



**HAM VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR ÇIKIŞI
SIZINTI SUYUNUN ELEKTROOKSİDASYON
YÖNTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Merve SAKARYA

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojileri Bilim Dalı

Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

2018

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**HAM VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR ÇIKIŞI SIZINTI SUYUNUN
ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ARITIMININ
İNCELENMESİ**

Merve SAKARYA

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

**ERZURUM
2018**

Her Hakkı Saklıdır



T. C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

**HAM VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR ÇIKIŞI SIZINTI SUYUNUN
ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ danışmanlığında, Merve SAKARYA tarafından hazırlanan bu çalışma, ~~30.13.2018~~ 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. Beyhan Kocadegelen

İmza :

Üye : Dr. Öğr. Ü. Züleyha BİNGÜL

İmza :

Üye : Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

İmza :

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu ~~19.06.2018~~ tarih ve ~~16. / ... 26~~ 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

Yüksel Lisans Tezi

HAM VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR ÇIKIŞI SIZINTI SUYUNUN ELEKTROOKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Merve SAKARYA

Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojileri Bilim Dalı

Danışman: Alper Erdem YILMAZ

Bu çalışmada Erzurum Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Deponi sahasından temin edilen ham sızıntı suyunun ve bu atıksuyun membran biyoreaktör (MBR) ile arıtımı sonucu ortaya çıkan çıkış suyunun elektrooksidasyon yöntemiyle arıtımı incelenmiştir. 6 cm iç çap ve 15 cm yüksekliğe sahip dairesel kesitli ceketli reaktörde Ti/Pt anot ve Ti katot elek elektrotlar kullanılmıştır. Gerçekleştirilen denemelerde reaksiyon süresi, akım yoğunluğu, başlangıç pH değeri ve akış hızı parametrelerinin KOİ giderimi üzerine etkileri incelenmiştir. Ham sızıntı suyu ile gerçekleştirilen denemelerde, 20 mA/cm² akım yoğunluğu, 5 ml/dk akış hızı ve 6,3 pH değerinde %96 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. %96 KOİ giderim veriminin elde edildiği deneysel şartlarda 273,15 kWh/m³ enerji tüketimi ortaya çıkmıştır. Düşük akım yoğunluğu ile çalıştırılan EO prosesinde elde edilen çıkış suyunun MBR yöntemi için giriş suyu olarak kullanılabilmesi için sızıntı suyunun başlangıç BOİ/KOİ oranını artırması gerekmektedir. Bununla birlikte EO prosesi ile yapılan farklı deneysel şartlarda bu oranın çok fazla değişmediği tespit edilmiştir. Bu yüzden sızıntı suyu arıtımı için Elektrooksidasyon(EO)+Membran biyoreaktör(MBR) uygulamasının uygun olmadığına karar verilmiştir. Çalışmanın 2. aşamasında (MBR)+ (EO) hibrit prosesi uygulanmış ve MBR prosesi çıkış suyu EO prosesi için giriş suyu olarak kullanılmıştır. Yaklaşık %30-40 KOİ ve büyük oranda NH₄-N giderilmiş olan MBR çıkış suyu EO prosesi ile başarılı bir şekilde arıtılmış ve akım yoğunluğunun 20 mA/cm², pH değerinin 8,8 ve akış hızınının 5 ml/dk olduğu optimum şartlarda %100'e yakın KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bu şartlarda ortaya çıkan enerji tüketim değeri 200,8 Kw-h/m³ olarak tespit edilmiştir.

2018, 85 sayfa

Anahtar Kelimeler: Sızıntı suyu, elektrooksidasyon, titanyum anot, kimyasal oksijen ihtiyacı

ABSTRACT

MS. Thesis

INVESTIGATION OF TREATMENT WITH CRUDE LEACHATE AND MEMBRANE BIOREACTOR OUTPUT LEACHATE ELECTROOXIDATION METHOD

Merve SAKARYA

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

Supervisor: Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ

In this study, the removal of raw leachate obtained from the Erzurum Metropolitan Municipality Sewage Solid Waste Disposal Site and its wastewater membrane bioreactor (MBR) was investigated by electrooxidation method. Ti/Pt anode and Ti cathode sieve electrodes were used in a jacketed reactor with a circular cross section with 6 cm inside diameter and 15 cm height. Experimental parameters such as initial pH and flow rate (5, 7.5 and 10 ml/min) of the reaction duration current density (5-20 mA/cm²) on the COD removal were investigated. In experiments with crude leachate, a flow rate of 20 mA/cm², a flow rate of 5 ml/min, and a 96% COD removal efficiency at pH 6.3 were obtained. Experimental conditions yielding a COD removal efficiency of 96% resulted in an energy consumption of 273,15 kWh/m³. In order to use the effluent water obtained from the EO process operated with low current density as the inlet water for the MBR method, it is necessary to increase the initial BOD/COD ratio of the leachate. However, it has been detected that this ratio does not change much in different experimental conditions made with the EO process. Therefore, it has been decided that EO + MBR application is not suitable for leachate treatment. The MBR + EO hybrid process was applied in the second stage of the study and the MBR process effluent was used as the inlet water for the EO process. Approximately 30-40% COD and MBR effluent NH₄-N which has been largely removed from NH₄-N has been successfully treated with EO process and at a optimum condition that the flow density is 20 mA/cm², the pH value is 8,8 and the flow rate is 5 ml/min. The energy consumption value in these conditions is determined as 200.8 Kw-h/m³.

2018, 85 pages

Keyword: Leachate, electrooxidation, titanium anode, COD

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans çalışmamın yürütülmesi sırasında, ilgi ve desteğini benden esirgemeyen saygıdeğer danışmanım Sayın Doç. Dr. Alper Erdem YILMAZ hocama teşekkürlerimi sunarım.

Bana destek olan, her yardıma ihtiyaç duyduğumda tecrübe ve bilgisine başvurduğum hocam Sayın Dr. Öğrt. Üyesi Şahset İRDEMEZ'e teşekkür ederim

Çalışma boyunca kendilerinden uzak kaldığım, büyük fedakârlıklar gösteren ve kendi dertlerini unutup bana destek olan aileme ve tez araştırmalarımnda yardımcı olan Raşit İbrahim ALTIOĞLU'na teşekkür ederim.

Merve SAKARYA

Mart, 2018

İÇİNDEKİLER

| | |
|---|-----------|
| ÖZET..... | i |
| ABSTRACT | ii |
| TEŞEKKÜR..... | i |
| SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ | iv |
| ŞEKİLLER DİZİNİ..... | vi |
| ÇİZELGELER DİZİNİ | ix |
| 1. GİRİŞ..... | 1 |
| 2. KURAMSAL TEMELLER..... | 3 |
| 2.1. Sızıntı Suyu Tanımı..... | 3 |
| 2.2. Sızıntı Suyunun Oluşumu..... | 3 |
| 2.3. Sızıntı Suyu Miktarı | 5 |
| 2.4. Katı Atık Deponi Sızıntı Suyunun Özellikleri | 6 |
| 2.5. Sızıntı Suyunun Miktarına Etki Eden Faktörler | 9 |
| 2.5.1. Yağış miktarı | 9 |
| 2.5.2. Yüzeysel akış..... | 9 |
| 2.5.3. Buharlaştırma ve terleme kayıpları | 9 |
| 2.5.4. Katı atığın nem tutma kapasitesi | 10 |
| 2.6. Elektrokimyasal Arıtım | 10 |
| 2.6.1. Elektrokimyasal arıtımın avantajları ve dezavantajları | 11 |
| 2.7. Elektrokimyasal Arıtımda Önemli İşletme Şartları | 12 |
| 2.8. Elektrokimyasal Arıtımın Türleri..... | 15 |
| 2.8.1. Elektrokoagülasyon | 15 |
| 2.8.2. Elektroflotasyon | 16 |
| 2.8.3. Elektrokimyasal Arıtımın Türleri | 17 |
| 2.8.3.a. Elektrokimyasal Arıtımın Türleri | 20 |
| 2.9. Konu ile İlgili Literatür Taraması | 21 |
| 3. MATERYAL ve YÖNTEM..... | 25 |
| 3.1. Materyal..... | 25 |
| 3.1.1. Sızıntı suyu | 25 |

| | |
|---|-----------|
| 3.2. Yöntem | 26 |
| 3.2.1. Deney sistemi | 26 |
| 3.2.2. Deney şartları ve çalışma aralıkları | 27 |
| 3.2.3. KOİ konsantrasyonlarının belirlenmesi..... | 27 |
| 3.2.4. BOİ konsantrasyonunun belirlenmesi | 29 |
| 3.2.5. İyon kromatografisi | 31 |
| 3.2.6. Amonyum analizi | 32 |
| 3.2.7. pH ve elektriksel iletkenlik analizleri..... | 33 |
| 3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler | 33 |
| 3.3.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması..... | 33 |
| 3.3.2. Akım yoğunluğunun hesaplanması | 33 |
| 3.3.3. Enerji tüketiminin hesaplanması | 33 |
| 4. ARAŞTIRMA BULGULAR..... | 35 |
| 4.1. Ham Sızıntı Suyu..... | 35 |
| 4.1.1 Ham sızıntı suyu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi | 35 |
| 4.1.2. Akım şiddetinin giderim verimine etkisi | 49 |
| 4.1.3. Ham sızıntı suyu akış hızının giderim verimine etkisi | 53 |
| 4.1.4. Amonyum azotu ve klorürün giderim verimine etkisi | 59 |
| 4.2. Membran Biyoreaktör Çıkışı Sızıntı Suyu | 62 |
| 4.2.1. Akım yoğunluğunun giderim verimine etkisi | 62 |
| 4.2.2. Akış hızının giderim verimine etkisi | 72 |
| 5. TARTIŞMA ve SONUÇ..... | 79 |
| 5.1. Atık Su Akış Hızının Giderim Verimine Etkisi | 79 |
| 5.2. Atık Suyun Başlangıç pH Değerinin Etkisi..... | 80 |
| 5.3. Akım Yoğunluğunun Giderim Verimine Etkisi | 81 |
| KAYNAKLAR | 83 |
| ÖZGEÇMİŞ | 86 |

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

| | |
|---------------------|--|
| A | Akım şiddeti |
| Al | Alüminyum (elektrot) |
| BDD | Borlanmış Elmas Elektrot |
| Co | Başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonu |
| Ct | t anında atıksudaki kirletici konsantrasyonu |
| Fe | Demir (elektrot) |
| I | Akım yoğunluğu |
| MO _x | Oksitlenmiş Anot |
| MO _{x+1} | Aktif Oksijen |
| NH ₃ -N | Amonyak Azotu |
| OH [·] | Hidroksil Radikali |
| Pt | Platinyum (elektrot) |
| Ru | Rutenyum (elektrot) |
| T | Sıcaklık |
| Ti | Titanyum (elektrot) |
| Ti/RuO ₂ | Titanyum Üzerine Oksitlenmiş Rutenyum Kaplı Elektrot |
| Ti/SnO ₂ | Titanyum Üzerine Oksitlenmiş Kalay Kaplı Elektrot |
| V | Hacim |
| v | Hacim |
| V | Potansiyel fark |
| W | Enerji tüketim değeri |
| X _o | Giderim kesri |

Kısaltmalar

| | |
|-----|-----------------------------------|
| AOX | Organik Halojenler Konsantrasyonu |
| BOI | Biyolojik Oksijen İhtiyacı |
| DSA | Dinamik Denge Sistemi |
| EC | Elektrokoagülasyon |
| EOP | Elektrooksidasyon Prosesi |
| KOI | Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| MBR | Membran Biyoreaktör |
| MF | Mikrofiltrasyon |
| NF | Nanofiltrasyon |
| TC | Toplam Karbon |
| TKN | Toplam Kjeldahl Azotu |
| TN | Toplam Azot |
| TOC | Toplam Organik Karbon |
| UF | Ultrafiltrasyon |

ŞEKİLLER DİZİNİ

| | |
|---|----|
| Şekil 2.1. Katı atık ve sızıntı suyu etkileşimleri | 5 |
| Şekil 2.2. Bir katı atık düzenli depolama tesisi için su dengesi..... | 6 |
| Şekil 2.3. Elektrokoksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması | 18 |
| Şekil 3.1. Deneysel düzenek | 26 |
| Şekil 3.2. Analizlerde kullanılan standart KOİ eğrisi | 29 |
| Şekil 3.3. Analizlerde kullanılan standart klorür eğrisi | 31 |
| Şekil 3.4. Analizlerde kullanılan standart amonyum eğrisi | 32 |
| Şekil 4.1. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 36 |
| Şekil 4.2. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi,..... | 37 |
| Şekil 4.3. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi | 38 |
| Şekil 4.4. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 39 |
| Şekil 4.5. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi..... | 40 |
| Şekil 4.6. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi | 41 |
| Şekil 4.7. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 42 |
| Şekil 4.8. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi..... | 43 |
| Şekil 4.9. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi | 44 |
| Şekil 4.10. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 45 |
| Şekil 4.11. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç pH değerlerine bağlı olarak reaksiyon süresi sonunda gerçekleşen pH değişimleri | 46 |
| Şekil 4.12. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi..... | 47 |
| Şekil 4.13. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç pH değerlerine bağlı olarak reaksiyon süresi sonunda gerçekleşen KOİ giderim verimi değişimleri..... | 48 |
| Şekil 4.14. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi | 48 |
| Şekil 4.14. Akım şiddetinin sızıntı suyu başlangıç pH değerinin değişimine etkisi..... | 49 |
| Şekil 4.15. Farklı akım şiddetlerinin sızıntı suyu KOİ giderim verimine etkisi..... | 50 |
| Şekil 4.16. Enerji tüketimi üzerine uygulanan sabit akım şiddeti değerinin etkisi..... | 52 |
| Şekil 4.17. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi | 53 |
| Şekil 4.18. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi | 54 |
| Şekil 4.19. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi | 55 |

| | |
|--|----|
| Şekil 4.20. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi | 56 |
| Şekil 4.21. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu KOİ giderim verimlerine etkisi | 57 |
| Şekil 4.22. Farklı akım şiddetlerinin sızıntı suyu enerji tüketimine etkisi | 58 |
| Şekil 4.23. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu amonyum azotu giderim verimlerine etkisi | 59 |
| Şekil 4.24. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi | 60 |
| Şekil 4.25. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi | 61 |
| Şekil 4.26. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi | 62 |
| Şekil 4.27. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 63 |
| Şekil 4.28. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 64 |
| Şekil 4.29. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 65 |
| Şekil 4.30. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi | 66 |
| Şekil 4.31. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi | 67 |
| Şekil 4.32. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç sızıntı suyu KOİ giderim değerinin reaksiyon süresince değişimi | 68 |
| Şekil 4.33. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu arıtımı için 10 ml/dk akış hızında enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi | 69 |
| Şekil 4.34. Farklı akım şiddetlerinde enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi | 70 |
| Şekil 4.35. Farklı akım şiddetlerinde enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi | 71 |
| Şekil 4.36. 5 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi | 72 |

| | |
|---|----|
| Şekil 4.37. 10 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi..... | 73 |
| Şekil 4.38. 15 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi..... | 74 |
| Şekil 4.39. 20 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi..... | 75 |
| Şekil 4.40. Farklı akım hızlarında sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi | 76 |
| Şekil 4.41. Farklı akış hızlarında enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi | 77 |

ÇİZELGELER DİZİNİ

| | |
|---|----|
| Çizelge 3.1.a. Sızıntı suyu karakteristik özellikleri | 25 |
| Çizelge 3.1.b. MBR prosesi çıkış sızıntı suyu karakteristik özellikleri..... | 25 |
| Çizelge 3.2. MBR çıkışı sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler..... | 27 |
| Çizelge 3.3. Ham sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtılmasında prosesse etki eden parametreler..... | 27 |



1. GİRİŞ

Nüfusun gittikçe artması sonucu katı atık miktarındaki artışa paralel olarak kentlerde çevre sorunları yaşanmaktadır. Sızıntı suyu kompleks yapıda yüksek kirlilik yüküne sahip olup artırılması en zor atık su olarak nitelendirilmektedir. Pek çok yerde sızıntı suyu biriktirme sistemi olmayan depolama alanı bulunmaktadır. Bu alanlardaki organik ve inorganik kirletici içeriği olan sızıntı suları yer altı suyunu etkilemektedir ve yeraltı sularının kirlenmesiyle içme suyu kaynakları tehlikeye girmektedir. Bu tehlikenin azalması yeraltı sularının iyileştirilmesi için çok önemlidir.

Düzenli depolama sahasının tasarımı geçirimsiz tabaka, kaplama(örtü tabakası) ,gaz toplama ve kontrol sistemi ve yağmur suyu toplama ve kontrol yapılarını içermelidir. Sızıntı sularının hacimsel olarak %2 oranında evsel atıksuya, doğrudan veya şebekenin belirli noktasına verilmesi merkezi atık su tesislerinde herhangi bir sorun oluşturmamaktadır. Bu sebeple küçük ve orta büyüklükteki yerleşim yerlerindeki katı atık sızıntı suları belirlenen orana kadar evsel atıksu kanalizasyon sistemine verilebilmektedir. Atık hücre üzeri geçici örtü tabakası ile örtülerek, depo sahasına gelen yoğun suyun sahaya girişini engelleyerek, nihai örtü tabakasında yeterli yağmur suyunun drenajı yapılarak sızıntı suyunun oluşumu en aza indirgenmektedir. Ayrıca su tutma kapasiteleri yüksek bileşenlerin depolama sahasının dışında bertaraf edilmesi gerekmektedir.

Türkiye’de ve dünyada özellikle endüstrinin gelişmesine bağlı olarak, endüstriyel atıksu arıtımı gün geçtikçe daha büyük bir sorun oluşturmaktadır. Bununla birlikte hâlihazırda kullanılan atıksu arıtım metotlarına oranla daha düşük maliyetli ve daha yüksek verimli arıtım metotları için arayışlar sürmektedir. Araştırmalar sonucu geliştirilmeye çalışılan bu yeni tekniklerin gelişen dünyaya ayak uydurabilecek seviyede verimli ve uygulanabilir olması dikkat edilmesi gereken noktalardan biridir. Son yıllarda atıksu arıtma metotlarından elektrokimyasal arıtım yöntemleri de artık literatürde yerini almaya başlamıştır. Özellikle kimyasal koagülasyona oranla daha yüksek verim elde edilmesi ve işletme kolaylığı gibi birçok avantajı sayesinde yakın gelecekte çok daha

fazla kullanım alanı bulacağı tahmin edilmektedir. Sızıntı suları ise kompleks içeriği ve yüksek kirlilik salınımları nedeniyle arıtılması en zor atıksuların başında gelmektedir. Sızıntı sularının karakteristiğinde göze çarpan en önemli parametreler organik kirlilik ve azotlu bileşiklerdir. Çok yüksek kirletici konsantrasyonu nedeniyle tek bir proses ile arıtılması mümkün olmadığı için bir ön arıtıma ihtiyaç vardır. Bu amaçla sızıntı sularının arıtılmasında elektrokimyasal yöntemlerin kullanılması hem ekonomik açıdan ve hem de zaman tasarrufu açısından oldukça önemlidir.

Bu çalışmanın amacı, membran biyoreaktörden çıkan sızıntı suyunun ve ham sızıntı suyunun elektrooksidasyon yöntemi ile arıtılmasıdır. Çalışmada Erzurum İli Katı Atık Düzenli Deponi Sahasından alınan sızıntı suyu kullanılmıştır. Elektrooksidasyon yöntemi ile KOİ ve NH₄-N giderim verimine, atıksu başlangıç pH'sı, akım şiddeti ve elektrik iletkenliğinin etkileri incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Sızıntı Suyu Tanımı

Katı atık içerisindeki çoğu organik madde biyolojik olarak bozunabilir olup anaerobik ve aerobik mikroorganizmalarca daha basit bileşiklere parçalanabilir. Böylece sızıntı suyu oluşur (Varank 2010). Sızıntı suyu, katı atıktan süzölmüş, çözünmüş ve askıda maddelerin ekstrakte olan kısmı olarak tanımlanabilir. Katı atıkların depolandığı deponi alanlarında sızıntı suyu; yüzey drenajı ile atıkların bozunmasından oluşan sıvı ile yağmur suyu, yeraltı suyu, gibi dış kaynaklardan deponiye giren sıvılardan meydana gelmektedir (Topal vd 2012).

2.2. Sızıntı Suyunun Oluşumu

Çöp içindeki biyolojik bozulabilir organik maddelerin mikrobiyal bozulmasıyla su ortaya çıkar ve bu çöp nemi sızıntı suyu üretimi için katkı sağlar. Aerobik ve anerobik su reaksiyonunda biyokimyasal su ortaya çıkmaktadır. Aerobik şartlardaki bozulma anerobik bozulmadan daha hızlıdır. Sızıntı suyu oluşumu suyun varlığı, direkt çökelme, yüzeysel akış, çöp bozulması ve sıvı atıkları birlikte uzaklaştırılmayı kapsamaktadır. Çökelme suyun deponi sahasındaki nihai örtüden geçmesiyle oluşmaktadır. Sızıntı suyunun oluşumunu etkileyen faktörler vardır. Bunlar suyun miktarı, yoğunluğu, sıklığı ve süresidir. Yağmur suyu miktarı yıllık, haftalık, sezonluk ve aylık analiz edilmektedir. Yağmur yoğunluğu toprak üzerindeki partiküllerde yağmur damlalarının etkisini değiştirmektedir. Bu etki sebebiyle sızıntı suyunun süzölme miktarı değişirse, oluşan sızıntı suyu miktarı da değişkenlik göstermektedir. Toprağın nemi, toprak geçirgenliği, bitki, yüzey topografyası ve örtü malzemesi yüzey akışını etkilemektedir. Deponi yüzeyi ne kadar düz ise yüzeyde oluşan akış daha düşük ve suyun çöpe doğru süzölmesi o kadar fazladır. Bitki olmayan deponide süzölme miktarı daha fazladır (Uyar 2014).

Katı atıkların içerisinde süzölen sızıntı suyu kimyasal ve biyolojik olaylara (reaksiyonlara) maruz kalarak meydana gelir ve bu sızıntı suyu toplama sistemleri ile dışarı alınır. Sızıntı suyu katı atıkların özelliklerinden, iç yapılarından kaynaklanan birçok element ve bileşik içerirler. Depo sahasındaki işletme şartları, nem, sıcaklık, pH, depo sahasının yaşı, depo sahasındaki biyolojik ve kimyasal faaliyetler, iklim, depo sahasındaki hidrojeolojik şartlar sızıntı suyu oluşumunda atık bileşimini etkilemektedir. Deponilere yağın yağmur suyunun etkisi işletme durumuna göre değişmektedir. Uzun zamandır kullanılan deponinin çimlenmiş kısımları olacağı gibi topraklanmış kısımları da olacaktır. Deponi sahasından oluşacak sızıntı suyu miktarı hesaplanabilir. Bunun için işletme sahası içinde kullanılan yollar, halen kullanılan çöp depolama alanları veya henüz kapatılmış alanlar gibi tüm farklılıkları göz önünde tutulmalıdır.

Depolama alanlarında atıkların stabilizasyonu fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler gerçekleşmektedir. Organik ve inorganik kirlilik derecesi yüksek bir sızıntı suyu depolama alanına suyun girmesi ve atıkların biyokimyasal ve fiziksel olarak parçalanmasıyla oluşur (Özkaya ve Demir 2011).

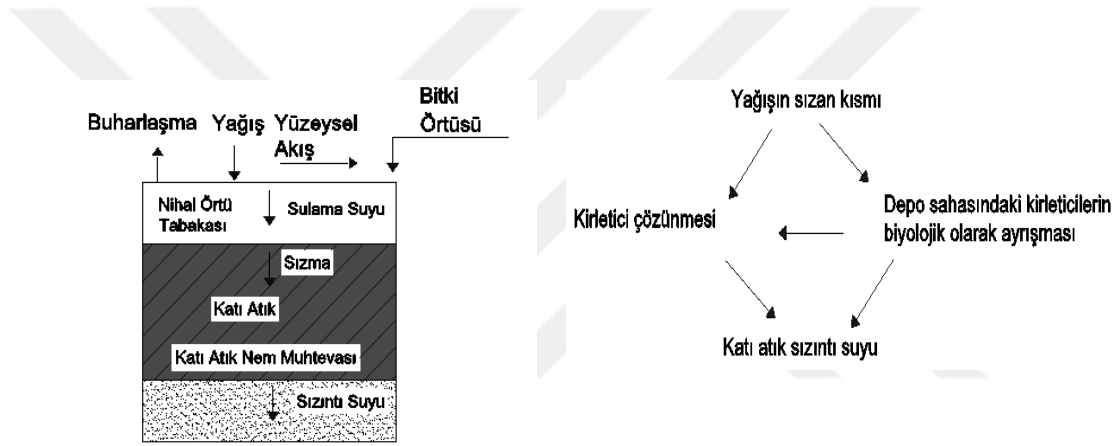
Sızıntı suyu oluşturan etmenlerin başında yağış ve katı atık su içeriği olmasına rağmen sızıntı suyu incelendiğinde fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlevlerin önemli ölçüde etkilerinin olduğu ifade edilebilir. Sızıntı suyu oluşumuna bakıldığında adsorpsiyon ve difüzyon gibi faaliyetlerde görölmektedir. Atıklar ilk depolalandıklarında %20-%40 arasında nem içermektedir. Yeraltı ya da yüzeysel suyun depo sahasına girmesi veya yağışların toprak profili boyunca yerçekiminin etkisiyle yüzeyden aşağıya doğru inmesiyle depodaki su miktarı artmaktadır (Duran ve Cuci 2016).

Sızıntı suyu bileşenleri 3 ana başlık altında toplanır. Bunlar;

- 1) Havasız ortamdaki ayrışmadan oluşan sızıntı suyu
- 2) Depo sahasına dökölen ve sıkıştırılan katı atıkların sulu kısımlarının süzölmesiyle oluşan sızıntı suyu

3) Depo sahasına düşen yağış kontrol altına alınmamışsa depo sahasından geçerek oluşturduğu sızıntı suyu olarak ifade edilir (Duran ve Cuci 2016).

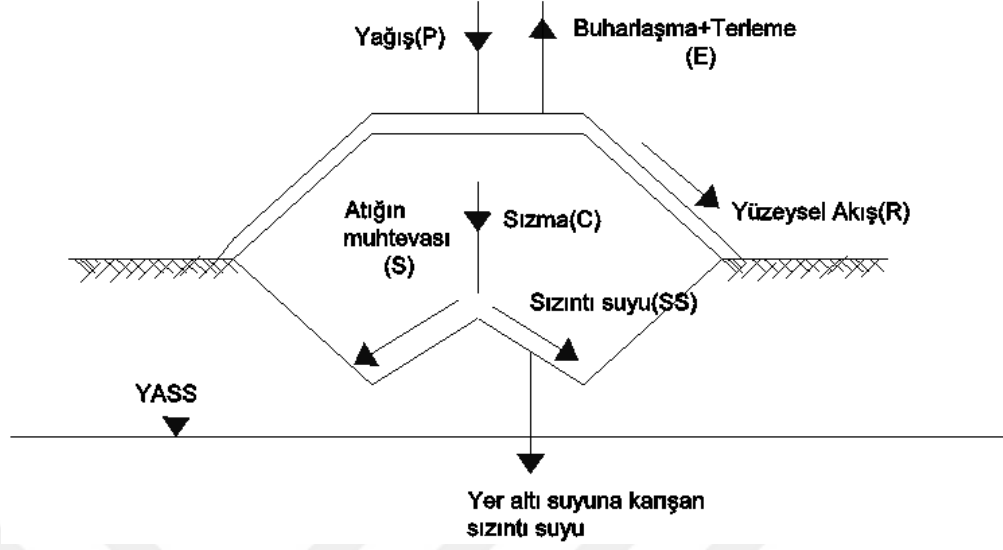
Depo sahasına gelen yağmur suyunun katı atık içerisinde süzülmesi sırasında biyolojik ve kimyasal reaksiyonlar gerçekleşmektedir. Süzülen organik ve inorganik bileşikler sızıntı suyuna geçmektedir. Katı atık ve sızıntı suyu etkileşimleri Şekil 2.1’de ifade edilmiştir. Sızıntı suyu bileşenleri ve kirlilik yükü çok değişken olup deponi sahasındaki atığın yaşı ya da denge durumu hakkında bilgi elde etmek için sızıntı suyunun özelliklerine bakılmaktadır.



Şekil 2.1. Katı atık ve sızıntı suyu etkileşimleri (Öztürk 2010)

2.3. Sızıntı Suyu Miktarı

Sızıntı suyu miktarını tayin ederken deneysel veri, buharlaşma, yağış, atığın su içeriği ve yüzeysel akış dikkate alınmaktadır. Atığın özellikleri depolama alanı işletme yöntemi iklim özellikleri gibi şartlar sızıntı suyu miktarını etkilemektedir. Depolama sahasına ait verilerle katı atık depolama tesisi için su dengesi Şekil 2.2’deki gibi kurulabilir (ÇYGM 2010).



Şekil 2.2. Bir katı atık düzenli depolama tesisi için su dengesi

Sızıntı sularının arıtımında, arıtma tesisinin tasarımı çok dikkatle yapılmalıdır. Arıtma tesisinde kullanılacak arıtma yöntemlerinin belirlenmesi kadar sızıntı suyunun debisinin belirlenmesi de önemlidir. Çok karmaşık olaylar sonucunda oluşan sızıntı suyunun miktarının belirlenmesi oldukça zordur. Çöplerin sıvı içeriği yüksek olmasından dolayı tüm sıvıyı absorplayacak özelliğinin bulunmaması ve sızdırması sızıntı suyu miktarını etkileyen faktörlerdir. Genel olarak bakıldığında sızıntı suyu miktarı bölgeye düşen yağış miktarı ile doğru orantılıdır. Hatta daha gerçekçi bir tabirle sahaya giren su miktarıyla sızıntı suyu miktarı orantılıdır (Akkaya vd 2011)^a.

