T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON VE KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMLERİ İLE ARITIMI

Heydar DOSTIYEV

DANIŞMAN
Doç. Dr. Zeren Beril ÖZÇELEP

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

İSTANBUL-2020

Bu çalışma, 5.05.2020 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği Programında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Doç. Dr. Zeren Beril ÖZÇELEP(Danışman)
İstanbul Üniversitesi–Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

Prof. Dr. İlda VERGİLİ
İstanbul Üniversitesi–Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

Prof. Dr. Mehmet ÇAKMAKÇI
Yıldız Teknik Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi

20.04.2016 tarihli Resmi Gazete'de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi–Cerrahpaşa'nın abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmamın oluşumunda, öncelikle bu tez çalışmasının konusunun belirlenmesi, atıksuyun temin edilmesi dahil hiçbir zaman ilgi ve desteğini esirgemeyen, karşılaştığım sorunların çözümünde bana yardım eden, bilgileri ile bana ışık tutan aynı zamanda tecrübelerinden önemli derecede yararlanma fırsatını sunan ve bu süreç boyunca büyük paya sahip saygıdeğer hocam kıymetli danışmanım Doç. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP'e sonsuz saygı ve şükranlarımı sunarım. İhtiyaç duyduğum zaman yardımlarını esirgemeyen Prof. Dr. İlda VERGİLİ ve Prof. Dr. Yasemin KAYA'ya içtenlikle teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım süresinde engin bilgisi ile deney düzeneklerinin sağlanmasında büyük katkısı bulunan, çalışmam boyunca bana karşı hep motive edici yönde tavır sergileyen ve yardımlarından çokça faydalandığım Dr.Gökhan BALCIOĞLU'na canıgönülden teşekkür ederim.

Laboratuvarda deneysel çalışmalarım esnasında benden yardımlarını esirgemeyen ve arkadaşlıklarını paylaşan değerli hocalarım Ar. Gör. İlknur YALÇIN ve Ar. Gör. Sümeyye HASANOĞLU'na en içten teşekkürlerimi sunarım.

Bu günlere gelebilmem için fedakârlıktan kaçınmayan, maddi ve manevi destekleri ile yanımda olan, bana güvenen sevgili aileme en içten sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Haziran 2020 **Heydar DOSTİYEV**

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ ..... **iv**
İÇİNDEKİLER ..... **v**
ŞEKİL LİSTESİ ..... **viii**
TABLO LİSTESİ ..... **xii**
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ ..... **xiv**
ÖZET ..... **xvii**
SUMMARY ..... **xix**
1. GİRİŞ **1**
2. GENEL KISIMLAR **4**
2.1. ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ 4
2.1.1. Şekerleme Endüstrisi Tanımı ve Üretim Prosesleri 4
2.1.2. Şekerleme Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu 10
2.1.3. Şekerleme Endüstrisi Atıksularının Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 14
2.2. KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESİ 18
2.2.1 Kimyasal Koagülasyon Prosesi Tanımı ve Mekanizması 18
2.2.2 Kimyasal Koagülasyon Prosesinin Avantajları ve Dezavantajları 24
2.2.3 Kimyasal Koagülasyon Prosesinde Kullanılan Koagülant Maddeler 25
2.3 ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ 31
2.3.1 Elektrokoagülasyon Prosesinin Tanımı ve Teorisi 32
2.3.2 Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları 35
2.3.3 Elektrokoagülasyon Prosesinde Kullanılan Elektrot Malzemesi Türleri 37
2.3.4 Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler 40
2.3.4.1 pH *41*
2.3.4.2 Akım Yoğunluğu *41*
2.3.4.3 İşletme Süresi *42*
2.3.4.4 Karıştırma Hızı *42*
2.3.4.5 Sıcaklık *42*
2.3.4.6 İletkenlik *43*
2.3.4.7 Elektrot Bağlantı Düzeni *43*
3. MALZEME VE YÖNTEM **47**
3.1 ÇALIŞMADA KULLANILAN ŞEKERLEME ATIKSUYUNUN KARAKTERİZASYONU 47

3.2 DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN KİMYASAL MADDELER, CİHAZLAR 48
3.2.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasal Maddeler 48
3.2.2. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Cihazlar 48
3.3 DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN ANALİZ YÖNTEMLERİ 49
3.3.1 pH 49
3.3.2 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) 49
3.3.3 İletkenlik 49
3.3.4 Askıda Katı Madde (AKM) 50
3.3.5. Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) 50
3.3.6. Renklilik Sayısı (RES) 50
3.3.7. Bulanıklık 51
3.3.8. Sülfat 51
3.3.9. Klorür 51
3.3.10. Toplam Fosfor 51
3.3.11. Toplam Kjheldal Azotu (TKN) 51
3.4 ÇALIŞMADA KULLANILAN KİMYASAL KOAGÜLASYON SİSTEMİ 51
3.4.1. Deney Düzeneği ve Deneysel Çalışma Planı 51
3.4.2. Kullanılan Hesaplamalar 53
3.5. ÇALIŞMADA KULLANILAN ELEKTROKOAGÜLASYON SİSTEMİ 54
3.5.1. Deney Düzeneği ve Deneysel Çalışma Planı 54
3.5.2. Kullanılan Hesaplamalar 55
4. BULGULAR 58
4.1. KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR 58
4.1.1. Kimyasal Koagülasyon Prosesi için Uygun pH Değerinin Belirlenmesi 58
4.1.2. Kimyasal Koagülasyon Prosesi için Uygun Koagülant Dozunun Belirlenmesi 65
4.2. ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR 71
4.2.1. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun pH Değerinin Belirlenmesi 72
4.2.2. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun Akım Yoğunluğu Değerinin Belirlenmesi 79
4.2.3. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun İşletme Süresi Değerinin Belirlenmesi 86
4.2.4. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun Elektrot Bağlantı Düzeninin Belirlenmesi 93

4.3. KİMYASAL KOAGÜLASYON VE ELEKTROKOAGÜLASYON İLE ELDE EDİLEN SONUÇLARIN KARŞILAŞTIRILMASI 101
5. TARTIŞMA VE SONUÇ 106
KAYNAKLAR 114
ÖZGEÇMİŞ 123

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Lokum üretimi akım şeması. 7

Şekil 2.2: Çikolata üretimi akım şeması. 8

Şekil 2.3: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması. 9

Şekil 2.4: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması. 10

Şekil 2.5: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması. 12

Şekil 2.6: Kolloid boyutları (Karcıoğlu, 2009). 19

Şekil 2.7: Yüklü (a) ve yüksüz (b) partiküllerin sıvı ortamda hareketleri. 20

Şekil 2.8: Negatif yüklü kolloidal bir tane etrafındaki çeşitli tabakalar ve yük diyagramı. 21

Şekil 2.9: Kimyasal koagülasyon prosesi. 23

Şekil 2.10: Alüminyumun ortam pH'sına bağlı olarak çözünme diyagramı (Jiang ve diğ., 2002). 27

Şekil 2.11: Kimyasal koagülantlar (Özyonar, 2007). 29

Şekil 2.12: Doğal koagülantlar (Özyonar, 2007). 30

Şekil 2.13: Sulu ortamda Fe kompleksleri ve pH ilişkisi. 39

Şekil 2.14: Paralel bağlı monopolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006). 44

Şekil 2.15: Seri bağlı monopolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006). 45

Şekil 2.16: Seri bağlı bipolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006). 46

Şekil 3.1: Çalışmada kimyasal koagülasyon prosesinde kullanılan jar testi cihazı 52

Şekil 3.2: Tez çalışmasında kullanılan elektrokoagülasyon sisteminin fotoğrafı 54

Şekil 4.1: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri. 61

Şekil 4.2: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri. 61

Şekil 4.3: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 62

Şekil 4.4: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 62

Şekil 4.5: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen çamur miktarları. 63

Şekil 4.6: Demir sülfat ve demir klorür ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon prosesinin işletme maliyetleri. 64

Şekil 4.7: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen KOİ giderim verimleri. 67

Şekil 4.8: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen AKM giderim verimleri. 68

Şekil 4.9: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 68

Şekil 4.10: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 69

Şekil 4.11: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında meydana gelen çamur miktarları. 70

Şekil 4.12: Demir sülfat ve demir klorür ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon prosesinin işletme maliyetleri. 70

Şekil 4.13: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri. 73

Şekil 4.14: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri. 74

Şekil 4.15: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 74

Şekil 4.16: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 75

Şekil 4.17: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri. 75

Şekil 4.18: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri. 76

Şekil 4.19: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri 77

Şekil 4.20: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri. 77

Şekil 4.21: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri. 78

Şekil 4.22: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen çamur miktarları. 78

Şekil 4.23: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri. 80

Şekil 4.24: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri. 81

Şekil 4.25: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 81

Şekil 4.26: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 82

Şekil 4.27: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri. 82

Şekil 4.28: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri. 83

Şekil 4.29: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri. 84

Şekil 4.30: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri. 84

Şekil 4.31: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri. 85

Şekil 4.32: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen çamur miktarları. 85

Şekil 4.33: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri. 87

Şekil 4.34: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri. 87

Şekil 4.35: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 88

Şekil 4.36: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 88

Şekil 4.37: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri. 89

Şekil 4.38: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri. 89

Şekil 4.39: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri. 90

Şekil 4.40: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri. 91

Şekil 4.41: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri. 91

Şekil 4.42: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen çamur miktarları. 92

Şekil 4.43: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen KOİ giderim verimleri. 95

Şekil 4.44: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen AKM giderim verimleri. 96

Şekil 4.45: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen bulanıklık giderim verimleri. 96

Şekil 4.46: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen RES_{436} giderim verimleri. 97

Şekil 4.47: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen sülfat giderim verimleri. 97

Şekil 4.48: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen klorür giderim verimleri. 98

Şekil 4.49: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri. 99

Şekil 4.50: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen enerji tüketimleri. 99

Şekil 4.51: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen işletme maliyetleri. 100

Şekil 4.52: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen çamur miktarları. 100

Şekil 4.53: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için belirlenen çamur miktarları. 104

Şekil 4.54: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için belirlenen işletme maliyetleri. 104

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Türkiye'de 2006–2013 yıllarında şekerleme üretimi (TÜİK, 2019). 5

Tablo 2.2: Şekerleme mamullerinin üretim miktarları (TÜİK, 2019). 6

Tablo 2.3: Şeker ve çikolata üretiminde birim ürün başına tüketilen su miktarları (Dağlı ve diğ., 2019). 11

Tablo 2.4: Literatürde farklı çalışmalarda kullanılan şekerleme atıksularına ait karakterizasyonlar. 13

Tablo 2.5: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği şeker üretimi ve benzerleri deşarj limitleri. 14

Tablo 2.6: Tanecik çapları ve çökelme hızları. 22

Tablo 2.7: Elektrokoagülasyon prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar (Öztürk, 2006). 33

Tablo 2.8: Sulu ortamda oluşan Al^{+3} hidroksil kompleks türleri (Özgürses, 2003). 38

Tablo 2.9: Fe^{+3} ve Fe^{+2} sulu ortamda oluşan hidroksil kompleks türleri. 38

Tablo 2.10: Elektrokoagülasyonda demir elektrotlarının oluşturduğu mekanizmalar. 40

Tablo 3.1: Anaerobik arıtılmış atıksuyun karakterizasyonu. 47

Tablo 4.1: Demir sülfat ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 59

Tablo 4.2: Demir klorür ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 60

Tablo 4.3: Demir sülfat ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 65

Tablo 4.4: Demir klorür ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 66

Tablo 4.5: Demir elektrot ile farklı pH değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 72

Tablo 4.6: Demir elektrot ile farklı akım yoğunluğu değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 79

Tablo 4.7: Demir elektrot ile farklı işletme süresi değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 86

Tablo 4.8: Demir elektrot ile MP–P elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 93

Tablo 4.9: Demir elektrot ile MP–S elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 94

Tablo 4.10: Demir elektrot ile BP–S elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları. 94

Tablo 4.11: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile edilen arıtılmış atıksuyun karakterizasyonu ve giderim verimleri. 102

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler		Açıklama
α	:	Spektral absorbsiyon değeri
A	:	Dalga boyunda su numunesinin ekstinksiyonu
a	:	Koagülant birim fiyatı
A_e	:	Aktif elektrot yüzey alanı
b	:	Kimyasal madde birim fiyatı
C_E	:	Akım verimi
C_{enerji}	:	Enerji tüketimi
C_f	:	Atıksudaki kirletici madde konsantrasyonu
$C_{kimyasal}$	:	kimyasal madde tüketimi
$C_{koagülant}$	:	koagülant madde tüketimi
C_0	:	Deney sonunda süpernatant fazındaki kirletici madde konsantrasyonu
d	:	Numunenin kalınlığı
El	:	Belirli dalga boyunca ekstinksiyon
F	:	Faraday Sayısı
f	:	Spektral absorbsiyon değeri
I	:	Akım şiddeti
J	:	Akım yoğunluğu
m	:	Teorik akım verimi
M_{act}	:	Ölçülen akım verimi
$m_{elek,f}$	:	Elektrotların deney sonrası ağırlığı
$m_{elek,i}$	:	Elektrotların deney öncesi ağırlığı
n	:	Çözünen metalin tesir değerliği
q	:	Akım miktarı

Q_p	:	Oluşan ürünün harcadığı yük
Q_t	:	Toplam harcanan yük
R_{EK}	:	Elektrokoagülasyon prosesi kirletici madde giderim verimi
R_{KK}	:	Kimyasal koagülasyon prosesi kirletici madde giderim verimi

Kısaltmalar	Açıklama
A	: Amper
AC	: Alternatif akım
AKM	: Askıda katı madde
Al	: Alüminyum
BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
BP-S	: Seri bağlı bipolar sistem
DC	: Doğru akım
dk	: Dakika
EC	: Elektrokogülasyon
EDTA	: Etilendiamintetraasetikasit
EPA	: Environmental Protection Agency
F/M	: Besi/mikroorganizma oranı
Fe	: Demir
İSKİ	: İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
L	: Litre
mg	: Miligram
MP-P	: Paralel bağlı monopolar sistem

MP-S	:	Seri bağlı monopolar sistem
mV	:	Milivolt
NTU	:	Bulanıklık Birimi
OYH	:	Organik yükleme hızı
pH	:	Çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyon
RES	:	Renklilik katsayısı
rpm	:	Revolutions per minute (Dakikadaki devir sayısı)
SKKY	:	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
sn	:	Saniye
TKM	:	Toplam katı madde
TKN	:	Toplam kjheldal azotu
TP	:	Toplam fosfor
TÜİK	:	Türkiye İstatistik Kurumu
UAKM	:	Uçucu askıda katı madde
V	:	Volt
WHO	:	Dünya Sağlık Örgütü
ZSF	:	Balık biyodeneyi

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON VE KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMLERİ İLE ARITIMI

Heydar DOSTIYEV

İstanbul Üniversitesi–Cerrahpaşa

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Zeren Beril ÖZÇELEP

Bu çalışmada anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme endüstrisi atıksuyunun kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtılabilirliğinin karşılaştırmalı olarak araştırılması amaçlanmıştır. Çalışmanın ilk bölümünde, demir klorür ($FeCl_3.6H_2O$) ve demir sülfat ($FeSO_4.7H_2O$) koagülantları kullanılarak gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon prosesinde atıksuyun pH'sı (4–10) ve koagülant dozunun (50–2500 mg/L) kirletici madde giderim verimi, işletme maliyeti ve çamur oluşumu üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Kullanılan koagülantlar için uygun pH değeri ve koagülant dozu belirlenmiştir. Uygun pH değeri ve koagülant dozu; demir sülfat için 9 ve 550 mg/L ve demir klorür için 8 ve 1500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Kimyasal koagülasyon prosesinde etkili mekanizmanın süpürme koagülasyonu olduğu belirlenmiştir. Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ile demir sülfat için %62 KOİ, %69 AKM, %67 bulanıklık, %93 RES_{436}, %14 klorür giderimi, demir klorür için %65 KOİ, %84 AKM, %78 bulanıklık, %93 RES_{436}, %77 sülfat giderimi elde edilmiştir. İşletme maliyetleri demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla

1.6 TL/m^3 ve 3.2 TL/m^3 olarak bulunmuştur. Çalışmanın ikinci bölümünde, demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesinde farklı pH (4–10), akım yoğunluğu (10–150 A/m^2), işletme süresi (15–105 dakika) ve elektrot (MP–P, MP–S ve BP–S) bağlantı düzeninde çalışılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinde; pH:8; akım yoğunluğu: 90 A/m^2, işletme süresi: 75 dakika, bağlantı düzeni: MP–P uygun çalışma şartları olarak tespit edilmiştir. Bu şartlarda %77 KOİ, %93 AKM, %92 bulanıklık, %93 RES_{436}, %84 sülfat ve %60 klorür giderimi sağlanmıştır. İşletme maliyeti ve çamur miktarı ise 23.3 TL/m^3 ve 3.7 kg/m^3 olarak bulunmuştur. Çalışmanın üçüncü bölümünde kimyasal koagülasyon prosesi ve elektrokoagülasyon prosesleri için belirlenen uygun işletme şartlarında elde deney sonuçları giderim verimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları esas alınarak karşılaştırılmıştır. Sonuç olarak, anaerobik arıtma sonrasında uygulanan elektrokoagülasyon prosesinin kimyasal koagülasyona göre daha etkili bir arıtma yöntemi olmasına rağmen daha maliyetli bir proses olduğu görülmüştür. Elektrokoagülasyon prosesi ile alıcı ortama deşarj limitleri sağlanmıştır.

Haziran 2020, ... sayfa.

Anahtar kelimeler: Şekerleme endüstrisi atıksuyu, kimyasal koagülasyon, elektrokoagülasyon, arıtılabilirlik.

SUMMARY

M.Sc. THESIS

TREATMENT OF CONFECTIONERY WASTEWATER WITH ELECTROCOAGULATION AND CHEMICAL COAGULATION PROCESSES

Heydar DOSTIYEV

Istanbul University–Cerrahpaşa

Institute of Graduate Studies

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assist. Prof. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP

In this study, it was aimed to comparative research the treatability of anaerobically treated confectionery industry wastewater with chemical coagulation and electrocoagulation processes. In the first step of this thesis, the effects of wastewater pH (4–10) and coagulant dosage (50–2500 mg/L) on removal efficiency, operating cost and sludge amount were investigated for chemical coagulation process by using ferric chloride ($FeCl_3.6H_2O$) and ferrous sulphate ($FeSO_4.7H_2O$). Optimum pH and coagulant dosage was determined as 9, 550 mg/L for ferrous sulphate and 8, 1500 mg/L for ferric chloride. Sweep coagulation was the main mechanism for chemical coagulation process. 62% COD, 69% SS, 67% turbidity, 93% DFZ_{436}, 14% chloride removal efficiencies for ferrous sulphate and 65% COD, 84% SS, 78% turbidity, 93% DFZ_{436}, 77% sulphate removal efficiencies for ferric chloride were determined under optimum pH and coagulant dosage. Operating costs were found as 1.6 TL/m^3 and 3.2 TL/m^3 for ferrous sulphate and ferric chloride, respectively. In the second step of this thesis,

electrocoagulation process was applied under the different wastewater pH (4–10), current density (10–150 A/m^2), operating time (15–105 minute) and electrode connection mode (MP–P, MP–S and BP–S) using ferrous electrode. Optimum values were found as pH:8; current density: 90 A/m^2, operating time: 75 minute, electrode connection mode: MP–P. 77% COD, 93% SS, 92% turbidity, 93% DFZ_{436}, 84% sulphate, 60% chloride removals were obtained with optimum operating conditions. The operating cost and sludge amount was found as 23.3 TL/m^3 and 3.7 kg/m^3, respectively. In the last step of this thesis, chemical coagulation and electrocoagulation processes were compared based on removal efficiencies, sludge amounts and operating costs. As a conclusion, electrocoagulation process was determined as effective process though it was high cost process for anaerobically treated confectionery wastewater.

June 2020, ... pages.

Keywords: Confectionery industry wastewater, chemical coagulation, electrocoagulation, treatability.

1. GİRİŞ

Günümüzde artan nüfus ve gelişen teknolojilerle beraber dünyada olduğu gibi ülkemizde de endüstriyel üretim giderek artış göstermektedir. Endüstriyel üretim için vazgeçilmez bir doğal kaynak olan su, üretimin artışına paralel olarak artan miktarda tüketilmektedir. Bu durum, meydana gelen atıksu miktarında ve atıksuyun içerdiği kirletici yükünde de artışa neden olmaktadır. Endüstriyel atıksular arıtılmadan yüzeysel sulara deşarj edildiklerinde alıcı ortamdaki ekolojik dengeyi bozarak geri dönüşümü mümkün olmayan tahribatlara neden olabilmektedir. Bu nedenle endüstriyel atıksuların alıcı ortama deşarj edilmeden önce yasal mevzuatlarda belirtilen deşarj limit değerlerini sağlayacak şekilde arıtılmaları, su kaynaklarının korunarak sürdürülebilirlik ilkesi hedefleri doğrultusunda gelecek kuşaklara da aktarılması açısından büyük bir önem taşımaktadır.

Şekerleme endüstrisi, gıda endüstrisinin alt dallarından bir tanesi olup Türkiye'de yaygın olarak üretim yapmaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu'nun (TÜİK) 2016 yılındaki verileri doğrultusunda Türkiye'de yıllık 1700000 ton şekerleme üretimi yapılmaktadır (Önder, 2016). Şekerleme endüstrisinde esas olarak lokum, akide şekeri, şekerli–şekersiz sakız, jelibon, çikolata, yumuşak–dolgulu–dolgusuz şekerleme, ezme gibi ürünler üretilmektedir. Farklı özellikte ürünler üretilmesine rağmen temel olarak kullanılan hammaddeler arasında şeker (şeker pancarı/glikoz), su ve lezzet verici maddeler yer almaktadır. Bunların yanı sıra ürünlerin kaplanmasında kullanılan kuruyemişler, kakao ve kakao yağı da diğer kullanılan maddeler arasında bulunmaktadır (Erşahin ve diğ., 2012). Şekerleme endüstrisinde su; hamur hazırlama, şurup hazırlama, ağartma, pastörizasyon, kaplama ve soğutma gibi işlemlerde kullanılmaktadır. Bu işlemler sonucunda oluşan atıksular, üretim sırasında kullanılan sitrik asit nedeniyle asidik özellik taşımaktadır (Karagül, 2012 ve Yıldız, 1995). Ayrıca, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) yüksek olan atıksular oluşmaktadır. Biyolojik olarak parçalanabilirliği de kolay olan bu atıksular yüksek konsantrasyonda organik madde içermektedirler. Literatürde şekerleme atıksularının karakterizasyonu ile ilgili yapılan çalışmalarda KOİ değerlerinin 21000 mg/L'ye kadar çıktığı görülmektedir (Cocci ve diğ., 1990). Yüksek konsantrasyonda organik madde içermeleri nedeniyle biyolojik arıtma prosesleri şekerleme atıksularının arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyolojik proseslerden anaerobik arıtma prosesinin kullanımı tercih edilmektedir (Özgün ve diğ., 2012).

Literatürde şekerleme atıksularının arıtılmasına ilişkin çalışmalar incelendiğinde az sayıda çalışmanın yapıldığı dikkati çekmektedir. Bu çalışmaların bazılarında aerobik (El–Gohary ve

diğ., 1999; El–Diwani ve diğ., 2000) ve anaerobik biyolojik arıtma prosesleri (Özgün ve diğ., 2012; Beal ve Raman, 2000; Berardino ve diğ., 2000; El–Gohary ve diğ., 1999) kullanılmıştır. Anaerobik arıtma prosesi ile aerobik arıtma prosesine göre daha yüksek giderim veriminin elde edildiği belirtilmiştir (El–Gohary ve diğ., 1999). Fakat, anaerobik arıtma ile arıtılmış atıksuyun KOİ değerinin deşarj standartlarını sağlayamadığı belirtilmiştir. Şekerleme endüstrisi atıksularının organik madde konsantrasyonu yüksek olması nedeniyle tek kademeli bir biyolojik arıtma prosesinin atıksuyun alıcı ortama deşarjı için yeterli olamamaktadır. Şekerleme atıksuyunun aerobik membran biyoreaktör kullanılarak arıtıldığı çalışmada (Phuong ve diğ., 2018) %98 KOİ giderimi elde edilirken arıtılmış atıksuyun renk parametresi açısından deşarj limitlerini sağlayamadığı belirtilmiştir. Literatürde elektrokoagülasyon ile şekerleme atıksularının arıtıldığı çalışmalarda %60 KOİ giderimi elde edilmiştir (Qasim ve diğ., 2013; García–Morales ve diğ., 2018). Bu çalışmalarda Al elektrotun kullanıldığı, işletme şartlarının optimize edilmediği ve elektrokoagülasyon prosesinin ham atıksuya uygulandığı dikkati çekmektedir. Toröz ve diğ. (1997) tarafından yapılan bir çalışmada, şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon ve aerobik biyolojik arıtmadan oluşan iki kademeli bir arıtma prosesi ile arıtımı araştırılmış ve %96–97 KOİ giderimi elde edilmiştir. Bilgimiz dahilinde, anaerobik olarak arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon ya da elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtımına ilişkin yapılmış bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu çalışmada, anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme endüstrisi atıksuyunun kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtılabilirliğinin karşılaştırmalı olarak araştırılması amaçlanmıştır. Böylece bu tür atıksuların iki kademeli arıtımı için alternatif bir arıtma teknolojisinin ortaya konulması hedeflenmiştir. Tezde gerçekleştirilen deneysel çalışmalar aşağıda belirtilen kapsamda yürütülmüştür:

Çalışmanın ilk bölümünde, anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon prosesi kullanılarak arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla yapılan deneysel çalışmalarda koagülant olarak demir klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) ve demir sülfat ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) kullanılmıştır. Atıksuyun pH değerinin ve koagülant dozunun kirletici madde giderim verimi, işletme maliyeti ve çamur oluşumu üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Kullanılan koagülantlar için uygun pH değeri ve koagülant dozu tespit edilmiştir. Çalışmanın ikinci bölümünde ise anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokimyasal koagülasyon prosesi kullanılarak arıtılabilirliği çalışılmıştır. Bu amaçla demir elektrot kullanılarak yapılan deneysel çalışmalarda atıksuyun pH değeri, akım yoğunluğu,

işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeninin kirletici madde giderimine, işletme maliyetine ve çamur oluşumuna etkileri değerlendirilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi için uygun pH, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeni belirlenmiştir. Çalışmanın son bölümünde kimyasal koagülasyon prosesi ve elektrokoagülasyon prosesleri için belirlenen uygun işletme şartlarında elde deney sonuçları giderim verimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları esas alınarak karşılaştırılmıştır. Anaerobik arıtmayı takiben kimyasal koagülasyon veya elektrokoagülasyon ile artılan atıksuyun alıcı ortama deşarj edilebilirliği değerlendirilmiştir.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ

2.1.1. Şekerleme Endüstrisi Tanımı ve Üretim Prosesleri

Nüfus ve gelişen teknoloji ile birlikte hem Dünya ülkelerinde hem de Türkiye'de, su ihtiyacı gitgide artmaktadır. Artan su ihtiyacı ile birlikte tüketilen su miktarı da artmakta ve bu nedenle su kaynakları da hızla azalmaktadır. Günümüzde tüketilen suyun belirli bir kısmı endüstrilerden kaynaklanmaktadır. Endüstrilerden çıkan atıksular tekrar alıcı ortamlara deşarj edilmektedir. Bu sular, deşarj edildikleri alıcı ortamın ekolojik dengesini bozmakta ve ciddi hasarlara sebep olmaktadır. Bu atıksular öncelikle arıtılmalı ve yasal deşarj limit değerlerine düşürülmeli, daha sonra alıcı ortama deşarj edilmelidir.

Gün geçtikçe artan su tüketimi ile arıtma ihtiyacı artan endüstrilerden bir tanesi de şekerleme endüstrisidir. Şekerleme endüstrisi gıda endüstrisinin 14 alt sektöründen en çok işletmeye sahip 7 alt sektörüdür ve oldukça geniş bir ürün yelpazesine sahiptir (Kuşat ve Kösekahyaoğlu, 2011).

Türk şekerlemeciliğinin başlangıcı, bölgeden sağlanan hammaddeler ile işleyen küçük imalathanelerde üretilen lokum ve helva gibi geleneksel Türk şekerlemeleri ile başlamıştır. Türkiye'nin neredeyse her ilinde ve ilçesinde şekerli ve çikolatalı ürünler üretilmekte, sektörde büyük, orta ve küçük işletmeler birlikte yer almaktadır. Yabancı sermayeli firmaların da faaliyette bulunduğu sektörde, lokum, helva ve şekerleme üretiminin büyük bir bölümü küçük ölçekli işletmelerce; ciklet, çikolata ve çikolata mamullerinin tamamına yakını ise 50 ve daha fazla işçi çalıştıran işletmelerce gerçekleştirilmektedir (T.C Ekonomi Bakanlığı, 2017).

Türkiye'de şekerleme sektörü 3 milyar doların üzerinde olan ve yaklaşık 200 ülkeye yılda yüz milyonlarca dolarlık ihracat yapan bir sektördür (Dağlı ve diğ., 2019). Bu nedenle yıllar geçtikçe talep miktarıyla doğru orantılı olarak üretim miktarı da artmaktadır. 2006–2013 yılları arasında şekerleme mamulleri üretim miktarları Tablo 2.1'de verilmiştir.

Tablo 2.1: Türkiye'de 2006–2013 yıllarında şekerleme üretimi (TÜİK, 2019).

Yıl	Ürün (TON)		
	Bisküvi	**Çikolata**	**Şekerli Mamuller**
2006	464000	269000	208000
2007	526000	288000	217000
2008	670000	363000	24000
2009	614000	363000	239000
2010	602000	409000	229000
2011	653000	453000	276000
2012	669000	495000	305000
2013	724000	554000	370000

TÜİK'ten alınan verilere göre, şekerli mamullerin üretimi 2006–2013 periyodu arasında neredeyse iki kat artmıştır. Şekerli Mamuller, bisküvi ve çikolata üretimine nispeten daha az olsa da, 200 bin ton üretimle dikkate alınması gereken bir değerdedir.

Tablo 2.2'de şekerli mamullerden çikolatalı şekerlemeler, şekerleme formundaki sakızlar ve diğer şekerleme mamulleri için üretim miktarları 2005–2017 yılları arasında ton cinsinden verilmiştir.

Tablo 2.2: Şekerleme mamullerinin üretim miktarları (TÜİK, 2019).

Tarih	Çikolatalı Şekerlemeler (Doldurulmuş Olanlar, Kalıp, Dilim veya Bar Halinde Olanlar ile Çikolatalı Bisküviler ve Çikolatalar Hariç) (ton)	Şekerleme Formundaki Sakızlar, Meyve Jelli ve Meyve Ezmeli Şekerlemeler (Çiklet Hariç) (ton)	Diğer Şekerleme Mamulleri (Kakao İçermeyen) (ton)
2005	*	15697	54081
2006	*	22514	69488
2007	*	34769	67551
2008	*	44995	77867
2009	*	46283	66617
2010	*	52445	64705
2011	18712	54044	79204
2012	11551	62558	77083
2013	19121	89031	90547
2014	26545	90895	95002
2015	51882	83311	99692
2016	19670	94014	94730
2017	5570	100821	116103

* Değerler verilmemiş

TÜİK'ten alınan üretim miktarı değerleri dikkate alındığında, şekerleme formundaki sakızlar, meyve jelli ve meyve ezmeli şekerlemeler ve kakao içermeyen diğer şekerleme mamullerinde 2005–2017 yılları arasında bir artış gözlemlenmektedir.

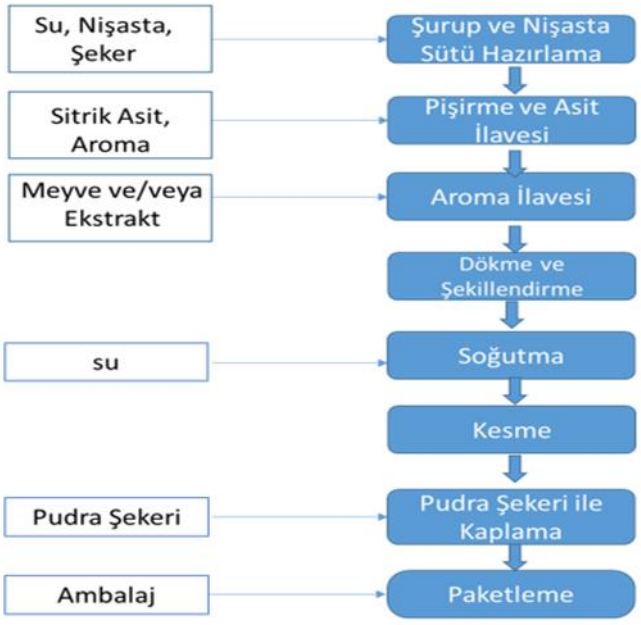
Şekerleme endüstrisi bünyesinde yumuşak veya sert şekerler, dolgulu–dolgusuz şekerler, çeşitli sakızlar, farklı çikolata ve türevi ürünler, kaplamalı ürünler, drajeler yer almaktadır (Manjula ve Suneetha, 2014). Bu endüstri bünyesinde üretilen şekerlemeler çeşitli olmasına rağmen, temel bileşenleri genellikle karbonhidrat türevleridir. Monosakkaritler, oligosakkaritler ve polisakkaritler bu türevler içerisinde yer almaktadır. En çok kullanılan tatlandırıcılar arasında dekstroz, früktoz şurubu, sakkaroz, glikoz şurubu ve invert şeker yer alır. Sorbitol, mannitol, izomalt, maltitol, ksilitot gibi şeker alkolleri ve yüksek yoğunluklu yapay tatlandırıcılar olan aspartam, asesülfam potasyum ve sükraloz gibi tatlandırıcılar ise son dönemlerde sıklıkla tercih edilen diyabetik ürünlerin üretiminde kullanılmaktadır

(Chattopadhyay ve diğ., 2014; Grembecka, 2015). Şeker olarak ise yapı olarak karbonhidrat ana yapılı şeker, şeker pancarı veya şeker kamışının özel yöntemler kullanılarak rafine edilmesi ile hazırlanmaktadır. Bu üretimin en önemli maddelerinden biri de glikozdur. Şekerin kristalize olmasında etkilidir ve işlenmesi konusunda kolaylık sağlamaktadır. Su ve muhtelif türde tat ile koku veren katkı maddeleri, aynı zamanda çeşitli kuru ve yaş meyveler de şekerleme endüstrisinde kullanılabilen ana hammaddelerdir (Yıldız, 1995; Toröz ve diğ., 1997).

Şekerlemeler genellikle eritme, pişirme, şekillendirme, soğutma ve ambalajlama işlemlerinden geçirilerek üretilmektedir. Modern üretim teknolojisi kullanan işletmelerde her ürün çeşidi için ayrı üretim hattı kullanılmakta ve şekerli ve çikolatalı mamul satışlarının mevsimsel özellikler göstermekte, özellikle kış aylarında ve dini bayramlarda talebin en yüksek seviyeye ulaşmaktadır.

Türk Gıda Kodeksi'ne göre şekerlemeler 11 ana başlıkta yer almaktadır. Bunlar; sert şekerlemeler, yumuşak şekerlemeler, jöle şekerlemeler, draje şekerlemeler, tablet şekerler, meyve şekerlemeleri, badem ezmesi ve benzerleri, koz helva, nuga ve benzerleri, fondan, krokan ve dolgulu şekerleme ürünleridir.

Şekerleme çeşitlerinden biri olan lokumun üretiminde, şeker, su, mısır nişastası, doğal meyve aromaları, asit ve doğal/yapay renklendiriciler kullanılmaktadır (Dağlı ve diğ., 2019). Çeşitli aromalarla tatlandırılan lokumlar da çeşitlerine göre esanslarla zenginleştirilmektedir. Lokum



Şekil 2.1: Lokum üretimi akım şeması.

üretim şeması Şekil 2.1'de verilmiştir (Dağlı ve diğ., 2019).

Lokum Üretimi için şeker, su ve nişasta karıştırılır ve kaynatılır. Kaynama esnasında bu karışıma kristallenmesinin engellenmesi amacıyla asit eklenerek şekillendirme aşamasına geçilir. Lokuma aroma ilavesi yapılacak ise bu şekillendirme aşamasından önce karışıma doğal meyve veya bitkisel meyve ekstratları eklenmelidir. Şekillendirme ve kalıba dökme işleminden sonra 3–4 saat soğutma işlemi gerçekleştirilir. Soğutulan lokum kesme aşamasına geldikten sonra pudra şekeri ile kaplanarak paketlenir.

Bir diğer şekerleme mamülü olan çikolata üretimi için, kakao çözeltisi, tatlandırıcılar, şeker, kakao yağı, süt tozu, süt kırıntısı, emülgatörler ve tereyağı kullanılmaktadır. Üretim geleneksel olarak melanjör adı verilen bir cihazda gerçekleştirilmektedir. Çikolata üretim

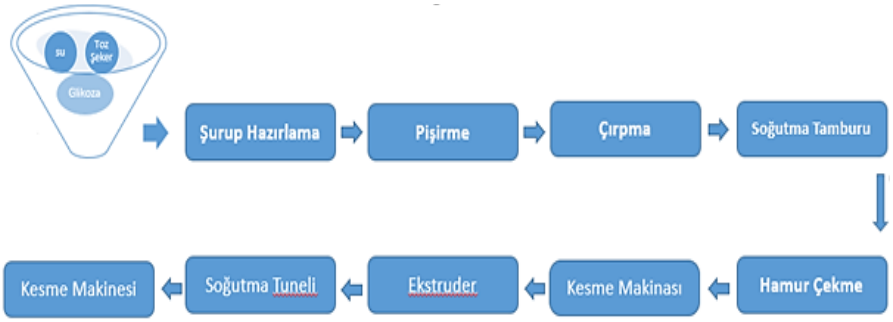


Şekil 2.2: Çikolata üretimi akım şeması.

şeması Şekil 2.2'de verilmiştir (Dağlı ve diğ., 2019).

Çikolata üretimi için; kakao tozu, süt tozu ve süt yağı gibi ana maddeler karıştırılır ve karışımdaki kakao katı partiküllerinin boyutunu azaltmayı ve kıvamını iyileştirmeyi amaçlayan rafinasyon işlemine geçilir. Rafine edilmiş ürün, konçlama adı verilen malzemenin istenen fiziksel şartlara gelmesi için yaşlandırılarak lezzetinin iyileştirilmesi aşamasına geçer. Karıştırma, rafinasyon, konçlama ve temperleme işlemleri melanjör adı verilen ve bu adımların hepsinin tek bir yerde uygulayabilen bir cihazda gerçekleşir. Daha sonra çikolatalar kalıplara dökülerek şekillendirilir ve soğutulur (Dağlı ve diğ., 2019).

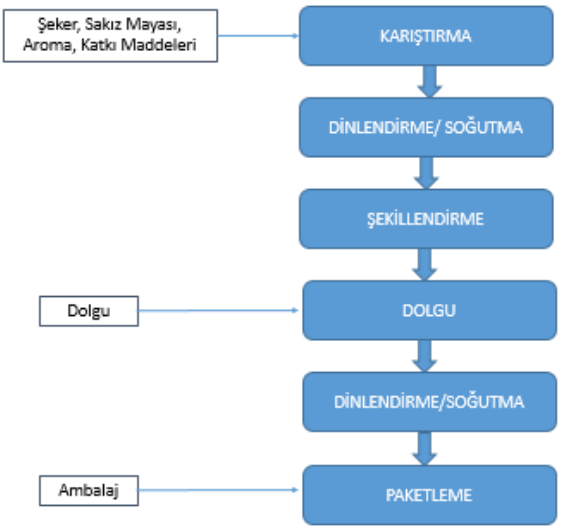
Şekerleme endüstrisi ürünlerinden biri olan yumuşak şekerlemeler, marşmelov, fudge, fondan, karamel, toffee, jöle, nugat, draje, badem ezmesi, cezerye, lokum ve benzerleri ürünlerden oluşmaktadır ve bu ürünlerin üretilmesi sırasında değil, kullanılan malzemelerin ve aletlerin temizlenmesi aşamasında atıksu oluşumu görülmektedir. Yumuşak şekerleme üretim şeması Şekil 2.3'te verilmektedir (Dağlı ve diğ., 2019).



Şekil 2.3: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması.

Yumuşak şeker üretim prosesinde ilk olarak toz şeker, su ve glikoz daha önce belirlenmiş miktarlarda alınarak yumuşak şekerin alt yapısını oluşturacak şurup hazırlama işlemi gerçekleştirilir. Bu işlem belirli bir buhar basıncı altında gerçekleştirilmektedir. Daha sonra oluşan şurup pişirme kazanlarına alınır ve hamur haline gelir. Bu hamura basınçlı hava verilerek çırpma kazanına alınır. Bu kazanda içerisinde bazı bazik katkı maddeleri eklenir ve basınçlı hava ile çırpma işlemi gerçekleştirilir. Oluşan hamur soğutma tamburuna alınarak soğutulur ve hamur çekme makinesine iletilir. Otomatik pistonlarla çalışan çekme makinesinde düz hale gelen hamur kesme makinesinde istenilen boyutlarda kesilir ve ekstrüderde ince rulolar haline getirilir. Bu ince rulolar soğutma tünelinden geçirilerek soğutulur. Bu işlem sonrasında son şekillerini almak üzere kesme makinesine aktarılır ve daha sonrasında da paketleme işlemi gerçekleştirilerek üretim tamamlanır (Yıldız, 1995).

Şekerleme endüstrisinde üretilen ürünlerden biri de sakız ve dolgulu sakızlardır. Sakız imalatı şekersiz, şekerli veya tatlandırıcı ilaveli sakız olarak yapılmakta olup istenilen özellikle hazırlanarak farklı şekil, renk ve kaplamalarda üretilebilmektedir. Sakız ve dolgulu sakız üretim şeması Şekil 2.4'te verilmektedir (Dağlı ve diğ., 2019).



Şekil 2.4: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması.

