



**ATIK AKTİF ÇAMURUN
ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ
İLE ÖN ARITIMININ İNCELENMESİ**

Emine Cansu ARARGÜÇ

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Bilimleri Bilim Dalı
Doç. Dr. Beyhan KOCADAĞISTAN
2018**

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ATIK AKTİF ÇAMURUN ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ
İLE ÖN ARITIMININ İNCELENMESİ**

Emine Cansu ARARGÜÇ

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

**ERZURUM
2018**

Her hakkı saklıdır



T. C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

ATIK AKTİF ÇAMURUN ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ÖN
ARITIMININ İNCELENMESİ

Doç. Dr. Beyhan KOCADAĞISTAN danışmanlığında, Emine Cansu ARARGÜÇ tarafından hazırlanan bu çalışma, 02/04/2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Teknolojileri Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak ~~oybirliği / oy çokluğu~~ (.../...) ile kabul edilmiştir.

Başkan: Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

İmza :

Üye : Doç. Dr. Beyhan Kocadağistan

İmza :

Üye : Dr. Öğr. Ü. Züleyha BINGÜL

İmza :

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu 19/04/2018 tarih ve 16/.. 29..... nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Cavit KAZAZ
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

ATIK AKTİF ÇAMURUN ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ÖN ARITIMININ İNCELENMESİ

Emine Cansu ARARGÜÇ

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

Danışman: Doç. Dr. Beyhan KOCAĞİSTAN

Atık aktif çamur, kentsel atıksu arıtım prosesinde üretilen, her yıl önemli ölçüde artan ve büyük bir kısmı doğru şekilde bertaraf edilmeyen atıklardır. Bu çalışmada anaerobik olarak çürütülecek atık aktif çamura elektrooksidasyon ön arıtımı uygulanmıştır. Bu atık aktif çamur için çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ), toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ), askıda katı madde (AKM), toplam katı madde (TKM) giderimlerinden elde edilen veriler incelenmiştir. Anot materyali olarak $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2$ kaplı Ti elek elektrotlar, katot materyali olarak saf Ti elek elektrotlar kullanılmıştır. Kesikli reaktörde yapılan denemelerde zaman (60 dk), pH (2, 4, 6, 8 ve 10), akım yoğunluğu (5, 10, 15, 20 ve 25 mA/cm^2) ve sıcaklık parametrelerinin ÇKOİ, TKOİ, AKM, TKM giderimi üzerine etkileri incelenmiştir. Atık aktif çamur ile gerçekleştirilen denemelerde, 25 mA/cm^2 , pH 2 değerinde %170 ÇKOİ artışı, %58 TKOİ giderim verimi, %56 AKM giderim verimi, %60 TKM giderim verimi elde edilmiştir. Elde edilen bu arıtım verileri atık aktif çamurun anaerobik arıtıma girmeden önce bir ön arıtım sistemi olarak uygulanabileceğini ortaya koymuştur.

2018, 104 sayfa

Anahtar Kelimeler: Elektrokooksidasyon, Atık Aktif Çamur, KOİ

ABSTRACT

Master Thesis

INVESTIGATION OF PRE TREATMENT WITH WASTE ACTIVATED SLUDGE ELECTROXIDATION METHOD

Emine Cansu ARARGÜÇ

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

Supervisor: Assoc. Doç. Dr. Beyhan KOCADAĞISTAN

Produced in the process of urban sewage treatment, activated sludge increases each year and cannot be disposed. It is the major source of production. In this study, electro oxidation pre-treatment is applied to activated sludge that will be decayed anaerobically. For this activate sludge, data collected from dissolved chemical oxygen demand (SCOD), total chemical oxygen demand (TCOD), suspended solid (SS) and total solid (TS) removal have been analysed. For anode material IrO₂-Ru covered Ti sieve plates; as cathode material pure Ti sieve plates have been used. During the tests carried on in batch reactor, impacts of parameters such as time (60 min) pH (2,4,6,8,10), current density (5,10,15,20,25 mA/cm²) and temperature on removal have been examined. As a result of the tests, 170% SCOD increase in 25mA/cm², pH2, 58% TCOD removal efficiency, and 60% TS removal efficiency have been achieved. According to this purification data, it has been revealed that before undergoing anaerobic purification, activated sludge can be used as a pre-treatment method.

2018, 104 pages

Keywords: Elektrooxidation, activated sludge, SCOD

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans çalışmam sırasında, çalışmamın her aşamasında ilgi ve desteğini benden esirgemeyen, bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren danışmanım Sayın Doç. Dr. Beyhan KOCAĞİSTAN hocama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın yürütülmesinde en büyük paya sahip olan ve çalışmalarım sırasında tecrübelerinden, yardımlarından çokça faydalandığım, her konuda bana destek olan Sayın Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ hocama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Lisans ve Yüksek Lisans eğitimlerim sırasında bilgi ve desteklerini esirgemeyen Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nün kıymetli hocam Sayın Dr. Öğrt. Üyesi Şahset İRDEMEZ'e teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım sırasında tecrübelerinden ve yardımlarından çokça faydalandığım Sayın Arş. Gör. İbrahim CENGİZ'e, Sayın Arş. Gör. Atilla TAŞDEMİR'e, Sayın Arş. Gör. Onur SÖZÜDOĞRU'ya canı gönülden teşekkür ederim.

Ayrıca, benim bu aşamalara gelmemde en büyük emeğe sahip olan annem Fatma ARARGÜÇ'e ve babam Sıtkı ARARGÜÇ'e, bana olan sevgi, sonsuz destek, güven ve sabırlarından dolayı en içten dileklerle teşekkürlerimi sunarım.

Emine Cansu ARARGÜÇ

Mart, 2018

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	4
2.1. Atık Arıtma Çamurları ve Özellikleri.....	4
2.1.1. Arıtma çamuru tanımı.....	4
2.1.2. Atık çamurun kaynakları.....	5
2.1.3. Atık çamurun özellikleri.....	6
2.1.4. Atık çamurun miktarı.....	10
2.2. Çamur Bertaraf Yöntemleri.....	13
2.2.1. Çamur stabilizasyonu.....	14
2.2.2. Çamur yoğunlaştırma.....	15
2.2.3. Çamur susuzlaştırma.....	16
2.2.4. Çamur şartlandırma.....	17
2.3. Atık Çamura Uygulanan Ön İşlemler.....	17
2.4. Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri.....	21
2.4.1. Elektrokimyasal membran prosesleri.....	25
2.4.2. Elektrobiriktirme.....	27
2.4.3. Elektrokoagülasyon.....	27
2.4.4. Elektroflotasyon.....	30
2.4.5. Elektrooksidasyon.....	31
2.5. Konu İle İlgili Yapılmış Çalışmalar.....	36
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	42
3.1. Materyal.....	42
3.1.1. Çalışmada kullanılan atık aktif çamur.....	42

3.1.2. Elektrooksidasyon prosesinin gerçekleştiği deney sistemi	43
3.2. Yöntem	44
3.2.1. pH, sıcaklık ve iletkenlik	44
3.2.2. KOİ analizi	44
3.2.3. Çözünmüş KOİ analizi	45
3.2.4. Toplam katı madde (TKM) tayini	46
3.2.5. Askıda katı madde (AKM) tayini	46
3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler	46
3.3.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması	46
3.3.2. Enerji tüketiminin hesaplanması	46
3.3.3. Akım yoğunluğunun hesaplanması	47
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	48
4.1. Asitlendirilmiş Atık Aktif amur ile Yapılan alışmalar	48
4.2. Doğal Atık Aktif amur ile Yapılan alışmalar	77
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	97
KAYNAKLAR	101
ÖZGEÇMİŞ	105

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

A	Amper
A_s	Aktif Yüzey Alanı
I	Akım şiddeti (Amper)
m	Elektrotlarda toplanan veya çözünen madde miktarı (g)
N	Anot yüzeyinde adsorbe edilmiş olan $\cdot\text{OH}$ sayısı
Ne	Reaksiyon sırasında alınıp verilen elektron
OH^-	Hidroksil radikali
R	Organik Bileşik
$\text{R}\bullet$	Organik radikal
S	Elektrotlarda toplanan veya çözünen elementin atom kütlesi
T	Sıcaklık
T	Zaman
V	Uygulanan potansiyel fark (Volt)
W	Enerji tüketimi (kW saat/m^3)
z	Elektrotlarda alınan veya verilen elektron sayısı
η	Arıtma verimi
μS	Mikrosiemens
v	Reaktördeki toplam çözelti hacmi (m^3)

Kısaltmalar

AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
ÇKOİ	Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
EC	Elektrokoagülasyon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı

TKOİ Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
WAS Atık Aktif Çamur



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Dezentegrasyon mekanizması	19
Şekil 2.2. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü.....	22
Şekil 2.3. Elektroforezin çalışma şeması	26
Şekil 2.4. Basit elektrokoagülasyon reaktörü	28
Şekil 2.5. Elektrokoksiasyon prosesinde kirleticilerin giderim yolları.....	32
Şekil 2.6. Elektrokimyasal dönüşüm - parçalanma şematik görünümü.....	33
Şekil 3.1. Deney düzeneğinin şematik görünüşü	43
Şekil 3.2. Analizlerde kullanılan standart KOİ eğrisi	45
Şekil 4.1. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	49
Şekil 4.2. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi.....	50
Şekil 4.3. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	51
Şekil 4.4. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi.....	52
Şekil 4.5. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	53
Şekil 4.6. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi.....	54
Şekil 4.7. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi	55
Şekil 4.8. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	56
Şekil 4.9. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi	57
Şekil 4.10. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	57

Şekil 4.11. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	58
Şekil 4.12. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	59
Şekil 4.13. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	59
Şekil 4.14. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	60
Şekil 4.15. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	60
Şekil 4.16. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	61
Şekil 4.17. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	62
Şekil 4.18. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	62
Şekil 4.19. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	63
Şekil 4.20. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	64
Şekil 4.21. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	65
Şekil 4.22. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	65
Şekil 4.23. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	66
Şekil 4.24. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	67
Şekil 4.25. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	68
Şekil 4.26. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	68

Şekil 4.27. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	69
Şekil 4.28. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	70
Şekil 4.29. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	71
Şekil 4.30. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	71
Şekil 4.31. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	72
Şekil 4.32. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	73
Şekil 4.33. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	73
Şekil 4.34. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	74
Şekil 4.35. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	74
Şekil 4.36. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	78
Şekil 4.37. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	79
Şekil 4.38. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	80
Şekil 4.39. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	81
Şekil 4.40. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	82
Şekil 4.41. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	83
Şekil 4.42. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	84

Şekil 4.43. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	85
Şekil 4.44. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	86
Şekil 4.45. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	87
Şekil 4.46. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi	87
Şekil 4.47. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	88
Şekil 4.48. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi	89
Şekil 4.49. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	90
Şekil 4.50. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi	90
Şekil 4.51. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	91
Şekil 4.52. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi.....	92
Şekil 4.53. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	93
Şekil 4.54. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi	93
Şekil 4.55. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi.....	94
Şekil 4.56. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi.....	95

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Konvansiyonel bir atıksu arıtma sisteminde oluşan çamur ve katı atık kaynakları	5
Çizelge 2.2. Arıtma tesislerinde oluşan çamurların ve katı maddelerin fiziksel özellikleri.....	7
Çizelge 2.3. Taze (ham) çamur ve çürütülmüş çamurun özellikleri ve kimyasal bileşimi	9
Çizelge 2.4. Farklı atıksu arıtma proseslerinden kaynaklanan çamurun miktarları ve fiziksel özellikleri için tipik değerler.....	10
Çizelge 2.5. Farklı proseslerden kaynaklanan çamurlarda katı madde yüzdeleri.....	11
Çizelge 2.6. Elektrokimyasal Yükseltgenme ve İndirgenme Reaksiyonları.....	22
Çizelge 3.1. Ham atık aktif çamurun özellikleri	42

1. GİRİŞ

Son yıllarda hızlı artan nüfusun kentlerde toplanması tüketim hızını artırmakta ve bu hıza yetişmek içinde çeşitli sanayi dallarının oluşmasına sebep olmaktadır. Bu süreç içerisinde artan üretim ve pazarlama faaliyetleri daha fazla doğal kaynakların kullanılmasını kaçınılmaz hale getirmiş, artan tüketim eğiliminin sonucu olarak oluşan katı ve sıvı atıklar da çevreye büyük zararlar vermeye ve insan sağlığını tehdit eder boyutlara ulaşmıştır.

Atık aktif çamur, kentsel atıksu arıtım prosesinde üretilen ve her yıl önemli ölçüde artan ve neredeyse %80'i doğru şekilde bertaraf edilmeyen atıklardır.

Gelişen sanayileşme ve kentleşme nedeniyle çeşitli atıksu arıtma tesislerinden büyük miktarda çamur üretilmekte ve gelecekte çok daha fazla üretileceği tahmin edilmektedir. Çamurun, çevresel deşarj standartlarını karşılayacak kadar işleme tabi tutulması gerekir. Yüksek katı madde içeriğine sahip olan atık çamurun direkt tesisten uzaklaştırılmaması veya tesis içi döngüye alınamaması gibi sebeplerden ötürü çamur yönetimi çok büyük bir öneme sahiptir.

Çamurun arıtılması ve minimizasyonu için bir takım teknikler geliştirilmiştir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik teknolojilerin ya da üçünün de var olduğu kombinasyonlar denenmiştir. Daha önce çamurun bertarafı için yakma, arazi üzerine serme veya katı atıklarla yakma gibi geleneksel yöntemler gerçekleştirilmiştir. Bununla birlikte, çevresel endişelerin artması ve sıkı çevresel kanunlar, bu arıtma seçeneklerinin kompostlaştırma, aerobik ve anaerobik çürütme gibi biyolojik yöntemlerle değiştirilmesine yol açmıştır. Bu biyolojik işlemler şu anda yaygın olarak kabul görmekte ve toksik bileşiklerin, patojen organizmaların çıkarılması, toplam çamur hacmini azaltma ve çamurun kararlı biyosolidlere dönüştürülmesi gibi amaçlar için kullanılmaktadır.

Biyolojik aerobik ve anaerobik yöntemler avantajlarına (hacmi azaltmak, koku ve patojenleri uzaklaştırmak, düşük enerji ihtiyacı ve metanın geri dönüşümü) rağmen, yüksek alıkonma süresi gerektirir. Dahası, hücre içi biyopolimerlerin çözündürülmesi ve hidroliz yoluyla çamur gibi katı bozunabilir organiklerin düşük molekül ağırlıklı bileşimlerine dönüştürülmesi, bir hız kısıtlayıcı fazdır. Çamur stabilizasyonu için bir başka biyolojik yöntem olan mikrobiyal mikroorganizma etkileşimi, yaklaşık 160 günlük alıkonma süresine ihtiyaç duymaktadır. Çamur azaltma ve stabilizasyonunu arttırmak için uygulanan fiziksel, mekanik ve kimyasal yollar, termal ve ozon ön arıtımı, ultrasonik arıtım yöntemleri ekonomik değildir.

Atık aktif çamurun elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtılmasına literatürde sık rastlanmamaktadır. Ayrıca "elektrokimyasal yakma prosesleri" olarak adlandırılan ileri oksidasyon proseslerinden biri olan anodik oksidasyon, atık sularda farklı organik maddelerin giderilmesi için yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Elektrokimyasal arıtım, belediye atık suyundaki organik maddelerin ve kolloidlerin giderilmesinde, küçük organik moleküller, organik polimerler, farmasötik atık su, sızıntı suyu, etanol ve metanol, petrol arıtımı yapan atık sularda, herbisitler, azo boya ve biyolojik olarak parçalanmayan organik kirleticilerin arıtımında uygulanmaktadır.

Çamura uygulanan ön işlemler ve çamur çürütme koşulları, çamur ve çamur üst fazının kalitesini etkilemekte olup ayrıca, çamur parçalama teknolojileri olarak tanımlanan hidroliz öncesi teknolojilerin her biri, sıvıda çözünür kimyasal oksijen talebinin (ÇKOİ) veya proteinlerin istenen bir artışına neden olmaktadır.

Biyoenerji üretmek için çamurun kullanımına dayanan yeni yöntemler araştırılmaktadır. Atık çamurun mineralizasyonunda kullanılan biyolojik, kimyasal ve diğer yöntemlere alternatif olarak elektrokimyasal prosesler popülerlik kazanmaya başlamıştır. Elektrokimyasal yöntemler, daha fazla zaman alan biyolojik tekniklerle karşılaştırıldığında, çamurun dengelenmesi için kısa bir süre (30 dakika ile birkaç saat arasında) gerektirir. Proses değişkenlerinin kolayca kontrol edilebildiği ve diğer çevresel faktörlerden etkilenmediği düşüncesinde bu yöntemler giderek daha fazla

uygulanmaktadır. Bu özellik, sistem için küçük bir alana sahip olma olasılıkları ve herhangi bir yan ürün olmaksızın desteklenmektedir. Yukarıda geliştirilen fikirlerin bir sonucu olarak, elektrokimyasal teknikler çevresel uyumluluk, çok yönlülük, enerji verimliliği, emniyet, seçicilik ve otomasyona uyumluluk özelliklerine sahiptir.

Bu çalışmanın amacı, anaerobik olarak çürütülecek atık aktif çamura kesikli elektrooksidasyon ön arıtma işlemi uygulayarak, anaerobik çürütme performansını arttırmak, hidroliz aşamasını hızlandırmak, çözülmüş organik madde miktarını artırmak ve katı madde miktarını azaltmaktır. Çalışmalarda Erzurum Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi biyolojik arıtma ünitesi son çöktürme havuzunun geri devir hattından temin edilen atık aktif çamur kullanılmıştır. Elektrooksidasyon yöntemi ile optimum TKOİ giderim verimi, ÇKOİ konsantrasyonunun artışı, toplam katı madde giderim verimi, askıda katı madde giderim verimi ve bu parametrelere pH değişiminin ve akım yoğunluğunun etkileri incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Atık Arıtma Çamurları ve Özellikleri

2.1.1. Arıtma çamuru tanımı

Çamur arıtmada, bertaraf ve işleme sistemlerini dizayn edebilmek için arıtma sistemlerinde oluşan çamurun kaynak, miktar ve özelliklerinin bilinmesi gerekir.

Atıksuların arıtılması sonucunda oluşan, uygulanan arıtma işlemlerine bağlı olarak %0,25-%12 oranında katı madde içeren atıklara 'arıtma çamuru' adı verilmektedir. Atıksu arıtma tesisleri içerisinde oluşan çamurlarında uzaklaştırılması gerekmektedir. Çamurun önemli bir kısmının su olması, arıtma çamurlarının büyük hacimler kaplamasına neden olmaktadır. Çıkan çamurun hacimce büyük olması, çamurun işlenmesi ve bertarafı atıksu arıtımında büyük bir problem oluşturmaktadır. Çamur yönetiminin karmaşık bir süreç olmasının başlıca sebepleri,

- İşlem görmemiş atıksu içinde bulunan önemli miktarda koku problemi oluşturan maddeler,
- Biyolojik arıtma sonucunda oluşan çamurun, ham atıksuyun içerdiği organik maddelerden farklı yapıda olması,
- Çamurun büyük bir kısmı sudan oluştuğundan dolayı büyük hacimler kaplaması,

olarak sıralanabilir.

Atıksu arıtma tesisi deşarj standartlarındaki sınırlamalar ve arıtma işlemleri sonucu oluşan çamur miktarının azaltılması, meydana gelen çamurların en uygun yöntemlerle işlenmesi, çamurun arıtım ve bertaraf etme aşamalarında en iyi uygulama alternatiflerinin değerlendirilmesi, çamur yönetiminin en önemli kısmını oluşturmaktadır (Öztürk vd 2015).

Çamurlar fiziksel yapılarına göre, nutrient, mikrobiyolojik karakter, metal içeriği ve su verme özelliğine göre değerlendirilmelidir. Evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuların arıtma çamurlarının özellikleri birbirinden farklı olduğu için oluşan çamurun özellikleri ayrı ayrı değerlendirmeye alınmalıdır.

2.1.2. Atık çamurun kaynakları

Çamur arıtma sistemi ve çamurun kaynağı, uygulanan prosesin tipine ve işletme şartlarına göre farklılık gösterir. Çizelge 2.1’de konvansiyonel bir atıksu arıtma sisteminde oluşan çamur ve katı atık kaynakları verilmiştir (Öztürk vd 2015).

Çizelge 2.1. Konvansiyonel bir atıksu arıtma sisteminde oluşan çamur ve katı atık kaynakları

Temel işlemler ve prosesler	Atık çeşidi	Açıklama
Elek	Kaba katılar	Bu atıklar ızgaralardan mekanik olarak veya elle toplanarak atılır.
Kum tutucu	Kum ve köpük	Köpük giderme işlemi kum tutucularda gerçekleştirilir.
Ön çökeltim havuzu	Birincil çamur	Çamur miktarı ve özellikleri atıksuda bulunan katı maddelerin özelliklerine göre değişir.
Biyolojik arıtma	Askıda katı maddeler	Askıda katı madde biyolojik arıtma sonucu oluşur. Arıtma sisteminde oluşan fazla çamuru yoğunlaştırmak gerekebilir.
Son çökeltim havuzu	Biyolojik çamur	Biyolojik arıtım esnasında oluşan biyolojik katıları içerir.
Çamur işleme birimleri	Çamur, kompost ve kül	Son ürünün özelliği, kullanılan proses ve işleme ile çamur özelliklerine bağlıdır. Bu konudaki yasal düzenlemeler giderek ağırlaşmaktadır.

2.1.3. Atık çamurun özellikleri

Çamur özellikleri, arıtma prosesine ve arıtma çamurunun kaynağına göre farklılıklar göstermektedir. Çamurun oluştuğu arıtma prosesine bağlı olarak, arıtma çamurunun spesifik özelliklerini ölçmek gayesiyle pek çok parametre ve testler geliştirilmiştir.

Arıtma çamurlarının sınıflandırılmasında aşağıdaki parametreler bulunmaktadır (Öztürk vd 2015);

- Fiziksel parametreler, arıtma çamurunun işlenebilme ve susuzlaştırılabilme gibi fiziksel özelliklerini vermektedir.
- Kimyasal parametreler, çamurun kimyasal yapısı ile ilgili bilgileri verir.
- Biyolojik parametreler atık çamur içindeki mikrobik faaliyetleri ve patojenlerin varlığını ve böylelikle çamurun emniyetli bir şekilde kullanılıp kullanılmayacağını belirler.

Arıtma çamuru, meydana geldiği endüstrinin çeşidine göre içerisinde; asitler, alkaliler, organik bileşikler, fenoller, boyalar, hidrokarbonlar, yağlar, ağır metaller, organik fosfor ve azot gibi maddeler bulunabilmektedir (Sezgin 2013).

Arıtma çamurlarında ağır metal içeriği yönetmelikte belirtilen değerden fazla ise metal giderimi için birçok yöntem bulunmaktadır. Bu yöntemler ekstraksiyon (katı-sıvı ayırma) işlemleri ve fiziksel ayırma işlemleri olarak ikiye ayrılabilir. Ekstraksiyon işlemleri, düşük pH şartlarında ağır metallerin çözünebilir hale getirilmesi ve çamurun katı fazdan sıvı faza geçmesi ve ekstraksiyon ile ağır metallerin çamurdan uzaklaştırılması esasına dayanır. Fiziksel ayırma işleminde ise ağır metallerin yoğun halde bulunduğu katı kısım fiziksel işlemler uygulanarak ayrılır (Cebeci 2012). Çizelge 2.2'de arıtma tesislerinde oluşan çamurların ve katı maddelerin fiziksel özellikleri verilmiştir.

Çizelge 2.2. Arıtma tesislerinde oluşan çamurların ve katı maddelerin fiziksel özellikleri (Metcalf and Eddy 2003)

Çamur ve katı atık	Tanımlama
Izgara ve eleklerden gelen katı maddeler	Atıksu içerisinde bulunan kağıt, odun, kutu gibi büyük boyutlu organik ve inorganik maddelerin tutulmasında uygulanır. Bu atıkların içeriği bölgenin yapısına ve mevsime göre değişim gösterebilir.
Kum	Suyun içerisinde bulunan kum, silt gibi inorganik maddeler ve yağ ve gres gibi organik maddeleri içerirler.
Köpük/yağ	Arıtma tesisinin çeşitli bölümlerinde oluşan ve yüzeyden sıyırılarak alınan yüzen maddeleri içerir. Özgül ağırlığı genellikle ~0,95'tir.
Birincil çamur	Ön çökeltim havuzlarından çıkan çamur gri renkte ve yapışkan olup, çoğu zaman yoğun kokuludur. Bu çamurun organik madde içeriği suyun özelliklerine göre değişir.
Kimyasal çöktürme çamuru	Metal tuzları ile yapılan çöktürmeden çıkan çamur genellikle koyu renklidir. Kokusu birincil çamur kadar yoğun olmayan bu çamur demir veya alum hidratları içerir. Bu da çamurun jelatinimsi bir özellik kazanmasına neden olur. Tankta uzun süre kalması halinde birincil çamur gibi yavaşça çürür ve önemli miktarda gaz çıkışına neden olur. Bu durumda yoğunluğu da artar.
Aktif (Biyolojik) çamur	Kahverengi ve flok ağırlıklıdır. Koyu renk gözleniyor ise septik şartlar oluşmuş demektir. Renk açık ise az havalandırma sonucu çökeltim özelliği kötü çamurdur. İyi şartlardaki çamur toprak kokusundadır. Çamur kolaylıkla septikleşmeye meyillidir, çürük yumurta kokusu yayabilir. Yalnız başına veya birincil çamurla karışmış aktif çamur kolayca çürütülebilir.
Damlatmalı filtre çamuru	Kahverengimsi, floklu ve taze olduğunda nispeten kokusuzdur. Aktif çamura göre daha yavaş parçalanmaya uğrar ancak kolay çürütülebilir.
Aerobik çürütülmüş çamur	Kahve ve koyu kahve renklidir. Yumak oluşturma özelliği vardır. Koku problemi yoktur. İyi çürütülmüş çamur kurutma yataklarında kolaylıkla susuzlaştırılabilir.

Çizelge 2.2. (devam)

Anaerobik çürütülmüş çamur	Koyu kahve-siyah renkli olup içerisinde fazla miktarda çözülmüş gazlar içerir. Tam çürütüldüğünde koku problemi olmaz. Çamur kurutma yataklarında kolaylıkla suyu uzaklaştırılabilir. Kurumuş çamur zengin bahçe toprağı olarak kullanılabilir.
Kompost	Koyu kahve-siyah renklidir. Ancak kompostlaştırmada kullanılan odun kırıntıları ve sisteme geri döndürülen kompost dolayısıyla renk değişebilir. İyi kompostlaştırılmış çamur kokusuz olup, ticari değerde bahçe toprağı şartlandırıcısı olarak kullanılabilir.
Foseptik (septik tank) çamuru	Siyah renklidir. İyi çürütülmemesi durumunda hidrojen sülfür ve diğer gazlardan dolayı kötü koku yayar. Bu durumdaki çamurun kurutulmasında ciddi koku problemi ile karşılaşılır.

Taze (ham) çamur ve çürütülmüş çamurun kimyasal özellikleri Çizelge 2.3’de verilmektedir. Son uzaklaştırma yönteminin belirlenmesinde kimyasal bileşiklerin bir çoğunun (besi maddesi de dahil) bilinmesi gerekir. Anaerobik çürütme prosesinde pH, alkalinite ve organik asit içeriğinin bilinmesi ve kontrol edilmesi gereken parametrelerdir. Çamur eğer arazide bertaraf edilecekse veya yakma işlemi uygulanacaksa çamurun içeriğindeki pestisit, metal ve hidrokarbonlar ölçülmelidir. Termal proses kullanıldığında (yakma işlemi gibi) çamurun enerji içeriğinin de hesaplanması gerekir (Öztürk vd 2015).

Çizelge 2.3. Taze (ham) çamur ve çürütülmüş çamurun özellikleri ve kimyasal bileşimi (Metcalf and Eddy 2003)

Parametre	Birim	Ham Ön Çökeltim Çamuru		Çürütülmüş Ön Çökeltim Çamuru		Ham Aktif Çamur
		Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık
Toplam Katı Madde (TKM),	%	5-9	6	2-5	4	0,8-1,2
Uçucu Katı Madde (TUKM)	% TKM	60-80	65	30-60	40	59-88
Yağ-Gres Çözünmüş Ekstrakte	% TKM	6-30 7-35	- -	5-20 -	18 -	- 5-12
Protein	% TKM	20-30	25	15-20	18	32-41
Azot (N)	% TKM	1,5-4,0	2,5	1,6-3,0	3,0	2,4-5,0
Fosfor (P ₂ O ₅)	% TKM	0,8-2,8	1,6	1,5-4,0	2,5	2,8-11
Potasyum (K ₂ O)	% TKM	0-1,0	0,4	0-3,0	1,0	0,5-0,7
Selüloz	% TKM	8-15	10	8-15	10	-
Demir	% TKM	2,0-4,0	2,5	3,0-8,0	4,0	-
Silika (SiO ₂)	% TKM	15-20	-	10-20	-	-
Ph	-	5-8	6	6,5-7,5	7	6,5-8
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	500-1500	600	2500-3500	3000	580-1100
Organik Asitler	mg Hac/L	200-2000	500	100-600	200	1100-1700
Enerji İçeriği	kJ/kg AKM	23000-29000	25000	9000-14000	12000	19000-23000

Çamurun faydalı kullanımını ve arazide bertarafını etkileyen başlıca özellikleri, besi maddeleri, organik içeriği, patojenler, toksik organikler ve metallerdir. Çamur arazide kullanılacak ise gübre özelliği yani azot, potasyum, fosfor içeriği önem kazanmaktadır. Çamurun içeriğindeki inorganik kimyasal elementlerin miktarına bağlı olarak hayvanlar ve bitkiler için zararlı olabilir. Çamurun arazide kullanılabilmesi yapısındaki ağır metal konsantrasyonuna bağlıdır.

2.1.4. Atık çamurun miktarı

Uygulanan arıtma prosesine bağlı olarak oluşan çamurun miktarı ve fiziksel özellikleri Çizelge 2.4'te verilmektedir. Fakat üretilen çamur miktarı atıksuyun özelliklerine bağlı olarak büyük değişiklikler göstermektedir.

Çizelge 2.4. Farklı atıksu arıtma proseslerinden kaynaklanan çamurun miktarları ve fiziksel özellikleri için tipik değerler (Metcalf and Eddy 2003)

Arıtma prosesi	Katı madde özgül ağırlığı	Çamurun özgül ağırlığı	Katı madde(KM), (kg/10 ³ m ³)	KM (%)
Birincil çamur	1,4	1,02	110-170 (150)	5-9 (6)
Biyolojik çamur				
Aktif çamur	1,25	1,005	70-100 (80)	0,8-2,3
Damlatmalı filtre	1,45	1,025	60-100 (70)	(1,3)
Uzun havalandırmalı aktif çamur	1,30	1,015	80-120 (100) ^a	1-3 (1,5)
Havalandırmalı lagün	1,30	1,01	80-120 (100)	
Kimyasal ilaveli birincil çamur				
350-500 mg/L kireçle	1,9	1,04	240-400 (300)	
800-1600 mg/L kireçle	2,2	1,05	600-1300 (800)	
Denitrifikasyonlu aktif çamur	1,20	1,005	12-30 (18)	
Filtrasyon	1,20	1,005	12-24 (18)	
Alg giderimi	1,20	1,005	12-24 (18)	
Kaba filtreler	1,28	1,02	-	- ^b

(a) Ön arıtma yok (b) İkincil (biyolojik) arıtmada oluşan çamuru da içermektedir.

Çizelge 2.5'de farklı proseslerden kaynaklanan çamurlarda katı madde yüzdeleri verilmiştir (Metcalf and Eddy 2003).

Çizelge 2.5. Farklı proseslerden kaynaklanan çamurlarda katı madde yüzdeleri

Arıtma İşlemleri	Çamur kuru madde konsantrasyonu % kuru madde	
	Aralık	Tipik
Ön çökeltim tankı		
Ön çökeltim çamuru	4-10	5
Siklona gönderilen ön çökeltim çamuru	0,5-3	1,5
Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur	3-8	4
Ön çökeltim ve damlatmalı filtre humusu	4-10	5
P giderimi için demir ilaveli ön çökeltim çamuru	0,5-3	2
P giderimi için kireç (düşük doz) ilaveli	2-8	4
P giderimi için kireç (yüksek doz) ilaveli	4-16	10
Köpük	3-10	5
Son çökeltim tankı		
Aktif çamur		
Ön çökeltim havuzu olan	0,5-1,5	0,8
Ön çökeltim havuzu olmayan	0,8-2,5	1,3
Saf oksijenli aktif çamur		
Ön çökeltim havuzu olan	1,3-3	2
Ön çökeltim havuzu olmayan	1,4-4	2,5
Damlatmalı filtre humusu	1-3	1,5
Döner biyodisk sistemi	1-3	1,5
Graviteli yoğunlaştırıcı		
Sadece ön çökeltim çamuru	5-10	8
Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur	2-8	4
Ön çökeltim çamuru ve damlatmalı filtre humusu	4-9	5
Flotasyonlu yoğunlaştırma		
Sadece aktif çamur		
Kimyasal madde ilavesi ile	4-6	5
Kimyasal madde ilavesi olmadan	3-5	4
Santrifüj yoğunlaştırıcı		
Sadece atık aktif çamur	4-8	5
Bantlı yoğunlaştırıcı		
Kimyasal madde ilavesi ile sadece atık aktif çamur	3-6	5
Havasız çürütücü		
Sadece ön çökeltim çamuru	5-10	7
Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur	2,5-7	3,5
Ön çökeltim çamuru ve damlatmalı filtre humusu	3-8	4
Havalı çürütücü		
Sadece ön çökeltim çamuru	2,5-7	3,5
Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur	2,5-7	3,5
Ön çökeltim çamuru ve damlatmalı filtre humusu	1,5-4	2,5
Sadece atık aktif çamur	0,8-2,5	1,5

Çamur hacim-özgül ağırlık ilişkileri: Atıksu arıtma proseslerinde oluşan çamur hacmi ve özellikleri içeriğindeki su miktarına ve içerdiği katı maddelerin özelliğine bağlıdır. Çamurun içindeki katı maddeler sabit ve uçucu katı maddeler olarak bulunursa çamurun içerisindeki katı maddenin özgül ağırlığı aşağıdaki gibi hesaplanır (Öztürk vd 2015):

$$\frac{W_s}{S_s \rho_w} = \frac{W_f}{S_f \rho_w} + \frac{W_v}{S_v \rho_w} \quad (2.1)$$

W_s = çamurun toplam katı madde ağırlığı

S_s = toplam katının özgül ağırlığı

ρ_w = suyun yoğunluğu

W_f = sabit katının (mineral kısım) ağırlığı

S_f = sabit katının özgül ağırlığı

W_v = uçucu katının ağırlığı

S_v = uçucu katının özgül ağırlığı

Çamur hacmi aşağıdaki eşitliğe göre hesaplanabilir:

$$V = \frac{W_s}{\rho_w S_s P_s} \quad (2.2)$$

W_s = kuru katı ağırlığı, kütle

ρ_w = suyun yoğunluğu, kütle/hacim³

S_s = çamurun özgül ağırlığı

P_s = katı madde yüzdesi

Katı içeriğinin yaklaşık hesaplanmasında, hacim aşağıdaki eşitlikle verilen yüzde katı miktarı ile doğrudan ilişkili olup değişkenlik göstermektedir.

$$\frac{V_1}{V_2} = \frac{P_2}{P_1} \quad (2.3)$$

V_1 ve V_2 = çamur hacimleri

P_1 ve P_2 = katı madde yüzdesi

2.2. Çamur Bertaraf Yöntemleri

Atıksu arıtımı sonucunda meydana gelen çamurun depolanması ve arıtılması için uygulanacak işlemler, işlenmemiş atık suyun özelliklerine, arıtım proseslerine, arıtımda kullanılan kimyasallar, uygulanan yönetmelikler gibi birçok koşula bağlıdır. Ayrıca, çamur işletme ve bertaraf maliyeti atıksu arıtımının toplam maliyetinin büyük bir kısmını oluşturmaktadır. Özellikle tehlikeli atık sınıfına giren arıtma çamurları normal atıklarla karıştırılmadan ayrı olarak bertaraf edilmelidir.

Avrupa Birliği atık yönetiminde;

- Atık miktarının azaltılması,
- Atıkların geri kazanımı,
- Enerji elde etmek için yakma,
- Düzenli depolama

Sıralaması baz alınmaktadır (Sezgin 2013).

Çamur bertarafı için uygulanan yöntemler;

- Stabilizasyon
- Şartlandırma
- Yoğunlaştırma
- Susuzlaştırma
- Kurutma
- Nihai bertaraf

2.2.1. Çamur stabilizasyonu

Stabilizasyon, çamurun içeriğindeki organik maddenin daha kararlı bir yapıya ve inorganik hale dönüştürülmesi, toksisitenin ve patojen mikroorganizmaların giderilmesi, koku probleminin giderilmesi ve gaz üretiminin iyileştirilmesi için yapılan biyolojik veya kimyasal bir dizi işlem den oluşmaktadır. Bu işlemler çamurun; kokusu, organik madde içeriği, toksisitesi, gaz üretme potansiyeli gibi özelliklerinin iyileştirilmesi için gerçekleştirilir.

Çamur stabilizasyonunda biyolojik, kimyasal, termal ve mekanik bir çok yöntem kullanılmasına rağmen biyolojik stabilizasyon (anaerobik ve aerobik stabilizasyon) yöntemleri daha yaygındır (Ayol vd 2007).