2.4. Katı Atık Deponi Sızıntı Suyunun Özellikleri

Sızıntı suyunun özelliği katı atık depolama yüksekliği, ısı, depo yaşı, katı atık bileşenleri, depo içindeki fiziksel kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atık içindeki su miktarı depo alanının hidrojeolojik durumu, pH, depolama sahasının işletilmesi, stabilizasyon derecesi, redox potansiyeli ve iklim şartına göre değişmektedir. Fakat en önemli olan atık bileşenidir. Sızıntı suyunun karakterini organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik kimyasal ve fiziksel prosesleri belirlemektedir. Yüksek miktarda organik madde içermesi biyolojik proses olduğunun göstergesidir. Depo içinde süzülen

atık bileşenleri ve reaksiyon sonrası ürünleri sızıntı suyu içerisinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Atık ve sızıntı suyu bileşenleri pH, iyonik kuvvet, değişik bileşenleri azalması, sülfidler, redox potansiyeli, sülfidler gibi kimyasal çevre sebebiyle de zamanla değişmektedir. Sızıntı suyunun karakteristiğini katı atık depo sahasına geri devir ettirilen suyun miktarı, maddenin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanma etkiler. Havasız ortamda mikrobiyolojik aktivite ve düşük hızlı filtrasyon da sızıntı suyu organik madde konsantrasyonunu azaltan önemli faktörlerdir (Duran ve Cuci 2016).

Katı atık içeriği sızıntı suyu bileşimini ve dolayısıyla arıtılabilirliğini etkiler. Sızıntı suyu katı atık bileşimindeki bileşik ve elementleri bünyesinde barındırmaktadır. Ortamın pH'sı, sızıntı suyu ile atık arasındaki çözünme, çözülme, tutma, çökme ve redox reaksiyonları gibi faktörler kimyasal prosesleri etkilemektedir. Sızıntı suyundaki besi maddelerinin ve nütrientlerin çözünürlüğünü ise redox potansiyeli etkilemektedir. Atığın yaşına göre 5 farklı stabilizasyon evresi görülmektedir. Bu evrelerin hepsinde biyogaz miktarı ve içeriği ile sızıntı suyu kirletici parametresi değişkenlik göstermektedir. Biyogaz ve sızıntı suyu parametrelerinin bu süreç boyunca gözlemlenmesi atık stabilizasyonunda meydana gelecek sorunlara müdahale edilebilmesi açısından önem arz etmektedir. Katı atık depolama alanına gömüldükten sonra ortaya çıkan ilk safha "alışma safhasıdır" veya çevreye uyum sürecidir. Bu süreçte havalı ortamda (aerobik) bulunan bakteriler vasıtasıyla nem miktarı birikmeye başlar ve oksijen miktarı azalır ve de buna bağlı olarak depolanan katı atıkta bozulma başlamaktadır. İkinci safha ise geçiş safhasıdır ve atığın nem içeriğinde artış gözlemlenmesi ve oksijen miktarının tüketilmesiyle ortamda anerobik koşullar meydana gelmektedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI) ve toplam uçucu asitteki artış havasız ortamdaki mikrobiyolojik faaliyetleri hızlandırmaktadır. Üçüncü safhada (asit oluşum safhası) ise atıklar asidojenik bakteriler aracılığıyla uçucu asitlere dönüşmekte ve bu safhada sızıntı suyunun pH değerinde düşüş meydana gelmektedir. Sızıntı suyu karakterizasyonunda KOI, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI) ve yüksek uçucu asit değerleri ölçülmektedir. Dördüncü safha metan oluşum safhasıdır. Burada bir önceki safhalarda üretilen asit bileşikleri metal bakterileri tarafından karbondioksit ve metan gazına dönüştürülmektedir. Bu safhada metal ile uçucu organik asit konsantrasyonu

düşürölür ve asidik sızıntı suyu nötral pH koşullarına dönüştürölür. Bu evre süresince depolama alanında bulunan gaz üretimi en yüksek seviyeye ulaşmaktadır. Son safha olan olgunlaşma safhası ise bozulabilen maddeler ve besi elementlerinin sınırlayıcı hale geldiği, gaz üretiminin düştüğu ve sızıntı suyu içeriğinde stabil konsantrasyonlarının oluştuğu safhadır (Öztürk 2012).

Sızıntı suları, deponi sahasında bekletilme süresine bağlı olarak genç ve yaşlı sızıntı suları olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Genç sızıntı suları deponi sahasında meydana gelen aerobik bozulmanın ara ürünleri olan düşük azot konsantrasyonu, uçucu yağ asitleri ve KOI içeriğinin 5 gr/L'dan büyük olmasıyla ilişkilendirilmektedir. Yaşlı deponilerde ki sızıntı suyu biyolojik olarak ayrışabilen substratların azotlu kısımlarının hidroliz ve fermantasyondan dolayı amonyak azotunca zengindir (Çetinkaya 2013). Organik karbon yaşlı sızıntı sularında ana hatlarıyla yüksek moleküler ağırlıklı kalıcı maddelere dayanmaktadır. Sızıntı suyu eski deponilerde anaerobik bozulmada kalıcı fulvik ve humik bileşiklerin oluştuğu metan fermantasyonundan etkilenmektedir. Yaşlı deponilerde humik maddeler olarak tasvir edilen humik ve fulvik asit oldukça yüksektir ve doğal olarak oluşur (Akkaya 2011)^b. Çöp yüzey alanı ve çöp liçleme çözeltisi arasındaki bağlantıdan çözülebilir çöpün toplam kütleli etkilenebilir. Suda çözünebilir katı atıklar başlangıçta su teması boyunca atık yüzeyinden bileşenlerin çözünebilmesine neden olabilir. Sızıntı suyu hem hacimsel akı hem de içerik olarak değişken ve komplike atık sulardır. Bu sızıntı suları evsel atık sularla karşılaştırılırsa 1000 kat daha fazla kirliliğe sahiptir. Suda çözünebilir ilave bileşenler atık ve liçleme çözeltisi arasındaki temas süresinin artmasıyla liçlenebilir. Bunun yanı sıra liçleme çözeltisinde maksimum çözünebilirlik limitinin eriştiği bir denge vardır. Bu dengede suda çözünen bileşenler olsa bile daha fazla çözünebilir oluşmaz. Bu nedenle çöpün içinde bulunan kirleticiler sızıntı suyunun içerisinde çözünebilirlik sınırına varmadıkça belli zaman aralığında kirleticilerin daha fazlası uzaklaştırılır (Topal vd 2011).

2.5. Sızıntı Suyunun Miktarına Etki Eden Faktörler

2.5.1. Yağış miktarı

Yağış miktarı sızıntı suyu oluşumunu etkileyen faktörler arasında ilk sırada yer alır. Bunun temel nedeni yağışla birlikte depo alanı üzerine gelen su, sızmalar sonucu sızıntı suyu olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu nedenle sızıntı suyu oluşumunda yağmur sularından kaynaklanan miktarın belirlenmesi oldukça önemlidir. Organik karbon, azot ve fosfor türleri yağışlarla giderek seyrelme vasıtasıyla azalmaktadır. Konsantrasyonların azalması kurak mevsimlerde durmakta, hatta konsantrasyonlarda belirli oranda tekrar yükselme gözlenebilmektedir. Bu, mevsimlik yağış farklılıklarının konsantrasyon salınımları meydana getirdiğini ortaya koymaktadır (İlhan 2012).

2.5.2. Yüzeysel akış

Depolama tesislerinin üzerinden yağış ile geçen sıvının oluşturduğu akıma genel olarak yüzeysel akış denilmektedir. Yüzeysel akış değerleri yağış şiddetine, toprağın içerdiği neme, bölgenin morfolojik ve topografik özelliklerine bağlıdır. Sızıntı suyunun oluşumunun hesaplanmasında yüzeysel akış miktarının da belirlenmesi gerekir. Bu amaçla Rasyonel Metot ve Sızma Eğrisi kullanımı en yaygın metotların başında gelir (İlhan 2012).

2.5.3. Buharlaşma ve terleme kayıpları

Çoğu su içeren ortamda olduğu gibi depolama sahalarında da zemin nemi ve yağışın oluşturduğu nem uygun şartlar altında buharlaşır. Buharlaşmaya etki eden başlıca faktörler olarak sıcaklık, rüzgar hızı, buharlaşma yüzeyi ile hava basıncı arasındaki fark, atmosfer basıncı ve buharlaşacak olan sıvının özgül ağırlığı sayılabilir. Buharlaşacak olan sıvının özgül ağırlığı ne kadar yüksek olursa buharlaşma miktarı o derece düşer. Ayrıca porozitesi yüksek ortamlardan (toprak ya da depo sahası) düşük poroziteli ortamlara oranla daha fazla buharlaşma gerçekleşir. Buharlaşma için önemli olan bir

diğer unsur ise zeminin üst tabakalarındaki nem ve zeminin su iletme kapasitesidir. Depo sahalarının nihai örtü tabakalarına bitki ekildiğinde o bölgede terleme sonucu bir su kaybı gerçekleşecektir. Bir bölgede, zeminden su ve kar yüzeylerinden buharlaşma ve terleme ile meydana gelen toplam su kayıplarına buharlaşma ve terleme kayıpları denir. Nihai örtüler kil içerdiği takdirde kuraklaşma sonucu depo sahası yüzeyinde çatlaklar oluşabilir. Bu şekilde oluşan çatlaklar vasıtasıyla olası bir su girişi ile direkt olarak sızıntı suyu oluşumuna karışır ve bu durum buharlaşma ve terleme kayıplarını büyük ölçüde azaltır. Depo yerinde organiklerin biyolojik bozulması sırasında oluşacak sıcaklık, depo gazı ile beraber su buharlarının da ortamdan uzaklaşmasına neden olur (İlhan 2012).

2.5.4. Katı atığın nem tutma kapasitesi

Depo sahasına gelen katı atıkların sıkıştırma işlemi sonrasında bünyelerinde bulunan su yerçekiminin etkisiyle serbest hale gelir. Bu su doymuş halde olmayan atıklar tarafından arazi kapasitesine ulaşmaya kadar absorbe edilir geriye kalan su ise sızıntı suyu olarak akışa geçer. Atıkların sıkıştırılması sayesinde daha az geçirgen bir çöp tabakası oluşur. Atık nemin en büyük değeri özgül su tutma miktarına eşittir. Buna atığın arazi kapasitesi adı verilir. Atığın ulaşabileceği minimum nem değerine ise solma noktası rutubeti denir. Buna göre depo sahalarında üst örtüden sızan suyun atık tarafından absorplanacağı miktar arazi kapasitesi ile solma noktası arasındaki fark kadar olacaktır. Evsel katı atıkların kapiler kuvvet olarak bilinen depo sahasında oluşan sıvının fiziksel absorpsiyonu ve boşluk yüzeyindeki absorpsiyon olmak üzere iki temel nem tutma mekanizması vardır. Absorplama kapasitesi, atığın yoğunluğuna atığın sıkıştırılıp sıkıştırılmadığına ve yağış yoğunluğuna bağlıdır (İlhan 2012).

2.6. Elektrokimyasal Arıtım

Elektrokimyasal arıtım proseslerinin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorpsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur (Ihara *et al.* 2004). Son yıllarda elektrokimyasal arıtım prosesi çevreye uyumlu ve çok yönlü bir arıtım prosesi

olmasından dolayı atıksu arıtımında oldukça dikkat çekmektedir. Elektrokimyasal proseslerinin en önemli farklılıkları prosesin şekli ve yapısıdır (Elektrot tipi, uygulanan akım, elektriksel gerilim ve prosesin tipi). Özellikle elektrot tipi sistemin elektrokoagülasyonu mu yoksa elektrooksidasyonu mu tetikleyeceğini belirleyen unsurların başında gelmektedir (İlhan 2012).

2.6.1. Elektrokimyasal arıtımın avantajları ve dezavantajları

Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin diğer arıtım yöntemlerine göre bazı önemli avantajları aşağıda sıralanmıştır (Çolak 2017).

- Basit araç gereç ve işletme parametreleriyle daha iyi bir verim elde edilebilmektedir.
- Atık sular arıtıldığında iyi derecede renk ve koku giderim sağlanmaktadır.
- Alternatif olarak kullanılan bazı proseslerde kirlilik giderirken birden fazla proses peşpeşe kullanılabilirken elektrokimyasal proseslerde kirleticiler tek prosesle giderilebilmektedir.
- Çok fazla iş gücü gerektirmez ve bakım maliyeti düşüktür.
- Enerjiye çok fazla ihtiyaç duyulmadığından enerji ihtiyacı kolay karşılanabilmektedir.
- Yüksek sıcaklıklar herhangi bir probleme neden olmamaktadır.
- Kimyasal madde kullanımı daha azdır.
- Elektroflotasyonda meydana gelen gaz kabarcıkları elektroliz boyunca kontaminatları taşıyarak daha küçük kontaminant konsantrasyonlarını bile flotasyon mekanizmasıyla giderebilmektedir.
- Akım yoğunluğunu kontrol ederek elektroflotasyon prosesinde oluşan kabarcık sayısı ve boyutu kontrol edilmektedir.
- Elektrooksidasyon prosesinde meydana gelen anodik klor, dezenfektan gibi davranmaktadır

Elektrokimyasal arıtımın dezavantajları aşağıda verilmiştir.

- Elektrot, atık su içindeki çözülmüş maddelerin yükseltgenmesi sonucu oksitlenebilir.
- Birçok yerde elektrik maliyeti yüksektir fakat kullanılması gereken enerji çok düşük olduğundan yüksek bir maliyet oluşturmaz.
- Atıksuyun yüksek iletkenliğe sahip olması istenir.
- Bazı çalışmalarda çözünebilir maddeler hidroksit şeklinde çökebilir.

2.7. Elektrokimyasal Arıtımda Önemli İşletme Şartları

Elektrokimyasal arıtım verimi, büyük ölçekte sulu ortamın kimyasına, ama temelde iletkenliğine bağlıdır. Bir diğer önemli parametreler ise pH ve partikül büyüklüğüdür (İleri vd 2017). Bununla beraber elektrot tipi, reaksiyon süresi, etkin elektrot yüzey alanı gibi parametreler de elbette önemlidir.

Elektrot Tipi: Elektrot tipi elektrokimyasal arıtımda sonucu etkileyen en önemli parametrelerin başında gelmektedir. Elektrokimyasal arıtım türünü belirlemenin yanı sıra kirletici giderim verimini de doğrudan etkilemektedir. Her proseste ayrı oluşum gerçekleşmesi nedeniyle elektrot tipi çok önemlidir. Mesela, elektrokoagülasyon yöntemi için seçilen elektrot türleri akım ile beraber buldukları ortamda çözünürken, elektrooksidasyon prosesinde OH⁻ hidroksiti meydana getirip herhangi bir çözünme olmamaktadır. Elektrokoagülasyon yöntemi için demir ve alüminyum elektrotları sık şekilde kullanılırken elektrooksidasyonda titan, platin, rutenyum vb. elektrotlar bu elektrotların yerini almaktadır. Farklı elektrot tipleri atık sular için daha olumlu neticeler verebilir. Yapılan bir çalışmada 1L'lik bir reaktörde 30V'luk elektriksel gerilim uygulayarak demir, alüminyum ve titanyum plakalarla 2 saat boyunca arıtım sağlanmıştır. 2 saatlik süre sonunda numune 30 dakika çökmeye bırakılmıştır. Bu çalışmada Al-Al, Fe-Fe, Al-Fe, Ti-Al, Ti-Fe elektrot çiftleri kullanılmıştır. Yapılan incelemelerde KOİ de en iyi %88,4'lük giderim verimi ile Al-Al elektrot çifti sağlamaktadır. Sonrasında %75,4 ile Fe-Al elektrot çifti gelirken diğer elektrot çiftleri ile KOİ de daha düşük verimler elde edilmiştir. Bunun yanı sıra renk giderim için yapılan çalışmalarda Fe-Fe ve Fe-Al elektrot çiftleri iyi sonuç verirken Al-Al elektrotları bu açıdan çok başarılı sonuçlar vermemiştir. Al-Fe elektrot çifti

kullanıldığında 100 dakikadan daha kısa bir sürede %99'luk bakır giderimi ve %96,5 oranında bulanıklık giderimi sağlanmıştır (Lai *et al.* 2003).

Elektrotların Yerleşimi: Elektrot tipi seçiminin ötesinde reaktör içerisindeki elektronların yerleşimi de çok önem taşımaktadır. Seri ya da paralel şekilde bağlanmak suretiyle monopolar ve bipolar elektrotlar kullanılarak farklı giderim verimleri sağlanabilmektedir. Genel olarak bir anot ve bir katottan oluşmasına karşı elektrotlar bir çok farklı şekilde yerleştirilebilir. Daneshvar *et al.* 2004, suya sentetik boya ilavesi ile renk gideriminde elektrotların yerleşimi konusunda bir çalışma yapmıştır. Çalışmada klasik elektrokimyasal hücre ve seri, paralel elektrotları kıyaslamış neticesinde seri ve paralel elektrotların diğerlerine oranla daha iyi sonuçlar elde ettiğini gözlemlemiştir. Yapılan deneylerde monopolar elektrotlarla bipolar elektrotlara göre daha fazla verim elde edilmiştir ve seri bağlı elektrot tiplerinden de paralel bağlı elektrot tiplerine göre daha yüksek verim sağlandığı kanıtlanmıştır.

Akım Yoğunluğu: Elektrokimyasal arıtımda önemli yapı taşlarından biridir. Akım yoğunluğunun optimize edilmesi elektrokimyasal arıtım prensibi için oldukça önemlidir. Sistemin karşılayacağından fazla akım yoğunluğu uygulanırsa maliyet artacağı gibi eğer elektrokoagülasyon yöntemi uygulaması var ise bu akım yoğunluğuna bağlı olarak çamur oluşumu da artmış olacaktır. Ayrıca arıtım projelerinde akım yoğunluğu ile arıtım süresi birbirine bağlı iki etkidir. Akım yoğunluğu yüksek olarak uygulandığında arıtım daha kısa zamanda tamamlanmaktadır. Sızıntı suyu ile ilgili olarak yapılan bir çalışmada 2 V ile 15 V arasındaki gerilimler uygulanarak sistemdeki KOİ giderim verimleri tanımlanmıştır. Bu sonuçlara göre elektriksel gerilimin artan kuvvetiyle bu sürelerde daha yüksek KOİ giderim sonuçları elde edilmiştir (İlhan vd 2007).

pH: Bu parametre, ortamda oluşan elektrolitik reaksiyonları temel olarak etkilediği için önemi fazlasıyla çoktur. Hem elektrooksidasyon için hidroksil radikallerinin oluşumu hem de elektrokoagülasyon için metal hidroksitlerin oluşumunda pH birinci parametre olarak oldukça etkilidir. Belirlenen pH değerleri dışında koagülantlar oluşamayacağı

gibi hidroksil radikallerinin oluşum oranı da büyük ölçüde azalacaktır. Elektrooksidasyonun olduğu durumlarda pH düşerken elektrokoagülasyon uygulamalarında pH'nın arttığı gözlemlenmiştir. Giderim verimleri başlangıç pH'ına bağlı olduğu gibi son mevcut durumdaki pH değerlerine de bağlıdır (Moreno-Casillas *et al.* 2007). Elektrokoagülasyonla zeytinyağı atık suyunun arıtıldığı bir deneyde hem demir ve hem de alüminyum anotlar için değişik başlangıç pH değerlerinde çalışılıp en iyi pH değerlerine ulaşılmıştır. Yapılan çalışmalarda ilk pH'ları 4.6, 6, 7 ve 9 olan numunelerde demir anotlar için en yüksek verimi pH 9 değeri ile ulaşılırken bu değer alüminyum anotlar için pH 6 noktasındadır (İnan vd 2004).

Arıtım Süresi: Arıtım süresi tüm arıtım proseslerinde olduğu kadar elektrokimyasal arıtım uygulamalarında da oldukça önemlidir. Yeni nesil yapılan çalışmalarda, arıtım süresinin optimize edilmesi gerekir. Aksi düşünüldüğünde ihtiyaçtan az bir arıtım süresi uygulandığında ihtiyaç duyulan verim sağlanamayabileceği gibi uzun süreli arıtmaların ise hem maliyet açısından hem de çamur ve köpük oluşumu bakımından pek de uygun olduğu söylenemez. Ayrıca farklı atık suların arıtım süreleri farklılık gösterebilir. Yapılan bir çalışma da bir battaniye fabrikası işlemler sonucu elde edilen atıksuyundan organik kirliliğin giderimi ve renk giderimi açısından çeşitli işletme şartlarının etkisi incelenmiştir. İletkenliği yeterli olmadığı için NaCl ilave edilen bu çalışmada sonuç olarak 5 dakikalık bir arıtım süresinde 60-80 A/m² akım yoğunluğunda %75'lik bir KOİ giderim verimi ve %99'luk bir renk giderim verimi elde edilmiştir. Yapılan bu çalışmada (Daneshvar *et al.* 2006) 5 dakikada iyi bir verim elde edilebilirken zeytinyağı endüstrisi atıksuyu ile ilgili yapılan başka bir çalışmada ise 240 dakikalık bir arıtım süresi sonunda bile %40'ın üstünde bir KOİ giderim verimi gözlenememiştir (Gotsi *et al.* 2005).

Kontrol Parametreleri: Tüm bu parametrelerinin yanında suyun iletkenliği, sıcaklık ve oksidasyon redüksiyon potansiyeli kontrol parametreleri olarak da çok önemlidir. Bu parametrelerin incelenip gerekli araştırmaların yapılmasıyla proses hakkında daha detaylı bilgiler elde edilebilmektedir.

2.8. Elektrokimyasal Arıtımın Türleri

Elektrokimyasal arıtımda kullanılan başlıca arıtma yöntemleri; elektroflotasyon, elektrokoagülasyon ve elektrokimyasal oksidasyondur (Kaygusuz 2013).

2.8.1. Elektrokoagülasyon

En yaygın olarak uygulanan elektrokimyasal proses elektrokoagülasyondur. Elektrot cinsi bir elektrokimyasal proste en önemli şartlardan biridir. Elektrokoagülasyon genel olarak alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlar kullanılmasıyla oluşmaktadır. Bu elektrotların prosesin çalışma aşamasında suyla reaksiyona girmesi sonucu $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşmaktadır. Sistemde metal hidroksitlerin oluşmasıyla arıtım başlamaktadır. Metal hidroksitlerin adsorpsiyon kapasitesi çok yüksektir. Metal hidroksitlerin sudaki farklı kirletici parametreleri emerek çökelti yoluyla sudan atma ilkesine dayanan bu arıtım yöntemi zamanımızda pek çok yerde kendine uygulanma alanı bulmaktadır. Bu işlem sırasında elektrotlarda oluşan elektrokimyasal işlemler neticesinde sudan küçük gaz kabarcıkları çıkmaya başlar. Bu gaz kabarcıklarının da elektroflotasyonun temelini oluşturduğu farzedilirse bazı kirleticilerinde elektrokoagülasyon sırasında elektroflotasyon metoduyla sudan atılacağı şeklinde bir sonuca varabiliriz. Kirletici giderim verimi yüksektir çünkü belirli ölçüde elektroflotasyon da meydana gelmiştir. Farklı uygulama durumlarının iyileştirilmesi sonucunda bu verim artırılabilir (Coşkun 2011).

Elektrokoagülasyonda başlıca 3 temel işlem söz konusudur.

- a) Elektrotların yüzeyinde oluşan elektroliz işleminde çözülen reaksiyonlar
- b) Sıvı safhada metalik iyon oluşumu
- c) Bir çözücü içinde eriyen ya da kolloid niteliği taşıyan kirleticilerin adsorpsiyon, koagülasyon, sedimentasyon veya flotasyon mekanizmaları ile giderilmesi (Arslan vd 2010).

Elektrokoagülasyonla emülsifiye maddeler, askıda katı maddeler ve kolloidal maddeler kararlı hale getirilir. Bu yüzden elektriksel uygulamalarda elektrotlarla partiküller uygun şekilde temas ettirildiğinde partiküller nötralize olmakta ve farklı partiküller kombine olarak büyük floklar oluşturmaktadır. Genellikle elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum ya da demir elektrotlar kullanılmaktadır. Bunun nedeni metalik iyonların adsorpsiyon kapasitesi yüksek olduğu için iyi bir koagülant olmasından kaynaklanmaktadır. Dağınık haldeki partiküller elektrokoagülasyon prosesiyle sudan arındırılabilen ve kararlı çamur elde edilebilmektedir. Yapılan bir çalışmada, elektrokoagülasyonla hızlandırılmış bir şekilde flok oluşumu sağlandığından dolayı, elektrokoagülasyonun kimyasal arıtıma alternatif olarak gösterilebileceği sonucu ortaya çıkmıştır (Kartal vd 2010).

2.8.2. Elektroflotasyon

Atıksu arıtımında kullanım alanı bulan bir diğer elektrokimyasal arıtım yöntemi ise elektroflotasyondur. Çoğunlukla tek başına kullanılmaz. Ek bir elektrokimyasal prosesle birlikte kullanılan bu yöntemde elektrotlar sayesinde açığa çıkan gaz kabarcıklarının kirleticileri içine çekerek yüzeye çıkarması neticesinde kirlilik giderilir. Elektroflotasyonda gaz belli oranda kendiliğinden meydana gelmektedir. Elektroflotasyonda elektrotlarda oluşan reaksiyonlar (2.1) ve (2.2) reaksiyonlarında görülmektedir.



Elektroflotasyonda meydana gelen gaz kabarcıklarının boyutları çok küçük olabilir, fakat yüksek dispersiyona sahiptirler. Bu proste gaz kabarcıklarının rolü çok büyüktür. Bu nedenle gaz kabarcıklarının optimum yoğunluğunu belirlemek amacıyla etkili olan parametreler üzerinde optimizasyon çalışmaları yapılması gerekir. Elektrotun cinsi ve yüzey alanı en önemli parametre olmakla birlikte, akım yoğunluğu ve reaktör

tipi de çok önemlidir. Genel olarak elektroflotasyon prosesinin işletme şartlarının optimizasyonunda akım, elektrot tipi, pH ve sıcaklık gibi parametreler değiştirilerek sistem için optimum işletme şartlarının belirlenmesi gerekir. Atıksulardan elektroflotasyon yöntemiyle giderilen kirleticiler daha çok yağ ve emülsiyonlar gibi düşük yoğunluklu maddeler olabildiği gibi askıda katı maddeler de olabilmekte ve özellikle bazı tesislerde problem oluşturan ve giderilemeyen KOİ'nin bir kısmı da bu yöntemle giderilebilmektedir. Bu gibi yararlı özelliklerinden dolayı elektroflotasyon çeşitli sanayilerde kullanılmaktadır. Bunlara örnek olarak metal kaplama, tekstil, boya ve kimya sanayileri verilebilir (Ulucan 2011).

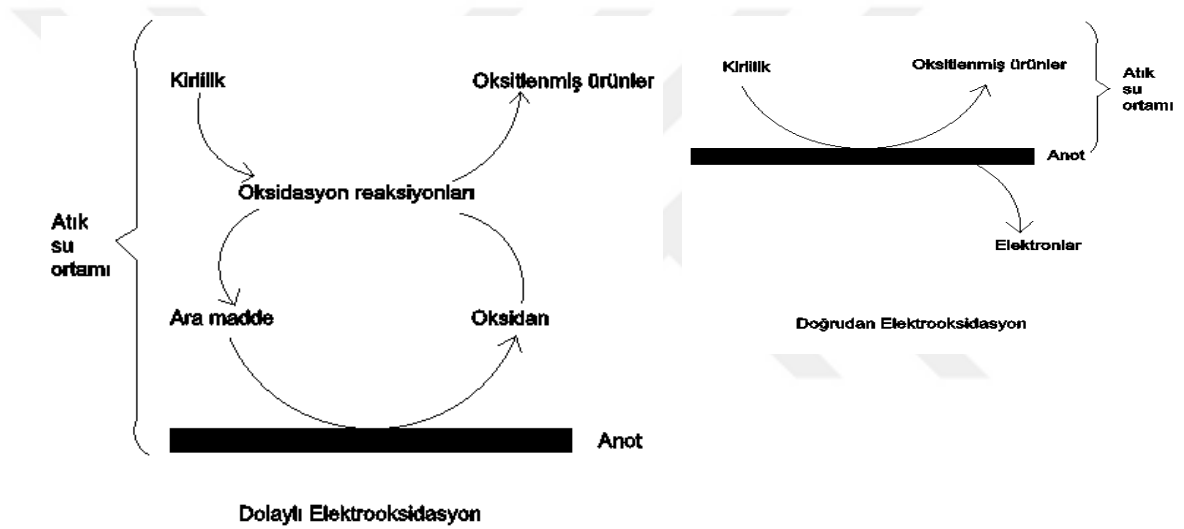
2.8.3. Elektrooksidasyon

Elektrooksidasyon yönteminde temel prensip erimeyen elektrotlar (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) kullanılmasıyla elektrotlar aracılığıyla açığa çıkan gazlar (O₂ ve H₂) ile istenilen oksidasyonun sağlanmasıdır. Elektrooksidasyon prosesinde anot elektrodu aktif rol oynar. Bu sebeple proseste katalitik aktivitesi en etkili parametredir. Oksidantların difüzyon hızının yanı sıra akım, sıcaklık, pH ve organik bileşiklerde önemlidir. Atıksudaki klorür iyonlarının klora dönüşmesi ve organik bileşiklerin direkt oksidasyonu gibi ikincil reaksiyon oluşturması için anotun yeteri kadar potansiyel oluşturması gereklidir.