Sakız imalatında şekersiz sakız üretiminde sakız mayası, katkı maddeleri ve isteğe göre eklenilecek olan aroma maddeleri belirli bir sıcaklıkta karıştırılır ve hamur oluşturulur. Bu hamur daha sonra dinlendirme tezgahlarında soğutma aşamasına alınır. Dinlendirme tezgahlarından alınan hamur ekstrüderden geçirilerek istenilen şekle uygun hale getirilir ve küçük parçalara ayrılarak paketlenir. Şekerli sakız üretiminde ise aynı süreç uygulanmaktadır fakat tek fark, üretimin ilk aşamasında sakız mayası, katkı maddeleri ve isteğe göre eklenilecek olan aroma maddelerinin yanı sıra, sakkaroz, glikoz, früktoz, glikoz şurubu, früktoz şurubu ve invert şeker ilavesi yapılmasıdır (Dağlı ve diğ., 2019).

2.1.2. Şekerleme Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu

Şekerleme endüstrisinin bir üst basamağı olan gıda endüstrisi, yüksek atıksu miktarı ve içerdiği kirleticiler açısından su kirliliğine sebep olan sektörlerden biridir. Çikolata ve şekerleme imalatını barındıran şekerleme endüstrisi de yüksek organik madde içeren atıksu oluşturmaktadır. Üretim prosesleri sebebiyle ortaya çıkan atıksu ve atıkların etkili bir şekilde değerlendirilmesi gerekmekte olup, artan nüfus ile birlikte endüstrinin artan kapasitesini karşılama konusunda da etkili bir konu olmaktadır.

Su tüketiminin yoğun olduğu gıda sektörünün alt sektörleri arasında kakao, çikolata ve şekerleme imalat alt sektörü aynı oranda atıksu oluşmasına da sebep olmaktadır. Kullanılan su, ürünlerin kaynatılması, soğutulması, pişirilmesi ve karıştırılması gibi aşamalarda kullanılmakla birlikte ham maddelerinin yıkanması, pişirilmesi, soğutulması ve bu işlemlerin yapıldığı kazanların temizlenmesi amacıyla kullanılır. Buna ek olarak çalışma alanlarının

temizlenmesi, çözündürme işlemleriyle birlikte ağartma, ıslatma, pastörizasyon, buğulama, soğutma ve durulama gibi işlemlerde de su tüketimi görülmektedir (Dağlı ve diğ., 2019; Jeswani ve diğ., 2018). Tablo 2.3'te birim ürün üretimi başına tüketilen su miktarları verilmiştir.

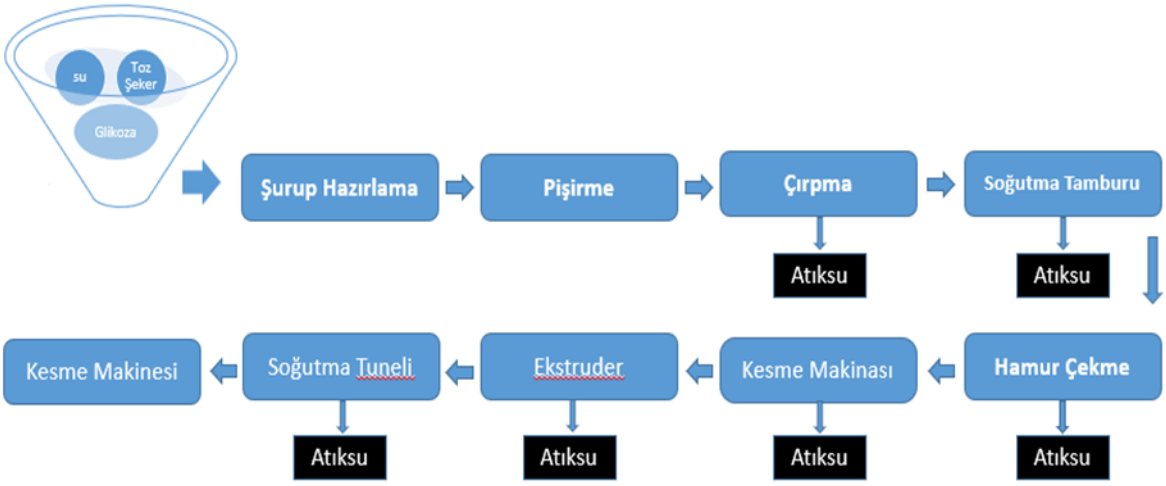
Tablo 2.3: Şeker ve çikolata üretiminde birim ürün başına tüketilen su miktarları (Dağlı ve diğ., 2019).

Ürün	**Su tüketimi (L/kg ürün)**
Şeker (şeker kamışından)	24–50
Çikolata	17196–24000

Tablo 2.3'te yer alan birim ürün üretimi başına tüketilen su miktarlarına bakıldığında şeker üretiminde birim ürün başına 23.9–50 L aralığında su tüketilmedir. Çikolata üretiminde ise birim başına tüketilen su miktarı, şeker üretiminde birim ürün başına tüketilen su miktarının neredeyse 480 katıdır.

Şekerleme endüstrisinde tüketilen suyun miktarı fazladır. Oluşan atıksuyun miktarı düşük olmasına rağmen kirletici konsantrasyonu yüksektir. Şekerleme endüstrisi atıksuyunun çevreye verdiği organik hem de inorganik kirlilik yüksek olduğundan, üretim sonrası oluşan atıksuyun arıtılması çevre için fazlasıyla önem taşımaktadır.

Şekerleme endüstrisinde oluşan atıksu, üretilen ürünün ve kullanılan üretim prosesinin türüne göre farklı noktalardan kaynaklanmakla birlikte genel olarak, şurup hazırlama, hamur hazırlama, şekillendirme, soğutma, kaplama gibi aşamalar sonucunda oluşmaktadır (Karagül, 2012). Şekerleme endüstrisi dalında faaliyet gösteren işletmelerden çıkan atıksular genellikle asidik karakterde ve genellikle çok az zararlı kimyasal madde içerdiğinden toksik değildir fakat arıtılması gerekmektedir (Vanerkar, 2013). Yumuşak şekerleme üretimi proses ve atıksu şeması Şekil 2.5'te verilmektedir.



Şekil 2.5: Yumuşak şekerleme üretimi akım şeması.

Yumuşak şeker üretiminde, su, glikoz ve toz şekerden oluşan karışım pişirildikten sonra çırpılma işlemine geçilir. Çırpılma işleminde kullanılan aletlerin temizlenme sürecinde ortaya bir miktar atıksu çıkar. Daha sonra bu karışım soğutma tamburuna koyularak soğutulur ve hamur haline getirilir. Bu aşamada da temizleme sürecinde atıksu oluşumu gözlenir. Daha sonra hamur çekme makinesinden geçirilerek kesme makinesine iletilir. Kesme makinesinden çıkan hamur ekstrüderden geçirilerek istenilen şekle ulaştırılır ve soğutma tüneline gönderilerek soğutulur. Bu işlemler sürecinde de atıksu oluşumu ekipmanların temizlenmesi sürecinde meydana gelir. Daha sonra paketleme amaçlı son kesme işlemi gerçekleşir ve üretim tamamlanmış olur. Bu süreç boyunca temizleme faaliyetlerinden atıksu oluşmaktadır.

Şekerleme üretiminde sitrik asit kullanıldığı için oluşan atıksular genellikle asidik karakterli ve yüksek miktarda biyolojik olarak arıtılabilen organik madde içermektedir (Yıldız, 1995). Yapılan bir çalışmada inert KOİ miktarının %1.5–7.1 aralığında olduğu belirtilmiştir (Orhon ve diğ.,1995). Şekerleme endüstrisi atıksuları incelenirken; KOİ, BOİ, AKM gibi parametrelerin yanı sıra azot, fosfor ve yağ–gres gibi parametreler de dikkate alınır.

Literatürde yapılan çeşitli çalışmalarda kullanılan şekerleme endüstrisi atıksularının karakterizasyonuna ait sonuçlar Tablo 2.4'te verilmektedir.

Tablo 2.4: Literatürde farklı çalışmalarda kullanılan şekerleme atıksularına ait karakterizasyonlar.

Kaynaklar	BOİ (mg/L)	KOİ (mg/L)	pH	NH_4–N (mg/L)	TP (mg/L)
Cocci ve diğ., 1990	300-19800	6400-21000	3,3-6,4	-	3,2-30
Orhon ve diğ., 1995	1840-4910	2840-6220	4-5,1	-	8,6-65
Yıldız ve diğ., 1995	4909	6221	4	-	8,6
Toröz ve diğ., 1997	-	1700	8,7	-	2,3-3,1
El–Gohary ve diğ.,1999	2200	4475	-	-	17,2
El Diwani ve diğ., 2000	3200	5000	6	-	-
Öztürk ve Altınbaş, 2008	-	19900	-	-	-
Colic ve diğ., 2009	8000	2500	-	-	-
Karagül ve diğ., 2012	8500-9000	15000-19000	3,57-3,63	-	0,1-19,8
Özgün ve diğ., 2012	-	20025	3,8	-	-
Vanerkar ve diğ., 2013	6860	11220	4,1-4,3	-	3,2
Qasim ve Mane 2013	442-523	8960-11900	5,6-7,1	89-120	78-157
Rucka ve diğ., 2012	5400	10996	4,1	28,5	13,2
Garcia–Morales ve diğ., 2018	-	3608	7,4	-	-

Tablo 2.4'teki yapılan çalışmalara bakıldığında, atıksu karakterizasyonunda daha çok KOİ ve BOİ parametrelerinin kullanıldığı dikkati çekmektedir. İncelenen atıksuların KOİ değerleri 1700–21000 mg/L olarak geniş bir aralıkta değiştiği görülmektedir. BOİ parametresi dikkate alındığında ise 300–19800 mg/L aralığında değişen değerlere rastlamak mümkündür. Yapılan

çalışmalarda pH aralığı 3.3–7.4 aralığında değişse de genellikle pH 4 civarında seyrettiği görülmüştür. Amonyak azotu (NH_4–N) parametresi yalnızca iki çalışmada dikkate alınmıştır ve bu iki çalışma da birbirinden farklı değerler elde etmiştir (29, 89–120). Toplam fosfor (TP) değerleri 0.1 ile 157 mg/L arasında değişmektedir.

Tablo 2.4'teki çalışmaların da gösterdiği gibi, şekerleme atıksuyu yüksek organik yüke sahip bir atıksudur. Bu nedenle arıtımı deşarj limitlerine uygun şekilde yapılmalıdır. Ülkemizde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (2004)'ne göre şekerleme endüstrisi, Gıda Sanayii kategorisi şeker üretimi ve benzerleri alt kategorisine girmekte olup ilgili kısımda belirtilen deşarj limitleri Tablo 2.5'te verilmiştir.

Tablo 2.5: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği şeker üretimi ve benzerleri deşarj limitleri.

Parametre	**Birim**	**Kondenzasyon suları ile seyreltme var ise**		**Kondenzasyon suları ile seyreltme yok ise**	
		Kompozit Numune (2 Saatlik)	**Kompozit Numune (24 Saatlik)**	**Kompozit Numune (2 Saatlik)**	**Kompozit Numune (24 Saatlik)**
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	(mg/L)	500	450	60	-
Askıda Katı Madde (AKM)	(mg/L)	100	80	-	-
Balık Biyodeneyi (ZSF)	-	4	-	-	4

Tablo 2.5'e göre 2 saatlik kompozit numunelerin kondenzasyon suları ile seyreltilmediği durumlarda Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) deşarj limiti 500 mg/L iken, kondenzasyon suları ile seyreltildiği durumlarda 60 mg/L'dir.

2.1.3. Şekerleme Endüstrisi Atıksularının Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Şekerleme endüstrisi atıksularını aerobik aktif çamur sistemleri veya tek kademeli prosesler ile arıtmaya çalışmak, yüksek organik madde miktarı nedeniyle kolay uygulanabilir bir yöntem değildir. Bu nedenle bu endüstrinin atıksuları genellikle anaerobik arıtma prosesleri ile arıtılmaya çalışılmaktadır. Bunun dışında, kimyasal arıtma yöntemleri de şekerleme

atıksuyunun arıtılmasında kullanılmaktadır. Literatürdeki çalışmalara ait özet aşağıda verilmektedir:

Toröz ve diğ. (1997) çalışmalarında 180 m^3/gün debiye sahip bir şekerleme endüstrisinin girişinden alınan atıksuyu kullanılmıştır. Şekerleme endüstrisi atıksuları yüksek organik madde içerdiği için bu çalışmada kimyasal ve biyolojik arıtmayı (aerobik) birleştiren iki kademeli bir arıtma uygulamışlardır. Kimyasal koagülasyon prosesi kapsamında $FeCl_3$, $FeCl_3$+NaOH, $FeSO_4$, $FeSO_4$ + NaOH, Alum ve $FeSO_4$ + Kireç koagülantlarını farklı dozajlarda deneyerek optimum doz olan 500 mg/L $FeSO_4$ + Kireç ve pH 10 değerlerinde %53 KOİ arıtma verimi sağlanmışlardır. Kimyasal arıtma sonrasında biyolojik (aerobik) arıtma uygulanmıştır. Yapılan çalışmalarda Besin/Mikroorganizma (F/M) oranı 0.4–1 mg KOİ/mg AKM·gün zaman aralığında denemeler yapılmıştır. Kimyasal arıtma prosesi uygulanan aerobik arıtma sonunda %96–%97 oranda KOİ giderim verimleri elde edilmiştir

El–Gohary ve diğ. (1999) yaptığı laboratuvar ölçekli çalışmada, şekerleme endüstrisi atıksuyunun yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör ile aktif çamur prosesi arıtma verimlerini karşılaştırmıştır. Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörde hidrolik bekletme süresi 12 saat, organik yükleme hızı 4.4 kg/ BOİ/m^3·gün; aktif çamur prosesinde ise hidrolik bekletme süresi 6 saat, organik yükleme hızı 8.4 kg/ BOİ/m^3·gün seçilmiştir. Çalışma sonunda KOİ ve BOİ parametrelerinde yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik proseste sırasıyla %92 ve %91, aktif çamur sisteminde ise %86 ve %84 arıtma verimi sağlanarak yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik proseslerin, aktif çamur sistemine göre daha yüksek oranda verim sağladığı gözlemlenmiştir.

Beal ve Raman (2000) yaptıkları çalışmada, şekerleme atıksuyu için yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ve anaerobik filtre sistemleri kullanılmıştır. Çalışmada, yukarı akışlı çamur yataklı reaktör için işletme şartları 35 ^oC organik yükleme hızı 0.2–20 kg KOİ/m^3·gün ve anaerobik filtre için 25^oC, organik yükleme hızı 0.3–1.3 kg KOİ/m^3·gün olmak üzere seçilmiştir. Anaerobik filtre ile %50 KOİ giderim elde edilirken, anaerobik çamur yataklı sistem ile %98 KOİ giderimi elde edilmiştir. Anaerobik çamur yataklı reaktörün ardından kullanılan anaerobik filtre sistemi ile %99 KOİ giderimi sağlanmış ve atıksuyun KOİ değeri 300 mg/L seviyelerine indirilmiştir.

Di Berardino ve diğ. (2000) yılında yaptıkları çalışmada, 4–7 pH aralığında ve 0.63 – 2.62 g /L aralığında KOİ içeren bir şekerleme endüstrisi atıksuyu kullanılmıştır. Arıtma prosesi olarak yukarı akışlı filtre seçilmiştir. Farklı hidrolik bekletme sürelerinde çalıştırılan reaktörde biyogaz üretiminin yüksek hidrolik bekletme sürelerinde (83–133 saat) en düşük olduğu belirlenmiştir. Elde edilen biyogazın metan içeriğinin %84–90 aralığında değiştiği gözlemlenmiştir. Düşük hidrolik bekletme süreside (30–51 saat) organik madde gideriminin yüksek olduğu görülmüştür

El–Diwani ve diğ. (2000) yaptığı çalışmada, sakız ve şekerleme fabrikasından çıkan 250 L/gün debiye sahip atıksu için pilot arıtma tesisi tasarımı yapılmış ve bu tesiste arıtılabilirlik çalışması gerçekleştirmiştir. Ayrıca bu pilot çalışma için bir de endüstriyel ölçekte arıtma çalışması gerçekleştirilmiştir. Pilot ölçekli arıtma tesisi, dengeleme tankı, pH ayarlaması için kimyasal karıştırma tankı, havalandırmalı biyolojik arıtma tankı, çökeltme tankı, dezenfeksiyon, kum filtresi ve çamur yoğunlaştırma ünitelerini içermekte olup, çalışma sonunda pilot ölçekli arıtma tesisinde %97.8 BOİ, %98.9 KOİ, %89.2 TKM giderim verimi sağlanmıştır. Endüstriyel ölçekte yapılan çalışmada ise %99.17 BOİ, %98.6 KOİ, %95 TKM verimi sağlanmıştır. Çalışma sonucunda deşarj limitleri (100 mg/L KOİ, 60 mg/L BOİ) sağlansa da filtrasyon ve dezenfeksiyon adımlarının nihai deşarj için uygulanması gerektiği belirtilmiştir.

Özgün ve diğ. (2012) yaptıkları çalışmada şekerleme endüstrisinde farklı üretim aşamalarından gelen atıksuların karakterizasyonunu ve bu atıksuların tesiste var olan ızgara, çözünmüş hava filtrasyonu, dengeleme tankı, anaerobik genleşmiş granüler çamur yataklı reaktör ve konvansiyonel aktif çamur sisteminden oluşan arıtma tesisindeki giderim verimlerini incelemişlerdir. Anaerobik genleşmiş granüler çamur yataklı reaktör 34ºC'de çalıştırılmıştır. Ortalama organik yükleme hızı (OYH) 2.9 kg KOİ/m^3·gün, hidrolik bekletme süresi 6.2 gün işletme şartları altında %88 KOİ giderim verimi ve 1.73 nm^3/gün biyogaz üretimi elde edilmiştir. Anaerobik genleşmiş granüler çamur yataklı reaktörü takiben işletilen aerobik reaktörlerde işletme sıcaklığı 32ºC, (F/M) oranı 0.07 kg $BOİ_5$/kg UAKM·gün, hidrolik bekletme süresi 4.9 gün olarak alınmıştır. Aerobik reaktörler ile %95 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Qasim ve diğ. (2013) yaptıkları çalışmada süt, şekerleme ve dondurma gibi gıda endüstrisi atıksularının elektrokoagülasyon ve adsorbsiyon teknikleri ile ayrı–ayrı arıtımı ve

karakterizasyonu incelenmiştir. Elektrokoagülasyon alüminyum elektrotlar kullanılarak, adsorpsiyon ise toz aktif karbon kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi 30 V ve 3 A akım şartları altında 15, 30, 45 ve 60 dakikalık işletme sürelerinde gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonunda KOİ, bulanıklık ve sertlik değerleri ölçülmüştür. 9500–10000 mg/L aralığında olan şekerleme atıksuyunda 60 dakika çalışma sonucunda 4000 mg/L'lere düşmüştür. Bu çalışmaya göre elektrokoagülasyon yönteminin şekerleme atıksularını arıtmada kullanılabileceğine karar verilmiştir. Sistem denemesi sonucunda adsorpsiyonda aktif karbon arıtımı alum dozajlarına göre daha iyi durumda olduğu görülmüş olsa da şekerleme, süt ve dondurma gibi gıda endüstrileri dikkate alındığında elektrokoagülasyon yönteminin daha uygun olacağına karar verilmiştir.

García–Morales ve diğ. (2018) çalışmalarında endüstriyel çikolata üretim tesisi atıksuyunda ön arıtma adımı olarak elektrokoagülasyon ve kum filtrasyon proseslerinin birlikte kullanılmasının arıtma verimi üzerindeki etkilerini araştırmıştır. Elektrokoagülasyon prosesi laboratuvar ölçekli kesikli reaktörde alüminyum elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Anodik ve katodik aktif alanı 343 cm^2 ve 0.1 A'lik bir güç kaynağı sağlanmıştır. 2 saatlik çalışmada her 30 dakikada bir 25 mL'lik numune alınmıştır. Bunun için parametre olarak KOİ, bulanıklık ve renk parametrelerini dikkate almış ve çalışma sonucunda sırasıyla % 39, %98.2 ve %96.1 giderim verimi elde edilerek 2200 mg/L KOİ, 64 mg/L bulanıklık ve 101 Pt–Co renk seviyelerine düşmüştür.

Phuong ve diğ. (2018) yaptıkları çalışmada, çikolata üretimi fabrikası atıksuyu ile pilot ölçekli membran biyoreaktör kullanarak arıtımını araştırmışlardır. Kullanılan membran 0.609 m^2 alanına sahip boşluklu elyaf membrandır. Farklı organik yükleme hızlarında (11, 13 kg KOİ/m^3·gün) KOİ, toplam azot ve toplam fosfor giderim verimleri belirlenmiştir. 11 kg KOİ/m^3·gün organik yüklenmede KOİ, toplam azot ve toplam fosfor giderim verimleri sırasıyla %97, %71 ve %79, 13 kg KOİ/m^3·gün olan ikinci organik yüklenmede KOİ, toplam azot ve toplam fosfor giderim verimleri sırasıyla %98, %82, %85 olarak belirlenmiştir. Elde edilen giderim verimlerine bakıldığında membran biyoreaktörün bu tür atıksuların arıtımında uygulanabilir bir yöntem olduğuna karar verilmiştir.

Literatürde şekerleme endüstrisi atıksularının arıtımı ile ilgili yapılan çalışmalar incelendiğinde sınırlı sayıda çalışmaya rastlanmıştır. Bu çalışmalarda şekerleme atıksularının arıtımında aerobik (El–Gohary ve diğ., 1999; El–Diwani ve diğ., 2000) ve anaerobik biyolojik

arıtma prosesleri (Özgün ve diğ., 2012; Beal ve Raman 2000; Berardino ve diğ., 2000; El–Gohary ve diğ., 1999) kullanılmıştır. Anaerobik arıtma prosesi ile aerobik arıtma prosesine göre daha yüksek giderim veriminin elde edildiği belirtilmiştir (El–Gohary ve diğ., 1999). Anaerobik arıtma prosesinin kullanıldığı çalışmalarda arıtma sonunda arıtılmış atıksuyun KOİ değerinin 300 mg/L değerinin altına düşürülemediği ve deşarj standartlarını sağlamadığı belirtilmiştir. Şekerleme endüstrisi atıksularının organik madde konsantrasyonu yüksek olduğu için tek kademeli bir biyolojik arıtma prosesi atıksuyun kanala ya da alıcı ortama deşarjı için yeterli olamamaktadır. Aerobik membran biyoreaktör ile şekerleme atıksuyunun arıtıldığı çalışmada (Phuong ve diğ., 2018) yüksek KOİ giderim verimi (%98) elde edilirken arıtılmış atıksuyun renk parametresi açısından deşarj limitlerini sağlayamadığı belirtilmiştir. Şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon sonrasında uygulanan aerobik biyolojik arıtılması ile %97 KOİ giderimi elde edilerek KOİ değeri 30 mg/L'ye düşürülmüştür (Toröz ve diğ., 1997). Literatürde şekerleme atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımına ilişkin yapılan çalışmaların birinde (Qasim ve diğ., 2013) Al elektrot kullanılarak arıtım sonunda KOİ değeri 4000 mg/L'ye indirilmiş ve %60 KOİ giderimi elde edilmiştir. Diğer çalışmada (García–Morales ve diğ., 2018) ise ön arıtma birimi olarak kullanılan elektrokoagülasyon prosesi ile Al elektrot kullanılarak KOİ değeri 2200 mg/L'ye indirilmiş ve %60 KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesinin herhangi bir ön arıtma kullanılmadan şekerleme atıksuyuna uygulandığı ve elektrokoagülasyon prosesinde işletme şartlarının optimize edilmediği dikkati çekmektedir. Literatürde, anaerobik olarak arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon, elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtımına ilişkin yapılmış bir çalışmaya ise henüz rastlanmamıştır.

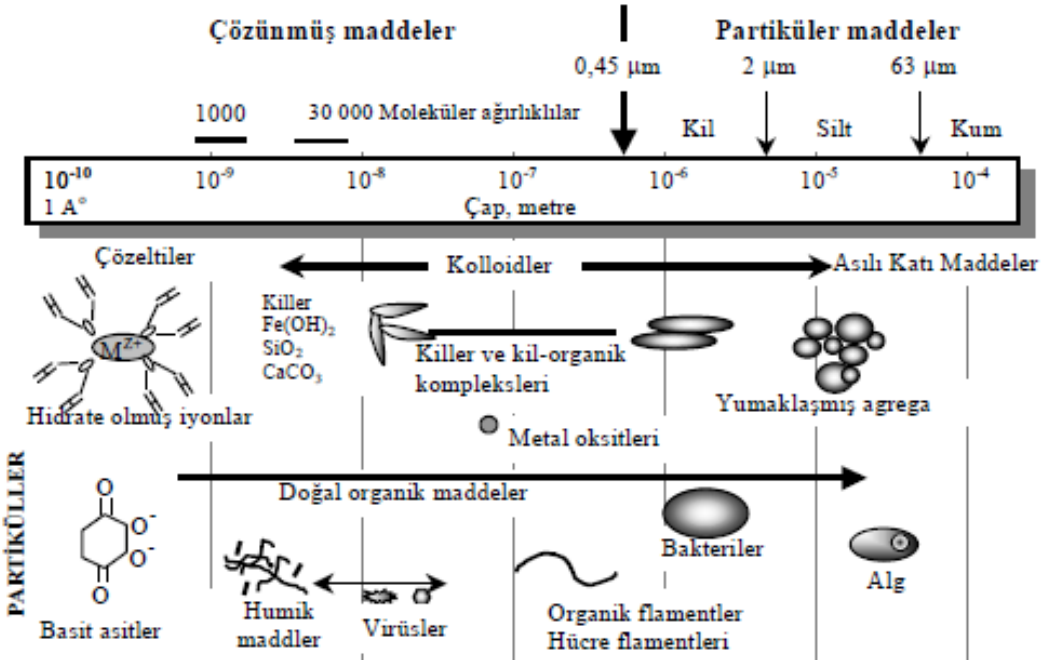
2.2. KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESİ

2.2.1 Kimyasal Koagülasyon Prosesi Tanımı ve Mekanizması

Kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla çarpışması sonucu nötralize olup bir araya toplanarak çökelmelerini sağlayan prosese kimyasal koagülasyon denir. Bir maddenin diğer bir madde içerisinde çıplak gözle görülemeyecek boyutta dağılmasıyla oluşan heterojen karışıma kolloid denir. Bu parçacıklar, genellikle 1 nm (10^{-7} cm) – 0.1 nm (10^{-8} cm) boyutları arasındadır. Kolloidal parçacıkların çökelme hızları düşük olduğundan ve yer çekiminden çökelmedikleri için klasik fiziksel arıtma yöntemleri ile

arıtılamazlar. Su ve atıksulardaki bu parçacıkların birleşerek daha kolay çökebilir ve süzülebilir hale gelmesini sağlayan yöntem kimyasal koagülasyon olarak adlandırılır. Bu yöntemde alum ve demir türevi kimyasal maddeler ilave edilir. (Öztürk ve diğ., 2005; Eckenfelder, 1989). Bu süreç, kolloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılarak elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışıp yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesiyle gerçekleştirilmektedir (Mollah, 2001).

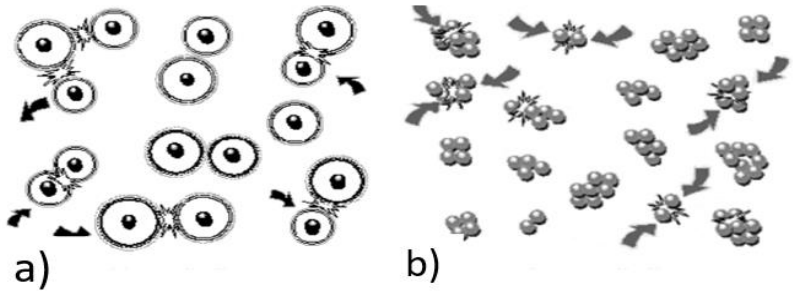
Atıksudaki kolloidler hem hidrofobik hem de hidrofilik olabilirler. Çamur gibi hidrofobik kolloidler sıvı ortamdan uzaklaşma eğilimindedirler ve ayrıca elektrolit ortamlarda kararsızdırlar. Dolayısıyla kolaylıkla koagüle olabilmektedirler. Hidrofilik kolloidler (protein, vb.) ise suya yakınlık göstermektedir. Absorbe olan su, flokülasyon sürecini geciktirmekte ve bu nedenle etkili bir koagülasyon için ayrı bir işlem gerektirmektedir (Öztürk ve diğ., 2005; Eckenfelder, 1989). Kolloid boyutları Şekil 2.6'da verilmiştir.



Şekil 2.6: Kolloid boyutları (Karcıoğlu, 2009).

Hidrofobik kolloidler elektriksel özelliğe sahiptirler. Elektriksel özellikleri tanecikler arasında itici güç oluşturarak bir arada toplanmasını ve çökmesini engeller. Hidrofobik kolloidler kararlılığı itici elektrostatik güçlere, hidrofilik kolloidlerin ise koagülasyonun gerçekleşmesini engelleyen atıksu tabakasında çözünmeye bağlıdır. Atıksudaki kolloid maddelerin kararlılığı belli ölçüde elektrostatik yüke sahip olduğundan flokülasyon ve koagülasyonun gerçekleşmesi için bu yükün nötralizasyonu gerekir (Öztürk ve diğ., 2005).

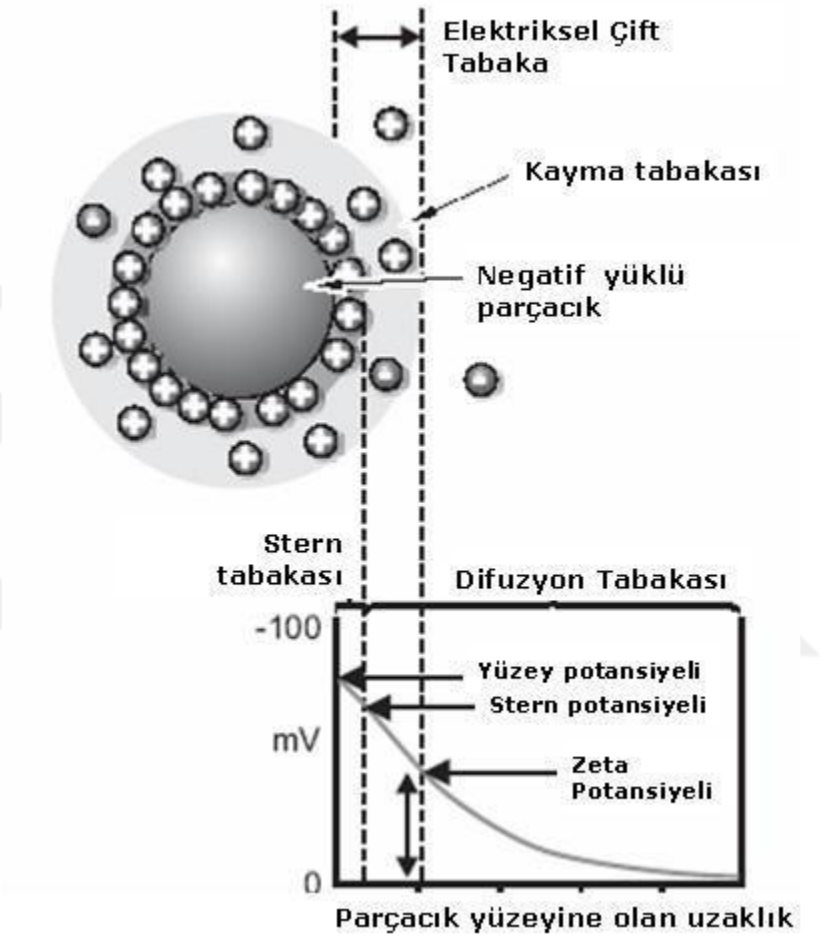
Sıvının içerisinde askıda halde duran kolloidal partiküller, yüzeylerinde elektriksel yük bulundurmaktadır. Bu yükler birincil yük olarak isimlendirilir ve kolloidin yapısındaki uç kısımlarda bulunan reaktif grupların ayrışması ve sudaki iyonların absorbsiyonu ile kolloid yüzeyinde toplanması olmak üzere iki ana nedene bağlı olarak oluşmaktadır. Ortamın pH'sı ve iyon miktarı birincil yükün işaretini ve büyüklüğünü belirler. Kolloidler (+) veya (–) yüklü olabilmeleri ile birlikte doğada genellikle negatif yüklü halde bulunmaktadır. Negatif yüklü kolloidal partiküller, birbirlerini iten, flok hale gelmeyi engelleyen partiküller oluşturmaktadır ve çöktürülerek giderilebilmeleri için elektriksel nötralizasyon sağlanması ve partiküllerin çarpışarak partiküllerin etrafındaki yüklü tabakaların oluşturduğu enerji bariyerinin indirgenmesi gerekmektedir (Pierce ve diğ., 1997; Solak, 2007). Yüklü ve yüksüz partiküllerin sıvı ortamındaki hareketleri Şekil 2.7 (a) ve Şekil 2.7 (b)'de verilmiştir.



Şekil 2.7: Yüklü (a) ve yüksüz (b) partiküllerin sıvı ortamda hareketleri.

Şekil 2.7 (a)'de görüleceği üzere yüklü partiküller birbirlerinden ayrılmaya meyilli olmakla birlikte yüksüz partiküller birbirlerine doğru yaklaşma eğilimi göstermektedir. Etrafında negatif elektrik yükü bulunan kolloidal partikül etrafında bulunan su içerisindeki pozitif iyonları kendine doğru çekerek Şekil 2.7 (b)'deki hale gelmektedir. Bu pozitif iyonlar Şekil 2.8'de görüldüğü gibi taneciğe yapışarak sabit tabaka (Stern Tabakası) adı verilen tabaka oluşturmaktadır. Bu tabakanın üzerinde daha az yoğun pozitif iyonlardan oluşan ikinci tabakaya ise dağınık tabakası (Gauy Tabakası) denmektedir. Bu iki tabaka bir arada çift tabaka olarak adlandırılmaktadır. Bu tabakanın kalınlığı sulu çözeltideki iyon konsantrasyonuna bağlıdır ve dağınık tabaka kısmı tam olarak tanecik ile birlikte hareket etmez bir kısmı taneciğe yapışık halde bulunur. Bu yapışık halde bulunan kısmın ayrıldığı düzeye kesilme yüzeyi denmektedir. Bu yüzeydeki potansiyel elektrik enerjisi zeta potansiyeli olarak adlandırılmakta ve esas itibariyle çift tabakada taneciğin yüküne zıt iyonları

buldurmakla birlikte aynı işaretli iyonları da bünyesinde bulundurabilmektedir. Tanecik yüzeyinden uzaklaşıldıkça, tanecik etrafında bulunan iyonların sayısı azalmaktadır. (+) ve (–) yüklü iyonların sayıları belirli bir mesafeden sonra eşit olmaktadır ve bu nokta izoelektrik noktası olarak adlandırılmaktadır. İzoelektrik noktasında potansiyel sıfırdır. İzoelektrik noktasından taneciğe doğru yaklaşıldıkça elektrostatik potansiyel artış gösterir.



Şekil 2.8: Negatif yüklü kolloidal bir tane etrafındaki çeşitli tabakalar ve yük diyagramı.

Koagülant ilavesi, yüzey yükü azaltılması için kullanılan bir yöntemdir. Yüzey yükünün azaltılmasıyla zeta potansiyeli de düşürülmektedir. Zeta potansiyeli düşürmek amacıyla yapılan koagülant ilavesinde iki önemli kısım bulunmaktadır. Bunların ilkinde yükü nötralize etmek gerekirken ikincisinde gerekmemektedir. Birincisinde yüzey yükü hesaplanmasındna yük nötralizasyonunu kontrol etmek için kullanılırken, diğerinde amaç askıda katı maddelerin bastırmasına izin verdiği karışımdaki partikül hacminin, o noktadaki enerji sınırını düşürmek için kullanılmaktadır. Bu askıda katı maddelere etki eden 2 ana kuvvet bulunmaktadır. Bunlar itme ve çekme kuvveti olarak sırasıyla elektriksel potansiyel kuvveti ve London, Van der Waals kuvvetleri olarak sıralanabilmektedir. Kimyasal koagülasyon prosesi de itme kuvvetini

ortadan kaldırarak partiküllerin çekme kuvveti ile birleşerek çökmesini amaçlayan bir proses olduğundan bu itme kuvvetini düşürmek; suyun pH değerini ayarlamak ve suya zıt yüklü iyonlar veya zıt yüklü kolloidler vermek olarak 2 türlü yapılabilmektedir. Suyun pH değerini ayarlamak, tane üzerinde izoelektrik durumda olmasını sağlamaktır. Suya şap gibi ters yüklü iyonlar eklemek de tane etrafında etki eden çift tabakanın iyonlarının artmasına ve kesilme yüzeyindeki zeta potansiyelini düşürmeye sebep olarak itme kuvvetini ortadan kaldırmaktadır.

Kolloidal partiküllerin çökelme hızları, bu partiküllerin tane çaplarına, bulundukları sıvının viskozitesine ve partiküllerin yoğunluklarına göre değişmektedir. 20^{o}C sıcaklıktaki taneciklerin çökelme hızları Tablo 2.6'da verilmiştir.

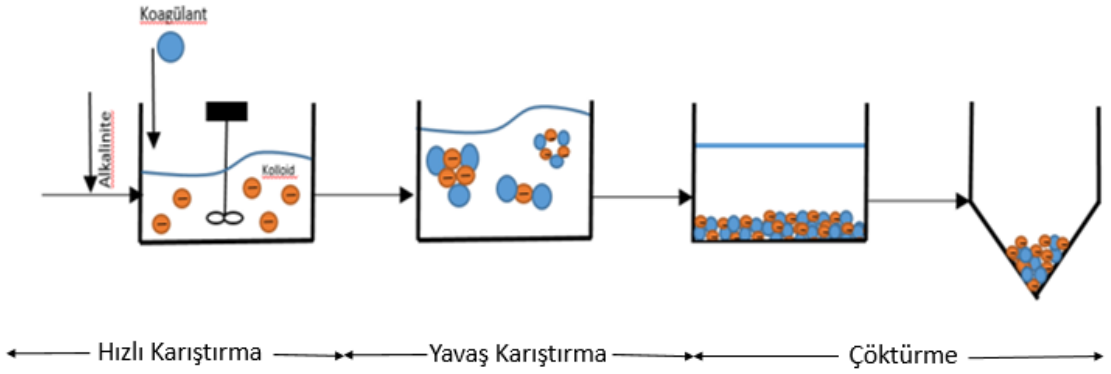
Tablo 2.6: Tanecik çapları ve çökelme hızları.

Tanecik Çapları	**Çökelme Hızları, m/Saat**	
	ps = 1002 kg/m	**ps = 2650 kg/m**
1 mm = 10^{-3} m	3.9	3200
1 mm = 10^{-6} m	$3.9 \cdot 10^{-6}$	$3{,}2 \cdot 10^{-3}$
1 mm = 10^{-9} m	$3.9 \cdot 10^{-12}$	$3{,}2 \cdot 10^{-9}$

Tablodan da görüldüğü üzere, tanecik boyutu küçüldükçe çökelme hızları da düşmektedir. Bu durum da kolloidal partiküllerin çökeltme havuzları gibi gravitasyonel çalışan sistemlerde çöktürme işlemini zorlaştırır. Bu taneciklerin sudan ayrılması istendiğinde birbirleri ile birleştirilerek çökeltilmesi gerekmektedir. Koagülasyon yani yumaklaştırma/pıhtılaştırma prosesi de bu amaçla oluşturulmuş bir prosestir (Eroğlu, 1995).

Koagülasyon flokülasyon prosesi, üç ana aşamadan oluşmaktadır. Birinci aşama koagülant ilavesi ve ardından hızlı karıştırma, ikinci aşama yavaş karıştırma, üçüncü aşama ise yumakların çökeltilmesi için bekletme aşamalarıdır. Hızlı karıştırma aşamasında, koagülant maddenin atıksuya hızlı ve homojen bir şekilde dağılması sağlanır. Bu süreç 15 saniye ile 5 dakika arasında gerçekleşebilmektedir. Bu süre uzadıkça, yumaklarda kırılma söz konusu olabilir. Süreçte hız 100 rpm ile 300 rpm arasında değiştirilebilmektedir. Yavaş karıştırma yani ikinci aşama sürecinde, tanecikler bir araya toplanarak flok yani büyük yumaklar haline gelir. Bu olaya flokülasyon adı verilir. Genellikle 10 dakika ile 45 dakika arasında değişir ve 20 rpm ile 100 rpm aralığında gerçekleştirilebilir. Son aşamada, oluşan bu

flokların/yumakların çökelmesi için bekletme yapılması gerekir. Bu süreç yaklaşık 30 dakika ile 120 dakika aralığındadır (Şengül ve Küçükgül, 1997). Süreç Şekil 2.9'da gösterilmiştir.



Şekil 2.9: Kimyasal koagülasyon prosesi.

