

**EVSEL ATIKSULARIN KESİKLİ VE SÜREKLİ
SİSTEMDE ELEKTROKOAGÜLASYON ARITIM
YÖNTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Yeşim DEDE

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı
Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ
2015
Her hakkı saklıdır**

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**EVSEL ATIKSULARIN KESİKLİ VE SÜREKLİ SİSTEMDE
ELEKTROKOAGÜLASYON ARITIM YÖNTEMİ İLE
ARITIMININ İNCELENMESİ**

Yeşim DEDE

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı**

**ERZURUM
2015**

Her hakkı saklıdır



**T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



TEZ ONAY FORMU

**EVSEL ATIK SULARIN KESİKLİ VE SÜREKLİ SİSTEMDE
ELEKTROKOAGÜLASYON ARITIM YÖNTEMİ İLE ARITIMININ
İNCELENMESİ**

Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ danışmanlığında, Yeşim DEDE tarafından hazırlanan bu çalışma 25/12/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Teknolojisi Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği/oy çokluğu (.../...)** ile kabul edilmiştir.

Başkan: Prof. Dr. Erdem KOCADAĞISTAN

İmza:

Üye: Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

İmza:

Üye: Yrd. Doç. Dr. İbrahim Hakkı KARAKAŞ

İmza:

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu...31.../12.../2015...tarih ve. 55./...1751... nolu kararı
ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Ertan YILDIRIM
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

EVSEL ATIKSULARIN KESİKLİ VE SÜREKLİ SİSTEMDE ELEKTROKOAGÜLASYON ARITIM YÖNTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Yeşim DEDE

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

Bu çalışmada, evsel nitelikli atıksularının kesikli ve sürekli sistem elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtım verimini etkileyen parametreler incelenmiştir. Elektrokoagülasyon (EK) prosesinde anot elektrot malzemesi olarak alüminyum boru tipi elektrot, katot elektrot malzemesi olarak paslanmaz çelikten imal edilmiş boru tipi reaktör kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar kesikli ve sürekli şartlarda boru tipi reaktör de gerçekleştirilmiştir. Giderim verimine etki eden deneysel parametreler olarak, atıksu başlangıç pH değeri, akım şiddeti ve destek elektrolit türü ve konsantrasyonu ile akış hızı seçilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi ile yapılan deneysel çalışmaların optimum şartlarında KOİ giderim verimi %85.5 olarak tespit edilmiştir.

2015, 109 sayfa

Anahtar Kelimeler: Elektrokoagülasyon, Atıksu arıtımı, KOİ

ABSTRACT

Master Thesis

DOMESTIC WASTEWATER INVESTIGATION TREATMENT BY ELECTROCOAGULATION TREATMENT METHOD IN THE BATCH AND CONTINUOUS SYSTEMS

Yeşim DEDE

Ataturk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering
Department of Environmental Technology

Supervisor: Assoc. Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

In this study, parameters affecting removal efficiency of domestic wastewater were investigated with batch and continuous electrocoagulation processes. In the electrocoagulation process, aluminum tubular electrode as anode material and stainless steel tubular electrode as cathode material were used. Experimental studies were carried out batch and continuous conditions in tubular reactor. Wastewater initial pH value, current density, support electrolyte type and concentration parameters affecting removal efficiency were selected. COD removal efficiency 85.5% was reached at optimum experimental conditions with electrocoagulation process.

2015, 109 pages

Keywords: Electrocoagulation, Wastewater Treatment, COD

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans çalışmam sırasında, çalışmamın her aşamasında ilgi ve desteğini benden esirgemeyen, bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren, bu çalışmanın yürütülmesinde en büyük paya sahip saygıdeğer danışmanım Sayın Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ hocama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Lisans ve Yüksek Lisans eğitimlerim sırasında bilgi ve desteklerini esirgemeyen Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nün kıymetli hocalarına teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım sırasında tecrübelerinden ve yardımlarından çokça faydalandığım ve her konuda bana destek olan Sayın Arş. Gör. Sinan KUL'a, Sayın Arş. Gör. Baybars Ali FİL'e, Sayın Arş. Gör. Atilla TAŞDEMİR'e, Sayın Arş. Gör. Onur SÖZÜDOĞRU'ya canıgönülden teşekkür ederim.

Ayrıca, benim bu aşamalara gelmemde en büyük emeğe sahip olan annem Nahide DEDE'ye ve babam Naci DEDE'ye, bana olan sevgi, sonsuz destek, güven ve sabırlarından dolayı en içten dileklerimle teşekkürlerimi sunarım.

Yeşim DEDE

Aralık, 2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	3
2.1. Atıksu	3
2.2. Evsel Atıksu	3
2.3. Evsel Atıksuyun Genel Özellikleri.....	4
2.3.1. Fiziksel özellikler	5
2.3.2. Kimyasal bileşenler	6
2.3.3. Biyolojik bileşenler	6
2.4. Başlıca Atıksu Parametreleri	7
2.4.1. Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ).....	7
2.4.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	7
2.4.3. Toplam organik karbon (TOK)	8
2.4.4. Askıda katı madde (AKM).....	8
2.4.5. pH.....	8
2.4.6. Azot ve fosfor	8
2.4.7. Debi	9
2.4.8. Sıcaklık.....	9
2.4.9. İletkenlik.....	9
2.5. Evsel Atıksuların Sınıflandırılması	9
2.6. Evsel Atıksu Deşarj Standartları	10
2.7. Evsel Atıksuların Arıtılması.....	11
2.7.1. Fiziksel arıtma sistemleri	12
2.7.2. Kimyasal arıtma sistemleri.....	12

2.7.3. Biyolojik arıtma sistemleri	13
2.7.4. İleri arıtım sistemleri	13
2.8. Elektrokimyasal Atıksu Arıtımı	14
2.8.1. Elektrokimyasal atıksu arıtım ile ilgili temel bilgiler.....	14
2.8.2. Faraday kanunları ve akım verimi.....	16
2.8.3. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin avantajları.....	18
2.8.4. Elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri	19
2.9. Elektrokoagülasyon Prosesinin Gelişimi	22
2.10. Elektrokoagülasyon Teorisi.....	23
2.10.1. Elektrokoagülasyon da gerçekleşen reaksiyonlar.....	26
2.11. Elektrokoagülasyon Prosesinin Verimini Etkileyen Parametreler	29
2.11.1. Akım yoğunluğu.....	29
2.11.2. Elektrot tipi.....	30
2.11.3. Elektrotların yerleşimi ve bağlantı tipi.....	30
2.11.4. Hücre tasarımı	32
2.11.5. Sıcaklık.....	32
2.11.6. Reaksiyon süresi.....	33
2.11.7. pH.....	33
2.11.8. İletkenlik.....	33
2.12. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları	34
2.13. Elektrokoagülasyon Reaktör Çeşitleri.....	36
2.14. Konu ile İlgili Yapılmış Çalışmalar	37
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	46
3.1. Atıksuyun Temini ve Özelliklerinin Belirlenmesi	46
3.2.Elektrokoagülasyon Prosesinin Gerçekleştiği Düzenek.....	46
3.3. Deney Şartları ve Çalışma Düzeni	47
3.4. Analiz Metotları	48
3.4.1. Analizde kullanılan çözeltiler.....	48
3.5. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler	50
3.5.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması.....	50
3.5.2. Enerji tüketiminin hesaplanması	50
3.5.3. Akım yoğunluğunun hesaplanması	50

4. ARAŞTIRMA BULGULARI	51
4.1. Kesikli Sistem Denemeleri.....	51
4.1.1. Sirkülasyon hızının KOİ giderim verimine etkisi	51
4.1.2. Atıksuyun başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi.....	55
4.1.3. Atıksuyun sabit başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi	68
4.1.4. Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkisi.....	71
4.1.5. Destek elektrolit türünün ve konsantrasyonunun KOİ giderim verimine etkisi.....	77
4.2. Sürekli Sistem Denemeleri.....	85
4.2.1. Atıksuyun başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi.....	85
4.2.2. Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkisi.....	89
4.2.3. Akış hızının KOİ giderim verimine etkisi.....	92
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	99
5.1. Atıksuyun Sirkülasyon Hızının KOİ Giderimine ve Enerji Tüketimine Etkisi	99
5.2. Atıksuyun Başlangıç pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi.....	100
5.3. Sabit pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi	101
5.3. Akım Yoğunluğunun KOİ Giderim Verimine Etkisi.....	101
5.4. Destek Elektrolit Türünün ve Konsantrasyonunun KOİ Giderim Verimine Etkisi	102
5.5. Akış Hızının KOİ Giderim Verimine Etkisi	103
KAYNAKLAR.....	104
ÖZGEÇMİŞ.....	109

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

A	Amper
A _s	Aktif Yüzey Alanı
Ce	t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/l)
Co	Başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonu (mg/l)
F	Faraday sabiti
I	Akım şiddeti (Amper)
m	Elektrotlarda toplanan veya çözünen madde miktarı (g)
M	Metal
N	Anot yüzeyinde adsorbe edilmiş olan 'OH'nin sayısı
Ne	Reaksiyon sırasında alınıp verilen elektron
OH ⁻	Hidroksil radikali
R	Organik Bileşik
R [•]	Organik radikal
S	Elektrotlarda toplanan veya çözünen elementin atom kütlesi
T	Sıcaklık
T	Zaman
V	Uygulanan potansiyel fark (Volt)
W	Enerji tüketimi (kW saat/m ³)
z	Elektrotlarda alınan veya verilen elektron sayısı
η	Arıtma verimi
μS	Mikrosiemens
v	Reaktördeki toplam çözelti hacmi (m ³)

Kısaltmalar

AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
EAS	Evsel Atıksu
EK	Elektrokoagülasyon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü	15
Şekil 2.2. Elektrokimyasal oksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması	21
Şekil 2.3. Basit bir elektroflotasyon düzeneği	21
Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon hücresinde meydana gelen reaksiyonlar	26
Şekil 2.5. Sulu ortamda oluşan Al komplekslerinin pH ile ilişkisi.....	28
Şekil 2.6. Tek kutuplu elektrokoagülasyon reaktörleri bağlantı biçimleri.....	31
Şekil 2.7. Çift kutuplu elektrokoagülasyon reaktörü	32
Şekil 2.8. Elektrokoagülasyon reaktör türlerinin sınıflandırılması.....	37
Şekil 3.1. Deney düzeneğinin şematik görünüşü	47
Şekil 3.2. KOİ analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi	49
Şekil 4.1. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	52
Şekil 4.2. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerine etkisi..	52
Şekil 4.3. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimine etkisi...	53
Şekil 4.4. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	53
Şekil 4.5. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	56
Şekil 4.6. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	56
Şekil 4.7. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi.....	57
Şekil 4.8. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimine etkisi	57
Şekil 4.9. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	59
Şekil 4.10. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	59
Şekil 4.11 Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi.....	60

Şekil 4.12 Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	60
Şekil 4.13. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	61
Şekil 4.14. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	61
Şekil 4.15. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi.....	62
Şekil 4.16. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	62
Şekil 4.17. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	63
Şekil 4.18. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	63
Şekil 4.19. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi.....	64
Şekil 4.20. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	64
Şekil 4.21. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	65
Şekil 4.22. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	65
Şekil 4.23. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi.....	66
Şekil 4.24. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	66
Şekil 4.25. Atıksu sabit başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	69
Şekil 4.26. Atıksu sabit başlangıç değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	69
Şekil 4.27. Akım şiddetinin her bir başlangıç atıksu pH değerinin reaksiyon süresi boyunca değişimine etkisi	72

Şekil 4.28. Akım şiddetinin reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	73
Şekil 4.29. Akım şiddetinin reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi.....	74
Şekil 4.30. Enerji tüketimi üzerine uygulanan sabit akım şiddeti değerinin etkisi.....	76
Şekil 4.31. KOİ giderim verimi üzerine NaCl destek elektrolit türünün etkisi	78
Şekil 4.32. KOİ giderim verimi üzerine Na ₂ SO ₄ destek elektrolit türünün etkisi.....	79
Şekil 4.33. KOİ giderim verimi üzerine NaNO ₃ destek elektrolit türünün etkisi	79
Şekil 4.34. Enerji tüketimi üzerine NaCl destek elektrolit türünün etkisi	81
Şekil 4.35. Enerji tüketimi üzerine Na ₂ SO ₄ destek elektrolit türünün etkisi	81
Şekil 4.36. Enerji tüketimi üzerine NaNO ₃ destek elektrolit türünün etkisi.....	82
Şekil 4.37. Üç farklı destek elektrolit türünün KOİ giderim verimine etkisi	83
Şekil 4.38. Üç farklı destek elektrolit türünün enerji tüketimine etkisi.....	84
Şekil 4.39. Farklı atıksu başlangıç pH değerleri akış hızının için çıkış suyu pH değerlerine etkisi	85
Şekil 4.40. Atıksu başlangıç pH değerlerinin çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	86
Şekil 4.41. Atıksu başlangıç pH değerlerinin çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	88
Şekil 4.42. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	89
Şekil 4.43. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	90
Şekil 4.44. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için enerji tüketimi değerlerine etkisi.....	91
Şekil 4.45. 10 A akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	93
Şekil 4.46. 10 A sabit akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının KOİ giderim verimi değerlerine etkisi	94
Şekil 4.47. 10 A sabit akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının enerji tüketimi değerlerine etkisi	95

Şekil 4.48. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin çıkış suyu pH değerlerine etkisi	96
Şekil 4.49. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin KOİ giderim verimi değerlerine etkisi.....	97
Şekil 4.50. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin enerji tüketimi değerlerine etkisi	98

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Evsel atıksuda kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları.....	4
Çizelge 2.2. Evsel atıksuların fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri	4
Çizelge 2.3. Evsel atıksuların genel bileşimi	10
Çizelge 2.4. SKKY göre evsel nitelikli atıksuların alıcı ortama deşarj standartları	11
Çizelge 2.5. Elektrokimyasal hücrede meydana gelen reaksiyonlar.....	16
Çizelge 2.6. Endüstriyel atıksu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar	40
Çizelge 2.7. İçme suyu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar	42
Çizelge 2.8. Evsel atıksu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar	44
Çizelge 3.1. Çalışmamızda kullanılan atıksuyun karakteristik özellikleri.....	46
Çizelge 3.2. Evsel nitelikli atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılmasında prosese etki eden parametreler (alüminyum elektrot).....	48

1. GİRİŞ

Su canlı yaşamının temel öğelerinden biridir. İnsan gereksinimleri, ekolojik dengenin korunması ve canlı türlerinin hayati faaliyetlerini devam ettirebilmesi için gerekli ve son derece önemlidir. Suyun doğada alternatifi yoktur.

Dünyadaki toplam su miktarı 1,4 milyar km³'tür. Bunun %97,5'i tuzlu su olarak, %2,5'i tatlı su formunda bulunmaktadır. Tatlı suyun %68,7'si buzullarda, %30,1'i yer altı sularında, %0,8'i donmuş topraklar içinde yer almaktadır. Tatlı suyun sadece %0,4'ü yeryüzünde ve atmosfer içindedir. Dünya yüzeyinin dörtte üçü sularla kaplı olmasına rağmen, insan kullanımına uygun tatlı su miktarı oldukça sınırlıdır.

Ülkemizde de tatlı su kaynakları oldukça sınırlıdır. Türkiye'nin kullanılabilir su potansiyeli 110 milyar m³ olup, bunun %16'sı içme ve kullanmada, %72'si tarımsal sulamada, %12'si de sanayide tüketilmektedir (Muluk vd 2013).

Çevre kirlenmesi denilince genellikle hava, su ve toprağın kirlenmesi düşünülmektedir. Bunlardan en kolay ve çabuk kirlenen sudur. Çünkü her kirlenen şey genelde su ile yıkanarak temizlenir. Bu da kirliliğin son mekânının su olması anlamına gelir.

Atıksu; evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucu kirlenmiş veya özellikleri kısmen veya tamamen değişmiş sular olarak tanımlanır. Atıksu miktarı hızlı artan nüfus ve sürekli gelişen endüstriyel faaliyetler sonucunda giderek artmaktadır.

Evsel atıksular; yerleşim yerlerindeki mutfak, banyo, bahçe sulama, araba yıkama, gibi ev yönetimindeki ve dışındaki insan ihtiyaçları sonunda, içme suyu sistemi yoluyla yerleşim yerlerine verilen suyun kullanımı sonucu oluşan atıksulardır. Evsel atıksular; askıda, kolloidal ve çözünmüş halde organik ve inorganik maddeler içerir. Atıksuyun miktarı kanalizasyon sistemine bağlanan alanın nüfusuna bağlı olarak değişir. İklimsel koşullar, insanların yaşam düzeyleri ve kültürel alışkanlıkları da, atıksu özelliğini

önemli ölçüde etkiler. Ayrıca şehir kanalizasyon şebekesine endüstriyel atıksuların kabulü de, mevcut evsel atıksu özelliklerini büyük oranda değiştirir.

Günümüzde mevcut organik ve inorganik bileşiklerin sayısı yarım milyonu geçmekte olup her yıl on bin yeni bileşik bu sayıya eklenmektedir. Buna bağlı olarak evsel atıksularda bu bileşiklerin birçoğuna rastlanmaktadır. Bu atıksular doğaya deşarj edilmeden önce, onları doğaya zarar vermeyecek şekilde arıtmak gerekmektedir. Organik ve inorganik bileşiklerin istenilen seviyede arıtılması klasik sistemlerle mümkün olmamaktadır. Ancak ileri arıtım yöntemleri ile organik ve inorganik bileşikler istenilen seviyede arıtılabilmektedir.

İleri arıtım yöntemlerinden biri olan elektrokoagülasyon son yıllarda ortaya çıkan çoğu organik ve inorganik kirleticilerin giderimini sağlayan etkili su ve atıksu arıtım metodudur. Bu sistem sürekli geliştirilmektedir. Proseste kimyasal ilavesine gerek olmaması, hızla çökelen çamur, çöken çamur miktarının azlığı, basit ekipmanlar, kolay işletme ve işlem sonucu mevcut atıkların zararlarının en aza indirilmesi gibi birçok açıdan daha avantajlıdır. Bu proses, klasik arıtma tekniklerinin dezavantajlarını büyük ölçüde yok etme potansiyeline sahiptir.

Bu çalışmanın amacı, evsel nitelikli atıksuların alıcı ortam ile buluşmadan önce kesikli ve sürekli elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım verimine etki eden parametrelerin saptanmasıdır. Çalışmalarda Erzurum Atatürk Üniversitesi Yerleşkesi kanalizasyon sisteminin şehir kanalizasyon sistemi ile birleştiği yere yakın bir rögar noktasından alınan atıksular kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon yöntemi ile optimum KOİ giderim verimi, atıksu başlangıç pH'sı, atıksu besleme hızı, destek elektrolit türü ve konsantrasyonu ve akım şiddetinin etkileri incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Atıksu

Tüm canlılar için hayati olan su, saf haldeyken renksiz, kokusuz ve tatsız bir sıvıdır. Su molekülleri, kimyasal olarak kutuplu (polar) halde bulunur. Yani moleküllerin bir ucunda pozitif, diğer ucunda negatif elektrik bulunmaktadır. Bu özellik suyu mükemmel bir çözücü yapmaktadır. Suyun maksimum ağırlığı 3,98°C’de 999,97 kg/m³’tür. Kimyadaki sembolü H₂O olan su, iki hidrojen ile bir oksijen molekülünden meydana gelmektedir. Su saf haldeyken 760 mm cıva basıncında 0°C’de buz haline dönüşür. Suyun kaynama noktası, aynı basınç değerleri altında (deniz yüzeyi) 100°C’dir.

Dünya yüzeyinin dörtte üçü sularla kaplı olmasına rağmen, insan kullanımına uygun tatlı su miktarı oldukça sınırlıdır. Dünya üstündeki toplam tatlı su miktarı yaklaşık 35 milyon km³ (yani Dünya üzerindeki toplam suyun %2,5’i) olup bunun yalnızca %0.3’ü (yaklaşık 105.000 km³) insan kullanımına elverişli tatlı su kaynaklarından oluşmaktadır (Muluk vd 2013).

İnsan kullanımına elverişli olan tatlı su kaynaklarının evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş, özellikleri kısmen veya tamamen değişmiştir. Bu sular ile maden ocakları ve cevher hazırlama tesislerinden kaynaklanan sular ve yapılaşmış kaplamalı ve kaplamasız şehir bölgelerinden cadde, otopark ve benzeri alanlardan yağışların yüzey veya yüzey altı akışa dönüşmesi sonucunda gelen sulara atıksu denir.

2.2. Evsel Atıksu

Yerleşim yerlerindeki insanların günlük yaşam faaliyetlerinin olduğu konut, okul, hastane, otel gibi hizmet sektöründen kaynaklanan atıksulardır. Bu atıksuların miktarı ve özelliği o alanda yaşayan nüfusa, gelişmişlik düzeyine, kültürel alışkanlıklara,

mevsimlere, hatta gün içerisindeki saatlere, hizmet sektöründeki yapıların varlığına, kanalizasyon sisteminin yapısına ve şehir kanalizasyon şebekesine endüstriyel atıksu kabulüne bağlı olarak değişir. Her ne kadar atıksu miktarı ve özelliği bu değişkenlerine göre farklılıklar gösterse de, bu fark çok yüksek değildir.

Kişi başı su tüketimi 100-300 L/N.gün arasındadır. Çizelge 2.1’de evsel atıksu da kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları verilmiştir.

Çizelge 2.1. Evsel atıksuda kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları

Kirletici Kaynak	İnorganik Katı Madde (mg/l)	Organik Katı Madde (mg/l)	Toplam (mg/l)
Tuvalet	19	63	82
Mutfak ve banyo	11	47	58
İçme suyu	50	-	50
Toplam	80	110	190

2.3. Evsel Atıksuyun Genel Özellikleri

Askıda, kolloidal, çözünmüş organik ve inorganik maddeler içeren evsel atıksuların özelliklerini belirleyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik birçok bileşeni mevcuttur.

Çizelge 2.2. Evsel atıksuların fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri

FİZİKSEL ÖZELLİKLER	KİMYASAL BİLEŞENLER			BİYOLOJİK BİLEŞENLER
	Organik	İnorganikler	Gazlar	
Renk Koku Katı Maddeler Sıcaklık	Karbonhidratlar Yağ ve Gres Pestisitler Fenoller Proteinler Yüzey aktif mad.	Alkalinite Klorürler Ağır Metaller Azot pH Fosfor Sülfür Toksik Bileşenler	Metan Oksijen Hidrojen Sülfür	Canlı Hücreler Tek Hücreliler Virüsler

2.3.1. Fiziksel özellikler

Evsel atıksuyun fiziksel özellikleri; renk, koku, katı maddeler ve sıcaklık olarak sıralanabilir.

Temel fiziksel parametre katı maddelerdir. Katı maddeler, askıda katı maddeler, çözünebilir katı maddeler, çökebilir katı maddeler ve uçucu (550°C 'de yanabilen) katı maddeler olarak tanımlanır. Katı maddeler kanalizasyona; evsel, ticari ve erozyon kaynaklı karışabilir. Arıtma işlemlerinin çoğu, askıdaki katı madde ve uçucu çözünmüş katı maddelerin uzaklaştırılması için tasarlanır (Vigil 2003).

Atıksuda bulunan organik maddelerin bozulmasıyla oluşan gazlar kokuya neden olmaktadır. Havalandırmasız ortamda septik hale gelen atıksuyun en belirgin kokusu hidrojen sülfür gazının meydana getirdiği kokudur. Yağlar, petrol ve organik çözücüler de atıksuyun kokmasına neden olur.

Suyun içindeki askıda kolloidal katıların suya verdiği renk genellikle gridir. Atıksularda görülen diğer renkler suya endüstriyel atıkların katıldığına göstergesidir (Vigil 2003).

Renk ve koku evsel atıksularda belirgin olarak hissedilen parametrelerdir. Bu parametreler günümüzde temel kirlilik parametresi olarak kabul edilmese de, kirlenmenin habercisi oldukları kesindir.

Genellikle atıksu sıcaklığı, kış aylarında hava sıcaklığından daha yüksektir. Yaz aylarında ise hava sıcaklığından daha düşüktür (White 1977). Evsel atıksuların sıcaklıkları $15,6^{\circ}\text{C}$ civarındaki referans değerinin yanı sıra, coğrafi konuma bağlı olarak 10 ila 22°C arasında çeşitlilik gösterir (Cox 1964).

2.3.2. Kimyasal bileşenler

Evsel atıksularda kimyasal bileşenleri; organik, inorganik, çözülmüş gaz haldeki maddelerdir.

Evsel atıksudaki AKM'nin %70'lik kısmı ile filtrata geçen çözülmüş maddelerin %40'lık kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Organik maddelerin %40-60'ını proteinler, %25-50'sini karbonhidratlar ve %10'luk kısmını ise yağ ve gresler oluşturmaktadır. Fenoller, deterjanlar ve pestisitler de evsel atıksudaki diğer organik bileşikler oluşturmaktadır.

Alkalinite, klorür, ağır metaller, sülfür, fosfor, azot, toksik bileşenler, pH, gerek evsel atıksuyun kendi bünyesinde veya deşarj olduğu alıcı ortamda gerekse arıtım proseslerinde biyokimyasal faaliyetlerin içeriğini belirlemede etkili olan inorganik bileşiklerdir. Azot ve fosfor parametreleri bakteriler tarafından besin olarak kullanılmaktadırlar. Ağır metaller, diğer toksik maddeler ve yüksek konsantrasyonlu klorür organizma faaliyetlerini olumsuz yönde etkilemektedirler. Alkalinite ise özellikle biyolojik arıtma proseslerinde biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda oluşan asitlerin tamponlanmasında ve biyolojik aktivitenin devamlılığında önemli rol oynar.

Metan ve hidrojen sülfür havasız ortamda anaerobik mikrobiyal faaliyetler sonucunda oluşan gaz türleridir. Kapalı kanalizasyon sistemlerinde bu gazlar yüksek oranda mevcuttur. Hidrojen sülfür gazı hem toksik etkiye sahiptir hem de kanalizasyon boru sistemi üzerinde korozif etkiye neden olmaktadır. Protein yapılarının hidrolizi sonrasında aminoasitler ve amonyak gazı açığa çıkmaktadır.

2.3.3. Biyolojik bileşenler

Evsel atıksulardaki biyolojik bileşenler; canlı hücreler, bitkiler, tek hücreliler, virüsler olarak sınıflandırılabilir.

Tek hücreliler sınıfında bulunan bakteriler, protozoalar ve algler çeşitli çevre şartlarının oluşmasında rol oynamaktadırlar. Bakteriler arıtma proseslerindeki kirlilik parametreleriyle beslenen ve onları nihai ürünlere (CO_2 , H_2O ve NH_3) dönüştüren tek hücreli canlılardır (Kurt 2007).

2.4. Başlıca Atıksu Parametreleri

Evsel atıksuyun kirliliğinin tespitinde ve arıtma tesislerinin arıtma veriminin takibinde genel olarak Çizelge 2.2'deki tüm parametrelerin takibi pratik olmamaktadır. Bu sebeple başlıca atıksu parametreleri kirliliğinin tespitinde ve arıtma tesislerinin performanslarının takibinde en kritik parametrelerdir. Bu parametrelere ait temel bilgiler aşağıda verilmiştir.

2.4.1. Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ)

Atıksudaki organik maddelerin, biyokimyasal oksidasyonu sırasında mikroorganizmalar tarafından kullanılan çözünmüş oksijenin miktarının ifadesidir. Yavaş bir işlemdir ve teorik tamamlanma süresi sonsuzdur. 20 günlük bir süre içerisinde, oksitlenmenin %95-99'u tamamlanır, BOİ testi için kullanılan 5 günlük sürede ise oksitlenme %60-70 arasında gerçekleşir. Organik maddenin biyolojik olarak stabilizasyonunda gerekli oksijen miktarının tayininde, atıksu arıtma birimlerinin ebatlarının belirlenmesi ve bazı arıtma işlemlerinin veriminin ölçülmesi için kullanılmaktadır (Dağ 2002).

2.4.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)

Bir su örneğindeki organik ve oksitlenebilir inorganik bileşiklerin yükseltgenmesi için gerekli oksijen miktarını ölçen bir parametredir. Bir atıksuyun KOİ'si BOİ'sinden daha yüksektir. Ham atıksular için $\text{BOİ}_5/\text{KOİ}=0,4-0,8$ (ortalama 0,65) alınabilir. Bunun sebebi biyolojik olarak oksitlenmeyen birçok bileşiğin kimyasal olarak oksitlenmesidir.

2.4.3. Toplam organik karbon (TOK)

TOK testi suda mevcut organik maddenin ölçümü için düşük organik madde konsantrasyonlarında kullanılmaktadır. Test numunedeki gerçek organik madde konsantrasyonundan bir miktar daha düşük sonuçlar vermektedir.

2.4.4. Askıda katı madde (AKM)

Su numunesinin filtre kağıdından süzülmesi ve filtrenin kurutulması sonucu askıda katı maddeler elde edilir. Askıda katı maddeler suların çeşitli amaçlar (içme, endüstriyel kullanım gibi) için kullanılmasını doğrudan etkiler. Doğal sularda ışık geçirgenliğini azaltıp, dip birikintilerine sebep olarak su canlılarını da etkilemektedir. Bu özellikleri ile AKM atıksularda önemli bir parametredir.

2.4.5. pH

Suyun asitlik veya bazlık durumunu gösteren logaritmik bir ölçüdür. Atıksudaki hidrojen iyonu konsantrasyonunu gösterir. Atıksuyun pH değeri biyolojik ve kimyasal arıtma işlemlerinin belirlenmesinde önemlidir. İçme suyunun pH değeri 6-8 arasında, deniz suyunun 8, doğal suların 7 ve evsel atıksuyun ise 7-8 arasındadır (White 1977).

2.4.6. Azot ve fosfor

Evsel atıksu arıtma tesisleri organik katı maddelerin giderilmesi esasına göre tasarlanmaktadır. Ancak atıksuyun deşarj edilmesi sırasında atıksu içerisindeki azot ve fosfor alıcı ortamda ötrifikasyon ve kirliliğe sebep olduğundan dolayı atıksu içerisinde bu parametrelere de dikkat etmek gerekmektedir.

2.4.7. Debi

Debi ölçülmesi gereken önemli atıksu parametrelerinden biridir. Atıksu arıtma tesisinde kirlilik yükünün bilinmesi ve tesisi içinde önlem alınması için gereklidir.

2.4.8. Sıcaklık

Mikroorganizmaların meydana getirdiği tepkimeler sıcaklığa bağlıdır. Sıcaklık hem metabolik aktiviteleri hem de biyolojik çamurun çökme özelliği, gaz transfer hızı gibi faktörleri de etkiler.

2.4.9. İletkenlik

İletkenlik, sulu bir çözeltinin elektriği iletme yeteneğinin nicel ifadesidir. Özellikle elektrokimyasal atıksu arıtma yöntemlerinden birisi kullanılacaksa büyük önem teşkil etmektedir.

2.5. Evsel Atıksuların Sınıflandırılması

Evsel atıksular kirletici konsantrasyonlarına göre zayıf, orta ve kuvvetli olarak sınıflandırılabilir. Kirletici ve konsantrasyonları mevsimsel, yıllık ve hatta saatlik değişiklikler gösterdiğinden Çizelge 2.3'deki veriler yalnızca yol gösterici değerlerdir.

Çizelge 2.3. Evsel atıksuların genel bileşimi (Öztürk vd 2005)

Parametre	Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam Katı Madde, mg/L	350	720	1200
Çözülmüş Katı Madde,mg/L	250	500	850
• Sabit	145	300	525
• Uçucu	105	200	325
Askıda Katı Madde, mg/L			
• Toplam	100	220	350
• Sabit	20	55	75
• Uçucu	80	165	275
Çökebilir Madde, mL/L	5	10	20
BOİ5, 20°C, mg/L	110	220	400
Toplam Org. Karbon, TOK, mg/L	80	160	290
• Toplam N, mg/L	20	40	85
• Organik N, mg/L	8	15	35
• Amonyak - N, mg/L	12	25	50
• Toplam P, mg/L	4	8	15
• Organik P, mg/L	1	3	5
• İnorganik P, mg/L	3	5	10
Klorür, mg/L	30	50	100

2.6. Evsel Atıksu Deşarj Standartları

Ülkemizde evsel nitelikli atıksuların alıcı ortama deşarj standartları, T.C. Çevre Bakanlığının 31.12.2004 tarihinde yayınlamış olduğu Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, nüfusa ve kirlilik yüküne bağlı olarak Çizelge 2.4'te birleşik halde verilmiştir.

Çizelge 2.4. SKKY göre evsel nitelikli atıksuların alıcı ortama deşarj standartları (Değişik: RG-13/2/2008-26786)

	BOİ yükü 5-120 kg/gün Nüfus 84-2000		BOİ yükü 120-600kg/gün Nüfus 2000-10000		BOİ yükü 600-6000kg/gün Nüfus 10000-100000		BOİ yükü>6000kg/gün Nüfus>100000	
	Kompozit Numune		Kompozit Numune		Kompozit Numune		Kompozit Numune	
	2saat	24 saat	2saat	24 saat	2saat	24 saat	2saat	24 saat
BOİ₅(mg/L)	50	45	50	45	50	45	40	35
KOİ(mg/L)	180	120	160	110	140	100	120	90
AKM(mg/L)	70	45	60	30	45	30	40	25
pH	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9

2.7. Evsel Atıksuların Arıtılması

Atıksuların bertaraf edilme problemi insanlık tarihi kadar eskidir. Atıksular, ilk olarak hendekler vasıtasıyla yerleşim yerlerinin dışına taşınarak göl, akarsu gibi su kaynaklarına deşarj edilmiştir. Eski Avrupa ve Doğuda içme suyu ile atıksuyun birbirine karışmaması gerektiği düşüncesi hakim olmasına karşılık, ilk atıksu toplama sistemleri, atıksuları yüzeysel sulara boşaltmaktan ileri gelmektedir.

Dünyada modern manada ilk arıtma tesisi 1842 yılında Hamburg’da inşa edilmiştir. Bundan 12 yıl sonra, 1855’de Chicago’da ilk kanalizasyon yapımına başlanmıştır. Arıtma, sadece suyun kendi kendini temizleme kapasitesinin aşılmasından ve kirlenmenin tolere edemeyeceği durumlardan sonra göz önünde bulundurulmuştur. 1800’lü yılların sonunda 1900’lü yılların başında ve 1920’ye kadar çeşitli arıtma prosesleri denenmiştir. Son 30–40 yıldır atıksu arıtımında büyük avantajlar yakalanmış ve orijinal prosesler geliştirilip formüle edilmiştir. Öyle ki, evsel atıksulardan içme suyu kalitesinde su elde eden ileri arıtma teknikleri dahi geliştirilmiştir (Muslu 2000).

Günümüzde evsel atıksuların arıtılmasında yaygın olarak kullanılan geleneksel arıtma yöntemi, biyolojik arıtmadır. Bu arıtma yönteminde uygun şartlar temin edildiğinde organik kirleticilerin bertarafında inkar edilmez avantajları vardır. Ancak, bu sistemlerde suyun arıtma prosesindeki bekletme süresinin uzun olması (10-12 saat), yüksek debideki atıksuların hızlı arıtılması için dezavantajdır.

Geleneksel arıtım yöntemleri olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri yakın zamana kadar atıksu arıtımında sıkça kullanılmaktaydı. Ama bu arıtım yöntemlerinin yol açtığı yüksek maliyet ve bazı atıksuların istenilen düzeyde arıtılmaması ve arıtım sonucu suyun tekrar kullanıma uygun olmasının istenmesi sonucunda alternatif atıksu arıtım yöntemleri araştırılmıştır. Mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, ters osmoz, ozonlama, elektrokimyasal yöntemler veya bunların biyolojik sistemlerle birleştirilmiş halleri kullanılmaya başlanmıştır.

Atıksu arıtma yöntemlerini fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım olarak sınıflandırmak mümkündür.

2.7.1. Fiziksel arıtma sistemleri

Atıksu içerisindeki katı maddelerin atıksudan uzaklaştırılması için uygulanan, fiziksel yöntemleri kapsayan arıtma sistemidir. Izgaralar, elekler, kum tutucular, dengeleme havuzları, yüzdürme sistemleri, çöktürme havuzları, havayla sıyırma, güneş yardımıyla buharlaştırma fiziksel arıtma sistemlerinden bazılarıdır.

2.7.2. Kimyasal arıtma sistemleri

Kimyasal arıtma sistemleri ile sudaki çözünmüş veya askıda halde bulunan maddeler, kimyasal madde ilavesiyle (koagülant, polielektrolit v.b) fiziksel özellikleri değiştirilerek çöktürülmesi ve çamur halinde sudan uzaklaştırılmasıdır. Kimyasal arıtma işlemlerinde suyun uygun pH değerinde olması önemlidir. Nötralizasyon, flokülasyon, koagülasyon, kimyasal çöktürme, gaz transferi, kimyasal indirgeme, aktif karbon

adsorbsiyonu, dezenfeksiyon ve iyon değişimi kimyasal arıtma sistemlerinden bazılarıdır.

2.7.3. Biyolojik arıtma sistemleri

Biyolojik arıtma sistemlerinin amacı; atıksudaki çökelmeyen kolloidal katıları gidermek ve organik maddeleri kararlı hale getirmektir. Çözünmüş ve kolloidal organik maddelerin arıtımının sağlanabilmesi için çökelebilen katılara dönüştürölmesi gerekmektedir. Bu dönüşüm organik maddeler ile mikroorganizmaların bir araya getirilmesiyle gerçekteşir. Mikroorganizmalar çözünmüş ve kolloidal maddeleri çökelebilen katılar haline dönüştürürler. İşte biyolojik arıtma sistemleri bu işlemleri gerçekteşiren biyolojik prosesler ve gerekmesi durumunda kullanılan son çöktölme tanklarını içerirler. Biyolojik arıtma sistemleri serbest ortamdaki oksijen varlığına göre aerobik, anaerobik ve anoksit olarak sınıflandırılabilir. Aktif çamur, stabilizasyon havuzu, oksidasyon hendeği, damlatmalı filtre, döner biyodisk, biyofilm, havalandırılmalı lagünler, anaerobik filtreler, anaerobik yukarı akışlı çamur biyolojik arıtma sistemlerinden bazılarıdır.

2.7.4. İleri arıtım sistemleri

Geleneksel arıtma sistemlerine tabi tutulan atıksuların arıtılması sonucunda kalan AKM, çözünmüş madde, organik maddeler vb. gibi kirleticilerin arıtımı istenilen düzeyde değildir. İstenilen düzeyde arıtımın sağlanması ve atıksuyun tekrar kullanılabilmesi için ileri arıtma sistemlerine ihtiyaç duyulmaktadır. İyon değişirme prosesleri, adsorpsiyon kolonları, membran sistemler, ileri biyolojik arıtma, elektrokimyasal yöntemler ileri arıtım sistemlerinden bazılarıdır.

2.8. Elektrokimyasal Atıksu Arıtımı

Son zamanlarda; atıksularda giderek artan kirletici madde miktarları ve çeşitliliği, atıksuların geleneksel arıtım yöntemleri ile istenilen düzeyde arıtımına imkân vermemektedir.

Elektrokimyasal arıtım prosesleri; kimyasal madde kullanımının sınırlı düzeyde kalması, reaksiyon süresinin kısa olması, basit ve kolay işletim şartlarına sahip olması, daha az çamur oluşturmaması ve diğer birçok avantajı ile geleneksel arıtım yöntemlerinin birçok dezavantajını tolere edebilecek bir prosestir. Ayrıca bu proses, bugün karşılaştığımız ve yakın gelecekte karşılaştığımız çevresel sorunlar ve enerji problemleriyle başa çıkmak için önemli bir yol olarak kabul edilmekte ve atıkların elektrokimyasal olarak ortadan kaldırılması, maliyet ve güvenlik açısından birçok yarar sağlamaktadır. Birçok avantajlarından dolayı bu alandaki çalışmalar giderek artmaktadır.

2.8.1. Elektrokimyasal atıksu arıtım ile ilgili temel bilgiler

Elektrokimya, fizikokimyanın önemli bir dalıdır. Elektrik enerjisi üreten veya elektrik enerjisiyle meydana gelen yükseltgenme, indirgenme reaksiyonlarını kapsayan elektrokimya bir anlamda elektrik akımının kimyasal reaksiyonlarla ilişkisini açıklar.

Elektrokimyasal olay, bir redoks reaksiyonudur. Elektrik üretir veya elektrik akımı yardımıyla reaksiyon gerçekleşir. Her redoks reaksiyonu da indirgenme yarı reaksiyonu ve yükseltgenme yarı reaksiyonundan oluşur. Elektrik akımı da bir metalik iletken ve bir elektrolitik iletken yardımıyla meydana gelir (Koyuncu 2006).

