

**Oluklu Mukavva Endüstrisi Boya-Baskı İşlemlerinden Kaynaklanan Atıksuların
Farklı Yöntemlerle Arıtılabilirliği**

Filiz TEZAKIL

DOKTORA TEZİ

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Temmuz, 2013

Treatability The Wastewater From Dye Printing Process in Corrugated Cardboard
Industry With Different Methods

Filiz Tezakıl

DOCTORAL DISSERTATION

Department of Chemical Engineering

July, 2013

**Oluklu Mukavva Endüstrisi Boya-Baskı İşlemlerinden Kaynaklanan Atıksuların Farklı
Yöntemlerle Arıtılabilirliği**

Filiz Tezaklı

Eskişehir Osmangazi Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Lisansüstü Yönetmeliği Uyarınca
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ Anabilim Dalı
KİMYASAL TEKNOLOJİLER Bilim Dalı
DOKTORA TEZİ
Olarak Hazırlanmıştır.

Yrd. Doç. Dr. Belgin Karabacakoğlu

Temmuz 2013

ONAY

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı Doktora öğrencisi Filiz Tezakıl'ın DOKTORA tezi olarak hazırladığı “Oluklu Mukavva Endüstrisi Boya-Baskı İşlemlerinden Kaynaklanan Atıksuların Farklı Yöntemlerle Arıtılabilirliği” başlıklı bu çalışma, jürimizce lisansüstü yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca değerlendirilerek kabul edilmiştir.

Danışman : Yrd.Doç.Dr. Belgin KARABACAKOĞLU

İkinci Danışman : -

Doktora Tez Savunma Jürisi:

Üye: Prof.Dr.Neşe ÖZTÜRK

Üye:Prof.Dr.A. Savaş KOPARAL

Üye: Doç. Dr. Hakan DEMİRAL

Üye: Doç. Dr. İlknur DEMİRAL

Üye: Yrd.Doç.Dr. Belgin KARABACAKOĞLU

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun tarih ve..... sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Prof.Dr.Nimetullah BURNAK
Enstitü Müdürü

ÖZET

Oluklu mukavva (kaplama) astar adı verilen iki düz levha ile bu levhaların ortasında yiv adı verilen oluklu kısmın birbirine yapıştırılmasından meydana gelir. Bu üretimden kaynaklanan atıksuların kirliliği işlem basamağına göre birbirinden farklı olup, özellikle boya-baskı işlemlerinden yüksek organik madde ve nütrient, katı madde, yağ-gres içeren, bulanık, koyu renkli atıksular oluşmaktadır

Bu çalışmada Eskişehir Organize Sanayi bölgesinde faaliyet gösteren hazır kağıttan oluklu mukavva kutu üreten bir tesiste boya baskı işlemlerinden kaynaklanan atıksuyun koagülasyon, elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleri ile arıtılabilirliği, bu yöntemler üzerinde işlem parametrelerinin etkisi ve çamur oluşum miktarları incelenmiştir. Koagülasyon yöntemiyle yapılan çalışmalarda; koagülan türü ve derişimin, pH'ın ve yardımcı koagülan kullanımının KOİ giderimi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Elektrokoagülasyon deneyleri kesikli proseste yürütülmüş olup, deneylerin ilk aşamasında bipolar bağlantı şekli çalışılmıştır. Hücreye uygulanan gerilimin, destek elektrolit miktarının ve elektrot malzemesinin KOİ giderimi ve enerji tüketimine etkisi incelenmiştir. İkinci aşamada monopolar paralel bağlı elektrokoagülasyon hücresi ile çalışılmış ve deney tasarımı yapılmıştır. İlk olarak paslanmaz çelik elektrotlar ile yanıt yüzey yöntemi kullanılarak, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerinde karıştırma hızı, zaman ve akım yoğunluğunun etkisi incelenmiştir. Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılmasına yönelik çalışmalarda ise, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerinde zaman, akım yoğunluğu ve destekleyicilerin etkisi incelenmiştir. Adsorpsiyon yönteminde ise, granül aktif karbon (GAK) kullanılarak optimum pH değerini bulmak için çalışmalar yapılmıştır. Ayrıca, koagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleri ardışık olarak uygulanmış ve KOİ giderimi üzerindeki etkisi incelenmiştir.

Anahtar Kelimeler: KOİ, koagülasyon, elektrokoagülasyon, adsorpsiyon

SUMMARY

Corrugated cardboard is a paper-based material consisting of a fluted corrugated sheet and one or two flat linerboards. The pollution comes from this production is different according to operation steps and especially high amounts of organic substances and nutrient, solid substance, grease, turbidity and colored wastewaters are composed of ink-press operations.

In this study, the treatment of wastewater comes from ink-press operations in corrugated cardboard factory 'which uses produced paper and has operation in Eskişehir Organised Industrial Zone' with the methods of coagulation, electrocoagulation and adsorption and also operation parameters on these methods and the amount of formation of sludge were investigated. In the coagulation experiments, the effect of the coagulant type and concentration, pH and using the supporting coagulant were researched. Electrocoagulation experiments were carried out in batch process and bipolar coupling type was studied in the first step of experiments. The effect of applied voltage, the amount of supporting electrolyte and electrode type on COD removal and energy consumption were investigated. In the second step, electrocoagulation cell which is monopolar parallel coupling was studied and experimental design was done. Firstly, the effects of mixing rate, time and current density on COD removal efficiency and energy consumption were investigated with stainless steel electrodes by using response surface methodology. Then, in the studies about the treatment of wastewater by using aluminium electrodes, the effects of time, current density and supporting chemicals on COD removal efficiency and energy consumption were researched. In adsorption method, the experiments were carried out to get optimum pH value by using granule activated carbon (GAC). In addition, coagulation and adsorption methods were applied sequential to investigate the effect on COD removal.

Key words: COD, coagulation, electrocoagulation, adsorption.

TEŞEKKÜR

Yaşam boyunca sürececek eğitimimin önemli bir adımı olan çalışmamızda, bilgisini, sabrını ve insani ilgisini esirgemeyen, birlikte çalışmaktan onur duyduğum tez danışmanım, sevgili hocam Yrd. Doç. Dr. Belgin KARABACAĞLU'na desteği ve güveni için,

Yüksek lisans ve doktora eğitimim boyunca ilminden faydalandığım, insani ve ahlaki değerleri ile model edindiğim, değerli hocam Doç Dr. Altan Güvenç'e, tecrübelerinden yararlanırken göstermiş olduğu hoşgörü ve ilgi için,

Prof.Dr. Neşe ÖZTÜRK ve Prof. Dr. A.Savaş KOPARAL'a, çalışmamızın ilk gününden itibaren gelişmesine ve yönünün belirlenmesine yaptıkları büyük katkıları için,

MAK Grup Yönetim Kurulu Başkanı M. Ali KUMAŞ'a, yeniliklere gösterdiği olumlu tutum ve çalışmamı desteklediği için,

Kimyayı hayatın içinde bulmamı sağlayan ve araştırmalarımı sorumluluktan öte bir sevgiyle yürütmemin nedeni değerli dostum merhum Ali PEHLİVAN'a, kattığı vizyon için,

Hayatım boyunca maddi manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, beni cesaretlendiren ve güvenlerini sürekli hissettiğim sevgili aileme herşey için,

Sonsuz teşekkürler...

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET	v
SUMMARY	vi
TEŞEKKÜR	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xvii
1. GİRİŞ.....
2. ENDÜSTRİYEL ATIKSULAR
2.1 Endüstriyel Kirleticilerin Yapıları ve Tipik Değerleri.....	6
2.2 Endüstriyel Atık Kontrol Alternatifleri.....	7
2.3 Arıtım Tesisi Sorununun Hukuki Boyutları.....	9
2.4 Atıksu karakterizasyonunda başlıca parametreler	12
2.4.1 Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ).....	13
2.4.2 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....	14
2.4.3 Toplam Organik Karbon (TOK)	18
2.4.4 Teorik Oksijen İhtiyacı (TeOİ)	18
2.4.5 Toplam Oksijen İhtiyacı (TOİ)	18
2.4.6 Azot-Fosfor.....	19
2.5 Organize Sanayi Bölgeleri.....	20
3. OLUKLU MUKAVVA ÜRETİM PROSESİ	
3.1 Hammadde seçimi.....	21
3.2 Üretim evreleri.....	22

İÇİNDEKİLER (devam)

Sayfa

3.3 Oluklu Mukavva Sektörü'nde Kapasite, Üretim ve Tüketim.....	23
3.4 Oluklu kutu ambalaj sanayi atıksu karakteristiği.....	25

4 ARITMA TEKNOLOJİLERİ

4.1 Kimyasal Koagülasyon& Flokülasyon	26
4.1.1 Koagülan özellikleri	29
4.1.2 Koagülan yardımcıları	31
4.2 Elektrokoagülasyon	34
4.2.1 Elektrokoagülasyon prosesi genel esasları	36
4.2.2 Elektrokoagülasyon prosesinde kullanılan elektrot türleri	38
<u>4.2.2.1 Alüminyum elektrotlarla gerçekleştirilen elektrokoagülasyon</u> <u>prosesi</u>	<u>38</u>
<u>4.2.2.2 Demir veya paslanmaz elektrotlarla gerçekleştirilen</u> <u>elektrokoagülasyon prosesi</u>	<u>39</u>
4.2.3 Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler	41
<u>4.2.3.1 Akım yoğunluğu</u>	<u>41</u>
<u>4.2.3.2 Akım verimi</u>	<u>42</u>
<u>4.2.3.3 pH</u>	<u>43</u>
<u>4.2.3.4 Elektrot materyali</u>	<u>44</u>
<u>4.2.3.5 Elektrolit türü ve konsantrasyonu</u>	<u>45</u>
<u>4.2.3.6 Sıcaklık</u>	<u>47</u>
<u>4.2.3.7 Elektrotlar arası mesafe</u>	<u>47</u>
<u>4.2.3.8 Reaksiyon süresi</u>	<u>48</u>
4.2.4 Elektrokoagülasyon prosesinin avantajları	48
4.2.5 Elektrokoagülasyon prosesinin dezavantajları.....	49
4.2.6 Elektrokoagülasyon prosesi uygulama alanları	49

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
4.3 Adsorpsiyon	51
4.3.1 Fiziksel adsorpsiyon	52
4.3.2 Kimyasal adsorpsiyon	53
4.3.3 Yerdeğiştirme (değişim) adsorpsiyonu	53
4.3.4 Adsorpsiyona etki eden faktörler	54
<u>4.3.4.1 Yüzey alanı</u>	<u>54</u>
<u>4.3.4.2. Çözünen maddenin cinsi ve özellikleri</u>	<u>54</u>
<u>4.3.4.3 Yabancı çözünenlerin etkisi</u>	<u>55</u>
<u>4.3.4.4 Ortam pH'ı</u>	<u>55</u>
<u>4.3.4.5 Sıcaklık</u>	<u>55</u>
<u>4.3.4.6 Adsorban cinsi</u>	<u>55</u>
4.3.5 Adsorpsiyon dengesi ve izotermeler	56
<u>4.3.5.1 Langmuir modeli</u>	<u>56</u>
<u>4.3.5.2 Freundlich modeli</u>	<u>58</u>
<u>4.3.5.3 Brunauer-Emmet-Teller (BET) modeli</u>	<u>59</u>
<u>4.3.5.4 Temkin izotermi</u>	<u>61</u>
4.3.6 Adsorpsiyon kinetiği	61
<u>4.3.6.1 Söзде I. mertebeden tepkime hız eşitliği (Lagergren eşitliği)</u>	<u>62</u>
<u>4.3.6.2 Söзде II. mertebeden tepkime hız eşitliği (Ho eşitliği)</u>	<u>63</u>
<u>4.3.6.3 Parçacık içi difüzyon modeli</u>	<u>63</u>
4.3.7 Adsorpsiyon termodinamiği	64
4.3.8 Adsorbanlar	65
5. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	
5.1 Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar	67

İÇİNDEKİLER (devam)

Sayfa

5.2 Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar	75
5.3 Adsorpsiyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar	85
6. PROBLEM ÇÖZME TEKNİKLERİ	
6.1 Problem Çözmede Kalite Kontrol Araçları	89
6.1.1 Problemin tanımlanması	89
6.1.2 Veri toplama	89
6.1.3 Problem analizi	90
6.2 Kalite Kontrol Araçları	91
6.2.1 Kontrol tabloları	91
6.2.2 Kontrol listesi	92
6.2.3 İzleme diyagramı	92
6.2.4 Histogramlar	93
<u>6.2.4.1 Histogramın amacı</u>	<u>93</u>
<u>6.2.4.2. Histogramların avantajları neler?</u>	<u>93</u>
6.2.5 Dağılım diyagramı	94
6.2.6 Pareto diyagramı	96
6.2.7 Akış şemaları	97
6.2.8 Beyin Fırtınası	98
6.2.9 Sebep-sonuç diyagramı	98

İÇİNDEKİLER (devam)

Sayfa

7. DENEY TASARIMI	
7.1 Klasik Metodolojiyle Deney Tasarımı	100
7.2 İstatistiksel Deney Tasarımı.....	101
7.2.1 Tam faktöriyel deney tasarımı	102
7.2.2 Kesirli faktöriyel deney tasarımı	103
7.2.3 Taguchi metodu	103
7.2.4 Yanıt yüzey metodu	104
 8. ARITIM TESİSİ SORUNUNA PROBLEM ÇÖZME TEKNİKLERİ İLE YAKLAŞIM	
8.1 Problemin tanımlanması	107
8.2 Kontrol Listesi	108
8.3 Pareto Diyagramı	109
8.4 Sebep-sonuç diyagramı	109
 9. MATERYAL VE METOD	
9.1 Materyal	111
9.1.1 Oluklu üretim hattında oluşan atıksu niteliği	113
9.1.2 Tutkal hazırlama ünitesi	113
9.1.3 Kutu konfeksiyon üretiminde oluşan atıksu niteliği	114
9.1.4 Atıksu arıtım tesisi	116
9.2 Deneysel Çalışmalar	119
9.2.1 Koagülasyon çalışmaları	119
9.2.2 Elektrokoagülasyon çalışmaları	121
<u>9.2.2.1 Deney düzeneği</u>	<u>122</u>

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
9.2.2.2 Deney tasarımı	124
9.2.3 Adsorpsiyon çalışmaları	126
9.3 Analitik Metod	127
9.3.1 KOİ analizi	127
9.3.2 Kullanılan eşitlikler	129
10. DENEYSEL SONUÇLAR	
10.1 Koagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları	130
10.1.1 Koagülan türü ve derişimin etkisi	130
10.1.2 pH'ın etkisi	131
10.1.3 Yardımcı koagülan kullanımının etkisi	131
10.1.4 Çamur oluşumu	131
10.2 Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları	142
10.2.1 Bipolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları	142
<u>10.2.1.1 Uygulanan gerilimin etkisi</u>	<u>143</u>
<u>10.2.1.2 Destek elektrolit miktarının etkisi</u>	<u>142</u>
<u>10.2.1.3 NaCl İlave edilmeksizin yapılan elektrokoagülasyon deneyleri.....</u>	<u>143</u>
<u>10.2.1.4 Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisi</u>	<u>143</u>
10.2.2 Monopolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları	155
<u>10.2.2.1 Deney tasarımı</u>	<u>155</u>

İÇİNDEKİLER (devam)

Sayfa

<u>10.2.2.2 Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak</u> <u>elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması</u>	156
<u>10.2.2.3 Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak</u> <u>elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması</u>	168
10.3 Adsorpsiyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney	
Sonuçları	171
10.3.1 Kinetik çalışmalardan elde edilen deney sonuçları	171
<u>10.3.1.1 Deney tasarımı</u>	172
10.3.2 Kimyasal koagülasyon/adsorpsiyon deneyleri	173
11. SONUÇ VE TARTIŞMA	
11.1 Koagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney	
Sonuçları ve Tartışılması	174
11.1.1 Kaogülan türü ve derişimin giderim üzerine etkisi	174
11.1.2 pH değerinin giderim üzerine etkisi	175
11.1.3 Yardımcı koagülan kullanımının giderim üzerine etkisi	176
11.1.4 Çamur oluşumu	176
11.2 Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen	
Deney Sonuçları ve Tartışılması	177
11.2.1 Bipolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon	
çalışmalarından elde edilen deney sonuçları	177
<u>11.2.1.1 Gerilimin etkisi</u>	177
<u>11.2.1.2 Destek elektrolit miktarının etkisi</u>	178
<u>11.2.1.3 NaCl ilave edilmeksizin yapılan elektrokoagülasyon</u> <u>deneyleri</u>	179
<u>11.2.1.4 Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisi</u>	179

İÇİNDEKİLER (devam)

Sayfa

11.2.2 Monopolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları	181
<u>11.2.2.1 Deney tasarımı</u>	<u>181</u>
<u>11.2.2.2 Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması</u>	<u>184</u>
11.2.3 Elektrokoagülasyon deneylerinin proses yeterliliği	190
11.3 Adsorpsiyon yöntemiyle yapılan çalışmalardan elde edilen deney sonuçları	194
11.4 Tartışma ve öneri	195
12. DENEYSEL ÇALIŞMALARDAKİ HATA ANALİZİ
12.1 Hata Analizi	202
12.1.1 Zaman ölçümünden kaynaklanan hatalar	203
12.1.2 Kütle kayıplarının ölçümünden kaynaklanan hata	203
12.1.3 Katı madde miktarının tespit edilmesindeki toplam hata	203
12.1.4 Diğer hatalar	204
12.2 Ölçülen Değerlerden Kaynaklanan Toplam Hataların Hesaplanması ...	204
12.2.1 Zaman ölçümünde ortaya çıkan toplam hataların analitik ifadeleri	205
12.2.2 Kütle kayıplarının ölçümünde ortaya çıkan toplam hataların analitik ifadeleri	205
12.2.3 Katı madde miktarının tespit edilmesinde ortaya çıkan hatalar hataların analitik ifadeleri	206
12. KAYNAKLAR DİZİNİ	210
ÖZGEÇMİŞ

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
2.1 Endüstriyel atıksular	5
2.2 Atıksularda mevcut katı maddelerin sınıflandırılması (Öztürk vd., 2005).....	13
2.3 Giriş akımı KOİ bileşenleri.....	15
2.4 Aktif çamur tesisi çıkışında KOİ bileşenleri.....	17
2.5 Toplam çözünmüş inert KOİ (SR)'nin çamur yaşı ile değişimi (şematik).....	17
2.6 Organik madde derişimini gösteren parametrelerin karşılaştırılması.....	18
4.1 Çözünmüş ve partiküler maddeler.....	26
4.2 Pıhtılaştırma aşaması.....	28
4.3 Yumaklaştırma ve Çökelme aşaması.....	28
4.4 Alüminyum Hidroksit için Zeta Potansiyeli-pH ilişkisi.....	30
4.5 Sulu ortamda alüminyum kompleksleri ve pH ilişkisi	39
4.6 Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi.....	40
4.7. BET izoterminin şekil olarak gösterimi.....	60
6.1 Problem çözümlenme yaklaşımları	91
6.2 Dağılım çeşitleri	94
6.3 Pozitif İlişki	95
6.4 Değişen pozitif ilişki	95
6.5 İlişki yok	95
6.6 Negatif ilişki	95
6.7 Değişen negatif ilişki	95
6.8 Arıza tanım ve sürelerine göre hazırlanmış Pareto diyagramı	97
6.9 Akış şemaları	98
6.10 Sebep-sonuç diyagramı (Ishikawa)	99
7.1 Klasik yöntem ile yapılan deney tasarımı ve ölçümü.....	100
8.1 Analiz sonuçlarına göre hazırlanan Pareto Diyagramı	109

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
8.2 KOİ değerinin deşarj limit değerlerini sağlamamasının nedenleri üzerine hazırlanan balık kılıcı diyagramı.....	110
9.1 EOSB Atıksu Arıtma Tesisi genel görünümü.....	111
9.2 Oluklu mukavva üretimi akış şeması	112
9.3 Nişasta parametreleri.....	113
9.4 Jelleşmemiş ve jelleşmiş nişasta	114
9.5 Flekso baskı tekniğı.....	114
9.6 Aniloks merdane	115
9.7 Mürekkep bileşenleri.....	116
9.8 Atıksu arıtma tesisi şematik gösterimi.....	117
9.9 Oluklu mukavva üretimi atıksu numunesi.....	118
9.10 Atıksu kirletici parametre özellikleri.....	119
9.11 Deneysel çalışmaların yapıldığı koagülasyon düzeneğı.....	120
9.12 Paralel bağılı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü.....	122
9.13 Paralel bağılı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü.....	123
9.14 Granül aktif karbon.....	127
9.15 KOİ analizinde kullanılan termoreaktör, KOİ kitleri ve spektrofotometre .	128
10.1 FeCl ₃ kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi	132
10.2 AlCl ₃ kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi	133
10.3 AlSO ₄ kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi	133

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
10.4 Nişasta kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi	134
10.5 Koagülan türü ve derişimin etkisini görmek için yapılan deney sonuçları .	134
10.6 FeCl ₃ kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri	136
10.7 AlCl ₃ kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri	137
10.8 AlSO ₄ kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri	137
10.9 Nişasta kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri	138
10.10 Farklı koagülan kullanılarak yapılan deneylerde pH değerlerine karşı KOİ giderim yüzdeleri	138
10.11 AlSO ₄ koagülasyonunda yardımcı koagülan (Aquadex) kullanılarak yapılan deneylerde Aquadex miktarına karşı KOİ giderim yüzdesi	140
10.12 Farklı koagülanlarla yapılan çalışmalarda, Aquadex kullanımı öncesi ve sonrasındaki KOİ giderim değerleri	140
10.13 Farklı pH değerlerine karşı oluşan çamur miktarları	141
10.14. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (Fe elektrot, NaCl=0,5 g)	144
10.15 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (Fe elektrot, NaCl=0,5 g)	144
10.16 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (Fe elektrot, NaCl=0,5g)	145
10.17 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)	146

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
10.18 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)	146
10.19 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)	147
10.20 Farklı NaCl miktarları için zamana karşı KOİ giderimi (Al elektrot, E=10V)	148
10.21 Farklı NaCl miktarları için zamana karşı enerji tüketimi (Al elektrot, E=10V)	149
10.22 Farklı NaCl miktarları için zamana karşı akım şiddeti (Al elektrot, E=10 V)	149
10.23 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (Fe elektrot)	150
10.24 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (Fe elektrot) ...	151
10.25 Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (Fe elektrot)	151
10.26 10 V gerilim değerinde, Fe ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı KOİ giderim yüzdesi	152
10.27 10 V gerilim değerinde, Fe ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı enerji tüketimi	152
10.28 10 V gerilim değerinde, Fe ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı akım şiddeti	153
10.29 10 V gerilim değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı KOİ giderim yüzdesi	153
10.30 10 V Gerilim Değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı enerji tüketimi	154
10.31 10 V gerilim değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı akım şiddeti	154
10.32 Zaman-akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği	160

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
10.33 Zaman- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi	160
10.34 Karıştırma hızı -akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği	161
10.35 Karıştırma hızı- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi	161
10.36 Karıştırma hızı - zaman parametrelerine ait kontur grafiği.....	162
10.37 Karıştırma hızı- zaman parametrelerine ait cevap yüzeyi.....	162
10.38 Zaman-akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği.....	164
10.39 Zaman- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi.....	164
10.40 Karıştırma hızı -akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği	165
10.41 Karıştırma hızı- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi	165
10.42 Karıştırma hızı - zaman parametrelerine ait kontur grafiği.....	166
10.43 Karıştırma hızı- zaman parametrelerine ait cevap yüzeyi.....	166
10.44 Granül aktif karbon için farklı pH değerlerinde zamanla denge derişiminin değişimi.....	172
10.45 Farklı adsorban miktarlarında zamana karşı KOİ giderim yüzdesi.....	173
11.1 Uygulanan akım yoğunluğunun gerilim üzerindeki etkisi	185
11.2 Uygulanan akım yoğunluğunun KOİ giderim yüzdesi üzerindeki etkisi ...	185
11.3 Uygulanan akım yoğunluğunun enerji tüketimi üzerindeki etkisi	186
11.4 Destekleyicilerin gerilim değerleri üzerindeki etkisi	188
11.5 Destekleyicilerin KOİ giderimi üzerindeki etkisi	188
11.6 Destekleyicilerin enerji tüketimi üzerindeki etkisi	189
11.7 10 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi	191
11.8 20 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi	192
11.9 30 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi	193
11.10 Koagülasyon/adsorpsiyon modeli	198
11.11 Elektrokoagülasyon modeli.....	200
12.1 Koagülasyon deneyleri için ölçüm belirsizliği.....	207

12.2 Elektrokoagülasyon deneyleri için ölçüm belirsizliği.....	208
12.3 Adsorpsiyon deneyleri için ölçüm belirsizliği.....	209

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
2.1 Atıksuların sınıflandırılması	7
2.2 Çözünmüş inert KOİ literatür değerleri.....	16
2.3 İmalat sanayi atıksu göstergeleri.....	20
3.1 Ülkelerin m ² ve ton cinsinden oluklu mukavva üretimi	24
4.1 Koagülanların genel uygulamaları	32
4.2 Boyutsuz ayırma sabiti (R _L) değerleri ile izoterm tipleri arasındaki ilişki (Genç, 2005; Hameed and Daud, 2008).....	58
6.1 Dağılım çeşitleri	94
6.2 Arıza tanım ve süreleri.....	97
8.1 Atıksu analiz sonucu.....	107
8.2 Arıtma tesisi kontrol listesi (normal durum).....	108
8.3 Arıtma tesisi kontrol listesi (arıza durumu)	108
9.1 Ham su analiz sonucu	118
9.2 Parametre alt üst seviyeleri örneği	125
9.3 Seçilen üç deney parametresi için belirlenen deney koşulları	125
10.1 Koagülan türü ve derişimin etkisi	132
10.2 FeCl ₃ kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri.....	135
10.3 AlCl ₃ kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri.....	135
10.4 AlSO ₄ kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri.....	135
10.5 Nişasta kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri.....	136
10.6 AlSO ₄ koagülasyonunda yardımcı koagülan (Aquadex) miktarına göre KOİ giderim değerleri.....	139

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

Çizelge

Sayfa

10.7 Flokülan kullanımından önce ve sonraki KOİ giderim değerleri.....	139
10.8 Deney sonunda oluşan çamur miktarları.....	141
10.9 10 V Gerilim değerinde deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl=0,5 g)	143
10.10 20 V Gerilim değerinde deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl=0,5 g).....	143
10.11 30 V Gerilim değerinde deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl=0,5 g)	144
10.12 10 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g).....	145
10.13 20 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g).....	145
10.14 30 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g).....	145
10.15 0,5 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V).....	147
10.16 1,00 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V).....	147
10.17 1,50 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V).....	148
10.18 10 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl ilavesiz).....	149
10.19 20 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl ilavesiz).....	150
10.20 30 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (Fe elektrot, NaCl ilavesi).....	150
10.21 Fe ve Al Elektrotlar Kullanılarak Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmalarının Karşılaştırması.....	152
10.22 Deney sonuçları.....	157
10.23 Design Expert programına girilen veriler.....	158
10.24 R1(KOİ giderimi) için Design Expert programı tarafından önerilen fonksiyonlara ait istatistiksel parametreler	159
10.25 KOİ giderimi için ikinci derece polinom fonksiyonuna (Quadratic Model) ait Parametreler ve istatistiksel veriler	159
10.26 R2 (Enerji tüketimi) için Design Expert programı tarafından önerilen fonksiyonlara ait istatistiksel parametreler	163
10.27 Enerji tüketimi için fonksiyona ait parametreler ve istatistiksel veriler	163
10.28 Enerji tüketimi için fonksiyona ait parametreler ve istatistiksel veriler ...	167
10.29 7,2 mA/cm ² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları	168

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
10.30 10,8 mA/cm ² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları.....	168
10.31 14,4 mA/cm ² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları	168
10.32 10,8 mA/cm ² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1g polielektrolit katılarak yapılan deney sonuçları.....	169
10.33 10,8 mA/cm ² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1ml H ₂ O ₂ katılarak yapılan deney sonuçları	169
10.34 10,8 mA/cm ² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1g Aquadex katılarak yapılan deney sonuçları	169
10.35 Deneyler sonunda elde edilen enerji tüketimi, KOİ giderim, Çamur miktarı ve aşınma miktarı verileri.....	170
10.36 Aktif karbonun fiziksel özellikleri.....	171
10.37 Adsorpsiyon Deney Sonuçları.....	171
10.38 Farklı adsorban miktarları için adsorpsiyon deney sonuçları	172
10.39 Farklı koagülan türlerinde koagülasyon ve koagülasyon/adsorpsiyon deneyleri	173
11.1 Elemental Analiz Sonuçları	199
11.2 ICP Analizi Sonuçları.....	199
12.1 Hata oluşturan parametreler.....	206

BÖLÜM 1

GİRİŞ

İnsanoğlunun geleceğini tehdit eden en önemli sorunlardan biri çevre kirliliğidir. Dünya’da 1970’ li yıllardan itibaren çevremizle ilgili hissedilir derecede bir duyarlılık oluşmuş ve bu olgu çevrebilim adıyla bilimsel platformda yoğun şekilde ele alınmaya başlanmıştır. Yapılan araştırmalar Dünya’ daki mevcut çevre kirliliğinin % 50 'sinin son 35 yılda meydana geldiğini ortaya koymaktadır. Plansız endüstrileşme, sağlıksız kentleşme, nükleer denemeler, bölgesel savaşlar, verimi artırmak amacıyla tarımda kimyasal maddelerin bilinçsizce kullanılması, gerekli çevresel önlemler alınmadan ve arıtım tesisleri kurulmadan yoğun üretime geçen sanayi tesisleri çevre kirliliğini tehlikeli boyutlara çıkarmıştır. Kentsel kirlenmede evsel, endüstriyel ve tarımsal kaynaklar en önemli kirletici kaynaklardır. Bu kaynaklardan endüstriyel kaynaklar nokta kirletici kaynak durumundadır. (Şengül, 1990).

Çevre Kirliliği temel olarak su, hava ve toprak kirliliği olarak üç ana sınıfa ayrılmaktadır. Teknolojinin ilerlemesi su kaynaklarından azami faydanın sağlanmasına aracı olmakla birlikte, bu ilerlemeye paralel olarak sanayileşmenin ve şehirleşmenin artması beraberinde “çevre kirliliği” ni ve özellikle “su kirliliği” ni gündeme getirmiştir. Su kirliliğinin giderek önemli boyutlara ulaşması, ülkeleri bu konuda ciddi önlemler almaya zorlamış, bu da bu alanda pekçok mevzuatın oluşması sonucunu doğurmuştur (TMMOB Su Politikaları Kongresi, 2006).

Su kirliliği; insan sağlığını tehdit edecek, canlı kaynaklara ve ekolojik su sistemine zarar verecek, rekreasyonu tehlikeye sokacak veya suların diğer kullanımını güçleştirecek nitelikte sonuçlar meydana getiren; doğrudan veya dolaylı bir şekilde insanlar tarafından su ortamına atılan her türlü madde, atık ve enerji şeklinde tarif edilmektedir. Konutlar, endüstri kuruluşları, termik santraller, gübreler, kimyasal

mücadele ilaçları, tarımsal sanayi atık suları, nükleer santrallerden çıkan sıcak sular ve toprak erozyonu gibi süreçler ve maddeler su kirliliğini meydana getiren başlıca kaynaklardır. Bunların hepsi doğrudan veya dolaylı olarak canlı ve cansız varlıklara zarar vermektedir.

Suların kirlenmesine karşı alınabilecek önlemler su kullanımında tasarruf sağlayacak önlemler (ev idaresi, tarımsal sulama, sanayide su kullanımı vb.) ve suları temizleyen teknik önlemler olmak üzere iki grupta toplanabilir. Birinci gruba giren önlemler, atık kirliliği miktarını azaltmayı öngörmektedir. Teknik önlemler ise, suyun kirlenmesini ve kirlenmiş suların arıtılmasını amaçlar (Çepel, 2003). Endüstriyel atıksuların ve şehir atıksularının arıtımında fiziksel, kimyasal, biyolojik ve yeni gelişen bir metot olarak da elektrokimyasal metotlar kullanılmaktadır. Metot seçiminde temel olarak arıtım verimi, maliyet ve suyun özellikleri göz önünde bulundurulur.

Endüstri kuruluşlarının çevreyi kirletmeden üretim yapabilmeleri için uygun yer seçimi ve tesis kurulmadan önce arıtma önlem teknolojilerinin değerlendirilmesi hususları büyük önem taşımaktadır. Bu hususlar yeni kurulan endüstrilerde gerçekleştirilebilir. Ancak belli bir bölgede eskiden mevcut endüstrilerde atıksuyun arıtılması ve arıtım tesisi kurulması zorunlu hale gelmektedir. Endüstrinin ana amacı çok sayıda ve çeşitte ürün üretmektir. Endüstrinin gaz, sıvı ve katı artıklarını toplayıp arıtmak için "arıtım tesisi" kurup işletmesi endüstrinin asıl amacı ile çelişki teşkil etmekte ve endüstriye ek bir ekonomik yük getirmektedir. Ancak yasal zorunluluklar nedeniyle endüstriyel tesislerin çoğunda arıtım tesisleri bulunmaktadır. Bu tesisler incelendiğinde bir kısmının yetersiz kaldığı bir kısmında ekonomik olmadığı görülmektedir.

Her sanayinin üretim türü, üretim miktarı ve üretim teknolojisi değişik olduğundan, atıksularının kalitatif ve kantitatif özellikleri de büyük farklılıklar gösterebilmektedir. Bu nedenle su kirliliği önlem teknolojilerinin belirlenmesinde ve seçeneklerin ortaya konulmasında her sanayinin ayrı ayrı ele alınması gerekmektedir (Şengül, 1989). Alınması gereken önlemler ve kullanılması gereken arıtım teknolojileri atıksuların özelliklerine ve istenen yasal standartlara göre belirlenir.

Kağıt endüstrisi; gerek birim ürün başına kullandığı aşırı su ve gerekse ürettiği yoğun kirli atıksuda bulunan biyolojik olarak parçalanamayan kimyasal maddeler ile çevresel etkisi en güçlü proseslerden birisidir (Mert, 2008). Dayanıklı ve hafif olması gibi avantajları nedeniyle üretimin gün geçtikçe arttığı oluklu mukavva endüstrisinde üretim oluklu mukavva tabakalarının özel bir yapıştırıcı ile yapıştırılması ve oluklu mukavva üzerine boya baskı işlemlerinin yapılması iki aşamadan oluşmaktadır. Yukarıda belirtilen işlemlerden kaynaklanan atık sular oluklu mukavvanın birleştirilmesi için kullanılan nişasta bazlı yapıştırıcı ile boya baskı işlemlerinde kullanılan su bazlı boyaları içermektedir. Oluklu mukavva üretimi atıksuyu genel olarak koyu renkli olup yüksek miktarda organik madde içermektedir.

Bu çalışmada Eskişehir Organize Sanayi bölgesinde faaliyet gösteren hazır kağıttan oluklu mukavva kutu üreten bir tesisin boya baskı işlemlerinden kaynaklanan atıksuyun arıtımı incelenmiştir. Tesis çıkış suyu ön arıtmadan geçtikten sonra EOSB Merkezi Atıksu Arıtım Tesisine deşarj edilmekte ve normal koşullarda deşarj limitlerini karşılamaktadır. Fakat işletme şartlarında, çıkış suyu karakteristiği zaman zaman bozulmakta, KOİ değeri oldukça yükselerek deşarj limit değerlerinin üzerine çıkmaktadır. Benzer durum renk parametresi için de söz konusudur. Diğer taraftan tesisdeki ana problemlerden bir diğeri, kimyasal arıtım prosesi sonucu ciddi miktarda atık çamur oluşumu ve oluşan çamurun katı madde oranının son derece düşük olmasıdır. Tübitak MAM tarafından yapılan analizler sonucu, çamurun tehlikeli atık kategorisinde incelenmesi, bertaraf işlemlerinin lisanslı tesislerde yapılması zorunluluğunu doğurmaktadır. Bu da işletme açısından ciddi bir ekonomik külfet anlamına gelmektedir. Ayrıca oluşan çamur hacminin yüksek olmasından dolayı zaman zaman depolama alanı sıkıntısı ve maliyet problemi ile de karşılaşılmaktadır.

Bu çalışmada söz konusu atıksuyun koagülasyon, elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon yöntemi ile arıtılabilirliği ve bu yöntemler üzerinde etkili parametrelerin incelenmesi amaçlanmıştır.

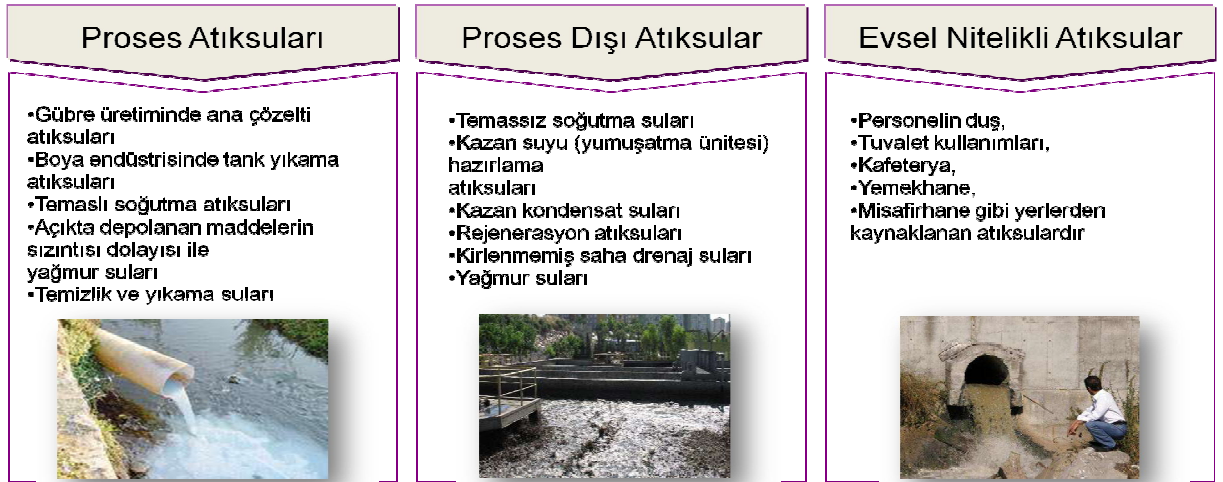
Çalışmada, tesisin KOİ giderim verimini arttırarak çıkış suyu kalitesini yükseltmek için nasıl bir iyileştirme yapılabileceği amaçlandığı gibi, oluklu mukavva kutu üretim tesisleri atıksuyunun arıtımında farklı teknikler karşılaştırılarak, işlem

parametrelerinin etkileri ve çamur oluşum miktarları incelenmiştir. Ayrıca bu çalışma mevcut atıksu arıtma tesisinde var olan problemlerin incelenmesi ve hızla gelişen ambalaj sektörüne arıtma tesisi projelendirme aşamasında kılavuzluk etmek amacıyla hazırlanmıştır.

BÖLÜM 2

ENDÜSTRİYEL ATIKSULAR

Belirli üretimlerin gerçekleştirilmesi için gerekli proses, yardımcı tesis, hizmet ve bunlar arasındaki ilişkiler bütünü endüstriyel sistemi oluşturur. Endüstriyel tesislerde, hammaddelerin işlenmesi ve ürün üretilmesi işlemlerinden kaynaklanan atıksulara “endüstriyel atıksu” denir (Şekil 2.1). Endüstriyel atıksular endüstri türüne ve işlenen hammaddeye bağlı olarak birbirinden çok farklılıklar göstermektedir. Bazı endüstriyel atıksular aşırı organik madde içerikli, kolayca biyolojik olarak ayrışabilir, aşırı inorganik madde içerikli veya zehirleyici özellikte olabilir (Çakmakçı, 2010).



Şekil 2.1. Atıksular

Endüstriyel atıksuların özellikleri, endüstriden endüstriye oldukça farklılıklar göstermektedir. Endüstriyel atıksularla ilgili olarak burada belirtilmesi gereken en önemli özellik, hem debide hem de içeriğinde geniş çapta dalgalanmaların olduğudur.

2.1. Endüstriyel Kirleticilerin Yapıları ve Tipik Değerleri

Yiyecek endüstrisi, indirgendikleri zaman nehirlerdeki çözülmüş oksijen miktarını düşüren organik maddeleri daha çok içerir ve bu da balıkları ve sudaki hayatı olumsuz etkiler. Koku ve anaerobik ortam oluşabilir. Bazı besin endüstrileri sadece mevsimsel olarak çalışır ve genellikle katı atıklar üretirler.

İçecek endüstrisi atıkları, yiyecek endüstrisi ve evsel atıklara benzemekle birlikte çok yüksek BOİ değerleri içerebilir. Yemek ve içecek endüstrisi atıkları bitkileri sulama suyu amacıyla kontrollü olarak kullanılabilir. Atıksuda katı madde miktarı ve renk problem olabilir. Biyolojik arıtım sırasında besi maddesi ilavesi gerekebilir.

Tekstil endüstrisindeki ana problemler olarak; boya bölümünden renk, işleme esnasında NaOH'dan kaynaklanan yüksek pH ve ani pH değişiklikleri görülmektedir. Makine yağları, yüksek BOİ, sülfidler ve Zn sektör çeşidine göre diğer kirletici parametrelerdir.

Kimya endüstrisi atıksuları ise yağ emülsiyonları, sülfid ve fenoller, makine yağları, katılar, yüksek pH, fosfatlar ve indirgenemeyen organikler içerebilirler. Tipik etkileri ise tat ve koku problemleri, zehirlenme olabilmektedir. Ayrıca termal kirlenmeye yol açabilir. Metal üretiminden kaynaklanan atıksuda Cr, Cd, Zn metal kirlilikleri görülebilir. Bazı metaller besin zincirinde kalırlar.

Tabakhanelerden kaynaklanan atıksuların tipik yapıları kıl, katı madde, çamur, BOİ, azot, Cr, sülfid kirliliği, yüksek pH ve kokudur.

Atıksuların sınıflandırılması Çizelge 2.1'de görülmektedir.

Çizelge 2.1. Atıksuların sınıflandırılması

Evsel nitelikli atıksular	Endüstriyel nitelikli atıksular	Endüstriyel nitelikli diğer atıksular
Nüfus < 1000 kişi Nüfus = 1000 – 10.000 Nüfus > 10.000	<ul style="list-style-type: none"> • Gıda sanayii atıksuyu • İçki sanayii atıksuyu • Maden sanayii atıksuyu • Cam sanayii atıksuyu • Kömür hazırlama, işleme ve enerji üretme tesisleri atıksuları • Tekstil sanayii atıksuyu • Petrol sanayii atıksuyu • Deri sanayii atıksuyu • Selüloz, kağıt, karton v.b. sanayii atıksuyu • Kimya sanayi atıksuyu • Metal sanayii atıksuyu • Ağaç mamulleri ve mobilya sanayii atıksuyu • Makine ve yedek parça sanayii atıksuyu • Taşıt fabrikaları ve tamirhaneler atıksuyu 	<ul style="list-style-type: none"> • Endüstriyel soğutma suları • Sulu baca filtrelerinin çıkış suları • Benzin istasyonları atıksuları • Tutkal ve zambak üretimi atıksuları • İçme suyu filtreleri geri yıkama suları • Katı atık bertaraf tesisleri atıksuları • Rejenerasyon tesisleri atıksuları

2.2. Endüstriyel Atık Kontrol Alternatifleri

Genel olarak endüstri tesisleri için aşağıdaki durumlardan biri geçerlidir:

- I. Kentten ve kanalizasyon sisteminden uzak bir kırsal bölgede kurulmuştur.
- II. Doğrudan doğruya bir drenaj sistemine veya doğal bir su ortamına boşaltım imkanı olan veya kentsel kanalizasyon sistemine boşaltım imkanı olan bir kentsel bölgede bulunmaktadır.
- III. Kendi arıtım tesislerine deşarj yapabilen ve ön arıtım uygulayan bir organize sanayi bölgesinde yer almaktadır.

Bu durumda endüstri tesislerinin uygulayabileceği atık kontrol alternatifleri şöyle sıralanabilir (Fusun, 1990);

a) Endüstriler atıksularını kendi kuracakları arıtım tesisinde iyi bir şekilde arıtıp doğrudan doğruya bir alıcı su ortamına boşaltabilirler.

b) Endüstriler kendi tesislerinde atıksularını belli düzeyde bir ön arıtmadan geçirdikten sonra belediyenin kanalizasyon sistemine deşarj edebilirler.

c) Eğer endüstri bir organize sanayi bölgesinde yer alıyorsa, istenen düzeyde ön arıtım yapıp, ortak kanalizasyon sistemine boşaltabilir ve ortak atıksu arıtım tesisine gönderebilir.

Bu alternatiflerden görüleceği gibi a alternatifinde endüstri tesislerinin atıksu arıtımına dair tüm yatırım ve işletme giderlerini yüklenmeleri gerekir, b ve c alternatiflerinde ise endüstri kuruluşu yine parasal bir yükümlülük taşımaktadır. Endüstri kuruluşu kentsel kanalizasyon sistemini kullanmak ve atıksu arıtım tesisini belli bir kapasite ile kiralamak durumunda olduğundan bunun için kirliliği oranında bir kirlilik katkı payı ödemek zorundadır. Bu ödeme miktarı, endüstrinin atıksu debisine ve kirleticiliğine bağlıdır. Belediye yetkili atıksu idaresi veya organize sanayi bölgesi yöneticileri, arıttıkları endüstri atıksularının maliyetlerini hesaplayıp bunun tam karşılığını yıllık veya aylık ücret şeklinde endüstrilerden ve diğer kirleticilerden tahsil edebilirler.

Endüstri kuruluşları kendi durumlarına uygun kontrol hedeflerine ulaşmak üzere maliyeti en düşük olan yöntemleri kullanabilmelidir. Yani atıksu arıtım tesisi deşarj kriterlerini sağladığı gibi ekonomik olmalıdır. Bir endüstriyel atıksu arıtım tesisinde birinci hedef çevrenin daha fazla bozulmasını engellemek ve alıcı ortamı korumak olduğundan endüstrilerin gerekenden daha fazlasını yapmaları veya gerekenden daha pahalı arıtım yöntemleri uygulamalarını istememek gerekir. Yetkili idare tarafından atıksu arıtımı konusunda endüstrilerden çok pahalı ve sıkı kontrol yöntemlerinin uygulanmasının istendiği durumlarda bazı ülkelerde endüstrilerin başka ülkelere doğru kaydığı gözlenmektedir. Endüstri daha hafif kontrol yöntemlerinin uygulandığı ülkelere taşınmaktadır. 1950'li ve 1960'lı yıllarda İsviçre'de uygulanan sıkı çevre kontrolleri, kirleticiliği özellikle fazla olan bir endüstri koluna bağlı pek çok şirketin o yıllarda çevresel kontrollerinin uygulanmadığı İtalya ve İspanya'ya taşınmasına neden olmuştur. İngiltere'deki bazı endüstri dallarının Avustralya ve Hindistan'a taşındığını görülmektedir. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki bazı endüstriyel kuruluşların ise

Taiwan'a gittiği İngilizlerin ise benzer endüstrileri Hong Kong' ta gerçekleştirdiği izlenmektedir. Almanya'daki bazı endüstrilerin tamamen sökülüp, gelişmekte olan ülkelere gönderildiği bilinmektedir. Bazı endüstri kollarının artık gelişmiş ülkelerde mevcut olmadığı, buna karşılık gelişmekte olan ülkelerde bunların gittikçe yaygınlaştığı görülmektedir (Şengül, 1990).

2.3. Arıtım Tesisi Sorununun Hukuki Boyutları

2872 Sayılı Çevre Kanununun 3. maddesinin e bendinde 3.3.1988 tarih ve 3416 sayılı Kanunun 1. maddesiyle değiştirilen şekilde "*Kirlenmenin önlenmesi, sınırlandırılması ve mücadele için yapılan harcamaların kirlenen tarafından karşılanması esastır. Kirlenenin kirlenmeyi durdurmak; gidermek ve azaltmak için gerekli önlemleri almaması veya bu önlemlerin yetkili makamlarca doğrudan alınması nedeniyle kamu kurum ve kuruluşlarınca yapılan gerekli harcamalar 6183 sayılı Amme Alacaklarının Tahsil Usulü Hakkında Kanun hükümlerine göre kirlenden tahsil edilir. Ancak kirlenenler, kirlenmenin önlenmesi ve sınırlandırılması için yapılan giderleri ödeme yükümlülüğünden söz konusu kirlenmeyi önlemek için gerekli her türlü tedbiri aldıklarını ispat etmek kaydıyla kurtulabilirler*" denilmektedir. Buna göre kirlenenler arıtmak durumunda olup, kirlenen bunun bedelini ödemek zorundadır (Resmi Gazete, 1983).

Madde 3'ün f bendinde 3.3.1988 tarih ve 3416 sayılı kanunun 1 inci maddesiyle değiştirilen şekilde "*İnilebilecek en düşük kirlenme seviyesi esas alınarak, bu seviyenin üstünde meydana gelebilecek kirlenmeler için bu kanunun 18 inci maddesinin (ı) bendinde belirlenen ücretler ayrıca alınır*" hükmü yer almıştır. Arıtma tesisine sahip olmak bile ücret ödeme gerekliliğini ortadan kaldırmamaktadır. Her endüstri kuruluşu büyüklüğüne ve kirleticiliğine bağlı olarak belli miktarlarda ücret ödemek zorundadır.

Çevre Kanununun 11. maddesinde işletme izni ve haber verme yükümlülüğü yer almaktadır. "*Gerçekleştirilmesi planlanan kurum, kuruluş ve işletmeler mevzuatta*

öngörülen arıtım tesis veya sistemlerini müstakil veya ortak olarak kurmakla yükümlüdürler. Arıtım tesis veya sistemleri kurulup işletmeye hazır hale getirilmedikçe kurum, kuruluş ve işletmelere işletme ve kullanım izni verilmez", denilmektedir. İşletme izni alarak faaliyete geçen herhangi bir kurum, kuruluş ve işletme, faaliyetlerinde değişiklik yapmayı ve tesisini büyütmeyi planladığında girişimlerini önceden mahallin en büyük mülki amirine haber vermekle yükümlüdür. Mülki amir durumu derhal Başkanlık Çevre Genel Müdürlüğüne ve ilgili Bakanlığa bildirilir. Her türlü atık ve artıkların arıtılması, uzaklaştırılması veya zararsız hale getirilmesi ile yükümlü kuruluşlar da bu işlemlerin yerine getirilmesinde çevreye zarar vermeyecek önlemleri alırlar.

Atık ve artıkların doğrudan veya dolaylı şekilde alıcı ortama verilmesinde uygulanması gereken teknik usuller alıcı ortamın özelliği ve o ortamdaki yararlanma imkanları gözönünde tutularak yönetmelikle belirlenir.

Çevre Kanununun 15 inci maddesinde Çevre Kanunundaki yazılı yasaklara aykırı hareket edenler için "faaliyetlerin durdurulması" cezası getirilmiştir, bu ceza mahallin en büyük mülki amiri tarafından verilir. Verilen süre sonunda bunları yapmayan kurum, kuruluş veya işletmelerin faaliyeti, kısmen veya tamamen süreli veya süresiz olarak durdurulur.

Çevre Kanununun 18 inci maddesinde Çevre Fonu gelirleri ve bu maddenin 1 bendinde Merkez Çevre Kurulunca "çevre kirliliğine yol açtığı belirlenen işletmelerden alınacak iştirak payları verilmektedir. Çevre kirliliğine yol açan işletmeler 5 grupta yer almıştır. Çevre kirliliğine yol açan endüstriyel tesislerden, 2872 Sayılı Çevre Kanunu'nun 18 inci maddesi gereğince alınacak iştirak payları hususunda kirlilik ve tehlikeli olma puanlarına göre yapılan sınıflama ve derecelendirmeler ayrı bir yönetmelikte yer almıştır.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği 2872 Sayılı Çevre Kanunu ile mezkur kanunda ek ve değişiklik yapan kanun hükümlerine uygun olarak hazırlanmıştır. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde kanalizasyon sistemlerine boşaltım ilkeleri, alıcı su

ortamına doğrudan boşaltım esasları ve koşulları verilmektedir. Yönetmeliğin 26 inci maddesinde atıksu toplama sistemi ve arıtım tesisi bulunan yörelerde endüstri kuruluşları kanalizasyon sistemlerine boşaltım ilkeleri, alıcı su ortamına doğrudan boşaltım esasları ve koşulları verilmektedir.

Yönetmeliğin 26. maddesinde "*Atıksu toplama sistemi ve arıtım tesisi bulunan yörelerde endüstri kuruluşları kanalizasyon sistemine bağlantı esaslarına uyulmak şartıyla atıksuların kentsel kanalizasyon sistemine deşarj edebilirler. Kent dışında kalan ve doğrudan alıcı ortama deşarj yapan atıksu kaynakları için münferit veya ortak arıtım tesisleri yapılarak bunların atıksularının arıtılması gereklidir. Kent içinde veya dışında bulunan ve benzer nitelikte atıklar üreten endüstriler için ortak atıksu altyapı tesisi kurularak ortak arıtım imkanları incelenir ve değerlendirilir*" hükmü bulunmaktadır.

Gerçek ve tüzel kişiler, faaliyet türlerine göre alıcı su ortamlarına verdikleri atıksular için yönetmelikte verilen deşarj standartlarını sağlamakla yükümlüdürler. Deşarj standartları mg/L cinsinden veya birim üretim başına kirlilik yükü olarak verilmiştir. Sulama ve drenaj kanallarına atıksu deşarjında alıcı su ortamına doğrudan boşaltımda uygulanan hükümler aynen geçerlidir.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinin esaslarına uymak şartı ile alıcı su ortamlarına her türlü evsel ve/ veya endüstriyel nitelikli atıksuların doğrudan deşarjı için idareden izin alınması mecburidir. Alıcı su ortamına her türlü atıksu deşarjı izni için Mahalli Çevre Kurullarının alacağı karar ve görüşler doğrultusunda Büyükşehir Belediye hudutları içerisinde Büyükşehir Belediye Başkanlıkları, Büyükşehir belediye hudutları dışında ise mahallin en büyük mülki amiri yetkilidir. Her atıksu deşarjı için Yönetmelik çerçevesinde idarenin istediği çıkış suyu kalitesinin ve diğer şartların sağlanması gereklidir. Alıcı su ortamının çok yoğun bir şekilde kirletilmiş olduğu yörelerde doğrudan alıcı su ortamına yapılacak deşarjlar için deşarj izni Çevre Müsteşarlığının uygun görüşü alınarak verilir:

- Atıksu deşarj izni 3 yıl süre ile geçerlidir.

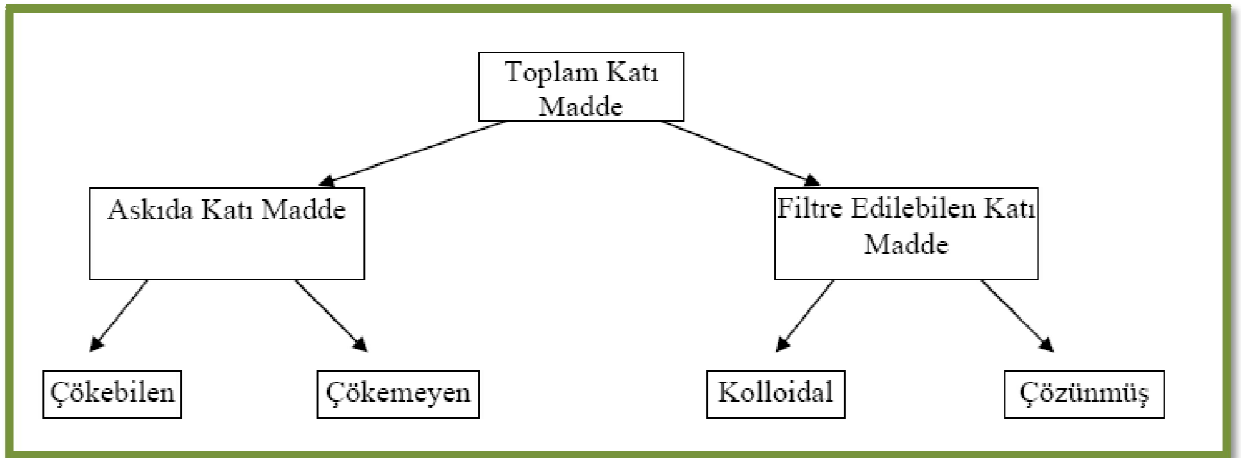
- Atıksu altyapı tesisleri yönetimleri ile deşarj izni alan kurum kuruluş ve işletmeler tesislerini kurup işletmeye aldıktan sonra da alıcı su ortamına izin belgesinde öngörülen ötesinde kirletici atmamaya ve atıksı deşarj standartlarını aşmamaya kanunen yükümlüdür.

- Atıksu deşarj izni idare tarafından sınırlandırılabilir veya geri alınabilir.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Madde 43' te Atıksu Altyapı tesislerindeki uygulama esasları verilmiştir. Atıksularının özellikleri nedeni ile atıksu altyapı tesisine doğrudan bağlantıları atıksu altyapı tesisleri yönetimleri tarafından uygun görülmeyen endüstriler; kuruluş, işletme, bakım, kontrol ve belgeleme harcamaları kendilerine ait olmak üzere bu Yönetmelikte tanımlanmış olan bir ön arıtma sistemini kurmak ve işletmek yükümlülüğündedir. Ayrıca ilgililer herhangi bir atıksu depolama havzasında atıksu debisi veya ilgili sanayi sektörüne yönetmelikte verilen her bir parametre itibarıyla kirlenme yükü, o kanalizasyon sisteminin taşıdığı toplam debi ve kirletici yükünün % 10' undan fazla olan endüstriyel atıksu kaynaklarında, teknik özellikleri bağlantı kalite kontrol izin belgesinde belirtilen ve 2872 Sayılı Çevre Kanununun 11 inci maddesinde tanımlanan esaslar çerçevesinde bir özel arıtma tesisi kurmak ve işletmekle yükümlü tutulurlar. Bu durumda alıcı su ortamına doğrudan boşaltım ilkesi ve atıksu deşarj standartları geçerlidir ve ayrıca idare'den deşarj izni alması gereklidir.

2.4. Atıksu karakterizasyonunda başlıca parametreler

Atıksularda bulunan başlıca organik bileşikler proteinler, karbonhidratlar, yağlar, petrol artıkları ve üredir. Bunların yanında deterjanlar (sür faktanlar), fenoller ve zirai ilaçlar (pestisitler) gibi çeşitli sentetik organik maddeler de atıksuların bünyesinde yer almaktadır. Orta kirlilikte bir atıksuda, askıda katı maddelerin yaklaşık %75'i ve filtre edilebilen katı maddelerin yaklaşık %40'ı organik karakterdedir. (Şekil 2.2).



Şekil 2.2. Atıksularda mevcut katı maddelerin sınıflandırılması (Öztürk vd., 2005).

2.4.1. Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ)

Atıksulardaki organik maddenin ölçüsü olarak, biyokimyasal oksidasyon (karbonlu maddelerin oksitlenmesi) sırasında harcanan oksijen miktarı esas alınabilir ve bu değer de BOİ olarak adlandırılır.

Biyokimyasal oksidasyon, su içinde bir yanma olayı olup, bu yanma esnasında suda çözünmüş oksijen kullanılır. Ne kadar fazla oksijen sarf edilirse, sudaki organik madde miktarı da o kadar fazla demektir. Organik madde ihtiva eden sularda suların oksijen ihtiyacı BOİ₅, karbonlu maddelerin, tamamen CO₂'ye dönüşmesine kadar artar. Teorik olarak sonsuz, pratik olarak yaklaşık olarak 10 gün kadar bir müddet sonunda, bütün karbonlu maddeler ayrışır. Bu esnada sarf edilen oksijene, birinci kademe nihai biyokimyasal oksijen ihtiyacı denir ve BOİ_u ile gösterilir. Evsel atıksular için BOİ₅ ile BOİ_u arasında BOİ₅/BOİ_u ≈ 0,68 bağıntısı vardır.

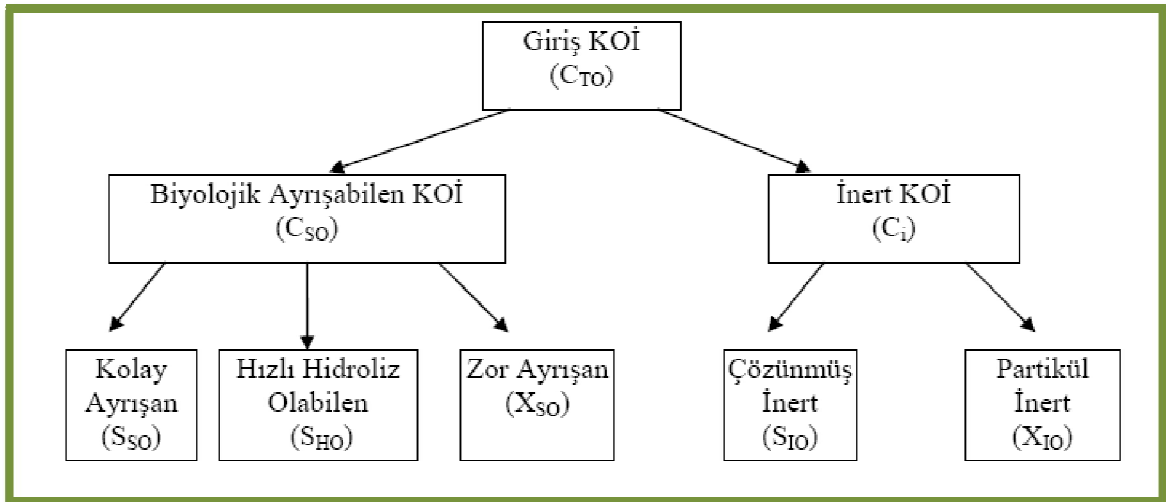
2.4.2 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Kimyasal olarak oksitlenebilen organik maddelerin oksijen ihtiyacı (KOİ) ile ifade edilir. KOİ asit ortamda kuvvetli bir kimyasal oksitleyici (potasyum dikromat gibi) vasıtasıyla ölçülür. Kimyasal olarak oksitlenebilecek bileşikler, biyolojik olarak oksitlenebileceklerden daha fazla olduğundan, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacından daha büyüktür. Tasfiye edilmemiş atıksular için $BOİ_5/KOİ = 0,4-0,8$ (ortalama 0,65) alınabilir.

Kuvvetli atıksuların arıtımında gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtım yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Dolayısı ile biyolojik arıtma tesislerinin değerlendirilmesinde KOİ'nin bileşenlerinin belirlenmesi yararlıdır. KOİ'nin bileşenlerine ayrılması inert ve biyolojik olarak parçalanabilen KOİ'nin belirlenmesidir. Biyolojik olarak parçalananan KOİ'nin de kolay parçalananan ve zor parçalananan olmak üzere bileşenleri belirlenmelidir. İntert KOİ'de tekrar çözünmüş inert ve partikül inert olmak üzere bileşenlere ayrılır.

Giriş Akımının KOİ Bileşenleri

Giriş akımındaki KOİ'nin bileşenleri Şekil 2.3'te verilmiştir.



Şekil 2.3. Giriş akımı KOİ bileşenleri

Evsel ve bazı endüstriyel atıksular için çözülmüş ve partikül inert KOİ değerleri Çizelge 2.2.'de verilmiştir.

Giriş akımında toplam atıksuda ölçülen organik madde miktarı, çözülmüş (kolay ayrışan, SSO + yavaş ayrışan, SHO + çözülmüş inert, SIO) ve partiküller (yavaş ayrışan, XSO + partikül inert, XIO) bileşenlerinin tamamını yansıtmaktadır.

$$CTO = (SSO + SHO + SIO) + (XSO + XIO) \quad (2.1)$$

Süzülmüş atıksuda ise sadece çözülmüş bileşenler dikkate alınmalıdır.

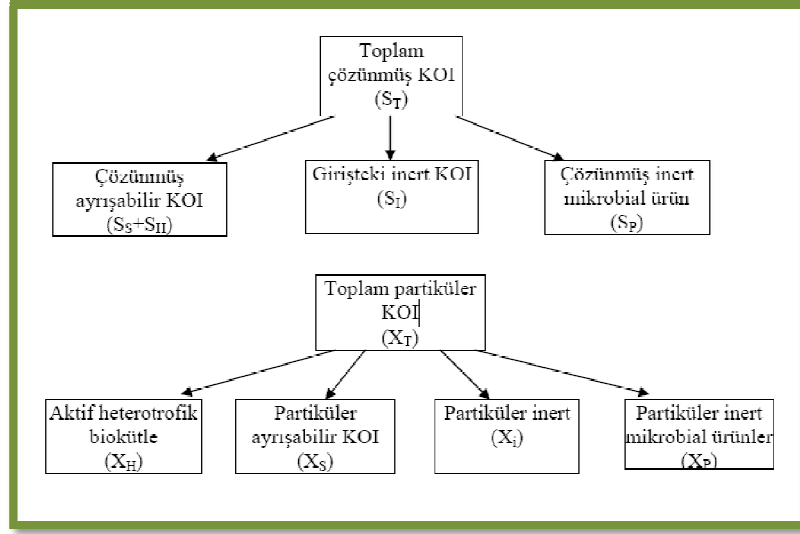
$$STO = SSO + SHO + SIO \quad (2.2)$$

Çizelge 2.2. Çözünmüş inert KOİ literatür değerleri

Atıksu	S _{TO} (mgKOİ/l)	S ₁₀ (mgKOİ/l)
Evsel	150	8
	164	13
	250	15
Belediye (Evsel-Deri)	190	15
Deri	1500	323
	1075	262
	1870	464
Dokunmuş kumaş	1176	90
Örgü fabrikası	800	88
Örgü fabrikası	535	117
Pamuklu ve sentetik	1000	190
Örgü fabrikası (son işlem)	686	150
Süt entegre	480	-
Yoğurt ve tereyağı	1190	-
Kâğıt	3340	137
	560	160
Et	1990	110
Antibiyotik	9330	2520
Peynir altı atıksuyu		
Havasız giriş	60000	-
Havalı giriş	1020	256
Sitrik asit üretimi atıksuyu		
Havasız giriş	29300	1870
Havalı giriş	2025	804
Havasız giriş	28100	1600
Havalı giriş	4055	1900

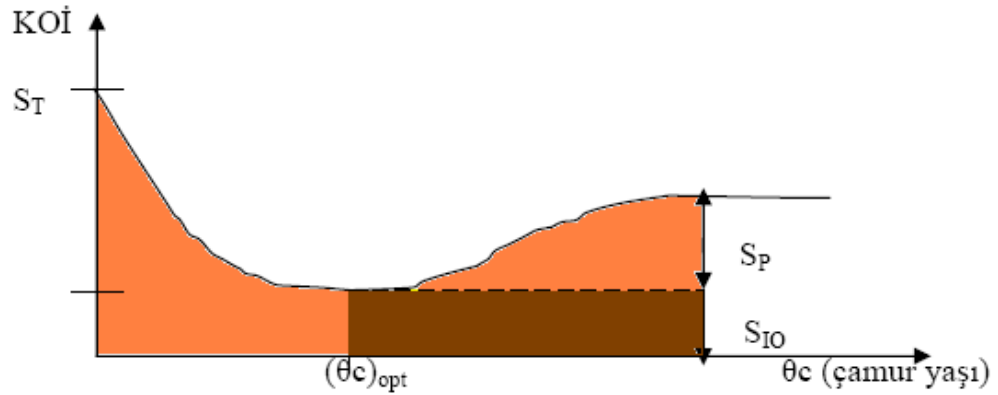
Çıkış Akımının KOİ Bileşenleri

Havalandırma havuzlarındaki aktif çamur sıvısında ve dolayısıyla arıtım tesisi çıkış suyunda toplam ve çözünmüş KOİ bileşenleri Şekil 2.4'te verilmiştir.



Şekil 2.4. Aktif çamur tesisi çıkışında KOİ bileşenleri

Şekil 2.4'te de görüldüğü gibi arıtılmış su çıkışında atıksudan gelen ve biyolojik olarak ayrışamayan partikül inert KOİ, X_{IO} , çözünmüş inert KOİ, S_{IO} , ve zor ayrışan KOİ, X_{SO} 'ın parçalanmayan bölümü olmak üzere üç farklı yapıda ve biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ bulunur. Bunların yanı sıra biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeler arıtım sırasında inert yapıda ürünlere dönüşebilir. Bunun sonucunda arıtılmış su çıkışı, arıtılmamış sudan daha fazla çözünmüş inert KOİ içerebilir. Buradaki mikrobiyal inert KOİ (S_P) bileşeni başlıca atıksu tipi, toplam çözünmüş KOİ (S_O) ve çamur yaşının bir fonksiyonu olup Şekil 2.5'te verilmiştir.



Şekil 2.5. Toplam çözünmüş inert KOİ (S_R)'nin çamur yaşı ile değişimi (şematik).

2.4.3 Toplam Organik Karbon (TOK)

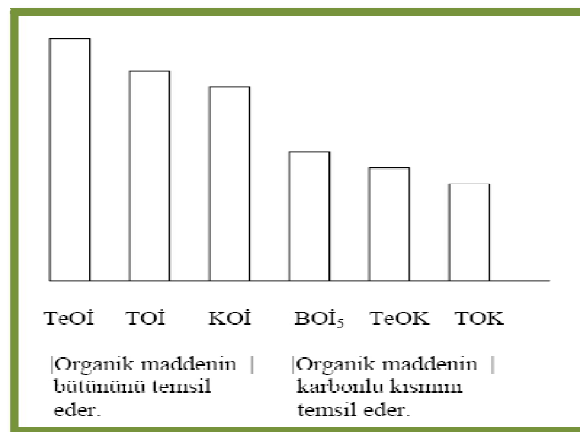
Özellikle çok küçük organik madde konsantrasyonları için uygun bir parametredir. Bu parametre, bilinen konsantrasyonlarda bir numuneyi yüksek sıcaklıkta fırında tutarak saptanmaktadır. $BOI_5/TOK = 1-1,6$ alınabilir.

