

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

**DİYARBAKIR İLİ PETROL ÜRETİM SAHALARININ ÇEVRE  
SULARINA OLASI ETKİSİ VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMİ  
KULLANILARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

**Hatice KARA**

**DOKTORA TEZİ**

**KİMYA ANABİLİM DALI**

**DİYARBAKIR**

**Haziran– 2015**

T.C.  
DİCLE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRLÜĞÜ  
DİYARBAKIR

Hatice KARA tarafından yapılan “Diyarbakır İli Petrol Üretim Sahalarının Çevre Sularına Olası Etkisi ve Elektrokoagülasyon Yöntemi Kullanılarak Arıtılabilirliğinin Araştırılması” konulu bu çalışma, jürimiz tarafından Kimya Anabilim Dalında DOKTORA tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyesinin

Ünvanı Adı Soyadı

Başkan: Prof. Dr. Ulvi AVCIATA

Üye : Prof. Dr. Hamdi TEMEL (Danışman)

Üye : Prof. Dr. Berrin ZİYADANOĞULLARI

Üye : Prof. Dr. M. İrfan YEŞİLNACAR

Üye : Doç. Dr. Reyhan GÜL GÜVEN

Tez Savunma Sınavı Tarihi: 16/06/2015

Yukarıdaki bilgilerin doğruluğunu onaylarım.

.../...../201..

Doç.Dr. Mehmet YILDIRIM

ENSTİTÜ MÜDÜRÜ

( MÜHÜR )

## TEŞEKKÜR

Bu bilimsel çalışmanın kurgulanması, projelendirilmesi ve tamamlanması konusunda bana yol gösteren Saygıdeğer Danışman Hocam Prof. Dr. Hamdi TEMEL'e, çalışmamın her aşamasında değerli bilgilerini ve yardımlarını esirgemeyen, araştırmanın tamamlanmasında çok büyük emeği olan Saygıdeğer İkinci Danışman Hocam Yrd. Doç. Dr. Zeki TÜNAY'a, tez süresi boyunca karşılaştığım zorlukların üstesinden gelmemde bana çok yardımcı olan, bilgi birikimini ve desteklerini esirgemeyen Değerli Hocam Prof. Dr. M. İrfan YEŞİLNACAR'a teşekkürü bir borç bilirim. Lisans, yüksek lisans ve doktora eğitimim boyunca bana her zaman destek olan Değerli Hocam Prof. Dr. Eşref TAŞ'a çok teşekkür ederim.

Tüm doktora süresi boyunca destek ve yardımlarını her zaman hissettiğim TKDK Şanlıurfa İl Koordinatörü Dr. Sadık YETİM'e, Doç. Dr. Ali Volkan BİLGİLİ'ye, Ziraat Yüksek Mühendisi Mehmet KARAGÖKTAŞ'a, Ziraat Yüksek Mühendisi Ayşin BİLGİLİ'ye ve Muhammed Fatih FİDAN'a çok teşekkür ederim.

Başta Bölüm Başkanımız Abdullah ŞAKAK olmak üzere GAP Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü laboratuvar personeline, idarecilerine teşekkürü bir borç bilirim. SEM görüntülerinin alınmasında bana yardımcı olan Değerli Hocam Yrd. Doç. Dr. Mustafa Fatih GENİŞEL'e, HPLC analizlerinde yardımını esirgemeyen Uzman Mustafa Abdullah YILMAZ'a ve Dicle Üniversitesi Bilim Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi idareci ve çalışanlarına çok teşekkür ederim. Ayrıca bu projeyi destekleyen Dicle Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Proje Koordinatörlüğü'ne, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü'ne ve GAP Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü'ne teşekkürü bir borç bilirim.

Hayatım boyunca bana maddi manevi her türlü desteği veren, hep yanımda olan sevgili aileme; annem, babam, kardeşlerim Zeynep, Mahmut ve Mustafa'ya ve bir tanecik yeğenim Yakupcan'a sonsuz teşekkür ederim.

## **DESTEK SAYFASI**

Bu araştırma, **Dicle Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Proje Koordinatörlüğü** tarafından **12 – ZEF – 94** kodlu proje ile desteklenmiştir.

## İÇİNDEKİLER

|                                                                                                 |       |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| TEŞEKKÜR .....                                                                                  | I     |
| DESTEK SAYFASI .....                                                                            | II    |
| İÇİNDEKİLER .....                                                                               | III   |
| ÖZET.. .....                                                                                    | IX    |
| ABSTRACT .....                                                                                  | XI    |
| ÇİZELGE LİSTESİ.....                                                                            | XIII  |
| ŞEKİL LİSTESİ.....                                                                              | XVI   |
| KISALTMALAR VE SİMGELER LİSTESİ.....                                                            | XVIII |
| 1. GİRİŞ .....                                                                                  | 1     |
| 1.2. Genel Bilgiler .....                                                                       | 6     |
| 1.2.1. Türkiye’de Petrol Araştırmaları .....                                                    | 6     |
| 1.2.2. Petrol Endüstrisinin Çevreye Etkisi .....                                                | 6     |
| 1.2.3. Petrol Arama ve Çevreye Olan Etkileri .....                                              | 7     |
| 1.2.4. Petrolün Üretilmesi Sırasında Oluşan Bileşik ve Yan Ürünlerin Çevreye Olan Etkileri .... | 8     |
| 1.2.5. Ağır Metaller ve Çevreye Etkisi .....                                                    | 9     |
| 1.2.6. Kurşun.....                                                                              | 10    |
| 1.2.6.1. Kurşunun Doğada Bulunuşu .....                                                         | 11    |
| 1.2.6.2. Kurşunun Kullanım Alanları.....                                                        | 11    |
| 1.2.6.3. Kurşunun İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri .....                                | 12    |
| 1.2.6.4. İçme Suyu için Kurşun Sınır Değerleri .....                                            | 12    |
| 1.2.6.5. Kurşun Giderim Yöntemleri .....                                                        | 13    |
| 1.2.6.5.1. Kimyasal Çöktürme .....                                                              | 13    |
| 1.2.6.5.2. İyon Değiştirme .....                                                                | 14    |
| 1.2.6.5.3. Adsorpsiyon .....                                                                    | 15    |
| 1.2.6.5.4. Emülsiyon Sıvı Membran .....                                                         | 16    |
| 1.2.6.5.5. Elektrokoagülasyon Yöntemi.....                                                      | 17    |
| 1.2.7. Kadmiyum.....                                                                            | 18    |
| 1.2.7.1.Kadmiyumun Doğada Bulunuşu.....                                                         | 18    |
| 1.2.7.2. Kadmiyumun Kullanım Alanları .....                                                     | 18    |
| 1.2.7.3. Kadmiyumun İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri .....                              | 19    |
| 1.2.7.4. İçme Suyu İçin Kadmiyum Sınır Değerleri .....                                          | 20    |

|                                                                                                          |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1.2.7.5. Kadmiyum Giderim Yöntemleri .....                                                               | 20        |
| 1.2.8. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH).....                                                     | 21        |
| 1.2.8.1. PAH'ların Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri .....                                                | 23        |
| 1.2.8.2. PAH'ların Tayin Edilme Yöntemleri.....                                                          | 24        |
| 1.2.8.3. PAH'ların İnsan ve Hayvan Sağlığı Üzerine Etkileri .....                                        | 25        |
| 1.2.8.4. İçme Suyu PAH Sınır Değerleri.....                                                              | 26        |
| 1.2.9. Elektrokoagülasyon Yöntemi.....                                                                   | 26        |
| 1.2.9.1. Elektrokoagülasyonun Tarihçesi.....                                                             | 26        |
| 1.2.9.2. Elektrokoagülasyonun Genel Esasları.....                                                        | 27        |
| 1.2.9.2.1. Alüminyum Elektrotlarla Gerçekleştirilen Elektrokoagülasyon Prosesi .....                     | 29        |
| 1.2.9.2.2. Demir veya Paslanmaz Çelik Elektrotlarla Gerçekleştirilen Elektrokoagülasyon<br>Prosesi ..... | 31        |
| 1.2.9.3. Elektrokoagülasyonun Avantajları ve Dezavantajları.....                                         | 33        |
| 1.2.9.4. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler .....                                          | 35        |
| 1.2.9.4.1. Elektrolit Konsantrasyonu.....                                                                | 35        |
| 1.2.9.4.2. Akım Yoğunluğu .....                                                                          | 35        |
| 1.2.9.4.3. pH.....                                                                                       | 36        |
| 1.2.9.4.4. Sıcaklık .....                                                                                | 37        |
| 1.2.9.4.5. Elektrot Materyali .....                                                                      | 37        |
| 1.2.9.4.6. Elektrotlar Arası Mesafe .....                                                                | 38        |
| 1.2.9.4.7. Reaksiyon Süresi.....                                                                         | 38        |
| 1.2.9.5. Elektrokoagülasyon Prosesi Uygulama Alanları .....                                              | 38        |
| <b>2. KAYNAK ÖZETLERİ .....</b>                                                                          | <b>41</b> |
| 2.1. Petrol Kirliliği ile İlgili Yapılmış Çalışmalar.....                                                | 41        |
| 2.2. Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) ile İlgili Yapılmış Çalışmalar .....                          | 43        |
| 2.3. Elektrokoagülasyon ile İlgili Yapılmış Çalışmalar .....                                             | 45        |
| <b>3. MATERYAL VE METOT .....</b>                                                                        | <b>63</b> |
| 3.1. Materyal .....                                                                                      | 63        |
| 3.1.1. Çalışma Alanı.....                                                                                | 63        |
| 3.1.2. Su Numunelerinin Alınması ve Analize Hazırlanması .....                                           | 63        |
| 3.1.3. Laboatuvar Analizlerinde Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar .....                                 | 67        |
| 3.2. Metot .....                                                                                         | 68        |

|                                                                                                                                                                                     |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.2.1. Su Numunelerinde Yapılan Kalite Analiz Metotları.....                                                                                                                        | 68 |
| 3.2.1.1. pH Analizi.....                                                                                                                                                            | 68 |
| 3.2.1.2. Elektriksel İletkenlik (EC) .....                                                                                                                                          | 68 |
| 3.2.1.3. Sodyum Adsorbsiyon Oranı (SAR) .....                                                                                                                                       | 68 |
| 3.2.1.4. Bakiye Sodyum Karbonat (RSC).....                                                                                                                                          | 68 |
| 3.2.1.5. Sertlik.....                                                                                                                                                               | 68 |
| 3.2.1.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi .....                                                                                                                              | 69 |
| 3.2.1.7. Çözünmüş Oksijen Analizi .....                                                                                                                                             | 69 |
| 3.2.1.8. Yağ ve Gres Analizleri.....                                                                                                                                                | 69 |
| 3.2.1.9. Polisiklik Aromatik Hidrokarbon(PAH) Analizi .....                                                                                                                         | 69 |
| 3.2.1.10. Katyon Analizleri.....                                                                                                                                                    | 70 |
| 3.2.1.11. Anyon Analizleri.....                                                                                                                                                     | 71 |
| 3.2.2. Tespit Edilen Kirleticiler Katyonların Elektrokoagülasyon Metodu ile Arıtılması .....                                                                                        | 71 |
| 3.2.2.1. Arıtmanın Yapıldığı Düzenek .....                                                                                                                                          | 71 |
| 3.2.2.2. Demir ve Alüminyum Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu ..... | 74 |
| 3.2.2.2.1. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                                                 | 75 |
| 3.2.2.2.2. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                                               | 75 |
| 3.2.2.2.3. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                            | 76 |
| 3.2.2.2.4. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                                            | 76 |
| 3.2.2.2.5. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                                          | 76 |
| 3.2.2.2.6. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                       | 77 |
| 3.2.2.2.7. Demir Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi .....                                                                           | 77 |
| 3.2.2.3. Alüminyum Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu .....          | 78 |
| 3.2.2.3.1. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                                                             | 78 |

|                                                                                                                                                   |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.2.2.3.2. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                         | 78        |
| 3.2.2.3.3. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu .....      | 79        |
| 3.2.2.3.4. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                      | 79        |
| 3.2.2.3.5. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu .....                    | 80        |
| 3.2.2.3.6. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu ..... | 80        |
| 3.2.2.3.7. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi .....                                     | 80        |
| 3.3. Elektrokoagülasyon İşlemi Sonucunda Kullanılan Elektrotların SEM Görüntülerinin Alınması.....                                                | 81        |
| 3.4. Enerji Tüketiminin Hesaplanması.....                                                                                                         | 81        |
| 3.5. İstatistiksel Değerlendirmeler .....                                                                                                         | 81        |
| <b>4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....</b>                                                                                                               | <b>83</b> |
| 4.1. Su Numunelerinin Kalite Analiz Sonuçları .....                                                                                               | 83        |
| 4.1.1. pH.....                                                                                                                                    | 83        |
| 4.1.2. Elektriksel İletkenlik (EC) .....                                                                                                          | 84        |
| 4.1.3. Sodyum Adsorbsiyon Oranı (SAR) .....                                                                                                       | 86        |
| 4.1.4. Sodyum Karbonat Kalıntısı (RSC) .....                                                                                                      | 86        |
| 4.1.5. Sertlik.....                                                                                                                               | 87        |
| 4.1.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....                                                                                                       | 88        |
| 4.1.7. Çözülmüş Oksijen (ÇO).....                                                                                                                 | 89        |
| 4.1.8. Yağ ve Gress.....                                                                                                                          | 90        |
| 4.1.9. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH).....                                                                                              | 91        |
| 4.1.10. Katyon ve Ağır Metal Analizleri .....                                                                                                     | 97        |
| 4.1.10.1. Alüminyum .....                                                                                                                         | 97        |
| 4.1.10.2. Kalsiyum .....                                                                                                                          | 98        |
| 4.1.10.3. Magnezyum.....                                                                                                                          | 99        |
| 4.1.10.4. Sodyum .....                                                                                                                            | 100       |
| 4.1.10.5. Potasyum.....                                                                                                                           | 101       |
| 4.1.10.6. Baryum.....                                                                                                                             | 102       |

|                                                                                                                                                                      |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.1.10.7. Lityum.....                                                                                                                                                | 103 |
| 4.1.10.8. Demir .....                                                                                                                                                | 103 |
| 4.1.10.9. Krom .....                                                                                                                                                 | 105 |
| 4.1.10.10. Nikel.....                                                                                                                                                | 106 |
| 4.1.10.11. Kadmiyum.....                                                                                                                                             | 106 |
| 4.1.10.12. Mangan .....                                                                                                                                              | 108 |
| 4.1.10.13. Kurşun.....                                                                                                                                               | 109 |
| 4.1.10.14. Çinko.....                                                                                                                                                | 110 |
| 4.1.10.15. Kobalt.....                                                                                                                                               | 111 |
| 4.1.10.16. Bakır.....                                                                                                                                                | 112 |
| 4.1.10.17. Civa .....                                                                                                                                                | 112 |
| 4.1.10.18. Arsenik .....                                                                                                                                             | 113 |
| 4.1.10.19. Selenyum.....                                                                                                                                             | 114 |
| 4.1.11. Anyonlar .....                                                                                                                                               | 115 |
| 4.1.11.1. Bikarbonat ve Karbonat .....                                                                                                                               | 115 |
| 4.1.11.2. Klorür (Cl <sup>-</sup> ).....                                                                                                                             | 116 |
| 4.1.11.3. Sülfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ).....                                                                                                               | 118 |
| 4.1.11.4. Bor.....                                                                                                                                                   | 118 |
| 4.1.11.5. Fosfor .....                                                                                                                                               | 119 |
| 4.2. Elektrokoagülasyon Metodu ile Tespit Edilen Kirliliğin Giderilmesi .....                                                                                        | 121 |
| 4.2.1. Demir Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu ..... | 121 |
| 4.2.1.1. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi.....                                                                      | 121 |
| 4.2.1.2. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi.....                                                                    | 128 |
| 4.2.1.3. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi.....                                                 | 134 |
| 4.2.1.4. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kurşun Giderilmesi.....                                                                   | 140 |
| 4.2.1.5. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kadmiyum Giderilmesi.....                                                                 | 143 |
| 4.2.1.6. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi.....                                            | 145 |

|                                                                                                                                                                          |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.2.1.7. Demir Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi.....                                                                   | 148        |
| 4.2.2. Alüminyum Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu ..... | 149        |
| 4.2.2.1. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi.....                                                                      | 149        |
| 4.2.2.2. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi.....                                                                    | 153        |
| 4.2.2.3. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi.....                                                 | 157        |
| 4.2.2.4. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşun Giderilmesi .....                                                                  | 161        |
| 4.2.2.5. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kadmiyum Giderilmesi.....                                                                 | 164        |
| 4.2.2.6. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi .....                                           | 164        |
| 4.2.2.7. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi.....                                                               | 166        |
| <b>5. SONUÇ VE ÖNERİLER .....</b>                                                                                                                                        | <b>169</b> |
| <b>6. KAYNAKLAR .....</b>                                                                                                                                                | <b>173</b> |
| <b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>                                                                                                                                                     | <b>199</b> |

## ÖZET

### DİYARBAKIR İLİ PETROL ÜRETİM SAHALARININ ÇEVRE SULARINA OLASI ETKİSİ VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMİ KULLANILARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

#### DOKTORA TEZİ

Hatice KARA

DİCLE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
KİMYA ANABİLİM DALI

2015

Ülkemizdeki petrol üretiminin tamamına yakını (% 99.5' i) Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nden sağlanmaktadır. Diyarbakır Batman'dan sonra Türkiye'de en fazla petrol üretilen ikinci il. Diyarbakır'da petrol üretim çalışmaları yoğun bir şekilde yapılmaktadır. Bu çalışmada; Diyarbakır'daki petrol üretim çalışmalarının çevredeki içme suyu, sulama suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb. sulara nasıl bir etkisinin olduğu, su kaynakları üzerine herhangi bir kirlenici etkisi olup olmadığı ve olası bir kirlilik söz konusu ise bu kirliliğin elektrokoagülasyon yöntemiyle ne kadar etkin bir şekilde giderilebildiği araştırılmıştır.

Bu tez çalışması; (I) araştırma sahasından alınan su numunelerinin kalite durumlarının belirlenmesi ve (II) tespit edilen kirliliğin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması olarak iki kısımdan oluşmaktadır.

İlk aşamada; Diyarbakır petrol üretim sahaları yakınındaki içme suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb. sulardan mevsimsel olarak alınan numunelerde pH, elektriksel iletkenlik, çözünmüş oksijen, yağ – gres, kimyasal oksijen ihtiyacı, katyon (Na, K, Ca, Mg, Ba, Li, Fe, Cu, Zn, Mn, Ar, Se, Hg, Ni, Cd, Pb, Al, Co, Cr), anyon ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B, P), Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (Floranten, Benzo[a]antrasen, Benzo[b]floranten, Benzo[k]floranten, Benzo[a]piren, Fenantren, Antrasen, Krisen, Benzo[e]piren, Dibenzo[a,h]antrasen, Benzo[g,h,i]perilen) analizleri yapılmış; sertlik, bakiye sodyum karbonat (RSC), sodyum absorpsiyon oranı (SAR) ise hesaplama ile belirlenmiştir. Analiz sonuçları; İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik (İTASHY), Sağlık Bakanlığı, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY), WHO (Dünya sağlık örgütü), USEPA (Amerika Çevre Koruma Ajansı) kalite kriterlerine göre değerlendirilmiş ve toksik sınır değerlerin üzerinde olan (Fe, Al, Mn, Pb, Cd) parametreler belirlenmiştir.

II. aşamada toksik sınır değerlerin üzerinde belirlenen kurşun ve kadmiyumun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması, demir ve alüminyum elektrot kullanılarak çalışılmıştır. Demir elektrot kullanılarak 500 µg/L kurşun içeren çözelti (% 98), 500 µg/L kadmiyum içeren çözelti (% 95.94), 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum beraber içeren (Pb, % 99.17; Cd, % 98.33), 10 µg/L kurşun içeren içme suyu (% 100), 5 µg/L kadmiyum

içeren içme suyu (% 100), 10 µg/L kurşun ve 5 µg/L kadmiyum beraber içeren içme suyu (Pb, % 100; Cd, % 100) çözeltilerinde ve araştırma sahasından alınan su numunelerinde kurşun(% 100), kadmiyum (% 100) arıtılmıştır. Alüminyum elektrot kullanılarak 500 µg/L kurşun içeren çözelti (% 91.59), 500 µg/L kadmiyum içeren çözelti (% 78), 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum beraber içeren (Pb, % 100; Cd, % 80), 10 µg/L kurşun içeren içme suyu (% 100), 5 µg/L kadmiyum içeren içme suyu (% 35), 10 µg/L kurşun ve 5 µg/L kadmiyum birlikte içeren içme suyu (Pb, % 100; Cd, % 30) çözeltilerinde ve araştırma sahasından alınan su numunelerinde kurşun (% 100), kadmiyum (% 40) arıtılmıştır.

Sonuç olarak, Diyarbakır petrol üretim sahaları çevresinden alınan içme suyu, sulama suyu, kullanma suyu vb su numunelerinde yapılan analizlerde Fe, Al, Mn, Pb, Cd toksik sınır değerlerin üzerinde belirlenmiştir. Toksik sınır değerlerin üzerinde belirlenen bu parametrelerden Pb ve Cd'un demir ve alüminyum elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile içme ve kullanma sularından giderilebileceği ve bu arıtma işleminde demir elektrotun alüminyum elektrota göre daha etkin olduğu belirlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Petrol üretim sahaları, Elektrokoagülasyon, PAH, Su kirliliği, İçme suyu

## ABSTRACT

### THE POTENTIAL EFFECTS OF PETROL PRODUCTION AREAS OF DIYARBAKIR PROVINCE ON WATER RESOURCES AND INVESTIGATION OF TREATABILITY BY USING ELECTROCOAGULATION PROCESS

Ph.D. THESIS

Hatice KARA

UNIVERSITY OF DICLE  
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES  
DEPARTMENT OF CHEMISTRY

2015

The most of the petroleum production in Turkey (99.5 %) is obtained from South East Anatolia Region. Diyarbakır is the second province in the production of petroleum in Turkey after Batman. Studies regarding the petroleum production intensively continues in Diyarbakır. In this study, the effects of the petroleum production studies on drinking water, irrigation water, usage water, lake, dam etc. and whether there is any effects on the confounding factor on water resources and if there is a potential pollution, how it can be done with electrocoagulation process has been examined.

This thesis statement consists of two steps; the determination of the quality of water samples from the research field and the treatability of the detected pollution in waters by using electrocoagulation process.

In first phase, the analyses of pH, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), cations (Na, K, Ca, Mg, Ba, Li, Fe, Cu, Zn, Mn, Ar, Se, Hg, Ni, Cd, Pb, Al, Co, Cr), anions ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B, P), Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Fluoranthene, Benzo[a]anthracene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Phenanthrene, Anthracene, Chrysene, Benzo[e]pyrene, Dibenzo[a,h]anthracene, Benzo[g,h,i]perylene) has been done, and water hardness, remainder sodium carbonate (RSC), sodium absorbance ratio (SAR) were determined with calculations on the samples taken from of the potable water, drinking water, lake, dam etc. near Diyarbakır petroluem production fields seasonally. Results of the analyses were evaluated based on the quality criteria of regulations which were Regulation of water that are used by human (ITASHY), Ministry of Health, Regulation of Water Pollution (SKKY), World Health Organization (WHO), Environment Protection Agency of the United States of America (USEPA). According to the regulations iron, aluminum, manganese, lead and cadmium concentrations of research waters were higher than regulation's standards.

In second phase, cadmium and lead which were determined over of standard toxic level were cleaned up in waters with iron and aluminum electrodes. Usage with iron electrodes, solution which were contaminated with 500 µg/L lead, 500 µg/L cadmium and mixture of 500 µg/L cadmium and 500 µg/L lead were cleaned up with electrocoagulation ratio of % 98, % 95.94, % 98.33; % 99.17, respectively. Potable water which were contaminated with 10 µg/L lead, 5 µg/L cadmium and mixture of 10 µg/L lead and 5 µg/L cadmium were cleaned up with ratio of % 100 for all of them. Waters which were taken up research area were cleaned up from lead and cadmium with electrocoagulation process by iron electrode as % 100. Usage with aluminum electrodes, solution which were contaminated with 500 µg/L lead, 500 µg/L cadmium and mixture of 500 µg/L cadmium and 500 µg/L lead were cleaned up with electrocoagulation ratio of % 91.59, % 78, % 100; % 80, respectively. Potable water which were contaminated with 10 µg/L lead, 5 µg/L cadmium and mixture of 10 µg/L lead and 5 µg/L cadmium were cleaned up with ratio of % 100, % 35, % 100; % 30, respectively. Waters which were taken up research area were cleaned up from lead and cadmium with electrocoagulation process by aluminum electrode as % 100 and % 40, respectively.

In conclusion, in the analyses of the samples of potable water, irrigation water, domestic water etc., Fe, Al, Mn, Pb, Cd has been determined over the toxic limit values. The parameters Pb and Cd which are determined over the toxic limit values, eliminated from potable and domestic water by using iron and aluminum electrodes with the electrocoagulation process, and in the treatability process, iron electrodes have provided higher performance than aluminum electrode.

**Key words:** Petroleum production fields, Electrocoagulation, PAH, Water pollution, Drinking water

## ÇİZELGE LİSTESİ

| <u>Çizelge No</u>                                                                                         | <u>Sayfa</u> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| Çizelge 1.1. Dünyada Petrol Sahaları Üretim Suyu Parametrelerinin Özeti .....                             | 9            |
| Çizelge 1.2. Kurşunun Ulusal ve Uluslararası Su Standartlarındaki Sınır Değerleri.....                    | 13           |
| Çizelge 1.3. Kadmiyumun Ulusal ve Uluslararası Su Standartlarındaki Sınır Değerleri .....                 | 20           |
| Çizelge 1.4. Öncelikli Kirlletici Olarak Değerlendirilen 16 Polisiklik Aromatik Hidrokarbon Bileşiği..... | 22           |
| Çizelge1.5. Elektrotlarda Oluşan Reaksiyonların Mekanizmaları .....                                       | 33           |
| Çizelge 3.1. Çalışmalarda Kullanılan Çözelti Konsant. ve Cihaz Kalibrasyonları.....                       | 69           |
| Çizelge 3.2. Kromatografik Şartlar ve Fluorescence Dedektör Parametreleri.....                            | 70           |
| Çizelge 3.3. Çalışmalarda Kullanılan Çözelti Konsantrasyonları ve Cihaz Kalibrasyonları.....              | 71           |
| Çizelge 3.4. EC Prosesinde Kullanılan Sistemin Özellikleri .....                                          | 74           |
| Çizelge 4.1. Araştırma Sahası Sularının pH'sının Mevsimsel Değişimi .....                                 | 83           |
| Çizelge 4.2. pH'nın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....                          | 84           |
| Çizelge 4.3. Elektriksel İletkenliğin Mevsimsel Değişimi .....                                            | 85           |
| Çizelge 4.4. EC'nin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....                          | 85           |
| Çizelge 4.5. SAR Değerlerinin Mevsimsel Değişimi .....                                                    | 86           |
| Çizelge 4.6. SAR'a Göre Sulama Suyu Sınıflaması .....                                                     | 86           |
| Çizelge 4.7. RSC Değerlerinin Mevsimsel Değişimi .....                                                    | 87           |
| Çizelge 4.8. Sulama Sularının RSC sınıfları.....                                                          | 87           |
| Çizelge 4.9. Sertlik Değerlerinin Mevsimsel Değişimi .....                                                | 87           |
| Çizelge 4.10. Toplam Sertliğe Göre Su Sınıfları.....                                                      | 88           |
| Çizelge 4.11. KOİ Değerlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri.....                                            | 88           |
| Çizelge 4. 12. Ulusal Standartlara Göre KOİ Sınıflandırması.....                                          | 89           |
| Çizelge 4.13. Çözünmüş Oksijen Değerlerinin Mevsimsel Değişimi .....                                      | 89           |
| Çizelge 4.14. Çözünmüş Oksijenin Su kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Sınır Değerleri .....                  | 89           |
| Çizelge 4.15. Çözünmüş Oksijenin Sıcaklıkla Değişimi .....                                                | 90           |
| Çizelge 4.16. Yağ ve Gress Değerlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri .....                                  | 91           |
| Çizelge 4.17. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Yağ – Gress Değerleri .....                               | 91           |
| Çizelge 4.18. PAH Analiz Sonuçlarının Tanımlayıcı İstatistikleri.....                                     | 91           |
| Çizelge 4.19. İçme Suyu PAH Standartları .....                                                            | 92           |
| Çizelge 4.20. Alüminyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                                         | 97           |

|                                                                                               |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Çizelge 4.21.</b> Alüminyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri ..... | 97  |
| <b>Çizelge 4.22.</b> Kalsiyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                       | 98  |
| <b>Çizelge 4.23.</b> Magnezyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                     | 99  |
| <b>Çizelge 4.24.</b> Sodyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                         | 100 |
| <b>Çizelge 4.25.</b> Sodyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....    | 101 |
| <b>Çizelge 4.26.</b> Potasyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                      | 101 |
| <b>Çizelge 4.27.</b> Baryum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                        | 102 |
| <b>Çizelge 4.28.</b> Baryumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....     | 102 |
| <b>Çizelge 4.29.</b> Lityum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                        | 103 |
| <b>Çizelge 4.30.</b> Demir Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                         | 104 |
| <b>Çizelge 4.31.</b> Demirin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....     | 104 |
| <b>Çizelge 4.32.</b> Krom Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                          | 105 |
| <b>Çizelge 4.33.</b> Kromun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....      | 105 |
| <b>Çizelge 4.34.</b> Nikel Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                         | 106 |
| <b>Çizelge 4.35.</b> Nikelin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....      | 106 |
| <b>Çizelge 4.36.</b> Kadmiyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                      | 107 |
| <b>Çizelge 4.37.</b> Kadmiyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....   | 107 |
| <b>Çizelge 4.38.</b> Mangan Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                        | 108 |
| <b>Çizelge 4.39.</b> Manganın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....    | 108 |
| <b>Çizelge 4.40.</b> Kurşun Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                        | 109 |
| <b>Çizelge 4.41.</b> Kurşunun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....     | 109 |
| <b>Çizelge 4.42.</b> Çinko Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                         | 110 |
| <b>Çizelge 4.43.</b> Çinkonun Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri.....                     | 110 |
| <b>Çizelge 4.44.</b> Kobalt Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                        | 111 |
| <b>Çizelge 4.45.</b> Kobaltın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri.....                     | 111 |
| <b>Çizelge 4.46.</b> Bakır Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                         | 112 |
| <b>Çizelge 4.47.</b> Bakırın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri.....                      | 112 |
| <b>Çizelge 4.48.</b> Civa Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                           | 113 |
| <b>Çizelge 4.49.</b> Civanın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....      | 113 |
| <b>Çizelge 4.50.</b> Arsenik Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                       | 113 |
| <b>Çizelge 4.51.</b> Arseniğin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....    | 114 |
| <b>Çizelge 4.52.</b> Selenyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                      | 114 |

|                                                                                             |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Çizelge 4.53.</b> Selenyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri..... | 115 |
| <b>Çizelge 4.54.</b> Bikarbonat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                  | 115 |
| <b>Çizelge 4.55.</b> Sulama Maksatlı Kullanım İçin Su Sınıflaması.....                      | 116 |
| <b>Çizelge 4.56.</b> Karbonat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                    | 116 |
| <b>Çizelge 4.57.</b> Klorür Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                      | 117 |
| <b>Çizelge 4.58.</b> Klorun Sulama Maksatlı Kullanım İçin Su Sınıflaması .....              | 117 |
| <b>Çizelge 4.59.</b> Klorun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri .....    | 117 |
| <b>Çizelge 4.60.</b> Sülfat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                       | 118 |
| <b>Çizelge 4.61.</b> Sülfatın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri.....                   | 118 |
| <b>Çizelge 4.62.</b> Bor Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi .....                         | 118 |
| <b>Çizelge 4.63.</b> Borun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri.....      | 119 |
| <b>Çizelge 4.64.</b> Fosfor Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....                       | 119 |
| <b>Çizelge 4.65.</b> Fosforun Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri .....                  | 119 |

## ŞEKİL LİSTESİ

| <u>Sekil No</u>                                                                                            | <u>Sayfa</u> |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| Şekil 1.1. Petrol Sondaj Atıklarının Zeminde ve Yeraltında Meydana Getirdiği Kirlilikler .....             | 2            |
| Şekil 1.2. Mud – pit havuzu.....                                                                           | 3            |
| Şekil 1.3. Türkiye Sınırları İçerisindeki Doğalgaz ve Ham Petrol Boru Hatları .....                        | 5            |
| Şekil 1.4. Petrolün Doğada Bulunuş Şekli.....                                                              | 6            |
| Şekil 1.5. Petrol Sondaj Atıkları .....                                                                    | 7            |
| Şekil 1.6. Farklı Sektörlerin Biyosfere Ağır Metal Yayınımı .....                                          | 10           |
| Şekil 1.7. Bazı Polisiklik Aromatik Hidrokarbon Bileşiklerinin Molekül Yapısı .....                        | 24           |
| Şekil 1.8. Elektrokoagülasyon İşleminde Meydana Gelen Reaksiyonlar .....                                   | 28           |
| Şekil 1.9. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi .....                                        | 29           |
| Şekil 1.10. Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Alüminyum Türleri .....                                | 30           |
| Şekil 1.11. Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi .....                                           | 31           |
| Şekil 3.1. Petrol Sahalarının Yakınındaki Su Numunesi Alınan Noktalar .....                                | 64           |
| Şekil 3.2. Diyarbakır Petrol Sahaları Çevresinden Su Numunelerinin Alındığı<br>Noktalardan Görüntüler..... | 66           |
| Şekil 3.3. Elektrokoagülasyonun Yapıldığı Düzenek .....                                                    | 72           |
| Şekil 4.1. Kurşun Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi.....                                                     | 122          |
| Şekil 4.2. Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                                       | 124          |
| Şekil 4.3. Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                           | 125          |
| Şekil 4.4. Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                                      | 126          |
| Şekil 4.5. Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kurşunun SEM ve EDAX Görüntüleri .....                               | 127          |
| Şekil 4.6. Kadmiyum Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi.....                                                   | 128          |
| Şekil 4.7. Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                                     | 130          |
| Şekil 4.8. Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                         | 131          |
| Şekil 4.9. Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                                    | 132          |
| Şekil 4.10. Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kadmiyumun SEM ve EDAX Görüntüleri .....                            | 133          |
| Şekil 4.11. Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi .....                            | 135          |
| Şekil 4.12. Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Elektrokoagülasyon<br>Süresinin Etkisi .....    | 136          |
| Şekil 4.13. Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi.....                    | 137          |

|                                                                                                             |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Şekil 4.14.</b> Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi .....       | 138 |
| <b>Şekil 4.15.</b> Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kurşun ve Kadmiyumun SEM ve EDAX Görüntüleri.....             | 139 |
| <b>Şekil 4.16.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                                | 141 |
| <b>Şekil 4.17.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                    | 141 |
| <b>Şekil 4.18.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                               | 142 |
| <b>Şekil 4.19.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                              | 143 |
| <b>Şekil 4.20.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                  | 144 |
| <b>Şekil 4.21.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                             | 145 |
| <b>Şekil 4.22.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi.....                     | 146 |
| <b>Şekil 4.23.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi.....                         | 147 |
| <b>Şekil 4.24.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi .....                  | 148 |
| <b>Şekil 4.25.</b> Kurşun Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi.....                                               | 150 |
| <b>Şekil 4.26.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                                | 151 |
| <b>Şekil 4.27.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                    | 152 |
| <b>Şekil 4.28.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                               | 153 |
| <b>Şekil 4.29.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi.....                                            | 154 |
| <b>Şekil 4.30.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                              | 155 |
| <b>Şekil 4.31.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                  | 155 |
| <b>Şekil 4.32.</b> Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                             | 156 |
| <b>Şekil 4.33.</b> Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi.....                        | 157 |
| <b>Şekil 4.34.</b> Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Elektrokoagülasyon Süresinin Etkisi ..... | 159 |
| <b>Şekil 4.35.</b> Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi.....              | 160 |
| <b>Şekil 4.36.</b> Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi .....       | 161 |
| <b>Şekil 4.37.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi .....                                | 162 |
| <b>Şekil 4.38.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi .....                                    | 163 |
| <b>Şekil 4.39.</b> Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi.....                               | 163 |
| <b>Şekil 4.40.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi.....                     | 165 |
| <b>Şekil 4.41.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi.....                         | 165 |
| <b>Şekil 4.42.</b> Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi .....                  | 166 |

## KISALTMALAR VE SİMGELER LİSTESİ

|                                     |                                                              |
|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| $(\text{CH}_2)_6\text{N}_4$         | : Hekza Metilen Tetraamin                                    |
| $\text{AgNO}_3$                     | : Gümüş Nitrat                                               |
| AKM                                 | : Askıda Katı Madde                                          |
| ALA                                 | : Aminolevülinik Asit                                        |
| ATSDR                               | : Agency For Toxic Substances And Disease Registry           |
| BaP                                 | : Benzo[a]Piren                                              |
| BbF                                 | : Benzo[b]Floranten                                          |
| BDD                                 | : Bor Katkılı Elmas                                          |
| BkF                                 | : Benzo[k]Floranten                                          |
| BOİ                                 | : Biyolojik Oksijen İhtiyacı                                 |
| BOTAŞ                               | : Boru Hatları ile Petrol Taşıma A.Ş.                        |
| BTEX                                | : Benzen, Toluen, Etilbenzen, Xylenes                        |
| $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_2$ | : Hidrokinon                                                 |
| $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_2$    | : Kinon                                                      |
| $\text{CaCl}_2$                     | : Kalsiyum Klorür                                            |
| CC                                  | : Kimyasal Koagülasyon                                       |
| CdS                                 | : Grinokin                                                   |
| $\text{CH}_2\text{O}$               | : Formaldehit                                                |
| $\text{CH}_3\text{OH}$              | : Metil Alkol                                                |
| $\text{CO}_2$                       | : Karbondioksit                                              |
| $\text{CO}_3^{2-}$                  | : Karbonat                                                   |
| ÇO                                  | : Çözünmüş Oksijen                                           |
| DHHS                                | : The Department Of Health And Human Services                |
| DNA                                 | : Deoksiribonükleik Asit                                     |
| DSİ                                 | : Devlet Su İşleri                                           |
| EC                                  | : Elektrokoagülasyon                                         |
| EDAX                                | : Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy                       |
| EDTA                                | : Ethylenediaminetetraacetic Acid                            |
| EF                                  | : Elektroflotasyon                                           |
| ELM                                 | : Emülsiyon Sıvı Membran                                     |
| EOM                                 | : Ekstrakte Olabilir Organik Madde                           |
| EPA                                 | : Environment Protection Agency                              |
| EU                                  | : Avrupa Birliği                                             |
| FTIR                                | : Fourier Transform Infrared Spectroscopy                    |
| GC                                  | : Gas Chromotography                                         |
| GC – FID                            | : Alevde İyonlaşma Dedektörü                                 |
| GC – MS                             | : Gas Chromotography – Mass Spectrometer                     |
| GPS                                 | : Global Position System                                     |
| $\text{H}_2\text{O}_2$              | : Hidrojen Peroksit                                          |
| $\text{H}_2\text{SO}_4$             | : Sülfürik Asit                                              |
| Hb                                  | : Hemoglobin                                                 |
| HCl                                 | : Hidroklorik Asit                                           |
| $\text{HCO}_3^-$                    | : Bikarbonat                                                 |
| $\text{HNO}_3$                      | : Nitrik Asit                                                |
| HPLC                                | : High Performance Liquid Chromotography                     |
| HPLC – F                            | : High Performance Liquid Chromotography – Floresans         |
| HPLC – MS                           | : High Performance Liquid Chromotography – Mass Spectrometer |
| HPLC – UV                           | : High Performance Liquid Chromotography – Ultra Violet      |

|                                 |                                                                    |
|---------------------------------|--------------------------------------------------------------------|
| IARC                            | : The International Agency For Research On Cancer                  |
| ICP – OES                       | : Inductively Coupled Plasma – Optic Emission System               |
| KCl                             | : Potasyum Klorür                                                  |
| KOI                             | : Kimyasal Oksijen İhtiyacı                                        |
| LPG                             | : Liquid Petrol Gas                                                |
| MTA                             | : Maden Tetkik Arama                                               |
| Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> | : Sodyum Karbonat                                                  |
| Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | : Sodyum Sülfat                                                    |
| NAC                             | : Nitrogen Asetil Sistein                                          |
| NaCl                            | : Sodyum Klorür                                                    |
| NaOH                            | : Sodyum Hidroksit                                                 |
| ND                              | : Not Determined                                                   |
| NH <sub>3</sub> – N             | : Amonyak Azotu                                                    |
| NP – HPLC                       | : Normal Faz – High Performance Liquid Chromatography              |
| NPL                             | : National Priorities List                                         |
| ORP                             | : Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli                                |
| PAH                             | : Polisiklik Aromatik Hidrokarbon                                  |
| Pb <sub>3</sub> O <sub>4</sub>  | : Minim                                                            |
| PbCO <sub>3</sub>               | : Serusit                                                          |
| PbS                             | : Galen                                                            |
| PbSO <sub>4</sub>               | : Anglesit                                                         |
| PCWW                            | : Petrol Atık Suyundan Gelen Gress                                 |
| PDA                             | : Fotodiyot Array                                                  |
| PVC                             | : Polivinil Klorür                                                 |
| RP – HPLC                       | : Ters Faz– High Performance Liquid Chromatography                 |
| RSC                             | : Bakiye Sodyum Karbonat                                           |
| RSM                             | : Response Surface Method                                          |
| Ru – MMO                        | : Rutenyum Karıştırılmış Metal Oksit                               |
| SAR                             | : Sodyum Absorbsiyon Oranı                                         |
| SEM                             | : Scanned Electron Microscope                                      |
| SKKY                            | : Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği                                |
| SPSS                            | : Statistic Program for Social Sciences                            |
| TDS                             | : Total Dissolved Solids                                           |
| TPAO                            | : Türkiye Petrolleri Anonim Ortaklığı                              |
| TPH                             | : Total Petrol Hydrocarbons                                        |
| TSE                             | : Türk Standartları Enstitüsü                                      |
| UNESCO                          | : United Nations Educational, Scientific And Cultural Organization |
| USEPA                           | : United State Environment Protection Agency                       |
| WHO                             | : World Healthy Organisation                                       |
| XRD                             | : X –Ray Diffractometer                                            |



## 1. GİRİŞ

Teknolojik gelişmeler ve sanayileşme insanların yaşamlarını kolaylaştırırken bunun yanında önemli çevre problemlerinin ortaya çıkmasına neden olmuştur. Nüfus artışı, hızlı sanayileşme ve yeterli atık arıtma tesislerinin bulunmayışı sonucu ortaya çıkan çevre kirliliği bütün dünyada olduğu gibi ülkemizde de iyice önemli hale gelmeye başlamıştır (Özer ve ark. 1996, Ucu 2001).

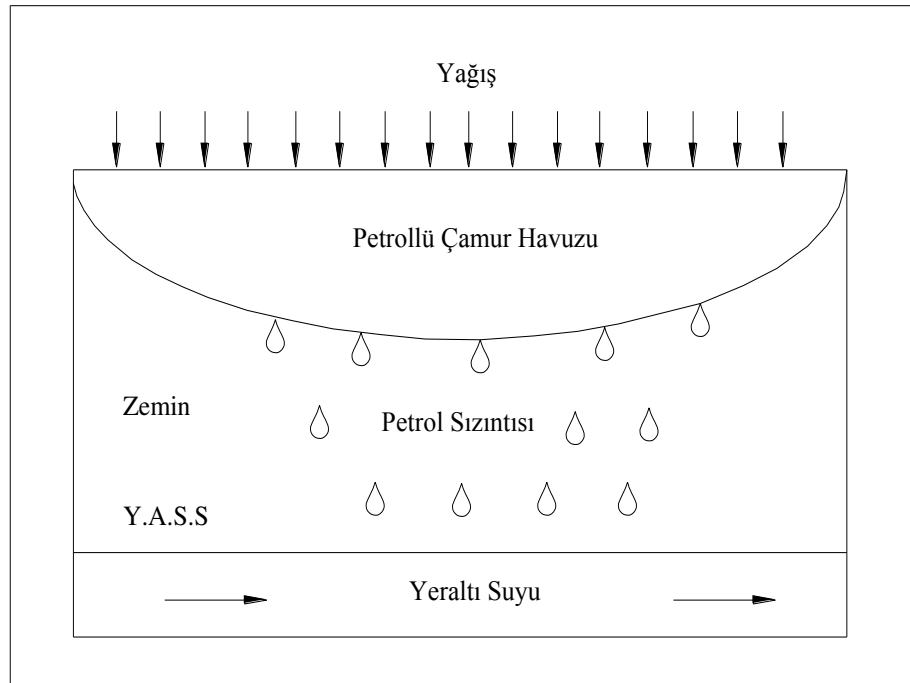
Petrol endüstrisi son yıllarda dünyada büyük boyutta çevre kirliliğine neden olmuştur. Uğruna yıllar süren savaşların yapıldığı “kara inci” olarak nitelendirilen petrol ve türevlerinin çevreye dökülmeleri, çevre kirliliğini önemli ölçüde etkilediğinden bunları dünya gündeminde birinci sıraya yükseltmiştir. Büyük çoğunluğu antropojenik kaynaklardan olmak üzere Dünyada yılda, 1.7 – 8.8 milyon metrik ton petrol üretildiği ve bunun önemli bir miktarının ya çevreye zarar verecek şekilde kullanılması ya da kullanılmadan çevreye döndüğü bilinmektedir (Oil in the Sea: Inputs, Fates and Effects, 1985). Petrol ve petrol türevlerinden kaynaklanan çevre kirliliği içme suyu, akarsu, göl, kıyı ve deniz kirlenmesi olarak tanımlanabilir. Su kirliliği ise çevre kirliliğinin önemli ve dikkate değer bir kısmını oluşturmaktadır.

Su, canlıların yaşamı için hayati önem teşkil etmektedir. UNESCO raporuna (UNESCO 2006) göre dünyada 2025 yılında 1 milyar 800 milyon insanın su sıkıntısı yaşayacağı öngörülmektedir. Son on yıllık dönemde dünyadaki su kaynaklarının ve nüfus yoğunluğunun dengesiz dağılımından dolayı yaklaşık 80 ülkede nüfusun %40'ının su taleplerinin arzlardan daha fazla olduğu görülmekte ve su ihtiyacının giderilmesinde su kaynaklarının yetersiz kalacağı belirtilmektedir (Bennett 2000). Bunun sonucunda suyun değeri önümüzdeki yıllarda öylesine artacak ki, belki de su için savaşlar olacaktır. 21. yy da, gerekli önlemler alınmaz ve su kaynakları tasarruflu şekilde kullanılmazsa, ilerleyen yıllarda Dünya’da su savaşlarının olabileceği ihtimaller dahilindedir (Öztürk ve Çelik 2008).

Petrol kirliliği karada; arama ve sondaj çalışmaları sırasında, petrol rezervuarlarında meydana gelen sızmalarla ve petrolü taşıyan borularda ortaya çıkabilen kaçaklarla, denizde ise; petrol üretim istasyonları, petrol tanker kazaları ve limanlarda petrolün dolumu – boşaltımı sırasında meydana gelebilmektedir.

## 1. GİRİŞ

Toprak içinde veya üzerinde petrol sızıntısı meydana geldiğinde, petrol toprağı ıslatarak yer altı suyuna kadar ulaşabilmekte ve yer altı suyunu da kirletebilmektedir. Petrol hidrokarbonları yer altı su seviyesine ulaştığı zaman yatay olarak su içinde yayılmaya başlar. Şekil 1.1’ de petrollü sondaj atık materyallerinin toprakta ve yer altı suyunda meydana getirdiği kirliliğin tahmini şeması görülmektedir. Bu durumda alınacak önlemler; yer altı suyunu ve toprağın kirlenen kısmını temizlemek, sızıntı yerinde meydana gelen yatay yayılmayı önlemek vb. Ham petrol ile kirletilmiş toprakların ıslahı ise daha zordur. Petrol hidrokarbonu ile kirlenmiş bir toprak yıllarca yer altı suyunu kirletebilir. Ham petrolün çıkarılması aşamasında çeşitli atıklar ortaya çıkmaktadır. Bu atıklar; tuzlu su, serbest emülsifiye edilmiş yağ, kuyu açarken çıkan çamurlar, tank tabanı çamuru ve doğal gaz olarak sıralanabilir (Tuncan 1996). Tuzlu su ham petrol tabakasının üstünde ve altında bulunmaktadır. Bu su, petrol sondaj çalışmaları esnasında yer üstüne çıkmakta, petrol – su ayırım işleminden sonra tekrar yer altına geri basılmaktadır. Dikkate değer miktarda tuz, fenol, PAH, ağır metal vb. toksik maddeler içeren bu suyun yer altı suyunu kirletme ihtimali yüksektir. Bütün bu nedenlerden dolayı petrollü sondaj atıklarının yönetimi ve kontrolü önemlidir.



**Şekil 1.1.** Petrol Sondaj Atıklarının Zeminde ve Yeraltında Meydana Getirdiği Kirlilikler (Tuncan 1996)

Karada yapılan petrol sondajları esnasında oluşan petrollü sondaj atıkları, mud – pit olarak isimlendirilen çamur havuzlarına boşaltılmaktadır. Böylece büyük miktarda petrol ile kirlenmiş sondaj atığı oluşmaktadır.



**Şekil 1.2.** Mud – pit havuzu

Bu atıkların koruyucu tedbirler alınmadan toprağa ve suya atılması sonucu toprak ve yer altı suyu önemli boyutta kirletilmektedir. Son dönemlerde çevre açısından önemli bir şekilde olumsuz etkileri olan bu atıkların miktarında artış olmuştur. Bunun üzerine araştırmacılar ve endüstriyel kuruluşlar, ekonomik bir çözümle bu atıkların en az zararlı veya yeniden kullanılabilir hale getirilmesi üzerinde yoğun çalışmalar yapmaya yönelmiştir.

Atıksularında ağır metal içeren kuruluşlar, çevre kirliliğinin artmasında ve ekolojik dengenin bozulmasında payı olan endüstri kuruluşlarının başında gelmektedir. Prosesleri gereği çeşitli ağır metalleri kullanan bu endüstri kuruluşları, atıklarında kurşun, bakır, civa, çinko, kobalt, demir, krom, arsenik ve gümüş gibi metal iyonlarını bulundurabilmektedir. Kurşun, çinko, bakır, kobalt, kadmiyum, krom, nikel, arsenik, civa ve gümüş gibi metal iyonları, kalıcı etkilerinden dolayı hem canlılar açısından hem de çevre sağlığı yönünden önem taşımaktadır. Bu metal iyonları belirli sınırları aşınca son derece toksik etki göstermektedir (Gadd ve Griffiths 1978, Wong ve Kwok 1992, Sağlam ve Cihangir 1995). Mevcut konvansiyonel arıtım süreçleri bu tür katı ve sıvı atıkları yeterli düzeyde arıtamamaktadır. Günümüzde birçok endüstri kuruluşunun önemli sorunu olan bu tür atıkların arıtılması için etkili bir arıtım sistemi ise, ilgili endüstri kuruluşlarına oldukça pahalıya mal olmaktadır. Bu nedenle hem pratik

## 1. GİRİŞ

---

uygulamalarda kolaylık sağlayacak hem de ekonomik yönden ucuz arıtım tekniklerine yönelik bilimsel araştırmalar yapılmaktadır (Sağlam ve Cihangir 1995).

Atık sulardan ağır metal iyonlarının giderilmesinde klasik arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Temelde metal iyonunu çöktürerek ortamdan ayrılmasını sağlayan bu yöntemler tek başına yeterli gelmeyip, ilave olarak iyon değişimi, ters osmoz, aktif karbon adsorbsiyonu gibi ikincil arıtmalarda gerektirmektedir. Klasik arıtım yöntemleri (kimyasal çöktürme, ozonlama, adsorbsiyon, iyon değişimi vb), özellikle düşük konsantrasyonlu metal iyonlarının arıtılmasında arıtma veriminin düşük olması, yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksekliği, yeni kirlilik parametrelerinin oluşması gibi nedenlerden dolayı pek pratik ve ekonomik değildir. Bu arıtma teknolojilerinin belirtilen dezavantajlarından dolayı, son yıllarda daha ekonomik, etkili ve güvenilir çalışmalar üzerine araştırmalar yoğunlaşmıştır. Yapılan çalışmalarda çevresel uyumundan dolayı elektrokoagülasyon işlemi endüstriyel atık suları arıtmak için büyük ilgi çekmiştir. Bu yöntemin dikkat çekici noktalarından bazıları hızlı çökelen çamur, çöken çamur miktarının azlığı ve kısaltılmış reaktif alıkoyma süresi, basit donanım ve kolay işletmedir. Elektrokoagülasyon işlemi ile çok büyük miktarda kirleticinin azalması bu teknolojinin çevresel açıdan uygun, güvenilir ve etkili bir teknoloji olduğunu göstermektedir (Rajeshwar ve ark. 1994, Chen 2004).

Ülkemizde son yıllarda petrol arama ve üretim faaliyetlerine büyük hız verilmiştir. Böylelikle petrol boru hatları ülkemiz topraklarını bir ağ gibi kaplamıştır. Boru Hatları ile Petrol Taşıma A.Ş. (BOTAS) tarafından hazırlanan Türkiye Ham Petrol Boru Hatları Haritası Şekil 1.3’de verilmiştir. Haritada ham petrol işletimi ve taşımacılığı açısından ülkemizin sürekli artan bir grafik çizdiği görülmektedir.



**Şekil 1.3.** Türkiye Sınırları İçerisindeki Doğalgaz ve Ham Petrol Boru Hatları

Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde petrol çalışmaları yoğun bir şekilde yapılmaktadır. Türkiye'de üretilen petrolün % 99.5' i Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde üretilmektedir. Diyarbakır sınırları içerisinde zengin petrol rezervleri mevcuttur. Yapılan bu petrol arama ve üretim çalışmalarının çevreyi olumsuz etkilediği bilinen bir gerçektir. Çevre bilincinin dünya kamuoyunda gelişmesi üzerine petrol kirliliği nedeniyle petrol üreten ülkeler, şirketler ile çevreciler arasında tartışma ve mücadeleler yaşanmıştır. 1996 yılında Diyarbakır çevresinde petrol kirliliği olayı ortaya çıkmış ve kamuoyundan tepki görmüştür (Anonim 2001). Bu konu zaman zaman hem Diyarbakır hem de bu çalışmaların yapıldığı diğer iller için gündeme gelmektedir. Fakat bu konuda şimdiye kadar detaylı bir çalışma yapılmamıştır.

Yapılan çalışmada, Diyarbakır'daki petrol arama ve üretim faaliyetlerinin; Diyarbakır'daki içme suyu, sulama suyu, göl, baraj vb. sular üzerine herhangi bir kirlilettiği etkisi olup olmadığı ve olası bir kirlilik söz konusu ise bu kirliliğin elektrokoagülasyon yöntemiyle ne kadar etkin bir şekilde giderilebildiği araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon yönteminin ucuz, pratik, kullanımının kolay, çevreye uyumlu olması ve aynı zamanda çok kirli atık suları bile en iyi şekilde, en az işletme maliyeti ile en az çamur üreterek, kimyasal çökelmeden daha iyi bir şekilde temizlemesi yapılan araştırmada kullanılmasında önemli etken olmuştur. Bununla beraber araştırma alanı (Diyarbakır) güneşi bol bir ilimiz olduğundan dolayı elektrokoagülasyon prosesine güneş panelleri monte edilerek, bu yöntemle yapılan arıtmanın bölge için daha ekonomik olacağı da düşünülerek bu yöntem tercih edilmiştir.

### 1.2. Genel Bilgiler

#### 1.2.1. Türkiye’de Petrol Araştırmaları

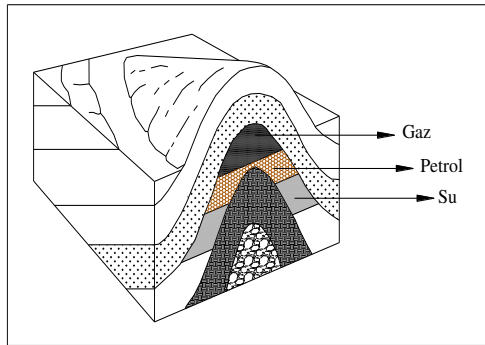
Petrol ilk olarak 18. yüzyılda Evliya Çelebi tarafından kaleme alınmıştır. İlk araştırmalar 1935’de MTA’nın kurulması ile başlamış olup, Trakya yarımadasında yapılmıştır. İlk üretim kuyusu 1940’da Raman’da açılmıştır. MTA petrol faaliyetlerini 1954’de TPAO’ya devretmiştir. TPAO çeşitli yabancı şirketlerle ortak antlaşmalar yaparak halen petrol çalışmalarını sürdürmektedir (Temeltaş 2006).

