



**ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİ İLE
SİNTİNE ATIKSULARININ
ARITIMININ İNCELENMESİ**

Sümeyye GÜLER

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı
Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ
2019**

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİ İLE SİNTİNE
ATIKSULARININ ARITIMININ İNCELENMESİ**

Sümeyye GÜLER

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

**ERZURUM
2019**

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİ İLE SİNTİNE ATIKSULARININ
ARITIMININ İNCELENMESİ

Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ danışmanlığında, Sümeyye GÜLER tarafından hazırlanan bu çalışma 11/07/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Teknolojisi Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Başkan: Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ

İmza:

Üye: Doç.Dr. Beyhan KOCADAĞIŞTAN

İmza:

Üye:Dr. Öğr. Üyesi Züleyha BİNGÖL

İmza:

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu 25.07.2019 tarih ve 30./...74 nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Mehmet KARAKAN
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

ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİ İLE SİNTİNE ATIKSULARININ ARITIMININ İNCELENMESİ

Sümeyye GÜLER

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

Danışman: Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ

Sintine suları, gemilerin makine dairelerinin alt kısımlarında bulunan sintine bölümlerinde yer alan mekanik ve kimyasal emülsiyonlar içeren yağlı atık sulardır. Bu çalışmada, elektroflotasyon yöntemiyle sentetik olarak hazırlanan sintine suyunun Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) ve yağ/gres giderim verimliliklerinden elde edilen veriler incelenmiştir. Deneysel çalışmalar paslanmaz çelik tel elektrotlardan oluşan elektroflotasyon reaktöründe gerçekleştirilmiştir. Giderim verimine etki eden deneysel parametreler olarak, atıksu başlangıç pH değeri (doğal pH, 2, 3, 4, 5 ve 6), akım şiddeti (2,5 A, 5 A, 10 A, 15 A) ile akış hızı değeri (5, 10, 15 ml/dk) seçilmiştir. Optimum şartlarda KOİ giderim verimi %79,4 ve yağ/gres giderim verimi %96 olarak tespit edilmiştir.

2019, 98 sayfa

Anahtar Kelimeler: Elektroflotasyon, Sintine suyu, KOİ, Yağ/gres

ABSTRACT

Master Thesis

INVESTIGATION OF THE TREATMENT OF BİLGE WATER WITH ELECTROFLOTATION METHOD

Sümeyye GÜLER

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

Supervisor: Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ

Bilge waters are oily wastewater containing mechanical and chemical emulsions located in the bilge sections at the bottom of the engine rooms of ships. In this study, the data obtained from Chemical Oxygen Demand (COD) and oil / grease removal efficiencies of bilge water prepared synthetically by electroflotation method were investigated. Experimental studies were performed in electroflotation reactor consisting of stainless steel wire electrodes. As the experimental parameters affecting the removal efficiency, wastewater initial pH value (natural pH, 2, 3, 4, 5 and 6), flow intensity (2.5 A, 5 A, 10 A, 15 A) and flow rate value (5) 10, 15 ml / min). COD removal efficiency was 79,4% and oil / grease removal efficiency was 96% under optimum conditions.

2019, 98 pages

Keywords: Electroflotation, Bilge water, COD, Oil / grease

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans süreci boyunca, bilimsel deneyimleri ile bana yol gösteren, ilgi ve desteğini benden esirgemeyen, saygı değer danışmanım Sayın Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ hocama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tüm imkânlarından yararlandığım ve mezunu olmaktan her zaman gurur duyduğum Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nün kıymetli hocalarına ve çalışmalarım sırasında desteğini esirgemeyen değerli hocalarım, Sayın Arş. Gör. Dr. Zeynep KARCIOĞLU KARAKAŞ'a, Sayın Arş. Gör. Atila TAŞDEMİR'e, Sayın Arş. Gör. Onur SÖZÜDOĞRU'ya teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım sırasında tecrübelerinden ve yardımlarından çokça faydalandığım ve her konuda bana destek olan doktora öğrencisi Yeşim DEDE SAĞSÖZ'e, canı gönülden teşekkür ederim.

Bana olan sonsuz destek, güven, sabır ve inancından dolayı Makine Mühendisi Ozan ÇAYDAŞ'a en içten dileklerle teşekkürlerimi sunarım.

Hayatım boyunca bana her konuda destek olan, büyük fedakârlıklar gösteren, benim bu aşamalara gelmemde çok büyük emeğe sahip olan annem Zümral GÜLER'e, başarılarımı göremeyen ama her an yanımda olduğunu hissettiğim rahmetli babam Orhan GÜLER'e, her zaman yanımda olan ve beni motive eden kardeşlerime ve yeğenlerime sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Sümeyye GÜLER

Temmuz, 2019

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiv
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	3
2.1. Deniz Kirliliği.....	3
2.1.1. Deniz kirliliğinin tanımı	3
2.1.2. Gemi kaynaklı deniz kirliliği.....	4
2.1.3. Sintine suyu ve özellikleri	5
2.1.4. Sintine suyunun çevresel etkileri.....	7
2.2. Elektrokimyasal Yöntemler.....	9
2.2.1. Elektrokoagülasyon	12
2.2.2. Elektrooksidasyon	15
2.2.3. Elektro-fenton.....	16
2.2.4. Elektro-koaleser.....	16
2.2.5. Elektroflotasyon	17
2.2.5.a. Elektroflotasyonu etkileyen faktörler	18
2.2.5.b. Elektroflotasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları	19
2.2.5.c. Elektroflotasyon yönteminde kullanılan reaktör tipleri.....	20
2.3. Literatür Çalışmaları.....	22
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	29
3.1. Materyal.....	29
3.1.1. Sentetik sintine suyunun hazırlanması	29
3.1.2. Elektroflotasyon prosesinin gerçekleştiği düzenek	30
3.1.3. Deney şartları	32
3.2. Yöntem	32

3.2.1. KOİ konsantrasyonunun belirlenmesi	32
3.2.2. Yağ/gres konsantrasyonunun belirlenmesi.....	34
3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler	35
3.3.1. Giderim (arıtım) veriminin hesaplanması	35
3.3.2. Enerji tüketiminin hesaplanması	35
3.3.3. Akım şiddetinin hesaplanması.....	35
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	36
4.1. Atıksu Başlangıç pH Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi.....	36
4.2. Akış Hızı Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi	74
4.3. Akım Şiddeti Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi	83
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	93
5.1. Atıksu Başlangıç pH Değerinin Giderim Verimine Etkisi.....	93
5.2. Akış Hızı Değerinin Giderim Verimine Etkisi.....	94
5.3. Akım Şiddeti Değerinin Giderimin Verimine Etkisi.....	94
KAYNAKLAR	96
ÖZGEÇMİŞ	99

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

°C	Santigrat
A	Amper
A _s	Aktif Yüzey Alanı
C _e	t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/L)
C _o	Başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonu (mg/L)
F	Faraday sabiti
I	Akım şiddeti (Amper)
OH ⁻	Hidroksil radikali
T	Sıcaklık
t	Zaman
V	Uygulanan potansiyel fark (Volt)
W	Enerji tüketimi (kW saat/m ³)
η	Arıtma verimi
μS	Mikrosiemens
v	Reaktördeki toplam çözelti hacmi (m ³)

Kısaltmalar

EK	Elektrokoagülasyon
EF	Elektroflotasyon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Denize sintine suyunu boşaltan gemi	9
Şekil 2.2. Elektrokoagülasyon mekanizması	13
Şekil 2.3. Elektrokoksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması	15
Şekil 2.4. Elektroflotasyon için konvansiyonel elektrot düzeni	20
Şekil 2.5. Elektroflotasyon için alternatif elektrot düzeni	21
Şekil 2.6. Elektroflotasyon için farklı elektrot düzeni	21
Şekil 2.7. Elektroflotasyon için elektrotun alüminyum veya demirden yapılmış spiral düzeneği	22
Şekil 3.1. Sentetik sintine suyunun 500 rpm de karıştırılarak hazırlanması	30
Şekil 3.2. Elektroflotasyon prosesi reaktörü	31
Şekil 3.3. Deney düzeneğinin şematik görünüşü	31
Şekil 3.4. KOİ analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi	33
Şekil 3.5. Yağ/gres analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi	34
Şekil 4.1. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	37
Şekil 4.2. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	38
Şekil 4.3. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	39
Şekil 4.4. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimine etkisi	40
Şekil 4.5. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince yağ/gres giderim verimine etkisi	41
Şekil 4.6. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	42

Şekil 4.7. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	44
Şekil 4.8. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	45
Şekil 4.9. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	46
Şekil 4.10. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	47
Şekil 4.11. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	48
Şekil 4.12. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	50
Şekil 4.13. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	51
Şekil 4.14. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	52
Şekil 4.15. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	53
Şekil 4.16. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	54
Şekil 4.17. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	55

Şekil 4.18. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	55
Şekil 4.19. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	56
Şekil 4.20. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	57
Şekil 4.21. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	57
Şekil 4.22. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	58
Şekil 4.23. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	59
Şekil 4.24. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	59
Şekil 4.25. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	60
Şekil 4.26. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	61
Şekil 4.27. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	61

Şekil 4.28. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi.....	62
Şekil 4.29. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	62
Şekil 4.30. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi.....	63
Şekil 4.31. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	64
Şekil 4.32. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	64
Şekil 4.33. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	65
Şekil 4.34. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	66
Şekil 4.35. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	66
Şekil 4.36. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	67
Şekil 4.37. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi.....	68

Şekil 4.38. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	68
Şekil 4.39. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi	69
Şekil 4.40. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	70
Şekil 4.41. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	70
Şekil 4.42. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	71
Şekil 4.43. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	72
Şekil 4.44. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi.....	72
Şekil 4.45. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi.....	73
Şekil 4.46. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	74
Şekil 4.47. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	75
Şekil 4.48. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	75

Şekil 4.49. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	76
Şekil 4.50. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	77
Şekil 4.51. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	77
Şekil 4.52. Akış hızı değerinin 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	78
Şekil 4.53. Akış hızı değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	79
Şekil 4.54. Akış hızı değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	79
Şekil 4.55. Akış hızı değerinin 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	81
Şekil 4.56. Akış hızı değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	81
Şekil 4.57. Akış hızı değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	82
Şekil 4.58. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	84
Şekil 4.59. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	84
Şekil 4.60. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi	85
Şekil 4.61. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	86
Şekil 4.62. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	86
Şekil 4.63. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi.....	87

Şekil 4.64. Akım şiddetinin 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	88
Şekil 4.65. Akım şiddetinin 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	88
Şekil 4.66. Akım şiddetinin 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi	89
Şekil 4.67. Akım şiddetinin 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	90
Şekil 4.68. Akım şiddetinin 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	91
Şekil 4.69. Akım şiddetinin 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi	91

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Kirleticilerin giderilmesinde mevcut teknolojilerin sınıflandırılması	10
Çizelge 2.2. Elektrokimyasal yöntemlerin avantaj ve dezavantajları	11
Çizelge 2.3. Farklı elektrot malzemelerde ve pH da gaz kabarcıklarının değişimi	19
Çizelge 2.4. Elektroflotasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları.....	19
Çizelge 3.1. Sentetik sintine suyu ve sentetik deniz suyunun bileşimi.....	29
Çizelge 3.2. Sentetik sintine suyunun özellikleri.....	29
Çizelge 3.3. Sentetik sintine suyunun elektroflotasyon yöntemi ile arıtımının incelenmesinde prosese etki eden parametrelerin çalışma aralıkları.....	32
Çizelge 4.1. 2,5 A ve 5 A sabit akım şiddetleri için 240 dk'lık reaksiyon süresi sonundaki pH değişimi.....	43
Çizelge 4.2. Farklı akım şiddetleri altında reaksiyon süresi boyunca sintine suyu pH değişimi	49

1. GİRİŞ

18. yüzyılda sanayi devrimi ile dünya nüfusundaki hızlı artış endüstrileşme ve kentleşmedeki büyümeye neden olmuştur ve yaşam standartlarında önemli gelişmelere yol açmıştır. Hızlı nüfus artışı, teknoloji ve endüstrinin gelişmesi tüketimin büyümesine neden olmuştur. Bu büyümenin sonucu olarak çevresel sorunlar ortaya çıkmıştır. Bu sorunların en önemli olanlarından biri, yer yüzünün büyük çoğunluğunu kaplayan suların kirlenmesidir.

Su kirliliğini oluşturan en önemli parametrelerden biriside deniz taşımacılığı faaliyetleri sırasında oluşan deniz kirliliğidir. Oluşan deniz kirliliği deniz kıyısında bulunan ülkeleri önemli ölçüde etkilese de tüm dünya üzerinde olumsuzluklar oluşturmaktadır.

Evsel atık sular, sintine suları, tank yıkama ve balast suları gibi deniz taşımacılığı sırasında oluşan atıklar, kontrolsüz şekilde denizlere boşaltılarak ekosistemi olumsuz yönde etkilemektedir. Bu durumun önüne geçmek adına birçok uluslararası sözleşmeler imzalanarak atıkların kontrollü bir şekilde boşaltılmasının sağlanması istenmiştir. İmzalanan Uluslararası sözleşmelerden en önemlisi olan MARPOL 73/78 sözleşmesi, denizlerin kasıtlı veya kaza sonucu ile kirlenmemesi adına alınan önlemleri kapsamaktadır.

Sintine suları deniz kirliliğini oluşturan parametrelerden birisidir. Arıtımı gerçekleştirilmemiş sintine suyu yağ, deterjan, petrol, çözücüler, kimyasal ve daha birçok zararlı etkeni içermekte ve doğrudan denize deşarj edildiği zaman denizlerde biyolojik çeşitlilik, canlı sağlığı ve dolaylı yoldan yiyecekleri olumsuz yönde etkilemektedir.

Denizlerdeki biyolojik hayatın devamı ve verimliliği için güneşten gelen ışık, ısı ve oksijenin deniz yüzeyinden alt katmanlara geçmesi gerekmektedir. Sintine sularının denizler üzerinde oluşturdukları geçirimsiz katmanlardan dolayı bu durum gerçekleşmez ve canlı yaşamı olumsuz etkilenir. Bu yüzden sintine sularının arıtımı oldukça önemlidir.

Literatür incelendiği zaman sintine sularının arıtımı, klasik arıtım sistemleri, elektrokimyasal yöntemler, membranbiyoreaktör (MBR), ultrafiltrasyon (UF), biyoteknoloji gibi proseslerle gerçekleştirilmektedir. Elektrokimyasal yöntemlerden biri olan elektroflotasyon yöntemi, sintine suları arıtımı için kullanımı ön görülen proseslerden birisidir.

Elektroflotasyon yöntemi elektrolizden üretilen hidrojen ve oksijen gazlarının oluşturduğu kabarcıklarla kirliliğin yüzdürülerek yüzeye alınması şeklinde gerçekleştirilen arıtım prosesidir. Elektroflotasyon yönteminin tercih edilme nedenleri, ekstra kimyasal madde ihtiyacının olmaması, işlem karmaşıklığının olmaması, sintine suyu içerisinde de bulunan yağ/gres arıtımında en etkili yöntemlerden biri olmasıdır.

Bu çalışmanın amacı, sintine sularının deniz ortamına deşarj edilmeden önce elektroflotasyon yöntemi ile arıtımının gerçekleştirilmesi ve verimliliğe etki eden parametrelerin saptanmasıdır. Çalışmalarda sentetik olarak laboratuvar ortamında hazırlanan sintine suyu kullanılmıştır. Elektroflotasyon yöntemi kullanılarak KOİ giderim verimi ve yağ/gres giderim verimliliği, atıksu başlangıç pH değeri, akım şiddeti ve atıksu akış hızı gibi parametreler üzerinden incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Deniz Kirliliği

2.1.1. Deniz kirliliğinin tanımı

Dünyada artan nüfusla birlikte yaşam standartlarının yükselmesi, ihtiyaçların artmasından dolayı endüstriyel faaliyetler gelişmiş, bununla birlikte ülkeler ve kıtalar arasında ulaşımın önemini artırmıştır. Ulaşımında, ucuz olmasından dolayı tercih edilen deniz taşımacılığı ile sorunlar oluşmaya başlamıştır. Bu sorunlardan birisi ve en önemlisi deniz kirliliğidir.

Deniz kirliliği, deniz kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi biçiminde gözlenen ve doğrudan veya dolaylı yoldan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, deniz suyu kalitesinde ve deniz suyunun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde ya da enerji atıklarının boşaltılması, şeklinde tanımlanmaktadır.

Deniz kirliliğine neden olan birçok sebep vardır. Bu nedenlerin çoğunluğu karadan kaynaklanan kirliliklerdir. Diğer kısmı ise deniz taşıtlarından kaynaklanan kirlilik oluşturur (Baykal ve Baykal 1999). Bunlar; denize kıyısı olan şehirlerin atıklar, kıyıda ki sanayileşmeden kaynaklanan atıklar, denizlerde bulunan petrol platformları ve boru hatlarında ki kirlilikler, insanların dolaylı veya doğrudan bilinçli bilinçsiz yapmış oldukları ve deniz taşıtlarından kaynaklanan (yükleme, boşaltma veya temizlik işlemleri sırasında oluşan atıklar, gemilerin yakıt alımı esnasında oluşan atıklar, gemi sintine ve kirlili balast suları ile katı çöplerin denize boşaltılmasından, gemilerin taşıdığı tehlikeli atıkların denize dökülmesinden kaynaklanan ya da kaza sonucu oluşan atıklar gibi) kirliliklerdir. Bu kirliliklerin yüzde olarak deniz kirliliğinin küçük kısmını oluşturmasına rağmen en önemli olan kirlilik deniz taşımacılığı ile oluşan kirliliklerdir (İlgar 2017).

2.1.2. Gemi kaynaklı deniz kirliliği

Düşük maliyeti ve yüksek taşıma hacmi avantajları nedeniyle, gemi taşımacılığı önemli ulaşım kanallarından biri olmuştur. Endüstriyellemenin geliyiyor olması ve hızla artan nüfus, deniz taşımacılığını yıllar geçtikçe önemli hale getirmekle beraber gemi kapasiteleri ve tonajlarında artış göstermiştir. Gemilerin denizlerde yer alması çeşitli sorunlara yol açmaktadır. Bu sorunların başında deniz kirliliği gelmektedir (Guo 2017).

Deniz kirliliğinin önlemek adına ulusların alması gereken birtakım tedbirler zorunlu hale gelmiştir. Bu doğrultular sonucunda ise uluslararası sözleşmeler oluşturulmuştur. Bu sözleşmeler;

- OILPOL 1954, denizlerin petrolerden kaynaklı kirliliğini azaltmak adına oluşturulan sözleşme
- INTERVENTION 1969, petrol kirliliğine yol açacak açık denizlerde gerçekleşen kazaların önlenmesine ilişkin sözleşme
- INTERVENTION PROTOCOL 1973, petrol kirliliği dışında açık denizlerde gerçekleşen kirlilik riskinin azaltılmasına ilişkin sözleşme
- MARPOL 73/78, gemilerin işletiminde veya kaza ile oluşan kirliliklerin önlenmesi amacıyla oluşturulan sözleşmelerdir.

MARPOL sözleşmesi, OILPOL sözleşmesinden sonra azalması beklenen kazaların artmasından sonra oluşturulan sözleşmedir. Ülkemizin 1990 yılında üye olduğu IMO (International Maritime Organization) tarafından oluşturulan MARPOL sözleşmesi deniz kirliliğini önlemek adına atılan en önemli adımdır. Gemilerden kaynaklanan deniz kirliliğini MARPOL sözleşmesi şu şekilde sıralamaktadır.

1. Denizlerin gemilerden kaynaklanan petrol ve petrol türevlerinin oluşturduğu kirlilik,
2. Zehirli sıvı madde atıklarının oluşturduğu kirlilik,
3. Paketlenmiş şekilde deniz yoluyla taşınan zararlı maddelerin oluşturduğu kirlilik,
4. Gemilerin oluşturduğu kanalizasyon atık suları kirlilik,

5. Denizlerin gemi kaynaklı çöplerle oluşturduğu kirlilik,
6. Gemilerin oluşturduğu hava kirliliğidir.

Gemilerden kaynaklanan kirlilikler denizleri önemli ölçüde etkilemektedir. Genel olarak, gemilerden kaynaklanan kirliliği rutin kirlenme ve kazalar sonucu kirlenme olarak ele alınabilir (Yiğit 2006). Rutin kirlenmeyi balast ve yıkama suları, sintine suları, evsel nitelikli atık sular oluşturmaktadır. Gemilerin büyüklük, kapasite, kullanım amaçlarına göre denizlerdeki kirlilik miktarlarında değişimler meydana gelir.

2.1.3. Sintine suyu ve özellikleri

Gemilerdeki makine dairelerinin alt platformlarında bulunan sintine bölümlerinde yer alan mekanik ve kimyasal emülsiyonlar ile kontaminantlar içeren yağlı atık sulara sintine suyu denmektedir. Sintine suyu, sürekli fazın su olduğu, tatlı su, deniz suyu, yağ, çamur, kimyasallar ve diğer çeşitli sıvıların bir karışımı şeklindedir. Bir dispersiyon sistemi olan sintine suyunun da sürekli faz su bileşenleri, dağılmış faz ise yağ bileşenleridir (Karakulski *et al.* 1998). Su ve yağ bileşenlerinin yanı sıra sintine suyunda ayrıca yüzey aktif ve partikül maddelerde bulunmaktadır.

Dizel motor son soğutucular (temiz su), boşaltma / dip boşaltma deposundan çıkan çamur ve çamur tankları, yağlama yağı ve akaryakıt arıtma (yağlı su), akaryakıt depolama ve çökeltme tankları (yağlı su), yağlama yağı ve akaryakıt filtrasyonu (yağ), makine sızıntıları, hava kompresörleri ve basınçlı hava sistemlerinden gelen yoğuşma suyu, dizel motor pistonu salmastra kutusu sızıntıları ve piston alt tarafındaki şişirme (yalnızca yavaş hızlı dizeller), kazan suyu / yoğuşma suyu tahliyeleri (piston soğutma suyundan farklıdır). Çünkü bunlar farklı kimyasallar (örneğin çözücüler) içerir, bunlar farklı endişelere neden olur), ekipman ve makine dairesi yıkama, ekonomizer su yıkama, deniz suyu / tatlı su soğutması (potansiyel bir biyolojik kirletici kaynağı), yangınla mücadele köpüğü, su arıtma kimyasalları, motor soğutucusu, gri su tahliyeleri, sıhhi tesisat sızıntıları, taşmaları, klima ve soğutma kondensatı sintine suyunu oluşturan kirleticilerdir.

Bu kirletici maddelerin bazıları gemilerin sintine bölümünde her zaman bulunabilir. Solventler, deterjanlar ve kurumlar genellikle makine alanlarındaki ekipman temizliğinden sonra bulunurlar. Demir oksit parçacıkları ve biyolojik maddeler eski gemilerde sızıntı yapan borular, paslanma ekipmanları ve gövdede veya sintine arıtma sistemleri düzenli olarak çalıştırılmadığında görülmektedirler.

Gemilerin alt kısmında biriktirilen sintine suları paslanmaya, gemilerde taşınan yüklerin hasar görmesine, gemilerin işleyişinde yaşanacak olan sorunlara yol açmaması adına belirli aralıklarla gemiden tasfiye edilmesi gerekmektedir. MARPOL sözleşmesinde belirtilen kurallar gereğince, sintine sularındaki yağ-gres miktarları ve diğer kirletici parametrelerin deşarj koşullarına getirilerek gemiler hareket halindeyken belli aralıklarla denize boşaltılması gerekmektedir. Denize boşaltılma işleminin yanı sıra sintine suları depolama tanklarına alınarak karada da arıtılması için alıcı tesislere deşarjı sağlanabilir.

Yağ ve su molekülleri birbirine benzemeyen özellik gösteren yapılardır. Bu moleküller arasında kuvvetli çekim yoktur. Kendi aralarında bulunan çekim kuvveti, su ve yağ molekülleri arasındaki çekim kuvvetinden büyüktür. Bu nedenle yağ ve su molekülleri birbirine karışmaz ve yağın yoğunluğunun suyun yoğunluğundan daha az olmasından dolayı yağ su yüzeyinde yüzer. Sintine sularında yağ molekülleri su molekülleri içinde çözünür durumdadır. Bundan dolayı yağ-su emülsiyonunda yüzey aktif maddeler yağ molekülleri miseller oluşturarak yağın çözelti içerisinde stabilize olması sağlanır. Yüzey aktif maddenin miseller oluşturma özelliğinden dolayı yağ su içinde çözünür.

Sintine suları dışında balast ve evsel nitelikli sularda gemilerden kaynaklanan deniz kirliliği nedenleri arasında yer almaktadır. Gemilerde dengelerini koruyabilmek için sadece bu amaçla kullanılan su tankları mevcuttur. Bu tanklara denizden temiz su alınır ve denge sağlanır ve bu sulara balast suyu adı verilir. Balast suyu, gövde üzerindeki sarsıntıyı azaltır, sevk ve manevra kabiliyetini geliştirir, yakıt ve su tüketimi nedeniyle kaybedilen gemi üzerindeki ağırlığı dengeler. Balast tanklarıyla temiz deniz suyu haricinde bazen petrol ve petrol türevleri olan sıvılarda taşınmaktadır (Yiğit 2006). Dolayısıyla temiz suya karışan petrol içerikli sıvılarda denizlere boşaltılarak ekosistemi

olumsuz etkilemektedir. Gemiler taşıma kapasitesinin yaklaşık %30-35 civarında bünyelerine balast suyu alarak dengelerini korumaları gerekmektedir. Bu durumda büyük taşıma kapasitesine sahip gemilerden boşaltılan sular daha büyük çevresel etkilere sebep olmaktadır. Fakat eğer balast tanklarında petrol ve petrol türevi gibi sıvılar taşınmamış ise bu durumda balast suları önemli kirleticiler olmaktan çıkmaktadır.

Balast suyu gemilere yüklenirken çeşitli organizmalar da suyla beraber gemiye alınır. Ülkeler arasında taşıma yapan gemiler bünyelerine aldıkları balast sularını farklı limanlara boşaltabilmektedir. Dolayısıyla farklı ekolojiye sahip sularda yaşayan organizmalar boşaltıldıkları limanlardaki ekosisteme ayak uyduramadıkları için diğer canlılar üzerinde olumsuz etkiler oluşturacaklardır. Bu nedenle balast suları deniz kirliliğinde önemli kirleticilerden biri haline gelmiştir.

Diğer önemli kirletici olan evsel nitelikli atık sular ise gemi personeli varsa yolcularının kullandıkları mutfak, banyo ve tuvaletlerden gelen atık sulardır. Bu sular gemilerde pis su tanklarında toplanırlar. Pissu tankları da balast ve sintine suyu tankları gibi gemilerin alt bölmelerinde yer almaktadır. Bu üç tank içlerindeki suların karışmaması adına ayrı bölmelerde ve sızdırma yapılmaması içinde özel şekilde dizayn edilirler. Böylece farklı karakteristik özelliğe sahip üç atık su karışmadan gemi içerisinde taşınırlar (Demiray 2006).

2.1.4. Sintine suyunun çevresel etkileri

Bütün kirleticiler dünya üzerinde çok büyük etkiler oluşturmaktadır. Denizlere bırakılan kirleticiler deniz ekosistemi ve insan sağlığı üzerinde olumsuz sonuçlara neden olmaktadır. Bu sular ayrıca balıkçılık sektörünü de etkilerken deniz kalitesinin düşmesine neden olmaktadır.

Denizlerde çok sayıda canlı yaşamaktadır. Bu canlılığın sürdürülmesinde besin zincirinin temelini oluşturan plaktonların büyük önemi mevcuttur. Ama plaktonlar deniz kirliliğinin

en büyük etkeni olan yağlardan çok etkilenmektedirler (Demiray 2006). Plaktonların yağlardan etkilenmesi dolaylı olarak diğer canlılar üzerinde büyük etkiler oluşturur.

Gemilerden kaynaklanan kirliliklerden biri olan sintine suyundaki yağ miktarının yüksek olması denizlerde yaşayan canlılar üzerinde olumsuz etkiler oluşturur. Sintine suyunun oluşturduğu kirlilik denizlerde fiziksel, kimyasal veya biyolojik olarak oluşum sağlayabilir. Yağlar kendi ağırlıkları ve yüzey geriliminin etkisiyle yayılma özelliği gösterirler. Dalgalar yüzeyde yayılan yağları damlacıklar oluşturarak su içerisine tamamen karıştırırlar. Yağlar, organik maddeler veya çökmesine yardımcı olacak partiküller yapışması neticesinde çökme etkisi gösterirler. Biyolojik bozunmaya uğrayan yağlar bazen toksik etki de göstererek denizleri olumsuz şekilde etkilerler (Demiray 2006).

Sintine suyu içerisinde yağlarla birlikte yüzey aktif maddeler de bulunmaktadır. Yüzey aktif maddeler de denizlere büyük oranda zarar vermektedir. Denizlere sintine sularının boşaltılması ve içerisinde bulunan parametreler oksijeni tüketerek balıkların yaşama alanını kısıtlayarak balık ölümlerine neden olmaktadır. Bu durum balıkçılık sektörünü olumsuz etkilemektedir. Şekil 2.1'de sintine sularını arıtmadan denize boşaltan bir geminin görseli verilmiştir.



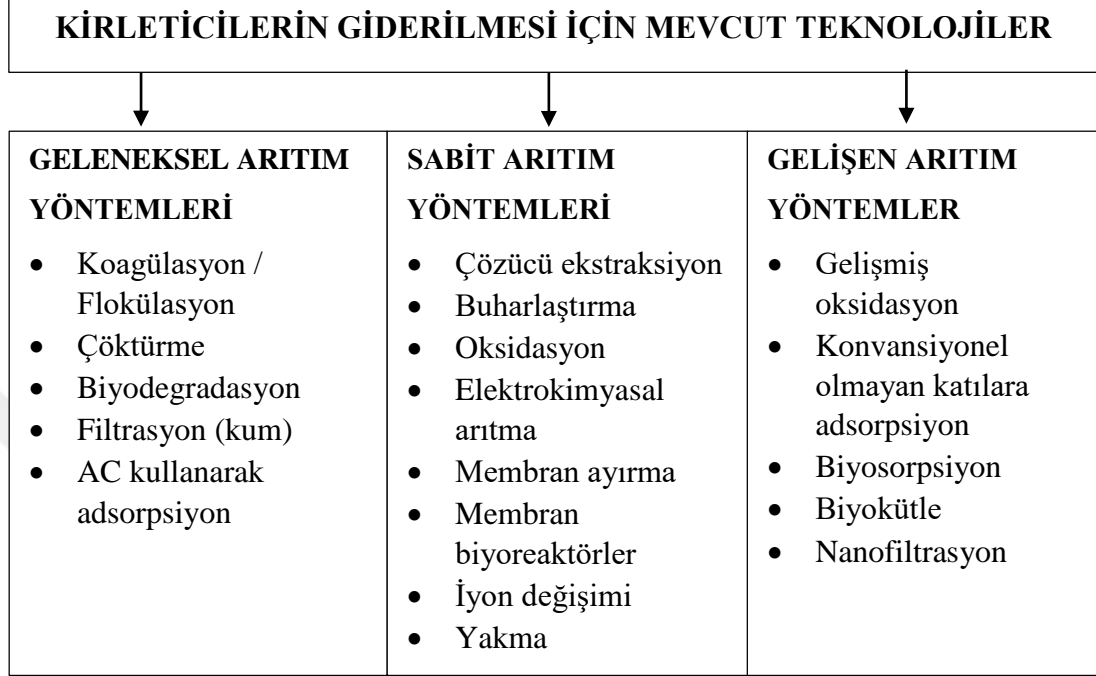
Şekil 2.1. Denize sintine suyunu boşaltan gemi

Denizdeki biyolojik hayatın verimliliği ve devamlılığı güneşten ışık, ısı miktarı ile oksijenin var olmasına bağlıdır. Bu şartların deniz yüzeyinde bulunması gerekir. Oksijen atmosferden ve denizlerde yaşayan fotosentez yapan canlılar tarafından deniz ortamına verilir. Canlıların fotosentez yapabilmeleri için ise güneşten gelen ışıkların önemi çok fazladır ve deniz yüzeyi bu ışıkları geçirebilecek kadar berrak olmalıdır. Bu nedenle gemilerden sintine suları boşaltılmadan önce arıtılması gerekmektedir.

2.2. Elektrokimyasal Yöntemler

Genel olarak, atık su arıtımı, sular da bulunan kolloidler, organik maddeler, besinler, çözülebilir kirletici maddeleri içeren katı maddelerin uzaklaştırılması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlem veya işlemlerin bir kombinasyonundan oluşur (Crini *et al.* 2019). Çizelge 2.1’de görüldüğü gibi geleneksel atık su arıtımı sınıflandırılmasında çok sayıda teknik vardır. Bu tekniklerden elektrokimyasal yöntemler birçok avantajından dolayı tercih edilen başlıca yöntemlerdir.

Çizelge 2.1. Kirleticilerin giderilmesinde mevcut teknolojilerin sınıflandırılması (Crini *et al.* 2019)



19. yüzyılda Humphry Davy ve Michael Faraday tarafından ilk olarak ortaya çıkan elektrokimya, elektrik enerjisi tüketen veya üreten redoks reaksiyonlarını ve elektrikli ara fazlardaki elektron alışverişinden doğan kimyasal olayları inceleyen bilim dalı olarak adlandırılabilir.

Elektrokimya endüstride birçok alanda uygulanmaktadır. Soy metaller hariç diğer metaller elektrokimyasal yüzey alanları nedeniyle doğada devamlı korozyona uğrarlar. Günlük yaşamımızda çeşitli amaçlar için elektrik enerjisi kaynağı olarak kullandığımız piller, kimyasal enerjiyi elektrik enerjisine dönüştüren elektrokimyasal mekanizmalardır. Ayrıca metal kaplamacılığı, saf metal üretimi, akümülatörler de elektrokimya kapsamına girmektedir.