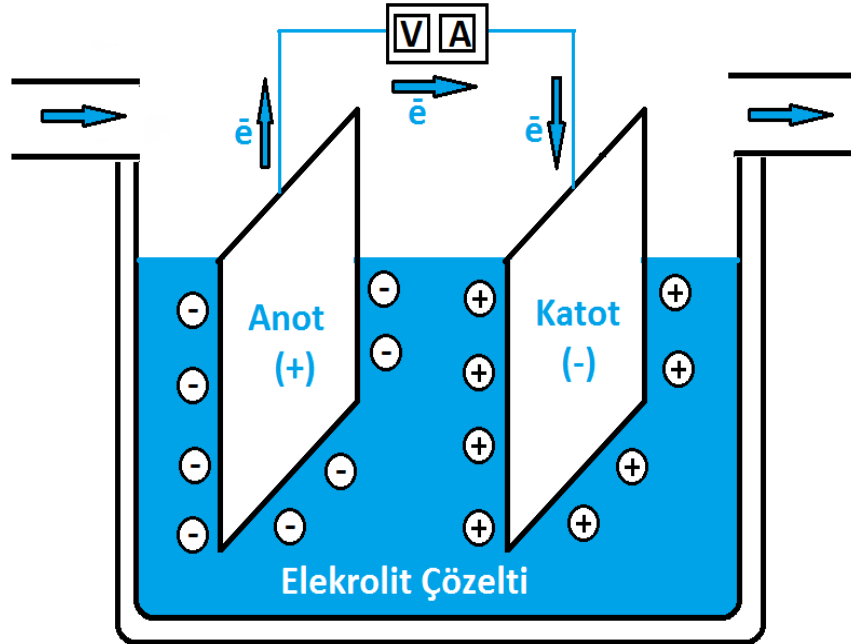
Elektrik akımı yardımıyla kimyasal bir olayın gerçekleştiği veya elektrik akımı üreten sisteme elektrokimyasal pil adı verilir. Elektrokimyasal pilde iyon akımının geçirildiği çözeltiye elektrolit, elektrolite batırılmış olan ve elektron akımının sağlandığı grafit

veya metal çubuklara elektrot adı verilir. Elektrot tipi sistemin elektrokoagülasyon ya da elektrooksidasyonu olduğunu belirleyen unsurların başında gelmektedir.

Yükseltgenme yarı reaksiyonunun olduğu elektrota; anot, indirgenme yarı reaksiyonun olduğu elektrota da katot adı verilir. Eğer inert elektrotlar kullanılmamışsa anot çözünür, katot üzerinde birikme olur (Naumczyk *et al.* 1996).

İstemli redoks reaksiyonlarında, reaksiyonlar yazıldığı şekilde yürür. Eğer bu istemli redoks reaksiyonlarının elektrokimyasal hücrelerde yürümeleri sağlanırsa, kimyasal enerjinin bir kısmı elektrik enerjisine dönüşür. İstemsiz bir redoks reaksiyonunun yazıldığı şekilde yürütmesi, dışarıdan elektrik enerjisi verilerek mümkün olur. Bu olaya elektroliz adı verilir.

Şekil 2.1’de elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü, Çizelge 2.5’de hücre içinde meydana gelen redoks tepkimeleri verilmiştir.



Şekil 2.1. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü

Çizelge 2.5. Elektrokimyasal hücrede meydana gelen reaksiyonlar

Anot Reaksiyonları	Katot Reaksiyonları
Anot elektron verir.	Katot elektron alır.
Anotta yükseltgenme gerçekleşir.	Katotta indirgenme gerçekleşir.
Anodik çözünme (Al → Al⁺³ + 3e⁻)	Katodik birikme (Cu⁺² + 2e⁻ → Cu)
Anyonlar anotta toplanır.	Katyonlar katotda toplanır.
Anolit bölge oluşur.	Katolit bölge oluşur.
Anot oksijen çıkışı gözlenir. 2H₂O + 4e⁻ → O₂ + 4H⁺	Katotta hidrojen çıkışı gözlenir. 2H₂O + 2e⁻ → H₂ + 2OH⁻
Klor varsa; 2Cl⁻ + 2e⁻ → Cl₂	Gazın indirgenmesi; O₂ + 4H⁺ + 4e⁻ → 2H₂O

Elektrokimyasal arıtım temelde Faraday kanunları ile açıklanır.

2.8.2. Faraday kanunları ve akım verimi

Elektrokimyasal reaksiyonlarda kullanılan temel kanun Faraday kanunlarıdır.

Hücreden geçen elektrik miktarıyla kimyasal değişme arasında nicel bir ilişkinin olduğu 1833’de M. Faraday tarafından bulunmuş ve Faraday kanunları olarak ifade edilmiştir.

Bunlar;

1. Elektrogravimetrik analiz veya elektrolizde elektrotlarda serbest halde toplanan ya da elektrotlardan çözeltiye geçen madde miktarı, çözeltiden geçen akımın miktarıyla doğru orantılıdır.
2. Çeşitli elektrolitlerin çözeltilerinden aynı miktar elektrik akımı geçirildiğinde elektrotlarda serbest halde toplanan veya elektrotlardan çözeltiye geçen madde miktarları, bu maddelerin eşdeğer ağırlıkları ile orantılıdır.

Bir çözeltiden geçen 96495 coulomb'luk bir elektrik miktarı herhangi bir maddenin bir eşdeğer gramının katot toplanmasını veya anottan çözerek çözeltiye geçmesini sağlar. Bu rakam genellikle 96500 olarak alınır ve adına bir Faraday denir.

Faraday kanunları göz önüne alınarak eşitlik (2.1) türetilebilir.

$$m = \frac{S}{z} \cdot \frac{Q}{96500} \quad (2.1)$$

Elektroliz sisteminde devreden geçen elektrik miktarı,

$$Q = I \cdot t \quad (2.2)$$

olduğundan, eşitlik (2.1) yeniden düzenlenirse;

$$m = \frac{S}{z} \cdot \frac{I \cdot t}{96500} \quad (2.3)$$

Burada; m: elektrotlarda toplanan veya çözünen madde miktarı (g), S: elektrotlarda toplanan veya çözünen elementin atom kütlesi, z: elektrotlarda alınan veya verilen elektron sayısı, I: devreden geçen akımın şiddeti (A), t: elektroliz süresi (s) olmaktadır (Kara 2009).

2.8.3. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin avantajları

Elektrokimyasal atıksu arıtım yöntemlerinin atıksu arıtımına sağladığı avantajlar;

- Çok yönlü oluşlarından dolayı elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde kullanılabilmektedir. Elektrokimyasal redoks tepkimeleri sonucu, çözeltilerin derişik hale getirilmesi veya seyreltilmesi yani faz ayırmaları gerçekleştirilir. Bunun sonucu olarak çok düşük konsantrasyonlardaki birçok kirletici maddenin arıtılması mümkündür.
- Enerji verimliliği sağlar. Elektrokimyasal prosesler diğer arıtım proseslerine göre daha düşük sıcaklıklara gereksinim duymaktadırlar (temel yanma gibi). Voltaj düşmeleri, düşük elektriksel akım dağılımları ve yan reaksiyonlardan dolayı oluşan güç kayıplarını azaltmak için uygun elektrot ve hücre dizaynından yararlanılabilir. Bu da enerji verimliliğini artırabilir.
- Kimyasal açıdan güvenli bir sistemdir. Eklenen kimyasalların miktarı azdır ve zararsız yapıları vardır.
- Yüksek seçiciliğe sahip proseslerdir. Çoğu durumda uygulanan potansiyel spesifik bağları kırabilmek için kontrol altındadır. Bu durumda yan ürünlerin oluşumu engellenmektedir.
- Otomasyona uygulanabilirler. Elektrokimyasal proseslerde elektriksel birimler (voltaj ve akım gibi) veri elde etmeyi kolaylaştırma, proses kontrolü ve otomasyonu için uygun özelliktedir.
- Çevre için uygun proseslerdir. Elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrot olup, temiz bir reaktiftir. Proseste genellikle ekstra reaktifler gerekmemektedir. İlave olarak yüksek seçicilik özelliğinden dolayı ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmez.
- Ekonomiktirler. Elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre çok az bir alan işgal etmektedir (Özgürses 2003; Mollah *et al.* 2004).

2.8.4. Elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri

Elektrokimyasal atıksu arıtım türleri; elektrokimyasal membran prosesleri, elektrobiriktirme, elektrooksidasyon, elektroflotasyon, ve elektrokoagülasyondur. Bu elektrokimyasal prosesler tek olarak kullanılmalarının yanı sıra birlikte bir sistem olarak da kullanılabilirler. Bu sistemleri birbirinden ayıran temel fark prosesin şekli ve yapısıdır. Prosesin şekli ve yapısı ise kullanılan elektrodun özellikleri ile belirlenir.

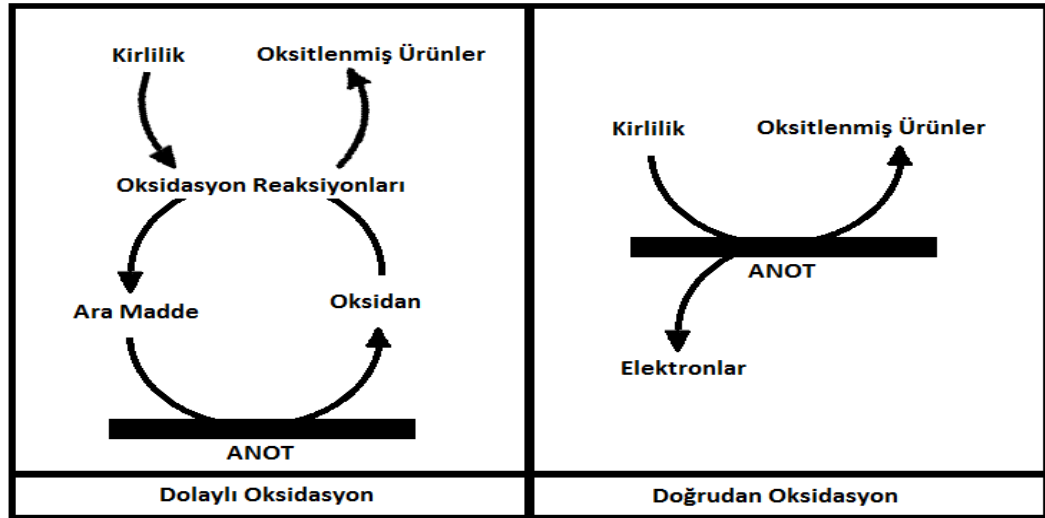
Elektrokimyasal membran prosesleri; iyon transferi esasına dayanır ve iyon seçici membranlar kullanılır. Çeşitli türleri vardır.

- Elektrodializ; non-iyonik türlerden iyonik türlerin uzaklaştırıldığı elektrokimyasal membran prosesidir. Tuzlu sulardan içme suyu eldesin de kullanılır. Elektrodializ, anyonların anyon değiştirici membranlardan geçerek katyon değişimli membranlarda, katyonların katyon değiştirici membranlardan geçerek anyon değişimli membranlarda tutulması esasına dayanır.
- Elektrohizoliz; sodyum sülfattan membranlar ile sülfirik asit ve soda eldesinde kullanılan elektrokimyasal membran prosesidir. Sodyum iyonlarının katot değişimli membranlardan geçerek katotta üretilen OH^- ile birleşmesi, sülfat iyonlarının ise anyon değişimli membralardan geçerek anyonda üretilen H^+ ile birleşmesi temeline dayanan bir prosestir.
- Bipolar membranlar; anyonik ve katyonik iyon değiştirici membranların kullanıldığı tuz ayırımı prosesleridir. Hücrede protonlar, katyonik yüzeye doğru giderken, hidroksil iyonları anyonik yüzeye doğru gider.
- Elektroozmoz; membranın iki tarafı arasında elektriksel potansiyel fark meydana gelmesiyle oluşur. Bu potansiyel fark, iyonların taşınımına ve sıvının membran gözeneklerinden geçişine yardımcı olur. Bu proses, atıksudan kolloidal maddelerin uzaklaştırılmasında ve susuzlaştırma işlemlerinde de kullanılmaktadır.
- Elektroforez; genellikle atıksulardan kolloidal maddelerin uzaklaştırılmasında ve çamur yoğunlaştırmada kullanılmaktadır. Suyu ve iyonik maddelere geçirgen, kolloidal maddelere ise geçirgen olmayan membranlar ile arıtım gerçekleşir (Özcan 2013).

Elektrobiriktirme; metallerin geri kazanımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu prosesin temeli katodik bir biriktirmeye dayanmaktadır. İki adımda meydana gelir. İlki metallerin toplanması, ikincisi ise toplanan metallerin ayrıştırılmasıdır. Metal tozları, karbon katot üzerinde toplanmakta ve fiziksel metotlar ayrıştırılması için yeterli olmaktadır.

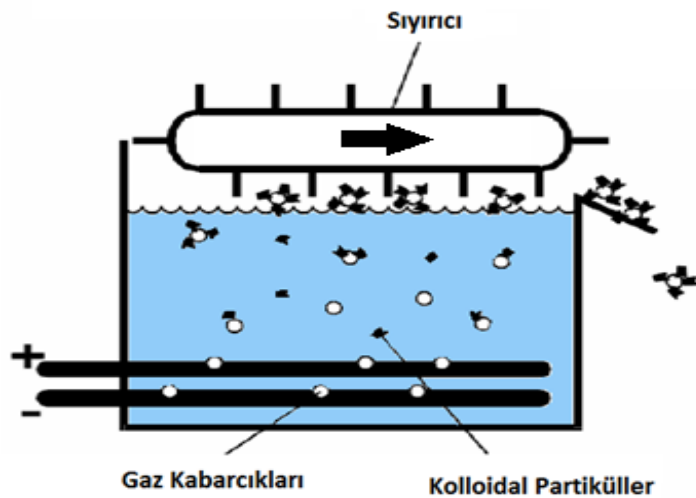
Elektrooksidasyon; bu yöntemde temel prensip çözünmeyen elektrotlar (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) kullanılarak anot bölgesinde çıkan gazlar (O_2 ve Cl_2) ve oluşan H_2O_2 ve OH ile istenilen oksidasyonun sağlanmasıdır. Elektriksel alanda gerçekleştirilen indirgenme ve yükseltgenme reaksiyonları yardımıyla birçok kirletici türü oksidasyona maruz kalırken biyolojik olarak parçalanabilme özelliği düşük olan kirleticiler biyolojik olarak parçalanabilir organik türlere veya CO_2 ve H_2O gibi son ürünlere dönüştürülmektedir. Elektrooksidasyon prosesinin en önemli bileşeni anot olduğundan dolayı bu proseste en etkili olan parametre anodun katalitik aktivitesidir. Buna ilave olarak; akım, sıcaklık, pH ve organik bileşiklerin ve diğer oksidantların difüzyon hızı da önemli parametrelerdendir (Comninellis *et al.* 1994). Doğrudan ve dolaylı oksidasyon olmak üzere iki türü vardır.

- Doğrudan elektrooksidasyon; sistemde kullanılan elektrotların yüzeyinde meydana gelen oksidasyon türüdür. Kirleticilerin oksitlenmesinde aktif olan elektrot anottur. Organik kirleticiler anotda oluşan OH radikallerini adsorblamaları sonucu bozular.
- Dolaylı elektrooksidasyon; direkt oksidasyon da meydana gelen radikallerin bozunması sonucu oluşmuş oksidanların (Cl_2 , O_2 , ClO_2 , O_3 ve H_2O_2 gibi) sudaki kirleticileri oksitlemesi sonucu meydana gelen elektrooksidasyon türüdür.



Şekil 2.2. Elektrokimyasal oksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması

Elektroflotasyon; suyun elektrolizi sonucu oluşan hidrojen ve oksijen gaz kabarcıkları kolloid partikülleri adsorplanarak su yüzeyine doğru hareket ettirirler ve suyun yüzeyine çıkan kolloidal maddeler toplanarak sudan ayrılır. Oluşan kabarcık boyutları çok küçük olmasına rağmen dispersiyon yetenekleri çok yüksektir. Elektrotun cinsi ve yüzey alanı en önemli parametrelerdendir. Akım yoğunluğu ve reaktör tipi de çok önemlidir. Çözülmüş maddelerin ayrılması için elektroflotasyon işleminden önce çökeltme, koagülasyon/flokülasyon ya da adsorpsiyon işlemlerinden birisi flotasyondan uygulanmalıdır (Koby vd 2001).



Şekil 2.3. Basit bir elektroflotasyon düzeneği

Elektrokoagülasyon; çözünebilen ve pıhtılaştırıcı özelliğe sahip metal (alüminyum ve demir gibi) bir elektrodun kullanıldığı elektrokimyasal atıksu arıtım sürecidir. Çalışmamızda evsel atıksuların elektrokoagülasyon ile arıtımını incelediğimizden dolayı bu arıtım prosesine bir sonraki başlık altında daha detaylı değinilmiştir.

2.9. Elektrokoagülasyon Prosesinin Gelişimi

Elektrokoagülasyon ilk olarak 1889 yılında Londra şehrinde kanalizasyon sularının arıtımı için kullanılmıştır. Su arıtımında elektrik enerjisinin kullanıldığı bu ilk uygulamada, atıksular deniz suyu ile karıştırılarak elektroliz edilmiştir (Chen 2004). Daha sonra elektrokoagülasyon prosesi ile ilgili uygulama çalışmalarının arttığı görülmüştür.

Büyük ölçekte bir elektrokoagülasyon prosesi ile içme sularının arıtımı ilk kez 1946'da ABD'de gerçekleştirilmiştir. 1956'da İngiltere'de nehir sularının arıtımı için Fe elektrotların kullanıldığı bir elektrokoagülasyon prosesi kullanılmıştır (Moreno-Casillas *et al.* 2009).

1970'li yıllarda Rusya, Güney Amerika ve Avrupa'da metal kaplama ve işlemleri atıksularının arıtımında elektrokoagülasyon teknolojisi kullanılmıştır.

1946 ve 1956 yıllarında yapılan iki araştırmada renk gideriminde yüksek kalitede arıtılmış suyun elde edilmesi sonuçların ümit verici olduğunu göstermiştir.

Fakat bu proses elektrik temininin pahalı olması gibi dezavantajlarından dolayı elektrokoagülasyon prosesi çok fazla uygulama alanı bulamamıştır. Ancak 20.yüzyılda bu proses üzerine çalışmalar artmıştır. Özellikle elektrik enerji tüketiminin minimizasyonu ve arıtım verimlerinin maksimizasyonu üzerine yapılan optimizasyon çalışmaları sonucu bu proseslerin yaygınlaştığı ve uygulama alanlarının arttığı saptanmıştır.

Günümüzde elektrokoagülasyon prosesi elektrokimyasal arıtım yöntemleri arasında en çok tercih edilen prosesdir. Bu proses su ve atıksulardan organik ve inorganik kirleticileri, patojenleri, hidrokarbonları, yağları, koloidal maddeleri gidermede etkili olduğu görülmektedir ve bu proses birçok alanda kullanılmıştır, bunlardan bazıları şunlardır. İçme suyu arıtımı, evsel atıksularının, tekstil atıksularının, restaurant atıksularının, boyalı atıksuların, mezbaha atıksularının, süt endüstrisi atıksularının, çöp deponi sahası sızıntı sularının, kağıt endüstrisi atıksularının, deterjan atıksularının, gül proses sularının, yumurta prosesinden kaynaklı atıksuların, zeytin karasuyunun, maden atıksularının, kimyasal elyaf üretim prosesi atıksularının ve deri endüstrisi atıksularının, arıtımında kullanılmaktadır. Ayrıca deflorinasyon, ağır metal giderimi, yağ giderimi, organik madde giderimi, askıda katı madde giderimi, renk giderimi, nitrat giderimi, fenol giderimi, arsenik giderimi, poliaromatik organik kirlilik, lignin ve organik kirliliğinin gideriminde yaygın olarak kullanılabilmektedir (Mollah *et al.* 2001; Chen 2004).

2.10. Elektrokoagülasyon Teorisi

Koagülasyon (kimyasal yumaklaştırma); koloidal süspansiyon içindeki yüklü parçacıkların zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışmasıyla nötralize olması ve bir araya toplanması olayıdır.

Kimyasal koagülasyon; su veya atıksu içerisinde kendi ağırlıkları ile çökemeyen koloidal katıların dışarıdan eklenen çeşitli kimyasallar yardımıyla (alüm gibi) çökebilir hale getirilmesi işlemini kapsayan bir süreçtir.

Elektrokoagülasyon; su veya atıksuya iyon kazandırabilmek için çözünebilen ve pıhtılaştırıcı özelliğe sahip metal (alüminyum ve demir gibi) bir elektrodun kullanıldığı birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içeren karmaşık ve etkili bir arıtım prosesidir.

Elektrokoagülasyonun, kimyasal koagülasyona göre birçok üstünlüğü vardır. Elektrokoagülasyonda koloidal partiküllerin giderilmesi kimyasal koagülasyona göre

daha fazladır. Ayrıca oluşan çamur miktarı kimyasal koagülasyona göre daha azdır. Diğer üstünlükleri ise; ekipmanlarının kullanımının, dozaj kontrolünün, işletme ve bakımının kolay olmasıdır. En büyük farklılıkları ise kimyasal maddenin sisteme ilave şeklidir.

Elektrokoagülasyon prosesi, bir elektrolit (su ve atıksu) içine daldırılan metal elektrotlar ve bu elektrotlara uygulanan elektrik akımının yer aldığı bir elektrokimyasal reaktörden oluşmaktadır.

Elektrokoagülasyon, sulu ortamda askıda, kolloidal ya da çözünmüş halde bulunan kirleticilerin destabilizasyonunu sağlar. Elektrokoagülasyon prosesin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur (Rajeshwar *et al.* 1994). Elektrot olarak genellikle temini kolay ve ucuz olan Al ve Fe elektrotları kullanılır. Bu elektrotların suyla reaksiyona girerek $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitleri oluşturmasıyla arıtım başlar (Bakırcı 2014). Bu metal hidroksit partiküllerinin adsorbsiyon kabiliyetleri çok yüksektir. Koagüle partiküller atıksularda bulunan mikro kolloidal partikülleri ve iyonları adsorbe etmektedir. Oluşan yumaklar çökelme ile sudan uzaklaştırılmaktadır. Aynı zamanda elektrotlarda oluşan elektrokimyasal işlemler sonucu sudan çok küçük gaz kabarcıkları (5-100 μm çapında, elektrot yüzey alanına bağlı olarak kabarcıkların sayısı 10-20 milyon/cm² arasında) çıkmaya başlar. Bu gaz kabarcıklarının da elektroflotasyonun temelini oluşturur. Bazı kirleticiler de elektrokoagülasyon esnasında elektroflotasyon yöntemiyle sudan uzaklaştırılır. Elektrokoagülasyon prosesinin aşamaları aşağıda daha detaylı açıklanmıştır.

Elektrokoagülasyonun aşamaları;

1- Anotta koagülant üretimi; partiküllerin nötralizasyonunu sağlanması ve destabilizasyonla koagülasyonun kolaylaştırılması;

Elektrokoagülasyon prosesi, su veya atıksu ortamında elektrolitik oksidasyonla alüminyum veya demir anotlar tarafından katyonların üretimine dayanır. Bu katyonlar kirleticilerin koagülasyonunu artırır.



Bu aşamalar sonucu koagüle olmuş partiküller sedimentasyon ve/veya filtrasyon ile giderilebilirler.

2- Kirleticilerin çöktürülmesi;

Anotun çözünmesi ile oluşan katyonlar ile sudaki hidroksit iyonları (OH^{-}) birleşir ve $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitleri oluşturur. Bu metal hidroksitlerde kirleticileri etkileyerek bir çökelti oluştururlar.

3- Polihidroksitlerin oluşumu ve yüksek adsorpsiyon özelliği (köprü koagülasyon);

Son derece yüklü katyonlar, çok değerlikli polihidroksit bileşiklerinin oluşumu ile tüm kolloidal partikülleri destabilize edebilir. Bu bileşikler yüksek adsorpsiyon özelliğine sahiptirler. Bundan dolayı kirleticileri koagüle ederler.

4- Flotasyon;

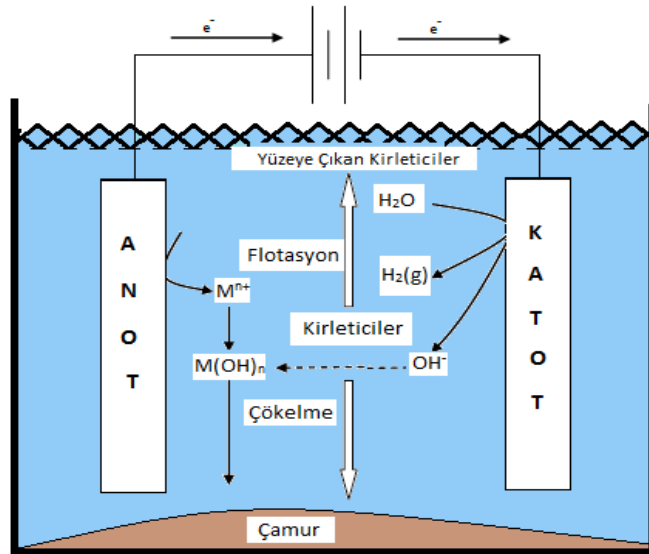
Suyun elektrolizi sonucu anotta oksijenli küçük kabarcıklar ve katotta hidrojen üretilir. Bu gaz kabarcıkları küçük boyuttaki partikül maddelere yapışarak onları suyun yüzeyine sürükler. Yüzeyde sıyırma işlemi ile bu partiküller sulu ortamdan giderilebilir.

5- Kirleticilerin daha az toksik türlere oksidasyonu;

Kirleticiler, daha az toksik türlere okside olarak da uzaklaştırılabilir. Çözeltilerde klorür mevcut olduğu zaman; klorürün anodik deşarj ürünleri atıksularda mevcut organik molekülleri okside edebilen güçlü bir oksitleyicidir. Kirleticiler bu ürünlerle okside olduklarında daha az toksik türlere dönüşebilirler (Abamor 2008).

2.10.1. Elektrokoagülasyon da gerçekleşen reaksiyonlar

Elektrokoagülasyon da meydana gelen metal hidroksitler kullanılan anotun cinsine göre değişir. Metal hidroksitlerin türü hariç meydana gelen aşamalar bütün elektrotlarda aynıdır. Şekil 2.4’de elektrokoagülasyon hücresinde meydana gelen reaksiyonlar basit bir şekilde gösterilmiştir.



Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon hücresinde meydana gelen reaksiyonlar

Çalışmamızda anot elektrot olarak; Al kullanılmıştır. Bu durumunda oluşan anot ve katot reaksiyonları aşağıdaki şekildedir;

Anotta;



Katotta;



Çözeltide;



Oluşan alüminyum iyonları; çözeltinin pH'ına bağlı olarak monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit kompleksleri oluşur. Bu kompleksler pH 4-7 aralığında polimerize olma eğilimindedir. Su ve çözeltide, genel polimerizasyon reaksiyonu sonucu oluşan bazı monomerik alüminyum türleri; $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ 'dir. En çok bilinen polimerik alüminyum türleri ise; $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+3}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{+4}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{+7}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5}$ 'dir (Can *et al.* 2003; Mollah *et al.* 2001). pH 9'un üzerinde hidroksil iyonlarının aktivitesi ile $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ oluşur. pH 4-7 arasında pozitif yüklü polihidroksil kompleksleri etkili flokulantlardır.

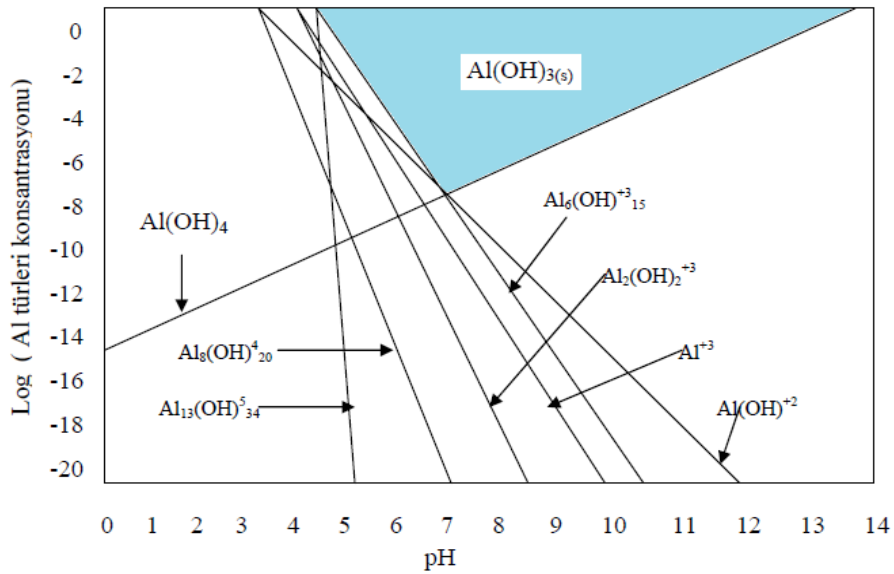
Elektrokoagülasyon prosesinde Al kompleks oluşumları kirleticilerin gideriminde önemli rol oynar. Bu komplekslerin kirletici maddeleri giderimi birkaç çeşitte olabilir. pH 6,5'dan yüksek pH'larda adsorbsiyon, düşük pH'larda ise çökelme prosesi ile giderim sağlanmaktadır. Amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$, "süpürücü floklar" çözünmüş organik bileşiklerinin adsorbe etmek ve koloidal partikülleri yakalamak için geniş yüzey alanına sahiptir. Bu floklar çökeltim veya flotasyon ile sudan kolayca giderilebilir (Bayramoglu *et al.* 2004).

pH 9'un üzerinde sudaki esas Al türü $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ 'dir. Bu duruma katotta oluşan hidroksil iyonlarının pH'ı artırmasının sebep olduğu düşünülmektedir. Suda negatif yüklü iyonların artması ile kirletici giderim verimi düşebilir. Bu yüzden $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokların zeta

potansiyeli pH arttıkça azalacaktır. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında izoelektrik noktanın 4-8 arasında olduğu görülmektedir.

İzoelektrik noktada pozitif yüklü Al katyonik türleri ile negatif yüklü kirletici partiküllerin yük nötralizasyonu sonucu stabilize floklar oluşturmaktadır. Katot reaksiyonu sonucu oluşan hidroksil iyonlar anotta çözünen Al(III) iyonları ile polimerleşmeye başlar. Belirli bir işletme süresi sonucunda ortamdaki hidroksil iyonları ile kompleks oluşturacak yeterli miktarda Al(III) iyonları ortamda olmadığından dolayı reaktördeki çözeltinin pH değeri artmaya başlayacaktır.

Elektrokoagülasyon işleminin başlangıcında çözünen Al(III) iyonları biraz asidik özellik gösterdiğinden pH ayarlanan değer biraz altına düşmektedir. Daha sonra pH değeri başlangıç pH'sından daha yüksek olacak şekilde artacaktır. Bundan dolayıdır ki bu prosesde genellikle çıkış değerleri pH 8,5-9,5 değerlerine çıkmaktadır. pH değerleri alüminyum anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH'da Al(III) ve Al(OH)^{+2} gibi katyonik türlerdir. Bunlar en sonun da $\text{Al(OH)}_{3(s)}$ şeklinde çökelecektir (Holt *et al.* 2002).



Şekil 2.5. Sulu ortamda oluşan Al komplekslerinin pH ile ilişkisi

Ayrıca potansiyeli yüksek olan bir anotta Cl^- doğrudan oksidasyona uğrayarak ikincil reaksiyonları da oluşturabilir.



Eğer pH değeri 3-4'ün üzerinde olursa üretilen klor ili farklı ürün meydana getirir.



2.11. Elektrokoagülasyon Prosesinin Verimini Etkileyen Parametreler

Elektrot tipi, elektrotların yerleşimi ve bağlantı tipi, hücre tasarımı, akım yoğunluğu, pH, zaman, iletkenlik ve sıcaklık gibi parametreler elektrokoagülasyonun verimini etkiler.

2.11.1. Akım yoğunluğu

Akım yoğunluğu, elektrokoagülasyon prosesinin verimliliğini ve reaksiyon hızını etkileyen önemli faktörlerdendir. Oluşan koagülant miktarı, flokların miktarı ve büyüklüğü akın yoğunluğu ile ilişkilidir. Akım yoğunluğunun artması bir noktaya kadar giderim verimlerinde artışa sebep olmaktadır. Belirli bir değerden sonra yüksek akım yoğunluğuna bağlı giderim veriminde önemli bir artma olmamakla birlikte verilen elektrik akımının büyük bir bölümü ısı enerjisine dönüşmektedir. Bu da suyun sıcaklığını artırmaktadır. Akım yoğunluğunun artması kabarcıkların oluşum hızını ve boyutlarını da etkilemektedir (Daneshvar *et al.* 2006).

2.11.2. Elektrot tipi

Elektrokoagülasyon prosesinin temelinde koagülasyon mekanizması önemli role sahiptir. Bundan dolayı kullanılan anot elektrot tipi çok önemlidir. Genellikle Fe ve Al elektrotlar tercih edilir. Bulunmaları kolay ve maliyetleri uygundur.

Bu elektrotlar tek başlarına kullanılabilecekleri gibi birlikte atıksu arıtımında da kullanılabilirler. Verim atıksuyun içeriğine ve kullanılan elektrot türüne göre değişebilir. Atıksu da önemli miktarda Ca^{+2} ve Mg^{+2} bulunması durumunda katot olarak paslanmaz çelik elektrotların kullanılması önerilmektedir (Chen 2004).

2.11.3. Elektrotların yerleşimi ve bağlantı tipi

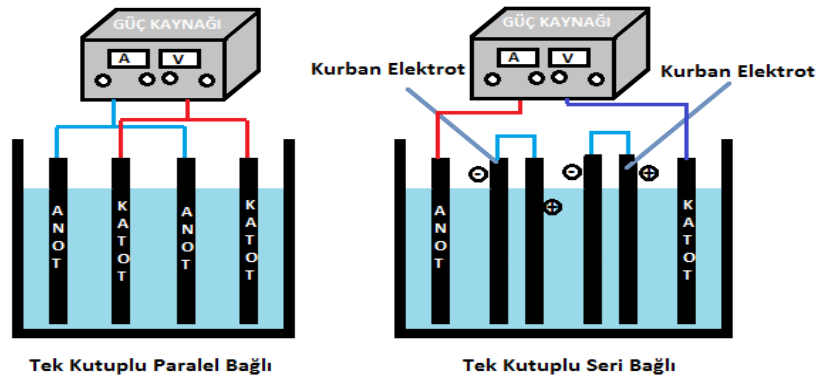
Reaktör tasarımı, elektrotların yerleşimi ve bağlantı biçimleri enerji tüketimini etkileyen faktörler arasındadır. Bu nedenle göz önünde bulundurulması gereken faktörlerdendir. Elektrotlar arası mesafenin enerji tüketimini etkilemektedir. Kirletici giderim verimi üzerinde çok büyük bir etkisi yoktur.

Elektrotlar arası mesafe kısaldığı zaman ohmik direnç azalmakta, dolayısıyla enerji tüketimi düşmektedir. Bunun yanı sıra çok kısa elektrot aralıklarında, reaksiyon sonucu oluşan askıda katı madde ve kabarcıkların elektrotlar arasında birikmesi ile daha yüksek elektrik direnci oluşabilmektedir.

Elektrokoagülasyon reaktörü anot ve katot kutuplar arasında farklı bağlantı biçimleri ile oluşturulabilir. Tek kutuplu (monopolar) veya çift kutuplu (bipolar) bağlantılar en çok kullanılanlardır.

Tek kutuplu elektrokoagülasyon reaktörleri paralel ve seri bağlantı olabilir. Bunlar Şekil 2.5’de görülmektedir.

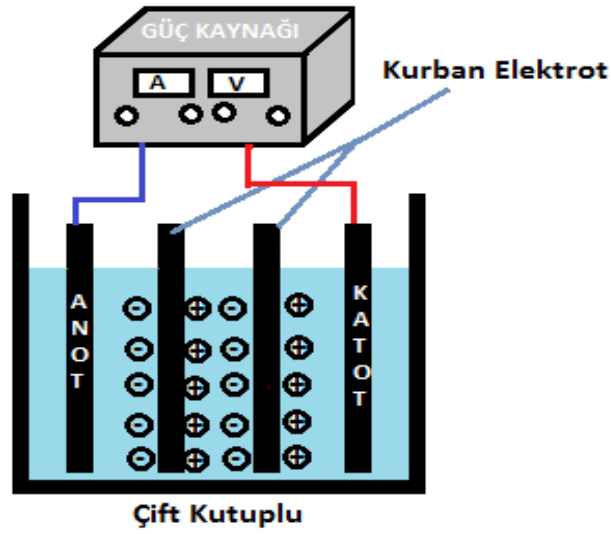
Seri bağılı elektrokoagülasyon reaktörlerinde direnç daha yüksek olduğundan dolayı elektrokoagülasyonda ortama verilecek akımın geçmesi için daha yüksek bir potansiyel fark uygulamak gerekmektedir. Paralel bağlamada ise elektrik akımı tüm elektrotlara, oluşturulan hücrelerin direnci ile ilişkili bir şekilde dağılır (Yılmaz 2009).



Şekil 2.6. Tek kutuplu elektrokoagülasyon reaktörleri bağlantı biçimleri

Elektrotların paralel çift kutuplu (bipolar) bağlandığı bir diğer elektrokoagülasyon reaktörü ise Şekil 2.6'da gösterilmiştir. Bu elektrokoagülasyon reaktör şekli, prosesin kullanım ve işletim kolaylığı amacıyla düzenlenmiştir.

Elektrokoagülasyon reaktöründeki sıvı çözeltiye elektrik akımı uygulandığında, ortadaki kurban elektrotların bir yüzü anot diğer yüzü katot gibi davranacaktır ve elektrotların pozitif tarafında anodik, negatif tarafında ise katodik reaksiyonlar oluşmaktadır (Güney 2013).



Şekil 2.7. Çift kutuplu elektrokoagülasyon reaktörü

2.11.4. Hücre tasarımı

Maksimum verim sağlanabilmesi için elektrokoagülasyon hücresinin tasarımında; voltaj düşmelerinin minimize edilmesine, elektrotlar üzerindeki oksijen ve hidrojen gaz kabarcıklarının birikiminin azaltılmasına ve elektrotlar arasındaki boşluklar boyunca kütle transferini engellenmesinin minimum seviyeye indirilmesine dikkat etmek gerekmektedir (Paul 1996).

2.11.5. Sıcaklık

Diğer kimyasal reaksiyonlarda da olduğu gibi elektrokoagülasyon prosesinde de çözeltinin sıcaklığı arttığı zaman reaksiyon hızı artmakta dolayısıyla su/atıksu arıtma verimi de artmaktadır. Akım verimi de sıcaklık ile birlikte maksimum akım veriminin olduğu 60°C'ye kadar artmaktadır. Sıcaklık artışının devam etmesi ile akım veriminde düşme meydana gelmektedir (Güney 2013).

2.11.6. Reaksiyon süresi

Reaksiyon süresi; ortama verilecek metal iyonlarının miktarını ve enerji tüketimini buna bağlı olarak en uygun maliyet ile istenilen derecede arıtımın sağlanmasını belirleyen en önemli faktörlerdendir. Bu yüzden optimizasyon gerekmektedir. Eğer optimizasyon sağlanmazsa ve uzun süreli bir arıtım uygulanırsa hem maliyet artmaktadır. Hem de çamur ve köpük miktarında artış meydana gelmektedir.

2.11.7. pH

Elektrokoagülasyon uygulamasının gerçekleştirildiği pH değeri sistem verimi üzerinde önemli bir rol oynamaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde metal hidroksitlerin çözünürlüğü ve türlerini belirleyen en önemli faktör pH'dır. Ayrıca akım verimi de pH ile yakından ilişkilidir. Serbest klor iyonların varlığı da pH'ı etkileyen bir faktördür. Klorun su ile reaksiyonu sonucunda asidik şartlarda yüksek oksidasyon özelliği olan HOCl^- , nötr ve hafif alkali şartlarda ise OCl^- , çok yüksek pH'larda ise oksidasyon özelliği düşük olan OCI_3^- ve OCl_4^- oluşacaktır.

Çok asidik ve bazik pH'larda metal hidroksit çözünürlüklerinde belirgin artışlar olacaktır. Buna bağlı yumak oluşumunda ciddi azalmalar gözlenecektir.

pH 7 de arıtım veriminin en iyi olması ile birlikte, arıtım performansı kirleticilerin doğal pH'larına da bağlıdır. Fakat nötr şartlarda iletkenlik çeşitliliğinden dolayı enerji tüketimi fazladır. Yüksek iletkenliklerde, pH etkisi önemli değildir (Chen 2004).

2.11.8. İletkenlik

İletkenlik enerji tüketimi açısından büyük önem taşımaktadır. Bir çözeltinin iletkenliği o çözeltinin elektrik akımına karşı gösterdiği direncini kıran bir faktördür. İletkenliği düşük çözeltilerde, elektrotlar arası gerilim yüksek olur ve enerji tüketimi artar.

İletkenliği yüksek çözeltilerde elektrotlar arası gerilimin düşük olacağından enerji tüketimi de düşecektir. İletkenliğin arttığında yüksek akım yoğunluğunda düşük enerji tüketimi ve kısa reaksiyon süresi sağlanarak kirleticilerin gideriminde optimum şartları yakalamak mümkün olabilmektedir (Vaghela *et al.* 2005).

İletkenliği düşük olan çözeltilerde iletkenliği yükseltmek için uygun maliyet, düşük toksisite gibi özelliklerinden genellikle NaCl tuzu kullanılmaktadır. Bunun yanı sıra fazla NaCl ilavesi kirletici giderim verimini düşürebilmektedir.

Restoran atıksularının elektrokoagülasyon ile giderim çalışmasında denemeler, 443–2850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gibi oldukça geniş bir iletkenlik aralığında yapılmıştır. Bunun sonucu olarak KOİ ve yağ gres giderimin de belirgin bir verim artışı gözlenmemiştir. Sadece enerji tüketiminde azalma görülmüştür (Chen *et al.* 2000).

Tekstil boyarmaddesi Levafix Orange E3 GA'nın Al anot kullanarak elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımının incelendiği bir çalışmada iletkenliğin verim üzerine etkisi araştırılmıştır. 250–4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aralığında artan iletkenlik ile renk giderim veriminde ve pil voltajında bir düşüş saptanmıştır. Bu çalışmada renk gideriminin düşüşü, sulu ortam iletkenliğinin değişmesi sonucu iyonik güçteki değişim ile açıklanmıştır (Koby *et al.* 2006).

