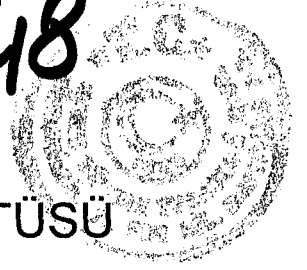


163448



T.C.

GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

FARKLI DEMİR VE ALÜMİNYUM ELEKTROT
BAĞLANTILARI İLE TEKSTİL
ATIKSULARININ
ELEKTROKOAGÜLASYONU

Murat EYVAZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI

Yrd.Doç.Dr. Mehmet KOBYA

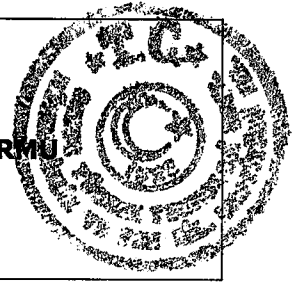
GEBZE

2006



**GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ
ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS JÜRİ ONAY FORMU



Murat EYVAZ'ın tez çalışması, G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 19.12.2005 Tarih ve 2005/42 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : Yrd. Doç. Dr. Mehmet KOBYA

ÜYE

: Prof. Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU

ÜYE

: Prof. Dr. Bülent KESKİNLER

ONAY

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun
..16.12.2006..... Tarih ve 2006/17..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

Bu çalışmada elektrokoagülasyon prosesi ile, elektrot bağlantı ve elektrot materyali çeşitliliğine dayanan değişik proses konfigürasyonları uygulanarak tekstil atıksuyu üzerindeki KOİ ve türbidite giderim verimleri araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar ve bipolar demir ve alüminyum elektrotların paralel veya seri olarak bağlandığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. KOİ ve türbidite giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve zaman gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Deney sonunda oluşan çamur miktarı da hesaplanarak, enerji tüketimi ile birlikte arıtma maliyetine etkisi de hesaplanmıştır. Giderme verimleri metreküp atıksu başına verildiği gibi çözülmüş elektrotun giderme kapasitesine göre de ayrıca hesaplanmıştır.

Demir elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon proseslerinde flok oluşumunda ve organik madde ile türbiditeyi adsorbe eden etkili tür $Fe(OH)_3$ olup, pH 6–7 aralığında iyi giderme verimlerinin elde edildiği bilinmektedir. Çalışmada özellikle pH 7’de yüksek KOİ ve türbidite giderimi görülmüştür. Ayrıca çözünen elektrotun giderme kapasitesinin de arttığı gözlenmiştir.

Alüminyum elektrotların kullanıldığı deneylerde kirleticilerin gideriminde pH 4.0–6.5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökeltme mekanizması ve pH>6.5 aralığında $Al(OH)_3$ ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin adsorpsiyon mekanizması etkili olmaktadır.

Elektrokoagülasyon deneylerinden sonra bu proses için optimum elektrot materyali ve proses konfigürasyonunun belirlenmesinin yanı sıra, EC’nin prensip olarak örnek alındığı kimyasal koagülasyon deneyleri de aynı tekstil atıksuyuna uygulanarak EC’nin teknik ve ekonomik verimliliği incelenmiştir.

SUMMARY

The purpose of this study is to research the removal of COD and turbidity from the textile wastewater by electrocoagulation process in terms with different process configurations such as various electrode materials and electrode connections. To remove these from the textile wastewater, an electrochemical reactor including monopolar or bipolar (aluminium/iron) electrodes in parallel or serial connections was designed. The effect of parameters such as pH, current density and operating time on COD and turbidity removal were investigated. In addition, amount of sludge occurred after electrocoagulation was calculated and considered with energy consumption in calculation of the treatment cost. Removal efficiencies were given per kg dissolved electrode material in addition to given per m³ of wastewater.

In iron case, Fe(OH)₃ is effective species and is known that good efficiency can be achieved on flock formation and adsorption of organics and turbidity at pH 6–7. At this pH range, especially at pH 7, high removal of COD and turbidity was observed in our study. Also removal capacity increase at soluble electrode was obtained.

In aluminium case, precipitation mechanism of monomeric and polymeric aluminium hydroxide species at pH 4.0–6.5 and adsorption mechanism of Al(OH)₃ and polymeric aluminium hydroxide species at pH>6.5 are effective on the removal of pollutants.

In addition to determining the optimal process conditions, such as, electrode material type and process configuration (electrode connections etc.), chemical coagulation experiment which is a model for EC in principle has been performed and compared with EC to investigate technical and economical efficiency of EC process.

TEŞEKKÜR

Tez çalışmalarım boyunca, her türlü desteklerini ve yapıcı eleştirilerini gördüğüm tez yöneticim Yrd. Doç. Dr. Sayın Mehmet KOBYA'ya,

Çalışmalarımın her aşamasında, laboratuvar ve yazım kısımlarının olgunlaşmasında yakın ilgi ve desteklerini gördüğüm Prof. Dr. Sayın Mahmut Bayramoğlu'na,

Tezi hazırlamam sırasında yardımlarını gördüğüm değerli arkadaşlarım Elif ŞENTÜRK ve Orhan Taner CAN'a,

Her konuda görüşlerinden yararlandığım Değerli Bölüm Hocalarıma,

En içten teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmamı tüm hayallerimi gerçekleştiren aileme ithaf ediyorum.

Ocak, 2006

Murat EYVAZ

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	iv
SUMMARY	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
TABLolar DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı	2
2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSULARI VE ARITIM TEKNOLOJİLERİ	3
2.1. Tekstil Endüstrisinde Üretim Proses ve İşlemleri	3
2.1.1. Pamuklu Tekstil Endüstrisi	8
2.1.2. Yünlü Tekstil Endüstrisi	8
2.1.3. Sentetik Tekstil Endüstrisi	8
2.2. Boyarmaddeler ve Boyama Atıksularının Özellikleri	9
2.2.1. Boyarmaddeler	9
2.2.1.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması	9
2.2.1.1.1. Çözünürlük Özelliklerine Göre Sınıflandırılması	9
2.2.1.1.2. Boyama Özelliklerine Göre Sınıflandırılması	11
2.2.1.1.3. Kimyasal Yapısına Göre Sınıflandırılması	15
2.2.2 Boyama Atıksularının Özellikleri	15
2.3. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu	16
2.3.1. Atıksu Karakterizasyonunda Temel Kirletici Parametreler	16

2.3.2 Pamuklu Tekstil Sanayi Atıksularının Karakterizasyonu	19
2.3.3. Yünlü Tekstil Sanayi Atıksularının Karakterizasyonu	19
2.3.4. Sentetik Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu	20
2.3.5. Tekstil Endüstrisi Atıksuları İçin Deşarj Standartları	20
2.4. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımı	25
2.4.1. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımında Kullanılan Yöntemler	25
2.4.1.1. Tekstil Atıksularının Biyolojik Oksidasyonu	25
2.4.1.2. Tekstil Atıksularının Kimyasal Oksidasyonu	31
2.4.1.3. Tekstil Atıksularının Kimyasal İndirgeme ile Arıtımı	36
2.4.1.4. Tekstil Atıksularının Membran Proseslerle Arıtımı	36
2.4.1.5. Tekstil Atıksularının Ters Osmoz ve Elektrodializ ile Arıtımı	37
2.4.1.6. Tekstil Atıksularının Adsorpsiyon ile Arıtımı	37
2.4.1.7. Tekstil Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı	38
3. ELEKTROKİMYASAL ARITIM PROSESLERİ	41
3.1. Elektrokimyasal Prosesin Esasları	41
3.1.1. Faraday Kanunu ve Akım Verimi	43
3.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri	45
3.2.1. Elektrooksidasyon Prosesi ve Uygulamaları	46
3.2.2. Elektroflotasyon Prosesi ve Uygulamaları	51
3.2.3. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulamaları	54
3.2.3.1. Elektrokoagülasyonun Teknolojisi	76
3.2.3.2. Elektrokoagülasyonun Teorisi	81
4. MATERYAL VE METOD	89
4.1. Materyal	89
4.2. Deney Düzenegi	89
4.3. Deneysel İşlem	93
4.4. Analitik Metod	94
4.4.1. Tekstil Atıksuyunda KOİ ve Türbidite Ölçümleri	94
4.4.2. Kullanılan Eşitlikler	95

5. TARTIŞMA VE SONUÇ	98
5.1. Tekstil Atıksuyunun CC'nunun Teknik Açından Değerlendirilmesi	98
5.1.1. CC Üzerine Koagülant Dozajının Etkisi	98
5.1.2. CC Üzerine Başlangıç pH'sının Etkisi	100
5.2. Tekstil Atıksuyunun Fe ve Al Elektrotlar İle Elektrokoagülasyonu	104
5.2.1. Teknik Değerlendirme	104
5.2.1.1. EC Üzerine pH'ın Etkisi	104
5.2.1.2. EC Üzerine Akım Yoğunluğunun Etkisi	118
5.2.1.3. EC Üzerine Zamanın Etkisi	129
5.2.1.4. EC Prosesinin Teknik Analizine Göre Sonuçlar	136
5.2.2. Ekonomik Değerlendirme	141
5.2.2.1. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Başlangıç pH'sının Etkisi	141
5.2.2.2. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Akım Yoğunluğunun Etkisi	147
5.2.2.3. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Zamanın Etkisi	151
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	158
KAYNAKLAR	160
ÖZGEÇMİŞ	173

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

		<u>Birim</u>
A	Aktif anot yüzey alanı	[cm ²]
AC	Alternatif akım	[Amper]
AKM	Askıda katı madde	[mg/l]
BOI ₅	Biyolojik oksijen ihtiyacı	[mg/l]
C _{0T}	Deneyin başında türbidite değeri	[NTU]
C _T	Deneyin sonunda türbidite değeri	[NTU]
CE	Faraday değerindeki kayıp veya akım verimi	[-]
CI	Colour index	[-]
ÇO	Çözünmüş oksijen	[mg/l]
DC	Direkt akım	[Amper]
E	Akım verimi	[-]
E	Elektrik enerjisi	[Wh]
EC	Elektrokoagülasyon	[-]
CC	Kimyasal Koagülasyon	[-]
F	Faraday sabiti 96485 C/mol	[C/mol]
I	Akım şiddeti	[A, mA]
I _j	Bir elektrottaki toplam akım	[A, mA]
İSKİ	İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi	[-]
J	Akım yoğunluğu	[mA/cm ²]
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı	[mg/l]
M	Teorik olarak çözünen metalin (mol olarak) miktarı	[mol]
m _{act}	Pratikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı	[mol]
M _A	Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı	[g]
M _{Ate}	Anot elektrottaki teorik çözünme miktarı	[g]
M _K	Pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı	[g]
M _T	Toplam çözünen elektrot miktarı	[g]
MA	Molekül ağırlığı	[g]
N	Çözünen metalin tesir değeri	[-]
pH	Çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyonu	[-]

q	Akımın miktarı (yük)	C
R _T	Türbidite giderme verimi	[-]
SKKY	Su Kalitesi Kontrol Yönetmeliği	[-]
T	Sıcaklık	[°C, °K]
T	Zaman	[sn, dak., h]
TOK	Toplam organik karbon	[mg/l]
V	Potansiyel Fark	[Volt]
V	Elektrolit hacmi	[ml, m ³]



ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
3.1 Elektrokimyasal Hücrenin Şematik Görünüşü	42
3.2 Elektrokimyasal Dönüşüm veya Parçalanma Şematik Görünümü	46
3.3 Pilot Ölçekte Bir Elektrooksidasyon Reaktör Sistemi	48
3.4 Elektrokoagülasyon prosesinde meydana gelen reaksiyon basamakları	56
3.5 Paralel Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	77
3.6 Seri Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	78
3.7 Seri Bağlı Bipolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	80
3.8 Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi	82
3.9 Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi	86
3.10 Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Al Türleri	87
3.11 Elektrokoagülasyonda Oluşacak Monomerik Al Türleri	88
4.1 Deney Düzeneginin Şematik Diyagramı	90
4.2 EC Sistemleri	91
4.3 Deney Düzeneginin Görünüşü	93
4.4 Elektrokoagülatörün Yakından Görünüşü	93
4.5 Absorbans-COD Konsantrasyonu Kalibrasyon Eğrisi	95
5.1 Koagülant Dozajının KOİ Giderimine Etkisi	100
5.2 Koagülant Dozajının Türbidite Giderimine Etkisi	100
5.3 Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi	101
5.4 Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi	102
5.5 CC'de Koagülant Dozajları İçerisindeki Metreküp Atıksu Başına Harcanan Demir ve Alüminyum Miktarlarına Karşılık % KOİ Giderimi	103
5.6 CC'de Koagülant Dozajları İçerisindeki Metreküp Atıksu Başına Harcanan Demir ve Alüminyum Miktarlarına Karşılık % Türbidite Giderimi	103
5.7 Demir Elektrotların Kullanıldığı Elektrokoagülasyon Prosesi Süresince pH Değişimi	115
5.8 Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı Elektrokoagülasyon Prosesi Süresince pH Değişimi	115
5.9 Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi	116

5.10	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi	116
5.11	Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi	117
5.12	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi	118
5.13	Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun KOİ Giderimine Etkisi	126
5.14	Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun KOİ Giderimine Etkisi	127
5.15	Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Türbidite Giderimine Etkisi	128
5.16	Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Türbidite Giderimine Etkisi	128
5.17	Demir Elektrotlar İçin Zamanın KOİ Giderimine Etkisi	137
5.18	Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın KOİ Giderimine Etkisi	137
5.19	Demir Elektrotlar İçin Zamanın Türbidite Giderimine Etkisi	138
5.20	Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Türbidite Giderimine Etkisi	138
5.21	Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Elektrot Tüketimine Etkisi	143
5.22	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Elektrot Tüketimine Etkisi	143
5.23	Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Enerji Tüketimine Etkisi	144
5.24	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Enerji Tüketimine Etkisi	144
5.25	Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Çamur Oluşumuna Etkisi	145
5.26	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Çamur Oluşumuna Etkisi	145
5.27	Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının İşletme Maliyetine Etkisi	146
5.28	Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının İşletme Maliyetine Etkisi	146
5.29	Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Elektrot Tüketimine Etkisi	148
5.30	Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Elektrot Tüketimine Etkisi	148
5.31	Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Enerji Tüketimine Etkisi	149
5.32	Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Enerji Tüketimine	

Etkisi	149
5.33 Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Çamur Oluşumuna Etkisi	150
5.34 Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Çamur Oluşumuna Etkisi	150
5.35 Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun İşletme Maliyetine Etkisi	151
5.36 Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun İşletme Maliyetine Etkisi	151
5.37 Demir Elektrotlar İçin Zamanın Elektrot Tüketimine Etkisi	152
5.38 Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Elektrot Tüketimine Etkisi	152
5.39 Demir Elektrotlar İçin Zamanın Enerji Tüketimine Etkisi	153
5.40 Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Enerji Tüketimine Etkisi	153
5.41 Demir Elektrotlar İçin Zamanın Çamur Oluşumuna Etkisi	154
5.42 Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Çamur Oluşumuna Etkisi	154
5.43 Demir Elektrotlar İçin Zamanın İşletme Maliyetine Etkisi	156
5.44 Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın İşletme Maliyetine Etkisi	156

TABLolar DİZİNİ

Tablo

Sayfa

2.1.	SDC izniyle Herbir Kimyasal Sınıf Uygulama sınırları Arasındaki Dağılım	6
2.2.	Boyaların Uygulama Sınıfları ve Kimyasal Tipleri	7
2.3.	Atıksu Karakterizasyonunda Kullanılan Temel Kirletici Parametreler	17
2.4.	Tekstil Üretim ve Terbiye İşlemi Atıksularının Deşarj Limit Değerleri	21
2.5.	Atıksuların Atıksu Altyapı Tesislerine Deşarjında Öngörülen Atıksu Standartları	22
2.6.	İSKİ Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Limitleri	24
2.7.	Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı	26
2.8.	Tablo 2.8. Kimyasal Oksidasyon İşlemleri ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı	32
2.9.	Kimyasal Koagülasyon Uygulamaları	39
3.1.	Elektrokimyasal Yükseltgenme ve İndirgenme Reaksiyonları	42
3.2.	Bazı Anot Elektrotlarının Renk ve COD Giderim Sonuçları	47
3.3.	Elektrokoagülasyonun Avantajları	58
3.4.	Elektrokoagülasyonun Dezavantajları	58
3.5.	Ticari Çamaşırhaneler Atıksuları	69
3.6.	Acil Durumlarda (Deprem, yangın, fırtına veya toksik kirlenme gibi) EC ile İçme Suyu Eldesi	70
3.7.	Et İşleme Atıksularının EC Arıtım Sonuçları	70
3.8.	Domuz Mezbahane, İşleme ve Paketleme Proses Atıksularının EC Arıtım Sonuçları	70
3.9.	Piliç İşleme Tesisi Atıksularının EC Arıtım Sonuçları	71
3.10.	Balık İşleme Tesisi Atıksuları EC Arıtım Sonuçları	71
3.11.	Salata Yağı Üretim Tesisi Atıksuları EC Arıtım Sonuçları	71
3.12.	Salata Sosu Üretim Tesisi Atıksuları	71
3.13.	Elektrokaplama Endüstrisi Atıksularının Arıtımı	72
3.14.	Nükleer Tesis Soğutma Sularından Metal İyon İzotoplarının Giderimi	72

3.15	EC ile Kentsel Atıksu Arıtım Sonuçları	72
3.16	İçilebilir su arıtımı	73
3.17	EC ile Kentsel Atıksu Arıtım Sonuçları	74
3.18	Taşıt Yıkama ve Buharla Temizleme Atıksuları EC Arıtım Sonuçları	74
3.19	Kent Kanalizasyonu (POTW Deşarj Suları)	75
3.20	Tekstil ve Boyama Endüstrisinde Renk Giderimi	76
3.21	Fe^{3+} ve Fe^{2+} Sulu Ortamda Oluşan Hidroksi Kompleks Türleri	82
3.22	Al^{3+} Sulu Ortamda Oluşan Hidroksi Kompleks Türleri	86
4.1	Kullanılan Tekstil Atıksuyunun Özellikleri	89
4.2	Demir Elektrot Analiz Raporu	92
4.3	Alüminyum Elektrot Analiz Raporu	92
5.1	Tekstil Atıksularının Kimyasal Koagülasyonu	99
5.2	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	108
5.3	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	110
5.4	Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	111
5.5	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	112
5.6	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	113
5.7	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	114
5.8	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	120
5.9	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	121
5.10	Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	122
5.11	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	123

5.12	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	124
5.13	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	125
5.14	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	130
5.15	Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	131
5.16	Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	132
5.17	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	133
5.18	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	134
5.19	Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları	135
5.20	EC ve CC Proseslerinin Teknik Açından Karşılaştırılması	140
5.21	İşletme Maliyetinin Hesaplanmasında Kullanılan Ekonomik Faktörler	141
5.22	Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyonun Teknik ve Ekonomik Özelliklerinin bir Arada Karşılaştırılması	157

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Her geçen gün artan nüfus ve gelişen teknoloji ile birlikte yeni endüstri dalları ortaya çıkmış, mevcut endüstri dalları ise artan nüfus ile kapasitelerini artırmıştır. Bu durum mevcut doğal kaynakların ve bunların en önemlisi olan suyun kullanımını artırmaktadır. Kullanılan bu sular kirlenmiş olarak tekrar doğal su ortamlarına verilmektedir. Endüstrilerden kaynaklanan atıksular, evsel atıksulara göre kaynak, miktar ve karakter açısından büyük farklılıklar gösterirler. Endüstriyel atıksuların doğaya yaptığı etkiler çok daha önemli düzeyde, doğal dengeyi değiştirici ve bazı durumlarda geri dönülmez nitelikte olmaktadır. Doğal kaynak sınırlılığı ve bizden sonraki nesillerin de bu kaynaklardan faydalanması gerektiğinden doğal kaynakların korunması gerekliliği çevre bilincini ortaya çıkarmıştır. Çevrenin kirlenmesine neden olan etkenlerin kontrol altına alınması ve endüstri tesislerinin kullanılmış sularının doğal su ortamlarını kirletmesini engelleyecek şekilde arıtılması gerekmektedir.

Türkiye’de endüstriyel kirlenme konusunda 1974 yılına kadar yapılmış bir yasal düzenleme bulunmamaktadır. 1974 yılında 1380 sayılı Su Ürünleri Kanunu çerçevesinde endüstriler için deşarj standartları getirilmiştir. 1983 tarihli Çevre Kanunu’nda endüstriyel kirlenme kontrolü, genel kirlenme kontrolü çerçevesinde belirli esaslara bağlanmıştır. Bunların dışında belediyelerce ön arıtma standartları yürürlüğe konulmuştur. Bunların ilki İSKİ Atık Suların Kanalizasyon Şebekesine Deşarj Yönetmeliği’dir. Bu yönetmeliği İzmit ve Adana ’da devreye giren ön arıtma standartları izlemiştir. Türkiye’de en gelişmiş endüstri dalı tekstildir. Tekstil endüstrisi Türkiye ’de toplam endüstriyel üretimin %20’sini oluşturmaktadır [1].

Tekstil endüstrisinin yüksek su tüketimi dolayısıyla atıksu üretimi fazladır. Bu atıksuların kirlilik kaynağı liflerde mevcut olan safsızlıklar, kullanılan kimyasal maddeler ve boyamada kullanılan boyar maddelerdir. Boyar madde atıksuya renk vermektedir. Renkli tekstil atıksuları alıcı su ortamlarında birikerek suyun hem estetik görünümü bozar hem de ışık geçirgenliğini azaltır. Işık geçirgenliğinin azalması ve çözülmüş oksijen miktarının düşmesi canlıların yok olmasına sebep olmakla beraber suyun yeniden kullanım imkânlarını da kısıtlamıştır. Aynı zamanda bazı boyar maddelerin toksik maddeler içerdiği de bilinmektedir.

Literatürde tekstil atıksularından renk giderilmesi ve arıtılması konusunda birçok yöntem geliştirilmiştir. Daha önce denenmiş olan biyolojik oksidasyon, kimyasal çöktürme, klorlama, ozon, adsorbsiyon, kimyasal oksidasyon ve membran prosesler yanında son yıllarda boyarmadde içeren tekstil atıksularının arıtılmasında elektrokimyasal yöntemler başarı ile kullanılmaktadır.

Yokovlev ve arkadaşları, boya içeren atıksuların elektrokimyasal arıtımında oluşan yükseltgenme ürünlerini incelemiştir. Deney sonunda ağartılmış suyun toksik olmadığı bildirilmiştir [2].

Naumezyk ve arkadaşları, yüksek Cl^- iyonu konsantrasyonuna sahip bir tekstil atıksuyunu Ti/RuO_2 , Ti/Pt ve $Ti/Pt/Ir$ gibi elektrot kullanılarak elektrokimyasal olarak arıtmaya çalışmıştır. Elektrokimyasal oksidasyon sonucu COD giderme verimi kullanılan Ti/RuO_2 , Ti/Pt ve $Ti/Pt/Ir$ elektrotlara göre sırasıyla %92, %87.5 ve %85.2 olarak gerçekleşmiştir [3].

1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Bu çalışmada; polipropilen iplik üretim/boyama yapan bir tekstil fabrikası atıksularının demir ve alüminyum elektrotların çeşitli konfigürasyonlarda kullanılarak elektrokoagülasyon ile arıtımı araştırılmıştır.

Elektrokoagülasyonla COD ve türbidite giderimi üzerine; pH, akım yoğunluğu ve zaman gibi parametrelerin etkisi incelenmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde akım yoğunluğu, Faraday, elektrik ve elektrot tüketimleri değerleri hesaplanmıştır.

2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSULARI VE ARITIM TEKNOLOJİLERİ

2.1. Tekstil Endüstrisinde Üretim Proses ve İşlemleri

Tekstil endüstrisi kategorisi, tabii ve fabrikasyon elyafları kullanarak kumaş ve diğer tekstil ürünleri üreten tesisleri kapsar. Fabrikasyon elyafların üretimi ve giyim sanayi bu kategori dışındadır. Tekstil endüstrisi tabii ve fabrikasyon ipliklerin hazırlanması, dokuma, örme veya başka yöntemlerle kumaş, triko, halı gibi tekstil ürünleri haline getirilmesi, iplik ve kumaşlara boya, baskı, apre gibi terbiye işlemlerinin uygulanması adımlarını içerir.

Tekstil endüstrisi Cumhuriyet dönemine sayısı 10'dan az pamuk ipliği fabrikası ile girmiş, sonra en hızlı gelişen sektörlerden biri olmuştur. Halen Türkiye sanayisindeki payı %20'nin üzerindedir. Endüstri, İstanbul, Adana ve İzmir illerinde yoğunlaşmakla birlikte hemen tüm yurda dağılmış bulunmaktadır. Farklı tekstil boyalarının kimyasal özellikleri çok fazla değişmekte olup, boyanacak malzemeye göre seçilir. Bundan dolayı boyama işlemi atıksu bileşimi üretilen tekstil ile değişir. Tekstil boyaları sürekli gelişerek yenilenir; yeni ve daha iyi tekstil boyaları üretilmek istenir (boya geliştirmede daha az yardımcı kimyasal kullanımı, tekstil endüstrisi atıksuları ile çevre problemlerinin azaltılması gibi). Bir boyama işleminde çok karışık veya kompleks bir atıksuyun oluşumu ile sonuçlanan farklı kimyasal sınıftan çok sayıda boyalar kullanılır. 1978 yılında bu %2 veya 9000 ton tahmin edilmekteydi ki dünya çapında 450000 ton boya üretildi. Üretim işlemlerinden 40000 ton veya %9 boya deşarj edilmiştir. Tekstil boyalarını kullanan tüm endüstrilerden deşarj edilen boya yaklaşık olarak toplam 50000 ton olduğu belirtilmiştir [11]. 2000 yılında lif tüketiminde ortalama dünya çapında büyümesinin 23 milyon ton yükselecek pamuk tüketimi ile %2.2–2.6 olacağı ifade edilmektedir. Pamuk tüketiminin artmasıyla aynı zamanda boya tüketiminin de artacağı, sonuçta tekstil boyalarını içeren atıksu probleminin etkisinin de büyüyeceği açıktır. Moda, tekstil atıksularının bileşiminde önemli rol oynar. Kumaş, boyama işleminde kullanılan boyaları ve tiplerini etkilemektedir. Son yıllarda moda olan siyaha boyanmış kotların üretiminde, arıtılması oldukça zor olan çok yüksek renkli atıksular oluşmaktadır. Tekstil endüstrisindeki durgunluk boya kullanımının çok az da olsa düşmesine rağmen

arttığını; bu durumun dünyadaki bazı bölge ve ülkelere göre değiştiğini göstermektedir. Reaktif tekstil boyaların kullanımı ve pamuk popülerliği problemi şiddetlendirmiştir.

Tekstil endüstrisinde kullanılan boya tiplerinde bir diğer önemli faktör teknik ve ekonomik faktörlerdir. Modern tekstil boyaları, yapısını ve rengini sürdürmek için oldukça yüksek kimyasal ve fotolitik kararlılığa sahip olması gerekir. Tekstil boyaları güneş ışığı, su, sabun, ağartıcı ve ter gibi parametrelere maruz kaldığından zamanla renginin bozulma direncine göre dizayn edilirler. Tekstil yapımında biyolojik parçalanmaya karşın özellikle pamuk gibi doğal lifler çok fazla kullanılmaktadır. Bunlar anti mikrobiyal ajanlardır [109]. Boyalar deşarj edildikleri ortama zarar vermeyebilir fakat bu, ortamın bir içme suyu kaynağı veya başka amaçlarla kullanılabilirliğini göstermez. Eğer su renklenmiş ise kullanımı sınırlandırılabilir çünkü bu durumun estetiği şikayetlere yol açabilir ve mümkün bir deşarj limiti ihlali mevcut olabilir. Bundan dolayı tekstil atıksularının karakterizasyonu için birçok çalışmalar yapılmaktadır.

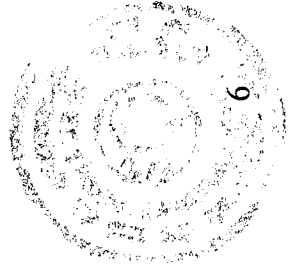
Boyalar için en iyi bilinen uluslararası sınıflandırma sistemi Colour Index'tir. Society of Dyers and Colourists tarafından 1924'te bulunmuştur. Bu sınıflandırmada ilk olarak boyalar uygulama özelliklerine göre tanımlanan jenerik isimler altında toplanmakta ve kimyasal yapısı biliniyorsa ona göre de CI numarası atanmaktadır. CI numaraları ve jenerik isimlerin şirketler tarafından kullanılması için şirketlerin Society of Dyers and Colourists'e kayıt olmaları gerekir. Boyalar kimyasal özelliklerine göre veya uygulama metoduna göre sınıflandırılabilir. Tablo 2.1'de herbir kimyasal sınıf ile uygulama sınırları arasındaki dağılım gösterilmektedir [110]. Tablo 2.2. 'de boya sınıfları, uygulama metodları ve kimyasal tipleri gösterilmektedir [110]. Sülfür boyaları Tablo 2.1'de gösterilmemektedir. Bunun nedeni yapılarının tanımsız olmasından dolayı ve bu yüzden verilen kimyasal sınıflardan herhangi birine uymadığı içindir. Literatürde boyaların bir tanımını, onların karakteristiklerini ve uygulamalarını bulabilirsiniz [111]. Son yıllarda Alman hükümeti tarafından bazı azo boyaları, vücuda temas eden ürünlerde karsinojenik aminler ürettiği gerekçesiyle yasaklanmıştır. Fakat aminleri salan birçok asit ve direkt boyalar örneğin benzidin, tolidin ve odianisidin kullanılmaktadır [112]. 1986 yılında İngiltere 'deki Sağlık Örgütü tarafından boya tozları ile temas edildiğinde ve aerosoller tarafından

solunduğunda sağlığı bozacağı uyarısı bildirilmiştir. Gerekli önlemler ve güvenlik ölçümleri alınmadan boyaların kullanımı (özellikle kimyasal olanları) tehlike içerebilir. 1990'da Shore asit boyalar için colour indekste 2000'nin üzerinde giriş yapıldığını ve bunların %55 'inin hala kullanımda olduğunu söylemektedir. Bir sonraki sırayı direk boyalar (~1450 giriş, %40 aktif) ve dispers boyalar (~1250 giriş, %60 aktif) almaktadır. Reaktif boyaların (%75 aktif), solvent boyaların (%60 aktif) ve pigmentlerin (%60 aktif) kullanımı artmaktadır fakat vat boyaların (%45 aktif) ve mordan boyaların (%33 aktif) kullanımında düşüş gözlenmiştir [111].

Tekstil endüstrisinin hammaddesi elyaftır. Doğal elyaflar arasında pamuk, keten, kenevir, yün, ipek, mohair ve kıllar, fabrikasyon elyaflar arasında reyon, kazein, asetat-selüloz ester, naylon, polyester, akrilik ve vinil bulunur. Tekstil endüstrisinde yer alan proses ve işlemler işlenen elyafla bazı farklılıklar göstermekle beraber çoğunlukla benzerdir. Pamuklu yün ve sentetik elyaflar için üretim aşamaları aşağıda özetlenmiştir [1].

Tablo 2.1. SDC İzniyle Herbir Kimyasal Sınıf Uygulama Sınırları Arasındaki % Dağılım

Kimyasal Sınıf	Asidik	Bazik	Direkt	Dispers	Mordan	Pigment	Reaktif	Solvent	Vat
Akridin	-	92	-	4	-	-	-	4	-
Aminoketon	11	-	-	40	8	-	3	8	30
Antrakuinon	15	2	-	25	3	4	4	9	36
Azin	39	39	-	-	-	3	-	19	-
Formazan	70	-	-	-	-	-	30	-	-
Indigoit	2	-	-	-	-	17	-	-	81
Metal karışımli azo	65	-	10	-	-	-	12	13	-
Methine	-	71	-	23	-	1	-	5	-
Nitro, nitroso	31	2	-	48	2	5	-	12	-
Oksazin	-	22	17	2	40	9	10	-	-
Phthlolyanin	14	4	8	-	4	9	43	15	3
Quinophthalone	30	20	-	40	-	-	-	10	-
Stilben	-	-	98	-	-	-	-	2	-
Tiyazin	-	55	-	-	10	-	-	10	25
Tiyazol	-	5	95	-	-	-	-	-	-
Üçlü Metan	35	22	1	1	24	5	-	12	-
Metalsizleştirilmiş Azo	20	5	30	12	12	6	10	5	-
İksantat	33	16	-	-	9	2	2	38	-



Tablo 2.2. Boyaların Uygulama Sınıfları ve Kimyasal Tipleri

Sınıf	Substrat	Uygulama Metodu	Kimyasal tipler
Asit	Naylon, yün, ipek, kağıt, mürekkepler ve deri	Genellikle tarafsızdan asidik boya havuzlarına.	Yarı metalli azo, antrakuinon, azin, iksantat, nitro ve nitroso Azo
Azoyük Bileşikler ve Karışımlar	Pamuk, rayon, seldülozik asetat ve polyester	Kavrama bileşikler ile etkilenmez liflerde ve diazonyum tuzu ile stabil haldeki çözeltiyle artımda. Asidik boya havuzlarından uygulanır.	
Bazik	Kağıt, poliakrilonitril, değiştirilmiş naylon, polyester ve mürekkepler		Diazakarbosiyanin, siyanin, hemisiyanin, diazahemisiyanin, difenilmetan, uçlu metan, azo, azin, iksantat, acridin, Oksazin, Antrakuinon
Direkt	Pamuk, rayon, kağıt, deri ve naylon	Tarafsız veya ek elektrolit içeren alkalın havuzlarından uygulanır.	Azo, Phtholocyenin, stilben, Oksazin.
Dispers	Polyester, poliamid, asetat, akrilik ve plastik	Çok küçük süspanse partiküller yüksek sıcaklık basınç veya düşük sıcaklıkta taşıyıcı metotlar kullanılarak uygulanır.	Azo, Antrakuinon, sitiril, nitro ve benzodifüranon
Mortan Oksidasyon tabanlılar	Yün, deri ve anyonik alüminyum Saç, kürk ve pamuk	Cr tuzları ile şelat şeklinde bağlanır. Substrat üzerine aromatik aminlerin ve fenollerin oksidasyonu.	Azo, Antrakuinon Anilin siyah ve belirsiz yapılar
Pigmentler	Boyama boyaları, mürekkepler, plastikler ve tekstiller	Lif üzerine reçine ile yazma veya kütlede dispersiyonla	Azo, bazik, Phtholocyenin, quinakridon ve indigoid
Reaktif	Pamuk, yün, ipek ve naylon	Boyadaki reaktif kısım fonksiyonel grupla lif üzerine bağlanır.	Azo, Antrakuinon, Phtholocyenin, formazan, Oksazin ve bazik
Solvent	Plastikler, benzin, vernik, lake, renk değiştiriciler, mürekkepler, yağlar, sıvı yağlar ve parafin.	Substratta çözülmekle	Azo, triphenylmetan, Antrakuinon, Phtholocyenin
Sulfür	Pamuk ve rayon	Aromatik maddeler lif üzerine sodyum sülfid ve çözünmeyen oksitleyici sülfür bileşikleriyle yapılır.	Belirsiz yapılar
Vat	Pamuk, rayon ve yün	Sodyum hidrojen sülfid ile indirgenen suda çözünmeyen boyalar, lif üzerine uygulanır ve oksitler.	Antrakuinon(polisülfidkuunonlar dahil) ve indigoids





2.1.1. Pamuklu Tekstil Endüstrisi

Pamuk elyafı, iplik yapımı, dokuma hazırlık ve ürünlerinin terbiyesi olarak üç aşamada işlenir. İplik yapımı, açma temizleme, tarama, çekme, eğirme, bobinleme gibi işlemleri kapsar. Bunlar çoğunlukla mekanik kuru işlemlerdir. Dokuma hazırlık işlemleri, bobin ve çile hazırlaması, çözgüler, tahar, haşılama ve dokuma işlemlerini kapsar, bu işlemler de kuru işlemlerdir. Terbiye işlemlerinde önemli miktarlarda su kullanımı vardır. Başlıca terbiye işlemleri haşıl sökme, yıkama, pişirme, merserizasyon, kasar, boyama ve apre işlemleridir. Haşıl sökme, dokuma sırasında aşınma ve germeyi önlemek için uygulanan nişastanın asit veya enzimle giderilmesi işlemidir. Pişirme işlemi bir bazla pamuklu ürünün kaynatılması ve temizlenmesi işlemidir. Kasar; klorit, hipoklorit veya hidrojen peroksit kullanılarak temizlenmesi işlemidir. Boyamada reaktif naftol, direkt, kükürtlü, indigo gibi çeşitli boya türleri kullanılır. Kasar ve boya çok su kullanılan işlemlerdir. Apre son ürüne tutum, buruşmazlık, çekmezlik, su geçirmezlik gibi özelliklerin kazandırıldığı son işlemlerdir.

2.1.2. Yünlü Tekstil Endüstrisi

Pamuklu tekstil ile aynı aşamalarda gerçekleştirilen yünlü tekstil işlemlerinde ilk ve en önemli fark yünün (yaprak, yapağı) yıkanmasıdır. Çok kirli yağlı atıksu oluşturan bu işlem ayrı bir alt kategori oluşturur. İlk aşamada yün aşama, tarıklama gibi işlemler yapılır ve kamgarn veya strayhgarn iplik olarak sentetik madde katkıları da yapılarak bobinlere sarılır ve dokunur. Terbiye işlemleri arasında karbonizasyon, dinkleme, yıkama, boyama ve apre işlemleri yapılır. Boyamada başlıca asit, metalize ve mordan boyalar kullanılır, sonra sıcak asit, metalize ve mordan boyalar kullanılır, sonra sıcak su veya kimyasal maddeler ile fisaj yapılır. Apre işlemleri keçeleşmezlik işlemi ve pamuklu kumaşlara uygulanan diğer işlemleri kapsar.

2.1.3. Sentetik Tekstil Endüstrisi

Selülozik ve organik polimerlerin elyafları, pamuk ve yünlere karıştırılarak veya ayrı olarak iplik hazırlama, haşıl sökme, boyama ve apre işlemlerinden geçer.



Boyamada asit, bazik, dispers ve naftol gibi boyalar kullanılır. İpek iplik üretiminde ipek çekimi, liflerin terbiyesi, yıkama, ağartma, boyama işlemleri bulunur. Halı üretimi lâteks ile taban kaplaması işlemini içerir. Keçeleştirilmiş ve dokusuz yüzeyli kumaş üretimi de keçeleştirme, yıkama boyama vb. işlemlerini kapsar.

2.2. Boyarmaddeler ve Boyama Atıksularının Özellikleri

2.2.1. Boyarmaddeler

Boyarmaddeler, diğer maddelerle az veya çok renk verebilen, kendisinde renkli olan maddelerdir. Boyarmaddenin tekstil boyama prosesinde kullanılabilmesi, için gerekli iki özelliği, renkliliği ve elyaf üzerine bağlanabilmesidir. Bütün renkli organik bileşikler, rengi oluşturan doymamış kromofor grubu içerirler. Bu grubu taşıyan bileşiklere kromojen adı verilir. Bir kromojenin boyarmadde olabilmesi için molekülde kromofordan başka oksokrom adı verilen amino ($-NH_2$), yer değiştiren amino ($-NHR$, $-NR_2$), hidroksil ($-OH$), metoksil ($-OCH_3$), sülfonik ($-SO_3H$) ve karboksil ($-COOH$) gruplarının da bulunması gerekir. Bu gruplar aynı zamanda molekülün elyafa karşı affiniyete sahip olmasını ve suda çözünmesini de sağlar. Kromofor grupları; nitro ($R.NO_2$), nitrozo (N_2O), azo ($-N=N-$), karbonil ($C=O$), etilenik çifte bağ ($-C=C-$), tiyokarbonil ($-C=S-$) gibi çifte bağlı gruplardan oluşur [4, 5].

2.2.1.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması

2.2.1.1.1. Çözünürlük Özelliklerine Göre Sınıflandırma

1. Suda Çözünen Boyarmaddeler

Boyarmadde molekülü en az bir tane tuz oluşturabilen grup taşır. Sentez esnasında kullanılan başlangıç maddeleri suda çözüldürücü grup içermiyorsa, bu grubu boyarmadde molekülüne sonradan eklemek suretiyle de çözünürlük sağlanabilir. Ancak boyarmadde sentezinde tercih edilen yöntem, başlangıç maddelerinin iyonik grup içermesidir. Suda çözünebilen boyarmaddeler tuz teşkil edebilen grubun karakterine göre 3'e ayrılır.

Suda Çözünen Anyonik Boyarmaddeler: Suda çözünen grup olarak en çok sülfonik ($-\text{SO}_3$), kısmen de karboksilik (COO^-) asitlerin sodyum tuzlarını içerirler. ($-\text{SO}_3\text{Na}$ ve $-\text{COONa}$). Renk, anyonun mezomerisinden ileri gelir.

Suda Çözünen Katyonik Boyarmaddeler: Moleküldeki çözünürlüğü sağlayan grup olarak bir bazik grup ($-\text{NH}_2$), asitlerle tuz teşkil etmiş halde bulunur. Asit olarak anorganik asitler (HCl) veya $(\text{COOH})_2$ gibi organik asitler kullanılır.

Zwitter İyon Karakterli Boyarmaddeler: Moleküllerinde hem asidik hem de bazik gruplar bulunur ve bir iç tuz oluştururlar. Boyama esnasında bazik veya nötral ortamda anyonik boyarmadde gibi davranırlar.

2. Suda Çözünmeyen Boyarmaddeler

Tekstilde ve diğer alanlarda kullanılan, suda çözünmeyen boyarmaddeler çeşitli gruplara ayrılabilir.

3. Substratta Çözünen Boyarmaddeler

Suda çok ince süspansiyonları halinde dağıtırlar. Özellikle sentetik elyaf üzerinde uygulanan dispersiyon boyarmaddeleri bu sınıfa girer.

Organik Çözücülerde Çözünen Boyarmaddeler: Bu sınıfa giren boyarmaddeler her çeşit organik çözücüde çözünürler. Solvent boyarmaddeleri de denilen bu boyarmaddeler spre y veya lak halinde uygulanabilirler. Vaks, petrol ürünleri ve matbaa mürekkebinin renklendirilmesinde kullanılırlar.

Geçici Çözünürlüğü Olan Boyarmaddeler: Çeşitli indirgeme maddeleri ile suda çözünebilir hale getirildikten sonra elyafa uygulanabilirler. Daha sonra elyaf içinde iken yeniden yükseltgenerek suda çözünmez hale getirilirler. Küpe ve kükürt boyarmaddelerinin uygulanması bu prensibe göredir.

Polikondensasyon Boyarmaddeleri: Elyaf üzerine uygulanırken veya uygulandıktan sonra birbiri ile veya başka moleküllerle kondanse olarak büyük moleküller oluşturan boyarmaddelerdir. Bunlardan Inthion boyarmaddeleri elyaf üzerinde sodyum sülfür ile polimer yapıda disülfürleri oluştururlar.

Elyaf İçinde Oluşturulan Boyarmaddeler: Elyaf içinde kimyasal bir reaksiyon ile iki ayrı bileşenden oluşturulan boyarmaddeler bu sınıfa girer. Suda çözünmeyen pigmentlerdir. Azoik boyarmaddeler ve ftalosiyaninler bu sınıfa girer.

Pigmentler: Boyarmaddelerden farklı yapıda, elyafa ve diğer substratlara karşı affinitesi olmayan bileşiklerdir. Pigmentler süspansiyonları halinde kuruyan yağlar ve reçineler içinde uygulanırlar.

2.2.1.1.2. Boyama Özelliklerine Göre Sınıflandırma

Genellikle boyama uygulayıcıları, boyarmaddenin kimyasal yapısına değil, onun hangi yöntemle elyafı boyayabildiğine bakmaktadırlar. Bu nedenle boyama özelliğine göre sınıflandırma yapılmıştır.

1. Bazik (katyonik) Boyarmaddeler

Bunlar organik bazların hidroklorürleri veya asetat tuzları şeklindedir. Renkli kısım katyon olup, pozitif yük taşıyıcı olarak N ve S atomu içerirler. Bazik (proton alan) olarak etki ettiklerinden sulu çözeltilerde bulunan boyarmadde katyonu elyafın anyonik gruplarıyla elyaf-boyarmadde tuzunu oluştururlar.

Bazik boyarmaddelerin en karakteristik özellikleri parlak olmaları ve geniş renk şiddetleridir. Yün, ipek ve pamuk üzerinde ışığa ve yıkamaya karşı mukavemetleri çok düşüktür. Günümüzde, bazik boyarmaddeler pamuk boyamada pek kullanılmazlar, çünkü reaktif boyarmaddelerle pamuk üzerinde çok parlak renkler elde edilebilmektedir. Ancak poliakrilonitril üzerinde ışığa dayanıklılıkları iyi olduğundan “orlon” boyanmasında geniş olarak kullanılır. Genellikle asetik asit ve tannik asit ile ve 80-90 °C’de boyama yapılıır [6].

2. Asit Boyarmaddeler

Moleküllerinde sülfonil (-SO₄H) veya karbonik asit (-COOH) grubu içerirler. Asit boyarmaddeler genellikle protein elyafın boyanmasında kullanılırlar. Öncelikle yün, ipek, poliamid (nylon) katyonik modifiye akrilik elyafı, deri ve besin

maddelerinin boyanmasında kullanılır. Asit boyarmaddeler, 60-80 °C 'de düşük veya nötr pH değerlerinde kullanılır [6].

3. Direkt Boyarmaddeler

Bunlar genellikle sülfonik asitlerin, bazen de karboksilli asitlerin sodyum tuzlarıdır. Renkli kısmı oluşturan iyon, anyon şeklindedir. Yapı bakımından pek çoğu azo boyarmaddeler grubuna girer ve (boya.SO₃)-Na⁺ genel formülüyle ifade edilir.

Direkt boyarmaddelerin selülozik elyafa bağlanmasında, boyarmaddelerin elyaf üzerinde yaklaşmasından sonra elyaf üzerine çekilebilmesi için elyaf yakınlarında konsantrasyonların çok büyük olması gerekir. Bu ancak boyarmadde kümelerinin oluşması ile mümkündür. Boyarmadde molekülleri van der Waals ve hidrojen bağları sayesinde kümeleşir ve boyarmaddeler elyafı çok küçük olan kanallara difüzenir. Boyarmadde konsantrasyonlarının çok yüksek olduğu yerlerden, düşük olduğu yerlere doğru hareket edebilirler. Kaynatma ile hareketlenen boyarmaddeler tuz ilavesiyle çözeltide dağılırlar ve ısıtıcı ile birlikte doğrudan uygulanabilirler [6].

Direkt boyarmaddeleri ucuz olmaları, boyama işlemlerinin basit oluşu ve boyama sırasında elyafın yıpranmaması gibi özelliklerinden dolayı tercih edilirler. Genellikle selülozik elyafın boyanmasında, bazen de, kağıt, deri, ipek, naylon boyamada kullanılırlar. Boyama sırasında sıcaklık yüksek olduğu gibi, boya banyolarına sodyum klorit veya sülfat eklenir.