Su ve atıksu arıtım sistemlerinde de kullanılan elektrokimyasal yöntemler, kolay elde edilen ekipman, otomatik kontrol sağlanması, düşük miktarda atık çamur oluşturması, ortamda minimum iyon salınımından, yüksek verimlilikten ve işletme kolaylığından dolayı arıtımda tercih edilen yöntemlerdir (Eyvaz vd 2006). Birçok avantajının yanı sıra

elektrokimyasal yöntemlerin dezavantajları da vardır ama bu dezavantajlar tolere edilebilir düzeydedir. Elektrokimyasal yöntemlerin başlıca avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.2’de ki gibidir.

Çizelge 2.2. Elektrokimyasal yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (Avşar *et al.* 2007; Crini *et al.* 2019)

ELEKTROKİMYASAL YÖNTEMLERİN AVANTAJLARI
<ul style="list-style-type: none"> • Elektrokimyasal prosesler, düşük konsantrasyonlardaki birçok kirletici maddenin arıtılmasında kolaylık sağlar, • Basit ekipman gerektirir ve arıtma işlemleri sırasında ortaya çıkan çoğu sorunu çözümlenebilmek için yeterli operasyon ekipmanı ile çalışmak kolaydır, • Düşük miktarda çamur üreten bir teknolojidir, • Kimyasal kullanımından kaçınılır. Bu nedenden dolayı ikincil kirletici oluşumu olasılığı yoktur, • Elektrokimyasal prosesler diğer birçok prosese göre daha düşük sıcaklıklara ihtiyaç duydıklarından dolayı enerji verimliliği sağlarlar, • Elektrokimyasal prosesler ekonomiktirler, • Birçok kirletici parametreyi aynı anda giderebilir bu yüzden çoğu prosese nazaran daha az alan kaplamaktadırlar,
ELEKTROKİMYASAL YÖNTEMLERİN DEZAVANTAJLARI
<ul style="list-style-type: none"> • Elektrotlar, oksidasyon sonucu olarak atık su içerisinde çözünürler. Bu yüzden düzenli olarak değiştirilmeleri gerekir. • Sürekli işletim sırasında elektrotlarda anot pasivasyonu ve katotlarda geçirimsiz bir oksit tabaka oluşturarak verim kaybının oluşmasına neden olur. • Elektrokimyasal prosesler basit ekipman gerektirir. Ancak bu ekipmanların ilk maliyeti yüksektir,

Dünyada ve ülkemizde endüstriyel ölçekli arıtım prosesi olarak kullanılan birçok elektrokimyasal yöntem vardır. Elektrokoagülasyon, elektroflotasyon, elektrooksidasyon, elektrodializ, elektrofenton gibi prosesler elektrokimyasal yöntemler arasında yer almaktadır.

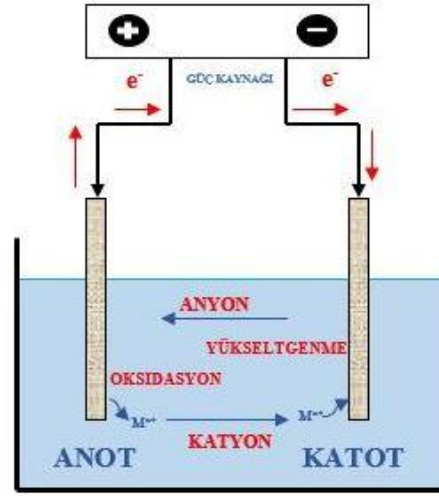
2.2.1. Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon (EC), suda asılı, çözünmüş veya emülsifiye edilmiş kirleticileri uzaklaştırmak için elektrik kullanılarak pıhtılaştırıcı maddenin üretiminin anot-katot elektrotları arasına akım uygulayarak sakrifik bir anotun çözülmesi yoluyla yerinde üretildiği basit ve etkili bir yöntemdir (Ruiz 2005; Bazrafshan *et al.* 2014).

EC prosesi, elektrot yüzeyinde elektrolitik oksidasyonu ile reaksiyon oluşumu, kirleticilerin kararsızlaştırma mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların ayrılması, flok oluşturmak için kararsız fazların toplanması aşamalarını sırasıyla içermektedir (Sabir *et al.* 2017).

Çözelti boyunca akım geçmesi nedeniyle elektronlar çözülür. Çözülme ile oluşan iyonlar dağılmış çift tabakayı sıkıştırır. Elektrokimyasal çözünme sonucu oluşan iyonlar, atık sularda bulunan iyonik türlerin nötralizasyonu sonucu oluşan karşı iyonlar elektrostatik parçacıklar arasında itmeyi azaltarak van der Waals çekimini artırır. Böylece pıhtılaşma oluşur ve ekstra yük gereksinimi olmaz. Pıhtılaşma sonucunda topak oluşumu gerçekleşir. Bu topaklar, karmaşık koloidal parçacıkları yakalayan ve birbirine bağlayan çamur örülerini oluşturur. Kirleticilerin kararsızlaştırma mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların ayrılması işlemleri bu şekilde gerçekleşir (Sabir *et al.* 2017).

Elektrokoagülasyonda kullanılan elektrotlar demir, alüminyum ve platin gibi birçok metal olabilir. Bununla birlikte, bugüne kadar demir ve alüminyum, yüksek temizleme verimliliği, yüksek iyon çözünme hızları, fiyat düşüklüğü ve aynı elektrotları tekrar kullanma kabiliyeti nedeniyle diğer metallere göre popülerlik kazanmıştır (Pokhrel 2017). Şekil 2.2'de elektrokoagülasyon prosesinin gerçekleştiği mekanizma gösterilmiştir.

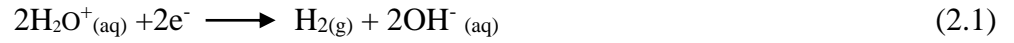


Şekil 2.2. Elektrokoagülasyon mekanizması (Sabir *et al.* 2017)

Elektrokoagülasyon mekanizmasında oluşan reaksiyonlar genel olarak aşağıdaki gibidir.

- Elektrot malzemesi olarak demir kullanıldığında oluşan reaksiyonlar;

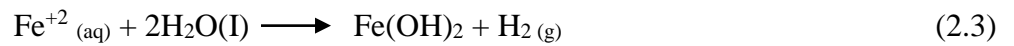
Katot;



Anot;

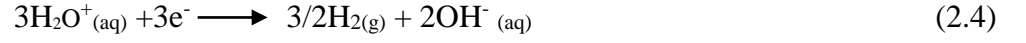


Genel ;



- Elektrot malzemesi olarak alüminyum kullanıldığında oluşan reaksiyonlar;

Katot;



Anot;



Genel ;



Yüksek akımlarda baskın temizleme yolu flotasyondur; düşük akımlarda ise sedimantasyon baskındır. Yer değiştirme sonucunda malzemeler toplanır. Bu durum ise düşük akımlarda oluşan yetersiz kabarcık konsantrasyonundan kaynaklanmaktadır, bu nedenle sedimantasyonun baskın olmasına izin vermektedirler (Sabir *et al.* 2017).

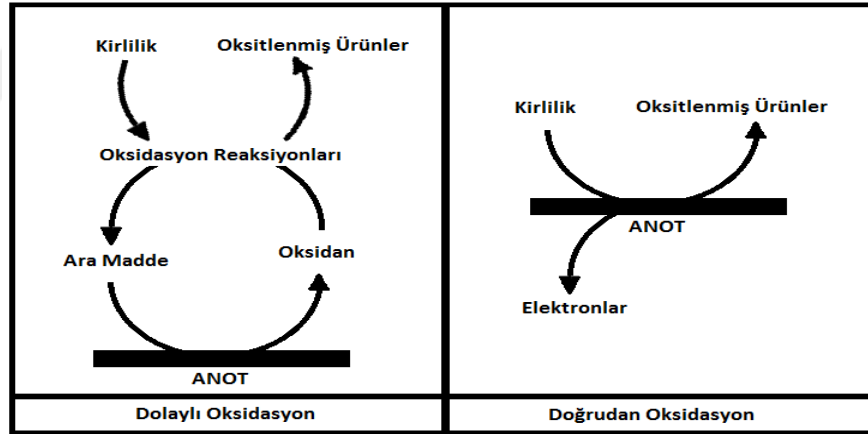
Elektrokoagülasyon, kullanım kolaylığı, pH tamponlama kabiliyeti, düşük çamur üretimi ve düşük toksik içerik ve daha iyi çökeltme gibi avantajlarından dolayı sıklıkla kullanılır. Elektrokoagülasyonun bir sonucu olarak oluşan topaklar daha büyük, aside dirençli ve daha stabildir. Bu nedenle filtrasyon yoluyla ortadan kaldırılması kolay ve hızlıdır. Elektrokoagülasyon deneyleri boyunca atık suda hiçbir kimyasal kullanılmadığından dolayı kimyasal pıhtılaşma prosesinden daha sağlıklıdır (Pokhrel 2017).

Çok az olmasına rağmen, elektrotların oksidasyon sonucu zamanla aşınması ve düzenli olarak değiştirilmesi gerekir. Katot üzerinde zamanla oksit katmanının oluşması, enerjinin giderim veriminin azalmasıyla sonuçlanır. Atık su süspansiyonun yüksek iletkenlik gerektirmesi gibi bazı dezavantajları vardır (Avşar *et al.* 2007).

2.2.2. Elektrooksidasyon

Elektrooksidasyon (EO) prosesinde ana ilke, Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik gibi çözünmeyen elektrotlar kullanılarak aktif olarak proseste rol alan anot bölgesinden çıkan O_2 ve Cl_2 gazları ve oluşan H_2O_2 ve OH^\cdot ile oksidasyon sağlamaktır. Biyolojik olarak zor parçalanabilir özellik gösteren kirleticiler elektrooksidasyon ile parçalanabilir özelliği daha kolay olan organik türlere veya son ürünlere dönüşürler.

Anotun aktif rol aldığı elektrooksidasyon proseslerinde en önemli parametre katalitik aktivitedir. Akım, sıcaklık, pH, oksidantların difüzyon hızı ve organik bileşiklerde katalitik aktivite kadar önemli parametrelerdir. Şekil 2.3’de elektrooksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması gösterilmiştir.



Şekil 2.3. Elektrooksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması (Fil vd 2012)

Elektrooksidasyon yönteminde, organik kirleticilerin uzaklaştırılması, anodik oksidasyon reaksiyonuyla kısmi bozulma veya tam mineralizasyon yoluyla olmaktadır. Bundan dolayı, kullanılan anodik malzemenin elektrokatalitik özelliklerinin ile EO teknolojisinin organik giderim veriminde önemli rolü vardır. Organik kirleticilerin bir elektrolitik hücrede oksidasyonu, doğrudan oksidasyon ve dolaylı oksidasyon olmak üzere iki şekilde meydana gelir (Segura 2017). Doğrudan oksitlenmede, kirleticiler anot yüzeyine adsorbe olurlar ve daha sonra anot yüzeyinden elektron alışverişi gerçekleşir. Oksidasyonda

radikallerin bozulması sonucu Cl_2 , O_2 , ClO_2 , O_3 ve H_2O_2 gibi oksitler oluşur. Oluşan bu oksitlerin kirleticileri oksitlemesi meydana gelen dolaylı oksitlenmedir.

2.2.3. Elektro-fenton

Fe^{+2} tuzları veya demir elektrotlar kullanılarak elektrokimyasal işlemlerle su arıtım prosesi olarak elektro-fenton yöntemi de kullanılabilir (Ulucan 2011). Elektro-fenton yöntemi, O_2 veya hava ile beslenen uygun bir katot yüzeyinde elektrokimyasal olarak H_2O_2 'nin oluşturulması ve hidroksil radikallerinin katalitik demir tarafından çözeltide oluşturulması esasına dayanan bir ileri oksidasyon prosesidir.

Katot yüzeyinde O_2 'nin ve Fe^{+3} 'ün eş zamanlı olarak H_2O_2 ve Fe^{+2} 'e indirgenir ve bu tepkimeler sonucunda hidroksil radikalleri oluşur. Zor parçalanabilen organik maddeler parçalanabilmek için hidroksil radikalleriyle tepkimeye girerler, uzun süreli reaksiyonlarda mineralize bile olurlar (Bayar 2014).

2.2.4. Elektro-koaleser

Elektro-koaleser, yağ-su emülsiyonlarını elektrostatik olarak su damlacıklarının birleşerek ayrılmasını gerçekleştirmek için ortaya çıkan bir elektrokimyasal yöntemdir. Bu yöntem yağ içerisinde dağılmış olarak bulunan su damlacıklarını düşük dielektrik sabiti ile ayrılmasını amaçlar. Yöntem genel olarak ham petrolün susuzlaştırılması için kullanılır (Mhatre *et al.* 2015).

Elektro-koaleser, düşük dielektrik geçirgenliğe sahip olan yağların boyutlarını artırarak çökme hızlarını arttırmak ve ayrılma sürelerini azaltarak su damlacıklarının yaklaşmasına, temas etmesine ve nihayetinde birleşmesine yardımcı olan bir işlemdir (Mousavi *et al.* 2014).

2.2.5. Elektroflotasyon

Bir diğerk elektrokimyasal yöntem ise elektroflotasyondur. Elektroflotasyon (EF), 1904 yılında cevherden mineralleri ayırmak için Elmore tarafından ilk kez kullanılmıştır. Elektroflotasyon, elektrolizden üretilen hidrojen ve oksijen gazlarının oluşturduğu kabarcıklarla bir su kütesinin yüzeyine kirleticileri yüzdüren basit bir elektrokimyasal yöntemdir (Chen 2004). Katot ve anotta oluşan kimyasal reaksiyonlar sonucu hidrojen ve oksijen gazlarının oluşturduğu reaksiyonlar şu şekildedir;

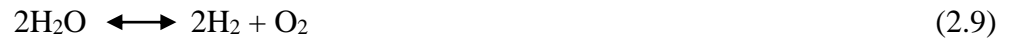
Anot;



Katot;



Genel;



Genel olarak elektrokimyasal reaksiyonlarda görülen Faraday kanunlarına göre elektrolizde anottan ve katottan çıkan madde kütleleri ile devreden geçen yük miktarı yani akım miktarı doğru orantılıdır. Birim zamanda bir düzlem üzerinden geçen yük miktarı elektriksel akım olarak ifade edilir ve birimi amper (A)'dir. Eşitlik (2.10) ile gösterilebilir. Birim elektrot yüzeyinden geçen elektrik akımı ise akım yoğunluğudur ve bu eşitlikte (2.11) ile ifade edilir. Akım yoğunluğunun birimi ise A/m^2 'dir. Elektrot yüzey alanı A ile gösterilir (Ulucan 2011).

$$I = \frac{dQ}{dt} \quad (2.10)$$

$$i = \frac{I}{A} \quad (2.11)$$

Faraday kanununa göre elektroflotasyon reaksiyonlarında üretilen gaz miktarı [$Q_g(I/sn)$] aşağıdaki formüller sayesinde bulunur (Ulucan 2011);

$$Q_h = \frac{I.V_o}{n_H.f} \quad (2.12)$$

$$Q_o = \frac{I.V_o}{n_o.f} \quad (2.13)$$

$$Q_g = Q_h + Q_o = \frac{I.V_o}{n_H.f} + \frac{I.V_o}{n_o.f} = \frac{I.V_o}{f} \left(\frac{1}{n_H} + \frac{1}{n_o} \right) \quad (2.14)$$

2.2.5.a. Elektroflotasyonu etkileyen faktörler

Elektroflotasyon yöntemi, reaksiyon sırasında oluşan gaz kabarcıklarının boyutu ve güç tüketiminden etkilenmektedir (Chen 2004). Elektroflotasyonda gaz kabarcıklarının önemi çok yüksektir. Oluşan gaz kabarcıkları çok büyük boyutlarda yüksek dispersiyon özelliği göstermektedir. Gaz kabarcıklarının boyutunu ve yoğunluğunu belirlemek için elektrotun cinsi, yüzey alanı, akım yoğunluğu, reaktör tipi parametrelerini, güç tüketimini ise pH, elektrot tipi, akım, sıcaklık gibi parametrelerini uygun koşullara getirerek kirletici giderim veriminin yüksek olması sağlanmaktadır.

Gaz kabarcıklarının boyutu, kullanılan elektrot malzemelerin yapısıyla birlikte atık suyun pH'na da bağlıdır. Yapılan çalışmalarda hidrojen kabarcıklarının nötr pH da küçük, oksijen kabarcıklarının ise pH'daki artış ile arttığı gösterilmiştir (Chen 2004). Çizelge 2.3'de görüldüğü gibi anot ve katot elektrotlarının cinsi de hidrojen kabarcıklarının boyutunu etkilemektedir. Gaz kabarcıklarının boyutunu etkileyen bir diğer parametre de akım yoğunluğudur. Sabit pH'da akım yoğunluğu arttıkça gaz kabarcıkları boyutunda azalma görülmektedir.

Çizelge 2.3. Farklı elektrot malzemelerde ve pH da gaz kabarcıklarının değişimi

pH	Hidrojen (μm)			Oksijen (μm)
	Pt	Fe	C	Pt
2	45-90	20-80	18-60	15-30
7	5-30	5-45	5-80	17-50
12	17-45	17-60	17-60	30-70

Atıksu iletkenliğinin düşmesi ile enerji tüketimi yüksek olacaktır. Bu nedenle atık su iletkenliğinin optimum düzeyde olması elektroflotasyon proseslerinde önemlidir. Elektrot yüzey alanı da elektroflotasyon yöntemini etkileyen faktörler arasında gösterilmiştir.

2.2.5.b. Elektroflotasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları

Elektroflotasyon yöntemi genellikle moleküler ağırlıkça düşük yağ ve emülsiyona sahip kirleticiler bulunan suların arıtımında kullanılan yaygın bir yöntemdir. Elektrokimyasal proseslerinden olan elektroflotasyon prosesinin bazı avantaj ve dezavantajları vardır. Bu avantaj ve dezavantajlar Çizelge 2.4’de ki gibidir.

Çizelge 2.4. Elektroflotasyon yönteminin avantaj ve dezavantajları (Akbulut 2000)

ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİNİN AVANTAJLARI
<ul style="list-style-type: none"> • Kabarcık boyutunu kontrol etmek için bir parametre olarak akım yoğunluğu kontrol edilir, • Yüklenmiş olan kabarcıklar bir bütün halini almazlar, • Yüksek flok stabilitesini bozmaz, • Yüksek sıcaklıklarda uygulanabilirlik özelliği vardır, • Elektroflotasyon yönteminde ek kimyasal ihtiyacı yoktur, • Anodik klor, dezenfektan gibi davranır, • Elektroflotasyon yöntemi, işlem karmaşıklığını azaltır,
ELEKTROFLOTASYON YÖNTEMİNİN DEZAVANTAJLARI
<ul style="list-style-type: none"> • Doğru akım gücü gerektirir, • Substrat çözeltileri iletkenlik için yeterliliği sağlayabilir, • Yüksek spesifik yoğunluklu materyallere göre daha zayıf performans sağlar • Elektrot pasivasyonu oluşur, • Elektrot korozyonu oluşur, • Tank yüksekliği 1m’den azdır.

Elektroflotasyon prosesinde çözeltilerde klorür iyonu bulunduğu zaman, elektrokimyasal olarak hipoklorit (OCl^-) elde edilir. Anottaki klor, dezenfektan gibi davranır (Ulucan 2011). Anotta olan reaksiyonlar aşağıda verilmiştir.

Anot;



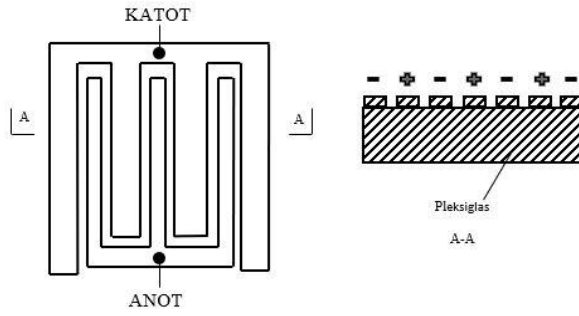
2.2.5.c. Elektroflotasyon yönteminde kullanılan reaktör tipleri

Elektroflotasyon proseslerinde genellikle paslanmaz çelik kullanılır ve anot plaka tabana monte edilirken, katot tabaka anot tabakanın yaklaşık 10-15 mm üzerine monte edilir. Bu şekilde dizayn edilen reaktörün alt kısmında bulunan anot tabakasının oluşturduğu oksijen gaz kabarcıkları atıksuya hızlı şekilde dağılım sağlayamaz. Bu durumda verimliliğin azalmasına neden olur. Atıksu iletkenliğinin düşük olması durumunda anot tabakası ile katot tabakası arasında oluşan kısa devreyi önlemek için elektrotlar arası boşluğun büyük olması gerekir. Bu boşluklar nedeniyle enerji tüketimi kabul edilemeyecek kadar yüksek olur (Chen 2004). Şekil 2.4'de elektroflotasyon için konvansiyonel elektrot düzeni verilmiştir.



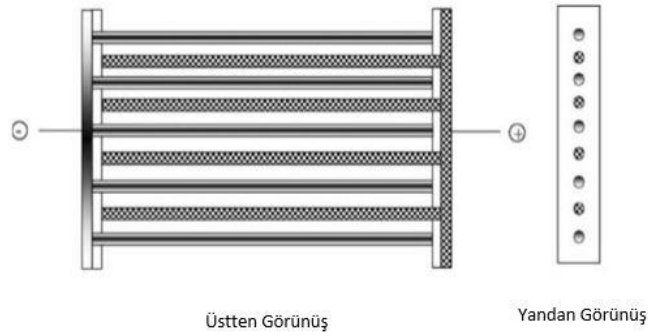
Şekil 2.4. Elektroflotasyon için konvansiyonel elektrot düzeni (Chen 2004)

Konvansiyonel elektron düzeni ile elektroflotasyon yönteminde verimlilik istenilen boyutta olmadığı için araştırmacılar yeni düzlemler oluşturmak için çalışmalar yapmışlardır. Chen *et al.* (2002), elektroflotasyonda yeni bir düzlem deneyerek Şekil 2.5 deki gibi anot ve katodu aynı düzlem üzerine yerleştirmişlerdir. Bu sistem sayesinde küçük kabarcıkların suya daha hızlı dağılması sağlanmıştır. Küçük kabarcık oluşumu kadar, kabarcıkların hızlı dağılmaları da önemlidir (Chen 2004).



Şekil 2.5. Elektroflotasyon için alternatif elektrot düzeni (Chen 2004)

Shen ve arkadaşları (2003), farklı bir düzlem deneyerek üniform şekilde elektrot düzenlemesi yaparak yüksek verimlilik sağlamışlardır. Elektrotlar arası boşluğun küçük olması nedeniyle elektroliz enerjisi tasarrufu sağlanır (Şekil 2.6.).



Şekil 2.6. Elektroflotasyon için farklı elektrot düzeni (Chen 2004)

Baierle *et al.* (2015) yaptığı çalışmada, klasik olan plakalı elektroflokasyon düzeneği yerine spiral şekilde kullanılarak daha etkili bir yüzdürme işlemi destekleyen yüzey

alanının artırılması, küçük oksijen kabarcıklarının oluşturması ile flok oluşumu ve homojen şekilde çözeltinin iyileştirilmesinin sağlanması, katot ve anot arasındaki mesafenin azaltılarak işlem güç tüketiminin azaltılması ve elektrot ömründe artış sağlanması amaçlanmıştır. Şekil 2.7’de elektroflotasyon için elektrotun alüminyum veya demirden yapılmış spiral düzeneği verilmiştir.



Şekil 2.7. Elektroflotasyon için elektrotun alüminyum veya demirden yapılmış spiral düzeneği (Baierle *et al.* 2015)

Birçok araştırmacı elektroflotasyon yöntemini diğer elektrokimyasal proseslerle birlikte kullanmışlardır. Elektrokoagülasyonla birlikte çoğunlukla kullanılan elektroflotasyonda ince yapıdaki dağılmış şekilde bulunan partiküllerin de giderilmesinin sağlanması amaçlanmıştır (Chen 2004).

2.3. Literatür Çalışmaları

Sentine atık suları, sürekli fazın su, dağılmış fazın yağ ve petrol artığı olduğu iki fazlı kollidal sistemden meydana gelmektedir. Mekanik ve kimyasal emülsiyonların karışımı da olan sentine suları deniz suyundan dolayı çeşitli tuzlar içeren çok aşındırıcı bir karışımdır. Dağınık şekilde bulunan yağ fazı içerisinde hidrolik yağ, yağlama yağı, gres yağı, motor yağ kalıntıları, yakıt kalıntıları bulunmaktadır. Ayrıca sentine suyu içerisinde temizlikten kaynaklı olarak oluşan yüzey aktif maddeleri de yer almaktadır (Karakulski *et al.* 1998).

Literatürde sintine suyu arıtımı için birçok çalışma bulunmaktadır. Klasik arıtma olarak çöktürme-yüzdürme, santrifüj ile ayırma, filtrasyon, koagülasyon gibi fiziksel ve kimyasal prosesler kullanılsa da bu prosesler sintine suyu içerisinde emülsiyon şeklinde bulunan yağların arıtımı için yeterli olmamaktadır. Bu nedenden dolayı sınırlı sayıdaki araştırmalara göre membranbiyoreaktör (MBR), ultrafiltrasyon (UF), UF/membran distilasyon, UF/ters osmoz, mikrofiltrasyon sonrası UF, sulu oksidasyon, biyoteknoloji, elektrokimyasal yöntemler gibi prosesler ile yüksek verimlilikte sintine suyu arıtımı gerçekleştirilmiştir (Ulucan *et al.* 2015).

Karakulski ve arkadaşları (1998) tarafından yapılan çalışmada, sintine suyu arıtımı için ultrafiltrasyon ve fotokatalitik proseslerin kombinasyonu kullanılmıştır. Titanyum dioksit bazlı katalizör kullanılarak gerçekleştirilen fotokatalitik işlemiyle birlikte UV fotokatalitik oksidasyon kullanılarak organik kirleticilerin giderilmesinde KOİ giderim veriminin %92-96 olduğu ve sintine suyu için en etkili proses olarak kullanıldığını ileri sürmüşlerdir.

Peng ve arkadaşları (2005), ultrafiltrasyon (UF) yöntemini sintine atık suyu arıtımı için uygun bulmuşlar ve arıtım işlemi gerçekleşmeden önce UF spiral ve içi boş fiber modüllerinin partiküller ve yağlar tarafından tıkanmasını önlemek için ön arıtımın gerekli olduğunu öne sürmüşlerdir. Bunun için mikrofiltrasyon (MF) membranı ve ultrafiltrasyon membranından oluşan iki kademeli bir membran sistemi kullanmışlardır. Sintine suyunun partikül büyüklüğü dağılımı ve UF membran gözenek büyüklüğü membran performansı ile ilgilidir. Yapmış oldukları çalışma neticesinde, sintine suyunda bulunan partikül boyutlarının 0,18 µm olmasından dolayı 0,2 µm'un altındaki gözenek büyüklüğündeki membranların sintine suyu arıtımı için uygun olduğunu gözlemlemişler. Mikrofiltrasyon membranlarının, tek başına çapraz akış durumuna kıyasla 8 kata kadar akı artışlarıyla geri akışa iyi tepki verdiğini ve MF membranlarının geri yıkanması, tek tüplü karbon membranlarda akı iyileştirmeleri için uygun olup multilumen seramik membranlar için uygun olmadığını ileri sunmuşlardır. MF / UF hibrit membran sisteminin çok etkili olduğu, deşarj sınırının hemen altında yağ ve gres miktarını elde etmişlerdir.

Artut (2008), sintine suyunun elektrokimyasal yöntemiyle arıtılmasının araştırılması üzerine yapmış olduğu yüksek lisans tez çalışmasında karbon, demir ve Pt/Ir elektrotları kullanılarak denemeler gerçekleştirmiştir. Pt/Ir anotlarının demir ve karbon anotlarına göre daha iyi giderim gerçekleştirdiği gözlemlenmiş ve sintine suları için Pt/Ir elektrotlarının kullanılması gerektiği kanısına varılmıştır. Elektrooksidasyon prosesi kullanılarak yapılan çalışmalar neticesinde KOİ giderim verimliliği %85,5-%100, bulanıklık %71,1-%97,9, yağ/gres %88,9-%96,9 ve toplam organik karbon giderimi %28,7-%91,8 olduğunu belirtmiştir.

Sun *et al.* (2009), biyofilm-MBR yönteminin sintine suları üzerindeki etkisini incelemiştir. Sintine suyu beslemeye dahil edildiğinde biyofilm reaktöründeki toplam organik yükün çıkarılması sadece organiklerin biyolojik olarak parçalanmasına değil, aynı zamanda havalandırma nedeniyle yağ emülsiyonlarının yerçekimi ile faz ayrılmasına da bağlı olduğunu belirtmiştir. Sodyum Dodesil Benzen Sülfonat (SDBS) konsantrasyonunun artması sonucu çözülmüş organik yüklemeye giderim azalmıştır. Sintine suyu biyofilm-MBR işlemine beslendiğinde, kirlenme, yapılan analizde mikron altı partikül büyüklüğü dağılım fraksiyonu ile ilişkili bulunamamışlardır. Baskın kirlenme mekanizmaları, değişen yüzey aktif madde konsantrasyonlarının bir fonksiyonu olarak oluşturulan kek tabakası bileşimine ve özelliklerine bağlandığını belirtmiştir.

Körbahtı ve Artut (2010), Pt/Ir elektrotları kullanılarak elektrokimyasal olarak sintine suyunun saflaştırılmasını ve yağ-su emülsiyon ayrımını incelemiştir. Yaptıkları çalışmada sintine suyu bileşimi, deniz suyu / tatlı su bileşimi, akım yoğunluğu ve reaksiyon sıcaklığı gibi çalışma parametrelerinin KOİ, yağ / gres ve bulanıklık giderim verimi üzerindeki etkisine araştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda, 240 dakikalık reaksiyon süresinin sonunda Pt / Ir anotları ile KOİ, yağ / gres ve bulanıklık giderim verimliliği sırasıyla %73,5-99,9, %86,5-96,8 ve %67,2-97,9 arasında elde edildiğini belirtmişlerdir. Bu çalışma sonucunda elektrokimyasal proseslerin sintine suyu arıtımı üzerinde diğer proseslere alternatif olabileceği kanısına varmışlardır.

Elektrokimyasal olarak arıtımı incelenen sintine suyunu Ulucan (2011), elektrokoagülasyon/elektroflotasyon ve elektrofenton proseslerinin etkinliğini yüksek lisans tezinde araştırmış ve elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon prosesinde elektrot olarak demir ve alüminyum kullanılabilirliğini incelemiştir. Elektrokoagülasyon/elektroflotasyon proesesi ile yapılan çalışmalarda KOİ %64,8 ve yağ-gres %57, belirlenen optimum şartlar ile gerçekleştirilen sürekli sistemde ise ortalama KOİ ve yağ-gres giderim verimleri sırasıyla %56,9 ve %49,1 olarak belirlemiş ve elektrofenton prosesinde ise optimum KOİ ve yağ-gres giderim verimleri sırasıyla %71 ve %69 olarak bulunduğunu ifade etmişlerdir. Demir elektrot kullanılan elektrokoagülasyon ve elektrtoflotasyon prosesinde KOİ ve yağ-gres veriminin çok düşük olduğunu ve çıkış suyu bulanıklığının fazla olduğu, elektrofenton prosesinin ise daha etkili sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir.

Rincon ve Motta (2014), yapmış oldukları çalışmada ağır metal ve yağ emülsiyonu bulunan sintine suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımını incelemişlerdir. Sintine suyunu sentetik olarak hazırlayan Rincon ve Motta, sürekli bir akış reaktörü ile arıtımı sağlamışlardır. Elektrokoagülasyon yöntemi yağ-gres giderimi için en iyi arıtma ve maliyet verimliliği sağladığı sonuca varmışlardır. Ağır metal giderimin de %99 çinko, %70 ise bakır ve nikel giderim verimliliği sağlamışlardır.

Sintine suyunu anaerobik olarak arıtımı gerçekleştiren Emadian ve arkadaşları (2015), ortam sıcaklığında HUASB reaktörü kullanarak yapmış oldukları çalışmada, destek malzemeler ile çamurun iyi bir şekilde immobilize edilmesi ve işlem sonunda KOİ ve yağ giderimi konsantrasyonunun ümit verici olduğunu belirtmişlerdir. COD giderim verimliliğini %75 bulmuşlardır. Biyokütlenin destek malzemelerinde immobilizasyonu sağlamasında ve KOİ konsantrasyonunun azalmasında önemli rol oynadığı, elde edilen verilere göre HUASB reaktörünün düşük mukavemetli sintine suyunun arıtımı için alternatif bir seçenek olabileceği sonucuna varmışlardır.

Sentetik sintine suyunun arıtılabilirliğini kontrol etmek için alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon çalışması yapmış olan Aswathy *et al.* (2016),

elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon arasında karşılaştırma yapmışlardır. Kimyasal koagülasyonda sadece %59.3 oranında uzaklaştırma verimi gerçekleşirken, elektrokoagülasyon işleminden sonra oluşan çamur, mineral bileşimi ve fonksiyonel gruplar için karakterize edilmiştir. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında alüminyum hidroksit oluşumunu temsil eder ve çamurdaki hidrokarbonların ve ağır metallerin varlığı, bu kirleticilerin sintine suyundan elektrokoagülasyon işlemi yoluyla uzaklaştırılmasını belirtir. Sintine suyu arıtımı için kullanılan elektrokoagülasyon da alüminyum elektrotlar kullanılarak optimum koşullarda %89,84'lük bir maksimum verim elde edilmiştir.