2.4.4 Teorik Oksijen İhtiyacı (TeOİ)

Atıksularda bulunan karbonhidratlar, yağlar, proteinler ve bunların ayrışma ürünleri genel olarak karbon, hidrojen, oksijen ve azottan meydana gelir. Numunenin kimyasal formülü biliniyorsa, içindeki karbonun oksitlenmesi için gerekli oksijen miktarı bulunabilir. Bu değer KOİ ve BOİ'den daha büyüktür. Çünkü KOİ'de bile, kimyasal olarak oksitlenmeyen bir miktar karbonlu madde daima bulunur. Şekil 2.6'da organik madde konsantrasyonunu gösteren parametrelerin birbirleriyle karşılaştırılması verilmiştir.

2.4.5 Toplam Oksijen İhtiyacı (TOİ)

TOİ parametresi ise diğer parametrelerin bulunmasından daha sonraki yıllarda geliştirilmiştir. TOİ deneyi, numuneyi platinle katalizlenen bir yanma odasında kararlı son ürünlere çevirmeyi ve bu esnada sarf edilen oksijen miktarını bulmayı hedef alır.



Şekil 2.6. Organik madde derişimini gösteren parametrelerin karşılaştırılması.

2.4.6 Azot-Fosfor

Azot ve fosfor elementleri, mikroorganizmaların büyümesi için çok gereklidir. Bunlara besi elementleri (nütrient) denir. Azot, proteinlerin sentezi için temel yapı taşı olduğundan, atıksuların biyolojik yollarla tasfiyesinde azot konsantrasyonunu bilmeye ihtiyaç vardır. Suyun azot miktarı az ise, tasfiye için dışarıdan azot ilavesi gerekebilir. Aksine, eğer, yüzeysel sulara verilen atıksu deşarjları sebebiyle oluşan alg ve yosunlarının kontrolü istenirse, alıcı ortamlara verilmeden önce, azotun uzaklaştırılmasına veya miktarının azaltılmasına ihtiyaç vardır.

Genellikle atıksularda azot, esas itibariyle proteinli maddelere ve üreye bağlı olarak bulunur. Bu maddelerin ayrışması ile azot, amonyağa dönüşür. Atık suyun tazelik derecesi, amonyak miktarı ile ölçülür. Atıksularda azot pH'a göre, ya amonyum iyonu (NH_4^+) ya da amonyak (NH_3) şeklinde bulunur:



pH ≥ 7 ise denge sola doğru kayar, pH ≤ 7 ise amonyum iyonları ortama hâkim olur. Aerobik ortamda bakteri faaliyeti sonucu amonyak oksitlenerek nitrit ve nitrat haline gelir. Atıksularda nitrit azotu önemsizdir. Zira nitrit kararsız olup kolaylıkla nitrata dönüşür. Konsantrasyonu, atıksularda 1 mg/L' yi nadiren geçer. Nitratlar ise azotun en ileri derecede oksitlenmiş halleridir. Atıksularda 0-20 mg/L konsantrasyonlarında bulunabilir.

Alg ve diğer mikroorganizmaların çoğalması bakımından fosfor da önemlidir. Sularda fosfor fosfat olarak bulunur. Evsel atıksular genellikle fosfor bileşiklerince zengindir. Son yıllarda deterjan yapımında, katkı maddesi olarak fosfat ve polifosfat bileşikleri, büyük miktarlarda kullanılmaktadır. Sentetik deterjan tüketiminin artışı ile birlikte yüzeysel sulara fosfor deşarjı da artış göstermiştir. Genellikle evsel atıksularda 4-15 mg/L civarında fosfor bulunur (Öztürk vd., 2005).

2.5 Organize Sanayi Bölgeleri

Organize sanayi bölgeleri (OSB), sanayiden kaynaklanan çevresel problemlerin minimum düzeye indirilmesi veya ortadan kaldırılması, ekonomik açıdan farklılaşan bölgeler arası dengeli kalkınmanın sağlanmasını amaçlayan modellerdir (Toröz vd., 1994). 2010 yılı Organize Sanayi Bölgeleri (OSB) Su, Atıksu ve Atık İstatistikleri Anketi kapsamında altyapısı tamamlanmış 134 Organize Sanayi Bölgesi Müdürlüğünden elde edilen sonuçlara göre 2010 yılında toplam 161 milyon m³ atıksu arıtılmıştır. Arıtılan atıksuyun %58,5' ine gelişmiş, %40,1' ine biyolojik, %1,4' üne ise fiziksel ya da kimyasal arıtma uygulanmıştır (Çizelge 2.3).

Çizelge 2.3. İmalat sanayi atıksu göstergeleri

İmalat Sanayi Atıksu Göstergeleri	2000	2004	2008	2010
Atıksu arıtma tesisi sayısı	926	1 198	1 431	1 825
Fiziksel /Kimyasal	378	493	458	656
Biyolojik	526	648	892	1 089
Gelişmiş	22	57	81	80

Türkiye'de kurulan ve kurulacak olan Organize Sanayi bölgelerinin atıksularını Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Tablo.19 da belirtilen parametreler ve konsantrasyonlarına göre arıtması zorunluluğu vardır. Organize sanayi bölgelerinde ortak arıtım veya nihai arıtım tesisi fiziksel kimyasal ön arıtma ve bunu takip eden biyolojik aktif çamur proseslerinden oluşmaktadır. Bu konfigürasyonda bir ortak arıtım tesisinde arıtılabilecek atıksu özelliklerinin sağlanabilmesi için gerekli görülen sektörlerin ön arıtım yapmalarının sağlanması ve kontrol edilmesi gerekmektedir. Buna rağmen OSB ortak arıtım tesisinde biyolojik aktif çamur ünitesinin yükünü azaltmak için aynı zamanda zor parçalanabilir ve toksik olabilecek bazı bileşenlerin giderimi için koagülasyon-flokülasyon işlemi yaygın bir ön arıtım metodu olarak uygulanmaktadır. Organize sanayi bölgeleri atıksularının arıtılmasında aktif çamur prosesinin sınırlarının dar olmasından dolayı ön arıtım son derece kritik bir öneme sahiptir (Akyatan, 2010).

BÖLÜM 3

OLUKLU MUKAVVA ÜRETİM PROSESİ

Oluklu mukavva (kaplama) astar adı verilen iki düz levha ile bu levhaların ortasında yiv adı verilen oluklu kısmın birbirine yapıştırılmasından meydana gelir. Bu üç tabakanın bir araya gelmesiyle oluşan ürün her bir tabakanın tek tek sahip olduğu güçten daha fazlasına sahiptir. Peş peşe oluklardan oluşan yapısı, oluklu mukavvaya sertlik ve dayanıklılık verir. Oluklar arasındaki hava dolaşımı yalıtım görevi yaparak sıcaklık değişimlerine karşı koruyucu rol oynar.

Farklı nitelikteki ürünlerde kullanılmak üzere oluk ebadı ve profili açısından farklılık gösteren oluklu mukavva türleri vardır. Oluklu mukavva, ambalaj olarak kullanılmak üzere sonsuz sayıda şekil ve ebatla kesilerek katlanabilir. Oluklu mukavva, çeşitli ürünleri paketleyerek, korumak ve sunmak için tasarlanmış yüksek performanslı bir ambalaj malzemesidir (Önen, 2002). Oluklu mukavva kutular içerisine konulan ürünü korumadaki üstünlükleri, üzerlerine baskı yapılabilmesi, hafif oluşları nedeniyle değişik amaçlarla kullanılır.

3.1. Hammadde seçimi

Oluklu mukavvayı oluşturan strüktürel elemanlar, yüzlerde kullanılan “Liner”, ondülede kullanılan “Fluting” cinsi kağıtlardır. Liner olarak adlandırılan kağıtlar, istenildiğinde esmer, beyaz veya renklendirilmiş olabilen “Kraft Liner”, “Test Liner” ve “Schrenz”, ondüle kullanılanlar ise “NSSC Fluting”, “Saman Fluting” ve “Schrenz”dir.

Oluklu mukavvayı oluşturacak dış, iç, ara kağıtların gramaj, cins ve özellikleri, kutu performansı ile doğrudan ilişkili olmaları nedeniyle, büyük önem taşırlar. Pazarın gerektirdiği kağıtların temini ve amaca uygun kullanımı, üretilen ambalajların başarılı olmasını etkiler. Kullanılan kağıtların yanısıra tutkalın, katkı maddelerinin cinsi de amaca uygun olarak seçilmelidir. Açık renk baskılı kutular için koyu renkli kraftlar,

nemli ortamda bulunacak kutular için düşük gramajlı zayıf fluting kağıtları seçilmemelidir.

3.2. Üretim evreleri

Yaklaşık 100 metre boyunda olan oluklu makinası, çeşitli işlemlerin yapıldığı ünitelerden meydana gelmiştir. Çok dar ölçülerden 2,5 metreye kadar çeşitli enlerde olabilir, gelişmiş ülkelerde 2 metreden geniş makina sayısı çoktur. Oluklu makinası, yapılan işlemler nedeniyle, yaş kısım (wet end) ve kuru kısım (dry end) diye adlandırılan iki bölümden oluşur. Oluklu mukavva üretim işlemi, üretimi yapılacak mukavvaya uygun cins ve miktarda liner ve fluting kağıdın, kağıt ambarından alınarak oluklu makinasına takılması ile başlar. Tek dalga oluklu mukavva yaş kısmındaki en önemli birim olan single facer grubu (ondüle makinası) birçok üniteden oluşur. Isı ve buharla ön şartlandırıcıda yumuşatılan fluting kağıdı, single facer’da ondüle valsleri arasından geçerek dalga şeklini alır ve ondüle haline getirilir. Bu şekillendirmenin hemen ardından oluk tepelerine genellikle nişasta bazlı olan tutkal sürülür ve ön ısıtıcılarda ısıtılıp hazırlanmış liner kağıdına preslenerek yapışması sağlanır.

Oluklu makinasının yaş kısmındaki ikinci önemli birimi olan “double facer” (kurutma) grubunda, ısıtılmış ve bu kez diğer yüzündeki oluk tepeleri tutkallanmış olan tekyüzlü tabakasına, önısıtıcılarda ısıtılan liner yapıstırılarak tek dalga oluklu mukavva elde edilir. Çift dalga istenmesi halinde, ikinci tek yüzlü de eklenerek beş kat kağıt ile çift dalga oluklu mukavva üretilir. Oluklu makinasında kullanılan tutkal hızlı kurumasına rağmen, oluklu mukavva, önce ısıtma tavaları üzerinde kurutulur, sonra keçelerin arasından geçerek nemini atar ve soğur. Bu noktadan sonra oluklu makinasının kuru kısmında, oluklu mukavvanın kenar ıskartası (trim) kesilir ve planlandığı şekildeki hat sayısında boyuna kesimi yapılır ve istenirse oluklara dik gelen rilleri atılır. Bu işlemin ardından enine kesimi yapılarak, bazen aynı, bazen farklı boyutlarda oluklu mukavva levhalar elde edilir ve tablalı istif arabası (stacker)’nda istiflenerek palete alınır ve ara stok alanına götürülür. Oluklu makinasında, bu işlemlerin dışında, isteğe bağlı olarak eklenecek ünitelerle: kaplama (coating), yüzey

boyama, yırtık bantlama (tear tape) ve takviye edici (reinforcing tape) uygulamaları; önceden baskı yapılmış liner bobinleri ile preprinting yapılabilir.

Kaplama (Coating); Oluklu mukavvanın neme veya suya dayanıklı olması isteniyorsa, iç liner'a, flutinge veya dış liner'a geçirgenliği önleyen maddeler uygulanabilir. Böyle durumlarda kutuların baskısına ve olukluda kullanılacak tutkal cinsine dikkat edilmesi gerekir.

Yüzey boyama; Zemin rengi istenen kutularda, üretimi kolaylaştırmak amacı ile, bu işlem oluklu makinasının ilgili ek ünitesinde yapılabilir.

Yırtık bantlama (Tear tape); Taşıma ambalajının teşhir ambalajına dönüştürülmesi amacıyla kullanılan yırtma bantları, istenilen hat sayısında oluklu makinasındaki ilgili ek üniteye yapıştırılırlar.

Takviye edici bantlama (Reinforcing tape); Özellikle büyük yüklerin taşındığı "bulk bin" olarak isimlendirilen ve yüzlerce kilo dökme yükü taşıyabilen ambalajların levhalarında, ara katlarda, sık aralıklarla bant yapıştırılarak ambalaja patlama mukavemeti kazandırılır.

3.3. Oluklu Mukavva Sektörü'nde Kapasite, Üretim ve Tüketim

Oluklu mukavva üretiminde büyük oranda eski gazete kağıtları ve kartonların hammadde olarak kullanılması ve yüksek geri dönüşüm oranları malzemeye "çevre dostu" özellik kazandırmaktadır. Dolayısıyla diğer ülkelerde olduğu gibi ülkemizde de kullanılmış ambalaj malzemelerinden üretilen oluklu mukavva miktarı giderek artmaktadır. Ülkemizde bugün 91 şirket, 114 fabrikada oluklu mukavva üretimi gerçekleştirmektedir.

FEFCO'nun 2010 faaliyet raporunda ülkelerin m² ve ton üretimi Çizelge 3. 1'de verilmiştir. Buna göre Türkiye'nin Avrupa'da oluklu mukavva üretiminde 6'ncı sırada olduğu görülmektedir. Yıllık üretim artışında ise (Romanya'nın çok küçük olan üretimi dışarıda tutulduğunda) Türkiye'nin en büyük artış oranına sahip olduğu görülmektedir.

Çizelge 3.1. Ülkelerin m² ve ton cinsinden oluklu mukavva üretimi

	2010	2011	% Değişim 2010/2011
Almanya	1.831.796	1.897.141	3,6
Avusturya	227.482	224.908	-1,1
Belçika	206.376	208.153	0,8
Çek Cumhuriyeti	130.601	143.353	9,7
Danimarka	104.261	100.992	-3,1
Finlandiya	67.736	71.646	5,7
Fransa	1.222.346	1.259.327	3,0
Hırvatistan	47.763	45.482	-4,7
İngiltere	770.470	755.280	-1,9
İspanya	1.097.438	1.126.724	2,7
İsviçre	121.281	127.674	5,3
İtalya	1.691.139	1.696.486	0,3
Macaristan	110.677	108.629	-1,9
Norveç	49.345	47.917	-2,9
Romanya	98.304	119.799	21,9
Slovakya	30.264	28.386	-6,2
Türkiye	568.426	628.629	10,6
Ukrayna	55.209	54.536	-1,2
Toplam	8.430.914	8.645.062	2,5

*FEFCO: Avrupa Oluklu Mukavva Sanayicileri Federasyonu

Türkiye’de oluklu mukavva sektörü her yıl Türkiye GSMH’sinin %50’si fazlalığında büyümeye devam etmekte ve oluklu mukavvanın hammaddesi olan kâğıt üretiminin %70’i geri dönüşümden elde edilen kâğıtlardan sağlanmaktadır. Geri kalan %30 ise ithal edilen kâğıtlardan elde edilmektedir. İthal edilen kâğıtların ise büyük bir kısmı sertifikalı yani orman işletmeciliği yapılan çiftliklerden, ekolojik dengeyi bozmadan belirli prensipler dâhilinde kesilen ağaçlardan elde edilmektedir. Kesilen ağaçların yerlerine cinsine göre 8 ila 14 yıl sonra erişkinliğe ulaşacak olan yenileri dikilmektedir. Dolayısıyla Türkiye’de oluklu mukavva üretimi için ağaç kesimi yapılmamaktadır.

Sanayi, teknoloji ve doğanın barışık olduğu yaşanabilir bir gelecek için ambalaj sektörünün en önemli ürünlerinin başında gelmekte olan oluklu mukavva tüketiminin bilinci, çevreye saygı bilincinin gelişimiyle paralel olarak süratle artmaktadır.

3.4. Oluklu kutu ambalaj sanayi atıksu karakteristiği

Ambalaj sektöründeki talepleri karşılamak amacıyla oluklu mukavva üretiminin giderek artması, oluklu mukavva sektörünün faaliyetleri neticesinde ortaya çıkabilecek çevresel problemlerin daha dikkatli biçimde ele alınmasını gerektirmektedir.

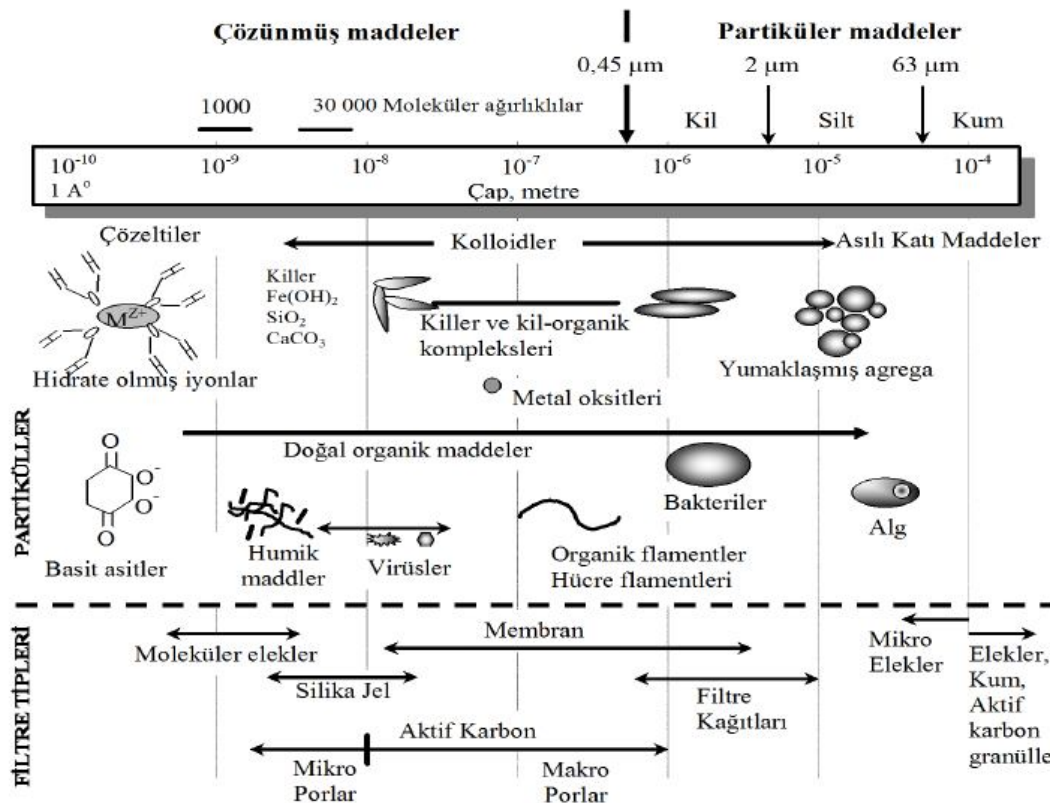
Bu üretimden kaynaklanan atıksuların kirliliği işlem basamağına göre birbirinden farklı olup, özellikle boya-baskı işlemlerinden yüksek organik madde ve nütrient, katı madde, yağ-gres içeren, bulanık, koyu renkli atıksular oluşmaktadır (Aksoy, 2012; Hasçakır, vd., 2004; Hasçakır, vd., 2005). Diğer taraftan üretim sürecinde kullanılan makinelerin yıkanması sonucunda oluşan yüksek organik madde ve nütrient, yağ-gres, katı madde içeren, koyu renkli atıksular, gerekli önlemlerin alınmaması durumunda alıcı ortamlar için ciddi kirlilik riski oluşturabilmektedir (Önen, 2002).

BÖLÜM 4

ARITIM TEKNOLOJİLERİ

4.1. Kimyasal Koagülasyon & Flokülasyon

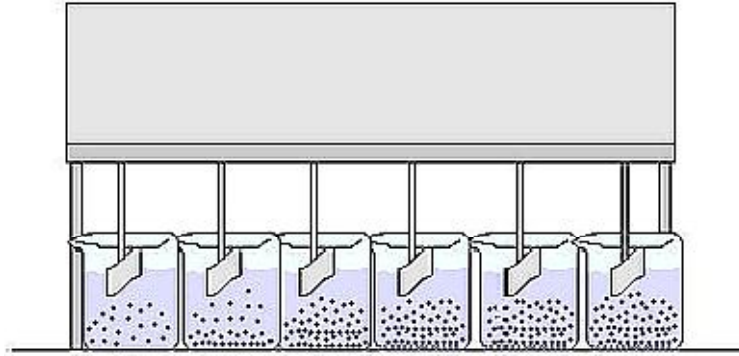
Kimyasal arıtımda yaygın olarak kullanılan koagülasyon ve flokülasyon prosesi su ve atıksu arıtımında; renk, bulanıklık ve askıda katı maddeler, zararlı bakteriler ve proteinler, tad koku oluşturan maddeler ve planktonlar gibi geniş bir kirlenici grubunun giderilmesinde yaygın bir şekilde kullanılan bir prosestir (Şengül ve ark.1995) (Şekil 4.1).



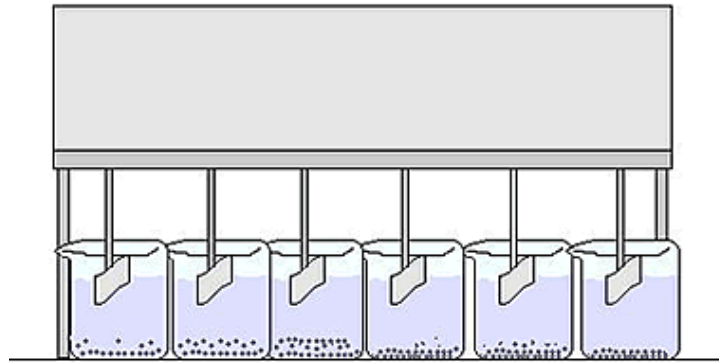
Şekil 4.1. Çözünmüş ve partiküler maddeler

Koagülasyon, kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerin sağlanması olayıdır. Kolloidler, tanecik yapıyı oluşturan moleküllerin uç kısmında bulunan reaktif grupların ayrışması veya su ortamında bulunan iyonların tanecik yüzeyinde adsorplanması ile meydana gelen ve birincil yük olarak adlandırılan bir elektriksel yüke sahiptir. Atıksu arıtımında karşılaşılan kolloidlerin çoğunun birincil yükü negatiftir. İçinde kolloid parçacıkların bulunduğu bir su kütlesinin net bir elektrik yükü yoktur. Bu nedenle (-) yüklü kolloid parçacıklar su kütlesi içerisindeki (+) yüklerle dengelenmektedir. Bu denge nedeniyle, kolloidler birbirlerine yaklaşıp duramaz ve durağan halde kalırlar. Koagülasyon işlemi, parçacıkların birbirlerinden uzak durmasını sağlayan bu kuvvetlerin nötralize edilmesiyle kolloid stabilizasyonunu sağlar. Katyonik koagülanlar atıksu ortamında pozitif elektrik yükü sağlayarak kolloidler üzerindeki negatif yükü (zeta potansiyeli) azaltırlar. Sonuçta, kolloid parçacıklar flok olarak adlandırılan daha büyük parçacıklar oluşturmak üzere çarpışırlar. Koagülasyon işlemi, atıksu arıtma tesislerinin en önemli aşamasıdır ve sadece kolloidlerin destabilizasyonunu değil, aynı zamanda bazı ağır metallerin ve florürün uzaklaştırılmasını da sağlar (Ali ve Jain, 2005).

Flokülasyon ise oluşan bu yumakların daha büyük floklar oluşturulması için yapılan işlemdir. Bu amaçla ortamda uygun kimyasal maddeler ilave edilir. Alüminyum ve demir tuzları en çok kullanılan koagülan maddelerdir. Koagülasyon-flokülasyon prosesinde suya kimyasal madde ilavesiyle, suda bulunan askıda ve çözünmüş maddelerin yapıları değiştirilerek yada ilave edilen maddelerin oluşturduğu fiziksel etkenler ile suda bulunan maddelerin sudan uzaklaştırılması sağlanır (Eckenfelder, 1989; Faust ve Aly, 1983; Duan and Gregory, 2003; Verma, et al., 2012). Pıhtılaştırma ve yumaklaştırma işlemleri şematik olarak sırasıyla Şekil 4.2 ve Şekil 4.3'te verilmiştir.



Şekil 4.2. Pıhtılaştırma aşaması



Şekil 4.3. Yumaklaştırma ve Çökeltme aşaması

Koagülasyon ve flokülasyon prosesi üç ana bölümden meydana gelmektedir. Birincisi koagülan ilavesi ile hızlı karıştırma, ikincisi yardımcı koagülan madde ilavesi ile yavaş karıştırma ve son olarak oluşan yumakların çökeltmesi için çökeltme işlemlerinden oluşur. Bu proste optimum koagülan madde dozajının belirlenmesi oldukça önemli bir aşamadır. Yüksek koagülan dozu çamurun susuzlaştırılmasını zorlaştırırken, düşük dozlar ise su içerisindeki askıdaki maddelerin giderimini azaltır. Diğer önemli bir aşama ise optimum pH' ın seçimidir. Çünkü hidroksil radikal türleri pH'a bağlı olarak oluşmaktadır.

Bir kimyasal arıtma olarak koagülasyon-flokülasyon prosesi; tekstil atıksularının arıtılmasında (Bidhendi, et al., 2007; Wang, et al., 2007; Mahmoud, 2009), tekstil boyar maddelerinin gideriminde (Szygula, et al., 2009; Najafi, 2009), ağır metalların sudan uzaklaştırılmasında (Bojic, et al., 2009; Johnson, et al; 2008), sızıntı sularının

arıtılmasında (Velasquez, et al., 2006), katı atıklardan fosfor ve ağır metal gideriminde (Teirumnieks, et al., 2007), kağıt sanayi atıksularının arıtımında (Vucinic, et al., 2009), süt proses atıksuyunun arıtımında [Chi and Cheng, 2006], fosforun ve katı maddelerin giderilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Marani, et al., 1997).

4.1.1. Koagülan özellikleri

Atıksu arıtma uygulamalarında en çok kullanılan koagülan alüminyum sülfattır ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$). Alkalinite bulunan bir ortamda suya alum ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon olur:



Alüminyum hidroksit $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ kimyasal formunda olup amfoterik yapıdadır. Yani asit ya da baz gibi davranır. Asidik şartlarda:

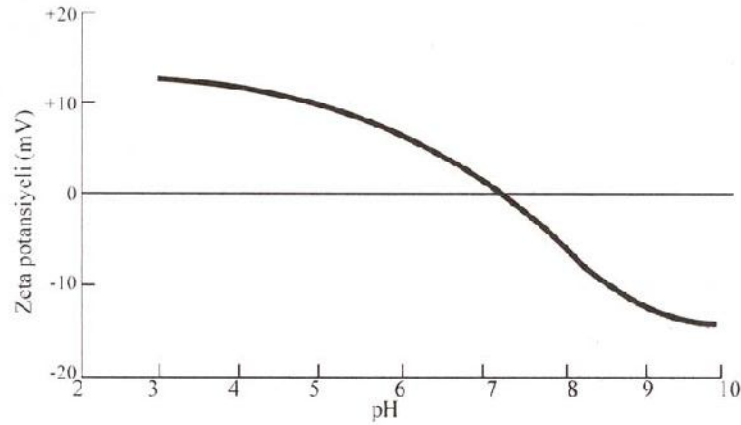


pH 4 de çözültide 51.3 mg/l Al^{+3} mevcuttur. Alkali şartlarda ise susuz alüminyum oksit çözünür:



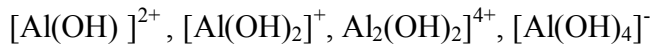
pH 9 da çözültide 10,8 mg/L alüminyum vardır. Alum flokları pH: 7,0 de çok az çözünür. pH: 7,6 nın altında flok yükü pozitif, pH: 8,2 nin üstünde ise negatiftir. Bu limitler arasında flok yükü karışıktır. Bu ilişki zeta potansiyeline bağlı olarak Şekil 4.4'te verilmiştir.

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

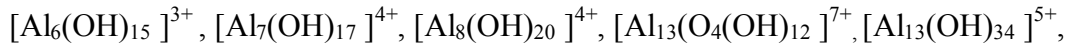


Şekil 4.4. Alüminyum Hidroksit için Zeta Potansiyeli-pH _liskisi

Monomerik alüminyum türleri:



Polimerik alüminyum türleri:



Monomerik hidroksitlerin oluşumu 10^{-4} sn. dimerik hidroksitlerin oluşumu 1 sn. Al_{13} polimerik türlerin oluşumu dakikalar sonunda olmaktadır. $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ amorfun çökmesi 1 saniye ile yıllarca sürebilmektedir, $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ kristalin çökmesi aylar–yıllarca sürebilmektedir.

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



Asidik pH' da flok yükü pozitif; alkali pH' da negatif; pH: 6,5-8,0 aralığında ise karışık yüklüdür. Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler.

Sülfat iyonu asit aralığında flokülasyonu yükseltir, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asit hem bazik pH da biraz yükseltir. Kireç gerçek bir koagülan değildir ancak bikarbonat alkalitesiyle birleşerek kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleşerek kalsiyum hidroksi apatit oluşturur. Magnezyum hidroksit yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi ayırma için ortamda bir miktar jelimsi $Mg(OH)_2$ olması gerekir, ancak bu durumda oluşan çamurun susuzlaştırılması zorlaşır. Kireç çamuru genellikle sıkıştırılabilir, susuzlaştırılabilir ve tekrar kullanım için kalsiyum karbonatı kirece dönüştürmek üzere kalsine edilebilir.

4.1.2. Koagülan yardımcıları

Bazı kimyasalların ilavesi ile daha büyük hızla çöken flok oluşumu ile koagülasyon hızlanır. Aktifleştirilmiş silika çok ince alüminyum hidrat parçacıklarını birbirine bağlayan kısa zincirli bir polimerdir. Silika yüksek dozlarda, elektronegatif özelliğinden dolayı flok oluşumunu engeller. En uygun doz 5-10 mg/L dir. Polielektrolitler yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir. İçerdikleri adsorplanabilen gruplardan dolayı partiküller veya yüklü floklar arasında köprü oluştururlar. Alum veya demir klorür ile birlikte düşük dozlarda (1-5 mg/L) polielektrolit ilavesi ile büyük floklar (0,3–1 mm) oluşur. Polielektrolitler pH'dan etkilenmeksizin kolloidin etkin yükünü azaltarak koagülasyonu sağlarlar. Üç tip polielektrolit vardır: katyonik polielektrolitler, negatif kolloid veya flokları adsorblar; anyonik polielektrolitler, kolloid parçacıklarda anyonik gruplarla yer değiştirerek kolloid ve polimer arasında hidrojen bağına izin verir; iyonik olmayan (naniyonik) polimerler ise katı yüzeyleri ile polimerdeki polar gruplar arasında hidrojen bağı ile parçacıkları adsorblayarak floklaşmalarını sağlar. Koagülanların genel uygulamaları Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Koagülasyonda kompleks reaksiyonlar söz konusu olduğundan optimum pH dozu ve koagülan dozajını tespit etmek için laboratuvar çalışmaları yapılmalıdır. Bu çalışmalar; jar test ve zeta potansiyeli kontrolü ile gerçekleştirilir.

Çizelge 4.1. Koagulanların genel uygulamaları

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

Kimyasal çöktürme prosesinde pH ayarlaması atıksudaki çözünmüş halde bulunan metallerin, az çözünür veya çözünmez forma dönüştürülmesi sağlanmaktadır (Semerjian ve Ayoub 2003).

Flokülasyonda ise yüksek molekül ağırlıklı organik polimerlerin ortama ilavesiyle taneler arasında fiziksel bir köprü meydana getirilerek tanelerin

salkımlaşmaları sağlanmaktadır. Salkımlaşma difüzyon sınırlı kümeleşme ve reaksiyon sınırlı kümeleşme olmak üzere iki şekilde tanımlanmaktadır (Harif, et al., 2012; Bushell, 2002)

Flokülanlar genel olarak flokülant kaynağına göre, doğal ve sentetik olarak ikiye ayrılırlar. Sentetik flokülantlar geniş kullanım alanı bulan polimerler olarak adlandırılan maddelerdir ve iyonizasyon durumuna göre anyonik, katyonik ve noniyonik flokülantlar şeklinde; molekül ağırlığına göre ise düşük, orta ve yüksek molekül ağırlıklı flokülantlar şeklinde tanımlanmaktadır (Gergory, 2005; Atak vd., 1998; Tripathy and Ranjan, 2006; Hogg, 2000; Bratby, 2006; Boltoa and Gregory, 2007). Taneciklerin bir araya getirilmesi üç ayrı mekanizmayla yapılabilmektedir;

1. Taneciklerin polielektrolitler kullanılarak zeta potansiyellerinin düşürülmesi ve Van der Waals çekim kuvvetleriyle taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması
2. Tanecik yüzeyinde, yüzeye zıt kısımların oluşturulması ve bu kısımların diğer bir taneciği çekmesi ile taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması
3. Taneciklerin polimer köprüleriyle bir araya getirilmesinin sağlanması

Sentetik polimer flokülantlar ile yapılan flokülasyonu, flokülantın tipi, süspansiyon pH'sı ve sıcaklığı, flokülant dozajı, flokülant molekül ağırlığı, süspansiyonun karıştırma hızı, süspansiyondaki katı/sıvı oranı, katının tane boyutu ve tane şekli gibi faktörler etkilemektedir (Taşdemir ve Erdem, 2010).

4.2. Elektrokoagülasyon

Sanayi atıksularının geleneksel yöntemlerle arıtilamayacak kadar karmaşık bir bileşime sahip olmaya başlamasıyla yeni arıtım teknolojilerine duyulan gereksinim artmıştır. Elektrokimyasal atıksu arıtımı verimli, kolay, ucuz ve temiz bir alternatif oluşturmaktadır. Elektrokimyasal atıksu arıtımı uygulanan ve verimliliği bilimsel olarak kanıtlanan alanlar metallerin geri kazanımı, içme veya proses suyunun arıtılması, deri sanayi, tekstil sanayi, yağ sanayi, şeker pancarı, sigara endüstrisi, boya sanayi, peyniraltı atıksuyu ve meyvesuyu sanayi olarak özetlenebilir (Mert, 2008). Çevre kirliliği kontrolü için kullanılan elektrokimyasal proseslerin birçoğu türlerin elektrot yüzeyinde doğrudan reaksiyonunu içermektedir. Bu nedenle, bu prosesler direkt (doğrudan) elektroliz adını almaktadır. Diğerleri ise elektrotta aktif türlerin oluşması ve daha sonra bu türlerin hedef kirleticilerle reaksiyonunu içermektedir. Bunlar ise dolaylı elektroliz adını almaktadır. Dolaylı prosesler elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektroflokülasyon gibi prosesleri kapsamaktadır.

Elektrokoagülasyonla atıksu arıtımı ilk olarak 1889'da İngiltere'de önerilmiştir. Daha sonra ABD'de 1909'da demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon ile atıksuların arıtımı ile ilgili bir patent alınmıştır. Büyük ölçekte elektrokoagülasyon ile içme sularının arıtımı ilk olarak 1946'da ABD'de uygulanmıştır. Bu metotta alüminyum anotlar kullanılarak elektrokimyasal hidroliz ile alüminyum hidroksit flokları oluşturulmuştur. Elektroliz ile oluşan flokların çökmesi veya sedimentasyonu hızlıdır. İçme sularından renk giderimi gerçekleştirilmiş olmaktadır. Aynı sistem ile demir elektrotlar kullanılarak 1956'da İngiltere'de nehir suları arıtılmıştır. 1946 ve 1956 yıllarında yapılan iki araştırmada renk ve türbitide 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, atık su deşarj standartlarına getirilen sınırlamalardan dolayı elektrokoagülasyon yeniden gündeme gelmiştir. 1972'de elektrokoagülasyon ile gıda endüstrisi atıksuları arıtılmıştır. 1980'de Rus bilim adamları, yağlı atıksuların farklı metotlar ile arıtımını

incelemişler ve elektrokoagülasyon ile bu konudaki düşüncelere yeni bakış açısı getirmişlerdir (Şahin, 2006).

Elektrokimyasal arıtımın avantajları aşağıda özetlenmektedir (Şahin, 2006):

- Çevresel uygunluk; elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrot olup, temiz bir reaktiftir. Proseste genellikle çok fazla reaktif ilavesi gerekmemektedir. Ayrıca bu proseslerin birçoğunun yüksek seçicilik özelliği nedeniyle ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.
- Çok yönlülük; kirleticilerin elektrolizinden oluşan ürünler genelde yararlıdır. Ek olarak, bir reaktörün dolgunluğu, elektrotun malzemesi, şekli ve görünümü de verimde önemlidir. Çoğu zaman aynı reaktör birden fazla elektrokimyasal reaksiyon için çok az bir değişiklik yapılarak kullanılabilir. Bir de çok küçük hacimlerden çok büyük hacimlere kadar arıtım mümkündür.
- Enerji etkinliği; elektrokimyasal prosesler elektrokimyasal olmayan denk proseslere göre daha düşük sıcaklık ve basınç gereksinimlerine sahiptirler. Düşük elektriksel akım dağılımları, voltaj düşmeleri ve yan reaksiyonlar nedeniyle oluşan güç kayıplarını minimize etmek için uygun elektrot ve hücre dizaynları ile enerji verimleri artırılabilir. Böylece klasik sistemlere göre daha az enerji tüketimi olacaktır.
- Güvenlik; eklenen kimyasalların miktarının az olması ve zararsız yapılarının olması nedeniyle, elektrokimyasal prosesler güvenlidir. Ayrıca, yüksek sıcaklıklar proses için herhangi bir problem oluşturmamaktadır (İlhan vd., 2007).
- Seçicilik; çoğu durumda uygulanan potansiyel spesifik bağları kırabilmek için kontrol altındadır. Bu nedenle de yan ürünlerin oluşumu engellenmektedir.
- Otomatik düzene uyum; Elektrokimyasal proseslerde kullanılan elektriksel değişkenler (I, E vs.) kısmen, bilgi edinme, proses kontrolü ve otomasyonu için uygun özellik göstermektedirler.
- Maliyet; elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre daha az bir alan işgal etmektedir.

4.2.1. Elektrokoagülasyon prosesi genel esasları

Gerek etkin verim ve gerekse kolay işletme şartları nedeniyle elektrokimyasal arıtım yöntemleri içerisinde en yaygın kullanım alanı bulan yöntem elektrokoagülasyondur. Elektrokoagülasyon prosesinde genellikle ardı ardına üç aşamanın olduğu kabul edilmektedir (İrdemez vd., 2006).

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

Kirleticilerin destabilizasyon mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde tanımlanmaktadır;

- Çözelti içinden geçen akım nedeniyle çözünen elektrotun çözünmesi ile meydana gelen iyonların etkileşimleri sonucu yüklü türlerin, oluşan iyonlar etrafındaki dağınık çift tabakanın sıkıştırılması sağlanmaktadır.
- Sudaki mevcut iyonik türlerin yüklerinin nötralizasyonu elektrokimyasal olarak çözünen elektrotlar tarafından üretilen zıt iyonlarla sağlanmaktadır.

Elektrokoagülasyonun mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğe bağlıdır. Ayrıca pH, ortamdaki kolloidal partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesini etkilemektedir (Şahin, 2006).

Elektrokoagülasyonda yaygın olarak alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlar kullanılmaktadır (Chen et al., 2000). Elektroliz sırasında oluşan metal iyonları ortamdaki hidroksit iyonları ile tepkimeye girerek $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Sistemde arıtım metal hidroksitlerin oluşmasıyla başlamaktadır. Adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin sudaki değişik kirletici parametreleri adsorbe ederek çökelti yoluyla sudan uzaklaştırma prensibine dayanan bu arıtım metodu günümüzde birçok yerde kullanım alanı bulmaktadır. Bu işlem esnasında elektrotlarda elektrokimyasal tepkimeler sonucu

oluşan çok küçük gaz kabarcıkları çıkmaya başlar. Bu gaz kabarcıklarının da elektroflotasyonun temelini oluşturduğunu düşünürsek bazı kirleticilerinde elektrokoagülasyon esnasında elektroflotasyon yöntemiyle sudan uzaklaştırılacağı söylenebilir (İlhan vd., 2007).

Alüminyum elektrotlar kullanıldığında istenmeyen çökeltiler oluşabilmektedir. Bu çökeltiler genellikle aşırı metal hidroksit oluşumundan kaynaklanmaktadır. Elektrokoagülasyonda bundan dolayı demir elektrotlar daha fazla tercih edilmektedir. Çünkü atık depolama alanlarında ağır metal kirliliği ortaya çıkabilmektedir. Ancak demir elektrot kullanılması halinde alüminyum elektrot kullanıldığı sistem kadar renk açısından bir şeffaflık sağlanamamaktadır. Çok az miktarda da olsa çözülmüş demir iyonları suda renk oluşumuna yol açmaktadır (Şahin, 2006).

Elektrokoagülasyon proseslerinde genellikle doğru akım (DC) ve alternatif akım (AC) güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980'li yılların başında alternatif akım kullanan EC sistemleri üzerine çalışmalar yapıldığı görülmektedir. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspansiyonların stabilitesi yani kararlılığın kırılmasında alternatif akımlı elektrokoagülasyon sistemi kullanılmıştır (Şahin, 2006).

Kimyasal koagülasyon, kolloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması nedeniyle bir araya gelip yeterli Van der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi sonucu gerçekleşmektedir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azaltılması ile sağlanmaktadır. Kimyasal koagülasyondan farklı olarak, elektrokoagülasyon prosesinde koagülan uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu oluşmaktadır. Bu süreçte yüklü iyon türleri ile anottan çözülmüş olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturmaktadır. Ancak elektrokoagülasyonda oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyon ile oluşan floklardan daha farklıdır. Elektrokoagülasyonda oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir yani daha az su içeriğine sahiptirler. Floklar daha düşük dirence sahip olduklarından daha kolay filtre edilebilmektedirler (Şahin, 2006).

Elektrokoagülasyon yöntemi geleneksel koagülasyona benzemekle birlikte elektrokoagülasyonun birçok avantajı vardır (Alinsafi et al., 2005).

- a) Elektrokoagülasyon küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde konvansiyonel koagülasyona oranla daha etkilidir.
- b) Elektrokoagülasyonda daha az ve daha kararlı çamur oluşmaktadır.
- c) Elektrokoagülasyon ekipmanlarının kullanımı ve işletmesi kolaydır.
- d) Elektrokoagülasyonda kimyasal madde eklenmesine gerek yoktur. Bu yüzden işletme ve bakımı daha kolaydır (Lakshmanan et al., 2010; Yıldız vd., 2007; Yılmaz vd., 2007).

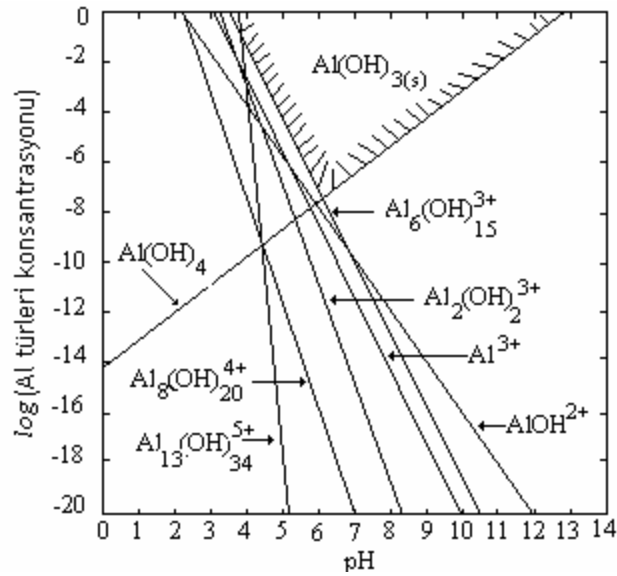
4.2.2. Elektrokoagülasyon prosesinde kullanılan elektrot türleri

4.2.2.1. Alüminyum elektrotlarla gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesi

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen alüminyum elektrotların sulu ortamda oluşturacağı alüminyum kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'nin oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Şekil 4.5' te gösterilmektedir. Sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine bağlı olarak çeşitli komplekslerin oluşumuna yol açmaktadır (Şahin, 2006).

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



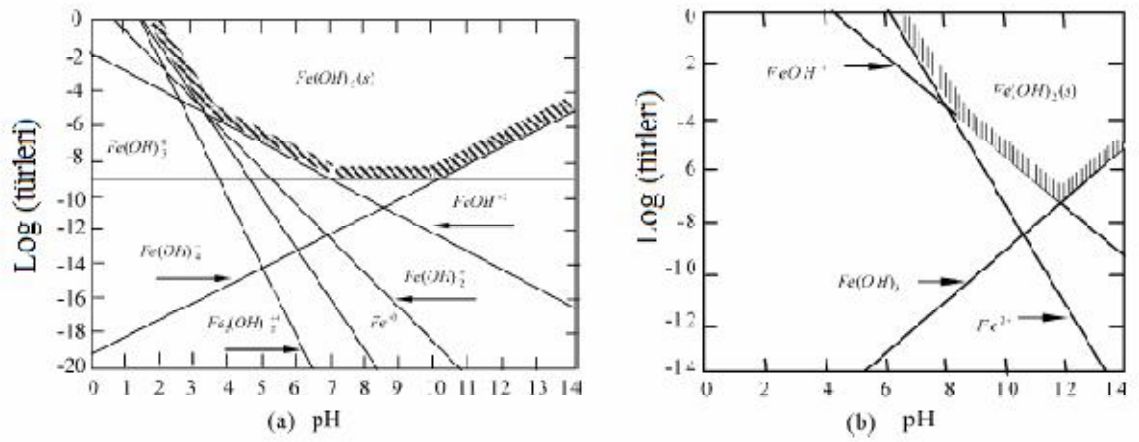


Şekil 4.5. Sulu ortamda alüminyum kompleksleri ve pH ilişkisi ()

4.2.2.2. Demir veya paslanmaz çelik elektrotlarla gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesi

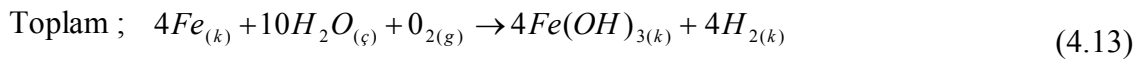
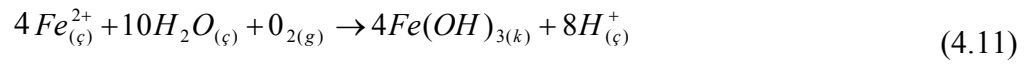
Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı demir kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Fe^{3+} 'nin oluşturduğu hidroksi kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Şekil 4.6.'da gösterilmektedir. Sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözülmüş olan Fe^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH'ına bağlı olarak komplekslerin oluşumuna yol açmaktadır (Şahin, 2006).

Demir anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH'da anyonik $FeOH_4^-$ gibi türlerdir ve bunlar uygun pH değerlerinde önce $Fe(OH)_3$ 'e, sonuçta aşağıdaki mekanizmalardaki reaksiyonlara göre $Fe_n(OH)_{3n}$ 'e ($n=2$ ya da 3) polimerleşmektedirler.

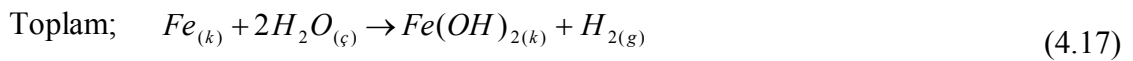
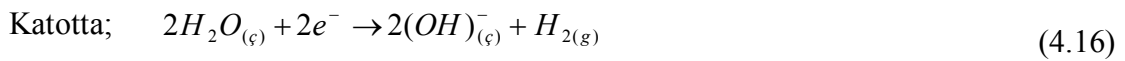


Şekil 4.6. Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi ()

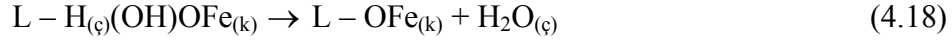
Mekanizma I:



Mekanizma II:

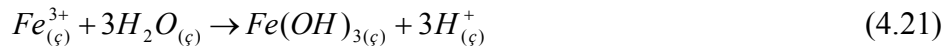
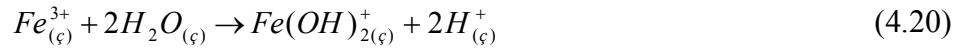


Elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve ardından koagülasyon vasıtasıyla atıksuları kirleticilerden ayıran $Fe(OH)_{n(k)}$ akımda jelatinimsi bir süspansiyon oluşturmaktadır. Yüzey kompleksleşme modunda, kirletici $Fe(OH)_{n(k)}$ 'a kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranmaktadır (Şahin, 2006).



Aynı zamanda Fe^{3+} katyonlarının ön hidrolizi su arıtımı için reaktif kümelerin oluşumuna neden olmaktadır. Bu oksihidroksi demir katyonları için yapısal modeller literatürde geniş ölçüde yer bulmaktadır.

Redoks reaksiyonu ile üretilen H_2 , flotasyon vasıtasıyla, çözülmüş veya askıdaki maddeleri giderebilmektedir. Ancak Fe^{3+} iyonları hidrasyona uğrayabilmekte ve çözeltinin pH'ına bağlı olarak $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, ve $Fe(OH)_3$ türleri asidik koşullarda bulunabilmektedir. Reaksiyonlar aşağıda gösterilmektedir.



Ayrıca alkali koşullar altında $Fe(OH)_6^{3-}$ ve $Fe(OH)_4^-$ iyonları da bulunabilmektedir. Bu nedenle anyonik ve katyonik türlerin elektrokoagülasyonu çözünen plaka/çubuk demir elektrot kullanımı ile mümkün olmaktadır.

4.2.3. Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler

4.2.3.1. Akım yoğunluğu

Akım yoğunluğu, birim elektrot alanına düşen akım olarak tanımlanmaktadır. Proses hızını belirleyen bir parametredir. Elektrokoagülasyon sistemlerine sağlanan akım miktarı elektrotlardan salınan Al^{3+} ya da Fe^{2+} iyonlarının miktarını belirlemektedir (Şahin, 2006).

Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335,6 mg/(Ah), demir içinse bu değer 1041 mg/(Ah)'dır. Yüksek akım miktarı küçük elektrokoagülasyon ünitesi anlamına gelmektedir. Ancak akım çok arttırıldığı zaman elektrik enerjisinin suyun ısıtılmasında harcanma ihtimali ortaya çıkmaktadır. Daha önemlisi çok yüksek akım yoğunluğu akım veriminde önemli bir azalma ile sonuçlanabilmektedir (Şahin, 2006).

Elektrokoagülasyon sistemini bakım yapılmaksızın uzun bir süre işletebilmek için önerilen akım yoğunluğu, elektrot yüzeyinin periyodik temizliği için gerekli tespitler yapıldığı sürece, 20 – 25 A/m²'dir (Şahin, 2006).

Optimum akım yoğunluğunun tam aralığı elektrokoagülasyon prosesinin uygulandığı yerin ekonomik ve coğrafik durumuna bağlıdır. Akım yoğunluğu arttığı zaman anot ve katottaki iyon üretim verimi de artmaktadır. Bu nedenle de çözültedeki flok oluşumu artmakta ve renk gideriminde gelişme olmaktadır (Şahin, 2006).

Arıtılmış suyun kalitesi üretilen iyonların miktarına ya da akım ve zamanın çarpımı olan yük yüklemesine bağlıdır. Literatürde gerekli değerlerin olmaması durumunda akım yoğunluğu ya da yük yüklemesi deneysel olarak belirlenebilmektedir. Gerekli yük yüklemesi belirlenirken yük yüklemesinin kritik değeri göz önünde bulundurulmalıdır. Yük yüklemesi bu kritik değere ulaştıktan sonra çıkış suyunda akım artısına bağlı olarak önemli bir iyileşme görülmemektedir (Şahin, 2006).

4.2.3.2. Akım verimi

Akım verimi, gerçek elektrot tüketiminin teorik tüketime oranı olarak tanımlanmaktadır. Elektrotların kullanım süresini etkilemesi sebebiyle elektrokoagülasyon için önemli bir parametredir. Faraday kanununa göre teorik olarak devreden 1 F yük geçtiğinde bipolar elektrot kullanılan elektrokoagülasyon ünitesinde her anotta 9,0 g alüminyum çözünmektedir. Ancak gerçek elektrot tüketimi elektrokoagülasyon yan reaksiyonları nedeniyle bu teorik değerden atıksuyun özelliklerine ve işletme şartlarına bağlı olarak büyük ya da küçük olabilmektedir (Şahin, 2006).

Yüksek akım verimi sağlamak için akım yoğunluğu belirlenirken pH, sıcaklık, debi gibi işletme parametrelerinin göz önüne alınması gerekmektedir. Alüminyum

elektrot için akım verimi % 120–140 arasında değişirken demir elektrot için %100 civarındadır. Alüminyum elektrot için %100'ün üzerindeki akım verimi özellikle klorür iyonlarının mevcudiyetinde korozyon etkisine bağlanmaktadır. Akım verimi, akım yoğunluğuna ve anyonların türüne bağlıdır. Demir elektrotlarda %160'a kadar önemli ölçüde geliştirilebilen akım verimi, bu elektrotlara düşük frekansta ses uygulanmasıyla elde edilmektedir (Şahin, 2006).

4.2.3.3. pH

Genellikle ortamın pH'ı proses boyunca değişmektedir. Bu değişim elektrot materyalinin türüne ve başlangıç pH'ına bağlıdır. Alüminyum elektrot kullanıldığı zaman başlangıçta pH < 8 ise çıkış suyunda pH daha yüksek, pH > 8 ise çıkış pH'ı başlangıç pH'ından daha düşük olmaktadır. Demir elektrot kullanıldığında çıkış pH değeri başlangıç pH değerinden her zaman daha yüksek olmaktadır.

Bu sonuçlar elektrokoagülasyon prosesinin özellikle alkali ortamda bir miktar tampon kapasitesine sahip olduğunu göstermektedir. Başka bir deyişle, çözeltinin pH'ı düşük olduğu zaman pH'da bir artış meydana gelirken, çözeltinin pH'ı yüksek olduğunda pH'da bir düşüş meydana gelmektedir. Bu durum, elektrokoagülasyon prosesinin avantajlarından birini oluşturmaktadır (Şahin, 2006). Asidik şartlardaki pH artışı katotlardaki hidrojen oluşumuna bağlanmaktadır.

Katottaki bu reaksiyon aşağıdaki şekildedir.



Hidrojen oluşumunun yanı sıra anot yakınındaki Al(OH)₃ oluşumu pH'da düşmeye yol açan H⁺ açığa çıkmasına neden olmaktadır. Ayrıca oksijen oluşumu da yine pH düşmesine neden olmaktadır. Klor iyonlarının varlığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir.





Dolayısıyla hidrojen oluşumu nedeniyle pH artışı yukarıdaki reaksiyonlar uyarınca H^+ açığa çıkmasıyla dengelenmektedir. Asidik koşullardaki pH artışı, Al^{3+} iyonlarının diğer anyonlarla oluşturduğu çöktürler, H^+ açığa çıkan reaksiyonlarda dengenin sola kayması ve hidrojen kabarcıklaşmasında CO_2 açığa çıkmasına bağlanmaktadır.

$Al(OH)_3$ yüksek pH'larda amfoterik metal hidroksit özelliği nedeniyle mevcut OH^- iyonlarıyla reaksiyona girerek ortamın pH'sını düşürmektedir.



Akım verimi ve metal hidroksitlerin çözünürlüğü atıksu ya da suyun pH'sının elektrokoagülasyon üzerindeki etkilerini yansıtmaktadır. Genellikle alüminyum akım veriminin asidik ya da bazik şartlarda nötral şartlara göre daha yüksek olduğu bulunmuştur. Arıtma performansı kirleticinin yapısına bağlıdır ve en iyi kirletici giderimi pH 7 civarında gerçekleşmektedir. Ancak enerji tüketimi iletkenliğin değişimi nedeniyle nötral pH'da daha fazladır. İletkenlik yüksek olduğu zaman pH etkisi önemli olmamaktadır.

Alüminyum elektrot kullanılması durumunda kirletici giderme verimlerinin nötr pH civarında en iyi olduğu bilinmektedir. Tekstil baskı ve boyama işlemlerinden oluşan atıksularının elektrokoagülasyonla arıtımında demir elektrot kullanıldığı zaman alkali ortamda daha iyi KOİ ve renk giderimi elde edilmektedir.

4.2.3.4. Elektrot materyali

Uygun elektrot materyalinin seçimi için aşağıdaki faktörler dikkate alınmaktadır (Şahin, 2006).

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

Elektrokoagülasyonda en yaygın olarak demir, çelik ve alüminyum elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlar ucuz, kolay temin edilebilir olmaları ve etkinliklerinin kanıtlanmış olması nedeniyle tercih edilmektedir. Demir ya da çelik elektrod kullanılması durumunda kirletici maddelerin metal hidroksitlere adsorbsiyonuna ilaveten anotta kısmi direkt oksidasyon ve katotta indirgenme gerçekleşmektedir.

Alüminyumun çözeltiliye tekli değerlik durumunda girmesi nedeniyle alüminyum elektrotlar indirgen aracı olarak davranamazlar. Demir elektrotlardan çözeltiliye demir (II) iyonları salındığı için indirgen aracı olarak davranabilmektedir. Çelik elektrotlar özellikle Ca^{2+} ve Mg^{2+} konsantrasyonlarının yüksek olması durumunda tercih edilmektedir.

4.2.3.5. Elektrolit türü ve konsantrasyonu

Elektrokoagülasyonun verimini arttırmak ve atıksuyun iletkenliğini istenilen seviyeye getirmek amacıyla sodyum nitrat, sodyum sülfat gibi inert tuzlar, NaCl, KBr gibi halojenli tuzlar ya da deiyonize su kullanılmaktadır. Bu ayarlama atıksuyun başlangıç pH'ında yaklaşık olarak 0,3 birim değişime neden olmaktadır (Şahin, 2006).

Potasyum klorürün elektrolit olarak kullanılması halinde boya moleküllerinin hızlı bir şekilde parçalanabilmekte ancak esas olarak hipoklorit nedeniyle yan reaksiyon ürünü olarak klorlu organik bileşiklerin oluşma ihtimali ortaya çıkmaktadır.

İstenmeyen bu bileşiklerin oluşumunu engellemek için organik bileşiklerin tamamen mineralizasyonu sağlanmalıdır. Başka bir deyişle yeteri kadar uzun elektroliz

zamanı gerekmektedir. Sodyum nitrat, sodyum sülfat ve mangan sülfat gibi inert tuzların elektrokoagülasyon yöntemiyle indigo boyalardan kaynaklanan rengin gideriminde kullanılması gerek düşük renk giderme seviyeleri gerekse enerji tüketimi açısından yeterli olmadığı görülmüştür. Elektrokoagülasyonda sodyum meta – bisülfid (NaS_2O_5) kullanılması durumunda halojen içeren tuzlardan daha farklı bir mekanizma söz konusudur. Elektrik akımı S_2O_5 'in S_2O_4 'e dönüşümünü sağlamaktadır. S_2O_4 boya moleküllerini soluk sarı renkli leuco(ak) forma dönüştüren indirgen bir maddedir. Bu indirgen maddenin boya çözeltisine eklenmesi neredeyse anında bir renk giderimi ile sonuçlanmaktadır. Ancak bu yöntem organik madde içeriğinde bir azalma olmaması ve boya moleküllerinin daha basit bir yapıya dönüşmemesi nedeniyle etkili bulunmamaktadır. Ayrıca leuco form kolaylıkla renkli forma oksitlenebilmektedir.

Renk giderimi ve elektrik tüketimi açısından en iyi sonuçlar NaCl ile elde edilmektedir. Üstelik bu elektrolit boyama prosesinde kullanılması nedeniyle tekstil endüstrisi atıksularında genellikle bulunmaktadır. Sodyum klorür genellikle arıtılacak su ya da atıksuyun iletkenliğini artırmak amacıyla kullanılmaktadır. Elektrik yükünün iletimindeki iyonik katkısının yanı sıra HCO_3^- , SO_4^{2-} gibi anyonların olumsuz etkisini önemli ölçüde azaltmaktadır. Karbonat ya da sülfat iyonları elektrot yüzeyinde yalıtkan bir tabaka oluşturan kalsiyum veya magnezyum iyonlarının çökmesine yol açabilmektedir. Bu tabaka elektrotlar arasındaki potansiyeli aniden artırmakta ve akım veriminde önemli bir azalmaya neden olmaktadır. Bu nedenle atıksu arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin işletilebilmesi için mevcut iyonlar arasında Cl miktarının %20 olması tavsiye edilmektedir. Sodyum klorür ilavesi iletkenliği artırması sebebiyle enerji tüketiminin azalmasına da yol açmaktadır. Ayrıca elektrokimyasal olarak üretilen klorun dezenfeksiyonda etkili olduğu bilinmektedir.

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

4.2.3.6. Sıcaklık

Elektrokoagülasyon yüz yıldan uzun bir zamandır bilinmesine rağmen sıcaklığın bu yöntem üzerindeki etkisi çok fazla araştırılmamıştır. Ancak elektrokoagülasyon reaksiyon hızı da diğer kimyasal reaksiyonlar gibi çözeltinin sıcaklığı arttığı zaman artmaktadır. Sıcaklık 27 °C'yi geçtiği zaman üretilen iyonların hareketi oldukça artmakta ve bu iyonların yumaklaşma ve metal hidroksit flokları oluşturma şansı azalmaktadır. Sonuç olarak da proses veriminde azalma gözlenmektedir (Şahin, 2006).

Alüminyumun akım verimi başlangıçta sıcaklık ile birlikte maksimum akım veriminin bulunduğu 60 °C'ye kadar artmaktadır. Sıcaklık artışının daha fazla devam etmesi akım veriminde düşmeye neden olmaktadır. Akım veriminin sıcaklıkla artması elektrot yüzeyindeki alüminyum oksit filmin bozunmasıyla artan aktiviteye bağlanmaktadır. Sıcaklığın çok yüksek değerlere ulaşmasıyla alüminyum hidroksit jelinin büyük gözeneklerinde bir daralma gözlenmekte ve bu daralma elektrot yüzeyinde birikmeye daha elverişli flokların oluşumuna yol açmaktadır. Akım verimine benzer bir şekilde ancak daha düşük bir sıcaklıkta enerji tüketimi de maksimum değere ulaşmaktadır.

Yağlı atıksular için bu değer 35 °C olarak tespit edilmiştir. Bu durum sıcaklığın akım verimi ve iletkenlik üzerine ters etkisi ile açıklanmaktadır. Sıcaklığın artması ile iletkenlik artmakta ve dolayısıyla enerji tüketimi azalmaktadır.

4.2.3.7. Elektrotlar arası mesafe

Elektrotlar arası mesafe, elektrokoagülasyon üzerinde önemli bir etkiye sahip olmamakla birlikte elektrotlar arası mesafe arttığı zaman proses verimi de az miktarda artmaktadır. Bu değişim muhtemelen elektrostatik etkilerin elektrotlar arası mesafeye bağlı olması nedeniyle meydana gelmektedir. Bu mesafe arttığı zaman üretilen iyonların hareketi yavaşlamakta ve flok oluşturma ihtimalleri artmaktadır (Şahin, 2006).

4.2.3.8. Reaksiyon süresi

Elektroliz süresince pozitif elektrot anodik reaksiyonlara maruz kalırken katodik reaksiyonlar negatif elektrotta meydana gelmektedir. Elektrotlardan salınan iyonlar partiküllerin yüklerini nötralize etmekte ve böylece koagülasyon başlamaktadır. Elektroliz süresinin artması durumunda iyon konsantrasyonunda ve iyonların hidroksit floklarında artış meydana gelmektedir (Şahin, 2006).

4.2.4. Elektrokoagülasyon prosesinin avantajları

- Elektrokoagülasyon prosesi; en küçük kolloidal parçacıkları bile giderme avantajına sahiptir. Uygulanan elektriksel alan parçacıkların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırır (Orkun, 2007). Kimyasal madde kullanımından kaçınılır böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen yüksek konsantrasyondaki kimyasal maddelerin sebep olduğu ikincil kirlenme olasılığı ve aşırı miktarda kimyasalların nötralizasyonu problemi ortadan kalkmış olur.
- Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözünmüş katılar içerir.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyabilir, böylece daha kolay ayrılmaları sağlanır.
- Elektrokoagülasyon hücresi içindeki elektrotlar sabit konumda olup, elektriksel olarak kontrol edilebilirler, böylece proses daha az akım gerektirir.
- Basit ekipmanlar ve işletme şartları gerektirir.
- Arıtım çıkışı renksiz, kokusuz ve berraktır.
- Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden meydana geldiği için kolaylıkla stabil hale getirilebilir ve susuzlaştırılabilir. Çamur miktarı azdır.
- Oluşan floklar kimyasal floklara benzemekle birlikte; daha büyük boyutta floklar olma eğiliminde ve daha az bağıl su içermektedirler. Asidik ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler.
- Elektrokoagülasyon prosesi için gerekli elektrik, kırsal alanlarda prosese ilave edilen güneş panellerinden de temin edilebilir.

4.2.5. Elektrokoagülasyon prosesinin dezavantajları

- Elektrokoagülasyon reaktörlerinde doğru akım veya alternatif akım uygulanmaktadır. Doğru akım elektrokoagülasyon teknolojisinde, oksitlenmeden dolayı azot bozunmakta, diğer taraftan ise katotta su geçirmeyen bir oksit tabakası oluşmaktadır bu olay verim kaybına neden olmaktadır (Orkun, 2007).
- Bazı durumlarda jelatinli hidroksit çözünme yönüne meyledebilir.
- Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olmaları gerekir.
- Bazı yerlerde elektrik kullanımı pahalı olabilir.
- Çözünen(harcanan) elektrotların düzenli olarak yenilenmesi gereklidir.

4.2.6. Elektrokoagülasyon prosesi uygulama alanları

Prosesin uygulanmakta olduğu atıksular ve potansiyel uygulama alanları aşağıda verilmiştir: ¹

- Ağır metal giderimi (Adhoum et al., 2004)
- Askıda katı ve kolloid madde giderimi
- Yağ-su emülsiyon kırılması (Adhoum et al., 2004; Ün vd., 2006)
- Kompleks organiklerin giderimi
- Bakteri ve virüs giderimi
- BOİ,KOİ, fosfat ve azot giderimi
- Evsel atık su arıtımı
- EDTA ve lignin gibi dayanıklı organik maddeler içeren endüstriyel atıksuların arıtımı
- Yer altı suyu temizlenmesi
- Proses yıkama ve durulama suları
- İçme suyu arıtımı
- Soğutma kuleleri
- Membran filtrasyonu
- Mezbaha, et işleme (Kobyta et al., 2006)

- Gıda (Koby et al., 2008)
- Çamaşırhaneler (Adhoum et al., 2004; Ün vd., 2006)
- Kağıt ve kağıt işleme (Khansorthong and Hunsom, 2009)
- Tekstil (Koby et al., 2003)
- Petrol ve gaz rafinerileri, petrokimyasal emülsiyonlardır.

4.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, çözeltili ortamındaki atom, iyon veya moleküllerin bir adsorbantın yüzeyine aktarımına dayanan ve genellikle faz yüzeylerinde oluşan, bir ayırma işlemidir. Atom, iyon ya da moleküllerin bir katı yüzeyinde tutulmasına adsorpsiyon, tutunan taneciklerin yüzeyden ayrılmasına desorpsiyon, katıya adsorplayıcı (adsorban), katı yüzeyinde tutunan maddeye ise adsorplanan (çözünen) adı verilir (Çiçek, 2005).

Adsorpsiyon, adsorbantın yüzey molekülleri arasındaki kuvvetlerin denkleşmemiş olmasından ileri gelir. Bir adsorpsiyon sürecinde etkin olan parametreler, adsorplanan madde ile adsorban yüzey arasında derişim, basınç ve elektrostatik yüklerin farklı olmasından meydana gelen kuvvetler ile adsorbantın yüzey özellikleridir. Adsorban yüzeyinde atom ya da moleküllerin denkleşmemiş kuvvetleri tarafından, çözeltilide çözülmüş maddeler, adsorban yüzeyine çekilir ve böylece yüzey kuvvetleri dengelenmiş olur. Bunun sonucu olarak çözeltilide çözülmüş maddelerin adsorpsiyonu gerçekleşir. Adsorpsiyon olayı esnasında açığa çıkan adsorpsiyon ısı, adsorban yüzeyindeki doymamış kuvvetlerle adsorplanan tanecikler arasındaki etkileşmelerin sonucudur (Berkem ve Baykut 1980, Sarıkaya 1993).

Adsorpsiyon olayı sabit sıcaklık ve sabit basınçta kendiliğinden gerçekleştiği için, adsorpsiyon sırasındaki serbest entalpi değişimi yani adsorpsiyon serbest entalpisi daima negatif işaretlidir. Diğer taraftan gaz ya da sıvı ortamında daha düzensiz olan tanecikler katı yüzeyinde tutunarak daha düzenli hale geldiğinden adsorpsiyon sırasındaki entropi değişimi de daima negatif işaretlidir.

Metaller ve plastikler de dahil olmak üzere bir kristal yapıya sahip olsun ya da olmasın tüm katılar az veya çok adsorplama gücüne sahiptirler. Adsorplama gücü yüksek olan bazı doğal katılar; kömürler, killer, zeolitler ve çeşitli metal filizleridir. Yapay katılar ise; aktif kömür, moleküler elekler (yapay zeolitler), silikajeller, metal oksitleri katalizörler ve bazı özel seramikler şeklinde sıralanabilir.

Atom veya moleküller katı bir cisim içerisinde kuvvetli iyonik bağlara göre daha zayıf van der Waals çekim kuvvetleri arasında değişen bağlayıcı kuvvetler etkisi altında

bir arada dururlar. Katı cismin iç kısımlarında bulunan bir molekül, diğerleri tarafından tamamen çevrelenmiş, yani tüm çekim kuvvetleri her yönden dengelenmiş vaziyettedir. Oysa yüzeyde bulunan uzanmış kuvvetler tek başlarına hareket etmeyip, aynı zamanda sıvı moleküllerinin de çevreye yaydıkları çekim kuvvetleri ile birleşip, kombine çekim dalgaları ve adsorpsiyon şiddeti doğururlar. Bu ise daha güçlü çekim kuvvetlerine sahip bir molekülün diğerine nazaran tercihli olarak tutulacağını gösterir.