4. Reaktif Boyarmaddeler

Elyaf üzerine kovalent bağla bağlanan bu boyarmaddeler selülozik elyaf, yün, ipek ve poliamid boyamada yaygın olarak kullanılır. Kimyasal reaksiyon sonucu kovalent bağ oluşturduklarından, elde edilen boyanın yıkamaya karşı dayanıklılığı yüksek ve renkler çok parlaktır. Boyama soğukta bekletmeyle yapıldığı için enerji tasarrufu sağlanır. Reaktif boyarmaddelerin molekülleri çok küçük olduğundan elyaf içine difüzyon hızları büyüktür, dolayısıyla boyama kısa sürede tamamlanır. Reaktif

boyarmaddeler ile yapılan yün boyama, nötr pH değerinde zayıf asit banyolarında yapılır [6].

5. Sülfür Boyarmaddeler

Sülfür boyarmaddeler amino ve nitro grupları içeren organik bileşiklerin, sülfür veya sodyum sülfid ile yüksek sıcaklıkta reaksiyonu sonucu elde edilir ve genellikle alkali banyolarda pamuk elyafın boyanmasında kullanılır. Ayrıca poliamid ve viskon rayon boyamada kullanılabilirler. Genellikle koyu mavi, siyah, kahve gibi koyu renkleri kullanılır. Sülfür boyalar suda çözünmezler, kimyasal indirgeyici maddelerle alkali çözeltide çözünür hale getirildikten sonra yüksek sıcaklıkta (100 °C 'de) kullanılırlar [6].

6. Küpe Boyarmaddeler

Moleküllerinde en az iki oksijen atomu içeren renkli bileşiklerdir. İri, ince ve çok ince toz halinde bulunabilirler. Donmaya karşı dayanıklı, kurumayan, çökmeyen, dispersiyon haline getirilmiş sıvılarda yaygın olarak kullanılır. Bu boyarmaddeler karbonil grubu içerir ve suda çözünmezler. Bunlar sadece indirgeme ile suda çözünür hale getirilerek boyamada kullanılırlar. Daha sonra oksidasyonla yeniden çözünemez hale getirilirler. İndirgeme aracı olarak Na_2SO_4 , NaOH ve NaHSO_3 kullanılır. Oksidasyon için ise hava kullanılır. Daha çok selülozik, kısmen de protein elyafın boyanmasında kullanılır. Işığa, yıkamaya, sürtünmeye karşı dayanıklıdırlar [6].

7. Mordan Boyarmaddeler

Bunlar asidik veya bazik fonksiyonel gruplar içerirler. Bitkisel ve hayvansal elyaf ile kararsız bileşikler oluştururlar. Bu nedenle, hem elyaf hem de boyarmaddeye karşı aynı ilgiyi gösteren bir madde önce elyafa yerleştirilir, daha sonra elyaf ile boyarmadde suda çözünmeyen bir bileşik vermek üzere reaksiyona sokulur. Mordan olarak genellikle krom, bazen de Al, Sn, Fe, Cr tuzları kullanılır. Değişik şekillerde mordanlama gerçekleştirilebilir. Boyamadan önce mordanlama yapıldığında, krom bileşikleri katıldıktan sonra boyama gerçekleştirilir, daha sonra da krom indirgemek için potasyum hidrojen tartarat kullanılır. Boyama ve klorldama

işlemi aynı anda aynı banyo içinde yapıldığı zaman ise pH 6 civarına getirilerek, amonyum sülfat ve potasyum kromat eklenir. En çok kullanılan ve hızlı olan, yün boyandıktan sonra krom katılarak yapılan boyamadır [6].

8. Metal-Kompleks Boyarmaddeler

Belirli gruplara sahip bazı azo boyarmaddeleri ile metal iyonlarının kompleks teşkili ile oluşturdukları boyarmaddelerdir. Kompleks oluşumunda azo grubu rol oynar. Metal katyonu olarak Co, Cr ve Ni iyonları kullanılır. 1:1 ve 1:2'lik metal kompleks boyarmaddeler olmak üzere ikiye ayrılır. Krom kompleksleri daha çok yün, poliamid; bakır kompleksleri ise pamuk ve deri boyamacılığında kullanılır. Işık ve yıkama haslıkları yüksektir.

9. Pigment Boyarmaddeler

Tekstil elyafı organik ve anorganik pigmentlerle boyanabilir. Çoğunlukla organik olanları tercih edilir. Pigmentlerin elyaf affinitesi yoktur. Kimyasal bağ ve absorpsiyon yapmazlar. Elyaf üzerine bağlayıcı madde denilen sentetik reçineler ile bağlanırlar. Suda çözünmediklerinden sudaki yağ ve yağdaki su emülsiyonları şeklinde ince dağılmış olarak kullanılırlar. Emülsiyon, elyaf veya kumaşa emdirildikten sonra bozular. Pigment, kumaş yüzeyinde ince dağılmış halde kalır. Sıkılarak kurutulduktan sonra 140-170 °C'de termofiks edilir. Özellikle açık renklerde yıkama ve ışık haslıkları iyidir. Sürtünme haslığının yüksek olmayışı, koyu renklerin elde edilememesi, bağlatıcı filmin hava etkisiyle parçalanması, bağlayıcının kumaşa sertlik vermesi dezavantajlarıdır.

10. Dispers Boyarmaddeler

Dispers boyarmaddeler amino ve hidroksil grupları içerirler ve molekül ağırlıkları düşüktür. Suda eser miktarda çözünebilen, bu nedenle sudaki dispersiyonları halinde uygulanabilen boyarmaddelerdir. Boyarmadde, boyama işlemi sırasında dispersiyon ortamından hidrofob elyaf üzerine difüzyon yolu ile çekilir. Boyama boyarmaddenin elyaf içinde çözünmesi ile gerçekleşir.

Dispers boyarmaddelerin elyaf içine difüzyonu oldukça yavaştır. Boyama uzun sürede gerçekleştiğinden pratik değillerdir. Dispers boyarmaddeler poliester, poliamid ve akrilik elyafın boyanmasında kullanılır.

2.2.1.1.3. Kimyasal Yapısına Göre Sınıflandırma

Kimyasal yapılarına göre boyalar aşağıdaki şekilde sınıflandırılmaktadır:

- Azo boyarmaddeleri
- Nitro ve nitrozo boyarmaddeleri
- Polimetin boyarmaddeleri
- Arilmetin boyarmaddeleri

Boyar maddelerin; nitrozo, nitro, monoazo, disazo, trisazo, poliazo, stilben, difenil metan, triaril metan, ksanten, akridin, kinolin, metin, tiazol, indamin, indofenil, azin, oksazin, tiazin, kükürt, lakton, aminokinon, hidrosiketon, indigoid, antrakinin, ftalosiyenin, kloro ve dikloro-triazinil ve remazol olmak üzere türleri vardır. Sınıflandırma yapılırken molekülün temel yapısı esas alınabildiği gibi molekülün kromojen ve renk verici özellikteki kısmı da esas kabul edilmektedir [4].

2.2.2 Boyama Atıksularının Özellikleri

Boyama atıksuları koyu renge, geniş pH aralığına, yüksek sıcaklığa, COD, toplam çözünmüş katı, yüksek iletkenliğe ve bazen de yüksek alkaliniteye sahiptirler.

Boyama atıksularının en kötü tarafı kuvvetli renkleridir. Boyar maddelerin tipine bağlı olarak, boyama atıksularının rengi kırmızı, kahverengi, mavi, mor ve siyahtan farklı olarak yoğunluk ve koyuluğa bağlı olarak değişiklik gösterebilir. Boyama atıksularının rengi günden güne ve hatta gün içinde değişik zamanlarda değişebilir, çünkü müşteri istekleri nedeniyle boyama proseslerinde sık sık değişik boyar maddeler kullanılır. Rengin değişimi aynı zamanda boyahane atıksuyunun COD içeriğinin sık sık inip-çıkmasına neden olur [7].

Büyük pH salınımları boyahane atıksularının bir olumsuz özelliğidir. pH değişikliğinin asıl nedeni boyama prosesinde değişik türlerde boyar maddelerin kullanılmasıdır. Atıksuyun pH'ı 2-12 arasında değişebilir. Böyle büyük pH değişimi, kimyasal arıtma prosesleri veya aktif çamur proseslerinin sınırlandırılmış pH toleransları dolayısıyla sıkıntı yaratır. Bu nedenle boyama atıksuyu proseslerinde kısmen uygun pH ayarlaması gerekli olmaktadır.

Boyama atıksularınının sıcaklığı anormal yüksektir. Boyama süreci esnasında çeşitli kademelerde 90 °C'nin üzerinde durulama suları kullanılmaktadır. Tekstil atıksularının 40 °C'ye varan sıcaklıkları, bu sıcak durulama sularına mal edilebilir. Yine boyamaya yardımcı olması için kullanılan tuzlar bu suların iletkenliğini arttırmaktadır.

Boyama atıksuları kullanılan kimyasallar ve boyarmaddelerden kaynaklanan toksik bileşikler ve ağır metaller içerebilmektedir. Boyama atıksuları bu yapılarıyla atıksu arıtma tesislerinde problemlere neden olmaktadır. Bu problemleri, çamurda kabarma, renkte süreklilik, pH'da, sıcaklıkta, ağır metallerde aşırılık ve hidrolik akış hızında değişiklikler olarak sıralayabiliriz. Ayrıca bir çok boya çeşidi, biyolojik ayrışmaya dayanıklı olarak geliştirildiğinden tekstil atıksularından biyolojik yöntemlerle giderimi sağlanamamıştır. Böylece renk giderimi tekstil atıksularında karşılaşılan en önemli çevresel problemlerden biri olmuştur [8].

2.3. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu

2.3.1. Atıksu Karakterizasyonunda Temel Kirletici Parametreler

Atıksuların karakteri elyaf cinsi, uygulanan işlemler ve kullanılan kimyasal maddelere bağlı olarak değişkendir. Tekstil endüstrisinde temel kirleticiler; BOI₅, COD, AKM, yağ ve gres, toplam krom, fenol ve sülfürdür. Bunların dışında özellikle kullanılan boya ve diğer kimyasal maddelere bağlı olarak hem organik nitelikli hem de ağır metal olarak çok sayıda mikrokirletici atıksularda bulunmaktadır. Atıksu karakterizasyonunda kullanılan temel kirletici parametreler Tablo 2.3'de verilmiştir [1].

Tablo 2.3. Atıksu Karakterizasyonunda Kullanılan Temel Kirlenici Parametreler

1. Fiziksel parametreler	2. Kimyasal parametreler	3. Biyolojik parametreler	4. Deşarj bilgileri
<ul style="list-style-type: none"> •Renk •Koku •Radyoaktivite •Sıcaklık •AKM •ÇÖ •Köpük •Korozyon •Bulanıklık 	<ul style="list-style-type: none"> •pH •KOİ •TOK •İnorganik bileşenler •Klor ihtiyacı •Yağ ve hidrokarbonlar •Fenol •Toplam çözülmüş tuzlar •Sülfatlar •Azot ve fosfor •Sertlik •Klor iyonu •Alkalinite 	<ul style="list-style-type: none"> •BOİ •Patojenik mikroorganizmalar •Toksisite 	<ul style="list-style-type: none"> •Ortalama günlük akış oranı •Sürekli maksimum akış oranı •Akış değişimin maksimum oranı

Tekstil atıksularında katı madde miktarı, tesis içindeki proseslerde kullanılan boyalar, sodyum karbonat, sodyum klorit, sabun, sodyum sülfat, alkol, pigment, vb. çeşitli kimyasallar ve doğal elyaftan dolayı oldukça yüksektir.

Tekstil endüstrisinde yağ ve gresin en önemli kaynakları, yüzeysel aktif madde içeren boyarmaddeler ve beraberinde kullanılan yağlar ve doğal elyaflardır. Özellikle yünün işlenmesi sırasında, elyafı kayganlaştırmak ve ipliklerin birbirine yapışmasını önlemek için çeşitli yağlar kullanılmaktadır. Bu amaçla zeytin ve yerfıstığı birinci sınıf yünler için, olein yağı ise ikinci kalite yünler için kullanılmaktadır. Pamuklu tekstil endüstrisinde yağ ve gres düşüktür, ama yünlü tekstilde oldukça yüksektir. Tekstil endüstrisi atıksularında yağ ve gres konsantrasyonu 12–6000 mg/l arasında değişmektedir.

Tekstil endüstrisinde kullanılan kükürtlü boyalar ve sodyum sülfat, sodyum sülfat, sodyum hidro sülfat gibi kükürtlü kimyasal maddeler oldukça fazla miktarda kullanılmaktadır. Dolayısıyla tekstil atıksularında bu tür bileşiklerin oranı oldukça yüksektir. Tekstil atıksularındaki sülfatın kaynağı, boyama esnasında kullanılan sodyum sülfattır. Sülfat ise çeşitli birimlerde klorun deklorine edilmesinde kullanılır.

Sülfür kaynağı ise kükürtlü boya banyolarıdır. Bu banyolarda kükürtlü boyarmaddelerin yanı sıra boyarmaddesinin yaklaşık yarısına kadar kullanılan sodyum sülfür çözücüsü de atıksu konsantrasyonunu arttırmaktadır.

Tekstil endüstrisi atıksuları boya banyolarından gelen yüksek oranda boyarmadde ve boyamaya yardımcı kimyasallar içerirler. Tekstil atıksuları biyolojik olarak ayrışabilmektedir, fakat özellikle boyarmaddelerden kaynaklanan toksik bileşikler (kromatlar, sülfürler, hidrojen peroksit vb.) bazen biyolojik proseslerde olumsuzluklara neden olabilir, mikroorganizmalara tesir ederek biyolojik sistemin çökmesine neden olabilirler. Tekstil endüstrisinde boyama sonucu oluşan renkli sular alıcı ortamlarda hem estetik bozukluğa neden olmakta hem de ışık geçirgenliğini engelleyerek biyolojik aktiviteleri azaltmaktadır. Boya moleküllerine, boyanacak elyafın veya kumaşın türüne göre ve boyama işleminin özelliğine göre yardımcı maddelerin ilave edilmesi arıtma işlemini zorlaştırmaktadır. Bu maddeler, birden

fazla uzun aromatik halka ve çift bağ taşınması sebebiyle biyolojik ayrışabilirlikleri az, dayanıklı ve kalıcı kimyasal maddelerdir.

2.3.2. Pamuklu Tekstil Sanayi Atıksularının Karakterizasyonu

Pamuklu tekstil endüstrisi atıksularının en önemli kirlilik parametreleri; KOİ, yüksek pH, sıcaklık, toksik maddeler, yüzey aktif maddeler, yağ-gres, sülfürler, AKM ve alkalinitedir. Ortalama büyüklükte bir pamuklu tekstil tesisi için, nişastalı atıklar toplam atıksu hacminin %16 'sını, BOI'nin %53 'ünü, toplam katıların %36 'sını ve alkalinitenin ise %6 'sını teşkil etmektedir. Kostik soda; toplam atıksu hacminin %19 'unu, BOI 'nin %37 'sini, toplam katıların %43 'ünü ve toplam alkalinitenin ise %60 'ını oluşturmaktadır. Yıkama, ağartma, boyama ve apre atıkları; kompozit atık hacminin %65 'ini, BOI 'nin %10 'unu, toplam katı maddenin %2 'sini ve toplam alkalinitenin ise %34 'ünü oluşturmaktadır.

2.3.3. Yünlü Tekstil Sanayi Atıksularının Karakterizasyonu

Yün atıksularında, saman, diken, pıtrık, toprak, kum, alkali maddeler, organik asitler, yağ, H₂S, boyalar, deterjanlar, kimyasal ve organik maddeler bulunur. Yapak yıkama atıkları; kum ve toprak, pıtrık, yün gresi ve organik asitler içerir. Bu atıklar kahverengi ve bulanıktır. Gres emülsiyonları ve diğer organik bileşikler içerir. Çıkış suyundaki gres miktarı 25 g/l gibi yüksek değerlerde olabilir. Kuvvetli alkalidirler, yüksek miktarda organik bileşik ve AKM içerirler.

Diğer proseslerden gelen atıklar; boya, solventleri, asitleri içerirler. Bileşimleri ve konsantrasyonları, kullanılan kimyasal maddelere ve hammaddenin saflığına bağlıdır. Boya atıklarında krom, meta kromel asit ve sülfür boya bulunabilir. Yünlü tekstil atıksularının genel özellikleri ise; yüksek asidite, çeşitli organik maddeler, boyalar, aktif yıkama maddeleri, tuzlar ve yüksek konsantrasyonda yağlar içermeleridir.

2.3.4. Sentetik Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu

Sentetik tekstil sanayi atıksularının en önemli özellikleri boyamadan kaynaklanan yüksek KOİ ve toksisitedir.

2.3.5. Tekstil Endüstrisi Atıksu Deşarj Standartları

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasında sınırlayıcı faktör atıksuyun deşarj standartlarıdır. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde tekstil atıksularının alıcı ortamlara deşarj standartlarında kısıtlama getirilen parametreler; BOI₅, KOİ, toplam AKM, amonyum azotu, serbest klor, toplam krom, yağ ve gres, pH, fenol, balık biyodeneyi (ZSF), sülfür ve sülfid parametreleridir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde sektör bazında çeşitli tekstil endüstrileri için alıcı ortama deşarj standartları Tablo 2.4'de verilmiştir [9]. Atıksuların atıksu altyapı tesislerine deşarjında ön görülen deşarj standartları Tablo 2.5'de verilmiştir.

Tablo 2.4. Tekstil Üretim ve Terbiye İşlemi Atıksularının Deşarj Limit Değerleri

Parametre	Açık Elyaf, İplik Üretimi		Dokunmuş Kumaş Terbiye		Pamuklu Tekstil Üretim İşlemleri		Yün Yıkama, Terbiye-Dokuma		Örgü kumaş Terbiyesi		Halı Terbiye İşlemleri		Sentetik Tekstil Terbiye	
	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat	2 saat	24 saat
BOI ₅ , mg/l	80	60	90	70	90	60	200	100	50	40	120	100	100	80
KOI, mg/l	350	240	400	300	250	200	400	300	300	200	300	200	400	300
NH ₄ -N, mg/l	5	-	5	-	5	-	5	-	5	300	5	-	-	-
Serbest Klor, mg/l	0.3	-	0.3	-	0.3	-	0.3	-	0.3	-	0.3	-	-	-
Toplam Cr, mg/l	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	-	-
AKM, mg/l	-	-	140	100	160	120	400	300	-	-	160	120	-	-
Fenol, mg/l	-	-	1	0.5	-	-	-	-	1	0.5	1	0.5	1	0.5
Sülfür (S ²⁻), mg/l	0.1	-	0.1	-	0.1	-	0.1	-	0.1	-	0.1	-	0.1	-
Sülfür, mg/l	1	-	1	-	1	-	1	-	1	-	1	-	-	-
Çinko, mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	10
Yağ ve Gres, mg/l	10	-	-	-	10	-	200	100	10	-	10	-	-	-
ZSF deneyi	4	3	4	3	4	3	-	-	4	3	-	-	3	2
pH	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9

Tablo 2.5. Atıksuların Atıksu Altyapı Tesislerine Deşarjında Öngörülen Atıksu Standartları

Parametre	Tam Arıtma Altyapı Tesislerine Deşarj, mg/l	Derin Deniz Deşarjı ile Altyapı Tesislerine Deşarj, mg/l
Sıcaklık (°C)	40	40
pH	6.5-10.0	6.0-10.0
AKM	500	350
Yağ ve Gres	250	50
Petrol Kökenli Yağlar	50	10
KOİ	4000	600
Sülfat	1000	1000
Toplam Sülfür	2	2
Fenol	20	10
Serbest Klor	5	5
Toplam Azot	(a)	40
Toplam Fosfor	(a)	10
Arsenik (As)	3	10
Toplam Siyanür	10	10
Toplam Kurşun (Pb)	3	3
Toplam Kadmiyum (Cd)	2	2
Toplam Krom (Cr)	5	5
Toplam Civa (Hg)	0.2	0.2
Toplam Bakır (Cu)	2	2
Toplam Nikel (Ni)	5	5
Toplam Çinko (Zn)	10	10
Toplam Kalay (Sn)	5	5
Cl ⁻ (Klorür)	1000	-
Yüzey Aktif Maddeler	Biyolojik olarak parçalanabilir olmalı	

İSKİ kanalizasyon şebekelerine atıksularını veren tesisler için, İSKİ'nin sağlanmasını istediği deşarj standartları yönetmeliği genel yaklaşımlar ve teknik açıdan Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği ile uyum sağlamakta olup, deşarj kriterleri ve arıtma zorunluluğu gibi temel kavramlarda ayrılmaktadır. İSKİ Atıksuların Kanalizasyon Şebekesine Deşarj Yönetmeliği'nde bir kirlетici kaynağın kanalizasyon şebekesine atıksu vermesi durumunda sağlaması gereken deşarj limitleri Tablo 2.6'da verilmiştir [10].



Tablo 2.6. İSKİ Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Limitleri

Parametre	İzin Verilebilir Maksimum Değerler (mg/l)
Sıcaklık (°C)	40
pH	5.5-10
AKM	350
Yağ ve Gres	100
Anyonik Yüzey Aktif Maddeler	5
KOİ	800
SO ₄ ²⁻	1750
Toplam Sülfür (S ²⁻)	2
Fenol	10
Toplam Azot (TN)	40
Toplam Fosfor (TP)	10
Arsenik (As)	3
Toplam Siyanür (CN ⁻)	10
Toplam Kurşun (Pb)	3
Toplam Krom (Cr)	5
Toplam Kadmiyum (Cd)	5
Toplam Civa (Hg)	1
Toplam Bakır (Cu)	10
Toplam Nikel (Ni)	10
Toplam Kalay (Sn)	5
Toplam Gümüş (Ag)	5
Bor (B)	3

2.4. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımı

2.4.1. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımında Kullanılan Yöntemler

Tekstil atıksuları ve boya çözeltilerinin arıtımı fizikokimyasal, biyolojik ve elektrokimyasal, UV oksidasyon ve membran prosesler gibi ileri teknolojiler ile gerçekleştirilmektedir. Tekstil atıksularının arıtım prosesleri aşağıda özetlenmiştir:

2.4.1.1. Tekstil Atıksularının Biyolojik Oksidasyonu

Tekstil boyama işlemlerinde farklı özellik ve kimyasal yapıda boyar maddeler kullanılmaktadır. Bunun sonucunda da çok kompleks ve biyolojik ayrışabilirliği zor atıksular ortaya çıkmaktadır. Tekstil atıksularının arıtımında biyoproses olarak en yaygın aktif çamur kullanılmakta olup, arıtmadan çıkan sularda renk problemi oluşmaktadır. Diğer bir ifadeyle renk giderimi oldukça düşüktür. Biyolojik prosesler ile tekstil ve boya atıksularının arıtımı Tablo 2.7’de verilmiştir [11-16].

Tablo 2.7. Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıklarının Arıtımı

Boya		Renk Giderme Metotları						Biyolojik parçalanabilirliği			Kaynak
C.I. Numarası	Kimyasal sınıfı	Adsorbent	Kapasite mol/kg	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	DOC giderimi, (%)	Renk giderimi, (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	No
Acid Yellow 3	Quinoline	A. çamur	-	0	42	44	44	<10	2 saat	-	11-12
Acid Yellow 5	Quinoline	A. çamur	-	-	-	-	-	40	6	-	11
Acid Yellow 36	Monoazo	A. çamur	-	5	42	11	11	-	-	-	11
Acid Yellow 54	Monoazo	A. çamur	-	19	42	0	0	-	-	-	11
Acid Yellow 61	-	A. çamur	-	95	42	85	85	-	-	-	11
Acid Yellow 73	Xanthene	A. çamur	-	5	42	11	11	-	-	-	11
Acid Yellow 151	Azo	A. çamur	-	26	42	26	26	-	-	-	11
Acid Yellow 176	Azo	A. çamur	-	2	42	32	32	-	-	-	13
Acid Yellow 237	Azo	A. çamur	-	18	42	49	49	-	-	-	11
Orange 3	Nitro	A. çamur	-	18	30	29	29	-	-	-	11
Orange 7	Monoazo	Chitosan	4.5	-	-	-	-	100	7	-	14-12
Orange 7	Monoazo	Microbio	0.05	-	-	-	-	-	-	-	14-12
Orange 61	Monoazo	A. çamur	0.13	67	42	23	23	-	-	-	11
Orange 67	-	A. çamur	0.014	99	24	76	76	-	-	-	11
Red 1	Monoazo	Chitin	-	-	-	-	-	-	-	-	11
Red 1	Monoazo	Chitosan	-	-	-	-	-	-	-	-	13
Red 18	Monoazo	A. çamur	-	5	48	5	5	-	-	-	13
Red 73	Disazo	A. çamur	-	17	42	6	6	-	-	-	11
Red 87	Xanthene	A. çamur	-	7	42	3	3	-	-	-	11
Red 88	Monoazo	A. çamur	-	-	-	-	-	86	7	-	11
Red 97	Disazo	A. çamur	-	20	42	17	17	-	-	-	12
Red 114	Disazo	Microbio	0.11	-	-	-	-	-	-	-	11
Red 183	Monoazo	A. çamur	-	28	42	28	28	-	-	-	14
Red 186	Monoazo	A. çamur	-	0	42	6	6	-	-	-	11
Red 214	Monoazo	A. çamur	-	0	42	19.7	19.7	-	-	-	11
Red 348	Monoazo	A. çamur	-	98	15	93	93	-	-	-	11

Tablo 2.7. Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı (Devamı)

Boya		Renk Giderme Metotları						Biyolojik parçalanabilirliği			Kaynak
C.I. Numarası	Kinyasal sınıfı	Adsorbent	Kapasite mol/kg	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	Renk giderimi, (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	No	
Red 413	Monoazo	A. çamur	-	7	72	15	-	-	-	11	
Red 413	Monoazo	A. çamur	-	83	42	97	-	-	-	11	
Blue 9	Triarylmethane	A. çamur	-	0	42	45	-	-	-	11	
Blue 9	Triarylmethane	A. çamur	-	33	33	24	-	-	-	11	
Blue 13	Triarylmethane	Mod.cellul	0.013	-	-	-	-	-	-	14	
Blue 15	Triarylmethane	A. çamur	-	100	42	4	-	-	-	11	
Blue 25	Anthraquimone	Chitin	0.45	-	-	-	-	-	-	14	
Blue 25	Anthraquimone	Chitosan	0.032	-	-	-	-	-	-	14	
Blue 25	Anthraquimone	Unmod.cell	0.05-0.1	-	-	-	-	-	-	14	
Blue 41	Anthraquimone	A. çamur	-	84	24	84	19	28	33	11	
Blue 92	Monoazo	A. çamur	-	38	42	10	-	-	-	11	
Blue 113	Disazo	A. çamur	-	98	41	70	-	-	-	11	
Blue 354	-	-	-	-	-	-	90	3 saat	-	14	
Green 25	Anthraquimone	A. çamur	-	14	42	29	-	-	-	11	
Green 108	Azomethine	A. çamur	-	43	42	28	-	-	-	11	
Brown 100	-	A. çamur	-	75	24	20	-	-	-	11	
Brown 159	-	A. çamur	-	86	42	74	40	49	41	11	
Brown 248	Nitro	A. çamur	-	100	42	28	-	-	-	11	
Brown 311	Azo	A. çamur	-	84	41	67	-	-	-	11	
Black 1	Disazo	A. çamur	-	18	35	30	-	-	-	11	
Black 2	Azine	A. çamur	-	75	42	96	7	21	2	11	
Black 48	Anthraquimone	A. çamur	-	61	42	80	-	-	-	11	
Black 84	Monoazo	A. çamur	-	28	42	36	-	-	-	11	
Lanasyn Black	-	Unmod.cell	0.13	-	-	-	-	-	-	14	
BRI ABK	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	
Acid dyes	-	Quaert.cell	0.6-0.7	-	-	-	-	-	-	14	
Basic Orange 22	Quinoline	A. çamur	-	100	42	100	-	-	-	11	

Tablo 2.7. Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı (Devamı)

Boya		Renk Giderme Metodları						Kaynak	
C.I. Numarası	Kimyasal sınıfı	Adsorpsiyon			Biyolojik parçalanabilirliği			No	
		Adsorbent	Kapasite mol/kg	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	Renk giderimi, (%)		Zaman, gün
Basic Orange 40	Azo	A. çamur	-	48	42	22	-	-	11
Red 22	Azo	A. çamur	-	85	10	95	-	-	11
Red 46	Monoazo	A. çamur	-	98	42	95	-	-	11
Violet 19	Quinoline	A. çamur	-	54	42	19	-	-	11
Blue 3	Oxazine	A. çamur	-	37	42	30	-	-	11
Blue 3	Oxazine	A. çamur	-	46	42	10	-	-	11
Blue 22	Anthraquinone	A. çamur	-	100	42	100	-	-	11
Direct Yellow 27	Monoazo	A. çamur	-	44	42	26	-	-	11
Direct Yellow 44	Disazo	A. çamur	-	73	48	70	45	21	11
Direct Yellow 132	Disazo	A. çamur	-	0	41	12	-	-	11
Direct Yellow 133	Disazo	A. çamur	-	37	41	19	-	-	11
Orange 46	Stilbene	A. çamur	-	52	42	86	-	-	11
Orange 60	Stilbene	A. çamur	-	55	42	49	-	-	11
Red 7	Disazo	A. çamur	-	50	42	20	-	-	11
Red 23	Disazo	A. çamur	-	92	42	54	-	-	11
Red 28	Disazo	Unmod.	0.01	-	-	-	-	-	14
Red 81	Disazo	A. çamur	-	0	41	20	-	-	11
Red 254	Disazo	A. çamur	-	28	42	56	-	-	11
Blue 10	Disazo	A. çamur	-	1	42	17	-	-	11
Blue 14	Disazo	A. çamur	-	86	48	75	-	-	11
Blue 15	Disazo	A. çamur	-	25	41	-7	-	-	11
Blue 71	Trisazo	A. çamur	-	100	42	27	-	-	11
Blue 86	Phtalocyanine	Mod.cell	1.0	-	-	-	-	-	11
Blue 151	Disazo	A. çamur	-	100	42	44	-	-	11
Direct Brown 9	-	A. çamur	-	68	42	53	-	-	11
Direct Brown 106	Poliazo	A. çamur	-	100	42	71	-	-	11
Black 19	Poliazo	A. çamur	-	94	42	93	25	28	11
Direct dyes	-	Quart. cell	0.6-0.7	-	-	-	-	-	14-11
Disperse Yellow 5	monazo	-	-	-	-	-	>90	1	12

Tablo 2.7. Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıklarının Arıtımı (Devamı)

Boya		Renk Giderme Metodları						Kaynak
C.I. Numarası	Kimyasal sınıfı	Adsorpsiyon			Biyolojik parçalanabilirliği			No
		Kapasite mol/kg	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	Renk giderimi, (%)	Zaman, gün	
Pigment Yellow 151	Monoazo	-	96	10	95	-	-	11
Reactive Yellow 2	Microbio	0.08	-	-	-	-	-	14
Reactive Yellow 19	Monoazo	-	-	-	-	-	-	15
Reactive Yellow 17	Monoazo	-	53	28	10	89-90	6.5 saat	11
Reactive Yellow 23	Monoazo	-	84	30	85	-	-	11
Reactive Yellow 37	Monoazo	-	35	28	38	-	-	11
Reactive Yellow 42	Monoazo	-	40	28	-45	-	-	11
Reactive Yellow 95	Azo	-	-	-	-	0	-	32
Reactive Yellow 155	-	-	3	42	47	-	-	28
Orange 12	Monoazo	-	-	-	-	90-95	23 saat	15
Orange 13	Monoazo	-	-	-	-	85-90	50 saat	15
Orange 19	Monoazo	-	37	28	15	-	-	11
Red 19	Monoazo	-	23	42	-6	-	-	11
Red 24	Azo	-	-1*	42	26	90-97	32 saat	11-15
Red 35	Monoazo	-	42	30	69	-	-	11
Red 45	Azo	-	7	42	-12	-	-	11
Red 133	Xanthene	-	53	30	20	-	-	11
Red 141	Disazo	-	-	-	-	85-90	4.5 saat	11
Red 180	Azo	0.361	-	-	-	-	-	11
Red 185	Azo	-	11	42	-3	-	-	11
Red 198a	-	-	-	-	-	85-90	2 saat	15
Red 218	-	-	-	-	-	90-95	32 saat	15
Reactive Red G	-	-	-	-	-	37.4	4	16
Reactive Blue 19	Anthraquinone	-	35	28	24	-	-	11
Reactive Blue 21	Phtalocyanine	-	72	28	64	85-90	4.5 saat	11-15
Reactive Blue 38	Phtalocyanine	-	-	-	-	40	4.5 saat	15
Reactive Blue 49	Anthraquinone	-	-	-	-	7-10	2 saat	15

Tablo 2.7. Adsorpsiyon ve Biyolojik Prosesler ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı (Devamı)

Boya		Renk Giderme Metodları										Kaynak
C.I. Numarası	Kimyasal sınıfı	Adsorpsiyon					Biyolojik parçalanabilirliği					No
		Adsorbent	Kapasite mol/kg	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)	Renk giderimi, (%)	Zaman, gün	DOC giderimi, (%)			
Reactive Blue 72	Phthalocyanine	A. çamur	-	-	-	25-30	-	50 saat	-	15		
Reactive Blue 170	Monoazo	A. çamur	-	30	41	4	-	1 saat	-	11		
Reactive Blue 220	Azo	A. çamur	-	-	-	90-95	-	1 saat	-	15		
Green 12	Phthalocyanine	A. çamur	-	47	42	27	-	23 saat	-	11		
Brown 11	Azo	A. çamur	-	-	-	90	-	23 saat	-	15		
Brown 31	Azo	A. çamur	-	10	42	58	-	2 saat	-	11		
Brown 48	-	A. çamur	-	-	-	<10	-	2 saat	-	12		
Black 5	Disazo	A. çamur	-	60	28	-53	-	4.5 saat	-	11-15		
Black 8	Monoazo	A. çamur	-	6	42	47	-	5.5 saat	-	11		
Black 39	Disazo	A. çamur	-	-	-	70-75	-	2 saat	-	15		
Blue PB (reactive)	-	A. çamur	-	-	-	98	-	7.5 saat	-	15		
Black SG (reactive)	-	A. çamur	-	-	-	75-80	-	4	-	15		
Reactive RBB	-	A. çamur	-	-	-	93.2	-	4	-	16		
Reactive RP2B	-	A. çamur	-	-	-	92.4	-	4	-	16		
Reactive V2RP	-	A. çamur	-	-	-	88	-	4	-	16		
Reactive dyes ^h	-	Quart. cell	0.6-0.76	-	-	-	-	-	-	16		



Son zamanlarda, tekstil atıksularının arıtımında anaerobik ve/veya aerobik sistemlerin birlikte kullanılması üzerine çalışmalar yoğunlaştırılmıştır. Burada anaerobik sistem birinci aşamada azo boyar maddelerin sahip olduğu çift azo bağının parçalanması ve ortaya çıkan parçalanma ürünlerinin ise aerobik bir sistem tarafından son ürünlere oksitlenmesinden ibarettir. Aerobik biofilm sistemler ise tekstil atıksularının arıtımındaki en uygun sistemlerdir.

Anaerobik arıtma yöntemleri üzerine yapılan laboratuvar şartlarında ise renk giderimi için iyi sonuçlar alınmasına rağmen, bir takım problemler mevcuttur. Gerçek bir tekstil atıksuyunda sülfat ve nitrat gibi iyonların bulunması sistemin verimini azaltabilmektedir. Ayrıca anaerobik arıtımda oluşan H_2S gazı diğer önemli bir problemdir. Tekstil atıksularının anaerobik arıtımında azo boyar maddelerin parçalanması sonucu aromatik aminlerin oluşumu ancak anaerobik bir ortamda gerçekleşmektedir [17].

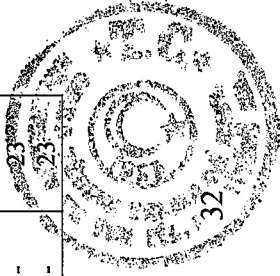
Anaerobik arıtma işleminin azo boyası içeren karışımlardan renk giderimi incelenmiştir. Yapılan çalışmanın sonucunda, orijinal atığın anaerobik arıtımında 5 gün içerisindeki COD değerinde %58 bir azalma gözlemlendiği tespit edilmiştir. Hazırlanan sentetik numunelerde ise boya miktarı artıkça % COD gideriminin azaldığı görülmüştür. Renk parametrelerinde kısa sürede meydana gelen değişimin azo çift bağlarının anaerobik arıtımı esnasında gerçekleştiği sonucuna varılmıştır [18].

2.4.1.2. Tekstil Atıksularının Kimyasal Oksidasyonu

Kimyasal oksidasyon prosesi; kimyasal ortamdaki kimyasal türler arasında elektron transferine dayanır. Kimyasal oksidasyon prosesleri ile yapılmış çalışmalar Tablo 2.8'de verilmiştir [19–24]. Bu proseslerde amaç boyar maddelerle oluşan toksik bileşiklerin oksitlenerek biyolojik olarak parçalanabilir şekle dönüştürülmesidir. Bu amaçla oksidan olarak ozon (O_3), klor (Cl_2), hidrojen peroksit (H_2O_2), potasyum permanganat ($KMnO_4$) gibi oksitleyiciler kullanılmaktadır.

Tablo 2.8. Kimyasal Oksidasyon İşlemleri ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı

Boya		Fenton reaktifli						H ₂ O ₂ /UV			Renk Giderim Metodu			NaOCI		Kaynak
C.I. Numarası	Kimyasal sınıfı	Renk giderimi (%)	Renk giderimi (%) Kireç sütlü*	Renk giderimi (%) NaOH*	Renk giderimi (%)	Zaman, dakika	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi (%)	Zaman, gün	Zaman, gün	No		
Acid Yellow 17	Monoazo	-	-	-	98.20	40	-	-	-	-	-	-	-	22		
Acid Yellow 23	Monoazo	-	-	100	30	-	-	-	-	-	-	-	-	22		
Acid Yellow 151	Azo	-	-	-	-	-	-	-	90	-	-	-	-	23		
Orange 7	Monoazo	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	-	23		
Orange 10	Monoazo	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	15	-	22		
Red 1	Monoazo	-	-	-	100	60	-	-	-	-	-	-	-	22-23		
Red 14	Monoazo	-	-	-	99.9	30	-	-	-	100	-	15	-	22		
Red 18	Monoazo	-	-	-	100	60	-	-	-	-	-	-	-	22		
Red 138	Monoazo	-	-	-	99.1	40	-	-	-	-	-	-	-	23		
Red 151	Disazo	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	15	-	23		
Red 219	-	100	-	100	-	-	-	100	5	100	-	15	-	24		
Violet 43	Anthraquinone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23		
Blue 25	Anthraquinone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	23		
Blue 186	Monoazo	88	-	96.5	80	10	-	85	1	100	-	30	-	24-25		
Black 1	Disazo	-	-	-	89.9	60	-	-	-	-	-	-	-	22		
Black 60	Monoazo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23		
Direct yellow 4	Disazo	-	-	-	83.2	60	-	-	-	60	-	30	-	22		
Direct yellow 44	Disazo	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	-	23		
Direct yellow 50	Disazo	-	-	-	-	-	-	-	0.5	100	-	-	-	23		
Red 23	Disazo	-	-	-	-	-	-	-	0.5	100	-	-	-	23		
Red 26	Disazo	-	-	-	-	-	-	-	0.5	100	-	-	-	23		
direct red 5b	-	97.5	-	99.5	-	-	-	99	45	99	-	-	-	24-25		
Direct blue 1	Disazo	-	-	-	-	-	-	100	0.5	100	-	-	-	23		
Direct blue 25	Disazo	-	-	-	-	-	-	100	0.5	100	-	-	-	23		
Direct blue 71	Trisazo	94.33	-	88	98.5	3	-	90	7	90	-	-	-	24		
Dispers yellow 3	Monoazo	-	-	-	-	-	-	95	1	95	-	-	-	23		
Dispers yellow 64	Quinoline	-	-	-	-	-	-	100	4.5	100	-	-	-	23		

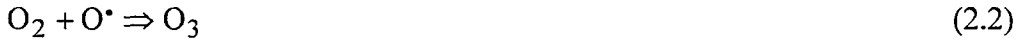


Tablo 2.8. Kimyasal Oksidasyon İşlemleri ile Tekstil ve Boya Atıksularının Arıtımı (Devamı)

Boya	C.I. Numarası	Kıyasal sınıfı	Fenton reaktifi			H ₂ O ₂ /UV			Renk Giderim Metodu			NaOCl		Kaynak
			Renk giderimi (%)	Renk giderimi, (%) NaOH*	Renk giderimi (%)	Zaman, dakika	Renk giderimi (%)	Zaman, gün	DOC giderimi (%)	Zaman, gün	Zaman, gün	No		
Red 13		Monoazo	-	-	-	-	100	100	0.7	-	-	-	23	
Red 60		Antraquinone	-	-	-	-	100	100	1	-	-	-	23	
Red 279		Monoazo	95.5	100	-	-	-	99	98	-	-	-	24	
Blue 60		Antraquinone	-	-	-	-	-	100	0.7	-	-	-	23	
Palanil Blue 3RT		-	0.5	-	96	10	-	90	31	-	-	-	24-25	
Sulphur disperse dyes ^b		-	-	-	-	-	-	98	30	-	-	-	26	
Helizarin Red GR		-	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	24	
Helizarin Red BGT		-	95.9	97.4	-	-	-	-	-	-	-	-	24	
Reactive Yellow 37		Monoazo	-	-	85	8	-	93	4	-	-	-	24-25	
Reactive Yellow 125		Azo	-	-	96	8	-	98	2.5	-	-	-	24-25	
Reactive Yellow 145		-	-	-	-	-	-	100	7	-	-	-	24	
Remazol Yellow RNL		-	-	-	85	8	-	93	4	-	-	-	24-25	
Reactive Red 35		Monoazo	100	100	100	8	-	99	4.5	-	-	-	24-25	
Reactive Red 195		-	-	-	100	60	-	100	6	-	-	-	27-23	
Blue 21		Phthalocyanine	-	-	95	150	-	94	-	-	-	-	27	
Blue 27		Antraquinone	94.8	67.1	100	5	-	100	0.9	-	-	-	24-25	
Blue 221		-	-	-	-	-	-	100	9	-	-	-	23	
Green 13		Phthalocyanine	-	-	93	8	-	98	4	-	-	-	24-25	
Reactive dyes ^c		-	-	-	-	-	-	100	1	-	-	-	26	
Indanthren Scarlet		-	51.8	49.9	-	-	-	-	-	-	-	-	26	
Vat Blue 14		Antraquinone	83.5	63.6	15.5	10	-	-	-	-	-	-	24-25	
Vat dyes ^d		-	-	-	-	-	-	50	30	-	-	-	26	
Azoic dyes ^e		-	-	-	-	-	-	87	30	-	-	-	26	



Ozon: Ozon (O₃), oksijenin allotropudur. Normal şartlarda gaz olup, kendine has bir kokuya ve mavimsi bir renge sahiptir. Ozonun sudaki çözünürlüğü ve kararlılığı, sıcaklığa, pH ve kısmi basınca bağlıdır. Kararsız bir madde olan ozon havanın oksijeninden elde edilir. Meydana gelen radikal maddeler havanın oksijeni ile reaksiyona girerek ozonun oluşumunu sağlamaktadır.



Ozon, organik maddeleri kuvvetli oksitleyici özelliğe sahiptir. Bu özelliğinden dolayı ozon içme sularında tat ve koku giderimi, atıksularda ise organik maddeler, renk ve toksik bileşiklerin giderilmesinde kullanılır.

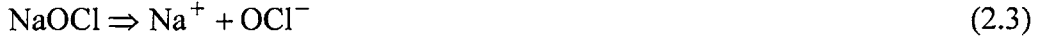
Dispers tekstil boyaları dışındaki tüm boyaların ozonlama ile gideriminde yüksek arıtım verimleri elde edilmektedir. Tekstil endüstrisinde çok fazla atıksu oluşmakta olup, ozon ile tekstil atıksularının arıtım maliyetinin yüksek olması bu işlemin en önemli dezavantajıdır. Bir diğer dezavantaj ise, boyar maddelerin ozonlanması sonucu oluşan parçalanma ürünlerinin su ekosistemindeki flora ve fauna üzerine toksik etkisinin gözlenmesidir. Bazı boyar maddeler ozonla hemen reaksiyona girmektedir. Metal içeren ve antrakinin boyarmaddeler ise ozonla parçalanmaya direnç göstermektedir. Bir çok boyar madde kükürt, klorür ve klor içermekte olup, toksik parçalanma ürünleri açığa çıkabilmektedir.

Namboodri ve Perkins tarafından dispers boyar maddelerden ozonlama ile renk giderim çalışmaları yapılmış olup; disperse Red 13 ve Blue için 40 saniyede; Red 60 ve Orange 3 için ise 60 saniyede renk giderimi gerçekleşmiştir. 1 dakikada %70 'lik renk giderimi ve geri kalan kısmı ise 3 dakikada giderildiğini tespit etmişlerdir. 0.02 g/l disperse Red 13 ve Disperse Blue 60 için 160 mg/l, Red 60 ve Orange 3240 mg/l ozon tüketildiğinde %100 renk giderimi sağlandığı sonucuna varmışlardır [25].

Klor: Klor hem dezenfektan hem de oksidanttır. Organik maddeleri oksitleme özelliği mevcut olup, sonuçta daha toksik klorlu organik bileşikler meydana



gelmektedir. En yaygın kullanılan oksidan klor bileşikleri $Cl_{2(g)}$, NaOCl ve ClO_2 dir. Tekstil endüstrisinde renk gideriminde $Cl_{2(g)}$ ve NaOCl yaygın olarak kullanılmaktadır. NaOCl sudaki reaksiyonları aşağıdaki şekildedir:



Bu yöntemle bir çok boyar maddenin rengi giderilebilmesine rağmen rengin tamamını gidermek mümkün değildir. Ayrıca ortamda oluşan bazı klorlu bileşiklerin alıcı ortamlarda bazı olumsuz etkileri de söz konusudur.

Klordioksit (ClO_2): Klordan daha az etkili olup, tam bir renk giderimi sağlayamamaktadır. Buna ek olarak bazı boya grupları üzerine ise hiçbir etkisi bulunmamaktadır. Ancak klordioksit reaktif, direkt, dispers ve anyonik metalik boyarmaddeler üzerinde oldukça etkilidir. Son renk giderme prosesi olarak kullanılabilir.

Hidrojen Peroksit: Hidrojen peroksit (H_2O_2) normal şartlar altında oldukça etkisizdir. Fakat asidik ortamda demir (II) ile fenton reaktifini oluşturmaktadır. Fenton reaktifi ortamda hidroksil radikallerini oluşturmakta olup, bu radikaller boyar maddelerin rengini gidermektedir. Fenton reaktifi hem çözüner hem de çözünmeyen boyar maddelerin rengini gidermede oldukça etkindir. Oluşan reaksiyon sonucunda kimyasal oksijen giderimi de sağlanmaktadır. Fenton reaktifinin en önemli dezavantajı ise, her m^3 atıksu arıtımı için 4 \$'lık yüksek işletme maliyetidir.