Türkiye’de 1954’ten bu yana petrol ve doğalgaz aramaları için 4 binden fazla kuyu açılmıştır. Enerji ithalatı 54.1 milyar dolar seviyesine çıkmıştır. Türkiye’de 25’i yabancı 50 şirket petrol ve doğalgaz aramaktadır. Üretilen petrol miktarı ile ancak tüketilen petrolün % 9’u, doğalgazın ise sadece % 2’si karşılanabilmektedir. 2011’de 283 kuyudan 793 milyon metreküp gaz, 1180 kuyudan 16 milyon varil ham petrol çıkmıştır (Anonim 2012).

Türkiye’de en istikrarlı petrol üretimi Diyarbakır – Güneydoğu Şahaban – 2 kuyusunda 1984 yılından bu yana günde bir varil üretimle yapılmaktadır. En çok petrol üretimi de yine Diyarbakır’da günlük 698 varille Karacan – 5 kuyusunda yapılmaktadır (Anonim 2012).

#### 1.2.2. Petrol Endüstrisinin Çevreye Etkisi

Petrol ürünleri sadece kullanma esnasında çevre kirliliğine neden olmaz bunun yanında, ham petrol ve ürünlerinin üretimi, taşınması ve depolanması sırasında da kirlenme olmaktadır (Meriçboyu ve Yavuz 2011).



**Şekil 1.4.** Petrolün Doğada Bulunuş Şekli

Petrolün bulunmasından tüketime sunulmasına kadar; arama, üretim, taşıma, depolama ve rafinasyon işlemlerini içermektedir. Bütün bu işlemler sırasında; değişik kimyasal maddeler ve tekniklerin kullanılması katı, sıvı ve gaz atıkların oluşmasına neden olmaktadır (Borand 2012).

### 1.2.3. Petrol Arama ve Çevreye Olan Etkileri

Petrol arama çalışmaları; petrol kaynaklarını belirlemek amacıyla, jeofizik yöntemler kullanılarak, arama kuyusu açılıncaya kadar olan süreçtir. Bu çalışmalar sırasında özellikle sondaj çalışmaları sonucu önemli ölçüde sıvı (sondaj sıvısı) ve katı (kayaç kesintileri ve kırıntıları) atıklar ortaya çıkmaktadır (Borand 2012). Sondaj sıvıları genellikle tatlı ve tuzlu su bazlı, petrol bazlı veya polimer bazlı olarak hazırlanmakta; ayrıca, sıvının gerekli fiziksel özelliklere sahip olması için barit, bentonit, kostik soda, kromlignosülfonat, değişik tuzlar (KCl, CaCl<sub>2</sub> vb.) gibi katkı maddeleri kullanılmaktadır (Meriçboyu ve Yavuz 2011).

Sondaj sırasında geçilen kayaç katmanları ağır metaller (civa, kadmiyum, çinko, molibden, bakır, krom vb.) içerebilmektedir. Bu tür kayaçların sondajı sonucu ortaya çıkan kayaç parçacıkları, sondaj sıvısıyla yeryüzüne taşınırlar; bu kayaç parçacıklarından arındırılmamış sondaj sıvısının çevreye atılması kirlenmeye yol açmaktadır (Borand 2012).



Şekil 1.5. Petrol sondaj atıkları

Örnek olarak, yüksek basınçlı formasyon kuyularında, basıncı sağlamak üzere sondaj sıvısının % 35'i kadar barit eklenmektedir. Basıncı karşılamak üzere eklenen

## 1. GİRİŞ

---

barit, kadmiyum, civa ve kurşun gibi ağır metaller içerdiğinden dolayı kullanıldığı oranda çevreye zarar vermektedir. Kullanılacak baritin bu ağır metalleri daha az miktarda içermesine dikkat edilmelidir (Meriçboyu ve Yavuz 2011).

En basit bileşenleri; mazot, tuzlu su ve barit olan petrol bazlı sondaj sıvılarının da çevre kirliliği açısından çok sakıncalı olduğu bilinmektedir. Mazot ve baritin çevreye olumsuz etkilerinin olmasının yanında tuz konsantrasyonu da yüksek olan bu atıklar; toprağın verimliliğini azaltmakta, su kaynaklarına, bitki örtüsüne, yetiştirilen ürünlere zarar vermektedir (Meriçboyu ve Yavuz 2011, Borand 2012).

Kullanılmış sondaj sıvılarının toplandığı mud – pit çukurları, kirliliğin en yoğun olduğu alanlardır. Bu havuzların altındaki yer altı su kaynaklarından alınan su örneklerinde, normal değerlerin çok üstünde ağır metal konsantrasyonlarına ulaşıldığı gözlenmektedir (Borand 2012).

### **1.2.4. Petrolün Üretilmesi Sırasında Oluşan Bileşik ve Yan Ürünlerin Çevreye Olan Etkileri**

Petrol üretim kuyularının en önemli atık maddesi, petrol ile birlikte yeryüzüne çıkan formasyon suyudur. Formasyon sularının içerdiği bileşenler şu şekilde guruplandırılabilir (Meriçboyu ve Yavuz 2011);

1. Ağır metaller
2. Hidrokarbonlar
3. Tuzlar
4. Radyoaktif maddeler
5. Çözünmüş gazlar

Formasyon suları genellikle ya deniz veya göl gibi doğal su ortamlarına boşaltılarak ya da yeraltına basılarak bertaraf edilir. Çevreye bırakılmadan önce bu sulara gerekli arıtma prosesleri uygulanmalıdır. Aksi takdirde bu suların, önemli ölçüde yeraltı ve yerüstü su kirliliği meydana getireceği ve oluşan bu kirlilik sonucu su kaynaklarının kullanılamaz duruma geleceği açıktır (Borand 2012).

**Çizelge 1.1.** Dünyada Petrol Sahaları Üretim Suyu Parametrelerinin Özeti (Tibbets ve ark. 1992, Ahmadun ve ark. 2009)

| Parametre                               | Değer       | Ağır metal | Değer (mg/L)    |
|-----------------------------------------|-------------|------------|-----------------|
| Yoğunluk (kg/m <sup>3</sup> )           | 1014 – 1140 | Kalsiyum   | 13 – 25800      |
| Yüzey gerilimi(dyn/cm)                  | 43 – 78     | Sodyum     | 132 – 97000     |
| TOC (mg/L)                              | 0 – 1500    | Potasyum   | 24 – 4300       |
| COD (mg/L)                              | 1220        | Magnezyum  | 8 – 6000        |
| TSS (mg/L)                              | 1.2 – 1000  | Demir      | < 0.1 – 100     |
| pH                                      | 4.3 – 10    | Alüminyum  | 310 – 410       |
| Toplam petrol(IR; mg/L)                 | 2 – 565     | Bor        | 5 – 95          |
| Uçucu (BTX; mg/L)                       | 0.39 – 35   | Baryum     | 1.3 – 650       |
| Baz/nötr (mg/L)                         | < 140       | Kadmiyum   | < 0.005 – 0.2   |
| Uçucu olmayan toplam yağ ve gres (µg/L) | 275         | Krom       | 0.02 – 1.1      |
| Klorür (mg/L)                           | 80 – 200000 | Bakır      | < 0.002 – 1.5   |
| Bikarbonat (mg/L)                       | 77 – 3990   | Lityum     | 3 – 50          |
| Sülfat (mg/L)                           | < 2 – 1650  | Mangan     | < 0.004 – 175   |
| Amonyum azotu (mg/L)                    | 10 – 300    | Kurşun     | 0.002 – 8.8     |
| Sülfid (mg/L)                           | 10          | Stronsiyum | 0.02 – 1000     |
| Toplam polar (mg/L)                     | 9.7 – 600   | Titanyum   | <0.01 – 0.7     |
| İleri asitler (mg/L)                    | <1 – 63     | Çinko      | 0.01 – 35       |
| Fenoller (mg/L)                         | 0.009 – 23  | Arsenik    | < 0.005 – 0.3   |
| Uçucu yağ asitleri (mg/L)               | 2 – 4900    | Civa       | < 0.001 – 0.002 |
|                                         |             | Gümüş      | 0.001 – 0.15    |
|                                         |             | Berilyum   | < 0.001 – 0.004 |

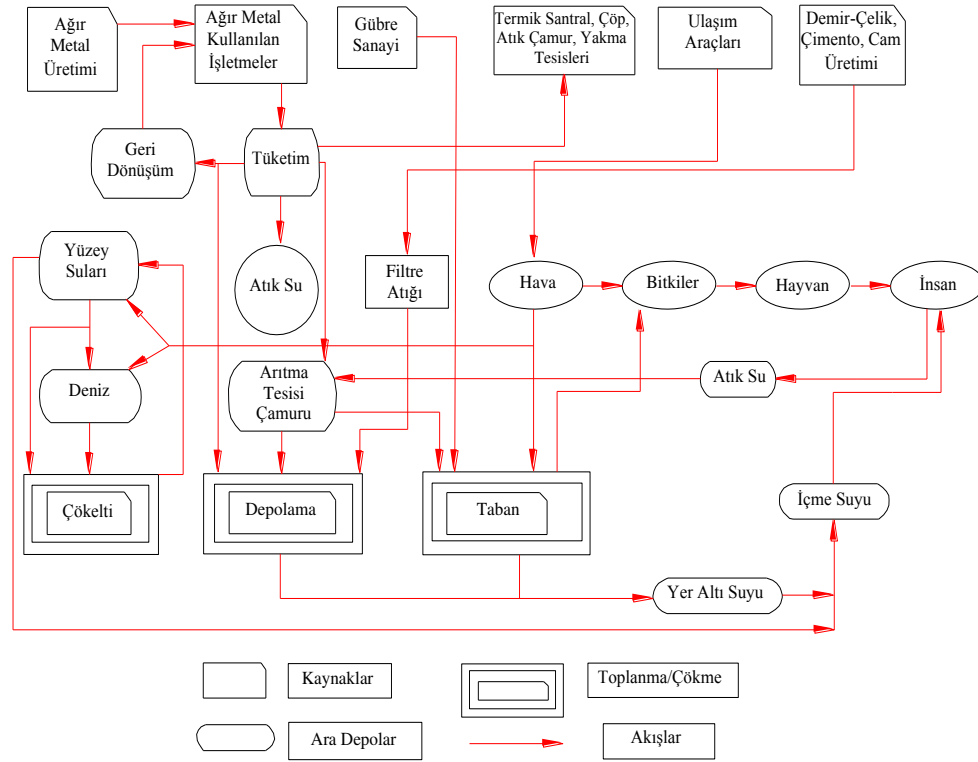
### 1.2.5. Ağır Metaller ve Çevreye Etkisi

Metal içeren atık sular, çevre kirliliğinde büyük paya sahip olmaları ve arıtılma yöntemlerinde karşılaşılan sorunlar açısından üstünde önemle durulması gereken bir konudur. Bu sorunu oluşturan ağır metaller arasında Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Cd ve Al ilk sıraları almaktadır. Çeşitli endüstrilerin atık sularında bulunma ihtimali olan bu ağır metalleri özellikle; metal kaplama, otomotiv ve petrokimya endüstrilerinin atık suları diğerlerine oranla daha yüksek miktarda içermektedir.

Çeşitli endüstrilerin atık suları civa (Hg), kurşun (Pb), krom (Cr), kadmiyum (Cd), nikel (Ni), demir (Fe), bakır (Cu), çinko (Zn) gibi ağır metaller içerebilir. Bu atık sular deniz, göl ve akarsu gibi yüzey sularını kirleten en birincil faktörler haline gelmiştir (Bahadır 2005). Yüzey sularına karışıp sedimentlerde birikebilen ağır metaller, deşarj noktasından kilometrelerce uzakta bile kirlilik faktörlerini kaybetmeden bulunabilirler.

## 1. GİRİŞ

Metalik kirliliğe sebep olan maddeler, kimyasal ve biyolojik yöntemlerle parçalanamazken farklı metal bileşiklerine dönüşebilir. Bazen bu dönüşme esnasında, bir metalin zehirli bileşiği de ortaya çıkabileceği gibi, suda çözünen bileşiği de ortaya çıkabilir (Turp 2012). Şekil 1.6’ da farklı sektörlerden biyosfere ağır metal yayınımları şematik olarak verilmiştir.



Şekil 1.6. Farklı Sektörlerin Biyosfere Ağır Metal Yayınımları (Kahvecioğlu ve ark. 2004)

Çeşitli nedenlerle ağır metallerin sulardaki birikimi, bunların sebepleri ve sonuçları önemli çevresel sorunlar arasında yer almaktadır.

Petrol sahaları etrafında yapılan araştırmalarda çevredeki toprak ve su kaynaklarına bulaşma ihtimali yüksek olan ağır metaller kurşun ve kadmiyum olmakla beraber diğer ağır metallerinde bulunması ihtimali söz konusudur.

### 1.2.6. Kurşun

Kurşun doğada çok az miktarlarda olmasına rağmen çevrede yaygın bulunan bir elementtir. Bunun çeşitli nedenleri olmakla beraber en bilinen sebebi yüz binlerce ton kurşunun, kurşunlu petrolardan elde edilen ve kurşun tetraetil eklenerek oktan sayısı

arttırılan yakıtlarla çalışan iç yanma motorlarından çıkan gazlarla dünya atmosferine boşaltılmasıdır. Bu metal yağmurlarla, büyük oranda oksitleri ve tuzları şeklinde tekrar yeryüzüne inerek çevremize önemli miktarlarda yayılmaktadır. Kurşun madenleri, metal endüstrileri, akü – pil fabrikaları, petrol rafinerileri, boya endüstrileri ve patlayıcı madde sanayi atıksularında da istenmeyen konsantrasyonlarda kurşun kirliliğine rastlanmaktadır. Pil fabrikası atıksularında 5 – 66 mg/L, asidik maden drenajlarında 0.02 – 2.5 mg/L, tetraetil kurşun üreten fabrika atıksularında 125 – 150 mg/L organik, 66 – 85 mg/L inorganik kurşun kirliliğine rastlanır. Kurşun koruyucu olarak kaplama işleminde kullanıldığı durumlarda, kaplama banyolarının çıkışında kullanılan yıkama sularında 98 mg/L'ye kadar yüksek değerlere rastlanmaktadır. Boya ve pigment üretim tesislerin çıkış sularında ise bu değer 172 mg/L'ye kadar artabilmektedir. Kurşun içeren atık sudaki kurşun çoğunlukla inorganik formdadır (Sağ ve ark. 1995, Uçun 2001, Bahadır 2005).

#### **1.2.6.1. Kurşunun Doğada Bulunuşu**

Kurşun yerkürede 15 g/ton, yerkabuğunun 16 km derinliklerinde % 0.002 oranında bulunur. Maden yataklarında genellikle çinko ile ya iyice karışmış olarak ya da kurşun ve çinkodan biri daha fazla olmak şartıyla yan yana serbest halde bulunur. Kurşunun en yaygın bulunan mineralleri Galen, PbS (% 86.4 Pb); Seruzit, PbCO<sub>3</sub> (%77.5 Pb)'dir. Anglezit, PbSO<sub>4</sub> ve Piromorfit 9PbO.3P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.PbCl<sub>2</sub>'de kurşun içermektedir (Saltabaş 1998).

#### **1.2.6.2. Kurşunun Kullanım Alanları**

Dünyada en fazla kurşun, kurşun – asit akülerinde kullanılır. Akü sanayisinde kullanılan kurşun miktarını benzin katkı maddelerinin üretiminde (Darbe önleyici bileşik olan kurşun tetraetilin yapımında) kurşun kullanan petrol endüstrisi izlemektedir (Patterson 1985). Bunun yanı sıra kurşun, sülfürik asit üretimi, petrol rafinasyonu, halojenasyon, sülfonasyon, ekstraksiyon ve kondenzasyon reaksiyonlarında korozyon gaz ve sıvılar kullanıldığından tank astarı, boru ve diğer ekipmanların işlenmesinde çoğunlukla yapı malzemesi olarak da kullanılır. X ışını ve atomik radyasyondan korunmada, tetraetil kurşun, boya pigmenti, diğer organik ve inorganik kurşun bileşiklerinin üretiminde, pillerde, seramik, plastik ve elektronik cihazlarda, inşaat

yapımında, akümülatör, insektisid, pigment ve su borularının üretiminde, lehim ve diğer kurşun alaşımlarında, çelik ve diğer metallerin metalürjisinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Saltabaş, 1998; Gürel, 2005). Kurşun; akü ve pil fabrikaları, petrol rafinerileri, boya, fotoğraf malzemeleri ve patlayıcı sanayisinde yoğun olarak kullanılan hammaddelerdendir.

### 1.2.6.3. Kurşunun İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri

Yüksek dozlarda kurşun, insan için toksik özelliğe sahiptir. İnsanların bu dozlarla karşı karşıya kalması ciddi sağlık problemlerine yol açabilmektedir (Landis ve Yu 1998). İnsanlardaki akut kurşun zehirlenmesi; böbreklerde, üreme sisteminde, karaciğerde, beyin ve merkezi sinir sisteminde şiddetli fonksiyon bozukluklarına neden olup çeşitli hastalıklarla ve hatta ölümle sonuçlanabilmektedir. Çocuklarda kurşun zehirlenmelerinin zihinsel gelişimin yavaşlamasına neden olduğu düşünülmektedir. Hafif kurşun zehirlenmesi, kansızlığa neden olup; hastalarda baş ağrıları, adale ağrıları, aşırı yorgunluk ve sinirlilik gibi rahatsızlıklara neden olabilir (Manahan 1999).

### 1.2.6.4. İçme Suyu için Kurşun Sınır Değerleri

İçme ve kullanma suları için herhangi bir kimyasal maddeye ait maksimum izin verilen değer belirlenirken, dikkate alınan temel husus; belirlenen dozda ve daha düşük dozlarda herhangi bir sağlık sorunu meydana gelmemesidir. Kurşun için içme ve kullanma sularında bulunmasına izin verilen maksimum değerler, ilgili ülke veya standardı belirleyen kuruma göre değişebilmektedir. Çizelge 1.2’de çeşitli kuruluşlar tarafından belirlenen standartlar verilmiştir. Dünyada içme ve kullanma sularında kurşun limiti 50 µg/L iken sonra 10 µg/L’ ye indirilmiştir. Yapılan araştırmalar sonucunda sağlık etkileri ortaya çıktıkça, yıllar içinde izin verilen sınır değer miktarı düşürülmüştür.

Ülkemizde içme ve kullanma sularında kurşun için izin verilen sınır değer 25 µg/L iken daha sonra “İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik” gereği izin verilen sınır değer 10 µg/L’e indirilmiş ve bir geçiş süresi öngörülmüştür. Buna göre 2013’den itibaren ülkemizde izin verilen sınır değer 10 µg/L olarak uygulanmakta ve içme ve kullanma sularında standart olarak aranmaktadır.

2001 yılında yürürlüğe giren İçme Suyu Yönetmeliği uyarınca, içme suyu 1 Aralık 2013 tarihinden itibaren 10 µg/L'den fazla kurşun içermemelidir.

**Çizelge 1.2.** Kurşunun Ulusal ve Uluslararası Su Standartlarındaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |                   | Pb (µg/L) |
|-------------------------|-------------------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |                   | 10        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I           | 10        |
|                         | Sınıf II          | 20        |
|                         | Sınıf III         | 50        |
|                         | Sınıf IV          | >50       |
| TS 266 (2005)           | Sınıf 1 ve 2 Tip1 | 10        |
|                         | Sınıf 2 ve Tip 1  | 10        |
| WHO (2011)              |                   | 10        |
| USEPA (2012)            |                   | 10        |

### 1.2.6.5. Kurşun Giderim Yöntemleri

Sulardan kurşun gideriminde kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, adsorpsiyon emülsiyon sıvı membran gibi çeşitli yöntemler kullanılabilmektedir. Bu yöntemler aşağıdaki şekilde açıklanmıştır.

#### 1.2.6.5.1. Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çöktürme atık su arıtımında, çözünmüş ve askıda katıların fiziksel durumunu değiştirmek ve sedimentasyonla giderimlerini kolaylaştırmak için kimyasalların eklenmesini içermektedir (Tchobanoglous ve Burton 1991). Kimyasal çöktürme işleminin, endüstriyel atıksu arıtımında en yaygın uygulaması ağır metallerin giderilmesi amacıyla kullanılmasıdır. Bu işlemin temel mantığı, atık suda çözünür bileşik halinde bulunan ağır metallerin en az çözünür bir forma dönüştürülmeleri; ya da atık sudaki kimyasal dengenin, çeşitli kimyasal maddeler eklenerek bozulup yeni bir kimyasal dengeye dönüştürülmesidir. Genel olarak, inorganik formdaki ağır metaller için uygulanan en yaygın arıtma yöntemi, sönmüş kireç veya kostik ilavesi ile pH'ın ayarlanması ve metallerin hidroksitleri şeklinde çöktürülmesidir. Ayarlanan pH, oluşturulan metal hidroksit bileşiğinin en az çözünür olduğu pH'dır. Metallerin çöktürülmesinde, hidroksit bileşiği oluşturarak çöktürme yanında metale, az çözünür bir bileşiği şeklinde ve ortamın diğer bileşenlerine göre karbonat, sülfid gibi diğer formlarda çöktürmelerde uygulanabilir (Atımtay ve Yetiş 1992). Macchi ve ark.(1993), kimyasal çöktürme yöntemi ile akü sanayi atık suyundan kurşun giderimi üzerine çalışmışlar ve

10 mg/L’lik kurşun konsantrasyonunu 30 dakikalık bir arıtım süresi sonunda 0.2 mg/L’ye düşürebilmişlerdir. Bu arıtma işlemi esnasında pH değerleri 9.0 – 9.5 aralığına ayarlanmıştır. Chu (1999), geri döngü işlemi uygulanmış alüm çamurunu kullanarak kimyasal çöktürme yoluyla sentetik sulardan kurşun giderimi üzerine çalışmıştır. Çalışmasında, % 98’e varan kurşun giderimi elde edilmiştir. Yalnız bu çalışmada ortam şartlarının yüksek pH’yı sağlaması gerekmektedir. Yüksek pH değerleri alümün alkali rejenerasyonunu hızlandırıp, kurşun giderimini verimli hale getirmektedir. Alüminyumun rejenerasyonunun gerekli olmadığı durumlarda ise başlangıç pH değeri 10.5’e ayarlanarak kimyasalların maliyeti düşürülmektedir. Bu uygulama, arıtma tesislerinden günlük olarak büyük miktarlarda üretilen alüm çamurları için oldukça uygun bir kullanım alanı oluşturmuştur (Gürel 2005).

### 1.2.6.5.2. İyon Değiştirme

Bu yöntem ağır metal iyonlarının, elektrostatik kuvvet ile fonksiyonel grup halinde katı yüzeyinde tutularak, ortamdaki farklı türdeki iyonlarla değiştirilme ilkesine dayanır. Bunun için iyon değiştirici reçineler kullanılır (Gökçay ve Sağ 1992). İyon değiştirme işleminde katyonlar; hidrojen veya sodyum iyonu, anyonlar da hidroksil iyonu ile yer değiştirirler. Temel yapıya bağlanmış fonksiyonel grupları içeren iyon değiştirici reçineler, organik veya inorganik yapıya sahiptirler. Atıksu arıtımında kullanılan iyon değiştiricilerin büyük çoğunluğu sentetik reçinelerdir ve organik bileşiklerin gözenekli ve üç boyutlu bir formda polimerize edilmesi yoluyla elde edilirler. İyon değiştirme işleminin endüstriyel atıksu arıtımında belli başlı uygulama alanı, metal kaplama proseslerinde kullanılmasıdır (Yurteri ve ark. 1992). Ahmed ve ark.(1998), Na – Y zeolitleri ile iyon değiştirme prosesiyle sucul çözeltilerden kurşun giderimi üzerine çalışmışlardır. Yaptıkları çalışmada Na-Y zeolitlerinin  $Pb^{+2}$  iyonu için oldukça seçici olduğunu bulmuşlardır. Fakat kurşun konsantrasyonlarının artmasıyla bu zeolitlerin verimliliklerinin (1 g zeolit kullanılması halinde) düşüş gösterdiğini belirtmişlerdir. İyon değiştirme, metalik iyonların geri kazanımını sağlamakla beraber, pahalı ve karmaşık bir yapıya sahiptir (Taty – Costodes ve ark. 2003, Gürel 2005).

İyon değişimi diğer metotlarla kıyaslandığında pahalı bir yöntem olsa da nispeten daha büyük hacimleri  $\mu\text{g/L}$  seviyesine kadar arıtabilmeye olanak sağlaması yönüyle öne çıkmaktadır (Soltobaeva 2011).

### 1.2.6.5.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, sıvı ya da gaz fazında çözülmüş halde bulunan maddelerin katı bir yüzey üzerinde kimyasal ya da fiziksel kuvvetlerle tutulmaları işlemidir (Yurteri ve ark. 1992). Adsorpsiyon işlemi fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak gerçekleşebilir. Fiziksel adsorpsiyon; elektrostatik kuvvetler aracılığıyla gerçekleşir, kimyasal bir bağlanma söz konusu değildir. Kimyasal adsorpsiyonda ise kirletici ve adsorplayıcı arasında kimyasal bir bağlanma meydana gelir. Biyolojik adsorpsiyonda ise; canlı veya ölü halde bulunan mikroorganizmalar, kirleticileri fiziksel ve kimyasal olarak adsorplarlar. Ölü mikroorganizmalarla gerçekleştirilen adsorpsiyon işlemi, biyosorpsiyon olarak tanımlanır. Canlı ve ölü hücrelerin metal alabilme kapasitesi karşılaştırılmış, bazı durumlarda organizmanın iyon adsorplama yeteneğinin ölü durumda daha yüksek olduğu bulunmuştur. Metal adsorpsiyonunda kullanılan bazı mikroorganizmalar şunlardır; *Pantoea* sp (Bakteri), *Saccharomyces cerevisiae* (Maya), *R.Arrhizus* (Mantar), *C.Vulgaris* (Alg), *C.Freundii* (Bakteri) (Büyükgüngör 1992, Gökçay ve Sağ 1992, Büyükgüngör ve ark. 1996). Metallerin giderilmesinde biyolojik adsorpsiyonun kullanılması gittikçe önem kazanmaktadır. Bununla birlikte doğal materyaller kullanılarak yapılan adsorpsiyon işlemiyle de metallerin giderilmesi üzerine çeşitli çalışmalar yapılmaktadır. Adsorpsiyon işleminde; tanen, kemik tozu, aktif karbon, çeşitli bitkiler, koyun yünü gibi doğal materyaller kullanılarak metal giderimi yapılabilir. Matheickal ve Yu (1997), adsorbent madde olarak makro mantarları kullanarak biyosorpsiyonla sucul çözeltilerden kurşun giderimi yapmışlardır. Çalışmada kullanılan sentetik hazırlanmış kurşun örneğinin başlangıç konsantrasyonu 1 mM, biyokütle dozajı 2 g/L olup, 24 saatlik temas süresi sonucunda % 50'lik bir kurşun giderimi elde etmişlerdir. Bilgin ve Balkaya (2003), dolgu materyali olarak yün kullanarak adsorpsiyonla kurşun giderimi üzerine çalışmışlardır. Yapmış oldukları çalışmalarda 200 mg/L kurşun içeren sentetik su örneklerinden, 10 g (1 litre atıksu için) yün kullanmak suretiyle 30 dakikalık arıtım periyodunda, % 48 oranında kurşun adsorpsiyonunu gerçekleştirmişlerdir. Zhan ve Zhao(2003) bir çeşit doğal koyulaşmış taninden(bazı ağaç kabuklarında bulunan sarımsı veya kahverenginde acımtırak bir organik madde) sentezledikleri tanin adsorbentini kullanarak, 1000 mg/L kurşun içeren sentetik su örneğiyle yaptıkları kesikli testlerde ilk 50 dakikalık süre içinde %91'lik kurşun giderimi elde etmişlerdir. pH ayarlamasının yapıldığı testlerde pH 5 değerinde

%91’lik bir kurşun giderimi sağlamışlardır. Doğal materyaller kullanılarak yapılan başka bir çalışmada; kemik tozu kullanılarak kurşun iyonu tamamen giderilmiştir. Giderim 15 dakika da gerçekleşmiş olup, devamında sistem dengeye ulaşmıştır. Burada adsorbent dozu 0.1 g ve v/m oranı ise 500 ml/g’dir. Aynı çalışmada aktif karbon % 90’lık bir kurşun giderimi sağlarken ticari karbon % 57’nin üzerine çıkamamıştır(Abdel – Halim ve ark. 2003, Gürel 2005).

### 1.2.6.5.4. Emülsiyon Sıvı Membran

Sıvı membran prosesler içerisinde en çok çalışılmış olan ve büyük ölçekli uygulama alanı bulan tek proses emülsiyon sıvı membrandır. Bu proseste kirleticiler hem giderilebilmekte hem de konsantre edilebilmektedir.

1968 yılında Norman Li tarafından keşfedilen emülsiyon sıvı membran(ELM) ayırma sistemi üç fazdan oluşan bir prostestir. Bu fazlar dış, membran ve iç fazlardır (Ho ve Sirkar 1992, Bartsch ve Way 1996, Wan ve Zhang 2002). Bir ELM sistemi; su – yağ(W/O) emülsiyonu gibi birbirine karışmayan iki faz arasında stabil bir emülsiyon oluşturmak ve sonraki aşamada hazırlanan bu emülsiyonu ekstraksiyon için karıştırma işlemiyle birlikte üçüncü, sürekli bir faza dağıtmak suretiyle oluşturulmaktadır (O’Brien ve Senske 1989, Bhowal ve Datta 1997, Lin ve Long 1997, Okamoto ve ark. 2000, Bhowal ve Datta 2001, Ho ve Poddar 2001, Gürel 2005).

ELM sistemleri gerçekte çoklu emülsiyonlar olup, su – yağ – su(W/O/W) ve yağ – su – yağ(O/W/O) şeklinde dizayn edilebilir. W/O/W sisteminde; iki sucul fazı ayıran yağ fazı sıvı membran görevini üstlenirken, O/W/O sisteminde ise iki yağ fazı ayıran su fazının membran olarak işlev yaptığı söylenilebilir. W/O/W çoklu emülsiyonunda, yağ kürecikleri küçük su küreciklerini içerir ve yağ kürecikleri sürekli su fazında dağılır. O/W/O çoklu emülsiyonları diğer taraftan büyük su kürecikleri içinde tutulmuş küçük yağ küreciklerinden ibaret olup sürekli bir yağ fazında dağılır (Bandyopadhyaya ve ark. 1998, Pal 1998, Lizon ve Ortiz 2000). Uygulamada daha çok su – yağ – su(W/O/W) sistemi kullanılır.

#### 1.2.6.5.5. Elektrokoagülasyon Yöntemi

Elektrokoagülasyon prosesinin su ve atıksu arıtımında metallerin, anyonların, boyaların, organik maddelerin, BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), askıdaki katıların, kolloidlerin ve elementlerin uzaklaştırılmasında etkili olduğu kanıtlanmıştır (Mollah ve ark. 2001, Mollah ve ark. 2004b).

Kimyasal koagülasyondan farklı olarak, elektrokoagülasyon prosesinde uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu koagülant oluşur. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturur. Ancak elektrokoagülasyonda oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyon ile oluşan floklardan daha farklıdır. Elektrokoagülasyonda oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir yani daha az su içeriğine sahiptirler. Floklar daha düşük dirence sahip olduklarından daha kolay filtre edilebilir (Woytowich1993, Mollah ve ark. 2001).

Elektrokoagülasyon yöntemi; ucuz, pratik ve kullanımı kolay olduğu için ilgi çekici bir yöntemdir. Elektrokoagülasyon, en kirli atık suları en iyi şekilde, en az işletme maliyeti ile en az çamur üreterek kimyasal çökeltmeden daha iyi kalitede temizler. Elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak içme suları ve atık sulardan ağır metal, KOİ, organik bileşikler v.b giderim çalışmaları yapılmıştır.

Shakir ve Husein (2009), elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kurşun giderilmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışma etkili miktarda kurşun iyonu içeren batari endüstrisi atık sularının geri dönüşümü ve arıtılması için uygulanmıştır. Bu tür maddelerin arıtılması elektrokoagülasyon gibi pıhtılaştırma tekniği kullanılarak yapılabilir. Elektrokoagülasyon işlemi, anot olarak alüminyum katot olarak çelik telin kullanıldığı, 30 – 120 mg/L kurşun iyonu içeren atık suya akım yoğunluğu 0.4 – 1.2 mA/cm<sup>2</sup>, pH 6 – 10, süre 10 – 180 dakika uygulanmıştır. 1.2 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğunda, pH 10 da ve süre 120 dakikada maksimum 120 mg/L kurşun optimum şartlarda tamamen (% 100) arıtılmıştır.

Bu konu ile ilgili detaylı bilgi bölüm 1.2.9’da verilecektir.

### 1.2.7. Kadmiyum

Kadmiyum, kimyasal simgesi Cd olan gümüş beyazlığında, elektrik, seramik, pil ve akü sanayisinde kullanılan yumuşakça, kanserojen toksik bir ağır metal elementtir. Atom numarası 48, atom ağırlığı 112.40, erime noktası 320 °C, özgül ağırlığı 8.6 gr/cm<sup>3</sup>'tür (Bradl, 2005). İnsan için mutlak gerekli olmayan bir element olan kadmiyum. toprakta, bitkilerde ve besinlerde bulunur. Kadmiyum; maden işletmelerinden, pil, boya ve plastik sanayisinden, taşıtlardan, demir ürünleri ve kaplama sanayisinden çevreye yayılır. Ayrıca mineral gübrelerden, pestisitlerden ve arıtma çamurlarından da kaynaklanabilir. Standartlarda belirtilen sınır değerler aşılsa, yüksek kan basınçlarına ve böbrek bozukluklarına sebep olur (Samsunlu 1999).

#### 1.2.7.1.Kadmiyumun Doğada Bulunuşu

Kadmiyum doğada sarı renkli grinokin (CdS) minerali şeklinde, çinko filizi ile birlikte bulunur. Metalik kadmiyum korozyona dayanıklı olduğundan geniş kullanım alanı bulunur. Alaşım, kaplama, cila, boya gibi maddelerin yapımında sıklıkla kullanılır (Artan 2007).

Kadmiyum ayrıca endüstrilerde çinko, kurşun ve bakır ekstraksiyonunun kaçınılmaz yan ürünüdür. Doğaya çoğunlukla toprak yolu ile girer. Çünkü kadmiyum gübre ve pestisitlerde bulunur. Kadmiyum bakımından zengin gıdalar, insan vücudunda kadmiyum konsantrasyonunu önemli derecede arttırabilir. Karaciğer, mantar, kabuklu deniz ürünleri, midye, kakao tozu ve deniz yosunu bu gıdalara bazı örneklerdir (Ho ve ark. 2002).

#### 1.2.7.2. Kadmiyumun Kullanım Alanları

Kadmiyum endüstriyel olarak nikel/kadmiyum pillerde, özellikle denizel koşullara dayanımlı olması nedeniyle korozyona karşı gemi sanayisinde çeliklerin kaplanması, boya sanayisinde, PVC stabilizatörü olarak, alaşımlarda ve elektronik sanayisinde kullanılır. Kadmiyum safsızlık olarak fosfatlı gübrelerde, deterjanlarda ve rafine petrol türevlerinde bulunur. Düşük erime noktalı alaşımlarda, yarı iletken olarak, televizyon tüplerinde, CdS sarı pigment olarak, düşük sürtünme katsayısına sahip

olduğu için yıpranmayı önlemek amacıyla da kullanılmaktadır (Etcı 2008). Bu ürünlerin çok yaygın kullanılması sonucu önemli miktarda kadmiyum kirliliği meydana gelir.

### **1.2.7.3. Kadmiyumun İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri**

En toksik çevresel kirleticilerden olan kadmiyum, düşük konsantrasyonlar da bile biyolojik sistemler üzerinde son derece zararlı bir etkiye sahiptir. Çevre kirliliği görülen denizlerde kadmiyumun canlı vücuduna alınarak biriktiği ve çeşitli toksik etkiler oluşturduğu belirlenmiştir. Gökkuşuğu alabalığında kadmiyum birikimi ve biyolojik etkileri araştırılmıştır. Bu araştırma sonucuna göre kadmiyumun alabalıkların en fazla karaciğer, böbrek ve solungaçlarında biriktiği belirlenmiştir (Ho ve ark. 2002, Sönmezay 2011).

İnsanlar sigara içtiklerinde, yüksek miktarda kadmiyuma maruz kalırlar. Tütün dumanı kadmiyumu akciğerlere taşır, oradan da kan yoluyla vücudun diğer kısımlarına taşınır. Vücudun bu kısımlarında toksik etkiye neden olabilir. Tehlikeli atık bölgelerine veya kadmiyumu hava ile serbest bırakan fabrikalara yakın yerlerde yaşayan insanlar ve metal rafinasyon endüstrisinde çalışan insanlar yüksek miktarda kadmiyuma maruz kalırlar. İnsanlar kadmiyumu soluduklarında, akciğerlere ciddi şekilde zarar verebilir. Hatta bu ölüme bile neden olabilir. Kadmiyum ilk olarak karaciğere kan yolu ile taşınır. Orada, kompleks oluşturmak için proteinlerle birleşerek, böbreklere taşınır. Kadmiyum böbreklerde birikir ve burada filtreleme mekanizmasına zarar verir. Bu da, elzem proteinlerin ve şekerin vücuttan atılmasına ve sonuçta da böbrek rahatsızlığına neden olur. Kadmiyumun böbreklerde birikmesinden önce insan vücudundan atılması çok uzun bir süre almaktadır. Gıdalardan gelen kadmiyum toksisitesi nadirdir ve sadece çevresel kirlenmeden sonra veya kadmiyum miktarı yüksek gıdaların kronik alımından sonra meydana gelmektedir. Kadmiyumdan kaynaklanan akut zehirlenmede öncelikle halsizlik, baş ağrısı, ateş, terleme, kaslarda gerilme ve ağrıyla beraber kusmayla 24 saat içinde ortaya çıkar ve 3. gün en şiddetli belirtileri göstererek 1 hafta içinde yeni bir yükleme söz konusu değil ise kaybolmaya başlar. Kronik kadmiyum zehirlenmesinde ortaya çıkan en önemli etki özellikle akciğer ve prostat kanseridir. Kronik zehirlenme böbrek hasarı ile ortaya çıkar ve idrarda düşük moleküllü protein görülür. Kadmiyum zehirlenmesine bağlı olarak kemik erimesi ve buna bağlı hastalıklarda görülür. Diğer taraftan kansızlık, dişlerin dökülmesi ve koku duyumunun yitirilmesi de önemli

## 1. GİRİŞ

etkililerdir. Dünya sağlık örgütü sınıflandırmasına göre (1993) kadmiyum 1. sınıf kanserojendir (Sönmezay 2011).

### 1.2.7.4. İçme Suyu İçin Kadmiyum Sınır Değerleri

İçme ve kullanma sularında bulunmasına izin verilen maksimum kadmiyum değerleri yıllar önce belirlenmiştir ve yakın zaman içerisinde yapılan çalışmalardan elde edilen veriler bu değerlerin daha da aşağı çekilmesi gerekliliği konusunu gündeme getirmiştir. Kadmiyum toksik bir metaldir. Düşük konsantrasyonlarda bile su canlıları için son derece zararlı etkilere sahiptir. Kadmiyumun özellikle çevre kirliliği görülen denizlerdeki su canlılarında biriktiği ve değişik seviyelerde toksik etkiler meydana getirdiği yapılan birçok çalışmada gösterilmiştir (Sağlamtimur ve ark. 2003, Guevara ve ark. 2004, Kalay ve ark. 2004, Argese ve ark. 2005, Kayhan ve ark. 2007).

**Çizelge 1.3.** Kadmiyumun Ulusal ve Uluslararası Su Standartlarındaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |                   | Cd (µg/L) |
|-------------------------|-------------------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |                   | 5         |
| SKKY (2004)             | Sınıf I           | 3         |
|                         | Sınıf II          | 5         |
|                         | Sınıf III         | 10        |
|                         | Sınıf IV          | >10       |
| TS 266 (2005)           | Sınıf 1 ve 2 Tip1 | 5         |
|                         | Sınıf 2 ve Tip 1  | 5         |
| WHO(2011)               |                   | 3         |
| USEPA (2012)            |                   | 5         |

İçme ve kullanma suları için herhangi bir kimyasal maddeye ait maksimum izin verilen değer belirlenirken dikkate alınan temel husus, belirlenen dozda ve daha düşük dozlarda herhangi bir sağlık sorunu meydana gelmemesidir. Kadmiyum için içme ve kullanma sularında bulunmasına izin verilen maksimum değerler, ilgili ülke veya standardı belirleyen kuruma göre değişebilmektedir. İçme suyunda kadmiyum için izin verilen sınır değer Dünya Sağlık Örgütüne göre 3 µg/L, EPA ve TS 266' ya göre 5 µg/L'dir (WHO 1993, TS 266 - 2005).

### 1.2.7.5. Kadmiyum Giderim Yöntemleri

Kurşun giderilmesinde kullanılan yöntemler kadmiyum giderilmesinde de kullanılabilir.

### 1.2.8. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH)'lar petrol ve petrol türevleridir. Bu bileşikler, petrol dökülmesi ve fosil yakıtlarının tamamen yanmaması sonucu çevreye atılan, yaygın organik kirleticilerdir. PAH'ların çoğu çevrede uzun süre kalmaları ve birikimleri sonucu, çevre kirlenmesine sebep olurlar ve biyolojik dengeyi önemli ölçüde etkilerler (Demir ve Demirbağ 1999).

Endüstriyel kaynaklar; çöp yakma, çimento fabrikaları, petrol rafinerileri, kok ve asfalt üretimi, alüminyum, demir - çelik üretimi PAH oluşumuna neden olur (Perry ve ark. 1991, WHO 1998). Isınma ve enerji amaçlı kullanılan kömür, odun gibi katı yakıtlar ve fosil yakıtlar da PAH oluşumunda önemli etkindir (Dabestani ve Ivanov 1999, Lee ve ark. 2001, Garban ve ark. 2002, Re N – Poppi ve Santiago – Silva 2005).

Petrol ve petrol türevi olan PAH'lar, kullanım esnasındaki hatalar ve ihmaller sonucunda, petrol dökülmesi ve fosil yakıtların tamamen yanmadan atılmaları ile çevreye bulaşan bileşiklerdir. Dünyada, çoğu antropojenik kaynaklardan olmak üzere yılda, 1.7 – 8.8 milyon metre ton petrol üretildiği ve bunun önemli bir miktarının zararlı olarak çevreye döndüğü bilinmektedir (Demir ve Demirbağ 1999).

Çevreye dökülen PAH kirliliğinin etkisi uzun ve kısa süreli olabilir. Kısa süreli etki kaplama veya havasız bırakma ve zehirlenme şeklindedir. Bunlardan kaplama veya havasız bırakma ışığın geçişini ve çözünmüş oksijeni azalttığı için, deniz kuşlarına zarar verir. Ayrıca, PAH'lar toksik, mutajen ve kanserojendir (Baker 1976, Wolfe 1977, , Nieva – Cano ve ark. 2001, Tsai ve ark. 2002, Liang ve ark. 2006, Wang ve ark. 2010). PAH'lar hava, su, gıdalar ve sigara dumanı ile insan vücuduna girerek DNA'da mutasyona neden olur. Bu maddelerin çok az miktarı bile insan vücudunda toksik ve kanserojen etkiye sebep olduğu için hava, su ve gıdalardaki miktarlarının kontrol edilmesi oldukça önemlidir. Bu kanserojen maddelerin gıda, hava ve sularda bulunabilecek maksimum miktarları ulusal ve uluslararası gıda ve sağlık örgütleri tarafından belirlenir ve kontrol edilir (Alver ve ark. 2012).

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar iki ya da daha fazla benzen halkasına sahip hidrofobik karakterli organik bileşiklerdir (Wcisło 1998, Zhang ve ark. 2006, Wang ve ark. 2010). Ancak yüksek oranda lipofilik özelliğe sahiptirler. Yapısında dörtten az

## 1. GİRİŞ

benzen halkası bulunduran PAH'lar hafif PAH, dört ve daha fazla benzen halkası bulunduran PAH'lar ise ağır PAH olarak tanımlanır (Danyi ve ark. 2009). Hafif PAH'ların sudaki çözünürlükleri daha fazla ve buhar basınçları daha yüksektir. PAH'ların molekül ağırlıkları arttıkça sudaki çözünürlükleri azalmaktadır. Ancak toksik ve kanserojenik özellikleri artmaktadır (Wenzl ve ark. 2006, Ferrarese ve ark. 2008). PAH'lar doğal ya da insan kaynaklı organik bileşiklerin eksik yanması sonucu oluşurlar (Alver ve ark. 2012).

PAH'lar toprakta, suda, havada ve gıda örneklerinde bulunmaktadır (Phillips 1999, Bartos ve ark. 2009, Danyi ve ark. 2009, Zhang ve ark. 2009). PAH'lar toksik ve kanserojen olduklarından dolayı çevrede, yiyecek ve içeceklerde bulunan miktarları insan sağlığı açısından önemlidir. PAH'lar tütün dumanı, yanan odun dumanı, tahıl, ekmek, sebze, meyve, et, işlenmiş veya salamura ürünler, kirlenmiş inek sütü veya anne sütünde bulunabilir. Kirlenmiş toprak, hava ve suda yetişen ürünler de PAH içerir. Et veya diğer yiyecekleri ızgarada veya yanacak şekilde yüksek sıcaklıklarda pişirme yiyeceklerdeki PAH miktarının artmasına neden olur (ATSDR 1995). Doğada 100'ün üzerinde PAH bileşiği mevcuttur (ATSDR 1995, Martorell ve ark. 2010, Moret ve ark. 2010,). Ancak Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (United States Environmental Protection Agency, USEPA) tarafından bunların 16 tanesi öncelikli kirleticiler arasında sayılmıştır (Çizelge 1.4.) (EPA 1999).

**Çizelge 1.4.** Öncelikli Kirletici Olarak Değerlendirilen 16 Polisiklik Aromatik Hidrokarbon Bileşiği

|                             |                              |
|-----------------------------|------------------------------|
| Naftalin (Np)               | Asenaftelen (Anp)            |
| Asenaften (Ane)             | Floren (Flr)                 |
| Fenantren (Phe)             | Antrasen (An)                |
| Floranten (Flu)             | Piren (Py)                   |
| Benzo[a]antrasen (BaA)      | Krisen (Chr)                 |
| Benzo[b]floranten (BbF)     | Benzo[k]floranten (BkF)      |
| Benzo[a]piren (BaP)         | Dibenzo[a,h]antrasen (DahA)  |
| İndeo[1,2,3-cd]piren (IcdP) | Benzo[g,h,i]perilen (BghiPy) |

Bu bileşiklerin öncelikli kirleticiler arasında sayılmasının nedenleri ise;

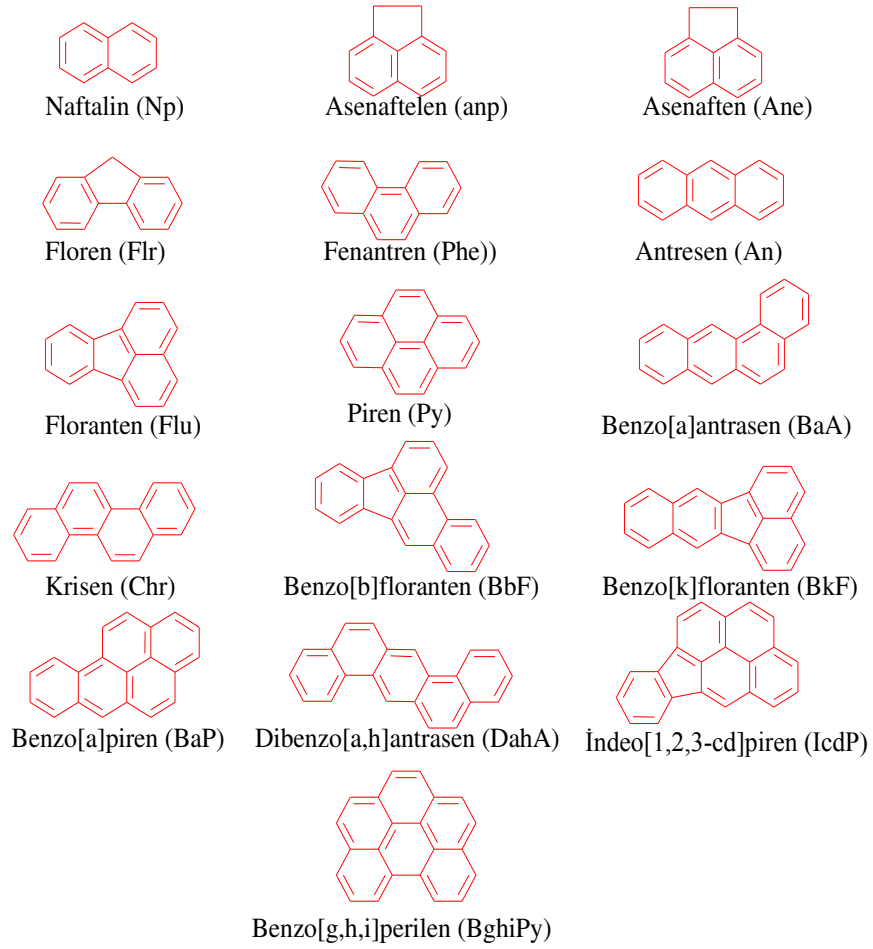
1. Diğerlerine göre bu bileşikler hakkında daha fazla bilgiye sahip olunması,
2. Söz konusu PAH'ların daha fazla zararlı olduklarından şüphelenilmesi ve bunların zararlı etkilerinin görülmesi,
3. Söz konusu PAH'lara maruz kalma riskinin diğerlerinden daha fazla olması,

4. Amerika'daki ulusal öncelikler listesinde (National Priorities List, NPL) bulunan atık alanlarında yapılan analizlerde en yüksek oranlarda bu PAH'ların belirlenmesi sayılabilir (ATSDR 1995, Alver 2012).

#### **1.2.8.1. PAH'ların Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri**

Yanmanın tam olarak gerçekleşmemesi sonucunda oluşan PAH'lar genellikle tek bir bileşik olarak değil yanma ürününün kompleks bir karışımı olarak ortaya çıkarlar (ATSDR 1995, Douben 2003). PAH'lar azot oksit ve nitrik asit ile tepkimeye girerek nitro türevlerini, kükürt dioksitler ve sülfürik asitle reaksiyona girerek sülfürik ve sülfonik asit formlarını oluştururlar (WHO 1998, Marcè ve Borrell 2000, Alver 2012).

Araştırma amaçlı saf bir bileşik olarak üretilebilen PAH'lar renksiz, beyaz, açık sarı yeşil renkli, katı halde ve hafif hoş bir kokuya sahiptirler. Araştırma amaçlı üretilen PAH'lar dışında bu bileşiklerin çoğunluğunun bir kullanım alanı yoktur. Birkaç PAH bileşiği sağlık alanında ve pestisit, boya veya plastik yapımında kullanılır (ATSDR 1995). Şekil 1.7.' de bazı PAH'ların molekül yapıları verilmiştir.



Şekil 1.7. Bazı Polisiklik Aromatik Hidrokarbon Bileşiklerinin Molekül Yapısı (Alver ve ark. 2012)

### 1.2.8.2. PAH'ların Tayin Edilme Yöntemleri

Toksik ve kanserojen etkiye sahip PAH'ların çevre, gıda ve biyolojik örneklerde bulunan konsantrasyonları, gaz kromatograf (GC) (Saleh ve ark. 2009) ve yüksek basınç sıvı kromatograf (HPLC) (Serpe ve ark. 2010) ve elektrokinetik kromatografi (Smith ve ark. 1998, Hsieh ve ark. 2001) gibi yüksek duyarlılığa sahip cihazlarla tayin edilebilirler. PAH'ların gaz kromatograf ile tayinlerde detektör olarak alevde iyonlaşma detektörü (GC-FID) (Esrafilı ve ark. 2011) ya da kütle spektrometresi (GC-MS) (Ratola ve ark. 2008) kullanılır. HPLC ile tayinlerde ise genelde UV-görünür bölge spektrometresi (HPLC-UV) (Melwanki ve ark. 2006), Floresans spektrometresi (HPLC-F) (Zhang ve ark. 2010), fotodiyot array (PDA) (Liu ve ark. 2007) ve kütle spektrometresi (HPLC-MS) (Stołyhwo ve Sikorski 2005) detektör olarak kullanılır.

Ayrıca PAH'ların HPLC ile tayinlerinde genelde sabit fazın apolar, hareketli fazın polar olduğu ters faz kromatografi (RP-HPLC) tekniği kullanılmaktadır. Ancak PAH'ların HPLC ile tayinleri sabit fazın polar, hareketli fazın apolar olduğu normal faz kromatografi (NP-HPLC) tekniği ile de başarılı bir şekilde yapılabilmektedir (Aygün ve Özcimder 1996, Alver 2012).

### 1.2.8.3. PAH'ların İnsan ve Hayvan Sağlığı Üzerine Etkileri

Büyük olasılıkla PAH'ların çevrede dolaşımı, onların suda kolay çözünbilme ve havada kolay buharlaşabilme gibi özelliklerine bağlıdır. Havada partiküllere tutunmuş veya buhar fazda bulunan bu bileşikler rüzgâr ile çok uzun mesafelere taşınabilirler. İnsanlar, kirlenmiş havayı ciğerlerine soludukları zaman genelde havada toz ya da partiküllere tutunmuş olan PAH'lar insan vücuduna girebilir. İçme suyu, yiyecekler ve PAH içeren ürünlerin deri ile temas etmesi, bu kimyasalların insan vücuduna girmesinin diğer yollarıdır. Bu bileşikler oluşumları sırasında kompleks karışım halinde oluştukları için insanlar birçok PAH bileşiğine birlikte maruz kalırlar. PAH'lar yağ içeren bütün vücut dokularımıza girebilir, çoğunlukla karaciğer, yağ ve böbrekte depolanma eğilimindedir. Küçük miktarları adrenal bezlerinde, yumurtalıklarda ve dalakta depolanır (ATSDR 1995, Alver 2012).

1775'de Londra'da St. Bartholomew's Hospital'da cerrah olarak çalışan Percivall Pott tarafından baca temizleme işçilerinin derilerindeki isten dolayı testis kanserine yakalandıklarını savunarak PAH'ların kanser ile ilişkisini ortaya koyan ilk bilim adamı olmuştur. Bu gözlem kanserin çevresel faktörlerle oluştuğunun ilk kanıtı olmuştur. Ardından 100 yıl sonra Volkmann ve Bell Almanya ve İskoçya'da parafin endüstrisinde çalışan insanlarda testis derisi kanserini tespit ederek Pott'un yaptığı gözlemi doğrulamışlardır (Luch ve Baird 2005). Laboratuvar hayvanları ve insanlar üzerinde yapılan araştırmalarda yağ, katran, is, duman gibi kimyasalların özellikle benzo[a]preni içeren zengin PAH kaynağı olduğu bulunmuştur (Douben 2003). İnsan vücudu PAH'ları elimine etmek için onları yükseltger ve suda çözünbilir hale getirir. Meydana gelen bu oksidatif metabolizma ile yüksek verimli diolepoksit türevleri oluşur. Oluşan bu diol-epoksit türevleri DNA ile kimyasal tepkime verir ve PAH'ların DNA ile kimyasal bağ yapması kansere sebep olur (Naegeli ve ark. 2005). Benzo[a]piren bilinen en önemli kanserojen PAH olduğu için kanser araştırmalarında model bileşik olarak

kabul edilmiştir (Akcha ve ark. 2003, Luch ve Baird 2005,). Sigara içen insanlarda da bu bileşiklerin DNA mutasyonuna neden olduğu görülmüştür (Chen ve Liao 2006). PAH'lar tümör başlatıcı, geliştirici ve ilerletici özellikleri olan bileşiklerdir. Hayvanlar ile yapılan çalışmalarda kısa ya da uzun vadede PAH'lara maruz kaldıklarında bağışıklık sisteminde, vücut sıvılarında sorunlara, akciğer, mesane ve deri kanserlerine neden olduğu görülmüştür (ATSDR 1995). Yeni doğan farelerin yaşamlarının ilk 15 gününde karın zarlarına ve deri altlarına BaP ve diğer PAH'lar enjekte edildiğinde altı ay içerisinde akciğer ve karaciğer tümörleri görülmüştür (Busby ve ark. 1989, Platt ve ark. 1990). Ayrıca, nitro – PAH'ların lösemi, süt bezleri ve kolon tümörlerine neden olduğu görülmüştür (Imaida ve ark. 1992). Hayvanlar üzerinde yapılan başka çalışmalarda fetal ve bebeklik döneminden yetişkinliğe kadar olan süreçte PAH'lara maruz kalındığı zaman çok yüksek oranda kanser oluşumu ile PAH'ların ilişkili olduğu görülmüştür. Plasenta ile yapılan biyolojik deneylerde ise bazı PAH'ların çocuklarda karaciğer, akciğer, lenfatik doku ve sinir sistemi tümörlerine neden olabileceği görülmüştür ( Vesselinovitch ve ark. 1975, Soyka 1980, Rice ve ark. 1982, Alver 2012).