Koagülasyon elektrostatik koagülasyon, adsorptif koagülasyon, köprülü koagülasyon, ortak koagülasyon ve sürüklemeli koagülasyon olmak üzere 5 şekilde görülebilmektedir. Elektrostatik koagülasyon sisteme elektrolit eklenerek kolloidlerin aralarında bulunan elektrostatik itme kuvvetini azaltarak kolloidleri destabilize etme işlemidir. Adsorptif koagülasyon, tanecik yüzeyinde bulunan adsorblanabilecek bazı bileşikler ilave ederek, taneciklerin elektriksel yükünü destabilize etmeyi amaçlar. Köprülü koagülasyon, polielektrolit veya bazı makromoleküller ilave edilerek polielektrolit ile tanecik arasında bir köprü oluşturarak tanecikleri destabilize etme işlemidir. Ortak koagülasyon kolloidlerin zıt yüklü tanecikleri birleştirerek destabilize etme işlemidir. Sürüklemeli koagülasyon ise kolloidlerin metal hidroksitler ile birleşerek yumaklaşması ve destabilize olması işlemidir. Bu destabilizasyon olayı oldukça karmaşık bir işlem olup, her bir koagülantın kolloid stabilitesini bozma yolu farklı olabilmektedir. Destabilizasyon işlemi kolloidin kararlılığının taşıdığı elektriksel yükün ortadan kaldırılarak bozulması işlemidir ve dört farklı şekilde oluşabilmektedir. Bunlar, çift tabakanın sıkıştırılması, adsorbisyon ve yük nötralizasyonu, kolloid parçacıklarının tortu içerisinde tutulması ve absorbsiyon yolu ile kolloid parçacıklar arasında köprü kurulmasıdır. Çift tabakanın sıkıştırılması işlemi, askıdaki partikülün etrafındaki difüze tabakanın sıkıştırılarak destabilizasyon yapılmasını öngörür. Bu işlem için koagülantın yükü ile kolloidin yükü birbirine ters yüklü olması gerekir. Kullanılacak miktarlar iyonların elektriksel yüklerine göre değişmekle birlikte yüksek elektrolit derişimleri, difüze tabakada ters yüklü iyon derişimini arttırarak difüze tabakanın incelmesine sebep olmaktadır ve böylece itme kuvvetini azaltarak sistemde çekme kuvveti ile çökme sağlanmaktadır.

Adsorbsiyon ve yük nötralizasyonunda koagülant olarak su ortamına bazı kimyasallar eklenmektedir. Bu kimyasallar partiküllerin yüzeyine absorb olmakta ve kolloidin elektriksel yüküne zıt yükte olduğunda nötralizasyon işlemi gerçekleşmektedir. Kolloid parçacıkların tortu içerisinde tutulması şeklinde gerçekleşen destabilizasyon işlemi aynı zamanda süpürme koagülasyonu olarak da adlandırılmakta olup su içerisine eklenen belirli metal tuzlarının metal hidroksit formunda çökerek tortu oluşturması kullanılarak, kolloidin bu tortunun çekirdeği ya da tortu içerisinde hapsolmuş şekilde kalması ve bu sayede çökmesi sağlanmaktadır. Bu yöntem dahilinde kolloid konsantasyonunun yüksek olması istenmektedir. Düşük konsantrasyonlarda optimum olmamakla birlikte fazla miktarda koagülant ihtiyacı doğurmaktadır. Absorbsiyon yoluyla kolloid parçacıklar arasında köprü kurma ile yapılan destabilizasyon işleminde ise moleküler olarak dallanmış yapılara sahip ve bu dallanmalar ile bir ya da birkaç ucundan kolloid partiküllere yapışabilecek hem (–) hem de (+) yüklü karbon gruplar içeren nişasta, selüloz, polisakkaritler, protein içeren birçok doğal bileşik ve sentetik polimerler zıt yüklerin birbirlerini çekmesiyle birlikte partiküller arasında köprüleme işlevi görür ve büyük kümeler oluşturmayı hedefler.

2.2.2 Kimyasal Koagülasyon Prosesinin Avantajları ve Dezavantajları

Kimyasal koagülasyon yöntemi, atıksu arıtımında uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılan bir yöntemdir. Kimyasal koagülasyon yönteminin avantajları aşağıda verilmektedir:

- Atıksu arıtımında kullanılabilecek koagülantlar geniş bir spektrumdadır.
- Sistemin işletmesi kolaydır,
- Enerji tüketimi minimumdadır,
- Renk, bulanıklık, inorganik ve organik kirleticilerin giderilmesini sağlar,
- Zararlı bakteri, patojen, alg, plankton organizmaları, tat ve koku giderilmesinde yer alır,
- Yüksek organik madde içeriği bulunan atıksular için caziptir,
- BOİ ve KOİ giderimi yüksektir,
- Ağır metal ve askıda katı madde gideriminde çökelme için daha az süre gereklidir,
- Arıtma çıkışında renksiz, kokusuz ve temiz bir su elde edilir (Özyurt, 2018; Öztürk, 2015; Özyonar ve Karagözlü, 2012; Aktaş, 2014; Akanser, 2010)

Kimyasal koagülasyon yönteminin dezavantajları aşağıda verilmektedir:

– Kimyasal madde ilavesi gerçekleştiğinden, yüksek miktarda çamur oluşur ve bu çamurun bertaraf edilmesi gerekir,
– Koagülant olarak kullanılacak kimyasallar nedeniyle maliyeti yüksektir,
– Suyun iletkenliği ve toplam çözünmüş madde miktarını arttır,
– Ağır metal gideriminde, toksik çamur problemi oluşabilir,
– Boya atıksularının arıtımında boyaya bağlı olarak %4–10 oranında kalıntı renk oluşturur,
– Atıksu arıtma sistemlerinde kimyasal koagülasyon için optimum şartların bulunması birden fazla deneme gerektirir (Özyurt, 2018; Öztürk, 2015; Özyonar ve Karagözlü, 2012; Aktaş, 2014; Akanser, 2010).

2.2.3 Kimyasal Koagülasyon Prosesinde Kullanılan Koagülant Maddeler

Koagülasyon ve flokülasyon süreçlerine; pH, sıcaklık, karıştırma hızı, karıştırma süresi, koagülant madde cinsi, suyun alkalinitesi ve su kalitesi gibi birçok faktör etki etmektedir. Bunun yanı sıra bu proseslerde kullanılan en önemli yumaklaştırıcılar Fe^{+3} ve Al^{+3} tuzlarıdır (Öztürk ve diğ., 2005). Bu koagülantlar Alüminyum Sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), Sodyum Alüminat ($NaAlO_2$ veya $Na_2Al_2O_4$), Ferri Klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$), Ferri Sülfat ($Fe_2(SO_4)_3 \cdot 2H_2O$), ve Ferro Sülfat ($Fe_2(SO_4) \cdot 7H_2O$) olarak sınıflandırılabilir.

Bu prosesteki floklar, ortam asidik pH özelliği gösterdiğinde pozitif yüklü, bazik pH'ta olduğunda negatif ve nötr pH'ta (6.5–8) ise karışık yüklü olmaktadır. Ortamda anyon mevcudiyeti, oluşan flokülasyon derecesini etkilemektedir. Ortamda asidik sülfat iyonunun bulunması flokülasyon derecesini yükseltirken, bazik sülfat iyonu mevcudiyeti flokülasyon derecesini düşürmektedir. Ortamda klorür iyonunun mevcut olması durumunda ise, asidik ya da bazik pH'ta olması bir değişiklik göstermeyip, flokülasyonu az miktarda da olsa yükseltmektedir (Öztürk ve diğ., 2005).

Flokülasyon ve koagülasyon işlemlerine birçok faktör etki etmektedir. Bunlar pH, sıcaklık, karıştırma hızı ve süresi, koagülant madde cinsi, suyun alkanitesi, su kalitesi vb. olarak sıralanabilir. Bu proseste kullanılan en önemli koagülantlar Fe^{+3} ve Al^{+3} tuzlarıdır (Öztürk ve diğ., 2005).

Su ve atıksu arıtımında sıklıkla kullanılan koagülantlar aşağıdaki şekildedir.

1. Al (III) Tuzları:

Alüminyum sülfat atıksu arıtma uygulamalarında en çok kullanılan koagülanttır. Koagülant eklendiğinde meydana gelen reaksiyonlar aşağıda verilmiştir:

Alüminyum sülfat → $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ (2.1)

Sodyum alüminat → $NaAlO_2$ veya $Na_2Al_2O_4$ (2.2)

$Al_2(SO_4)_3 \rightarrow 2 Al^{+3} + 3SO_4^{-2}$ (2.3)

$2Al^{+3}$ + Kolloid → Al–kolloid (2.4)

$2Al^{+3} + 3OH^- \Leftrightarrow Al(OH)_2$ (2.5)

$H_2O \leftrightarrow H^+ + OH^-$ (2.6)

Ortamda alkalinite bulunması durumunda ise aşağıdaki reaksiyon gerçekleşmektedir:

$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O + 3Ca(OH)_2 \rightarrow 3CaSO_4 + 2Al(OH)_3 + 18\ H_2O$ (2.7)

Kimyasal formu $Al_2O_3 \cdot H_2O$ şeklinde olan alüminyum hidroksit amfoteriktir ve hem asit hem baz şeklinde davranış gösterebilmektedir. Asidik şartlarda denge sabiti $1{,}9 \cdot 10^{-33}$ ve reaksiyon aşağıdaki gibi olmaktadır:

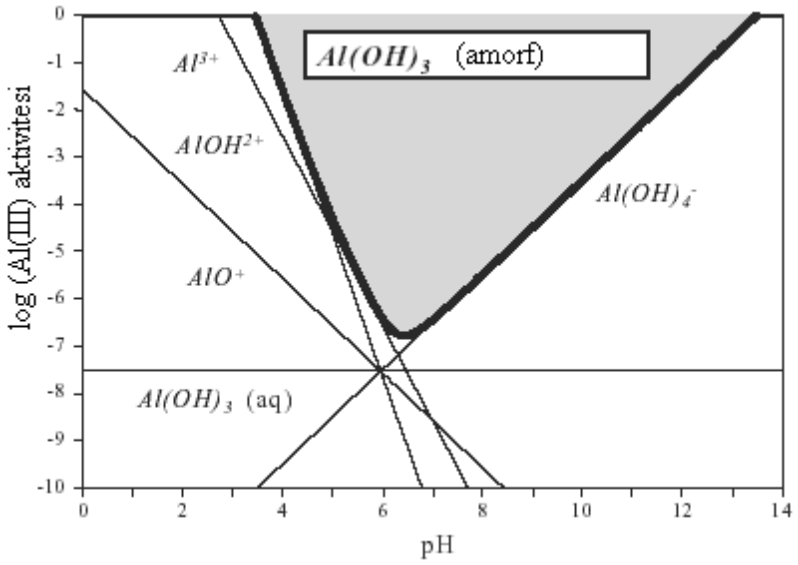
$Al(OH)_3 \leftrightarrow H^{+3} + 3OH^-$ (2.8)

Alkali koşullarda denge sabiti 4×10^{-13} ve reaksiyon;

$Al(OH)_3 \leftrightarrow H^+ + AlO_2^- + H_2O$ (2.9)

şeklindedir.

pH değişimine göre alüminyum floklarının durumu Şekil 2.10'de verilmektedir.



Şekil 2.10: Alüminyumun ortam pH'sına bağlı olarak çözünme diyagramı (Jiang ve diğ., 2002).

Şekil 2.10'da görüleceği gibi, alüminyum ortam pH'ına göre farklı formlarda bulunmaktadır. Diyagramda, pH aralıklarına göre en fazla $Al(OH)_3$ formunda bulunduğu görülmektedir. $Al(OH)_3$ çözünürlüğü bu pH aralığında en düşük seviyededir. Bu aralığın altında veya üstünde bulunan pH seviyelerinde $Al(OH)_{3(k)}$ formundan Alüminyum bileşikleri formuna geçtiği gözlemlenmektedir. Al(OH)3 çözünürlüğünün en az olduğu pH aralığı, ortamda yumaklaştırıcı varlığında arıtım veriminin daha yüksek olmasına sebep olmaktadır.

2. Fe (III) Tuzları:

Demir Klorür $\rightarrow FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (2.10)

Demir Sülfat $\rightarrow Fe_2(SO_4)_3 \cdot 2H_2O$ (2.11)

Demir Sülfat $\rightarrow Fe_2(SO_4) \cdot 7H_2O$ (2.12)

Demir tuzları koagülant olarak kullanıldığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir:

$Fe^{+3} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_3$ (2.13)

$FeSO4 \cdot 7H2O + Ca(HCO_3)_2 \rightarrow Fe(HCO_3)_2 + CaSO_4 + 7H_2O$ (2.14)

$Ca(OH)_2$ şeklinde kireç ilave edilmesi durumunda;

$$Fe(HCO_3)_2 + 2Ca(OH)_2 \rightarrow Fe(OH)_2 + 2CaCO_3 + 2H_2O \quad (2.15)$$

Daha sonra Fe^{+2} formundaki demir, Fe^{+3} formuna dönüşür.

$$4Fe(OH)_2 + O_2 + 2H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 \quad (2.16)$$

Demir klorür oluşumu; alkalinite varlığında,

$$2FeCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaCl_2 + 6CO_2 \quad (2.17)$$

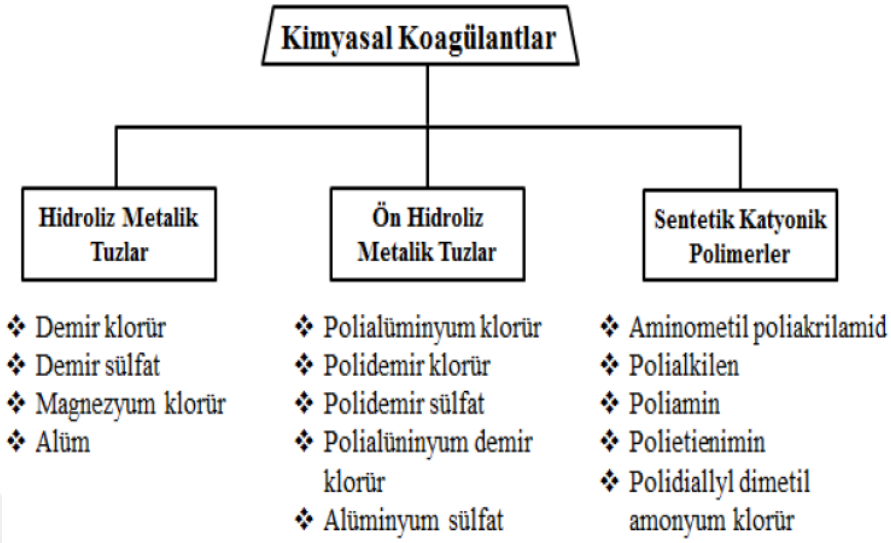
Demir klorür oluşumu; alkalinite için kireç kullanıldığında

$$2FeCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaCl_2 \quad (2.18)$$

Floklar, asidik pH'a sahip ortamlarda pozitif, alkali ortamlarda negatif ve pH'ın nötr olduğu ortamlarda (6.5–8.0 aralığında) ise karışık yüklü olmaktadır. Ortamda anyonların olması flokülasyon derecesini etkilemektedir. Sülfat iyonu asit aralığında iken flokülasyonu yükseltmekte, alkali aralığında olduğu zaman ise flokülasyonu düşürmektedir. Klorür iyonu hem bazik hem de asidik pH değerlerinde flokülasyonu nispeten yükseltmektedir (Öztürk ve diğ., 2005).

İnorganik koagülantların birim fiyatlarının yüksek olması, biyolojik olarak parçalanamamasından ve toksisite etkilerinden dolayı doğal koagülantlar daha avantajlı konuma geçmektedir (Sesler, 2014).

Kimyasal koagülasyon karmaşık bir yapıya sahip olup atıksuya eklenecek koagülantların ne kadar iyi çalışacağı uygun koşullar altında belirlenebilir. Buna göre kullanılacak kimyasal

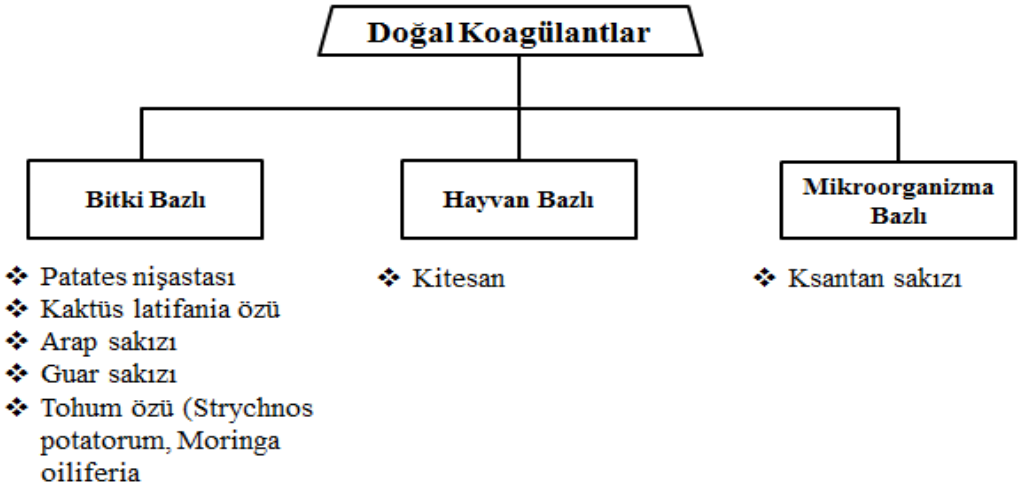


koagülantlar Şekil 2.11'de gösterilmiştir (Verma ve diğ., 2012). Kimyasal koagülasyonda hidroliz metalik tuzların daha etkili olduğu bulunmuş ve suda kolay çözündüğü görülmüştür. Ön hidroliz metalik tuzların düşük sıcaklıkta, düşük hacimli çamur üreterek renk giderim veriminde iyi olduğu gözlenmiştir. Bu durum ön hidroliz metalik tuzların atıksu içerisindeki organikleri hızlı pıhtılaştırdığını göstermektedir.

Şekil 2.11: Kimyasal koagülantlar (Özyonar, 2007).

Kimyasal koagülantlar, hidroliz metalik tuzları, ön hidroliz metalik tuzları ve sentetik katyonik polimerler olmak üzere üç ana başlıkta yer almaktadır. Hidroliz metalik tuzlar, kimyasal koagülasyonda daha etkili ve suda çözünmesi daha kolaydır. Düşük sıcaklıkta ve düşük hacimli çamur üreten ön hidroliz metalik tuzları ise renk giderimi veriminde iyi sonuç vermekte ve atıksu içerisindeki organikleri hızlı pıhtılaştırmaktadır.

Kimyasal koagülantların birim fiyatlarının yüksek olması, toksisite riski ve biyolojik olarak parçalanamamaları nedeniyle, doğal koagülantlar da kimyasal koagülasyon prosesinde kullanılmaktadır. Kimyasal koagülasyonda kullanılan doğal koagülantlar Şekil 2.12'de verilmiştir (Sesler, 2014).



Şekil 2.12: Doğal koagülantlar (Özyonar, 2007).

Kimyasal ve doğal koagülantların yanı sıra, koagülasyon ve flokülasyon sürecini hızlandırmak ve flokların hızlı çökmesini sağlamak amacıyla koagülant yardımcıları da kullanılmaktadır. Bu yardımcılar, adsorblanabilen gruplar barındıran ve yüklü floklar arasında köprü oluşturabilen yüksek molekül ağırlıklı polimerlerden polielektrolitler, çok ince alüminyum hidrat parçacıklarını birbirine ekleyen kısa zincirli polimerlerden aktifleştirilmiş silika ve kil gibi maddelerdir. Polielektrolitler; katyonik, anyonik ve nanyonik polimerler olarak gruplandırılmıştır. Katyonik polielektrolitler, flokları adsorplar; anyonik polielektrolitler, kolloid parçacıklarda anyonik gruplarla yer değiştirir ve aralarında hidrojen bağına izin verir; nanyonik polimerler ise polar gruplar arasında hidrojen bağı kurdurarak floklaşmayı sağlar (Öztürk, 2005; Akın, 2010; Yılmaz, 2004).

Kimyasal koagülantlardan kireç, 150–500 mg/L; alum, 75–250 mg/L; $FeCl_3$, $FeCl_2$ 35–150 mg/L; $FeSO_4.7H_2O$ 70–200 mg/L; katyonik polimerler, 2–5 mg/L; anyonik ve bazı iyonik olmayan polimerler, 0.25–1 mg/L; ağartıcılar ve kil, 3–20 mg/L dozaj aralığında kullanılmaktadır. $FeCl_3$, $FeCl_2$ ve $FeSO_4.7H_2O$ 4–7 pH aralığında çalışırken, kireç 9–11, alum ise pH 4.5–7 aralığında kullanılmaktadır. Polimerlerde ise pH konusunda bir aralık söz konusu değildir. Kolloid koagülasyonu ve P giderimi amacıyla kullanılan kireç ve alum arasında kireç düşük alkalinitede yüksek ve değişken temel reaksiyonlar gösterirken, alum yüksek alkalinitede düşük ve kararlı temel reaksiyonlar göstermektedir (Delipınar, 2007; Öztürk ve diğ., 2005; Eckenfelder, 1989).

Kireç gerçek bir koagülant olarak tanımlanmasa da bikarbonat alkalinitesi ile birleştiğinde kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleştiğinde ise kalsiyum hidroksiapatit oluşturmaktadır. Yüksek pH'ta çökelebilen Magnezyum hidroksitin ayrılması için ortama jelatinimsi

magnezyum hidroksit eklenmelidir fakat bu çamur susuzlaştırma işleminde zorluğa sebep olmaktadır. Kireç çamuru sıkıştırılabilmekle birlikte kalsiyum karbonatın tekrar kullanılabilmesi için kalsinleştirilebilmektedir (Öztürk, 2006).

Koagülasyon prosesinde koagülant olarak kullanılacak kimyasalların kolay bulunması, çökeldikten sonra çözünme özelliğinin olmaması, suda kolay çözünebilmesi, ucuz olması ve su içerisinde var olan partikülleri en iyi şekilde çökeltebilecek kararlılıkta olması gerekmektedir (Mamadiev M., 2009).

2.3 ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ

Serbest iyon içeren ve elektriksel iletkenliğe sahip olan ortam olarak adlandırılan elektrolitten hareket eden bileşiklerin anotta yükseltgendiği, katotta indirgendiği heterojenik iyon transferi tepkimelerine elektrokimyasal tepkimeler adı verilir. Bu tepkimelerde anot ve katot olarak metal, karbon veya yarı iletken bir elektrot kullanılabilmektedir. Bu tür tepkimelerde anot elektron vererek yükseltgenirken, katot elektron alır ve indirgenir. Anyonlar, anotta toplanır ve anolit bölge oluşur, oksijen çıkışı gözlemlenebilir. Ortamda klorür iyonu bulunması durumunda ise klor çıkışı gözlemlenebilir. Katotta ise katyonlar toplanarak katolit bölge oluşur. Katotta hidrojen çıkışı gözlemlenirken, ortamdaki çözünen gaz indirgenir (Scott, 1995).

Elektrokimyasal tepkimelerin atıksu arıtımında kullanıldığı elektrokimya, elektrosentez, metal ve malzeme işlemeleri, elektriksel güç depolama ve dönüştürme, arıtma ve geri dönüşüm gibi oldukça geniş bir yelpazede yer alan bir konudur. Elektrokimyasal arıtma yöntemleri, atıksuların içindeki atık yağların, boyaların, ağır metallerin, askıda katı maddelerin vb. gideriminde ve birçok alanda uygulanmaktadır. Bu prosesler içinde en çok kullanılanları elektrooksidasyon, elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon prosesleridir. Elektrooksidasyon proseslerin en büyük farklılıkları proses şekil ve yapılarıdır. Bu şekil ve yapılar, elektrot tipi, uygulanılan akım, elektriksel gerilim ve proses tipi gibi parametrelerden oluşur.

Elektrooksidasyon prosesi, çözünmeyen elektrotların (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) kullanıldığı ve kullanılan elektrotlar aracılığıyla ortaya çıkan gazlar ile istenilen oksidasyonun sağlanması prensibi uygulanır. Bu sayede biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik bileşiklere ve CO_2 ve H_2O gibi son ürünlere dönüştürülür. Elektroflotasyon prosesi, tek başına değil, diğer elektrokimyasal proseslerle birlikte kullanılan bir yöntemdir. Elektrotlardan çıkan

gaz kabarcıklarının kirleticileri absrobe etmesi ile yüzeye çıkararak kirlilik giderimini esas alır.

Elektrokimyasal proseslerin arasında en yaygın olarak kullanılan elektrokoagülasyon prosesi ise adsorbsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin, sudaki değişik kirleticileri adsorbe ederek çöktürme yoluyla sudan uzaklaştırdığı prensiple çalışmaktadır (Mollah ve diğ., 2001).

2.3.1 Elektrokoagülasyon Prosesinin Tanımı ve Teorisi

Elektrik akımı, atıksu arıtımında ilk kez İngiltere'de 1889 yılında kullanılmıştır. Zamanla dirençli kirleticiler bulunan atıksular için önemli bir yöntem haline gelmiştir (Chen, 2004). Elektrokimyasal yöntemlerde arıtma işleminin kısa sürmesi, ekipman ihtiyacının az olması, kimyasal maddeye ihtiyaç duymaması ve daha az çamur oluşturması nedeniyle, çeşitli avantajları olan ve geniş açılı bir yöntem olarak kabul edilmektedir ve 20 yıldan fazladır kirlilik kontrolünde yoğun şekilde kullanılmaktadır (Öztürk, 2006; Moraes ve Bertazoli, 2005). Bu yöntemi kirlilik sorunlarının çözülmesinde ve önlenmesinde önemli bir kriter haline getiren parametreler, elektrokimyasal yöntemlerin enerji verimliliği sağlaması, otomasyona uyumlu olması, çevreye uyumlu olması, çok yönlü olabilmesi ve maliyeti olarak sıralanabilmektedir (Özgürses, 2003; Mollah ve diğ., 2004). Elektrobiriktirme, elektroflotasyon, elektrooksidasyon, elektrodekantasyon, elektrokinetik remediasyon ve elektrokoagülasyon en yaygın kullanılan elektrokimyasal proseslerdendir (Mollah ve diğ., 2001; Mollah ve diğ., 2004). Elektrokoagülasyon prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar Tablo 2.7'de verilmiştir.

Tablo 2.7: Elektrokoagülasyon prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar (Öztürk, 2006).

ANOT	**KATOT**
$4OH^- - 4e^- = 2H_2O + O_{2(g)}$	$2H_3O + 2e^- = H_{2(g)} + 2H_2O$ (asidik çözeltilerde)
$2H_2O - 4e^- = O_{2(g)}$	$2H_2O + 2e^- = H_{2(g)} + 2OH^-$ (bazik çözeltilerde)
$2Cl^- - 2e^- = Cl_{2(g)}$ $Cl_{2(g)} + H_2O = HOCl + H^+ + C^-$	$O_2 + H_2O + 4e^- = OH^-$
Al–anot $Al_{(S)} - 3e^- = Al_{(aq)}^{+3}$ $Al_{(aq)}^{+3} + 3H_2O = Al(OH)_3 + 3H^+$	$Al_{(S)} + 4OH^- = [Al(OH)4]^- + 3e^-$ (yüksek pH)
Fe–anot $Fe_{(S)} - 2e^- = Fe_{(aq)}^{+2}$ $Fe_{(aq)}^{+2} + H_2O = Fe(OH)_2 + 2H_2O$ $Fe(OH)_2 + HOCl = Fe(OH)_3 + Cl^-$ $Fe^{+2} - e^- = Fe^{+3}$ $Fe^{+3} + 3H_2O = Fe(OH)_3 + 3H^+$	$Fe(OH)_3 + OH^- = [Fe(OH)^4]^-$ $[Fe(OH)_4] + 2OH^- = [Fe(OH)_6]^{-3}$ (yüksek pH)

Elektrokimyasal arıtım basamaklarından en yaygın kullanım alanı bulunan proses elektrokoagülasyon prosesidir (Chen ve diğ., 2002). Elektrokoagülasyon prosesi, su veya atıksuya iyon kazandırmak amacıyla tükenebilir yapıya sahip elektrotlar yardımıyla birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içinde barındıran karmaşık fakat etkili bir proses olarak tanımlanmaktadır (Hu ve diğ.,2003; Mollah ve diğ., 2001; Mollah ve diğ., 2004).

Bu proses içerisinde elektrotların elektrolitik oksitlenmesi ile koagülant oluşumu, kirleticilerin destabilizasyonu, partiküllerin süspansiyonu ve oluşmuş olan emülsiyonların bağlarının kırılması ve desabilite olmuş fazın birleşerek flok oluşturması olmak üzere üç aşama bulunmaktadır. Partikül emisyonu ve emülsiyon kırılması süreci anotların oksitlenmesi ile meydana gelen iyonlar ve etkileşimleriyle iyonların etrafında bulunan dağınık çift tabakalarının sıkıştırılması, anotların elektrokimyasal çözünmesiyle ortaya çıkan zıt yüklü iyonların ise mevcut iyonik türleri nötr hale getirmesinin sağlanması ve koagülasyon sonunda

suda kalan askıda partiküllerin birleşerek flok oluşturması olarak tanımlanabilmektedir (Mollah ve diğ., 2004).

Elektrokoagülasyon yönteminin de içinde bulunduğu elektrokimyasal prosesler, Faraday Kanunu'nu ve akım verim eşitliklerini temel alan proseslerdir. Elektrokimyasal hücrede geçen akım miktarı ve akım şiddeti ile zaman arasındaki ilişki aşağıdaki reaksiyon ile tanımlanmaktadır:

$$q = \int (I\, dt) \tag{2.19}$$

Bu denklemde; q: akım miktarını, I: akım şiddetini ve t: zamanı ifade etmektedir.

Yukarıdaki eşitlikte, n: çözünen metalin mol cinsinden miktarı, Faraday Kanunu ile ifade edildiğinde aşağıda verilen denklem elde edilebilmektedir (Scott,1995);

$$m = \frac{q}{n \cdot F} = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \tag{2.20}$$

Bu eşitlikte, m: teorik akım verimini, n: çözünen metalin tesir değerliğini, F: Faraday sabitini (96485 C/mol) ifade etmektedir. Bu prosesler dahilinde, her bir elektrotta eş zamanlı olarak bir veya birden fazla reaksiyon gerçekleşmektedir. Gerçekleşen reaksiyonlar akım verimi ile bağlantılıdır ve elektrokimyasal sistemin verimini ölçmedeki en önemli kriterdir.

Elektrokimyasal bir sistemde Faraday değeri de kayıp veya akım verimi ile ifade edildiğinde, akım verimi yük geçişine bağlı süreci aşağıdaki şekilde tanımlanabilir:

$$CE = \frac{q_p}{q_T} \tag{2.21}$$

Bu eşitlikte; CE: akım verimini, q_p: oluşan ürünün harcadığı yükü, q_T: toplam harcanan yükü ifade etmektedir.

Oluşan ürün veya harcanan miktar esas alınarak ölçülen ve teorik akım verimi arasındaki ilişki aşağıdaki denklem ile ifade edilebilir:

$$CE = \frac{m_{act}}{m} \tag{2.22}$$

Bu eşitlikte; CE: akım verimini, m_{act}: ölçülen akım verimini, m: teorik akım verimini ifade etmektedir. Yukarıdaki denklemde, teorik akım verimi çözünen metalin tesir değerliği ve Faraday Sabiti cinsinden ifade edildiğinde aşağıdaki denklem elde edilmektedir:

$$CE = \frac{m_{act}.n.\ F}{q} \tag{2.23}$$

Bir elektrottaki toplam akım, her reaksiyonun akımlarının toplamına eşittir. Bu durumda bir elektrottaki toplam akım aşağıdaki denklem ile ifade edilebilir:

$$I = \sum I_j \tag{2.24}$$

Elektrokimyasal proseste herhangi bir andaki akım verimi, akıma bağlı olarak da aşağıdaki şekilde ifade edilmektedir:

$$CE = \frac{I_j}{I} \tag{2.25}$$

Bu denklemden de anlaşılacağı üzere akım verimi; toplam akım ile doğru, akım şiddeti ile ters orantılıdır (Şanlı, 2006).

2.3.2 Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları

Elektrokoagülasyon sistemi, kimyasal koagülasyon – flokülasyon sistemlerine benzer bir sistemdir fakat birbirleri ile kıyaslandıklarında elektrokoagülasyon yönteminde birçok avantaj görülmektedir. Bu avantajlar:

– Elektrokoagülasyon yönteminde, askıda katı partiküller konvansiyonel koagülasyona ve biyolojik tekniklere kıyasla daha kararlı hale getirilebilir ve giderimi sağlanabilir,

– Yüksek oranda renk ve askıda katı madde giderilebilir,

– İşletimi, elektrotların sabit konumda olması ve elektriksel olarak kontrol edilebilmesi nedeniyle kolaydır ve otomasyonu rahat gerçekleşebilir,

– Nispeten daha az ve daha kararlı bir çamur oluşturur,

– Oluşan çamur metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğundan kolayca stabilitesi sağlanabilir ve susuzlaştırılabilme açısından daha uygundur,

– Proses süresince oluşan floklar daha büyük olma potansiyeline sahiptir ve daha az bağlı su içermektedir, bu nedenle filtrasyon ile daha iyi ayrım gerçekleşebilir,

– Kimyasal madde eklenmesine gerek yoktur,

– Birçok kirletici yalnızca bu prosesle giderilebilir,

– Arıtılmış atıksu kokusuz, berrak ve renksizdir,

– Kimyasal koagülasyon ile karşılaştırıldığında arıtma çıkışında daha az çözünmüş katı içerir,

– Ekipman gerekliliği az, kullanımı ve işletmesi kolaydır,

– İş gücü ihtiyacı azdır,

– İlk yatırım maliyetleri alternatif teknolojiler ile kıyaslandığında daha düşük olabilir. (Park ve diğ., 2001; Ariffiin ve diğ., 2017; Öztürk, 2006; Çiftçi, 2007; İlham ve diğ., 2007; Alinsafi, 2005; Akarsu, 2017).

Her proseste görüldüğü gibi, elektrokoagülasyon yönteminin de dezavantajları vardır. Bunlar:

– Atıksu içerisinde bulunan askıda katı maddelerin, iletkenliklerinin yüksek olması gerekir,

– Nispeten daha düşük KOİ ve BOİ giderimi sağlayabilir,

– Elektrik maliyetinin yüksek olduğu yerlerde gerekli enerji miktarı çok az olsa da tercih edilmeyebilir,

– Kullanılan elektrotlar atıksudaki çözünmüş maddelerin oksitlenmesi nedeniyle oksidasyona uğrayabilir,

– Organik madde gideriminde bazı toksik klorlu organik bileşikler, içerdikleri klor nedeniyle parçalanamayıp arıtılamayabilir,

– Elektrotların oksitlenmesi nedeniyle değiştirme ihtiyacı ortaya çıkabilir,

– Elektrotların üzerinde geçirimsiz bir tabaka oluşabileceğinden verim düşebilir,

– Hümik ve fulvik asit içeren atıksularda trihalometan oluşturma ihtimali yüksektir

– İşletme ve bakım maliyeti nispeten daha fazladır (Park ve diğ., 2001; Ariffiin ve diğ., 2017; Akarsu, 2017; Mollah ve diğ., 2004).

2.3.3 Elektrokoagülasyon Prosesinde Kullanılan Elektrot Malzemesi Türleri

Elektrokoagülasyon yönteminde en çok tercih edilen elektrot malzemesi alüminyum ve demir elektrotlarıdır. Elektrokoagülasyon yönteminde Alüminyum elektrodu kullanıldığında ise anotta gerçekleşen reaksiyonlar aşağıda verilmektedir. Bu elektrotlar kullanıldığında oluşan Alüminyum iyonları, demir iyonları gibi hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak amacıyla reaksiyona girerler (Mollah ve diğ. 2004.)

$$Al - 3e^- \rightarrow Al^{+3} \quad (2.26)$$

$$Al^{+3} + H_2O \leftrightarrow Al(OH)^{+2} + H^+ \quad (2.27)$$

$$Al(OH)^{+2} + H_2O \leftrightarrow Al(OH)_2^+ + H^+ \quad (2.28)$$

$$Al(OH)_2^+ + H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3 + H^+ \quad (2.29)$$

$$Al(OH)_3 + H_2O \leftrightarrow Al(OH)_4^- + H^+ \quad (2.30)$$

Yukarıda verilen reaksiyonlar ile bir kolloidal partikül oluşumu gözlemlenmektedir. Bu kolloidal partikül çekirdek, adsorbsiyon tabakası ve difüzyon tabakasından oluşmaktadır (İnan ve diğ., 2004). Bu elektrotların sulu ortamda oluşturacakları kompleksler, hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Tablo 2.8'de verilmektedir.

Tablo 2.8: Sulu ortamda oluşan Al^{+3} hidroksil kompleks türleri (Özgürses, 2003).

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

Yukarıda görülmekte olan reaksiyonlara göre, Alüminyum elektrotlarından çözünen Al^{+3} iyonları suda bulunan hidroksil iyonları ile birleşerek kompleks yapılar oluşturmaktadır. Bu kompleks yapılar ortamın pH'ına göre değişmektedir. Düşük pH'ta alüminyum elektrotlarının çözelti ürünleri tek moleküllü Al^{+3} ve $Al(OH)_2{}^{+}$ gibi türler iken pH durumlarında göre $Al(OH)_3$'e ve sornasında $Al_n(OH)_{3n}$ polimerlerine dönüşmektedir. Yine ortamın pH'ına göre, $Al(OH)^{+2}$, $Al_2(OH)_2{}^{+4}$ ve $Al(OH)_4{}^{-}$ gibi diğer iyonik türlerin ortamda bulunabileceği de görülmüştür (Modirshahla ve diğ. 2006).

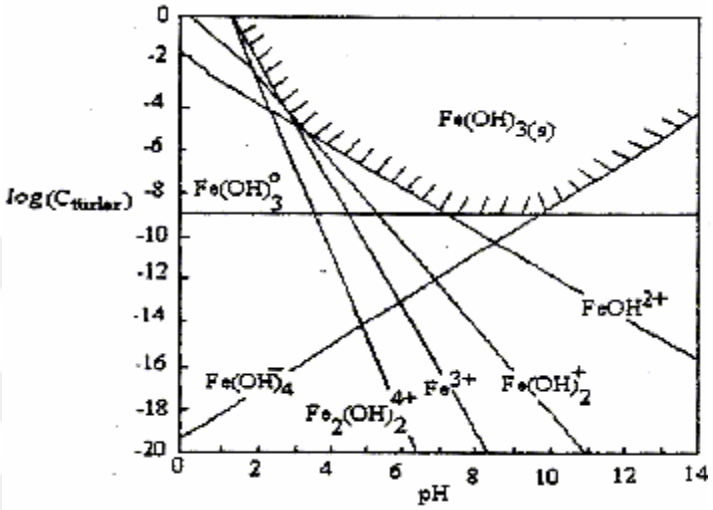
Demir elektrotlarının sulu ortamda oluşturacakları Fe kompleksi önemlidir. Sulu ortamlarda oluşan hidroksil Fe kompleksleri ve oluşum sabitleri Tablo 2.9'da verilmektedir.

Tablo 2.9: Fe^{+3} ve Fe^{+2} sulu ortamda oluşan hidroksil kompleks türleri.

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

9. $Fe^{2+} \leftrightarrow Fe(OH)_4^{2-} + 4H^+$	46.40

Tablo 2.9'da verilen reaksiyonlarda görüldüğü üzere, sudaki hidroksil iyonları elektrotların yüzeyinden çözünmüş Fe iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine göre farklı komplekslerin oluşumuna neden olmaktadır (Pykhteev ve diğ., 1999; Benefield ve diğ., 1982). Sulu ortamda Fe komplekslerinin pH ilişkisi Şekil 2.13'te verilmiştir.



Şekil 2.13: Sulu ortamda Fe kompleksleri ve pH ilişkisi.

Şekilden görüleceği üzere, Fe anodunun sulu ve düşük pH'daki çözeltide oluşturduğu kompleksler genellikle $Fe(OH)_4$ gibi anyonik türlerdir. Elektrokoagülasyonda Fe elektrotlarının oluşturduğu mekanizmalar Tablo 2.10'da verilmiştir. Ferrik iyonu, pH ile çeşitli hidroliz türleri oluşturur. 8'den düşük pH değerlerinde birkaç katyonik ferrik asit türü ve 8'den yüksek pH değerlerinde $Fe(OH)_4^-$ gibi anyonik türü çözeltide baskındır. Deniz suyu pH'ına benzer şekilde pH 8'in baskın bir türü olan $Fe(OH)_3$, en düşük çözünürlüğe sahiptir.

Tablo 2.10: Elektrokoagülasyonda demir elektrotlarının oluşturduğu mekanizmalar.

Mekanizma	**Reaksiyon**
Mekanizma 1:	Anot: $4Fe(s) \rightarrow 4Fe(aq) + 8e–$ $4Fe_{(aq)} + 10H_2O_{(l)} + O_{2(g)} \rightarrow 4Fe(OH)_{3(s)} + 8H_{(aq)}$ Katot: $8H_{(aq)} + 8e^- \rightarrow 4H_{2(g)}$ Toplam: $4Fe_{(s)} + 10H_2O_{(l)} + O_{2(g)} \rightarrow 4Fe(OH)_{3(s)} + 4H_{2(g)}$
Mekanizma 2:	Anot: $Fe_{(s)} \rightarrow Fe^{2+}_{(aq)} + 2e^-$ $Fe^{2+}_{(aq)} + 2OH^-_{(aq)} \rightarrow Fe(OH)_{3(s)}$ Katot: $2H_2O_{(l)} + 2e^- \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^-_{(aq)}$ Toplam: $Fe_{(s)} + 2H_2O_{(l)} \rightarrow Fe(OH)_{2(s)} + H_{2(g)}$

Asidik ortamda Fe iyonları pH durumuna göre H_2O ile tepkimeye girerek $Fe(OH)_3$ türleri oluştururlar. Bu reaksiyonlar;

$$Fe^{3+}_{(aq)} + H_2O_{(l)} \rightarrow Fe(OH)^{2+}_{(aq)} + 2H^+_{(aq)} \quad (2.31)$$

$$Fe^{3+}_{(aq)} + H_2O_{(l)} \rightarrow Fe(OH)_2{}^+_{(aq)} + 2H^+_{(aq)} \quad (2.32)$$

$$Fe^{3+}_{(aq)} + H_2O_{(l)} \rightarrow Fe(OH)_3{}^+_{(aq)} + 3H^+_{(aq)} \quad (2.33)$$

Ortamda alkali koşullar hakim olduğunda $Fe(OH)_6$ ve $Fe(OH)_4$ iyonları da bulunmaktadır. Elektrokoagülasyon anında oluşan metal hidroksit partiküllerinin adsorbsiyon özellikleri yüksektir.