Çözeltiden bir katıya adsorpsiyon, belirli bir çözücüde çözünen katı sistemi için iki belirgin özelliğinden birinin ya da ikisinin sonucu olarak oluşur. Bunlar;

1. Adsorpsiyon için ana sürücü güç, çözücüye göre çözünenin hidrofobik özelliği
2. Katı için çözünenin yüksek bir ilgiye sahip olmasıdır.

Adsorpsiyona etki eden bu iki ana nedenin her biri değişen derecelerde etkili olabilir. Çözücü sistemi daha çok seven bir madde, adsorbe olacağı yüzeye doğru hareketinde daha az etkilidir. Tersine, bir hidrofobik madde, sulu çözültiden daha fazla adsorbe olacaktır. Organik kirleticilerin çoğunun, hem hidrofobik hem de hidrofilik gruplar içeren molekül yapıları vardır. Bu durumda, molekülün hidrofobik kısmı yüzeyde etkin olmaya ve adsorpsiyona eğilim gösterirken, hidrofilik kısmı mümkün olduğu kadar çözelti fazında kalmaya eğilim gösterir. Adsorpsiyonda ikincil ana sürücü güç katı maddenin çözünenine karşı ilgisinden kaynaklanır. Bu yüzey olayı, çözünenin adsorbana elektriksel çekilmesinden, van der Waals çekiminden ya da kimyasal yapıdan kaynaklanır. Çözeltiden adsorpsiyonu üç bölümde incelemek mümkündür (Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005).

4.3.1. Fiziksel adsorpsiyon

Van der Waals kuvvetlerinin bir sonucu olarak görülen adsorpsiyon fiziksel adsorpsiyon olarak adlandırılır. Fiziksel adsorpsiyona neden olan kuvvetler bir gazın sıvılaşmasına neden olan kuvvetlerle aynı tiptedir. Fiziksel adsorpsiyon genellikle düşük sıcaklıkta gözlenir ve bağıl olarak düşük enerjili bir adsorpsiyonla karakterize edilir. Fiziksel adsorpsiyon sırasında verilen ısı, gaz yoğunlaşması işleminde verilen

ısının miktarı kadardır. Fiziksel adsorpsiyonu, gaz-katı sisteminde gaz basıncını, benzer şekilde sıvı-katı sisteminde de çözünenin derişimini değiştirerek etkilemek mümkündür (Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005; Tanyıldızı, 1999).

4.3.2. Kimyasal adsorpsiyon

Eğer, çözünen ve adsorban kimyasal bağ yapıyorsa, olay kimyasal adsorpsiyon olarak adlandırılır. Kimyasal olarak adsorbe edilmiş moleküllerin ara yüzey içinde serbest olarak hareket etmeyeceği düşünülür. Kimyasal adsorpsiyon işlemleri, yüksek enerjili adsorpsiyon işlemleridir. Çünkü çözünen, adsorban üzerindeki aktif merkezlerle kuvvetli bağlar oluşturur. Adsorban ve çözünen arasındaki bağ kimyasal tepkimelerde olduğu gibi, sıcaklık artışıyla daha da kuvvetlenir. Kimyasal adsorpsiyon genelde tersinmez bir olaydır. Kimyasal adsorpsiyona, fiziksel adsorpsiyonda olduğu gibi kolayca etki yapılamaz ve tek tabakadan fazla adsorpsiyon sağlanamaz. Çünkü kimyasal adsorpsiyonda ortaya çıkan ısı, fiziksel adsorpsiyonda ortaya çıkan ısıdan daha yüksektir ve bir yüzey bileşiği oluşumu söz konusudur (Berkem ve Baykut, 1980; Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005; Tantekin, 2006).

4.3.3. Yerdeğiştirme (değişim) adsorpsiyonu

Yer değiştirme adsorpsiyonu, yüzeyde yüklü bölgelere elektrostatik kuvvetler ile çözültideki iyonik karakterdeki çözünmüş maddelerin çekilmesi olayıdır. Eşit yüklü iyonlar için, moleküler büyüklük adsorpsiyonun tercih şeklini belirler, genellikle daha küçük iyon tercih edilir (Tantekin, 2006).

Adsorpsiyon olaylarının çoğu, bu üç adsorpsiyon türünün bileşimidir. Bu nedenle bir adsorpsiyon olayında fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonu ayırt etmek genel olarak kolay değildir (Çiçek, 2005).

4.3.4. Adsorpsiyona etki eden faktörler

Adsorpsiyona etki eden yüzey alanı, çözünen maddenin cinsi ve özellikleri, yabancı çözünenlerin etkisi, ortam pH'ı, sıcaklık ve adsorban cinsi gibi faktörler aşağıda açıklanmaktadır.

4.3.4.1. Yüzey alanı

Adsorpsiyon bir yüzey olayıdır. Dolayısıyla spesifik yüzey alanıyla orantılıdır. Spesifik yüzey alanı, toplam yüzeyin adsorpsiyona uygun olan kısmı şeklinde tanımlanır.

4.3.4.2. Çözünen maddenin cinsi ve özellikleri

Çözünen maddenin çözünürlüğü, adsorpsiyon dengesi için kontrol edici bir faktördür. Genel olarak, çözünen maddenin adsorpsiyon hızı ile sıvı fazdaki çözünürlüğü arasında ters bir ilişki vardır. Bu Lundelius kuralıdır. Çözünürlük arttıkça, çözücü-çözünen bağ kuvvetlenir ve adsorpsiyon derecesi azalır. Lundelius kuralına uyan çok sayıda sisteme örnek gösterilebilmesine rağmen, istisnalarda çoktur. Dolayısıyla da bu kural yalnızca yarı nicel olarak düşünülebilir. Çoğu zaman, herhangi bir organik bileşiğin zincir uzunluğu arttıkça, sudaki çözünürlüğü azalır. Çünkü bu karbon sayısı arttıkça, bileşik hidrokarbona daha çok benzer. Bu, çözünen cinsi ve adsorpsiyon arasındaki bağıntıyı belirten ikinci temel ifadedir. Hidrokarbon yapı ağır bastıkça da çözünenin hidrofobik özelliği artar. Hidrofobik maddeler, tercihli olarak adsorplanır. İyonlaşma arttıkça, adsorpsiyon azalır. Yüklü türlerin adsorpsiyonu ise adsorbanın yüküne bağlı olarak değişir.

4.3.4.3. Yabancı çözünenlerin etkisi

Genellikle bir bileşenin adsorpsiyonu, ortama katılan diğer çözünen maddelerin etkisi ile azalmaktadır. Ancak bunun tersinin doğru olduğu durumlarda gözlenmiştir.

4.3.4.4. Ortam pH'ı

Adsorpsiyon olayının gerçekleştiği çözeltinin pH'ı, adsorpsiyonu etkiler. Çünkü hidrojen ve hidronyum iyonları, oldukça kuvvetli adsorplanırlar. Diğer iyonların adsorpsiyonu, çözeltinin pH'ı tarafından belirlenir.

4.3.4.5. Sıcaklık

Sıcaklığın etkisi, adsorpsiyonun ekzotermik ve endotermik olmasına bağlıdır. Adsorpsiyon ekzotermik olduğunda sıcaklığın artması adsorplanan madde miktarını azaltır. Adsorpsiyon endotermik olduğunda sıcaklığın artmasıyla adsorplanan madde miktarı artar. Sıcaklığın artmasıyla adsorplanan madde miktarının artması adsorplanan türün çözünmemesine, gözenek yapısındaki değişmelere, adsorplananın partiküller arası difüzyon hızının artmasına bağlıdır (Tekir, 2006).

4.3.4.6. Adsorban cinsi

Adsorbanın fizikokimyasal yapısı adsorpsiyon hızı ve kapasitesini büyük ölçüde etkilemektedir. Sabit sıcaklıkta adsorplanan madde miktarının denge derişimi veya basıncıyla değişimini ifade etmek için geliştirilmiş adsorpsiyon izotermi bulunmaktadır. Bu izotermilerin türetilmesinde adsorpsiyon kinetiği, adsorpsiyon dengesi ve termodinamiğinden faydalanılmaktadır (Ruthven, 1984).

4.3.5. Adsorpsiyon dengesi ve izotermler

Adsorpsiyon bir denge olayıdır. Adsorpsiyon, çözültide kalan çözünen derişimi, yüzeyde tutunan çözünen derişimi ile dinamik bir dengeye ulaşınca kadar sürer. Bu denge durumunda, çözünenin katı ve sıvı fazları arasında belirgin bir dağılımı söz konusudur. Bu dağılım oranı, adsorpsiyon işleminde denge durumunun bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon dengesini belirtmek için, sabit sıcaklıkta dengede çözültide kalan çözünen derişimine karşı, adsorbanın birim ağırlığına adsorbe olan çözünen miktarı grafiğe geçirilerek, adsorpsiyon izotermi adı verilen eğriler elde edilir. Genel olarak, adsorbanın birim ağırlığında adsorbe olan madde miktarı artan derişimle artar. Fakat bu artış doğrusal değildir (Berkem ve Baykut, 1980; Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005).

Adsorpsiyon izotermleri, adsorpsiyon sistemlerinin tasarımı için oldukça önemlidir. Genel olarak adsorpsiyon izotermleri adsorbanın, adsorplanacak madde ile nasıl etkileştiğini tarif eder ve bu yüzden de adsorbanların optimizasyonu için gereklidir. Adsorpsiyon izotermi genel olarak, bilinen miktardaki bir adsorban ile farklı derişimlerde adsorplanacak madde çözültülerini dengeye ulaştırarak elde edilir. Ölçümler sabit sıcaklıkta yapılır. Bazı kaynaklarda da derişiminin sabit olduğu ve sıcaklığın değiştirildiği çalışmalardan alınan veriler ile izoterm hesapları yapılmıştır (Kayacan, 2007).

Adsorpsiyon sürecini tanımlamak için çeşitli izoterm modelleri uygulanır bunlardan en çok kullanılanları Langmuir, Freundlich, BET ve Temkin izoterm modelleridir.

4.3.5.1. Langmuir modeli

Langmuir modeline göre, adsorplanan moleküller adsorban yüzeyinde doymuş tek bir tabaka oluşturur. Adsorban yüzeyinde sabit sayıda aktif adsorpsiyon bölgesi vardır ve bölgelerin hepsi aynı enerji düzeyindedir. Ayrıca bu modele göre adsorpsiyon dengesi dinamik bir dengedir ve yüzeye tutunmuş moleküller birbirleriyle etkileşim göstermezler (Tanyıldızı, 1999).

Langmuir modelinde adsorpsiyon, adsorplanacak maddenin başlangıç derişimi ile birlikte doğrusal olarak artar. Maksimum doyma noktasında, yüzey tek tabaka ile kaplanmakta ve yüzeye adsorplanmış madde miktarı sabit kalmaktadır. Ayrıca, bu izotermde adsorpsiyon enerjisi düzenlidir. Adsorpsiyon hızı adsorplanacak maddenin derişimi ve yüzey üzerinde bulunan aktif yerler ile doğru orantılıdır. Desorpsiyon hızı ise yüzeyde adsorplanmış madde miktarı ile doğru orantılıdır (Kayacan, 2007).

Langmuir modeli, şu denklem ile ifade edilir;

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (4.27)$$

Langmuir denkleminin doğrusal şekli ise aşağıdaki gibidir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4.28)$$

Burada b ve q_m değerleri Langmuir sabitleri olarak tanımlanırlar. Langmuir denkleminde yer alan C_e/q_e değerlerine karşılık C_e değerleri grafiğe geçirilirse, grafiğin kayma miktarı $1/bq_m$ eğimi ise $1/q_m$ olur. Bulunan bu değerler de Langmuir izoterm sabitleri olarak adsorpsiyonun doğasını daha iyi anlayabilme konusunda bize yardımcı olurlar (Berkem ve Baykut, 1980; Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005). Bu sabitleri kısaca tanımlarsak:

q_m : Adsorbanın maksimum adsoplama kapasitesini verecektir (Özellikle tek tabakalı adsorpsiyonun meydana geldiği heterojen adsorpsiyon sistemlerinde Langmuir izotermi denge durumunu net olarak açıklayamaz.) mg adsorplanan/g adsorban şeklinde ifade edilir.

b : Adsorban yüzeyinde bulunan aktif yerlerin birbirlerine yakınlıkları ile ilgili sıcaklık ve adsorpsiyon entalpisine bağlı bir sabittir. L/mg veya L/mol cinsinden ifade edilir. Sıcaklık düştükçe ve adsorpsiyon kuvveti arttıkça b sabiti de artar. Ayrıca adsorban ile gaz fazındaki moleküllerin birbirine göre dengelerinden ve basınçtan da etkilenir. Basınç arttırıldığında b sabiti de artacaktır.

Langmuir izoterminin önemli özellikleri boyutsuz sabit ayırma faktörü (R_L) ile açıklanabilir. Adsorpsiyonun elverişliliğini bulmak için R_L sabiti hesaplanır ve bu sabitin 0 ile 1 arasında değerler alması adsorpsiyona elverişlilik durumunun sağlandığına işaret eder (Genç, 2005; Kayacan, 2007). Adsorpsiyonun elverişlilik durumunu gösteren R_L değeri Çizelge 4.2’de verilmiştir.

$$R_L = 1/(1 + bC_0) \quad (4.29)$$

Çizelge 4.2. Boyutsuz ayırma sabiti (R_L) değerleri ile izoterm tipleri arasındaki ilişki (Genç, 2005; Hameed and Daud, 2008)

<u>R_L Değerleri</u>	<u>Adsorpsiyon</u>
$R_L > 1$	Elverişli olmayan
$R_L = 1$	Lineer
$0 < R_L < 1$	Elverişli
$R_L = 0$	Tersinmez

4.3.5.2. Freundlich modeli

Freundlich 1926 yılında adsorpsiyon sürecini ifade eden bir ampirik denklem geliştirmiştir. Freundlich izotermi de ana fikir olarak Langmuir izoterminden yola çıkılarak, bazı varsayımlar ve gelişimler yapılarak matematiksel olarak ifade edilmiştir.

Freundlich’e göre bir adsorbanın yüzeyinde bulunan adsorpsiyon alanları heterojendir yani farklı türdeki adsorpsiyon alanlarından teşkil edilmiştir (Kayacan, 2007).

Freundlich izoterminin matematiksel ifadesi;

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (4.30)$$

şeklinde ifade edilmektedir.

q_e : birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan boyar madde derişimi (mg/L)

K_F : Adsorpsiyonun kesin bir işaretidir. Adsorplanan ile adsorban arasındaki ilişkinin gücünü gösterir $[(\text{mg/g}) (\text{L/mg})^{1/n}]$. K_F 'nin yüksek değerleri adsorban ile adsorplanan maddenin birbirlerine yakınlığının oldukça yüksek olduğunun göstergesidir.

n : Adsorpsiyon yoğunluğunun bir ifadesidir. Genellikle n değerlerinin 1-10 arasında olması iyi bir adsorpsiyon olduğunun bir göstergesidir. $1/n$ değeri, heterojenite faktörüdür ve 0-1 aralığında değerler alır. Yüzey ne kadar heterojense, değeri o kadar sıfıra yakın olur. Bu izoterm in doğruluğu, heterojen adsorpsiyon sistemlerinde Langmuir izotermine göre daha iyidir.

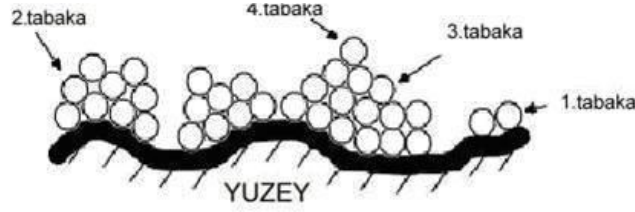
Freundlich izoterm denkleminde eşitliğin her iki yanının da logaritmasını alarak doğrusal hale getirirsek:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (4.31)$$

$\log q_e$ 'nin $\log C_e$ 'ye karşı değişiminin grafiğe geçirilmesiyle K_F ve n sabitleri bulunur. Grafikten elde edilen doğrunun y eksenini kesim noktası $\log K_F$ 'yi ve eğimi de $1/n$ 'i vermektedir. Bulunan bu değerler de Freundlich izoterm sabitleri olarak adsorpsiyonun doğasını daha iyi anlayabilme konusunda bize yardımcı olurlar (Berkem ve Baykut, 1980; Sarıkaya, 1993; Kayacan, 2007).

4.3.5.3. Brunauer-Emmet-Teller (BET) modeli

1938 yılında geliştirilen bu adsorpsiyon izotermine göre moleküller adsorbanın yüzeyine birden fazla tabaka halinde adsorbe olur. BET denklemi Langmuir denkleminde olduğu gibi adsorplanan yüzeyinin düzenli olduğunu kabul eder. Bir adsorpsiyon alanındaki adsorpsiyon, komşu alandaki adsorpsiyona etki etmez. Buna ilaveten adsorpsiyon enerjisinin birinci tabakayı tuttuğu kabul edilmiştir. Fakat adsorplananın yoğunlaşma enerjisi birinci tabakaya ilave yeni tabakaların oluşmasına olanak tanımaktadır. Şekil 4.7'de bu izoterm e ait temsili bir gösterim mevcuttur (Kayacan, 2007).



Şekil 4.7. BET izoterminin şekil olarak gösterimi

Bir adsorbanın karakterizasyonunda kullanılan önemli parametrelerden biri adsorbanın yüzey alanıdır. İlk defa Brunauer-Emmet-Teller çok tabakalı fiziksel adsorpsiyon için bir izoterm geliştirmişlerdir. BET izotermi ile gözenekli bir katının yüzey alanını tayin etmek mümkündür. Çok tabakalı fiziksel adsorpsiyon için türetilen bu eşitlik;

$$\frac{P/P^{\circ}}{V(1-P/P^{\circ})} = \frac{1}{V_m C} + \frac{C-1}{V_m C} \frac{P}{P^{\circ}} \quad (4.32)$$

şeklinde yazılır. Bu eşitlikte V , P basıncında ve T sıcaklığında adsorplanmış gazın standart şartlara göre hesaplanmış hacmini; P° , T sıcaklığında adsorplanmış maddenin doymuş buhar basıncını; V_m , yüzeyin tek tabaka ile kaplanması için gerekli olan gazın standart şartlardaki hacmini gösterir. C ise verilen şartlarda bir sabit olup şu şekilde tayin edilir;

$$C = e^{(E_1 - E_2)/RT} \quad (4.33)$$

Bu eşitlikte E_1 , birinci tabakanın adsorpsiyon ısısı, E_2 , ise gazın yoğuşma ısısıdır. Eşitliği çözümlerden adsorpsiyonda kullanmak için denge basıncı P/P° yerine bağıl denge derişimi C/C° alınmalıdır. $(P/P^{\circ})/V(1-P/P^{\circ})$ değerine karşılık P/P° değerlerinin grafiğe geçirilmesi ile V_m ve C sabitleri bulunur. V_m tek tabaka kapasitesi bulunduktan sonra adsorbanın yüzey alanı hesaplanır (Berkem ve Baykut, 1980; Sarıkaya, 1993; Çiçek, 2005).

4.3.5.4. Temkin izotermi

Adsorpsiyon izotermelerinden bir diğeri; adsorbe olan maddeler arasındaki etkileşimleri göz önüne alan bir izotermdir. Tabaka içindeki tüm moleküllerin adsorpsiyon ısı dikkate alınarak geliştirilmiş olup, adsorplananların etkileşimlerinin etkilediği alandan dolayı lineer olarak azalacaktır. Temkin izotermi ifade eden eşitlik aşağıda verilmiştir.

$$q_e = \left(\frac{RT}{b} \right) \ln K_T C_e \quad (4.34)$$

4.10 eşitliği lineerleştirilir ve eşitlikte $(RT)/b = B_1$ şeklinde tanımlanırsa (4.11) eşitliği elde edilir.

$$q_e = B_1 \ln K_T + B_1 \ln C_e \quad (4.35)$$

Bu eşitlikte;

R: Gaz sabiti (J/mol K)

T: Sıcaklık (K)

K_T : Toth sabiti (dm^3/g) (Mall et al., 2005; Şeker, 2007)

4.3.6. Adsorpsiyon kinetiği

Bir olayın mekanizmasının aydınlatılması ve buna bağlı olarak tasarlanacak süreçlerin deneysel verilerinin yorumlanması oldukça önemlidir. Bunun için de olayın hız belirleme basamağının bulunması gereklidir. Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile etkin adsorplanacak madde – adsorban temas süresi yani alıkoyma süresi bulunur. Kinetik, adsorpsiyon işleminin hızına etki eden adsorpsiyon basamaklarının anlaşılması için önemli bir adımdır. Bir çözültide bulunan maddenin adsorban tarafından adsorplanması işleminde 4 ana basamak vardır.

1. Gaz veya sıvı fazda bulunan madde, adsorbanı kaplayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur. Bu basamak, adsorpsiyon düzeneğinde belirli bir hareketlilik (karıştırma) olduğu için çoğunlukla ihmal edilir.

2. Film tabakasına gelen madde buradaki durgun kısımdan geçerek adsorbanın gözeneklerine doğru ilerler.

3. Sonra adsorbanın gözenek boşluklarında hareket ederek adsorpsiyonun meydana geleceği yüzeye doğru ilerler.

4. En son olarak da adsorplananın adsorbanın gözenek yüzeyine tutunması meydana gelir.

Eğer adsorbanın bulunduğu faz hareketsiz ise, 1. basamak en yavaş ve adsorpsiyon hızını belirleyen basamak olabilmektedir. Eğer akışkan hareket ettirilirse, yüzey tabakasının kalınlığı azalacağı için adsorpsiyon hızı artar. Son basamağın ölçülemeyecek kadar hızlı olduğu ve ilk basamakta da iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına aksi bir etki yapmayacakları için 2. ve 3. basamaklar süreçte hız belirleyicidir. 2. basamak adsorpsiyon işleminin ilk dakikalarında, 3. basamak ise adsorpsiyon işleminin geri kalan daha uzun bir süresinde meydana geldiği için, adsorpsiyon hızını tam olarak etkileyen basamağın 3. basamak olduğunu söyleyebiliriz (Kayacan, 2007).

Adsorpsiyon hızını belirlemek için çeşitli eşitlikler kullanılır. Bunlardan birkaçı aşağıda açıklanmıştır.

4.3.6.1. Söзде I. mertebeden tepkime hız eşitliği (Lagergren eşitliği)

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - (k_1 / 2.303)t \quad (4.36)$$

k_1 : Lagergren, söзде I. mertebeden, adsorpsiyon hız sabiti (min^{-1})

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

q_t : t zamanda adsorplanan kirletici madde miktarı (mg/g)

$\log(q_e - q_t)$ değerlerinin t değerlerine karşı grafiğe geçirilmesiyle k_1 değeri hesaplanır.

Bu denklemi deneylerden elde edilen sonuçlarda kullanabilmek için, deneysel verilerin $t = \infty$ için ekstrapolasyonunu hesaplanarak q_e (dengedeki adsorpsiyon kapasitesi) değeri önceden bulunmalıdır.

4.3.6.2. Söзде II. mertebeden tepkime hız eşitliği (Ho eşitliği)

$$t / q_t = [1 / k_2 q_e^2] + (1 / q_e)t \quad (4.37)$$

k_2 : Ho söзде II. mertebeden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.min)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

q_t : t zamanda adsorplanan kirletici madde miktarı (mg/g)

t / q_t 'nin t değerlerine karşı grafiğe konmasıyla k_2 değeri hesaplanır.

4.3.6.3. Parçacık içi difüzyon modeli

Difüzyon mekanizması söзде I. ve II. derece denklemler tarafından net olarak açıklanamaz ise, kinetik sonuçlar parçacık içi difüzyon modeli ile açıklamaya çalışılır. Parçacık içi difüzyonun olabilirliği şu eşitlik ile anlaşılabilir:

$$q_t = k_{id} t^{1/2} + C \quad (4.38)$$

C: Adsorpsiyon sürecindeki sınır tabakasının kalınlığının bir ifadesidir. C ne kadar büyürse, sınır tabakanın etkisi de o kadar büyük olur.

k_{id} : Parçacık içi difüzyon sabiti (mg/g min^{1/2})

$t^{1/2}$: Yarı zaman (min^{1/2})

q_t : t zamanda adsorplanan kirletici madde miktarı (mg/g)

Difüzyonun yürütücü kuvveti, adsorpsiyon sürecinde oldukça önemlidir. Yürütücü kuvvetin büyüklüğü genelde çözeltideki kirletici derişimi ile değişir. Derişim ne kadar artarsa, yürütücü kuvvet de o kadar artar, bu da difüzyon oranının artması anlamına gelir.

q_t 'nin $t^{1/2}$ 'ye karşı grafiğinde çoklu doğrusal korelasyonu gözlenebilir. Grafik doğrusunda gözlemlenen ilk keskin bölüm, film difüzyonunu veya anlık adsorpsiyon bölümünü gösterir. İkinci bölüm, daha ileri bir adsorpsiyon bölümüdür yani parçacık içi difüzyonun hız kontrol derecesi olduğu bölümdür. Üçüncü bölüm ise final denge bölümüdür ve bu bölümde parçacık içi difüzyon, çözeltide çok az kalan madde derişiminden dolayı yavaşlamaya başlar (Mall et al., 2005; Kavitha and Namasivayam, 2007; Kayacan, 2007).

4.3.7. Adsorpsiyon termodinamiği

Genel olarak sabit basınç (Gibbs serbest enerji) ve sabit hacim (Helmholtz serbest enerjisi) işlemlerine uygulanan iki tür serbest enerjiden söz edilir. Tez ile ilgili olarak bizi ilgilendiren Gibbs serbest enerjisidir. Buna göre, kendiliğinden meydana gelen olaylarda sistem; enerjisini minimum yaparak en kararlı hale geçmek ve entropisini en yüksek değere çıkarmak ister.

Genelleme yapmak gerekirse, kendiliğinden meydana gelen kimyasal tepkimelerde ve diğer fizikokimyasal dönüşümlerde serbest enerji azalır, yani standart ΔG^0 negatif olur. Tersinir işlemlerde veya denge halinde serbest enerjide bir değişiklik olmaz, yani ΔG^0 sıfırdır. ΔG^0 'nin pozitif olması ise, serbest enerjinin artacağı anlamına gelir. Bu ise tepkimenin zıt yönde, yani istemsiz yönde ilerlediğini gösterir.

Kısaca, enerjinin tamamı “entalpi (H)”, kullanılabilen enerji “serbest enerji (G)” ve kullanılmayan enerji de “entropi (S)” ile sistemin sıcaklığının (T) çarpımıdır.

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T\Delta S^0 \quad (4.39)$$

ΔG^0 : Standart Gibbs serbest enerji değişimi (kJ/mol)

ΔH^0 : Standart entalpi değişimi (kJ/mol)

ΔS^0 : Standart entropi değişimi (kJ/mol K)

T: Mutlak sıcaklık (K)

R: Gaz sabiti (J/mol K)

Belirli bir sıcaklıkta yapılan adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisini bulmak için:

$$K_c = C_a / C_e \quad (4.40)$$

K_c : Adsorpsiyon denge sabiti

C_a : Adsorbanın birim kütlesinde tutulan madde miktarı (mg/g)

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözültide kalan boyar madde derişimi (mg/L)

Yukarıdaki denklem yardımı ile bulunan K_c aşağıdaki denkleme yerleştirilerek adsorpsiyonun standart Gibbs serbest enerjisi bulunur.

$$\Delta G^0 = -R T \ln K_c \quad (4.41)$$

Aşağıdaki son eşitlik kullanılarak, $\ln K_c$ değerinin $1/T$ değerine karşı grafiğe geçirilmesiyle (Van't Hoff Eşitliği) oluşan doğrunun eğimi ΔH^0 'ı ve kesişim noktası da ΔS^0 'yi verecektir.

$$\ln K_c = [\Delta S^0 - \Delta H^0 / T] / R \quad (4.42)$$

ΔH^0 'ın pozitif değerleri adsorpsiyonun endotermik, ΔG^0 'nin negatif değerleri adsorpsiyonun kendiliğinden oluştuğunu göstermektedir. Diğer bir deyişle adsorpsiyon işleminin uygulanabilirliği entalpi ve Gibbs serbest enerjisinin negatif olması ile anlaşılabilir. ΔS^0 'nin pozitif değerleri ise katı/çözelti ara yüzeyindeki rastlantısallığın artışı göstermektedir (Kayacan, 2007).

4.3.8. Adsorbanlar

Atık su arıtımında en çok kullanılan yöntemlerden biri olan adsorpsiyonda kirlenici maddeyi uzaklaştırmaya yarayan katı maddeye adsorban adı verilir. Adsorpsiyon süreçlerinde çok çeşitli maddeler denenmekle birlikte kullanılan adsorbanların adsorpsiyon kabiliyetleri büyük ölçüde adsorbanın fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlıdır. Bir adsorbanın adsorplama kabiliyetini etkileyen faktörlerin başında adsorbanın gözenek hacmi, yüzey alanı ve yüzey özellikleri gelmektedir. Aktif karbon, kullanılan adsorbanlar arasında en geniş yüzey alanına sahip adsorbanlardan biridir ve bu özelliğinden dolayı atık sulardan çeşitli kirlenicilerin uzaklaştırılması da dahil bir çok sahada uygulama alanı bulmuştur. Adsorpsiyon işleminde aktif karbon dışında silika jel, aktif alümina, çeşitli zeolitler, doğal ve etkinleştirilmiş killer ve bazı boksitler de kullanılabilir. Ayrıca son yıllarda termik santral atığı olan uçucu küller de adsorban olarak kullanılmaktadır.

Adsorpsiyonda adsorbanın rolü, adsorplanacak türleri seçici bir şekilde adsorplayabilecek yüzey alanı sağlamaktır. Seçiciliğin yüksek olması ilk istenilen şarttır. Ancak adsorbanın yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olması da aranan en önemli özelliklerdendir. Bu özellik, adsorpsiyon için gerekli adsorplayıcı tasarımının yapılmasında ve tesis maliyetinin belirlenmesinde yarar sağlayacaktır. Yüksek kapasiteli adsorbanlar elde etmek için genelde mikro gözenek boyuta sahip malzemeler

kullanılır. Adsorpsiyon ve desorpsiyon hızları genellikle gözenekler içerisinde difüzyon ile kontrol edildiğinden, bu faktörlerin adsorban seçiminde ve işlem koşullarının belirlenmesinde göz önüne alınması gerekir (Çiçek, 2005).

BÖLÜM 5

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

5.1. Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar

Özyonar ve Karagözoğlu (2011), mezbaha endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyon ve flokülasyon prosesi ile ön arıtılabilirliğinin araştırılması amacıyla yaptıkları çalışmada, bir mezbahane endüstrisinden alınan atıksu numuneleri üzerinde 3 farklı türde koagülan madde ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) kullanmıştır. Koagülasyon deneylerinde başlangıç pH'ının ve koagülan madde dozajının; KOİ, yağ-gres ve bulanıklık giderme verimi üzerine etkisinin incelendiği çalışmalarda, koagülasyon prosesinin optimum işletme koşulları belirlenmiştir. Bu koşullar; hem $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ hem de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ için pH 7 ve koagülan dozu $200 \text{ mgMe}^{+3}/\text{l}$ olarak bulunmuştur. Bununla birlikte $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için optimum işletme koşulları pH 6 ve koagülan dozu $100 \text{ mgMe}^{+3}/\text{l}$ dir. Bu işletme koşullarında, alüminyum sülfat ve demir sülfat koagülan maddelerinin kullanıldığı koagülasyon deneylerinde, KOİ, yağ-gres ve bulanıklık giderme verimleri, sırasıyla %36,4, %93,6 ve %89,8. ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) ve %27,6, %88,6 ve %85,9' dir ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). En yüksek KOİ giderme verimi %37,4 ile demir (III) klorür koagülan maddesiyle ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) elde edilmiştir. Bu koagülan maddenin kullanılmasıyla yağ-gres ve bulanıklık giderme verimleri ise sırasıyla, %89,9 ve %75,6 olarak bulunmuştur. Ayrıca üç koagülan maddenin çamur oluşumu, teknik ve ekonomik açıdan karşılaştırılması da yapılmıştır. En yüksek çamur oluşumu $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ($3.28 \text{ kg}/\text{m}^3$) ile elde edilmiştir. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ and $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için işletme maliyetleri sırasıyla $0,567-0,233-0,265 \text{ \$/m}^3$ olarak hesaplanmıştır (Özyonar ve Karagözoğlu, 2011).

Aydın ve aradaşlarının tekstil boyama endüstrisi atıksularından KOİ ve renk giderimini araştırmak için yaptıkları deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbentler piroliz işlemi ile spesifik yüzey alanı geliştirilmiş atık arıtma çamurlarından, tekstil atıksuları ise son terbiye ve boyama-yıkama proseslerinden alınmıştır. Öncelikle ham

arıtma çamurlarının spesifik yüzey gelişimini etkileyen faktörler belirlenmiş ve optimum koşullarda üretilen adsorbentlerin adsorpsiyon prosesi ve biyolojik aktif çamur sistemine ilavesiyle KOİ ve renk giderim verimleri tespit edilmiştir. Arıtma çamurlarının pirolizi sonucunda en yüksek spesifik yüzey alanı, endüstriyel atık arıtma çamurlarının 2M ZnCl₂ ilavesiyle 500°C'de pirolizi ile 814,48 m²/g olarak belirlenmiştir. Tekstil boyama atıksularının arıtıldığı reaktörlerde ise, artan katkı konsantrasyonu ile %82 olan KOİ giderim verimi %96 seviyelerine çıkarılmıştır (Aydın vd., 2004).

Kestioğlu ve arkadaşlarının yüksek KOİ içeren tekstil atıksularının fizikokimyasal, ozon/UV ve adsorpsiyon yöntemleriyle arıtılabilirliğini araştırmak için yaptıkları çalışmada; eritme, apretan ve boyama aşamalarından oluşan, 41120 mg/L KOİ içeren ve biyolojik ayrışabilirliği oldukça düşük olan tekstil atıksuyu fizikokimyasal, fotokimyasal ve adsorpsiyon prosesleriyle arıtılmış ve fizikokimyasal arıtmaya dayalı olarak ozonla oksidasyon, ozon/UV oksidasyonu ve adsorpsiyon prosesleri ayrı ayrı uygulanarak KOİ giderme verimleri belirlenmiştir. Alümlü (1250 mg/L), alüm (8000 mg/L)+non-iyonik PE'le (Poli Elektrolit) (4 mg/L) ve PAC'la (Poli Alimünyum Klorür) (2500 mg/L) yapılan fizikokimyasal arıtmalar sonucunda sırasıyla; %54, %56 ve %60 KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda en uygun doz olarak 1000 mg/L PAC seçilmiş, bu dozla yapılan arıtılabilirlik sonucunda %52,33 oranında KOİ giderme verimi bulunmuştur. Elde edilen atıksularla ayrı ayrı ozonla oksidasyonla (3 saat boyunca, 2 g O₃/sa dozlamayla) %24,07 KOİ giderme verimi, ozon/UV oksidasyonu (24 saat boyunca, 250 mg O₃/sa dozlamayla) %36,8 KOİ giderme verimi bulunmuş ve 0,5-1 mm boyutunda Jacobi marka GAC (Granül Aktif Karbon) kullanılarak Langmuir İzotermi yardımıyla adsorpsiyon kapasite değeri belirlenmiş (Q₀=333,33 mg KOİ/g GAC) ve bu verilere dayanarak 200 mg/L KOİ deşarj kriterini sağlayacak şekilde adsorpsiyon kolonları boyutlandırılmıştır. Boyutlandırma sonucunda 0,75 m çapında, 3,5 m yüksekliğinde, 7 adet (6 asıl+1 yedek) adsorplama kolonu bulunmuştur. Bu atıksu için arıtma verimleri karşılaştırıldığında fizikokimyasal ve adsorpsiyon prosesinin uygun olacağı kanaatine varılmıştır (Kestioğlu vd., 2005).

Danacı ve arkadaşları, kimyasal koagülasyon ile tekstil atıksularından KOİ ve renk giderimini incelemek için, Kahramanmaraş ilinde faaliyet gösteren bir tekstil endüstrisi atıksuyunu kullanmıştır. Arıtma verimi KOİ ve renk absorbands parametreleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Renk, Avrupa Normu EN ISO 7887 atıksu deşarj standartları esas alınarak 436 nm, 525 nm ve 620 nm dalga boyları ile takip edilmiştir. 1500 mg/L'de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ için elde edilen optimum KOİ ve renk giderim verimleri sırasıyla % 89-97, % 85-95 ve % 87-75'dir. Ek olarak her bir koagülana $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilavesi ile elde edilen optimum KOİ ve renk giderim verimleri $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ için % 87-98, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ için %96-90 ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ için %87-86 olarak bulunmuştur (Danacı vd., 2010).

Oktav ve arkadaşlarının zeytinyağı endüstrisi atıksularının kimyasal yöntemlerle arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada, farklı zeytinyağı fabrikalarından gelen atıksuların kimyasal olarak arıtılabilirliği incelenmiştir. Kimyasal çöktürmede koagülan olarak kireç kullanıldığında, KOİ giderme verimi % 13 iken, HCl kullanımında verim % 38'e ulaşmıştır. Kimyasal oksidasyon çalışmalarında ise oksidant olarak; KMnO_4 , NaOCl , H_2O_2 ve fenton reaktifi kullanılmış ve % 70'e varan KOİ giderme verimine ulaşılmıştır (Oktav vd., 2003).

Birgül ve arkadaşlarının Bursa ilinde faaliyet gösteren bir tekstil endüstrisinin atık suları üzerinde kimyasal arıtma ve ileri oksidasyon yöntemleri uygulanarak KOİ ve renk giderim verimleri üzerine yaptıkları çalışmada, fabrikanın mevcut atık su arıtma tesisi dengeleme tankından alınan numuneler koagülasyon, Fenton, Fenton-like ve ozonlama deneylerine tabi tutulmuştur. Deneysel çalışmalar neticesinde KOİ ve renk parametreleri için en iyi giderim verimleri Fenton prosesi ve ozonlama prosesi ile elde edilmiştir. Fenton prosesinde KOİ ve renk giderim verimleri sırasıyla %52 ve %96 iken, ozonlama prosesinde KOİ ve renk giderim verimleri sırasıyla %51 ve %98 olarak belirlenmiştir. Çalışma kapsamında uygulanan proseslerin işletme maliyetleri de incelenmiştir. İşletme ve ilk yatırım maliyetleri de göz önüne alındığında Fenton prosesinin, tekstil atık sularından KOİ ve renk gideriminde uygun bir yöntem olacağı kanısına varılmıştır (Birgül ve Solmaz, 2007).

Sezen Coşkun, içme suyu arıtma tesisi atık çamurlarının yeniden kullanılabilirliğini araştırdığı çalışmada, koagülan madde olarak atık alümin çamurunu atıksuda denemiştir. Çeşitli koşullar altında alümin çamurları atıksuya eklenmiştir. Alümin çamuru eklenmesinden sonra atıksu arıtma verimindeki artış bir seri jar test deneyi ile incelenmiştir. Atıksuya alümin çamuru ilavesi ile atık suyun ön arıtma aşamasında askıda katı madde (AKM) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim veriminde artış tespit edilmiş olup, deneysel çalışmaların sonuçlarına göre, alümin çamuru optimum dozu 50 mgAl/L olarak belirlenmiştir. Çalışmanın sonunda Alümin çamuru kullanarak ön arıtım aşamasında giderim veriminin artırılmasının ve arıtma tesislerinin yükünün hafifletilmesinin sağlanabileceği, alümin çamurunun yeniden koagülan madde olarak kullanımının tesisin diğer ünitelerinin daha verimli çalışmasında önemli bir rol oynayabileceği görülmüştür (Coşkun, 2008).

M. Yalılı ve arkadaşları, Bursa Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahası kaynaklanan ve fizikokimyasal olarak arıtılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğini respirometrik yöntemle izlenmiştir. Fizikokimyasal arıtılabilirlik kapsamında kireçle ön arıtma, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapılmış, kireçle ön arıtma ile % 38 KOİ, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile yapılan arıtma sonucunda sırası ile % 55 ve % 59 KOİ giderimi sağlanmıştır. Ham sızıntı suyu (SS), 1/1, 1/2 ve 2/1 oranlarında aktif çamurla (AÇ) karıştırılmış ve 2/1 (SS/AÇ) karışım oranında % 170 mertebelerinde, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı uzaklaştırılan, kireçle ön arıtımı + alüminle kimyasal arıtımı yapılan ve kireçle ön arıtımı + demir (III) klorür ile kimyasal arıtımı yapılan sızıntı sularında % 135, % 164 ve % 127 mertebelerinde bir solunum aktivite artışı tespit edilmiştir. Yapılan respirometrik ölçümlerin sonucunda kireçle ön arıtmadan geçirilen ve amonyağı sıyrılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabildiği sonucuna varılmıştır (Yalılı vd., 2006).

Akyatan, Adana Organize Sanayi Bölgesi ve Mersin Tarsus Organize Sanayi Bölgelerinin atıksu arıtma tesislerinin giriş suyundan alınan numunelerin karakterizasyonu ve arıtılabilirlik çalışmalarında alümin, demir III klorür ve magnezyum klorür gibi koagülanların optimum dozları ve arıtma performanslarını değerlendirmiştir. Tez kapsamında magnezyumun etkili bir koagülan olması durumunda, uygulanan

koagülasyon ve flokülasyon işlemleri sonucunda oluşan çamurdan magnezyumun tekrar kullanılabilirliği araştırılmıştır. Kullanılan koagülanlarının da kinetik çalışmaları yapılmıştır. $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ koagülant olarak kullanılması durumunda atık çamur miktarında, metal hidroksit içermeyen atık çamur oluşumu, koagülanın tekrar kullanılabilirliği avantaj olarak ortaya çıkmaktadır (Akyatan, 2010).

Yılmaz çalışmasında Basic Blue 41 (BB41), Basic Blue 3 (BB3), Vat Blue 3 (VB3), Vat Gren 1 (VG1), Vat Blue 4 (VB4), Direct Blue 71 (DB71) ve Reactive Blue 29 (RB29) boyar maddeleri ile iki farklı tekstil fabrikasına ait atıksuların Magnezyum flokülasyonu ile arıtılabilirliğini incelemiş ve klasik bir koagülan olan Alüm ile kıyaslamıştır. Optimum dozlar ve pH'ın arıtmadaki etkisinin araştırıldığı çalışmada $MgCl_2$ 'nin etkinliğinin pH 11.5'de daha yüksek olduğu ve Alüm'e nazaran daha yüksek renk ve KOİ giderdiği tespit edilmiştir. Renk gideriminde, adsorpsiyon mekanizmasının etkinliğini belirlemek için, deneysel datalar Freundlich, Langmuir, Temkin ve Dubinin-Radushkevich adsorpsiyon izoterm modellerine uygulanmıştır. Kullanılan boyar maddelerden ve gerçek atıksulardan özellikle renk gideriminde adsorpsiyonun etkin olduğu tespit edilmiştir (Yılmaz, 2010).

Hasçakır ve D. Dölgen evsel ve endüstriyel atıksu örnekleri ile yürütülen deneysel çalışmalarda rafine dolgu tipi kaolinit (hidrate alüminyum silikat) kullanılarak kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları yapılmıştır. Deneysel çalışmalar kapsamında kaolinit koagülan ve flokülant olarak ayrı ayrı denenerek optimum dozları belirlenmiş ve yaygın olarak kullanılan alum, kireç, demir üç klorür gibi kimyasallar ile arıtma verimi esas alınarak karşılaştırılmıştır. Organik madde giderimi, Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) parametresine göre belirlenmiştir. Evsel atıksu ile yapılan denemelerde koagülan olarak alum, flokülant olarak kaolinit kullanılması durumunda %82 organik madde, %70 askıda katı madde ve %23 yağ-gres giderimi gerçekleşmiştir. Endüstriyel atıksu ile yapılan denemelerde koagülan olarak demir üç klorür, flokülant olarak kaolinit kullanılması halinde en yüksek verime ulaşılmıştır. Bu koşullarda %99 organik madde, %83 askıda katı madde ve %85 yağ-gres giderimi gerçekleşmiştir. Endüstriyel atıksu denemelerinde kaolinit koagülan olarak da etkili bulunmuş, %96 KOİ giderimi sağlanmıştır (Hasçakır vd., 2004).

Roussy ve arkadaşları, ambalajlama prosesinde oluşan ve mürekkep içeren atıksuyun arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada biyopolimer (kitosan ve tannin)

kullanarak koagülasyon/flokülasyon prosesi kullanmışlardır. Proses verimi, kitosan karakteristikleri yanı sıra PH'ın etkisi, koagülan ve flokülan derişimlerine bağlı olarak araştırılmıştır. Prosesin özellikle asidik koşullar altında etkin olduğu görülmüştür: Koagülan ve flokülan dozajı, PH 5'te limitlendiği zaman en etkin giderimi sağlamıştır. Renk giderimi (528 nm'de ölçülmüştür), ph 5'te kitosan (20 mg/l) ve tanninin (70-100 mg/l) en viskoz olduğu zamanlarda sağlanmıştır (Roussy, et al., 2005).

Hasçakır ve D. Dölgen'in, oluklu mukavva üretimi yapan bir işletmenin, boya-baskı işlemlerinden kaynaklanan atıksularının, kimyasal çökeltim ile arıtılabilirliği inceledikleri çalışmada, organik madde giderimi KOİ parametresi esas alınarak değerlendirilmiş, alum en etkili koagülan olarak belirlenmiştir. Alumun yanısıra kaolin ve demir üç klorür %90'ın üzerinde arıtma sağlamış, en düşük verim kireç ile elde edilmiştir. Demir üç klorür ve alum, askıda katı madde (AKM), bulanıklık ve renk gideriminde etkili olmuş (verim >%90), kirecin performansı yine en düşük olmuştur. Koagülanlarla birlikte nişasta, kaolin ve polielektrolitlerin (PE 1 ve PE2) kullanıldığı deneylerde KOİ gideriminde maksimum verim, alum + kaolin, alum + PE2 ve demir üç klorür + kaolin uygulamalarından elde edilmekle birlikte, diğer koagülan yardımcılılarıyla (nişasta ve PE1) da %90'ın üzerinde arıtma sağlamıştır. Katı madde giderimi bakımından ise alum + PE2 ve demir üç klorür + nişasta daha etkili bulunmuştur. Kireç ile birlikte kullanılan koagülan yardımcıları yağ-gres giderimi dışında fazla bir etki göstermemiştir (Hasçakır ve Dölgen, 2005).

Gürtekin'in çalışmasında peynir altı suyunun koagülasyon/flokülasyon prosesiyle fizikokimyasal arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışma kapsamında, koagülan olarak alüminyum sülfat (alum), demir (III) klorür ve demir (II) sülfat kullanılmıştır. Koagülasyon/flokülasyon yönteminde farklı pH değerlerinin ve koagülan dozajlarının etkisi karşılaştırılmış ve optimum şartlar en yüksek KOİ ve AKM giderme verimine göre belirlenmiştir. Koagülan ve polielektrolit birlikte kullanılarak polielektrolitin farklı dozajlarının etkisi de çalışılmıştır. Alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için optimum Ph (alum için:6 demir (III) klorür için:5 ve demir (II) sülfat için:5), koagülan dozu (alum için:300 mg/l demir (III) klorür için:400 mg/l ve demir (II) sülfat için:400 mg/l) ve polielektrolit dozu (her üç koagülan için: 20 mg/l) bulunmuş ve bu optimum alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat değerlerinin kullanılması sonucu

sırasıyla % 34, % 31 ve % 29 KOİ giderme verimi ve % 90, % 92 ve % 80 AKM giderme verimi elde edilmiştir. Polielektrolit ve koagülan dozunun birlikte kullanılması ile, yalnız koagülan kullanılması durumuna göre çamur hacmi üretimi alum için %45, demir (III) klorür için % 32 ve demir (II) sülfat için % 23 azalmıştır. Bu çalışmadan koagülasyon/flokülasyon prosesinin peyniraltı suyunun ön arıtımında yararlı bir proses olacağı sonucu çıkarılmıştır (Gürtekin, 2011).

Taşdemir ve Erdem'in çalışmalarında, askıda tane içeren sentetik atıksuya flokülasyon yöntemi uygulanmıştır. Deneylede flokülant olarak poliakrilamid esaslı anyonik, katyonik ve noniyonik sentetik organik polimerler kullanılmıştır. Flokülasyon deneyleri altı pervanesi olan jar (kavanoz) test cihazında yapılmıştır. Flokülant tipi, flokülant mol ağırlığı, flokülant dozajı, süspansiyon pH'sı ve karıştırma hızı gibi bazı parametrelerin bulanıklık giderimi üzerine etkileri belirlenmiştir. Anyonik, katyonik, noniyonik flokülantların kullanıldığı deneylerde en iyi performansı (en az bulanıklık sonucunu) floküle etme gücü en iyi olan anyonik flokülant göstermiştir. Anyonik flokülantta dozajın artmasıyla bulanıklık değeri 9,3 NTU'ya kadar düşmüş ve en yüksek bulanıklık giderim verimi (%97,26) 0,06 mg/L flokülant miktarının kullanılmasıyla elde edilmiştir. Sabit flokülant tipi (Anyonik) ve dozajında (0,06 mg/L) yürütülen jar test çalışmaları sonucunda pH 8'de ve 250 devir/dakika karıştırma hızında bulanıklık değeri 3,7 NTU'ya kadar düşürülmüştür. Böylece bu koşullarda atıksu numunesindeki tanelerin flokülasyon yöntemi ile çökmeleri sağlanarak, bulanıklığın %98,9 oranında giderimi sağlanmıştır (Taşdemir ve Erdem, 2010).

Çöktürme Yönteminin Kullanıldığı Tekstil Atıksu Arıtımında En Uygun Çöktürücünün Jar Testi Yöntemi İle Belirlenmesi üzerine yapılan çalışmada, tekstil atıksuyunun arıtılması için kullanılan kimyasal çöktürme ve floklaştırma yöntemi için $MgCl_2$, $FeCl_3$ ve $Al_2(SO_4)_3$ çöktürücüleri kullanılmıştır. Bu çöktürücüler ayrı ayrı su arıtılması için tekstil atıksuyuna ilave edilmiş, farklı derişimleri için farklı pH değerlerinde çalışılmıştır. Su kalitesi testleri ışık geçirgenliği özelliğinden yararlanılarak yapılmıştır. Optimal çöktürücü ve pH değerleri jar testi ile bulunmuştur. Yapılan tüm çalışmalar sonunda tekstil fabrikasından alınan atıksuların absorbans ölçüm temeline dayanılarak en iyi arıtma işletim şartının 5 g/L $MgCl_2$ ve $Ca(OH)_2$ çözeltisi ile ayarlanan pH 12 'de olduğu bulunmuştur. 500ml'lik tekstil atıksuyu için

optimum koşullarda yapılan oktürme ile arıtım sonucunda %66'lık renk giderimine ulaşılmıştır (Pekel vd., 2010).

Tekstil ve metal sanayi arıtma amurlarının susuzlaştırma işlemlerine yönelik yapılan çalışmada, arıtma amurlarının laboratuvar Şartlarında nem yüzdesi, kuruma süresi, kimyasal Őartlandırılması ve susuzlaştırılması araştırılmıştır. Bunun için, metal kaplama ve tekstil sektörlerine ait atıksu arıtma tesislerinin yoğunlaştırma havuzlarından alınan sulu çamur numunelerinde susuzlaştırma işlemi yapılmıştır. Nem yüzdesi ve buna bağlı kurutma süresi tespit edilmiş, kuruma süresini düşürebilecek anyonik ve katyonik polielektrolit, NaOH ve kağıt gibi malzemeler denenmiştir. Çalışma sonucunda genel olarak kohezyon azaltıcı materyal olarak kullanılan kağıtın ve NaOH özeltilerinin kuruma hızının daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Ham amur ve katkı maddelerinin ortalama miktarları referans alındığında; metal ve tekstil çamur numunelerinde, polielektrolitte yaklaşık % 32, NaOH'ta % 43, kağıtta ise; % 42 verim sağlandığı gözlenmiştir. Ayrıca ilave edilen kimyasallarla oluşan koku sorununun da azaldığı gözlemlenmiştir (Bakkal vd., 2012).

5.2. Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar

Gohary ve Tawfik çalışmalarında, dispers ve reaktif boyalı atıksu arıtımı için ardışık kesikli reaktör ile takip edilen koagülasyon/flokülasyon prosesi ile atıksudan renk ve KOİ giderimini özetlemiştir. Kireç destekli magnezyum klorür ve kireç destekli alüminyum sülfatın renk giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Çalışmalar yalnızca kireçle giderimde (600 mg/l) PH 11.7’de en etkin verimin sağlandığını göstermiştir. Renk %100 giderilmiş, KOİ %50’ye indirgenmiştir. Kireç destekli magnezyum klorürde PH 11’de, renk tamamen giderilmiş, KOİ’de % 40 giderim sağlanmıştır. Bununla birlikte yalnız kireç ve kireçle alüminyum klorür kombinasyonu yüksek miktarda çamur oluşumuyla neticelenmektedir (kireç için 1.84 kg/m³ & kireç destekli MgCl₂ için 1.71 kg/m³). Aynı zamanda çıkış suyunun PH’ı yaklaşık 11’dir ve kanalizasyona deşarj edilmeden önce PH kontrolüne ihtiyaç vardır. PH ayarlaması yapılmaksızın 200 mg/l alum kullanımı %78,9 renk giderimi sağlamıştır. Alumün etkinliğini artırmak için cytec isimli koagülan destekleyicisi ilave edilmiştir. Bu, belirgin derecede renk giderimini arttırarak %78,9’dan %94’e çıkarmış, KOİ giderimi % 44 civarında sağlanmıştır. Dahası çamur oluşumu sadece 0.36 kg/m³ dür. Kimyasal ön arıtımı yapılmış atıksu, ardışık kesikli reaktörde 5 saat işleme tabi tutulmuş ve KOİ, toplam BOİ₅ ve toplam askıda katı maddede sırasıyla % 68.2; 76.3 ve 61.4 giderim verimi elde edilmiştir (Gohary ve Tawfik, 2009).

Elektrokoagülasyon Yöntemi Kullanılarak Direct Red 23 Boyar Maddesinin Gideriminin İncelenmesi başlıklı çalışmada, sentetik olarak hazırlanan Direct Red 23 boyar maddesinin sulu ortamdan elektrokolagülasyon yöntemi kullanılarak giderimi çalışılmıştır. Alüminyum elektrotların kullanıldığı çalışmada, başlangıç çözelti pH’sı, karıştırma hızı ve destek elektrolit türünün renk giderimi üzerine etkileri incelenmiştir. Denemeler süresince akım yoğunluğu 0.1 mA cm⁻² ve sıcaklık 20 oC’ de sabit tutulmuştur. Elektrotlar arası mesafe 0.5 cm olarak belirlenmiştir. Renk giderme verimi üzerine çözeltinin başlangıç pH’sının çok etkili bir parametre olduğu gözlemlenmiştir. En yüksek renk giderim verimi başlangıç çözelti pH’sı 5, 150 devir dakika-1’lik karıştırma hızı ve 5 mM NaCl tuzunun kullanıldığı denemede 30 dakika deney süresi sonunda % 98 olarak gerçekleşmiştir. Yapılan deneylerde destek elektrolit türünün renk

giderim verimine etkili bir parametre olmadığı gözlemlenmiştir. Çalışma sonucunda Direct Red 23 boyar maddesi içeren atıksuların arıtımında alüminyum elektrot içeren elektrokoagülasyon prosesinin uygulanabileceği görüşüne varılmıştır (Bayar vd., 2012).

Samuk ve arkadaşları, yüksek florür içeriğine sahip atıksuları temsil etmek üzere, alüminyum yüzey işleme endüstrisinden alınan numuneler üzerinde, elektrokoagülasyon (E.K.) prosesi ile florür ve diğer kirleticilerin giderimi ile ilgili deneysel çalışmalar yapmıştır. Alüminyum yüzey temizleme banyosunda sırasıyla %19, %8.5 oranında hidroflorik asit ve fosforik asit ile birlikte tensit (noniyonik) kullanımından dolayı, pH'sı düşük, florür, alüminyum ve KOİ konsantrasyonu yüksek atıksular meydana gelmektedir. Deneysel çalışmalarda E.K. uygulamalarında işletme parametrelerinin proses performansı üzerine etkileri incelenmiştir. İşletme parametreleri olarak, akım yoğunluğu, elektrolit olarak kullanılan NaCl konsantrasyonu ve pH ele alınmıştır. Ham kompozit numuneler üzerinde uygulanan E.K. denemelerinde artan akım yoğunluğu ve zamana bağlı olarak florür için yaklaşık %97 giderim verimi elde edildiği, artan akım yoğunluğu ve NaCl konsantrasyonuna bağlı olarak alüminyum gideriminde yüksek giderim verimlerine ulaşılabildiği ancak organik maddeyi temsil eden KOİ gideriminin ise %40 civarında kaldığı tespit edilmiştir. Deneysel çalışmaların sonucu olarak ham numunelerin E.K. prosesi ile gideriminde florür, alüminyum ve KOİ parametreleri için alıcı ortam deşarj standartlarının sağlanamadığı tespit edilmiştir (Samuk vd., 2011).

Ayvaz ve arkadaşlarının bir tekstil atıksuyunun elektrokoagülasyon (EC) ile arıtılmasının sonuçlarını ortaya koyduğu çalışmada, demir ve alüminyum elektrotlar, monopolar paralel, monopolar seri ve bipolar seri bağlantı şekli ile kullanılmıştır. Arıtma verimliliğinin ölçülmesinde KOİ ve türbidite giderimleri dikkate alınmıştır. KOİ gideriminde, her iki elektrot materyalinde asidik ortam daha uygun olup; demir elektrot için, Bipolar Seri (BP-S) bağlantı şekli etkili olurken, alüminyum elektrotlarda ise her üç bağlantı şekli için birbirine yakın sonuçlar elde edilmiştir. Türbidite gideriminde; optimum pH'nın elektrot materyaline bağlı olduğu, alüminyum elektrotlar için asidik ortamın, demir elektrotlar için ise nötral ortamın daha uygun olduğu tespit edilmiştir. Genel olarak, yüksek akım yoğunluklarının yüksek KOİ ve türbidite giderme verimleri sağladığı görülmüştür. Düşük akım yoğunluğunda (30 A.m⁻²) demir elektrotlarda sadece Monopolar Paralel (MP-P) sistemden verim alınmıştır.

Alüminyum elektrotlarda ise; KOİ giderimi bağlantı şekline göre değişirken, türbidite giderimi bağlantı şeklinden oldukça bağımsızdır. Diğer yandan, EC prosesi alüminyum elektrotlarla daha hızlı ilerlediğinden; her üç bağlantı için de 5 dakikalık bir süre etkili olurken, demir elektrotlarda ise; seri bağlantı sistemleriyle en az 10 dakikalık bir işlem süresine ihtiyaç duyulmakta, MP-P bağlantı şekli ise daha fazla işlem süresi gerektirmektedir. Ekonomik analizde, bir tekstil fabrikasının 1000 m³.gün⁻¹ debide atıksuyunun EC ile arıtılmasının işletme giderleri hesaplanmıştır. Sonuç olarak, bu çalışmada EC prosesinin, kimyasal koagülasyona göre daha az materyal tüketen ve daha az çamur üreten, daha hızlı ve daha ekonomik bir proses olduğu belirlenmiştir (Eyvaz vd., 2006).

Özyonar ve Karagözoğlu tarafından yapılan çalışmada, bir tekstil sanayi atıksuyunun Elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum elektrotlarının kullanıldığı, elektrokoagülasyon prosesinin performansı araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinde; toplam organik karbon (TOC), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), renk ve bulanıklık giderim verimi üzerine; başlangıç pH, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin etkisi incelenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen veriler değerlendirilerek EC prosesinin optimum koşulları belirlenmiştir. Bu koşullar; başlangıç pH:3, akım yoğunluğu 100 A/m² ve elektroliz süresi 20 dk olarak bulunmuştur. Bu sonuçlar neticesinde TOK, KOİ, renk ve bulanıklık giderme verimleri sırasıyla, %82,6-%72,5-%97,7 ve %98,7'dir. Ayrıca yapılan çalışmada KOİ parametresi açısından, arıtılmış suyun Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde belirtilen deşarj limit değerini sağladığı görülmüştür. Sonuç olarak tekstil sanayi atıksuyunun arıtımında EC prosesinin etkili bir yöntem olduğu ortaya konulmuştur (Özyonar ve Karagözoğlu, 2012).

Deri Sanayi Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon İle Arıtımı başlıklı çalışmada, deri sanayilerine ait olan merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin ön çöktürme atık suyunda farklı kimyasal koagülan maddeler kullanılarak kimyasal koagülasyon (CC) ile arıtılabilirlik çalışmalarının yanında, ön çöktürme ve son çöktürme havuz çıkış atıksuları elektrokimyasal metodlardan biri olan elektrokoagülasyon (EC) ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla kimyasal koagülasyon deneylerinde Al₂(SO₄)₃.18H₂O, AlCl₃.6H₂O, Fe₂(SO₄)₃.7H₂O ve

$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ tuzları koagulan olarak kullanılmıştır. Arıtım verimi üzerine koagulan dozajı ve pH etkisi incelenmiştir. Bu deneylerde demir içeren koagulan maddeler kullanıldığında daha etkili bir biçimde verimlerin arttığı gözlenmiştir. Atıksuyun kendi pH değerinde daha iyi sonuçlar elde edilmiştir. EC 'da demir elektrotlar kullanılarak; COD, TS, TCr, NH_3-N , AKM giderimi üzerine akım yoğunluğu ve zaman gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon uygulamaları sonunda ön çöktürme atıksuların da %60 AKM ve %30 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Son çöktürme atıksuyun da ise %85 AKM ve %35 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Her iki atıksudada %20'lerde amonyak azotu (NH_3-N) giderimi elde edilmiş ancak, bu sonuçların yeterli görülmemesi sebebi ile NH_3-N giderimi uygulaması için ayrı bir sistem üzerinde çalışmalar yapılmıştır. Son çöktürme havuzu çıkış atıksuları bir zeolit türü olan clinoptilolit kullanılarak farklı zaman ve pH değerlerinde NH_3-N giderimi araştırılmıştır. Atıksu pH = 7-9 ve 15 dakikalık bir adsorpsiyon süresinde yaklaşık 16 mg NH_3-N/g zeolit adsorpsiyonu sağlanmış olup, son çöktürme atıksuyu NH_3-N 'nin %40'ı giderilmiştir (Şanlı, 2006).

Solak'ın çalışmasında, alüminyum (Al) ve demir (Fe) elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon (EC) prosesi ile mermer işleme atıksuyundan askıda katı madde (AKM) ve bulanıklık giderim verimleri araştırılmıştır. Bu kirleticilerin giderilmesi için monopolar Fe ve Al elektrotların paralel veya seri olarak bağlandığı bir EC reaktörü kullanılmıştır. AKM ve bulanıklık giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve işletim zamanı gibi optimizasyon parametreleri belirlenerek, elektrot materyali-enerji ihtiyacı ve işletme maliyeti gibi proses işletim parametreleri hesaplanmıştır. pH değerinin 9, akım yoğunluğunun yaklaşık 15 A/m², elektroliz süresinin 2 dk olduğu optimum şartlarda paralel-seri bağlı monopolar alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi ile %100 AKM giderilmiştir. Paralel-Seri monopolar demir elektrotlarının kullanıldığı EC prosesinde giderim verimi sırasıyla %99.86, %99.94 olarak bulunmuştur. Her iki bağlantı türünde monopolar demir elektrotlar için optimum pH değeri 8, elektroliz süresi 2 dk ve akım yoğunluğu paralel-seri bağlantı türleri için sırasıyla 10, 20 A/m² olarak belirlenmiştir. Sonuçlar, tüm elektrot ve bağlantı türleri ile EC prosesinin AKM, bulanıklık gideriminde etkin bir proses olduğunu, işletme maliyeti analizleri paralel bağlı Al elektrodunun, seri bağlı Al elektrot ve Fe elektrot bağlantılarından daha ucuz olduğunu göstermiştir (Solak, 2007).

Lakshmanan ve arkadaşlarının yaptıkları araştırmada Fe_3Cl kimyasal koagülasyonuna oranla elektrokoagülasyon boyunca As(III) ve As(V) giderimi çalışılmıştır. Çalışma aynı zamanda elektrokoagülasyon süresince açıklanan As(III) oksidasyonu ve klor üretimini doğrulamayı amaçlamıştır. Sonuçlar kesikli EC süresince As(V) gideriminin PH 6,5'ta kararsız olduğunu ve giderimin EC süresince Fe^{+2} oluşumuna istinaden tahmin edilenden yüksek olduğunu göstermiştir. Kesikli EC ile As(V) giderimi, PH 7,5-8,5 daki kimyasal koagülasyona eşit ya da daha iyidir ve bununla birlikte PH 7,5'ta (% 10-45) 0.2-mm membran filtratında çözülmüş Fe^{+2} gözlenmiştir ve bu ilginin bir nedenidir. EC ünitesinin sürekli- zamandan bağımsız işlemi arıtılmış sudaki çözülmüş Fe^{+2} nin zararlı varlığını kanıtlamıştır. Kesikli süreç boyunca umulandan daha yüksek As(V) giderimi, zamandan bağımsız işleme ulaşmadan önce As(V) in demir oksihidroksit yüzeylerine adsorpsiyonundan dolayı tahmin edilmiştir. CC ve EC'nin her ikisindeki süreç boyunca PH düşmesiyle As(V) giderimi artmıştır, bununla birlikte PH 6,5'teki EC'de kararsız Fe^{+2} oksidasyonundan dolayı alışılmışın dışındadır. PH 7,5 ve 8,5 da EC ve CC'de daha düşük fakat benzer adsorpsiyon kapasiteleri gözlemlenirken, PH 6,5'teki CC'de en iyi adsorpsiyon kapasitesi gözlenmiştir. As (III) ün adsorpsiyon karşılaştırması, EC esnasında geçici bir PH yükselmesinden dolayı, CC'ye kıyasla EC'de daha iyi giderim olduğunu göstermektedir. Literatür raporlarına karşılık, EC boyunca As (III) oksidasyonu gözlenmemiştir ve EC boyunca As (III) ün demir hidroksitlere adsorpsiyonu sadece %5-30 arasındadır. Aynı zamanda literatüre karşılık, EC boyunca belirgin bir Cl_2 üretimi olmamıştır aslında çubukta demir oksitlerin indirgenmesinden dolayı çubuklar gerçekten belirgin bir klor talebi üretmektedir. Bir grafit anot kullanarak Cl_2 üretimi ve As (III) oksidasyonu mümkün olmasına rağmen, aynı EC ünitesinde grafit ve demir çubukların kullanılması As (III) oksidasyonunu oluşturmamıştır. Bununla birlikte iki fazlı basamakta (ayrı çemberlerde demir anodu takiben grafit anot) As (III) oksidasyonu ve giderimi etkilidir. Rakip iyonlar silika ve fosfat, her iki CC ve EC boyunca As(V) adsorpsiyonu ile karışmaktadır. Bununla birlikte girişimin derecesi diğer rakip iyonların derişimine ve varlığına bağlıdır. Özellikle yüksek Ph'larda silikanın kendi belirgin etkisinden dolayı PH artışıyla fosfat etkisi silikanın varlığını azaltmaktadır (Lakshmanan, et al., 2010).

Yılmaz ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, bor giderimi üzerinde elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon yaklaşımlarının kantitatif bir kıyaslamasını sunmuştur. Çalışma, alüminyum klorürün kullanıldığı geleneksel kimyasal koagülasyona kıyasla etkili bor giderimi için elektrokimyasal teknik kullanma olasılığını göstermektedir. Bor arıtımı için kullanılan elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon proseslerinin kıyaslaması, verimlilik açısından elektrokimyasal prosesin sahip olduğu uygulama avantajını göstermiştir. Elektrokoagülasyon ile bor atıksuyunun arıtımında elektrot materyali olarak alüminyum kullanımının pH'a bağlı olduğu görülmüştür. pH 8'de en etkili giderim kapasitesi elde edilmiştir. Bor derişimin artması bor giderim verimini düşürmüştür. Akım yoğunluğunun artmasıyla, arıtım hızının arttığı görülmüştür. pH 8'de en etkili giderim kapasitesi elde edilmiştir. En yüksek akım yoğunluğ, endüstriyel atıksuya eşdeğer bor içeriğine sahip sentetik olarak hazırlanmış sulardan bor giderimi için en hızlı arıtımı vermiştir. Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonda bütün işlem parametreleri aynı olmasına rağmen, her arıtım prosesi arasındaki bor giderim verimi bütünüyle farklıdır. Bu nedenle kimyasal koagülasyon prosesi bor giderim verimi için uygun değildir. Önceki durumda giderim yolu anahtarı olan çöktürme ile temel fiziksel ayırma prosesleri kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için farklıdır. Elektrokoagülasyonda, bununla birlikte baskın giderim yolu uygulanan akım ile tespit edilmektedir. Koagülan dağıtma mekanizması, kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon performansı arasındaki anahtar farktır. Kirlenici giderimi açısından termodinamik denge ve reaksiyon kinetikleri arasındaki ilişkinin açıklaması elektrokoagülasyonu daha derin anlamak için kuşkusuz önemlidir. Proseslerin kıyaslaması halinde, borun arıtımında, elektrokoagülasyon kimyasal koagülasyona göre önemli derecede iyi performans göstermiştir. Örneğin pH 8.0 ve alüminyum dozu 7,45 g/L iken bor giderim verimi elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonda sırasıyla %94 ve %24'tür (Yılmaz, 2010).