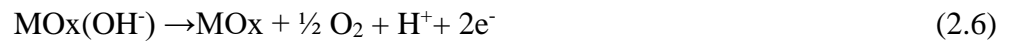
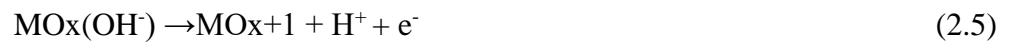
Klor, güçlü oksidasyon-redüksiyon reaksiyonundaki elektronların alıcı yapısı nedeniyle bazı organik bileşikleri okside edebilir. Yapılmış olan çalışmalarda kullanılan atıksuyun karakteristiğine bağlı olmasına rağmen elektrooksidasyonda yaklaşık %90 oranında KOİ giderimi elde edildiği gözlenmiştir. Elektrooksidasyon proseslerinde genellikle Ti/Pt-Ir, Ti/RhO_x-TiO₂, Ti/PdO-CO₃O₄, TiO₂/TiRuO₂, Ti/Pt, PbO₂/SnO₂, PbO₂/Ti, SnO₂, PbO₂, BDD vb. anot elektrotlar kullanılmaktadır (Aquino *et al.* 2011). Veriminin fazla olması ve çok az miktarda çamur oluşması nedeniyle tercih edilen bir yöntemdir.

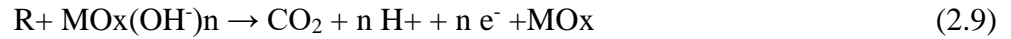
Bu proses temelinde inert özellik gösteren metal elektrotların kullanıldığı reaktörde organik maddelerin dolaylı veya doğrudan oksitlenmesine dayanır. Doğrudan anodik proseste kirleticiler ilk önce anot yüzeyine adsorbe olurlar ve daha sonra anot yüzeyinden elektron transferi gerçekleşir. Organik kirleticilerin doğrudan oksidasyon hızı, anodun aktif noktalarına organik bileşiklerin difüzyon hızı ve uygulanan akım şiddeti yardımıyla anodun katalitik aktivitesine bağlıdır. Dolaylı elektrooksidasyon süresince organik maddelerin oksidasyonunda etkili olan klor, hipoklorit, hidrojen peroksit ve ozon gibi ajanlar anodik olarak üretilebilir (Fil vd 2012).



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

Metal yüzeyinde gerçekleşen elektrooksidasyon reaksiyonları genel olarak şu şekilde gerçekleşmektedir: (Avcu 2010)





Elektrooksidasyonun gerçekleşmesini sağlayacak ikinci bir yol ise organik molekülün dışında bazı iyon ya da moleküllerin elektrokimyasal tepkimeye katılması ve bu tepkime sonucu oluşan radikallerin oksidasyonu sürdürmesidir. Bu durumda organik maddenin oksidasyonu metal yüzeyindeki elektrokimyasal tepkimeden sonra ama dolaylı olarak elektrokimyasal tepkimenin devamı şeklinde çözültide gerçekleşecektir. Böyle bir oksidasyonu doğrudan elektrooksidasyon olarak adlandırmak yerinde bir tanım olmayabilir. Olay bir kimyasal oksidasyon olup elektrokimyasal bir tepkimenin devamı niteliğindedir. Asıl tepkimenin (organik maddenin oksidasyonu) kimyasal basamakta yürüdüğü çok basamaklı bir elektrokimyasal tepkime mekanizması söz konusudur. Bundan dolayı olay elektrooksidasyon olarak kabul edilmektedir (Avcu 2010).

Elektrooksidasyon prosesinin alternatif arıtma teknolojilerine kıyasla birçok avantajı vardır (İlhan vd 2007).

- a) Basit araç gereç gerekmektedir. Ayrıca basit işletme parametreleri ile iyi bir verim elde edilebilmektedir.
- b) Elektrooksidasyon arıtım yöntemleriyle birçok kirletici bir arada giderilebilir. Yani alternatif proseslerde belli kontaminantları gidermede birkaç proses ardarda kullanılabilir. Ancak elektrooksidasyon prosesinde bu kirleticiler tek bir prosesle giderebilmektedir.
- c) Düşük enerji ihtiyacından dolayı gereken enerji kolayca karşılanabilir.
- d) Elektrokimyasal arıtım prosesleri düşük bakım maliyeti ve iş gücü gerektirir.

e) Yüksek sıcaklıklar proses için herhangi bir problem oluşturmamaktadır.

f) Elektrooksidasyon sonucu oluşan anodik klor dezenfektan gibi davranır.

2.8.3.a. Elektrooksidasyon prosesi işletme parametreleri

Elektrooksidasyon prosesi verimi belirli faktörlerin kontrolü ile optimize edilebilmektedir. Bu faktörler aşağıdaki gibidir.

Elektrot tipi: Elektrooksidasyon prosesinin verimini etkileyen en önemli parametrelerden birtanesidir. Elektrooksidasyon prosesinde yaygın olarak titanyum, platin ve alüminyum oksit gibi elektrotlar kullanılmaktadır.

Akım yoğunluğu: Yapılan çalışmalarda en çok dikkat edilmesi gereken parametrelerden biridir. Prosesin verimi ile birlikte işletme maliyeti üzerine etkisi vardır. Bununla birlikte reaktöre uygulanan akım arttıkça arıtım süresi azalmaktadır.

Arıtma süresi: Diğer arıtma proseslerinde olduğu gibi elektrooksidasyon prosesinde de arıtma süresi reaktör işletmesinde önemli parametredir. Çünkü arıtma süresi olması gerekenden az olursa istenilen verimde arıtma gerçekleştirilemeyecektir. Eğer bu süre uzun olursa da maliyet üzerine istenilmeyen etkileri olacaktır.

pH: pH'ın elektrooksidasyon prosesinde hidroksil radikallerinin oluşumunda önemli etkisi vardır. Elektrooksidasyon prosesinde serbest haldeki OH⁻'lerin radikaller ile birleşmesi sonucu pH zamanla azalmaktadır. Bu sebeple giderim verimi başlangıç pH'ıyla birlikte son pH'lara da bağlıdır.

Diğer parametreler: Yukardaki tüm bu parametreler dışında reaktördeki kimyasal reaksiyonların istenildiği gibi gerçekleşmesi için sıcaklık ve elektriksel iletkenlik gibi parametrelerin kontrol altında tutulması gerekmektedir (Akarsu vd 2014).

2.9. Konu ile İlgili Literatür Taraması

Fernandes ve arkadaşları (2016) tarafından Ti/Pt/PbO₂ ve Ti/Pt/SnO₂-Sb₂O₄ anotlarının, humik asit ve düzenli depolama sızıntı suyunun elektrooksidasyonunda BDD'ye benzer bir performansa sahip olduğu ispatlanmıştır. Nitekim, incelenen numuneler için Ti/Pt/PbO₂ anodu daha düşük enerji tüketimi ve daha yüksek azot giderimi sağlamakta, bu da düşük nitrat oluşumunu BDD'den daha fazla arttırarak toplam azot eliminasyonu için daha uygun olmaktadır. Hem organik yük hem de azot giderme oranları klorür iyonu konsantrasyonu ile birlikte artmaktadır. Akım yoğunluğunun artışı da KOİ giderme oranı üzerinde olumlu bir etkiye sahiptir. Elektroliz işlemi sırasında klor/hipoklorit yoluyla dolaylı oksidasyon baskındır, sızıntı suyu örneklerinde ve NH₄⁺ eliminasyonu için önemlidir. Bununla birlikte, uygulanan akım yoğunluğuna bağlı olarak, Cl⁻ başlangıç konsantrasyonundaki bir artışla KOİ ve NH₄⁺ giderilmesinde önemli bir artış olmaksızın, nihai numunelerde daha yüksek [Cl⁻] konsantrasyonlarına yol açmaktadır.

Zolfaghari ve arkadaşları (2016) tarafından EOP'nin MBR'den önce uygulanması, aşağıdaki nedenlerden dolayı başka bir seçenek olarak düşünülmüştür. Yüksek molekül ağırlıklı organik bileşiklerin daha küçük moleküllere oksidasyonu sırasıyla ham ve önmuamele edilmiş LFL için TOC uzaklaştırma verimi açısından %23'ten %48'e kadar MBR performansını arttırmıştır. DEHP esas olarak humik maddelere adsorbe edilmiştir; Bu nedenle, hümik maddelerin oksidasyonu biyo yararlanımını arttırmış ve elektrooksitlenmiş depolama sahası sızıntı suyu için %66'dan %80'e çıkarılmasına yol açmıştır. EOP'de üretilen kalıntı radikaller ve organoklorlu bileşikler, MBR'nin havalandırma havzasında hava ile sıyırma ve çamurda adsorbe edilerek yeterince uzaklaştırılmıştır. Biyolojik olarak işlenmiş LFL'ye (22 KWh/m³ ve 167 KWh/kg KOİ) kıyasla, ham çöp sızıntı suyunun elektrooksidasyonunda önemli miktarda elektrik tüketimi (16 KWh/m³ ve 70 KWh/kg KOİ) gerçekleşmiştir. MBR öncesi EOP kombinasyonu ile ilişkili tek problem, kalıntı radikal nitrifikasyona zararlı etkisinin olması ve bunun da amonyağın konsantrasyonunu artırmasıdır.

Zhang ve arkadaşları (2012) tarafından sızıntı suyundaki organik materyallerin, sürekli karıştırılan elektrokimyasal reaktörde fenton reaktifi ile verimli bir şekilde uzaklaştırıldığı kanıtlanmıştır. KOİ giderimi elektrot aralığı ve H₂O₂ dozajıyla artmış, ancak çok büyük elektrot aralığı veya H₂O₂ dozajlaması EF-Fere (Fered-Fenton olarak da adlandırılır) prosesinin etkinliğini engellemiştir. Asidik koşul KOİ'nin uzaklaştırılmasını ve pH 3'te en hızlı kararlı hale gelmesini sağlamıştır. KOİ giderimi, H₂O₂'nin Fe⁺² molar oranına ve hidrolik kalış süresine bağlı olarak artmıştır. Optimum çalışma koşulları, başlangıçtaki pH 3, elektrotlar arası boşluk 2 cm, H₂O₂ ila Fe⁺² molar oranı 6, bir teorik dozajda hidrojen peroksit konsantrasyonu ve 40 dakikalık hidrolik tutma süresi olarak belirlenmiştir. Sızıntı suyundaki organik kirleticiler, bir kütle spektrometresi (GC-MS) sistemi ile birleştirilmiş bir gaz kromatografisi ile analiz edilmiştir. Sızıntı suyunda, Elektro-Fenton muamelesinden sonra 50 organik tamamen ayrılmış GC-MS ile yaklaşık 73 kirletici tespit edilmiştir.

Mojiri ve arkadaşları (2017) konsantre sızıntı suyunda organik ve inorganik kirleticilerin arıtımı zor olduğundan kombine bir yöntemle yapılması gerektiğini belirlemiştir. Bu çalışma sırasında konsantre sızıntı suyunun arıtılmasında elektrozonasyon ve BAZLSC-SBR'den oluşan kombine bir sistem kullanılmıştır. Mevcut araştırmanın ana sonuçları elektro ozonlama, temas süresi (96.9 dakika) ve O₃ dozajı (120 mg/L) optimumda KOİ, renk ve Ni giderim verimleri sırasıyla %64.8, %90.4 ve %52.9'dur. Kombine elektro-ozonasyonun PBSBR ile gerçekleştirilmesi KOİ, renk ve Ni için giderim verimleri %64.8'den %88.2'ye, %90.4'ten %96.1'e ve %52.9'dan %73.4'e kadar artmıştır.

Turro ve arkadaşları (2012) tarafından Ti/IrO₂-RuO₂ anodu üzerinde KOİ'si 2960 mg/l olan çöp sızıntı suyunun elektrokimyasal oksidasyonu, destekleyici elektrolit olarak HClO₄ varlığında araştırılmıştır. Elektroliz süresi (240 dakikaya kadar), sıcaklık (30, 60 ve 80 °C), akım yoğunluğu (8, 16 ve 32 mA/cm²), başlangıç atık su pH'sı (0.25, 3, 5 ve 6), HClO₄ konsantrasyonu (0.25 ve 1 M) ve ekstra elektrokimyasal oksidan kaynağı performansı olarak NaCl (20 ve 100 mM) veya Na₂SO₄ (20 mM) ilavesi ile KOİ, toplam karbon (TC), toplam fenoller (TPh) ve renk giderimi incelenmiştir. 240 µs/cm²

akım yoğunluğu, 80°C'de ve pH değeri 0,25'ten (yani HClO₄ eklenmesinden sonra) 3'e ayarlanarak %90 KOİ, %65 TC ve %100 renk ve TPh giderimi elde edilmiştir.

Del Moro ve arkadaşları (2016) tarafından ham sızıntı suyu ve yeni bir biyolojik reaktör tipi ile biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyu elektrokimyasal olarak arıtılmıştır. Çalışmada; iki adet patentli DSA elektrot kullanan bir yığın tipi elektrolitik hücre kullanılmıştır. 200 mA/cm²'lik bir akım yoğunluğunda 240 dakika arıtıma tabi tutulan ham sızıntı suyu, KOİ için İtalyan mevzuatı tarafından belirlenen kanalizasyon deşarj sınırlarına girmektedir. Bununla birlikte kombine biyolojik ve elektrooksidasyon (83 mA/cm² ve 133 mA/cm² akım yoğunluğunda) işlemi sonucunda elde edilen atık, kanalizasyona tahliye edilebilecek bir KOİ'ye sahiptir ve 240 dakika 200 mA/cm²'ye eşit bir akım yoğunluğu uygulandıktan sonra, alıcı su havuzlarına deşarj edilebilecek bir KOİ değeri elde edilmektedir. Gerçekleştirilen elektrokimyasal oksidasyonda, dolaylı elektrooksidasyon yoluyla sadece azot amonyak üzerinde etkili olmakla birlikte, diğer azot içeren türler üzerinde etkili olmamaktadır.

Anglada *et al.* (2011) tarafından yapılan çalışmada, düzenli depolama sahasındaki sızıntı suyunun elektrokimyasal oksidasyonu gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon süresi, akım şiddeti, başlangıç pH'sı ve klorür konsantrasyonu gibi çeşitli işletim parametrelerinin, giderim üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Elektrokimyasal oksidasyonda kullanılan çalışma koşulları altında KOİ ve NH₄⁺-N sırasıyla %51 ve %34 giderme kapasitesine ulaşmıştır.

Djebel Chekir (Tunus)'dan toplanan stabilize toprak dolgu sızıntı suyunun arıtımı için membran biyoreaktör (MBR) ile elektrokimyasal prosesinin birleştirilmesiyle sonuçlar optimum koşullarda ve 1,9 ve 2,7 g/L*d KOİ organik yükleme oranlarına sahip MBR ile arıtılmış atık suyun hala renkli olduğunu ve yüksek KOİ ve amonyak konsantrasyonları içerdiğini göstermiştir. Bu yüksek kirletici konsantrasyonlarını azaltmak için, Ti/Pt, grafit ve PbO₂ elektrotları kullanılarak elektrokimyasal oksidasyon işlemi uygulanmıştır ve Ti/Pt elektrotları en iyi performansı göstermiştir. KOİ, amonyak ve renk giderimlerini, akım yoğunluğu (J) ve işlem süresi (t) etkilemiştir. Optimal

çalışma koşullarında ($t=1$ saat, $J=4$ A dm^2), KOİ ve toplam kjeldahl azot konsantrasyonları (TKN) sırasıyla 1000 ve 86 mg/L'dir. Çıkış atık suyu KOİ, TKN, renk ve pH kanalizasyon deşarj standartlarını karşılamıştır. MBR arıtım prosesinin elektrokimyasal oksidasyon ile bir araya getirilmesinin, stabilize çöp sızıntı suyunun arıtılmasında esasen KOİ (%85), TKN (%94) ve renk (%99) gibi farklı parametrelerin etkin bir şekilde indirgenmesi için teknik olarak uygun bir çözüm olabileceği belirlenmiştir (Feki *et al.* 2009).

Şangay Atık Laogang İmha Tesisi'nde depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması için iki aşamalı yaşlı çöp biyoreaktörü (ARB) uygulandı. İki aşamalı biyoreaktör sistemi ile arıtılmış depolama sahası sızıntı suyunun KOİ, BOİ, toplam organik karbon (TOC), toplam azot (TN) ve amonyak azotu (NH_3-N) giderim verimleri sırasıyla %98.5, %99.9, %98.0, %64.2 ve %99.9 olarak ölçülmüştür. İkinci kademe atık suyundaki KOİ ve BOİ sırasıyla 239 ve 7 mg/l'dir. Böylelikle, ikinci kademe atıksuyun, bölünmemiş elektroliz (UDE), bölünmüş elektroliz (DE) ve Ti/PbO₂ katot ve DE'nin gaz difüzyon katodu ile muamele edilmesi için üç elektroliz yöntemi kullanılmıştır. Tüm elektroliz işlemleri iyi renk giderme etkisine sahipken, en iyi TOC giderimi gaz difüzyon katotlu DE ile olmuştur. TOC giderim verimleri, 5 V'da 30 dakika elektrolizden sonra, sırasıyla, anot ve katotta %51.4 ve %39.7 olarak ölçülmüştür. Ayrıca, gaz difüzyon katotlu DE'de, 30 dakikada en düşük enerji tüketimi olan 9.8 kWhm³ gözlemlenmiştir. Sızıntı suyundaki organik kirleticiler, bir kütle spektrometresi (GC-MS) sistemi ile birleştirilmiş bir gaz kromatografisi ile analiz edilmiştir. İki aşamalı ARB sayesinde, düzenli depolama suyundaki organik kirleticilerin türleri ve konsantrasyonları önemli ölçüde azaltılmıştır. Atık suda UDE ve DE'nin anolitinden sonra birkaç klorlu organik bileşik tespit edilmiştir. Ayrıca, elektroliz sırasında emilebilir organik halojenler konsantrasyonu (AOX) büyük ölçüde artmıştır. Bu nedenle, klorür içeren atıksu arıtımına elektrooksidasyon uygulamasında dikkatli olunması gerektiği belirlenmiştir (Lei *et al.* 2007).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Sızıntı suyu

Çalışmada kullanılan sızıntı suyu Erzurum İli Katı Atık Düzenli Deponi Sahasından alınmıştır. Ham sızıntı suyu çalışmaları, bu su ile gerçekleştirilirken, MBR prosesi çıkış sızıntı suyu Atatürk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Laboratuvarlarında kurulan MBR ünitesinden alınmıştır.

Çizelge 3.1.a. Sızıntı suyu karakteristik özellikleri

| Parametre | Değişim Aralığı |
|--|-----------------|
| KOI (mg/l) | 3625-3715 |
| pH | 7.8 |
| İletkenlik ($\mu\text{s}/\text{cm}$) | 21-29 |
| Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$) | 16-21 |

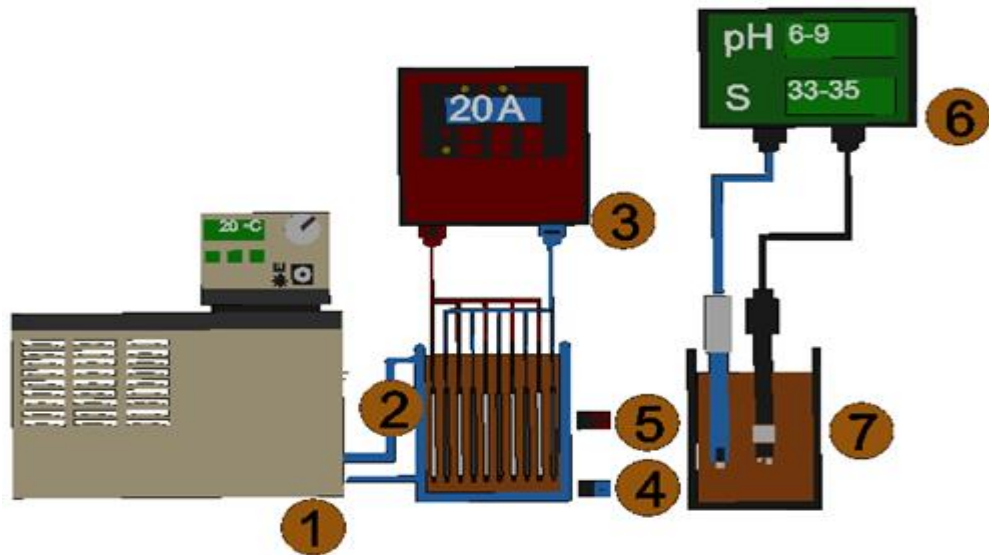
Çizelge 3.1.b. MBR prosesi çıkış sızıntı suyu karakteristik özellikleri

| Parametre | Değişim Aralığı |
|--|-----------------|
| KOI (mg/l) | 2400-2800 |
| pH | 9,49 |
| İletkenlik ($\mu\text{s}/\text{cm}$) | 44,8 |
| Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$) | 18-21 |

3.2. Yöntem

3.2.1. Deney sistemi

Bu çalışmada elektrokoksiasyon prosesi ile sızıntı suyunda KOİ, amonyak ve klorür giderimini araştırmak için sırasıyla zaman, pH, akım yoğunluğu ve akış hızı parametrelerinin etkileri incelenmiştir. Sızıntı suyunun elektrokoksiasyon prosesi ile arıtımı için kullanılan elektrolitik hücre 10 cm iç çap ve 16 cm derinliğe sahip ısı ceketli reaktör camdan yapılmıştır. Anot materyali olarak Ti/Pt elek plakalar, katot materyali olarak Ti elek plakalar kullanılmıştır. Plakaların toplam yüzey alanı yaklaşık 2600 cm² olarak hesaplanmıştır. Ohmik kayıpları engellemek için plakalar arası mesafe 3 mm olarak seçilmiş ve toplam 5 anot ve 5 katot olmak üzere 10 plaka ile çalışılmıştır. Bütün deneylerde kullanılan gerçek atıksuyun hacmi 600 ml olup deneysel çalışmalarda kullanılan anot ve katotlar birbirlerine paralel olacak şekilde konumlandırılmıştır. Doğru akım güç kaynağı (Quasar 500 Switch Mode) kullanılarak sisteme elektrik sağlanmıştır. Deney düzeneği şekil 3.1’de verilmiştir.



şekil 3.1. Deneysel düzenek

*1-Sabit sıcaklık sirkülatörü, 2-Isı ceketli reaktör, 3-Doğru akım güç kaynağı, 4- Katot (Ti), 5-Anot (Ti/Pt), 6-Multiparametre ölçer (pH ve İletkenlik), 7-Numune kabı,

3.2.2. Deney şartları ve çalışma aralıkları

Sızıntı suyunun elektrooksidasyon yöntemi ile arıtılabilirlik çalışmalarında Ti/Pt anot kullanılarak atıksu başlangıç pH değeri, akım yoğunluğu, akış hızı parametrelerinin etkisi incelenmiştir. MBR çıkışı sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler ve aralıkları Çizelge 3.2’de, ham sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtılmasında prosese etki eden parametreler ve aralıkları Çizelge 3.3’de verilmiştir.

Çizelge 3.2. MBR çıkışı sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler

| İncelenen Parametreler | Parametre Aralığı |
|------------------------|-------------------|
| Akım şiddeti (A) | 5, 10, 15, 20 |
| Atıksu başlangıç pH’sı | Doğal pH |
| Akış hızı (ml/dk) | 5, 7.5, 10 |

Çizelge 3.3. Ham sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtılmasında prosese etki eden parametreler

| İncelenen Parametreler | Parametre Aralığı |
|------------------------|-------------------|
| Akım Şiddeti (A) | 5, 10, 15, 20 |
| Atıksu başlangıç pH’sı | 6, 9, Doğal pH |
| Akış hızı (ml/dk) | 5, 7.5, 10 |

3.2.3. KOİ konsantrasyonlarının belirlenmesi

Doğal ve atıksularda kirliliğin bir ölçüsü olarak kullanılmakta olan KOİ için analizler standart metotlarda belirtilen kapalı sistem yöntemine göre yapılmıştır (Cleceri *et al.* 1998).

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.

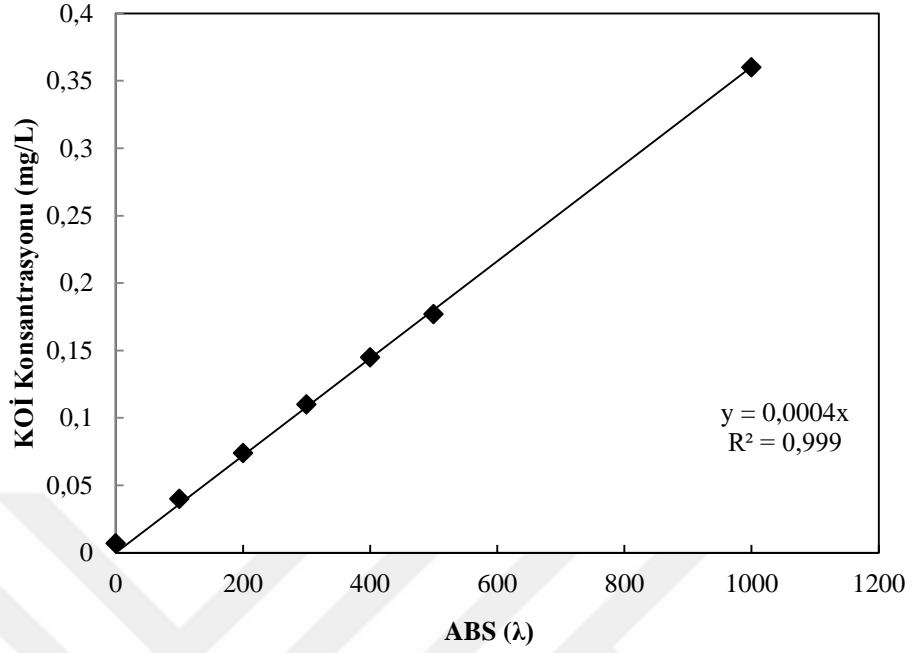
Parçalama çözeltisi

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 litre derişik H_2SO_4 içerisinde çözümlenerek 1 gün bekletilmiş 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 (Merck Spectroquant Prove 600) yardımıyla absorbans değerleri okunarak Şekil 3.2'de verilen standart KOİ eğrisi oluşturulmuştur.



Şekil 3.2. Analizlerde kullanılan standart KOİ eğrisi

3.2.4. BOİ konsantrasyonunun belirlenmesi

Seyreltme suyu

Seyreltme suyunun hazırlanmasında distile su ya da deiyonize su kullanılmaktadır. Distile suyun kapsamında suda klor, kloraminler, hidroksit alkaliliği, organik madde asitler bulunmamalı, Cu miktarı 0,01 mg/l'den daha az olmalıdır.

Fosfat tampon çözeltisi

8.5 gr potasyum dihidrojen fosfat (KH_2PO_4), 21.75 gr dipotasyum hidrojen fosfat (K_2HPO_4), 33.4 gr disodyum hidrojen fosfat heptahidrat ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ve 1.7 gr amonyum klorür (NH_4Cl), yaklaşık 500 ml distile suda çözülmüş ve litreye tamamlanmıştır. Bu tampon çözeltinin pH'ının 7,2 olması gerekmektedir.

Magnezyum sülfat çözeltisi

22.5 gr ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) distile suda çözülmüş ve 1 litreye tamamlanmıştır.

Kalsiyum klorür çözeltisi

27.5 gr susuz CaCl_2 distile suda çözülmüş ve 1 litreye tamamlanmıştır.

Demir (III) klorür çözeltisi

0.25 gr $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ distile suda çözülmüş ve 1 litreye tamamlanmıştır.

Asit ve alkali çözeltiler

1 N asidik veya bazik olan kullanılmış su numunelerinin nötralizasyonunun sağlanması gerekmektedir. Bunun için 1 N NaOH veya 1 N H_2SO_4 kullanılmıştır.

Sodyum sülfat çözeltisi:

1.575 gr susuz Na_2SO_3 , 1 L distile suda çözülerek hazırlanmıştır. Bu çözelti dayanıklı olmadığından günlük olarak hazırlanmalıdır.