2.3.4 Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler

Elektrokoagülasyon prosesi üzerinde pH, ortamdaki kolloidal partiküllerin boyutları ve kimyasal türlerin konsantrasyonları, ortamın kimyasal özelliği ve iletkenlik gibi parametreler etkilidir. Aynı zamanda karıştırma hızı, akım yoğunluğu, akım süresi, sıcaklık ve elektrot malzemelerinin yerleştirilmesi ve özellikleri de prosesi etkileyen faktörlerdendir (Mollah ve diğ., 2001).

2.3.4.1 pH

Atıksu arıtımında önemli parametrelerden biri olan pH, elektrokoagülasyon prosesinde akım verimi ve metal hidroksitlerin çözünme seviyeleri ile bağlantılıdır. Alüminyum elektrotları kullanılan çalışmalarda, asidik ve bazik ortamlarda nötr ortamlara göre daha yüksek akım verimi görülmektedir. Elektrokoagülasyon çalışmalarında genellikle en yüksek giderim pH 7 civarındayken görülmektedir. İletkenlikteki değişim nedeniyle güç tüketimi nötr ortamlarda nispeten daha yüksektir. Asidik karakterdeki atıksularda çıkış pH'ı katot üzerindeki hidrojen oluşumu nedeniyle artmaktadır. Bu durum hidrojen kabarcıklarından CO_2 açığa çıkmasına, Al^{+3} ile birlikte diğer anyonların da çökmesine ve eşitliğin sola doğru kaymasına bağlı olduğu söylenmektedir. Bazik karakterli atıksularda ise pH'da düşme görülmektedir. Bu durum, katyonlarla oluşan hidroksitin çökmesi ve $Al(OH)_4^-$ oluşmasına bağlanmaktadır. Elektrot olarak alüminyum kullanılan çalışmalarda nötr şartlarda da giderim veriminin yüksek olduğu gözlemlenmiştir (Chen ve diğ., 2000; Öztürk, 2006).

Kimyasal ve elektrokimyasal koagülasyonda sıklıkla kullanılan Al ve Fe elementleri pH değişimi ile farklı formlara dönüşmektedir. Fe bileşikleri için düşük pH'larda katyonik, yüksek pH'larda anyonik türleri görülmesine rağmen en baskın tür olan $Fe(OH)_3$, nötr pH'larda konsantrasyonu minimumdadır. Al ise yoğunlukla $Al(OH)_3$ formunda bulunmasına rağmen yüksek pH'larda $Al(OH)_4^-$ formunda görülebilmektedir. Sulu çözeltiler içerisinde yoğunlukları arttıkça, çözünürlükleri azalmaktadır (Karakaş ve diğ., 2012).

2.3.4.2 Akım Yoğunluğu

Akım yoğunluğu, birim elektrot alanına düşen akımdır. Elektrokoagülasyon prosesinin uygulandığı yerin ekonomik ve coğrafi konumu, akım yoğunluğunun en etkili aralığını bulma konusunda büyük önemi vardır. Proses süresince sağlanan akım miktarı, elektrotlardan salınan Al^{+3} ve Fe^{+2} iyonlarının miktarını belirlemektedir. Akım yoğunluğunun artması durumunda anot ve katottaki iyon üretiminin veriminin arttığı da görülmektedir (Daneshvar ve diğ., 2004). Aynı zamanda yüksek akım yoğunluğu gerçekleştiğinde elektrik enerjisinin, suyun ısıtılmasında harcanma ihtimali de ortaya çıkabilmektedir. Yük yüklemesi, akım ve zamanın çarpımı ile oluşan bir değerdir. Arıtılmış suyun kalitesi de bu değer ile iyon miktarına bağlı bir parametredir. Akım yoğunluğu ve yük yüklemesi, gerekli değerlerin bulunamadığı durumlarda deneysel olarak belirlenebilmektedir. Bu değerler belirlenirken kritik değer dikkate alınmalıdır. Bu kritik değere ulaşma durumunda çıkış suyunda akımın

artmasına bağlı olarak bir iyileşme kaydedilmemektedir (Chen, 2004). Aynı zamanda akım yoğunluğu belirlenirken, pH ve sıcaklık gibi işletme parametreleri de dikkate alınmalıdır.

2.3.4.3 İşletme Süresi

Koagülasyonun başlaması için elektrotlardan salınan iyonların taneciklerin yüklerini nötralize etmesi gerekmektedir. Bu işlemin gerçekleşmesi için de elektroliz süresince, pozitif elektrotta anodik, negatif elektrotta katodik reaksiyonlar meydana gelmelidir. Bu elektroliz süresinin artması durumunda iyonların oluşturduğu hidroksit floklarında ve sistemdeki iyon konsantrasyonunda bir artış meydana gelmektedir (Daneshvar ve diğ., 2004).

2.3.4.4 Karıştırma Hızı

Karıştırma hızının en önemli işlevlerinden birisi, elektrot çözeltisinin oluşturduğu pıhtılaştırıcı maddenin etkili bir şekilde reaktöre aktarılmasıdır. Bu pıhtılaştırıcı madde, reaktöre aktarılarak dağılmazsa, reaktörün içinde homojenlik kaybolarak bölgesel farklılıklar görülebilir. Aynı zamanda, sıcaklık ve pH gibi sistemin verimini etkileyen parametrelerin de homojen olarak dağılmasını sağlamaktadır.

Karıştırma hızı çok artırıldığında, reaktör içerisinde oluşması istenen flokların dağılmasına ve sudan uzaklaştırılması zor olan küçük floklar haline gelmesine sebep olabilmektedir. Yapılan bir çalışmada belirlenen sistemde 100, 150 ve 250 rpm karıştırma hızı seçilmiştir. Bu parametrelere göre yapılan çalışmada akım yoğunluğu 0.5 mA/cm^2 olan ve 3,4 ve 5 pH'larda çalışılan sistemde her bir pH'ta giderme verimleri sırası ile 150 rpm, 100 rpm ve 250 rpm olduğu görülmüştür. 1 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 3,4 ve 5 pH'larda çalışan sistemde ise benzer sıralama ile birlikte daha yüksek verim görülmüştür. Çalışma sonunda 150 rpm'de çalışan sistemde $Al(OH)_3$ floklarının birbirlerine bağlanabilmesinin yükseldiği bu nedenle de çökelmenin kolaylaştığı; karıştırma hızının 250 rpm'e çıktığında ise flokların bozulduğu ve verimin düştüğü belirlenmiştir (Delipınar, 2007).

2.3.4.5 Sıcaklık

Elektrokoagülasyon yöntemi ile ilgili çalışmalarda, sıcaklığın proses üzerindeki etkisi çok incelenmemiş bir konudur. Fakat diğer kimyasal reaksiyonlarda olduğu gibi, sıcaklık arttığında elektrokoagülasyon reaksiyon hızı da artmaktadır. Sıcaklığın 27^{o}C ve üzeri sıcaklıklara ulaştığı durumlarda ortaya çıkan iyonların hareketleri artmakta, yumaklaşma ve

metal hidroksit floklarını oluşturma şansı azalmaktadır (Daneshvar ve diğ., 2004; Chen, 2004). Bazı çalışmalarda, sıcaklığın 60°C'ye kadar arıtma veriminin elektrot yüzeyinde meydana gelen alüminyum oksit filmlerinin parçalanması nedeniyle arttığı, bu sıcaklık sonrasında ise akım veriminin düştüğü gözlemlenmiştir. İletkenliğin sıcaklık ile bir artması, enerji tüketimini de azaltmaktadır. Sıcaklık çok yüksek değerlere ulaştığında alüminyum hidroksit jelinin büyük gözeneklerinde bir daralma görülür ve bu daralma nedeniyle elektrot yüzeyinde birikmeye daha elverişli flok oluşumuna yol açmaktadır (Chen, 2004; Güney, 2013).

2.3.4.6 İletkenlik

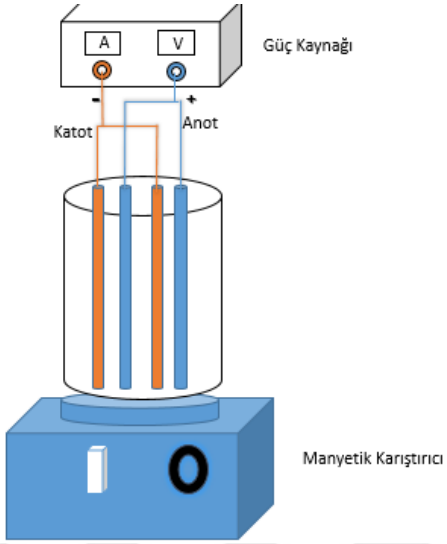
Elektrokoagülasyon yönteminde, iletkenliği arttırmak amacıyla tuz kullanılmaktadır. Bu tuzlar elektrik yükü taşıyıp iyonik destek sağlarlar. Ayrıca HCO_3^- ve SO_4^{-2} gibi anyonların sistemi olumsuz etkilemelerini de engellemektedir. Prosese dışarıdan tuz ilave edilmesi güç tüketimini de azaltmaktadır. Sistemde karbonat ve sülfat iyonlarının varlığı Ca^{+2} ve Mg^{+2} iyonlarının çökmesine neden olacağından akım veriminde azalmaya sebep olmaktadır (Chen, 2002). Wong ve diğerlerinin 2002 yılında yaptıkları çalışmaya göre, bunun engellenebilmesi için elektrokoagülasyon hücrelerinde %20 Cl^- iyonlarının bulunması tavsiye edilmiştir.

Elektrolit konsantrasyonu artmasıyla atıksu iletkenliğinin değişimi elektrokoagülasyon yönteminde enerji tüketimini etkilemektedir. Elektrokoagülasyon yönteminde voltajı ve enerji tüketimi iletkenlik ile değişir. Atıksuyun iletkenliği (mS/cm; μS/cm) arttıkça elektrokoagülasyon yönteminde enerji tüketimi ve elektrotlar arası potansiyel (V) azalır. Elektrokoagülasyon yönteminde atıksuyun iletkenliği belli bir değerde ohmic direnci sınırlamak için yeterli olması da gerekmektedir.

2.3.4.7 Elektrot Bağlantı Düzeni

Elektrokoagülasyon prosesinde, reaktör içinde bir anot ve bir katot bulunmaktadır. Bu çözünen anot ve katot elektrotlar ise bir güç kaynağına bağlı halde kullanılmaktadır. Anotta oksidasyon meydana gelerek anot materyali elektrokimyasal olarak çözünecek, katot ise pasif kalacaktır. Bu atıksu arıtımında istenen bir durum olmadığından ve metallerin yeterli miktarda çözünebilmesi için geniş yüzeyli elektrot ihtiyacı oluşturacağından paralel veya seri bağlanmak suretiyle, mono veya bipolar elektrokimyasal reaktörler oluşturulmaktadır (Şanlı, 2006).

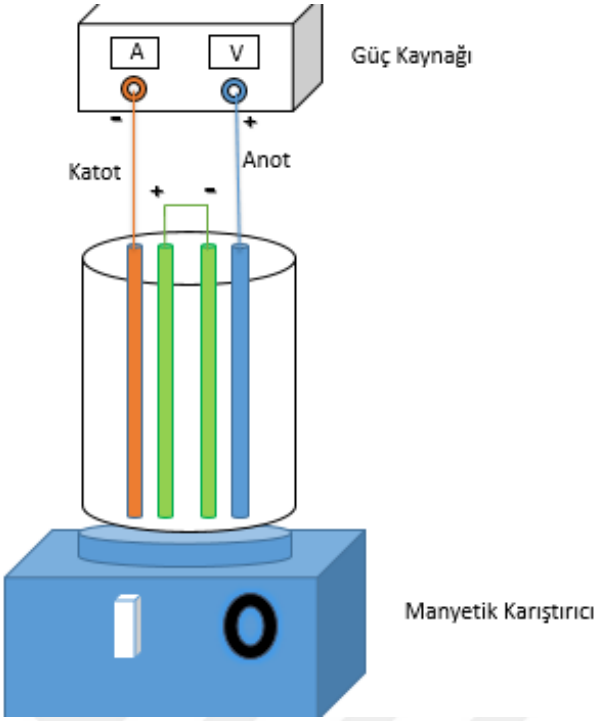
Paralel bağlı monopolar sistemde, elektrotlar birbirlerine paralel şekilde yerleştirilmektedir ve birbirine bağlı elektrotlar arasında eşit olarak akım gelmektedir. Bu akım, aralarında düşük gerilim farkı oluşturmaktadır. Sistemdeki akım Şekil 2.14'te verilmektedir.



Şekil 2.14: Paralel bağlı monopolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006).

Şekil 2.14'te görülebileceği üzere, elektrotların hepsi bir güç kaynağına bağlı haldedir ve reaktördeki akım ve voltaj değerleri dijital olarak okunabilmektedir. Anot elektrotların çözünmesi veya tükenmesi durumunda anotun çözünme potansiyeli düşer ve sonuç olarak katodun pasivizasyonu minimize olur. Çözünen anot tipleri çeşitli metallerden yapılabilmektedir. Bu metallere Fe ve Al örnek verilebilir.

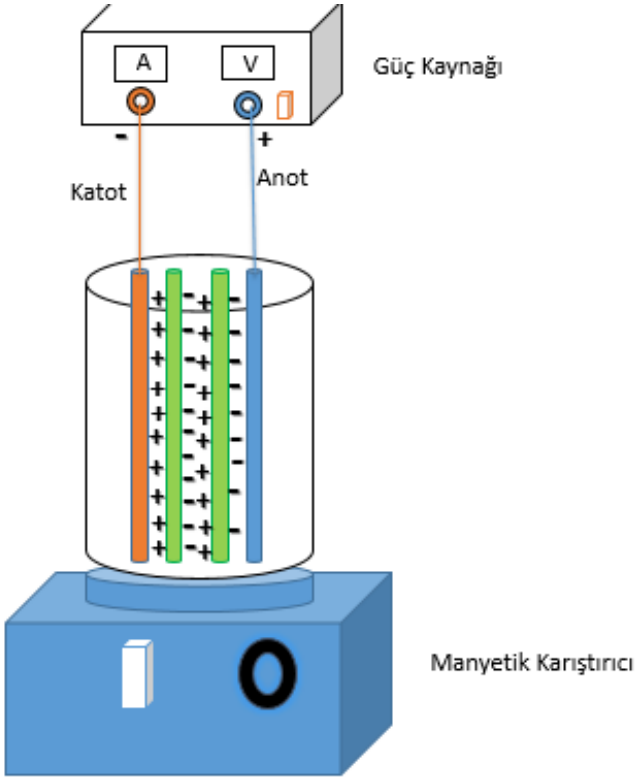
Seri bağlı monopolar sistem, birbirlerine içten bağlı elektrotlar içermektedir. Bu bağlantı düzeninde daha yüksek gerilim farkı oluşmaktadır. Her bir tükenen veya çözünen anot ve katot bir güç kaynağına bağlıdır. Sistem ve akım yapısı Şekil 2.15'te verilmektedir.



Şekil 2.15: Seri bağlı monopolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006).

Seri bağlı elektrokoagülasyon reaktörlerinde direnç daha yüksek olduğundan reaktör içinde her yerde akım aynı değerdedir (Özyonar, 2007).

Seri bağlı bipolar sistem, iç elektrotları iki kutuplu ve herhangi bir güç kaynağına bağlı olmayan, dış elektrotları ise tek kutuplu ve güç kaynağına bağlı halde bulunan bir sistemdir. Sistem ve akım Şekil 2.16'da verilmektedir.



Şekil 2.16: Seri bağlı bipolar sistemin şematik görüntüsü (Eyvaz ve diğ., 2006).

Monopolar seri bağlı elektrokoagülasyon reaktöründe, Şekil 2.16'da görüldüğü gibi çözünen anot elektrotlar birbirine bağlanmaktadır. Anot ve katot elektrotlar güç kaynağına bağlanmaktadır. Dıştaki monopolar anot ile katot elektrotlar iç kısımda tükenen anot elektrotlar ile bağlantısı bulunmamaktadır. Bu tür bağlantılı reaktörde her bir hücre voltajı toplanacağından verilen akım için gerekli olan potansiyel yüksektir.

3. MALZEME VE YÖNTEM

Bu kısımda, çalışmada kullanılan şekerleme atıksuyunun karakterizasyonu, deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler, cihazlar ve analiz yöntemlerinden bahsedilecektir.

3.1 ÇALIŞMADA KULLANILAN ŞEKERLEME ATIKSUYUNUN KARAKTERİZASYONU

Yüksek lisans tez çalışması kapsamında kullanılan şekerleme atıksu, İstanbul'da bulunan şekerleme alanında üretim yapan bir fabrikadan alınmıştır. Fabrikada üretilen ana ürünler kapsamında jöleli şeker, jöleli ayıcık, marşmelov, sakız, meyan şekeri, lolipop ve sakız ürünleri yer almaktadır. Fabrikanın kendi arıtma sistemi bulunmakta olup bu sistem anaerobik ve aerobik olmak üzere iki kademeli biyolojik arıtma prosesidir. Arıtma sonrasında arıtılmış atıksu İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) kanalına deşarj edilmektedir. Çalışmada kullanılan atıksu fabrikaya ait anaerobik arıtma tesisi çıkışından alınmıştır. Tez çalışmasında kullanılan atıksu muhafaza edilmesi için $+4^0$C'de soğuk odada saklanılmıştır. Kullanılan atıksuyun karakterizasyonu Tablo 3.1'de verilmektedir.

Tablo 3.1: Anaerobik arıtılmış atıksuyun karakterizasyonu.

PARAMETRE	BİRİM	ATIK SU
pH	-	8
İletkenlik	mS/cm	4.5
KOİ	mg/L	2020
AKM	mg/L	620
UAKM	mg/L	410
Klorür	mg/L	175
RES_{436}	m^{-1}	15
TKN	mg/L	50
Bulanıklık	NTU	90
Toplam Fosfor	mg/L	5
Sülfat	mg/L	70

3.2 DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN KİMYASAL MADDELER, CİHAZLAR

3.2.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasal Maddeler

Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddelerin listesi aşağıda verilmektedir.

HCl (Merck)
HNO_3 (Merck)
NaOH (Merck)
$FeCl_3.6H_2O$ (Merck)
$FeSO_4.7H_2O$ (Merck)
K_2CrO_4 (Merck)
$AgNO_3$ (Merck)
$AgSO_4.H_2SO_4$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$ (Amonyum Molibdat)
NH_3
Na_2SO_4
$BaCl_2$ (Merck)
H_2SO_4 (Merck)
$FeCl_3$ (Merck)
EDTA–Etilen diamin tetra asetik asit (Carlo Erba)
$CaSO_4$ (Merck)
$CaCl_2$ (Merck)
$MgSO_4$ (Merck)
EBT

3.2.2. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Cihazlar

Bu çalışmada kullanılan cihazlar aşağıda verilmektedir.

Numune saklama için soğuk oda (+4˚C)
Laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon sistemi
Wisestir markalı jar testi cihazı

Selecta digiheat etüv
Liebherr marka buzdolabı
Su banyolar soğutmalı sikülasyonlu su banyosu
WTW CR 3200 markalı termoreaktör
Fotometre (Merck Picco)
WTW TURB 430T türbidimetre
T80 UV–VIS Spektrofotometre (PG Instruments)
Thermo Scientific Orion 5Star pH ölçüm cihazı
10 mm kalınlığında kuvars küvet
0.45 μm membran ve GF/C filtre
Süzme seti (Milipore)
İletkenlik ölçer cihazı (WTW)
Isıtıcılı–Manyetik Karıştırıcı (VELP Scientifica)
Vakum pompası

3.3 DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN ANALİZ YÖNTEMLERİ

Çalışmada kullanılan analitik yöntemler aşağıda verilmektedir.

3.3.1 pH

pH ölçümleri için 4500–H^+ (APHA–AWWA–WEF, 1995)'de yer alan standart yönteme göre belirli aralıklar kalibresi yapılmakta olan Thermo Orion 3–Star cihazı ile yapılmıştır.

3.3.2 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), kontrollü koşullar altında, numune ile reaksiyona giren ve tüketilen oksidan miktarının oksijen eşdeğeri cinsinden ifadesidir. KOİ tayini Standard Metot'da bölüm 5220–D (APHA, AWWA, WEF, 1998)'de belirtilen kolorimetrik closed reflux metoduyla yapılmıştır.

3.3.3 İletkenlik

Bir su numunesinin elektrik taşıyabilme özelliğinin sayısal ifadesi iletkenlik olarak adlandırılmaktadır. Bu parametre, sudaki iyonik tür konsantrasyonuna, nisbi konsantrasyonuna, taşınırlığına, değerliğine ve ölçüm sıcaklığına göre değişebilmektedir.

İletkenlik ölçümleri, 2510 B (APHA–AWWA–WEF, 1995) de belirtilen standart yönteme göre Thermo Orion 3–Star cihazı ile yapılmıştır.

3.3.4 Askıda Katı Madde (AKM)

2540–A (APHA–AWWA–WEF, 1995)'da yer alan standart yönteme göre AKM analizi yapılmıştır

3.3.5. Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM)

2540–E (APHA–AWWA–WEF, 1998)'de yer alan standart yönteme göre UAKM analizi yapılmıştır

3.3.6. Renklilik Sayısı (RES)

Renk ölçümleri, Avrupa Normu EN ISO 7887 kapsamında RES (Renklilik Katsayısı) parametresi ile yapılmıştır. RES metodu ölçümleri 3 kategoride yapılmaktadır. 3 farklı dalga boyu, sarı ve tonları, kırmızı ve tonları, mavi ve tonlarının absorbans değerlerini veren sırasıyla 436nm, 525nm ve 620 nm dalga boylarının kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Renk parametresinin RES metodu ile ölçülmesi sonucunda RES_{436}, RES_{525} ve RES_{620} şeklinde m^{-1} biriminde renk değerleri elde edilmektedir. Bu çalışmada atıksu numunesi ölçüm öncesi 0.45 μm membran filtreden süzülerek işletmeye alınmış olan spektrofotometre küvetine aynı zamanda karşılaştırma küvetine de optikçe saf su konulmuş ve 436 nm'de ölçülmüştür. EN ISO 7887 dahilinde Spektral Absorbsiyon Değeri α (λ) ;

$$\alpha = \frac{A}{d} . f \tag{3.1}$$

şekilde hesaplanmaktadır. Bu hesapta A; dalga boyunda su numunesinin ekstinksiyonu (absorbans), d; numunenin kalınlığını (küvet genişliği, mm), f; spektral absorbsiyon değerini m^{-1} biriminde elde edebilmek için faktör (bu kapsamda f:1000) olarak alınmıştır. Bu ifadelerden, aşağıda hesabı verilen RES parametresi hesabı yapılmıştır.

$$\text{RES} = 100 \cdot \frac{E\lambda}{d} \tag{3.2}$$

Bu hesap kapsamında E_λ ekstinksiyonu (belirli dalga boyunda), d su numunesi kalınlığını (cm) göstermektedir. Bu durum sonucunda RES birimi m^{-1} olmaktadır.

3.3.7. Bulanıklık

Bulanıklık parametresi, organik ya da inorganik birçok maddenin neden olabildiği, AKM içeren sularda görülen ve suyun ışık geçişini engelleyen EPA ve WHO (Dünya Sağlık Örgütü) tarafından 1 NTU (bulanıklık birimi)'yu geçmemesi önerilen bir parametredir. Bulanıklık ölçümü, cihazda numuneyi ışık kaynağı ile aydınlatan ve dik açıklarla yansıtılan ışığın yoğunluğu ölçülerek yapılan bir tayindir. En yaygın olarak kullanılan bulanıklık birimi NTU (Nephelometric Turbidity Unit) dir. Çalışma kapsamında bulanıklık ölçümleri WTW TURB 430T marka türbidimetri ile gerçekleştirilmiştir.

3.3.8. Sülfat

4500–SO_4^{2-} E (APHA–AWWA–WEF, 1995) de yer alan standart yönteme göre sülfat ölçümü yapılmıştır.

3.3.9. Klorür

4500–Cl^-–B (APHA–AWWA–WEF, 1995)'de yer alan standart yönteme göre titrimetrik metot kullanılarak klorür analizi yapılmıştır.

3.3.10. Toplam Fosfor

4500–P D (APHA–AWWA–WEF, 1998)'de yer alan standart yönteme göre toplam fosfor analizi yapılmıştır.

3.3.11. Toplam Kjheldal Azotu (TKN)

4500–N_{org}–B (APHA–AWWA–WEF, 1998)'de yer alan standart yönteme göre TKN analizi yapılmıştır.

3.4 ÇALIŞMADA KULLANILAN KİMYASAL KOAGÜLASYON SİSTEMİ

3.4.1. Deney Düzeneği ve Deneysel Çalışma Planı

Tez çalışmasında kimyasal koagülasyon prosesi Wisestir markalı jar testi cihazında gerçekleştirilmiştir. Şekil 3.1'de kullanılan jar testi cihazının fotoğrafı verilmektedir.



Şekil 3.1: Çalışmada kimyasal koagülasyon prosesinde kullanılan jar testi cihazı

Kimyasal koagülasyon deneylerinde 500 mL atıksu numunesi kullanılmıştır. Deneyler 25^0C sabit sıcaklıkta yapılmıştır. Her bir deney için jar test cihazına 500 mL atıksu konulduktan sonra koagülant ilave edilerek 150 rpm karıştırma hızında 30 saniye süre ile hızlı karıştırma, 40 rpm karıştırma hızında 5 dakika süre ile yavaş karıştırma işlemi uygulanmıştır. Hızlı ve yavaş karıştırma işlemlerinin ardından atıksu numunesine 60 dakika çöktürme işlemi uygulanmıştır. Çöktürme işlemi sonunda süpernetant fazından alınan arıtılmış atıksu numunesinde kirletici madde analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, deney sonunda oluşan çamur fazı darası önceden belirlenmiş olan kaba bir filtre yardımıyla süzülerek çamur miktarı belirlenmiştir. Bunun için çamur fazı 103-105^0C'de etüvde 24 saat boyunca kurutulmuş ve desikatörde bekletilip sabit tartıma getirilmiştir. Filtrenin darası ve süzme işlemi sonrasındaki tartım sonuçları farkından çamur miktarı belirlenmiştir.

Tez çalışmasında kimyasal koagülant olarak demir klorür ($FeCl_3.6H_2O$) ve demir sülfat ($FeSO_4.7H_2O$) olmak üzere iki farklı koagülant kullanılmıştır. Her bir koagülantın 10 g/L'lik stok çözeltileri hazırlanmıştır. Stok çözelti seyreltilerek istenilen koagülant dozu elde

edilmiştir. Kimyasal koagülasyon deneysel çalışmaları kullanılan koagülantlar ile farklı pH değerlerinde ve farklı koagülant dozlarında gerçekleştirilmiştir. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen denemelerde 250 mg/L sabit demir sülfat ve demir klorür dozları kullanılarak pH 4, 6, 8, 9 ve 10 değerlerinde çalışılmıştır. Atıksuyun pH değerinin ayarlanmasında 1 N HNO_3 ve 1 N NaOH kullanılmıştır. Farklı koagülant dozlarında gerçekleştirilen denemelerde ise her bir koagülant için belirlenen uygun pH değerinde 50, 150, 250, 350, 550, 750, 1000, 1500, 2000 ve 2500 mg/L koagülant dozları ile çalışılmıştır.

3.4.2. Kullanılan Hesaplamalar

Kimyasal koagülasyon prosesinde işletme maliyeti hesaplanırken koagülant tüketimi ve kimyasal madde tüketimi esas alınmıştır. İşletme maliyeti (TL/m^3) aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$işletme\ maliyeti\ =\ aC_{koagülant} + bC_{kimyasal} \tag{3.3}$$

Denklemde; $C_{koagülant}$ koagülant madde tüketimini (kg/m^3), $C_{kimyasal}$ kimyasal madde tüketimini (kg/m^3, L/m^3), a koagülant madde birim fiyatını (TL/kg) ve b kimyasal madde birim fiyatını (TL/kg, TL/L) göstermektedir.

Kimyasal koagülasyon prosesinde işletme maliyetlerinin hesaplarının yapılmasında 2019 yılı Kasım ayına ait fiyatlar esas alınmıştır. Hesaplamalarda; demir sülfat koagülantının birim fiyatı 0.15 $/kg; demir klorür koagülantının birim fiyatı 0.22 $/kg; NaOH için birim fiyat 1.2 $/kg; HNO_3 için birim fiyat 0.8 $/L şeklinde kullanılmıştır. Hesaplamalarda Kasım ayının ortalama döviz kuru esas alınarak 1 $ = 5.7 TL olarak alınmıştır.

Kimyasal koagülasyon prosesinde kirletici madde giderim veriminin hesabında aşağıdaki denklem kullanılmıştır.

$$R_{KK}(\%)\ = \left(1\ -\ \frac{C_e}{C_i}\right) \times 100 \tag{3.4}$$

R_{KK}: Kimyasal koagülasyon prosesi kirletici madde giderim verimi

C_e: Deney sonunda süpernetant fazındaki kirletici madde konsantrasyonu

C_i: Atıksudaki kirletici madde konsantrasyonu

3.5. ÇALIŞMADA KULLANILAN ELEKTROKOAGÜLASYON SİSTEMİ

3.5.1. Deney Düzeneği ve Deneysel Çalışma Planı

Elektrokoagülasyon prosesinde elektrot türü olarak demir elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar paralel bağlı monopolar sistem, seri bağlı monopolar sistem ve seri bağlı bipolar sistem şekillerde uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon yönteminde kullanılmış olan reaktör 11 x 11x 10 cm boyutlarında ve pleksiglass malzemeden yapılmış olup soğutma ceketli ve 1 L hacmindedir. Tez çalışmasında kullanılan elektrokoagülasyon sistemine ait fotoğraf Şekil 3.2'de verilmektedir



Şekil 3.2: Tez çalışmasında kullanılan elektrokoagülasyon sisteminin fotoğrafı

Deney kapsamında 5 x 9 x 0.2 cm boyutlarında 2 anot ve 2 katot kullanılmıştır. Elektrotlar, 150 cm^2'lik aktif elektrot yüzey alanına sahiptir ve 2 cm aralıklarla yerleştirilmiştir. Elektrotlar reaktörün içinde bulunan atıksuya tamamen batırılmıştır. Deneylerde 700 mL atıksu kullanılmıştır. Reaktör, 0-30 Volt, 0-6 Amper aralığında çalışabilen bir doğru akım güç kaynağına bağlanmıştır. pH için gerekli ayarlamalar 1 N HNO_3 ve 1 N NaOH kullanılarak yapılmıştır.

Her bir elektrot bağlantı düzeninde elektrotlar uygun şekilde yerleştirilmiş, sonrasında atıksu numunesi reaktöre eklenerek ilgili akım yoğunluğuna karşılık gelen akım (amper cinsinden) sisteme uygulanmış ve doğru akım güç kaynağından voltaj değeri okunarak kaydedilmiştir. Deney süresi tamamlandığında atıksu ve çamur, darası alınmış kaba bir filtre yardımı ile süzülmüştür. Süzme işlemi sonucunda oluşan süzüntü için kirletici madde analizleri yapılmıştır. Çamur fazı 103 – 105 ^oC'de çalışan etüvde 24 saat kurulmuş ve sonrasında desikatörde beklenerek sabit tartıma getirilmiştir. Filtrenin darası ve süzme işlemi sonrasındaki tartım sonuçları farkından çamur miktarı belirlenmiştir. Her deney öncesi elektrotlar üzerlerinde kalıntı birikmemesi amacıyla 100 mL HCl çözeltisi (%35) ve 200 mL hekzametilentetramin ($(CH_2)6N_4$) sulu çözeltisinin (%2.8) karıştırılması ile oluşan yıkama çözeltisi ile 1 dakika temizlendikten sonra saf su ile yıkanıp etüvde 1 saat beklettikten sonra sabit tartıma gelene kadar da desikatörde bekletilmiştir. Elektrot tüketimlerini belirlemek için her bir deney öncesi ve sonrasında saf su ile yıkanıp kurutulan elektrotlar sabit tartıma getirildikten sonra tartılmıştır.

Elektrokoagülasyon deneyleri sabit sıcaklık değeri (25^0C) ve sabit karıştırma hızı değerinde (250 rpm) yapılmıştır. Deneyler; farklı pH (4, 6, 8, 9 ve 10), farklı akım yoğunluğu (10, 30, 50, 70, 90, 110 ve 130 A/m^2), farklı işletme süresi (15, 30, 45, 60, 75, 90 ve 105 dakika) ve farklı elektrot bağlantı düzeninde (MP-P, MP-S ve BP-S) geçekleştirilmiştir.

3.5.2. Kullanılan Hesaplamalar

Elektrokoagülasyon prosesi deneylerinde, akım yoğunluğu, elektrot tüketimi, enerji tüketimi ve işletme maliyeti hesapları ile birlikte kirletici madde giderim verimleri bulunmuştur.

Akım yoğunluğu J ile gösterilip A/m^2 birimi kullanılmaktadır. Akım yoğunluğu aşağıdaki denklem ile hesaplanmaktadır.

$$J = \frac{I}{A_e} \tag{3.5}$$

Bu denklemde I: Sisteme uygulanan akım şiddeti (amper), A_e ise Aktif elektrot yüzey alanı (m^2)'nı göstermektedir.

Elektrot tüketimi $C_{elektrot}$ ile gösterilmektedir ve birimi kg/m^3'tür. Elektrot tüketimi aşağıdaki formül ile hesaplanmaktadır.

$$C_{elektrot} = \left(\frac{m_{elek,i} - m_{elek,f}}{v}\right) \tag{3.6}$$

Bu denkleme göre, $m_{elek,i}$: elektrotların deney öncesi ağırlığı (kg); $m_{elek,f}$: elektrotların deney sonrası ağırlığı (kg); v: arıtılan atıksu hacmi (m^3) göstermektedir.

Enerji tüketimi (C_{enerji}) kWh/m^3 biriminde olup aşağıdaki şekilde hesaplanmaktadır:

$$C_{enerji} = \frac{V \cdot I \cdot t}{v} \tag{3.7}$$

Bu denkleme göre; V deney sırasında sistemde oluşan potansiyel fark (volt); I: Sisteme uygulanan akım şiddeti (amper); t: işletme süresi (saat); v arıtılan atıksu hacmi (m^3) göstermektedir.

Elektrokoagülasyon prosesinde işletme maliyeti hesaplanırken enerji tüketimi, elektrot tüketimi ve kimyasal madde tüketimi esas alınmıştır. Elektrokoagülasyon prosesi işletme maliyeti (TL/m^3) aşağıdaki denklem ile hesaplanmıştır (Kobya ve diğ., 2011).

$$işletme\ maliyeti = aC_{enerji} + bC_{elektrot} + cC_{kimyasal} \tag{3.8}$$

Denklemde; $C_{kimyasal}$ kimyasal madde tüketimini (kg/m^3; L/m^3), a elektrik birim fiyatını (TL/kWh), b elektrot birim fiyatını (TL/kg), c kimyasal madde birim fiyatını (TL/kg, TL/L) göstermektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde işletme maliyetlerinin hesaplarının yapılmasında 2019 yılı Kasım ayına ait fiyatlar esas alınmıştır. Hesaplamalarda; elektrik tüketimi için birim fiyat 0.54 TL/kWh; demir elektrot için birim fiyat 0.32 $/kg; NaOH için birim fiyat 1.2 $/kg; HNO_3 için birim fiyat 0.8 $/L şeklinde kullanılmıştır. Hesaplamalarda Kasım ayının ortalama döviz kuru esas alınarak 1 $ = 5.7 TL olarak alınmıştır.

Elektrokoagülasyon prosesinde kirletici madde giderim veriminin hesabında aşağıdaki denklem kullanılmıştır.

$$R_{EK}(\%) = \left(1 - \frac{C_e}{C_i}\right) \times 100 \quad (3.9)$$

R_{EK}: Elektrokoagülasyon prosesi kirletici madde giderim verimi

C_e: Deney sonunda elde edilen süzüntüdeki kirletici madde konsantrasyonu

C_f: Atıksudaki kirletici madde konsantrasyonunu.

4. BULGULAR

4.1. KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR

Tez çalışmasının bu bölümünde anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Kimyasal koagülant olarak demir klorür ($FeCl_3.6H_2O$) ve demir sülfat ($FeSO_4.7H_2O$) olmak üzere iki farklı koagülant kullanılmıştır. Her bir koagülant türü için arıtma verime etki eden parametrelerden atıksuyun pH değerinin ve koagülant dozunun kirletici madde giderim verimi ve çamur oluşumu üzerindeki etkileri belirlenerek uygun pH değeri ve koagülant dozu tespit edilmiştir. Deneyler, sabit sıcaklık (25°C) ve sabit karıştırma hızında (hızlı karıştırma hızı: 150 rpm ve yavaş karıştırma hızı: 40 rpm) gerçekleştirilmiştir.

Kimyasal koagülasyon çalışmalarında deney sonunda elde edilen süpernatant fazında kirletici madde konsantrasyonları (KOİ, $RES_{436,}$ AKM, bulanıklık, klorür, sülfat, iletkenlik) belirlenerek kirletici madde giderim verimleri hesaplanmıştır. Ayrıca deney sonunda elde edilen çamur numunesinin miktarı belirlenmiştir. Farklı şartlarda gerçekleştirilen deneylerde her işletme şartı için kimyasal madde tüketimi ve koagülant tüketimi esas alınarak işletme maliyeti hesaplanmıştır.

4.1.1. Kimyasal Koagülasyon Prosesi için Uygun pH Değerinin Belirlenmesi

Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun demir sülfat ve demir klorür kullanılarak kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtımında uygun pH değerinin belirlenmesi için başlangıç pH değeri 4–10 aralığında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneyler 250 mg/L sabit demir sülfat ve demir klorür dozları kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Farklı pH değerlerinde demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda süpernatant fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları sırasıyla Tablo 4.1 ve Tablo 4.2'de verilmektedir.

Tablo 4.1: Demir sülfat ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	**Giriş**	**pH**				
		4	**6**	**8**	**9**	**10**
pH	8	4.1	6.3	8.2	8.9	9.5
KOİ (mg/L)	2020	1680	1580	1510	980	1780
AKM (mg/L)	620	590	510	480	210	360
Bulanıklık (NTU)	90	85	74	50	35	80
RES_{436} (m^{-1})	15	9	4.8	3	1.3	2.2
Sülfat (mg/L)	70	210	175	170	165	175
Klorür (mg/L)	175	175	175	175	150	150
İletkenlik (mS/cm)	4.5	5.8	5.1	4.7	4.9	5.7

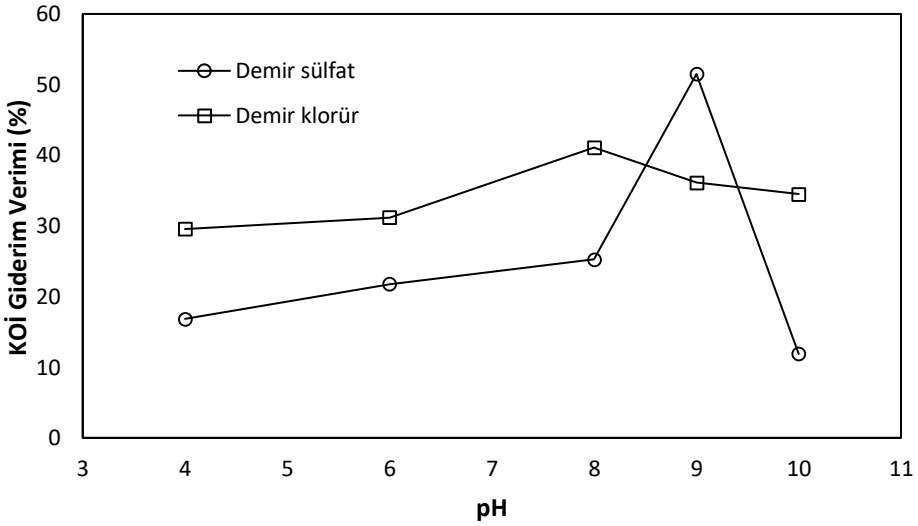
Tablo 4.1'de görüldüğü gibi demir sülfat kullanılarak farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen deneylerde süpernatant fazında klorür konsantrasyonunda (150–175 mg/L) giriş konsantrasyonuna (175 mg/L) göre önemli bir değişim gözlenmemiştir. Bütün pH değerlerinde süpernatant fazında iletkenlik değeri ve sülfat konsantrasyonunda giriş konsantrasyonuna göre artış gözlenmiştir. Sülfat konsantrasyonunda meydana gelen artışın eklenen koagülantın sülfat içermesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen deneylerde elde edilen süpernatantlarda en yüksek AKM, bulanıklık ve RES_{436} konsantrasyonları pH 4 değerinde elde edilmiştir. KOİ parametresinde ise en yüksek kirletici konsantrasyonu pH 10 değerinde elde dilmiştir.

Tablo 4.2: Demir klorür ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

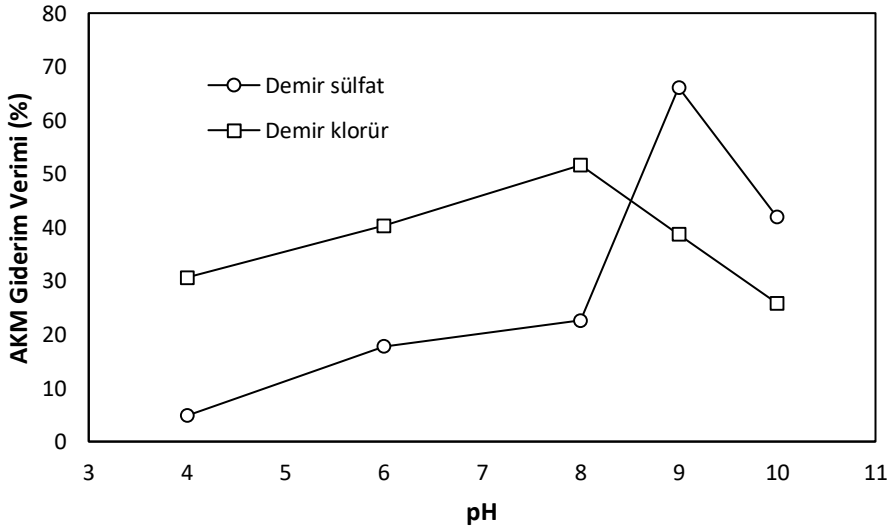
Parametre	**Giriş**	**pH**				
		4	**6**	**8**	**9**	**10**
pH	8	2.8	6.3	8.2	8.4	9.9
KOİ (mg/L)	2020	1423	1390	1190	1290	1323
AKM (mg/L)	620	430	370	300	380	460
Bulanıklık (NTU)	90	40	38	30	33	44
RES_{436} (m^{-1})	15	5	4.9	2.5	3.6	3.5
Sülfat (mg/L)	70	40	40	30	38	35
Klorür (mg/L)	175	315	300	295	295	300
İletkenlik (mS/cm)	4.5	5.9	5	4.6	4.8	6.2

Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde çalışılan bütün pH değerleri için arıtma sonrasında iletkenlik değeri ve klorür konsantrasyonlarında artış meydana gelmiştir (Tablo 4.2). Klorür konsantrasyonundaki artışa eklenen demir klorürün neden olduğu söylenebilir. Diğer kirletici parametrelerinin konsantrasyonlarında ise kimyasal koagülasyon sonrasında bütün pH değerleri için azalma meydana gelmiştir. pH 4–10 aralığında yapılan deneylerde en düşük KOİ (1190 mg/L), AKM (300 mg/L), bulanıklık (30 NTU), RES_{436} (2.5 m^{-1}) ve sülfat (30 mg/L) konsantrasyonları pH 8 değerinde elde edilmiştir.