### 1.2.8.4. İçme Suyu PAH Sınır Değerleri

İçme sularında PAH kirliliğine neden olan temel etken, korozyona karşı dökme demir boruların zift ile kaplanmasıdır. PAH'lar arasında toksik etki yönünden model bileşik olarak kabul edilen Benzo (a) Piren (BaP) dir. WHO tarafından BaP için belirlenen limit değer 0.7 µg/L iken Sağlık Bakanlığı bu sınır değeri 0.01 µg/L olarak belirlemiştir. BaP'ın yanı sıra kanserojen olarak bilinen diğer 6 PAH bileşiği (fluoranthene, 3,4 – benzfluoranthene, 11,12 – benzfluoranthene, 3,4 – benzpyrene, 1,12 – benzpyrene ve indeno [1,2,3 – cd] pyrene) için WHO limit derişimi 0.2 µg/L olarak belirtirken, Sağlık Bakanlığı, Benzo (b) floranten, Benzo (k) floranten, Benzo (ghi) perilen, ve İndeno (1,2,3 – cd) piren için toplam değerini 0.1 µg/L olarak belirlemiştir.

### 1.2.9. Elektrokoagülasyon Yöntemi

#### 1.2.9.1. Elektrokoagülasyonun Tarihçesi

Elektrokoagülasyon yöntemi 20. yüzyılın sonlarına doğru popüleritesi artmaya başlamasına rağmen ilk olarak 1889' da İngiltere'de deniz suyuyla karıştırılmış atık su

arıtımı için kurulmuştur. Elektrokoagülasyon 1906’ da A. E. Dietrich tarafından gemilerden kaynaklanan sinitine sularının arıtılması için kullanılmış ve patentlendirilmiş (Moreno-Casillas ve ark. 2007). 1909’ da, Amerika’ da, J.T. Harries (Vik ve ark. 1984) demir ve alüminyum elektrotlarla atık su arıtımı için bir patent almıştır. Elektrokoagülasyon ile büyük ölçekte içme sularının arıtımı ilk olarak 1946’da ABD’de uygulanmıştır. Benzer bir sistem 1956’ da Britanya’ da demir elektrotlarla nehir suyunu arıtmak için kullanılmıştır (Anonim 2014). 1946 ve 1956’da yapılan her iki çalışmada da renk ve bulanıklık giderimi açısından yüksek kalitede su elde edilmesi elektrokoagülasyon yönteminin ümit vadettiğini göstermiştir. Elektrokoagülasyon prosesi ile atıksu arıtımı son yüzyılda çoğunlukla sınırlı başarı ve popülariteyle uygulanmıştır. Bununla birlikte, son yıllarda elektriksel güç tüketimi azaldıkça ve işlevselliği arttıkça kullanımı artmıştır (Moreno – Casillas ve ark 2007).

### 1.2.9.2. Elektrokoagülasyonun Genel Esasları

Kimyasal koagülasyon, kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpıştırılarak nötralize edilip bir araya getirilerek çökelmelerinin sağlanması olayıdır. Bu amaçla çeşitli kimyasal maddeler (alum, demir sülfat vb.) ortama eklenir. Elektrokoagülasyon prosesinde ise koagülan uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu oluşur. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturur. Ancak elektrokoagülasyonda oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyon ile oluşan floklardan daha farklıdır. Elektrokoagülasyonda oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir yani daha az su içerirler. Floklar daha düşük dirence sahip ve daha stabil olduklarından daha kolay filtre edilebilirler (Woytowich 1993, Mollah ve ark. 2001, Türkoğlu 2007).

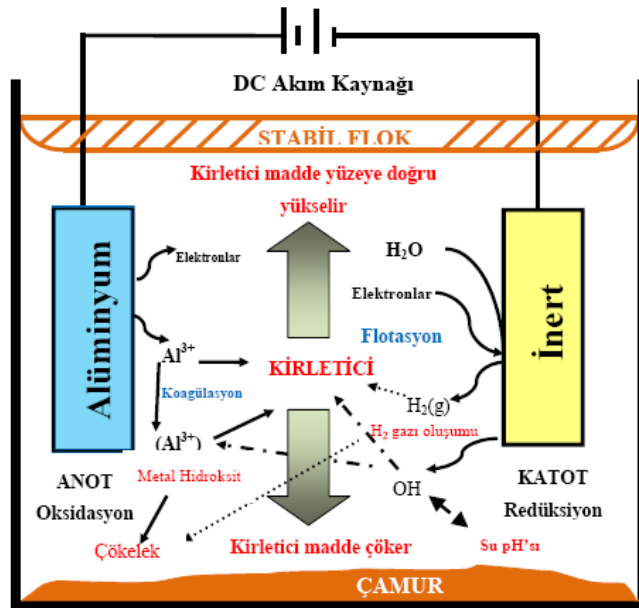
Elektrokoagülasyon prosesi;

- Çözünen elektrodun elektrolitik oksidasyonu ile koagülanların oluşumu,
- Kirleticilerin destabilizasyonu, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların parçalanması,
- Destabilize olmuş fazların flokları oluşturmak üzere bir araya toplanması şeklinde birbirini takip eden üç adım içerir. Kirleticilerin destabilizasyon

## 1. GİRİŞ

mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde özetlenebilir (Mollah ve ark. 2004).

- Çözelti içinden geçen akımın etkisi ile anodun çözünmesi sonucu meydana gelen katyonların negatif yüklü partiküllerin etrafındaki dağınık çift tabakayı bastırması,
- Elektrokimyasal olarak çözünen elektrotlar tarafından üretilen katyonlar ile suyun içerisindeki çoğunlukla negatif yüklü bulunan partiküllerin, yük nötralizasyonunun sağlanması,
- Son olarak da flok oluşumu, şeklinde gerçekleşmektedir (Mollah ve ark., 2004). Bu oluşumların dışında elektrokoagülasyon pilinde;
- Atıksuda bulunan kirleticilerin katodik indirgenmesi,
- Partiküllerin koagülasyonu,
- Çözeltideki iyonların elektroforik göçü,
- Elektrotlarda oluşan  $O_2$  ve  $H_2$  gazları sonucu koagüle olmuş partiküllerin elektroflotasyonu,
- Metal iyonlarının katotta indirgenmesi,
- Diğer elektrokimyasal ve kimyasal prosesler, gibi fiziko – kimyasal prosesler de meydana gelebilmektedir (Mollah ve ark. 2004, Şimşeker 2009).



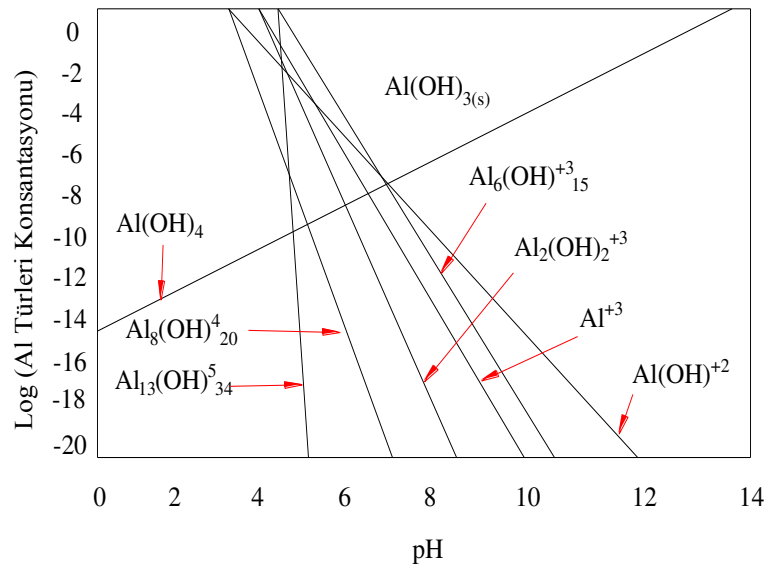
Şekil 1.8. Elektrokoagülasyon işleminde meydana gelen reaksiyonlar (Can 2010)

Elektrokoagülasyonun mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğe bağlı olmakla beraber pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesini etkilemektedir.

#### 1.2.9.2.1. Alüminyum Elektrotlarla Gerçekleştirilen Elektrokoagülasyon Prosesi

Elektrokoagülasyon yönteminde alüminyum elektrot sıklıkla kullanılır. Elektrot malzemesi olarak alüminyum kullanıldığında genellikle aşırı metal hidroksit oluşumundan kaynaklanan istenmeyen çökeltiler oluşabilir. Bu nedenle elektrokoagülasyonda demir elektrotlar daha fazla tercih edilir. Fakat demir elektrot kullanıldığında ise, çok az bile olsa çözülmüş demir iyonları suda renk oluşumuna neden olduğundan alüminyum elektrot kullanılan sistem kadar şeffaf bir renk elde edilmemektedir (Şahin 2006).

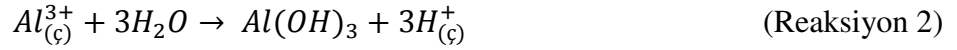
Alüminyum elektrodun sulu ortamda oluşturduğu alüminyum kompleksleri önemlidir. Şekil 1.9' da sulu ortamda  $Al^{3+}$ 'nın oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri verilmiştir. Elektrotlardan çözünerek çözelti ortamına geçen  $Al^{3+}$  iyonları sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine bağlı olarak çeşitli kompleksler oluştururlar (Benefield ve ark. 1982).



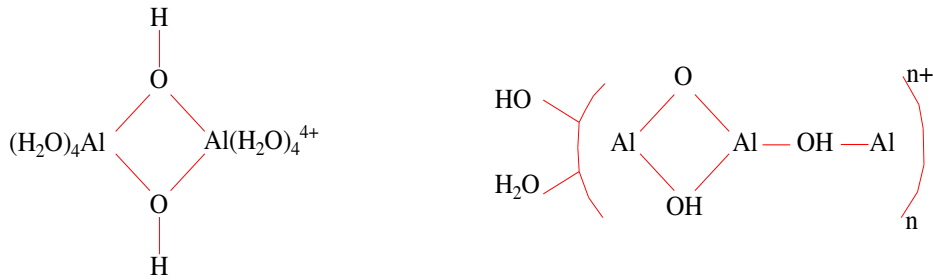
Şekil 1.9. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi (Benefield ve ark. 1982)

## 1. GİRİŞ

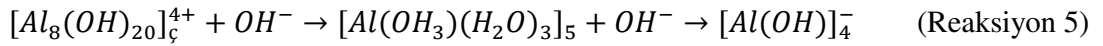
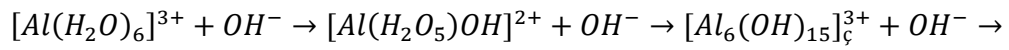
Düşük pH’da elektrolitik çözeltide alüminyum anod  $Al^{3+}$  ve  $Al(OH)_2^+$  gibi türler oluşturur. Sonrasında ise oluşan bu türler uygun pH’ da önce  $Al(OH)_3$ ’ e ve en sonunda aşağıda belirtilen reaksiyonlara göre  $Al_n(OH)_{3n}$ ’e polimerleşirler (Mollah ve ark. 2001);



Ortamın pH’ sına bağlı olarak  $Al(OH)_2^+$ ,  $Al_2(OH)_2^{4+}$  ve  $Al(OH)_4^-$  gibi diğer iyonik türler sistemde bulunabilir. pE – pH denge diyagramı geniş bir pH aralığında çeşitli alüminyum hidrokso komplekslerinin oluşabileceğini göstermektedir. Şekil 1.10’da dimerik ve polimerik  $Al^{3+}$  hidrokso komplekslerinin yapısı gösterilmektedir (Mollah ve ark. 2001).



Şekil 1.10. Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Alüminyum Türleri (Mollah ve ark. 2001)



pH 4-7

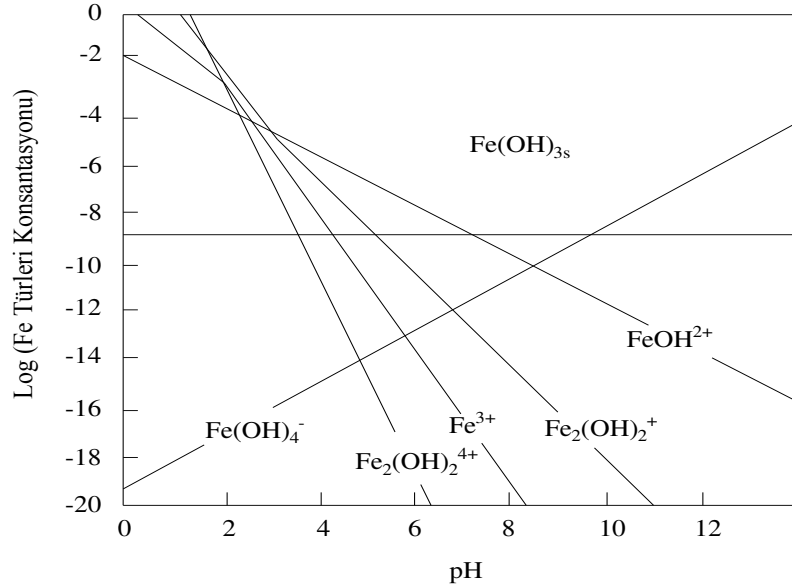
Alkali pH

Monomerik alüminyum türleri:  $[Al(OH)]^{2+}$ ,  $[Al(OH)_2]^+$ ,  $[Al_2(OH)_2]^{4+}$ ,  $[Al(OH)_4]^-$

Polimerik alüminyum türleri:  $[Al_6(OH)_{15}]^{3+}$ ,  $[Al_7(OH)_{17}]^{4+}$ ,  $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$ ,  $[Al_{13}O_4(OH)_{12}]^{7+}$  ve  $[Al_{13}(OH)_{34}]^{5+}$  dirler.

#### 1.2.9.2.2. Demir veya Paslanmaz Çelik Elektrotlarla Gerçekleştirilen Elektrokoagülasyon Prosesi

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan demir elektrotların suda çözünmesiyle oluşan demir(III) kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda  $Fe^{3+}$ 'in oluşturduğu hidroksi kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Şekil 1.11'de verilmiştir. Elektrotlardan çözünerek çözelti ortamına geçen  $Fe^{3+}$  iyonları sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine bağlı olarak çeşitli demir kompleksleri oluştururlar (Benefield ve ark. 1982).



Şekil 1.11. Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi (Benefield ve ark. 1982)

Düşük pH'da elektrolitik çözeltide demir anod  $Fe(OH)_4^-$  gibi anyonik türler oluşturur. Bu anyonik türler uygun pH değerlerinde önce  $Fe(OH)_3$ 'e, en sonunda ise aşağıdaki reaksiyonlara göre  $Fe_n(OH)_{3n}$ 'e ( $n = 2$  ya da 3) polimerleşirler (Mollah ve ark. 2001);

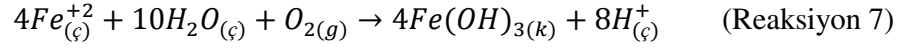
*Mekanizma I:*

Anotta;



## 1. GİRİŞ

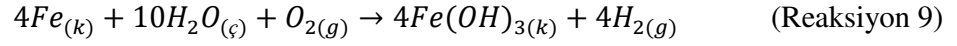
---



Katotta;

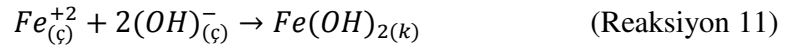


Toplam Net Reaksiyon;

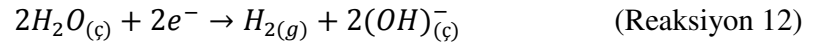


*Mekanizma II;*

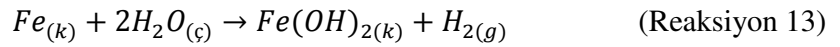
Anotta;



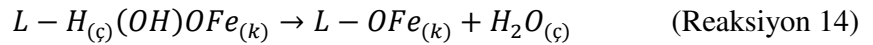
Katotta;



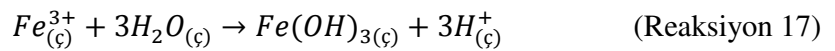
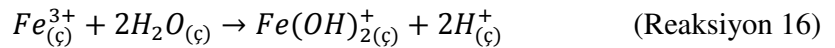
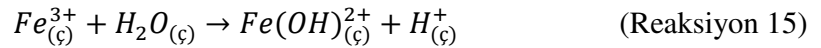
Toplam net reaksiyon;



Atıksuları kirleticilerden ayıran  $Fe(OH)_{n(k)}$  elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve ardından koagülasyon vasıtasıyla akımda jel halinde bir süspansiyon oluşturur. Yüzey kompleksleşme esnasında, kirletici  $Fe(OH)_{n(k)}$ 'a kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranır (Mollah ve ark. 2001).



Redoks reaksiyonu ile üretilen  $H_2$ , çözülmüş veya askıda katı maddeleri flotasyon vasıtasıyla giderebilir. Ancak  $Fe^{3+}$  iyonları hidrasyona uğrayabilir ve çözeltinin pH'ına bağlı olarak  $Fe(OH)^{2+}$ ,  $Fe(OH)_2^+$ , ve  $Fe(OH)_3$  türleri asidik koşullarda bulunabilir. Reaksiyonlar aşağıda verilmiştir (Mollah ve ark. 2001).



Polimerik  $Fe^{3+}$  ve  $Al^{3+}$  tarafından kompleks ve ağır metallerin absorpsiyonu ve adsorpsiyonu literatürde geniş ölçüde yer tutar. Su arıtımında flokülasyon ajanı olarak  $Fe^{3+}$  iyonlarının alüminyuma göre avantajı toksik etki oluşturmamasıdır (Mollah ve ark. 2001, Türkoğlu 2007).

Elektrotlarda genellikle oluşan reaksiyonların mekanizması Çizelge 1.5.'de verilmiştir.

**Çizelge1.5.** Elektrotlarda Oluşan Reaksiyonların Mekanizmaları (Akbulut 2000)

| Elektroliz Örnekleri                               |                                                                                                           |                                                                                                                                              |
|----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Elektrot                                           | Katot (Elektron Alma)                                                                                     | Anot (Elektron Verme)                                                                                                                        |
| Tepkimeler<br>(Genel Olarak)                       | Redüksiyon Reaksiyonu<br>$Oks + ze^- \rightarrow Red$                                                     | Oksidasyon Reaksiyonu<br>$Red - ze^- \rightarrow Oks$                                                                                        |
| Suyun elektrolizi<br>$H_2O \rightarrow H^+ + OH^-$ | Hidrojen Oluşması<br>$H^+ + e^- \rightarrow H$<br>$H + H \rightarrow H_{2(g)}$                            | Oksijen Oluşması<br>$4OH^- - 4e^- \rightarrow 2H_2O + O_{2(g)}$                                                                              |
| Anyon                                              | $NO_3^- + 2H^+ + 2e^- \rightarrow NO_2^- + H_2O$                                                          | $CN^- + 2OH^- - 2e^- \rightarrow CNO^- + H_2O$                                                                                               |
| Katyon                                             | $Zn^{+2} + 2e^- \rightarrow Zn$<br>$Cu^{+2} + 2e^- \rightarrow Cu$<br>$Fe^{+3} + e^- \rightarrow Fe^{+2}$ | $Cu^+ - e^- \rightarrow Cu^{+2}$<br>$Fe^{+2} - e^- \rightarrow Fe^{+3}$                                                                      |
| Metal                                              | Yok                                                                                                       | $Cu - 2e^- \rightarrow Cu^{+2}$<br>$Fe - 2e^- \rightarrow Fe^{+2}$<br>$Fe^{+2} - e^- \rightarrow Fe^{+3}$<br>$Al - 3e^- \rightarrow Al^{+3}$ |
| İnorganik molekül                                  | $O_2 + 2e^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2$<br>$2H_2O + 2e^- \leftrightarrow H_2 + 2OH^-$                      | $2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 + 4H^+$                                                                                                        |
| Organik madde                                      | $CH_2O + 2e^- + 2H^+ \rightarrow CH_3OH$<br>Formaldehit Metil Alkol                                       | $C_6H_8O_2 - 2e^- + 2H_3O^+ \rightarrow C_6H_{10}O_2 + 2H_2O$<br>Kinon Hidrokinon                                                            |

### 1.2.9.3. Elektrokoagülasyonun Avantajları ve Dezavantajları

Elektrokoagülasyonun avantajları;

1. Basit alet - ekipman ve kolay işletme şartları gerektirir,
2. Atık suların elektrokoagülasyon ile arıtılması sonucu renksiz, kokusuz, berrak ve temiz olan sular elde edilir,
3. Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla susuzlaştırılabilir ve miktar olarak azdır,

4. Oluşan floklar kimyasal floklara benzerlik göstermekle birlikte, daha büyük floklar oluşturma eğiliminde ve bağıl su miktarı daha azdır. Asidik ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler,
5. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözünmüş katı madde içerir. Bu suların tekrar kullanılması durumunda toplam katı madde seviyesi düşük olduğundan geri kazanım gideri daha az olur,
6. Elektrokoagülasyon prosesi ile en küçük kolloidal parçacıklar bile giderilebilir. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan onların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırır.
7. Elektrokoagülasyonda, kimyasal koagülasyonda olduğu gibi nötralizasyon için aşırı kimyasal madde ilavesi gerekmez. Böylelikle ikincil bir kirlenme problemi engellenmiş olur,
8. Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyarak daha kolay ayrılmalarını sağlar,
9. Elektrokoagülasyon hücresinde elektrotlar stabil konumda olduğundan, elektrik kontrolü rahatlıkla yapılabilir ve daha az bakım gerektirir,
10. Elektrokoagülasyon prosesi, elektrik kullanımı açısından sıkıntılı olan kırsal alanlarda; üniteye eklenen güneş panelleri vasıtasıyla uygulanabilir.

Elektrokoagülasyonun dezavantajları;

1. Çözünen elektrotların düzenli olarak yenilenmesi gerekir,
2. Elektrik enerjisinin pahalı olduğu yerlerde maliyetli olabilir,
3. Elektrokoagülasyon yöntemi ile kirleticilerin kısmi oksidasyonu sağlanır.
4. Atık suyun yapısına bağlı olarak bazen katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşabilir, bu durum prosesin verimliliğinde düşmeye neden olur.,
5. Atık suyun yüksek iletkenliğe (elektrolit) sahip olması gerekir,
6. Kullanılan elektroda bağlı olarak su ve atık sudaki demir ve alüminyum konsantrasyonu standartların üzerinde olabilir .
7. Bazı durumlarda jelatinimsi hidroksit çözünme eğiliminde olabilir (Türkoğlu 2007).

#### 1.2.9.4. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler

##### 1.2.9.4.1. Elektrolit Konsantrasyonu

Atıksuyun iletkenliğini istenilen düzeye getirmek ve elektrokoagülasyonun verimini arttırmak için elektrokoagülasyon prosesinde elektrolit olarak sodyum nitrat, sodyum sülfat gibi inert tuzlar, NaCl, KBr gibi halojenli tuzlar ya da deiyonize su kullanılabilir. Bu elektrolitlerin ortama ilavesi, atık suyun başlangıç pH'sında yaklaşık olarak 0.3 birim değişime neden olur (Chen 2004).

Atıksuyun iletkenliğinin artırılması enerji ve elektrot tüketimini azaltır. Yüksek proses verimi için iletkenliğin artması istenilen bir durumdur (Koby ve ark. 2003). NaCl elektrik tüketimi açısından en avantajlı elektrolit olarak belirlenmiştir. Elektrik iletimini kolaylaştırmakla beraber  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  gibi anyonların olumsuz etkisini önemli ölçüde azaltır. Bu anyonlar elektrot yüzeyinde yalıtkan bir tabaka oluşturan kalsiyum veya magnezyum iyonlarının çökmesine yol açabilir. Oluşan yalıtkan tabaka elektrotlar arasındaki potansiyeli aniden artırır ve akım veriminde ciddi azalmaya neden olur. Bu nedenle elektrokoagülasyon yöntemi ile atıksuyun arıtılması işleminin kolaylıkla yapılabilmesi için mevcut iyonlar arasında  $\text{Cl}^-$  miktarının % 20 olması tavsiye edilir. Ayrıca elektrokimyasal olarak üretilen klorun dezenfeksiyonda etkili olduğu bilinir (Chen 2004, Cameselle ve ark. 2005, Türkoğlu 2007).

##### 1.2.9.4.2. Akım Yoğunluğu

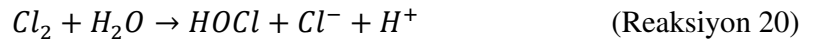
Birim elektrot alanına düşen akım olarak tanımlanan akım yoğunluğu, proses hızını belirleyen bir parametredir. Elektrokoagülasyon sistemine uygulanan akım elektrotlardan salınan  $\text{Al}^{3+}$  ya da  $\text{Fe}^{2+}$  iyonlarının miktarını belirler. Çok yüksek akım yoğunluğu akım veriminde önemli bir azalmaya neden olabilir. Elektrokoagülasyon sistemini bakım yapılmaksızın uzun bir süre kullanabilmek için önerilen akım yoğunluğu, elektrot yüzeyinin periyodik temizliği için gerekli işlemler yapıldığı sürece,  $20 - 25 \text{ A/m}^2$ 'dir (Chen 2004). Optimum akım yoğunluğunun net aralığı elektrokoagülasyon prosesinin uygulandığı yerin ekonomik ve coğrafik durumuna bağlıdır. Akım yoğunluğu arttığı zaman anot ve katottaki iyon üretimi de artar (Daneshvar ve ark. 2004, Türkoğlu 2007). Bu durumda çözeltideki flok oluşumu arttığından kirlilik giderimi de artar.

### 1.2.9.4.3. pH

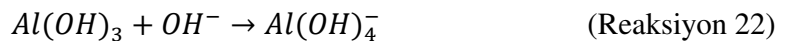
Elektrokoagülasyon işlemi boyunca elektrot materyalinin türüne ve başlangıç pH'sına bağlı olarak genellikle ortamın pH'sı değişir. Elektrokoagülasyon işleminde alüminyum elektrot kullanıldığı zaman başlangıçta  $pH < 8$  ise çıkış suyunda pH daha yüksek,  $pH > 8$  ise çıkış suyunun pH'sı başlangıç pH'sından daha düşük olur. Demir elektrot kullanıldığında ise çıkış suyunun pH değeri başlangıç pH değerinden her zaman daha yüksek olur. Bu sonuçlar elektrokoagülasyon prosesinin özellikle alkali ortamda biraz tampon özelliğe sahip olduğunu gösterir. Çözeltinin pH'sı düşük olduğu zaman pH'da bir artış meydana gelirken, çözeltinin pH'sı yüksek olduğunda ise pH'da bir düşüş meydana gelmesi; elektrokoagülasyon prosesinin avantajlarından birini oluşturur (Koby ve ark. 2003, Chen 2004, Daneshvar ve ark. 2004,). Asidik şartlardaki pH artışı katotlar oluşan hidrojene bağlanır. Katotta gerçekleştiği düşünülen reaksiyon mekanizması aşağıdaki şekildedir;



Hidrojen oluşumunun yanı sıra anot yakınındaki  $Al(OH)_3$  oluşumu pH'da düşmeye yol açan  $H^+$  iyonunun açığa çıkmasına neden olur. Oksijen oluşumu da pH'ı düşürür. Klor iyonlarının varlığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir;



Böylelikle oluşan hidrojen nedeniyle pH artışı yukarıdaki reaksiyonlarda belirtilen  $H^+$  iyonuyla dengelenir. Asidik koşullarda pH'nın artışı,  $H^+$  oluşan reaksiyonlarda dengenin sola kayması,  $Al^{3+}$  iyonlarının diğer anyonlarla oluşturduğu çökelti ve hidrojen kabarcıklanmasında  $CO_2$ 'nin açığa çıkmasına bağlanır.  $Al(OH)_3$  yüksek pH'larda amfoterik özellik gösterdiğinden mevcut  $OH^-$  iyonlarıyla reaksiyona girerek ortamın pH'sını düşürür.



Metal hidroksitlerin çözünürlüğü ve akım verimi, atıksu ya da suyun pH'sının elektrokoagülasyon üzerindeki etkilerini gösterir. Çoğunlukla asidik ya da bazik

şartlarda alüminyumun akım veriminin nötral şartlara göre daha yüksek olduğu bulunmuştur. Kirleticinin yapısına bağlı olmakla beraber en iyi arıtım pH 7.0 civarında gerçekleşir. Enerji tüketimi iletkenliğin azalması dolayısıyla nötral pH'da daha fazla olmasına rağmen, iletkenlik yüksek olduğu zaman pH etkisi önemli değildir (Chen 2004).

#### 1.2.9.4.4. Sıcaklık

Elektrokoagülasyon bir asırdan fazla bir zamandır bilinmesine rağmen sıcaklığın bu metot üzerindeki etkisi pek araştırılmamıştır. Diğer kimyasal reaksiyonlar olduğu gibi elektrokoagülasyon işleminin reaksiyon hızı da çözeltinin sıcaklığı arttığı zaman artış gösterir. Sıcaklık 27 °C'yi geçtiği zaman oluşan iyonların hareketi arttığından, bu iyonların biraraya gelip yumaklaşması ve metal hidroksit flokları oluşturması zorlaşır. Böylece proses veriminde azalma görülür (Daneshvar ve ark. 2004, Chen 2004). Alüminyumun akım verimi başlangıçta sıcaklık ile birlikte akım veriminin maksimum olduğu 60 °C'ye kadar artar. Bu noktadan sonra sıcaklık arttıkça akım veriminde düşme olur. Akım veriminin sıcaklıkla artması, elektrot yüzeyinde bulunan alüminyum oksit filmin bozunmasıyla artan aktivitenin artmasına bağlanır. Alüminyum hidroksit jelinin büyük gözeneklerinde sıcaklığın çok yüksek değerlere ulaşmasıyla bir daralma gözlenir. Bu daralma, elektrot yüzeyinde birikmeye daha elverişli flokların oluşumuna yol açar. Akım veriminde olduğu gibi fakat daha düşük bir sıcaklıkta enerji tüketimi de max değere ulaşır. Bu değer yağlı atıksular için 35 °C olarak belirlenmiştir. Bu etki sıcaklığın akım verimi ve iletkenlik üzerinde ters etki göstermesinden kaynaklanır. Sıcaklığın artması ile iletkenlik artarken, enerji tüketimi azalır (Chen 2004, Türkoğlu 2007).

#### 1.2.9.4.5. Elektrot Materyali

Elektrokoagülasyon işleminde gerekli elektrot materyalinin seçilmesi için aşağıdaki faktörler dikkate alınır (Scott 1995).

1. Uygun elektrokatalitik ve elektrokimyasal özellikler
2. Kimyasal ve elektrokimyasal kararlılık
3. Fiziksel ve termal kararlılık
4. Uygun fiziksel form ve imal
5. İyi elektrik iletkenliği

6. Düşük aşırı gerilim
7. Çevresel uygunluk
8. Düşük maliyet

Elektrokoagülasyonda en yaygın olarak demir, çelik ve alüminyum elektrotlar kullanılır. Bu elektrotlar hem ucuz hem de kolay temin edilebilir olmaları ve aynı zamanda etkinliklerinin kanıtlanmış olması sebebiyle tercih edilir (Chen ve ark. 2000).  $Ca^{2+}$  ve  $Mg^{2+}$  konsantrasyonlarının yüksek olması durumunda özellikle çelik elektrotlar tercih edilir (Reife ve Freeman 1996, Chen ve ark. 2000).

### 1.2.9.4.6. Elektrotlar Arası Mesafe

Elektrotlar arası mesafe, elektrokoagülasyon işlemi üzerinde önemli bir etkiye sahip değildir. Fakat elektrotlar arası mesafe arttığı zaman proses verimi de bir miktar artar. Bu durum elektrostatik etkilerin elektrotlar arası mesafeye bağlı olmasından kaynaklandığı şeklinde açıklanmıştır. Mesafe arttığı zaman elektrotların çözünmesiyle oluşan iyonların hareketi yavaşlar ve biraraya gelip flok(yumak) oluşturma ihtimalleri artar. Bunun yanı sıra bu flokların kirletici adsorplama yeteneği daha fazladır (Daneshvar ve ark. 2004).

### 1.2.9.4.7. Reaksiyon Süresi

Elektroliz süresinin artması iyon konsantrasyonunda ve iyonların hidroksit floklarında artış meydana getirir (Daneshvar ve ark. 2004, Türkoğlu 2007).

### 1.2.9.5. Elektrokoagülasyon Prosesi Uygulama Alanları

Prosesin uygulanmakta olduğu atıksular ve potansiyel uygulama alanları aşağıda verilmiştir (Tezakıl 2013):

1. Ağır metal giderimi (Adhoum ve ark. 2004a, Bazrafshan ve ark. 2006, Escobar ve ark. 2006, Shakir ve Husein 2009)
2. Askıda katı ve kolloid madde giderimi
3. Yağ – Su emülsiyon kırılması (Adhoum ve ark. 2004b, Ün ve ark. 2006, Tir ve Moulai – Mostefa 2008)
4. Kompleks organiklerin giderimi
5. Bakteri ve virüs giderimi

6. BOİ, KOİ, fosfat ve azot giderimi
7. Evsel atık su arıtımı
8. EDTA ve lignin gibi dayanıklı organik maddeler içeren endüstriyel atıksuların arıtımı
9. Yer altı suyu temizlenmesi
10. Proses yıkama ve durulama suları
11. İçme suyu arıtımı (Ghosh ve ark. 2008, Vasudevan ve ark. 2008, , Malakootian ve ark. 2010)
12. Soğutma kuleleri
13. Membran filtrasyonu
14. Mezbaha, et işleme (Kobyas ve ark. 2006)
15. Gıda (Kobyas ve ark. 2008)
16. Çamaşırhaneler (Adhoum ve ark. 2004a, Ün ve ark. 2006)
17. Kağıt ve kağıt işleme (Khansorthong ve Hunsom 2009)
18. Tekstil (Kobyas ve ark. 2003, Şimşeker 2009)
19. Petrol ve gaz rafinerileri, petrokimyasal emülsiyonlardır (Akbulut ve ark. 2003, Dimoglo ve ark. 2004, Muftah ve ark. 2009, Yavuz ve ark. 2010)



## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

Yürütülen çalışma çerçevesinde yapılan literatür araştırmaları aşağıdaki şekilde verilmiştir.

### 2.1. Petrol Kirliliği ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Okandan (1994), petrol arama ve üretim faaliyetlerinin çevreye olan etkisi, Reyhanlı – 2 sondaj kuyusundan, Kuzey Osmancık üretim sahasından ve BOTAŞ – Dört Yol terminalinden alınan su ve toprak numunelerinde yapılan kimyasal ve fiziksel ölçümlerin sonuçlarına göre incelenmiştir. Araştırma sahalarından alınan toprak, su numunesi analiz sonuçlarına göre petrol arama ve üretim faaliyetlerinden toprak ve su kaynaklarının etkilendiği belirlenmiştir.

Tunçer (2007), Çanakkale Boğazı'ndaki petrol kirliliğinin bazı littoral ve sessil flora ve fauna üzerine etkileri araştırılmıştır. Çalışmada, Çanakkale Boğazı'ndaki petrol ve türevlerinin neden olduğu kirliliği tespit etmek amacı ile boğazın her iki yakasından 2005–2007 yılları arasında mevsimsel olarak örneklemeler yapılmış ve littoral bölgeden toplanan hayvansal ve bitkisel organizma örneklerinin toplam PAH düzeyleri belirlenmiştir. Ayrıca, deniz suyunun sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, tuzluluk, elektriksel iletkenlik, ORP, TDS gibi fiziko – kimyasal parametreleri yerinde ölçülmüştür. Sonuç olarak, örnekleme yapılan canlılarda petrol kirliliğini gösteren bazı parametreler tespit edilmiştir. Bu çalışmaya benzer olarak Doğan (1996), İstanbul ve Çanakkale Boğazları ile Marmara Denizi'nden alınan su, midye ve sediment örneklerinde UVF ve GC/MS analizleri ile petrol kirliliği belirlenmiştir. Analiz sonuçlarına göre, İstanbul Boğazı'nda 1994'de Nassia Tanker kazası sonrası yüzey suyunda görülen petrol kirliliği 24.9 µg/L, 1995' de 5.53 µg/L iken, 1996'da 8.46 µg/L' dir.

Kisic ve ark. (2009), Ham petrol ve sondaj sıvılarının toprağın ve ürünlerin bazı kimyasal özellikleri üzerine etkisini araştırdıkları çalışmalarında, dört yıllık saksı denemesi kurarak toplam petrol hidrokarbonların (TPH) artışının toprak ve yetişen bitkiler üzerindeki etkisini incelemişlerdir. Sekiz temiz toprağa farklı dozlarda sondaj sıvısı ve ham petrol uygulamışlardır. Toprağın bazı kimyasal parametrelerindeki, bitki yoğunluğundaki ve ürün verimliliklerindeki değişiklikler araştırılmıştır. Çalışılan

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

gösterge parametrelerinin bitki yoğunluğu ve ürün verimliliği üzerindeki etkisi denemenin birinci yılında en güçlü olmuştur. Sondaj sıvılarının en önemli etkisi toprağın kimyasal özellikleri üzerine olurken, bitki yoğunluğu ve verim üzerine ham petrolün daha güçlü etkisi olmuştur. Sondaj sıvısı ve ham petrolün uygulamaları sonucunda toprak pH'sı, organik madde içeriği (OM) ve ağır metal seviyesi deneme boyunca çok az değişirken, petrol hidrokarbonların, mineral yağların (MO) ve polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) seviyesi birinci deneme yılından sonra önemli şekilde azalmıştır.

Gonzalez – Alonso ve ark. (2010), Bolivian Chaco'da petrol üretim alanlarına yakın yerleşim birimlerindeki içme suyu kaynaklarında petrokimya bileşenlerinin konsantrasyonunu belirlemek için yaptıkları çalışmada, insan tüketimine açık ve petrol üretim yerlerine 30 km'den az mesafedeki 42 su kaynağından numuneler alınmıştır. Alınan numunelerde toplam petrol hidrokarbon (TPH), Benzen, Toluene, Etilbenzen ve Xylenes (BTEX)'i de içeren 16 polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) ve 22 metal analizi yapılmış; konsantrasyon ve aderans dağılımı Bolivian, Avrupa, Birleşmiş Devletler ve Dünya Sağlık Örgütü standartlarına göre analiz edilmiştir. Numunelerin % 76.19'da standartlarda izin verilen sınır değerlerin üzerinde bazı petrokimyasal kirleticiler bulunmuştur. En yaygın bulunan kirleticiler TPH, PAH, alüminyum, arsenik, mangan ve demir olarak belirlenmiştir.

Zhu ve ark.(2015), Çin'de üç baraj göletinin yüzey sularındaki ağır metal ve PAH'ların konsantrasyonları, dağılımları ve risk değerlendirmeleri üzerine yapmış oldukları çalışmalarında; 19 yüzey suyu noktasında 15 farklı PAH ve ağır metal analizleri (Cr, Ni, As, Pb, Cd, Hg) yapmışlardır. 15 farklı PAH'ın ve 6 metalin toplam konsantrasyonları sırasıyla 130.8 – 227.5 ng/L, 3.2 – 6.0 µg/L aralığında belirlenmiştir. Arseniğin ortalama konsantrasyonu 6 metal arasında en yüksek olandır ve ortalama konsantrasyonlar; As ( 2.1 ± 0.3 µg/L), Cr ( 0.5 ± 0.3 µg/L), Ni ( 1.3 ± 0.1 µg/L), Cd ( 0.2 ± 0.01 µg/L), Pb (0.07 ± 0.08 µg/L) ve Hg (0.05 ± 0.08 µg/L) olarak belirlenmiştir. PAH'ların izomer oran sonuçları çoğu yerde petrol tüketiminden kaynaklandığını desteklerken; 1, 2, 6, 7, 9, 14, 17 nolu yerlerde temel kaynak kömür ve biomass tüketiminden kaynaklandığı sonucunu desteklemiştir. Temel bileşen analiz sonuçlarına dayalı olarak ağır metallerin antropojenik aktiviteler ve taş yataklarındaki bozunmadan

kaynaklandığı düşünülmüştür. PAH'ların potansiyel ekosistem risk değerlendirme sonuçları BaA'nın yüksek potansiyel ekosistem riskine sahip olduğu diğer PAH'ların ise düşük potansiyel ekosistem riskine sahip olduğunu göstermiştir. As, Cr, Ni, Hg ağır metalleri için çoğunlukla endüstriyel ve tarımsal aktivitelerden kaynaklandığı belirlenmiştir. Kurşunun muhtemelen benzin tüketiminden ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanmakta olduğu, kadmiyumun ise Cd açısından zengin olan mineral yataklarının ayrışmasından kaynaklandığı şeklinde yorumlanmıştır.

Damo ve Icka, (2015); Arnavulukta çevre kirliliği üzerinde çok önemli etkisi olduğu düşünülen petrol üretimi ve rafineri endüstrisinin, Gjanica nehri üzerindeki çevre etki değerlendirmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, Arnavutluk'taki petrol endüstrisinin Gjanica nehri üzerindeki etkisi küresel kirlilik indeksi kullanılarak değerlendirilmiştir. Eş çevresel grafik metodu ve su kalite index metodu olmak üzere global kirlilik indeksinin belirlenmesi için iki farklı metod uygulanmıştır. Eş çevresel grafik metodunda bir suyun bileşen değeri 4 ( 1-PG\* değeri 6.25 e eşit) olarak grafikte “yaşam formları için uygunsuz bozulmuş bir çevre” şeklinde belirlenmiştir. Su kalite index metodu sonucu (EQ(water) 54.91 ( 1-PG\* değeri 10.42 e eşit) olarak yine yaşam formları için uygunsuz bir ortam şeklinde belirlenmiştir.

## **2.2. Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) ile İlgili Yapılmış Çalışmalar**

Karakaş ve ark. (2004), İzmit Körfezi'ne giren kanserojenik polisiklik aromatik hidrokarbonların (PAH) kaynak ve seviye tespitini yapmışlardır. İzmit Körfezi kuzey kıyısı boyunca Körfez ve Gebze ilçelerine kurulan istasyonlardan toplanan yaş, kuru ve toplam çökeltme örneklerinde ve İzmit Körfezi yüzey sediment, yüzey suyu ve körfeze giren karasal kaynaklardan alınan su örneklerinde 16 PAH bileşiği, HPLC – UV tekniği kullanılarak belirlenmiştir. Mevcut kirlilik ve kirlilik kaynaklarının toplam kirliliğe katkısı faktör analizi, faktör analizi – çoklu lineer regresyon analizi ve kimyasal kütle dengesine dayalı alıcı ortam modelleri kullanılarak yapılmıştır. İzmit Körfezi yaş çökeltme verilerine uygulanan faktör analizi sonucunda toplam varyansın %79.2' sini açıklayan dört faktör elde edilmiştir. Bu faktörlerin sırasıyla “trafik”, “kömür ve doğal gaz yanması”, “petrol ve LPG yanması” ve “yanmamış fosil yakıtlar”, ağaç işlerinde koruma amaçlı olarak kullanılan kimyasallar ve karbon siyahı üretim tesisleri” kaynaklı olduğu bulunmuştur.

Üstün Kurnaz ve Büyükgüngör (2007), Kızılırmak Deltası kıyı şeridinde su ve midye örneklerinde PAH kirliliğinin araştırılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada Samsun İli'nde Kızılırmak Nehri'nin Karadeniz ile birleştiği noktadan mevsimsel olarak alınan su örneklerinde ve *Mytilus Galloprovincialis* türü midye örneklerinde PAH türevlerinden olan krisen, benz(a)piren, naftalen ve antrasen konsantrasyonları GC – FID ile belirlenmiştir. Su örneklerine göre midye örneklerinde PAH konsantrasyonu çok daha yüksek bulunmuştur. Örneklemme dönemi boyunca alınan numunelerde, en yüksek toplam PAH konsantrasyonu Mart 2002 tarihinde alınan su örneği için 14.175 µg/L ve midye örneği için 431.863 µg/L olarak belirlenmiştir. Çalışma süresi boyunca ortalama konsantrasyonu en yüksek olan PAH bileşiği su ve midye örneklerinde sırasıyla 2.670 µg/L, 167.905 µg/L konsantrasyonuyla krisen olmuştur.

Salihoğlu ve ark.(2011), Bursa'daki atık su arıtma tesislerinde oluşan çamurlarda çok halkalı aromatik hidrokarbonların (PAH) seviyelerinin belirlenmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışma, Bursa'daki kentsel atık su arıtma tesisinden ve farklı endüstriyel atık su arıtma tesislerinden alınan çamurlardaki polisiklik aromatik hidrokarbonların (PAH) düzeylerini ve türlerini belirlemeyi amaçlamıştır. Haziran 2008'de Bursa'da ki 6 atık su arıtma tesisinden çamur örnekleri toplanmıştır. GC – MS cihazı kullanılarak numunelerin PAH konsantrasyonları belirlenmiştir. Otomotiv endüstrisi arıtma tesisi çamurunda en yüksek PAH konsantrasyonu tespit edilmiştir. İkinci olarak en yüksek PAH konsantrasyonu kentsel atık su arıtma tesisi çamurunda belirlenmiştir. Çamur örneklerinin büyük çoğunluğunda 5 ve 6 halkalı türler yoğun bulunmuştur. PAH türleri tanımlama oranları incelendiğinde bütün çamurların PAH kaynaklarının yanma kökenli olduğu belirlenmiştir.

Alver ve ark.(2012), Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar ve Sağlığa Etkileri üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, polisiklik aromatik hidrokarbonların fiziksel ve kimyasal özellikleri, tayin yöntemleri ve insan sağlığı üzerine etkileri derlenmiştir.

Karyab ve ark.(2013), Tahran'da ki içme suyunda polisiklik aromatik hidrokarbonlar olmak üzere bir çalışma yapmışlardır. İran'ın başkenti Tahran'ın içme suyundaki 16 adet polisiklik aromatik hidrokarbonun(PAH'ın) dağılımı ve mevsimsel

değişimi incelenmiştir. Tek ve toplam PAH'ların konsantrasyonları sırasıyla 2.01 – 38.96 ng/L ve 32.45 – 733.10 ng/L, bu değerler Dünya'da diğer yerlerde belirlenen değerlerle kıyaslandığında çok yüksek olduğu görülmüştür. Oluşmuş PAH'ların ortalama %79.55'i yüksek molekül ağırlığına sahip, örneğin krisen örneklerin %60.6'sın da ve maksimum konsantrasyonu 438.96 ng/L olmuştur. Buna ilave olarak kanserojen PAH'ların kanserojen olmayan PAH'lara oranı 63.84 olmuştur. Her ne kadar benzo[a]piren konsantrasyonu su kirliliğini gösteren bir belirteç olarak bütün numunelerde, hem Dünya Sağlık Örgütü (WHO) hem de İran ulusal içme suyu standartları tarafından belirlenen toksik değerden düşükse de Tahran'ın içme suyundaki kanserojen PAH'lar insan sağlığını tehdit edebilir.

Li ve ark. (2015), Çin'de Haikou Bay'da ki deniz suyunda polisiklik aromatik hidrokarbonların mekânsal ve zamansal dağılımını ve risk değerlendirmesini yapmışlardır. Ekim 2013'den Eylül 2014' e kadar Çin'in Haikou Bay'da ki deniz suyunda 14 Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH)'un zamansal ve mekânsal dağılımı araştırılmıştır. Toplam PAH konsantrasyonu 420.2 – 2539.1 ng/L aralığında, ortalama  $1016.3 \pm 455.8$  ng/L ve düşük molekül ağırlıklı PAH' lar(2 ve 3 halkalı PAH) baskın bulunmuştur. PAH'ların molekül şekilleri, konsantrasyonlarındaki ve bileşim desenlerindeki zamansal değişim gösterilmiştir. İzomere dayalı kaynak analizleri PAH'ların çoğunlukla petrol ve yanma kaynaklı olduğunu göstermiştir. Toksik risk değerlendirmesi yapıldığında PAH'ların bireysel potansiyel riskinin orta yüksek seviyelerde, toplam PAH konsantrasyonlarının ise önceki çalışmalarla kıyaslandığında yüksek seviyelere ulaştığı belirlenmiştir.

### 2.3. Elektrokoagülasyon ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Chen ve ark.(2000), elektrokoagülasyon ile restoran atık sularından kirleticilerin ayrıştırılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada; restoran atık sularının karakteristiği belirlenerek, yüksek yağ ve gres içerdiği tespit edilmiştir. Bu suların arıtılması için elektrokoagülasyon yöntemi kullanılmıştır. Farklı elektrot materyali ve işlem şartları uygulanmıştır. Alüminyum elektrot demir elektroda göre tercih edilmiştir. Şarj yüklemenin arıtma verimini önemli ölçüde etkileyen tek değişken olduğu belirlenmiştir. Yağ ve gres giderme verimi bütün atık sular için % 94'ün üzerinde bulunmuştur. Deney sonuçları nötr pH ya sahip atık sular için de elektrokoagülasyon

yönteminin uygulanabileceğini göstermiştir. pH değişimi ile çeşitli mekanizmalar önerilmiştir.

Chen ve ark.(2002), elektrokoagülasyonun elektroliz geriliminin araştırılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada elektroliz voltajı ile elektrokoagülasyonun diğer değişkenleri arasındaki ilişki analiz edilmiştir. Teorik modeller tanımlanarak böyle bir ilişki kurulmuştur. Deneyler teorik analizleri desteklemek ve modeldeki sabitleri belirlemek için yapılmıştır. Hem teorik analizler hem de deneyler suyun pH ve akış oranının büyük oranda elektroliz gerilimi üzerine etkisinin az olduğunu ispatlamıştır. Elektroliz voltajı öncelikle elektrotlar arası mesafeye, iletkenliğe, akım yoğunluğuna ve elektrot yüzey alanına bağlıdır. Elde edilen model bir elektrokoagülasyon işlemi için gerekli toplam elektroliz voltajının hesaplanmasında kullanılabilir.

Akbulut ve ark.(2003), Petrol içeren atık suların elektrokimyasal yöntemlerle arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada; Tüpraş – İzmit Rafinerisi Arıtma Tesisinin DAF Ünitesi ile Karıştırma Ünitesi çıkış sularından alınan atık su numunelerinde, elektroflotasyon yönteminde paslanmaz çelik elektrotlar, elektrokoagülasyon yönteminde Fe ve Al elektrotlar kullanılarak sabit sıcaklıkta, sabit gerilimde, farklı akım yoğunluklarında ve farklı sürelerde KOİ, bulanıklık, fenol, yağ ve gres ile hidrokarbon giderimi incelenmiştir. DAF ünitesi çıkış suyunda 10 mA/cm<sup>2</sup>'lik akım yoğunluğunda Fe anot kullanıldığında KOİ giderme verimi 1, 2, 3 ve 5. dakikalarda sırasıyla % 12, 20, 36 ve 41; Al anot kullanıldığında ise 1, 2, 3, ve 5. Dakikalarda % 12, 28, 47 ve 56 olarak ölçülmüştür. En iyi verim en yüksek akım yoğunluğunda ve Al elektrot anot olarak kullanıldığında elde edilmiştir. Hidrokarbon gideriminde ise Fe anot ile daha iyi giderim verimi elde edilmiştir.

Dimoglo ve ark. (2004), petrokimyasal atık suların elektrokimyasal yöntemlerle arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Petrol atık suyundan (PCWW) gelen gres, hidrokarbon, fenol, bulanıklık ve KOİ'nin giderilmesi genellikle elektroflotasyon(EF) ve elektrokoagülasyon(EC) ile yapılmaktadır. EF'da grafit anot olarak, çelik tel katot olarak kullanılmıştır. EC ünitesinde, demir ve alüminyum 2 alternatif elektrot blokları eş zamanlı olarak kullanılmıştır. Reaktör voltajı 12 V, akım yoğunluğu(CD) 5 – 15 mAcm<sup>-2</sup>aralığında değişebilen, akım süresi EF için 2 – 20 dk, EC için 1 – 10 dk

arasında değişmiştir. Elde edilen sonuçlar petrol üretim suyundan kontaminantların giderilmesinde EC'nun EF'dan daha etkili olduğu görülmüştür. PCWW nin arıtılması işleminde bulanıklık giderimi EF için % 83, EC için % 88 dir. EC ile fenol, hidrokarbon ve gres giderme verimi demir ve alüminyum için farklı elektroliz süresi, akım yoğunluğu altında incelenmiştir.

Bazrafshan ve ark.(2006), demir elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kadmiyum giderilmesi üzerine çalışmışlardır. Deneylerde 1.56 L'lik camdan yapılmış tank ve 4 adet elektrot kullanmışlardır. Demirden yapılmış elektrotların negatif ve pozitif uçlarını doğru akım kaynağına bağlamışlardır. 5, 50, 500 mg/L kadmiyum içeren sentetik atık suları cam tanka doldurup elektrokoagülasyon işlemine başlamışlardır. pH 3, 7, 10 ve elektrik potansiyeli 20, 30, 40 voltta kadmiyum giderme yüzdeleri ölçülmüştür. Her deney adımının sonucunda oluşan çamur hacmi ölçülmüştür. Farklı elektrik potansiyellerinde elde edilen sonuçlar, kadmiyum başlangıç konsantrasyonunun arıtma verimi üzerine etkisinin elektrik potansiyeli ve reaksiyon süresinden daha fazla olduğunu göstermiştir. Diğer bir değişle başlangıç konsantrasyonu arttıkça proses için gerekli reaksiyon süreside artmaktadır. Genelde son pH başlangıç pH' sından daha yüksek olmuştur. Beklenildiği gibi verilen süre için akım yoğunluğu arttıkça arıtma verimi artmıştır. En yüksek elektrik potansiyelinde(40 V) 20 dakikada >%99 kadmiyum giderimi elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar farklı elektrik potansiyellerinde geniş bir pH aralığında bu prosesin kullanılabileceğini ve elektrokoagülasyon prosesinin(demir elektrot kullanarak) özellikle pH 10 ve voltaj 40 V olarak tasarlandığında güvenilir, emniyetli, verimli ve ekonomik bir metot olduğunu göstermiştir.

Escobar ve ark.(2006), doğal sularda ve sentetik atık sularda bakır, kurşun ve kadmiyumun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bakır, kurşun ve kadmiyumun elektrokoagülasyonla etkin bir şekilde arıtılması için kimyasal, elektrokimyasal ve akış değişkenleri optimize edilmiştir. Elektrokimyasal proses ticari laminat tel kullanılarak  $12 \text{ mgdm}^{-3}$  bakır,  $4 \text{ mgdm}^{-3}$  kurşun ve  $4 \text{ mgdm}^{-3}$  kadmiyum içeren sentetik atık suya uygulanmıştır. Proses için optimum şartlar pH 7 akış oranı  $6.3 \text{ cm}^3 \text{ dk}^{-1}$  ve akım yoğunluğu  $31 - 54 \text{ Am}^{-2}$  olarak belirlenmiştir. Elektrot geometrik alanı ve elektroliz süresi kritik değere ulaştığı zaman bakır giderimi max %80

olmuştur. Akım yoğunluğu ve oluşan çamur kütlesi arasında doğrusal bir ilişki belirlenmiştir. İlave olarak doğrusal bir ilişki spesifik enerji tüketimi ve akım yoğunluğu arasında bulunmuştur. Sonuç olarak bu datalar endüstriyel ölçekte bir reaktör tasarımı için önemli bilgiler sağlamıştır.

İlhan (2006), sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılması üzerine bir çalışma yapmıştır. Bu çalışmada elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak sızıntı suyunun arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmada Odayeri Düzenli Depolama Sahası'ndan (İstanbul) alınan sızıntı suyu numuneleri kullanılmıştır. Koagülasyon ve elektrokoagülasyon yöntemleri KOİ giderim hızı, çamur oluşumu ve sülfat konsantrasyonunun değişimi açısından karşılaştırılmıştır. Çalışma süresi boyunca sıcaklık, pH ve spesifik iyonik iletkenlik sürekli takip edilmiştir. Amonyak azotu ve KOİ giderim verimleri alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak arttırılmaya çalışılmıştır. Sonraki aşamalarda akım yoğunluğu ve karıştırma uygulamasının optimum giderim verimi üzerine etkileri incelenmiştir ve optimum reaksiyon süresi araştırılmıştır. Farklı akım yoğunlukları uygulanarak elektrokoagülasyon için ihtiyaç duyulan enerji miktarları belirlenmiştir. Çalışmalar sonucunda; 1, 5, 15 ve 30. dakikalar için sırasıyla %8.8, %9.6, %11.2 ve %14.6'lık amonyak azotu giderimi yapılmıştır. Elektrokoagülasyonda amonyak giderimini arttırmak için hava ile sıyırma ve pH ayarlama uygulamaları da yapılırken, verim %24.4 seviyelerine kadar yükseltilebilmiştir. Aynı süreler boyunca KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %45.5, %49.2, %53.6 ve %59.1 seviyelerinde olduğu belirlenmiştir. 30 dakikalık çalışma süresi sonunda pH değeri 8.2'den 9.6'ya, sıcaklık ise 23.7°C'den 29.7°C'ye yükselmiştir. Sonuç olarak, sızıntı sularının arıtılmasında elektrokoagülasyon yönteminin bir ön arıtma aşaması olarak kullanılabileceği belirlenmiştir.