Golder ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, sulu çözeltilerden Cr(VI) gideriminde kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon performansını araştırmıştır. En yüksek Cr(VI) giderimi 4,36 mA/cm² akımyoğunluğunda % 42 civarında EC ile sağlanmıştır. EC sırasında, kromun katodik adsorpsiyonu Cr(VI) giderimini sağlamıştır. Eş zamanlı elektro ve kimyasal çözünme yaklaşık %178 civarında yüksek akım

yoğunluğuna yol açmıştır. Ph ve koagülan dozunun her ikisi de 4,9 ile 7 arasında değişen Ph aralıklarında alum ve alüminyum sülfat ile %11 ve 12'lik Cr(VI) giderimi sağlanmasında oldukça etkili bulunmuştur. Kimyasal koagülanlarla gözlenen daha düşük giderime, Cr(VI) ile divalent SO₄ SS iyonlarının ko-adsorpsiyonu neden olmuştur. Alüminyum sülfat ve alum ile, ,9 ile 7 arasında değişen Ph aralığında çökeltideki mol Al başına yaklaşık 0.061 ve 0.099 mol SO₄ 22 adsorplanmıştır. Yüksek koagülan dozajı Cr(VI) giderimini arttırmakla beraber, giderim verimini olumsuz etkilemektedir. Hücre akım yoğunluğu, aynı yük yoğunluğunda Cr(VI) giderimi ve PH yükselmesi üzerinde düşük bir etkiye sahiptir (Golder, et al., 2006).

Ngamlerdpokin ve arkadaşlarının, kimyasal ve elektrokimyasal teknikler kullanarak biyodizel atıksuyunun iyileştirmesi üzerine yaptıkları çalışmada, başlangıçta 1'den 8'e kadar değişen aralıklardaki farklı PH değerlerinde yağlı asit metil esterler (FAME veya biyodizel) ve serbest yağlı asitler (FFA) üç tip mineral asidi kullanılarak - H₂SO₄, HNO₃ and HCl- atıksudan kimyasal olarak uzaklaştırılmıştır. Bu basamakta bütün kirletici seviyeleri belirgin olarak azalmıştır. Sırasıyla 38.94%, 76.32% ve 99.36% oranında KOİ, BOİ₅ ve yağ giderimi sağlanmıştır. Sonuçlar, araştırılan her iki arıtım prosesinin de biyodizel üretim tesisindeki atıksu arıtımı için etkili olduğunu göstermiştir. Kimyasal koagülasyon prosesi, elektrokoagülasyon proesi ile karşılaştırıldığında daha düşük işletme maliyeti getirdiği görülmüştür (KK: 1.11 USD/m³, EK: 1.78 USD/m³). Bununla birlikte BOİ seviyeleri haricinde, ikinci proses, birinciye kıyasla daha iyi kalitede atıksu sağlamaktadır (Ngamlerdpokin, et al., 2011).

Veli ve arkadaşları kentsel katı atık sızıntı suyunun kimyasal- ve elektrokoagülasyon yöntemleri ile arıtılması üzerine yaptıkları çalışmada, deneysel olarak sızıntı suyundan KOİ, TOK ve renk giderimini araştırmışlardır. Elektrot materyali olarak reaktörde eş zamanlı Al ve Fe kullanılmıştır. Bu çalışmada elektrokimyasal olarak üretilen Fe²⁺ ve Al³⁺ dozlarına karşı KOİ, TOK ve renk giderim yüzdesi çalışılmıştır. En iyi giderim KOİ parametresinde elde edilmiştir. EC prosesinde max. giderim Fe²⁺ elektrotlarla L1 çözeltilinde %87, L2 çözeltilinde %90, Al³⁺ elektrotlarla L1 çözeltilinde %77, L2 çözeltilinde %88 dir. Fe²⁺ için yüksek renk giderimi L1 de %86, L2'de yaklaşık %99 olarak gözlenmiştir. Kimyasal koagülanlarla (FeSO₄·7H₂O and Al₂(SO₄)₃·18H₂O) sızıntı suyunun arıtımı, elektrokimyasal olarak

üretilen Fe^{2+} ve Al^{3+} e göre daha düşük gözükmektedir. Sonuçlar, sızıntı suyunun arıtımında, elektrokoagülasyonun etkili bir alternatif metod olduğunu göstermiştir (Veli vd., 2007).

Tatar'ın çalışmasında, elektrokoagülasyon yöntemi ile farklı deney koşulları altında sulu çözeltilerden SCN^- iyonlarının giderim verimleri incelenmiştir. Bu amaçla monopolar demir elektrotların paralel olarak bağlandığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. SCN^- iyonları giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve zaman gibi parametrelerin etkileri araştırılmıştır. SCN^- iyonlarının gideriminde optimum deney şartları için gerekli parametreler pH 12, akım yoğunluğu $80A/m^2$ ve elektroliz süresi 20 dk olarak bulunmuştur. Çözünen elektrotun giderme kapasitesinin arttığı da gözlenmiştir. Giderme verimleri çözünen elektrotun giderme kapasitesine ve yüzde olarak pH 12,80 A/m^2 akım yoğunluğu ve 20 dak elektroliz süresinde %80, %71 ve %76 olarak bulunmuştur (Tatar, 2006).

Anaerobik olarak parçalanmış atıksu süpernatantından kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve azot giderimi için biyolojik olarak ardışık kesikli bir reaktörde koagülasyon/flokülasyon basamağının integrasyonu isimli çalışmada, domuz ahır atıksuyunun mezofilik anaerobik olarak parçalanmasından elde edilen süpernatant, yüksek miktarda KOİ, amonyum ve askıda katılar ile karakterize edilmiştir. Bu atık, biyolojik KOİ, askıda katı ve koagülasyon/flokülasyon basamağı içeren azot giderimi için ardışık kesikli reaktör (SBR) yöntemiyle etkili bir şekilde arıtılmıştır. pH'nın dış kontrolü olmaksızın ve sınırlı havalandırma debisi altında, üç aerobik/anoksik periyod, $32^{\circ}C$ sıcaklıkta 2,7 gün HRT ve 12 gün SRT ile çalışıldığında toplam %98'den fazla azot giderimi (nitrit) ve sırasıyla %66'dan fazla KOİ, %74'den fazla askıda katı indirgenmesine ulaşılmıştır. Biyokütleyi oksitleyen nitrit inhibisyonu, kısıtlı hava sağlanması ve serbest amonyak derişimiyle çalışılması ile sağlanmıştır (çözünmüş oksijen derişimi 1 mg/L nin altındadır). Toplam KOİ'nin bir kısmı koloidal ve refrakter olduğundan, deşarj edilebilir uygun çıkış suyu kalitesini karşılamak için, SBR işlem stratejisi içinde bir koagülasyon/flokülasyon basamağı geliştirilmiştir. Klasik Jar Testi $FeCl_3$ ün optimum derişiminin 800 mg/L olduğunu göstermiştir. Respirometrik analiz bu koagülan dozajının nitrifiyan/denitrifiyan biyokütlenin biyolojik aktivitesini etkilemediğini göstermiştir (Dosta, et al., 2007).

Öztürk ve arkadaşları çalışmalarında, tehlikeli katı atık depo sahasından alınan sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliğini incelemiştir. Proseste çözünen elektrot olarak demir plakalar kullanılmış olup, seçilen elektrot malzemesine bağlı olarak sızıntı suyuna karışan Fe^{+2} iyonları, elektrokoagülasyon prosesinin gerçekleşmesini sağlamıştır. Demir anotların kullanıldığı elektrokoagülasyon prosesinde KOİ, fosfat, renk ve bulanıklık parametrelerinin giderim verimlerinin belirlenmesi esas alınmıştır. Çalışma sonucunda KOİ gideriminin %65, fosfat gideriminin %70, renk gideriminin %88 ve bulanıklık gideriminin %91 olduğu görülmüştür. Su ve atıksu uygulamalarının yanısıra sızıntı suyu gibi genel olarak daha karmaşık kirleticileri içeren suların arıtımında da prosesten yüksek verim alınması elektrokoagülasyonun yaygınlaşması açısından oldukça önemlidir (Öztürk vd, 2010).

Gönen ve Aksu çalışmalarında, melas içeren besin ortamında *Candida utilis* mayası kullanarak kesikli sistemde boyarmadde giderimi gerçekleştirmiş ve mikroorganizmanın özgül üreme hızı üzerine başlangıç melas sakkarozu derişimi (5-15 g/L) ve boyarmadde derişiminin (50-500 mg/L) etkilerini Yanıt Yüzey Yöntemi (Response Surface Methodology) kullanarak incelemiştir. Melas sakkarozu ve başlangıç boyarmadde derişiminin özgül üreme hızı üzerine önemli bir etkiye sahip, regresyon modelinin önemli ($P < 0.05$) ve modelin matematiksel uygunsuzluğundan kaynaklanan hatanın önemsiz ($P > 0.05$) olduğu belirlenmiştir. Deneysel veriler kullanılarak bir matematik model oluşturulmuş ve bu verilerle modelden elde edilen verilerin uyumlu olduğu tespit edilmiştir. Design Expert 6.0 programı yardımıyla, deneysel veriler ve model ile hesaplanan veriler karşılaştırılmış, bunun yanı sıra Anova Testi sonuçlarından hesaplanan korelasyon katsayısı (R^2) değeri de 0.999 olarak bulunmuş ve yöntemden elde edilen modelin sistemi çok iyi temsil ettiği görülmüştür (Gönen ve Aksu, 2010).

Fotokatalitik oksidasyon ile renk giderimin araştırıldığı bir çalışmada tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan C.I. Reaktif Turuncu 16 ve C.I. Asit Turuncu 7 azo boyarmaddelerinin İleri Oksidasyon Prosesleri'nden TiO_2/UV prosesi ile renk giderimi amaçlanmıştır. Deneysel çalışmalar pyrex camdan yapılmış bir fotoreaktörde UVA lamba varlığında gerçekleştirilmiştir. Renk giderimine pH, boyarmadde başlangıç derişimi ve TiO_2 derişimi gibi parametrelerin etkileri incelenmiştir. Farklı pH (3-6-9) aralıklarında yapılan çalışmalarda, C.I. Reaktif Turuncu 16 ve C.I. Asit Turuncu 7 için

sırasıyla pH 3 ve pH 6'da en yüksek giderim elde edilmiştir. Boyarmadde derişiminin artmasıyla % renk gideriminin azaldığı, katalizör miktarının artırılması ile de arttığı gözlenmiştir. Reaksiyon süresinin 120. dakikasında renk giderimi, C.I. Reaktif Turuncu 16 için % 61'e ve C.I. Asit Turuncu 7 için ise % 62'ye ulaşmıştır. UV lamba gücü arttıkça % renk gideriminin arttığı belirlenmiştir. Ayrıca C.I. Reaktif Turuncu 16 ve C.I. Asit Turuncu 7 için % renk giderimine H₂O₂ derişimi, S₂O₈²⁻ ve Cu⁺ iyonlarını etkisi araştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda her iki boyarmadde için % renk gideriminin TiO₂/ S₂O₈²⁻/Cu/UV prosesinin TiO₂/UV prosesine göre daha etkili olduğu gözlenmiştir (Kartal ve Turhan, 2012).

Elektrokimyasal Yöntemlerle Yemekhane Atıksuyunun Arıtımı isimli çalışmada, yemekhane atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtımı araştırılmıştır. Basit kesikli reaktör ile gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda paralel plaka şeklinde düzenlemiş alüminyum elektrot demeti kullanılmıştır. Gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda akım yoğunluğu, pH, destek elektrolit derişimi ve koagülan yardımcısı olarak Kerafloc'un arıtma verimine etkileri, belirli zaman aralıklarında reaktörden alınan numunelerde KOİ analizleri yapılarak incelenmiştir. Çalışma sonucunda başlangıçta atıksuyun 421 mg/L olan KOİ değeri, 10 mA/cm² akım yoğunluğunda pH 5,5'ta 20 mg/L Kerafloc ilavesiyle 13,4 mg/L'ye düşürülerek %97 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Çalışma sonuçları elektrokoagülasyonun yemekhane atıksularının arıtımında oldukça başarılı olduğunu ortaya koymuştur (Yavuz vd., 2012).

5.3. Adsorpsiyon Yöntemi ile Atıksudan KOİ Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar

Siretli ve arkadaşlarının, ağır metallerin, yeni bir teknik ile sudan ayrılması üzerine yaptıkları çalışma, çözeltilerde ağır metalin yüzey aktif maddeye tutunması ve sonrasında bu kompleksin uygun bir substrat üzerine hidrofobik çekimle adsorpsiyonuna dayanmaktadır. Deneylerde substrat olarak aktif karbon (AC) ve yüzey aktif madde olarak da anyonik sodyum dodesil sülfat (SDS) seçilmiştir. 16 ile 256 ppm arasında değişen bakır konsantrasyonlarına sahip çözeltiler, atık su olarak kullanılmıştır. Doğal pH değerlerinde yapılan ilk çalışmaların sonuçlarına göre, SDS-metal kompleksinin aktif karbon üzerine adsorpsiyon kinetiğinin çok hızlı olduğu ve $pH > 6$ koşullarında metal hidrolizinin ayırma olumlu etkisinin olduğu belirlenmiştir. Bu durumda, AC, çökelmiş SDS-metal kompleksleri için iyi bir filtre gibi davranıyor olabilir. Metal hidrolizinin etkisinin olmadığı düşük pH koşullarında ise SDS-metal komplekslerinin AC üzerine adsorpsiyonunun % 40' in üstünde olduğu gözlenmiştir. Bununla birlikte, SDS yokluğunda gerçekleştirilen deneylerde ise SDS varlığında elde edilen adsorpsiyonun ancak yarısına ulaşıldığı görülmüştür (Siretli vd., 2012).

Kayacan ve Okur'un yaptıkları çalışmada düşük maliyetli, yenilenebilir bitki atıklarından tekstil atıksularında bulunan boyarmaddelerin giderimi amaçlanmıştır. Çalışmada sorbent olarak at kestanesi kabukları ve ayçiçeği kabukları kullanılarak Irgalan Yellow adlı sarı-turuncu renkli tekstil boyarmaddesinin giderimi araştırılmıştır. Boyarmadde giderimine, boyarmadde derişiminin ve sorbent miktarının (1, 5 ve 10 g/L) etkisi incelenmiştir. Ayçiçeği kabuğunun % 78'lik boya tutma kapasitesiyle at kestanesi kabuğuna oranla (% 42 ve kurutulmuş at kestanesinde % 52) daha fazla boyarmadde tuttuğu belirlenmiştir (Kayacan ve Okur, 2012).

Selen ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, soya küspesi ile sulu çözeltilerden C.I. Reactive Orange 4 (RO4) boyarmaddesinin adsorpsiyonunu incelemiştir. RO4 boyarmaddesinin adsorpsiyon verimi üzerine çözelti pH'ı, sıcaklığı, başlangıç boyarmadde konsantrasyonu, adsorbent dozu ve partikül boyutu gibi parametrelerin etkisi incelenmiştir. Farklı sıcaklıklarda (20, 40 ve 60 °C) gerçekleştirilen deneylerin sonuçları Langmuir ve Freundlich izotermlerine uygulanmış ve deneysel sonuçların Langmuir eşitliğine daha iyi uyum gösterdiği belirlenmiştir. İzoterm denklemlerinden

hesaplanan sabitler RO4 boyarmaddesinin adsorpsiyon veriminin sıcaklık ile arttığını göstermektedir. RO4 boyarmaddesi için soya küspesinin maksimum adsorpsiyon kapasitesinin (q_{max}) 20, 40 ve 60 °C'deki değerleri Langmuir eşitliğinden sırasıyla 312,5; 333,3 ve 357,1 mg/g olarak hesaplanmıştır. RO4 boyarmaddesinin adsorpsiyonunun süreye bağlı olarak incelendiği deneylerin sonuçları I. ve II. mertebeden kinetik modellere uygulanarak modele ilişkin sabitler belirlenmiştir. II. mertebeden kinetik model için regresyon katsayıları (R^2) 0.99'dan büyüktür. Çalışmanın gerçekleştirildiği sıcaklık aralığında prosesin entalpi değişimi (ΔH_o) 8,03 kJ/mol olarak hesaplanmıştır. Yapılan termodinamik çalışma sonucunda soya küspesi ile RO4 boyarmaddesinin adsorpsiyonunun endotermik bir özellik gösterdiği belirlenmiştir (Selen vd., 2012).

Fosforik Asitle Aktifleştirilen Fındık Kabuklarından Elde Edilen Aktif Karbonun Bazı Yüzey Özelliklerinin Belirlenmesi üzerine yapılan çalışmada, değişik konsantrasyondaki fosforik asit çözeltileri ile aktifleştirilen fındık kabuklarının farklı sıcaklık ve sürelerde karbonizasyonu ile elde edilen aktif karbon örneklerinin spesifik yüzey alanları, tek tabaka kapasiteleri ve mikro gözenek hacimleri BET yöntemiyle belirlenmiştir. Karbonizasyon sıcaklığının artmasına bağlı olarak yüzey alanı değerleri artarak bir maksimumdan geçmekte ve ardından azalmaktadır. % 30'luk fosforik asit çözeltisi ile 24 saat boyunca aktifleştirilerek 2 saat süreyle 400, 500, 600 ve 650 °C'de karbonize edilen aktif karbon örneklerinin BET yüzey alanları sırasıyla 3,15; 49,50; 348,10 ve 115,90 m²/g olarak hesaplanmıştır. Bu şartlarda elde edilen aktif karbon örneklerinin mikro gözenek hacimleri sırasıyla 0,00166; 0,02212; 0,15344 ve 0,05367 cm³/g olarak belirlenmiştir. Karbonizasyon süresi ile aktif karbon örneklerinin spesifik yüzey alanı değerindeki değişim, karbonizasyon sıcaklığı ile benzer bir trend göstermektedir. % 30'luk fosforik asit çözeltisi ile aktifleştirilen örnekler 1 ila 4 saat arasında değişen sürelerde karbonize edilmiştir. 600 °C'de 1 saat süre ile karbonize edilen örneğin spesifik yüzey alanı 21,65 m²/g, aynı sıcaklıkta 2, 3 ve 4 saat süre ile karbonize edilen örneklerin yüzey alanı sırası ile 348,10; 216,80 ve 43,45 m²/g olarak belirlenmiştir. % 30, % 40 ve % 50 konsantrasyondaki fosforik asit çözeltisi ile 24 saat süreyle aktifleştirilen fındık kabuklarının karbonizasyonu ile elde edilen örneklerin yüzey alanı sırasıyla 348,10; 369,04 ve 364,67 m²/g'dır (Özer ve Şen, 2012).

Boyarmaddenin aktif karbonla gideriminde adsorpsiyon kinetiğinin incelendiği bir çalışmada sulu çözeltilerden Chemazol Reactive Red 3BS.R.O.195 boyar maddesinin şeker pancarı küspesinden elde edilen aktif karbona adsorpsiyonu kesikli düzende çalışan karıştırılmalı kaptaki yürütülmüştür. Adsorpsiyon işlemi pH=1 de çeşitli sıcaklık ve başlangıç boyarmadde derişimi değerlerinde gerçekleştirilmiş, elde edilen veriler adsorpsiyon kinetiği modellerine uygulanmış ve sistemi en iyi tanımlayan adsorpsiyon hız denklemi bulunmuştur. Çalışmanın son aşamasında adsorpsiyon prosesi termodinamiksel olarak incelenmiş, adsorpsiyon entalpisi, Gibbs serbest enerji ve entropi değişimi değerleri hesaplanmıştır. Gibbs serbest enerjisi değerlerinin negatif işaretli olması adsorpsiyon prosesinin çalışılan şartlarda kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir. Chemazol reactive red 3BS.R.O.195 boyar maddesinin şeker pancarı küspesinden elde edilen aktif karbona adsorpsiyonu prosesi için entalpisi değişimi değeri 16,019 kJ/mol ve 25, 40 ve 50 (°C) sıcaklıklar için entropi değişimi değerleri ise sırasıyla 98,926, 151,694 ve 152,747 J/mol K olarak bulunmuştur. Adsorpsiyonun entalpisini pozitif değerli olması adsorpsiyon prosesinin endotermik olduğunu göstermiştir (Tepe vd., 2010).

Gülen ve Zorbay, boyarmadde giderimi üzerine yaptıkları çalışmada, metilen mavisi gideriminde yer fıstığı kabuğundan yapılan aktif karbon kullanılmıştır. Denemeler farklı konsantrasyon, sıcaklık ve pH koşullarında yapılarak çeşitli parametrelerin adsorpsiyon verimine olan etkileri incelenmiştir. Sıcaklığın ve asidik ortamın adsorpsiyon verimine olan etkisi olumludur. Sistem pseudo 2. mertebe kinetik ile yürümekte ve deneysel verilere Freundlich izotermi uymaktadır. Maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 55 °C'de 260,49 mg/g olduğu bulunmuştur. Yapılan termodinamik incelemeler adsorpsiyonun fiziksel karakterli olduğunu ve kendiliğinden meydana geldiğini göstermektedir (Gülen ve Zorbay, 2011).

Boyarmadde giderimi üzerine yapılan başka bir çalışmada, Eskişehir yöresinden sepiyolit, Uşak yöresinden bentonit ve Balıkesir-Bigadiç yöresinden klinoptilolitçe zengin doğal zeolit adsorban olarak kullanılarak Asit Mavi 193 ve Asit Oranj 95 boyarmaddelerinin sulu çözeltilerden adsorpsiyonu incelenmiştir. Adsorpsiyon için uygun çözelti pH değeri ve denge süresi belirlenmiş, elde edilen izoterm verileri Langmuir ve Freundlich izotermine göre analiz edilmiştir. Buna göre her iki boyarmadde için, kullanılan killer içinde bentonit en iyi adsorplama kapasitesine sahiptir. Kullanılan

boyarmaddeler büyük molekül boyutuna sahip organik maddeler olduğundan, tabakalı yapıdaki bentonitte tabakalar arasına daha kolay girdikleri, lifli yapıdaki sepiyolitte ve gözenek kanalları içeren zeolitte gözeneklere girerken zorlandıkları düşünülmektedir. Ayrıca şekillerin incelenmesinden Asit Oranj 95 boyarmaddesinin, Asit Mavi 193 maddesine göre daha fazla adsorplandığı söylenebilir (Tümsek ve Avcı, 2010).

Endüstriyel atıkların sızıntı suyunda adsorpsiyonla Cu (II) ve Zn (II) gideriminin incelendiği çalışmada, temin edilen atık örneklerinde TCLP yöntemi kullanılarak elde edilen sızıntı suyunda kesikli sistemde adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Doğal bir kil türü olan illitin adsorbent olarak kullanılabilirliği ve bu durumda pH, dozaj ve temas süresinin adsorpsiyon prosesine etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar, illitin adsorpsiyonla Cu(II) ve Zn (II) gideriminde etkili olduğunu ve düşük maliyeti nedeniyle sızıntı sularının arıtımında diğer adsorbentlere alternatif olarak kullanılabilirliğini göstermiştir (Mesci ve Turan, 2010).

BÖLÜM 6

PROBLEM ÇÖZME TEKNİKLERİ

Bu bölümde PSP Tekniği (Problem Solving Tech.) ile ilgili teorik bilgi verilmiştir. Problem; “ Bir hizmet, üretim, iş sürecindeki veya üründeki görünür performans zayıflığıdır.” veya “ Hedeflenen sonuçların alınmasını engelleyebilecek veya aksatabilecek çözümlenmesi gereken durumdur.”

6.1. Problem Çözmede Kalite Kontrol Araçları

6.1.1. Problemin tanımlanması

Problem tanımı ve ifadesinde, problemin şirketin performansı ile ilişkisi ve ne yönde etkilediği ortaya konmalıdır. Görünür, belirgin ve genellikle ölçülebilir kıstaslarla tanımlanmalı, yönetilebilir boyut ve karmaşada olmalıdır.

Problemi tanımlama sırasında aşağıda verilen maddelerden kaçınılmalıdır.

- _ Problem tanımında, problemin sebepleri ile ilgili peşin yargılara yer verilmemelidir.
- _ Aynı şekilde, belirli bir çözüme atıf yapmaktan kaçınılmalıdır.
- _ Problemin ortaya çıkması ile ilgili kusur ve sorumluluklardan bahsedilmemelidir.

Problem çözmenin temel unsurları; veriler, teknikler ve sistematik yaklaşımdır.

6.1.2. Veri toplama

Problem çözümüne geçmeden önce sürecin ne olduğu, neye benzediği, nasıl çalıştığı ve ne tür faaliyetlerin gerçekleştiği tanımlanmalıdır. İkinci aşama olarak problem çözümüne ulaşabilmek için verilerin toplanmasıdır.

Veri toplamaya başlamadan önce 5N+1K yöntemi uygulanarak aşağıdaki sorular yanıtlanır.

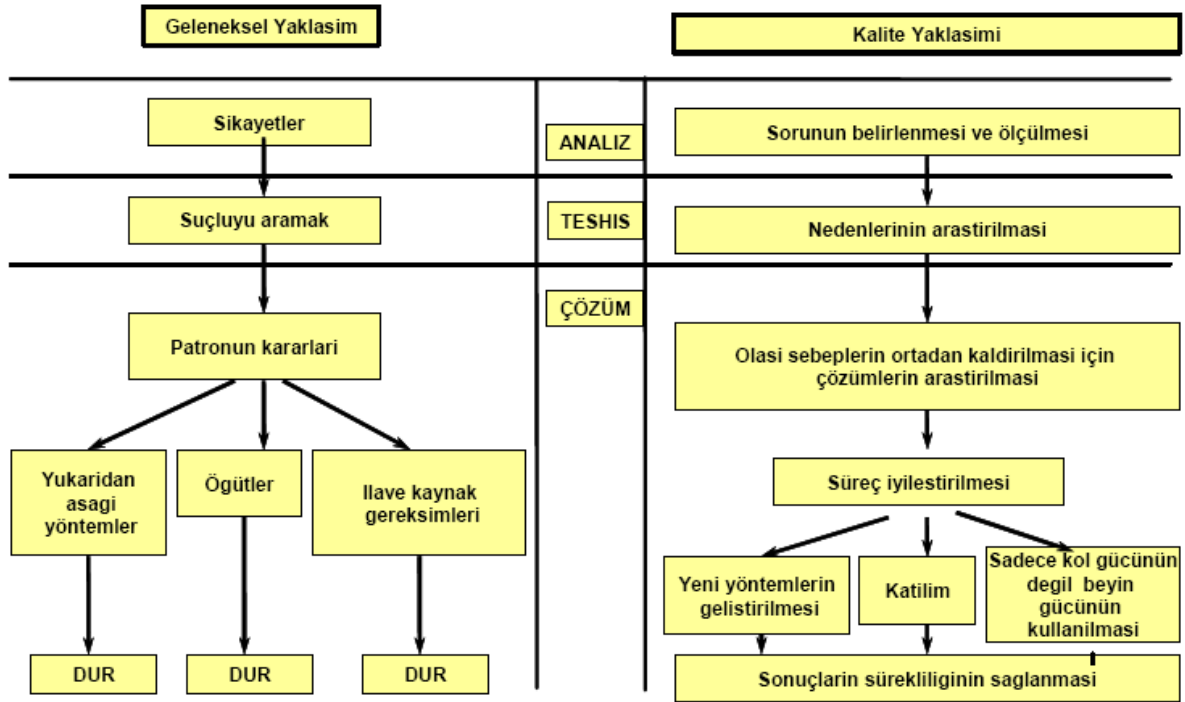
- _ Ne toplanacak ?
- _ Nerede toplanacak ?
- _ Nasıl toplanacak ?
- _ Ne zaman toplanacak ?
- _ Niçin toplanacak ?
- _ Kim toplayacak ?

Bu değerlendirmenin ardından veri toplama planlaması yapılır ve toplanan verilerin kayıt yöntemi belirlenir. Veri toplama sürecinde en az çaba ve düşük maliyet yaklaşımı seçilmelidir. Veriler toplandıktan sonra, problemin belirtileri ile ilgili bilgilerin sağlanması için, ilave olarak bazı veri analiz tekniklerinin kullanılması gerekebilecektir.

6.1.3. Problem analizi

Bu aşamada, problemi derinliğine ve tam olarak tanımlayabilmek için gerekli veriler toplanmış olmalıdır. Problem tanımı gözden geçirilmeli, ölçüt göstergelerle ifade edilmeli ve verilerle desteklenmelidir. Problemin nasıl giderileceği sorgulanmaya başlanmalıdır.

Problem çözümlemede iki yaklaşım kullanılmaktadır; Geleneksel ve Kalite yaklaşımı (Şekil 6.1). Geleneksel yaklaşım yöntemi, kurumsal olmayan şirketler tarafından yoğun bir şekilde uygulanmaktadır. Kalite yaklaşımı yöntemi ise 1990'lı yıllarda ortaya çıkmış ve günümüzde genelde TQM'i benimsemiş kurumlar tarafından uygulanmaktadır (Köksal, 2001).



Şekil 6.1. Problem çözümleme yaklaşımları

6.2. Kalite Kontrol Aracçları

6.2.1. Kontrol tabloları

Veri toplama amaçlı kullanılır. Kontrol çizelgesi ile kolay anlaşılır veriler elde edilir. Hata madde araştırma, hata faktör araştırma, proses dağılım araştırma ve eksik veri araştırma için hazırlanır. Veri çizelgesi (data sheet) de denir. Bir kontrol tablosu basit şekliyle verileri kategorilerine (sebeup/ölçümler) ayıran ve sonra bulguların numerik olarak kaydedildiği formlardır:

- Veri özelliklerine göre sınıflandırılır.
- Zaman aralığı belirlenir.
- Tablo çizilir.
- Çeşitli işaretleme yöntemi ile belirlenen zaman içinde hatanın kaç defa oluştuğu kaydedilir.

6.2.2. Kontrol listesi

Çalışma kontrolü, ekipman kontrolü ve güvenlik kontrolü için kullanılır. Daha önce planlanan/hedeflenen özelliği kontrol etmek, doğrulamak için hazırlanır. Kontrol listesi (checklist) de denir. Form üzerinde özellikler bakılması gereken sıraya göre listelenir, özelliğin doğruluğu halinde kontrol işareti \surd veya “X” işareti konulur. Bu liste iyileştirme faaliyetleri boyunca başvurulabilecek bir kayıttır.

- Makina durduruldu mu?
- Hava vanası kapatıldı mı ?
- Ana şalter indirildi mi ?
- Kalıp askıya alındı mı ?
- Kalıp civataları söküldü mü ?

6.2.3. İzleme diyagramı

İzleme diyagramları verinin zamana bağlı değişimini analiz etmek ve varsa zaman boyutunda tekrarlayan şekilleri bulmak amacıyla kullanılır. Verinin zaman boyutunda veya toplandığı sıraya göre analiz edilmesidir.

İzleme diyagramı oluşturma adımları

1. Verinin Toplanması: Zaman boyutunda ölçümler yapılır, toplanan veriler zaman sırasında dizilir.
2. Verinin Derlenmesi: Elde edilen veriler iki grup halinde toplanır. X, zaman boyutunu, Y yapılan ölçümleri gösterecektir.
3. İzleme Diyagramının Çizilmesi: Elde edilen veriler X ve Y koordinatları üzerinde işaretleyerek İzleme Diyagramı çizilir. Noktalar arasında belli bir eğilimin olduğu yerler işaretlenir.
4. Verinin Yorumlanması: Çıkan grafik üstünde görülen özellikler belirlenir.

6.2.4. Histogramlar

Histogram, ölçülen bir değişkenin gerçek değerlerinin bir merkezi değer etrafında nasıl dağıldığını gösteren bir sütun grafiğidir. Ayrıca “derece dağılım grafiği” diye de adlandırılır.

6.2.4.1. Histogramın amacı

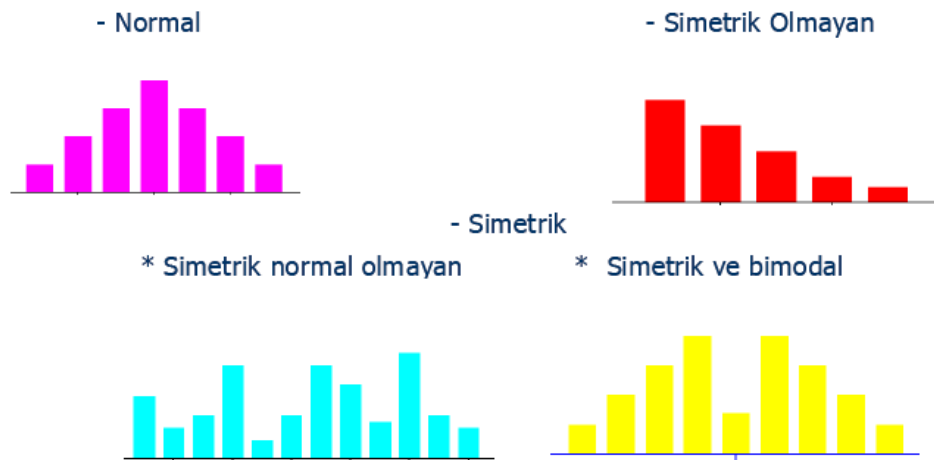
- Ölçülen verilerin değerlerinin nasıl bir değişkenlik gösterdiğinin ve dağılımının nasıl olduğunun grafik olarak gösterilmesi.
- Toplanan verilerden objektif sonuçlar çıkarabilmek için kullanılır.
- Takip edilen bir değişken standartla karşılaştırılabilir.
- Değişkenliğin analiz edilerek iyileştirilecek süreç, ürün veya prosedür ile ilgili kararlar verilebilir.

6.2.4.2. Histogramların avantajları

- Bir bakışta net olarak anlaşılmayan verilerin tümünün görülebilmesi.
- Verilerin ortalama değerleri ve dağılımından ortalama değer ve standart sapmanın hesaplanabilmesi.
- Standart değerlerini kıyaslayarak, hatalı ürün oranı ve proses kapasitesinin anlaşılabilmesi.
- Neden ve sonuç arasındaki ilişkinin netleştirilmesi.
- Histogramda görülen şekillerin, prosesdeki anormallik ve ölçüm sorunları hakkında fikir verebilmesi.
- Önlem öncesi ve sonrası durumu gösteren histogramlardan, önlemin etki düzeyinin net şekilde görülebilmesi.

Çizelge 6.1. Dağılım çeşitleri

Tür	Tanım
ÇAN DAĞILIMI	Simetriktir ve tepe noktası merkezde bulunur. Aynı zamanda Normal Dağılım olarak da adlandırılır. Doğal değişkenliğe konu olan bir dağılım modelini temsil eder.
TARAK DAĞILIMI	Genelde normal dağılıma uygunluk gösterir. Frekans değeri alternatif olarak alçak ve yüksektir. Yuvarlama, ölçüm ve hesaplama hatalarından ortaya çıkmış olur.
ÇARPIK DAĞILIM	Eksene doğru bir taraftan çok hızlı, diğer taraftan çok yavaş bir eğilime sahiptir. Veriler büyüyen değerlere doğru odaklandığında dağılım pozitif, küçülen değerlere doğru odaklandığında negatiftir. Bir problemin varlığını göstermez ancak nedeninin analiz edilmei gerekir.
KESİK DAĞILIM	Bir taraftan normal, diğer taraftan ani şekilde azalan bir dağılımdır. Normal dağılımlı bir serinin bir parçası kesilmiş görünümündedir.
PLATO DAĞILIMI	Belirli tepe noktası olmayan düz bir dağılımdır. Dağılım sınırlarında frekans değerleri ani düşüşler gösterir. Veriler sanki aynı proseslerden elde edilmiş izlenimini verirler.
ÇİFT TEPELİ DAĞILIM	Genelde birbirin üstüne binmiş iki dağılım görünümündedir. Bir prosesin içinde iki proses vardır. Toplanan veriler bir prosesin iki farklı şekilde işlemlerinden elde edilmiştir. İki süreci birbirinden ayırmak için spesifikasyon gerekir.
AVRI TEPELİ DAĞILIM	Ana dağılımın dışındaki bir veri grubuna aittir. Tepesi kesik bir dağılımla çakışıyorsa örnekleme işleminde veya ölçü, hesap ve veri okumada hata olduğunu gösterir.

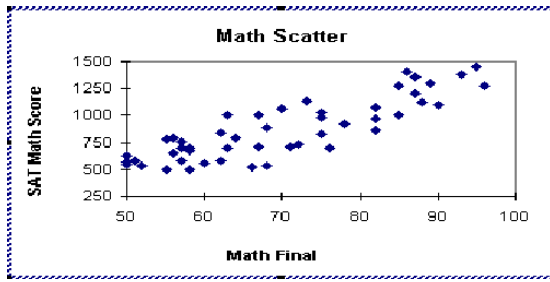


Şekil 6.2. Dağılım çeşitleri

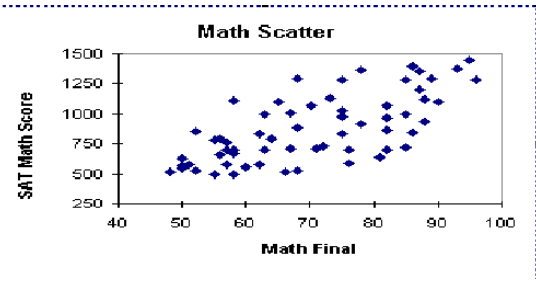
6.2.5. Dağılım diyagramı

Dağılım diyagramı iki değişken arasındaki ilişkinin analiz edilmesidir. Değişkenler birbirlerini etkiliyor mu, nasıl etkiliyor, iki değişken arasında ilişki boyutu ne ölçüde sorularının yanıtlanmasında kullanılır.

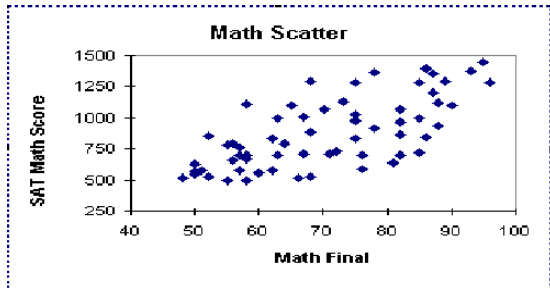
Çizim aşamasına geçmeden önce iki değişken seçimi yapılır ve bu değişkenler ile ilgili veri toplanır. Toplanan veriler x ve y eksenlerine işaretlenir ve diyagram çizilip değişkenler arasındaki ilişki yorumlanır.



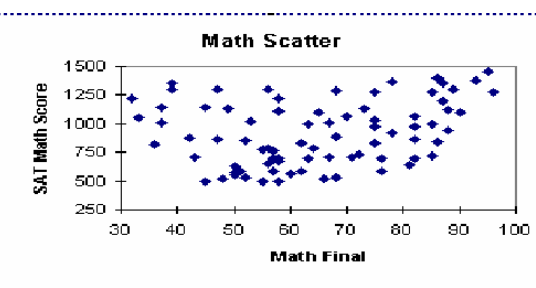
Şekil 6.3. Pozitif İlişki



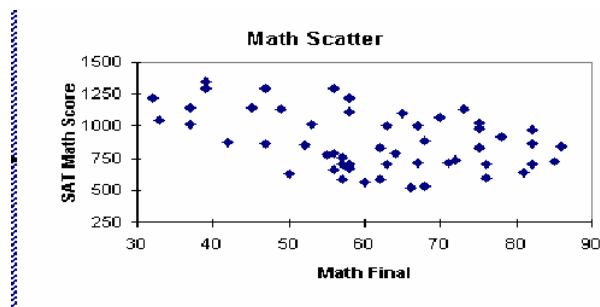
Şekil 6.4. Değişen Pozitif İlişki



Şekil 6.5. İlişki Yok



Şekil 6.6. Negatif İlişki



Şekil 6.7. Değişen Negatif İlişki

6.2.6. Pareto diyagramı

Bu diyagramın isim babası İtalyan ekonomist ve sosyolog Vilfredo Pareto .Vilfredo Pareto, milli gelir dağılımını araştırıp, toplumda az sayıdaki kişinin, refahın büyük bir kısmını sahiplendiğini bu diyagramda göstermiştir. Bu diyagram aynı zamanda 80/20 kuralı olarak da bilinir.

Genel olarak; “Sınırlı sayıdaki unsurlar (yaklaşık %20), olayların büyük çoğunluğunun (yaklaşık %80) sebebini oluştururlar.” Örneğin;

- Bir şirketin üretiminin %20’si bu şirketin gelirinin %80’ini sağlar.
- Üründeki parçaların % 20’sinin değeri, ürün değerinin % 80’i kadardır.

Tekniğin amacı; Problemlerin veya koşulların göreceli önemlerinin tespit edilerek, kritik unsurların belirlenmesini sağlamaktır. Pareto diyagramı ile anlaşılacak konular:

- Hangi nedenin/faktörünün önemli olduğu ve bunun önemlilik derecesinin ne olduğu
- Tüm nedenler içinde her bir nedenin ne oranda olduğu
- En etkili KAİZEN’i yapmak için, hangi nedenin çözülmeye başlanması gerektiği
- Hangi nedenin ne kadar KAİZEN etkisi yarattığı
- Tümünün ne şekilde değiştiği

Pareto Diyagramı ile; Hatalar, Kusurlar, Şikayetler, Kazalar, analiz edilebilir.

Pareto diyagramı oluşturma adımları

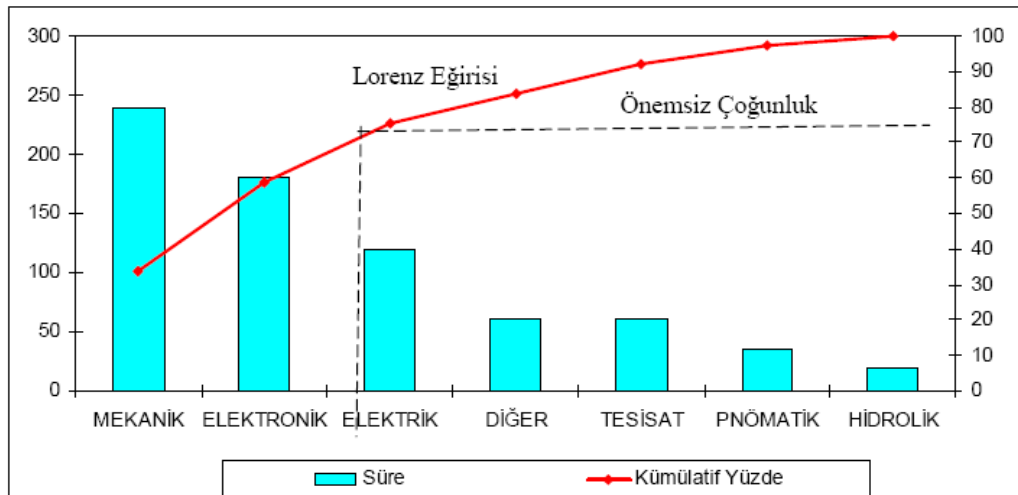
1. Veri grupları ve birimleri belirlenir (sıklık, maliyet, zaman vb..).
2. Her gruptaki verileri toplanır, daha sonra her grup değeri toplanarak genel toplam bulunur.
3. Gruplar toplam değerlerine göre büyükten küçüğe doğru tekrar sıralanır.
4. Her grubun kümülatif oranları bulunur.
5. Sol tarafa kıyaslanan birimleri gösteren dikey eksen çizilir (sıklık, maliyet vb).
6. Yatay eksen çizilir ve gruplar soldan sağa doğru sıralamaya uygun olarak yerleştirilir.
7. Sağ tarafa oranları gösteren dikey eksen çizilir (% 0 - %100).
8. En büyük gruptan başlayarak, her grubun toplam değerlerini gösteren sütunlar çizilir.

9. Her grubun kümüle oranlarını işaretleyerek grafik çizilir.

10. Grafiği analiz ederek öncelikle ele alınması gereken gruplar belirlenir.

Çizelge 6.2. Arıza tanım ve süreleri

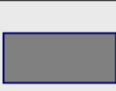

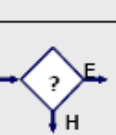

Arıza Tanımı	Süre	Toplam Yüzde	Kümülatif Süre	Kümülatif Yüzde
MEKANİK	240	34	240	34
ELEKTRONİK	180	25	420	59
ELEKTRİK	120	17	540	76
DİĞER	60	8	600	84
TESİSAT	60	8	660	92
PNÖMATİK	35	5	695	97
HİDROLİK	20	3	715	100



Şekil 6.8. Arıza tanım ve sürelerine göre hazırlanmış Pareto Diyagramı

6.2.7. Akış şemaları

Akış şemaları; bir sürece ya da faaliyete ilişkin aşamaların sembollerle sıralı bir şekilde gösterilmesidir. Şemada kullanılan sembollerin her biri belli bir anlam taşımaktadır.

Baslangiç ve Bitis Adimi		Süreç haritasında, süreci tetikleyen girdinin geldiği baslangiç adımlarını ve sürecin asil çıktılarının yaratıldığı sürecin son adımlarını gösterir
Süreç Adimi		Süreç akisi içinde yerine getirilen bir süreç adimini veya bir faaliyeti gösterir.
Karar/Dönüm Noktasi		Karar aşamasını veya süreç üstünde duruma göre akisin farklılaştığı yerleri gösterir.
Süreç Akisi		İki süreç adimi / faaliyeti arasındaki akisi gösterir.

Şekil 6.9. Akış şemaları

6.2.8. Beyin fırtınası

Beyin fırtınası; yeni fikirler oluşturmak üzere, düşüncelere engel koymaksızın, önceden belirlenmiş kurallar dahilinde yapılan fikir yaratma tekniğidir. Bu kavram reklamcı olan Alex Osborn tarafından geliştirilmiştir. Beyin fırtınası, tek başına veya bir grupta yapılabilir; Beyin fırtınası sırasında fikirlerin akla gelir gelmez, açığa çıkması istenir. Fikirler başta yargılanmaz ve eleştirilmez, hiçbir fikir saçma olarak değerlendirilmez, böylece kişinin tüm fikirlerini çekinmeden, aklına geldiği gibi sunması sağlanmaya çalışılır. Yargılama yapılmadığı için fikirlerin birbirini besleyeceği ve evirileceği varsayılır. Bir konuya çözüm getirmek, karar vermek, hayal yoluyla düşünce ve fikir üretmek için kullanılan üretimi bir tekniktir.

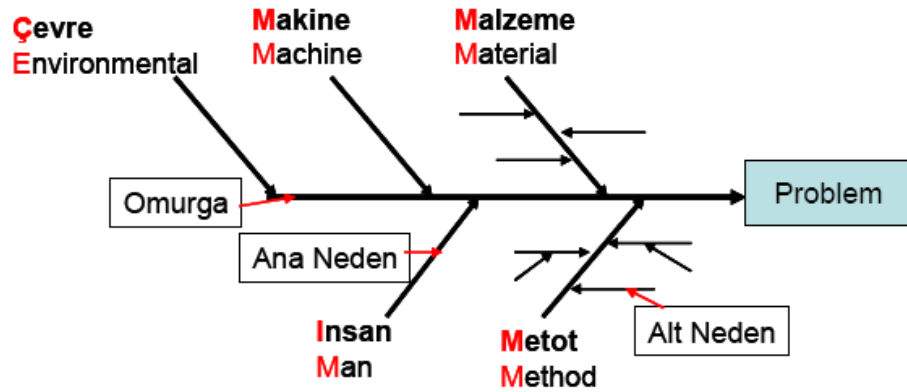
6.2.9. Sebep-sonuç diyagramı

Sebep-Sonuç diyagramı, ilk defa 1943 yılında Tokyo universitesinden Kaoru Ishikawa tarafından geliştirilmiştir. Belirli bir sorun veya sonucun nedenini araştırmak, belirlemek ve göstermek için bu teknik kullanılmaktadır. Sebep -sonuç diyagramı bir sonuç ile sonuca etki eden bütün nedenleri bir arada göstermek için yapılmaktadır.

Diyagram bir balığın omurgasını andırdığı için "Balık Kılıçığı Diyagramı" aynı zamanda "Ishikawa Diyagramı" diye bilinmektedir (Köksal, 2001).

Uygulama aşamaları ;

- Diyagramın çizimi için bir çalışma grubu oluşturulur. Grubun oluşturulmasında işletmedeki tüm kişilerin katılımları istenmektedir.
- Dağılım analizinde, önce geliştirilmesi amaçlanan sorun belirlenmelidir.
- Daha sonra hataya neden olan ana nedenler ve ana nedenleri ortaya çıkaran alt nedenler beyin fırtınası yöntemi ile saptanarak, aralarındaki ilişkiler belirlenmelidir.
- Diyagram oluşturulurken, çevresel ve işletme içi faktörler ayrıntılı olarak incelenmelidir.
- Tüm sebeplerin aktarılabilmesi için her kesimin görüşü alınmalıdır.
- Karakteristik somut olarak tanımlanmalı ve ölçülebilir olmalıdır.
- Her karakteristik için ayrı bir diyagram hazırlanmalıdır.
- Etkenler çözülebilir nitelikte olmalıdır.
- Sebeplerin önemini tayin ederken objektif davranmalıdır.
- Zaman içinde diyagramın güncelleştirilmesi gerekir.



Şekil 6.10. Sebep-sonuç diyagramı (İshikawa).

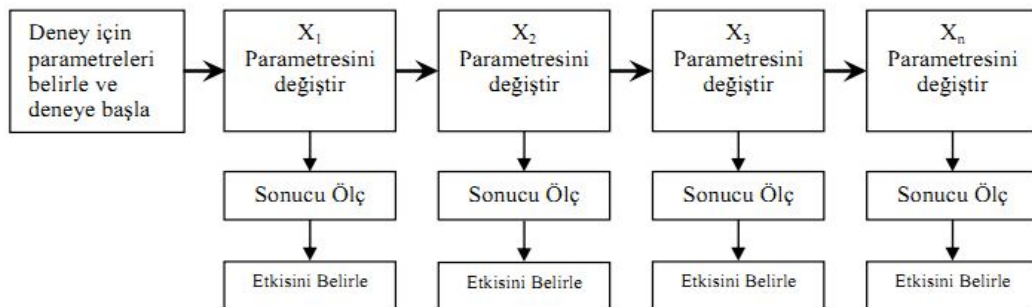
BÖLÜM 7

DENEY TASARIMI

Deneyler, araştırmacılar tarafından bir sistemi ya da belirli bir sureci tanımlamak ve anlamak için kullanılır. Literatürde bir deney aynı zamanda bir testtir. Bir süreç ya da sistemin girdilerinde değişiklik yapılarak çıktıların gözlemlenmesi ve analiz edilmesidir. Mühendislikte, ürün ve süreç geliştirmede deneysel çalışmalar önemli bir rol oynar (Gökçe ve Taşgetire, 2009).

7.1. Klasik Metodolojiyle Deney Tasarımı

Klasik ya da geleneksel yöntem ile yapılan deney çalışmalarında, her seferinde bir parametre değiştirilir ve diğer bağımsız parametreler sabit tutulur. Şekil 7.1'de görüldüğü gibi bir ürün geliştirmede ya da üretim problemini çözmek için klasik metodoloji ile yapılan deney tasarımı, deney için parametreler belirlenir ve deneye başlanır. Deneyde X_1 parametresi değiştirilir, deneyin sonucu ölçülür ve deneye etkisi belirlenmeye çalışılır bu sırada diğer parametreler sabit tutulur. Klasik metodoloji ile yapılan deney çalışmasında deneyi etkileyen diş faktörler (kontrol edilemeyen) çok fazla hesaba katılmaz (Taylan, 2011).



Şekil 7.1. Klasik yöntem ile yapılan deney tasarımı ve ölçümü

Klasik metodoloji ile yapılan deney çalışmasında, deneyin parametreleri niceliksel ise o zaman deneyin seviye skalasının dışındaki bir değerin deneye olan etkisi hesaplanabilir. Ancak deney parametresi niteliksel ise parametreye ait seviye skalasının dışındaki bir değeri tahmin etmek mümkün değildir. Geleneksel yöntemler ile yapılan deneysel çalışmalarda parametreler arasındaki etkileşim göz ardı edilmektedir. Aynı zamanda çok zaman harcanmakta ve daha pahalıya mal olmaktadır (Taylan, 2011).

7.2. İstatistiksel Deney Tasarımı

İstatistikte deney, yeni gerçekler elde etmek, önceki sonuçları doğrulamak veya reddetmek için planlanmış bir iş olarak algılanmaktadır. Gerçekleştirilen deney belirli bir sürecin devamının veya değiştirilmesinin önerilmesi konusunda bir karara ulaşılmasında yardımcı olacaktır. Deneyler bir veya birkaç soruya yanıt bulmak için gerçekleştirilebilir.

Deney tasarımı; bağımlı faktördeki değişikliğin nedeni olarak ele alınan bağımsız faktörün etkilerinin ölçülmesi işlemi yürütmek için kullanılan tekniktir. Deney tasarımı, bir prostedeki girdi faktörleri üzerine istenilen değişikliklerin sistematik bir şekilde yapılmasıyla cevap değişkeni üzerindeki değişkenliğin gözlenmesi ve yorumlanması olarak da tanımlanabilir (Sanyılmaz, 2006).

Deney tasarımı diğer bilimsel disiplinlere benzer ve kendine has terminoloji ve metodolojiye sahiptir. Bilindiği gibi deneysel çalışmalarda çok sayıda deneyler yapılır. Bu deneyler laboratuvar ortamında, pilot uygulama, tam uygulama ya da klinik olarak yapılabilmektedir. Deney çalışmaları bilimin merkezinde yer almaktadır. Deney tasarımı sebep ve etki ilişkisini belirlemek için planlanmış bir yaklaşımdır. Deney tasarımı için şunlar gereklidir (Gökçe ve Taşgetire, 2009).

1. Toplam deney sayısını azaltmak,
2. Tasarımcının formüle ettiği etkinliği es zamanlı olarak değiştirebilmek,
3. Doğru bir deney stratejisi belirlemek.

İstatistiksel deney tasarımının amacı minimum zaman, kaynak ve harcama ile maksimum anlamlı verileri toplamaktır. Geleneksel deney tasarım yöntemleri yüksek malzeme maliyeti, uzun zaman ve kaynak gerektiren yöntemlerdir.

Her bir parametrenin deney üzerindeki etkisini araştırmak için diğer bütün parametreler sabit tutularak her seferinde bir parametre denenir. Bu durumda parametrelerin aynı anda 4 ya da 5'den fazla seviyeleri olamaz. Örnek vermek gerekirse 5 parametrelili bir çalışmada her bir parametre 5 seviyeye sahip olursa toplam $5^5=3125$ farklı kombinasyon denenmesi gerekmektedir. Eğer deneysel hataları azaltmak için her bir deney en az 3 sefer tekrar edilmiş olsa toplam $3125 \times 3=9375$ deney yapılması gerekmektedir.

Sonuç olarak geleneksel yöntemlerle yapılan deney çalışmalarında eş zamanlı analiz mümkün olamamaktadır. Bütün bu problemler istatistiksel deney tasarım yöntemleri ile giderilebilir, aynı zamanda 25 deney ve istenilen tekrar sayısı ile çok yakın sonuçlar elde edilebilir (Gökçe ve Taşgetire, 2009).

İstatistiksel deney tasarımında farklı yöntemler kullanılmaktadır. Bunlar (Taylan, 2011);

1. Tam faktöriyel deney tasarımı
2. Kesirli faktöriyel tasarımı
3. Taguchi metodu
4. Yanıt yüzey metodu

7.2.1. Tam faktöriyel deney tasarımı

Faktöriyel deney tasarımları seviye sayısı birden çok olan, birden fazla sayıdaki faktörlerin etkilerinin deney materyali üzerindeki etkilerinin ele alındığı deney tasarımı yöntemleridir. Faktöriyel tasarım, deneydeki her bir faktörün tüm seviyelerinin diğer faktörlerin her bir seviyesini içeren, mümkün olan bütün kombinasyonlarının yapılması ile oluşur.

Örnek olarak 2 seviyeli 7 faktörü olan bir deneyde gerçekleştirilmesi gereken deney sayısı bütün faktör seviyelerinin çarpımına eşittir. Yani, $2^7 = 128$ deney yapılması gerekir.

Faktöriyel deney tasarımların en önemli avantajı, tüm faktörlerin performans karakteristiği üzerindeki etkisi ve faktörlerin birbirleriyle olan etkileşimleri en kolay ölçülebilen deney tasarımı yöntemi olmasıdır. Faktöriyel deney tasarımları deneyde mümkün olan bütün kombinasyonları denediği için diğer tasarım türlerine göre zaman ve maliyet kaybına neden olan bir yöntemdir (Sanyılmaz, 2006).

7.2.2. Kesirli faktöriyel deney tasarımı

Tam faktöriyel deney tasarımında parametrelerin bütün seviyelerinin kombinasyonları tek-tek denendiğinden deney maliyetini arttırmakta ve çok zaman almaktadır. Yani tam faktöriyel deney tasarımında maksimum zaman ve maliyet söz konusudur. Tasarım yaparken deneyden elde edilecek veriler ile harcanan maliyet ve zaman arasındaki bağıntı çok önemlidir. Maliyetten ve zamandan kazanmak için deney sayısının orantılı olarak azaltarak kesirli faktöriyel deney tasarımı elde edilir. Örneğin 7 parametrelili ve 2 şer seviyeli bir deney tam faktöriyel olarak yapıldığında 128 deney yapılması gerekir bunun $\frac{1}{2}$ kesiri yani 64 deney ya da $\frac{1}{4}$ yani 32 yada $\frac{1}{8}$ yani 16 deney ile yapılabilir. Deney sayısını kesirli olarak azaltmak tamamen araştırmacıların elindedir (Gökçe ve Taşgetire, 2009).

7.2.3. Taguchi metodu

Kalite birçok kişi tarafından toleransları sağlamak, sıfır hata veya yalnızca müşteri tatmini olarak tanımlanmıştır. Fakat bu tanımlar kalite ve bu kaliteyi sağlamak için gerekli maliyet arasındaki ilişkiye bir açıklık getirmemiştir. Ancak Taguchi'nin kalite anlayışı, kalite ile maliyet arasındaki ilişkiyi en iyi şekilde tanımlamaktadır. Bu ilişki sadece üreticiyi ilgilendiren bir ilişki değil aynı zamanda müşteriyi hatta toplumu ilgilendiren bir ilişkidir.

Taguchi kaliteyi, “Ürünün, müşteriye ulaştıktan sonra toplumda meydana getirdiği kayıptır” şeklinde tanımlamıştır (Türkoğlu, 2007). Dr. Genichi Taguchi kaliteyi geliştirmek için temeli deney tasarımına dayanan, Taguchi yöntemi olarak bilinen deney tasarım metodunu geliştirmiştir. Bu yöntem, kısmi faktöriyel deney tasarımı yöntemine, robust (sağlam) tasarım ve ortogonal dizinler gibi kavramları dahil edilmesiyle oluşturulmuştur (Sanyılmaz, 2006). Taguchi metodu, üründe ve proseste, değişkenliği oluşturan ve kontrol edilemeyen faktörlere karşı, kontrol edilebilen faktörlerin düzeylerinin en uygun kombinasyonunu seçerek, ürün ve prosesteki değişkenliği en aza indirmeye çalışan bir deneysel tasarım metodudur. Bu metod; ürünlerin kalitesinin iyileşmesinde etkili olmasının yanı sıra, kalite geliştirmede çok daha az deneme ile daha iyi sonuç alma imkanını vermektedir. Bunun yanında felsefe olarak, kalitenin tasarım ve proseste sağlanmasını öngörmektedir (Özbal, 2010).

7.2.4. Yanıt yüzey metodu

Konvansiyonel optimizasyon çalışmalarının bir çoğunda, prosese etki eden bir faktörün değişimi, diğer faktörlerin sabit tutularak belirlenmesiyle yapılmıştır. Ancak, bu durumda proses parametrelerinin birbirleriyle olan etkileşimleri tam olarak belirlenememekte ve dolayısıyla kesin ve hassas proses optimizasyonuna izin vermemektedir. Bu şekilde, parametreler birbirleriyle etkileşim içinde olmadıklarından, cevap değişkeni sadece tek değişkenli bir parametrenin fonksiyonu olmaktadır. Ayrıca, optimizasyon için daha uzun çalışma süreleri gerekmekte ve ekonomik olamamaktadır. Bütün bu dezavantajları ortadan kaldırmak için, deneysel proses optimizasyonlarının istatistiksel dizayn araçlarına dayandırılması gerekmektedir. Yanıt Yüzey Yöntemi (YYY), bu amaç için tasarlanmış ve kompleks sistemlerin optimizasyonunda son yıllarda kullanılmaya başlanmış, gerek çalışma süreleri, gerekse ekonomik açıdan daha karlı bir yöntemdir (Akın, 2009).

YYY, ilk kez 1951 yılında Box ve Wilson tarafından ortaya atılmıştır. YYY, bir dizi özel matematiksel ve istatistiksel metotlardan oluşmaktadır. YYY’de bir takım dizayn parametrelerinin kullanımıyla optimumun belirlenmesine çalışılmaktadır ve

proses değişkenlerinin giderim verimleri üzerine etkisi ve aynı zamanda değişkenlerin birbirleri ile etkileşimleri dikkate alınmaktadır. Bu şekilde oluşturulan deneysel planlamalar sonucunda optimizasyon çalışmaları yapılmaktadır.

Yöntem, kontrol edilebilir deneysel faktörler ile elde edilen sonuçlar arasındaki ilişkinin değerlendirilmesi için bir ampirik modelin oluşturulması esasına dayanmaktadır. YYY, proses performansına etki eden birçok değişkenin bulunduğu kompleks sistemlerin kullanıldığı araştırma alanlarında önemlidir (Akın, 2009).

Bu yöntem yeni geliştirilmekte olan proseslerde, proses performansının optimizasyonunda ve ürünlerin formülasyon ve dizaynlarında kullanılan önemli bir teknolojik planlama olarak değerlendirilmektedir. En geniş uygulamaları, özellikle de çok fazla değişkenin sistemin özelliklerini etkilediği, endüstriyel alanlardadır. Öyle ki, günümüzde bu metot, bazı endüstriyel proseslerde, sonuçları ve işlemlerin etkinliğini değerlendirmek için rutin olarak kullanılmaktadır. YYY'de, proses performansı bağımlı çıktılar (cevap), prosese etki eden faktörler ise bağımsız değişkenler olarak tanımlanmaktadır.

Deneysel planlama dahilinde, prosese etki eden faktörler için ön deneylerle belirlenen sınırlar, programa dahilinde değerlendirilmekte ve prosesin optimum koşullarının belirlenebilmesi ve faktörler arasındaki etkileşimin tanımlanabilmesi için gerekli deneysel çalışmalar belirlenmektedir. Deneysel çalışmalardan elde edilen çıktılar proses performansının değerlendirilmesi için kullanılmaktadır. Deneysel çalışmaların değerlendirilmesinde elde edilen çıktılarla, merkezi komposit dizaynı (MKD) adı verilen daha karmaşık bir dizayna ikinci dereceden polinomal modelin hesabına geçilebilmektedir. MKD sayesinde, model, gerçek yüzey cevabına yaklaşmaktadır. Bu amaçla, deneysel çalışmaların değerlendirilmesinden elde edilen çıktılar, aşağıda verilen ikinci dereceden polinoma uyarlanmaktadır (Akın, 2009).

$$Y = b_0 + \sum_{i=1}^k b_i X_i + \sum_{i=1}^k b_{ii} X_i^2 + \sum_{i < j} b_{ij} X_i X_j \quad (7.1)$$

İkinci dereceden modelin diğer bir avantajı ise, parametrelerin (b değerlerinin) kolay hesaplanabilir olmasındadır. Bu denklemde Y elde edilen çıktıyı(cevabı), X_i ve

X_j prosese etki eden bağımsız faktörleri, b_0 sabit katsayıyı, b_i ve b_{ii} 1. derece lineer katsayıyı ve b_{ij} , ikinci derece etkileşim katsayısını göstermektedir. Önerilen modelin yeterliliği daha sonra, varyans analiziyle sağlanan teşhis kontrolü testleriyle ortaya çıkmaktadır.

Literatürde, YYY kullanılarak yapılmış birçok optimizasyon ve modelleme çalışmaları bulunmaktadır. Bu çalışmaların birçoğu, boya atıksularının artımıyla ilgilidir. Yanıt yüzey yöntemi ayrıca gıda sanayinde; püskürtmeli kurutma, çeşitli ürünlerin osmotik dehidrasyon koşullarının optimizasyonu, akışkan yatak kurutma, çeşitli enzimlerin üretim koşullarının optimizasyonu, pastörizasyon, ekstrüzyon, fırında pişirme, kavurma, yeni ürün formülasyonu gibi işlemlerde 2000 yılından itibaren yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır (Koç ve Kaymak, 2009).

Yukarıda da bahsedildiği gibi günümüzde bu metot, bazı endüstriyel proseslerde, sonuçları ve işlemlerin etkinliğini değerlendirmek için rutin olarak kullanılmaktadır. Prosesin optimum koşullarının belirlenebilmesi ve faktörler arasındaki etkileşimin tanımlanabilmesi için gerekli deneysel çalışmaların belirlenmesi amacıyla, elektrokoagülasyon deneyleri için deney tasarımı metodu olarak YYY seçilmiştir.

BÖLÜM 8

ARITIM TESİSİ SORUNUNA PROBLEM ÇÖZME TEKNİKLERİ İLE YAKLAŞIM

Bu kısımda, işletmedeki mevcut arıtım tesisi çıkış suyunun, EOSB Merkezi Arıtma Tesisi deşarj limitlerini sağlamaması üzerine yapılan Problem Çözme Tekniği uygulamasına yer verilmiştir.

8.1 Problemin tanımlanması

Problem: İşletmedeki arıtım tesisi çıkış suyunun, EOSB Atıksu Arıtma Tesisi giriş parametreleri ve deşarj standartlarına göre sınır değerlerin üstünde kalması.

Çizelge 8.1. Atıksu analiz sonucu

Parametre	Birim	Analiz Sonucu	EOSB Atıksu Giriş Parametreleri	Sıklık
pH	-	8,8	6-9	4
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	7000	1200	10
Askıda Katı Madde	mg/L	1650	800	7
Kurşun	mg/L	3,5	3	2

8.2 Kontrol Listesi

Çalışma, ekipman ve güvenlik kontrolü için aşağıdaki kontrol listesi (checklist) hazırlanmıştır.

Çizelge 8.2. Arıtım tesisi kontrol listesi (normal durum)

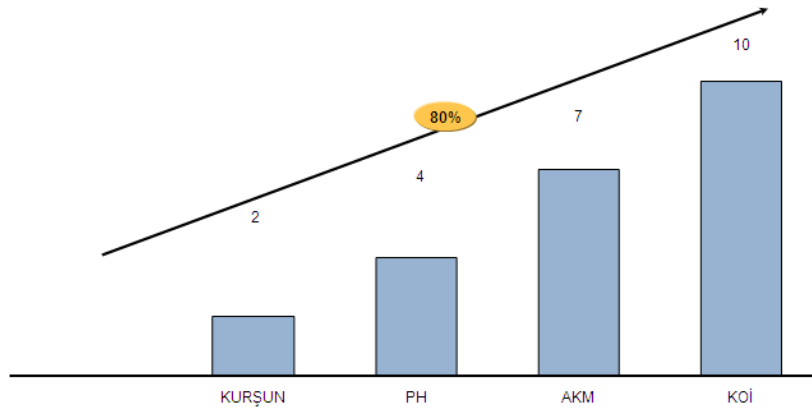
Kimyasal hazırlama tanklarındaki kimyasal seviyesine bak. Seviyesi az ise işaretli yere kadar kimyasal ilavesi yap.	√
Elektrik panosu üzerindeki kimyasal hazırlama tankı mikserleri çalıştırma butonlarına bas ve kimyasalı hazırla.	√
Kimyasal iyice karıştıktan sonra mikserleri çalıştırma butonlarını kapat	√
Çökeltme havuzu tabanı çamur vanasını aç ve çamur çıkışını gözlemler. Çamur çıkışı bittiği gibi vanayı kapat.	√
Elektrik panosu üzerindeki (otomatik çalışma butonu) kırmızı butonu saat yönünün tersine çevirerek sistemi çalıştır	√
Terfi pompaları çalışıyor mu kontrol et.	√
Tesise su gelişi var mı kontrol et.	√
Reaktör tankı mikserleri çalışıyor mu kontrol et.	√
Dozaj pompaları çalışıyor mu kontrol et.	√
Tanklar arası su geçişi var mı kontrol et.	√
Tesisten su çıkışı var mı kontrol et.	√

Çizelge 8.3. Arıtım tesisi kontrol listesi (arıza durumu)

GÖZLEM	KONTROL	ÇÖZÜM
Tesisten Su Çıkışı Yok	Su Girişi Var mı?	Terfi pompalarını kontrol et. Arıza varsa tespit et. Yedek pompayı çalıştır.
Koagülasyon Tankı Mikseri Çalışmıyor	Mikser Motoruna Elektrik Geliyor mu?	Öncelikle elektrik panosuna elektrik gelip gelmediğini kontrol et. Panoda elektrik var ise mikser termik ve otomatları kontrol et.
	Motorda Arıza Olmadığı Halde Mikser Dönmüyor?	Motorda sorun olmadığı halde mikser çalışmıyorsa motora bağlı redüktör dişlerinde sıkışma yada sorun olabilir. Tesis mekanikçisine haber ver.
Tesis Çıkış Suyu Bulanık, Flok Oluşumu Gözlenmiyor	Deşarj Suyu Bulanık	Kimyasal çözeltilerin yeterli olduğunu kontrol et. Dozaj pompalarının çalıştığını kontrol et. Çökeltme havuzunda bekleme süresi sonucu tank tabanında flok çökmesi gözlemler.

8.3 Pareto Diyagramı

Deşarj değerlerinin sağlanamamasında hangi nedenin/faktörün en önemli olduğunun tespiti için, Pareto Diyagramı çizilmiştir. Gözle kontrolde çıkış suyunun bozulması üzerine alınan numunelere, farklı zamanlarda gerçekleştirilen 10 analizde, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değerinin her defasında yüksek geldiği tespit edilmiştir. Tesis çıkış suyu üzerinde 10 farklı zamanda yapılan analiz sonuçlarına göre, en fazla KOİ değerinin deşarj sınır değerlerini sağlamadığı tespit edilmiştir.



