Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımı ve Arıtım Çamurunun Jeopolimer Üretiminde Kullanımı

Hanife Kübra Kırıkbıçak

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Haziran 2023

Treatment of Solid Waste Landfill Leachate by Electrochemical Method and Use of Sewage Sludge in Geopolymer Production

Hanife Kübra Kırıkbıçak

MASTER OF SCIENCE THESIS

Department of Chemical Engineering

June 2023

Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımı ve Arıtım Çamurunun Jeopolimer Üretiminde Kullanımı

Hanife Kübra Kırıkbıçak

Eskişehir Osmangazi Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği Uyarınca
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı
Temel İşlemler ve Termodinamik Bilim Dalında
YÜKSEK LİSANS TEZİ
olarak hazırlanmıştır.

Danışman: Prof. Dr. Ayşegül Aşkın

"ESOGÜ-BAP tarafından FYL-2023-2623 numaralı proje kapsamında desteklenmiştir."

Haziran 2023

ONAY

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı Temel İşlemler ve Termodinamik Bilim Dalı Yüksek Lisans öğrencisi **Hanife Kübra Kırıkbıçak**' nın YÜKSEK LİSANS tezi olarak hazırladığı "Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımı ve Arıtım Çamurunun Jeopolimer Üretiminde Kullanımı" başlıklı bu çalışma, jürimizce lisansüstü yönetmeliğin ilgili maddeleri uyarınca değerlendirilerek oybirliği ile kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Ayşegül Aşkın

Yüksek Lisans Tez Savunma Jürisi:

Üye: Prof. Dr. Ayşegül Aşkın

Üye: Prof. Dr. Ümran Tezcan Ün

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Evren Arıöz

Üye: Doç. Dr. Belgin Karabacakoğlu

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Derya Yıldız

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun ……..…….. tarih ve ……..…… sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Prof. Dr. Hürriyet ERŞAHAN

Enstitü Müdürü

ETİK BEYAN

Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kılavuzuna göre, Prof. Dr. Ayşegül Aşkın danışmanlığında hazırlamış olduğum "Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımı ve Arıtım Çamurunun Jeopolimer Üretiminde Kullanımı" başlıklı Yüksek Lisans tezimin özgün bir çalışma olduğunu; tez çalışmamın tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallarına uygun davrandığımı; tezimde verdiğim bilgileri, verileri akademik ve bilimsel ilke ve kurallara uygun olarak elde ettiğimi; tez çalışmamda yararlandığım eserlerin tümüne atıf yaptığımı ve kaynak gösterdiğimi ve bilgi, belge ve sonuçları bilimsel etik ilke ve kurallara göre sunduğumu beyan ederim. 12/06/2023

Hanife Kübra Kırıkbıçak

ÖZET

Evsel ve endüstriyel atıkların çevreye zararını engellemek için katı atık düzenli depolama sahaları kurulmuştur. Düzenli depolama sahalarındaki en büyük sorun buralarda oluşan sızıntı sularıdır. Sızıntı sularında çok sayıda inorganik ve organik kirletici bulunduğu için sızıntı sularının arıtımı çevre için büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada elektrokimyasal bir yöntem olan elektrokoagülasyon metodu ile sızıntı suyunun alüminyum elektrotlar kullanılarak arıtımı gerçekleştirilmiştir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) başta olmak üzere fosfor ve azot giderimi kirletici parametreleri olarak kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinin verimi başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu, destek elektrolit miktarı ve karıştırma hızı parametreleri dikkate alınarak değerlendirilmiştir. Optimum başlangıç pH değeri ve optimum akım yoğunluğu tespit edilmiştir. Destek elektrolit miktarı ile kirletici gideriminin doğru orantılı arttığı gözlenmiştir. Yapılan deneylerdeki arıtım veriminin yanı sıra enerji tüketimi de incelenmiştir. Atık suya uygulanan elektrokoagülasyon işlemi sonunda oluşan atık çamur, alümina silikat malzemelerin alkali aktivasyonu ile elde edilen jeopolimerlerin üretiminde kullanılmıştır. Üretilen jeopolimerlere XRF, XRD, FTIR, ICP-MS, NMR ve SEM-EDS cihazları kullanılarak karakterizasyon testleri yapılmıştır. Elde edilen veriler, atık çamur ilavesinin jeopolimer oluşumunu desteklediğini göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Elektrokoagülasyon, Atık su, Sızıntı suyu, Jeopolimer

SUMMARY

Solid waste landfills have been established in order to prevent the damage of domestic and industrial wastes to the environment. The biggest problem is the leachate that occurs in landfills. Since there are many inorganic and organic pollutants in the leachate, its treatment has enormous significance for the environment. In this study, the treatment of leachate was carried out by the electrocoagulation method, which is an electrochemical method using aluminum electrodes. Phosphorus and nitrogen removal, especially chemical oxygen demand (COD), were used as pollutant parameters. The efficiency of the electrocoagulation process was evaluated by considering the initial pH, current density, amount of supporting electrolyte and stirring speed parameters. Optimum initial pH value and optimum current density were determined. It was observed that the amount of supporting electrolyte and the removal of pollutants increased in direct proportion. In addition to the treatment efficiency in the experiments, energy consumption was also examined. The waste sludge formed at the end of the electrocoagulation process applied to the waste water was used in the production of geopolymers obtained by alkali activation of alumina silicate materials. Characterization tests were performed on the produced geopolymers using XRF, XRD, FTIR, ICP-MS, NMR and SEM-EDS devices. The obtained data show that the addition of waste sludge supports the formation of geopolymers.

Keywords: Electrocoagulation, Waste water, Leachate, Geopolymer

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans Eğitimim boyunca bana yol gösteren, çalışmalarımda desteğini esirgemeyen değerli hocam Prof. Dr. Ayşegül Aşkın'a, tez çalışmamda bilgi birikimlerini ve imkanlarını benimle paylaşan saygıdeğer hocalarım Prof. Dr. Ümran Tezcan Ün ve Dr. Öğr. Üyesi Evren Arıöz'e tüm yardımları için teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarıma maddi destek sağlayan Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimine, analizlerimi gerçekleştirme olanağı sağlayan Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezine ve Öğretim Görevlisi Gökhan Solmaz'a teşekkür ederim.

Yüksek Lisans süresince bana her zaman yardımcı olan arkadaşım Orkun Gültepe'ye, bu süreçte bana güvenen ve hayatım boyunca beni destekleyen canım aileme ve her türlü stresimi paylaşan dostum Kevser Ünal'a minnettarım.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET ..... **vi**

SUMMARY ..... **vii**

TEŞEKKÜR ..... **viii**

İÇİNDEKİLER ..... **ix**

ŞEKİLLER DİZİNİ ..... **xii**

ÇİZELGELER DİZİNİ ..... **xv**

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ ..... **xvii**

1. GİRİŞ VE AMAÇ **1**

2. SIZINTI SUYU **5**

2.1. Katı Atık Düzenli Depolama Sahası 5

2.2. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Özellikleri 7

3. SIZINTI SUYU ARITIM YÖNTEMLERİ **13**

3.1. Biyolojik Arıtım 13

3.2. Fiziksel Arıtım 14

3.3. Kimyasal Arıtım 14

3.4. Elektrokimyasal Arıtım 15

3.4.1. Elektrooksidasyon 15

3.4.2. Elektroflotasyon 16

3.4.3. Elektrokoagülasyon 17

3.4.3.1. Başlangıç pH'nın etkisi 19

3.4.3.2. Akım yoğunluğunun etkisi 20

3.4.3.3. Destek elektrolit derişiminin etkisi 20

3.4.3.4. Karıştırma hızının etkisi 20

4. ENDÜSTİYEL SİMBİYOZ VE JEOPOLİMER **22**

4.1. Endüstriyel Simbiyoz 22

İÇİNDEKİLER

Sayfa

4.2. Jeopolimer Üretimi 24
4.2.1. Alüminasilikat kaynakları 27
4.2.1.1. Uçucu kül 27
4.2.1.2. Metakaolin 28
4.2.1.3. Öğütülmüş yüksek fırın cürufu 28
4.2.1.4. Pirinç kabuğu külü 28
4.2.1.5. Kırmızı çamur 28
4.2.2. Jeopolimer kullanımının avantajları ve uygulama alanları 29
5. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI 31
5.1. Elektrokoagülasyon ile Atık Suların Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 31
5.2. Jeopolimer Üretimi ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 33
6. MATERYAL VE YÖNTEM 36
6.1. Elektrokoagülasyon 36
6.1.1. Sızıntı suyu özellikleri ve deney parametreleri 36
6.1.2. Elektrokoagülasyon deney prosedürü ve KOİ analizi 36
6.1.3. Hesaplamalar 39
6.1.4. Azot ve fosfor analizi 40
6.2. Jeopolimer 41
6.2.1. Jeopolimer üretim yöntemi ve materyalleri 41
6.2.2. Jeopolimer karakterizasyon testleri 42
6.2.2.1. X-ışını floresans spektrometresi (XRF) analizi 42
6.2.2.2. X-ışını difraktometresi (XRD) analizi 43
6.2.2.3. Fourier dönüşümlü kızılötesi spektrometresi (FTIR) analizi 43
6.2.2.4. İndüktif eşleşmiş plazma-kütle spektroskopisi (ICP-MS) analizi 43
6.2.2.5. Nükleer manyetik rezonans spektrometresi (NMR) analizi 43
6.2.2.6. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve EDS spektrum analizi 43

İÇİNDEKİLER

Sayfa

7. BULGULAR VE TARTIŞMA 44

7.1. Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyon ile Arıtımı 44

7.1.1. Başlangıç pH etkisi 44

7.1.2. Akım yoğunluğunun etkisi 47

7.1.3. Destek elektrolit derişiminin etkisi 50

7.1.4. Karıştırma hızının etkisi 54

7.1.5. Fosfor ve azot gideriminde akım yoğunluğunun etkisi 56

7.2. Jeopolimer Karakterizasyonu 58

7.2.1. XRF analizi 58

7.2.2. XRD analizi 58

7.2.3. FTIR analizi 62

7.2.4. ICP-MS analizi 65

7.2.5. NMR analizi 66

7.2.6. SEM/EDS analizi 68

8. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 73

KAYNAKLAR DİZİNİ 77

EK AÇIKLAMALAR 89

Ek Açıklama-A: Tezden Üretilmiş Yayınlar 89

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil **Sayfa**

2.1. Belediye atık miktarlarının 2018 ve 2020 yıllarındaki bertaraf ve geri kazanım yöntemlerine göre dağılımı (TÜİK, 2020) 5
2.2. Depo sahalarında madde dönüşümü (Bilgili, 2006) 7
2.3. Katı atık bozunmasının dört fazı (Topal vd., 2011) 8
2.4. Katı atık içeriği ve çözünme aşamaları (Özkaya,2004) 9
3.1. Gözenek boyutlarına göre membranlar ve uygulamaları (İlhan, 2006) 14
3.2. Aktif olmayan anotlarda eşzamanlı oksijen oluşumu ile organik bileşiklerin anodik oksidasyonunun mekanik şeması (a, b ve e reaksiyonları) ve aktif anotlarda (a, c, d ve f reaksiyonları). 16
3.3. Elektrokoagülasyon yönteminin prensibi (Akarsu, 2014) 17
4.1. Endüstriyel Simbiyoz Ağı (Altın, 2021) 22
4.2. Jeopolimer reaksiyonu mekanizması (Demir, 2016) 25
4.3. Jeopolimerizasyon sürecinin şematik gösterimi (Wang vd., 2005) 25
6.1. Elektrokoagülasyon deney düzeneği 37
6.2. Termoreaktör sonrası KOİ analizine hazır numuneler 38
6.3. Titrasyon ile KOİ tayini 38
6.4. Toplam azot analiz tüpleri 40
6.5. Hach Lange Dr 2800 Spektrofotometre cihaz 40
6.6. Elektrokoagülasyon sonucu oluşan atık çamur 42
6.7. Jeopolimer numunesi 42
7.1. Elektrokoagülasyon boyunca pH değişimi 45
7.2. Başlangıç pH'ın KOİ derişimine etkisi 46
7.3. Başlangıç pH'ın KOİ giderimine etkisi 46
7.4. Akım yoğunluğunun KOİ derişimine etkisi 48
7.5. Akım yoğunun KOİ giderimine etkisi 49
7.6. Farklı akım yoğunlukları için enerji tüketimi 50
7.7. Destek elektrolit derişiminin KOİ derişimine etkisi 52
7.8. Destek elektrolit derişiminin KOİ giderimine etkisi 52

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil **Sayfa**

7.9. Destek elektrolit derişimine göre enerji tüketimi 53
7.10. Karıştırma hızının KOİ derişimine etkisi 55
7.11. Karıştırma hızının KOİ giderimine etkisi 55
7.12. Azot derişimine akım yoğunluğunun etkisi 57
7.13. Fosfor derişimine akım yoğunluğunun etkisi 57
7.14. Referans numunesi XRD spektrumu 58
7.15. %1 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu 59
7.16. %3 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu 59
7.17. %5 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu 60
7.18. Tüm numunelerin yan yana XRD spektrumlarının gösterimi 60
7.19. Tüm numunelerin XRD spektrumlarının birlikte gösterimi 61
7.20. Referans numunesi FTIR spektrumu 62
7.21. %1 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu 62
7.22. %3 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu 63
7.23. %5 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu 63
7.24. Tüm numunelerin FTIR spektrumlarının birlikte gösterimi ……...64
7.25. Referans numunesi NMR spektrumu 66
7.26. %1 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu 66
7.27. %3 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu 67
7.28. %5 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu 67
7.29. Referans numunesi SEM mikro yapı görüntüleri 68
7.30. %1 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri 69
7.31. %3 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri 69
7.32. %5 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri 70
7.33. Referans numunesi a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu..... 70
7.34. %1 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu 71

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil **Sayfa**

7.35. %3 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu 71
7.36. %5 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu 72

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge **Sayfa**

2.1. Atık bertaraf ve geri kazanım tesislerine ait veriler 2018-2020 (TÜİK, 2020)..... 6

2.2. Sızıntı suyu karakterinin depo yaşına göre değişimi (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2010) 11

2.3. Endüstriyel nitelikli diğer atık sular (Atık Düzenli Depolama ve Bertaraf Tesisleri) (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004) 12

4.1. Silika-alümina oranına göre jeopolimerik malzemelerin uygulamaları (Rangan, 2014) 27

6.1. Düzenli depolama sahası sızıntı suyunun özellikleri 36

6.2. Uçucu külün XRF analiz sonucu 41

6.3. Jeopolimer malzemelerin içeriği 41

7.1. Elektrokoagülasyon boyunca başlangıç pH değerlerinin zamana bağlı değişiminin deneysel sonuçları (Akım Yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)..... 44

7.2. Başlangıç pH'ın KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)..... 45

7.3. Başlangıç pH'ın KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok) 45

7.4. Akım yoğunluğunun KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)..... 47

7.5. Akım yoğunluğunun KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)..... 48

7.6. Farklı akım yoğunluklarına göre hesaplanan enerji tüketim sonuçları (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok) 49

7.7. Destek elektrolit derişiminin KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm).... 51

7.8. Destek elektrolit derişiminin KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm).... 51

7.9. Destek elektrolit derişimlerine göre hesaplanan enerji tüketim sonuçları (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm)..... 53

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge **Sayfa**

7.10. Karıştırma hızının KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), NaCl: 0,1 M) 54

7.11. Karıştırma hızının KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm2 (2,26 A), NaCl: 0,1 M) 54

7.12. Azot derişimine (mg/L) akım yoğunluğunun etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok) 56

7.13. Fosfor derişimine (mg/L) akım yoğunluğunun etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok) 56

7.14. Jeopolimer numunelerin XRF analiz sonuçları 58

7.15. Jeopolimerlerdeki Al elementinin ICP-MS analiz sonuçları 65

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	**Açıklama**
º	Derece
ºC	Santigrat Derece
A	Amper
t	Zaman
V	Volt

Kısaltmalar	**Açıklama**
Al	Alüminyum
Ca	Kalsiyum
EDS	Enerji Dağılımlı X-Işını Spektroskopisi
Fe	Demir
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
kW	Kilowatt
Mg	Magnezyum
Na	Sodyum
ng	Nanogram
OH^-	Hidroksit
rpm	Dakikadaki Devir Sayısı
Si	Silisyum
Ti	Titanyum

1. GİRİŞ VE AMAÇ

Günümüzde suya olan talep artışının karşısında iklim değişikliği ve yanlış kullanımdan kaynaklanan kullanılabilir su miktarının önemli bir şekilde azalması, suyu tüm dünyanın gündeminde ilk sıraya taşımıştır. Türkiye 2000'li yıllara kadar su zengini kabul edilebilirken bu günlerde su sıkıntısı yaşayan ülkeler grubunda bulunmaktadır (Aküzüm vd., 2010). Hızlı kentleşme, sanayileşme ve turizm, su kütlelerini kirletmiş veya kirletme yolundadır ve tabii ki iklim değişikliği etkisini artırmıştır. Bu nedenle, atık suyun yeniden kullanımını teşvik etmek ve geri kazanılan suyun ülke çapındaki su kaynakları yönetim planının önemli bir unsuru haline gelmesini sağlamak için hükümet ve özel sektörün yardımıyla iddialı planlara hızla ihtiyaç duyulmaktadır. Atık suyun yeniden kullanımının başarılı bir şekilde geliştirilmesi ortaya çıkan mikro kirleticilerle başa çıkabilen modern arıtma yöntemleri ile atık su arıtma tesislerinin kurulması veya iyileştirilmesine bağlıdır (Maryam ve Büyükgüngör, 2019).

Yaşamımız boyunca temel gereksinimlerimizden olan yeme-içme gibi faaliyetlerimiz sonucunda çöp (katı atık) oluşumu gerçekleşmektedir. Evsel nitelikli olan bu katı atıkların bertarafında pek çok yöntem vardır. Ülkemizde en fazla kullanılan yöntemlerin başında "Düzenli Depolama ile Bertaraf Sistemi" gelmektir. Bu depolama sisteminin tercih edilmesinin en önemli etkenleri; ekonomik ve farklı atık çeşitlerine uygulanabilir nitelikte olmasıdır. Evsel katı atıkların bertarafında kullanılan bu sistemin önemli avantajları olsa da sızıntı suyu oluşumu ciddi problemlere neden olmaktadır (Kurt vd., 2011). Düzenli depolama alanlarında meydana gelen sızıntı sularının arıtılması depolama alanlarının sürdürülebilirliği yönünden büyük bir öneme sahiptir (Akkaya vd., 2011). Düzenli depolama sızıntı suyu, karmaşık bileşimi ve yüksek kirletici derişimleri nedeniyle önemli bir çevresel risk oluşturmaktadır (Li vd., 2017). Sızıntı suyunun çevreye boşaltılması, su yaşamı ve toprak verimi üzerinde olumsuz etkiye sebep olabilir. Ayrıca, insanlar üzerinde mutajenik etkilere yol açmasının yanı sıra ekolojik dengeye de zarar verebilir (Asaithambi vd., 2018). Bu nedenle, sızıntı suyunun toplanması ve arıtılması için kurallar uygularken ana odak noktası çevresel olan olumsuz etkilerini en aza indirmek olmalıdır (Mansour vd., 2021).

Düzenli depolama alanlarındaki sızıntı suları biyolojik, fiziksel veya kimyasal teknikler kullanılarak temizlenebilir. Anaerobik ve aerobik işlemler biyolojik arıtmaya örnektir. Bununla birlikte, biyolojik arıtma için çeşitli kısıtlamalar vardır. Örneğin, biyolojik prosesler, sızıntı suyundaki organik karbonun dirençli yapısından dolayı, sınırlı biyobozunurluk ile eski depolama sahası sızıntı suyunun arıtılmasında başarılı olmayabilir (Guo vd., 2022). Arıtma yöntemleri arasında ileri oksidasyon, pıhtılaşma-flokülasyon, nötralizasyon, ultra filtrasyon, ters ozmoz, membran filtrasyon, çözünmüş hava flotasyonu gibi fizikokimyasal teknikler yer alır (Faheem vd., 2022). Ancak bu yaklaşımların işletme maliyetleri, bir fazdan diğerine geçiş, kirleticilerin uzaklaştırılmasında etkinliğin azalması ve proses performansının düşmesi gibi çeşitli sakıncaları olduğu görülmüştür. Depolama sahası sızıntı suyundan kirleticileri etkili ve ekonomik bir şekilde uzaklaştırmak için bir arıtma prosesi tasarlanmalı ve geliştirilmelidir (Asaithambi vd., 2018).

Elektrokimyasal teknolojilerin, atık su arıtma yöntemleri için, kalıcı kirleticileri ortadan kaldırmada olağanüstü performans, uyarlanabilirlik, çevre dostu olma ve olası maliyet etkinliği dahil olmak üzere çeşitli avantajları vardır (Martínez-Huitle vd., 2006). Elektrokimyasal teknolojiler, her elektrokimyasal teknolojiye uygun özel malzemelerden yapılmış anot ve katot arasında bir elektrik alanı sağlayarak, elektrotlar ve elektrolitik çözelti arasında elektron transferine dayanır. Elektrokimyasal hücrenin çözeltide bulunan kirleticileri, uygulanan akım/potansiyel fark sonucunda yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonlarına girer. Elektrokimyasal süreçler elektrokoagülasyon (EK), elektroflotasyon (EF) ve elektrooksidasyon (EO), düzenli depolama sızıntı sularının arıtımı için en çok araştırılan süreçlerdir (Fernandes vd., 2015). Elektrokimyasal proseslerde demir, alüminyum, grafit, titanyum, karbon ve işlenmiş çelik gibi elektrotlar kullanılmaktadır (Chaturvedi, 2013).

Elektrokoagülasyon, atık su arıtımında önemli bir yere sahip olan elektrokimyasal arıtım yöntemlerindendir. Koagülasyon, atık sudaki küçük parçacıkların birleşerek daha büyük parçacıklar (floklar) oluşturması olarak açıklanabilir (Zhao vd., 2014). Elektrokoagülasyon uygulamasında koagülasyon ve çöktürme, elektrotlarda oluşan tepkimeler sayesinde gerçekleştirilir. Alüminyum, demir, grafit, titanyum, yumuşak çelik ve karbon gibi farklı elektrotlar kullanılabilir. Uygun fiyat, kolay ulaşılabilirlik ve veriminden dolayı alüminyum ve demir su arıtımında ön plana çıkmaktadır. Elektrokoagülasyon;

çevreye uyumluluğu, enerji verimliliği, kimyasal koagülant kullanılmaması, kolay yönetilebilirlik, bekleme süresinin kısa oluşu, az miktarda çamur oluşumu gibi avantajlara sahip bir prosestir (Chaturvedi, 2013).

Atık suların arıtımında uygulanan biyolojik, kimyasal ve fiziksel arıtım yöntemlerinin sonucunda çöken veya yüzen katı maddeler çamur olarak tanımlanmaktadır. Evsel ve endüstriyel atık suların arıtılması ile oluşan arıtma çamurları çevresel sorunlara neden olabilecek patojen ve zehirli maddeler içermektedir. Oluşan çamurların çevreye zarar vermeyecek şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir (Spinoza ve Vesilind 2001; Yıldız vd., 2009).

Portland çimentosuna bir alternatif olarak jeopolimerler, genel sistemik çevresel etkilerin yanı sıra maliyet açısından da çok sayıda fayda sağlama eğilimindedir (Jamieson vd., 2015). Doğal kaya oluşum sürecini taklit ederek oluşturulan siliko-alüminat malzemeler olan jeopolimerler, yeşil yapılanma için yeni bir yapı malzemesi olarak günümüzde giderek artan bir öneme sahiptir (Kumar vd., 2007). Jeopolimer inorganik bir polimerdir. Alkali hidroksit, silikatlar, alüminatlar, karbonatlar veya sülfatlar içeren bir alkalin aktivatör ile reaktif bir alüminosilikat tozunun (örneğin uçucu kül, metakaolin, kalsine kil) birleştirilmesiyle üretilir (De Weerdt, 2011). Uçucu kül, amorf fazların varlığı ve düşük boyutlu partiküllerin küre geometrisi nedeniyle jeopolimer üretimi için iyi bir ham maddedir (Freire vd., 2020).

Bu çalışmada Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı suyunun alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokimyasal bir metot olan elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı sağlanmıştır. Arıtım için kirletici parametresi olarak öncelikle kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) olmak üzere fosfor ve azot giderimi çalışılmıştır. Elektrokoagülasyon uygulamasının verimi; başlangıç pH değeri, akım yoğunluğu, destek elektrolit derişimi ve karıştırma hızı parametreleri dikkate alınarak incelenmiştir. Yapılan deneylerdeki enerji tüketimi de değerlendirilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinin sonunda atık suda meydana gelen çamur, inorganik bir polimer olan jeopolimerlerin üretiminde kullanılmıştır. Bu şekilde, bir sektörün atığının diğer sektörün hammaddesi olarak değerlendirildiği endüstriyel simbiyoz uygulaması gerçekleştirilmiştir. Üretilen jeopolimerlerin XRF, XRD, FTIR, ICP-MS, NMR ve SEM/EDS analizleri ile karakterizasyonları yapılmıştır. Hem sızıntı suyu arıtımı hem de

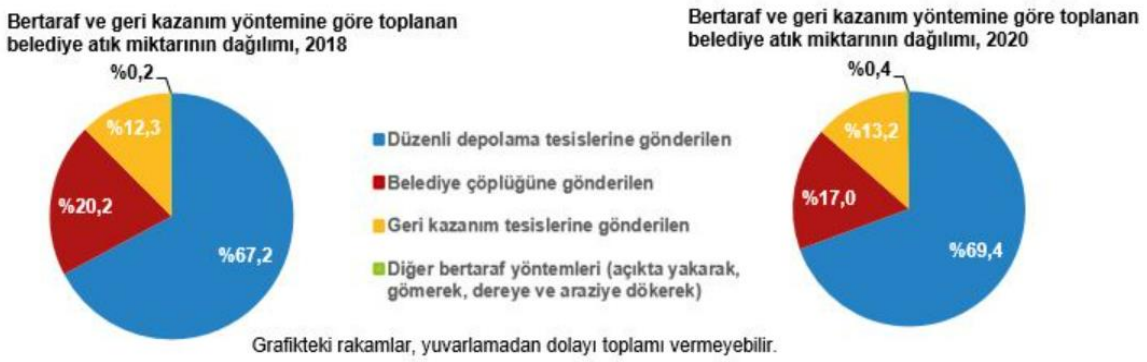
atık çamurun jeopolimer üretiminde kullanılması ile doğa dostu bir çalışma hedeflenmiştir. Atık çamurun değerlendirilmesi günümüzde daha çok önem verilen sıfır atık uygulamasına katkı sağlayacaktır.

2. SIZINTI SUYU

2.1. Katı Atık Düzenli Depolama Sahası

Dünyadaki nüfusa bağlı olarak artan tüketim, katı atık üretimindeki artışı da beraberinde getirmektedir. Katı atık miktarındaki artış, insan ve çevre sağlığı için büyük riskler oluşturmaktadır.

Ülkemizde maden işletmeleri, termik santraller, imalat sanayi, sağlık kurumları ve hanehalklarında 2020 senesinde toplam 104,8 milyon ton atık oluşmuştur. Belediyeler tarafından toplanan 32,3 milyon ton atığın %69,4'ü düzenli depolama sahalarına, %17'si belediye çöplüklerine ve %13,2'si geri kazanım tesislerine gönderilmiştir. %0,4'ü açıkta yakılarak, gömülerek, dereye veya araziye dökülerek bertaraf edilmiştir (Şekil 2.1). Belediyeler aracılığıyla toplanan atık miktarı ise kişi başı günlük 1,13 kg olarak bulunmuştur (TÜİK, 2020).



Şekil 2.1. Belediye atık miktarlarının 2018 ve 2020 yıllarındaki bertaraf ve geri kazanım yöntemlerine göre dağılımı (TÜİK, 2020)

Belediyelerin atık su arıtma tesislerinde arıtım sonucunda oluşan 314 bin ton (kuru madde bazında) atık su arıtma çamuru tespit edilmiştir. Düzenli depolama tesislerinin toplam hacmi 1,2 milyar m^3 olarak ölçülmüştür. 2020 yılında 77,8 milyon ton atık bertaraf edilmiştir (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1. Atık bertaraf ve geri kazanım tesislerine ait veriler 2018-2020 (TÜİK, 2020)

	2018	2020
Atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri sayısı	2 223	2 752
Atık bertaraf tesisi sayısı	166	184
Düzenli depolama tesisi		
Sayısı	159	174
Düzenli depolanan toplam atık miktarı (Ton)	55 878 883	77 762 423
Yakma tesisi		
Sayısı	7	10
Yakılan toplam atık miktarı (Ton)	493 885	570 980
Atık geri kazanım tesisi sayısı	2 057	2 568
Kompost tesisi		
Sayısı	8	9
Kompostlanan toplam atık miktarı (Ton)	138 054	127 046
Beraber yakma (Ko-insinerasyon) tesisi		
Sayısı	40	50
Enerji kazanımlı yakılan toplam atık miktarı (Ton)	1 069 360	1 298 579
Diğer geri kazanım tesisleri (3)		
Sayısı	2 009	2 509
Geri kazanılan toplam atık miktarı (Ton)	46 872 420	47 642 204

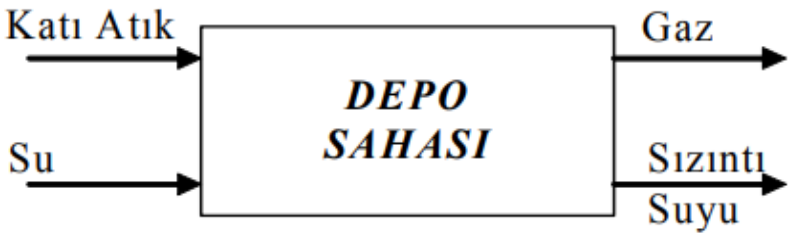
(1) Birden fazla atık bertaraf ve geri kazanım yöntemi için lisansı olan tesislere ait atık miktarları ilgili yöntem altında gösterilmiştir.
(2) Faal olmayan atık bertaraf ve geri kazanım tesislerinin kapasiteleri dahil edilmiştir.
(3) Plastik, metal, kağıt vb. atıkların geri kazanımını yapan tesisleri göstermektedir.

Katı atıkların geri dönüşüm veya ön arıtım uygulaması için üç yıldan kısa geçici olarak depolandığı yerler ve atıkların işlenmesi için bir yılı geçmemek üzere depolanan alanlar hariç olmak üzere atıkları ince tabakalar halinde yayarak, en küçük pratik hacme sıkıştırarak, çevreyi koruyacak şekilde katı atıkları karada bertaraf etmek için tasarlanmış tesisler Düzenli Depolama Sahaları olarak tanımlanmaktadır (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik, 2010).

Düzenli depolama sahaları, atık bertaraf sistemlerinden olan kompostlaştırma ve yakmaya ile karşılaştırıldığında daha düşük maliyetlidir. Karşılaşılan sorunlar olmasına rağmen, düzenli depolama çevresel yönden tercih edilebilir bir metot olarak görülmektedir (Bilgili, 2006).

2.2. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Özellikleri

Düzenli depolama sızıntı suyu, atıkta bulunan nemin ve atıkların bozunma ürünlerinin yanı sıra yağmur suyunun katı atık üzerinden süzülmesinden üretilen sıvı atıklar olarak tanımlanır. Üretilen sızıntı sularının miktarı esas olarak yağış, su kaybı, yüzey akışı, yeraltı suyu sızması ve depolama sahası içindeki sıkıştırma derecesinden etkilenir (Luo vd., 2020). Büyük miktarlarda inatçı organik bileşikler içerir ve yüksek nitrojen konsantrasyonlarındaki sızıntı suları koyu gri renge ve hoş olmayan bir kokuya sahiptir. (Martins vd., 2013). Depolama sahalarındaki madde dönüşümü Şekil 2.2'deki gibidir.

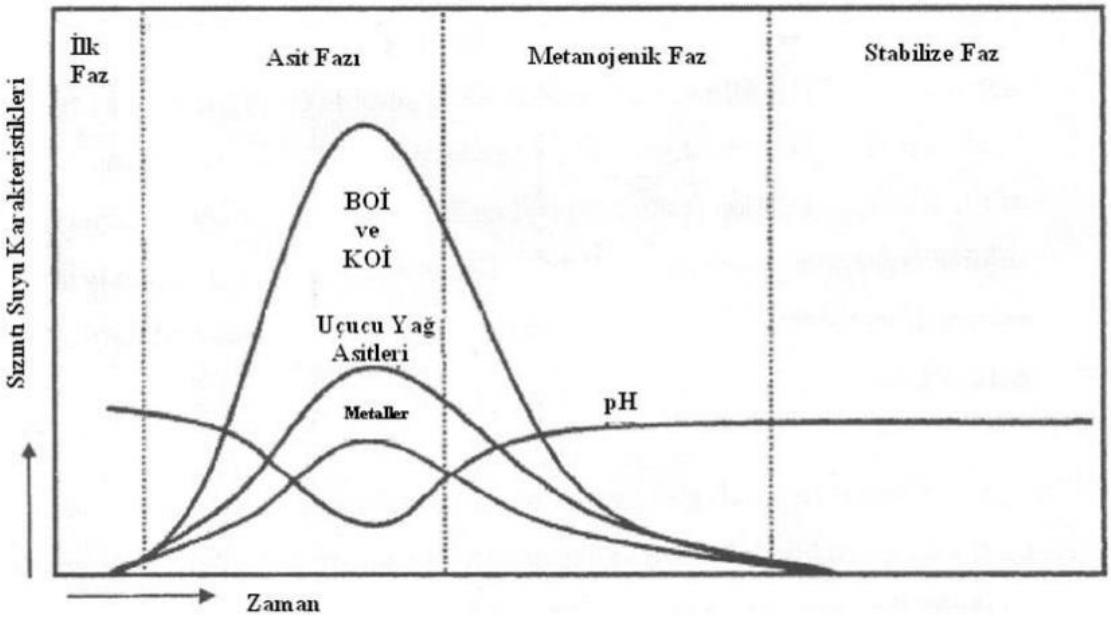


Şekil 2.2. Depo sahalarında madde dönüşümü (Bilgili, 2006)

Düzenli depolama sızıntı suyu, suda çözünebilen kimyasalların karmaşık bir birleşimidir. Depolama sahası sızıntı sularının bileşimi; katı atıkların içeriğine, düzenli depolama sahasındaki fiziko-kimyasal koşullara, yerel yağış rejimine, jeolojiye ve depolama yaşına bağlıdır (Žgajnar Gotvajn vd., 2009). Bununla birlikte, sızıntı suyu bileşimindeki ve atıktan uzaklaştırılan kirleticilerin niteliğindeki farklılıklar genellikle depolama sahasına sızan suyun hacmine dayandırılır. Bu durum düzenli depolama sahasında meydana gelen doğal süreçlerle doğrudan ilişkili olduğu için depolama sahası sızıntı sularının niteliği büyük ölçüde hava durumuna bağlıdır (Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Farklı koşullar altında, sızıntı suyu kalitesi hızla değişebilir. Depolama sahası sızıntı suyu niteliğini zamanında izlemek ve karakterize etmek için güvenilir bir düzenli depolama risk değerlendirmesi yapılmalıdır (Kalčíková vd., 2011).