Türkoğlu (2007), Dispers boya banyo atık sularının elektrokoagülasyon ile arıtılabilirliğinin incelenmesi üzerine bir çalışma yapmıştır. Bu çalışmada, sentetik olarak hazırlanan dispers boya banyo atık suları elektrokoagülasyon yöntemi ile ( $KOI_0 = 3300 \text{ mg/L}$ ; renk olarak absorbans değerleri  $A_{436,0} = 0.992 \text{ cm}^{-1}$ ;  $A_{525,0} = 0.910 \text{ cm}^{-1}$ ;  $A_{620,0} = 0.616 \text{ cm}^{-1}$ ;  $pH_0 = 3.0$  şartlarında) alüminyum, paslanmaz çelik ve alüminyum – paslanmaz çelik (hibrit) elektrotlar kullanılarak arıtılmıştır. Elde edilen sonuçlar alum, demir(II) sülfat ve demir(III) klorür koagülanları ile yapılan koagülasyon deneyleri ile

karşılaştırılmıştır. Elektrokoagülasyon için elektrolit (NaCl) konsantrasyonu, uygulanan akım yoğunluğu ve başlangıç pH'larının etkileri araştırılırken, koagülasyon deneylerinde koagulan dozunun etkisine bakılmıştır. Alüminyum elektrotlarla yürütülen elektrokoagülasyon deneylerinde, paslanmaz çelik ve alüminyum – paslanmaz çelik hibrit elektrotlarla yapılan deneylere göre daha kısa zamanda daha yüksek renk ve KOİ giderimi elde edilmiştir. Örneğin, alüminyum elektrotlarla 2 dakikalık reaksiyon sonunda % 100 renk giderimi ve % 54 KOİ giderimi elde edilmiştir. Bunun yanı sıra KOİ ve renk giderimleri diğer elektrot malzemeleri ile yapılan elektrokoagülasyon deneylerine göre daha kısa zamanda tamamlandığından daha az çamur oluşmuştur (alüminyum elektrotlar için AKM = 300 mg/L). Elektrokoagülasyon ile ön arıtılmış dispers boya banyo atık suyunun biyolojik arıtma sonucunda toplam KOİ giderimi % 64' ten (Ön arıtmaya tabi tutulmamış dispers boyabanyo atık suyu için biyolojik KOİ giderim verimi) % 94' e yükseltmiştir.

Mahvi ve Bazrafshan (2007), alüminyum elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kadmiyum giderilmesine üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada elektrot materyali olarak alüminyum kullanmışlardır. Elektrotların negatif ve pozitif uçlarını doğru akım kaynağına bağlamışlardır. Sentetik olarak hazırlamış oldukları çözeltilerde kadmiyumun başlangıç konsantrasyonları 5, 50, 500 mg/L; pH: 3,7,10 elektrik potansiyeli 20, 30, 40 V olarak uygulanmıştır. Her bir deney adımı sonucunda oluşan çamur miktarı ölçülmüştür. Farklı elektrik potansiyellerinde elde edilen sonuçlar, kadmiyum başlangıç konsantrasyonunun arıtma verimi üzerine etkisinin elektrik potansiyeli ve reaksiyon süresinden daha fazla olduğunu göstermiştir. Diğer bir değişle başlangıç konsantrasyonu arttıkça proses için gerekli reaksiyon süreside artmaktadır. Genelde son pH başlangıç pH'sından daha yüksek olmuştur. Beklenildiği gibi verilen süre için akım yoğunluğu arttıkça arıtma verimi artmıştır. En yüksek elektrik potansiyelinde (40 V) 20 dk da >%99 kadmiyum giderimi elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar farklı elektrik potansiyellerinde geniş bir pH aralığında bu prosesin uygulanabileceğini göstermiştir.

Vasudevan ve ark.(2008), elektrokoagülasyon yöntemi ile içme sularından fosfat giderimi üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada anot olarak yumuşak tel katot olarak çelik tel kullanılarak içme sularından elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi

çalışılmıştır. Sıcaklık, pH, akım yoğunluğunun etkisi ve hem Langmuir ve hem de Freundlich izoterm modelleri kullanılarak adsorbsiyon kapasitesi belirlenmiştir. pH 6.5 ve  $0.05 \text{ Adm}^{-2}$  akım yoğunluğunda %98 olarak arıtma verimi elde edilmiştir. Fosfat adsorbsiyonu Langmuir adsorbsiyon izotermi tercih etmiştir ve adsorblanan molekül tek tabakalı kaplamayı desteklemiştir. Adsorbsiyon işlemi 2. basamak kinetiği izlemiştir. Sıcaklık çalışmaları adsorbsiyonun endotermik olduğunu ve doğada kendiliğinden olabileceğini göstermiştir.

Ghosh ve ark.(2008), monopolar ve bipolar elektrot bağlantısı kullanarak elektrokoagülasyon ile florür içeren içme suyunun arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, elektrokoagülasyonun içme suyundan florür giderimi üzerine etkisi incelenmiştir. Florür için farklı başlangıç konsantrasyonlarında (2 – 10 mg/L) deneyler yapılmıştır. Prosesin performansını arttırmak için iki farklı elektrot bağlantısı (monopolar ve bipolar) incelenmiştir. Bipolar elektrot bağlantısının monopolar bağlantıdan daha iyi florür arıtımı yaptığı görülmüştür. Sonuçta tavsiye edilen florür limiti (1 mg/L) bipolar bağlantı kullanarak  $625 \text{ Am}^{-2}$  akım yoğunluğunda 30 dakikada arıtılmıştır. Bipolar bağlantı için elektrotların korozyonunun da işlem esnasında çamur oluşumunda olduğu tahmin edilmiştir. Florür farklı başlangıç konsantrasyonlarında farklı akım yoğunluklarında, bipolar bağlantıda elektrotların yüzeyinde oluşan filmin kalınlığı tahmin edilmiştir. Elektrokoagülasyonda oluşan bu ürünlerin yapıları SEM, EDAX, FTIR ve XRD kullanılarak açıklanmıştır. Her iki elektrot bağlantısı için maliyet hesabı yapılmıştır. 10 mg/L florür başlangıç konsantrasyonu için monopolar ve bipolar bağlantılarda sırasıyla 0.38 ve 0.62 US\$  $\text{m}^{-3}$  maliyet hesabı yapılmıştır. Bu sonuçlar florür ile kontamine olmuş içme suların arıtılması için yararlı olmuştur.

Tir ve Moulai – Mostefa (2008), elektrokoagülasyon metodu kullanarak yağlı atık sulardan yağ giderilmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada yağlı atık sulardan yağı ayırmak için alüminyum elektrotlar kullanılmıştır. Birinci aşamada optimum şartlar belirlenmiştir, daha sonraki aşamada ise yağ giderme verimini belirlemek için analizler yapılmıştır. RSM(Response Surface Method) kullanıldığı bir deney düzeneği uygulanmıştır ve yağ giderimi bulanıklık ve KOİ ölçümlerine göre tahmin edilmiştir. Bulanıklık ve KOİ nin düşük bulunduğu bölge optimum bölge olarak

belirlenmiştir. Optimizasyonun bir parçası olarak işlem parametrelerinin temel etkisi incelenmiştir. Deney sonuçları 22 dk'dan az sürede ve  $25 \text{mAcm}^{-2}$  akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon ile %99 bulanıklık ve %90 KOİ giderimi yapılabildiğini göstermiştir.

Arslan (2008), Elektrokoagülasyon yöntemi ile kompleks bağlı ağır metal içerikli atık suların arıtılması üzerine bir çalışma yapmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre, çelik elektrotlarla kompleks bağlı ağır metal içeren atık sulardan elektrokoagülasyon işlemi ile etkin (% 100) metal giderimi ve % 60 oranında organik madde giderimi gerçekleştirilmiştir. Elektrokoagülasyonun söz konusu atık suların arıtımında ümit vadeden bir yöntem olduğu sonucuna varılmıştır.

Shakir ve Husein (2009), elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kurşun giderilmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışma etkili miktarda kurşun iyonu içeren batari endüstrisi atık sularının geri dönüşümü ve arıtılması için uygulanmıştır. Bu tür maddelerin arıtılması elektrokoagülasyon gibi pıhtılaştırma tekniği kullanılarak yapılabilir. Elektrokoagülasyon işlemi, anot olarak alüminyum katot olarak çelik telin kullanıldığı, 30 – 120 mg/L kurşun iyonu içeren atık suya akım yoğunluğu  $0.4 - 1.2 \text{ mA/cm}^2$ , pH 6 – 10, süre 10 – 180 dakika uygulanmıştır.  $1.2 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğunda, pH 10 da ve 120 dk sürede maksimum 120 mg/L kurşun optimum şartlarda tamamen (%100) arıtılmıştır.

Yılmaz (2009), demir ve alüminyum elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan bor giderimi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bor giderimi üzerine pH'nın, akım şiddetinin, başlangıç bor konsantrasyonunun, destek elektrolit türü ve konsantrasyonunun, karıştırma hızının ve sıcaklığın etkileri incelenmiştir. Bu parametreler arasında, elektrokoagülasyon prosesini en çok etkileyen parametre pH olmuştur. Arıtma boyunca pH'daki artış, çözünen  $\text{Al}^{+3}$  iyonlarının biraraya gelip flok oluşturmamadan çözelti ortamına geçmesine neden olmuştur. Bundan dolayı denemeler çözelti pH'sı sabit tutularak yapılmıştır. Akım şiddetinin artması ortama daha fazla koagülantın geçmesini sağladığı için giderim verimini arttırırken, başlangıç bor konsantrasyonunun artması bor giderim verimini bir miktar düşürmüştür. Bunun sebebi, çözeltideki kirletici miktarı artarken koagülant miktarının sabit kalmasıdır. Karıştırma hızı çözeltide oluşan flokların homojen dağılarak kirletici ile

temasını arttırmıştır. Sıcaklık artışı bor giderimini olumlu yönde etkilemiştir. Belirlenen optimum şartlarda, sentetik olarak hazırlanmış atık sularda bor giderimi % 95'in üzerinde olmuştur.

Şimşeker (2009), tekstil endüstrisi indigo atık sularının elektrokoagülasyon ve diğer fiziksel – kimyasal yöntemler ile arıtımı üzerine bir çalışma yapmışlardır. Çalışma materyali olarak, indigo boyama yapan bir firmadan temin edilen numuneler kullanılmıştır. Hava ve hidrojen peroksit ile sülfür oksidasyonu yapılmıştır. Hava ile katalitik oksidasyonun uygulama şartları belirlenmiştir. Sülfat çöktürmesinde etrinjit çöktürmesinin, koagülasyon da ise alümin arıtım veriminin yüksek olduğu belirlenmiştir. Elektrokoagülasyon yöntemi ise, demir elektrot kullanılarak ham atık sulara tek aşamalı olarak uygulandığında sülfat dışında bütün parametrelerin ve KOİ'nin deşarj standardı olan 200 mg/L değerini sağladığı görülmüştür. Elektrokoagülasyonun hava ile oksidasyonu gerçekleştirilerek atık sulara da uygulanmıştır.

Muftah ve ark. (2009), petrol rafineri atık sularının elektrokoagülasyon ile arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada petrol rafineri atık sularından sülfat ve KOİ giderimi için alüminyum, çelik tel ve demir olmak üzere 3 tip elektrot kullanmışlardır. Akım yoğunluğu, elektrot düzeni, elektroliz süresi, başlangıç pH'sı ve sıcaklığın etkisi farklı KOİ ve sülfat konsantrasyondaki iki atık su örneği için belirlenmiştir. Deney sonuçları her iki kirleticinin de giderilmesinde en etkisiz düzeneğin alüminyumun hem anot hem de katot olarak kullanıldığı düzenek olduğunu göstermiştir. Arıtma işleminde en etkili akım yoğunluğu ve atık suyun başlangıç bileşimi bulunmuştur. Sonuç olarak ağır kontamine olmuş petrol rafineri atık sularının ön arıtımı için elektrokoagülasyon yönteminin uygulanabilir ve güvenilir bir yöntem olduğunu belirtmiştir.

Merzouk ve ark.(2009), elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon tekniği kullanarak ağır metallerin ve bulanıklığın giderilmesi üzerine çalışmışlardır. Elektrokoagülasyon işlemi bilinen atık suların arıtılması için geliştirilmiş bir teknolojidir. Bu proses boya içeren atık sularda organik kirleticilerin arıtılmasında çok etkilidir ve oluşan çamur miktarı azdır. Bu çalışmanın amacı elektrokoagülasyon-elektroflotasyonda ile bir sentetik atık suyun arıtılmasında pH, başlangıç konsantrasyonu( $C_0$ ), işlem süresi ( $t$ ), akım yoğunluğu ( $j$ ), elektrotlar arası mesafe ( $d$ ) ve

iletkenlik gibi işlem parametrelerinin etkisini araştırmaktır. Optimum işlem şartları bir tekstil atık suyundaki bazı ağır metallerin arıtılması için uygulanmıştır. Başlangıçta EC – EF bir reaktör tipinde çeşitli akım yoğunlukları(11.55, 18.6, 35.94, 56.64, 74.07 ve 91.5mA/cm<sup>2</sup>) ve elektrotlar arası mesafe(1,2 ve 3 cm) uygulanmıştır. Elektrotlar arası mesafe 1 cm, arıtma süresi 10 dk, iletkenlik 2.1 mS/cm, başlangıç pH 7.6, akım yoğunluğu 11.55 mA/cm<sup>2</sup> olduğu zaman koagülantsız olarak 300 mg/L silika jel çözeltisinden yüksek bulanıklık giderimi (% 89.54) elde edilmiştir. Bir tekstil atık suyunda optimum şartlarda; % 86.5 askıda katı madde, % 81.56 bulanıklık,% 83 biyolojik oksijen ihtiyacı, % 68 kimyasal oksijen ihtiyacı ve % 92.5'in üzerinde renk giderimi elde edilmiştir. Bu şartlar altında EC işleminde 50 – 600 mg/L arası farklı başlangıç konsantrasyonu ve 7.5 – 7.8 arasında farklı başlangıç pH'larına sahip demir (Fe), nikel (Ni), bakır (Cu), çinko(Zn), kurşun (Pb) ve kadmiyum (Cd) gibi bazı ağır metallerin arıtılması çalışılmıştır. Elektrokoagülasyon – Elektroflotasyon kinetiği reaksiyonun çok hızlı (<15 dk) ve arıtma oranının % 95 olduğunu göstermiştir.

Vasudevan ve ark.(2009), elektrokoagülasyon yöntemi ile içme sularından demir giderimi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada anot olarak magnezyum katot olarak galvanize demir kullanılarak içme sularından elektrokoagülasyon yöntemi ile demir giderimi çalışılmıştır. Sıcaklık, pH ve akım yoğunluğuna göre deneyler yapılmıştır. Adsorbsiyon kapasitesi hem Langmuir hem de Freundlich izoterm modeli kullanılarak belirlenmiştir. pH 6 da, 0.06 Adm<sup>-2</sup> akım yoğunluğunda % 98.4 arıtma verimi elde edilmiştir. Demirin adsorbsiyonu Langmuir adsorbsiyon izotermi ile daha iyi açıklanmıştır, adsorbsiyon molekülü tek tek tabakalı kaplamalı olarak belirlenmiştir. Adsorbsiyon prosesi 2. basamak kinetik modelidir. Sıcaklık sonuçları adsorbsiyonun endotermik olduğunu ve doğada kendiliğinden gerçekleşebileceğini göstermiştir.

Malakootian ve ark. (2010), demir çubuk elektrotlar kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile içme sularından sertlik giderimi üzerine çalışmışlardır. Yüksek kalitede su talebinin artması sert ve çok sert suların yumuşatılması için modern ve ucuz teknolojilerin geliştirilmesini gerekli kılmıştır. Bu teknolojilerden bir tanesi elektrokoagülasyon (EC) prosesidir. Bu çalışmada farklı koşullarda demir çubuk elektrotlar kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile suların sertliğinin giderilmesi çalışılmıştır. Bu çalışma pilot bir tesis olarak yapılmıştır. Deney için kullanılan su

örnekleri İran'ın kuzeybatısındaki Kerman eyaletinde Anar şehri su şebekesinden alınmıştır. Kalsiyum ve toplam sertlik giderimi için pH (3,7 ve 10), elektrik potansiyeli 6, 12 ve 24 V, reaksiyon süreleri 10,20 ve 30 dakika uygulanmıştır. Maksimum sertlik giderimi pH 10, voltaj 12 V ve 60 dk reaksiyon süresinde % 98.2 olarak, kalsiyum giderimi de % 97.4 olarak elde edilmiştir. Son pH asidik pH arttıkça alkollü pH azaldıkça artmıştır. Böylece sonuçlar elektrokoagülasyon prosesi kullanarak sertlik giderimi üzerine pH, potansiyel fark ve reaksiyon süresinin direk etkisinin olduğunu göstermiştir.

Vasudevan ve ark.(2010), içme suyundan elektrokoagülasyon ile bor giderilmesinde proses parametrelerinin optimizasyonu üzerine bir çalışma yapmışlardır. Alüminyum elektrot kullanılarak bor giderimi üzerine birçok makale varken, anot materyal olarak magnezyumun kullanıldığı çok az makale vardır. Alüminyum elektrot kullanmanın dezavantajı katodik çözünmeye bağlı olarak suda kalıntı bırakmasıdır ve bu da ciddi sağlık problemlerine neden olabilmektedir. Magnezyum elektrotların böyle bir dezavantajı yoktur. Bu çalışmada anot ve katotta sırasıyla magnezyum ve çelik tel kullanılarak bor giderilmesi üzerine çalışılmıştır. Anot olarak magnezyum, katot olarak çelik tel kullanıldığında pH 7'de,  $0.2 \text{ Adm}^{-2}$  akım yoğunluğunda maksimum arıtma % 86.32 olmuştur. Bor adsorbsiyonuna langmuir adsorbsiyon izotermi uygulanmıştır ve adsorblanan molekül tek tabakalı kaplamayı desteklemiştir. Adsorblama işlemi 2. basamak kinetiği izlemiştir. Sıcaklık çalışmaları adsorbsiyonun endotermik olduğunu ve doğada kendiliğinden olabileceğini göstermiştir. Sudan bor gideriminin yapıldığı hücre çok az miktarda magnezyum hidroksit ürettiğinden su içilebilir durumda olmuştur. Laboratuvar sonuçları da bu sonuçları desteklediğinden, prosesin sağlamlığı görülmüştür.

Lakshmanan ve ark.(2010), demir (III) klorür kullanarak elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon ile arsenik giderilmesinin karşılaştırılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada As(III) ve As(V)'in elektrokoagülasyon ve  $\text{FeCl}_3$  kullanarak kimyasal koagülasyon ile giderilmesi karşılaştırılmıştır. Bu çalışmada klor üretimi ve elektrokoagülasyon esnasında As(III)'in oksidasyonu kaydedilmiştir. Sonuçlar EC esnasında pH: 6.5' de As(V)'in düzensiz olduğunu ve  $\text{Fe}^{2+}$  üretimine bağlı olarak arıtımın beklenenden yüksek olduğu görülmüştür. pH 7.5 ve 8.5'de

elektrokoagülasyonla As(V) arıtımının kimyasal koagülasyona eşit veya daha iyi olmuştur. Ancak pH 7.5 (%10 – 45) çözünabilir  $Fe^{2+}$  gözlenmesi endişe verici bir durum olmuştur. Elektrokoagülasyon ünitesinin sürekli çalışması durumunda arıtılmış suda ortamda çözünabilir  $Fe^{2+}$  olması bunu desteklemiştir.

Yavuz ve ark.(2010), petrol rafineri atık sularının elektrokimyasal metodlarla arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Petrol atık sularının arıtılması için direk ve dolaylı elektrokimyasal oksidasyon uygulamışlardır. İndirek elektrokimyasal oksidasyon için bor katkılı elmas (BDD) anot olarak, direk elektrokimyasal oksidasyon için rutenyum karıştırılmış metal oksit(Ru – MMO) elektrot olarak kullanılmıştır. Elektrofenton ve elektrokoagülasyon için de demir elektrotlar kullanılmıştır. Her bir elektrokimyasal işlem için optimum şartlardaki sonuçlar verilmiştir. Her bir elektrokimyasal metod bir diğeri ile karşılaştırılmıştır. Tam fenol ve KOİ giderimi süre uzamak şartıyla elektrokoagülasyon hariç bütün elektrokimyasal metodlarda elde edilmiştir. En etkili metod elektrofenton metodu, onu da bor katkılı elmas (BDD)’ın anot olarak kullanıldığı elektrokimyasal oksidasyon takip etmiştir. Elektrokoagülasyon petrol atık sularının arıtılması için pek etkili bulunmamıştır.

Çarıkçioğlu (2010), Elektrokoagülasyon yöntemi ile röntgen banyo atık sularından gümüşün giderilmesi ve giderilen gümüşün geri kazanılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Yapılan çalışmada, gümüşün röntgen atık sularından elektrokoagülasyon yöntemi ile giderilmesi ve bu prosese etki eden çeşitli parametreler alüminyum ve demir elektrot kullanılarak incelenmiştir. Giderim verimi üzerine başlangıç pH’sının, uygulanan akım şiddetinin ve reaksiyon zamanının etkileri araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesine etki eden en önemli parametre uygulanan akım şiddeti olurken, reaksiyon süresince atıksu pH’sındaki artış hızı çok fazla olmadığından çözünen  $Al^{+3}$  iyonlarının biraraya gelip flok oluşturma eğilimleri yüksek olmuştur. Akım şiddetinin artması ile daha fazla koagülant çözünüp ortama geçtiğinden gümüş giderim verimi artmıştır. Belirlenen optimum şartlarda, yaklaşık 5 g/L gümüş konsantrasyonuna sahip röntgen atık sularından % 99’un üzerinde gümüş giderilebilmiştir. Elektrokoagülasyon sonucunda oluşan metal hidroksit çamurunda tutulan gümüş, derişik HCl ile farklı şartlar altında çözünmesi sonucunda geri kazanılmıştır.

Saeedi ve Khalvati – Fahlyani (2011), alüminyum elektrot kullanarak gaz rafineri yağlı atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Yağlı atık sular çevre açısından en önemli atık sulardır. Bu çalışmada alüminyum elektrot kullanarak gaz rafineri yağlı atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtılması yapılmıştır. Destek elektrolit olarak sodyum sülfat( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ), destek koagülant olarak poliamonyum klorür, akım yoğunluğu, elektrotlar arası mesafenin ve başlangıç pH'sının KOİ giderimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Sonuçlar KOİ giderilme oranının akım yoğunluğu ve polialüminyum klorür miktarı arttıkça ve sodyum sülfat( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) dozu azaldıkça arttığını göstermiştir. Optimum şartlarda % 97 KOİ giderimi elde edilmiştir. Destek elektrolit olarak sodyum sülfat ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) kullanıldığı zaman enerji tüketimi  $19.48 \text{ kWh}(\text{kg COD}_{\text{removal}})^{-1}$ 'den  $11.057 \text{ kWh}(\text{kg COD}_{\text{removal}})^{-1}$ 'e azalmıştır. Gaz kromatografi analizleri de elektrokoagülasyon işlemi sırasında atık sudaki normal hidrokarbonların büyük çoğunluğunun (yaklaşık % 99) giderildiğini göstermiştir.

Vasudevan ve Lakshmi (2011), elektrokoagülasyon prosesinde sulardan kadmiyum giderilmesinde alternatif ve doğrudan akımın etkisini araştırmışlardır. Anot ve katot olarak çinko kullanmışlardır. Başlangıç kadmiyum konsantrasyonu, başlangıç pH, akım yoğunluğu ve sıcaklık gibi parametrelerin kadmiyum giderme verimi üzerine etkisini araştırmışlardır. Sonuçlar akım yoğunluğu  $0.2 \text{ A/dm}^2$ , pH 7 de çinko elektrot kullanarak alternatif ve doğru akım uygulandığında sırasıyla enerji tüketimi 0.665, 1.236  $\text{kWh/m}^3$  ve arıtma verimi %97.8, %96.9 olduğunu göstermiştir.

Akbal ve Camcı (2011), metal kaplama atık sularından elektrokoagülasyon yöntemi ile bakır, krom ve nikel arıtılması üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada bakır, nikel ve kromun metal kaplama atık sularından arıtılması elektrokoagülasyon yöntemi demir ve alüminyum elektrotların monopolar konfigürasyonu ile uygulanmıştır. Elektrot materyali, akım yoğunluğu, atık su pH'sı ve iletkenliğin arıtma performansı üzerine etkisi incelenmiştir. Farklı elektrot materyallerinin(demir, alüminyum) etkisi karşılaştırılmıştır. Fe – Al elektrot çifti ile elektrokoagülasyonun çok etkili olduğu sonucuna ulaşılmıştır. pH 3, akım yoğunluğu  $10 \text{ mA/cm}^2$ , elektrokoagülasyon süresi 20 dk'da Ni % 100, Cr % 100, Cu % 100 arıtılabilmektedir. Buna karşılık enerji ve elektrot tüketimi sırasıyla  $10.07 \text{ kWh/m}^3$ ,  $1.08 \text{ kg/m}^3$  olarak belirlenmiştir.

Özyonar ve Karagözoğlu (2012), içme sularından elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon ile bulanıklığın giderilmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Demir ve alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon prosesinde elektrotlar monopolar paralel bağlanmıştır. Elektrot türü, başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin bulanıklık giderimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Her iki elektrot materyali için optimum işletme koşulları başlangıç pH 7.9, akım yoğunluğu  $10 \text{ A/m}^2$  ve elektroliz süresi 3 dakika olarak bulunmuştur. Bu şartlarda, bulanıklık giderme verimleri ve işletme maliyetleri alüminyum ve demir elektrotları için sırasıyla % 99, % 96,  $0.0234 \text{ \$/m}^3$  ve  $0.0247 \text{ \$/m}^3$ 'tür. Kimyasal koagülasyon yönteminde ise koagülan madde türü, başlangıç pH ve koagülan dozajı incelenerek; proseslerin doğrudan maliyetleri hesaplanarak karşılaştırılmıştır. Koagülan olarak  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  kullanılmıştır. Optimum koşullar tüm koagülan maddeler için başlangıç pH 7,9 ve koagülan dozu  $20 \text{ mgMe}^+/\text{L}$  olarak bulunmuştur. Bu koşullardaki bulanıklık giderme verimleri ve işletme maliyetleri sırasıyla; %94.5, %93.9, %95.3 ve  $0.0987 \text{ \$/m}^3$ ,  $0.0397 \text{ \$/m}^3$ ,  $0.0328 \text{ \$/m}^3$  olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak; elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık gideriminin kimyasal koagülasyon yöntemine göre daha yüksek olduğu ve kimyasal koagülasyona göre daha ekonomik bir proses olduğu belirlenmiştir.

Dönmez (2011), farklı yöntemler kullanarak içme suyundan arsenik giderimi üzerine bir çalışma yapmıştır. Çalışma sonunda, As (V) ve As (III)'ün içme suyundan giderilmesinde kullanılan koagülasyon, elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon yöntemlerinin uygulanabilir yöntemler olduğu görülmüştür. Koagülasyon ve elektrokoagülasyon proseslerinin As (V) gideriminde, adsorpsiyon prosesinin ise As (III) gideriminde daha etkin olduğu belirlenmiştir. As (V) ve As(III) giderim sonuçları karşılaştırıldığında, kullanılan her iki elektrot çeşidinin de (demir, alüminyum) arsenik giderimi için uygun olduğu görülmüş, fakat demir elektrotlarla yapılan deneylerde daha iyi giderim verimi elde edilmiştir.

Uçar (2011), içme sularından elektrokoagülasyon ve filtrasyonla arsenik giderimi üzerine bir çalışma yapmıştır. Bu çalışma sonucuna göre, arsenik giderim verimine başlangıç arsenik konsantrasyonu ve elektrot yüzey alanının önemli bir etkisi olmazken; akım ve temas süresi değişiminin, elektrokoagülasyonun performans

kontrolü ve optimizasyonu için önemli olduğu görülmüştür. Doğal arsenik kirliliğine sahip İzmir –Sasalı yeraltı suyu incelendiğinde ve arsenatla kirletilmiş sentetik çözeltilerle kıyaslandığında; As(III)'nin As(V)'e oksidasyonu sebebiyle arsenattan daha yavaş arsenik giderimi gözlemlenmiştir. Elektrolit olarak ortama tuz eklenmesi, oluşan flokların daha büyük ve yoğun olmasını sağlamıştır. Ortamda kalan arsenik ve elektrottan çözeltiye geçen demir miktarı ICP – OES ile belirlenmiştir. Elektrokoagülasyon yönteminde % 99 arsenik giderimi yapılmıştır.

Kandemir (2011), Peynir altı suyunun elektrokoagülasyon ile arıtılması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışma için özgün iki elektrokoagülasyon reaktörü tasarlanmıştır. İki farklı boyuttaki demir reaktörler kullanılarak, reaktör performansı hem kesikli hem de sürekli işletim sistemlerinde uygulanmıştır. Bu çalışmada, kesikli elektrokoagülasyon reaktöründe akım yoğunluğu, pH, destek elektrolit tipi, destek elektrolit derişimi, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> derişimi, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ekleme şekli, polielektrolit ve sürenin etkileri; sürekli elektrokoagülasyon reaktöründe ise deney tasarımı yapılarak akım yoğunluğu, pH, akış hızı ve H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> etkisinin KOİ giderimi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar, yüzey cevap yöntem modeli çalıştırılarak değerlendirilmiştir. Peynir altı suyu elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılarak 15500 mg/L başlangıç KOİ konsantrasyonundan kesikli işletim sistemi ile 1408 mg/L'ye; sürekli işletim sistemi ile de 1760 mg/L KOİ derişimine düşürülerek sırası ile % 90.92 ve % 89.65 giderim verimi elde edilmiştir.

Mansour ve Hasieb (2012), alternatif akım kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile içme suyundan nikel arıtılması üzerine çalışmışlardır. Doğrusal akımın dezavantajını azaltmak ve anot ve katot arasında akım transferini kolaylaştırmak için alternatif akım kullanılmıştır. Elektrotlardan üretilen Al iyonları Ni(II) iyonları ile suda floklar oluşturarak çökmüştür. Elektrokoagülasyon verimliliğini etkileyen faktörlerin nikel (II) başlangıç konsantrasyonu, uygulanan akım yoğunluğu ve elektrotlar arası mesafe olduğunu belirtmişlerdir. Elektrokoagülasyondaki güç tüketimi akım yoğunluğu, elektrot boşluğu çözeltideki elektrolit konsantrasyonu arttıkça artmıştır ve araştırma sonucunda % 86.80 ve % 99.50 arasında metal giderimi elde edilmiştir.

Yılmaz ve ark.(2012), elektrokoagülasyon ile kadmiyum giderilmesi ve maliyet hesabı üzerine bir çalışma yapmışlardır. Çalışmada pH, akım yoğunluğu ve destek

elektrolit konsantrasyonu gibi parametrelerin elektrokoagülasyon yöntemine etkisi araştırılmıştır. 250 mg/L  $\text{Cd}^{2+}$  konsantrasyonu, 150 rpm karıştırma hızı ve 293 K sıcaklık da optimum pH belirlenmiştir. En yüksek  $\text{Cd}^{2+}$  arıtımı pH 6'da elde edilmiştir.. Akım yoğunluğu arttıkça  $\text{Cd}^{2+}$  giderimi artmıştır. 250 mg/L başlangıç konsantrasyonunda, 30 dk reaksiyon süresinde akım yoğunluğu 0.25, 0.50, 1.00 ve 1.50 mA/cm<sup>2</sup> için sırasıyla %58, %85, %95 ve %99 arıtım bulunmuştur. Akım yoğunluğu arttıkça önemli miktarda enerji tüketimi de artmıştır. 30 dk reaksiyon süresinde 0.25 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu için enerji tüketimi 0.363 kWh/m<sup>3</sup>, pH 6'da 1.575, 3.85 ve 7.51 kWh/m<sup>3</sup> enerji tüketimi için akım yoğunluğu sırasıyla 0.50, 1.00 ve 1.50 mA/cm<sup>2</sup> olmuştur. Destek elektrolit konsantrasyonu giderim verimini negatif etkilemiştir. Destek elektrolit konsantrasyonu arttıkça, arıtma verimi azalmış ve enerji tüketimi artmıştır. Sonuç olarak; pH'nın 6,  $\text{Cd}^{2+}$  konsantrasyonunun 250 mg/L, karıştırma hızının 150 rpm, sıcaklığın 293 K ve akım yoğunluğunun 1.50mA/cm<sup>2</sup> olduğu şartlarda sıvı bir çözeltiden %99 oranında  $\text{Cd}^{2+}$  iyonları giderilmiştir.

Mansour ve ark.(2013), alternatif akım kullanarak elektrokoagülasyon tekniği ile içme suyundan kadmiyum giderimi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Ağır metal içeren endüstriyel ürünlerin dışarıya verilmesi sağlık çalışanları ve çevresel faktörler(su, hava ve toprak) için çok tehlikelidir. Bu nedenle bu bileşiklerin giderilmesi gereklidir. Bu çalışmada alüminyum elektrot anot olarak kullanılarak sentetik atık sulardan kadmiyum giderilmesi çalışılmıştır. Elektrotlar bipolar olarak bağlanmış ve alternatif akım uygulanmıştır. Akım yoğunluğu, başlangıç metal konsantrasyonu, elektroliz süresi, elektrotlar arası mesafe, çözelti pH değişimi ve uygulanan potansiyel gibi çeşitli proses parametrelerinin arıtma verimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Başlangıç pH'sı 8.9'da, Cd(II) başlangıç konsantrasyonu 1 mg/L, süre 200 dakika, elektrik potansiyeli 70 V ve akım yoğunluğun 0.04 A m<sup>-2</sup> olacak şekilde alüminyum elektrot kullanılarak en iyi arıtma verimi% 98.2 olarak elde edilmiştir. Kadmiyum başlangıç konsantrasyonu arttıkça arıtma verimi azalmıştır. Sonuçlar, çeşitli uygulanan gerilimlerde kadmiyum arıtılma kinetiği iyi korelasyon katsayısı ( $R^2 = 0.99$ ) ile 2. basamak kinetik modelini desteklemiştir. Bu çalışmada elde edilen verimlilik düşünüldüğünde, bu şartlar altında çalışılabileceğini ispatlamışlardır. Alternatif akım uygulanarak kadmiyumun arıtılabileceğini desteklemişlerdir.

Solak (2013), Kesikli ve sürekli elektrokoagülasyon prosesleri ile atık sulardan fosfat giderimi ve prosesin optimizasyonu üzerine bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, Al (Alüminyum) ve Fe (Demir) elektrotlar kullanılarak sulu çözeltilerden, kesikli şartlarda işletilen elektrokoagülasyon model reaktörü ile ortofosfat, pirofosfat ve metafosfat giderimi yapılmıştır. Proses üzerinde pH, akım yoğunluğu ve başlangıç fosfat konsantrasyonu gibi işletme parametrelerinin etkisi araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, Al elektrodun kullanıldığı elektrokoagülasyon model reaktöründe ortofosfat, pirofosfat ve metafosfat giderim veriminin en yüksek olduğu şartlar altında optimum başlangıç pH değerleri sırasıyla, 6.71, 6.96, 6.69 olarak, optimum akım yoğunlukları sırasıyla, 33.20, 36.51, 30.02 A/m<sup>2</sup> olarak, optimum fosfat konsantrasyonu değerleri ise tüm fosfat türleri için 5.0 mg/L olarak tespit edilmiştir. Fe elektrot ile yapılan denemelerde ise, en yüksek ortofosfat, pirofosfat ve metafosfat giderim verimi için optimum değerler pH için sırasıyla, 3.49, 3.00, 3.00 olarak; akım yoğunluğu için sırasıyla, 50.00, 50.00, 48.72 A/m<sup>2</sup> olarak, fosfat konsantrasyonu için ortofosfat ve pirofosfat için 5.0 mg/L, metafosfat için 11.48 mg/L olarak tespit edilmiştir. Arıtım mekanizmalarını belirlemek için SEM, EDS ve XRF analizleri yapılmıştır.

Yan ve ark. (2014), yaptıkları çalışmada petrol rafineri atık suyuna Fe ve havanın ayrı ayrı veya eş zamanlı geleneksel iki boyutlu bir reaktörden geçtiği farklı bir elektrokimyasal proses uygulamıştır. Fe partikülünün ve havanın elektrokimyasal prosesler üzerine etkisi ve prosesin reaksiyon mekanizması KOİ giderilme sonuçları ve ani akım verimlilikleri karşılaştırılarak belirlenmiştir. Deney sonuçları pH 3’de, demir ve havanın aynı anda sisteme verildiğinde KOİ giderimi % 89.91 NH<sub>3</sub>-N giderimi % 99.47 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçları UV spektrumu ve GC – MS analizleri desteklemiştir. Bütün sonuçlar Fe partikül, hava, pH 3’de petrol rafineri atık sularının en etkili arıtıldığını desteklemiştir.

Esmailirad ve ark. (2015), elektrokoagülasyon ile arıtılmış üretim suyu üzerine ardışık yumuşaklaştırmanın etkisi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Elektrokoagülasyon yıllardır hem sulardan hem de atık sulardan bazı metallerin ve katıların giderilmesinde kullanılmıştır. Buna ek olarak sulardan sertliği gidermek için kimyasal yumuşatma işlemi yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu çalışma petrol ve gaz üretim sahalarında çıkan üretim suyunun elektrokoagülasyon ile arıtılması ve yumuşatılarak arıtılması

üzerine yapılmıştır. Tatlı su çok maliyetli olduğundan ve aynı zamanda petrol üretim işlemlerinde sondaj ve eliminasyon işlemlerinde çok fazla su çıktığından EC petrol sahalarındaki üretim suyunu arıtmak için kullanılan bir teknolojidir. Yumuşatma işleminde pH 9.5' ten 10.2'ye yükseltilmiş ve sonra elektrokoagülasyon işlemi uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon önce uygulandığı zaman yumuşama 1 aydan daha eski olan kuyu örneklerinde bulanıklığın giderilmesinde (% 88 yerine % 99) daha etkili olmuştur. Toplam organik karbon, sertlik, Ba, Sr ve B giderilmesinde koagülasyon işlemi öncesi katıların oluşumuna bağlı olarak EC öncesi yumuşatma işlemi etkili olmuştur.



### 3. MATERİYAL VE METOT

#### 3.1. Materyal

##### 3.1.1. Çalışma Alanı

Diyarbakır, Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nin orta kısmında, doğuda Batman ve Muş, batıda Şanlıurfa, Adıyaman, Malatya, kuzeyde Elazığ ve Bingöl, güneyde ise Mardin ili ile komşudur. Diyarbakır Güneydoğu Anadolu Bölgesinde, 37 derece 30 dakika ve 38 derece 43 dakika kuzey enlemleriyle, 40 derece 37 dakika ve 41 derece 20 dakika doğu boylamları arasında yer almaktadır. Yüz ölçümü  $15.355 \text{ km}^2$ 'dir (Öztürk ve Çelik 2008).

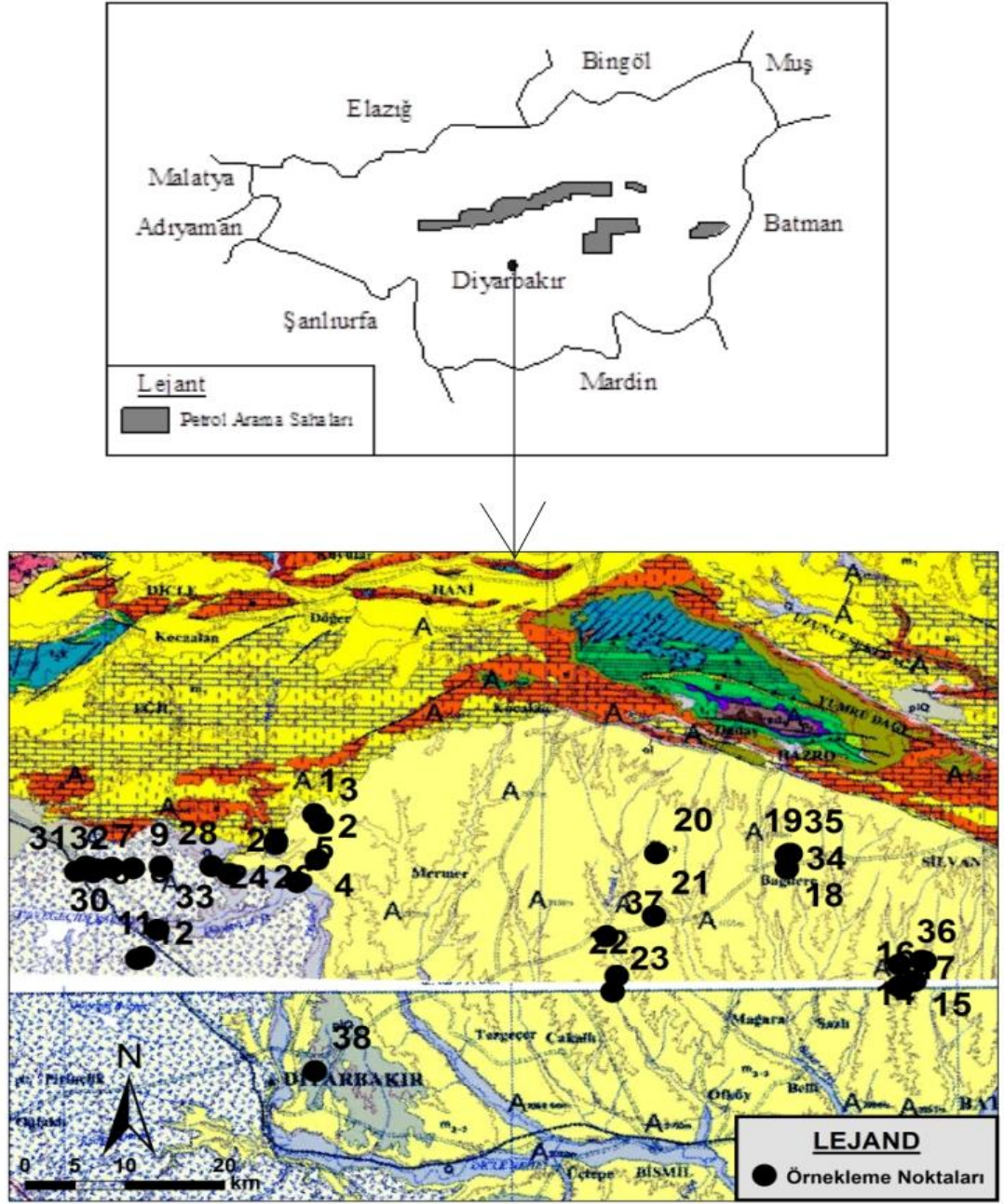
Bölgenin yerüstü su potansiyeli, Dicle Havzasından  $6520 \text{ hm}^3$ , Fırat Havzasından  $385 \text{ hm}^3$  olmak üzere  $6905 \text{ hm}^3$ , yeraltı suyu potansiyeli olarak ta  $350 \text{ hm}^3$  olmak üzere toplam  $7255 \text{ hm}^3$ 'tür. Toplam su akışı da Dicle Nehrinden  $7128 \text{ hm}^3$ , Sinek Çayı akışından  $200 \text{ hm}^3$  olmak üzere toplam akışa geçen su miktarı  $7328 \text{ hm}^3$ 'tür(Öztürk ve Çelik 2008).

Diyarbakır ilindeki petrol arama ve çıkarma faaliyetlerinin yoğun bir şekilde yapıldığı Beyazçeşme, G.Hazro, G.Kayaköy, G.Kırtepe, Güney Kurkan, Güney Sarık, G.Sarıcak, G.Şahaban, Kartaltepe, Kastel, Kayayolu(Derdere), Kayayolu(Hazro-F4), Sarıcak, Yeniköy(Derdere), Yeniköy(Sabunsuyu), Mehmetdere, Beysu, Beykan, Kurkan, Karacan sahaları ve bu sahaların çevresi çalışma alanını oluşturur.

##### 3.1.2. Su Numunelerinin Alınması ve Analize Hazırlanması

Çalışma kapsamında Diyarbakır ilindeki petrol sahaları çevresindeki içme suyu, sulama suyu, göl, baraj, dere vb. su kaynaklarından alınan numuneler kullanılmıştır. Örneklemeye yapılan noktaların koordinatları GPS cihazı ile belirlenmiş ve su numunesi alınan noktaların araştırma alanı üzerindeki dağılımı Şekil 3.1.'de gösterilmiştir.

### 3. MATERYAL VE METOT



Şekil 3.1. Petrol Sahalarının Yakınındaki Su Numunesi Alınan Noktalar

14 – 16 Aralık 2012 tarihlerinde (Kış) 23 adet, 07 – 09 Mayıs 2013 tarihlerinde (İlkbahar) 30 adet, 29 – 01 Ağustos tarihlerinde (Yaz) 31 adet, 14 – 17 Ekim 2013 tarihinde (Sonbahar) 29 adet olmak üzere Şekil 3.1.’deki haritada gösterilmiş 43 noktadan mevsimsel olarak su numuneleri alınmıştır. Numunelerin pH, EC ve çözünmüş oksijen analizleri yerinde ölçülmüştür. Anyon, katyon vb kalite analizlerinin yapılması için alınan su numuneleri 1 L’ lik polipropilen şişelere konularak laboratuvara

getirilmiştir. Yapılacak her analiz için ayrı numuneler alınmış ve analizlere göre numunelere koruma şartları uygulanmıştır. Potansiyel toksik element analizleri yapılacak numunelere sudaki organizmaların mikrobiyal faaliyetlerini yavaşlatarak muhtemel kimyasal reaksiyon başlatmalarını engellemek amacıyla  $\text{HNO}_3$  ilave edilerek, KOİ ve yağ gres analizi yapılacak numunelere de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  eklenerek  $\text{pH} \leq 2$ 'ye düşürülmüş ve analizler tamamlanıncaya kadar  $+4\text{ }^\circ\text{C}$ 'da buzdolabında saklanmıştır. Ayrıca araştırma sahasındaki noktalardan 16 – 17 Haziran 2014 tarihlerinde PAH analizleri yapılmak üzere su numuneleri alınmış ve alınan örnekler analiz yapılınca kadar (24 saat)  $+4\text{ }^\circ\text{C}$ 'da karanlık ortamda saklanmıştır (TSE 1997).

### 3. MATERYAL VE METOT

---



Şekil 3.2. Diyarbakır Petrol Sahaları Çevresinden Su Numunelerinin Alındığı Noktalardan Görüntüler

### 3.1.3. Laboatuvar Analizlerinde Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar

Tüm reaktif ve çözeltiler 10 µS/cm elektriksel iletkenliğe sahip deiyonize su ile hazırlanmıştır. Katyon ve ağır metal analizlerinde ön hazırlık ve ekstraksiyon işlemlerinde kullanılmak üzere Nitrik asit(Merck), Sülfürik asit(Merck), Hidroklorik asit(Merck), Sodyum hidroksit(Merck), Potasyum permanganat(Merck), Potasyum klorür(Merck), Askorbik asit(Sigma Aldrich), Sodyum borahidrür(Sigma Aldrich) vb kimyasallar temin edilmiştir. ICP –OES(Perkin Elmer 7000) cihaz kalibrasyonu ICP standartları(Na, K, Ca, Mg, Ba, Li, Fe, Cu, Zn, Mn, Ar, Se, Hg, Ni, Cd, Pb, Al, Co, Cr, B, P) (1000 mg/L, Merck) ile yapıldıktan sonra bütün bu elementlerin konsantrasyonları ICP – OES(Perkin Elmer 7000) cihazı ile belirlenmiştir.

PAH analizlerinde kullanılmak üzere PAH standartları (Fluoranthene, Benzo[a]anthracene, Benzo [b] fluoranthene, Benzo [k] fluoranthene, Benzo [a] pyrene, Phenanthrene, Anthracene, Chrysene, Benzo [e] pyrene, Dibenzo [a,h] anthracene, Benzo [g,h,i] perylene) (Sigma Aldrich), Asetonitril(Merck), Nitrik asit(Merck), SPE kartuş(Teknokroma Finisterre model SPE C18, 500mg/6mL) temin edilmiştir. Zenginleştirme işlemi için vakum manifoldu(12’li Agilent marka) kullanılmıştır. HPLC – Floresans(Shimadzu Nexera model UFLC) cihazında Fluorescence detector(Shimadzu RF – 20AXS) kullanılarak PAH miktarları belirlenmiştir.

Elektrokoagülasyon işleminde kurşun analizleri için; % 99.5 saflıkta Kurşun(II) Nitrat  $Pb(NO_3)_2$ (Merck), laboratuvar ortamında suni olarak hazırlanmış belirli kurşun konsantrasyonuna sahip stok çözeltiler (100 mg/L) ve bu çözeltilerin seyreltilmesi sonucu elde edilen çözeltiler kullanılmıştır. Kadmiyum analizleri için % 99 saflıkta Kadmiyum Nitrat Tetrahidrat  $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$  (Sigma-Aldrich) ana kimyasal olarak kullanılmış, stok çözelti hazırlanmış (Cd 100 mg/L) ve bu çözeltinin seyreltilmesi ile gerekli diğer kadmiyum çözeltileri hazırlanmıştır. Alüminyum analizleri için stok çözelti olarak Merck marka 1000 mg/L Al çözeltisi, demir analizleri için Merck marka 1000 mg/L Fe çözeltisi kullanılmıştır. pH ayarlamaları sülfürik asit ( $H_2SO_4$ ) ve sodyum hidroksit (NaOH) kullanılarak yapılmıştır. Ayrıca Taramalı Elektron Mikroskobu(SEM, FEI Quanta 250 FEG) kullanılarak elektrot yüzeylerindeki kurşun ve kadmiyum belirlenmiş, EDAX analizi (EDAX – EDX - Dedektör) yapılarak miktar tayini yapılmıştır.

#### 3.2. Metot

Laboratuvar çalışması 3 aşamada yürütülmüştür.

- a) Su numunelerinin kalitesinin belirlenmesi için; pH, EC, çözülmüş oksijen, anyon, katyon, ağır metal, PAH vb analizlerin yapılması
- b) Elektrokoagülasyon yöntemi ile suni olarak kirletilmiş sulardan ağır metallerin arıtılması ve optimizasyonu
- c) Araştırma sahasından alınan su numunelerinin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

##### 3.2.1. Su Numunelerinde Yapılan Kalite Analiz Metotları

###### 3.2.1.1. pH Analizi

Numunelerde pH analizi 0.01 duyarlılığa sahip WTW marka (inoLab DS –Multi 9420) pH metre cihazı kullanılarak yapılmıştır (APHA-AWWA-WEF 1999). Elektrokoagülasyon deneylerinde pH ölçümleri aynı pH metre kullanılarak yapılmıştır.

###### 3.2.1.2. Elektriksel İletkenlik (EC)

Numunelerin elektriksel iletkenlik (EC) değeri,  $\mu\text{S/cm}$  olarak 0.01 duyarlılığa sahip WTW marka (inoLab DS–Multi 9420) elektrokonduktivite cihazında belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

###### 3.2.1.3. Sodyum Adsorbsiyon Oranı (SAR)

Sodyum adsorbsiyon oranı (SAR)=  $\text{Na}^+ / [(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})/2]^{1/2}$  şeklinde hesaplanarak belirlenmiştir.

###### 3.2.1.4. Bakiye Sodyum Karbonat (RSC)

Bakiye sodyum karbonat (RSC (me/L) =  $[\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}] - [\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}]$ ) şeklinde hesaplanarak belirlenmiştir.

###### 3.2.1.5. Sertlik

Sertlik ( $\text{CaCO}_3$ , mg/L) =  $2.497 [\text{Ca}^{++}, \text{mg/L}] + 4.118 [\text{Mg}^{++}, \text{mg/L}]$  şeklinde hesaplanarak belirlenmiştir.

### 3.2.1.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi

Su numunelerinde KOİ analizi 0.1 N standart amonyum demir sülfat çözeltisi kullanılarak titrimetrik olarak belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

### 3.2.1.7. Çözünmüş Oksijen Analizi

Numunelerin çözünmüş oksijen (ÇO) değeri, mg/L olarak WTW marka (inoLab DS –Multi 9420) cihazı kullanılarak belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

### 3.2.1.8. Yağ ve Gres Analizleri

Su numunelerinde yağ ve gres analizi hekzan ile ekstraksiyon yöntemi kullanılarak belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

### 3.2.1.9. Polisiklik Aromatik Hidrokarbon(PAH) Analizi

Numuneler aşağıda belirtilen metoda göre analize hazırlanmıştır.

- 250 mL atık su SPE (Katı faz ekstraksiyon) kartuşlarıyla(Teknokroma Finisterre model SPE C18; 500mg/6mL) zenginleştirilerek PAH analizleri yapılmıştır. Zenginleştirme işleminde, kartuşlar Agilent marka 12'li vakum manifoldu kullanılarak işleme tabi tutulmuştur.

**Çizelge 3.1.** Çalışmalarda Kullanılan Çözelti Konsant. ve Cihaz Kalibrasyonları

| PAH                    | Kalibrasyon Konsantrasyonları (ng/L) | R <sup>2</sup> | Denklem              |
|------------------------|--------------------------------------|----------------|----------------------|
| Floranten              | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9999         | y= 152,221*x+1887,53 |
| Benzo [a] antrasen     | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9998         | y=750,411*x+22142,9  |
| Benzo [b] floranten    | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9997         | y= 620,921*x+36370,1 |
| Benzo [k] floranten    | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9999         | y= 3109,27*x+114543  |
| Benzo [a] piren        | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9996         | y=2407,09*x+171898   |
| Dibenzo [a,h] antrasen | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9999         | y= 771,496*x+47297,6 |
| Benzo [g,h,i] perilen  | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9999         | y= 1352,47*x+53721,0 |
| Fenantren              | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9998         | y= 644,405*x+16058,6 |
| Antrasen               | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9999         | y=2837,14*x+15048,6  |
| Krisen                 | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9998         | y= 1533,84*x+117426  |
| Benzo [e] piren        | 25 – 50 – 100 – 200 – 500 – 1000     | 0.9992         | y= 359,373*x+51134,0 |

- Önce SPE kartuşları şartlandırılmıştır (Önce 4 mL asetonitril, ardından 4 ml ultrasaf su geçirilmiştir). Ardından 250 ml atık su kartuştan geçirilmiştir. Sonra 1.5 mL asetonitril ile elüe edilmiştir ve UFLC (Shimadzu Nexera model)'e enjekte edilmiştir. Shimadzu RF – 20AXS Fluorescence detector kullanılarak en toksik ve kanserojen olan fenantren (Phe), antrasen (Ant), floranten (Flu),

### 3. MATERYAL VE METOT

benzo[a]piren (BaP), benzo[a]antrasen (BaA), benzo[b]floranten (BbF), benzo[k]floranten (BkF), krisen (Chy), benzo[e]piren (BeP), dibenzo[a,h]antrasen (DahA), benzo[g,h,i]perilen (BghiP) olmak üzere 11 adet PAH analizi yapılmıştır (APHA – AWWA – WEF 1999).