Aşılama

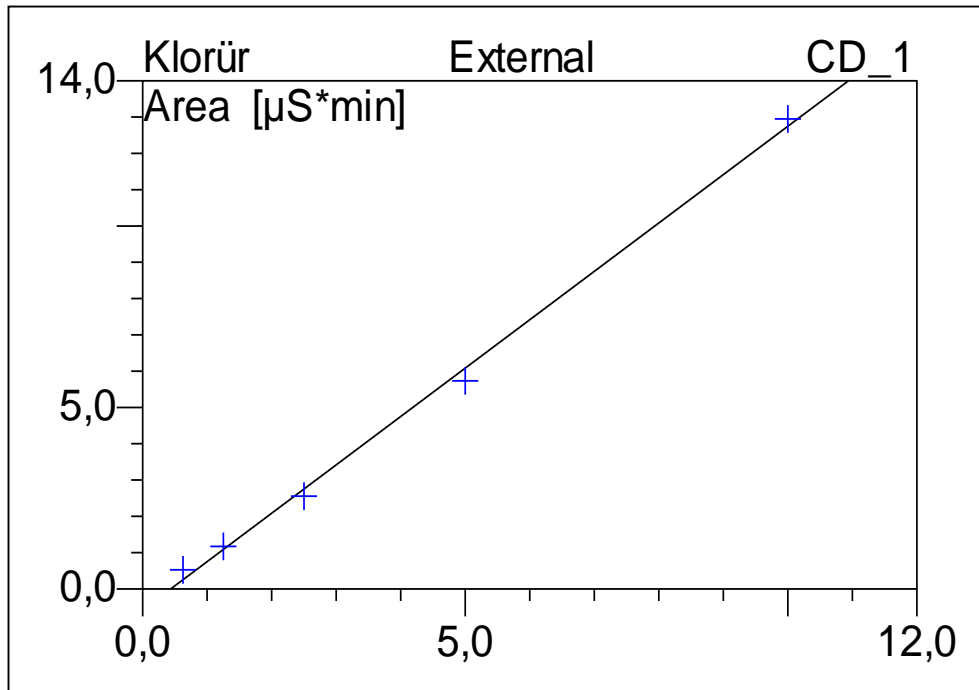
Standart aşılama maddesi, çöktürülmüş ve 20°C 'de 24 ila 36 saat saklanmış evsel atıksudur. Genellikle kullanılan aşı miktarı 1-2 ml/l'dir. Evsel atıksu ile aşılandıklarında bile içerdikleri bir kısım organik maddenin indirgenmesi mümkün olmayan atıkların BOİ analizinde, bu tip atıklara adapte olmuş özel aşuların kullanımı uygun olmaktadır. Bu aşular ya biyolojik arıtma üniteleri çıkış sularından alınmakta veya deşarj edildiği yüzeysel sudan ve deşarj noktasından 3-8 km aşağıdan alınmaktadır. Bazı atıklara

adapte olmuş özel aşuların kullanımında, bu miktar arttırılabilmektedir. Aşı, alındıktan sonra 24 saat içinde kullanılmalı ve kullanılıncaya kadar sürekli havalandırılmalıdır. Çalışmada aşulamadan az önce havalandırma durdurulup aşı numunesi çökeltiştir. Aşılama için üstteki çözünmüş ve kolloidal kısım (üst kısım) kullanılmıştır.

Biyolojik oksijen ihtiyacı deneyi 5210B standart metotlarda belirtilen yöntemle göre yapılmıştır (Cleceri *et al.* 1998). EnoLaab markalı BOD-80 modeli cihaz kullanılmıştır. Cihaz kumandasından seçilen tahmini BOİ şişesindeki basınç düşüşü cihaz kapakları tarafından ölçülmüş ve cihaz kapaklarından gönderilen sinyal vasıtasıyla okuma yapılmıştır.

3.2.5. İyon kromatografisi

Denemelerde sızıntı suyundaki klorür miktarı Dionex marka ICS 3000 model cihazla EPA 3001 metoduna göre ölçülmüştür (Cleceri *et al.* 1998). Şekil 3.3'de analizde kullanılan klorür eğrisi verilmiştir.



Şekil 3.3. Analizlerde kullanılan standart klorür eğrisi

3.2.6. Amonyum analizi

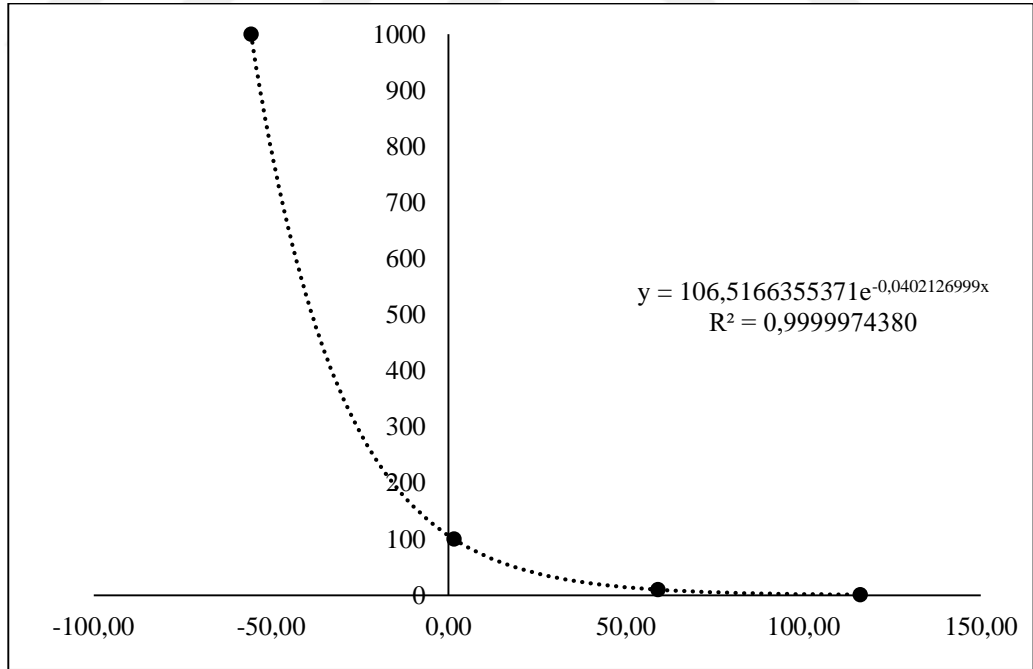
Amonyum klorür çözeltisi

2. 972 gr NH_4Cl alınıp 1L'ye tamamlanmıştır.

Sodyum hidroksit çözeltisi

10 N lik 250 ml çözelti hazırlanmıştır.

Hazırlanan amonyum klorür çözeltisinden 1, 10, 100, 1000 ppm'lik kalibrasyon çözeltileri hazırlanmıştır. Kalibrasyonda alınan numunelere 200 rpm karıştırma hızında 1 ml sodyum hidroksit ilave edilmiş ve Thermo marka Orion 290A+ ile ölçülmüştür.



Şekil 3.4. Analizlerde kullanılan standart amonyum eğrisi

3.2.7. pH ve elektriksel iletkenlik analizleri

Yapılan deneysel çalışmalarda sızıntı suyu numuneleri için pH ve iletkenlik ölçümleri WTW Multi 340 i model pH metre kullanılarak standart metotlara göre yapılmıştır (Cleceri *et al.* 1998). Yapılan deneylerde seyreltilmiş HCl ve 1N'lik NaOH kullanılarak pH değerleri 6 ve 9'a ayarlanmıştır.

3.3. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler

3.3.1. Giderim (arıtma) veriminin hesaplanması

$$\text{Verim} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \quad (3.1)$$

Burada, C_0 başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonunu (mg/l), C_t ise t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonunu (mg/l) göstermektedir.

3.3.2. Akım yoğunluğunun hesaplanması

$$J = \frac{I}{A} \quad (3.2)$$

Burada, J akım yoğunluğunu (mA/cm²), I uygulanan akım şiddetini (amper), A aktif elektrot yüzey alanını (cm²) göstermektedir.

3.3.3. Enerji tüketiminin hesaplanması

$$W = \frac{V * I * t}{v} \quad (3.1)$$

Burada, W enerji tüketim değerini ($\text{kW}\cdot\text{sa}/\text{m}^3$), I uygulanan akım şiddetini (A), V sistemde oluşan potansiyel farkı (V), t zamanı (sa) ve v reaktördeki toplam çözelti hacmini (m^3) göstermektedir.

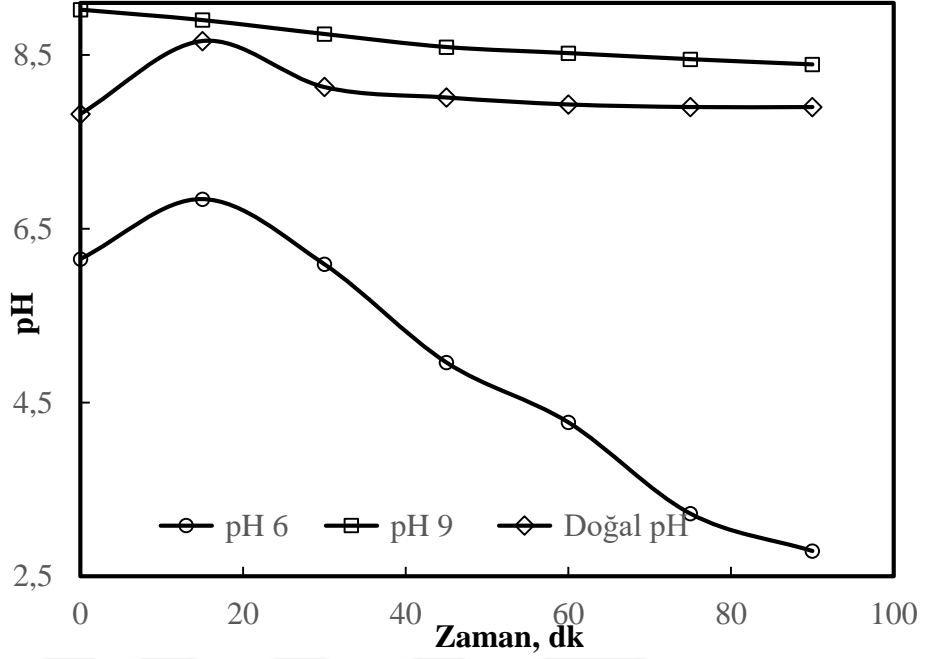


4. ARAŞTIRMA BULGULAR

4.1. Ham Sızıntı Suyu

4.1.1 Ham sızıntı suyu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi

Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi değerleri üzerine etkisi Ti/Pt kaplı alaşım anot ve Ti katot kullanılarak incelenmiştir. Bu elektrot malzemelerinin kullanıldığı denemelerde atık su başlangıç pH değerinin giderim verimi ve enerji tüketimi değerleri üzerine etkisinin incelenmesi için atık suyun başlangıç pH değerleri 6, 7.8 (doğal pH değeri) ve 9 olarak ayarlanmış ve reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon süresince ortam pH değerine herhangi bir müdahalede bulunulmamıştır. Atık suyun başlangıç pH değerinin giderim verimine etkisi incelenirken, 7.5 ml/dk'lık akış hızı değerinde, 5, 10, 15, 20 Amper akım şiddetlerinde ve destek elektrolitsiz ortamda 600 mL'lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Elektrokimyasal reaksiyon süresince 5 A akım şiddetinde gerçekleştirilen denemelerde çıkış suyu pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.1'de grafiksel olarak gösterilmiştir.

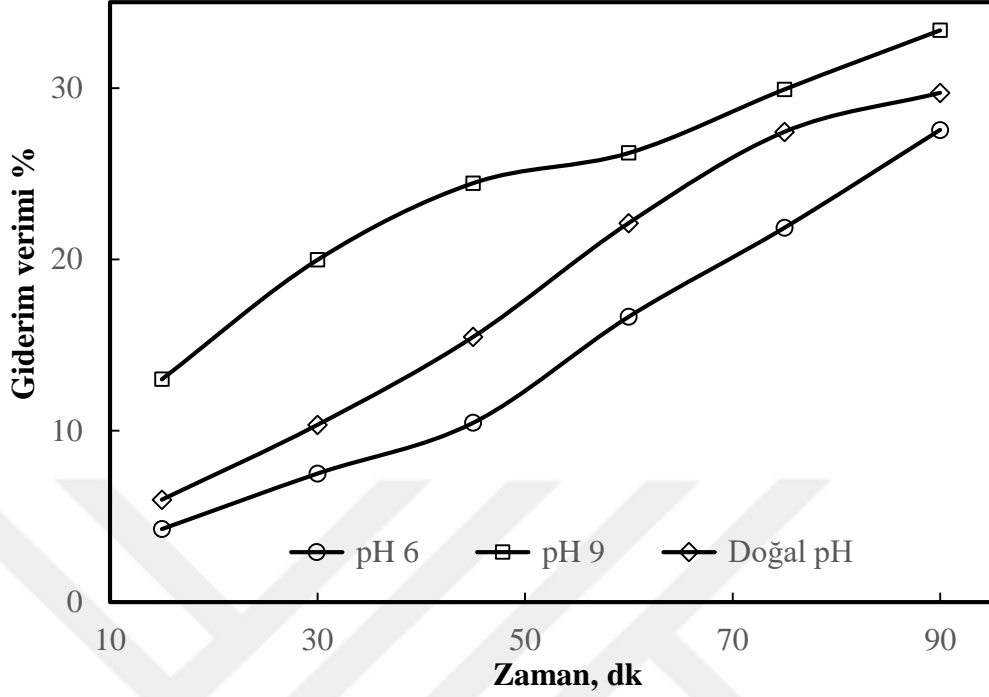


Şekil 4.1. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akım şiddeti: 5 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.1 incelendiğinde her bir sızıntı suyu başlangıç pH değeri ile gerçekleştirilen denemelerde, reaksiyon süresinde ortam pH değerinde değişim meydana geldiği görülmektedir. Başlangıç pH değerinin 6 olduğu denemede reaksiyonun ilk 15 dakikasına kadar pH 6.84 değerine kadar artsa da sonrasında hızlı bir azalma yaşanmış ve pH değeri 90. dakikada 2.80'e kadar düşmüştür. Aynı eğilim doğal pH değeri ile yapılan denemede de görülmüş fakat bu pH değerindeki yükseliş ilk 15 dakika 8.66 olarak ölçülmüş ve reaksiyon süresi sonunda pH değeri başlangıç pH değeri seviyesine azalmıştır. Başlangıç pH değeri 9 olan denemede reaksiyon süresi boyunca artış yaşanmamış ve yavaş bir azalış gözlenmiştir. Farklı pH değerlerinde yaşanan değişimin sızıntı suyunun içermiş olduğu alkalinite değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Başlangıç pH değerinin sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile artımına etkilerinin incelendiği denemelerde başlangıç pH değişimine bağlı olarak KOİ verileri reaksiyon süresince incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5 Amperlik sabit akım şiddeti altında Şekil 4.2'de gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.

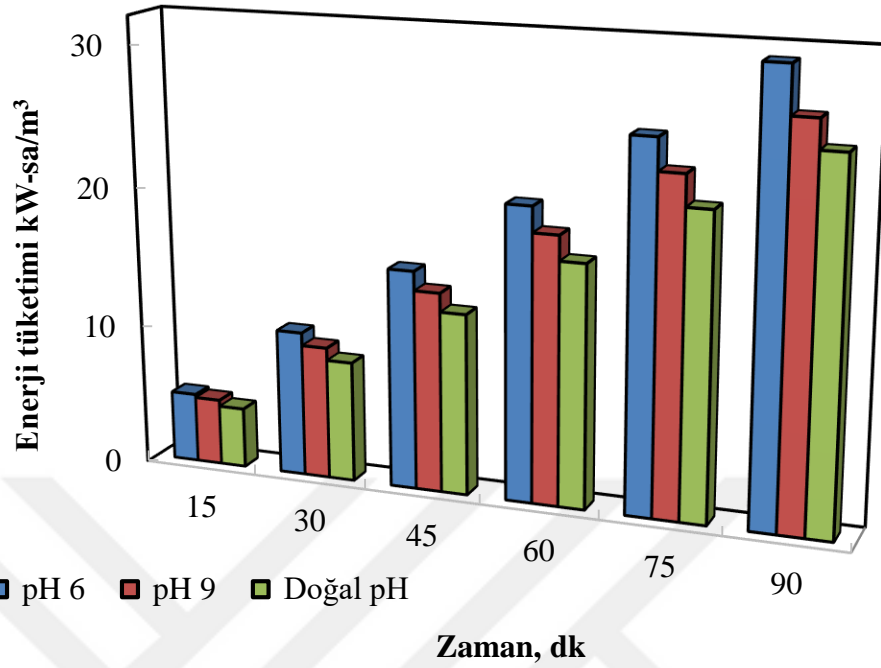


Şekil 4.2. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi,

*Akım şiddeti: 5 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.2'de KOİ değerlerinin bütün pH aralıklarında giderim verimleri incelendiğinde 5 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 9 olarak görülmüştür. Bununla birlikte 5 Amperde pH 9'da giderim verimi %33, pH 6'da %28 ve doğal pH'da %30 olup değerler birbirine oldukça yakındır.

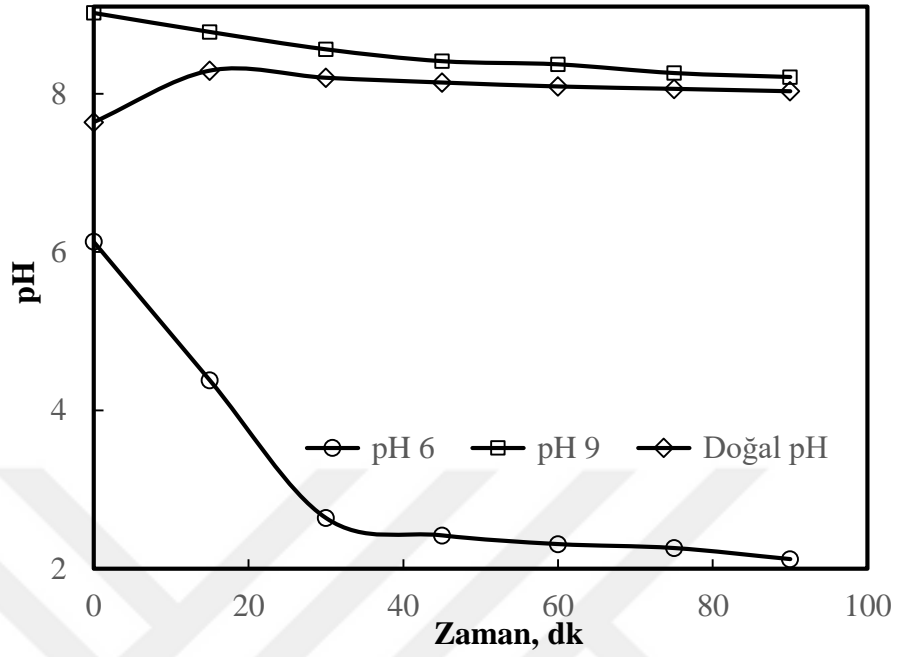
Şekil 4.1 ve Şekil 4.2'de gösterildiği gibi sızıntı suyu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkileri incelenirken, akım şiddeti 5 Amper olarak seçilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda sabit akım şiddetinde zamana bağlı olarak reaktör içerisinde farklı potansiyel fark değerleri oluşmaktadır. Bu değerlere bağlı olarak sabit akım şiddeti altında ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Eşitlik 3.3 kullanılarak hesaplanmış ve Şekil 4.3'te gösterilmiştir.



Şekil 4.3. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi
 *Akım şiddeti: 5 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.3'te görüldüğü gibi en yüksek enerji tüketimi 5 Amperlik akım şiddeti değeri için 90. dakikada pH 6'da gerçekleşmiş olup enerji tüketimi 31 kW-sa/m³ tür. Eşitlik 3.3 incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimiyle doğrusal ilişki içinde olduğu görülmektedir. Potansiyel fark değerinin ve reaksiyon süresinin artması sistemde oluşan enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olmaktadır.

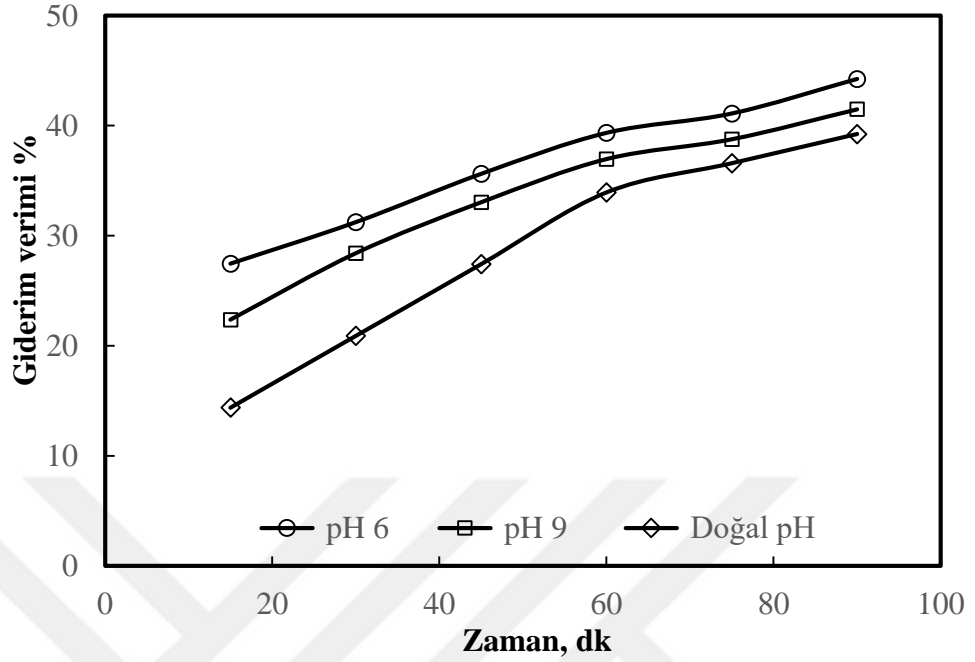
Elektrokimyasal reaksiyon süresince 10 A akım şiddetinde gerçekleştirilen denemelerde çıkış suyu pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.4'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.4. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akım şiddeti: 10 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.4’de görüldüğü gibi sızıntı suyu pH’sında 10 Amper sabit akımda pH 6’da başlangıçtan itibaren hızlı bir düşüş yaşanmış ve reaksiyon süresi sonunda pH 2.12 değerine ulaşmıştır. Doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.3’e kadar yaşanan artış reaksiyon süresi sonunda 8.03 olarak tespit edilmiştir. Başlangıç pH değeri pH 9 olan denemede ise reaksiyon süresince bir düşüş gerçekleşmiş ve reaksiyon sonunda 8.2 değerine ulaşmıştır.

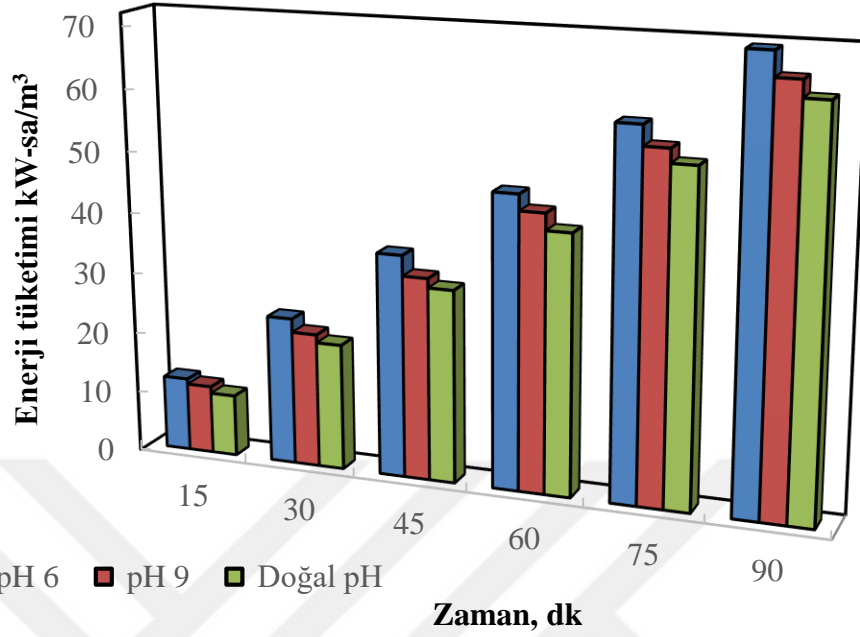


Şekil 4.5. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi

*Akım şiddeti: 10 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7,5 ml/dk

Şekil 4.5'de KOİ değerlerinin bütün pH aralıklarında giderim verimleri incelendiğinde 10 Amper sabit akım şiddetinde ortalama en yüksek giderim verimi pH 6 olarak görülmektedir. 10 Amperde 90. dakikada pH 6'da giderim verimi %44, pH 9'da %41 ve doğal pH'da %39 olarak ölçülmüştür.

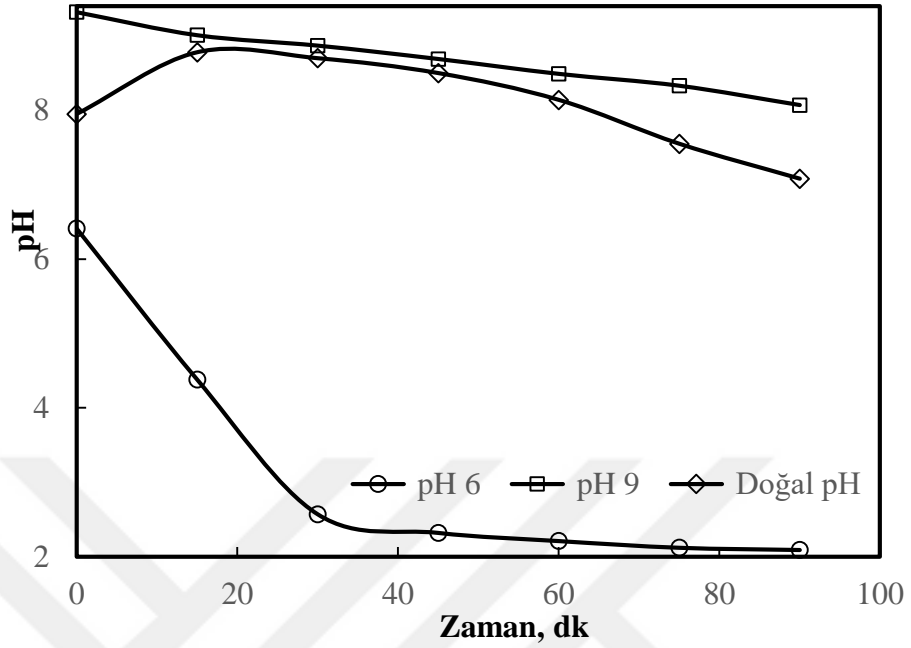
Şekil 4.4 ve Şekil 4.5'de gösterildiği gibi sızıntı suyu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkileri incelenirken, akım şiddeti 10 Amper olarak seçilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda sabit akım şiddetinde zamana bağlı olarak reaktör içerisinde farklı potansiyel fark değerleri oluşmaktadır. Bu değerlere bağlı olarak sabit akım şiddeti altında ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Eşitlik 3.3 kullanılarak hesaplanmış ve Şekil 4.6'da gösterilmiştir.



Şekil 4.6. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi
 *Akım şiddeti: 10 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.6'dan da görüldüğü gibi en yüksek enerji tüketimi 10 Amperlik akım şiddeti değeri için 90. dakikada pH 6'da gerçekleşmiş olup enerji tüketimi 71 kW-sa/m³'tür. pH 9'da 67 kW-sa/m³ ve doğal pH'da ise 64 kW-sa/m³'tür. Başlangıç pH değerinin sahip olduğu elektriksel iletkenlik değerine ve bu pH değeri için sızıntı suyu içeriğinin farklılaşmasına bağlı olarak az da olsa enerji tüketimi değerleri farklılık göstermektedir.

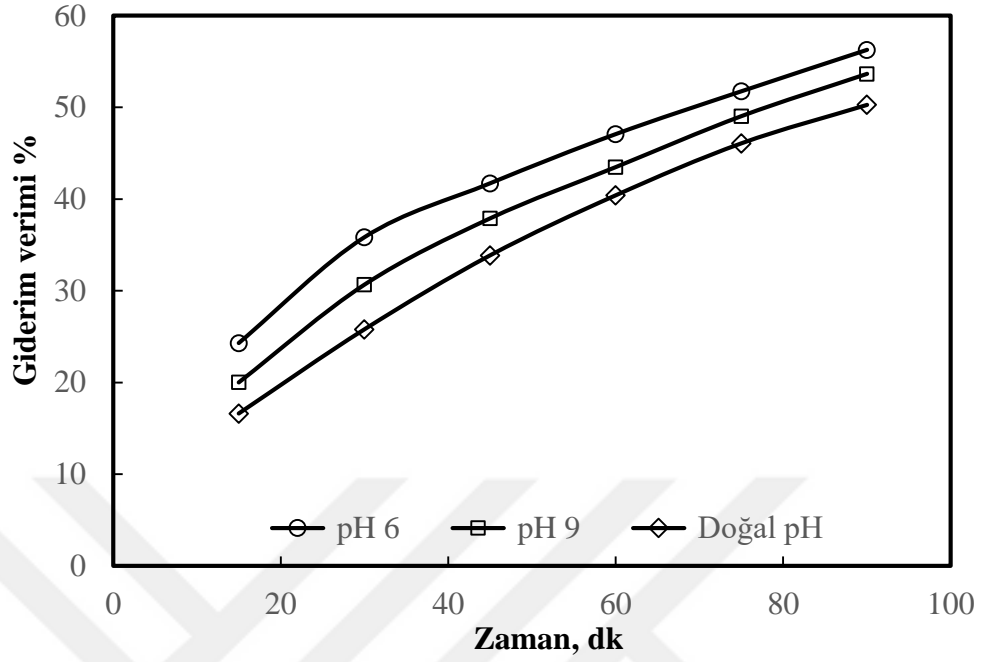
Elektrokimyasal reaksiyon süresince 15 A akım şiddetinde gerçekleştirilen denemelerde çıkış suyu pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.7'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.7. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akım şiddeti: 15 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.7’de görüldüğü gibi sızıntı suyu pH’sında 15 Amper sabit akımda pH 6’da başlangıçtan itibaren hızlı bir düşüş söz konusudur ve pH değeri 1.8’e kadar azalmıştır. pH 9’da ise düşüş 10 Ampere göre daha hızlıdır ve reaksiyon süresi sonunda pH değeri 7.77’ye kadar azalmıştır. Doğal pH değerinde ise 15. dakikaya kadar pH değeri 8.48’e kadar artmıştır ve reaksiyon süresi sonunda 6.78’e kadar hızlı düşüş gerçekleşmiştir.