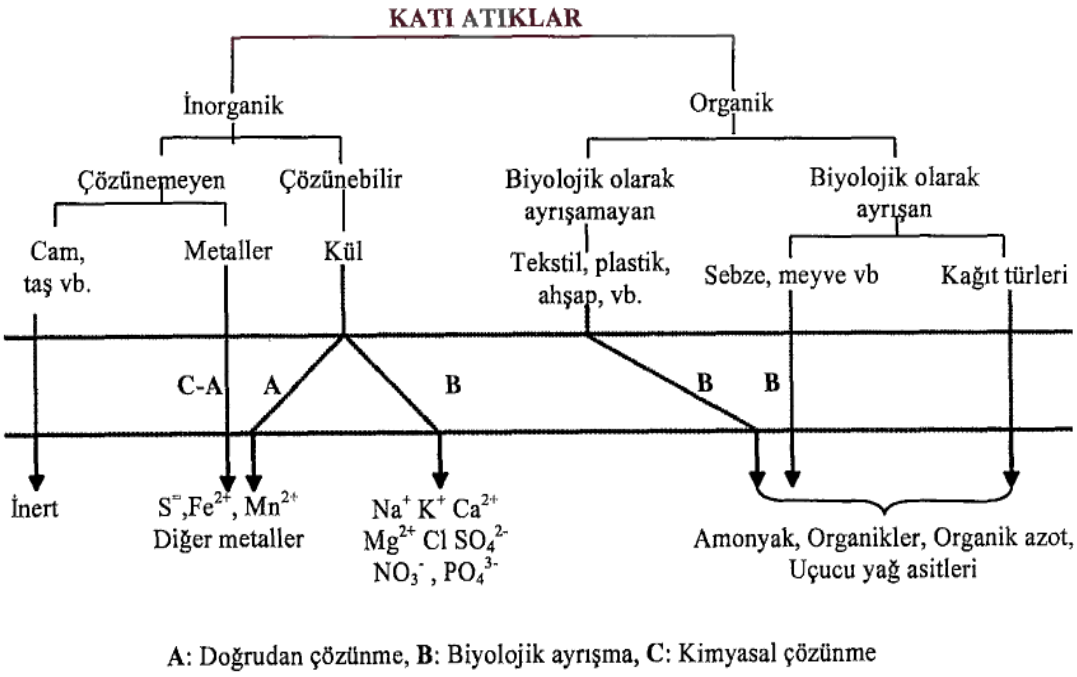
Atığın ayrışmasının ilk aşamalarında üretilen sızıntı suyu aerobik koşullar altında nötr pH'a yakın kompleks bir çözelti oluşturur. Bu aşama genel olarak sadece birkaç gün veya birkaç hafta sürer ve nispeten sızıntı suyu kalitesi açısından önemsizdir. Ancak, aerobik bozunma ısı ürettiği için sızıntı suyu sıcaklıkları 80-90 °C'ye kadar artabilir ve bu ısı

korunursa sızıntı suyu üretimi aşamaları artabilir. Ayrışma süreçleri geliştikçe, atık anaerobik hale gelir. Erken anaerobik aşamada (asidojenik/asetojenik faz), sızıntı suyu çözünebilen parçalanabilen organik bileşiklerin yüksek derişimli ve asidik pH'lı olduğu gözlenir. Bu aşamada amonyum ve metal derişimleri yükselir. Bu yüksek dayanımlı sızıntı suyunun küçük miktarları bile yüzey suyu reseptörlerinde ciddi hasar oluşturur. Birkaç ay veya yıl sonra, metanojenik koşullar oluşturulur ve sızıntı suyu nötr ya da hafif alkali olup bazı kirleticilerden önemli miktarlarda içerir (Salem vd., 2008). Katı atıkların bozunmasının evreleri Şekil 2.3'te gösterilmektedir.



Şekil 2.3. Katı atık bozunmasının dört fazı (Topal vd., 2011)

Doğada organiklerin bozunarak kararlı hale gelmesi için 20 yıl ya da daha fazla süreye ihtiyaç duyulur. Sızıntı suyu bileşiminde zamanla olan değişiklikler rapor edilmiştir. Buna göre, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) veya biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) derişimlerindeki azalma düzenli depolama yönteminden etkilenmektedir (depolama hızı, geri dönüş sızıntı suyu süreci, vb.) (Chen, 1996).



Şekil 2.4. Katı atık içeriği ve çözünme aşamaları (Özkaya,2004)

Sızıntı suyu bileşenleri Şekil 2.4'te gösterilmiştir. Bu atık sulardaki kirleticiler aşağıdaki gibidir.

1) Amonyum, sodyum, klorür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, demir, mangan gibi inorganikler.

2) TOK, KOİ, Uçucu yağ asitleri gibi organikler.

3) Endüstriyel ve evsel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle 1 mg/L'den daha düşük derişimlerde olan pestisitler, fenoller, aromatik hidrokarbonlar ve alifatikler gibi bileşikler içerirler (Bilgili, 2006).

Sızıntı suyunun kirlilik derecesini gösteren ana parametreler şunlardır;

Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ): Sızıntı suyunun içeriğindeki organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından çözünmesi için gerekli oksijen miktarını belirtir. Genellikle 5 gün süren bu süreç atık tamamen çözünene kadar devam eder.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): KOİ, organik maddelerin ayrışması ve inorganik maddelerin oksitlenmesi sırasında potasyum dikromat gibi oksitleyici ajanlar aracılığıyla

kısa sürede oksijen tüketimini ölçmek için yapılan standart analizdir. KOİ parametresi, BOİ için fazla zehirli olan atık sularda kullanılabilir.

Toplam Organik Karbon (TOK): Karbon içerikli bileşikleri tespit eden parametredir. KOİ ve BOİ'ye göre daha hızlı sonuç veren, daha hassas bir uygulama olduğu için KOİ ile bulunamayan organik kirliliği belirleyebilir.

Azot Bileşikleri: Azot ve bileşikleri, atık sularda arıtımı kolay olmayan içeriklerin başında gelmektedir. Azot içeriği, olgun depolama sahası sızıntı suyunun tipik bir özelliğidir (İlhan, 2006).

Depolama bölgelerinde anaerobik arıtma hacmine bağlı olarak depolama yaşı, sızıntı suyunun özelliğini koruyan en önemli etkenlerden biridir. (Çizelge 2.2). Uçucu yağ asitleri, genç sızıntı sularında daha yüksektir. KOİ ve BOİ değerlerinin depo yaşı arttıkça daha düşük seviyelerde olduğu görülmektedir. Buna göre, biyolojik bozunmanın yıllar içinde tamamlandığı ve kolay bozunabilen organik bileşiklerin miktarının düştüğü sonucu çıkarılmaktadır. Yaşlı depolama sahalarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ < 0,2 iken genç depolama sahalarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ > 0,5 olması da bu durumu açıklamaktadır. İnorganik kirlilik, organik bileşikler, mikroorganizma çeşitleri genç depolama alanlarındaki sızıntı sularında en yüksek seviyeye ulaşmaktadır. Sızıntı suları, inorganik ve organik maddeler ile metaller dışında mikro kirleticileri de bulundurmaktadır (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Sızıntı Suyu Yönetim İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu, 2010)

Çizelge 2.2. Sızıntı suyu karakterinin depo yaşına göre değişimi (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2010)

Parametre [a]	**1. Yıl**	**5. Yıl**	**16. Yıl**
pH	5,2-6,4	5,0-6,6	5,6-6,1
KOİ	10000-40000	8000	400
$BOİ_5$	7500-28000	4000	80
TOK	7300-16350	83-9150	108-3080
NH_3-N	56-482	36	10
Top-P	25-35	12	8
Toplam Katılar	10000-33000	718-18400	1920-5350
Toplam Uçucu Katılar	5350-20330	124-10300	770-3300
Alkalinite	600-800	1330	70
Klorür	620-1880	5,3-730	115-193
Cd	-	<0,05	<0,05
Mn	75-125	0,06	0,06
Cu	-	<0,5	<0,5
Fe	210-325	6,3	0,6
Pb	-	0,5	1
SO_4	400-650	2	2
Zn	10-30	0,4	0,1

[a] pH hariç tüm birimler mg/L'dir.

Düzenli depolama tesisleri sızıntı suları için Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre deşarj kriterleri Çizelge 2.3'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.3. Endüstriyel nitelikli diğer atık sular (Atık Düzenli Depolama ve Bertaraf Tesisleri) (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004)

PARAMETRE	BİRİM	2 SAATLİK KOMPOZİT NUMUNE
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	500
TOPLAM KJELDAHL AZOTU (TKN)	(mg/L)	20
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/L)	200
YAĞ VE GRES	(mg/L)	20
TOPLAM FOSFOR (P)	(mg/L)	2
TOPLAM KROM	(mg/L)	2
KROM (Cr^{+6})	(mg/L)	0,5
KURŞUN (Pb)	(mg/L)	2
TOPLAM SİYANÜR (CN^-)	(mg/L)	1
KADMİYUM (Cd)	(mg/L)	0,1
DEMİR (Fe)	(mg/L)	10
FLORÜR (F^-)	(mg/L)	15
BAKIR (Cu)	(mg/L)	3
ÇİNKO (Zn)	(mg/L)	5
RENK	(Pt-Co)	280
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	10
pH	-	6-9

Yüksek kirlilik yükü içeren sızıntı suyunun arıtımı için pek çok dikkat edilmesi gereken husus bulunmakatadır. Arıtım metodunun belirlenmesinde sızıntı suyunun özellikleri, deşarj kriterleri, kolay uygulanabilirlik ve maliyet değeri öncelikli parametrelerdir. Sızıntı suyu arıtım uygulamasında arıtım veriminin önemi kadar uygulanan sistemin güncellenebilirliği ve değişebilecek deşarj kriterlerini sağlayabilirliği de dikkate alınmalıdır (Akkaya, 2011).

3. SIZINTI SUYU ARITIM YÖNTEMLERİ

Merkezi bir arıtma sisteminden veya herhangi bir arıtma işleminden sonra derin denize deşarj edilen sızıntı sularının arıtımı ekolojik denge için son derece önemlidir (Topal vd., 2011). Sızıntı suyunun deşarj edilebilmesi için pek çok arıtım yöntemi mevcuttur. Sızıntı suyu arıtımı için biyolojik, fiziksel, kimyasal ve ileri arıtım metotları uygulanmaktadır.

3.1. Biyolojik Arıtım

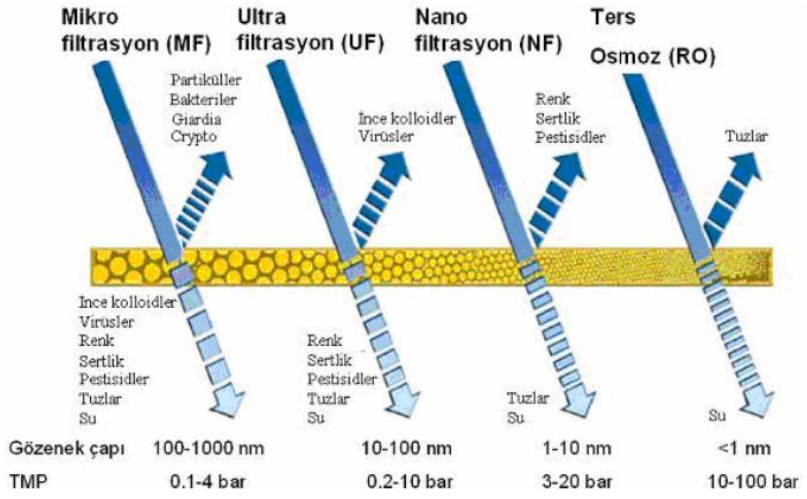
Yüksek organik bileşen derişimine sahip BOİ/KOİ oranının da yüksek olduğu genç sızıntı sularında sıklıkla biyolojik arıtıma başvurulur. Biyobozunur organik madde azalırken sızıntı suyunun stabilizasyonu ile birlikte fulvik ve humik asit gibi refrakter bileşiklerin derişimi artar. Bu durumda biyolojik arıtım yaşlı sızıntı sularının arıtımında yeterli olmayabilir. Öte yandan, biyolojik arıtma yaşlı sızıntı suları için nitrojen uzaklaştırmada en avantajlı metottur. Genel olarak, düzenli depolama sahası sızıntı suyu için aerobik veya anaerobik başta olmak üzere biyolojik arıtma gerçekleştirilir (Ilmasari vd., 2022).

Aerobik biyolojik arıtma teknikleri yüksek oranda biyolojik arıtma ile sonuçlanır. Genellikle nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemleri nedeniyle önemli miktarda amonyak elimine edilebilir. Aerobik arıtım yöntemlerine başta aktif çamur olmak üzere damlatmalı filtreler ve biyodiskler örnek verilebilir. Membran biyoreaktörler de günümüzde daha çok incelenen aerobik arıtım uygulamaları arasındadır (İlhan, 2006).

Anaerobik arıtım, yüksek organik içerikli genç sızıntı sularının arıtımına uygundur. Aerobik arıtımın aksine anaerobik parçalama enerjiyi korur ve çok az katı içerik üretir ancak düşük reaksiyon hızına sahiptir. Dahası, genellikle 35°C'de çalışan çürütücüyü ısıtmak için üretilen metanı (CH_4) kullanabilir (Abbas vd., 2009).

3.2. Fiziksel Arıtım

Sızıntı sularının arıtımında fiziksel arıtım yöntemlerinin başında membran teknolojisi gelmektedir. Membran, bileşiklerin ayrılmasını etkileyen ve akışkanın farklı bileşenlerinin hareketine direnen seçici ince bariyere sahip bir malzeme olarak tanımlanabilir (Visvanathan vd., 2000) . Yüksek yüzey gözenekli ve dar gözenek boyutunun etki alanı olan ince tabakalı malzeme genellikle membranın fiziksel yapısını etkiler. Düzenli depolama alanı sızıntı suyunun arıtımında kullanılan membran filtrasyon teknikleri; mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmoz olarak ifade edilir (Mojiri vd., 2013). Membran uygulamalarında en çok ters ozmoz kullanılırken enerji maliyeti konusunda da avantajlıdır. Bununla birlikte, atık sudaki çeşitli maddelerden membran zarar görebileceği için öncesinde biyolojik arıtım gibi bir arıtım uygulanmalıdır. Bazı membran uygulamaları Şekil 3.1'de gösterilmiştir.



Şekil 3.1. Gözenek boyutlarına göre membranlar ve uygulamaları (İlhan, 2006)

3.3. Kimyasal Arıtım

Kimyasal oksidasyon süreçleri son yıllarda farklı alanlarda uygulanan kimyasal arıtım uygulamalarından biridir. Ozon ya da hidrojen peroksit gibi oksidasyon ajanlarının kombinasyonu ve ultraviyole ışık (UV) önceki deneylerin aksine kullanılmaktadır (Mojiri vd., 2013).

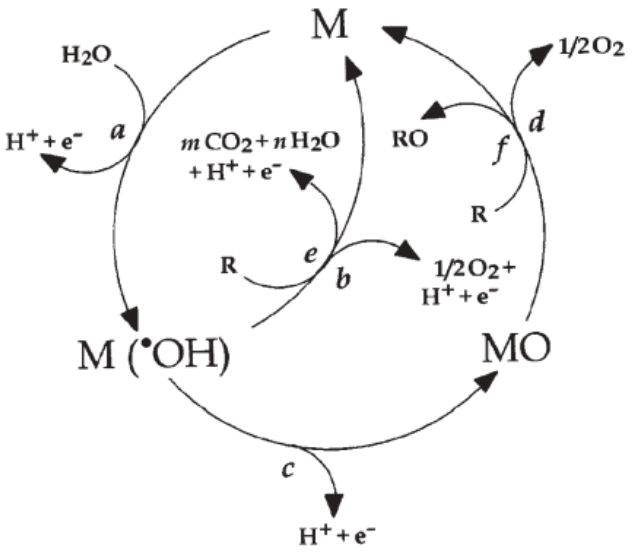
Koagülasyon ve flokülasyon, düzenli depolama sahası sızıntı suyundaki biyobozunur olmayan organik bileşiklerin ve ağır metallerin gideriminde kullanılır. Koagülant ilavesi ile kolloidal parçacıklar kararsız hale getirilir. Parçacık boyutunu arttırmak için koagülasyonu kararsız parçacıkların flokülasyonu takip eder ve böylece daha büyük topaklar oluşturarak çökelme gerçekleşir. Bu yöntem, çözeltide askıda kalan parçacıkların giderimini kolaylaştırır. Parçacıklar arasındaki itici güçlerin aşılması için koagülant olarak demir/alüminyum tuzlarının ilavesinin yapılması ve pH ayarlanması bu metodun genel yaklaşımıdır (Kurniawan vd., 2006).

3.4. Elektrokimyasal Arıtım

Elektrokimyasal arıtım süreçlerin genel işleyişinde koagülasyon, adsorbsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur. Elektrokimyasal arıtım, çevreye uyumlu ve çok yönlü bir arıtım prosesi olduğu için son yıllarda sızıntı suyu arıtımında göze çarpmaktadır. Elektrokimyasal proseslerin en önemli farklılıkları elektrot çeşidi, uygulanan akım, gerilim ve proses çeşidi gibi özelliklerdir. Özellikle elektrot çeşidi sistemin elektrokoagülasyon ya da elektrooksidasyon olacağını belirleyen etkenlerin başında gelmektedir (İlhan vd., 2007). Elektrokimyasal atık su arıtım uygulamalarının başında elektrooksidasyon, elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon gelmektedir.

3.4.1. Elektrooksidasyon

Elektrooksidasyon kullanılan titanyum, platin, grafit gibi çözünmez elektrotlar ile atık su ortamındaki kirleticilerin hidroksi radikallerinin oluşumu ile okside edildiği uygulamadır. Elektrooksidasyon prosesinde atık su arıtımı iki temel aşama ile sağlanmaktadır. Birinci aşamada anot elektrotta meydana gelen doğrudan oksidasyon gerçekleşirken ikinci aşamada ise atık su ortamında oksitleyiciler ile gerçekleşen dolaylı oksidasyon meydana gelmektedir. Doğrudan oksidasyon aşamasında kirleticiler anot yüzeyine adsorbe olarak anodik elektron transferi reaksiyonu ile giderilmektedir. Dolaylı oksidasyon aşamasında ise klor ve hidrojen peroksit gibi kuvvetli oksitleyiciler elektrokimyasal yöntemle üretilmektedir. Üretilen oksitleyiciler ile kirleticiler okside edilerek giderilmektedir (Solak, 2019). Şekil 3.2’de elektrooksidasyonun aşamaları gösterilmektedir.



Şekil 3.2. Aktif olmayan anotlarda eşzamanlı oksijen oluşumu ile organik bileşiklerin anodik oksidasyonunun mekanik şeması (a, b ve e reaksiyonları) ve aktif anotlarda (a, c, d ve f reaksiyonları). (a)Hidroksil radikallerinin oluşumu, OH*; (b)hidroksil radikallerinin elektrokimyasal oksidasyonu ile oksijen oluşumu; (c) daha fazla metal oksit oluşumu, MO; (d) fazla metal oksidin kimyasal ayrışmasıyla oksijen oluşumu; (e) hidroksil radikalleri ile organik bileşiğin elektrokimyasal yanması ; (f) organik bileşik R'nin daha yüksek metal oksit ile elektrokimyasal dönüşümü (Martínez-Huitle vd., 2006)

3.4.2. Elektroflotasyon

Atık su arıtımında başvurulan bir başka elektrokimyasal yöntem elektroflotasyondur. Genellikle başka bir elektrokimyasal prosesle birlikte kullanılan bu yöntem; elektrotlardan açığa çıkan gaz kabarcıkların kirleticileri adsorbe ederek yüzeye çıkarması sonucu kirliliğin giderilmesi esasına dayanmaktadır. Fakat, prosesin gerçekleşmesi için eklenmesi gereken gaz, elektroflotasyonda belli ölçüde kendiliğinden meydana gelmektedir. Elektroflotasyon yöntemi genellikle emülsiyonlar ve yağ gibi düşük yoğunluklu maddeler ile askıda katı maddelerin olduğu atık sular için kullanılmaktadır. Elektroflotasyonda elektrotlarda gerçekleşen reaksiyonlar Eşitlik 3.1 ve 3.2'de gösterilmiştir (İlhan vd., 2007).

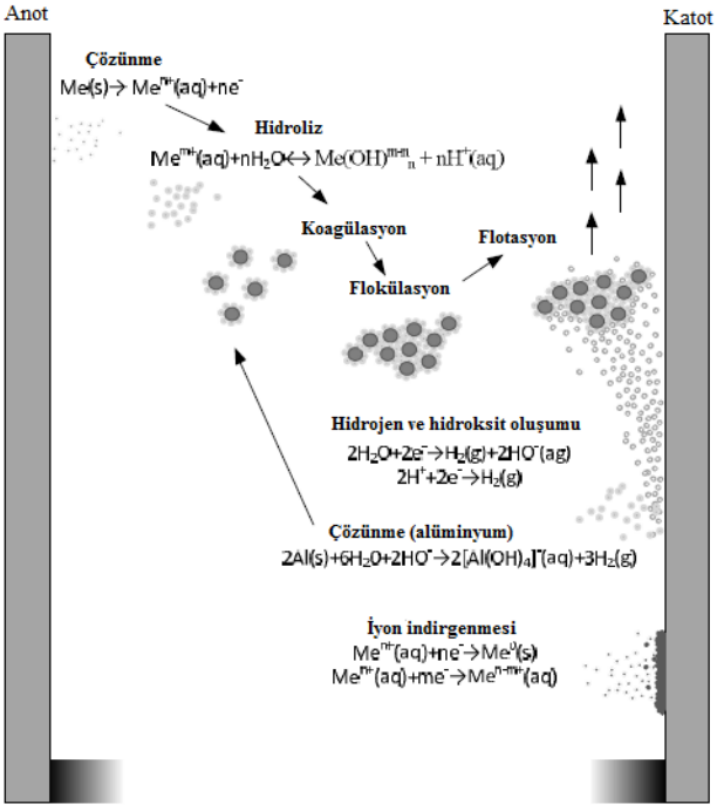
Anot : $2H_2O \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+ + 4e^-$ (3.1)

Katot: $4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2 \uparrow$ (3.2)

3.4.3. Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon, sızıntı sularından kirleticileri gidermek için fiziksel ve kimyasal yöntemlerin birlikte uygulanmasını içeren arıtım yöntemidir (Şekil 3.3) (Bukhari, 2009). Elektrokoagülasyon yönteminde elektrotlarda hidroliz reaksiyonları sonucu oluşan metal hidroksit flokları vasıtasıyla kısmen oksidasyon, koagülasyon, adsorpsiyon, çökelme ve flotasyon aşamaları oluşarak Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), azot, renk ve türbidite gibi kirleticilerin giderimi gerçekleştirilmektedir. Elektrokoagülasyon, çözünebilen ve koagülant özelliğine sahip metal bir elektrodun kullanıldığı elektrokimyasal atık su arıtım prosesi olarak da açıklanabilir (Kushwaha vd., 2010). Bu proses sırasıyla üç aşamada gerçekleşir:

1) Elektrotlarda bulunan iyonların çözünmesi, koagülantların meydana gelmesi,
2) Koagülant üzerinde çözünebilir veya kolloidal kirleticilerin adsorbe edilmesi,
3) Kirleticilerin yüzdürme veya çökeltme sayesinde uzaklaştırılması (Bukhari, 2009; Yılmaz ve Karagözoğlu, 2019).



Şekil 3.3. Elektrokoagülasyon yönteminin prensibi (Akarsu, 2014)

Alüminyum (Al) anot malzemesi olarak kullanıldığında su ve hidroksit iyonları ile reaksiyona girerek hidroksitler oluşturan Al^{+3} meydana gelir (Li vd., 2011). Alüminyum elektrot olarak kullanıldığında oluşan reaksiyonlar Eşitlik 3.3-3.5'teki gibidir (Bazrafshan vd., 2012).

Anot: $Al(katı) \rightarrow Al^{+3}(aq) + 3e^{-}$ (3.3)

Katot: $Al^{+3}(aq) + 3H_2O(sıvı) \rightarrow Al(OH)_3(katı) + 3H^{+}(aq)$ (3.4)

Elektrot yüzeyinde ve atık suda üretilen Al^{+3} ve OH^{-} iyonları arasındaki reaksiyon ile alüminyum hidroksit üretilir (Bazrafshan vd., 2012).

$nAl(OH)_3(katı) \rightarrow Al_n(OH)_{3n}(katı)$ (3.5)

Elektrokoagülasyonun pek çok avantajı bulunmaktadır.

1. Ekipmanı basit kuruluma sahiptir ve uygulama esnasında yaşanan sorunların üstesinden gelmek kolaydır.

2. Elektrokoagülasyon ile arıtılan atık su, berrak ve kokusuzdur.

3. Proses sonunda oluşan çamurun sudan arındırılması kolaydır. Ayrıca, az miktarda çamur oluşan bir yöntemdir.

4. Uygulama sırasında oluşan floklar, kimyasal floklara benzerlik göstermektedir. Fakat, elektrokoagülasyonda oluşan floklar daha az bağlı su içerir, daha büyüktür, asite dayanıklı ve daha kararlıdır. Bundan dolayı filtrasyon ile daha kolay ayrılabilir.

5. Kimyasal arıtıma kıyasla daha düşük miktarda toplam çözünmüş katı maddeye (TDS) sahip atık su oluşturur. Buna göre, TDS seviyesinden dolayı su tekrar kullanılacaksa su geri kazanım maliyetini azaltılır.

6. Çok küçük askıda katı parçacıkların giderilmesinde başarılı bir prosestir. Bu parçacıkları oluşan elektriksel alan, harekete geçirir ve koagülasyonu kolaylaştırır.

7. Koagülasyon için kimyasalların kullanılmasına gerek kalmaz ve bu nedenle kimyasal maddelerin neden olduğu sekonder kirlenme olasılığı yoktur.

8. Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirletici gideriminde önemli bir yere sahiptir.

9. Elektrokoagülasyon hücresinde oluşan elektriksel alan ile hareketli parça olmadan proses kontrol edilir, bu sayede prosesi kontrol ihtiyacı azalır.

10. Elektriğin bulunmadığı bölgelerde kullanılmaya uygundur. Prosesi gerçekleştirmek için üniteye bağlı bir güneş paneli yeterlidir (Mollah vd., 2001).

Elektrokoagülasyonun bazı dezavantajları da mevcuttur.

1. Atık suda elektrotlar zamanla oksidasyon sonucunda çözünür ve elektrotların bu nedenle düzenli olarak değiştirilmesi gerekir.
2. Elektrik kullanımı bazı bölgelerde maliyetli olabilir.
3. Katot üzerinde geçirimsiz bir oksit film oluşması elektrokoagülasyon hücresinin verim kaybına yol açabilir.
4. Atık suyun iletkenliğinin yüksek olması gerekmektedir.
5. Jelatimsi hidroksit uzun süre ayrılmadan tutulduğunda çözünebilir. (Mollah vd., 2001).

İçme suyu, restoran, hastane, kağıt sanayi, çamaşırhane, tekstil, seramik sanayi atık suları gibi çeşitli atık suların arıtılmasında elektrokoagülasyon yöntemine başvurulmaktadır. Elektrokoagülasyon hücresi tasarımı, elektrot malzemesi, akım yoğunluğu, pH, destek elektrolit miktarı, karıştırma hızı gibi çeşitli parametreler elektrokoagülasyon arıtım verimini etkilemektedir. Elektrokoagülasyon hücresinin tasarımında başlıca amaç, en yüksek verime ulaşmaktır. Literatür çalışmalarına bakıldığında ucuz ve kolay ulaşılması nedeniyle alüminyum ve demir elektrotların kullanılmasının en uygun seçim olduğu belirtilmiştir (Yılmaz ve Karagözoğlu, 2019; Fernandes vd., 2015). Elektrokoagülasyon prosesine etki eden parametreler aşağıdaki başlıklar altında anlatılmıştır.

3.4.3.1. Başlangıç pH'nın etkisi

Sızıntı suyunun başlangıç pH'ı, elektrokoagülasyon sürecinin en önemli parametrelerinden biridir. Arıtılmamış atık suyun pH'ı hidroksitlerin kararlılığını etkileyebileceği için kirletici gideriminde olumlu ya da olumsuz etki görülebilir. Sulu çözeltilerdeki anot ve katot reaksiyonları çözeltinin pH değerinde değişikliklere neden olabilir. Bu yüzden, atık suyun pH'ına bağlı olan elektrolitik çözünebilir metal iyonları (Al^{+3} gibi) farklı pH değerli farklı hidroksit çeşitleri oluşturabilir. Ayrıca, pH değişiklikleri

partikül yüzey yüklerini değiştirebilir ve atık sudaki organik maddelerin giderimini etkileyebilir (Bayar vd., 2015) .

3.4.3.2. Akım yoğunluğunun etkisi

Tüm elektrokoagülasyon proseslerinde reaksiyon hızının kontrolünde en önemli faktör akım yoğunluğudur. Uygulanan akım yoğunluğu, anodun çözünme derecesiyle doğru orantılıdır ve elektrokoagülasyon süresince üretilen koagülant miktarına karar verir. Böylece, kirletici giderimi üzerinde etki sağlar. Akım yoğunluğunun doğrudan kontrolü; koagülant miktarı, flotasyon gazı üretimi ve flokların oluşumu üzerinde dolaylı kontrole ulaşmak için kullanılabilir (Guo vd., 2022). Genellikle akım yoğunluğundaki artış, kirletici gideriminde olumlu etki oluşturur. Ayrıca, akım yoğunluğunun enerji tüketimi üzerinde büyük etkisi vardır. Artan akım yoğunluğu, artan enerji maliyeti şeklinde yorumlanabilir.

3.4.3.3. Destek elektrolit derişiminin etkisi

Elektrokimyasal arıtma teknolojilerinin en büyük dezavantajlarından biri elektrik enerjisi tüketimidir. Çözeltinin elektriksel iletkenliği yetersiz olduğunda, çözelti direncini yenmek için daha fazla enerjiye ihtiyaç duyulur ve bu da enerji tüketimini artırır. Solüsyonun iletkenliğini artırmak için literatürde destekleyici elektrolitlerin eklenmesi önerilmektedir. Destek elektrolitler, hücre voltajını düşürerek metal çözünme hızını ve enerji tüketimini doğrudan etkileyebilir. Destek elektrolitinin eklenmesinin, arıtılan suyun iyonik gücünü artırarak çift tabakanın sıkışmasına neden olduğu şeklinde yorumlanır. Ayrıca, elektrolit doğasının elektrotlar üzerinde kabarcık oluşturma davranışını önemli ölçüde etkileyebileceği gösterilmiştir (Keyikoglu vd., 2019). Bu durum kirletici gideriminde verimi arttırır.