2.12. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları

Elektrokoagülasyon hem ekonomik hem de çevresel açıdan önemli ve etkin bir su/atıksu arıtma prosesidir. Elektrokoagülasyon uygulamasının gerçekleştirildiği ekipmanlar (reaktörler) basit sistemler olup istenilen boyutta dizayn edilebilmektedir. Söz konusu reaktörlerin işletimi kolaydır. İşletmenin kolay olmasının yanında sistemin çalışması sırasında oluşan problemlere el ile müdahale kolaylığı sunar. Ayrıca elektrolitik proseslerin kontrolü elektriksel olduğundan daha az bakım gerektirmektedir.

Başlangıç maliyeti ve işletme maliyetleri düşüktür. Uygulamada kimyasal ilavesi yapılmamaktadır. Bundan dolayı ikinci bir kirlilik oluşmaz. Düşük akım gerektirmekte ve küçük kolloidal partikülleri bile destabilize edebilmektedir.

Çamur oluşumu minimum seviyededir. Ayrıca oluşan çamur kolay çökebilir ve susuzlaştırılabilir bir yapıya sahiptir. Bunun sebebi oksitleri/hidroksitleri içermesidir (Mollah *et al.* 2001). Proses de oluşan floklar kimyasal koagülasyona göre daha büyük, daha az bağlı su içeren, asidik şartlara dayanıklı oldukça stabil ve filtrasyonla kolayca ayrılabilir yapıdadırlar. Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları da flotasyonu hızlandırmakta ve verimi artırmaktadır.

Elektrik verilmesi ile oluşan elektriksel alan küçük partiküllerin bile hızla hareket etmesini sağladığından dolayı en küçük partiküllerin bile giderilmesi mümkündür (Mollah *et al.* 2004). Atıksu arıtımı sonucunda istenilen düzeyde temiz, renksiz ve kokusuz su elde edilebilir. Ayrıca elektrokoagülasyon metodu ile arıtılan atıksular kimyasal koagülasyon ve flokülasyon proseslerine göre daha az toplam çözünmüş katı içeriğine sahiptir. Elektrik enerjisinin olmadığı veya pahalı olduğu yerlerde prosese güneş enerjisi panelleri ilave edilerek üretilen enerji ile elektrik maliyeti düşürülebilir ve başarı sağlanabilir. Ayrıca optimum şartlar sağlandığında zaten enerji ihtiyacı çok yüksek olmayacaktır. Diğer proseslerde tek bir kirletici giderilirken bu proste birden fazla kirletici aynı andan giderilebilir.

Elektrokoagülasyon, elektroliz yoluyla sulu çözeltilerdeki çeşitli çözünmüş partikülleri ve askıdaki katı maddeleri uzaklaştırmakta, atıksuyun geri kazanımını sağlamakta ve atıksu arıtımını %90-99 oranlarına ulaştırmaktadır (Muller 1992).

Elektrokoagülasyon prosesinin bazı dezavantajları da vardır. Elektrotlar oksidasyona uğradıklarından dolayı çözünürler ve bu yüzden düzenli bir şekilde yenilenmeleri gerekmektedir (Jiang *et al.* 2002). Organik bileşik giderimin de atıksu da Cl^- iyonları bulunması durumunda bazı toksik klorlu organik bileşikler oluşabilmektedir. Katot üzerinde geçirimsiz bir tabaka oluşabilir bu da verimliliği düşürebilir (Mollah *et al.*

2004). Optimum şartların sağlanamaması durumunda elektrik tüketimi fazla olabilir. Bu da elektrik enerjisinin pahalı olduğu yerlerde sıkıntı oluşturmaktadır. Ayrıca kullanılan elektrot türüne göre arıtılmış suda Al veya Fe oranları nispeten yüksektir.

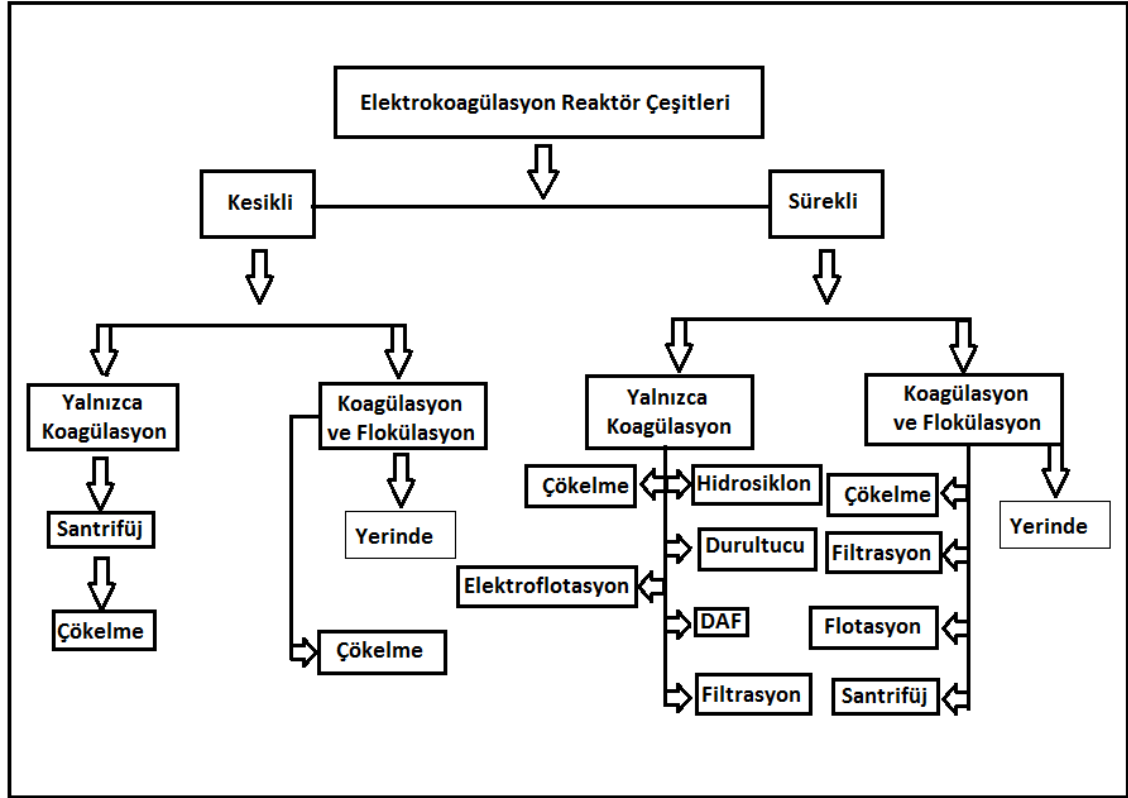
2.13. Elektrokoagülasyon Reaktör Çeşitleri

Elektrokoagülasyon reaktörlerinin dizaynında en önemli fark besleme şekli olup sürekli veya kesikli şekilde dizayn edilebilirler. Normal şartlar altında sürekli reaktörlerin kullanımı yaygındır. Bu tip reaktörlerin en önemli avantajı, oluşmasını istediğimiz koagülantlar, dizayn ve operasyondan etkilenmeden su içinde oluşabilmektedir.

Elektrokoagülasyon ünitelerinde, elektroflotasyon proseside eklenerek verim artırılabilir. Alternatif reaktör tasarımlarında flotasyonun rolü göz önüne alınması gereken en önemli parametrelerdendir. Reaktörlerde askıda katı maddeler suyun elektrolizi sonucu oluşan gaz kabarcıkları ile giderilebilir.

Elektrokoagülasyon ayırma teknolojileri ile çözünmüş hava flotasyonunu (DAF), elektroflotasyon, filtrasyon ve berraklaştırma işlemlerini kapsar.

Elektrokoagülasyon ünitelerinin tasarımında; prosese kesikli ya da sürekli işlemin uygulanacağı, elektrolitik gaz kabarcıklarının proses üzerindeki rolü, su içindeki kirleticilerin sudan ayrılması ve istenilen verimin sağlanması dikkat edilmesi gereken parametrelerdendir (Holt *et al.* 2005). Ayrıca reaktör tasarımında, işletme parametreleri de göz önünde bulundurulması gereken önemli unsurlardır. Elektrokoagülasyon tasarım çeşitleri ile ilgili sınıflandırma Şekil 2.7’de verilmiştir.



Şekil 2.8. Elektrokoagülasyon reaktör türlerinin sınıflandırılması

2.14. Konu ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Günümüzde elektrokoagülasyon ile arıtım yöntemi birçok farklı tipte atıksuyun arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu yaygın kullanım alanı birçok farklı araştırmanın yapılabilmesi için taban oluşturmuştur.

Tekstil atıksularının arıtımında, endüstriyel atıksulardan metal gideriminde, maden atıksularından metal gideriminde, yağ içeren atıksuların arıtımında, sızıntı sularından organik madde gideriminde, boya endüstrisi atıksularının gideriminde, arsenik gideriminde, yer altı suyu temizlenmesinde, içme suyu arıtımında, evsel atıksu arıtımında, gıda endüstrisinde, çamaşırhane atıksularında, kağıt endüstrisi atıksularında, petrol ve gaz rafinerileri atıksularında, membran filtrasyonu öncesi ön arıtımda, elektrokoagülasyon yöntemi kullanım alanı bulmaktadır.

Mavrov *et al.* (2006) de yaptıkları araştırmada, endüstriyel atıksularda bulunan ağır metallerin elektrokoagülasyonla birlikte mikro filtrasyon uygulanarak giderilmesini incelemişlerdir. Çalışmada; su içinde bulunan As ve Se ağırlıklı olmak üzere, Cd, Zn, Cu ve Pb giderimi de incelenmiştir. Çalışma sonucunda; 4,8 mA/cm² akım yoğunluğunda 20 dakikalık bir arıtım periyodunda giderim verimleri; Se: %98,7, As: %99,9, Cu ve Pb: %98,0, Zn ve Cd: %99,9 şeklinde olmuştur.

Ağır metal ve boya ilacı gideriminde elektrokoagülasyon yaygın olarak tercih edilmektedir. Literatürde renk giderimi ile ilgili yapılan bir çalışmada tekstil atıksuyu ile 100 A/m² akım yoğunluğunda 15 dakikalık bir reaksiyon süresi sonunda %99.9 oranında bir renk giderimi elde edilebilmiştir (Koby *et al.* 2011).

Sızıntı suyu ile ilgili yapılan bir çalışmada ise, katot bakır olmak üzere demir ve alüminyum anotlar denenerek KOİ giderimleri belirlenmiştir. Sızıntı sularında 10 V ile 20 dakika süren bir çalışmada Fe-Cu elektrot çifti ile %41,8 TOK giderimi sağlanırken bu değer Al-Cu elektrot çifti için %39,6 olarak belirlenmiştir (Tsai *et al.* 1997).

Yapılan bir başka çalışmada 500 ml numune hacminde Fe ve Al elektrotlar kullanılarak sızıntı suyunun arıtılabilirliği karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda Fe elektrotlar kullanıldığında %75 KOİ, %65 TOK, %95 renk ve %98'de krom giderimi sağlanmıştır.

Al elektrotlar kullanıldığında ise %80'lik bir KOİ giderimi elde edilirken, %70 TOK, %97 renk ve %90 krom giderimi elde edilebilmiştir. Bu sonuçlar sızıntı suyu arıtımında elektrokoagülasyon yönteminin uygulanabileceğini ve alüminyum elektrotların sızıntı suyu için genel itibariyle daha verimli sonuçlar verdiğini göstermektedir (Öztürk vd 2005).

Borlu atıksuların arıtımı için yapılan bir çalışmada ise 50 dakikalık süre sonunda 30 mA/cm² akımda bor giderimi %92-96 seviyelerinde bulunmuştur. Gerekli optimizasyon sonrasında ise akım yoğunluğu 20 mA/cm² seçilmiş ve 20-30 dakika süre sonunda

%90'lık bir bor giderimi söz konusu olmuştur. Bu şartlar için elektrik ihtiyacı ise 2,5-4,5 kW-sa/m³ atıksu olarak belirlenmiştir (Sayiner 2003).

Literatürde yağlı atıksularla yapılan bir çalışmada optimum işletme şartları belirlenirken akım yoğunluğu 10-14 A/m² olarak ayarlanıp 30 dakikalık bir arıtım uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon performansı incelenirken pH'ın 3-10 aralığında elektrokoagülasyon prosesi için çok önemli bir etkisi olmadığı belirlenmiştir. Optimum işletme şartlarında yapılan arıtım sonucunda ise %95 oranında bir yağ giderimi ve %75 oranında ise KOİ giderimi sağlanabilmiştir (Xu and Zhu 2004).

Benzer konuda Inan *et al.* (2004), zeytinyağı endüstrisi atıksularını farklı pH, elektrot tipi ve akım şartları altında arıtılabilirliğini araştırmışlardır. pH:6.2'de, 10 mA/cm²'lik akım yoğunluğu, 12 V voltaj ve 10 dakikalık elektroliz süresi sonrasında Al ve Fe elektrotlar için KOİ giderimleri, %52 ve %42 olarak, renk giderimleri ise, %90 ve %97 olarak bulunmuştur.

Feng *et al.* (2007), deri sanayi atıksularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Çalışmalarında düşük akım yoğunluğu (<1A) ve alüminyum-çelik elektrotlarını kullanmışlardır. Yapılan çalışmalar sonucunda çelik elektrotların sülfür giderimin de Al elektroda göre daha verimli olduğu görülmüştür. Bu çalışma sonucunda %68 KOİ, %43,1 Amonyak, %55,1 TOK, %96,7 Sülfür, %84,3 renk giderimi gerçekleşmiştir.

Endüstriyel atıksu arıtımı için kirletici türü ve miktarının değişken olması ve atıksu debisinin sürekli değişken olmasından dolayı atıksu özelliklerine bağlı olarak arıtım tipinin belirlenmesi gerekmektedir. EK prosesi ile arıtılabilecek kirletici türü yağ ve emülsiyonlardan, organik maddelere, inorganik kirleticilerden partiküler maddelere ve mikroorganizmalara kadar geniş bir aralık içerdiğinden dolayı endüstriyel atıksu arıtımı için EK prosesi çok uygun bir arıtım yöntemidir ve son yıllarda bu tür atıksuların arıtımında sıklıkla kullanılmaktadır. Endüstriyel atıksu miktarındaki değişime göre kurulacak EK prosesinde reaktör sayısı eş zamanlı değiştirilebilir veya akış hızı

değişimi ile sabit reaktör sayısı ile atıksu arıtımı gerçekleştirilebilir. Endüstriyel atıksu arıtımında kullanılan EK prosesi için hazırlanmış Çizelge 2.6 incelendiğinde literatürde yapılan çalışmalardan aşağıdaki sonuçlar çıkarılabilir;

- 1- Endüstriyel atıksu arıtımında sık kullanılan elektrot türü alüminyum ve demir elektrottur.
- 2- EK prosesi farklı endüstriyel atıksuların arıtımı için uygun bir prosestir.
- 3- EK prosesi ile atıksu özelliğine bağlı olarak eş zamanlı flotasyon, adsorbsiyon ve oksidasyon işlemleri gerçekleştirilebilir.

Çizelge 2.6. Endüstriyel atıksu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar

Çalışma	Kirletici	Elektrot	Verim, %	Yazar
Boron removal by electrocoagulation and recovery	Bor	Al	99,7	Isa <i>et al.</i> (2014)
An empirical model for kinetics of boron removal from boron containing wastewaters by the electrocoagulation method in a batch reactor		Al	99	Yılmaz <i>et al.</i> (2008)
Evaluation of boron removal by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes,		Al	95	Sayiner <i>et al.</i> (2008)
		Fe	95	
Electrochemically assisted coagulation for the removal of boron from water using zinc anode		Zn	93,2	Vasudeva n <i>et al.</i> (2013)
Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe–Al electrodes	Arsenik	Al	93,5	Kobyas <i>et al.</i> (2011)
		Fe	94,1	
Removal of arsenic from aqueous solution using electrocoagulation		SS	94	Balasubra manian <i>et al.</i> (2009)
		SS	98	Lakshmip athiraj <i>et al.</i> (2010)

Çizelge 2.6. (devam)

Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor	Boya	Al	90,2	Zodi <i>et al.</i> (2013)
Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters		Al	98	Pajootan <i>et al.</i> (2012)
Optimization of Bomaplex Red CR-L dye removal from aqueous solution by electrocoagulation using aluminum electrodes		Al	99	Yıldız (2008)
Removal of Acid Brown 14 in aqueous media by electrocoagulation: Optimization parameters and minimizing of energy consumption		Al	91	Parsa <i>et al.</i> (2011)
Separation of cottonseed oil from oil–water emulsions using electrocoagulation technique	Yağ	SS	99	Fouad (2014)
Treatment of petroleum refinery sulfidic spent caustic wastes by electrocoagulation	Sülfit	Al	60	Hariz <i>et al.</i> (2013)
		Fe	84	
	KOİ	Fe	80	
Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes	Cu	Fe	95	Aji <i>et al.</i> (2012)
	Ni		95	
	Zn		95	
	Ma		72,6	
Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation	Renk	Al	88	Gengec <i>et al.</i> (2012)
	KOİ		49	
	TOK		49	
Electrocoagulation of yogurt industry wastewater and the production of ceramic pigments from the sludge	KOİ	Fe	84	Un and Ozel (2013)
Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H ₂ O ₂	KOİ	Cu	78	Díaz <i>et al.</i> (2014)
	BOİ		81	
	Renk		97	
	F. koliform		99,9	
Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes	KOİ	Al	70	Zodi <i>et al.</i> (2010)
	Top. Katı		50	
	Bulanıklık		90	

Elektrokoagülasyon sistemi içme suyu arıtımında sertlik, arsenik, florür, nitrat ve doğal organik maddeler gibi pek çok kirleticinin giderimi için değişik çalışma grupları tarafından kullanılmıştır. Bu çalışmalarda genellikle alüminyum ve demir elektrotlar kullanılmıştır. Bu elektrotlar içme suyu arıtımında sık uygulama alanı bulan kimyasal koagülasyon prosesinde kullanılan alüminyum ve demir tuzlarının karşılıklarıdır. EK ile yapılan çalışmalarda farklı kirletici giderimleri gerçekleştirilse de her bir kirletici giderim verimlerinin yüksek olduğu Çizelge 2.3'ten görülmektedir. Bu sonuçlarda EK prosesinin içme suyu arıtımı için uygun bir proses olduğunu göstermektedir. İçme suyu arıtımı için EK prosesi kullanıldığında çalışma elektrotuna bağlı olarak uygun pH aralığı belirlendiğinde, oluşturulan flok miktarı çok yüksek olduğundan koagülantın iyon formunda su ortamında standart değerlerin de altında bulunduğu tespit edilmiştir. Su ortamında her geçen gün kirlilik çeşidinin ve miktarının arttığı göz önünde bulundurulduğunda, EK prosesinin farklı kirletici tiplerinin arıtımında gösterdiği başarı, prosesin işletilmesinin kolaylığı ve ucuzluğu nedeni ile içme suyu arıtımı için çok uygun bir sistem olduğu görülmektedir. Belirtilen literatür çalışmalarının yakın zamanda yapılmış olması da EK prosesinin güncel, başarılı ve uygulama alanı geniş bir proses olduğunun kanıtıdır.

Çizelge 2.7. İçme suyu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar

Çalışma	Kirletici	Elektrot	Verim, %	Yazar
Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water	Sertlik	Fe	97,4	Malakootian <i>et al.</i> (2010)
Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique	Fe(II)	Al	99,2	Ghosh <i>et al.</i> (2008)
Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process	Arsenik	SS	75	Kumar and Goel (2010)
	Nitrat		84	

Çizelge 2.7. (devam)

Treatment of fluoride containing drinking water by electrocoagulation using monopolar and bipolar electrode connections	Fluoride	Al	92	Ghosh <i>et al.</i> (2008)
Removal of arsenic from drinking water by the electrocoagulation using Fe and Al electrodes	Arsenik	Fe	93,5	Kobya <i>et al.</i> (2011)
		Al	95,7	
Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water	Fluoride	Al	78	Zuo <i>et al.</i> (2008)
Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation	Arsenik	Fe	99	Wana <i>et al.</i> (2011)
Removal of nitrates from groundwater by electrocoagulation	Nitrat	Al	98	Lacasa <i>et al.</i> (2011)
		Fe	92	
Effect of electrochemical cell structure on natural organic matter (NOM) removal from surface water through electrocoagulation (EC)	TOC	Al SS	78	Vepsäläinen <i>et al.</i> (2012)
Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor	TOC	Al	78	Mohora <i>et al.</i> (2012)
	Arsenik		85	

Evsel atıksular içerdikleri kirlilik yüklerinden dolayı alıcı ortamlara direkt deşarj edilemezler. Ülkemizde ve dünyada evsel atıksuların arıtım için sık kullanılan proseslerin başında biyolojik arıtım prosesleri gelmektedir. Elektrokimyasal arıtım proseslerinin çok yakın geçmişte uygulama alanı bulması ve bilimsel olarak evsel atıksuların bu proses ile yeterince incelenmemiş olması biyolojik arıtım yöntemlerinin üstünlüğünün devam etmesini sağlamaktadır. Son zamanlarda literatürde, laboratuvar ölçekli EK proseslerinin evsel atıksu arıtımı için kullanıldığı görülmektedir. Evsel artık suda bulunan mikroorganizma, bulanıklık, AKM, partiküler maddeler, amonyak, fosfor ve organik madde miktarının EK prosesi ile ilgili yönetmelik deşarj limitlerine indirilmesi için çalışmalar mevcuttur. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar incelendiğinde, her bir kirlletici tipi için giderim verimlerinin çok yüksek olduğu görülmektedir. Evsel atıksu giderimi için gerçekleştirilen çalışmalarda kullanılan anot

malzemesi BDD (bor kaplı elmas) ve DSA (boyutsal kararlı anot) elektrottur. Bu tür elektrotlar çözünür özellik göstermediğinden dolayı su ortamında elektriksel alanda oksidasyonun gerçekleşmesini sağlarlar. Belirtilen elektrot malzemelerinin elektriksel oksidasyon kapasiteleri son derece yüksek olmasına rağmen maliyetleri oldukça pahalıdır. Mikroorganizma giderimi laboratuvar ölçekli reaktörlerde gerçekleştirilebilse bile bu tür sistemlerin pilot tesis veya gerçek uygulama ölçeğinde kurulması yatırım maliyetlerinin yüksek olmasından dolayı çok tercih edilmez. Çizelge 2.4 incelendiğinde literatürde evsel atıksu giderimi için EK prosesinin kullanıldığı çalışmaların çoğunda anot malzemesi olarak BDD, DSA, Ti, RuO₂/Ti ve SS gibi oksidasyon kapasitesi yüksek malzemeler incelenmiştir. Bu çalışmaların bazılarında alüminyum bipolar elektrotlar kullanılarak hem oksidasyon hem de koagülasyon mekanizmalarının eş zamanlı gerçekleşmesi sağlanmıştır. Evsel atıksuların EK prosesi ile giderimi ile ilgili çalışmalar yukarıda belirtilen kısıtları olmasına rağmen literatürde yer almaya başlamıştır. Bu çalışmada literatürdeki kısıtlar göz önüne alınarak daha uygulanabilir, ilk yatırım ve işletme maliyetleri daha düşük, elektrot malzemesi olarak alüminyum ve demirin kullanılacağı sistemler geliştirilerek evsel atıksuyun arıtımına etki eden parametreler incelenecektir.

Çizelge 2.8. Evsel atıksu arıtımı için literatürde EK prosesi ile gerçekleştirilen örnek çalışmalar

Çalışma	Kirletici	Elektrot	Verim, %	Yazar
Effect of bipolar electrode material on the reclamation of urban wastewater by anintegrated electrodisinfection/ electrocoagulation process	E.coli	BDD SS	100	Llanos <i>et al.</i> (2014)
	Bulanıklık		92	
Optimization of an integrated electrodisinfection/electrocoagulation process with Al bipolar electrodes for urban wastewater reclamation	E.coli	BDD, DSA SS	100	Cotillas <i>et al.</i> (2013)
	Bulanıklık		100	

Çizelge 2.8. (devam)

Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system	Bulanıklık	Al	97	Melhem and Smith (2012)
	Renk		37	
	AKM		100	
	KOİ		89	
Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment	Fosfor	SS	98	Tran <i>et al.</i> (2012)
Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters	Fosfor	BDD	100	Rodrigo <i>et al.</i> (2010)
	KOİ	SS	100	
	Fosfor	Al	100	
	KOİ		70	
Electrochemical sulfide removal from synthetic and real domestic wastewater at high current densities	Sülfid	Ti SS	77	Pikaar <i>et al.</i> (2011)
Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater	AKM	SS SS	95	Bukhari (2008)
	Bulanıklık		80	
	Partiküler BOİ		99	
	Amonyak		98	

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Atıksuyun Temini ve Özelliklerinin Belirlenmesi

Çalışmalarda kullanılan atıksu Erzurum Atatürk Üniversitesi Yerleşkesi kanalizasyon sisteminin şehir kanalizasyon sistemi ile birleştiği yere yakın bir rögar noktasından temin edilmiştir. Evsel nitelikli atıksuyun karakteristik özellikleri Çizelge 3.1’de verilmiştir.

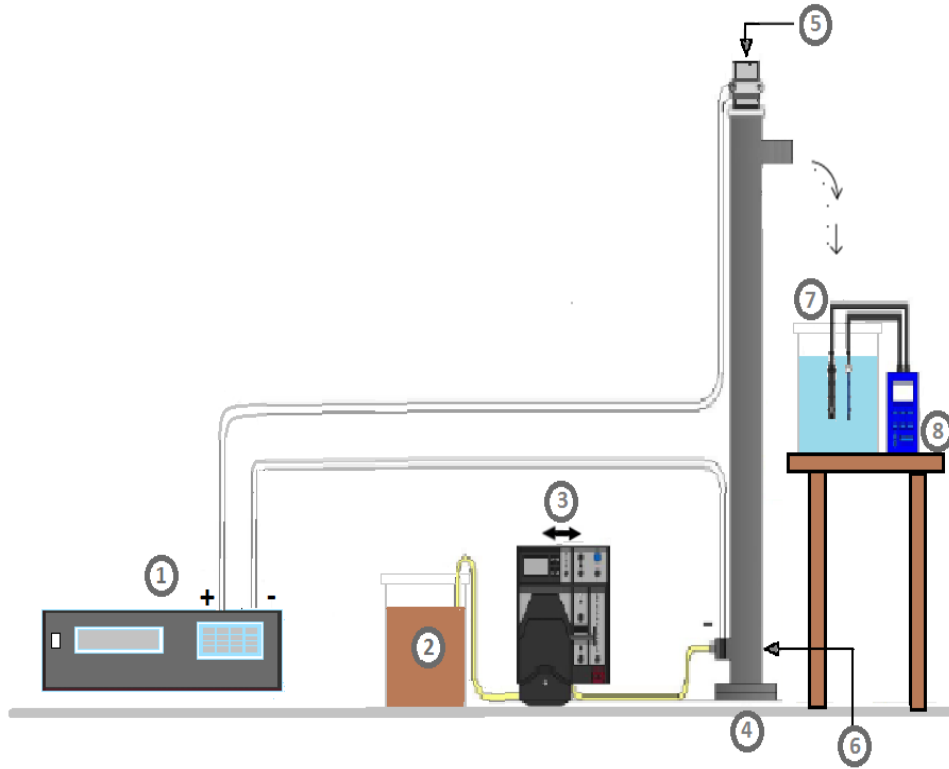
Çizelge 3.1. Çalışmamızda kullanılan atıksuyun karakteristik özellikleri

KOI, mg/L	250
BOİ, mg/L	175
AKM, mg/L	80-100
İletkenlik, $\mu\text{S}/\text{cm}$	1000-1050
Sıcaklık, $^{\circ}\text{C}$	15 ± 3

3.2. Elektrokoagülasyon Prosesinin Gerçekleştiği Düzenek

Elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon denemelerinde 500 mL’lik paslanmaz çelik ve alüminyumdan yapılmış boru tipi bir reaktör kullanılmıştır. Denemeler esnasında gerekli olan elektrik akımını sağlamak için bir adet Chroma marka dijital kontrollü doğru akım güç kaynağı (62024P–40–120 model 0-40V, 1-120A) kullanılmıştır. Reaksiyon başlangıcında atıksuyun pH, iletkenlik ve sıcaklık değerlerini ayarlayabilmek ve reaksiyon süresince bu değerleri anlık okuyabilmek için bir adet WTW marka multimetre kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon denemelerinde 60 mm iç çapa sahip paslanmaz çelik reaktör katot olarak kullanılırken 50 mm dış çapa sahip alüminyum boru anot materyali olarak kullanılmıştır. Plakaların toplam yüzey alanı yaklaşık 1400 cm^2 ’dir. İki plaka arası mesafe ise 5 mm’dir. Bu denemelerde arıtma parametreleri olarak, atıksu besleme hızı, NaCl, Na_2SO_4 ve NaNO_3 gibi destek elektrolit türlerinin ve konsantrasyonlarının, atıksu başlangıç pH değerinin ve akım şiddetinin etkisi

incelenmiştir. Deneysel düzenek Şekil 3.1’de verilmiştir.



Şekil 3.1. Deney düzeneğinin şematik görünüşü

*1: güç kaynağı, 2: atıksu giriş haznesi, 3: peristaltik pompa, 4: reactor, 5: anot elektrot (alüminyum), 6: katot elektrot (paslanmaz çelik), 7: atıksu çıkış haznesi, 8: pH kontrol hücresi

3.3. Deney Şartları ve Çalışma Düzeni

Evsel nitelikli atıksularının arıtılabilirlik çalışmaları elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak atıksu başlangıç pH değeri, destek elektrolit türü ve konsantrasyonu ve akım şiddeti gibi parametreler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Deney şartları ve çalışma aralıkları aşağıdaki çizelgede gösterilmiştir (Çizelge 3.2).

Çizelge 3.2. Evsel nitelikli atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılmasında prosese etki eden parametreler (alüminyum elektrot)

İncelenen parametreler	Parametre aralığı	Sabit tutulan değişkenler
Destek elektrolit türü	NaCl, Na ₂ SO ₄ ve NaNO ₃	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C
Destek elektrolit konsantrasyonu (NaCl, M)	5 – 10 – 25 – 50 mM	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C
Destek elektrolit konsantrasyonu (Na ₂ SO ₄ , M)	5 – 10 – 25 – 50 mM	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C
Destek elektrolit konsantrasyonu (NaNO ₃ , M)	5 – 10 – 25 – 50 mM	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C
Atıksu başlangıç pH'sı (pHi)	5 – 6 – 7 -8 – doğal	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C
Akım şiddeti (A)	5 – 10 – 15 – 20	pHi≈7≈ 8 (Doğal), T=20±5°C

3.4. Analiz Metotları

Evsel nitelikli atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametrelerin incelenmesi KOİ analizleri sayesinde izlenmiştir. Numunelerin pH değerleri, WTW pH 330i pH metre cihazı ile gerçekleştirilmiştir.

Kullanılan Ekipmanlar;

Kimyasal oksijen ihtiyacı analizleri standart metotlarda (AWWA 1985) belirtilen kapalı sistem (reflux) yöntemine göre yapılmıştır. KOİ ölçümleri için öncelikle potasyum hidrojen fitalat standart çözeltisi kullanılarak bir standart eğri hazırlanmış olup, kalibrasyon eğrisi grafiği Şekil 3.2'de verilmiştir.

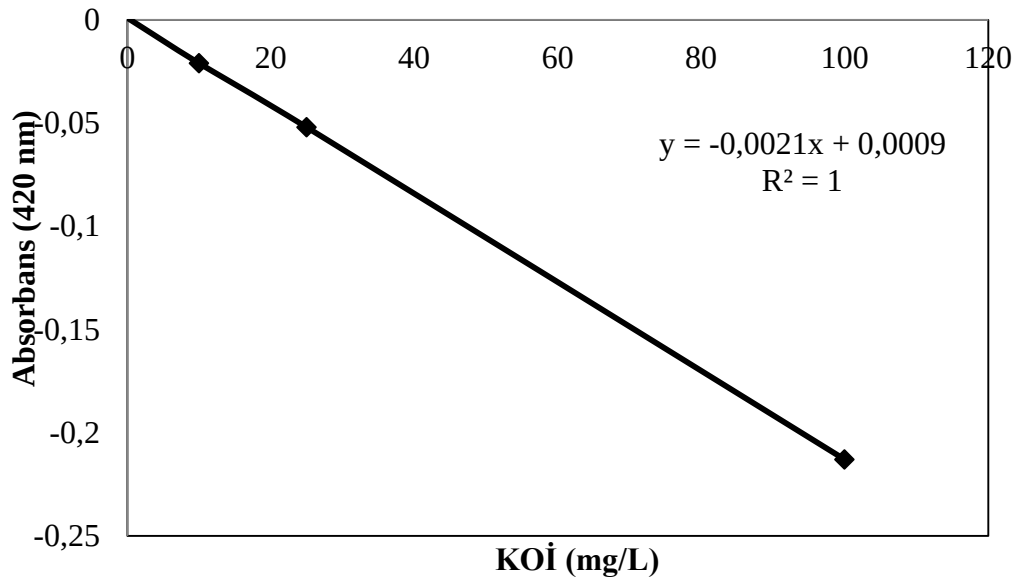
3.4.1. Analizde kullanılan çözeltiler

Parçalama çözeltisi: 10,216 g K₂Cr₂O₇ (potasyumdikromat) tan 1/5 oranında alınarak ve 33 g HgSO₄ alınarak, 167 mL derişik H₂SO₄ içerisinde çözülmüş ve çözelti saf su ile bir litreye tamamlanmıştır.

Asit çözeltisi: 11 g Ag_2SO_4 , derişik 1 litre H_2SO_4 içerisinde çözölerek hazırlanmıştır.

Potasyum Hidrojen Fitalat: ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$, $\text{MA}=204,23$ g/mol) KOİ testinde uygulanacak aralığa göre standart kalibrasyon eğrisinin hazırlanmasında kullanılmıştır.

Analizin yapılışı: Reaksiyon süresince belirli zaman aralıklarında alınan belirli hacimdeki atıksu numuneleri $0,45\text{ }\mu\text{m}$ por boyutuna sahip membran filtreden süzüldükten sonra süzüntü içerisinde 1,5 ml örnek alınarak borosilikat tüplere konulmuştur. Üzerine 1 ml parçalama çözeltisi, 2 ml asit çözeltisi ilave edildikten sonra 148°C 'de bir termoreaktörde (WTW CR 3200) 2 saat bekletilmiş ve oda sıcaklığına kadar soğutulduktan sonra 420 nm dalga boyunda spektrofotometre (Spekol-1100 UV-Vis Spectrophotometer) cihazı ile absorbans değerleri okunarak standart KOİ eğrisinden KOİ konsantrasyonları bulunmuştur. Kalibrasyon eğrisini hazırlamak için de aynı yöntem uygulanmış ve model kirletici olarak potasyum-hidrojen-fitalat çözeltisi kullanılmıştır. Bu çözeltiden farklı seyreltme oranlarında hazırlanan numuneler alınarak KOİ analiz yönteminde açıklanan prosedür uygulanmış ve şekil 3.2'de KOİ analizlerinde kullanılan kalibrasyon eğrisi elde edilmiştir.



şekil 3.2. KOİ analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.5. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler

3.5.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması

$$\eta(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \times 100 \quad (3.1)$$

C_0 , başlangıçta kirletici konsantrasyonu (mg/L) .

C_e , t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/L).

3.5.2. Enerji tüketiminin hesaplanması

$$W \left(\frac{kWsaat}{m^3} \right) = \frac{V \times I \times t}{v} \quad (3.2)$$

W: enerji tüketim değeri (kWsaat/m³)

I: uygulanan akım şiddeti (A)

V: sistemde oluşan potansiyel farkı (Volt)

t: zaman (dakika) ve

v: reaktördeki toplam çözelti hacmi (m³).

3.5.3. Akım yoğunluğunun hesaplanması

$$J = \frac{I}{A_s} \quad (3.3)$$

J :Akım yoğunluğu (mA/cm²)

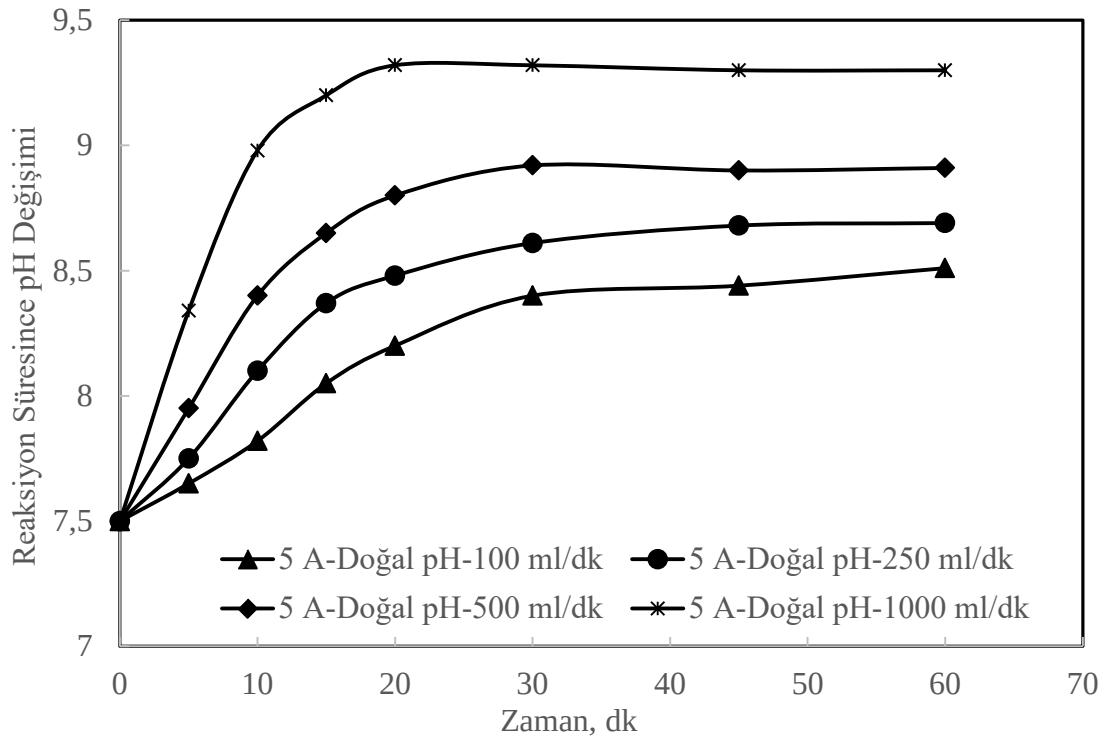
I : Uygulanan akım şiddeti (A) A_s : Aktif elektrot yüzey alanı (cm²).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

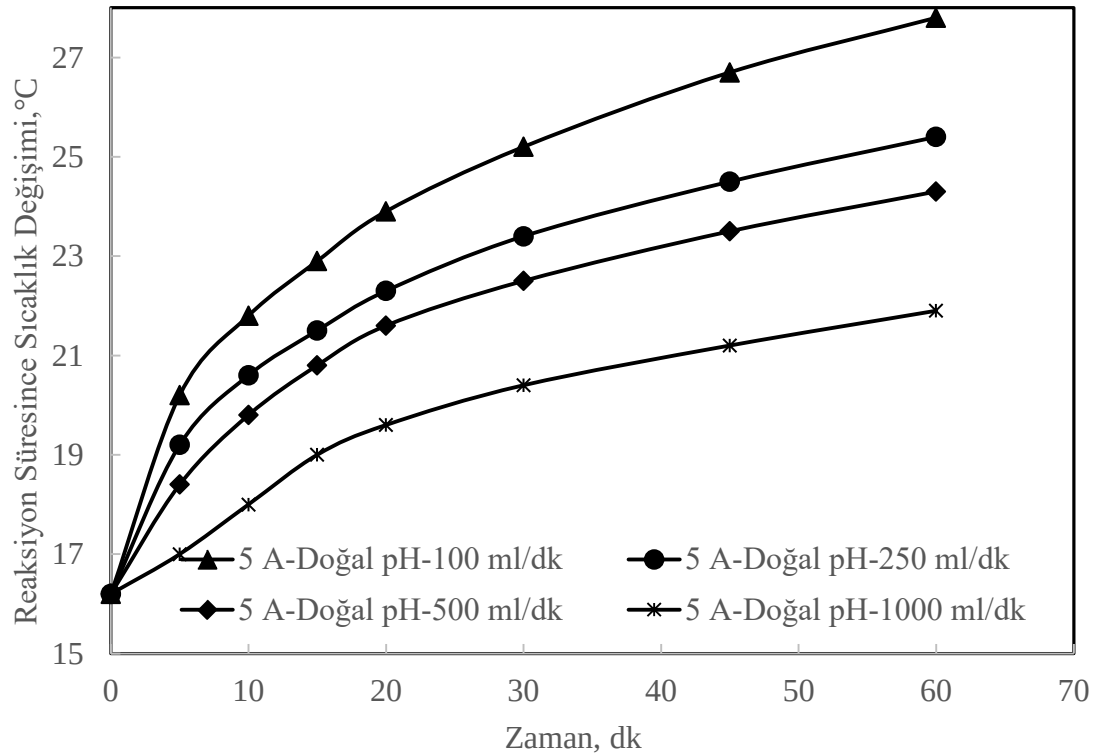
4.1. Kesikli Sistem Denemeleri

4.1.1. Sirkülasyon hızının KOİ giderim verimine etkisi

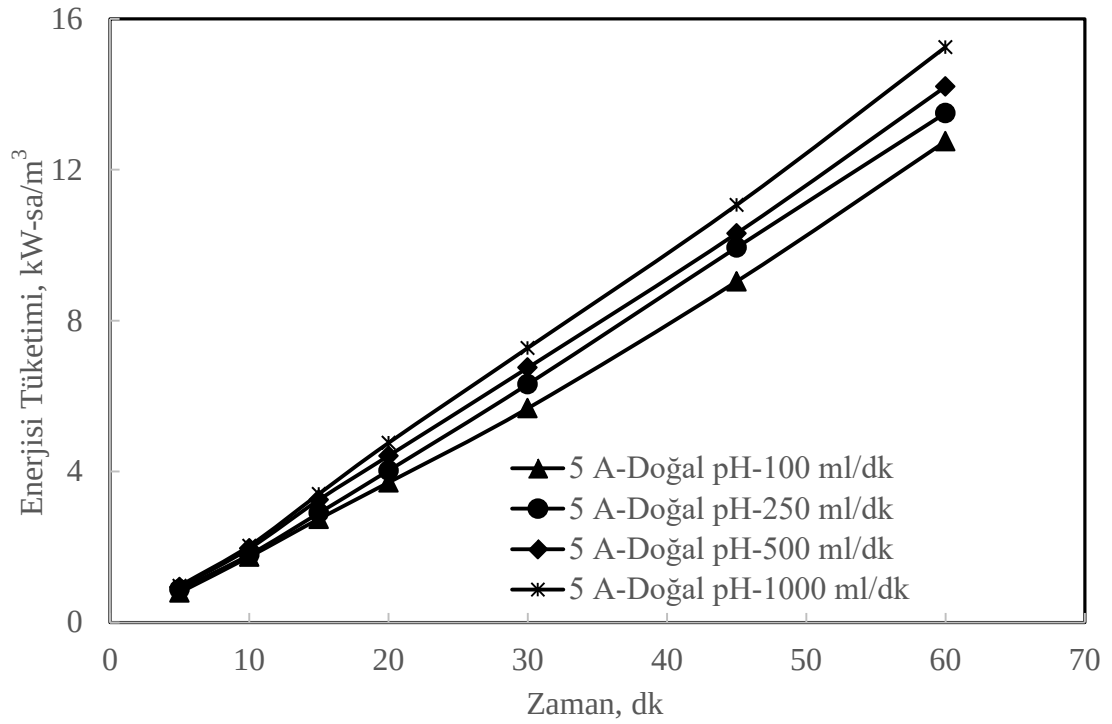
Kesikli sistem ile evsel atıksuyun elektrokoagülasyon prosesi ile giderimine etki eden parametrelerin incelenmesinde özellikleri Şekil 3.1’de verilen silindirik yapıya sahip bir reaktör kullanılmıştır. Kolon tipi reaktörün özelliğinden dolayı reaktör içeriğinin karıştırılması hem reaktör içerisinden hem de reaktör dışından mümkün olmadığından elektrokimyasal reaksiyon boyunca oluşan Al^{+3} çözünmesinin reaktör içerisinde homojen bir şekilde dağılımının gerçekleşmesi için reaksiyon süresi boyunca reaktör içeriği peristaltik pompa yardımıyla sürekli olarak reaktörden alınıp tekrar geri devrettirilmiştir. Bu uygulama ile hem reaktör içerisinde homojenliğin sağlanması hem de uygulanan sabit akım şiddetine bağlı olarak ortaya çıkacak potansiyel farktan dolayı reaktör içeriğinin ısınmasının en aza indirilmesi amaçlanmaktadır. Bu amaç doğrultusunda 5 Amper sabit akım şiddetinde ve atıksuyun doğal pH değerlerinde 100, 250, 500 ve 1000 ml/dk’lık sirkülasyon hızlarında denemeler gerçekleştirilmiştir. Denemeler 60 dakikalık reaksiyon süresi seçilerek ve elektrokimyasal proseste reaksiyon süresince meydana gelecek ortam pH değeri, sıcaklık, potansiyel fark ve arıtma verimi gibi değişkenlere herhangi bir müdahale edilmeden gerçekleştirilmiştir. Farklı sirkülasyon hızları ile gerçekleştirilen denemelerin 5, 10, 15, 20, 30, 45 ve 60. dakikalarında elektriksel alan ortadan kaldırılarak numuneler alınmış ve bu numunelerde çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri tespit edilerek kayıt altına alınmıştır. Her bir zaman aralığı için elde edilen numunelerde, organik madde giderim verimlerinin tespiti için Standart Metotlarda belirtilen analiz metoduna uygun olarak KOİ analizi yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir.