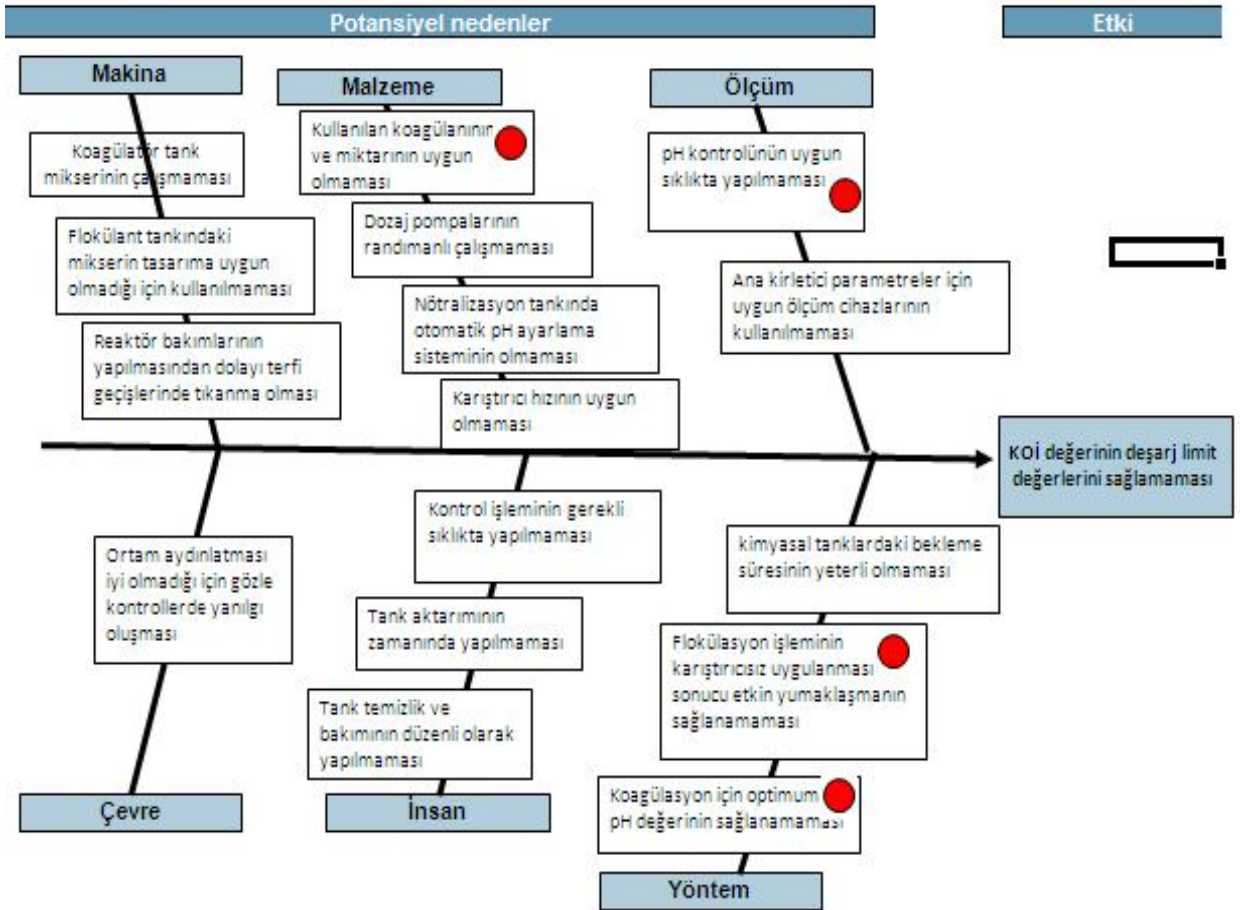
Şekil 8.1. Analiz sonuçlarına göre hazırlanan Pareto Diyagramı

8.4 Sebep-sonuç diyagramı

Diyagram oluşturulurken, çevresel ve işletme içi faktörler dikkate alınmıştır.

Balık kılıçığı diyagramında tespit edilen potansiyel nedenlerden kırmızı ile işaretlenenlerin kimyasal koagülasyon deneyleri sırasında incelenmesine karar verilmiştir.

Ishikawa (Cause & Effect Diagram)



Şekil 8.2. KOİ değerinin deşarj limit değerlerini sağlamamasının nedenleri üzerine hazırlanan balık kılıçığı diyagramı

BÖLÜM 9

MATERYAL VE METOD

9.1. Materyal

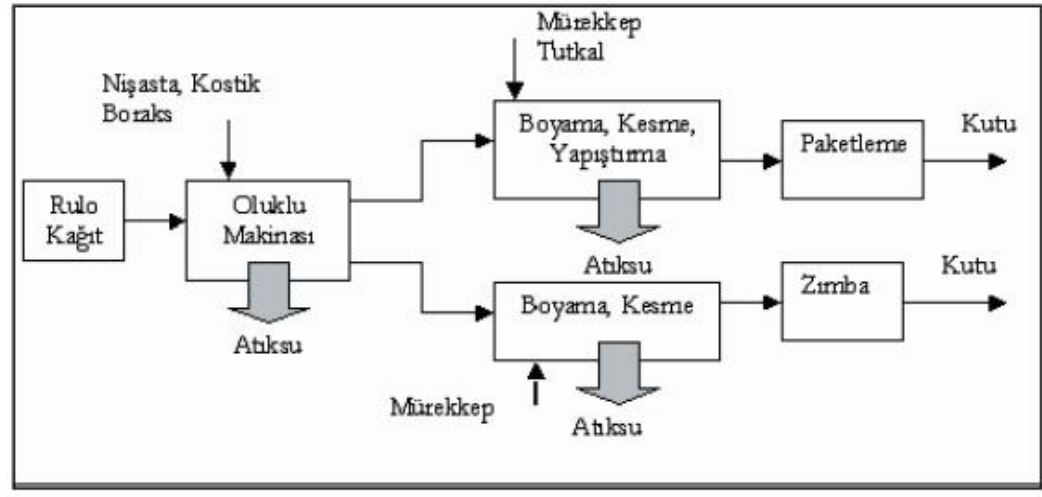
Çalışmalarda kullanılan proses atıksuları, 1993 yılında ambalaj sektörüne hizmet etmek için kurulan ve Eskişehir Organize Sanayi Bölgesi'nde faaliyetlerine devam eden bir oluklu kutu ambalaj fabrikası atıksu arıtım tesisi giriş ünitesinden temin edilmiştir.

Bu tesiste boya-baskı işlemleri sonucu oluşan atıksu, fiziksel ve kimyasal arıtım ünitelerinden oluşan ve atıksuyun ön arıtımının gerçekleştiği, şirkete ait atıksu arıtma tesisine gelmektedir. Bu arıtma tesisi 2007 yılında kurulmuş ve deşarj izin belgesi alındıktan sonra faaliyete geçmiştir. Tesiste uygulanan arıtım işlem ve süreçlerinin ardından atıksu, Eskişehir Organize Sanayi Bölgesi'nde faaliyetini sürdüren ve Eskişehir Sanayi Odası ve Organize Sanayi Bölgesi Müdürlüğü'nün katılımı ile 2009 yılında kurulmuş olan EOSB Merkezi Atıksu Arıtma Tesisine deşarj edilmektedir (Şekil 9.1).



Şekil 9.1. EOSB Atıksu Arıtma Tesisinin genel görünümü

İncelenen oluklu mukavva üretim tesisinin üretim süreci Şekil 9.2’de görüldüğü gibi, oluklu üretim hattı ve kutulama işlemlerinin yapıldığı kutu konfeksiyon kısımlarından oluşmaktadır (Aksoy, 2012).



Şekil 9.2. Oluklu mukavva üretimi akış şeması

Rulo halinde tedarik edilen farklı tür ve renkteki kağıtların, 165°C’de ön ısıtma işlemine tabi tutulduktan sonra oluklu makinesinde ondüle valsleri arasından geçirilerek oluk şekli almaları sağlanır. Kağıt, şekil aldıktan sonra dalga tepelerine tutkal sürülerek ön ısıtıcıdan geçirilmemiş düz kağıt (liner) ile preslenerek yapıştırılır. Her iki yüzeye uygulanan işlem sonucunda B, C, B+C türü dalgalara (oluklu mukavva levhalar kalınlıkları ve tek veya çift kat olma durumlarına göre; “tek dalga: B,C,E çift dalga(doppel): B+C, B+E” olarak kategorize edilmektedir) sahip levhalar elde edilir. Ardından, elde edilen yarı mamul, kutu konfeksiyon makinelerinde işleme girer (boya-baskı, kesme, yapıştırma ve dikiş işlemleri) ve uygun şekilde katlanıp ambalaj (kutu) halini alır. Şekil 9.2’den görüleceği üzere incelenen tesiste oluklu levha üretimi ve kutulama kısımlarından kaynaklanan atıksular ayrı iki hatla toplanmaktadır.

9.1.1. Oluklu üretim hattında oluşan atıksu niteliği:

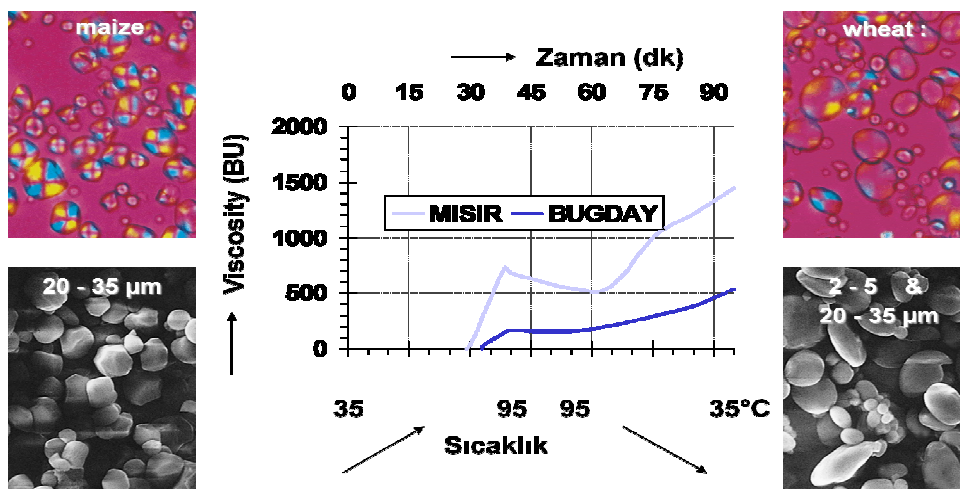
Oluklu üretiminden kaynaklanan atıksu karakteristiğini, tutkal hazırlama ve uygulama işlemlerinde kullanılan kimyasal maddeler oluşturmaktadır.

9.1.2. Tutkal hazırlama ünitesi: Tutkalın hammaddesi nişastadır ve mısır, buğday, patates gibi doğal kaynaklardan elde edilen bu karbonhidrat molekülleri

- Mısırdan çıkarıldığında beyaz süt
- Kurutulunca ortalama % 12 rutubetle beyaz granül halinde
- Suda çok kolay erir ve jelleşdikten sonra kurduğunda kağıda yapışır niteliktedir.

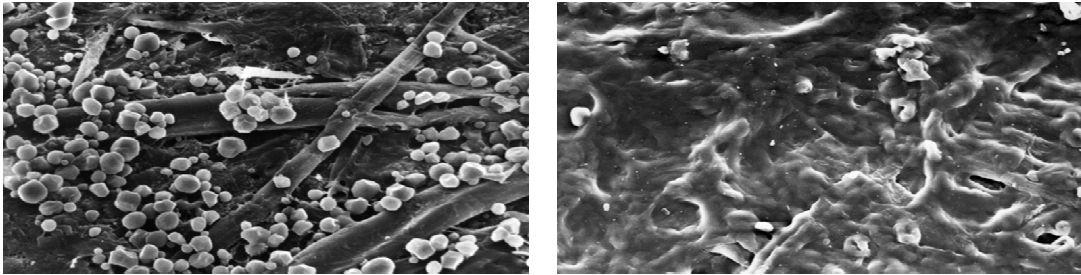
Jelleşme : Suda erimiş nişasta taneciklerinin yeterli ısı enerjisini aldığı anda önce su emerek şişmesi ve patlaması sonucu nişasta moleküllerinin serbest halde suya dağılmasıdır. Nişasta molekülleri ancak jelleştikten sonra aktif hale gelir ve bağ oluşturabilir (Şekil 9.3-9.4). Nişastanın üç hali :

- **Beyaz kristal:** Doğadan çıkarıldıktan sonra kurutulmuş hali
- **Yeşil jel:** Sulu ortamda ısıtılan nişasta jelleşir
- **Kahverengi kristal:** Jelleşmiş nişasta tekrar kurutulduğunda oluşur.



Şekil 9.3. Nişasta parametreleri

Viskozite, jelleşme sıcaklığı, kuru madde oranı ve sıcaklık önemli tutkal hazırlama parametreleridir. Tutkal hazırlama işleminde ilk nişasta miktarı ve makine hızına göre veya makineye ve karıştırıcı gücüne göre, kostik ya da boraks ilave edilmektedir (Sun Chemical, 2012).



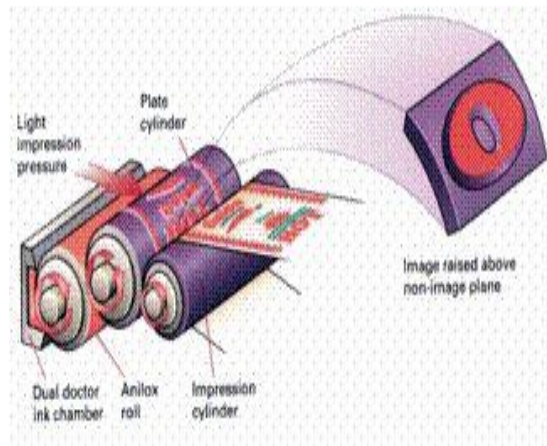
Beyaz tutkallama : Jelleşmemiş nişasta

Tam yapışma : Jelleşmiş nişasta

Şekil 9.4 . Jelleşmemiş ve jelleşmiş nişasta

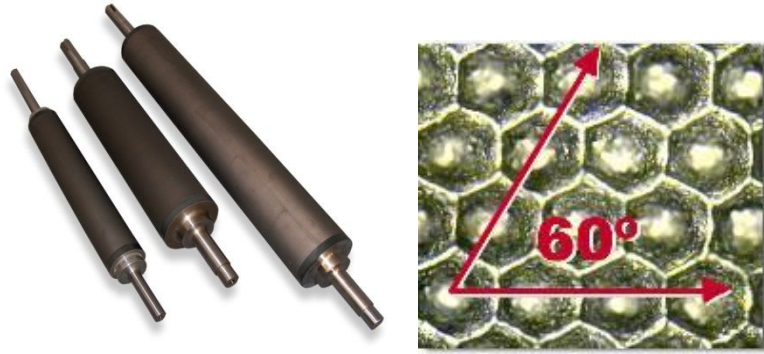
9.1.3. Kutu Konfeksiyon Üretiminde Oluşan Atıksu Niteliği

Kutu konfeksiyon ünitelerinde oluşan atıksu, baskı işlemlerinin yapıldığı makinalardan kaynaklanmaktadır. Baskı; şekil, yazı, grafik ve resimlerin gerçeğine en yakın biçimde, bir yüzey üzerine belirli metodlarla çoğaltılarak hızlı aktarılmasıdır. İncelenen tesiste, esnek baskı kalıpları ile doğrudan ortama yapılan baskı tekniği olan flekso baskı tekniği kullanılmaktadır (Şekil 9.5).



Şekil 9.5. Flekso baskı tekniği





Flekso baskıda kullanılan aniloks merdanenin hücreleri mürekkep ile doldurulup fazlası ya rakle bıçakları ya da forma merdanesi ile sıyılmaktadır. Aniloks, üzerinde bulunan hücreler (tram) kanalı ile mürekkebi klişe üzerine aktaran silindirdir (Şekil 9.6).



Şekil 9.6. Aniloks merdane

İncelenen tesisteki flekso baskıda su ile yıkanan klişeler ve su bazlı mürekkep kullanılmaktadır.

Mürekkep: Uygulamaya göre ambalaja spesifik özellikler kazandıran (ışık haslık, UV de görünebilme, parlaklık v.b), renk veren, ambalajın dış görünümünde etkin rol oynayan ve baskı prosesinin gerçekleşmesinde kullanılan bir araçtır. Şekil 9.7’de mürekkebi oluşturan maddeler verilmiştir (Sun Chemical, 2012).

Pigment	Reçine
<ul style="list-style-type: none"> •Renk verir •2 grupta toplanır <ul style="list-style-type: none"> •Organik(PB 15:3, PR 2..) •Inorganik(TiO2, Demiroksit) •CI olarak tanımlanır <ul style="list-style-type: none"> •Number :CI74160-cyan blue •Name : PB15:3-cyan blue •Işık dayanımı sağlar <p>•Toz halinde olup su/solvent içersinde çözünmez •Max renk ve parlaklık için reçineli özel sistemde ezilme prosesinden geçirilir.</p> 	<ul style="list-style-type: none"> •Akrilik reçine <ul style="list-style-type: none"> •katt, •Emulsiyon •Dispersiyon •PU reçine •Sentetik reçine 
Solvent	Katkılar
<ul style="list-style-type: none"> •Su •Alkol •Amine grubu •Retarder <p>Reçineyi çözünür halde tutar Mürekkep viskozitesini belirler Mürekkebin kuruma hızını ayarlar Baskıda mürekkep haznesinden reçine&pigment&katkıların baskı yüzeyine transferini sağlar</p> 	<ul style="list-style-type: none"> •Wax •Köpük kesici •Silikon •Cross linker •Yüzey düzeltici ajanlar •Slip additive •Biocide 

Şekil 9.7. Mürekkep bileşenleri

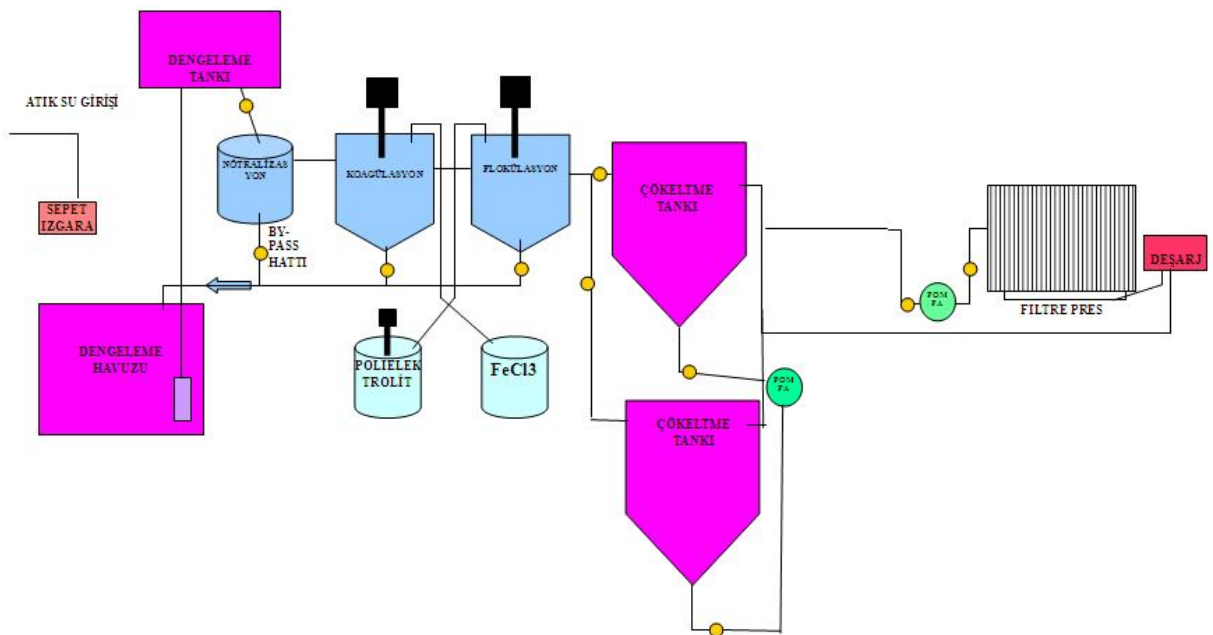
9.1.4. Atıksu arıtma tesisi

Tesiste, boya baskı işlemlerinden kaynaklanan atıksular, EOSB Merkezi Arıtma Tesisine deşarj edilmeden önce, ön arıtımın uygulanması için Firmaya ait atıksu arıtma tesisine gelmektedir.

Kaba eleklerden geçen atıksu, atıksu karakteristiklerindeki değişikliklerin minimize edilerek arıtım kademelerinde optimum şartların sağlanması için, dengeleme havuzuna gelmektedir. Dengeleme, atıksu arıtım tesisine ilave bir su seviyesi farkı gerektirdiğinden arıtım tesisinin güvenilirliği açısından dengeleme havuzuna pompalama yapılmaktadır. Dengeleme havuzundan çıkan atıksu, pH ayarlamasının yapılması için nötralizasyon tankına aktarılır ve buradan kimyasal ilaveleri ile hızlı ve yavaş karıştırmanın yapıldığı koagülasyon ve flokülasyon tanklarına gelir. Tanktaki muhtevayı sürekli karışım halinde tutmak için mekanik mikserler kullanılmaktadır. Hızlı karıştırma ve yumaklaştırma proseslerinin gerçekleşmesi için gerekli reaktörde

kalma süresini tamamlayan atıksu, daha sonra çökeltme tankına aktarılmaktadır. Hareketsiz şartlarda özel tasarımı yapılmış çöktürme tanklarında, çökebilir ve yüzebilir katılar ayrılmaktadır. Dairesel olarak tasarlanmış bu tanklarda, besleme merkezden yapılmakta, atıksu merkezden dış duvarlara doğru hareket etmektedir. Atıksu, son aşamada ise, temel prensip olarak çamurun içerisindeki suyu polipropilen bezler vasıtasıyla süzerek katı parçaların filtre pres plakası ekipmanı içerisinde tutulması mantığı ile çalışan filtre pres ünitesine gelmektedir. Yüksek hidrolik basınç ile sıkıştırılmış plakalara basınçlı pompalar ile besleme yapılmaktadır. Plakalar arası hacimde biriken katı maddeler plakaların açılması ile bertaraf edilmektedir. Tesisteki proses akışı Şekil 9.8’de verilmiştir.

Arıtma işlemi sonunda çıkan çamur sıvı formda olup % 0,25 - % 12 oranında katı içermektedir. Kimyasal arıtım ve koagülasyon sonucu oluşan kimyasal çamurlar hacimce büyük olduğundan, bertarafı atıksu arıtma alanında oldukça karmaşık bir problem olarak ortaya çıkmaktadır. Bunun başlıca sebebi, arıtılmamış atıksu içindeki önemli miktarlarda koku veren maddeler ve çamurun sadece küçük bir kısmının katı madde, büyük bir kısmının ise sudan oluşması, bu yüzden büyük hacimler işgal etmesi olarak özetlenebilir.



Şekil 9.8. Atıksu arıtma tesisi şematik gösterimi

Atıksuda homojenliği sağlamak amacıyla atıksu arıtma tesisi giriş ünitesinden çeşitli hacimlerde numuneler alınarak karıştırılmıştır. Daha sonra atıksu bidonlarla laboratuvara getirilmiş ve bozdolabında +4 °C’ de muhafaza edilmiştir. Çizelge 9.1’de bu atıksuyun karakterizasyonuna ilişkin yapılan analiz sonuçları verilmiştir. Şekil 9.9’da mevcut atıksuyun süreç sonunda karşılaştırılması amacıyla herhangi bir işleme tabi tutulmadan önceki ham hali sunulmuştur.

Çizelge 9.1. Ham su analiz sonucu

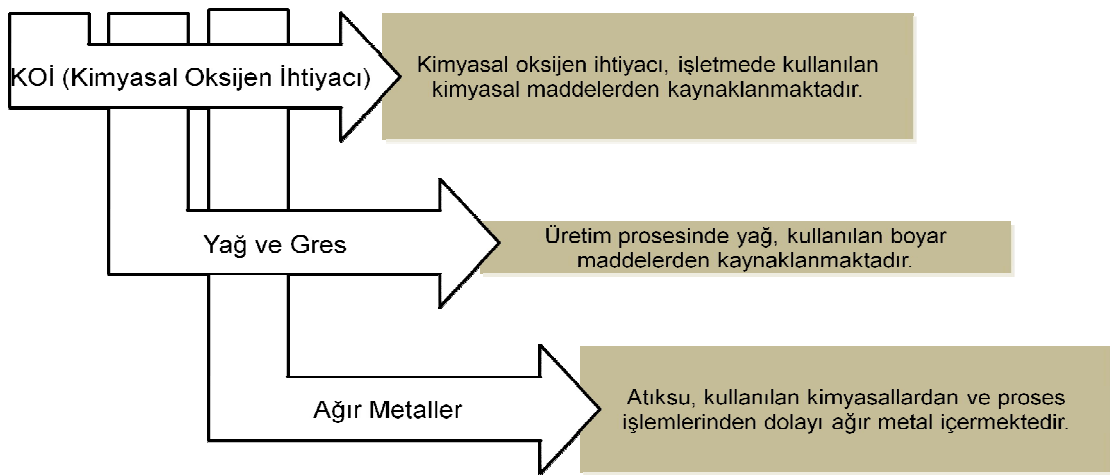
Parametre	Birim	EOSB Deşarj sınırları	19.08.2006 Tarihli Analiz Raporu	11.12.2006 Tarihli Analiz Raporu
pH		6-9	7-8	7-8
KOİ	mg/L	1200	6.420	3.244
AKM	mg/L	800	53	121
Yağ-Gres	mg/L	500	461	374
Toplam Siyanür	mg/L	10	0,34	0,299
Sülfat	mg/L	1000	477	388
Nikel	mg/L	5	14	8,44
Bakır	mg/L	2	20,6	9,74
Toplam Krom	mg/L	5	1,07	0,830
Kurşun	mg/L	3	0,05	0,024



Şekil 9.9. Oluklu mukavva üretimi atıksu numunesi.

Çizelge 9.1. incelendiğinde farklı tarihlerde alınan numuneler üzerinde gerçekleştirilen atıksu analiz sonuçlarına göre, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), nikel ve bakır değerlerinin, Eskişehir Organize Sanayi Bölgesi (EOSB) Atıksu Arıtma Tesisi kabul değerlerinin üstünde olduğu görülmektedir.

Şekil 9.10'da ise atıksu kirlenici parametrelerinin hangi süreçlerden kaynaklandığı belirtilmiştir.



Şekil 9.10. Atıksu kirlenici parametre özellikleri

9.2. Deneysel Çalışmalar

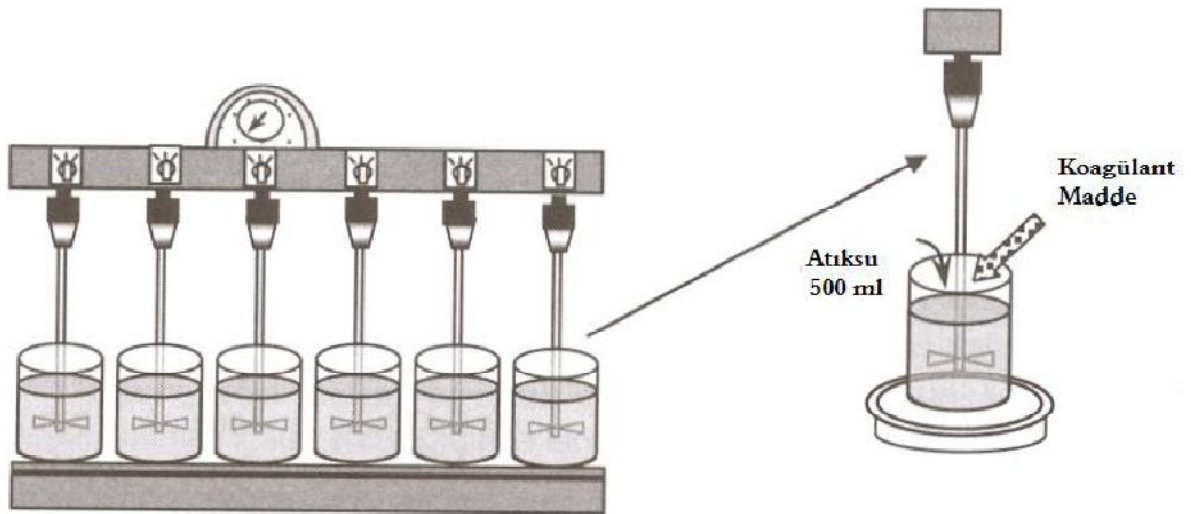
9.2.1. Koagülasyon çalışmaları

Kimyasal koagülasyon deneylerinde; oluklu mukavva endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyonu üzerine koagülan dozajının, yardımcı koagülan kullanımının ve pH'nın etkisi araştırılmıştır. Proses, 5 dakika 500 rpm hızlı karıştırma (koagülasyon), daha sonra 25 dakika 100 rpm yavaş karıştırma (flokülasyon) ve son olarak da 30 dakika sakin çökeltim kademelerinden oluşmaktadır. Çalışmalar süresince kirliliğin yoğun olduğu boya-baskı işlemleri atıksuları kullanılarak çeşitli kimyasal maddelerin

arıtıma olan etkisi incelenerek, optimum kimyasal madde dozları belirlenmiştir. Bu amaçla koagülan olarak $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve nişasta, yardımcı koagülan etkisinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmalarda ise koagülan yardımcısı olarak sentetik polielektrolit kullanılmıştır. pH etkisini incelemek için yapılan çalışmalarda ise deneyler, pH:6, pH:10 ve atıksuyun kendi orijinal pH değeri olan 8,28, değerlerinde yürütülmüştür.

Her bir koagülan için kimyasal koagülasyon deneylerinde 500 ml atıksu kullanılmış, pH ayarlaması/kontrolü yapılmış ve atıksuya koagülan ilave edilmiştir. Yukarıda belirtilen karıştırma ve çökme sürelerinden sonra filtre kağıdından süzülen numunelere KOİ analizi yapılmıştır. Buradan elde edilen veriler değerlendirilerek optimum pH ve optimum koagülan dozajları tespit edilmiştir.

Kullanılan koagülanların tümü Merck marka olup, pH ayarlamaları sülfürik asit (H_2SO_4) ve sodyum hidroksit (NaOH) çözeltileri kullanılarak yapılmıştır. Deneyler oda sıcaklığında 6'lı karıştırıcı kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Şekil 9.11).



Şekil 9.11. Deneysel çalışmaların yapıldığı koagülasyon düzeneği

Koagülasyon işlemi sonunda oluşan çamur kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. İşlem sonunda tüm çözelti ve çamur karışımı oda sıcaklığında kaba filtre kağıdından süzülerek ağırlığı hesaplanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C 'de kurutulup bekletildikten ve sabit tartıma getirildikten sonra çamur miktarları belirlenmiştir.

KOİ giderimi üzerinde koagülan türü, koagülan derişimi, yardımcı koagülan kullanımı ve pH değerin etkisini incelemek amacıyla yapılan deneylerde:

1. Uygulanan koagülan türü ve derişimin etkisini incelemek amacıyla:

- $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozu 12,5 mg/L, 25 mg/L, 50 mg/L, 100 mg/L, 200 mg/L, 300 mg/L olarak ayarlanmış ve atıksuya ilave edilmiştir.
- $\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dozu 50 mg/L, 100 mg/L, 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 1000 mg/L olarak ayarlanmış ve atıksuya ilave edilmiştir.
- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ dozu 50 mg/L, 100 mg/L, 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 1000 mg/L olarak ayarlanmış ve atıksuya ilave edilmiştir.
- Nişasta dozu ise dozu 100 mg/L, 300 mg/L, 600 mg/L, 900 mg/L, 1200 mg/L, 1500 mg/L olarak ayarlanmış ve atıksuya ilave edilmiştir.

2. Uygulanan pH'ın etkisini incelemek amacıyla yapılan deneylerde,

- Atıksuyun orijinal pH değerinde (pH: 8,28)
- Asidik koşullarda (pH: 6)
- Bazik koşullarda (pH: 10)

ve yukarıda belirtilen derişim değerlerindeki koagülanlar kullanılarak çalışmalar yürütülmüştür.

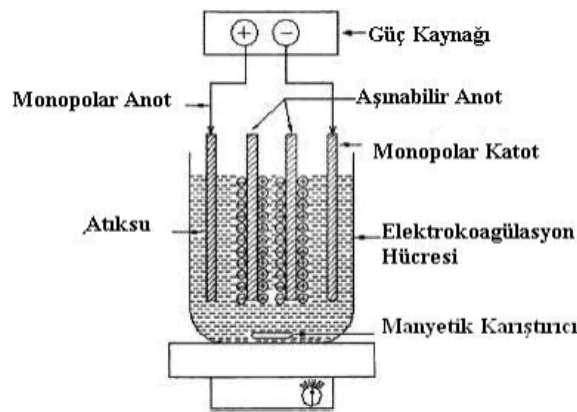
9.2.2. Elektrokoagülasyon çalışmaları

Elektrokoagülasyon deneyleri kesikli proste yürütülmüş olup, deneylerin ilk aşamasında bipolar bağlantı şekli çalışılmıştır. Hücreye uygulanan gerilimin, destek elektrolit miktarının ve elektrot malzemesinin KOİ giderimi ve enerji tüketimine etkisinin incelendiği deneylerde pH ayarlaması yapılmamış ve atıksuyun oriinal pH değerinde oda sıcaklığında deneyler yürütülmüştür.

İkinci aşamada monopolar paralel bağlı elektrokoagülasyon hücresi ile çalışılmış ve deney tasarımı yapılmıştır. İlk olarak paslanmaz çelik elektrotlar ile yanıt yüzey yöntemi kullanılarak, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerinde karıştırma hızı, zaman ve akım yoğunluğunun etkisi incelenmiştir. Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılmasına yönelik çalışmalarda ise, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerinde zaman, akım yoğunluğu ve destekleyicilerin etkisi incelenmiştir.

9.2.2.1. Deney Düzenegi

Elektrokoagülasyon sürecinde elektrotlar monopolar ve bipolar olmak üzere iki farklı şekilde bağlanabilmektedir. Bu çalışmada öncelikle bipolar bağlantı şekli çalışılmış olup bu tip bir reaktör ve deney düzenegi şematik olarak Şekil 9.12'de gösterilmektedir. Bu tip bağlantıda sadece dışta kalan elektrotlar güç kaynağına bağlanmakta, aradaki elektrotlar ise bir yüzü anot diğer yüzü katot olacak şekilde kutuplanmaktadır.

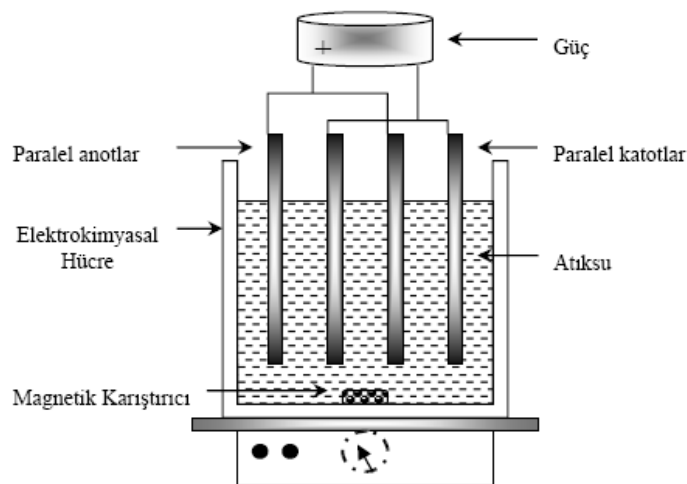


Şekil 9.12. Paralel bağlı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü.

Deney düzeneği elektrokimyasal reaktör, bir DC güç kaynağı ve elektrotlardan oluşmaktadır. Elektrotlar arasında 1,2 cm mesafe vardır. 1 litrelik beherde yapılan deneylerde 700 mL çözelti kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon(EC) hücresinde bulunan 4 adet elektrot bipolar (iki kutuplu) olarak bağlanmıştır. Elektrotların boyutları 10 cm x 6 cm x 0,2 cm dir. Elektrot plakalarının da çözeltiye daldırılmış yüzey alanı 48 cm² dir. Elektrokimyasal hücrede manyetik karıştırıcıyla karıştırma uygulanmıştır. Hücreye güç sağlamak için 0-15 V ve 0-3A aralığında çalışan bir DC güç kaynağı kullanılmıştır.

Atıksu EC hücresine doldurulmuş ve elektrotlar yerleştirilmiştir. Elektrotlara güç verildikten sonra her 15 dk aralıkla 3'er mL örnek alınarak santrifüjlendikten sonra analiz edilmiştir. Elektrokoagülasyon işleminde en büyük işlemsel konu elektrotların pasifleşmesidir. Elektrokoagülasyon işlemi boyunca anotlarda oksit tabakası birikmektedir (paslanmaz çelik elektrot için). Anotta oluşan oksit tabakasını gidermek için her deneyden sonra elektrotlar seyreltik HCl çözeltisiyle temizlenmiştir.

Elektrokoagülasyon kapsamındaki çalışmaların ikinci aşamasında monopolar bağlantı şekli çalışılmış olup bu tip bir reaktör ve deney düzeneği şematik olarak Şekil 9.13'de gösterilmektedir.



Şekil 9.13. Paralel bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü.

Şekil 9.13'te görüldüğü gibi iki adet paralel iletken metal plaka paralel elektrotları oluşturmaktadır. Bu elektrotlar bir güç kaynağına bağlanmıştır. 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 katot minimize olmaktadır.

Deneysel çalışmalarda akım ve voltaj kontrolü bir DC güç kaynağı ile sağlanmıştır. Karıştırma işlemi manyetik karıştırıcı ile gerçekleştirilmiştir. EC deneylerinde kullanılan reaktör 600 mL'lik beher ve tasarlanan elektrot bağlantı sisteminden oluşmaktadır. Elektrot bağlantı sisteminde elektrotlar arası mesafe 1 cm olarak tasarlanmıştır. Deneylerde 139,2 cm² aktif yüzey alanına sahip plakalar kullanılmıştır. Reaktörde her bir deney için 400 mL atıksu numunesi kullanılmıştır.

9.2.2.2. Deney Tasarımı

Elektrokoagülasyon kapsamındaki deneylerin ikinci aşamasında deney tasarımı için Design-Expert 8.0.7.1. programının deneme versiyonu kullanılmıştır. Yöntem olaraksa Responce Surface, Central Composite Design kullanılmıştır.

Deneylere başlamadan önce akım yoğunluğu, karıştırma hızı ve zaman olmak üzere üç parametre belirlenmiştir. Her bir parametrenin alt ve üst sınırlarını belirlemek amacıyla ön deneyler yapılmıştır. Daha sonra her bir parametrenin belirlenen alt ve üst sınırları programa girilmiştir. Program buna göre her bir değişken için $-\alpha$, -1 , 0 , 1 , $+\alpha$ olmak üzere 5 seviye belirlemiştir (Çizelge 9.2). 3 deney parametresi için program 20 adet deney koşulu üretmiştir. Deney koşullarından 6 tanesi tekrar deneyidir (Çizelge 9.3).

Çizelge 9.2. Parametre alt üst seviyeleri örneği

	- α	-1	0	+1	+ α
Akım yoğunluğu [mA/cm ²]	6.59	10	15	20	23.41
Zaman [dk]	6.36	20	40	60	73.6
Karıştırma hızı [rpm]	163.64	300	500	700	836.36

Çizelge 9.3. Seçilen üç deney parametresi için belirlenen deney koşulları

Run	Factor 1	Factor 2	Factor 3
	A: Akım yoğun. (mA/cm ²)	B: Zaman (dk)	C: Karıştırma (rpm)
1	15	40	163,64
2	10	20	300
3	20	60	300
4	15	40	836,36
5	15	40	500
6	15	6,36	500
7	10	20	700
8	15	40	500
9	10	60	700
10	20	60	700
11	15	40	500
12	15	40	500
13	15	73,64	500
14	6,59	40	500
15	23,41	40	500
16	20	20	300
17	10	60	300
18	15	40	500
19	20	20	700
20	15	40	500

Bütün deneyler oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Her bir deneyde elektrolitik hücreye 400 mL atıksu eklenmiştir. EC işleminden önce atıksu numunesi çalkalanıp homojenlik sağlanmıştır. Elektrotlar tasarlanan elektrot bağlantı sistemine yerleştirildikten sonra elektrokoagülasyon işlemine başlanmıştır.

Elektrokoagülasyon işlemi için eşzamanlı olarak karıştırma hızı, akım yoğunluğu ve zaman parametreleri değiştirilerek deneyler tekrarlanmıştır. Her deney sonrası hücrede oluşan partiküller kaba süzgeç kağıdından süzülerek, kurutulduktan sonra tartımı alınmıştır.

Her deney sonrasında paslanmaz çelik elektrot yüzeyinde birikebilecek olan kalıntıların temizlenmesi amacıyla, elektrotlar 500 mL %10' luk HCl çözeltisine daldırılarak, 3 dk bekletilmiştir. Son olarak saf su ile yıkanan elektrotlar kurutulup yeniden tartılarak bir sonraki deneyde kullanılmıştır.

Deneyler atık suyun orijinal pH değerinde gerçekleştirilmiştir ve atıksuda iletkenlik sağlamak için herhangi bir kimyasal kullanılmayıp atıksuyun kendi iletkenliğinden faydalanılmıştır.

9.2.3. Adsorpsiyon çalışmaları

Adsorpsiyon deneylerinde adsorban olarak ticari granül aktif karbon (Picacarb 830, Pica) kullanılmıştır (Şekil 9.14).

Adsorpsiyon çalışmalarında öncelikle denge zamanının belirlenmesi için deneyler yapılmıştır. pH 6.01 ve 8,94' te yapılan çalışmalarda pH ayarlamaları 0,1 M HCl ve 0,1 M NaOH ile gerçekleştirilmiştir. Deneylerde 50 mL çözelti başına 1 g aktif karbon kullanılmıştır. Atıksu içeren beherler içerisine pH ayarlaması yapıldıktan sonra aktif karbon ilave edilmiş ve çalkalamalı su banyosunda 25 °C'de adsorpsiyon deneyleri yürütülmüştür.

Uygun adsorban miktarının belirlenmesi için, 0,5 g, 1 g ve 1,5 g aktif karbon kullanılarak, pH 6'da çalışılmıştır.

Adsorpsiyon deneyleri ham atıksuya uygulanmasının yanı sıra, ilerleyen aşamalarda kimyasal koagülasyon deneylerinin ardından uygulanmış ve giderim verimi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Herbir koagülan için, optimum doz ve pH değerlerinde gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinin ardından, atıksuya 1 g aktif karbon ilave edilerek çalkalamalı su banyosunda 25 °C’de adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır.



Şekil 9.14. Granül aktif karbon

9.3. Analitik Metod

9.3.1. KOİ analizi

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), atıksuda bulunan inorganik ve organik maddenin kimyasal oksidasyonunda kullanılan oksijen miktarının bir ölçüsüdür (Moreno-Casillas et al., 2007). Tüketilen oksitleyicinin miktarı, oksijen miktarı eşdeğeri olarak ifade edilir. Özel kimyasal özelliklerinden dolayı dikromat iyonu ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) yöntemde Cr^{3+} ya indirgenerek oksitleyici olarak kullanılmaktadır. Yöntem, numunenin şiddetli asit koşullarında kuvvetli bir oksitleyici tarafından oksitlenmesini sağlayan 2 saatlik bir kaynama sonunda tüketilmeden kalan oksitleyicinin miktarının standart indirgen madde ile saptanması esasına dayanmaktadır (Avcı, 2007). KOİ’yi oluşturan bileşikler; biyolojik olarak parçalanabilen organik

bileşikler, biyolojik olarak parçalanamayan bileşikler ve inorganik oksitlenebilir bileşiklerdir (Moreno-Casillas et al., 2007).

KOİ, organik maddelerin türleri arasında ayırım yapmadığı için, kolektif bir parametredir. Ölçüm sonuçlarının teorik değerlere ne kadar yaklaşacağı, oksidasyonun hangi oranda tamamlandığına bağlıdır. Çok sayıda organik bileşik % 90-100 oranında oksitlenebilmektedir. Bu gibi durumlarda KOİ, teorik oksijen ihtiyacının gerçekçi bir ifadesidir. Bu koşullar altında oksitlenmesi zor olan organik bileşikler içeren atıksularda ise KOİ, teorik oksijen ihtiyacının zayıf bir ölçütüdür. Bazı endüstriyel atıksularda bu durumla karşılaşılabilir. Bu yüzden KOİ değerinin anlamı, incelenen suyun bileşimine bağlıdır. Dolayısıyla elde edilen sonuçlar değerlendirilirken bu nokta göz önünde tutulmalıdır.

KOİ analizinde kapalı reflux kolorimetrik yöntemi kullanılmıştır (Standard Methods, 1985). Bu amaçla Aquamate marka UV spektrofotometre, termoreaktör ve KOİ küvet test kitleri (Merck ve Matriks Marka) kullanılmıştır (Şekil 9.15). Deney boyunca belirli zaman aralıkları ile alınan örnekler santrifüjlendikten sonra bu örneklerden birer mL alınarak KOİ test tüplerine eklenmiştir. Bu tüpler termoreaktörde 148 °C'de 2 saat bekletildikten sonra soğutulmuş ve UV spektrofotometrede 605 nm dalga boyunda cihazda yüklü olan kalibrasyon doğrusu kullanılarak KOİ derişimi mg/L olarak ölçülmüştür.



Şekil 9.15. KOİ analizinde kullanılan termoreaktör, KOİ kitleri ve spektrofotometre

9.3.2. Kullanılan Eşitlikler

- KOİ giderim verimi aşağıdaki eşitliğe göre hesaplanmıştır:

$$R(\%) = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100 \quad (9.1)$$

Burada C_0 ve C sırasıyla $t=0$ ve t anındaki mg/L olarak KOİ derişimidir.

- Enerji tüketimi ise:

$$\text{Enerji Tüketimi (Wh/L)} = E.I.t/V \quad (9.2)$$

eşitliğinden hesaplanmıştır.

Burada E , uygulanan gerilim (V); I , akım şiddeti (A); t , zaman (st) ve V , atıksu hacmidir (L).

BÖLÜM 10

DENEYSEL SONUÇLAR

Bu bölümde kimyasal koagülasyon, elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon deneylerinde incelenen değişkenlerin KOİ giderimi üzerine ve elektrokimyasal verim parametresi olan enerji tüketimine olan etkilerinin incelendiği deney sonuçları verilmiştir.

10.1 Koagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları

Bu bölümde koagülasyon yöntemiyle yapılan deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar verilmiştir.

10.1.1 Koagülan türü ve derişimin etkisi

Koagülan türü ve derişimin etkisini incelemek amacıyla, atıksuyun kendi pH değerinde farklı koagülanlar kullanılarak yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar, Çizelge 10.1'de verilmiştir. Yapılan uygulamalarda $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozu 12,5 - 300 mg/L aralığında, $\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dozu 50 - 1000 mg/L aralığında, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ dozu 50 - 1000 mg/L aralığında, nişasta dozu ise dozu 100 mg/L - 1500 mg/L aralığında ayarlanmış ve atıksuya ilave edilmiştir. Farklı derişimlerde uygulanan koagülanların KOİ giderimine olan etkileri Şekil (10.1-10.5)'de verilmiştir.

10.1.2 pH'in etkisi

Farklı pH değerlerinin KOİ giderimine olan etkisini incelemek amacıyla çalışılan tüm koagülan türleri ve derişimlerinde, pH=6, pH=10 ve atıksuyun kendi pH değeri olan 8,28'de çalışılmıştır. Yapılan çalışma sonuçları Çizelge (10.2-10.5) ve Şekil (10.6-10.10) de verilmiştir.

10.1.3 Yardımcı koagülan kullanımının etkisi

Yardımcı koagülan etkisinin belirlenmesi için yapılan çalışmalarda, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'ın optimum derişim ve pH değerinde (derişim:400 mg/L, pH:6), yavaş karıştırma işlemi (flokülasyon) sırasında atıksuya 5-25 mg aralıklarında değişen değerlerde Aquadex ilave edilmiştir. Optimum KOİ gideriminin 20 mg Aquadex ilavesi sonucu elde edildiği görülmüş, ardından optimum derişim ve pH değerinde tüm koagülanlara 20 mg Aquadex ilave edilerek deneyler yürütülmüştür (Çizelge 10.6-10.7, Şekil 10.11-10.12).

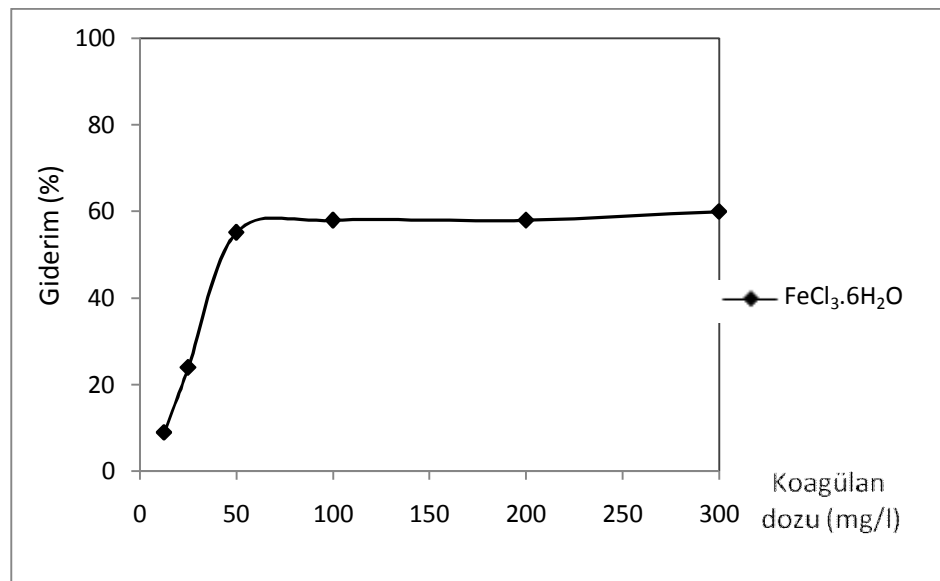
10.1.4 Çamur oluşumu

Koagülasyon işlemi sonunda oluşan çamur kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. İşlem sonunda tüm çözelti ve çamur karışımı oda sıcaklığında kaba filtre kağıdından süzülerek ağırlığı hesaplanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C'de kurutulup bekletildikten ve sabit tartıma getirildikten sonra çamur miktarları belirlenmiştir.

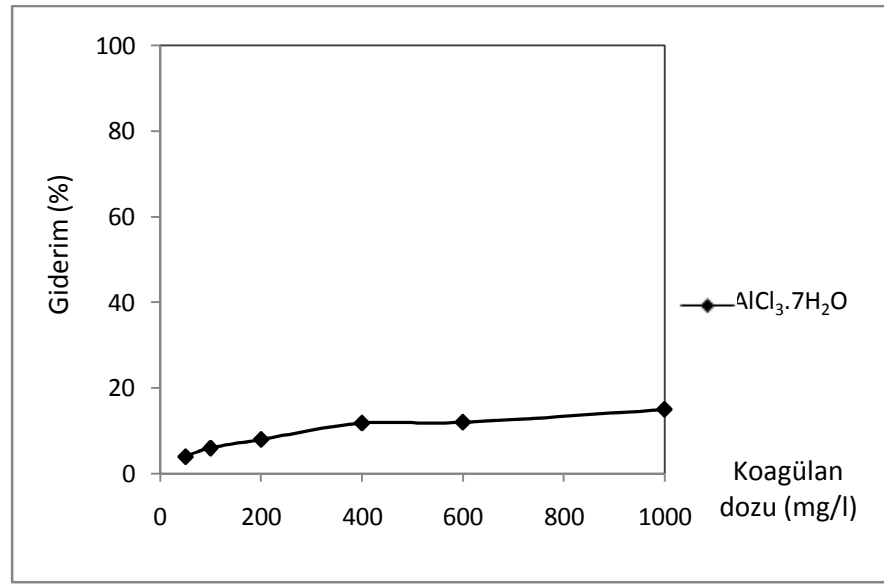
Aynı deneysel prosedür, yardımcı koagülan etkisinin belirlenmesi için yapılan çalışmalara da uygulanmış ve oluşan çamur miktarları arasında kıyaslama yapılmıştır (Çizelge 10.8, Şekil 10.13).

Çizelge 10.1. Koagülan türü ve derişimin etkisi

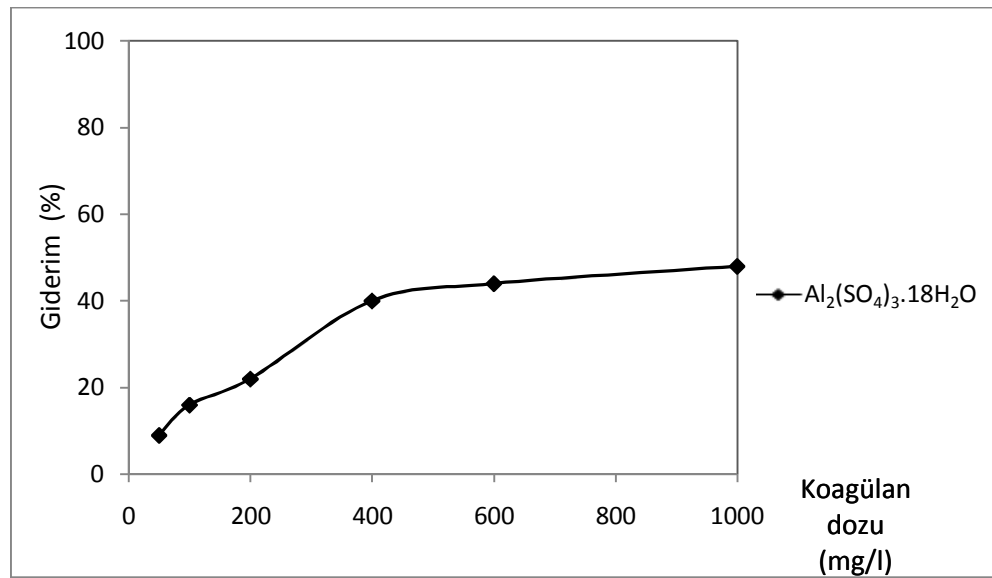
FeCl ₃ .6H ₂ O		AlCl ₃ .7H ₂ O		Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O		Nişasta	
Dozaj (mg/L)	Giderim (%)	Dozaj (mg/l)	Giderim (%)	Dozaj (mg/l)	Giderim (%)	Dozaj (mg/l)	Giderim (%)
12,5	9	50	4	50	9	100	12
25	24	100	6	100	16	300	21
50	55,18	200	8	200	22	600	36
100	58	400	11,82	400	40	900	47
200	58	600	12	600	44	1200	50,5
300	60	1000	15	1000	48	1500	52



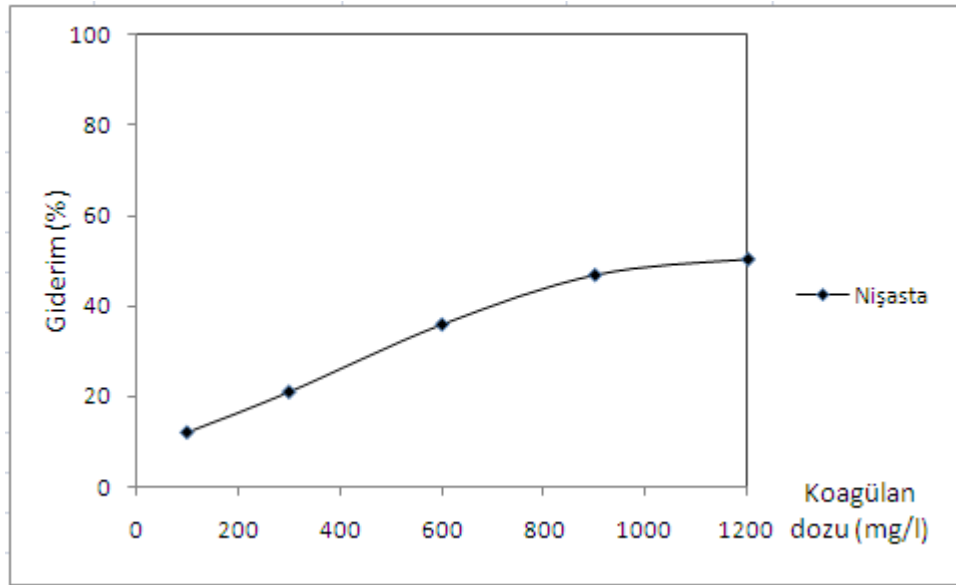
Şekil 10.1. FeCl₃.6H₂O kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi



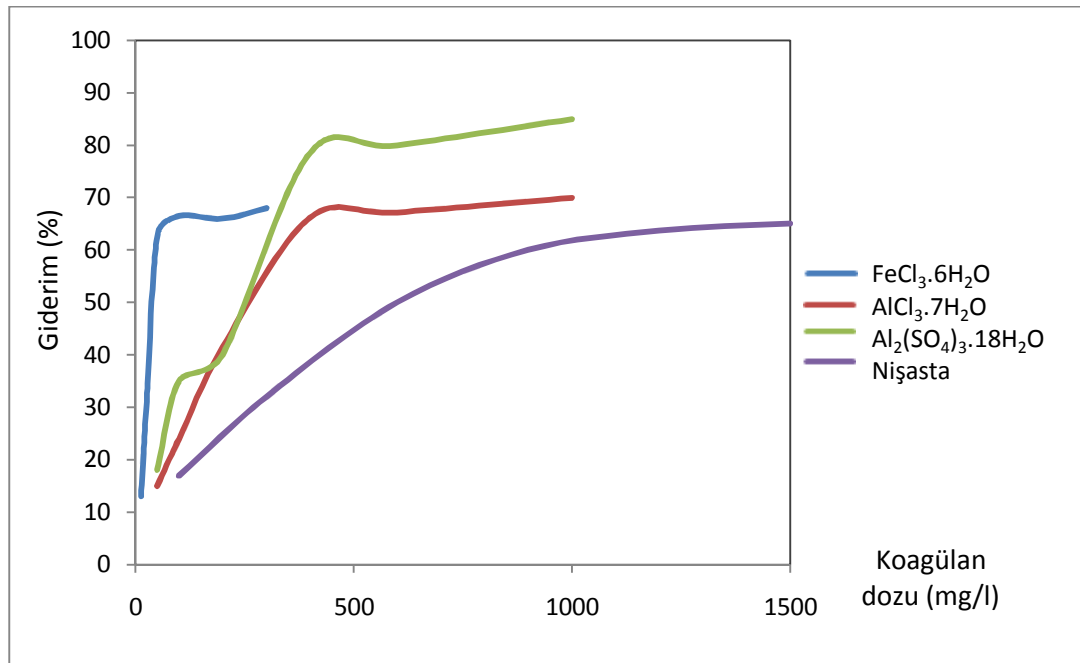
Şekil 10.2. $\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi



Şekil 10.3. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi



Şekil 10.4. Nişasta kullanılarak yapılan deneylerde derişim değerlerine karşı KOİ giderim yüzdesi



Şekil 10.5. Farklı koagulan türleri için derişimle giderimin değişimi

Çizelge 10.2. FeCl₃.6H₂O kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri

pH	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)
	12,5	25	50	100	200	300
6	13	31	63	66,5	66	68
8,28	9	24	55,18	58	58	60
10	7	20,5	48	50	49	50

Çizelge 10.3. AlCl₃.7H₂O kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri

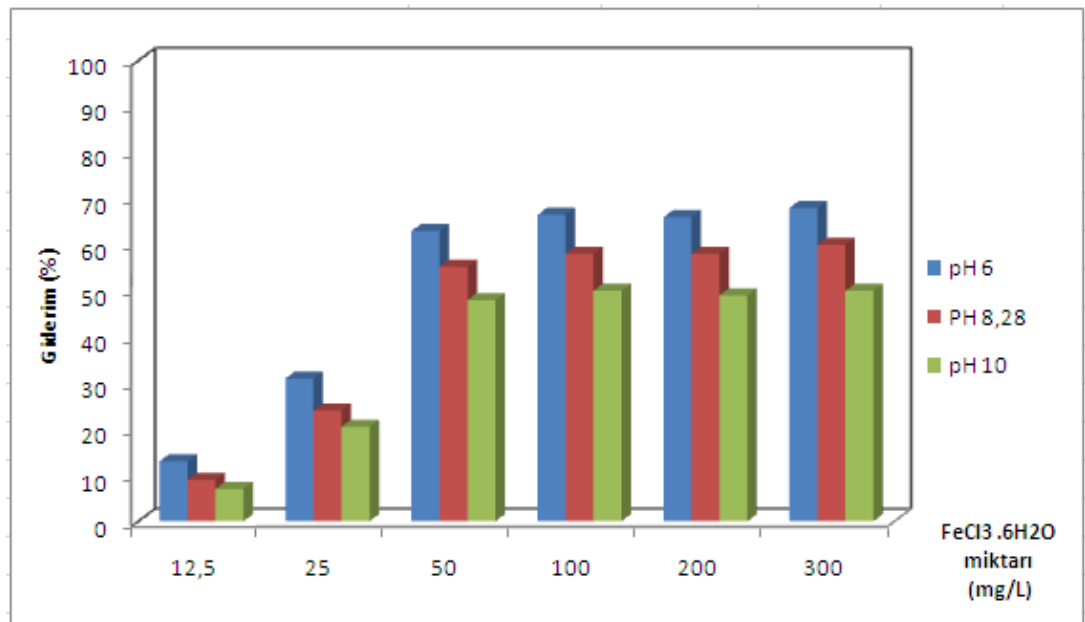
pH	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)
	50	100	200	400	600	1000
6	15	24	41,5	66,18	67,2	70
8,28	4	6	8	11,82	12	15
10	1	3,5	3,8	4,5	5	6,5

Çizelge 10.4. Al₂(SO₄)₃.18H₂O kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri

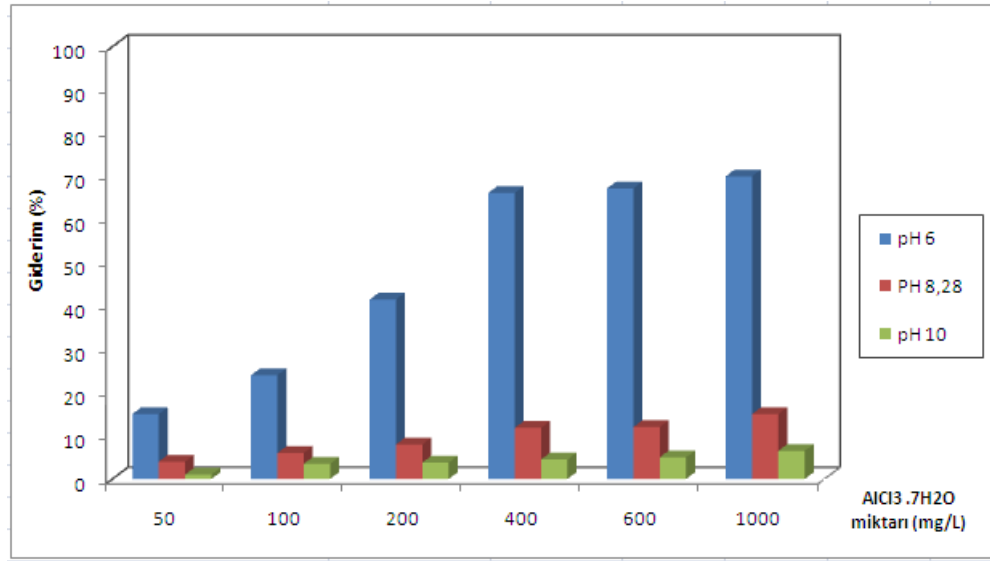
pH	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)
	50	100	200	400	600	1000
6	18	35	40	78,55	80	85
8,28	9	16	22	40	44	48
10	7,5	10	17	38,5	40	43,5

Çizelge 10.5. Nişasta kullanılarak yapılan deneylerde farklı dozaj ve pH değerleri için KOİ giderim yüzdeleri

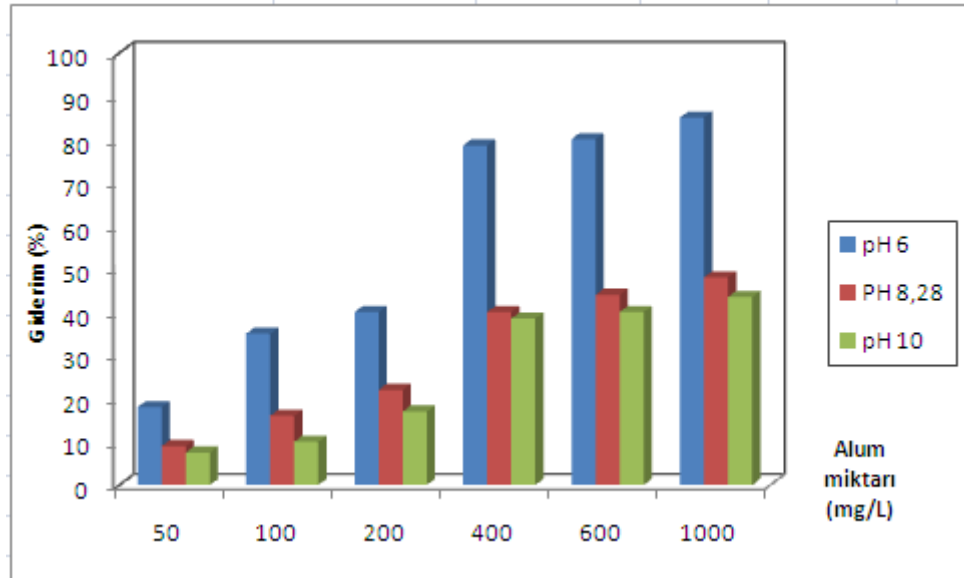
pH	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)	Dozaj (mg/L)
	100	300	600	900	1200	1500
6	17	32	50	60	63,64	65
8,28	12	21	36	47	50,5	52
10	11	19	34,5	45,9	49	51,5



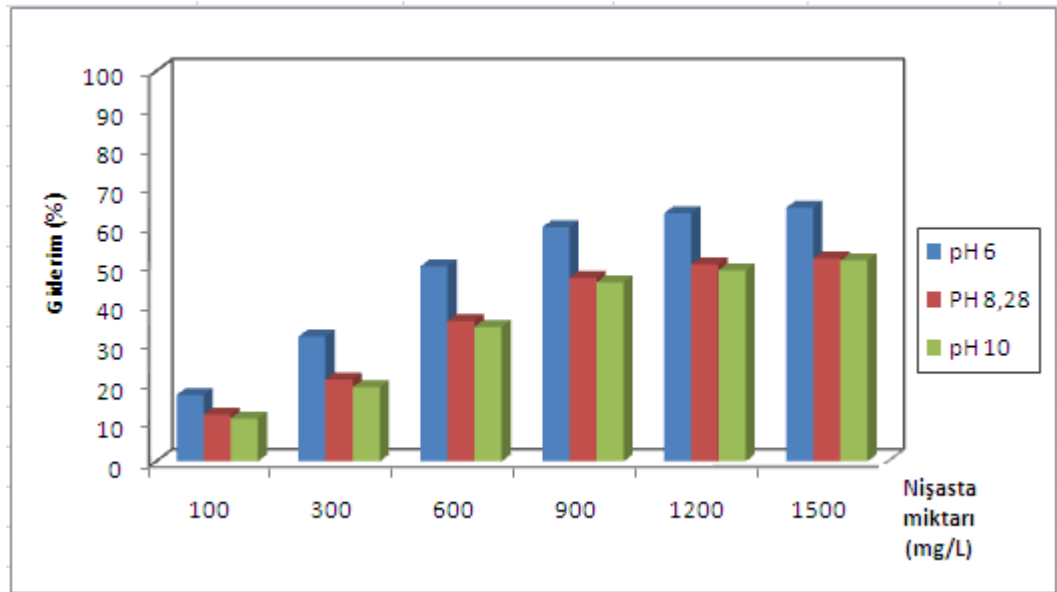
Şekil 10.6. FeCl₃.6H₂O kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri



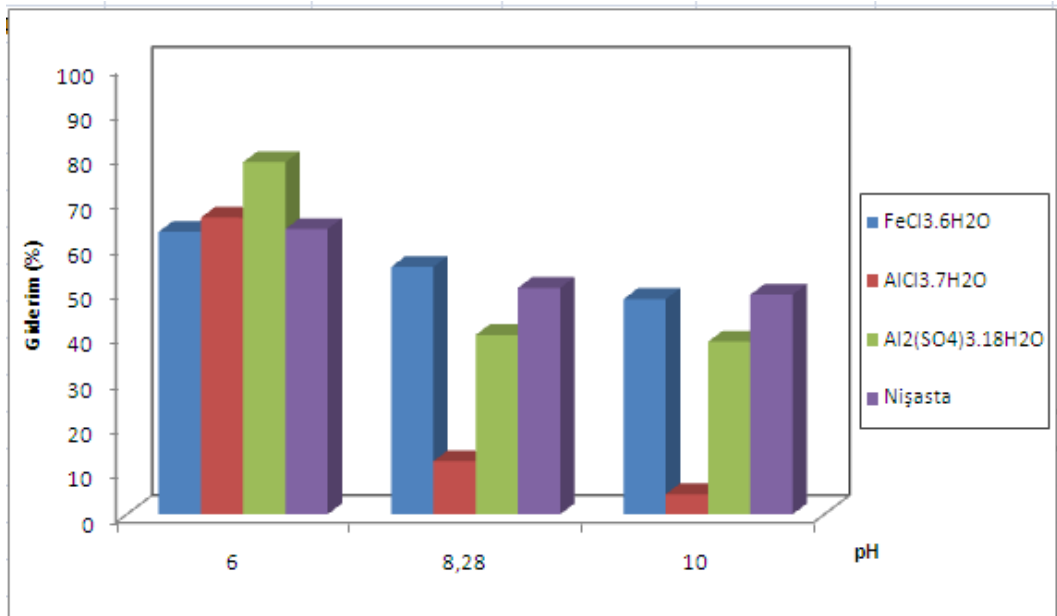
Şekil 10.7. AlCl₃.7H₂O kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri



Şekil 10.8. Al₂(SO₄)₃.18H₂O kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri



şekil 10.9. Nişasta kullanılarak farklı pH değerlerinde yapılan deneylerde derişime karşı KOİ giderim yüzdeleri



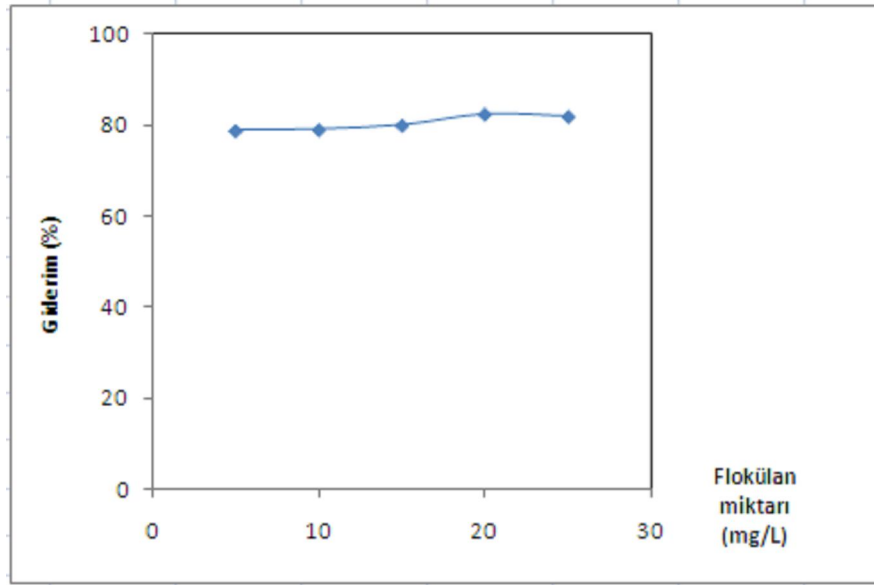
şekil 10.10. Farklı koagulan kullanılarak yapılan deneylerde pH değerlerine karşı KOİ giderim yüzdeleri

Çizelge 10.6. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ koagülasyonunda yardımcı koagülan (Aquadex) miktarına göre KOİ giderim değerleri

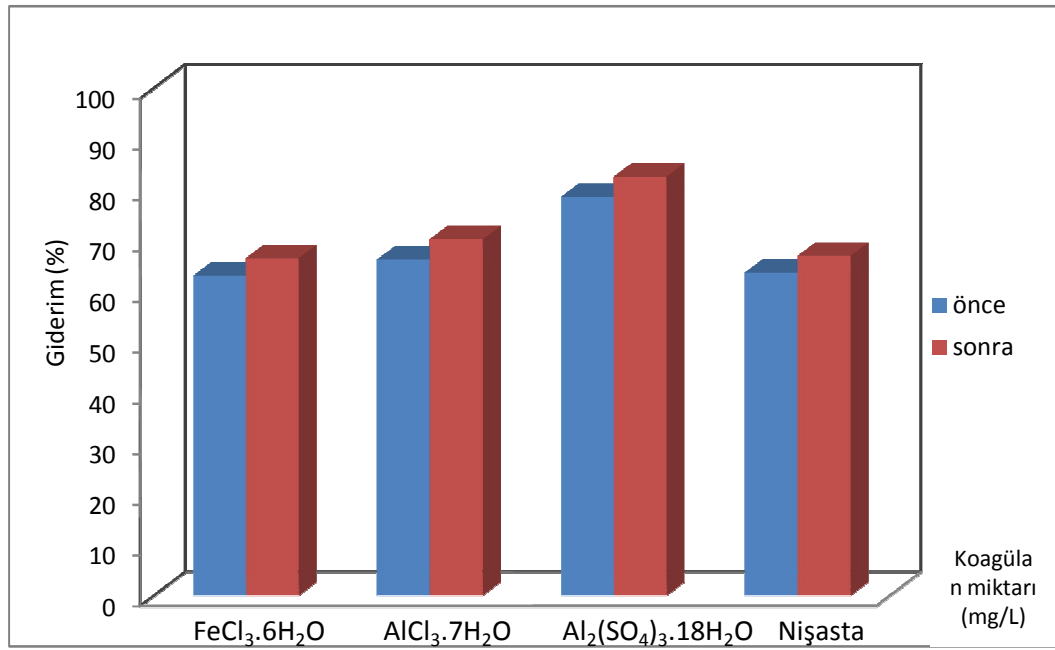
Flokülan dozu (mg/L)	Giderim (%)
5	78,8
10	79
15	80
20	82,5
25	82

Çizelge 10.7. Flokülan kullanımından önce ve sonraki KOİ giderim değerleri

Koagülan çeşitleri	Flokülan kullanımından önce giderim (%)	Flokülan ilavesinden sonra giderim (%)
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	63	66,45
$\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	66,18	70,2
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	78,55	82,5
Nişasta	63,64	66,9



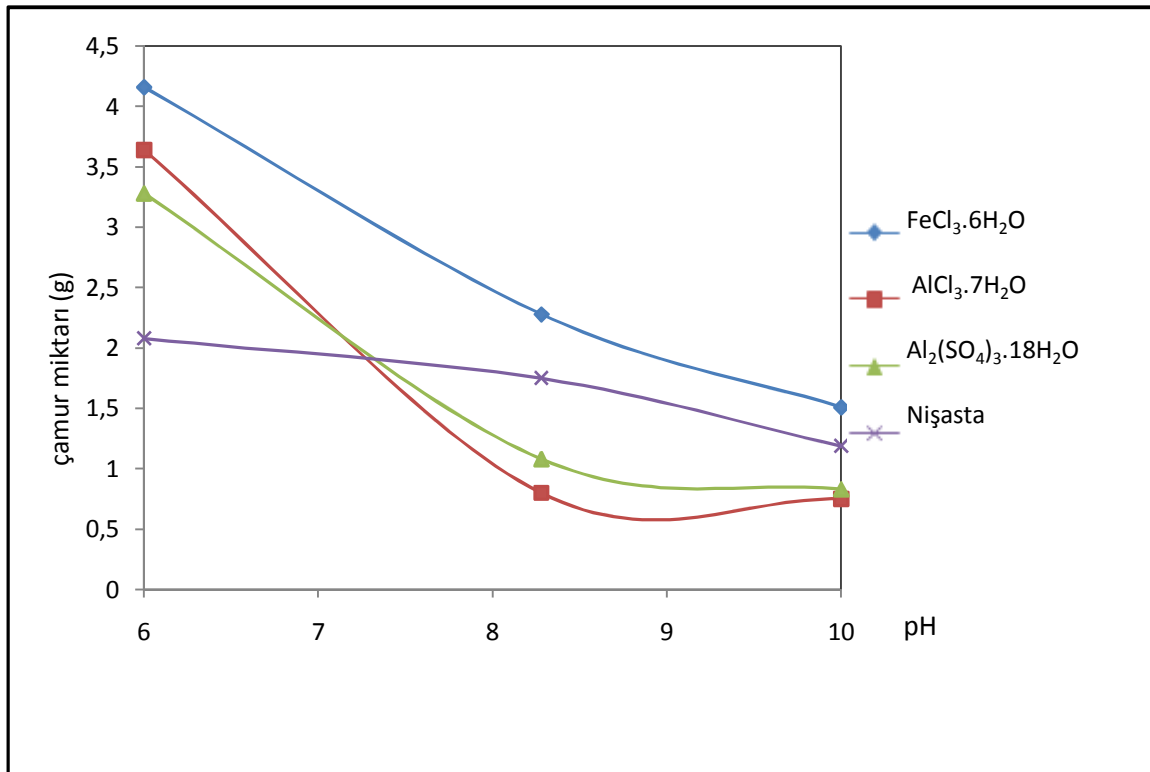
Şekil 10.11. $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ koagülasyonunda yardımcı koagülan (Aquadex) kullanılarak yapılan deneylerde Aquadex miktarına karşı KOİ giderim yüzdesi



Şekil 10.12. Farklı koagülanlarla yapılan çalışmalarda, Aquadex kullanımı öncesi ve sonrasındaki KOİ giderim değerleri

Çizelge 10.8 Optimum koşullarda deney sonunda oluşan çamur miktarları

Koagülan	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	Nişasta
PH				
6	4,16 g	3,64 g	3,28 g	2,08 g
8,28	2,28 g	0,8 g	1,08 g	1,75 g
10	1,51 g	0,75 g	0,83 g	1,19 g



Şekil 10.13. Farklı pH değerlerine karşı oluşan çamur miktarları

10.2 Elektrokoagülasyon yöntemiyle yapılan çalışmalardan elde edilen deney sonuçları

Bu bölümde elektrokoagülasyon yöntemiyle yapılan deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar verilmiştir.