Anaerobik çürütme, çamur giderimi ve stabilizasyonu için yaygın ve kabul gören bir prosestir. Anaerobik çürütme, biyogaz şeklinde temiz enerji üretirken çamur miktarını yaklaşık %40-50 azaltabilir. Bununla birlikte, anaerobik çürütme, çamura karşı tamamen etkili değildir, çünkü substratın karmaşıklığı biyolojik sürecin etkinliğini sınırlar (Ruffino *et al.* 2016).

Atık aktif çamur, atık su biyolojik arıtma sürecinde üretilen ana atıktır ve önemli oranda artmaktadır. Çok miktarda organik madde, patojen bulaşması ve koku içerdiğinden, atık çamur, nihai atılmadan önce stabilize edilmelidir. Çamurun stabilizasyonu için en yaygın yöntemler, biyolojik süreçlerdir; bunlar arasında özellikle büyük ölçekli atıksu arıtma tesislerinde anaerobik çürütme sıklıkla kullanılmaktadır. Anaerobik çürütme sadece enerji geri kazanımı için değil aynı zamanda organik atık azaltmada etkili bir teknolojidir.

Anaerobik çürütme, oksijen elementi olmadan CO₂ ve CH₄ üretecek şekilde parçalanmış mikrobiyal bozunma sürecidir. CO₂ ve CH₄'e substrat dönüşümü, üç farklı mikroorganizma grubu (asidojenik, asetojen ve metanojenik arke) tarafından dört aşamada (hidroliz, asidogenez, asetogenez ve metanojeniz) meydana gelir. Çamurda

anaerobik çürütme, çamurda bulunan kompleks substratlar (çamur hidrolizi için) daha uzun alıkonma süresini ve daha büyük reaktör hacmi gerektirdiğinden yavaş bir işlemdir. Anaerobik çamur reaktörlerinde bekletme süresini azaltmak ve çamur biyodegradasyonunu artırmak için çamur ön arıtımı önerilmiştir. Çamurun ön arıtılması, mikrobiyal hücre duvarını parçalayarak intraselüler maddeyi serbest bırakır; bu da, sindirim hızını büyük ölçüde arttırır, alıkonma süresini azaltır ve biyogaz üretimini arttırır (Pilli *et al.* 2015).

Anaerobik stabilizasyon öncesinde ön arıtım olarak dezentegrasyon yöntemi uygulandığında, hidroliz aşaması hızlanmaktadır. Organik maddelerin büyük bir kısmı çözülmüş olarak bulunduğu için anaerobik çürütme verimi büyük oranda artar, biyogaz miktarı artar ve oluşan çamur miktarında azalma meydana gelir (Çırakoğlu vd 2017).

Aerobik çürütme ise yeterli oksijenin varlığında, meydana gelen çamurların biyolojik stabilizasyonu için uygulanan yöntemdir. Aerobik çürütme prosesinin işletilmesinde sıcaklık, ortam pH'ı, bekletme süresi, oksijen gereksinimi ve karıştırma gibi faktörler kontrol edilmelidir. Aerobik çürütme prosesinin amacı, flok oluşturan mikroorganizmaların, kirleticilerin, diğer organik materyallerin giderilmesi ve katı madde miktarının azaltılmasıdır. Aerobik çamur çürütme işleminde uçucu katı madde giderimi %35-50 arasında değişiklik göstermektedir ve ortamda substrat tüketildiği zaman mikroorganizmalar kendi reaksiyonlarını gerçekleştirerek ihtiyaçları olan enerjiyi almak için kendi içsel solunumlarını tüketirler. Hücre dokusunun sadece %75-80'i oksitlenebilir olduğundan geriye kalan %20-25'lik kısım inert ve biyolojik olarak ayrışamayan organik bileşiklerden oluşur. Biyolojik olarak ayrışamayan uçucu katı maddeler aerobik çürütme sonrasında da son ürün olarak çamur içeriğinde kalmaya devam ederler (Öztürk vd 2015).

2.2.2. Çamur yoğunlaştırma

Yoğunlaştırıcıların atıksu arıtma tesislerinde kullanım amacı, çamur katı madde konsantrasyonunu arttırmaktır. Çamurun katı madde konsantrasyonunun artışına paralel

olarak hacim azalması gerçekleşir Bu hacim azalması arıtma tesisi için maliyetin düşerek daha ekonomik hale gelmesi demektir. Biyolojik stabilizasyon yapılması durumunda, ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamuru önceden yoğunlaştırmak gerekir. Çamur için kullanılan yoğunlaştırıcı tipleri; Yer çekimi ile çökeltme prensibine dayalı yoğunlaştırıcılar, Flotasyon (yüzdürme) prensibiyle çalışan yoğunlaştırıcılar, Santrifüj prensibine dayalı olarak çalışan yoğunlaştırıcılardır (Turovskiy and Mathai 2006).

2.2.3. Çamur susuzlaştırma

Susuzlaştırma, çamurun su içeriğinin azaltılması için uygulanan fiziksel (mekanik) bir işlemdir. Susuzlaştırma yöntemleri mekanik ve mekanik olmayan susuzlaştırma yöntemleri olarak ikiye ayrılmaktadır.

Susuzlaştırma işleminin amaçları maddeler halinde şöyle özetlenebilir;

1. Çamur hacmi azaldığı için, nihai bertaraf alanına taşınma maliyetinin azalması,
2. Yoğun ve sulu çamura göre işleme kolaylığı,
3. Yakma işleminden önce çamurun su içeriğinin azaltılarak enerji muhtevasının artırılması,
4. Kompostlama öncesi gözenek verecek malzeme gereksinimini karşılaması,
5. Aşırı nemin giderilerek kokunun önlenmesi,
6. Mono deponilerde (tek bir atık türünün biriktirildiği deponilerde), depolama sahasında sızıntı suyu oluşumunu azaltmasıdır.

Buharlaştırma ve süzülme, susuzlaştırma amacıyla uygulanan doğal yöntemler sırasında gerçekleşmektedir. Mekanik olarak gerçekleştirilen susuzlaştırma yöntemlerinde, çamur susuzlaştırması daha hızlı gerçekleşmektedir. Mekanik yöntemler arasında filtrasyon, sıkma, kapiler hareket, santrifüj ile ayırma ve sıkıştırma yer almaktadır. Susuzlaştırma yönteminde çamurun tipi, susuzlaştırmadan sonra oluşacak kek özelliği ve alan ihtiyacı bu yöntemin seçiminde göz önüne alınması gereken en önemli etkenlerdir. Kurutma yatakları ve lagünler yer temini sorunu yoksa tercih edilebilir fakat alan kısıtlaması

varsa mekanik susuzlaştırma işlemleri daha çok uygulanmaktadır. Ayrıca aerobik çürütme işleminden sonra mekanik susuzlaştırma işlemi tercih edilmemektedir. Çünkü aerobik çürütme prosesi sırasında katı maddeler çözünerek partikül boyutunda azalmaya neden olmakta bu durum da mekanik susuzlaştırma işlemi zorlaştırmaktadır (Öztürk vd 2015).

2.2.4. Çamur şartlandırma

Çamur şartlandırma, çamurun su bırakma özelliğini artırma işlemi anlamına gelir. Şartlandırma, mekanik yoğunlaştırmanın ve çamur susuzlaştırma işleminin önemli bir parçasıdır. Şartlandırma, inorganik veya organik kimyasallar, elektrik santralleri ve çamur yakma fırınlarından çıkan uçucu küller kullanılarak veya ısıtma, dondurma-eritme gibi fiziksel yöntemlerle desteklenerek uygulanabilir. Ancak her şartlandırma süreci aynı şekilde işletilmez. Isıtma, dondurma-eritme yöntemleri ile çamurun susuzlaştırılabilirliği arttırılsa da, belirli miktarda kimyasal madde ilave etmek gerekebilir. Suyun katı fazdan ayrılmasını kolaylaştırmanın yanında, bazı şartlandırma işlemleri çamurun dezenfekte edilmesini, kokusunun azaltılmasını, atıksudaki katı maddelerin yapısının fiziksel olarak değişmesini ve sınırlı olarak parçalanmasını da sağlamaktadır (Cebeci 2012).

2.3. Atık Çamura Uygulanan Ön İşlemler

Endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımı sonucunda atık olarak çamur meydana gelir ve bu çamur sıklıkla ağır metaller, aromatik bileşikler (PAC) gibi birçok kirleticiyi içerisinde bulundurur. Bu sebeple, çamurun tarımsal kullanımlarından kaynaklanan çevre kirliliği problemleri önemli bir sorun haline gelmiştir (Doğruel 2008).

Ön işlemler ve çamur sindirim koşulları, çamur ve çamur üst katmanın kalitesini etkileyebilir. Ayrıca, çamur parçalama teknolojileri olarak tanımlanan hidroliz öncesi teknolojilerin her biri, sıvıda çözünür kimyasal oksijen ihtiyacının (ÇKOİ) veya proteinlerin istenen bir artışa neden olur. Organik madde çözünürlüğünün, anaerobik

sindirimin metanogenez adımımda metana kolay dönüşmesine izin verdiği kabul edilmektedir. Organik maddenin çözünmesi, mezofilik (yaklaşık 36°C) ve termofilik (yaklaşık 55°C) koşullarda artan sıcaklık tarafından da etkilenir. Özellikle yaklaşık 20°C'lik sıcaklığın termofil koşullar seviyesine yükselmesi, çözülmüş KOİ (ÇKOİ) seviyesinin yaklaşık beş kat artmasına neden olur (Suschka and Grübel 2014).

Kimyasal (örneğin asidik ve alkalın, ozonlama), biyolojik (örn., Enzimatik, bakteriyel) çeşitli fiziksel (örn. Sonikasyon, mikrodalga, termal, donma / çözülme, yüksek basınç) ve bunların kombine ön arıtma yöntemleri son otuz yılda araştırılmıştır (Şahinkaya vd 2013). Elektrokimyasal arıtım teknolojisi, su ve atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Ayrıca, çamurun parçalanması ve çamurun biyolojik bozunabilirliğinin geliştirilmesi için yeni ve etkili bir yöntem olduğu düşünülmektedir. Elektrokimyasal arıtım, sadece elektroda patojeni elektro-adsorbe etmek ve doğrudan elektrolizi etmekle kalmaz, aynı zamanda organik bileşikler tamamen bozabilen OH radikalleri gibi serbest klor ve enerji açısından zengin ara ürünler üretir. Elektroliz yoluyla, çamur hücreleri ve hücre içi maddeler, proteinlere ve polisakaritlere dönüştürülür. Üstelik, yüksek molekül ağırlıklı biyopolimer maddeler, anaerobik mikroorganizmalar tarafından kolaylıkla bozunabilen düşük molekül ağırlıklı ürünlere dönüştürülmektedir (Ye *et al.* 2016).

Son dönemlerde, çamur çürütme ve yakma prosesleri çamur sorununun giderilmesinde göz önünde bulundurulmuş uygulamalar arasındadır. Nüfusun fazla olduğu yerlerde, susuzlaştırılmış çamurun bertarafında yakma veya arazi doldurma yöntemleri uygulandığı bilinmektedir. Arazi doldurma uygulaması, bu amaçla kullanılacak alanların kısıtlı olması sebebiyle çevre sorunlarına yol açmaktadır ve bu nedenle de yakma prosesi daha cazip bir yol olarak görünmektedir. Çamur probleminin çözümlenmesi için çamurun minimize edilmesi uygun bir yöntem olarak görülmektedir ve yeni yaklaşımlar, çalışmalar gündeme getirilmektedir (Cebeci 2012).

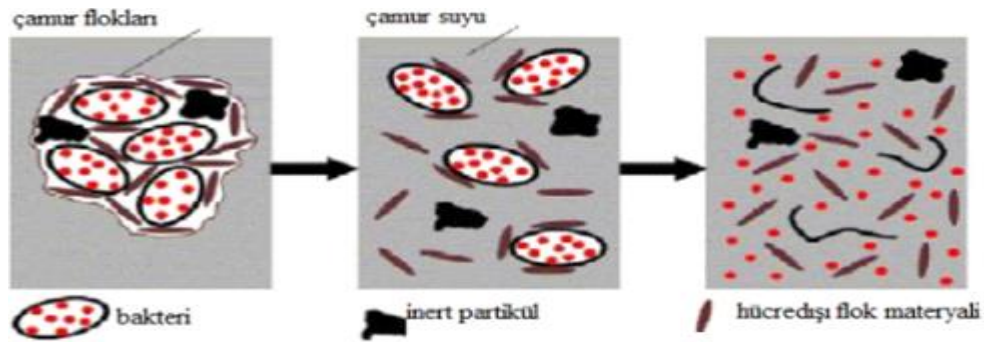
Ultrases, alkali ve ozonla arıtma yöntemleri çamurun yeniden kullanılması ve geri kazanılması amacıyla uygulanan ön arıtma işlemleridir. Dezentegrasyon işlemi,

çamurun fiziksel arıtımına dayanır ve çamurun miktarını azaltmak, biyogaz üretimini artırmak gibi amaçlarla çürütme işleminin öncesinde uygulanmaktadır.

Çamurun biyolojik olarak parçalanabilirliğini arttırmak için kullanılan ön arıtma işlemleri, kimyasal (Fenton ön arıtım, hidrojen peroksit, ozon ön arıtımı, vb.), termal, fiziksel, mekanik, biyolojik ve fiziksel-kimyasal arıtma prosesleridir. Hidrojen peroksit, fenton reaktifi ve ozon, oksidasyon prosesi için kimyasal olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Ruffino *et al.* 2016).

Atık çamur dezentegrasyonu

Dezentegrasyonun, ilk yatırım ve işletme maliyeti, enerji tüketimi, kimyasal madde tüketimi ve sistemin verimi gibi önemli hususlar sistemin uygulanabilirliğini göstermektedir. Çamurun kaynakta azaltılması, havasız çürütme prosesinde oluşan metan gazında artışa sebep olması ve çevreye zararsız bir çamurun oluşumu gibi avantajlarından dolayı çamur dezentegrasyon yöntemlerinin kullanımı yaygınlaşmaktadır. Dezentegrasyon işlemi; kimyasal, mekanik, termal ve biyolojik metotlardan oluşmaktadır (Filibeli ve Kaynak 2006). Şekil 2.1’de dezentegrasyonun mekanizması gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Dezentegrasyon mekanizması

Dezenteegrasyon aşağıdaki amaçlar için gerçekteştirilir;

- Arıtma tesisinde oluşan çamur miktarını azaltmak
- Çamur çürüme işlemini hızlandırmak ve çamur stabilizasyonunu arttırmak.
- Anaerobik çürüme proseslerinde oluşan biyogaz miktarını arttırmak

Çamur dezenteegrasyonu, çamura dış gerilmeler uygulanarak yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanabilmektedir. Dezenteegrasyon işleminde çamurun bir çok özelliği değişir. Bu değişiklikler üç farklı gruba ayrılır (Yeşil 2011).

- Çamurdaki yumak yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanması
- Çamurun içerisine çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı
- Biyokimyasal prosesler

Dezenteegrasyon işleminde çamura uygulanan dış kuvvetler, hem çamurun flok yapısında bozulmaya hem de mikroorganizmaların parçalanmasına sebep olmaktadır. Düşük enerji uygulamalarında flok yapısında bozulma gerçekteşirken hücre parçalanması olmaz bu sebeple flok yapısının bozulmasına bağlı olarak partikül boyutu küçülmektedir. Yüksek enerji girişlerinde ise hücreler parçalandığı için dezenteegrasyon derecesi yüksektir (Erden ve Filibeli 2010).

Dezenteegrasyon işleмиyle çamur içeriğindeki katı maddenin büyük bir kısmı sıvı faza geçmektedir. Dezenteegrasyon işleмиyle flok yapısının bozulması nedeniyle çamurun çökelme özellikleri iyileştirilmektedir. Dezenteegrasyon işleми sonucunda çamur parçalandığı için viskozitesi büyük ölçüde azalmakta ve karıştırma, pompaj gibi mekanik işlemlerde bu durum büyük kolaylık sağlamaktadır. Ayrıca dezenteegrasyon işleми sonucunda çürütücülerde köpük oluşumu oldukça azalmaktadır (Müller *et al.* 2004).

Dezenteegrasyon prosesi sonunda organik çamur bileşenleri, flok yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanmasıyla sıvı faza geçerler. Kolloidal bileşenler ve küçük partiküller sıvı fazdan ayrılamadıkları için sıvı içerisinde kalırlar ve bu bileşenler biyolojik olarak kolay parçalanabilmektedir. Bu bileşenlerin sıvılaştırılmış olmasından dolayı hidroliz aşaması daha kolay ve hızlı gerçekleşmektedir (Çırakoğlu vd 2017).Sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri inorganik maddeleri içermektedir. Bu nedenle dezenteegrasyon uygulanan arıtma çamurları susuzlaştırma işlemi sonrası daha yüksek katı madde içeriğine sahip olmaktadır (Uysal 2014).

Dezenteegrasyon sonrasında proteinler aminoasitlere, yağlar yağ asitlerine dönüşerek sıvı faza geçerler. Sıvı faz ayrıca organik bileşikler de içermektedir. Organik bileşikler dezenteegrasyon sonrasında uygulanan biyolojik proseslerde kolaylıkla parçalanabildiğinden dolayı bu bileşikler atıksu arıtımında ileri biyolojik fosfor giderimi veya denitrifikasyon proseslerinde karbon kaynağı olarak kullanılabilir (Müller *et al.* 2004; Vranitzky and Lahnsteiner 2005; Filibeli ve Kaynak 2006).

Dezenteegrasyon işlemi sırasında veya sonrasında biyokimyasal reaksiyonlar oluşabilir ve bu reaksiyonlar çamur içerisinde bulunan kolay ayrışabilen bileşiklerin ayrılmasını veya oluşmasını devam ettirebildikleri gibi zor ayrışabilen bileşiklerin oluşmasına da neden olabilirler. Bu reaksiyonlar çamur parçalanabilirliği üzerinde negatif bir etkiye sahiptir (Yeşil 2011).

2.4. Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri

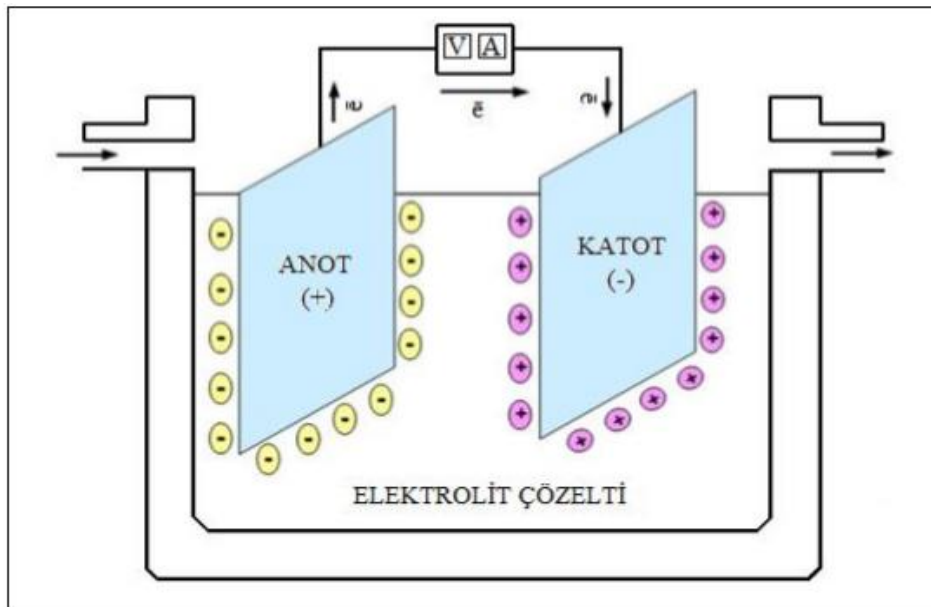
Elektrokimya, fizikokimyanın önemli bir dalıdır. Elektrik enerjisi üreten veya elektrik enerjisiyle meydana gelen yükseltgenme, indirgenme reaksiyonlarını kapsayan elektrokimya bir anlamda elektrik akımının kimyasal reaksiyonlarla ilişkisini açıklamaktadır (Fil 2014).

Elektrokimyasal tepkimeler, kimyasal reaksiyonların elektrik enerjisi yardımıyla gerçekleştiği reaksiyonların genel adıdır. Anotta ve katotta iletken veya yarı iletken

metaller kullanılmaktadır. Bir elektroliz hücresinin şematik olarak görünüşü Şekil 2.2’de, anot ve katotta gerçekleşen reaksiyonlar ise Çizelge 2.6’da verilmiştir. Bu tip bir sistemde elektron transferini gerçekleştirmek için suyun belirli bir iletkenliğe sahip olması gerekmektedir (Kırlaroğlu 2008).

Çizelge 2.6. Elektrokimyasal Yükseltgenme ve İndirgenme Reaksiyonları

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
Anot yükseltgenir	Katot indirgenir
Anotta yükseltgenme	Katotta indirgenme
Anodik çözünme ($Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$)	Katodik birikme ($Cu^{2+} + 2e^- \rightarrow Cu$)
Anyonlar anotta toplanır.	Katyonlar katotta toplanır
Anolit bölge oluşur	Katolit bölge oluşur
Anotta oksijen: $2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+$	Katotta hidrojen: $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-$
Klor var ise anotta klor: $2Cl^- - 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow$	Gazın indirgenmesi: $O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$



Şekil 2.2. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü

Elektrokimyasal proseslerin avantajları aşağıdaki şekilde sıralanabilir (Kırlaroğlu 2008):

1. Çok Yönlülük: Elektrokimyasal prosesler Çevre Mühendisliğinde birçok processte doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu katı-sıvı faz ayırmaları yapmak mümkündür. Sonuç olarak birçok kirleticinin ve maddenin çok düşük konsantrasyonlara kadar ayrılması sağlanabilir.
2. Enerji verimliliği: Elektrokimyasal prosesler klasik proseslere göre daha düşük maliyetlere ihtiyaç duymaktadırlar. Bir çok processte maliyet sadece kullanılan elektrik enerjisi maliyetidir. Bu maliyeti minimize etmek için arıtılacak suda iletkenliğin yüksek olması gerekmektedir. Uygun elektrot ve hücre dizaynları ile enerji verimleri artırılabilir. Böylece klasik sistemlere göre daha az enerji tüketimi ortaya çıkmış olacaktır.
3. Otomasyona uyma kabiliyeti: Elektrokimyasal prosesler genellikle otomatik kontrolü çok kolay sistemlerdir. Bir çok elektrokimyasal proses iş gücüne gerek kalmadan çalıştırılabilir.
4. Çevre uyumu: Elektrokimyasal proseslerde ortaya çıkan atık miktarları diğer proseslere göre daha düşüktür. Çok fazla kimyasal madde kullanılmadığı için maliyet daha düşüktür. İlave olarak bu proseslerin bir çoğunun yüksek seçicilik özelliğinden dolayı ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.
5. Maliyet etkinliği: Hem işletme hem de yatırım maliyeti açısından daha ekonomik arıtma sistemleridir. Elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre çok daha az bir alan işgal etmektedir.

Elektrokimyasal tepkimeler özellikle endüstriyel atıksuların arıtımında dirençli kirleticilere karşı son dönemlerde sıkça kullanılmaya başlanmıştır. İlave kimyasal madde gerektirmemesi ve buna bağlı olarak da çamur oluşumunun azalması, kullanımının yaygın olmasının temel nedenlerindedir. Bu yöntemin en önemli avantajı ana reaktifin elektron olması ve arıtım için gerekli ürünlerin işlem sırasında oluşmasıdır. Elektrokimyasal arıtım prosesleri elektrokoagülasyon, elektroflotasyon, elektrooksidasyon, elektrobiriktirme, elektrodializ, elektrohidroлиз ve elektroforez gibi

çeşitli başlıklar altında toplanmaktadır (Vardar 2006; Karaoğlu 2007). Bu elektrokimyasal prosesler tek olarak kullanılmalarının yanı sıra birlikte bir sistem olarak da kullanılabilirler. Bu sistemleri birbirinden ayıran temel fark prosesin şekli ve yapısıdır. Prosesin şekli ve yapısı ise kullanılan elektrotun özellikleri ile belirlenir.

Atıksu arıtımında en yaygın kullanılan elektrokimyasal prosesler; elektrooksidasyon (EOx), elektroflotasyon (EF) ve elektrokoagülasyon (EC) prosesleridir. Bu prosesler aynı anda aynı proses içerisinde gerçekleştirilebilir. Atık suda bulunan kirleticilerin bu prosesler ile tek bir sistemle ayrılması sağlanabilir (Rahmani *et al.* 2014).

Elektrokimyasal yöntem, atık su arıtımında yaygın olarak uygulanmaktadır ve etkili, esnek, çevre dostu bir yöntemdir. Atıksuyun arıtılması sırasında, elektrokimyasal yöntem, kirleticileri, güçlü oksitleyici maddeler ile zehirli ara madde üretmeksizin etkin bir şekilde parçalayabilir. Fiziksel olarak adsorbe edilen "aktif oksijen" ($\cdot\text{OH}$) veya kimyasal olarak adsorbe edilen "aktif oksijen" doğrudan anodlarda gerçekleşen elektrooksidasyon ve dolaylı oksidasyon yoluyla üretilebilir. Bu güçlü oksitleyiciler, yüksek biyopolimer maddeleri, anod yüzeyine yakın bölgede veya elektrolitin hacminde düşük molekül ağırlıklı ürünlere efektif olarak dönüştürebilir. Etkili bir biyolojik bozunum için elektrokimyasal arıtım kullanılabilir ve hidroliz/asidojenez tekniği kullanılarak çözülmüş çamur elde edilebilir (Yu *et al.* 2014).

Atık aktif çamurun elektrokimyasal arıtımı literatürde nadir olmasına rağmen, elektrokimyasal tekniğin organik makromolekülleri küçük moleküllere dönüştürebilme kabiliyetinin yüksek olması atık çamur arıtımında uygulanabileceğini göstermektedir (Song *et al.* 2010).

2.4.1. Elektrokimyasal membran prosesleri

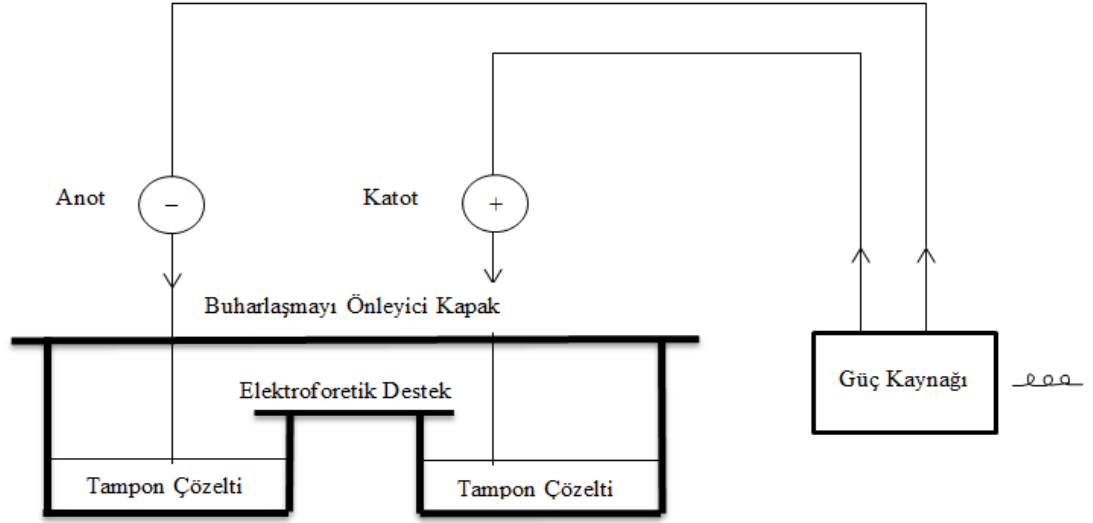
Elektrodiyaliz:

Elektrodiyaliz, atıksudan elektriksel olarak yüklenmiş taneciklerin seçilmiş iyon membranıyla ayrılması işlemidir. Elektrodiyaliz yöntemi, anot ve katot arasında, anyon ve katyon değişimi sağlayan zarların sıralanmasıyla meydana gelmektedir (Can vd 2002).

Elektrodiyaliz hücreleri, tek bir membran olarak işlem görmekte katyonik membranlardan (+) yüklü iyonların anyonik membranlardan (-) yüklü iyonların geçmesine izin vermektedir. Bu yöntem genellikle tuzlu sulardan içme suyunun elde edilmesinde kullanılmaktadır (Özdemir vd 2008).

Elektroforez yöntemi:

Elektroforez, elektriksel alanda yüklü partiküllerin hareketine dayanmaktadır (Çelik 2002). Bu yöntem elektrik yüklü parçacıkların elektriksel bir alan içinde elektrik akımının etkisi ile taşıdıkları yükün ters yönüne taşınması prensibine dayanmaktadır (Berik 2002). Böylelikle yüklü moleküller farklı taşınma yetenekleri ile sudan ayrılmaktadırlar. Bu harekette elektriksel alanın gücü, partikülün net yükü ve elektroforetik ortamın yoğunluğu taşınım sırasındaki önemli değişkenlerdir (Çelik 2002). Şekil. 2.3'de bir elektroforez ünitesinin çalışma prensibi verilmektedir.



Şekil 2.3. Elektroforezin çalışma şeması

Çalışma şemasındaki güç kaynağında tek yönlü sabit bir akım kullanılarak elektriksel alan oluşturulmaktadır. Tampon çözeltiler de oluşan bu elektrik akımını iletmek, pH'ı sabit tutmak ve moleküllerin tek yönde göç etmelerini sağlamakla yükümlüdürler. Elektroforezde bir çok tampon çözelti kullanıldığı gibi en yaygın kullanılanı trisbarbital tamponu ve trisborikasit-EDTA tamponudur. Elektroforetik destek ortamında elektroforez işlemi gerçekleşmektedir. Bu destek ortamında ilk olarak Tiselius tarafından bulunan sıvı kanallar kullanılmış, sonrasında ise kağıt kullanılmaya başlanmıştır (Berik 2002)

Elektrohidroliz:

Sodyum sülfattan membranlar ile sülfirik asit ve soda eldesinde kullanılan elektrokimyasal membran prosedir. Sodyum iyonlarının katot değişimli membranlardan geçerek katotta üretilen OH^- ile birleşmesi, sülfat iyonlarının ise anyon değişimli membralardan geçerek anyonda üretilen H^+ ile birleşmesi temeline dayanan bir prosestir.

Bipolar membranlar:

Anyonik ve katyonik iyon değiştirici membranların kullanıldığı tuz ayırımı prosesleridir. Hücrede protonlar, katyonik yüzeye doğru giderken, hidroksil iyonları anyonik yüzeye doğru gitmektedir.

Elektroozmoz:

Membranın iki tarafı arasında elektriksel potansiyel fark meydana gelmesiyle oluşur. Bu potansiyel fark, iyonların taşınımına ve sıvının membran gözeneklerinden geçişine yardımcı olur. Bu proses, atık sudan kolloidal maddelerin uzaklaştırılmasında ve susuzlaştırma işlemlerinde de kullanılmaktadır.

2.4.2. Elektrobiriktirme

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

2.4.3. Elektrokoagülasyon

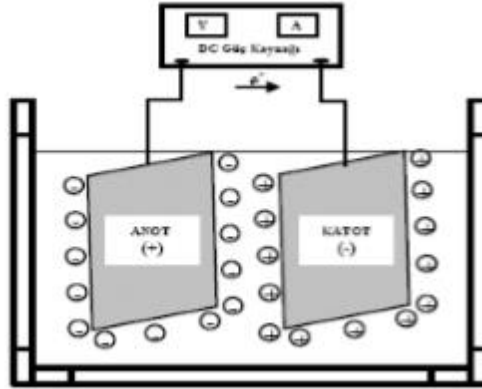
Elektrokoagülasyon, sulu ortamda askıda, kolloidal ya da çözülmüş halde bulunan kirleticilerin ortama elektrik akımı vererek destabilizasyonunu sağlama ve böylece kirleticilerin kimyasal reaksiyon ve çöktürme ile veya flotasyonla giderimini içerir. Elektrokoagülasyon prosesinde koagülasyon, adsorbsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri aynı anda gerçekleşmektedir (Fil 2014).

Elektrokoagülasyon, alüminyum ya da demir elektrotlardan ya alüminyum ya da demir iyonlarının elektriksel olarak çözünmesi ile doğru yerde koagülantların üretilmesini

kapsar. Anotta yükseltgenme, katotta ise indirgenme olacaktır. Proseste anotun çözünmesi ile metal iyonları açığa çıkmakta ve bu metal iyonlarının oluşturduğu metal hidroksit floklarının koagülasyon, adsorpsiyon ve çöktürme proseslerini gerçekleştirmesiyle kirletici giderimi sağlanmaktadır.

Elektrokoagülasyonda genellikle 3 temel işlem söz konusudur.

- a) Elektrotların yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar
- b) Sıvı fazda koagülantların (metalik iyonların) oluşumu
- c) Çözünebilir ya da kolloidal kirleticilerin adsorpsiyon, koagülant, çökeltme veya flotasyon mekanizmaları ile giderilmesi işlemidir (Mollah *et al.* 2001). Şekil 2.4'de basit elektrokoagülasyon reaktörü verilmiştir (Avcu 2010).



Şekil 2.4. Basit elektrokoagülasyon reaktörü

Elektrokoagülasyon prosesinde yağ gibi emülsiyonlar, suda bulunan süspanse ve kolloidal katı maddeler sudan uzaklaştırılabilmektedir. Elektriksel uygulamalarda suda bulunan negatif ve pozitif yüklü taneciklerin yük nötralizasyonu gerçekleştirilerek flok oluşumu gerçekleştirilmektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde metalik iyonların adsorpsiyon kapasitesinin yüksek olması nedeni ile alüminyum ya da demir elektrotlar kullanılmaktadır (Larue *et al.* 2003).

Elektrokoagülasyon prosesinin avantajlarını aşağıdaki şekilde sıralamak mümkündür (Mills 2000; Mollah *et al.* 2001; Chen 2004);

- Kullanılan ekipmanlar basittir ve işletmesi kolaydır.
- Çıkış suyu renksiz, kokusuz ve berraktır.
- Kimyasal koagülasyon prosesine göre daha az çamur oluşur ve çamur metal oksit ve metal hidroksitlerden meydana geldiği için kolayca kararlı hale getirilir ve susuzlaştırılabilir.
- Oluşan floklar daha büyüktür ve çökelme özellikleri daha iyidir. Bağlı su içermezler.
- Elektrokoagülasyon (EC) prosesi çıkış suyu kimyasal koagülasyona göre daha az toplam çözünmüş katı içermektedir.
- EC prosesleri en küçük kolloidal parçacıkları bile giderebilme özelliğine sahiptir. Ortamda oluşturulan elektriksel alan kolloidlerin daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırmaktadır.
- EC’de ilave kimyasal madde kullanılmaz. Böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen kimyasal maddenin sebep olduğu ikincil kirlenme olasılığı ortadan kaldırılmış olur.
- Elektroliz sırasında üretilen H₂ ve O₂ gaz kabarcıkları kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyabilir, bu şekilde flotasyon da gerçekleşmiş olur.
- EC hücresi içindeki elektrotlar sabit konumda olup elektriksel olarak kontrol edilir. Buda bakım maliyetini düşürmektedir.
- Küçük yerleşim bölgelerinde ve elektrik enerjisinin pahalı olduğu bölgelerde alternatif enerji kaynakları (güneş panelleri gibi) kullanılarak EC prosesi için elektrik temin edilebilir.

EC’nin dezavantajları (Mills 2000; Mollah *et al.* 2001; Chen 2004):

- Çözünen ‘harcanan elektrot’ların düzenli olarak değiştirilmesi gerekir.
- Elektrik kullanımı pahalı olabilir.

- Katot yüzeyinde oluşabilecek geçirimsiz film tabakası prosesin verimliliğini düşürebilir. Bu duruma elektrot pasifleşmesi adı verilmektedir.
- Atıksuyun çözünmüş iyon konsantrasyonunun yüksek olması gerekmektedir.

2.4.4. Elektroflotasyon

Elektroflotasyon (EF), elektrolitik şartlarda atıksu içerisinde anotta ve katotta oluşan H₂ ve O₂ gibi gaz kabarcıkları tarafından kolloidal partiküllerin adsorplanarak su yüzeyine doğru hareket ettirilmesi vasıtasıyla toplanması işlemidir. Elektroflotasyon, flotasyonun (yüzdürmenin) elektrokimyasal bir uygulamasıdır ve flotasyondan esas olarak ayrıldığı nokta işlemde kullanılan kabarcıkların üretilme şeklidir. Elektroflotasyonda kabarcıklar elektroliz ile üretilirler ve genellikle atıksuyun kendisi ya da gerekli görüldüğü durumlarda ise yardımcı bir elektrolit katkısı sağlanarak üretilirler (Köksal 2015).

Elektroflotasyonda elektrotlarda oluşan reaksiyonlar anot ve katot reaksiyonlarında görülmektedir:



Oldukça yüksek dispersiyona sahip kabarcıklar 5-100 µm çapındadır. Elektrot yüzey alanına bağlı olarak kabarcıkların sayısı 10-20 milyon/cm² arasında değişmektedir. Bu işlemin yapıldığı reaktörlere elektroflotatör adı verilmektedir. Elektroflotatör yüzeyinde toplanan yumaklar köpük sıyrıcılar yardımıyla sıyrılarak filtrasyona gönderilir. EF'nin verimi oluşan kabarcıkların hacmine ve sayısına, oluşan kabarcıkların boyutu ise akım yoğunluğu, elektrot cinsi ve şekline bağlıdır. Akım yoğunluğu, elektrot materyali, pH ve sıcaklık değiştirilerek kabarcıkların sayısı ve büyüklüğü kontrol edilebilmekte olup, bu sayede EF'nin hızı arttırılabilmektedir (Romanov *et al.* 2000).