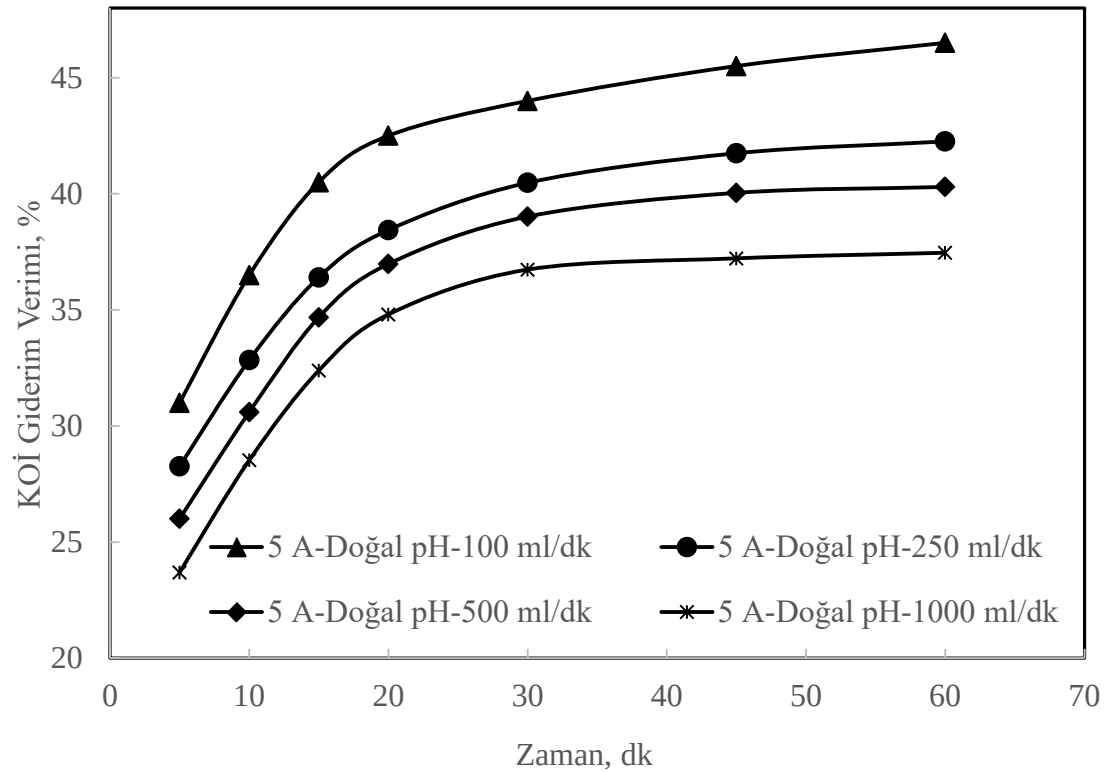
Şekil 4.1. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



Şekil 4.2. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerine etkisi



Şekil 4.3. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimine etkisi



Şekil 4.4. Sirkülasyon hızının reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

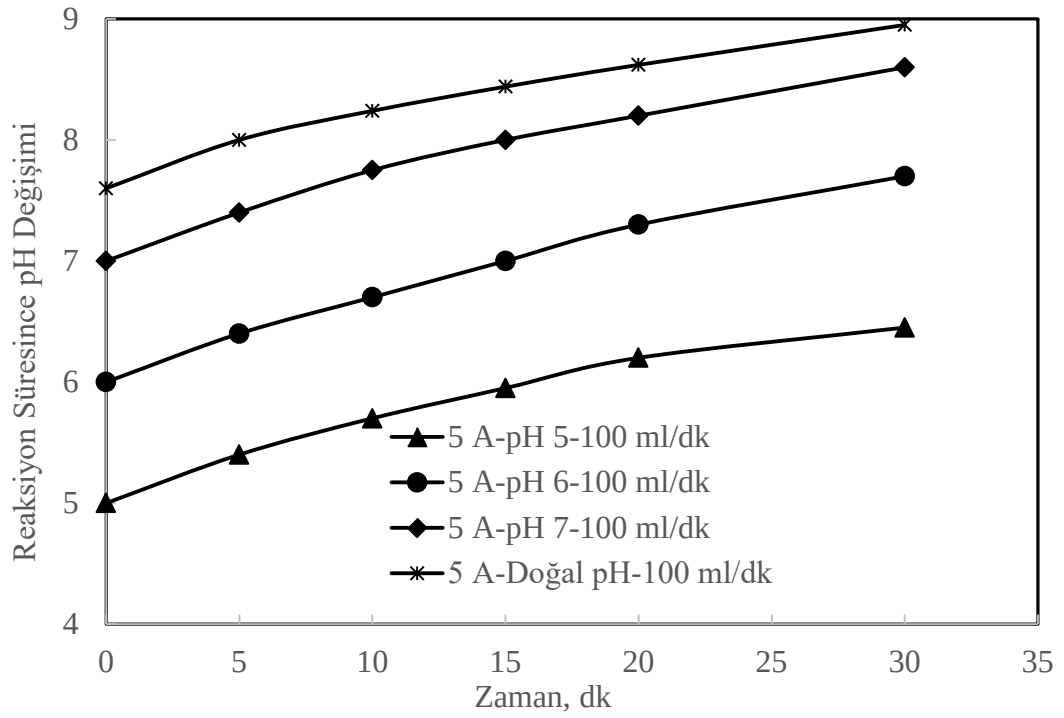
Şekil 4.1’de reaksiyon süresi boyunca farklı sirkülasyon hızlarında meydana gelen ortam pH değerlerindeki değişim görülmektedir. Şekilden de görüldüğü gibi evsel atıksuyun başlangıç pH değeri 7,5 civarındadır. Bu değer 100 ml/dakika’lık sirkülasyon hızında 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda 8,5 değerine ulaşırken, sırası ile 250 ml/dakikalık sirkülasyon hızında 8,7, 500 ml/dakikalık sirkülasyon hızında 9,3 değerlerine ulaşmıştır. Reaksiyon süresi boyunca artan sirkülasyon hızlarında pH değerinin artış göstermesi, Şekil 2.5’de gösterilen Al^{+3} iyonlarının sulu ortamda çözünmesi diyagramı göz önüne alındığında, KOİ giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur. Bununla birlikte, Şekil 4.2’de verilen reaksiyon süresi boyunca elektrokimyasal reaktörde meydana gelen sıcaklık değişimi eğilimi, sirkülasyon hızındaki artışın sıcaklığın azalmasına yol açtığını göstermiştir. Bu durum atıksuyun çok daha hızlı bir şekilde reaktörden alınıp tekrar verilmesi sonucu dış ortala temasının artırılmış olmasının doğal bir sonucudur.

Şekil 4.3 farklı sirkülasyon hızlarında meydana gelen elektriksel enerji tüketimi değerlerindeki değişimi göstermektedir. Her bir sirkülasyon hızı için 5 Amperlik sabit akım şiddeti uygulanmasına rağmen sistemde ortaya çıkan farklı potansiyel fark değerlerine bağlı olarak Eşitlik 3.5 uyarınca farklı enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmıştır. Farklı enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıkmasının temel sebebinin, sirkülasyon hızındaki artışa bağlı olarak anot ve katot bölgelerindeki elektron taşınımına olumsuz etki eden hızlı akışkan taşınımının ortaya çıkardığı yüksek kesme kuvvetleri olduğu kanısına varılmıştır. Bu durumun ortaya çıkardığı sonuç literatür ile de desteklenmektedir (Yılmaz *et al.* 2008).

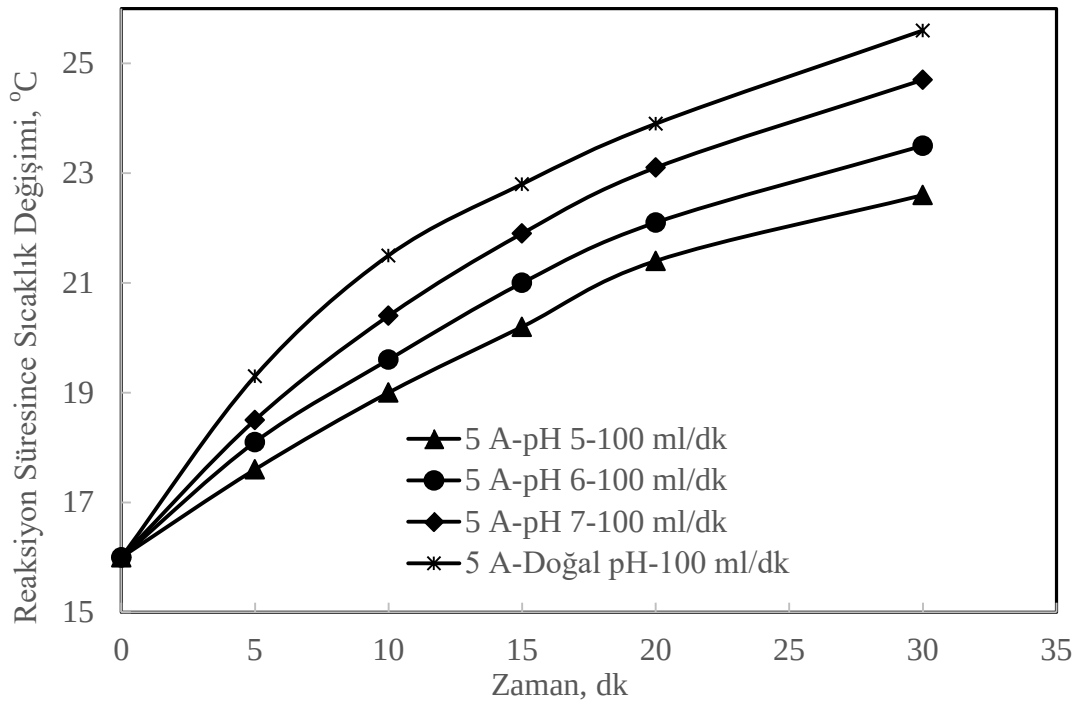
Sirkülasyon hızının KOİ giderim verimine etkisi Şekil 4.4 ile gösterilmiştir. Şekilden de görüleceği gibi sirkülasyon hızındaki artış, KOİ giderim verimini belirgin bir şekilde azaltmıştır. 100 ml/dk’lık sirkülasyon hızında arıtma verimi değeri %47 iken sırası ile 250, 500 ve 1000 ml/dk’lık sirkülasyon hızında arıtma verimi değerleri, %42, %39 ve %37 değerlerine kadar azalmıştır. Bu yüzden evsel atıksuyun elektrokoagülasyon sisteminde KOİ giderim verimine etki eden parametrelerin incelenmesinde sirkülasyon hızı 100 ml/dk’lık değer alınmıştır.

4.1.2. Atıksuyun başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi

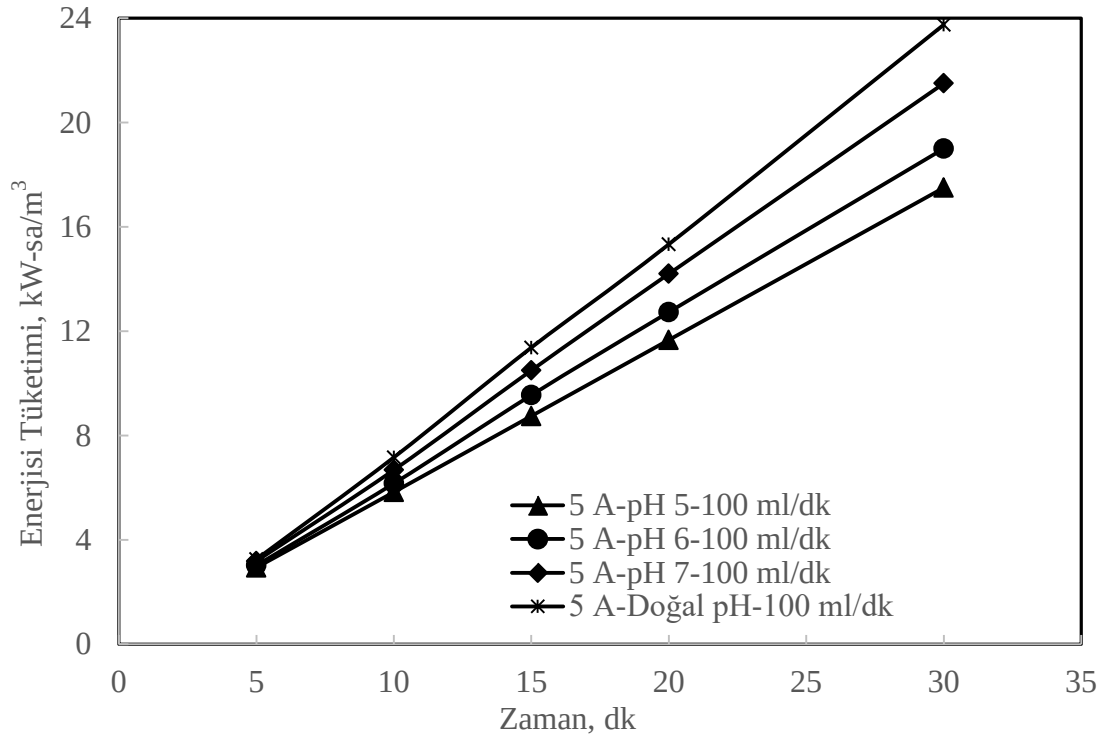
Erzurum Atatürk Üniversitesi Yerleşkesi kanalizasyon sisteminin şehir kanalizasyon sistemi ile birleştiği yere yakın bir rögar noktasından temin edilen atıksuyun yaklaşık 7,6 olan doğal pH değerinde elektriksel iletkenlik değeri 1000-1050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarındadır. Atıksu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi incelenirken 5, 6, 7 ve 7,6 gibi dört farklı pH değeri seçilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde atıksuyun pH değeri, elektrokimyasal olarak çözünen anot (alüminyum, demir v.b) elektrotun elektrokimyasal reaktörde bulunduğu türü etkilediğinden dolayı evsel atıksularının arıtılmasını etkileyen önemli parametrelerin arasında incelenmesi gerekir. Evsel atıksu arıtımı için anot elektrot materyali olarak alüminyum elektrot kullanılmıştır. Paslanmaz çelikten imal edilmiş reaktör ise katot elektrot olarak kullanılmıştır. Alüminyum anodun kullanıldığı denemelerde evsel atıksuyun başlangıç pH değerinin arıtım verimi üzerine etkisinin incelenmesi için atıksuyun başlangıç pH değerleri 5, 6, 7 ve 7,6 olan doğal pH değeri olarak ayarlanmış ve reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Atıksuyun başlangıç pH değerinin arıtım verimine etkisi incelenirken, kesikli sistemde, 5, 10, 15, 20 ve 25 Amper gibi farklı akım şiddetlerinde ve destek elektrolitsiz ortamda 500 mL'lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Bütün denemelerde reaksiyon süresince atıksu pH değerine herhangi bir müdahale edilmemiştir. Atıksu başlangıç pH değerinin arıtım verimine etkisinin incelendiği bütün denemelerde sirkülasyon hızı 100 ml/dk olarak sabit tutulmuştur. Her bir akım şiddeti için belirtilen dört farklı pH değerleri için denemeler gerçekleştirilmiştir. Elektrokimyasal reaktörde gerçekleştirilen denemeler için 5, 10, 15, 20 ve 30 dakikalarda reaktördeki elektriksel alan ortadan kaldırılarak numuneler alınmış ve bu numunelerde çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri tespit edilerek kayıt altına alınmıştır. Her bir zaman aralığı için elde edilen numunelerde, organik madde giderim verimlerinin tespiti için Standart Metotlarda belirtilen analiz metoduna uygun olarak KOİ analizi yapılmıştır. Çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri sonucu oluşan elektriksel enerji tüketimi ve arıtım verimi değerleri yardımıyla elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir.



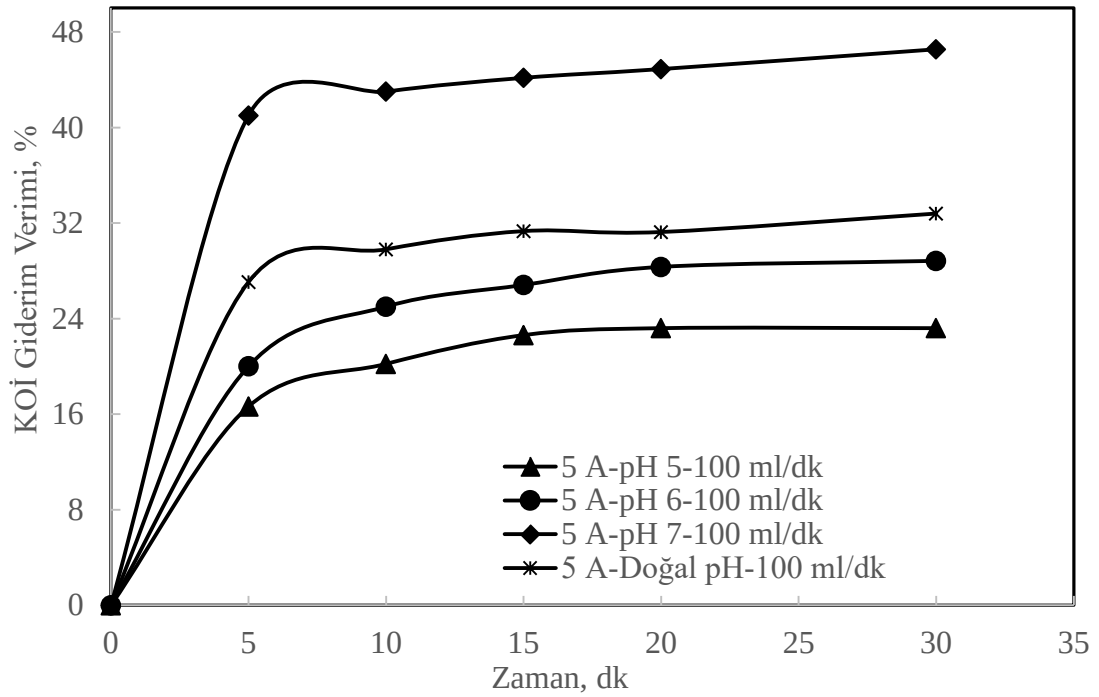
Şekil 4.5. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



Şekil 4.6. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

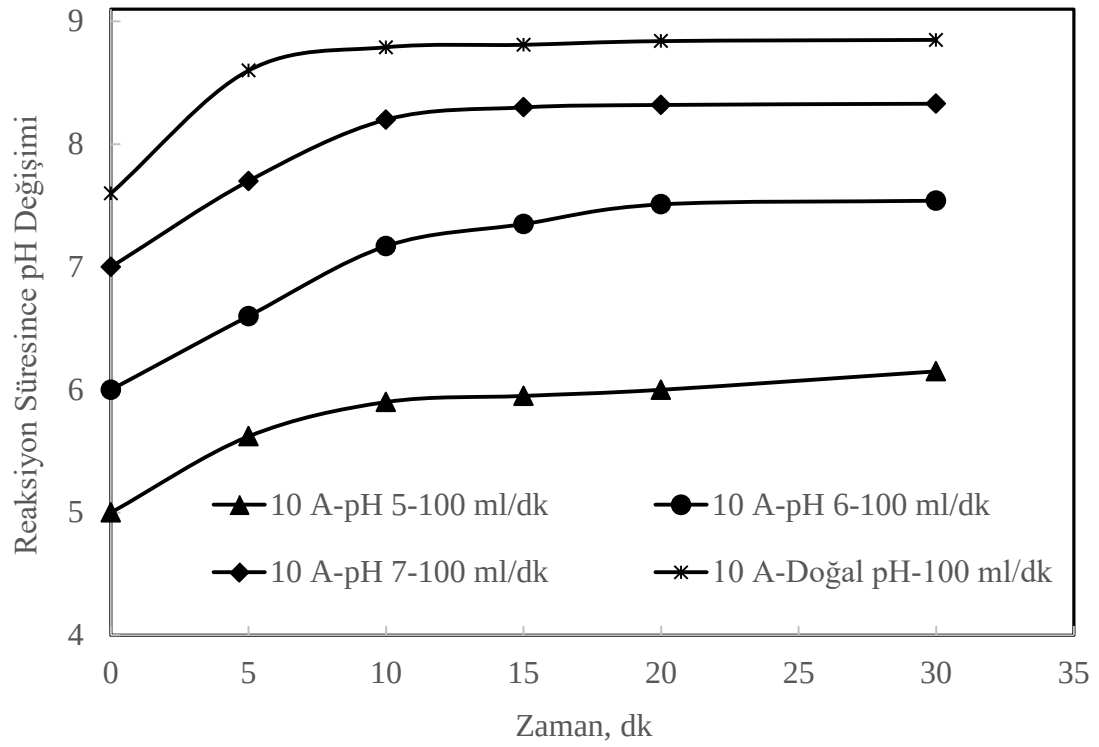


Şekil 4.7. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

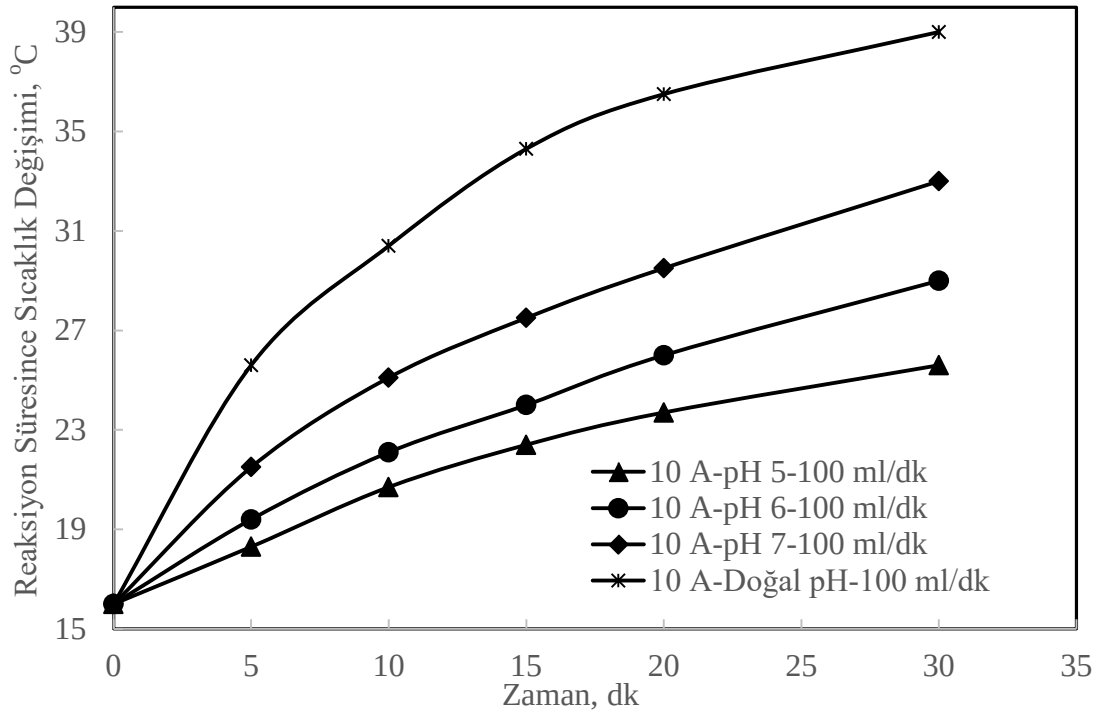


Şekil 4.8. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimine etkisi

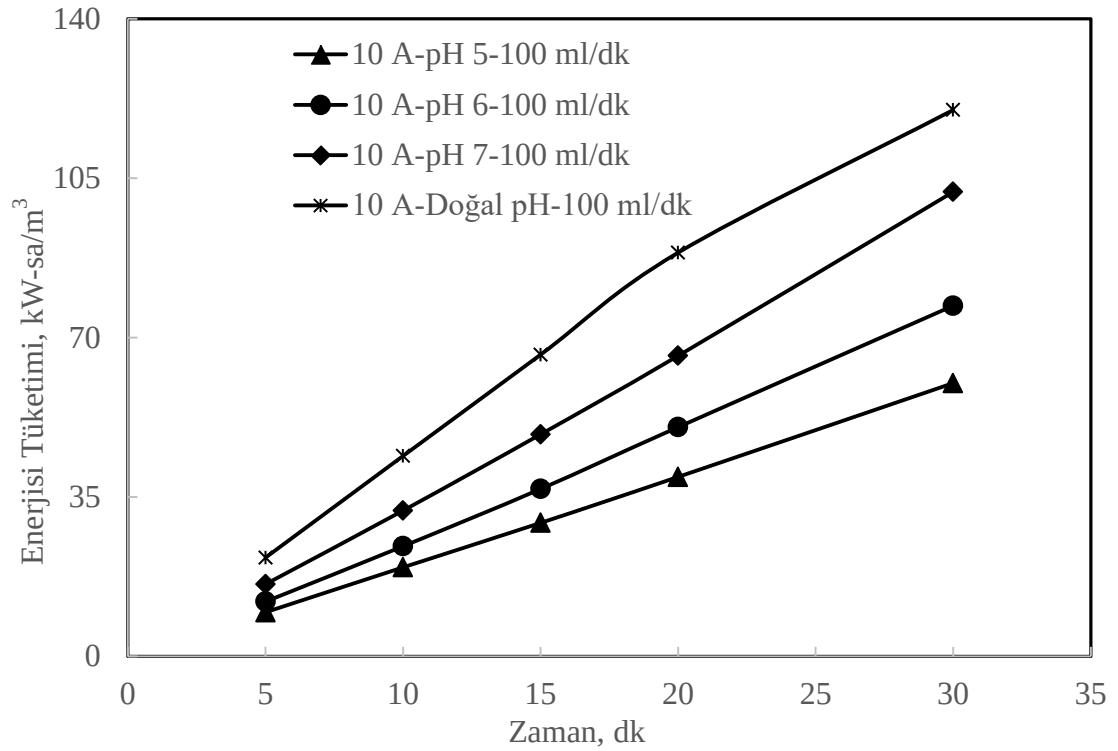
Şekil 4.5 her bir başlangıç pH değerinde, çıkış suyu pH değerlerinin zamana bağlı olarak değişimini göstermektedir. Başlangıç değeri 5 iken 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu pH değeri 6,9'a ulaşırken, bu değer sırası ile 6, 7 ve 7.6 başlangıç pH değerleri için 7.7, 8.6 ve 9.0 olarak tespit edilmiştir. 5 Amperlik sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerlerindeki değişim reaksiyon öncesinde evsel atıksuyun başlangıç pH değeri için kuvvetli asit (HNO_3) kullanıldığından doğal pH değerinden pH 5 değerine doğru evsel atıksuyun başlangıç elektriksel iletkenlik değeri artış göstermiştir. Bu artış, sabit akım şiddeti altında sistemde gerçekleşen elektriksel dirençte azalmaya sebep olduğundan artan elektriksel iletkenlik değerine bağlı olarak çıkış suyu sıcaklık değerlerinin düşmesine sebep olmuştur. Başlangıç sıcaklık değeri yaklaşık olarak 15°C iken 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu sıcaklık değeri pH 5 için $22,6^\circ\text{C}$ 'ya ulaşırken, bu değer sırası ile 6, 7 ve 7,6 başlangıç pH değerleri için $23,5^\circ\text{C}$, $24,7^\circ\text{C}$ ve $25,7^\circ\text{C}$ olarak tespit edilmiştir. Başlangıç pH değerinin ayarlanması için kullanılan derişik HNO_3 sistemde oluşan elektriksel direncin azalmasına sebep olurken aynı zamanda sisteme uygulanan potansiyel farkın azalmasına yol açmaktadır. Sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerde evsel atıksuyun doğal pH değeri olan 7,6 değerinden pH 5 değerine doğru başlangıç pH değerlerinin azalması elektrik enerjisi tüketiminin azalan potansiyel fark değerinden dolayı düşük değerlere sahip olmasına sebep olmuştur. 5 Amperlik sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değeri 5,0 olan atıksuyun 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda elektrik enerjisi tüketimi değeri $17,5 \text{ kW-sa/m}^3$ değeri ortaya çıkarken, sırası ile 6, 7 ve 7,6 başlangıç pH değerleri için 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda 19 , $21,5$ ve $23,75 \text{ kW-sa/m}^3$ 'lük enerji tüketimi değerleri elde edilmiştir. Şekil 4.8'de verilen grafik incelendiğinde, 5 Amperlik akım şiddeti altında atıksuyun başlangıç pH değeri 5 olduğunda arıtım veriminin yaklaşık %22, başlangıç pH değeri 6 olduğunda bu değer %29, başlangıç pH değeri 7 olduğunda bu değer %47 ve başlangıç pH değeri doğal pH değeri olan 7,6 olduğunda ise yaklaşık %33'lük arıtım verimi elde edildiği görülmektedir. Akım şiddetinin 10, 15, 20 ve 25 Amper sabit tutulduğu denemelerden elde edilen grafiksel sonuçlar aşağıda verilmiştir.



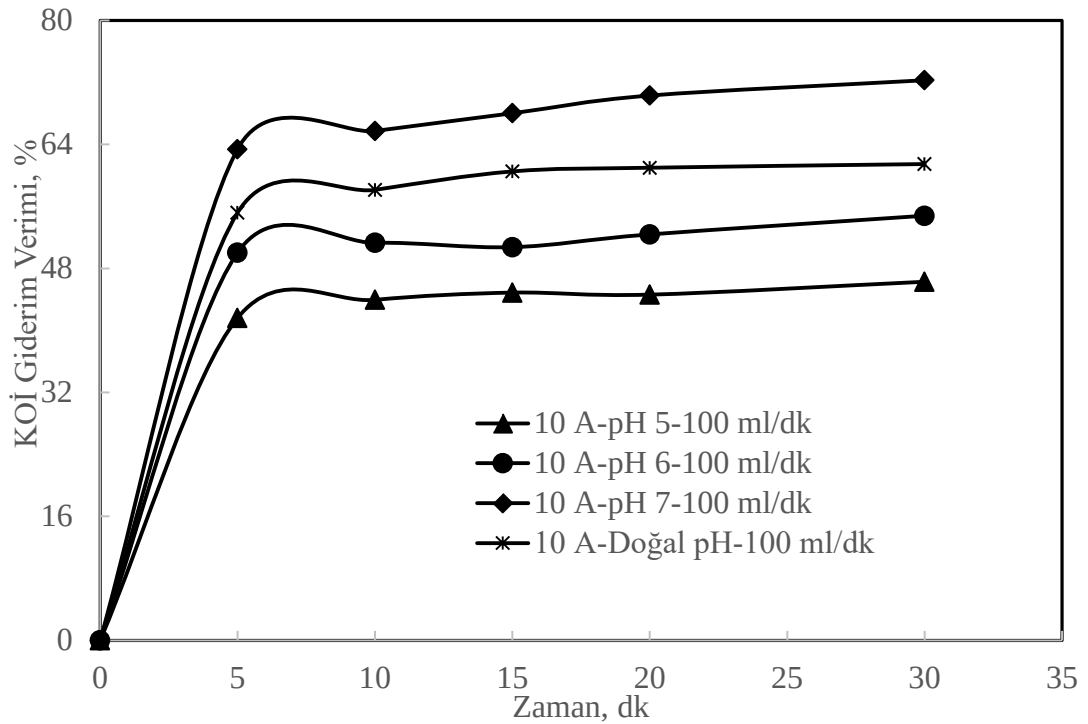
Şekil 4.9. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



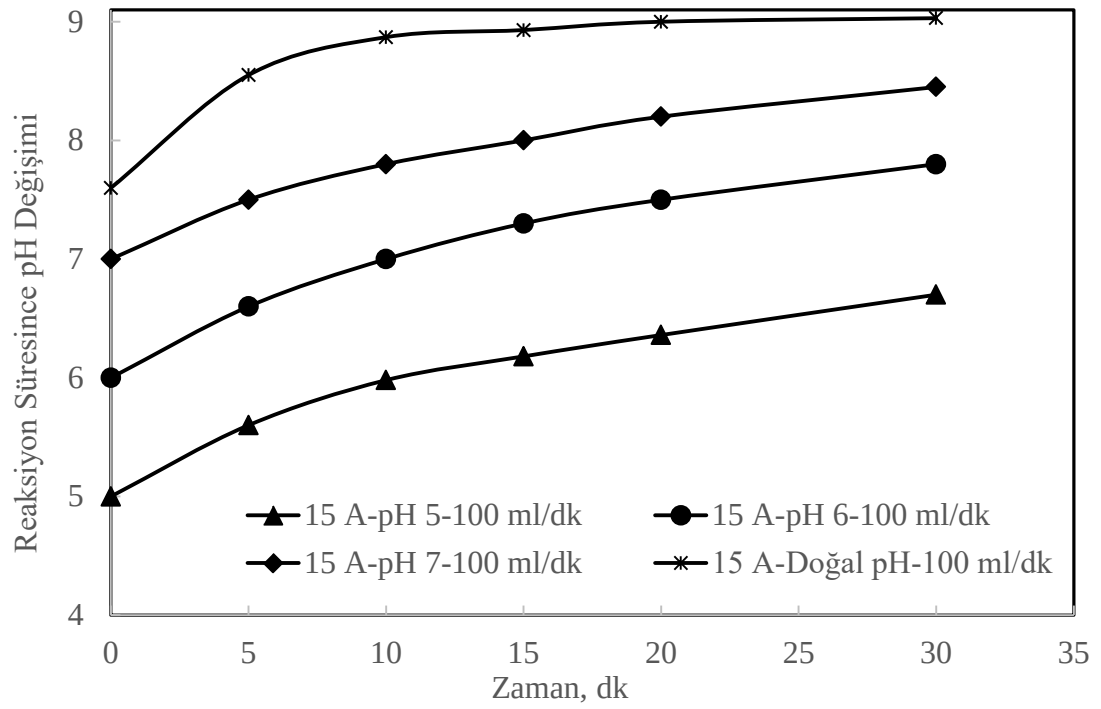
Şekil 4.10. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi



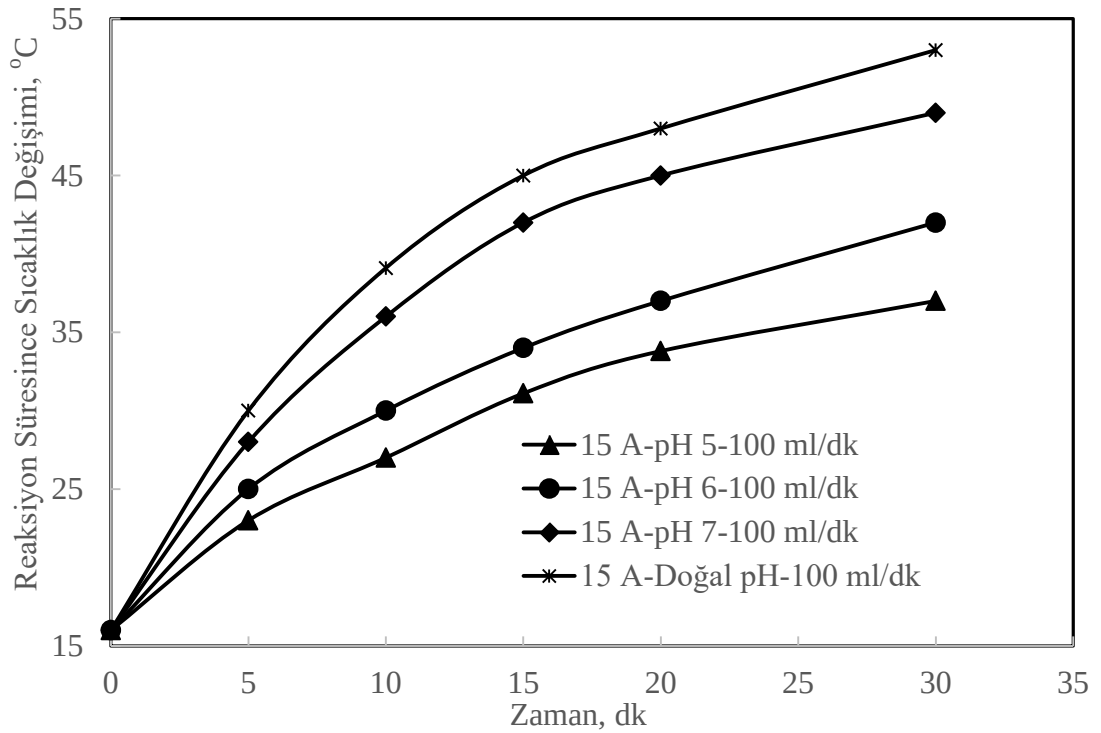
Şekil 4.11 Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



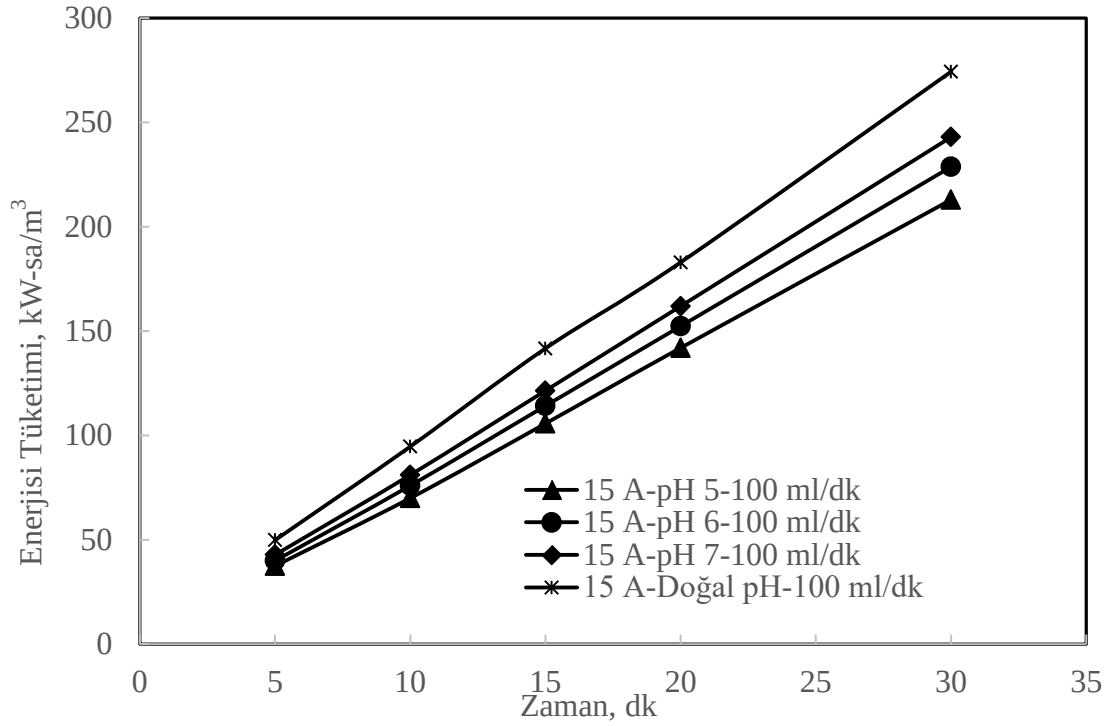
Şekil 4.12 Atıksu başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi



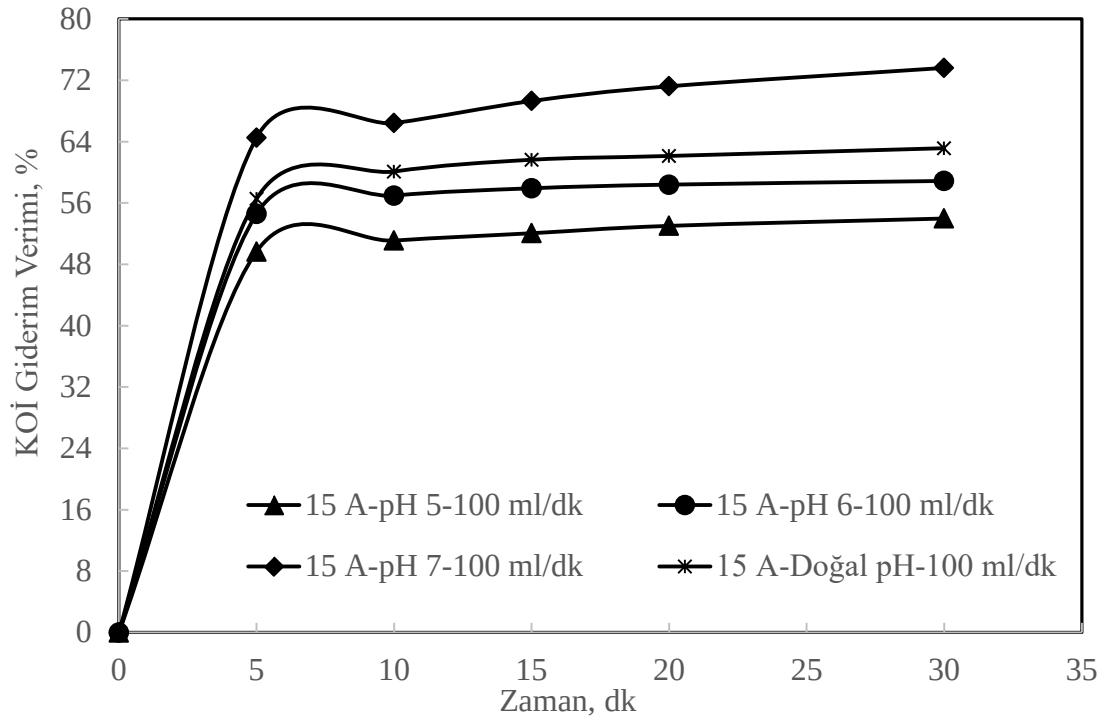
Şekil 4.13. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



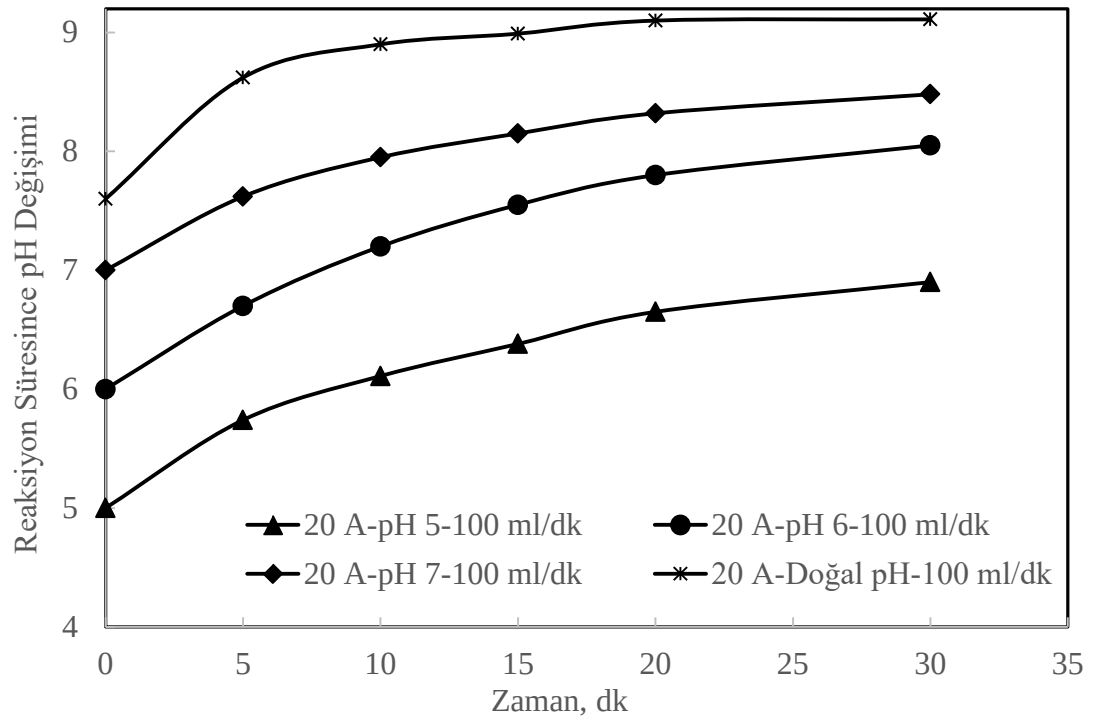
Şekil 4.14. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi



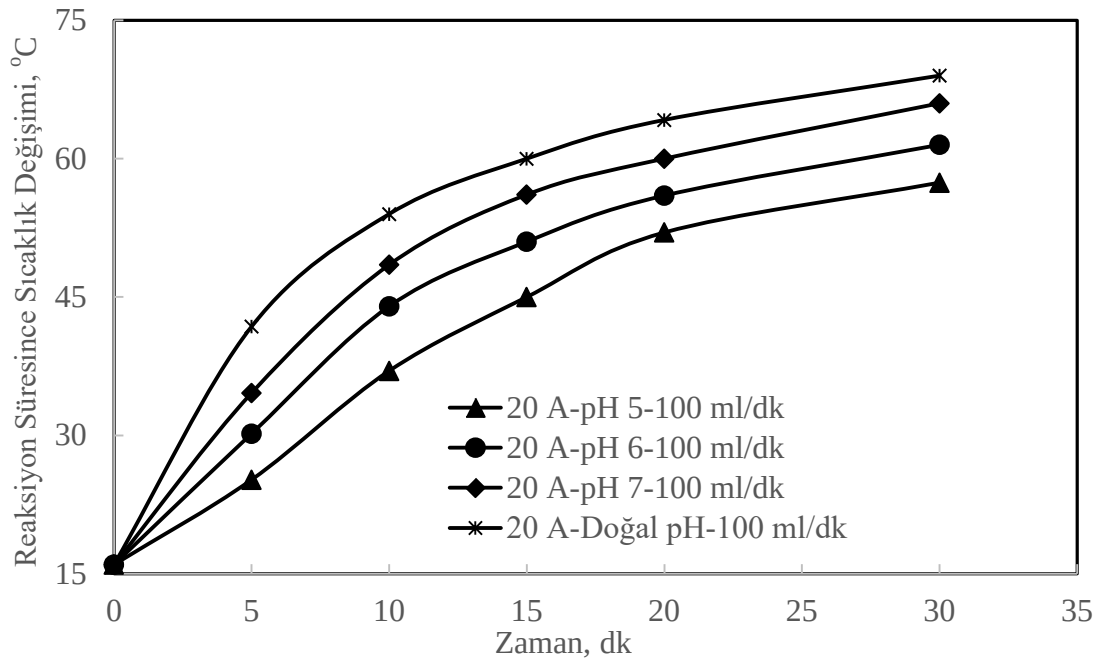
Şekil 4.15. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



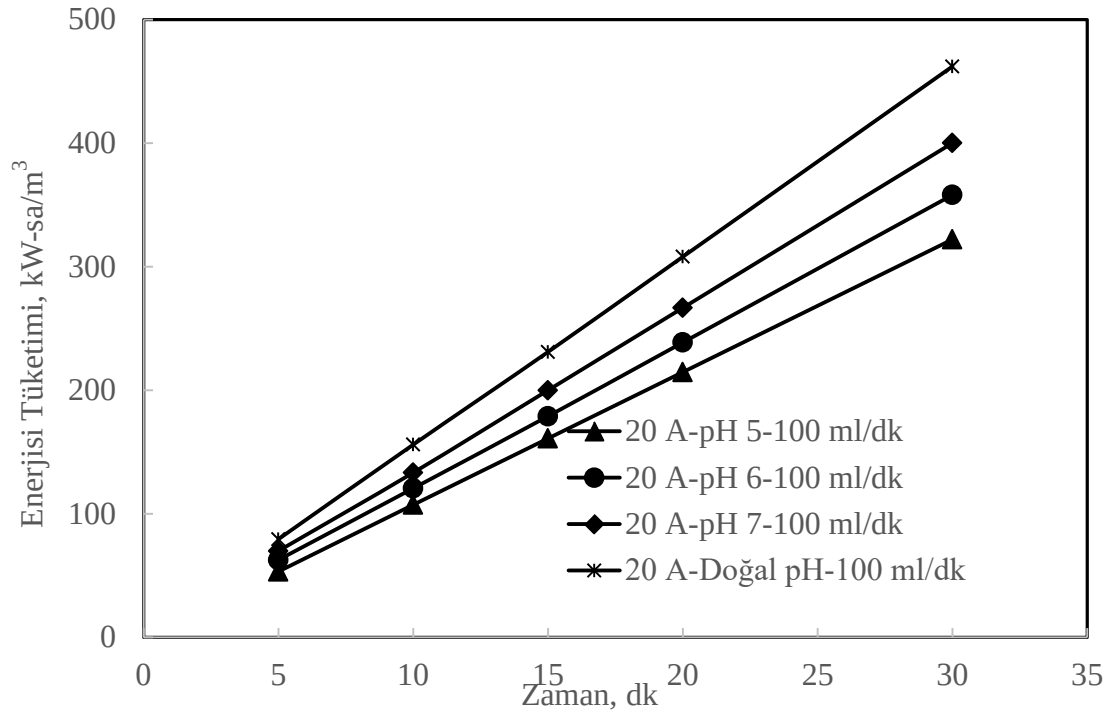
Şekil 4.16. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi



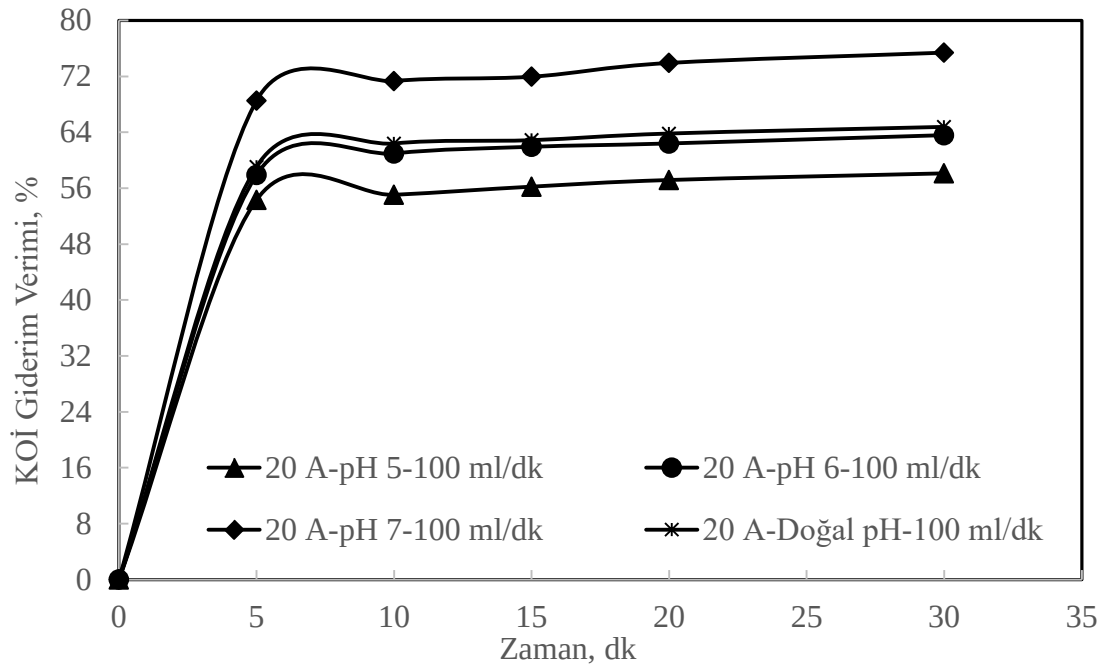
Şekil 4.17. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



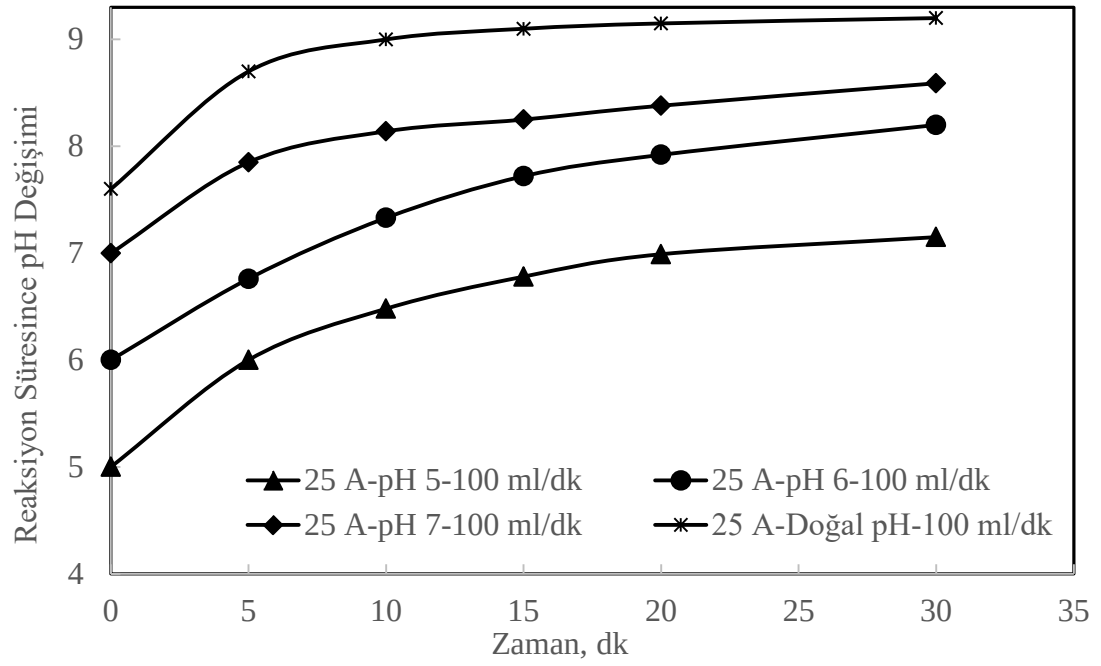
Şekil 4.18. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi



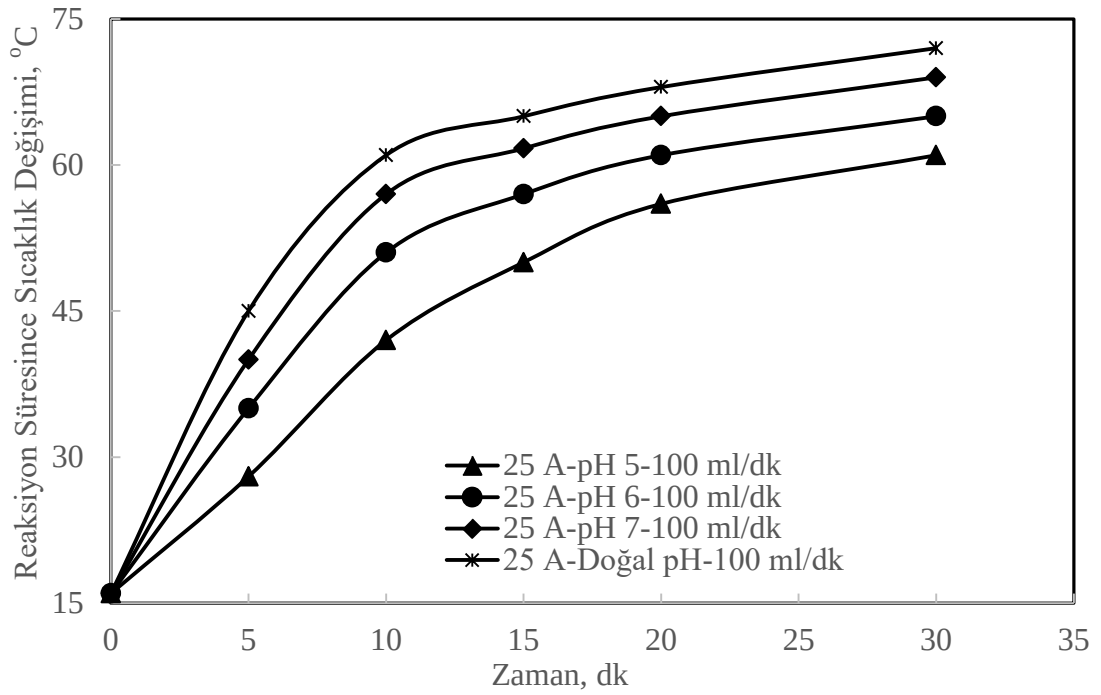
Şekil 4.19. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



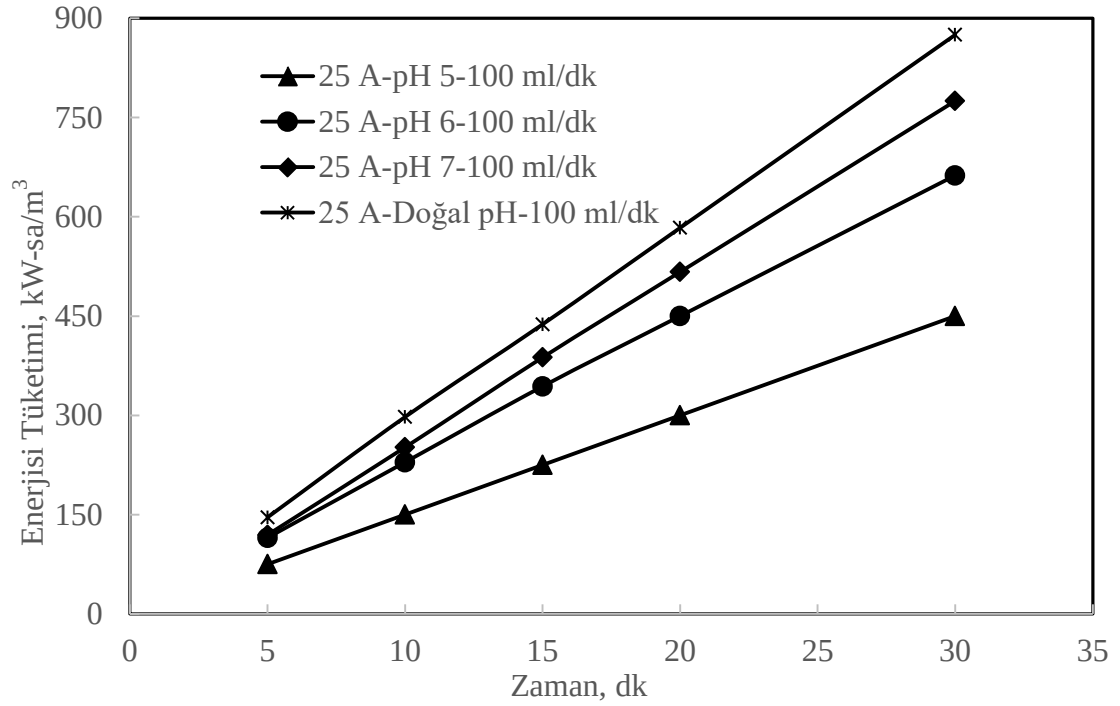
Şekil 4.20. Atıksu başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi



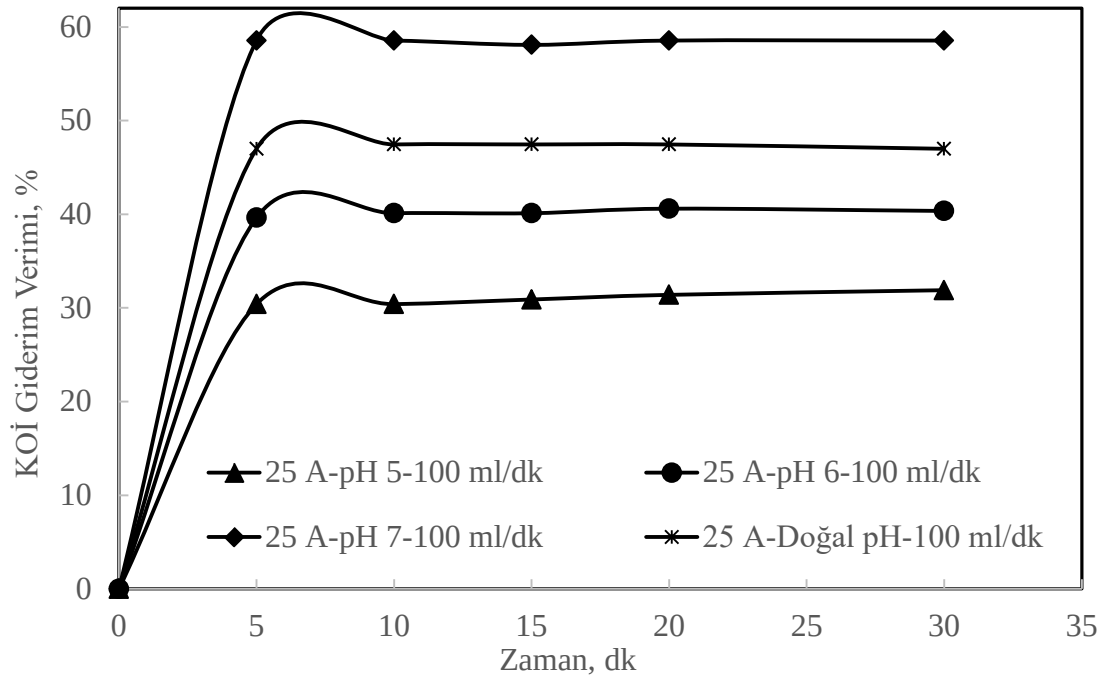
Şekil 4.21. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



Şekil 4.22. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi



Şekil 4.23. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



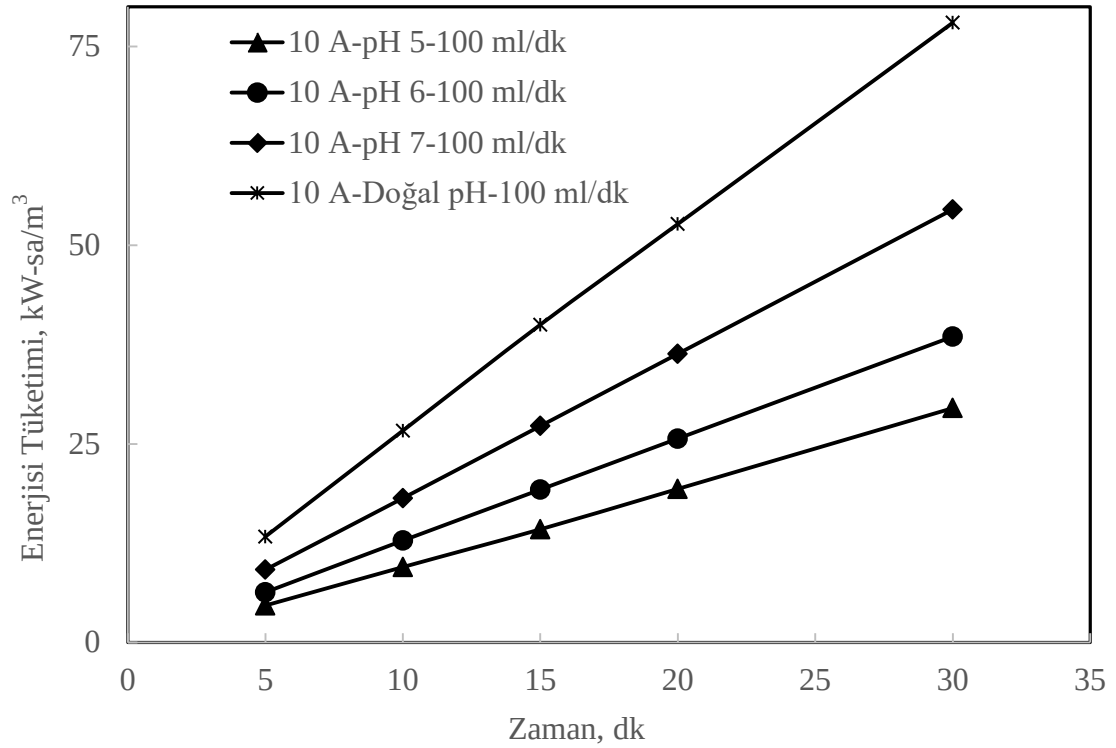
Şekil 4.24. Atıksu başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

Şekil 4.5, 4.9, 4.13, 4.17 ve 4.21 farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan pH değişimlerini göstermektedir. Şekiller incelendiğinde bütünü için her bir başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresince pH değerlerinin arttığı görülmektedir. Akım şiddeti değeri arttıkça reaksiyon süresince pH değerlerinin daha hızlı artmasına yol açmaktadır. Örnek olarak, 10 Amper ve pH 5 için reaksiyon süresi sonunda pH değeri 6,15, 10 Amper ve pH 6 için 7,54, 10 Amper ve pH 7 için 8,53 ve 10 Amper ve pH 7,6 için 8,85 değerleri elde edilmiştir. Şekil 4.6, 4.10, 4.14, 4.18 ve 4.22 farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan çıkış suyu sıcaklık değişimlerini göstermektedir. Evsel atıksuyun başlangıç sıcaklık değeri yaklaşık olarak 15°C'dir. Bu değer, her bir farklı pH değeri için reaksiyon süresi sonunda farklı değer olarak ortaya çıkmıştır. Farklılığın sebebi ise, başlangıç pH değerine bağlı olarak sistemin elektriksel iletkenlik değerinin artması sonucu sistemin elektriksel direncinin azalmasına bağlanmıştır. Örnek olarak, 10 Amper ve pH 5 için reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu sıcaklık değeri 25, 10 Amper ve pH 6 için 29, 10 Amper ve pH 7 için 33 ve 10 Amper ve pH 7,6 için 39°C değerleri elde edilmiştir. Şekil 4.7, 4.11, 4.15, 4.19 ve 4.23 farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan enerji tüketimi değişimlerini göstermektedir. Sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince enerji tüketiminin değişmesine sebep olacak en önemli faktör uygulanan potansiyel fark değerlerinin değişmesidir. Evsel atıksuyun doğal pH değeri 7,6 olduğundan azalan başlangıç değerinin elde edilebilmesi için derişik HNO_3 kullanılması elektriksel iletkenlik değerinin artmasına ve dolayısı ile potansiyel fark ve enerji tüketimi değerlerinin azalmasına sebep olmuştur. Örnek olarak, 10 Amper ve pH 5 için reaksiyon süresi sonunda enerji tüketimi değeri 60, 10 Amper ve pH 6 için 77, 10 Amper ve pH 7 için 102 ve 10 Amper ve pH 7,6 için 120 kW-sa/m³ değerleri elde edilmiştir. Şekil 4.8, 4.12, 4.16, 4.20 ve 4.24 farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan arıtma verimi değişimlerini göstermektedir. Bu farklılık başlangıç pH değerinin değişimine bağlı olarak reaksiyon süresince meydana gelen değişim sonucudur. Aynı zaman aralığı için düşük pH değerlerinde Al(OH)_3 için uygun pH aralığının altında ve yüksek pH değerlerinde Al(OH)_3 için uygun pH aralığının üstünde pH değerleri elde edilmiştir. Bu sonuç arıtma verimini etkilemiştir. Örnek olarak, 10 Amper ve pH 5 için reaksiyon süresi sonunda arıtma verimi değeri

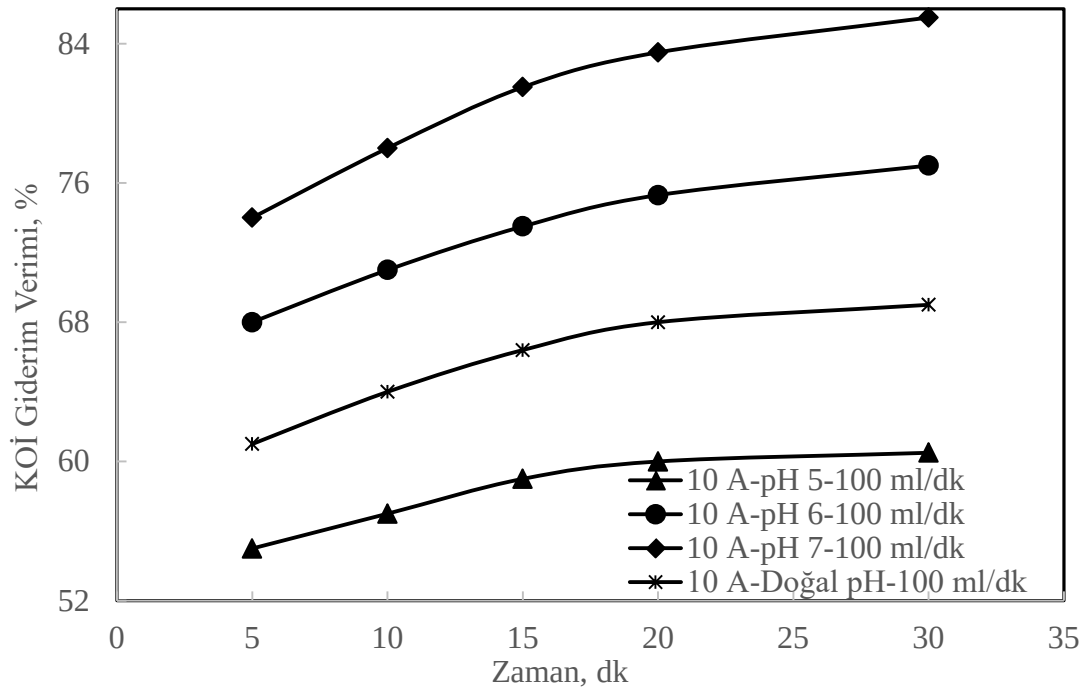
%46, 10 Amper ve pH 6 için %55, 10 Amper ve pH 7 için %73 ve 10 Amper ve pH 7,6 için %62 değerleri elde edilmiştir.

4.1.3. Atıksuyun sabit başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi

Elektrokimyasal proseslerde gerçekleşen reaksiyonlar sonucu ortam pH değeri değişiklik gösterebilir. Elektrokoagülasyon prosesinde ise Eşitlik 2.5'te anot reaksiyonu, 2.6'da katot reaksiyonu ve 2.7-8'de ise çözeltide gerçekleşen reaksiyonlar verilmiştir. Anot bölgesinde metalik alüminyum çözünürken, katot bölgesinde su hidrolize olarak OH^- ve H^+ iyonlarına dönüşmektedir. Katot bölgesinde oluşan hidrojen iyonları gaz formuna dönüşerek sürekli olarak su ortamından uzaklaşmaktadır. Bu reaksiyonlar ortam pH değerinin reaksiyon süresince değiştiğini göstermektedir. Şekil 2.5 sulu ortamda oluşan Al komplekslerinin pH ile ilişkisini vermektedir. Bu diyagram incelendiğinde flok oluşturma eğilimi yüksek, çözünürlüğü en az olan $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarının oluşumunun belirli pH değerleri arasında olduğu görülmektedir. Bu pH aralığının yaklaşık 5,5-7,5 aralığında olduğu görülmektedir. Reaksiyon süresi boyunca ortam pH değerlerine müdahale edilmeden gerçekleşen denemelerde incelenen her bir akım şiddetinde pH değerlerinin sürekli olarak arttığı görülmüştür. Bu artış yukarıda belirtilen aralık değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Bu durumun engellenmesi için reaksiyon süresi boyunca başlangıç pH değerlerinin sabit tutularak denemeler gerçekleştirilmiştir. Denemelerde akım şiddeti 10 Amper, sirkülasyon hızı 100 ml/dakika, reaksiyon süresi 30 dakika olarak sabit tutulmuştur. Bu değerler sabit tutularak pH 5, 6, 7 ve doğal pH değeri olan 7,6 değerleri için denemeler gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen sonuçlar Şekil 4.25'te enerji tüketimi için, Şekil 4.26'da ise arıtma verimi için grafiksel olarak verilmiştir.



Şekil 4.25. Atıksu sabit başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi



Şekil 4.26. Atıksu sabit başlangıç değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

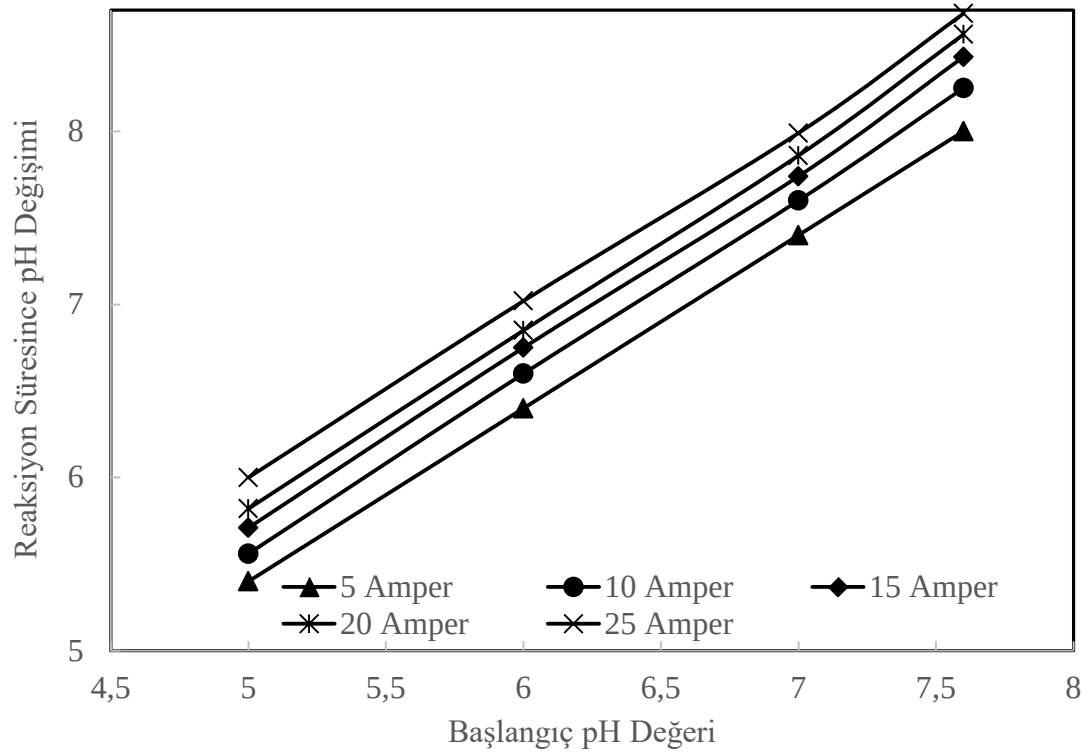
Sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince pH değerinin sabit tutulabilmesi için sürekli olarak reaktöre derişik HNO_3 ilave edildiğinden dolayı en yüksek pH 5 değerinde olmak üzere atıksuyun elektriksel iletkenlik değeri artmaktadır. Şekil 4.25'den de görüleceğı gibi elektriksel iletkenlik değerinin en yüksek olduğı pH 5 değerinde en düşük enerji tüketimi değeri, elektriksel iletkenlik değeri en düşük olan doğal pH değerinde ise en yüksek enerji tüketimi değerleri elde edilmiştir. Şekil 4.25'den pH 5 için 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda $29,5 \text{ kW-sa/m}^3$ 'lük enerji tüketimi değerleri ortaya çıkarken, sırası ile sabit 6, 7 ve 7,6 doğal pH değerlerinde $38,5$, $54,5$ ve 78 kW-sa/m^3 'lük enerji tüketimi değerleri elde edilmiştir. Aynı akım şiddeti altında pH değerinin sabit tutularak gerçekleştirilen denemelerden elde edilen enerji tüketimindeki bu farklılık sisteme verilen derişik HNO_3 miktarının farklı pH değerleri için değışik miktarda kullanılarak atıksuyun elektriksel iletkenlik değerlerinin değıştirilmesinden kaynaklanmaktadır.

pH değerlerinin reaksiyon süresince sabit tutularak gerçekleştirilen denemelerde arıtım verimi için elde edilen sonuçlar Şekil 4.26'da incelendiğinde en iyi arıtım veriminin 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda $\%85,5$ 'lik değeri ile pH 7'de elde edildiğı görülmektedir. pH 5 değeri için arıtım verimi $\%66,5$, pH 6 için arıtım verimi $\%76$ ve doğal pH değeri için arıtım verimi $\%71$ olarak tespit edilmiştir. Reaksiyon süresi boyunca pH değerlerinin sabit tutulduğı denemelerde arıtım veriminin yaklaşık $\%20$ değışmesinin sebebi, ortam pH değerine bağılı olarak Al türlerinin farklılaşmasıdır. Flok yapma özelliğı en yüksek, çözünürlüğü en az olan Al(OH)_3 oluşumu için uygun pH değeri aralığı Şekil 2.5 gösterilen diyagramdan yaklaşık olarak 5,5-7,5 olduğı görülür. Denemelerde pH değerinin sabit tutulması pH 5 ve doğal pH değeri olan 7,6 için Al(OH)_3 oluşum hızının azaldığı pH aralığı olarak görülmektedir. Bu pH değerleri için arıtma verimindeki azalma Al(OH)_3 oluşum hızındaki azalma olarak açıklanabilir. En iyi arıtma veriminin sabit gerçekleştirilen pH 7 değerinde elde edilmiş olması da yine Al(OH)_3 oluşum hızının diğeri pH değerlerinde elde edilen hızlardan yüksek olması olarak açıklanabilir. Şekil 4.12 incelendiğinde pH değerlerine müdahale edilmeden gerçekleştirilen denemelerde 10 Amper akım şiddeti için pH 7 ile gerçekleştirilen denemenin 5. dakikası için arıtım verimi yaklaşık $\%63$ değerine ulaştığında atıksuyun pH değerinin 7,6 olduğı görülmektedir. Aynı şekil için 30 dakikalık reaksiyon süresi

sonunda yaklaşık %72 değerine ulaşan bir arıtım verimi elde edildiğinde çıkış suyu pH değeri yaklaşık olarak 8,45 değerlerine ulaşmıştır. Şekil 4.26 incelendiğinde en iyi arıtım veriminin elde edildiği sabit pH 7 değerinin 5. dakikasında arıtım verimi yaklaşık %74 değerine ulaşmışken 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda arıtım verimi yaklaşık %86 değerine ulaşmıştır. pH değerinin sabit tutulduğu ve tutulmadığı her iki denemelerde elde edilen arıtım verimi sonuçlarının farklı olması ortamda bulunan $Al(OH)_3$ oluşumu miktarlarının farklı olmasından kaynaklanmaktadır. Aynı şekilde arıtım verimleri pH değerine bağlı olarak farklılık gösterirken, sabit pH denemelerinde ortam pH değeri ilave edilen derişik asit yardımıyla baskı altına alınırken atıksuyun elektriksel iletkenlik değerinin sürekli olarak artmasına bağlı olarak enerji tüketimi değerleri azalmaktadır. Şekil 4.11'de pH 7 değeri için 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda 102 kW-sa/m³'lük enerji tüketimi değerleri ortaya çıkarken sabit pH denemelerinden elde edilen veriler yardımıyla hesaplanan Şekil 4.25 grafiğı incelendiğinde pH 7 değeri için enerji tüketimi değerinin 54 kW-sa/m³'lük değere kadar azaldığı görölmektedir. Reaksiyon süresi boyunca pH değerinin sabit tutulması hem arıtım verimini yükselttiğı gibi enerji tüketimi değerlerinin de azalmasına yol açmıştır.

4.1.4. Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkisi

Akım şiddeti reaktör içersine elektrokimyasal olarak koagölant madde miktarının girişini tespit ettiğı için, elektrokoagölasyon yöntemi ile kirletici giderim verimi incelenirken dikkate alınması gereken önemli bir parametredir. Evsel atıksularından KOİ giderim verimi üzerine akım şiddetinin etkisi incelenirken yaklaşık 250 mg/L başlangıç konsantrasyonuna sahip evsel atıksu ile 5, 10, 15, 20 ve 25 Amper akım şiddetlerinde denemeler yapılmış ve bu denemelerde atıksu pH değeri 5, 6, 7 ve doğal pH değeri olarak alınmıştır. Elde edilen deneysel sonuçlar başlangıç pH değeri ile elektrokoagölasyon prosesi süresince arıtılmış suyun pH değerindeki değışimi cinsinden aşğıdaki şekilde grafiksel olarak gösterilmiştir.