Acid Red 337 ile hazırlanan sentetik boya ve Acid Red 151 'in kullanıldığı boya atıksuyundan fenton prosesi ile renk ve KOİ giderme çalışması yapılmıştır. Çalışmalar sonunda sentetik numune için renk giderme verimi %96, KOİ gideme verimi 290 mg/l'den 55 mg/l'ye düşürülerek %81 olarak gerçekleştirilmiştir. Atıksuda

ise renk giderme verimi %91, KOİ gideme verimi 2380 mg/l'den 650 mg/l'ye düşürülerek %73 olarak gerçekleşmiştir [26].

2.4.1.3. Tekstil Atıksularının Kimyasal İndirgeme ile Arıtımı

Kimyasal indirgeme tekstil atıksularının ön arıtmada kullanılan yöntemlerden biridir. Azo boyarmaddeler çift azo bağının parçalanması ile aromatik aminlere çevrilebilir. Oluşan bu aromatik aminlerin biyolojik olarak parçalanması, azo boyar maddelerin parçalanmasından daha kolaydır. Pek çok azo boyar madde için kimyasal indirgeme oldukça etkilidir. Bundan dolayı en yaygın kullanılan kimyasal indirgeyici kimyasal madde sodyum hiposülfittir. Yaygın olarak kullanılan diğer indirgeyiciler ise; thioüre dioksit (formamidin sülfirik asit), sodyum borhidit, sodyum formaldehit sülfö okzalit ve SnCl_2 'dir [17].

2.4.1.4. Tekstil Atıksularının Membran Proseslerle Arıtımı

Membran sistemleri tekstil atıksularından boyar maddeleri uzaklaştırmada kullanılmaktadır. Arıtmadan çıkan suyun yeniden kullanımı ve bazı boyar maddelerin geri kazanımı gibi avantajları vardır. Başlıca membran sistemleri; ters osmoz, ultrafiltrasyon, elektrodializdir. Bu teknolojiler 1980'lerde vat, indigo boyar maddelerin geri kazanımı amacıyla Amerika Birleşik Devletlerin'de kullanılmaya başlanmıştır. Geri kazanım açısından membran proseslerinin kullanımı ileriki yıllarda artacak gibi görünmektedir. Membran sistemlerinin en önemli problemi membranlarda biriken maddelerin uzaklaştırılmasıdır.

Ultrafiltrasyon prosesi ile tekstil atıksularının arıtımı ile yüksek molekül ağırlığına sahip maddeler, mikroorganizmalar ve askıda maddeler atıksudan ayrılmaktadır. Ayrılan bu maddelerin gözenek çapı 0.001-0.10 μm arasındadır. Membranlar düşük enerji ve basınçta, pH 1-13 aralığında kullanılabilir. Bu prosesler de % 95'e varan verimler elde edilebilmektedir.

Nanofiltrasyon membranları kullanılarak tekstil boya atıksularından, renk, KOİ ve iletkenlik giderme çalışmalarında verim her üç parametre için %96'nın üzerinde gerçekleşmiştir. Besleme suyu KOİ değeri 400-720 mg/l arasında ve süzüntü KOİ'si

ise 140 mg/l'nin altındadır. %80 geri kazanım sağlandığında renk 500 Pt-Co birim değerinden 20 Pt-Co birim değerine düşmüştür. Renk, KOİ ve iletkenlikteki bu kayda değer düşüş, süzüntü suyunun boya banyoları ve diğer proseslerde yeniden kullanımın mümkün olduğunu göstermiştir [27].

2.4.1.5. Tekstil Atıksularının Ters Osmoz ve Elektrodializ ile Arıtımı

Gözenek çapı 0.001 mm'den küçük olan maddelerin ayırımı sağlanmaktadır. Enerji tüketimi ve basıncın yüksek olmasının yanısıra maksimum 45 °C 'de çalışan ters osmoz membran sistemleri ile maddelerin ayırımı (tuz dahil) gerçekleştirilebilmektedir. Sonuç olarak, atıksuyun yaklaşık % 95'i tekrar prosese geri döndürülebilmektedir. Ters osmoz membranların en önemli problemi ise, yüksek sıcaklıklara ve oksidantlara karşı dayanıklılığının sınırlılığıdır.

Boyama prosesi atıksularının ters osmoz ile arıtılması için yapılan çalışmada, poliakrilik-zirkonyum oksitten yapılmış tüp şeklindeki membran kullanıldığında boya pigmentlerinde %97 azalma ve %95 geri kazanım sağlanmıştır [28]. Sonuç olarak; tersosmoz prosesi ile tekstil sanayi atıksularında %90 geri kazanım sağlamaktadır.

Tekstil atıksularının arıtımında kullanılan diğer bir ayırma prosesi elektrodializdir. Bu proseste en önemli parametre kullanılan membranların özelliğidir. Bu membranlar anyonik ve katyonik olmak üzere ikiye ayrılır. Atıksulardan ayrılması istenen bileşikler moleküller yüklerine göre membranlarda tutulmaktadır. Anyonik membranlar anyonların geçmesine müsaade ederken katyonları tutmaktadır. Katyonik membranlar ise katyonların geçmesine izin verirken anyonların tutulmasını sağlayarak ayırma işlemi sağlanmaktadır.

2.4.1.6. Tekstil Atıksularının Adsorpsiyon ile Arıtımı

Adsorpsiyon fiziksel, kimyasal veya değişim adsorpsiyonu şeklinde olabilir. Adsorpsiyonun verimi yüzey alanına, pH 'a, sıcaklığa, adsorbentin yapısına ve karışım özelliğine göre değişir. Tekstil ve boya atıksularının farklı adsorbentler ile arıtım sonuçları Tablo 2.7'de gösterilmiştir. Adsorpsiyon işlemi amacıyla en yaygın

kullanılan adsorbent aktif karbondur. Aktif karbonun asidik, bazik ve dispers boyalar için uygun olduğu ancak direkt boyalar için renk gideriminin zor olduğu belirtilmiştir. Aktif karbonun pahalı ve rejenarasyonunun zor olması yeni adsorbent maddelerinin denenmesini gündeme getirmiştir. Bu amaçla silika, kil, şeker kamışı posası, mısır bitkisi, pirinç, kitin, uçucu kül ve kömür gibi bir takım ucuz adsorbentler kullanılmıştır [17].

2.4.1.7. Tekstil Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı

Suya kimyasal maddeler ilave edilerek (koagülantlar) çökelme özellikleri iyi olmayan çok ince süspanse madde veya kolloidlerin daha iyi çökebilen yapılara dönüştürülmesi işlemi kimyasal koagülasyon olarak bilinmektedir. Bu işlem kolloidal taneciklerin etrafındaki elektriksel çift tabakanın bastırılması ile elde edilen bir elektriksel denge stabilizasyonudur. Teorik olarak tanımlanırsa, koagülasyon işlemi, kolloidal taneciklerin elektriksel dengelerinin bozulması işlemidir. Bu olaya destabilizasyon adı verilmektedir. Flokülasyon ise stabilitesi bozulmuş kolloidlerin bir araya getirilip yumak teşkili ve yumakların büyütülmesi işlemidir [29].

Tablo 2.9. Kimyasal Koagülasyon Uygulamaları [104]

Kimyasal Proses	Dozaj Aralığı (mg l ⁻¹)	pH	Kullanılan Yerler (Öneriler)
Kireç	150-500	9-11	Koloidal koagülasyon ve P giderimi için, düşük alkaliniteye sahip atıksular ve yüksek ve değişken P için $\text{Ca(OH)}_2 + \text{Ca(HCO}_3)_2 \rightarrow 2\text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{MgCO}_3 + \text{Ca(OH)}_2 \rightarrow \text{Mg(OH)}_2 + \text{CaCO}_3$
Alum	75-250	4.5-7	Koloidal koagülasyon ve P giderimi için, yüksek alkaliniteye sahip atıksular ve düşük ve stabil P için $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Al(OH)}_3 + 3\text{H}_2\text{SO}_4$
FeCl ₃ , FeCl ₂	35-150	4-7	Koloidal koagülasyon ve P giderimi için
FeSO ₄ ·7H ₂ O	70-200	4-7	Yüksek alkaliniteye sahip atıksular ve düşük ve stabil P için, demirin ayrılabilir (filtrelenebilir) olduğu yerlerde, atık demirin ekonomik olarak değerlendirilebildiği yerlerde $\text{FeCl}_3 + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe(OH)}_3 + 3\text{HCl}$
Katyonik polimer	2-5	Değişim yok	Koloidal koagülasyon veya metal ilaveli koagülasyon, bir inert kimyasalın oluşumunu engellemek için
Anyonik ve bazı non-iyonik polimerler	0.25-1	Değişim yok	Floktülasyonu hızlandırmak ve flokları çökebilecek derecede ağırlaştırıp sertleştirmek
Katkı maddeleri	3-20	Değişim yok	Aşırı seyreltik koloidal süspansiyonları ağırlaştırmak için

Bu işlemler için kullanılan en yaygın kimyasal koagülantlar alüminyum ve demir tuzlarıdır. Ancak son zamanlarda boyar maddelerin yapılarında meydana gelen değişimler, boyar maddelerin artık kimyasal koagülantlar ile uzaklaştırılmasını zorlaştırmaktadır. Bu amaçla organik polimerler kullanılmaya başlanmıştır. Bu organik polimerler inorganik maddelere göre daha iyi renk giderimi ve daha az çamur oluşumu sağlamasına rağmen, polimer kullanımı da tam bir renk giderimi sağlayamamaktadır. Katyonik boyalar kimyasal yapılarından dolayı son derece zayıf koagüle olmakta veya hiç koagüle olmamaktadır. Asit, direkt, vat, mordan ve reaktif boyalar koagüle olmakla birlikte oluşan floklar zayıf yapıda yumaklar oluşturmakta ve flokülant ilavesi bile çökeltme verimini pek arttırmamaktadır. Bu bakımdan yukarıda bahsedilen tipteki boyar maddelerin koagülasyon-flokülasyon işlemi ile uzaklaştırılmasında pek iyi sonuç alınmamaktadır.

Öte yandan sülfür ve dispers boyalar çok iyi koagüle olmaktadır. Bundan dolayı da son derece kolay çökmekte, renk giderimi de oldukça yüksek olmaktadır. Bundan dolayı koagülasyon-flokülasyon işlemi bu tür boyalar için son derece uygundur [17].

Pamuklu ve sentetik kumaş üretimi yapan bir tekstil fabrikası atıksuyu, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ koagülantları ve koagülasyona yardımcı olması için anyonik polielektrolitlerin kullanıldığı kimyasal çöktürme işlemi ile arıtmaya çalışılmıştır. 650 mg/l KOİ, 128 NTU türbiditeye sahip olan atıksudan çalışmalar sonunda %70 KOİ, %99 türbidite giderimi gerçekleşmiştir [6].

Çalışmamızda elektrokoagülasyon deneylerinin yanında kimyasal koagülasyon da incelenerek atıksuyumuzla ilgili giderme verimleri ve EC ile karşılaştırılması 5. Bölüm'de verilmiştir.

3. ELEKTROKİMYASAL ARITIM PROSESLERİ

En fazla kirliliğe maruz kalan hayatın temel bileşenlerinden biri de sudur. Sanayileşme ile atıksu oluşumu ve çeşitliliği artmıştır. Özellikle son yıllarda hızla gelişen tekstil sanayi de bunlardan biridir. Alıcı su ortamlarındaki flora ve fauna üzerinde olumsuz etkilere neden olacak çok fazla miktarda ve kompleks atıksuların ortaya çıkması üzerine tekstil atıksularının arıtımının yapılarak deşarjı öngörülmektedir. Tekstil atıksularının arıtımı üzerine birçok arıtım prosesi geliştirilmiştir. Bu atıksuların arıtımında kullanılan fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtım proseslerinin birçok dezavantajları bulunmaktadır. Mikroorganizmalar üzerine toksisite, arıtım proses kontrolü, çamur miktarı, kimyasal madde tüketiminin veya maliyetinin yüksekliği, arıtım tesis alanı büyüklüğü gibi birçok sınırlayıcı faktör mevcuttur. Bundan dolayıdır ki söz konusu dezavantajları ortadan kaldıracak daha etkili, ekonomik ve işletme kolaylığı gereken arıtım sistemlerinin geliştirilmesine ihtiyaç bulunmaktadır. Alıcı ortam deşarj standartlarının sıkılaştırılması daha etkili ve giderim verimi yüksek “ileri atıksu arıtım proseslerinin” geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır. Özellikle toksik ve tehlikeli atıksuların arıtımında pratikte kullanılabilecek ileri atıksu arıtım proseslerinden en önemlisi “elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri” olarak göze çarpmaktadır.

Bu çalışmanın esas konusunu oluşturan elektrokimyasal prosesin iyi bir şekilde tanımlanması gerekmektedir. Bundan dolayı aşağıda elektrokimyasal arıtım proseslerine girmeden önce temel prensipler açıklanmıştır:

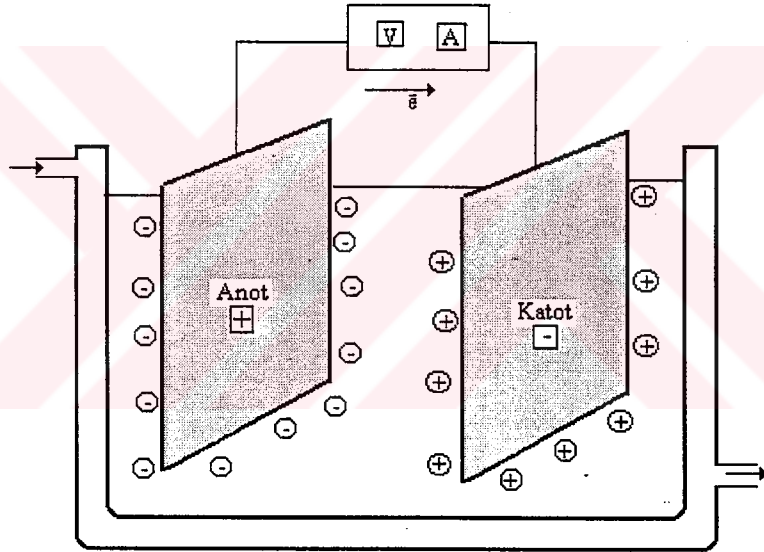
3.1. Elektrokimyasal Prosesin Esasları

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten göç eden iyonik bileşiklerin anotta ve katotta yükseltgendiği veya indirgendiği heterojen iyon transferi tepkimeleridir. Anot ve katotta genellikle metal, karbon veya bir yarı iletken elektrot kullanılmaktadır [30]. Bir elektroliz hücresinin şematik olarak görünüşü Şekil 3.1’de, anot ve katotta gerçekleşen reaksiyonlar ise Tablo 3.1’de verilmiştir. Bir elektroliz işleminin gerçekleşebilmesi için;

anot ve katot arasında bir bağlantı ve elektroliz çözeltisinde belli bir iletkenlik (anyon ve katyonlar) olması gerekir.

Tablo 3.1. Elektrokimyasal Yükseltgenme ve İndirgenme Reaksiyonları

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
<ul style="list-style-type: none"> •Anot elektron verir •Anotta yükseltgenme •Anodik çözünme ($Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$) •Anyonlar anotta toplanır •Anolit bölge oluşur 	<ul style="list-style-type: none"> •Katot elektron alır •Katotta indirgenme •Katodik birikme ($Cu^{2+} + 2e^- \rightarrow Cu$) •Katyonlar katotta toplanır •Katolit bölge oluşur
<ul style="list-style-type: none"> •Anotta oksijen: $2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+$ •Klor var ise anotta klor: $2Cl^- - 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow$ 	<ul style="list-style-type: none"> •Katotta hidrojen: $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-$ •Gazın indirgenmesi: $O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$



Şekil 3.1. Elektrokimyasal Hücrenin Şematik Görünüşü

Elektrokimyasal proseleri çevre kirlilik problemlerini önlemede ve çözümede ön plana çıkaran esas kriterleri ise aşağıdaki şekilde özetleyebiliriz [31]:

Cok Yönlülük: Elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu, çözeltilerin derişik hale getirilmesi veya seyreltilmesi yani faz



ayırılmaları gerçekleştirilir. Sonuç olarak birçok kirleticinin ve maddenin çok düşük konsantrasyonlara kadar bile ayrılması söz konusudur.

Enerji verimliliği: Elektrokimyasal prosesler klasik proseslere göre daha düşük sıcaklıklara ihtiyaç duymaktadırlar (termal yanma gibi). Düşük elektriksel akım dağılımları, voltaj düşmeleri ve yan reaksiyonlardan dolayı oluşan güç kayıplarını minimize etmek için uygun elektrot ve hücre dizaynları ile enerji verimleri artırılabilir. Böylece klasik sistemlere göre daha az enerji tüketimi ortaya çıkmış olacaktır.

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

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

Maliyet tesirliliği: Elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre çok az bir alan işgal etmektedir.

3.1.1. Faraday Kanunu ve Akım Verimi

Elektrokimyasal proseslerde kullanılan temel kanun Faraday Kanunu ve akım verim eşitlikleridir. Bir elektrokimyasal hücrede geçen akımın miktarı q ve akım şiddeti I ile t zamanı arasındaki ilişki;

$$q = \int (I dt) \quad (3.1)$$

(3.1) reaksiyonu ile tanımlanır. Yukarıdaki eşitlikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı Faraday kanunu ile ifade edilirse [32];



$$m = \frac{q}{n \cdot F} = \frac{I \cdot t}{n \cdot F}$$

şeklinde yazılır. Bu eşitlikte; n: çözünen metalin tesir değeri, F: Faraday sabiti ve 96485 C/mol değerine eşittir.

Bu proseslerde her bir elektrotta bir veya birden fazla reaksiyon eşzamanlı olarak gerçekleşir. Bu reaksiyonlar akım verimi ile ilişkili olup, elektrokimyasal sistemin verimini ölçmedeki en önemli kriterdir.

Bir elektrokimyasal sistemde; Faraday değerindeki kayıp veya akım verimi (CE) ile ifade edilirse; akım verimi yük geçişine bağlı proses şeklinde tanımlanır:

$$CE = \frac{q_p}{q_T} \quad (3.3)$$

Bu eşitlikte; q_p : oluşan ürünün harcadığı yük ve q_T : toplam harcanan yük değerini ifade etmektedir. Oluşan ürün veya harcanan reaktanın miktarı esas alınarak ölçülen (m_{act}) ve teorik (m) akım verimi arasındaki ilişki;

$$CE = \frac{m_{act}}{m} \quad (3.4)$$

şeklinde ifade edilir. (3.2) eşitliği (3.4) eşitliğinde yerine yazılırsa;

$$CE = \frac{m_{act} \cdot n \cdot F}{q} \quad (3.5)$$

elde edilir.



Bir elektrottaki toplam akım, her reaksiyonun akımlarının toplamına eşit olacaktır.
Bu durumda bir elektrottaki toplam akım I_j ,

$$I = \sum I_j \quad (3.6)$$

olacaktır. Elektrokimyasal proseste herhangi bir anda akım verimi, akıma bağlı olarak:

$$CE = \frac{I_j}{I} \quad (3.7)$$

şeklinde ifade edilir.

3.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri

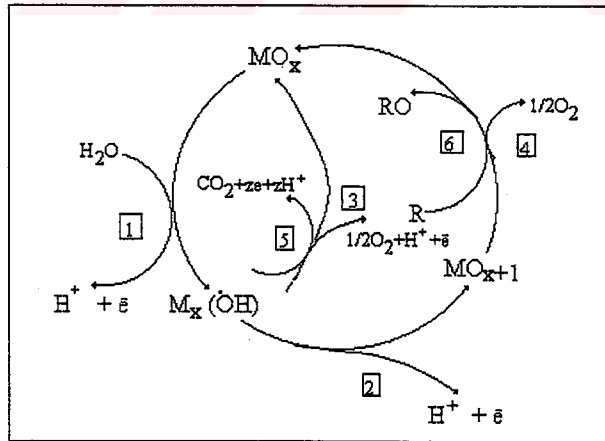
Elektrokimyasal atıksu arıtımında en çok elektrooksidasyon, elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri kullanılmaktadır. Bu prosesler birlikte veya ayrı olarak bir sistem içerisinde olabilir. Atıksuda bulunan kirleticiler bu prosesler ile okside, adsorbe veya reaktör yüzeyinde birikerek ayırımı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

Elektrokimyasal atıksu arıtım proseslerini birbirinden ayıran en önemli özellik kirleticilerin giderilmesini sağlayan elektrokimyasal prosesin şekli ve yapısıdır. Bu durumu belirleyen kullanılan elektrotların özellikleridir. Elektrooksidasyon ve elektroflotasyon proseslerinde ortama karşı dayanıklı çözünmeyen inert metal veya metal alaşımlarından yapılmış elektrotlar (Ti/Sn, Ti/Ru, Pt/Ti/Ir, çelik gibi) kullanılmaktadır. Ortam özelliklerinin oldukça önemli olduğu ortamda elektrotlardan çıkan gazlar (O_2 ve H_2) ile organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektroflotasyonda ise oksidasyondan ziyade çıkan gazlar yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrılması sağlanır. Elektrokoagülasyonda ortamda çözünen metal elektrotlar (Al ve Fe gibi) kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturarak kirleticileri adsorplayarak koagüle olmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin kısmen de elektrooksidasyonu gerçekleşmez. Elektrokoagülasyonun diğer proseslerden farkı

ortamdan kirletici gideriminin oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon olayları ile birlikte gerçekleşebilmesidir. Ancak elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin oksidasyonu pek açık olmayıp, ortam şartlarına bağlıdır. Elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri aşağıda detaylı bir şekilde ele alınmıştır:

3.2.1. Elektrooksidasyon Prosesi ve Uygulamaları

Çözünmeyen metal/metal oksit elektrotlar (Pt/Ti, Ti/Ru/Ir, Ni/Ti/Ga, çelik gibi) ile ortamdaki kirleticilerin okside olduğu proses elektrooksidasyon prosesi olarak bilinir. Elektrooksidasyonda en iyi sonuçların metal oksit anotlarla alındığı belirtilmiştir [31,32]. RuO_2 , Co_3O_4 ve MnO_2 , titanyum bazı üzerine tatbiki ile oluşturulan anot diğer anotlara göre daha iyi katalitik aktivite göstermektedir. Bununla beraber, kurşun ve grafit anotlar da çok iyi sonuçlar vermektedir. Bazı anot elektrotların renk ve KOİ giderim verimleri Tablo 3.2'de verilmiştir. Elektrotların bulunduğu ortam çok önemli olup, iki tip oksidasyon söz konusudur. Bunlar anodik (direkt) ve dolaylı (indirekt) oksidasyondur. Pilot ölçekte bir elektrooksidasyon reaktör sistemi Şekil 3.3'de gösterilmiştir.



Şekil 3.2 Elektrokimyasal Dönüşüm veya Parçalanmanın Şematik Görünümü



Anodik oksidasyon ile atıksulardaki istenmeyen organik bileşiklerin elektrooksidasyonu, elektrokimyasal dönüşüm ve ayrıştırma şeklinde gerçekleşmektedir. Bu durum Şekil 3.2’de gösterilmiştir.

Elektrokimyasal dönüşüm, biyolojik olarak parçalanamayan toksik kirleticilerin biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşiklere dönüştürülmesi olup, elektrooksidasyondan sonra biyolojik arıtım gerekir. Elektrokimyasal ayrıştırmada ise CO₂ ve H₂O açığa çıkmaktadır. Bu durum Şekil 3.2’den de görülmektedir. Bu konu ile ilgili yapılan bir çalışmada; 1,4 benzokinon içeren çözeltilerden; Ti/IrO₂ anot elektrotlar kullanıldığında toksik olmayan ve biyolojik ayrışabilirliği kolay alifatik organik bileşikler oluşurken, Ti/SnO₂ anot elektrotlar kullanıldığında ise CO₂ ve H₂O açığa çıktığı ifade edilmiştir [33].

Anodik oksidasyon ile organik maddelerin tam oksidasyonu bazen gerçekleşmemektedir. Kirleticilerin anodik oksidasyonu doğrudan elektrotlarda yükseltgenme reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Yüksek molekül ağırlıklı organiklerin tam oksidasyonu için daha fazla elektron ve enerji gerekeceği için prosesin yatırım ve işletme maliyeti artacaktır.

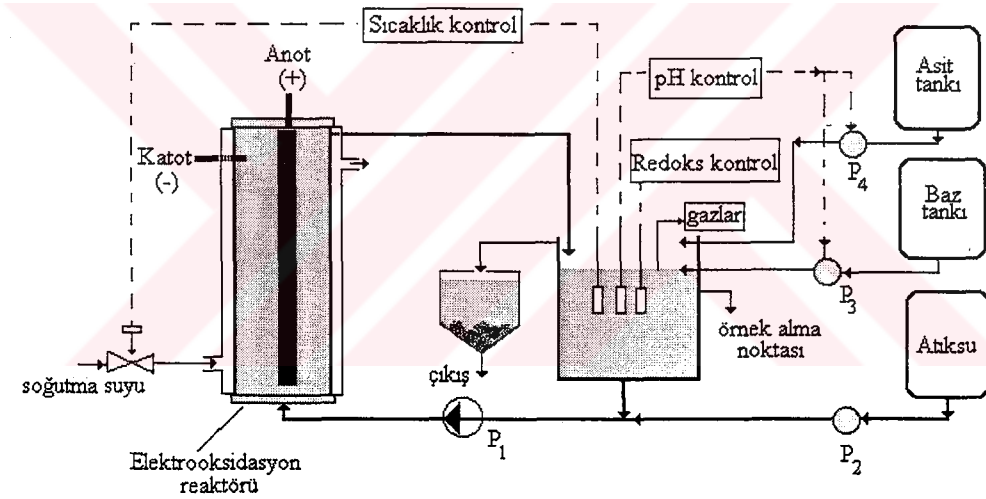
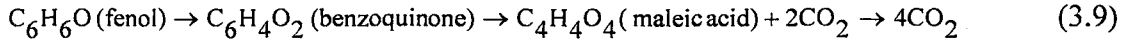
Tablo 3.2 Bazı Anot Elektrotlarının Renk ve KOİ Giderim Sonuçları

Anot materyali	Renk Giderimi (%)	KOİ Giderimi (%)	Kaynak
Ti/Pt	40	9	31-32
Ti/RuO ₂ -TiO ₂	42	26	31-32
Ti/SnO ₂ -Sb ₂ O ₅	45	23	31-32
Ti/Pt-Ir	50	39	31-32
Ti/MnO ₂ -RuO ₂	46	10	31-32
TiRhO _x -TiO ₂	47	29	31-32
TiPdO-Co ₃ O ₄	48	25	31-32
Ti/RuO ₂	99	90	2
Ti/Pt	99	99	2
Ti/Pt/Ir	99	82	2

Metal kaplama işlemlerinde krom çok yaygın bir şekilde kullanılmakta olup, kromun çok düşük konsantrasyonlarda bile elektrooksidasyonu anotta aşağıdaki şekilde gerçekleşmektedir.



Anodik oksidasyona bir diğer örnek olarak fenolün sulu ortamdaki oksidasyonu verilebilir [32].



Şekil 3.3 Pilot Ölçekte Bir Elektrooksidasyon Reaktör Sistemi

İndirekt (dolaylı) oksidasyonda ise; ortamda bazı kimyasal maddeler bulunması veya dışarıdan sisteme ilave edilmesi halinde elektrokimyasal reaksiyonlar neticesinde oksitleyici ajanlar şeklinde (Cl_2 , ClO_2 , O_3 , O^\cdot , OH^\cdot , ClOH^\cdot , H_2O_2 , O_2 , H_2 , CO_2 gibi) türler oluşmaktadır. O^\cdot , OH^\cdot ve ClOH^\cdot yüksek oksitleyici özelliğe sahip radikaller olup, çok kısa ömürlüdürler. Bu radikaller tekrar Cl_2 , ClO_2 , O_3 , H_2O_2 ve O_2 oksitleyici türlere dönüşürler veya doğrudan (direkt) organik türleri okside ederler. Radikallerin oldukça uzun ömürlü ve oksidasyon prosesindeki elektrotlardan belli bir uzaklıktaki alan içine

difüzlendiği durumda (direkt veya doğrudan oksidasyon) radikallerin parçalanmasından birincil (Cl_2 ve O_2) ve ikincil (ClO_2 , O_3 , ve H_2O_2) oksitleyici bileşikler oluşmaktadır [35,36].

Atıksu içerisindeki organik bileşiklerin doğrudan (direkt) elektrooksidasyon hızı anodun katalitik aktivitesi, uygulanan akım yoğunluğu ve anodun aktif noktalarındaki organik bileşiklerin difüzyon hızına bağlıdır. İndirekt veya anodik oksidasyon hızı ise sıcaklık, pH ve atıksu çözeltisi içindeki ikincil oksidantların difüzyon hızına bağlıdır. Atıksu içindeki kirleticilerin elektrooksidasyonu anodik elektrokimyasal prosese dayandırılmaktadır. Çünkü ikincil oksitleyici bileşikler atıksu içindeki organik bileşiklerin CO_2 ve H_2O 'ya tamamen parçalanmasını sağlayamayabilirler.

Bir çok araştırmacı asidik çözeltilerde; O_2 , serbest klor ve belki bir miktar O_3 ve doğrudan oksidasyon prosesindeki klor oksitler gibi ikincil oksitleyicilerin ortaya çıktığını söylemektedirler [36-37]. Orta alkali çözeltilerde ise klorür, klor gazına ve hipoklorit, klorür iyonuna dönüşmektedir. Bunun yanı sıra O_2 , bir miktar H_2O_2 ve belki O_3 oluşabilir. Oluşan bu reaksiyonlar aşağıda ifade edilmiştir:



Kuvvetli alkali çözeltilerde kararlı klorat anyonu, ClO_3^- oluşumundan dolayı klorür, klor gazı ve klorür iyonlarına indirgenen bir çevrim söz konusudur. Bu yüzden

elektrooksidasyon prosesinde düşük pH'da klorürler serbest klorüre, yüksek pH'da ise klorat iyonlarına indirgenmektedir. Yalnız orta alkali-nötr pH arasında serbest hidroksil radikallerin sürekli oluşumu, başlangıç konsantrasyonlarındaki klorürlerin kararlılıklarını muhafaza etmesini sağlamaktadır.

Bundan dolayı elektrokimyasal arıtım sistemlerinde elektriksel iletkenlik ve kirletici bileşiklerin oksitlenmesi için destek elektrolitler ortama ilave edilir. Bu elektrolitlerden en yaygın kullanılanları NaCl, AlCl₃, FeCl₃ gibi tuzlardır. Fakat, atıksularda ise birçok anyon ve katyon bulunacağından dışarıdan sisteme bu bileşiklerin ilavesi çoğu zaman gerekmemektedir. Bu durum atıksuların elektrokimyasal prosesler ile arıtımında bir avantaj teşkil etmektedir.

Yüksek klor iyonu içeren bir tekstil atıksuyunun Ti/RuO₂, Ti/Pt ve Ti/Pt/Ir elektrotlar ile direkt veya indirekt elektrooksidasyonu neticesinde organik türlerin oksidasyonunda oldukça etkili olduğu görülmüştür. Başlangıç 6330 mg/l klor konsantrasyonu ve 960 mg/l KOİ içeriğine sahip atıksu 60 dakikalık elektrooksidasyon süresi sonucunda Ti/RuO₂, Ti/Pt ve Ti/Pt/Ir elektrotlar kullanılarak arıtılmış olup, sırasıyla %92, 87.5 ve 85.2 KOİ giderimi elde edilmiştir [3].

Congo red, acid blue 2K, acid-bright orange boya çözelti atıksularının elektrokimyasal arıtımında yükseltgenme ürünleri ve optimum giderme parametreleri tespit edilmiştir. Elektrooksidasyon süresi sonucunda boya gideriminin %60-70 olduğu ve arıtılmış suyun toksik özellik taşımadığı ifade edilmiştir [2].

İki ucunda grafit anot ve katot elektrotların bulunduğu cam boru içine yerleştirilen grafit Raschig halkalarından ibaret iki kutuplu damlatmalı bir reaktörde anodik oksidasyonla Congo Red ve Xiron Blau 2RHD boya çözeltilerinden renk giderimi yapılmıştır. Congo Red başlangıç boya çözelti konsantrasyonu 10, 20 ve 30 mg/l olduğu durumlarda renk giderim verimi ve enerji tüketimi sırasıyla %92 (143 kWh/kg enerji tüketimi), %93 (75 kWh/kg), %94 (57 kWh/kg) gerçekleşmiştir. Xiron Blau 2RHD boya

çözelti konsantrasyonu 20, 30 ve 40 mg/l için ise sırasıyla, %96 (67 kWh/kg enerji tüketimi), %97 (46 kWh/kg), %97 (31 kWh/kg) bulunmuştur [38].

Yapılan birçok çalışmada, tekstil atıksu ve boya çözeltilerinden ortamda NaCl olmadığı durumda renk giderim veriminin düşük olduğu tespit edilmiştir. Diğer taraftan ortamda klor iyonlarının bulunmasının (NaCl'den gelen Cl⁻ iyonları) anotta klor gazı açığa çıkmasına yol açtığı; ortam pH'ına göre, pH 1.50'de Cl₂, pH 4-7 arasında ise HOCl ve pH 10'da OCl⁻ kirleticileri oksitleyici klor türleri ortaya çıkmaktadır. Buna göre bir elektrooksidasyon prosesinde, boyaların anotta yükseltgenmesi, çözeltide bulunan NaCl nedeniyle oluşan aktif klor bileşikleri ve ortamın pH değerine bağlı olarak anotta açığa çıkan oksijen ile renk gideriminin olduğu ifade edilmektedir [38]. Boyar maddeler için elektrooksidasyon prosesi incelendiğinde anotta boyar maddelerin yükseltgenmesi, tepkime süresine ve boyanın cinsine bağlı olduğu görülmüştür. Yapılan incelemelerde önce azo ürünlerinin yükseltgendiği ve azo sayısı arttıkça elektrokimyasal yükseltgenmenin daha etkin olduğu belirlenmiştir. Boyaların parçalanarak renksizleşmesi sonucu oluşan ürünlerin analizi ve yükseltgenme basamağı mekanizması tam olarak açıklanamamıştır. Yükseltgenme hızının öncelikle kullanılan anot materyalinden etkilendiği ifade edilmiştir.

İdeal bir elektrooksidasyon prosesinde, arıtma veriminin yüksek, yeni teknolojilere adaptasyona açık olması ve en önemlisi arıtım sonucu oluşan ürünlerin hiçbirinin toksik olmaması gerekir. Kirleticilerin elektrooksidasyondan oluşacak ikincil ürünlerin biyolojik ayrışabilirliğinin mümkün olmasının yanı sıra uygun deşarj standartlarını da sağlaması gerekmektedir [32].

3.2.2. Elektroflotasyon Prosesi ve Uygulamaları

Atıksu arıtımında en fazla kullanılan elektrokimyasal arıtım proseslerinden bir diğeri elektroflotasyondur. Elektroflotasyon, elektrolitik şartlara göre oluşan gaz kabarcıkları (H₂, O₂ gibi) tarafından koloidal partiküllerin adsorblanarak su yüzeyine

doğru hareket ederek toplanması işlemidir. Bu gazların oluşum reaksiyonları aşağıda verilmiştir:



Oldukça yksek dispersiyona sahip bu kabarcıklar 5-100 μm apındadır. Elektrot yzey alanına bağlı olarak kabarcıkların sayısı 10-20 milyon/cm² arasında değişmektedir. Bu işlemin yapıldığı reaktrler elektrotatr adı verilmektedir. Elektrotatr yzeyinde toplanan yumaklar ktrpk sıyrıcılar yardımıyla sıyrılarak filtrasyona gnderilir. Elektrotasyonun verimi; oluşan kabarcıkların hacmine ve sayısına, oluşan kabarcıkların boyutu ise; akım yoğunluğu, elektrot cinsi ve şekline bağlıdır. Akım yoğunluğu, elektrot materyali, pH ve sıcaklık değiştirilerek kabarcıkların sayısı ve btykluğu kontrol edilebilmekte olup, bu sayede elektrotasyonun hızı arttırılabilmektedir [39].

Su iindeki katı sspansiyonların, yağların, emlsiyonların ve koloidal partikrllerin ve diğer organik maddelerin ayrılması deşarj edilecek atık suyun BOİ değerinin dšrtilmesinde başlıca işlemdir. Flokrlasyon ajanlarının (Fe³⁺ gibi) eklenmesi veya hava flotasyonu genellikle okelmeden daha hızlı bir ayırım sağlar. Flotasyon tekniği hidrofobik yzeylerin oluşması veya varlığına bağlıdır ki, bunun iin yzey aktif maddeleri kullanılır. Bu maddeler, hava kabarcıkları ile temasta olan kirletici partikrllerin bir araya toplanmasına yardımcı olur. Partikrll yoğunluğundaki değişim sonucu, disperse partikrller flokrlatr yzeyine yzdrtrlererek ktrpk tabakasında kalması sağlanır. Bu tabaka daha sonra mekanik olarak sıyrılır. Flotasyondaki problem 20 μm'den daha kk boyuttaki partikrllerin gideriminde ortaya ıkar. Bu problem, zrnmš hava flotasyonu (DAF) veya elektrotasyon ile oluşturulan ince gaz kabarcıkları ile zrmlenebilir. Elektrotasyon, zeltiilerden zrnmš hava



flotasyonuna nazaran daha küçük boyuttaki partiküllerin (8-15 μm) ayrılmasını sağlamış olmaktadır.

Elektroflotatöre uygulanan akım yoğunluğu değiştirilerek farklı boyutlarda gaz kabarcıkları oluşturulabilir, böylece daha büyük bir yüzey alanı oluşur ki, gaz kabarcıkların çarpışması ve bir araya gelme olasılığı artırılmış olunur. Bu durumda ayırma verimi ve etkinliği artırılır. Elektroflotasyon hücrelerinde tercih edilen akım yoğunlukları genellikle 0.1–10 mA/cm^2 dir. Hücre potansiyeli 10 V değerine çıktığında enerji tüketimi 0.2–0.4 kWh/m^3 aralığındadır. Elektroflotasyon hücrelerinin kapasiteleri genelde yüksek olmayıp, maksimum arıtma oranı 150 m^3 saat⁻¹ civarındadır [30].

Elektroflotasyon; yağ-su emülsiyonları, metal kaplama atölyeleri, mandıra, konserve, yemek üretim, çiftlik, kâğıt, restoran, tekstil, boya, kimya, deri endüstri atıksularının arıtımında kullanılmaktadır. Gemi sintine ve güverte atıksularının arıtımında da kullanılmaktadır. Ayrıca; maden cevherleri ve atıklarından değerli metallerin eldesi ve geri kazanımı; deniz suyundan magnezyum eldesi, radyoaktif ve toksik metal atıksuların arıtımı, biyoteknolojide bir kısım maddelerin eldesi ve ayrılma işlemlerinde de kullanılmaktadır [40-41].

Dispers Blue 56 boya çözeltisi ve tekstil boyama atıksularından elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon işlemi aynı reaktörde gerçekleştirilmiş olup, 10 mA/cm^2 akım yoğunluğunda alüminyum elektrotlar kullanıldığında %93 'lük bir renk giderme verimi elde edilmiştir. Aynı reaktörlerde tekstil atıksuyu için elektroflotasyonda 15 mA/cm^2 akım yoğunluğunda %85 'lik renk giderimi elde edilirken, elektroflotokoagülasyonda ise 10 mA/cm^2 akım yoğunluğunda ise alüminyum elektrotlar kullanıldığında %94 'lük bir giderme verimi elde edilmiştir [39].

EF ile anot olarak kurşun ve katot olarak paslanmaz çelik ağ elektrot kullanılarak yağlı çözeltiler arıtılmıştır [105]. Akım yoğunluğu, yağ konsantrasyonu, flotasyon süresi ve flokülant konsantrasyon etkileri araştırılmıştır. Yağ gideriminin optimum koşullarda %65; NaCl varlığında %75; optimum flokülant konsantrasyonu ve NaCl varlığında ise



%92 olduğu görülmüştür Elektrik enerji tüketimi $0.5-10.6 \text{ kWh/m}^3$ olmuştur. $K = \text{sabit} \times (I)^n$, n değeri NaCl'siz 0.62 ve NaCl ile 0.64 hesaplanmıştır. Bu ilişkinin 0.3-1A akımlarda geçerli olduğu ifade edilmiştir.

EF ile (paslanmaz çelik katot ve kurşun anot) yağlı suların arıtımı üzerine akım, yağ konsantrasyonu, flotasyon süresi, hücre yüksekliği gibi işletme parametre etkileri incelenmiştir [106]. Optimum şartlarda %60, NaCl varlığında %88 giderme verimi elde edilmiştir. Enerji tüketimi $0.46-10.63 \text{ kWh/m}^3$ olarak hesaplanmıştır. Yağ gideriminin 1. mertebe hız modeline uyduğu, hız sabitinin $1.305 \times 10^{-5} - 9.94 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ olduğu görülmüştür.

Diğer bir çalışmada ise yağlı atık suların arıtımı için EF kullanılmıştır. Optimum işletme şartları; akım yoğunluğu; $5-20 \text{ mA/cm}^2$, pH 6 ve sıcaklık $30-40 \text{ }^\circ\text{C}$ bulunmuştur. Sürekli EF sistemde ise yağın tamamen ayrıldığı görülmüş olup, minimum enerji tüketimi 0.08 kWh/m^3 (200 mg/l emülsiyon ve 300 ml/dak. akış hızında) olarak hesaplanmıştır [107].

3.2.3. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulamaları

Elektrokoagülasyon ile atıksu arıtımı ilk olarak 1889' da İngiltere' de önerilmiştir [52]. Daha sonra ABD'de 1909'da demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon ile atıksuların arıtımı ile ilgili bir patent alınmıştır. Büyük ölçekte EC ile içme sularının arıtımı 1946' da ABD' de ilk olarak uygulanmıştır Bu metotla alüminyum anotlar kullanılarak elektrokimyasal hidrolize ile alüminyum hidroksit flokları oluşturulur. Elektroliz ile oluşan flokların çökmesi veya sedimentasyonu hızlıdır. İçme sularından renk giderimi gerçekleştirilmiş olur. Aynı sistem ile demir elektrotlar kullanılarak 1956' da İngiltere'de nehir suları arıtılmıştır. 1946 ve 1956 yıllarında yapılan iki araştırmada renk ve türbidite gideriminde yüksek kalitede arıtılmış suyun elde edilmesi sonuçların ümit verici olduğunu göstermiştir. Kimyasal koagülasyon ile karşılaştırıldığında yüksek başlangıç yatırım maliyetinden dolayı o



yıllarda pek kabul görmemiştir. Son zamanlarda, atıksu arıtım deşarj çıkışlarına getirilen sınırlamalardan dolayı EC yeniden gündeme gelmiştir. 1972' de EC ile gıda endüstrisi atıksuları arıtılmıştır. Bu çalışmada; EC, çözünmüş hava flotasyonu ile yapılan kimyasal dozlama ile karşılaştırılmıştır. Her iki proseste de flok oluşumu söz konusu olup, EC'de daha hızlı yoğun bir floklaşma gözlenmektedir. EC'deki düşünce kültürlerden mikroorganizmaların ve atıksudan çözünmüş maddelerin ve proteinin giderimine uygulanmıştır [52]. 1980 'de Rus bilim adamları atıksuların farklı metotlar ile arıtımını inceleyerek EC ile bu konudaki düşüncelere yeni bakış açıları getirmişler ve yağ-su karışımlarından yağı gidermişlerdir. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında istenmeyen çökeltilerin oluşumu yukarıdaki çalışmaların ortak görüşüdür. EC esnasında meydana gelen çökeltiler genellikle çok fazla metal hidroksit oluşumundan kaynaklanmaktadır. Bu hidroksitler çözünen elektrot malzemesinden ileri gelmektedir. Eğer alüminyum elektrotlar kullanılıyorsa, sonuçta oluşacak çökeltiler çöp sahalarına boşaltılacaktır. EC'de bundan dolayı demir elektrotlar daha fazla tercih edilmektedir. Çünkü çöp deponi alanlarında ağır metal kirliliği ortaya çıkabilir. Demir elektrot kullanması halinde Al elektrot kullanıldığı sistem kadar renk açısından bir şeffaflık sağlanamamaktadır Çok az miktarda da olsa çözünmüş demir iyonları suda renk oluşumuna yol açmaktadır.

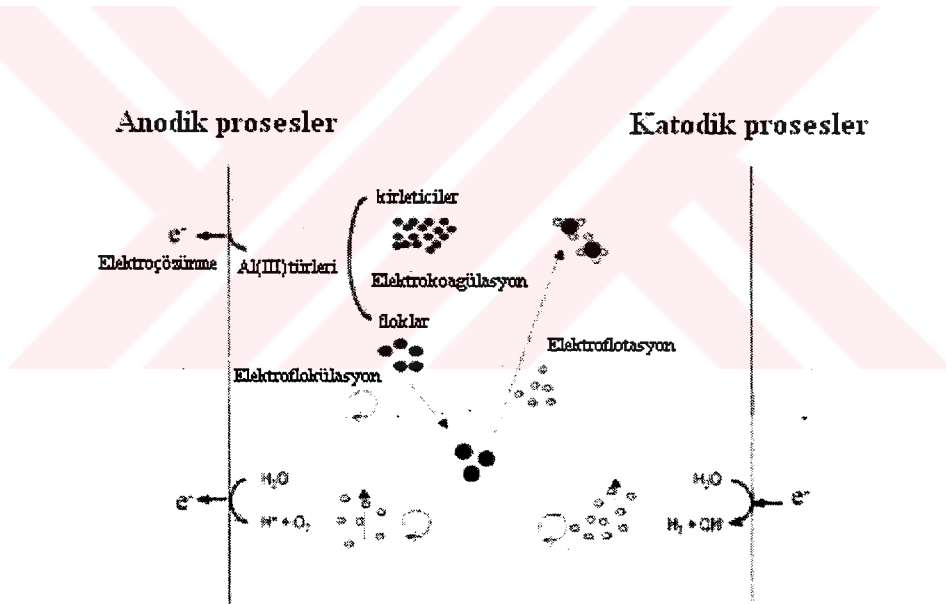
EC proseslerinde genellikle doğru akım (DC) ve doğru akım güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980'li yılların başında alternatif akım kullanan EC sistemleri üzerine çalışmaların yapıldığı görülmektedir. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspanse killerin stabilitesi yani kararlılığının kırılmasında alternatif akımlı EC sistemi kullanılmıştır [53].

20. yüzyılda atıksuların arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin kullanım düşüncesi sınırlı iken, özellikle son 20 yıl içerisinde popülaritesi ve etkinliği özellikle Avrupa ve Güney Amerika ülkelerinde kullanımının arttığını görmekteyiz. Kağıt ve kağıt hamuru endüstrisinde, maden ve metal proses endüstrisinde kullanılmıştır. Ayrıca gıda, yağ [49], boya [50], maden sanayi atıksuları [42], organik madde içeren sızıntı suları [43], restoran [44, 51], flor içerikli atıksular [42], tekstil endüstrisi [7], sentetik deterjan ve maden üretim işlemleri atıksuları [42,45], yumurta prosesi [54], kimyasal



elyaf üretim prosesi [55], deri endüstrisi [56], zeytin işleme prosesi [57], elektro kaplama [58], çamaşırhane [59], kimyasal ve mekanik cilalama endüstrisi [60], yarı iletken üretim prosesleri [61], petrokimya endüstrisi [62], tuz içerikli [63], deponi sızıntı atıksuları [64], arsenik içerikli [52, 65, 69], bor içerikli [66-67] ve nitrat içerikli atıksuların arıtılmasında da EC kullanımı yaygınlaşmaktadır.