EF, özellikle yağ içeriği fazla olan endüstrilerin atıksularının arıtımında etkilidir. Bunlar arasında, metal kaplama atölyeleri, mandıra, konserve, yemek üretim, çiftlik, kağıt, lokanta, tekstil, boya, kimya, deri endüstrileri sayılabilir. Gemi sintine ve güverte atıksularının arıtımında da kullanılmaktadır. Ayrıca maden cevherleri ve atıklarından değerli metallerin eldesi ve geri kazanımı deniz suyundan magnezyum eldesi, radyoaktif ve zehirli metal atık suların arıtımı, biyoteknolojide bir kısım maddelerin eldesi ve ayrılma işlemlerinde de kullanılmaktadır (Pekel 2013).

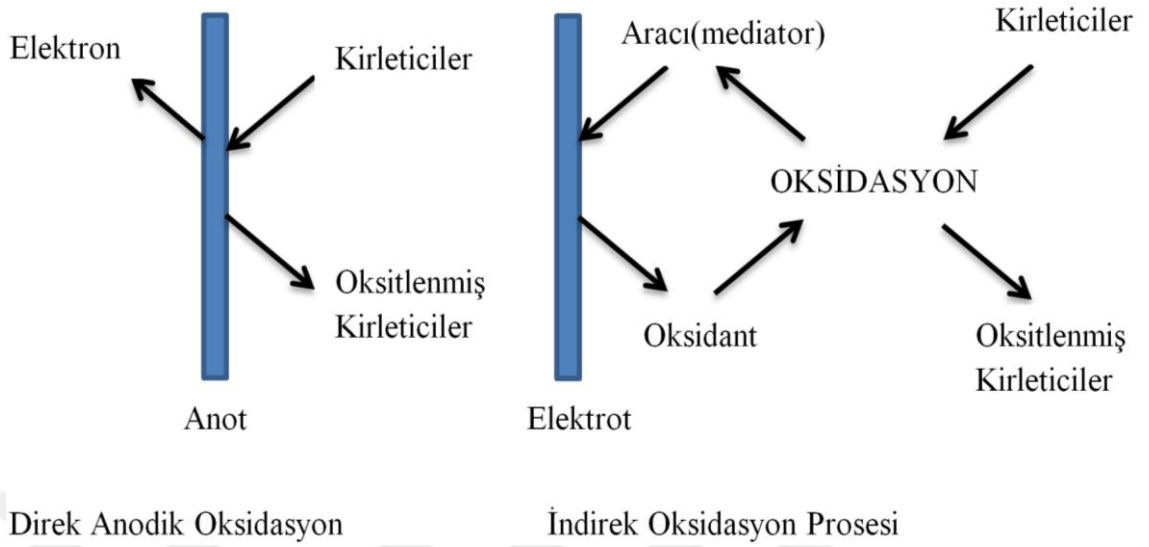
2.4.5. Elektrooksidasyon

1970'lerin sonlarından beri bu teknolojinin kapsamlı incelemesi başlamıştır. Son yirmi yılda, çeşitli kirleticilerin farklı elektrot yüzeyinde oksitlenmesinde, elektrokatalitik etkinliğin geliştirilmesi ve elektrot malzemelerinin elektrokimyasal stabilitesi, işlem performansını etkileyen faktörlerin araştırılması, mekanizmaların ve kinetiklerin araştırılması üzerine çalışmalar yoğunlaşmaktadır (Chen 2004).

Bu elektrokimyasal proste ana amaç çözünmeyen (Ti, Ru, Pt, kaplı Ti ve paslanmaz çelik vb.) elektrotlar kullanılarak anot elektrottan çıkan O_2 ve katot elektrottan çıkan H_2 gazlar yardımıyla indirgenme ve yükseltgenme reaksiyonları ile istenilen oksidasyonun sağlanmasıdır. Elektriksel alanda gerçekleştirilen indirgenme ve yükseltgenme reaksiyonları yardımıyla birçok kirletici türü oksidasyona uğramaktadır. Bunun yanı sıra biyolojik olarak parçalanamayan organik kirleticiler biyolojik olarak parçalanabilir organik türlere veya CO_2 ve H_2O gibi nihai ürünlere dönüştürülmektedir (İlhan vd 2007).

Elektrooksidasyonda iki tip oksidasyon söz konusudur. Bunlar doğrudan (anodik) ve dolaylı oksidasyondur.

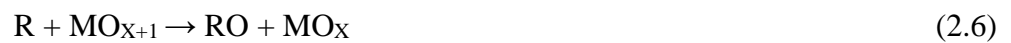
Şekil 2.5'de elektrooksidasyon prosesinde kirleticilerin giderim yolları verilmiştir.



Şekil 2.5. Elektrooksidasyon prosesinde kirleticilerin giderim yolları

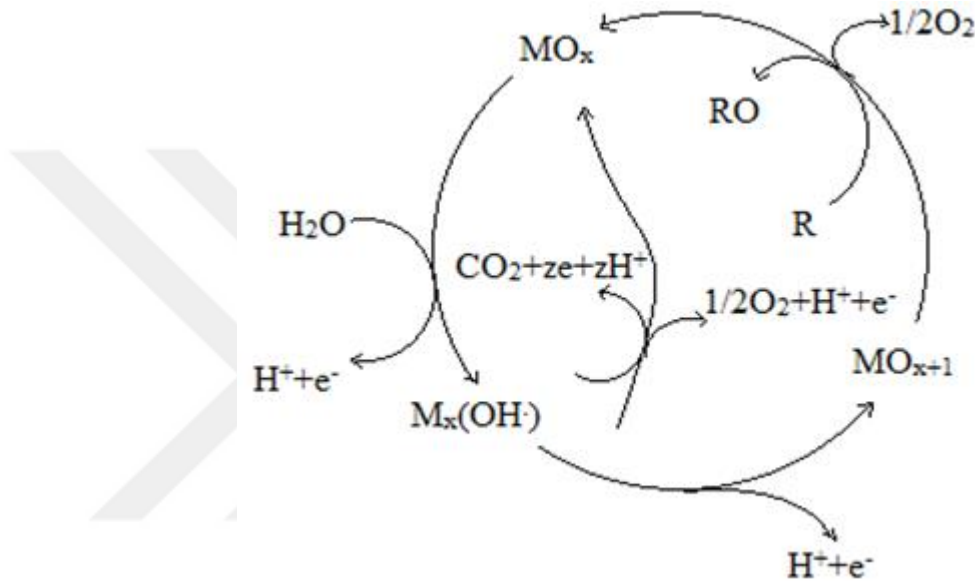
Doğrudan oksidasyon, sistemde kullanılan elektrotların (anot-katot) yüzeyinde gerçekleşmektedir. Atıksu içerisindeki organik yapıli kirleticilerin, oksidasyon reaksiyonları ile parçalanarak giderilmesi sağlanmaktadır. Doğrudan oksidasyon prosesinde önemli kısım anottur. Anot materyali olarak suda çözünmeyen iletkenliği yüksek Pt, Ti, Ti/IrO₂, Pb/PbO₂, IrO₂, TiO₂, cam karbon, poroz karbon, fiber karbon gibi materyaller kullanılır. Katot materyali olarak ise genellikle çelik, Pt, Ti kullanılır (Pekel 2013).

Doğrudan oksidasyon, iki farklı yol ile gerçekleştirilir: elektrokimyasal dönüşüm ve elektrokimyasal yakma işlemleri. Elektroliz sırasında iki tür aktif oksijen oksit anotlarında (MO_x) elektrokimyasal olarak üretilebilir. Biri, kimyasal olarak adsorbe edilen "aktif oksijen" (oksit örgüsündeki oksijen, MO_{x+1}), elektron kimyasal dönüşümünden sorumludur. Diğeri ise elektrokimyasal yanma olayından sorumlu, fiziksel olarak aktif oksijen adsorbe edilen hidroksil radikalleridir (·OH) .



Burada; R, organik bileşikler; n, anot yüzeyinde adsorbe edilmiş olan 'OH'nin sayısıdır.

Elektrokimyasal dönüştürme sırasında; organik bileşikler, sadece kısmen oksitlenir, böylece bir sonraki adımda biyolojik arıtım gerekebilir. Aksine elektrokimyasal parçalanma neticesinde CO₂ ve H₂O açığa çıkar ve tam arıtım sağlanır (Pekel 2013).



Şekil 2.6. Elektrokimyasal dönüşüm - parçalanma şematik görünümü

İndirek (dolaylı) elektrooksidasyon: Kirleticileri yok etmek için anodik olarak üretilen klor ve hipokloritin kullanımı iyi bilinmektedir. Bu teknik, yüksek klorür konsantrasyonunda, genellikle 3 g/l'den büyük, birçok inorganik ve organik kirleticiyi etkili bir şekilde okside edebilir. Klorlu organik bileşikler ara ürünlerinin veya son ürünlerin olası oluşumu, bu tekniğin geniş uygulamasını engellemektedir. Üstelik, atıksuyun içindeki klorür içeriği düşükse, proses verimliliğini artırmak için büyük miktarda tuz eklenmelidir (Chen 2004).

İndirek oksidasyonda; ortamda bazı kimyasal maddeler bulunması veya dışarıdan sisteme ilave edilmesi halinde elektrokimyasal reaksiyonlar neticesinde oksitleyici ajanlar şeklinde (Cl₂, ClO₂, O₃, O[•], OH[•], ClOH[•], H₂O₂, O₂, H₂, CO₂ gibi) türler oluşmaktadır. O[•], OH[•] ve ClOH[•]; yüksek oksitleyici özelliğe sahip radikaller olup, çok

kısa ömürlüdürler. Bu radikaller tekrar Cl_2 , ClO_2 , O_3 , H_2O_2 , ve O_2 oksitleyici türlere dönüşürler veya doğrudan (direkt) organik türleri okside ederler. Radikallerin, oksidasyon prosesindeki elektrotlardan belli bir uzaklıkta bulunan alan içine difüzlendiği durumda (direkt veya doğrudan oksidasyon) radikallerin parçalanmasından birincil (Cl_2 ve O_2) ve ikincil (ClO_2 , O_3 ve H_2O_2) oksitleyici bileşikler oluşmaktadır.

Elektrooksidasyon sırasında indirek oksidasyon içeren bir seri reaksiyon şöyledir:

Anodik reaksiyonlar:



Çözelti reaksiyonları:



Katodik reaksiyonlar:



Atık su içerisindeki organik bileşiklerin doğrudan elektrooksidasyon hızı anodun katalitik aktivitesi, uygulanan akım yoğunluğu ve anodun aktif noktalarındaki organik

bileşiklerin difüzyon hızına bağlıdır. Dolaylı veya anodik oksidasyon hızı ise sıcaklık, pH ve atık su çözeltisi içindeki ikincil oksidantların difüzyon hızına bağlıdır. Atık su içindeki kirleticilerin elektrooksidasyonu anodik elektrokimyasal prosese dayandırılmaktadır. Çünkü ikincil oksitleyici bileşikler atık su içindeki organik bileşiklerin CO₂ ve H₂O'ya tamamen parçalanmasını sağlayamayabilirler.

Elektrooksidasyon prosesinin alternatif arıtma teknolojilerine kıyasla birçok avantajı vardır (Gönüllü 2008).

1. Basit işletme parametreleriyle iyi bir verim elde edilmesi ve basit araç-gereç kullanılması.
2. Birçok kirleticinin tek bir proseste giderilmesine olanak sağlar. Elektrooksidasyon prosesleri biyolojik arıtım öncesi ön arıtım olarak da kullanılabilir.
3. Enerji ihtiyacı düşüktür.
4. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin bakım maliyeti düşük ve fazla iş gücü gerektirmezler
5. Yüksek sıcaklıklar proses için herhangi bir problem oluşturmamaktadır.
6. Elektrooksidasyon sonucu suda bulunan klorür iyonu, dezenfektan olan OCI iyonuna dönüşerek dezenfektan olarak kullanılabilir.

Dezavantajları:

1. Elektrotların yüzeyinde geçirimsiz tabakalar oluşabilmektedir.
2. Ucuz ve uzun ömürlü elektrota ihtiyaç duyulmaktadır.
3. Arıtılacak suyun belli bir iletkenliğe sahip olması gerekmektedir.

Elektrooksidasyon proses verimini etkileyen bazı faktörler:

Elektrot tipi: Elektrooksidasyon proses verimini etkileyen en önemli parametrelerden biri elektrot tipidir. Yaygın olarak platin, titanyum ve alüminyum gibi elektrotlar kullanılmaktadır.

Akım yoğunluğu: Proses verimiyle birlikte işletme maliyeti üzerine etkisi olduğu için en çok dikkat edilmesi gereken parametrelerden biridir. Ayrıca reaktöre uygulanan akım şiddeti arttıkça arıtım süresi de azalmaktadır.

Arıtma süresi: Farklı arıtma proseslerinde olduğu gibi elektrooksidasyon proseslerinde de arıtma süresi önemli bir etkidir. Çünkü arıtma süresi hesaplanan süreden az olursa istenilen verim elde edilemeyecektir. Eğer bu süre uzun olursa da işletme maliyetini artıracığı için istenmeyen bir durum olacaktır.

pH: Elektrooksidasyon proseslerinde hidroksil radikallerinin oluşumunda önemli bir etkisi vardır. Serbest haldeki OH⁻ lerin radikaller ile birleşmesi sonucunda pH zamanla azalma göstermektedir. Bu nedenle giderim verimi başlangıç ve son pH'lara bağlıdır.

Diğer parametreler: Yukarıda anlatılan parametreler dışında sıcaklık ve elektriksel iletkenlik gibi parametrelerinde kontrol altında tutulması gerekmektedir.

2.5. Konu İle İlgili Yapılmış Çalışmalar

Barrios *et al.* (2014) tarafından yapılan çalışmada, Toluca, Meksika da bulunan endüstriyel deşarjları içeren bir atık su arıtma tesisinden çıkan çamura, bor katkılı elmas elektrotlar kullanarak elektrooksidasyon yöntemi uygulanmıştır. Farklı pH ve akım yoğunlukları laboratuvarında test edilmiş ve çözünür kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ) temel alınarak çalışma koşulları 1 saat süreyle pH 3 ve akım yoğunluğu 40 mA/cm² olarak ayarlanmıştır. Çözünebilir kimyasal oksijen ihtiyacı ve organik madde (uçucu katılar) sırasıyla %56 ve %23 oranında giderilmiştir. Organik maddenin oksidasyonu, gaz oluşumundan dolayı oluşan faz ayrımı (flotasyon) ve fenoksi fenol için ilave testler yapılmış ve %73, %89 ve %82 oranında giderilmiştir. Elektrooksidasyonun, atık su çamurunda ortaya çıkan kirleticilerin giderilmesi için uygulanabilir bir teknoloji olduğu gözlemlenmiştir.

Song *et al.* (2010) tarafından yapılan bir çalışmada, Çin Şangay'daki bir belediye atıksu arıtma tesisinden çıkan çamura aerobik çürütme öncesi elektrokimyasal ön arıtım uygulanmıştır. Bu çalışmada, RuO₂/Ti örgü plaka elektrotlar kullanılmıştır. Elektroliz süresi, elektrik gücü, akım yoğunluğu, çamurun başlangıç pH'sı ve çamur konsantrasyonu dâhil olmak üzere çeşitli çalışma koşullarının etkileri araştırılmıştır. Çalışma, çamur gideriminin elektroliz süresi, elektrik gücü ve akım yoğunluğu ile arttığını, çamur konsantrasyonu ile azaldığını göstermiştir. Elektrokimyasal ön arıtmanın çamur hücrelerini parçalayabildiği, hücre içi maddeleri uzaklaştırdığı ve çözünürlüğü artırdığı gözlenmiştir. Elektrokimyasal arıtma tekniğinin atık aktif çamura (WAS) uygulanmasının aerobik çürütme verimini arttırdığı kanıtlanmıştır.

Yuan *et al.* (2016) tarafından yapılan bir çalışmada, Çin'deki Qingpu atıksu arıtma tesisindeki çamurun anaerobik çürütme verimini değerlendirmek amacıyla pilot ölçekli bir çalışma yapılmıştır. Çamur anaerobik çürütmeden önce elektrokimyasal ve sodyum hipoklorit kombinasyonu ön arıtım olarak uygulanmış, uçucu katı madde (VS) giderimi ve biyogaz üretimi değerlendirilmiştir. Elektrokimyasal ve sodyum hipoklorit kombinasyonu ön arıtımı, çamur anaerobik çürütmede biyogaz verimini önemli derecede artırmış ve stabilizasyon süresini kısaltmıştır. Biyogaz ve metan üretimi sırasıyla 1.83 ve 1.89 kat artmış, VS gideriminin de %48.97 azalma görülmüştür. Yapılan çalışmalar sonucunda, elektrokimyasal ve sodyum hipoklorit kombinasyonunun ön arıtıma uygun olduğunu ve atık su arıtma tesislerinde çevresel ve ekonomik fayda sağlama potansiyeline sahip olduğunu göstermiştir.

Rahmani *et al.* (2014) tarafından yapılan bir çalışmada, İran'ın Hamadan şehrindeki Goshtavaran Company'nin kümes hayvanları mezbahane atık su arıtma tesisinde ikincil sedimentasyon tankının atık bertaraf çamurundan numuneler alınmıştır. Aktif çamurun elektrokimyasal oksidasyonu, paslanmaz çelik ve grafit elektrotların yüzeyinde doğrudan anodik oksidasyon yöntemiyle ayrıca Pb/PbO₂ yüzeyinde dolaylı oksidasyon yöntemi ile incelenmiştir. Akım yoğunluğu, iletilen yük, başlangıç pH'ı, karıştırma hızı ve elektrotların kimyasal oksijen ihtiyacı, toplam ve fekal koliform oranı üzerindeki çeşitli çalışma parametrelerinin etkisi araştırılmıştır. Deneysel veriler doğrudan ve dolaylı

yöntemlerde KOİ giderme oranlarının sırasıyla %66.9 ve %77.5 olduğunu ortaya koymuştur. Her bir kg KOİ için, Pb/PbO₂ elektrotları ile tüketilen enerji diğer elektrotlardan daha düşük olduğu görülmüştür. Üç anot da toplam koliform ve fekal koliformu önemli derecede giderim sağlamasına rağmen en iyi anodun paslanmaz çelik olduğu tespit edilmiştir. Elektrokimyasal yönteminin atık aktif çamur gideriminde çevresel, ekonomik ve teknik açıdan umut verici olduğu gözlemlenmiştir.

Ye *et al.* (2016) tarafından yapılan bir çalışmada, evsel atık suyun arıtılması için anaerobik-anoksik-oksik bir proses uygulanan ve Çin Şangay'da bulunan bir atıksu arıtma tesisinde ikincil sedimantasyon tanklarının dönüş hattından atık aktif çamurdan numune alınmıştır. Çamur kullanılmadan önce, santrifüjleme yoluyla katı içeriğin yaklaşık %3'ü kadar yoğunlaştırılmış ve numunenin tazeliğini korumak için 4°C'de saklanmıştır. Atık aktif çamura, anaerobik çürütme öncesinde ön arıtım yöntemi olarak elektrokimyasal yöntem uygulanmıştır. Elektrokimyasal ön arıtımda en iyi verim, 30 dakika reaksiyon süresi, 20 V elektroliz gerilimi ve 5 cm elektrot mesafesi ile elde edilmiş ve atık aktif çamurun parçalanma derecesi %9.02 ila %9.72 arasında değişmiştir. Takip eden anaerobik çürütme deneylerinde, elektrokimyasal ön arıtım tortusunda 206 ml/gVS metan üretilmiş ve bu değer ön arıtım uygulanmamış çamurdan %20.47 daha yüksek olduğu görülmüştür. Enerji tüketiminin analizi, elektrokimyasal ön arıtımın diğer ön arıtım yöntemlerine kıyasla enerji tüketiminin daha düşük olduğunu ve çamur anaerobik çürütme verimini artırmada etkili olabileceğini ortaya koymuştur.

Yi *et al.* (2013) tarafından yapılan bir çalışmada, atık aktif çamurun (WAS) anaerobik giderimi için, sırasıyla alkali ve düşük sıcaklıkta termik ön arıtım uygulanmıştır. Bu iki yöntemin farklı kombinasyonları araştırılmış ve ön arıtım yapılan WAS'ın anaerobik arıtılabilirliğini değerlendirmek için biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) testi kullanılmıştır. Bu çalışmada, kombine ön arıtım ve BMP testi ile optimal bir reaksiyon koşulu elde edilmiştir. Kombinasyon 24 saat süreyle alkalileştirilmiş ve 0,05 g NaOH/g TS 9 saat süreyle 70°C'de ilave edilmiştir. Bu koşullar altında çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının (ÇKOİ) ham çamurdan 200 kat daha fazla olduğu görülmüştür.

Çözünür karbonhidrat / toplam karbonhidrat oranının %72.8'e ulaştığı gözlemlenmiştir. BMP testi için, biyogaz üretiminin ham çamurdan yaklaşık 6 kat daha yüksek olduğu ve biyogaz üretiminin metan içeriğinin ortalama değerinin %64 olduğu ölçülmüştür. Böylece, çözündürme ve biyogaz üretimi için kombine (alkalin + düşük sıcaklıkta termal) ön arıtımının uygulanabilir olduğu görülmüştür.

Ruffino *et al.* (2016) tarafından yapılan bu çalışma, WAS anaerobik gideriminin iyileştirilmesi için alkali ve hibrid termo-alkali ön işlemlerinin teknik ve ekonomik fizibilitesi ile ilgili ön sonuçları sunmaktadır. Ön arıtım için kullanılan kimyasallar, NaOH ve Ca(OH)₂, 0.04-0.2 g alkali/g TS doz aralığında bulunmuştur. Aynı maddeler, düşük sıcaklıktaki hibrid ön arıtmalar (70°C ve 90°C) için de kullanılmıştır. Test sonuçları, NaOH'in çamurun parçalanması ve KOİ'nin çözünmesinde Ca(OH)₂'den daha başarılı bir kimyasal olduğunu göstermiştir. NaOH'in düşük dozlarda (0.08 g NaOH/g TS) iyi performans sergilediği ve parçalanma oranlarının %20 düzeyinde olduğu tespit edilmiştir. Termal etki, alkalin performansını arttırdığı; aslında örneklerin sırasıyla 20°C ve 70°C'de 0.04 g NaOH/g TS ile 90 dakika süreyle işleminden geçirilmesi durumunda, biyogaz veriminin sırasıyla %13.2 ve %26.8 arttığı gözlemlenmiştir. Bununla birlikte, bugüne kadar ekonomik konular (esas olarak alkali ön arıtım ve pH kondisyonlaması için kimyasalların maliyeti), alkali ve hibrid ön arıtmaların gerçek dünyadaki uygulamalarını sınırlamıştır. Bu çalışmada yapılan ekonomik analiz, ön arıtımının 0.08 g NaOH / g TS alkali dozu ile gerçekleştirilmesi halinde, sadece %60 oranında metan veriminde bir artışın kimyasal maliyeti dengeleyebileceğini göstermiştir. Öte yandan, eğer alkali dozu sadece 0.04 g NaOH / g TS ise, metan verimlerinde %15-20'lik artışın yeterli olduğu tespit edilmiştir.

Pilli *et al.* (2015) tarafından yapılan bir çalışmada, atık su çamurunun fenton ile ön arıtımının, anaerobik çürütmenin verimliliğini arttırmaya (biyogaz üretiminde ve katıların azaltılması üzerine) yönelik etkisini anlamak ve gelecekteki araştırma yönünü özetlemek için çalışma yapılmıştır. Bu çalışma farklı çamur bekletme sürelerinde ham çamur (önceden işleme tabi tutulmadan) ve fenton ön arıtma çamurunun mezofilik ve termofilik giderimine ilişkin kütle enerjisi dengesi ve sera gazı emisyonu hesaplamaları

için örnek bir çalışmadır. Laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar, fenton ön arıtımının çamur susuzlaştırma kabiliyetini artırmada yüksek potansiyele sahip olduğunu göstermiştir. pH, sıcaklık, hidrojen peroksit, Fe_2P_4 konsantrasyonu ve reaksiyon süresi, fentonun ön arıtım öncesi performansını etkileyen önemli parametreler olduğu görülmüştür. Düşük ön arıtım sıcaklığı ve yüksek fenton konsantrasyonu şartlarının daha fazla arıtım süresi gerektirdiği; yüksek ön arıtım sıcaklığı ve düşük fenton konsantrasyonunda ise daha az arıtım süresine ihtiyaç duyulduğu tespit edilmiştir. Fenton ön arıtımının hem mezofilik hem de termofilik giderim için metan üretimini ve enerji çıktı / girdi oranını arttırdığı tespit edilmiş ve sera gazı emisyonlarının azaldığı görülmüştür.

Nazari *et al.*(2016) tarafından yapılan bir çalışmada, düşük sıcaklık termal ön arıtımının bir sonucu olarak anaerobik giderimde atık su çamurunun çözünürlüğü ve biyolojik olarak parçalanabilirliği arasındaki ilişki incelenmiştir. Düşük sıcaklık işlemlerinin biyogaz üretimi üzerindeki etkisini belirlemeyi amaçlayan termal ön arıtım süreci, atık aktif çamur üzerinde toplu modda deneysel bir tasarım çalışması temel alınarak en uygun hale getirilerek arıtımın optimum sıcaklığı, reaksiyon süresi ve pH değeri sırasıyla 80°C, 5 saat ve pH 10 olarak belirlenmiştir. Optimum işletme koşullarında yedi farklı belediye atıksu çamuru üzerinde gerçekleştirilen ısı ön arıtmalarda, işlenmemiş çamurlara kıyasla %18.3±7.5'lik KOİ çözünürlüğünü ve %27.7±12.3'lük VSS düşüşü görülmüştür. Proteinlerin çözünürlüğünün karbonhidratlardan belirgin derecede yüksek olduğu tespit edilmiştir. Biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) testlerinde üretilen metan, termal olarak muamele edilmiş numuneler için kütle 5 kat daha yüksek oranları belirtirken, nihai metan verimlerinin arıtmadan önemli ölçüde etkilenmediği vurgulanmıştır.

Yang *et al.*(2014) tarafından yapılan bir çalışmada, ikincil kanalizasyon çamuru örnekleri Seul, Kore'de bulunan Jungryang belediye atık su arıtma tesisinden alınmıştır. Çamur biyokütlesinden metan üretimini arttırmak için elektrokimyasal arıtma, çamur biyokütlesinin hidrolize edilmesi için yeni ve etkili bir ön arıtım olarak kullanılmaktadır. Bu çalışmada çamur biyokütlesinin anaerobik bozunabilirliğini

arttırmak için kombine bir elektro-flotasyon ve elektro-oksidasyon ön arıtımı kullanılmıştır. Elektro-flotasyon, flokların ayrılmasında etkili olmuş ve 10 dakika çalıştırdıktan sonra 4.72 mA/cm^2 akım yoğunluğunda %60'dan daha fazla bir çamur hacmi azalmasına yol açmıştır. Çamurun anaerobik bozunabilirliğini arttırmak için IrO_2/Ti anot kullanılarak elektro-oksidasyon gerçekleştirilmiş ve 9.45 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 30 dakika çalıştırdıktan sonra KOİ çözünürlüğünde %30'luk bir artış ile sonuçlanmıştır. Elektro-oksidasyonu etkileyen faktörler, örneğin anot ve katot arasındaki boşluk genişliği, akım yoğunluğu ve uygulanan voltaj, çalışma koşullarını optimize etmek için araştırılmıştır. Bir biyokimyasal metan potansiyeli testi, kombin elektro-flotasyon ve elektro-oksidasyon ön arıtımı çamurun biyolojik olarak parçalanabilirliğini artırdığını göstermiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Çalışmada kullanılan atık aktif çamur

Atık aktif çamur, Erzurum Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi biyolojik arıtma ünitesi son çöktürme havuzunun geri devir hattından temin edilmiştir. Bu tesis ön arıtma ve çöktürme tankları, koku arıtma üniteleri (biyofiltre), azot giderimi olarak adlandırılan nitrifikasyon/denitrifikasyon işlemlerini içermektedir. Laboratuvara getirilen çamur 4°C'de buzdolabında saklanmış ve deneyler için kullanılmıştır.

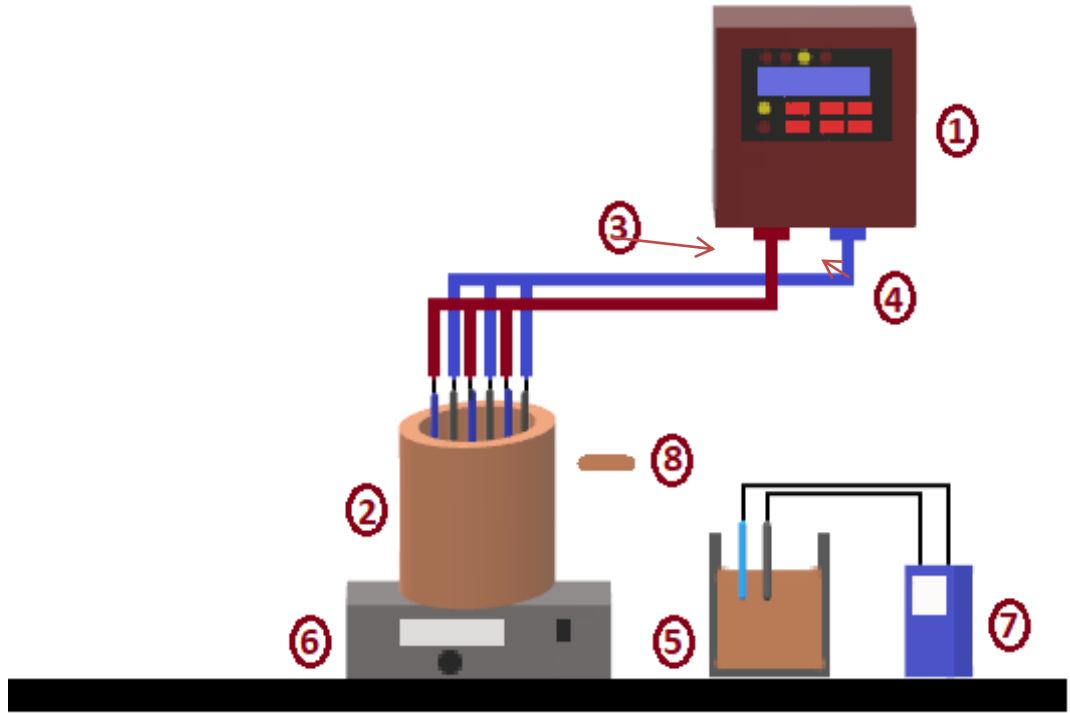
Atık aktif çamurun, elektrooksidasyon yöntemi ile ön arıtımı sonrası atık çamurun özellikleri değerlendirilmiştir. Ham atık aktif çamurun özellikleri Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Ham atık aktif çamurun özellikleri

Parametre	
pH	6,45 – 6,72
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1403 – 1510
Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$)	9,8 – 12
Askıda Katı Madde (AKM, mg/L)	9500 – 11500
Toplam Katı Madde (TKM, mg/L)	11000 – 12000
TKOİ (mg/L)	13500 – 18500
ÇKOİ (mg/L)	900 – 1300

3.1.2. Elektrokoksasyon prosesinin gerçekleştiği deney sistemi

Elektrokoksasyon denemelerinde hacmi 1 L olan plexi malzemededen yapılmış 12 cm'lik i çapa ve 30 cm'lik derinliğe sahip bir reaktör kullanılmıştır. Anot materyali olarak $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2$ kaplı Ti elek plakalar, katot materyali olarak saf Ti elek plakalar kullanılmıştır. Plakaların toplam yüzey alanı yaklaşık 1250 cm^2 'dir. Plakalar arası mesafe 5 mm olup toplam 3 anot ve 3 katot olmak üzere 6 plaka ile çalışılmıştır ve plakalar birbirine paralel olacak şekilde konumlandırılmıştır. Doğru akım güç kaynağı (Quassar 150 Switch Mode) kullanılarak sisteme elektrik sağlanmış ve peristaltik pompa yardımıyla atık çamur karıştırılmıştır. Çalışmaların yapıldığı deney düzeneği şekil 3.1'de verilmiştir.



şekil 3.1. Deney düzeneğinin şematik görünüşü

*1-Doğru akım güç kaynağı, 2- Reaktör, 3- Anot ($\text{IrO}_2\text{-RUO}_2 / \text{Ti}$), 4- Katot (Ti), 5- Numune kabı, 6- Magnetik karıştırıcı 7- Multiparametre ölçer (pH ve İletkenlik), 8-Atık aktif amur

3.2. Yöntem

3.2.1. pH, sıcaklık ve iletkenlik

Yapılan deneysel çalışmalarda atık çamur örnekleri için pH, sıcaklık ve iletkenlik ölçümleri WTW Multi 340i marka pH metre kullanılarak standart metotlara (APHA 1998) göre ölçülmüştür. Yapılan deneylerde seyreltilmiş HCl ve 1 N'lik NaOH kullanılarak 2, 4, 6, 8 ve 10 pH değerlerinde çalışmalar yapılmıştır.

3.2.2. KOİ analizi

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), elektrooksidasyon yöntemi ile ön arıtım verimini incelemek için kullanılan önemli analiz yöntemlerinden biridir. Standart metotlara uygun olarak hazırlanan çözeltilerle KOİ analizleri yapılarak Merck Spectroquant Prove 300 marka spektrofotometre kullanılarak ölçümler okunmuştur.

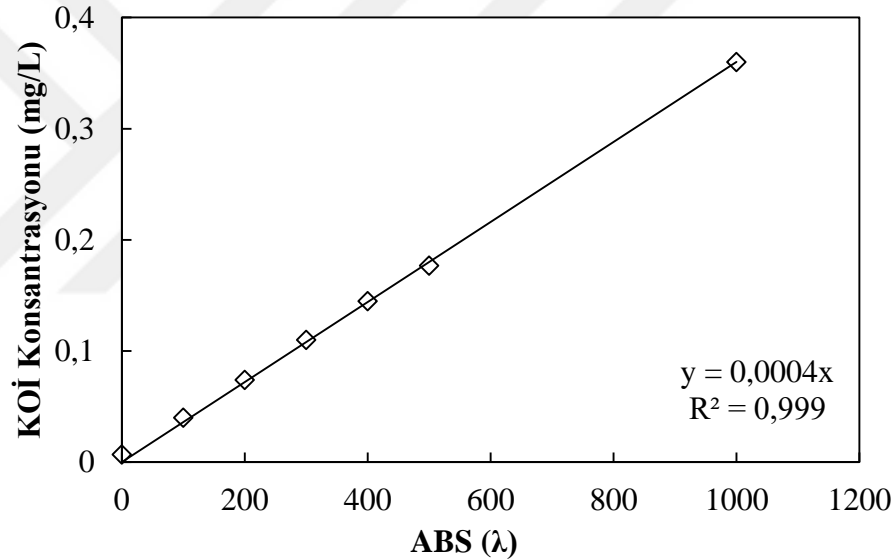
KOİ analizinde kullanılan çözeltilerin hazırlanması:

Potasyum hidrojen fitalat (KHP) : 105°C'de kurutulan 850 mg potasyum hidrojen fitalat saf su ile 1 L'ye tamamlanmış ve çözelti hazır hale getirilmiştir. Hazırlanan bu stok çözelti standart kalibrasyon eğrisinin hazırlanmasında kullanılmıştır.

Parçalama çözeltisi: 2 saat süresince 105°C'de etüvde tutulan 10,216 gr $K_2Cr_2O_7$, 500 ml saf su içerisinde çözülmüş, daha sonra sırasıyla 167 ml derişik H_2SO_4 ve 33 gr $HgSO_4$ ilave edilmiştir. Elde edilen bu çözelti saf su ile bir litreye tamamlanmış ve çözelti hazır hale getirilmiştir.

Asit çözeltisi: 5,5 gr $Ag_2SO_4/kg H_2SO_4$ olacak şekilde Ag_2SO_4 , 1 L derişik H_2SO_4 içerisinde çözülmüş ve çözelti hazır hale getirilmiştir.

Kalibrasyon eğrisini hazırlamak için model kirletici olarak 850 mg/l konsantrasyonunda KHP çözeltisi (1000 mg KOİ/L) kullanılarak seri çözeltiler oluşturulmuş, daha sonra 1,5 ml örnek alınarak borosilikat tüplere konulmuştur. Üzerine 1 ml parçalama çözeltisi, 2 ml asit çözeltisi ilave edildikten sonra 148°C'de bir termoreaktörde (Merck Spectroquant TR420) 2 saat kaynatılmış ve oda sıcaklığına kadar soğutulduktan sonra 600 nm dalga boyunda spektrofotometre yardımıyla absorbans değerleri okunarak Şekil 3.2'de verilen standart KOİ eğrisi oluşturulmuştur. Yapılan deneyler süresince zamanla alınan numuneler gerekli seyreltmeler yapılarak standart KOİ eğrisi kullanılarak konsantrasyonları belirlenmiştir.



Şekil 3.2. Analizlerde kullanılan standart KOİ eğrisi

3.2.3. Çözünmüş KOİ analizi

Yapılan deneyler boyunca alınan numuneler 0,45 µm por boyutuna sahip selüloz-asetat filtre kağıdından vakum pompası yardımıyla süzölmüştür. Elde edilen atıksu numuneleri KOİ deneyi uygulanarak Merck Spectroquant Prove 300 marka spektrofotometre ile ölçölmüştür.