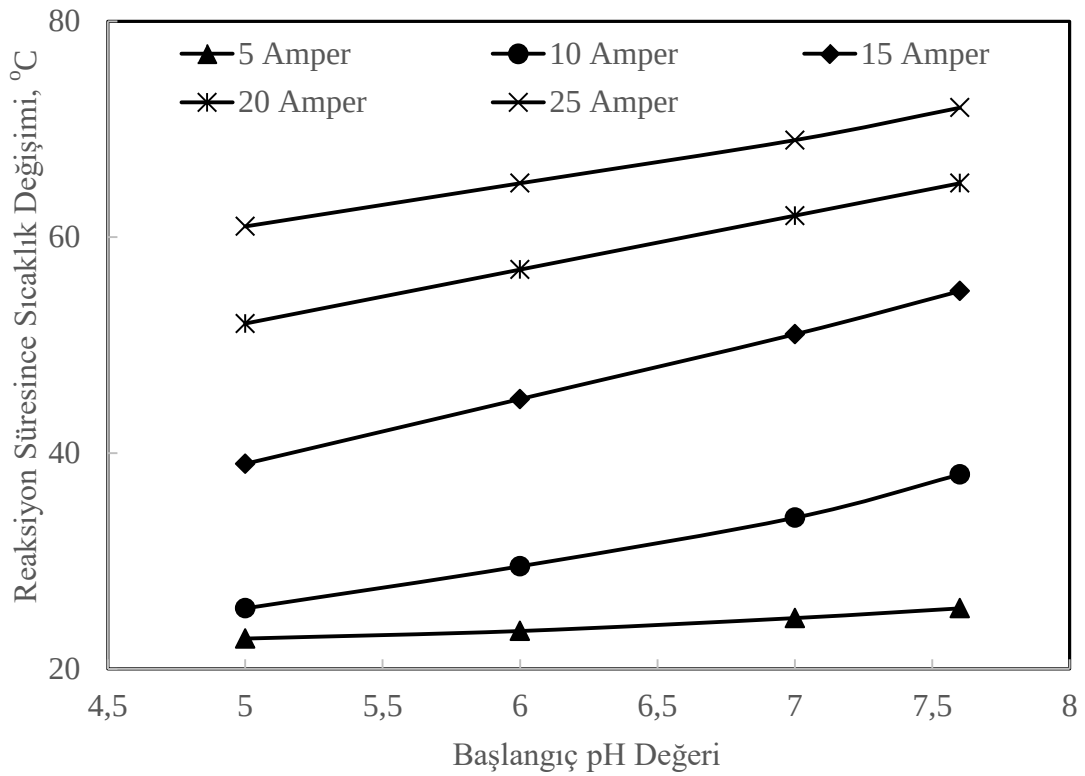


Şekil 4.27. Akım şiddetinin her bir başlangıç atıksu pH değerinin reaksiyon süresi boyunca değişimine etkisi

Şekil 4.27 incelendiğinde, çalışılan bütün akım şiddeti değerlerinde atıksu başlangıç pH değerinin 5 dakikalık reaksiyon süresi boyunca artmasına sebep olmuştur. İncelenen bütün akım şiddeti değerlerinde reaksiyonun ilk 5 dakikalık kısmında hızlı bir arıtım verimi elde edilmiş ve daha sonraki reaksiyon süreleri boyunca arıtım verimi hızı azaldığından dolayı Şekil 4.27’de ilk 5 dakikalık veri kullanılmıştır. Akım şiddetinin artması, elektrokimyasal reaktör içerisinde anotta daha fazla Al^{+3} iyonlarının çözünmesine ve katot bölgesinde daha yüksek hızda H_2 gazı çıkışına sebep olduğundan dolayı çıkış suyu pH değerinin artmasına sebep olmuştur. Reaksiyon süresince pH değerinin akım şiddeti ile doğru orantılı olarak artması daha fazla koagülant madde çözünmesine rağmen pH değerinin $Al(OH)_3$ ’ün çözünürlüğünün düşük olduğu ve daha fazla flok yapma eğilimi gösterdiği pH değerinden uzaklaştığı için arıtım verimi açısından beklenen değerlere ulaşılmasına engel olmuştur. Akım şiddetinin artması, incelenen her atıksu başlangıç pH değerlerinde, ortama elektrokimyasal olarak çözünen daha fazla koagülant madde girişine sebep olduğundan dolayı KOİ giderim veriminin

artmasına yol açmıştır. Elektrokoagülasyon işleminde alüminyum elektrot kullanıldığında oluşması amaçlanan $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarının ortam pH değerine sıkı sıkıya bağlı olduğu unutulmamalıdır. Şekil 4.27’teki veriler incelendiğinde evsel atıksuyun pH 7 değeri ile gerçekleştirilen denemelerde 5 Amperlik akım şiddeti ile 5 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda çıkış suyu pH değeri 7,4, 10 Amperlik akım şiddeti ile 5 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda çıkış suyu pH değeri 7,6, 15 Amperlik akım şiddeti ile 5 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda çıkış suyu pH değeri 7,74, 20 Amperlik akım şiddeti ile 5 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda çıkış suyu pH değeri 7,85 ve 25 Amperlik akım şiddeti ile elektrokimyasal 5 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda çıkış suyu pH değeri 8 değerlerine ulaşılmıştır.

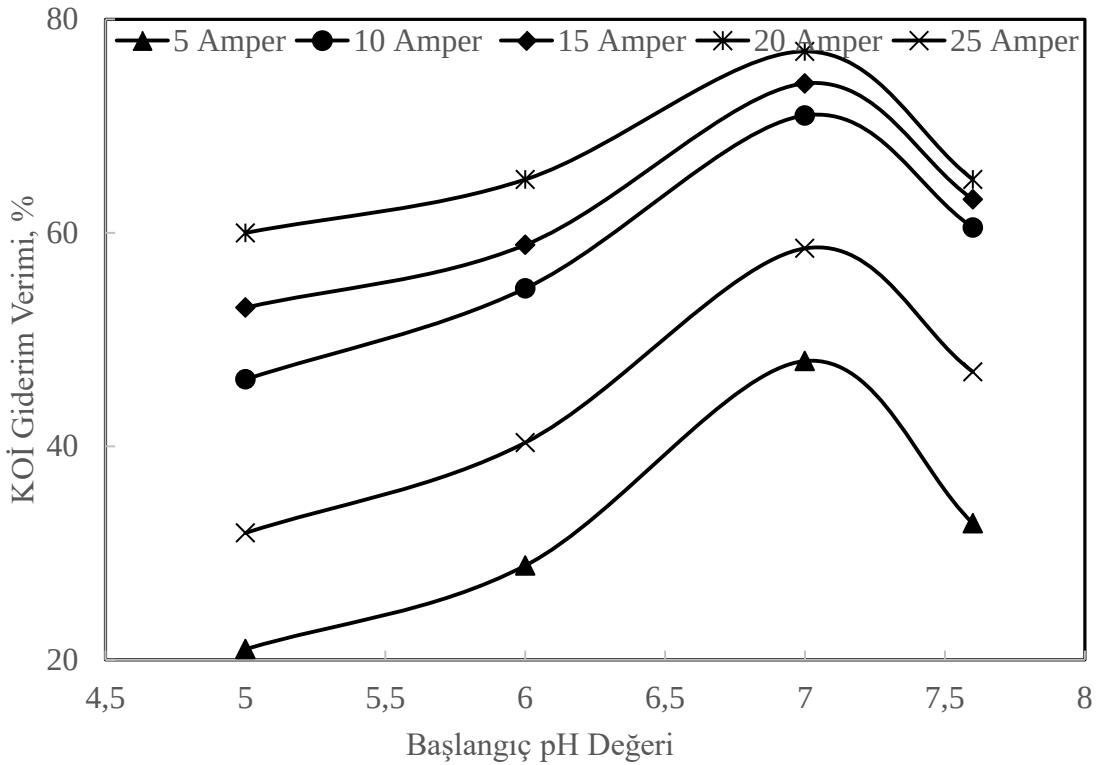
Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen sıcaklık değerlerindeki değişim Şekil 4.28’de gösterilmiştir.



Şekil 4.28. Akım şiddetinin reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

Çalışılan bütün akım şiddeti değerleri için bütün pH değerleri incelenmiştir. Her bir akım şiddeti incelendiğinde Şekil 4.28’de görüldüğü gibi çıkış suyu sıcaklık değerleri artış göstermektedir. Bu durum, artan akım şiddetine bağlı olarak sistemde oluşan elektriksel direncin artması ile sisteme aktarılan elektrik enerjisinin bir kısmının ısı enerjisine dönüşmesi olarak açıklanabilir. Elektriksel direncin artması çıkış suyu sıcaklıklarının artmasına sebep olmuştur. pH 7 değeri ile gerçekleştirilen denemelerde 5 Amper akım şiddeti için çıkış suyu sıcaklığı 24.7°C, 10 Amper akım şiddeti için çıkış suyu sıcaklığı 34°C, 15 Amper akım şiddeti için çıkış suyu sıcaklığı 51°C, 20 Amper akım şiddeti için çıkış suyu sıcaklığı 62°C ve 25 Amper akım şiddeti için çıkış suyu sıcaklığı 69°C’ye kadar artış göstermiştir.

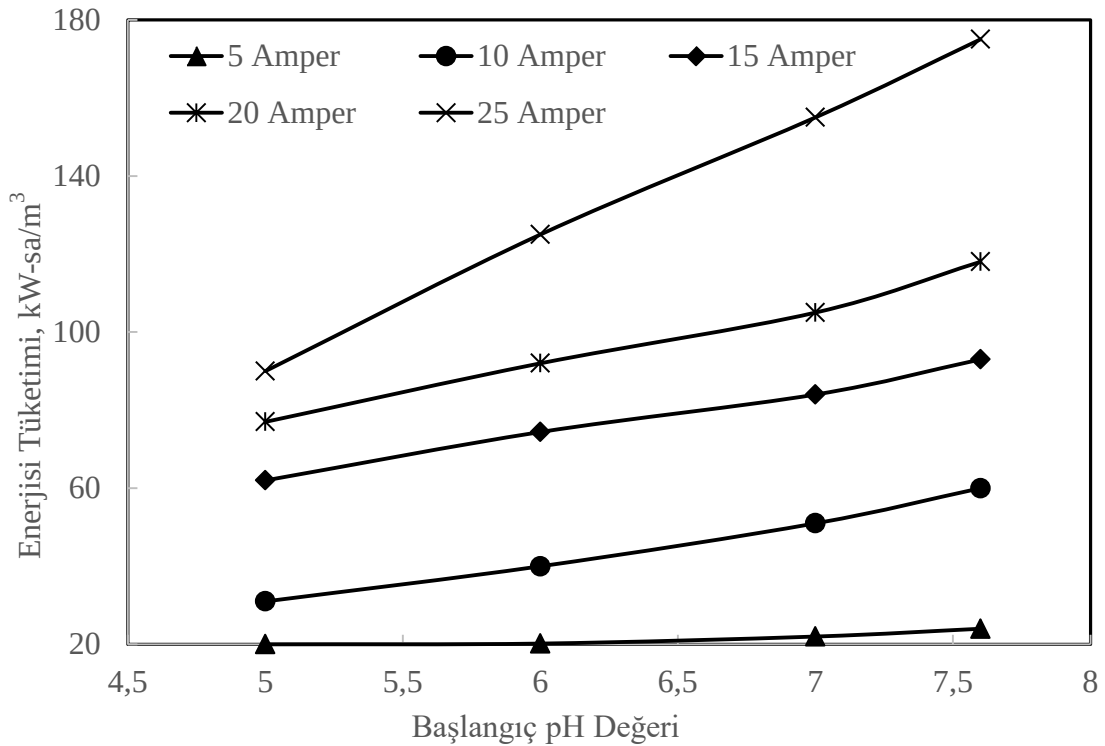
Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen arıtım verimi değerlerindeki değişim Şekil 4.29’da grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.29. Akım şiddetinin reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

Elektrokimyasal reaktöre uygulanan sabit akım şiddeti reaktör içerisine elektrokimyasal olarak çözünerek geçen koagülant madde miktarının girişini Faraday Kanunu ile belirlediği için, elektrokoagülasyon yöntemi ile kirletici giderim verimi incelenirken dikkate alınması gereken önemli bir parametredir. Şekil 4.29 incelendiğinde atıksu başlangıç değerinin 5, 6, 7 ve doğal pH değerlerinde gerçekleştirilen denemelerde, 5 Amperlik sabit akım şiddeti için sırası ile %23, %29, %47 ve %33, 10 Amperlik sabit akım şiddeti için sırası ile %32, %40, %58,5 ve %47, 15 Amperlik sabit akım şiddeti için sırası ile %46, %55, %71 ve %60, 20 Amperlik sabit akım şiddeti için sırası ile %53, %60, %74 ve %64 ve 25 Amperlik sabit akım şiddeti için sırası ile %58, %64, %76 ve %64 olarak gerçekleştiği görülmektedir. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, başlangıç pH değerinin pH 7 değerine kadar artırılması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır. Akım şiddetinin 20 Amperden 25 Ampere yükseltilmesi ile KOİ giderim veriminde beklenen artış söz konusu olmadığı gibi verimde önemli ölçüde azalmaya sebep olmuştur. Bu durum evsel atıksuyun iletkenlik değerinin çok yüksek olmamasından dolayı artan akım şiddetlerine bağlı olarak sistemde oluşan yüksek elektriksel direnç bağlı olarak atıksu sıcaklığının çok hızlı artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Atıksu sıcaklığının çok artması elektrokimyasal olarak oluşması gereken flok üzerinde olumsuz etki göstererek yeterli miktarda Al^{+3} iyonunun çözünmesine rağmen $Al(OH)_3$ oluşmasına engel olmuştur. Başlangıç pH değerinin doğal pH değerine artması KOİ giderim verimini azaltmıştır. Bununla birlikte Şekil 4.27 dikkatli bir şekilde incelendiğinde, artan akım şiddetinin birim reaksiyon süresinde atıksu pH değerinin artış hızını önemli şekilde artırdığından dolayı, KOİ giderim verimi olması gereken artış hızını gerçekleştirememiştir. 5 Amperlik sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerine bağlı olarak en düşük pH değeri (pH 5) ile en yüksek pH değeri (pH 7) arasındaki giderim verimi açısından %27 (48-21) fark varken, 20 Amperlik akım şiddeti açısından bu fark %17 (77-60) olarak gerçekleşmiştir. Yüksek akım şiddetleri ile beklenen artırım verimine ulaşamamasının iki temel sebebi vardır; yüksek akım şiddetlerinde birim zamanda ortam pH değerinin çok hızlı artması ve artan elektriksel direnç dolayısı ile çıkış suyu sıcaklık değerlerinin artmasının flok oluşumu üzerine olumsuz etkiler göstermesidir.

Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerde optimum akım şiddetinin seçiminde dikkat edilmesi gereken önemli parametrelerden biri de sisteme uygulanan potansiyel fark sonucu ortaya çıkacak birim arıtılmış su hacmi başına düşen enerji tüketimi değerlerinin belirlenmesidir. Elektrokimyasal proseslerde ortaya çıkacak enerji tüketimi değerleri hesaplanırken Eşitlik 2.5’de verilen matematiksel eşitlikten yararlanılır. İncelenen her bir başlangıç değeri ile her bir akım şiddeti için ortaya çıkan birim arıtılmış su hacmi başına enerji tüketimi değerleri Şekil 4.30’da grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.30. Enerji tüketimi üzerine uygulanan sabit akım şiddeti değerinin etkisi

Şekil 4.30’dan da görüldüğü gibi pH 5 başlangıç atıksu değerinde 5 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda yaklaşık 20 kW-sa/m³ iken aynı pH değeri için 25 Amperlik akım şiddetinde enerji tüketimi değeri 90 kW-sa/m³ değerine ulaşmaktadır. pH 6 başlangıç atıksu değerinde 5 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda

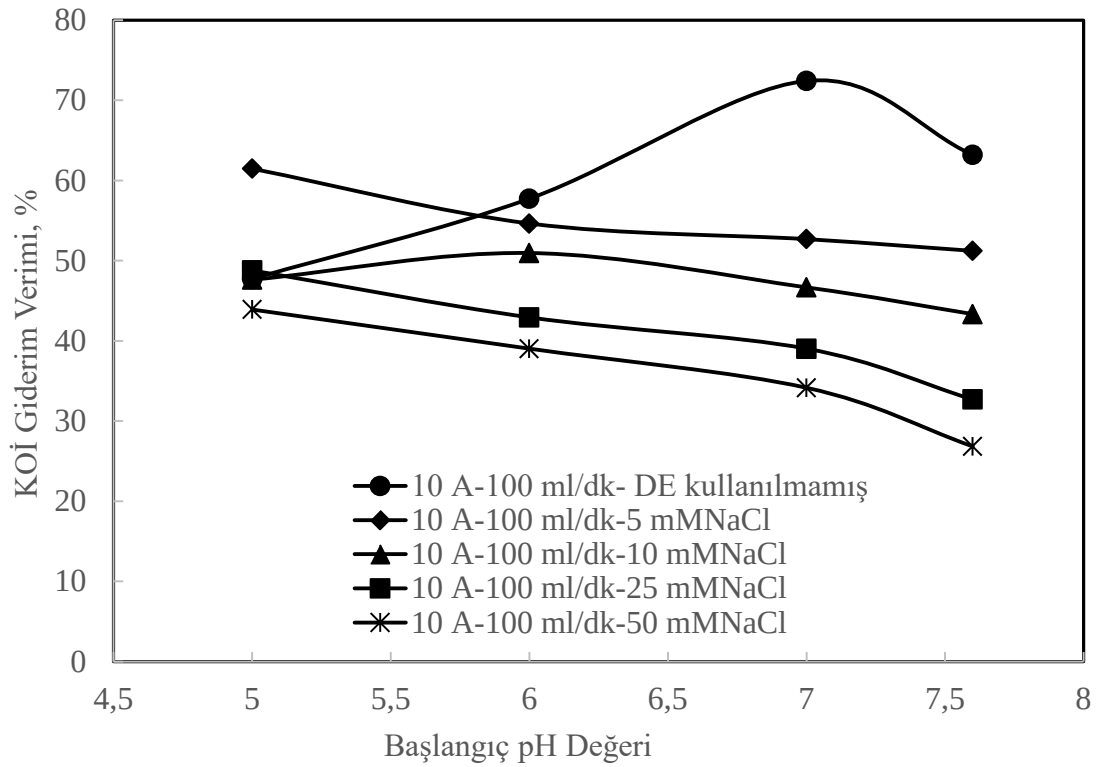
yaklaşık 21 kW-sa/m³ iken aynı pH değeri için 25 Amperlik akım şiddetinde enerji tüketimi değeri 125 kW-sa/m³ değerine ulaşmaktadır. pH 7 başlangıç atıksu değerinde 5 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda yaklaşık 23 kW-sa/m³ iken aynı pH değeri için 25 Amperlik akım şiddetinde enerji tüketimi değeri 155 kW-sa/m³ değerine ulaşmaktadır. Atıksuyun doğal pH değerinde 5 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda yaklaşık 25 kW-sa/m³ iken aynı pH değeri için 20 Amperlik akım şiddetinde enerji tüketimi değeri 175 kW-sa/m³ değerine ulaşmaktadır. Aynı elektriksel iletkenlik değerine sahip olan atıksuda, hem akım şiddetinin artması hem de akım şiddetine bağlı olarak sisteme uygulanan potansiyel fark değerlerinin artması enerji tüketimi değerlerinin üstel olarak artmasına sebep olmaktadır.

Hem giderim verimleri hem de enerji tüketimi değerleri birlikte incelendiğinde 20 Ampere akım şiddetinin artması hem KOİ giderim verimi değerlerinin hem de enerji tüketimi değerlerinin artmasına sebep olduğu görülmektedir. Bununla birlikte uygun bir arıtma prosesinin oluşturulabilmesi için kirletici giderim verimlerinin yüksek enerji tüketimi değerlerinin oldukça düşük olması gerektiği gerçeği göz ardı edilmemelidir. Bu durumda arıtım verimlerinin yüksek olmasına karşın enerji tüketimi değerleri de çok yüksek olduğu için yüksek akım şiddetlerinde elektrokoagülasyon prosesinin işletilmesi uygun olmayacağı sonucuna varılmıştır.

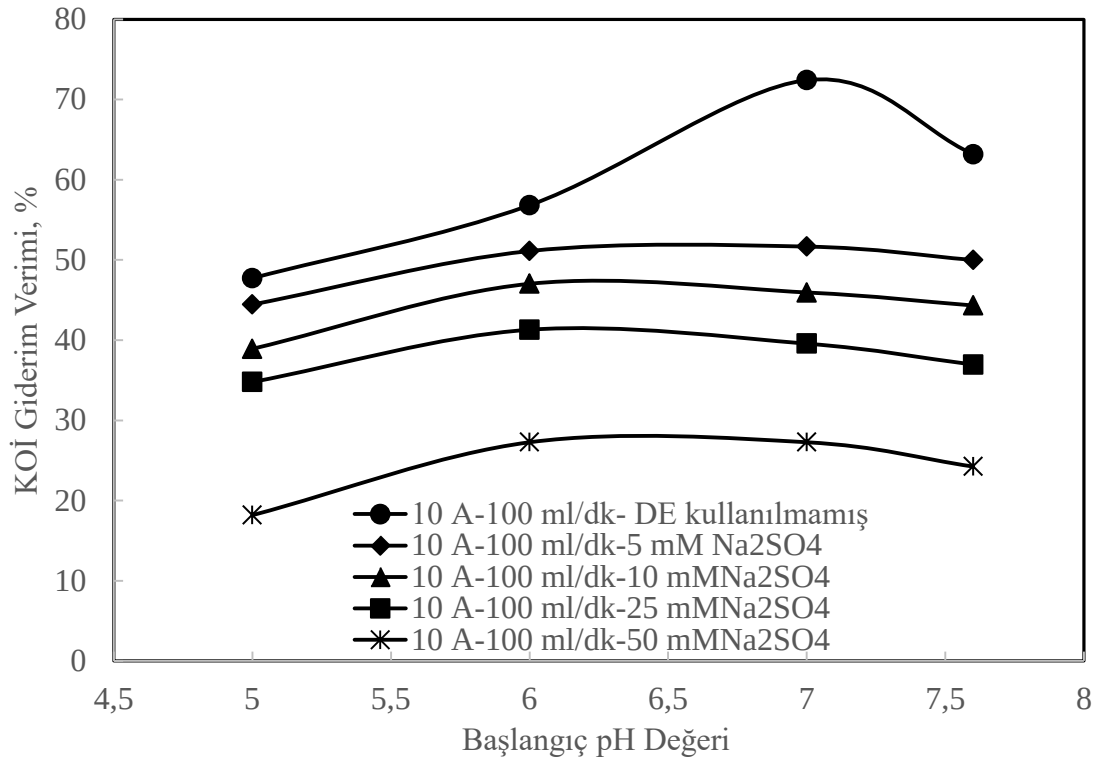
4.1.5. Destek elektrolit türünün ve konsantrasyonun KOİ giderim verimine etkisi

Erzurum Atatürk Üniversitesi Yerleşkesi kanalizasyon sisteminin, şehir kanalizasyon sistemi ile birleştiği yere yakın bir rögar noktasından temin edilen atıksuyun elektriksel iletkenlik değeri yaklaşık olarak 1000-1050 µS/cm civarındadır. Elektrokoagülasyon prosesinde destek elektrolit kullanılmasının temel sebebi, düşük elektriksel iletkenlik değerine sahip atıksuların elektriksel iletkenlik değerlerinin yükseltilerek sistemde oluşabilecek elektriksel direnç değerinin azaltılmasını sağlamak ve dolayısı ile sabit akım şiddeti altında uygulanan potansiyel fark değerinin azalmasına yardımcı olmaktır. Evsel atıksuların arıtma veriminin artırılması için yapılan çalışmalarında destek

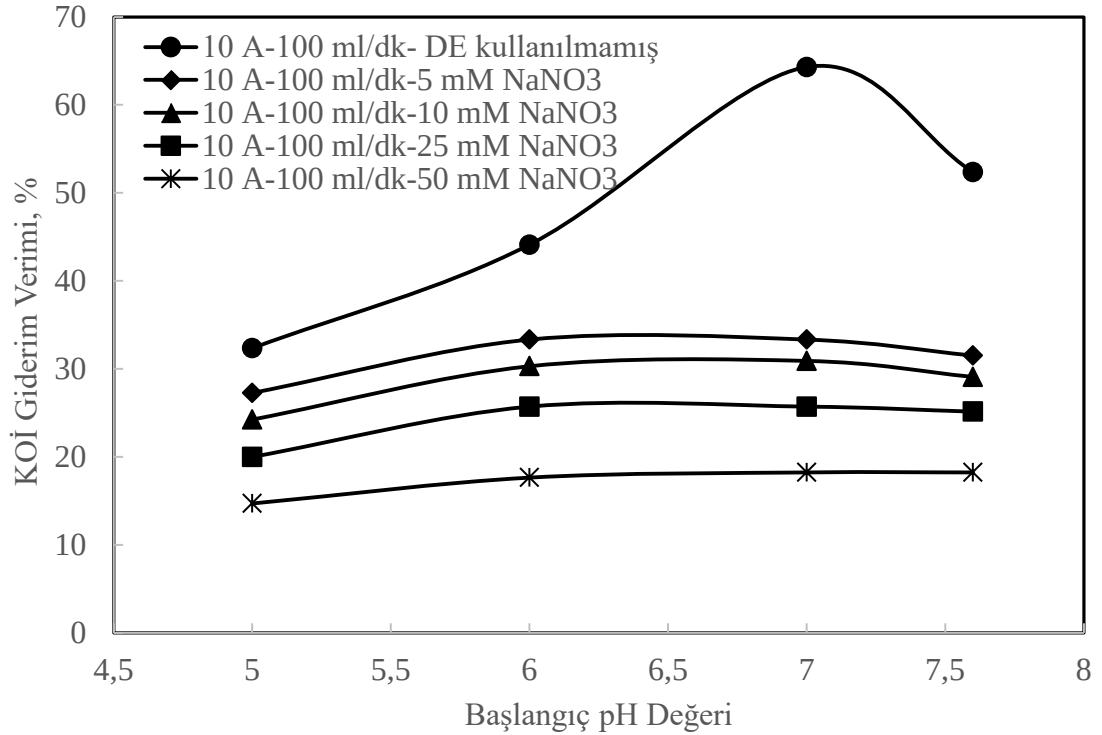
elektrolit türünün etkisi incelenirken NaCl (Sodyum klorür), Na₂SO₄ (Sodyum sülfat) ve NaNO₃ (Sodyum nitrat) gibi tuz türlerinin etkisi 5, 10, 25, ve 50 mM konsantrasyonlarında pH denemelerinde incelenen her bir pH değerlerinde, oda sıcaklığında, 100 ml/dakikalık sirkülasyon hızlarında ve 10 Amper akım şiddetinde incelenmiş ve KOİ giderim verimi için elde edilen sonuçlar NaCl için Şekil 4.31, Na₂SO₄ için Şekil 4.32 ve NaNO₃ için Şekil 4.33’de grafiksel olarak gösterilmiştir. İncelenen her bir destek elektrolit türü için hazırlanan grafiksel sonuçlarda mukayese yapılabilmesi için aynı deneysel şartlarda gerçekleştirilen destek elektrolit kullanılmadığı zaman elde edilen deneylerin sonuçları da gösterilmiştir.



Şekil 4.31. KOİ giderim verimi üzerine NaCl destek elektrolit türünün etkisi



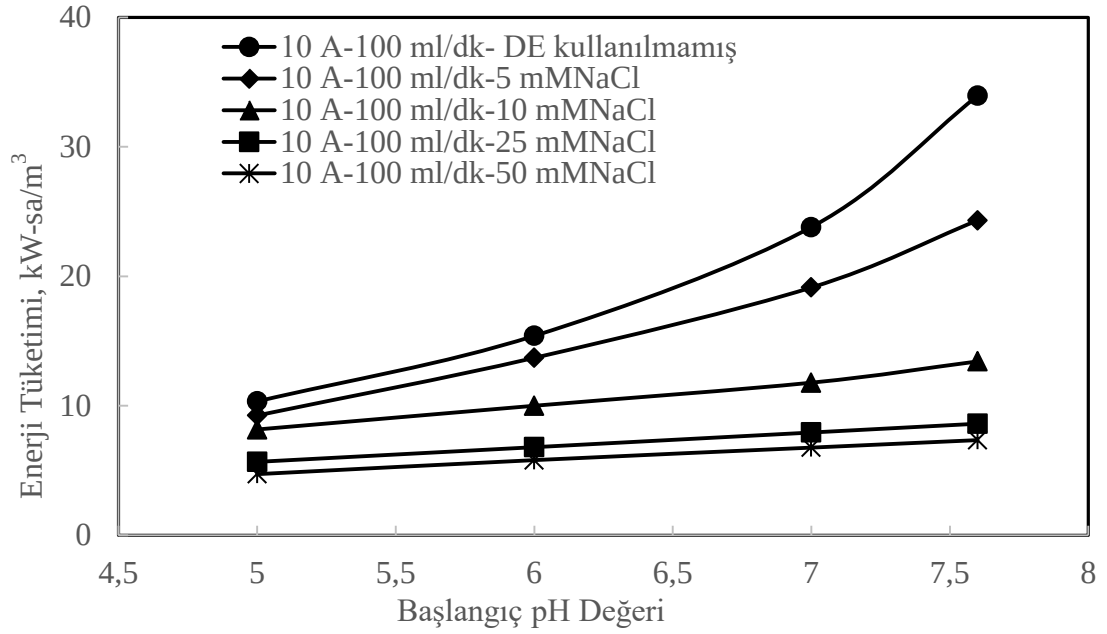
Şekil 4.32. KOİ giderim verimi üzerine Na₂SO₄ destek elektrolit türünün etkisi



Şekil 4.33. KOİ giderim verimi üzerine NaNO₃ destek elektrolit türünün etkisi

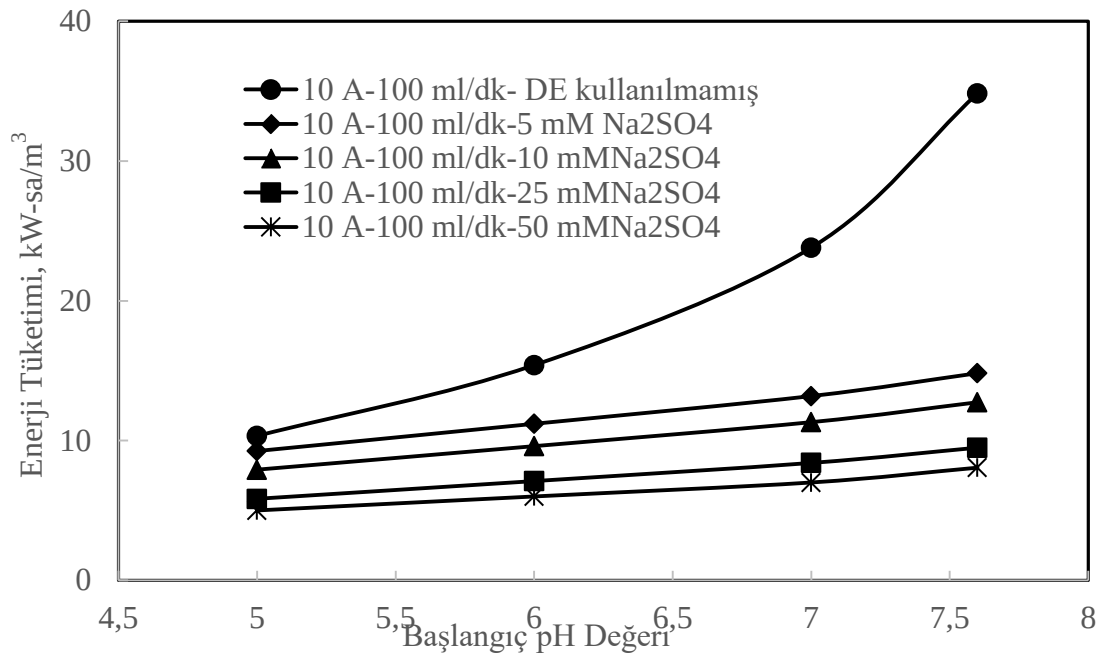
pH 7’de yapılan denemelerde, NaCl için KOİ giderim verimleri için sırasıyla; 5 mM için %63, 10 mM için %47, 25 mM için %39 ve 50 mM için %34 olarak bulunmuştur. pH 7’de yapılan denemelerde, Na₂SO₄ için KOİ giderim verimleri için sırasıyla; 5 mM için %51, 10 mM için %46, 25 mM için %39 ve 50 mM için %18 olarak bulunmuştur. pH 7’de yapılan denemelerde, NaNO₃ için KOİ giderim verimleri için sırasıyla; 5 mM için %33, 10 mM için %30, 25 mM için %25 ve 50 mM için %27 olarak bulunmuştur. 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda, sisteme uygulanan akım şiddetinin 10 A ve atıksu pH değerinin 7 olduğu destek elektrolitsiz denemelerde KOİ giderim verimi %73 olarak gerçekleşmiştir. Şekil 4.31-32-33 ve verilen sayısal değerlerden destek elektrolit kullanımının elektrokoagülasyon ile evsel atıksudan KOİ giderim verimini önemli oranda azalttığı görülmektedir. Destek elektrolit olarak incelenen her üç tuz türünde de KOİ giderim verimi beklenilenin aksine artan destek elektrolit tür konsantrasyonu ile ters orantılı olarak azalma eğilimi göstermiştir. Atıksuya ilave edilen destek elektrolit türü ve konsantrasyonu ile KOİ giderim veriminin azalmasına literatürde yapılan çalışmalarda da rastlanılmıştır (Koby *et al.* 2003).

Destek elektrolit türünün ve konsantrasyonunun incelendiği denemelerde 10 Amperlik sabit akım şiddeti altında sisteme uygulanan potansiyel fark değerleri yardımıyla sistemde meydana gelen enerji tüketim değerleri Eşitlik 2.5 yardımıyla hesaplanmış ve NaCl için Şekil 4.34, Na₂SO₄ için Şekil 4.35 ve NaNO₃ için Şekil 4.36’da grafiksel olarak gösterilmiştir.

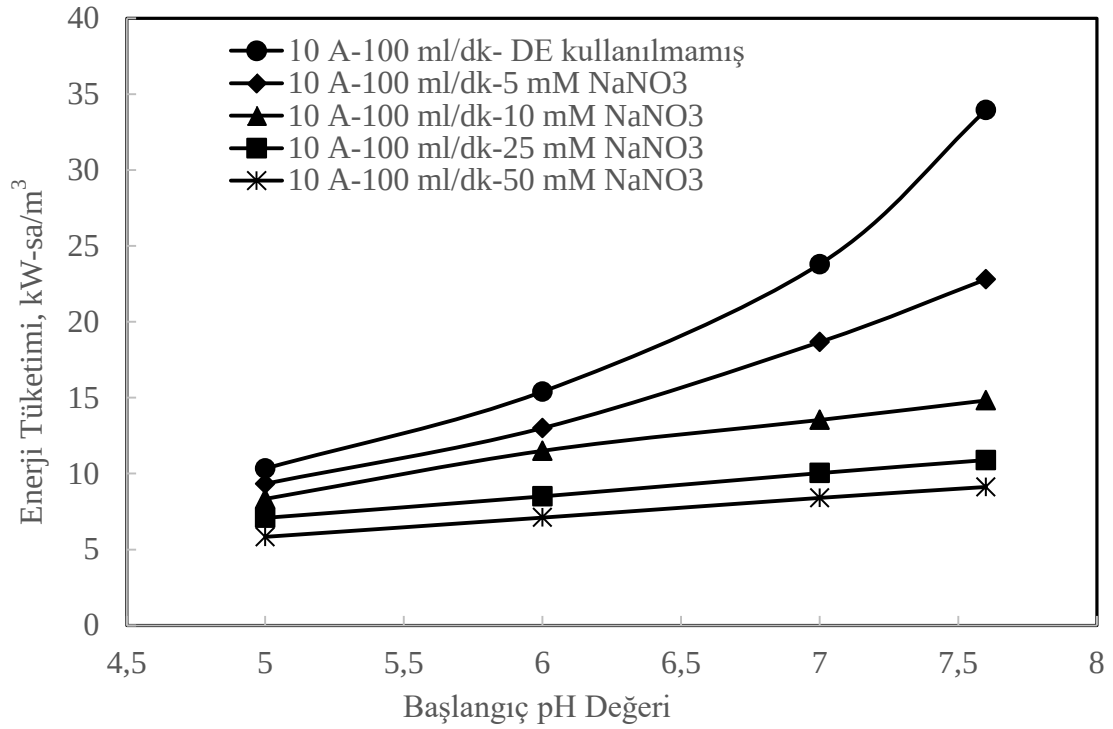


Şekil 4.34. Enerji tüketimi üzerine NaCl destek elektrolit türünün etkisi

Atıksu başlangıç pH değeri 7’de yapılan denemelerde enerji tüketimi değerleri NaCl için sırasıyla; 5 mM için 19, 10 mM için 12, 25 mM için 8,1, 50 mM için 6,77 kW-sa/m³ olarak bulunmuştur.



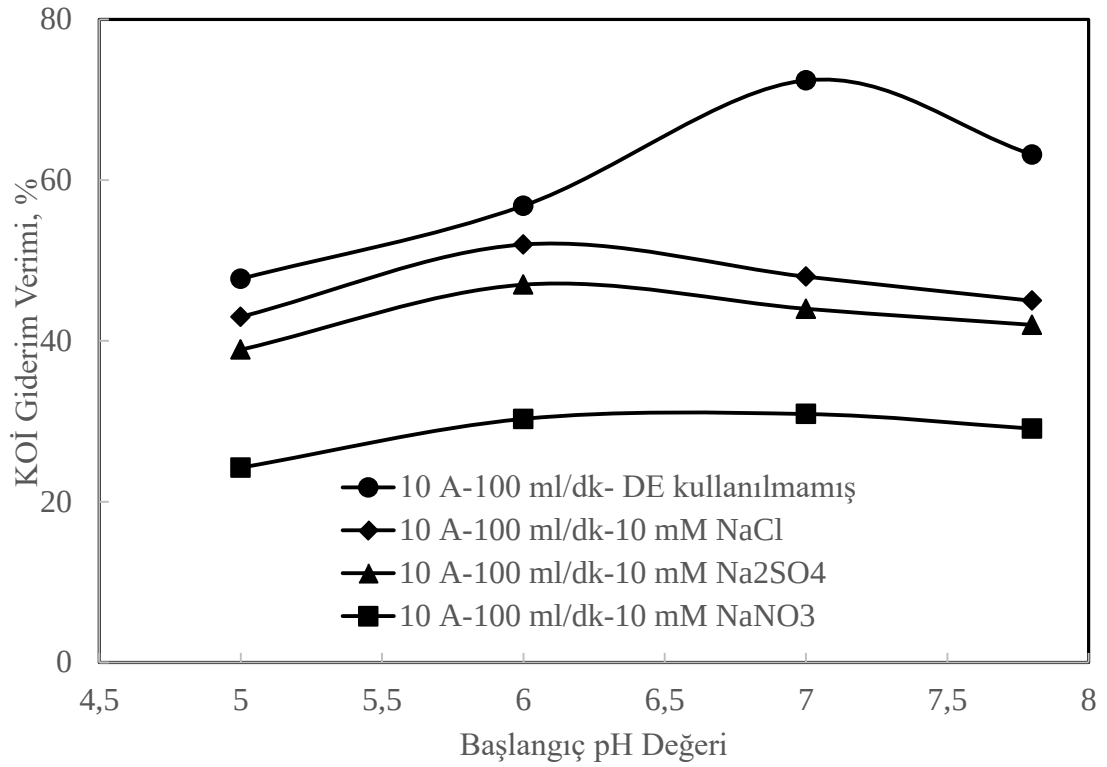
Şekil 4.35. Enerji tüketimi üzerine Na₂SO₄ destek elektrolit türünün etkisi



Şekil 4.36. Enerji tüketimi üzerine NaNO_3 destek elektrolit türünün etkisi

Na_2SO_4 için sırasıyla; 5 mM için 13,2, 10 mM için 11,3, 25 mM için 8,4, 50 mM için 7 kW-sa/m^3 olarak bulunmuştur. NaNO_3 için sırasıyla; 5 mM için 18,7, 10 mM için 13,5, 25 mM için 10, 50 mM için 8,4 kW-sa/m^3 olarak bulunmuştur. 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda, sisteme uygulanan akım şiddetinin 10 A ve atıksu pH değerinin 7 olduğu destek elektrolitsiz denemelerde enerji tüketimi değeri 24 kW-sa/m^3 olarak gerçekleşmiştir. Destek elektrolit türlerinin hepsinin kullanılması arıtım verimini olumsuz olarak etkilemesine rağmen, sisteme uygulanan potansiyel fark değerini azalttıklarından dolayı artan destek elektrolit konsantrasyonları her bir destek elektrolit türü için elektrik enerjisi tüketimi değerlerinin azalmasına yol açmıştır.