**Çizelge 3.2.** Kromatografik Şartlar ve Fluorescence Dedektör Parametreleri

| Alıkonma Zamanı(RT) | $\lambda_{exc}$ | $\lambda_{em}$ | Gain | PAHs                   |
|---------------------|-----------------|----------------|------|------------------------|
| 6.175               | 290             | 430            | 16   | Floranten              |
| 9.654               | 290             | 430            | 16   | Benzo [a] antrasen     |
| 12.788              | 290             | 430            | 16   | Benzo [b] floranten    |
| 14.360              | 290             | 430            | 16   | Benzo [k] floranten    |
| 15.727              | 290             | 430            | 16   | Benzo [a] piren        |
| 20.100              | 290             | 430            | 16   | Dibenzo [a,h] antrasen |
| 21.299              | 290             | 430            | 16   | Benzo [g,h,i] perilen  |
| 4.172               | 250             | 380            | 16   | Fenantren              |
| 5.002               | 250             | 380            | 16   | Antrasen               |
| 10.254              | 250             | 380            | 16   | Krisen                 |
| 12.158              | 250             | 380            | 16   | Benzo [e] piren        |

#### 3.2.1.10. Katyon Analizleri

Numunelerde kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum, baryum, demir, mangan, çinko, bakır, kadmiyum, nikel, krom, kobalt, alüminyum, arsenik, kurşun, civa, selenyum konsantrasyonları mg/L ve µg/L olarak ICP – OES (Perkin Elmer 7000) cihazı kullanılarak belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

**Çizelge 3.3.** Çalışmalarda Kullanılan Çözelti Konsantrasyonları ve Cihaz Kalibrasyonları

| Kasyon ve Anyonlar | Kalibrasyon Konsantrasyonları      | R <sup>2</sup> | Denklem        |
|--------------------|------------------------------------|----------------|----------------|
| Kalsiyum*          | 0 – 10 – 25 – 50 – 75 – 100        | 0.9999         | y=32.587x      |
| Magnezyum*         | 0 – 1 – 5 – 10 – 25 – 50           | 0.9999         | y=11580x       |
| Sodyum*            | 0 – 10 – 25 – 50 – 75 – 100        | 0.9999         | y=55.131x      |
| Potasyum*          | 0 – 1 – 5 – 10 – 25 – 50           | 0.9999         | y=713.4x       |
| Baryum*            | 0 – 1 – 5 – 10                     | 0.9999         | y=1e+07x-30330 |
| Demir**            | 0 – 50 – 100 – 250 – 500 – 1000    | 0.9998         | y=5.653x       |
| Mangan**           | 0 – 25 – 50 – 100 – 250 – 500      | 0.9999         | y=136.18x      |
| Çinko**            | 0 – 10 – 25 – 50 – 100 – 250 – 500 | 0.9998         | y=1.4183x      |
| Bakır**            | 0 – 5 – 10 – 25 – 50 – 100         | 0.9999         | y=3.643x       |
| Kadmiyum**         | 0 – 1 – 2.5 – 5 – 10               | 0.9999         | y=2446.8x      |
| Nikel**            | 0 – 1 – 5 – 10 – 25 – 50 – 100     | 0.9999         | y=934.16x      |
| Krom**             | 0 – 5 – 10 – 25 – 50 – 100         | 0.9999         | y=2.592x       |
| Kobalt**           | 0 – 1 – 2.5 – 5 – 7.5 – 10         | 0.9999         | y=1068.6x      |
| Alüminyum**        | 0 – 50 – 100 – 250 – 500 – 1000    | 0.9998         | y=0.2485x      |
| Arsenik**          | 0 – 5 – 10 – 30 – 50 – 100         | 0.9999         | y=78.364x      |
| Kurşun**           | 0 – 1 – 5 – 10 – 25 – 50 – 100     | 0.9999         | y=1660x        |
| Cıva**             | 0 – 5 – 10 – 30 – 50 – 100         | 0.9999         | y=193.94x      |
| Selenyum**         | 0 – 5 – 10 – 30 – 50 – 100         | 0.9999         | y=26.592x      |
| Fosfor**           | 0 – 50 – 100 – 250 – 500 – 1000    | 0.9999         | y=0.0515x      |
| Bor**              | 0 – 10 – 25 – 50 – 100 – 250       | 0.9999         | y=12.242x      |

\*=mg/L; \*\*=µg/L

### 3.2.1.11. Anyon Analizleri

Klor(Cl<sup>-</sup>); ayarlı 0.005 N AgNO<sub>3</sub> çözeltisi ile titre edilerek; bikarbonat(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ve karbonat(CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) fenolftaleyn ve metil oranj indikatörleri varlığında ayarlı 0.01 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi kullanılarak titrimetrik yöntemle; bor ve fosfor konsantrasyonları ICP – OES (Perkin Elmer7000) cihazı kullanılarak belirlenmiştir (APHA-AWWA-WEF 1999).

### 3.2.2. Tespit Edilen Kirletici Katyonların Elektrokoagülasyon Metodu ile Arıtılması

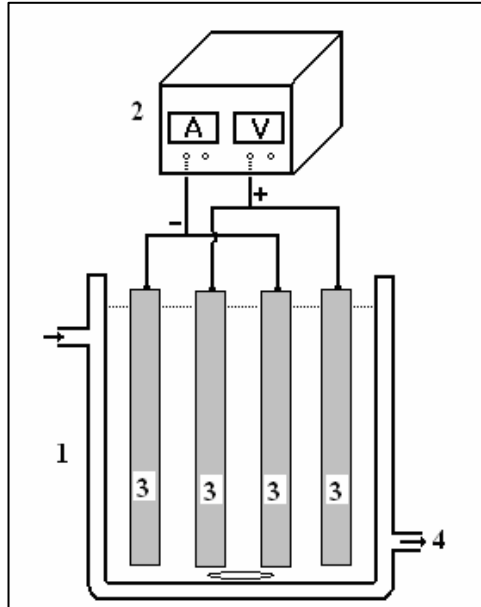
#### 3.2.2.1. Arıtmanın Yapıldığı Düzenek

- Suni olarak hazırlanmış kurşun ve kadmiyum çözeltilerinden arıtım denemelerinde 1200 ml’lik fiberglastan yapılmış ceketli bir reaktör ve alüminyum ve demir elektrotlar (piyasadan temin edilen plaka şeklindeki

### 3. MATERYAL VE METOT

elektrotların saflığı >%98) (Kalınlığı 0.7 mm olan 2 adet anot, 2 adet katot elektrot) kullanılmıştır.

- b) Her deney öncesi Fe ve Al elektrotlar % 13.12'lik HCl (100 ml) ve % 28'lik hekzametilen tetraamin( $\text{CH}_2)_6\text{N}_4$  (200 mL) çözeltilerinin karıştırılmasıyla elde edilen yıkama çözeltisine daldırılarak 1 dakika bekletilmiştir. Temizleme çözeltisinden çıkarılan elektrotlar saf su ile iyice yıkanarak kurutulmuştur.
- c) EC reaktörüne bağlantı şekli göz önüne alınarak elektrotlar yerleştirilmiştir.
- d) Tüm denemelerde kullanılan elektrotların suya batan kısımlarının ebatları ise 66x71x0.7 mm olup 95.638 cm<sup>2</sup> yüzey alanına sahiptir ve elektrotlar arası mesafe 1 cm'dir.
- e) Denemeler esnasında reaktöre istenilen reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli olan elektrik akımını sağlaması için akım ve voltaj kontrollü dijital (Yıldırım Y – 0012 marka 0 – 30 V gerilim ve 0 – 6 A akım ayarlı) doğru akım güç kaynağı kullanılmıştır. Karıştırma hızının kontrolü için dijital manyetik karıştırıcı (Gallenkamp Magnetic Stirrer Rugulator Hot Plate) kullanılmıştır. Denemeler boyunca reaksiyon sıcaklığının kontrolü için JSR JSIB – 1IT marka bir sıcaklık sirkülatörü kullanılmıştır. Denemelerin gerçekleştirildiği düzenek Şekil 3.3.'de gösterilmiştir.



1=EC Reaktör; 2= DC Güç Kaynağı; 3= Elektrotlar; 4= Sabit Sıcaklık Sirkülatörü

**Şekil 3.3.** Elektrokoagülasyonun Yapıldığı Düzenek

- f) Suni olarak hazırlanmış kurşun ve kadmiyum çözeltilerinden kurşun ve kadmiyum giderimi denemeleri oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Çalışmalarda kullanılan çözeltinin deney öncesi ve sonrasında pH, iletkenlik ölçümleri yapılmıştır.
- g) Elektrokoagülasyon için suni olarak hazırlanmış çözeltilerden kurşun ve kadmiyum giderimi denemelerinde reaktöre pH'sı ayarlanmış 1000 ml çözelti konulmuştur.
- h) Daha sonra tüm denemelerde elektrotlar reaktöre konulduktan sonra elektrik güç kaynağından proseste uygulanacak akım (Amper) ve voltaj (Volt) ayarlanmıştır.
- i) Reaktörde karışım bir manyetik karıştırıcı ile yapılmış olup, karıştırıcıdan karıştırma hızı ayarlanmıştır.
- j) Son kontroller yapılarak elektrik güç kaynağına elektrotlar bağlanarak çalışmaya başlanmıştır.
- k) Belirli zaman aralıkları ile reaktörden alınan örnekler filtre edilerek kurşun ve kadmiyum analizine hazırlanmıştır.
- l) Filtre edilen ve reaktörden belirli zaman aralıkları ile alınan örneklerde pH (WTW marka inoLab DS – Multi 9420 model pH metre) ve iletkenlik (WTW model iletkenlik ölçer) ölçülmüştür.
- m) Elektrokoagülasyon işlemi öncesi ve sonrası alınan numunelerde ICP – OES(Perkin Elmer 7000) cihazı kullanılarak kurşun ve kadmiyum analizleri yapılmıştır.
- n) Elektrokoagülasyon işlemi öncesi ve sonrası alınan numunelerde ICP – OES (Perkin Elmer 7000) cihazı kullanılarak elektrotlardan demir ve alüminyum geçişini gözlemlemek için ortama geçen demir ve alüminyum miktarı belirlenmiştir.

### 3. MATERYAL VE METOT

**Çizelge 3.4.** EC Prosesinde Kullanılan Sistemin Özellikleri

| Parametre                                     | Özellikler   |
|-----------------------------------------------|--------------|
| EC Reaktör Hacmi (L)                          | 1.2          |
| Reaktörde Kullanılan Su Miktarı (L)           | 1            |
| Reaktör Boyutları (cm)                        | 2*7.25*12.5  |
| Aktif Elektrot Yüzey Alanı (cm <sup>2</sup> ) | 95.638       |
| Kullanılan Elektrot Sayısı                    | 4            |
| Kullanılan Anot Sayısı                        | 2            |
| Kullanılan Katot Sayısı                       | 2            |
| Elektrotlar Arası Mesafe (cm)                 | 1            |
| Elektrot Boyutları (cm)                       | 7.1*6.6*0.07 |
| Kullanılan Elektrot Materyali                 | Al ve Fe     |
| DC Akım Ölçüm Aralığı (A)                     | 0 – 6        |
| DC Voltaj Ölçüm Aralığı (V)                   | 0 – 30       |

#### **3.2.2.2. Demir ve Alümiyum Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu**

Numunelerde tespit edilen kirliliğin(toksik sınır değerlerin üzerinde olduğu belirlenen Pb ve Cd) arıtılmasına yönelik elektrokoagülasyon yöntemi uygulanmıştır. Belirli konsantrasyonlarda kurşun ve kadmiyum içeren çözeltilerde, kurşun ve kadmiyumun birlikte ve ayrı ayrı giderimi üzerine;

- pH,
- elektrot materyalinin,
- uygulanan potansiyelin,
- uygulanan akımın ve
- elektrokoagülasyon süresinin etkileri belirlenmiştir.

Arıtım verimi aşağıdaki eşitlik yardımıyla % olarak hesaplanmıştır.

$$Arıtma (\%) = \frac{(A - B)}{A} * 100$$

A= Arıtma Öncesi çözelti konsantrasyonu (µg/L)

B= Arıtma Sonrası çözelti konsantrasyonu (µg/L)

### **3.2.2.2.1. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 2 – 10 pH aralığında (*süre:22 dakika, akım:1.5 amper, potansiyel: 26 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 40 dakika aralığında (*Akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.80 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 0.5 – 3.50 amper aralığında (*süre: 22 dakika, potansiyel:25 volt, pH:3.80 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- d) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 22 dakika, akım:1.5 amper, pH:3.80 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

### **3.2.2.2.2. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 2 – 10 pH aralığında (*süre:25 dakika, akım:1.25 amper, potansiyel: 30 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 40 dakika aralığında (*Akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.50 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.5 – 3.50 amper aralığında (*süre: 25 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.50 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- d) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 25 dakika, akım:1.25 amper, pH:3.50 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.2.3. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 2 – 10 pH aralığında (*süre:50 dakika, akım:2 amper, potansiyel: 26 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 50 dakika aralığında (*Akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.67 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 3.50 amper aralığında (*süre: 50 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.67 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- d) Demir elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 50 dakika, akım:2 amper, pH:3.67 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.2.4. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 10 dakika aralığında (*Akım:0.3 amper, potansiyel:5.7 volt, pH:7.93 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- b) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 0.1 – 0.5 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:5.7 volt, pH:7.93 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 5.7 volt aralığında (*süre: 10 dakika, akım:0.3 amper, pH:7.93 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.2.5. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 12 dakika aralığında (*Akım:0.3 amper, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87 şartlar altında*) süre optimizasyonu,

- b) Demir elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.1 – 0.6 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 5.3 volt aralığında (*süre: 8 dakika, akım:0.3 amper, pH:7.87 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.2.6. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 12 dakika aralığında (*Akım:0.6 amper, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- b) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.1 – 0.6 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Demir elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 9.9 volt aralığında (*süre: 10 dakika, akım:0.6 amper, pH:7.95 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.2.7. Demir Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi**

Araştırma sahası su numunelerinde (kurşun ve kadmiyum açısından toksik sınır değerlerin üzerinde olan); içme suları için belirlenen optimum şartlarda (*Akım:0.6 amper, süre:10 dakika, uygulanan potansiyel:9.9 volt*) pH ayarlaması yapılmadan kurşun ve kadmiyum giderilmesi yapılmıştır.

#### **3.2.2.3. Alümiyum Elektrot Kullanılarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu**

##### **3.2.2.3.1. Alümiyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 2 – 10 pH aralığında (*süre:35 dakika, akım:1.5 amper, potansiyel: 30 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 40 dakika aralığında (*Akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.80 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 3.50 amper aralığında (*süre: 35 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.80 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- d) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 35 dakika, akım:1.5 amper, pH:3.80 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

##### **3.2.2.3.2. Alümiyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 2 – 10 pH aralığında (*süre:30 dakika, akım:1 amper, potansiyel: 30 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 60 dakika aralığında (*Akım:1.25 amper, potansiyel:30 volt, pH:3.50 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Alümiyum elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.25 – 3.50 amper aralığında (*süre: 35 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.50 şartlar altında*) akım optimizasyonu,

- d) Alüminyum elektrot kullanarak 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 30 dakika, akım:1 amper, pH:3.50 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.3.3. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alüminyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 2 – 9 pH aralığında (*süre:40 dakika, akım:3.5 amper, potansiyel: 30 volt şartlar altında*) pH optimizasyonu,
- b) Alüminyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 50 dakika aralığında (*Akım:1.5 amper, potansiyel:30 volt, pH:3.7 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- c) Alüminyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 4 amper aralığında (*süre: 40 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.7 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- d) Alüminyum elektrot kullanarak 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilerde 5 – 30 volt aralığında (*süre: 40 dakika, akım:3.5 amper, pH:3.7 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.3.4. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kurşunun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 1 – 10 dakika aralığında (*Akım:0.3 amper, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- b) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 0.1 – 0.6 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb içeren çözeltilerde 2 – 6.3 volt aralığında (*süre: 6 dakika, akım:0.3 amper, pH:7.93 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.3.5. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kadmiyumun Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alüminyum elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 12 dakika aralığında (*Akım:0.3 amper, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- b) Alüminyum elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.1 – 0.6 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Alüminyum elektrot kullanarak 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 5.3 volt aralığında (*süre: 8 dakika, akım:0.3 amper, pH:7.87 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.3.6. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenilmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi ve Optimizasyonu**

- a) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 1 – 10 dakika aralığında (*Akım:0.4 amper, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88 şartlar altında*) süre optimizasyonu,
- b) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 0.1 – 0.6 amper aralığında (*süre: 10 dakika, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88 şartlar altında*) akım optimizasyonu,
- c) Alüminyum elektrot kullanarak 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerde 2 – 7.3 volt aralığında (*süre: 5 dakika, akım:0.4 amper, pH:7.88 şartlar altında*) potansiyel optimizasyonu yapılmıştır.

#### **3.2.2.3.7. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi**

Araştırma sahası su numunelerinde (kurşun ve kadmiyum açısından toksik sınır değerlerin üzerinde olan); içme suları için belirlenen optimum şartlarda (*akım:0.4 amper, süre:5 dakika, uygulanan potansiyel:7.3 volt*) pH ayarlaması yapılmadan kurşun ve kadmiyum giderilmesi yapılmıştır.

### **3.3. Elektrokoagülasyon İşlemi Sonucunda Kullanılan Elektrotların SEM Görüntülerinin Alınması**

Taramalı Elektron Mikroskobu(SEM, FEI Quanta 250 FEG) kullanılarak elektrot yüzeylerindeki kurşun ve kadmiyum belirlenmiş, EDAX analizi (EDAX EDX Dedektör) yapılarak elektrot yüzeyinde biriken kurşun ve kadmiyumun miktar tayini yapılmıştır.

### **3.4. Enerji Tüketiminin Hesaplanması**

Harcanan enerji tüketimi,  $kWh/m^3$  cinsinden aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W = V \cdot I \cdot t / v$$

Burada,  $W$  enerji tüketim değerini ( $kWh/m^3$ ) ,  $I$  uygulanan akım şiddetini (amper),  $V$  sistemde oluşan potansiyel farkı (volt),  $t$  zamanı (saat) ve  $v$  reaktördeki toplam çözelti hacmini (metreküp) göstermektedir.

### **3.5. İstatistiksel Değerlendirmeler**

Saha çalışması sonucunda alınan suların kalite analiz sonuçlarının tanımlayıcı istatistikleri SPSS 16 paket programında yapılmıştır.



#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Araştırma bulguları ve tartışması; (I) araştırma sahasından alınan su numunelerinin kalite durumlarının belirlenmesi ve (II) tespit edilen kirliliğin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması olarak iki kısımdan oluşmaktadır.

##### 4.1. Su Numunelerinin Kalite Analiz Sonuçları

Diyarbakır petrol sahaları yakınındaki içme suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb suların pH, EC, çözünmüş oksijen, anyon, kation, potansiyel toksik element, polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) vb kalite parametrelerini belirlemek amacıyla toplam 4 dönemde (Kış, ilkbahar, yaz ve sonbahar) su numuneleri alınmış ve yapılan su analizlerinin sonuçları aşağıda belirtilmiştir.

##### 4.1.1. pH

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin pH sonuçlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.1’de verilmiştir. Suların pH değerleri kış mevsimi örneklemeğinde 7.35 – 8.59 arasında, ilkbahar örneklemeğinde 7.23 – 8.79 arasında, yaz örneklemeğinde 7.01 – 9.21 arasında ve son bahar örneklemeğinde 7.28 – 8.97 arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.1.** Araştırma Sahası Sularının pH’sının Mevsimsel Değişimi

|          | Min  | Max  | Ort  | Std. Sapma |
|----------|------|------|------|------------|
| Kış      | 7.35 | 8.59 | 7.93 | 0.343      |
| İlkbahar | 7.23 | 8.79 | 7.94 | 0.406      |
| Yaz      | 7.01 | 9.21 | 7.71 | 0.418      |
| Sonbahar | 7.28 | 8.97 | 7.91 | 0.438      |

Elde edilen sonuçlar Sağlık Bakanlığı (6.5 – 9.5), TS 266 (6.5 – 9.5), USEPA (6.5 – 8.4) ve WHO (6.5 – 8.5) gibi standartlara göre değerlendirildiğinde (Çizelge 4.2); kış örneklemeğinde sadece iki numunede, ilkbahar örneklemeğinde üç numunede, sonbahar örneklemeğinde dört numunede pH>8.4 olarak belirlenirken, yaz örneklemeğinde ise bütün numuneler standart değerler arasında bulunmuştur.

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

**Çizelge 4.2.** pH'nın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     | pH  |           |
|-------------------------|-----|-----------|
| SKKY                    | I   | 6.5 – 8.5 |
|                         | II  | 6.5 – 8.5 |
|                         | III | 6.5 – 9.0 |
|                         | IV  | 6.5 – 8.5 |
| Sağlık Bakanlığı (2013) |     | 6.5 – 9.5 |
| WHO(2011)               |     | 6.5 – 8.5 |
| USEPA(2012)             |     | 6.5 – 8.4 |

pH,  $H^+$  iyonu konsantrasyonunun bir ifade şekli olup; çözeltinin asidik veya bazık özelliğini göstermektedir. Aynı zamanda sudaki birçok biyolojik ve kimyasal olayları etkilemektedir. Su içerisinde çözünmüş halde bulunan  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$  ve serbest  $CO_2$  miktarı suyun pH' sı üzerinde etkilidir. Suyun pH' sı üzerinde etkili olan faktörler toprağın yapısı, endüstriyel atıklar, drenaj suları ve fitoplanktonlar şeklinde sıralanabilir. pH sularda biyolojik yaşam ve kimyasal reaksiyonlar için önemli bir öğedir (Munsuz ve Ünver 1995, Alemdar ve ark. 2009).

Ülkemizde yapılan çalışmalarda pH değeri; içme (kullanma) sularında 6.95 – 8.48 (Yalçın ve ark. 1988), içme sularında 6.0 – 7.7 (Patır ve ark. 1992, Keven 2002, Ağaoğlu ve ark. 2007), kaynak sularında ise 6.5 – 8.2 (Sönmez 1992) arasında olduğu belirtilmiştir (Alemdar ve ark. 2009). DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerine göre (1997) Diyarbakır Deve geçidi barajında pH değeri 6 – 8.7 arasında, Dicle barajında ise pH değeri 7.2 – 8.4 arasında olduğu belirtilmiştir.

##### 4.1.2. Elektriksel İletkenlik (EC)

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin EC değerleri tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.3.'de verilmiştir. Suların EC değerleri kış mevsimi örneklemeinde 270 – 694  $\mu S/cm$  arasında, ilkbahar örneklemeinde 299 – 950  $\mu S/cm$  arasında, yaz örneklemeinde 227 – 857  $\mu S/cm$  arasında ve sonbahar örneklemeinde 274 – 799  $\mu S/cm$  arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.3.** Elektriksel İletkenliğin Mevsimsel Değişimi

|          | Min ( $\mu\text{S/cm}$ ) | Max ( $\mu\text{S/cm}$ ) | Ort ( $\mu\text{S/cm}$ ) | Std. Sapma |
|----------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------|
| Kış      | 270                      | 694                      | 504.52                   | 116.69     |
| İlkbahar | 299                      | 950                      | 519.24                   | 141.62     |
| Yaz      | 227                      | 857                      | 508.45                   | 144.67     |
| Sonbahar | 274                      | 799                      | 504.49                   | 123.96     |

Mevsime göre yapılan örneklemelerde elektriksel iletkenlik değerleri, ilkbahar döneminde sıcaklığın artmasıyla artmaya başladığı, sonbahar döneminde sıcaklığın azalmaya başlamasıyla azalmaya başladığı görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir.

Elde edilen sonuçlar Sağlık Bakanlığı, TS 266 ve USEPA gibi standartlara göre değerlendirildiğinde (Çizelge 4.4); kış örneklemesinde üç numunede, ilkbahar örneklemesinde beş numunede, yaz örneklemesinde beş numunede, sonbahar örneklemesinde üç numunede EC değeri 650  $\mu\text{S/cm}$ 'nin üzerinde belirlenmiştir.

**Çizelge 4.4.** EC'nin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     | EC ( $\mu\text{S/cm}$ ) |
|-------------------------|-------------------------|
| TS 266 (2005)           | Sınıf 1 ve 2. Tip 1     |
|                         | Sınıf 2. Tip 2          |
| USEPA(2012)             | MAC 3000                |
| Sağlık Bakanlığı (2013) | 2500                    |

Elektriksel iletkenlik, suyun elektriği iletebilme yeteneğinin farklı bir ifade şeklidir. EC sıcaklık ile doğru orantılıdır. Sıcaklık arttıkça EC değeri de artar. Genellikle sularda çözünmüş toplam iyon miktarı EC değerini doğrusal olarak etkiler. Su da iyon miktarı arttıkça EC değeri genellikle artar. Suların iletkenliği klorür, nitrat, sülfat, fosfat anyonları ve sodyum, magnezyum, kalsiyum, potasyum, demir, alüminyum katyonları gibi suda iyon formunda çözünen maddelere bağlıdır(USEPA 2012, Demir Yetiş 2013).

Suların iletkenliği jeolojik yapıya ve yağışa bağlı olarak bölgeden bölgeye değişir. Yağış miktarının fazla olduğu bölgelerde toprak sürekli yıkandığından dolayı yüzey suları genellikle az tuzludur (Akyurt 1993, Taş 2006).

Ülkemizde yapılan çalışmalarda elektriksel iletkenlik değeri; Niğde il merkezi şehir şebekesinin farklı noktalarından alınan su örneklerinde 210– 260  $\mu\text{S/cm}$  (Bilgin 2003), 2009 Ağustos ayında Kilis ili içme sularında 430 – 517  $\mu\text{S/cm}$  ve 2010 Şubat

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

ayında 336 – 596  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Yelekçi ve ark. 2012), Samsun’da 1525  $\mu\text{S}/\text{cm}$  olarak belirlenmiştir (Taş 2006).

##### 4.1.3. Sodyum Adsorbsiyon Oranı (SAR)

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin SAR değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.5.’de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların sodyum adsorbsiyon oranı (SAR) değerleri kış mevsimi örneklemeğinde 0.24 – 1.87 arasında, ilkbahar örneklemeğinde 0.25 – 1.39 arasında, yaz örneklemeğinde 0.10 – 1.33 arasında ve sonbahar örneklemeğinde 0.51 – 4.64 arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.5.** SAR Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

|          | Min  | Max  | Ort   | Std. Sapma |
|----------|------|------|-------|------------|
| Kış      | 0.24 | 1.87 | 0.82  | 0.390      |
| İlkbahar | 0.25 | 1.39 | 0.739 | 0.326      |
| Yaz      | 0.10 | 1.33 | 0.589 | 0.255      |
| Sonbahar | 0.51 | 4.64 | 2.32  | 0.974      |

SAR değeri sulama sularında kullanılan bir kalite parametresidir. Sulama suyundan gelebilecek sodyum zararını belirtmek amacıyla kullanılır. Sulama suyunun sodyum konsantrasyonu, suyun tarımsal kullanıma uygunluğu açısından çok önemlidir (Şahinci 1991, Bayındır 2006, Yeşilnacar ve ark. 2007). Çizelge 4.6.’da SAR açısından sulama suyu sınıflaması verilmiştir. Çizelge 4.6.’ya göre araştırma sahası sularının sulama suyu olarak kullanılmasında bir sorun görünmemektedir.

**Çizelge 4.6.** SAR’a Göre Sulama Suyu Sınıflaması

| SAR     | Sulama Suyu Sınıfı |
|---------|--------------------|
| <10     | Çok iyi            |
| 10 – 18 | İyi                |
| 18 – 26 | Orta               |
| >26     | Kötü               |

##### 4.1.4. Sodyum Karbonat Kalıntısı (RSC)

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin RSC değerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.7.’de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların RSC değerleri kış mevsimi örneklemeğinde -15.55 – 3.59 me/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde -2.30 – 3.54 me/L arasında, yaz örneklemeğinde -6.78 – 3.68 me/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde -4.70 – 3.81 me/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.7.** RSC Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

|          | Min(me/L) | Max (me/L) | Ort(me/L) | Std. Sapma |
|----------|-----------|------------|-----------|------------|
| Kış      | -15.55    | 3.59       | -1.46     | 3.467      |
| İlkbahar | -2.30     | 3.54       | -0.275    | 1.029      |
| Yaz      | -6.78     | 3.68       | -0.50     | 1.544      |
| Sonbahar | -4.70     | 3.81       | -1.32     | 1.647      |

RSC değeri sulama suyu kalite sınıflandırılmasında kullanılan bir parametredir. Ortamda bulunan karbonat ve bikarbonatın toplam konsantrasyonları ile  $\text{Ca}^{+2}$  ve  $\text{Mg}^{+2}$  iyonlarının toplam konsantrasyonları arasındaki fark oluşabilecek sodyum karbonat miktarı olasılığını ifade eder. Çizelge 4.8.'e göre araştırma sahası suları geniş bir dağılıma sahip olmakla birlikte RSC değeri bakımından negatif olup sulama suyu olarak kullanılmasında sakınca gözükmez iken sulama suyu kalite kriterlerine göre RSC değeri 2.5' un üzerinde olan suların sulamada kullanılması sakıncalıdır.

**Çizelge 4.8.** Sulama Sularının RSC sınıfları

| Suyun Sınıfı           | RSC(me/L)   |
|------------------------|-------------|
| 1. Sınıf (iyi)         | <1.25       |
| 2. Sınıf (orta)        | 1.25 – 2.50 |
| 3. Sınıf (uygun değil) | >2.50       |

#### 4.1.5. Sertlik

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin sertlik değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.9.'da verilmiştir. Suların sertlik değerleri kış mevsimi örneklemeinde 45.00 – 1070.74 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeinde 45.71 – 402.90 mg/L arasında, yaz örneklemeinde 34.07 – 586.03 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeinde 33.96 – 418.54 mg/L arasında değişmiştir. Elde edilen veriler Çizelge 4.10.'daki su sertlik sınıflarına göre değerlendirildiğinde kış örneklemeinde numunelerin %74 ü, ilkbahar örneklemeinde numunelerin %90'ı, yaz örneklemeinde numunelerin % 58'i ve sonbahar örneklemeinde numunelerin %83'ü sert sular sınıfındadır.

**Çizelge 4.9.** Sertlik Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

|          | Min (mg/L) | Max (mg/L) | Ort (mg/L) | Std. Sapma |
|----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış      | 45.00      | 1070.74    | 258.49     | 200.55     |
| İlkbahar | 45.71      | 402.90     | 218.32     | 72.65      |
| Yaz      | 34.07      | 586.03     | 182.99     | 99.59      |
| Sonbahar | 33.96      | 418.54     | 240.43     | 85.25      |

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

$\text{Ca}^{+2}$  ve  $\text{Mg}^{+2}$  iyonları, doğal sularda oluşan sertliğin büyük bir kısmını meydana getirirler. Bu sertlik çok az hata ile toplam sertlik olarak kabul edilir. Genellikle, suyun sertlik derecesi, yağmur suyundan başlayarak izlediği yol boyunca temasta bulunduğu jeolojik yapıyla yakından ilgilidir. Toprak tabakası kalın olan yörelerde ve kireçli arazilerde bulunan sular daha sert olur. Kural olarak yüzeysel sular, yeraltı sularından daha yumuşaktır. Sular genel olarak sertlik oluşturan unsurların sudaki konsantrasyonuna göre Çizelge 4.10.'da aşağıdaki gibi sınıflandırılırlar.

**Çizelge 4.10.** Toplam Sertliğe Göre Su Sınıfları

| Toplam Sertlik $\text{CaCO}_3$ mg/L | Su Sınıfı |
|-------------------------------------|-----------|
| 0 – 75                              | Yumuşak   |
| 75 – 150                            | Orta sert |
| 150 – 300                           | Sert      |
| >300                                | Çok sert  |

Ülkemizde yapılan çalışmalarda sertlik değerleri; Şanlıurfa içme suyu depolarından alınan numunelerin sertlik derecesini 17.5–22.5 Fs olarak tespit etmişlerdir (Yıldız 1996). Ağaoğlu ve ark.(1999), Van Merkez, Gevaş, Gürpınar ve Edremit ilçelerinde bulunan kaynaklardan içme amaçlı 30 su numunesinin ortalama toplam sertlik derecesini 17.7 Fs olarak tayin etmişlerdir (Yelekçi ve ark. 2012).

##### 4.1.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin KOİ değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.11.'de verilmiştir. Suların KOİ değerleri yaz mevsimi örneklemeğinde 0.848 – 17.50 mg/L arasında değişmiştir. Suların kimyasal oksijen ihtiyacı analizi sadece yaz örneklemeğinde yapılmıştır.

**Çizelge 4.11.** KOİ Değerlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri

|     | Min (mg/L) | Max (mg/L) | Ort (mg/L) | Std. Sapma |
|-----|------------|------------|------------|------------|
| Yaz | 0.848      | 17.50      | 6.23       | 4.724      |

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), çevre kirliliği gösterge parametrelerinden en çok kullanılanlarından biridir. Kimyasal oksijen ihtiyacı suyun içerisindeki yükseltgenebilir maddelerin kimyasal yolla oksitlenmeleri için gerekli oksijen miktarının bir ifade şeklidir. Evsel ve endüstriyel atıksuların (özellikle endüstriyel) kirlilik derecesini belirlemede kullanılan en önemli parametrelerden biridir. Çizelge

4.12' ye göre araştırma sahasından alınan su numunelerinin KOİ değerleri I. Sınıfa girmekte ve kirlilik derecesi en düşük sınıftadır.

**Çizelge 4. 12.** Ulusal Standartlara Göre KOİ Sınıflandırması

| Kıyaslama Standardı | Sınıf | KOİ |
|---------------------|-------|-----|
| SKKY                | I     | 25  |
|                     | II    | 50  |
|                     | III   | 70  |
|                     | IV    | >70 |

#### 4.1.7. Çözünmüş Oksijen (ÇO)

Araştırma sahasından alınan numunelerin çözünmüş oksijen sonuçlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.13.'de verilmiştir. Suların çözünmüş oksijen değerleri kış mevsimi örneklemeğinde 6.01 – 8.05 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 6.09 – 9.01 mg/L arasında, yaz örneklemeğinde 4.56 – 8.07 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 5.35 – 8.05 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.13.** Çözünmüş Oksijen Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

|          | Min(mg/L) | Max(mg/L) | Ort (mg/L) | Std. Sapma |
|----------|-----------|-----------|------------|------------|
| Kış      | 6.01      | 8.05      | 7.46       | 0.529      |
| İlkbahar | 6.09      | 9.01      | 7.52       | 0.643      |
| Yaz      | 4.56      | 8.07      | 6.73       | 0.579      |
| Sonbahar | 5.35      | 8.05      | 7.26       | 0.633      |

Mevsime göre yapılan örneklemeğinde çözünmüş oksijen değerlerinin kış ve ilkbahar dönemlerinde daha yüksek olduğu, yaz mevsiminde sıcaklığın artmasıyla düşmeye başladığı; sonbahar mevsiminde ise sıcaklığın azalmaya başlamasıyla tekrar artış gösterdiği Çizelge 4.13.'de görülmektedir.

Elde edilen değerler su kirliliği kontrolü yönetmeliğine göre (Çizelge 4.14.) değerlendirildiğinde çözünmüş oksijen değerleri 8'in altında olduğundan numunelerin bütün mevsimlerde 2. Kalite su sınıfında oldukları görülmüştür.

**Çizelge 4.14.** Çözünmüş Oksijenin Su kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı | Sınıf | Çözünmüş oksijen (mg/L) |
|---------------------|-------|-------------------------|
| SKKY                | I     | 8                       |
|                     | II    | 6                       |
|                     | III   | 3                       |
|                     | IV    | <3                      |

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çözünmüş O<sub>2</sub> bulunmayan sular su canlıları için ölüm sayılır. Oksijenin sudaki normal çözünürlüğü 9 mg/L dir. Sıcaklığın düşmesiyle bu çözünürlük artar. Sıcaklığın artmasıyla çözünürlük azalır. O<sub>2</sub> nin sudaki çözünürlüğünün sıcaklık ile değişimi Çizelge 4.15.'de verilmiştir.

**Çizelge 4.15.** Çözünmüş Oksijenin Sıcaklıkla Değişimi

| Sıcaklık(°C)              | 0    | 2    | 4    | 6    | 8    | 10   | 18  | 20  | 26  | 30  |
|---------------------------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-----|
| O <sub>2</sub> çöz.(mg/L) | 14.6 | 13.8 | 13.1 | 12.5 | 11.9 | 11.3 | 9.5 | 8.7 | 8.2 | 7.6 |

Sucul ortamlarda çözünmüş oksijen canlıların yaşamını düzenler veya sınırlar. Suda herhangi bir anda ölçülen oksijen miktarı; o andaki suyun sıcaklığına, suda çözünmüş tuz konsantrasyonuna, su yüzeyine etki eden atmosferdeki gazın kısmi basıncına, su devingenliğine bağlı olarak değişir. Karbondioksit özümlemesi (fotosentez), hava ile yüzey suyu arasındaki ilişki, akıntı hızı, rüzgarın artışı, sıcaklık düşüşü çözünmüş oksijenin derişimini arttırırken, canlıların solunum etkinlikleri, organik madde parçalanması, yükseltgenme tepkimeleri ve sıcaklık artışı çözünmüş oksijen miktarını azaltır. (Tanyolaç 2000, Kocataş 2006, Cirik ve Cirik 2008, Çiçek ve Ertan, 2012).

Ülkemizde yapılan çalışmalarda çözünmüş oksijen değerleri; Samsun ili Derbent baraj gölünde yapılan çalışmada çözünmüş oksijen değeri ortalama 10.68 mg/L olarak belirlenmiştir (Taş 2006). DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerine göre (1997) Diyarbakır Deve geçidi barajında çözünmüş oksijen değeri 0.8 – 15 mg/L arasında, Dicle barajı çözünmüş oksijen değeri 4 – 12 mg/L arasında belirlenmiştir.

##### 4.1.8. Yağ ve Gress

Araştırma sahasından alınan su numunelerinde yağ gress miktarı 0.002 – 0.106 mg/L aralığında ve ortalama 0.023 mg/L olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.17.'de Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği yağ – gress kalite sınıfları verilmiştir. Çizelge 4.17.'ye göre analiz sonuçları değerlendirildiğinde, araştırma sahasından alınan su numunelerinin yağ – gress parametresi açısından 2. kalite su kapsamına girdiği görülmektedir.

**Çizelge 4.16.** Yağ ve Gress Değerlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri

|     | Min (mg/L) | Max(mg/L) | Ort (mg/L) | Std. Sapma |
|-----|------------|-----------|------------|------------|
| Yaz | 0.002      | 0.106     | 0.0232     | 0.0233     |

**Çizelge 4.17.** Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Yağ – Gress Değerleri

| Kıyaslama Standardı | Sınıf | Yağ - Gress (mg/L) |
|---------------------|-------|--------------------|
| SKKY                | I     | 0.02               |
|                     | II    | 0.3                |
|                     | III   | 0.5                |
|                     | IV    | >0.5               |

Yağ ve gress, asitli bir numuneden çözücü vasıtasıyla çıkarılan ve test sırasında uçmayan hidrokarbonlar, yağ asitleri, sabunlar, hayvansal yağlar ve bitkisel yağlar gibi bütün maddeleri içerir. Yağ ve gres su yüzeyinde ışığın geçişini zorlaştıran ince bir film tabakası oluşturur ve kıyılarda birikmelere sebep olur. Su yüzeyinde yağ gress biriktiği zaman atmosferdeki gazların suya difüzyonunu engelleyebilir. Yağlar, balıkların solungaçlarına yapışarak balıkların boğulmasına neden olabildiği gibi toksik etki göstererek ölümlere de yol açabilir (Atlas ve Bartha 1972, Bartha 1986).

#### 4.1.9. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Alınan su numunelerinde yapılan PAH analiz sonuçları, Çizelge 4.18.'de verilmiştir.

**Çizelge 4.18.** PAH Analiz Sonuçlarının Tanımlayıcı İstatistikleri

|                        | Min (ng/L) | Max(ng/L) | Ort (ng/L) | Std. Sap. |
|------------------------|------------|-----------|------------|-----------|
| Floranten              | 0.75       | 40.47     | 5.264      | 7.512     |
| Benzo [a] antrasen     | ND*        | 9.07      | 0.813      | 1.896     |
| Benzo [b] floranten    | ND*        | 83.38     | 2.903      | 15.479    |
| Benzo [k] floranten    | ND*        | 1.51      | 0.333      | 0.517     |
| Benzo [a] piren        | ND*        | 2.62      | 0.884      | 0.617     |
| Fenantren              | 6.14       | 237.01    | 26.784     | 41.514    |
| Antrasen               | 0.39       | 12.58     | 1.663      | 2.198     |
| Krisen                 | 0.07       | 176.07    | 7.287      | 32.500    |
| Benzo [e] piren        | ND*        | 39.25     | 6.252      | 9.429     |
| Dibenzo [a,h] antrasen | ND*        | ND*       | ND*        | ND*       |
| Benzo [g,h,i] perilen  | ND*        | ND*       | ND*        | ND*       |

[\*ND < DL (0.1 ng/L)]

Gözlem noktalarından alınan su numunelerinde, floranten değeri 0. 75 – 40. 47 ng/L arasında ve ortalama olarak 5.264 ng/L olarak belirlenmiştir. Zhu ve ark. (2008),

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çin'in Zhejiang şehrinde, içme suyu kaynaklarında PAH konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmasında; floranten miktarı 0.9 – 71.7 ng/L olarak belirlenmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinde elde edilen floranten değeri ise, İran'ın Tahran şehrinde belirlenen Floranten (dedeksiyon limitinin altında) miktarına göre daha yüksektir.

Numunelerde Benzo [a] antrasen ND < DL (0.1 ng/L) – 9. 07 ng/L ve ortalama 0.813 ng/L, Benzo [b] floranten ND < DL (0.1 ng/L) – 83. 38 ng/L ve ortalama 2.903 ng/L, Benzo [k] floranten ND < DL (0.1 ng/L) – 1.51 ng/L ve ortalama 0.333, Benzo [a] piren ND < DL (0.1 ng/L) – 2.62 ng/L ve ortalama 0.884 ng/L olarak belirlenmiştir. Salihoğlu ve ark. (2011), yaptıkları çalışmasında PAH türleri arasında bilinen en kanserojenik tür olan benzo [a] pirenin en yüksek konsantrasyonunun otomotiv endüstrisi çamurlarında görüldüğünü belirtmişlerdir. BaP toksik sınır değeri Avrupa Topluluğu ve Sağlık Bakanlığına göre 10 ng/L'dir. Alınan bütün numunelerde BaP konsantrasyonu ulusal ve uluslararası toksik sınır değerlerin altında belirlenmiştir.

**Çizelge 4.19.** İçme Suyu PAH Standartları (ng/L)

| Bileşenler                      | USEPA | WHO | EU  | SKKY | Sonuçlar      |
|---------------------------------|-------|-----|-----|------|---------------|
| BaP                             | 200   | 700 | 10  | 10   | ND – 2.619    |
| BaP, BbF, BkF, Chy ve DBahA     | 200   | -   | -   | -    | 0.210 – 8.469 |
| Toplamı                         |       |     |     |      |               |
| BbF, BkF, BghiP ve IcdP Toplamı | -     | -   | 100 | 100  | -             |

Benzo [a] piren bilinen en önemli kanserojen PAH olduğu için kanser araştırmalarında model bileşik olarak kabul edilmiştir (Akcha ve ark. 2003, Luch ve Baird 2005, Alver ve ark. 2012). Deney hayvanları ve insanlar üzerinde yapılan araştırmalar; yağ, katran, is, duman gibi maddelerin benzo [a] piren içeren zengin PAH kaynakları olduğunu göstermiştir (Douben 2003).

Nowacka ve Włodarczyk – Makuła (2014), sudan 5 ve 6 halkalı PAH'ların giderilmesi üzerine koagülant çeşidinin etkisinin araştırılması çalışmasında; PAH konsantrasyonu 13.5 ng/L (9.1 ng/L – 5 halkalı PAH ve 4.4 ng/L 6 – halkalı PAH) olarak belirlenmiştir. En düşük konsantrasyonda belirlenen PAH çeşidi ise, 0.2 ng/L olarak dibenzo [a,h] antrasen olmuştur. Tez çalışması kapsamında araştırma sahasından alınan su numunelerinde de Dibenzo [a,h] anthracene ve Benzo [g,h,i] perylene dedeksiyon limitinin altında [ND < DL (0.1 ng/L)] olduğundan belirlenememiştir.

Fenantren 6.14 – 237. 01 ng/L ve ortalama 26.784 ng/L olarak belirlenmiştir. Fenantren ve Floranten suda çözünürlüğü yüksek olan PAH'lardandır. Analizi yapılan numunelerde de bu doğrultuda sudaki çözünürlüğü daha yüksek olan Fenantren (1.20 mg/L) ve Floranten (2.0 – 2.6 mg/L) daha çok miktarda bulunmaktadır. Numunelerde belirlenen Fenantren konsantrasyonu İran'ın Tahran şehrindeki (Karyab ve ark.2013) Fenantren oranlarına göre (ND – 3.43 ng/L) daha yüksek bulunmuştur. Li ve ark.(2012), Çin'in Jiangu şehrindeki içme suyunda yapmış oldukları PAH analizlerinde, toplam PAH miktarını 14.7 – 24.5 ng/L aralığında, Floranten ve Fenantren konsantrasyonunu ise daha baskın olarak belirlemiştir.

Araştırma sahasından alınan su numunelerinde antrasen konsantrasyonu 0. 39 – 12.58 ng/L ve ortalama 1.663 ng/L olarak belirlenmiştir. İran'ın Tahran şehrinde (Karyab ve ark. 2013) belirlenen antrasen oranlarına göre(dedeksiyon limitinin altında) daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Krisen konsantrasyonu 0. 07 – 176.07 ng/L ve ortalama 7.287 ng/L, Benzo [e] piren konsantrasyonu ND < DL (0.1 ng/L) – 39. 25 ng/L ve ortalama 6.252 ng/L, toplam PAH konsantrasyonu 9.22 – 596. 372 ng/L olarak belirlenmiştir. Benzo [e] piren PAH'ların sularda yapmış olduğu kirliliğin belirlenmesinde bir belirteçtir. Bütün su numunelerinde Benzo [e] piren; Dünya Sağlık Örgütü (WHO), Sağlık Bakanlığı ve diğer ulusal ve uluslararası kuruluşlar tarafından belirlenen toksik sınır değerlerin altında belirlenmiştir.

Petrokimya endüstrileri petrol veya kömür kullandığından dolayı PAH konsantrasyonları yüksek olan atık sular üretir (Doong ve Lin 2004). Demir, petrokimya fabrikaları, organik bileşik ve plastik üretimi yapan endüstrilerin atık sularında PAH seviyesi 0.3 – 20 mg/L olarak gözlenmiştir. Güney Tayvan'da endüstri atık suları önemli bir PAH kaynağıdır (EPA Taiwan 2005). Cheng – Ching gölü(Güney Tayvan'da petrokimya endüstrisine komşu bir alanda) piren, benzo [ghi] perilen, benzo [a] piren miktarları sırasıyla 0.84–1.23 µg/L, 0.91– 1.32 µg/L, 0.18–0.35 µg/L olarak bulunmuştur (Chen 2004). İçme suyunda ve yüzey suyunda bu bileşiklerin varlığı birçok yazar tarafından ileri sürülmüştür (Wolska ve ark. 2003, Xia ve ark. 2006, Okoli ve ark. 2011, Nowacka ve Włodarczyk – Makuła 2014). Çin'de üç nehirden farklı noktalardan alınan yüzey suyu numunelerinde PAH konsantrasyonları belirlenmiştir.

Sudaki toplam PAH konsantrasyonu 946.1 – 13448.5 ng/L ve ortalama konsantrasyon 6471.14 ng/L olarak bulunmuştur. Petrol ve kimyasal faktörlerin olduğu alanlara yakın bölgelerde konsantrasyonlar çok yüksek çıkmıştır. Diyarbakır petrol sahaları çevresinden aldığımız sularda yaptığımız PAH analizleri literatürlerle kıyaslandığında toplam PAH analiz sonuçlarının düşük olduğu belirlenmiştir (Badawy ve Emababy 2010)

Badawy ve Emababy (2010), Mısır’da içme suyunda yaptıkları PAH analizinde toplam PAH miktarı 1112.7 – 4351.2 ng/L olarak belirlenmiştir; Asenaftilen [Acy], Benzo [a] piren, Dibenzo [a,h] antrasen, Benzo [ghi] perilen ve İndo [1,2,3-cd] piren miktarı belirlenememiştir. İçme suyunda bulunan PAH bileşikleri konsantrasyonları miktarı şu şekilde bulunmuştur.

Chr > Pyr > B(k)F > Ace > B(b)F > B(a)A > Fl > Flu > Ant > Phe > NaP.

İran’ın Tahran şehrinde içme sularındaki PAH’ları belirlemek için yapılan çalışmada PAH’ların single miktarı 2.01 – 38.96 ng/L, toplam PAH miktarı 32.45 – 733.10 ng/L aralığında belirlenmiştir. Zhu ve ark. (2008), Çin’de içme sularında yaptıkları çalışmada toplam miktarı 70.3 – 1844.4 ng/L olarak belirlenmiştir. Diyarbakır petrol üretim sahaları çevresinden alınan içme suyu numunelerinde belirlenen single PAH miktarı ND – 39.253 ng/L ve toplam PAH miktarı 9.22 – 78.47 ng/L aralığında olduğundan İran’da yapılan çalışmadan daha düşük konsantrasyonlarda bulunmuştur. Ortalama PAH miktarı 28.92 ng/L olarak belirlendiğinden Helsinki (150.3 ng/L) ve Horsolm (106.5 ng/L)’da belirlenen miktardan (Manoli ve ark. 2000) daha düşük konsantrasyonda olduğu belirlenmiştir (Karyab ve ark. 2013). Koashing ve Faris’de belirlenen ortalama PAH konsantrasyonları sırasıyla 1452.9 ng/L (Chen 2007) ve 1127 ng/L (Badawy ve Emababy 2010)’dir. Benzer sonuçlar Finlandiya’da da gözlemlenmiştir (Manoli ve Samara 1999). Çin’in Zhejiang şehrinde yüzey suyunda belirlenen PAH miktarı 70.3 – 1844.4 ng/L’dir (Guo ve ark. 2007). Kirlenmiş alanlarda sudaki PAH konsantrasyonu 10 – 1000 ng/L aralığındadır. PAH konsantrasyonu 10000 ng/L’den fazla olan çok az alan vardır (Maskaoui ve ark. 2002).

İran’ın Tahran şehrinde içme sularındaki PAH seviyelerinin belirlenmesi çalışmasında PAH miktarları mevsimsel olarak izlenmiştir ve en yüksek kanserojen PAH miktarı 6 – 575 ng/L olarak yaz mevsiminde belirlenmiştir (Karyab ve ark. 2013).

Karyab ve ark. (2013) yazın en yüksek toplam PAH miktarını 22.31 – 733.10 ng/L aralığında ve ortalama 277.35 ng/L olarak belirlemiştir. Araştırma sahasından PAH analizleri için 16 – 17 Haziran 2014 tarihinde numuneler alınmıştır. Diyarbakır’da en yüksek sıcaklıklar, Temmuz ve Ağustos aylarında yaşandığından bu aylarda araştırma sahasındaki su numunelerinin PAH konsantrasyonlarının daha yüksek olması ihtimal dahilindedir.

PAH’ların toksik, mutajen ve kanserojen özelliklerinin de olduğu bilinmektedir (Baker 1976, Wolfe 1977). Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) 129 öncelikli kirletici arasında 16 tane PAH bileşimini saymaktadır. 6 tane PAH bileşiği benzo [a] antrasen, benzo [b] floranten, benzo [a] piren, benzo [k] floranten, krisen, dibenzo [a,h] antrasen ve indeno [1,2,3-cd] piren insan için potansiyel kanserojenik olarak sınıflandırılmıştır (IARC 1987). PAH konsantrasyonu yüksek olan içme ve kullanma suları bu bölgedeki insan ve diğer canlılar için ciddi sağlık problemlerine yol açabilir.

Amerika Birleşik Devletleri Sağlık ve İnsan Hizmetleri Bölümü (The Department of Health and Human Services, DHHS) hayvanlar için benz [a] antrasen, benzo [a] piren, benzo [b] floranten, benzo [j] floranten, benzo [k] floranten, dibenzo [a,h] antrasen ve indol [1,2,3-c,d] piren’i kanserojen olarak nitelenmiştir. Uluslararası Kanseri Araştırma Merkezi (The International Agency for Research on Cancer, IARC), insanlar için benzo [a] antrasen ve benzo [a] piren’i muhtemel kanserojenler, benzo [b] floranten, benzo [j] floranten, benzo [k] floranten ve indol [1,2,3-c,d] piren’i düşük olasılıkla kansere neden olma ihtimali olan bileşikler olarak sınıflandırmıştır.

USEPA’ya göre içme sularında kanserojenik PAH’ların (BaP, BbF, BkF, Chy ve DBahA) toplamı 200 ng/L’nin üzerinde olmamalıdır (USEPA 2002). Numunelerimizde bu PAH’ların toplam miktarı 0.21 ng/L – 8.47 ng/L olarak belirlenmiştir. İçme suyunun taşınmasında kömür veya katran kaplı boruların kullanılması yüzey ve yeraltı sularına PAH bulaşmasına neden olur. İçme sularının klorlanması ile ortamda bulunan PAH lar daha toksik hale gelir (Shiraishi 1985).

Arıtma yöntemleri uygulanarak sudaki PAH miktarı 1 µg/L’nin altına düşürülebilir. Petrokimya endüstrisinden alınan atık suyun ramnolipit (15mg/L) ilaveli SKTR reaktörde toplam PAH konsantrasyonu 65.36 ng/mL olup arıtılmış çıkış suyunda ise toplam PAH konsantrasyonu 8.76 ng/mL ve toplam PAH giderim verimi % 87

olarak bulunmuştur (Gök ve Sponza 2010). Artırılmış sular adsorbsiyon partiküllerine, biyodegradasyona bağlı olarak düşük miktar PAH içerir (Manoli 1998).

PAH'ların petrojenik kaynaklı olup olmadığını belirlemek için belirli oranlar kullanılmaktadır. Petrojenik kaynaklar 2 – 3 halkalı düşük molekül ağırlıklı PAH (Low Molecular Weight)'lar daha çok içerir, 4 – 6 halkalı PAH (High Molecular Weight) daha az içerir. Bu nedenle petrojenik kaynakların LMW/HMW oranları 1 den büyüktür (Durand ve ark. 2004, Rocher ve ark. 2004). Bu oran hesaplanarak PAH'ların kaynağının petrojenik olup olmadığı belirlenir. Yapılan çalışmada, düşük molekül ağırlıklı PAH'lar yüksek molekül ağırlıklı PAH'lara oranla daha fazla bulunmuştur. Bu nedenle petrol sahalarının, çevresindeki sulara PAH bulaşmasında etkili olabileceği düşünülebilir. Gonzalez – Alonso ve ark. (2010), Bolivian Chaco'da petrol üretim alanlarına yakın yerleşim birimlerindeki içme suyu kaynaklarında petrokimya bileşenlerinin konsantrasyonunu belirlemek için yaptıkları çalışmada, insan tüketimine açık ve petrol üretim yerlerine 30 km'den az mesafedeki 42 su kaynağından aldıkları numunelerde TPH, PAH konsantrasyonlarını toksik sınır değerlerin üzerinde belirlemişlerdir. Nehir ve göllere rafineriden kaynaklanan PAH kontaminasyonu üzerine birçok araştırma vardır (Moore ve Ramamoorthy 1984). Zhu ve ark. (2007) çalışmasında analiz sonuçlarına göre Qiantang nehrinin çoğunlukla petrojenik PAH'lar tarafından kontamine olduğu belirlenmiştir.

Elde edilen analiz sonuçlarına göre; Diyarbakır petrol sahası çevresindeki suların PAH seviyesi ulusal ve uluslararası toksik sınır değerlerin altında belirlenmiştir. Çizelge 4.19 da belirtildiği gibi Avrupa Birliği içme suyu standartları izin verilebilir BaP ve kanserojen PAH miktarı sırasıyla 10 ng/L ve 100 ng/L'dir (European Communities, 1998). Numunelerin büyük çoğunluğunda kanserojen PAH'ların konsantrasyonu 100 ng/L'nin altında belirlenirken, 6 PAH'ın (Floranten, Benzo [b] floranten, Benzo [k] floranten, Benzo [a] piren, Benzo [ghi] perilen, İndeno [1, 2, 3 – cd] piren ) toplam miktarı 200 ng/L' nin altında belirlenmiştir (Badawy ve Emababy 2010).

#### 4.1.10. Katyon ve Ağır Metal Analizleri

##### 4.1.10.1. Alüminyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin alüminyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.20.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların alüminyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 0.090 – 2.077 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 1.586 mg/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 5.109 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 5.511 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.20.** Alüminyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (mg/L) | Max (mg/L) | Ort (mg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | 0.090      | 2.077      | 0.341      | 0.437      |
| İlkbahar  | ND*        | 1.586      | 0.212      | 0.347      |
| Yaz       | ND*        | 5.109      | 0.316      | 0.929      |
| Sonbahar  | ND*        | 5.511      | 0.385      | 0.1065     |

\*ND <DL (0.05 mg/L)

Mevsime göre yapılan örneklemelemlerde alüminyum konsantrasyonlarının yaz ve sonbahar dönemleri için artmış olduğu görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan, konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir. Kış mevsiminde de alüminyum ortalamasının diğer mevsimlerden çok farklı olmamasının nedeni kış mevsiminde örnekleme yapılan bazı noktaların (dere, kuyu vb) sularının diğer mevsimlerde sıcaklıkla kuruyup örnekleme yapılamamasından kaynaklanmaktadır.

**Çizelge 4.21.** Alüminyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Al (mg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 0.2       |
| SKKY                    | Sınıf I   | 0.3       |
|                         | Sınıf II  | 0.3       |
|                         | Sınıf III | 1         |
|                         | Sınıf IV  | >1        |
| WHO(2011)               |           | 0.1       |
| TS 266 (2005)           |           | 0.2       |
| USEPA(2012)             |           | 0.2       |

Elde edilen sonuçların bütün mevsimlerde, Sağlık Bakanlığı, TS 266, USEPA ve WHO gibi standartlarda verilen değerlerin üstünde olduğu görülmektedir.

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Ülkemizde yapılan çalışmalarda alüminyum değerleri; Kilis ili içme sularında  $Al^{3+}$  konsantrasyonu Ağustos ve Şubat aylarında sırasıyla <8–50 ve <8 – 60  $\mu g/L$  olarak tayin edilmiştir (Yelekçi ve ark. 2012).