3.2.4. Toplam katı madde (TKM) tayini

Deney sonucunda alınan çamur numuneleri, 2540B nolu standart yöntemle göre (APHA 1998) ölçülmüştür. Çamur numuneleri, sabit tartıma getirilmiş porselen krozeler içerisine 5 mL konularak 103-105°C'lik etüvde sabit ağırlık elde edene kadar kurutulmuştur. Boş krozelerdeki ağırlık artışından toplam katı madde miktarı hesaplanmıştır.

3.2.5. Askıda katı madde (AKM) tayini

Deney sonucunda alınan çamur örneklerinde askıda katı madde (AKM) parametreleri standart yöntemlere (APHA 1998) göre tayin edilmiştir. Çamur numuneleri, önceden sabit tartıma getirilmiş standart cam elyaf filtre kağıdından süzülerek 103-105 C°'lik etüv de kurutulmuş ve süzüntü kalıntısının ağırlığından askıda katı madde miktarı hesaplanmıştır.

3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler

3.3.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması

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

C_0 , başlangıçta kirletici konsantrasyonu (mg/l); C_e , t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/l).

3.3.2. Enerji tüketiminin hesaplanması

$$W \left(\frac{kWsaat}{m^3} \right) = \frac{VxIxt}{v} \quad (3.2)$$

W: enerji tüketim değeri (kW-saat/m³); I: uygulanan akım şiddeti (A); V: sistemde oluşan potansiyel farkı (Volt); t: zaman (saat) ve v: reaktördeki toplam çözelti hacmi (m³).

3.3.3. Akım yoğunluğunun hesaplanması

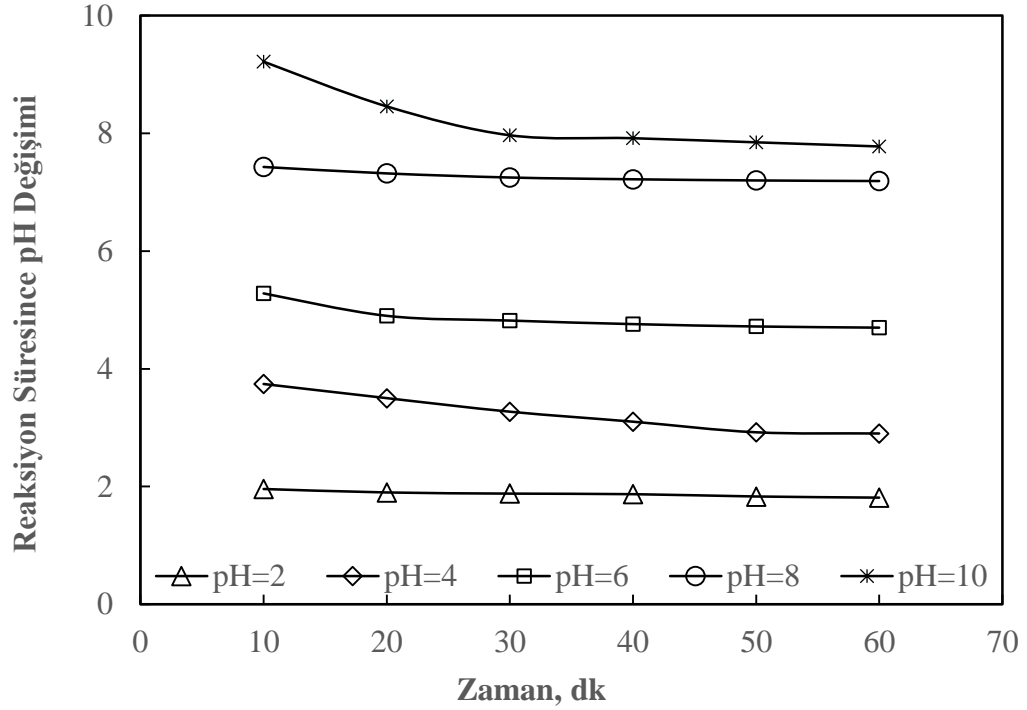
$$J = \frac{I}{A_s} \quad (3.3)$$

J :Akım yoğunluğu (mA/cm²); I : Uygulanan akım şiddeti (A) A_s: Aktif elektrot yüzey alanı (cm²).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

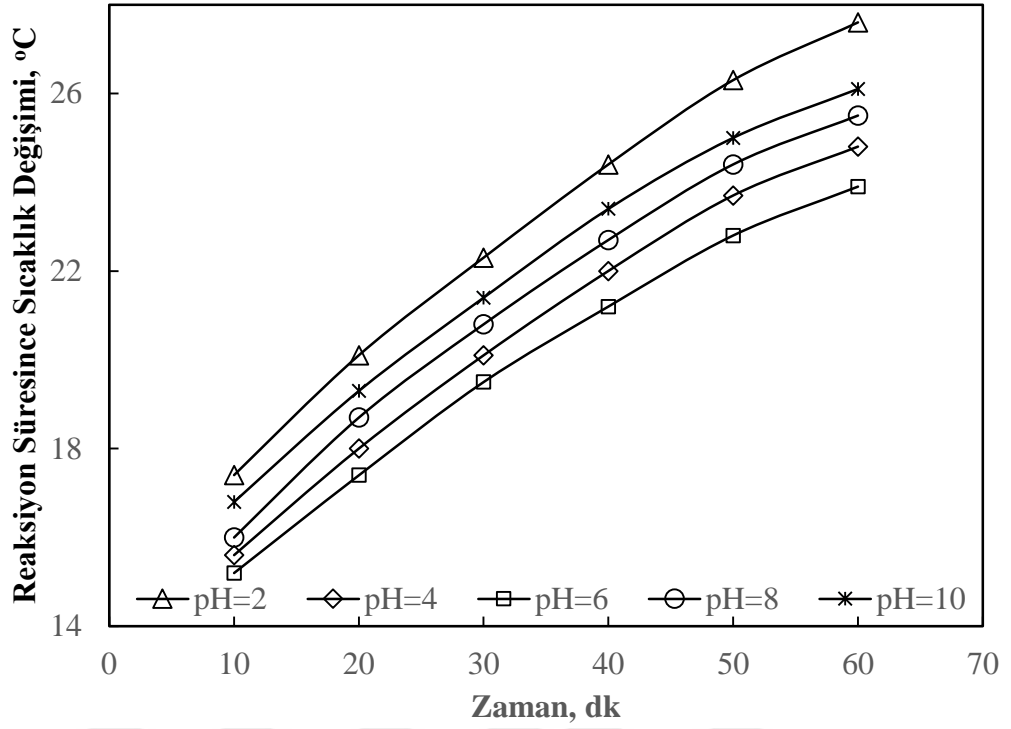
4.1. Asitlendirilmiş Atık Aktif Çamur ile Yapılan Çalışmalar

Erzurum Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi biyolojik arıtma ünitesi son çöktürme havuzunun geri devir hattından temin edilen atık aktif çamurun başlangıç pH değeri 2 ve elektriksel iletkenlik değeri 8,50-9,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarındadır. Atık aktif çamur başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi incelenirken 2, 4, 6, 8 ve 10 olmak üzere beş farklı pH değeri seçilmiştir. Her bir pH değeri için atık aktif çamur önce pH 2'ye ayarlanarak daha sonra incelenecek pH değerlerine yükseltilmiştir. pH ayarlamaları için HCl ve NaOH kullanılmıştır. Atık aktif çamur arıtımı için anot materyali olarak $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2$ kaplı Ti elek plakalar, katot materyali olarak saf Ti elek plakalar kullanılmıştır. Atık aktif çamurun başlangıç pH değerinin arıtım verimine etkisi incelenirken kesikli sistemde, 5, 10, 15, 20 ve 25 Amper farklı akım şiddetlerinde ve destek elektrolitsiz ortamda 1000 ml'lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Bütün denemelerde reaksiyon süresince atık su pH değerine herhangi bir müdahale edilmemiştir. Her bir akım şiddeti için belirtilen beş farklı pH değerleri için denemeler gerçekleştirilmiştir. Elektrokimyasal reaktörde gerçekleştirilen denemeler için 10, 20, 30, 40, 50 ve 60. dakikalarda reaktördeki elektriksel alan ortadan kaldırılarak numuneler alınmış ve bu numunelerde çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri tespit edilerek kayıt altına alınmıştır. Her bir zaman aralığı için elde edilen numunelerde, organik madde giderim verimlerinin tespiti için Standart Metotlarda belirtilen analiz metotlarına uygun olarak ÇKOİ, TKOİ, TKM ve AKM analizi yapılmıştır. Çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri sonucu oluşan elektriksel enerji tüketimi ve arıtım verimi değerleri yardımıyla elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir.



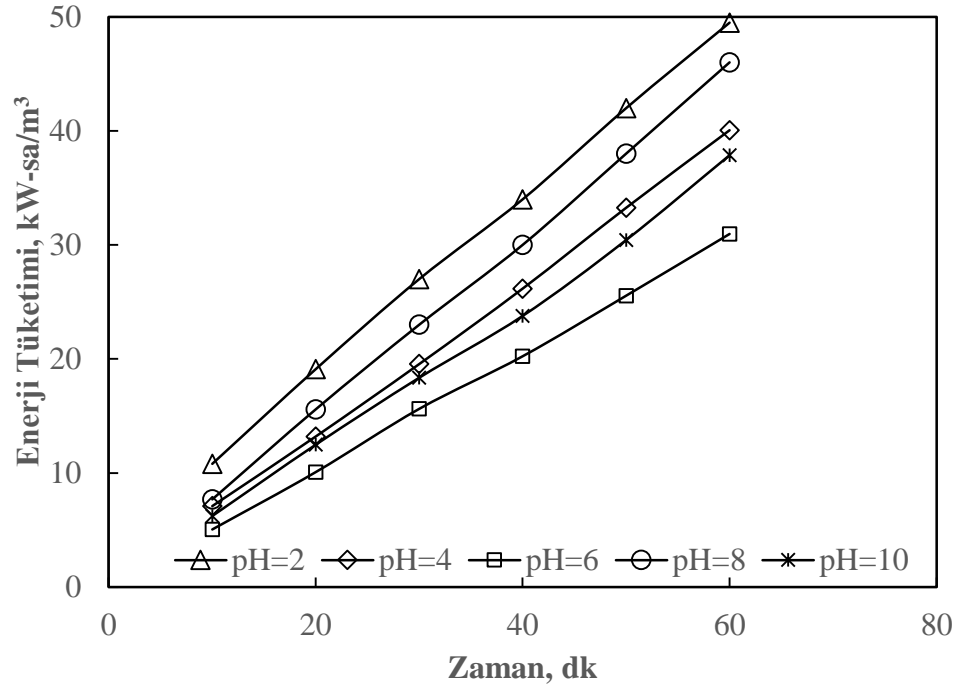
Şekil 4.1. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.1’de her bir başlangıç pH değerinde, çıkış suyu pH değerlerinin zamana bağlı olarak değişimini göstermektedir. Atık çamurun başlangıç pH değeri 2 iken 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu pH değeri 1,81’e düşerken, bu değer sırası ile 4, 6, 8 ve 10 başlangıç pH değerleri için 2.9, 4.7, 7.19 ve 7.78 olarak tespit edilmiştir. Atık suyun pH değerindeki değişim, incelenen her bir başlangıç pH değeri için reaksiyonun ilk 10 dakikasında oransal olarak hızlı bir azalış göstermiş ve 60 dakikalık reaksiyon süresinin geri kalan kısmında daha düşük bir azalma eğilimi ortaya çıkmıştır. Atık çamurun başlangıç pH değerleri 2, 4 ve 6 olan denemelerde 60 dakikalık reaksiyon süresinin tamamı asidik şartlarda gerçekleşmiştir. Başlangıç pH değeri 8 ve 10 olan denemelerde pH değerinin azalma hızı yüksek olsa da reaksiyon süresinin ilk 10 dakikalık zaman diliminden sonra özellikle pH 8 değeri için ortam şartları nötral aralıkta gerçekleşmiş pH 10 değeri için ortam şartları düşük bazik özellik göstermiştir.



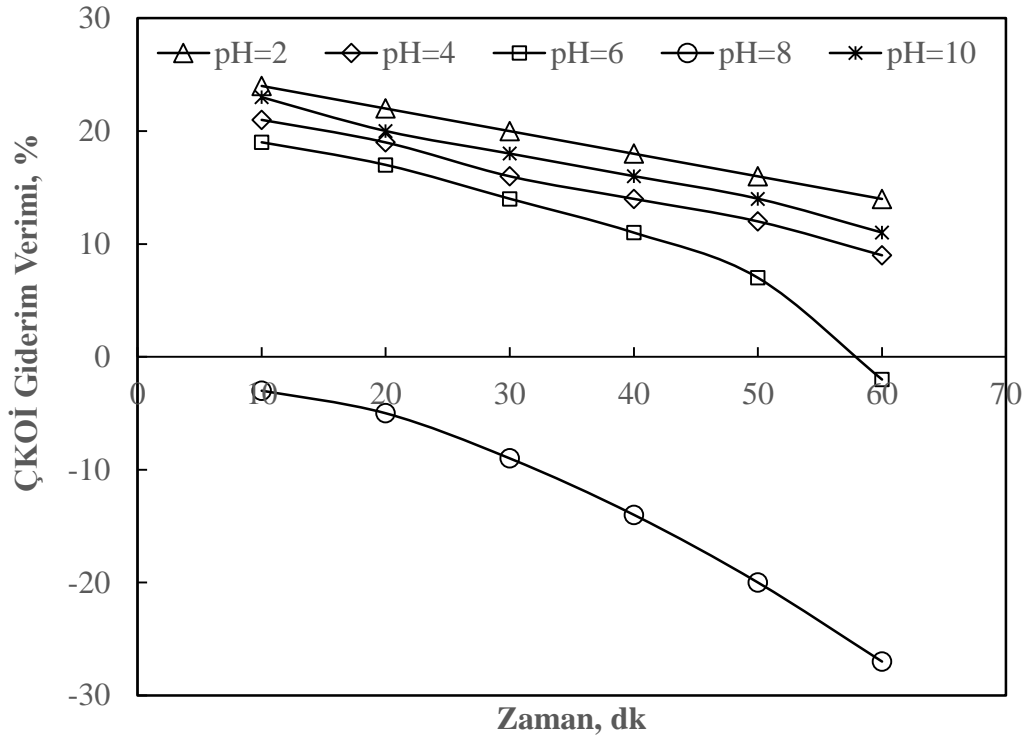
Şekil 4.2. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

5 A'lık akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin etkilerinin incelendiği denemelerde, 60 dakikalık reaksiyon süresi boyunca atık çamurun sıcaklığında meydana gelen değişim incelenmiş ve Şekil 4.2'de verilmiştir. Şekilden de görülebileceği gibi incelenen bütün pH değerlerinde reaksiyon süresi boyunca sıcaklık değerleri artış göstermiştir. Bu durum sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince uygulanan potansiyel fark değerlerinin artması sonucu sistemde ortaya çıkan elektriksel direnç değerlerinin artmasından kaynaklanmaktadır. Her bir pH değerinde ortaya çıkan elektriksel iletkenlik değerleri ve pH değerine bağlı olarak atık çamurun kompozisyonunun değişmesi sonucu 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda pH 6 denemesinde çıkış suyu sıcaklığı 23.9°C iken bu değer pH 2 denemesi için 27.6°C olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.3. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi

Şekil 4.3 farklı başlangıç pH değerlerinde meydana gelen elektriksel enerji tüketimi değerlerindeki değişimi göstermektedir. Her bir başlangıç pH değeri için 5 amperlik sabit akım şiddeti uygulanmasına rağmen sistemde ortaya çıkan farklı potansiyel fark değerlerine bağlı olarak Eşitlik 3.2 uyarınca farklı enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmıştır. Farklı enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıkmasının temel sebebinin, başlangıç pH değerlerindeki değişime bağlı olarak farklı pH değerleri için farklı elektriksel iletkenlik değerlerinin ortaya çıkmasıdır. Değişen elektriksel iletkenlik değeri sabit akım şiddeti altında sisteme uygulanan potansiyel fark değerini değiştireceğinden dolayı enerji tüketimi değerlerinin değişmesi beklenen bir sonuçtur.

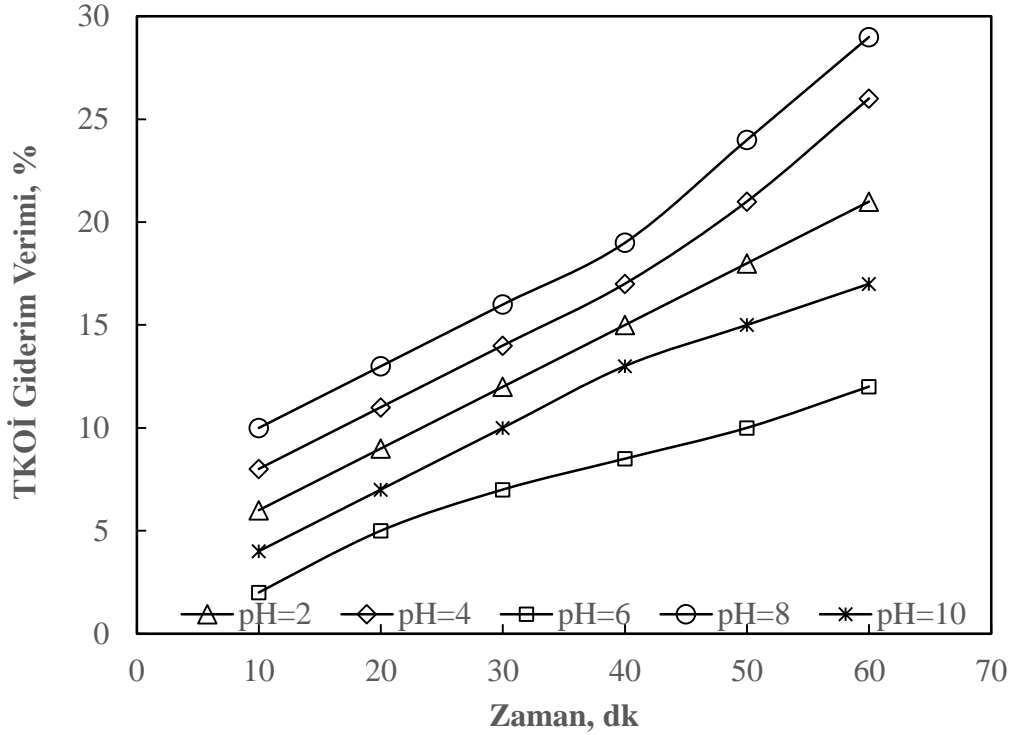


Şekil 4.4. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi

Kentsel atık suyun oksijenli biyolojik arıtımından ortaya çıkan atık aktif çamur, anaerobik reaktörlerde arıtıma tabi tutulduğundan dolayı atık aktif çamur içerisindeki çözülmüş madde miktarının artması anaerobik arıtma prosesinin veriminin artmasına yol açacaktır. Atık aktif çamurun elektrokimyasal olarak arıtılması çalışmaları çözülmüş madde miktarındaki değişim dikkate alınarak gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.4'ten de görüldüğü gibi çözülmüş madde miktarı Çözülmüş KOİ üzerinden incelenmiştir. Her bir başlangıç pH değeri için yapılan çalışmalarda başlangıç pH değerinin 8 olduğu deneme hariç diğer bütün pH değerlerinde reaksiyonun ilk 10 dakikasında ÇKOİ giderimi gerçekleşmiş ve reaksiyonun sonraki zaman aralıklarında ÇKOİ değerlerinde artış gözlenmiştir. Başlangıç pH değeri 8 olan denemede ise reaksiyon başlangıcı ile birlikte ÇKOİ değerinde sürekli olarak bir artış gözlenmiş ve 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda %27'lik bir artış sağlanmıştır. Başlangıç pH değeri 6 olan denemede ise reaksiyonun ilk 10 dakikasında yaklaşık %20'lik bir ÇKOİ giderim verimi elde edilmiş ve ilerleyen reaksiyon süresinde bu değer azalarak ÇKOİ artışı

yaşanmış fakat bu değer %2 gibi düşük bir oranda kalmıştır. Çalışılan diğer başlangıç pH değerleri için ilk 10 dakikada yaşanan ÇKOİ giderimi reaksiyon süresi sonuna kadar azalma eğilimi göstermiş ve farklı oranlarda ÇKOİ giderimi ile sonuçlanmıştır.

Atık aktif çamurda gerçekleşen elektrokimyasal reaksiyonlar sonucu ortaya çıkan toplam KOİ değişimi Şekil 4.5'te grafiksel olarak verilmiştir. Toplam KOİ değişimi incelenirken akım şiddeti 5 A olarak sabit tutulmuş ve atık aktif çamurun başlangıç pH değerleri değiştirilmiştir.

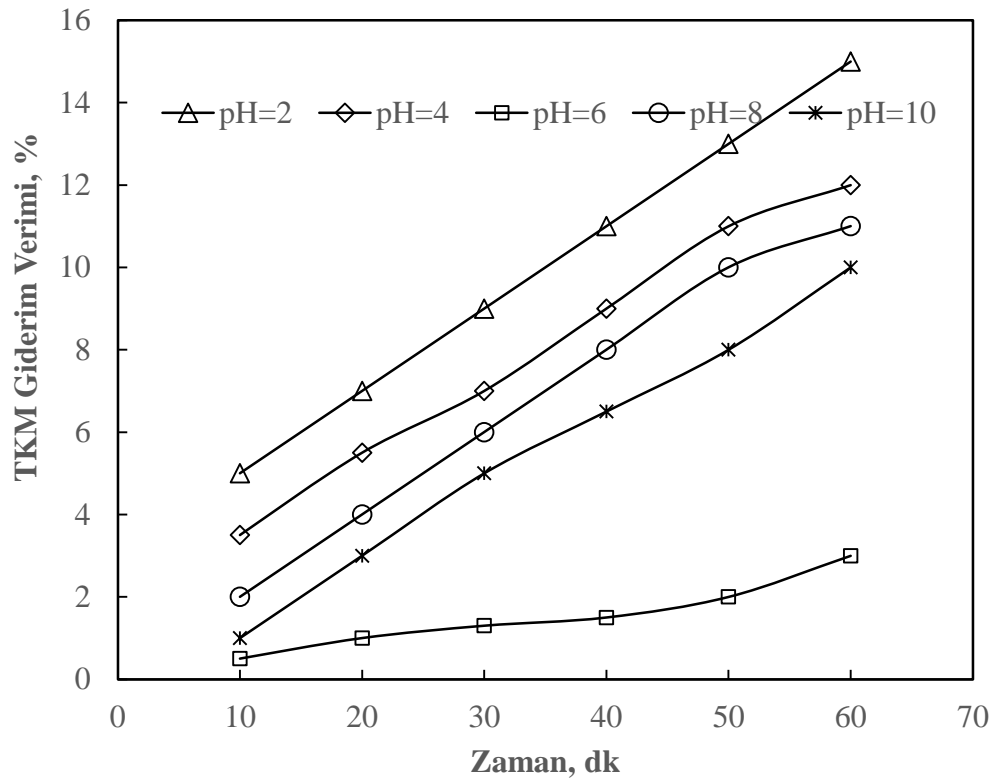


Şekil 4.5. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi

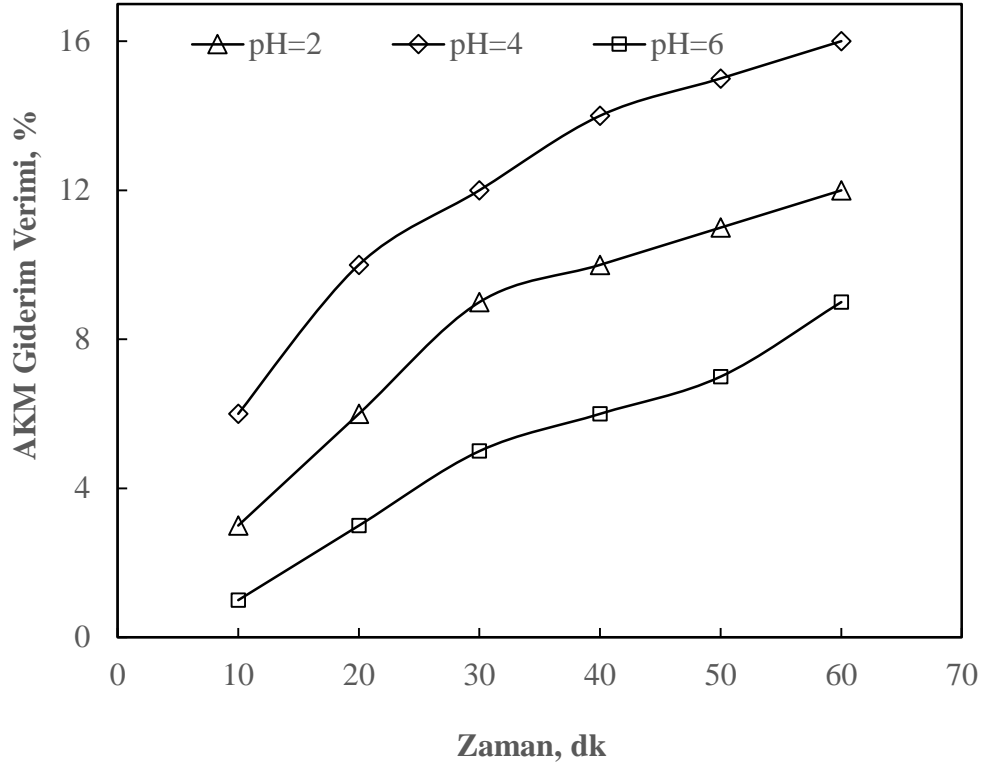
Şekil 4.5'ten görüldüğü gibi toplam KOİ cinsinden en yüksek giderim veriminin elde edildiği başlangıç pH değeri pH 4'dür. Bu pH değerinde TKOİ giderim verimi 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda %29 olarak tespit edilmiştir. Bu değer pH 8 için %26, pH 2 için %20, pH 10 için %16 ve pH 6 değeri için %10 olarak gerçekleşmiştir. Şekil 4.4 ve Şekil 4.5 birlikte değerlendirildiğinde, farklı başlangıç pH değerleri için

ÇKOİ ve TKOİ oranlarının aynı eğilimde olmadığı görülmektedir. Başlangıç pH değeri 8 olan denemede ÇKOİ değeri %27 artış gösterirken, TKOİ verimi %26 oranında azalma eğilimi göstermiştir. Başlangıç pH değeri 2 olan deneme için ÇKOİ değeri %14 azalma ve TKOİ değeri %20 azalma eğilimi göstermektedir. Bu farklılıkların ortam pH değerine bağlı olarak ortaya çıkan oksidasyon kapasitesi farklı türlerin varlığından kaynaklandığı düşünülmektedir.

5 A'lık sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin atık aktif çamur üzerine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen veriler yardımıyla toplam katı madde ve askıda katı madde analizleri yapılmış ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.6 ve 4.7'de gösterilmiştir.



Şekil 4.6. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

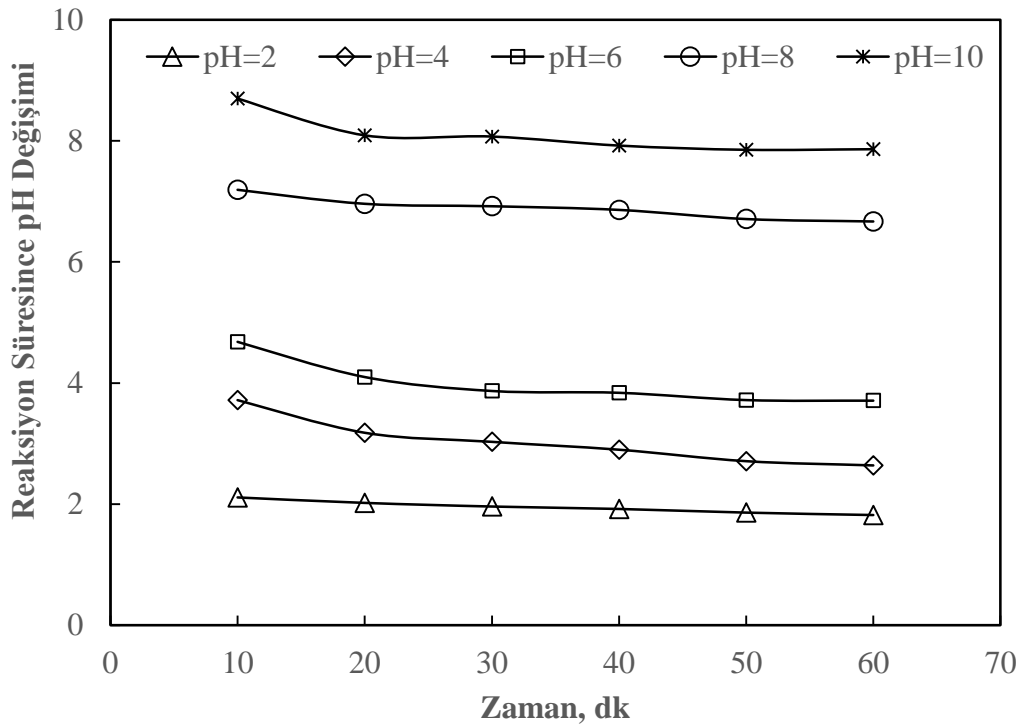


Şekil 4.7. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi

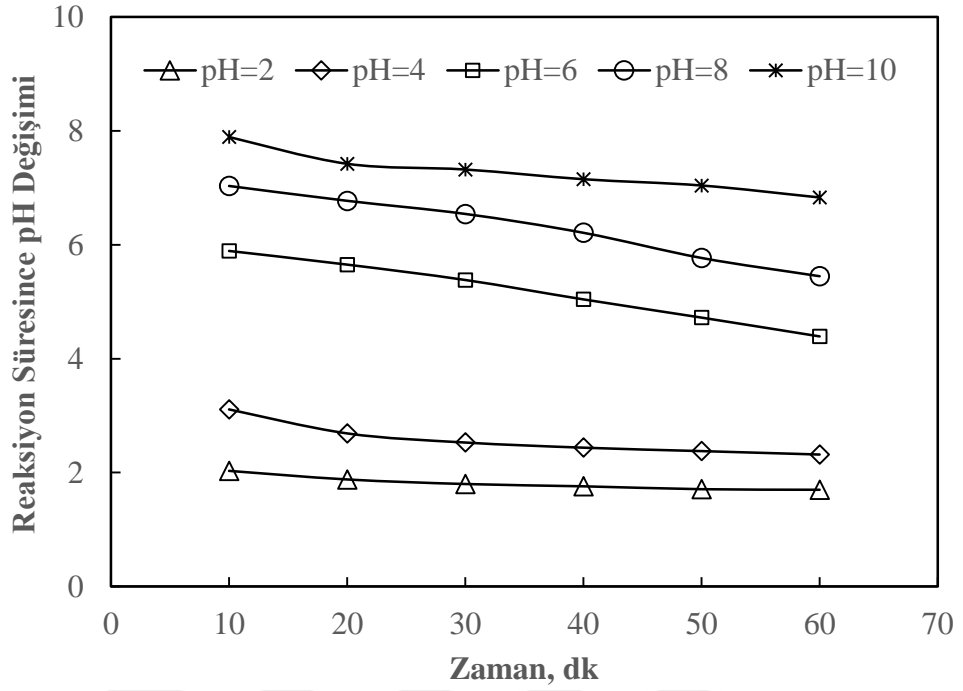
Şekil 4.6 incelendiğinde 5 A'lık sabit akım şiddeti altında TKM giderim verimlerinin oldukça düşük olduğu görülmektedir. En yüksek TKM giderim veriminin başlangıç pH değeri 2 olan denemede %15 olarak ve en düşük TKM giderim verimi de başlangıç pH değeri 6 olan denemede %3 olarak tespit edilmiştir. TKM veriminin her bir başlangıç pH değeri için oldukça düşük ve stabil olmasının sebebinin elektrokimyasal reaksiyon sonucu koloidal/partiküler organik maddenin bir kısmının elektro oksidasyon prosesi ile nihai ürünlere dönüşürken bir kısmının da çözülmüş organik maddeye dönüşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Şekil 4.7'de AKM giderim verilerinin de yine düşük bir aralıkta farklılık gösterdiği görülmektedir. En yüksek AKM giderim verimi pH 4 için %16 iken bu değer başlangıç pH değeri 6 olan deneme için en düşük AKM giderim verimi olarak %9 olarak ölçülmüştür.

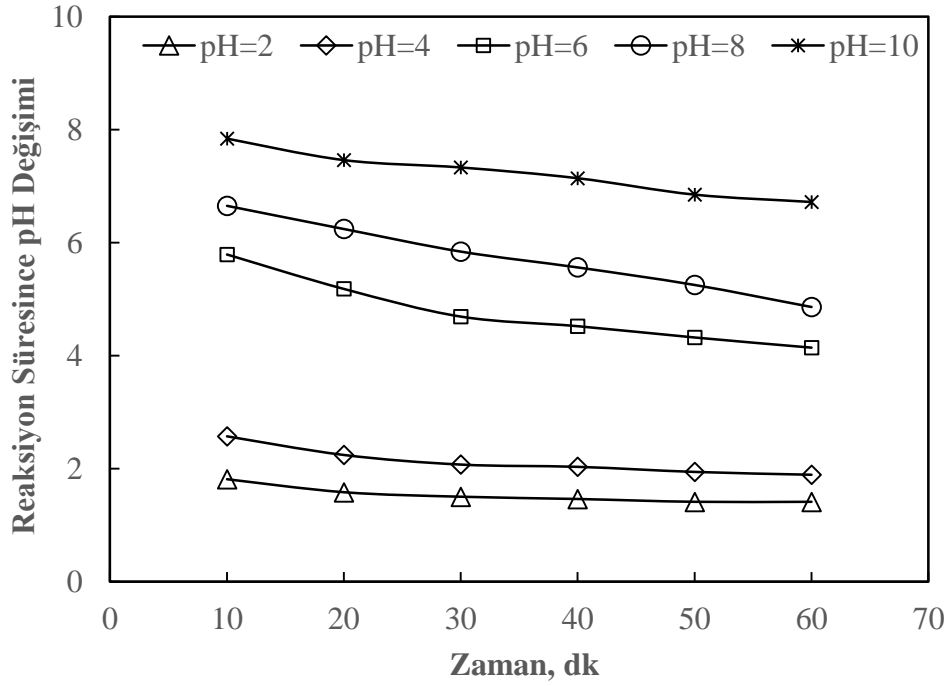
Atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile giderimi için yapılan çalışmalarda başlangıç pH değerinin etkilerinin incelendiği denemelerde akım şiddetinin 10, 15, 20 ve 25 Amper olarak değiştirildiği durumlarda elde edilen grafiksel sonuçlar aşağıda verilmiştir. Sonuçlar reaksiyon süresince gerçekleşen pH değişimi, sıcaklık değişimi, enerji tüketimi değişimi, ÇKOİ değişimi, TKOİ değişimi, TKM değişimi ve AKM değişimi olarak verilmiştir.