10.2.1 Bipolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları

Bipolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde; hücreye uygulanan gerilimin, destek elektrolit miktarının ve elektrot malzemesinin KOİ giderimine etkisi incelenmiştir.

10.2.1.1 Uygulanan gerilimin etkisi

Gerilimin giderim verimi üzerindeki etkisini incelemek amacıyla; reaktöre 0,5 g NaCl ilavesiyle paslanmaz çelik ve alüminyum elektrot kullanılarak yapılan deneysel çalışmalar, sırasıyla 10, 20 ve 30 V gerilim değerleri altında yürütülmüştür.

Paslanmaz çelik elektrot kullanılarak yapılan çalışmaların sonuçları Çizelge 10.9-10.11 ve Şekil 10.14-10.16'da alüminyum elektrotlar kullanılarak yapılan çalışmaların sonuçları ise Çizelge 10.12-10.14 ve Şekil 10.17-10.19'da verilmiştir.

10.2.1.2 Destek elektrolit miktarının etkisi

Destek elektrolit miktarının giderim verimi üzerine etkisini incelemek amacıyla, Al elektrot kullanılarak 10 volt gerilim değerinde reaktöre 0,5, 1,00 ve 1,50 g NaCl ilave edilerek yapılan deneysel çalışmaların sonuçları Çizelge 10.15-10.17. ve Şekil 10.20- 10.22'de verilmiştir.

10.2.1.3 NaCl ilave edilmeksizin yapılan elektrokoagülasyon deneyleri

Atıksuyun iletkenliğinin yüksek olması ve klorür içermesi nedeniyle NaCl ilave edilmeden farklı gerilim değerlerinde (10 V- 20 V- 30 V) deneyler gerçekleştirilmiştir. Gerilimin giderim üzerine etkisinin incelendiği çalışmalar Çizelge 10.18-10.20 ve Şekil 10.23-10.25 ve 10.29- 10.31’ de verilmiştir.

10.2.1.4 Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisi

Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisini inceleme amacıyla, 10 V gerilim değerinde 0,5 g NaCl varlığında alüminyum ve paslanmaz çelik (SS) elektrotlar kullanılarak yapılan deneysel çalışmaların sonuçları Çizelge 10.21 ve Şekil 10.26-10.28’de verilmiştir.

Çizelge 10.9 10 V Gerilim değerinde deney sonuçları (SS elektrot, NaCl=0,5 g)

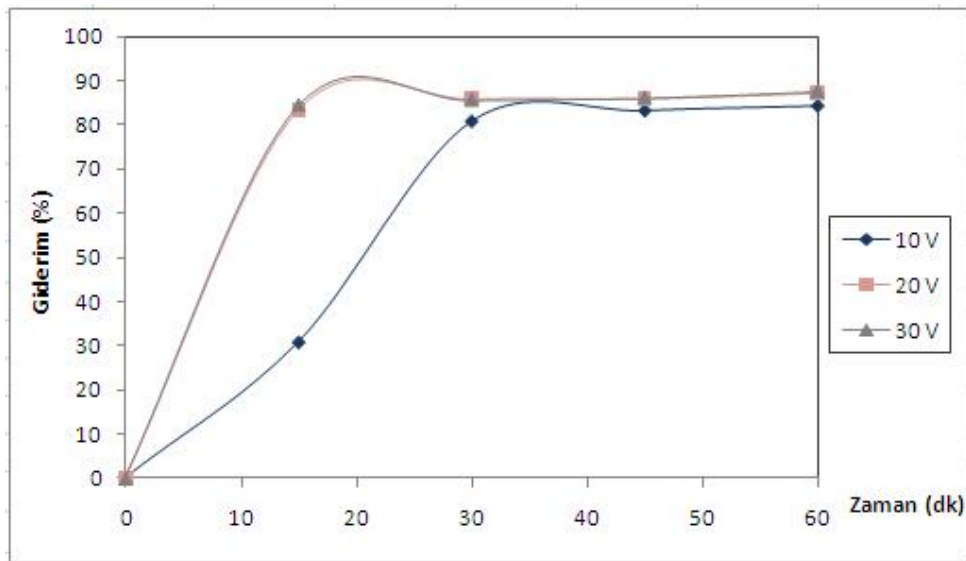
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,25	4,2036	0	0
15	0,32	2,9083	30,81	1,018
30	0,31	0,8068	80,81	2,093
45	0,27	0,7058	83,21	3,086
60	0,26	0,6609	84,28	4,029

Çizelge 10.10. 20 V Gerilim değerinde deney sonuçları (SS elektrot, NaCl=0,5 g)

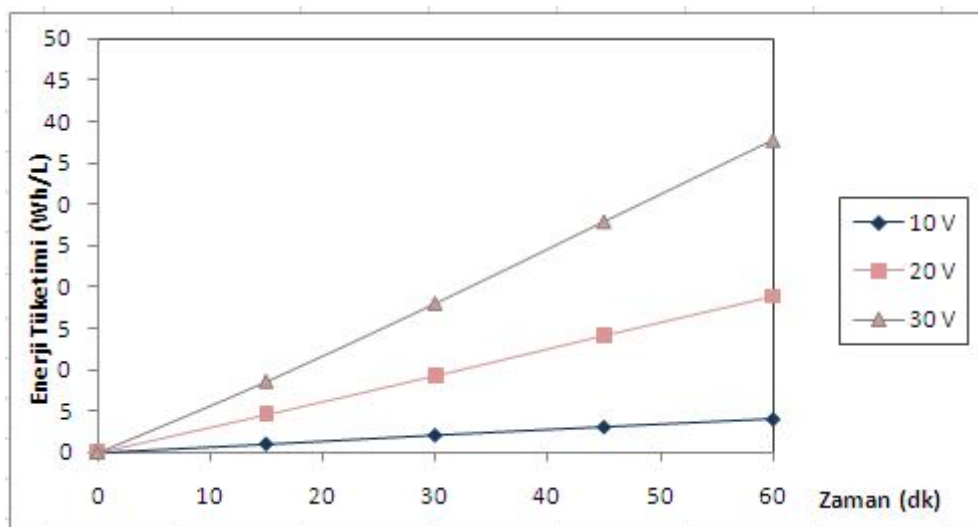
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,62	4,2036	0	0
15	0,67	0,6981	83,39	4,607
30	0,66	0,5967	85,81	9,286
45	0,69	0,5939	85,87	14,143
60	0,66	0,5404	87,14	18,857

Çizelge 10.11. 30 V Gerilim değerinde deney sonuçları (SS elektrot, NaCl=0,5 g)

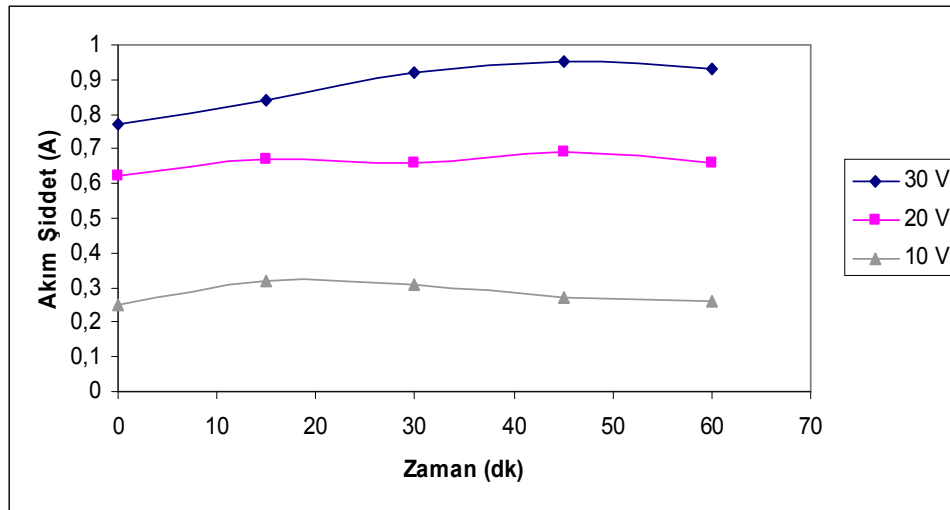
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,77	4,2036	0	0
15	0,84	0,6544	84,43	8,625
30	0,92	0,6055	85,6	18,064
45	0,95	0,5856	86,07	27,96
60	0,93	0,5223	87,58	37,8



Şekil 10.14. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (SS elektrot, NaCl=0,5 g)



Şekil 10.15. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (SS elektrot, NaCl=0,5 g)



Şekil 10.16. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (SS elektrot, NaCl=0,5 g)

Çizelge 10.12. 10 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)

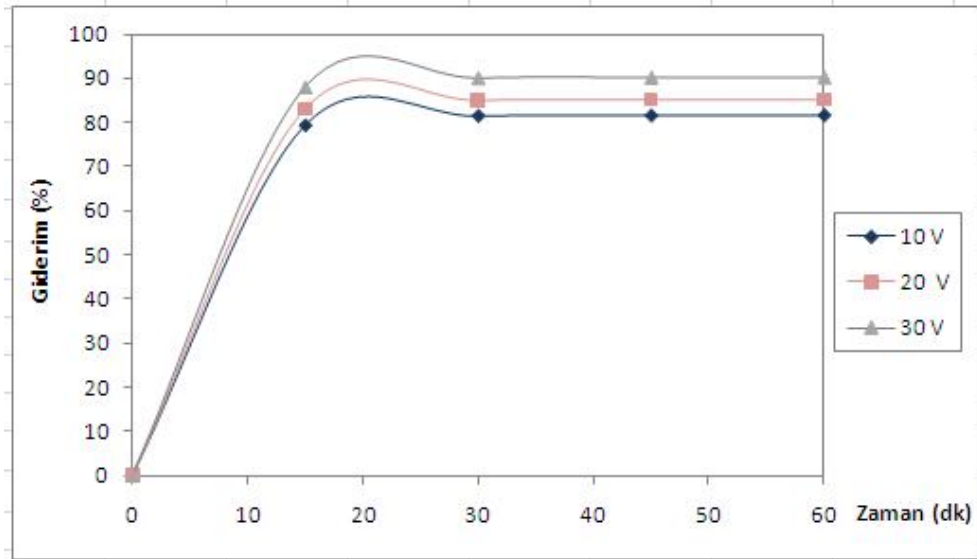
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,22	4,2036	0	0
15	0,3	0,8647	79,43	0,929
30	0,3	0,7747	81,57	1,95
45	0,28	0,7706	81,67	2,946
60	0,25	0,7686	81,72	3,857

Çizelge 10.13. 20 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)

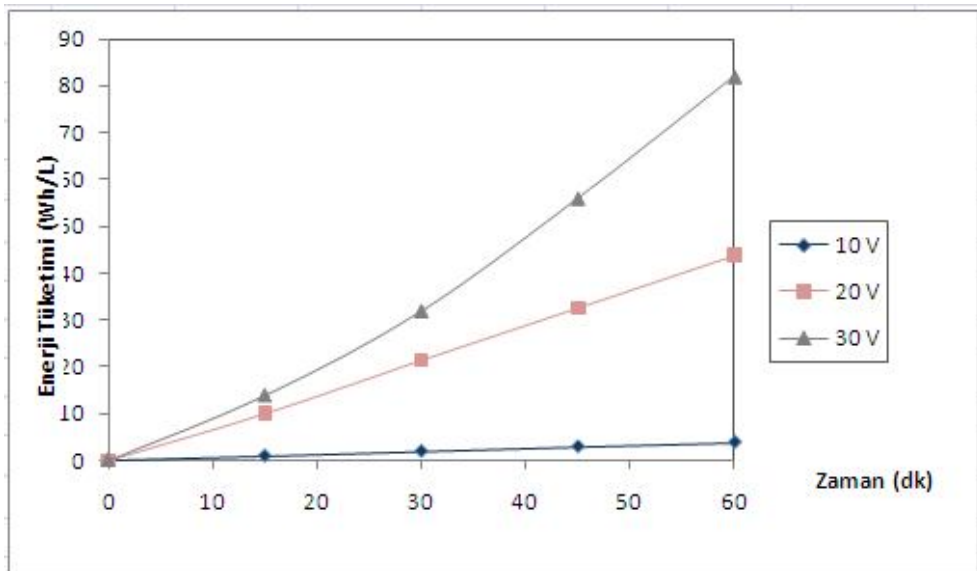
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,95	4,2036	0	0
15	1,86	0,71	83,11	10,036
30	1,69	0,6255	85,12	21,43
45	1,58	0,6215	85,22	32,57
60	1,58	0,6199	85,25	43,77

Çizelge 10.14. 30 V gerilim değerinde deney sonuçları (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)

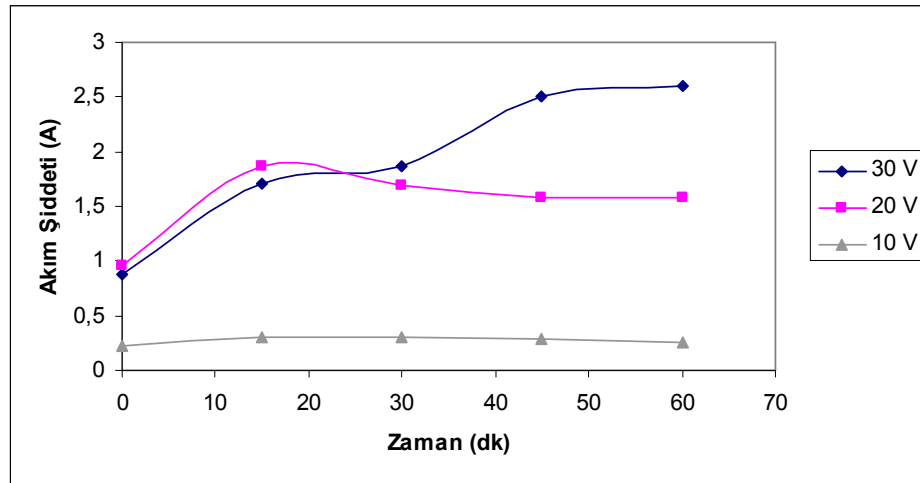
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,88	4,2036	0	0
15	1,71	0,5097	87,88	13,875
30	1,87	0,4197	90	31,864
45	2,5	0,4154	90,11	55,93
60	2,6	0,4135	90,16	81,94



Şekil 10.17. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)



Şekil 10.18. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)



Şekil 10.19. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (Al Elektrot, NaCl=0,5 g)

Çizelge 10.15. 0,5 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V)

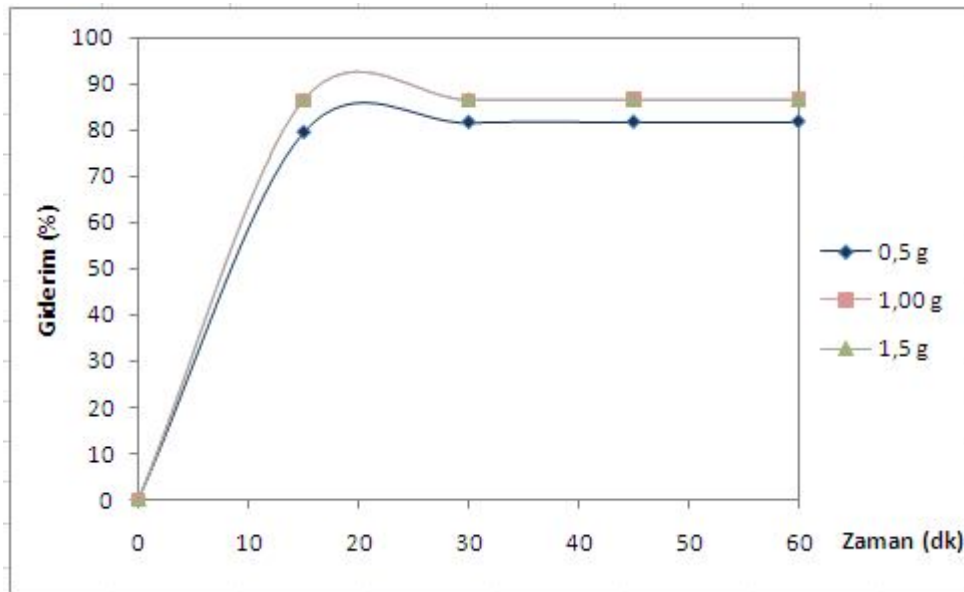
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,22	4,2036	0	0
15	0,3	0,8647	79,43	0,929
30	0,3	0,7747	81,57	1,950
45	0,28	0,7706	81,67	2,946
60	0,25	0,7686	81,72	3,857

Çizelge 10.16. 1,00 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V)

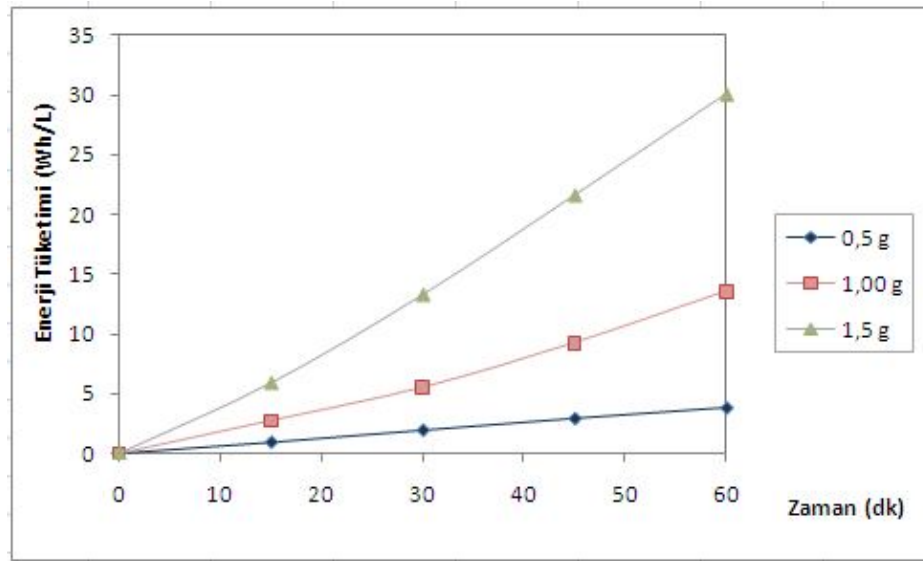
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,88	4,2036	0	0
15	0,66	0,575	86,32	2,75
30	0,78	0,573	86,37	5,52
45	1,13	0,571	86,42	9,24
60	1,29	0,57	86,44	13,54

Çizelge 10.17. 1,50 g NaCl ilavesi ile yapılan deney sonuçları (Al elektrot, E=10 V)

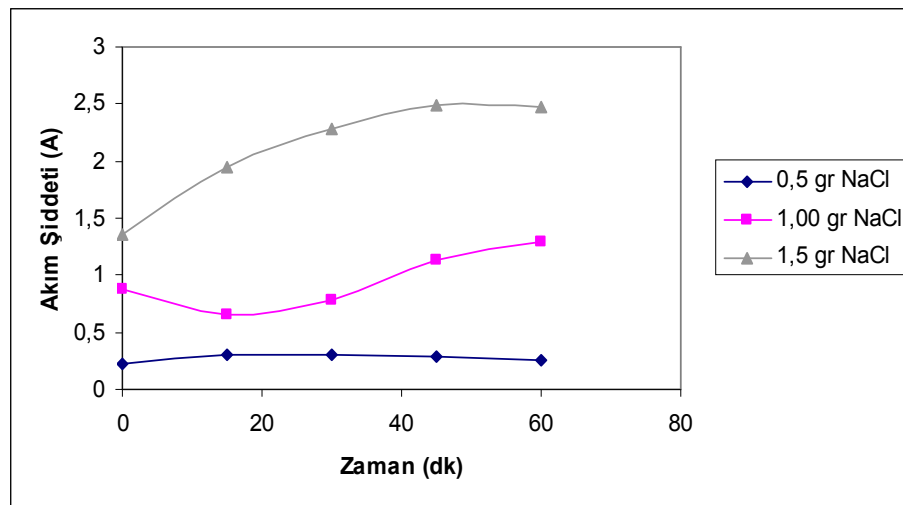
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	1,35	4,2036	0	0
15	1,95	0,5719	86,4	5,893
30	2,28	0,5701	86,44	13,286
45	2,49	0,5684	86,48	21,62
60	2,47	0,5669	86,51	30,11



Şekil 10.20. Farklı NaCl miktarları için zamana karşı KOİ giderimi (Al elektrot, E=10 V)



Şekil 10.21. Farklı NaCl miktarları için zamana karşı enerji tüketimi (Al elektrot, E=10 V)



Şekil 10.22. Farklı NaCl miktarları için zamana karşı akım şiddeti (Al elektrot, E=10 V)

Çizelge 10.18. 10 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (SS elektrot, NaCl ilavesiz)

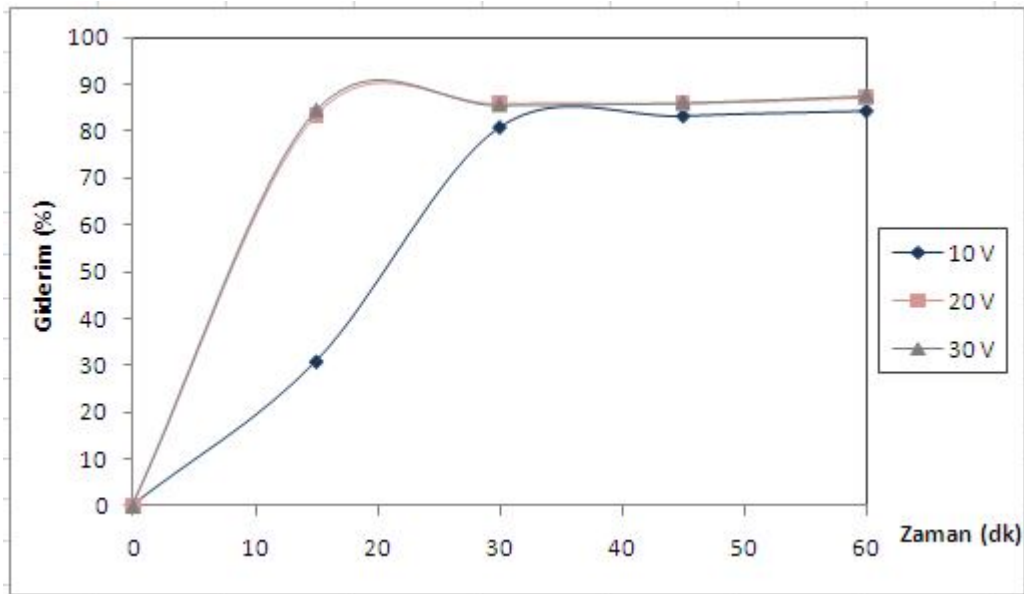
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,04	4,2036	0	0
15	0,04	2,9985	28,67	0,1429
30	0,04	2,2828	45,7	0,2857
45	0,04	1,9248	54,21	0,4286
60	0,04	1,567	62,72	0,5714

Çizelge 10.19. 20 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (SS elektrot, NaCl ilavesiz)

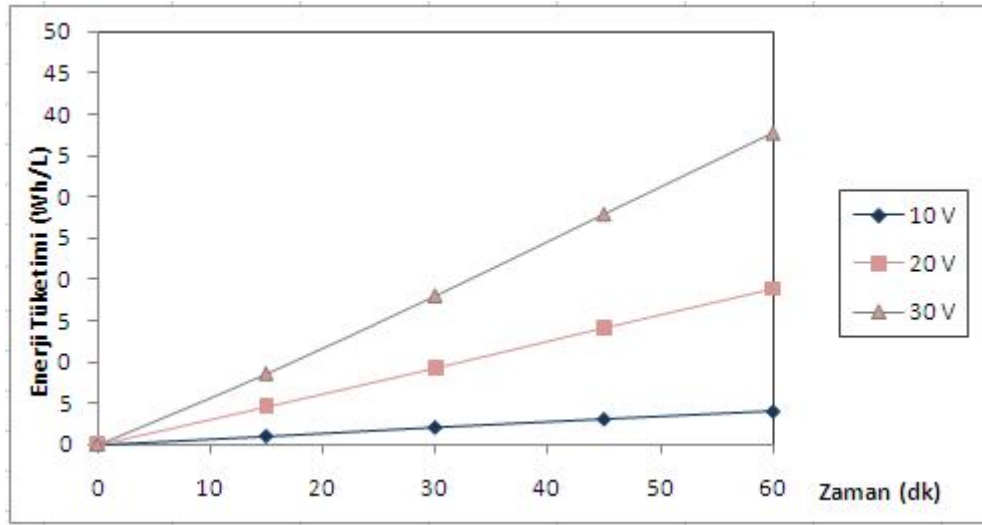
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,2	4,2036	0	0
15	0,21	0,7612	81,89	1,464
30	0,21	0,6824	83,77	2,957
45	0,19	0,6429	84,71	4,339
60	0,19	0,6035	85,64	5,714

Çizelge 10.20. 30 V gerilim değerinde yapılan deney sonuçları (SS elektrot, NaCl ilavesiz)

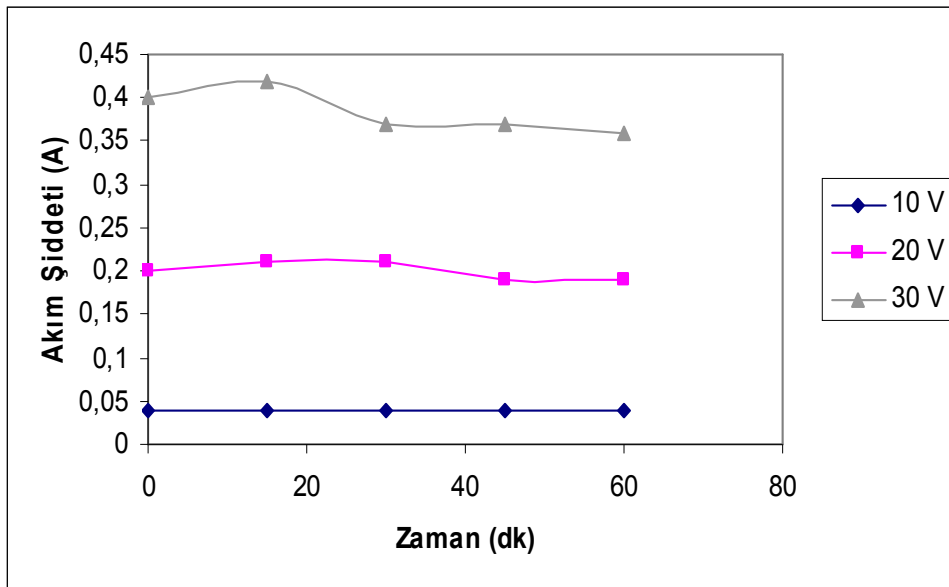
t (dk)	I (A)	KOİ (g/L)	Giderim (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	0,4	4,2036	0	0
15	0,42	0,7175	82,93	4,393
30	0,37	0,6515	84,5	8,507
45	0,37	0,6184	85,29	12,536
60	0,36	0,5854	86,07	16,457



Şekil 10.23. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı KOİ giderimi (SS elektrot)



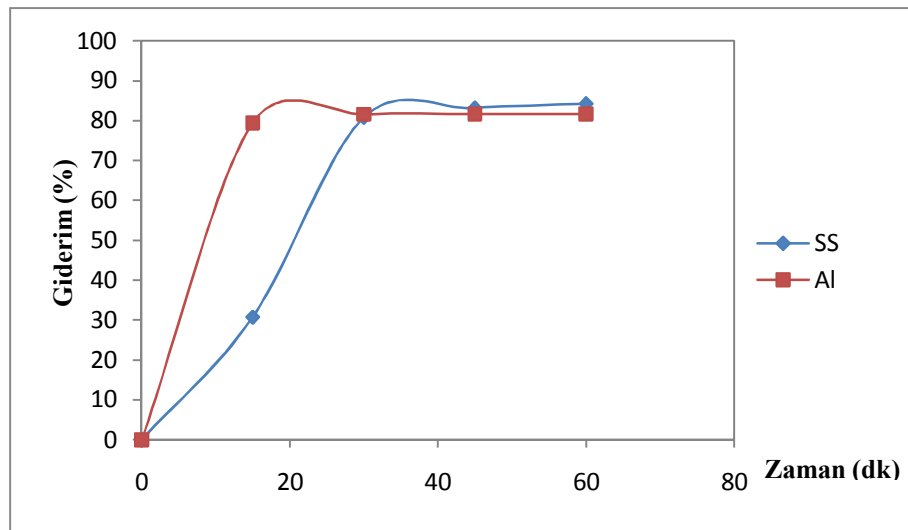
Şekil 10.24. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı enerji tüketimi (SS elektrot)



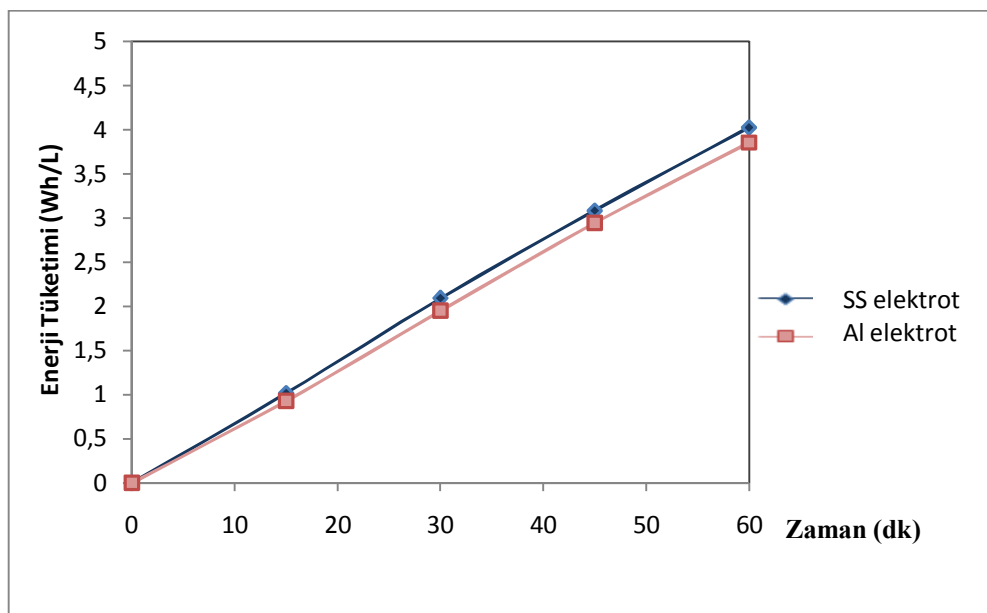
Şekil 10.25. Farklı gerilim değerleri için zamana karşı akım şiddeti (SS elektrot)

Çizelge 10.21. SS ve Al Elektrotlar Kullanılarak Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmalarının Karşılaştırması

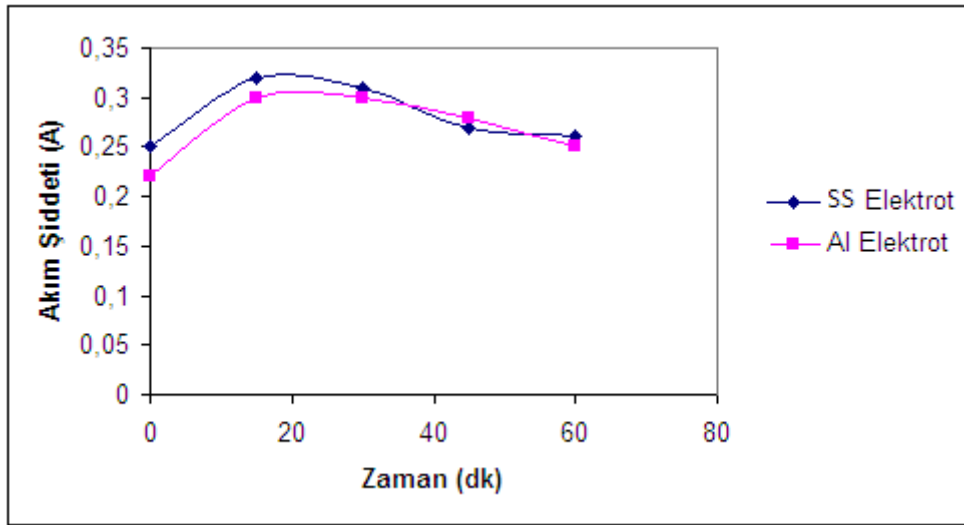
t (dk)	0	15	30	45	60
Fe	0	30,81	80,81	83,21	84,28
Al	0	79,43	81,57	81,67	81,72



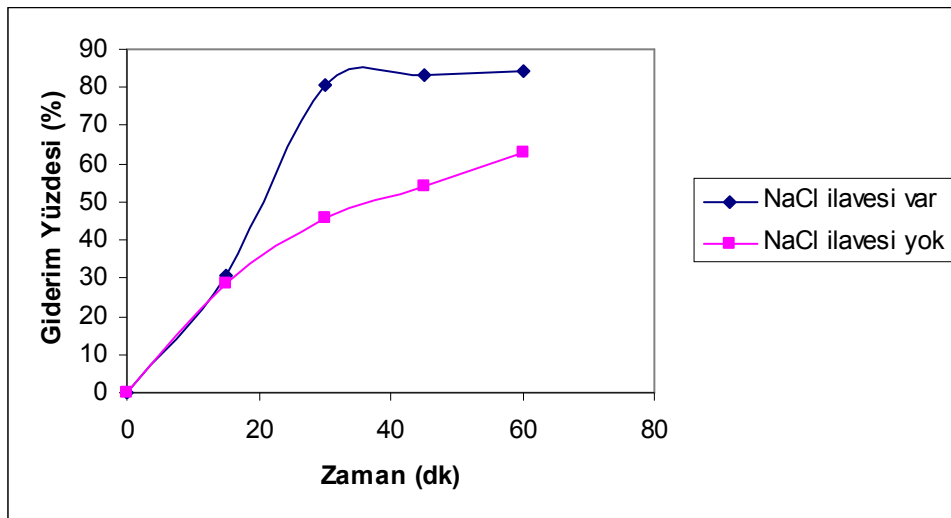
Şekil 10.26. 10 V gerilim değerinde, SS ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı KOİ giderim yüzdesi



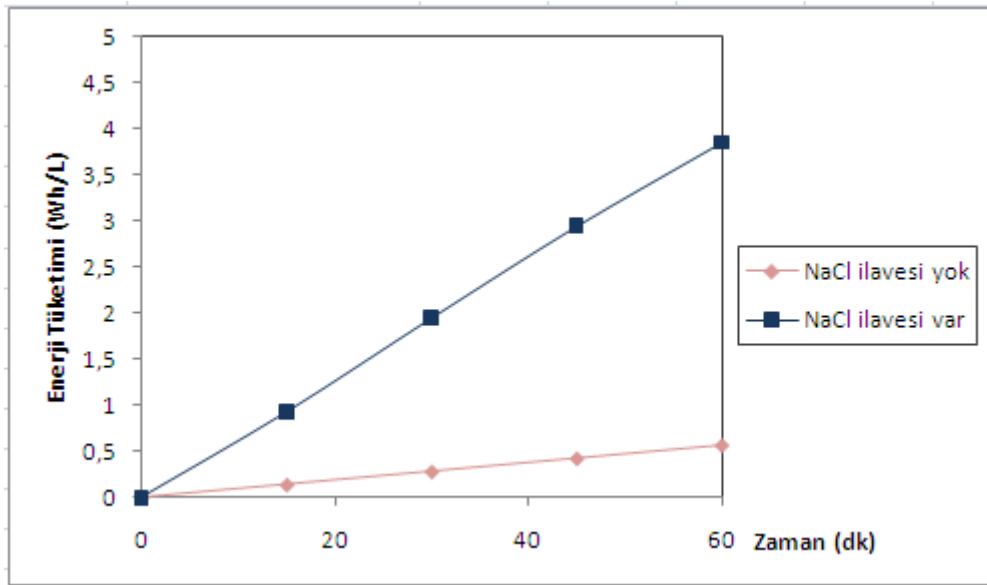
Şekil 10.27. 10 V gerilim değerinde, SS ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı enerji tüketimi



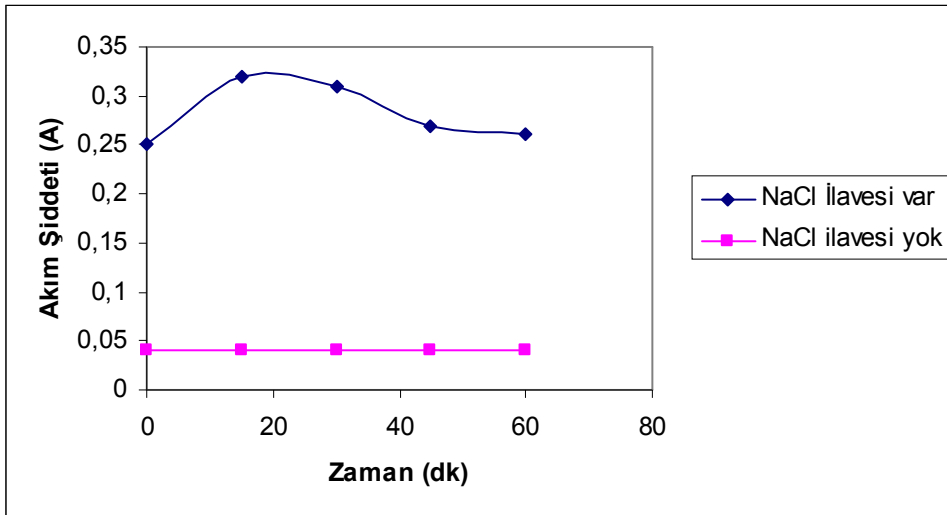
Şekil 10.28. 10 V gerilim değerinde, SS ve Al Elektrot kullanılarak yapılan deneylerde zamana karşı akım şiddeti



Şekil 10.29. 10 V gerilim değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı KOİ giderim yüzdesi



Şekil 10.30. 10 V Gerilim Değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı enerji tüketimi



Şekil 10.31. 10 V gerilim değerinde, 0,5 g NaCl ilave edilen ve edilmeyen deneylerde zamana karşı akım şiddeti

10.2.2 Monopolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları

10.2.2.1 Atıksuyun paslanmaz çelik elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması ve deney tasarımı

Deney tasarımı ile elde edilen deney koşullarında elektrokoagülasyon işlemi gerçekleştirildiğinde Çizelge 10.22'deki veriler elde edilmiştir. Yapılan işlemler sırasında elektrokimyasal reaksiyon nedeniyle elektrotlarda aşınma meydana gelmiştir. Tabloya bakıldığında bu aşınma miktarının, yüksek akım değerlerinde daha fazla olduğu görülmektedir.

Cevap Yüzeyleri ve Kontur Grafikleri

Materyal ve yöntem kısmında aktarılan bilgiler doğrultusunda deneyler gerçekleştirilmiş ve elde edilen giderim ve enerji tüketimi verileri Design Expert yazılım programına Çizelge 10.23'de verilen haliyle girilmiştir.

Girilen veriler programa analiz ettirilerek her bir fonksiyon için istatistiksel parametreler hesaplatılmıştır.

Yazılım programı tarafından önerilen model, yüksek dereceli fonksiyonların denenmesidir. Bu yüzden ikinci dereceden polinom (Quadratic Model) önerilerek elde edilen ANOVA tablosu Çizelge 10.24'te verilmiştir. Çizelge 10.25'te bu fonksiyona ait parametreler ve istatistiksel veriler görülmektedir. Enerji tüketimi için program tarafından önerilen fonksiyonlara ait istatistiksel parametreler ve veriler Çizelge 10.26 ve Çizelge 10.27'de verilmiştir. 20 adet deney tasarımı deney sonuçları ise Çizelge 10.28'de verilmiştir. Bunların 6 tanesi tekrar deneyidir.

Sistemi modelleyen fonksiyon ve yazılım programı aracılığıyla elektrokoagülasyon için belirlenen parametrelerin etkisini ifade eden kontur grafikleri ve cevap yüzeyleri elde edilmiştir (Şekil 10.32-10.43).

Çamur Oluşumu

Elektrokoagülasyon işlemi sonunda oluşan çamur kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. İşlem sonunda tüm çözelti ve çamur karışımı oda sıcaklığında kaba filtre kağıdından süzülerek ağırlığı hesaplanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C’de kurutulup bekletildikten sonra tartımları alınarak çamur miktarları belirlenmiştir.

10.2.2.2 Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

Akım Yoğunluğunun Etkisi

Alüminyum elektrotlar kullanılarak akım yoğunluğunun giderim üzerindeki etkisini incelemek amacıyla atıksuya sırasıyla 7,2 mA/cm², 10,8 mA/cm² ve 14,4 mA/cm² büyüklüklerinde akım geçirilmiştir. Bu deneylere ait sonuçlar Çizelge 10.29.-10.30. ve 10.31.’ de verilmiştir. Akım yoğunluğunun etkisini incelemek üzere yapılan deneylerde destekleyici maddeler kullanılmamıştır.

Sabit Akım Yoğunluğunda Destekleyicilerin Etkisi

Alüminyum elektrotlar kullanılarak 10,8 mA/cm² sabit akım yoğunluğunda destekleyicilerin giderim üzerine etkisini incelemek amacıyla deneyler yapılmıştır. Destekleyici olarak polielektrolit, Hidrojen Peroksit ve Aquadex maddeleri kullanılmıştır. Deney sonuçları Çizelge 10.32-10.33 ve 10.34’ de verilmiştir.

Çamur Oluşumu

İşlem sonunda tüm çözelti ve çamur karışımı oda sıcaklığında kaba filtre kağıdından süzülerek ağırlığı hesaplanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C’de kurutulup bekletildikten sonra tartımları alınarak çamur miktarları belirlenmiştir (Çizelge 10.35).

Çizelge 10.22. Deney sonuçları

Deney No	Akm (A)	Zaman (dk)	Karıştırma Hızı (rpm)	Abs.	KOI Derişimi (mg/L)	KOI Giderimi (%)	Gerilim (V _{ort})	Enerji Tüketimi (Wh/L)	Çamur mik. (g)	Çözünen Fe (g)
1	2.08	40.00	163.64	0,072	2282,26	75,0	17.2	59.6	0.21	0.1
2	1.39	20.00	300.00	0,093	2958,12	67,6	14.3	16.56	0.19	0.12
3	2.78	60.00	300.00	0,059	1880,78	79,4	22.4	155.68	0.36	0.28
4	2.08	40.00	836.36	0,051	1616,01	82,3	17.1	59.28	2.54	0.35
5	2.08	40.00	500.00	0,050	1570,36	82,8	17.2	59.62	1.35	0.18
6	2.08	6.36	500.00	0,089	2821,12	69,1	18.5	10.19	0.75	0.04
7	1.39	20.00	700.00	0,083	2630,93	71,2	14.5	16.79	1.59	0.04
8	2.08	40.00	500.00	0,049	1542,97	83,1	19.6	67.9	2.34	0.17
9	1.39	60.00	700.00	0,074	2337,28	74,4	13.7	47.6	2.36	0.14
10	2.78	60.00	700.00	0,047	1497,32	83,6	23.1	160.5	2.15	0.39
11	2.08	40.00	500.00	0,048	1515,58	83,4	17.2	59.6	1.6	0.05
12	2.08	40.00	500.00	0,045	1426,41	84,4	27.8	96.3	0.89	0.1
13	2.08	73.64	500.00	0,077	2437,71	73,3	22	140.4	1.7	0.21
14	0.92	40.00	500.00	0,123	3898,85	57,3	12.4	19.01	1.56	0.15
15	3.25	40.00	500.00	0,024	766,92	91,6	30.5	165.2	0.97	0.44
16	2.78	20.00	300.00	0,057	1816,87	80,1	29.8	69.03	1.01	0.2
17	1.39	60.00	300.00	0,084	2675,09	70,7	17.6	61.06	2.01	0.31
18	2.08	40.00	500.00	0,050	1588,62	82,6	25.6	88.74	1.25	0.32
19	2.78	20.00	700.00	0,057	1816,87	80,1	29.9	69.26	2.09	0.2
20	2.08	40.00	500.00	0,051	1606,88	82,4	26.6	92.21	1.94	0.3

Çizelge 10.23. Design Expert programına girilen veriler

Deney No	Factor 1 A: Akım yoğ. mA/cm ²	Factor 2 B: Zaman dk	Factor 3 C: Karıştırma rpm	Response 1 R1:KOİ Giderimi (%)	Response 2 R2:Enerji tüketimi (Wh/L)
1	15	40	163,6	75,0	59,77
2	10	20	300	67,6	16,56
3	20	60	300	79,4	155,68
4	15	40	836,4	82,3	59,42
5	15	40	500	82,8	59,77
6	15	6,36	500	69,1	10,23
7	10	20	700	71,2	16,793
8	15	40	500	83,1	68,11
9	10	60	700	74,4	47,603
10	20	60	700	83,6	160,55
11	15	40	500	83,4	59,77
12	15	40	500	84,4	96,61
13	15	73,6	500	73,3	140,74
14	6,59	40	500	57,3	18,93
15	23,4	40	500	91,6	165,40
16	20	20	300	80,1	69,03
17	10	60	300	70,7	61,16
18	15	40	500	82,6	88,96
19	20	20	700	80,1	69,27
20	15	40	500	82,4	92,44

Çizelge 10.24. R1(KOİ giderimi) için Design Expert programı tarafından önerilen fonksiyonlara ait istatistiksel parametreler

Summary (detailed tables shown below)					
Source	Sequential p-value	Lack of Fit p-value	Adjusted R-Squared	Predicted R-Squared	
	Linear	0.0007	< 0.0001	0.5777	0.4590
	2FI	0.9829	< 0.0001	0.4867	0.1135
<u>Quadratic</u>	<u>0.0030</u>	<u>0.0005</u>	<u>0.8245</u>	<u>0.3095</u>	<u>Suggested</u>
Cubic	0.0039	0.0097	0.9701	-0.6017	Aliased

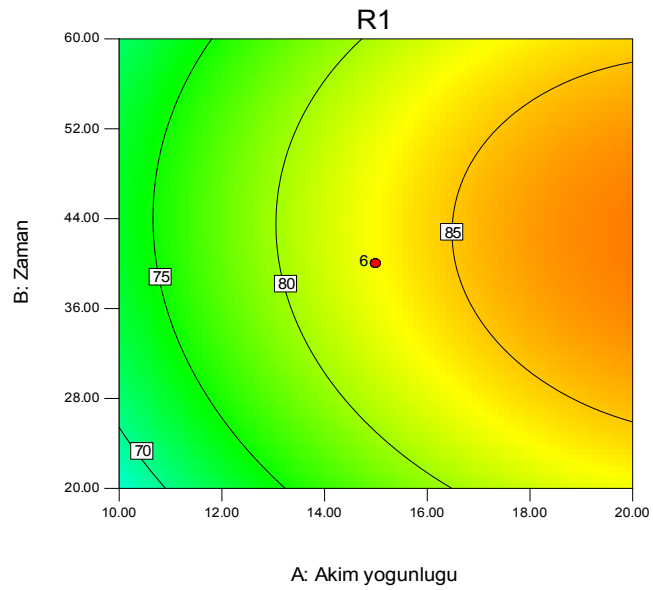
Çizelge 10.25. KOİ giderimi için ikinci derece polinom fonksiyonuna (Quadratic Model) ait Parametreler ve istatistiksel veriler

ANOVA for Response Surface Quadratic Model						
Analysis of variance table [Partial sum of squares - Type III]						
Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F Value	p-value	Prob > F
Model	1055.77	9	117.31	10.92	0.0004	
significant						
<i>A-Akim yoğunluğu</i>	689.07	1	689.07	64.15	< 0.0001	
<i>B-Zaman</i>	19.17	1	19.17	1.78	0.2112	
<i>C-Karıştırma hızı</i>	41.32	1	41.32	3.85	0.0783	
<i>AB1.55</i>	1	1.55	0.14	0.7124		
<i>AC1.19</i>	1	1.19	0.11	0.7463		
<i>BC2.33</i>	1	2.33	0.22	0.6515		
<i>A²106.66</i>	1	106.66	9.93	0.0103		
<i>B²215.70</i>	1	215.70	20.08	0.0012		
<i>C²21.96</i>	1	21.96	2.04	0.1833		
Residual	107.42	10	10.74			
<i>Lack of Fit</i>	104.87	5	20.97	41.14	0.0005	
significant						
<i>Pure Error</i>	2.55	5	0.51			
Cor Total	1163.18	19				
Std. Dev.		3.28		R-Squared	0.9077	
Mean		77.72		Adj R-Squared	0.8245	
C.V. %		4.22		Pred R-Squared	0.3095	
PRESS		803.18		Adeq Precision	10.310	

Final Equation in Terms of Actual Factors: KOİ Giderim

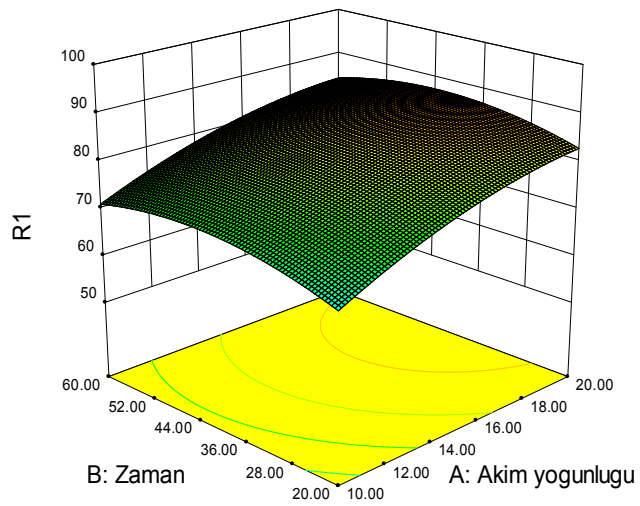
$$\begin{aligned}
 R1 &= \\
 &+4.52758 \\
 &+5.05376 \quad * \text{ Akim yoğunluğu} \\
 &+0.83147 \quad * \text{ Zaman} \\
 &+0.039944 \quad * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &-4.39545E-003 \quad * \text{ Akim yoğunluğu} * \text{ Zaman} \\
 &-3.85455E-004 \quad * \text{ Akim yoğunluğu} * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &+1.34886E-004 \quad * \text{ Zaman} * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &-0.10882 \quad * \text{ Akim yoğunluğu}^2 \\
 &-9.67190E-003 \quad * \text{ Zaman}^2 \\
 &-3.08602E-005 \quad * \text{ Karıştırma hızı}^2
 \end{aligned}$$

Design-Expert® Software
Factor Coding: Actual
R1
• Design Points
91.6
57.2962
X1 = A: Akım yoğunluğu
X2 = B: Zaman
Actual Factor
C: Karıştırma hızı = 500.00



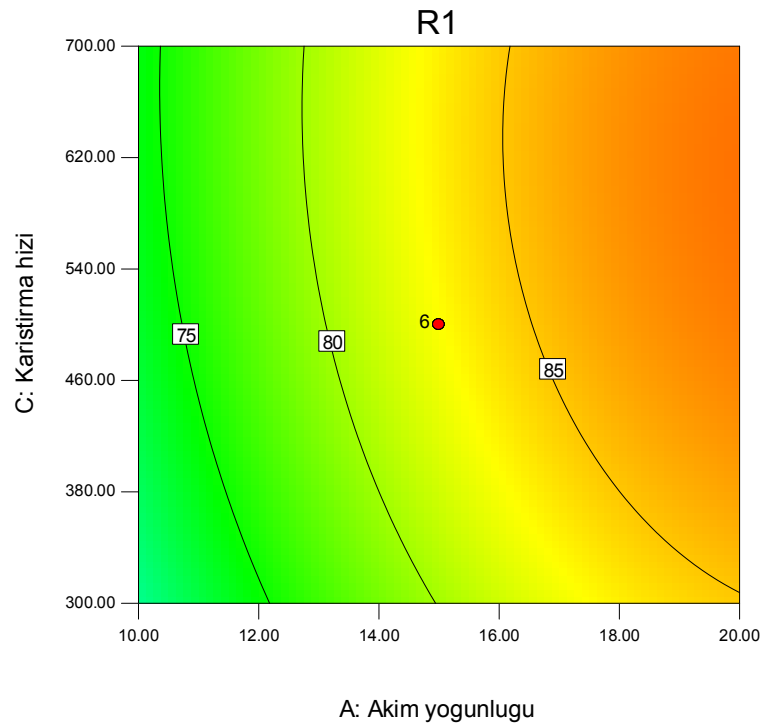
Şekil 10.32. Zaman-akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği

Design-Expert® Software
Factor Coding: Actual
R1
91.6
57.2962
X1 = A: Akım yoğunluğu
X2 = B: Zaman
Actual Factor
C: Karıştırma hızı = 516.22



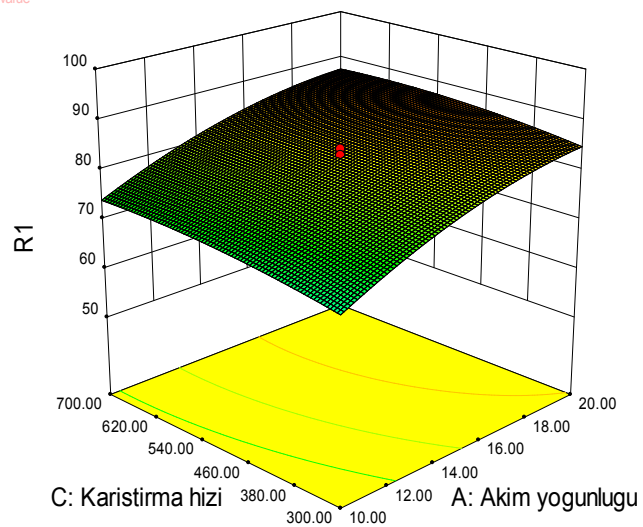
Şekil 10.33. Zaman- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi

Design-Expert® Software
 Factor Coding: Actual
 R1
 ● Design Points
 91.6
 57.2962
 X1 = A: Akim yoğunluğu
 X2 = C: Karıştırma hızı
 Actual Factor
 B: Zaman = 40.00



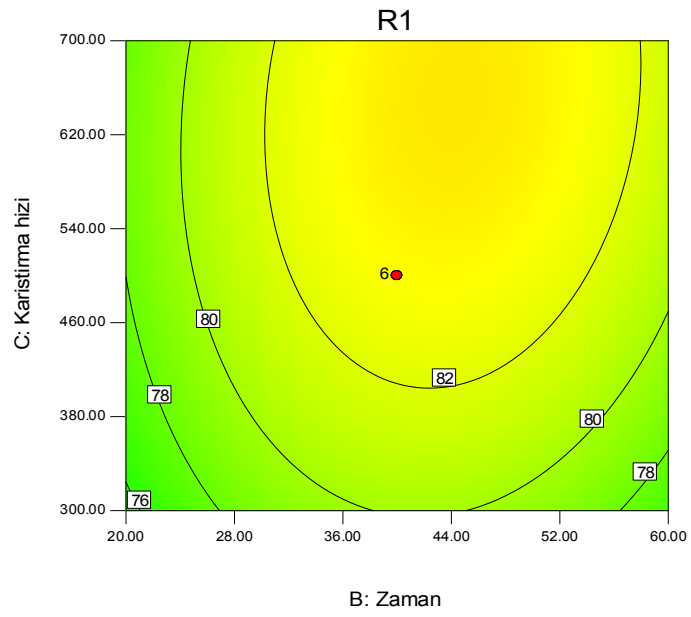
Şekil 10.34. Karıştırma hızı -akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği

Design-Expert® Software
 Factor Coding: Actual
 R1
 ● Design points above predicted value
 ○ Design points below predicted value
 91.6
 57.2962
 X1 = A: Akim yoğunluğu
 X2 = C: Karıştırma hızı
 Actual Factor
 B: Zaman = 40.00



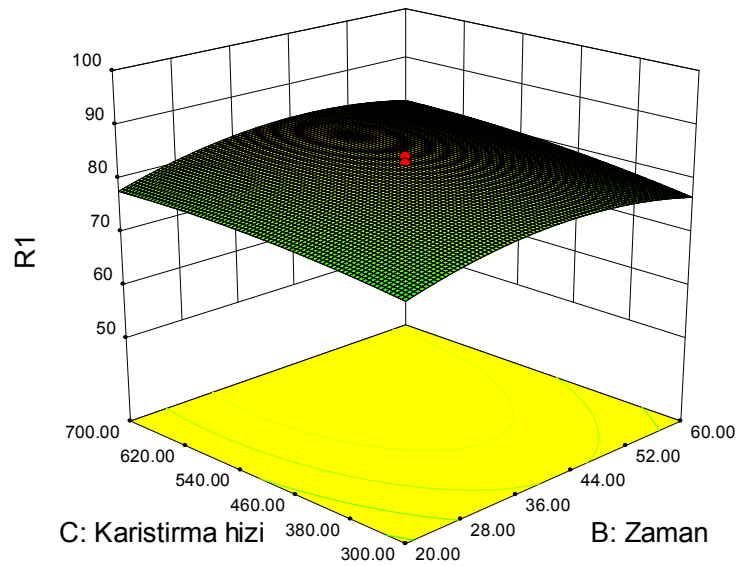
Şekil 10.35. Karıştırma hızı- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi

Design-Expert® Software
 Factor Coding: Actual
 R1
 ● Design Points
 91.6
 57.2962
 X1 = B: Zaman
 X2 = C: Karistirma hizi
 Actual Factor
 A: Akim yogunlugu = 15.00



Şekil 10.36. Karıştırma hızı - zaman parametrelerine ait kontur grafiği

Design-Expert® Software
 Factor Coding: Actual
 R1
 ● Design points above predicted value
 ● Design points below predicted value
 91.6
 57.2962
 X1 = B: Zaman
 X2 = C: Karistirma hizi
 Actual Factor
 A: Akim yogunlugu = 15.00



Şekil 10.37. Karıştırma hızı- zaman parametrelerine ait cevap yüzeyi

Çizelge 10.26. R2 (Enerji tüketimi) için Design Expert programı tarafından önerilen fonksiyonlara ait istatistiksel parametreler

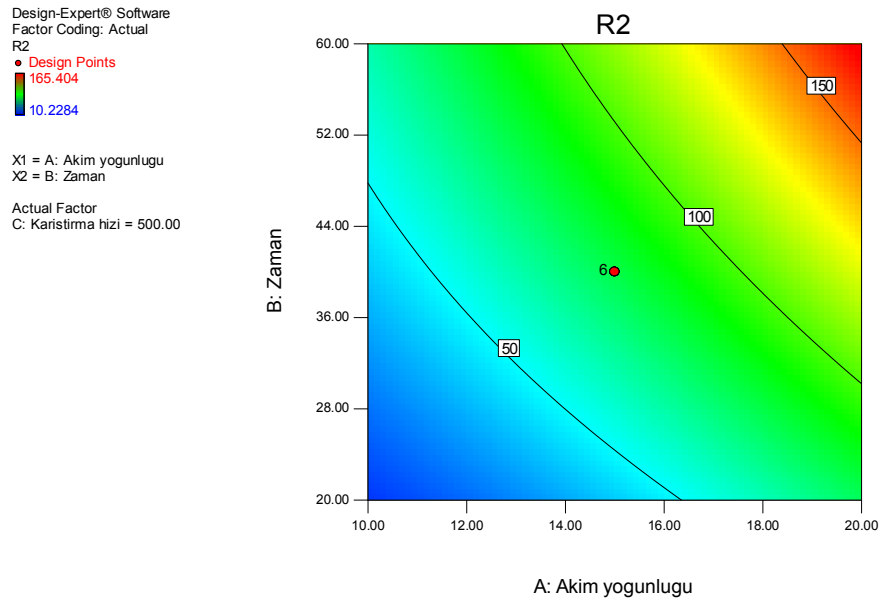
Summary (detailed tables shown below)						
Source	Sequential p-value	Lack of Fit p-value	Adjusted R-Squared	Predicted R-Squared		
Linear	< 0.0001	0.6099	0.8858	0.8471		<u>Suggested</u>
2FI	0.1487	0.7536	0.9054	0.8847		
Quadratic	0.1626	0.9500	0.9247	0.9011		
Cubic	0.8728	0.9158	0.8950	0.9344		Aliased

Çizelge 10.27. Enerji tüketimi için fonksiyona ait parametreler ve istatistiksel veriler