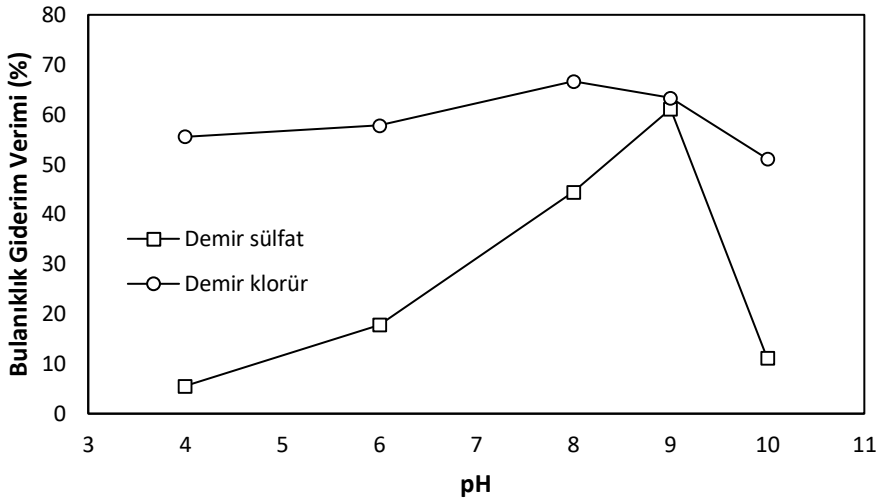
Farklı pH değerlerinde demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda elde edilen süpernatant fazındaki kirletici konsantrasyonları ve atıksudaki kirletici konsantrasyonları gözönüne alınarak hesaplanan giderim verimleri aşağıda Şekil 4.1–Şekil 4.4'de verilmiştir.



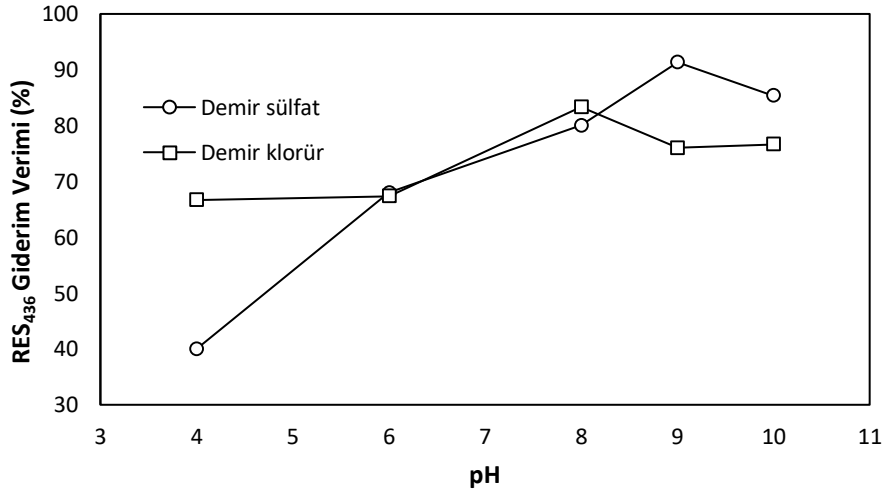
Şekil 4.1: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri.



Şekil 4.2: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri.



Şekil 4.3: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



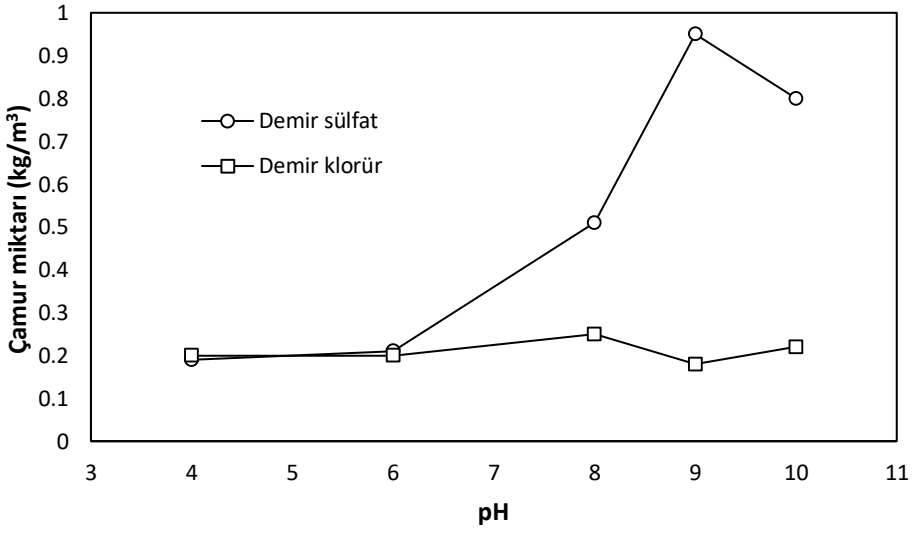
Şekil 4.4: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri.

Demir sülfat ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde pH değeri 4'den 9'a artırıldığında KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimleri de artış göstermiştir. pH 9'dan sonra ise giderim verimleri azalma göstermiştir. pH 4–10 aralığında demir sülfat ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde KOİ giderimi %17–51, AKM giderimi %5–66, bulanıklık giderimi %6–61 ve RES_{436} giderimi %40–91 aralığında gerçekleşmiştir. En düşük giderim verimleri pH 4 değerinde elde edilirken, en yüksek giderim

verimleri pH 9 değerinde KOİ: %51, AKM: %66, bulanıklık: %61 ve RES_{436}: %91 olarak elde edilmiştir.

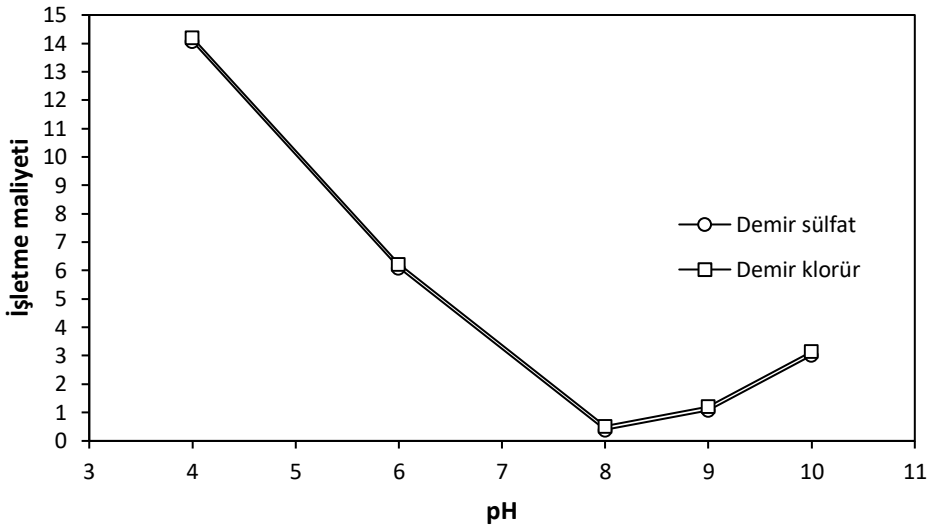
Koagülant olarak demir klorürün kullanıldığı kimyasal koagülasyon deneylerinde pH değerinin 4'den 8 değerine artırılmasıyla KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimlerinde artış meydana gelmiştir. pH 8'den sonra artan pH değerleri (9, 10) giderim verimlerinde azalmaya neden olmuştur. Demir klorür ile farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde KOİ giderimi %30–41, AKM giderimi %26–52, bulanıklık giderimi %51–67 ve RES_{436} giderimi %67–83 aralığında gerçekleşmiştir. Demir klorür ile en yüksek kirletici madde giderim verimleri pH 8 değerinde elde edilmiştir (KOİ: %41, AKM: %52, bulanıklık: %67 ve RES_{436}: %83).

Farklı pH değerlerinde demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneyleri sonunda elde edilen çamur miktarları belirlenmiştir. Ayrıca, koagülant ve pH ayarlama için kullanılan kimyasal maliyetinden oluşan işletme maliyetleri farklı pH değerleri için hesaplanmıştır. Belirlenen çamur miktarları ve işletme maliyetleri sırasıyla Şekil 4.5 ve



Şekil 4.5: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen çamur miktarları.

Şekil 4.6'da verilmektedir.



Şekil 4.6: Demir sülfat ve demir klorür ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon prosesinin işletme maliyetleri.

Farklı pH değerlerinde demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneyleri sonucunda meydana gelen çamur miktarları değerlendirildiğinde pH 6 değerinden sonra demir sülfat ile demir klorüre göre daha fazla miktarda çamur oluştuğu belirlenmiştir. pH 4–10 aralığında demir sülfat ile kimyasal koagülasyon sonucunda 0.19–0.95 kg/m^3 çamur oluşumu meydana gelmiştir. Demir sülfat kullanılması durumunda en yüksek çamur miktarı pH 9 değerinde oluşmuştur. Demir klorür ile pH 4–10 aralığında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon prosesi sonucunda oluşan çamur miktarları 0.18–0.25 kg/m^3 olarak bulunmuştur. Demir klorür ile pH 8 değerinde diğer pH değerlerine göre daha fazla çamur oluşumu meydana gelmiştir.

Demir sülfat ve demir klorür ile farklı pH değerlerinde yapılan kimyasal koagülasyon prosesinin işletme maliyetleri karşılaştırıldığında bütün pH değerleri için işletme maliyetlerinin birbirine oldukça yakın olduğu görülmektedir (Şekil 4.6). Bununla birlikte demir klorürün birim fiyatının demir sülfata göre biraz daha yüksek olması nedeniyle demir klorür için işletme maliyetleri bir miktar daha yüksek bulunmuştur. pH 4–10 aralığında işletme maliyetleri demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla 0.39–14.07 TL/m^3 ve 0.52–14.2 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. En düşük işletme maliyetleri her iki koagülant için de pH 8 değerinde meydana gelmiştir.

Farklı pH değerlerinde demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri ve hesaplanan işletme maliyetleri bir arada

değerlendirilmiştir. Demir sülfat kullanılması durumunda en yüksek KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimleri pH 9 değerinde elde edilirken en düşük işletme maliyeti pH 8 değerinde elde edilmiştir. Giderim verimleri esas alınarak demir sülfat için uygun pH değeri 9 olarak seçilmiştir. Demir klorür kullanılması durumunda ise en yüksek KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimleri ve en düşük işletme maliyeti pH 8 değerinde elde edilmiştir. Bu nedenle demir klorür için uygun pH değeri 8 olarak belirlenmiştir.

4.1.2. Kimyasal Koagülasyon Prosesi için Uygun Koagülant Dozunun Belirlenmesi

Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun demir sülfat ve demir klorür kullanılarak kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtımında uygun pH değerinin belirlendikten sonra uygun koagülant dozunun belirlenmesi için 50–2500 mg/L koagülant dozları ile deneyler yapılmıştır. Deneylerde atıksuyun pH değeri demir sülfat için 9'a, demir klorür için ise 8'e ayarlanmıştır. Farklı koagülant dozları kullanılarak demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda süpernatant fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları sırasıyla Tablo 4.3 ve Tablo 4.4'te verilmektedir.

Tablo 4.3: Demir sülfat ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	**Giriş**	**Koagülant dozu (mg/L)**									
		50	**150**	**250**	**350**	**550**	**750**	**1000**	**1500**	**2000**	**2500**
pH	8	9	8.9	8.9	8.8	7.9	7.3	7.1	6.9	6.7	6.3
KOİ (mg/L)	2020	1690	1046	980	820	760	750	750	760	770	880
AKM (mg/L)	620	420	300	210	200	195	195	190	190	200	250
Bulanıklık (NTU)	90	90	65	35	35	30	30	30	30	33	35
RES_{436} (m^{-1})	15	13	8.4	1.3	1.3	1	0.9	0.9	0.9	1	1.2
Sülfat (mg/L)	70	100	130	165	320	460	610	710	885	975	1150
Klorür (mg/L)	175	175	175	150	150	150	150	150	150	160	170
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.7	4.8	4.9	5	5.1	5.2	5.3	5.4	5.4	5.5

Tablo 4.3'de görüldüğü gibi farklı demir sülfat koagülant dozlarında gerçekleştirilen deneylerde süpernatant fazında artan koagülant dozu ile iletkenlik değerinde ve sülfat konsantrasyonunda artış meydana gelmiştir. Koagülantın sülfat içermesi nedeniyle sülfat

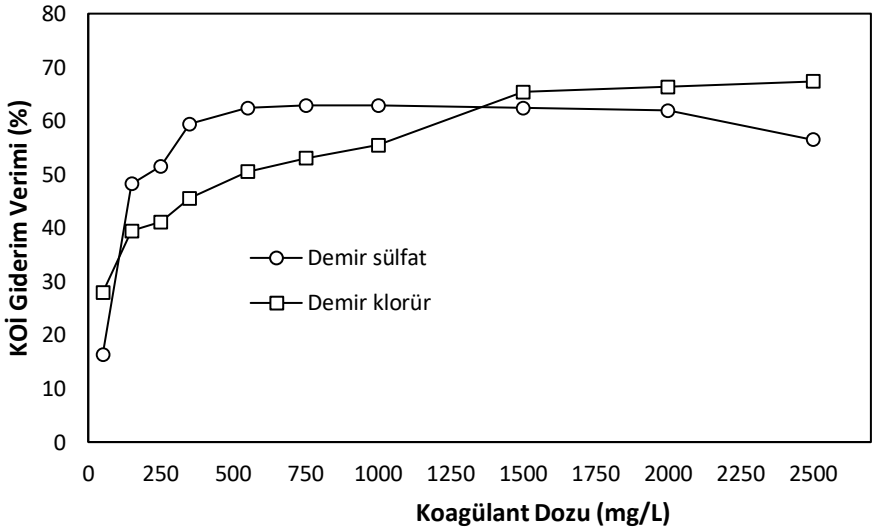
konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Artan demir sülfat konsantrasyonları kimyasal koagülasyon sonrasında klorür konsantrasyonunda önemli bir değişime yol açmamıştır. 50–2500 mg/L demir sülfat konsantrasyonları için süpernatant fazında klorür konsantasyonu 150–175 mg/L seviyelerindedir. Farklı demir sülfat dozlarında gerçekleştirilen deneylerde demir sülfat konsantrasyonu 50 mg/L'den 550 mg/L'ye arttıkça KOİ, bulanıklık ve RES_{436} konsantrasyonlarında azalma meydana gelmiştir. 550 mg/L demir sülfat dozundan itibaren koagülant dozu 2000 mg/L'ye arttıkça KOİ, bulanıklık ve RES_{436} konsantrasyonları sabit değerler almaya başlamıştır. Demir sülfat konsantrasyonu 50 mg/L'den 350 mg/L'ye arttıkça AKM konsantrasyonu azalmış, bu dozdan sonra 2000 mg/L'ye kadar AKM konsantrasyonunda önemli bir değişim gözlenmemiştir. 2500 mg/L demir sülfat konsantrasyonunda gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon sonrasında özellikle KOİ ve AKM konsantrasyonlarında bir miktar artış meydana gelmiştir.

Tablo 4.4: Demir klorür ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

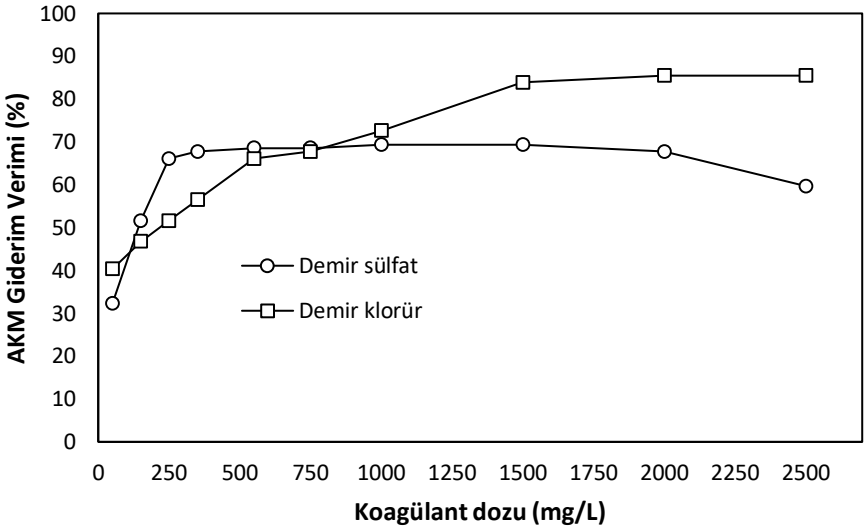
Parametre	**Giriş**	**Koagülant dozu (mg/L)**									
		50	**150**	**250**	**350**	**550**	**750**	**1000**	**1500**	**2000**	**2500**
pH	8	8.4	8.3	8.2	8.2	8.1	8	7.9	7.8	7.7	7.6
KOİ (mg/L)	2020	1456	1223	1190	1100	1000	950	900	700	680	660
AKM (mg/L)	620	370	330	300	270	210	200	170	100	90	90
Bulanıklık (NTU)	90	39	36	30	30	27	25	23	20	20	20
RES_{436} (m^{-1})	15	7.9	6.6	2.5	2.1	2	1.8	1.4	1	0.8	0.8
Sülfat (mg/L)	70	45	40	30	26	24	20	20	16	16	16
Klorür (mg/L)	175	270	275	295	600	850	1100	1300	1500	1800	2200
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.4	4.5	4.6	4.6	4.7	4.8	4.9	4.9	5	5

Farklı demir klorür dozlarında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon denemelerinde artan koagülant dozu ile iletkenlik değerinde ve klorür konsantrasyonunda artış meydana gelmiştir. Koagülantın klorür içermesi nedeniyle klorür konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Demir klorür dozu 50 mg/L'den 1500 mg/L'ye artırıldığında kimyasal koagülasyon sonrasında KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} konsantrasyonlarında azalma meydana gelmiştir. 1500 mg/L demir klorür dozundan itibaren koagülant dozu 2500 mg/L'ye arttıkça KOİ, AKM ve RES_{436} konsantrasyonları sabit değerler almaya başlamıştır.

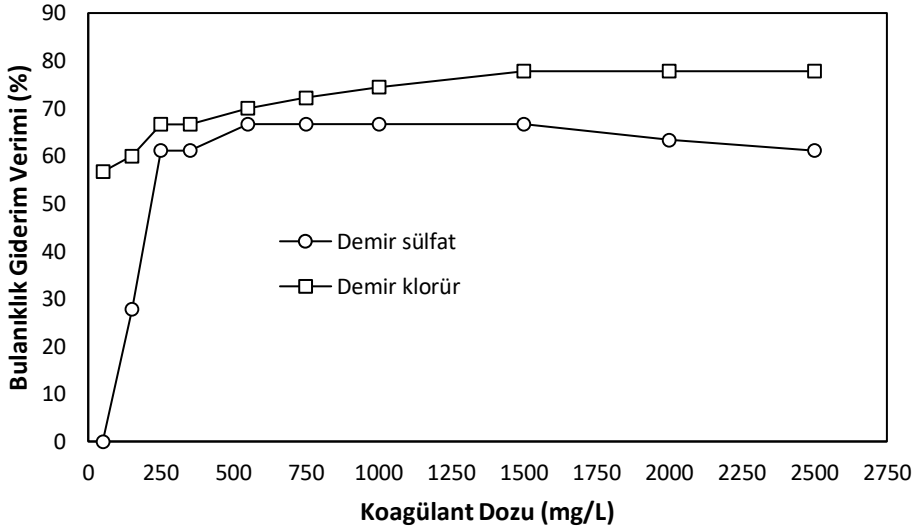
Farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda elde edilen süpernatant fazındaki kirletici konsantrasyonları ve atıksudaki kirletici konsantrasyonları gözönüne alınarak hesaplanan giderim verimleri aşağıda Şekil 4.7–Şekil 4.10'da verilmiştir.



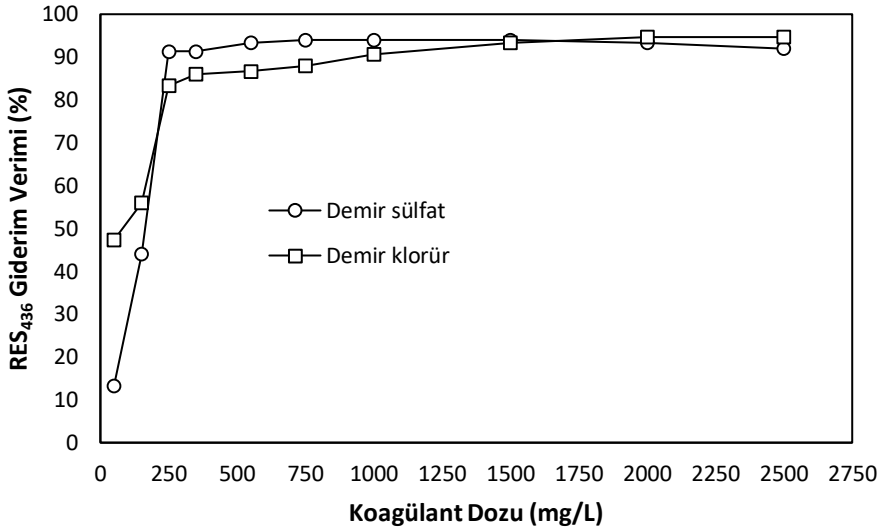
Şekil 4.7: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen KOİ giderim verimleri.



Şekil 4.8: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen AKM giderim verimleri.



Şekil 4.9: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



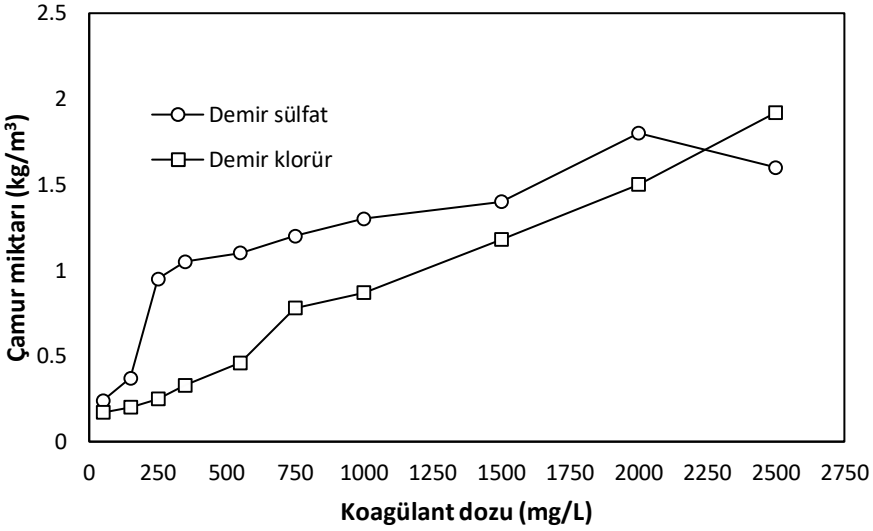
Şekil 4.10: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında elde edilen RES_{436} giderim verimleri.

Demir sülfat kullanılarak farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde %16–63 KOİ giderimi, %32–69 AKM giderimi, %0–67 bulanıklık giderimi ve %13–94 RES_{436} giderimi meydana gelmiştir. 550 mg/L demir sülfat konsantrasyonundan itibaren 1500 mg/L'ye kadar koagülant dozunun artırılması ile KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimlerinde önemli bir değişim meydana gelmemiştir. Giderim verimlerinde önemli bir değişimin meydana gelmediği 550 mg/L demir sülfat konsantrasyonunda KOİ, AKM, bulanık ve RES_{436} için sırasıyla %62, %69, %67 ve %93 giderim verimleri elde edilmiştir. 2500 mg/L demir sülfat dozunda ise giderim verimleri bir miktar azalmış ve %56 KOİ, %60 AKM, %61 bulanıklık ve %92 RES_{436} giderimi meydana gelmiştir.

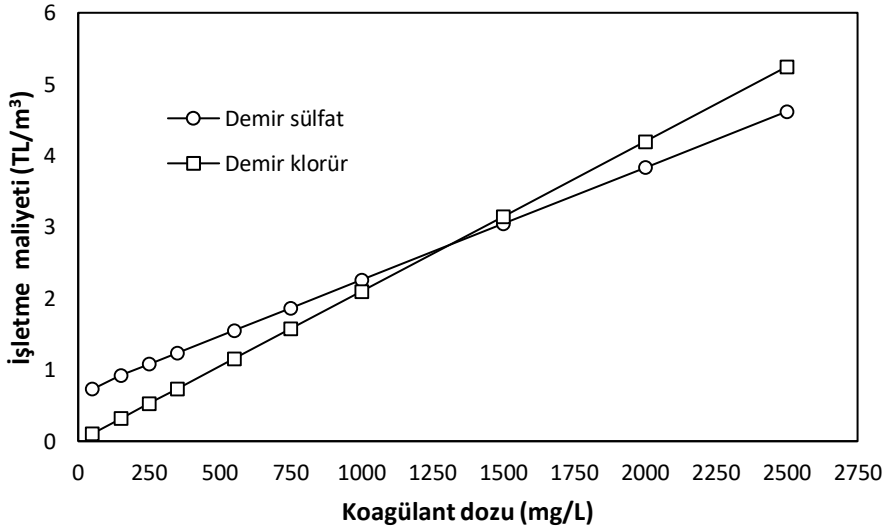
Koagülant olarak demir klorür kullanılması durumunda farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde %28–67 KOİ giderimi, %40–85 AKM giderimi, %57–78 bulanıklık giderimi ve %47–95 RES_{436} giderimi elde edilmiştir. Koagülant konsantrasyonunun artırılması ile 1500 mg/L demir klorür dozundan itibaren giderim verimleri sabit değerler almaya başlamıştır. 1500 mg/L demir klorür konsantrasyonu için KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderimi sırasıyla %65, %84, %78 ve %93 olarak bulunmuştur.

Farklı koagülant dozlarında demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneyleri sonunda elde edilen çamur miktarları belirlenmiştir. Ayrıca, koagülant

ve pH ayarlama için kullanılan kimyasal maliyetinden oluşan işletme maliyetleri farklı koagülant dozları için hesaplanmıştır. Belirlenen çamur miktarları ve işletme maliyetleri sırasıyla Şekil 4.11 ve Şekil 4.12'de gösterilmektedir.



Şekil 4.11: Demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde farklı koagülant dozlarında meydana gelen çamur miktarları.



Şekil 4.12: Demir sülfat ve demir klorür ile farklı koagülant dozlarında yapılan kimyasal koagülasyon prosesinin işletme maliyetleri.

Farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneyleri sonucunda sırasıyla 0.24–1.6 kg/m^3 ve 0.17–1.97 kg/m^3

çamur meydana gelmiştir. 2500 mg/L demir sülfat dozu dışında her iki koagülant için de artan koagülant dozu ile oluşan çamur miktarları artış göstermiştir. 2500 mg/L demir sülfat dozunda oluşan çamur miktarında gözlenen azalmanın, bu koagülasyon dozu ile uygulanan kimyasal koagülasyon prosesinde iyi bir çökelmenin meydana gelmemesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Koagülant olarak demir sülfat kullanılması durumunda 2500 mg/L demir sülfat dozu dışında diğer koagülant dozlarında demir klorüre göre daha fazla oluşumu meydana gelmiştir.

Demir sülfat ve demir klorür ile farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) koagülant dozu arttıkça işletme maliyetleri de artış göstermiştir. İşletme maliyeti değerleri demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla 0.73–4.62 TL/m^3 ve 0.10–5.24 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. İşletme maliyetleri, 2000 mg/L koagülant dozuna kadar demir sülfat için daha yüksek iken bu dozdan itibaren demir klorür için işletme maliyeti daha yüksek bulunmuştur.

Farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) demir sülfat ve demir klorür ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde; koagülant dozunun artırılması ile giderim verimlerinde önemli bir değişimin meydana gelmediği koagülant dozları demir sülfat için 550 mg/L ve demir klorür için 1500 mg/L olarak belirlenmiştir. Artan koagülant dozları ile işletme maliyetleri de artış gösterdiği için uygun koagülant dozu olarak demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla 550 mg/l ve 1500 mg/L değerleri seçilmiştir.

4.2. ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR

Tez çalışmasının ikinci bölümünde ise anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon deneyleri demir elektrot kullanılarak sabit sıcaklık değeri (25 ^{0}C) ve karıştırma hızı değerinde (250 rpm) yapılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinin arıtım verimi üzerinde etkili parametrelerden atıksuyun pH değeri, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeninin kirletici madde giderimine, işletme maliyetine ve çamur oluşumuna etkileri çalışılmıştır. Kirletici madde giderim verimleri, işletme maliyetleri ve çamur oluşumları göz önüne alınarak elektrokoagülasyon prosesi için uygun pH, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeni belirlenmiştir.

Farklı işletme şartları altında gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneyleri sonucunda süzüntü fazında kirletici madde konsantrasyonları (KOİ, $RES_{436,}$ AKM, bulanıklık, klorür, sülfat, iletkenlik) belirlenerek kirletici madde giderim verimleri hesaplanmıştır. Ayrıca deney sonunda elde edilen çamur numunesinin miktarı belirlenmiştir. Bunun için çamur numunesi 103–105 ^{0}C'de etüvde 24 saat kurutulmuş ve desikatörde bekletilmiştir. Farklı şartlarda gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde her işletme şartı için elektrot tüketimi, kimyasal madde tüketimi ve enerji tüketimi esas alınarak işletme maliyeti hesaplanmıştır.

4.2.1. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun pH Değerinin Belirlenmesi

Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımında uygun pH değerinin belirlenmesi için başlangıç pH değeri 4–10 aralığında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Uygun pH değerinin belirlenmesi için yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde akım yoğunluğu, işletme süresi, sıcaklık ve karıştırma hızı sırasıyla 30 A/m^2, 60 dakika, 25^{0}C ve 250 rpm olarak alınmıştır. Deneyler monopolar paralel elektrot bağlantı düzeninde (MP–P) gerçekleştirilmiştir. Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı başlangıç pH değerlerinde süzüntü fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları Tablo 4.5'te verilmektedir.

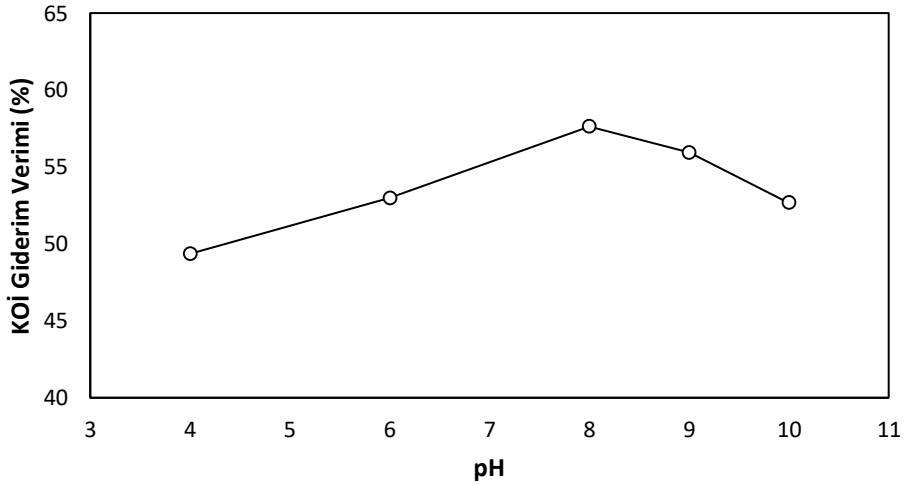
Tablo 4.5: Demir elektrot ile farklı pH değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	**Giriş**	**pH**				
		4	**6**	**8**	**9**	**10**
pH	8	6.2	6.9	9.6	9.9	11
KOİ (mg/L)	2020	1023	950	856	890	956
AKM (mg/L)	620	410	320	56	60	215
Bulanıklık (NTU)	90	90	83	14	16	77
RES_{436} (m^{-1})	15	11.4	4.2	2.9	3	5
Sülfat (mg/L)	70	61	56	24	24	51
Klorür (mg/L)	175	175	175	170	160	160
İletkenlik (mS/cm)	4.5	6.5	5.1	4.3	4.8	6.5

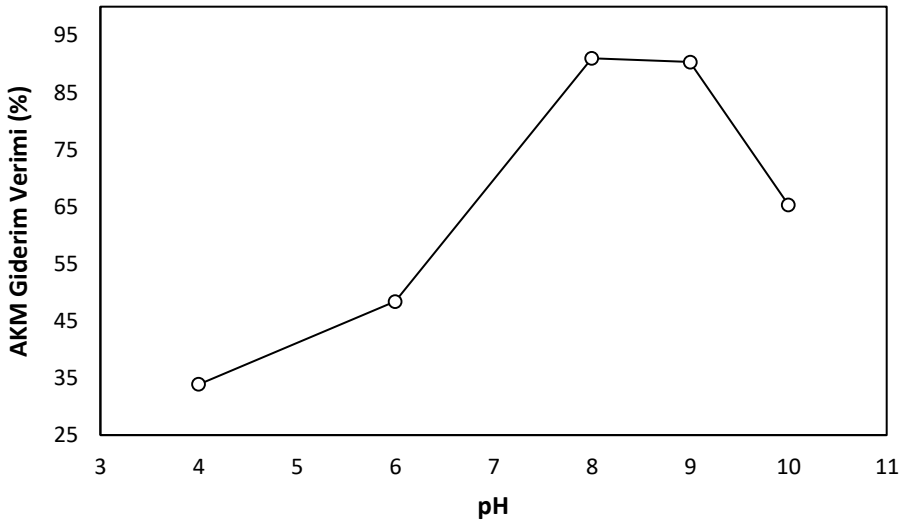
Tabloda görüldüğü gibi farklı pH değerlerinde Fe elektrot ile yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde süzüntü fazında en yüksek kirletici maddesi konsantrasyonları pH 4 değerinde bulunmuştur. pH 4'den pH 8'e artırıldığında kirletici madde konsantrasyonlarında azalma

meydana gelmiştir. pH 8 ve pH 9 değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneyleri sonrasında elde edilen kirletici madde konsantrasyonları birbirine yakındır. Elektrokoagülasyon deneylerinde pH değişiminin klorür konsantrasyonu (160–175 mg/L) değişiminde önemli bir etkiye yol açmadığını söyleyebiliriz. Süzüntü fazında en düşük iletkenlik değeri (4.3 mS/cm) pH 8'de bulunmuştur. pH 4–10 aralığında yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde en düşük KOİ (856 mg/L), AKM (56 mg/L), bulanıklık (14 NTU), RES_{436} (2.9 m^{-1}) ve sülfat (24 mg/L) konsantrasyonları pH 8 değerinde elde edilmiştir.

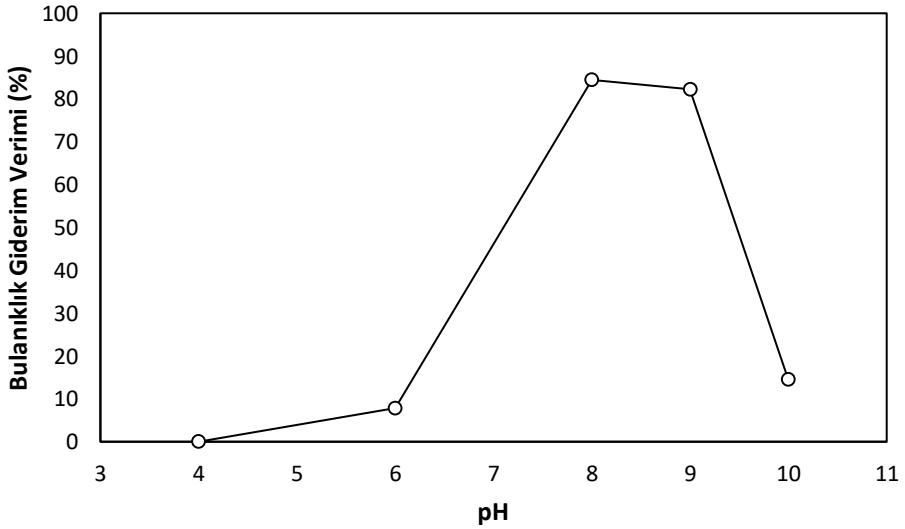
Farklı pH değerlerinde demir elektrot ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda elde edilen süzüntü fazında kirletici madde konsantrasyonları ve atıksudaki kirletici madde konsantrasyonları gözönüne alınarak hesaplanan giderim verimleri aşağıda Şekil 4.13–Şekil 4.18'te verilmiştir.



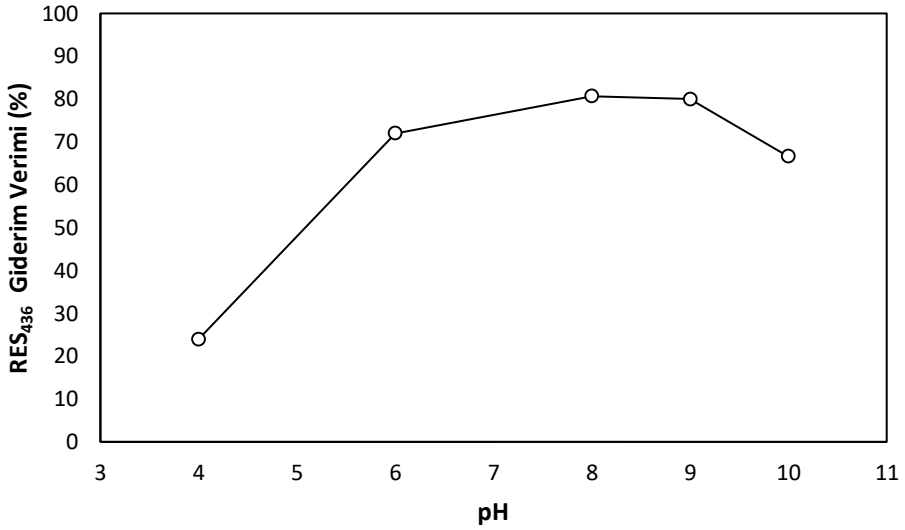
Şekil 4.13: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri.



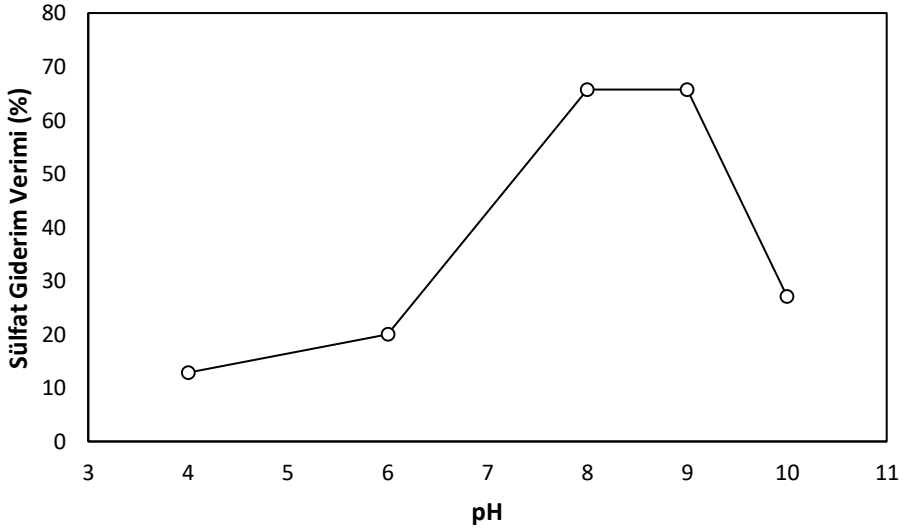
Şekil 4.14: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri.



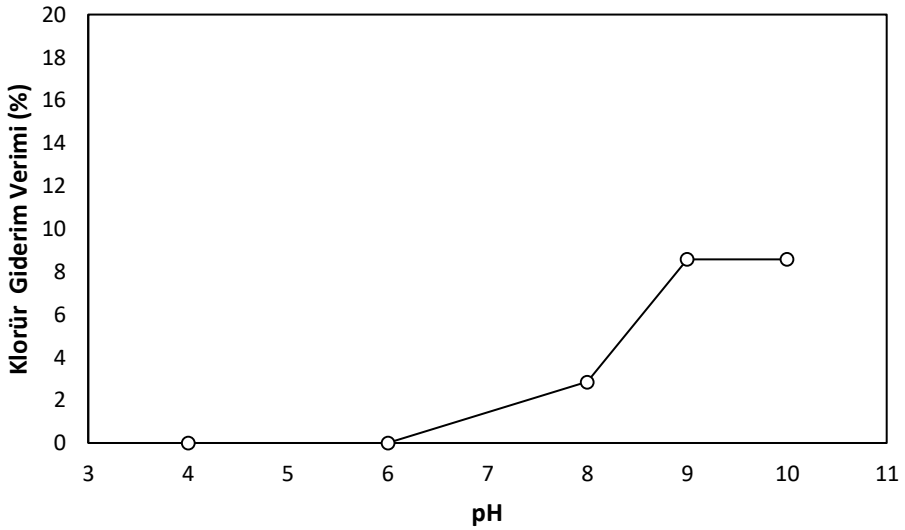
Şekil 4.15: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



Şekil 4.16: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri.