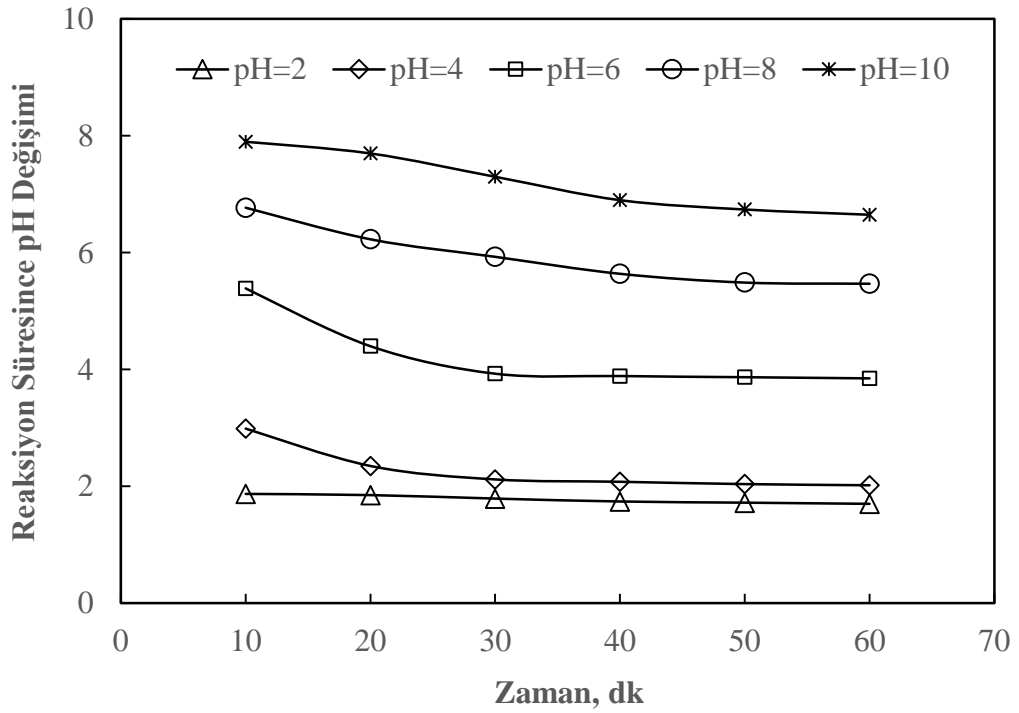
Şekil 4.8. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi



Şekil 4.9. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

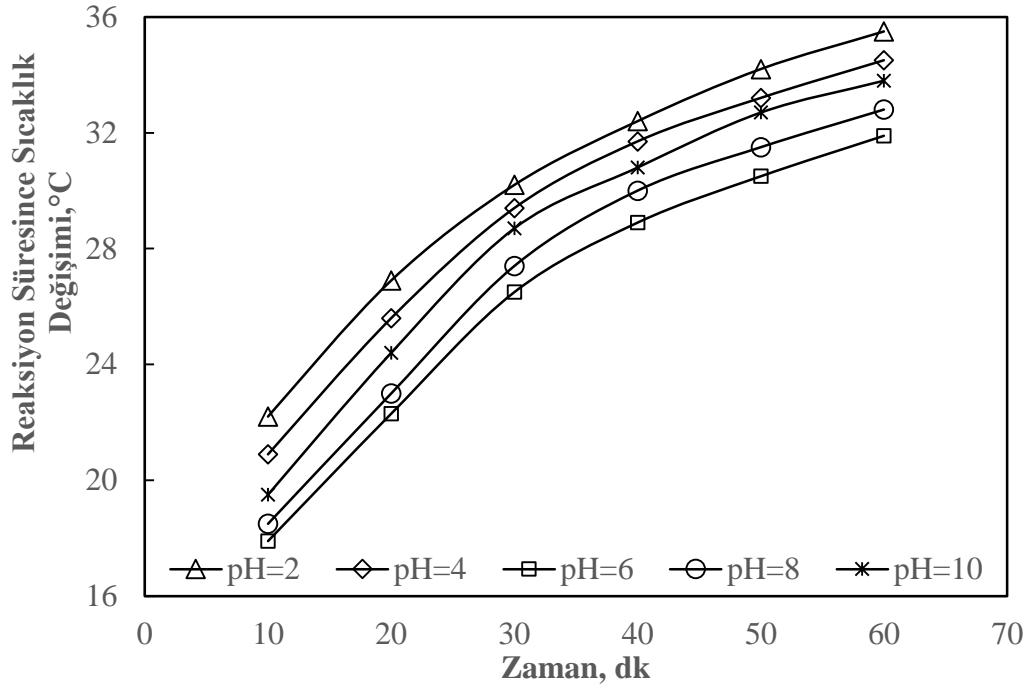


Şekil 4.10. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

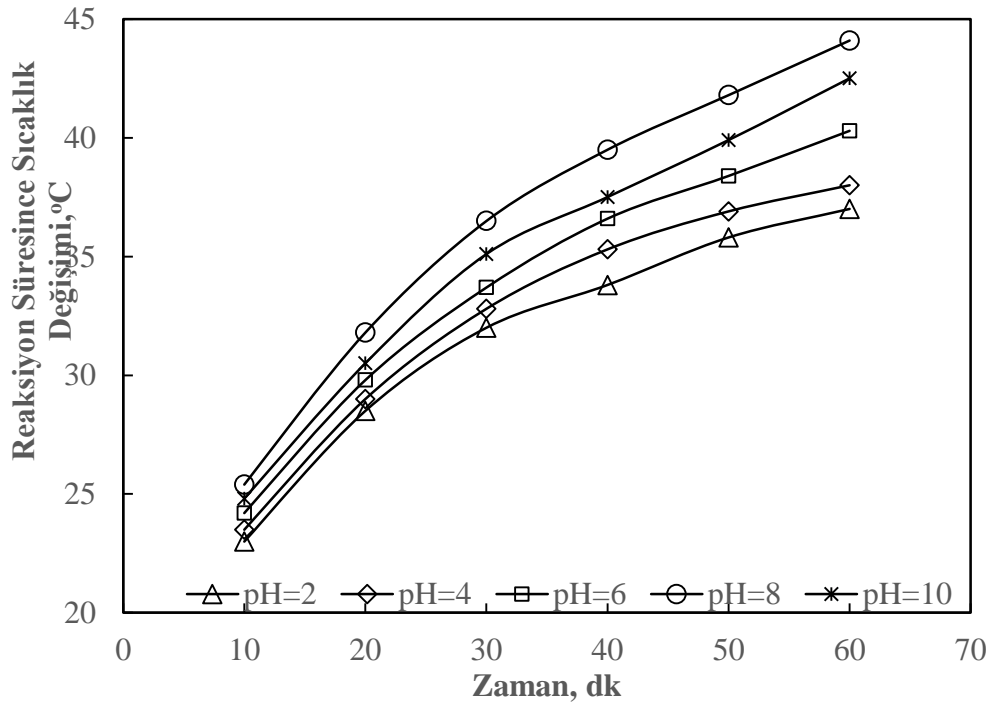


Şekil 4.11. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

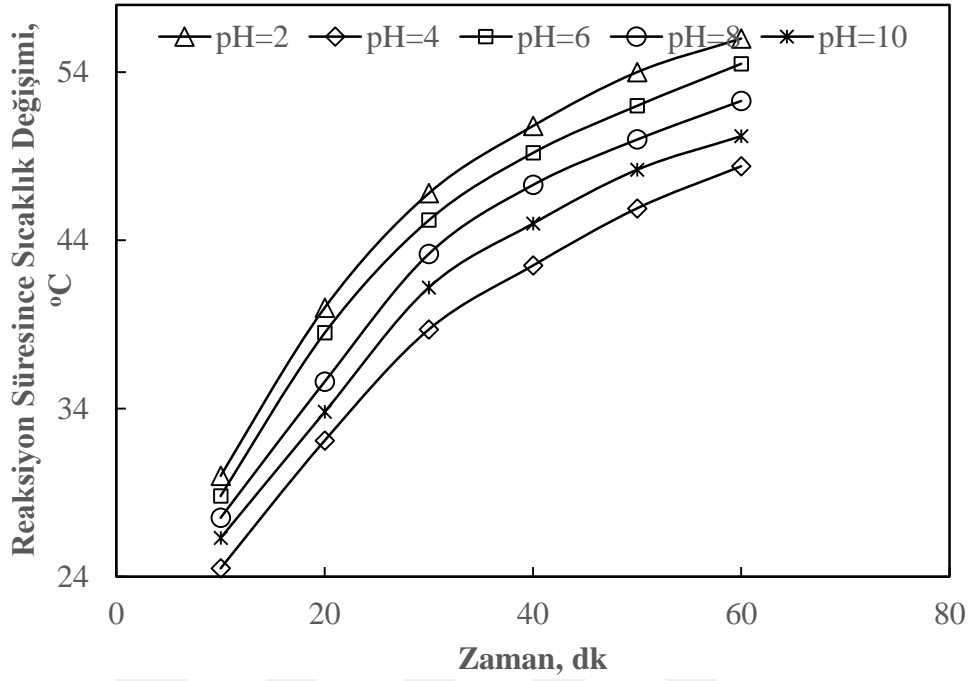
Şekil 4.8, 4.9, 4.10 ve 4.11 incelendiğinde farklı başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresi boyunca meydana gelen pH değişimi görülmektedir. Bütün grafikler birlikte ele alındığında, 10 A akım şiddeti için 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda pH 10 denemesinde 7.86 olan çıkış suyu pH değerinin 15 A için 6.83, 20 A için 6.72 ve 25 A için 6,64 olduğu görülmektedir. Aynı eğilim incelenen bütün başlangıç pH değerleri için geçerlidir.



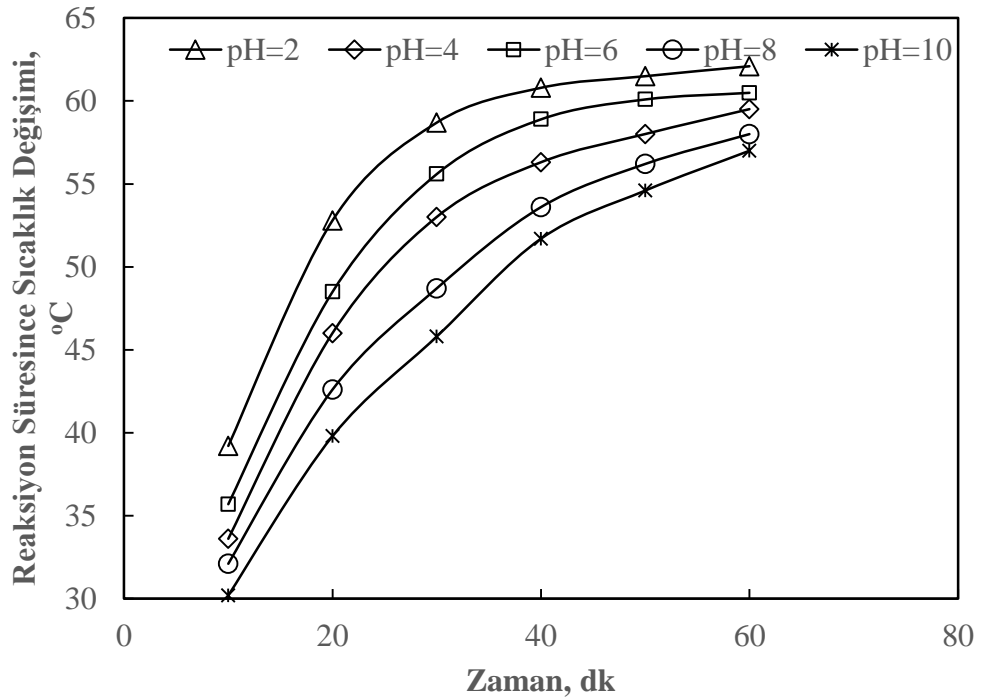
Şekil 4.12. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi



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

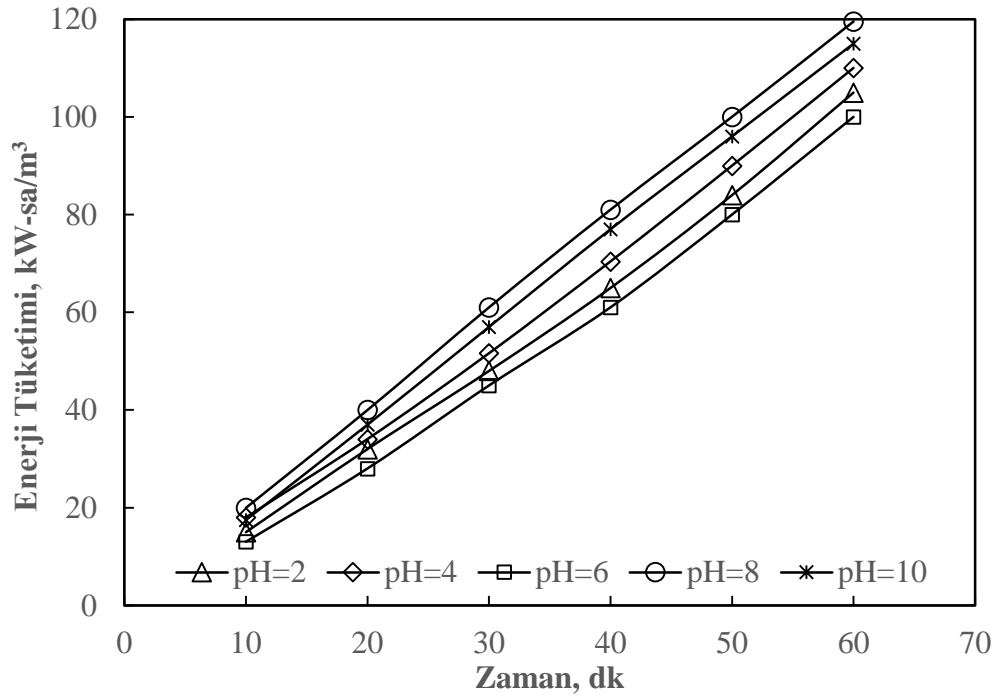


Şekil 4.14. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

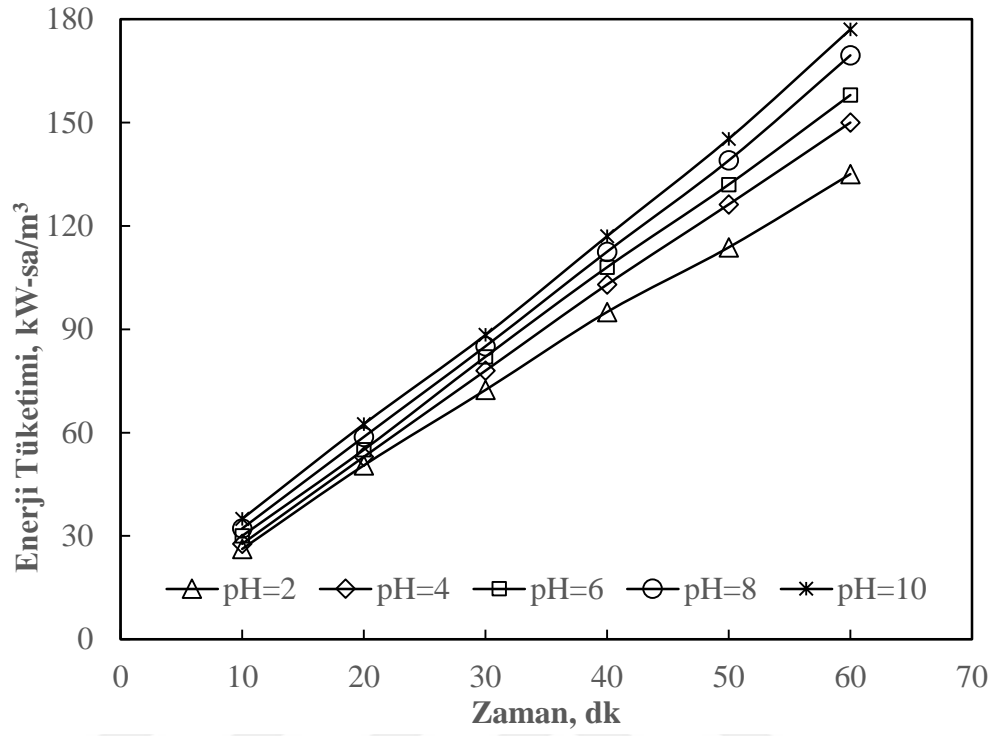


Şekil 4.15. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

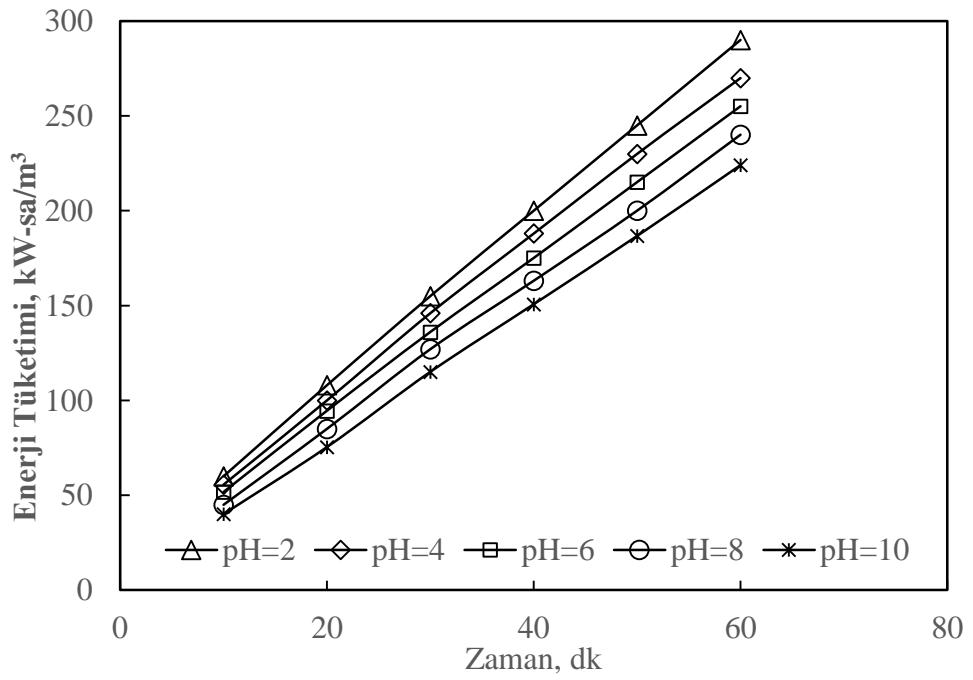
Şekil 4.12, 4.13, 4.14 ve 4.15 farklı sabit akım şiddetleri altında elektrokimyasal reaksiyon süresi boyunca meydana gelen sıcaklık değişimlerini göstermektedir. Bütün şekiller incelendiğinde eğilimin aynı yönde olduğu görülmektedir. Başlangıç pH değeri 2 olan atık aktif çamur için çıkış suyu sıcaklık değerleri sırasıyla, 10 A için 35.5, 15 A için 37, 20 A için 56 ve 25 A için 62°C olarak ölçülmüştür. İncelenen her bir başlangıç pH değeri için pH 2 başlangıç değeri için ortaya çıkan eğilim aynı yönde gerçekleşmektedir.



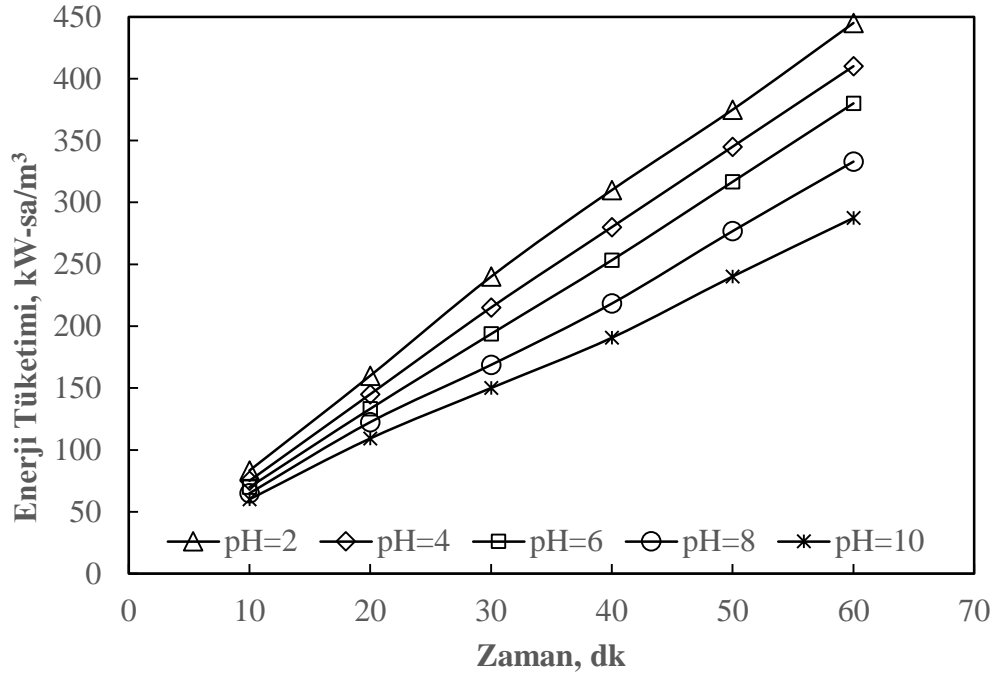
Şekil 4.16. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



Şekil 4.17. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



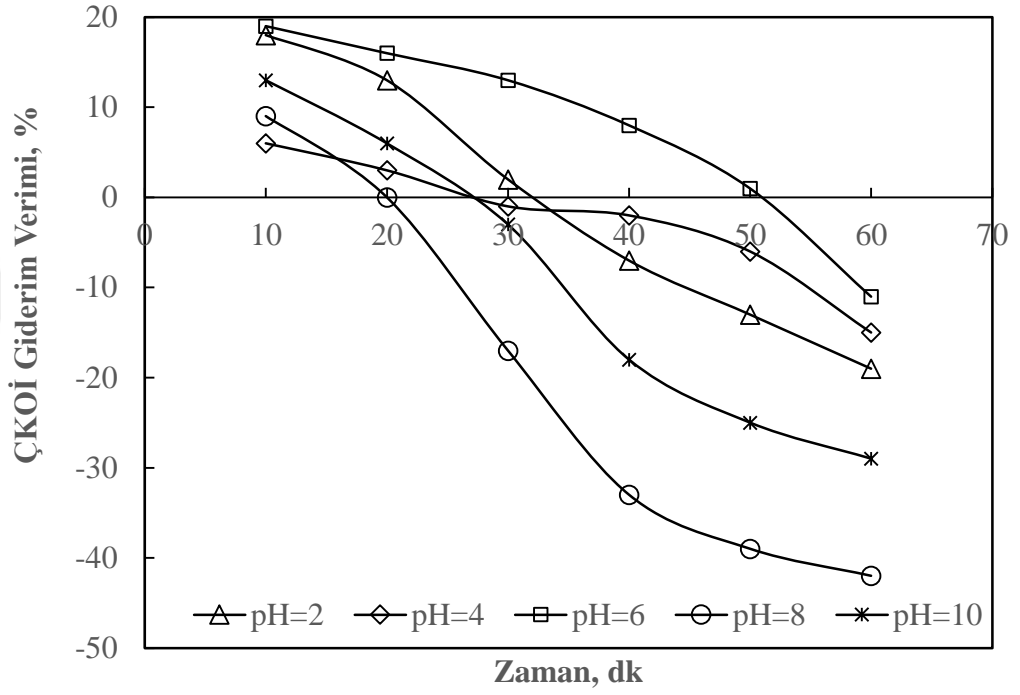
Şekil 4.18. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi



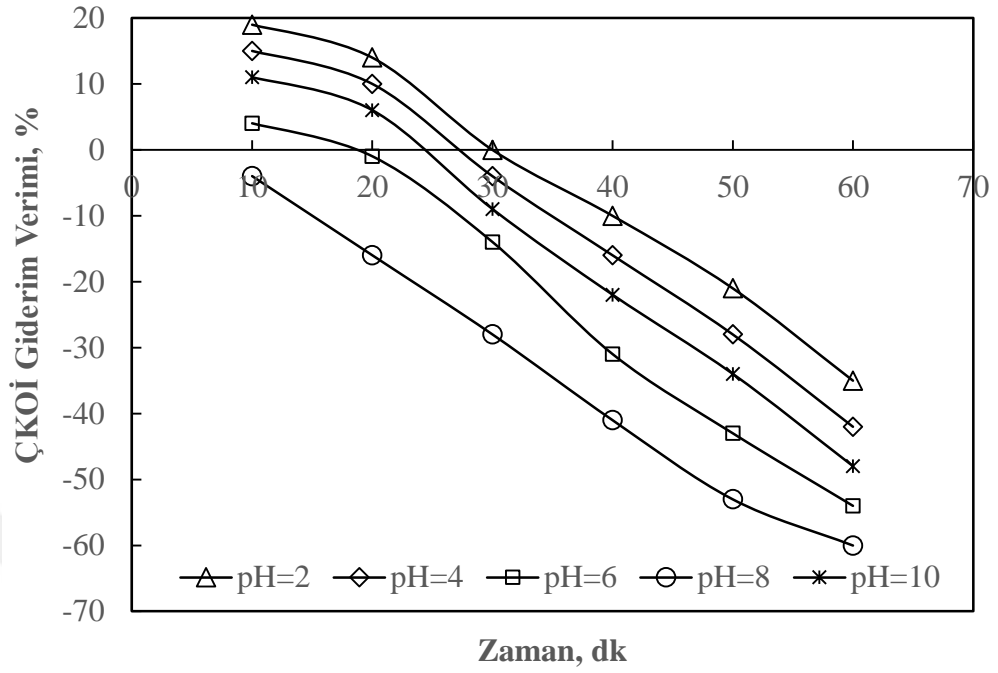
Şekil 4.19. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi

Şekil 4.16, 4.17, 4.18 ve 4.19 atık aktif çamurun elektrokimyasal olarak arıtımında, farklı akım şiddetleri altında başlangıç pH değerlerine bağlı olarak ortaya çıkan enerji tüketimi değerlerini göstermektedir. Eşitlik 3.2 incelendiğinde enerji tüketimi değerlerini doğrusal olarak etkileyen faktörlerin, akım şiddeti, sisteme uygulanan potansiyel fark değeri ve reaksiyon süresi olduğu görülmektedir. Şekiller dikkatli incelendiğinde bu üç parametrenin artışının enerji tüketimi değerlerini artırdığı görülmektedir. Enerji tüketimi için verilen mevcut şekillerde sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerlerine göre farklılıkların olduğu görülmektedir. Şekil 4.16'da en yüksek enerji tüketimi değeri 10A için pH 8 de elde edilirken, bu değer artan akım şiddetine bağlı olarak sırasıyla, 15A için pH 10, 20A için pH 2 ve 25A için pH 2 şeklinde gerçekleşmiştir. Ortaya çıkan farklılığın akım şiddetine bağlı olarak atık aktif çamurdaki elektrokimyasal parçalanmanın farklılaşmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

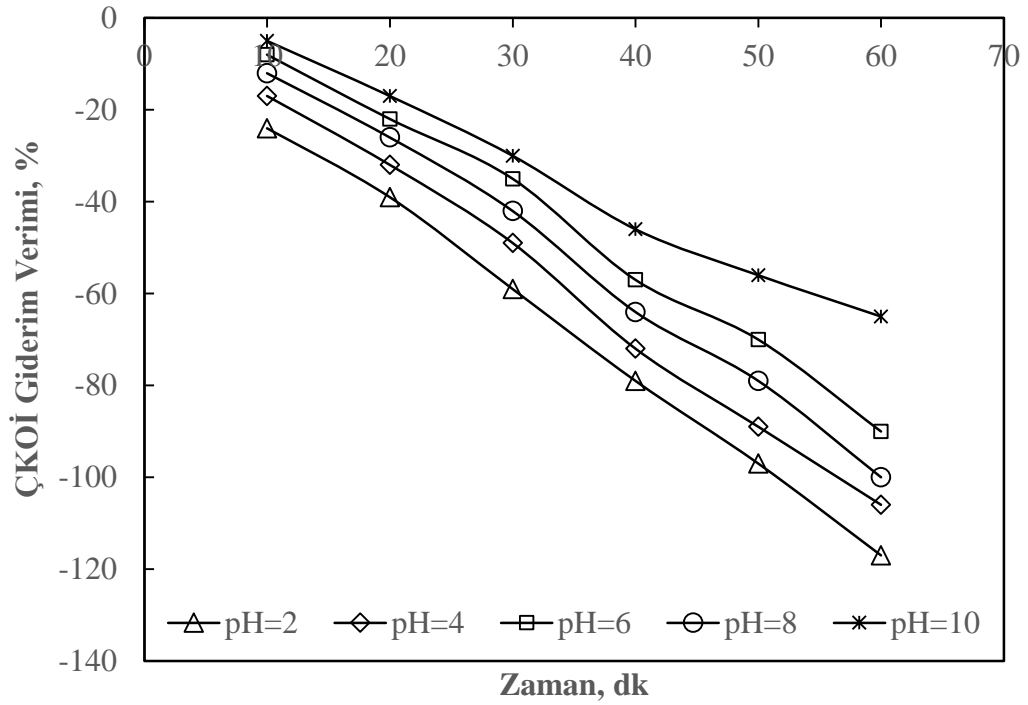
Başlangıç pH değerinin atık aktif çamurun elektrokimyasal olarak parçalanmasına etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen veriler ile çözünmüş KOİ değerlerindeki değişimler incelenmiş ve aşağıdaki grafiksel sonuçlar elde edilmiştir.



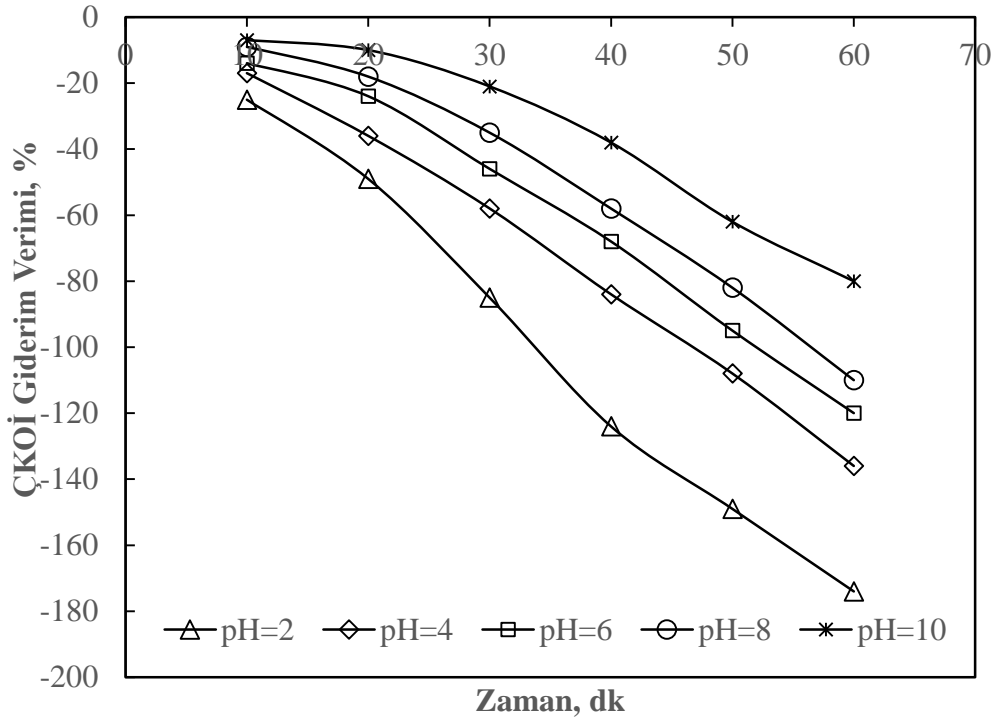
Şekil 4.20. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi



Şekil 4.21. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi



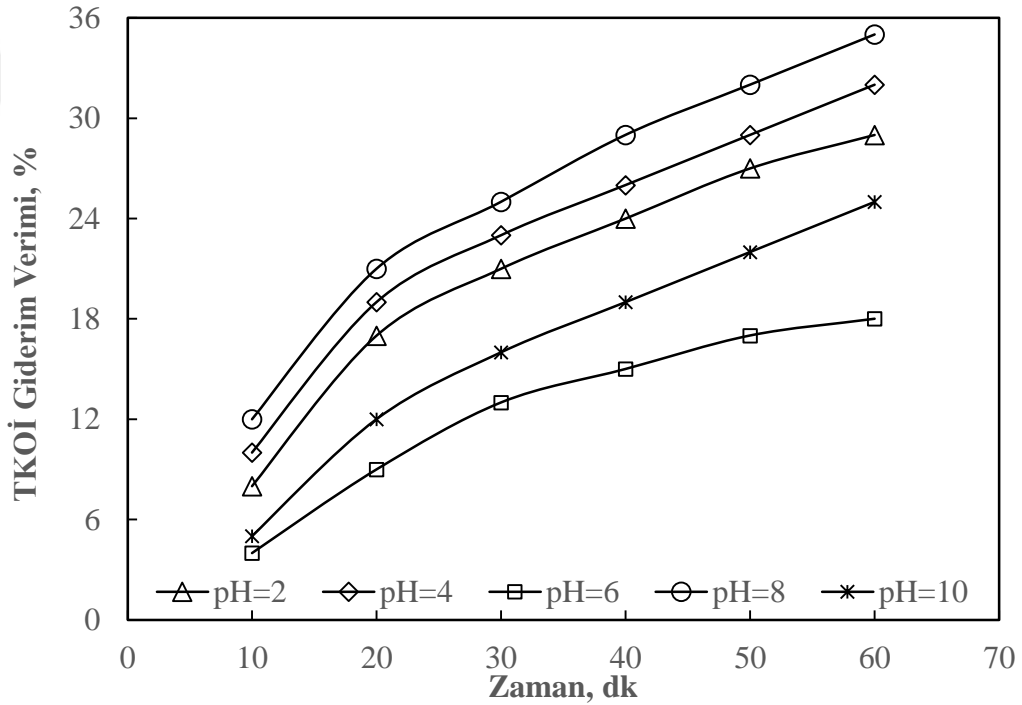
Şekil 4.22. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi



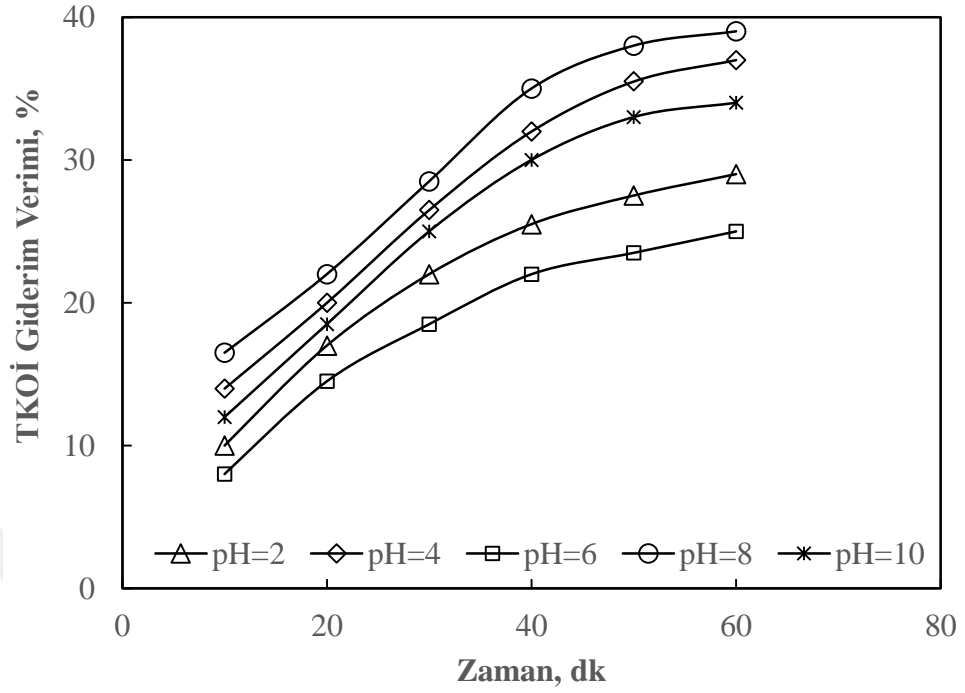
Şekil 4.23. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi

Şekil 4.20, 4.21, 4.22 ve 4.23 elektrooksidasyon prosesi ile farklı akım şiddetlerinde atık aktif çamurun parçalanma hızına başlangıç pH değerinin etkisinin incelendiği denemelerden elde edilen sonuçları göstermektedir. Denemeler boyunca pH değerlerindeki değişime ve sıcaklık değişimine herhangi bir müdahalede bulunulmamıştır. Şekillerden de görüldüğü gibi, akım şiddetindeki artış farklı başlangıç pH değerlerinde de olsa partiküler KOİ'e sebep olan organik maddenin parçalanarak çözülmüş KOİ değerinin artmasına yol açmaktadır. 10 A sabit akım şiddetinde 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda ÇKOİ açısından en iyi artış oranı %42 ile pH 8 değerinde elde edilirken, bu değer 15 A sabit akım şiddeti için %60 ile pH 8, 20 A sabit akım şiddeti için %117 ile pH 2 ve 25 A sabit akım şiddeti için %175 ile başlangıç pH değeri 2 olan denemede elde edilmiştir. 20 ve 25 A sabit akım şiddeti altında en iyi artış değeri pH 2 değerinde elde edilse bile, bu akım şiddetlerinde pH 8 değeri için artış oranları %100 ve %110 olarak gerçekleşmiştir. Bu artış eğilimi çalışılan bütün başlangıç pH değerleri için aynı yönde gerçekleşmiştir.

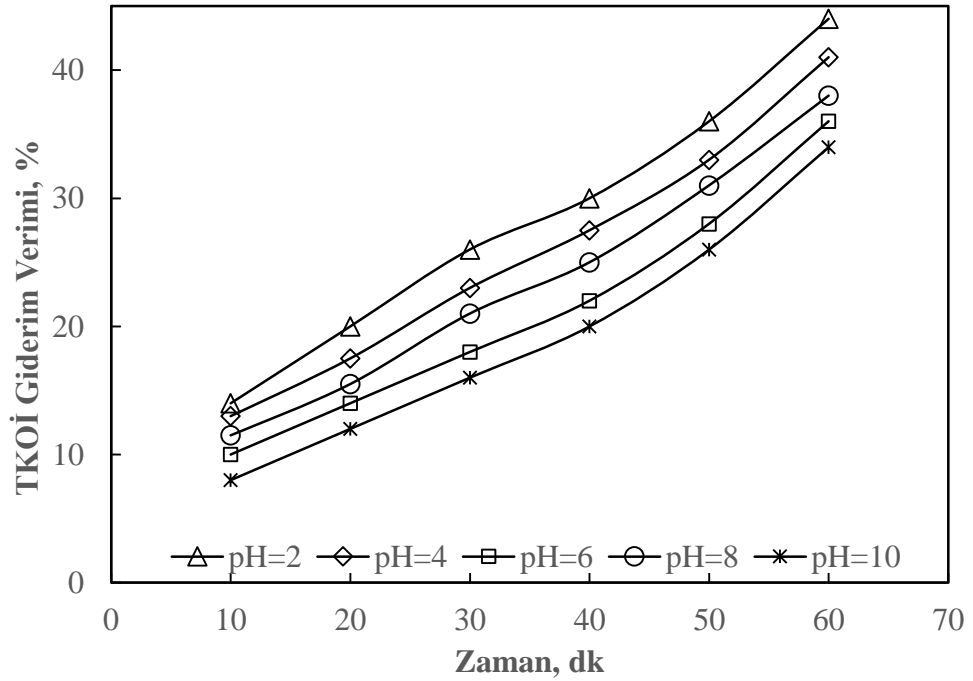
Atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile parçalanması için gerçekleştirilen denemelerde atık aktif çamurun toplam KOİ değerinde meydana gelen değişim belirtilen akım şiddetlerinde incelenmiş ve aşağıdaki grafiksel sonuçlar elde edilmiştir. Toplam KOİ değerindeki değişim elektro oksidasyon prosesi ile gerçekleşen çözünmüş KOİ giderimi ve partiküler KOİ değerinin elektrokimyasal parçalanması ile çözünmüş KOİ değerindeki artış miktarı arasındaki değişim göz önüne alınarak değerlendirilmiştir.