Moslehyani *et al.* (2016), yağlı sintine suyunun arıtılması ve yağ tankeri ayrılmasında incelenen ultrafiltrasyon (UF) membranlarla birlikte fotoreaktör (PR) içeren yeni bir hibrit sistem tasarımı gerçekleştirmişlerdir. İlk olarak, üç farklı yükleme ile TiO_2 fotokatalizör yüzeyindeki UV ışınması, PR'deki teorik sintine suyu için denemişler. Daha sonra, bükülmüş içi boş elyaf membranlar yağlı sintine suyundan yükseltgenmiş hidrokarbon + yüklü TiO_2 'yi membran içinden ayırt etmişlerdir. Yapılan araştırma neticesinde; yağlı atıksu arıtımı için verimli bir yeni hibrit sistem geliştirilmiş, PR yağlı sintine suyunun %90'ından fazlasını UV ışınlamasıyla başarıyla fotoooksitleştirmiş, bu durum da TiO_2 süspansiyonunun bu işlem için optimize edilmiş yükleme olduğunu gösterdiği sonuçlara varmışlardır

Tiselius and Magnusson (2017), Gemilerin dibinde biriken sintine suyunun, gemideki faaliyetlerden elde edilen yağ, deterjan ve diğer bileşiklerin bir karışımını içerdiğini belirtmişlerdir. Serbest bırakılan sintine suyunun ekolojik etkilerini değerlendirmek için arıtılmış sintine suyunun kimyasal bileşimi ve toksisitesini analiz etmişlerdir. Olumsuz etkilerden sorumlu değişkenler tam olarak belirlenemese de ekolojik sonuç açıktır: işlem görmüş sintine suyunun yolcu feribotlarının çoğundan boşaltılması, çevre sularındaki zooplankton ve mikrobiyal topluluk için toksik olacaktır. Arıtılmamış veya işlenmiş yağ sızıntılarına kıyasla sintine suyunun yüksek yüzey aktif madde içeriğine daha fazla dikkat edilmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Yüzey aktif maddelerin toksisitesinin yüksek olmasından dolayı gemilerde kullanılan yağlı su ayırıcıların işlevinin tehlikeye girmesine neden olmaktadır. Sintine suyunun içerisinde bulunan yüzey aktif maddelerin

toksitesinin azaltılarak deşarj edilmesi, plankton ekosistemi üzerinde olumsuz etkilerin azaltılması yönünden önceliğe sahip olduğunu vurgulamışlardır.

Yeni bir sistem deneyen Eskandarloo *et al.* (2018), hidrojen peroksit (H_2O_2) ve de-emülsifikasyondan sonra sabit sintine su emülsiyonlarının emülsifiye edilmesi için bir foto-elektrokimyasal sistem tasarlamışlardır. Pt / TiO_2 foto-anotun da görünür ışıkla çalışan fotokatalitik oksidasyon ve bölünmemiş bir hücrede Fe_2O_3 yüklü grafit katotta elektro-fenton oksidasyonunun birleştirilmesiyle, üretilen H_2O_2 türlerinin ve daha sonra oluşan hidroksil radikalının ($\cdot OH$) olabileceğini tespit etmişlerdir. Geliştirilen foto-elektrokimyasal sistem, yağlı sintine suyunda %70'in üzerinde bir KOİ giderim verimliliği gösterdiğini belirtmişlerdir. Deney sonucunda minimum enerji gereksinimi ile sintine suyu emülsiyonlarının arıtılması işlemi gerçekleşmiştir.

Sintine suyunun ilk anaerobik granül çamur ve ardından aerobik mikrobiyal oluşum ve bunun tersi bir durumda kullanılmasıyla biyolojik ayrışmasının incelenmesi ve bunun ardından pilot ölçekli bir çalışmanın gerçekleştirilmesini amaçlayan Vyrides *et al.* (2018), hareketli yatak biofilm membran reaktörlerini (MBBRs) kullanmışlardır. Yaptıkları denemeler sonucunda ise en iyi koşullarda %60 KOİ giderim verimliliği elde ettiklerini belirtmişleridir.

Göç (2018), yağlı atıksuların üç boyutlu çelik tel elektrot kullanımı ile elektrokimyasal arıtımını yüksek lisans tezinde incelemiştir. Elektrokimyasal arıtımda giriş ve çıkış yapıları ile elektrot yataklar arasında kullanılan ara malzemenin fiziksel özelliklerinin arıtım verimini etkilediği gözlenmiştir. Bu çalışmada anot elektrot yatağı elektrokimyasal ünitenin üst kısmına yerleştirilerek yağların yüzeyde toplanması hedeflenmiş, ara ortam malzemesinin seçiminde gözeneklilik ile birlikte yağları adsorbe edip etmemesinin önemli bir parametre olduğu belirtilmiştir. Çalışmanın sonucunda en iyi koşullarda %90 yağ-gres giderim verimliliği elde edildiğini belirtmiştir.

Hwang *et al.* (2019), tek hazneli mikrobiyal yakıt hücrelerinde (MFCc) sintine suyunun biyoyararlanımını arttırmak için yüzey aktif madde ilavesi çalışması yapmışlardır.

MFC'ler organik atık su oksidasyonu sırasında organik atık su içerisinde depolanan kimyasal enerjiyi doğrudan elektriğe dönüştüren yeni bir teknolojidir. Yapılan çalışmada, bir yüzey aktif maddenin bir MFC kullanarak emülsifiye edilmiş bir yağlı atık su olarak sintine suyunun biyobozunması üzerindeki etkilerini araştırma amaçlanmaktadır. Sürfaktan ilavesi sintine suyunun biyobozunurluğunu büyük ölçüde artırırken, anyonik sürfaktan, iyonik olmayan sürfaktan ile karşılaştırıldığında, bakteriyel büyüme üzerinde minimum etkiye sahip 98 kat daha yüksek güç yoğunluğu ile daha iyi MFC performansı göstermiştir. Sintine atık suları içinde bulunan deniz suyundan kaynaklı olan tuzluluk MFC'yi olumsuz etkilemektedir. Tuzluluğun varlığı, bir MFC gibi yağlı atık su arıtımının biyolojik vasıtaları için fiziksel arıtma veya elektrokimyasal metotlarının yağ-su karışımının giderim performansını artırabilirse, uygun bir emülsifikasyon seviyesinin muhafaza edilmesi başarılı bir biyolojik arıtma için önemli bir parametre olacaktır. Bugüne kadar MFC'ler sintine suları için kullanılmamıştır. Çalışmanın sonucu olarak hidrokarbonlar içeren sintine sularının etkili yağ arıtımında biyomimetik güç hücreleri için iyi bir aday olacağını belirtmişlerdir.

Sentetik yağlı sintine suyu arıtımı ve ardından biyopolimer üretimi sıralı bir seri reaktör ile Uma ve arkadaşları (2019), katı tutma süresi, döngü süresi, substrat konsantrasyonu, pH'ın organik uzaklaştırılması ve polihidroksialkanoatların (PAH) sentezi gibi çeşitli etkileyici parametrelerin etkisini, Hindistan'da bulunan Karaikal limanı yakınlarındaki hidrokarbonla kirlenmiş alandan izole edilmiş yeni toprak bakterileri ile incelemişlerdir. KOİ giderim veriminin %68-%81 olduğunu PAH veriminin %30-%81 olduğunu belirtmişlerdir. Sıralı seri reaktörün çalışması, hidrokarbon ve tuzluluk açısından zengin sentetik sintine suyundan karışık bakteri konsorsiyumu (MBC) kullanılarak PHA'nın ortama alıştırilmasının ve başarıyla depolanmasının mümkün olduğunu öne sürmüşlerdir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Sentetik sintine suyunun hazırlanması

Sentetik sintine suyu hazırlanmadan önce literatür araştırması yapılarak en uygun ölçekler belirlenmiştir. Sintine suyu içerisinde deniz suyu olduğu için sentetik deniz suyu oluşturulmuştur. Çizelge 3.1’de belirtilen miktarlar karıştırılarak karakteristik özellikleri Çizelge 3.2’de belirtilen sentetik sintine suyu hazırlanmıştır.

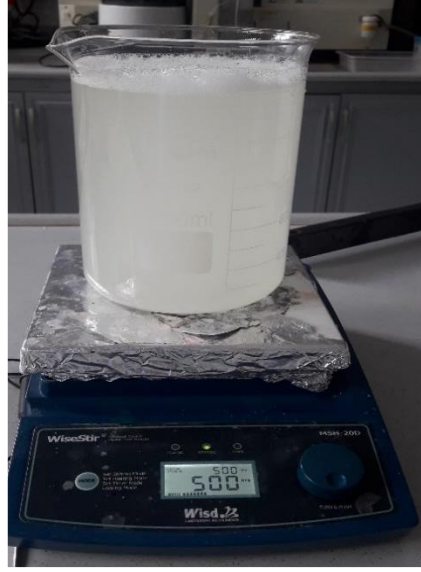
Çizelge 3.1. Sentetik sintine suyu ve sentetik deniz suyunun bileşimi

Sentetik Sintine Suyu Bileşimi
<ul style="list-style-type: none"> • Dizel yağ 820 (mg/ L) • Yağlama yağı 875 (mg/ L) • Hidrolik yağ 200(mg/ L) • Yüzey aktif madde 2000 (mg/ L)
Sentetik Deniz Suyu Bileşimleri
<ul style="list-style-type: none"> • NaCl 23,9126 (g/ L) • Na₂SO₄ 3,9779 (g/ L) • KCl 0,7547 (g/ L) • MgCl₂ 4,9866 (g/ L) • CaCl₂ 1,1415 (g/ L)

Çizelge 3.2. Sentetik sintine suyunun özellikleri

Parametreler Parametre değeri
<ul style="list-style-type: none"> • KOI 2300-2600 (mg/ L) • Yağ-Gres 350-400 (mg/L) • pH 7,5-8,5 • İletkenlik 30-40 (mS/cm)

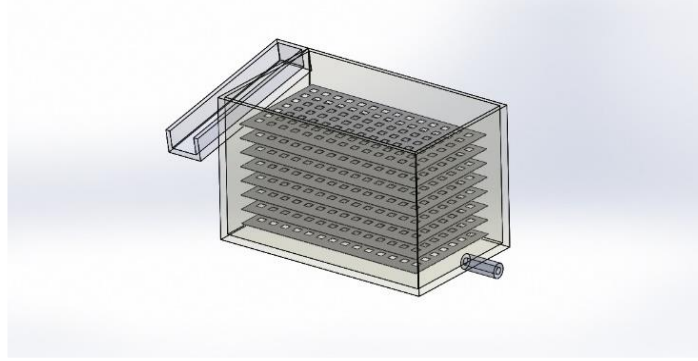
Sentetik sintine suyu bileşimi için gerekli miktarda yağlama yağı, hidrolik yağı, dizel yağı, yüzey aktif madde olarak deterjan ve tuzlar tartılarak üzerine sentetik deniz suyu/saf su karışım oranını sağlayacak hacimde saf su eklenmiştir. Hazırlanan çözelti 24 saat laboratuvar ortamında mekanik karıştırıcı ile 500 rpm de karıştırılmıştır. Sentetik sintine suyu yağ/su emülsiyonu şeklinde hazırlanmıştır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Sentetik sintine suyunun 500 rpm de karıştırılarak hazırlanması.

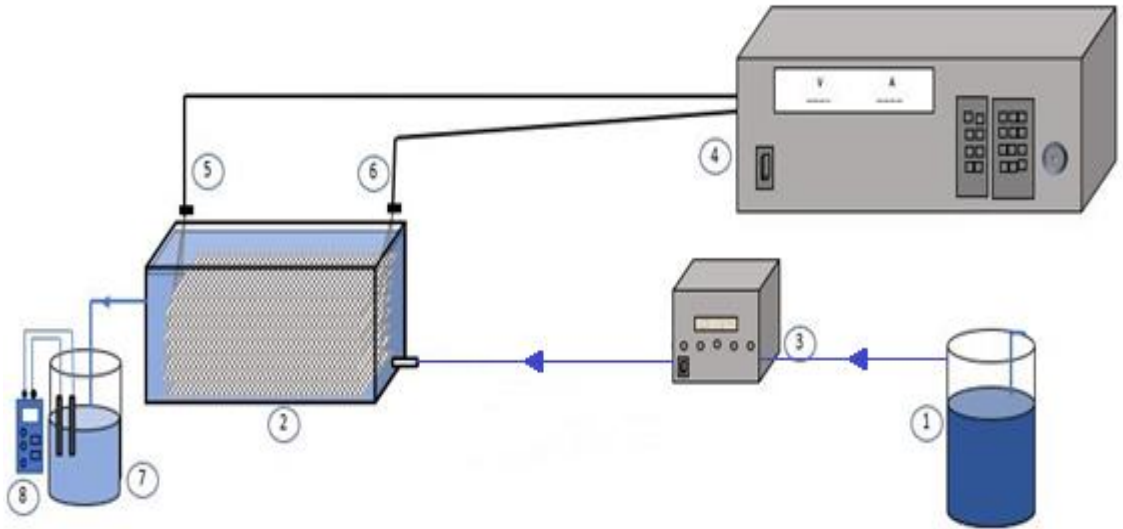
3.1.2. Elektroflotasyon prosesinin gerçekleştiği düzenek

Elektroflotasyon denemelerinde 1100 ml hacmine sahip reaktör içerisinde birbirine paralel yatay şekilde bulunan paslanmaz çelik elektrotlar kullanılmıştır. Elektrotlar arası mesafe 5 mm olacak şekilde 4 anot 4 katot toplam 8 tane plaka kullanılmıştır (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Elektroflotasyon prosesi reaktörü

Deney için gerekli olan doğru akım programlanabilir güç kaynağı (Chroma Programmable DC Power Supply Model 62024P-40-120) kullanılarak sağlanmıştır. Hazırlanan sentetik suyunun reaktör içerisine peristaltik pompa (Cole Parmer / Masterflex 7550-60 Computerized Drive) ile akışı sağlanmıştır. Şekil 3.3’de gösterilen deney düzeneği ile sentetik sınıtine suyndaki kirlilik parametrelerinin giderimi incelenmiştir.



Şekil 3.3. Deney düzeneğinin şematik görünüşü

*1: Atıksu giriş haznesi, 2: Reaktör, 3: Peristaltik pompa, 4: Doğru akım güç kaynağı, 5: Anot elektrotları
6: Katot elektrotları, 7: Atıksu çıkış haznesi, 8: pH kontrol hücresi

3.1.3. Deney şartları

Sentetik sintine sularının arıtılabilirliğinin incelenmesi için elektroflotasyon yönteminden yararlanılmıştır. Atıksuyun pH değeri, akım şiddeti ve akış hızı parametreleri kullanılarak uygun zaman aralıklarında alınan numunelerin KOİ ve yağ/gres konsantrasyonları incelenmiştir. Çizelge 3.3’de deney şartları ve çalışma koşulları gösterilmiştir.

Çizelge 3.3. Sentetik sintine suyunun elektroflotasyon yöntemi ile arıtımının incelenmesinde prosese etki eden parametrelerin çalışma aralıkları

Parametreler	Parametre Aralığı
Akış hızı (ml/dk)	5,10,15
Akım şiddeti (Amper)	2,5 , 5, 10, 15
pH	2,3,4,5,6, Doğal (8,33)

3.2. Yöntem

Elektroflotasyon yöntemi ile sintine sularının arıtılması için yapılan çalışmada, KOİ giderim verimi ve yağ/gres giderim verimi, atıksu başlangıç pH değeri, akım şiddeti ve atıksu akış hızı gibi parametreler incelenmiştir. Numunelerin pH değerleri, WTW pH 330i pH metre cihazı ile ölçülmüştür.

3.2.1. KOİ konsantrasyonunun belirlenmesi

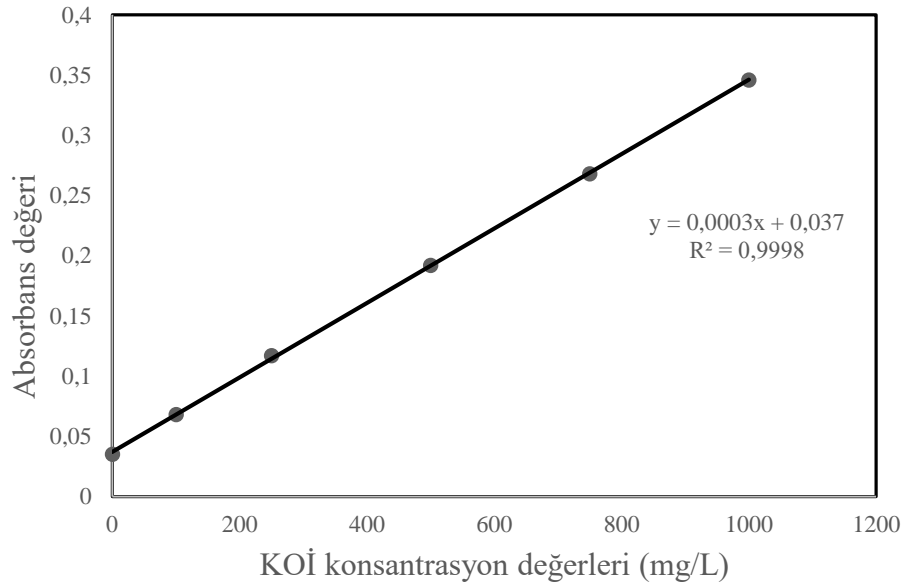
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), sudaki yükseltgenbilir maddelerin kimyasal yolla oksitlenmeleri için gerekli olan oksijen miktarıdır. KOİ analizleri standart metotlarda belirtilen kapalı sistem reflux yöntemine göre yapılmıştır.

KOİ analizleri için ilk önce potasyum hidrojen fitalat (KHP) standart çözeltisi hazırlanmıştır. $M_A = 204,23$ gr/mol olan $KHC_8H_4O_4$ kimyasalından 0,850 gr tartılıp

alınarak saf su ile 1000 ml'ye tamamlanır. Hazırlanan stok çözeltisi KOİ analizinde uygulanacak aralığa göre standart kalibrasyon eğrisinin hazırlanmasında kullanılır.

KOİ analizinde kullanılan çözeltiler parçalama çözeltisi ve asit çözeltisidir. Parçalama çözeltisi, 10,216 gr $K_2Cr_2O_7$, 33 gr $HgSO_4$ tan alınarak, 167 ml derişik H_2SO_4 içerisinde çözülür. Çözelti saf su ile 1000 ml tamamlanır. Asit çözeltisi ise 11 gr Ag_2SO_4 derişik 1 litre H_2SO_4 içerisinde çözülür.

Deneysel analizler yapılmadan önce KOİ için kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Oluşturulan kalibrasyon eğrisi için hazırlanan KHP (potasyum hidrojen fitalat) çözeltisinden 100 mg/L, 250 mg/L, 500 mg/L, 750 mg/L ve 1000 mg/L'lik seri çözeltiler hazırlanmıştır. Çözeltilerden 1,5 ml örnek alınarak borosilikat tüplerine konulmuş ve üzerine 1 ml parçalama çözeltisi, 2 ml asit çözeltisi ilave edilmiştir. $148^\circ C$ 'de 2 saat boyunca termoreaktörde (WTW CR 3200) kaynatılmıştır. 2 saat sonrasında ise 600 nm'de spektrofotometre (Merck Spectroquant® Prove 300) yardımıyla absorbe değerleri okunmuştur. Okunan değerler ile kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 3.4).



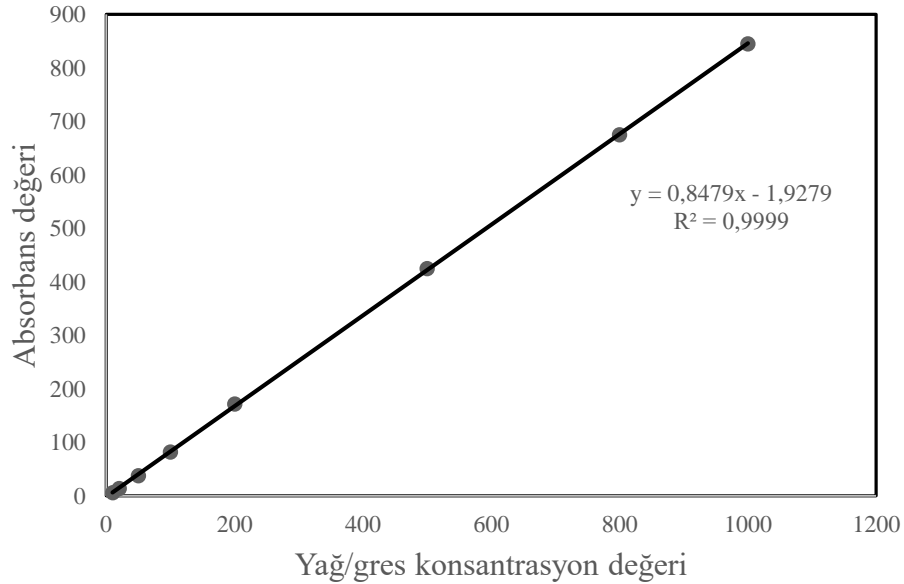
Şekil 3.4. KOİ analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi

Kalibrasyon eğrisi oluşturduktan sonra, reaksiyon süresince belirli aralıklarla alınan numunelere KOİ analizi yapılmış değerler kayıt altına alınmıştır.

3.2.2. Yağ/gres konsantrasyonunun belirlenmesi

Yağ ve gres analizleri, Infracal TOG/TPH Analyzer cihazı ile yapılmıştır. Analizler yapılmadan önce cihazın kalibrasyonu gerçekleştirilmiştir. Cihaz IR bölgede çalışmakta olup kalibrasyon standardı olarak 10 W 40 motor yağı kullanılarak aşağıdaki işlemler gerçekleştirilmiştir.

Cihazın kalibrasyonunda kütleli ppm (mg/L) kullanılmıştır. Dereceli silindire 0.1 g yağ koyulduktan sonra üzeri hegzan ile 100 ml'ye tamamlanmıştır. Hazırlanan stok çözelti belirli oranlarda hegzan ile seyreltilerek cihazda absorbans değerleri okunmuştur. Okunan değerler ile kalibrasyon eğrisi hazırlanmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Yağ/gres analizinde kullanılan kalibrasyon eğrisi

Deneyle sırasında alınan 10 ml'lik numunelerin yağ/gres analizi yapılırken öncelikle numunenin pH'sı 2'nin altına derişik HCl ile düşürülmüş daha sonra belirli miktarda

hegzan numuneye ilave edilmiştir. Hegzan kullanılmasının sebebi yağ/gres moleküllerini en iyi şekilde ekstrakte etmesi, kolay ulaşılması ve ucuz olmasıdır. Daha sonra numunelerin yağ/gres ölçüm cihazı aracılığı ile yağ/gres analizleri yapılmıştır.

3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler

3.3.1. Giderim (arıtım) veriminin hesaplanması

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

C_0 = Başlangıçtaki kirletici konsantrasyonu (mg/L)

C_e = t zamanda atıksuda bulunan kirletici miktarı (mg/L)

3.3.2. 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)

v = reaktördeki toplam çözelti hacmi (m³)

3.3.3. Akım şiddetinin hesaplanması

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

J = Akım yoğunluğu (mA/cm²)

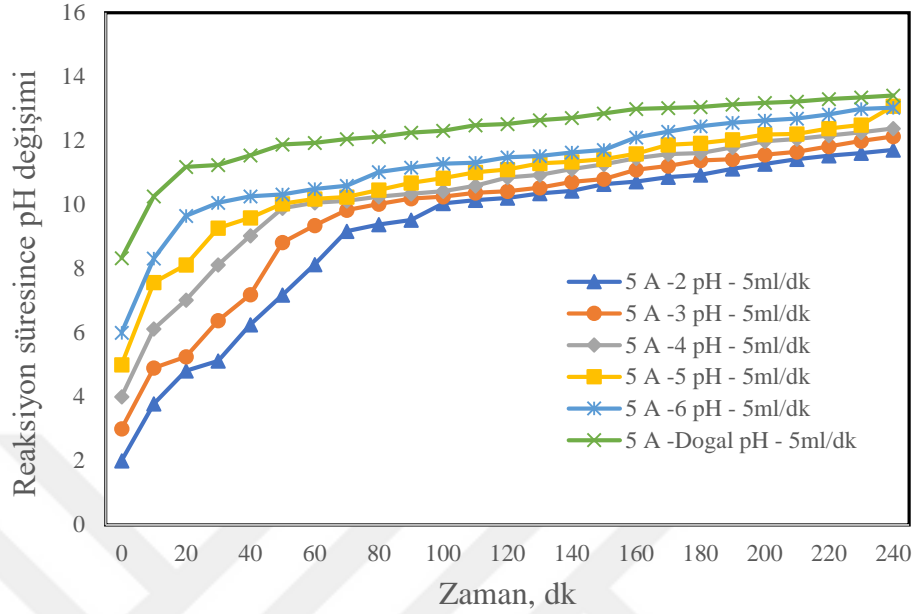
I = Uygulanan akım şiddeti (A)

A_s = Aktif elektrot yüzey alanı (cm²).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. Atıksu Başlangıç pH Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi

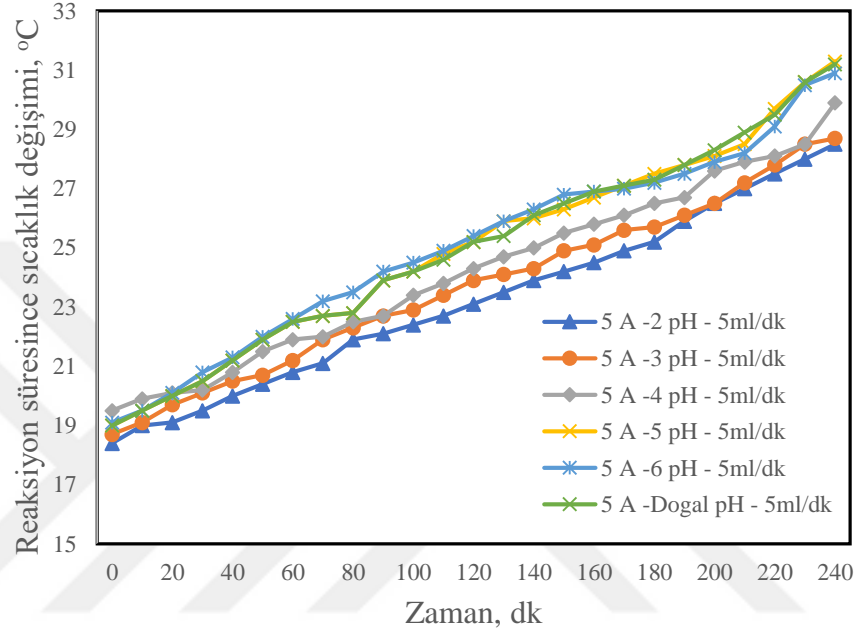
Elektrokimyasal proseslerde ortamın pH değeri çözünen anot ve katot materyalinin formu etkilemektedir. Bu yüzden elektrokimyasal arıtım metotları için ortam pH değeri giderim verimi ve diğer sistem parametrelerini etkileyen en önemli değişkenlerin başında gelmektedir. Sintine sularının elektroflotasyon metodu ile arıtımını etkileyen başlıca parametrelerden biri de başlangıç pH değeridir. Atıksu başlangıç pH değerinin KOİ ve yağ/gres giderim verimine etkisini incelemek için paslanmaz çelik tel elektrotlar ile oluşturulan anot ve katotlar kullanılmıştır. Sentetik sintine suyunun başlangıç pH değerleri 2, 3, 4, 5, 6 ve doğal pH(8.33) değerleri olan farklı değerler kullanılmıştır. Atıksu başlangıç pH değerinin giderim verimlerine etkisi, 2,5, 5 ve 10 Amper akım şiddeti değerlerinde, 5 ml/dk akış hızı değerinde ve 1100 ml reaktör hacminde yapılan araştırmalar ile incelenmiştir. Elektroflotasyon reaktöründe gerçekleşen denemelerde 10 dakika aralıklarla numuneler alınmış ve numunelerin elektriksel iletkenlik, sıcaklık, pH, elektrik potansiyeli parametreleri ölçülerek belirlenmiştir. Ayrıca belirli zaman aralıklarında alınan numunelerin KOİ ve yağ/gres konsantrasyonları belirlenerek giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.1'de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.1. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.1 incelendiğinde her bir başlangıç atıksu pH değeri ile gerçekleştirilen çalışmalarda reaksiyon süresi boyunca pH değerlerinin arttığı gözlemlenmiştir. Elektrokimyasal proseslerin doğası gereği katot bölgesinde suyun hidroliz olarak H^+ iyonun ortaya çıkması ve sonrasında ise elektron alarak H_2 gazına dönüşmesi sonucunda ortam bazik olarak değişiklik gösterir. Reaksiyon sonucunda pH değerinin artması bu nedenden dolayı olası bir durumdur. Atıksu başlangıç pH değeri reaksiyonun başlangıcında hızlı şekilde artarken daha sonraki zaman dilimlerinde daha düşük artış gözlemlenmiştir. Atıksu başlangıç pH değeri 2'ye ayarlandığında 10 dakikalık reaksiyon süresince pH değeri 3,78 olarak ölçülmüştür. Başlangıç pH değeri 3'e ayarlandığında ise pH değeri 4,9, başlangıç pH değeri 4'te pH değeri 6,12, başlangıç pH değeri 5'te pH değeri 7,57, başlangıç pH değeri 6'ta pH değeri 8,32, başlangıç pH değeri doğal pH değerindeyken pH değeri 10,26 olarak ölçülmüştür. 220 dk'lık reaksiyon süresi sonunda pH değerindeki artış devam etmiş ve pH 2 değeri için 11,71, pH 3 değeri için 12,13, pH 4 değeri için 12,38, pH 5 değeri için 12,78, pH 6 değeri için 13,03 ve doğal pH değeri için ise 13,41 değerine ulaşmıştır. Reaksiyonun başlangıç süreleri için hızlı gerçekleşen pH artışı reaksiyon süresinin sonuna doğru azalmış ve incelenen her bir başlangıç pH

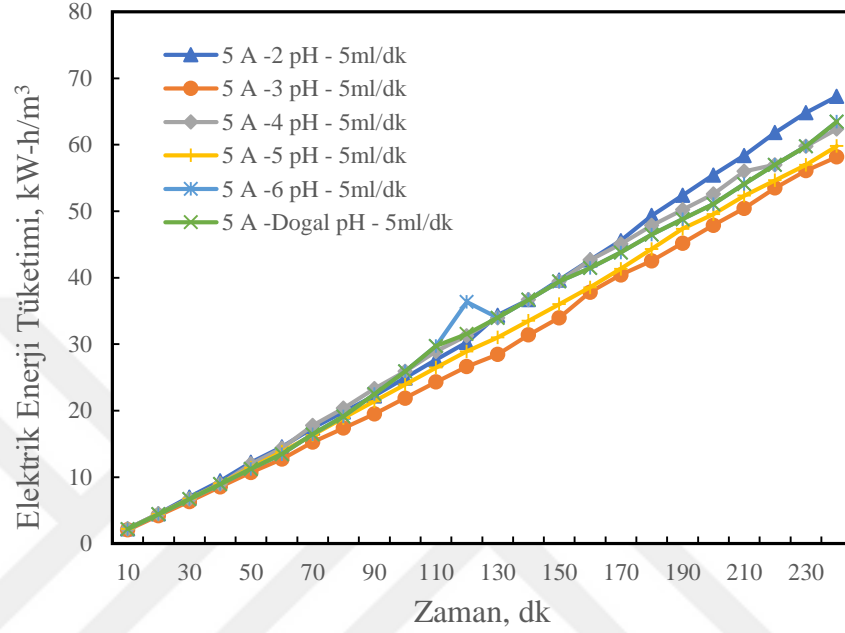
değeri için çıkış suyu pH değerleri benzerlik göstermiştir. Şekil 4.2’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.2. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

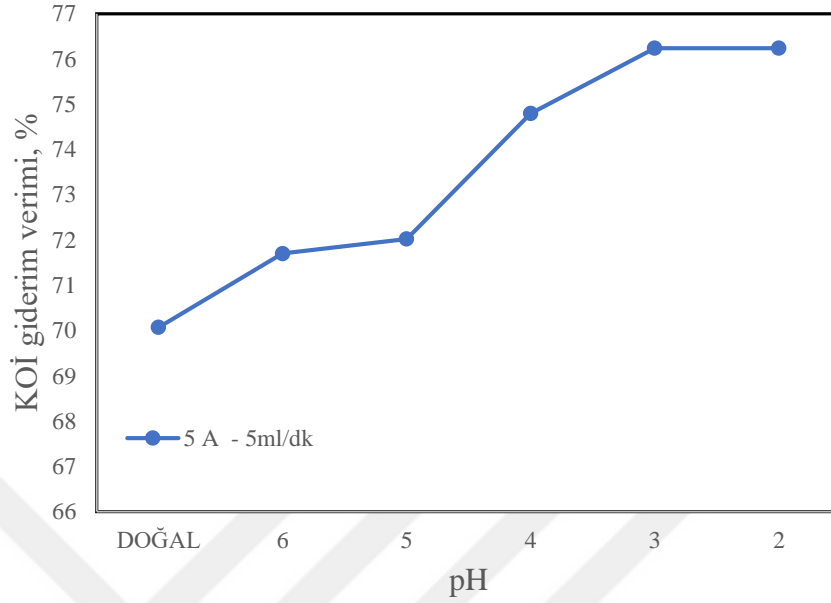
Şekil 4.2 incelendiğinde her bir başlangıç atıksu pH değeri ile gerçekleştirilen çalışmalarda reaksiyon süresi boyunca sıcaklık değerlerinin arttığı gözlemlenmiştir. Başlangıç pH değerleri doğal pH değerinden sırasıyla 6, 5, 4, 3, 2 pH değerlerine düşürülmesi için asit çözeltisi kullanılmıştır. Kullanılan asit çözeltisi elektriksel iletkenliği artırdığından ve bu artışta sabit akım şiddeti altında elektriksel direnci azalttığından dolayı pH değerleri azaldıkça ortam sıcaklık değerinin düşük olduğu görülmüştür. Başlangıç sıcaklık değeri yaklaşık olarak 18°C iken 4 saatlik reaksiyon süresince sıcaklık değerlerinde artış olduğu belirlenmiştir. Elektriksel iletkenlik değeri daha yüksek olan düşük pH değerlerine sahip denemelerde ortaya çıkan sıcaklık artışı elektriksel iletkenlik değeri daha düşük olan yüksek pH değerine sahip denemelerde elde edilen sıcaklık artışlarından daha düşük değerlerdedir. Şekil 4.3’de atıksu başlangıç pH

değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.3. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