3.4.3.4. Karıştırma hızının etkisi

Karıştırma hızı; parçacıklar, koagülant ve kabarcıklar arasındaki çarpışmaları belirlediği için önemli olan koagülantın kütle transferini belirler. Bu nedenle, elektrokoagülasyon reaktörü içinde karıştırmanın açıkça koagülasyon üzerinde önemli bir etkisi vardır. Elektrokoagülasyonun başlangıç sürecinde, koagülantın kütle transfer hızının artması hızlı karıştırmayı gerektirir (Liu vd., 2017). Karıştırma sayesinde çözelti homojen

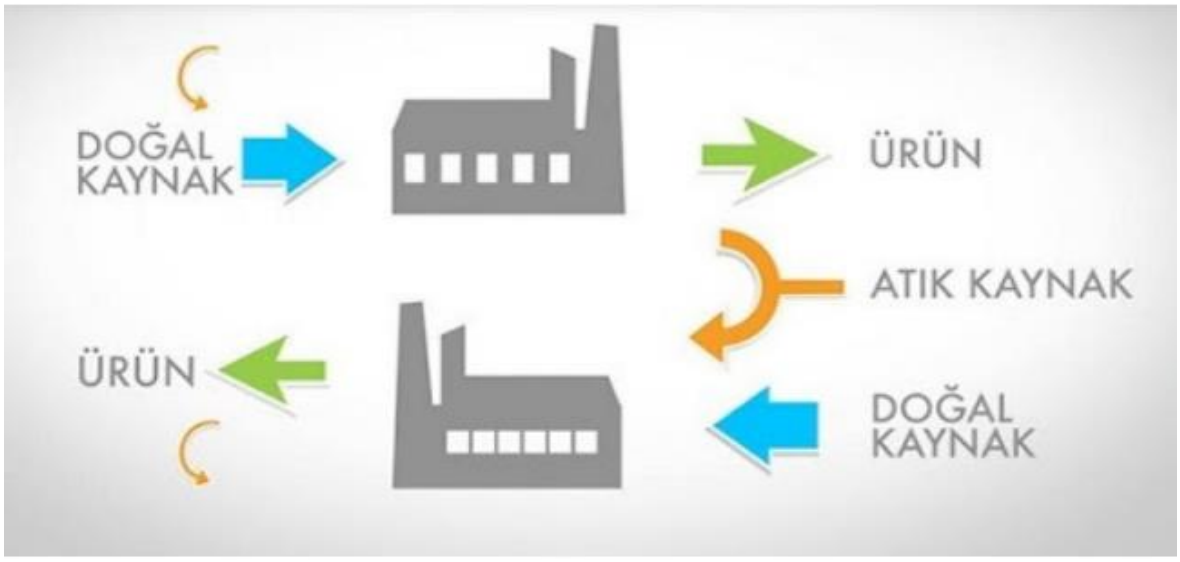
hale gelir ve proses boyunca çözünen iyonların eşit dağılmasını sağlayarak floklar oluşturur. Gerekli olan karıştırma hızı arıtılacak atık suyun niteliklerine göre değişkenlik gösterir.

4. ENDÜSTİYEL SİMBİYOZ VE JEOPOLİMER

4.1. Endüstriyel Simbiyoz

Endüstriyel simbiyoz, endüstriyel alanların ekolojik ayak izlerini azaltmak amacıyla bir firmanın atığının diğer firmanın ham maddesi olmasını sağlayan bir uygulama olarak ortaya çıkmıştır. Endüstriyel simbiyoz kavramı tarihte ilk kez endüstriyel ekoloji olarak 1989'da Frosch ve Gallopoulos tarafından ve endüstriyel metabolizma olarak ise Ayres tarafından ifade edilmiştir (Yılgın, 2019).

Endüstriyel simbiyoz, firmalar arasında fazla malzeme, enerji, su veya yan ürünlerin değiş tokuşu ve iş süreçlerine dahil edilişi anlayışını benimsemiştir (Şekil 4.1). Kaynak verimliliğini artıran yenilikçi bir yolu temsil etmesinin yanı sıra döngüsel ekonomiyi gerçekleştirmenin bir yoludur (Schlüter vd., 2020). Endüstriyel simbiyoz ilişkileri; kaynakların korunması, ekonomik faydalar elde edilmesi, sera gazı emisyonlarının azaltılması gibi çevresel gerekliliklerin karşılanması, doğal kaynakların kıtlığı ve normalde düzenli depolama alanlarında ve yakma fırınlarında duracak olan atıkların azaltılması gibi bir dizi faktör aracılığıyla teşvik edilmiştir. Bu ihtiyaçları karşılamak için endüstriyel simbiyoz olumlu ekonomik, çevresel ve sosyal sonuçlarla tüm dünyaya yayılmıştır (Neves vd., 2020).



Şekil 4.1. Endüstriyel Simbiyoz Ağı (Altın, 2021)

Şirketler arasındaki simbiyozu pratik olarak uygulamanın temel esasları aşağıdaki gibi sıralanabilir.

- Buhar, enerji, su ve atık gibi kaynakların verimli kullanımı ve yönetimi için ortak tesisler ve altyapılar,
- İş, güvenlik, hijyen, ulaşım ve atık yönetimi ile ilgili ihtiyaçları karşılamak için hizmetlerin ortak sağlanması,
- Malzeme değiş tokuşu, ticari ürünler veya ham maddeler yerine atık veya yan ürünlerin seçilmesi (Scafà vd., 2018).

Endüstriyel simbiyoz uygulamasının ana hedefi maddeler halinde anlatılmaktadır.

1. Enerji veya malzeme kullanımının azaltılması
2. Zararlı malzemeye olan gereksinimin azaltılması
3. Ürün bazlı ham madde kullanımının azaltılması
4. Firmaların atıklarının azaltılması
5. Endüstrideki tüketim ve üretim metotlarının doğa dostu yöntemlerle değiştirilmesi, optimizasyonu (Gümüş, 2016).

Endüstriyel simbiyoz çalışmaları son yıllarda ülkemizde artmaktadır. Bu çalışmalardan ilk akla gelen, 2011-2014 yıllarında Türkiye Teknoloji Geliştirme Vakfı (TTGV) tarafından hayata geçirilen İskenderun Körfezi (İskenderun, Osmaniye, Adana ve Mersin) Endüstriyel Simbiyoz Projesi olmaktadır. Bu projede, tarımsal ve hayvansal atıklardan enerji üretimi, meyve posasından hayvan yemi üretimi, atık yağdan elektrik üretimi, hurda akülerden kurşun geri dönüşümü ve ömrünü tamamlamış lastiklerden granül üretimi gibi çeşitli alanlarda endüstriyel simbiyoz uygulaması bulunmaktadır. İskenderun Körfezinde, endüstriyel simbiyoz uygulaması sayesinde 330.000 ton/yıl atık geri dönüştürülmüştür. Toplam tasarruf edilen/üretilen enerji 34.000.000 kWh/yıl, doğal kaynak ikamesi 280.000 ton/yıl, su tasarrufu 6500 m^3 /yıl, CO_2 salınımında azalma 37.000 ton/yıl ve arazi kullanım kazancı ise 45.000 m^2 olarak rapor edilmiştir (Özkan vd., 2017).

Ekolojik denge ve sürdürülebilirlik açısından atıkların değerlendirilmesi için endüstriyel simbiyoz uygulaması büyük önem taşımaktadır. Gıda, tekstil, seramik, inşaat ve enerji gibi çok çeşitli alanda kaçınılmaz olan atıkların endüstriyel simbiyoz uygulaması olan jeopolimer üretimi gerçekleştirilerek bu atıkların çevreye verdiği zarar en aza indirgenebilir.

Özellikle, zehirli atık maddelerin bile ham madde kaynağı olarak üretiminde kullanabildiği jeopolimerler, CO_2 emisyonunu azaltmasıyla son yıllarda göze çarpan bir araştırma konusu olmuştur.

4.2. Jeopolimer Üretimi

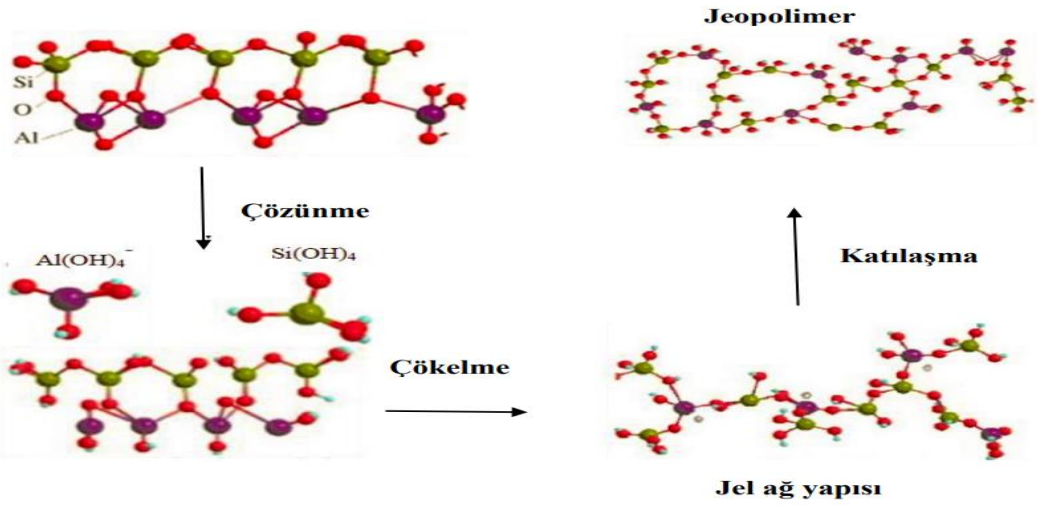
Jeopolimer ilk olarak 1978'de Davidovits tarafından rapor edilmiştir. Seramik benzeri özelliklere sahip bir tür inorganik malzeme olan jeopolimerler, çevreye dost, yanmaz yapı malzemeleri olarak artan bir ilgi görmektedir. Uçucu kül gibi puzolanik özelliklere sahip bazı atık ürünlerin yeniden kullanılması için jeopolimerizasyon reaksiyonu gerçekleştirilmektedir. Jeopolimerizasyon, toksik metali hareketsiz hale getirebilmektedir (Wang vd., 2005).

Jeopolimerler, oda sıcaklığında veya yüksek sıcaklıkta alkali aktivatör solüsyonunda çözünen alüminosilikat malzemelerin amorf bir faz ve üç boyutlu silikoalüminat ağ yapısı oluşturan jeopolimerizasyon reaksiyonu ile sentezlenir. Jeopolimerizasyon reaksiyon mekanizması hakkında araştırmacılar farklı fikirlere sahip olmalarına rağmen, pek çok araştırmacı jeopolimerizasyonu 3 temel aşamaya ayırmıştır.

1) Konsantre alkali solüsyonda alüminosilikat malzemelerin çözünmesi serbest silikayı ve alümina tetrahedron birimini oluşturur.

2) İnorganik jeopolimer jel fazını oluşturmak için malzemelerin transferi, katılaşması/jelleşmesi, alümina ve silika hidroksilin yoğunlaşma reaksiyonu gerçekleşir. Hidroliz reaksiyonu nedeniyle yapıdan su dışarı atılır.

3) Reaksiyonda jel fazın sertleşmesiyle jeopolimer oluşturan üç boyutlu bir silikoalüminat ağı meydana getirmek için yoğunlaşma gerçekleşir (Cong ve Cheng, 2021)



Şekil 4.2. Jeopolimer reaksiyonu mekanizması (Demir, 2016)

Jeopolimerizasyon ekzotermik bir reaksiyondur ve jeopolimerizasyon reaksiyonu Şekil 4.2'de gösterilmiştir. Bu reaksiyonda üç boyutlu makro moleküler yapılar, oligomerler aracılığıyla oluşmuştur. Davidovits'in anlattığı yapı Şekil 4.3'te gösterilmiştir ((Wang vd., 2005).

$$n\,(Si_2O_5,Al_2O_2) + 2nSiO_2 + 4nH_2O \rightarrow n(OH)_3{-}Si{-}O{-}\underset{\underset{(OH)_2}{|}}{Al^{(-)}}{-}O{-}Si{-}(OH)_3$$

(Jeopolimer başlangıç malzemesi)

$$n\,(OH)_3{-}Si{-}O{-}\underset{\underset{(OH)_2}{|}}{Al^{(-)}}{-}O{-}Si{-}(OH)_3 \rightarrow (Na^+,K^+){-}(-\overset{|}{\underset{\underset{O}{|}}{Si}}{-}O{-}\overset{|}{\underset{\underset{O}{|}}{Al^{(-)}}}{-}O{-}\overset{|}{\underset{\underset{O}{|}}{Si}}{-}O-) + 4nH_2O$$

(Jeopolimer Omurgası)

Şekil 4.3. Jeopolimerizasyon sürecinin şematik gösterimi (Wang vd., 2005)

Alkali aktivatörler jeopolimerizasyonda hayati bir role sahiptir. Aşağıda bazı aktivatörler verilmiştir.

- Sodyum hidroksit (NaOH)
- Sodyum silikat (Na_2SiO_3)
- Potasyum hidroksit (KOH)
- Potasyum silikat (K_2SiO_3)

• Kalsiyum hidroksit ($Ca(OH)_2$)
• Diğer silikatlar (Amran vd., 2020)

10 M NaOH gibi yüksek derişimli alkali çözeltiler, düşük NaOH derişimiyle karşılaştırıldığında alüminosilikat malzemelerde Si^{+4} ve Al^{+3} iyonlarının en yüksek çözünme hızına yol açan daha yüksek derecede jeopolimerizasyon gerçekleştirirler. (Prasanphan vd., 2019; Cong ve Cheng, 2021). Sertleşme sıcaklığı jeopolimerizasyon için büyük önem taşımaktadır. Hammaddelerin çözünmesi sıcaklıkla hızlanır ve XRD modelinde amorf faz pikinin daha hızlı oluşması, daha yüksek sıcaklığın jeopolimerizasyonun gerçekleşmesini desteklediğini göstermektedir (Zhang vd., 2018).

Jeopolimer reaksiyonuna giren ve ortaya çıkan moleküller aşağıda gösterilmiştir:

• Si-O-Si-O- silokso,
• Si-O-Al-O- sialat,
• Si-O-Al-O-Si-O- sialat-silokso,
• Si-O-Al-O-Si-O-Si-O- sialat-disilokso. (Aykut, 2017)

Davidovits'e göre, jeopolimerler havacılık, otomobil, inşaat, metalurji ve plastik endüstrileri gibi çok çeşitli uygulama alanlarına sahiptir. Si:Al atomik oranına bakılarak jeopolimerik malzemelerin uygulama alanı belirlenir. Düşük Si:Al oranı olan 1, 2 ve 3, çok katı bir 3D ağı gösterirken, Si:Al oranı 15'ten yüksek olması jeopolimerik malzemeye polimerik bir karakter sağlar. Düşük bir Si:Al oranı, inşaat sektöründe birçok uygulama için uygundur (Rangan, 2014). Bu orana bağlı olarak jeopolimerlerin uygulama alanları Çizelge 4.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.1. Silika-alümina oranına göre jeopolimerik malzemelerin uygulamaları (Rangan, 2014)

Si:Al oranı	Uygulamalar
1	- Tuğla üretimi - Seramik sektörü - Yangından koruma
2	- Düşük CO_2'li çimentolar ve betonlar - Zehirli ve radyoaktif atık kapsülleme
3	- Yangından korunma için cam elyafı kompozit - Dökümhane teçhizatları - Isıya dayanımı yüksek kompozitler (200°C - 1000°C) - Havacılıkta titanyum işleme için teçhizatlar
>3	- Endüstri için sızdırmaz malzemeler (200°C - 600°C) - Havacılık SPF alüminyum için teçhizatlar
20-35	- Yangına ve ısıya dayanıklı fiber kompozitler

4.2.1. Alüminasilikat kaynakları

Alüminosilikat malzemeler, jeopolimerlerin kritik bileşenleridir. Alüminosilikatlar ya su ile reaksiyona girmezler ya da yavaşça reaksiyona girerler. Bununla birlikte, bu malzemeler alkali bir ortama girdiklerinde yüksek amorf içeriğe sahip olmaları koşuluyla, yük taşıma kapasitesi geliştirebilen yeni inorganik polimerler oluşturarak hidrolize ve yoğunlaştırmaya uğrarlar. Bu malzemelerin partikül boyutu önemlidir, çünkü bu monomerlerin (silikat ve alüminat gibi) çözünme hızını etkiler. Alüminasilikat kaynaklarının çoğu, çeşitli işlemlerden kaynaklanan atık ürünlerdir. Jeopolimer üretiminde kullanılan başlıca kaynaklar bu bölümde anlatılmaktadır (Almutairi vd., 2021).

4.2.1.1. Uçucu kül

Kömürlü termik santrallerde taban külü ve uçucu kül olarak büyük miktarlarda atık meydana gelmektedir. Uçucu kül, kömür yakma prosesinin cam benzeri bir yan ürünüdür. Temelde silikon dioksit (SiO_2) ve alüminyum oksit (Al_2O_3) kimyasal bileşiklerinden oluşan ince bir tozdur. Uçucu külün kimyasal içeriğindeki silisyum ve alüminyum oksit miktarlarının yüksek olması, onu jeopolimerizasyon için ideal bir hammadde yapar. (Islam vd., 2014).

4.2.1.2. Metakaolin

Metakaolin doğal killerden (kaolin) orta sıcaklıkta kalsinasyonla üretilir. Genel olarak, jeopolimer karışımlarında potasyum silikatlı potasyum hidroksit veya sodyum silikatlı sodyum hidroksit kombinasyonları alkali aktivatör olarak kullanılır (Albidah vd., 2021). Metakaolin genellikle kaolinitik kilin kalsine edilmesiyle elde edilir; bununla birlikte, kalsinasyonun termal döngüsü optimum kaolinden metakaoline dönüşüme dayanıklı olmalıdır (Mehsas vd., 2021).

4.2.1.3. Öğütülmüş yüksek fırın cürufu

Öğütülmüş yüksek fırın cürufu, metal üretimi esnasında yüksek fırınlardan çıkmış olan bir yan üründür. Erimiş cüruf yaklaşık olarak %30-40 silikon dioksit ve %40 kalsiyum oksitten oluşur. Demir cevheri demire indirgendiğinde demirin üzerinde yüzen kalıntı malzemeler cüruftur. Sıklıkla bu cüruf erimiş bir sıvı olarak akıtılır ve hızlı bir şekilde büyük miktarda su ile söndürülerek kullanılır hale getirilir (Almutairi vd., 2021) .

4.2.1.4. Pirinç kabuğu külü

Pirinç kabuğu külü, genellikle enerji üretimi ya da kazan yakıtı için kullanılan karbon nötr yeşil bir malzemedir (Amran vd., 2020). Önemli puzolanik özelliklere, zengin silika içeriğine ve yüksek yüzey alanına sahiptir (Gonçalves ve Bergmann, 2007). Üretilen silisin miktarı, kristalin içeriği ve kimyasal bileşimi fırın tasarımına ve yanma sıcaklıklarına büyük ölçüde bağlıdır (Zain vd., 2011). Kristal silika içeriği bu minerali soluma olasılığı nedeniyle çeşitli sağlık ve güvenlik tehditleri oluşturmaktadır (Sanjayan vd., 2015).

4.2.1.5. Kırmızı çamur

Kırmızı çamur, boksitin alüminaya ayrıştırılması için kullanılan Bayer işleminin bir yan ürünüdür. Kırmızı çamur, %30-%60 demir oksitten oluştuğu için rengi kırmızıdır. Başlıca kimyasal bileşenleri SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 ve CaO' dur. Ayrıca, demir, manganez, bakır, çinko, kadmiyum, kurşun, krom ve nikel gibi birçok elementten oluşan boksit cevherine özgü çeşitli iz ve toksik metallerin önemli ölçüde arttırılmış içeriğinden oluşur.

Bu iz elementlerin varlığı, alümina arıtım tesislerinin güvenli bir şekilde bertaraf edilmesini ve kırmızı çamur uygulamasını karmaşık hale getirir. Bununla birlikte, kırmızı çamurun jeopolimerlerde kullanımı, bu tehlikeli atıkların yönetiminin sürdürülebilir ve ekonomik olduğu bir yol açar (Almutairi vd., 2021).

Yukarıda bahsedilen alüminasilikat malzemeler ile üretilen başlıca jeopolimerler ve Si:Al oranları aşağıda verilmiştir.

- ✓ Camsuyu bazlı jeopolimer (Si:Al=1:0)
- ✓ Kaolin hidrosodalit bazlı jeopolimer (Si:Al=1:1)
- ✓ Metakaolinit bazlı jeopolimer (Si:Al=2:1)
- ✓ Kalsiyum bazlı jeopolimer (Si:Al=1, 2, 3)
- ✓ Kayaç bazlı jeopolimer (1< Si: Al<5)
- ✓ Silika bazlı jeopolimer (Si: Al>5)
- ✓ Uçucu kül bazlı jeopolimer
- ✓ Fosfat bazlı jeopolimer
- ✓ Organik maden bazlı jeopolimer (Aykut, 2017)

4.2.2. Jeopolimer kullanımının avantajları ve uygulama alanları

Jeopolimerlerin tercih edilmesine nedenleri aşağıda sıralanmıştır;

- Atık maddelerden üretildiği için ham maddesinin bol miktarda bulunması ve ham maddeye kolay ulaşılabilirlik,
- Üretimi için gerekli maddeler sadece alüminasilikat kaynağı ve alkali çözelti olduğu için hazırlanmasının kolaylığı,
- Jeopolimer üretiminde tehlikeli atıkların ve radyoaktif atıkların kullanılabilmesi, böylece zehirli atıkların bloke edilebilmesi,
- Asitlere karşı dirençli oluşu,
- Yüksek sıcaklıklara karşı dirençli olduğu için yangına dayanıklı olması,
- Mukavemet ve geçirgenlik özelliği,
- Jeopolimerlerin hacimsel kararlılığı,
- CO_2 emisyonunu azaltması gibi çok sayıda çevresel ve kimyasal avantaja sahiptir (De Weerdt, 2011).

Bilimsel ve endüstriyel disiplinlerin çoğu, modern inorganik kimya, fiziksel kimya, mineraloji, jeoloji, analitik kimya ve her türlü mühendislik süreç teknolojileri jeopolimerlerin çok yönlülüğünden yararlanmaktadır. Jeopolimerin diğer potansiyel uygulamaları ise şunları içerir:

- Düşük teknolojili ısı yalıtım malzemeleri,
- Düşük enerjili seramik malzemeler,
- Termal şok refrakterleri ve refrakter ürünler
- Dökümhane uygulamaları,
- Çimentolar ve betonlar,
- Altyapılar için onarım ve güçlendirme kompozitleri,
- Uçak ve otomobil için yüksek teknolojili kompozitler,
- Zehirli ve radyoaktif atık muhafazası,
- Arkeoloji, tarih, sanat ve dekorasyon,
- Kanalizasyon arıtması,
- Güneş enerjili ısı transfer malzemeleri,
- Gaz ve petrol kuyu dibi çimentolaması,
- Ahşap ve çelik için ısı dayanım kaplamaları,
- Asansör komponentleri, yüksek yapılar için pasif yangın koruması,
- Tünel kaplaması,
- Yangına dayanıklı yakıt depolama setleri,
- Dikey kalkış ve iniş rampaları,
- Zırhlanmış araçlar,
- Cephane depolama setleri
- Madencilikte jeotermal dolgu (grouting),
- Enerji üretimi için prefabrik komponentler (kimyasal ve yangın dirençli),
- Nükleer atık depolaması,
- Su saflaştırması (Olawale, 2013; Kuranlı, 2020).

5. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

5.1. Elektrokoagülasyon ile Atık Suların Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Pirsaheb vd. (2016) yaptıkları çalışma ile 562,5 A/m^2'lik optimum akım yoğunluğunda ve 60 dakikalık optimum elektroliz süresinde, depolama sahası sızıntı suyunda Al elektrotla yapılan KOİ gideriminin (%65,57) Fe elektrottan (%58,17) daha yüksek olduğunu göstermişlerdir.

Ilhan vd. (2008), katı atık sahası sızıntı suyunun arıtılması için elektrokoagülasyon prosesinde Al ve Fe elektrotlar kullanmıştır. Akım yoğunluğunun KOİ ve amonyak azotu giderimi üzerindeki etkisini gözlemlemişlerdir. Akım yoğunluğu arttığında KOİ giderim oranının %45,5'ten %59,1'e çıktığı, amonyak azotu giderme oranının %8,8'den %14,3'e yükseldiğini tespit etmişlerdir.

Mussa vd. (2013) elektrokoagülasyon prosesinde depolama sahası sızıntı suyunun rengini gidermek için yedi elektrot malzemesi (Ni, Ag, Cu, Pd, Pt, SS, C) kullanmışlardır. Renklilik gideriminin en iyi karbon plaka ile 120 dakikada gerçekleştiği ve giderme oranının %70'e ulaştığını gözlemlemişlerdir.

Dia vd. (2017) biyolojik ön arıtım yapılan depolama sahası sızıntı suyundan organik maddeleri gidermek için elektrokoagülasyona başvurmuştur. Al elektrot kullanıldığında, 10 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 20 dakika reaksiyon süresi olduğunda, KOİ gideriminin %70'e ulaşabileceği sonucuna varmışlardır. Fe elektrot için, akım yoğunluğu 8 mA/cm^2 ve reaksiyon süresi 20 dakika olduğunda KOİ giderimi %65'tir. Fe/Al elektrot kullanan elektrokoagülasyon ile hümik asitin %100'ünü uzaklaştırılırken, fulvik asidin %57 / %60 ve hidrofilik bileşiklerin %37 / %46 oranında uzaklaştırıldığını göstermişlerdir.

Li vd. (2011), 25 yıllık depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması çalışmasında 4,96 mA/cm^2 akım yoğunluğunda ve 30 dakikalık reaksiyon süresinde Al ve Fe elektrot kullanarak maksimum KOİ (%50), amonyak (%40) ve bulanıklık (%70) giderimine ulaşmışlardır.

Kallel vd. (2017), otoklavlamalı ve otoklavsız Al-Al elektrot kullanarak depolama sahası sızıntı suyu arıtmanın basitliğini ve etkinliğini araştırmışlardır. Sızıntı suyunun otoklavlanmasından sonra, giderme etkinliğinin önemli ölçüde arttığını bulmuşlardır. 2 saatlik reaksiyon süresiyle 15 mA/cm^2 düşük akım yoğunluğunda KOİ ve nitrojen gideriminin sırasıyla %39'dan %64'e ve %13'ten %35'e yükseldiğini buldular. Ayrıca, çamur üretiminin %40'tan %10'a düştüğünü tespit etmişlerdir.

Inan vd. (2004), yüksek KOİ değerine sahip bir atık su %10 seyreltildikten sonra 30 dakikalık bir arıtım süresinde (pH:6,2, Akım Yoğunluğu: $20mA/cm^2$) Al anotlar ile yaptıkları elektrokoagülasyon deneylerinde KOİ giderimi %52 iken demir anotlar kullanıldığında KOİ giderimi %42 olarak elde etmişlerdir.

Galvão vd. (2020), depolama sahası sızıntı suyu için elektrokoagülasyon prosesini potansiyel bir arıtım olarak değerlendirmiştir. Bu araştırmada, 128 A/m^2'lik akım yoğunluğunda 90 dakikalık elektroliz için en iyi giderim verimleri %82 renk, %82 bulanıklık, %40 KOİ, %90 BOİ olarak elde etmişlerdir. Ayrıca, en düşük akım yoğunluğunda ve artan pH ile düşük bir giderim gözlemlemişlerdir.

Bayar vd. (2015) yaptıkları elektrokoagülasyon uygulamasında başlangıç pH değeri 5,2 olan atık suyun KOİ gideriminin pH değeri 3 olan atık suya göre KOİ gideriminde daha etkili olduğunu bulmuştur. Bununla birlikte, başlangıç pH değeri 5,2'den yüksek olduğunda giderim verimliliği sürekli olarak düştüğü gözlemlenmiştir.

Nasrullah vd. (2014) daha yüksek akım yoğunluğunun daha fazla metal iyonu oluşumuyla sonuçlandığını ve bunun da arıtım etkinliğini geliştirdiğini elde etmişlerdir. Elektrokoagülasyon kullanarak, en iyi arıtım en yüksek akım yoğunluğunda %98,07'lik KOİ giderimi olarak bulmuşlardır.

Lessoued vd. (2021) Al elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon işlemiyle sızıntı suyunun arıtılmasını araştırmışlardır. İşlem 100-200 rpm arasındaki karıştırma hızlarında gerçekleştirilmiştir. En iyi sonucu 150 rpm'de %90 KOİ giderimi ile elde etmişlerdir.

Kobya vd. (2003), elektrokoagülasyon prosesinin verimini etkileyen önemli parametrelerinden biri olan pH değerinden yola çıkarak yapılan bir çalışmada pH değeri 6'dan düşük olduğunda KOİ verimi %65, pH değeri 6 'dan yüksek olduğunda ise verimin düştüğünü gözlemlemişlerdir. Bu sonuç, Al anot için ideal pH değerlerinin zayıf asidik ya da nötral ortamlar olduğunu göstermiştir.

Bayramoglu vd. (2006), bir arıtım prosesinde arıtım verimi kadar maliyetin de önemli olduğunu gösteren bir çalışma yapmışlardır. Elektrokoagülasyon ile arıtımı toplam işletme maliyeti açısından değerlendirdiklerinde, demir elektrotlar için maliyeti 0,015$/kgKOİ olarak, Al elektrotlar için maliyeti 0,027$/kgKOİ olarak tespit etmişlerdir.

Sanei ve Mokhtarani (2022), yaptıkları çalışmada biyolojik ön arıtım uygulanmış sızıntı suyuna elektrokoagülasyon ile arıtım gerçekleştirmiştir. Bu araştırmaya göre 120 dakikalık bir süre içinde, 135 rpm'lik bir karıştırma hızında, sızıntı suyu pH'ı 9, akım yoğunluğu 14,4 mA/cm^2, anot/katot yüzey oranı 0,35 olduğunda en yüksek KOİ giderimi %34 ve renk giderim verimi %67 olduğunu tespit etmişlerdir.

5.2. Jeopolimer Üretimi ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

1994 yılında Amerikan Federal Havacılık yönetimi, Richard Lyon iş birliği ile çevre dostu, yangına dayanıklı uçak kompozitleri ve kabin içi uygulamaları geliştirmek için bir araştırma programını hayata geçirmiştir. Bu program için jeopolimer kompozitler en uygun seçenek olarak bulunmuştur (Davidovits, 2008). Bu çalışmaları takiben uçak kabini ve kargo iç mekanları için ilk yanmaz kumaş laminat jeopolimer kompozit, 18 Kasım 1998'de ABD'nin Atlantic City şehrinde, Federal Havacılık İdaresi tarafından desteklenen Uluslararası Uçak Yangın ve Kabin Güvenliği Araştırma Konferansı'nda tanıtılmıştır (Davidovits, 2006).

Avustralya'da Prof. Jannie van Deventer tarafından kurulan 'The Zeobond Group' adında jeopolimer beton üreticisi bir şirket bulunmaktadır. Şirket; yaya kaldırımı, garaj yolu, ev döşemesi ve duvar elementleri inşaatları için E-crete adını verdikleri hazır ve prefabrik jeopolimer beton üretmektedir. Şirket, jeopolimer betonun geleneksel betona kıyasla %50-

80 oranında daha az CO_2 emisyonu gerçekleştiğini belirtmektedir. Ayrıca, jeopolimer betonun gelişmiş yangın direnci olduğunu belgelemişlerdir (De Weerdt, 2011).

Torres-Carrasco ve Puertas (2015), alkali aktivatör için kısmi ikame malzemesi olarak atık camın geri dönüştürülmesini araştırmış ve atık camdan çözünür silikanın jeopolimerizasyon reaksiyonunda jelin bir kısmını oluşturduğunu bulmuşlardır. Bu çalışma, daha fazla atık malzemenin geri dönüştürülmesine de katkıda bulunabilecek alkalin aktivatör ile ilişkili maliyetleri düşürme potansiyeli olduğunu göstermiştir.

Rajini ve Rao (2014), öğütülmüş yüksek fırın cürufu ve uçucu kül oranlarının farklı oranlarda karıştırılması ile üretilen jeopolimerin mekanik özellikler üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Sadece öğütülmüş yüksek fırın cürufu kullanılarak üretilen jeopolimerlerin basınç dayanımlarının geleneksel betondan daha büyük olduğunu bulmuşlardır. Buna karşılık, yalnızca uçucu kül kullanılarak üretilen jeopolimer, geleneksel betondan daha düşük basınç dayanımları elde etmişlerdir.

Pacheco-Torgal vd. (2012), inşaat ve yıkım atıklarının daha yüksek bir yüzdesinin geri dönüştürülmesi için çözüm sağlayabilen jeopolimerik yapılarda bir bileşen olarak ezilmiş ve öğütülmüş beton geri dönüşümünü önermişlerdir. Atığın %100'e kadarını başarılı bir şekilde yeniden kullanan, geri dönüştürülmüş agregalar kullanılarak laboratuvarda hazırlanan beton örneklerinin gerçek dünya koşullarını tam olarak yansıtmadığını öne sürmüştür. Bunun nedeni, laboratuvarda kontrol edilebilen geri dönüştürülmüş betonda bulunan safsızlıklardan kaynaklı olduğu yorumunda bulunmuşlardır. Aynı zamanda jeopolimerik bağlayıcıların dayanımının, agrega etkileşimine daha az ve bağlayıcının kimyasal matris özelliklerine daha fazla bağlı olduğu sonucuna ulaşmışlardır.

Freire vd. (2020) yaptığı çalışmada CO_2 yakalama sürecinde kullanım için metakaolin ile bazı atıkları (uçucu kül, pirinç kabuğu ve kalsine pirinç kabuğu külü) kullanarak kısmi değişiklerle düşük maliyetli jeopolimerler geliştirmişlerdir. Uçucu kül, metakaolin ve NaOH (alkali aktivatör) kullanılarak üretilen jeopolimer malzeme MF-1'in uygun CO_2 adsorpsiyon kapasitesi, yüksek basınç dayanımı ve rejenerasyon performansı ile umut verici bir malzeme olduğunu göstermiştir.

Temuujin vd. (2014) Moğolistan'da yaptıkları bir araştırmada, radyoaktif uçucu külden jeopolimerler geliştirmiş ve nihai jeopolimer bağlayıcının radyoaktivitesinin konut inşaatı için güvenli sınırlar içinde olduğunu bulmuşlardır. Aynı çalışma, ham maddedeki yüksek kalsiyum seviyelerinin jeopolimerin donma-çözülme direncini engellediğini ve bu nedenle bir yapı malzemesi olarak kullanılmasına dair dayanıklılığıyla ilgili endişeleri gidermiştir.