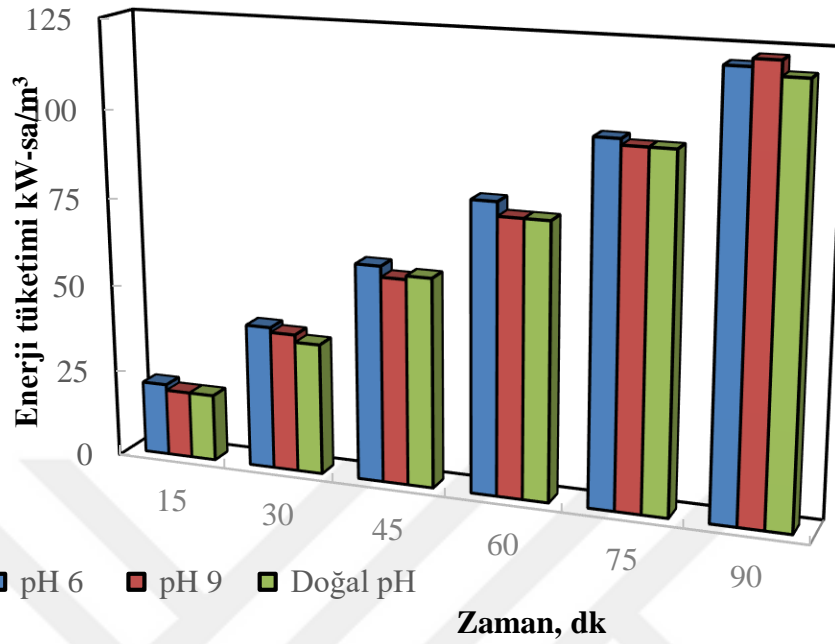


Şekil 4.8. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi

*Akım şiddeti: 15 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.8'de KOİ değerlerinin bütün pH aralıklarında giderim verimleri incelendiğinde 15 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 6 olarak görülmektedir. 15 Amperde pH 6'da giderim verimi %56, pH 9'da %53 ve doğal pH değerinde %50 olarak tespit edilmiştir.

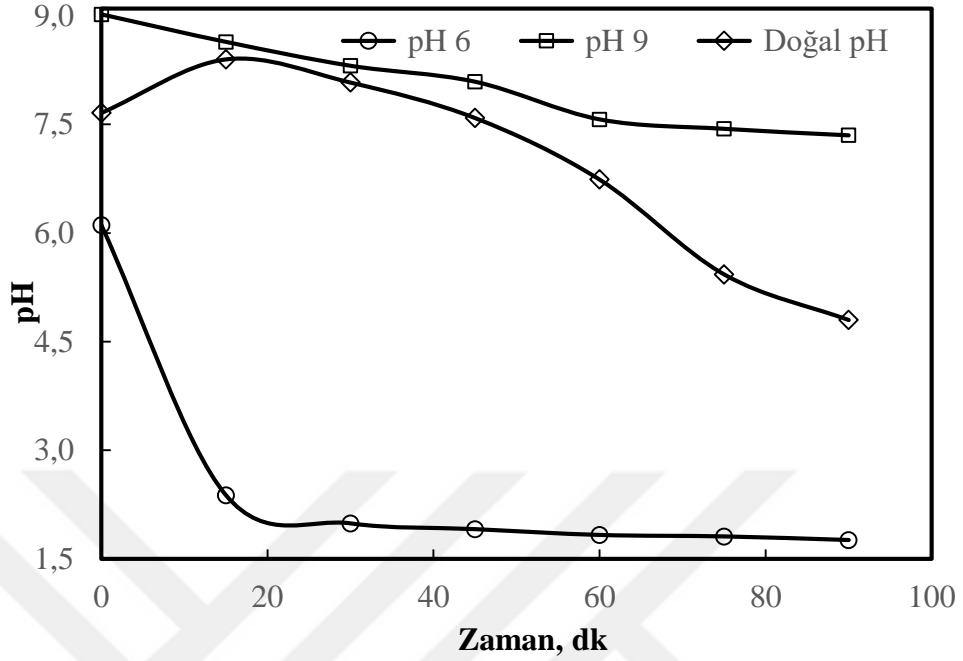
Şekil 4.7 ve Şekil 4.8'de gösterildiği gibi sızıntı suyu başlangıç pH değerinin giderim verimine etkileri incelenirken, akım şiddeti 15 Amper olarak seçilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda sabit akım şiddetinde zamana bağlı olarak reaktör içerisinde farklı potansiyel fark değerleri oluşmaktadır. Bu değerlere bağlı olarak sabit akım şiddeti altında ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Eşitlik 3.3 kullanılarak hesaplanmış ve Şekil 4.9'da gösterilmiştir.



Şekil 4.9. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi
 *Akım şiddeti: 15 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.9’da görüldüğü gibi en yüksek enerji tüketimi 15 Amperlik akım şiddeti değeri için 90. dakikada pH 6’da gerçekleşmiş olup enerji tüketimi 120 kW-sa/m³’tür. Bu değer 5 ve 10 A sabit akım şiddeti altında gerçekleştirilen denemelerle uyumludur. Bu durumun temel sebebi sızıntı suyuna ilave edilen asit ve bazın sızıntı suyu içeriğinde oluşturduğu değişimin reaksiyon süresince elektriksel oluşumuna katkı sağlamasından kaynaklanmaktadır.

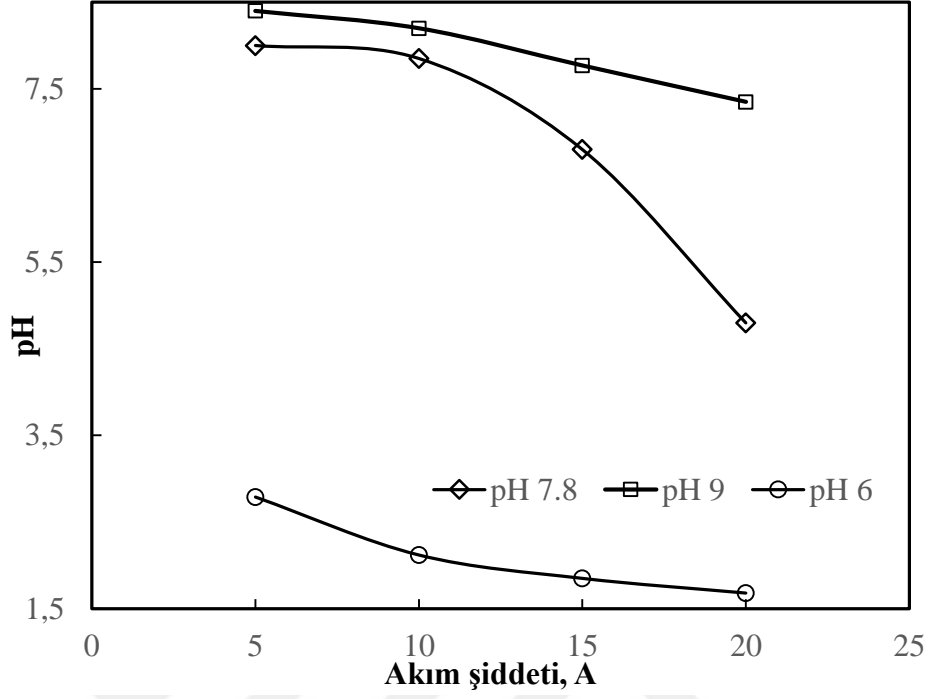
Elektrokimyasal reaksiyon süresince 20 A akım şiddetinde gerçekleştirilen denemelerde çıkış suyu pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.10’da grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.10. Sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

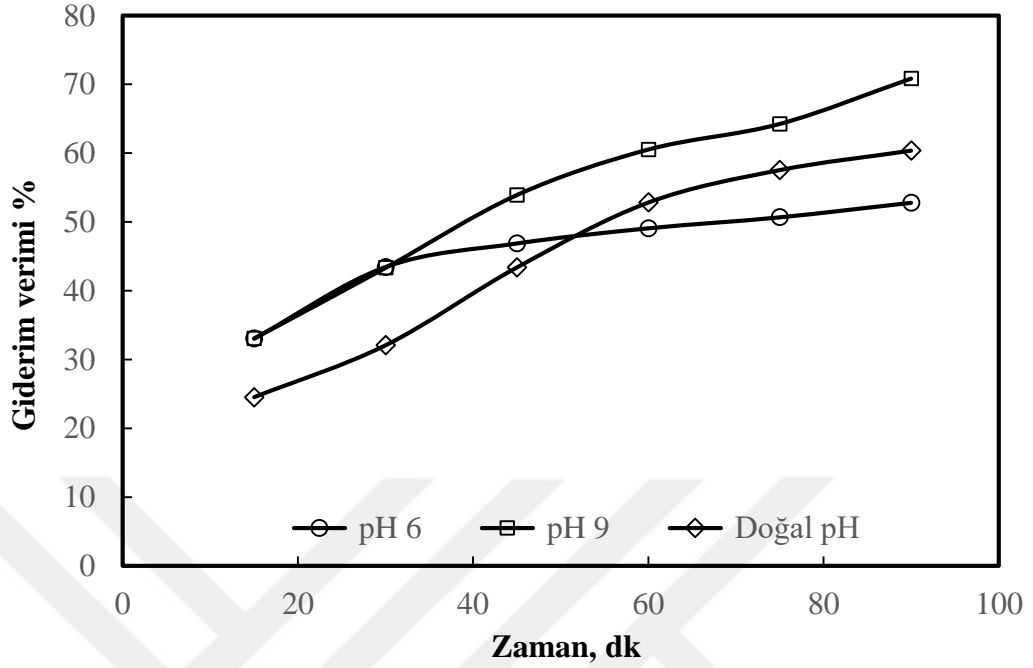
*Akım şiddeti: 20 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akışı hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.10'da görüldüğü gibi sızıntı suyu pH'sında 20 Amper sabit akımda pH 6'da başlangıçtan itibaren hızlı bir düşüş söz konusudur ve reaksiyon süresi sonunda 1.7 değerine kadar azalmıştır. pH 9'da ise düşüş eğilimi reaksiyon süresi sonuna kadar devam etmiş ve reaksiyon süresi sonunda pH değeri 7.35'e ulaştırmıştır. Doğal pH değerinde gerçekleştirilen denemede ise 15. dakikaya kadar pH bütün akım şiddeti değerlerinde olduğu gibi artmıştır ve 8.4 değerine ulaşmıştır ve bu dakikadan sonra başlayan azalma eğilimi reaksiyon süresi sonuna kadar devam ederek 4.8 değerine kadar düşmüştür. Çalışılan bütün akım şiddetlerindeki değerler incelendiğinde 90 dakikalık reaksiyon süresi sonunda Şekil 4.11'de gösterilen eğilim elde edilmiştir.



Şekil 4.11. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç pH değerlerine bağlı olarak reaksiyon süresi sonunda gerçekleşen pH değişimleri
*Reaksiyon süresi: 90, Akış hızı: 7.5 ml/dk

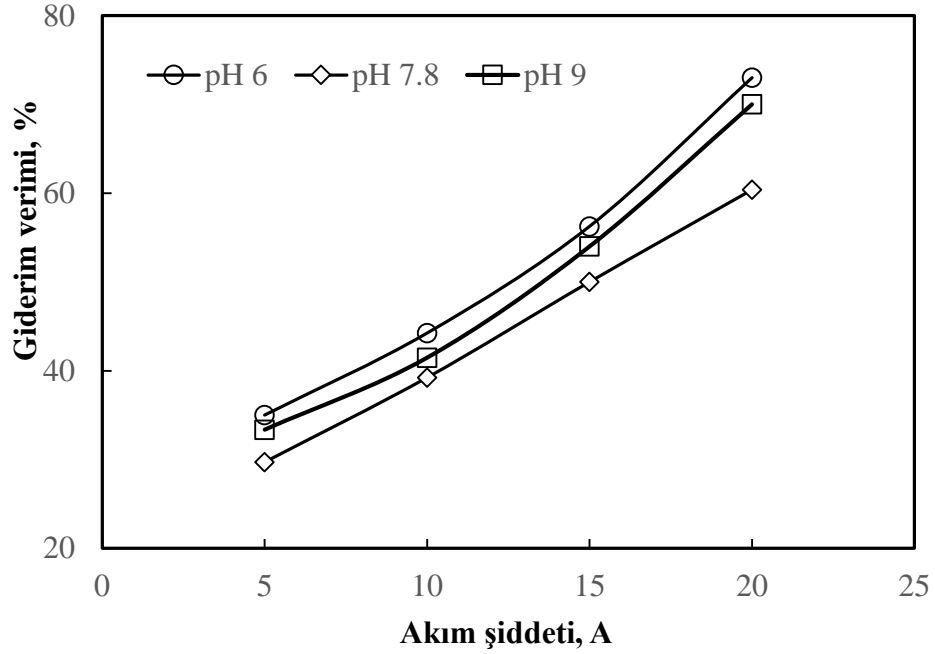
Şekil 4.11 incelendiğinde çalışılan her bir başlangıç pH değeri için akım şiddetindeki artış 90 dakikalık reaksiyon süresi sonunda arıtılmış suyun pH değerlerinin sürekli olarak azalmasına sebep olmuştur.



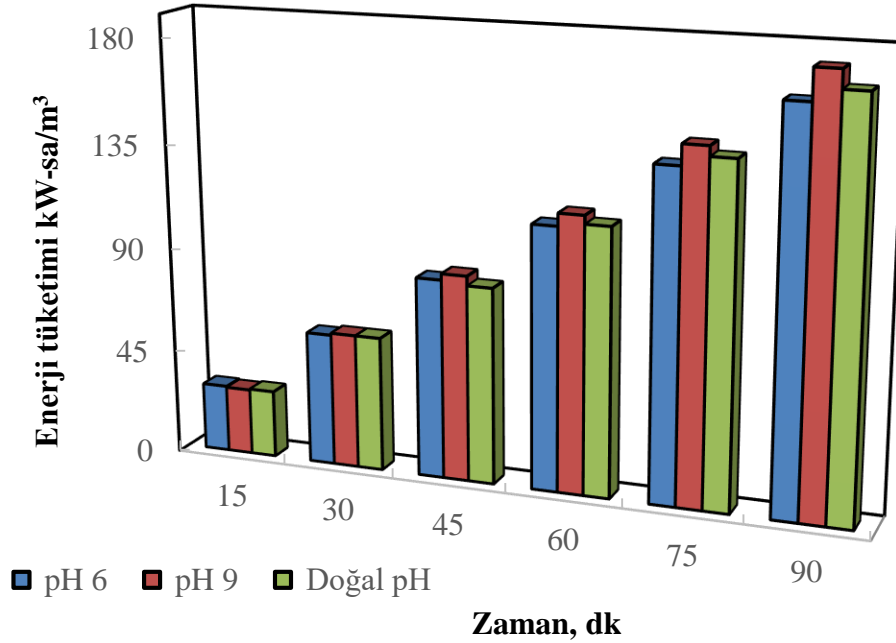
Şekil 4.12. KOİ giderim verimi üzerine başlangıç pH'sının etkisi

*Akım şiddeti: 20 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.12'de sızıntı suyu KOİ değerlerinin bütün pH aralıklarında giderim verimleri incelendiğinde 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 9 olarak görülmektedir. 20 Amperde 90. dakikada pH 9'da giderim verimi %70, pH 6'da %52 ve doğal pH'da %60 olarak ölçülmüştür. 90 dakikalık reaksiyon süresi sonunda incelenen bütün akım şiddetleri için elde edilen KOI giderim verimi Şekil 4.13'te gösterilmiştir.



Şekil 4.13. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç pH değerlerine bağlı olarak reaksiyon süresi sonunda gerçekleşen KOI giderim verimi değişimleri
*Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

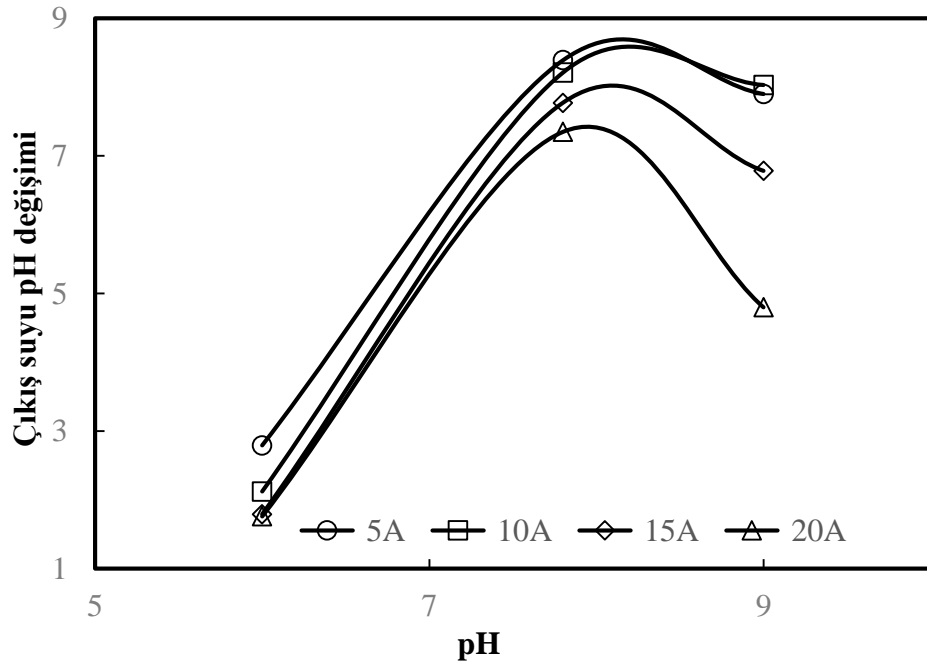


Şekil 4.14. Enerji tüketimi üzerine sızıntı suyu başlangıç pH değerinin etkisi
*Akım şiddeti: 20 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.14’de görüldüğü gibi en yüksek enerji tüketimi 20 Amperlik akım şiddeti değeri için 90. dakikada pH 9’da gerçekleşmiş olup enerji tüketimi 182 kW-sa/m^3 ’tür. pH 6’da 168 kW-sa/m^3 ve doğal pH’da ise 174 kW-sa/m^3 ’tür.

4.1.2. Akım şiddetinin giderim verimine etkisi

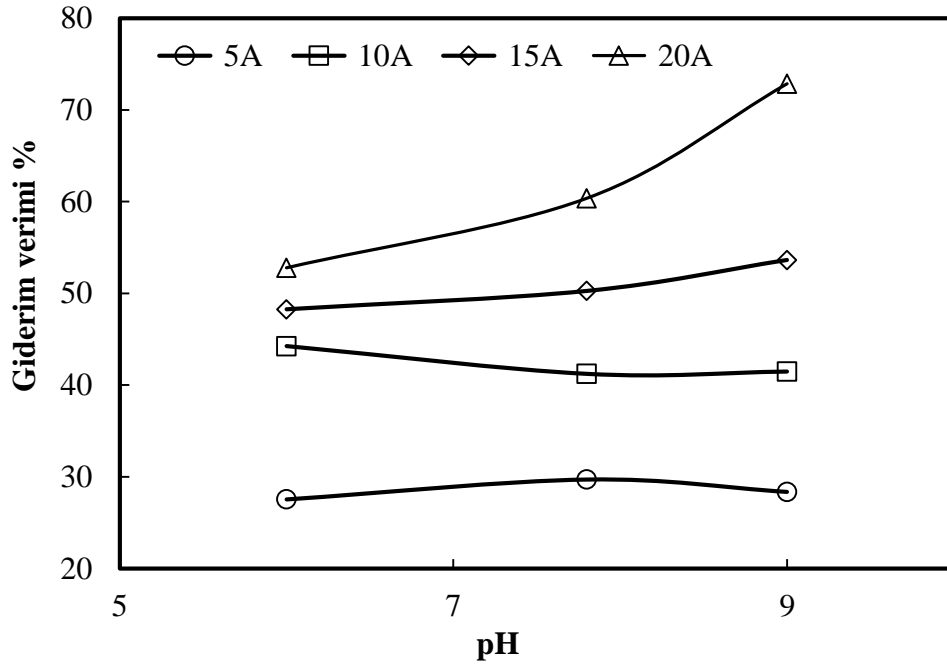
Akım şiddeti değerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi değerleri üzerine etkisi Ti/Pt kaplı alaşım elektrot ve Ti katot kullanılarak incelenmiştir. Atık suyun başlangıç pH değerleri 6, 7.8(doğal pH değeri) ve 9 olarak ayarlanmış ve reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon süresince ortam pH değerine herhangi bir müdahalede bulunulmamıştır. Akım şiddeti değerinin giderim verimine etkisi incelenirken, 7.5 ml/dk’lık akış hızı değerinde, 5, 10, 15, 20 Amper akım şiddetlerinde ve destek elektrolitsiz ortamda 600 mL’lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.14’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.14. Akım şiddetinin sızıntı suyu başlangıç pH değerinin değişimine etkisi
*Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.14 incelendiğinde her bir sızıntı suyu başlangıç pH değeri ile gerçekleştirilen denemelerde, reaksiyon süresinde 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetinde ortam pH değerinde değişim meydana geldiği görülmektedir. Başlangıç pH değerinin 6, 7.8 ve 9 olduğu reaksiyonun 90. dakikası ve çıkış suyunun 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetine bağlı olarak pH grafiği çizilmiştir. Akım şiddetinin artmasına bağlı olarak pH sürekli düşmüştür. Farklı pH değerlerinde yaşanan bu değişimin sızıntı suyunun içermiş olduğu alkalinite değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Akım şiddetinin sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etkilerinin incelendiği denemelerde başlangıç pH değişimine bağlı olarak KOİ giderim verileri reaksiyonun 90. dakikasında incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik sabit akım şiddeti altında Şekil 4.15’de gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.



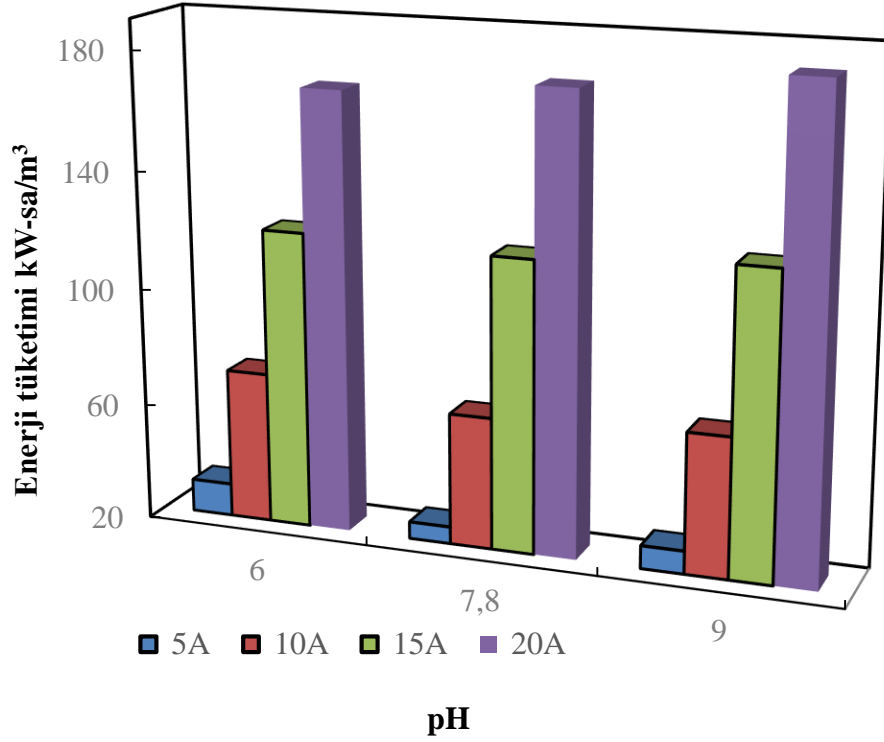
Şekil 4.15. Farklı akım şiddetlerinin sızıntı suyu KOİ giderim verimine etkisi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.15’de sızıntı suyu KOİ değerlerinin bütün pH aralıklarında giderim verimleri incelendiğinde 5 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 7.8 (doğal pH değeri)

olarak görülmektedir. 5 Amperde 90. Dakikada pH 7.8 (doğal pH değeri)'de giderim verimi %29, pH 6'da %27, pH 9'da %28 olup birbirlerine çok yakındır. 10 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 6 olarak görülmektedir. 10 Amperde 90. dakikada pH 6'da giderim verimi %44, pH, 7.8 (doğal pH değeri)'de %41, pH 9'da %41 olarak ölçülmüştür. 15 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 7.8 (doğal pH değeri) olarak görülmektedir. 15 Amperde 90. Dakikada pH 9'de giderim verimi %53, pH 7.8 (doğal pH değeri)'de %50, pH 6'da %48 olarak ölçülmüştür. 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi pH 9 olarak görülmektedir. 20 Amperde 90. dakikada pH 9'da giderim verimi %72, pH 6'da %52 ve pH 7.8 (doğal pH değeri)'de %60 olarak ölçülmüştür. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, pH 6, 7.8, 9 değerine kadar artırılması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır.

Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerde dikkat edilmesi gereken önemli parametrelerden biri de sisteme uygulanan potansiyel fark sonucu ortaya çıkan enerji tüketimidir. Enerji tüketim değerleri hesaplanırken Eşitlik 3.3'te verilen matematiksel eşitlikten yararlanılmıştır. İncelenen her bir başlangıç pH değeri ile her bir akım şiddeti için ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Şekil 4.16'da grafiksel olarak gösterilmiştir.



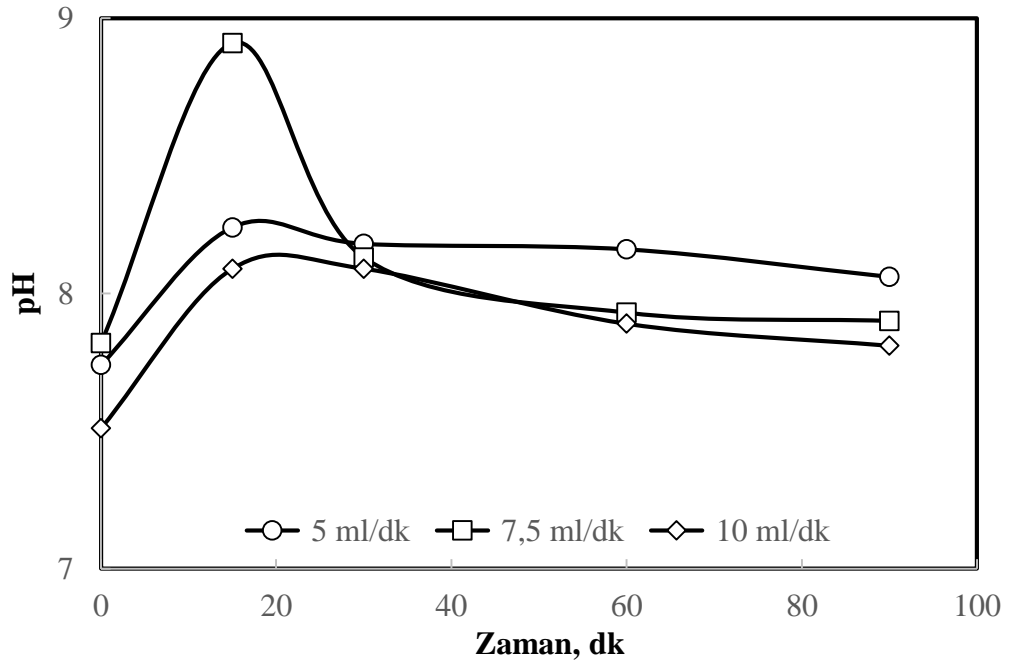
Şekil 4.16. Enerji tüketimi üzerine uygulanan sabit akım şiddeti değerinin etkisi
*Reaksiyon süresi: 90 dakika, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.16’da görüldüğü gibi pH 6, pH 9 ve pH 7.8(doğal pH değeri) de 5, 10, 15 ve 20 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi reaksiyonun 90. dakikası alınarak incelenmiştir. pH 6’da 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 31, 71, 120 ve 168 kW-sa/m³ olarak ölçülmüştür. pH 7.8(doğal pH değeri)’de 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 25, 64, 118 ve 174 kW-sa/m³ olarak ölçülmüştür. pH 9’da ise 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 27, 67, 122 ve 182 kW-sa/m³ olarak ölçülmüştür. Başlangıç pH değerinin sahip olduğu elektriksel iletkenlik değerine ve bu pH değeri için sızıntı suyu içeriğinin farklılaşmasına bağlı olarak az da olsa enerji tüketimi değerleri farklılık göstermektedir. Eşitlik 3.3 incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimiyle doğrusal ilişki içinde olduğu görülmektedir. Potansiyel fark değerinin ve reaksiyon süresinin artması sistemde oluşan enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olmaktadır.

Giderim verimleri ve enerji tüketim değerleri birlikte incelendiğinde akım şiddetinin artmasının hem KOİ giderim veriminin hem de enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olduğu görülmektedir.

4.1.3. Ham sızıntı suyu akış hızının giderim verimine etkisi

Atık suyun elektrokimyasal reaktöre besleme hızı, reaktörde bekleme süresini dolayısı ile atık suyun elektrokimyasal reaksiyonlara maruz kalma süresini tespit ettiği için kirleticilerin giderimini etkileyen önemli bir parametredir. Sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımında; 5, 7.5 ve 10 ml/dk akış hızının etkilerinin incelendiği denemelerde, destek elektrolit kullanılmadan, atık suyun doğal pH değerinde ve 5, 10, 15, 20 A'lık akım şiddeti değerlerinde ölçümler yapılmıştır. Akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'da sızıntı suyu başlangıç pH değerinin zamana bağlı değişimi Şekil 4.17'de gösterilmiştir.