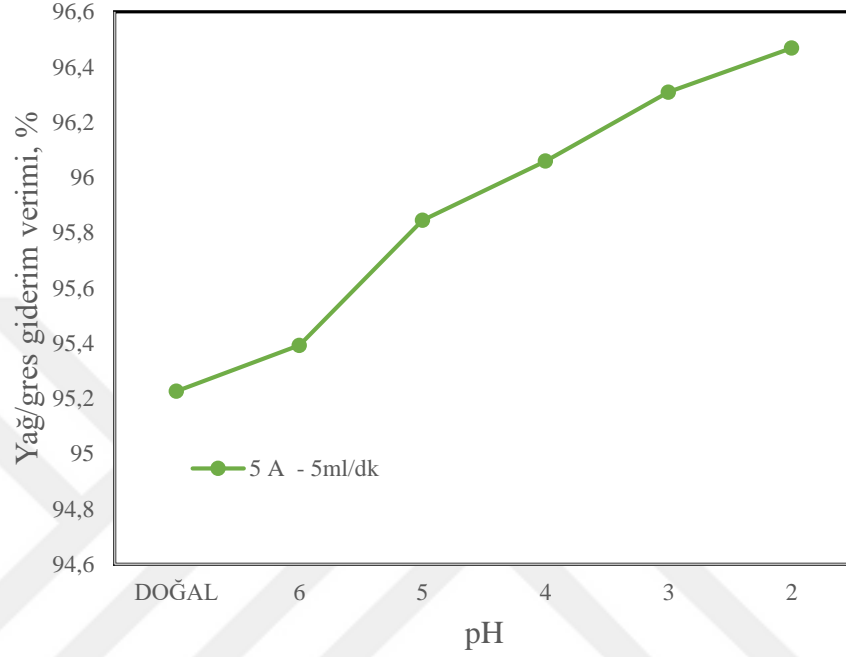
Şekil 4.3 incelendiğinde her bir başlangıç atıksu pH değeri ile gerçekleştirilen çalışmalarda reaksiyon süresi boyunca enerji tüketimi değerlerinin arttığı belirlenmiştir. 5 Amper sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri 2 olan atık suyun 4 saatlik reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketimi $57,2 \text{ kW-h/ m}^3$ olarak tespit edilmiştir. Başlangıç pH değeri 3 olan denemede enerji tüketimi değeri $58,1 \text{ kW-h/ m}^3$ elde edilirken, enerji tüketimi değeri pH değeri 4 için $59,8 \text{ kW-h/ m}^3$, pH değeri 5 için $60,3 \text{ kW-h/ m}^3$, pH değeri 6 için $63,4 \text{ kW-h/ m}^3$ ve doğal pH değeri için $67,2 \text{ kW-h/ m}^3$ olarak elde edilmiştir. Sistine suyunun pH değerine bağlı olarak değişen elektriksel iletkenlik değeri reaksiyon süresi sonunda ortaya çıkan enerji tüketimi değerlerinin farklı olmasına sebep olmuştur. Bu durum beklenen bir sonuçtur. Şekil 4.4’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.4. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.4 ve Şekil 4.5 incelendiği zaman, atıksu başlangıç pH değerinin 5 Amper sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresi sonunda KOİ ve yağ/gres giderim verimliliklerinin değişiklik gösterdiği görülmüştür. Şekil 4.4'te başlangıç pH değeri doğal pH olan denemede KOİ giderim verimi %70, başlangıç pH değeri 6 olan denemede %71, başlangıç pH değeri 5 olan denemede %72, başlangıç pH değeri 4 olan denemede %74, başlangıç pH değeri 3 olan denemede %76 ve başlangıç pH değeri 2 olan denemede %76 olduğu görülmektedir. Elde edilen sonuçlar sintine suyunun başlangıç pH değerinin düşmesine bağlı olarak KOİ giderim veriminin az da olsa değiştiğini, 2, 3 ve 4 gibi düşük pH değerlerinde KOİ giderim veriminin değişmediğini veya ihmal edilebilir seviyede değiştiğini göstermektedir. pH 2 ve sintine suyunun doğal pH değeri olan 8,33 pH değerinde gerçekleştirilen denemelerde ortaya çıkan KOİ giderim verimleri arasındaki farkın (%76-%70) %6 olması elektroflotasyon ile gerçekleştirilen sintine suyu arıtımı için atık suyun başlangıç pH değerinin önemli olmakla birlikte çok baskın bir sistem parametresi olmadığı kanısına varılmıştır. Sintine suyunun doğal pH değerinden pH 2 değerine ulaşılması için gereken asit ilavesi de seçilecek başlangıç pH değeri tespitinde dikkat edilmesi gereken bir etkidir. Şekil 4.5'de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk

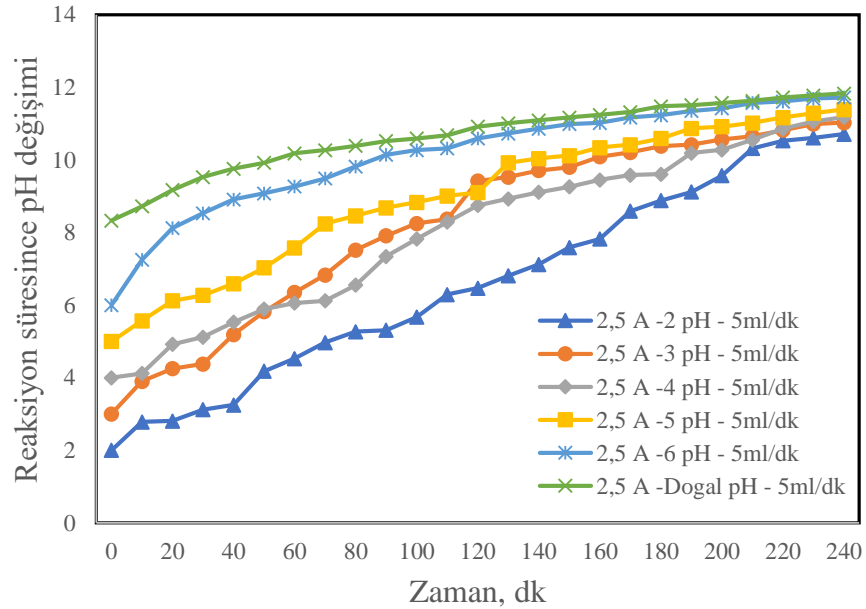
akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu yağ/gres giderim verimine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.5. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince yağ/gres giderim verimine etkisi

Yağ/ gres giderim verimliliğinde ise başlangıç pH değeri doğal pH olan denemede giderim verimi %95,22 olarak tespit edilmiştir. Şekil 4.5’de giderim veriminin sırasıyla, başlangıç pH değeri 6 olan denemede %95,39, başlangıç pH değeri 5 olan denemede %95,84, başlangıç pH değeri 4 olan denemede %96, başlangıç pH değeri 3 olan denemede %96,3 ve başlangıç pH değeri 2 olan denemede %96,4 olduğu görülmektedir. Elde edilen veriler yağ-gres giderimi için incelenen aralıklarda başlangıç pH değerinin önemli bir parametre olmadığı sonucunu göstermiştir. En düşük ve en yüksek başlangıç pH değerleri ile gerçekleştirilen denemelerde ortaya çıkan yağ-gres giderim verimleri arasındaki fark (%96,4-%95,2=%0,8) incelenen parametrenin etkin olup olmadığını gösterecek büyüklüğe sahip değildir.

Başlangıç pH değerinin sistem parametreleri üzerine etkilerinin incelendiği denemelerde 5 A sabit akım şiddeti dışında 2,5 A ve 10 A gibi iki farklı sabit akım şiddeti de kullanılmıştır. Akım şiddetinin 2,5 A olduğu çalışmalardan elde edilen sonuçlar Şekil 4.6-4.10'da ve 10 A olarak sabit tutulan çalışmalarda elde edilen sonuçlar ise Şekil 4.11-4.16'da belirtildiği gibidir. Şekil 4.6'da atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.6. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

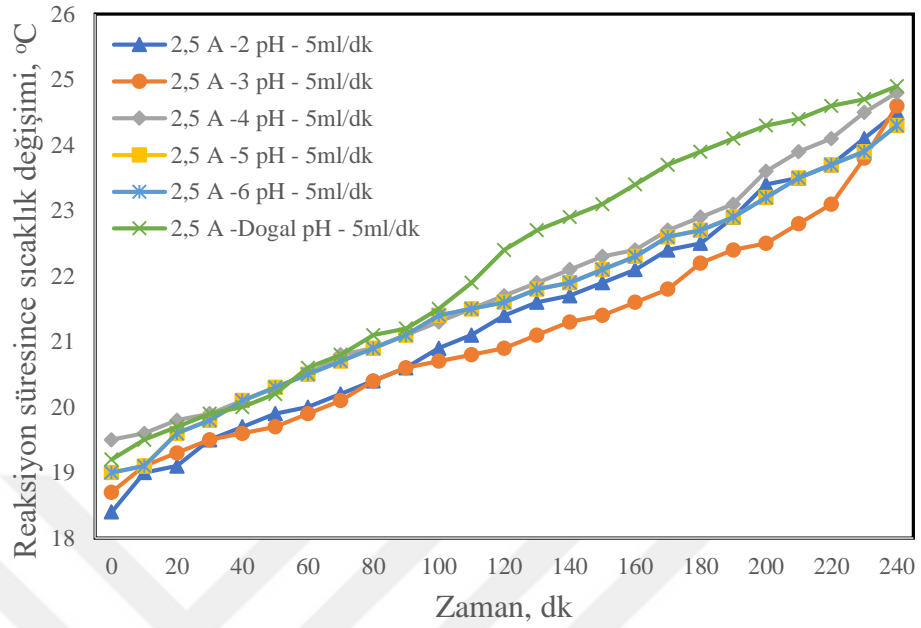
Şekil 4.6'da sabit akım şiddeti ve akış hızı altında reaksiyon süresince meydana gelen pH değişimi gösterilmektedir. Şekil 4.1'de 5 A sabit akım şiddeti için elde edilen pH artış eğilimi 2,5 A sabit akım şiddeti için de geçerlilik göstermektedir. Başlangıç pH değeri 2 olan denemede reaksiyon süresi sonunda (10,71-2) 8,71'lik bir artış yaşanmıştır. Bu değer sırasıyla, pH 3 için (11,03-3) 8,03, pH 4 için (11,18-4) 7,18, pH 5 için (11,39-5) 6,39, pH 6 için (11,67-6) 5,67 ve doğal pH değeri için (11,83-8,33) 3,5 olarak gerçekleşmiştir. Reaksiyon süresi boyunca pH değişimi hızı artış göstermiştir. Sistine suyu pH değişimi reaksiyon süresi boyunca incelenen her bir başlangıç pH değeri için lineer bir değişim

gerçekleştirmiştir. Reaksiyonun son 20 dakikalık kısmı için bozulan lineerlik sürekli elektroflotasyon sistemi için reaktörde kalış süresi sonunda reaksiyon şartlarının stabilizasyonunun sağlandığını göstermektedir. Çizelge 4.1’de 2,5 A ve 5 A sabit akım şiddetleri için 240 dk’lık reaksiyon süresi sonundaki pH değişimi

Çizelge 4.1. 2,5 A ve 5 A sabit akım şiddetleri için 240 dk’lık reaksiyon süresi sonundaki pH değişimi

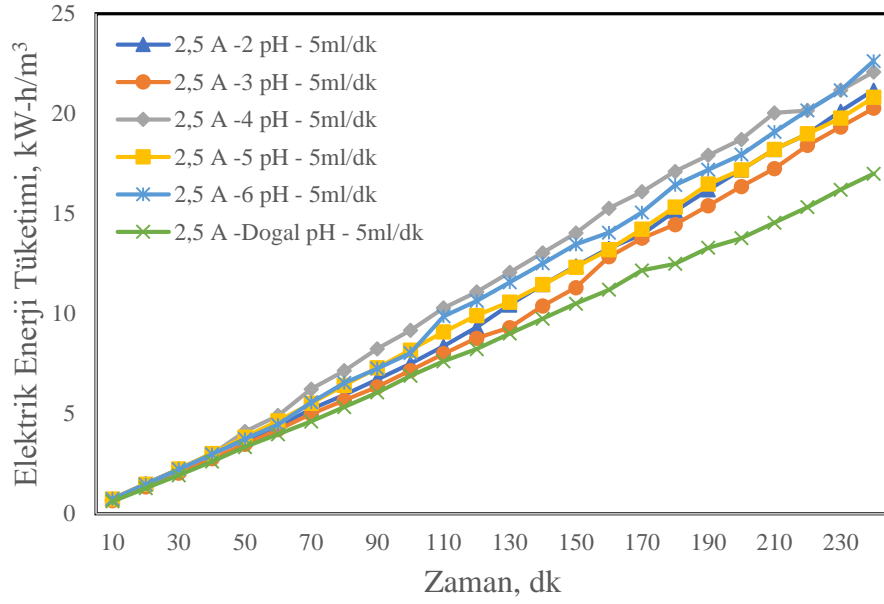
Başlangıç pH değeri	2,5 A sabit akım şiddeti	5 A sabit akım şiddeti
pH 2	10,71	11,71
pH 3	11,03	12,13
pH 4	11,18	12,38
pH 5	11,39	12,78
pH 6	11,67	13,03
Doğal pH	11,83	13,41

Çizelge 4.1’de artan akım şiddeti ile birlikte reaksiyon süresi boyunca pH değişim hızının da arttığını göstermektedir. Artan akım şiddeti sabit başlangıç pH değeri için sisteme uygulanan elektriksel alanı da arttığı için katot bölgesinde daha fazla hidrolizin gerçekleşmesine ve doğal olarak H₂ gazı çıkış hızının artmasına sebep olmuştur. Elde edilen sonuçlar ortaya atılan savı desteklemektedir. Şekil 4.7’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



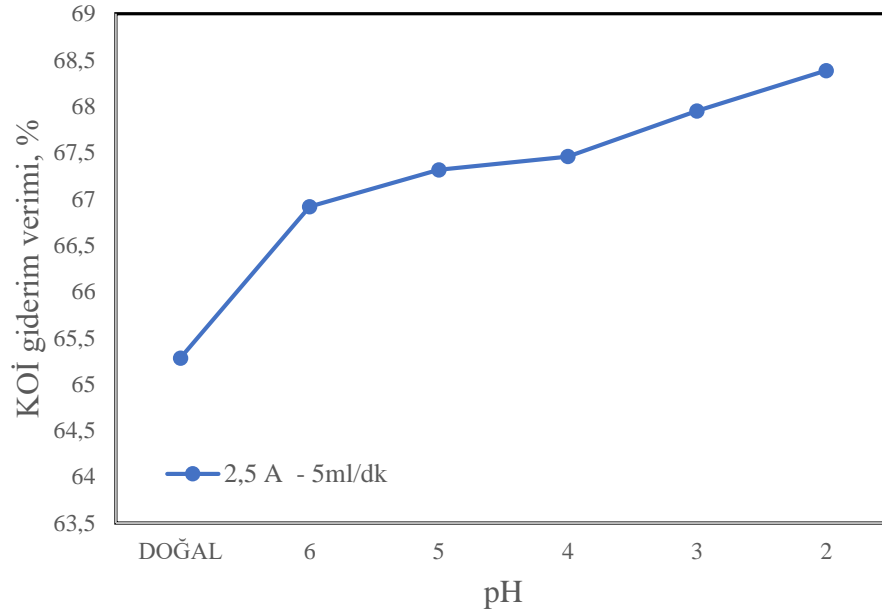
Şekil 4.7. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

Şekil 4.7’de 2,5 A sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemede reaksiyon süresince ortaya çıkan sıcaklık değişimleri gösterilmektedir. Yaklaşık 19°C olan başlangıç sintonine suyu sıcaklığı pH değerine bağlı olarak artış göstermektedir. Sıcaklık artış hızı benzer eğilim gösterse de en yüksek sıcaklığa doğal pH değerinde ulaşılmıştır. Elde edilen sonuçlar farklı rakamsal değerlere götürse de 5 A sabit akım şiddeti ile gerçekleştirilen denemelerden ortaya çıkan sonuçlar ile benzerlik göstermektedir. Sintonine suyunun elektriksel iletkenlik değerine bağlı olarak sistemde oluşan elektriksel direnç sıcaklık farklılıklarının temel sebebini oluşturmaktadır. Sıcaklığın reaksiyon süresi boyunca artmasının sebebi elektriksel Şekil 4.8’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



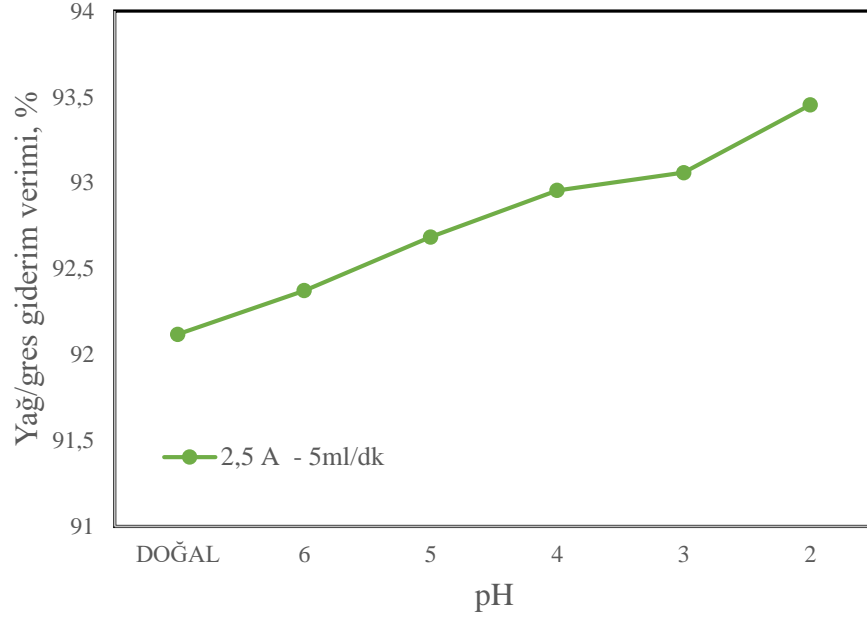
Şekil 4.8. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

2,5 A sabit akım şiddetinde gerçekleştirilen denemelerde sisteme uygulanan potansiyel fark değerleri yardımıyla oluşan enerji tüketimi değerleri Şekil 4.8’de gösterilmiştir. Doğal pH değerinden daha düşük başlangıç pH değerlerinin elde edilmesi için sınırlı suyun ilave edilen asit miktarına bağlı olarak ortaya çıkan elektriksel iletkenlik değerlerindeki farklılık sabit akım şiddeti altında uygulanan potansiyel farkın değişmesine dolayısıyla enerji tüketimi değerlerinin değişimine sebep olmuştur. Bu farklılık Şekil 4.8’den de net bir şekilde görülmektedir. Şekil 4.9’da atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



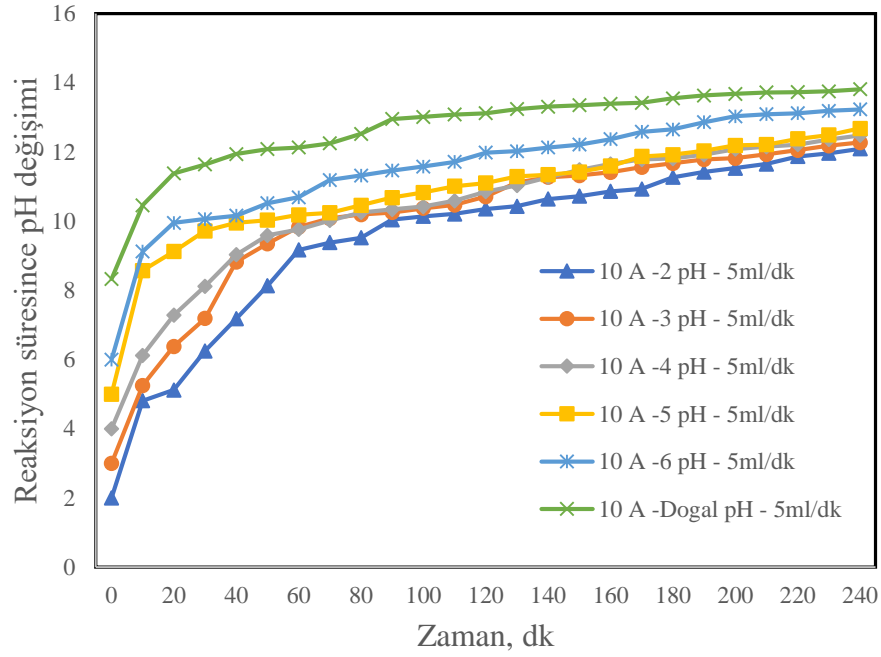
Şekil 4.9. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çikış suyu KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.9 2,5 A sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin değişiminin reaksiyon süresi sonunda KOİ giderim verimine etkilerini göstermektedir. Denemelerde 5 ml/dk akış hızı sabit tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar düşük pH değerlerinde KOİ giderim veriminin daha yüksek olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte başlangıç pH değeri 8,33 olan denemede KOİ giderim verimi yaklaşık %65,3 olurken, başlangıç pH değeri 2 olan denemede KOİ giderim verimi yaklaşık %68,4 olarak gerçekleşmiştir. Başlangıç pH değerlerinin kuvvetli asidik şartlardan zayıf bazik şartlara geniş bir aralıkta değişmesi ile elde edilen düşük KOİ giderimi farkı sintine suyunun elektroflotasyon yöntemi ile gideriminde başlangıç pH değerinin çok önemli bir etkiye sahip olmadığını göstermektedir. Elektroflotasyon yöntemi ile sintine suyundan yağ-gres giderimi için 2,5 A sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar Şekil 4.10'da gösterilmiştir.



Şekil 4.10. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

İncelenen bütün başlangıç pH değerlerinde yüksek yağ-gres gideriminin gerçekleştiği görülmektedir. Doğal pH değeri ile gerçekleştirilen %92,1'lik yağ-gres giderim verimine karşılık, başlangıç pH değerinin 2 olduğu denemede bu değer yaklaşık %93,5 olarak gerçekleşmiştir. Elektroflotasyon prosesinde giderim mekanizmasının temelini oluşturan sistemde oluşan gazlar ile birlikte sıyırma işlemine, sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerindeki değişimin etki etmemesi yağ-gres giderim veriminin bütün başlangıç pH değerleri için benzer çıkmasına sebep olmuştur. Şekil 4.11'de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



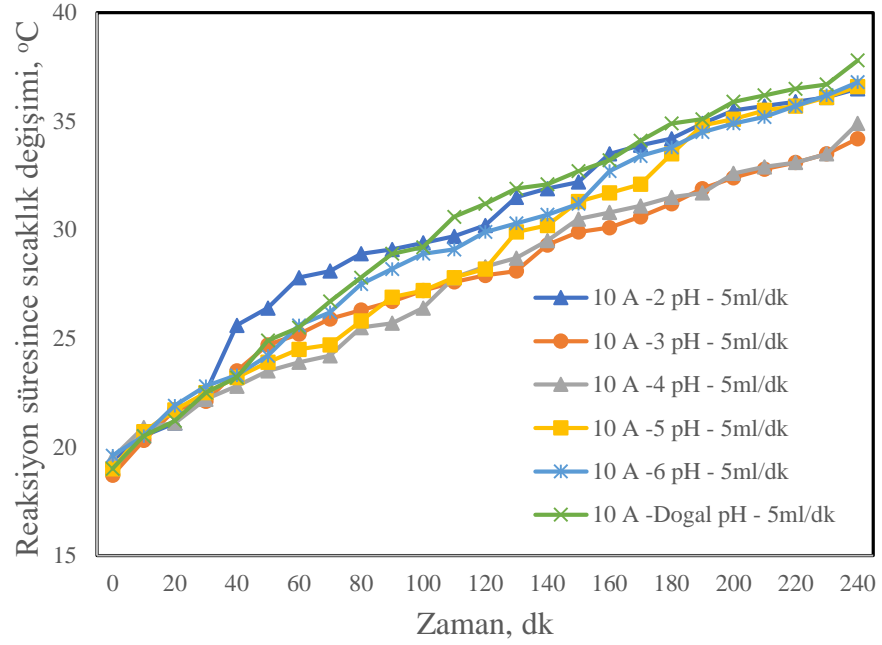
Şekil 4.11. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.1, Şekil 4,6 ve Şekil 4.11’de farklı akım şiddetlerinde ve atıksu başlangıç pH değerlerinde reaksiyon süresince pH değerleri incelenmiştir. Akım şiddeti arttıkça reaksiyon süresince pH değerlerinin hızlı şekilde arttığı gözlemlenmiştir. 10 Amper akım şiddeti değerinde atıksu başlangıç pH değeri 2’ye ayarlandığında 10 dakikalık reaksiyon süresince pH değeri 4,81 olarak tespit edilmiştir. Başlangıç pH değeri 3’e ayarlandığında pH değeri 5,25, başlangıç pH değeri 4’e ayarlandığında pH değeri 7,12, başlangıç pH değeri 5’e ayarlandığında pH değeri 8,57, başlangıç pH değeri 6’ya ayarlandığında pH değeri 9,12, başlangıç pH değeri doğal pH değerindeyken pH değeri 10,46 olarak ölçülmüştür. Çizelge 4.2’de değişen akım şiddetine bağlı olarak başlangıç pH değerlerinin reaksiyon süresince değişimi verilmiştir.

Çizelge 4.2. Farklı akım şiddetleri altında reaksiyon süresi boyunca santine suyu pH değişimi

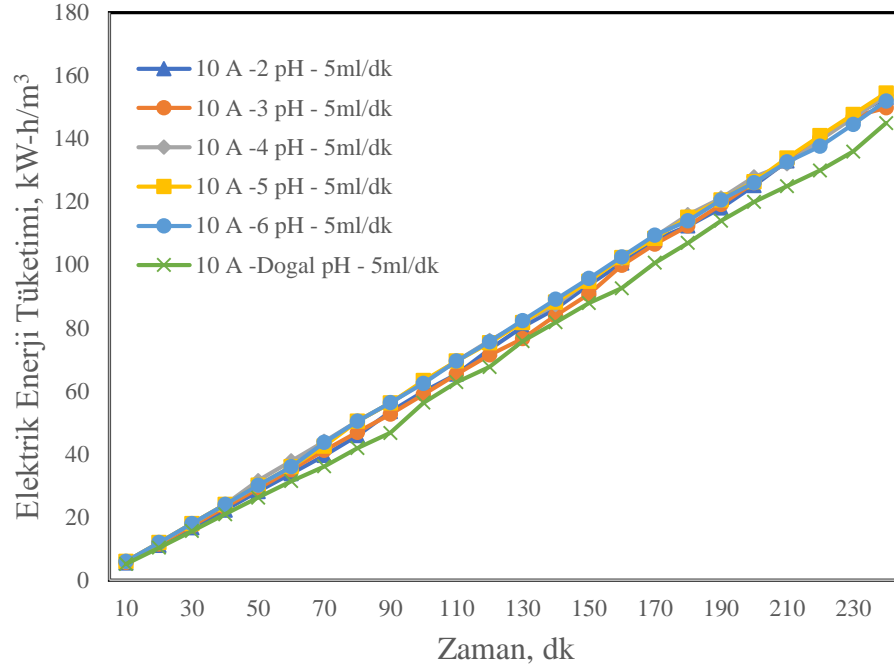
Başlangıç pH değeri	2,5 A	5 A	10 A
pH 2	10,71	11,71	12,09
pH 3	11,03	12,13	12,27
pH 4	11,18	12,38	12,48
pH 5	11,39	12,78	12,68
pH 6	11,67	13,03	13,23
Doğal pH	11,83	13,41	13,81

Çizelge 4.2 incelendiğinde çalışılan bütün akım şiddetleri için çıkış suyu pH değerlerinin başlangıç pH değerlerine bağlı olarak aynı eğilimde olduğu görülmektedir. Şekil 4.1, 4.6 ve 4.11 birlikte incelendiğinde artan akım şiddetine bağlı olarak reaksiyonun ilk dakikalarında incelenen bütün başlangıç pH değerlerinin hızlı bir şekilde arttığı daha sonra pH artış hızının azaldığı görülmektedir. Şekil 4.12’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



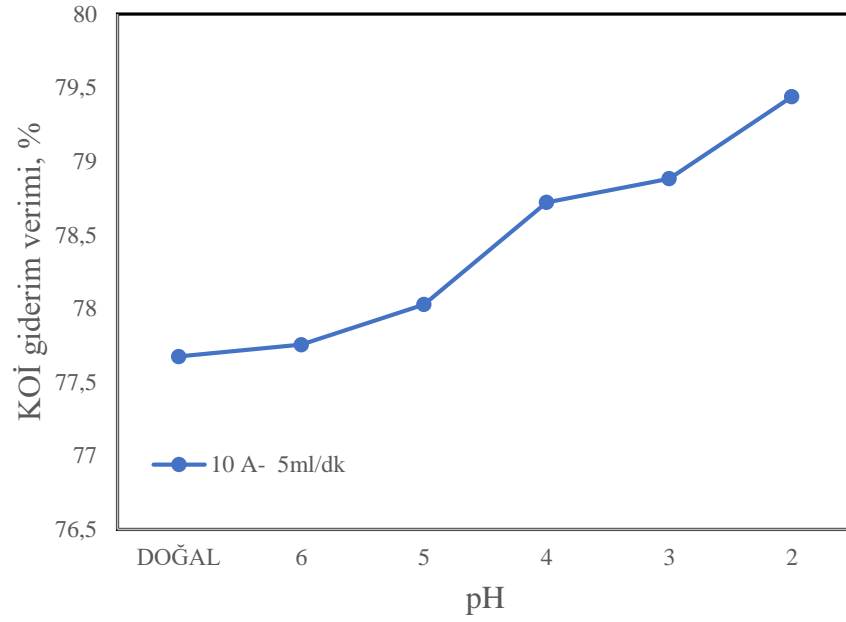
Şekil 4.12. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

Şekil 4.2, Şekil 4.7 ve Şekil 4.12’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde reaksiyon süresince sıcaklık değişimleri incelenmiş ve farklı pH değerlerinde yapılan çalışmalarda sıcaklık farklılığı olduğu gözlemlenmiştir. Sıcaklık farklılığının nedeni, azalan başlangıç pH değerine bağlı olarak sistemde ortaya çıkan elektriksel iletkenlik değeri artmıştır ve bundan dolayı elektroflotasyon prosesinde ortaya çıkan elektriksel direnç değeri azalmıştır. Bu durumda sıcaklık değerlerinde farklılık oluşturmuştur. Azalan elektriksel direnç değeri elektrik enerjisinin daha az ısı enerjisine dönüşümüne sebep olduğundan reaktör muhtevasının daha az ısınmasına yol açmıştır. Sistemde akım şiddetinin artması ile de sıcaklık değerlerinde artış gözlenmiştir. Şekil 4.13’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.13. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

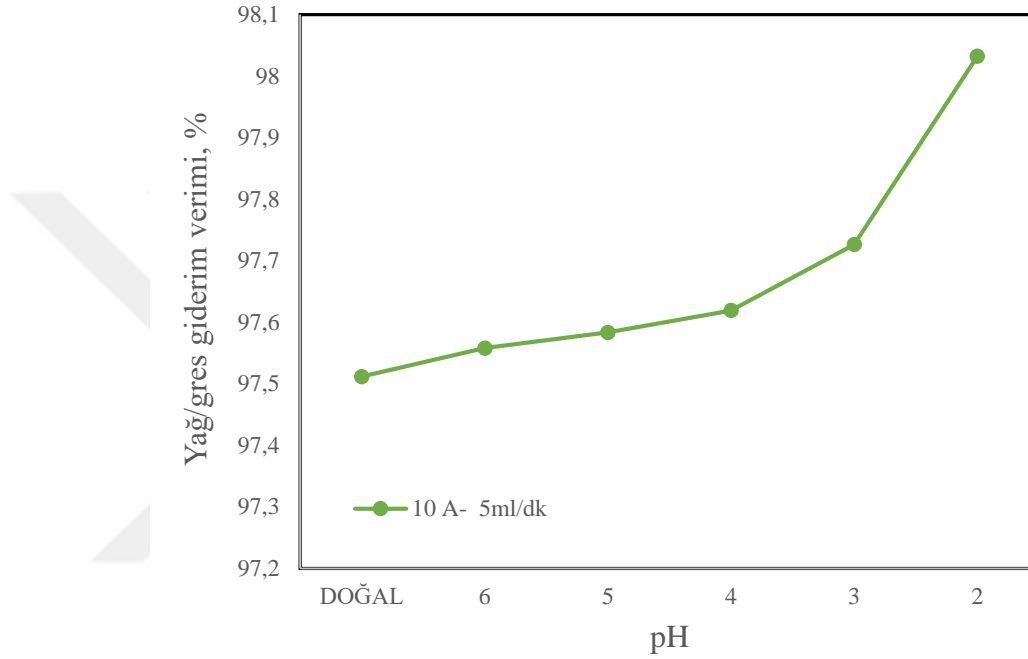
Şekil 4.3, Şekil 4.8 ve Şekil 4.13’de verilen değerler farklı başlangıç pH değerlerinde ve akım şiddetinde reaksiyon süresince enerji tüketimi değerlerinin değişimini göstermektedir. Sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince enerji tüketiminin değişmesine sebep olabilecek potansiyel fark değerlerinin değişmesi en önemli faktördür. 10 Amper sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri 2 olan atık suyun 4 saatlik reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketim değeri 145 kW-h/ m^3 , başlangıç pH değeri 3’de enerji tüketim değeri $149,1 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 4’de enerji tüketim değeri 152 kW-h/ m^3 , başlangıç pH değeri 5’de enerji tüketim değeri $153,1 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 6’de enerji tüketim değeri $153,8 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri doğal pH da enerji tüketim değeri $154,4 \text{ kW-h/ m}^3$ elde edilmiştir. Şekil 4.14’de atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisini gösteren grafik verilmiştir.