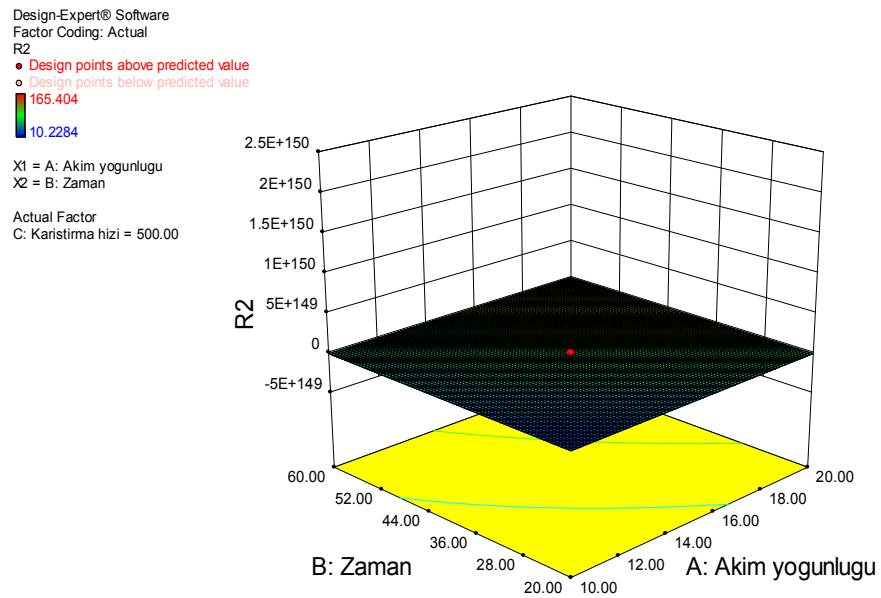
ANOVA for Response Surface Quadratic Model						
Analysis of variance table [Partial sum of squares - Type III]						
Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F Value	p-value Prob > F	
Model	41689.81	9	4632.20	26.92	< 0.0001	
significant						
<i>A-Akım yoğunluğu</i>	22859.18	1	22859.18	132.86	< 0.0001	
<i>B-Zaman</i>	16369.38	1	16369.38	95.14	< 0.0001	
<i>C-Karıştırma hızı</i>	5.68	1	5.68	0.033	0.8594	
<i>AB1313.60</i>	1	1	1313.60	7.63	0.0200	
<i>AC42.40</i>	1	1	42.40	0.25	0.6303	
<i>BC10.47</i>	1	1	10.47	0.061	0.8102	
<i>A²349.62</i>	1	1	349.62	2.03	0.1845	
<i>B²13.67</i>	1	1	13.67	0.079	0.7838	
<i>C²625.99</i>	1	1	625.99	3.64	0.0856	
Residual	1720.61	10	172.06			
<i>Lack of Fit</i>	284.42	5	56.88	0.20	0.9500	not
significant						
<i>Pure Error</i>	1436.19	5	287.24			
Cor Total	43410.42	19				
Std. Dev.		13.12			R-Squared	0.9604
Mean		75.84			Adj R-Squared	0.9247
C.V. %		17.30			Pred R-Squared	0.9011
PRESS		4293.69			Adeq Precision	16.537

Final Equation in Terms of Actual Factors:

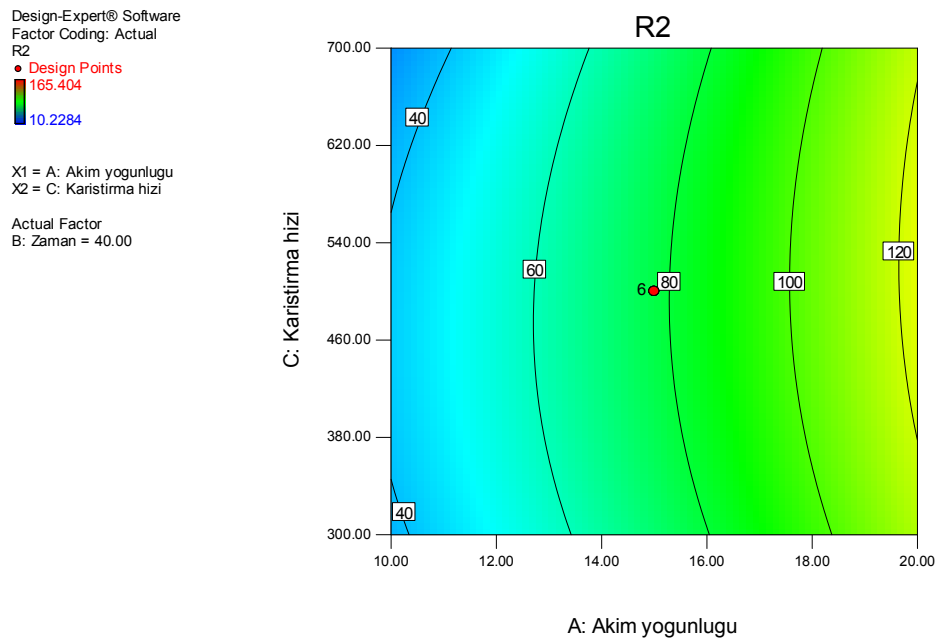
$$\begin{aligned}
 R2 &= \\
 &-25.05212 \\
 &-4.00478 \quad * \text{ Akım yoğunluğu} \\
 &+0.14674 \quad * \text{ Zaman} \\
 &+0.13845 \quad * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &+0.12814 \quad * \text{ Akım yoğunluğu} * \text{ Zaman} \\
 &+2.30219\text{E-}003 \quad * \text{ Akım yoğunluğu} * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &-2.85964\text{E-}004 \quad * \text{ Zaman} * \text{ Karıştırma hızı} \\
 &+0.19702 \quad * \text{ Akım yoğunluğu}^2 \\
 &-2.43520\text{E-}003 \quad * \text{ Zaman}^2 \\
 &-1.64767\text{E-}004 \quad * \text{ Karıştırma hızı}^2
 \end{aligned}$$



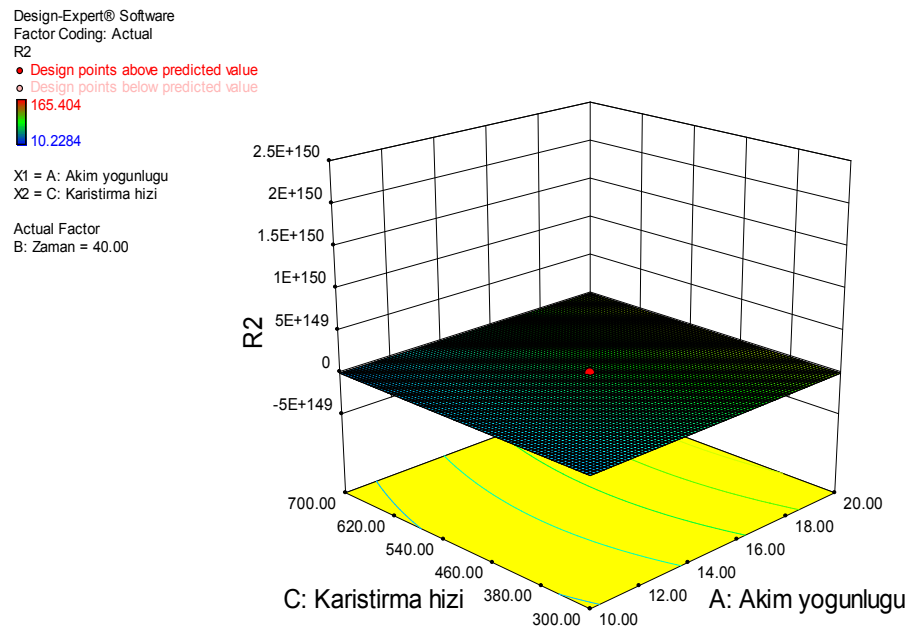
Şekil 10.38. Zaman-akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği



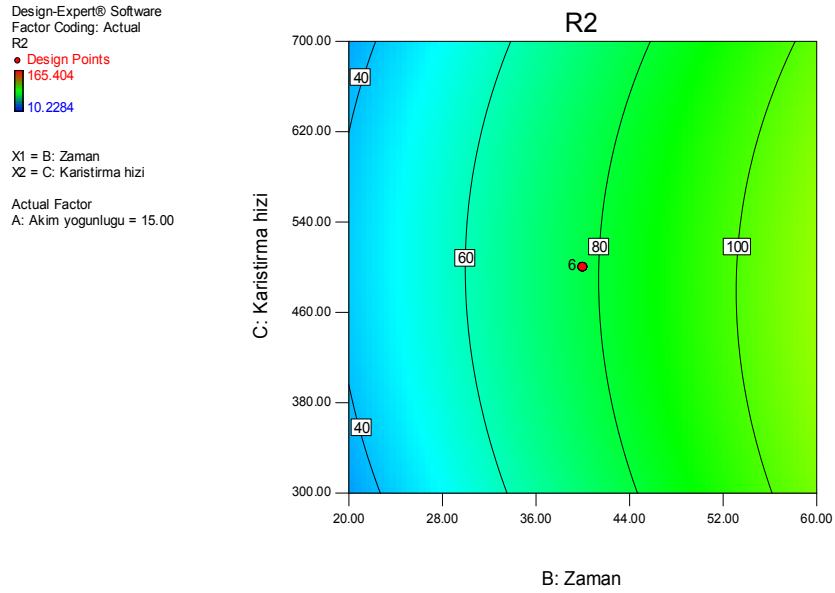
Şekil 10.39. Zaman- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi



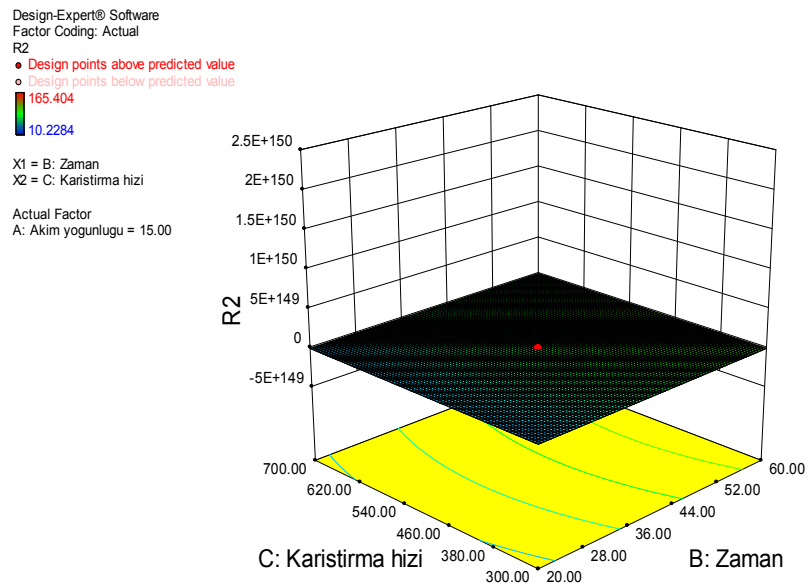
Şekil 10.40. Karıştırma hızı -akım yoğunluğu parametrelerine ait kontur grafiği



Şekil 10.41. Karıştırma hızı- akım yoğunluğu parametrelerine ait cevap yüzeyi



Şekil 10.42. Karıştırma hızı - zaman parametrelerine ait kontur grafiği



Şekil 10.43. Karıştırma hızı- zaman parametrelerine ait cevap yüzeyi

Çizelge 10.28. Deneysel tasarımı deney sonuçları

Deneysel No	Akım (A)	Zaman (dk)	Karıştırma Hızı (rpm)	KOİ Giderimi (%)	Enerji Tüketimi (W h/L)	Çamur mik. (g)	Çözünen Fe (g)
1	2.08	40.00	163.64	75,0	59.6	0.21	0.1
2	1.39	20.00	300.00	67,6	16.56	0.19	0.12
3	2.78	60.00	300.00	79,4	155.68	0.36	0.28
4	2.08	40.00	836.36	82,3	59.28	2.54	0.35
5	2.08	40.00	500.00	82,8	94,50	1.35	0.18
6	2.08	6.36	500.00	69,1	10.19	0.75	0.04
7	1.39	20.00	700.00	71,2	16.79	1.59	0.04
8	2.08	40.00	500.00	83,1	85,90	2.34	0.17
9	1.39	60.00	700.00	74,4	47.6	2.36	0.14
10	2.78	60.00	700.00	83,6	160.5	2.15	0.39
11	2.08	40.00	500.00	83,4	94,50	1.6	0.05
12	2.08	40.00	500.00	84,4	96.61	0.89	0.1
13	2.08	73.64	500.00	73,3	140.4	1.7	0.21
14	0.92	40.00	500.00	57,3	19.01	1.56	0.15
15	3.25	40.00	500.00	91,6	165.2	0.97	0.44
16	2.78	20.00	300.00	80,1	69.03	1.01	0.2
17	1.39	60.00	300.00	70,7	61.06	2.01	0.31
18	2.08	40.00	500.00	82,6	88.96	1.25	0.32
19	2.78	20.00	700.00	80,1	69.26	2.09	0.2
20	2.08	40.00	500.00	82,4	92.44	1.94	0.3

10.2.2.3 Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

Çizelge 10.29. 7,2 mA/cm² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	6,4	0	0
10	8,4	26,41	3,071
20	10,6	43,76	7,076
30	11,8	85,53	11,5
40	14,4	86.81	17,316

Çizelge 10.30. 10,8 mA/cm² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	8,9	0	0
10	16,3	39,65	7,875
20	20,8	84,52	18,562
30	22,9	88,11	29,812

Çizelge 10.31. 14,4 mA/cm² akım yoğunluğunda yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	18,7	0	0
10	20,6	53,76	16,309
20	24,3	87,82	35,797
30	25,6	88,53	55,375

Çizelge 10.32. 10,8 mA/cm² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1g polielektrolit katılarak yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	8,4	0	0
10	10,3	43,45	5,82
20	13,2	85,32	13,486
30	13,8	87,95	20,812

Çizelge 10.33. 10,8 mA/cm² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1ml H₂O₂ katılarak yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	9,8	0	0
10	18,7	47,14	8,87
20	19,4	86,47	18,231
30	20,1	88,62	28,031

Çizelge 10.34. 10,8 mA/cm² sabit akım yoğunluğunda atıksuya 1g Aquadex katılarak yapılan deney sonuçları

Süre(dk)	Gerilim (V)	KOİ giderimi (%)	Enerji Tüketimi (Wh/L)
0	7,2	0	0
10	8,1	44,78	4,762
20	9,3	85,92	10,302
30	10,8	86,38	16,875

Çizelge 10.35. Deneyler sonunda elde edilen enerji tüketimi, KOİ giderim, Çamur miktarı ve aşınma miktarı verileri

Deney no	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Süre (dk)	Enerji tüketimi (Wh/L)	KOİ giderim yüzdesi (%)	Çamur miktarı (gr)	Aşınma miktarı (g)
1	7,2	40	17,18	86,81	7,93	0,3
2	10,8	30	32,30	88,11	10,36	0,49
3	14,4	30	55,75	88,53	19,34	0,59
4	10,8	30	20,75	87,95	5,66	0,43
5	10,8	30	31,03	88,62	5,62	0,72
6	10,8	30	16,59	86,38	8,35	0,39

10.3 Adsorpsiyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları

Bu bölümde adsorpsiyon yöntemi kullanılarak yapılan deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlara yer verilmiştir.

Deneysel çalışmalarda kullanılan granül aktif karbonun azot adsorpsiyonu yöntemi (Autosorb 1 C, Quantachrome) ile belirlenen yüzey fiziksel özellikleri Çizelge 10.36' da verilmiştir.

Çizelge 10.36. Aktif karbonun fiziksel özellikleri

S_{BET}	V_{Micro}	V_{Total}	D_p
m^2/g	cm^3/g	cm^3/g	A°
928	0,318	0,5023	21,65

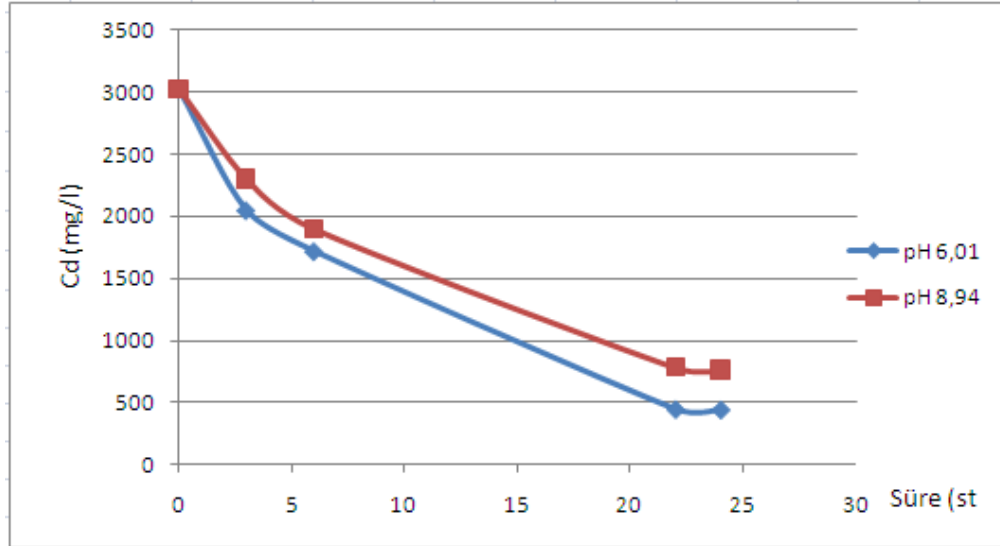
S_{BET} : BET izotermine göre hesaplanan yüzey alanı
 V_{Micro} : Mikro gözenek hacmi
 V_{Total} : Toplam gözenek hacmi
 D_p : Ortama gözenek çapı

10.3.1 Kinetik çalışmalardan elde edilen deney sonuçları

Çizelge 10.37 ve Şekil 10.44'te granül aktif karbon için farklı pH değerlerinde yürütülen kinetik çalışmalardan elde edilen deney sonuçları verilmiştir.

Çizelge 10.37. Adsorpsiyon Deney Sonuçları

Zaman (st)	KOİ derişimi (g/L)	
	pH= 6,01	pH=8,94
0	3,026	3,026
3	2,050	2,300
6	1,720	1,896
22	0,450	0,784
24	0,446	0,762



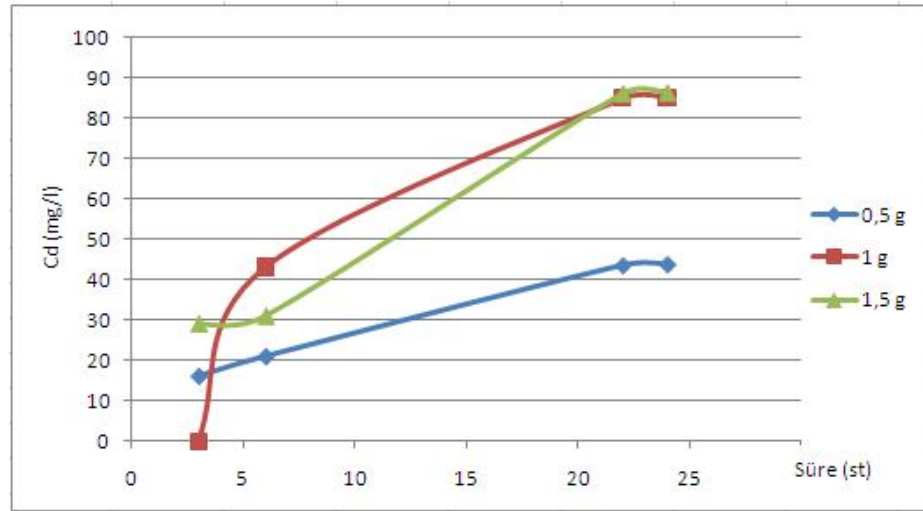
Şekil 10.44 Granül aktif karbon için farklı pH değerlerinde zamanla denge derişiminin değişimi ($C_0=3026\text{mg/L}$; $V=250\text{ mL}$; $m_{\text{granül}}=1\text{ g/50 mL}$; $T=25\text{ }^\circ\text{C}$)

10.3.1.1. Adsorban miktarının etkisi

Çizelge 10.38 ve Şekil 10.45'te granül aktif karbon için farklı adsorban miktarlarında yürütölen kinetik çalışmalardan elde edilen deney sonuçları verilmiştir.

Çizelge 10.38. Adsorpsiyon Deney Sonuçları

Zaman (st)	KOİ giderimi (%)		
	0,5 g	1 g	1,5 g
3	16,1	32,25	29,05
6	21	43,16	31
22	43,5	85,13	86
24	43,75	85,26	86,2



Şekil 10.45. Farklı adsorban miktarlarında zamana karşı KOİ giderim yüzdesi

10.3.2 Kimyasal koagülasyon/adsorpsiyon deneyleri

Çizelge 10.39’da optimum pH ve koagülan dozlarında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinin ardından atıksuya adsorban olarak 1 g aktif karbon ilavesi ile yürütülen adsorpsiyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları verilmiştir.

Çizelge 10.39. Farklı koagülan türlerinde koagülasyon ve koagülasyon/adsorpsiyon deneyleri

Prosesler	Koagülan türleri			
	FeCl ₃ .6H ₂ O	AlCl ₃ .7H ₂ O	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	Nişasta
Koagülasyon prosesi sonucu giderim (%)	63,00	66,18	78,55	63,64
Koagülasyon/adsorpsiyon prosesi (2 h) sonucu giderim (%)	70,50	73,50	86,00	71,00
Koagülasyon/adsorpsiyon prosesi (24 h) sonucu giderim (%)	91,19	92,33	95,90	91,43

BÖLÜM 11

SONUÇ VE TARTIŞMA

11.1 Koagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları

11.1.1. Kaogülan türü ve derişimin giderim üzerine etkisi

Klasik koagülan kullanımının KOİ giderimine etkisinin incelendiği çalışmalarda, koagülan türü ve derişimin giderim üzerindeki etkisinin görülmesi için, atıksuda pH ayarlaması yapılmaksızın, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ve nişasta kullanılmıştır.

FeCl_3 ile yapılan çalışmalarda, koagülan dozu 12,5 - 300 mg/L şeklinde ayarlanmıştır. Optimum FeCl_3 dozunun 50 mg/L olarak belirlendiği çalışmalarda, kimyasal arıtım sürecinin sonunda KOİ 4203 mg/L mertebesinden 1883,8 mg/L'ye düşmüş, yaklaşık % 55,18 KOİ giderimi sağlanmıştır. Renk giderimi açısından verimli görülmüş olup, optimumun üzerindeki dozlarda önemli bulanıklık artışı gözlenmemiştir. FeCl_3 kullanılması durumunda atıksuyun pH'sı 8,24'ten 1,62 civarına düşmüştür.

$\text{AlCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile yapılan denemelerde dozlar 50 – 1000 mg/L arasında uygulanmıştır. Optimum doz 400 mg/L olarak belirlenmiştir (% 11,82 KOİ giderimi, pH 6). Renk parametresi açısından verimli görülmüştür.

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile yapılan çalışmalarda, koagülan dozu 50 - 1000 mg/L şeklinde ayarlanmıştır. Optimum $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ dozunun 400 mg/L olarak belirlendiği çalışmalarda, kimyasal arıtım sürecinin sonunda KOİ 4203 mg/L mertebesinden 2521,8 mg/L'ye düşmüş, yaklaşık % 40 KOİ giderimi sağlanmıştır. Renk giderimi

açısından verimli görülmüş olup, optimumun üzerindeki dozlarda önemli bulanıklık artışı gözlenmemiştir. Uygulanan tüm dozlar için önemli pH değişimi belirlenmemiştir.

Klasik koagülanlara alternatif olarak kullanılan nişasta ile % 60'ın üzerinde KOİ giderimi sağlanmıştır. Nişastanın kullanıldığı deneylerde koagülan dozu 100 - 1500 mg/L arasında uygulanmıştır. Optimum doz 1200 mg/L olarak belirlenmiş, bu durumda KOİ 4203 mg/L seviyesinden 1528,2 mg/L'ye inmiştir (% 63,64 KOİ giderimi).

11.1.2. pH değerinin giderim üzerine etkisi

Optimum pH değerini belirlemek için, koagülan türü ve derişimin etkisini görmek için uygulanan deneysel prosedür, atıksuyun kendi pH değeri olan 8,28'de ve atıksu pH değeri 6 ve 10'a ayarlanarak elde edilen koşullarda tekrar edilmiştir.

$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile yapılan çalışmalarda, en yüksek KOİ gideriminin % 63 ile optimum koagülan dozajı olan 50 mg/l derişimde ve pH 6'da gerçekleştiği görüşmüştür. pH 10'da KOİ giderimi % 48 olarak gerçekleşmiştir.

$AlCl_3 \cdot 7H_2O$ ile yapılan çalışmalarda da $FeCl_3$ 'den elde edilene yakın giderim sağlanmıştır. En yüksek KOİ gideriminin % 66,18 ile optimum koagülan dozajı olan 400 mg/l derişimde ve pH 6'da gerçekleştiği görüşmüştür. Bununla birlikte pH 10'da sadece % 4,5 oranında KOİ giderimi sağlanabilmiştir.

$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ile yapılan çalışmalarda en yüksek KOİ gideriminin % 78,55 ile optimum koagülan dozajı olan 400 mg/l derişimde ve pH 6'da gerçekleştiği görüşmüştür. pH 10'da KOİ gideriminin % 38,5'te kaldığı görüşmüştür.

Koagülan olarak nişastanın kullanıldığı çalışmalarda ise, diğer koagülanlara benzer şekilde en yüksek KOİ giderimi pH 6'da elde edilmiştir (% 66,18). Optimum koagülan dozajı olan 1200 mg/l derişimde yapılan çalışmada, pH 10'da giderim% 49 olarak tespit edilmiştir.

Atıksuyun kendi pH değeri olan 8,28'de yapılan deneylerde, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ kullanılarak yapılan deney sonunda pH değerinin ciddi bir düşüş göstererek 1,61-1,62'e geldiği tespit edilmiştir. $AlCl_3 \cdot 7H_2O$ ve $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ile yapılan çalışmalarda, deney sonunda pH değerlerinin az bir düşüşle sırasıyla 7,12 ve 7,55 olduğu tespit

edilmiştir. Nişasta ile yapılan çalışmalarda ise deney sonunda atıksuyun pH değerinde önemli bir değişme görülmemiştir.

11.1.3. Yardımcı koagülan kullanımının giderim üzerine etkisi

Yardımcı koagülanın KOİ giderim verimine olan etkisini incelemek için yapılan çalışmalarda, KOİ giderimi bakımından en etkili koagülan olarak tespit edilen $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'ın optimum derişim ve pH değerinde (derişim:400 mg/L, pH:6), yavaş karıştırma işlemi (flokülasyon) sırasında atıksuya 5-25 mg aralıklarında değişen değerlerde Aquadex ilave edilmiştir. Optimum KOİ gideriminin 20 mg Aquadex ilavesi sonucu elde edildiği görülmüş (% 82,5), ardından optimum derişim ve pH değerinde tüm koagülanlara 20 mg Aquadex ilave edilerek deneyler yürütülmüştür. Uygulamaların tümünde, kullanılan flokülantın giderim üzerine % 3,20-4 arasında yükseltici yönde katkısı olduğu görülmüştür. Ayrıca etkin bir yumaklaşma sağlayarak, deneyler sırasında oluşan atık çamurların, arıtılmış sudan net bir şekilde ayrılmasını sağlamıştır. Diğer taraftan çamur ağırlıklarında ise ortalama olarak % 3,5 oranında bir azalma tespit edilmiştir.

11.1.4. Çamur oluşumu

Koagülasyon/flokülasyon proseslerinde üretilen çamurun miktarı ve karakteristiği, kullanılan koagülana ve işletme şartlarına bağlı olarak değişmektedir (Tatsi vd., 2003). Kimyasal koagülasyon prosesinde en yüksek çamur oluşumunun, optimum KOİ giderim değerlerinin elde edildiği koşullarda oluştuğu tespit edilmiştir. Ayrıca koagülan miktarlarının artmasıyla birlikte çamur miktarlarının da arttığı görülmüştür.

Diğer taraftan, koagülan ve polielektrolitin birlikte kullanımı, sadece koagülan kullanılan durumla karşılaştırıldığında alum için %45, demir (III) klorür için %32 ve demir (II) sülfat için %23 daha düşük çamur oluşumuyla sonuçlanmıştır. Bu sonuç, önceki çalışmalarla uyumludur ((Tatsi vd., 2003; Amuda ve Alade, 2006; Aguilar vd., 2002).

11.2. Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Deney Sonuçları

11.2.1. Bipolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları

11.2.1.1. Gerilimin etkisi

Paslanmaz Çelik Elektrot Kullanılarak Yapılan Elektrokoagülasyon Deneyleri

Şekil 10.14 incelendiğinde ilk birkaç dakika içerisinde her üç gerilim değerin için % KOİ gideriminin çok farklılık göstermediği fakat 15 dakikadan itibaren bu farklılığın daha yüksek değerlere ulaştığı görülmüştür. İlk 10 dakika içinde görülen bu davranışın nedeni biyolojik olarak parçalanabilen kirleticilerin tümünün çok kısa sürede çok düşük potansiyel farkı altında bile parçalanarak KOİ giderimi sağlamasıdır. Biyolojik olarak parçalanamayan kirleticilerin giderimi için sistemden daha yüksek akım geçirilmesi gerekmektedir. Daha yüksek akım ise ancak daha yüksek potansiyel fark uygulanarak elde edilebilir. Bu nedenle ilk 10 dakikadan sonra potansiyel fark arttıkça % KOİ gideriminde de artış gözlenmiştir. Diğer taraftan 20 V ve 30 V gerilim değerlerinde giderim verimleri birbirine son derece yakın bulunmuştur. Atık suya 1 saat boyunca uygulanan elektrokoagülasyon sonucunda elde edilen % KOİ giderimi 10 V altında % 84,28; 20 V altında % 87,14 ve 30 V altında % 87,58 olarak tespit edilmiştir. Şekil 10.14' te KOİ giderimi ilk hızının 10 V, 20 V ve 30 V potansiyel farkı için karşılaştırılması verilmiştir. Bu şekilden de görüldüğü gibi potansiyel fark arttıkça geçen akımın artmasıyla KOİ giderim değeri de artmaktadır. Gerilim arttığında akım şiddeti ve enerji tüketiminin artması ise beklenen bir sonuçtur.

Alüminyum Elektrot Kullanılarak Yapılan Elektrokoagülasyon Deneyleri

Şekil 10.17 incelendiğinde ilk 10 dakika içerisinde her üç gerilim değerin için % KOİ gideriminin hemen hemen aynı olduğu, 10 dakikadan sonra bu farklılığın daha yüksek değerlere ulaştığı görülmüştür. İlk 10 dakika içinde görülen bu davranışın nedenini de, paslanmaz çelik elektrot kullanılarak yapılan çalışmadaki açıklamaya bağlamak mümkündür. Biyolojik olarak parçalanabilen kirleticilerin tümünün çok kısa sürede çok düşük potansiyel farkı altında bile parçalanarak KOİ giderimi sağlamasıdır. Biyolojik olarak parçalanamayan kirleticilerin giderimi için sistemden daha yüksek akım geçirilmesi gerekmektedir. Daha yüksek akım ise ancak daha yüksek potansiyel fark uygulanarak elde edilebilir. Bu nedenle ilk 10 dakikadan sonra potansiyel fark arttıkça KOİ gideriminde de artış gözlenmiştir. Atık suya 1 saat boyunca uygulanan elektrokoagülasyon sonucunda elde edilen % KOİ giderimi 10 V altında % 81,72; 20 V altında % 85,25 ve 30 V altında % 90,16 olarak tespit edilmiştir. Şekil 10.17’de KOİ gideriminin 10 V, 20 V ve 30 V potansiyel farkı için karşılaştırılması verilmiştir. Bu şekilden de görüldüğü gibi potansiyel fark arttıkça geçen akımın artmasıyla KOİ giderim değeri de artmaktadır. Gerilim arttığında akım şiddeti ve enerji tüketiminin artması ise yine beklenen bir sonuçtur.

11.2.1.2. Destek elektrolit miktarının etkisi

Elektrokoagülasyon sırasında reaksiyon hızını etkileyen faktörlerden en önemlisi sistemden geçen akımdır. Sistemden geçen akımı artırmak için çözeltinin iletkenliği artırılmalıdır bunun içinde ortama yardımcı kimyasal eklenir. Elektrolit derişiminin sistem üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla 0,5; 1,00 ve 1,5 g. NaCl varlığında yapılan deneylerde, % KOİ gideriminin zamanla değişimi incelenmiştir (Şekil 10.20).

Sisteme elektrolit eklenmesiyle çözeltinin iletkenliği artmış bu da sistemden geçen akımı ve dolayısıyla da reaksiyon hızını artırmıştır. Ayrıca sisteme elektrolit olarak NaCl eklendiğinde anotta açığa çıkan Cl_2 gazı çok iyi bir oksitleyici olan $HOCl$ nin oluşmasını sağlayarak elektrooksidasyon hızının artmasına yol açmıştır. Bu nedenle sisteme eklenen elektrolit miktarı arttıkça %KOİ giderimi artmaktadır. Atıksuda 0,5;

1,00 ve 1,5 g NaCl varlığında % KOİ giderimleri ilk yarım saat sonunda sırasıyla % 81,57; % 86,37; % 86,44 olarak tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 10.15- 10.17). Tuz miktarının artmasıyla sistemden geçen akım artmakta bu da KOİ giderimini artırmaktadır.

Diğer taraftan, atıksu içerisinde bulunan mineraller ve organik asitler sisteme belirli ölçüde iletkenlik vermekte, reaksiyonların oluşması ve elektrolizin gerçekleşmesi için gereken ortamı yaratmaktadır. Bu nedenle tuz ilave edilmeksizin yapılan deneylerde elde edilen % giderim değerine kıyasla çok düşük değildir. Paslanmaz çelik elektrotlar kullanılarak, atıksuya NaCl ilave edilmeksizin ve 0,5 g NaCl edilerek yapılan deneylerde, % KOİ giderimi 1 saat sonunda sırasıyla % 86,07 ve % 87,58'dir (Çizelge 10.20-10.11).

11.2.1.3. NaCl ilave edilmeksizin yapılan elektrokoagülasyon deneyleri

Atıksuyun iletkenliğinin yüksek olması ve klorür içermesi nedeniyle NaCl ilave edilmeden farklı gerilim değerlerinde deneyler gerçekleştirilmiştir.

Atık suya 1 saat boyunca uygulanan elektrokoagülasyon sonucunda elde edilen % KOİ giderimi 10 V altında % 62,72; 20 V altında % 85,64 ve 30 V altında % 86,07 olarak tespit edilmiştir. Şekil 10.23' te KOİ gideriminin 10 V, 20 V ve 30 V potansiyel farkı için karşılaştırılması verilmiştir. Bu şekilden de görüldüğü gibi potansiyel fark arttıkça geçen akımın artmasıyla KOİ giderim değeri de artmaktadır. 20 V ve 30 V gerilim değerlerindeki giderim yüzdelerinin ise birbirine son derece yakın sonuç verdiği görülmektedir. Gerilim arttığında akım şiddetinin artması ise yine beklenen bir sonuçtur.

11.2.1.4. Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisi

Elektrot türünün giderim verimi üzerindeki etkisini inceleme amacıyla, 10 V gerilim değerinde 0,5 g NaCl varlığında alüminyum ve paslanmaz çelik elektrotlar kullanılarak yapılan deneysel çalışmaların sonuçları Çizelge 10.21'de verilmiştir.

Şekil 10.26' da alüminyum ve paslanmaz çelik elektrotlar için, 0,5 g NaCl varlığında ve 10 V gerilim altında KOİ değerlerinin zamanla değişimi gösterilmektedir. Bu şekilden de görüldüğü gibi paslanmaz çelik elektrot kullanıldığında ilk 15 dakika sonunda daha düşük KOİ değerleri elde edilmiştir. Reaksiyon başlangıcında ve sonundaki toplam KOİ giderimi Çizelge 10.21'de görülmektedir. 15. dakikaya kadar olan KOİ giderimleri göz önüne alındığında alüminyum elektrot, paslanmaz çelik elektrottan % 79,43 değeri ile daha iyi KOİ giderim verimi sağlamıştır. İlk bir saatin sonundaki veriler incelendiğinde ise, az bir farkla paslanmaz çelik elektrotla yapılan deneylerin daha başarılı sonuç verdiği görülmektedir (Şekil 10.26). Çizelge 10.10-10.11-10.13-10.14 incelendiğinde ise, farklı gerilim değerleri altında (20 V ve 30 V), her iki elektrotla yapılan çalışmalarda ilk 1 saat sonundaki KOİ giderim yüzdelerinin çok yakın sonuçlar olduğu görülmektedir. Deney sırasında yapılan gözlemlerde ise, alüminyum elektrot kullanılarak yapılan çalışma sırasında atıksuyun üzerinde çok fazla köpürme olduğu ve deney sonunda elektrotların yüzeylerinde aşınma ve köşelerinde parçalanmaların olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca, ayırım gerçekleştikten sonra reaktörde kalan arıtılmış suyun gri tonunda bulanık bir görünüme sahip olduğu gözlenmiştir. Oysaki paslanmaz çelik elektrot kullanılarak yapılan çalışmalarda, reaktörde kalan arıtılmış su rengi son derece berraktır. Farklı gerilim değerleri altında, 1 saatin sonunda hesaplanan giderim değerlerinin de birbirine oldukça yakın bulunması sebebiyle, paslanmaz çelik elektrotun deneysel çalışmalar için daha uygun olduğu söylenebilir. Ayrıca paslanmaz çelik elektrot alüminyum elektrota göre daha ekonomiktir.

11.2.2. Monopolar bağlantı kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarından elde edilen deney sonuçları

11.2.2.1. Deney tasarımı

Design Expert programı tarafından belirlenen deneylerin yürütülmesinden sonra elde edilen bağımlı değişkenler (KOİ giderimi ve enerji tüketimi) ve bağımsız değişkenler (akım yoğunluğu, elektroliz süresi ve karıştırma hızı) arasında modelce ampirik bir ilişki kurulmuş ve ikinci derece polinom eşitlikleriyle ifade edilmiştir. Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlarla oluşturulan polinom eşitlikler aşağıda verilmiştir:

$$\text{KOİ Giderimi (\%)} = 4.52758 + 5.05376 * I_d + 0.83147 * t + 0.039944 * K - 4.39545 \cdot 10^{-3} * I_d * t - 3.85455 \cdot 10^{-4} * I_d * K + 1.34886 \cdot 10^{-4} * t * K - 0.10882 * I_d^2 - 9.67190 \cdot 10^{-3} * t^2 - 3.086 \cdot 10^{-5} * K^2$$

$$(10 \text{ mA/cm}^2 \leq I_d \leq 20 \text{ mA/cm}^2; 20 \text{ dk.} \leq t \leq 60 \text{ dk.}; 300 \text{ rpm} \leq K \leq 700 \text{ rpm})$$

$$\text{Enerji Tüketimi (Wh/L)} = -25.05212 - 4.00478 * I_d + 0.14674 * t + 0.13845 * K + 0.12814 * I_d * t + 2.30219 \cdot 10^{-3} * I_d * K - 2.85964 \cdot 10^{-3} * t * K + 0.19702 * I_d^2 - 2.43520 \cdot 10^{-3} * t^2 - 1.64767 \cdot 10^{-4} * K^2$$

$$(10 \text{ mA/cm}^2 \leq I_d \leq 20 \text{ mA/cm}^2; 20 \text{ dk.} \leq t \leq 60 \text{ dk.}; 300 \text{ rpm} \leq K \leq 700 \text{ rpm})$$

Modelce oluşturulan polinom eşitlikler sayesinde, tanımlı aralıktaki ($I_d = 10-20 \text{ mA/cm}^2$; $t = 2-60 \text{ dk.}$; $K = 300-700 \text{ rpm}$) deneysel koşullarda elde edilecek KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi değerleri model tarafından öngörülebilmektedir.

Regresyonun kapsamlı olarak anlamlılığı varyans analizi kullanılarak F-testiyle gerçekleştirilmektedir. Varyans analizinde, bir ya da daha fazla bağımsız değişkene ait

grupların, bir veya daha fazla bağımlı değişkene ilişkin ortalamaları karşılaştırılır ve ortalamalar arasındaki farkın belirli bir güven düzeyinde anlamlı (önemli) olup olmadığı test edilir. Varyans analizi için, kareler toplamlarına ek olarak, serbestlik derecesine ihtiyaç vardır. F (Fisher) değeri ise, istatistiksel olarak, faktörlerin (değişkenlerin) değişimleri ne kadar iyi tanımladığını göstermektedir. F değeri ne kadar büyükse, değişkenler (faktörler) değişimleri o kadar iyi açıklayabiliyor demektir. Çizelge 10.25 ve 10.27’de, oluşturulan modelin varyans analizi sonuçları verilmiştir.

Modelin F-Değerleri, KOİ giderimi ve enerji tüketimi için sırasıyla 10,92 ve 26,92 olarak bulunmuştur ve bu da yaklaşık % 0,04 ve % 0,01 ihtimalle modelin dışında sonuçlar elde edilebileceğini belirtmektedir. Burada, $P > F$ değerleri modelin anlamlılığını belirten değerlerdir. $P > F$ değerleri 0,05’ten küçük ise, modelin anlamlı olduğunu, gösterir. 0,1 değerinden büyük olması ise anlamsız olduğunu belirtmektedir. Bu durumda, çizelgede gösterilen değerler, kullanılan modelin KOİ giderimi ve enerji tüketimi için anlamlı olduğu göstermektedir.

Yeterli hassasiyet değerinin ise 4’ten büyük olması istenmektedir, çünkü yeterli hassasiyet değeri, modelin (2. dereceden polinom denklemlerle deneysel sonuçlar arasındaki) ilişkiyi tarif edebilmesi için uygundur. Bu modeldeki yeterli hassasiyet değerleri (CV%), bağımlı çıktılar için 4’ün üzerindedir.

İkinci dereceden eşitliğe uygunluk ise, R^2 ile ifade edilmektedir. R^2 değerleri, bağımlı (cevap) değişkenlerin değerlerinin değişimlerinin, deneysel faktörlerle ve etkileşimleriyle ne derecede açıklanabileceğini gösteren bir ölçümdür. R^2 değeri her zaman 0 ile 1 arasındadır ve ne kadar 1’e yaklaşırsa, modelin kestirimi o kadar iyidir. $R^2 = 1$ ise bağımlı değişkende meydana gelen değişmelerinin %100 ünün bağımsız değişken tarafından açıklandığını göstermektedir. Çizelge 10.25 ve 10.27’de, R^2 değerleri KOİ giderimi ve enerji tüketimi için sırasıyla, 0,9077 ve 0,9604 olarak bulunmuştur. Bu değerler bağımsız değişkenler tarafından modeldeki değişimlerin bu kadarının tanımlanabilir olduğu anlamına gelmektedir. Bu açıklamalardan anlaşılacağı üzere, uygulanan model, gerçeği oldukça iyi yansıtmaktadır.

Akım yoğunluğunun etkisi

Akım yoğunluğu hücreye uygulanan akım şiddetinin toplam etkin anot yüzey alanına bölünmesi ile elde edilmektedir. Akım yoğunluğunun artması anot ve katotta iyon üretimini arttırır. Faraday yasasına göre elektrolitik hücrede çözünen anot miktarı aşağıdaki eşitliğe göre verilir (Mollah et al., 2004):

$$C=I.t.M/ zFW \quad (10.1)$$

Burada I, akım şiddeti; t, zaman; M, anot metalinin molekül ağırlığı; z, kimyasal eşdeğerlik; F, Faraday sabitidir. Bu eşitliğe göre hücreden geçen akım arttıkça çözeltideki demir iyonlarının artacağı açıkça görülmektedir. Böylece hücredeki koagülan miktarı artar ve giderim veriminde bir ilerleme meydana gelir (Aoudj et al., 2010). Akımın artışı aynı zamanda kabarcık oluşum hızını artırırken kabarcık boyutunu azaltır. Bunlar da etkili bir giderim için oldukça yararlıdır (Ren at al., 2011). Ancak akım yoğunluğundaki artışın, aşırı oksijen oluşumu ve ısı üretimi gibi istenmeyen yan etkilerinin olması ve enerji tüketimini artırması nedeniyle belirli bir değerde sınırlandırılması gerekmektedir (Mollah et al., 2004).

İşlem Zamanının Etkisi

İşlem zamanı EC süresi için en önemli parametrelerden biridir. EC prosesi boyunca metal hidroksitler üretilir ve kirletici bileşenlerin koagülasyonunda kullanılır. EC prosesinde giderim verimi elektrotlarda üretilen metal ve hidroksil iyonlarının derişimine bağlıdır. Ancak işlem süresinin artması enerji tüketiminin de artmasına yol almaktadır.

Karıştırma hızının etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde karıştırma uygulanamamasının başlıca işlevi elektrotlarda oluşan koagülan maddelerin reaktördeki çözeltiye homojen dağılmasının sağlamaktır. Karıştırma uygulanmadığında reaktörde koagülan miktarı bakımından bölgesel farklılıklar olacağından etkili bir giderim yapılamamaktadır. Karıştırma uygulanması ayrıca sıcaklık ve pH gibi sistem değişkenlerinin homojenizasyonuna yardımcı olmaktadır. Bununla birlikte yüksek karıştırma hızları reaktörde oluşan flokları parçalamakta ve sudan uzaklaştırılması güç olan küçük floklar oluşturmaktadır (Bayar et al., 2011).

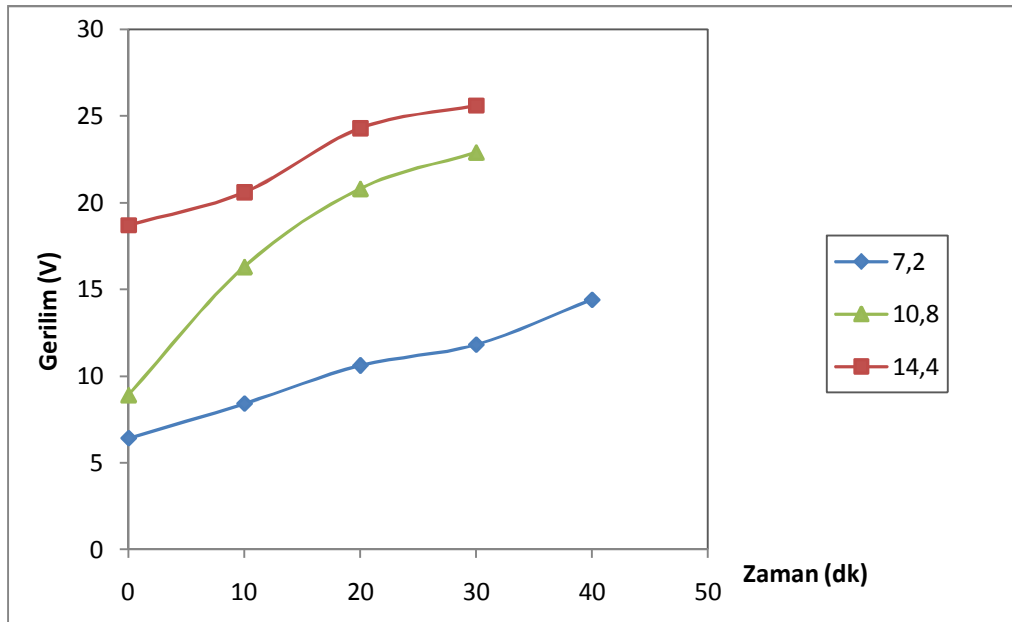
Çamur oluşumu

Sistemde arıtım metal hidroksitlerin oluşmasıyla başlamaktadır. Adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin sudaki değişik kirletici parametreleri adsorbe ederek çökelti yoluyla sudan uzaklaştırma prensibine dayanan bu arıtım metodunda, yüksek çamur oluşumlarının, KOİ giderimin yüksek olduğu koşullarda gerçekleştiği görülmektedir. Benzer şekilde, elektrokimyasal reaksiyon nedeniyle elektrotlarda aşınma meydana gelmesinden dolayı, aynı deneylerde metal elektrotların çözünme miktarlarının da diğer deneylere göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

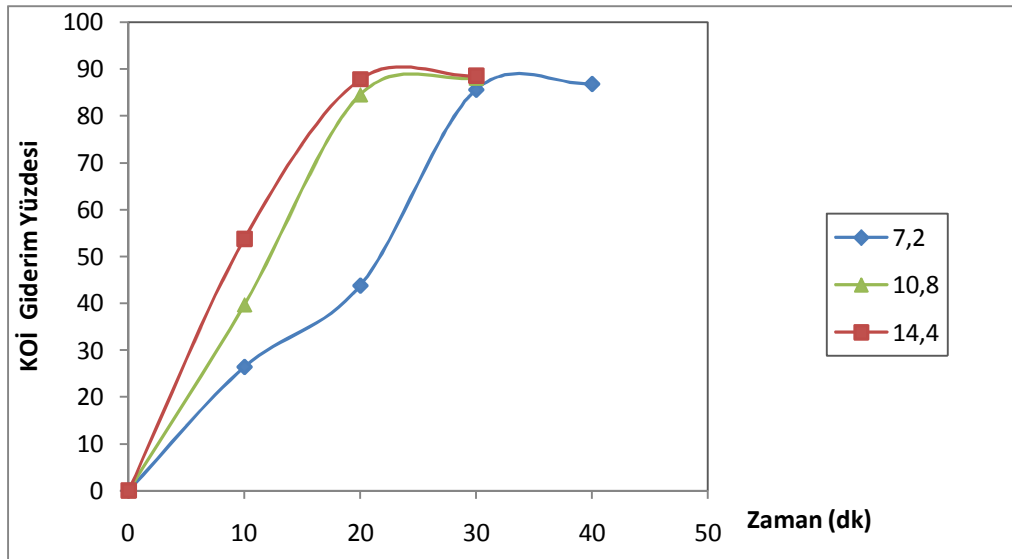
11.2.2.2. Atıksuyun alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

Akım Yoğunluğunun Etkisi

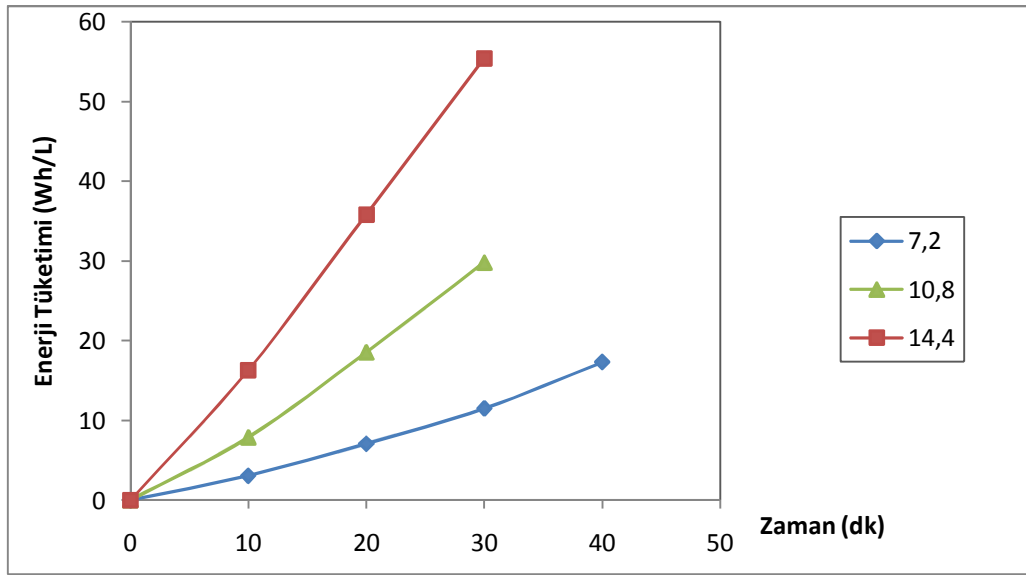
Akım yoğunluğunun gerilim, KOİ giderim ve enerji tüketimleri üzerindeki etkisini incelemek amacıyla Alüminyum elektrot kullanarak yapılan deneyler sırasıyla 7,2 mA/cm², 10,8 mA/cm² ve 14,4 mA/cm² değerleri altında yürütülmüştür.



Şekil 11.1. Uygulanan akım yoğunluğunun gerilim üzerindeki etkisi



Şekil 11.2. Uygulanan akım yoğunluğunun KOİ giderim yüzdesi üzerindeki etkisi



Şekil 11.3. Uygulanan akım yoğunluğunun enerji tüketimi üzerindeki etkisi

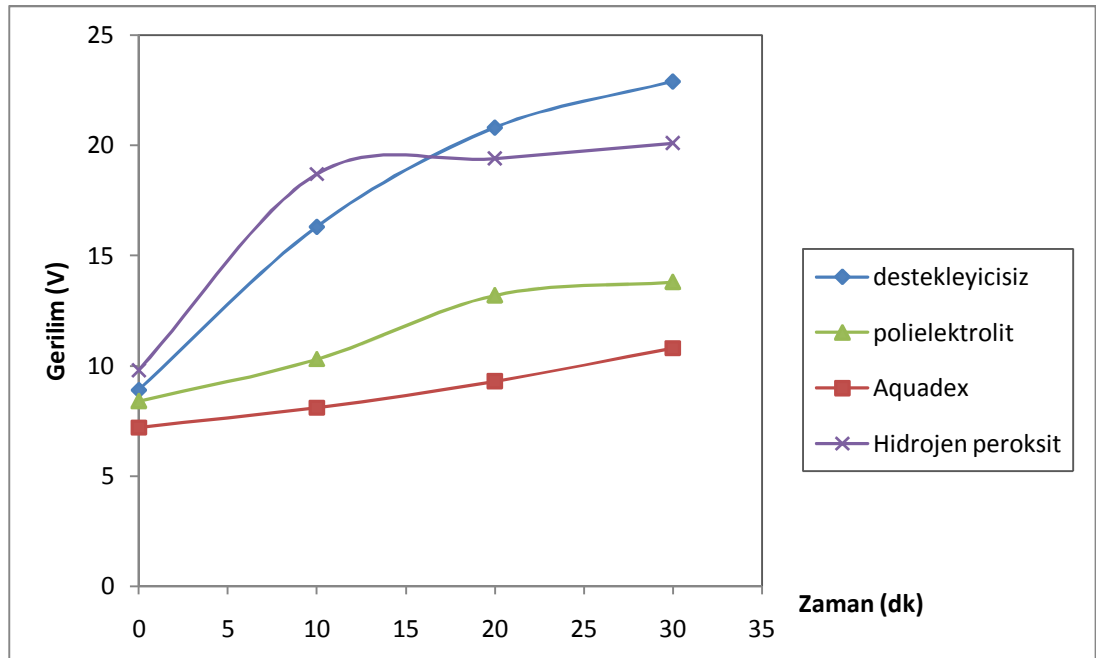
Şekil 11.1. incelendiğinde başlangıçta akıma karşı gösterilen direnç sabittir ve artan akım değerleriyle birlikte gerilimde artmıştır, beklendiği gibi yüksek akım yoğunluğu değerlerinde gerilimin daha fazla olduğu görülür. Ohm yasasına göre hücreye uygulanan akım arttıkça geriliminde artması beklenen bir sonuçtur. Akım şiddetindeki artış elektrot tepkimelerini ve böylece KOİ giderimini hızlandırmaktadır.

Şekil 11.2. incelendiğinde ilk 30 dakikalık periyotta hücreye verilen akımdaki değişikliğin KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi de belirgin bir şekilde ortaya çıktığı görülmüştür. Fakat 30. dakikaya ulaşıldığında, KOİ giderim verimleri üç farklı akım değeri için birbirlerine çok yakın değerler elde edilmiştir. Deneyler, atıksuyun rengi açılması gözlenen ana kadar sürdürülmüştür. Atıksuya bu süre boyunca uygulanan elektrokoagülasyon sonucunda 7,2 mA/cm² akım yoğunluğunda 38.dk' da renk açılması gözlenmiştir 30.dk sonunda % 85,53 ve 40.dk' nın sonunda ise % 86,81 KOİ giderimleri sağlanmıştır. 10,8 mA/cm² akım yoğunluğu ile yapılan deneyde 26.dk' da renk açılması gözlenmiştir ve 30.dk sonunda % 88,11 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Son olarak 14,4 mA/cm² akım yoğunluğunda yapılan deneylerde 19.dk' sonunda renk açılmıştır ve 30.dk sonunda %88,62 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır.

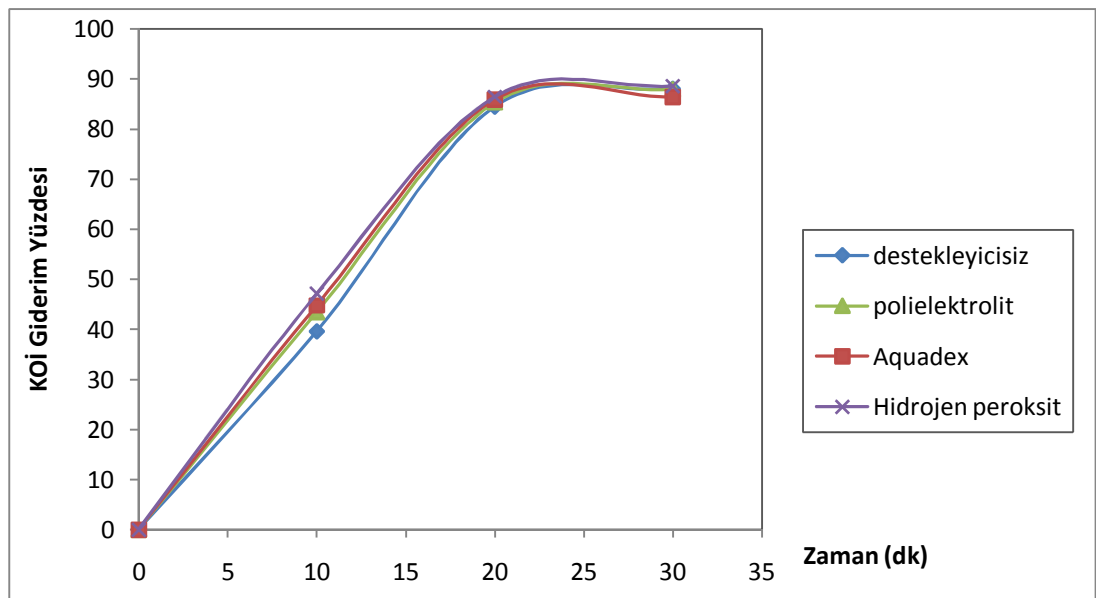
Şekil 11.3. incelendiğinde uygulanan akım arttıkça zamanla enerji tüketiminde hızlı bir artış görülmüştür. Atıksu arıtımında, özellikle elektrokoagülasyon proseslerinde en önemli problemlerden biri ekonomiktir. Bu sebeple enerjinin pahalı olduğu ülkelerde elektrokoagülasyon prosesi kullanıma uygun değildir. Giderim verimleri ve süreler dikkate alınırsa enerji tüketimi açısından $10,8 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğu değerinin diğerlerinden daha uygun olduğu söylenebilir. Bu sebeple birlikte $14,4 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğu değerinde çalışılan deneylerde elektrolit hücresinin aşırı ısındığı gözlenmiştir. Laboratuvar ölçeğinde çalışılması ve ısı kontrolünün yapılamaması nedeniyle KOİ giderim verimi üzerine destekleyicilerin etkisini incelemek amacıyla $10,8 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda çalışılmıştır.

Destekleyicilerin Etkisi

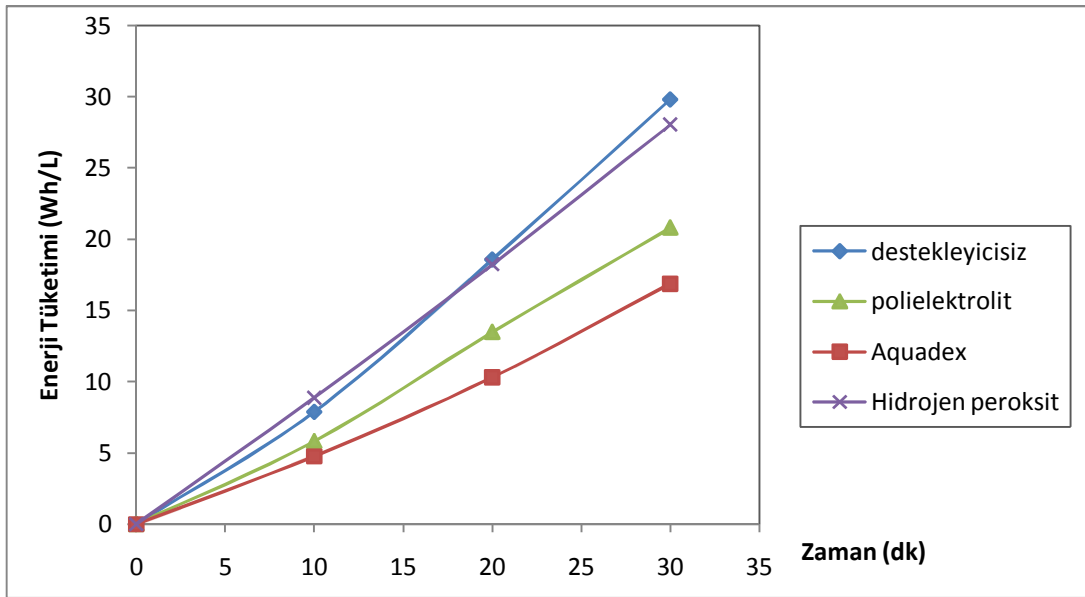
Destekleyicilerin gerilim, KOİ giderim ve enerji tüketimleri üzerindeki etkisini incelemek amacıyla Alüminyum elektrot kullanarak deneyler $10,8 \text{ mA/cm}^2$ sabit akım yoğunluğu altında yürütülmüştür. Bu amaçla destekleyici olarak polielektrolit, H_2O_2 peroksit ve ticari olarak kullanılan aquadex destekleyici maddeleri kullanılmıştır. Deneylere atıksuya 1 g polielektrolit, 1 ml H_2O_2 ve 1 g Aquadex ilavesiyle başlanmıştır.



Şekil 11.4. Destekleyicilerin gerilim değerleri üzerindeki etkisi



Şekil 11.5. Destekleyicilerin KOİ giderimi üzerindeki etkisi



Şekil 11.6. Destekleyicilerin enerji tüketimi üzerindeki etkisi

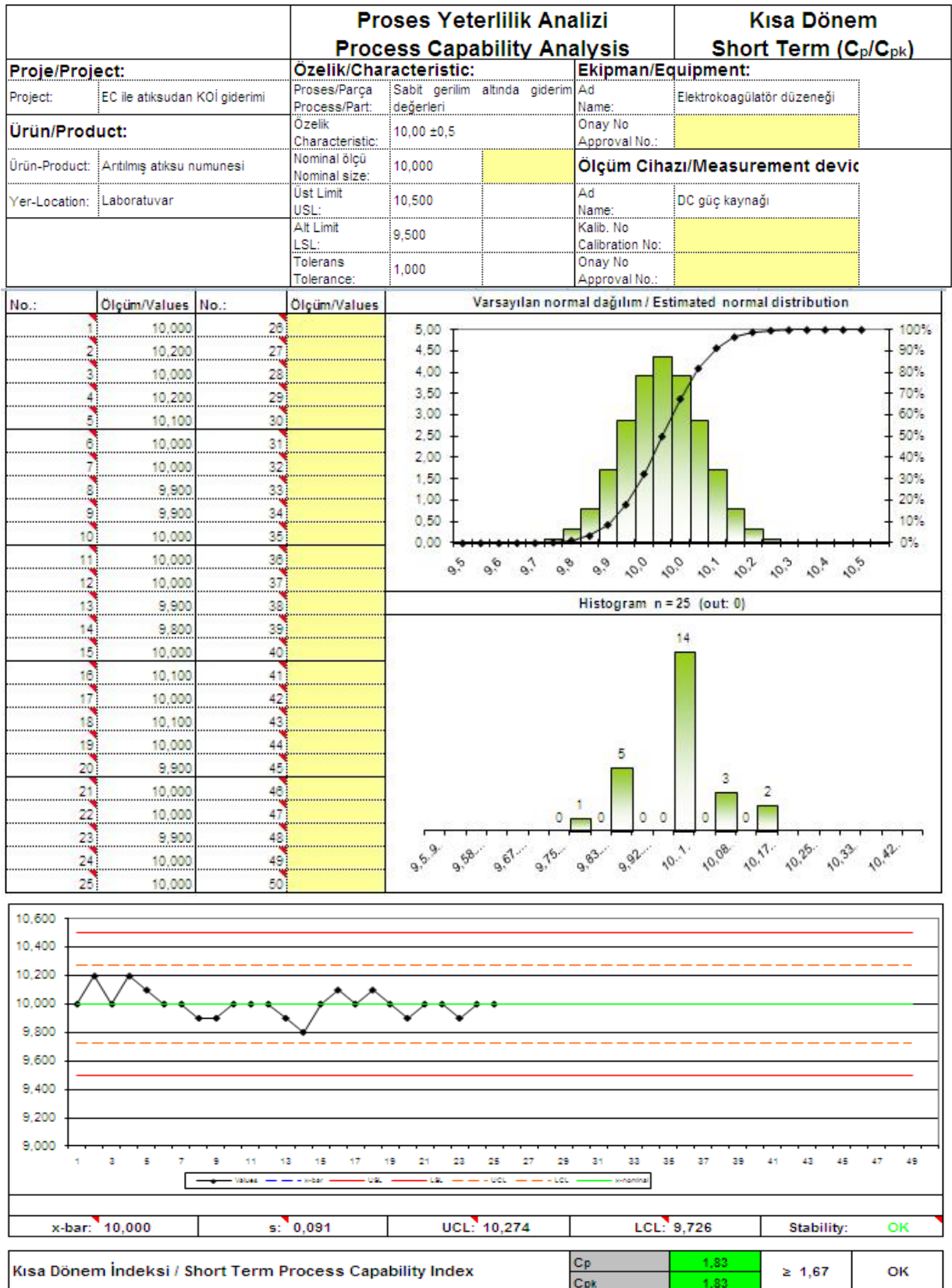
Şekil 11.4. incelendiğinde her deneyde zamanla gerilim değerlerinin artmasına karşın genel olarak destekleyicilerle birlikte yapılan deneylerde gerilim değerlerinin daha az arttığı görülmüştür.

Şekil 11.5. incelendiğinde KOİ giderim değerleri farkı belirgin bir şekilde fark edilemeyecek kadar azdır. Fakat $10,8 \text{ mA/cm}^2$ sabit akım yoğunluğunda her deney için 30.dk'lar göz önüne alınırsa destekleyicisiz ortamda % 88,11, atıksuya 1 g polielektrolit katıldığında % 87,95, atıksuya 1 ml H_2O_2 katıldığında % 88,62 ve atıksuya 1 g aquadex destekleyici maddesi katıldığında % 86,38 KOİ giderim verimi değerlerine ulaşılmıştır. Destekleyici madde katılması ile birlikte katılacak maddenin atıksu da çözünmesiyle iyonlaşma miktarında fazla olması beklenir. Elektrokoagülasyon prosesinde olarak kullanılan çözeltinin iletkenliği KOİ giderim verimi ile doğru orantılı olduğu söylenebilir. Fakat polielektrolitle yapılan deneyde KOİ gideriminde küçük bir azalma görülmüştür. Bu durum elektrotların her deneyde aşınması ve kullanıcı hataları gibi etkenlerle açıklanabilir.

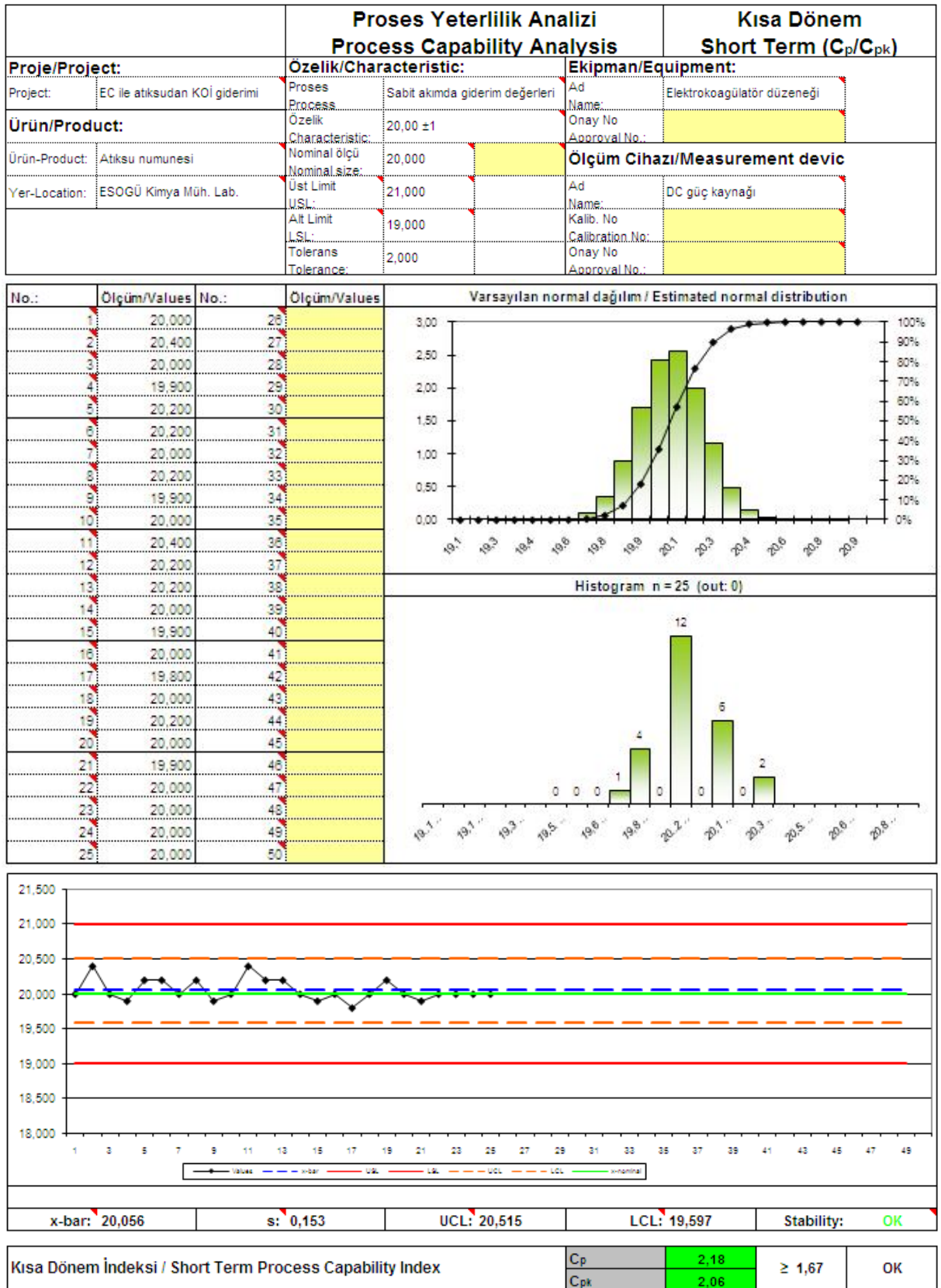
Şekil 11.6. incelendiğinde 30.dk sonunda destekleyicisiz ortamda enerji tüketimi 29,812 kWh/L, polielektrolitli ortamda 20,812 kWh/L, H₂O₂' li ortamda 28,031 kWh/L ve son olarak aquadex' li ortamda 16,875 kWh/L olarak ölçülmüştür. En yüksek KOİ giderim verimi H₂O₂ kullanılarak yapılan deneyde elde edilmesine karşın Aquadex kullanılarak yapılan deneye kıyasla daha fazla enerji tüketildiği görülmüştür. KOİ giderim verimleri arasındaki fark çok düşük düzeyde olduğu için yapılan deneylerde en uygun prosesin Aquadex ile yapılan deney olduğu sonucuna varılmıştır.