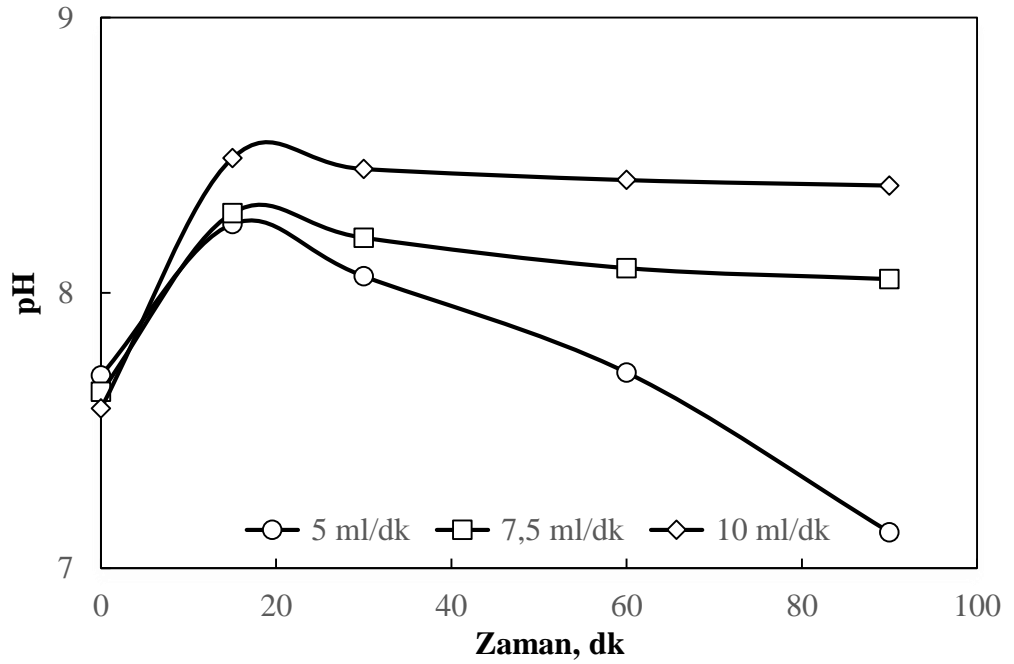


Şekil 4.17. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi

*Akım şiddeti: 5 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.17 incelendiğinde 5, 7.5 ve 10 ml/dk akış hızında ve 5 Amper sabit akımda başlangıç pH değerlerinde değişim gözlenmiştir. Akış hızı 5 ml/dk olduğunda doğal pH değerinde reaksiyonun ilk 15 dakikasında pH 8.24 değerine kadar artsa da sonrasında yavaş bir azalma yaşanmış ve pH değeri 90. dakikada 8.06'ya kadar düşmüştür. Akış hızı 7.5 ml/dk olduğunda doğal pH değeri ile yapılan denemede de bir artış görülmüş fakat bu pH değerindeki yükseliş ilk 15 dakika 8.91 olarak ölçülmüş ve reaksiyon süresi sonunda pH değeri başlangıç pH değeri seviyesine kadar düşmüştür. Akış hızı 10 ml/dk da ise doğal pH değerinde reaksiyonun ilk 15 dakikasına kadar artış yaşanmış pH değeri 8.09 olmuş ve sonrasında yavaş bir azalış gözlenmiştir. Doğal pH değerinde yaşanan bu değişimin sızıntı suyunun içerdiği alkalinite değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Elektrokimyasal reaksiyon süresince 10 A akım şiddetinde 5, 7.5 ve 10 ml/dk'lık akış hızlarında gerçekleştirilen denemelerde doğal pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.18'de grafiksel olarak gösterilmiştir.

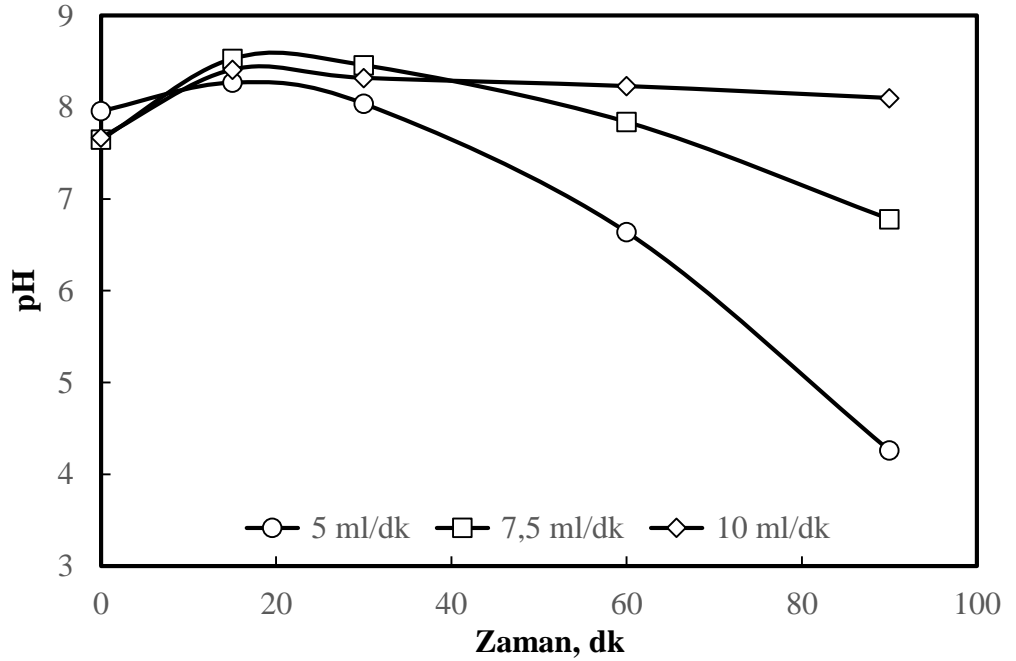


Şekil 4.18. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi

*Akım şiddeti: 10 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.18’de görüldüğü gibi sızıntı suyu pH değerinde 10 Amper sabit akımda 5 ml/dk akış hızında başlangıçtan itibaren hızlı bir artış yaşanmış ve reaksiyon süresi sonunda pH 7.13 değerine ulaşmıştır. Akış hızı 7.5 ml/dk’da doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.29’a kadar yaşanan artış reaksiyon süresi sonunda 8.05 olarak tespit edilmiştir. Akış hızı 10 ml/dk olduğunda doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.49’a kadar yaşanan artış reaksiyon sonunda 8.39 değerine ulaşmıştır.

Elektrokimyasal reaksiyon süresince 15 A akım şiddetinde 5, 7.5 ve 10 ml/dk’lık akış hızlarında gerçekleştirilen denemelerde doğal pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.19’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



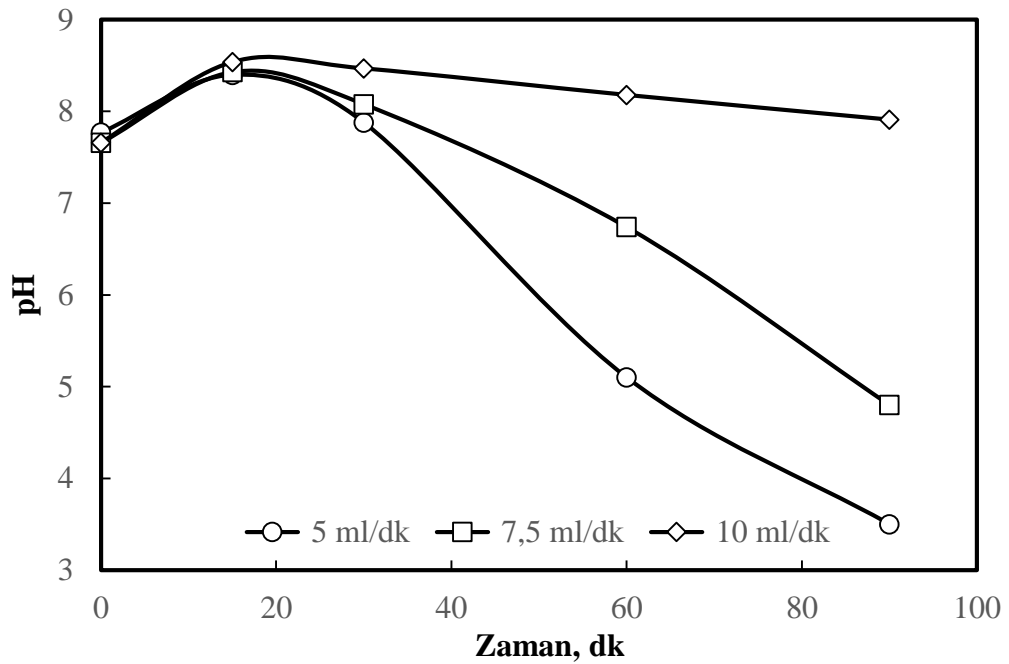
Şekil 4.19. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi

*Akım şiddeti: 15 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.19’da görüldüğü gibi sızıntı suyu pH değerinde 15 Amper sabit akımda 5 ml/dk akış hızında başlangıçtan itibaren hızlı bir artış yaşanmış, 30. dakikadan sonra hızlı bir düşüş gerçekleşmiştir ve reaksiyon süresi sonunda pH 4.26 değerine ulaşmıştır. Akış hızı 7.5 ml/dk’da doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.53’e kadar yaşanan artış reaksiyon süresi sonunda 6.78 olarak tespit edilmiştir. Akış hızı 10 ml/dk olduğunda

doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.41'e kadar yaşanan artış reaksiyon sonunda 8.1 değerine ulaşmıştır.

Elektrokimyasal reaksiyon süresince 20 A akım şiddetinde 5, 7.5 ve 10 ml/dk'lık akış hızlarında gerçekleştirilen denemelerde doğal pH değerleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.20'de grafiksel olarak gösterilmiştir.

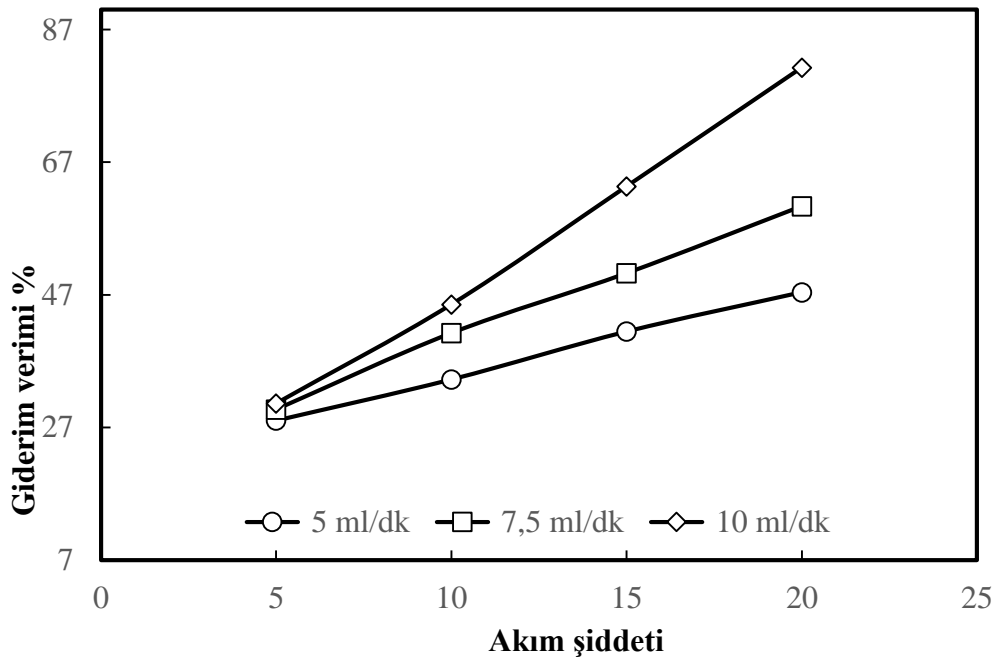


Şekil 4.20. Başlangıç pH değerinin sızıntı suyu akış hızı ile değişimi

*Akım şiddeti: 20 A, Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.20'de görüldüğü gibi sızıntı suyu pH değerinde 20 Amper sabit akımda 5 ml/dk akış hızında başlangıçtan itibaren hızlı bir artış yaşanmış, 30 dakikadan sonra hızlı bir düşüş gerçekleşmiş ve reaksiyon süresi sonunda pH 3.5 değerine ulaşmıştır. Akış hızı 7.5 ml/dk'da doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.43'a kadar artış yaşanmış, 30 dakikadan sonra hızlı bir düşüş gerçekleşmiş ve reaksiyon süresi sonunda 4.8 olarak tespit edilmiştir. Akış hızı 10 ml/dk olduğunda doğal pH değerinde ilk 15 dakikada 8.54'e kadar yaşanan artış reaksiyon sonunda 7.91 değerine ulaşmıştır.

Sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına akış hızının etkilerinin incelendiği denemelerde akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'ya bağlı olarak KOİ verileri reaksiyon süresince incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik sabit akım şiddeti altında Şekil 4.21'de gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.

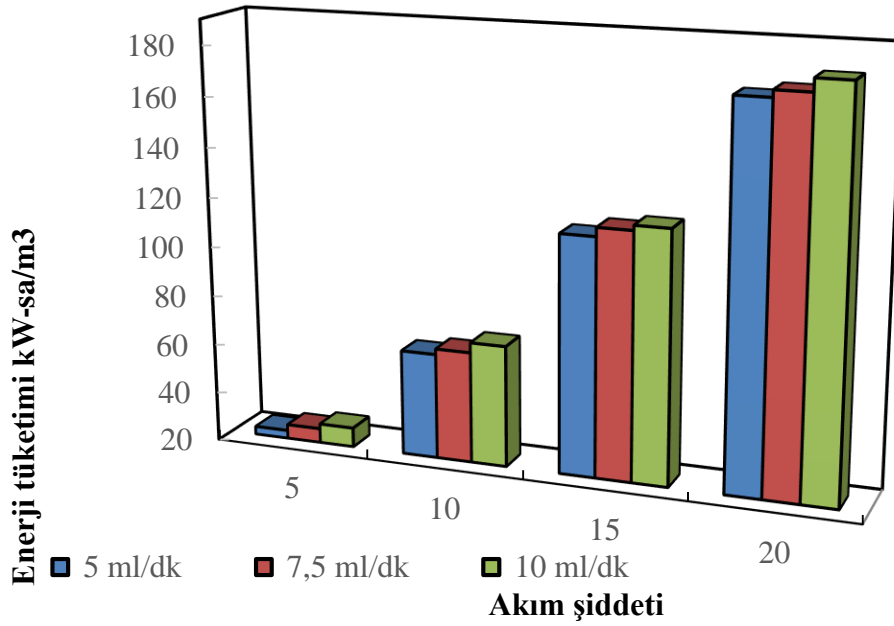


Şekil 4.21. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu KOİ giderim verimlerine etkisi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.21'de KOİ değerlerinin bütün akım şiddetlerinde giderim verimleri incelendiğinde 5 Amper akım şiddetinde 5 ml/dk'da giderim verimi %28, 7.5 ml/dk'da %29 ve 10 ml/dk'da ise %30 olup birbirine oldukça yakındır. 10 Amper akım şiddetinde 5ml/dk'da giderim verimi %34, 7.5 ml/dk'da, %41 ve 10 ml/dk'da ise %45 olarak görülmektedir. 15 Amper akım şiddetinde 5 ml/dk'da giderim verimi %41, 7.5 ml/dk'da %50 ve 10 ml/dk'da ise %63 olarak görülmektedir. 20 Amperde 10 ml/dk akış hızında ortalama en yüksek giderim verimi görülmekle birlikte akış hızı 5 ml/dk'da giderim verimi %47, 7.5 ml/dk'da %60 ve 10 ml/dk'da %81 olarak ölçülmüştür.

Şekil 4.21’de akış hızına bağlı akım şiddetinin giderim verimine etkileri incelenirken, akım şiddeti 5, 10, 15 ve 20 Amper olarak seçilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda zamana bağlı olarak reaktör içerisinde farklı potansiyel fark değerleri oluşmaktadır. Bu değerlere bağlı olarak sabit akım şiddeti altında ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Eşitlik 3.3 kullanılarak hesaplanmış ve Şekil 4.22’te gösterilmiştir.



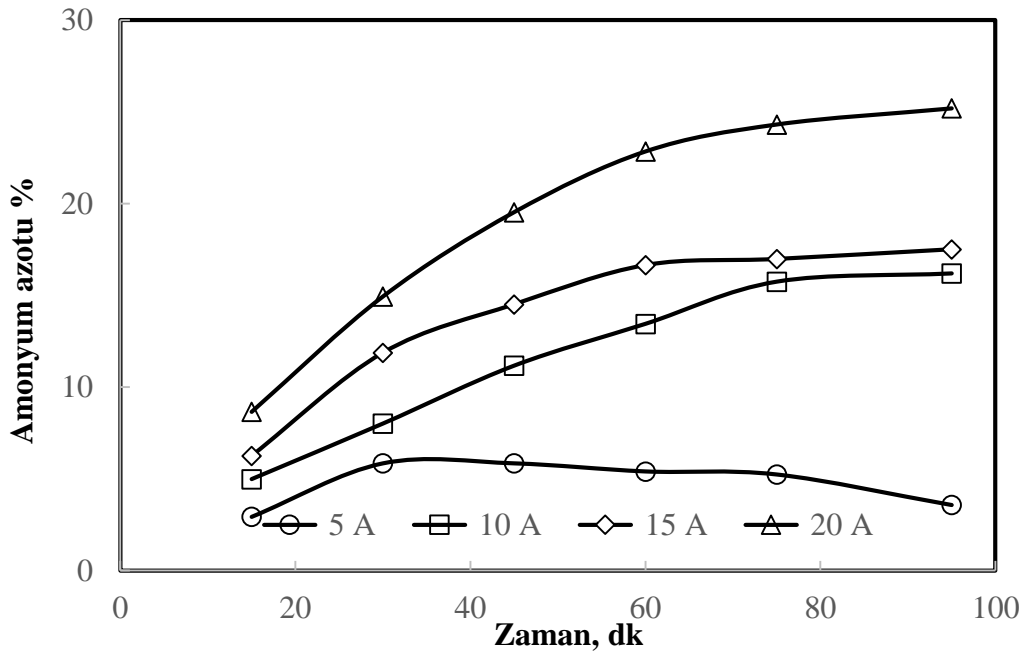
Şekil 4.22. Farklı akım şiddetlerinin sızıntı suyu enerji tüketimine etkisi
*Reaksiyon süresi: 90 Dakika, pH: 7.8

5 Amper akım şiddetinde 5 ml/dk’da enerji tüketimi 23 kW-sa/m³, 7.5 ml/dk’da 25 kW-sa/m³ ve 10 ml/dk’da ise 27 kW-sa/m³ olup birbirine oldukça yakındır. 10 Amper akım şiddetinde 5 ml/dk’da enerji tüketimi 62 kW-sa/m³, 7.5 ml/dk’da 64 kW-sa/m³ ve 10 ml/dk’da ise 68 kW-sa/m³ olarak görülmektedir. 15 Amper akım şiddetinde 5 ml/dk’da enerji tüketimi 115 kW-sa/m³, 7.5 ml/dk’da 118 kW-sa/m³ ve 10 ml/dk’da ise 120 kW-sa/m³ olarak görülmektedir. 20 Amperde 10 ml/dk akış hızında ortalama en yüksek enerji tüketimi görülmekle birlikte akış hızı 5 ml/dk’da enerji tüketimi 171 kW-sa/m³, 7.5 ml/dk’da 174 kW-sa/m³ ve 10 ml/dk’da 179 kW-sa/m³ olarak ölçülmüştür. Eşitlik 3.3 incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimiyle doğrusal ilişki içinde olduğu görülmektedir. Potansiyel fark değerinin ve reaksiyon

süresinin artması sistemde oluşan enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olmaktadır.

4.1.4. Amonyum azotu ve klorürün giderim verimine etkisi

Sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına akış hızının incelendiği denemelerde akış hızı 7.5 ml/dk'ya bağlı olarak amonyum azotu verileri reaksiyon süresince incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik sabit akım şiddeti altında Şekil 4.23'de gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.

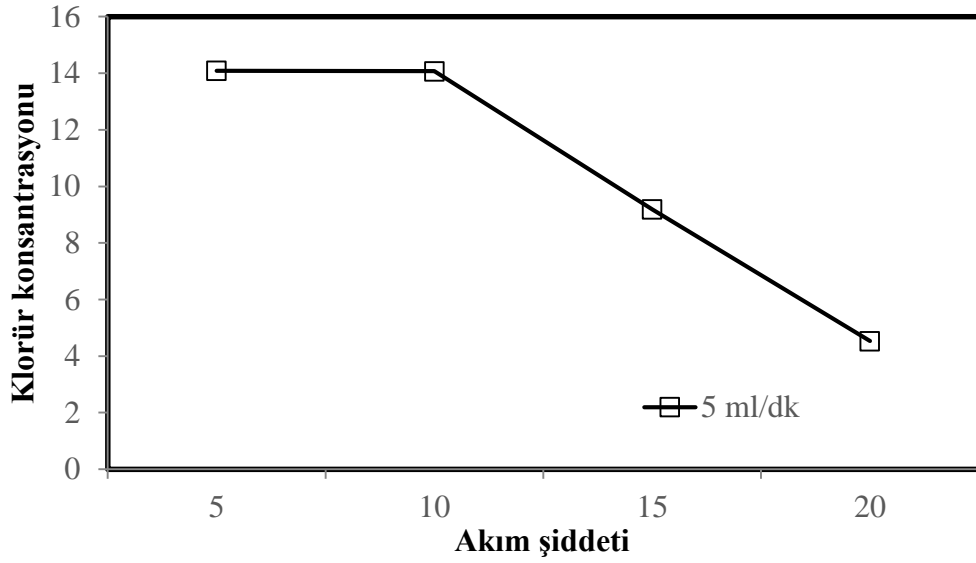


Şekil 4.23. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu amonyum azotu giderim verimlerine etkisi

*Reaksiyon süresi: 95 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.23'te Amonyum azotu değerlerinin bütün akım şiddetlerinde giderim verimleri incelendiğinde 5 Amper akım şiddetinde 7.5 ml/dk'da giderim verimi %4'tür. 10 Amper akım şiddetinde 7.5 ml/dk'da giderim verimi %16'dır. 15 Amper akım şiddetinde 7.5 ml/dk'da giderim verimi %18'dir. 20 Amperde 7.5 ml/dk'da giderim verimi %25 olarak ölçülmüştür.

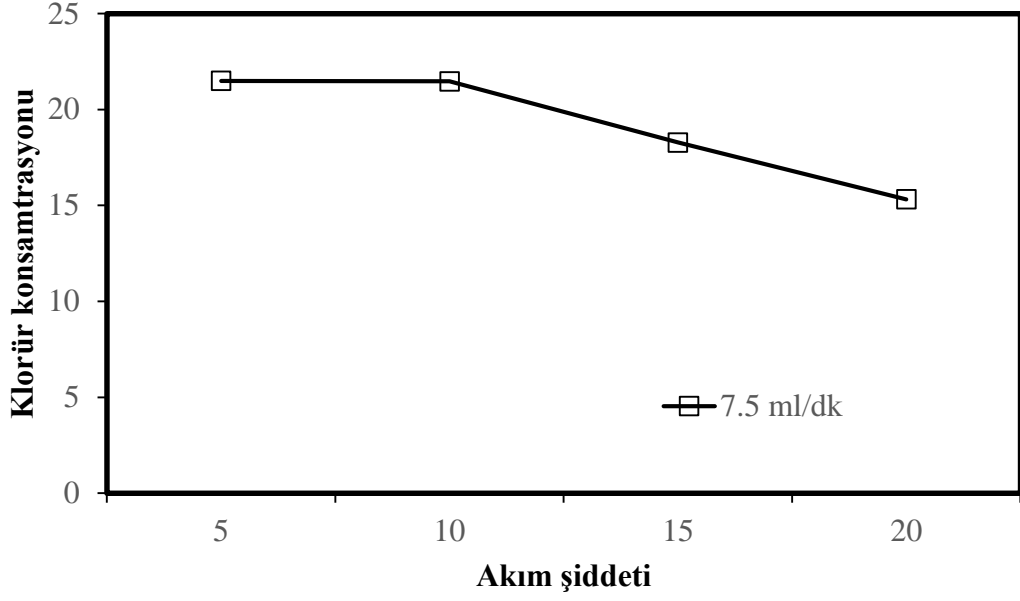
Sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına akış hızlarının incelendiği denemelerde akış hızı 5, 7.5, 10 ml/dk'ya bağlı olarak klorür konsantrasyonu verileri reaksiyon süresince incelenmiştir. Elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik sabit akım şiddeti altında 5 ml/dk akış hızında Şekil 4.24'de gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.



Şekil 4.24. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi

*Reaksiyon süresi: 120 dakika, pH: 7.8

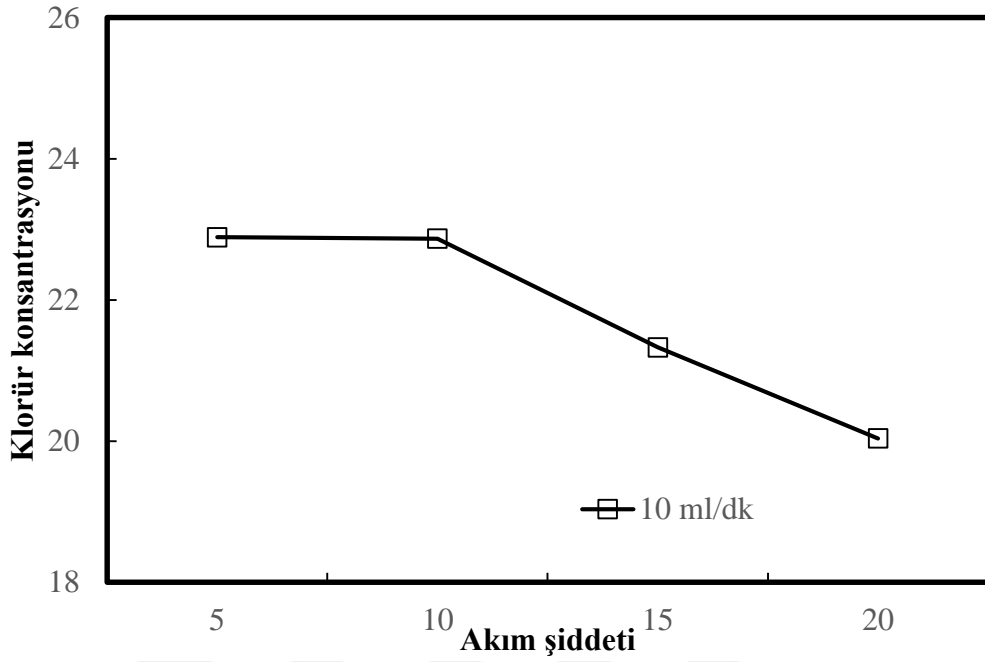
Şekil 4.24 incelendiğinde reaksiyon süresi 120. dakikada 5, 10, 15, 20 A akım şiddetinde sırasıyla klorür konsantrasyonu 14.09, 14.0, 9.19 ve 4.53 olarak ölçülmüştür. 5 ve 10 amper değerleri aynıdır. 15 ve 20 amperde farklı değerler gözlemlenmektedir.



Şekil 4.25. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.25 incelendiğinde reaksiyon süresi 90. dakikada 5, 10, 15, 20 A akım şiddetinde sırasıyla klorür konsantrasyonu 21.49, 21.47, 18.28 ve 15.32 olarak ölçülmüştür. 5 ve 10 amper değerleri aynıdır. 15 ve 20 amperde farklı değerler gözlemlenmektedir.



Şekil 4.26. Farklı akım şiddetlerinin başlangıç sızıntı suyu klorür konsantrasyonunun etkisi

*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

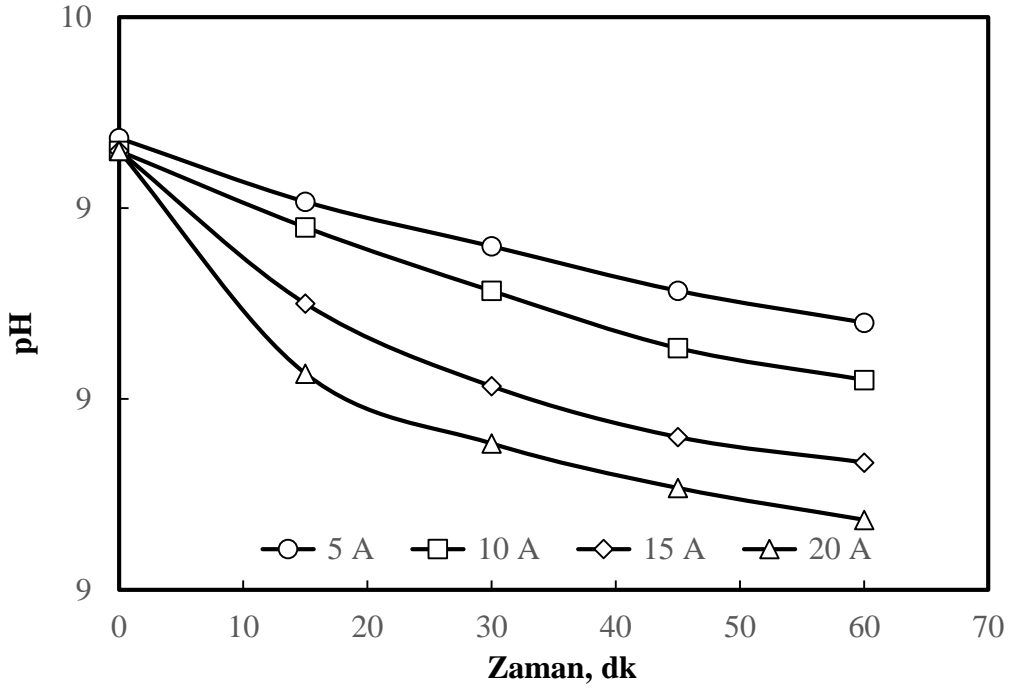
Şekil 4.26 incelendiğinde reaksiyon süresi 60. dakikada 5, 10, 15, 20 A akım şiddetinde sırasıyla klorür konsantrasyonu 22.89, 22.87, 21.33 ve 20.04 olarak ölçülmüştür. 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetlerinde değerler birbirine yakındır.