Şekil 4.14. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.4, Şekil 4.9 ve Şekil 4.14’de farklı başlangıç pH değerlerinde ve akım şiddetlerinde KOİ giderim verimliliği incelenmiştir. Akım şiddetinin artması ile başlangıç pH değerinde KOİ giderim verimlerinde artış olduğu gözlemlenmiştir. Örneğin, 2,5 A sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %65,2 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’a KOİ giderim verimi %77,6 olmuştur. 2,5 Amperde başlangıç pH değeri 5’de KOİ giderim verimi %67 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri 5’de KOİ giderim verimi %78 olduğu görülmektedir. Şekil 4.14, 10 A sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin değişiminin reaksiyon süresi sonunda KOİ giderim verimine etkilerini göstermektedir. Denemelerde akış hızı 5 ml/dk’da sabit tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar düşük pH değerlerinde KOİ giderim veriminin nispeten daha yüksek olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte başlangıç pH değeri 2 olan denemede KOİ giderim verimi yaklaşık %77,7 olarak gerçekleşirken, başlangıç pH değeri 8,3 olan denemede KOİ giderim verimi yaklaşık %79,5 olarak gerçekleşmiştir. İncelenen başlangıç pH değerleri için ortaya çıkan KOİ giderim verimleri arasındaki fark yaklaşık olarak %1,8 gibi çok düşük bir farktır. Başlangıç pH değerlerinin kuvvetli asidik şartlardan zayıf bazik şartlara geniş bir aralıkta değişmesi ile elde edilen düşük KOİ

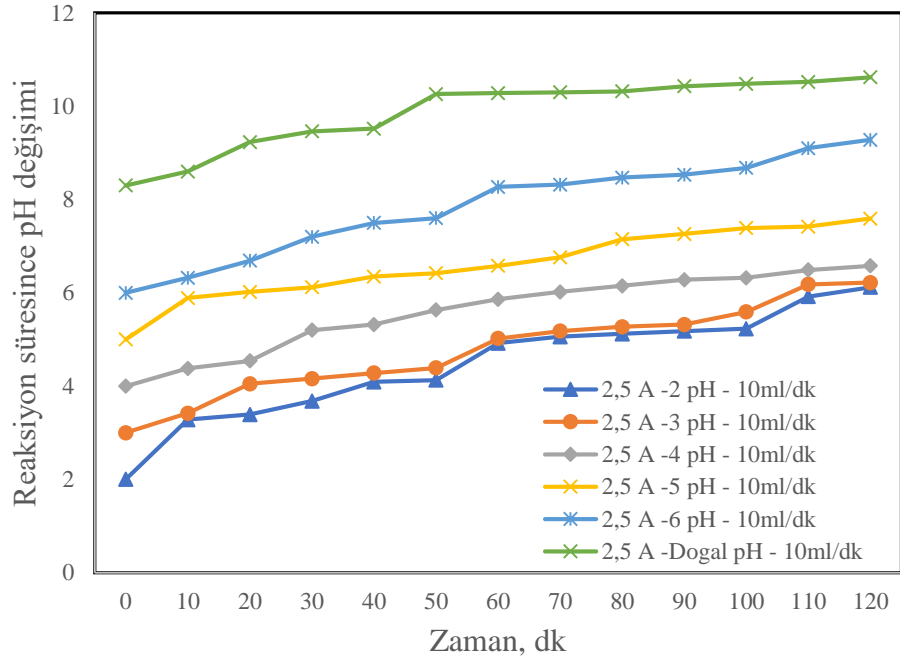
giderimi farkı sintine suyunun elektroflotasyon yöntemi ile giderimin de başlangıç pH değerinin çok önemli bir etkiye sahip olmadığını göstermektedir. Elektroflotasyon yöntemi ile sintine suyundan yağ-gres giderimi için 10 A sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar Şekil 4.15’de gösterilmiştir.



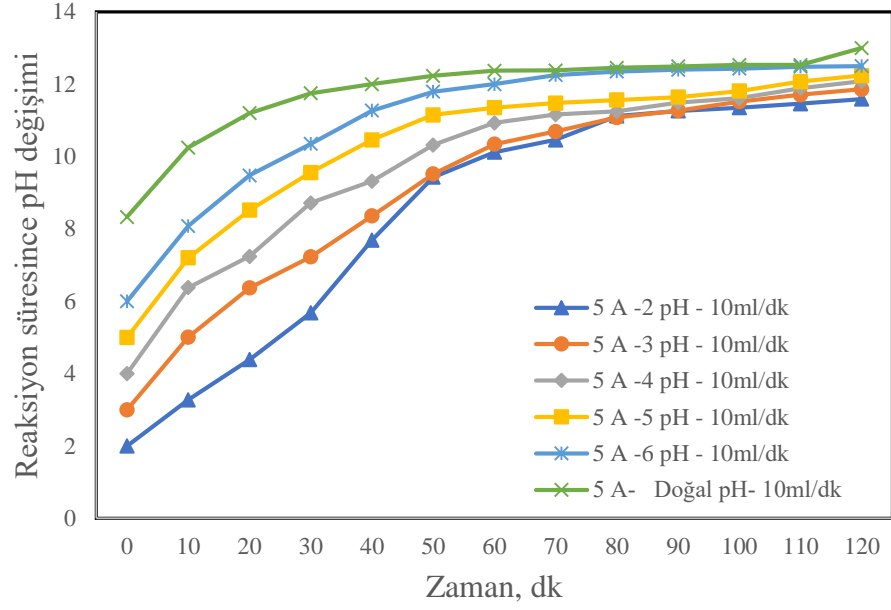
Şekil 4.15. Atıksu başlangıç pH değerinin 5 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

Şekil 4.5, Şekil 4.10 ve Şekil 4.15’de ise farklı başlangıç pH değerlerinde ve akım şiddetlerinde Yağ/gres giderim verimi incelenmiştir. İncelenen bütün başlangıç pH değerlerinde yüksek yağ-gres gideriminin gerçekleştiği görülmektedir. 10 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/gres giderim verimi %98 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri 5 pH’da yağ/gres giderim verimi %97,5 olarak gerçekleşmiştir. Elde edilen sonuçlar artan akım şiddetinin başlangıç pH değerinin yağ-gres giderimi verimine etkilerinin daha da azalmasına sebep olmuştur. 2,5 Amperde başlangıç pH değeri 5 pH’da yağ/gres giderim verimi %92,68 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri 5 pH’da yağ/gres giderim verimi %97,58 olduğu görülmektedir.

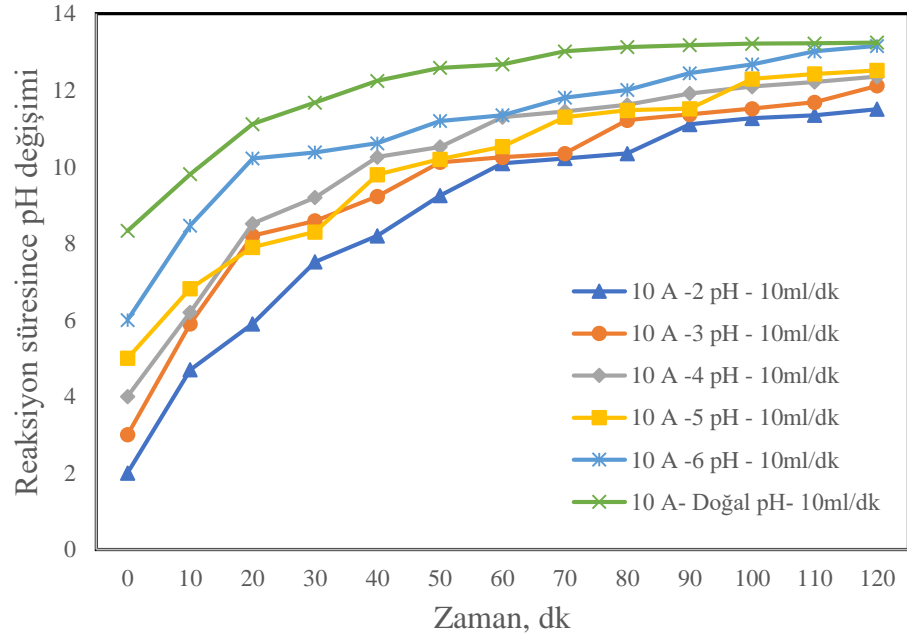
Başlangıç pH değerinin sintine suyu arıtımına etkilerinin incelendiği denemelerde farklı akış hızlarında denemeler gerçekleştirilmiştir. Yukarıda verilen 5 ml/dk'lık akış hızı verilerinin yanı sıra akış hızının 10ml/dk olduğu ve akım şiddetinin 2,5, 5 ve 10 Amper olarak sabit tutulan çalışmalarda elde edilen sonuçlar aşağıda belirtildiği gibidir.



Şekil 4.16. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

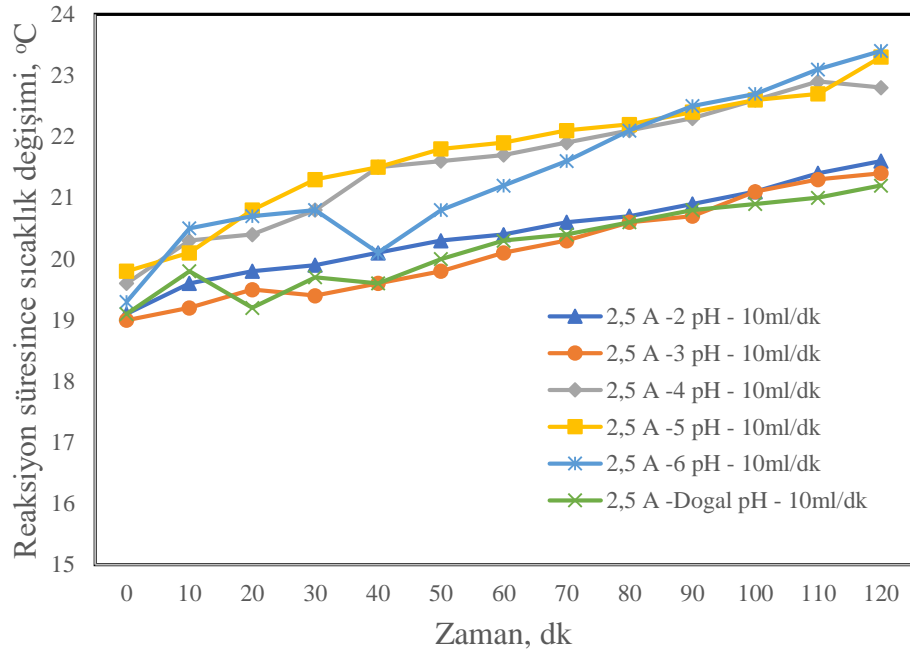


Şekil 4.17. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

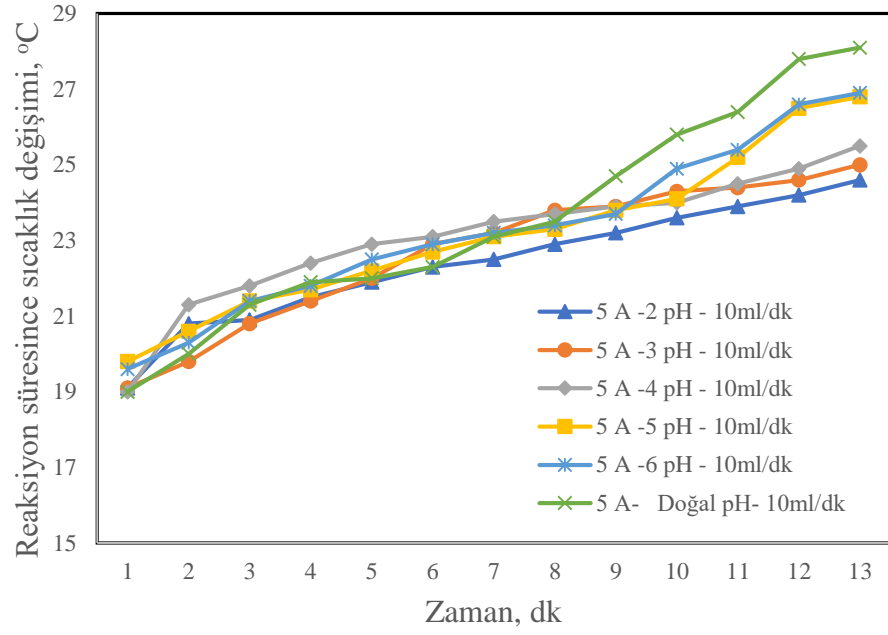


Şekil 4.18. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

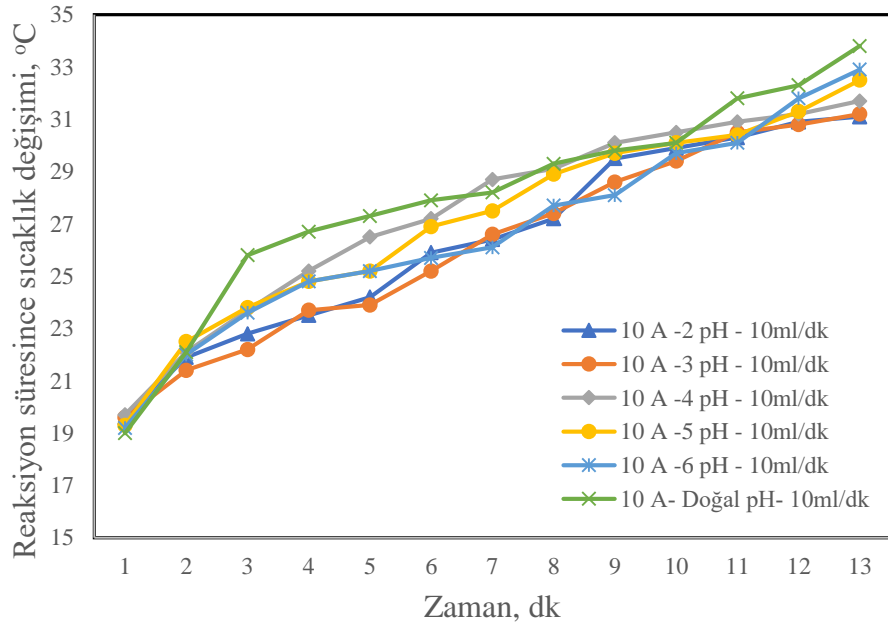
Şekil 4.16, Şekil 4.17 ve Şekil 4.18’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 10 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince pH değerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Farklı akım şiddeti altında değişim hızları farklılık gösterse de incelenen 10 ml/dk’lık akış hızı şartlarında reaksiyon süresince pH değerlerinin arttığı görülmektedir.



Şekil 4.19. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

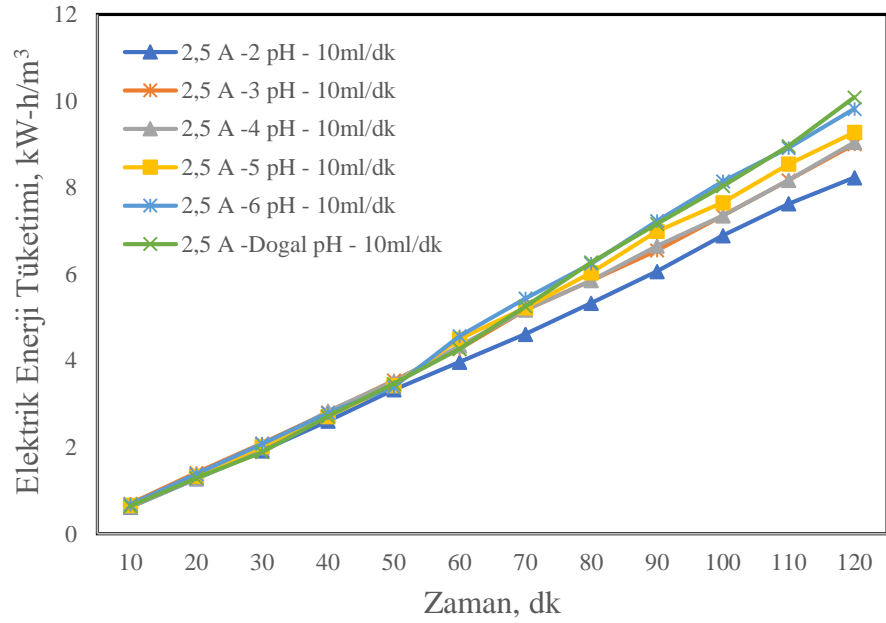


Şekil 4.20. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

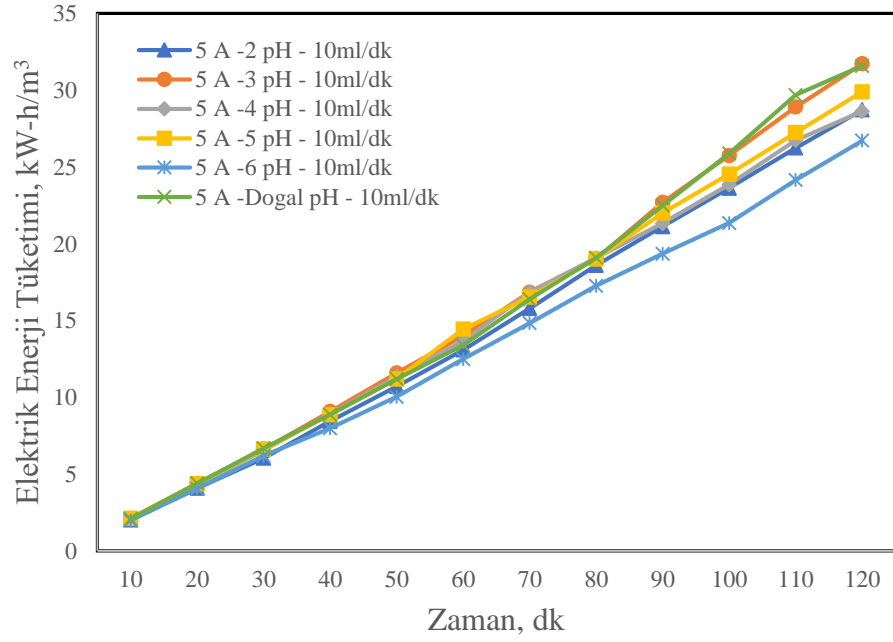


Şekil 4.21. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

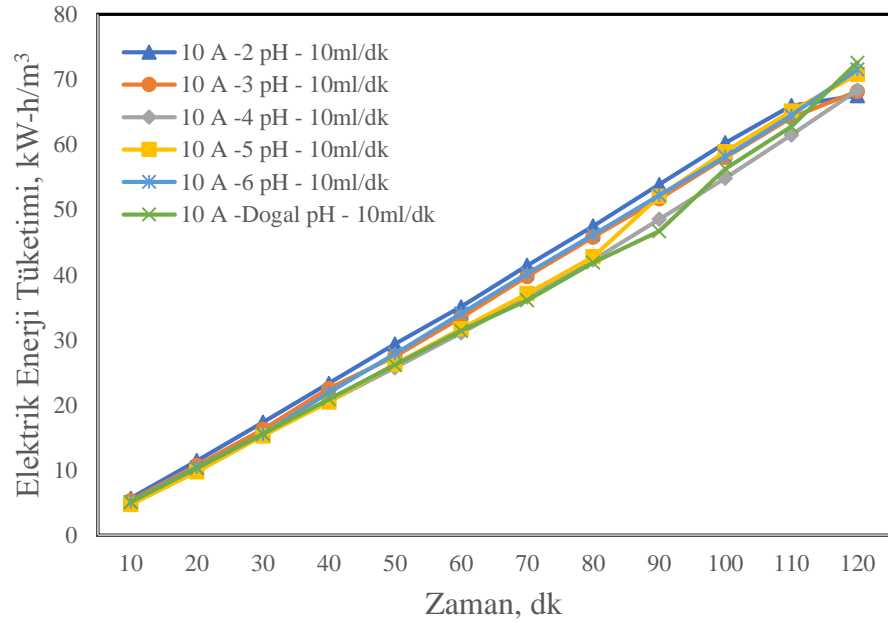
Şekil 4.19, Şekil 4.20 ve Şekil 4.21’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 10 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince sıcaklık değerlerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Başlangıç pH değerlerinin değişmesi sintine suyunun elektriksel iletkenlik değerlerinin değişmesine sebep olduğundan 10 ml/dk’lık akış hızında gerçekleştirilen denemelerde de sintine suyunun doğal pH değerinden daha düşük başlangıç pH değerlerinde reaksiyon süresi boyunca su sıcaklığının daha az arttığı görülmektedir.



Şekil 4.22. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

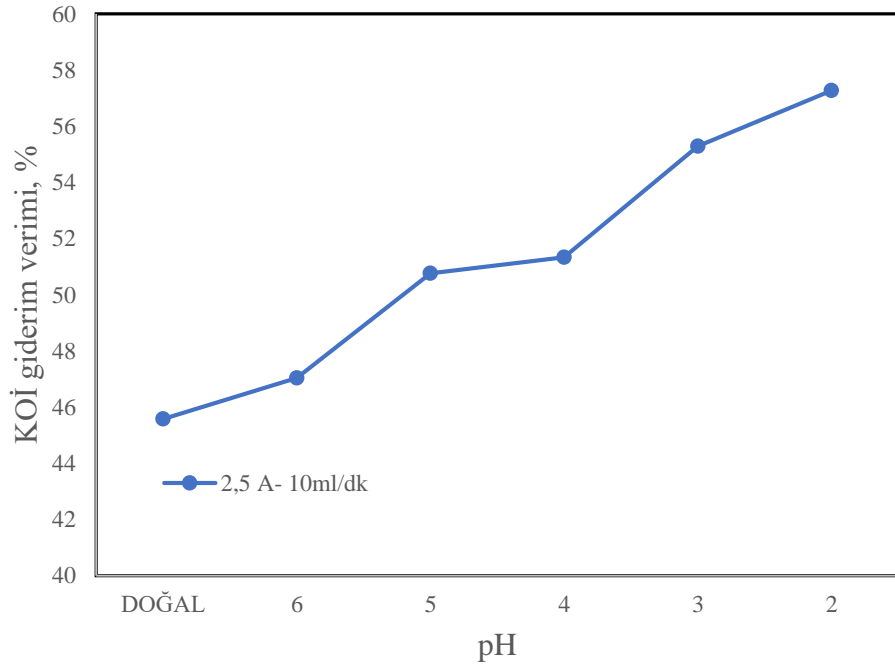


Şekil 4.23. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

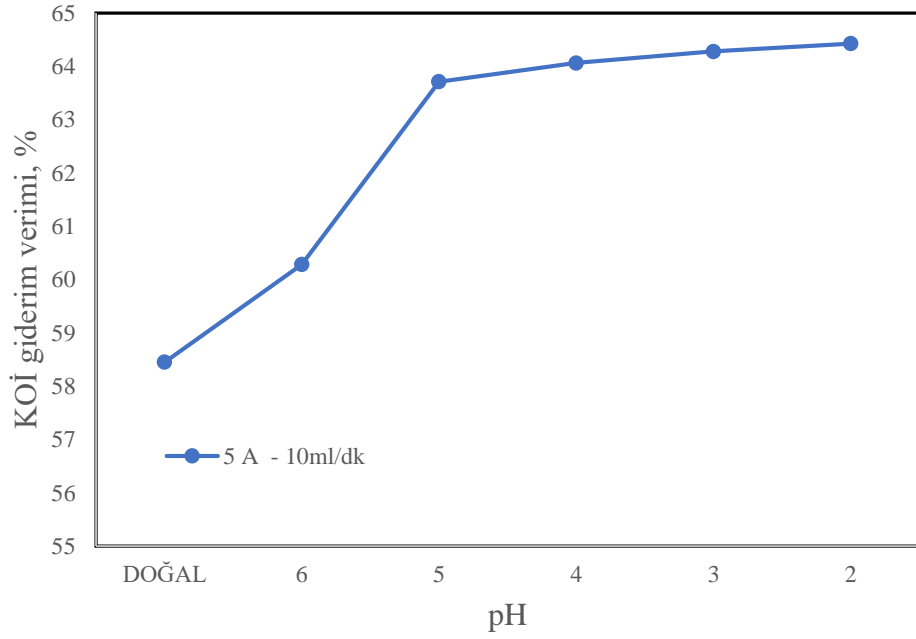


Şekil 4.24. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

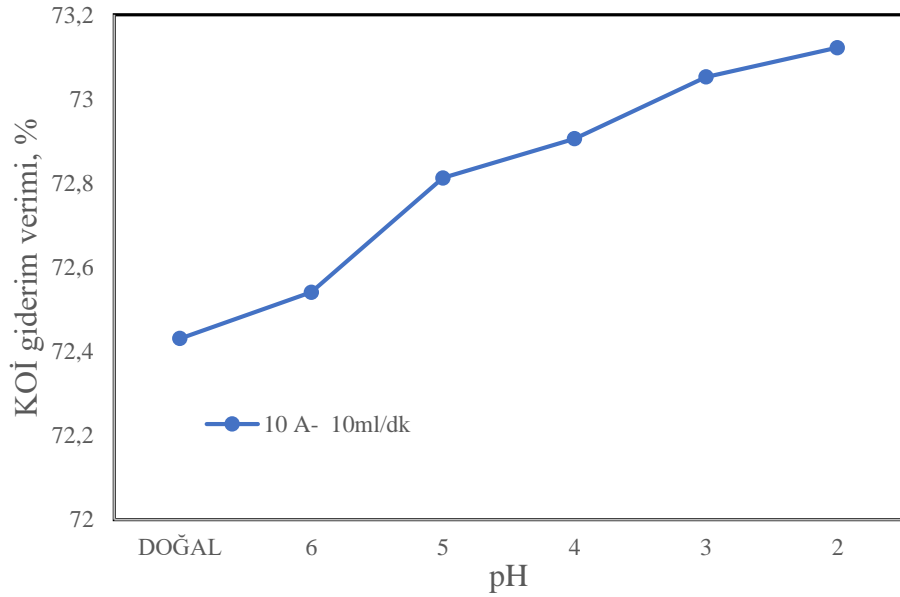
Şekil 4.22, Şekil 4.23 ve Şekil 4.24'de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde, 10 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince enerji tüketiminde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. 10 A sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri 2 olan atık suyun 2 saatlik reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketim değeri $67,5 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 3'de enerji tüketim değeri $68,1 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 4'de enerji tüketim değeri $68,36 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 5'de enerji tüketim değeri $70,8 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 6'de enerji tüketim değeri $71,5 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri doğal pH da enerji tüketim değeri $72,6 \text{ kW-h/ m}^3$ elde edilmiştir.



Şekil 4.25. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



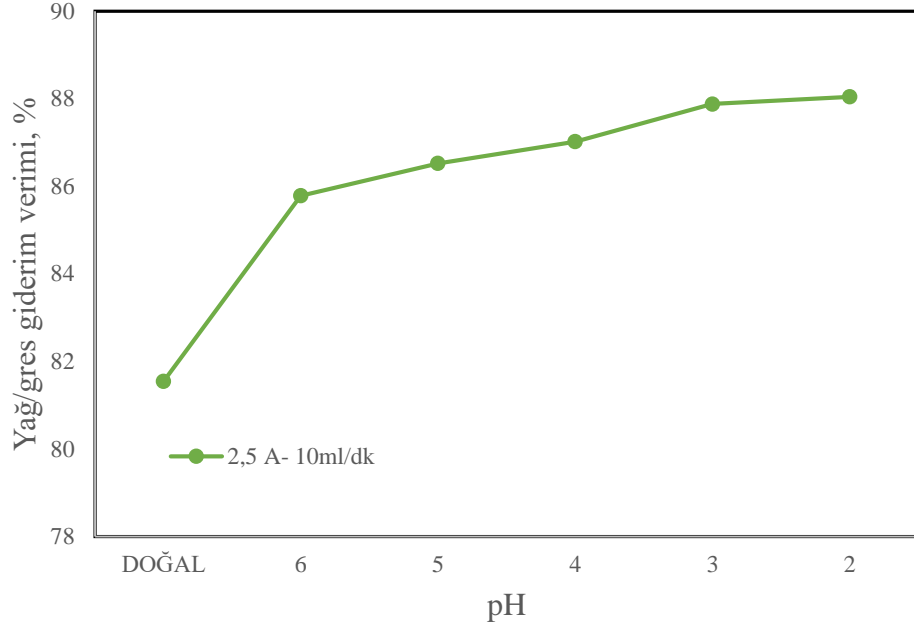
Şekil 4.26. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



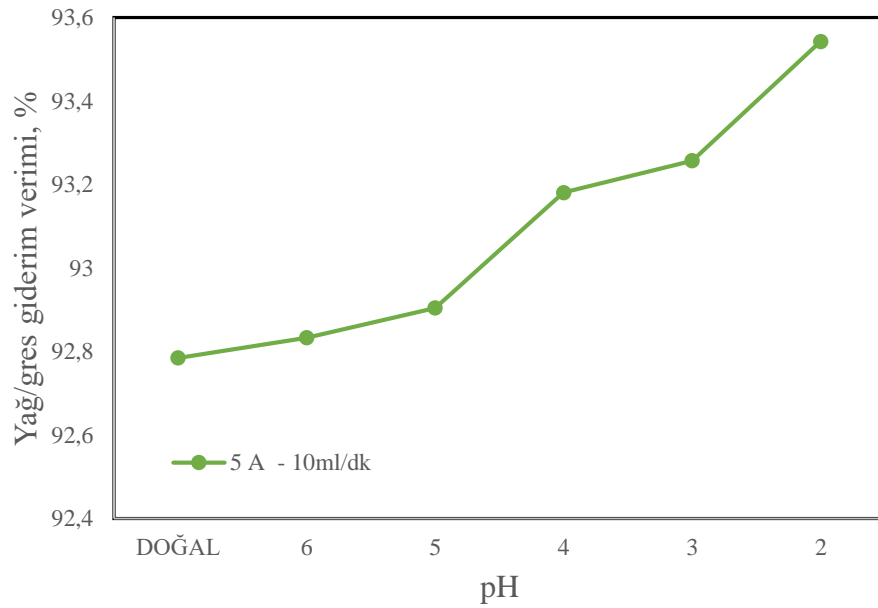
Şekil 4.27. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.25, Şekil 4.26 ve Şekil 4.27'de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 10 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince KOİ giderim veriminde gerçekleşen

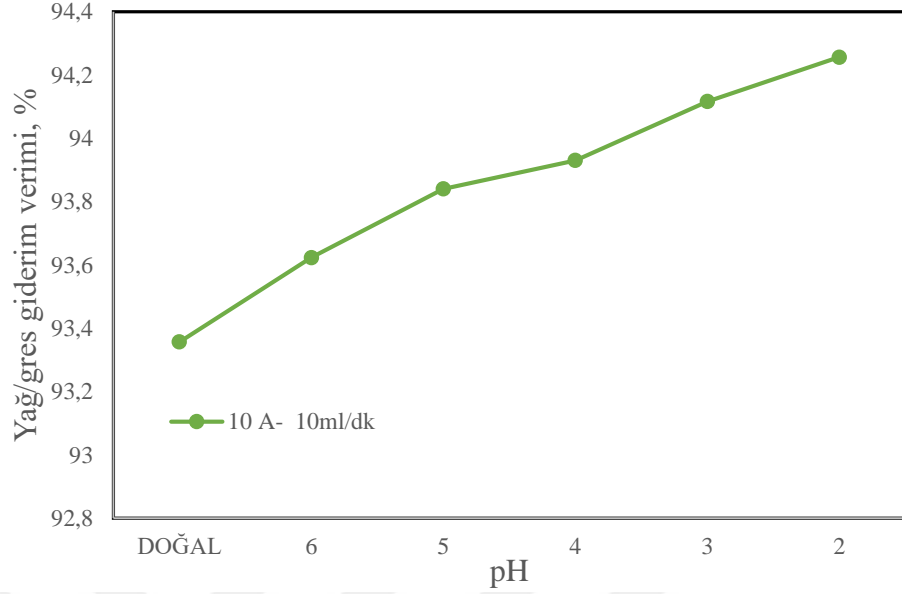
değişimler gözlenmektedir. Her üç şartta da doğal pH değerinden başlangıç pH değeri 2 olan şartlara doğru gidildiğinden KOİ giderim veriminin arttığı görülmektedir.