Elektrokoagülasyonda anot olarak çözünen demir veya alüminyum elektrotlar kullanılması halinde bu elektrotlar çözünerek çözeltiliye Al^{3+} ve Fe^{2+} , Fe^{3+} iyonları vermekte olup, bu iyonlar sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek çok az çözünen $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Elektrokoagülasyon anında oluşan metal hidroksit partiküllerinin adsorbsiyon özellikleri çok yüksektir. Elektrokoagülasyon prosesinin kademeleri Şekil 3.4'de gösterilmiştir [51]:



Şekil 3.4. Elektrokoagülasyon Prosesinde Meydana Gelen Reaksiyon Basamakları

Elektrokoagülasyon ile Drimarene Discharge X-3GL reaktif azo ve Samaron Yellow 4 dispers azo boyaları, demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak giderilmiştir. En iyi renk giderimi başlangıç pH değeri 3-9, karıştırma hızı 200 rpm'de gerçekleşmiştir. Başlangıç boya konsantrasyonunun artışı ile renk giderme veriminin azaldığı tespit edilmiştir [46].

Demir ve alüminyum elektrotlar ile reaktif boya gideriminde, boya konsantrasyonu artışına bağlı olarak giderme veriminin değişmediği görülmüştür. Dispers boya konsantrasyonu artışında ise demir elektrotlar kullanılması halinde renk giderme veriminin daha yüksek olduğu ifade edilmiştir [46].

Boyama ve apre imalatı atıksularından demir elektrotlar ile elektrokoagülasyonu üzerine atıksu iletkenliği, pH, enerji tüketimi ve polielektrolit miktarı etkileri araştırılmıştır. Boyama ve apre imalathanelerinden toplanan atıksuların çoğunda iletkenlik optimum işletme aralığı içinde olduğundan dolayı iletkenliğin ayarlanmasına gerek olmadığı, atıksu pH 5–10 arasında arıtma verimini etkilemediği görülmüştür. 40 mg/l'lik polialüminyum klorür'ün (PAC) arıtma verimini önemli derecede arttırdığı ve enerji tüketimini % 30 azalttığı tespit edilmiştir. 92.5 A/m² akım yoğunluğunda %51 civarında KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir [7].

Koagüle edilen partiküller atıksularda bulunan mikro koloidal partikülleri ve iyonları kendilerine doğru çekerek adsorbe etmektedir. Oluşan yumaklar çökmekte ve elektroflotasyonda oluşan gazlar yardımıyla su yüzeyine kaldırılabilir. Bu yöntem renk, KOİ, toplam organik karbon, askıda madde ve ağır metallerin tekstil atıksularından giderilmesinde kullanılmaktadır [39]. Diğer atıksu arıtım işlemlerine göre elektrokoagülasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları ortaya konulmuş olup, bu durum Tablo 3.3 ve 3.4'de özetlenmiştir.

Kimyasal koagülasyon, koloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerinin sağlanması olayıdır. Bu amaçla uygun kimyasal maddeler ilave edilir. Alum gibi bir kimyasal madde atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesiyle gerçekleştirilir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azaltılması ile sağlanır. Kimyasal koagülasyondan farklı olarak, elektrokoagülasyon prosesinde koagülant,

uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu oluşur. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözülmüş olan metal iyonları metal hidroksit floklarını oluşturur [43].

Tablo 3.3 Elektrokoagülasyonun Avantajları

- Basit ekipmanlar ve işletme şartları gerektirir.
- Arıtım çıkışı renksiz, kokusuz ve berraktır.
- Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilir ve susuzlaştırılabilir. Çamur miktarı azdır.
- Oluşan floklar kimyasal floklara benzemekle birlikte; daha büyük floklar olma eğiliminde ve daha az bağlı su içermektedirler. Asidik ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler.
- Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözülmüş katılar içerir.
- Elektrokoagülasyon prosesler en küçük koloidal parçacıkları giderme avantajına sahiptirler. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan onların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırır.
- Elektrokoagülasyonda kimyasal madde kullanımından kaçınılır ve böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen yüksek konsantrasyondaki kimyasal maddenin sebep olduğu ikincil kirlenme olasılığı ve aşırı kimyasalların nötralizasyonu problemi ortadan kaldırılmış olunur.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyabilir, daha kolay ayrılmaları sağlanır.
- Elektrokoagülasyon hücresi içindeki elektrotlar sabit konumda olup, elektriksel olarak kontrol edilir, böylece daha az bakım gerektirir.
- Elektrokoagülasyon prosesi için, kırsal alanlarda elektrik prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir.

Tablo 3.4 Elektrokoagülasyonun Dezavantajları

- Çözünen 'harcanan elektrot'ların düzenli olarak yenilenmesi gerekmektedir.
- Bazı yerlerde elektrik kullanımı pahalı olabilir.
- Katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir.
- Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekir.
- Bazı durumlarda jelatinli hidroksit çözünme yönüne meyledebilir.

Restoran atıksularının arıtımında elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon bir arada uygulanması denenmiştir. Bu çalışmada eğer pH'ın 4'ten düşük tutulması halinde askıdaki katıların giderimi hızlı bir şekilde düşmüştür. Yapılan çalışmalar bu prosesin(elektrokoagülasyonla elektroflotasyonun bir arada uygulanması) iki avantajını ortaya çıkarmıştır. Bunlar; kısa bir alıkoyma süresinin olması ve oluşan çamurda su miktarının oldukça az olmasıdır. Güç gereksinimi diğer tipik çalışma şartlarında oldukça düşük ve yalnızca 0.5 kWh/m³'tür. Kuru çamurdaki KOİ miktarı 0.20- 0.37 kg/kg KOİ'dir [69].

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

Bazı bilim adamları içme ve endüstriyel atıksuların arıtımı için elektroflotasyon ile elektrokoagülasyon kombinasyonunu teknik bakımdan ziyade bilimsel yanını incelemişlerdir. Elektrokoagülasyon-flotasyon kimyasal koagülasyondan atıksudaki KOİ ve askıda katı madde gideriminde daha etkili olduğunu kanıtlamışlardır. Üç çeşit amino türü içeren sentetik bir atıksu 10 dakika süre ile 10 A.m⁻² akım yoğunluğunda elektrokoagülasyona tabi tutulmuş işlem sonunda %40-60 KOİ giderimi sağlanmıştır. Düşük frekansta (25-75Hz) 0.1 ila 0.4 A.m⁻² arasındaki akım yoğunluğunda çalışıldığında demir hidroksit miktarında artış olduğu ve arıtımın buna bağlı olarak arttığı gözlenmiştir.

Katot olarak bakır plaka ve anot olarak ise alüminyum veya demir plaka kullanıldığı elektrokoagülasyon sistemi ile çöp sahası sızıntı suları arıtılmıştır [70]. Çöp sahası sızıntı suları pH: 8.2-8.5, KOİ: 1127-7200 mg/l, TOC: 293-2250 mg/l ve iletkenlik 18600-26000 µmho/cm özelliklere sahip olup %30-50 arası bir KOİ giderimi elde edilmiştir.

Anot olarak çözünen metal elektrotların kullanıldığı bir elektrokoagülasyon işleminde, anot tüketiminin $5-200 \text{ g/m}^3$, 0.1 g/dm^3 konsantrasyondaki azo boyanın tamamen giderimi için $30-100 \text{ kWh/kg}$ elektrik sarfiyatı olduğu ifade edilmiştir [32]. Çözünen metal anotların uygulandığı elektrokoagülasyon prosesinde oluşan metal hidroksitlerin boyaları adsorbladığı düşüncesi ileri sürülmüştür.

Yüksek KOİ: $292-4240 \text{ mg/l}$, BOI_5 : $58-2240 \text{ mg/l}$, AKM: $13.2-1320 \text{ mg/l}$, yağ ve gres: $52.6-2100 \text{ mg/l}$ içeriğine sahip lokanta (restaurant) atıksuları EC prosesi ile demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak başarılı bir şekilde arıtılmıştır [51]. EC işletme parametreleri; atıksu akış hızı: 9 l/saat , akım: $0.1-0.6 \text{ A}$, Faraday: $1.67-9.95 \text{ F/m}^3$, elektrotlar arası voltaj: $3.95-15.5 \text{ V}$, enerji gereksinimi: $0.53-3.08 \text{ kWh/m}^3$ ve elektrot tüketimi: $17.7-106.4 \text{ g/m}^3$ seçilmiş olup; lokanta atık su çıkış değerleri pH: $7.76-8.66$, KOİ: $139-2420 \text{ mg/l}$, BOI_5 : $54.02-1520 \text{ mg/l}$, yağ ve gres: $0.28-8.4 \text{ mg/l}$, AKM: $4.2-13.2 \text{ mg/l}$ ve iletkenlik: $223-712 \text{ } \mu\text{s/cm}$ şeklinde gerçekleşmiştir. Sonuç olarak yağ ve gres, AKM, KOİ ve BOI_5 için giderim veriminin sırasıyla $\%94.4-99.9$, $\%84.1-99$, $\%68-94.5$ ve $\%59.3-93.4$ olduğu görülmüştür. Demir ve alüminyum elektrotlar ile aynı giderme sonuçları elde edilmiştir. Oluşan yağ arıtma çamuru miktarı arıtılan atıksu hacminin $\%1.93$ olup, 105°C 'de 10 saat kurutulduktan sonra 550°C 'de 1 saat yakıldıktan sonra çamur miktarı, $0,108 \text{ kg/m}^3$ atıksu hesaplanmıştır. Lokanta atıksu özelliklerine bağlı olarak optimum Faraday: $1.67-9.95 \text{ F/m}^3$ ve akım yoğunluğu $30-80 \text{ A/m}^2$ tespit edilmiştir. Alüminyum elektrot tüketimi ve enerji ihtiyacı sırasıyla $17.7-106.4 \text{ g/m}^3$ ve $<1.5 \text{ kWh/m}^3$ hesaplanmıştır.

Yukarıdaki çalışmada özellikleri verilen lokanta atıksuları diğer bir çalışmada elektrokoagülasyon (EC) ve elektroflotasyon (EF) sistemi ile arıtılmıştır. EC sisteminde $55 \times 100 \times 3 \text{ mm}$ boyutlarında ve etkili yüzey alanı 50 cm^2 olan alüminyum elektrotlar, EF sisteminde ise $\text{Ti/IrO}_2\text{TaO}_5$ ($45 \times 50 \times 1.6 \text{ mm}$ boyutlarda) anot ve aynı boyutlarda paslanmaz çelik (2 mm kalınlık) katot elektrot olarak kullanılmıştır [44]. EC ve EF birlikte kullanıldığı proseste lokanta atıksularının arıtımında Faraday'ın çok etkili bir parametre olduğu, diğer parametrelerin çok fazla etkili olmadığı görülmüştür. Yağ ve gres, KOİ ve AKM giderimi sırasıyla $\%99$, $\%88$ ve $\%98$ gerçekleşmiştir. Atıksu kalış



süresi <4.5 dak., kuru çamur miktarı 0.20-0.37 kg/kg giderilen KOİ, enerji tüketimi 0.5 kWh/m³ atıksu bulunmuştur.

Toplam etkili yüzey alanı 148.5 cm² olan üç çift demir elektrotlar kullanılarak KOİ: 80-190 mg/l, AKM: 45-85 mg/l, türbidite: 7.5-18.5 NTU, iletkenlik: 1150-1750, sertlik:165-185 mg/l CaCO₃, alkalinite: 350-460 mg/l içeriğine sahip büyük bir kimyasal fiber tesisi atık suları arıtılmıştır [55]. EC ile KOİ giderimi %70-85 arasında aynı atıksu kimyasal koagülasyon ile %20-30 arası KOİ giderimi gerçekleşmiştir. EC proses çıkış atıksuyunun iletkenlik değeri ve konsantrasyonu bir miktar artmıştır. EC proses çıkış suları iyon değiştirici sistem kullanılarak deşarj standartları sağlanmıştır.

Acilan Blau tekstil boyası bipolar çelik Raching halkaları ve çözünür demir elektrotlar kullanılarak giderilmiştir [71]. En iyi giderme verimi pH : 8,01' de %85-95 elde edilmiştir. NaCl destek elektrolitin giderme verimini % 90 üzerine çıkardığı tespit edilmiştir. % 95' lik boya giderimi 1,30 V için , 6,95 kwh/m³ enerji tüketimi hesaplanmıştır. 5 dakikalık EC süresinde %98 giderim verimi elde edilmiştir.

Elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon ile sulu çözümlerden nitrat iyonları giderilmiştir [72]. Elektrooksidasyon için en uygun pH aralığı 5-7, EC için ise pH: 9-11 olduğu görülmüştür. Elektrooksidasyon ve EC için enerji tüketimi sırasıyla 1x10⁻³ kWh/g ve 0.5x10⁻⁴ kWh/g hesaplanmıştır. Elektrooksidasyonda nitrat iyonları N₂ şeklinde giderilirken, EC'de ise Fe(OH)₃ tarafından absorbe edildiği ifade edilmiştir.

Bazı fenolik bileşikler EC ile (alüminyum plaka:30x10x0.05 cm boyutlarında elektrotlar) çöktürülerek geri kazanılmıştır [73]. Bu çalışmada fenolik bileşiklerin EC şartları altında oksidasyona uğramadığı, oluşan çözünmeyen Al(OH)₃ partikülleri ile alüminyum tri fenolat (Al(OAr)₃) çökeltileri oluşturduğu ifade edilmiştir.

Çok küçük dispers lateks partiküller, FeCl₃ ve FeSO₄'ün doğrudan sisteme ilave edilmesiyle EC ve koagülasyon ile giderilerek optimum şartlar bulunmuştur [74]. Oluşan çamurun özellikleri, filtre edilebilirliği ve kek dirençleri hesaplanmıştır.



EC ile fosfat gideriminin çok etkili olduğu bulunmuştur [75]. Alüminyum koagülasyonu ile fosfor gideriminde daha yüksek bir verim elde edilmiş olup bunun sebebinin EC ile oluşan komplekslerin daha etkili fosfat giderimi sağladığı ifade edilmiştir.

Cezayir 'de Dedila şehir suyundan alüminyum elektrotlar kullanılarak EC ile flor giderilmiştir [76]. Deneyler bipolar aktif elektrot yüzey alanı $1,6 \text{ m}^2$ sürekli ve kesikli bir sistemde gerçekleştirilmiştir. Flor konsantrasyonu 3 mg/l 'den $0,8 \text{ mg/l}$ 'ye düşürülmüştür. 1000 m^3 suyu arıtmak için 40 kg Al tüketilmiştir. EC ve EF sistemi birlikte kullanılarak 15 mg/l flor konsantrasyonuna sahip atıksu; pH 6 'da, $4,97 \text{ F/m}^3$, 20 dak. süre sonunda 2 mg/l 'ye düşürülmüştür [77]. EC 'da $55 \times 100 \times 3 \text{ mm}$ ve etkili yüzey alanı 50 cm^2 olan bipolar bağlı alüminyum elektrotlar kullanılmıştır. pH 4'ün üzerinde flor gideriminin etkili, pH 6'nın ise optimum olduğu ifade edilmiştir. Brom, sülfat, fosfat, klorür anyonlarının ve Ca^{2+} , Fe^{3+} , Mg^{2+} kationlarının flor gidermede etkili olduğu görülmüştür.

Endüstriyel atıksulardan arsenik giderimi, $0,5$ ve $1,25 \text{ A/dm}^2$ akım yoğunluklarında 25-100 ppm arsenik konsantrasyonlarında gerçekleştirilmiştir [78]. Demir elektrotların kullanıldığı EC sisteminde asidik şartlarda FeAsO_4 oluştuğu görülmüş ve yaklaşık 6 saatte giderme verimi % 95 'in üzerinde gerçekleşmiştir.

Kil içeren çözeltilerden kil partiküllerinin giderimi, 7.1 litrelik bir reaktörde, $0,25$ - 2 A akım ve kirletici yükü $0,1$ - $1,7 \text{ g/l}$ baz alınarak gerçekleştirilmiştir. [79]. Kesikli bir elektrokoagülasyon reaktörün matematiksel olarak analizi yapılmıştır. Al elektrotların kullanıldığı sistemde $0,25 \text{ A}$ ile giderme verimi %86, 2 A 'de ise %40 düzeyde, flotasyon ve koagülasyonun bir arada aynı sistemde meydana geldiği belirtilmiştir. Giderme kinetiklerinin birinci dereceden olduğu, ancak bir lag fazının olduğu bu durumda EC'nin iki aşamalı bir kinetik model yaklaşımı sergilediği görülmüştür.

KOİ: 900 mg/l ve AKM: 340mg/l olan bir şehir atıksuyu EC ve EF sisteminin birlikte kullanıldığı ve akış hızının 1 m³/saat olacak şekilde ayarlandığı bir sistem ile arıtılmıştır [80]. EC'de 21 adet elektrot ve yüzey alanı 0.15 m² olup, sistem 0-40 V ve 0-40 A akım değerlerinde işletilmiştir. KOİ, AKM ve türbidite giderim verimleri sırasıyla %75, %85 ve %90 olarak bulunmuştur.

Norveç Oslo'da bulunan ve suyu içme suyu olarak kullanılan göl suları, 10 l/dak. debisinde 40x30x0.3 cm boyutlarına sahip dört alüminyum elektrot içeren bir pilot sistem ile arıtılmıştır [81]. Klasik koagülasyon ve EC'de 6 mgAl/l kullanılmakta olup, EC'de pH ayarlamasına gerek yoktur. En iyi giderim sonuçları pH 6'da gerçekleşmiştir. Ayrıca sülfat, iletkenlik konsantrasyonunun EC'de artması gibi bir durumda da olmadığı belirtilmiştir.

Değişik gıda ve balık proses atık sularından organik madde giderimi çözünür BOİ azaltmak için EC sistemi kullanılmıştır [82-83]. Özellikle kahverengi kalamar atık sularının EC ile arıtımında BOİ gideriminde iyi sonuçlar elde edilmiştir. Yengeç proses atıksularında ise BOİ giderimi %21-33 olmuştur. Bu atıksuların arıtımında EC sisteminin etkili olmadığı ifade edilmiştir. İlk yatırım ve işletme maliyetlerinin sırasıyla 140.000\$ ve 40.000\$ hesaplanmıştır. EC'nin BOİ gideriminde etkili olmadığı, sistemin etkinliğinin artırılması için çok uzun süreye ihtiyaç olduğu vurgulanmıştır.

EC prosesinin daha iyi anlaşılması amacıyla voltaj ve diğer parametreler arasındaki ilişki araştırılmıştır [84]. Model sabitleri tespit edilmiştir. Teorik ve deneysel sonuçlar; su pH'sı ve akış hızının geniş bir ölçekte EC voltajı üzerine çok az etkisinin olduğu belirtilmiştir. Diğer taraftan elektrotlar arası mesafe, iletkenlik, akım yoğunluğu ve elektrot yüzeyinin durumuna birinci derecede bağlı olduğu sonucuna varılmıştır.

Demir elektrotların kullanıldığı ve FeCl₃, FeSO₄ demir tuzları ile kimyasal dozlama yapılan bir EC prosesinde sulu çözeltilerden kaolin partikülleri giderilmiştir [74]. pH 5-6 arasında giderme verimi maksimum olmaktadır. Floklaşma olayı detaylı bir şekilde incelenerek partiküllerinin çökmesi izlenmiştir.



Anyonik, katyonik ve noniyonik flokülantlar ilave edilerek aktif çamur atıksularının ileri EC sistemi ile arıtımı sağlanmıştır [84]. Monosodyum glutamate fermantasyon atıksularından renk ve organik bileşenlerin gideriminde elektroflotasyon ve elektrolitik çöktürmenin birlikte etkili olduğu görülmüştür. Ayrıca oluşan çamurun çökelebilirlik ve susuzlaştırılması incelenmiş olup %15-20 demir hidroksit içerdiği tespit edilmiştir. Anyonik flokülantların diğerlerinden çok daha iyi ve optimum polimer dozunun 4-10 mg/g Fe çamur (200 rpm'de) olduğu saptanmıştır. Ayrıca çamur şartlandırma prosesinde polimer bağlama ve yük nötralizasyonu da belirtilmiştir.

Demir elektrotlar kullanılarak (toplam aktif yüzey alanı:324 cm²) tekstil atık sularının EC ile arıtımı gerçekleştirilmiştir [7]. 1000 cm³'lük bir reaktörde, akış hızı 0.75 l/dak. olacak şekilde EC üzerine iletkenlik, pH, enerji gereksinimi ve poli elektrolit ilave etkileri (polialüminyum klorür, PAC) incelenmiştir. Optimum şartlar; zaman 10 dak., iletkenlik 1000 µmho/cm, pH 6 olarak belirlenmiştir. 40 mg/l PAC ilavesi KOİ değeri 800-1600 mg/l arasında değişmekte olup, giderme verimi %70 civarındadır. AKM ise 200 mg/l 'nin altına düşürülmüştür.

EC ile Orange II tekstil boyasının giderimi üzerine pH, karıştırma hızı, boya konsantrasyonu, elektrotlar arası mesafe, akım yoğunluğu, sıcaklık gibi parametre etkileri araştırılmıştır [85]. Renk ve KOİ gideriminde sırasıyla %98 ve %84'lük bir verim elde edilmiştir. Bu değerler demir elektrotlar kullanıldığında <200 ppm boya konsantrasyonu ve 34.62 A/m² akım yoğunluğunda bulunmuştur. Nötr pH aralığında (6-8) giderme veriminin en yüksek değere ulaştığı belirlenmiştir.

Acid Orange II tekstil boyası elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon prosesi ile giderilmiştir [86]. EC verimi üzerine arıtım süresi, iletkenlik, hava akış hızı ve voltaj etkileri incelenmiştir. KOİ ve renk giderimi %99 ve %87 olarak gerçekleşmiştir. Bu verim Fe²⁺/boya mol oranı: 0.5, 30 dakika süre, voltaj 20 V ve hava akış hızı 0.1 m³/saat şartlarında elde edilmiştir.

Kil partiküllerinin EC ile gideriminde karıştırma hızı, akım yoğunluğu, elektrotların sayısı ve aralarındaki mesafe, çözültideki tuz konsantrasyon etkileri optimize edilmiştir [87].

Polimer ilaveli EC sistemi ile tekstil atık sularının arıtımında çok iyi sonuçlar elde edilmiştir [108]. Diğer bir çalışmada ise tekstil atık sularından KOİ ve renk gideriminde EC'nin etkili olduğu ve düşük enerji sarfiyatında yüksek giderme verimlerine ulaşıldığı vurgulanmıştır [88].

İçme sularının arıtımında etkili yeni bir proses olarak tanımlanan EC ile ayrıca maden ve çöp sızıntı atık suları da arıtılmıştır. E. coli gideriminin oldukça iyi olduğu ifade edilmiştir. Maden sızıntı sularında kobalt 9.95 mg/l'den 0.006 mg/l'ye düşürülmüştür. Ayrıca sızıntı sularında ise demir 130 mg/l'den 0.015 mg/l'ye indirilmiştir. Atık su akış hızı 225.000 ml/dak.'dır. Bu proses işletme maliyeti açısından da tartışılmıştır [89].

Hafif tuzlu ve acı suların EC metodu ile arıtımı ve sistemin ekonomik özelliklerinin iyileştirilmesi yapılmıştır [90]. Demir elektrotların kullanıldığı sistemden en iyi sonuçlar elde edilmiştir. %75 sertlik giderilmiştir. Demir elektrotun alüminyum elektrottan maliyet açısından %60 oranında daha uygun olduğu ifade edilmiştir. Optimum akım yoğunluğunda sistemin ekonomikliği tartışılmıştır [91].

Kimyasal koagülasyon ve EC arasında, karşılaştırma amacıyla yapılan bir çalışmada farklı pH'larda farklı alüminyum miktarlarında türbidite giderimi gerçekleştirilmiştir [92]. Partikül özelliklerini anlamak amacıyla zeta potansiyelleri analiz edilmiştir. Sonuç olarak EC'nin kimyasal koagülasyona göre türbidite gideriminde çok daha etkili olduğu bulunmuştur.

Endüstriyel yumurta proses atık sularının kimyasal koagülasyon ve EC ile arıtımı gerçekleştirilmiştir [54]. KOİ, türbidite ve toplam AKM giderimi sırasıyla %90, %97 ve

%95 olmuştur. Bir milyon galon atıksu başına koagülasyon, ultrafiltrasyon ve EC maliyetleri 22.000\$, 17.700\$ ve 30.000\$ olarak hesaplanmıştır.

EC sistemleri üzerine alınan ilk patent çalışmasında ,anot ve katot geometrileri (plakalar, çubuk, tüp, elek, bilye ve akışkan yatak küre şeklinde) gözönüne alınmıştır [93].

Ozonlama ve elektrokoagülasyon (demir ve alüminyum elektrotlar, atıksu akış hızı 2 m³/saat,40-60 A) ile tekstil atıksularının arıtımı yapılmıştır [94]. Ozonlama ile %95-99 renk ve %60 (75-120 mg/l) KOİ giderimi elde edilirken; EC ile ise % 80-100 renk ve %70-80 KOİ giderim değerlerine ulaşılmıştır. EC prosesi çıkış suyu KOİ değeri 123 mg/l olarak tespit edilmiştir.

Bipolar bağlı alüminyum elektrotlar kullanılarak EC-EF sistemi ile 0.3-15 g/l TOK içeriğine sahip bir atıksu arıtılmıştır [95]. Akış hızı, akım yoğunluğu gibi işletme parametre etkilerinin EC verimi üzerinde çok az etki ettiği saptanmıştır. AKM ve yağ içeriğine sahip atıksuların arıtımında ümit verici sonuçların elde edildiği vurgulanmıştır.

EC ile reaktif tekstil boyası (Remazol Red RB 133) çözeltilerinden renk giderimi [52] ve tekstil atıksularından KOİ ve türbidite giderimi araştırılmıştır [96]. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum elektrotların kullanıldığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. Renk giderimi, KOİ ve türbidite giderimi üzerine pH, iletkenlik, akım yoğunluğu, karıştırma hızı, zaman, konsantrasyon, polielektrolit ilavesi gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Ayrıca enerji tüketimi, çözünmüş alüminyumun renk giderme kapasitesi ve çözünmüş alüminyumun KOİ giderme kapasitesi incelenmiştir. Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin gideriminde iki asıl etkileşme mekanizması mümkündür; pH 4.0-6.5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökelme mekanizması, pH>6.5 değerlerinde ise Al(OH)₃ ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin boyayı adsorblama mekanizması söz konusudur. Tekstil atıksularının EC'nun renk ve türbidite gideriminde oldukça etkili olduğu, ancak tekstil atıksularından KOİ gideriminde aynı

düzeyde etkili olmadığı görülmüştür. Bu da Al türlerinin çözünmüş KOİ gidermede kısmen etkili olduğunu göstermektedir [52]. Ayrıca sabit karbon kolon yatağında farklı yüksekliklerde ve farklı akış hızlarında breakthrough eğrileri elde edilmiş, karbon tükenme noktaları belirlenmiş, deşarj standartlarını aşmayacak şekilde KOİ konsantrasyonunun hangi aşamada sağlanacağı yapılmıştır [97].

Bir diğer çalışmada EC ile reaktif tekstil boyası çözeltilerinden (Levafix Orange E3 GA) boya giderimi, renk giderimi ve türbidite giderimi araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotların kullanıldığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. Boya giderimi, renk giderimi ve türbidite giderimi üzerine pH, iletkenlik, akım yoğunluğu, karıştırma hızı, zaman, konsantrasyon, polielektrolit ilavesi gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Ayrıca enerji tüketimi ve çözünmüş elektrotun giderme kapasiteleri incelenmiştir. Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin gideriminde pH 4.0-6,5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökeltme mekanizması ve pH>6.5 aralığında Al(OH)₃ ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin adsorpsiyon mekanizması etkili olmaktadır. Demir elektrotların kullanıldığı deneylerde flok oluşumunda ve boyarmaddeyi absorbe etmekte etkili olan tür Fe(OH)₃ olup, pH 8-8.5 aralığında iyi giderme verimlerinin elde edildiği bilinmektedir. Çalışmada da bu aralıkta yüksek türbidite giderimi görülmüştür. Ayrıca boya giderimi için harcanan enerjinin azaldığı ve çözünen elektrotun giderme kapasitesinin de arttığı izlenmiştir. Yapılan çalışmalarda elektrokoagülasyonun boya, renk ve türbidite gideriminde oldukça etkili olduğu görülmüştür. Özellikle demir elektrot kullanıldığında alüminyuma göre 4 kat yüksek başlangıç konsantrasyonlarında ve daha kısa deney sürelerinde aynı verimlere ulaşmak mümkün olmuştur [98].

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

kinetik modeline göre analiz edilmiştir. Yapılan kinetik modellemelerde korelasyon katsayıları oldukça yüksek çıkmıştır [99].

Tuzlu suların EC ile arıtma üzerine pH, başlangıç fenol konsantrasyonu ,tuzluluk, akım yoğunluğu, sıcaklık ve H₂O₂ ilavesi etkileri incelenmiştir [63]. %3.5 w/w tuzluluğa sahip suların arıtımında EC nin oldukça etkili olduğu sonucuna varılmıştır. En iyi KOİ giderimi pH 3 dolayında gerçekleşmiştir. 60 mg/l H₂O₂ derişiminde 2.5A ve %1'lik tuzlulukta %70 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Bir patent çalışmasında kırsal bölgelerdeki sulardan patojen mikroorganizmaların ve içme sularından ağır metallerin giderimi, gıda sanayi yıkama sularından kirleticilerin bertarafında uygulama potansiyelinden söz edilmiştir (Tablo 3.5-3.20). Powell Su Sistemleri Şirketi tarafından EC ile kirleticilerin giderilme hızlarının artırılmasında önemli bir adım atılmış, işletme ve ilk yatırım maliyetlerinin çok düşük olduğu ifade edilmiştir. [101]. Bu şirket elektrik maliyeti, elektrotların değiştirilme maliyeti, pompa bakım-onarımı ve işçilik maliyetinin bazı atıksuların arıtımı için 1\$/galon atıksu altında olduğunu belirtmiştir.

EC mekanizması kimyasal koagülasyonun mekanizmasına benzemektedir. Kimyasal koagülasyonda olduğu gibi, yüzey yüklerinin nötralizasyonundan katyonik türler sorumludur. Fakat EC'de oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyonda oluşan floklardan daha farklıdır. EC'de oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir, yani daha az su içerirler. Floklar daha düşük dirence sahip olacağından çok daha kolay filtre edilebilirler [100].

EC ile sintine sularından ağır metallerin arıtım maliyetinin %90 daha az olduğu ifade edilmiştir. Ayrıca EC ile sudaki kirleticilerin %98'nin giderildiği belirtilmiştir [101]. Kanalizasyon atıksularında 110x10⁶ bakteri/ml'den 2700 bakteri/ml'ye %99 giderim oranında; gıda prosesleri, buhar temizleme işlemi atıksularından yağ %99 giderim oranında; çözülmüş silika, killer, karbon siyahı ve diğer askıda katı maddelerin %98 giderim oranında; arsenik, kadmiyum, krom, kurşun, nikel ve çinko gibi ağır

metallerin %95-98 oranında başarılı bir şekilde arıtılabildiği ifade edilmiştir [101, 102, 103]. Kentsel kanalizasyon atıksularının arıtım maliyeti 0.24\$/1000 galon; yanmış yağ, kir ve ağır metaller içeren buhar temizleme atık sularının arıtım maliyeti ise 0.05 \$/galon'dur [101]. Ayrıca bu sistemlerin yatırım maliyetinin amortismanı 1 yılın altındadır.

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

Akış hızı 100 galon/dak olan bir atıksudan nikel 25 mg/l'den 2.38 mg/l'nin altına; Cr 210 mg/l'den 1.71 mg/l'nin altına düşürülmüştür. Bu atıksuyun işletme maliyetinin kimyasal koagülasyon ve EC için sırasıyla 14.18\$/1000 galon (425.400 \$/yıl), 1.69\$/1000 galon (50.700\$/yıl) olduğu ifade edilmiştir. Bu fiyatlar işçilik, çamur nakliyatı ve depolama maliyetlerini içermemektedir. Buradan EC'nin kimyasal koagülasyona göre çok daha az işletme maliyetine (kimyasal koagülasyona göre 374.700\$/yıl bir kazanç söz konusudur) sahip olduğu görülebilir [101]. Alüminyum ile atıksu arıtımı EC ile karıştırıldığında hacimsel olarak EC'da %83 daha az çamur ortaya çıktığı ve bunun filtrasyon hızının %76 daha iyi olduğu ifade edilmektedir [101].

Tablo 3.5. Ticari Çamaşırhaneler Atıksuları [101]

Atıksu Karakteristiği	Giderim (%)
AKM	85-99
Yağ ve Gres	93-99
TOK	96-99
BOİ	32-99
Metal İyonları (<100 mg/l)	95-99
Bakteriler (fekal koliform)	98-99+
Tekstil boyaları	98-99
Pestisidler	93-99

Tablo 3.6. Acil Durumlarda (Deprem, yangın, fırtına veya toksik kirlenme gibi) EC ile İçme Suyu Eldesi [101].

Su Karakteristiği	Giderim (%)
AKM	85-99
Yağ ve gres	93-99
Toplam Organik Karbon	96-99
BOİ	32-99
Metal iyonları (<100 mg/l)	95-99
Bakteriler (fekal koliform)	98-99
Tekstil boyaları	98-99
Pestisidler	93-99

Tablo 3.7. Et İşleme Atıksularının EC Arıtım Sonuçları [101].

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
BOİ (mg/l)	5700	590	89.6
TAKM (mg/l)	4540	260	94.3
FOG (mg/l)	3050	150	95.1

Tablo 3.8. Domuz Mezbahane, İşleme ve Paketleme Proses Atıksularının EC Arıtım Sonuçları [101].

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
TKN (mg/l)	1118.88	59.08	94.72
Nitrat (mg/l)	21.00	12.00	42.86
Nitrit (mg/l)	0.35	0.47	-
Toplam Fosfor (mg/l)	120.00	2.50	97.92
Amonyum (mg/l)	49.00	19.40	60.41
TAKM (mg/l)	4040	60.00	99.57
BOİ (mg/l)	1.580	397.40	96.57
pH	6.81	10.17	-



Tablo 3.9. Piliç İşleme Tesisi Atıksularının EC Arıtım Sonuçları [101]

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
Toplam BOİ (mg/l)	4328	480	89
Çözünür BOİ (mg/l)	303	39	87
TAKM (mg/l)	3367	83	97

Tablo 3.10. Balık İşleme Tesisi Atıksuları EC Arıtım Sonuçları [101].

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
BOİ /mg/l)	40500	750.0	98.1
TAKM (mg/l)	33667	107.0	99.7
FOG (mg/l9	3047	12.1	99.7

Tablo 3.11. Salata Yağı Üretim Tesisi Atıksuları EC Arıtım Sonuçları [101].

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
KOİ (mg/l)	10.000	1.250	87.5
TAKM (mg/l)	1,074	12	98.9
FOG (mg/l)	833	14	98.3

Tablo 3.12. Salata Sosu Üretim Tesisi Atıksuları [101].

Parametre	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
BOİ (mg/l)	8.233	752	91.0
TAKM (mg/l)	14.528	86	99.4
FOG (mg/l)	18.165	28	99.8



Tablo 3.13. Elektrokaplama Endüstrisi Atıksularının Arıtımı [101].

Element	Giriş (ppm)	EC Çıkışı (ppm)	Giderim (%)
Cd	31.0	0.34	98.90
CN	25.1	0.98	96.10
Cr	210	0.0216	99.99
Cu	287	0.48	99.80
Pb	24.0	0.010	99.95
Ni	25	0.0731	99.97
Zn	221.00	0.14	99.90

Tablo 3.14. Nükleer Tesis Soğutma Sularından Metal İyon İzotoplarının Giderimi [101].

Element	Giriş	Çıkış	Giderim (%)
Americium-241 pCi/L	71.99	0.57	99.20
Plutonium-239 pCi/L	29.85	0.29	99.00
Radium, pCi/L	1093	281.6	98.00
Uranium pCi/L	33.7	0.357	98.94

Tablo 3.15. EC ile Kentsel Atıksu Arıtım Sonuçları [101].

Atıksu Karakteristiği	Ham	Arıtılmış	Giderim (%)
BÖİ (mg/l)	79-3345	0-510	84-99
TAKM (mg/l)	12-16500	6-165	99
Bakteri (cfu)	110.000.000	2700	99
Uçucu katılar	12.300	126	99

Tablo 3.16. İçilebilir su arıtımı [101].

Parametre	Ham Atksu	EC Çıkışı	Giderim
Aldrin (pestisid)	0.063 mg/l	0.001 mg/l	98.40%
Alüminyum	224.00 mg/l	0.69 mg/l	99.69%
Amerikyum-241	71.99 pCi/L	0.57 pCi/L	99.20%
Arsenik	0.30 mg/l	< 0.01 mg/l	96.70%
Bakteri	110.000.000 cfu	2.700 cfu	99.99%
Baryum	0.0145 mg/l	< 0.0010 mg/l	93.10%
Bor	4.86 mg/l	1.41 mg/l	70.98%
Kadmium	0.1252 mg/l	< 0.0040 mg/l	96.81%
Kalsiyum	1.321.00 mg/l	21.40 mg/l	98.40%
Chlorieviphos (pestisid)	5.87 mg/l	0.03 mg/l	99.50%
Krom	139.00 mg/l	< 0.10	99.92%
Kobalt	0.1238 mg/l	0.0214 mg/l	82.71%
Bakır	0.7984 mg/l	< 0.0020	99.75%
Cypermethrin (pestisid)	1.30 mg/l	0.07 mg/l	94.60%
DDT (pestisid)	0.261 mg/l	0.002 mg/l	99.20%
Diazinon (pestisid)	34.00 mg/l	0.21 mg/l	99.40%
E. coli bakteri	> 2,419.2 mpn	0.0 mpn	99.99%
Demir	68.34 mg/l	0.1939 mg/l	99.72%
Kurşun	0.3497 mg/l	< 0.0250 mg/l	92.85%
Lindane (pestisid)	0.143 mg/l	0.001 mg/l	99.30%
Magnezyum	13.15 mg/l	0.0444 mg/l	99.66%
Manganez	1.061 mg/l	0.0184 mg/l	98.27%
Cıva	0.01 mg/l	< 0.002	66.60%
Molibden	0.18 mg/l	0.04 mg/l	80.60%
Nikel	183 mg/l	0.07 mg/l	99.96%
Nitrat	11.7 mg/l	2.6 mg/l	77.78%
Nitrit	21 mg/l	12 mg/l	42.86%
Azot-TKN	1,118.88 mg/l	59.08 mg/l	94.72%
Petrol Hidrokarbonları	72.5 mg/l	< 0.2 mg/l	99.72%
Fosfat	28 mg/l	0.2 mg/l	99.28%
Plütonyum-239	29.85 pCi/L	0.29 pCi/L	99.00%
Potasyum	200 mg/l	110 mg/l	45.00%
Proptamphos (pestisid)	80.87 mg/l	0.36 mg/l	99.60%
Radyum	1093.0 pCi/L	0.1 pCi/L	99.99%
Selenyum	68 mg/L	38 mg/l	44.00%
Silikon	21.07 mg/l	0.10 mg/l	99.50%
Sodyum	8,690 mg/l	5,770 mg/l	33.60%
Sülfat	104 mg/l	68 mg/l	34.61%
Kalay	0.213 mg/l	< 0.0200 mg/l	90.61%
Toplam Koliform	> 2,419.2 mpn	0.0 mpn	99.99%
Uranyum	10.8 mg/l	0.1 mg/l	99.07%
Vanadyum	0.2621 mg/l	< 0.0020 mg/l	99.24%
Çinko	221.00 mg/l	0.14 mg/l	99.90%



Tablo 3.17. EC ile Kentsel Atıksu Arıtım Sonuçları [101].

Atıksu Karakteristiği	Ham	Arıtılmış	Giderim (%)
KOİ (mg/l)	490	26	94.7
Toplam katı (mg/l)	602	401	43.4
Süspanse katı (mg/l)	73	7	90.4
Çökebilir katı (mg/l)	21	5	76.2
Toplam sertlik (mgCaCO ₃ /l)	127	11	91.3
Alkalinite	267	11	95.8
pH	6.88	7.02	-
BOİ	220	9	95.9
Koliform	318.000/ml	0	99
Fosfatlar	38	0	99

Tablo 3.18. Taşıt Yıkama ve Buharla Temizleme Atıksuları EC Arıtım Sonuçları [101].

İçerik	Atıksu (ppm)	EC çıkışı (ppm)	Giderim(%)
Antimon	<0.01	0.014	-
Arsenik	0.30	<0.01	96.7
Baryum	8.0	<0.10	98.7
Berilyum	<0.01	<0.01	-
Kadmiyum	0.141	0.031	78
Krom	7.98	0.05	99.4
Kobalt	0.13	<0.05	61.5
Bakır	6.96	<0.05	99.3
Kurşun	7.4	1.74	76.5
Civa	0.003	<0.001	66.7
Molibden	0.18	0.035	80.7
Nikel	0.4	<0.05	99.3
Selenyum	<0.005	<0.005	-
Gümüş	<0.01	<0.01	-
Thalyums	<0.10	<0.10	-
Vanadyum	0.23	<0.01	95.7
Çinko	19.4	1.20	93.8

Tablo 3.19. Kent Kanalizasyonu (POTW Deşarj Suları) [101].

Çalışma 1	Ham	Aritilmiş	Giderim
BOİ (mg/l)	1,050	14	99%+
TAKM (mg/l)	4,620	7	99%+
Bakteri (cfu)	110.000.000	2,700	99%+
Çalışma 2	Ham	Aritilmiş	Giderim
BOİ (mg/l)	79	0	99%+
TAKM (mg/l)	12	6	99%+
Çalışma 3	Ham	Aritilmiş	Giderim
BOİ (mg/l)	500	19	96%
TAKM (mg/l)	3,245	14	99%+
Çalışma 4	Ham	Aritilmiş	Giderim
BOİ (mg/l)	3,345	510	84%
TAKM (mg/l)	16,500	165	99%
Uçucu Katılar	12,300	126	99%
TAKM (mg/l)	12	6	50%
Yerel Çalışma	Ham	Aritilmiş	Giderim
KOİ	490	26	94.7%
Toplam Katıllar	602	401	43.4%
AKM	73	7	90.4%
Çöktürülebilir Katılar	21	5	76.2%
Toplam Sertlik	127	11	91.3%
Alkalinite	267	11	95.8%
pH	6.88	7.02	-
IOD	0.98	<0.1	89.8%
BOİ	220	9	95.9%
Koliform	318,000/ml	0	99%+
Fosfatlar	38	0	99%+

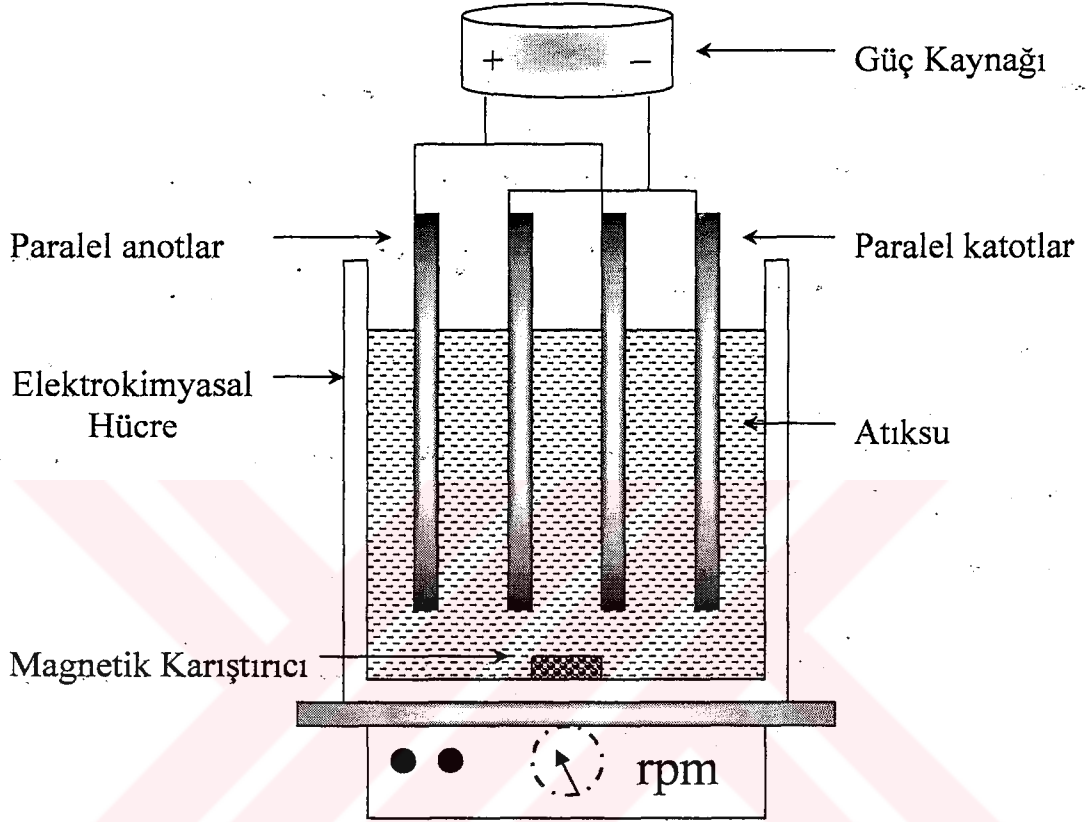
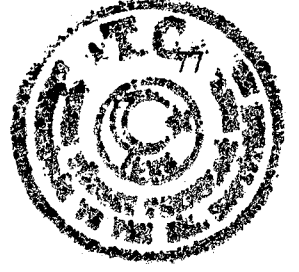


Tablo 3.20. Tekstil ve Boyama Endüstrisinde Renk Giderimi [101].

Kaynak	Ham Atıksu	Aritılmış Atıksu	Giderim
Çalışma A	125.1 NTU	12.1 NTU	90.0%
Çalışma B	129.4 NTU	2.2 NTU	98.3%
Çalışma C	68.3 NTU	0.68 NTU	99.0%
Çalışma D	2,340.0 NTU	4.5 NTU	99.8%

3.2.3.1. Elektrokoagülasyonun Teknolojisi

En basit bir elektrokoagülasyon reaktörü, bir elektrolit içine daldırılmış bir anot ve bir katottan oluşmaktadır. Anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlanır. Bu durumda anotta oksidasyon olacağından anot materyali elektrokimyasal olarak çözünecektir. Bu arada katot ise pasivasyona maruz kalacaktır. Fakat bu durum atıksu arıtımı için uygun değildir; çünkü metal elektrotların yeterli miktarda çözünmesi için kullanılan elektrotların geniş yüzey alanına sahip olmaları gerekmektedir. Anot ve katot elektrotlar paralel veya seri bağlanmak suretiyle tek kutuplu (monopolar) ya da çift kutuplu (bipolar) elektrokimyasal reaktörler oluşturulabilir. Çift anot ve katottan ibaret paralel bağlı bir monopolar elektrokoagülasyon reaktörü Şekil 3.5’de görülmektedir.