##### 4.1.10.2. Kalsiyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kalsiyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.22.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların kalsiyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 9.497 – 419 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 10.210 – 152 mg/L arasında, yaz örneklemeğinde 7.188 – 233 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 6.747 – 142 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.22.** Kalsiyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (mg/L) | Max (mg/L) | Ort(mg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|-----------|------------|
| Kış       | 9.497      | 419        | 9.362     | 79.796     |
| İlkbahar  | 10.210     | 152        | 79.807    | 29.231     |
| Yaz       | 7.188      | 233        | 67.379    | 40.605     |
| Sonbahar  | 6.747      | 142        | 71.451    | 29.767     |

Elde edilen sonuçlar; Sağlık bakanlığı, TS 266, WHO ve su kirliliği kontrolü yönetmeliğinde kalsiyum açısından gösterge parametresi bulunmadığından bu yönetmeliklere göre değerlendirilememiş, fakat numunelerde  $Ca^{2+}$  konsantrasyonu 25 mg/L' den yüksek olduğu için sert su sınıfına girdiği belirlenmiştir. Mevsime göre yapılan örneklemelerde kalsiyum konsantrasyonlarının ilkbahar, yaz ve sonbahar dönemleri için artmış olduğu görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir.

Kalsiyum; yağmur, yeraltı ve yüzey sularının kireç taşlarını çözmesi ve topraktan yıkanmayla sulara karışır. Fazla miktarda Ca içeren sular içme amaçlı ve endüstriyel kullanıma uygun değildir (Alemdar ve ark. 2009). Sularda  $Ca^{++}$  10 mg/L'den az ise yumuşak su, 20 – 25 mg/L ise orta sert su ve 25 mg/L'den fazla ise sert su olarak tanımlanır (Tanyolaç 2004, Taş 2006).

Ülkemizde yapılan çalışmaları değerlendirdiğimizde; Şavik ve ark. (2012) Süleyman Demirel üniversitesi içme ve kullanma suyu kuyularından alınan su numunelerinin  $Ca^{2+}$  konsantrasyonunu 51.24 – 92.15 mg/L aralığında, Alemdar ve ark. (2009), Bitlis ili içme sularında  $Ca^{2+}$  konsantrasyonunu  $18.42 \pm 0.24$  mg/L, Yılmaz

(2004), içme ve sulama amaçlı kullanılan baraj suyunda  $\text{Ca}^{2+}$  konsantrasyonunu 79.4 mg/L olarak belirlemişlerdir.

#### 4.1.10.3. Magnezyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin magnezyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.23.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların magnezyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 1.640 – 9.282 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 1.597 – 7.312 mg/L arasında, yaz örneklemeğinde 1.147 – 5.784 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 4.156 – 32.270 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.23.** Magnezyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (mg/L) | Max(mg/L) | Ort(mg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----------|-----------|------------|
| Kış       | 1.640      | 9.282     | 5.917     | 2.147      |
| İlkbahar  | 1.597      | 7.312     | 4.623     | 1.722      |
| Yaz       | 1.147      | 5.784     | 3.579     | 1.326      |
| Sonbahar  | 4.156      | 32.270    | 15.060    | 6.308      |

Elde edilen sonuçlar; Sağlık bakanlığı, TS 266, WHO ve su kirliliği kontrolü yönetmeliğinde magnezyum açısından gösterge parametresi bulunmadığından bu yönetmeliklere göre değerlendirilememiştir.

İçme sularında yapılan araştırmalarda; Taş (2006) Derbent baraj gölünden aldığı su numunelerinde ortalama  $\text{Mg}^{2+}$  değerini 3.25 – 72.96 mg/L aralığında, Çiçek ve Ertan (2012) Köprüçay nehri suyunda yaptığı araştırmada  $\text{Mg}^{2+}$  değerini  $19.93 \pm 2.47$  mg/L, Alaş (2002) Kahramanmaraş içme sularında ortalama  $\text{Mg}^{2+}$  değerini 17.91 mg/L olarak, Hussain ve ark. (2012) Pakistan içme sularında yaptıkları analizlerde  $\text{Mg}^{2+}$  değerini 115.2 – 292.6 mg/L olarak belirlemiştir.

Yeraltı sularında kalsiyumdan sonra en fazla bulunabilen katyon, magnezyumdur. Magnezyum; akarsu, yağmur ve yeraltı sularının kireç taşları ve dolomitleri çözmesiyle su ortamına karışır. (Varol ve ark. 2008). Suda fazla miktarda ( $> 0.1$  mg/L) bulunması tat değişimine neden olur ve laksatif etkilidir. Bu özellikteki sular, içme suyu olarak kullanıma uygun değildir (Alemdar ve ark. 2009). Doğal sularda bulunan,  $\text{Mg}^{++}$  normal sınırı 5 –10 mg/ L'dir (Şen ve ark. 1994).

##### 4.1.10.4. Sodyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin sodyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.24.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların sodyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 1.923 – 853 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 0.200 – 75.430 mg/L arasında, yaz örneklemeğinde 1.541 – 144 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 2.246 – 126 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.24.** Sodyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| <b>Mevsimler</b> | <b>Min (mg/L)</b> | <b>Max(mg/L)</b> | <b>Ort(mg/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|
| Kış              | 1.923             | 853              | 66.989           | 180.859           |
| İlkbahar         | 0.200             | 75.43            | 5.907            | 13.894            |
| Yaz              | 1.541             | 144              | 19.149           | 28.121            |
| Sonbahar         | 2.246             | 126              | 18.646           | 27.479            |

Elde edilen sonuçlar; Sağlık bakanlığı, TS 266, WHO, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğine göre değerlendirildiğinde numunelerin sodyum konsantrasyonları sınır değerlerin altında olduğundan sodyum açısından numunelerde herhangi bir problem bulunmamıştır.

Mevsime göre yapılan örneklemelerde sodyum konsantrasyonları yaz ve sonbahar dönemleri için artmış olduğu görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir. Kış döneminde numune alınan bazı noktalar, daha sonra (dere, kuyu vb) sıcaklıktan dolayı kurumuş olduğundan numune alınamamıştır. Bu nedenle kış örnekleme analizi sonuçları yüksek bulunmuştur.

Sodyum doğada en yaygın bulunan alkali metaldir. Bütün sodyum bileşiklerinin sudaki çözünürlüğü yüksektir. Doğal suların hepsi bir miktar sodyum içerir. Yeraltındaki sodyumun bulunuşu mineralin cinsine ve miktarına, pH'ya, bozunum süresine, yeraltı suları akım hızına, ortamdaki kalsiyumun iyon değişimine, yapay ve doğal kirlenme gibi etkenlere bağlıdır (Şahinci 1991, Demir Yetiş 2013). Yeraltı sularının sodyum içeriği normal olarak 6 – 130 mg/L arasında değişir. Bununla birlikte 200 mg/L'yi aşan konsantrasyonlarda suyun tadını bozabilir (USEPA 2012).

**Çizelge 4.25.** SodyumunUlusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |                   | Na (mg/L) |
|-------------------------|-------------------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |                   | 200       |
| SKKY (2004)             | Sınıf I           | 125       |
|                         | Sınıf II          | 125       |
|                         | Sınıf III         | 250       |
|                         | Sınıf IV          | >250      |
| TS 266 (2005)           | Sınıf 1 ve 2. Tip | 100       |
|                         | Sınıf 2 ve Tip 2  | 200       |
| USEPA(2012)             | Orta              | 70 – 200  |
|                         | Şiddetli          | >200      |
| WHO(2011)               |                   | 200       |

#### 4.1.10.5. Potasyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin potasyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.26.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların potasyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeinde 0.683 – 27.570 mg/L arasında, ilkbahar örneklemeinde 0.262 – 12.230 mg/L arasında, yaz örneklemeinde 0.264 – 52.200 mg/L arasında ve sonbahar örneklemeinde 0.124 – 16.770 mg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.26.** Potasyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| <b>Mevsimler</b> | <b>Min (mg/L)</b> | <b>Max(mg/L)</b> | <b>Ort(mg/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|
| Kış              | 0.683             | 27.570           | 6.411            | 8.224             |
| İlkbahar         | 0.262             | 12.230           | 1.698            | 2.627             |
| Yaz              | 0.264             | 52.200           | 4.247            | 9.219             |
| Sonbahar         | 0.124             | 16.770           | 2.187            | 3.975             |

Elde edilen sonuçlar; Sağlık bakanlığı, TS 266, WHO, su kirliliği kontrolü yönetmeliğinde potasyum açısından gösterge parametresi bulunmadığından bu yönetmeliklere göre değerlendirilememiştir.

Bitki ve hayvanlarda bulunan ana elementlerden biri olan potasyum, yerkabuğunun % 2.5' ini oluşturur ve çoğunlukla feldspatlarda (ortoklaz, mikroklin), mikalarda, feldspatoidlerde ve kil minerallerinde bulunur (Şahinci 1991, Demir Yetiş 2013).

Toprak zeminini oluşturan ana kayalarda K miktarı, Na'dan fazla bulunmaktadır. Buna karşın zeminde K iyonlarının bitkiler ve killer nedeniyle soğurulmasından dolayı, suda Na iyonları K iyonlarından fazladır. Yeraltı sularındaki potasyum miktarı

potasyumlu minerallerin (potasyumlu feldispatlar gibi) bozunumuna, duyarlı potasyum minerallerinin oluşmasına, iyon değişimine ve gözenek sularının yeraltı sularını beslemesine bağlıdır. Doğada oldukça yaygın bulunmasına karşın doğal sularda bulunan potasyum miktarı genellikle birkaç mg/L' dir. Orta derecede bulunan potasyum derişimi suyun kullanımını olumsuz yönde etkilemez. İçme suyunun düşük ve yüksek konsantrasyonda potasyum derişimine sahip olması insan sağlığını direk etkilemez. Potasyum bitki ve hayvan yaşamı için temel besinlerden biridir (Şahinci 1991, Demir Yetiş 2013).

##### 4.1.10.6. Baryum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin baryum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.27.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların baryum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 80 – 271 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 33 – 218 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 31 – 348 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 111 – 276 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.27.** Baryum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max(µg/L) | Ort(µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----------|-----------|------------|
| Kış       | 80         | 271       | 156       | 56.36      |
| İlkbahar  | 33         | 218       | 101       | 55.14      |
| Yaz       | 31         | 348       | 102       | 71.40      |
| Sonbahar  | 111        | 276       | 162       | 43.44      |

Mevsime göre yapılan örneklemelede baryum konsantrasyonlarının en çok sonbahar dönemi için artmış olduğu görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir. Çizelge 4.28.'e göre su numunelerinin baryum konsantrasyonları değerlendirildiğinde sular I. Sınıf olarak kategorize edilmekte ve kirlilik açısından en alt grupta yer almaktadır.

**Çizelge 4.28.** Baryumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı | Ba (µg/L) |
|---------------------|-----------|
| Sınıf I             | 1000      |
| Sınıf II            | 2000      |
| SKKY (2004)         | 2000      |
| Sınıf III           | 2000      |
| Sınıf IV            | >2000     |

Suda ve asitte çözünebilen bütün baryum tuzları zehirlidir. Baryum tuzlarının toksik etkisi genellikle kısa zaman içerisinde ortaya çıkar ve letal dozları 1 saat içinde ölüme sebep olur (Vural 1984).

#### 4.1.10.7. Lityum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin lityum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.29.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların lityum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 26 – 123 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 56 – 60 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 14 – 24 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 12 – 21 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.29.** Lityum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | 26         | 123        | 35.09      | 22.36      |
| İlkbahar  | 56         | 60         | 57.55      | 0.87       |
| Yaz       | 14         | 24         | 16.97      | 2.509      |
| Sonbahar  | 12         | 21         | 15.48      | 2.16       |

Elde edilen sonuçlar; Sağlık Bakanlığı, TS 266, WHO, su kirliliği kontrolü yönetmeliğinde lityum açısından gösterge parametresi bulunmadığından bu yönetmeliklere göre değerlendirilememiştir.

Lityum veya tuzları toksikolojik açıdan önemli değildir. Ancak endüstriyel kullanımda LiH şiddetli korrozif bir maddedir. Ciltte de lityum hidrür, lityum hidroksit oluşturarak şiddetli yanıklara neden olur (Vural 1984).

#### 4.1.10.8. Demir

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin demir değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.30.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların demir konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 236 – 1075 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 30 – 1617 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 142 – 3772 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 137 – 2730 µg/L arasında değişmiştir.

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

**Çizelge 4.30.** Demir Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max(µg/L) | Ort(µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----------|-----------|------------|
| Kış       | 236        | 1075      | 435.65    | 264.74     |
| İlkbahar  | 30         | 1617      | 270.86    | 347.44     |
| Yaz       | 142        | 3772      | 438.39    | 676.27     |
| Sonbahar  | 137        | 2730      | 470.24    | 589.30     |

Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.31.'de görülen Sağlık Bakanlığı, TS 266, USEPA ve WHO gibi standartlara göre değerlendirildiğinde; bütün mevsimlerde numunelerdeki ortalama demir değerlerinin standartların üzerinde olduğu görülmüştür. Demir içeren içme suları mürekkep tadındadır. İçme sularında 0.5 mg/L demir renk ve tat ile anlaşılabilir bir konsantrasyondur (Duran ve Demirer 1997, Topbaş ve ark. 1998).

**Çizelge 4.31.** Demirin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Fe (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 200       |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 300       |
|                         | Sınıf II  | 1000      |
|                         | Sınıf III | 5000      |
|                         | Sınıf IV  | >5000     |
| WHO(2011)               |           | 200       |
| USEPA(2012)             |           | 200       |
| TS 266 (2005)           |           | 200       |

İçme sularında yapılan araştırmalarda demir değeri; Alaş ve Dosdoğru (2004) Kahramanmaraş içme sularında demir değerini maksimum ortalama olarak 72 µg/L, Şavik ve ark. (2012) Isparta ve çevresindeki içme sularında yapmış oldukları analizlerde demir değerini <10 µg/L olarak, Rahmanian ve ark. (2015) Malezya'da ki içme sularında demir değerini 0 – 67 µg/L arasında belirlemişlerdir.

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin demir değerleri literatürlerle kıyaslandığında numunelerin demir konsantrasyonlarının yüksek olduğu görülmüştür. DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerine göre (1997) Diyarbakır Deve geçidi barajında demir değeri 0 – 2000 µg/L arasında ortalama 170 µg/L olarak, Dicle barajı demir değeri 0 – 5500 µg/L arasında ortalama 460 µg/L olarak belirlenmiştir.

#### 4.1.10.9. Krom

Araştırma sahasından alınan su numunesi krom değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.32.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların krom konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 2 – 32 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 21 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 26 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 27 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.32.** Krom Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| <b>Mevsimler</b> | <b>Min (µg/L)</b> | <b>Max (µg/L)</b> | <b>Ort (µg/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Kış              | 2                 | 32                | 5.83              | 8.11              |
| İlkbahar         | ND*               | 21                | 0.72              | 3.90              |
| Yaz              | ND*               | 26                | 1.97              | 4.90              |
| Sonbahar         | ND*               | 27                | 2.65              | 6.03              |

\*ND <DL (1.85 µg/L)

Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.33.'e göre değerlendirildiğinde; bütün mevsimlerde numunelerdeki ortalama krom değerlerinin standartlarda belirlenen toksik sınır değerlerin altında olduğu görülmüştür.

**Çizelge 4.33.** Kromun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Cr (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 50        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 20        |
|                         | Sınıf II  | 50        |
|                         | Sınıf III | 200       |
|                         | Sınıf IV  | >200      |
| WHO(2011)               |           | 50        |
| EU (1998)               |           | 50        |
| TS 266 (2005)           |           | 50        |

Krom yerkabuğuna genişçe dağılmıştır. 2+ ile 6+ arasında oksidasyon basamaklarına sahip olan krom, toprak ve kayalarda çok az miktarda 3+ formunda bulunur. Suda genellikle Cr(III), hidroksitleri veya kompleksleri halinde bulunur. Yüzey sularında Cr(III)'ün krom(VI)'ya oranı değişkendir. Genellikle Cr(VI) tuzlarının çözünürlüğü Cr(III)'e göre daha yüksektir. Cr(III) daha az zehirlidir. Yüzey sularının doğal toplam krom konsantrasyonu 0.5 – 2 µg/L ve çözünmüş krom içeriği 0.02 – 0.3 µg/L arasındadır. Yüzey sularının krom konsantrasyonu endüstriyel faaliyetler hakkında fikir verir. Yeraltı sularındaki krom konsantrasyonu düşüktür (<1 µg/L) (Altaş 2002).

#### 4.1.10.10. Nikel

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin nikel konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.34.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre, suların nikel konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde ND – 8 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 16 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 19 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 7.34 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.34.** Nikel Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | ND*        | 8          | 1.04       | 2.34       |
| İlkbahar  | ND*        | 16         | 2.83       | 4.35       |
| Yaz       | ND*        | 19         | 0.68       | 3.42       |
| Sonbahar  | ND*        | 7.34       | 0.53       | 1.70       |

\*ND <DL (0.17 µg/L)

Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.35.'e göre değerlendirildiğinde; bütün mevsimlerde numunelerdeki ortalama nikel değerlerinin standartlarda belirlenen toksik sınır değerlerin altında olduğu görülmüştür.

**Çizelge 4.35.** Nikelin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Ni (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 20        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 20        |
|                         | Sınıf II  | 50        |
|                         | Sınıf III | 200       |
|                         | Sınıf IV  | >200      |
| WHO(2011)               |           | 20        |
| EU (1998)               |           | 70        |
| TS 266 (2005)           |           | 20        |

Atık sularında nikelin bulunduğu endüstriler kaplama, seramik, sırlama, motorlu taşıt ve uçak endüstrileridir. İnsanlarda çeşitli deri rahatsızlıklarına neden olan nikel-tetrakarbon en zehirli nikel bileşiğidir. Akciğerden hızlı absorbe olabilen nikel buharına maruz kalındığı zaman, solunum yolları tahriş olur (Tolegenova 2004).

#### 4.1.10.11. Kadmiyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kadmiyum değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.36.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların kadmiyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 5 – 6 µg/L arasında, ilkbahar

örneklemede 6 – 7 µg/L arasında, yaz örneklemede 3 – 5 µg/L arasında ve sonbahar örneklemede 4 – 5 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.36.** Kadmiyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | 5          | 6          | 5.09       | 0.29       |
| İlkbahar  | 6          | 7          | 6.03       | 0.19       |
| Yaz       | 3          | 5          | 3.13       | 0.43       |
| Sonbahar  | 4          | 5          | 4.90       | 0.31       |

Çizelge 4.37’ de kadmiyumun ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kadmiyum analiz sonuçları Çizelge 4.37.’ye göre değerlendirildiğinde, izin verilen toksik sınır değerlerin üzerinde olduğu görülmektedir.

**Çizelge 4.37.** Kadmiyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Cd (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 5         |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 3         |
|                         | Sınıf II  | 5         |
|                         | Sınıf III | 10        |
|                         | Sınıf IV  | >10       |
| WHO(2011)               |           | 3         |
| USEPA (2012)            |           | 5         |
| TS 266 (2005)           |           | 5         |

İçme ve kullanma sularında bulunmasına izin verilen maksimum kadmiyum değerleri yıllar önce belirlenmiştir, ancak yakın zaman içerisinde yapılan çalışmalardan elde edilen veriler bu değerlerin daha da aşağı çekilmesi konusunu gündeme getirmiştir. Kadmiyum en toksik ağır metallere biridir. Çok düşük konsantrasyonlarda bile su canlıları için son derece zararlı etkilere sahiptir. Kadmiyumun özellikle çevre kirliliği görülen denizlerde, su canlılarında biriktiği ve değişik seviyelerde toksik etkiler meydana getirdiği yapılan birçok çalışmayla kanıtlanmıştır (Sağlamtimur ve ark. 2003, Guevara ve ark. 2004, Kalay ve ark. 2004, Argese ve ark. 2005, Kayhan ve ark. 2007).

Yapılan çalışmalarda; Rahmanian ve ark. (2015) Malezya’da içme sularında kadmiyum konsantrasyonunu 0.6 µg/L, Hussain ve ark. (2012) Pakistan’da içme sularında kadmiyum konsantrasyonunu <0.1 µg/L olarak belirlemişlerdir. DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerine göre (1997)

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Diyarbakır Deve geçidi ve Dicle barajlarında kadmiyum konsantrasyonu 5 µg/L olarak belirlenmiştir. Bu çalışmadaki kadmiyum konsantrasyonları sonuçlarımızı desteklemektedir.

##### 4.1.10.12. Mangan

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin mangan konsantrasyonu tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.38.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların mangan konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 45 – 808 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 23 – 518 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 41 – 1201 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 23 – 798 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.38.** Mangan Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | 45         | 808        | 160.00     | 197.83     |
| İlkbahar  | 23         | 518        | 73.34      | 99.60      |
| Yaz       | 41         | 1201       | 156.06     | 282.90     |
| Sonbahar  | 23         | 798        | 77.55      | 147.99     |

Çizelge 4.39.'da manganın ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin mangan analiz sonuçları Çizelge 4.39.'a göre değerlendirildiğinde, izin verilen toksik sınır değerlerin üzerinde olduğu görülmektedir.

**Çizelge 4.39.** Manganın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Mn (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 50        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 100       |
|                         | Sınıf II  | 500       |
|                         | Sınıf III | 3000      |
|                         | Sınıf IV  | >3000     |
| WHO(2011)               |           | 50        |
| TS 266 (2005)           |           | 50        |

Mevsime göre yapılan örneklemelemlerde mangan konsantrasyonlarının yaz döneminde belirgin bir şekilde artmış olduğu görülmektedir. Bunun sebebi aşırı buharlaşma sonucunda oluşan konsantrasyon artışından olduğu düşünülmektedir. Su tabakası, şist tabakaları, kumtaşı ya da diğer bazı kayalar içinde yer aldığı zaman yeraltı sularında yüksek demir ve manganez konsantrasyonlarına rastlanır (Güler 1997).

#### 4.1.10.13. Kurşun

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kurşun konsantrasyonu tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.40.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların kurşun konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 16 – 31 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 9 – 28 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 5 – 61 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 8 – 14 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.40.** Kurşun Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max(µg/L) | Ort(µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----------|-----------|------------|
| Kış       | 16         | 31        | 21.65     | 3.95       |
| İlkbahar  | 9          | 28        | 13        | 3.91       |
| Yaz       | 5          | 61        | 13.65     | 12.48      |
| Sonbahar  | 8          | 14        | 10.03     | 1.18       |

Çizelge 4.41.'de kurşunun ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kurşun analiz sonuçları Çizelge 4.41.'e göre değerlendirildiğinde, izin verilen toksik sınır değerlerin üzerinde olduğu görülmektedir.

**Çizelge 4.41.** Kurşunun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Pb (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 10        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 10        |
|                         | Sınıf II  | 20        |
|                         | Sınıf III | 50        |
|                         | Sınıf IV  | >50       |
| WHO(2011)               |           | 10        |
| USEPA (2012)            |           | 10        |
| TS 266 (2005)           |           | 10        |

Yerkabuğunda yaygın bir element olan kurşun, toprakta yaklaşık olarak 12.5 mg/L'lik bir konsantrasyona sahiptir. Kolaylıkla absorbe olabildiğinden toprak ve sediment tarafından büyük oranlarda absorbe edilir. Sucul ortamlarda kurşun alımı, sertlik, pH, tuzluluk, sıcaklık ve organik madde gibi çevresel faktörlere bağlıdır (Kesler 1994).

İçme sularında yapılan çalışmalarda; Rahmanian ve ark. (2015) Malezya'da içme sularında kurşun konsantrasyonunu en yüksek 2.8 µg/L, Hussain ve ark. (2012) Pakistan'da içme sularında kurşun konsantrasyonunu 0 – 0.03 mg/L arasında

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

belirlemişlerdir. DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerine (1997) göre, Diyarbakır Deve geçidi barajında kurşun konsantrasyonu 5– 260 µg/L arasında ve ortalama 29 µg/L, Dicle barajında kurşun konsantrasyonu 8 – 24 µg/L arasında ve ortalama 16 µg/L olarak belirlenmiştir. Diyarbakır Deve geçidi ve Dicle barajları yapılan çalışmada araştırma sahası içerisinde yeralmakta ve bu noktalardan da numuneler alınıp analizleri yapılmıştır. Araştırma sahasından alınan numunelerin kurşun konsantrasyonları da DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığının verilerini (1997) desteklemektedir.

##### 4.1.10.14. Çinko

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin çinko konsantrasyonu tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.42.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların çinko konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 5 – 162 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 4074 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 3 – 1150 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 557 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.42.** Çinko Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| <b>Mevsimler</b> | <b>Min (µg/L)</b> | <b>Max (µg/L)</b> | <b>Ort (µg/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Kış              | 5                 | 162               | 36.96             | 41.40             |
| İlkbahar         | ND*               | 4074              | 161.24            | 755.55            |
| Yaz              | 3                 | 1150              | 77.16             | 215.55            |
| Sonbahar         | ND*               | 557               | 48.76             | 120.03            |

\*ND < DL (2.10 µg/L)

Çizelge 4.43.'de su kirliliği ve kontrolü yönetmeliğine göre çinko konsantrasyonu açısından suların kalite sınıfları verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin çinko analiz sonuçları Çizelge 4.43.'e göre değerlendirildiğinde, çinko açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerde çinko konsantrasyonu bakımından herhangi bir problem bulunmamaktadır.

**Çizelge 4.43.** Çinkonun Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı |           | Zn (µg/L) |
|---------------------|-----------|-----------|
| SKKY (2004)         | Sınıf I   | 200       |
|                     | Sınıf II  | 500       |
|                     | Sınıf III | 2000      |
|                     | Sınıf IV  | >2000     |

Çinko, hemen hemen bütün volkanik kayalarda az bir miktar bulunur. Çinko konsantrasyonu doğal yüzey sularında genellikle 10 µg/L'nin altında, yeraltı sularında ise 10 – 40 µg/L arasındadır. Çinko kimyasal davranış yönünden, kadmiyuma benzerlik gösterir. Her iki elementte su ortamında 2+ oksidasyon basamağında bulunur. Çinko klorür ve çinko sülfat suda çok iyi çözünür ve hidrolize olarak ortamın pH'sını düşürürler (Altaş 2002).

#### 4.1.10.15. Kobalt

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kobalt konsantrasyonu tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.44.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların kobalt konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde ND – 5 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 2 – 7 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 10 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 3 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.44.** Kobalt Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | ND*        | 5          | 1.04       | 1.22       |
| İlkbahar  | 2          | 7          | 2.79       | 1.15       |
| Yaz       | ND*        | 10         | 0.55       | 1.88       |
| Sonbahar  | ND*        | 3          | 0.28       | 0.65       |

\*ND < DL (0.4 µg/L)

Çizelge 4.45.'de su kirliliği ve kontrolü yönetmeliğine göre kobalt konsantrasyonu açısından suların kalite sınıfları verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kobalt analiz sonuçları Çizelge 4.45.'e göre değerlendirildiğinde, kobalt açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerin kobalt konsantrasyonu (<10 µg/L ) olduğundan kobalt açısından numunelerde herhangi bir toksik etki beklenilmemektedir.

**Çizelge 4.45.** Kobaltın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı | Co (µg/L) |
|---------------------|-----------|
| Sınıf I             | 10        |
| Sınıf II            | 20        |
| Sınıf III           | 200       |
| Sınıf IV            | >200      |

#### 4.1.10.16. Bakır

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bakır konsantrasyonu tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.46.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların kobalt konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 4 – 95 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 5 – 28 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 7 – 29 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 3 – 24 µg/L arasında değişmiştir.

Çizelge 4.46. Bakır Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max (µg/L) | Ort (µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış       | 4          | 95         | 17.91      | 11.22      |
| İlkbahar  | 5          | 28         | 9.14       | 5.17       |
| Yaz       | 7          | 29         | 11.94      | 4.95       |
| Sonbahar  | 3          | 24         | 6.14       | 4.76       |

Çizelge 4.47.'de bakırın ulusal standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bakır analiz sonuçları Çizelge 4.47.'ye göre değerlendirildiğinde, bakır açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerin bakır içeriği (<20 µg/L ) olduğundan dolayı bakır açısından numunelerde herhangi bir toksik etki beklenilmemektedir.

Çizelge 4.47. Bakırın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı | Cu (µg/L)        |
|---------------------|------------------|
| Sınıf I             | 20               |
| Sınıf II            | 50               |
| SKKY (2004)         | Sınıf III<br>200 |
|                     | Sınıf IV<br>>200 |
| TS 266 (2005)       | 2000             |

#### 4.1.10.17. Civa

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin civa konsantrasyonları tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.48.'de verilmiştir. Suların neredeyse tamamında civa konsantrasyonu çok düşük olduğundan cihazın (ICP – OES) dedeksiyon limitinin altında kalmıştır.

**Çizelge 4.48.** Civa Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max(µg/L) | Ort(µg/L) | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----------|-----------|------------|
| Kış       | ND*        | 1         | 0.04      | 0.21       |
| İlkbahar  | ND*        | ND*       | ND*       | ND*        |
| Yaz       | ND*        | ND*       | ND*       | ND*        |
| Sonbahar  | ND*        | ND*       | ND*       | ND*        |

\*ND &lt; DL ( 0.11µg/L)

Çizelge 4.49.'da civanın ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin civa analiz sonuçları Çizelge 4.49.'a göre değerlendirildiğinde, civa açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerin civa konsantrasyonlarının (<0.1 µg/L) olmasından dolayı numunelerde civa açısından herhangi bir toksik etki beklenilmemektedir.

**Çizelge 4.49.** Civanın Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | Hg (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 1         |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 0.1       |
|                         | Sınıf II  | 0.5       |
|                         | Sınıf III | 2         |
|                         | Sınıf IV  | >2        |
| WHO(2011)               |           | 1         |
| USEPA (2012)            |           | 2         |
| TS 266 (2005)           |           | 1         |

#### 4.1.10.18. Arsenik

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin arsenik konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.50.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların arsenik konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 3 – 15 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 4 – 11 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 6 – 24 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 3 – 26 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.50.** Arsenik Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min (µg/L) | Max | Ort  | Std. Sapma |
|-----------|------------|-----|------|------------|
| Kış       | 3          | 15  | 6.04 | 2.95       |
| İlkbahar  | 4          | 11  | 6.69 | 1.63       |
| Yaz       | 6          | 24  | 9.53 | 4.15       |
| Sonbahar  | 3          | 26  | 9.69 | 4.76       |

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çizelge 4.51.'de arseniğin ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin arsenik analiz sonuçları Çizelge 4.51.'e göre değerlendirildiğinde, arsenik açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerin arsenik konsantrasyonlarının ( $<10 \mu\text{g/L}$ ) olmasından dolayı numunelerde arsenik açısından herhangi bir toksik etki beklenilmemekle beraber, arsenik konsantrasyonlarının özellikle yaz aylarında sıcaklığın yükselmesiyle  $10 \mu\text{g/L}$ 'i geçmesi ihtimal dahilindedir.

**Çizelge 4.51.** Arseniğin Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | As (µg/L) |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 10        |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 20        |
|                         | Sınıf II  | 50        |
|                         | Sınıf III | 100       |
|                         | Sınıf IV  | >100      |
| WHO(2011)               |           | 10        |
| USEPA (2012)            |           | 10        |
| TS 266 (2005)           |           | 10        |

##### 4.1.10.19. Selenyum

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin selenyum konsantrasyonları tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.52.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların selenyum konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde  $\text{ND} - 3 \mu\text{g/L}$  arasında, ilkbahar örneklemeğinde  $\text{ND} - 2 \mu\text{g/L}$  arasında, yaz örneklemeğinde  $3 - 4 \mu\text{g/L}$  arasında ve sonbahar örneklemeğinde  $2 - 15 \mu\text{g/L}$  arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.52.** Selenyum Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min ( $\mu\text{g/L}$ ) | Max | Ort  | Std. Sapma |
|-----------|-------------------------|-----|------|------------|
| Kış       | $\text{ND}^*$           | 3   | 0.22 | 0.67       |
| İlkbahar  | $\text{ND}^*$           | 2   | 0.55 | 0.57       |
| Yaz       | 3                       | 4   | 3.5  | 0.51       |
| Sonbahar  | 2                       | 15  | 5.38 | 2.98       |

\* $\text{ND} < \text{DL}$  ( $1.65 \mu\text{g/L}$ )

Çizelge 4.53.'de selenyumun ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin selenyum analiz sonuçları Çizelge 4.53.'e göre değerlendirildiğinde, selenyum açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir. Numunelerin selenyum konsantrasyonlarının ( $<10 \mu\text{g/L}$ )

olmasından dolayı numunelerde selenyum açısından herhangi bir toksik etki beklenilmemektedir.

**Çizelge 4.53.** Selenyumun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| <b>Kıyaslama Standardı</b> |           | <b>Se (µg/L)</b> |
|----------------------------|-----------|------------------|
| Sağlık Bakanlığı (2013)    |           | 10               |
| SKKY (2004)                | Sınıf I   | 10               |
|                            | Sınıf II  | 10               |
|                            | Sınıf III | 20               |
|                            | Sınıf IV  | >20              |
| WHO(2011)                  |           | 10               |
| USEPA (2012)               |           | 10               |
| TS 266 (2005)              |           | 10               |

#### 4.1.11. Anyonlar

##### 4.1.11.1. Bikarbonat ve Karbonat

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bikarbonat konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.54.'te verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların bikarbonat konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 1.04 – 5.90 me/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 2.18 – 6.96 me/L arasında, yaz örneklemeğinde 1.05 – 5.17 me/L arasında ve son bahar örneklemeğinde 1.41 – 5.81 me/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.54.** Bikarbonat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

|          | <b>Min (me/L)</b> | <b>Max (me/L)</b> | <b>Ort (me/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|----------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Kış      | 1.04              | 5.90              | 3.69              | 1.369             |
| İlkbahar | 2.18              | 6.96              | 3.99              | 0.913             |
| Yaz      | 1.05              | 5.17              | 3.13              | 1.175             |
| Sonbahar | 1.41              | 5.81              | 3.40              | 0.972             |

Çizelge 4.55.'de bikarbonatın sulama amaçlı kullanım için su sınıfları verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bikarbonat analiz sonuçları Çizelge 4.55.'e göre değerlendirildiğinde, bütün mevsimlerde orta sınıf grubuna girdiği görülmektedir.

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

**Çizelge 4.55.** Sulama Maksatlı Kullanım İçin Su Sınıflaması

| Kıyaslama Standardı | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (me/L) |
|---------------------|--------------------------------------|
| USEPA (2012)        | Düşük<br>Orta<br>Yüksek              |
|                     | <1.48<br>1.48 – 8.20<br>>8.20        |

Yapılan çalışmalarda bikarbonat; Şavik ve ark. (2004) Isparta ve çevresindeki sularda bikarbonat konsantrasyonunu 268.4 – 439.2 mg/L, Çiçek ve Ertan (2012) Köprüçay nehrinde bikarbonat konsantrasyonunu 197. 99 ± 8. 92 mg/L olarak belirlemişlerdir.

Bikarbonat alkalinitesi yeraltı sularında çoğunlukla atmosfer ve topraktaki CO<sub>2</sub> ve karbonatlı kayaçların erimesi ile oluşmaktadır (Varol ve ark. 2008). Doğal sularda bikarbonat ve karbonat alkalinitenin belirlenmesine yardımcı olur. Suyun pH değeri arttıkça bikarbonat konsantrasyonu da artış gösterir, ancak pH 8.2’ den sonra ortamda bikarbonatla birlikte karbonat da görülür (Tanyolaç 2000).

Araştırma sahasından alınan su numunesi karbonat konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.56.’da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların karbonat konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde ND – 0.28 me/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 0.53 me/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 0.39 me/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 0. 46 me/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.56.** Karbonat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

|          | Min (me/L) | Max (me/L) | Ort (me/L) | Std. Sapma |
|----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış      | ND         | 0.28       | 0.187      | 0.090      |
| İlkbahar | ND         | 0.53       | 0.107      | 0.162      |
| Yaz      | ND         | 0.39       | 0.029      | 0.085      |
| Sonbahar | ND         | 0.46       | 0.10       | 0.158      |

##### 4.1.11.2. Klorür (Cl<sup>-</sup>)

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin klorür konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.57.’de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların klorür konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 0.76 – 28.50 me/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 0.75 – 2.04 me/L arasında, yaz örneklemeğinde 0.67 – 2.39 me/L arasında ve son bahar örneklemeğinde 0.79 – 1. 95 me/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.57.** Klorür Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

|          | Min (me/L) | Max (me/L) | Ort (me/L) | Std. Sapma |
|----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış      | 0.76       | 28.50      | 2.56       | 5.803      |
| İlkbahar | 0.75       | 2.04       | 1.22       | 0.349      |
| Yaz      | 0.67       | 2.39       | 1.109      | 0.343      |
| Sonbahar | 0.79       | 1.95       | 1.23       | 0.284      |

Çizelge 4.58.'de klorun sulama amaçlı kullanım için su sınıflaması, Çizelge 4.59.'da ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin klorür konsantrasyonları Çizelge 4.58. ve Çizelge 4.59.'a göre değerlendirildiğinde, II. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

**Çizelge 4.58.** Klorun Sulama Maksatlı Kullanım İçin Su Sınıflaması

| Kıyaslama Standardı | Cl <sup>-</sup> (me/L) |
|---------------------|------------------------|
|                     | Düşük                  |
| USEPA (2012)        | Orta                   |
|                     | Yüksek                 |
|                     | <3.94                  |
|                     | 3.94 – 9.86            |
|                     | >9.86                  |

**Çizelge 4.59.** Klorun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     | Cl <sup>-</sup> (me/L) |
|-------------------------|------------------------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) | 7.04                   |
|                         | Sınıf I                |
|                         | Sınıf II               |
| SKKY (2004)             | Sınıf III              |
|                         | Sınıf IV               |
|                         | 0.70                   |
|                         | 5.63                   |
|                         | 11.26                  |
|                         | >11.26                 |
| TS 266 (2005)           | Sınıf I ve II. Tip I   |
|                         | Sınıf I ve Tip II      |
|                         | 0.84                   |
|                         | 7.04                   |
| WHO(2011)               | 7.04                   |
| USEPA (2012)            | 7.04                   |

Klorür, doğal sularda bulunabilen bir iyondur. Kentsel atık sular ve drenaj suları ile su kaynaklarına karışır. Deniz ve kaya tuzu yataklarına yakın sularda klorür düzeyi yüksektir. Toprak yapısı, suni gübreler, endüstri atık suları, hayvan atıkları, kanalizasyon ve bazı besin işleme endüstri atıkları suların klorür konsantrasyonunu etkiler. Suda CaCl<sub>2</sub> miktarının artması, kanalizasyon sularıyla karışma ihtimalini uyandırır. Klorür düzeyi yüksek sular, hijyen açısından evsel ve endüstriyel kullanıma uygun değildir (Alemdar ve ark. 2009).

4.1.11.3. Sülfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin sülfat konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.60.'da verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların sülfat konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 0.21 – 24.82 me/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 0.08 – 2.5 me/L arasında, yaz örneklemeğinde ND – 4.97 me/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 0.03 – 4.36 me/L arasında değişmiştir.

Çizelge 4.60. Sülfat Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

|          | Min (me/L) | Max (me/L) | Ort (me/L) | Std. Sapma |
|----------|------------|------------|------------|------------|
| Kış      | 0.21       | 24.82      | 1.96       | 5.048      |
| İlkbahar | 0.08       | 2.5        | 0.682      | 0.692      |
| Yaz      | 0.00       | 4.97       | 0.33       | 0.886      |
| Sonbahar | 0.03       | 4.36       | 0.96       | 0.969      |

Çizelge 4.61.'de sülfatın ulusal standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin sülfat analiz sonuçları Çizelge 4.61.'e göre değerlendirildiğinde, sülfat açısından I. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

Çizelge 4.61. Sülfatın Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı | $\text{SO}_4^{2-}$ (me/L) |
|---------------------|---------------------------|
| I                   | 4.17                      |
| II                  | 4.17                      |
| III                 | 8.33                      |
| IV                  | >8.33                     |

## 4.1.11.4. Bor

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bor konsantrasyonları tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.62.'de verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların bor konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde ND – 48  $\mu\text{g/L}$  arasında, ilkbahar örneklemeğinde ND – 73  $\mu\text{g/L}$  arasında, yaz örneklemeğinde 3 – 105  $\mu\text{g/L}$  arasında ve sonbahar örneklemeğinde ND – 205  $\mu\text{g/L}$  arasında değişmiştir.

Çizelge 4.62. Bor Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| Mevsimler | Min ( $\mu\text{g/L}$ ) | Max ( $\mu\text{g/L}$ ) | Ort ( $\mu\text{g/L}$ ) | Std. Sapma |
|-----------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------|
| Kış       | ND*                     | 48                      | 7.86                    | 8.50       |
| İlkbahar  | ND*                     | 73                      | 10.62                   | 16.70      |
| Yaz       | 3                       | 105                     | 24.29                   | 21.50      |
| Sonbahar  | ND*                     | 205                     | 72.17                   | 65.87      |

\*ND < DL (0.93  $\mu\text{g/L}$ )

Çizelge 4.63.'de borun ulusal ve uluslararası standartlardaki sınır değerleri verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin bor analiz sonuçları Çizelge 4.63.'e göre değerlendirildiğinde, her mevsimde bütün numunelerin bor konsantrasyonlarının standartlarda verilen toksik sınır değerlerin altında olduğu görülmektedir.

**Çizelge 4.63.** Borun Ulusal ve Uluslararası Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı     |           | B (µg/L) |
|-------------------------|-----------|----------|
| Sağlık Bakanlığı (2013) |           | 1000     |
| SKKY (2004)             | Sınıf I   | 1000     |
|                         | Sınıf II  | 1000     |
|                         | Sınıf III | 1000     |
|                         | Sınıf IV  | >1000    |
| WHO(2011)               |           | 500      |
| TS 266 (2005)           |           | 1000     |
| USEPA (2012)            |           | 1000     |

#### 4.1.11.5. Fosfor

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin fosfor konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.64.'te verilmiştir. Analiz sonuçlarına göre suların fosfor konsantrasyonları kış mevsimi örneklemeğinde 102 – 1173 µg/L arasında, ilkbahar örneklemeğinde 87 – 575 µg/L arasında, yaz örneklemeğinde 71 – 679 µg/L arasında ve sonbahar örneklemeğinde 65 – 341 µg/L arasında değişmiştir.

**Çizelge 4.64.** Fosfor Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

| <b>Mevsimler</b> | <b>Min (µg/L)</b> | <b>Max (µg/L)</b> | <b>Ort (µg/L)</b> | <b>Std. Sapma</b> |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Kış              | 102               | 1173              | 307.22            | 225.99            |
| İlkbahar         | 87                | 575               | 248.76            | 109.64            |
| Yaz              | 71                | 679               | 231.84            | 134.99            |
| Sonbahar         | 65                | 341               | 179.55            | 63.20             |

Çizelge 4.65.'te fosforun su kirliliği ve kontrolü yönetmeliğine göre su sınıfları verilmiştir. Araştırma sahasından alınan su numunelerinin fosfor analiz sonuçları Çizelge 4.65.'e göre değerlendirildiğinde III. Kalite su sınıfına girdiği görülmektedir.

**Çizelge 4.65.** Fosforun Ulusal Standartlardaki Sınır Değerleri

| Kıyaslama Standardı |     | P (µg/L) |
|---------------------|-----|----------|
| SKKY                | I   | 20       |
|                     | II  | 160      |
|                     | III | 650      |
|                     | IV  | >650     |



## 4.2. Elektrokoagülasyon Metodu ile Tespit Edilen Kirliliğin Giderilmesi

### 4.2.1. Demir Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu

Sulu demir oksitlerin çeşitli formları bazı metaller için yüksek adsorbsiyon kapasitesine sahiptir (Dzombak ve Morel 1990, Cowan ve ark. 1991). Fırın tortusu gibi demir içeren çeşitli endüstriyel atık ürünlerin kurşun ve diğer ağır metalleri adsorbe etme özellikleri üzerine çeşitli araştırmalar yapılmıştır (Lopez ve ark. 1995, Namasivayam ve Ranganathan 1995).

Elektrokoagülasyon prosesinde çok sık kullanılan demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı demir kompleksleri arıtımın verimi açısından çok önemlidir. Elektrokoagülasyon sırasında elektrotlardan çözünen  $Fe^{+2}$  ve  $Fe^{+3}$  iyonları sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre çok az çözünen  $Fe(OH)_2$  ve  $Fe(OH)_3$  gibi metal hidroksitler oluştururlar.

$Fe(OH)_{n(k)}$  elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve devamında koagülasyon yoluyla atık sudan kirleticileri gideren jelatinimsi bir süspansiyon olarak sucul ortamda kalır. Yüzey kompleksleşme durumunda kirletici  $Fe(OH)_{n(k)}$ 'e kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranır (Şengil ve ark. 2009).

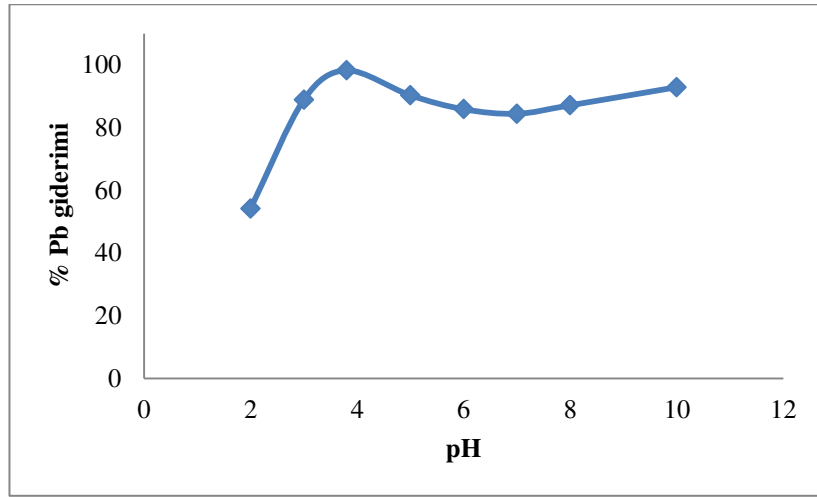
#### 4.2.1.1. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi

##### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinin en önemli parametrelerinden biri çözeltinin başlangıç pH'sıdır. Kirliliğin giderilmesinde aktif rol alan hidroksit türlerinin kararlılığını etkilediğinden dolayı kirletici giderim verimi üzerine önemli etkisi olmaktadır (Mollah ve ark. 2001). Elektrokoagülasyon prosesiyle ilgili yapılan çeşitli çalışmalarda bu parametrenin önemi çeşitli araştırmacılar tarafından vurgulanmıştır (Gurses ve ark. 2002, Daneshvar 2006). Sulu çözelti içerisinde anot ve katotta meydana gelen reaksiyonlar sonucu çözeltinin pH'sı değişir. Bu nedenle çözeltinin pH'sına bağlı olarak elektrolitik çözünen metal iyonları ( $Fe^{+2}$  gibi) farklı pH'larda farklı metal

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

hidroksit türleri oluştururlar (Mollah ve ark. 2001, Chen 2004). Demir elektrot ile kurşun arıtılmasında başlangıç pH'sının elektrokoagülasyon prosesine olan etkisini belirlemek amacıyla 500 µg/L kurşun konsantrasyonuna sahip kurşun çözeltileri istenilen pH aralığına NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak ayarlanmıştır. Başlangıç pH değerleri 2 – 10 aralığında değiştirilerek belirli şartlarda (*Kurşun konsantrasyonu: 500 µg/L, Akım:1.5 amper, Potansiyel:26 volt, Süre: 22 dakika*) elektrokoagülasyon prosesi uygulanmıştır. Şekil 4.1.'de başlangıç pH değerine bağlı olarak % Pb giderimi grafik olarak verilmiştir. Grafiği incelediğimizde pH 2, 3, 3.8, 5, 6, 7, 8, 10'da % Pb giderimi sırasıyla % 54.19, % 88.9, % 98.25, % 90.31, % 85.87, % 84.43, % 87.12, % 92.89 olarak elde edilmiştir. Yapılan denemeler sonucunda optimum pH 3.8 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.1. Kurşun Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi

*\*(Pb konsantrasyonu: 500 µg/L, Akım:1.5 amper, Potansiyel:26 volt, Süre: 22 dakika)*

Şengil ve ark.(2009) demir elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ arıtılmasında en yüksek giderimi pH 3 de rapor etmişlerdir. Demir elektrot ile çeşitli voltajlarda yapılan bütün elektrokoagülasyon işlemlerinde çözeltinin son pH'sı başlangıç pH'sından yüksek bulunmuştur (Koby ve ark. 2003). Benzer olarak bu çalışma kapsamında da demir elektrot ile yapılan bütün elektrokoagülasyon deneylerinde, analiz sonrası çözelti pH' sı başlangıç pH'sından yüksek olarak belirlenmiştir.

Şekil 1.11.'de Fe<sup>3+</sup>'nin çözeltinin pH'sına bağlı olarak hidroliz diyagramı verilmiştir. Grafik incelendiğinde Fe(OH)<sub>3</sub>'in çözünürlüğünün bütün pH'larda sabit ve

$10^{-9}$  mertebesinde olduğu,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ 'in ise pH 5 – 7 arasında çözünürlüğünün minimum olduğu görülmektedir. Elektriksel olarak üretilen demir iyonları pH'ya bağlı olarak monomerik iyonlar, polimerik türler ve hidroksil iyonları ile demir hidroksit kompleksleri şeklinde bulunurlar. Oluşan bu kompleksler pH 3 – 5 aralığında polimerize olma eğilimindedirler. Bayar ve ark. (2011) elektrokoagülasyon yöntemi ile kümes hayvanları atık sularının arıtılması üzerine yaptıkları araştırmalarında pH 3 – 7 aralığında en iyi giderme verimini pH 3 de elde etmişlerdir. García – García ve ark. (2015) güç kaynağı olarak güneş pillerini kullanarak uyguladıkları elektrokoagülasyon – elektrooksidasyon yöntemi ile endüstriyel atık suların arıtılması üzerine yaptıkları çalışmalarında; bakır elektrotlar kullanarak pH 4 de KOİ, renk ve bulanıklık giderimini sırasıyla % 89, % 97 ve % 91 olarak belirlemişlerdir. En iyi arıtma verimi pH 4'de elde edilmiştir. Yapılan araştırma kapsamında ise optimum pH 3.8 olarak belirlendiğinden literatürlerle de uyum içerisindedir.

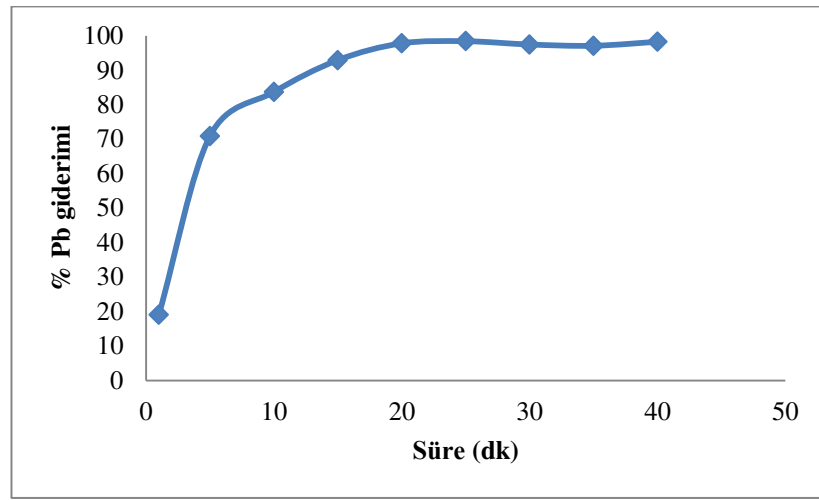
Elektrokoagülasyon prosesinde sıkça kullanılan demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı demir kompleksleri arıtım açısından oldukça önemlidir.. Elektrokoagülasyon esnasında elektrotlardan çözünen  $\text{Fe}^{+2}$  ve  $\text{Fe}^{+3}$  iyonları sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre çok az çözünen  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  gibi metal hidroksitler veya çeşitli demir kompleksleri oluşturur. Elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin yük dengesinin bozunma mekanizması yukarıda bahsedilen demir komplekslerinin meydana gelişi sonucunda oluşur. Yük dengesi bozulan kirleticiler demir hidroksit türleri ile çökelerek ortamdan giderilirler (Mollah ve ark. 2001).

#### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak kurşun giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisini belirlemek için 1 – 40 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri; 500  $\mu\text{g/L}$  kurşun içeren çözeltilere, akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.80 şartlar altında uygulanmıştır. Kurşun giderimi için en yüksek giderimin elde edildiği pH, sistemin uygulanabilirliği açısından önemlidir. Fakat tek başına bu pH'nın optimum olduğu söylenemez. Optimum pH'nın aynı zamanda en düşük enerji sarfiyatına da sahip olması gerekmektedir. Çünkü işletme maliyeti açısından büyük

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

önem arz etmektedir. Bu nedenle bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında süreye bağlı olarak % giderim belirlenmiştir. Şekil 4.2.'de analiz sonuçları grafiksel olarak verilmiştir. 1 dk, 5 dk, 10 dk, 15 dk, 20 dk, 25 dk, 30 dk, 35 dk, 40 dk süresinde sırasıyla; kurşun giderimi, % 19.04, % 70.89, % 83.67, % 92.91, % 97.78, % 98.4, % 97.45, % 97.08, % 98.25 olarak bulunmuştur. Optimum süre 22 dakika olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.2.** Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

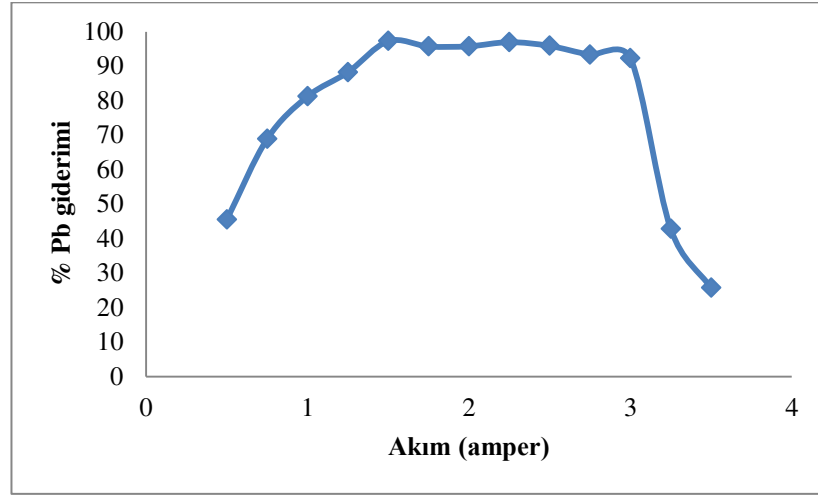
*\*(Pb konsantrasyonu: 500 µg/L, Akım:1.5 amper, Potansiyel:26 volt, pH:3.80)*

#### c) Uygulanan Akımın Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde uygulanan akım önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun gideriminde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.50 – 3.50 amper aralığında akım 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere süre:22 dk, potansiyel:25 volt, pH:3.80 şartlar altında uygulanmıştır. 0.5, 0.75, 1, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25, 3.50 amper akımda sırasıyla % Pb giderimi; % 45.5, % 68.9, % 81.23, % 88.25, % 97.28, % 95.74, % 95.78, % 96.98, % 95.89, % 93.35, % 92.34, % 42.8, % 25.7 olarak bulunmuştur. Optimum akım 1.5 amper olarak belirlenmiştir. Elde edilen veriler Şekil 4.3.'de grafik olarak verilmiştir.

Şekil 4.3.'ü incelediğimizde akım miktarının artmasıyla kurşun giderim veriminin arttığı, elektrot yüzeyi doygunluğa ulaştıktan sonra çözünerek ortama geçen demir iyonunun azalmasıyla yeterince koagülant oluşamadığından kurşun gideriminin

azalmaya başladığı düşünülmektedir. En yüksek kurşun giderim verimi 1.5 amperde % 97.28 olarak belirlenmiştir. Beklenildiği gibi akım arttıkça giderim verimi artmıştır.