4.2. Membran Biyoreaktör Çıkışı Sızıntı Suyu

4.2.1. Akım yoğunluğunun giderim verimine etkisi

Membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyu doğal pH değerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi değerleri üzerine etkisi Ti/Pt kaplı alaşım anot ve Ti katot kullanılarak incelenmiştir. Akım şiddetleri 5, 10, 15 ve 20 Amper olarak ayarlanmış ve reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon süresince ortam pH değerine herhangi bir müdahalede bulunulmamıştır. Araştırmalar destek elektrolitsiz ortamda 600 mL'lik reaktör hacminde araştırmalar gerçekleştirilmiştir. 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetinde

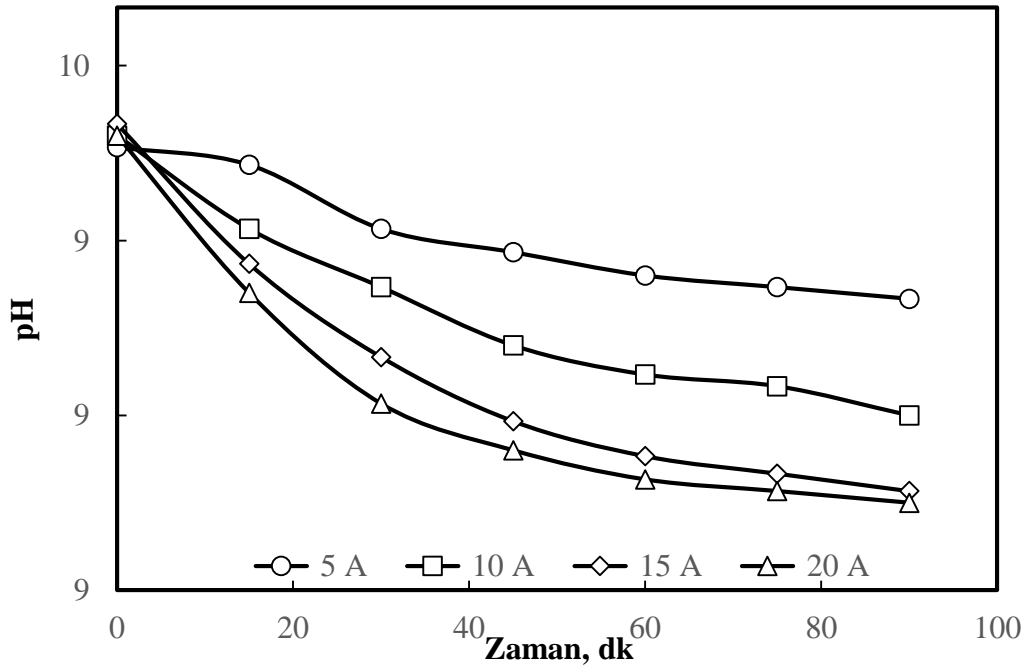
gerçekleştirilen denemelerde, elektrokimyasal reaksiyon süresince başlangıç pH değerinde zamana bağlı olarak elde edilen sonuçlar Şekil 4.27’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.27. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akış hızı 10 ml/dk, Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

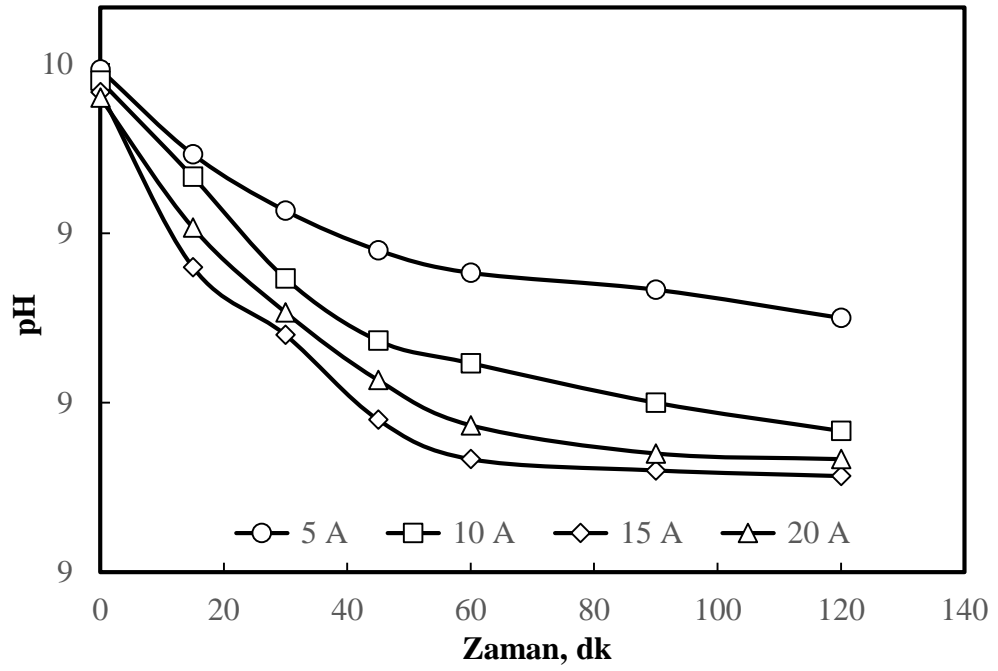
Şekil 4.27 incelendiğinde sızıntı suyu doğal pH değeri ile gerçekleştirilen denemelerde, reaksiyon süresinde, 10 ml/dk akış hızında 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetinde pH’da değişim meydana geldiği görülmektedir. Akım şiddetinin artmasına bağlı olarak pH sürekli düşmüştür. Akış hızı 10 ml/dk’da 5, 10, 15 ve 20 Amper akım şiddetinde 60. dakikada değerleri sırasıyla 9.22, 9.13, 9 ve 8.91 olarak ölçülmüştür. Doğal pH değerinde yaşanan bu değişimin sızıntı suyunun içermiş olduğu alkalinite değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.28. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akış hızı 7.5 ml/dk, Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.28 incelendiğinde akım şiddetinin artmasına bağlı olarak başlangıç pH'sı sürekli düşmüştür. Akış hızı 7.5 ml/dk'da 5, 10, 15 ve 20 Amper akım şiddetinde 90. dakikada pH değerleri sırasıyla 9.2, 9, 8.87 ve 8.85 olarak ölçülmüştür.

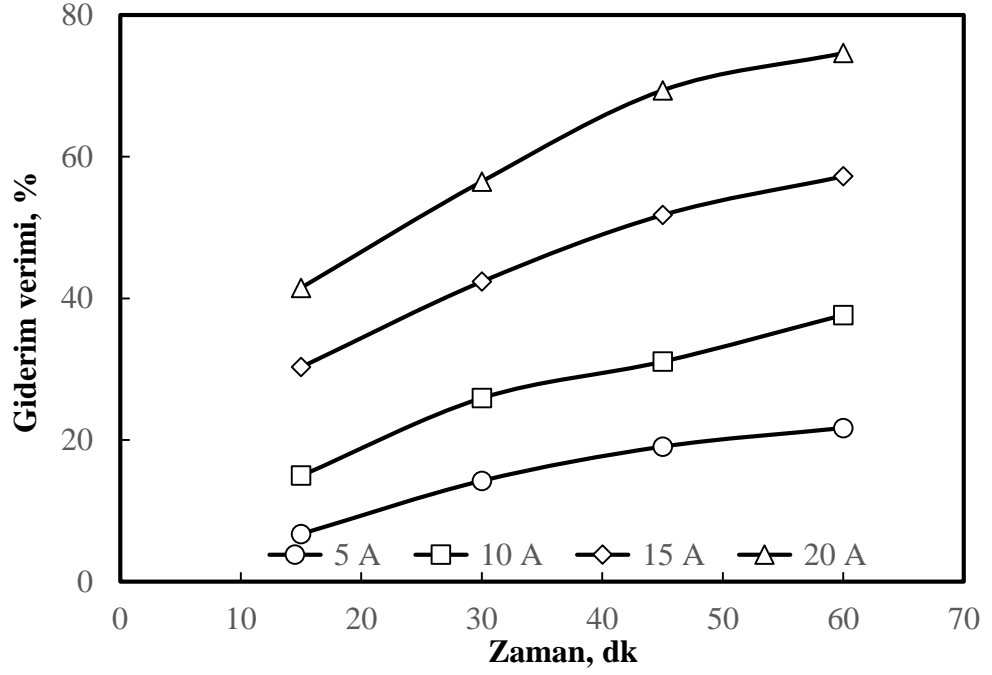


Şekil 4.29. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akış hızı 5 ml/dk, Reaksiyon süresi: 120 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.29 incelendiğinde akım şiddetinin artmasına bağlı olarak pH sürekli düşmüştür. Akış hızı 5 ml/dk'da 5, 10, 15 ve 20 Amper akım şiddetinde 120. dakikada pH değerleri sırasıyla 9.05, 8.85, 8.77 ve 8.8 olarak ölçülmüştür. Doğal pH değerinde yaşanan bu değişimin sızıntı suyunun içermiş olduğu alkalinite değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

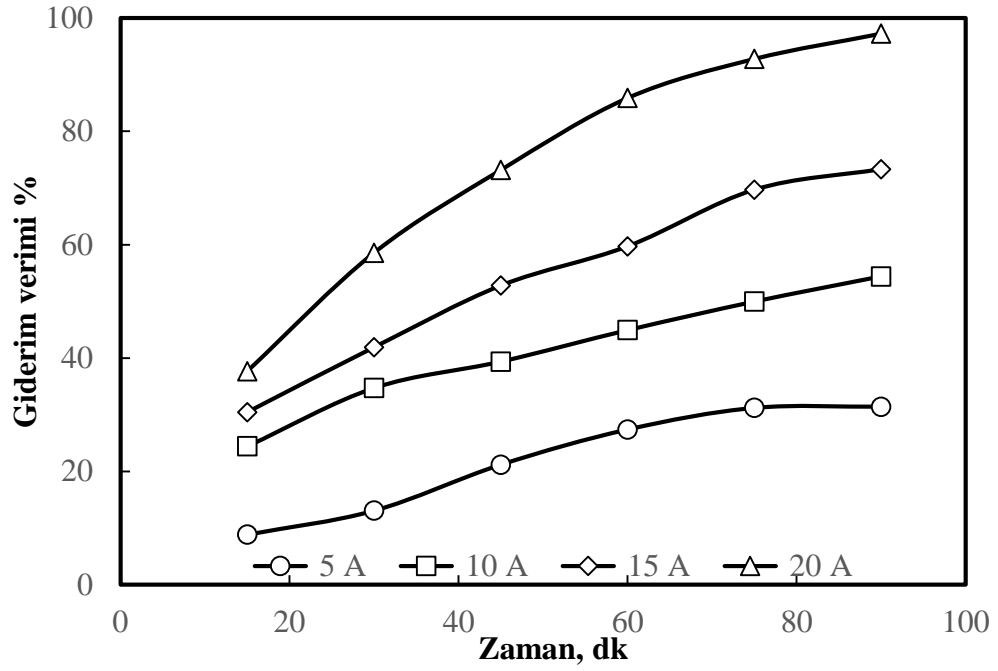
Başlangıç pH değerinin membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile artımına etkilerinin incelendiği denemelerde başlangıç pH değişimine bağlı olarak KOİ verileri reaksiyonun süresince incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik sabit akım şiddeti altında Şekil 4.30'da gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.



Şekil 4.30. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 10 ml/dk

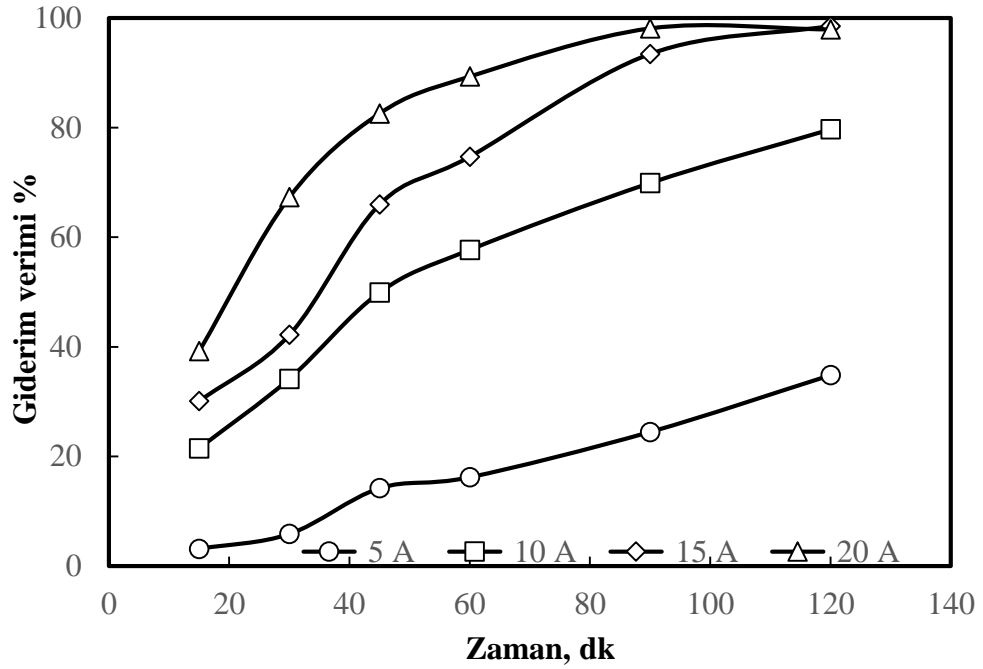
Şekil 4.30'da 10 ml/dk akış hızında membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyu KOİ giderim verimleri incelendiğinde 5, 10, 15 ve 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi 20 Amperde görülmüştür. 5 Amperde 60. dakikada giderim verimi %21 olarak görülmektedir. 10 Amperde 60. dakikada giderim verimi %38'dir. 15 Amperde 60. dakikada giderim verimi %53 olarak ölçülmüştür. 20 Amperde 60. dakikada giderim verimi %57'dir. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, hem reaksiyon süresinin artması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır.



Şekil 4.31. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.31'de 7.5 ml/dk akış hızında membran biyoreaktör çıkışı suyu KOİ giderim verimleri incelendiğinde 5, 10, 15 ve 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi 20 Amperde görülmüştür. 5 Amperde 90. dakikada giderim verimi %31 olarak görülmektedir. 10 Amperde 90. dakikada giderim verimi %54'dür. 15 Amperde 90. dakikada giderim verimi %73'dür. 20 Amperde 90. dakikada giderim verimi %97'dir. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, hem reaksiyon süresinin artması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır.

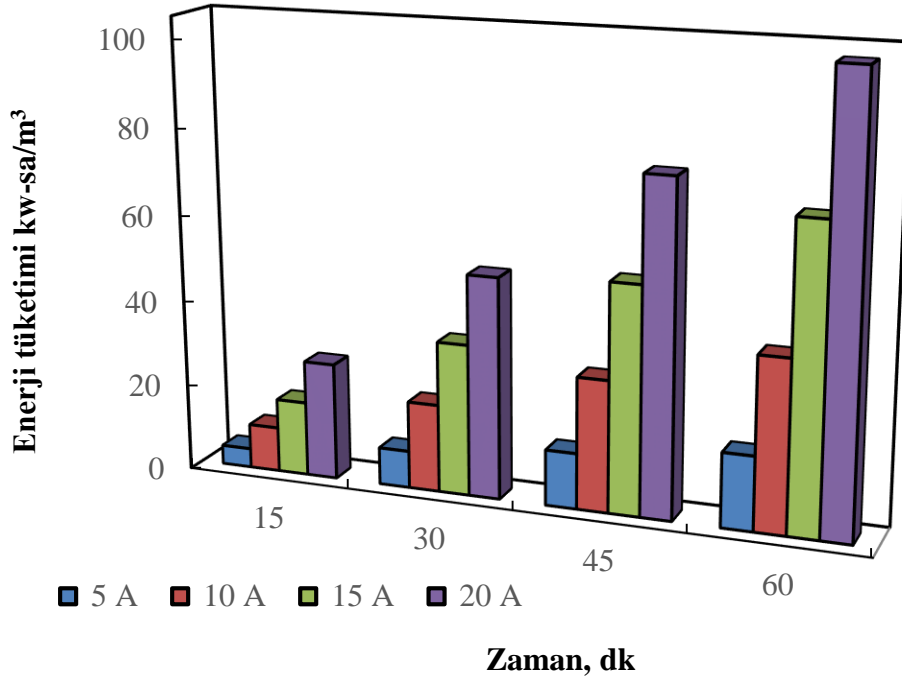


Şekil 4.32. Farklı akım şiddetlerinde başlangıç sızıntı suyu KOİ giderim değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Akım şiddeti: 5, 10, 15 ve 20 A, Reaksiyon süresi: 120 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 5 ml/dk

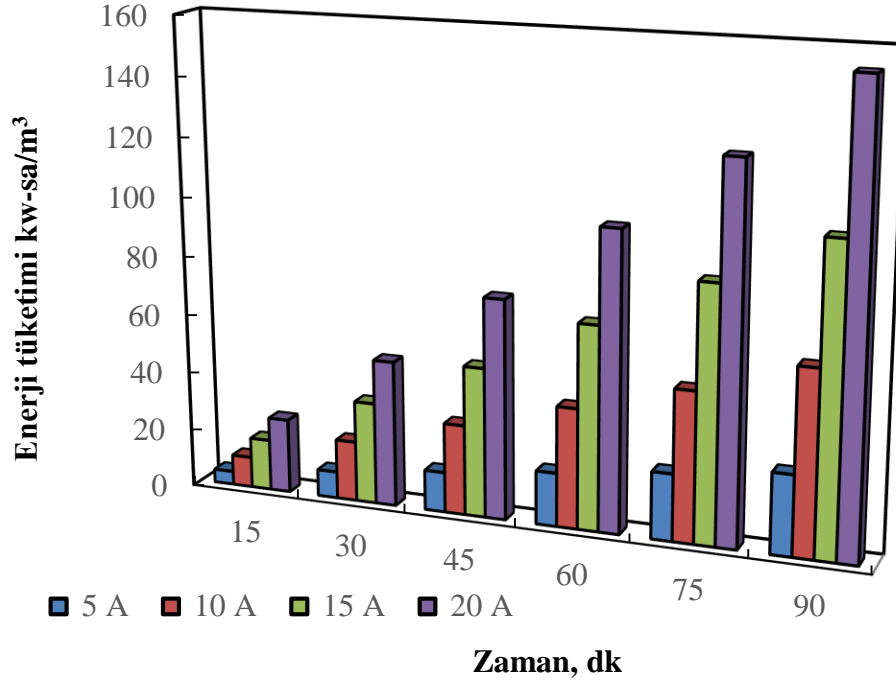
Şekil 4.32’de 5 ml/dk akış hızında membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyu KOİ giderim verimleri incelendiğinde 5, 10, 15 ve 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi 20 Amperde görülmüştür. 5 Amperde 120. dakikada giderim verimi %35 olarak görülmektedir. 10 Amperde 120. dakikada giderim verimi %79’dur. 15 Amperde 120. dakikada giderim verimi %98’dir. 20 Amperde 120. dakikada giderim verimi %98’dir. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, hem reaksiyon süresinin artması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır.

Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerde dikkat edilmesi gereken önemli parametrelerden biri de sisteme uygulanan potansiyel fark sonucu ortaya çıkan enerji tüketimidir. Enerji tüketim değerleri hesaplanırken Eşitlik 3.3’te verilen matematiksel eşitlikten yararlanılır. Akış hızı 10 ml/dk’da her bir akım şiddeti için ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Şekil 4.33’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.33. Farklı akım şiddetlerinde sızıntı suyu arıtımı için 10 ml/dk akış hızında enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi
*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

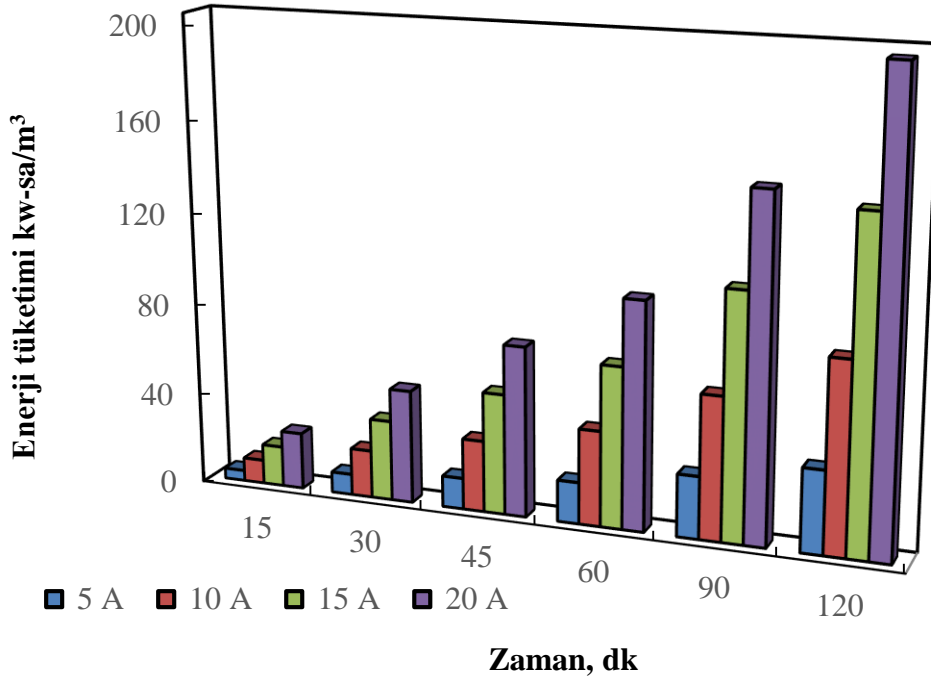
Şekil 4.33'de görüldüğü gibi 10 ml/dk akış hızında 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri 60. dakika için sırasıyla 17, 39, 69 ve 102 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.34. Farklı akım şiddetlerinde enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 7.5 ml/dk

Şekil 4.34’de membran biyoreaktör çıkış sızıntı suyu suyunun elektrooksidasyonla arıtımında akış hızı 7.5 ml/dk’da 5, 10, 15 ve 20 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi reaksiyon süresince incelenmiştir. 7.5 ml/dk’da 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri 90. dakika için sırasıyla 27, 62, 103 ve 153 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır. Artan akım şiddeti değerinin sisteme uygulanan potansiyel fark değerini artırmasından dolayı enerji tüketimi değerleri de artış göstermiştir.



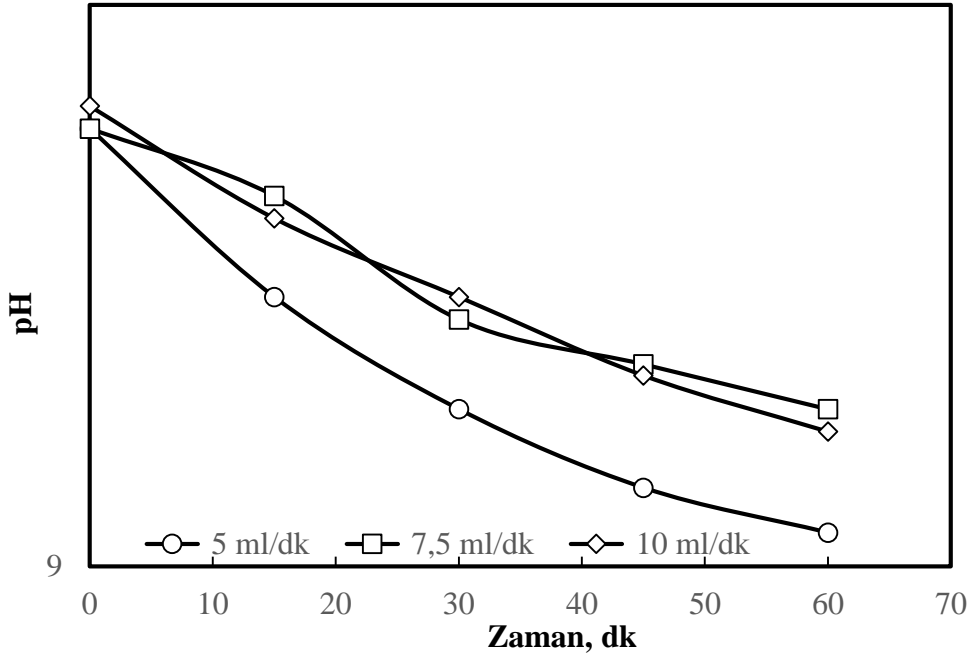
Şekil 4.35. Farklı akım şiddetlerinde enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 120 dakika, pH: 7.8, Akış hızı: 5 ml/dk

Şekil 4.35’de membran biyoreaktör çıkış sızıntı suyu suyunun elektrooksidasyonla arıtımında akış hızı 5 ml/dk’da 5, 10, 15 ve 20 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi reaksiyon süresince incelenmiştir. 5 ml/dk’da 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri 120. dakika için sırasıyla 36, 82, 142 ve 200 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır. Eşitlik 3.3 incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimiyle doğrusal ilişki içinde olduğu görülmektedir. Potansiyel fark değerinin ve reaksiyon süresinin artması sistemde oluşan enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olmaktadır. Akış süresindeki değişim reaktörde hidrolik kalış süresini değiştirdiği için enerji tüketiminin hidrolik kalış süresi ile doğru orantılı olarak değişmesinden dolayı hidrolik kalış süresinin azalması enerji tüketimi değerlerinin artmasına sebep olmuştur. Giderim verimleri ve enerji tüketim değerleri birlikte incelendiğinde akım şiddetinin artmasının hem KOİ giderim verimini hem de enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olduğu görülmektedir.

4.2.2. Akış hızının giderim verimine etkisi

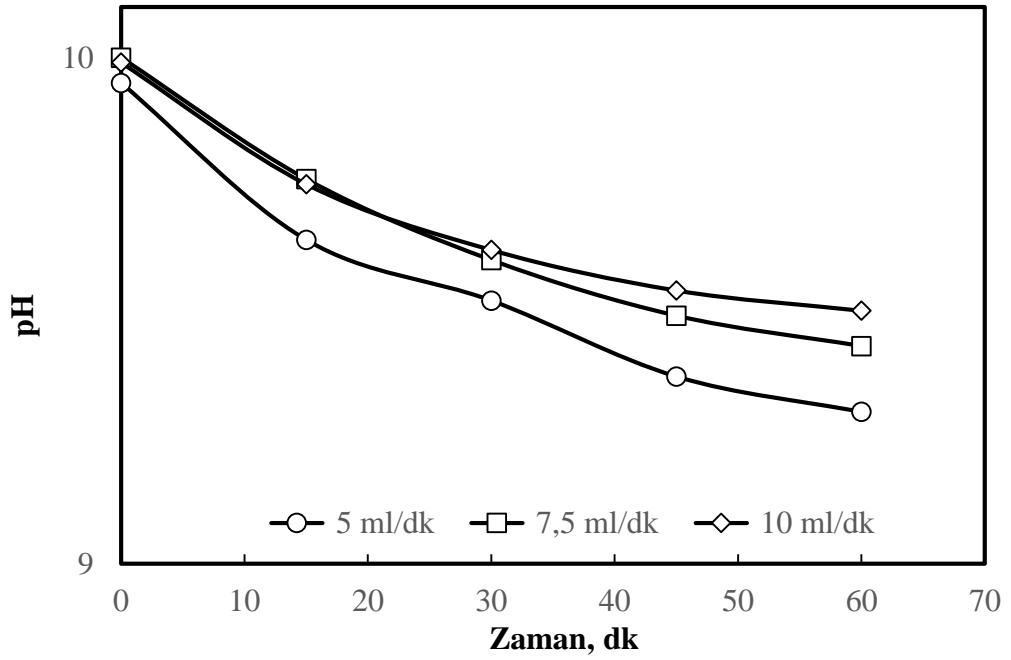
Atık suyun elektrokimyasal reaktöre besleme hızı, reaktörde hidrolik kalış süresini dolayısı ile atık suyun elektrokimyasal reaksiyonlara maruz kalma süresini tespit ettiği için kirleticilerin giderimini etkileyen önemli bir parametredir. Sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımında; 5, 7.5 ve 10 ml/dk akış hızının etkilerinin incelendiği denemelerde, destek elektrolit kullanılmadan, atık suyun doğal pH değerinde ve 5, 10, 15, 20 A'lık akım şiddeti değerlerinde incelemeler yapılmıştır. Akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'da sızıntı suyu başlangıç pH değerinin zamana bağlı değişimi Şekil 4.36'da gösterilmiştir.