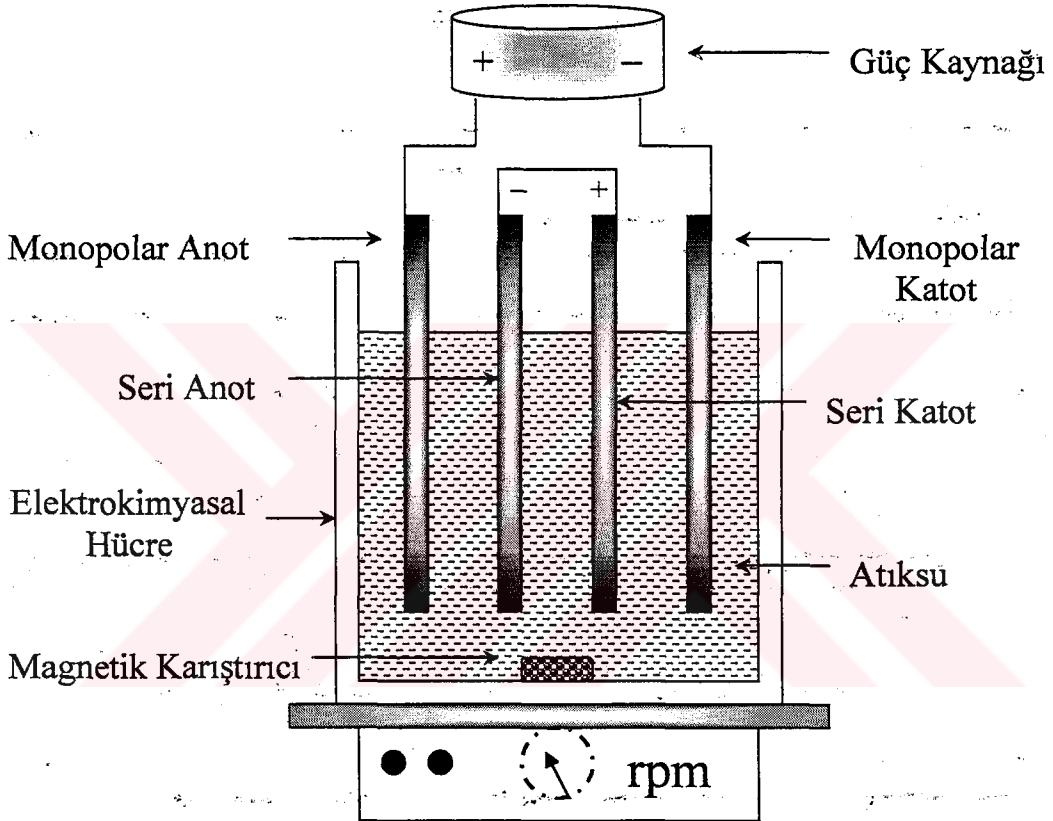


Şekil.3.5. Paralel Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü

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

Tek kutuplu (monopolar) elektrotların seri bağlanması ile Şekil 3.6'da gösterilen elektrokoagülasyon reaktörü ortaya çıkmaktadır. Şekilden de görülebileceği gibi her bir

tükenen veya çözünen anot elektrot çiftleri birbirine bağlanmaktadır. Diğer taraftan ise monopolar anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlıdır. İçteki çözünen anot elektrotların en dıştaki monopolar anot veya katot elektrotlar ile bir bağlantısı bulunmamaktadır.



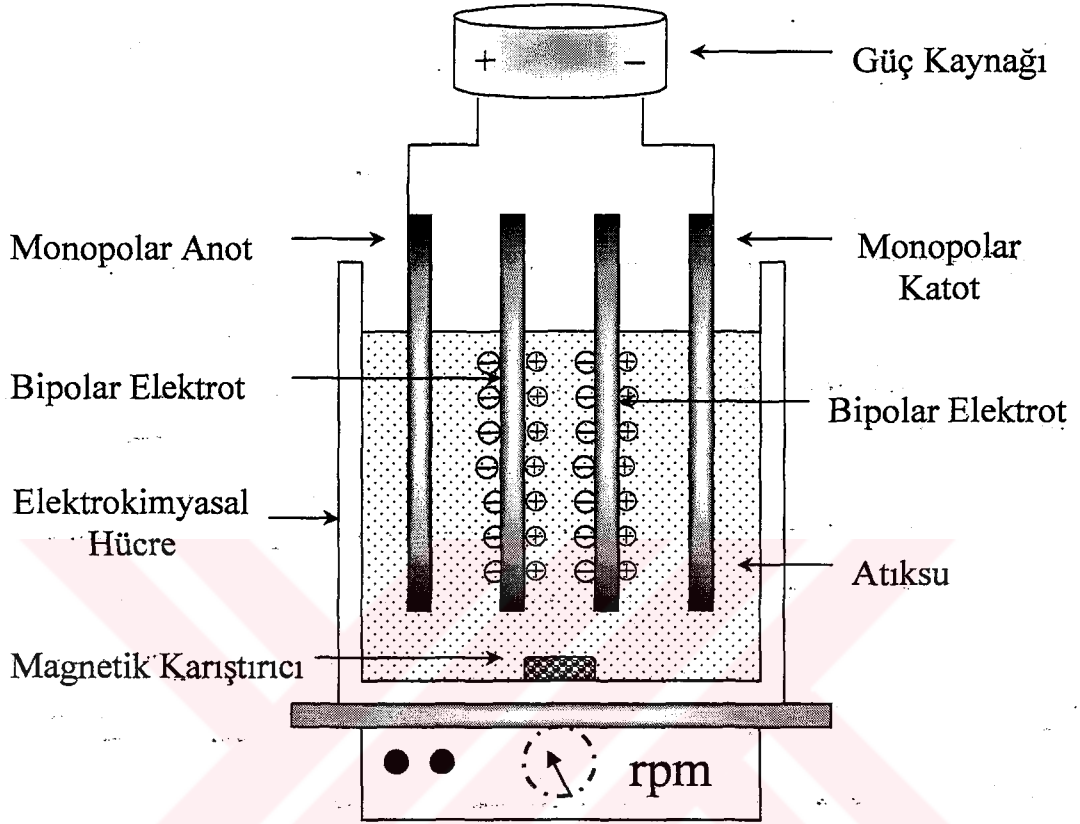
Şekil. 3.6. Seri Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü

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

Bir diğer elektrokoagülasyon reaktöründe ise elektrotlar seri çift kutuplu (bipolar) olarak bağlanmaktadır (Şekil 3.7). Bir güç kaynağına bağlı monopolar anot ve katot

elektrot arasına birbiri ile bağlantısı olmayan çözünen anot elektrotlar yerleştirilmiştir. Bu elektrokoagülasyon reaktör şekli, prosesin kullanım ve işletim kolaylığı amacıyla düzenlenmiştir. Elektrokoagülasyon reaktöründeki sıvı çözeltiliye elektrik akımı uygulandığında, ortadaki çözünen bağımsız anot elektrotların bir yüzü anot diğer yüzü katot gibi davranmaktadır.

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



Şekil.3.7. Seri Bağlı Bipolar Elektrokoagülasyon Reaktörü

Elektrokoagülasyon reaktörlerinde doğru akım (DC) veya alternatif akım (AC) uygulanmaktadır. Doğru akım elektrokoagülasyon (DC) teknolojisinde; oksitlenmeden dolayı anot bozunmakta, diğer taraftan ise katotta su geçirmeyen bir oksit tabakası oluşmaktadır. Bu olay elektrokoagülasyonda verim kaybına sebep olmaktadır. Elektrokoagülasyon reaktöründe çözünen paralel plaka elektrotlar eklenerek doğru akım kayıpları bir ölçüde küçültülür. Ancak bir çok elektrokoagülasyon işleminde alternatif akım tercih edilmektedir.[32,43].

3.2.3.2. Elektrokoagülasyonun Teorisi

Çözelti sistemlerinin elektrokimyasal proses mekanizması oldukça komplekstir. Prosesde genellikle elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektrooksidasyon olmak üzere üç önemli mekanizmanın birlikte meydana geldiğine inanılmaktadır [43]. Elektrokimyasal proseste anotta yükseltgenme, katotta ise indirgenme olacaktır. Elektrokoagülasyon prosesinde genellikle art arda üç aşamanın olduğu kabul edilmektedir.

- Elektrolitik oksidasyonda çözünen elektrot ile koagülant türlerin oluşumu,
- Kirleticilerin destabilizasyonu, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması,
- Destabilize edilmiş fazlarda flokların toplanması.

Kirleticilerin destabilizasyon mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde tanımlanır:

- Çözelti içinden geçen akımdan dolayı çözünen elektrotun çözünmesiyle meydana gelen iyonların etkileşimleri sonucu yüklü türlerin, oluşan iyonlar etrafındaki dağınık çift tabakanın sıkıştırılması sağlanır.
- Sudaki mevcut iyonik türlerin yüklerinin nötralizasyonu elektrokimyasal olarak çözünen elektrotlar tarafından üretilen zıt iyonlarla sağlanır.

Elektrokoagülasyonun mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon süreci üzerine etki etmektedir. Elektrokoagülasyonda alüminyum ve demir elektrotlar en çok tercih edilen ve kullanılan elektrot materyalleridir [43].

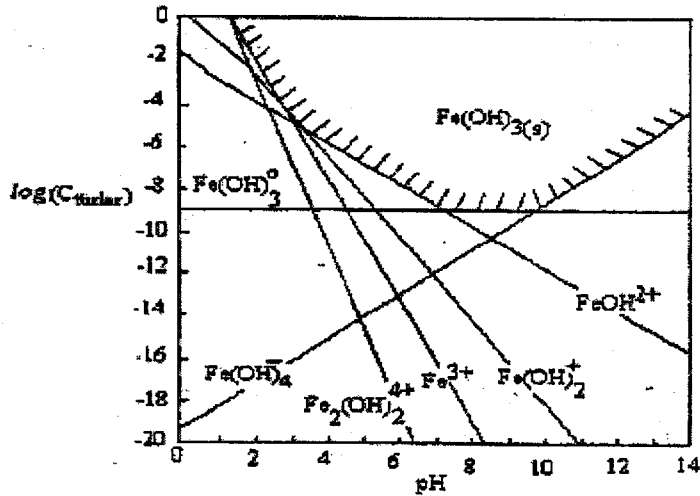
Demir Elektrot

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen Demir Elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Fe kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Fe^{3+} 'in oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Tablo 3.21 ve Şekil 3.8'de verilmiştir.

Tabloda gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Fe^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır [47].

Tablo 3.21. Fe^{3+} ve Fe^{2+} Sulu Ortamda Oluşan Hidroksi Kompleks Türleri

Reaksiyon	LogK
1. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + H^+$	-3.00
2. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^+ + 2H^+$	-6.40
3. $2Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-3.10
4. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_3^0 + 3H^+$	-13.10
5. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_4^- + 4H^+$	-23.50
6. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)^+ + H^+$	-8.30
7. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^0 + 2H^+$	-17.20
8. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_3^- + 3H^+$	-32.00
9. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_4^{2-} + 4H^+$	-46.40

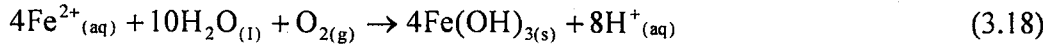
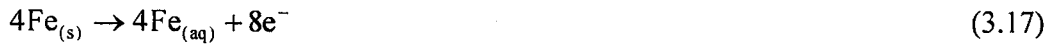


Şekil 3.8. Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi

Demir anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH da anyonik $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ gibi türlerdir ki bunlar uygun pH değerlerinde önce $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 'e, sonuçta aşağıdaki mekanizmalardaki reaksiyonlara göre $\text{Fe}_n(\text{OH})_{2n-3n}$ e polimerleşirler .

Mekanizma I:

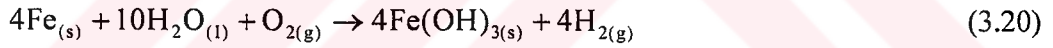
Anotta;



Katotta;



Toplamda;



Mekanizma II:

Anotta;



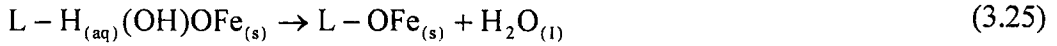
Katotta;



Toplamda;

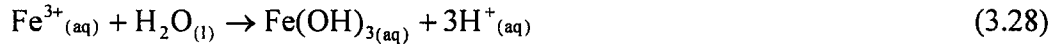
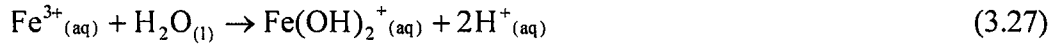
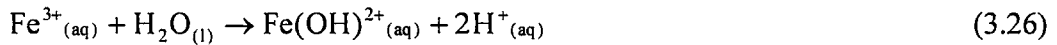


Elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve takip eden koagülasyon yoluyla atıksudan kirleticileri ayıran $\text{Fe}(\text{OH})_{n(s)}$ akıntıda jelâtinimsi bir süspansiyon oluşturur. Yüzey kompleksleşme modunda kirletici $\text{Fe}(\text{OH})_{n(s)}$ 'e kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranır.



Aynı zamanda Fe^{3+} kationlarının prehidrolizi su arıtımı için reaktif halkaların teşkiline sebep olur. Bu oksihidroksi demir kationları için yapısal modeller literatürde geniş ölçüde rapor edilmişlerdir [43].

Redoks reaksiyonu ile üretilen H_2 , flotasyon yoluyla, çözünmüş veya askıdaki maddeleri giderebilir. Fe^{3+} iyonları çözeltinin pH sına bağlı olarak hidrasyon geçirebilirler ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ türleri asidik koşullar altında bulunurlar. Reaksiyonlar aşağıdadır.



Alkali koşullar altında ayrıca $\text{Fe}(\text{OH})_6^{+}$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_4^{+}$ iyonları da vardır. Hem anyonik hem de kationik türlerin çözünen anot olarak demir plaka/çubuk kullanarak elektrokoagülasyonu oldukça kolay anlaşılır uygulamalardır.

Polimerik Fe^{3+} ve Al^{3+} tarafından kompleks ve ağır metallerin adsorbsiyonu ve adsorbsiyonu rapor edilmiştir. Fe^{3+} iyonlarının su arıtımında flokülasyon ajanı olarak avantajı alüminyuma göre toksik etkisinin olmamasıdır.

Elektrokoagülasyon işleminin net bir şekilde açıklanması oldukça zordur. Elektrokoagülasyondaki voltaj aralığı, temel elektrokimyasal çalışmalarda kullanılmamaktadır. Reaksiyonlar için 10-60 V arası bir voltaj gerekmektedir. Elektrokoagülasyonun verimi için gerekli üst potansiyel η_n , üç unsura bağlıdır [43]:

$$\eta_n = \eta_k + \eta_m + \eta_{IR} \quad (3.29)$$

Bu eşitlikte; η_k : kinetik üst potansiyeldir ki bazı ilave bilgiler ile hesaplanabilir (mesela; gaz genişmesi), η_m : kütle transfer üst potansiyeli, ve η_{IR} : η_{IR} elektrot çökeltilerinden dolayı düşer. Çözeltide η_{IR} şunlara bağlıdır.

$$\eta_{IR} = \frac{I \cdot d}{A \cdot K} \quad (3.30)$$

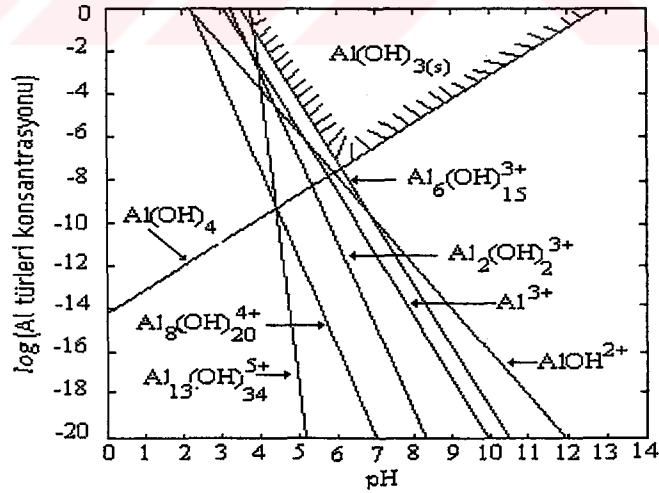
burada I: Akım (Amper), d: elektrotlar arası mesafe, A: aktif elektrot yüzey alanı, K: Özgül iletkenliktir ($10^3 mSm^{-1}$). d azaltılarak, A ve K artırılarak, voltaj V düşürülebilir. Sulu çözeltilerdeki bazı kimyasal ve fiziksel türlerin için bu durum ispatlanmıştır. Çözelti ve ilgili ara yüzey reaksiyonları üzerine elektrik alan gradyanı etkileri ayrıntılı bir şekilde çalışılması gerekir. Çözelti faz ve ara yüzey reaksiyonları üzerine pH ve elektrokimyasal potansiyelin etkileri incelenmelidir. Ayrıca, elektrotlar üzerindeki çökeltilerin açıklanma gereklidir. Deneysel ve modelleme çalışmaları ile sabit ve denge durum sonuçları ortaya konulmalıdır. Ortamda oluşacak olası reaksiyonların kinetiği diğer proses parametreleri ile ilişkilendirilmelidir.

Alüminyum Elektrot

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen alüminyum elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Al kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'nin oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Tablo 3.22 ve Şekil 3.9 'da verilmiştir. Tabloda gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır [47].

Tablo.3.22, Al^{3+} Sulu Ortamda Oluşan Hidroksi Kompleks Türleri (I: 0, 25°C)

Reaksiyon	LogK
1. $Al^{3+} \Leftrightarrow Al(OH)^{2+} + H^+$	-5.02
2. $2Al^{3+} \Leftrightarrow Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-6.27
3. $6Al^{3+} \Leftrightarrow Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47.00
4. $8Al^{3+} \Leftrightarrow Al_8(OH)_{20}^{4+} + 20H^+$	-68.70
5. $13Al^{3+} \Leftrightarrow Al_{13}(OH)_{34}^{5+} + 34H^+$	-97.39
6. $Al^{3+} \Leftrightarrow Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23.57
7. $Al(OH)_3(s) \Leftrightarrow Al^{3+}_{(aq)} + 3OH^-_{(aq)}$	-32.34



Şekil 3.9.Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi

Alüminyum anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH da kationik tek moleküllü Al^{3+} ve $Al(OH)_2^+$ gibi türlerdir ki bunlar uygun pH değerlerinde önce $Al(OH)_3$ 'e ve sonuçta aşağıdaki reaksiyonlara göre $Al_n(OH)_{3n}$ 'e polimerleşirler.

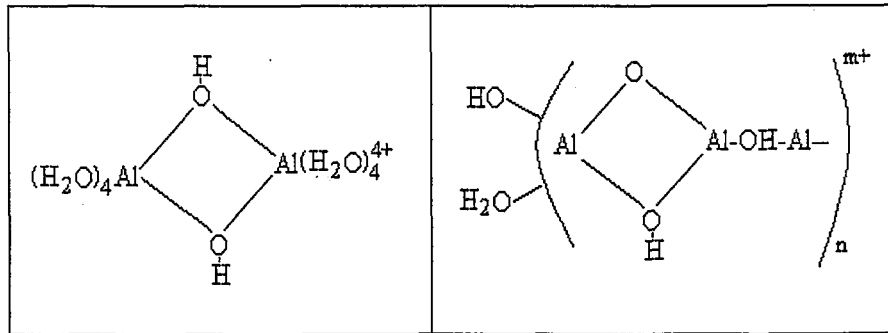
Anotta:



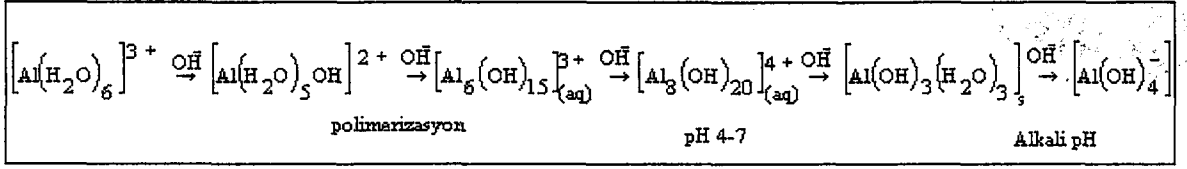
Katotta:



Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_4^{4+}$ ve $Al(OH)_4^-$ gibi diğer iyonik türler sistemde mevcut olabilir. Örneğin, dimerik ve polimerik Al^{3+} hidroksi komplekslerinin yapısı Şekil 3.10'da gösterilmiştir.

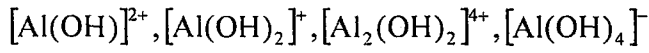


Şekil 3.10. Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Al Türleri

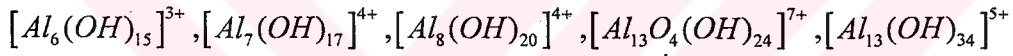


Şekil 3.11, Elektrokoagülasyonda Oluşacak Monomerik Al Türleri

Monomerik alüminyum türleri:



Polimerik alüminyum türleri:



Monomerik hidroksitlerin oluşumu 10^{-4} s.; dimerik hidroksitlerin oluşumu 1 s.; Al_{13} polimerik türlerin oluşumu dakikalar sonunda olmaktadır. $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ amorfün çökmesi 1 s–yıllarca sürebilmektedir; $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ kristalin çökmesi ise aylarca–yıllarca sürebilmektedir [48].

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Materyal

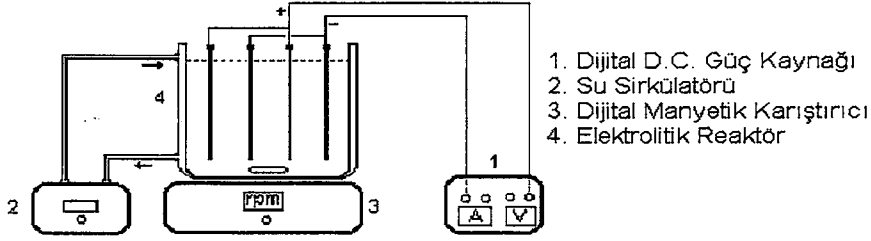
Çalışmada kullanılan tekstil atıksuyu Gebze’de bulunan polipropilen iplik üretimi ve boyaması yapan ve günde 1000 m³ atıksu açığa çıkaran bir tekstil fabrikasının karışık boya çözeltileri içeren bir çıkış tankından alınmıştır. Atıksu bileşenleri Tablo 4.1’de gösterilmiştir. Atıksu, çalışmalardan önce elek filtreden geçirilerek büyük süspans katıların giderimi sağlanmıştır.

Tablo 4.1. Kullanılan Tekstil Atıksuyunun Özellikleri

Parametre	Değeri
KOİ (mg/l)	2031
pH	8.88
İletkenlik (µS/cm)	2310
Türbidite (NTU)	671
Toplam Askıda Katı Madde (g/m ³)	102
Sıcaklık (°C)	30

4.2. Deney Düzenegi

Elektrokoagülasyon deneyleri Şekil 4.1’de gösterilen deney düzeneginde gerçekleştirilmiştir. Akım ve voltaj kontrolü dijital bir güç kaynağı (Topward Dual-Tracking DC Power Supply model, 0-30V, 0-6A) ile sağlanmıştır. Reaktördeki sıcaklık kontrolü bir sabit sıcaklık su sirkülatörü ile sağlanmıştır (Julabo 13 Tip: MP-BRUE/PU Germany model).



Şekil 4.1. Deney Düzeneginin Şematik Diyagramı.

Deney düzeneginde aşağıdaki bağlantı şekilleri kullanılmıştır.

Paralel bağlı monopolar elektrotlar (MP-P) (Şekil 4.2a)

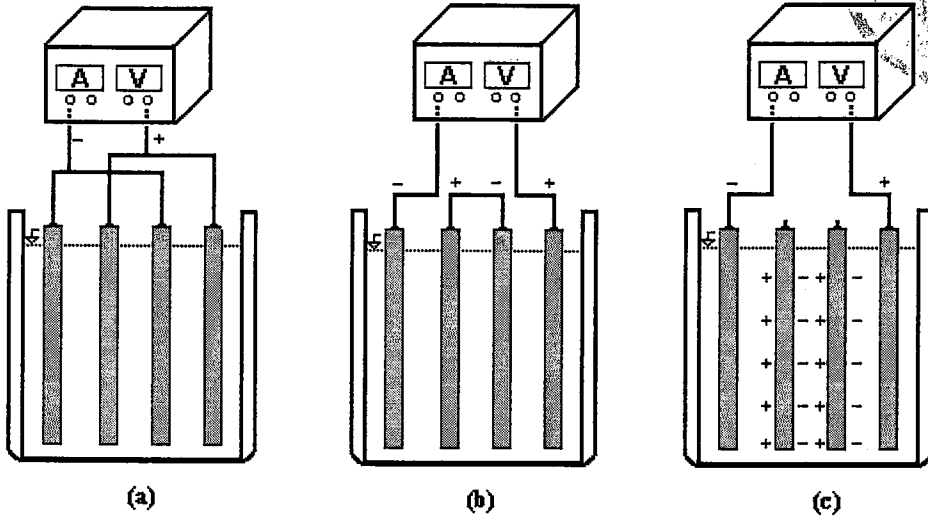
Anot ve katotların paralel bağlantı düzeneginde akım her bir hücrenin direncine göre bölünür. Böylece, seri bağlantıya oranla daha düşük potansiyel fark gereklidir.

Seri bağlı monopolar elektrotlar (MP-S) (Şekil 4.2b)

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

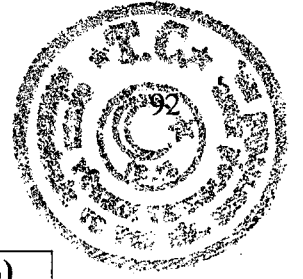
Seri bağlı bipolar elektrotlar (BP-S) (Şekil 4.2c)

Burada iç kısımdaki iki elektrotta elektrik bağlantısı yoktur, sadece dış elektrotlar güç kaynağına bağlanmıştır. Dış kısımdaki elektrotlar monopolar ve iç kısımdakiler de bipolardırlar. Bu bağlantı şekli, kolay kurulumu ve proses süresince bakımı kolay olduğu için avantajlıdır.



Şekil 4.2.EC Sistemleri; (a) MP-P sistemi, (b) MP-S sistemi, (c) BP-S sistemi.

Karıştırma bir manyetik karıştırıcı (Heidholp 3600.model) ile sağlanmıştır. Elektrokoagülasyon deneylerinde kullanılan 110 x 110 x 100 mm boyutlarında reaktör çift cidarlı olup, plexiglass'tan yapılmıştır. Reaktörde her bir deneyde 750 ml çözelti kullanılmıştır. Reaktörde monopolar seri ve paralel bağlantılar ile bipolar seri bağlantı şekilleri düzenlenerek toplam 4'er elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar 20 mm aralıklarla yerleştirilmiş ve tamamen elektrolite batmış durumdadır. Elektrot materyali olarak 45 x 53 x 3 mm boyutlarında, 143 cm² aktif yüzey alanına sahip alüminyum ve demir plakalar kullanılmıştır. Demir plakaların içeriği Tablo 4.2'de verilmiştir. Kullanılan alüminyum plakalar Assan Alüminyum'un Türkiye temsilcisinden sağlanmış olup, içeriği Tablo 4.3'de verilmiştir.

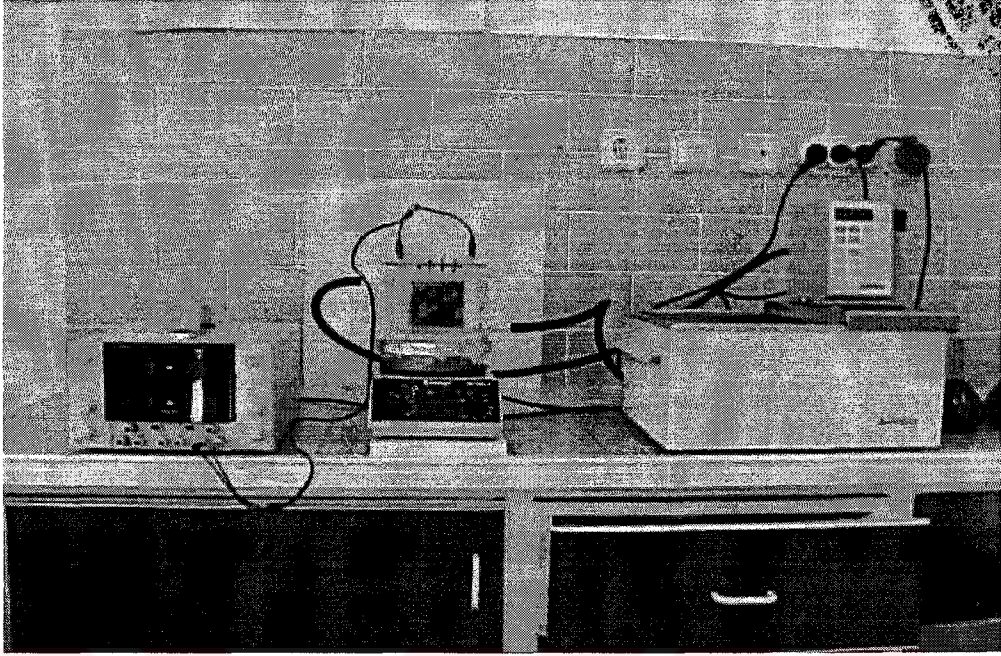
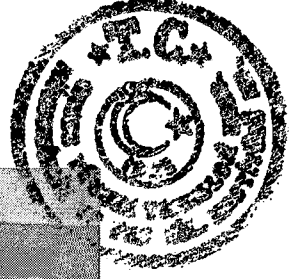


Tablo 4.2 Demir Elektrot Analiz Raporu

Bileşen	Oranı (%)	Bileşen	Oranı (%)
Fe	99,3200	Al	0,0386
C	0,1670	Co	0,0018
Si	0,0162	Cu	0,0514
Mn	0,2760	Nb	0,0021
P	0,0146	Sb	0,0020
S	0,0175	Ti	0,0010
Cr	0,0267	V	0,0027
Pb	0,0020	W	0,0050
Mo	0,0010	Sn	0,0228
Ni	0,0336		

Tablo 4.3. Alüminyum Elektrot Analiz Raporu

Bileşen	Oranı (%)	Bileşen	Oranı (%)
Si	0.118	B	0.0026
Fe	0.265	Cd	0.000
Cu	0.006	Ti	0.034
Mn	0.009	Na	0.00059
Mg	0.009	Ca	0.00184
Cr	0.001	Zr	0.0009
Zn	0.017	Li	0.000
Pb	0.017	Hg	0.000
Sn	0.000	Al	99.51



Şekil 4.3. Deney Düzenineğin Görünüşü



Şekil 4.4. Elektrokoagülatörün Yakından Görünüşü

4.3. Deneysel İşlem

Bütün deneyler 20 °C sabit sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Her bir deneyde elektrolitik hücreye 750 ml tekstil atıksuyu eklenmiştir. İstenilen akım yoğunluğuna karşılık gelen akım ayarlandıktan sonra koagülasyon işlemine başlanmıştır.

Elektrokoagülasyon işleminden sonra çözelti filtre edilmiş ve analiz edilmiştir. Her deney öncesi elektrotlar, yüzeyleri aseton ile yıkanmış, demir ve alüminyum elektrot yüzeyinde birikebilecek olan kalıntılar, 100 ml HCl çözeltisi (35%) ve 200 ml heksametilentetramin ((CH₂)₆N₄) sulu çözeltisinin(2.80%) karıştırılmasıyla elde edilen yıkama çözeltisine [45] daldırılarak 1 dakika bekletilmiştir. Son olarak saf su ile yıkanan elektrotlar kurutulup yeniden tartılarak bir sonraki deneye başlanmıştır.

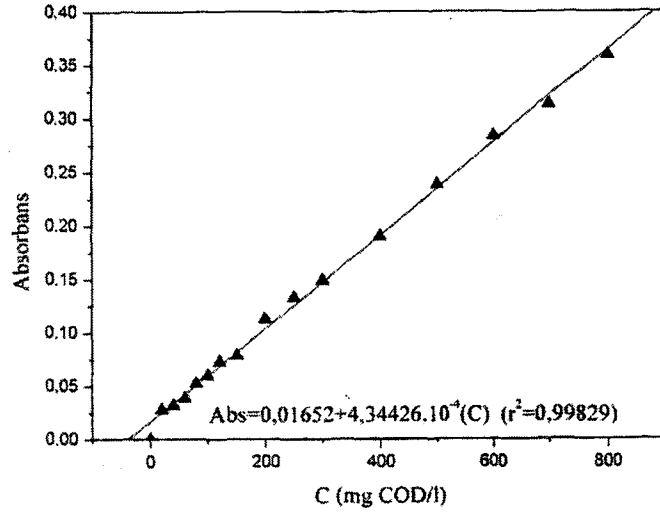
pH ayarlaması için 0.2 N H₂SO₄ HCl veya 0.1 M NaOH çözeltileri kullanılmıştır. İletkenlik ayarlaması için herhangi bir kimyasal kullanılmayıp, atıksuyun kendi iletkenliğinden faydalanılmıştır. Kullanılan tüm kimyasal maddeler Merck ve Carlo Erba'dan temin edilmiştir.

4.4. Analitik Metot

4.4.1. Tekstil Atıksuyunda KOİ ve Türbidite Ölçümleri

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam askıda katı madde (TAKM) ve türbidite analizleri Standard Methods for Examination of Water and Wastewater'a [49] göre yapılmıştır. Analizlerde Shimadzu Model UV-160 çift ışınlı spektrofotometre kullanılmıştır. AZ 8601 model pH metre ile pH ölçülmüş ve iletkenlik ölçümünde ise Lutron CD-4303 model kondüktivite metre kullanılmıştır.

Çalışmalarda kullanılan tekstil atıksuyunda deney öncesi ve sonrasında KOİ ve türbidite ölçümleri yapılmıştır. KOİ ölçümleri kapalı reflux kolorimetrik metoda göre yapılmıştır [49]. KOİ ölçümü için öncelikle potasyum hidrojen ftalat standart çözeltisinden (20-900 mg O₂/l KOİ) bir standart eğri hazırlanmış olup, Şekil 4.6 'da verilmiştir.



Şekil 4.5. Absorbans-KOİ Konsantrasyonu Kalibrasyon Eğrisi

Başlangıç ve deney sonunda ölçülen KOİ konsantrasyonundan KOİ giderme verimi, $R_{KOİ}$, (4.1) denklemiyle hesaplanmıştır.

$$R_{KOİ} = \frac{C_{0KOİ} - C_{KOİ}}{C_{0KOİ}} \quad (4.1)$$

Türbidite ölçümleri UV-spektrofotometresi ile ölçülmüştür. Başlangıç ve son türbidite ölçümlerinde, türbidite giderme verimi, R_T , denklemiyle hesaplanmıştır.

$$R_T = \frac{C_{0T} - C_T}{C_{0T}} \quad (4.2)$$

4.4.2. Kullanılan Eşitlikler

Akım Yoğunluğu: Akım yoğunluğu aşağıdaki eşitlikle hesaplanmıştır.

$$J = \frac{I}{A} \quad (4.3)$$

Burada; J: Akım yoğunluğu, A/m^2 , I: Akım şiddeti, Amper, A: Aktif anot yüzey alanı, cm^2 'dir.

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

$$m = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \quad (4.4)$$

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

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

$$M_{ATe} = m \cdot (MA) \quad (4.5)$$

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

$$E = \frac{M_A}{M_{ATe}} \quad (4.6)$$

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

Toplam çözünen demir veya alüminyum miktarı, M_T : Toplam çözünen Fe veya Al miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$M_T = M_A + M_K \quad (4.7)$$

M_K : pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı (g)'dir.

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

$$E = V \cdot I \cdot t \quad (4.8)$$

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

Faraday/m³ : Faraday aşağıdaki eşitlik ile hesaplanır.

$$(\text{Faraday} / \text{m}^3) = \frac{I \cdot t}{F \cdot v} \quad (4.9)$$

Burada, I : akım şiddeti, Amper; t : Zaman, s.; v : Elektrolit hacmi, m³

Bu çalışmada grafik çizimlerinde ve korelasyonlarda Origin 6.0 programları kullanılmıştır.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Çalışmada iplik üretimi ve boyama işlemi yapan bir tekstil fabrikası atıksularının elektrokoagülasyon (EC) prosesinin çeşitli konfigürasyonlarıyla arıtılabilirliği araştırılmıştır. Elektrokoagülasyonda arıtma verimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve zaman gibi parametrelerin etkisi araştırılmış olup, çeşitli elektrot bağlantı şekilleri ve farklı elektrot materyali kullanarak bu etkiler detaylandırılmıştır. EC prosesinin bütünüyle bir teknik analizini yapabilmek için konvensiyonel kimyasal koagülasyon (CC) prosesiyle karşılaştırmak yararlı olacaktır. Bu amaçla laboratuvar ölçekli bir jar-test çalışması yapılarak yeterli koagülant dozajı belirlenmiştir. Uygun dozaj belirlendikten sonra aynı deneyler, her bir koagülant için optimum pH'ı saptamak amacıyla gerçekleştirilmiştir. Ayrıntılı analizler CC için Bölüm 5.1'de; EC için ise 5.2 ile 5.3'te verilmiştir.

5.1. Tekstil Atıksuyunun CC'nunun Teknik Açından Değerlendirilmesi

5.1.1. CC Üzerine Koagülant Dozajının Etkisi

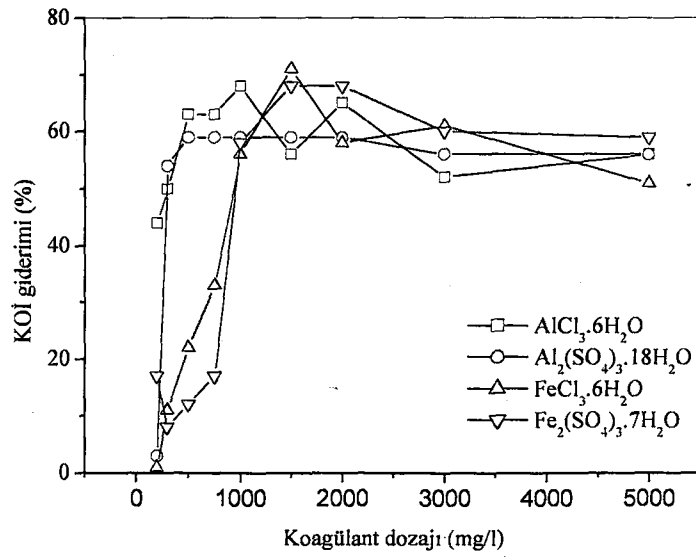
CC prosesinin genel özellikleri Bölüm 2'de verilmiştir. Tekstil atıksularının CC prosesiyle arıtımı ile ilgili deney şart ve koşullarının gösterildiği literatüre ait veriler, Tablo 5.1'de gösterilmiştir. Çalışmamıza ait CC deney şart ve sonuçları ile EC prosesine karşılık teknik analizi ise Tablo 5.20'de verilmiştir. Teknik analizle beraber maliyet analizi de yapılarak EC ile CC prosesinin ayrıntılı karşılaştırması Tablo 5.22'de sunulmuştur. İşletme maliyetinin hesaplanmasında kullanılan ekonomik faktörler ise Tablo 5.21'de gösterilmiştir.

Tablo 5.1. Tekstil Atıksularının Kimyasal Koagülasyonu (104).

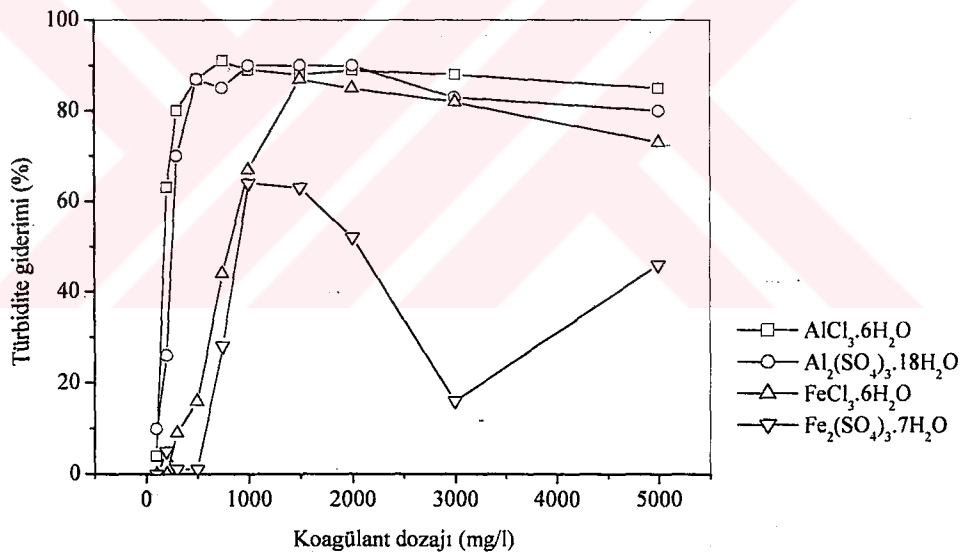
Tesis	Koagülant	Dozaj(mg/l)	pH	Renk (Bulanıklık)		KOİ	
				Giriş(mg/l)	Giderim(%)	Giriş(mg l ⁻¹)	Giderim(%)
1	Fe ₂ (SO ₄) ₃	250	7.5-11	0.25	90	584	33
	Alum	300	5-9		86		39
	Kireç	1200			68		30
2	Fe ₂ (SO ₄) ₃	500	3-4, 9-11	0.74	89	840	49
	Alum	500	8.5-10		89		40
	Kireç	2000			65		40
3	Fe ₂ (SO ₄) ₃	250	9.5-11	1.84	95	825	38
	Alum	250	6-9		95		31
	Kireç	600			78		50
4	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1000	9-11	4.6	87	1570	31
	Alum	750	5-6		89		44
	Kireç	2500			87		44

Tekstil atıksuyunun CC ile artırılmasında koagülant dozajı ve pH olmak üzere iki değişken üzerinde durulmuştur. Tekstil atıksuyunun kimyasal koagülasyonunda koagülant dozajının etkisini belirleyebilmek için 100, 200, 300, 500, 750, 1000, 1500, 2000, 3000, 5000 mg l⁻¹ değerlerine karşılık gelen miktarlar 100 ml'lik atıksuya uygulanarak, 4 farklı koagülant kullanılmıştır. Optimum dozajı belirleyebilmek için yapılan deneyler atıksuyun kendi pH'sında (8.8) gerçekleştirilmiştir. Koagülant dozajının KOİ giderimine etkisi Şekil 5.1'de verilmiştir. Her 4 koagülant da belli bir trendi yakalayamamış olmasına rağmen 1500 mg/l sınırından sonra daha kararlı değerlere ulaşılmıştır. En yüksek giderim değerlerini %71 ve % 68 değerleriyle sırasıyla 1500 mg l⁻¹ miktarındaki demir koagülantları gerçekleştirmiştir. Alüminyum klorür de 1000 mg l⁻¹ dozajla KOİ gideriminde % 68'e ulaşmıştır.

Koagülant dozajının türbidite giderimine etkisi ise Şekil 5.2'de gösterilmiştir. Yine 1500 mg/l her bir koagülant için optimum gözükmektedir. Genel olarak ise alüminyum koagülantlarının demire oranla türbidite gideriminde daha etkili oldukları gözlenmiştir.



Şekil 5.1. Koagülant Dozajının KOİ Giderimine Etkisi



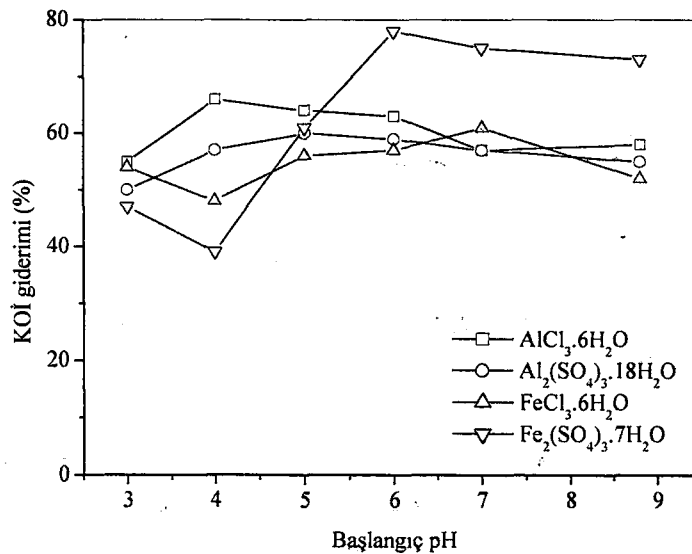
Şekil 5.2. Koagülant Dozajının Türbidite Giderimine Etkisi

5.1.2. CC Üzerine Başlangıç pH'sının Etkisi

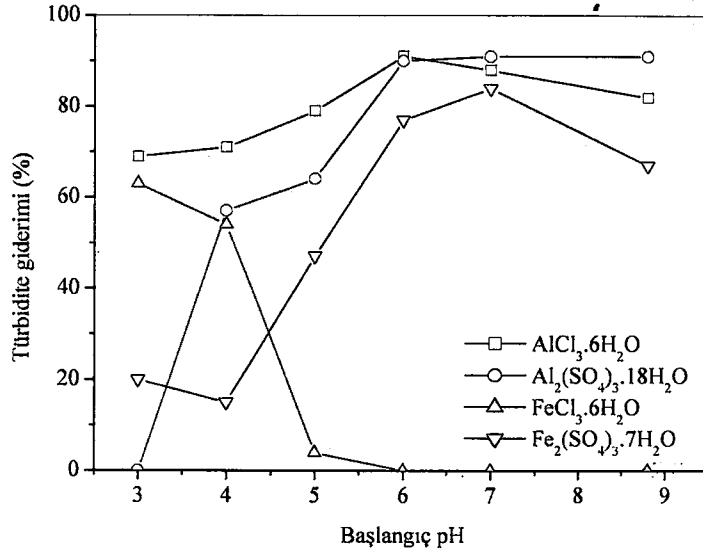
CC prosesinde tekstil atıksuyundan KOİ ve türbidite giderimine başlangıç pH'sının etkisini incelemek için dozaj deneylerinden belirlenen 1500 mg l^{-1} koagülant değeri kullanılarak pH 3-8.8 aralığında deneyler yapılmıştır. pH

deneplerinde açıkça gözlenen ilk nokta pH değişimidir. EC prosesinde deneyden sonra pH yükselirken, CC'de pH başlangıç değerlerinin altına düşmüştür.