Şekil 4.28. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



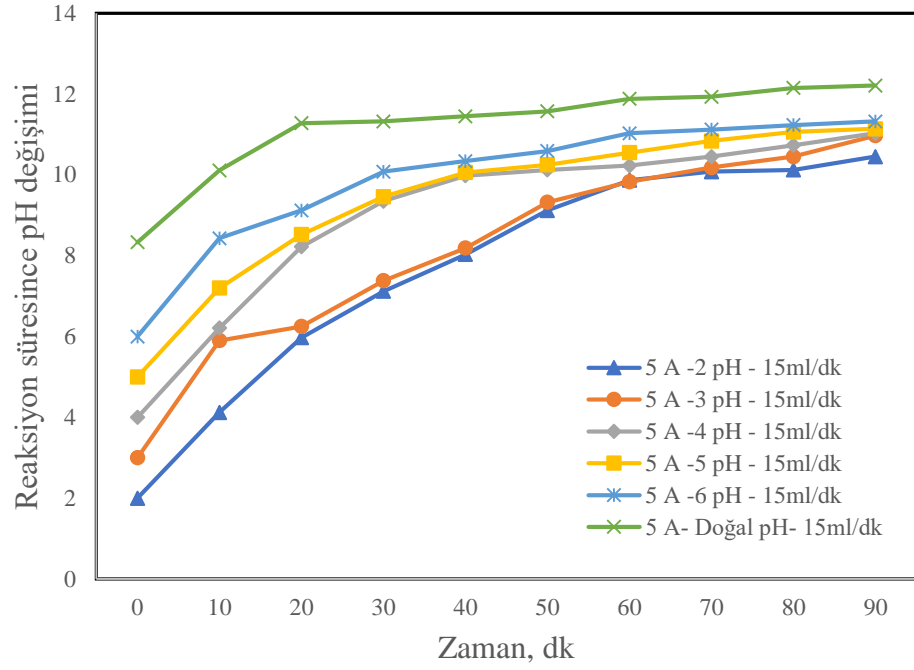
Şekil 4.29. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



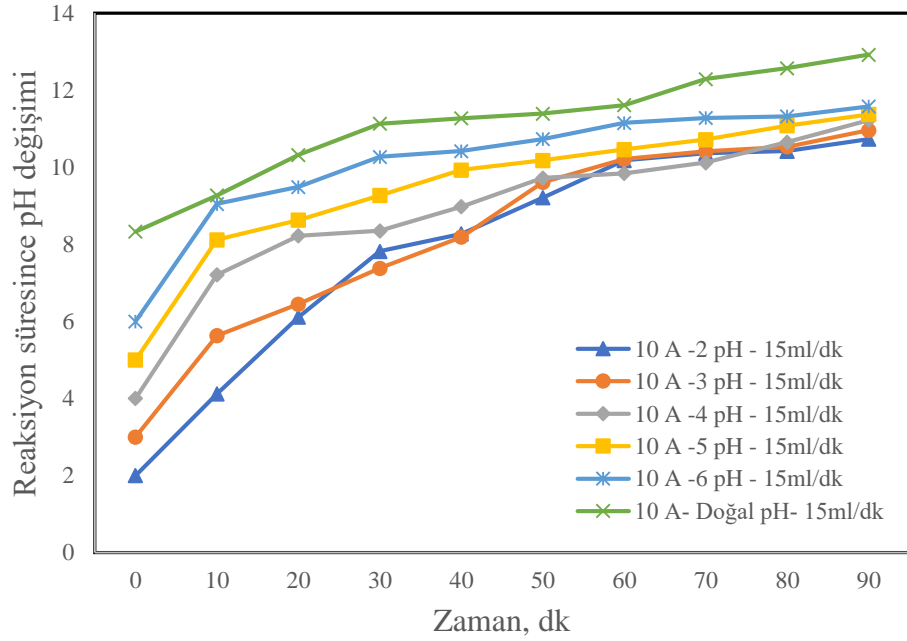
Şekil 4.30. Atıksu başlangıç pH değerinin 10 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

Şekil 4.28, Şekil 4.29 ve Şekil 4.30'da farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde, 10 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince Yağ/gres giderim verimlerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Yağ/ gres giderim veriminde ise 2,5 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH'da %81,5 iken 5 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH'da %92,7, 10 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH'da %93,3, olarak gerçekleşmiştir. 2,5 Amperde başlangıç pH değeri 5'de %86,5 iken 5 Amperde başlangıç pH değeri 5'de %92,9, 10 Amperde başlangıç pH değeri 5'de %93,8 olduğu görülmektedir.

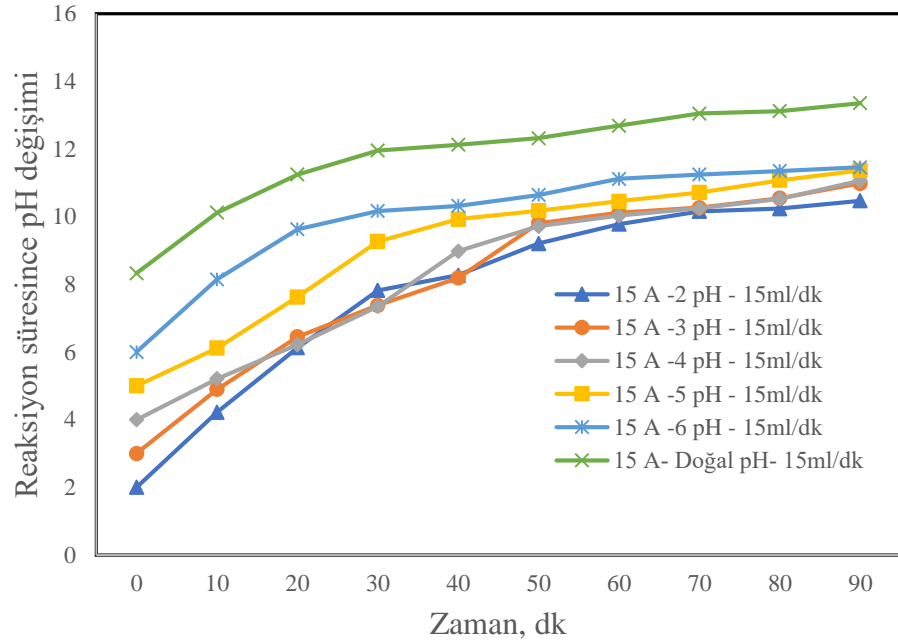
Başlangıç pH değerinin sintine suyu arıtımına etkilerinin incelendiği denemelerde farklı akış hızlarında denemeler gerçekleştirilmiştir. Yukarıda verilen 10 ml/dk'lık akış hızı verilerinin yanı sıra akış hızının 15 ml/dk olduğu ve akım şiddetinin 5, 10 ve 15 Amper olarak sabit tutulan çalışmalarda elde edilen sonuçlar aşağıda belirtildiği gibidir.



Şekil 4.31. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

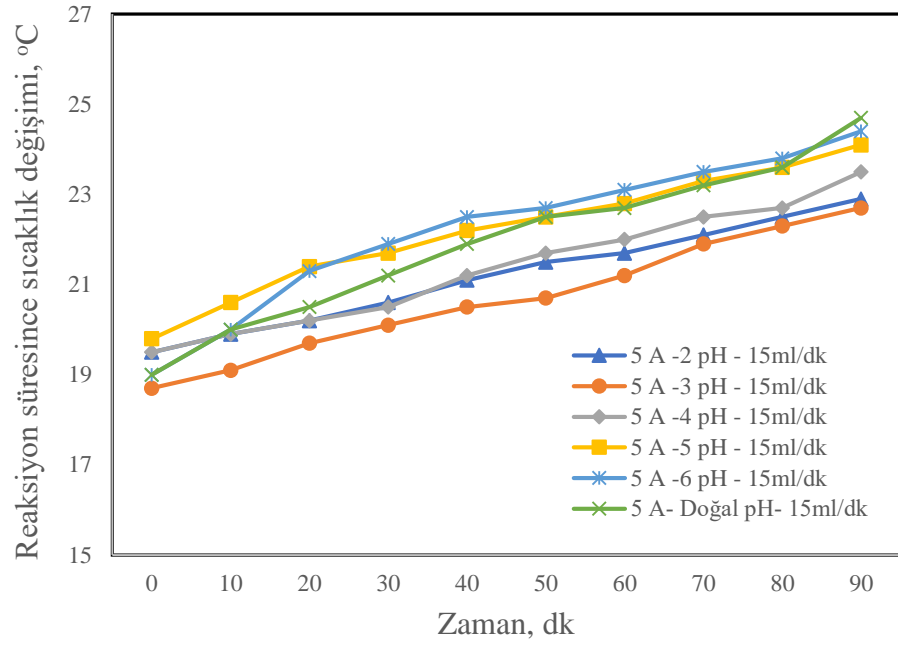


Şekil 4.32. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

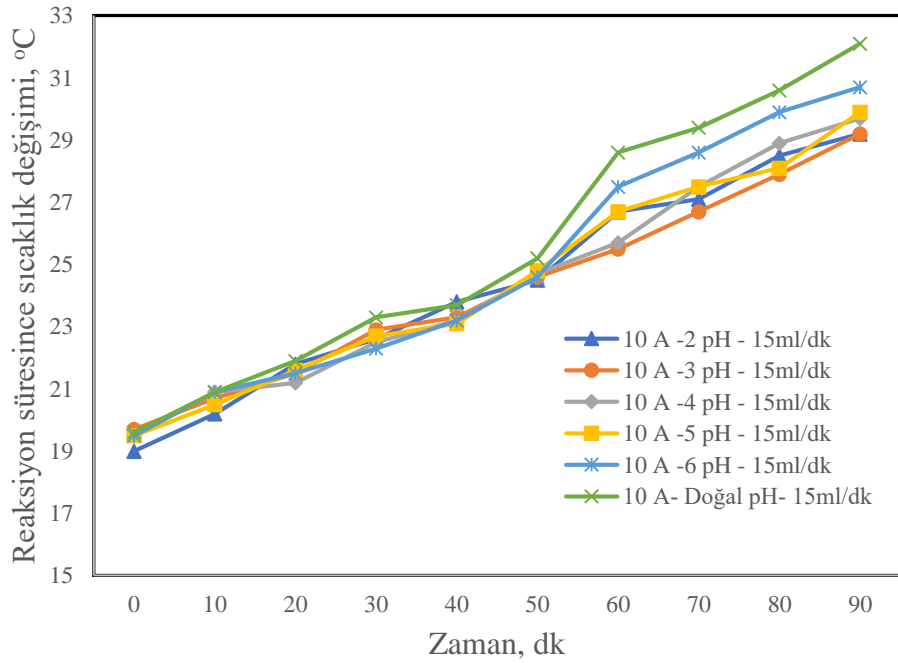


Şekil 4.33. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

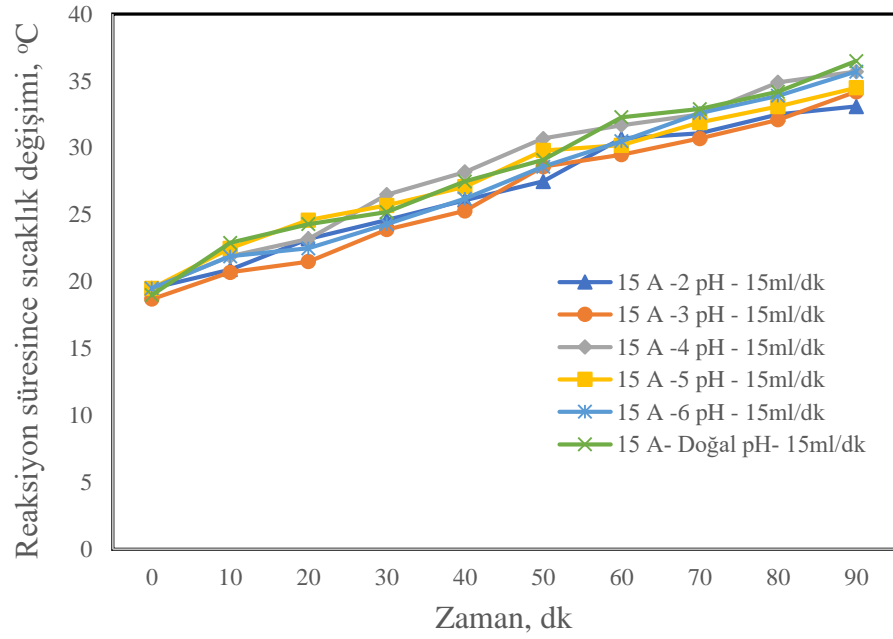
Şekil 4.31, Şekil 4.32 ve Şekil 4.33’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 15 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince pH değerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Farklı akım şiddeti altında değişim hızları farklılık gösterse de incelenen 15 ml/dk’lık akış hızı şartlarında reaksiyon süresince pH değerlerinin arttığı görülmektedir. Artan akış hızı reaktördeki hidrolik bekletme süresini değiştirdiğinden akış hızının artması aynı akım şiddeti altında reaksiyon süresince pH değişim hızının azalmasına sebep olmuştur.



Şekil 4.34. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

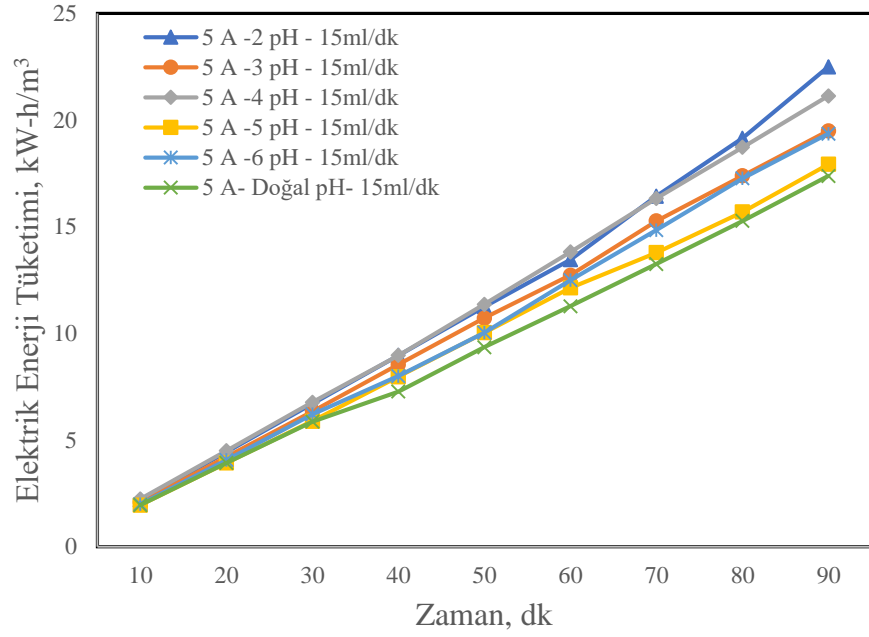


Şekil 4.35. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

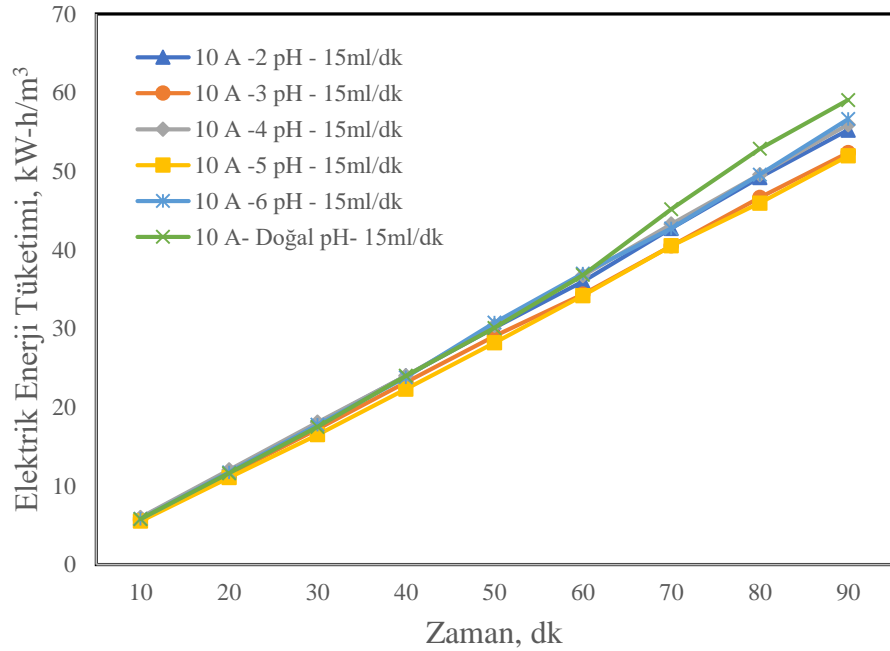


Şekil 4.36. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

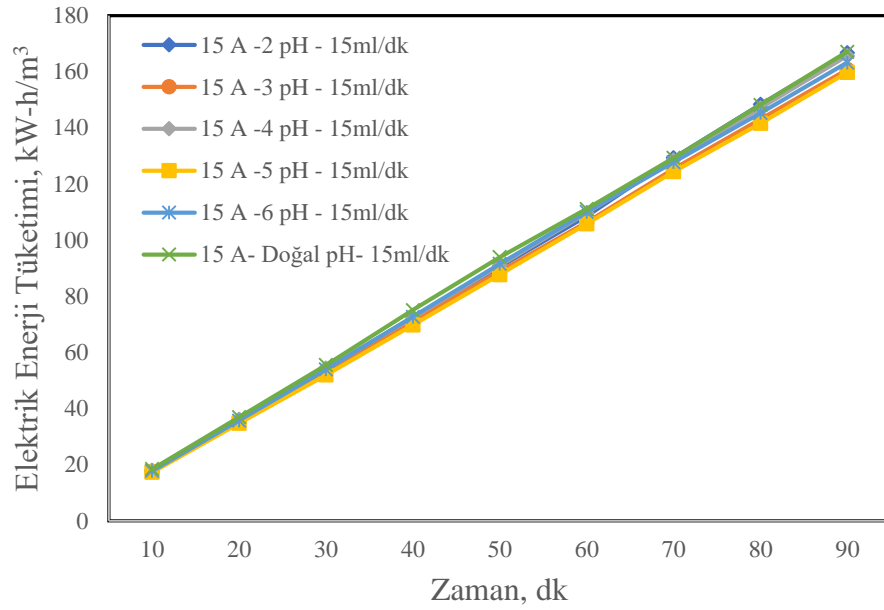
Şekil 4.34, Şekil 4.35 ve Şekil 4.36'da farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 15 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince sıcaklık değerlerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Reaksiyon süresindeki değişim başlangıç pH değerlerinin çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisini değiştirmemekle birlikte yalnızca artan akış hızı sıcaklık değişim hızının azalmasına sebep olmuştur.



Şekil 4.37. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

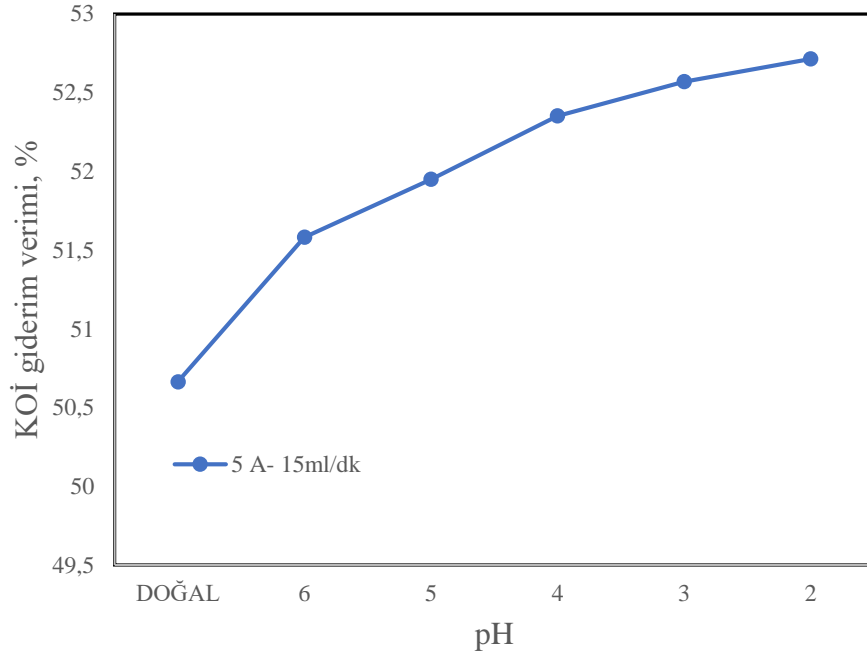


Şekil 4.38. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

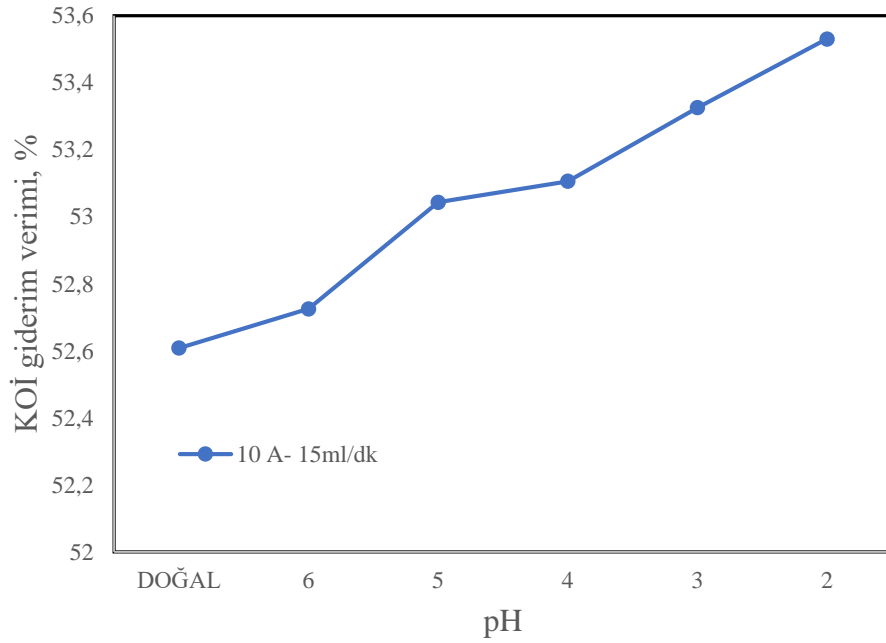


Şekil 4.39. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu elektrik enerjisi tüketimi değerlerine etkisi

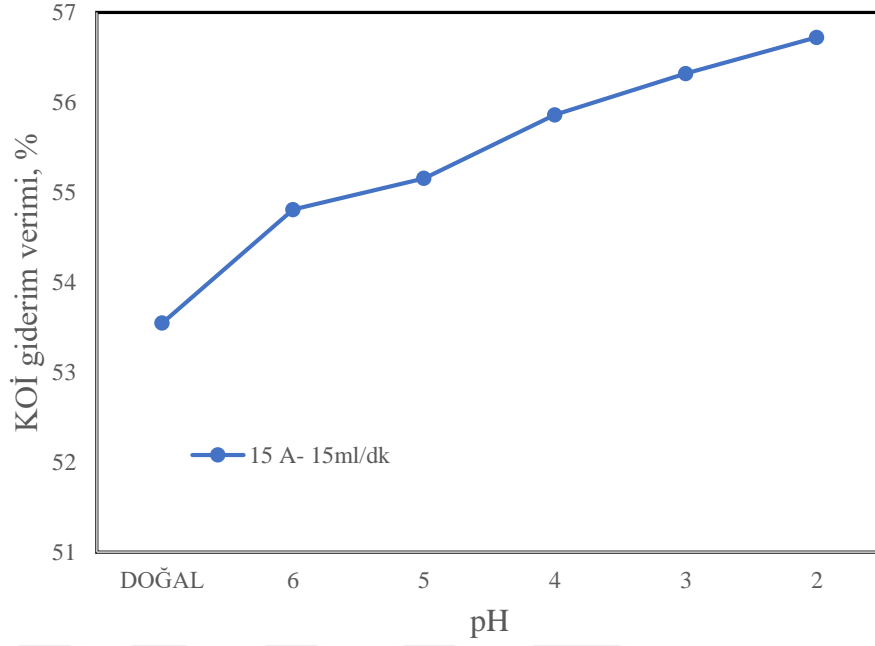
Şekil 4.37, Şekil 4.38 ve Şekil 4.39'da farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 15 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince enerji tüketiminde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. 10 Amper sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri 2 olan atık suyun 90 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketim değeri $51,9 \text{ kW-h/ m}^3$ 'e ulaşırken başlangıç pH değeri 3'de enerji tüketim değeri $52,3 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 4'de enerji tüketim değeri $55,3 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 5'de enerji tüketim değeri $55,9 \text{ kW-h/ m}^3$, başlangıç pH değeri 6'de enerji tüketimi $56,6 \text{ kW-h/ m}^3$ değeri, başlangıç pH değeri doğal pH da enerji tüketim değeri $59,04 \text{ kW-h/ m}^3$ elde edilmiştir. Sabit akım şiddeti altında aynı şartlarda atık su pH değerinin artması enerji tüketimini artırmıştır. Başka bir deyişle, atık suyun doğal pH değerinden diğer pH değerlerine sahip sentetik atıksuyun elde edilmesi için ilave edilen asit miktarı atık suyun elektriksel iletkenlik değerinin artmasına sebep olmuştur. Artan elektriksel iletkenlik değeri sabit akım şiddeti altında sistemde meydana gelen toplam elektriksel direnci azaltacağından dolayı ortaya çıkan potansiyel fark değerlerinde düşmeler meydana gelişmiştir. Bu durum enerji tüketimi değerlerinin de azalmasına yol açmıştır.



Şekil 4.40. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

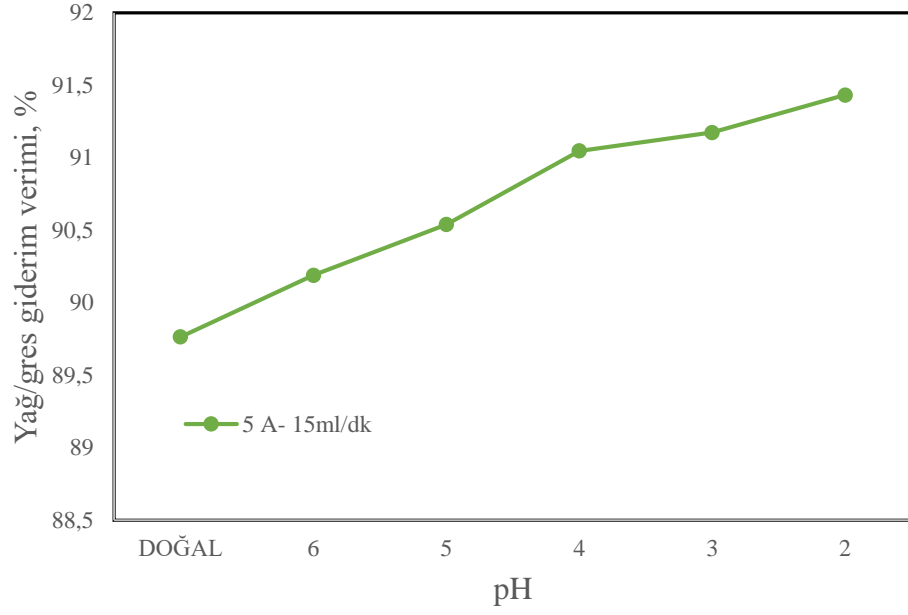


Şekil 4.41. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

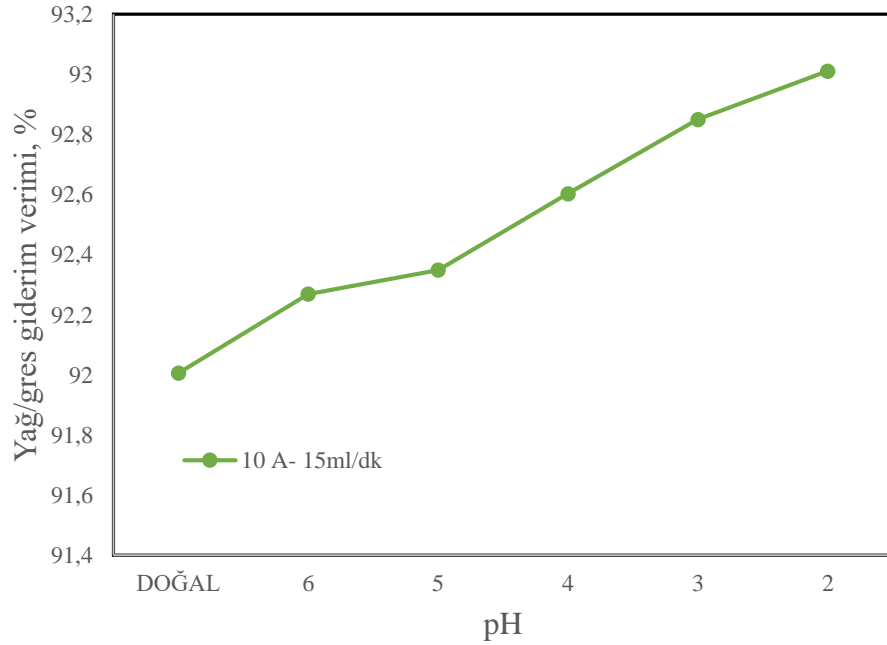


Şekil 4.42. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

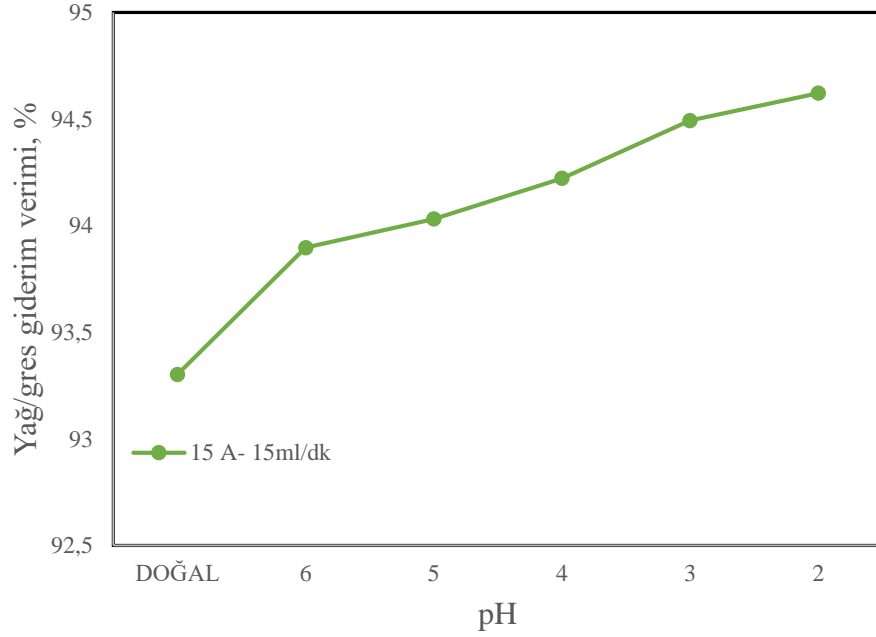
Şekil 4.40, Şekil 4.41 ve Şekil 4.42’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde, 15 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince KOİ giderim veriminde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Örneğin, 5 Amper sabit akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %50,6 olarak gerçekleşmiştir. 10 Amper sabit akım şiddeti değerinde ise başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %52,6, 15 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %53,5 olarak gerçekleşmiştir. Bu eğilim farklı pH değerleri için de geçerlidir. KOİ giderim veriminin 5 Amperde başlangıç pH değeri 5’de %51,9 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri 5’de %53,4, 15 Amperde başlangıç pH değeri 5’de %55,1 olduğu görülmektedir. Sabit akış hız değerinde her bir başlangıç pH değeri için akım şiddeti değerlerinin değiştirilmesi KOİ giderim veriminin de değişmesine sebep olmuştur. Artan akım şiddeti reaktör içerisinde oluşan elektriksel alan şiddetini artırdığından dolayı KOİ giderim veriminin artmasına sebep olmuştur. Akım şiddetinin artması hem elektriksel alan şiddetini artırmıştır hem de anot yüzeyinde meydana gelen anodik oksidasyon kapasitesini artırmıştır. Her iki durumun birlikte gerçekleşmesi KOİ giderim veriminde artışa sebep olmuştur.



Şekil 4.43. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



Şekil 4.44. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

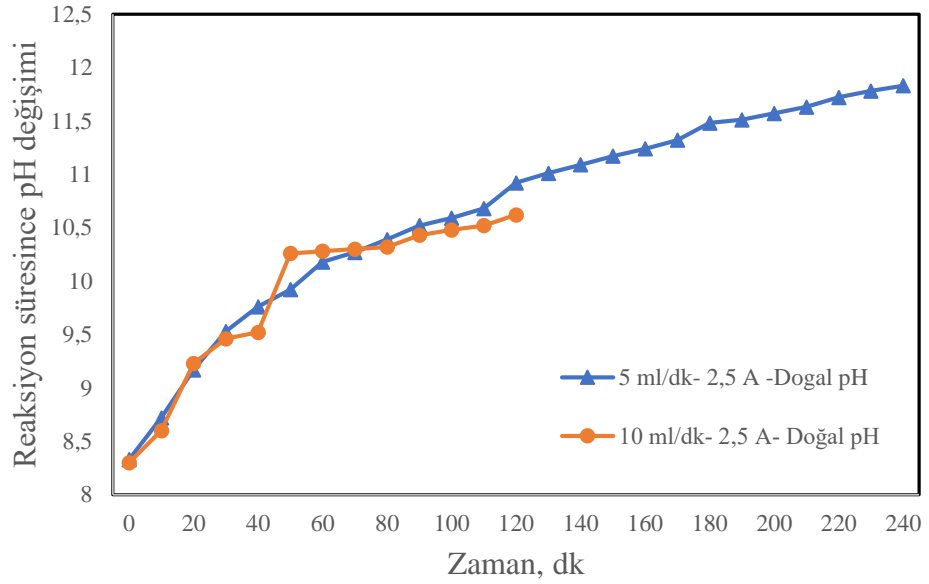


Şekil 4.45. Atıksu başlangıç pH değerinin 15 ml/dk akış hızı değerinde 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

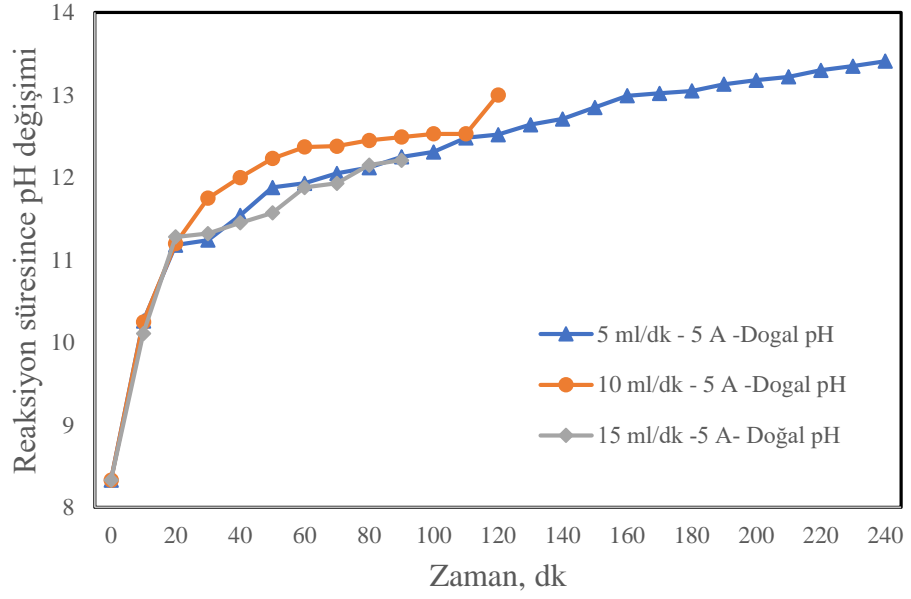
Şekil 4.43, Şekil 4.44 ve Şekil 4.45’de farklı başlangıç pH değeri ve akım şiddetinde 15 ml/dk akış hızı olan atık suyun reaksiyon süresince Yağ/gres giderim verimlerinde gerçekleşen değişimler gözlenmektedir. Yağ/ gres giderim veriminde ise 5 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’da %89,7 iken 10 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’da %92, 15 Amperde başlangıç pH değeri doğal pH’da %93 olarak gerçekleşmiştir. Değişen akım şiddeti için başlangıç pH değerlerinin değişmesi de aynı eğilimi gerçekleştirmiştir. 5 Amper sabit akım şiddeti değerinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/gres giderim veriminin %90 yağ-gres giderimi sağlanırken, 10 Amper sabit akım şiddeti değerinde başlangıç pH değeri 5’de %92,3 ve 15 Amper sabit akım şiddeti değerinde başlangıç pH değeri 5’de %94 olduğu görülmektedir. Grafikler incelendiği zaman akış hızı değeri 5 ml/dk olan çalışmalara oranla verimliliğin azaldığı gözlenmektedir. 5 ml/dk akış hızı değerinde reaksiyon süresi 4 saat, 10 ml/dk akış hızı değerinde reaksiyon süresi 2 saat ve 15 ml/dk akış hızı değerinde reaksiyon süresi 90 dakikadır. Artan akış hızı değerinde azalan bekleme süresinden dolayı başlangıç pH değerinin reaksiyon verimliliklerinde azalma gözlenmektedir.