Sun vd. (2013), seramik atıkların geri dönüştürülmesi için yüksek sıcaklıklara maruz kaldıktan sonra çok yüksek basınç dayanımı sergileyen jeopolimerler geliştirmişlerdir. 28 gün boyunca 60 °C' lik bir kürleme sıcaklığına sahip optimum bir jeopolimer karışımı, 71,1 MPa basınç dayanımına ulaşmayı başarmıştır. Jeopolimerin termal direncini belirlemek için bir fırında 2 saat boyunca 100–1000 °C (100 °C' lik artışlarla) sıcaklıklarda daha fazla ısıl işleme tabi tutulmuştur. 100 °C' ye maruz kaldığında, numunenin basınç dayanımı başlangıçta önemli ölçüde düştü. Nihai sıcaklık maruziyeti olan jeopolimerin dayanımının orijinal numuneden çok daha fazla olduğunu bulmuşlardır. Bu durumun gerilimlerin neden olduğu hasar veya mukavemet artışına yol açan ısı maruziyetinden gelişmiş jeopolimerizasyona bağlı olduğu yorumunu yapmışlardır.

6. MATERYAL VE YÖNTEM

6.1. Elektrokoagülasyon Deneyleri

6.1.1. Sızıntı suyu özellikleri ve deney parametreleri

Deneylerde Kütahya Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı suyu kullanılmıştır. Sızıntı suyunun özellikleri Çizelge 6.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 6.1. Düzenli depolama sahası sızıntı suyunun özellikleri

Parametre	Değer	Sınır Değer (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, Tablo 20.6)
pH	7,97	6-9
KOİ (mg/L)	9600	700
Fosfor (mg/L)	2,72	2
Azot (mg/L)	49	20

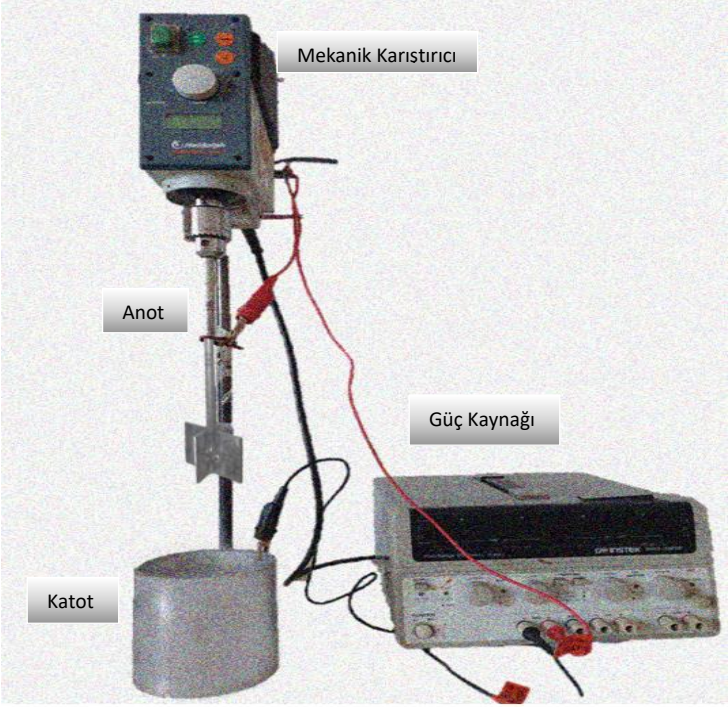
Yapılan analizlerde sırasıyla değerlendirilen parametreler aşağıda verilmiştir.

1. Başlangıç pH değeri (3, 5, 7 ve 9),
2. Akım yoğunluğu (30, 40, 50 ve 60 mA/cm^2),
3. İlave edilen destek elektrolit derişimi (0,025 M NaCl; 0,05 M NaCl; 0,1 M NaCl)
4. Karıştırma hızı (60 rpm, 80 rpm, 100 rpm)

6.1.2. Elektrokoagülasyon deney prosedürü ve KOİ analizi

Elektrokogülasyon prosesinde hem anot hem de katot olarak alüminyum elektrotlar kullanılmıştır. Al katot görevi gören kabın boyutları 10 cm çapında ve 10 cm yüksekliğindedir. Karıştırıcı olarak 4 adet dikdörtgen kanatlı (3 cm x 2,35 cm) alüminyum anot elektrot kullanılmıştır. Toplam yüzey alanı 56,4 cm^2 olarak hesaplanmıştır. Bu değer istenen akım yoğunluklarına göre akım değerini ayarlamada kullanılmıştır. Anot ve katot

elektrotlar, bir güç kaynağının (GW Instek SPD-3606) sırasıyla pozitif ve negatif çıkışlarına bağlanmıştır. Anot elektrodu mekanik karıştırıcıya (Heidolph RZR 2102) yerleştirilmiştir. Elektrik akımını iletmek için anoda bir bakır tel bağlanmıştır. Bu çalışmada kullanılan deney düzeneği Şekil 6.1'de gösterilmiştir.



Şekil 6.1. Elektrokoagülasyon deney düzeneği

Her bir deneyde, katot kabına 500 mL sızıntı suyu aktarılmıştır. İstenen pH değeri 0,1 N H_2SO_4 ve 0,1 N NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Güç kaynağı ve mekanik karıştırıcı istenen değerlere ayarlanmıştır. Mekanik karıştırıcının hızlı karıştırması sayesinde sızıntı suyundaki askıdaki katı maddeler floklar oluşturarak katot kabın dibine doğru çökelmiş ve yüzeye yakın bölgede arıtılmış su kalmıştır. 30 dk ’da bir yüzeydeki bu arıtılmış su 5 mL’lik santrifüj tüplerine alınmıştır. Bu işlem 120 dk’ya kadar sürdürülmüştür. Santrifüj tüplerindeki numuneler 3’er dk 450 rpm’de santrifüjlenmiştir. Elektrokoagülasyon sonucu oluşan çamur, daha sonrasında jeopolimer üretiminde kullanılmak için plastik saklama kaplarında biriktirilmiştir.

KOİ analizi için “Kapalı Geri Akım Titrimetrik Metodu” kullanılmıştır (American Society For Testing And Materials, 1995). Bu metot 40 ile 400mg/L KOİ sınır değerleri için uygulanabilmektedir. Deneylerde kullanılan sızıntı suyunun KOİ değeri 9600 mg/L olduğu

için santrifüjden çıkan numunelere 100 kat seyreltme işlemi yapılarak KOİ tayini yapılmıştır. 100 kat seyreltilen numunelerden 2,5 mL alınarak termoreaktör tüplerine aktarılmıştır. Numune bulunan tüplere 1,5 mL Potasyum Dikromat ($K_2Cr_2O_7$) ve 3,5 mL Gümüş Sülfat/Sülfirik Asit (Ag_2SO_4/kg H_2SO_4) çözeltileri eklenerek termoreaktörde (Lovibond ET 125 SC) 150 °C'de 2 saat boyunca karışım ısıtılmıştır. 2 saat sonunda termoreaktörden çıkarılan tüpler oda sıcaklığına ulaşıncaya dek soğutulmuştur (Şekil 6.2). Ferroin indikatör kullanılarak numuneler mikro büretteki Demir(II) Amonyum Sülfat ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 . 6H_2O$ (DAS) çözeltisi ile titre edilmiştir (Şekil 6.3).

Şekil 6.2. Termoreaktör sonrası KOİ analizine hazır numuneler

Şekil 6.3. Titrasyon ile KOİ tayini

6.1.3. Hesaplamalar

Yapılan titrasyon sırasında harcanan DAS miktarı ile KOİ miktarı belirlenmiştir. KOİ miktarı ve % giderim sırasıyla Eşitlik 6.1 ve 6.2 ile gösterilmiştir.

$$KO\dot{I} = \frac{(V_1 - V_2)\ x\ M\ x\ 8000}{V_0} \tag{6.1}$$

V_1 : Kör numune için sarf edilen DAS hacmi (mL),

V_2 : Numune için sarf edilen DAS hacmi (mL),

V_0 : Analiz edilen numune hacmi (mL)

M : DAS molaritesi

8000 : Oksijenin milieşdeğer ağırlığı x 1000 mL/L

$$\%\ Giderim = \frac{C_0 - C}{C_0}\ x\ 100 \tag{6.2}$$

C_0 : Kirleticinin başlangıç derişimi

C : Kirleticinin reaksiyon süresi sonundaki derişimi

Deneyler esnasında tüketilen elektrik enerjisi Eşitlik 6.3 kullanılarak hesaplanmıştır.

$$E_T = \frac{U\ x\ I\ x\ t}{V} 10^{-3} \tag{6.3}$$

E_T : Enerji tüketimi (kWh/m^3)

U : Uygulanan voltaj (V)

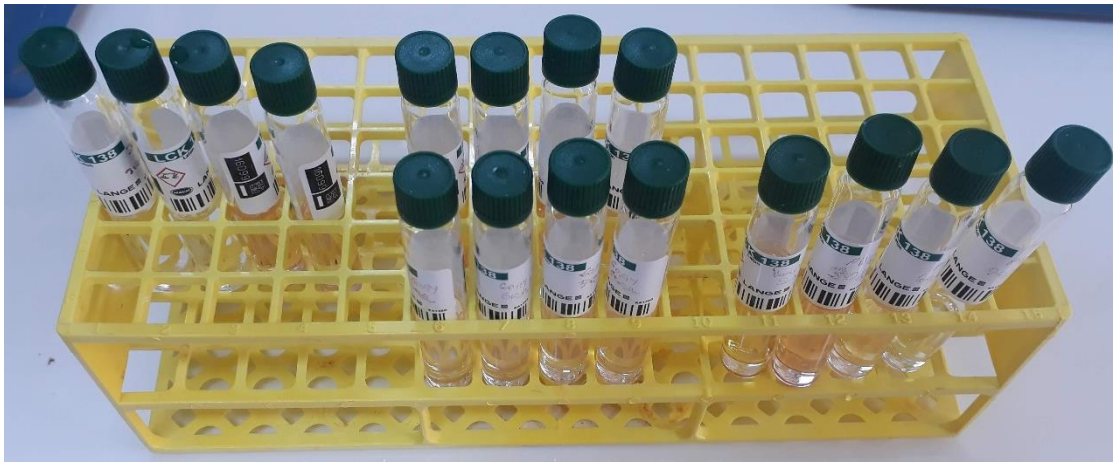
I : Akım (A)

t : Zaman (sa)

V : Atık su hacmi (m^3)

6.1.4. Azot ve fosfor analizi

KOİ analizinin yanı sıra kirletici parametresi olarak fosfor ve azot ölçümleri de yapılmıştır. Bu ölçümler toplam azot ve toplam fosfor kitleri (LCK 349, LCK 138) kullanılarak Hach Lange Dr 2800 Spektrofotometre cihazı ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 6.4 ve 6.5).



Şekil 6.4. Toplam azot analiz tüpleri

Şekil 6.5. Hach Lange Dr 2800 Spektrofotometre cihazı

6.2. Jeopolimer

6.2.1. Jeopolimer üretim yöntemi ve materyalleri

Jeopolimerizasyon sürecinde, kondenzasyon reaksiyonları alüminyum tarafından başlatılmaktadır. Bu nedenle, başlangıç hammaddelerinin yüksek Al içeriğine sahip olması istenmektedir (Peng vd., 2015). Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotlar kullanıldığı için elde edilen alüminyum içerikli atık malzemenin jeopolimerizasyon prosesinde değerlendirilmesi amaçlanmaktadır.

Zonguldak Çatalağzı Termik Santralinden temin edilen F sınıfı kömür uçucu külü, yüksek silisyum ve alüminyum içeriğinden dolayı jeopolimer üretiminde kullanılmıştır (Çizelge 6.2). Alkali aktivatör olarak 14 M NaOH kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon sonucu elde edilen atık çamur (Şekil 6.6) etüvde kurutulup jeopolimer üretimine dahil edilmiştir. %1, %3, %5 oranında atık çamur içeren jeopolimer numuneleri ve referans numunesi üretilmiştir (Çizelge 6.2). Uçucu kül, atık madde ve NaOH ile elde edilen karışımlar çelik dikdörtgen kalıplara dökülmüş ve 100 °C sıcaklıkta 24 saat kür edilmiştir. Kürleme sonrası jeopolimer macunu laboratuvar koşullarında 28 gün boyunca dinlendirilerek karakterizasyon analizleri için taşlaşması beklenmiştir. Jeopolimerlerin son hali Şekil 6.7'deki gibidir.

Çizelge 6.2. Uçucu külün XRF analiz sonucu

Oksit içeriği	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	SO_3	Na_2O	K_2O	K.K*
Yüzde bileşimi	57,2	25,1	7,3	1,7	1,8	0,2	0,4	4,8	1,6

*K.K: Kızdırma kaybı

Çizelge 6.3. Jeopolimer malzemelerin içeriği

Uçucu kül miktarı (g)	***NaOH miktarı (g)***	***Atık madde (g)***	***Atık madde %***
900	450	-	Referans
900	450	9	%1
900	450	27	%3
900	450	45	%5

Şekil 6.6. Elektrokoagülasyon sonucu oluşan atık çamur

Şekil 6.7. Jeopolimer numunesi

6.2.2. Jeopolimer karakterizasyon testleri

6.2.2.1. X-ışını floresans spektrometresi (XRF) analizi

XRF spektrometresi malzeme içeriğini elementel olarak belirlemede kullanılan önemli yöntemlerden biridir. Si, Al, Ti, Mn, Mg… gibi ana element oksitleri yüzde (%) ağırlık cinsinden analiz edebilir. Üretilen jeopolimerler Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezi (ARUM) da bulunan Panalytical ZETIUM marka XRF cihazı ile katı numune metodu kullanılarak analiz edilmiştir.

6.2.2.2. X-ışını difraktometresi (XRD) analizi

Analizler ARUM'da bulunan Panalytical EMPYREAN marka XRD cihazı ile gerçekleştirilmiştir. Kristal fazlar, CuKα radyasyon ile 45-kV ve 35-mA'de 10°-80° arasında değişen difraksiyon açılarında 2θ'da tespit edilmiştir.

6.2.2.3. Fourier dönüşümlü kızılötesi spektrometresi (FTIR) analizi

FTIR, kızılötesi ışık kullanarak titreşimler vasıtasıyla malzemenin içeriğindeki moleküllerin tespitinde kullanılır. Üretilen jeopolimerin FTIR analizi ARUM'da bulunan Perkin Elmer Spectrum Two cihazı ile gerçekleştirilmiştir. Analizler KBr pellet yöntemiyle 400- 4000 cm^{-1} dalga sayısı aralığında 4 cm^{-1} çözünürlükte gerçekleştirilmiştir.

6.2.2.4. İndüktif eşleşmiş plazma-kütle spektroskopisi (ICP-MS) analizi

ICP-MS analizi, solüsyon halinde bulunan numuneye uygulanarak iz element tayini gibi milyarda bir (ppb) ve daha düşük miktarda bulunan elementlerin tespitinde tercih edilir. ARUM'da bulunan Thermo iCAP RQ marka ICP-MS cihazı ile jeopolimerlerin analizleri yapılmıştır.

6.2.2.5. Nükleer manyetik rezonans spektrometresi (NMR) analizi

NMR, moleküllerin elektromanyetik dalgaları absorplayarak uyarılması sonra da temel düzeye gelmesi sırasında ortaya çıkan enerji farkını analiz eder (Dinçer, 2020). ARUM Merkezi laboratuvarı NMR bölümünde bulunan JEOL ECZ500R (11.75 Tesla) marka NMR cihazı ile jeopolimer analizleri gerçekleştirilmiştir.

6.2.2.6. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve EDS spektrum analizi

Jeopolimerlerin yüzeyindeki topografinin görüntülenmesi ve kompozisyonu hakkında bilgi edinmek için SEM analizi gerçekleştirilmiştir. ARUM laboratuvarında bulunan Hitachi Regulus 8230 FE-SEM cihazı ile analizler gerçekleştirilmiştir. SEM cihazındaki EDS sistemi ile seçilmiş alan X-ışını haritalanması yapılmıştır.

7. BULGULAR VE TARTIŞMA

7.1. Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyon ile Arıtımı

7.1.1. Başlangıç pH'ının etkisi

Sızıntı suyu arıtım uygulamalarında en önemli parametrelerden biri sızıntı suyunun başlangıç pH değeri olduğuna literatürde yer verilmiştir. Asidik, nötr ya da bazik ortamlarda daha iyi arıtım gerçekleşebilir. Deneylerde kullanılan atık su 9600 mg/L KOİ derişimine sahip kirliliği çok yüksek bir sızıntı suyudur. Başlangıç pH'ın KOİ giderimi üzerindeki etkisi 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda incelenmiştir. Elektrokoagülasyon sırasında mekanik karıştırıcı 80 rpm'de çalıştırılmıştır. Sızıntı suyunun pH'ını istenen 3, 5, 7 ve 9 seviyelerine ayarlamak için deneyde 0,1 N H_2SO_4 ve 1 N NaOH kullanılmıştır. Başlangıç pH değerlerinin zamana bağlı değişimi Çizelge 7.1 ve Şekil 7.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 7.1. Elektrokoagülasyon boyunca başlangıç pH değerlerinin zamana bağlı değişiminin deneysel sonuçları (Akım Yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

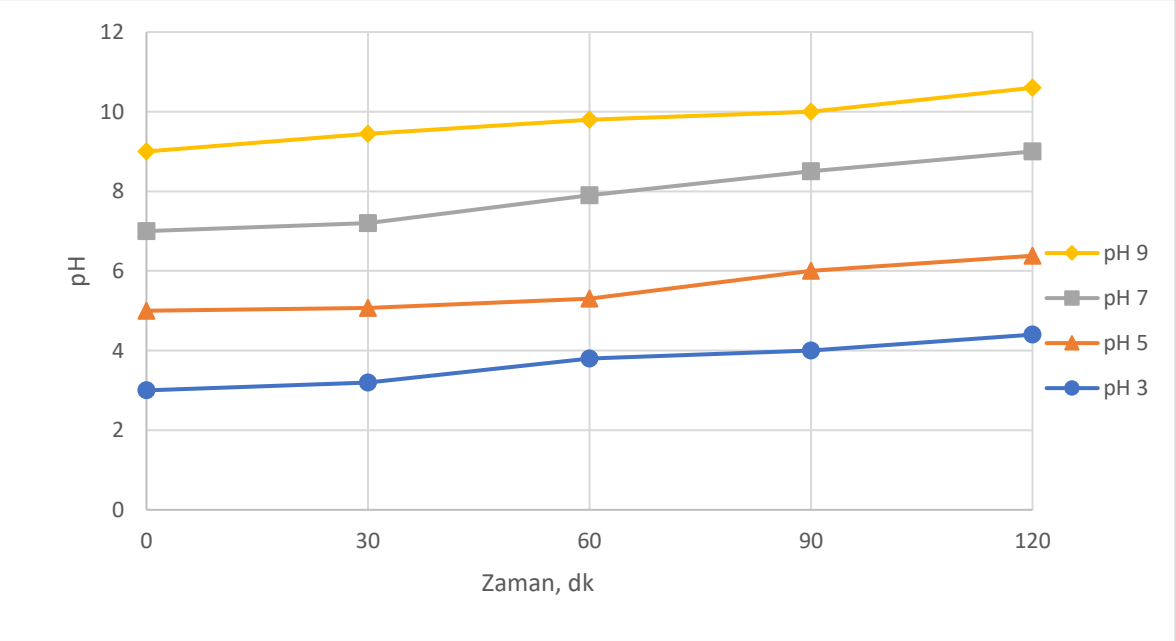
Zaman (dk)	pH 3	pH 5	pH 7	pH 9
0	3,00	5,00	7,00	9,00
30	3,20	5,07	7,20	9,44
60	3,80	5,30	7,90	9,80
90	4,00	6,00	8,50	10,00
120	4,40	6,38	9,00	10,60

Çizelge 7.2. Başlangıç pH'ın KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman (dk)	pH 3	pH 5	pH 7	pH 9
0	9600,00	9600,00	9600,00	9600,00
30	7008,00	5760,00	7579,20	7975,68
60	4800,00	3200,00	6905,28	7827,84
90	3840,00	2400,00	6315,84	7089,60
120	2194,56	1440,00	4547,52	6276,48

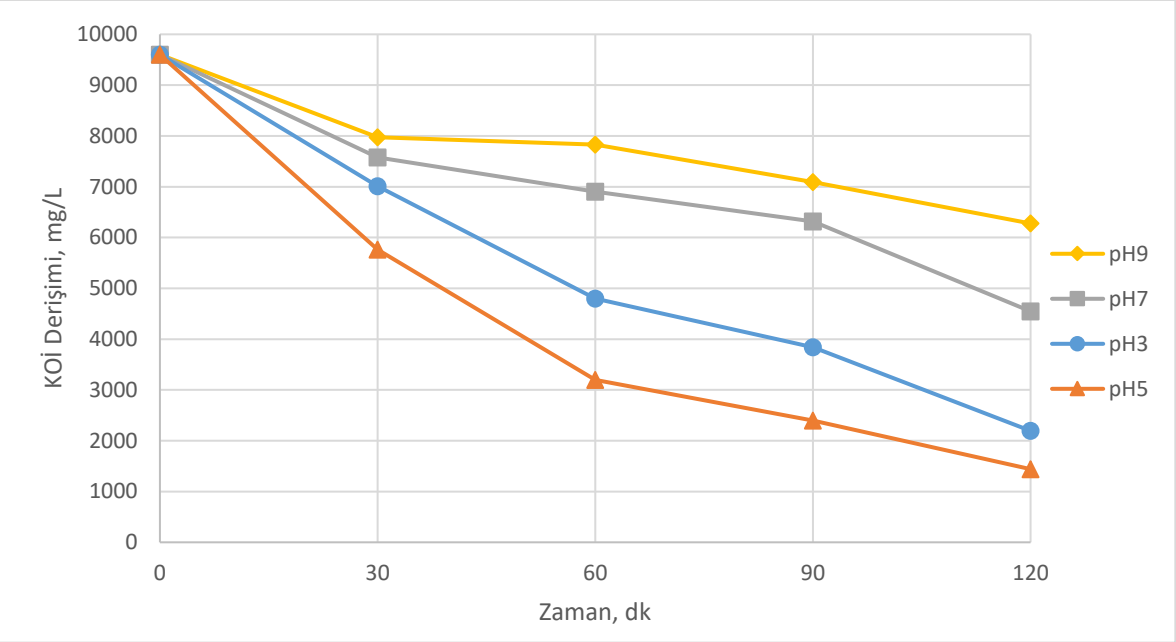
Çizelge 7.3. Başlangıç pH'ın KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman	pH 3	pH 5	pH 7	pH 9
0	0,00	0,00	0,00	0,00
30	27,00	40,00	21,05	16,92
60	50,00	66,67	28,07	18,46
90	60,00	75,00	34,21	26,15
120	77,14	85,00	52,63	34,62

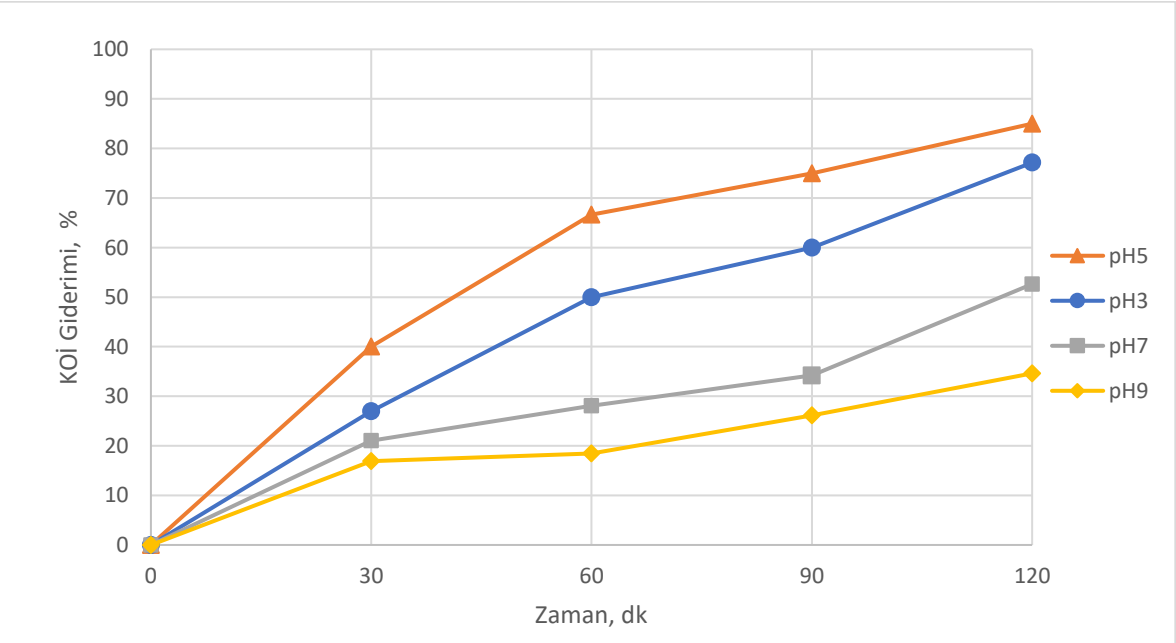


Şekil 7.1. Elektrokoagülasyon boyunca pH değişimi

Elektrokoagülasyon sırasında, katotta hidroksil iyonları üretildiği için pH sürekli değişmiştir. Bu değişim hidroksitin bazik özelliğinden dolayı pH değerinin artışı şeklinde gerçekleşmiştir. Çizelge 7.2. ve Şekil 7.2'de görüldüğü gibi KOİ giderimi asidik pH'larda daha iyi sonuçlar vermiştir.



Şekil 7.2. Başlangıç pH'ın KOİ derişimine etkisi



Şekil 7.3. Başlangıç pH'ın KOİ giderimine etkisi

KOİ derişimi 9600 mg/L olan sızıntı suyunun 120 dakikalık elektrokoagülasyonu sonucunda pH 3, 5, 7, 9 değerleri için sırasıyla KOİ derişimleri 2194,56 mg/L, 1440 mg/L, 4547,52 mg/L ve 6276,48 mg/L olarak bulunmuştur. Çizelge 7.3'te görüldüğü gibi KOİ giderim yüzdeleri ise %77,14; %85, 52; %63 ve %34,62 olarak hesaplanmıştır (Şekil 7.3). Yapılan deneylere göre en iyi KOİ gideriminin pH 5'te gözlenmiştir. Fazla asidik ortam ile bazik ortamlarda sızıntı suyunun giderimin azaldığı sonucuna ulaşılmıştır. Asidik pH değerinde ortama salınan koagülant çözünmediği için kirleticiler daha iyi tutulmuştur.

7.1.2. Akım yoğunluğunun etkisi

Ortama salınan alüminyum miktarını belirleyen en önemli çalışma parametresi akım yoğunluğudur. Başlangıç pH değerinin KOİ giderimi üzerindeki etkisi incelendiğinde en iyi giderim pH 5'te olduğu için akım yoğunluğu analizleri bu pH değerinde gerçekleştirilmiştir. 30, 40, 50 ve 60 mA/cm^2 akım yoğunluklarıyla bir dizi deney yapılmıştır. Mekanik karıştırıcı her bir deneyde 80 rpm'de çalıştırılmıştır. Akım yoğunluğu ile çözünen malzeme miktarı arasındaki ilişki olarak gösterilen Faraday Yasası'na göre (Eşitlik 7.1), akım yoğunluğu arttıkça KOİ gideriminde de paralel şekilde bir artış gözlenmiştir.

$$m = \frac{i\ x\ t\ x\ M}{n\ x\ F} \tag{7.1}$$

Burada m, çözünmüş alüminyumun kütlesi(Al g/cm^2); i, akım yoğunluğu (mA/cm^2); t, zaman(s); M, Al'in moleküler ağırlığı (M = 27 g/mol); n, oksidasyon reaksiyonunda yer alan elektronların sayısı (n = 3); ve F, Faraday sabiti (96.500 C/mol).

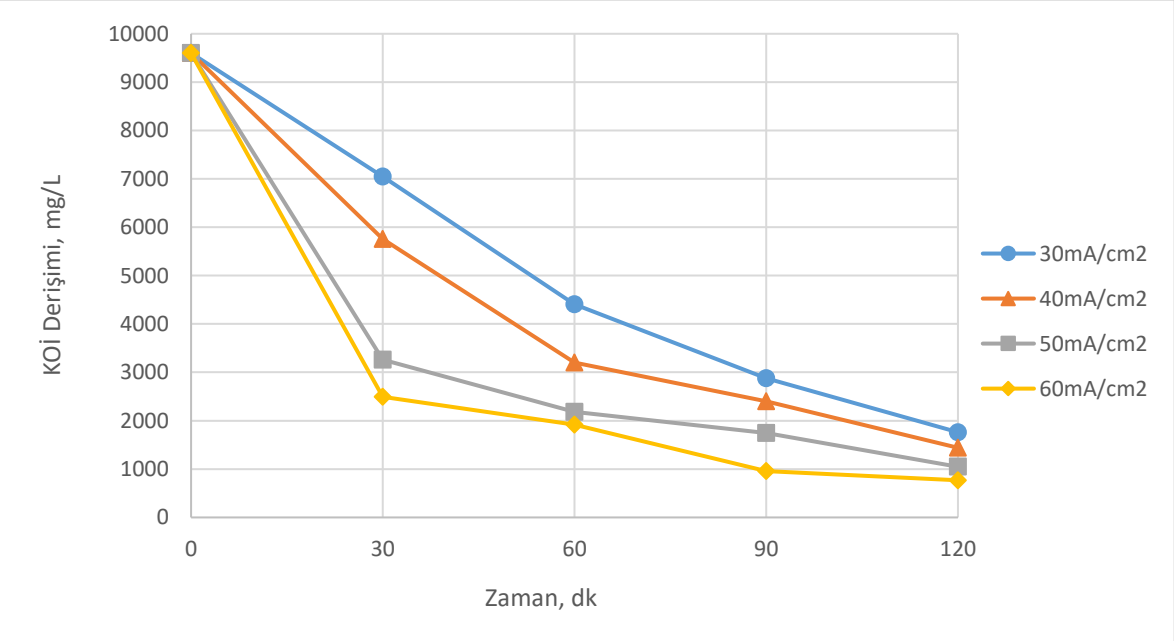
Çizelge 7.4. Akım yoğunluğunun KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman	30 mA/cm^2	40 mA/cm^2	50 mA/cm^2	60 mA/cm^2
0	9600,00	9600,00	9600,00	9600,00
30	7045,44	5760,00	3264,00	2496,00
60	4403,52	3199,68	2182,08	1920,00
90	2880,00	2400,00	1745,28	960,00
120	1761,60	1440,00	1047,36	768,00

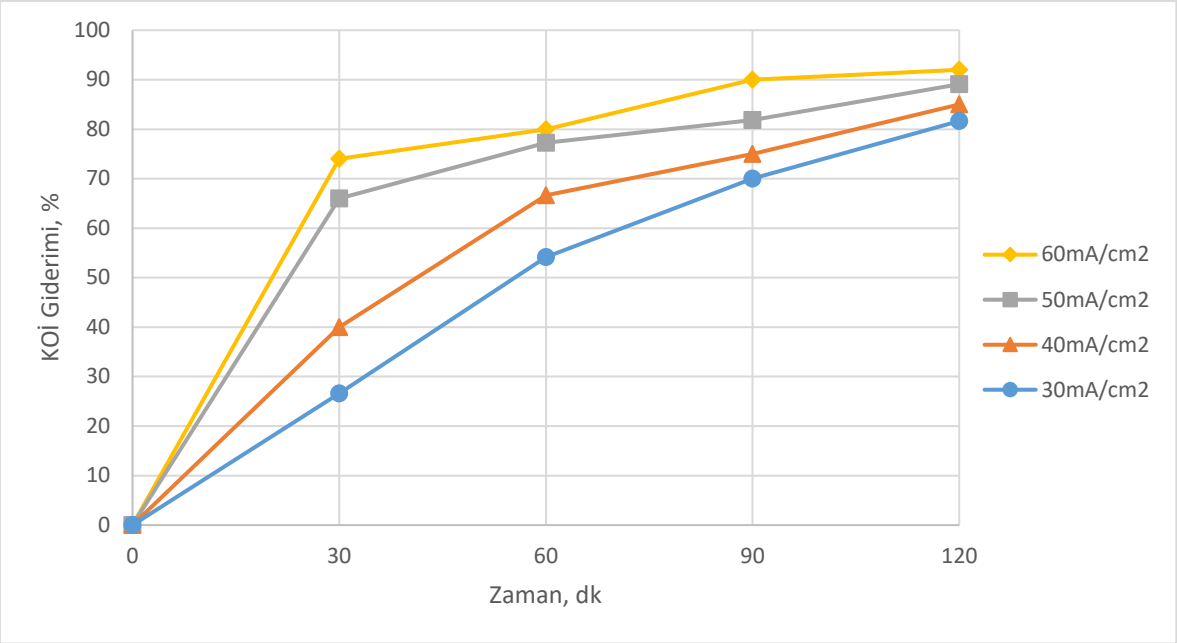
Çizelge 7.5. Akım yoğunluğunun KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman	30 mA/cm2	40 mA/cm2	50 mA/cm2	60 mA/cm2
0	0,00	0,00	0,00	0,00
30	26,61	40,00	66,00	74,00
60	54,13	66,67	77,27	80,00
90	70,00	75,00	81,82	90,00
120	81,65	85,00	89,09	92,00

Faraday Yasasına göre akım yoğunluğu arttıkça çözünmüş iyon miktarı artmıştır. Atık suyun her yerine yeterli akım taşındığında, çözünmüş metal iyonlarının hidrolizi sonucunda metalik hidroksit türleri oluşmuştur. İyon miktarının artışı ile askıdaki kirletici maddelerin birbirine tutunarak flok haline gelmesi kolaylaşmıştır. Sonuç olarak, flok oluşumu artarken atık sudaki KOİ giderimi de artmıştır. 30, 40, 50 ve 60 mA/cm^2'de 120 dakikalık elektrokoagülasyondan sonucunda 9600 mg/L olan KOİ derişimi sırasıyla 1761,6 mg/L, 1440 mg/L, 1047,36 mg/L ve 768 mg/L KOİ derişimlerine kadar azaldığı tespit edilmiştir (Çizelge 7.4). KOİ giderim verimleri ise sırasıyla %81,65, %85, %89,09 ve %92 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 7.5). En yüksek giderimi 60 mA/ cm^2'de gerçekleşmiştir. (Şekil 7.4-7.5).