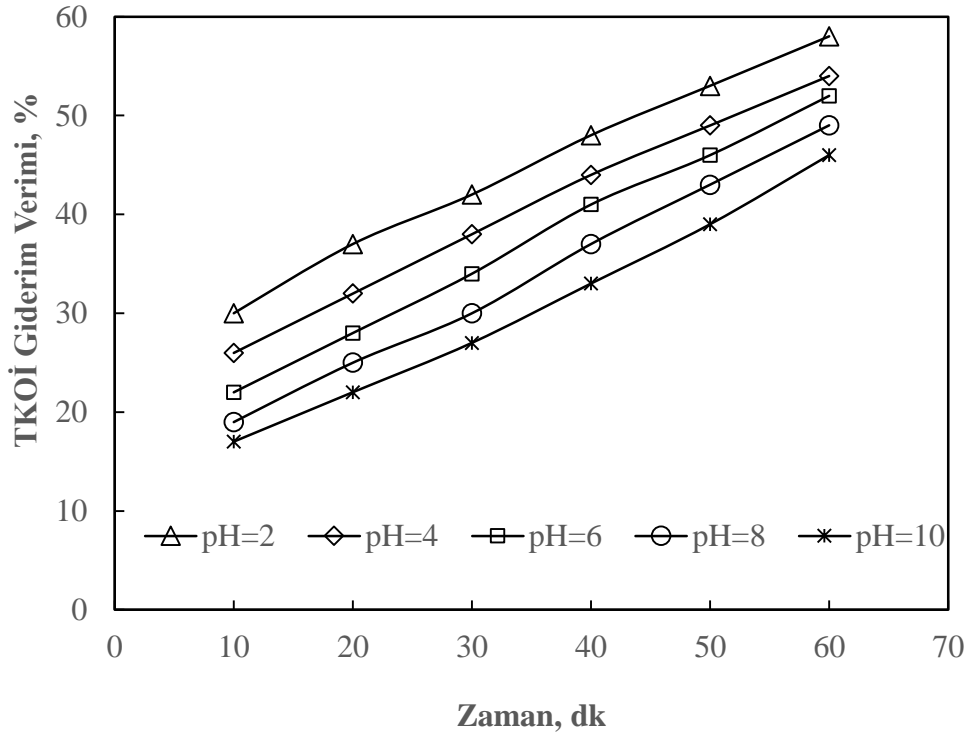
Şekil 4.24. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi



Şekil 4.25. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi



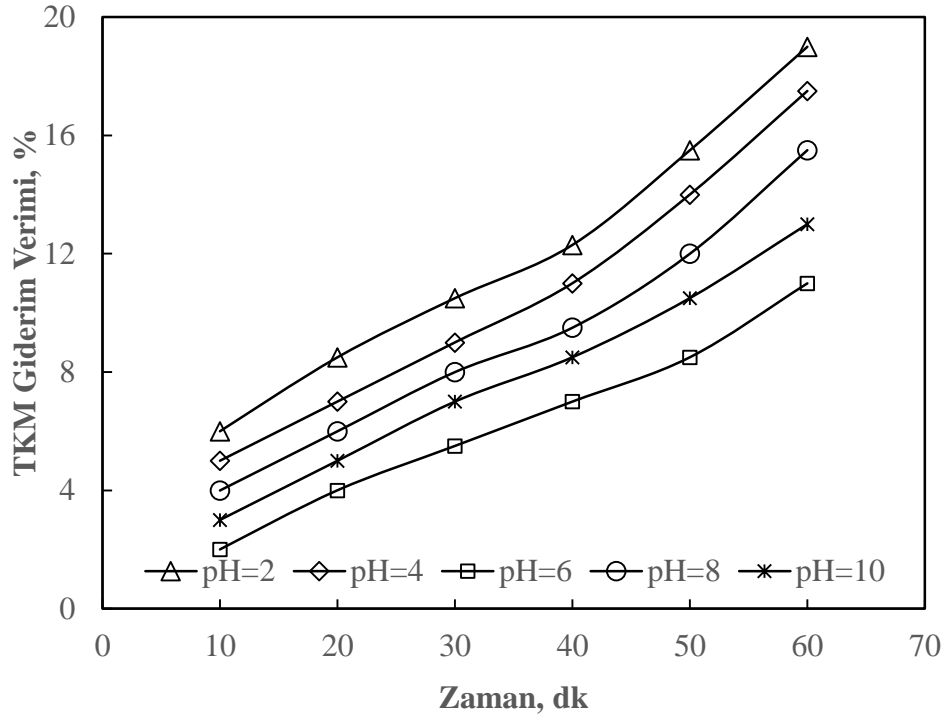
Şekil 4.26. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi



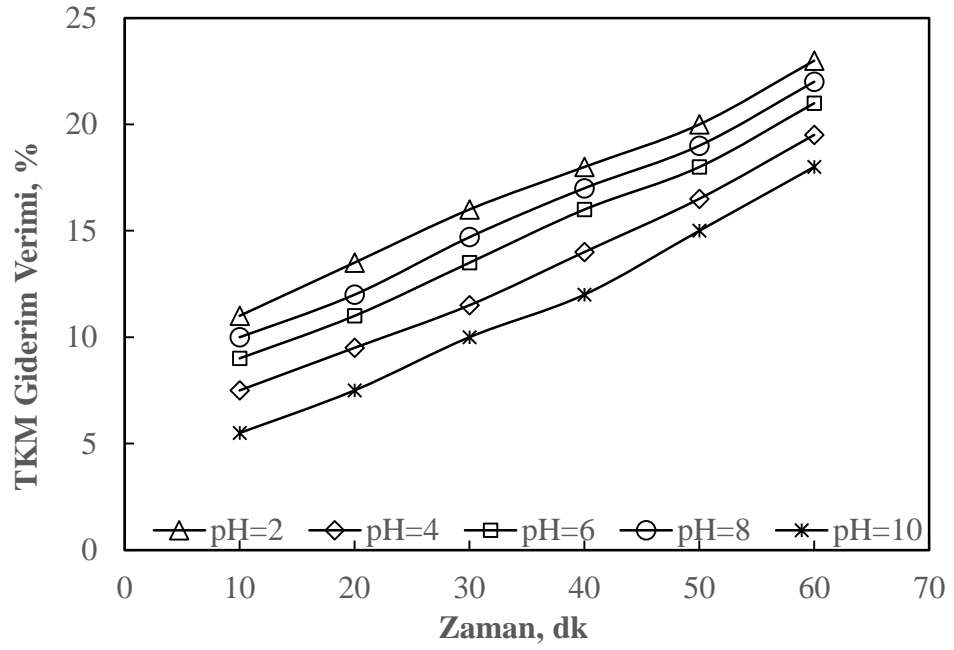
Şekil 4.27. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.24, 4.25, 4.26 ve 4.27’de verilen toplam KOİ değerlerinin ele alındığı grafiksel sonuçlar incelendiğinde, çözülmüş KOİ değerlerinde ortaya çıkan sonuçlara benzediği görülmektedir. 10 ve 15 A sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerde başlangıç pH değeri 8 olan denemelerde en iyi TKOİ giderim verimi elde edilirken, sabit akım şiddeti değerinin 20 ve 25 A değerine artırılması ile en iyi giderim veriminin elde edildiği başlangıç pH değerinin 2 olduğu görülmüştür. TKOİ giderim verimi atık aktif çamurun başlangıç pH değerine göre farklı akım şiddeti değerlerinde farklılık gösterse de artan akım şiddeti ile her başlangıç pH değeri için artış göstermiştir. Bu durum artan akım şiddetinin elektrokimyasal reaksiyonların oksidasyon kapasitesini artırarak ortaya çıkacak oksidant miktarını artırdığından kaynaklanmaktadır. Artan oksidant miktarı ve elektriksel alan değeri hem daha fazla partiküler maddenin çözünmesine hem de organik maddenin kararlı son ürünlere dönüşmesine yol açmaktadır.

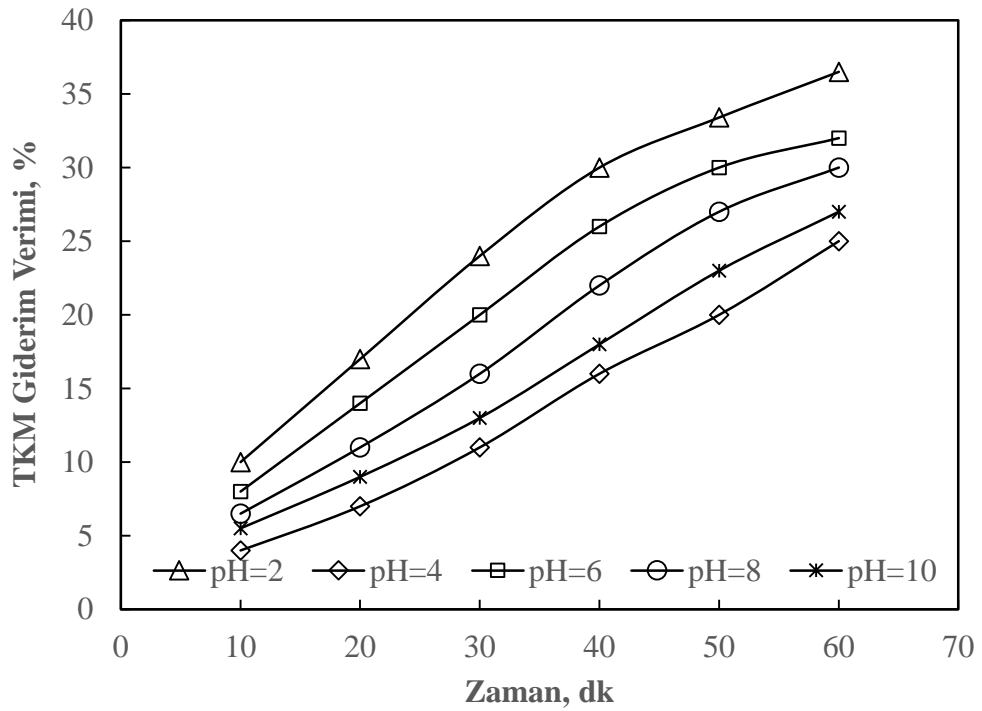
Mevcut deneysel şartlar altında atık aktif çamurdaki toplam katı madde ve askıda katı madde miktarlarındaki değişim incelenmiş ve elde edilen sonuçlar aşağıda gösterilmiştir.



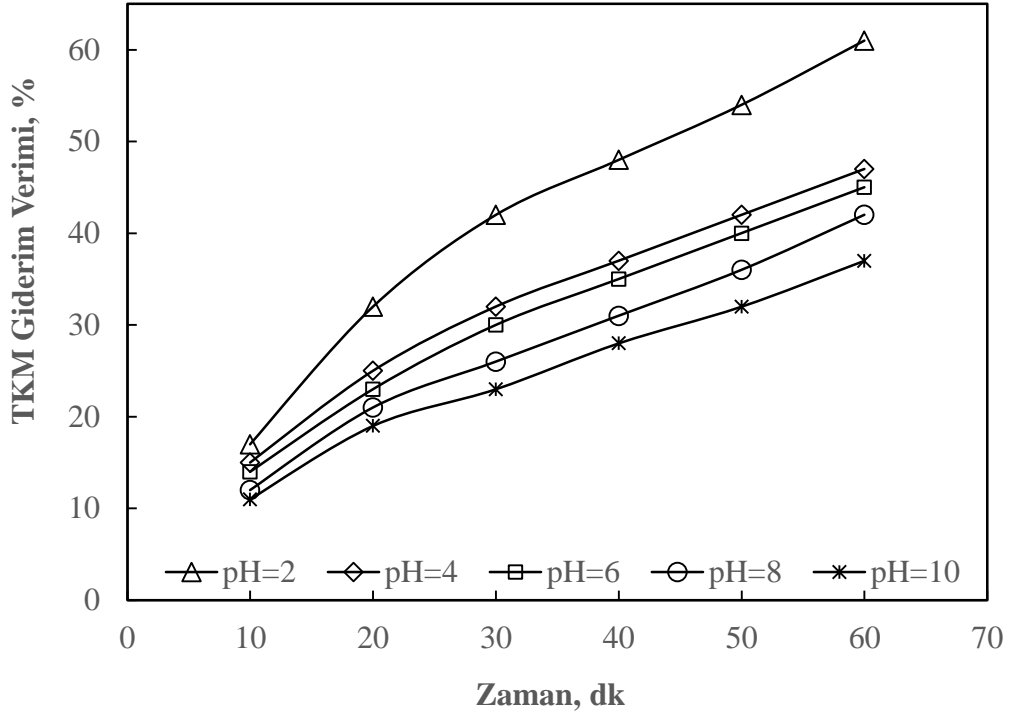
şekil 4.28. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon suresince TKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.29. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

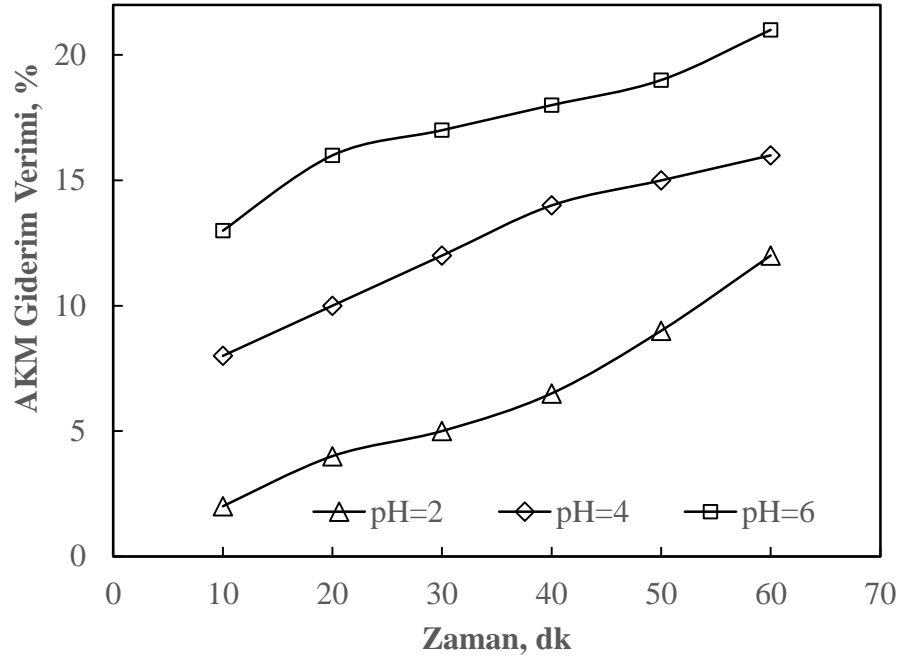


Şekil 4.30. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

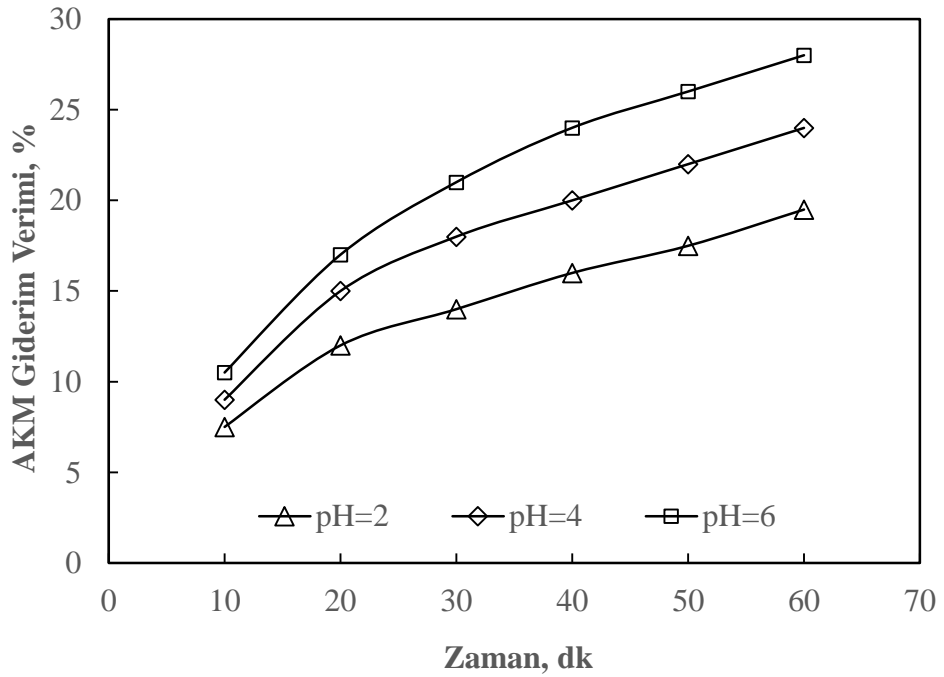


Şekil 4.31. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

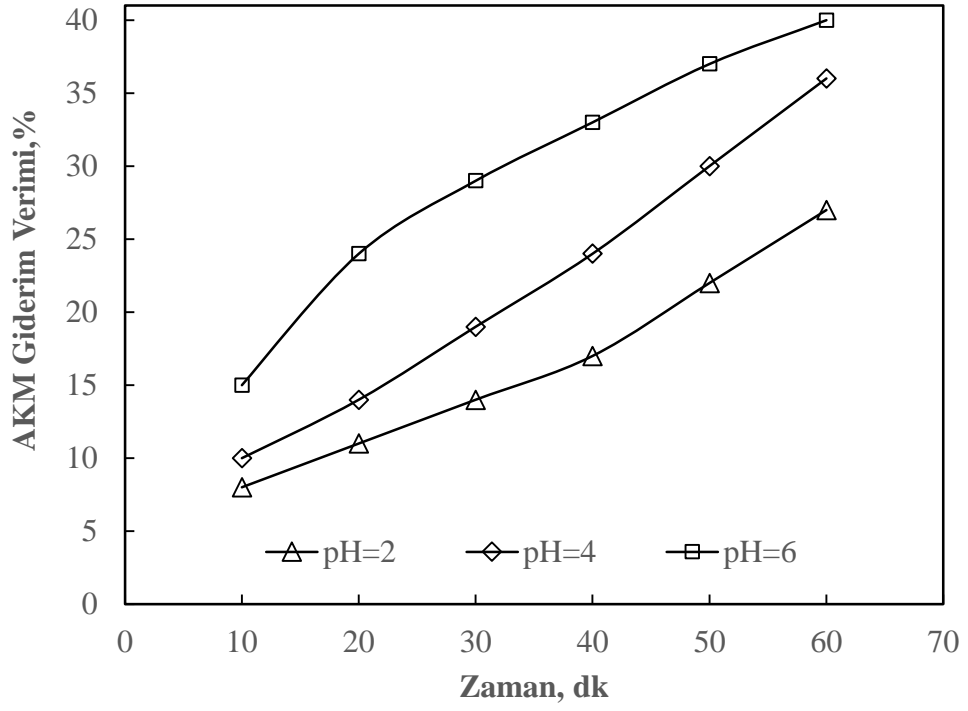
Toplam Katı madde giderimi açısından Şekil 4.28, 4.29, 4.30 ve 4.31 incelendiğinde en iyi giderim veriminin elde edildiği başlangıç pH değerinin çalışılan bütün sabit akım şiddeti değerlerinde 2 olarak ortaya çıktığı görülmektedir. Toplam katı madde giderim veriminin gösterildiği grafiklere bakıldığında giderim veriminin özellikle düşük akım şiddetlerinde oldukça düşük olduğu ve 10 ve 15 A'lik sabit akım şiddetlerinde TKM giderim veriminin %20-25 aralığında olduğu görülmektedir. Akım şiddetinin artması ile birlikte TKM giderim veriminin arttığı görülmektedir. Akım şiddeti değerinin artması atık aktif çamurdaki partiküler parçalanmayı artırarak partiküler KOİ giderim verimini artırmasının yanı sıra ÇKOİ değerini artırdığı için toplam katı madde giderim veriminin kısmi olarak artmasına sebep olmuştur. Atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımında bütün başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri için reaksiyon süresinin artması TKM giderim veriminin artmasına sebep olmuştur. Bekletme süresindeki artış, kirleticinin gerçekleşen elektrokimyasal reaksiyona daha uzun süre maruz kalmasından dolayı giderim veriminin artışına sebep olmuştur.



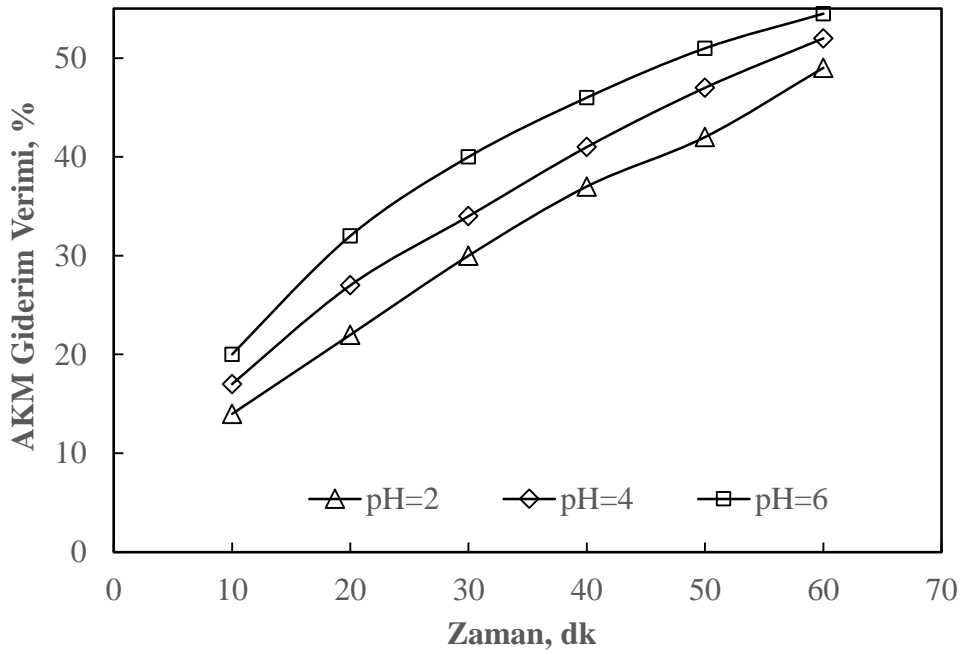
Şekil 4.32. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.33. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.34. Atık çamur başlangıç pH değerinin 20 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.35. Atık çamur başlangıç pH değerinin 25 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi

Şekil 4.32, 4.33, 4.34 ve 4.35 atık aktif çamurun elektrokimyasal olarak parçalanmasını etkileyen faktörlerin belirlenmesi için yapılan denemelerden elde edilen veriler ile reaksiyon boyunca askıda katı madde değişimini göstermektedir. Başlangıç pH değerleri 8 ve 10 olan denemelerin sonuçları grafiklerde gösterilememiştir. Bu durum, belirtilen pH aralıklarında ortaya çıkan flok yapısından kaynaklanmaktadır. Sonuçlar incelendiğinde çalışılan bütün akım şiddetleri için atık aktif çamurun başlangıç pH değerinin artması ile AKM giderim veriminin arttığını göstermektedir. İncelenen bütün değişkenler için AKM giderim verimi en iyi şartlarda yaklaşık olarak %55 civarında kalmıştır. Bu değer daha yüksek değerlere ulaşamamasının sebebi atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile tamamen kararlı son ürünlere dönüştürülememesinden kaynaklanmıştır. Gerçekleştirilen çalışma ile aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir;

- 1- Şekiller incelendiğinde elektrooksidasyon prosesi ile atık aktif çamurun arıtımı denemelerinde incelenen bütün başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresince pH değerlerinin azaldığı görülmektedir. Akım şiddeti değeri artması reaksiyon süresince pH değerlerinin daha hızlı azalmasına yol açmaktadır. Örnek olarak, 5 Amper ve pH 8 için reaksiyon süresi sonunda pH değeri 7.19, 10 Amper ve pH 8 için 6.67, 15 Amper ve pH 8 için 5.45, 20 Amper ve pH 8 için 4.86 değerleri elde edilmiştir.
- 2- Bütün başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresince sıcaklık değerinin arttığı görülmektedir. Atık aktif çamurun başlangıç sıcaklık değeri yaklaşık 12°C'dir. Bu değerden, her bir farklı pH değeri için reaksiyon süresi sonunda elektriksel iletkenlik değerlerindeki farklılığa bağlı olarak farklı sıcaklık değerleri ortaya çıkmıştır. Örnek olarak, 10 Amper ve pH 2 için reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu sıcaklık değeri 35,5°C, 10 Amper ve pH 4 için 34,5°C, 10 Amper ve pH 6 için 31,9°C, 10 Amper ve pH 8 için 32,5°C, 10 Amper ve pH 10 için 33,8°C değerleri elde edilmiştir.
- 3- Sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince enerji tüketiminin değişmesine sebep olacak en önemli faktör uygulanan potansiyel fark değerlerinin değişmesidir. Farklı pH değerlerinde atık aktif çamurun sahip olduğu farklı elektriksel iletkenlik değerlerine bağlı olarak farklı enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmıştır. Enerji tüketimi değerlerinin artmasına sebep olan en önemli parametre akım şiddeti değerlerinin artmasıdır. Farklı başlangıç pH değerlerinde atık aktif çamurun yapısında meydana gelen farklılaşma

reaktör içerisinde elektrik iletimini farklılaştırdığı için pH değerinin artmasına veya azalmasına bağlı olarak lineer bir enerji tüketimi değeri ortaya çıkmamıştır.

4- Elde edilen sonuçlar farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan ÇKOİ artış değişimlerini göstermektedir. Bu farklılık başlangıç pH değerinin değişimine bağlı olarak reaksiyon süresince meydana gelen değişim sonucudur. Elektrokimyasal hidrolizin yüksek kapasiteli olması, serbest radikaller gibi kısa ömürlü ve enerji açısından zengin ara maddeler tarafından sağlanır. Serbest radikaller, çamur floklarını ve mikrobiyal hücre duvarını parçalamada güçlü bir oksidasyon özelliğine sahiptir. Elektro-oksidasyon işleminden sonra, çamur floklarının ayrışması ve mikrobiyal hücre duvarlarının parçalanması nedeniyle ÇKOİ çözünürlüğünün arttığı düşünülmektedir. Ayrıca organik maddenin çözünmesi, mezofilik (yaklaşık 36°C) ve termofilik (yaklaşık 55°C) koşullarda artan sıcaklık tarafından da etkilenir. Özellikle yaklaşık 20°C'lik sıcaklığın termofilik koşullar seviyesine yükselmesi, çözülmüş KOİ (ÇKOİ) seviyesinin artmasına neden olmaktadır.

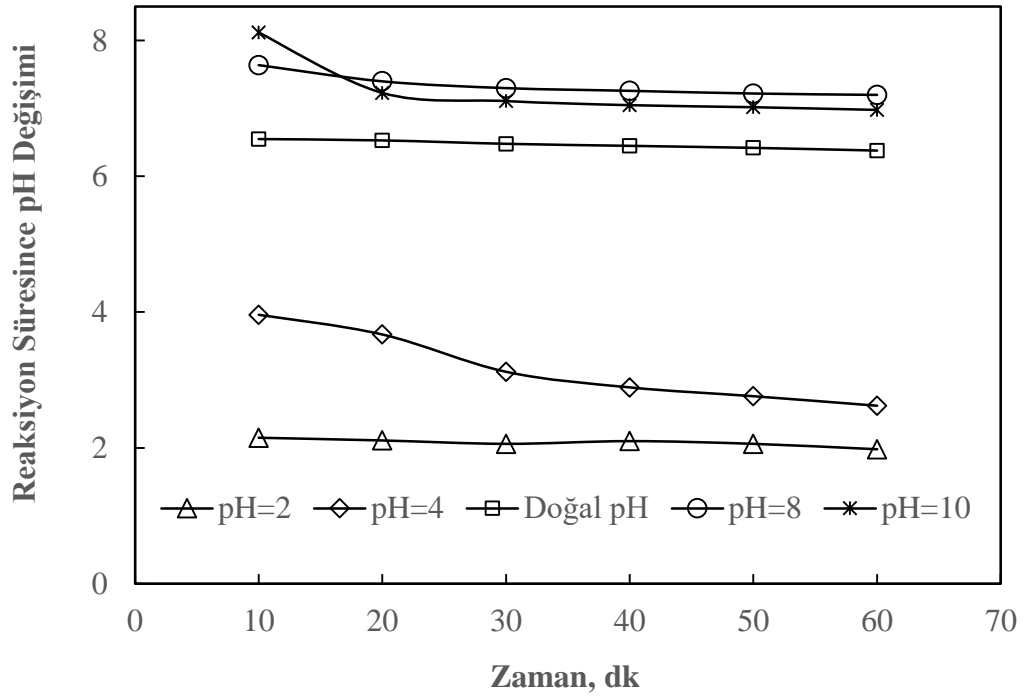
5- Gerçekleştirilen deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar; farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan TKOİ giderim verimi değişimlerini göstermektedir. Grafikler incelendiğinde yüksek akım şiddetinde düşük pH değerlerinin, düşük akım şiddetinde ise yüksek pH değerlerinin giderim verimini artırdığı gözlemlenmiştir.

6- Farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan TKM giderim verimi değişimlerini göstermektedir. Grafikselle sonuçlar incelendiğinde TKM giderim veriminin asidik şartlarda daha yüksek oranlarda gerçekleştiği görülmüştür.

7- Farklı başlangıç pH değerleri ve akım şiddetleri sonucu reaksiyon süresi boyunca ortaya çıkan AKM giderim verimi değişimlerini göstermektedir. Grafikselle sonuçlar incelendiğinde AKM giderim veriminin nötral pH değerine yakın asidik şartlarda daha yüksek oranlarda gerçekleştiği görülmüştür.

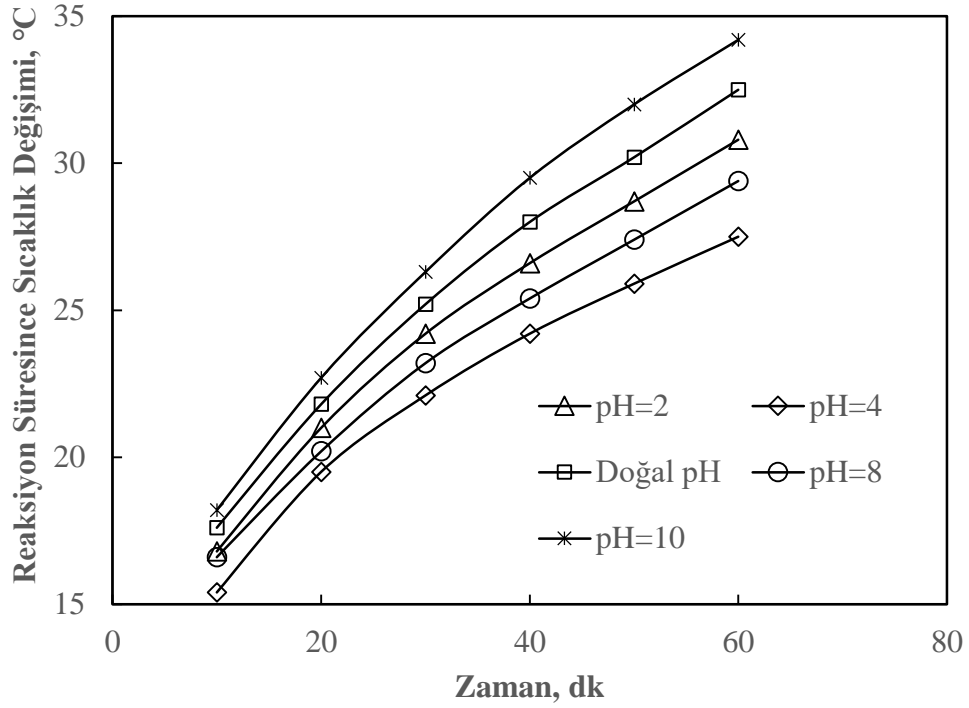
4.2. Doğal Atık Aktif Çamur ile Yapılan Çalışmalar

Erzurum Büyükşehir Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi biyolojik arıtma ünitesi son çöktürme havuzunun geri devir hattından temin edilen atık aktif çamurun doğal pH değeri 6,45 ve elektriksel iletkenlik değeri 1400-1520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarındadır. Atık çamur başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi incelenirken 2, 4, 6.5(doğal pH), 8 ve 10 olmak üzere beş farklı pH değeri seçilmiştir. Denemeler kesikli sistemde, farklı akım şiddetlerinde (5, 10 ve 15 Amper) ve destek elektrolitsiz ortamda 1000 ml'lik reaktör hacminde gerçekleştirilmiştir. Bütün denemelerde reaksiyon süresince atık çamur pH değerine herhangi bir müdahale edilmemiştir. Her bir akım şiddetinde belirtilen beş farklı pH değerleri için denemeler gerçekleştirilmiştir. Elektrokimyasal reaktörde gerçekleştirilen denemeler için 10, 20, 30, 40, 50 ve 60.dakikalarda reaktördeki elektriksel alan ortadan kaldırılarak numuneler alınmış ve bu numunelerde çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri tespit edilerek kayıt altına alınmıştır. Çıkış suyu pH değeri, sıcaklık, çıkış suyu elektriksel iletkenlik değeri ile ortaya çıkan potansiyel fark değerleri sonucu oluşan elektriksel enerji tüketimi ve arıtım verimi değerleri yardımıyla elde edilen sonuçlar aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir.



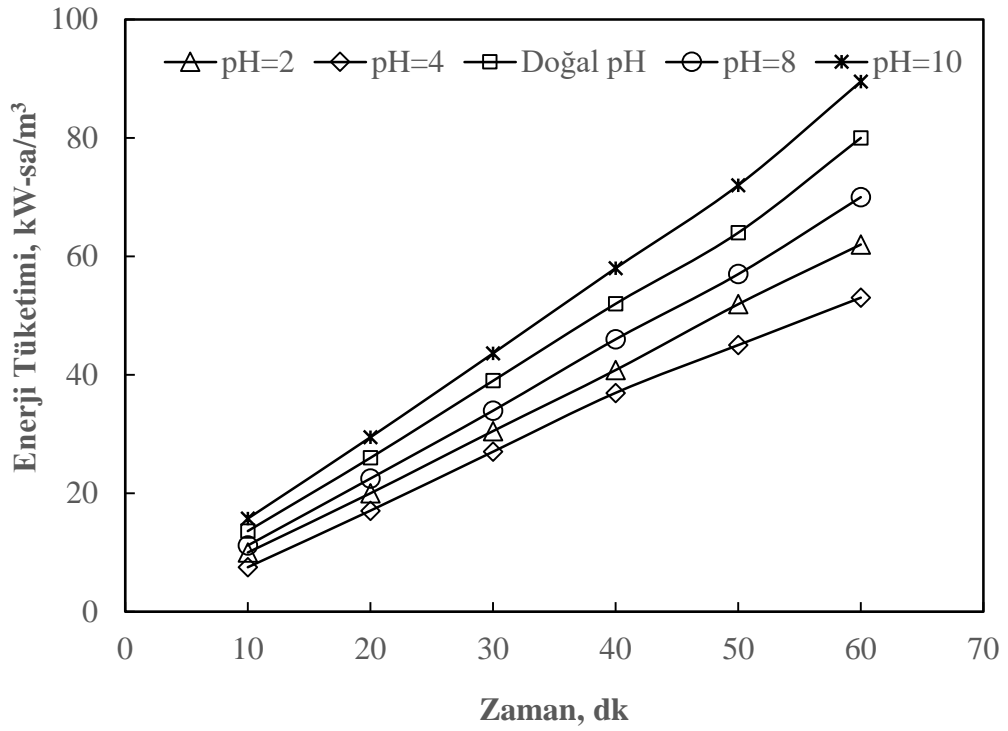
Şekil 4.36. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.36, her bir başlangıç pH değerinde, çıkış suyu pH değerlerinin zamana bağlı olarak değişimini göstermektedir. Atık çamurun başlangıç pH değeri 2 iken 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu pH değeri 1,98'e düşerken, bu değer sırası ile 4, 6.5, 8 ve 10 başlangıç pH değerleri için 2.62, 6.3, 7.2 ve 6.98 olarak tespit edilmiştir. Atık çamurun pH değerindeki değişim, incelenen her bir başlangıç pH değeri için reaksiyonun ilk 10 dakikasında oransal olarak hızlı bir azalış göstermiş ve 60 dakikalık reaksiyon süresinin geri kalan kısmında daha düşük bir azalma eğilimi ortaya çıkmıştır. Atık aktif çamurun başlangıç pH değerleri 2, 4 ve 6.5 olan denemelerinde 60 dakikalık reaksiyon süresinin tamamı asidik şartlarda gerçekleşmiştir. Başlangıç pH değeri 8 ve 10 olan denemelerde pH değerinin azalma hızı yüksek olsa da reaksiyon süresinin ilk 10 dakikalık zaman diliminden sonra özellikle pH 8 ve 10 değerleri için ortam şartları nötral aralıkta gerçekleştiğini göstermiştir.