4.2. Akış Hızı Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi

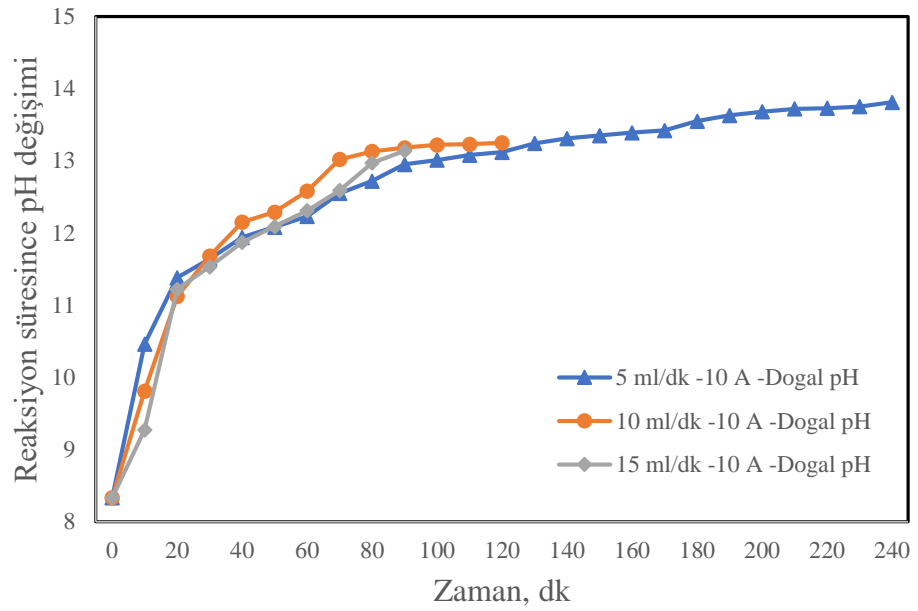
Elektrokimyasal proseslerde akış hızı değeri atık suyun rektörde kalacağı süreyi belirlediğinden dolayı önemli parametreler arasında yer almaktadır. Elektroflotasyon prosesinde akış hızı değerinin giderim verimleri üzerine etkisini incelemek için doğal pH değerinde 2,5, 5 ve 10 Amper sabit akım şiddeti değerlerinde ve 5, 10 ve 15 ml/dk akış hızı değerlerinde denemeler yapılmış ve elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafikler ile gösterilmiştir.



Şekil 4.46. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

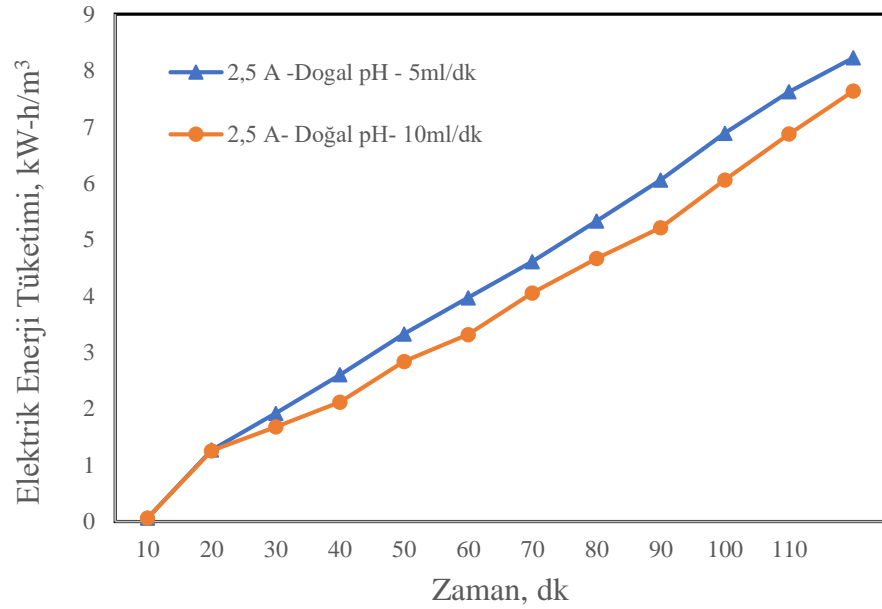


Şekil 4.47. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

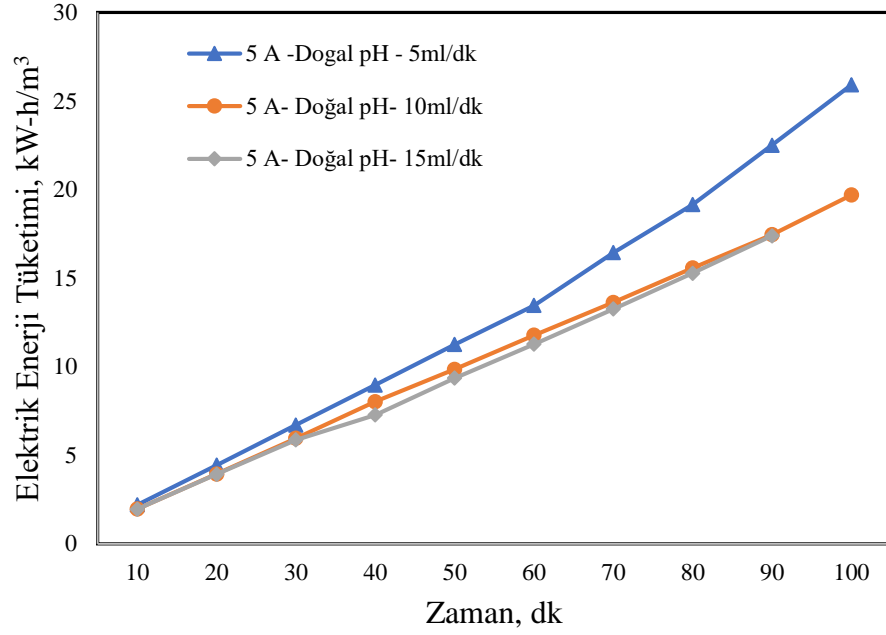


Şekil 4.48. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

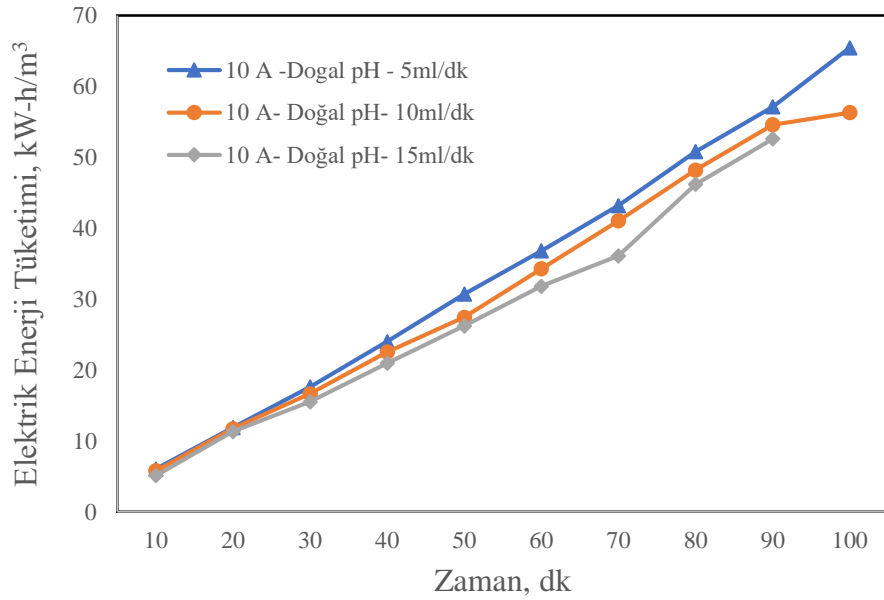
Şekil 4.46, 4.47 ve 4.48’de verilen değerler atık suyun doğal pH değerinde, farklı akım şiddetleri altında ve 5 ve 10 ml/dk’lık akış hızlarında çıkış suyu pH değişimi için elde edilen çalışmaları kapsamaktadır. Sabit akım şiddeti değerleri altında pH değişiminin, enerji tüketimi değişiminin, KOİ ve yağ-gres giderim verimlerinde değişimin nasıl gerçekleştiği gösterilmiştir. Artan akış hızı aynı şartlar altında çıkış suyu pH değerinin azalmasına sebep olmuştur. Bu durumun reaksiyon süresine bağlı olarak katot bölgesinden daha az H₂ gazı çıkmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.49. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

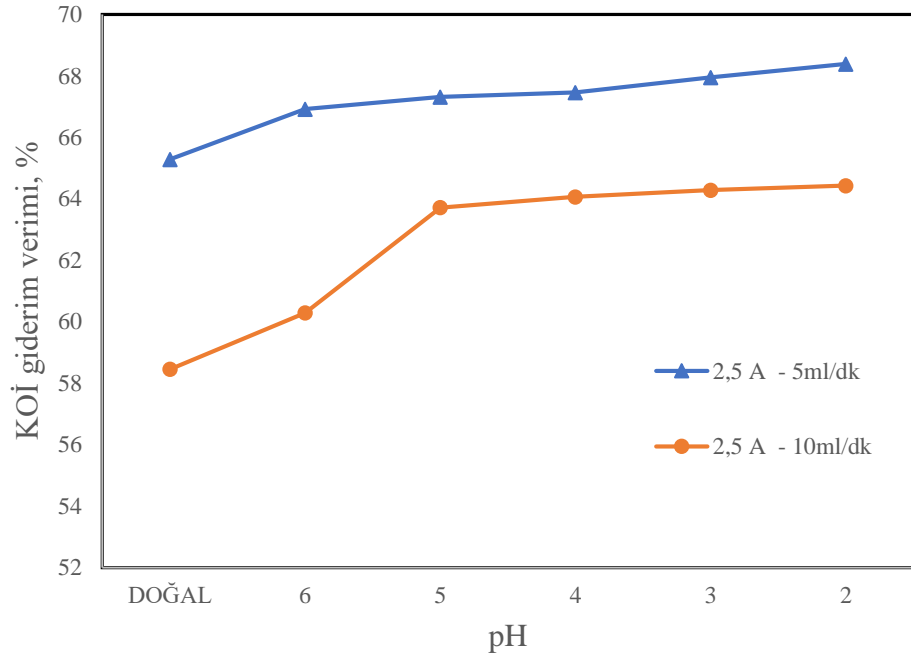


Şekil 4.50. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

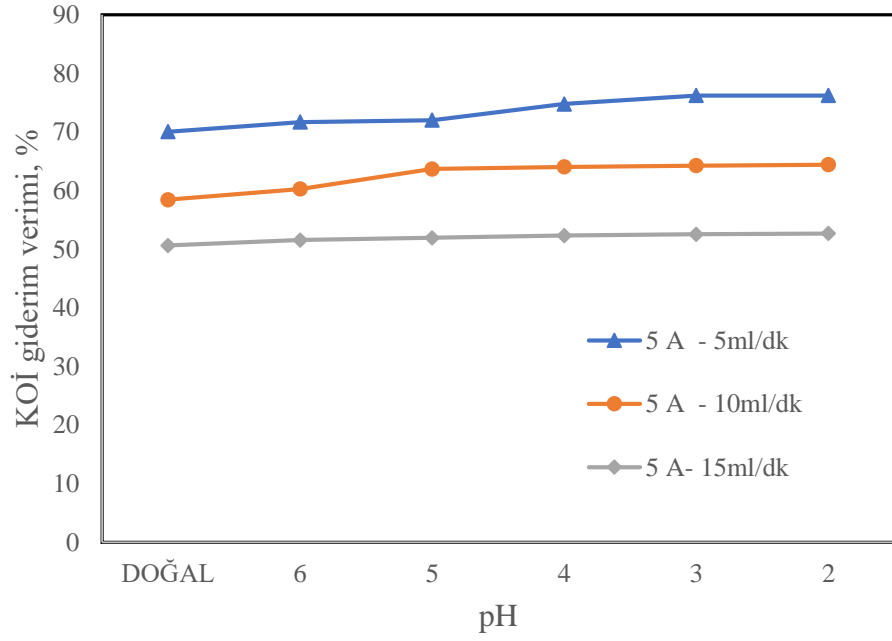


Şekil 4.51. Akış hızı değerinin doğal pH değerinde 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

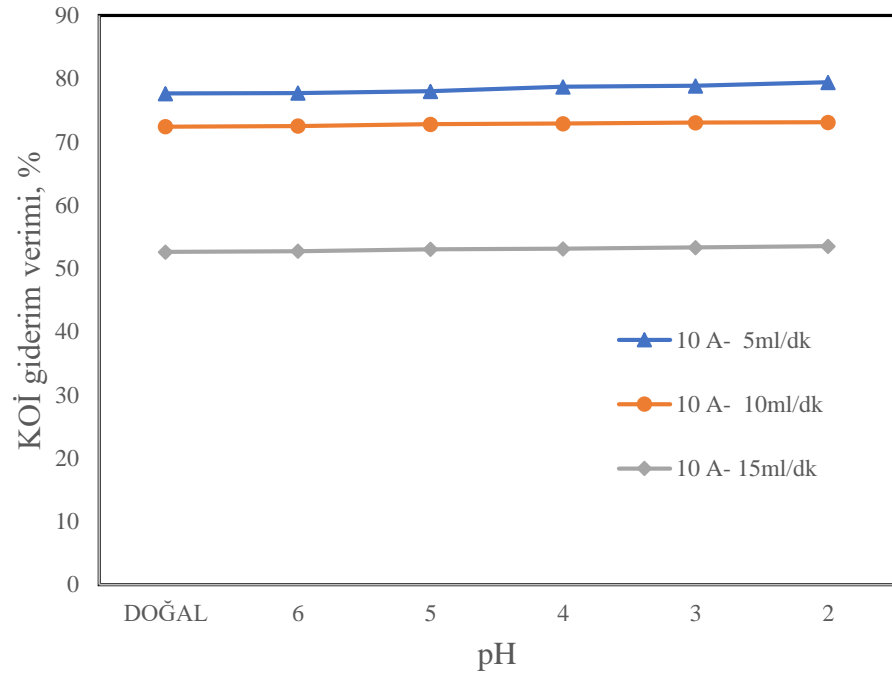
Şekil 4.49, 4.50 ve 4.51’de verilen değerler atıksuyun doğal pH değerinde, farklı akım şiddetleri altında ve 5, 10 ve 15 ml/dk’lık akış hızlarında reaksiyon süresince enerji tüketimi değerlerinin değişimi için elde edilen çalışmaları kapsamaktadır. Enerji tüketimi değeri de artan akış hızına bağlı olarak azalmıştır. Reaksiyon süresinin azalması Eşitlik 3.2 göz önüne alındığında enerji tüketimi değerlerinin azalmasını açıklamaktadır. Aynı deneysel şartlar altında reaksiyon süresinin azalması enerji tüketimini azaltan temel etkidir.



Şekil 4.52. Akış hızı değerinin 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



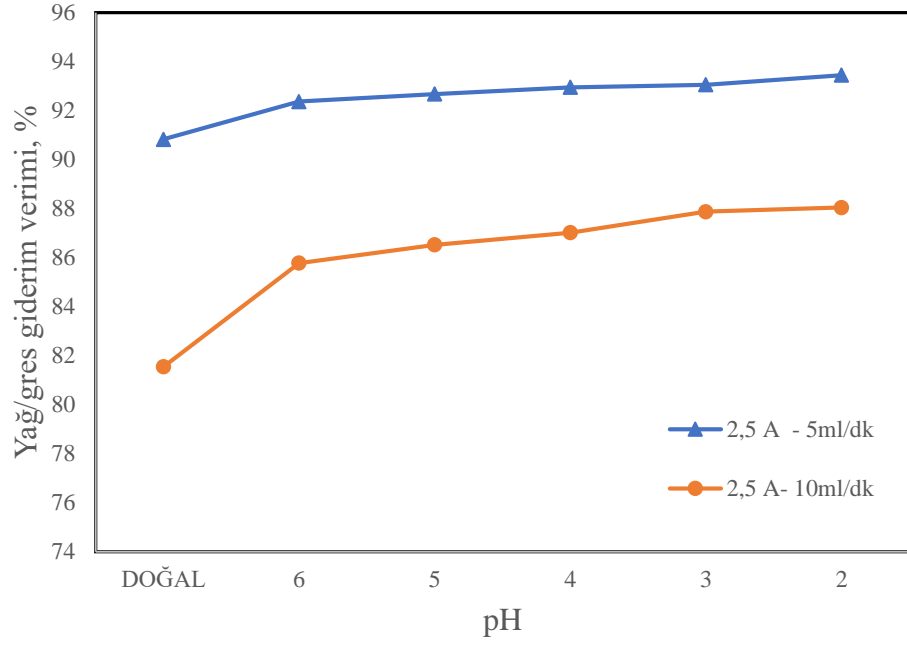
Şekil 4.53. Akış hızı değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



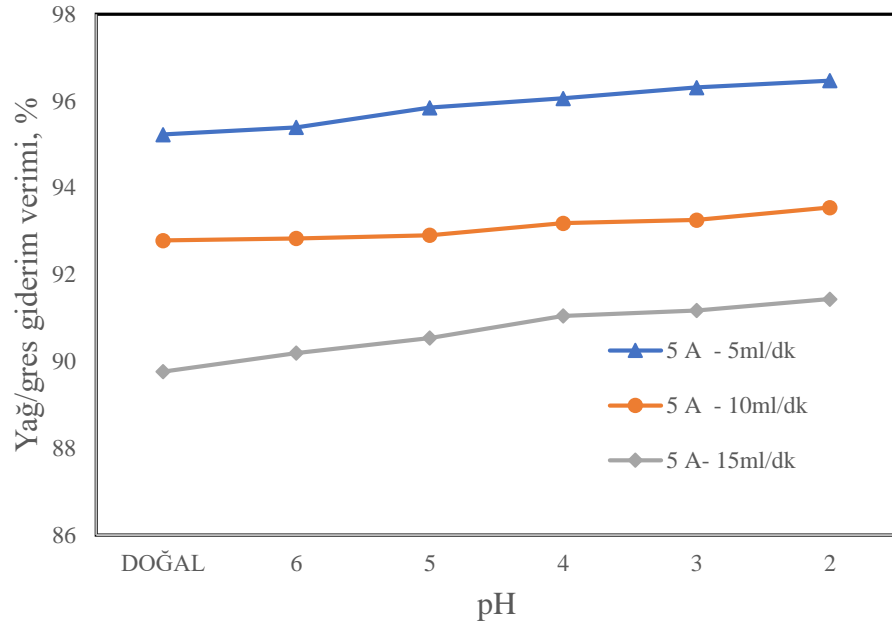
Şekil 4.54. Akış hızı değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.52, 4.53 ve 4.54’de verilen KOİ giderimi verileri her bir başlangıç pH değeri için ayrı ayrı incelenmiştir. Şekil 4.52, 4.53 ve 4.54 incelendiğinde artan akış hızına bağlı olarak reaksiyon süresinin azalması hem maruz kalınan elektriksel alanın azalmasından dolayı hem de flotasyonu sağlayan katot elektrotlardan açığa çıkan H₂ gazı miktarının azalmasından dolayı artan akış hızı ile birlikte KOİ giderim verimlerinin azalmasına yol açmıştır.

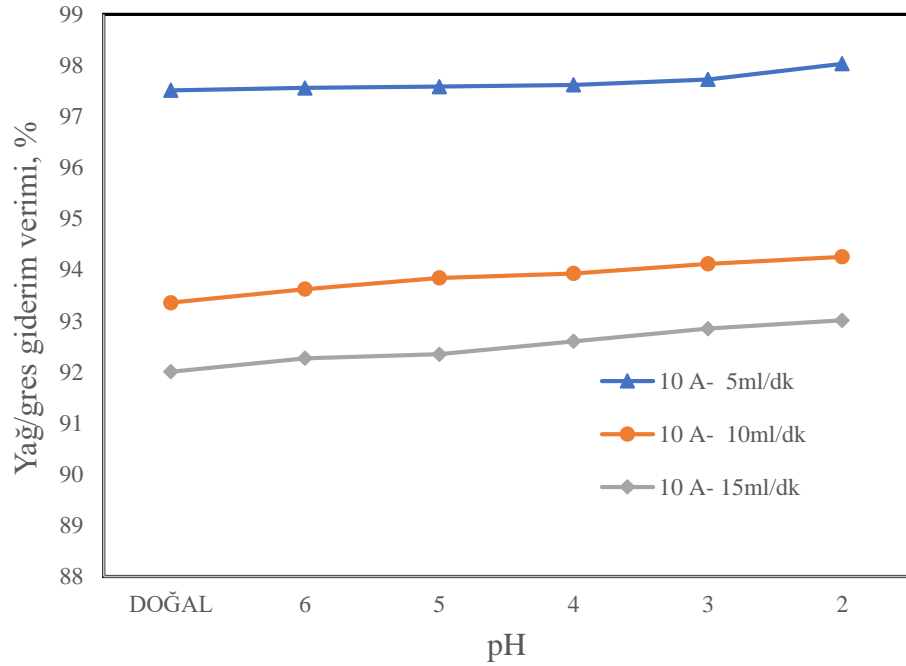
KOİ giderim veriminin incelenmesi için gerçekleştirilen denemelerde, 2,5 Amper akım şiddeti 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %65,2 olarak gerçekleşirken 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %58,4 olarak gerçekleşmiştir. 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5 olan atık suda KOİ giderim verimi %67,3 iken 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5 olan atık suda KOİ giderim verimi %63,7 olarak tespit edilmiştir. 5 A sabit akım şiddeti değerinde, 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %70 iken 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %60,4, 15 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %50 değerine kadar azalmıştır. 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de %72 olan KOİ giderim verimi, 10 ml/dk akış hızında aynı pH değerinde %64 ve 15 ml/dk akış hızında aynı pH değerinde KOİ giderim verimi %52 değerine kadar düşmüştür. 10 Amper sabit akım şiddeti altında, 5 ml/dk akış hızında doğal pH değerinde KOİ giderim verimi %77 iken aynı sabit akım şiddetinde 10 ml/dk akış hızında KOİ giderim verimi %72 ve 15 ml/dk akış hızında KOİ giderim verimi %52 olarak tespit edilmiştir. 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de KOİ giderim verimi %78 iken 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de %72,7 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da KOİ giderim verimi %53 olduğu görülmektedir.



Şekil 4.55. Akış hızı değerinin 2,5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



Şekil 4.56. Akış hızı değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



Şekil 4.57. Akış hızı değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

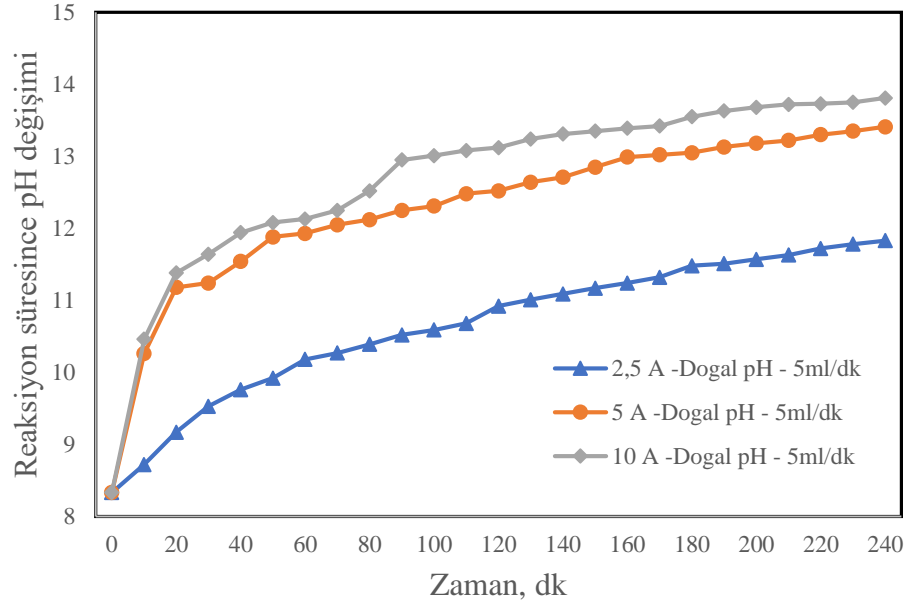
Şekil 4.55, 4.56 ve 4.57’de verilen yağ-gres giderimi verileri bütün başlangıç pH değeri için ayrı ayrı incelenmiştir. Şekil 4.55, 4.56 ve 4.57 incelendiğinde reaksiyon süresinin azalması hem maruz kalınan elektriksel alanın azalmasından hem de flotasyonu sağlayan H₂ gazı miktarının azalmasından dolayı artan akış hızı ile birlikte giderim verimlerinin azalmasına yol açmıştır. Bu durum KOİ giderim veriminin artan akış hızına bağlı olarak azalmasına benzerlik göstermektedir.

Yağ/ gres giderim veriminin incelenmesi için gerçekleştirilen denemelerde, 2,5 Amper sabit akım şiddeti altında 5 ml/dk akış hızında doğal pH değerinde Yağ/gres giderim verimi %90,8 iken 10 ml/dk akış hızında doğal pH değerinde Yağ/gres giderim verimi %81,5, olarak ölçülmüştür. 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5 olan atıksu ile gerçekleştirilen denemede %92,6 yağ/gres giderim verimi elde edilirken, 10 ml/dk akış hızında aynı pH değerinde %86,5 değeri elde edilmiştir. 5 Amper sabit akım şiddeti altında, 5 ml/dk akış hızında, doğal pH değerinde yağ/gres giderim verimi %95 iken, 10 ml/dk akış hızında, doğal pH değerinde, yağ/gres giderim verimi %92,7 ve 15 ml/dk akış

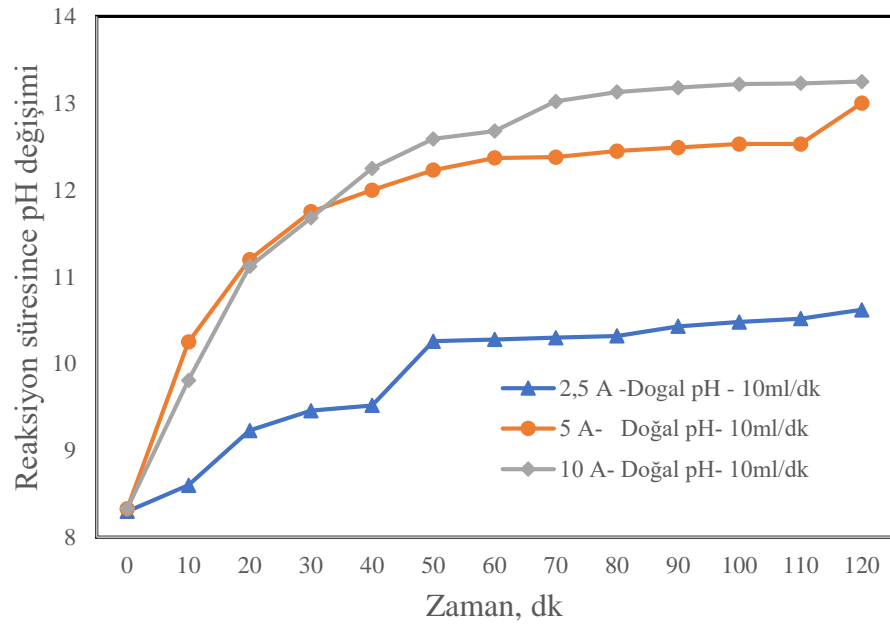
hızında, doğal pH değerinde, yağ/gres giderim verimi %89,7, olarak ölçülmüştür. Aynı akım şiddeti altında 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de %95,8 iken 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de yağ/gres giderim verimi %92,9, 15 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/gres giderim verimi %90 olarak gerçekleşmiştir. 10 Amper akım şiddetinde, 5 ml/dk akış hızında, doğal pH değerinde, Yağ/gres giderim verimi %97 iken 10 ml/dk akış hızında doğal pH değerinde, Yağ/gres giderim verimi %93 ve 15 ml/dk akış hızında doğal pH değerinde, Yağ/gres giderim verimi %92 olarak belirlenmiştir. 5 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de yağ/gres giderim verimi %97,5 iken, 10 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri 5’de %93,8 ve 15 ml/dk akış hızında başlangıç pH değeri doğal pH’da Yağ/gres giderim verimi %92,3 olduğu görülmektedir. Giderim verimlerinde akış hızının etkisi incelendiği zaman atık suyun reaktör içerisinde kalma süresinin değişmesinden kaynaklanan akış hızı değerinin artması verim azalması neden olmuştur.

4.3. Akım Şiddeti Değerinin KOİ ve Yağ/gres Giderim Verimine Etkisi

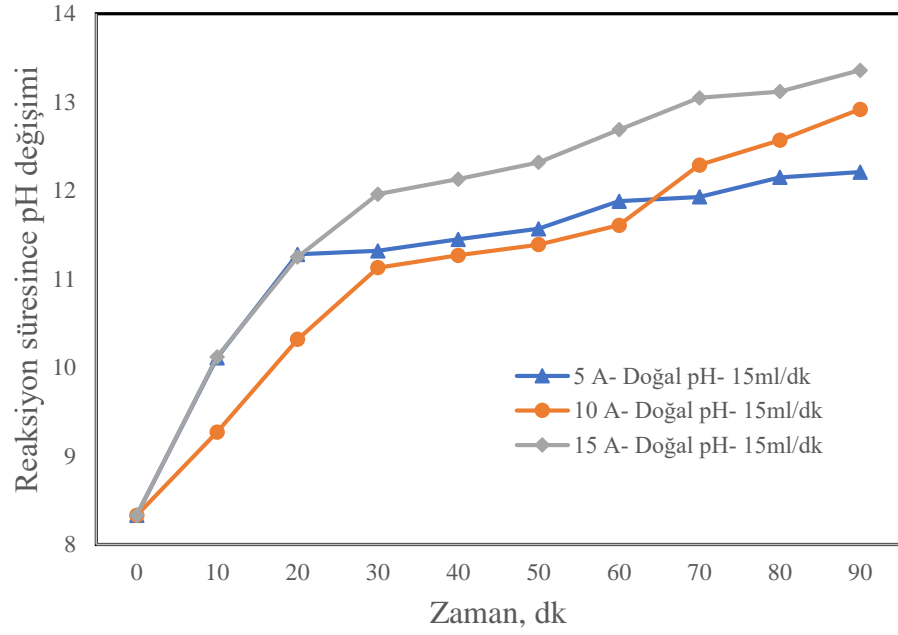
Sintine suyunun elektroflotasyon yöntemi ile arıtılmasında giderim verimini etkileyen en önemli parametrelerden biri akım şiddetidir. Akım şiddeti kabarcık oluşum oranlarını belirler ve bununla birlikte hem çözelti karışımını hem de elektrotlarda kütle transferini kuvvetli bir şekilde etkiler. Bu nedenle, bu parametrenin kirletici madde giderim verimi üzerinde önemli bir etkisi olması beklenir. Yapılan çalışmalarda başlangıç pH değeri olarak sentetik olarak hazırlanan atık suyun doğal pH değeri dikkate alınmış ve 5, 10 ve 15 ml/dk akış hız değerleri ile akım şiddetinin sistem parametreleri üzerine etkileri incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafikler yardımıyla gösterilmiştir.