**Şekil 4.3.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(Pb konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:22 dakika, potansiyel:25 volt, pH:3.80)*

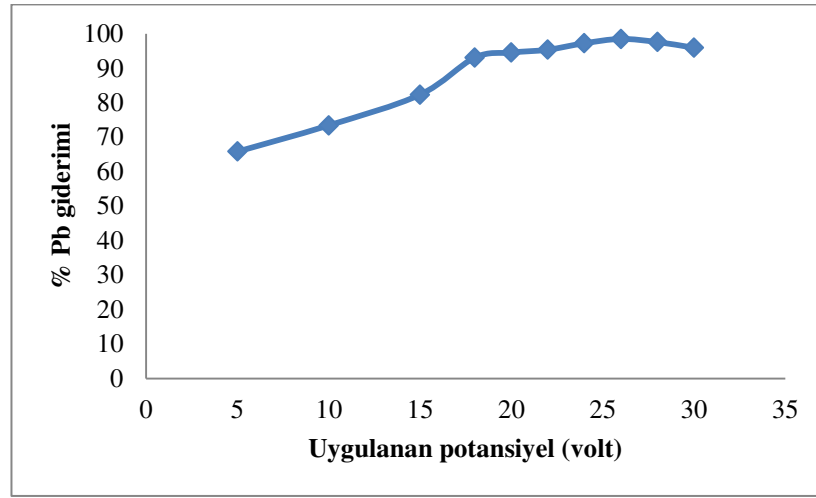
Sisteme uygulanan akım miktarının artması ile elektrokimyasal olarak demirin çözünme hızı artmakta ve daha fazla adsorbans oluşmaktadır. Böylece sabit kirletici miktarı ile daha fazla demir bileşiği reaksiyona girerek daha fazla kirlilik faktörü ortamdan giderilmektedir. Elektrik akımı sadece koagülant dozajını etkilemez, aynı zamanda kabarcık üretim hızını ve elektrokoagülasyonda arıtma verimini önemli oranda etkileyen flok boyutunu ve büyüklüğünü de etkiler (Letterman ve ark. 1999, Holt ve ark. 2002). Al – Shannag ve ark. (2015) elektrokoagülasyon yöntemi ile metal kaplama atık sularından ağır metallerin giderilmesi çalışmasında, akım yoğunluğu 1, 2, 3, 4 mA/cm<sup>2</sup> için ağır metallerin arıtma verimini sırasıyla % 23 – 29, % 52 – 62, % 75 – 83, % 98 – 100 olarak belirlemişlerdir. Akım yoğunluğu arttıkça arıtma verimi artmıştır.

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz voltajı en önemli değişkenlerden bir tanesidir. Elektroliz voltajı öncelikle akım yoğunluğuna, su/atık suyun arıtma için iletkenliğine, elektrotlar arası mesafeye ve elektrotların yüzey alanına bağlıdır (Chen ve ark. 2002). Bir doğru akım voltajı uygulandığı zaman anot Fe<sup>2+</sup> üretir ve iyi koagülant özellik gösterir (Chen ve ark. 2002).

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun gideriminde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel, 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere süre:22 dk, akım:1.5 amper, pH:3.80 şartlar altında uygulanmıştır. 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde kurşun giderimi sırasıyla % 65.8, % 73.4, % 82.3, % 93.05, % 94.52, % 95.36, % 97.22, % 98.48, % 97.58, % 95.92 olarak belirlenmiştir. Optimum potansiyel 26 volt olarak belirlenmiştir.

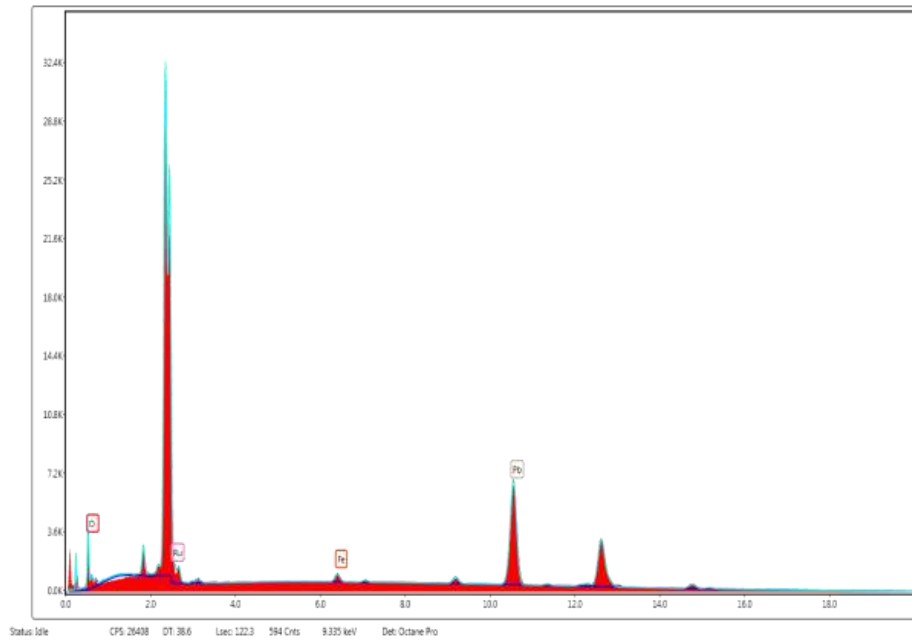
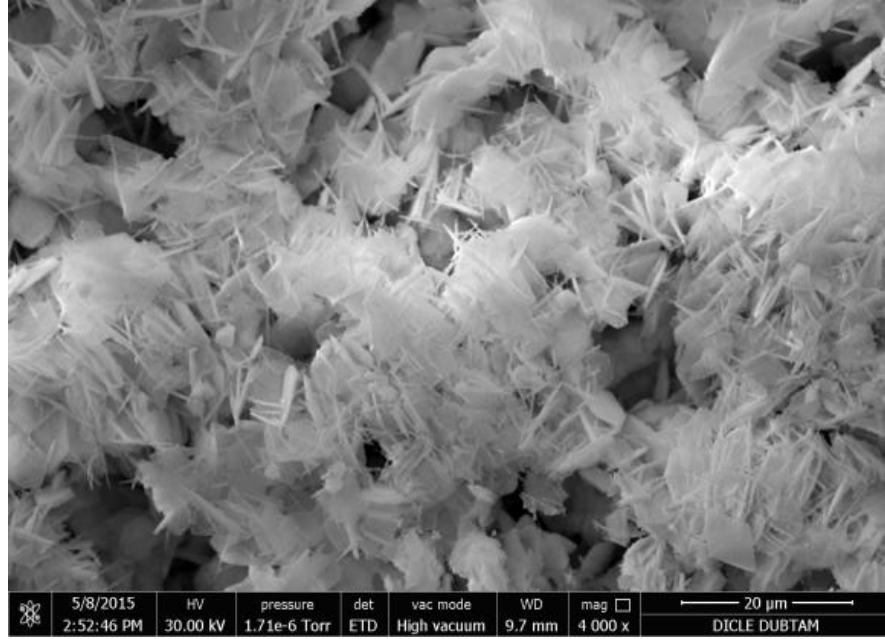


**Şekil 4.4.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(Pb konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:22 dakika, akım:1.5 amper, pH:3.80)*

Şekil 4.4.'ü incelediğimizde uygulanan potansiyel arttıkça kurşun giderim veriminin arttığı görülmektedir. Bunun nedeni yüksek potansiyelde floklar oluşturarak ortamdan kirleticilerin giderilmesini sağlayan oksitlenmiş metal iyonlarının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Bazrafshan ve ark. (2006), demir elektrot kullanarak endüstriyel sulardan kadmiyum giderilmesi çalışmasında potansiyel arttıkça giderim hızının ve veriminin arttığını belirlemişlerdir. Bu durumu yüksek akımla daha fazla demirin oksitlendiğini ve daha fazla kirleticinin çökeldiği şeklinde açıklamışlardır. İlave olarak akım yoğunluğunun artması ile oluşan kabarcıkların sayısı artarken boyutu azalır, sonuç olarak kirleticinin ve flotasyon çamurunun daha hızlı giderilmesini sağlar (Khosla ve ark. 1991).

Şekil 4.5'te demir elektrot ile kurşun gideriminin SEM ve EDAX görüntüleri verilmiştir.



**Şekil 4.5.** Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kurşunun SEM ve EDAX Görüntüleri

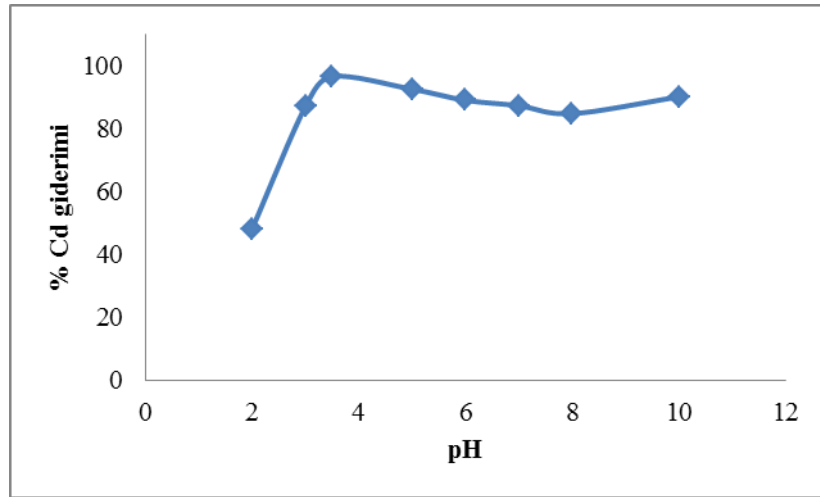
EDAX analizinde Pb, Fe ve O pikleri kurşunun demir hidroksit tarafından adsorbe olduğunu göstermektedir. SEM ve EDAX görüntüleri kurşunun demir hidroksit tarafından adsorbe olarak katotta elektrot yüzeyine çöktüğünü göstermektedir.

500 µg/L kurşun çözeltilerinde optimum pH (3.80), optimum akım (1.50 amper), optimum potansiyel (26 volt) ve optimum sürede (22 dk) yapılan çalışmalarda; ortalama olarak % 98 kurşun giderimi elde edilmiştir. Enerji tüketimi  $14.3 \text{ kWh/m}^3$ 'tür.

##### 4.2.1.2. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi

###### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Başlangıç pH'ın elektrokoagülasyon prosesine olan etkisini belirlemek amacıyla 500 µg/L kadmiyum konsantrasyonuna sahip çözeltiler istenilen pH aralığına NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak ayarlanmıştır. Başlangıç pH değerleri 2 – 10 aralığında değiştirilerek belirli şartlarda (*Kadmiyum konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:25 dakika, akım:1.25 amper, potansiyel:30 volt*) elektrokoagülasyon prosesi uygulanmıştır. Elde edilen veriler grafik olarak Şekil 4.6.'da verilmiştir. Grafiği incelediğimizde pH 2, 3, 3.5, 5, 6, 7, 8,10'a bağlı olarak % kadmiyum giderimi sırasıyla % 48.19, % 87.2, % 96.73, % 92.68, % 89.15, % 87.41, % 84.9, % 90.23 olarak belirlenmiştir. Yapılan denemeler sonucunda optimum pH 3.5 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.6. Kadmiyum Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi

\*(Cd konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:25 dakika, akım:1.25 amper, potansiyel:30 volt)

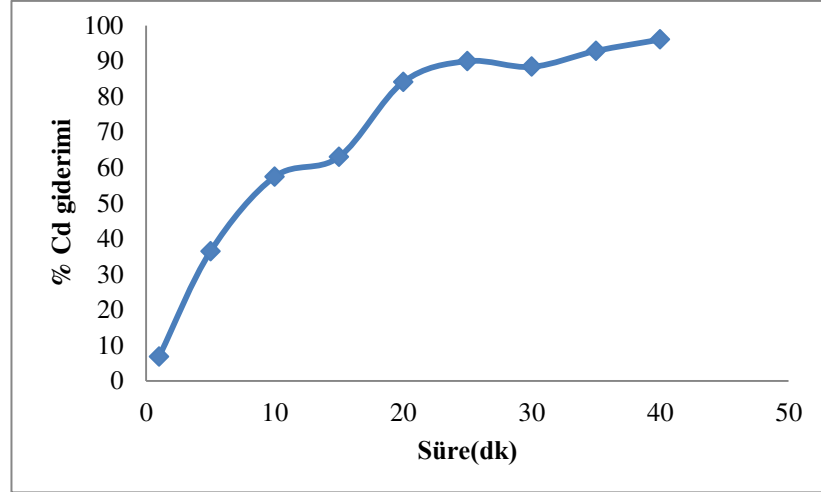
Bazrafshan ve ark. (2006) demir elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kadmiyum giderilmesi çalışmasında, farklı şartlar için başlangıç pH'ı ve elektrik potansiyelinin giderme verimi üzerine çok etkili olduğunu belirtmişlerdir. Daha önce yapılmış çalışmalarda da (Vik ve ark. 1984, Chen ve ark. 2000) elektrokoagülasyon işleminin etkinliği üzerinde pH'nın önemli etkisi olduğu belirlenmiştir. Diğer araştırmacılar tarafından elektrokoagülasyon işlemi esnasında ortamın pH'sının değiştiği belirtilmiştir. Bu değişim elektrot materyalinin çeşidine ve

başlangıç pH'sına bağlıdır. Birçok çalışmada gözlemlendiği gibi (Vik ve ark. 1984) başlangıç pH<7 olduğu zaman pH'da artış meydana gelir ve bu artış katottaki hidrojen gelişimine bağlanır. Ancak, Chen bu yaklaşıma karşı olarak (Chen ve ark. 2000) bu artışı atık sulardaki H<sub>2</sub> kabarcıklarının bozulmasına bağlı olarak CO<sub>2</sub> in ortaya çıkmasıyla açıklamıştır. Aslında, düşük pH da atık sudaki doymuş CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> gelişimi esnasında ortaya çıkabilir ve pH artışına neden olabilir. İlave olarak, eğer başlangıç pH'sı asidik ise, reaksiyonlar pH'nın arttığı tarafa doğru kayacaktır. Alkali ortamda son pH çok değişken değildir (Bazrafshan ve ark. 2006).

Yüksel ve ark. (2009), 3<pH<11'de jelatinimsi bir süspansiyon olarak elektrokoagülasyonda Fe(OH)<sub>n</sub> oluştuğunda; atık sulardaki kirletici faktörler hem kompleksasyon hem de elektrostatik çekim tarafından giderilebilir.

#### **b) Elektroliz Süresinin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak kadmiyum giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 40 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.50 şartlar altında uygulanmıştır. Kadmiyum giderimi için en yüksek giderimin elde edildiği pH, sistemin uygulanabilirliği açısından önemlidir. Fakat tek başına bu pH'nın optimum olduğu söylenemez. Optimum pH'nın aynı zamanda en düşük enerji sarfiyatına da sahip olması gerekmektedir. Çünkü işletme maliyeti açısından büyük önem arz etmektedir. Bu nedenle bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında süreye bağlı olarak % giderim ölçülmüştür. Elde edilen veriler şekil 4.7' de grafik olarak verilmiştir. 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 dk sürede sırasıyla % kadmiyum giderimi, % 6.85, % 36.46, % 57.49, % 63.04, % 84.13, % 90.03, % 88.42, % 92.89, % 96.11 olarak bulunmuştur. 25 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir.

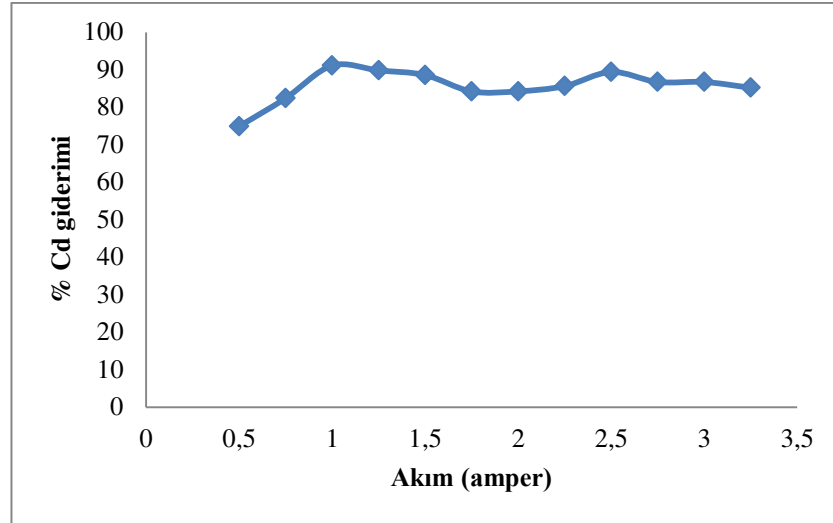


**Şekil 4.7.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(Cd konsantrasyonu: 500 µg/L, Akım:1.5 amper, Potansiyel:26 volt, pH:3.50)*

#### c) Uygulanan Akımın Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.5 – 3.50 amper aralığında akım, 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere; belirli şartlar altında (*süre:25 dk, potansiyel:26 volt, pH:3.50*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.5, 0.75, 1.00, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25 amper akımda % Cd giderimi; % 74.9, % 82.4, % 91.11, % 89.84, % 88.59, % 84.23, % 84.26, % 85.63, % 89.42, % 86.75, % 86.75, % 85.22 olarak belirlenmiştir. Optimum akım 1.25 amper olarak belirlenmiştir.



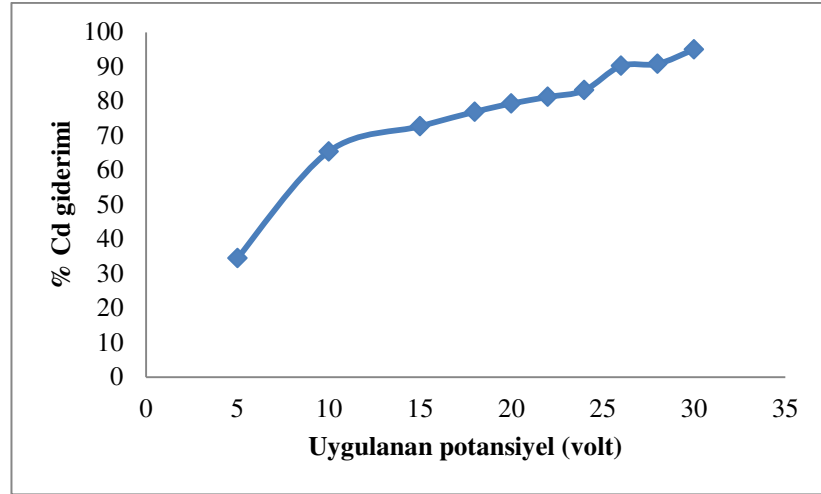
**Şekil 4.8.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(Cd konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:25 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.50)*

Sisteme uygulanan akım miktarının artması ile elektrokimyasal olarak demirin çözünme hızı artar ve daha fazla adsorbans oluşur. Böylece sabit kirletici miktarı ile daha fazla demir bileşiği reaksiyona girerek daha fazla kirlilik faktörü ortamdan giderilir. İyi bilinen bir şey var ki elektrik akımı yalnızca koagülant dozajını belirlemez aynı zamanda elektrokoagülasyon arıtma verimini etkileyebilen kabarcık üretim hızı, boyutu ve flok büyüklüğünü belirler (Letterman ve ark. 1999, Holt ve ark. 2002). Akım yoğunluğu arttıkça giderme verimi artar.

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel, 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere; belirli şartlar altında (*süre:25 dk, akım:1.25 amper, pH:3.50*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde sırasıyla % Cd giderimi; % 34.45, % 65.41, % 72.73, % 76.93, % 79.33, % 81.23, % 83.17, % 90.23, % 90.82, % 94.99 olarak belirlenmiştir. Optimum potansiyel 30 volt olarak belirlenmiştir.



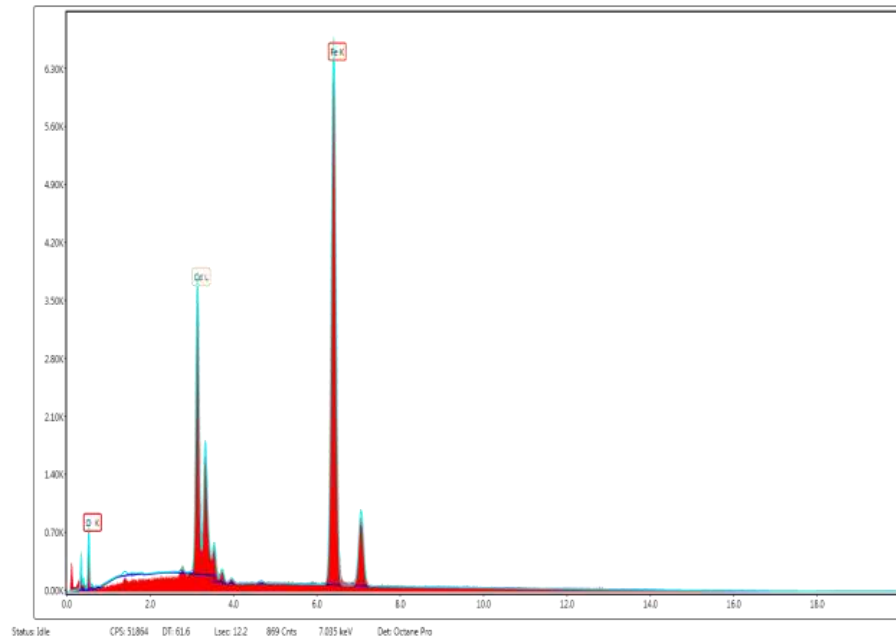
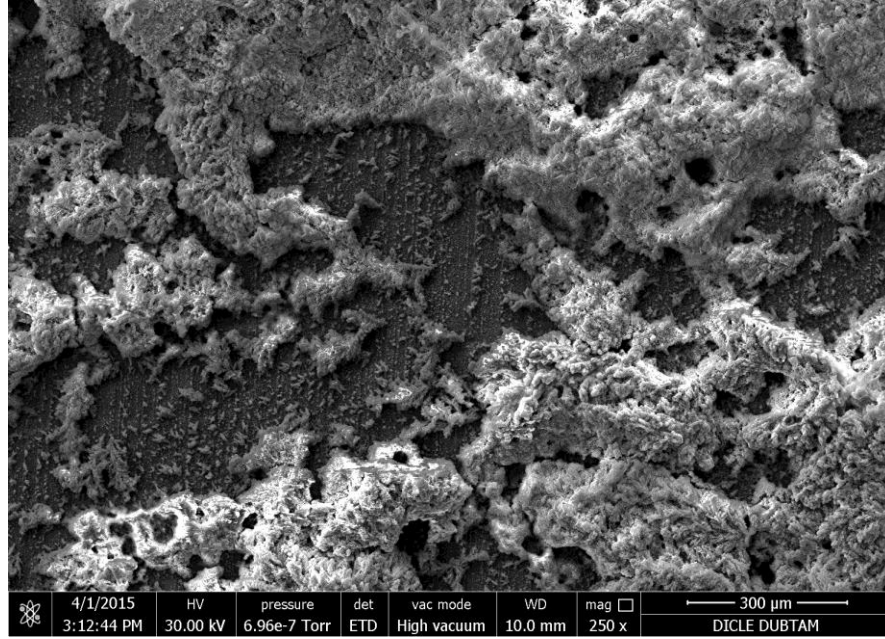
**Şekil 4.9.** Kadmiyum giderimi üzerine uygulanan potansiyelin etkisi

*\*(Cd konsantrasyonu: 500 µg/L, süre:25 dakika, akım:1.25 amper, pH:3.50)*

Şekil 4.9.'u incelediğimizde uygulanan potansiyel arttıkça kadmiyum giderim veriminin arttığı görülmektedir. Bunun nedeni yüksek potansiyelde floklar oluşturarak ortamdan kirleticilerin giderilmesini sağlayan oksitlenmiş metal iyonlarının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Elektrik potansiyeli elektrokoagülasyon prosesi üzerinde önemli miktarda etkilidir. Bazrafshan ve ark. (2006) demir elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile endüstriyel atık sulardan kadmiyum giderilmesi çalışmasında farklı şartlar için başlangıç pH'sı ve elektrik potansiyelinin giderme verimi üzerine çok etkili olduğunu göstermiştir. Elektrik potansiyeli arttıkça tükenen elektrot miktarı artmıştır. Uygulanan 20, 30 ve 40 V elektrik potansiyelleri için en yüksek elektrot tüketimi 40 V'da elde edilmiştir. Bir doğru akım voltajı uygulandığı zaman anot  $Fe^{2+}$  üretir ve iyi koagülant özellik gösterir (Chen ve ark. 2002).

Şekil 4.10.'da demir elektrot ile kadmiyum gideriminin SEM ve EDAX görüntüleri verilmiştir.



**Şekil 4.10.** Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kadmiyumun SEM ve EDAX Görüntüleri

EDAX analizinde Cd, Fe ve O pikleri kadmiyumun demir hidroksit tarafından adsorbe olduğunu göstermektedir. SEM ve EDAX görüntüleri kadmiyumun demir hidroksit tarafından adsorbe olarak katotta elektrot yüzeyine çöktüğünü göstermektedir.

500 µg/L kadmiyum çözeltisi optimum pH (3.50), optimum akım (1.25 amper), optimum potansiyel (30 volt) ve optimum sürede (25 dk) yapılan çalışmalarda; ortalama olarak % 95.94 arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $15.63 \text{ kWh/m}^3$ 'tür.

##### **4.2.1.3. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi**

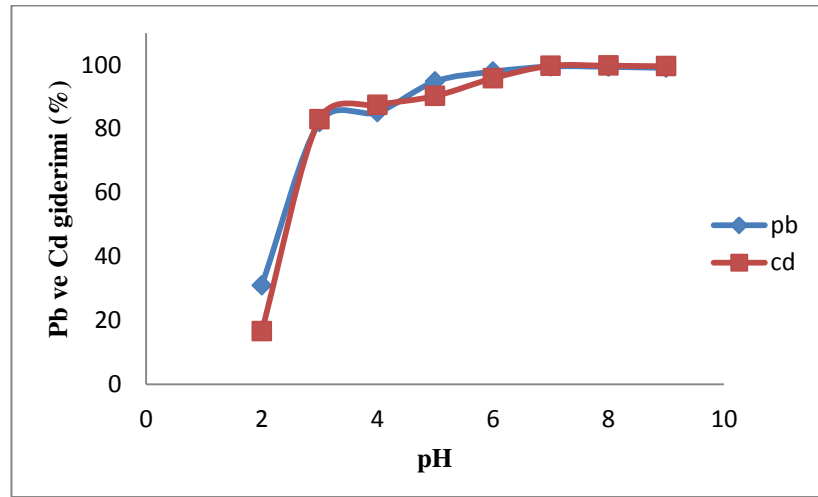
###### **a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Başlangıç pH'ın elektrokoagülasyon prosesine olan etkisini belirlemek amacıyla 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum konsantrasyonuna sahip çözeltiler istenilen pH aralığına NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak ayarlanmıştır. Başlangıç pH değerleri 2 – 9 aralığında değiştirilerek belirli şartlarda (500 µg/L kurşun, 500 µg/L kadmiyum, süre:50 dakika, akım:2 amper, uygulanan potansiyel:26 volt) elektrokoagülasyon işlemi uygulanmıştır. Yapılan denemeler sonucunda optimum pH 7 olarak belirlenmiştir. Mahmoud ve Ahmed (2014), demir elektrot kullanarak elektrokoagülasyon ile atık sulardan surfaktanların giderilmesi üzerine yaptıkları çalışmalarında optimum pH'yı 5 – 7 aralığı olarak belirlemişlerdir. Khosa ve ark. (2013), sentetik sulardan Ni(II), Pb(II) ve Cd(II) elektrokoagülasyon ile arıtılması işleminde en iyi arıtmayı pH 7 de belirlemişlerdir. Vasudevan ve Lakshmi (2011), çinko elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile kadmiyum giderilmesi çalışmasında en iyi arıtma giderimini pH 7'de sağlamışlardır.

Fe(OH)<sub>n(k)</sub> elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve devamında koagülasyon yoluyla atık sudan kirleticileri gideren 3<pH<11 aralığında oluşan jelatinimsi bir süspansiyon olarak sucul ortamda kalır. Yüzey kompleksleşme durumunda kirletici Fe(OH)<sub>n(k)</sub>'e kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranır (Yüksel ve ark. 2009).

Tekstil baskı ve boyama işlemlerinden oluşan atık suların elektrokoagülasyonla arıtımında demir elektrot kullanıldığı zaman alkali ortamda daha iyi KOİ ve renk giderimi elde edilir (Chen 2004). Demir elektrot kullanıldığında çıkış pH değeri başlangıç pH değerinden her zaman daha yüksek olur. Bu sonuçlar elektrokoagülasyon prosesinin özellikle alkali ortamda bir miktar tampon kapasitesine sahip olduğunu gösterir. Başka bir deyişle, çözeltinin pH'sı düşük olduğu zaman pH'da bir artış meydana gelirken, çözeltinin pH'sı yüksek olduğunda pH'da bir düşüş meydana gelir. Bu durum, elektrokoagülasyon prosesinin avantajlarından birini oluşturur (Koby ve ark. 2003, Chen 2004, Daneshvar ve ark. 2004).

Elektrokoagülasyon prosesinde sıkça kullanılan demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı demir kompleksleri arıtımın verimliliği açısından oldukça önem taşımaktadır. Elektrokoagülasyon esnasında elektrotlardan çözünen  $\text{Fe}^{+2}$  ve  $\text{Fe}^{+3}$  iyonları sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre çok az çözünen  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  ve  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Oluşan demir hidroksit flokları ortamdaki metal iyonları için temel adsorbent olarak işlev görür. Elektrokoagülasyon işleminde metal iyonları hidroliz olarak metal hidroksitler oluşturur. Yalnızca pH 6 – 7 arasında çok düşük çözünürlüğe sahip  $\text{M}(\text{OH})_3$  nötral tür oluşur. Negatif yüklü partiküller metal türleri ile reaksiyona girerek suda floklar oluşturur. Elektrokoagülasyon prosesinde herhangi bir kimyasal ilave edilmesine gerek kalmadan koagülantlar yerinde oluşur. Suyun elektrokoagülasyon işlemi esnasında oluşan gazlar ve çözünen metal floklararak süzülmesine izin verir (Daneshvar, 2006).



**Şekil 4.11.**Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi

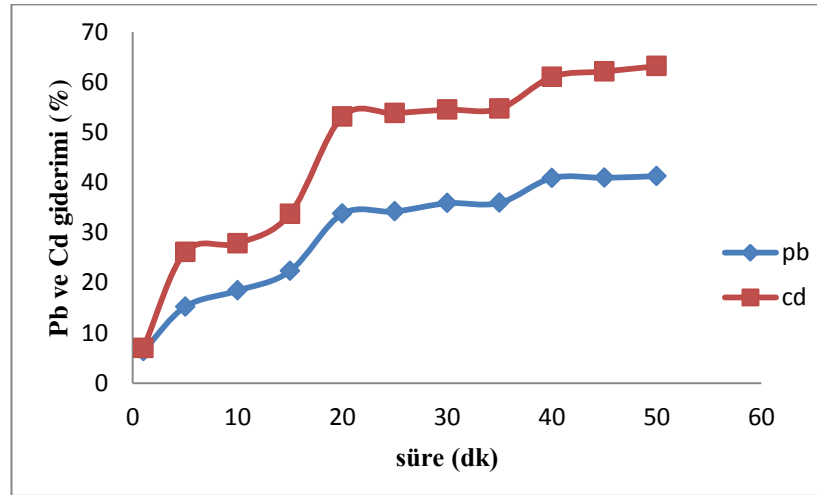
*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, süre:50 dakika, akım:2 amper, uygulanan potansiyel:26 volt)*

Uygulanan şartlarda 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 pH'da Pb ve Cd giderimi sırasıyla Pb için; % 30.95, % 82.03, % 85.15, % 94.83, % 97.91, % 99.54, % 99.43, % 99.09 Cd için, % 16.55, % 82.97, % 87.46, % 90.27, % 95.84, % 99.76, % 99.78, % 99.62 olarak belirlenmiştir.

### b) Elektroliz Süresinin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak kurşun ve kadmiyumun birlikte giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için, 1 – 50 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar (akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt pH:3.67) şartlar altında uygulanmıştır. Bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında süreye bağlı olarak % giderim ölçülmüştür.

Elde edilen veriler Şekil 4.12.'de grafik olarak verilmiştir. Uygulanan şartlarda 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50 dk sürede % Pb ve Cd giderimi sırasıyla, % 6.38, % 15.24, % 18.45, % 22.35, % 33.76, % 34.22, % 35.87, % 35.93, % 40.89, % 40.94, % 41.27 Cd için; % 6.99, % 26.13, % 27.86, % 33.73, % 53.13, % 53.8, % 54.52, % 54.69, % 61.04, % 62.13, % 63.17 olarak bulunmuştur. Optimum süre 50 dakika olarak belirlenmiştir.

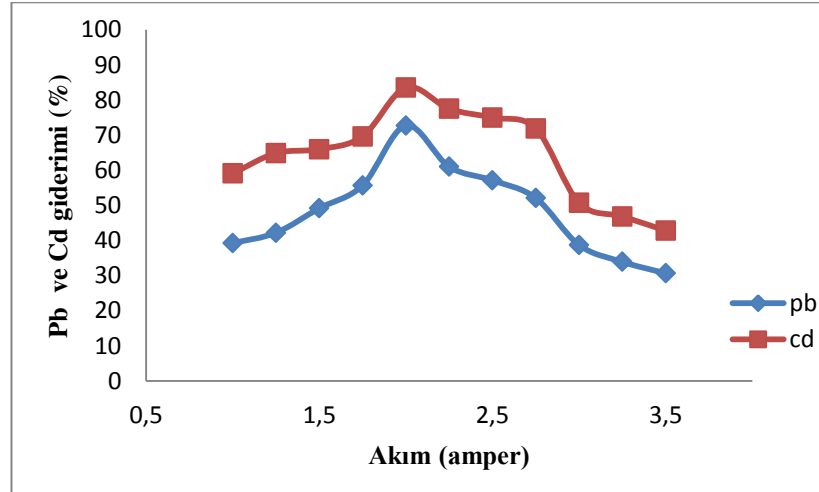


Şekil 4.12. Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Elektrokoagülasyon Süresinin Etkisi

\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, akım:1,5 amper, uygulanan potansiyel:26 volt, pH: 3.67)

### c) Uygulanan Akımın Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 1 – 3.50 amper aralığında akım 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar (süre:50 dk, potansiyel:26 volt, pH: 3.67) altında uygulanmıştır. Elde edilen veriler Şekil 4.13.'de grafik olarak verilmiştir. Uygulanan şartlarda 1, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25, 3.50 amper akımda % Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 39.24, % 42.19, % 49.17, % 55.67, %72.72, % 61, % 57.14, % 52.09, % 38.73, % 33.92, % 30.65 Cd için; % 59.1, % 64.87, % 65.99, % 69.63, % 83.54, % 77.49, % 74.98, % 71.89, % 50.73, % 46.85, % 42.83 olarak bulunmuştur.



Şekil 4.13.Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

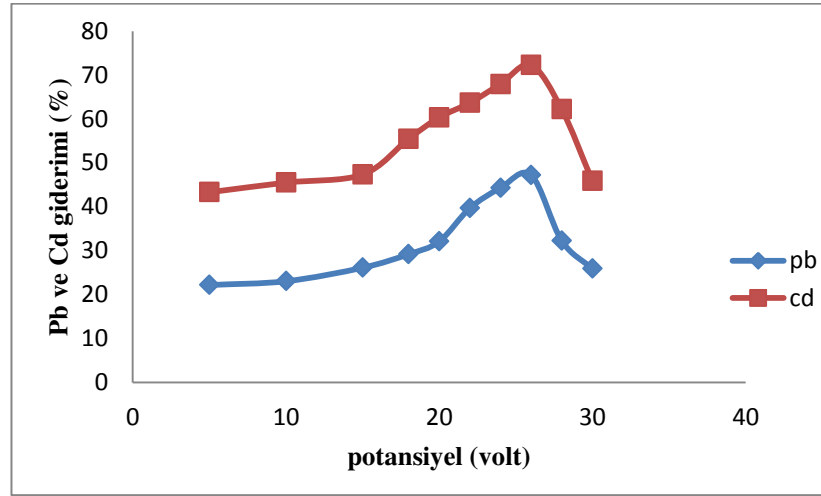
*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, uygulanan potansiyel:26 volt, süre:50 dakika, pH:3.67)*

### d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel, 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere; belirli şartlar (süre:50 dk, akım:2 amper, pH: 3.67) şartlar altında uygulanmıştır.

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

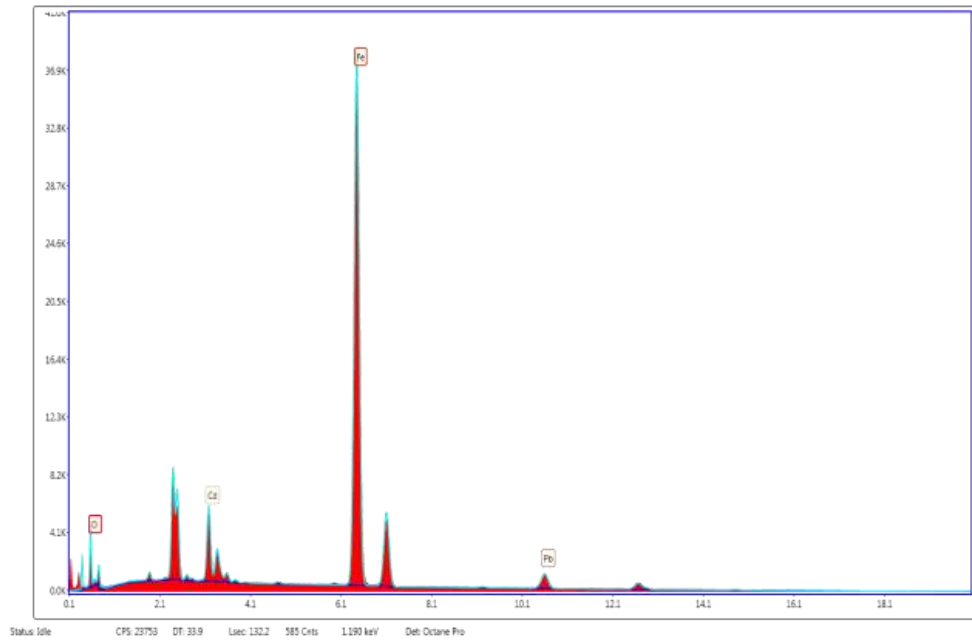
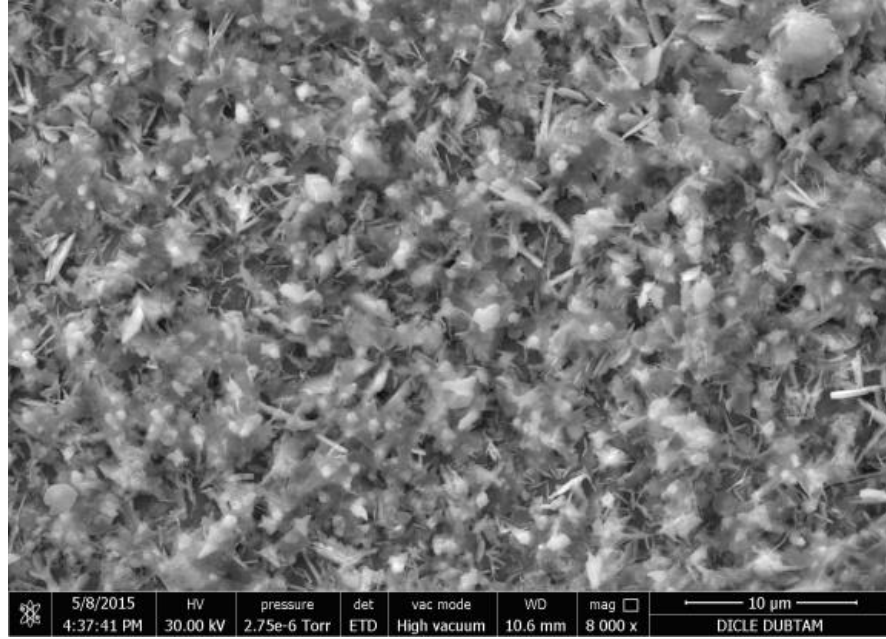
Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde, % Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 22.19, % 23.06, % 26.13, % 29.2, % 32.11, % 39.7, % 44.3, % 47.23, % 32.28, % 25.91 ve Cd için, % 43.32, % 45.52, % 47.36, % 55.49, % 60.37, % 63.68, % 67.96, % 72.27, % 62.21, % 45.89 olarak bulunmuştur. Şekil 4.14.'ü incelediğimizde uygulanan potansiyel arttıkça kurşun ve kadmiyum giderim veriminin arttığı görülür Bunun nedeni yüksek potansiyelde floklar oluşturarak ortamdan kirleticilerin giderilmesini sağlayan oksitlenmiş metal iyonlarının artmasından kaynaklandığı düşünülür.



**Şekil 4.14.** Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, akım:2 amper, süre:50 dakika, pH:3.67)*

Şekil 4.15.'de demir elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte gideriminin SEM ve EDAX görüntüleri verilmiştir.



**Şekil 4.15.** Elektrot Yüzeyinde Çökelen Kurşun ve Kadmiyumun SEM ve EDAX Görüntüleri

EDAX analizinde Pb, Cd, Fe ve O pikleri kurşunun ve kadmiyumun demir hidroksit tarafından adsorbe olduğunu göstermektedir. SEM ve EDAX görüntüleri kurşun ve kadmiyumun demir hidroksit tarafından adsorbe olarak katotta elektrot yüzeyine çöktüğünü göstermektedir.

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:2 amper, süre:50 dakika, uygulanan potansiyel:26 volt, pH:7*) 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum çözeltileri sırasıyla

% 99.17, % 98.33 olarak artırılmıştır. Enerji tüketimi  $43.33 \text{ kWh/m}^3$ 'tür. Khosa ve ark. (2013), demir ve alüminyum elektrotlar kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile laboratuvar ortamında hazırlanan sentetik sulardan Ni(II), Pb(II), Cd(II) arıtılması üzerine çalışmışlardır. Demir elektrot kullanarak nikel, kurşun ve kadmiyum arıtım verimi sırası ile % 97.6, % 99.3 ve % 98.8; alüminyum elektrot kullanarak arıtım verimi sırası ile % 89.3, % 89.5 ve % 91.4 olarak belirlenmiştir. Demir elektrot ile daha iyi kurşun ve kadmiyum giderimi elde edilmiştir.

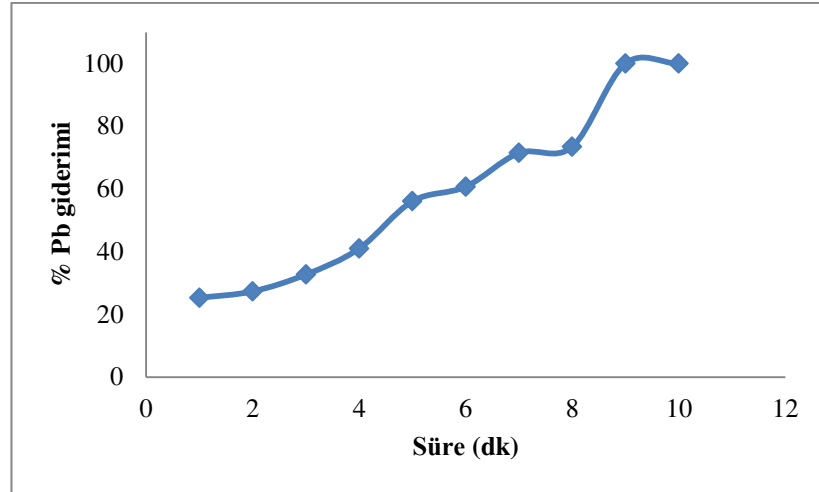
##### **4.2.1.4. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş İçme Suyundan Kurşun Giderilmesi**

###### **a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

10 µg/L Pb içeren çözeltilerin başlangıç pH'sı 7.93 olarak belirlenmiştir. Optimizasyonu yapılacak numuneler içme suyu olduğu için pH ayarlaması yapılmamıştır.

###### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak kurşun giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisini belirlemek için 1 – 10 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 10 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*akım: 0.3 amper, potansiyel: 5.7 volt, pH: 7.93*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 dakika sürede % Pb giderimi sırasıyla % 25.27, % 27.33, % 32.71, % 40.99, % 56.07, % 60.73, % 71.48, % 73.47, % 100, % 100 olarak belirlenmiştir. Optimum süre 10 dakika olarak belirlenmiştir.

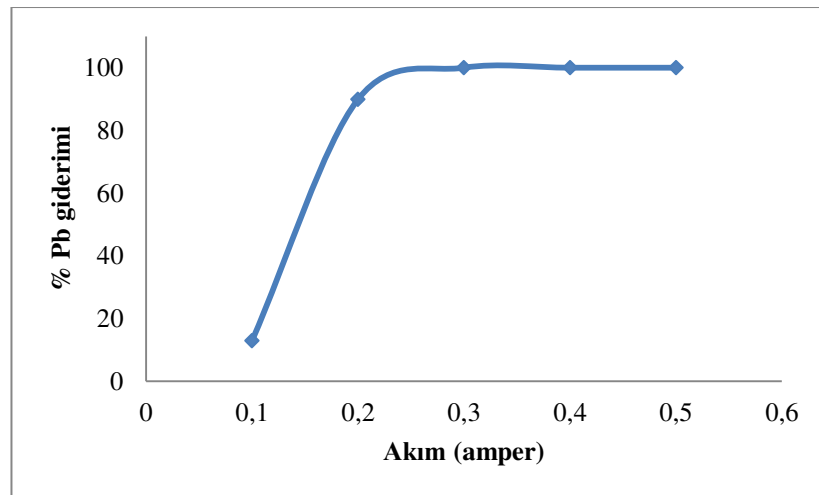


**Şekil 4.16.** Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb konsantrasyonu, Akım:0.3 amper, Potansiyel:5.7 volt, pH:7.93)*

#### c) Uygulanan Akımın Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.1 – 0.5 amper aralığında akım 10 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:10 dakika, potansiyel: 5.7 volt, pH:7.93*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5 amper akımda % Pb giderimi sırasıyla % 12.89, % 89.89, % 100, % 100, % 100 olarak belirlenmiştir. Optimum akım 0.3 amper olarak belirlenmiştir.

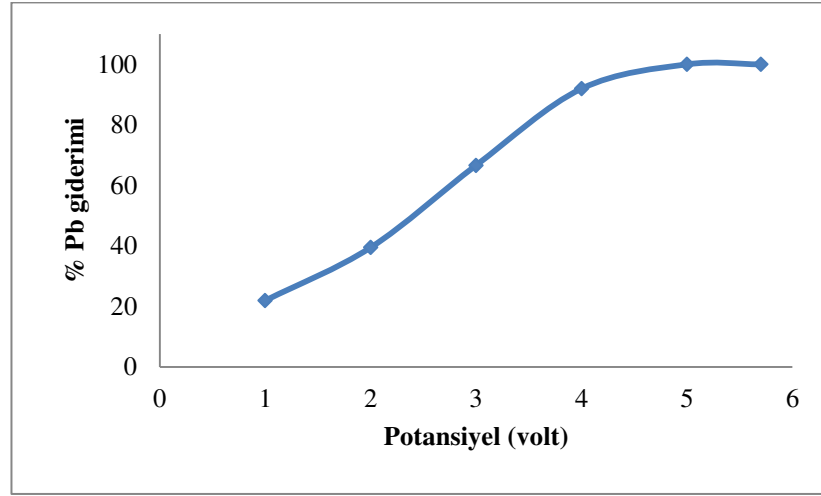


**Şekil 4.17.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(10 µg/L Pb konsantrasyonu, süre:10 dakika, potansiyel:5.7 volt, pH:7.93)*

##### d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 1 – 5.7 volt aralığında potansiyel, 10 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:10 dk, akım:0.3 amper, pH:7.93) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 5.7 volt potansiyelde % Pb giderimi sırasıyla % 21.89, % 39.45, % 66.62, % 91.96, % 100, % 100 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 5 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.18.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb konsantrasyonu, süre:10 dakika, akım:0,3 amper, pH:7.93)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (akım:0.3 amper, süre:10 dakika, uygulanan potansiyel:5 volt, pH:7.93) 10 µg/L kurşun çözeltisi % 100 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi 0.25 kWh/m<sup>3</sup> tür.

Başlangıç konsantrasyonu azaldıkça daha iyi arıtma verimi elde edilmiştir. Merzouk ve ark. (2009) çalışmasında başlangıç kurşun konsantrasyonu arttıkça arıtma verimi azalmıştır.

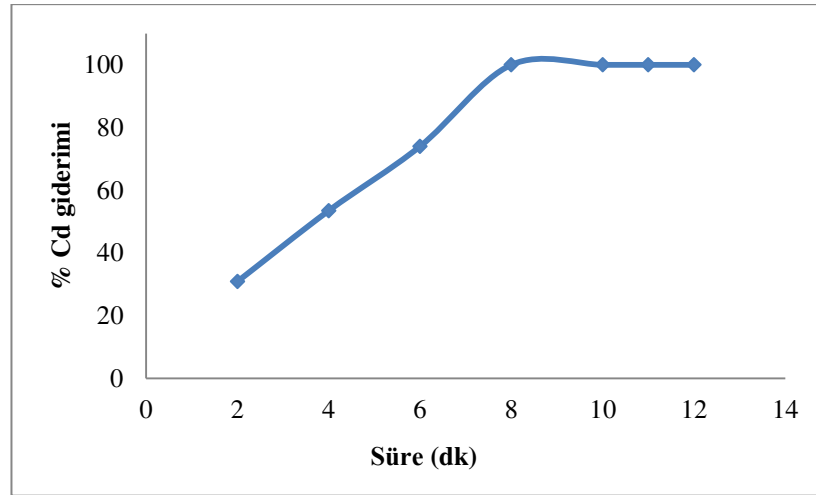
#### 4.2.1.5. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kadmiyum Giderilmesi

##### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

5 µg/L Cd içeren çözeltilerin başlangıç pH'sı 7.87 olarak belirlenmiştir. Optimizasyonu yapılacak numuneler içme suyu olduğu için pH ayarlaması yapılmamıştır.

##### b) Elektroliz Süresinin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak kadmiyum giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 12 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 5 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*akım:0.3 amper, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 dakika sürede % Cd giderimi sırasıyla; % 20.35, % 30.84, % 39.12, % 53.45, % 62.93, % 73.97, % 95.6, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak bulunmuştur. Optimum süre 8 dakika olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.19. Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

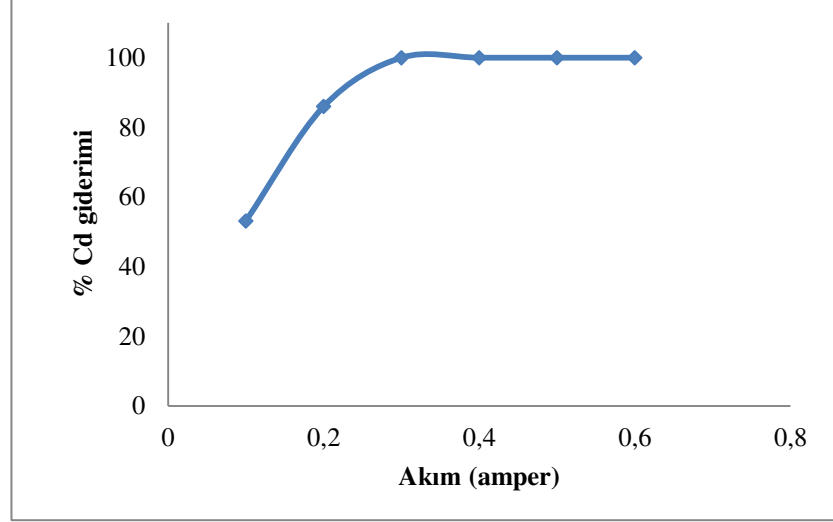
\*(Cd konsantrasyonu: 5 µg/L, Akım:0.3 amper, Potansiyel:5.5 volt, pH:7.87)

##### c) Uygulanan Akımın Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.1 – 0.6 amper aralığında akım, 5 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar altında

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

(süre:10 dk, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 amper akımda % Cd giderimi sırasıyla; % 53.12, % 85.97, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak bulunmuştur.

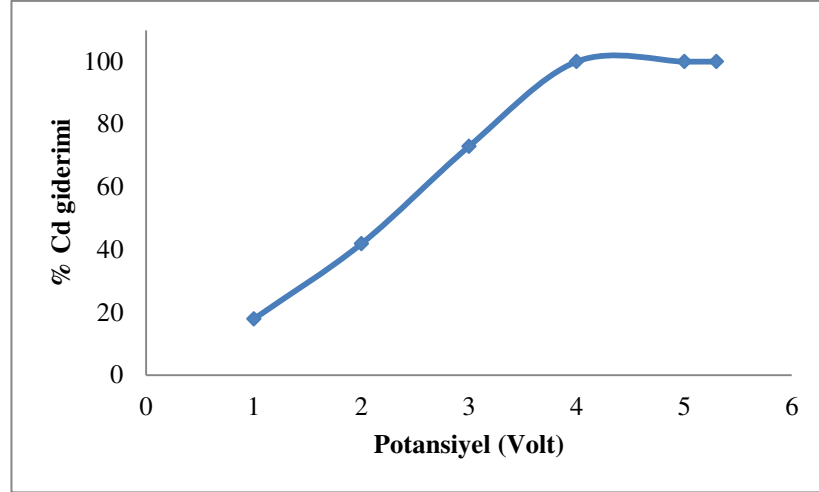


**Şekil 4.20.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(Cd konsantrasyonu: 5 µg/L, süre:10 dakika, potansiyel:5.5 volt, pH:7.87)*

##### **d) Uygulanan Potansiyelin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 1 – 5.3 volt aralığında potansiyel, 5 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:8 dk, akım:0.3 amper, pH:7.87) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 5.3 volt potansiyelde % Cd giderimi sırasıyla; % 17.85, % 41.87, % 72.94, % 100, % 100, % 100 olarak belirlenmiştir. Optimum potansiyel 5 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.21.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(Cd konsantrasyonu:5 µg/L, süre:8 dakika, akım:0.3 amper, pH:7.87)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:0.3 amper, süre:8 dakika, uygulanan potansiyel:5 volt, pH:7.87*) kadmiyum % 100 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $0.2 \text{ kWh/m}^3$  tür.

Başlangıç kadmiyum konsantrasyonu düşükçe daha iyi arıtma verimi elde edilmiştir. Merzouk ve ark. (2009) çalışmasında en düşük başlangıç kadmiyum konsantrasyonunda en iyi arıtma verimi elde etmiştir.

#### **4.2.1.6. Demir Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi**

##### **a) Çözeltilinin Başlangıç pH'sının Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

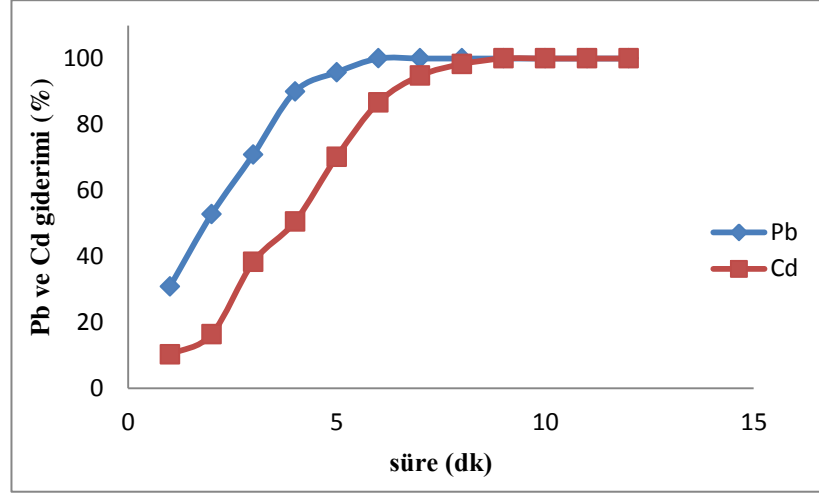
10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerimizin başlangıç pH'sı 7.95 olarak belirlenmiştir. Optimizasyonu yapılacak numuneler içme suyu olduğu için pH ayarlaması yapılmamıştır.

##### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Demir elektrot kullanarak içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 12 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

çözeltilere belirli şartlar altında (akım:0.6 amper, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 dakika sürede % Pb ve % Cd giderimi sırasıyla; % 30.76, % 52.7, % 70.85, % 89.96, % 95.8, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 Cd için; % 10.19, % 16.34, % 38.25, % 50.52, % 70.17, % 86.66, % 94.8, % 98.3, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak bulunmuştur. Optimum süre 10 dakika olarak belirlenmiştir.