Başlangıç pH'sının KOİ giderimine etkisi Şekil 5.3'te gösterilmiştir. Demir sülfat koagülantı daha geniş bir aralıkta salınım gösterirken, diğer koagülantlar birbirlerine daha yakın değerler sergilemişlerdir. Demir ve alüminyumun sudaki özellikleri ve pH ile değişen çökelme kapasitesi ile hidroksil türleri Bölüm 3'de verilmiştir. EC'ye benzer şekilde KOİ gideriminde pH 6 değerindeki performans hem demir hem de alüminyum koagülantlar için daha yüksek gözükmektedir. Demir elektrotların kullanıldığı koagülasyon proseslerinde flok oluşumunda ve organik madde ile türbiditeyi adsorbe eden etkili tür $\text{Fe}(\text{OH})_3$ olup, pH 6-7 aralığında iyi giderme verimlerinin elde edildiği bilinmektedir. Alüminyum elektrotların kullanıldığı deneylerde kirleticilerin gideriminde pH 4.0-6.5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökelme mekanizması ve $\text{pH} > 6.5$ aralığında $\text{Al}(\text{OH})_3$ ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin adsorpsiyon mekanizması etkili olmaktadır. Demir sülfat koagülantı pH 6'da %78'lik değerle en yüksek KOİ giderim performansını göstermiştir. Türbidite gideriminde ise en yüksek giderim değerleri pH 6 ve 7'ye ait olup, alüminyum koagülantları daha verimli olmuştur. Şekil 5.4'ten de açıkça görülebileceği gibi demir klorür diğerlerinden farklı olarak pH'ın yükselmesiyle beraber türbidite gideriminde bir azalma davranışı göstermiştir.

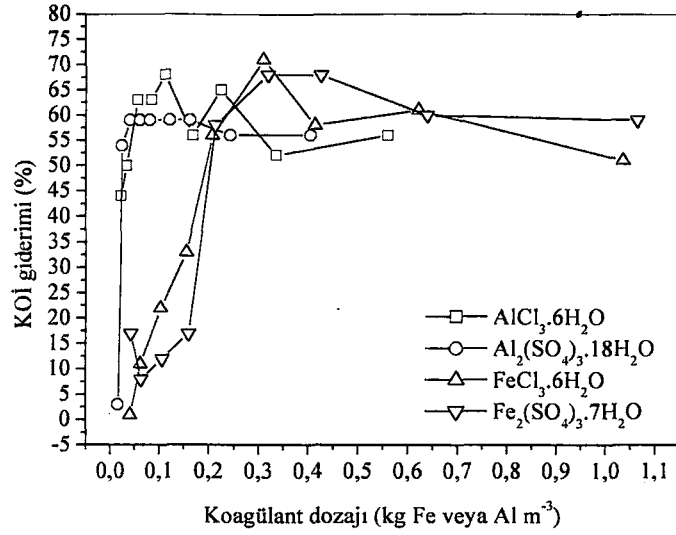


Şekil 5.3. Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi

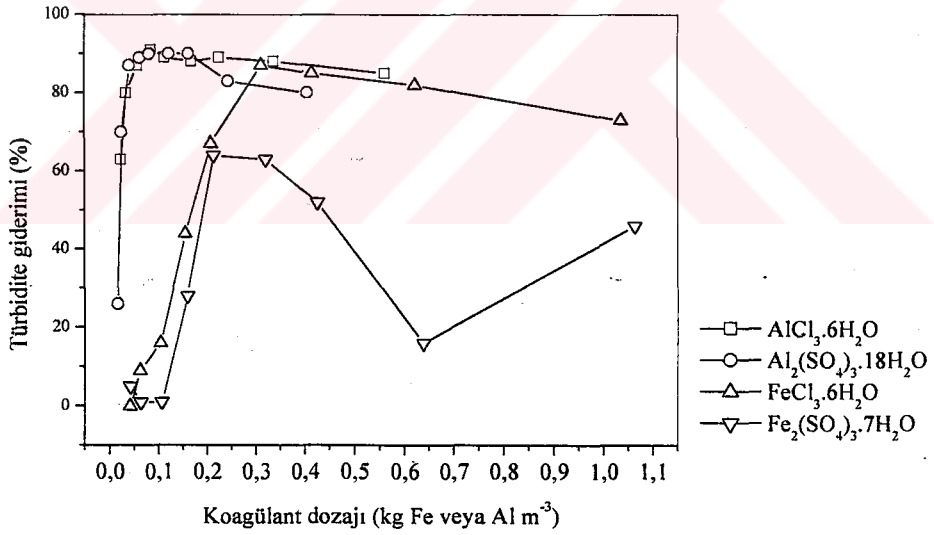


Şekil 5.4. Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi

EC prosesinin avantajlarından birisi arıtılmak istenen ortama ekstra bir kimyasal katmadan koagülasyonun gerçekleştirilmesidir. Dolayısıyla, EC prosesinde materyal tüketim hesabı yapılırken, çözülmüş elektrot cinsi (Fe veya Al) göz önüne alınır. Arıtma verimlerinde daha gerçekçi bir karşılaştırma yapabilmek için CC prosesindeki salt Fe ve Al tüketimleri bilinmelidir. Ancak ekonomik yönden karşılaştırılma yapıldığında koagülantın maliyeti hesaba katılmalıdır. KOİ ve türbidite giderimine karşılık koagülant içerisindeki metal miktarının grafiğe geçirildiği grafikler sırasıyla Şekil 5.5 ve Şekil 6.6'da verilmiştir.



Şekil 5.5. CC'de Koagülant Dozajları İçerisindeki Metreküp Atıksu Başına Harcanan Demir ve Alüminyum Miktarlarına Karşılık % KOİ Giderimi



Şekil 5.6. CC'de Koagülant Dozajları İçerisindeki Metreküp Atıksu Başına Harcanan Demir ve Alüminyum Miktarlarına Karşılık % Türbidite Giderimi

5.2. Tekstil Atıksuyunun Fe ve Al Elektrotlar ile Elektrokoagülasyonu

5.2.1. Teknik Değerlendirme

5.2.1.1. EC Üzerine pH'ın Etkisi

Elektrokoagülasyonda en önemli parametrelerden biri pH'dır. Anot ve katot reaksiyonlarının sulu çözelti içerisindeki reaksiyonları sonucu çözeltinin pH değerinde değişimler olmaktadır.

Elektrokimyasal arıtım sistemlerinde, Fe^{2+} ve Fe^{3+} oksidasyonu ile $Fe(OH)_n$ üretilir. Demir hidroksitin $Fe(OH)_n$ üretimi için iki mekanizma (3.17) ile (3.24) arasında verilen eşitliklerde belirtilmiştir. Her iki mekanizma da demir hidroksitin $Fe(OH)_n$ üretimi için önemlidir.[43]

Demir elektrot kullanılan elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin yük dengesinin bozunma mekanizması çeşitli pH'lardaki demir komplekslerinin meydana gelişi sonucunda oluşur. Yük dengesi bozulan kirleticiler demir hidroksit türleri ile çökelti meydana getirirler [43-47].

Demir(III) hidroksitin çözünürlük diyagramı Şekil 3.8'de verilmiştir. Bu şekil pH =7-10 aralığının üzerinde meydana gelen minimum $Fe(OH)_3$ 'ün çözünürlüğünü belirtmektedir, denge durumunda çözünen demir konsantrasyonu yaklaşık 10^{-9} mol/l'dir.

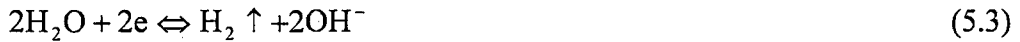
Fe^{2+} ve Fe^{3+} 'nin sulu ortamda oluşan hidroksi kompleks türleri Tablo 3.21'de verilmiştir. Tabloda gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi hidrojen iyonları, oluşan metal hidroksit kompleksleri esnasında serbest bırakılmaktadır (metal hidroksit kompleks oluşum reaksiyonları gibi görülmektedir ve çözülden hidroksil iyonları uzaklaştırılır).

Yüksek pH'larda (alkali ortamda) $\text{Fe}(\text{OH})_6^+$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_4^+$ iyonları da bulunabilir. Tüm bu demir hidroksit türleri içinde çökebilene, flok oluşumunda ve kirlenmeleri absorbe etmekte etkili olan tür $\text{Fe}(\text{OH})_3$ olup, en kararlı olduğu pH aralığında (8-8,5) en iyi giderme verimlerinin elde edildiği bildirilmektedir.

Alüminyum elektrotların kullanıldığı EC'de alüminyum materyali kullanılarak disperse partiküllerin destabilizasyonu söz konusu olup, 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 [43]. Bu durum Tablo 3.22 ve Şekil 3.8'den de görülmektedir.

Alüminyum elektrot kullanılan elektrokoagülasyon proseslerinde pH dengesi değişimi anot ve katotta meydana gelen yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları ile kontrol edilmektedir.

Anotta, alüminyum yükseltgenirken katotta ise su indirgenmektedir:

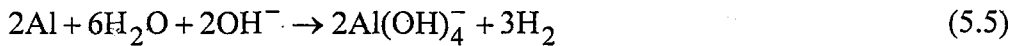


- Katotta suyun indirgenmesi sonrası hidrojen oluşumu ve hidroksit birikmesi sonucu pH artmaktadır (5.3 eşitliği).
- $\text{Al}(\text{OH})_3$ çok yüksek pH'larda amfoterik metal hidroksit özelliğinden dolayı mevcut OH^- iyonlarıyla reaksiyona girerek ortamın pH'sını düşürmektedir [50].

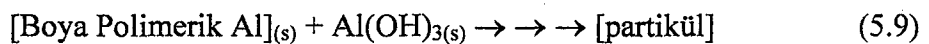
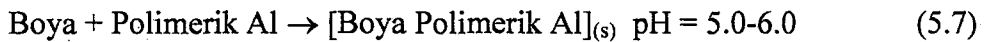
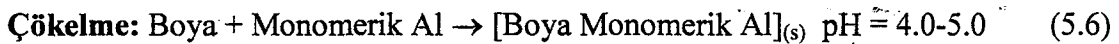


Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon deneylerinde düşük pH değerlerine sahip çözeltilerin pH'ları bir süre sonra 9 civarına artmakta (5.3), bu değer üstüne çıkamamaktadır. pH 9'un üzerindeki çözeltilerde ise deneyden bir süre sonra (5.4) reaksiyonu gereği pH 9 değerinde dengelenmektedir.

Alüminyum elektrot kullanılan elektrokoagülasyon proseslerinde anot elektrottaki elektrokimyasal çözünmenin dışında, elektrotlara özellikle katotta H₂ çıkışı sırasında üretilen OH⁻ iyonlarının kimyasal atakları sonucu elektrotlarda kimyasal çözünme de meydana gelmektedir [51].

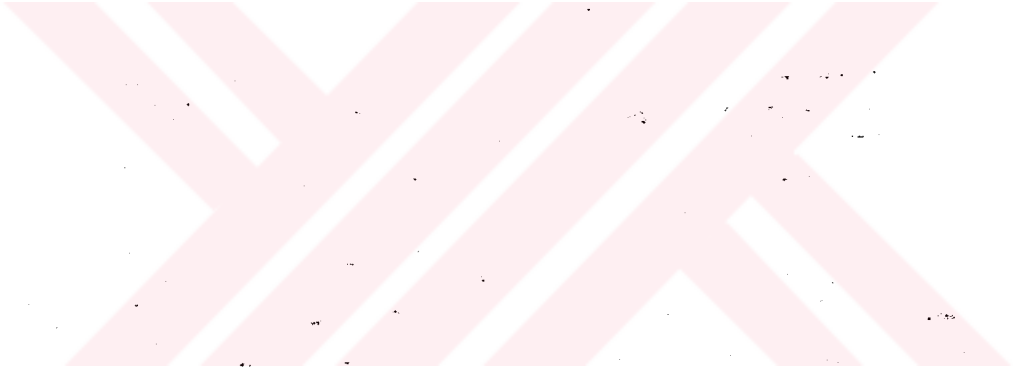


Alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrolizle üretilen alüminyum iyonları, pH'ya bağlı olarak monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit kompleks türlerini oluşturur [52]. Bu kompleksler pH 4-7 aralığında polimerize olma eğilimindedirler. Bir çok monomerik ve polimerik alüminyum türleri ortaya çıkmaktadır. En çok bilinen monomerik türler; Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺, Al₂(OH)₂⁴⁺, Al(OH)₄⁻, ve en çok bilinen polimerik türler; Al₆(OH)₁₅³⁺, Al₇(OH)₁₇⁴⁺, Al₈(OH)₂₀⁴⁺, Al₁₃O₄(OH)₂₄⁷⁺, Al₁₃(OH)₃₄⁵⁺'dir [48]. Değişik türlerin oluşma oranları renk giderme prosesinde önemli bir rol oynar. Boya molekülleri ve hidroliz ürünleri arasında, mevcut iyon çeşidine ve ortamın pH'sına bağlı olarak aynı zamanda birkaç etkileşme mekanizması mümkündür. Son yıllarda var olduğu düşünülen asıl etkileşme mekanizmalarının farklı pH aralıkları için çökeltme ve adsorbsiyon olduğu ifade edilmektedir. Düşük pH değerlerinde flokülasyonla çökeltme, pH > 6.5 olduğu durumlarda adsorbsiyonla renk giderimi gerçekleşir [48, 53].



Tekstil atıksuyunda bulunan boya türlerinin ya da tekstil boya çözeltilerinin EC prosesi ile gideriminde çökelme, adsorbsiyon ve kısmen elektrooksidasyon olaylarının rol oynadığı düşünülmektedir.

KOI ve türbidite giderme verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi pH 5-8.8 (atıksuyun başlangıç pH'sı) arasında incelenmiş olup, deneylerin şartları ve sonuçları demir elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.2-5.3'te; alüminyum elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.5-5.7'de gösterilmiştir. İletkenlik değerlerinin yanında yer alan parantez içerisindeki değerler ölçümün yapıldığı °C sıcaklığı göstermektedir.



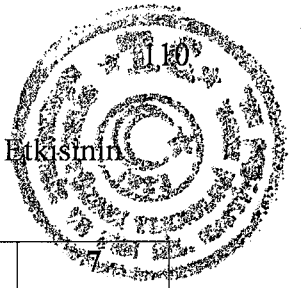
Tablo 5.2. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1536	1536	1536	1536
Başlangıç türbidite (NTU)	530	530	530	530
Voltaj. (V)	4,4	4,3	4,5	4,7
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,43 (23,5)	2,57 (22,5)	2,38 (22,5)	2,25 (23)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,29 (22,5)	2,56 (21,8)	2,46 (22,2)	2,31 (22,4)
Son pH	9,1	6,1	6,6	7,7
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	151,57	153,01	154,58	152,23
Anodik çözünme (g)	0,1158	0,1169	0,1181	0,1163
Katodik çözünme (g)	0,0015	0,0013	0,0025	0,0047
Toplam çözünme (g)	0,1173	0,1182	0,1206	0,121
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,156	0,158	0,161	0,161
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,275	0,49	0,403	0,131
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,484	0,473	0,495	0,517
kg KOİ başına tüketilen kWh	1,14	1,96	1,65	0,56
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	1110	1295	983	615
KOİ Giderme Verimi, (%)	28	16	36	60
Son Türbidite (NTU)	520	760	895	98
Türbidite Giderme Verimi, (%)	2	-	-	82
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,047	0,047	0,048	0,048
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,041	0,04	0,042	0,043
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,083	0,147	0,121	0,039
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,072	0,123	0,104	0,035

Başlangıç pH'sının etkisini belirlemek için 30 Am^{-2} akım yoğunluğu ve 15 dakika işlem süresi sabit şartları altında deneyler gerçekleştirilmiştir. Şekil 5.7 ve 5.8'den de görülebileceği gibi genel olarak pH etkisinde benzer trendler açığa çıkmıştır. Demir elektrotlarla elektrokoagülasyon prosesinde pH değişimini en çok elektrot bağlantı şekilleri etkilerken, alüminyum elektrotlarda ise özellikle bazik ortam koşullarında EC'nin pH üzerinde tamponlama kapasitesi olduğu görülmüştür.



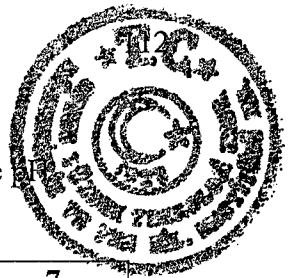
Tablo 5.3. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı DeneYlerin Şart ve Sonuçları



pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1498	1498	1498	1498
Başlangıç türbidite (NTU)	746	746	746	746
Voltaj. (V)	17,3	15,5	16,15	16,2
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,10 (28)	2,26 (27,5)	2,21 (25,9)	2,21 (28)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,32 (28,3)	2,48 (28,5)	2,40 (28,3)	2,38 (22,3)
Son pH	9,4	6,1	6,5	8,4
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	250,52	251,83	251,83	256,02
Anodik çözünme (g)	0,1914	0,1924	0,1924	0,1956
Katodik çözünme (g)	0,0033	0,0045	0,0040	0,0039
Toplam çözünme (g)	0,1947	0,1969	0,1964	0,1995
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,26	0,263	0,262	0,266
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,298	0,266	0,197	0,217
Enerji Tüketimi, (Wh)	1,903	1,705	1,777	1,782
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,91	2,3	1,78	1,94
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	845	758	500	578,5
KOİ Giderme Verimi, (%)	43	49	67	61
Son Türbidite (NTU)	420	395	1100	76
Türbidite Giderme Verimi, (%)	44	47	-	90
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,078	0,079	0,079	0,08
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,16	0,143	0,149	0,15
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,089	0,08	0,059	0,065
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,183	0,145	0,112	0,122

Tablo 5.4. Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1498	1498	1498	1498
Başlangıç türbidite (NTU)	746	746	746	746
Voltaj. (V)	21,85	19,4	22,3	24,15
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,15(24)	2,42 (24)	2,14 (24)	2 (23,9)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,38(24,3)	2,49 (24,1)	2,44 (23,7)	2,31 (24,2)
Son pH	9,605	6,256	6,527	8,745
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	207,33	203,66	205,5	204,45
Anodik çözünme (g)	0,1584	0,1556	0,157	0,1562
Katodik çözünme (g)	0,0463	0,0438	0,0179	0,0447
Toplam çözünme (g)	0,2047	0,1994	0,1749	0,2009
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,273	0,266	0,233	0,268
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,378	0,208	0,183	0,239
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,40	2,134	2,453	2,66
kg KOİ başına tüketilen kWh	4,43	2,1	2,56	3,17
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	956	481,5	541	659
KOİ Giderme Verimi, (%)	36	68	64	56
Son Türbidite (NTU)	438	990	727	150
Türbidite Giderme Verimi, (%)	41	-	2	80
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,082	0,08	0,07	0,08
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,202	0,179	0,206	0,223
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,113	0,062	0,055	0,072
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,279	0,132	0,161	0,2



Tablo 5.5. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

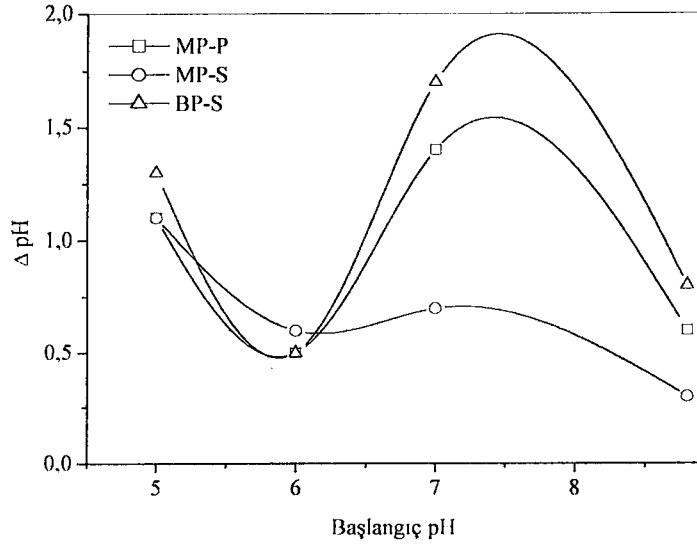
pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1410	1410	1410	1410
Başlangıç türbidite (NTU)	610	610	610	610
Voltaj. (V)	5,2	4,8	5,9	4,9
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,27 (22)	2,42 (22,5)	2,23 (22)	2,38 (21,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,22 (22,3)	2,38 (22,3)	2,36 (23,0)	2,51 (22,0)
Son pH	8,8	6,0	6,7	8,0
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	119,51	114,63	114,91	121,41
Anodik çözünme (g)	0,0441	0,0423	0,0424	0,0448
Katodik çözünme (g)	0,0362	0,0427	0,0477	0,0534
Toplam çözünme (g)	0,0803	0,085	0,0901	0,0982
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,107	0,113	0,12	0,131
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,268	0,096	0,14	0,316
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,572	0,528	0,649	0,539
kg KOİ başına tüketilen kWh	1,906	0,6	1,006	1,733
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	1110	523	765	1099
KOİ Giderme Verimi, (%)	21	63	46	22
Son Türbidite (NTU)	380	120	170	300
Türbidite Giderme Verimi, (%)	38	80	72	51
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,193	0,204	0,216	0,236
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,048	0,044	0,055	0,045
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,482	0,173	0,252	0,569
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,12	0,038	0,063	0,109

Tablo 5.6. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

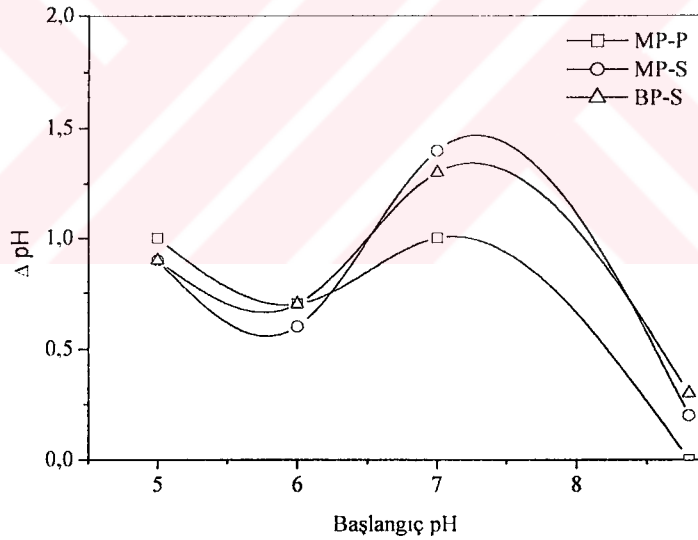
pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1536	1536	1536	1536
Başlangıç türbidite (NTU)	530	530	530	530
Voltaj. (V)	16,7	19,4	19,7	19,0
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,38 (28,3)	2,41 (28,4)	2,19 (24)	2,12 (25,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,41 (28,4)	2,58 (21,4)	2,33 (23,5)	2,37 (26,5)
Son pH	9,0	5,9	6,64	8,37
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	189,97	177,51	176,42	184,28
Anodik çözünme (g)	0,0701	0,0655	0,0651	0,068
Katodik çözünme (g)	0,0688	0,0459	0,0434	0,0676
Toplam çözünme (g)	0,1389	0,1114	0,1085	0,1356
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,185	0,149	0,145	0,181
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,389	0,131	0,139	0,23
Enerji Tüketimi, (Wh)	1,837	2,134	2,167	2,09
kg KOİ başına tüketilen kWh	5,15	2,52	2,79	3,55
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	1179	688	758	947
KOİ Giderme Verimi, (%)	23	55	51	38
Son Türbidite (NTU)	445	106	151	267
Türbidite Giderme Verimi, (%)	16	80	72	50
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,333	0,267	0,26	0,325
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,154	0,179	0,182	0,176
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,7	0,236	0,25	0,414
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,324	0,159	0,176	0,224

Tablo 5.7. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S sisteminde pH Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

pH	Orj.	5	6	7
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	30	30	30	30
Başlangıç KOİ (ppm)	1387	1387	1387	1387
Başlangıç türbidite (NTU)	590	590	590	590
Voltaj. (V)	22,2	22,8	22,2	23,3
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,35 (23,3)	2,34 (21,5)	2,45 (21,3)	2,32 (21,4)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,32 (22,6)	2,54 (21,3)	2,54 (21,5)	2,32 (21,4)
Son pH	9,1	5,9	6,7	8,3
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	209,49	187,26	205,42	207,05
Anodik çözünme (g)	0,0773	0,0691	0,0758	0,0764
Katodik çözünme (g)	0,0657	0,0597	0,0649	0,093
Toplam çözünme (g)	0,143	0,1288	0,1407	0,1694
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,191	0,172	0,188	0,226
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,619	0,157	0,189	0,283
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,442	2,508	2,442	2,563
kg KOİ başına tüketilen kWh	10,57	3,05	3,28	4,2859
Faraday, (F/m ³)	5,472	5,472	5,472	5,472
Son KOİ (ppm)	1156	564	642	788
KOİ Giderme Verimi, (%)	17	59	54	43
Son Türbidite (NTU)	385	86	134	300
Türbidite Giderme Verimi, (%)	35	94	77	49
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,343	0,309	0,338	0,407
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,205	0,211	0,205	0,215
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,114	0,283	0,34	0,509
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,666	0,192	0,207	0,27



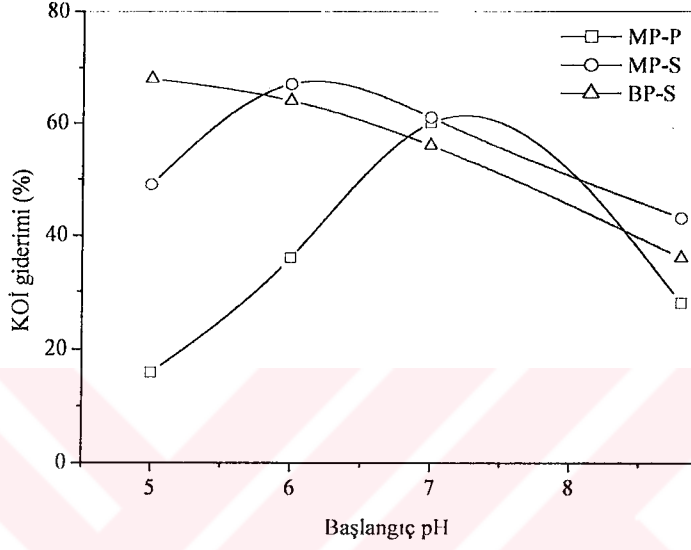
Şekil 5.7. Demir Elektrotların Kullanıldığı Elektrokoagülasyon Prosesi Süresince pH Değişimi



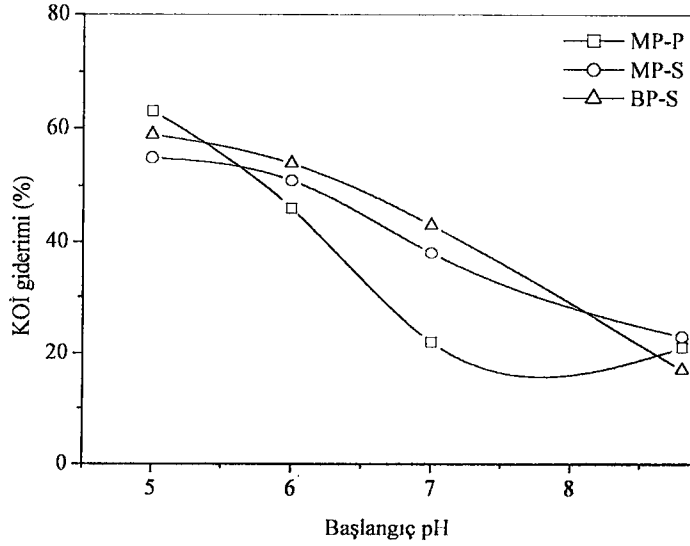
Şekil 5.8. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı Elektrokoagülasyon Prosesi Süresince pH Değişimi

KOİ giderim etkisinin pH değişimine kuvvetle bağlılığı Şekil 5.9 ve 5.10'dan görülmektedir. Demir elektrot modunda asidik ortamda, bağlantı şekilleri birbirlerinden oldukça farklı giderme verimleri sergilemiş; BP-S sistemi pH 5'te yaklaşık %70 performansı ile en yüksek KOİ giderimini sağlamıştır. Demir modunda

bazik ortamda çalışıldığında ise, bütün bağlantı şekilleri azalan bir trend göstermiş ve MP-S sistemi diğerlerinden daha iyi bir performans sergilemiştir. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında ise bağlantı şekillerinin arıtma verimine etkisi üzerinde fazla fark gözlenmemiştir. pH 5'te MP-S sistemi %63 KOİ giderimi ile maksimum performansı gösterirken; pH 10 değerinde ise bu değer %20'lere düşmüştür.

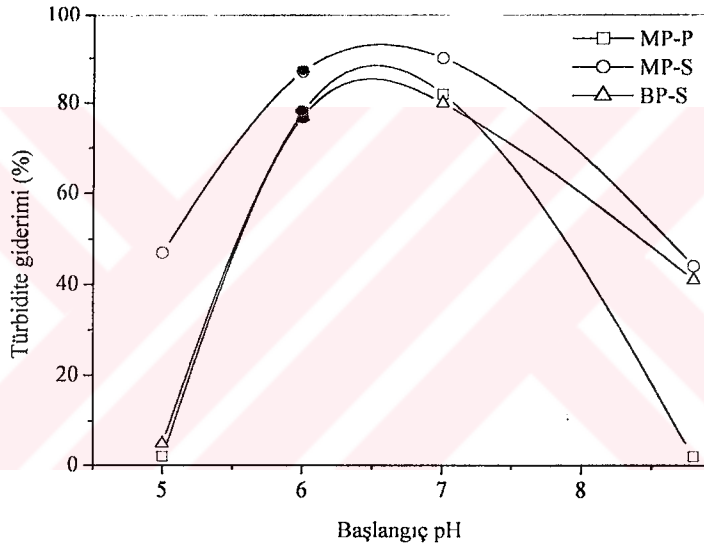


Şekil 5.9. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi

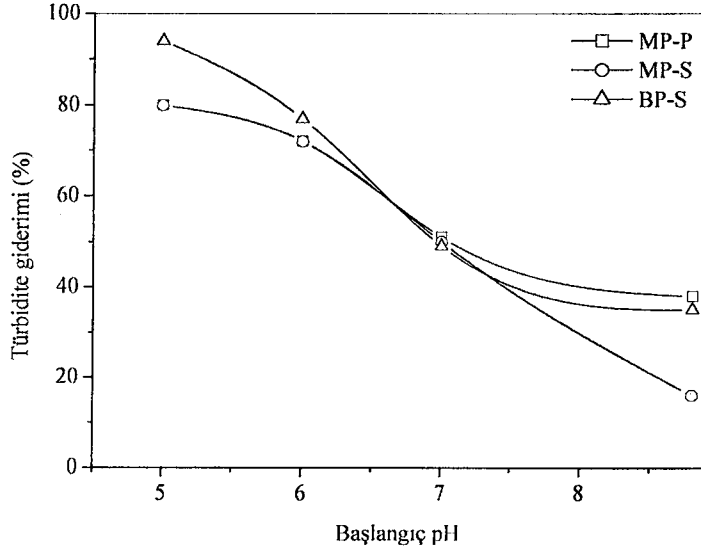


Şekil 5.10. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının KOİ Giderimine Etkisi

Şekil 5.11 ve 5.12 pH değişimi-türbidite giderimi ilişkisini göstermektedir. Genel trend olarak, pH artışıyla birlikte türbidite giderimi dramatik olarak düşmektedir. Demir elektrotlarda en iyi sonuç pH 6-7 değerlerinde çalışıldığında %90' a varan giderme verimiyle MP-S sistemine aittir. Düşük pH'da proses koloidal hidroksit floklarından dolayı ekstra türbiditeye sebep olmaktadır. Daha yoğun gözenekli bir filtre kağıdı ile süzme yapıldığında ise pH 6 değerinde pH 7'deki kadar etkili giderim sağlanmış (giderim verimi Şekil 5.11'te siyah noktalar ile gösterilmiştir); pH 5'te ise yeterli olmamıştır. Alüminyum elektrotlarda demirden farklı bir trend göze çarpmaktadır. Asidik ortam pH 5'te alüminyumun BP-S sistemiyle %90'ın üzerinde türbidite giderdiği görülmektedir.



Şekil 5.11. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi



Şekil 5.12. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Türbidite Giderimine Etkisi

Sonuç olarak, asidik pH 5'in KOİ gideriminde her iki elektrot materyali için de uygun olduğu görülmektedir. Türbidite gideriminde ise pH 5'in alüminyum için uygun olduğu göz önüne alınırsa bu pH değerinin alüminyum elektrot için optimum olduğu söylenebilir. Demir elektrotlarda ise pH 5 değerinde yüksek KOİ giderimine rağmen düşük türbidite giderimi, pH 7 değerini bu elektrot malzemesi için daha uygun hale getirmektedir.

5.2.1.2. EC Üzerine Akım Yoğunluğu'nun Etkisi

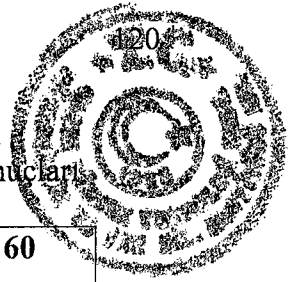
EC prosesinde elektrolit çözelti (atıksu) içerisinde iyon hareketleri söz konusu olduğundan akım, dolayısıyla da akım yoğunluğu önem taşımaktadır.

EC prosesi kirleticilerin gideriminde prensip olarak konvansiyonel kimyasal koagülasyona dayandığından KOİ ve türbidite giderimlerinde etkili olan hidroksil türlerinin ortamdaki çeşitliliği ve miktarı önemlidir. KOİ ve türbidite gideriminde etkili olan başlıca tür $Fe(OH)_3$ ve $Al(OH)_3$ olduğundan akım yoğunluğunun etkisi sonucu oluşan elektrot çözünmeleri takip edilmelidir.

KOI ve türbidite giderme verimi üzerine akım yoğunluğunun etkisi 30-60 Am² arasında incelenmiş olup, deneylerin şartları ve sonuçları demir elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.8-5.10'da; alüminyum elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.11-5.13'de gösterilmiştir.



Tablo 5.8. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları



Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1513	1513	1513	1513
Başlangıç türbidite (NTU)	620	620	620	620
Voltaj. (V)	4,6	6,1	7,5	8
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,40 (24)	2,30 (24)	2,20 (24,5)	2,32 (23,2)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,34 (23,1)	2,23 (24)	2,33 (24,5)	2,36 (23,3)
Son pH	7,9	8,3	8,7	9
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	157,59	162,5	155,41	148,23
Anodik çözünme (g)	0,1204	0,1664	0,1969	0,2265
Katodik çözünme (g)	0,0016	0,0053	0,0019	0,0054
Toplam çözünme (g)	0,122	0,172	0,199	0,232
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,163	0,229	0,265	0,309
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,126	0,171	0,195	0,248
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,506	0,9	1,369	1,76
kg KOİ başına tüketilen kWh	0,521	0,896	1,345	1,882
Faraday, (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	541	509	495	578
KOİ Giderme Verimi, (%)	64	66	67	62
Son Türbidite (NTU)	104	86	68	66
Türbidite Giderme Verimi, (%)	83	86	89	89
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,049	0,069	0,08	0,093
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,043	0,076	0,115	0,148
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,038	0,051	0,059	0,074
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,033	0,056	0,085	0,119

Tablo 5.9. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1398	1398	1398	1398
Başlangıç türbidite (NTU)	595	595	595	595
Voltaj. (V)	18,9	25,2	29,6	28,8
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,20 (22,5)	1,99 (24,5)	1,94 (24)	2,62 (24,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,39 (23)	2,41 (22,2)	2,37 (24)	2,45 (24,2)
Son pH	8,2	9	9,4	9,6
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	264,53	263,28	263,37	260,34
Anodik çözünme (g)	0,2021	0,2696	0,3299	0,3978
Katodik çözünme (g)	0,0019	0,001	0,0021	0,0025
Toplam çözünme (g)	0,204	0,271	0,332	0,4
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,272	0,361	0,443	0,533
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,272	0,35	0,411	0,469
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,079	3,717	5,402	6,336
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,768	4,802	6,694	7,428
Faraday, (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	647	624	591	545
KOİ Giderme Verimi, (%)	54	55	58	61
Son Türbidite (NTU)	66	54	50	44
Türbidite Giderme Verimi, (%)	89	91	92	93
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,082	0,108	0,133	0,16
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,175	0,312	0,454	0,532
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,082	0,105	0,123	0,141
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,174	0,303	0,422	0,468

Tablo 5.10. Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1410	1410	1410	1410
Başlangıç türbidite (NTU)	605	605	605	605
Voltaj. (V)	22,7	29,9	34,4	40,4
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,28 (21,7)	2,23 (21,5)	2,15 (24,4)	2,21 (22)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,37 (21,9)	2,39 (21,8)	2,39 (24,5)	2,47 (23,1)
Son pH	8,8	9,1	9,1	9,6
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	215,84	242,12	213,65	216,16
Anodik çözünme (g)	0,1649	0,2295	0,2707	0,3303
Katodik çözünme (g)	0,0489	0,0683	0,0799	0,102
Toplam çözünme (g)	0,2138	0,2978	0,3506	0,4323
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,285	0,397	0,467	0,576
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,25	0,341	0,401	0,503
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,497	4,41	6,278	8,888
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,92	5,046	7,183	10,334
Faraday , (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	555	536	536	550
KOİ Giderme Verimi, (%)	61	62	62	61
Son Türbidite (NTU)	70	54	48	40
Türbidite Giderme Verimi, (%)	88	91	92	93
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,086	0,119	0,14	0,173
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,21	0,37	0,527	0,747
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,075	0,102	0,12	0,151
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,184	0,318	0,453	0,651

Tablo 5.11. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları

Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1341	1341	1341	1341
Başlangıç türbidite (NTU)	575	575	575	575
Voltaj. (V)	4,9	6,1	8,0	10,2
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,47 (24,3)	2,53 (22,4)	2,40 (22)	2,32 (22)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,5 (23,3)	2,63 (22,5)	2,56 (22,6)	2,48 (22,2)
Son pH	6,1	5,9	6,0	5,9
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	118,97	118,79	117,81	121,95
Anodik çözünme (g)	0,0439	0,0588	0,0721	0,09
Katodik çözünme (g)	0,0407	0,0473	0,046	0,0407
Toplam çözünme (g)	0,0846	0,1061	0,1181	0,1307
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,113	0,141	0,157	0,174
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,131	0,155	0,186	0,186
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,539	0,9	1,46	2,244
kg KOİ başına tüketilen kWh	0,837	1,314	2,303	3,192
Faraday, (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	697	656	707	638
KOİ Giderme Verimi, (%)	48	51	47	52
Son Türbidite (NTU)	106	98	96	96
Türbidite Giderme Verimi, (%)	82	83	83	83
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,203	0,254	0,283	0,313
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,045	0,076	0,123	0,188
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,236	0,279	0,335	0,335
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,053	0,083	0,145	0,201

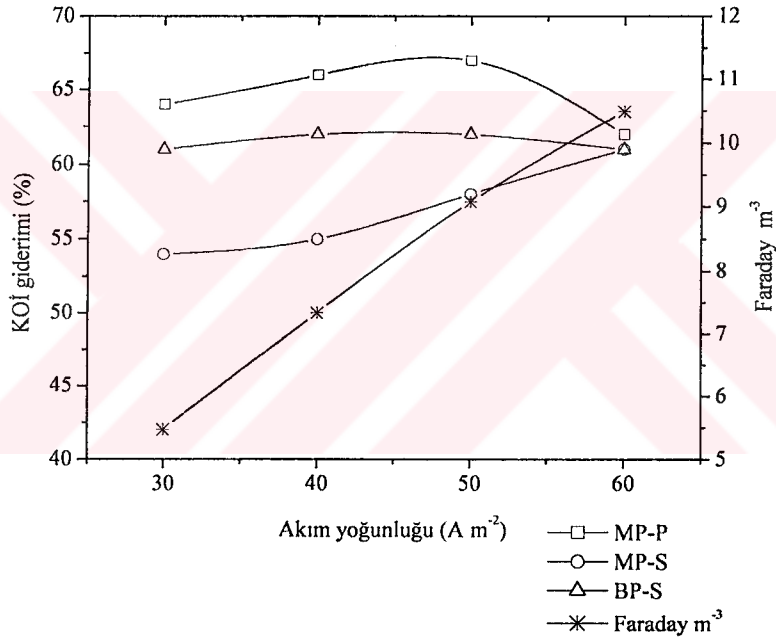
Tablo 5.12. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1364	1364	1364	1364
Başlangıç türbidite (NTU)	605	605	605	605
Voltaj. (V)	19,2	22,7	27,6	34
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,44 (22,5)	2,68 (25,5)	2,42 (23)	2,41 (23,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,65 (22,7)	2,7 (23,7)	2,58 (24,1)	2,58 (24,5)
Son pH	5,9	6,2	6,1	6,3
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	192,41	190,91	193,79	192,68
Anodik çözünme (g)	0,071	0,0945	0,1186	0,1422
Katodik çözünme (g)	0,033	0,0743	0,0758	0,0692
Toplam çözünme (g)	0,104	0,1688	0,1944	0,2114
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,139	0,225	0,259	0,282
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,121	0,2	0,24	0,255
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,112	3,348	5,037	7,48
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,456	3,976	6,226	9,034
Faraday, (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	504	522	555	536
KOİ Giderme Verimi, (%)	63	62	59	61
Son Türbidite (NTU)	96	104	96	98
Türbidite Giderme Verimi, (%)	84	83	84	84
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,25	0,405	0,466	0,508
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,177	0,281	0,423	0,628
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,218	0,36	0,432	0,459
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,155	0,25	0,392	0,569

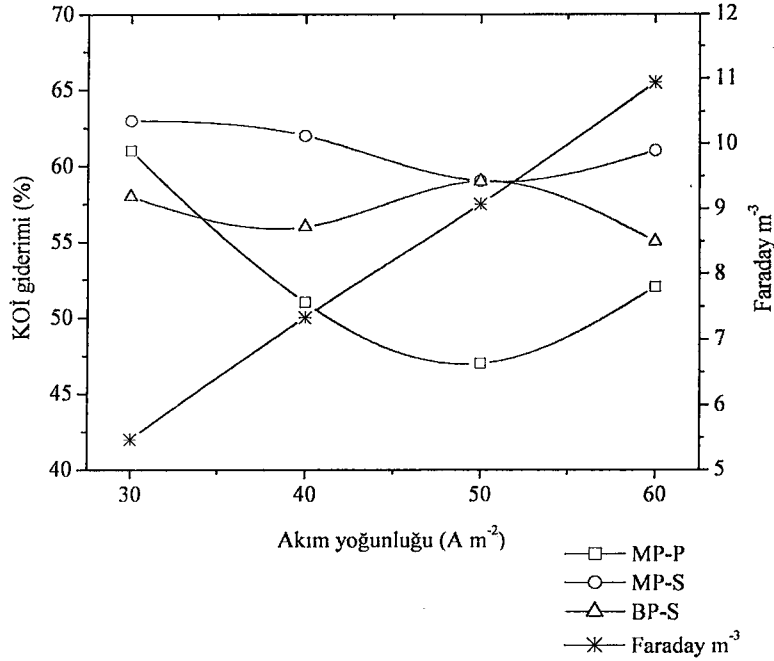
Tablo 5.13. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Akım Yoğunluğu Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

Akım yoğunluğu (A/m ²)	30	40	50	60
Akım, (A)	0,44	0,59	0,73	0,88
pH	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1513	1513	1513	1513
Başlangıç türbidite (NTU)	605	605	605	605
Voltaj. (V)	22,6	29,2	36,1	41,8
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,30 (24)	2,48 (23,3)	2,39 (23)	2,43 (20,9)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,49 (24,5)	2,7 (24)	2,58 (22,5)	2,69 (22,0)
Son pH	6	6,7	6,0	6
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	200	221,21	185,46	187,4
Anodik çözünme (g)	0,0738	0,1095	0,1135	0,1383
Katodik çözünme (g)	0,0675	0,0806	0,0718	0,0998
Toplam çözünme (g)	0,1413	0,1901	0,1853	0,2381
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,188	0,253	0,247	0,317
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,161	0,224	0,211	0,287
Enerji Tüketimi, (Wh)	2,486	4,307	6,588	9,196
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,825	5,079	7,503	11,093
Faraday, (F/m ³)	5,472	7,338	9,079	10,945
Son KOİ (ppm)	633	665	635	684
KOİ Giderme Verimi, (%)	58	56	58	55
Son Türbidite (NTU)	98	108	109	86
Türbidite Giderme Verimi, (%)	84	82	82	86
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,338	0,455	0,445	0,571
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,209	0,362	0,553	0,772
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,29	0,403	0,38	0,517
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,178	0,32	0,473	0,699

Şekil 5.13 ve 5.14’de akım yoğunluğu değişiminin KOİ giderme verimine etkisi görülmektedir. Akım yoğunluğu deneyleri demir elektrotlar için sabit pH; 7’de ve alüminyum elektrotlar için de sabit pH; 5’te ve 15 dakikalık deney süresi şartlarında gerçekleştirilmiştir. Akım yoğunluğundaki değişim MP-P ve MP-S sistemleri için arıtma verimini çok etkilememiştir. MP-S sistemi, 50 Am⁻² akım yoğunluğunda KOİ gideriminde % 67 ile maksimum değere ulaşmıştır. Alüminyum elektrotlar için ise akım yoğunluğundaki değişimin etkisinin KOİ giderimi üzerinde daha fazla olduğu –özellikle MP-S sisteminde–görülmektedir. Ekonomik bir proses olması açısından düşük akım yoğunluğu tercih edilebilir. Alüminyum elektrot kullanarak 30 Am⁻² değerinde MP-S sisteminde % 63 maksimum KOİ giderimine ulaşılmıştır.