Şekil 7.4. Akım yoğunluğunun KOİ derişimine etkisi



Şekil 7.5. Akım yoğunun KOİ giderimine etkisi

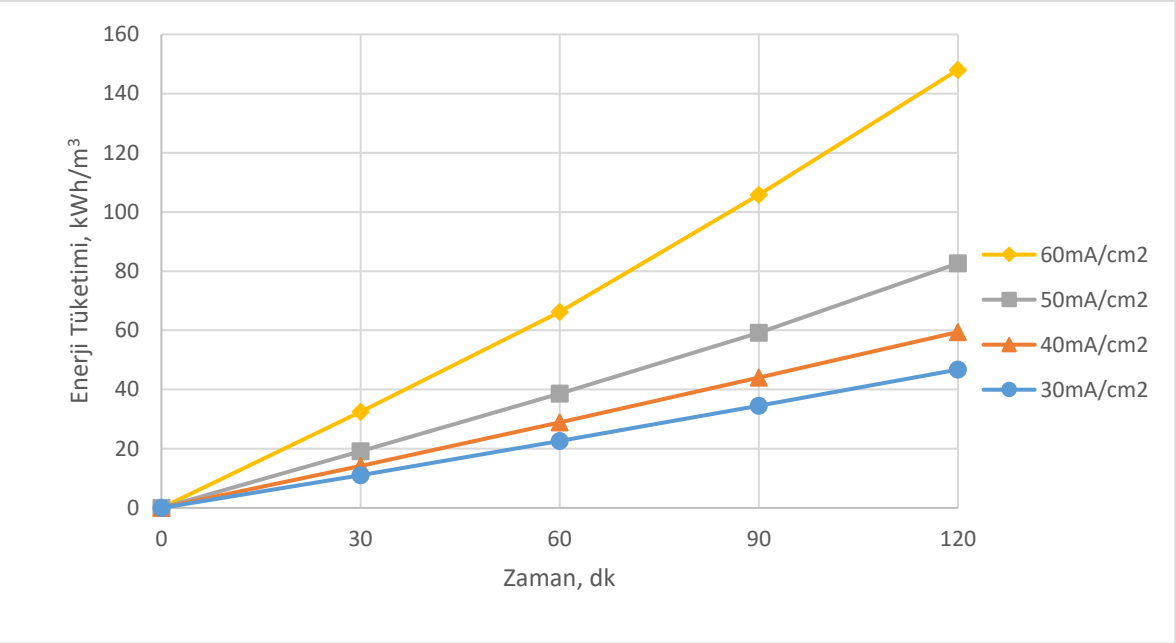
Çizelge 7.6. Farklı akım yoğunluklarına göre hesaplanan enerji tüketim sonuçları (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

	30 mA/cm²		**40 mA/cm²**		**50 mA/cm²**		**60mA/cm²**	
	1,7 A		2,26 A		2,82 A		3,38 A	
Zaman (dk)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m³)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m³)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m³)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m³)
0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	6,5	11,050	6,3	14,238	6,8	19,176	9,6	32,448
60	6,8	22,610	6,5	28,928	6,9	38,634	10,0	66,248
90	7	34,510	6,7	44,070	7,3	59,220	11,7	105,794
120	7,2	46,750	6,8	59,438	8,3	82,626	12,5	148,044

Artan akım yoğunluğu ile giderim artmasına rağmen enerji tüketiminde artış gözlenmiştir. Çünkü, akım yoğunluğundaki artış, sistemin akımını arttırdığı gibi voltajı da dolaylı olarak arttırmıştır. Proses boyunca uygulanan voltaj, kullanılan elektrik enerjisini arttırdığı için deneylerde kritik bir öneme sahiptir. Bunun nedeni, elektrokoagülasyon sırasında kullanılan elektrik enerjisinin önemli bir işletme gideri olmasıdır. Sonuç olarak, istenilen giderim verimi ile enerji tüketimi arasında bir optimizasyon yapılması gerekmiştir.

Eşitlik (6.3)'de gösterildiği gibi, enerji tüketimi elektrokoagülasyon süresine, kullanılan voltaj ve akıma bağlıdır. Hesaplamalar ilgili eşitliğe göre yapılmıştır.

Enerji tüketimleri 30, 40, 50 ve 60 mA/cm^2 için 120 dakika sonunda sırasıyla 46,75 ; 59,438; 82,626; 148,044 kWh/m^3 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 7.6). Akım yoğunluğu ile sistemdeki enerji tüketimi paralel olarak artarken KOİ giderimi de artmıştır (Şekil 7.6). Bulgulara göre gerçekleşen yüksek enerji tüketimi, bir sonraki aşama olarak destek elektrolit ilavesine yönlendirmiştir.



Şekil 7.6. Farklı akım yoğunlukları için enerji tüketimi

7.1.3. Destek elektrolit derişiminin etkisi

Elektrolitik hücrelerde çözelti iletkenliğinin hücre voltajı, akım verimliliği ve enerji kullanımı üzerinde etkisi bulunmaktadır. Bu nedenle, bir elektrokimyasal hücrede elektrik enerjisi tasarrufu için atık suyun elektriksel iletkenliği çok önemli bir faktör olarak karşımıza çıkmaktadır. Atık suyun elektriksel iletkenliği düşük olduğunda, bir anot ve bir katot arasındaki yüksek ohm direncinin üstesinden gelmek için daha fazla enerjiye ihtiyaç duyulmaktadır (Choua vd., 2009). İletkenliği yüksek atık suda ise voltaj azalırken, enerji tasarrufu da artmış olmaktadır. Yapılan deneylerde atık suyun elektriği daha etkili bir şekilde iletmesine yardımcı olmak için destekleyici elektrolit olarak NaCl kullanılmıştır. Önceki

analizlerdeki enerji tüketimi ve KOİ giderimi göz önünde bulundurularak deneylere 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda ve pH 5 değerinde devam edilmesine karar verilmiştir.

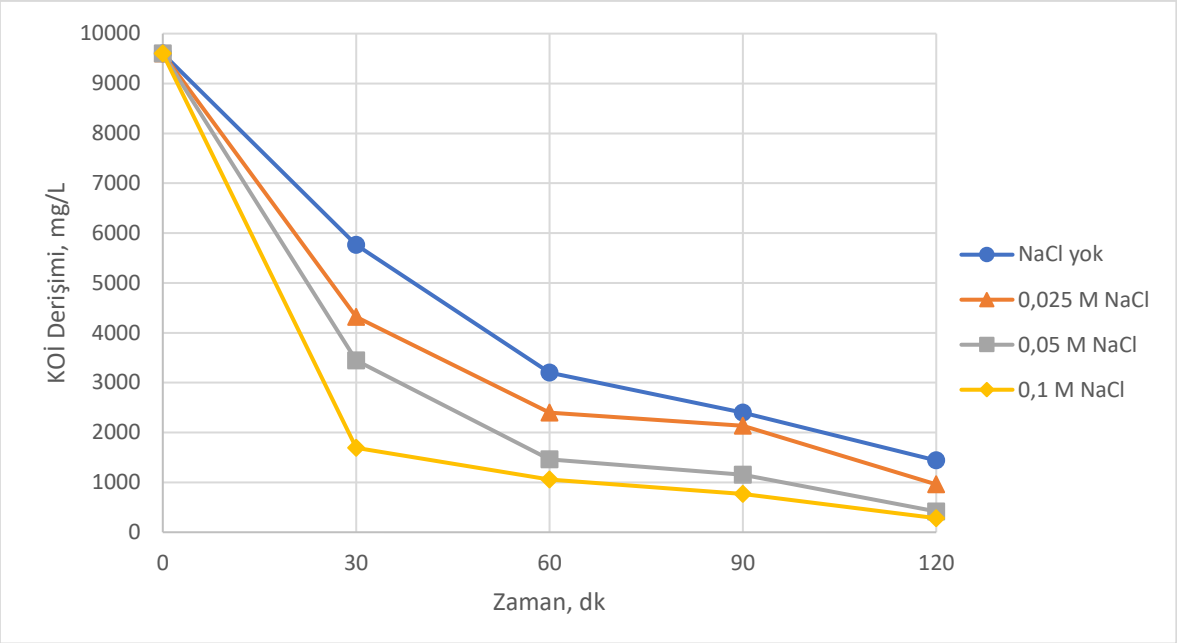
Çizelge 7.7. Destek elektrolit derişiminin KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm)

Zaman	NaCl yok	0,025 M NaCl	0,05 M NaCl	0,1 M NaCl
0	9600,00	9600,00	9600,00	9600,00
30	5760,00	4320,00	3443,52	1694,40
60	3200,00	2400,00	1461,12	1056,00
90	2400,00	2133,12	1152,00	768,00
120	1440,00	960,00	417,60	282,24

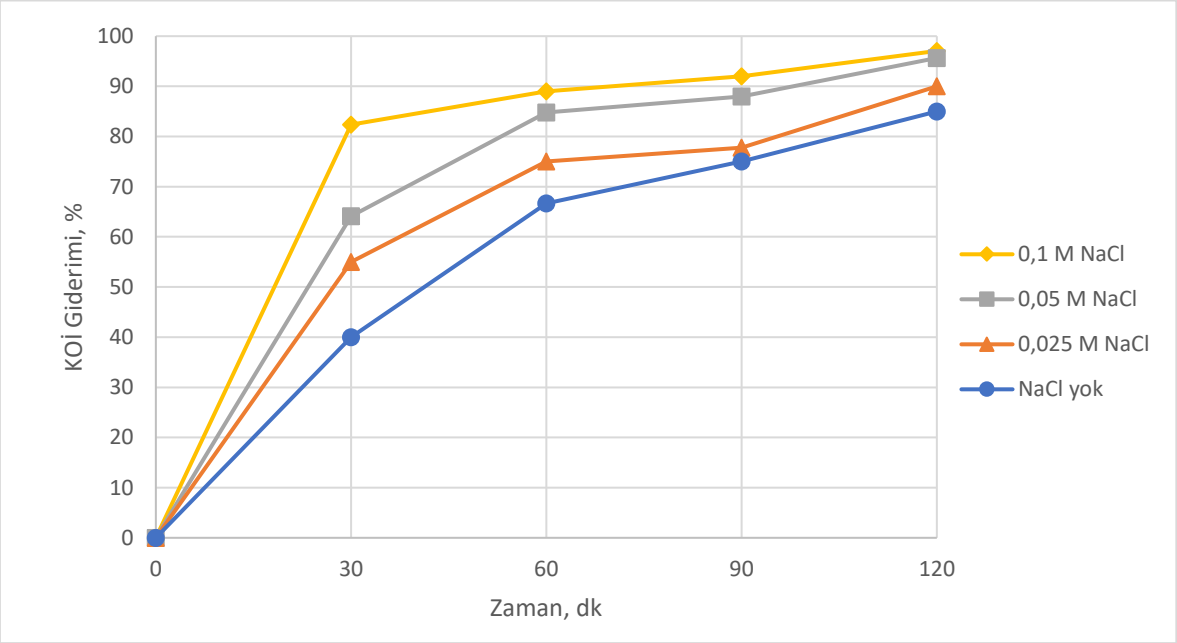
Çizelge 7.8. Destek elektrolit derişiminin KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm)

Zaman	NaCl yok	0,025 M NaCl	0,05 M NaCl	0,1 M NaCl
0	0,00	0,00	0,00	0,00
30	40,00	55,00	64,13	82,35
60	66,67	75,00	84,78	89,00
90	75,00	77,78	88,00	92,00
120	85,00	90,00	95,65	97,06

Destek elektroliti olarak seçilen NaCl, sızıntı suyuna 0,025 M, 0,05 M ve 0,1 M derişimlerinde ilave edilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi sonucunda NaCl ilavesi olmadan 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda ve pH 5 değerinde KOİ derişimi 1440 mg/L iken NaCl ilavesi ile derişim miktarı arttıkça KOİ derişimleri sırasıyla 960 mg/L; 417,6 mg/L ve 282,24 mg/L olarak bulunmuştur (Çizelge 7.7). KOİ gideriminin etkinliği, NaCl derişimi arttıkça arttığı tespit edilmiştir (Çizelge 7.8). Ayrıca, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre, sızıntı suyu deşarj kriteri olan 700 mg/L (Çizelge 6.1) değerinin altında iki veri elde edilmiştir. Bu veriler 0,05 M ve 0,1 M NaCl ilavesi ile gerçekleşen deneyler sonucu gözlenmiştir (Şekil 7.7). 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda pH 5 değerinde NaCl olmadan %85 olan giderim verimliliği, 0,1 M NaCl eklendiğinde %97,06'ya yükselmiştir (Şekil 7.8). NaCl derişiminin arttırılması hem kimyasal oksidasyonu hem de elektrokoagülasyonu iyileştirmiştir.



Şekil 7.7. Destek elektrolit derişiminin KOİ derişimine etkisi

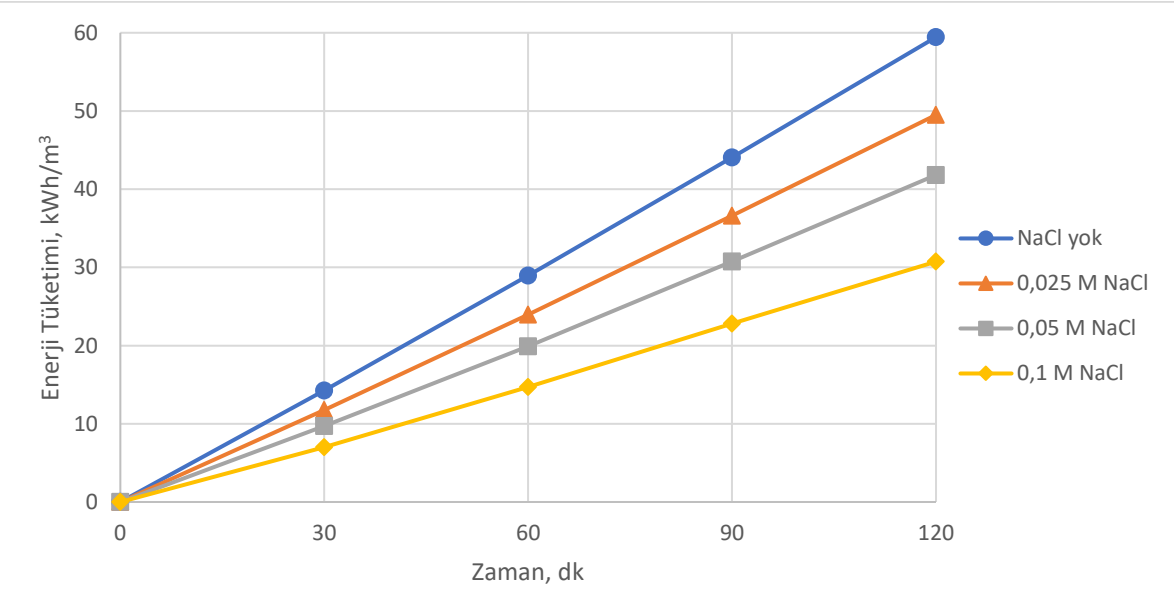


Şekil 7.8. Destek elektrolit derişiminin KOİ giderimine etkisi

Çizelge 7.9. Destek elektrolit derişimlerine göre hesaplanan enerji tüketim sonuçları (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), Karıştırma hızı: 80 rpm)

	NaCl yok		**0,025 M NaCl**		**0,05 M NaCl**		**0,1 M NaCl**	
	2,26 A		2,26 A		2,26 A		2,26 A	
Zaman (dk)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m^3)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m^3)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m^3)	Volt(V)	Enerji Tüketimi (kWh/m^3)
0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	6,3	14,238	5,2	11,752	4,3	9,718	3,1	7,006
60	6,5	28,928	5,4	23,956	4,5	19,888	3,4	14,690
90	6,7	44,070	5,6	36,612	4,8	30,736	3,6	22,826
120	6,8	59,438	5,7	49,494	4,9	41,810	3,5	30,736

NaCl destek elektrolitinin varlığı KOİ giderimini artırırken enerji tüketimini azaltmıştır. Sızıntı suyuna ilave edilen tüm NaCl derişimlerindeki enerji tüketiminin NaCl içermeyen ortama göre daha az olduğu sonucuna varılmıştır (Çizelge 7.9). Destek elektrolit derişiminde artış gerçekleştikçe enerji tüketiminde giderek azalma meydana gelmiştir (Şekil 7.9). NaCl olmadan 40 mA/cm^2 akım yoğunluğundaki enerji tüketimi 59,438 kWh/m^3 değerindeyken, 0,1 M NaCl ilavesiyle 30,736 kWh/m^3 değerine düşmüştür.



Şekil 7.9. Destek elektrolit derişimine göre enerji tüketimi

7.1.4. Karıştırma hızının etkisi

Koagülant, kabarcıklar ve kirleticiler arasındaki çarpışmaların sıklığı karıştırma koşullarına bağlıdır. Bu nedenle, hem kirletici giderme yöntemlerinin hem de ilgili taşıma özelliklerinin elektrokoagülasyon reaktörü içindeki karıştırma durumundan önemli ölçüde etkilendiği ortaya çıkmaktadır (Liu vd., 2017). Karıştırma hızının KOİ giderimi üzerindeki etkisi, 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda pH 5 değerinde 0,1 M NaCl varlığında 60, 80 ve 100 rpm karıştırma hızlarında değerlendirilmiştir (Çizelge 7.10-7.11).

Çizelge 7.10. Karıştırma hızının KOİ derişimi (mg/L) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), NaCl: 0,1 M)

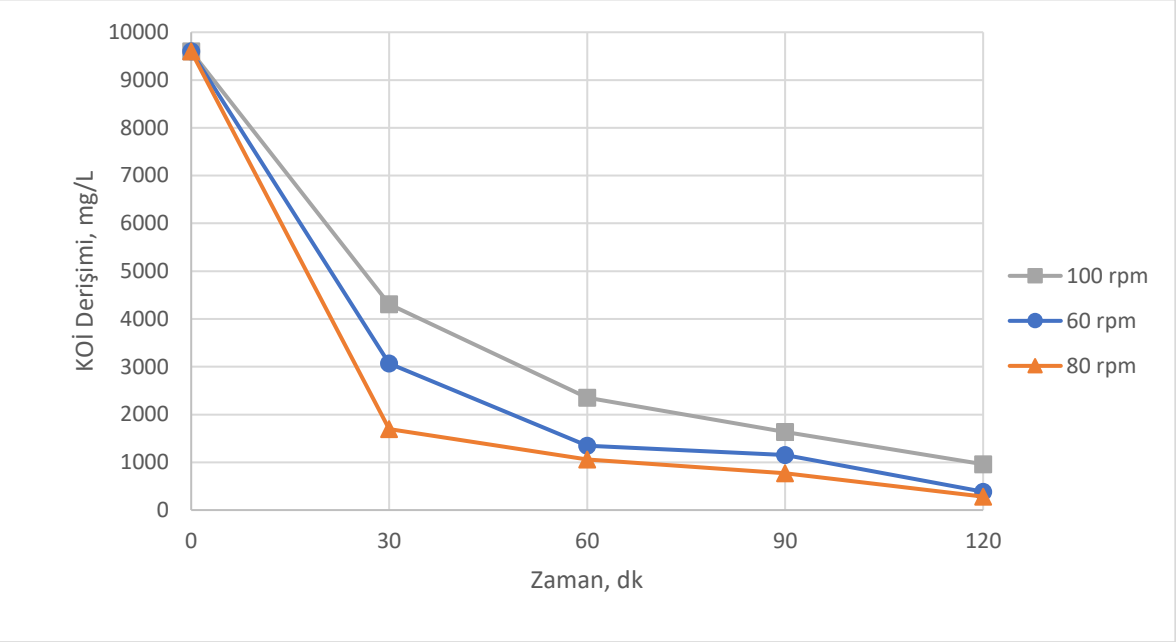
Zaman	60 rpm	80 rpm	100 rpm
0	9600,00	9600,00	9600,00
30	3072,00	1694,40	4310,40
60	1344,00	1056,00	2351,04
90	1152,00	768,00	1632,00
120	384,00	282,24	960,00

Çizelge 7.11. Karıştırma hızının KOİ giderimi (%) üzerindeki etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Akım yoğunluğu: 40 mA/cm^2 (2,26 A), NaCl: 0,1 M)

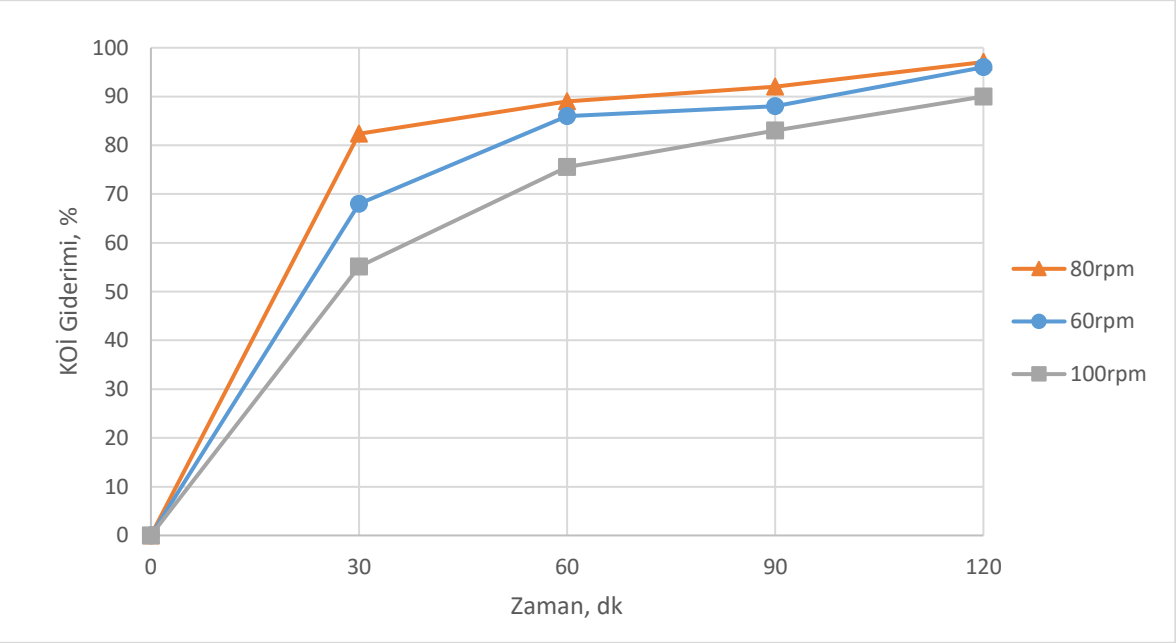
Zaman	60 rpm	80 rpm	100 rpm
0	0,00	0,00	0,00
30	68,00	82,35	55,10
60	86,00	89,00	75,51
90	88,00	92,00	83,00
120	96,00	97,06	90,00

60 rpm ile 80 rpm kıyaslandığında, 80 rpm karıştırma hızının tüm elektrokoagülasyon hücresi boyunca alüminyum hidroksit türlerinin dağılımını arttırdığı gözlenmiştir. Hız 100 rpm'e yükseltildiğinde oluşan floklar dağılmıştır ve bu da giderim verimini düşürmüştür. KOİ derişimleri 120 dk sonunda 60 ve 80 rpm karıştırma hızlarında sırasıyla 384 ve 282,24 mg/L olup, 700 mg/L (Çizelge 6.1) olan deşarj kriterini sağlarken 100 rpm karıştırma hızında 960 mg/L'de kalmıştır (Şekil 7.10). KOİ giderimleri karıştırma

hızı arttıkça %96, %97,06 ve %90 olarak hesaplanmıştır (Şekil 7.11). En iyi giderim 80 rpm karıştırma hızında %97,06 oranında elde edilmiştir.



Şekil 7.10. Karıştırma hızının KOİ derişimine etkisi



Şekil 7.11. Karıştırma hızının KOİ giderimine etkisi

7.1.5. Fosfor ve azot gideriminde akım yoğunluğunun etkisi

Bu kapsamda yapılan çalışmalarda, farklı akım yoğunluklarında gerçekleştirilen elektrokoagülasyon işlemi sonucunda sızıntı suyundaki fosfor ve azot miktarlarındaki değişim değerlendirilmiştir. Analizler pH 5 değerinde NaCl içermeyen sızıntı suyu üzerinde yapılmıştır. Hach Lange Dr 2800 Spektrofotometre cihazı ile okunan değerler Çizelge 7.12 ve Çizelge 7.13'te verilmiştir.

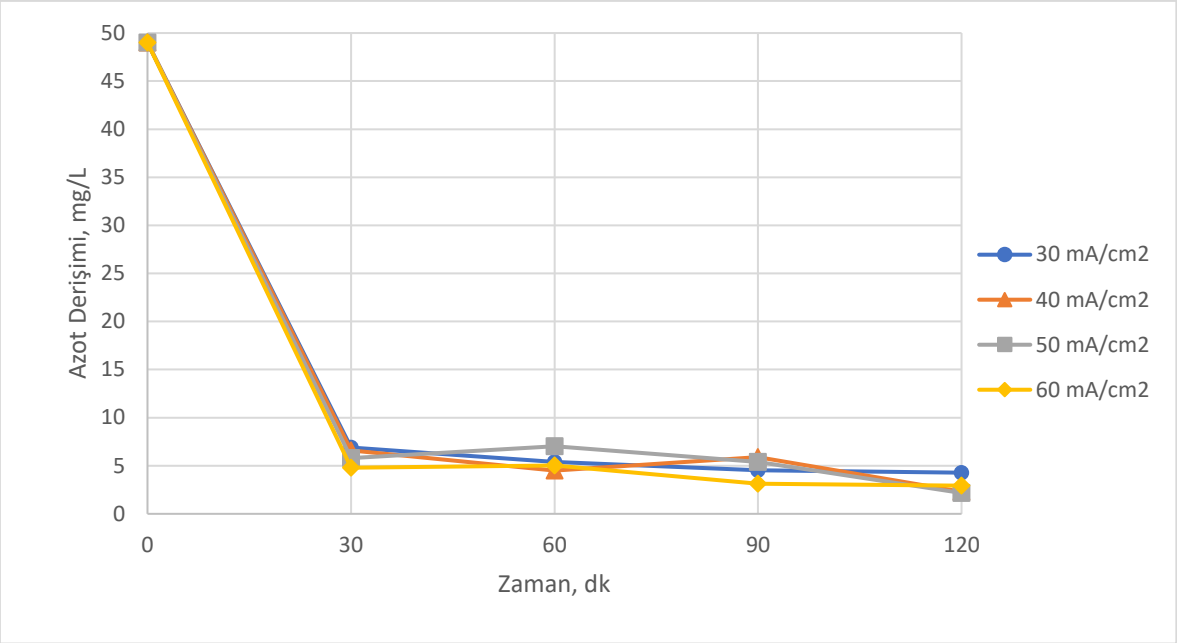
Çizelge 7.12. Azot derişimine (mg/L) akım yoğunluğunun etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman	30 mA/cm^2	40 mA/cm^2	50 mA/cm^2	60 mA/cm^2
0	49,00	49,00	49,00	49,00
30	6,89	6,59	5,78	4,81
60	5,39	4,48	7,01	5,02
90	4,53	5,89	5,39	3,13
120	4,28	2,30	2,17	2,93

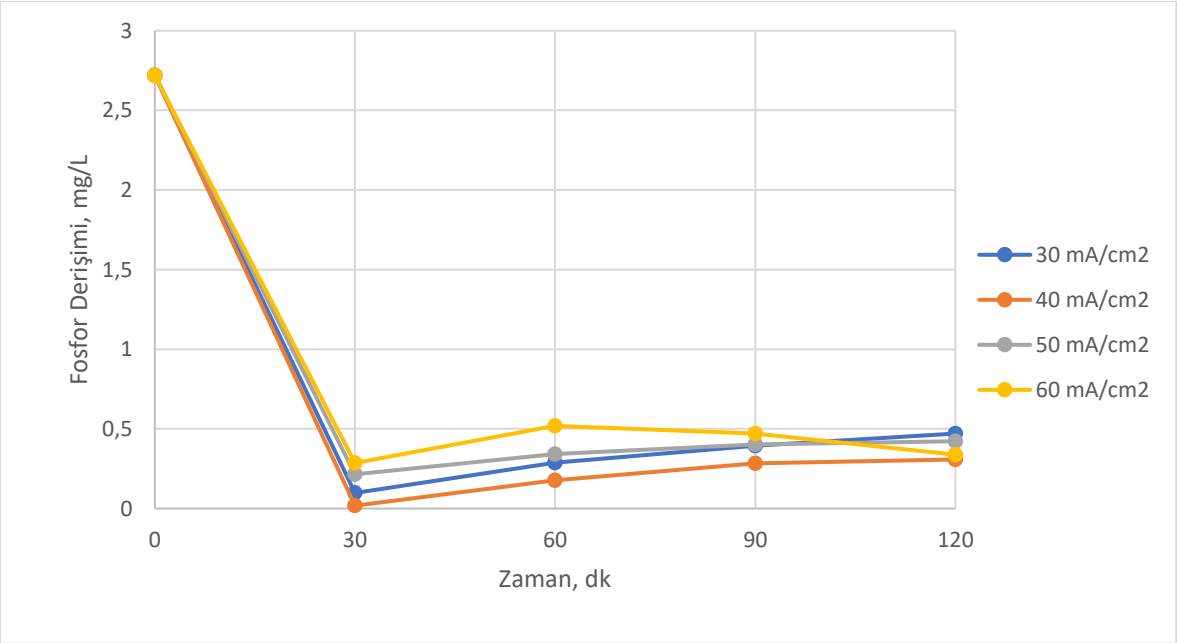
Çizelge 7.13. Fosfor derişimine (mg/L) akım yoğunluğunun etkisi ile ilgili deneysel sonuçlar (pH:5, Karıştırma hızı: 80 rpm, NaCl :Yok)

Zaman	30 mA/cm^2	40 mA/cm^2	50 mA/cm^2	60 mA/cm^2
0	2,720	2,720	2,720	2,720
30	0,098	0,018	0,215	0,286
60	0,288	0,177	0,342	0,520
90	0,394	0,283	0,402	0,470
120	0,471	0,308	0,423	0,339

120 dakika sonunda fosfor derişimi tüm akım yoğunluklarında 2,72 mg/L'den 0,5 mg/L'nin altına düşmüştür (Şekil 7.13). Tüm numunelerdeki azot derişimi 49 mg/L'den 5 mg/L'nin altına azalmıştır (Şekil 7.12). Azot gideriminde en iyi sonuç 50 mA/cm^2'de 2,17 mg/L olarak tespit edilmiştir. Fosfor gideriminde ise en iyi sonuç 0,308 mg/L değeri ile 40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda gerçekleşmiştir. Fosfor ve azot, tüm mevcut akım yoğunluklarında 20 mg/L azot ve 2 mg/L fosfor olan deşarj kriterlerini sağlayarak başarıyla giderilmiştir (Çizelge 6.1).