Şekil 4.37. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

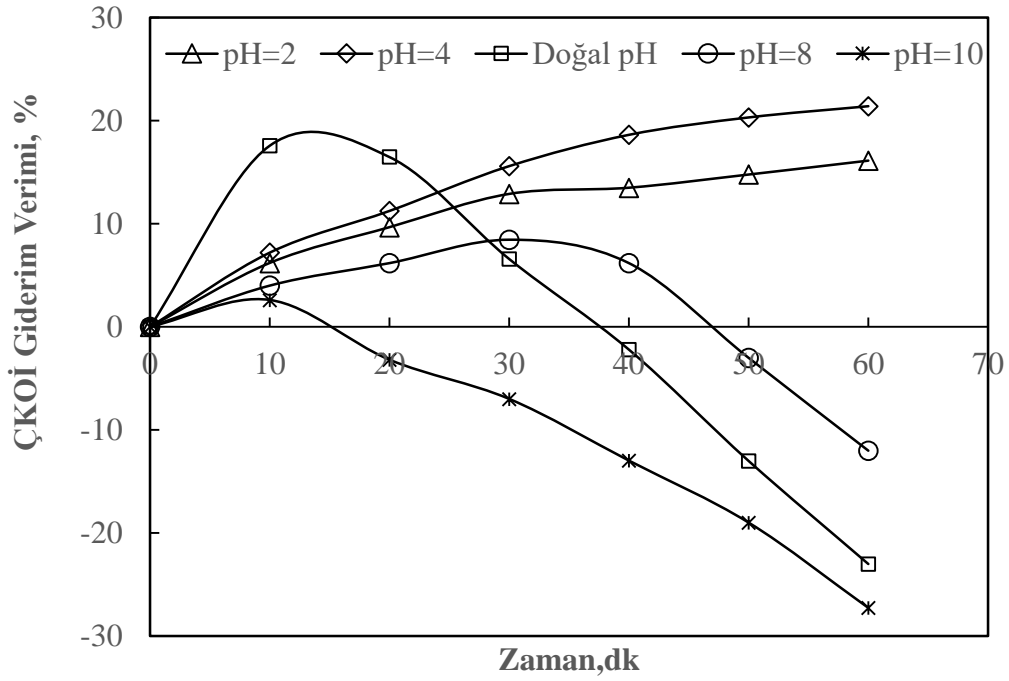
Sabit akım şiddeti altında atık aktif çamurun elektrokimyasal arıtımı için gerçekleştirilen denemelerde, 5 A'lık akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin etkilerinin incelendiği denemelerde, 60 dakikalık reaksiyon süresi boyunca atık aktif çamurun sıcaklığında meydana gelen değişim incelenmiş ve Şekil 4.37'de gösterilmiştir. Şekilden de görülebileceği gibi incelenen bütün pH değerlerinde reaksiyon süresi boyunca sıcaklık değerleri artış göstermiştir. Bu durum sabit akım şiddeti altında reaksiyon süresince uygulanan potansiyel fark değerlerinin artması sonucu sistemde ortaya çıkan elektriksel direnç değerlerinin artmasından kaynaklanmaktadır. Her bir pH değerinde ortaya çıkan elektriksel iletkenlik değerleri ve pH değerine bağlı olarak atık aktif çamurun kompozisyonunun değişmesi sonucu 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda pH 10 denemesinde çıkış suyu sıcaklığı 34.2°C iken bu değer doğal pH denemesi için 32.5°C, pH 2 denemesi için 30.8, pH 8 denemesi için 29.4 ve pH 4 denemesi için 27.5°C olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.38. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi

Şekil 4.38 farklı başlangıç pH değerlerinde meydana gelen elektriksel enerji tüketimi değerlerindeki değişimi göstermektedir. Her bir başlangıç pH değeri için 5 amperlik sabit akım şiddeti uygulanmasına rağmen sistemde ortaya çıkan farklı potansiyel fark değerlerine bağlı olarak Eşitlik 3.2 uyarınca farklı enerji tüketimi değerleri ortaya çıkmıştır. Farklı enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıkmasının temel sebebinin, başlangıç pH değerlerindeki değişime bağlı olarak farklı pH değerleri için farklı elektriksel iletkenlik değerlerinin ortaya çıkmasıdır. Değişen elektriksel iletkenlik değeri sabit akım şiddeti altında sisteme uygulanan potansiyel fark değerini değiştireceğinden dolayı enerji tüketimi değerlerinin değişmesi beklenen bir sonuçtur. Doğal pH değeri dikkate alındığında bu değer altında ve üstündeki pH değerlerindeki atık aktif çamurun elektriksel iletkenlik değerleri doğal pH değerindeki elektriksel iletkenlik değerinden daha büyüktür. Bu durumda pH değerinin 2 ve 10 olduğu durumlarda en yüksek elektriksel iletkenlik değerine dolayısı ile tek bu parametreye bağlı olduğuna inanıldığında, en düşük potansiyel fark değerlerine ulaşılması

gerekmektedir. Bununla birlikte Şekil 4.38 dikkatli bir şekilde incelendiğinde en yüksek enerji tüketimi değerinin başlangıç pH değeri 10 olan denemede ortaya çıktığı görülmektedir. En düşük enerji tüketimi değeri ise pH 4 değerinde ortaya çıkmıştır. Bu durumun, atık aktif çamura ilave edilen asit ve bazın flok yapısında meydana getirdiği değişimden kaynaklandığı düşünülmektedir.

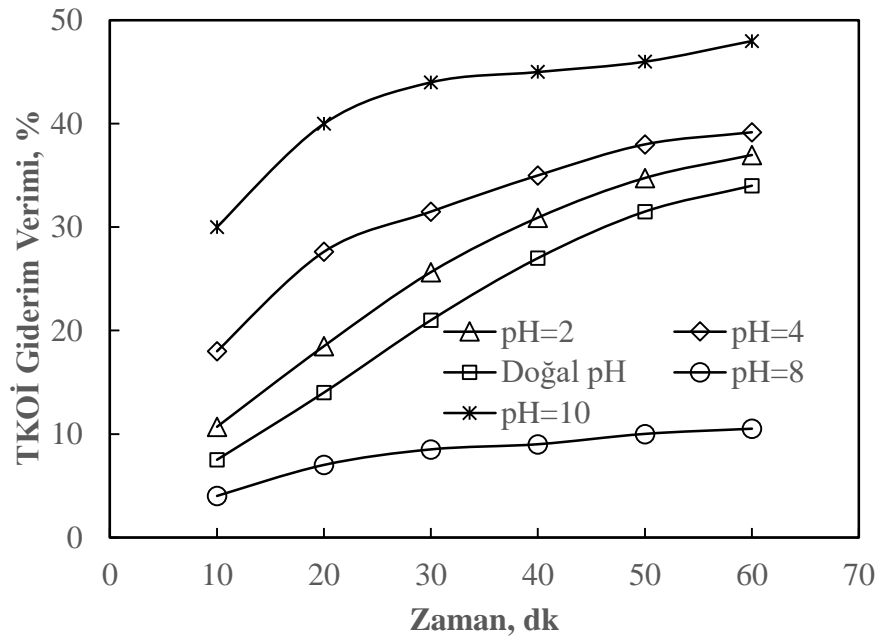


Şekil 4.39. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi

Erzurum Büyükşehir Belediyesi Kentsel Atıksu Arıtma prosesinde ortaya çıkan atık aktif çamur, anaerobik reaktörlerde arıtıma tabi tutulduğundan dolayı atık aktif çamur içerisindeki çözülmüş madde miktarının anaerobik arıtma prosesine girmeden önce artması anaerobik arıtma prosesinin veriminin artmasına yol açacaktır. Atık aktif çamurun elektrokimyasal olarak arıtılması çalışmaları çözülmüş madde miktarındaki değişim dikkate alınarak gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.39'dan da görüldüğü gibi çözülmüş madde miktarı Çözülmüş KOİ üzerinden incelenmiştir. Her bir başlangıç pH değeri için yapılan çalışmalarda bütün pH değerlerinde reaksiyonun ilk 10 dakikası ÇKOİ giderimi gerçekleştirilmiş ve reaksiyonun sonraki zaman aralıklarında ÇKOİ

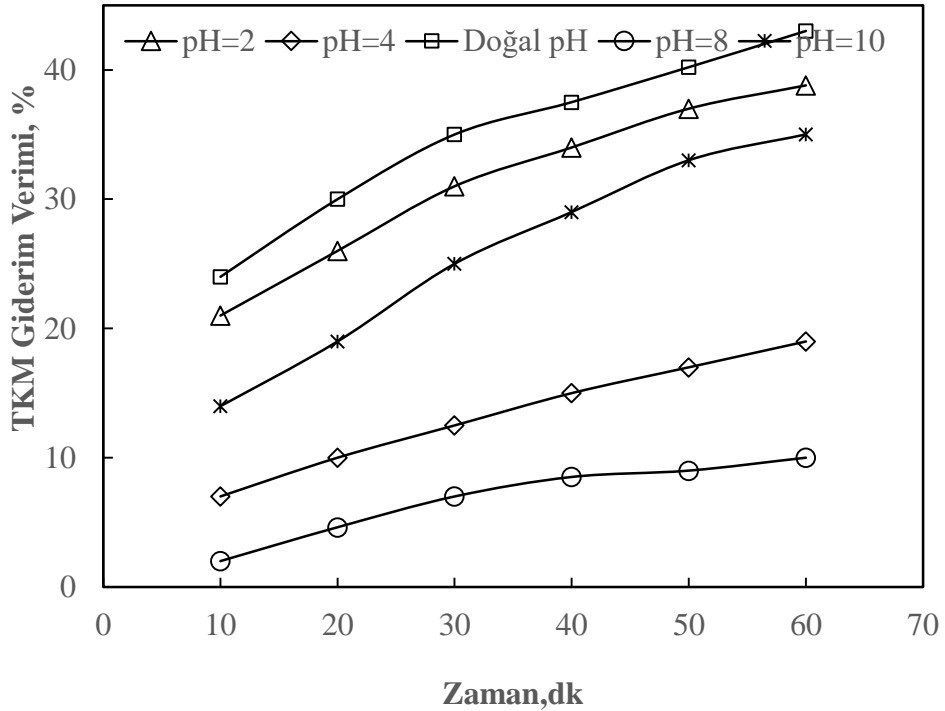
değerlerinde doğal pH ve pH 10 denemeleri hariç diğer başlangıç pH değerlerinde artış gözlenmiştir. Asidik pH değerlerinde bu giderim verimi artışı reaksiyonun sonuna kadar sürmüştür. Başlangıç pH değeri doğal, 8 ve 10 olan denemelerde ise belirli bir reaksiyon süresi sonrasında ÇKOİ değerinde sürekli olarak bir artış gözlenmiş ve 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda pH 6 değeri için %23'lük, pH 8 değeri için %12'lik ve pH 10 değeri için ise %27'lik bir artış sağlanmıştır. Başlangıç pH değeri 4 olan denemede ise reaksiyonun ilk 10 dakikasında yaklaşık %7'lik bir ÇKOİ giderim verim elde edilmiş ve ilerleyen reaksiyon süresinde düşük bir artış hızı ile ÇKOİ giderimi yaşanmış ve bu değer yaklaşık %21 gibi düşük bir oranda kalmıştır. Çalışılan diğer başlangıç pH değeri olan 2 için ilk 10 dakikada yaşanan ÇKOİ giderimi reaksiyon süresi sonuna kadar azalma eğilimi göstermiş ve farklı oranda ÇKOİ giderimi ile sonuçlanmıştır.

Atık aktif çamurda gerçekleşen elektrokimyasal reaksiyonlar sonucu ortaya çıkan toplam KOİ değişimi Şekil 4.40'ta grafiksel olarak verilmiştir. Toplam KOİ değişimi incelenirken akım şiddeti 5 A olarak sabit tutulmuş ve atık aktif çamurun başlangıç pH değerleri değiştirilmiştir.



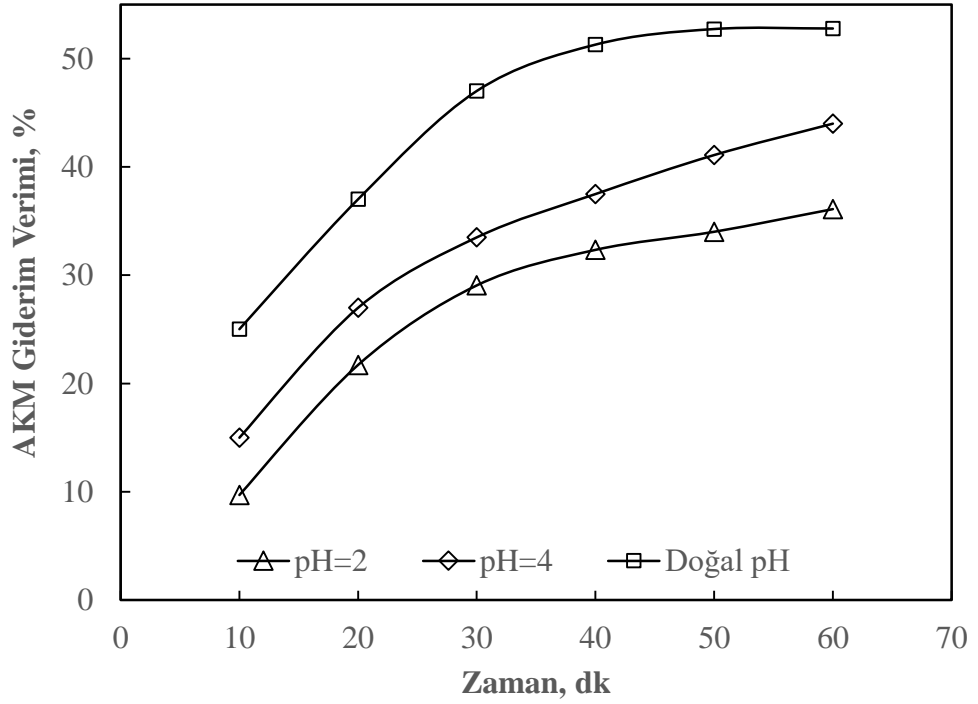
Şekil 4.40. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.40'tan görüldüğü gibi toplam KOİ cinsinden en yüksek giderim veriminin elde edildiği başlangıç pH değeri 10 olarak görülmektedir. Bu pH değerinde TKOİ giderim verim 60 dakikalık reaksiyon süresi sonunda yaklaşık olarak %48 olarak tespit edilmiştir. Bu değer pH 4 için %39, pH 2 için %37, doğal pH değeri için %34 ve pH 8 değeri için %10 olarak gerçekleşmiştir. ÇKOİ ve TKOİ verileri birlikte değerlendirildiğinde, farklı başlangıç pH değerleri için ÇKOİ ve TKOİ oranlarının aynı eğilimde olmadığı görülmektedir. Başlangıç pH değeri 10 olan denemede ÇKOİ değeri %27 artış gösterirken, TKOİ giderim verimi %48 oranında azalma eğilimi göstermiştir. Başlangıç pH değeri 2 olan deneme için ÇKOİ değeri %12 azalma ve TKOİ değeri %37 azalma eğilimi göstermektedir. Bu farklılıkların ortam pH değerine bağlı olarak ortaya çıkan oksidasyon kapasitesi farklı türlerin varlığından kaynaklandığı düşünülmektedir. 5 A'lık sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerinin atık aktif çamur üzerine etkilerinin incelendiği denemelerden elde edilen veriler yardımıyla toplam katı madde ve askıda katı madde analizleri yapılmış ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.41 ve 4.42'de gösterilmiştir.



Şekil 4.41. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

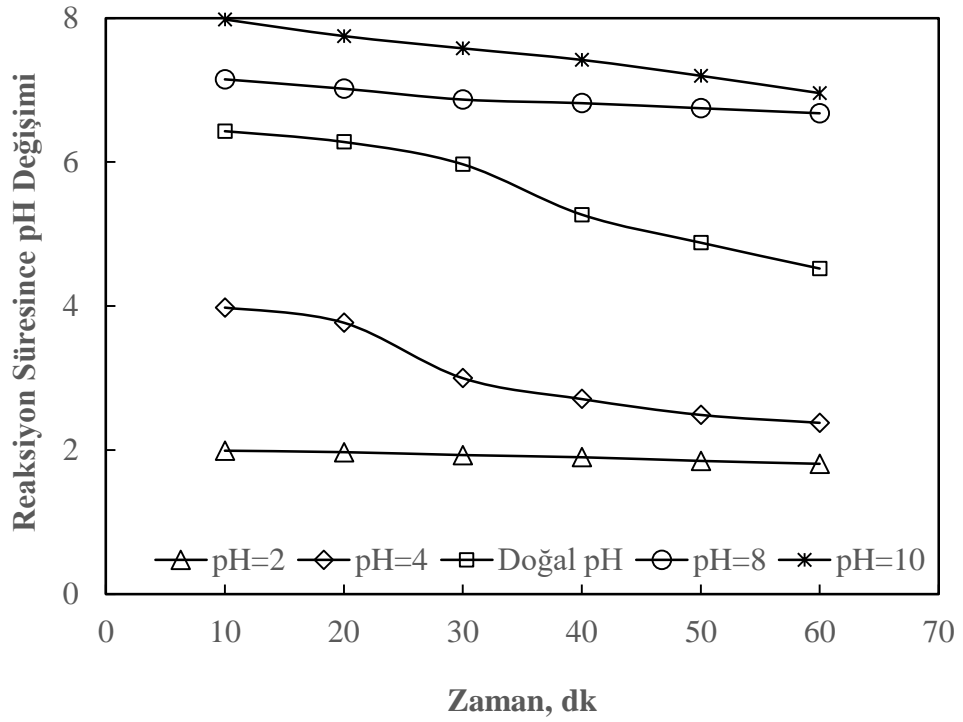
Şekil 4.41 incelendiğinde 5 A'lık sabit akım şiddeti altında TKM giderim verimlerinin çok yüksek olmadığı görülmektedir. En yüksek TKM giderim veriminin başlangıç pH değeri doğal pH olan denemede %43 olarak ve en düşük TKM giderim verimi de başlangıç pH değeri 8 olan denemede %10 olarak tespit edilmiştir. TKM veriminin her bir başlangıç pH değeri için oldukça düşük ve stabil olmasının sebebinin elektrokimyasal reaksiyon sonucu kolloidal/partiküler organik maddenin bir kısmının elektro oksidasyon prosesi ile nihai ürünlere dönüşürken büyük bir kısmının da çözülmüş organik maddeye dönüşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.



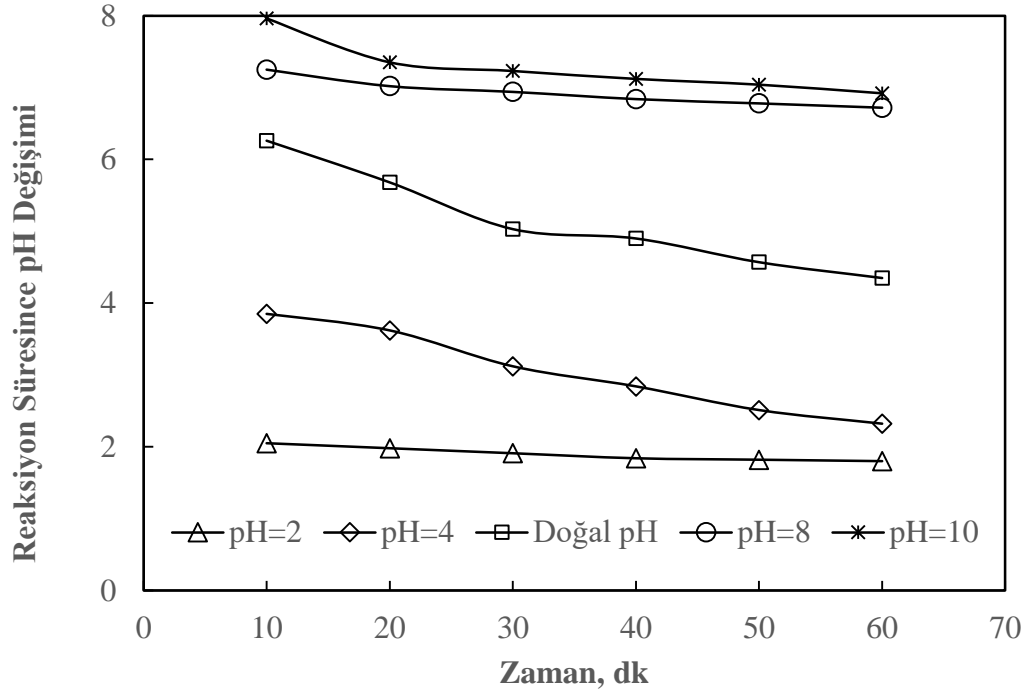
Şekil 4.42. Atık çamur başlangıç pH değerinin 5 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi

Şekil 4.42'de AKM giderim verilerinin de yine düşük bir aralıkta (%52-%36) farklılık gösterdiği görülmektedir. En yüksek AKM giderim verimi doğal pH değeri için %52 iken bu değer başlangıç pH değeri 4 olan deneme için %44 ve başlangıç pH değeri 2 olan denem için en düşük AKM giderim verimi olan %36 olarak ölçülmüştür.

Atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile giderimi için yapılan çalışmalarda başlangıç pH değerinin etkilerinin incelendiği denemelerde akım şiddetinin 10 ve 15 Amper olarak değiştirildiği durumlarda elde edilen grafiksel sonuçlar aşağıda verilmiştir. Sonuçlar reaksiyon süresince gerçekleşen pH değişimi, sıcaklık değişimi, enerji tüketimi değişimi, ÇKOİ değişimi, TKOİ değişimi, TKM değişimi ve AKM değişimi olarak verilmiştir.

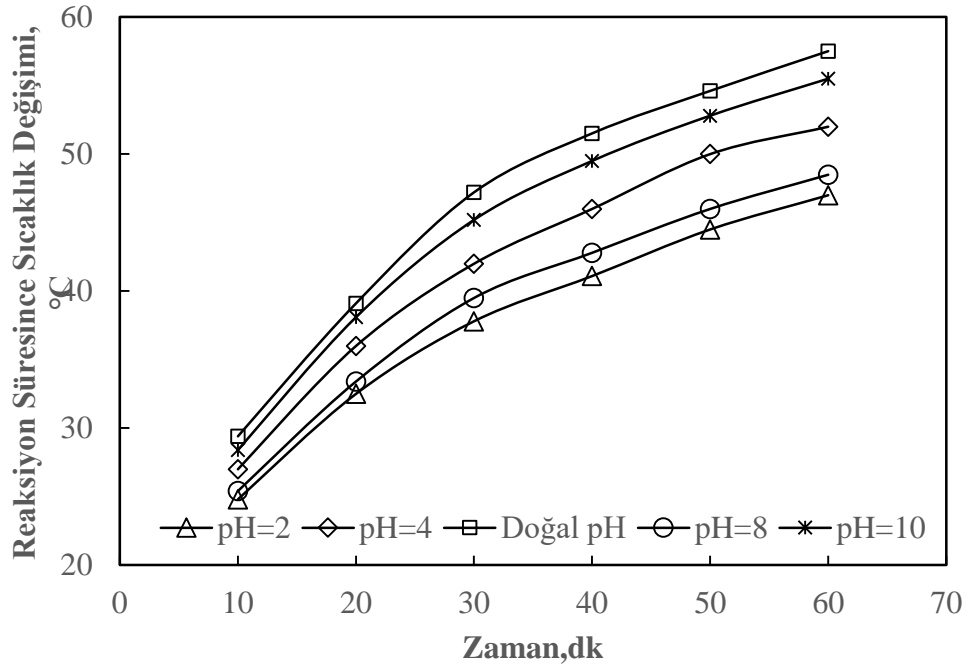


Şekil 4.43. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

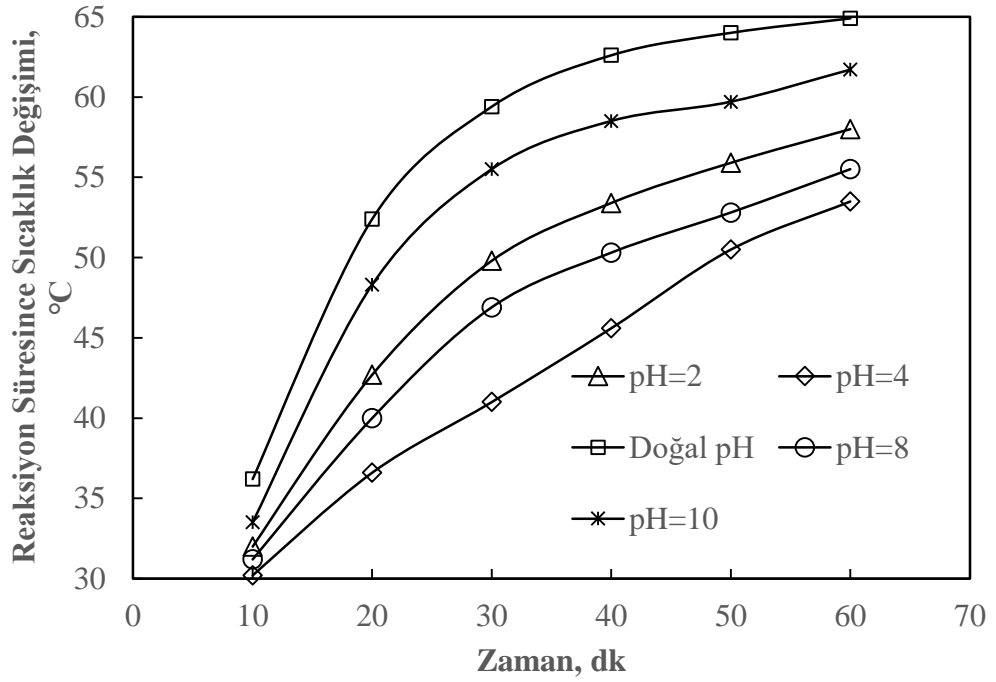


Şekil 4.44. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.43 ve 4.44 incelendiğinde bütün başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresi sonunda çıkış suyu pH değerlerinin sürekli olarak azaldığı görülmüştür. Artan akım şiddeti değerlerine bağlı olarak her bir başlangıç pH değeri için çıkış suyu pH değerlerinin daha fazla azalma eğilimi gösterdiği görülmektedir. Doğal pH değeri ve altındaki pH değerlerinde reaksiyonun çok büyük bir kısmındaki pH değeri ve çıkış suyu pH değeri asidik şartların oluşmasına yol açmıştır. Başlangıç pH değeri 8 ve 10 olan denemelerde ise nötral pH değerlerinin oluşması gerçekleşmiştir.

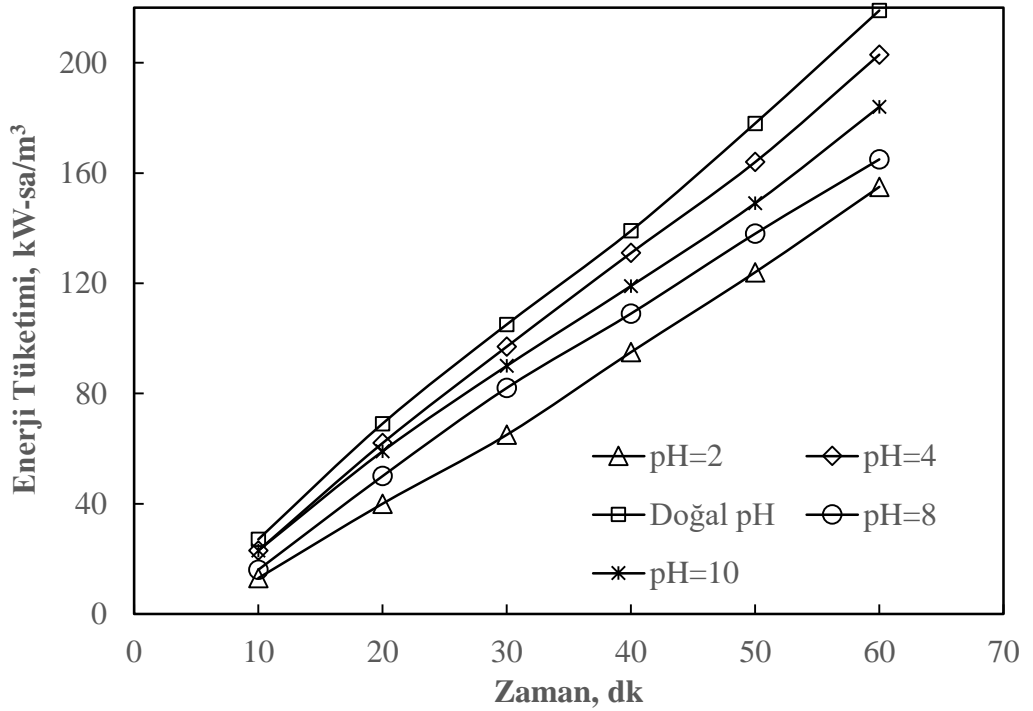


Şekil 4.45. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

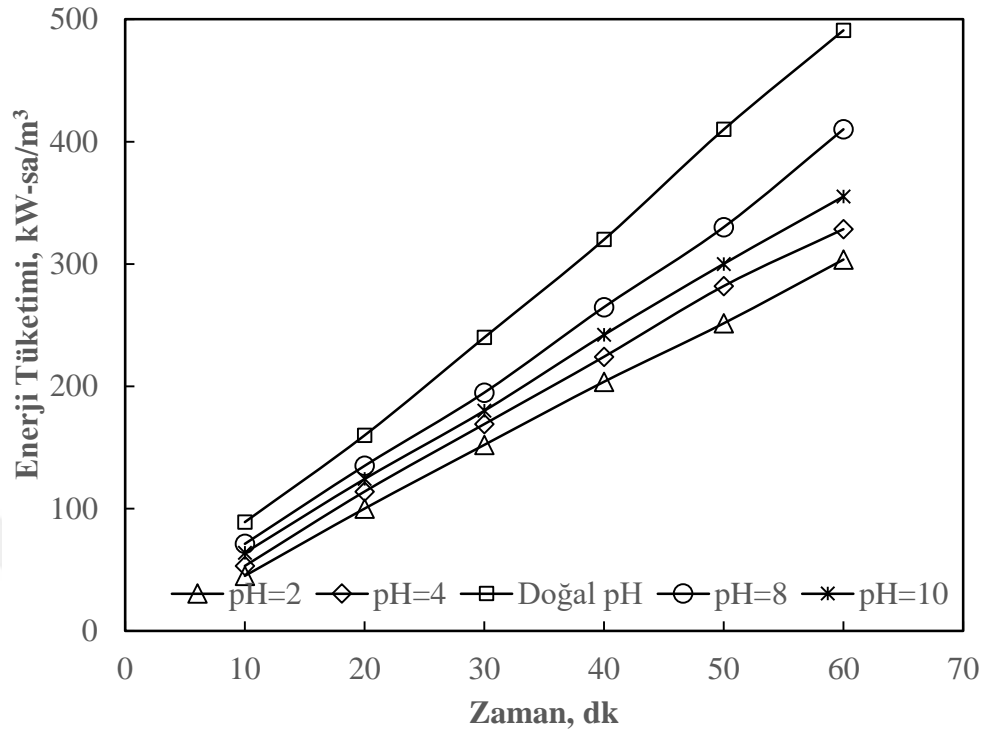


Şekil 4.46. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu sıcaklık değerlerine etkisi

Elektrokimyasal reaksiyonların doğası gereği gerçekleşen reaksiyonlara bağlı olarak sistemde ortaya çıkan elektriksel direnç değeri reaktöre verilen elektrik enerjisinin bir kısmının ısı enerjisine dönüşmesine yol açar. Bu durum reaktör sıcaklığının bir miktar artmasına sebep olur. İncelenen akım şiddeti ve başlangıç pH değerlerine göre bu artış farklılık gösterebilir. Atık aktif çamur içeriğinin değişen başlangıç pH değerine göre farklılık göstermesi elektriksel iletkenlik değerinden bağımsız olarak sistemde elektriksel direnç değerlerinin farklılaşmasına yol açtığından Şekil 4.45 ve 4.46'dan da görüleceği gibi beklenen sıcaklık artışlarından farklı değerlerin ortaya çıkmasına yol açmıştır. Bununla birlikte en düşük elektriksel iletkenlik değerine sahip olan doğal pH değeri ile yapılan denemelerde en yüksek sıcaklık farklılıkları ortaya çıkmıştır. Artan akım şiddeti sisteme uygulanan potansiyel fark değerinin artmasına sebep olduğundan 10 A sabit akım şiddeti altında doğal pH değerinde sıcaklık değeri 57°C iken, 15 A sabit akım şiddeti değerinde reaktör sıcaklığı 65°C'ye kadar yükselmiştir. İncelenen bütün başlangıç pH değerleri için bahsedilen durum geçerliliğini korumuştur.

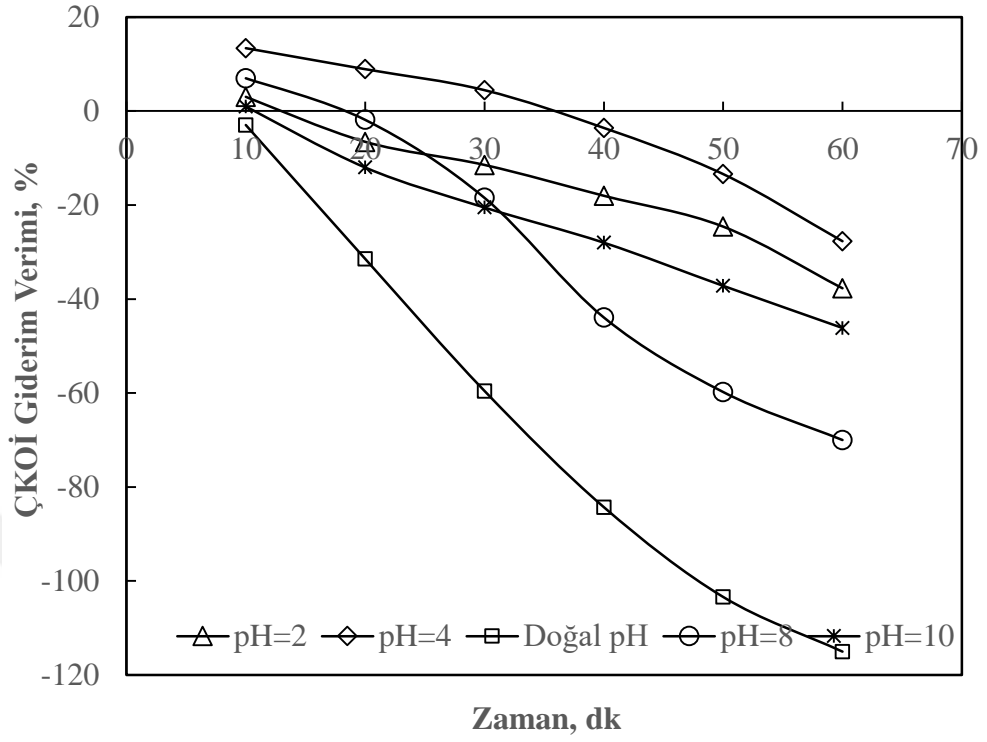


Şekil 4.47. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi

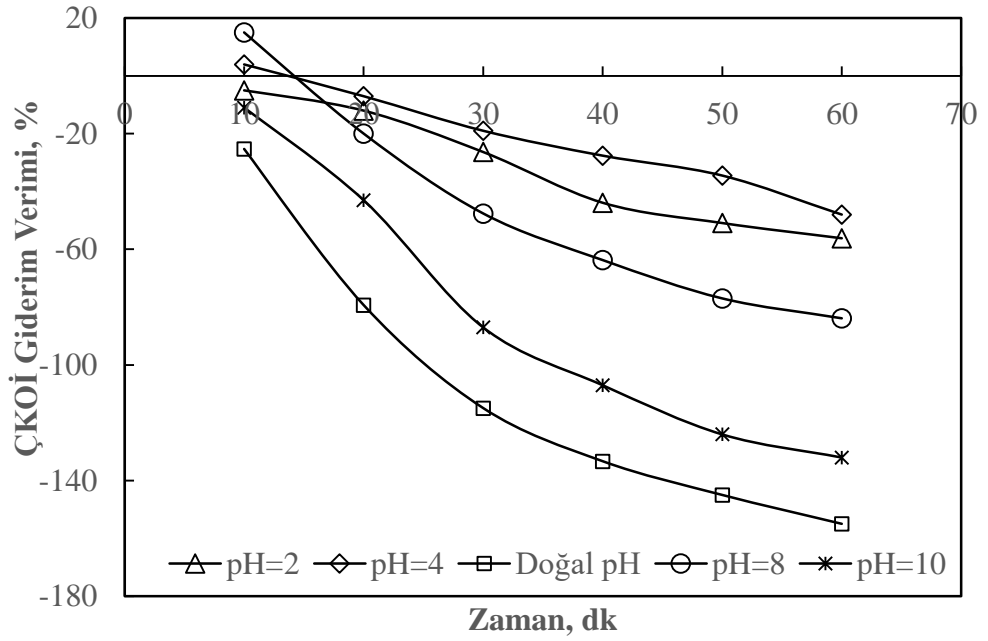


Şekil 4.48. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince elektrik enerji tüketimi değerlerine etkisi

Sabit akım şiddeti altında enerji tüketimi değerini etkileyen en önemli parametre, atık aktif çamurun sahip olduğu elektriksel iletkenlik değerine bağlı olarak ortaya çıkan potansiyel fark değerleridir. Bununla birlikte başlangıç pH değerine bağlı olarak ortaya çıkan atık aktif çamur muhteviyatı da potansiyel fark değerleri üzerine etki etmektedir. Elektriksel iletkenlik değerinin etkinliği başlangıç pH değeri doğal pH olan denemede baskın olup her iki akım şiddetinde de en yüksek enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıkmasına sebep olmuştur. Şekillerde de görüldüğü gibi atık aktif çamurun farklı pH değerlerinde farklı flok yapısına sahip olması elektriksel iletkenlik değerinden bağımsız olarak enerji tüketimi değerlerinin şekillenmesine yol açmıştır. Kesikli çalıştırılan sistem arıtılan atık aktif çamurun birim hacmi başına yüksek enerji tüketimi değerleri oluşturmuştur.