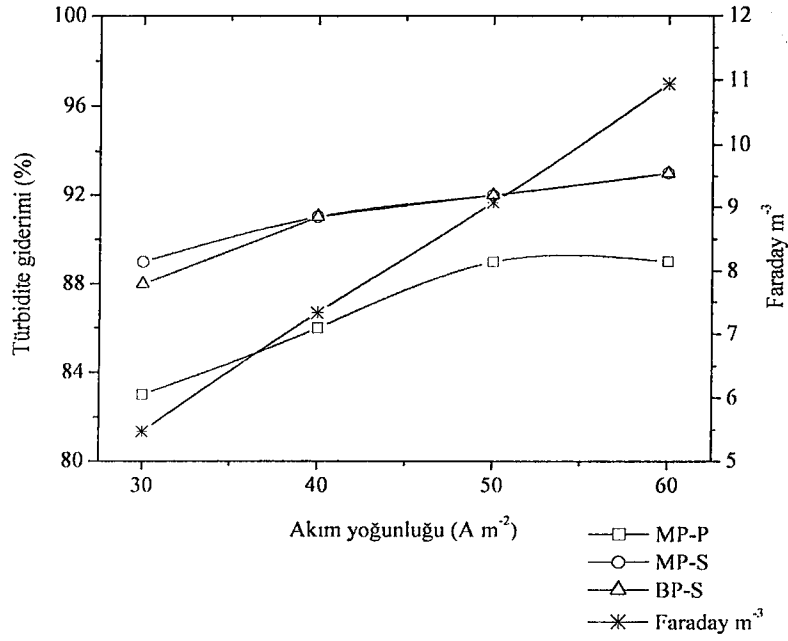
Şekil 5.13. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun KOİ Giderimine Etkisi



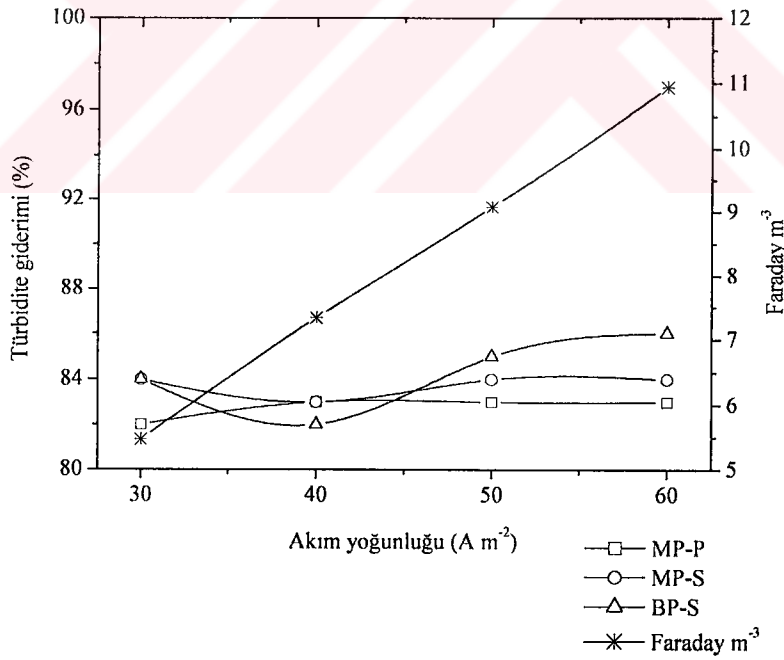
Şekil 5.14. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun KOİ Giderimine Etkisi

Türbidite giderim değerleri, akım yoğunluğu değişimine karşı Şekil 5.15 ve 5.16'da grafiğe geçirilmiştir. Demir elektrotlarla KOİ gideriminde MP-P sistemi, birbirine benzer giderme verimi gösteren diğer iki sistemden daha az performans sergilemiştir. 50 Am⁻² akım yoğunluğu değerinde MP-S ve BP-S sistemleri %92 KOİ giderimi sağlarken, MP-P sistemi %89'luk bir performans göstermiştir. Alüminyum modunda, akım yoğunluğunun türbidite giderimi üzerinde hemen hemen bir etkisi olmadığı görülmektedir. %82-85 aralığında değişen birbirine yakın giderme verimleri Şekil 5.16'da gösterilmiştir.

KOİ ve türbidite giderme verimi birlikte ele alındığında demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde 50 Am⁻² ve 15 dakikalık deney şartlarında % 67 KOİ ve % 89 KOİ giderimi gerçekleşmiştir. 30 Am⁻² kullanıldığında ise % 65 KOİ ve % 83 türbidite giderimi meydana gelmiştir. Birbirine yakın değerler bulunduğu düşük akım yoğunluğu düşük maliyet için tercih edilebilir. Diğer yandan alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sistemi 30 Am⁻² akım yoğunluğunda gösterdiği % 63 KOİ ve % 84 KOİ giderimiyle tercih edilebilir.



Şekil 5.15. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Türbidite Giderimine Etkisi



Şekil 5.16. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Türbidite Giderimine Etkisi

5.2.1.3. Elektrokoagülasyon Üzerine Zamanın Etkisi

KOI ve bulanıklık gidermede önemli rol oynayan metal hidroksitlerinin oluşması için yeterli deney süresi sağlanmalıdır. Reaksiyonların ve hemen akasından gerçekleşecek olan koagülasyonun oluşması için yeterli süre sağlanmadığı takdirde çözülmüş elektrot materyali ve oluşturduğu koagülantlar suda filtrelenmesi zor olan çamur oluşturabilmektedir.

KOI ve türbidite giderme verimi üzerine zamanın etkisi 5–25 dakika arasında incelenmiş olup, deneylerin şartları ve sonuçları demir elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.14–5.16’te; alüminyum elektrotların kullanıldığı sistemler için Tablo 5.17–5.19’de gösterilmiştir.



Tablo 5.14. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

Zaman	5	10	15	20	25
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	7	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1352	1352	1513	1352	1352
Başlangıç türbidite (NTU)	555	555	620	555	555
Voltaj, (V)	4.9	4.8	4,6	4.8	4.5
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,28 (22,8)	2,26 (23,5)	2,40 (24)	2,28 (23)	2,49 (21,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,33 (22,8)	2,37 (22,7)	2,34 (23,1)	2,35 (24)	2,61 (21,6)
Son pH	7,2	7,4	7,9	8,2	8,5
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	170,2	164,64	157,59	126,99	162,37
Anodik çözünme (g)	0,0434	0,0838	0,1204	0,1294	0,2067
Katodik çözünme (g)	0,0016	0,0029	0,0016	0,0031	0,0033
Toplam çözünme (g)	0,045	0,0867	0,122	0,1325	0,21
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,06	0,1156	0,163	0,1767	0,28
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,652	0,343	0,126	0,155	0,280
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,18	0,352	0,506	0,704	0,825
kg KOİ başına tüketilen kWh	2,609	1,391	0,521	0,825	1,099
Faraday , (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	1283	1099	541	499	601
KOİ Giderme Verimi, (%)	5	19	64	63	56
Son Türbidite (NTU)	550	630	104	80	62
Türbidite Giderme Verimi, (%)	1	-	83	86	89
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,018	0,035	0,049	0,053	0,084
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,015	0,03	0,043	0,059	0,069
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,196	0,103	0,038	0,047	0,084
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,164	0,088	0,033	0,052	0,069

Tablo 5.15. Demir Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları.

Zaman	5	10	15	20	25
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	7	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1283	1283	1398	1283	1283
Başlangıç türbidite (NTU)	575	575	595	575	575
Voltaj, (V)	19,9	19,1	18,9	19,1	19,3
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,27 (22)	2,12 (22,5)	2,20 (22,5)	2,21 (22,5)	2,16 (22)
Son İletkenlik (mS/cm)	2,30(21,8)	2,31(22,3)	2,39 (23)	2,37(22,5)	2,31(22,7)
Son pH	7,3	8	8,2	9,1	9,4
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	258,04	260,71	264,53	263,98	260,64
Anodik çözünme (g)	0,0658	0,1327	0,2021	0,269	0,3318
Katodik çözünme (g)	0,0008	0,0038	0,0019	0,0042	0,0012
Toplam çözünme (g)	0,0666	0,1365	0,204	0,2732	0,333
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,0888	0,182	0,272	0,3642	0,444
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,965	0,173	0,272	0,353	0,425
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,730	1,401	2,079	2,801	3,538
kg KOİ başına tüketilen kWh	10,58	1,778	2,768	3,619	4,513
Faraday, (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	1214	495	647	509	499
KOİ Giderme Verimi, (%)	5	61	54	60	61
Son Türbidite (NTU)	540	88	66	50	44
Türbidite Giderme Verimi, (%)	6	85	89	91	92
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,027	0,055	0,082	0,109	0,133
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,061	0,118	0,175	0,235	0,297
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,29	0,052	0,082	0,106	0,128
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,667	0,112	0,174	0,228	0,284

Tablo 5.16. Demir Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylelerin Şart ve Sonuçları

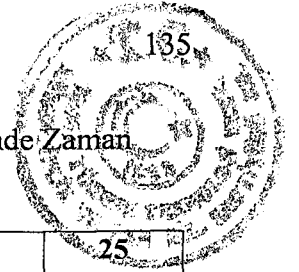
Zaman	5	10	15	20	25
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	7	7	7	7	7
Başlangıç KOİ (ppm)	1110	1110	1410	1110	1110
Başlangıç türbidite (NTU)	555	555	605	555	555
Voltaaj. (V)	23,2	23,5	22,7	23,5	23,9
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,41 (24)	2,28 (22)	2,28 (21,7)	2,21 (20,9)	2,20 (22,5)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,08(23,3)	2,33(21,9)	2,37(21,9)	2,39 (24)	2,37 (22)
Son pH	7,4	8,2	8,8	9,1	9,3
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	231,37	226,92	215,84	224,14	223,1
Anodik çözünme (g)	0,059	0,1155	0,1649	0,2284	0,284
Katodik çözünme (g)	0,0189	0,0869	0,0489	0,0637	0,0801
Toplam çözünme (g)	0,0779	0,2024	0,2138	0,2921	0,3641
1 m ³ atıksu için harcanan Fe, (kg)	0,1039	0,2699	0,285	0,389	0,4855
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	15,58	0,334	0,25	0,442	0,601
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,851	1,723	2,497	3,447	4,382
kg KOİ başına tüketilen kWh	170,2	2,84	2,92	5,215	7,231
Faraday , (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	1105	504	555	449	504
KOİ Giderme Verimi, (%)	1	55	61	60	55
Son Türbidite (NTU)	605	100	70	46	48
Türbidite Giderme Verimi, (%)	-	82	88	92	91
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,031	0,081	0,086	0,117	0,146
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,071	0,145	0,21	0,29	0,368
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	4,674	0,1	0,075	0,133	0,18
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	10,723	0,179	0,184	0,329	0,456

Tablo 5.17. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-P Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları

Zaman	5	10	15	20	25
Akım, (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	5	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1110	1110	1341	1110	1110
Başlangıç türbidite (NTU)	525	525	575	525	525
Voltaj. (V)	5,1	5,1	4,9	4,9	5,3
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,39 (23)	2,26(22,5)	2,47(24,3)	2,43(22,5)	2,43 (21,2)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,54(21,7)	2,50(23,3)	2,5 (23,3)	2,44 (24)	2,54(22,8)
Son pH	6,3	5,7	6,1	6	6
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	111,38	124,8	118,97	118,29	118,86
Anodik çözünme (g)	0,0137	0,0307	0,0439	0,0582	0,0731
Katodik çözünme (g)	0,0079	0,0181	0,0407	0,0521	0,0672
Toplam çözünme (g)	0,0216	0,0488	0,0846	0,1103	0,1403
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,029	0,065	0,113	0,147	0,187
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,04	0,081	0,131	0,169	0,212
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,187	0,374	0,539	0,719	0,972
kg KOİ başına tüketilen kWh	0,346	0,622	0,837	1,103	1,470
Faraday, (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	569	509	697	458	449
KOİ Giderme Verimi, (%)	49	54	48	59	60
Son Türbidite (NTU)	88	116	106	112	108
Türbidite Giderme Verimi, (%)	83	78	82	79	79
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,052	0,117	0,203	0,265	0,337
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,016	0,031	0,045	0,060	0,082
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,072	0,146	0,236	0,304	0,382
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,022	0,039	0,053	0,069	0,093

Tablo 5.18. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı MP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylein Şart ve Sonuçları

Zaman	5	10	15	20	25
Akım , (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	5	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1364	1364	1364	1364	1364
Başlangıç türbidite (NTU)	505	505	605	505	505
Voltaj. (V)	25,4	21	19,2	19,2	19,6
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,38 (23,5)	2,30 (22)	2,44 (22,5)	2,33 (22,5)	2,37 (21,9)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,44 (24)	2,12 (22)	2,65 (22,7)	2,54 (22,5)	2,59 (22,3)
Son pH	5,7	5,7	5,9	6,0	6,3
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	204,07	199,59	192,41	191,87	194,31
Anodik çözünme (g)	0,0251	0,0491	0,071	0,0944	0,1195
Katodik çözünme (g)	0,0185	0,0309	0,033	0,0735	0,0756
Toplam çözünme (g)	0,0436	0,080	0,104	0,1679	0,1951
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,058	0,107	0,139	0,224	0,260
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,048	0,095	0,121	0,197	0,213
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,931	1,54	2,112	2,816	3,593
kg KOİ başına tüketilen kWh	1,028	1,820	2,456	3,309	3,927
Faraday , (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	458	518	504	513	449
KOİ Giderme Verimi, (%)	66	62	63	62	67
Son Türbidite (NTU)	112	101	96	102	98
Türbidite Giderme Verimi, (%)	78	80	84	80	81
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,104	0,193	0,25	0,403	0,468
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,078	0,129	0,177	0,237	0,302
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,086	0,171	0,218	0,355	0,383
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,065	0,115	0,155	0,208	0,247



Tablo 5.19. Alüminyum Elektrotların Kullanıldığı BP-S Sisteminde Zaman Etkisinin Araştırıldığı Deneylerin Şart ve Sonuçları

Zaman	5	10	15	20	25
Akım , (A)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
pH	5	5	5	5	5
Başlangıç KOİ (ppm)	1237	1237	1513	1237	1237
Başlangıç türbidite (NTU)	510	510	605	510	510
Voltaj. (V)	24,6	24	22,6	24,2	23,1
İlk İletkenlik, (mS/cm)	2,37 (20)	2,32(20,4)	2,30 (24)	2,32 (20,5)	2,49 (24,9)
Son iletkenlik (mS/cm)	2,49(22,4)	2,42(22,8)	2,49(24,5)	2,49(23,3)	2,51(24)
Son pH	5,6	5,7	6	5,6	6,5
Karıştırma, (rpm)	250	250	250	250	250
Akım Verimliliği, (%)	195,12	196,34	200	206,71	224,72
Anodik çözünme (g)	0,024	0,0483	0,0738	0,1017	0,1382
Katodik çözünme (g)	0,0177	0,0473	0,0675	0,0711	0,1221
Toplam çözünme (g)	0,0417	0,0956	0,1413	0,1728	0,2603
1 m ³ atıksu için harcanan Al, (kg)	0,056	0,127	0,188	0,230	0,347
Toplam çözünme (kg çöz./kg KOİ)	0,059	0,132	0,161	0,24	0,353
Enerji Tüketimi, (Wh)	0,902	1,76	2,486	3,549	4,235
kg KOİ başına tüketilen kWh	1,279	2,431	2,825	4,936	5,738
Faraday , (F/m ³)	1,824	3,648	5,472	7,296	9,121
Son KOİ (ppm)	532	513	633	518	499
KOİ Giderme Verimi, (%)	57	59	58	58	60
Son Türbidite (NTU)	112	102	98	82	102
Türbidite Giderme Verimi, (%)	78	80	84	84	80
Elektrot maliyeti (\$/m ³)	0,101	0,229	0,338	0,414	0,625
Enerji maliyeti (\$/m ³)	0,076	0,171	0,209	0,298	0,356
Elektrot maliyeti (\$/kg KOİ)	0,106	0,238	0,29	0,432	0,635
Enerji maliyeti (\$/kg KOİ)	0,081	0,153	0,178	0,311	0,361

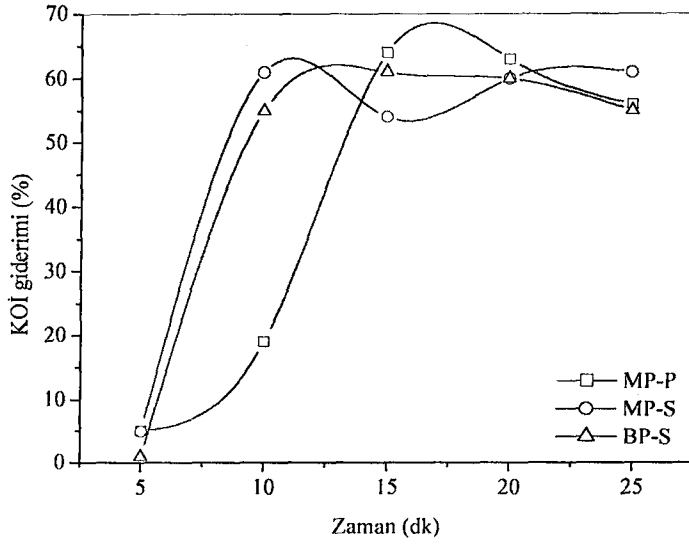
Zaman etkisinin araştırılması için bütün deneyler, akım yoğunluğu çalışmalarından belirlenmiş olan uygun sabit akım yoğunluğu 30 Am⁻² ve demir elektrotlar için pH 7; alüminyum elektrotlar için de pH 5'te yapılmıştır. Deney sonuçları, KOİ ve türbidite giderimi için sırasıyla Şekil 5.17 ile 5.18 ve 5.19 ile 5.20'de gösterilmiştir. Demir elektrot kullanılması durumunda KOİ giderim değerleri % 54-64 aralığında seyretmektedir. Şekilden de açıkça görülmektedir ki 5 dakikalık deney süresi hem KOİ hem de türbidite giderimi için yetersiz kalmaktadır. En az 15 dakikalık bir işlem süresinde ancak giderim değerleri kararlı bir noktaya ulaşip bu noktadan sonra artış göstermektedir.

Alüminyum elektrotlarda 5 dakikalık işlem süresinde yaklaşık olarak kararlı giderim değerlerine ulaşmak, her üç sistem için de mümkün olmuştur. MP-S sistemi % 65 KOİ ve % 78 türbidite giderimiyle en yüksek performansı göstermiştir.

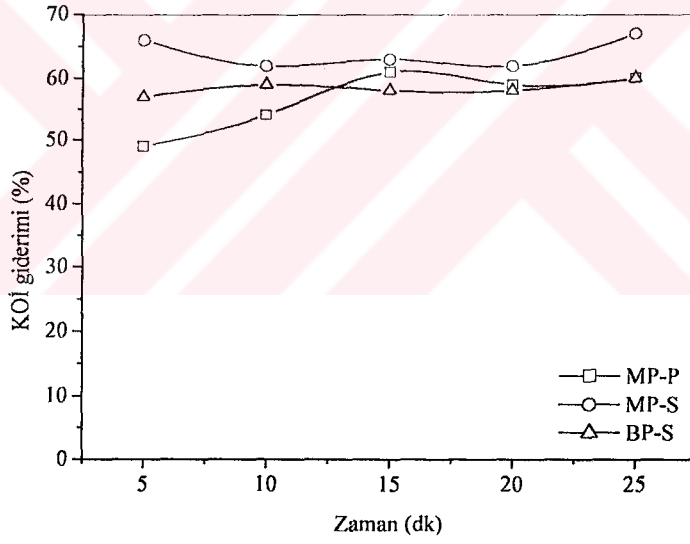
5.2.1.4. EC Prosesinin Teknik Analizine Göre Sonuçlar

Bu deney sonuçları göstermektedir ki;

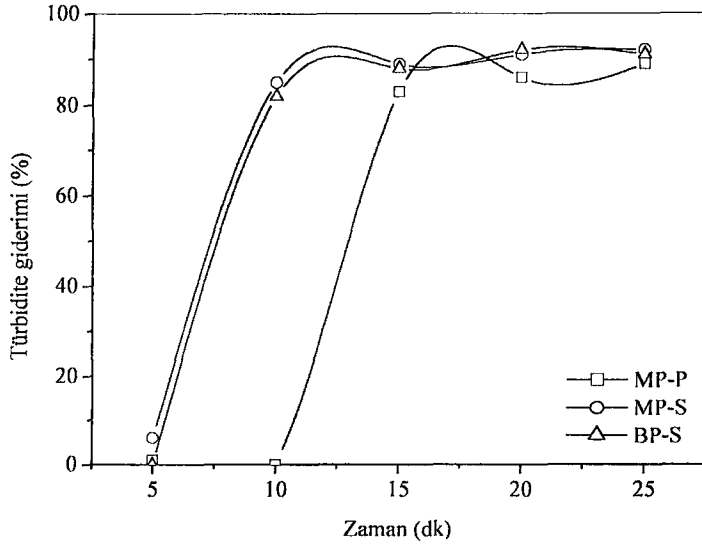
- Her iki elektrot materyali için de KOİ gideriminde asidik ortam daha uygun gözükmektedir. Alüminyum elektrotlarda giderim verimi bağlantı şekilleriyle net olarak değişmezken, demir elektrotlarda BP-S sisteminin en iyi performansı gösterdiği açıkça görülmektedir. Yüksek türbidite giderim verimi elde etmek için; optimum pH'nın belirlenmesi elektrot materyaline bağlıdır. Alüminyum elektrotlarda BP-S sistemi asidik ortamda en iyi performansı gösterirken; aynı pH'da verimsiz filtre edilebilen floklardan ötürü pH 7 demir elektrotlar için daha uygundur. Bu modda en iyi performansı MP-S sistemi göstermiştir.
- Demir elektrotlar için yüksek KOİ ve türbidite giderim verimlerinde yüksek akım yoğunluğu daha önemlidir. Düşük akım yoğunluğunda MP-P sistemi daha iyi bir performans sergilerken, akım yoğunluğu artırıldığında, her üç sistem de benzer giderim verimlerine ulaşmaktadır. Alüminyum elektrot materyalinde, elektrot bağlantı şekli KOİ gideriminde etkili iken; türbidite gideriminde ihmal edilebilir.



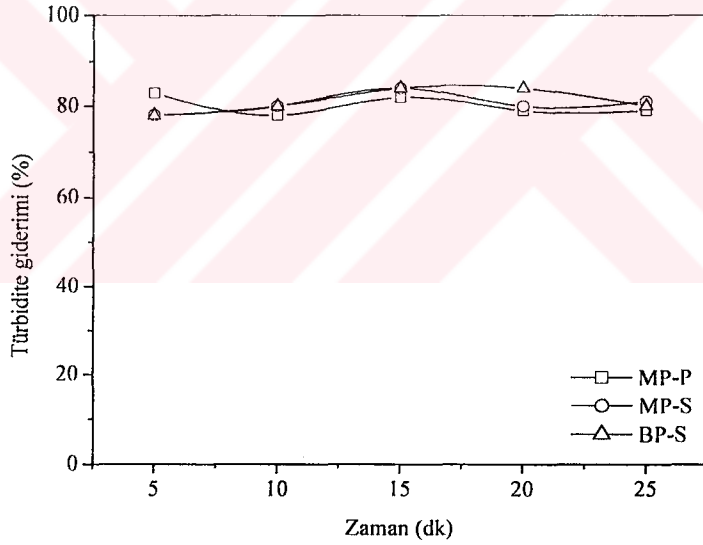
Şekil 5.17. Demir Elektrotlar İçin Zamanın KOİ Giderimine Etkisi



Şekil 5.18. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın KOİ Giderimine Etkisi



Şekil 5.19. Demir Elektrotlar İçin Zamanın Türbidite Giderimine Etkisi



Şekil 5.20. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Türbidite Giderimine Etkisi

- Alüminyum elektrot materyalinde 5 dakikalık bir işlem süresi her üç sistem için de uygun gözükmetedir. Demir elektrotlarda ise seri bağlantı sistemleri için 10 dakika yeterli olurken MP-P sistemi daha uzun süreye ihtiyaç duymaktadır.

Bununla birlikte Bölüm 5.1’de verilen CC ve EC proseslerine ait deney şartları, giderim verimleri ve ilgili veriler Tablo 5.20’de bir arada verilmiştir. Tablodan açıkça görülebileceği gibi EC prosesinin daha hızlı sonuca ulaşan ve daha az materyal tüketen; CC ile aynı KOİ ve türbidite giderim verimlerinde daha stabil bir pH değeri sağlayan bir proses olduğu anlaşılmaktadır. Teknik olarak bakıldığında alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sistemi en iyi seçim olarak gözükmektedir.



Tablo 5.20. EC ve CC Proseslerinin Teknik Açından Karşılaştırılması

Proses	Elektrokoagülasyon (EC)*		Kimyasal Koagülasyon (CC)			
	Fe elektrot	Al elektrot	FeCl ₃ .6H ₂ O	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .7H ₂ O	AlCl ₃ .6H ₂ O	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O
Elektrot veya koagülant tüketimi						
kgm ⁻³ atıksu	0.163	0.058	1.500	1.500	1.000	1.500
kg (kg KOİ) ⁻¹	0.126	0.048	1.761	1.586	0.828	1.896
Deney süresi** (dak)	15	5	25	25	25	25
Başlangıç pH	7.0	5.0	7.0	7.0	6.0	6.0
Son pH	7.9	5.7	2.9	3.1	4.1	4.1
KOİ giderimi (%)	65	65	71	68	68	59
Turbidite giderimi (%)	83	78	87	63	89	90

* Bağlantı şekli: Demir elektrotlar için MP-P, alüminyum elektrotlar için MP-S ve her iki elektrot materyali için de akım yoğunluğu = 30 Am⁻²

** Deney süresi: Kimyasal koagülasyon prosesi 250 rpm 'de 5 dakikalık hızlı karıştırma süresi ve 50 rpm 'de 20 dakikalık yavaş karıştırma süresi olmak üzere toplam 25 dakikalık bir deney süresi içermektedir.

5.2.2. Ekonomik Değerlendirme

Toplam işletme maliyeti, $1000 \text{ m}^3 \text{ gün}^{-1}$ atıksu kapasiteli bir tekstil fabrikası için hesaplanmıştır. Bu maliyet hesabının içerisinde elektrik, malzeme (elektrotlar ve kimyasallar), çamur nakli ve uzaklaştırma gibi direkt maliyet unsurları ve güç kaynağı, elektrokoagülasyon tankı gibi sabit yatırım maliyetleri ile bunlara ait işçilik ücreti, bakım ve amortisman gibi dolaylı maliyet unsurları yer almaktadır. Toplam işletme maliyetinin hesaplanmasında kullanılan ve 2005'in üçüncü çeyreğine ait ekonomik faktörler Tablo 5.21'de verilmiştir.

Tablo 5.21. İşletme Maliyetinin Hesaplanmasında Kullanılan Ekonomik Faktörler

Öge	Açıklamalar	Maliyet
Güç Kaynağı (\$)	75kVA, 380 (440) V AC, Frekans 50 (60)Hz	10000
EC tankı (\$)	40 m^3 havuz, $V_{\text{tank}}=50 \times (\text{bekleme süresi})$	500
Bakım ($\text{\$m}^{-3}$)		0.003
Elektriksel donanım ($\text{\$(kWh)}^{-1}$)		0.06
İşçilik maliyeti ($\text{\$m}^{-3}$)	8 saat vardiya ile 2 işçi, aylık 26 gün çalışma	0.06
Çamur nakli ve uzaklaştırma ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.01
Malzeme ve kimyasal maliyeti		
Demir elektrot ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.3
Alüminyum elektrot		1.8
Kimyasallar ($\text{\$m}^{-3}$)		0.025
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.34
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.4
$\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.8
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ($\text{\$kg}^{-1}$)		0.4

5.2.2.1. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Başlangıç pH'sının Etkisi

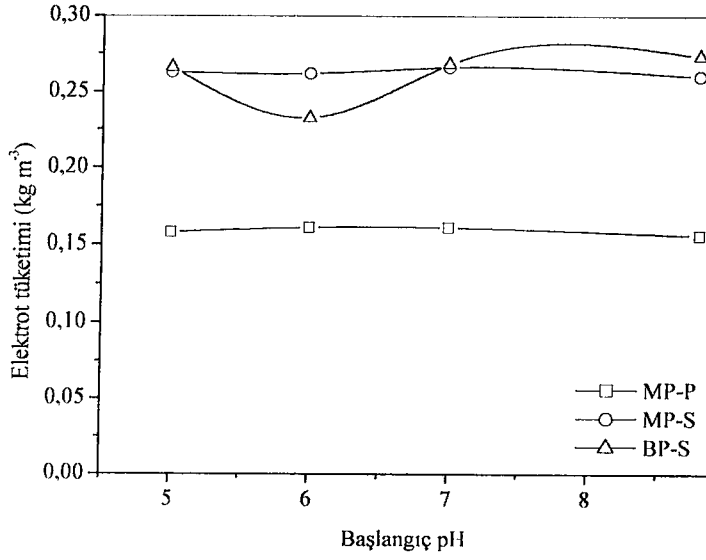
İşletme maliyeti üzerine pH etkisi hesaplanırken 30 Am^{-2} akım yoğunluğu ve 15 dakikalık işlem süresi gibi deney şartları sağlanmış ve 5–8.8 pH değerleri arasında deneyler gerçekleştirilmiştir. Başlangıç pH'sının elektrot tüketimine etkisi her iki

elektrot materyali için Şekil 5.21 ve 5.22'de gösterilmiştir. Bütün sistemlerde demir elektrotlarda alüminyum elektrotlara oranla daha fazla tüketim olduğu görülmektedir.

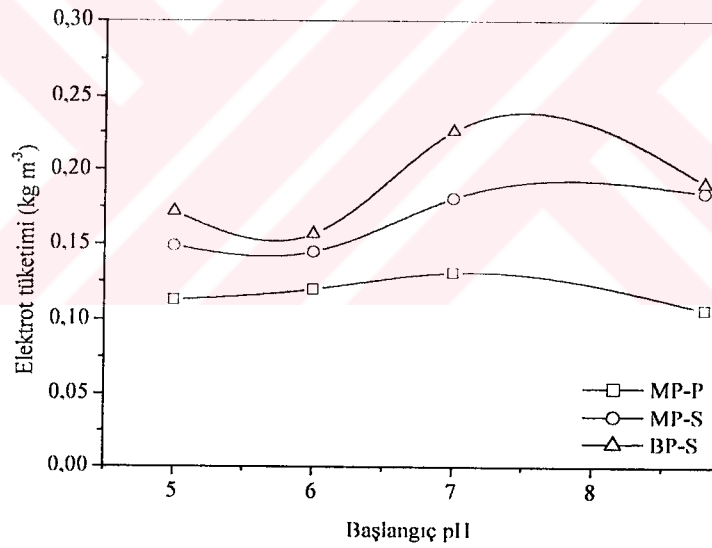
Elektrot tüketiminde pH etkisinden daha çok –özellikle demir elektrotlarda– sistem değişikliğinin (elektrot bağlantı şeklinin) daha etkili olduğu açıkça görülmektedir. Her iki elektrot materyalinde de en az elektrot tüketim değerleri paralel bağlantılı sistemlere aitken, seri bağlantılı sistemler birbirine yakın değerler sergilemektedir. Elektrot tüketimi demir elektrotlarda seri sistemlerle $0,27 \text{ kgm}^{-3}$ 'e kadar çıkarken alüminyum elektrotlarda en fazla $0,24 \text{ kgm}^{-3}$ 'e ulaşmıştır. Elektrot tüketimi materyal maliyetini artırdığından paralel bağlı sistemler en avantajlı olarak gözükmektedir.

Başlangıç pH'sının enerji tüketimine etkisi Şekil 5.23 ve 5.24'de gösterilmiştir. pH değişimiyle birlikte enerji tüketimi değerlerinde oldukça küçük salınımlar görülmektedir. Enerji tüketimindeki asıl etkenin bağlantı şekilleri olduğu şekillerden açıkça görülmektedir. Seri bağlantılı sistemlerde elektrotlar arasındaki potansiyel fark yüksek olarak oluştuğundan elektrik maliyeti de yüksek olmaktadır. Enerji tüketimi maliyeti artırdığından her iki elektrot da paralel bağlantı şekliyle kullanılarak daha az enerji tüketimi elde edilebilir.

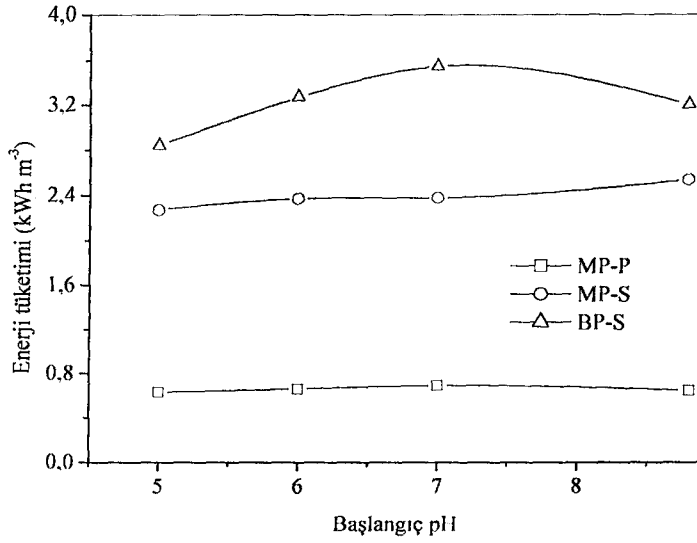
EC teknolojisinin seçiminde yüksek KOİ veya kirletici giderimleri tek kriter olarak düşünülmemelidir. Arıtmadan sonra suyun kullanılabilirliği de önemli bir kriterdir. EC prosesinin avantajlarından birisi de arıtılmış su ile birlikte açığa çıkan çamur miktarının azlığıdır. Oluşan çamur kendiliğinden çökmeye bırakılabildiği gibi (çalışmamızda çamurun kendine kendine çökmesi beklenmiştir) poliakrilamid gibi bir non-iyonik flokülasyon ajanı da kullanılabilir.



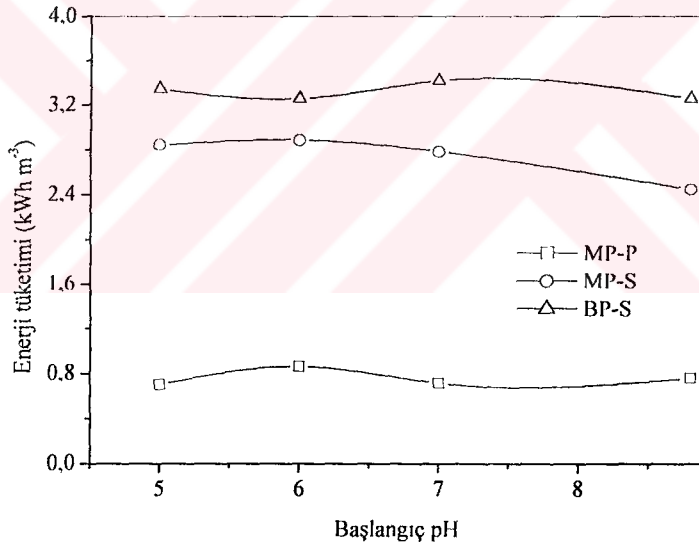
Şekil 5.21. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Elektrot Tüketimine Etkisi



Şekil 5.22. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Elektrot Tüketimine Etkisi



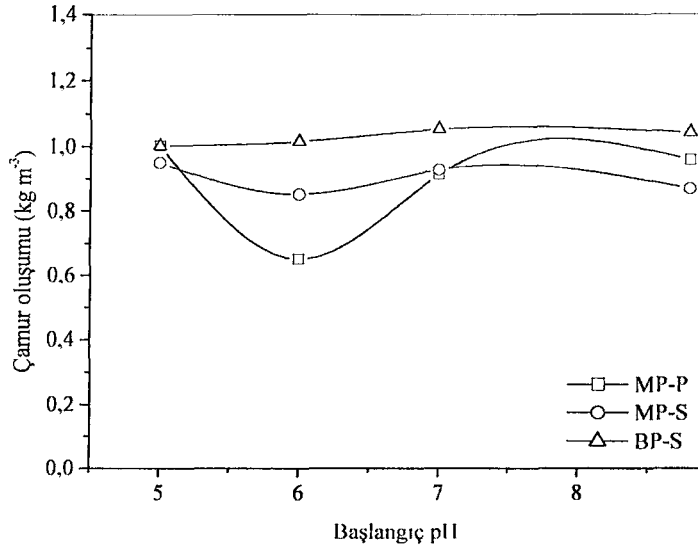
Şekil 5.23. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Enerji Tüketimine Etkisi



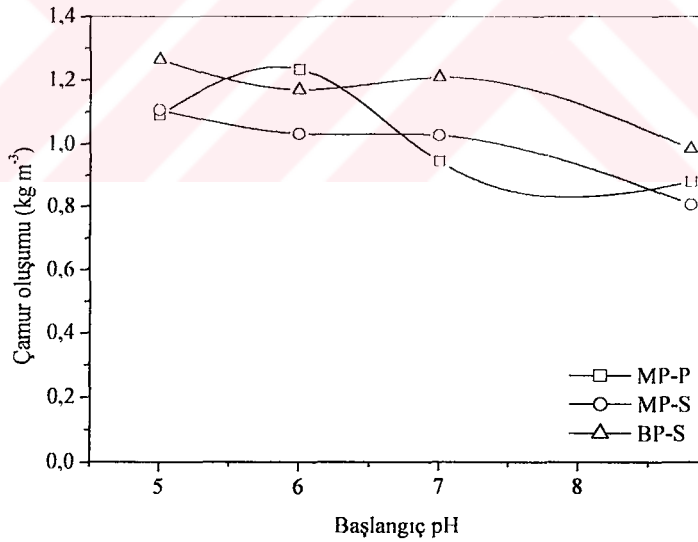
Şekil 5.24. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Enerji Tüketimine Etkisi

pH değişimi ile Fe veya Al hidroksit türlerinin çeşitliliği ve çökme miktarları değişmektedir. Bölüm 3'de Fe ve Al ile ilgili özellikler verilmiştir. pH değişiminin çamur oluşumuna etkisi iki şekilde olabilir. Filtre edilebilirliği zor olan ya da zor çökme karakteristiğine sahip türlerin oluşması ve bu türler yardımıyla meydana gelen floklar. Başlangıç pH'sındaki değişimin çamur oluşumuna etkisi

Şekil 5.25 ve 5.26'da verilmiştir. Burada çamur oluşumu değişimindeki asıl etkenin elektrot bağlantı şekilleri olduğu görülmektedir.



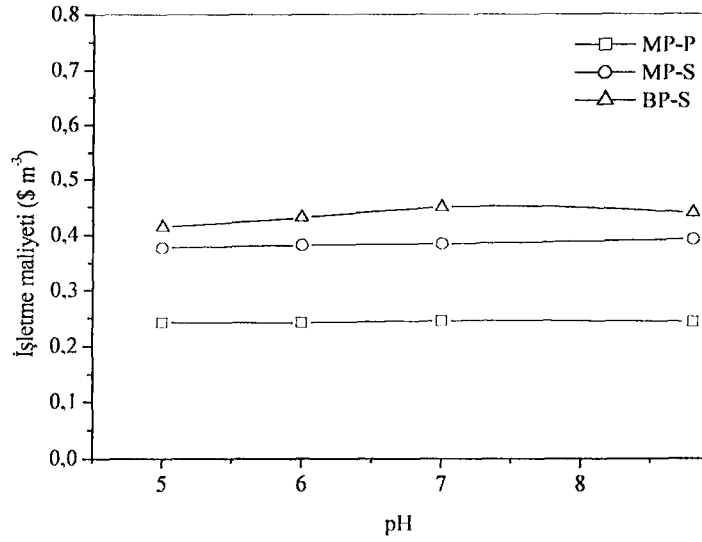
Şekil 5.25. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Çamur Oluşumuna Etkisi



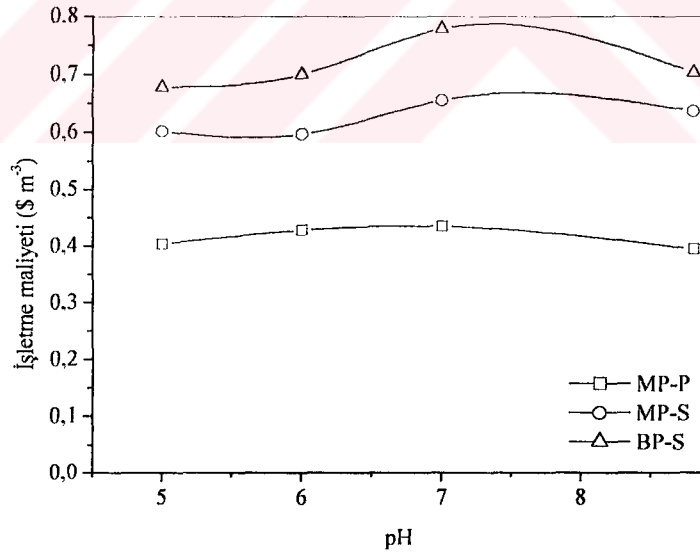
Şekil 5.26. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının Çamur Oluşumuna Etkisi

Başlangıç pH'sına karşı çizilen işletme maliyeti grafikleri Şekil 5.27 ve 5.28'de verilmiştir. İşletme maliyetinin 5-8.8 pH aralığında başlangıç pH'sından bağımsız olduğu söylenebilir. İşletme maliyetini asıl etkileyen faktörler elektrot

materyal cinsi ve elektrot bağlantı şeklidir. Her iki elektrot materyalinde de BP-S sistemi en yüksek; MP-P sistemi de en düşük işletme maliyetine sahiptir.



Şekil 5.27. Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının İşletme Maliyetine Etkisi



Şekil 5.28. Alüminyum Elektrotlar İçin Başlangıç pH'sının İşletme Maliyetine Etkisi

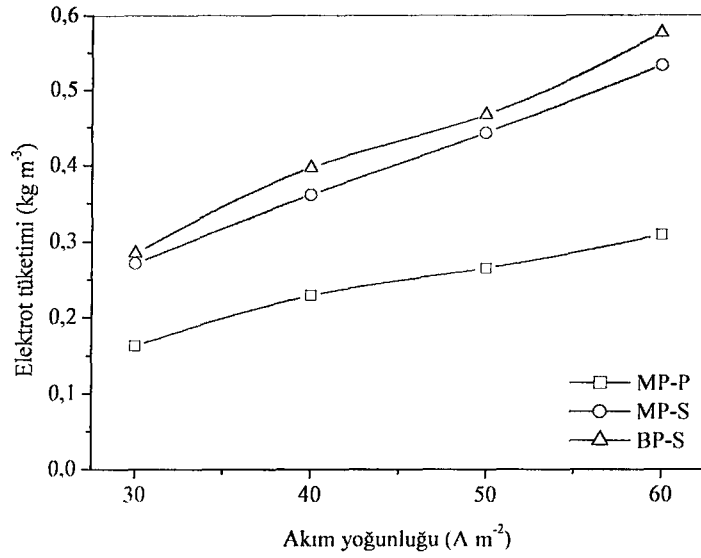


5.2.2.2. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Akım Yoğunluğunun Etkisi

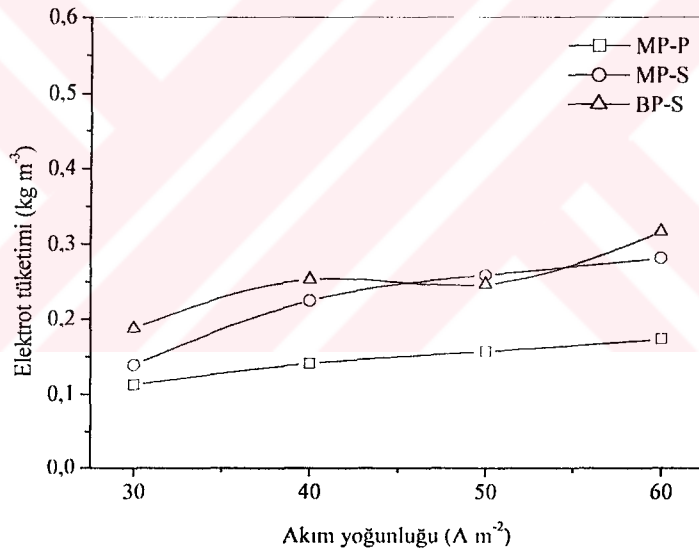
Akım yoğunluğu, akımın artmasıyla artar. Faraday Kanunu'na göre akımın artması elektrot çözünümünü artırmaktadır. Akım yoğunluğu deneyleri 30-60 Am⁻² değerleri arasında 15 dk süresince demir için pH 7; alüminyum için pH 5 şartlarında gerçekleştirilmiştir. Akım yoğunluğunun elektrot tüketimine etkisi Şekil 5.29 ve 5.30'da verilmiştir. Her iki elektrot materyali için de akım yoğunluğunun artmasıyla elektrot tüketimi de artmaktadır. Elektrot materyalleri elektrot tüketiminde benzer trendler göstermektedir. Demir elektrotlarda tüketim daha fazla olup, paralel sistemlerin elektrot tüketimleri birbirine yakın değerler gösteren diğer iki seri sistemden daha azdır.

Akım yoğunluğu enerji tüketimine direkt etki etmekte, ayrıca elektrotlar arası potansiyele etki ettiğinden enerji tüketimini endirekt de etkilemektedir.

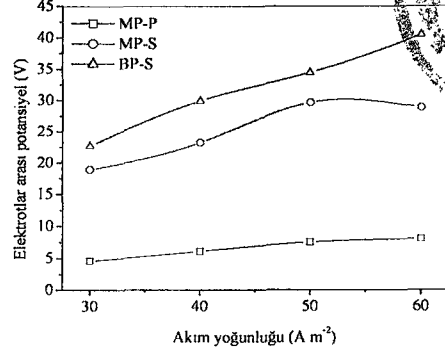
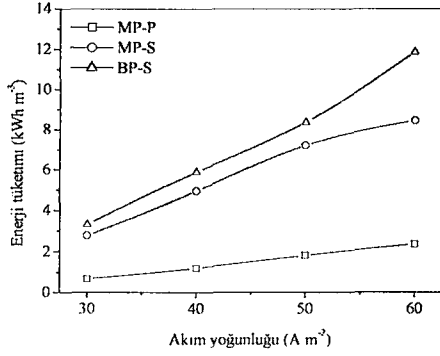
Akım yoğunluğunun artmasıyla enerji tüketimi artmaktadır. Seri sistemlerde elektrotlar arası potansiyel fark paralel sisteme oranla daha yüksek olduğundan enerji tüketimi de yüksek olmaktadır. Akım yoğunluğunun enerji tüketimine etkisinin elektrot materyalinin cinsinden bağımsız olduğu söylenebilir. Bu etki Şekil 5.31 ve 5.32'de görülmektedir.