Şekil 7.12. Azot derişimine akım yoğunluğunun etkisi



Şekil 7.13. Fosfor derişimine akım yoğunluğunun etkisi

7.2. Jeopolimer Karakterizasyonu

7.2.1. XRF analizi

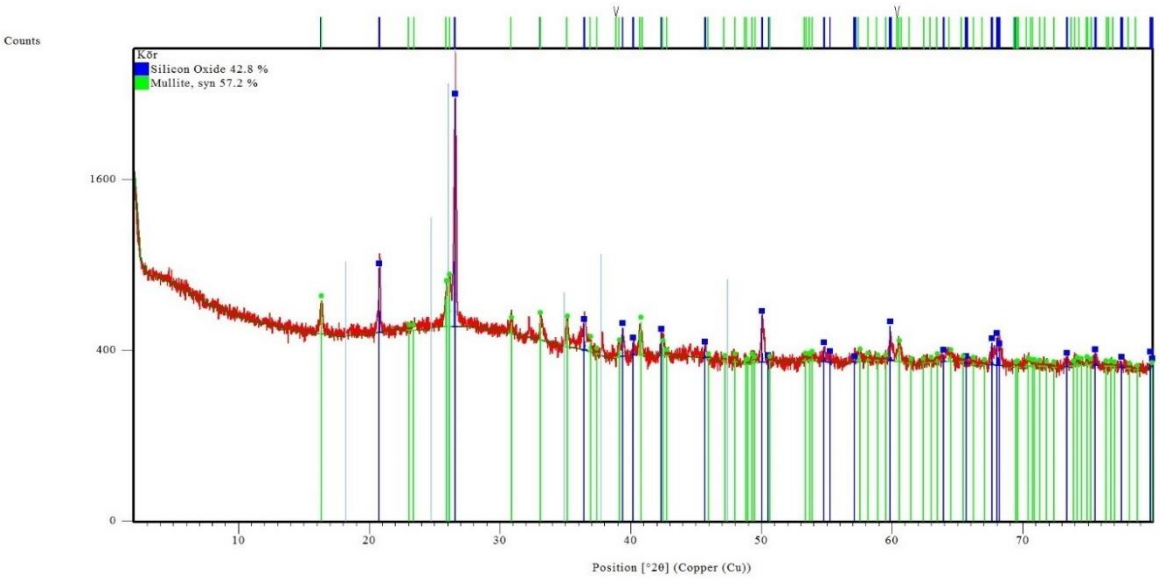
Çizelge 7.14. Jeopolimer numunelerin XRF analiz sonuçları

Element	Referans Numune	%1	%3	%5
Si	% 30,387	% 28,337	% 27,557	% 28,002
Al	% 13,115	% 12,789	% 12,752	% 13,289
Mg	% 1,115	% 1,026	% 1,012	% 1,027
Na	% 6,636	% 7,318	% 6,901	% 7,284
Fe	% 6,666	% 6,400	% 6,374	% 6,466
K	% 4,563	% 4,328	% 4,405	% 4,371
Ca	% 1,254	% 1,184	% 1,226	% 1,153
Ti	% 1,017	% 0,984	% 1,226	% 0,935

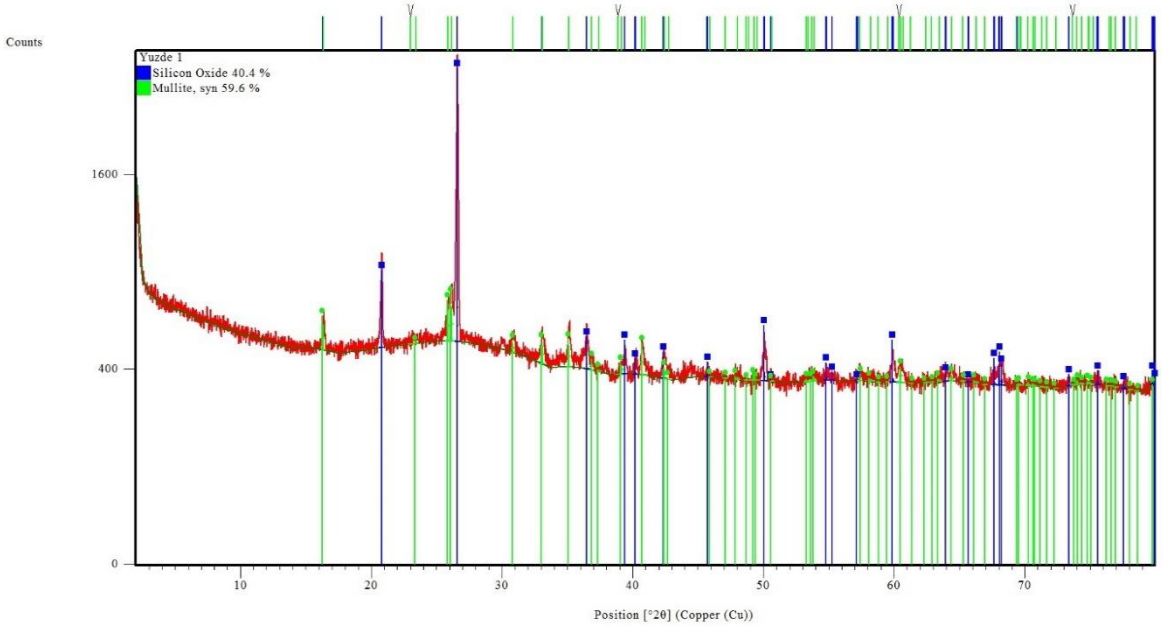
X-Işını Floresans Spektrometresi cihazı ile jeopolimerlerin elementel seviyedeki içerikleri tespit edilmiştir (Çizelge 7.14). Atık madde ilavesinin düşük oranda olması ve atık çamurun heterojen yapısından dolayı Al yüzdesinde belirgin farklılık oluşmamıştır.

7.2.2. XRD analizi

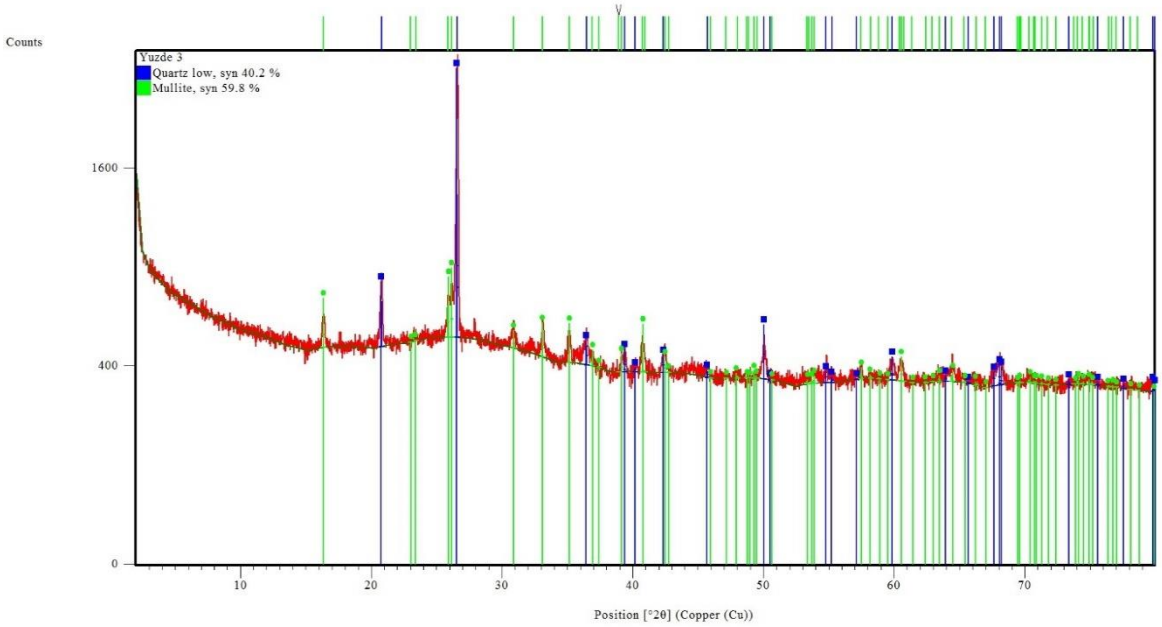
Şekil 7.14-7.19'de jeopolimerlerin XRD analiz spektrumları verilmiştir.



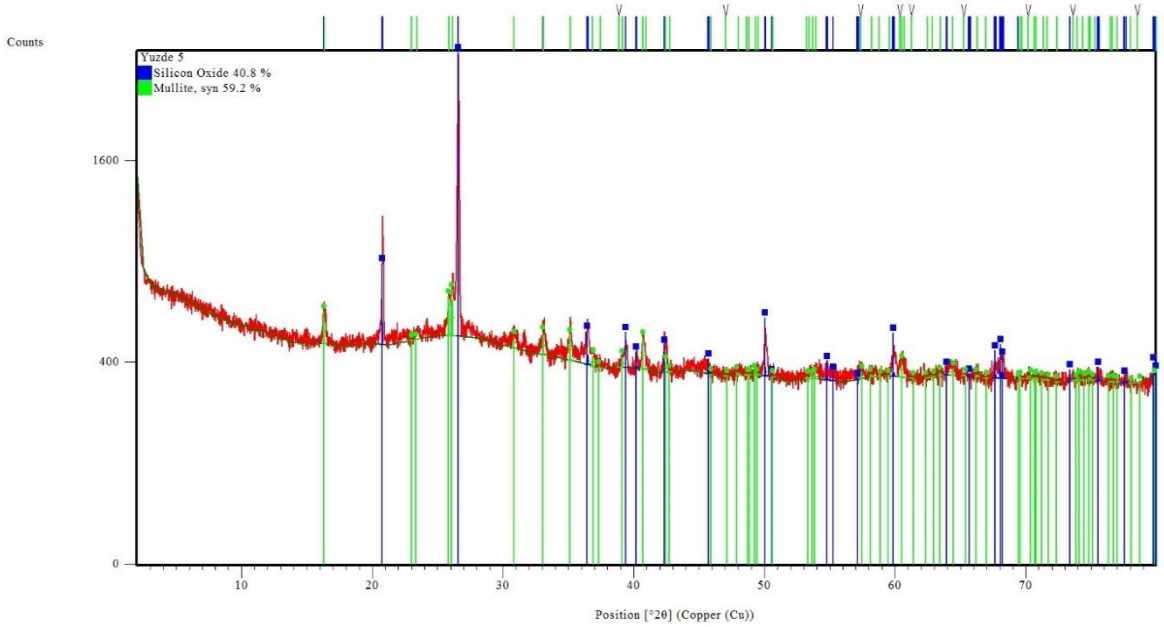
Şekil 7.14. Referans numunesi XRD spektrumu



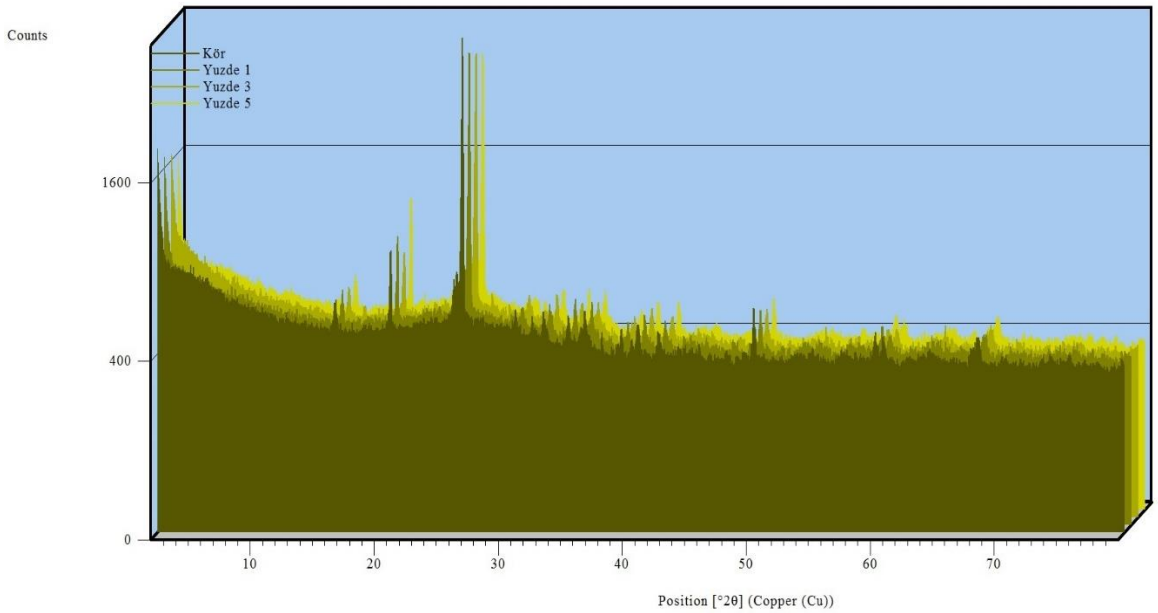
Şekil 7.15. %1 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu



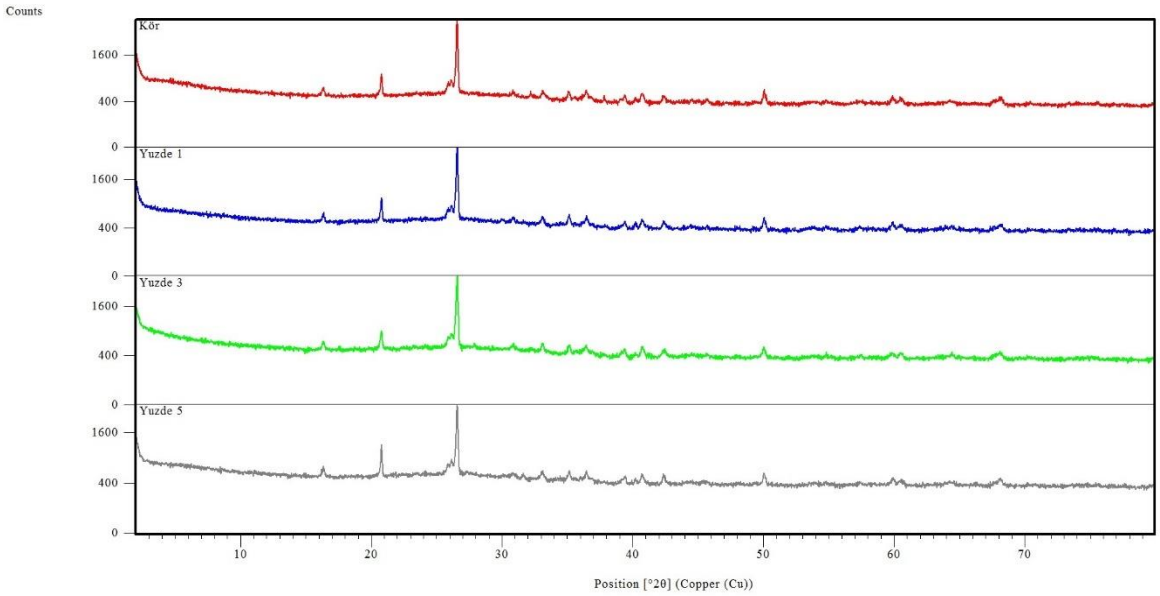
Şekil 7.16. %3 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu



Şekil 7.17. %5 oranında atık içeren numunenin XRD spektrumu



Şekil 7.18. Tüm numunelerin yan yana XRD spektrumlarının gösterimi



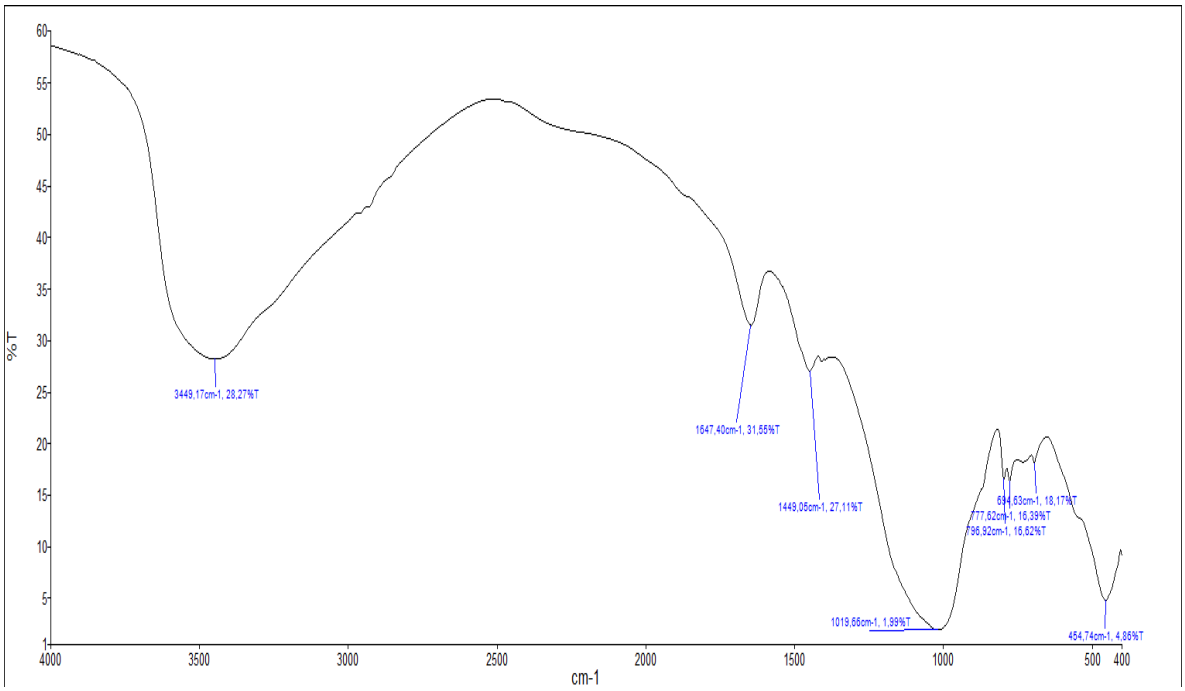
Şekil 7.19. Tüm numunelerin XRD spektrumlarının birlikte gösterimi

XRD analizi, tüm numunelerin amorf silikon-alüminyum jel fazının bir göstergesi olan 16° ile 40° arasındaki geniş bir tümsek ile amorf bir yapıya sahip olduğunu göstermiştir (Xu vd., 2021). Numunelerin yapılarında yeni kristal fazın oluşmadığı ve tüm numunelerin kuvars (SiO_2) ve mullitten ($Al_2O_3 \cdot 2SiO_2$) oluştuğu görülmüştür (Şekil 7.14-7.17). Atık yüzdesi %5'e yükseldikçe mullit piklerinin yoğunluğu ve yüksekliği artarken, kuvars piklerinin yoğunluğu azalmıştır. Özellikle, 16°'deki mullit pikinin %5'lik numunede arttığı gözlenmiştir (Şekil 7.19). 21°'deki kuvars pikinin artışı da %5'lik numunede daha belirgin seviyededir (Şekil 7.20).

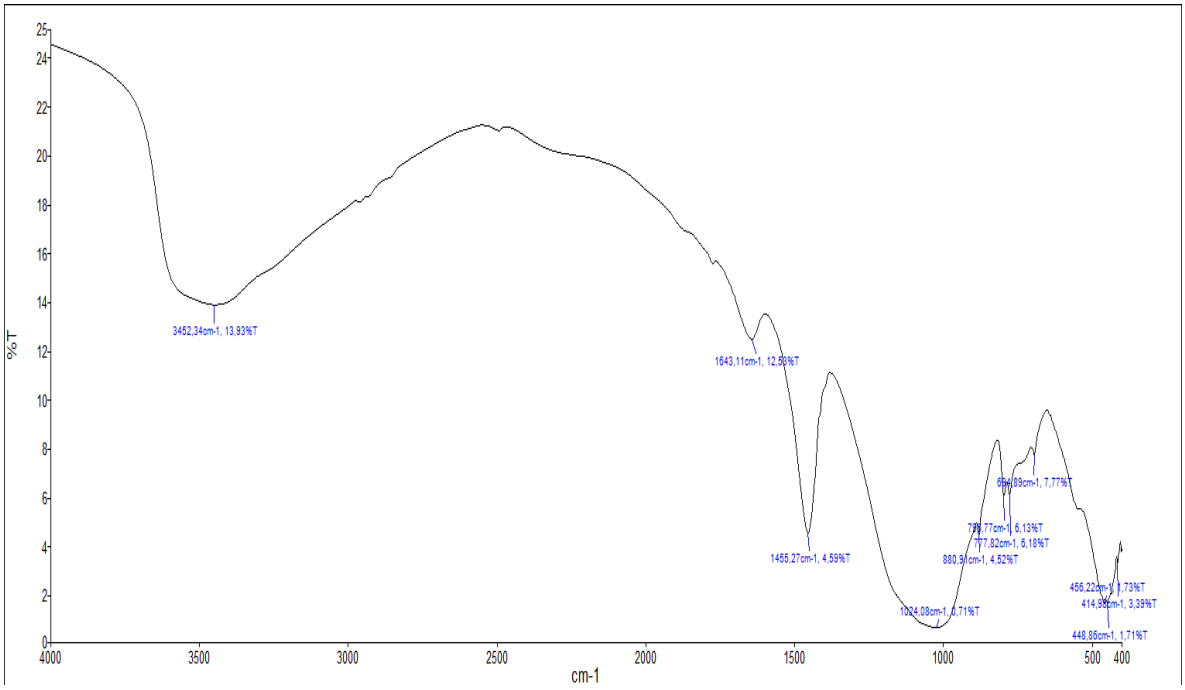
Genel olarak, atık oranının artması ile mullit yüzde değerlerinde artış gözlenmiştir. Referans numunesinde %57,2 (Şekil 7.14) olan mullit oranı, atık malzeme ilavesiyle %59,2'ye (Şekil 7.17) çıkarak mullit fazlarında artışa işaret etmektedir. Bu durum, atık madde içeriğindeki alüminyum elementi ile ilgilidir.

7.2.3. FTIR analizi

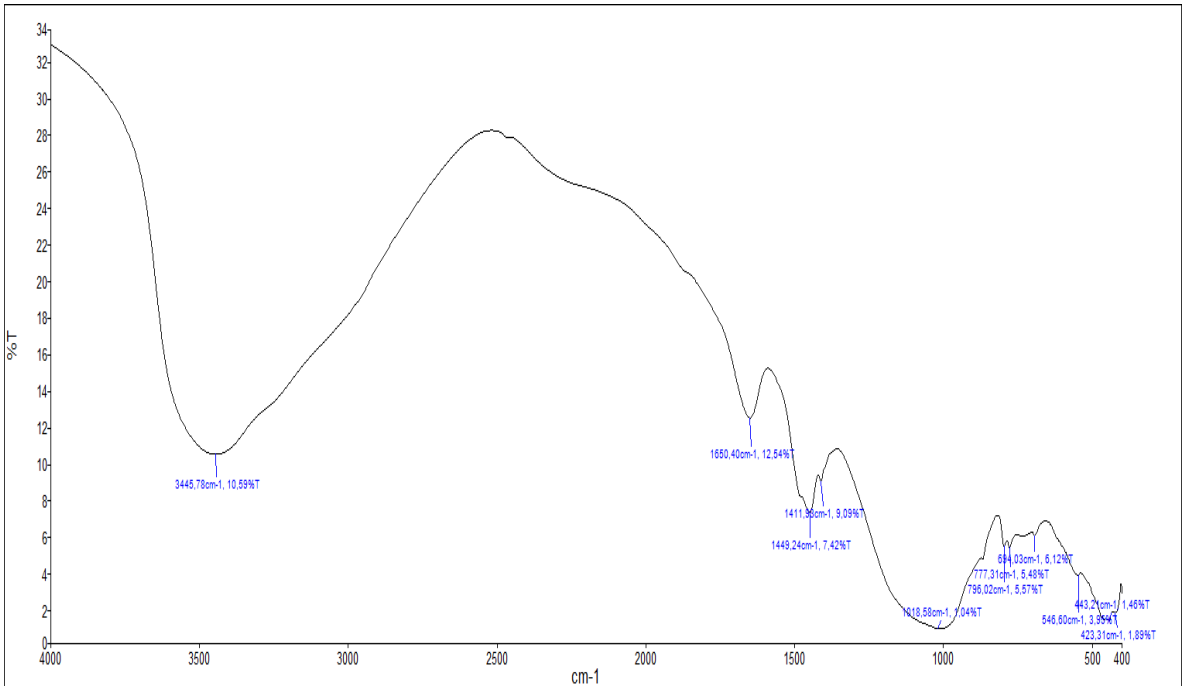
Şekil 7.20-7.23'te jeopolimer numunelerin FTIR spektrumları verilmiştir.



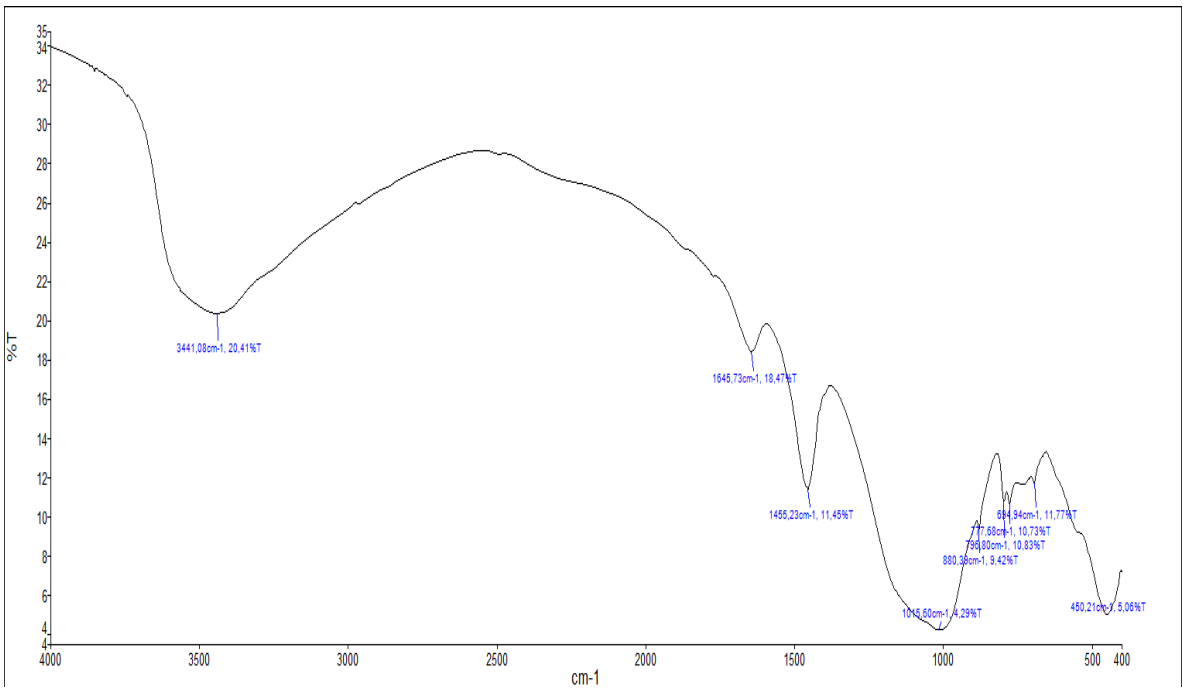
Şekil 7.20. Referans numunesi FTIR spektrumu



Şekil 7.21. %1 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu



Şekil 7.22. %3 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu

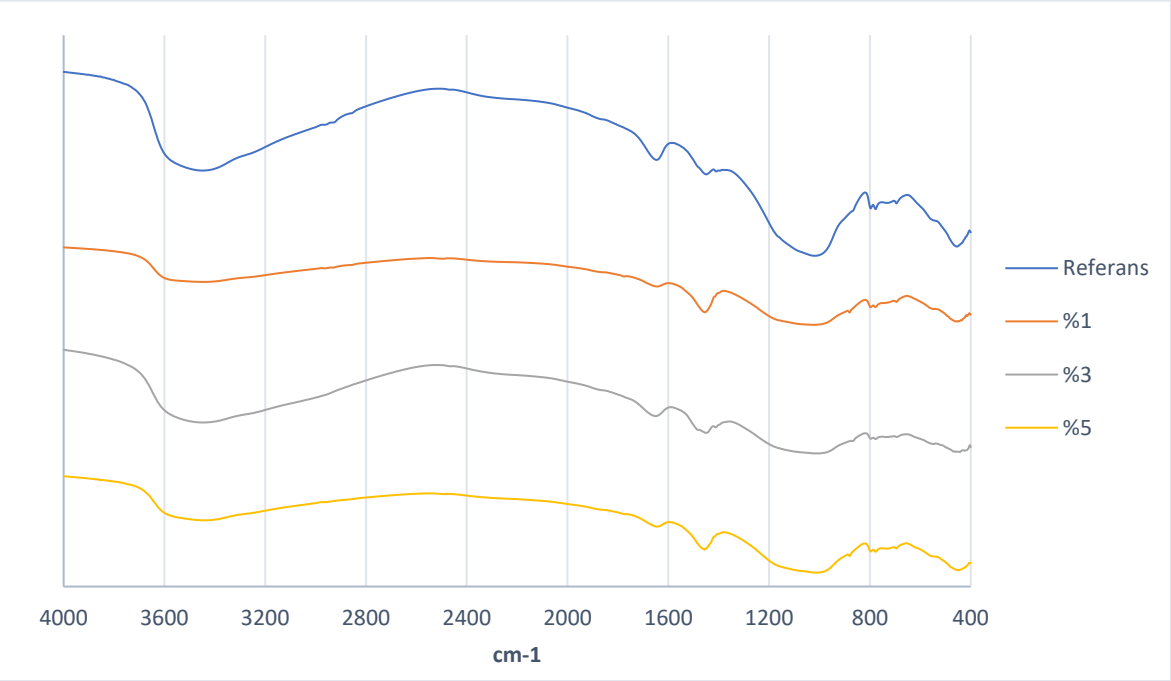


Şekil 7.23. %5 oranında atık içeren numunenin FTIR spektrumu

FTIR analizi 400–4000 cm^{-1} aralığında gerçekleştirilmiştir (Şekil 7.20). 3441-3452 cm^{-1} dalga sayısında gözlenen pik yapıya bağlı suyu göstermektedir. 1643 - 1650 cm^{-1} dalga sayısındaki pik, H-O-H eğilimini göstermektedir (Lee ve Van Deventer, 2002). Jeopolimerin sentezi esnasında, reaksiyona girmeyen alkali katyonlar ortamdaki CO_2 ile reaksiyona

girmektedir. Bunun sonucu olarak, 1449 - 1455 cm^{-1}'deki pik ise CO_2 ile reaksiyona giren NaOH'in oluşturduğu $NaCO_3$'a aittir. (Barbosa vd., 2000)

1015 – 1024 cm^{-1} aralığındaki pikler Si–O–T (T = Al, Si) asimetrik gerilme bağlarını göstermektedir (Kuswah vd., 2021). Burası jeopolimerin parmak izi bölgesi olarak da tanımlanan karakteristik tepe noktasıdır. Zhang ve Ahmari, çamur-uçucu kül bazlı jeopolimer ve atık bazlı jeopolimer tuğlaların hazırlanması ile ilgili çalışmalarında benzer karakteristik zirveyi bulmuşlardır (Liu vd., 2023). 443 – 454 cm^{-1} aralığındaki pikler T–O (T = Al, Si) eğilme bağlarını göstermektedir. Jeopolimerde gözlenen bu iki pik aralığı ana pikleri temsil etmektedir (Fernández-Jiménez vd., 2005). Reaksiyona girmemiş kristalimsi mullitten kaynaklanan Al-O-Si simetrik gerilme bağı 560 cm^{-1} pikinde gözlenmektedir. Bu pik mullitteki oktahedral alüminyumu temsil etmektedir ve %3 oranında atık içeren numunede mevcuttur (Şekil 7.22). Bu durum, daha fazla silikat-alüminyum içeren uçucu kül bakımından zengin jeopolimerlerde daha belirgin olmaktadır. 694, 777 ve 796 cm^{-1} civarındaki pikler, kristal fazda bulunan uçucu küldeki kuvarsın bol miktarda bulunduğunu göstermektedir.(Xu vd., 2021; Fernández-Jiménez vd., 2005).



Şekil 7.24. Tüm numunelerin FTIR spektrumlarının birlikte gösterimi

Referans numunede daha keskin olan pikin atık miktarı arttıkça genişlediği gözlemlenmiştir (Şekil 7.24). Bu, Si^{+4} iyonunun Al^{+3} ile yer değiştirdiğini belirten jelin amorf yapısından dolayı yan reaksiyonların meydana geldiğini göstermektedir (Temuujin vd., 1999; Li vd., 2022). Si ile bağlanabilen Al yüzdesi, atık miktarındaki artışla artmıştır (Poggetto vd., 2023). Referans numunede bulunmayan 880 cm^{-1}'deki pik, %1 (Şekil 7.21) ve %5 (Şekil 7.23) oranında atık içeren numunelerde tetrahedral alüminyum oluşumunu gösteren yeni mullit pikini temsil etmektedir (Fernández-Jiménez vd., 2005).