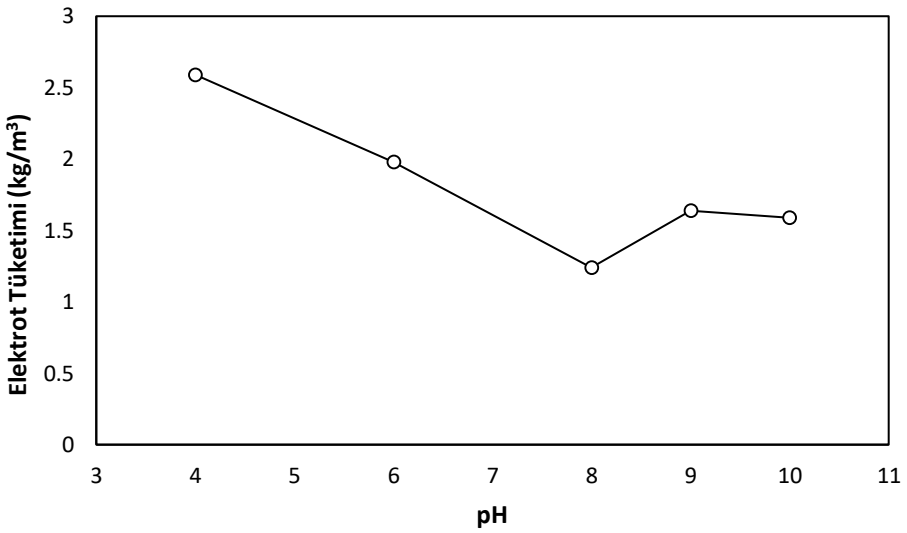
Şekil 4.17: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri.



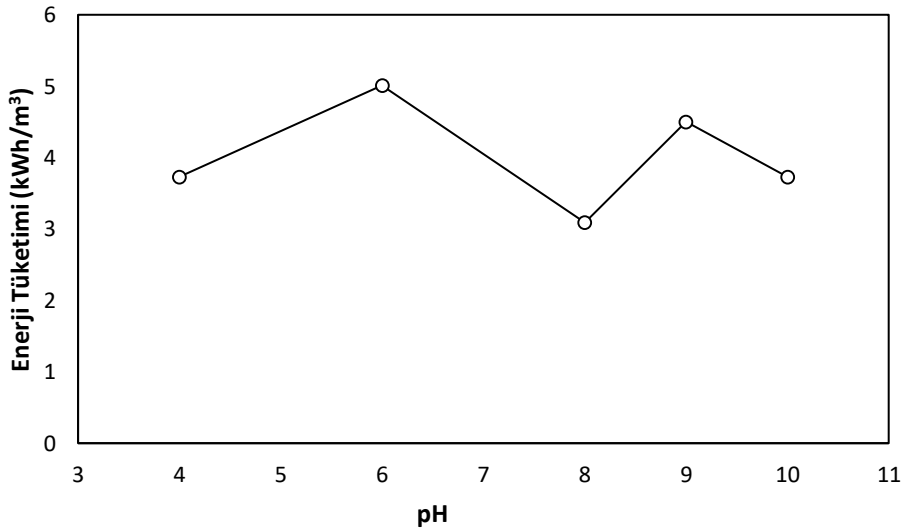
Şekil 4.18: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri.

Demir elektrot ile farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri demir elektrot ile farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde en düşük giderim verimleri pH 4 değerinde meydana gelmiştir. pH 4–10 aralığında demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde KOİ giderimi %49–58, AKM giderimi %34–91, bulanıklık giderimi %0–84, RES_{436} giderimi %24–81, sülfat giderimi %13–66 ve klorür giderimi %0–9 aralığında gerçekleşmiştir. pH faktörünün klorür gideriminde çok etkili olmadığını söyleyebiliriz. Fe elektrot ile klorür parametresi hariç en yüksek giderim verimleri pH 8 değerinde KOİ: %58, AKM: %91, bulanıklık: %84, RES_{436}: %81 ve sülfat: %66 olarak elde edilmiştir. Klorür giderimi ise en yüksek pH 9 ve 10 değerlerinde %9 olarak gerçekleşmiştir.

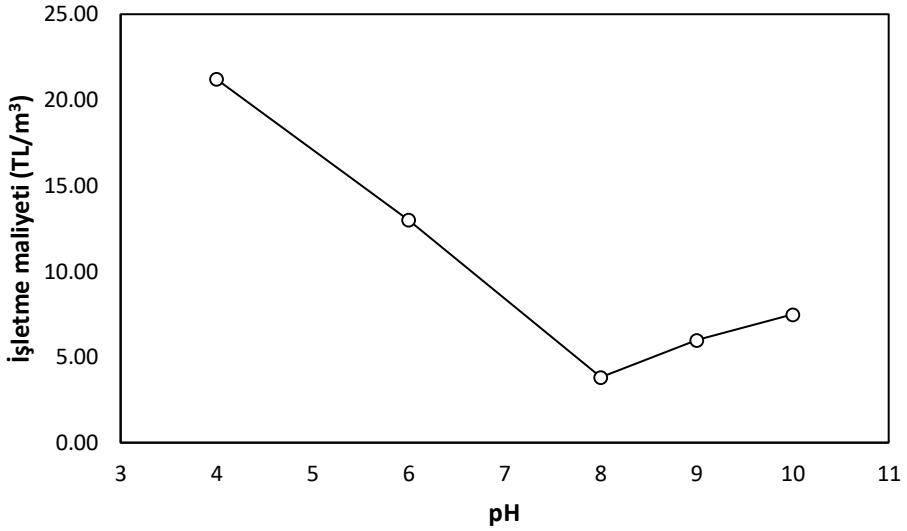
pH 4–10 aralığında demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde meydana gelen enerji ve elektrot tüketimi, toplam işletme maliyeti, oluşan çamur miktarları belirlenmiştir. Elektrot, enerji tüketimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları sırasıyla Şekil 4.19–Şekil 4.22'de verilmektedir.



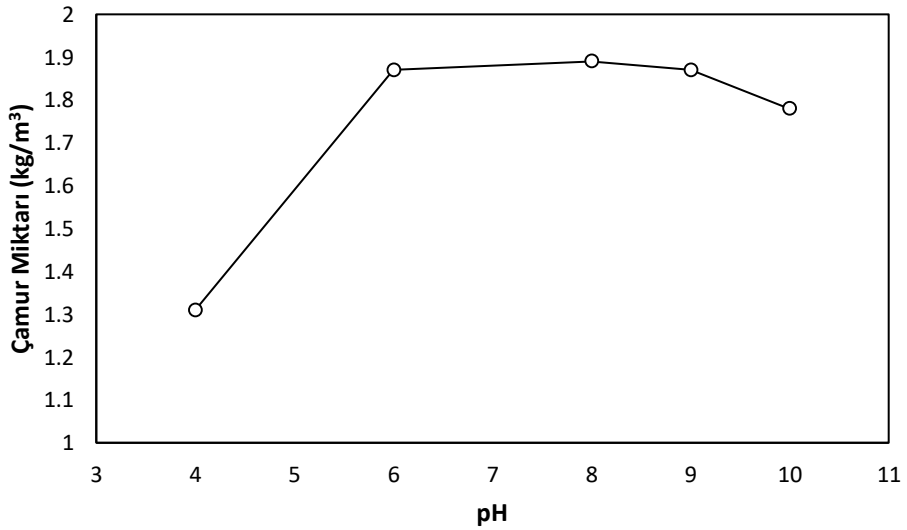
Şekil 4.19: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri



Şekil 4.20: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri.



Şekil 4.21: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri.



Şekil 4.22: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı pH değerlerinde meydana gelen çamur miktarları.

Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elektrot ve enerji tüketimleri sırasıyla 1.24 – 2.59 kg/m^3, 3.09 – 5.01 kWh/m^3 olarak belirlenmiştir. En düşük elektrot ve enerji tüketimi pH 8 değerinde gerçekleşmiştir. Enerji, elektrot ve kimyasal madde tüketim maliyetlerinin toplamından oluşan işletme maliyetleri pH 4 – 10 aralığında 3.82 – 21.2 TL/m^3 olarak hesaplanmıştır. En düşük işletme maliyeti çalışmada kullanılan atıksuyun pH değeri olan pH 8 değerinde 3.82 TL/m^3 olarak bulunmuştur. Çalışılan pH değerlerinin elektrokoagülasyon sonunda oluşan çamur miktarı üzerindeki etkisine bakıldığında özellikle

pH 6 – 10 aralığında pH'nın oluşan çamur miktarı (1.78 – 1.89 kg/m^3) üzerinde önemli bir etkisinin olmadığını söyleyebiliriz. En düşük çamur miktarı, arıtma verimini en düşük olduğu pH değeri olan pH 4'te meydana gelmiştir.

Farklı pH değerlerinde demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri ve hesaplanan işletme maliyetleri bir arada değerlendirildiğinde, en yüksek giderim verimlerinin elde edildiği ve en düşük işletme maliyetinin meydana geldiği pH değeri 8 olarak belirlenmiştir. Bu nedenle bu aşamadan sonra yapılan elektrokoagülasyon deneyleri uygun pH değeri olan pH 8 değerinde gerçekleştirilmiştir.

4.2.2. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun Akım Yoğunluğu Değerinin Belirlenmesi

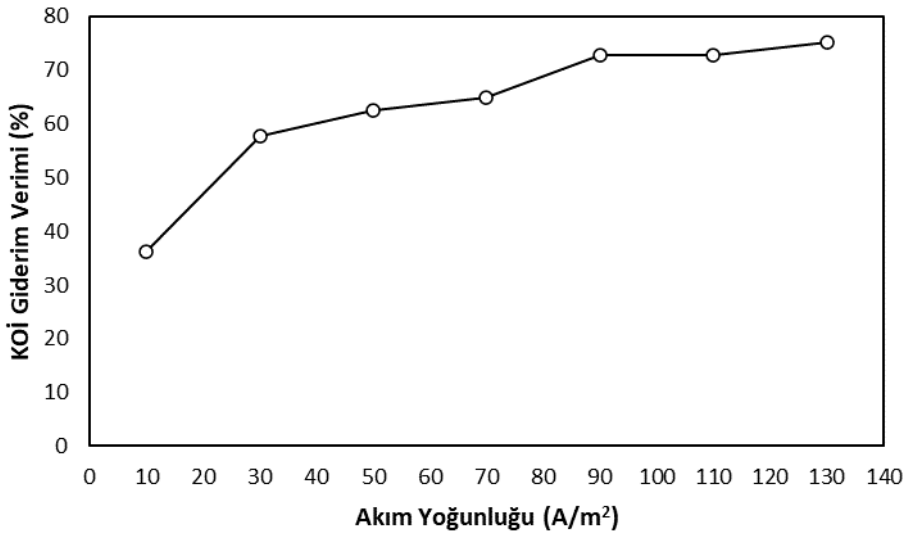
Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımında uygun pH değerinin belirlendikten sonra uygun akım yoğunluğunun belirlenmesi için 10–130 A/m^2 olmak üzere farklı akım yoğunluklarında çalışılmıştır. Deneylerde pH, işletme süresi, sıcaklık ve karıştırma hızı sırasıyla 8, 60 dakika, 25^{0}C ve 250 rpm olarak alınmıştır. Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde süzüntü fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları Tablo 4.6'da verilmektedir.

Tablo 4.6: Demir elektrot ile farklı akım yoğunluğu değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

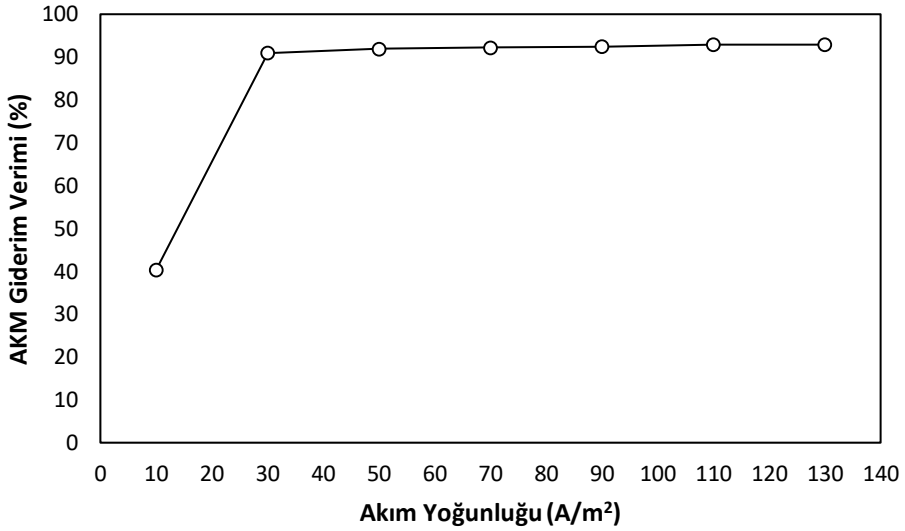
Parametre	**Giriş**	**Akım Yoğunluğu (A/m^2)**						
		10	**30**	**50**	**70**	**90**	**110**	**130**
pH	8	8.4	9.6	9.7	10	10.2	10.6	10.7
KOİ (mg/L)	2020	1290	856	756	711	550	550	500
AKM (mg/L)	620	370	56	50	48	47	44	44
Bulanıklık (NTU)	90	74	14	12	10	9	8	8
RES_{436} (m^{-1})	15	11.9	2.9	1.7	1.5	1.2	1	1
Sülfat (mg/L)	70	50	24	19	15	11	10	10
Klorür (mg/L)	175	175	170	130	100	80	80	80
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.4	4.3	4.4	4.4	4.4	4.4	4.3

Farklı akım yoğunluklarında demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde akım yoğunluğunun süzüntü fazının iletkenlik değerinde önemli bir değişime yol açmadığını söyleyebiliriz (4.3–4.4 mS/cm). Akım yoğunluğunun 10 A/m^2'den 150 A/m^2'ye artırılması ile KOİ, AKM, bulanıklık, RES_{436}, sülfat ve klorür konsantrasyonlarında azalma meydana gelmiş olup belirli bir akım yoğunluğundan itibaren kirletici madde konsantrasyonları sabit değerler almaya başlamıştır. Akım yoğunluğu 10 A/m^2'den 30 A/m^2'ye arttıkça AKM konsantrasyonu azalmış ve 30 A/m^2'den itibaren önemli bir değişim gözlenmemiştir. RES_{436} parametresi için 50 A/m^2'den itibaren ve bulanıklık parametresi için 70 A/m^2'den itibaren süzüntü fazındaki konsantrasyonlar sabit değerler almaya başlamıştır. KOİ, klorür ve sülfat konsantrasyonları için ise daha yüksek akım yoğunluğundan (90 A/m^2) itibaren önemli bir değişim gözlenmemiştir.

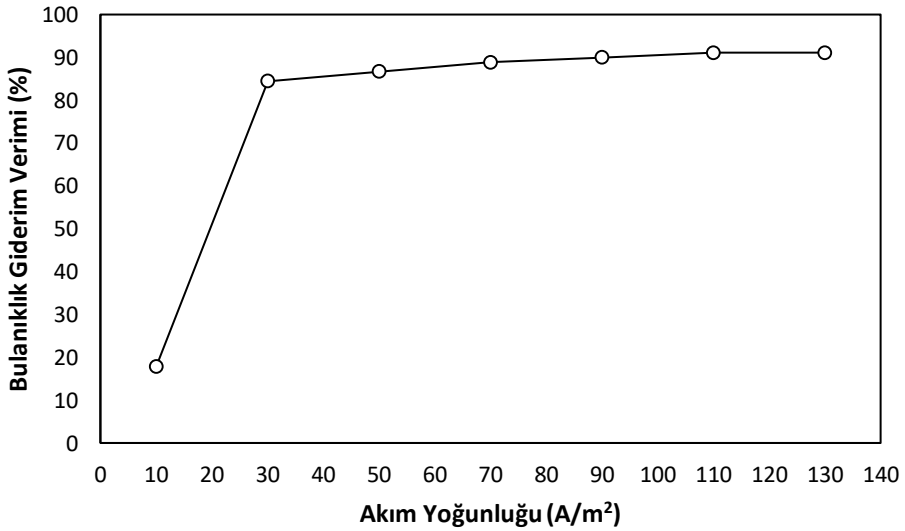
Farklı akım yoğunluğu değerlerinde demir elektrot ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda belirlenen kirletici madde giderim verimleri aşağıda Şekil 4.23–Şekil 4.28' de verilmiştir.



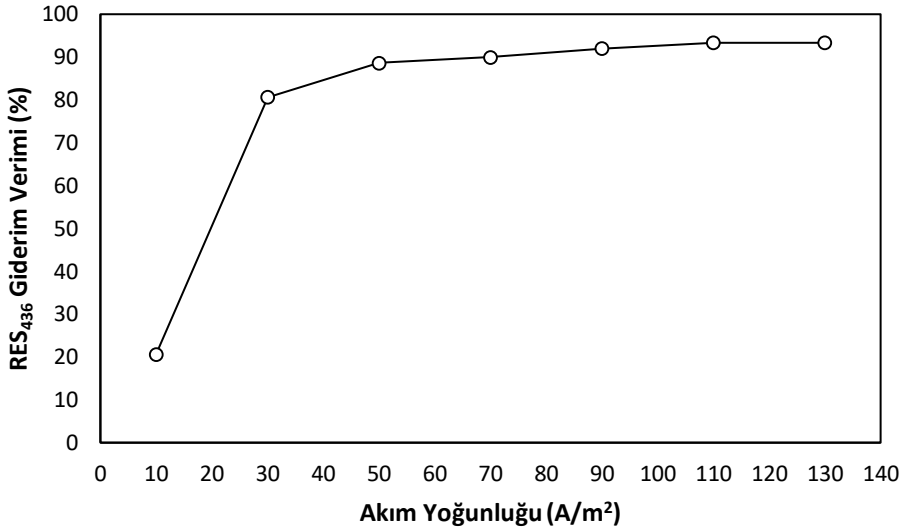
Şekil 4.23: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri.



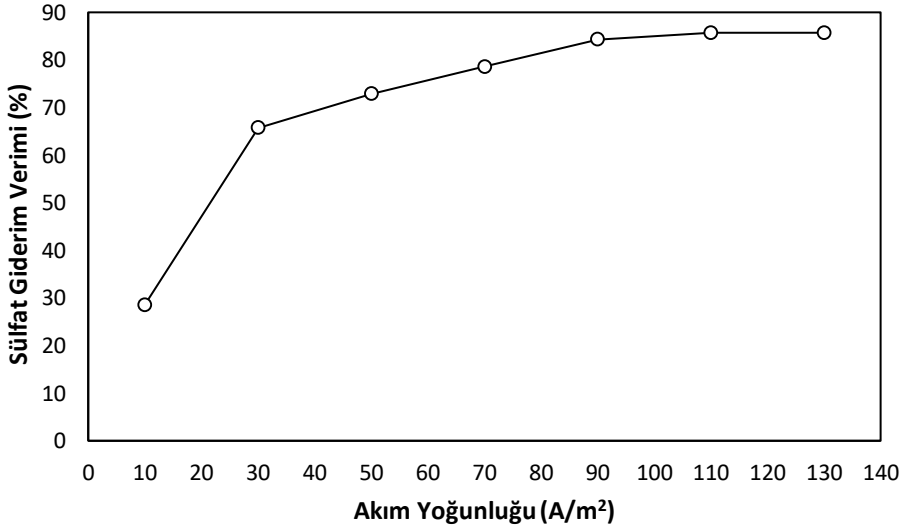
Şekil 4.24: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri.



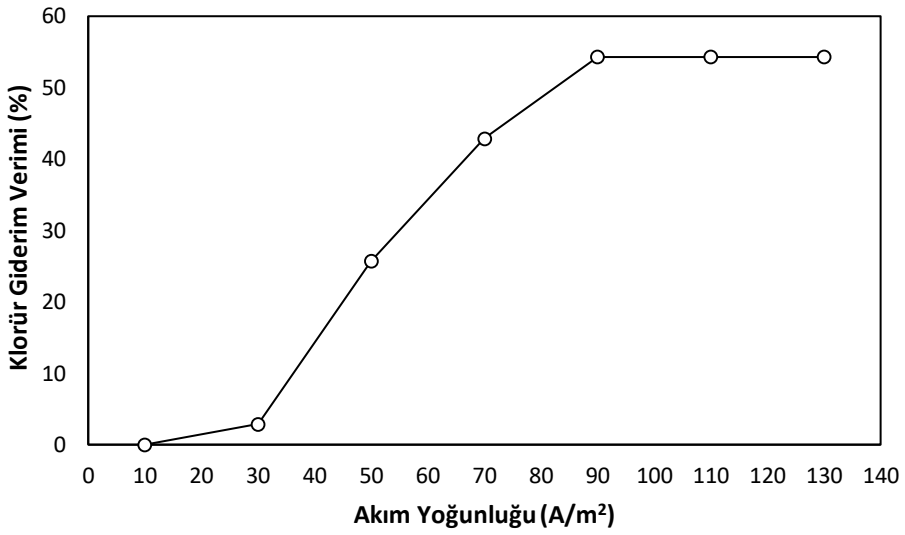
Şekil 4.25: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



Şekil 4.26: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri.



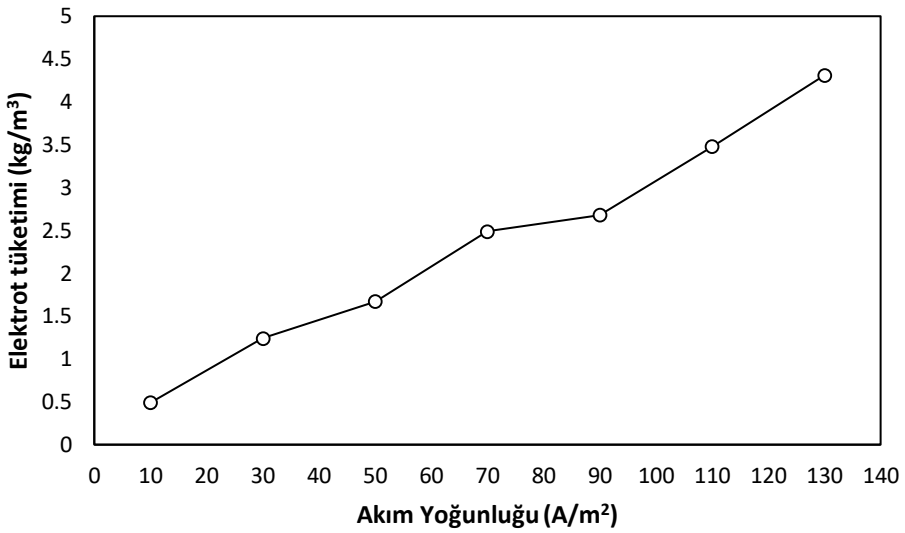
Şekil 4.27: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri.



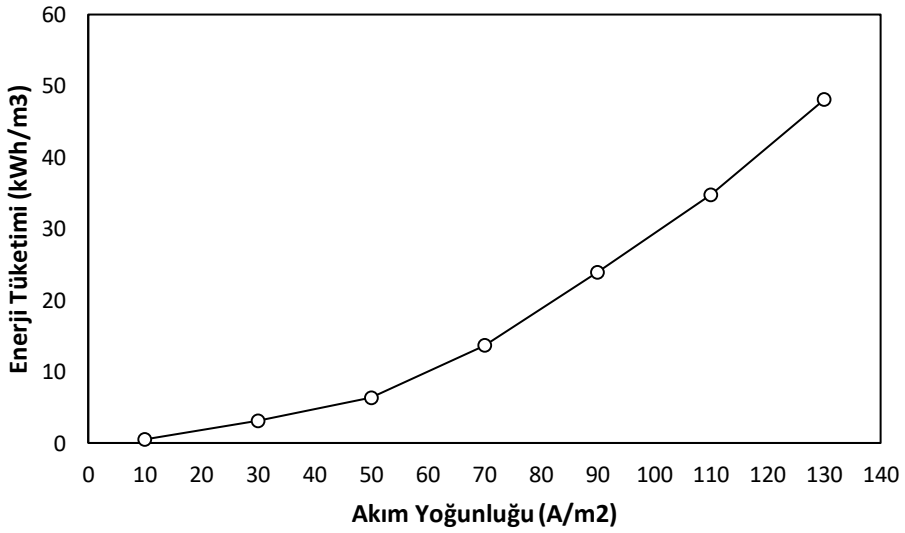
Şekil 4.28: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri.

Demir elektrot kullanılarak farklı akım yoğunluklarında (10–150 A/m^2) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde %36–75 KOİ, %40–93 AKM giderimi, %18–91 bulanıklık giderimi, %21–93 RES_{436} giderimi, %29–86 sülfat giderimi, %0–54 klorür giderimi elde edilmiştir. AKM giderim veriminde akım yoğunluğu 30 A/m^2'den itibaren RES_{436} giderim veriminde ise akım yoğunluğu 50 A/m^2'den itibaren önemli bir değişim gözlenmemiş olup bu akım yoğunluklarında sırasıyla %92 ve %89 AKM, RES_{436} giderimi elde edilmiştir. Bulanıklık parametresi için 70 A/m^2'de %89 giderim verimi elde edilmiş ve akım yoğunluğunun artırılmasıyla giderim verimi çok fazla artış göstermemiş olup %91 seviyelerinde kalmıştır. KOİ, klorür ve sülfat giderim verimlerinde ise 90 A/m^2'den itibaren önemli bir değişim gözlenmemiş olup bu akım yoğunluğunda %73, %84 ve %54 KOİ, sülfat ve klorür giderimi elde edilmiştir.

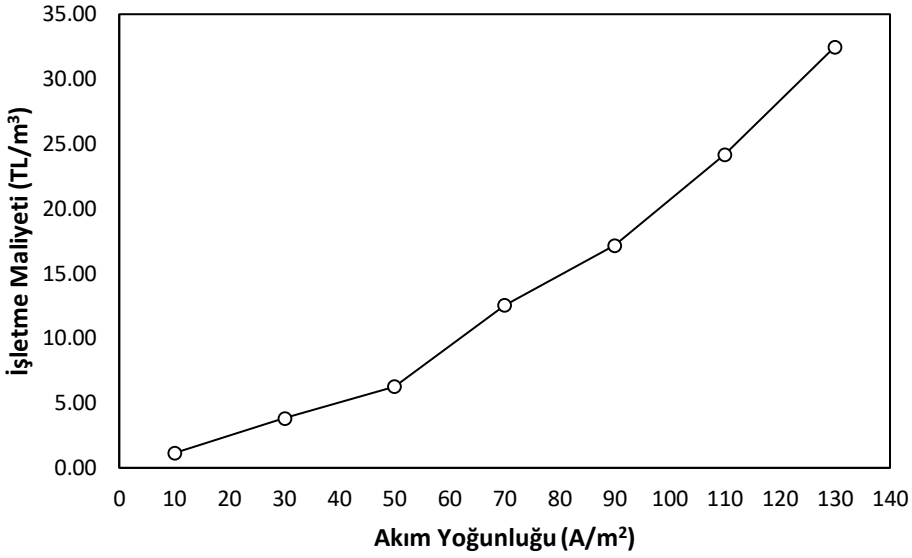
Akım yoğunluğu 10–150 A/m^2 aralığında demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde meydana gelen enerji ve elektrot tüketimi, toplam işletme maliyeti, oluşan çamur miktarları belirlenmiştir. Elektrot, enerji tüketimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları sırasıyla Şekil 4.29–Şekil 4.32'de verilmektedir.



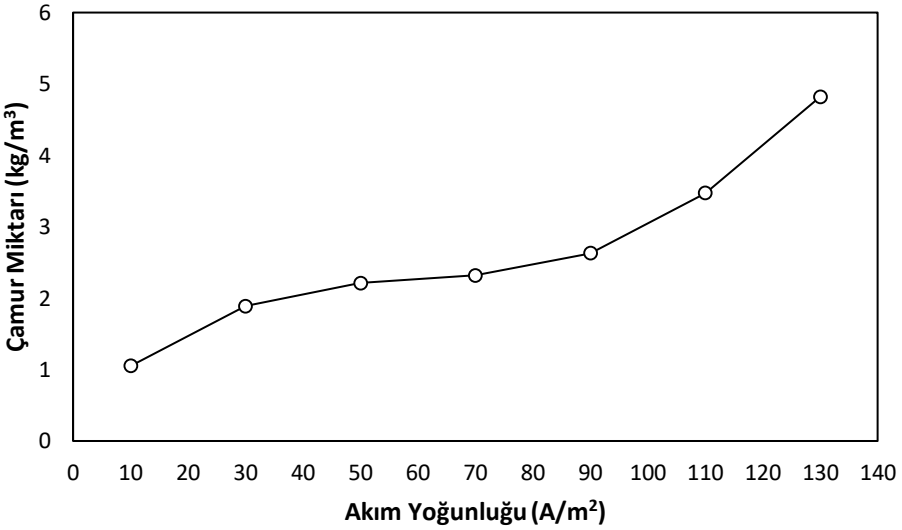
Şekil 4.29: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri.



Şekil 4.30: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri.



Şekil 4.31: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri.



Şekil 4.32: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı akım yoğunluğu değerlerinde meydana gelen çamur miktarları.

Demir elektrot kullanılarak farklı akım yoğunluklarında (10–150 A/m^2) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde artan akım yoğunlukları ile artış gösteren elektrot ve enerji tüketimleri sırasıyla 0.49–4.31 kg/m^3 ve 0.5–48.5 kWh/m^3 olarak belirlenmiştir. İşletme maliyetleri ve çamur miktarları ise çalışılan farklı akım yoğunluklarında 1.1–32.5 TL/m^3 ve 1.05–4.82 kg/m^3 olarak bulunmuştur. Deneyler sonucunda oluşan çamur miktarının özellikle 90 A/m^2'den itibaren hızlı bir şekilde arttığını söyleyebiliriz.

Elde edilen sonuçlar elde edilen giderim verimleri açısından değerlendirildiğinde KOİ, klorür ve sülfat giderim verimlerinin 90 A/m^2 akım yoğunluğu değerinden itibaren sabit değerler almaya başladığı belirlenmiştir. Artan akım yoğunluğunun işletme maliyeti ve çamur miktarını artırdığı göz önüne alındığında uygun akım yoğunluğu değeri olarak 90 A/m^2 değeri alınmıştır.

4.2.3. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun İşletme Süresi Değerinin Belirlenmesi

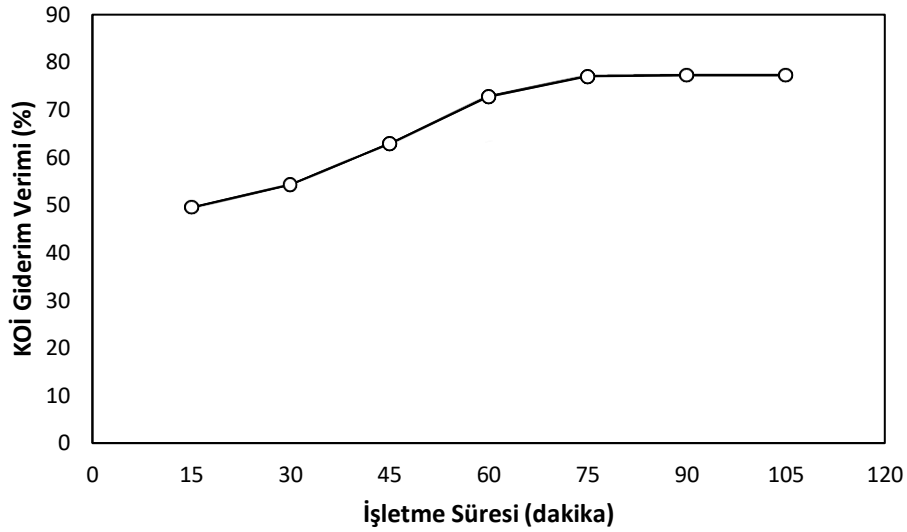
Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımında uygun işletme süresinin belirlenmesi için 15–105 dakika olmak üzere farklı işletme sürelerinde çalışılmıştır. Deneylerde pH, akım yoğunluğu, sıcaklık ve karıştırma hızı sırasıyla 8, 90 A/m^2, 25 ^{0}C ve 250 rpm olarak alınmıştır. Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde süzüntü fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları ve Tablo 4.7'de verilmektedir.

Tablo 4.7: Demir elektrot ile farklı işletme süresi değerlerinde yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

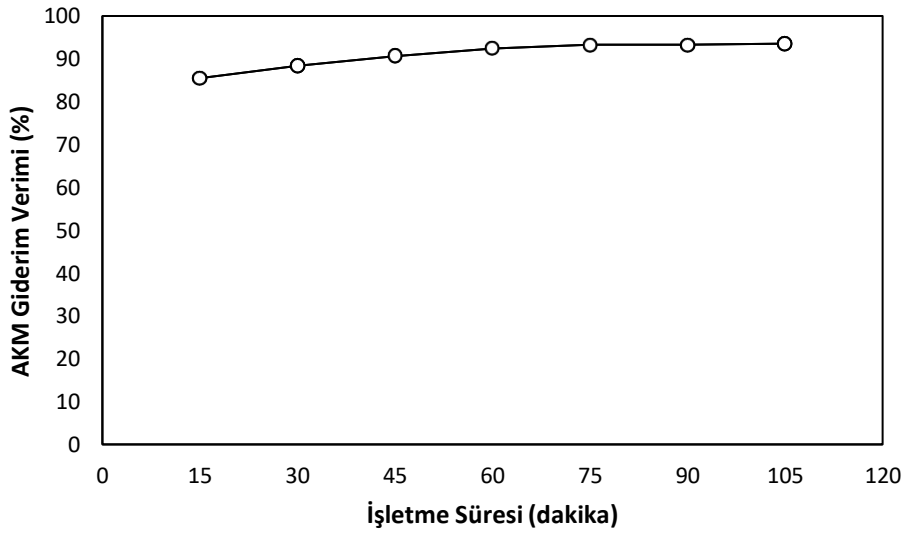
Parametre	Giriş	İşletme Süresi (dakika)						
		15	30	45	60	75	90	105
pH	8	9.1	9.7	10	10.2	10.3	10.5	10.8
KOİ (mg/L)	2020	1020	923	750	550	465	460	460
AKM (mg/L)	620	90	72	58	47	42	42	40
Bulanıklık (NTU)	90	35	20	16	9	7	5	5
RES_{436} (m^{-1})	15	1.9	1.7	1.4	1.2	1	1	1
Sülfat (mg/L)	70	30	25	20	11	11	10	10
Klorür (mg/L)	175	140	130	110	80	70	70	70
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.3	4.3	4.3	4.4	4.4	4.4	4.4

Demir elektrot ile farklı işletme sürelerinde (15–105 dakika) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde işletme süresinin artırılması süzüntü fazının iletkenlik ve RES_{436} değerinde önemli bir değişime yol açmamıştır. İşletme süresinin 15 dakikadan 60 dakikaya artırılması ile AKM ve sülfat konsantrasyonları azalmış ve 60 dakikadan itibaren önemli bir değişim gözlenmemiştir. KOİ, bulanıklık ve klorür konsantrasyonları ise ilk 75 dakika azalma göstermiş, 75 dakikadan sonra ise önemli bir değişim göstermemiştir.

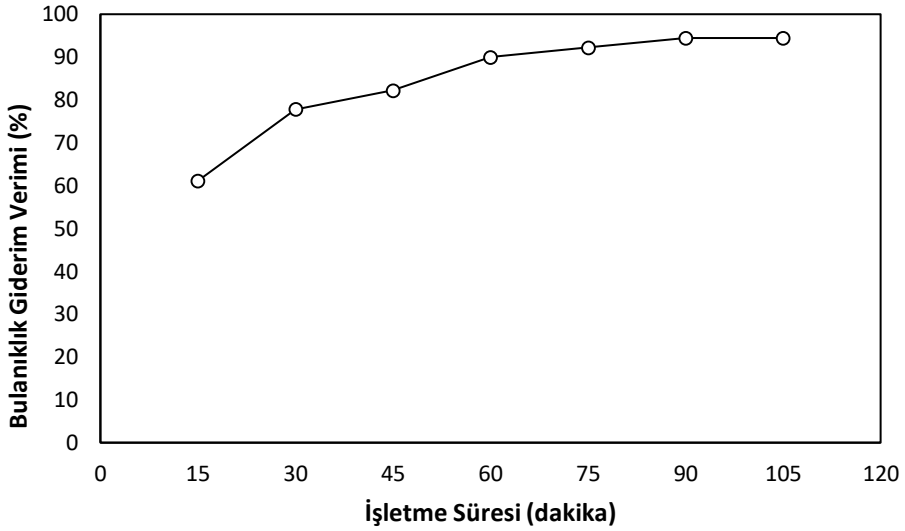
Farklı işletme süresi değerlerinde demir elektrot ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda belirlenen kirletici madde giderim verimleri aşağıda Şekil 4.33–Şekil 4.38'de verilmiştir.



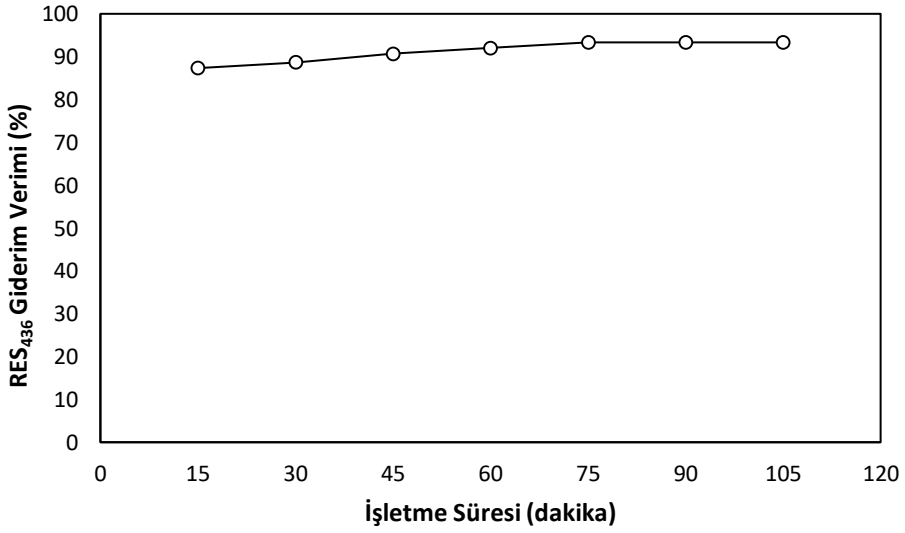
Şekil 4.33: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimleri.



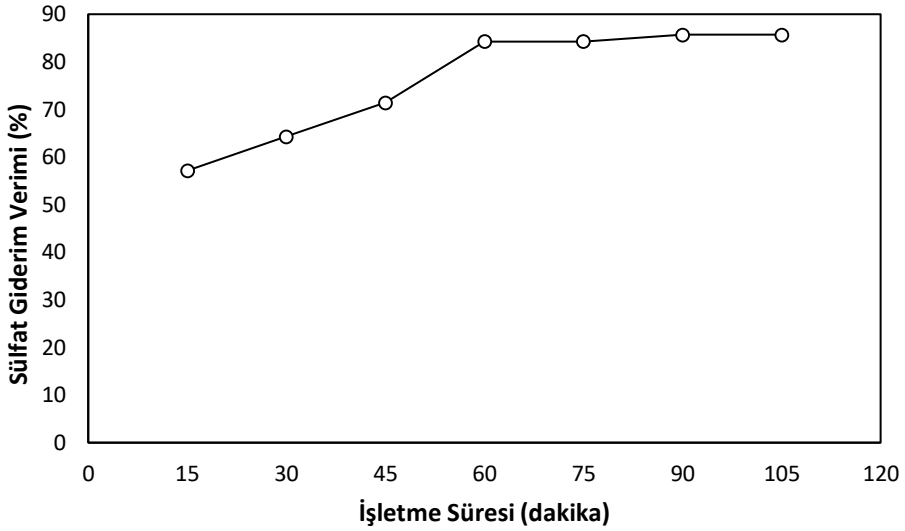
Şekil 4.34: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen AKM giderim verimleri.



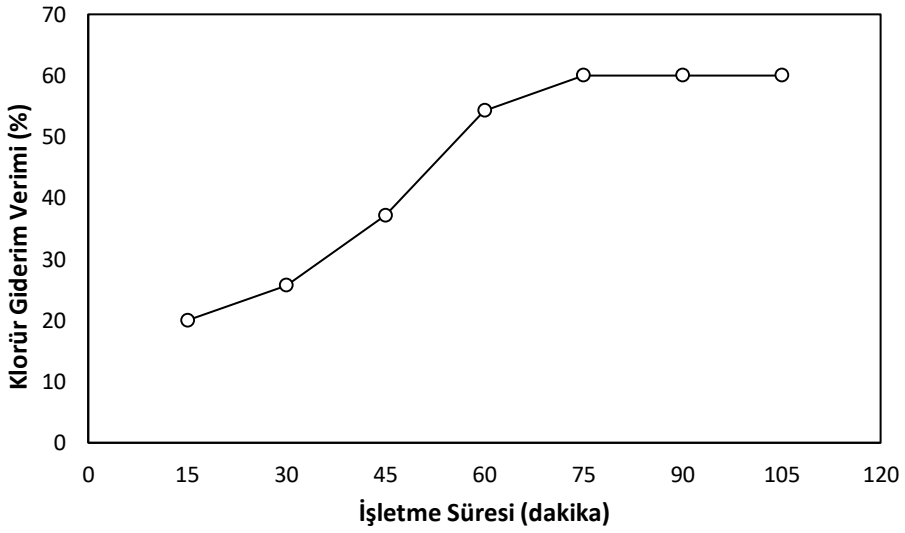
Şekil 4.35: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



Şekil 4.36: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen RES_{436} giderim verimleri.