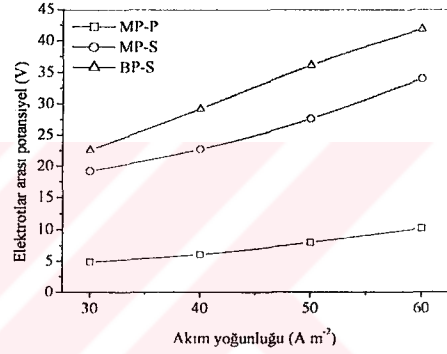
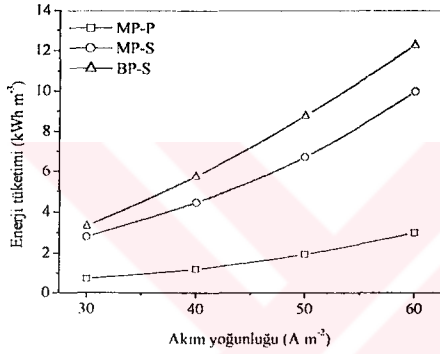
Şekil 5.29. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Elektrot Tüketimine Etkisi



Şekil 5.30. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Elektrot Tüketimine Etkisi

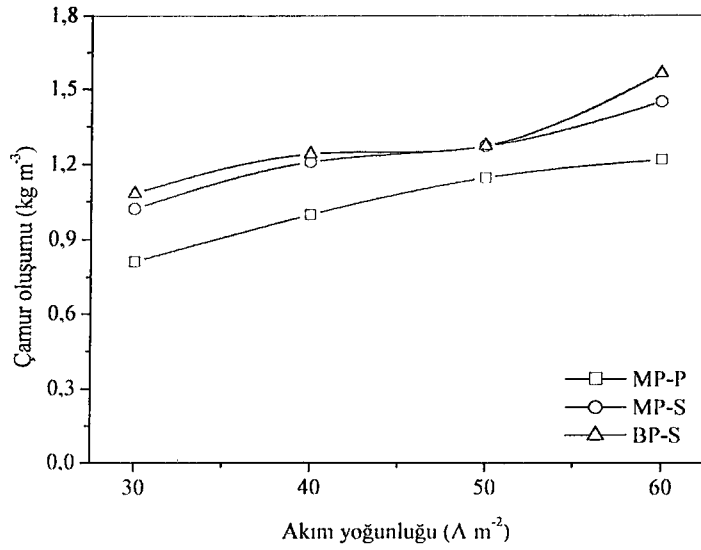


Şekil 5.31. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Enerji Tüketimine Etkisi

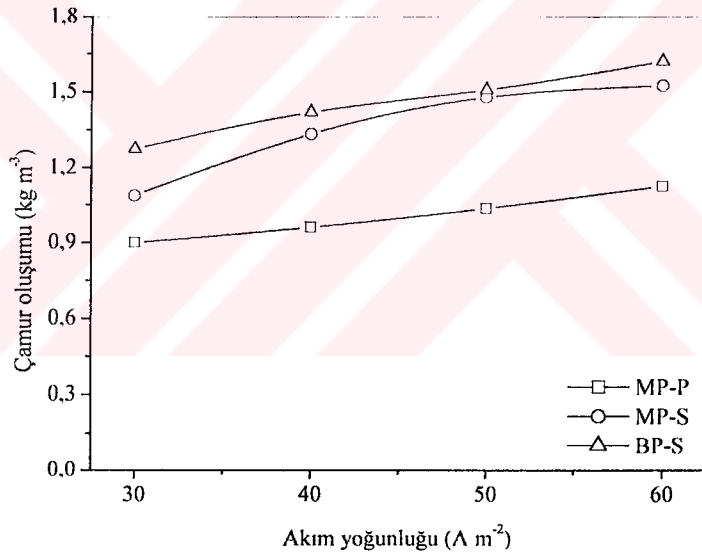


Şekil 5.32. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Enerji Tüketimine Etkisi

Akım yoğunluğunun EC'de çamur oluşumuna etkisi Şekil 5.33 ve 5.34'de verilmiştir. Akım yoğunluğu arttıkça çamur tüketimi de artmaktadır. Çamur tüketiminin elektrot materyali cinsinden bağımsız olduğu söylenebilir. Ancak elektrot bağlantı şekline kuvvetle bağlı olduğu görülmektedir.

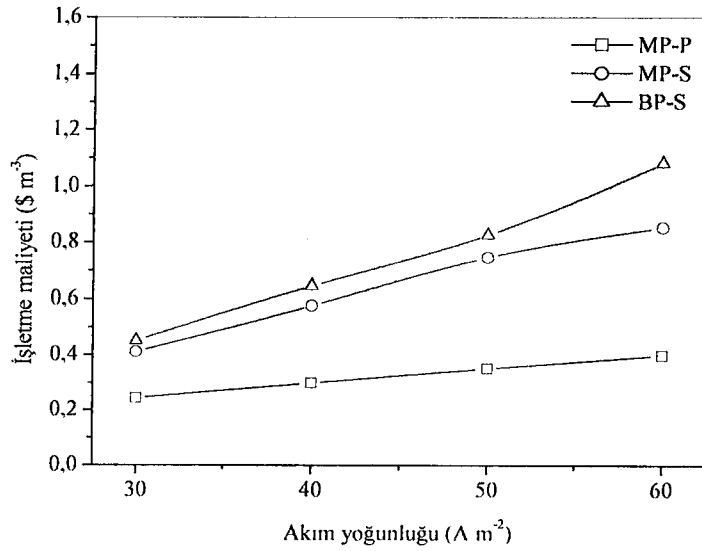


Şekil 5.33. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Çamur Oluşumuna Etkisi

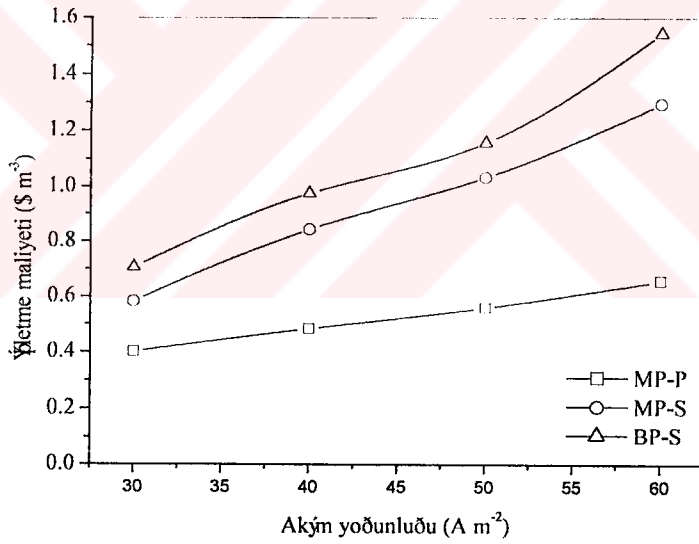


Şekil 5.34. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Çamur Oluşumuna Etkisi

Akım yoğunluğundaki değişimin EC'de işletme maliyetine etkisi Şekil 5.35 ve 5.36'da gösterilmiştir. Akım yoğunluğu arttıkça işletme maliyeti artmaktadır. Maliyet, hem elektrot materyalinin cinsine hem de elektrot bağlantı şekline kuvvetle bağlıdır. Alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesinin işletme maliyeti, demir elektrotların kullanıldığı sistemlerinkinden daha yüksektir.



Şekil 5.35. Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun İşletme Maliyetine Etkisi

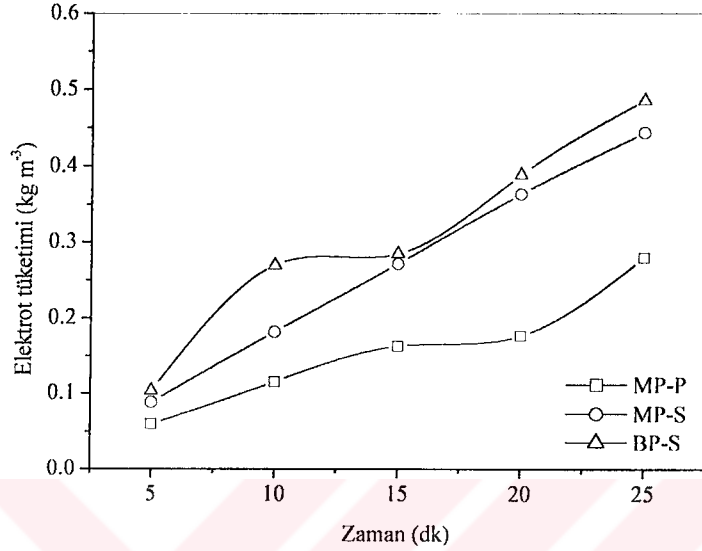


Şekil 5.36. Alüminyum Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun İşletme Maliyetine Etkisi

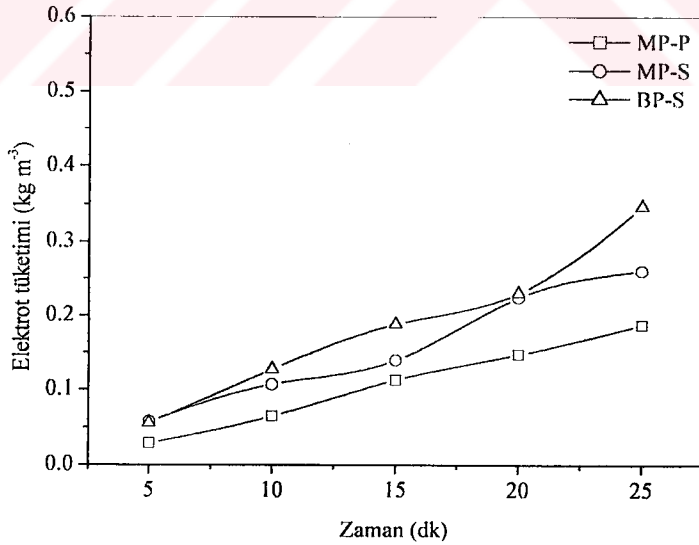
5.2.2.3. Tüketimler ve İşletme Maliyeti Üzerine Zamanın Etkisi

Zaman çözünen metalin hesabında yer aldığından elektrot tüketimini direkt olarak etkilemektedir. Güç denkleminde de bulunduğu için enerji tüketimine direkt olarak etki etmekte ve işletme maliyetini de indirekt olarak etkilemektedir.

Zamanın elektrot tüketimine etkisi Şekil 5.37 ve 5.38’de verilmiştir. Deney süresinin artmasıyla elektrot tüketimi de artmaktadır. En düşük elektrot tüketimleri her iki elektrot için de paralel sistemlerde gerçekleşmiştir.



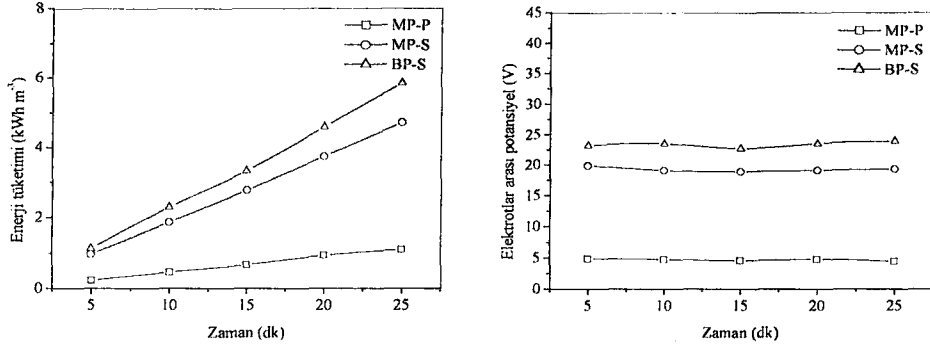
Şekil 5.37. Demir Elektrotlar İçin Zamanın Elektrot Tüketimine Etkisi



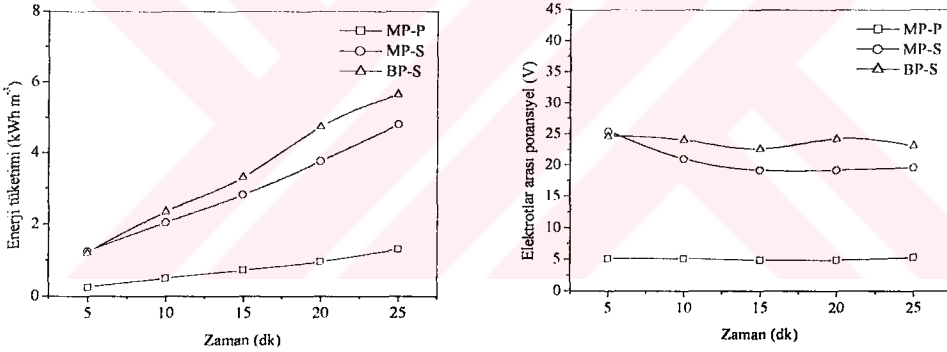
Şekil 5.38. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Elektrot Tüketimine Etkisi

Zamanın enerji tüketimine etkisi Şekil 5.39 ve 5.40’da verilmiştir. Deney süresinin artmasıyla enerji tüketimi de artmaktadır. En düşük enerji tüketimleri her

iki elektrot için de paralel sistemlerde gerçekleşmiştir. Enerji tüketiminin değişiminde elektrot materyalinin cinsinin etkisi ihmal edilebilir. Ancak elektrot bağlantı şekli etkilidir.

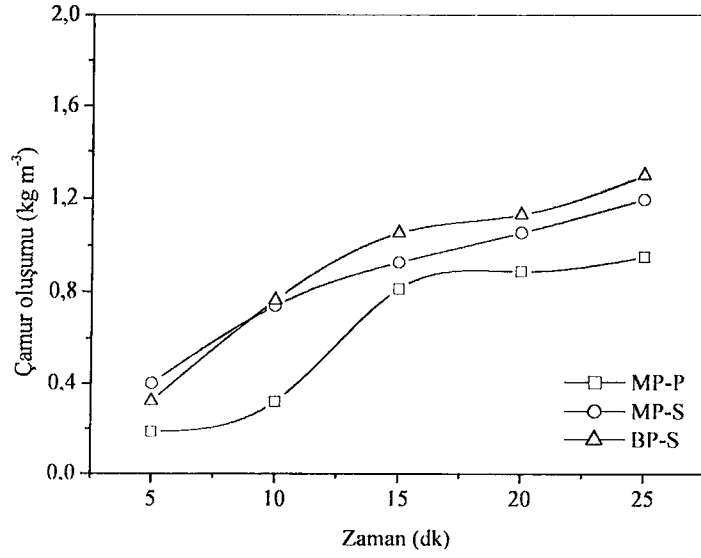


Şekil 5.39. Demir Elektrotlar İçin Zamanın Enerji Tüketimine Etkisi

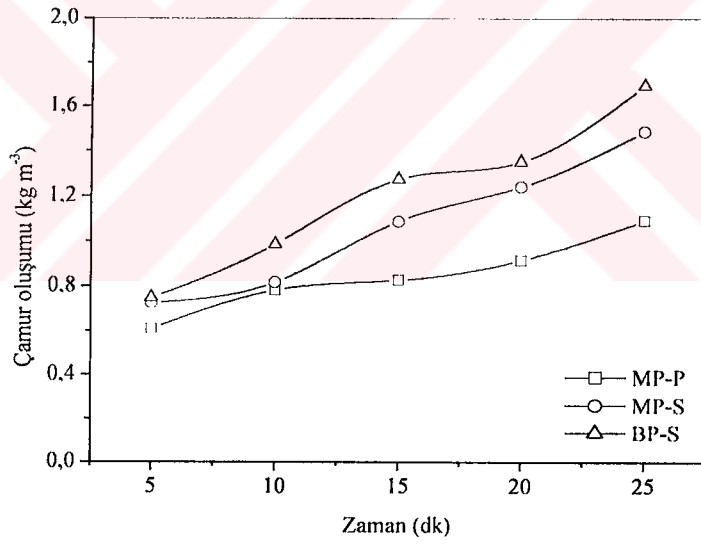


Şekil 5.40. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Enerji Tüketimine Etkisi

Deney süresinin çamur oluşumuna etkisi Şekil 5.41 ve 5.42'de verilmiştir. Deney süresinin artmasıyla çamur oluşumu da artmaktadır. Çamur oluşumu elektrot bağlantı şekline bağlı olduğu gibi alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesinde çamur oluşumunun daha fazla olduğu şekillerden açıkça görülmektedir.



Şekil 5.41. Demir Elektrotlar İçin Zamanın Çamur Oluşumuna Etkisi

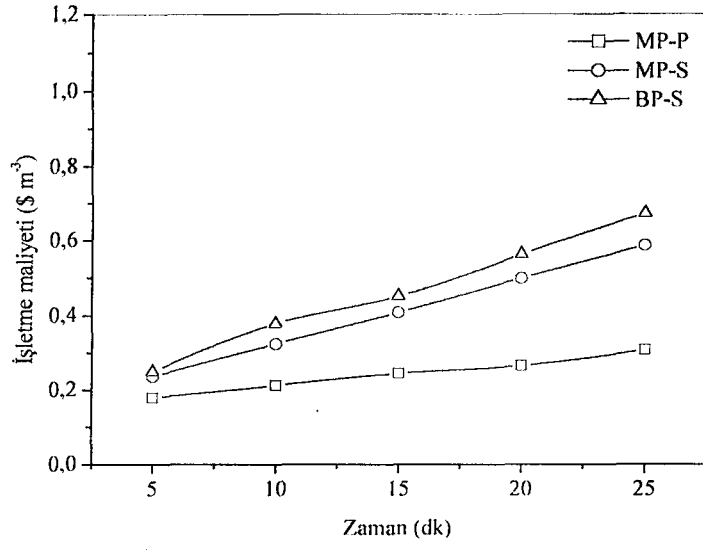


Şekil 5.42. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın Çamur Oluşumuna Etkisi

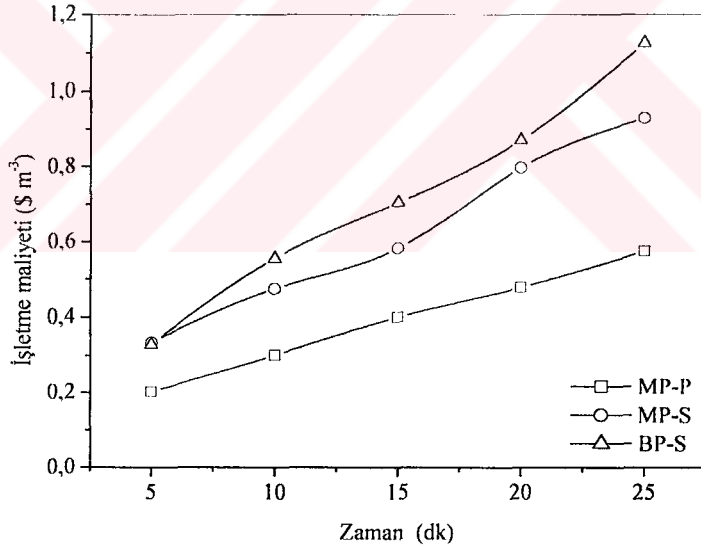
Zamana karşı çizilen işletme maliyeti grafikleri Şekil 5.43 ve 5.44'de verilmektedir. Deney süresi arttıkça işletme maliyetinde de artış meydana gelmektedir. İşletme maliyeti, hem elektrot materyalinin cinsine hem de bağlantı şekline bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Demir elektrot kullanılan EC prosesi Al elektrotların kullanıldığı EC prosesine göre; MP-P sistemi de (iki elektrot materyali için de) seri bağlantılı sistemlere göre daha ekonomik gözükmektedir. Zamanın kirlenici giderim verimine olan etkisinin incelendiği deneylerden belirlenen ve optimum deney süresi olarak seçilen 15 dakikalık işlem süresine bakıldığında çalışmamızda kullanılan tekstil atıksuyunun arıtımı demir elektrotlar için optimum $0.245 \text{ } \$\text{m}^{-3}$; alüminyum elektrotlar için de optimum $0.404 \text{ } \$\text{m}^{-3}$ olarak hesaplanmıştır.

Tablo 5.22'de de CC ve EC proseslerinin teknik ve ekonomik analizlerinin sonuçları bir arada verilmiştir.





Şekil 5.43. Demir Elektrotlar İçin Zamanın İşletme Maliyetine Etkisi



Şekil 5.44. Alüminyum Elektrotlar İçin Zamanın İşletme Maliyetine Etkisi

Tablo 5.22. Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyonun Teknik ve Ekonomik Özelliklerinin bir Arada Karşılaştırılması

Proses ¹	Elektrokoagülasyon (EC)		Kimyasal Koagülasyon (CC)			
	Fe elektrot	Al elektrot	FeCl ₃ 6H ₂ O	Fe ₂ (SO ₄) ₃ 7H ₂ O	AlCl ₃ 6H ₂ O	Al ₂ (SO ₄) ₃ 18H ₂ O
Deney Şartları ²	AY =30 Am ⁻² MP-P sistemi	AY =30 Am ⁻² MP-S sistemi	KD = 1500 mg l ⁻¹	KD = 1500 mg l ⁻¹	KD = 1000 mg l ⁻¹	KD = 1500 mg l ⁻¹
Deney Süresi ³ (dk)	15	5	25	25	25	25
Başlangıç pH	7.0	5.0	7.0	7.0	6.0	6.0
Son pH	7.9	5.7	2.9	3.1	4.1	4.1
KOİ giderimi (%)	64	65	71	68	68	59
Türbidite giderimi (%)	83	78	87	63	89	90
Koagülant Tüketimi ⁴ (kg KOİ ⁻¹)	0.126	0.048	1.761	1.586	0.828	1.896
İşletme maliyeti (\$m ⁻³) ^{5,6}	0.245	0.328	0.668	0.745	0.959	0.747

¹Proseslere ait bütün veriler teknik ve ekonomik açıdan optimum performansın gösterildiği deney şartları dikkate alınarak tabloya yerleştirilmiştir.

²Tabloda, KD, koagülant dozajını; AY de akım yoğunluğunu temsil etmektedir.

³Kimyasal koagülasyon prosesi için verilen deney süresi 5 dakika 250 rpm ve 20 dakika 50 rpm olmak üzere iki aşamadan oluşmaktadır.

⁴Kimyasal koagülasyon prosesinde tüketilen koagülant miktarları salt dozaj olarak verilmiştir, elektrokoagülasyonda da çözünmüş elektrot miktarları tabloda sunulmuştur.

⁵İşletme maliyetinin hesaplanmasında kullanılan veriler 2005 yılının son çeyreği dikkate alınarak hesaplanmıştır.

⁶İşletme maliyetinin hesaplandığı tarihe göre 1 USD=1,322 YTL'ye karşılık gelmektedir (15.07.2005)

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Demir elektrotların kullanıldığı EC prosesinde her üç bağlantı şeklinin de maksimum giderim gösterdiği pH değerinin 7 olduğu ortaya çıkmıştır. Diğer pH değerlerinde oluşan demir (hidroksil) türleri KOİ gideriminde etkili olamadığı gibi bu türlerin filtre edilebilirliğinin az olması neticesinde ekstra türbiditeye sebep olduğu görülmüştür. Demir elektrotların kullanıldığı EC prosesinde çıkış suyu pH değerleri, başlangıç pH'sından yüksek çıkmıştır. Akım yoğunluğu değişimi KOİ gideriminde ihmal edilebilecek derecede etkili iken KOİ gideriminin bağlantı şekline kuvvetle bağlılığı tesbit edilmiştir. Bu noktada akım yoğunluğunun direkt etkilediği enerji tüketimi arttığından 30 Am^{-2} akım yoğunluğu değeri optimum seçilmiştir. EC prosesinin işlem süresinin ise 15 dakika olarak seçilmesi uygundur. Çünkü 5 ve 10 dakikalık zaman, her üç bağlantı şekli için yeterli olmayıp, 15 dakika ve sonrasındaki zaman değerlerinde kararlı giderim değerlerine ulaşılmıştır. Optimum pH, akım yoğunluğu ve zaman değerleri kullanılarak yapılan ekonomik analiz de göz önüne alınarak, demir elektrotların kullanıldığı EC'nin $0,245 \text{ \$m}^{-3}$ işletme maliyeti ile KOİ gideriminde %64; türbidite gideriminde %83 değerlerine ulaştığı görülmektedir.

Alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesinde her üç bağlantı şeklinin de maksimum giderim gösterdiği pH değerinin 5 olduğu ortaya çıkmıştır. pH'ın artmasıyla giderim değerleri de azalmaktadır. Alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesinde çıkış suyu pH değerleri, başlangıç pH'sından genel olarak yüksek çıkmıştır. Akım yoğunluğu değişimi grafikte KOİ gideriminde belirgin bir trend sergilememesine karşın bağlantı şeklinin giderme verimine önemli etkisi olduğu görülmektedir. Demir elektrotlardan farklı olarak 30 Am^{-2} değeri üç bağlantı şekli için de maksimum giderim değerlerinin ortaya çıktığı akım yoğunluğu değeridir. EC prosesinin işlem süresinin ise 15 dakika olarak seçilmesi uygundur. Çünkü zamanın etkisi demir elektrotların kullanıldığı EC prosesindeki kadar belirgin değildir. Buna karşın ekonomik faktörler de birlikte değerlendirilerek 15 dakika ve MP-P sistemi optimum seçilebilir. Optimum pH, akım yoğunluğu ve zaman değerleri kullanılarak alüminyum elektrotların kullanıldığı EC'nin $0,328 \text{ \$m}^{-3}$ işletme maliyeti ile KOİ gideriminde %65; türbidite gideriminde %78 değerlerine ulaştığı görülmektedir.

Kimyasal koagülasyon deneylerine bakıldığında ise demir içeren koagülantlar için pH 7, alüminyum içeren koagülantlar için pH 6 değerinin optimum olduğu görülmektedir. EC prosesinin aksine çıkış suyu pH'sı giriş suyu pH'sından düşüktür. CC prosesinde işlem süresi toplam 25 dakikadır. Bu sürede her 4 koagülant da birbirine yakın değerler sergilerken, aralarında $0,668\text{\$m}^{-3}$ işletme maliyeti değeriyle %71 KOİ ve %87 türbidite giderimine sahip demir klorür optimum koagülanttır.

Bütün bunlara bakılarak;

- Optimum CC prosesi, benzer giderme verimlerine sahip demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminin yaklaşık 3 katı işletme maliyeti açığa çıkarmaktadır.
- Demir ve alüminyum elektrotlar, elektrot tüketimi, enerji tüketimi ve çamur oluşumu açısından oldukça benzer sonuçlar sergilemişlerdir. Demir elektrot malzemesinin alüminyum elektrot malzemesine göre daha ucuz olması işletme maliyetini düşürmektedir.
- Alüminyumun toksik özelliklerinin bulunması da demir elektrotlar için bir avantajdır.
- Demir elektrotların yüzeylerinde oluşan renkli oksit tabakasının proste temizlenme ve yine oluşturacağı renk problemleri dezavantajı olarak karşımıza çıkmaktadır (Klor varlığında demirin klorla tepkimesi sonucu yer yer yeşile çalan ve siyahımsı-kırmızı renkli bir bileşik olan ferrik klorür oluşur).
- Bağlantı şekillerine bakılırsa MP-P sistemi, özellikle işletme maliyetiyle en etkili sistemdir.
- Pek çok tekstil boyası üzerinde EC prosesinin verimi araştırılmıştır. Çalışmamızdan farklı olarak, daha değişik karakteristiklere sahip tekstil atıksuları için EC prosesi araştırılabilir.
- Her iki elektrot materyalinin de bir arada kullanıldığı hibrid sistemlerin verimi denenebilir.
- Mevcut laboratuvar ölçekli çalışmaların geliştirilmesiyle, pilot ölçekte elektrokoagülasyon sistemleri oluşturulabilir.

KAYNAKLAR

- [1] Tünay, O., Endüstriyel Kirlenme Kontrolü, İTÜ Yayınları, İstanbul, (1996).
- [2] Yokovlev, S. V., Krosnoboradko, S. G. and Svetoshova, E. S., Electrochemical Decolourization of Organic Dye Containing Wastewaters, *Khim Tekhnol Vody*. 10 (37), 226. (1988).
- [3] Naumezyk, J., Szpyrkowicz, L. and Zilio-Grandi, F., Electrochemical Treatment of Textile Wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, 11, 17-24, (1994).
- [4] Özcan, Y., Tekstil Elyaf Boyama Tekniği, İ.Ü. Yayınları, Kimya Fakültesi Fatih Yayınevi Matbaası, İstanbul, (1978).
- [5] Arıcı, Y., Tekstil Endüstrisinde Reaktif Boyarmaddelerden Kaynaklanan Rengin Fenton Prosesi İle Giderilmesi, *Yük. Lis. Tezi*, İTÜ Çevre Müh. A.B.D., İstanbul, (2000).
- [6] Gezergen Asma, S., Tekstil Sanayi Atıksularının Arıtılması Üzerine Bir Araştırma, *Yük. Lis. Tezi*, GYTE Çevre Müh. A.B.D., Gebze, (1998).
- [7] Lin SH, Peng CF. Treatment of textile wastewater by electrochemical method. *Water Res*; 28: 277-82, (1994).
- [8] Buckley, C.A., Membrane Technology For The Treatment Of Dyehouse Effluents. *Water Sci. And Tech.*, V.25, n.10. (1992).
- [9] Su Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, Sayı:19919, 4 Eylül (1988).
- [10] İSKİ atıksuların Kanalizasyon Şebekesine Deşarj Yönetmeliği, (1997).

- [11] Pagga, U. and Brown, D. C., The Degradation of Dyestuffs-Part II: Behavior of Dyestuffs in Aerobic Biodegradation Test, *Chemosphere*, 15(4), 479, (1986).
- [12] Pagga, U. and Taeger, K., Development of a method for Adsorption of Dyestuffs on Activated Sludge, *Wat. Res.* 28(5), 1051, (1994).
- [13] Owen, W. F., Stuckey, DC., Healy, JB., Young, LY., Mc Carty, PL., Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity, *Wat. Res.*, 13, 483-92, (1979).
- [14] Laszlo, J. A., Removing Acid Dyes from Textile Wastewater Using Biomass for Decolorization, *American Dyestuff Reporter*, 83(8), 17, (1994).
- [15] Carliell, C. M., Barclay, S. J., Naidoo, N., Buckley, C. A., Mulholland, D. A., Senior, E., Anaerobic Decolourisation of Reactive Dyes in Conventional Sewage Treatment Processes. *Water SA*, 20(4), 47, (1994).
- [16] Hu, T. L., Decolourization of Reactive Azo Dyes by Transformation with *Pseudomonas Luteola*, *Bioresource Technology*, 49,47,(1994).
- [17] Başbüyük, M., Yüceer, A., Yılmaz, T., Tekstil Atıksularında Renk Giderilmesinde Kullanılan İleri Teknolojiler, *Kayseri I. Atıksu Sempozyumu*, S. 82-86, Kayseri, (1998).
- [18] Takımcı, F., Azo Boyası İçeren Tekstil Atıksuyunun Anaerobik Olarak Arıtılması ve Renk Giderimi, *Yük. Lis. Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bil. Ens. İstanbul, (1996).
- [19] Shu, H. Y., and Huang, C. R., Ultraviolet Enhanced Oxidation for Color Removal of Azo Dye Wastewater, *American Dyestuff Reporter*, 30-34, (1995).

- [20] Namboodri, C. G., Perkins, W, and Walsh, W. K., Decolorizing Dyes with Chlorine and Ozone-Part II. *American Dyestuff Reporter*, 83 (4), 17, (1994).
- [21] Gregor, K. H. and Schwarzer, H., Oxidative Decolourization of Textile Wastewater with Advanced Oxidation Processes, *A paper presented at symposium, Varstvo voda in ciscenje odpadnih voda*, Portoroz, (1993).
- [22] Pittroff, M, Gregor, K. H., Decolorisation of Waste Waters by UV-Radiation with Hydrogen Peroxide, *Melliand English 6, Translation of Melliand Textilberichte 73*, 526, (1992).
- [23] Strickland, A. F., Perkins, WS., Decoloration of Continuous Dyeing Wastewater by Ozonation, *Textile Chemist and Clorist*, 27(5), 11, (1995).
- [24] Namboodri, C. G., Walsh, W. K., Ultraviolet Light/Hydrogen Peroxide System for Decolorizing Spent Reactive Dyebath Waste Water, *American Dyestuff Reporter*, 15, (1996).
- [25] Ölmez, T., Tekstil Endüstrisinde Reaktif Banyolarda Ozon ile Renk Giderimi, *Yük. Lis. Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bil. Ens. İstanbul, (1999).
- [26] Külünk, A., Tekstil Endüstrisinde Asit Boyarmaddelerden Kaynaklanan Rengin Fenton Prosesi ile Giderilmesi, *Yük. Lis. Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bil. Ens. İstanbul, (2000).
- [27] Kural, E., Tekstil Boyahane Atıksularının Nanofiltrasyon Membranları İle Geri Kazanımı ve Renk Giderimi, *Yük. Lis. Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bil. Ens. İstanbul, (2000).
- [28] Yalçın, F., Membran Proseslerle Endüstriyel Atıksularda Renk Giderimi, *Yük. Lis. Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bil. Ens. İstanbul, (1998).

- [29] Keskinler, B., Çakıcı, A., Yıldız, E., Çevre Mühendisliği Temel İşlemler ve Prosesler, Atatürk Üniv. Müh. Fak. Çev. Müh. Böl. Ders Notları Sayı No:35, Erzurum, (1994).
- [30] Pletcher, D. and Walsh F. C., *Industrial Electrochemistry*, The University Press, Cambridge, (1990).
- [31] Rajeshwar K., Ibanez J. G. and Swai G. M., Electrochemistry and the environment. *Journal of Applied Electrochemistry*; 24:1077-91. (1994)
- [32] Scott, K., *Electrochemical Processes for Clean Technology*. University of Newcastle upon Tyne, (1995).
- [33] Pulgarin, J., Adler, N., Peringer, P., Comninellis, C., Electrochemical Detoxification of A 1, 4 – Benzoquinone Solution in Wastewater Treatment, *Wat. Res.* 28, 4, 887-93, (1994).
- [34] Szpyrkowicz, L., Naumczyk, J., Zilio Grandi F., Electrochemical Treatment of Tannery Wastewater., *Wat. Res.*, 29, 2, 517-24, (1995).
- [35] Vlyssides, A. G., Karlis, PK., Zorpas, A. A., Electrochemical Oxidation of Noncyanide Strippers Wastes. *Environmental International*, 25 (5) 663-670, (1999).
- [36] Vlyssides, A. G., Papaioannou, D., Loizidou, M., Karlis, P. K., Zorpas, A. A., Testing an Electrochemical Method for Treatment of Textile Dye Wastewater., *Waste Management.*, 20, 569-574, (2000).
- [37] Vlyssides, A., Karlis, P., Loizidou, M., Zorpas, A., Arapoglou, D., Treatment of Leachate from a domestic solid Waste Sanitary Landfill By an Electrolysis System., *Environmental Tech.*, 22, 1467-76, (2001).

- [38] Ogutveren, U. B., Koparal, S., Electrochemical Treatment of Water Containing Dye-Staffs: Anodic Oxidation of Congo Red and Xiron Blau 2RHD, *Journal Environmental Studies*, Vol.42, pp. 41-52. (1992).
- [39] Romanov, A., Kobya, M., Dimoğlu, A., Atıksulardaki Kolloidal Partiküllerin Elektroflotokoagülasyonla Giderimi, *İTÜ 7. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu 2000*, S. 67-74, İstanbul, (2000).
- [40] Müller K., Electroflotation from the double layer to troubled waters, in Oliver J., Murphy et al. (eds.), *Electrochemistry in Transition*, Plenum Press, New York, USA. (1992).
- [41] Matis, K. A. And Zouboulis, A.I., Electrolytic Flotation: An Unconventional Technique, *Flotation Science and Engineering*, University of Newcastle upon Tyne, published by M. Dekker, New York, Chapter 14, pp. 385-413. (1995).
- [42] Balasubramanian, N. and Madhavan, K., Arsenic Removal from Industrial Effluent Through Electrocoagulation., *Chem. Eng. Tech.*, 24, 5, 519-21, (2001).
- [43] Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R. and Cocke, D. L., Electrocoagulation (EC)-Science and Applications, *Journal of Hazardous Materials*, B84, 29-41, (2001).
- [44] Chen, G., Chen, X., and Yue, P. L., Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering.*, Vol. 126, No. 9, (2000).
- [45] Ciorba, G. A., Radovan, C., Vlaicu, I., Pitulice, L., Correlation Between Organic Component and Electrode material: Consequences on Removal of Surfactants from Wastewater. *Electrochimica Acta.*, 46, 297-303, (2000).

- [46] Do, J. S., Chen, M. L., Decolourization of dye-containing solutions by Electrocoagulation, *Journal of Applied Electrochemistry.*, 24, 785-790. (1994).
- [47] Benefield, L. D., Judkins, J. F., Jr, Weand, L. B., Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment, Prentice-Hall, INC., Englewood Cliffs, New Jersey 07632; (1982)
- [48] Rebhun, M., Lurie, M., Control of Organic Matter by Coagulation and Flocculation. *Wat. Sci. Tech.* 27,1-20, (1993)
- [49] APHA, AWWA, WPCF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Edition, American public Health Association, Washington D. C., (1995)
- [50] Can, O. T., Bayramoglu, M. and Kobya M., Decolorization of Reactive Dye Solutions by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 3391-3396, (2003).
- [51] Chen, G., Chen, X., and Yue, P. L., Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology.*, 19. 65-76 (2000).
- [52] Can O. T., Alüminyum elektrotlar kullanarak tekstil atıksu ve boyalarının elektrokoagülasyon ile arıtımı, GYTE Müh. ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, GEBZE, 2002.
- [53] EPA (1993), Electro pure alternating current electrocoagulation, Emerging technol, Summary, EPA/540/s-93/504, p.5.
- [54] Xu, L. J., Sheldon, B. W., Larick, D. K., Carawan, R. E., Recovery and utilization of useful by-products from egg processing wastewater by electrocoagulation. *Poultry Sci.* 81 785-792, (2002)

- [55] Lin, S. H., Lin, C. S., Reclamation of wastewater effluent from a chemical fiber plant. *Desalination*, 120, 185–195. (1998).
- [56] Murugananthan, M., Bhaskar, R. G and Prabhakar, S., Separation of pollutants from tannery effluents by electroflotation. *Sep. Purif. Technol.* 40, 69–75, (2004)
- [57] Adhoum, N. and Monser, L., Decolorization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chem. Eng. Process.* 43, 1281–1287, (2004).
- [58] Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N. and Belgaied, J.E., Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr(VI) by electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* B112, 207–213, (2004).
- [59] Ge, J., Qu, J., Lei, P. and Liu, H., New bipolar electrocoagulation–electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. *Sep. Purif. Technol.* 36, 33–39, (2004).
- [60] Lai, C. L. and Lin, S. H., Treatment of chemical mechanical polishing wastewater by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. *Chemosphere* 54, 235–242, (2004).
- [61] Hu, C. Y., Lo, S. L., Kuan, W. H. and Lee, Y. D., Removal of fluoride from semiconductor wastewater by electrocoagulation–flotation. *Water Res.* 39, 895–901, (2005).
- [62] Dimoglu, A., Akbulut, H. Y., Cihan, F. and Karpuzcu, M., Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical technologies. *Clean Technol. Environ. Policy.* 6, 288–295, (2004).
- [63] Lin S. H., Shyu C. T. and Sun M. C., Saline wastewater treatment by electrochemical method. *Water Res.* 32, 1059–1066. (1998).

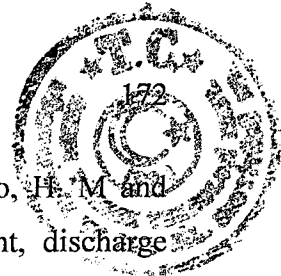
- [64] Tsai, C. T., Lin, S. T., Shue, Y. C. and Su, P. L., Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. *Water Res.* 31, 3073–3081, (1997)
- [65] Kumar, P.R., Chaudhari, S. C., Khilar, K. C. and Mahajan, S. P., Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere* 55, 1245–1252. (2004).
- [66] Bektas, N., Oncel, S., Akbulut, H. Y. and Dimoglu, A., Removal of boron by electrocoagulation. *Environ. Chem. Lett.* 2, 51-54, (2004).
- [67] Yılmaz, A. E., Boncukcuoglu, R., Kocakerim, M. M. and Keskinler, B., The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method. *J. Haz. Mat.* B125, 160-165, (2005).
- [68] Koparal, A. S. and Ogutveren, U. B., Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* B89, 83–94, (2002).
- [69] Hansen, H. K., Núñez, P. and Grandon, R., Electrocoagulation as a remediation tool for wastewaters containing arsenic. *Min. Eng.* (In Press), (2005).
- [70] Tsai, C. T., Lin, S. T., Shue, Y. C. and Su, P. L., Electrolysis of Soluble organic matter in leachate from landfills, *Water Res.*, 31(1997), 3073-3081.
- [71] Ogutveren, U. B., Gönen, N. and Koparal, S., Removal of dye stuffs from wastewater: electrocoagulation of acilan blau using soluble anode, *J. Environ. Sci. Health.*, A27, 1237-1247. (1992).
- [72] Koparal, A. S. and Ogutveren, U. B., Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation, *J. Hazard, Mater.*, B8983-94, (2002).

- [73] Phutdhawong, W., Chowwanapoonpohn, S. and Buddhasukh, D., Electrocoagulation and subsequent recovery of phenolic compounds, *Anal. Sci.*, 16, 1083-1084. (2000).
- [74] Larue, O. and Vorobiev, E., Floc size estimation in iron induced electrocoagulation and coagulation using sedimentation data, *Int. J. Miner Proc.*, 1629, 1-15. (2003).
- [75] Dobolyi, E., Experiments aimed at the removal of phosphate by electrochemical methods, *Water Res.*, 12, 1113-1116, (1978).
- [76] Mameri, L., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Piron, D.L. and Yahiat, Y., Defluoridation of Sahara water by small plant electrocoagulation using bipolar aluminum electrodes, *Sep.Purif.Technol.*, 24, 113-119, (2001).
- [77] Shen, F., Chen, X., Gao, P. and Chen, G., Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater, *Chem. Eng. Sci.*, 58, 987-993, (2003).
- [78] Balasubramanian, N. and Madhavan, K., Arsenic removal from industrial effluent through electrocoagulation, *Chem. Eng. Technol.*, 24, 519-521, (2001).
- [79] Holt, P. K., Barton, G. W. and Mitchell, C. A., Mathematical analysis of a batch electrocoagulation reactor, *Water Sci. Technol.*, 2, 65-71, (2002).
- [80] Pouet, M. F. and Grasmick, A., Urban wastewater treatment by electrocoagulation and flotation, *Water Sci. Technol.*, 31, 275-283, (1995).
- [81] Vik, E. A., Carlson, D. A., Eikum, A.S., and Gjessing, E. T., Electrocoagulation of potable water, *Water Res.*, 18, 1355-1360, (1984).
- [82] Beck, E. C., Giannini A. P. and Ramirez, E. R., Electrocoagulation clarifies food wastewater, *Food Technol.*, 28, 18-22. (1974).

- [83] Park, E., Giannini, R., Barnett, S. M. and Lee, C., Pollution prevention and biochemical oxygen demand reduction in a squid processing facility, *J. Cleaner Produc.*, 9, 341-349, (2001).
- [84] Chen X., Chen G. and Yue P. L., Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation, *Chem. Eng. Sci.*, 57, 2449-2455, (2002).
- [85] Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi H. and Tizpar A., Decolorization of orange II by electrocoagulation method, *Sep. Purif. Technol.*, 31, 153-162, (2003).
- [86] Xiong, Y., Strunk, P. J., Xia, H., Zhu, X. and Karlsson, H. T., Treatment of dye wastewater containing acid orange II using a cell with three-phase three-dimensional electrode, *Water. Res.*, 35, 4226-4230, (2001).
- [87] Donini, J. C., Angle C. W., Kasperski, K. L., Preston, C. K., Kar, K.L., Hassan T.A. and Thind, S.S., (1992), The effect of different parameters on the optimisation of electrocoagulation, *Waste Process. Recycl. Miner. Metall. Ind.*, Proc. Int. Symp., 1, 113-124.
- [88] Zhu, Y., Lu, D., Zhang, Y., Lin, J. and Lin, M., The study of the electrolysis coagulation process using insoluble anodes for treatment of printing and dyeing wastewater, *Water Treat.*, 6227-236, (1991).
- [89] Mills, D., A new process for electrocoagulation, *Journal AWWA*, 92, 34-43, (2000).
- [90] Sanfan, W., Studies on economic property of pretreatment process of brackish water using EC method, *Desalination*, 82, 359-363, (1991).
- [91] Sanfan, W. and Quinlai, W., Experimental studies on pretreatment process of brackish water using EC method, *Desalination*, 66, 353-364, (1987).

- [92] Han, M., Song, J. and Kwon, A., Preliminary investigation of electrocoagulation as a substitute for chemical coagulation, *Water Sci. Technol.*, 32, 73-76, (2002).
- [93] Dieterich, A. E., *Electric Water Purifier*, USA patent No.823-671, June 19, 1906.
- [94] Ciardelli, G. and Ranieri, N., The treatment and reuse of wastewater in the textile industry by means of ozonation and electroflocculation, *Water Res.*, 35, 567-572, (2001).
- [95] Cames, M. C., Leclerc, J. P., Valentin, G., Rostan, A., Müller, P. and Lopicque F., Treatment of concentrated liquid wastes by electrocoagulation-electroflotation toward a closer understanding of the technique, *Chemie Ingenieur Tech.*, 73, 635-636, (2001).
- [96] Kobya, M., Can, O. T., Bayramoglu, M., Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes, GYTE, 2003.
- [97] Sözbir M., Demir Elektrotlar kullanılarak tekstil atıksu ve boyalarının elektrokoagülasyon ile arıtımı, GYTE Müh. Ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, GEBZE, 2002.
- [98] Uygun R., Demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak tekstil boyalarının Elektrokoagülasyon ile arıtımı, GYTE Müh. Ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, GEBZE, 2002.
- [99] Şentürk, E., Dispers tekstil boyalarının elektrokoagülasyon ile giderimi, GYTE Müh. Ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, GEBZE, 2004.
- [100] Woytowich, D.L., Dalrymple, C.W. and Britton, M.G., Electrocoagulation (CURE) treatment of ship bilgewater for the U.S. coast Guard in Alaska, *J. Marine Technology Society.*, 27, 62-75, (1993).

- [101] PWS (Powell water Systems Inc.), (04/12/2005, 14:30 Turkey hour), www.powelwater.com/ec-overview.html, electrocoagulation applies and worldwide patents and patents ending .
- [102] Duffey, J. G., Electrochemical removal of heavy metals from wastewater, *Product Finishing*, August, 72-82, (1983).
- [103] Franco, N. B., Electrochemical removal of heavy metals from acid mine drainage, *EPA Rep.*, EPA-670 12-74-023, p.10. (1974).
- [104] Eckenfelder, W. W. Jr., 1989. Industrial Water Pollution Control (Second Edition), McGraw-Hill Internal Editions, Civil Engineering Series, Printed in Singapore.
- [105] Hosny, A.Y., Separation oil from oil/water emulsions by electroflotation technique, *Sep. Technol.*, 69-17, (1996).
- [106] Hosny, A.Y., Separation of oil from oil/water emulsions using an electroflotation cell with insoluble electrodes, *Filt. Sep.*, 29, 419-423, (1992).
- [107] İbrahim, M. Y., Mustafa, S. R., Fahmy, M. F. M. and Hafez, A. I., Utilization of electroflotation in remediation of oily wastewater, *Sep. Sci. Technol.*, 36, 3749-3762, (2001).
- [108] Furr, B. W., The use of on electrochemical cell to decolorize dye wastewater, *Book of papers of the Int. Conference and Exhibition, AATCC*, 18-41, (1992).
- [109] Easton JR, The dye maker's view, in *Color In Dyehouse Effluent*, Ed by Cooper P, Society of Dyers and Colorists, The Alden Pres, Oxford. pp9-21 (1995).



- [110] O'Neill, C., Hawkes, F. R., Hawkes, D. L., Nidia D., Pinheiro, H. M. and Delee, W., Colour in textile effluents - sources, measurement, discharge consents and simulation: a review. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 74, no. 11, pp. 1009-1018, (1999).
- [111] Shore J (Ed), *Colorants and Auxiliaries: Organic Chemistry and Application Properties, Volume 1, Colorants*, Society of Dyers and Colourists, Bradford (1990).
- [112] Oh S. W., Kang M. N., Cho C. W. and Lee M. W., Detection of Carcinogenic amines from dyestuffs or dyed substrates. *Dyes and Pigments* 33, 119-135, (1997).





ÖZGEÇMİŞ

1982 yılında Ankara'da doğan Murat EYVAZ ilk, orta ve lise öğrenimini Ankara'da tamamladı. 2004 yılında Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimini tamamladı. 2004-2005 yılı güz döneminde Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans öğrenimine başladı. 2005-2006 yılı güz döneminde Araştırma Görevlisi olarak atandı. Halen bu görevine devam etmektedir.