7.2.4. ICP-MS analizi

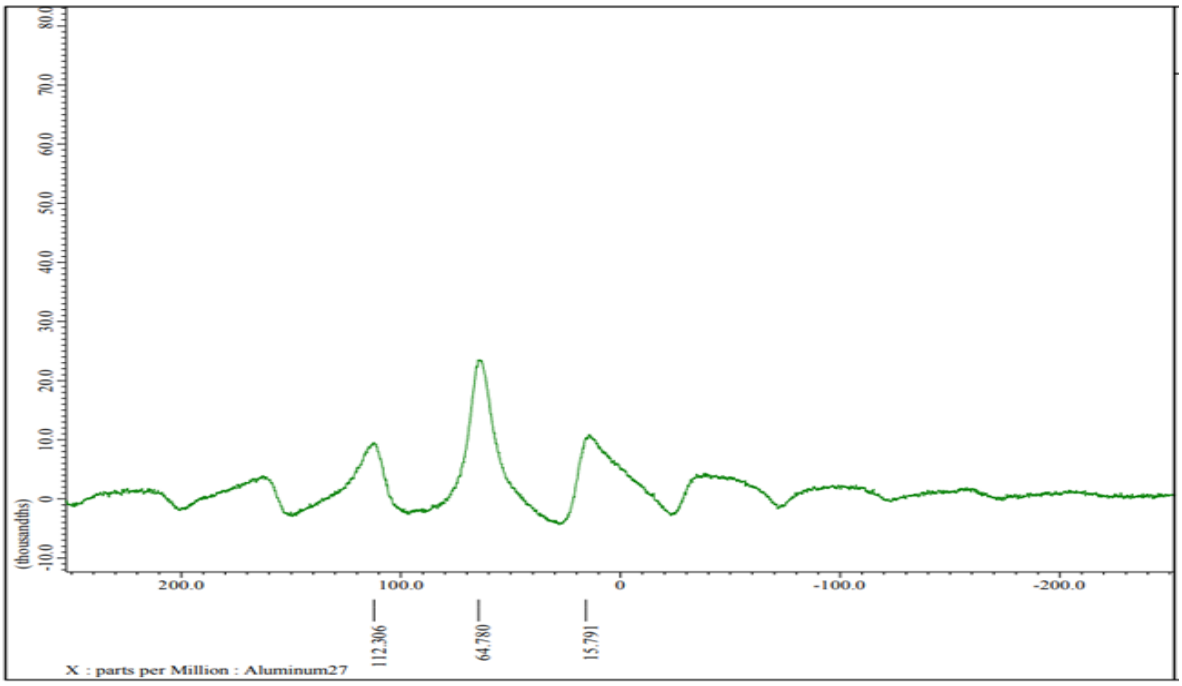
Çizelge 7.15. Jeopolimerlerdeki Al elementinin ICP-MS analiz sonuçları

Parametre	**Referans Numune**	**%1**	**%3**	**%5**
Al ortalama konsantrasyonu	78,197 ppb	89,701 ppb	104,333 ppb	156,323 ppb
Al final miktarı	4656 ng	4194 ng	4366 ng	4828 ng
% Al	%1,69	%2,13	%2,39	%3,24

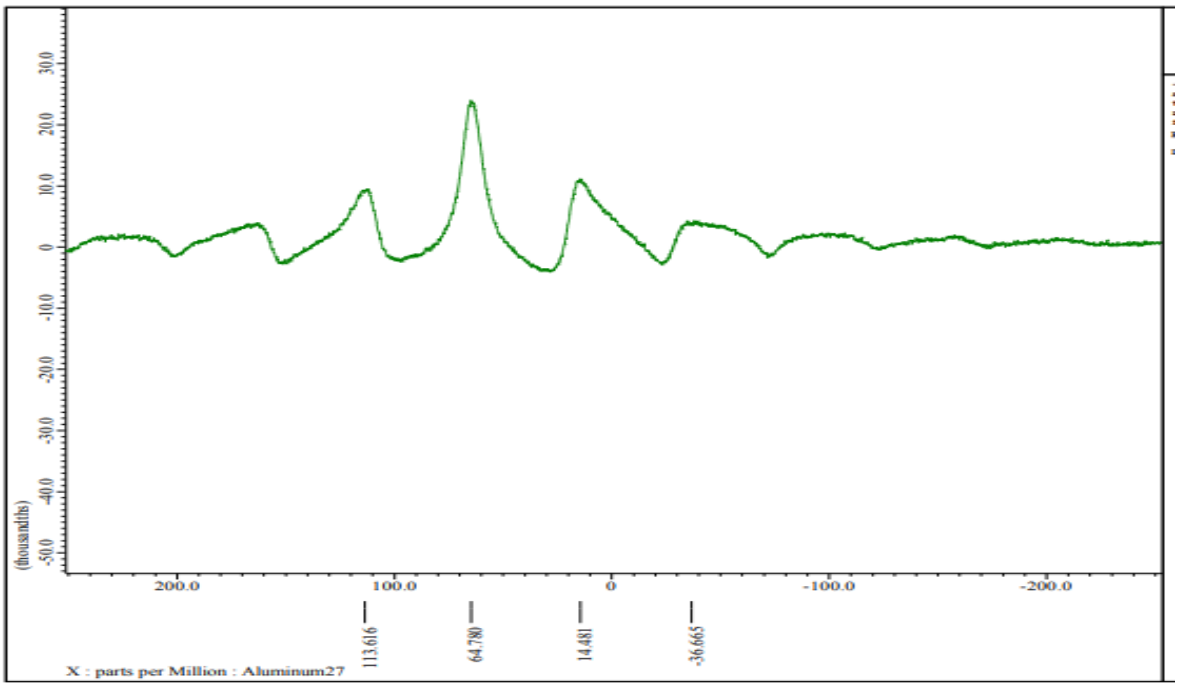
ICP-MS analizi sayesinde numunelerin ortalama derişimleri ve finaldeki toplam ağırlıkça bileşimleri elde edilmiştir (Çizelge 7.15). Bu veriler aracılığıyla numunelerdeki Al yüzdeleri hesaplanmıştır. XRD spektrumundaki gibi atık oranının artmasıyla birlikte jeopolimer yapısındaki Al'un da arttığı tespit edilmiştir. Al salınım değerlerinin, Dünya Sağlık Örgütü tarafından belirlenen standartları aşmadığı görülmüştür (World Health Organization, 2003). ICP analiz sonuçları, Al'un jeopolimer yapı içinde kapsüllendiğini göstermektedir.

7.2.5. NMR analizi

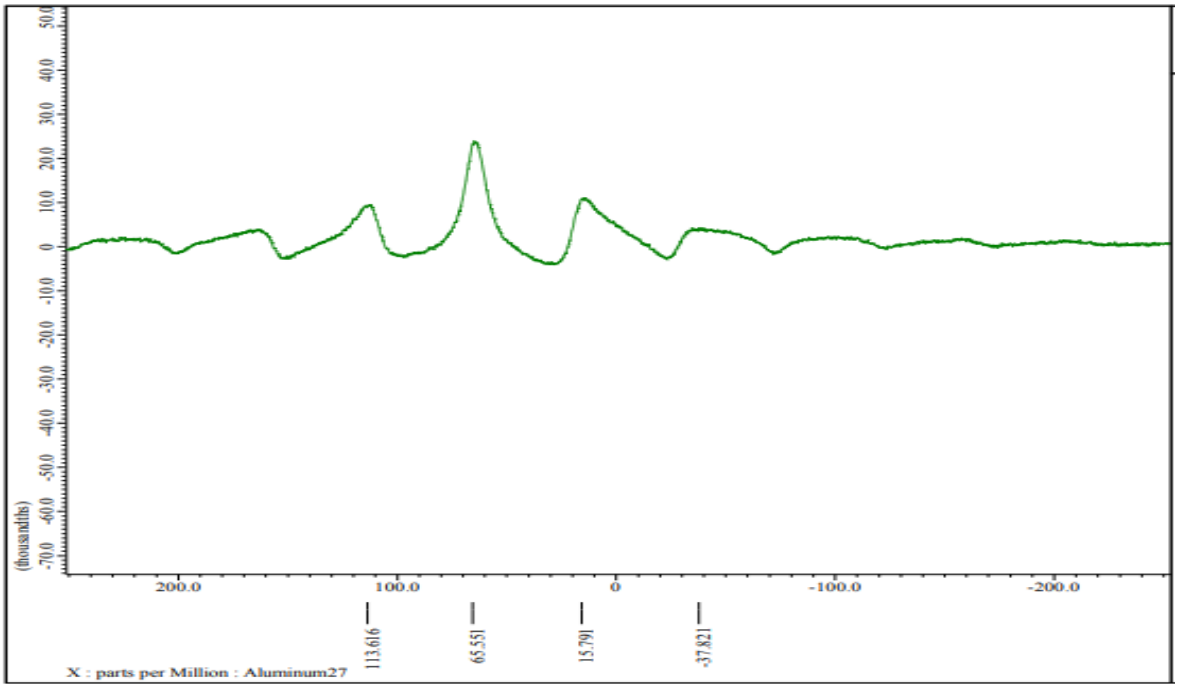
Jeopolimer numunelerin NMR spektrumları Şekil 7.25-7.28'de verilmiştir.



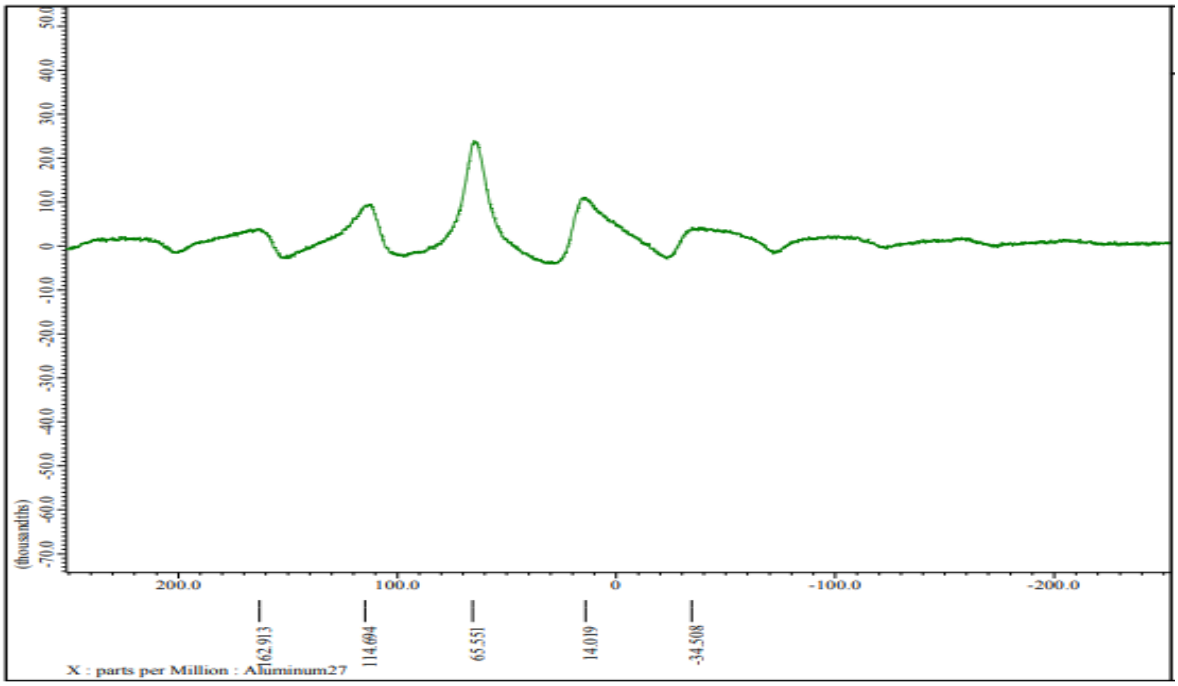
Şekil 7.25. Referans numunesi NMR spektrumu



Şekil 7.26. %1 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu



Şekil 7.27. %3 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu



Şekil 7.28. %5 oranında atık içeren numunenin NMR spektrumu

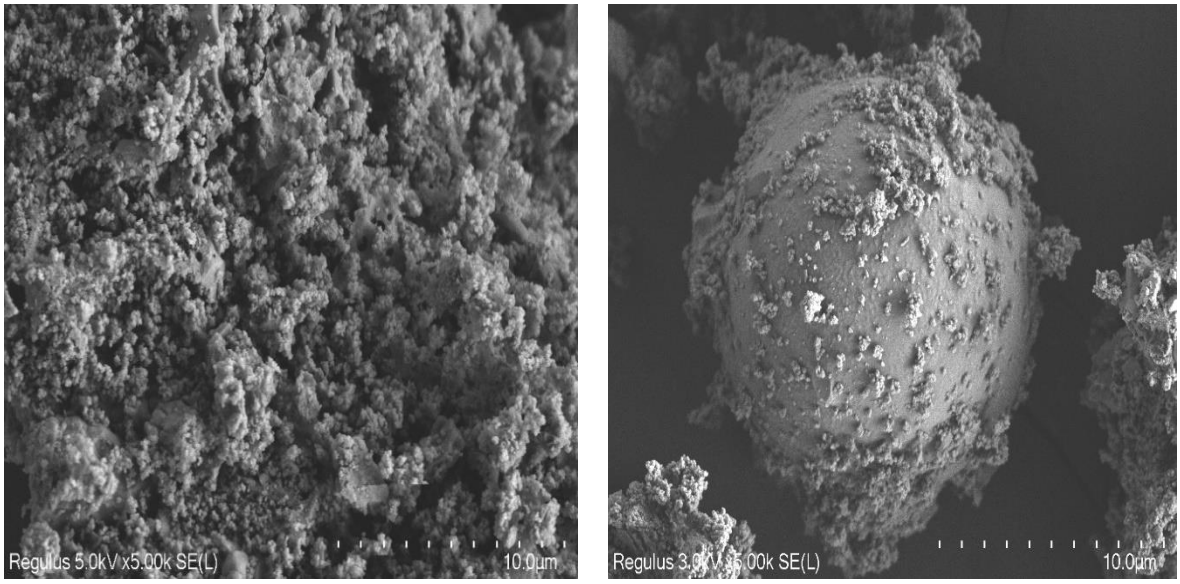
Alüminyum içeren atıklarla sentezlenen jeopolimerler için ^{27}Al MAS-NMR spektrumları yukarıda yer almaktadır. Alüminyum atomlarının rezonansları tüm jeopolimer numunelerinde aynıdır. Jeopolimerler için ^{27}Al MAS-NMR spektrumunda, AlO_6 (oktahedral

koordinatlar) sinyalleri 0–16 ppm'de, AlO_4 (tetrahedral koordinatlar) ise 55–80 ppm'de gözlenmiştir (Singh vd., 2005). Jeopolimerlerin karakteristik sinyalleri olan reaksiyon ürünlerindeki Al(IV) veya Al(4Si) sinyalleri, dört tetrahedral silikonla çevrili alüminyum atomları anlamına gelen 60 ppm civarında ortaya çıkmaktadır (Şekil 7.25-7.28). (Peng vd., 2015; Dong vd., 2020; Criado vd., 2012).

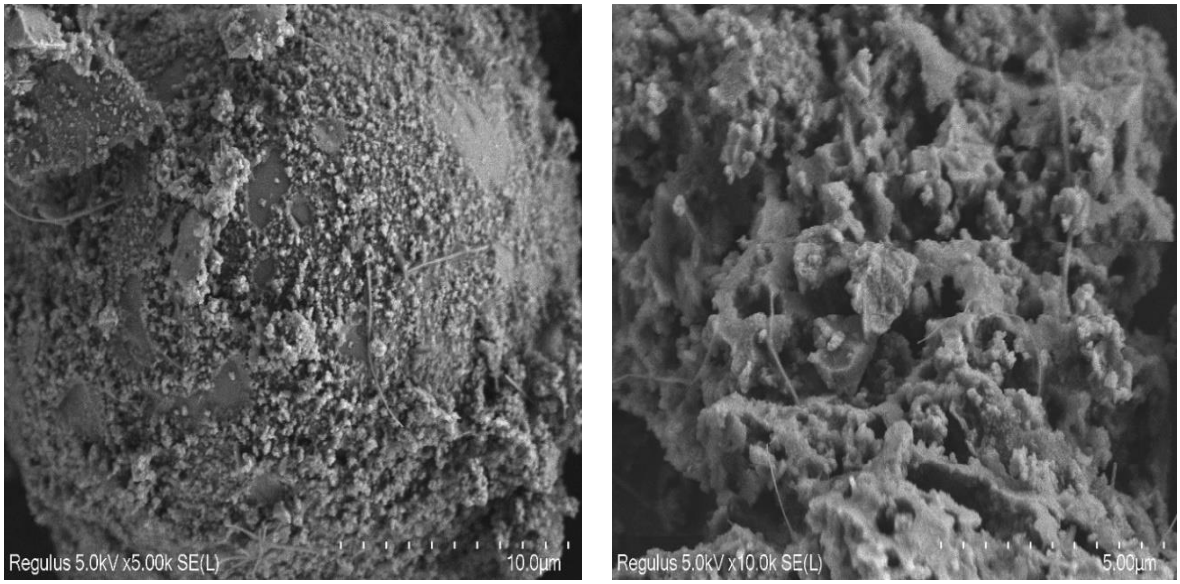
Spektrumda 14 ppm ve 65 ppm'de gözlemlenen sinyaller, sırasıyla heksa-koordinatlı ve tetra-koordinatlı Al'u temsil etmektedir. Atık miktarı arttıkça AlO_4 (tetrahedral koordinatlar) sinyalinin yoğunluğu biraz artış göstermiştir. Tetrahedral yapılardaki olumlu değişiklik atık ilavesinin jeopolimerleşmeyi desteklediğini göstermektedir. Tetrahedral Al'un kimyasal değişimi, jeopolimerik jel fazının Si–O–Al bağındaki katılımı göstermektedir (Xu vd., 2002). Spektrumdaki öne çıkan rezonanslar, tetrahedral Al(IV)'un tetrahedral Si yapılarıyla değiştirildiğini göstermektedir. Bu durum, negatif yüklü alüminyumun alkali aktivatörden gelen pozitif yüklü Na iyonları ile dengelenmesiyle sonuçlanmaktadır.

7.2.6. SEM/EDS analizi

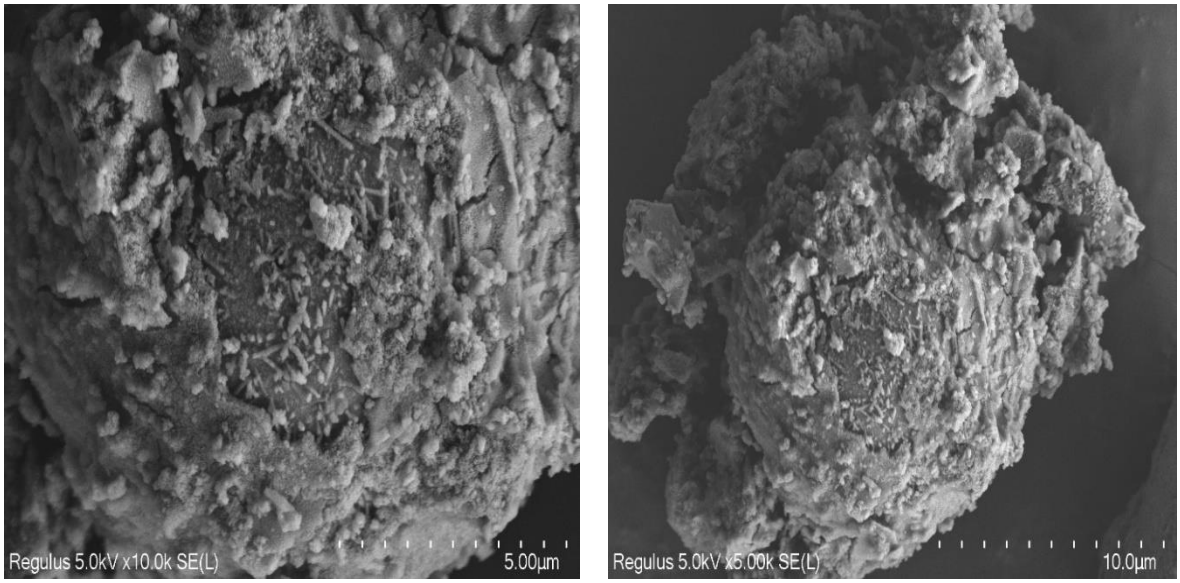
Jeopolimer numunelerin SEM görüntüleri Şekil 7.29-7.32'de verilmiştir.



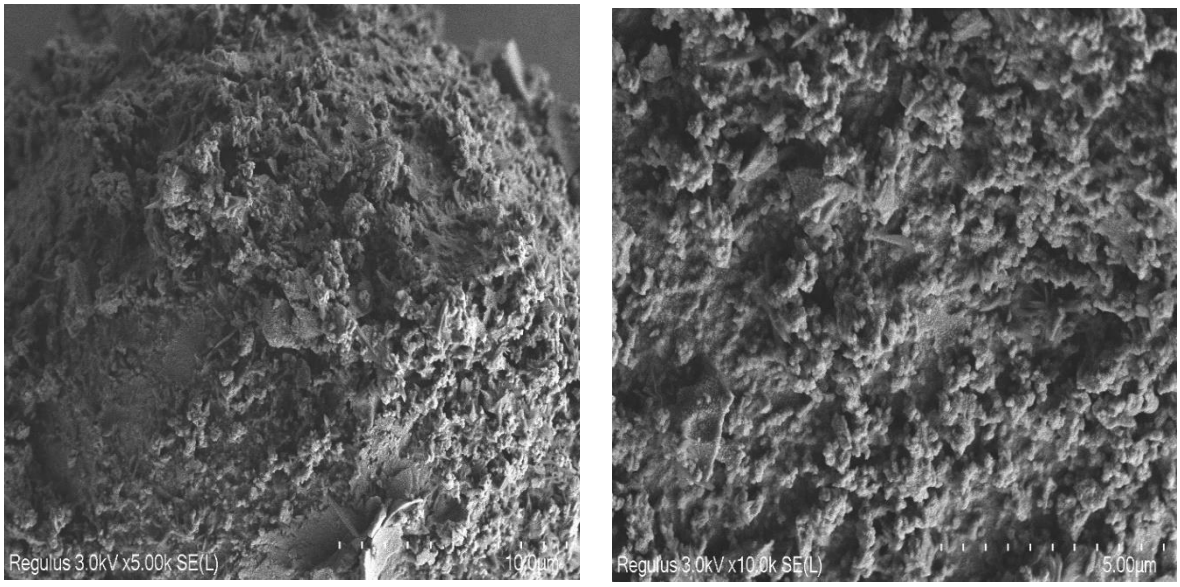
Şekil 7.29. Referans numunesi SEM mikro yapı görüntüleri



Şekil 7.30. %1 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri

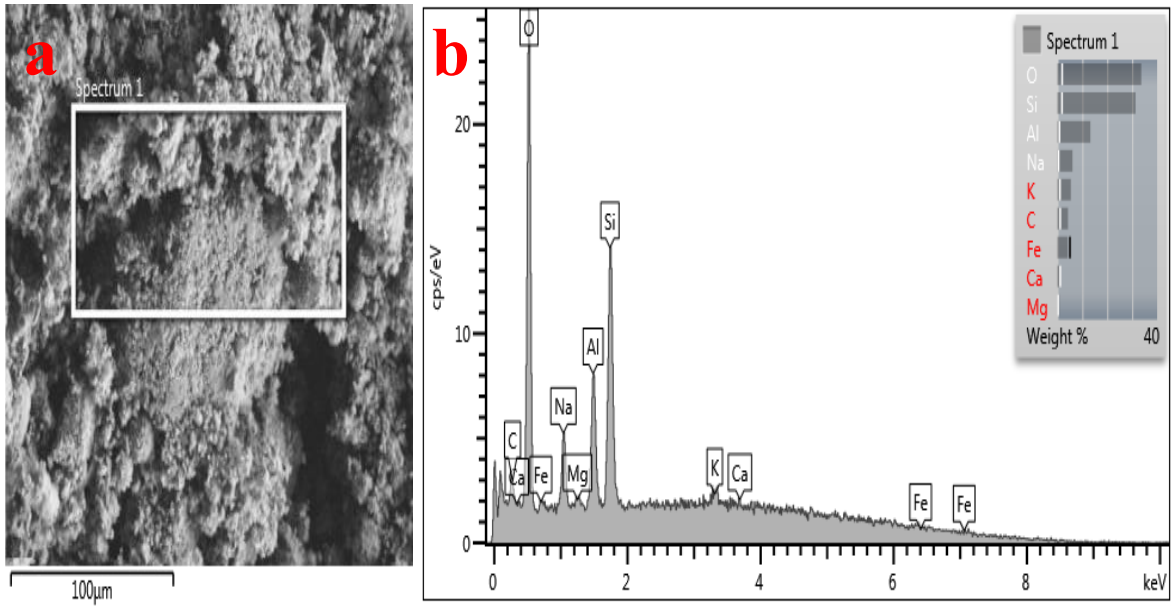


Şekil 7.31. %3 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri

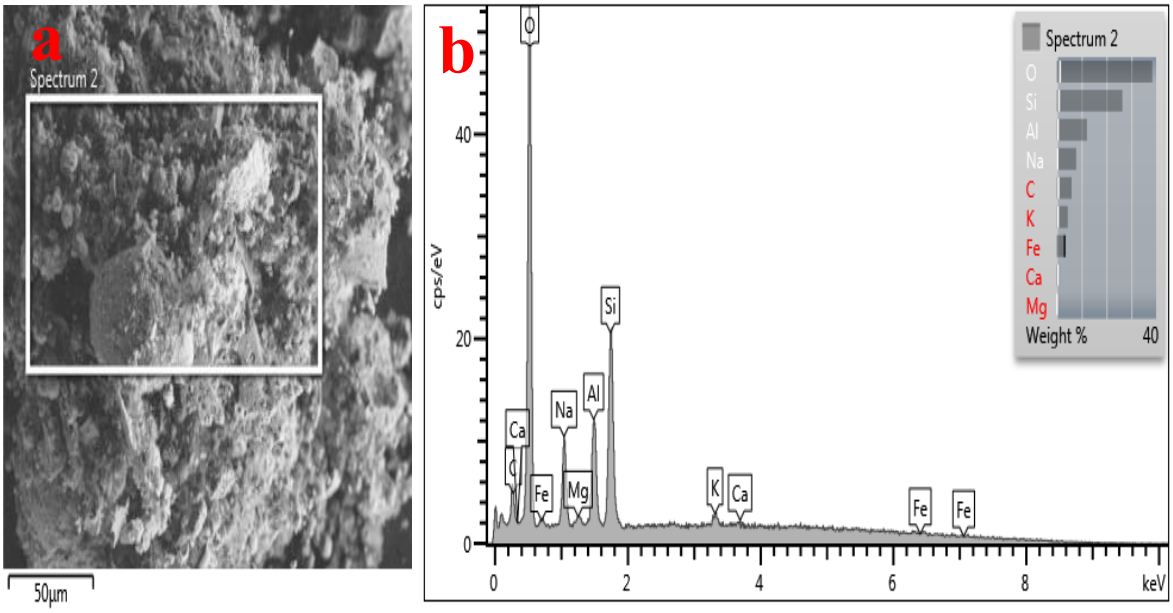


Şekil 7.32. %5 oranında atık içeren numunenin SEM mikro yapı görüntüleri

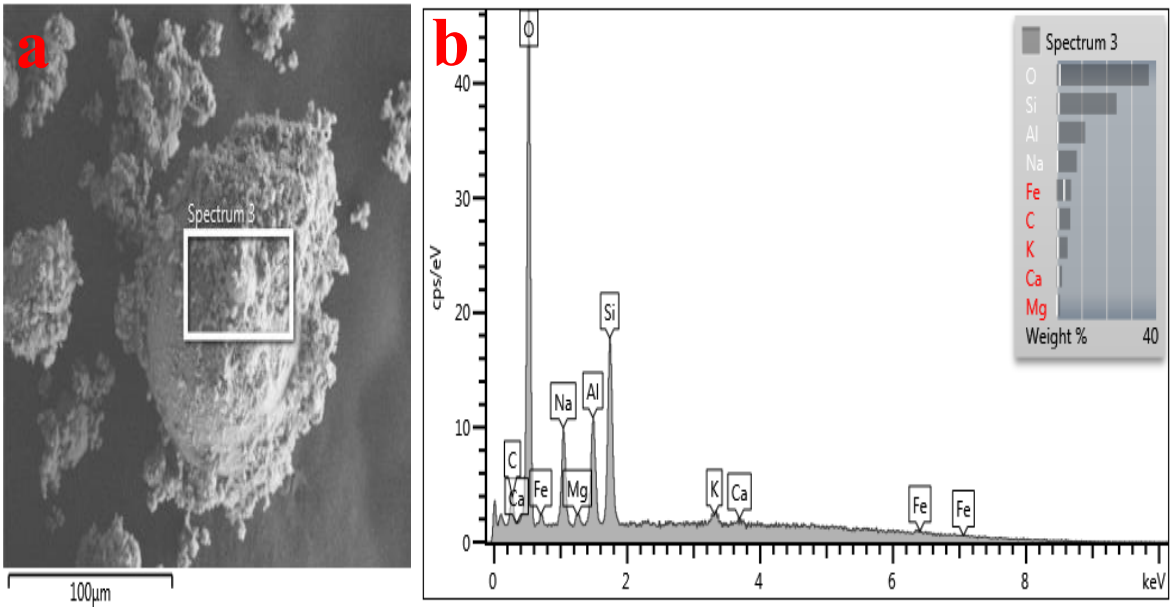
Referans numunesinin görüntüsünde, dokusunun pütürlü olduğu görülmüştür (Şekil 7.29). %1 atık ile hazırlanan numunenin görüntüsünde reaksiyona girmemiş uçucu kül partikülünün yüzeyinde iğne şeklinde kristaller gözlenmiştir (Şekil 7.30). Kuvars ve mullit kristal fazları numunelerin yapılarında net olarak gözlenmemiştir. Bunun nedeninin yapının amorf olması ve düşük derecede kristalliğe sahip olması olabileceği düşünülmüştür (Huang ve Wang, 2021). Ayrıca atık ilavesi ile reaksiyona girmemiş uçucu kül parçacığının yüzeyini ince bir tabaka halinde daha çok jeopolimerik jel fazının kapladığı gözlenmiştir (Şekil 7.31).



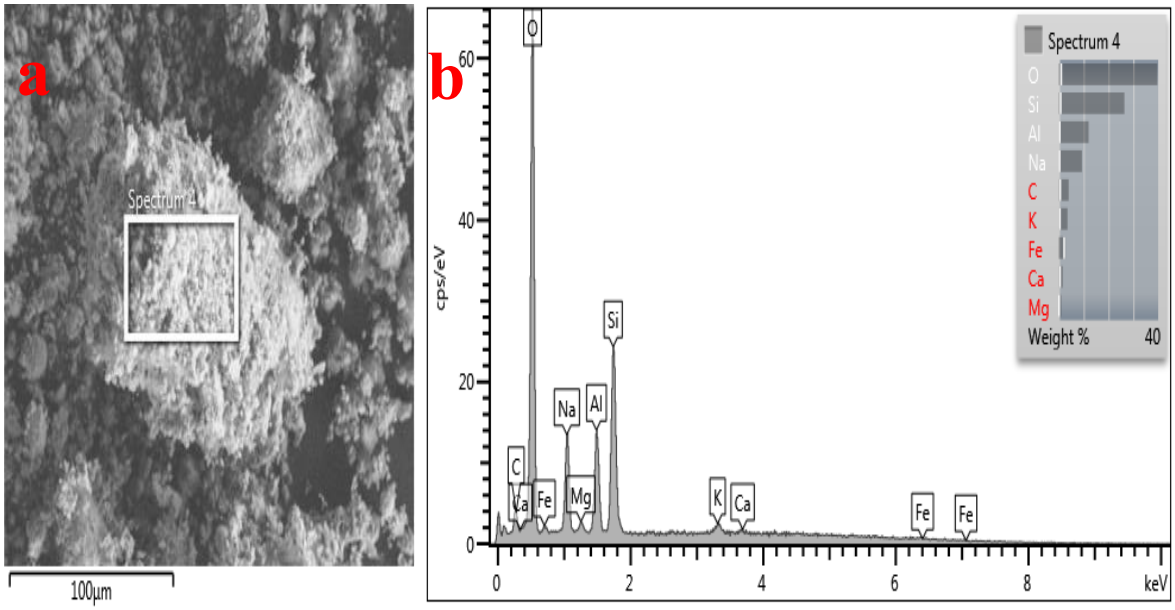
Şekil 7.33. Referans numunesi a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu



Şekil 7.34. %1 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu



Şekil 7.35. %3 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu



Şekil 7.36. %5 oranında atık içeren numune a) SEM-EDS analizinin yapıldığı bölge, b) EDS spektrumu

Al atığı içeren numunelerin SEM-EDS spektrumları Şekil 7.33-7.36'de verilmiştir. Referans numune ile kıyaslandığında jeopolimerlerdeki atık madde miktarı arttıkça Si:Al oranında azalma gözlenmiştir. Bu durum, atık madde içeriğindeki Al'dan kaynaklanmaktadır. Atık madde oranındaki artış ile Al'un O ile kurduğu bağ sayısı arttığı için jeopolimerlerdeki ağırlıkça O oranında artış gerçekleşmiştir.

Referans numunede Al şiddeti 8 cps/eV (Şekil 7.33) iken atık ilavesi ile bu değer %5 atık içeren numunede 14 cps/eV (Şekil 7.36) değerine kadar yükselmiştir. SEM-EDS spektrumlarında Si ve Al şiddetlerinin atık ilavesi ile artışı, analiz yapılan bölgelerde ilgili elementlerin yoğun bulunduğu ve jeopolimerleşmenin uygun olduğu alanlar olarak yorumlanabilmektedir (Berkem, 2012).

8. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Katı atıkların depolandığı düzenli depolama sahalarında çeşitli nedenlerle sızıntı suları oluşmaktadır. İnorganik ve organik çok sayıda kirletici içeren bu atık suların arıtımı hem doğa hem de insan için büyük öneme sahiptir. Yapılan çalışmada bu sızıntı suyunun arıtımı için modern, fonksiyonel ve çevreye uyumlu bir yöntem olan elektrokoagülasyon seçilmiştir.

Deneylerde Al elektrotlar, güç sağlayıcı ve mekanik karıştırıcıdan oluşan deney düzeneği kullanılmıştır. "Kapalı Geri Akım Titrimetrik Metodu" ile KOİ analizleri gerçekleştirilmiştir. Elektrokoagülasyon çalışmalarında başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu, destek elektrolit derişimi ve karıştırma hızı deney parametreleri olarak değerlendirilmiştir. Elektrokoagülasyon, elektrokimyasal bir yöntem olduğu için enerji tüketimi analizlerde çok önemlidir. Bu nedenle, yapılan deneylerde enerji tüketimleri de incelenmiştir. Her bir deney toplamda 120 dk sürdürülmüş olup numuneler 30'ar dk'lık sürelerde alınmıştır. Fosfor ve azot analizleri elementlerin ilgili kitleri kullanılarak yapılmıştır.

Elektrokoagülasyon deneylerinin sonuçları değerlendirildiğinde;

- KOİ miktarı 9600 mg/L olan sızıntı suyunun elektrokoagülasyon ile arıtımında ilk parametre olarak başlangıç pH etkisi değerlendirilmiştir. Akım yoğunluğu 40 mA/cm^2 (2,26 A), karıştırma hızı 80 rpm ve destek elektrolitin bulunmadığı ortamda başlangıç pH değerleri 3, 5, 7 ve 9'da analizler yapılmıştır. En iyi arıtımın pH 5 seviyesinde %85 KOİ giderimi olarak gerçekleştiği görülmüştür.

- Başlangıç pH değerinin etkisi incelenirken her pH değerinde analizler sırasında katotta OH^- iyonu üretildiğinden dolayı pH değerlerinde yükselme gözlenmiştir.

- Farklı pH değerlerindeki analizlerde enerji tüketimi en düşük pH5 değerinde 59,438 kWh/m^3 olarak hesaplanmıştır.

- Elektrokoagülasyon prosesine akım yoğunluğunun etkisi; pH 5, karıştırma hızı 80 rpm ve destek elektrolit bulunmayan ortamda değerlendirilmiştir. 30, 40, 50 ve 60 mA/cm^2 akım yoğunluklarında gerçekleştirilen deneylerde en iyi KOİ gideriminin 60 mA/cm^2 ortamında %92 olduğu bulunmuştur. Akım yoğunluğunun artışı ile KOİ gideriminin doğru orantılı arttığı gözlenmiştir.