11.2.3. Elektrokoagülasyon deneylerinin proses yeterliliği

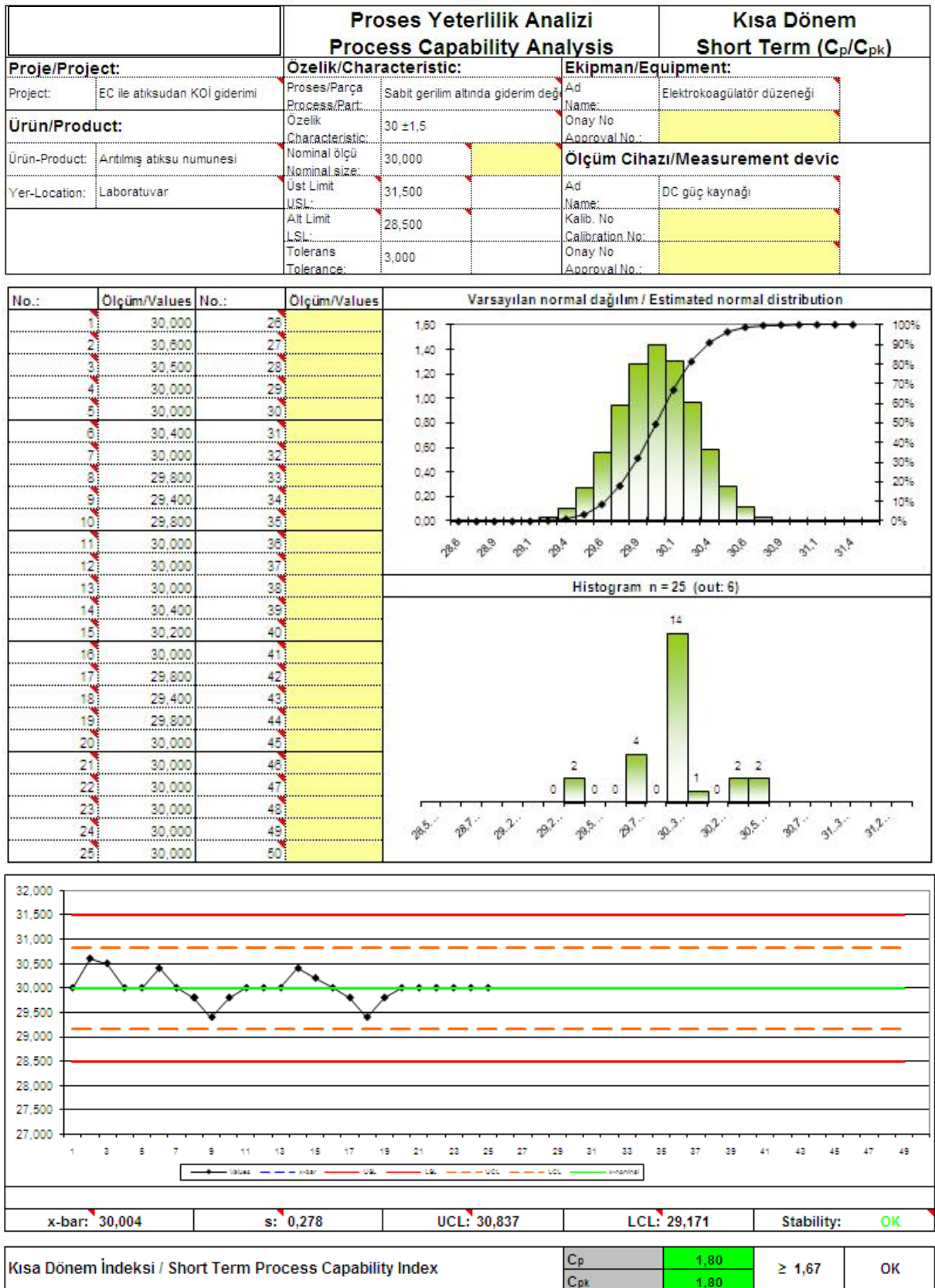
Alternatif akımı doğru akıma çeviren DC güç kaynağı kullanılarak ve sabit gerilim altında gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde, değişkenliğin analiz edilerek sürecin iyileştirilmesine gereksinim olup olmadığının tayini için proses yeterlilik analizi yapılmıştır. 10, 20 ve 30 V gerilim değerlerinde deney süresinde her iki dakikada gerilim değerleri kontrol edilerek, kayıt altına alınmıştır. Bu değerler çerçevesinde yapılan proses yeterlilik analizi sonuçlarına göre, proses yeterliliğinin ve Cp/Cp_k değerlerinin uygun olduğu tespit edilmiştir (Şekil 11.7-11.9).



Şekil 11.7. 10 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi



Şekil 11.8. 20 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi



Şekil 11.9. 30 V gerilim değerinde proses yeterlilik analizi

11.3. Adsorpsiyon yöntemiyle yapılan çalışmalardan elde edilen deney sonuçları

Adsorpsiyon denge zamanının belirlenmesi için yapılan çalışmalarda Şekil 10.44'ten ilk 3 saat içinde adsorpsiyonun çok hızlı gerçekleştiği ve 24 saat içinde hemen hemen dengeye ulaştığı görülmektedir. Bu nedenle tüm adsorpsiyon deneylerinde işlem süresi 24 saat olarak belirlenmiş ve adsorpsiyonun pH 6'da daha iyi sonuç verdiği görülmüştür.

Diğer taraftan adsorban miktarının etkisinin incelendiği çalışmalarda, 1 gr aktif karbon kullanıldığı durumda, 0,5 gr aktif karbon kullanımına göre KOİ giderim değerleri oldukça yüksek olmasına rağmen, 1,5 gr aktif karbon kullanımı ile karşılaştırıldığında hemen hemen birbirine yakın sonuçlar elde edilmiştir (Şekil 10.45). Bu nedenle 1 gr aktif karbon, optimum adsorban miktarı olarak kabul edilmiş ve kimyasal koagülasyon deneylerinin ardından yapılan adsorpsiyon çalışmaları 1 gr aktif karbon kullanılarak yürütülmüştür.

11.4. Tartışma ve öneri

Bu çalışma, mevcut atıksu arıtma tesisinde var olan problemlerin giderilerek, yapılabilecek modifikasyonlarla işletme koşullarını iyileştirmeyi hedeflediği gibi, hızla gelişen ambalaj sektörüne arıtma tesisi projelendirme aşamasında klavuzluk etmek amacıyla hazırlanmıştır.

Tesis çıkış suyu ön arıtmadan geçtikten sonra EOSB Merkezi Atıksu Arıtma Tesisine deşarj edilmekte ve normal koşullarda deşarj limitlerini karşılamaktadır. Fakat işletme şartlarında, çıkış suyu karakteristiği zaman zaman bozulmakta, KOİ değeri oldukça yükselerek deşarj limit değerlerinin üzerine çıkmaktadır. Benzer durum renk parametresi için de söz konusudur.

Diğer taraftan tesisteki ana problemlerden bir diğeri, kimyasal arıtma prosesi sonucu ciddi miktarda atık çamur oluşumu ve oluşan çamurun katı madde oranının son derece düşük olmasıdır. Tübitak MAM tarafından yapılan analizler sonucu, çamurun tehlikeli atık kategorisinde incelenmesi, yasal yükümlülükler kapsamında bu atıkların normal atıklarla karıştırılmadan özel yollarla bertaraf edilmesini gerektirmektedir. Bu da bertaraf işlemlerinin lisanslı tesislerde yapılması zorunluluğunu doğurmaktadır. Atık çamur, işletmede çalışanların kolayca ulaşamayacağı tehlikeli atık depolama alanında geçici olarak depolanmakta, oluşan çamur hacminin yüksek olmasından dolayı zaman zaman depolama alanı sıkıntısı ile karşılaşmaktadır. Bertarafının lisanslı firmalarca gerçekleştirilmesi de beraberinde ciddi bir maliyet getirmektedir.

Kullanılan koagülan türünün KOİ giderimine etkisini incelemek amacıyla yapılan kimyasal koagülasyon çalışmalarında, dört farklı koagülan türü denenmiş, en yüksek giderim değerlerine $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ kullanılarak yapılan çalışmalarda ulaşılmıştır. Tesiste hali hazırda koagülan olarak $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ kullanılmaktadır. $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 'nun kullanıldığı deneysel çalışmalarda ise KOİ giderim değeri en yüksek % 68 ile pH 6'da elde edilmiştir. Bu kötü bir sonuç olmamakla birlikte $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ kullanılması giderim veriminin artırılmasını sağlayacaktır.

Ayrıca, önemli bir proses kontrol parametresi olan pH'ın KOİ giderimine etkisinin incelendiği kimyasal koagülasyon çalışmalarında, optimum giderimin pH 6

değerinde gerçekleştiği tespit edilmiştir. Düşük pH seviyelerinde daha iyi giderim sonuçları elde edildiği, literatürdeki diğer çalışmalarla da desteklenmektedir. Farklı pH değerlerinde oldukça farklı KOİ giderim değerleri elde edildiği gibi, deney sonuçları çamur oluşumu ve renk giderimi açısından da ciddi farklılıklar göstermiştir. Mevcut arıtma tesisi giriş suyu pH değeri 8-9 arasında değişmektedir. Çıkış suyu kalitesinin bozulduğu ve KOİ değerinin limit değerlerin üstüne çıktığı zamanlarda, atıksuyun çıkış pH değerinin de yüksek bazik değerlerde ölçüldüğü ve proses sonucu oluşan çamurun fiziksel olarak son derece akışkan bir görünümde olup, çamur aktarma işlemlerinde de ciddi sıkıntılar oluşturduğu, işletme koşullarında sıklıkla yaşanan problemlerdir. pH'ın özellikle kimyasal arıtmada son derece önemli olmasından dolayı, nötralizasyon tankına ilave edilen kimyasal maddelerin pH kontrol sistemine bağlı olarak dozlanması, dozaj pompalarını otomatik olarak devreye sokacak pH kontrol sisteminin kurulması önerilmektedir.

Diğer taraftan, taneciklerin zeta potansiyellerinin düşürülmesi ve Van der Waals çekim kuvvetleriyle bir araya getirilmesinin sağlanması için uygulanan flokülasyon prosesinin de çamur hacminin azalmasında ciddi rol oynadığı yapılan deneylerde görülmüştür. Deneylerde, işletmede kullanılan polielektrolitin yanı sıra, flokulan maddesi olarak Aquadex kullanılmış, KOİ gideriminde benzer etkiye sahip oldukları görülmüştür. Her iki flokulan için de deney sonunda oluşan çamur hacmi, yardımcı kimyasal madde kullanılmadan yapılan koagülasyon deneylerin sonuçlarına kıyasla daha küçük çamur hacmi ile sonlanmıştır. Endüstriyel uygulamaların çoğunda sentetik polimer flokülantlar ile yapılan flokülasyonda, flokülantın tipi ve dozajı önemli olduğu kadar, atıksu pH'sı, flokülant molekül ağırlığı ve karıştırma hızı da son derece önemli parametrelerdir. Flokülasyon işleminin gerçekleştiği reaktörlerde etkin karıştırmanın sağlanabilmesi için genellikle mekanik mikser ve pervane tipi karıştırıcılar kullanılmaktadır. Fakat mevcut tesiste flokülasyon işlemi reaktöre flokulan dozlanması yanı sıra herhangi bir karıştırma işlemi içermemekte, atıksu tankta kalma süresini tamamladıktan sonra, son çöktürme tankına aktarılmaktadır. Dolayısıyla flokülasyon prosesi etkin olarak gerçekleştirilememektedir.

Atıksu arıtılması pahalı bir sistem işletilmesi ise emek isteyen bir yatırımdır. Bu nedenle atıksu arıtma tesisi yapılması planlanırken; arıtım prosesi, işletim maliyetleri, arıtım tesisinin yapımında kullanılan ekipman ve imalat kalitesi göz önüne alınması

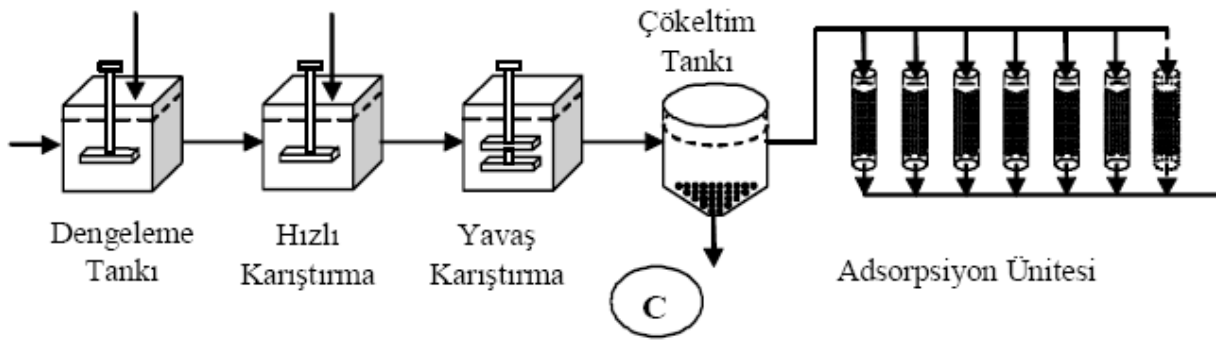
gereken belirleyici parametrelerdir. Projelendirme aşamasında tasarım kriterleri belirlenirken, bu parametreler ne kadar detaylı ele alırsa, işletme faaliyetleri de o denli sağlıklı yürüyecektir. Çünkü tesis işletmeye alındıktan sonra sistemde revizyon yapmak her zaman kolay ve mümkün olamamaktadır.

Çıkış suyundaki KOİ gideriminin etkinliğini artırmak ve sürekliliği sağlamak için, mevcut tesiste büyük yatırım gerektiren bir revizyona gerek olmayıp, yukarıda bahsedildiği gibi koagülasyon/flokülasyon proseslerinin etkinliğinin sağlanmasına odaklanmalı ve bu yönde iyileştirmeler yapılmalıdır. Önerilen iyileştirmeler özetlenecek olursa;

- Koagülan türünün değiştirilmesi
- Dozaj pompalarını otomatik olarak devreye sokacak pH kontrol sisteminin kurulması
- Flokülasyon işleminin gerçekleştiği reaktörlerde etkin karıştırmanın sağlanabilmesi için reaktör tasarımına uygun mekanik mikser veya pervane tipi karıştırıcı kullanılması
- Ayrı depolanması ve bertaraf edilmesi gereken makine bakımında kullanılan farklı türde yağların, arıtma giderine karışmasının önlenmesi ve dökülme v.b durumların çevre kazası olarak ele alınarak müdahale edilmesi
- Reaktörler, motorlar, pompalar v.b. ekipmanların düzenli olarak bakımlarının yapılması

Çalışmanın diğer bir amacı da, hızla büyüyen ambalaj sektörü için yapılacak olan atıksu arıtma tesisi projelendirmelerine ışık tutmaktır. Bu nedenle çalışmalar sadece mevcut tesisin işletme koşullarının iyileştirilmesi amacıyla kimyasal koagülasyon üzerine yoğunlaşmamış, aynı zamanda alternatif arıtım prosesleri olabilecek tekniklerle devam etmiştir. Kimyasal koagülasyonun yanı sıra, elektrokoagülasyon, adsorpsiyon ve kimyasal koagülasyon/adsorpsiyon yöntemleri ile çalışılmıştır. Adsorpsiyon yönteminin ham atıksuya tek başına uygulandığı arıtılabilirlik çalışmalarında, atıksudaki KOİ gideriminde yüksek bir verim elde edilememiştir. Bundan dolayı adsorpsiyon işlemi, flokülasyon prosesinin ardından uygulanmış, KOİ giderim veriminin % 90'ın üzerine ulaştığı ve rengin tamamen

berraklaştığı görülmüştür. Elde edilen sonuçlara göre Şekil 11.10'deki gibi bir arıtım tesisi geliştirilebilir.



Şekil 11.10. Koagülasyon ve adsorpsiyonun birlikte uygulandığı arıtma ünitesi

Kimyasal arıtmada kullanılan kimyasal maddelere bağlı olarak meydana gelen aşırı miktarda çamur oluşumu nedeniyle, kimyasal arıtma işleminin yer aldığı tesislerde çamur işleme ve bertaraf ünitelerinin maliyetleri de artmaktadır (Köken, 2010). Elektrokoagülasyon işleminin avantajları arasında sayılan az miktarda çamur oluşumu, yapılan hesaplamalarda da belirgin fark oluşturmuştur. Elektrokoagülasyonun flok formları kimyasal floklara benzemesine rağmen elektrokoagülasyon flokları daha büyük ve daha kararlıdır. Ayrıca bu floklar atıksudan daha kolay ayrışabilmektedir. Bu durum deneyler sırasında da işlem kolaylığı sağlamıştır. Elektrokoagülasyon yöntemi ile yapılan deneysel çalışmalarda koagülasyona göre düşük çamur miktarları elde edilmiştir. Çizelge 11.1 ve 11.2'de ODTÜ Merkez Laboratuvarı tarafından deney sonucu elde edilen atık çamurlara yapılan elemental analiz ve ICP analizi sonuçları verilmiştir. Elektrokoagülasyon arıtma çamurunun elementel karbon, hidrojen ve azot içerikleri koagülasyon çamuruna göre daha düşüktür. ICP sonuçları incelendiğinde ise kurşun miktarının elektrokoagülasyon çamurundaki kurşun ve kadmiyum içeriğinin koagülasyon çamuruna göre oldukça düşük olduğu görülmektedir.

Çizelge 11.1. Elementel Analiz Sonuçları

Numune	% C	% H	% N	% S
Aritma Çamuru (koagülasyon)	56,78	5,73	2,62	--
Aritma Çamuru (elektrokoagülasyon)	40,54	4,60	1,43	--

Çizelge 11.2. ICP Analizi Sonuçları

Numune	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Aritma Çamuru (koagülasyon)	1,13 ± 0,07	5,21 ± 0,28
Aritma Çamuru (elektrokoagülasyon)	0,79 ± 0,04	2,84 ± 0,16

Farklı metodlar kullanılarak yapılan bu deneysel çalışmalar sonunda, benzer atıksu karakteristiğine göre yeni tasarlanacak bir tesiste ön çöktürmeden sonra kullanılacak bir elektrokoagülatörle, elektrokoagülasyon prosesi uygulanması önerilmektedir (Şekil 11.11).

Son zamanlarda çamur arıtımı ve bertaraf edilmesi üzerine yapılan çalışmalar, çamur miktarının azaltılması üzerine yoğunlaşmıştır. Oluşan çamurların, yönetmeliklerimize göre tehlikeli atık sınıfına girmesi durumunda bertaraf edilmesi ülkemizde büyük bir problem oluşturmaktadır. Bu çalışmada örnek endüstri olarak seçilen oluklu mukavva endüstrisinde olduğu gibi diğer tüm endüstriyel atıksuların arıtılması için uygun alternatifler değerlendirilirken en az çamur oluşumuna sebep olacak ve en az yatırım ve işletme maliyetine sahip ünitelerin seçilmesine özen gösterilmelidir.

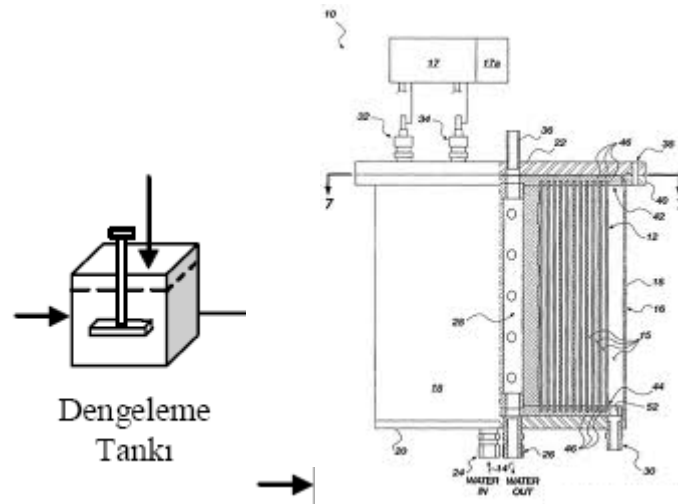
Aritma çamurlarına uygulanan klasik uzaklaştırma yöntemlerine ek olarak, son yıllarda yeniden kullanım çalışmaları artmaktadır. Aritma çamurları kontrollü şartlar altında bazı kimyasal maddelerin katkısı ile aktif karbon özelliğinde koka dönüştürülebilmektedir. Bu dönüşüm, düşük maliyetli adsorban üretimi ve çamur hacminin azaltılması gibi kombine bir avantaj sağlamaktadır. Son çalışmalarda, bu dönüşümün uygulanabilirliği görülmüştür. Aritma çamurlarının yeniden

değerlendirilmesi kapsamında kompost, hammadde – yakıt ve adsorban olarak değişik amaçlarla kullanımı araştırılabilir (Aydın, 2004).

Kullanılan yöntemler arasında adsorpsiyonun tek başına uygulanmasının yeterli olmadığı anlaşılmıştır (Kestioğlu, 2005). Bu nedenle, bu çalışmada arıtılabilirliği araştırılan oluklu mukavva atıksuyunda deşarj standartlarında bir arıtımın sağlanabilmesi için kimyasal arıtım + adsorpsiyon yöntemi uygulanmasına karar verilmiştir. Bu uygulama oldukça yüksek giderim değerleri verdiği için, tesis kimyasal koagülasyon prosesine göre tasarlanıp, flokülasyon reaktörünün ardından adsorpsiyon kolonu eklenerek de projelendirme yapılabilir.

Ayrıca;

- Kimyasal koagülasyon ile elektrokoagülasyon kombine edilerek giderim verimlerindeki durum incelenebilir.
- Suyun karakterinden kaynaklanan çok koyu rengin giderimi için elektrokoagülasyon ile ileri oksidasyon prosesleri kombinasyonunun giderim verimleri üzerindeki etkilerinin incelenmesi önerilebilir (Delipınar, 2007).



Şekil 11.11. Elektrokoagülasyon modeli

BÖLÜM 12

DENEYSEL ÇALIŞMALARDAKİ HATA ANALİZİ

Deneysel çalışmalar, incelenen sistemler hakkında daha doğru ve kesin bilgileri vermeleri bakımından her zaman sayısal ve analitik çalışmaların önünde yer almıştır. Son yıllarda daha ucuz ve kolay olması nedeniyle sayısal çalışmalar ağırlık kazanmasına rağmen, bu çalışmalardan elde edilen sonuçların deneysel olarak desteklenmesi, deneysel çalışmaların önemini ayrıca artırmaktadır. Bununla birlikte deneysel çalışmalarda, elde edilen sonuçlar kadar önemli bir başka nokta; ölçülen değerlerin doğruluğudur. Doğruluğu etkileyen en önemli etken ise, deneyler sırasında farklı nedenlerden ortaya çıkabilecek hatalardır. Literatürde belirtilen standartlara uygun olarak kurulan bir deney düzeneğinde yapılan deneyler sonucunda elde edilen verilerde, hata iki farklı şekilde ortaya çıkabilir. Bunlardan biri, deney setinin ve ölçü araçlarının yapısından kaynaklanan hatalar, diğeri ise, deneyi yapan kişiden kaynaklanan hatalardır. Bahsedilen ikinci tür hataların, yetenekli bir deneycinin deneyleri yapması ile giderilmesi mümkündür. Fakat birinci tür hataların giderilmesi ve belirlenmesi her zaman mümkün olmayabilir. Bunun nedeni, hataların doğrudan deneyde kullanılan araç ve gereçlerin yapısından kaynaklanmasıdır. Bu hatalı genliklerin genellikle belli olmaması nedeniyle literatürde hata diye adlandırılmaktadır (Midilli, 2001; Akpınar, 2002).

Yukarıda genel olarak birinci tür hatalar diye ifade edilen, deneysel çalışma sonuçlarının belirsizliğini etkileyen hata tiplerinin üç ana grupta toplamak mümkündür (Holman, 1971). Birinci olarak; deneyde kullanılan araç ve gereçlerin imalatından kaynaklanan hatalar, ikinci olarak; sebebi genellikle kesin olarak bilinmeyen, aynı büyüklüğün tekrar okunması sırasında ortaya çıkan sabit hatalar, üçüncü olarak; deney ve gereçlerinde rastgele elektronik salınımlardan, sürtünme etkilerinden vs. kaynaklanan rastgele hatalardır. Çoğu zaman sabit hatalar ile rastgele hataları birbirinden ayırt etmek zordur (Holman, 1971). Sabit hatalar, deney sırasında okunan her değer için aynıdır ve uygun bir kalibrasyon ve düzeltme ile ortadan kaldırılabilir.

Ölçü aletinin imalatının da doğru yapıldığı kabul edilirse, hata analizi; sabit ve rastgele hataları belirleyerek bunların deneysel sonuçlar üzerindeki etkilerinin ortaya konulmasıdır (Midilli, 2001; Akpınar, 2002). Hata analizi sadece deneysel çalışmadan elde edilen sonuçların yorumlanmasında değil, aynı zamanda uygun ölçüm metodunun ve ölçü aracının seçiminde önemli rol oynamaktadır. Ölçülecek büyüklük ve ölçü araçlarının seçiminden önce hata analizinin yapılması ve buna uygun büyüklük ve ölçüm aracının seçilmesi, sonuçların içinde yer alabilecek belirsizliğin minimuma indirilmesine yardımcı olacaktır (Midilli, 2001; Akpınar, 2002). Diğer taraftan, ölçülen büyüklüklerden hangisinin toplam hata üzerinde en etkin rol oynadığının tespit edilmesi, bu ölçümlerin daha hassas yapılması için önlem almayı gerektireceğinden sonuçların belirsizliğinin azaltılmasına ayrıca katkıda bulunacaktır. Deneysel çalışmalar literatürde bir hayli fazla olmasına, bu çalışmalarda, planlama aşamasından itibaren önemli bir yere sahip olan hata analiziyle ilgili sınırlı sayıda çalışmaya rastlanılmıştır (Moffat, 1988; Coleman ve Steele, 1995; Hepbaşı ve Akdemir, 2004). Ancak son yıllarda deneysel çalışmalardaki hata analizine verilen önem giderek artmakta, deneysel çalışmaların önemli ve vazgeçilmez bir bölümünü teşkil etmektedir (Midilli, 2001; Akpınar, 2002).

Bu çalışmanın amacı deneysel çalışmalardaki hataların dereceleri ve miktarları konusunda sistematik olarak bilgiler vermektir.

12.1. Hata Analizi

Ölçülen büyüklüklerin hata değerleri ise, ölçü araçlarının üretici firmaları tarafından önerilen hata değerleri yanında yapılan kalibrasyon çalışmalarından ve deneysel tecrübelerden teorik olarak belirlenmiştir. Her ne kadar hata analizi rastgele hataların belirlenmesi olsa bile, yukarıda belirtildiği gibi sabit hatalarla rastgele hataların birbirinden ayırt edilmesinin zor olmasından dolayı her bir büyüklük için elde edilen hata değerleri yukarıda belirtilen iki tip hatayı da kapsamaktadır. Bunun yanında diğer bir hata tipi olarak bahsedilen deneyde kullanılan araç ve gereçlerin imalatı sırasında yapılmış herhangi bir hatanın olmadığı kabul edilmiştir. Bütün bunların göz önüne alınması ile her bir bağımsız değişken için ortaya çıkabilecek hatalar değerleri şu şekilde belirlenebilir.

12.1.1. Zaman ölçümünden kaynaklanan hatalar

Kurutma deneyleri sırasında zaman değerleri dijital bir saat yardımıyla ölçülmüştür. Ölçülen zaman değerleri giderim süresinin belirlenmesinde önemli bir faktör olduğundan ortaya çıkabilecek hatalar;

- (a) Zaman ölçerin titreşiminden kaynaklanan hata= ± 0.0003 dakika
- (b) Periyodik olarak numune alınmasında yapılabilecek ortalama hata= ± 0.10 dakika
- (c) Karıştırıcının hızını ayarlama sırasında ortalama hata= ± 0.10 dakika şeklinde sıralanabilir.

12.1.2. Kütle kayıplarının ölçümünden kaynaklanan hata

Kütle kayıplarının ölçümünde ortaya çıkabilecek hatalar, deneyler sırasında kullanılan hassas terazi ve okuyucuya bağlı değişmektedir. Deneyler sırasında kütle ölçümlerinden kaynaklanan hatalar,

- (a) Hassas teraziden kaynaklanan hata = ± 0.01 gr
- (b) Okumaktan kaynaklanan hata= ± 0.01 gr
- (c) Tartımlar sırasında kimyasal maddelerin havayla teması sonucu nem tutmasından kaynaklanan hata= ± 0.5 gr

şeklinde sıralanabilir.

12.1.3. Katı madde miktarının tespit edilmesindeki toplam hata

Katı madde (çamur) miktarı tayininde ortaya çıkabilecek hatalar, deneyler sırasında kütle ölçümlerinden kaynaklanan hatalar,

- (a) Hassas teraziden kaynaklanan hata = ± 0.01 gr
- (b) Okumaktan kaynaklanan hata= ± 0.01 gr

- (c) Etüv cihazının hassasiyetinden kaynaklanan hata= ± 0.001 gr
 (d) Etüv cihazındaki değerin okunmasından kaynaklanan hata= ± 0.0001 gr
 şeklinde sıralanabilir.

12.1.4. Diğer hatalar

Deneyler sırasında elde edilen deneysel verileri kullanarak yapılan hesaplamalarda ihtiyaç duyulan tablo değerlerinin ya da fiziksel değerlerin okunması sırasında yapılabilecek hatalarda hesap sonuçlarını etkileyebilmektedir. Bu kapsamda,

- (a) Fiziksel özelliklerin tablo değerlerinin okunmasında ortaya çıkabilecek hata;
 $W_r = W_{cp} = \dots = \pm 0.1-0.2$
 şeklinde yazılabilir.

12.2. Ölçülen Değerlerden Kaynaklanan Toplam Hataların Hesaplanması

Yapılan deneylerde zamanın, kütle kayıplarının ve örneklerin kuru madde miktarının ölçülmesi sırasında, hem sabit hatalardan hem imalat hatalarından hem de rastgele hatalardan kaynaklanan hataların etkili olduğu tahmin edilmiştir. Ölçülen değerleri dikkate alarak deneyler sırasında yapılan işlemler için bu değerlerden kaynaklanan toplam hataların hesaplanması gerekir.

Bir parametrenin değerinin ölçülmesinde, sabit hatalar, rastgele hatalar ve imalat hataları nedeniyle ortaya çıkan hatalar dikkate alınarak toplam hata hesabı (1) denklemindeki gibi yapılabilir. Farklı bağımsız değişkenlerden dolayı ortaya çıkan WR belirsizliği aşağıdaki eşitlikten elde edilmiştir (Holman, 1971):

$$W_R = \left[\left(\frac{\partial R}{\partial x_1} w_1 \right)^2 + \left(\frac{\partial R}{\partial x_2} w_2 \right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial R}{\partial x_n} w_n \right)^2 \right]^{1/2} \quad (12.1)$$

Burada R, x_1, x_2, \dots, x_n bağımsız değişkenlerinin verilen bir fonksiyonudur. W_1, W_2, \dots, W_n ise bağımsız değişkenlerin belirsizliğidir.

12.2.1. Zaman ölçümünde ortaya çıkan toplam hataların analitik ifadeleri

Deneylerde periyodik olarak okunan kütle kayıplarının tespitinde her bir tartım periyodunda (t_w) meydana gelebilecek toplam zaman hatası (W_{tw}) (12.2) numaralı denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W_{tw} = \left[(a_2)^2 + (b_2)^2 \right]^{1/2} \quad (12.2)$$

Deneylerde okuma (t_s) zaman bakımından meydana gelebilecek toplam hata (W_{ts}) (11.3) numaralı denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W_{ts} = \left[(a_2)^2 + (c_2)^2 \right]^{1/2} \quad (12.3)$$

12.2.2. Kütle kayıplarının ölçümünde ortaya çıkan toplam hataların analitik ifadeleri

Kurutulan ürünlerin periyodik olarak kütle kayıplarının (W) ölçülmesinde yapılabilecek toplam hata (W_w) (11.4) numaralı denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W_w = \left[(a_3)^2 + (b_3)^2 + (c_3)^2 \right]^{1/2} \quad (12.4)$$

12.2.3. Katı madde miktarının tespit edilmesinde ortaya çıkan hatalar hataların analitik ifadeleri

Kurutulan örneklerin bünyesindeki nem içeriğinin ve kuru madde miktarının (Mkm) ölçülmesinde yapılabilecek toplam hata WMkm (12.5) numaralı denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W_{Mkm} = [(a6)^2 + (b6)^2]^{1/2} \quad (12.5)$$

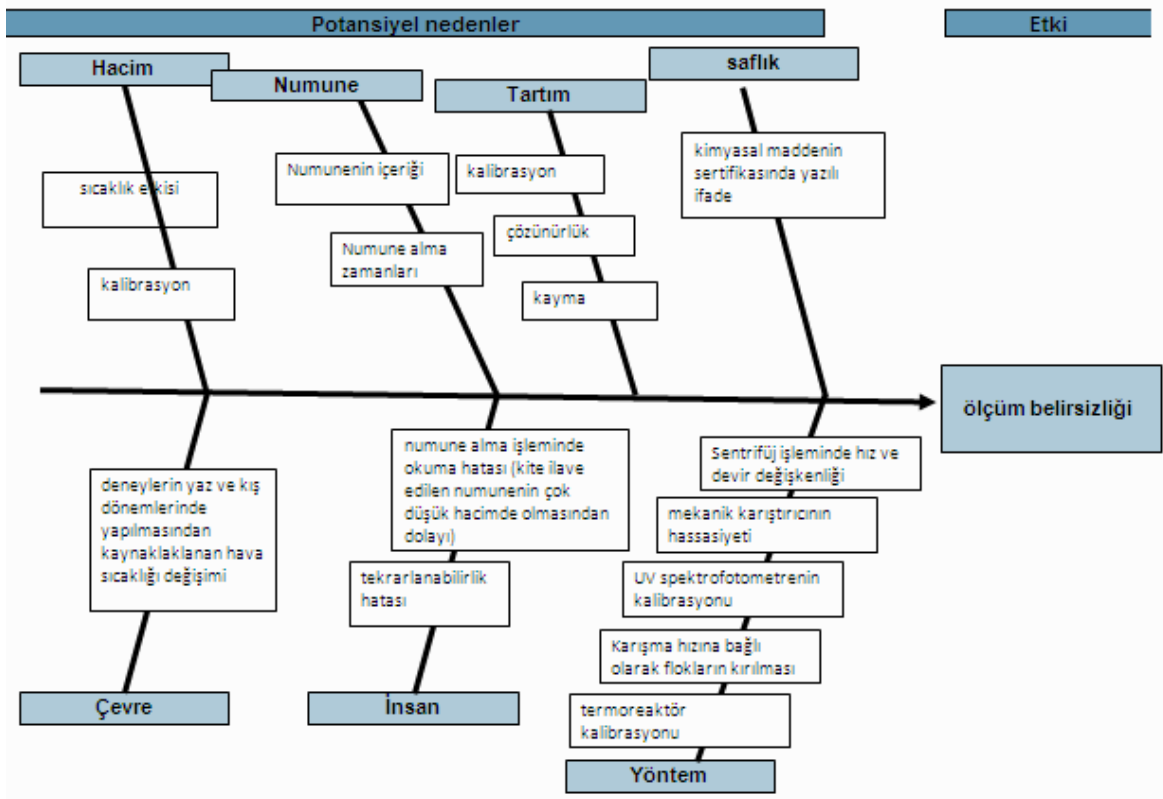
Çizelge 1'de deneylerde yapılan hataların toplam değerleri sayısal olarak verilmiştir.

Çizelge 12.1. Hata oluşturan parametreler

Hata oluşturan parametreler	Birim	Toplam hata
Zaman ölçümündeki toplam hata		
Wtw	dakika	±0.1
Wts	dakika	±0.1
Kütle kaybının ölçümündeki toplam hata		
Ww	gram	±0.5
Katı Madde Miktarının Tespit Edilmesindeki Toplam Hata		
WMkm	gram	±0.0142
Diğer hatalar		
Wr = Wcp=.....	%	±0.1-0.2

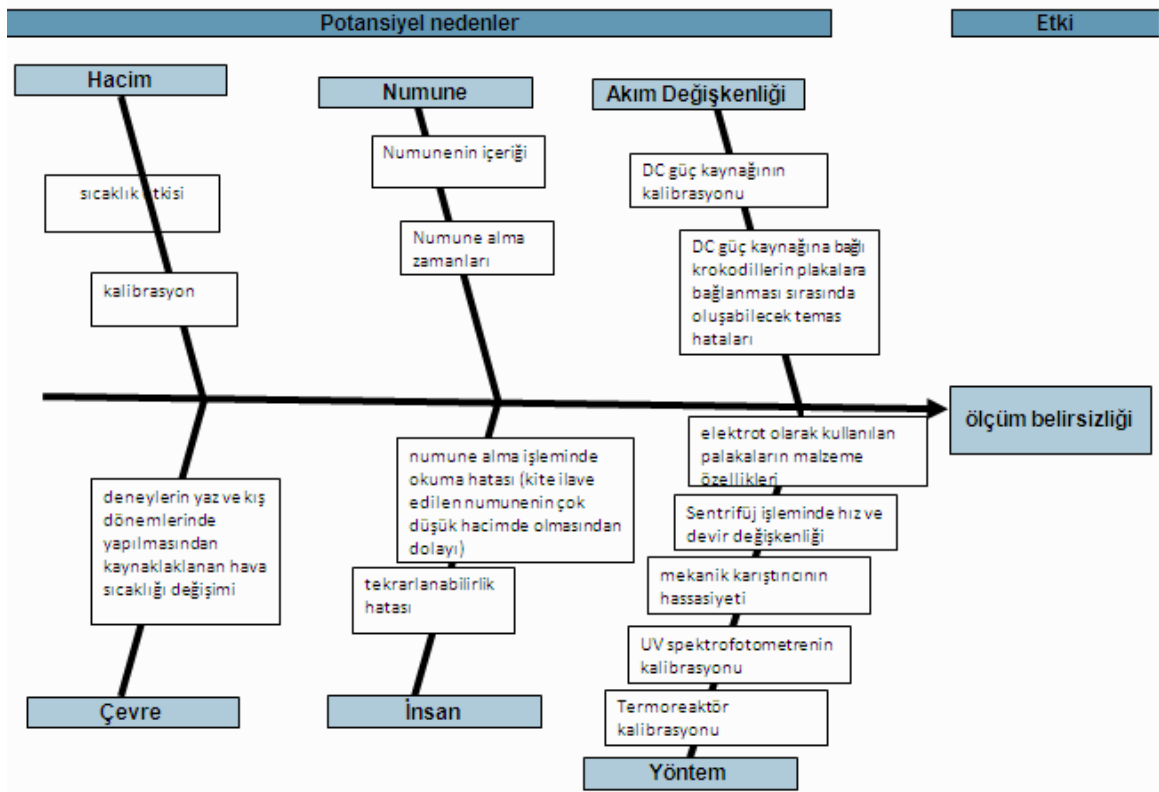
Yukarıda verilen hata analizi, yapılan tüm deneyler için geçerli olup, kimyasal koagülasyon, elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon deneylerinde ölçüm belirsizliğine yol açabilecek tüm unsurlar, sırasıyla aşağıda verilen Ishikawa diyagramlarında belirtilmiştir.

Ishikawa (Cause & Effect Diagram)



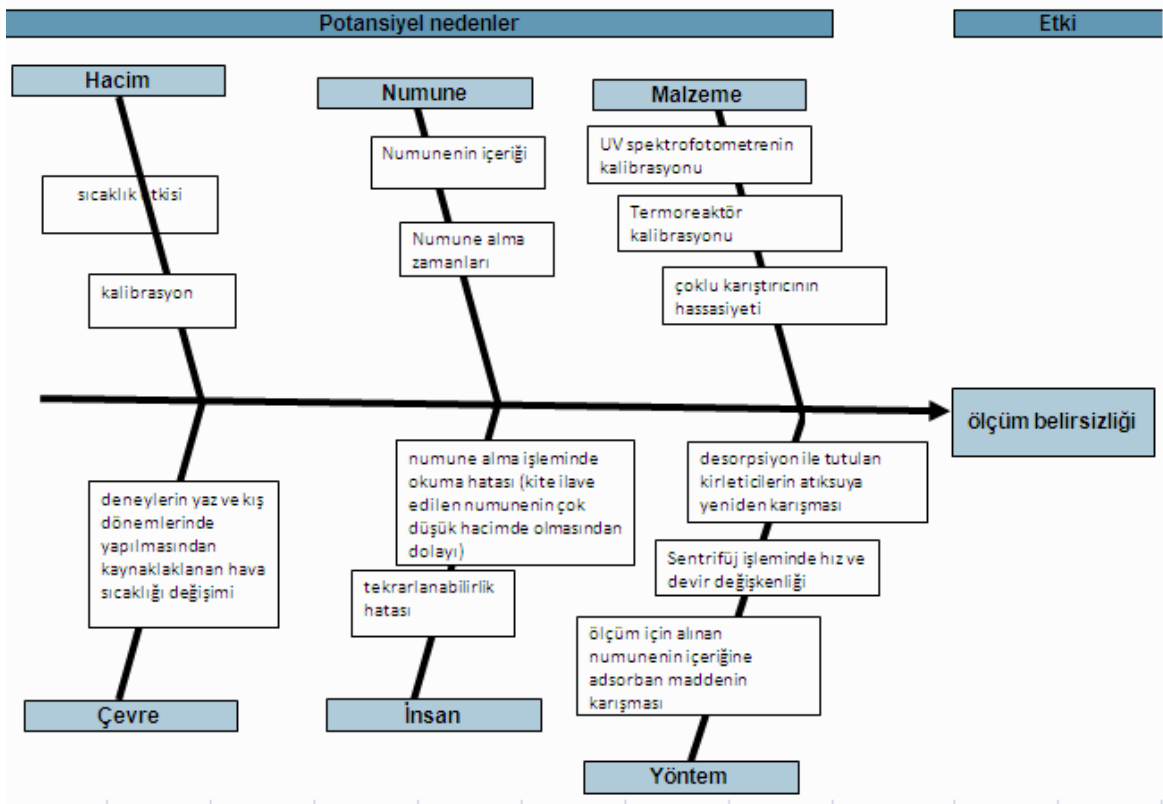
Şekil 12.1 Koagülasyon deneyleri için ölçüm belirsizliği

Ishikawa (Cause & Effect Diagram)



Şekil 12.2. Elektrokoagülasyon deneyleri için ölçüm belirsizliği

Ishikawa (Cause & Effect Diagram)



Şekil 12.3. Adsorpsiyon deneyleri için ölçüm belirsizliği

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Akyatan, S., 2010, Organize Sanayi Bölgesi atıksularının magnezyum flokülasyonu ile arıtılabilirliğinin incelenmesi ve klasik koagülanlarla karşılaştırılması, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Adana, 76 s.
- Akın, A., 2009, Bir tekstil yüzey aktif maddesinin H₂O₂/uv-c prosesiyle arıtılabilirliğinin yanıt yüzey yöntemiyle modellenmesi ve optimizasyonu, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Endüstitüsü, İstanbul.
- Akpınar E.K., 2002, Tarımsal ürünler için siklon tipi bir kurutucunun geliştirilmesi, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi, Elazığ, Türkiye.
- Aksoy, H., 2012, Elektrokimyasal yöntemler araştırması, Lisans tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Eskişehir.
- Akpınar E., Midilli A., Biçer Y., 2003, Single Layer Drying Behavior of Potato Slices in a Convective Cyclone Dryer And Mathematical Modeling, Energy Conversion and Management, 44(10), 1689-1705.
- Ali, I., Jain, C.K.; Wastewater Treatment and Recycling Technologies. (J. Lehr ve J. Keeley editör). Water Encyclopeia, Wiley-Interscience, U.S.A, s.808- 814.
- Alinsafi A., Khemis M., Pons M.N., et. al., 2005, “Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater”, Chemical Engineering and Processing 44, 461-470.
- Anonymous (2005) Bursa Çevre Merkezi Aktüel, Aylık Bülten, 3-4, Ocak 2005, Bursa.
- Aydın, S., 2004, Atıksu arıtma tesisi çamurlarının değişik amaçlarla kullanımının araştırılması, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Doktora Tezi, 126 s.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Aydın, S., Güneysu, S., Araycı, S., 2007, Arıtma tesisi çamurlarından piroliz ile elde edilen adsorbentlerin tekstil atıksularından KOİ ve renk giderimi için araştırılması, İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Bilimleri A.D., Avcılar Kampüsü, 34320 Avcılar, İstanbul, Ekoloji, 16, 64, 43-48s.
- Bakkal, C., Özçelik, H.E., Cantürk, D., Karadurmuş, E., 2012, Tekstil ve metal sanayi arıtma çamurların susuzlaştırma işlemlerinin incelenmesi , Hitit Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü.
- Baskı & Mürekkep Su bazlı mürekkepler, 2012, Sun Chemical eğitim notları.
- Bayar, S., Boncukoğlu, R., Fil, B.A., Yılmaz, A.E., 2012, Elektrokoagülasyon Yöntemi Kullanılarak Direct Red 23 Boyar Maddesinin Gideriminin İncelenmesi, Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, Cilt: 2, Sayı: 2, Sayfa: 21-28.
- Berkem , A.R., Baykut, S, 1980, Fizikokimya, İstanbul Üniversitesi Yayınları, No :42, s:1111
- Birgül, A., Solmaz, A.S., 2007, Tekstil Endüstrisi Atıksuları Üzerinde İleri Oksidasyon ve Kimyasal Arıtma Prosesleri Kullanılarak KOİ ve Renk Gideriminin Araştırılması, Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16059 Görükle-Bursa, Ekoloji, 15, 62, 72-80.
- Boltoa, B., Gregory, J., 2007, "Organic Polyelectrolytes in Water Treatment", Water Research, 41, pp 2301-2324
- Bojic, A.L., Bojic, D., Andjelkovic, T., 2009, Journal of Hazardous Materilas, 168, 2-3, 813-819.
- Bratby, J., 2006, "Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment", Published by IWA Publishing, London.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Bushell, G.C., Yan, Y.D., Woodfield, D., Raper, J., Amal, R., 2002. On techniques for the measurement of the mass fractal dimension of aggregates. *Advances in Colloid and Interface Science* 95, 1e50.
- Chen, X., Chen, G.C., Yue, P.L., 2000, Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation, *Separ. Purif. Technol.* 19 (2000) 65–76.
- Chi, F.H., Cheng, W.P., 2006, *Journal of Polymers and The Environment*, 14, 4, 411-417.
- Coşkun, S., 2008, Eysel atıksulardan partikül kirliliği gideriminde alüm çamurunun koagülan olarak kullanılması, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Isparta.
- Çakmakçı, M., 2010, Endüstriyel atıksuların geri kazanım teknolojileri, 2. Atık Teknolojileri Sempozyumu ve Sergisi, WOW, Convention Center, İstanbul, Türkiye.
- Çepel, N., 2003, Ekolojik sorunlar ve çözümleri, TÜBİTAK Popüler Bilim Kitapları 180, Aydoğdu Matbaası, Ankara.
- Çiçek, H., 2005, Atık Sulardan Fenolün Giderilmesinde Şeker Pancarı Küşpesinden Elde Edilen Aktif Karbonun Kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Ü. Fen Bil. Ens., 114 s.
- Danacı, N., Uysal, Y., Çınar, Ö. Kimyasal Koagülasyon İle Tekstil Atıksularından KOİ ve Renk Giderimi, 12. İ.T.Ü. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu 16-18 Haziran 2010, İstanbul (Poster Sunum), s.549-553.
- Delipınar, Ş., 2007, Maya endüstrisi atıksularının elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon ile arıtımı, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Dosta, J., Rovira, J., Galí, A., Mace, S., Mata Alvarez, J., 2007, Integration of a Coagulation/Flocculation step in a biological sequencing batch reactor for COD and nitrogen removal of supernatant of anaerobically digested piggyery wastewater, Department of Chemical Engineering, University of Barcelona, Martí i Franque`s, No. 1, 6th Floor, 08028 Barcelona, Spain.
- Eyvaz, M., Bayramoğlu, M., Kobyay, M., 2006, Tekstil endüstrisi atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtılması: Teknik ve ekonomik değerlendirme, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü, Gebze, 41400, Kocaeli , itüdergisi/e su kirlenmesi kontrolü, Cilt:16, Sayı:1-3, 55-65
- Fausty, S., Aly, O. M.; 1980. Chemistry of Water Treatment. Butterworth Publishers, USA, 717s.
- Genç, N., 2005, Applicability Of Agricultural By-Product As Adsorbent in Wastewater Treatment, Journal of Engineering and Natural Sciences, Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 2.
- Gergory, J., 2005, Particles in water: Properties and Process, University College London, UK.
- Gökçe, B. ve Tasgetire, S., 2009, Kalite için deney tasarımı, Afyon Kocatepe Üniversitesi, Teknik Eğitim Fakültesi.
- Golder, A.K., Chanda, K., Samanta, A.N., Ray, S., 2006, Removal of Cr(VI) from Aqueous Solution: Electrocoagulation vs Chemical Coagulation, Department of Chemical Engineering, IIT Kharagpur, India.
- Gohary, F., Tawfik, A., 2009, Decolorization and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process, National Research Center, Water Pollution Research Department, El-Behouth St., Dokki, P. Box 12622, Cairo, Egypt, Desalination 249 (2009) 1159–1164.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Gönen, F., Aksu, Z., 2010, Boyarmadde İçeren Melaslı Besin Ortamında *Candida utilis*'in Üreme Kinetiğinin Yanıt Yüzey Yöntemi ile İncelenmesi, Mersin Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, 33169 Çiftlikköy, Mersin, Hacettepe Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, 06532 Beytepe, Ankara.
- Gürtekin, E., 2011, Koagülasyon/Flokülasyon Prosesiyle Peyniraltı Suyunun Fizikokimyasal Arıtılabilirliği, Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Elazığ, AKÜ FEBİD11 (2011) 025402 (17-22).
- Gülen, J., Zorbay, F., 2011, Boyar madde giderimi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Kimya Müh. Bölümü, 34210, İstanbul.
- Hameed, B.H., Daud, F.B.M., 2008, Adsorption Studies Of Basic Dye On Activated Carbon Derived From Agricultural Waste: Hevea Brasiliensis Seed Coat, Chemical Engineering Journal, 139, 48–55.
- Harif, T., Khai, M., Adin, A., 2012, Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/ flocculation mechanisms and resulting floc characteristics, Soil & Water Sciences Department, Robert H. Smith Faculty of Agricultural, Food and Environmental Quality Sciences, The Hebrew University of Jerusalem, POB 12, Rehovot 71600, Israel, water research 46 (2012) 3177 e3188.
- Hasçakır, B. ve Dölgen, D., Akkuş, M., 2004, Oluklu mukavva endüstrisi atıksularının fizikokimyasal yöntemler ile arıtılabilirliği, İTÜ 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, EKK 2004, Bildiriler Kitabı, Ed(ler). İnce, O. vd., s.149-156.
- Hasçakır B ve Dölgen D., 2005, Oluklu Mukavva Endüstrisi Boya-Baskı İşlemlerinden Kaynaklanan Atıksuların Kimyasal Arıtımı. In: 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Ulusal Çevre Politikaları ve Temiz Üretim, İstanbul, 248-255s.
- Hepbaşı A., Akdemir O., 2004, Energy and Exergy Analysis of a Ground Source (geothermal) Heat Pump System. Energy Convers. Manage. 45, 737-753.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Holman J.P., 1971, Experimental

Hogg, R., 2000, Flocculation and Dewatering, Int. J. Miner. Process., 58, 223 – 236.

Irdemez, S. , Demircioğlu, N., Yıldız, Y.S, 2006, The effects of pH on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with iron plate electrodes, J. Hazard. Mater. B 137 (2006) 1231–1235.

İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E., Gönüllü, M.T., 2007, Elektrokimyasal arıtım ve uygulamaları: Katı atık sızıntı suyu çalışması, Yıldız Teknik Üniversitesi, Makine Fakültesi, Endüstri Müh. Bölümü, Yıldız-İstanbul, Türkay 2007, AB Sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu.

Johnson, P.D., Girinathannair, P., Ohlinger, K.N., Ritchie, S., Teuber, L., Kirby, J., 2008, Water Environment Research, 80, 5, 472-479.

J. Duan, J. Gregory, 2003, Coagulation by hydrolyzing metal salts, Adv. Colloid Interf. 100–102 (2003) 475–502.

Kayacan, S., 2007, Kömür Ve Koklarla Sulu Çözeltilerden Boyar Maddelerin Uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Ü. Fen Bil. Ens., 85 s.

Kavitha, D., Namasivayam, C., 2008, Capacity Of Activated Carbon in The Removal of Acid Brilliant Blue: Determination Of Equilibrium And Kinetic Model Parameters, Chemical Engineering Journal, 139, 453–461.

Kartal, Ö.E., Turhan, G.D., 2012, Reaktif Turuncu 16 ve Asit Turuncu 7 Azo boyarmaddelerinin fotokatalitik oksidasyon yöntemi ile renk gideriminin araştırılması, Kimya Mühendisliği Bölümü, İnönü Üniversitesi, Malatya.

Kayacan, İ., Okur, M.T., 2012, Tekstil Atıksularındaki Boyarmaddelerin At Kestanesi ve Ayçiçeği Kabukları Kullanılarak Gideriminin Araştırılması, Gazi Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, Maltepe, 06570, Ankara.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kestioğlu, K., Yalılı, M., Naharcı, B., 2005, Yüksek KOİ içeren tekstil atıksularının fizikokimyasal, ozon/UV ve adsorpsiyon yöntemleriyle arıtılabilirliğinin araştırılması, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 10, Sayı 1.
- Khansorthong, S., Hunsom, M., 2009, Chem. Eng. J., 151, 228.
- Koç, B. ve Kaymak, F., 2009, Yanıt yüzey yöntemi ve gıda işletme uygulamaları, Ege Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü, İzmir.
- Köken, E., Büyükkamacı, N., 2010, Kağıt endüstrisi atıksu arıtma tesislerinde çamur işleme ünitelerinin toplam maliyete etkisi, itüdergisi/e, su kirlenmesi kontrolü, Cilt:20, Sayı:1, 66-76 Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 35160, Buca, İzmir.
- Köksal, G., 2001, Problem çözme teknikleri, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Eğitimde Toplam Kalite Yönetimi Semineri, Yalova.
- Lakshmanan, D., Clifford, D.A., Samanta, G., 2010, Comparative study of arsenic removal by iron using electrocoagulation and chemical coagulation, Department of Civil and Environmental Engineering, N 107 Engineering Bldg 1, University of Houston, Houston, TX 77204-4003, USA, water research 44 (2010)5641e5652.
- Mahmoud, E.K., 2009, Polish Journal of Environmental Studies, 18 (4), 651-655.
Szygula, A., Guibal, E., Arino Palacin, M., Ruiza, A.M., 2009, Sastre, Journal of Environmental, 90, 10, 2979-2986.
- Mall, I.D.Srivastava, V.C., 2005, Adsorptive Removal Of Malachite Green Dye From Aqueous Solution By Bagasse Fly Ash And Activated Carbon-Kinetic Study And Equilibrium Isotherm Analyses, Colloids And Surfaces A: Phsycochemical And Engineering Aspects, 264, 17-28.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Marani, D., DiPinto, A.C., Ramadori, R., Tomei, M.C., 1997, Environmental Technology, 18, 2, 225-230.

Mert, B., 2008, Kağıt ve karton fabrikası atık suyunun elektrokimyasal olarak arıtılması, Yüksek lisans tezi, Hacettepe Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi.

Mesci, B., Turan, N.G., 2010, İllit Kullanılarak Sızıntı Suyundan Ağır Metal Gideriminin İncelenmesi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Malzeme Bilimi ve Mühendisliği Bölümü ve Çevre Mühendisliği Bölümü, Samsun, 55139.

Methods for Engineers, McGraw- Hill Book Company, 37- 2.

Moreno-Casillas, H.A., Cocke, D.L., Gomesa, J.A.G, Morkovsky, P., Parga, J.R., Peterson, E., 2007, Electrocoagulation mechanism for COD removal, Separation and Purification Technology 56 (2007) 204–211, Gill Chair of Chemistry and Chemical Engineering, Lamar University, P.O. Box 10022, Beaumont, TX 77710, USA, Kaspar Electroplating Corporation, Shiner, TX 77984, USA, Instituto Tecnológico de Saltillo, Department of Metallurgy and Materials Science, V. Carranza 2400, C.P. 25280, Saltillo, Coahuila, Mexico.

Moffat R.J., 1988, Describing the Uncertainties in Experimental Results, Experimental Thermal and Fluid Science, 1(1), 3-17.

Moffat R.J., 1988, Describing the Uncertainties in Experimental Results, Experimental Thermal and Fluid Science, 1(1), 3-17.

Midilli A., 2001, Doğal vakum tekniği ile atıksuların Damıtılması, Doktora tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Trabzon, Türkiye.

M. Ugurlu, A. Gurses, C. Dogar, M. Yalcin, 2008, J. Environ. Manage., 87, 420.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

M. Kobya, S. Delipinar, 2008, J. Hazard. Mater., 154, 1133.

M. Kobya, O. T. Can, M. Bayramoglu, 2003, J. Hazard. Mater, B100, 163.

M. Kobya, E. Senturk, M. Bayramoglu, 2006, J. Hazard. Mater., B133, 172.

Nabi Bidhendi, G.R., Torabian, A., Ehsani, H., Razmhah, N., Abbasi, M., 2007, International Journal or Environmental Research, 1, 3, 242-247.

Najafi, H., H.R., 2009, African Journal of Biotechnology, 8, 13, 3053-3059.

N. Adhoum, L. Monser, N. Bellakhal, J.-E. Belgaied, 2004, J. Hazard. Mater, B112, 207.

N. Adhoum, L. Monser, 2004, Chem. Eng. Process, 43, 1281.

Ngamlerdpokin, K., Kumjadpai, S., Chatanon, P., Tungmanee, U., Chuenchuanom, S., Jaruwat, P., Lertsathitphongs, P., Hunsom, M., 2011, Remediation of biodiesel wastewater by chemical- and electro-coagulation: A comparative study, Department of Chemical Technology, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Phaya Thai Rd., Bangkok 10330, Thailand Journal of Environmental Management 92 (2011) 2454e2460.

Oktav, E., Çatalkaya, E.Ç., Şengül, F., 2003, Zeytinyağı endüstrisi atıksularının kimyasal yöntemlerle arıtımı, DEU Mühendislik Fakültesi, Fen ve Mühendislik Dergisi, Cilt 5, Sayı 3, s.11-21.

Oluklu Mukavva Üreticileri Derneği (OMÜD), Yıllık Faaliyet Raporu

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Orkun, M., 2007, Katı atık sızıntı sularının elektrokimyasal yöntemlerle arıtımının incelenmesi, Yüksek lisans tezi, On Dokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Önen, M.O., 2002, Oluklu mukavva ambalaj ürünleri, Türkiye Kalkınma Bankası A.Ş., Sektörel Araştırmalar, Araştırma Müdürlüğü, Ankara, SA-02-2-5., 88s.
- Özbal, M., 2010, Taguchi ve deneysel tasarım metodu, Almatı.
- Özyonar, F., Karagözoğlu, B., 2011, Mezbahane Atıksularından KOİ, Yağ-Gres ve Bulanıklık Giderimi Üzerine Bir Çalışma: Kimyasal Koagülasyon Prosesiyle Ön Arıtımı, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Fakültesi Fen Bilimleri Dergisi, Cilt 32, No.1.
- Özyonar F., ve Karagözoğlu B., 2012, Elektrokoagülasyon Prosesi ile Tekstil Sanayi Atıksuyunun Arıtımı, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 28(1): 29-37.
- Özer, A., Şen, N., 2012, Fosforik Asitle Aktifleştirilen Fındık Kabuklarından Elde Edilen Aktif Karbonun Bazı Yüzey Özelliklerinin Belirlenmesi, Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü- Elazığ, 23279.
- Öztürk, T., Veli, S., Dimoğlu, A., Yıldız, M.A., 2010, Demir elektrotlu reaktörde KOİ, fosfat, renk ve bulanıklık giderimi, 9. Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi Özet Bildiri Kitabı, 337-338.
- Öztürk, İ., Timur, H., Koşkan, U., 2005, Atıksu arıtımının esasları, Evsel, endüstriyel atıksu arıtımı ve arıtma çamurlarının kontrolü.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Pekel, L.C., Akpınar, A., Zeybek, Z., Alpbaz, M., Hapoğlu, H., 2010, Çöktürme Yönteminin Kullanıldığı Tekstil Atıksu Arıtımında En Uygun Çöktürücünün Jar Testi Yöntemi ile Belirlenmesi, Ankara Üniversitesi, Ankara, 06100.
- Ruthven, D.M., 1984, Principles Of Adsorption And Adsorption Process, John Wiley And Sons, New York.
- Roussy, J., Chastellan, P., Vooren, M., Guibal, E., 2005, Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/ flocculation using biopolymers, Ecole des Mines d'Alès, Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel, 6 avenue de Clavières, F-30319 ALES cedex, France ; Société Diagonal, 490 Rue André Boulle, F-30100 ALES, France.
- Sanyılmaz, M., 2006, Deney tasarımı ve kalite geliştirme faaliyetlerinde taguchi yöntemi ile bir uygulama, Yüksek lisans tezi, Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kütahya.
- Samuk, B., Kabdaşlı, I., Karpuzcu, M., 2011, Alüminyum yüzey işleme endüstrisi proses atıksularından elektrokoagülasyon yöntemiyle florür giderimi, İTÜ Dergisi, Sayı 2, Cilt 21
- Sarıkaya, Y., 1993, Fizikokimya, Gazi Kitapevi, Ankara, 633-653
- Semerjian, L., Ayoub, G.M., 2003. High-pH-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. *Advances in Environmental Research*, 7:389-403.
- Somasundaran, P., Das, K. K., 1998, Flocculation and Selective Flocculation-An Overview, *Innovations in Mineral and Coal Processing*, A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield.
- Sektörel su ve atıksu istatistikleri, 2012, T.C Türkiye İstatistik Kurumu Başkanlığı, Haber Bülteni, 10824.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Selen, V., Tanyıldızı, M.Ş., Özer, D., 2012, Soya küspesi ile C.I. Reaktive Orange 4 boyarmaddesinin giderimi, Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü, Elazığ, 23279.
- Siretli, Ç., Özdenkçi, K., Polat, M., Polat, H., 2012, Ağır Metallerin Atık Sulardan Aktif Karbon Kullanılarak SDS Destekli Ayrımı, İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Bölümü, İzmir, 35430.
- Solak, M., 2007 Elektrokoagülasyon prosesi ile mermer atıksularının arıtılması, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Isparta.
- Şanlı, N., 2006, Deri sanayi atıksularının limyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Gebze.
- Şahin, Y., 2006, Asit boya banyosu atık sularının kimyasal proseslerle ön arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Şengül, F., Küçük, Y., 1995. Çevre Mühendisliğinde Fiziksel – Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler. D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Yayın No:153
- Şengül, F., 1989, Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması, MMF/ÇEV-85 EY 172, Ders Kitabı, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, İzmir.
- Taşdemir, T., Erdem, V., 2010, Flokülasyon yöntemi ile atıksudan askıda tanelerin giderimi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi Cilt:XXIII, Sayı:1.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Tatar, M., 2006, Demir elektrotlar kullanarak elektrokoagülasyon yöntemiyle sulu çözeltilerden SCN iyonlarının giderimi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı, Gebze.
- Tanyıldızı, M.Ş., 1999, Şeker Pancarı Küspesinden Aktif Karbon Elde Edilmesi, Karakterizasyonu Ve Cu(II) İyonlarının Adsorpsiyonunda Kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Ü. Fen Bil. Ens., 91 s.
- Tantekin, T., 2006, Malatya Tekstil Fabrikalarında Kullanılan Çeşitli Boyaların Atık Kayısından Elde Edilen Aktif Karbon İle Adsorpsiyonunun İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İnönü Ü. Fen Bil. Ens., 85 s.
- Taylan, H., 2011, Deney Tasarımı Raporu.
- Tekir, O.,2006, Fındık Zürafundan Aktif Karbon Eldesi Ve Bazı Ağır Metallerin İyonlarının Adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Ü., Fen Bil. Ens., 79 s.
- Tepe, Ö., Koçer, N.N., Dursun, A.Y., Uslu, G., Dursun, G., Hanay, Ö., 2010, Chemazol Reaktif Red 3BS.R.O.195 Boyarmaddesinin şeker pancarı küspesinden elde edilen aktif karbonla gideriminde adsorpsiyon kinetiğinin, Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği ve Kimya Mühendisliği Bölümü, Elazığ,
- Teirumnieks, E., Berzina-Cimdina, L., Malers, J., Pelcers, G., Teirumnieka, E., 2007, Environment Technology Resources Proceedings, 102-107.
- TMMOB 2. Su Politikaları Kongresi, Bildiriler Kitabı, 2006, İMO Kongre ve Kültür Merkezi, Ankara.
- Toröz, İ., S. Meriç., İ.Talınlı., Sarıkaya, H.Z., 1994. Bursa Organize Sanayi Bölgesinde Kirlenme Profili. İTÜ 4. Endüstriyel Kirlenme Profili Sempozyumu. İstanbul, 26-28 Eylül 1994, s.29-41.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Tripathy1, T. Ranjan De B., 2006, "Flocculation : A New Way to Treat the Waste Water, Journal of Physical Sciences, Vol. 10, pp 93 – 127.
- Tümsek, F., Avcı, Ö., 2010, Asit mavi 193 ve asit oranj 95 boyarmaddelerinin kil mineralleri üzerine çözültüden adsorpsiyonunun incelenmesi, 9. Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi Özet Bildiri Kitabı, 731-732.
- Türkoğlu, G., 2007, Dispers boya banyo atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Ün, Ü.T., Uğur, S., Koparal, A.S., Ögütveren, Ü.B., 2006, Electrocoagulation of olive mill wastewaters, Sep. Purif. Technol., 52 (1), 136-141.
- Veli, S., Öztürk, T., Dimoglo, A., 2007, Treatment of municipal solid wastes leachate by means of chemical- and electro-coagulation, Department of Environmental Engineering, University of Kocaeli, 41040 Kocaeli, Turkey, Separation and Purification Technology 61 (2008) 82–88.
- Verma, A.K., Dash, R.R., Bhunia, P., 2012, A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters, Department of Civil Engineering, School of Infrastructure, Indian Institute of Technology Bhubaneswar, Orissa 751 013, India, Journal of Environmental Management 93 (2012) 154e168.
- Velasquez, M.T.O., Monje-Ramirez, I., 2006, Combined pre-treatment of coagulation-ozonation for saline-stabilized landfill leachates, Ozone-Science & Engineering, 28, 5, 309-316.
- Vucinic, A.A., Zebic, M., Ruzinski, N., Berkovic, K., 2009, Transactions of Famena, 33, 2, 79-90.
- Wang, Y., Gao, B.Y., Yue, Q.Y., Wei, J.C., Zhou, W.Z., Gu, R., 2007, Color removal from textile industry wastewater using composite flocculants, Environmental Technology, 28, 6, 629-637.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Yalılı M., Kestioğlu K., Mert, B., 2006, Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 11, Sayı 1.
- Yavuz, Y., Koparal, A.S., Öğütveren, Ü.B., 2012, Elektrokimyasal Yöntemlerle Yemekhane Atıksuyunun Arıtımı, Anadolu Üniversitesi Çevre Sorunları Uygulama ve Araştırma Merkezi, 26555, Eskişehir.
- Yılmaz, K., 2010, Tekstil endüstrisi atıksularının magnezyum flokülasyonu ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı.
- Yılmaz, A.E., Boncukoğlu, R., Kocakerim, M.M., 2007, A quantitative comparison between electrocoagulation and chemical coagulation for boron removal from boron-containing solution, Atatürk University, Faculty of Engineering, Departments of Environmental and Chemical Engineering, 25240 Erzurum, Turkey, Journal of Hazardous Materials 149 (2007) 475–481
- Yildiz, Y.S., Koparal, A.S., Irdemez S., Keskinler, B., 2007, Electrocoagulation of synthetically prepared waters containing high concentration of NOM using iron cast electrodes, J. Hazard. Mater. B 139 (2007) 373–380.

ÖZGEÇMİŞ

Filiz Tezakıl 25.01.1981 tarihinde Eskişehir’de doğdu. Anadolu Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden 2005 yılında mezun olduktan sonra, 2008 yılında Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Kimya Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans programını bitirdi. Yüksek lisans programı sırasında “Eskişehir Doğal Afet Zararlarını Önleme ve Kentsel Gelişim Projesi”nde görev aldı. Aynı yıl Kimya Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda Doktora Programı’na başladı. Akademik öğreniminin yanında özel sektörde Yönetim Sistemleri ve Kalite alanında çalışmalarını devam ettiren Tezakıl, bununla birlikte İSG Uzmanı olarak da İş Sağlığı ve Güvenliği Yönetmeliği Kapsamında, risk analizi ve çalışanların eğitimi konularında çalışmalarda bulundu.

Şu anda Vaillant Group Türk DemirDöküm Fabrikaları A.Ş.’de kalite mühendisi olarak görev yapan Tezakıl, iyi derecede İngilizce bilmektedir. Temel ilgi alanları kimyasal teknolojiler, kuantum mekaniği, yönetim sistemleri, ölçüm sistemleri analizi ve iş güvenliğidir.