Şekil 4.58. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

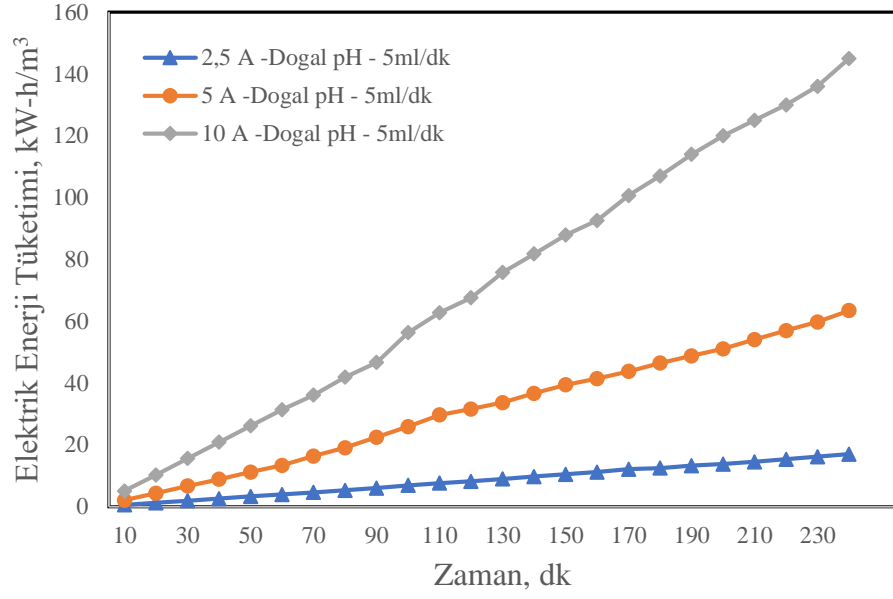


Şekil 4.59. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

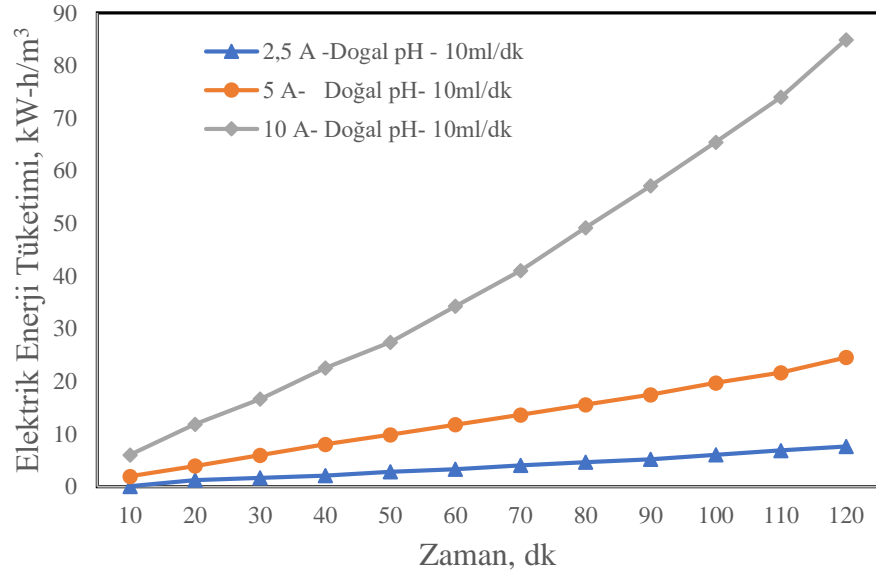


Şekil 4.60. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerine etkisi

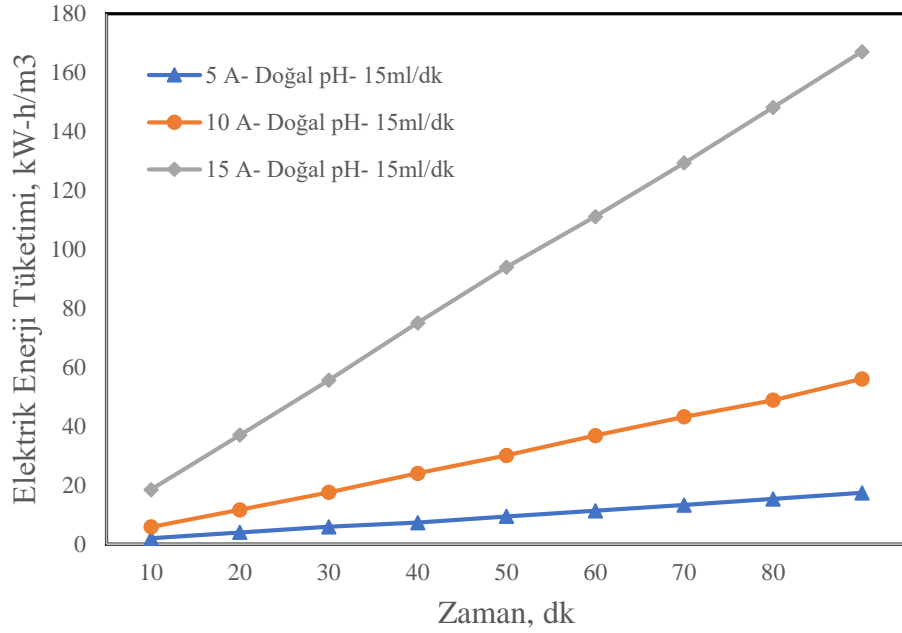
Şekil 4.58, Şekil 4.59 ve Şekil 4.60'da atıksu başlangıç pH değerinde, farklı akım şiddeti değerlerinde 5 ml/dk akış hızı değerinin çıkış suyu pH değerine etkileri gösterilmiştir. Her üç şekil incelendiğinde bütün akış hızları için artan akım şiddeti reaksiyon süresince pH değerinin artmasına sebep olmuştur. Diğer parametrelerin sabit tutularak gerçekleştirilen denemelerde akım şiddetinin artması reaktör içerisinde katot bölgesinde H₂ gazı oluşumunu artırmaktadır. Bu artışta reaktör içerisindeki pH dengesinin daha fazla bazik bölgeye doğru hareket etmesine sebep olmaktadır.



Şekil 4.61. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

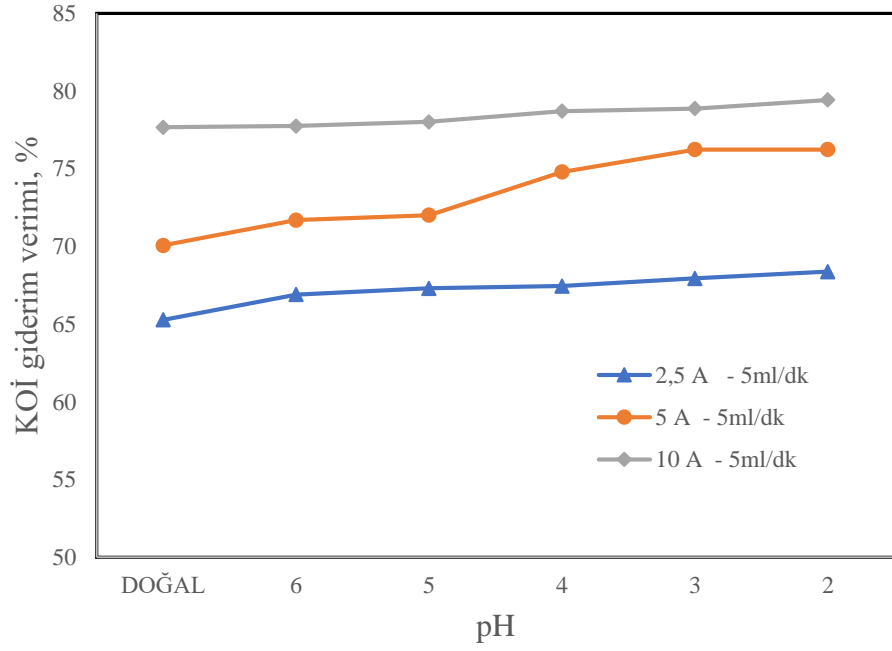


Şekil 4.62. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

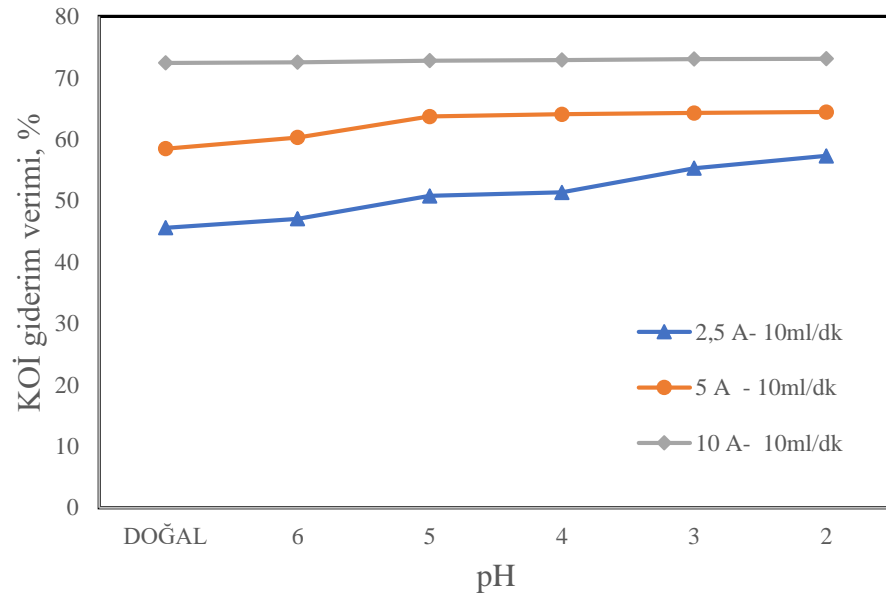


Şekil 4.63. Akım şiddetinin doğal pH değerinde 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince enerji tüketimine etkisi

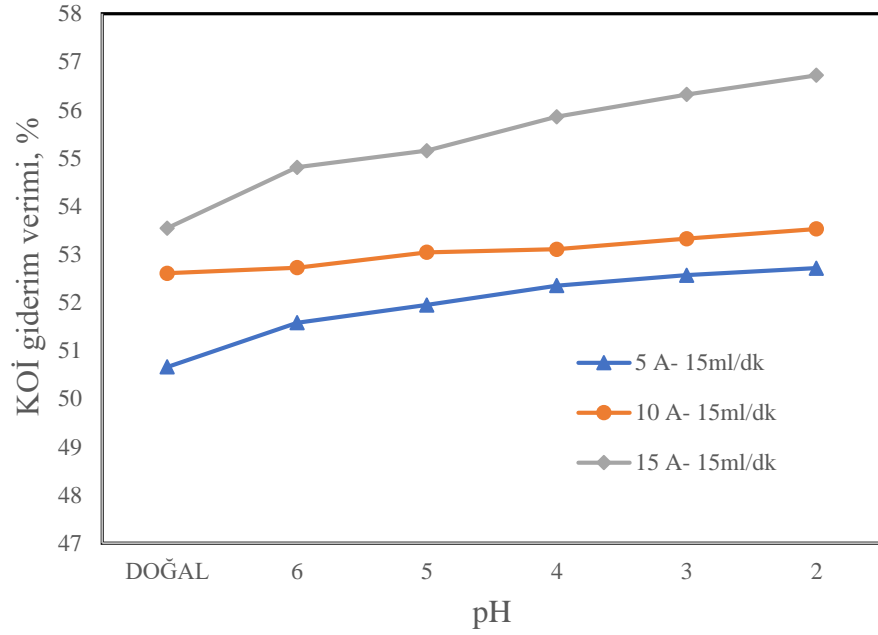
Şekil 4.61, 4.62 ve 4.63 akım şiddetinin enerji tüketimi değerlerine etkilerini göstermektedir. Şekiller incelendiğinde her bir akış hızı için aynı olmak kaydı ile artan akım şiddetinin enerji tüketimini önemli şekilde artırdığı görülmektedir. Bu durumu 10 ml/dk akış hızına sahip olan denemelerden elde edilen veriler yardımıyla açıklamak gerekirse, 2,5 A akım şiddeti için yaklaşık 7,4 kW-sa/m³'lük enerji tüketimi değeri ortaya çıkarken 10 A akım şiddeti için bu değer yaklaşık 85 kW-sa/m³ değerine kadar artmaktadır. Veriler incelendiğinde akım şiddetinin enerji tüketimi değerleri üzerinde dolayısıyla işletme maliyetleri açısından çok önemli bir parametre olduğu görülmektedir. Bu yüzden en yüksek akım şiddeti değeri değil en uygun akım şiddeti değerinin seçilmesi enerji tüketimi değerleri için uygun bir seçim olacaktır.



Şekil 4.64. Akım şiddetinin 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



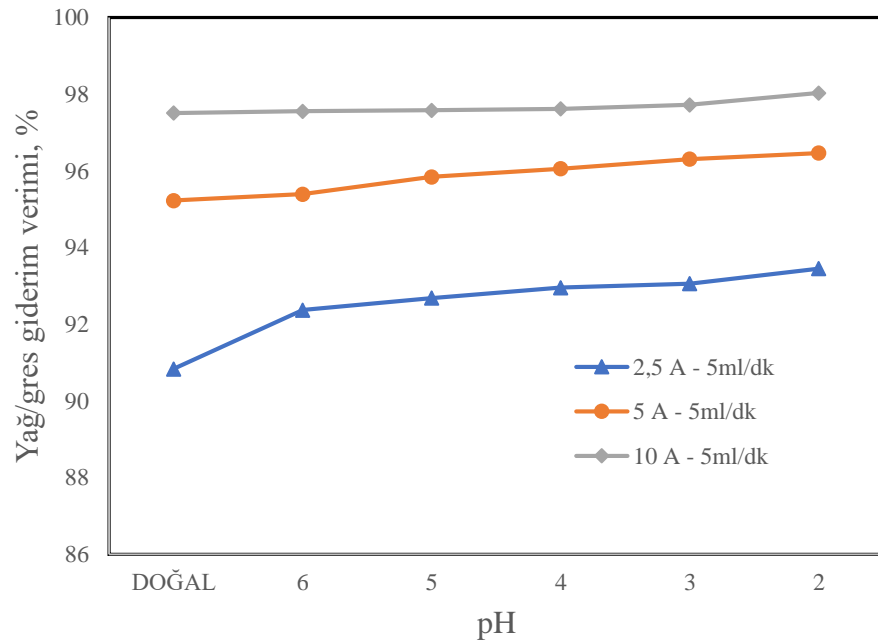
Şekil 4.65. Akım şiddetinin 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi



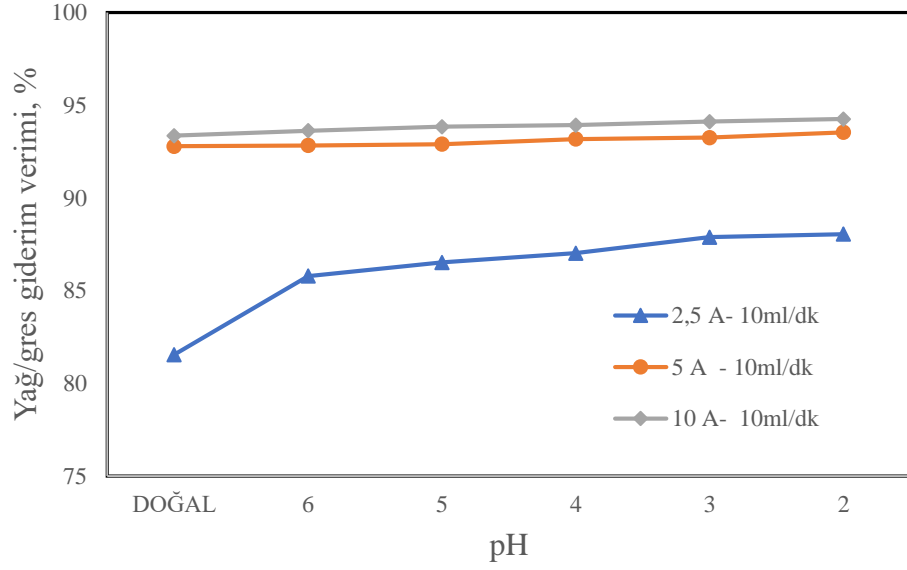
Şekil 4.66. Akım şiddetinin 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.64, 4.65 ve 4.66 farklı başlangıç pH değerlerinde, farklı akım şiddetlerinde akım şiddeti parametresinin KOİ giderim verimine etkilerini göstermektedir. Bütün akış hızları için gerçekleştirilen denemeler incelendiğinde artan akım şiddeti KOİ giderim veriminin oldukça yükselmesine sebep olmuştur. 10 ml/dk'lık akış hızı denemelerinde 2,5 A sabit akım şiddeti altında doğal pH şartlarında yaklaşık %45,6'lık KOİ giderim verimi elde edilirken aynı şartlarda 10 A sabit akım şiddeti ile gerçekleştirilen denemede KOİ giderim verimi yaklaşık olarak %72,5 değerine ulaşmıştır. Her iki akım şiddeti ile gerçekleştirilen denemelerden ortaya çıkan KOİ giderim verimleri arasındaki fark ($\%72,5 - \%45,6 = \%26,9$) göz önüne alındığında akım şiddetinin elektroflotasyon prosesi ile sintine suyu arıtımı için çok etken bir parametre olduğu görülmektedir. Örneğin, 5 ml/dk akış hızında 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %65,2 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %70, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %77, 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %67,3 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %72, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %78, 10 ml/dk akış hızında

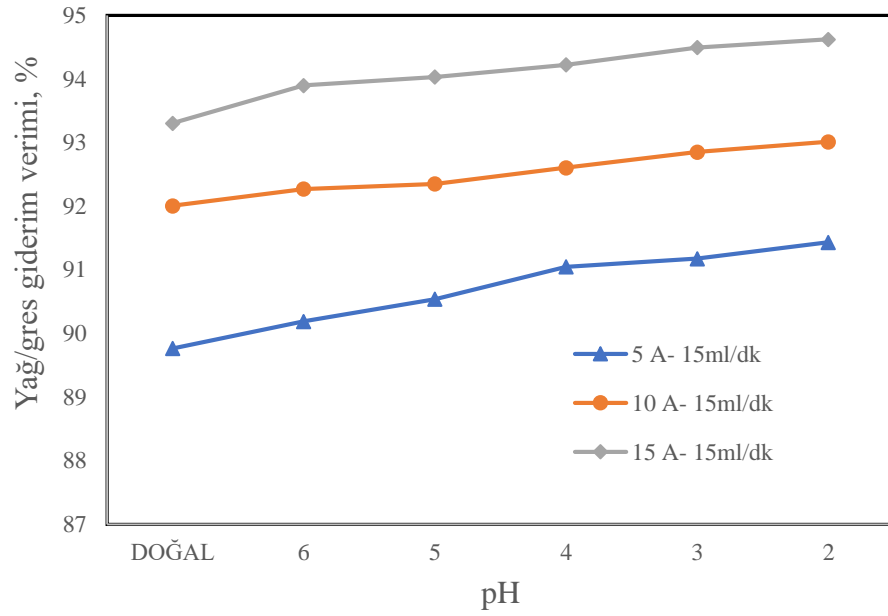
2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %45,5 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %58,4, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimli %72,4, 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %50,7 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %63,7, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %72,8, 15 ml/dk akış hızında 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %50,6 iken 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %52,6, 15 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH'da KOİ giderim verimi %53,5, 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %51,9 iken 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %53, 15 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5'de KOİ giderim verimi %55 olduğu görülmektedir.



Şekil 4.67. Akım şiddetinin 5 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



Şekil 4.68. Akım şiddetinin 10 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi



Şekil 4.69. Akım şiddetinin 15 ml/dk akış hızı değeri için reaksiyon süresince çıkış suyu Yağ/gres giderim verimine etkisi

Şekil 4.67, Şekil 4.68 ve Şekil 4.69’da farklı akış hızı değerlerinde ve farklı başlangıç pH değerlerinde akım şiddeti parametresinin yağ-gres giderim verimine etkileri gösterilmiştir. Her üç akış hızı ile gerçekleştirilen denemeler incelendiğinde artan akım şiddetinin yağ-gres giderim verimini artırdığı görülmektedir. Şekil 4.67, 4.68 ve 4.69’daki veriler ve aşağıda verilen örnekler incelendiğinde akım şiddetinin yağ-gres giderimi için etkin bir parametre olduğu fakat KOİ giderim verimini etkilediği kadar etken bir parametre olmadığı görülmektedir. Yağ/ gres giderim veriminde 5 ml/dk akış hızında 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %90,8 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %95, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %97,5, 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %62,6 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %95,8, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %97,5, 10 ml/dk akış hızında 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %81,5 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %92,7, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %93,2, 2,5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %86,5 iken 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %92,9, 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %93,8, 15 ml/dk akış hızında 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %89,7 iken 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %92, 15 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri doğal pH’da yağ/ gres giderim verimi %93,5, 5 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %90,5 iken 10 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim verimi %92,3, 15 Amper akım şiddetinde başlangıç pH değeri 5’de yağ/ gres giderim

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada laboratuvar ortamında hazırlanan sintine atık suyunun elektroflotasyon prosesi ile arıtıma etki eden parametreler incelenmiş ve sistem parametrelerinin arıtım verimlilikleri üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Elektroflotasyon prosesinin performansı KOİ ve Yağ/gres parametreleri ölçülerek belirlenmiştir. Yapılan bütün denemeler kesikli sistemde gerçekleştirilmiştir.

Elektroflotasyon prosesinde KOİ, Yağ/gres giderim verimliliği ve enerji tüketimi değerlerini etkileyebileceği düşünülen; atıksu başlangıç pH değeri, akış hızı değeri ve akım şiddeti değişken parametre olarak belirlenmiştir.

5.1. Atıksu Başlangıç pH Değerinin Giderim Verimine Etkisi

Sintine sularının elektroflotasyon yöntemi ile arıtılmasında verimi etkileyen en önemli parametrelerden biri olan atıksu başlangıç pH değeridir. Atıksu başlangıç pH değerinin etkisini belirlemek için sintine suyunun doğal pH değerinde ve 6,5,4,3,2 pH değerlerinde incelemeler yapılmıştır. Başlangıç pH değerleri ile yapılan çalışmalar incelendiği zaman reaksiyon süresinde gerçekleşen pH değişimlerinin ilk dakikalarda hızla diğer kalan reaksiyon sürelerinde daha yavaş arttığı gözlemlenmiştir. Potansiyel farkın reaksiyon süresince değişiklik gösteriyor olması sabit akım şiddetinde enerji tüketiminin değişiyor olmasına neden olmaktadır. KOİ ve yağ/gres giderim verimi sonuçlarının başlangıç pH değerleriyle yapılan çalışmalarda incelendiği zaman, pH değerinin düşmesiyle giderim veriminin arttığı gözlemlenmiştir. Şekil 4.4, Şekil 4.9, Şekil 4.14, Şekil 4.25, Şekil 4.26, Şekil 4.27, Şekil 4.40, Şekil 4.41 ve Şekil 4.42 incelendiği zaman başlangıç pH değerlerinin KOİ giderim verimlerinde ki etkisi görülmektedir. Şekil 4.5, Şekil 4.10, Şekil 4.15, Şekil 4.28, Şekil 4.29, Şekil 4.30, Şekil 4.43, Şekil 4.44 ve Şekil 4.45 incelendiği zaman ise başlangıç pH değerinin yağ/gres giderim verimlerine etkisinin pH değeri azaldıkça arttığı gözlemlenmiştir. En iyi KOİ ve yağ/gres giderim veriminin başlangıç pH 2 değerinde elde edilmiştir. Fakat doğal pH değerinde elde edilen verimlilik ile pH 2

değerinde elde edilen verim arasında çok küçük fark oluşmasından dolayı doğal pH değerleri ile çalışmalara yapılmıştır.

5.2. Akış Hızı Değerinin Giderim Verimine Etkisi

Elektrokimyasal proseslerde akış hızı atıksuyun reaktörde kalma süresini etkilediği için önemli parametreler arasındadır. Sintine suyunun arıtılmasında 5,10,15 ml/dk akış hızları ile denemeler yapılmıştır. Akış şiddeti sabit tutulan ve başlangıç pH değeri doğal pH olarak ayarlanan çalışmalarda akış hızının artmasıyla giderim verimlerinde azalma olduğu belirlenmiştir. 15 ml/dk akış hızında elde edilen en iyi KOİ giderim verimi %56,7, yağ/gres giderim verimin ise %93, 10 ml/dk akış hızında elde edilen en iyi KOİ giderim verimi %73,1, yağ/gres giderim verimin ise %94,2, 5 ml/dk akış hızında ise elde edilen en iyi KOİ giderim verimi %79,4, yağ/gres giderim verimin ise %98'dir.

5.3. Akım Şiddeti Değerinin Giderimin Verimine Etkisi

Elektroflotasyon prosesini etkileyen en önemli faktör gaz kabarcıklarının boyutu ve dağılımının homojen olmasıdır. Gaz kabarcıklarının boyutunu da akım şiddeti etkilemektedir. Akım şiddetinin artması birim zamanda reaktörde daha fazla elektron çözünmesine yol açarak kirlilik giderimi gerçekleşmiştir. Akım şiddetinin artması ile giderim verimliliği ve potansiyel fark giderek artmıştır. Potansiyel farkın artmasından dolayı enerji tüketimi de akım şiddetinin artmasıyla artmaktadır. Akım şiddetinin giderim verimine etkisini incelemek için 2,5A, 5A, 10A, 15A değerleri seçilmiştir. Başlangıç pH değeri olarak doğal pH değeri kullanılarak, reaksiyon süresince sıcaklığa herhangi bir müdahale edilmeyerek çalışmalar yapılmıştır. 5,10,15 ml/dk akış hızında incelenen akım şiddeti değerlerinde giderim veriminin en iyi olduğu koşullar 10A, 5 ml/dk akış hızıdır.

Sintine sularının elektroflotasyon yöntemiyle arıtılmasının incelendiği çalışmada en iyi koşulların; 380 mg/L çıkış suyu KOİ giderimi için verim %79,4, 10 mg/L çıkış suyu yağ/gres giderimi için verim ise %96 olduğu gözlemlenmiştir.

Sintine sularının giderilmesinde literatürde yapılan çalışmalar yeterince verimlilik sağlamakta ancak kesin olarak kabul edilmiş herhangi bir evrensel proses henüz bulunmamaktadır. Bu yapılan çalışmada elde edilen sonuçların değerlendirilmesi ile sintine sularının elektroflotasyon yöntemiyle arıtılmasının başarılı olduğu belirtilebilir. Daha detaylı yapılacak olan gelecek yıllarda ki çalışmalarda sintine suyu arıtımı için alternatif bir yöntem olan elektroflotasyon yönteminin daha başarılı olacağı ön görülmüştür.



KAYNAKLAR

- Akbulut, H. Y., 2000. Siyanür ve Krom (VI) İçeren Galvanik Atıksuların Elektrokimyasal Yöntemler Kullanılarak Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknolojileri Enstitüsü, Kocaeli
- Artut, K., 2008. Sintine Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımının Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin
- Aswathy, P., Gandhimathi, R., Ramesh, S.T. and Nidheesh, P.V., 2016. Removal of Organics From Bilge Water by Batch Electrocoagulation Process. *Separation and Purification Technology*, 159, 108–115
- Avşar, Y., Kurt, U. And Gönüllü, T., 2007. Comparison of Classical Chemical and Electrochemical Processes For Treating Rose Processing Wastewater. *Environmental Engineering Department*, 148, 340-345
- Baierle, F., John, D.K., Souza, M.P., Thiago R. Bjerck, T.R., Moraes, M.S.A., Hoeltz, M., Rohlfes, A.L.B., Camargo, M.E., Corbellini, V.A. And Schneider, R.C.S., 2015. Biomass From Microalgae Separation by Electroflotation With Iron. and Aluminum Spiral Electrodes. *Chemical Engineering Journal*, 267, 274–281
- Bayar, S., 2014. Fenton ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Fıstık İşleme Sanayi Atıksularının Arıtımının İncelenmesi. Doktora Tezi. Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Baykal, B.B. Ve Baykal. M.A., 1999. Gemi Kaynaklı Atıksular Ve Gemilerde Atıksu Yönetimi. Gemi İnşa Teknik Kongresi, S. 123-132. 2-3, İstanbul
- Bazrafshan, E., Mahvi, A.H. And Zazouli, M.A., 2014. Textile Wastewater Treatment By Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes. *Iranian Journal of Health Sciences*, 2(1), 16-29
- Chen, G., 2004. Electrochemical Technologies In Wastewater Treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11–41
- Crini, G. And Lichtfouse, E., 2019. Advantages and Disadvantages of Techniques Used for Wastewater Treatment. *Environmental Chemistry Letters* 17, 145–155
- Demiray, N., 2006. Sintine Sularından Kaynaklanabilecek Deniz Kirliliğinin Değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta
- Emadian, S.M., Hosseini, M., Rahimnejad, R., Shahavi, M.H. and Khoshandam, B., 2015. Treatment of A Low-Strength Bilge Water of Caspian Sea Ships By HUASB Technique. *Ecological Engineering*, 82, 272–275
- Eskandarloo, H., Selig M.J. and Abbaspourrad, A., 2018. In Situ H₂O₂ Generation for De-Emulsification of Fine Stable Bilge Water Emulsions. *Chemical Engineering Journal*, 335, 434–442
- Eyvaz, M., Kobyay, M., Bayramoğlu, M. ve Şenyurt, E., 2006. Tavuk Kesimhane Atıksularının Elektrokoagülasyon İle Arıtılması. Yedinci Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi, 5-8 Eylül 2006, Anadolü Üniversitesi, Eskişehir
- Fil, B.A., Boncukcuoğlu, R., Yılmaz, A.E. Ve Bayar, S., 2012. Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Elektrokimyasal Yöntemiyle Ön Arıtım Çalışmaları. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(2), 29-36

- Göç, S., 2018. Yağlı Atıksuların Üç Boyutlu Çelik Tel Elektrot Kullanımı İle Elektrokimyasal Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Bülent Ecevit Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Zonguldak
- Guo, D., 2017. Analysis Of Global Marine Environmental Pollution And Prevention And Control Of Marine Pollution. Treball Final De Grau, Facultat De Nàutica De Barcelona Universitat Politècnica De Catalunya, Barcelona
- Hwang, J.H., Kim, K.Y., Resurreccion, E.P. and Lee, W.H., 2019. Surfactant Addition To Enhance Bioavailability Of Bilge Water In Single Chamber Microbial Fuel Cells (Mfcs). *Journal Of Hazardous Materials*, 368, 732–738
- İlgar, R., 2017. Çanakkale Boğazında Geçiş İstatistiklerine Bağlı Gemi Atık Yönetimi Ve Değerlendirmesi. *Marmara Coğrafya Dergisi*, 35 ,185-194
- IMO MEPC.1/CİRC.677 ANNEX 2009
- Karakulski, K., Morawski, W.A. And Grzechulska, J., 1998. Purification of Bilge Water By Hybrid Ultrafiltration And Photocatalytic Processes. *Separation And Purification Technology*, 14, 163–173
- Körbahti, B.K. and Artut, K., 2010. Electrochemical Oil/Water Demulsification And Purification Of Bilge Water Using Pt/Ir Electrodes. *Desalination*, 258, 219–228
- Mhatre S, Vivacqua V, Ghadiri M, Abdullah A M and Al-Marri M J 2015, Electrostatic Phase Separation: A Review. *Chemical Engineering Research And Desing*, 96: 177195.
- Moslehyani, A., Mobaraki, M., Isloor, A.M., Ismail A.F. and Othman, M.H.D., 2016. Photoreactor-Ultrafiltration Hybrid System For Oily Bilge Water Photooxidation And Separation From Oil Tanker. *Reactive and Functional Polymers*, 101, 28–38
- Mousavi S H, Ghadiri M and Buckley M 2014, Electro-Coalescence Of Water Drops İn Oils Under Pulsatile Elecrtic Fields. *Chemical Engineering Science*, 120: 130-142.
- Peng, H., Tremblay, A.Y., Vemot, D.E., 2005, The Use Of Backflushed Coalescing Microfiltration As A Pretreatment For The Ultrafiltration Of Bilge Water, *Desalination*, 181, 109 – 120.
- Pokhrel, N., 2017. Removal Of Heavy Metals From Wastewater Using Electrocoagulation. Bachelor's Degree, Helsinki Metropolia University Of Applied Sciences,
- Rincon, G. J. and Motta, E.J., 2014. Simultaneous Removal Of Oil And Grease, And Heavy Metals From Artificial Bilge Water Using Electro-Coagulation/Flotation. *Journal of Environmental Management*, 144, 42-50
- Ruiz, A.A., 2005. La Electrocoagulación: Una Alternativa Para El Tratamiento De Aguas Residuale. *Revista Lasallista De Investigación - VOL. 2 No. 1*
- Sabir, S.K., Akram, K.S., Aslam, K.R. and Shafique, M., 2017. Performance Evaluation Of Electro-Coagulation In Removal Of Crystal Violet Dye. Mumbai University, India.
- Segura, S.G., Ocon, J.D. and Chong, M.N., 2018. Electrochemical Oxidation Remediation Of Real Wastewater Effluents — A Review. *Process Safety And Environmental Protection*, 113, 48–67
- Shen, F., Chen, X., Gao, P. and Chen, G., 2003. Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. *Chemical Engineering Science* 58 (2003) 987–993
- Sun, C., Leiknes, T., Weitzenböck, J. and Thorstensen, B., 2009. The effect of bilge water on a Biofilm–MBR process in an integrated shipboard wastewater treatment system. *Desalination*, 236, 56–64

- Tiselius, P. and Magnusson, K., 2017. Toxicity Of Treated Bilge Water: The Need For Revised Regulatory Control. *Marine Pollution Bulletin*, 114 , 860–866
- Ulucan, K. and Kurt, U., 2015. Comparative Study Of Electrochemical Wastewater Treatment Processes For Bilge Water As Oily Wastewater: A Kinetic Approach. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 747, 104–111
- Ulucan, K., 2011. Sintine Sularının Elektrokimyasal Olarak Arıtılabilirliğinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- Uma, V. And Gandhimathi, R., 2019 .Organic Removal And Synthesis Of Biopolymer From Synthetic Oily Bilge Water Using The Novel Mixed Bacterial Consortium. *Bioresource Technology* 273, 169–176
- Vardar, B., 2006. Tekstil Endüstrisi Reaktif Boya Banyolarının Elektrokimyasal Yöntemler İle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, İSTANBUL Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- Vyrides, I., Drakou E.M., Ioannou, S., Michael, F., Gatidou, G. And Stasinakis, A.S., 2018. Biodegradation Of Bilge Water: Batch Test Under Anaerobic And Aerobic Conditions And Performance Of Three Pilot Aerobic Moving Bed Biofilm Reactors (Mbbbrs) At Different Filling Fractions. *Journal Of Environmental Management*, 217, 356-362
- X. Chen, G. Chen, P.L. Yue, A novel electrode system for electro-flotation of wastewaters, *Environ. Sci. Technol.* 36 (4) (2002) 778–783.
- Yiğit, F., 2006. Gemi Kaynaklı Kirleticiler Ve Trabzon Limanına Gelen Bazı Gemilerin Atıksularının İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon

ÖZGEÇMİŞ

1992’de Erzurum da doğdu. İlköğretimini 23 Nisan İlköğretim Okulunda, lise eğitimine ise Adnan Menderes Anadolu Lisesinde tamamladı. 2011 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2015 yılında mezun oldu. 2016 yılında Erzurum Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü’nde başladığı yüksek lisans eğitimini halen öğrenimine devam etmektedir.