- 60 mA/cm^2 'de en iyi giderim olmasına rağmen enerji tüketimi 148,044 kWh/m^3 gibi yüksek bir değer hesaplanmıştır. Akım yoğunluğunun artışı ile enerji tüketimindeki artış yüksek maliyetlerinden dolayı azaltılmak istenmiştir. Bu olumsuz durumu gidermek için sonraki aşamalarda destek elektrolit ilavesi yapılmıştır.

- Elektrik tüketimini azaltmak için sızıntı suyunun iletkenliği arttırılmak istenmiştir. Bu nedenle, NaCl destek elektrolit olarak seçilmiştir. 0,025 M, 0,05 M ve 0,1 M derişimlerinde sızıntı suyuna NaCl ilave edilmiş ve enerji tüketimi dikkate alınarak deneyler 40 mA/cm^2, pH 5 ve 80 rpm'de gerçekleştirilmiştir. Destek elektrolit derişimi arttıkça KOİ gideriminin de arttığı gözlenmiştir. En iyi giderimin 0,1 M' da %97,06 olduğu tespit edilmiştir. KOİ derişiminin ise 0,05 M ve 0,1 M' da sırasıyla 417,6 mg/L ve 282,24 mg/L olduğu hesaplanmıştır. Bu değerlerin, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin deşarj kriteri olan 700 mg/L'nin altında olduğu gözlenmiştir. Bu durum, elektrokoagülasyon prosesi ile istenen sonucun elde edildiğini göstermektedir.

- Destek elektrolit olmayan ortamda, 40 mA/cm^2 akım yoğunluğundaki enerji tüketimi 59,438 kWh/m^3 değerindeyken 0,1 M NaCl ilavesiyle 30,736 kWh/m^3 değerine kadar azalmıştır. Bu sonuca göre 0,1 M NaCl ilavesi ile yaklaşık %100 oranında enerji tüketiminde düşüş gerçekleştiği şeklinde yorumlanabilir.

- KOİ giderimine karıştırma hızının etkisi incelenirken 60, 80 ve 100 rpm'de mekanik karıştırıcı çalıştırılmıştır. 40 mA/cm^2, pH 5 ve 0,1 M NaCl ortamında yapılan deneylerde, 80 rpm'de alüminyum hidroksit türlerinin daha iyi dağıldığı gözlenmiştir ve buna bağlı olarak en iyi giderimin 80 rpm'de %97,06 olduğu bulunmuştur. 100 rpm'de floklar dağıldığı için giderimin %90'a düştüğü tespit edilmiştir.

- Elektrokoagülasyon sonucu fosfor ve azot derişimleri farklı akım yoğunlukları için incelenmiştir. 49 mg/L olan azot derişimi tüm akım yoğunluklarında 5 mg/L'nin altına düşmüştür. 2,72 mg/L olan fosfor derişimi ise tüm akım yoğunluklarında 0,5 mg/L'nin altına düşmüştür. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre 20 mg/L olan azot deşarj kriteri ve 2 mg/L olan fosfor deşarj kriteri sağlanmıştır.

Elektrokoagülasyon prosesi sonucunda katotta biriken çamurlar jeopolimer üretmek için kullanılmıştır. Bu uygulama, atık maddelerin çevreye zararını azaltmak amacıyla gerçekleştirilmiştir. Endüstriyel simbiyoza bu açıdan iyi bir örnek oluşturmaktadır. F sınıfı uçucu kül ve alkali aktivatör olarak NaOH kullanılarak referans numunesi üretilmiştir. Bu malzemelere ek olarak etüvde kurutulan Al içeren elektrokoagülasyon çamuru ilavesi ile %1, %3 ve %5 oranında atık içeren jeopolimerler üretilmiştir. XRF, XRD, FTIR, ICP-MS, NMR ve SEM/EDS analizleri ile üretilen jeopolimerlerin karakterizasyonları yapılmıştır.

Jeopolimer numunelerine yapılan karakterizasyon analizleri değerlendirildiğinde;

- Atık madde ilavesi düşük oranda yapıldığı için XRF analizinde Al yüzdesinde belirgin bir değişiklik gözlenmemiştir.

- XRD analizinde atık yüzdesinin artışıyla mullit piklerinde yoğunlaşma görülmüştür. Referans numunede %57,2 olan mullit oranı atık madde ilavesiyle %59,2'ye kadar yükselmiştir. Mullit oranındaki bu değişim, elektrokoagülasyon çamurundaki çözünmüş Al'dan kaynaklanmaktadır.

- FTIR spektrumlarına göre, Si ile bağlanabilen Al yüzdesi, atık miktarındaki artışla artmıştır.

- Jeopolimerleşme için önemli yapı olan tetrahedral alüminyum yapısının FTIR analizinde atık çamur ilavesi ile 880 cm^{-1} pikinin gözlenmesi atık çamurun jeopolimerleşmeyi desteklediğini göstermiştir.
- ICP-MS analizine göre, atık oranının artmasıyla birlikte jeopolimer yapısındaki Al'un da arttığı tespit edilmiştir. Genel olarak, ortama salınan Al miktarının düşük olması jeopolimer içinde Al'un hapsedildiği anlamına gelmektedir.

- Jeopolimerlere yapılan NMR analizi sonucunda, atık miktarı arttıkça AlO_4 (tetrahedral koordinatlar) sinyalinin yoğunluğunun biraz arttığı gözlenmiştir. Tetrahedral yapılardaki olumlu değişiklik atık ilavesinin jeopolimerleşmeyi desteklediğini göstermektedir. Spektrumdaki öne çıkan rezonanslar, tetrahedral Al(IV)'un tetrahedral Si yapılarıyla değiştirildiği anlamına gelmektedir.

- SEM analizine göre amorf olan jeopolimerlerde atık ilavesi ile kristal yapılar gözlenmiştir. Atık madde ilavesinin jeopolimerleşmeyi desteklediği SEM görüntülerinde görülmektedir.

- SEM-EDS spektrumları incelendiğinde atık ilavesi ile Al şiddetinde artış görülmüştür.

Yapılan çalışma, sıfır atık oluşturduğu için literatüre ve endüstriye örnek olabilecek bir uygulama olmuştur. Daha sonraki çalışmalarda, elektrokoagülasyon çamurunun jeopolimerleşmeye etkisini daha net görebilmek için atık ilavesi arttırılabilir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Abbas, A.A., Jingsong, G., Ping, L.Z., Ying, P., Al-Rekabi, W.S. (2009). Review on Landfill Leachate Treatments. Journal of Applied Sciences Research, 5(5), 534-545. https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.672.684

Akarsu, C. (2014). Elektrokoagülasyon Prosesi ile Endüstriyel Atıksu Arıtımı.https://www.isites.info/pastconferences/isites2014/ISITES2014/papers/A18-ISITES2014ID246.pdf, Erişim tarihi: 04.03.2023.

Akkaya, E., Demir, A., Varank, G. (2011). Characterisation Of Odayeri Sanitary Landfill Leachate. Journal of Engineering and Natural Sciences, 3, 238-251 https://eds.yildiz.edu.tr/ArticleContent/Journal/sigma/Volumes/2011/Issues/5/YTUJENS-2011-3-1.140.pdf, Erişim tarihi: 22.02.2023

Aküzüm, T., Çakmak, B., Gökalp, Z. (2010). Türkiye'de Su Kaynakları Yönetiminin Değerlendirilmesi. Tarım Bilimleri Araştırma Dergisi, 3(1), 67-74. https://dergipark.org.tr/tr/pub/tabad/issue/34782/385073, Erişim tarihi: 22.02.2023

Albidah, A., Alghannam, M., Abbas, H., Almusallam, T., Al-Salloum, Y. (2021). Characteristics of metakaolin-based geopolymer concrete for different mix design parameters, Journal Of Materials Research and Technology, 10, 84–98. https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2020.11.104

Almutairi, A.L., Tayeh, B.A., Adesina, A., Isleem, H.F., Zeyad, A.M. (2021). Potential applications of geopolymer concrete in construction: A review. Case Studies in Construction Materials, 15,e00733. https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00733

Altın, S. (2021). Endüstriyel Simbiyoz ile Endüstriyel Atıklar Ham Maddeye Dönüşüyor.https://www.temizmekan.com/endustriyel-simbiyoz-ile-endustriyel-atiklar-ham-maddeye-donusuyor/, Erişim tarihi: 23.03.2023.

American Society For Testing And Materials, (1995). Standard test methods for chemical oxygen demand (dichromate oxygen demand) of water. D1252-95, ASTM Annual Book of Standards, American Soc. Testing & Materials, Philadelphia, Pa.

Amran, Y.H.M., Alyousef, R., Alabduljabbar, H., El-Zeadani, M. R. (2020). Clean production and properties of geopolymer concrete; A review. Journal of Cleaner Production, 251, 119679. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119679

Asaithambi, P., Beyene, D., Abdul Aziz, A.R., Alemayehu, E.. (2018). Removal of pollutants with determination of power consumption from landfll leachate wastewater using an electrocoagulation process: optimization using response surface methodology (RSM). Applied Water Science,8,69. https://doi.org/10.1007/s13201-018-0715-9

KAYNAKLAR DİZİNİ

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik. (2010). https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=13887&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5, Erişim tarihi: 10.03.2023.

Aykut, C. (2017). Bayburt Taşı Atıklarının Geopolimer Tuğla Üretiminde Kullanılabilirliğinin Araştırılması. [Yüksek Lisans Tezi, Bayburt Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü].
YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezDetay.jsp?id=CVuFFj1DVo2wD-hqo12wpA&no=BgZfPghLKh1iNpMtYCAw6Q

Barbosa, V., MacKenzie, K., Thaumaturgo, C. (2000), Synthesis and characterisation of materials based on inorganic polymers of alümina and silica: sodium polysialate polymer, International Journal of InorganicMaterials, 2, 309–317. https://doi.org/10.1016/S1466-6049(00)00041-6

Bayar, S., Yılmaz, A.E., Köksal, Z., Boncukcuoglu, R., Fil, B.A., Yılmaz, M.T. (2015). The Effect of Initial pH on Pistachio Processing Industrial Wastewater Pre-treatment by Electrocoagulation Method. International Conference on Sustainable Energy and Environmental Engineering (SEEE 2015). doi: 10.2991/seee-15.2015.37

Bayramoglu, M., Kobya, M., Eyvaz, M., Senturk, E., (2006). Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewtaer. Separation and Purification Technology , 5, 404-408. doi:10.1016/j.seppur.2006.03.003

Bazrafshan, E., Ownagh, K.A., Mahvi, A.H. (2012). Application of Electrocoagulation Process Using Iron and Aluminum Electrodes for Fluoride Removal from Aqueous Environment. E-Journal of Chemistry, 9(4), 2297-2308. doi: 10.1155/2012/102629

Berkem, A.S. (2012). Kaolenin Geopolimerizasyonu ve Adsorpsiyon Davranışının Karakterizasyonu. [Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü].YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezDetay.jsp?id=-fYplOj8GGfpqs9s9Roj7w&no=5DfqDkQISTEbAg3K8jedvQ

Bilgili, M.S. (2006). Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

Bukhari AA. (2009). Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. Bioresource Technology, 99(5), 914-921. doi: 10.1016/j.biortech.2007.03.015

KAYNAKLAR DİZİNİ

Chaturvedi, S. I., (2013). Mercury Removal Using Fe-Fe Electrodes by Electrocoagulation. International Journal of Modern Engineering Research, 3(1), 101-108. https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=7ff0e04b0fc5727ff56e8237ca373e24c0b8db2b, Erişim tarihi: 20.02.2023

Chen, P.H. (1996). Assessment Of Leachates From Sanitary Landfills: Impact Of Age, Rainfall, And Treatment. Environment International, 22(2), 225-237. https://doi.org/10.1016/0160-4120(96)00008-6

Choua, W.L., Wang, C.T., Changa, S.Y. (2009). Study of COD and turbidity removal from real oxide-CMP wastewater by iron electrocoagulation and the evaluation of specific energy consumption. Journal of Hazardous Materials, 168, 1200–1207. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.163

Cong, P., Cheng, Y. (2021). Advances in geopolymer materials: A comprehensive review. Journal of traffic and transportation engineering (english edition), 8(3), 283-314. https://doi.org/10.1016/j.jtte.2021.03.004

Criado, M., Fernández-Jiménez, A., Sobrados, I., Palomo, A., Sanz, J. (2012). Effect of relative humidity on the reaction products of alkali activated fly ash. Journal of the European Ceramic Society, 32(11), 2799-2807. https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2011.11.036.

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı. (2010). Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu. https://webdosya.csb.gov.tr/db/cygm/editordosya/sizintisuyuyontaslak.pdf, Erişim tarihi: 04.03.2023.

Davidovits, J., (2006). Fire proof, heat resistant composites, https://www.geopolymer.org/applications/fire-proof-heat-resistant-composites/ ,Erişim tarihi: 05.10.2022.

Davidovits, J. (2008). Geopolymer Chemistry and Applications. Geopolymer Institute, Saint-Quentin.https://www.researchgate.net/publication/265076752_Geopolymer_Chemistry_and_Applications, Erişim tarihi: 02.10.2022

De Weerdt, K., (2011). Geopolymers-State of the art. Oslo : SINTEF Building and Infrastructure.https://www.sintefbok.no/book/download/1018/vinfopubutgivelsercoincoin_project_reportscoin_report_no_37nettc, Erişim tarihi 23.10.2022

Demir, C. (2016). Poroz Jeopolimer Malzemelerin Geliştirilmesi. [Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü]. YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

KAYNAKLAR DİZİNİ

Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., Dube, R., Ihsen, B.S. (2017). Electrocoagulation of biofiltrated landfill leachate: fractionation of organic matter and influence of anode materials. Chemosphere, 168, 1136–1141. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.092

Dinçer, S. (2020). Çörek Otu Yağı Tağşişinde Kullanılan Yağ Cinsi ve Miktarının Belirlenmesi İçin Kemometrik Veri Analiz Yaklaşımlarına Dayalı Nükleer Manyetik Rezonans (NMR) Spektroskopi Yöntemlerinin Geliştirilmesi. [Yüksek Lisans Tezi, Karamanoğlu Mehmetbey Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü]. YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

Dong, T., Xie, S., Wang, J., Chen, Z., Liu, Q. (2020). Properties and characterization of a metakaolin phosphate acid–based geopolymer synthesized in a humid environment. Journal of the Australian Ceramic Society, 56,175–184. https://doi.org/10.1007/s41779-019-00376-w

Faheem, K., Khan, S.U., Washeem, M., Khan, S.U. (2022). Energy efcient removal of COD from landfll leachate wastewater using electrocoagulation: parametric optimization using RSM. International Journal of Environmental Science and Technology, 19, 3625–3636. https://doi.org/10.1007/s13762-021-03277-3

Fernandes, A., Pacheco, M.J., Ciríaco, L., Lopes, A. (2015) Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. Applied Catalysis B: Environmental, Volumes, 176–177, 183–200. https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052

Fernández-Jiménez, A., Palomo, A., (2005). Mid-infrared spectroscopic studies of alkali-activated fly ash structure, Microporous and Mesoporous Materials, 86, 207–214. doi:10.1016/j.micromeso.2005.05.057

Freire, A.L., Moura-Nickel, C.D., Scaratti, G., De Rossi, A., Araújo, M.H., Júnior, A.D.N., Rodrigues, A.E., Castellon, E.R., Moreira, R. (2020). Geopolymers produced with fly ash and rice husk ash applied to CO2 capture, Journal of Cleaner Production, 273, 122917. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122917

Galvão, N., de Souza, J.B., de Sousa Vidal, C.M., (2020). Landfill leachate treatment by electrocoagulation: Effects of current density and electrolysis time. Journal of Environmental Chemical Engineering, 8, 104368. https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104368

Gonçalves, M.R.F., Bergmann, C.P., (2007). Thermal insulators made with rice husk ashes: production and correlation between properties and microstructure. Construction and Building Materials, 21, 2059-2065. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2006.05.057

KAYNAKLAR DİZİNİ

Guo, Z., Zhang, Y., Jia, H., Guo, J., Meng, X., Wang, J. (2022). Electrochemical methods for landfill leachate treatment: A review on electrocoagulation and electrooxidation. Science of the Total Environment, 806, 150529. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150529

Gümüş, T.Ç. (2016). Eko-Endüstriyel Parklar İçin Temiz Üretim ve Endüstriyel Simbiyoz Karar Destek Sisteminin Geliştirilmesi. [Yüksek Lisans Tezi, TOBB Ekonomi ve Teknoloji Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü]. YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

Huang, W. & Wang, H. (2021). Geopolymer pervious concrete modified with granulated blast furnace slag: Microscale characterization and mechanical strength. Journal of Cleaner Production, 328, Article 129469. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129469

Ilhan, F., Kurt, U., Apaydin, O., Gonullu, M.T. (2008). Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. Journal of Hazardous Materials, 154, 381–389. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.10.035

Ilmasari, D., Kamyab, H., Yuzir, A., Riyadi, F.A., Khademi, T., Al-Qaim, F.F., Kirpichnikova, I., Krishnan, S. (2022). A review of the biological treatment of leachate: Available technologies and future requirements for the circular economy implementation. Biochemical Engineering Journal, 187, 108605. https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108605

Inan H., Dimoglo A., Şimşek, H., Karpuzcu, M. (2004). Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. Separation and Purification Technology, 36, 23-31. doi:10.1016/S1383-5866(03)00148-5

Islam, A., Alengaram, U., Jumaat, M., Bashar, I. (2014). The development of compressive strength of ground granulated blast furnace slag palm oil fuel ash-fy ash based geopolymer mortar. Materials and Design, 56, 833–841. http://dx.doi.org/10.1016/j.matdes.2013.11.080

İlhan, F., 2006, Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması, [Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü]. YÖK Ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

İhan, 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. https://silo.tips/download/elektrokimyasal-aritim-ve-uygulamalari-kati-atik-sizinti-suyu-ali-masi-fatih-lha, Erişim tarihi: 11.10.2022

KAYNAKLAR DİZİNİ

Jamieson, E., McLellan, B., Van Riessen, A., Nikraz, H. (2015). Comparison of embodied energies of Ordinary Portland Cement with Bayer-derived geopolymer products. Journal of Cleaner Production, 99, 112-118. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.008

Kalčíková, G., Vávrová, M., Zagorc-Končan, J., Žgajnar Gotvajn, A. (2011). Seasonal variations in municipal landfill leachate quality. Management of Environmental Quality: An International Journal, 22(5), 612-619. doi: 10.1108/14777831111159734

Kallel, A., Attour, A. and Trabelsi, I. (2017). Electro-coagulation treatment of raw and autoclaved landfill leachate with aluminum electrodes: Case study of Djebel Chakir (Tunisia). Arabian Journal of Geosciences, 10(4): 85. doi: 10.1007/s12517-017-2872-9

Keyikoglu, R., Can, O.T., Aygun, A., Tek, A. (2019). Comparison of the effects of various supporting electrolytes on the treatment of a dye solution by electrocoagulation process. Colloid and Interface Science Communications, 33, 100210. https://doi.org/10.1016/j.colcom.2019.100210

Kobya, M., Can, O. T., Bayramoglu, M., (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. Journal of Hazardous Materials, 100,1-3,183-188. doi: 10.1016/S0304-3894(03)00102-X

Kulikowska, D., Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. Bioresource Technology, 99, 5981–5985. doi: 10.1016/j.biortech.2007.10.015

Kumar, S., Kumar, R., Bandopadhyay, A., Mehrotra, S.P. (2007). Novel Geopolymeric Building Materials Through Synergistic Utilisation Of Industrial Waste, International Conference, Alkali Activated Materials – Research, Production and Utilization. https://eprints.nmlindia.org/2410/ Erişim tarihi: 15.10.2022

Kuranlı, Ö.F. (2020). Farklı Bağlayıcı ve Lif İçeren Geopolimer Betonların Mekanik ve Durabilite Özelliklerinin İncelenmesi. [Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Cerrahpaşa Lisansüstü Eğitim Enstitüsü]. YÖK ulusal Tez Merkezi. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

Kurniawan, T.A., Lo, W., Chan G.Y.S. (2006). Physicochemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, B129, 80–100. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.08.010

Kurt, U., İlhan, F., Birben, N.C., Ulucan, K., Gönüllü, M.T., (2011). Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Elektrokoagülasyon Prosesiyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Journal of Engineering and Natural Sciences, 3, 55-64.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Kushwaha J.P., Srivastava V.C., Mall, I.D. (2010). Organics Removal From Dairy Wastewater By Electrochemical Treatment And Residue Disposal, Separation And Purification Technology, 76, 198-205. doi:10.1016/j.seppur.2010.10.008

Kuswah, S., Mudgal, M., Chouhan, R.K. (2021). The Process, Characterization and Mechanical properties of fly ash-based solid form geopolymer via mechanical activation. South African Journal of Chemical Engineering, 38, 104-114. https://doi.org/10.1016/j.sajce.2021.09.002

Lee, W.K.W., Van Deventer, J.S.J., (2002), The effects of inorganic salt contamination on the strength and durability of geopolymers. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 211, 2-3, 115-126. https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00239-X

Lessoued, R., Baameur, L., Tabchouche, A. (2021). Modeling and Optimization of COD Removal from Leachate by Electrocoagulation: Application of Central Composite Design. Environmental Modeling & Assessment, 26, 423–432. https://doi.org/10.1007/s10666-021-09765-7

Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z., Feng, Q., (2011). Landfill leachate treatment using electrocoagulation, Procedia Environmental Sciences, 10, 1159 – 1164. doi: 10.1016/j.proenv.2011.09.185

Li, R., Wang, B., Owete, O., Dertien, J., Lin, C., Ahmad, H., Chen, G., (2017). Landfill Leachate Treatment by Electrocoagulation and Fiber Filtration. Water Environment Research. https://doi.org/10.2175/106143017X15051465918976

Li, J., Ma, Z., Gao, J., Guo, Y., Chang, F. (2022). Synthesis and characterization of geopolymer prepared from circulating fluidized bed-derived fly ash. Ceramics International, 48(8), 11820-11829. https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2022.01.052

Liu, Y., Li, Y., Jiang, W., Chen, M., Yang, J., Li, J. (2017). Quantitative analysis on removal path of emulsified oil in the reactor of EC. Separation and Purification Technology, 178, 288–297. http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2017.01.046

Liu, J., Feng, J., Wang, Z., Lyu, X., Liu, C., Dai, H., Bai, Z. (2023). Steel slag base geopolymer for efficient removal of Zn and Ni ions from aqueous solutions: Preparation and characterization. Materials Letters, 340. https://doi.org/10.1016/j.matlet.2023.134173.

Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. Science of the Total Environment, 703, 135468. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468

KAYNAKLAR DİZİNİ

Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. Science of the Total Environment, 703, 135468. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468

Mansour, D., El-Sofany, W.I., Abdella, F.I.A., Masood, N., Alsukaibi, A.K.D., Bellakhal, N. (2021). Doehlert experimental design for the optimization of electrocoagulation treatment of landfill leachate. Environmental Pollutants and Bioavail, 33(1), 395–401. https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1993752

Martínez-Huitle, C.A., Ferro, S. (2006). Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes. Chemical Society Reviews, 35, 1324–1340. doi: 10.1039/b517632h

Martins, C.L., Fernandesi, H., Costa, R.H.R. (2013). Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. Bioresource Technology, 147, 562-568. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.085

Maryam, B., Büyükgüngör, H. (2019). Wastewater reclamation and reuse trends in Turkey: Opportunities and challenges. Journal of Water Process Engineering, 30, 100501. http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.10.001

Mehsas, B., Siline, M., Zeghichi, L. (2021). Development of supplementary cementitious materials from Algerian kaolin: elaboration of metakaolin and assessment of pozzolanicity, Innovative Infrastructure Solutions, 6, 50. https://doi.org/10.1007/s41062-020-00444-2

Mojiri, A., Aziz, H.A., Aziz, S.Q. (2013). Trends in Physical-Chemical Methods for Landfill Leachate Treatment. International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences, 1(2), 16-25. doi: 10.12983/ijsres-2013-p016-025

Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. Journal of Hazardous Materials, B84, 29–41. https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5

Mussa, Z.H., Othman, M.R., Abdullah, M.P. (2013). Electrocoagulation and decolorization of landfill leachate. AIP Conference Proceedings, 1571, 829–834. doi: 10.1063/1.4858758

Nasrullah, M., Siddique, M.N.I., Zularisam, A.W. (2014). Effect of High Current Density in Electrocoagulation Process for Sewage Treatment. Asian Journal of Chemistry, 26(14), 4281-4285. http://dx.doi.org/10.14233/ajchem.2014.16134

KAYNAKLAR DİZİNİ

Neves, A., Godina, R., Azevedo, S.G., Matias, J.C.O. (2020). A comprehensive review of industrial symbiosis. Journal of Cleaner Production, 247, 119113. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119113

Olawale, M.D. (2013). Syntheses, characterization and binding strength of geopolymers: A review. International Journal of Materials Science and Applications, 2(6), 185-193. doi: 10.11648/j.ijmsa.20130206.14

Özkan, A., Günkaya, Z., Özdemir, A., Banar, M. (2018). Sanayide Temiz Üretim ve Dögüsel Ekonomiye Geçişte Endüstriyel Simbiyoz Yaklaşımı: Bir Değerlendirme. Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi B – Teorik Bilimler, 6 (1), 84-97. doi: 10.20290/aubtdb.332377

Özkaya, B., (2004). Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Atıkların Ayrışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

Pacheco-Torgal, F., Ding, Y., Miraldo, S., Abdollahnejad, Z., Labrincha, J. (2012). Are geopolymers more suitable than Portland cement to produce high volume recycled aggregates HPC? Construction and Building Materials, 36,1048–1052. http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.07.004

Peng, Z., Vance, K., Dakhane, A., Marzke, R., Neithalath, N. (2015). Microstructural and 29Si MAS NMR spectroscopic evaluations of alkali cationic effects on fly ash activation. Cement and Concrete Composites, 57, 34-43. https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2014.12.005

Pirsaheb, M., Azizi, E., Almasi, A., Soltanian, M., Khosravi, T., Ghayebzadeh, M., Sharafi, K. (2016). Evaluating the efficiency of electrochemical process in removing COD and NH4-N from landfill leachate. Desalin. Water Treat, 57, 6644–6651. https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1012560

Poggetto, D.S., Fortunato, M., Cardinale, A.M., Leonelli, C. (2023). Thermal, chemical and mechanical characterization of recycled corundum powder in metakaolin-based geopolymer binder. Applied Clay Science, 237. https://doi.org/10.1016/j.clay.2023.106875

Prasanphan, S., Wannagon, A., Kobayashi, T., Jiemsirilers, S. (2019). Reaction mechanisms of calcined kaolin processing waste-based geopolymers in the presence of low alkali activator solution. Construction and Building Materials, 221, 409-420. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.06.116

KAYNAKLAR DİZİNİ

Rangan, B.V. (2014). Geopolymer concrete for environmental protection. The Indian Concrete Journal, 88(4), 41-48, 50-59. https://www.researchgate.net/publication/286116300_Geopolymer_concrete_for_environmental_protection#fullTextFileContent, Erişim tarihi: 17.03.2023

Rajini, B., Rao, A. (2014). Mechanical properties of geopolymer concrete with fy ash and GGBS as source materials. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology, 3(9),15944–15953. doi: 10.15680/IJIRSET.2014.0309023

Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R., Allia, K. (2008). Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. Desalination , 220,108–114. doi:10.1016/j.desal.2007.01.026

Sanei, E., Mokhtarani, N. (2022). Leachate post-treatment by electrocoagulation process: Effect of polarity switching and anode-to-cathode surface area. Journal of Environmental Management, 319, 115733. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115733

Sanjayan, J.G., Nazari, A., Pouraliakbar, H., (2015). FEA modelling of fracture toughness of steel fibre-reinforced geopolymer composites. Materals and Design 76, 215-222. https://doi.org/10.1016/j.matdes.2015.03.029.

Scafà, M., Marconi, M., Germani, M. (2018). A Critical Review of Industrial Symbiosis Models. Transdisciplinary Engineering Methods for Social Innovation of Industry 4.0 M. Peruzzini et al. (Eds.). doi:10.3233/978-1-61499-898-3-1184

Schlüter, L., Mortensen, L., Kørnøv, L. (2020). Industrial symbiosis emergence and network development through reproduction. Journal of Cleaner Production, 252, 119631. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119631

Singh, S.P., Trigg, M., Burgar, I., Bastow, T. (2005). Geopolymer formation processes at room temperature studied by 29Si and 27Al MAS-NMR. Materials Science and Engineering:A, 396, 1-2, 392–402. https://doi.org/10.1016/j.msea.2005.02.002.

Solak, M. (2019). Hibrit Elektrokoagülasyon/Elektrooksidasyon Prosesleri ile Denim Ürün Üretim Atıksularının Arıtımı. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 23(3), 780-786.

Spinoza, L., Vesilind P.A., 2001, Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization, IWA Publishing, United Kingdom, 400 . doi: 10.2166/9781780402215

Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği. (2004). https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=7221&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5, Erişim tarihi: 11.03.2023.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Sun, Z., Cui, H., An, H., Tao, D., Xu, Y., Zhai, J., Li, Q. (2013). Synthesis and thermal behavior of geopolymer-type material from waste ceramic. Construction and Building Materials, 49, 281–287. http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.08.063

Temuujin, J., Okada, K., MacKenzie, K.J.D. (1999). Effect of mechanochemical treatment on the crystallization behaviour of diphasic mullite gel. Ceramics International, 25, 85-90. https://doi.org/10.1016/S0272-8842(98)00005-4

Temuujin, J., Minjigmaa, A., Davaabal, B., Bayarzul, U., Ankhtuya, A., Jadambaa, Ts., MacKenzie, K.J.D. (2014). Utilization of radioactive high-calcium Mongolian flyash for the preparation of alkali-activated geopolymers for safe use as construction materials. Ceramics International, 40, 16475–16483. http://dx.doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.07.157

Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E. (2011). Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 11, 025401 (1-16). https://dergipark.org.tr/tr/pub/akufemubid/issue/1591/19776, Erişim tarihi: 12.03.2023

Torres-Carrasco, M., Puertas, F. (2015). Waste glass in the geopolymer preparation. Mechanical and microstructural characterisation. Journal of Cleaner Production, 90, 397–408. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.074

TÜİK. (2020). Atık İstatistikleri. https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Atik-Istatistikleri-2020-37198, Erişim tarihi: 10.03.2023

Visvanathan, C., Ben Aim, R., Parameshwaran, K. (2000). Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(1), 1-48. doi: 10.1080/10643380091184165

Wang, H., Li, H., Yan, F. (2005). Synthesis and mechanical properties of metakaolinite-based geopolymer. 268(1–3),1-6. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.01.016

World Health Organization. (2003). Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva,1998.https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/75362/WHO_SDE_WSH_03.04_53_eng.pdf?se#:~:text=Dissolved%20aluminium%20concentrations%20in%20waters,water%20rich%20in%20organic%20matter. Erişim tarihi: 17.05.2023

KAYNAKLAR DİZİNİ

Xu, H. Van Deventer, J.S.J. (2002). Microstructural characterisation of geopolymers synthesised from kaolinite/stilbite mixtures using XRD, MAS-NMR, SEM/EDX, TEM/EDX, and HREM. Cement and Concrete Research, 32(11), 1705-1716. https://doi.org/10.1016/S0008-8846(02)00859-1

Xu, X., Bao, S., Zhang, Y., Luo, Y., Qin, L., Li, S. (2021). Role of particle fineness and reactive silicon-aluminum ratio in mechanical properties and microstructure of geopolymers. Construction and Building Materials, 313. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.125483.

Yıldız, Ş., Yılmaz, E., Ölmez, E. (2009). Evsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri: İstanbul Örneği, Türkiye'de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, https://docplayer.biz.tr/653757-Evsel-nitelikli-aritma-camurlarinin-stabilizasyonla-bertaraf-alternatifleri-istanbul-ornegi.html, Erişim tarihi: 14.04.2023

Yılgın, Z.G. (2019). Kaynak Yoğun Sektörler Arasında Endüstriyel Simbiyoz Yaklaşımı ile Akış Modellemesi ve Optimizasyonu. [Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü]. https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp

Yılmaz, Z., Karagözoğlu, M.B. (2019). Atıksuların Arıtılmasında Elektrokoagülasyon Uygulamaları. BEÜ Fen Bilimleri Dergisi, 8 (1), 319-334. https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/668582, Erişim tarihi: 15.03.2023

Zain, M.F.M., Islam, M.N., Mahmud, F., Jamil, M., (2011). Production of rice husk ash for use in concrete as a supplementary cementitious material. Construction and Building Materials, 25(2), 798-805. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.07.003.

Zhang, M., Zhao, M., Zhang, G., Sietins, J.M., Granados-Focil, S., Pepi, M.S., Xu, Y., Tao, M. (2018). Reaction kinetics of red mud-fly ash based geopolymers: effects of curing temperature on chemical bonding, porosity, and mechanical strength. Cement Concrete Composites, 93, 175-185. https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.07.008

Zhao, J., Li, W., Jiao, X., Yanping, L. ve Guo, X. (2014). Floc growth kinetics in magnesium hydroxide coagulation process, Desalination and Water Treatment, 52(22-24), 4334-4341. https://doi.org/10.1080/19443994.2013.803316

EK AÇIKLAMALAR

Ek Açıklama-A: Tezden Üretilmiş Yayınlar

Aşkın, A., Kırıkbıçak, H.K., Arıöz, E., Tezcan Ün, Ü. (2022, 24-26 Aralık). *Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımı ve Arıtım Çamurunun Jeopolimer Üretiminde Kullanımı*, 10. Uluslararası Mühendislik Mimarlık ve Tasarım Kongresi Bildiri Kitabı, s 1574. İstanbul, Türkiye.