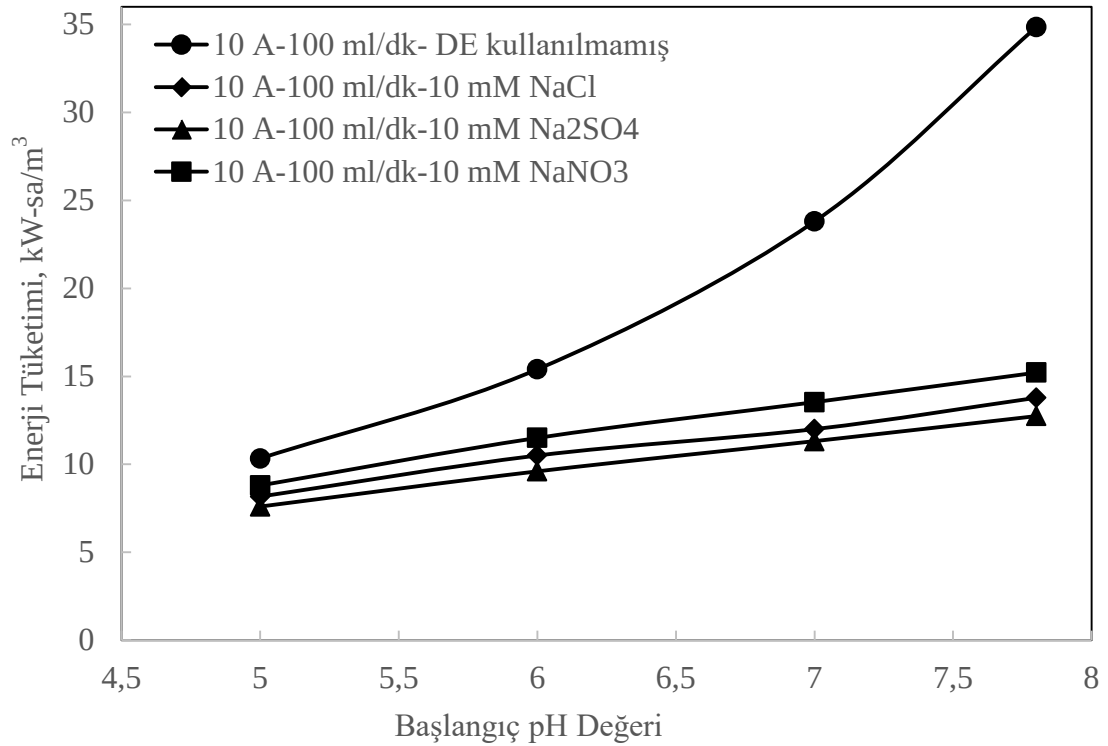
Destek elektrolitin türünün KOİ giderim verimine etkisi her bir destek elektrolit türü için 10 Amperlik akım şiddetlerinde, 10 mM'lık destek elektrolit konsantrasyonlarında ayrı ayrı incelenmiştir. Gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar Şekil 4.37'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.37. Üç farklı destek elektrolit türünün KOİ giderim verimine etkisi

Şekilden de görüldüğü gibi destek elektrolit kullanılmadan gerçekleştirilen denemede %72’lik bir KOİ giderim verimi ulaşılmışken, destek elektrolit olarak NaCl kullanılması sonucu KOİ giderim verimi %49’e, destek elektrolit olarak Na₂SO₄ kullanılması sonucu KOİ giderim verimi %44’e ve destek elektrolit olarak NaNO₃ kullanılması sonucu KOİ giderim verimi %31’e kadar azalmıştır. Destek elektrolit olarak kullanılan üç tuz türünün hiç biri KOİ giderim verimine olumlu etki göstermediği gibi farklı oranlarda KOİ giderim veriminin azalmasına sebep olmuşlardır.

Destek elektrolitin türünün enerji tüketimine etkisi her bir destek elektrolit türü için 10 Amperlik akım şiddetlerinde, 10 mM’lık destek elektrolit konsantrasyonların da ayrı ayrı incelenmiştir. Gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar Şekil 4.38’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



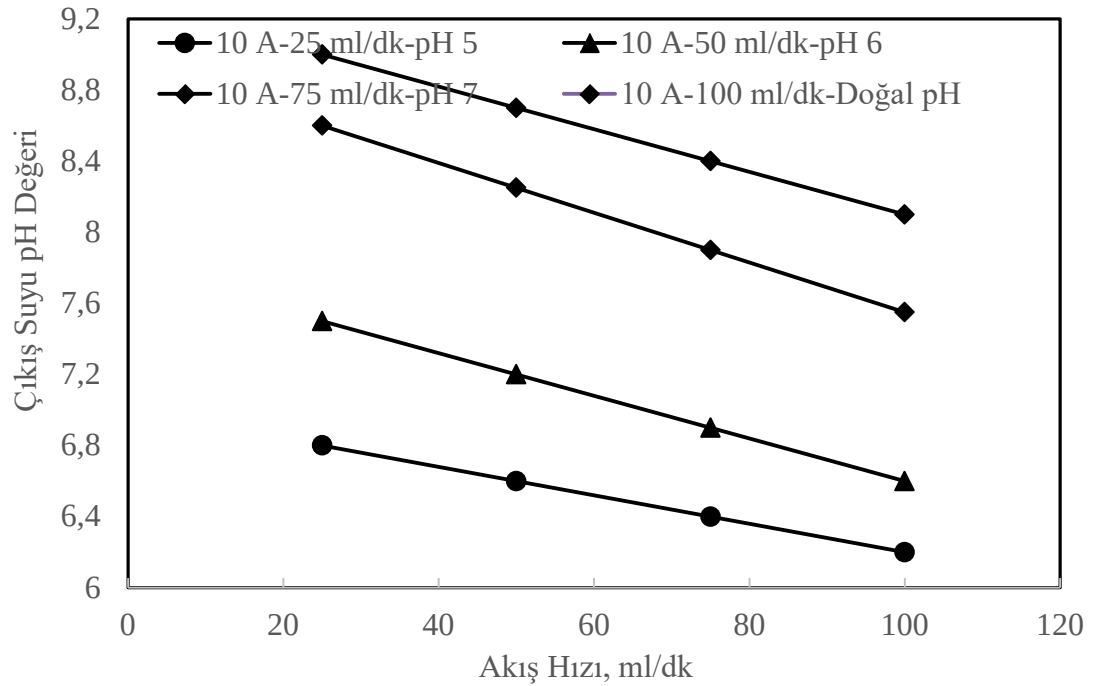
Şekil 4.38. Üç farklı destek elektrolit türünün enerji tüketimine etkisi

Şekil 4.38 incelendiğinde, destek elektrolitsiz gerçekleştirilen denemelerden ortaya çıkan potansiyel fark değerleri ile hesaplanan enerji tüketimi değerlerinin 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda pH 7 değeri için yaklaşık 35 kW-sa/m³ gibi çok yüksek bir değere ulaştığı görülmektedir. 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda destek elektrolit olarak NaCl kullanıldığında enerji tüketimi değeri 14 kW-sa/m³, destek elektrolit olarak Na₂SO₄ kullanıldığında enerji tüketimi değeri 12 kW-sa/m³, destek elektrolit olarak NaNO₃ kullanıldığında enerji tüketimi değeri 15,2 kW-sa/m³ değerlerine ulaşmıştır. İncelenen üç farklı destek elektrolit türü de farklı oranlarda enerji tüketimi değerlerini azaltsa da KOİ giderim verimini olumsuz yönde etkilediklerinden dolayı elektrokoagülasyon prosesi ile evsel atıksu arıtımı için destek elektrolit kullanılmasının uygun olmayacağı sonucuna varılmıştır.

4.2. Sürekli Sistem Denemeleri

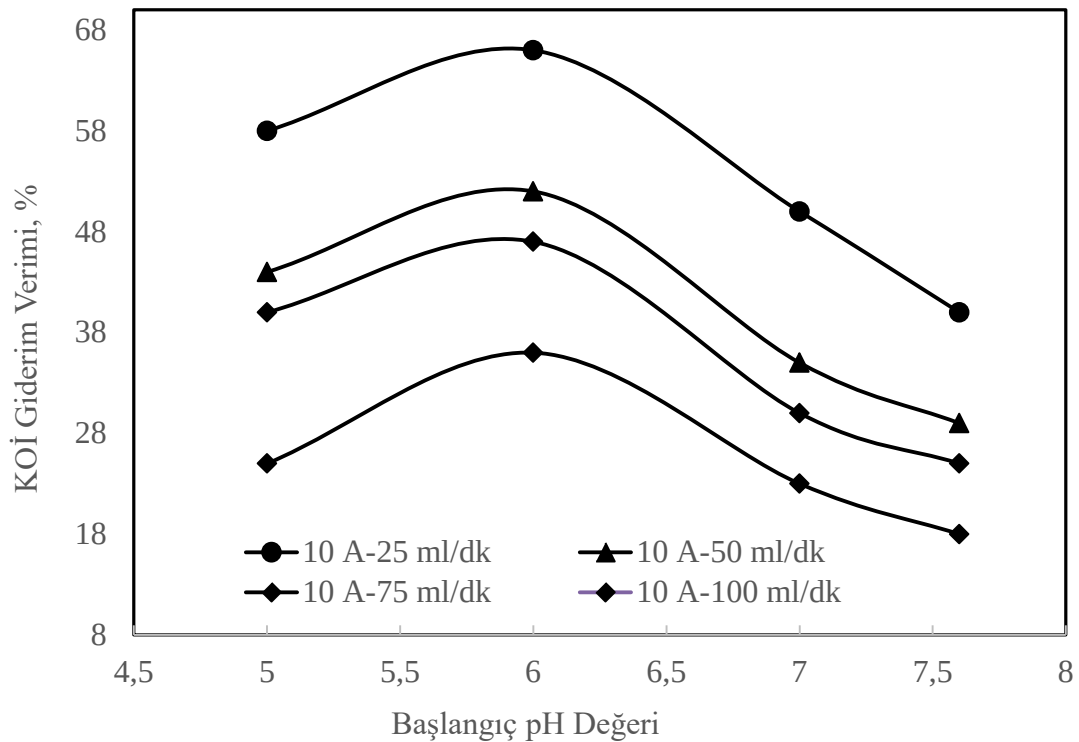
4.2.1. Atıksuyun başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde ortamın pH değeri, elektrokimyasal olarak çözünen anot elektrot materyalinin ortamda bulunduğu formu etkilediğinden dolayı evsel atıksularının arıtılmasını etkileyen önemli bir parametredir. Atıksu başlangıç pH değerinin atıksudan KOİ giderim verimi üzerine etkisi alüminyum anot için incelemiştir. Alüminyum anodun kullanıldığı denemelerde atıksu başlangıç pH değerinin giderim verimi üzerine etkisinin incelenmesi için atıksuyun başlangıç pH değerleri 5, 6, 7 ve doğal pH değeri olan 7,6 olarak ayarlanmış ve reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Atıksuyun başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi incelenirken, 25, 50, 75 ve 100 ml/dk'lık akış hızı değerlerinde, bu akış hızları için sırasıyla 40, 20,15 ve 10 dk zaman aralıklarının da 10 Amper akım şiddetinde ve destek elektrolitsiz ortamda 500 ml'lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Akış hızı değişiminin çıkış suyu pH değerlerine etkisi Şekil 4.39'da grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.39. Farklı atıksu başlangıç pH değerleri akış hızının için çıkış suyu pH değerlerine etkisi

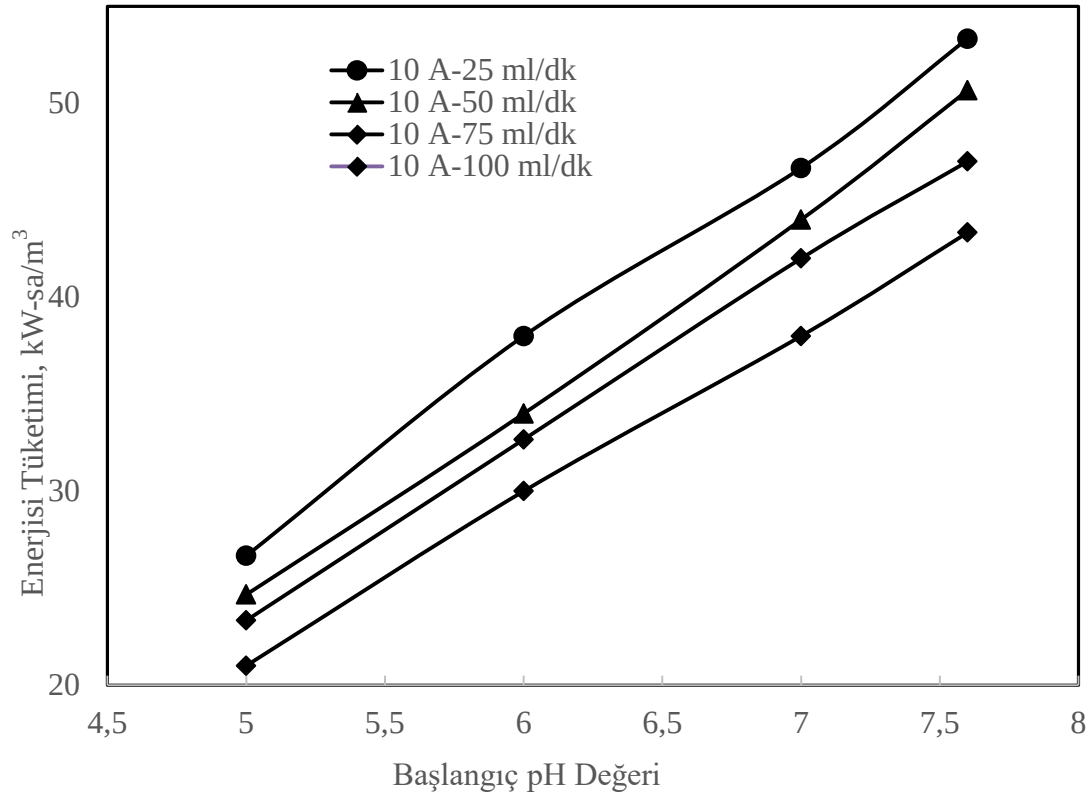
25, 50, 75 ve 100 ml/dk'luk akış hızlarının evsel atıksudan KOİ giderimine etkisinin incelendiği denemelerde her bir akış hızı için belirtilen pH değerlerinde denemeler gerçekleştirilmiş ve çıkış suyu pH değerleri tespit edilmiştir. Buna göre, Şekil 4.39'dan da görüleceği gibi 10 Amper sabit akım şiddeti altında 25 ml/dk'luk akış hızı için başlangıç pH değeri 5 olan denemenin çıkış suyu pH değeri 6,8, 50 ml/dk için 6,6, 75 ml/dk için 6,4 ve 100 ml/dk için 6,2 değer elde edilmiştir. Bu eğilim çalışılan diğer akış hızları için de aynıdır. Akış hızının artması atıksuyun reaktörde kalış süresini azalttığından elektrokimyasal reaksiyon hızını etkilemekte ve dolayısı ile artan akış hızına bağlı olarak pH değerinin azalmasına sebep olmaktadır. Çalışılan başlangıç pH değerlerine bağlı olarak çıkış suyu pH değerleri farklılık gösterse de artan akış hızına bağlı olarak çıkış suyu pH değerlerindeki azalma eğilimi benzer özellik göstermektedir. Bu değerlere bağlı olarak incelenen akış hızları için çıkış suyu KOİ değerleri tespit edilmiş ve Şekil 4.40'da grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.40. Atıksu başlangıç pH değerlerinin çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

Şekil 4.40'dan da görüleceği gibi 10 Amper sabit akım şiddeti altında farklı başlangıç pH değerleri ile yapılan farklı akış hızlarının KOİ giderim verimine etkisi benzer eğilim göstermektedir. Her bir akış hızı için en iyi arıtım veriminin elde edildiği başlangıç pH değeri 6 olarak tespit edilmiştir. Başlangıç pH değeri 6 olan denemelerde 25 ml/dk'lık akış hızı için %66'lık bir arıtım verimine ulaşılırken sırası ile 50 ml/dk'lık akış hızı için %52, 75 ml/dk'lık akış hızı için %47 ve 100 ml/dk'lık akış hızı için %36'lık arıtım verimleri elde edilmiştir. Başlangıç pH değerinin arıtım verimine etkisini incelerken hem Şekil 2.5 hem de Şekil 4.39 bir arada incelenmelidir. Şekil 2.5 Sulu ortamda oluşan Al komplekslerinin pH ile ilişkisini göstermektedir ve $Al(OH)_3$ için en elverişli pH değeri aralığının 5,5-7,5 olduğunu göstermektedir. Şekil 4.39 ise farklı başlangıç pH değerlerine bağlı olarak çıkış suyu pH değerlerini göstermektedir. Şekil 4.39'dan başlangıç pH değerinin 6 olduğu denemelerden elde edilen çıkış suyu pH değerlerinin her bir akış hızı değeri için sırası ile 25 ml/dk için 7,5, 50 ml/dk için 7,2, 75 ml/dk için 6,9 ve 100 ml/dk için 6,6 olduğu görülmektedir. Bu değerler başlangıç pH değeri 5 olan deneme için sırası ile 25 ml/dk için 6,8, 50 ml/dk için 6,6, 75 ml/dk için 6,4 ve 100 ml/dk için 6,2, başlangıç pH değeri 7 olan deneme için sırası ile 25 ml/dk için 8,6, 50 ml/dk için 8,25, 75 ml/dk için 7,9 ve 100 ml/dk için 7,55, başlangıç pH değeri 7,6 olan deneme için sırası ile 25 ml/dk için 9, 50 ml/dk için 8,7, 75 ml/dk için 8,4 ve 100 ml/dk için 8,1 olduğu görülmektedir. Başlangıç pH değeri 6 olan deneme dışında kalan başlangıç pH değerleri için çıkış suyu pH değerlerinin $Al(OH)_3$ oluşumu için uygun olan pH aralığının dışında kaldığı görülür. Bu yüzden sabit akım şiddeti altında aynı miktar Al^{+3} iyonu çözünse bile $Al(OH)_3$ oluşum hızı ve miktarı ortam pH değerine göre farklılık göstermektedir. Bu farklılıkta KOİ giderim verimlerinin farklı başlangıç pH değerlerine bağlı olarak farklı olmasına sebep olmaktadır.

Atıksu başlangıç pH değerlerinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen potansiyel fark değerleri yardımıyla enerji tüketimi değerleri hesaplanmış ve Şekil 4.41'de gösterilmiştir.



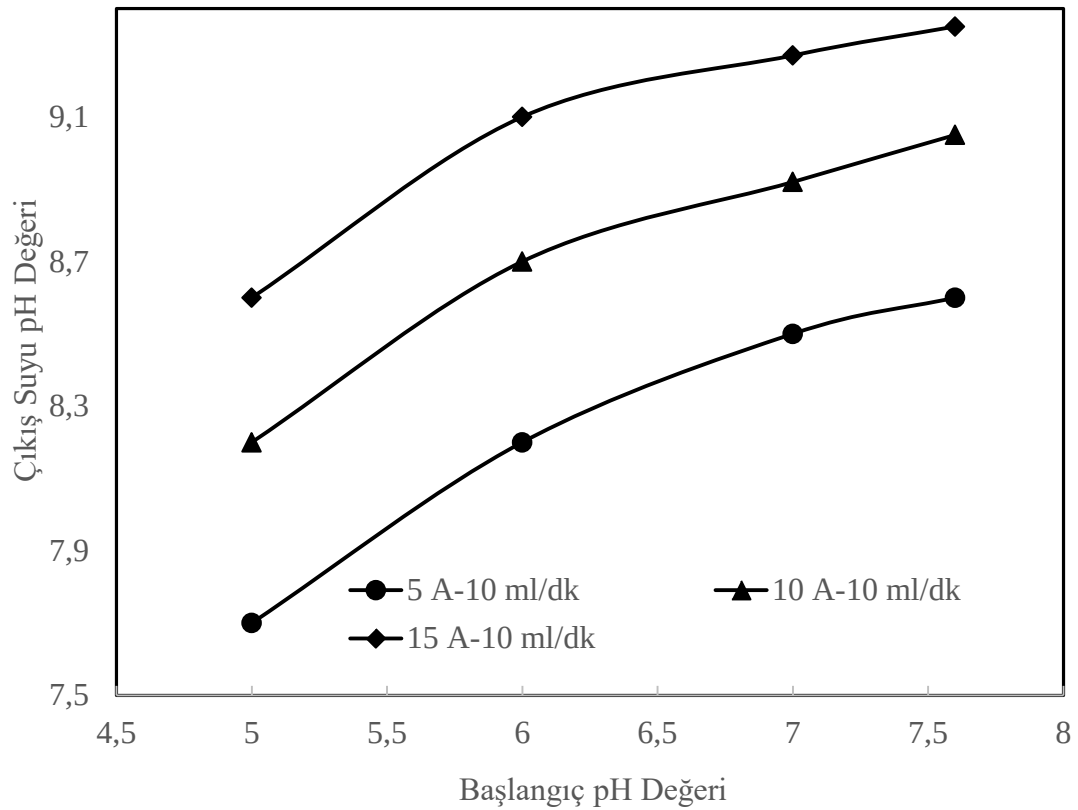
Şekil 4.41. Atıksu başlangıç pH değerlerinin çıkış suyu KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

Şekil 4.41’den de görüldüğü gibi çalışılan bütün akış hızlarında sabit 10 Amper akım şiddeti altında atıksu başlangıç pH değerinin enerji tüketimine etkisi aynı eğilimdedir. En yüksek enerji tüketimi bütün akım şiddeti değerleri için atıksuyun doğal pH değeri olan 7,6’da gerçekleşmektedir. Bu durum beklenen doğal bir sonuçtur. Atıksuyun doğal pH değerinin altındaki pH değerlerinin elde edilebilmesi için atıksu derişik asit ile muamele edilmelidir. Bu durum da, atıksuyun elektriksel iletkenlik değerinin artmasına sebep olmaktadır. Artan elektriksel iletkenlik değeri sabit akım şiddeti altında sisteme uygulanan potansiyel fark değerlerinin azalmasına neden olmaktadır. Eşitlik 3.5 iyi bir şekilde incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimi ile doğrusal bir ilişki içerisinde olduğu görülmektedir. Potansiyel farkın artması sistemde oluşan enerji tüketimi değerlerinin artmasına, potansiyel farkın azalması sistemde oluşan enerji tüketimi değerlerinin azalmasına sebep olmaktadır. Atıksuyun doğal pH değerinde içermiş olduğu elektriksel iletkenlik değeri diğer pH değerlerinin içermiş

olduğu elektriksel iletkenlik değerlerinden daha düşük olduğundan dolayı sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerde bu pH değerinde daha yüksek potansiyel fark oluşacak ve doğal olarak bu pH değerinde enerji tüketimi daha fazla olacaktır.

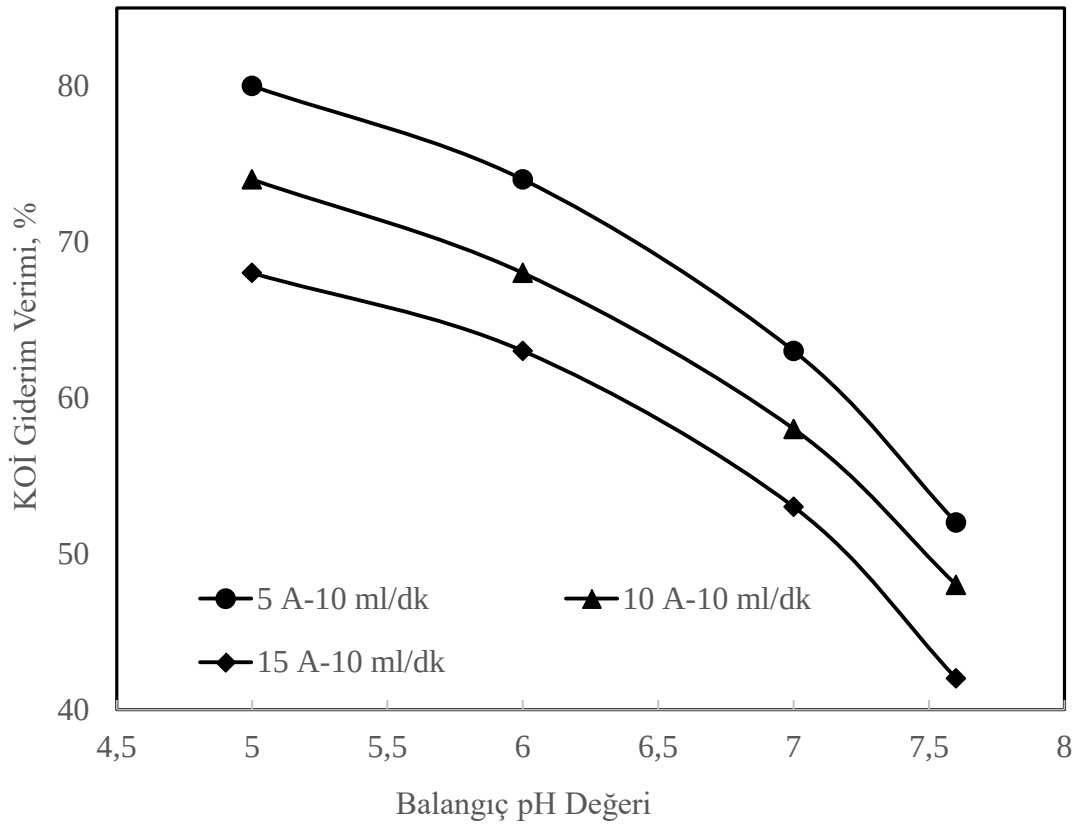
4.2.2. Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkisi

Evsel atıksularından elektrokoagülasyon yöntemi ile sürekli sistemde KOİ giderim verimi üzerine akım şiddetinin etkisi incelenirken yaklaşık 250 mg/L başlangıç konsantrasyonuna sahip atıksu ile 5, 10 ve 15 Amper akım şiddetlerinde denemeler yapılmış ve bu denemelerde atıksu besleme hızı 10 ml/dk ve evsel atıksu pH değeri 5, 6, 7 ve doğal pH değeri olan 7,6 olarak alınmıştır. Elde edilen deneysel sonuçlar çıkış suyu pH değişimi için Şekil 4.42’de KOİ giderim verimi için Şekil 4.43’de ve enerji tüketimi değerleri için Şekil 4.44’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.42. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için çıkış suyu pH değerlerine etkisi

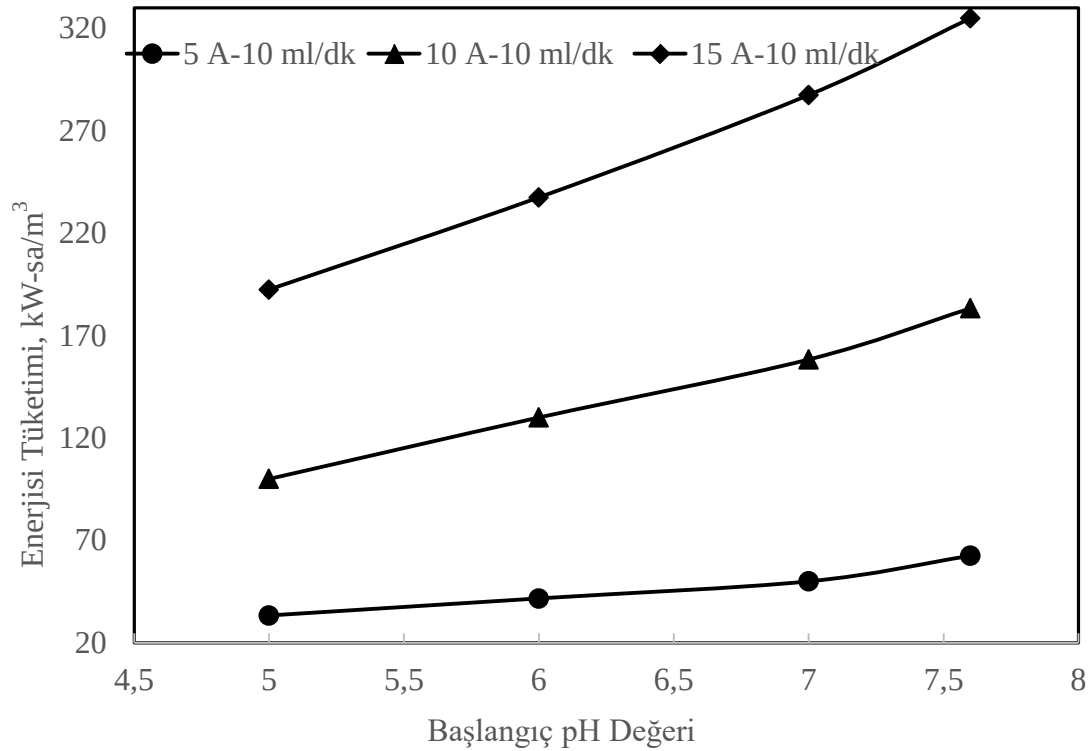
Şekilden de görüldüğü gibi bütün başlangıç pH değerleri için en düşük çıkış suyu pH değeri pH 5 için elde edilmiştir. Artan akım şiddetine bağlı olarak çıkış suyu pH değerleri artış göstermektedir. Bu durum $\text{Al}(\text{OH})_3$ oluşumu için uygun olan pH aralığının artan başlangıç pH değerleri ile artan akım şiddeti değerleri ile de aşıldığını göstermektedir. Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen organik madde konsantrasyonlarına bağlı olarak elde edilen KOİ giderim verimi değerleri Şekil 4.43'te gösterilmiştir.



Şekil 4.43. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

10 ml/dk sabit akış hızlarında gerçekleştirilen 5, 10 ve 15 Amperlik akım şiddeti değerlerinin KOİ giderim verimine etkilerinin gösterildiği Şekil 4.43 en iyi arıtım veriminin çalışılan bütün pH değerleri için 5 Amperlik akım şiddeti olduğunu göstermektedir. Akım şiddeti reaktör içerisine elektrokimyasal olarak koagülant madde miktarının girişini tespit etmektedir. Artan akım şiddeti elektrokoagülasyon reaktörüne

birim zamanda verilen Al^{+3} iyonlarının miktarını artırmaktadır. Bununla birlikte Şekil 4.42 iyi incelendiğinde bütün pH değerleri için 10 ve 15 Amperlik akım şiddetleri reaktör çıkış suyu pH değerlerini $Al(OH)_3$ oluşumu için uygun olan pH aralığının üzerine çıkardığı için birim zamanda reaktöre daha fazla koagülant madde verilmesi tek başına KOİ giderim veriminin artmasını sağlayamamaktadır. KOİ giderim veriminin artması için hem daha fazla koagülant madde miktarı hem de elektrokimyasal olarak çözünen iyonların flokleşmesi için uygun pH aralığına ihtiyaç duyulmaktadır. Bu açıdan akım şiddetinin etkisinin incelenmesi için seçilen akış hızı aralığında akım şiddetinin artması KOİ giderim verimini artırmamıştır.



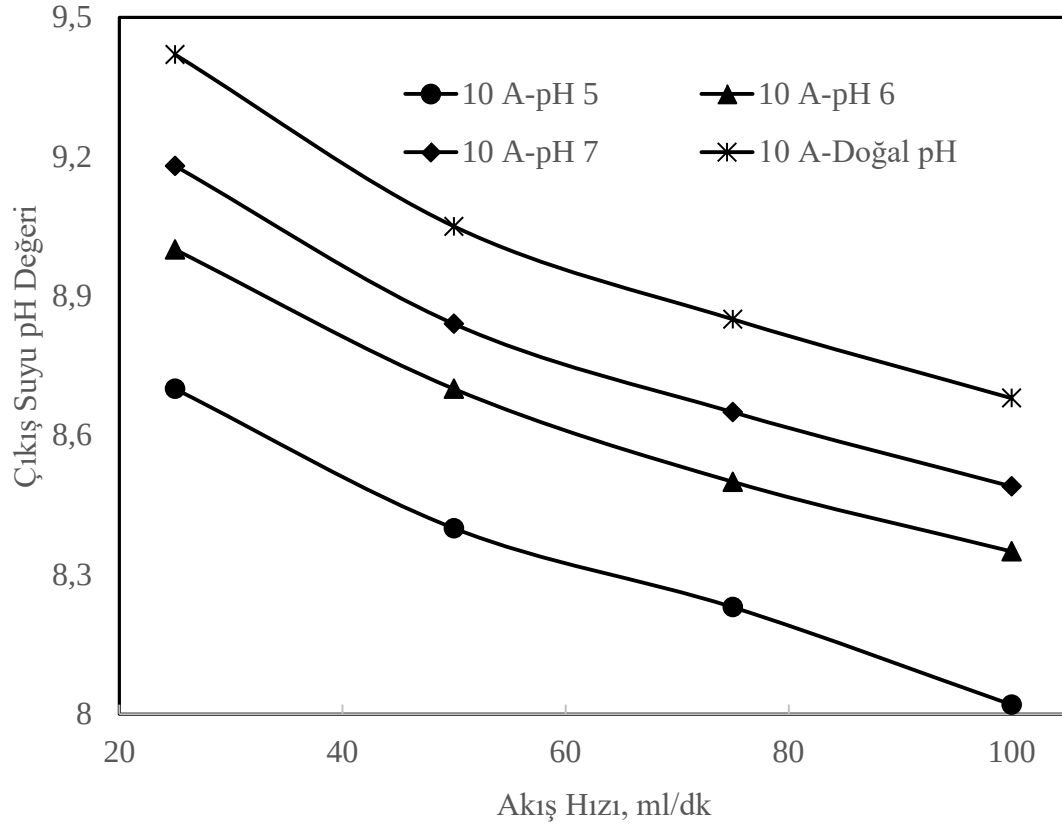
Şekil 4.44. Farklı akım şiddetinin incelenen her bir başlangıç pH değeri için enerji tüketimi değerlerine etkisi

Şekil 4.44 artan akım şiddetine bağlı olarak enerji tüketimindeki değişimi göstermektedir. Şekilden de görülebileceği gibi, incelenen bütün başlangıç pH değerlerinde akım şiddetinin artması ile enerji tüketimi değerlerinin de arttığı görülmektedir. Başlangıç pH değeri 6 için 5 Amperlik akım şiddetinde yaklaşık 33 kW-

sa/m³'lük enerji tüketimi değeri ortaya çıkarken, 10 Amperlik akım şiddetinde bu değer 130 kW-sa/m³ ve 15 Amperlik akım şiddetinde 237.5 kW-sa/m³'lük enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmaktadır. Artan akım şiddetinin KOİ giderim verimini azaltmasının en temel sebebi, 10 ml/dk'lık akış hızının düşük olmasından dolayı reaktördeki yüksek bekletme sürelerinden dolayı hem çıkış suyu pH değerinin hem de çıkış suyu sıcaklık değerlerinin önemli şekilde artması olduğu düşünülmektedir. 500 ml'lik reaktör hacmi göz önüne alındığında 10 ml/dk'lık akış hızı 50 dakikalık bir bekletme süresi ortaya koymaktadır. Bu süre düşük akım şiddetleri için daha az koagülant maddenin kirlatici ile daha fazla temasını sağladığı için avantaj sağlamasına rağmen yüksek akım şiddetleri için yüksek pH değerlerinin oluşmasına sebep olduğundan dolayı bir dezavantaj oluşturmaktadır.

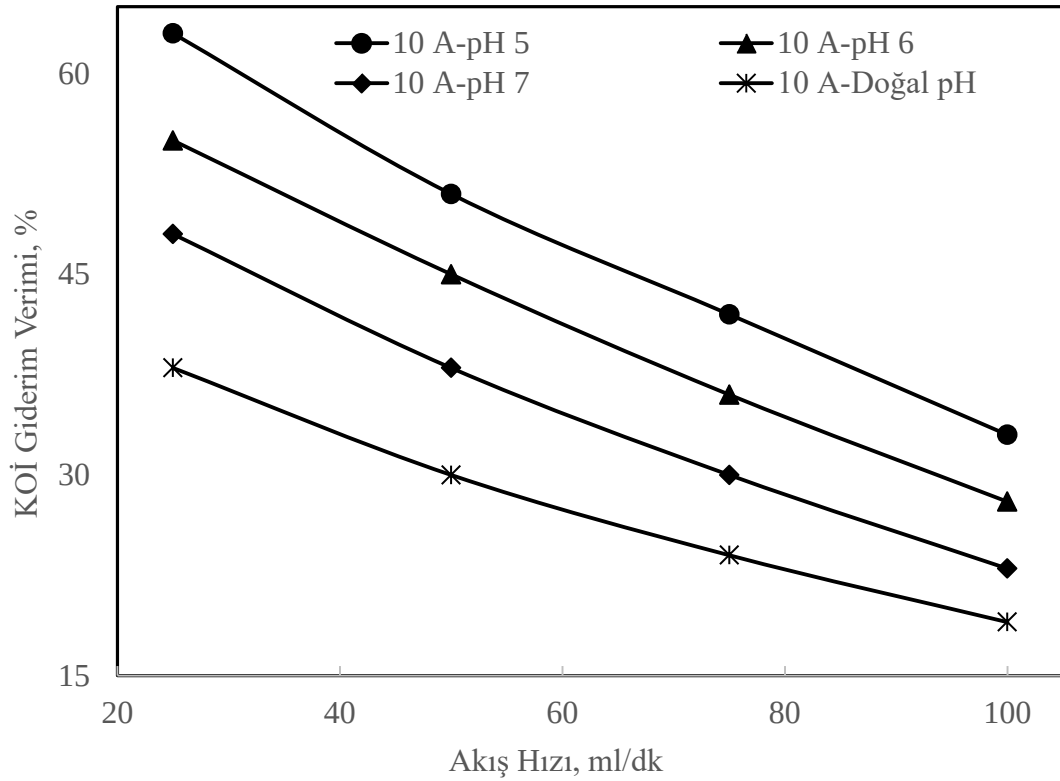
4.2.3. Akış hızının KOİ giderim verimine etkisi

Akış hızının elektrokoagülasyon yöntemi ile evsel atıksudan KOİ giderim verimi üzerine etkisinin incelendiği denemelerde akış hızı 25, 50, 75 ve 100 ml/dk aralıklarında akış hızları seçilmiştir. Atıksuyun reaktöre besleme hızının giderim verimine etkisi incelenirken, atıksu başlangıç pH değeri en iyi arıtım veriminin sağlandığı pH değeri olan pH 5 değerinde incelenmiş, elektrokimyasal reaktöre farklı akım şiddetleri uygulanmış ve destek elektrolitsiz ortamda 500 ml'lik reaktör hacminde denemeler gerçekleştirilmiştir. Akış hızının sabit akım şiddeti altında etkilerinin incelebilmesi için 10 Amperlik sabit akım şiddetinde bütün pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.45'de çıkış suyu değişimi cinsinden grafiksel olarak gösterilmiştir.



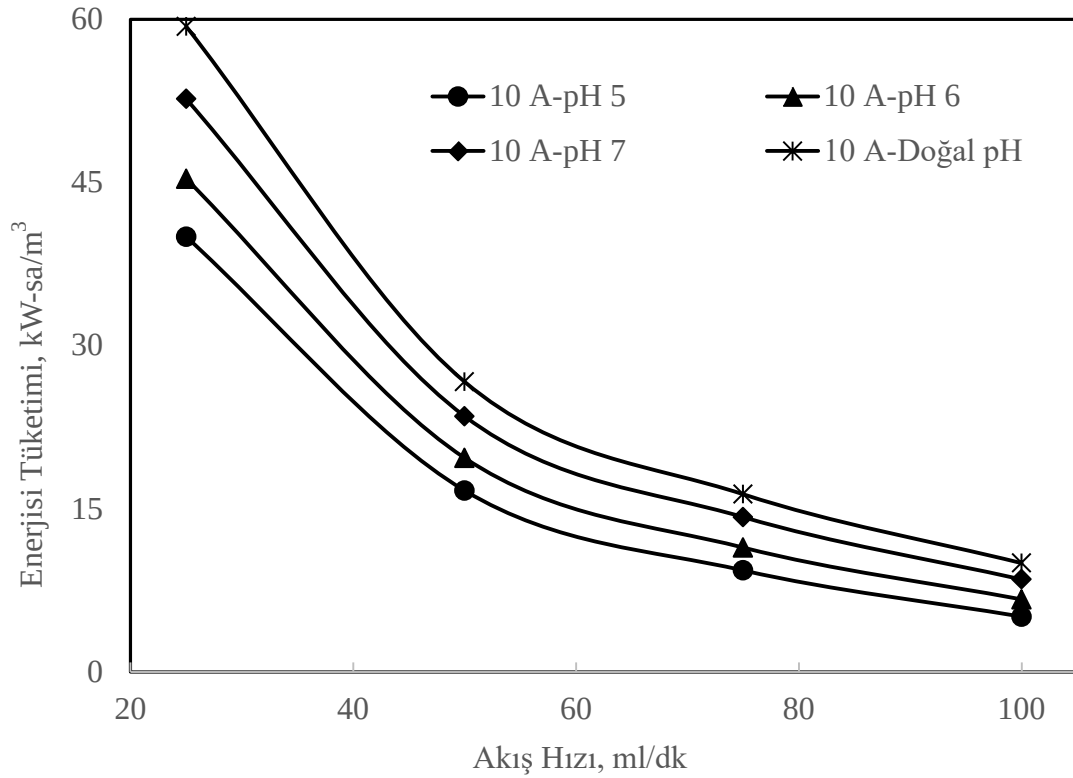
Şekil 4.45. 10 A akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekilden görülebileceği gibi bütün pH değerleri için aynı olmak üzere incelenen akış hızlarının artışına bağlı olarak çıkış suyu pH değerleri azalma eğilimi göstermektedir. Artan akış hızına bağlı olarak çıkış suyu pH değerlerinin azalmasının sebebinin, akış hızının artmasının atıksuyun reaktörde kalış süresini azalttığından dolayı reaktörde oluşan $Al(OH)_3$ flokları ile kirletici temasının azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Akış hızının KOİ giderim verimine etkilerini gösteren Şekil 4.46 aşağıda verilmiştir.