Şekil 4.36. 5 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

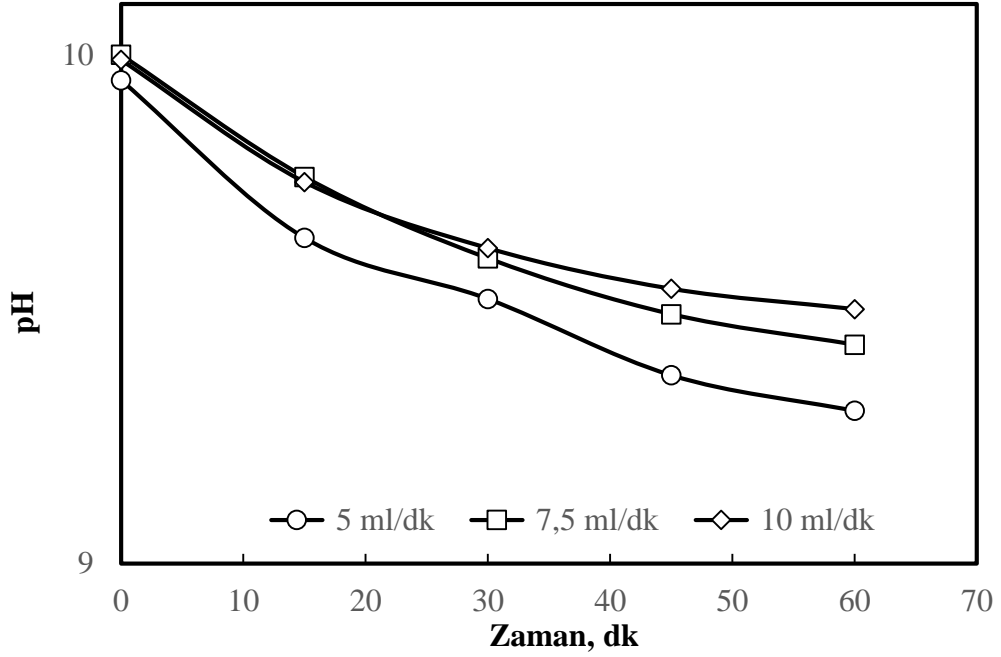
Şekil 4.36'da incelendiğinde 5 A sabit akımda ve 5, 7.5, 10 ml/dk'lık akış hızlarında başlangıç pH değeri sırasıyla 9.13, 9.24, 9.22'ye kadar düşmüştür. Verilerden elde edilen bilgilere göre pH değerlerinde hızlı bir düşüş gerçekleşmemektedir.



Şekil 4.37. 10 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

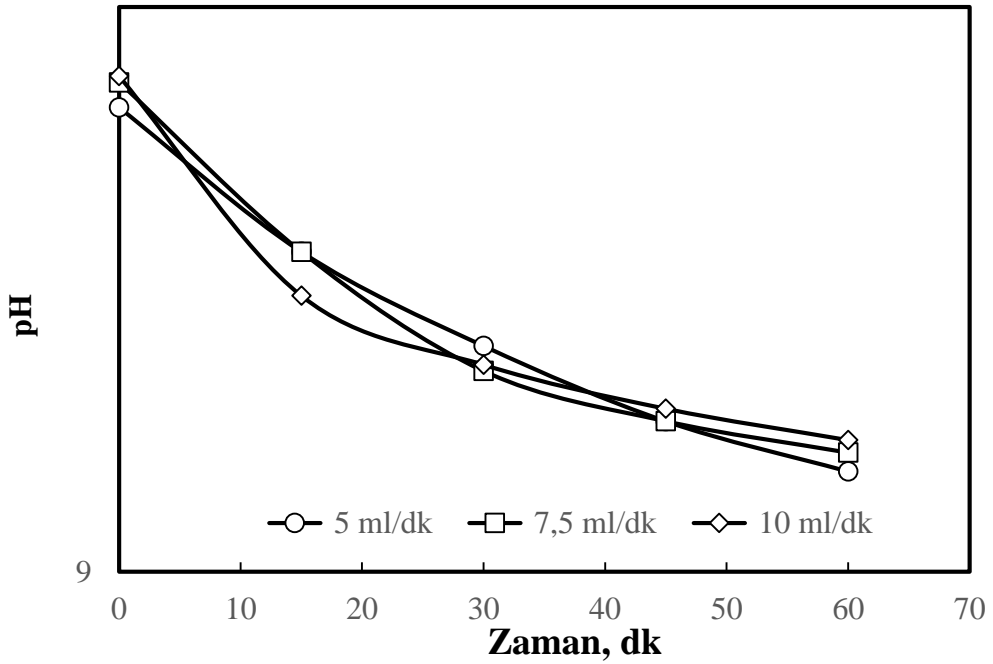
*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.37’de membran biyoreaktör çıkış sızıntı suyu pH değerindeki değişim akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk’da ve 10 Amperde incelenmiştir. 10 A sabit akımda ve 5, 7.5, 10 ml/dk’lık akış hızlarında başlangıç pH değeri sırasıyla 8.97, 9.07, 9.13’e kadar düşmüştür.



Şekil 4.38. 15 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi
*Reaksiyon süresi 60 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.38’de membran biyoreaktör çıkış sızıntı suyu pH değerindeki değişim akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk’da 15 Amperde incelenmiştir. 15 A sabit akımda ve 5, 7.5, 10 ml/dk’lık akış hızlarında başlangıç ph değeri sırasıyla 8.8, 8.93 ve 9’a kadar düşmüştür. Verilerden elde edilen bilgilere göre pH değerlerinde hızlı bir düşüş gerçekleşmemektedir.

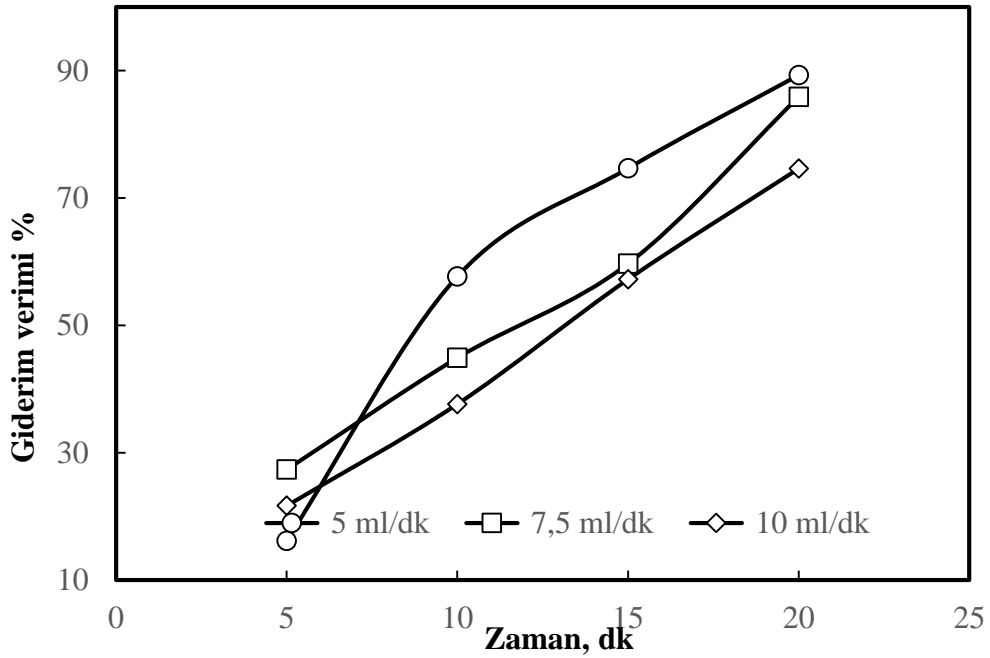


Şekil 4.39. 20 Amper sabit akım şiddetinde sızıntı suyu başlangıç pH değerinin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.39'da membran biyoreaktör çıkış sızıntı suyu akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'da ve 20 Amperde incelenmiştir. 20 A sabit akımda ve 5, 7.5, 10 ml/dk'luk akış hızlarında başlangıç pH değeri sırasıyla 8.86, 8.89 ve 8.91'e kadar düşmüştür. Verilerden elde edilen bilgilere göre pH değerlerinde hızlı bir düşüş gerçekleşmemektedir.

Başlangıç pH değerinin membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyunun elektrooksidasyon prosesi ile artımına etkilerinin incelendiği denemelerde 5, 7.5 ve 10 ml/dk akış hızına bağlı olarak KOİ verileri reaksiyon süresince incelenmiş ve elde edilen veriler yardımıyla 5, 10, 15 ve 20 Amperlik akım şiddeti altında Şekil 4.40'ta gösterilen grafiksel sonuçlar hazırlanmıştır.

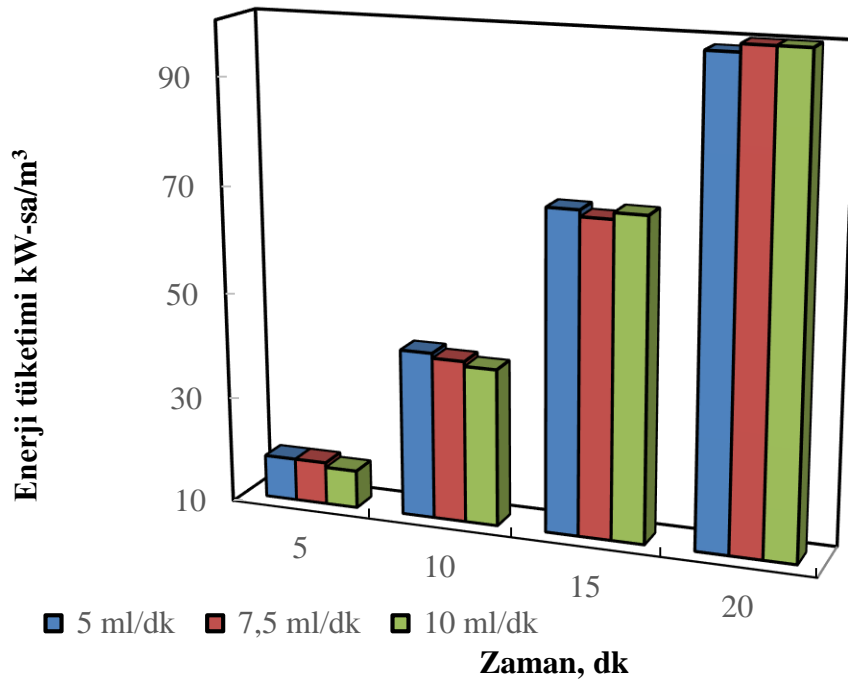


Şekil 4.40. Farklı akım hızlarında sızıntı suyu KOİ giderim veriminin reaksiyon süresince değişimi

*Reaksiyon süresi: 90 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.40'ta bütün akış hızlarında membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyu KOİ giderim verimleri incelendiğinde 5 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi 7.5 ml/dk olarak görülmektedir. 5 Amperde 60. dakikada akış hızı 5 ml/dk'da giderim verimi %16, akış hızı 7.5 ml/dk'da %27, akış hızı 10 ml/dk'da %21 olarak görülmektedir. 10 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi akış hızı 5 ml/dk olarak görülmektedir. 10 Amperde 60. dakikada akış hızı 5 ml/dk'da giderim verimi %57, akış hızı 7.5 ml/dk'da %44, akış hızı 10 ml/dk'da %37 olarak görülmektedir. 15 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi akış hızı 5 ml/dk olarak görülmektedir. 15 Amperde 60. dakikada akış hızı 5 ml/dk'da giderim verimi %74, akış hızı 7.5 ml/dk'da %59, 10 ml/dk'da %57'dir. 20 Amperde ortalama en yüksek giderim verimi akış hızı 5 ml/dk olarak görülmektedir. 20 Amperde 60. dakikada akış hızı 5 ml/dk'da giderim verimi %89, akış hızı 7.5 ml/dk'da %85, 10 ml/dk'da %74 olduğu görülmektedir. Sayısal verilerden de görüldüğü gibi, hem akış hızının azalması hem de akım şiddetinin 5 Amperden 20 Ampere artırılması KOİ giderim verimini önemli bir şekilde artırmıştır.

Akım şiddetinin KOİ giderim verimine etkilerinin incelendiği denemelerde dikkat edilmesi gereken önemli parametrelerden biri de sisteme uygulanan potansiyel fark sonucu ortaya çıkan enerji tüketimidir. Enerji tüketim değerleri hesaplanırken Eşitlik 3.3'te verilen matematiksel eşitlikten yararlanır. İncelenen her bir akış hızı ile her bir akım şiddeti için ortaya çıkan enerji tüketimi değerleri Şekil 4.41'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.41. Farklı akış hızlarında enerji tüketim değerinin reaksiyon süresince değişimi
*Reaksiyon süresi: 60 dakika, pH: 7.8

Şekil 4.41'de görüldüğü gibi membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyu akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'da 5, 10, 15 ve 20 Amperlik akım şiddeti için gerçekleşen enerji tüketimi reaksiyonun 60. dakikasını alınarak incelenmiştir. 5 ml/dk akış hızında 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 18, 41, 69 ve 98 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır. 7.5 ml/dk akış hızında 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 18, 40, 68 ve 100 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır. 10 ml/dk akış hızında 5, 10, 15 ve 20 Amperde enerji tüketim değerleri sırasıyla 17, 39, 69 ve 102 kW-sa/m³ olarak hesaplanmıştır. Akış hızlarının sahip olduğu elektriksel iletkenlik değerine ve bu akış

hızı için sızıntı suyu içeriğinin farklılaşmasına bağlı olarak çok az da olsa enerji tüketimi değerleri farklılık göstermektedir. Eşitlik 3.3 incelendiğinde sistemde oluşan potansiyel fark değerlerinin enerji tüketimiyle doğrusal ilişki içinde olduğu görülmektedir. Potansiyel fark değerinin ve reaksiyon süresinin artması sistemde oluşan enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olmaktadır. Akış süresindeki değişim reaktörde hidrolik kalış süresini değiştirdiği için enerji tüketiminin hidrolik kalış süresi ile doğru orantılı olarak değişmesinden dolayı hidrolik kalış süresinin azalması enerji tüketimi değerlerinin artmasına sebep olmuştur. Giderim verimleri ve enerji tüketim değerleri birlikte incelendiğinde akım şiddetinin artmasının hem KOİ giderim verimini hem de enerji tüketim değerlerinin artmasına sebep olduğu görülmektedir.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada Aziziye İlçesi Süngeriş Mevkiinde yer alan Erzurum Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Deponi Sahası sahasından temin edilen ham sızıntı suyunun ve bu atıksuyun membran biyoreaktör (MBR) ile arıtımı sonucu ortaya çıkan çıkış suyunun elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler incelenmiş ve sistem parametrelerinin giderim verimleri üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Sistem performansı KOİ parametresi ölçülerek belirlenmiştir. Bütün denemeler, sürekli sistem ile gerçekleştirilmiştir.

Elektrooksidasyon prosesinde KOİ giderim verimini ve enerji tüketimi değerlerini etkileyebileceği düşünülen; atıksuyun başlangıç pH'sı, uygulanan akım şiddeti ve akış hızı değişken parametreler olarak seçilmiştir.

5.1. Atık Su Akış Hızının Giderim Verimine Etkisi

Atık suyun elektrokimyasal reaktöre besleme hızı, reaktörde bekleme süresini dolayısı ile atık suyun elektrokimyasal reaksiyonlara maruz kalma süresini tespit ettiği için kirleticilerin giderimini etkileyen önemli bir parametredir. Ham sızıntı sularının arıtımı çalışmalarda elektrooksidasyon prosesi için atık su akış hızının etkisi, destek elektrolit kullanılmadan, atık suyun doğal pH'sında (7.8), değerlerinde ve 5, 10, 15 ve 20 A'lık akım şiddeti değerlerinde farklı akış hızlarında (5, 7.5 ve 10 ml/dk) incelenmiştir. Atık su akış hızının artması, incelenen her akım şiddeti değerinde aynı olmak kaydı ile KOİ giderim veriminin azalmasına elektrooksidasyon prosesinde çözünmeyen anot elektrot yüzeyinde meydana gelen oksidasyon reaksiyonlarının gerçekleşmesine engel oluşturduğundan dolayı KOİ giderim verimlerinin azalmasına sebep olmuştur. Atık su akış hızının artması, sistemde gerçekleşen direncin artmasına yol açarak enerji tüketimi değerlerinin yüksek değerlerde kalmasına neden olmuştur. Bununla birlikte, kirletici giderim verimi ve enerji tüketim değerleri birlikte ele alınarak her iki parametrenin optimum değerleri için uygun bir akış hızı belirlenmelidir.

Membran biyoreaktör çıkışı sızıntı sularının arıtımı çalışmalarda elektrooksidasyon prosesi için atık su akış hızının etkisi, destek elektrolit kullanılmadan, atık suyun doğal pH'sında değerinde ve 5, 10, 15, 20 A'lık akım şiddeti değerlerinde farklı akış hızlarında incelenmiştir. Atık su akış hızının artması, incelenen her akım şiddeti değerinde aynı olmak kaydı ile KOI giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur. Atık su akış hızının artması, elektrooksidasyon prosesinde çözünmeyen anot elektrot yüzeyinde meydana gelen oksidasyon reaksiyonlarının gerçekleşmesini engellediğinden dolayı KOI giderim verimlerinin azalmasına ve sistemde gerçekleşen direncin azalmasına yol açarak enerji tüketimi değerlerinin düşük değerlerde kalmasına sebep olmuştur. Bununla birlikte, kirletici giderim verimi ve enerji tüketim değerleri birlikte ele alınarak her iki parametrenin optimum değerleri için uygun bir akış hızı belirlenmelidir.

5.2. Atık Suyun Başlangıç pH Değerinin Etkisi

Ti/Pt anot ve Ti katot elektrotlar kullanılarak, elektrooksidasyon yöntemi ile ham sızıntı suyu arıtımında başlangıç pH değerinin KOI giderim verimine etkisi destek elektrolit kullanmadan, 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetinde 7.5 ml/dk atık su akış hızında ve doğal pH (7.8), 6 ve 9 pH değerlerinde sistemin 60 dakika çalıştırılması ile incelenmiştir. Sızıntı sularının elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden en önemli parametrelerden biri atıksuyun başlangıç pH değeridir. pH'nın elektrooksidasyon prosesinde hidroksil radikallerinin oluşumunda önemli etkisi vardır. Elektrooksidasyon prosesinde serbest haldeki OH⁻lerin radikaller ile birleşmesi sonucu pH zamanla azalmaktadır. Bu sebeple giderim verimi başlangıç pH'ıyla birlikte son pH'lara da bağlıdır. Sızıntı suyu doğal pH değeri olan 7.8'de giderme verimlerinin en iyi olduğu sonuçlardan görülmektedir. Elde edilen veriler, atık su başlangıç pH değerinin KOI giderme verimlerini etkilediğini göstermiştir. Deneyler süresince ham sızıntı suyunun pH değerinin bir miktar artma sonra sabit kalma eğiliminde olduğu gözlemlenmiştir. Asidik ortamda organik maddelerin anot yüzeyinde hem direk elektrooksidasyon yöntemiyle hem de dolaylı elektrooksidasyon yoluyla parçalanmasının arttığı gözlemlenmiştir. Asidik pH ortamında dolaylı elektrooksidasyonu destekleyen HOCl⁻ konsantrasyonu

artmaktadır. Buda elektrooksidasyonla organik maddelerin parçalanmasını artırmaktadır.

Membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyunun Pt/Ti elektrotlar kullanılarak arıtımında;, sızıntı suyu başlangıç pH değerinin KOİ giderim verimine etkisi destek elektrolit kullanmadan, 5, 10, 15 ve 20 A akım şiddetinde 5, 7.5 ve 10 ml/dk atık su akış hızında ve doğal pH (7.8) değerinde sistemin 60 dakika çalıştırılması ile incelenmiştir. Sızıntı sularının elektrooksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden en önemli parametrelerden biri atıksuyun başlangıç pH değeridir. pH'nın elektrooksidasyon prosesinde hidroksil radikallerinin oluşumunda önemli etkisi vardır. Elektrooksidasyon prosesinde serbest haldeki OH⁻'lerin radikaller ile birleşmesi sonucu pH zamanla azalmaktadır. Bu sebeple giderim verimi başlangıç pH'ıyla birlikte son pH'lara da bağlıdır.

5.3. Akım Yoğunluğunun Giderim Verimine Etkisi

Ti/Pt anot ile yapılan elektrooksidasyon denemelerinde akım şiddetinin KOİ giderim verimleri üzerine etkisi incelenirken akım şiddeti değerleri 5, 10, 15 ve 20 A olarak seçilmiştir. Destek elektrolit kullanılmamış, pH değeri ham sızıntı suyu doğal pH'sı (7.8) ile 6 ve 9'a ayarlanmış ve 7.5 ml/dk'lık atık su akış hızında denemeler gerçekleştirilmiştir. Bu şartlarda akım şiddeti artırıldıkça reaktör içerisinde direk ve dolaylı elektrooksidasyonun hızı artmaktadır. Bunun sonucu olarak giderim verimleri artmıştır. En yüksek giderim verimine 20 A'lık akım şiddeti değerinde ulaşılmıştır. Buna karşın en yüksek enerji tüketimi yine bu akım şiddetinde yapılan denemelerde elde edilmiştir. Akım şiddetindeki artışla elektrotlar arası potansiyel farkının artmasından dolayı direk ve dolaylı elektrooksidasyon hızı ve enerji sarfıyatı artmıştır. Yüksek KOİ giderim verimlerine ulaşmak için diğer optimum şartlarla birlikte en yüksek akım şiddetlerinde çalıştırılması uygun bulunmuştur.

Ti/Pt anot ile membran biyoreaktör çıkışı sızıntı suyuyla yapılan elektrooksidasyon denemelerinde akım şiddetinin KOİ giderim verimleri üzerine etkisi incelenirken akım şiddeti değerleri 5, 10, 15 ve 20 A olarak seçilmiştir. Destek elektrolit kullanılmamış ve

denemeler ham sızıntı suyu doğal pH'sında (7.8) ve akış hızı 5, 7.5 ve 10 ml/dk'lık akış hızlarında gerçekleştirilmiştir. Bu şartlarda akım şiddeti artırıldıkça reaktör içerisinde direk ve dolaylı elektrooksidasyonun hızı artmaktadır. Bunun sonucu olarak giderim verimleri artmıştır. En yüksek giderim verimine 20 A'lık akım şiddeti değerinde ulaşılmıştır. Buna karşın en yüksek enerji tüketimi yine bu akım şiddetinde yapılan denemelerde elde edilmiştir. Akım şiddetindeki artışla elektrotlar arası potansiyel farkının artmasından dolayı direk ve dolaylı elektrooksidasyon hızı ve enerji sarfıyatı artmıştır. Yüksek KOİ giderim verimlerine ulaşmak için diğer optimum şartlarla birlikte en yüksek akım şiddetlerinde çalıştırılması uygun bulunmuştur.



KAYNAKLAR

- Akarsu, C., Azize Ayol, T. 2014. Sızıntı Suyunun Elektrokoksasyon Prosesi İle Arıtılması. Akademik Platform, Karabük
- Akkaya^a, E., Demir, A., Varank, G. 2011. Characterisation of Odayeri sanitary landfill leachate. *Sigma*, 3, 238-251.
- Akkaya^b, E., Demir, A., Varank, G. 2011. Unbiodegradable (Inert) Cod In Leachate. *Sigma*, 3, 228-237.
- Anglada, Á., Urtiaga, A., Ortiz, I., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E. 2011. Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. *Water Research*, 45(2), 828-838.
- Aquino, J. M., Pereira, G. F., Rocha-Filho, R. C., Bocchi, N., Biaggio, S. R. 2011. Electrochemical degradation of a real textile effluent using boron-doped diamond or β -PbO₂ as anode. *Journal of hazardous materials*, 192(3), 1275-1282.
- Arslan, T., Kabdaşlı, I., Arslan Alaton, İ., Ölmez, T., Tünay, O. 2010. Kompleks olarak bağlı metal içeren atıksuların elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı. *İTÜDERGİSİ/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 18(1).
- Avcu, F. 2010. Atık sulardaki fenolün elektrokoksasyon ile arıtılması için elektroaktif elektrot geliştirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı, Adana.
- Cleceri, L. S., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Association, Washington, DC, USA*.
- Coşkun, T. 2011. Zeytin karasularının fizikokimyasal ve membran proseslerle arıtımı. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Çetinkaya, A. Y. 2013. Mikrobiyal yakıt hücresi teknolojisi ile sızıntı suyundan elektrik enerjisi üretimi. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- ÇYGM, 2010. Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Düzenli Depolama Tesisleri Saha Yönetimi Ve İşletme Kılavuzu.
- Çolak, Z. 2017. Adıyaman Kahta Yüzüncü Yıl Göleti'ne deşarj edilen ilçe atıksuyunun elektrofлотasyon yöntemiyle arıtılabilirliğinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Adıyaman Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., Djafarzadeh, N. 2006. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1), 116-122.
- Daneshvar, N., Sorkhabi, H. A., Kasiri, M. B. 2004. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, 112(1), 55-62.
- Del Moro, G., Prieto-Rodríguez, L., De Sanctis, M., Di Iaconi, C., Malato, S., Mascolo, G. 2016. Landfill leachate treatment: Comparison of standalone electrochemical

- degradation and combined with a novel biofilter. *Chemical Engineering Journal*, 288, 87-98.
- Duran, E.B., Cuci, Y. 2016. Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Kimyasal ve Elektrokimyasal Arıtım Yöntemlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması. *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19 (2), 104-110.
- Feki, F., Aloui, F., Feki, M., Sayadi, S. 2009. Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor. *Chemosphere*, 75(2), 256-260.
- Fernandes, A., Santos, D., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., Lopes, A. 2016. Electrochemical oxidation of humic acid and sanitary landfill leachate: Influence of anode material, chloride concentration and current density. *Science of the Total Environment*, 541, 282-291.
- Fil, A. B., Boncukcuoğlu, R., Yılmaz, A. E., Bayar, S. 2012. Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Elektrokimyasal Arıtım Yöntemiyle Ön Arıtım Çalışmaları. *Iğdır Üni. Fen Bilimleri Enst. Der.*, 2(2), 29-36.
- Gotsi, M., Kalogerakis, N., Psillakis, E., Samaras, P., Mantzavinos, D. 2005. Electrochemical oxidation of olive oil mill wastewaters. *Water Research*, 39(17), 4177-4187.
- Ihara, I., Kanamura, K., Shimada, E., Watanabe, T. 2004. High gradient magnetic separation combined with electrocoagulation and electrochemical oxidation for the treatment of landfill leachate. *IEEE Transactions on Applied Superconductivity*, 14(2), 1558-1560.
- İnan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., Karpuzcu, M. 2004. Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. *Separation and Purification Technology*, 36(1), 23-31.
- İleri, B., Ayyıldız, Ö., Doğu, i., Yalçın, M. 2017. Deri Atıksuyunun Sono-Elektrokimyasal Arıtımı. *Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, Cilt 3, Sayı 1.
- İlhan, F. 2012. Sızıntı sularının elektrodializ prosesiyle arıtılabilirliğinin ve geri kazanım amaçlı kullanılabilirliğinin araştırılması. *Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.*
- İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E., Gönüllü, M. T. 2007. Elektrokimyasal arıtım ve uygulamaları: Katı atık sızıntı suyu çalışması. *AB Sürecinde Türkiye'de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, TÜRKAY 2007.*
- Kartal, Z., Ölmez Hancı, T., Arslan Alaton, İ. 2010. Bir zeytinyağı karasuyunun koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleriyle kimyasal arıtılabilirliğinin incelenmesi. *İTÜDERGİSİ/e Su Kirliliği Kontrolü*, 18(2-3).
- Kaygusuz, T. 2013. Elektrokimyasal oksidasyon yönteminin tekstil atıksularının arıtılabilirliğine etkilerinin tamölçekli araştırılması. (Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Lai, C. L., Lin, S. H. 2003. Electrocoagulation of chemical mechanical polishing (CMP) wastewater from semiconductor fabrication. *Chemical Engineering Journal*, 95(1), 205-211.

- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., & Wang, W. 2007. Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. *Water Research*, 41(11), 2417-2426.
- Mojiri, A., Ziyang, L., Hui, W., Ahmad, Z., Tajuddin, R. M., Amr, S. S. A., ... & Farraji, H. 2017. Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sequencing batch reactor process. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 253-262.
- Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E. 2007. Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, 56(2), 204-211.
- Özkaya, B., Demir, A. 2011. Microbial community analysis with PCR-DGGE-SEQUENCING based molecular methods in municipal solid waste management. *Sigma*, 3, 219-227.
- Öztürk, F., 2011. Katı Atık Sızıntı Suyu Miktarını Azaltıcı Yönetim Stratejileri Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Öztürk, İ., 2010. Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları, İSTAÇ Yayınları, İstanbul.
- Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E. 2011. Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı (025401)(1-16). *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 11(2).
- Turro, E., Giannis, A., Cossu, R., Gidakos, E., Mantzavinos, D., Katsaounis, A. 2012. Reprint of: Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 207, 73-78.
- Ulucan, K. 2011. Sintine sularının elektrokimyasal olarak arıtılabilirliğinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Uyar , F .2014 . Düzenli Depolama Sızıntı Sularının İleri Oksidasyon Prosesi İle Arıtılması Araştırması
- Varank, G. 2010. Katı atık depo sahalarının geçirimsiz taban sistemlerinden kirletici geçişinin incelenmesi ve taban sistemlerinin rehabilitasyonu, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Zhang, H., Ran, X., Wu, X. 2012. Electro-Fenton treatment of mature landfill leachate in a continuous flow reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 241, 259-266.
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S. K., Buelna, G., Dubé, R. 2016. Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318-326.

ÖZGEÇMİŞ

19.06.1989 yılında Ordu'da doğdu. Ortaöğretimi Gazi İlköğretim Okulunda, lise eğitimine ise YDA Lisesinde tamamladı. 2011 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2015 yılında mezun oldu. 2015 yılında Erzurum Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünde yüksek lisansa başladı. Halen aynı bölümde öğrenimine devam etmektedir.