Şekil 4.37: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen sülfat giderim verimleri.

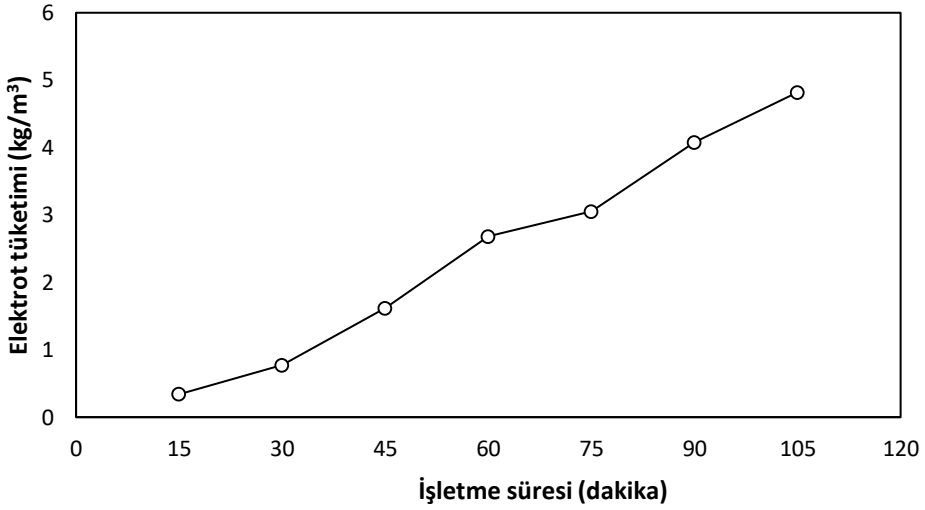


Şekil 4.38: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde elde edilen klorür giderim verimleri.

Farklı işletme sürelerinde gerçekleştirilen denemelerde %50–77 KOİ, %85–94 AKM giderimi, %61–94 bulanıklık giderimi, %87–93 RES_{436} giderimi, %57–86 sülfat giderimi, %20–60 klorür giderimi elde edilmiştir. KOİ, bulanıklık ve klorür parametreleri için işletme süresinin 15 dakikadan 75 dakikaya çıkarılması ile sırasıyla %77, %92 ve %60 giderim verimleri elde edilmiş olup bu süreden sonra giderim verimlerinde çok fazla bir değişiklik meydana gelmemiştir. RES_{436} ve AKM gideriminde sürenin çok etkili olmadığını söyleyebiliriz. Sülfat parametresi için ise işletme süresinin 15 dakikadan 60 dakikaya

çıkarılması ile %84 sülfat giderimi elde edilmiştir. 60 dakikalık işletme süresinin 105 dakikaya artırılması sonunda sülfat giderim veriminde çok fazla bir değişiklik meydana gelmemiştir.

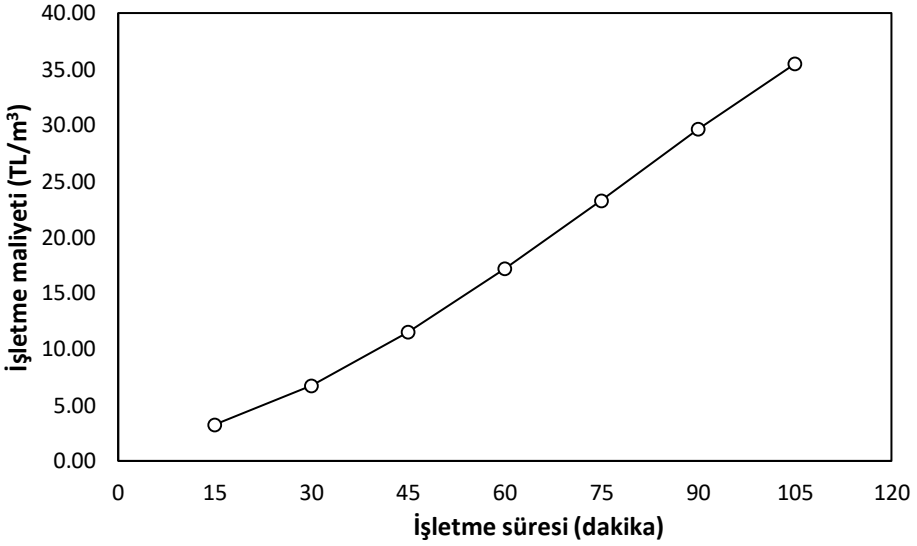
İşletme süresi 15–105 dakika aralığında demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde meydana gelen enerji ve elektrot tüketimi, toplam işletme maliyeti, oluşan çamur miktarları belirlenmiştir. Elektrot, enerji tüketimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları sırasıyla Şekil 4.39–Şekil 4.42'de verilmektedir.



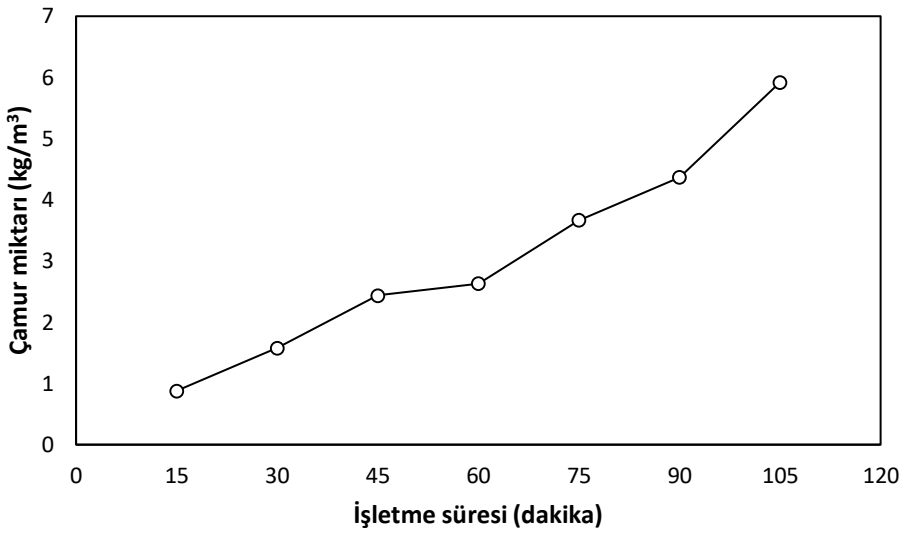
Şekil 4.39: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri.



Şekil 4.40: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen enerji tüketimleri.



Şekil 4.41: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen işletme maliyetleri.



Şekil 4.42: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı işletme süresi değerlerinde meydana gelen çamur miktarları.

İşletme süresi 15–105 dakika aralığında demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde meydana gelen elektrot ve enerji tüketimleri sırasıyla 0.34 – 4.82 kg/m^3 ve 5.13–51.98 kWh/m^3 olarak belirlenmiştir. Süre artışı ile artan elektrot tüketimlerinin özellikle 75 dakikadan itibaren daha hızlı bir artış gösterdiğini söyleyebiliriz. İşletme maliyetleri ve çamur miktarları ise çalışılan farklı işletme sürelerinde 3.25–35.45 TL/m^3 ve 0.88–5.92 kg/m^3 olarak bulunmuştur. İşletme maliyetleri artan süre ile lineer bir artış gösterirken, deneyler sonucunda oluşan çamur miktarlarının özellikle 75. dakikadan itibaren hızlı bir şekilde arttığını söyleyebiliriz.

İşletme süresi 15–105 dakika aralığında yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen sonuçlar toplu olarak değerlendirildiğinde; AKM ve sülfat giderim verimlerinde 60. dakikadan itibaren, KOİ, bulanıklık ve klorür giderim verimlerinde ise 75. dakikadan itibaren önemli bir artış olmadığı belirlenmiştir. Ayrıca, elektrot tüketimlerinde ve oluşan çamur miktarlarında 75 dakikadan sonra artan süre ile daha hızlı bir artış meydana geldiği belirlenmiştir. Söz konusu nedenlerle elektrokoagülasyon deneyleri için uygun işletme süresi değeri olarak 75 dakika seçilmiştir.

4.2.4. Elektrokoagülasyon Prosesi için Uygun Elektrot Bağlantı Düzeninin Belirlenmesi

Anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun demir elektrotun kullanıldığı elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımında uygun pH, akım yoğunluğu ve işletme süresi değerleri 8, 90 A/m^2 ve 75 dakika olarak belirlenmiştir. Deneyler monopolar paralel elektrot (MP–P) bağlantı düzeninde gerçekleştirilmiştir. Bu bölümde ise elektrot bağlantı düzeninin kirletici madde giderimine, işletme maliyetine ve çamur oluşumuna etkilerinin belirlenmesi için monopolar deri (MP–S) ve bipolar seri (BP–S) olmak üzere farklı elektrot düzenlerinde de deneyler gerçekleştirilerek elde edilen sonuçlar MP–P düzeninde elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmıştır. Deneyler, MP–P elektrot bağlantı düzeninin gerçekleştirildiği işletme şartlarında (pH: 8; akım yoğunluğu: 90A/m^2, sıcaklık: 25^{0}C sıcaklık ve karıştırma hızı: 250 rpm) gerçekleştirilmiştir. Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde MP–P, MP–S ve BP–S elektrot bağlantı düzenlerinde süzüntü fazında belirlenen kirletici madde konsantrasyonları sırasıyla Tablo 4.8, 4. 9 ve 4.10'da verilmektedir.

Tablo 4.8: Demir elektrot ile MP–P elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	**Giriş**	**İşletme Süresi (dakika)**				
		15	**30**	**45**	**60**	**75**
pH	8	9.1	9.7	10	10.2	10.3
KOİ (mg/L)	2020	1020	923	750	550	465
AKM (mg/L)	620	90	72	58	47	42
Bulanıklık (NTU)	90	35	20	16	9	7
RES_{436} (m^{-1})	15	1.9	1.7	1.4	1.2	1
Sülfat (mg/L)	70	30	25	20	11	11
Klorür (mg/L)	175	140	130	110	80	70
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.3	4.3	4.3	4.4	4.4

Tablo 4.9: Demir elektrot ile MP–S elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	Giriş	İşletme Süresi (dakika)				
		15	30	45	60	75
pH	8	9.4	9.8	10.4	10.4	10.6
KOİ (mg/L)	2020	745	633	570	530	420
AKM (mg/L)	620	64	48	40	39	38
Bulanıklık (NTU)	90	25	15	12	7	6
RES_{436} (m^{-1})	15	1.7	1.2	1	0.8	0.5
Sülfat (mg/L)	70	23	17	15	10	7
Klorür (mg/L)	175	140	120	100	70	65
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.3	4.3	4.3	4.3	4.4

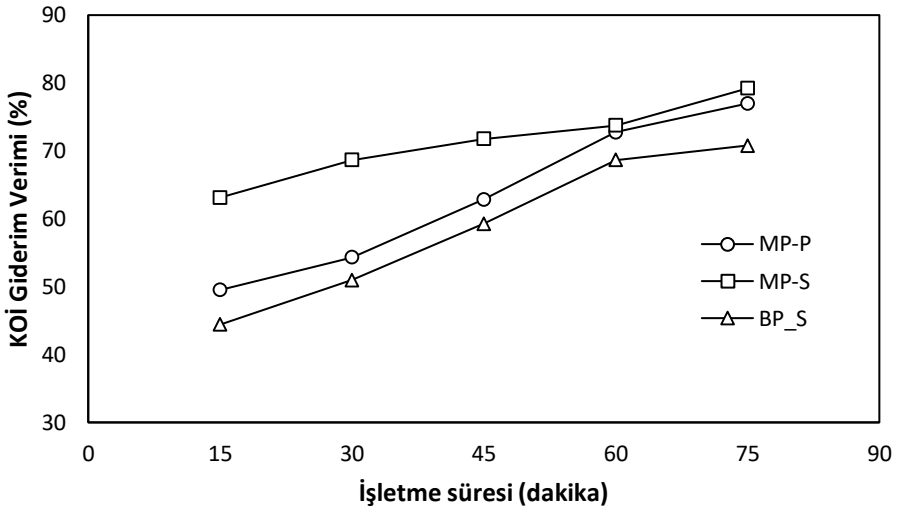
Tablo 4.10: Demir elektrot ile BP–S elektrot bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde elde edilen kirletici madde konsantrasyonları.

Parametre	Giriş	İşletme Süresi (dakika)				
		15	30	45	60	75
pH	8	9.5	10.2	10.6	10.7	11.3
KOİ (mg/L)	2020	1123	990	823	633	590
AKM (mg/L)	620	97	82	60	57	57
Bulanıklık (NTU)	90	40	25	20	12	10
RES_{436} (m^{-1})	15	3.6	2.8	1.8	1.6	1.2
Sülfat (mg/L)	70	33	28	20	12	11
Klorür (mg/L)	175	170	160	130	120	110
İletkenlik (mS/cm)	4.5	4.4	4.4	4.4	4.6	4.6

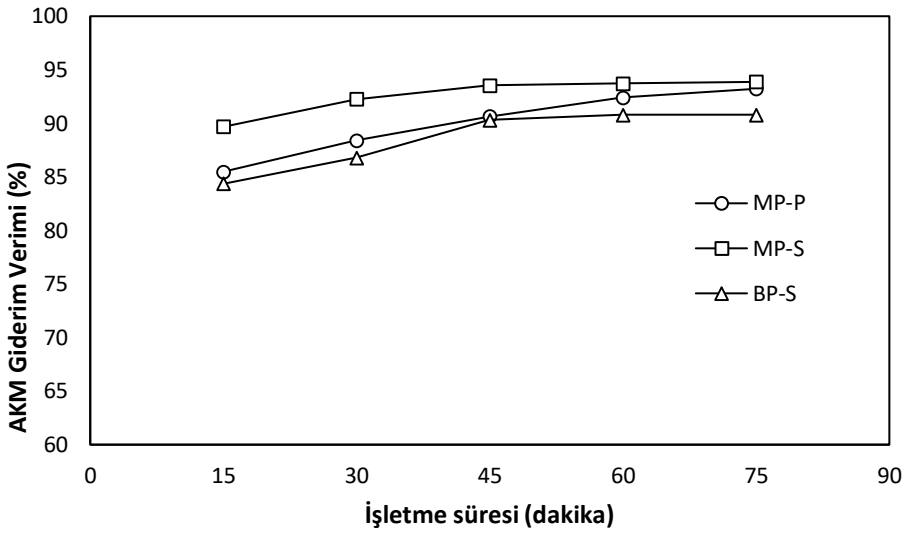
Demir elektrot ile farklı bağlantı düzeninde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde 75 dakikalık işletme süresi sonunda süzüntü fazında en yüksek kirletici maddesi konsantrasyonları BP–S elektrot bağlantı düzeninde bulunmuştur. MP–P, MP–S ve BP–S elektrot bağlantı düzenleri ile elektrokoagülasyon sonrasında sülfat konsantrasyonları sırasıyla 11, 7 ve 11 mg/L ve bulanıklık konsantrasyonları sırasıyla 7, 6 ve 10 NTU olarak bulunmuştur. Bu durumda sülfat ve bulanıklık parametreleri için bağlantı düzeninin önemli bir etkisinin olmadığını söyleyebiliriz. Elektrokoagülasyon sonrasında süzüntü fazının iletkenlik değeri MP–P, MP–S ve BP–S elektrot bağlantı düzenleri için sırasıyla 4.4, 4.4 ve 4.6 mS/cm olarak belirlenmiş ve elektrot bağlantı düzeni iletkenlik değerini çok fazla

değiştirmemiştir. 75 dakikalık işletme süresi sonunda en düşük kirletici konsantrasyonları MP–S elektrot bağlantı düzeninin kullanılması ile elde edilmiştir.

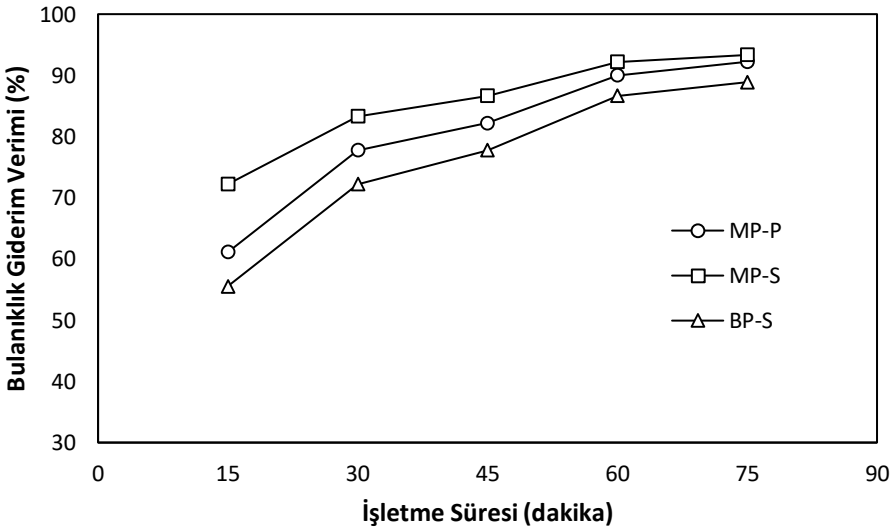
Farklı elektrot bağlantı düzenlerinde demir elektrot ile gerçekleştirilen deneyler sonucunda elde edilen süzüntü fazında kirletici madde konsantrasyonları ve atıksudaki kirletici madde konsantrasyonları gözönüne alınarak hesaplanan giderim verimleri aşağıda Şekil 4.43–Şekil 4.48'de verilmiştir.



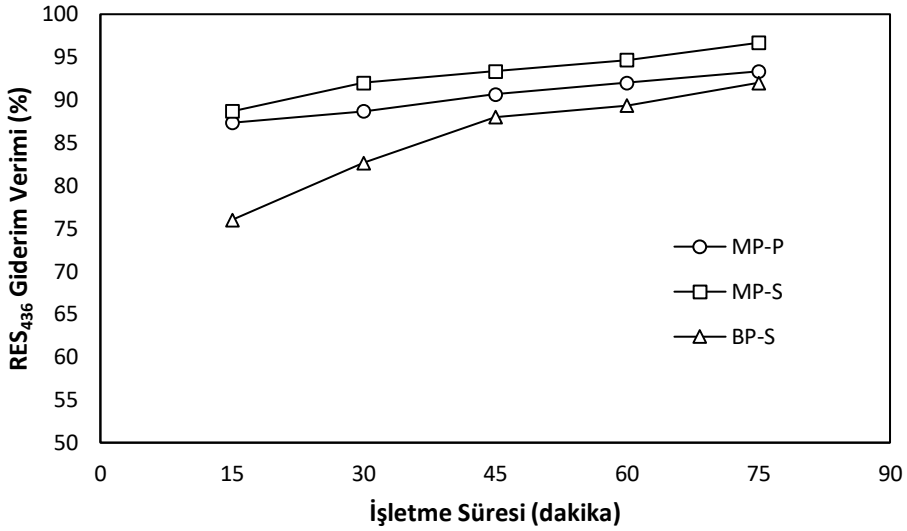
Şekil 4.43: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen KOİ giderim verimleri.



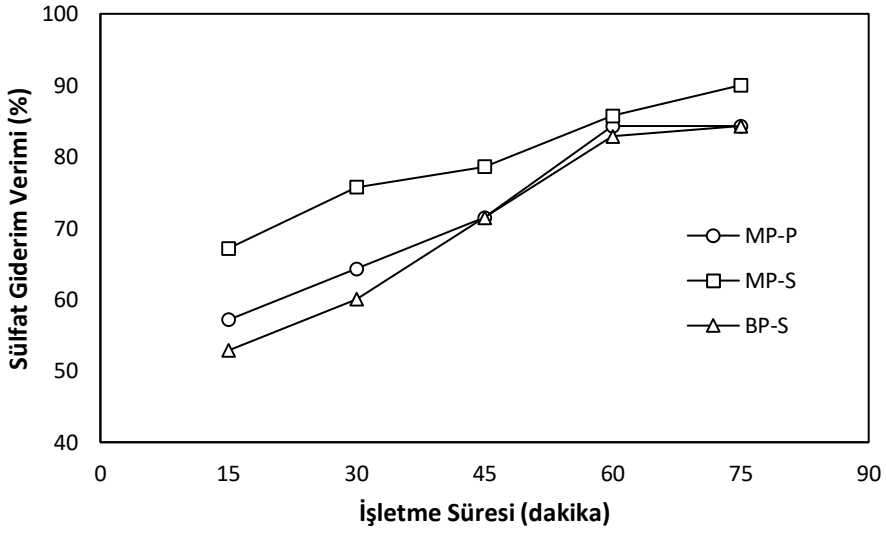
Şekil 4.44: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen AKM giderim verimleri.



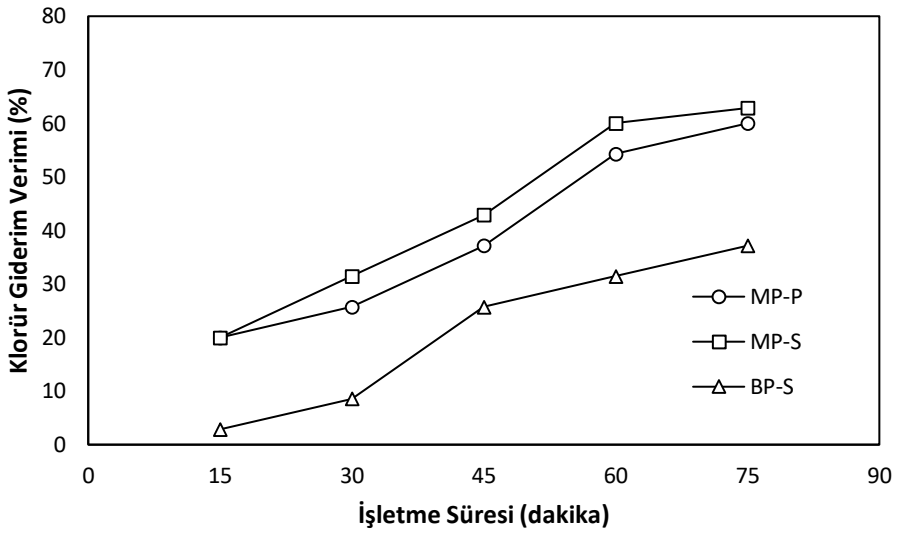
Şekil 4.45: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen bulanıklık giderim verimleri.



Şekil 4.46: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen RES_{436} giderim verimleri.



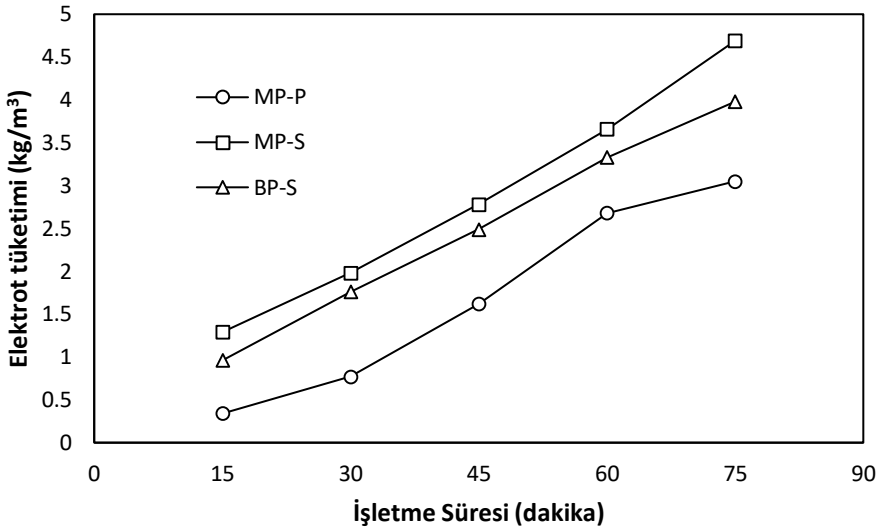
Şekil 4.47: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen sülfat giderim verimleri.



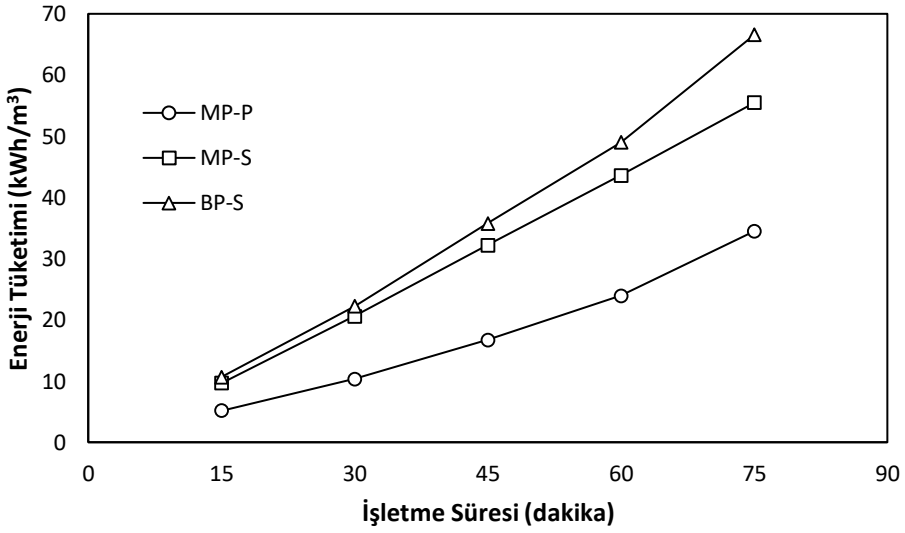
Şekil 4.48: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenleri ile elde edilen klorür giderim verimleri.

Farklı elektrot bağlantı düzenlerinde (MP–P, MP–S ve BP–S) yapılan elektrokoagülasyon deneylerinde 75 dakika sonunda KOİ giderimi %71–79, AKM giderimi %91–94, bulanıklık giderimi %89–93, RES_{436} giderimi %92–97, sülfat giderimi %84–90 ve klorür giderimi %37–63 aralığında gerçekleşmiştir. Artan süre ile bütün bağlantı türleri için giderim verimlerinde artış meydana gelmiştir. En yüksek giderim verimleri bütün kirletici parametreleri için MP–S elektrot bağlantı düzeni ile elde edilmiştir.

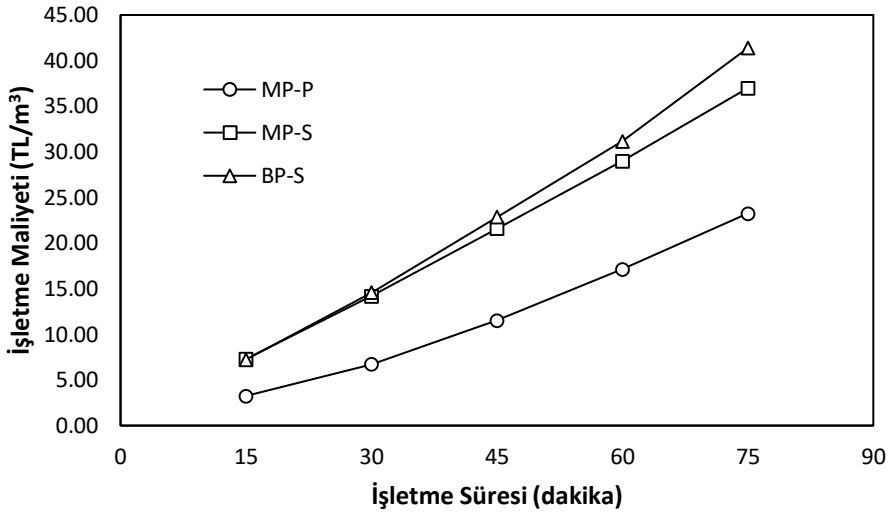
MP–P, MP–S ve BP–S elektrot bağlantı düzenleri ile demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde meydana gelen enerji ve elektrot tüketimi, toplam işletme maliyeti, oluşan çamur miktarları belirlenmiştir. Elektrot, enerji tüketimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları sırasıyla Şekil 4.49–Şekil 4.52'de verilmektedir.



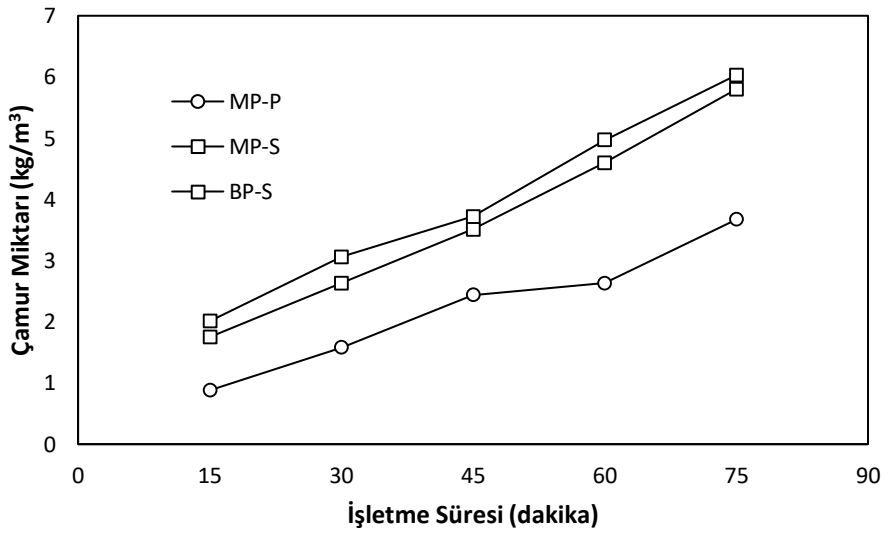
Şekil 4.49: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen elektrot tüketimleri.



Şekil 4.50: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen enerji tüketimleri.



Şekil 4.51: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen işletme maliyetleri.



Şekil 4.52: Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde farklı elektrot bağlantı düzenlerinde meydana gelen çamur miktarları.

75 dakikalık işletme süresi sonunda elektrot tüketimleri MP–P, MP–S ve BP–S bağlantı düzenleri için sırasıyla 3.05, 4.69 ve 3.98 kg/m^3 olarak bulunmuştur. En yüksek elektrot tüketimi MP–S bağlantı düzeninde meydana gelmiştir. Elektrokoagülasyon sonunda oluşan çamur miktarları elektrot tüketimlerine benzer şekilde en yüksek MP–S bağlantı düzeninde 6.03 kg/m^3 olarak belirlenmiştir. Çamur miktarları MP–P bağlantı düzeni için 3.67 kg/m^3 olarak BP–S bağlantı düzeni için ise 5.8 kg/m^3 olarak bulunmuştur. 75 dakikalık işletme süresi sonunda enerji tüketimleri MP–P, MP–S ve BP–S bağlantı düzenleri için sırasıyla 34.5

kWh/m^3, 55.5 kWh/m^3 ve 66.5 kWh/m^3 şeklinde hesaplanmıştır. En yüksek enerji tüketimi BP–S elektrot düzeninde meydana gelmiştir. Farklı bağlantı düzenlerinde gerçekleştirilen deneylerde 75 dakikalık işletme süresi için işletme maliyetleri MP–P, MP–S ve BP–S bağlantı düzenleri için sırasıyla 23.26 TL/m^3, 36.99 TL/m^3 ve 41.38 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. En düşük işletme maliyeti MP–P bağlantı düzeninde meydana gelmiştir. Bu durum MP–P bağlantı düzeni için elektrot ve enerji tüketimlerinin az diğerlerine göre daha az olmasından kaynaklanmaktadır.

Farklı elektrot bağlantı düzenlerinde (MP–P, MP–S ve BP–S) 75 dakika süre ile gerçekleştirilen deney sonuçları değerlendirildiğinde; en yüksek KOİ (%79), AKM (%94), bulanıklık (%93), RES_{436} (%97), sülfat (%90) ve klorür (%63) giderimi MP–S elektrot bağlantı düzeni ile elde edilmiştir. MP–P elektrot bağlantı düzeni ile ise elde edilen KOİ, AKM, bulanıklık, RES_{436}, sülfat ve klorür giderim verimleri sırasıyla %77, %93, %92, %93, %84 ve %60 olarak belirlenmiştir. Bu durumda MP–P ve MP–S elektrot bağlantı düzenleri ile birbirine yakın giderim verimlerinin elde edildiğini söyleyebiliriz. Farklı bağlantı düzenlerinde meydana gelen işletme maliyetlerini karşılaştırdığımızda en düşük işletme maliyeti MP–P bağlantı düzeninde 23.26 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. Bunu sırasıyla MP–S (36.99 TL/m^3) ve BP–S (41.38 TL/m^3) bağlantı düzenleri takip etmektedir. MP–P elektrot bağlantı düzeninde işletme maliyetinin en düşük olması ve elde edilen giderim verimlerinin MP–S bağlantı düzenine yakın olması sebebiyle uygun elektrot bağlantı düzeni olarak MP–P seçilmiştir.

4.3. KİMYASAL KOAGÜLASYON VE ELEKTROKOAGÜLASYON İLE ELDE EDİLEN SONUÇLARIN KARŞILAŞTIRILMASI

Tezin önceki bölümlerinde anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon prosesi ve elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtımında kullanılan demir sülfat, demir klorür koagülantları ve demir elektrot için uygun işletme şartları belirlenmiştir. Tezin bu bölümünde uygun işletme şartlarında elde deney sonuçlarının karşılaştırılmasına yer verilmiştir. Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri için uygun işletme şartları ve bu şartlar altında elde edilen arıtılmış atıksuyun karakterizasyonu ve giderim verimleri Tablo 4.11'de verilmektedir.

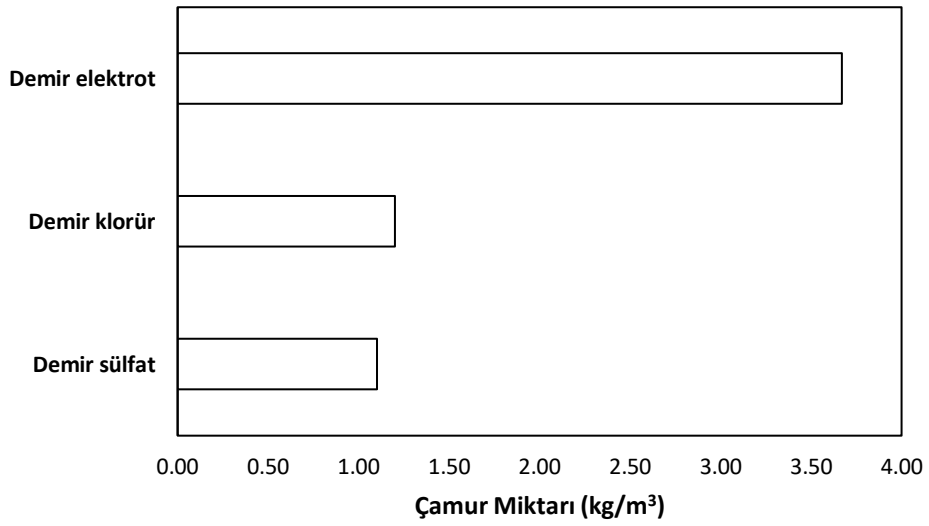
Tablo 4.11: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile edilen arıtılmış atıksuyun karakterizasyonu ve giderim verimleri.

Parametre	Kimyasal Koagülasyon			Elektrokoagülasyon
	Giriş	Demir sülfat	Demir klorür	Demir elektrot
Uygun işletme şartları	-	(pH:9; 550 mg/L)	(pH:8; 1500 mg/L)	(pH:8; akım yoğunluğu: 90 A/m^2, işletme süresi: 75 dakika, bağlantı düzeni: MP–P)
pH	8	7.9	7.7	10.3
KOİ (mg/L)	2020	760	700	465
AKM (mg/L)	620	195	100	42
Bulanıklık (NTU)	90	30	20	7
RES_{436} (m^{-1})	15	1	1	1
Sülfat (mg/L)	70	460	16	11
Klorür (mg/L)	175	150	1500	70
KOİ giderim verimi (%)	-	62	65	77
AKM giderim verimi (%)	-	69	84	93
Bulanıklık giderim verimi (%)	-	67	78	92
RES_{436} giderim verimi (%)	-	93	93	93
Sülfat giderim verimi (%)	-	-	77	84
Klorür giderim verimi (%)	-	14	-	60

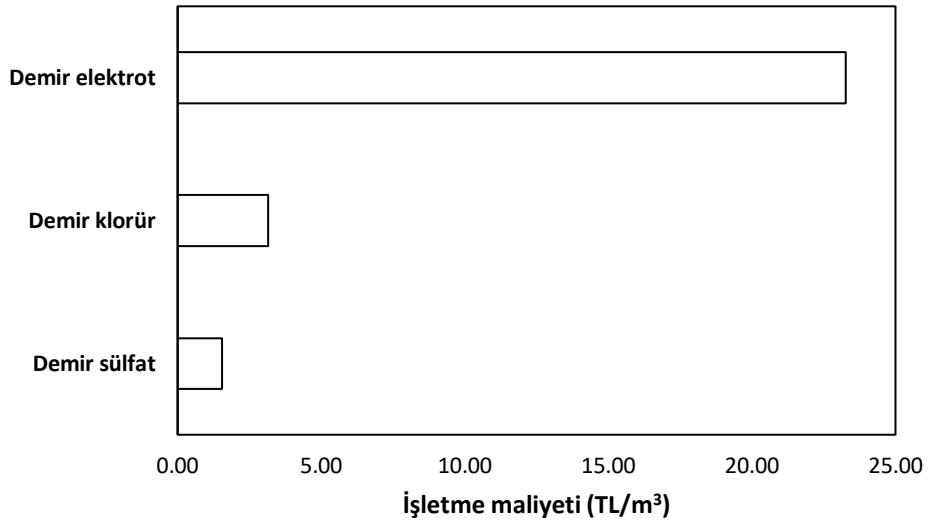
Demir sülfat ve demir klorür ile farklı pH ve koagülant dozlarında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneyleri sonucunda uygun işletme şartları demir sülfat için pH:9, koagülant dozu 550 mg/L ve demir klorür için pH:8, koagülant dozu 1500 mg/L olarak seçilmiştir. Belirlenen uygun işletme şartları altında demir klorür için demir sülfata göre daha fazla koagülant dozu eklenmesi gerekmektedir. Uygun işletme şartları altında demir sülfat ile kimyasal koagülasyon prosesi uygulanması sonucunda sülfat konsantrasyonunda ham

atıksuya göre artış meydana gelmiştir. Demir klorür ile koagülasyon sonucunda da klorür konsantrasyonu ham atıksuya göre yükselmiştir. Kimyasal koagülasyon sonunda arıtılmış atıksuyun kalitesi diğer parametreler açısından karşılaştırıldığında demir klorür ile daha düşük KOİ, AKM ve bulanıklık konsantrasyonuna sahip bir arıtılmış atıksu elde edilmiştir. Uygun işletme şartları altında demir sülfat ile %62 KOİ, %69 AKM, %67 bulanıklık, %93 RES_{436}, %14 klorür giderimi elde edilirken demir klorür ile %65 KOİ, %84 AKM, %78 bulanıklık, %93 RES_{436}, %77 sülfat giderimi elde edilmiştir. Demir sülfat ile sülfat giderimi, demir klorür ile klorür giderimi sağlanamamıştır. Bu durumda özellikle AKM ve bulanıklık parametreleri açısından demir klorür ile daha yüksek giderim verimleri elde edildiğini söyleyebiliriz. Demir elektrot kullanılarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesinde uygun işletme şartları pH:8; akım yoğunluğu: 90 A/m^2, işletme süresi: 75 dakika, bağlantı düzeni: MP–P olarak belirlenmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi ile RES_{436} parametresi dışındaki diğer bütün parametreler için kimyasal koagülasyon prosesine göre daha iyi kalitede bir arıtılmış atıksu elde edilmiştir. Kimyasal koagülasyon ile gerçekleştirilemeyen klorür ve sülfat giderimi elektrokoagülasyon prosesi ile gerçekleştirilmiştir. Uygun işletme şartlarında yapılan elektrokoagülasyon ile %77 KOİ, %93 AKM, %92 bulanıklık, %93 RES_{436}, %84 sülfat ve %60 klorür giderimi elde edilmiştir.

Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri için uygun. şartları altında belirlenen çamur miktarları ve işletme maliyetleri sırasıyla Şekil 4.53 ve Şekil 4.54'de verilmektedir.



Şekil 4.53: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için belirlenen çamur miktarları.



Şekil 4.54: Uygun işletme şartlarında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için belirlenen işletme maliyetleri.

Uygun işletme şartları altında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon sonrasında oluşan çamur miktarları değerlendirildiğinde her iki koagülant için birbirine yakın miktarda çamur oluşumu (demir sülfat: 1.1 kg/m^3, demir klorür: 1.2 kg/m^3) meydana gelmiştir. Demir elektrot ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesinde 3.7 kg/m^3 çamur oluşumu ile kimyasal koagülasyon prosesine göre daha fazla çamur oluşmuştur. Kimyasal koagülasyon prosesinde meydana gelen işletme maliyetleri değerlendirildiğinde demir klorür kullanılması durumunda

(3.2 TL/m^3) işletme maliyeti demir sülfata (1.6 TL/m^3) göre biraz daha yüksek bulunmuştur. Elektrokoagülasyon prosesinde ise işletme maliyeti 23.3 TL/m^3 olarak bulunmuştur.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme endüstrisi atıksuyunun kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtılabilirliğinin karşılaştırmalı olarak araştırılması amaçlanmıştır. Bu kapsamda, her iki arıtma yöntemi için uygun işletme şartları belirlenmiş, uygun işletme şartları altında elde edilen deneysel sonuçlar kirletici madde giderim verimleri, işletme maliyeti ve çamur oluşumu açısından değerlendirilmiştir. Böylece, bu tür atıksuların iki kademeli arıtımı için uygun bir arıtma teknolojisinin ortaya konulması hedeflenmiştir. Bu tez çalışması ile ortaya konan sonuçlar ve değerlendirmeler aşağıda bölümler halinde verilmektedir:

1) Tez çalışmasının ilk bölümünde anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla yapılan deneysel çalışmalarda koagülant olarak demir klorür ($FeCl_3.6H_2O$) ve demir sülfat ($FeSO_4.7H_2O$) kullanılmıştır. Atıksuyun pH değerinin ve koagülant dozunun kirletici madde giderim verimi, işletme maliyeti ve çamur oluşumu üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Kullanılan koagülantlar için uygun pH değeri ve koagülant dozu tespit edilmiştir.