Şekil 4.46. 10 A sabit akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

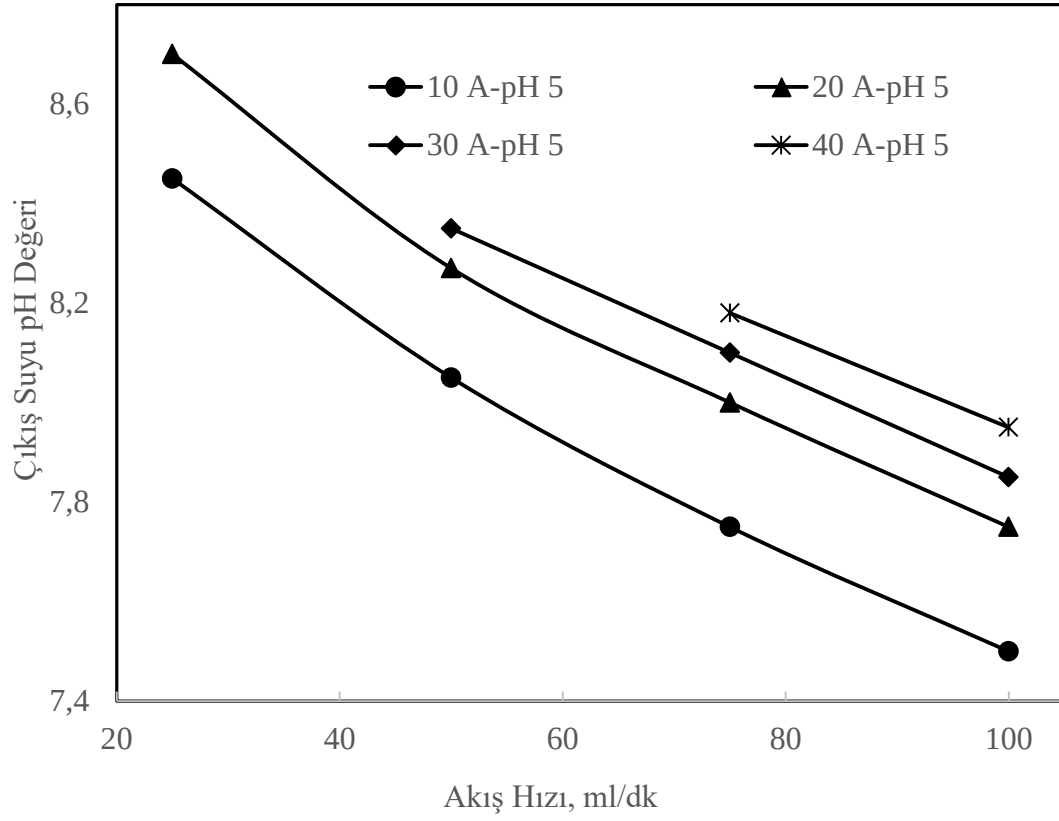
Sabit akım şiddeti altında incelenen bütün başlangıç pH değerleri için artan akış hızı KOİ giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur. 25 ml/dk'lık akış hızı için pH 5'te %63, pH 6'da %55, pH 7'de %48 ve atıksuyun doğal pH değerinde %38'lik arıtım verimleri elde edilmiştir. 50 ml/dk'lık akış hızı için pH 5'te %55, pH 6'da %45, pH 7'de %38 ve atıksuyun doğal pH değerinde %30'luk arıtım verimleri elde edilirken en yüksek akış hızı olan 100 ml/dk'lık akış hızı için pH 5'te %38, pH 6'da %30, pH 7'de %27 ve atıksuyun doğal pH değerinde %19'luk arıtım verimleri elde edilmiştir. KOİ giderim veriminin en yüksek olduğu pH 5 değeri için sırası ile 25 ml/dk için %63, 50 ml/dk için %51, 75 ml/dk için %48 ve 100 ml/dk için %38'lik arıtım verimleri tespit edilmiştir. Akış hızının 25 ml/dk'dan 100 ml/dk'ya artırılması ile KOİ giderim veriminde %25'lik (%63-%38) azalma yaşanmıştır. Aynı denemelerden elde edilen enerji tüketimi değerleri Şekil 4.47'de gösterilmiştir.



Şekil 4.47. 10 A sabit akım şiddeti altında bütün başlangıç pH değerinde incelenen akış hızlarının enerji tüketimi değerlerine etkisi

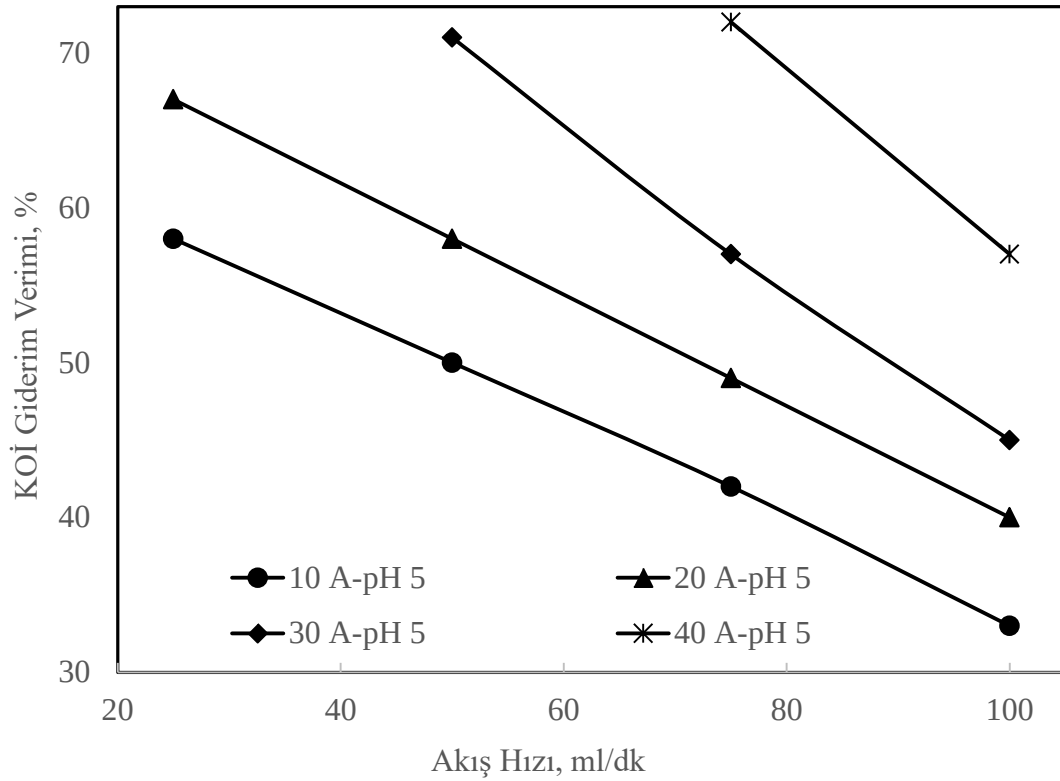
Şekil 4.47 incelendiğinde sabit akım şiddeti altında en yüksek enerji tüketimi değerlerinin en düşük akış hızı olan 25 ml/dk'lık akış hızlarında gerçekleştiği görülmektedir. Bu eğilim incelenen bütün pH değerleri için geçerlidir ve temel sebebin reaktörde artan bekletme süresinin sonucu olarak artan elektriksel dirençten kaynaklandığı düşünülmektedir.

Akış hızının KOİ giderim verimine etkileri incelenirken reaktördeki bekletme süreleri dikkate alınarak en iyi giderimin gerçekleştirildiği başlangıç pH değeri olan pH 5 değeri sabit tutularak akım şiddeti değerleri değiştirilmiştir. Farklı akış hızlarında incelenen akım şiddetleri 10, 20, 30 ve 40 Amper değerleridir. Şekil 4.48 çıkış suyu pH değerlerindeki değişimi vermektedir.



Şekil 4.48. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin çıkış suyu pH değerlerine etkisi

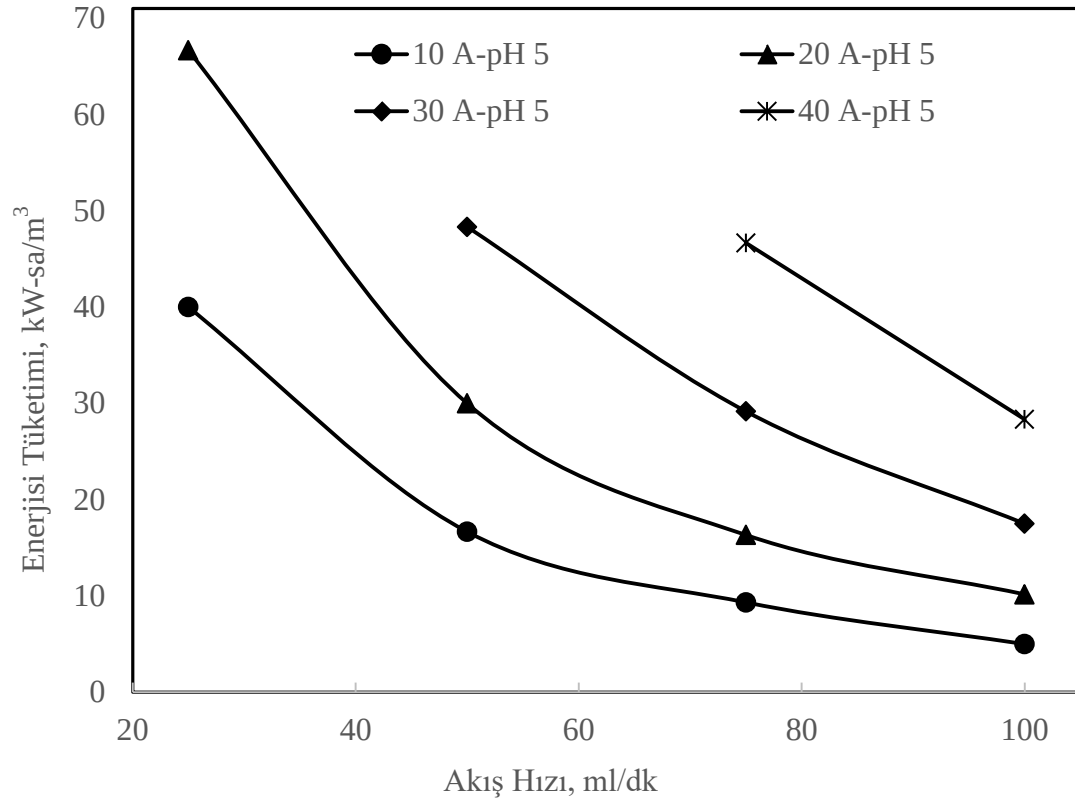
Şekilden de görülebileceği gibi farklı akım şiddetlerinde eğilim aynı olmak üzere artan akış hızlarında çıkış suyu pH değerleri azalma eğilimi göstermektedir. İncelenen bütün akım şiddetlerinde ortak başlangıç pH değeri olan pH 5’de 10 Amper için çıkış suyu pH değeri 7,75, 20 Amper için çıkış suyu pH değeri 8, 30 Amper için çıkış suyu pH değeri 8,1 ve 40 Amper için çıkış suyu pH değeri 8,2 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 4.49. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin KOİ giderim verimi değerlerine etkisi

Şekil 4.49 farklı akım şiddetlerine bağlı olarak akış hızındaki değişimin KOİ giderim verimine etkilerini göstermektedir. Akım şiddeti ve akış hızındaki paralel artış KOİ giderim veriminin önemli bir şekilde artmasına sebep olmuştur. 40 Amper gibi yüksek akım şiddetlerinde 75 ml/dk'dan daha düşük akış hızlarının incelenmesi atıksuyun aşırı ısınmasından dolayı gerçekleştirilememiştir. 40 Amper akım şiddeti altında 75 ml/dk'lık akış hızında atıksu reaktör içerisinde yaklaşık 7 dakikalık bekletme süresinde %73'lük bir giderim verimi elde edilmiştir. Akış hızının artması bekletme süresini azalttığından yüksek akım şiddeti altında sistemde yüksek elektriksel dirençlerin oluşmasına engel olmuş ve uygulanan akım şiddetinin uygun pH aralığında kirleticiye daha yüksek elektriksel alanın etki etmesini sağlamıştır. Bu yüzden akım şiddeti ve akış hızının birlikte artırılması KOİ giderim veriminin artmasına sebep olmuştur.

Akım şiddeti ve akış hızının birlikte değiştirilmesi sonucu ortaya çıkan potansiyel farklar yardımıyla enerji tüketimi değerleri hesaplanmış ve Şekil 4.50’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.50. Farklı akım şiddeti değerlerinde akış hızı değişiminin enerji tüketimi değerlerine etkisi

Şekil 4.50 incelendiğinde düşük akım şiddeti ve düşük akış hızı değerlerinde daha yüksek enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıktığı, akım hızı ve akış hızı değerlerinin artmasına bağlı olarak enerji tüketimi değerlerinin azaldığı görülmektedir. 25 ml/dk’lık akış hızında 20 Amper için yaklaşık 67 kW-sa/m³’lük enerji tüketimi değeri elde edilirken 50 ml/dk’lık akış hızında 30 Amper için bu değer 48 kW-sa/m³ ve 75 ml/dk’lık akış hızında 40 Amper için yaklaşık 46,67-48 kW-sa/m³ ve 100 ml/dk’lık akış hızında 40 Amper için yaklaşık 28 kW-sa/m³’lük enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmıştır.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada, Erzurum Atatürk Üniversitesi Yerleşkesi kanalizasyon sisteminin, şehir kanalizasyon sistemi ile birleştiği yere yakın bir rögar noktasından temin edilen evsel atıksudan, organik kirleticilerin kesikli ve sürekli elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler incelenmiş ve sistem parametrelerinin arıtım verimleri üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Sistem performansı KOİ parametresi ölçülerek belirlenmiştir.

Kesikli sistemde elektrokoagülasyon prosesinde KOİ giderim verimini ve enerji tüketimi değerlerini etkileyebileceği düşünülen; atıksu sirkülasyon hızı, atıksuyun başlangıç pH'sı, uygulanan akım şiddeti ve destek elektrolit türü ile konsantrasyonu değişken parametre olarak seçilmiştir. Sürekli sistemde yukarıda belirtilen değişken parametrelere ilave olarak akış hızı incelenmiştir.

5.1. Atıksuyun Sirkülasyon Hızının KOİ Giderimine ve Enerji Tüketimine Etkisi

Kesikli elektrokoagülasyon prosesinde atıksuyun reaksiyon süresi boyunca karıştırma işlemine tabi tutulamaması, anot elektrotta çözünen flok yapıcı iyonların reaktörün her tarafına homojen bir şekilde dağılmamasına yol açmaktadır. Bu durumun ortaya çıkması reaktör içerisinde bölgesel çökmelere sebep olmakla birlikte sistemde oluşacak elektriksel direnci artırmakta ve atıksu sıcaklığının artmasına neden olur. Bu yüzden elektrokimyasal reaksiyon devam ederken bir peristaltik pompa yardımıyla atıksu sürekli olarak reaktörden çekilip tekrar verilerek ortam homojenliği en üst seviyeye çıkarılmıştır. Bu amaçla; 100, 250, 500 ve 1000 ml/dk'lık sirkülasyon hızları kullanılmıştır. Akım şiddeti 5 A ve atıksu başlangıç pH değeri doğal pH değeri olan 7,6 olarak sabit tutulmuştur. Denemeler sonucunda en iyi KOİ giderim veriminin 100 ml/dk'lık sirkülasyon hızında elde edildiği görülmüştür. Artan sirkülasyon hızının KOİ giderim verimini azaltmasının sebebinin, elektrokoagülasyon reaktöründe oluşan flokların bir kısmının, yüksek sirkülasyon hızlarında peristaltik pompada parçalandığı

ve artan kesme kuvveti etkisinin koagülant ile kirleticinin bir araya gelmesine engel olduğundan kaynaklandığı düşünülmektedir.

5.2. Atıksuyun Başlangıç pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesi ile kirlilik giderimine etki eden en önemli parametrelerden biri atıksuyun başlangıç pH değeridir. Bu parametre atıksuyun doğal pH değeri olan 7,6 değerinde ve bu değer altındaki 5, 6 ve 7 gibi değerler ile incelenmiştir. Atıksuyun başlangıç pH değeri ile gerçekleştirilen denemelerde elde edilen KOİ giderim verimi sonuçları, bu pH değerinin altındaki pH değerleri ile doğal pH değeri ile gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlardan çok daha yüksektir. Bu durumun anot elektrot olarak kullanılan alüminyumun elektrokimyasal olarak çözünmesi sonucu oluşturacağı alüminyum hidroksit/oksihidroksit türleri için en uygun pH aralığının olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.8, 4.12, 4.16, 4.24 ve 4.24 dikkatli bir şekilde incelendiğinde, incelenen her bir pH değerinde 30 dakikalık toplam reaksiyon süresinin ilk 5 dakikalık kısmında hızlı bir giderim verimi elde edilmekte ve kalan 25 dakikalık reaksiyon süresinde giderim verimi açısından azalan bir artış söz konusu olmaktadır. Bu eğilim incelenen bütün akım şiddetleri için geçerliliğini korumaktadır. İlk beş dakikalık zaman diliminde, Şekil 4.5, 4.9, 4.13, 4.17 ve 4.21’de görüldüğü gibi farklı başlangıç pH değerine karşılık gelen farklı çıkış suyu pH değerleri oluşmakta ve $Al(OH)_3$ ’ün çözünürlüğü göz önüne alındığında atıksuyun başlangıç pH değerinin 7 olduğu değer ile gerçekleştirilen denemelerde flok yapma özelliği yüksek çözünme eğilimi zayıf olan $Al(OH)_3$ oluşumu için daha uygun aralık vermektedir. Reaksiyon boyunca düşük başlangıç pH değerlerinde (pH=5 ve 6) $Al(OH)_3$ ’ün oluşumunun en yüksek olduğu pH aralığının altında kaldığı görülmüştür. Doğal pH değerinin başlangıç pH değeri olarak seçildiği denemelerde ise çıkış suyu pH değerlerinin yüksek olması $Al(OH)_3$ oluşum hızının azalmasına yol açmaktadır. Belirtilen sebeplerden dolayı kesikli elektrokoagülasyon prosesi ile alüminyum anot elektrot kullanılarak gerçekleştirilen denemelerde atıksuyun başlangıç pH değerinin 7 olması gerektiği anlaşılmıştır. Sürekli elektrokoagülasyon prosesi ile gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar göz önüne alındığında, ortamdaki $Al(OH)_3$ oluşumu için gerekli pH aralığının başlangıç pH

değeri 5 olan atıksu örnekleri ile en yüksek oranda sağlanmasından dolayı sürekli sistemde atıksu başlangıç pH değeri 5 olarak alınmıştır.

5.3. Sabit pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi

Kesikli elektrokoagülasyon prosesi ile gerçekleştirilen denemelerde, ortam pH değerinin flok oluşumunu önemli ölçüde etkilediği göz önüne alınarak $\text{Al}(\text{OH})_3$ oluşumunun en fazla gerçekleştiği 5,5-7,5 aralığı için başlangıç pH değerleri 5, 6, 7 ve 7,6 olarak ayarlanan atıksuların 30 dakikalık reaksiyon süresi boyunca pH değerleri sabit tutulmuştur. pH ayarlaması 30 dakikalık reaksiyon süresi boyunca peristaltik pompa yardımıyla belirli hacimdeki numunenin farklı bir reaktöre alınarak pH ölçümüne dayandırılmıştır. Atıksu eş zamanlı olarak pH değeri ayarlandıktan sonra tekrar elektrokoagülasyon reaktörüne iletilmektedir. Çalışmalar sonunda en yüksek giderim veriminin atıksuyun başlangıç pH değerinin 7 olduğu denemelerde yaklaşık olarak %85,5'lik KOİ giderim verimi olarak elde edildiği görülmüştür. pH 5 ve doğal pH değerleri $\text{Al}(\text{OH})_3$ için uygun pH aralığının dışında kaldığından KOİ giderim verimleri sırası ile %60 ve %69 olarak gerçekleşmiştir. Başlangıç pH değeri 6 olan denemelerde ise KOİ giderim verimi %77 olarak tespit edilmiştir. Reaksiyon süresince pH değerinin sabit tutulmasının enerji tüketimine etkisi pH değerlerinin kontrol altında tutulmadığı pH değerleri ile elde edilen sonuçlara benzer eğilim göstermekle birlikte reaksiyon süresince sürekli olarak derişik asit ilavesi yapıp elektriksel iletkenlik değerinin artırılmasının sonucu olarak daha düşük değerlerde tespit edilmiştir.

5.3. Akım Yoğunluğunun KOİ Giderim Verimine Etkisi

Evsel atıksudan organik madde giderimi için gerçekleştirilen elektrokoagülasyon çalışmalarında akım şiddetinin KOİ giderim verimleri üzerine etkilerini incelemek için kesikli sistemde akım şiddeti değerleri 5, 10, 15, ve 20 A aralığında sürekli sistemde ise 5, 10, 15, 20, 30 ve 40 A seçilmiştir. Destek elektrolit kullanılmamış, atıksuyun başlangıç pH değeri doğal pH değeri olan 7,6'ya ve altındaki 5, 6 ve 7'ye ayarlanmış ve reaksiyon süresince atıksuyun sıcaklığına müdahale edilmeden denemeler

gerçekleştirilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde artan akım şiddeti Faraday Yasasına göre birim zamanda reaktörde daha fazla anot materyalinin çözünmesine yol açacaktır. Birim kirletici başına uygun pH aralığında ortamda fazla miktarda çözünen koagülant madde, kirletici giderimi için gerekli olan daha fazla metal hidroksit oluşumuna sebep olmaktadır. Artan akım şiddeti ile artış gösteren $Al(OH)_3$ sabit kirletici miktarı ile birim zamanda daha fazla reaksiyona girerek kirleticilerin giderim verimini artıracaktır. Bu sebepten dolayı elektrokoagülasyon prosesinde uygun pH değerleri aralığı gerçekleştiği sürece akım şiddetinin artması evsel atıksularından KOİ giderim verimini artıracaktır. Artan akım şiddeti giderim verimini yükseltmesine rağmen enerji tüketimi değerlerini de oldukça yükseltmektedir. Akım şiddetinin artması ile her bir başlangıç pH değeri için atıksuyun elektriksel iletkenlik değerinin sabit kalmasından dolayı sistemde uygulanan potansiyel fark artmaktadır. Hem akım yoğunluğunun artması hem de potansiyel farkın artması enerji tüketiminin üstel olarak artmasına neden olmaktadır. Bu yüzden maksimum akım şiddeti ile değil giderme verimi ve enerji tüketimi değerlerinin optimum olduğu akım şiddeti aralığında çalışılmalıdır. Bu veriler ışığında kesikli sistemde en iyi giderim verim 20 A akım şiddetinde elde edilmiştir. Bu değer üzerindeki akım şiddetinde evsel atıksuyun elektriksel iletkenlik değerinin düşük olmasından dolayı sistemde daha büyük değerlerde elektriksel direnç oluşumu atıksuyun aşırı ısınmasına sebep olduğundan buharlaşma hızının artması ve yüksek sıcaklıkta elektrokimyasal reaksiyonların farklılaşmasından dolayı KOİ giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur. Sürekli sistemde ise akım şiddetinin artmasına bağlı olarak akış hızının artışı ile uygun şartlar sağlandığından KOİ giderim verimi artış gösterirken enerji tüketimi değerleri artırılan birim atıksu hacmi başına azalma eğilimi göstermiştir.

5.4. Destek Elektrolit Türü ve Konsantrasyonunun KOİ Giderim Verimine Etkisi

Destek elektrolit türünün KOİ giderim verimleri üzerine olan etkisi elektrokoagülasyon prosesinde atıksu için incelenen her bir pH değerinde, reaksiyon süresince atıksuyun sıcaklığına müdahale edilmeyen durumlarda $NaCl$, $NaNO_3$ ve Na_2SO_4 destek elektrolit türleri kullanılarak incelenmiştir. Denemelerde $NaCl$, $NaNO_3$ ve Na_2SO_4 destek

elektrolit türlerinin 5, 10, 25 ve 50 mM başlangıç konsantrasyonlarında KOİ giderim verimleri için 10 A sabit akım şiddetinde gerçekleşen elektrokimyasal reaksiyonlarda araştırılmış ve kullanılan bütün destek elektrolit türlerinin KOİ giderim verimini farklı oranlarda azalttığı görülmüştür. Giderim verimini en az etkileyen destek elektrolitin NaCl olduğu tespit edilmiştir. NaNO_3 ve Na_2SO_4 kullanımı KOİ giderim veriminin daha fazla azalmasına yol açmıştır. Bu durum NaCl tuzunun çözündüğünde hem iletkenlik değerinin artmasına yardımcı olması hem de Cl^- iyonunun ortamda bulunma miktarına bağlı olarak atıksudaki kirleticilerin dolaylı oksidasyona maruz kalmalarına sebep olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. KOİ giderim verimini olumsuz etkileyen destek elektrolit kullanımı, atıksuyun elektriksel iletkenlik değerini artırdığından dolayı enerji tüketimi değerlerinin azalmasına sebep olmuştur. İncelenen bütün destek elektrolit türlerinin artan konsantrasyonları, KOİ giderim veriminin daha fazla azalmasına sebep olmuştur. Bu sebepten dolayı destek elektrolit kullanımının evsel atıksu arıtımı için uygun olmayacağı kanaatine ulaşılmıştır.

5.5. Akış Hızının KOİ Giderim Verimine Etkisi

Sürekli elektrokoagülasyon prosesinde akış hızının KOİ giderim verimine ve enerji tüketimine etkilerinin incelendiği denemelerde bütün başlangıç pH değerlerinde, destek elektrolit kullanılmadan ve 5, 10, 15, 20, 30 ve 40 A akım şiddetleri incelenmiştir. Akış hızının değişimi atıksuyun reaktörde kalış süresini etkilediği için önemli bir parametredir. Akım şiddeti sabit tutulup bütün pH değerleri için akış hızının etkilerinin incelendiği denemelerde akış hızının artması KOİ giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur. Bu denemelerden farklı olarak reaktördeki pH değişimi ve buna bağlı olarak flok oluşumu dikkate alındığında pH 5 değeri için hem akım şiddetleri ve bu akım şiddetlerine bağlı olarak akış hızları değiştirilerek denemeler gerçekleştirilmiştir. Bu durumda ise 40 A akım şiddetinde 75 ml/dk'lık akış hızlarında hem en yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiş hem de bu akım şiddeti için artırılmış birim atıksu hacmi başına enerji miktarının azaldığı görülmüştür. Bu yüzden en yüksek flok oluşumunun sağlandığı pH değerleri dikkate alınarak akış hızı ve akım şiddeti değerlerinin birlikte artırılması optimum çalışma şartlarının sağlanması açısından önemlidir.

KAYNAKLAR

- Abamor, E. H., 2008. Elektrokoagülasyon Metoduyla Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Atıksuyundaki Fosforun Giderilebilirliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli.
- Aji, B. A., Yavuz, Y. and Koparal, A. S., 2012. Electrocoagulation of Heavy Metals Containing Model Wastewater Using Monopolar Iron Electrodes. *Separation and Purification Technology*, 86, 248–254.
- Bakırcı, B., 2014. Kesme Sıvılarının Karakterizasyonu ve Elektrokoagülasyon ile Atıksulardan Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Bülent Ecevit Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Zonguldak.
- Balasubramanian, N., Kojima, T., Basha, C.A. and Srinivasakannan, C., 2009. Removal of Arsenic from Aqueous Solution Using Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 167, 966–969.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O.T., Sozbir, M., 2004. Operating Cost Analysis of Electrocoagulation of Textile Dye Wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37, 117-125.
- Bukhari, A. A., 2008. Investigation of the Electro-Coagulation Treatment Process for the Removal of Total Suspended Solids and Turbidity from Municipal Wastewater, *Bioresource Technology*, 99, 914–921.
- Can, O. T., Bayramoglu M., Kobya M., 2003. Decolorization of Reactive Dye Solutions By Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes, *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42 (14), 3391-3396.
- Chen, G., 2004. Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, *Separation and Purification Technology*, 38 (1), 11-41.
- Chen, G., Chen, X., Yue, P. L., 2000. Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 126, No. 9.
- Comninellis, C., Pulgarin, C., Adler N., Peringer, P., 1994. Electrochemical Detoxification Of A 1,4-Benzoquinone Solution In Waste-Water Treatment. *Water Research*, 28, 887-893.
- Cotillas, S., Llanos, J., Canizares, P., Mateo, S., Rodrigo, M. A., 2013. Optimization of an Integrated Electrodisinfection/Electrocoagulation Process With Al Bipolar Electrodes for Urban Wastewater Reclamation. *Water Research*, 47, 1741-1750.
- Cox, C.R., 1964. Operation and Control of Water Treatment Processes. World Health Organization, Geneva.
- Dağ, C. M., 2002. Evsel Nitelikli Atıksular için Arıtma Prosesleri. Çevre Mühendisliği Uygulamaları, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara.
- Daneshvar, N., Khataee A.R., Djafarzadeh N., 2006. The Use Of Artificial Neural Networks For Modelling Of Decolorization Of Textile Dye Solution Containing C.I. Basic Yellow 28 By Electrocoagulation Process. *Journal of Hazardous Material*, 137, 1788-1795.
- Díaz, C. B., Uribe, B. F., Bilyeu, B., 2014. Removal of Organic Pollutants in Industrial Wastewater With an Integrated System of Copper Electrocoagulation and Electrogenenerated H_2O_2 Chemosphere <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere>.

- Feng, J. W., Sun, Y. B., Zheng, Z., Zhang, J. B., Li, S., Tian, Y. C., 2007 . Treatment of Tannery Wastewater by Electrocoagulation. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 1409–1415.
- Fouad, Y. O., 2014. Separation of Cottonseed Oil From Oil–Water Emulsions Using Electrocoagulation Technique. *Alexandria Engineering Journal*, 53, 199–204.
- Gengec, E., Kobya, M., Demirbas, E., Akyol, A. and Oktor, K., 2012. Optimization of Baker's Yeast Wastewater Using Response Surface Methodology by Electrocoagulation. *Desalination*, 286, 200–209.
- Ghosh, D., Medhi, C. R., Purkait, M. K., 2008. Treatment of Fluoride Containing Drinking Water by Electrocoagulation Using Monopolar and Bipolar Electrode Connections. *Chemosphere*, 73, 1393–1400.
- Ghosh, D., Solanki, H., Purkait, M. K., 2008. Removal of Fe (II) from Tap Water by Electrocoagulation Technique. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 135–143.
- Güney, S., 2013. Elektrokoagülasyon Prosesinin Çevre Mühendisliğindeki Uygulamaların Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Hariz, I. B., Halleb, A., Adhoum, N., Monser, L., 2013. Treatment of Petroleum Refinery Sulfidic Spent Caustic Wastes by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 107, 150–157.
- Holt, P. K., Barton G. W., Wark M., Mitchell C. A., 2002. A Quantitative Comparison Between Chemical Dosing and Electrocoagulation. *Colloids and Surfaces*, 211 (2-3), 233-248.
- Holt, P. K., Barton, G. W., Mitchell, C. A., 2005. The Future for Electrocoagulation As a Localised Water Treatment Technology. *Chemosphere*, 59, 355-367.
- Inan, H., Dimoglo A., Simsek A., Karpuzcu M. 2004. Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Electro-coagulation. *Seperation and Purification Technology*, 36, 23-31.
- Isa, M. H., Ezechi, E. H., Ahmed, Z., Magram, S. F. and Kutty, S. R. M., 2014. Boron Removal by Electrocoagulation and Recovery. *Water Research*, 51, 113-123.
- Jiang, J. Q., Graham, N., André, C., Kelsall, G. H. and Brandon, N., 2002. Laboratory Study of Electro-Coagulation–Flotation for Water Treatment. *Water Research*, 36 (16), 4064-4078.
- Kara, L., 2009. Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Bazik Boyar Maddelerin Giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.
- Kobya, M., Demirbas, E., Can, O. T. and Bayramoglu, M., 2006. Treatment Of Levafix Orange Textile Dye Solution by Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Material*, 132, 183–188.
- Kobya, M., Gebologlu, U., Ulu, F., Oncel, S. and Demirbas, E., 2011. Removal of Arsenic from Drinking Water by the Electrocoagulation Using Fe and Al Electrodes. *Electrochimica Acta*, 56, 5060–5070.
- Kobya, M., Can, O. T., Bayramoglu, M., 2003. Treatment of Textile Wastewaters by Electrocoagulation Using Iron and Aluminum Electrodes. *Journal of Hazardous Material*, 100, 163-178.
- Kobya, M., Romanov, A., Dimoglo, A. and Aydiner, C., 2001. Atıksulardaki Kolloidal Partiküllerin Elektroflotokoagülasyonla Giderimi. *Su Kirliliği ve Kontrolü Dergisi*, 11(1), 25-31.
- Kobya, M., Ulu, F., Gebologlu, U., Demirbas, E., Oncel, S., 2011. Treatment of Potable Water Containing Low Concentration of Arsenic With Electrocoagulation:

- Different Connection Modes and Fe–Al Electrodes. *Separation and Purification Technology*, 77, 283–293
- Koyuncu, A.G., 2006. Şeker Endüstrisi Atıksularının Elektrokimyasal Yöntemlerle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- Kumar, N. S. and Goel, S., 2010. Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process. *Journal of Hazardous Materials* 173 528–533.
- Kurt, U., 2007. Fenton ve Elektrokimyasal Yöntemlerle Evsel Atıksuların Arıtılabilirliğinin Araştırılması. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Lacasa, E., Canizares, P., Sáez, C., Fernández, F. J., Rodrigo, M. A., 2011. Removal of Nitrates from Groundwater by Electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 171, 1012– 1017.
- Lakshmipathiraj, P., Prabhakar, S., Raju, G. B., 2010. Studies on the Electrochemical Decontamination of Wastewater Containing Arsenic. *Separation and Purification Technology*, 73, 114–121.
- Llanos, J., Cotillas, S., Canizares, P., Rodrigo, M. A., 2014. Effect of Bipolar Electrode Material on the Reclamation of Urban Wastewater by an Integrated Electrodisinfection/Electrocoagulation Process. *Water Research*, 53, 329–338.
- Malakootian, M., Mansoorian, H. J., Moosazadeh, M., 2010. Performance Evaluation of Electrocoagulation Process Using Iron-Rod Electrodes for Removing Hardness From Drinking Water. *Desalination*, 255, 67–71.
- Mavrov, V., Stamenov, S., Todorova, E., Chmiel, H., Erwe, T., 2006. New Hybrid Electrocoagulation Membrane Process for Removing Selenium from Industrial Wastewater. *Desalination*, 201, 290–296.
- Melhem, K. B. and Smith, E., 2012. Grey Water Treatment by a Continuous Process of an Electrocoagulation Unit and a Submerged Membrane Bioreactor System. *Chemical Engineering Journal*, 198–199, 201–210.
- Mohora, E., Roncevi, S., Dalmacija, B., Agbaba, J., Watson, M., Karlovic, E., Dalmacija, M., 2012. Removal of Natural Organic Matter and Arsenic from Water by Electrocoagulation/Flotation Continuous Flow Reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 235, 257– 264.
- Mollah, M. Y. A., Schennach R., Parga J. R., 2001. Electrocoagulation (EC) science and Application. *Journal of Hazardous Materials*, 84 (4), 29–41.
- Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D.L., 2004. Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B114, 199–210.
- Moreno-Casillas, H. A., Cocke D. L., Gomes J. A. G., Morkovsky P., Parga J. R., Peterson E., Garcia C., 2009. Electrochemical Reactions For Electrocoagulation Using Iron Electrodes. *Industrial & Engineering Chemical Research*, 48 (17), 2275–2282.
- Muller, K., 1992. Electroflotation from the Double Layer to Trouble Water in Oliver J. Murphy al (eds), *Electrochemistry in Transition*. Plenum Pres, Newyork, U.S.A.
- Muluk, Ç.B., Kurt, B., Turak, A., Türker, A., Çalışkan M.A., Balkız, Ö., Gümrükçü, S., Sarıgül, G., Zeydanlı, U., 2013. Türkiye’de Suyun Durumu ve Su Yönetiminde Yeni Yaklaşımlar: Çevresel Perspektif. *İş Dünyası ve Sürdürülebilir Kalkınma Derneği - Doğa Koruma Merkezi*, Ankara.

- Muslu, Y., 2000. Su ve Atıksu Teknolojisi. Seç Yayın Dağıtım, 420 sayfa, İstanbul.
- Naumczyk, J., Szpyrkowicz, L. and Grandi, F. Z., 1996. Electrochemical treatment of textile wastewater. *Water Science and Technology*, 34 (1), 17-24.
- Özcan, S., 2013. Şeker Fabrikası Atıksuyunun Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Özgürses, M. T., 2003. Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli.
- Öztürk, İ., Timur, H., Koşkan, U., 2005. Atıksu Arıtımının Esasları. Türkiye Cumhuriyeti Çevre ve Orman Bakanlığı, 450 sayfa, Ankara.
- Öztürk, T., Veli, S., Dimoglo A., Öncel, S., Ayberk, S., 2005. İzaydaş Depo Alanı Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtımı, 3. Ulusal Katı Atık Kongresi, İzmir, Türkiye.
- Pajootan, E., Arami, M., Mahmoodi, N. M., 2012. Binary System Dye Removal by Electrocoagulation from Synthetic and Real Colored Wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 43, 282–290.
- Parsa, J. B., Vahidian, H. R., Soleymani, A. R., Abbasi, M., 2011. Removal of Acid Brown 14 in Aqueous Media by Electrocoagulation: Optimization Parameters and Minimizing of Energy Consumption. *Desalination*, 278, 295–302.
- Paul, A.B., 1996. Proceedings of the 22nd WEDC Conference on Water Quality and Supply, New Delhi, India, 286 pages.
- Pikaar, I., Rozendal, R. A., Yuan, Z., Keller, J., Rabaey, K. 2011. Electrochemical Sulfide Removal from Synthetic and Real Domestic Wastewater at High Current Densities. *Water Research*, 45, 2281-2289.
- Rajeshwar, K., Ibanez, J.G. and Swai, G.M., 1994. Electrochemistry and The Environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24:1077-1091.
- Rodrigo, M. A., Canizares, P., Buitron, C., Saez, C., 2010. Electrochemical Technologies for the Regeneration of Urban Wastewaters. *Electrochimica Acta*, 55, 160–8164.
- Sayiner, G., 2003. Borlu Atıksuların Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.
- Sayiner, G., Kandemirli, F. and Dimoglo, A., 2008. Evaluation of Boron Removal by Electrocoagulation Using Iron and Aluminum Electrodes. *Desalination*, 230, 205–212.
- Tran, N., Drogui, P., Blais, J. F. and Mercier, G., 2012. Phosphorus Removal from Spiked Municipal Wastewater Using Either Electrochemical Coagulation or Chemical Coagulation as Tertiary Treatment. *Separation and Purification Technology*, 95, 16–25.
- Tsai, C. T., Lin, S. T., Shue, Y. C., 1997. Electrolysis of Soluble Organic Matter in Leachate From Landfills. *Water Research*, 31 (12), 3073-3081.
- Un, U. T. and Ozel, E., 2013. Electrocoagulation of Yogurt Industry Wastewater and the Production of Ceramic Pigments from the Sludge. *Separation and Purification Technology*, 120, 386–391.
- Vaghela, S., Jethva, A. D., Mehta, B. B., Dave, S. P., Adimurthy, S. and Ramachandraiah, G., 2005. Laboratory Studies of Electrochemical Treatment of

- Industrial Azo Dye Effluent. *Environmental Science and Technology*, 39, 2848 – 2855.
- Vasudevan, S., Lakshmi, J., Sozhan, G., 2013. Electrochemically Assisted Coagulation for the Removal of Boron From Water Using Zinc Anode. *Desalination*, 310, 122–129.
- Vepsäläinen, M., Pulliainen, M., Sillanpää, M., 2012. Effect of Electrochemical Cell Structure on Natural Organic Matter (NOM) Removal From Surface Water Through Electrocoagulation (EC). *Separation and Purification Technology*, 99, 20–27.
- Vigil, K., 2003. *An Introduction to Water Quality and Pollution Control*. Corvallis: Oregon State University Press, 181 pages, Cambridge.
- Wana, W. T., Pepping, J., Banerji, T., Chaudhari, S., Giammar, D. E., 2011. Effects of Water Chemistry on Arsenic Removal from Drinking Water by Electrocoagulation. *Water Research*, 45, 384-392.
- White, A.V., 1977. *Patterns of Domestic Water Use in Low Income Communities in Water. Wastes and Health in Hot Climates*, England.
- Xu, X. and Zhu X., 2004. Treatment of Refractory Oily Wastewater by Electro-Coagulation Process. *Chemosphere*, 56, 889-894.
- Yıldız, Y. S., 2008. Optimization of Bomaplex Red CR-L Dye Removal from Aqueous Solution by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 153, 194–200.
- Yılmaz, A. E., 2009. Endüstriyel Atıksulardan Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Bor Giderimi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Erzurum.
- Yılmaz, A. E., Boncukcuoglu, R., Kocakerim, M. M. and Kocadagistan, E., 2008. An Empirical Model for Kinetics of Boron Removal from Boron Containing Wastewaters by the Electrocoagulation Method in A Batch Reactor. *Desalination*, 230, 288–297.
- Zodi, S., Merzouk, B., Potier, O., Lapique, F., Leclerc, J. P., 2013. Direct Red 81 Dye Removal by a Continuous Flow Electrocoagulation/Flotation Reactor. *Separation and Purification Technology*, 108, 215–222.
- Zodi, S., Potier, O., Lapique, F., Leclerc, J. P., 2010. Treatment of the Industrial Wastewaters by Electrocoagulation: Optimization of Coupled Electrochemical and Sedimentation Processes. *Desalination*, 261, 186–190.
- Zuo, Q., Chen, X., Li, W., Chen, G., 2008. Combined Electrocoagulation and Electroflotation for Removal of Fluoride From Drinking Water. *Journal of Hazardous Materials*, 159, 452–457.

ÖZGEÇMİŞ

29.01.1991’de Erzurum da doğdu. İlköğretimini Başöğretmen İlköğretim Okulunda, lise eğitimine ise Mehmet Akif Ersoy Anadolu Lisesinde tamamladı. 2009 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2013 yılında mezun oldu. 2013 yılında Erzurum Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü’nde yüksek lisansa başladı. Halen aynı bölümde öğrenimine devam etmektedir.