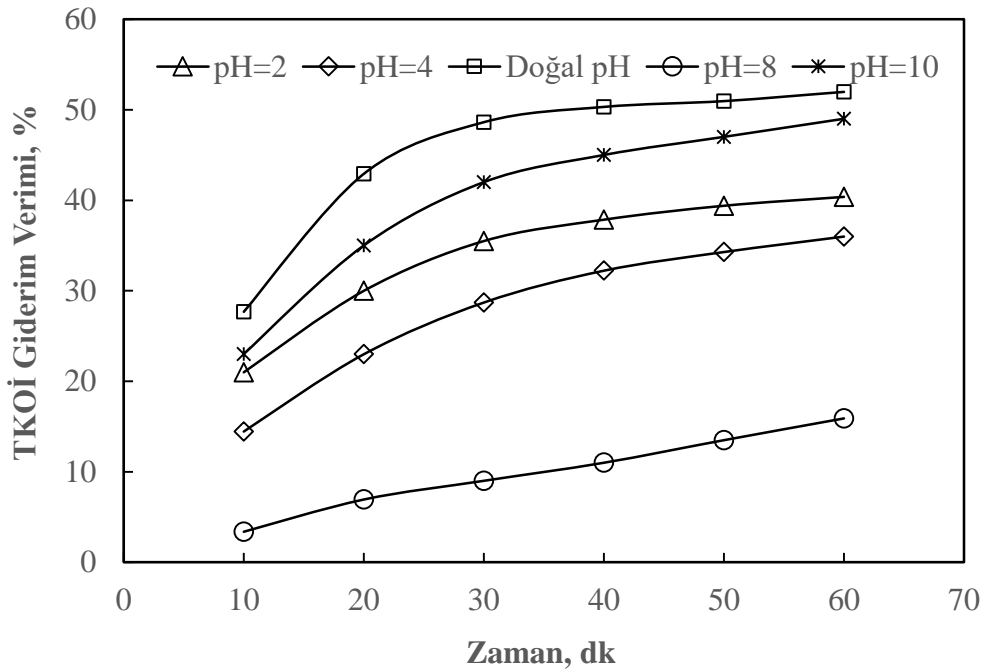


Şekil 4.49. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi

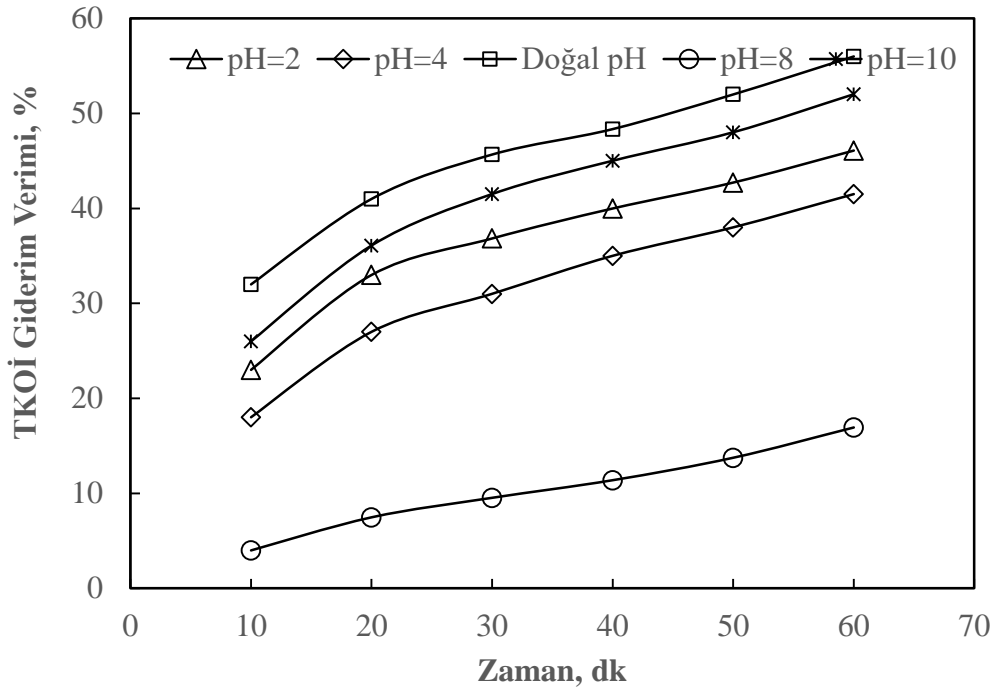


Şekil 4.50. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince ÇKOİ artışına etkisi

Şekil 4.49 ve 4.50 farklı başlangıç pH değerlerine sahip atık aktif çamur için 10 ve 15 A akım şiddeti değerlerinde gerçekleştirilen denemelerden elde edilen sonuçlar gösterilmiştir. Her iki şekil de dikkatli bir şekilde incelenirse, en iyi ÇKOİ artışının atık aktif çamurun doğal pH değeri ile yapılan çalışmadan elde edildiği görülmektedir. Bu pH değerini nötral ortam özellikleri gösteren pH 8 ve 10 değerleri takip etmiştir. Başlangıç pH değeri 2 ve 4 olan denemelerden elde edilen sonuçlar her ki akım şiddeti için en düşük ÇKOİ artış değerlerini ortaya koymuştur. 10 A sabit akım şiddetinde doğal pH değeri ile gerçekleştirilen denemede %115 oranında Çözünmüş KOİ değerinde artış sağlanırken bu değer 15 A sabit akım şiddetinde gerçekleştirilen denemede %155 değerine çıkmıştır. Elektro-oksidasyon işleminden sonra, çamur floklarının ayrışması ve mikrobiyal hücre duvarlarının parçalanması nedeniyle ÇKOİ çözünürlüğünün arttığı gözlemlenmiştir. Elde edilen sonuçlardan en iyi pH değerinin doğal pH olduğu ve bu pH değerinde artan akım şiddetinin atık aktif çamurun çözünmüş KOİ değerini artırdığı görülmüştür. Bununla birlikte artan akım şiddetinin enerji tüketimi değerini de artırdığı göz önünde bulundurulduğunda en iyi faydanın sağlandığı en düşük maliyetin ortaya çıkacağı optimum akım şiddeti aralığı belirlenmelidir.

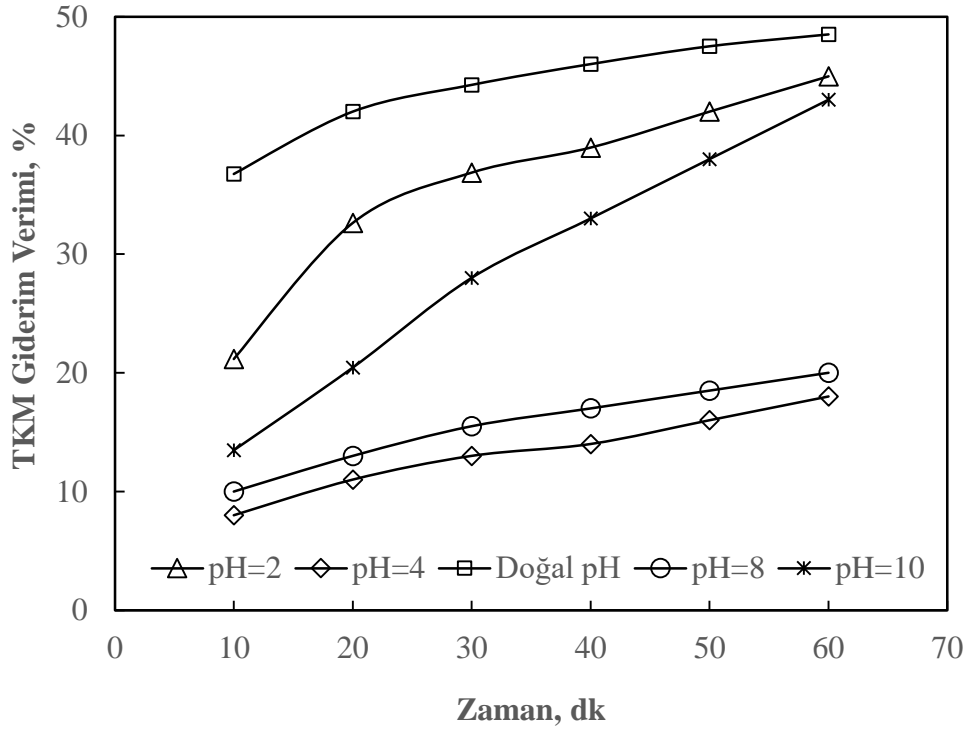


Şekil 4.51. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi

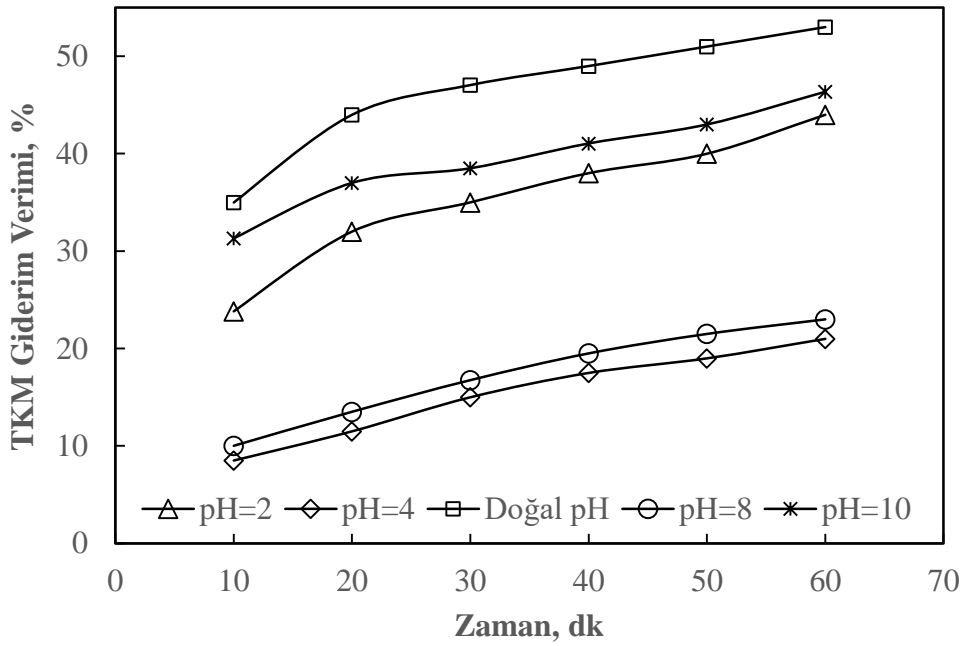


Şekil 4.52. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKOİ giderim verimine etkisi

Toplam KOİ giderim verimi atık aktif çamurun hem başlangıç pH değerlerine hem de uygulanan akım şiddeti değerlerine göre incelenmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.51 ve 4.52'de grafiksel olarak gösterilmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlar en iyi TKOİ giderim verimini atık aktif çamurun doğal pH değerinde elde edildiğini göstermektedir. Bu pH değerinde en iyi ÇKOİ artışının yaşandığı dikkate alındığında muhtemelen TKOİ giderim veriminin daha düşük değerlerde kalması ÇKOİ artış miktarının artmasına sebep olacaktır. Sisteme uygulanan akım şiddeti cinsinden ele alındığında ÇKOİ artış miktarında olduğu gibi TKOİ giderim verimi de artış göstermiştir. Bu durum, birim zamanda uygulanan akım şiddetinin artması ile ortaya çıkan elektriksel alanın şiddetinin ve oluşan oksidant türü ve miktarının artmasından kaynaklanmaktadır.

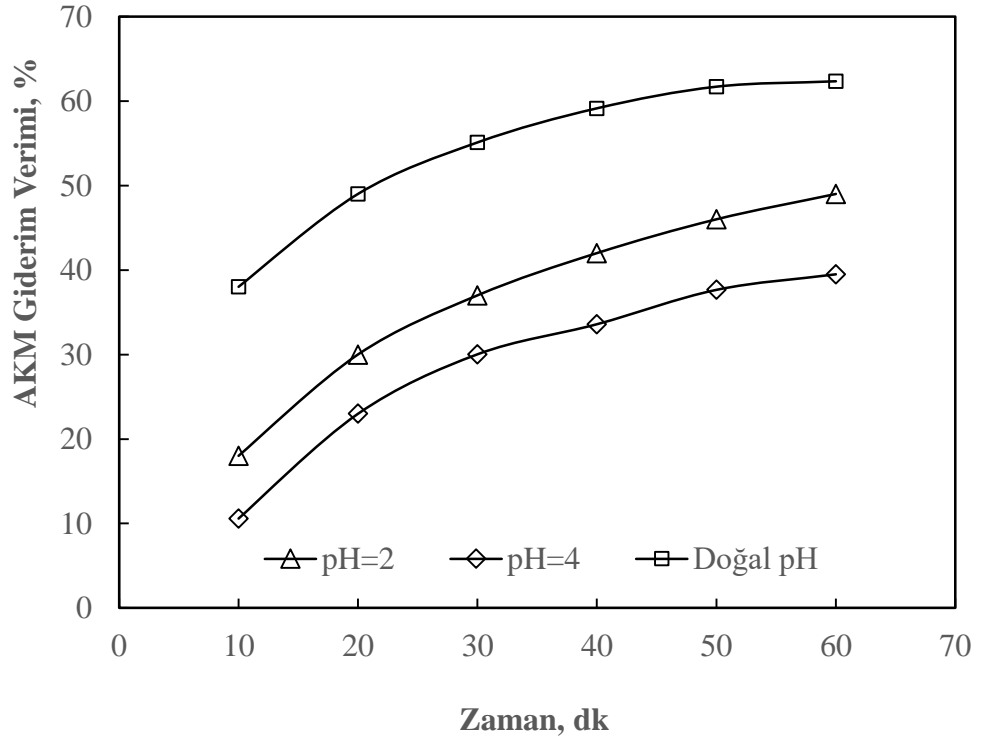


Şekil 4.53. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

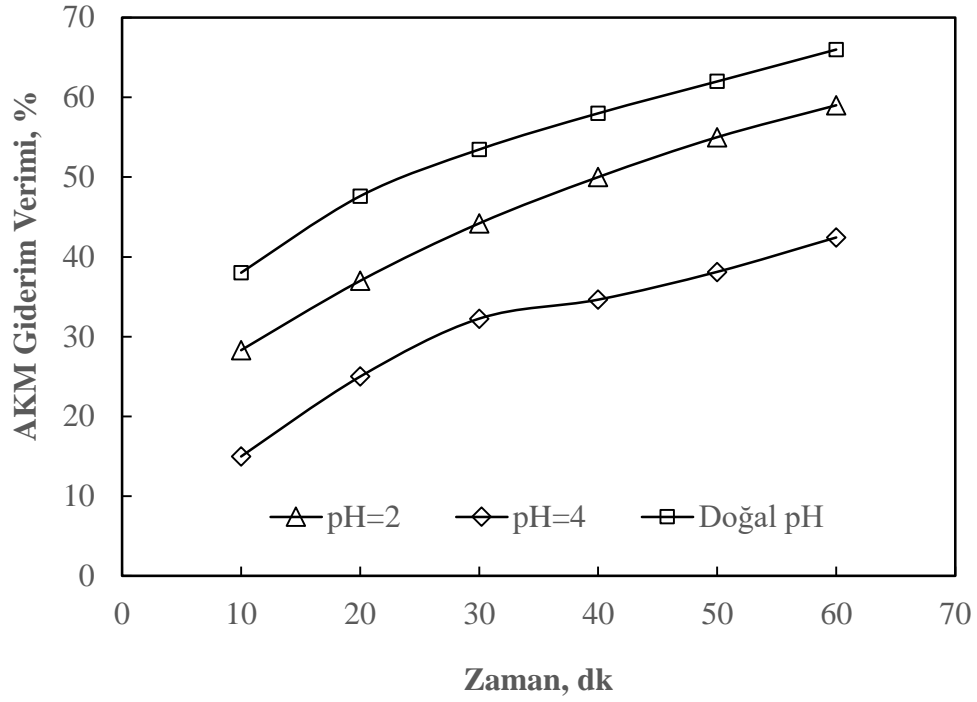


Şekil 4.54. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince TKM giderim verimine etkisi

Toplam Katı madde miktarının incelendiği Şekil 4.53 ve 4.54 birlikte değerlendirildiğinde her bir sabit akım şiddeti altında gerçekleşen başlangıç pH değerlerine bağlı olarak ortaya çıkan TKM giderim veriminin aynı eğilimde olduğu görülmektedir. En iyi TKM giderim verimi atık aktif çamurun doğal pH değeri olan 6.5 değerinde elde edilmiştir. Bu pH değerini sırasıyla pH 10, pH 2, pH 8 ve pH 4 izlemektedir. Atık aktif çamurun doğal pH değerinde 10 A sabit akı şiddetinde yaklaşık %48'lik TKOİ giderim verimi elde edilmişken, bu değer 15 A sabit akım şiddeti altında yaklaşık olarak %53 değerine ulaşmıştır.



Şekil 4.55. Atık çamur başlangıç pH değerinin 10 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.56. Atık çamur başlangıç pH değerinin 15 Amper akım şiddeti için reaksiyon süresince çıkış suyu pH değerlerine etkisi

Şekil 4.55 ve 4.56 atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımı sonucu elde edilen veriler yardımıyla AKM giderim verimindeki değişimi göstermektedir. Sonuçlar çalışılan 10 ve 15 A sabit akım şiddetleri altında atık aktif çamurun başlangıç pH değerinin artması ile AKM giderim veriminin arttığını göstermektedir. En yüksek AKM giderim veriminin elde edildiği pH değeri atık aktif çamurun doğal pH değeri olan 6.5 değeridir. 15 A sabit akım şiddeti altında doğal pH değeri ile gerçekleştirilen denemede AKM giderim verimi en iyi şartlarda yaklaşık olarak %66 civarında kalmıştır. Bu değerlerin daha yüksek değerlere ulaşamamasının sebebi atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile tamamen kararlı son ürünlere dönüştürülememesinden kaynaklanmıştır. Sisteme uygulanan akım şiddeti değerinin artması ile partiküler KOİ gideriminin daha yüksek oranlarda sağlanması sonucu AKM giderim verimi artış göstermiştir.

Çalışmanın ikinci kısmında yapılan deneysel veriler ışığında;

- 1- İncelenen bütün başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresince atık aktif çamurun pH değerinin azalma eğilimi gösterdiği,
- 2- İncelenen bütün başlangıç pH değerleri için reaksiyon süresince sistemde ortaya çıkan elektriksel iletkenlik değerinden dolayı ortam sıcaklığının artma eğilimi gösterdiği,
- 3- Enerji tüketimi değerlerinin elektriksel iletkenlik değeri ve dolayısı ile uygulanan potansiyel fark değerine bağlı olmakla birlikte atık aktif çamurun flok yapısı ile de ilgili olduğu,
- 4- En yüksek ÇKOİ değerinin doğal pH değeri ile yapılan denemelerde elde edildiği,
- 5- En yüksek TKOİ değerinin de ÇKOİ değerinde olduğu gibi doğal pH değeri ile yapılan denemelerde elde edildiği,
- 6- TKM giderim veriminin artan akım şiddeti ile bir miktar arttığı, en yüksek TKM giderim verimi doğal pH değerinde elde edilmekle birlikte %53 seviyelerinde kaldığı,
- 7- AKM giderim veriminin artan akım şiddeti ile bir miktar arttığı, en yüksek AKM giderim verimi doğal pH değerinde elde edilmekle birlikte %66 seviyelerinde kaldığı görülmüştür.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Erzurum Büyükşehir Belediyesi Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin son çöktürme tankı çıkış noktasından alınan atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımı için gerçekleştirilen çalışma aşağıda belirtildiği gibi iki aşamada gerçekleştirilmiştir.

1- Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin son çöktürme tankı çıkış noktasından alınan atık aktif çamur, ilk aşamada pH 2 seviyesine kadar asitlendirilerek içermiş olduğu katı maddenin olabildiğince parçalanması sağlanmış ve başlangıç pH değerinin, akım şiddetinin ve reaksiyon süresinin etkileri incelenmiştir.

2- Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin son çöktürme tankı çıkış noktasından alınan atık aktif çamur, hiçbir müdahaleye maruz kalmadan başlangıç pH değerinin, akım şiddetinin ve reaksiyon süresinin etkileri incelenmiştir.

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar;

a- Fiziksel parametreler olarak çıkış suyu pH değeri, çıkış suyu sıcaklık değeri ve reaksiyon süresi sonundan ortaya çıkan enerji tüketimi değeri dikkate alındığında,

İncelenen bütün başlangıç pH değerlerinin reaksiyon süresi sonuna kadar düşme eğilimi gösterdiği, bu azalma eğiliminin reaksiyonun özellikle ilk 10 dakikası çok hızlı olduğu ve 60 dakikalık reaksiyon süresinin kalan diliminde azalma eğiliminin yavaşladığı görülmüştür. Çalışılan bütün başlangıç pH değerlerinde, pH değerinin azalma eğiliminin elektrooksidasyon reaksiyonları sonucu oluşan hidroksil radikallerinin varlığından kaynaklandığı düşünülmektedir. Bu durum yüksek akım şiddeti elektrokimyasal reaksiyon hızını artırdığından dolayı artan akım şiddeti ile pH azalma eğiliminin artması ile de desteklenmektedir.

Hem sabit akım şiddeti altında başlangıç pH değerlerinin incelendiği denemelerde hem de akım şiddetinin etkilerinin incelendiği denemelerde, reaksiyon süresi boyunca atık

aktif çamurun sıcaklık değerinin arttığı gözlenmiştir. Bu durum, değişen pH değerlerine bağlı olarak atık aktif çamurun elektriksel iletkenlik değerlerindeki değişim sonucu sistemde ortaya çıkan elektriksel direnç değerinin farklılaşmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca artan akım şiddeti sisteme uygulanan elektriksel direnç değerini değiştireceğinden dolayı çıkış suyu sıcaklık değerlerinin de değişmesine yol açacaktır. Sıcaklık değişimi için belirtilen durumlar çalışmanın her iki aşamasında da farklı sayısal değerlerle birlikte aynı eğilimi göstermiştir.

Enerji tüketimi değerine etki eden en önemli parametreler; sisteme uygulanan potansiyel fark değeri, akım şiddeti değeri ve reaksiyon süresi olarak ele alındığında, çalışmanın ilk aşamasında pH 2 değerine kadar asitlendirme yapıldığından bu çalışmada kullanılan atık aktif çamurun elektriksel iletkenlik değeri daha yüksektir. Elektriksel iletkenlik değerinin yüksek olması çalışmanın ikinci aşamasında gerçekleştirilen aynı denemelerle karşılaştırıldığında daha düşük enerji tüketimi değerlerinin ortaya çıkmasına yol açmıştır. Ayrıca akım şiddetinin artması her iki aşamada gerçekleştirilen çalışmalarda benzer eğilim göstererek enerji tüketimi değerlerinin artmasına sebep olmuştur.

b- Elektrooksidasyon prosesi ile atık aktif çamurun giderimi için seçilen arıtım parametreleri olarak çözülmüş KOİ değeri, toplam KOİ değeri, toplam katı madde ve askıda katı madde değerleri dikkate alındığında,

Çalışmanın birinci aşamasında çözülmüş KOİ değeri değişen akım şiddetine bağlı olarak farklılıklar göstermiş ve 5, 10 ve 15 A gibi düşük akım şiddeti değerlerinde başlangıç pH değeri 8 olan denemelerde en yüksek artış hızı elde edilmiştir. Bununla birlikte, 20 ve 25 A gibi yüksek akım şiddeti değerlerinde ise başlangıç pH değeri 2 olan denemelerde en yüksek artış hızının elde edildiği görülmüştür. Çalışmanın ikinci aşamasında en yüksek ÇKOİ artış hızının elde edildiği başlangıç pH değerinin doğal pH değeri olduğu tespit edilmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında 15 A'lık sabit akım şiddeti altında ÇKOİ artış oranı %60 civarında iken çalışmanın ikinci aşamasında bu değer %155 civarına yükselmiştir. Kentsel atık su arıtma tesisi son çöktürme tankı çıkış noktasından alınan atık aktif çamurun anaerobik çamur arıtım ünitesinde arıtılacağı göz

önünde bulundurulduğunda, anaerobik reaktörde organik atığın daha küçük yapı taşlarına dönüştüğü hidroliz aşaması için gerekli süre ve tank hacminin önemli oranda azalacağı ortaya çıkmaktadır. Çalışmanın amacının atık aktif çamurun elektrooksidasyon prosesi ile parçalanması olduğu düşünüldüğünde belirtilen şartlarda yaklaşık 1100 mg/L olan ÇKOİ değerinin yaklaşık 2800 mg/L değerine yükseltildiği görülmektedir. Bu durumda anaerobik çamur arıtımı sonrası daha yüksek organik madde giderimi ve daha yüksek metan gazı elde edilmesine yol açacaktır.

ÇKOİ değerinin artırılması için gerçekleştirilen denemelerde atık aktif çamurun toplam KOİ değerindeki değişim incelenmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında toplam KOİ değeri değişen akım şiddetine bağlı olarak farklılıklar göstermiş ve 5, 10 ve 15 A gibi düşük akım şiddeti değerlerinde başlangıç pH değeri 8 olan denemelerde en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Bununla birlikte, 20 ve 25 A gibi yüksek akım şiddeti değerlerinde ise başlangıç pH değeri 2 olan denemelerde en yüksek giderim verimi elde edildiği görülmüştür. Başlangıç pH değerleri farklılık göstermekle birlikte TKOİ giderim verimleri arasındaki fark çok fazla değildir ve 5 A, başlangıç pH değeri 8 olan denemede %29 TKOİ giderim verimi elde edilmişken, 25 A başlangıç pH değeri 2 olan denemede %58 TKOİ giderim verimi elde edilmiştir. Veriler incelendiğinde partiküler organik maddenin çözünmesi sağlandığından dolayı elektrooksidasyon prosesinin TKOİ açısından tam arıtma ile sonuçlanan bir proses olmadığı görülmektedir. Çalışmanın ikinci aşamasında en yüksek TKOİ arıtım veriminin elde edildiği başlangıç pH değerinin doğal pH değeri olduğu tespit edilmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında 15 A'lık sabit akım şiddeti altında TKOİ arıtım verimi yaklaşık %39 civarında iken çalışmanın ikinci aşamasında bu değer %56 civarına yükselmiştir.

ÇKOİ değerinin artırılması için gerçekleştirilen denemelerde atık aktif çamurun toplam katı madde değerindeki değişim incelenmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında toplam katı madde değeri değişen akım şiddetine bağlı olarak farklılıklar göstermiş ve bütün akım şiddeti değerlerinde başlangıç pH değeri 2 olan denemelerde en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. TKM cinsinden en düşük giderim verimi 5 A değerinde yaklaşık %20 civarında iken 25 A sabit akım şiddeti altında en yüksek TKM giderim verimi değeri

yaklaşık %60 civarına yükselmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasında en yüksek TKM arıtım veriminin elde edildiği başlangıç pH değerinin doğal pH değeri olduğu tespit edilmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında 15 A'lık sabit akım şiddeti altında TKM arıtım verimi yaklaşık %39 civarında iken çalışmanın ikinci aşamasında bu değer %53 civarına yükselmiştir.

ÇKOİ değerinin artırılması için gerçekleşen denemelerde atık aktif çamurun askıda katı madde değerindeki değişim incelenmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında askıda katı madde değeri değişen akım şiddetine bağlı olarak farklılıklar göstermiş ve bütün akım şiddeti değerlerinde başlangıç pH değeri 4 olan denemelerde en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. AKM cinsinden en düşük giderim verimi 5 A sabit akım şiddeti altında yaklaşık %15 civarında iken 25 A sabit akım şiddeti altında AKM giderim verimi değeri yaklaşık %55 civarına yükselmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasında en yüksek AKM arıtım veriminin elde edildiği başlangıç pH değerinin doğal pH değeri olduğu tespit edilmiştir. Çalışmanın birinci aşamasında 15 A'lık sabit akım şiddeti altında AKM arıtım verimi yaklaşık %28 civarında iken çalışmanın ikinci aşamasında bu değer %68 civarına yükselmiştir.

Gerçekleştirilen çalışmanın her iki aşaması birbirleri ile mukayese edildiğinde, çıkış suyu sıcaklık değeri ve enerji tüketimi değerlerinin birinci aşamada daha düşük değerlerde kaldığı, her iki aşamada da çıkış suyu pH değerlerinin benzer değerlerde olduğu görülmüştür. Her iki çalışmada da artan akım şiddeti enerji tüketimi değerlerini artırırken arıtım verimlerinin de artmasına yol açmaktadır. ÇKOİ parametresi açısından asitlendirilmemiş atık aktif çamur ile doğal pH değerinde elde edilen artış oranı anaerobik arıtım öncesi gerçekleştirilecek elektrooksidasyon prosesinin daha verimli olacağını göstermiştir. Ayrıca TKOİ, TKM ve AKM parametreleri için ortaya çıkan giderim verimlerinin çalışmanın ikinci aşamasında daha yüksek değerlerde olması atık aktif çamurun elektrooksidasyon öncesinde asitlendirilmesine gerek olmadığını göstermektedir.

KAYNAKLAR

- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, Baltimore.
- Avcu, F., 2010. Atık Sulardaki Fenolün Elektrokoksiasyon İle Arıtılması İçin Elektroaktif Elektrot Geliştirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Ayol, A., Filibeli, A., Sır, D., Kuzkaya, E., 2007. Arıtma amurlarının biyolojik dezentegrasyonu: enzimatik arıtımın çamur minimizasyonu üzerine etkileri, 7. Ulusal evre Mühendisliği Kongresi Yaşam evre Teknoloji, İzmir, Türkiye, Ekim 24-27
- Barrios, J. A., Becerril, E., De Leon, C., Barrera-Diaz, C., Jimenez, B., 2014. Electrooxidation treatment for removal of emerging pollutants in wastewater sludge. D.F., Mexico.
- Berik, N., 2002. İşlenmiş ve İşlenmemiş Su Ürünlerinin Elektroferez Yöntemi İle Cinslerinin Tanımı. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Avlama Ve İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı İşleme Teknolojisi Programı, İstanbul.
- Can, M, Etemoğlu A, Avcı A., 2002. Deniz Suyundan Tatlı Su Eldesinin Teknik ve Ekonomik Analizi. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, 7: 147-160.
- Cebeci, N.Z., 2012. Endüstriyel Arıtma amurlarının Ozonla Minimizasyonu ve Bertaraf Maliyetinin Değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Chen, G., 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment, Separation and Purification Technology, 38 (1), 11-41.
- elik, V., 2002. Nükleik Asitlerin Elektrofrez. Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Bölümü, Elazığ.
- Çırakoğlu, C., Dindar E., Topaç Şağban E.O., 2017. Atık aktif çamur dezentegrasyonu: mekanik, termal ve kimyasal yöntemler. Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi, Cilt 22, Sayı 1.
- Doğruel, S., 2008. Biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu ve atık aktif çamur üzerinde ozonlamanın etkisi. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye,137-185.
- Erden, G., Filibeli A., 2010. Kentsel nitelikli arıtma amurlarının ultrasonik yöntemle ön arıtımı, itüdergisi/e su kirlenmesi kontrolü Cilt:20, Sayı:1, 39-48.
- Fil, B.A., 2014. Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Elektrokoksiasyon Yöntemiyle Arıtılması. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Filibeli, A., Erden Kaynak, G., 2006. Arıtma amuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler, İtü dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü , 16(1-3), 3-12.
- Gönüllü, M.T., Arslankaya, E., Apaydın Ö., Kurt, U. ve İlhan, F., 2008. Sızıntı Sularının Elektrokoksiasyon Yöntemiyle Arıtılması. Tübitak Projesi Sonuç Raporu, İstanbul.

- İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E., Gönüllü, T., 2007. Elektrokimyasal Arıtım ve Uygulamaları: Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması. AB Sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, 1-9, İstanbul.
- Karaoğlu, M., 2007. Sulu Çözeltilerden Bazı Boyarmaddelerin Fizikokimyasal Yöntemlerle Giderimi. Doktora Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir.
- Kırlaroğlu, M., 2008. Tekstil Atıksularının Farklı Güç Kaynakları Kullanılarak Elektrokimyasal Arıtımında Optimum Şartların Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Köksal, Z., 2015. Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Sürekli Sistemde Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri İle Arıtımının İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C., Durand, B., 2003. Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions, Separation Purification Technology, 31:177192.
- Metcalf, L., Eddy, H.P., 2003. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse, McGraw-Hill, New York, USA.
- Mills, D., 2000. A new process for electrocoagulation, Journal AWWA, 92, 34-43.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga J.R., *et. al.* 2001. “Electrocoagulation (EC) – science and application”, Journal of Hazardous Materials, B84, 29-41.
- Müller, J.A., Winter, A., ve Strükmann, G., 2004. Investigation and assessment of sludge pre-treatment processes, Water Science and Technology, Vol 49, No: 10, 97–104 .
- Nazari, L., Yuan, Z., Santoro, D., Ho, D., Batstone, D., Xu, C., Ray, M.B., 2016. Low-Temperature Thermal Pre-treatment of Municipal Wastewater Sludge: Process Optimization and Effects on Solubilization and Anaerobic Degradation. Department of Chemical & Biochemical Eng., Western University, London, ON, N6A 5B9, Canada.
- Özdemir, S., Özdemir, C., Yangılar, F., Yılmaz, M., 2008. Süt sanayinde elektrodializ kullanımı. Türkiye 10. Gıda Kongresi, 661-664, Erzurum.
- Öztürk, İ., Çallı, B., Arkan, O., Altınbaş, M., 2015. Atıksu arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertarafı (el kitabı). Türkiye Belediyeler Birliği, Ankara.
- Pekel, L.C., 2013. Tekstil Atık Sularının Elektrokimyasal Yöntemle Arıtılması. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Pilli, S., More, T., Yan, S., Dayal Tyagi, R., Surampalli, R.Y., 2015. Overview of Fenton pre-treatment of sludge aiming to enhance anaerobic digestion. Rev Environ Sci Biotechnol, 14:453–472.
- Rahmania, A.R., Godinib, K., Nematollahic, D., Azarian, G., 2014. Electrochemical oxidation of activated sludge by using direct and indirect anodic oxidation. Desalination and Water Treatment, 56:8, 2234-2245.
- Romanov, A., Kobya, M., Dimoğlu, A., 2000. Atıksulardaki kolloidal partiküllerin elektroflokkoagülasyonla giderimi, İTÜ 7. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Semp. İstanbul, 67-74.
- Ruffino, B., Campo, G., Cerutti, A., Zanetti, M., Lorenzi, E., Scibilia, G., Genon, G., 2016. Preliminary technical and economic analysis of alkali and low temperature

- thermo-alkali pretreatments for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Waste Biomass Valor* 7:667–675
- Sezgin, Y., 2013. Çamur Azaltım Tekniklerindeki Yeni Gelişmeler Fotokatalitik Çamur Dezentegrasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Song, L.J., Zhu N.W., Yuan H.P., Hong Y., Ding J., 2010. Enhancement of waste activated sludge aerobic digestion by electrochemical pre-treatment. *Water Res.*44:4371–4378.
- Suschka, J., Grübel K., 2014. Nitrogen in the process of waste activated sludge anaerobic digestion. Polish Academy of Sciences and Institute of Environmental Engineering of the Polish Academy of Sciences, Zabrze, Poland.
- Şahinkaya, S., Sevimli, M.F., 2013. Sono-Thermal Pre-Treatment of Waste Activated Sludge Before Anaerobic Digestion. Department of Environmental Engineering, Engineering & Architecture Faculty, Nevşehir University, 50300 Nevşehir.
- Turovskiy, I. S., Mathai, P. K., 2006. *Wastewater Sludge Processing*, John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Uysal, Ü., 2014. Arıtma Çamurlarının Yüksek Performanslı Darbe Tekniği İle Dezentegrasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- Vardar B., 2006. Tekstil Endüstrisi Reaktif Boya Banyolarının Elektrokimyasal Yöntemler ile Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., 2005. Sewage Sludge Disintegration Using Ozone - A Method of Enhancing The Anaerobic Stabilization of Sewage Sludge VA TECH WABAH, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, A1211 Vienna, Austria.
- Yang, H.G, Chun, H.Y., Pak, D., 2014. Improvement of sludge anaerobic degradability by combined electro-flotation and electro-oxidation treatment. graduate school of energy and environment, Seoul National University of Science and Technology, 172 Gongreung dong, Nowon-gu, Seoul, Republic of Korea.
- Ye, C., Yuan, B., Dai, X., Lou, Z., Zhu, N., 2016. Electrochemical pretreatment of waste activated sludge: effect of process conditions on sludge disintegration degree and methane production. *Environmental Technology*, NO. 22, 2935–2944
- Yeşil, E., 2011. Atık çamur dezentegrasyonu yöntemlerinin çamur miminizasyon açısından değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Yi, H., Han, Y., Zhuo, Y., 2013. Effect of combined pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. School of Municipal and Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China
- Yu, B., Xu, J., Yuan, H., Lou, Z., Lin, J., Zhu, N., 2014. Enhancement of Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge by Electrochemical Pretreatment. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China
- Yuan H., Yu, B., Cheng, P., Zhu, N., Yin, C., Ying, L., 2016. Pilot-Scale Study of Enhanced Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge by Electrochemical

and Sodium Hypochlorite Combination Pretreatment. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China.



ÖZGEÇMİŞ

26.09.1990 yılında Erzurum'da doğdu. Ortaöğretimi Gazi Ahmet Muhtar Paşa İlköğretim Okulunda, lise eğitimini ise Mehmet Akif Ersoy Anadolu Lisesinde tamamladı. 2009 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2013 yılında mezun oldu. 2014 yılında Erzurum Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünde yüksek lisansa başladı. Halen aynı bölümde öğrenimine devam etmektedir.