Farklı pH (4–10) değerlerinde gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde demir sülfat kullanılması durumunda pH değeri 4'den 9'a artırıldığında KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimleri artış gösterirken pH 9'dan itibaren bu kirleticilerin giderim verimlerinde azalma meydana gelmiştir. Demir sülfat ile gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde en yüksek giderim verimleri (KOİ: %51, AKM: %66, bulanıklık: %61 ve RES_{436}: %91) pH 9'da elde edilmiştir. Demir klorür ile yapılan deneylerde ise pH değerinin 4'ten 8 değerine artırılmasıyla KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimlerinde artış meydana gelmiş, pH 9 ve 10 değerlerinde ise giderim verimleri azalmıştır. Demir klorür ile en yüksek kirletici madde giderim verimleri pH 8 değerinde elde edilmiştir (KOİ: %41, AKM: %52, bulanıklık: %67 ve RES_{436}: %83). Atıksuyun pH değeri kimyasal koagülasyon prosesinde kirletici madde gideriminde etkili bir faktördür. Koagülantın suda çözünmesi sonunda oluşan polimerik bileşikler pH değerine bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Düşük pH değerlerinde Fe^{3+}, $Fe(OH)^{2+}$ ve $Fe(OH)_2^{+}$ gibi pozitif yüklü demir bileşikleri suda baskın olarak bulunmaktadır (Rodrigues ve diğ., 2017; Racar ve diğ., 2019). pH 7–9 aralığında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon prosesinde ise suda çözünmeyen

hidrofobik yapıdaki $Fe(OH)_3$ bileşiği oluşmaktadır. $Fe(OH)_3$, atıksudaki partiküler haldeki kirleticileri adsorbe ederek atıksudan uzaklaştırmaktadır (Racar ve diğ., 2019). Demir sülfat ve demir klorür ile pH 9 ve pH 8 değerlerinde elde edilen yüksek giderim verimlerinde kirleticilerin $Fe(OH)_3$ ile birlikte çökmesi ve böylelikle atıksudan uzaklaştırıldığı düşünülmektedir. Yüksek pH değerlerinde daha az pozitif yüklü ve nötral $Fe(OH)^+$, $Fe(OH)_2$ türleri atıksuda baskın olarak bulunmakta ve bu türler koagülasyonun etkinliğini azaltmaktadır (Kushwaha ve diğ., 2010). Çalışmada her iki koagülant ile pH 10'da giderim verimlerinin azalmasında bu durumun etkili olduğu düşünülmektedir. Kimyasal koagülasyon prosesi yük nötralizasyonu ve süpürme koagülasyonu mekanizmaları ile gerçekleşmektedir. Düşük pH değerlerinde (pH<7) yük nötralizasyonu mekanizması etkileyen, alkali şartlarda süpürme koagülasyonu mekanizması etkili olmaktadır (Dong H. ve diğ., 2015). Çalışmada, yüksek giderim verimlerinin elde edildiği pH değerleri (pH 8 ve pH 9) göz önüne alındığında kirletici gideriminde süpürme mekanizmasının etkili olduğu düşünülmektedir. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde en yüksek çamur miktarları demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla pH 9 (0.95 kg/m^3) ve pH 8'de (0.25 kg/m^3) meydana gelmiştir. En düşük işletme maliyetleri pH 8 değerinde, demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla 0.39 TL/m^3 ve 0.52 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. Çalışmada demir sülfat için uygun pH değeri olarak, daha yüksek işletme maliyetine rağmen giderim verimlerinin yüksek olması nedeniyle pH 9 belirlenmiştir. Demir klorür için ise hem giderim verimlerinin yüksek olması hem de işletme maliyetinin düşük olması nedenleriyle uygun pH değeri 8 olarak belirlenmiştir.

Farklı koagülant dozlarında (50–2500 mg/L) gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon deneylerinde demir sülfat kullanılması durumunda artan koagülant dozu ile giderim verimlerinde artış olmasına rağmen 550–1500 mg/L arasındaki koagülant dozlarında önemli bir değişim meydana gelmemiş, 1500 mg/L'den itibaren ise giderim verimlerinde azalma görülmüştür. En yüksek giderim verimleri 550 mg/L demir sülfat konsantrasyonunda KOİ, AKM, bulanık ve RES_{436} için sırasıyla %62, %69, %67 ve %93 olarak belirlenmiştir. Koagülant olarak demir klorür kullanılması durumunda ise koagülant dozu arttıkça giderim verimleri artarken 1500 mg/L demir klorür dozundan itibaren giderim verimleri hemen hemen sabit değerler almaya başlamıştır. 1500 mg/L demir klorür konsantrasyonu ile %65 KOİ, %84 AKM, %78 bulanıklık ve %93 RES_{436} giderim verimi elde edilmiştir. Kimyasal koagülasyon prosesinde artan koagülant dozu ile atıksudaki pozitif yüklü demir iyonun konsantrasyonunun

artması sonucunda daha fazla negatif yüklü partikül nötralize olarak flok oluşumu artmakta ve flokların çökmesiyle birlikte kirletici maddeler atıksudan uzaklaştırılmaktadır (Hossain ve diğ., 2019). Her iki koagülant için de artan koagülant dozu ile kirletici madde giderimindeki artışta bu durumun etkili olduğu düşünülmektedir. Koagülant dozunun daha da fazla artırılması ile kararsız hale dönüşmüş olan (destabilize) partiküller demir katyonlarını absorbe edip elektriksel olarak yüklenerek tekrar kararlı hale (stabilize) dönüşebilmektedir. Bu da flok oluşumunu engelleyerek çökelme ile partiküllerin atıksudan giderilememesine yol açmaktadır (Güneş ve diğ., 2019; Rodrigues ve diğ., 2017). Çalışmada demir sülfat ve demir klorür koagülantları için yüksek dozlarda kirletici madde giderim verimlerinin sabit değerler almasında ve azalmasında bu durumun etkili olduğu söylenebilir. Koagülant dozu arttıkça çamur miktarları ve işletme maliyetlerinde artış meydana gelmiştir. Farklı koagülant dozlarında demir sülfat için çamur miktarı 0.24–1.6 kg/m^3 ve işletme maliyeti 0.73–4.62 TL/m^3 olarak belirlenmiştir. Demir klorür için ise çamur oluşumu 0.17–1.97 kg/m^3 ve işletme maliyeti 0.10–5.24 TL/m^3'tür. Farklı koagülant dozlarındaki sonuçlar birlikte değerlendirildiğinde; belirli bir koagülant dozundan itibaren giderim verimlerinin sabit değerler almaya başlaması ve artan dozun çamur miktarında ve işletme maliyetinde artışa yol açması nedeniyle uygun koagülant dozu demir sülfat için 550 mg/L ve demir klorür için 1500 mg/L olarak seçilmiştir.

2) Tez çalışmasının ikinci bölümünde anaerobik arıtma prosesi ile arıtılmış şekerleme atıksuyunun elektrokimyasal koagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla demir elektrot kullanılarak yapılan deneysel çalışmalarda atıksuyun pH değeri, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeninin kirletici madde giderimine, işletme maliyetine ve çamur oluşumuna etkileri değerlendirilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi için uygun pH, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrot bağlantı düzeni belirlenmiştir.

Farklı pH (4–10) değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde pH 4'den 8'e artırıldığında KOİ, AKM, bulanıklık ve RES_{436} giderim verimlerinde artış meydana gelmiştir. pH 8 ve pH 9 değerlerinde birbirine yakın giderim verimleri elde edilirken pH değeri 10'a artırıldığında giderim verimlerinde azalma meydana gelmiştir. pH değeri, klorür gideriminde önemli bir değişime yol açmamıştır (%0–9). En yüksek KOİ, AKM, bulanıklık, RES_{436} ve sülfat giderim verimleri pH 8 değerinde sırasıyla %58, %91, %84, %81 ve %66 olarak elde edilmiştir. Atıksuyun pH değeri, atıksuda oluşacak demir türleri üzerinde etkili olması nedeniyle elektrokoagülasyon prosesinin verimini değiştirmektedir. Asidik pH değerlerinde

Fe^{+2}'nin Fe^{+3}'e dönüşümünde azalma meydana gelmekte ve atıksuda monomerik hidroksit türlerinden $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_2^+$ türleri baskın olarak bulunmaktadır (Keyikoglu ve diğ., 2019; Syaichurrozi ve diğ., 2020). Nötral ve hafif alkali şartlar altında ise çözünmeyen $Fe(OH)_3$ oluşumu baskın olarak meydana gelmektedir. Oluşan $Fe(OH)_3$ bileşikleri, atıksudaki kirletici maddelerin adsorpsiyon ve çöktürme mekanizmaları ile gideriminde etkili olmaktadır (Keyikoglu ve diğ., 2019; Kim ve diğ., 2020). Tez çalışmasında da pH 8 değerinde belirlenen yüksek giderim verimlerinde $Fe(OH)_3$ oluşumunun etkili olduğu düşünülmektedir. Yüksek pH değerlerinde (pH>9) oluşan demir hidroksitler tekrar metal katyonlarına (Fe^{+2}, Fe^{+3}) dönüşebilmekte ve giderim verimlerinde azalma meydana gelebilmektedir (Kim ve diğ., 2020). Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde en düşük elektrot tüketimi (1.24 kg/m^3), enerji tüketimi (3.09 kWh/m^3) ve işletme maliyeti (3.82 TL/m^3) pH 8 değerinde elde edilmiştir. pH 6–10 aralığında pH'nın oluşan çamur miktarı (1.78–1.89 kg/m^3) üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir. pH çalışması sonuçlarına göre en yüksek giderim verimlerinin ve en düşük işletme maliyetinin elde edildiği pH 8 değeri elektrokoagülasyon prosesi için uygun pH olarak seçilmiştir.

Farklı akım yoğunluklarında (10–150 A/m^2) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde artan akım yoğunlukları ile giderim verimleri artmakla birlikte AKM gideriminde 30 A/m^2'den itibaren RES_{436} gideriminde ise 50 A/m^2'den itibaren önemli bir değişim gözlenmemiştir. Bu akım yoğunluklarında %92 AKM ve %89 RES_{436} giderim verimi elde edilmiştir. Bulanıklık giderimi 70 A/m^2'den sonra çok fazla artış göstermemiş ve %89 bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. KOİ, klorür ve sülfat giderim verimleri ise 90 A/m^2'den itibaren sırasıyla %73, %54 ve %84 civarında hesaplanmıştır. Akım yoğunluğu, elektrotlardan atıksuya geçen metal iyonu miktarı ve buna bağlı olarak koagülant üretimini etkileyen bir işletme parametresidir. Akım yoğunluğu arttıkça atıksuya geçen metal iyonlarının artışıyla birlikte metal hidroksit oluşumu artmaktadır. Böylece metal hidroksitlerle birlikte atıksudan uzaklaştırılacak olan kirletici miktarı da artış göstermektedir (Shamaei ve diğ., 2018). Ayrıca, artan akım yoğunluğu ile katotta oluşan gaz kabarcıklarının artması ile kirleticilerin bu gaz kabarcıklarına tutunarak giderimi de artış göstermektedir (Ammar ve diğ., 2019). Bu çalışmada da yüksek akım yoğunluklarında yüksek miktarda kirletici madde gideriminde artan metal hidroksit ve gaz kabarcığı oluşumunun etkili olduğu söylenebilir. Atıksuda oluşan metal hidroksit flokları kirletici maddeleri adsorpsiyon ve süpürme koagülasyonu mekanizmaları ile atıksudan uzaklaştırmaktadır. Yüksek akım yoğunluklarında

oluşan yüksek metal hidroksit miktarı nedeniyle kirletici gideriminde süpürme koagülasyonunun etkili olduğu bilinmektedir (Nasrullah ve diğ., 2019). Farklı akım yoğunluğunda gerçekleştirilen deneylerde artan akım yoğunlukları ile elektrot tüketimleri (0.49–4.31 kg/m^3), enerji tüketimleri (0.5–48.5 kWh/m^3) işletme maliyeti (1.1–32.5 TL/m^3) ve çamur miktarı (1.05–4.82 kg/m^3) artış göstermiştir. Elde edilen giderim verimleri ve işletme maliyetleri bir arada değerlendirildiğinde; özellikle KOİ, klorür ve sülfat giderim verimlerinin 90 A/m^2'den itibaren önemli miktarda değişmemesi ve artan akım yoğunluklarının işletme maliyetlerini artırması nedeniyle elektrokoagülasyon prosesi için 90 A/m^2 uygun akım yoğunluğu olarak seçilmiştir.

Farklı işletme sürelerinde (15–105 dakika) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde işletme süresinin artırılmasıyla artan giderim verimleri belirli bir işletme süresinden itibaren önemli bir değişim göstermemiştir. Bu süre; KOİ, klorür, bulanıklık parametreleri için 75 dakika, sülfat parametresi için 60 dakika olarak belirlenmiştir. RES_{436} (%87–93) ve AKM (%85–94) gideriminde ise işletme süresi çok etkili olmamıştır. 75 dakika sonunda %77 KOİ, %92 bulanıklık ve %60 klorür giderimi elde edilirken, 60 dakika sonunda %84 sülfat giderimi elde edilmiştir. Elektrokoagülasyonda işletme süresi, oluşacak metal hidroksitlerin miktarı üzerinde etkili bir parametredir. Artan işletme süresi ile metal hidroksit oluşumunda meydana gelen artış kirletici giderimini de artırmaktadır. Bununla birlikte belirli sürelerden sonra yeni oluşacak olan metal hidroksitlerin oranında başlangıca göre meydana gelen düşüş sebebiyle giderim verimlerinde herhangi bir değişim meydana gelmemektedir (Khorram ve Fallah, 2018). Farklı işletme sürelerinde gerçekleştirilen deneylerde işletme süresinin artırılmasıyla elektrot (0.34–4.82 kg/m^3), enerji tüketimleri (5.13–51.98 kWh/m^3), işletme maliyeti (3.25–35.45 TL/m^3) ve çamur miktarı (0.88–5.92 kg/m^3) artış göstermiştir. Elde edilen giderim verimleri ve işletme maliyetleri dikkate alındığında, giderim verimlerinde 75. dakikadan itibaren önemli bir artışın meydana gelmemesi ve daha yüksek sürelerin işletme maliyetinde meydana getireceği artış nedenleriyle uygun işletme süresi 75 dakika olarak seçilmiştir.

Farklı elektrot bağlantı düzenlerinde (MP–P, MP–S ve BP–S) gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneylerinde artan süre ile giderim verimlerinde artış meydana gelmiştir. Uygun işletme süresi olarak belirlenen 75 dakika sonunda, MP–P bağlantı düzeni ile elde edilen giderim verimlerine yakın olmasına rağmen MP–S elektrot bağlantı düzeni ile bütün kirletici parametreleri için daha yüksek kirletici giderim verimleri elde edilmiştir. MP–S ile %79 KOİ, %94 AKM, %93 bulanıklık, %97 RES_{436}, %90 sülfat ve %63 klorür giderimi elde

edilmiştir. MP–P bağlantı düzeni ile ise MP–S ile elde edilen giderim verimlerine yakın giderim verimlerinin (%77 KOİ, %93 AKM, %92 bulanıklık, %93 RES_{436}, %84 sülfat ve %60 klorür) elde edildiği söylenebilir. Giderim verimleri BP–S elektrot bağlantı düzeni için ise giderim verimleri %71 KOİ, %91 AKM, %89 bulanıklık, %92 RES_{436}, %84 sülfat ve %37 klorür olarak belirlenmiştir. 75 dakikalık işletme süresi sonunda en yüksek elektrot tüketimi (4.69 kg/m^3) ve çamur oluşum miktarı (6.03) MP–S elektrot bağlantı düzeninde meydana gelmiştir. En yüksek enerji tüketimi ve işletme maliyetleri ise sırasıyla 66.5 kWh/m^3 ve 41.38 TL/m^3 olarak BP–S elektrot düzeninde elde edilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde elektrot bağlantı düzeni, elektrot çözünme miktarı ve enerji tüketimi üzerinde etkili olmaktadır (Kobya ve diğ., 2011). MP–S elektrot bağlantı düzeni ile daha fazla miktarda elektrot çözünmesine bağlı olarak koagülant üretim hızında meydana gelen artış daha fazla metal hidroksit oluşumuna neden olmaktadır. Bu durum ise metal hidroksitlerle birlikte atıksudan uzaklaştırılacak kirletici miktarını artırmaktadır (Nasrullah ve diğ., 2018). Bu tez çalışmasında da MP–S bağlantı düzeni ile yüksek giderim verimlerinin elde edilmesinde bu durumun etkili olduğu söylenebilir. MP–P bağlantı düzeninde paralel bağlantı nedeniyle akım bütün elektrotlar arasında paylaştırıldığı için potansiyel fark düşük olmaktadır. Bu durum ise enerji tüketiminde azalmaya neden olmaktadır (Kobya ve diğ., 2016). Bu nedenle çalışmada en düşük enerji tüketimi (34.5 kWh/m^3) MP–P bağlantı düzeninde meydana gelmiştir. Bu bağlantı düzeninde elektrot tüketimi (3.05 kg/m^3), çamur miktarı (3.67 kg/m^3) ve işletme maliyeti (23.26 TL/m^3) de en düşüktür. Farklı bağlantı düzeninde gerçekleştirilen deneylerde MP–P bağlantı düzeninde elde edilen giderim verimlerinin MP–S bağlantı düzenine yakın olması ve bu bağlantı düzeninde işletme maliyetinin en düşük olması göz önüne alındığında uygun bağlantı düzeni olarak MP–P seçilmiştir.

3) Tez çalışmasının üçüncü bölümünde kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri için belirlenen uygun işletme şartlarında elde deney sonuçları giderim verimleri, işletme maliyetleri ve çamur miktarları esas alınarak karşılaştırılmıştır.

Demir sülfat ile belirlenen uygun işletme şartları altında gerçekleştirilen kimyasal koagülasyon sonunda %62 KOİ, %69 AKM, %67 bulanıklık, %93 RES_{436}, %14 klorür giderimi elde edilmiştir. Demir klorür kullanılması durumunda ise giderim verimlerinde bir miktar artış meydana gelmiş olup %65 KOİ, %84 AKM, %78 bulanıklık, %93 RES_{436}, %77 sülfat giderimi elde edilmiştir. Demir sülfat ile sülfat giderimi, demir klorür ile ise de klorür giderimi sağlanamamıştır. Literatürde de yapılan çalışmalarda demir klorür ile demir sülfata

göre daha iyi giderim verimlerinin elde edildiği belirtilmiştir (Demirbas ve Kobya 2017; Can ve diğ., 2019). Demir elektrot kullanılarak belirlenen uygun işletme şartları altında gerçekleştirilen elektrokoagülasyon sonunda kimyasal koagülasyona göre daha yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Bu proses aynı zamanda klorür ve sülfat gideriminde de etkili olmuştur. Elektrokoagülasyon prosesi ile %77 KOİ, %93 AKM, %92 bulanıklık, %93 RES_{436}, %84 sülfat ve %60 klorür giderimi sağlanmıştır. Bu durumda elektrokoagülasyonun şekerleme atıksuyunun arıtımında daha etkili bir proses olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Literatürde de kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri kirletici madde giderim verimleri açısından karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon prosesinin daha etkili olduğunu belirten çalışmalara rastlanmıştır (Cho ve diğ., 2008; Akbal ve Camcı, 2010; Padmaja ve diğ., 2020).

Kimyasal koagülasyon prosesi sonunda her iki koagülant ile birbirine yakın miktarda çamur meydana gelirken (demir sülfat:1.1 kg/m^3, demir klorür:1.2 kg/m^3) elektrokoagülasyon prosesi ile daha fazla miktarda çamur oluşmuştur (3.7 kg/m^3). Kimyasal koagülasyon prosesinde işletme maliyetleri demir sülfat ve demir klorür için sırasıyla 1.6 TL/m^3 ve 3.2 TL/m^3 olmak üzere elektrokoagülasyon prosesine göre (23.3 TL/m^3) oldukça düşük bulunmuştur. Bu durumda, elektrokoagülasyon prosesinin şekerleme atıksuyunun arıtımında kimyasal koagülasyon prosesine göre daha maliyetli olduğu belirlenmiştir. Bu durum, elektrokoagülasyon prosesinde meydana gelen yüksek enerji tüketiminden kaynaklanmaktadır. Literatürde kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyonun maliyetinin karşılaştırıldığı bazı çalışmalarda da elektrokoagülasyonun maliyeti daha yüksek bulunmuştur (Karagözoğlu, 2007; Ngamlerdpokin ve diğ., 2011; Özyurt, 2018).

Bu tez çalışmasında, anaerobik arıtma prosesi ile ön arıtılmış şekerleme atıksuyunun arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin elde edilen yüksek giderim verimleri ile kimyasal koagülasyona göre daha etkili bir proses olduğu tespit edilmiştir. Arıtım için etkili bir proses olmasına rağmen ekonomik açıdan kimyasal koagülasyona göre daha maliyetli bir proses olduğu görülmüştür. Elektrokoagülasyon ile arıtılan atıksuyun KOİ (465 mg/L) ve AKM (42 mg/L) değerlerinin, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği "Gıda Sanayi Şeker Üretimi ve Benzerleri Atıksularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları" tablosunda verilen 2 saatlik kompozit numune sınır değerlerinin (KOİ:500 mg/L, AKM:100 mg/L) altında kaldığı belirlenmiştir. Kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtılan atıksuda değerlerin (KOİ:700 mg/L, AKM: 100 mg/L) alıcı ortam deşarj değerlerinin üzerinde kaldığı ve atıksuyun İSKİ kanalına

deşarjının (KOİ:1000 mg/L, AKM: 500 mg/L) daha uygun olacağı tespit edilmiştir. Bu tez çalışmasında elde edilen laboratuvar ölçekli sonuçların şekerleme endüstrisine uygulamasının araştırılması için pilot ölçekli çalışmaların yapılması önerilmektedir. Böylece şekerleme endüstrisi atıksularının arıtımı için anaerobik arıtma ve elektrokoagülasyondan oluşan iki kademeli bir arıtma teknolojisinin uygulanması değerlendirilebilecektir.

KAYNAKLAR

Akanser, A., 2010, Sulardan koagülasyon/yumaklaştırma işlemi ile ağır metal gideriminin araştırılması, Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Ankara.

Akarsu, C., Ayol, A., Taner, F., 2017, Treatment of domestic wastewater by using electrochemical process using different metal electrodes, JSM Environmental Science&Ecology, 5(2), 1043.

Akbal, F., Camcı, S., 2010, Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation for heavy metal removal, Chemical Engineering Technology, 33(10), 1655-1664.

Akın, B., 2010, Şeker endüstrisi atık sularının kimyasal koagülasyon yöntemiyle arıtılabilirliğinin incelenmesi ve optimum işletim koşullarının belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Aktaş, D., 2014, Cr(VI)'nın indirgenmesi sonrası oluşan $Cr(OH)_3$ kolloidlerinin kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile çöktürülmesi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş.

Alinsafi A., Khemis M., Pons M. N., 2005, Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater", *Chemical Engineering and Processing* 44, 461-470.

Ammar, S. H., İsmail, N. N., Ali, A. D., Abbas, W. M, 2019, Electrocoagulation technique for refinery wastewater treatment in an internal loop split-plate airlift reactor, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(6), 103489.

Ariffin N., Mustafa M. A. B., Remy M., Mohd R., Zaino A., Murshed M.F., Faris M.A 2017, Review on Adsorption of Heavy Metal in Wastewater by Using Geopolymer *MATEC Web Conf.* 1023.

Beal, L. J., Raman, D. R., 2000, Sequential two–stage anaerobic treatment of confectionery wastewater, Agricultural & Biosystems Engineering Department, The University of Tennessee.

Benefield, L.D. Judkins, J.F. and Weand, B.L.,1982, Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 212.

Berardino, S. D., Costa, S., Converti, A., 2000, Semi–continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. *Bioresource Technology*, 71, 261–266.

Can, O.T., Gengec, E., Kobya, M., 2019, TOC and COD removal from instant coffee and coffee products production wastewater by chemical coagulation assisted electrooxidation, Journal of Water Process Engineering, 28, 28-35.

Casani, S., Rouhany, M., Knøchel, S., 2005, A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry, *Water Research* 39 (6), 1134-46.

Chattopadhyay, S., Raychaudhuri, U., Chakraborty R., 2014, Aritifical sweeteners–a review, *Journal of Food Science Technology.*, 51(4), 611–21.

Chen, G. H., 2004, Electrochemical Technologies in wastewater treatment, *Sep. Purif. Technol*, 38, 11-41.

Chen, X., Chen, G. H., Yue, P. L., 2000, Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation, *Separation and Purification Technology***,** 19 (1-2), 65-76.

Chen, X., Chen, G., Yue, P. L., 2002, Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation, *Chemical Engineering Science*, 57, 2449-2455.

Cho, Y. M., Ji, G., W., Yoo, P.J., Kim, C.W., Han, K. B., 2008, Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation with fiber filters for water treatment, *Korean Journal of Chemical Engineering*, 25, 1326-1330.

Cocci, A. A., Landine, R. C., Leodolter, M., Beuttel, S., 1990, Case history: Anaerobic/aerobic pretreatment of a confectionery waste, Proc. 44th Ind. Waste Cong. Purdue Univ. West Lafayette.

Colic M., Acha E., Lechter A., 2009, Advanced pretreatment enables MBBR treatment of high strength candy manufacturing wastewater, *Proceedings of the Water Environment Federation*, 70, 4142–4152.

Çiftçi, Ç., 2007, Metal kesme atıksularının koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli.

Daneshvar, N., Sorkhabi, H. A., Kasiri, M., 2004, Decoorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections, Journal Hazardous Material, 112, 55-62.

Dağlı, S., Duhbacı, T. B., Şık, E., 2019, Kakao, Çikolata ve Şekerleme İmalati Kaynak Verimliliği Rehberi, Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü, Ankara

Delipınar, Ş., 2007, Maya endüstrisi atıksularının elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.

Demirbas E., Kobya M., Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes, Process Safety and Environmental Protection, 105 (2017) 79-90.

Dong, H., Li, Q., 2015, Effect of pH on floc properties and membrane fouling in coagulation – Ultrafiltration process with ferric chloride and polyferric chloride, *Chemosphere*, 130, 90-97.

Eckenfelder, W. W. Jr., 1989, Industrial Water Poluution Control (Second Edition), McGraw-Hill Internal Editions, Civil Engineering, Singapore.

El Diwani G., El Abd H., Hawash S., El Ibiari N., El Rafei S., 2000, Treatment of confectionery and gum factory wastewater effluent. *Adsorption Science & Technology*, 18(9), 813–821.

El–Gohary, F. A., Nasr, F. A. & Aly, H. I., 1999, Cost–effective pre–treatment of food–processing industrial wastewater, *Water Science and Technology*, 40(7), 17–24.

El-Gohary, F., Tawfik, A., Mahmoud, U, 2010, Comparative study between chemical coagulation/precipitation (C/P) versus coagulation/dissolved air flotation (C/DAF) for pre-treatment of personal care products (PCPs) wastewater, *Desalination*, 252, 106-112.

Elgün, A. Şeker, 2013, Şekerlemeler ve Şekerli Ürünler, Uluslararası 2.Helal ve Sağlıklı Gıda Kongresi, 7–10 Kasım 2013, Konya.

Eroğlu, V., 1995, Su Tasfiyesi, İTÜ İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul.

Erşahin, M. E., Ozgun, H., Dereli, R. K., Ozturk, I., Roest, K., Van Lier, J. B., 2012, A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives, *Bioresource Technology*, 122, 196–206.

Eyvaz M., 2006, Farkı demir ve alüminyum elektrot bağlantıları ile tekstil atıksularının elektrokoagülasyonu, Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 95–97, Kocaeli.

García–Morales, M. A., Juárez J. C. G., Martínez– Gallegos S., Roa–Morales G., Peralta E., del Campo López, E. M., Barrera–Díaz C., Miranda V. M., Blancas T. T., 2018, Pretreatment of real wastewater from the chocolate manufacturing industry through an integrated process of electrocoagulation and sand filtration. *International Journal of Photoenergy*, 2146751, 1–7.

Grembecka, M., 2015, Sugar alcohols—their role in the modern world of sweeteners: a review. *European Food Research Technology*, 241, 1–14.

Güneş, E., Demir, E., Güneş, Y., Hanedar, A., 2019, Characterization and treatment alternatives of industrial container and drum cleaning wastewater: Comparison of Fenton-like process and combined coagulation/oxidation processes, *Separation and Purification Technology*, 209,426-433.

Güney, S., 2013, Elektrokoagülasyon prosesinin çevre mühendisliğindeki uygulamaların araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 97, Bursa.

Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H., 2003, Effects of Co-Existing Anions on Fluoride Removal in Electrocoagulation (EC) Process Using Aluminum Electrodes, *Water Research,* 37**,** 4513-4523.

Hossain, S., Kadi, M. O., 2019, Effective treatment of palm oil mill effluent using $FeSO_4.7H_2O$ waste from titanium oxide industry: Coagulation adsorption isotherm and kinetics studies, *Journal of Cleaner Production*, 219,86-98.

İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E. ve Gönüllü, M.T., (2007). Elektrokimyasal arıtım ve uygulamaları: Katı atık sızıntı suyu çalışması, AB Sürecinde Türkiye'de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, TÜRKAY 2007.

İnan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H. ve Karpuzcu, M., (2004). Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation, Separation and Purification Technology, 36, 1, 23-31.

Jeswani, H. K., Stamford, L., Azapagic, A., 2018, Environmental impacts of chocolate production and consumption in the UK, *Food Research International*, 106, 1012–1025

Jiang, J.Q., Graham, N., Andre, C., Kelsall, G. H., Brandon, N., 2002, Laboratory study of electrocoagulation-flotation for water treatment, Water Res., 36, 4064-4078.

Karagül, N., 2012, Şekerleme endüstrisinde proses ve kirlenme profili ile arıtılabilirlik bazlı deneysel karakterizasyon, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Karakaş, Z. K., Yılmaz, M. T., Yılmaz, A. E., 2012, Endüstriyel Atıksulardan Alüminyum Sülfat Koagülantı Kullanılarak Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Bor Giderimi, Iğdır Univ. *J. Inst. Sci. & Tech.* 2(1), 15–22

Karcıoğlu, Z., 2009, Endüstriyel atıksulardan kimyasal koagülasyon yöntemi ile bor giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği.

Keyikoglu, R., Can, O.T., Aygun, A., Tek, A., 2019, Comparison of the effects of various supporting electrolytes on the treatment of a dye solution by electrocoagulation process. colloid and ınterface science communications, 33, Article ID: 100210.

Khorram, A. G., & Fallah, N., 2018, Treatment of textile dyeing factory wastewater by electrocoagulation with low sludge settling time: Optimization of operating parameters by RSM, Journal of Environmental Chemical Engineering, 6(1), 635-642.

Kim, K.W., Baek, Y., Lee, K. Y, Chung, D., Moon, J., 2016, Treatment of radioactive waste seawater by coagulation–flocculationmethod using ferric hydroxide and poly acrylamide, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 53(3), 439–450.

Kim, T., Kim, T., Zoh, K., 2020, Removal mechanism of heavy metal (cu, ni, zn, and cr) in the presence of cyanide during electrocoagulation using fe and al electrodes, *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101109.

Kobya M., Demirbas E., Ulu F., 2016, Evaluation of operating parameters with respect to charge loading on the removal efficiency of arsenic from potable water by electrocoagulation, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4 , 1484-1494.

Kobya, M, 2011, Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: different connection modes and Fe-Al electrodes, *Sep. Purif. Technol*. 77(3), 283–293.

Kushwaha, J.P., 2013, a review on sugar industry wastewater: sources, treatment technologies, and reuse, *Desalination and Water Treatment*, 53, 309-318.

Kuşat, N., Kösekahyaoğlu, L., 2011, Şekerleme, kakao ve çikolata alt sektöründe inovasyon: batı Akdeniz bölgesinde firmalar yurtiçi ve yurtdışı piyasalarda güçlü ve/veya zayıf kılan faktörler üzerine bir inceleme, 175–182.

Mamadiev, M. ve Yilmaz, G., "Treatment and Recycling Facilities of Highly Polluted Water-Based Paint Wastewater", Desalination and Water Treatment, Cilt 26, 66-71, 2011.

Manjula K., Suneetha C., 2014, Formulation and development of functional confectionery by incorporating pumpkin juice, *International Journal of Food, Agriculture and Veterinary Sciences*, 4(1), 47–52.

Modirshahla, N., Behnajady, M. A., Kooshaiian, S., 2006, Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation, *Dye and Pigments*, 1-9.

Mollah M. Y. A., Schennach R., Parga, J. R., 2001, Electrocoagulation (EC) – science and applications, *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29–41.

Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., 2014, Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal Hazardous Materials*, 114(1-3), 199-210.

Moraes, P. B., & Bertazolli, R., 2005, Electrodegredation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor, *Chemosphere*, 58, 41-46.

Nasrullah, M, Zularisam, W., A., Krishnan, S., Sakinah, M,Singh, L., Fen, Y.W., 2019, High performance electrocoagulation process in treating palm oil mill effluent using high current intensity application. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. 27 (1), 208-217

Nasrullah, M., Singh, L., Krishnan,i S, Sakinah, M.Zularisam, A.W., 2018, Electrode design for electrochemical cell to treat palm oil mill effluent by electrocoagulation process, *Environmental Technology & Innovation* 9, 323-341

Ngamlerdpokin, K., Kumjadpai, S., Chatanon, P., Tungmanee, U., Chuenchuanchom, S., Jaruwat, P., Lertsathitphongs, P., Hunsom, P., M., 2011, Remediation of biodiesel wastewater by chemical- and electro-coagulation: a comparative study, Journal of Environmental Management, 92(10), 2454-2460.

Orhon, D., Yıldız, G., Cokgor, E. U., Sozen, S., 1995, Respirometric evaluation of the biodegradability of confectionery wastewaters, *Water Science and Technology*, 32(12), 11–19.

Önder, K., 2016, Türkiye bisküvi, çikolatalı ve şekerli mamuller sektörü: Firma yoğunlaşma analizi, *Dokuz Eylül Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 31, 179–208.

Özgün H., Karagul N., Dereli R. K., Ersahin M.E., Coskuner T., Ciftci D. I., Ozturk I., Altinbas M., 2012, Confectionery industry: a case study on treatability–based effluent characterization and treatment system performance, *Water Science & Technology*, 66(1), 15–20.

Özgürses, M.T., 2003, Elektrokoagülasyon ile reaktif tekstil boya çözeltilerinin arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli, 39-75.

Öztürk İ., 2005, Koagülasyon, Endüstriyel Kirlenme Kontrolü, 459, 446– 447.

Öztürk, I., Altınbaş, M., 2008, Kent gıda fabrikası atıksu arıtma tesisi'nde proses iyilestirmesi projesi nihai raporu ¸Istanbul Teknik Üniversitesi, Istanbul.

Öztürk, İ., Timur, H., ve Koşkan, U., 2005, Atıksu Arıtımının Esasları, T.C Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Öztürk, T., 2006, İzmit evsel ve tehlikeli katı atık düzenli depolama tesisi sızıntı sularının elektrokimyasal ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Kocaeli.

Özyonar F., Karagözoğlu B., 2012, Elektrokoagülasyon prosesi ile tekstil sanayi atıksuyunun arıtımı, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 28:1, 29–37.

Özyonar, F., 2007, Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atık Sularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, CÜ, Sivas.

Özyurt, A., 2018, Tekstil Endüstrisi Atıksuyunun Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin Karşılaştırılmalı Olarak İncelenmesi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.

Padmaja, K, Cherukuri, J., Reddy, M., A., 2020, A comparative study of the efficiency of chemical coagulation and electrocoagulation methods in the treatment of pharmaceutical effluent, Journal of Water Process Engineering, 34, 101153.

Park, E., Giannini, R., Barnett, S. M., Lee, C., 2001, Pollution prevention and biochemical oxygen demand reduction in a squid processing facility, *J. Cleaner Produc*., 9, 341-349.

Phuong, N. T. T., Tien, T. T., Hoa, P. T. T., Nam, T. V., Luu, T. L., 2018, Treatment of cake shop wastewater by pilot–scale submerged membrane bioreactor (SMBR). *Bioresource Technology Reports*, 4, 101–105.

Pierce, D. M., Bagger, J. A., Matchev, K. T., Zhang, R. 1997, Precision correction in minimal supersymmetric standard model, *Nuclear Physics B.*

Pykhteev, O.Y., A.A. Ofimov, L.N. Moskvin, 1999, Hydrolysis of iron(III) aqua complexes, Russ. *J. Appl. Chem*. 72, 9–20.

Pykhteev, O.Y., Ofimov, A.A. and Moskvin, L.N. 1999. Hydrolysis of iron(III) aqua complexes. *Russ. J. Appl. Chem*., 72: 9-20

Qasim W., Mane A.V., 2013, Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. *Water Resources and Industry*, 4, 1–12.

Racar, M, Dolar, D., Farkas, M., Milcic, N., Spehar, A., Kosutic, K., 2019, Rendering plant wastewater reclamation by coagulation, sand filtration, and ultrafiltration, *Chemosphere*, 227, 207-215.

Rajeshwar K., Ibanez, J. G., 1997, Environmental Electrochemistry, Fundamentals and Applications in Pollution Abatement, 361–496, 739– 759.

Rodrigues, C.S.D., Neto, A.R., Duda, R.M., Oliviera, R.A., Madeira, L.M., 2017, Combination of chemical coagulation, photo-Fenton oxidation and biodegradation for the treatment of vinasse from sugar cane ethanol distillery, *Journal of Cleaner Production*, 142(4), 3634-3644.

Rucka K., Balbierz P., Mańczak M., 2012, Assessment of the possibility of wastewater treatment from the confectionery industry. In: Traczewska T.M., (ed.), Interdisciplinary Issues in Engineering and Environmental Protection 2, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 429–434 (in Polish).

Scott, K., 1995, Electrochemical Processes for Clean Technology, *The Royal Society of Chemistry***,** Cambridge, UK, 12-62.

Sesler Ş. K., 2014, İndigo yıkama & pamuklu kumaş boyama yapan bir tekstil endüstrisinin arıtılmış atıksuyunda renk giderimi için en uygun koagülasyon / flokülasyon teknolojisinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 153, 81, Tekirdağ.

Shamaei, L, Korshidi, B., Perdicakis, B., Sadrzadeh, M., 2018, Treatment of oil sands produced water using combined electrocoagulation and chemical coagulation techniques, *Science of the Total Environment*, 645, 560-572.

Solak M., Kiliç M., 2007, Elektrokoagülasyon prosesi ile mermer atıksularının arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, Isparta.

Syaichurrozi, I., Sarto S., Sediawan, W.B., Hidayat, M, Mechanistic model of electrocoagulation process for treating vinasse waste: Effect of initial pH. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2020, *8* (3) , 103756.

Şahin, S., 1996, Matematical model of boron adsaorption by ıon- exchange, models in chemistry,133(1-2), 143-150

Şanlı N., 2006. Deri Sanayi Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon ile Arıtımı, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli.

Şengül, F., ve Küçükgül, E.Y., 1997, Çevre mühendisliğinde fiziksel– kimyasal temel işlemler ve süreçler, Dokuz Eylül Üni. Mühendislik Fak. Yayınları, 153.

T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, 25687, Ankara.

TGDF, 2016, Türkiye Gıda ve İçecek Envanteri, Türkiye Gıda ve İçecek Sanayi Dernekleri Federasyonu.

Thella, K., Verma, B., Srıvastava, V.C., Srıvastava, K. K. 2008. electrocoagulation study for the removal of arsenic and chromium from aqueous solution, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 43, 554–562.

Toröz, İ., Meriç, S., Çiner, F., Tayran, B., 1997, A Treability Study On Confectionery Industry Wastewater.

TÜİK, 2019, *Üretim İstatistikleri.* Erişim adresi http://www.tuik.gov.tr/PreTablo.do?alt_id=1001 (Erişim tarihi: 01.01.2020)

Türkiye Cumhuriyeti Ekonomi Bakanlığı, 2017, Şekerli ve çikolatalı mamuller, sektör raporları, İhracat Genel Müdürlüğü Tarım Ürünleri Daire Başkanlığı, https://www.ekonomi.gov.tr/portal/content/conn/UCM/uuid/dDocName:EK051171, (Erişim Tarihi: 22.12.2019).

Türkiye Cumhuriyeti Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı (2019), Kakao, Çikolata ve Şekerleme İmalatı Kaynak Verimliliği Rehberi, Sanayi ve Verimlilik Genel Müdürlüğü.

Vanerkar, A. P., Satyanarayan, S., Satyanarayan, S., 2013, Treatment of food processing ındustry wastewater by a coagulation/ flocculation process, *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 2319–6602, 63–72.

Verma A. K., Dash R. R., Bhunia P., 2012, A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters, *Journal of Environmental Management*, 93, 154-168.

Yıldız, G., 1995, Şekerleme endüstrisi atıksularının biyolojik arıtılabilirliğinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İTÜ İnşaat Fakültesi, İstanbul.

Yılmaz, M.T., 2004. Bor endüstrisi atıksularının fizikokimyasal yöntemlerle arıtılması, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum.

ÖZGEÇMİŞ



Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Heydar DOSTIYEV
Doğum Yeri	SALYAN, AZERBAYCAN
Doğum Tarihi	15.03.1996
Uyruğu	❒ T.C. ☑ Diğer: Azerbaycan
Telefon	+905538584864
E–Posta Adresi	haydar.dostiyev1996@gmail.com

Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	Azerbaycan Mimarlık ve İnşaat Üniversitesi
Fakülte	Su Yönetimi ve Mühendislik İletişim Sistemleri
Bölümü	Çevre Mühendisliği
Mezuniyet Yılı	2017

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi–Cerrahpaşa
Enstitü Adı	Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Anabilim Dalı	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Programı	Çevre Mühendisliği