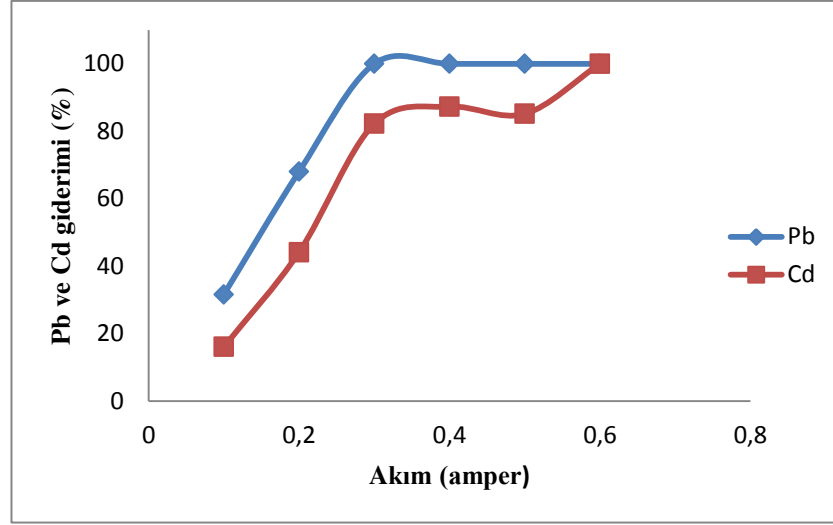


Şekil 4.22. Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, Akım:0.6 amper, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95)*

##### c) Uygulanan Akımın Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.1 – 0.6 amper aralığında akım; 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:10 dk, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 amper akımda % Pb ve % Cd giderimi sırasıyla; % 31.58, % 68.02, % 100, % 100, % 100, % 100 Cd için; % 16.03, % 44.12, % 82.21, % 87.31, % 85.17, % 100 olarak bulunmuştur. Optimum akım 0.6 amper olarak belirlenmiştir.

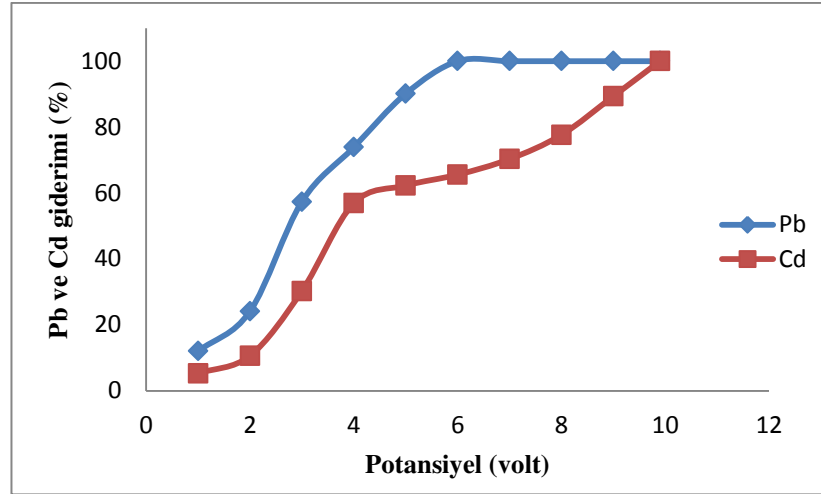


**Şekil 4.23.** Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, süre:10 dakika, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95)*

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Demir elektrot ile içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 1 – 9.9 volt aralığında potansiyel; 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:10 dk, akım:0.6 amper ve pH:7.93*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 9.9 volt potansiyelde % Pb ve % Cd giderimi sırasıyla; % 12.01, % 24.07, % 57.34, % 73.87, % 90.1, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 Cd için; % 5.28, % 10.62, % 30.22, % 56.89, % 62.27, % 65.56, % 70.29, % 77.62, % 89.33, % 100 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 9.9 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.24.** Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, süre:10 dakika, akım:0,6 amper, pH:7.95)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (akım:0.6 amper, süre:10 dakika, uygulanan potansiyel:9.9 volt, pH:7.95) % 100 Pb ve % 100 Cd arıtılması gerçekleşmiştir. Enerji tüketimi  $0.99 \text{ kWh/m}^3$ 'tür. Başlangıç konsantrasyonu düştükçe arıtma verimi artmaktadır. Vasudevan ve Lakshmi (2011) çinko elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile kadmiyum giderilmesi çalışmasında başlangıç konsantrasyonu arttıkça arıtma veriminin azaldığını belirlemiştir. *Başlık 4.2.1.1.3'* de 500 µg/L Pb ve Cd çözeltileri kullanarak yapılan arıtma işleminde Pb ve Cd sırasıyla % 99.17, % 98.33 olarak arıtılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu arttıkça arıtma verimi azalmıştır.

#### 4.2.1.7. Demir Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kadmiyum ve kurşun konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi sırasıyla Çizelge 4.36., Çizelge 4.40.'da belirtilmiştir. Çizelgelerde belirtilen kurşun ve kadmiyum konsantrasyonlarına sahip araştırma sahası su numuneleri demir elektrot ile; içme suları için *Başlık 4.2.1.2.3'*te belirlenen optimum şartlarda (Akım:0.6 amper, süre:10 dakika, uygulanan potansiyel:9.9 volt) pH ayarlaması yapılmadan Pb ve Cd için % 100 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $0.99 \text{ kWh/m}^3$ 'tür.

#### 4.2.2. Alüminyum Elektrot Kullanarak Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kurşun ve Kadmiyum İçeren Su Numunelerinin Arıtılması ve Arıtma Parametrelerinin Optimizasyonu

Alüminyum elektrotlar, endüstriyel uygulamalar için en yaygın kullanılan elektrotlardan biridir. Demirci ve ark. (2015), farklı bağlantı şekilleri deneyerek alüminyum ve demir elektrot ile tekstil atık sularında yaptıkları araştırmalarında; alüminyum elektrotun bulanıklık, renk ve KOİ giderilmesinde demir elektroda göre daha etkili olduğunu belirtmişlerdir. Tir ve Moulay – Mostefa (2008) petrolü atık sulardan petrolün giderilmesi çalışmasında alüminyum elektrot kullanarak 22 dakikadan az sürede ve  $25 \text{ mAc m}^{-2}$  akım yoğunluğunda % 99 bulanıklık, % 90 KOİ giderimi elde edebilmişlerdir.

##### 4.2.2.1. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirletilmiş Sulardan Kurşunun Giderilmesi

###### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

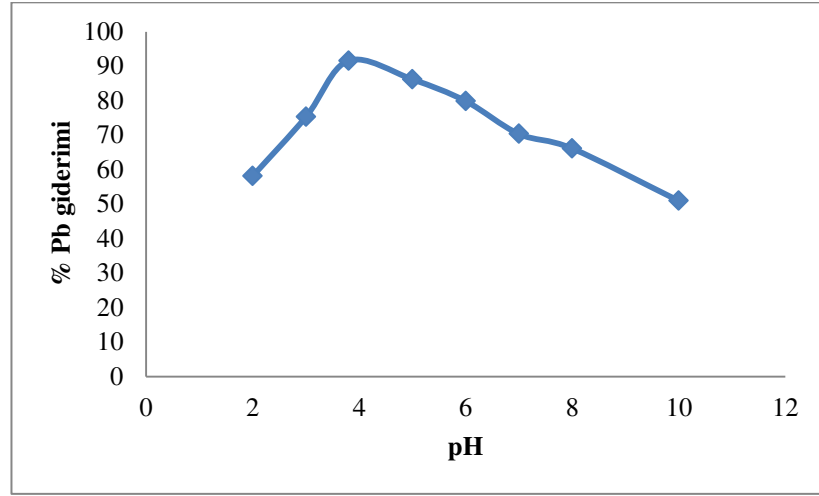
Alüminyum, çözeltinin pH'sına ve diğer kimyasal türlere göre farklı formlar oluşturabilir. Çözeltinin başlangıç pH'sı elektrokoagülasyon prosesinin performansını etkileyen önemli bir parametre olmanın yanında, oluşan elektrokoagülasyon ile oluşan hidroksit türlerinin kararlılığını da etkiler. Bu yüzden, elektrokimyasal prosesin performansı üzerine pH'nın etkisi incelenmiştir (Tezcan ve ark. 2006, Yılmaz ve ark. 2008). Elektrokoagülasyonda etkili bir arıtımın gerçekleşmesi için ortamın pH'sı sürekli izlenip gözetim altında tutulmalıdır.

Başlangıç pH'sının elektrokoagülasyon prosesine olan etkisini belirlemek amacıyla su numuneleri istenilen pH aralığına NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak ayarlanmıştır.

Alüminyum elektrot ile suni olarak kirletilmiş sulardan kurşun giderilmesinde başlangıç pH'ın etkisini belirlemek için 2 – 10 pH aralığında 500 µg/L Pb içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:35 dakika, akım:1.5 amper, potansiyel: 30 volt*) elektrokoagülasyon uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 2, 3, 3.5, 5, 6, 7, 8, 10 pH' a bağlı olarak % Pb giderimi sırasıyla % 58.1, % 75.27, % 91.59, % 86.19, % 79.9 % 70.36, % 66.14, % 50.97 olarak bulunmuştur. Elde edilen veriler Şekil 4.25.'de grafik

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

olarak verilmiştir. En yüksek giderim verimi çözeltinin başlangıç pH'sı 3.8'e ayarlanarak yapılan denemede elde edilmiştir. Optimum pH 3.8 olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.25.** Kurşun Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi

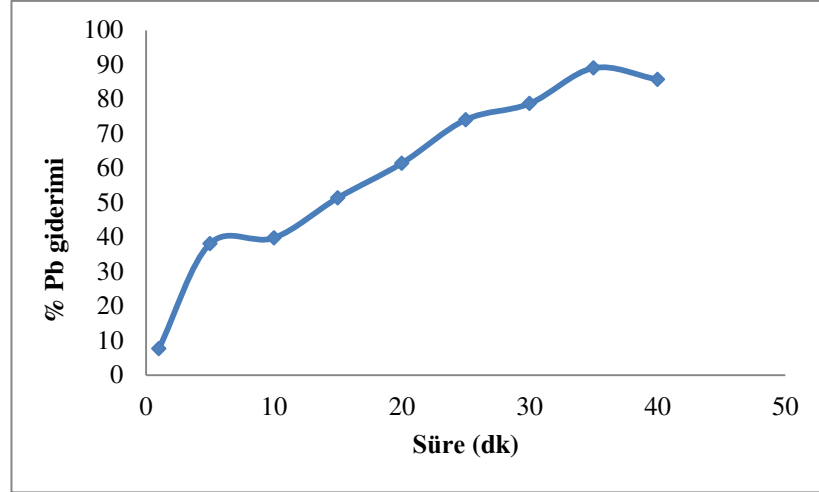
*\*(Pb: 500 µg/L, süre:35 dk, akım:1.5 amper, potansiyel: 30 volt)*

Alüminyum elektrot ile elektrokoagülasyon prosesinde  $Al^{+3}$ 'ün hidrolizi ve bunun sonucunda çeşitli alüminyum hidroksit polimerleri ve kompleksleri meydana gelir (Mollah ve ark. 2001).  $Al^{+3}$  iyonları, pH'ya bağlı olarak monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit kompleks türlerini oluştururlar.

Aoudj ve ark. (2015) elektrokoagülasyon – elektrofloasyon yöntemi ile Cr (VI) ve florürün birlikte giderimi çalışmasında en iyi arıtma verimi pH 2.5'da ve optimum pH 3 olarak belirlenmiştir. Yapılan çalışmada elde edilen pH sonuçları literatürlerle uyum içerisinde.

##### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Alüminyum elektrot kullanarak kurşun giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 40 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (akım:1.5 amper, potansiyel:26 volt, pH:3.80) uygulanmıştır. Elde edilen veriler grafik olarak verilmiştir. Uygulanan şartlarda 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 dakika sürede % Pb giderimi sırasıyla, % 7.63, % 38.1, % 39.77, % 51.39, % 61.42, % 74.05, % 78.74, % 89.04, % 85.74 olarak bulunmuştur. Optimum süre 35 dakika olarak belirlenmiştir.



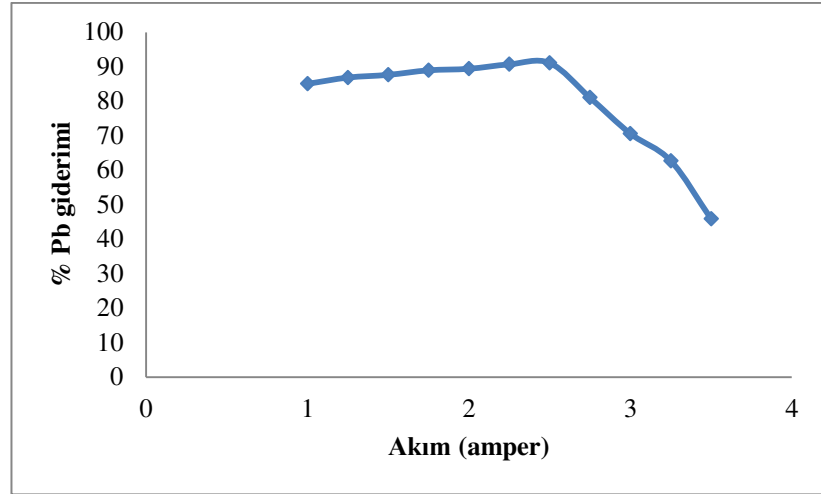
**Şekil 4.26.** Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(Pb: 500 µg/L, Akım: 1.5 amper, potansiyel: 26 volt, pH: 3.80)*

Kurşun giderimi için en yüksek giderimin elde edildiği pH, sistemin uygulanabilirliği açısından önemlidir. Fakat tek başına bu pH'nın optimum olduğu söylenemez. Optimum pH'nın aynı zamanda en düşük enerji sarfiyatına da sahip olması gerekmektedir. Elektrokoagülasyonun uygulama süresi, enerji tüketimini ve dolayısıyla işletme maliyetini önemli ölçüde etkilemektedir. Bu nedenle bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında % giderim ve süre ölçülmüştür.

#### c) Uygulanan Akımın Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 1 – 3.50 amper aralığında akım 500 µg/L Pb içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre: 35 dk, potansiyel: 26 volt, pH: 3.80*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1.00, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25, 3.50 % Pb giderimi sırasıyla; % 85.05, % 86.87, % 87.66, % 88.97, % 89.42, % 90.7, % 91.1, % 81.03, % 70.61, % 62.73, % 45.88 olmuştur. Optimum akım 1.5 amper olarak belirlenmiştir.



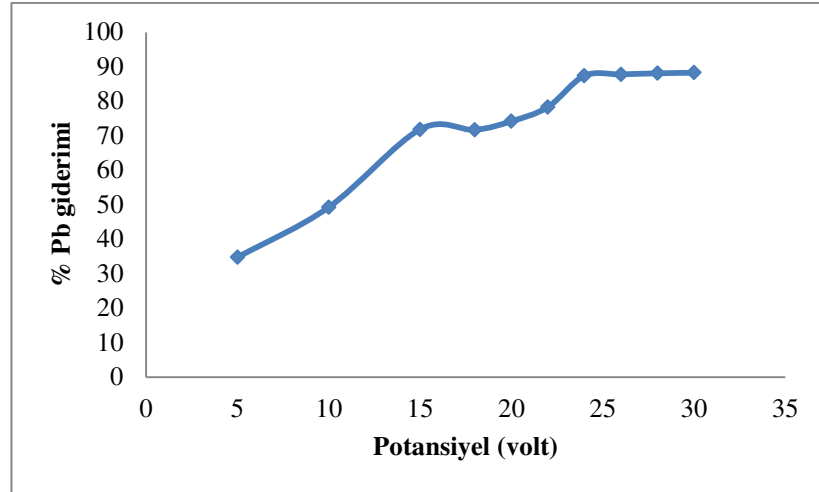
**Şekil 4.27.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(Pb: 500 µg/L, süre:35 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.80)*

Yukarıdaki şekilde görüldüğü gibi, akım arttıkça kurşun giderim verimi artmaktadır. Sisteme uygulanan akım miktarının artması ile elektrokimyasal olarak alüminyumun çözünme hızı artmakta ve daha fazla adsorbans oluşmaktadır. Böylece sabit kirletici miktarı ile daha fazla alüminyum bileşiği reaksiyona girerek daha fazla kirlilik faktörü ortamdan giderilmektedir.

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:35 dk, akım:1.5 amper, pH:3.80*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde % Pb giderimi sırasıyla; % 34.71, % 49.25, % 71.83, % 71.71, % 74.19, % 78.3, % 87.38, % 87.8, % 88.1, % 88.28 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 30 volt olarak belirlenmiştir. Şekil 4.28.'i incelediğimizde uygulanan potansiyel arttıkça kurşun giderim veriminin arttığı görülmektedir. Bunun nedeni yüksek potansiyelde floklar oluşturarak ortamdan kirleticilerin giderilmesini sağlayan oksitlenmiş metal iyonlarının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Akım yoğunluğu arttıkça oluşan kabarcıkların boyutu azalırken yoğunluğu artar ve metallerin giderilmesinin daha etkili ve hızlı gerçekleştiği varsayılmıştır.



**Şekil 4.28.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(Pb: 500 µg/L, süre:35 dakika, akım:1.5 amper, pH:3.80)*

Teorik analizler elektrotlar arasındaki elektroliz voltajın nötralden çok uzaklaşmadığı sürece pH'dan bağımsız olduğunu göstermiştir (Chen ve ark. 2002).

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:1.5 amper, süre:35 dakika, uygulanan potansiyel:30 volt, pH:3.8*) Pb % 91.59 olarak artırılmıştır. Enerji tüketimi  $26.25 \text{ kWh/m}^3$  tür. Shakir ve Husein (2009), endüstriyel atık sulardan elektrokoagülasyon yöntemi ile kurşun giderimi üzerine çalışmışlardır. Anot olarak alüminyum elektrot, katot olarak çelik tel kullanarak yaptıkları çalışmalarında (akım yoğunluğu,  $1.2 \text{ mAcm}^{-2}$ ; pH 10; süre, 120 dakika) 120 mg/L Pb konsantrasyonuna sahip çözeltide % 100 giderim verimi elde etmişlerdir.

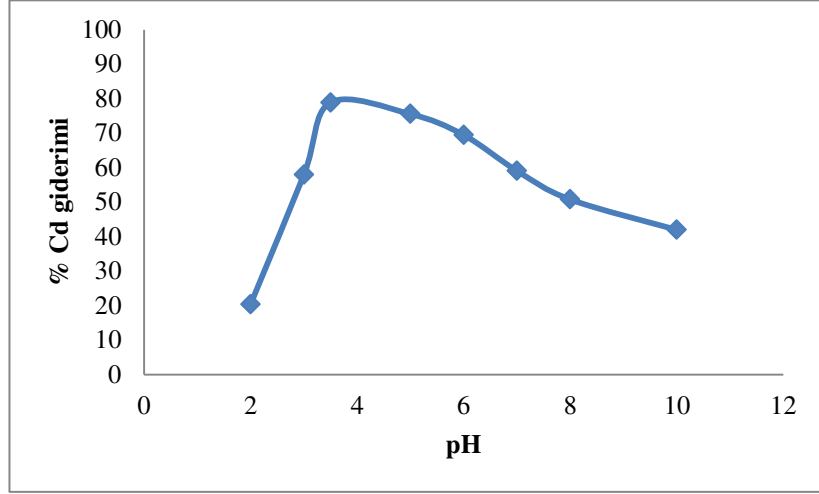
#### **4.2.2.2. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kadmiyumun Giderilmesi**

##### **a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Alüminyum elektrot ile suni olarak kirlenmiş sulardan kadmiyum giderilmesinde başlangıç pH'ın etkisini belirlemek için 2 – 10 pH aralığında 500 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*Akım:1 amper, potansiyel:30 volt, süre: 30 dakika*) elektrokoagülasyon uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 2, 3, 3.5, 5, 6, 7, 8, 10'a pH'a bağlı olarak % Cd giderimi sırasıyla % 20.38, % 57.92, % 78.89, % 75.56, % 69.48, % 59.09, % 50.77, % 41.98 olarak bulunmuştur. Elde edilen veriler Şekil 4.29.'da grafik olarak verilmiştir. En yüksek giderim verimi çözeltinin başlangıç pH'sı

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

3.5'e ayarlanarak yapılan denemede elde edilmiştir. Optimum pH 3.5 olarak belirlenmiştir.

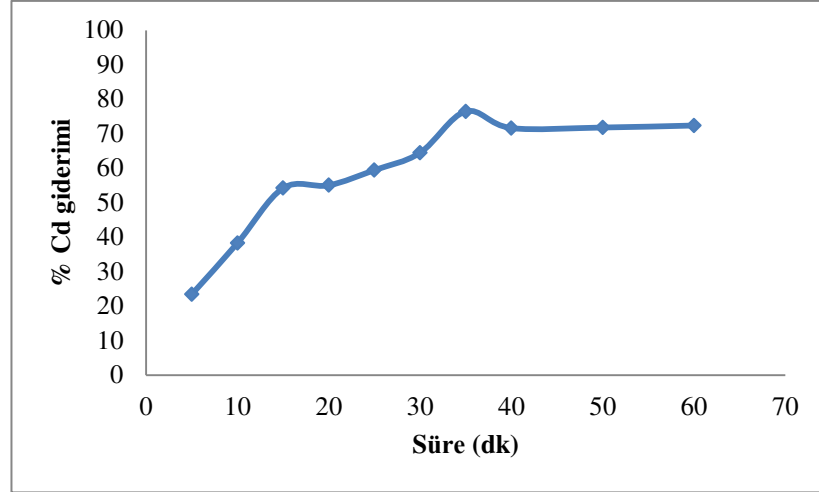


Şekil 4.29. Kadmiyum Giderimi Üzerine pH' nın Etkisi

*\*(Cd: 500 µg/L, Akım:1 amper, potansiyel:30 volt, süre: 30 dakika)*

##### b) Elektroliz Süresinin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Alüminyum elektrot kullanarak kadmiyum giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 5 – 60 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 500 µg/L kurşun içeren çözeltilere belirli şartlar altında (akım:1.25 amper, potansiyel:30 volt, pH:3.50) uygulanmıştır. Bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında % giderim ve süre ölçülmüştür. Elde edilen veriler grafik olarak verilmiştir. Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60 % Cd giderimi; % 23.4, % 38.25, % 54.21, % 55.03, % 59.44, % 64.45, % 76.47, % 71.64, % 71.8, % 72.38 olarak belirlenmiştir. Optimum süre 30 dakika olarak belirlenmiştir.

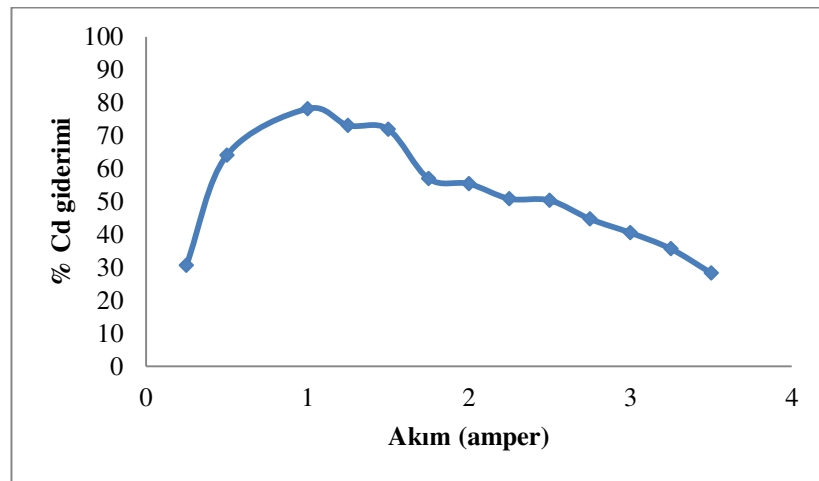


**Şekil 4.30.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(Cd: 500 µg/L, akım:1.25 amper, potansiyel:30 volt, pH:3.50)*

#### c) Uygulanan Akımın Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.25 – 3.50 amper aralığında akım 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:35 dk, potansiyel:30 volt, pH:3.50) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.25, 0.50, 1.00, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25, 3.50 % Cd giderimi; % 30.69, % 64.05, % 78.17, % 73.13, % 71.95, % 56.94, % 55.4, % 50.87, % 50.38, % 44.71, % 40.53, % 35.67, % 28.33 olarak bulunmuştur. Optimum akım 1 amper olarak belirlenmiştir.

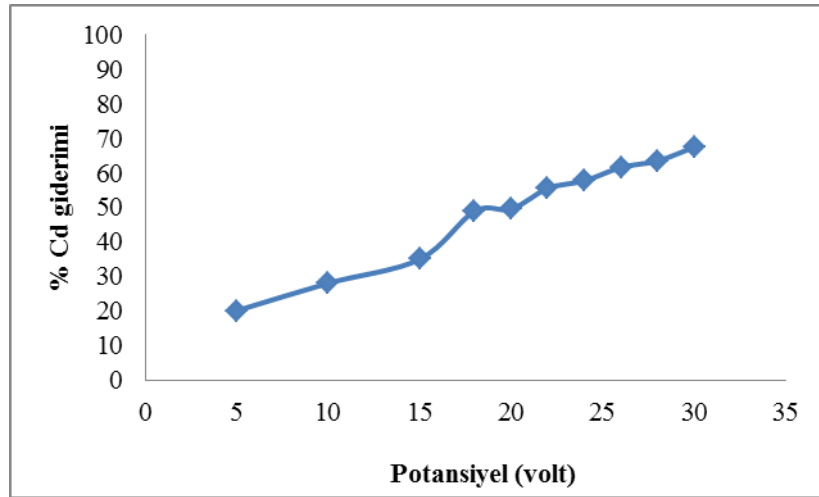


**Şekil 4.31.** Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(Cd: 500 µg/L, süre:35 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.50)*

##### d) Uygulanan Potansiyelin Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kadmiyum giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel 500 µg/L kadmiyum içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:30 dk, akım:1 amper, pH:3.50) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde % Cd giderimi sırasıyla; % 20.1, % 28.06, % 35, % 48.92, % 49.54, % 55.54, % 57.72, % 61.6, % 63.47, % 67.49 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 30 volt olarak belirlenmiştir. Kadmiyum giderme verimlerinin düşük değerlerde kalması, kadmiyum iyonlarının oluşan alüminyum hidroksit partiküllerine ilgisinin az olmasından kaynaklandığı şekilde düşünülebilir.



Şekil 4.32. Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

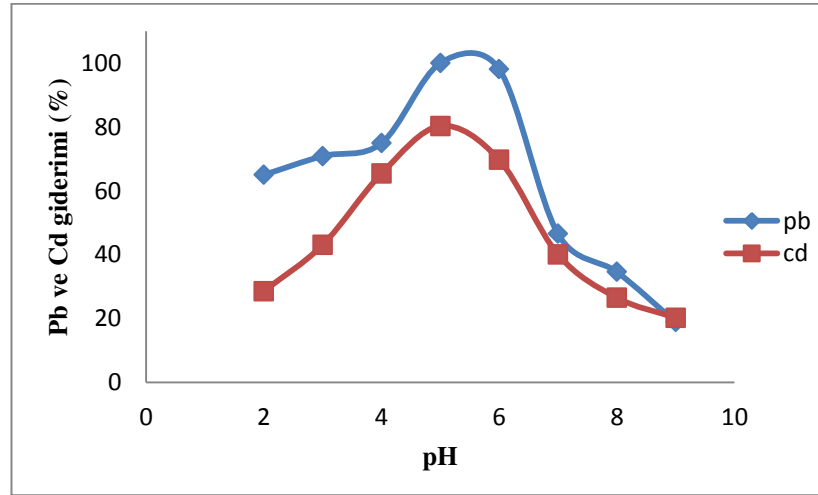
*\*(Cd: 500 µg/L, süre:30 dakika, akım:1 amper, pH:3.50)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (akım:1 amper, süre:30 dakika, uygulanan potansiyel:30 volt, pH:3.5) Cd % 78 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi 15 kWh/m<sup>3</sup>’tür.

#### 4.2.2.3. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş Sulardan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi

##### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Başlangıç pH'sının elektrokoagülasyon prosesine olan etkisini belirlemek amacıyla su numuneleri istenilen pH aralığına NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak ayarlanmıştır. Alüminyum elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde pH'nın etkisini belirlemek için 2 – 9 pH aralığında 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre: 40 dakika, potansiyel:30 volt, akım:3.5 amper ) elektrokoagülasyon uygulanmıştır. 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 başlangıç pH değerlerinde elde edilen Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 65, % 70.88, % 74.92, % 100, %98.14, % 46.53, % 34.62, % 68 olarak; Cd için % 28.55, % 43.06, % 75.38, % 80.3, % 69.73, % 40.08, % 26.55, % 20.23 olarak belirlenmiştir. Optimum pH 5 olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.33.** Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine pH'nın Etkisi

*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, süre:40 dakika, akım:3,5 amper, uygulanan potansiyel:30 volt)*

Başlangıç pH'sının sistem üzerindeki etkisi incelenirken dikkat edilmesi gereken iki nokta, başlangıç pH'ının kurşun ve kadmiyum üzerindeki etkisi ve ortam pH'sına bağlı olarak alüminyumun hidrolizi sonucu meydana gelen hidroliz ürünlerinin kendi aralarındaki miktarlarının oranıdır.

Alüminyum elektrot ile elektrokoagülasyon işleminde Al<sup>3+</sup>'ün hidrolizi ve bunun sonucunda çeşitli alüminyum hidroksit polimer kompleks ve çökelen formları meydana

gelmektedir (Mollah ve ark. 2001). Elektrolizle üretilen alüminyum iyonları, pH'ya bağlı olarak monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit kompleks türlerini oluşturur (Özyonar 2007).

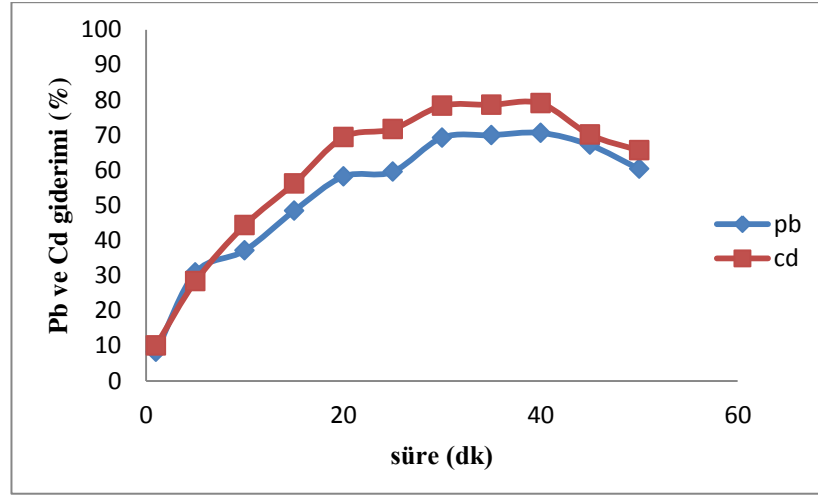
Şekil 1.6.'daki ortamın pH'sına bağlı olarak alüminyumun çözünürlük diyagramı incelendiğinde; düşük pH'larda alüminyumun koagülasyon etkisi önemsiz olan  $Al^{+3}$  formunda olduğu, pH 5.2 – 8.8 arasında ise kirleticiler için etkin koagülantlar olan  $Al(OH)_3$ ,  $Al(OH)^{+2}$ ,  $Al_{17}(OH)_{32}^{+7}$  gibi monomerik ve polimerik alüminyum kompleksleri formunda olduğu görülmektedir (Zaied ve Bellakhal 2009).

pH 5.2 – 8.8 aralığında ortamda yeterli adsorbansın bulunması ve pH'nın da alüminyumun en düşük çözünürlüğe sahip olduğu aralıkta olması sebebiyle en verimli arıtımın gerçekleştiği düşünülmektedir (Can 2010). Saeedi ve Khalvati – Fahlyani (2011), elektrokoagülasyon yöntemi ile alüminyum elektrot kullanarak bir gaz rafineri atık sularının arıtılması çalışmasında pH 2, 5, 9 da KOİ giderme verimini sırasıyla; % 74, % 85 ve % 79 olarak belirlemiştir. En yüksek giderim pH 5 de elde edilmiştir. pH 5 – 7 arasında alüminyum iyonlarının çoğunlukla etkili bir koagülant olan  $Al(OH)_3$  formunda olduğu ve giderimin bu nedenle yüksek olduğunu rapor etmişlerdir.

##### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Alüminyum elektrot kullanarak kurşun ve kadmiyumun birlikte giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 50 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*akım:1.5 amper, potansiyel:30 volt, pH: 3.7*) uygulanmıştır. Elde edilen veriler Şekil 4.34.'de grafik olarak verilmiştir. Uygulanan şartlarda 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50 dakika sürede Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 8.22, % 30.82, % 37.15, % 48.41, % 58.21, % 59.55, % 69.27, % 69.99, % 70.64, % 67.2, % 60.37 olarak; Cd için ise; % 10.05, % 28.26, % 44.35, % 56.22, % 69.37, % 71.73, % 78.32, % 78.64, % 79.03, % 70.14, % 65.63 olarak bulunmuştur. Optimum süre 40 dakika olarak belirlenmiştir.

Kurşun ve kadmiyum giderimi için en yüksek giderimin elde edildiği pH, sistemin uygulanabilirliği açısından önemlidir. Fakat tek başına bu pH'nın optimum olduğu söylenemez. Optimum pH'nın aynı zamanda en düşük enerji sarfiyatına da sahip olması gerekmektedir. Çünkü işletme maliyeti açısından büyük önem arz etmektedir. Bütün denemelerde sisteme bağlı dijital güç kaynağı ve ampermetre yardımı ile sabit akım şiddeti ve sabit potansiyel fark altında % giderim ve süre ölçülmüştür.

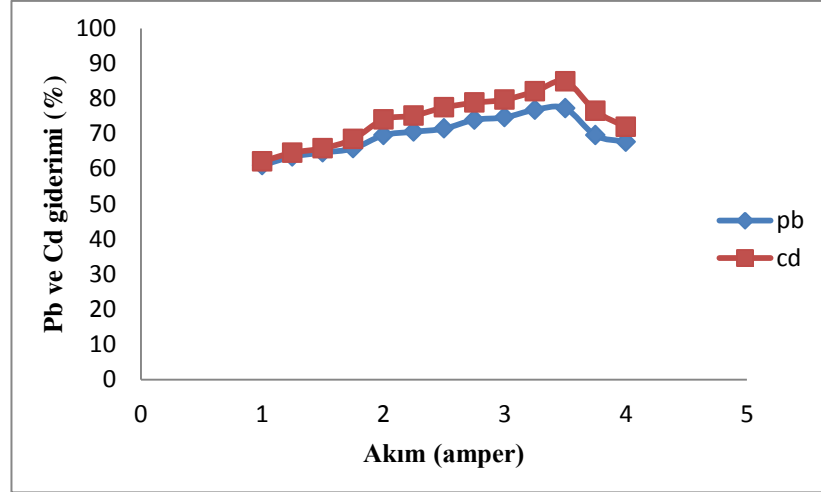


**Şekil 4.34.** Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Elektrokoagülasyon Süresinin Etkisi

*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, akım:1.5 amper, uygulanan potansiyel:30 volt, pH:3.7)*

#### c) Uygulanan Akımın Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 1 – 4 amper aralığında akım; 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:40 dk, potansiyel:30 volt, pH: 3.7*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 1.25, 1.50, 1.75, 2.00, 2.25, 2.50, 2.75, 3.00, 3.25, 3.50, 3.75, 4.00 amper akımda Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 61.03, % 63.49, % 64.65, % 65.81, % 69.58, % 70.58, % 71.46, % 73.98, % 74.65, % 76.83, % 77.26, % 69.55, % 67.71 olarak, Cd için % 62.13, % 64.61, % 65.86, % 68.49, % 74.06, % 75.16, % 77.49, % 78.84, % 79.71, % 82.04, % 84.89, % 76.48, % 71.94 olarak belirlenmiştir. Elde edilen veriler Şekil 4.35.'de grafik olarak verilmiştir. Optimum akım 3.5 amper olarak belirlenmiştir.



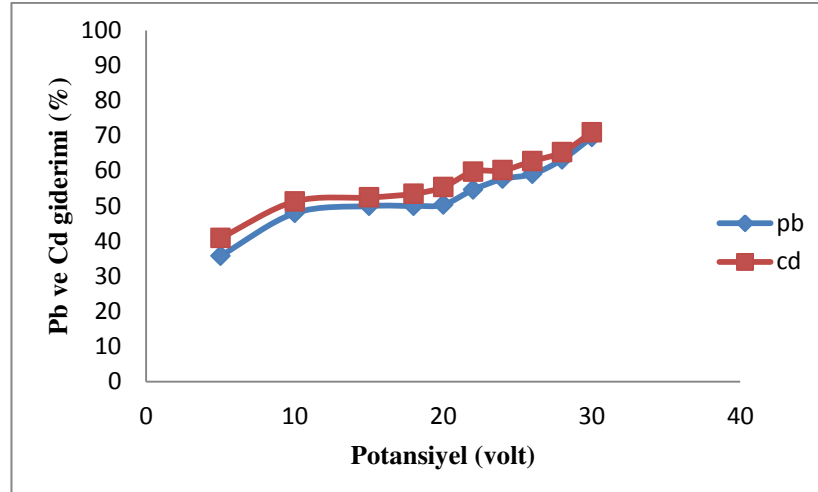
**Şekil 4.35.** Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, uygulanan potansiyel:30 volt, süre:40 dakika, pH: 3.7)*

Yukarıdaki şekilde görüldüğü gibi, akım arttıkça kurşun ve kadmiyum giderim verimi artmakta ve giderim için gerekli süre kısalmaktadır. Sisteme uygulanan akım miktarının artması ile elektrokimyasal olarak alüminyumun çözünme hızı artmakta ve daha fazla adsorbans oluşmaktadır. Böylece sabit kirletici miktarı ile daha fazla  $Al(OH)_3$  reaksiyona girerek daha fazla kirlilik faktörü ortamdan giderilmektedir.

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 5 – 30 volt aralığında potansiyel, 500 µg/L Pb ve 500 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:40 dk, akım:3.5 amper, pH: 3.7*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 5, 10, 15, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 volt potansiyelde Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 35.79, % 47.96, % 50, % 50.04, % 50,37, % 54.64, % 57.71, % 59.11, % 63.22, % 69.55 Cd için % 40.87, % 51.3, % 52.42, % 53.49, % 55.4, % 59.78, % 60.17, % 62.8, % 65.34, % 70.95 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 30 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.36.** Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(500 µg/L Pb, 500 µg/L Cd, akım:3,5 amper, süre:40 dakika, pH: 3.7)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:3,5 amper, süre:40 dakika, uygulanan potansiyel:30 volt, pH:5*) Pb % 100, Cd % 80 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $70 \text{ kWh/m}^3$ 'tür. Dimoglo ve ark. (2004), elektrokimyasal tekniklerle petrokimyasal atık suların arıtılması çalışmasında; alüminyum ve demir elektrot kullanarak gerçekleştirilen elektrokoagülasyon işleminin bu suların arıtılmasında etkili olduğunu belirtmişlerdir.

#### 4.2.2.4. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kurşun Giderilmesi

##### a) Çözeltinin Başlangıç pH'sının Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

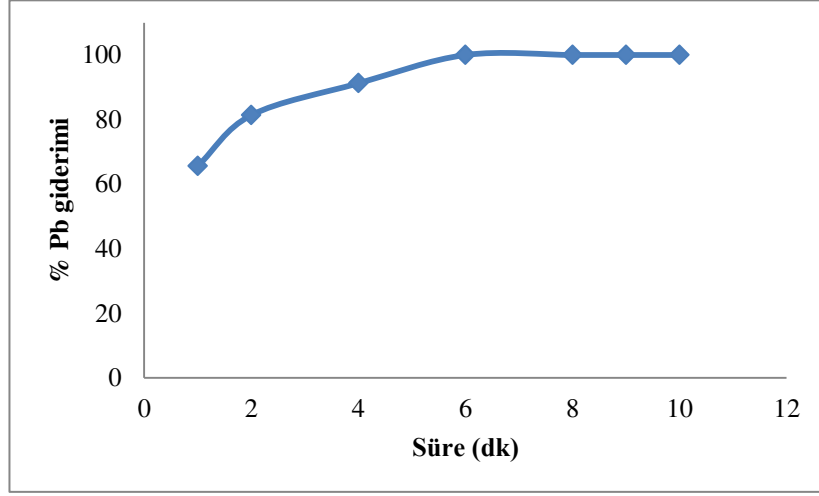
10 µg/L Pb içeren çözeltilerin başlangıç pH'sı 7.93 olarak belirlenmiştir. Optimizasyonu yapılacak numuneler içme suyu olduğu için pH ayarlaması yapılmamıştır.

##### b) Elektroliz Süresinin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Alüminyum elektrot kullanarak kurşun giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisi belirlemek için 1 – 10 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri, 10 µg/L Pb içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*akım:0.3 amper, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10

#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

dakika sürede Pb giderimi sırasıyla % 65.59, % 81.37, % 91.23, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak belirlenmiştir. Optimum süre 6 dakika olarak belirlenmiştir.

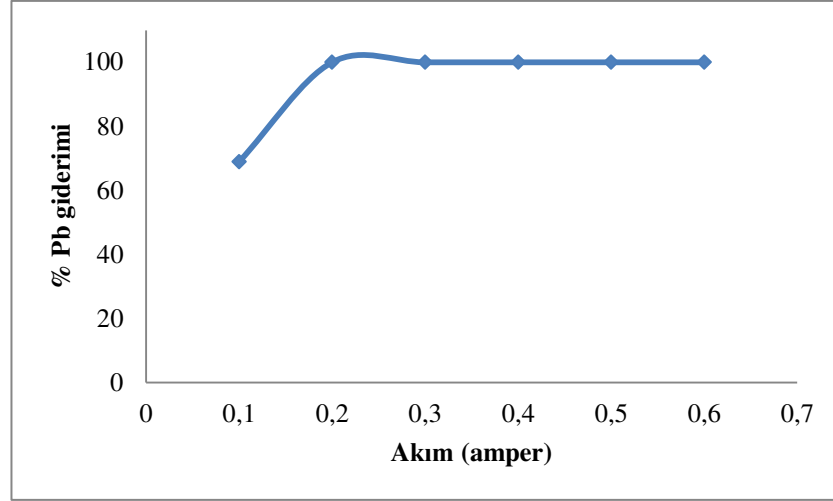


**Şekil 4.37.** Kurşun Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, Akım:0.3 amper, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93)*

##### **c) Uygulanan Akımın Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.1 – 0.6 amper aralığında akım, 10 µg/L Pb içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:10dk, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 amper akımda % Pb giderimi sırasıyla; % 68.93, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak belirlenmiştir. Optimum akım 0.3 amper olarak belirlenmiştir.

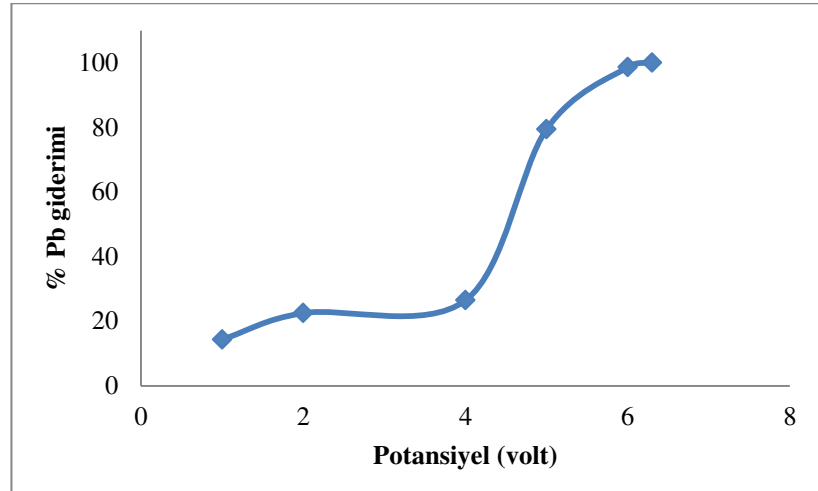


**Şekil 4.38.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, süre:10 dakika, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93)*

#### **d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile kurşun giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 2 – 6.3 volt aralığında potansiyel, 10 µg/L Pb içeren çözeltilere belirli şartlar altında (süre:6 dk, akım:0.3 amper, pH:7.93) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 1, 2, 3, 4, 5, 6, 6.3 volt potansiyelde % Pb giderimi sırasıyla; % 14.32, % 22.51, % 26.44, % 79.43, % 98.68, % 100 bulunmuştur. Optimum potansiyel 6.3 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.39.** Kurşun Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, süre:6 dakika, akım:0,3 amper, pH:7.93)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:0.3 amper, süre:6 dakika, uygulanan potansiyel:6.3 volt, pH:7.93*) Pb % 100 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $0.19 \text{ kWh/m}^3$ ’tür.

##### **4.2.2.5. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kadmiyum Giderilmesi**

Alüminyum elektrot kullanılarak içme suyu numunelerinden kadmiyum giderilmesinde elde edilen sonuçlarda, alüminyum elektrotun pek etkili olmadığı belirlenmiştir. Bu nedenle analiz sonuçları burada detaylı verilmemiştir.

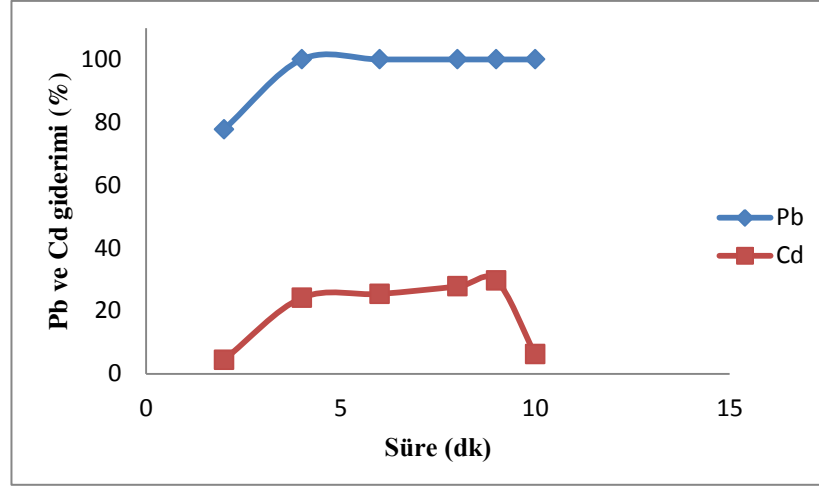
##### **4.2.2.6. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Suni Olarak Kirlenmiş İçme Suyundan Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderilmesi**

###### **a) Çözeltinin Başlangıç pH’sının Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilerin başlangıç pH’sı 7.88 olarak belirlenmiştir. Optimizasyonu yapılacak numuneler içme suyu olduğu için pH ayarlaması yapılmamıştır.

###### **b) Elektroliz Süresinin Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi**

Elektroliz süresi elektrokoagülasyon prosesinde giderim verimi üzerinde etkili önemli parametrelerden bir tanesidir. Alüminyum elektrot kullanarak içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderim verimi üzerine elektroliz süresinin etkisini belirlemek için 2 – 10 dakika aralığında farklı elektroliz süreleri, 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*akım:0.4 amper, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 2, 4, 6, 8, 9, 10 dakika sürede % Pb ve % Cd giderimi sırasıyla % 77.73, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 olarak, Cd için % 4.45, % 24.14, % 25.4, % 27.8, % 29.63, % 6.24 olarak bulunmuştur. Optimum süre 5 dakika olarak belirlenmiştir.

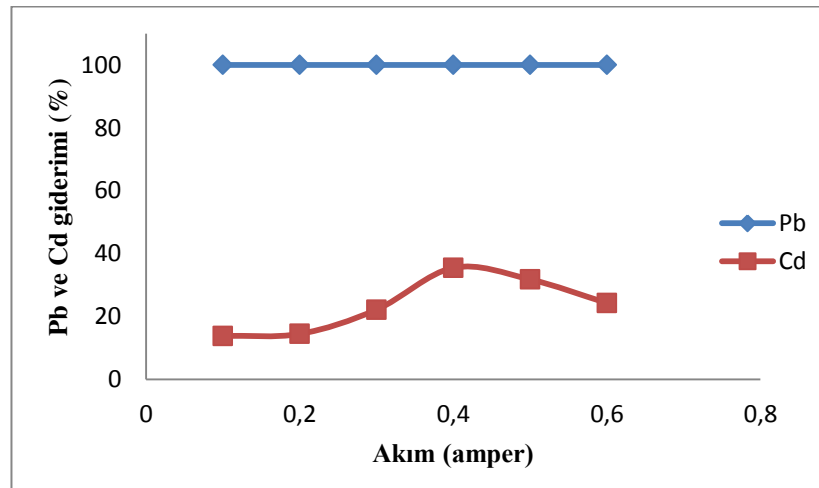


Şekil 4.40. Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Elektroliz Süresinin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, Akım:0.4 amper, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88)*

#### c) Uygulanan Akımın Kurşun ve Kadmiyum Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan akım elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan akımın etkisini belirlemek için 0.1 – 0.6 amper aralığında akım, 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:10 dk, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 amper akımda Pb ve Cd giderimi sırasıyla % 100, % 100, % 100, % 100, % 100, % 100 Cd için; % 13.82, % 14.45, % 22.14, % 35.48, % 31.79, % 24.28 olarak bulunmuştur. Optimum akım 0.4 amper olarak belirlenmiştir.

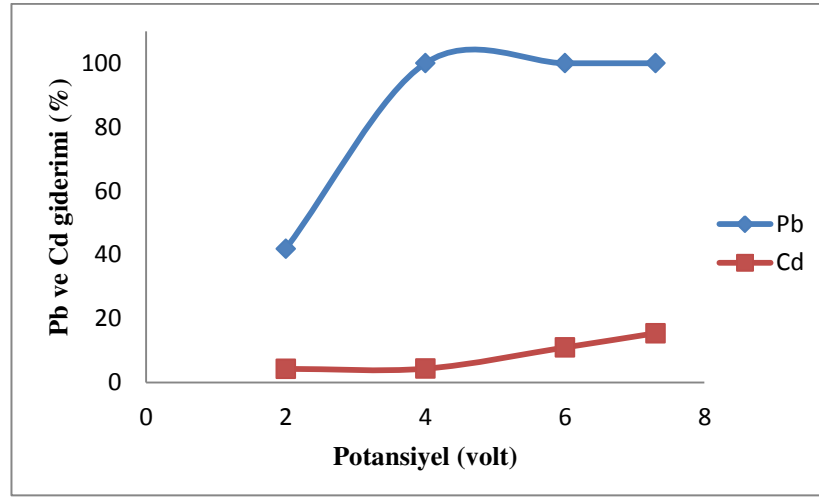


Şekil 4.41. Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Akımın Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, süre:10 dakika, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88)*

#### d) Uygulanan Potansiyelin Kurşun ve Kadmiyumun Birlikte Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Uygulanan potansiyel elektrokoagülasyon prosesinde önemli bir parametredir. Alüminyum elektrot ile içme sularından kurşun ve kadmiyumun birlikte giderilmesinde uygulanan potansiyelin etkisini belirlemek için 2 – 7.3 volt aralığında potansiyel 10 µg/L Pb ve 5 µg/L Cd içeren çözeltilere belirli şartlar altında (*süre:5 dk, akım:0.4 amper ve pH:7.88*) uygulanmıştır. Uygulanan şartlarda 2, 4, 6, 7.3 volt potansiyelde Pb ve Cd giderimi sırasıyla; % 41.89, % 100, % 100, % 100 Cd için % 4.27, % 4.33, % 10.97, % 15.43 olarak bulunmuştur. Optimum potansiyel 7.3 volt olarak belirlenmiştir.



**Şekil 4.42.** Kurşun ve Kadmiyum Giderimi Üzerine Uygulanan Potansiyelin Etkisi

*\*(10 µg/L Pb, 5 µg/L Cd, süre:5 dakika, akım:0.4 amper, pH:7.88)*

Optimum olarak belirlenen şartlarda (*akım:0.4 amper, süre:5 dakika, uygulanan potansiyel:7.3 volt, pH:7.88*) Pb % 100 ve Cd % 30 olarak artırılmıştır. Enerji tüketimi 0.24 kWh/m<sup>3</sup>’tür.

#### 4.2.2.7. Alüminyum Elektrot Kullanılarak Araştırma Sahası Sularından Kurşun ve Kadmiyumun Giderilmesi

Araştırma sahasından alınan su numunelerinin Cd ve Pb konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi sırasıyla Çizelge 4.36., Çizelge 4.40.’da belirtilmiştir. Çizelgelerde belirtilen Pb ve Cd konsantrasyonlarına sahip araştırma sahası su numuneleri; alüminyum elektrot ile içme suları için *Başlık 4.2.2.2.3.*’te belirlenen optimum şartlarda

(akım:0.4 amper, süre:5 dakika, uygulanan potansiyel:7.3 volt) pH ayarlaması yapılmadan Pb % 100, Cd % 40 olarak arıtılmıştır. Enerji tüketimi  $0.24 \text{ kWh/m}^3$ 'tür.



## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Ülkemizdeki petrol üretiminin tamamına yakını (% 99.5' i) Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nden sağlanmaktadır. Diyarbakır Batman'dan sonra Türkiye'de en fazla petrol üretilen ikinci il. Diyarbakır'da petrol üretim çalışmaları yoğun bir şekilde yapılmaktadır. Bu çalışmada; Diyarbakır'daki petrol üretim çalışmalarının çevredeki içme suyu, sulama suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb. sulara nasıl bir etkisinin olduğu, su kaynakları üzerine herhangi bir kirletici etkisi olup olmadığı ve olası bir kirlilik söz konusu ise bu kirliliğin elektrokoagülasyon yöntemiyle ne kadar etkin bir şekilde giderilebildiği araştırılmıştır.

Çalışma iki aşamadan oluşmuştur;

- (I) Araştırma sahasından alınan su numunelerinin kalite durumlarının belirlenmesi
- (II) Belirlenen kirlilik parametrelerinin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

İlk aşamada; Diyarbakır petrol üretim sahaları yakınındaki içme suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb sulardan mevsimsel olarak alınan numunelerde pH, elektriksel iletkenlik, çözülmüş oksijen, yağ – gres, kimyasal oksijen ihtiyacı, katyon (Na, K, Ca, Mg, Ba, Li, Fe, Cu, Zn, Mn, Ar, Se, Hg, Ni, Cd, Pb, Al, Co, Cr), anyon ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B, P), Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (Floranten, Benzo[a]antrasen, Benzo[b]floranten, Benzo[k]floranten, Benzo[a]piren, Fenantren, Antrasen, Krisen, Benzo[e]piren, Dibenzo[a,h]antrasen, Benzo[g,h,i]perilen) analizleri yapılmış; sertlik, bakiye sodyum karbonat (RSC), sodyum absorpsiyon oranı (SAR) ise hesaplama ile belirlenmiştir. Analiz sonuçları; İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik (İTASHY), Sağlık Bakanlığı, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY), WHO (Dünya sağlık örgütü), USEPA (Amerika Çevre Koruma Ajansı) kalite kriterlerine göre değerlendirilmiş ve toksik sınır değerlerin üzerinde olan (Fe, Al, Mn, Pb, Cd) parametreler belirlenmiştir.

Numunelerin PAH analiz sonuçları değerlendirildiğinde ise, bütün numunelerde analizi yapılan 11 çeşit PAH bileşiği ve toplam PAH açısından ulusal ve uluslararası toksik sınır değerlerin altında olduğu belirlenmiştir.

İkinci aşamada, numunelerde ulusal ve uluslararası toksik sınır değerlerin üzerinde belirlenen Pb ve Cd'un birlikte ve seçimli olarak demir ve alüminyum elektrot kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması, sistem parametrelerinin verim üzerine etkileri çalışılmıştır. Sistem parametreleri olarak; elektrot malzemesi, çözeltinin başlangıç pH'sı, çözeltinin başlangıç konsantrasyonu, uygulanan akım, uygulanan potansiyel ve elektrokoagülasyon süresi seçilmiştir.

### **Demir Elektrot Kullanarak;**

- I. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kurşun çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:1.5 amper, süre:22 dakika, potansiyel:26 volt, pH:3.80*) % 98 verimle kurşun giderimi yapılmıştır.
- II. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kadmiyum çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:1.25 amper, süre:25 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.50*) % 95.94 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- III. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:2 amper, süre:50 dakika, potansiyel:26 volt, pH:7*) % 99.17 verimle kurşun, % 98.33 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- IV. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 10 µg/L kurşun içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.3 amper, süre:10 dakika, potansiyel:5 volt, pH:7.93*) % 100 verimle kurşun giderimi yapılmıştır.
- V. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 5 µg/L kadmiyum içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.3 amper, süre:8 dakika, potansiyel:5 volt, pH:7.87*) % 100 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- VI. Laboratuvarda suni olarak hazırlanmış 10 µg/L kurşun ve 5 µg/L kadmiyum içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.6 amper, süre:10 dakika, potansiyel:9.9 volt, pH:7.95*) % 100 verimle kurşun ve kadmiyum giderimi yapılmıştır.

- VII. Araştırma sahasından alınan, kurşun ve kadmiyum açısından toksik sınır değerlerin üzerinde olan su numunelerinde içme suları için belirlenen optimum şartlarda (*Akım:0.6 amper, süre:10 dakika, uygulanan potansiyel:9.9 volt*) pH ayarlaması yapılmadan kurşun ve kadmiyum % 100 olarak arıtılmıştır.

**Alüminyum Elektrot Kullanarak;**

- I. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kurşun çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:1.5 amper, süre:35 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.80*) % 91.59 verimle kurşun giderimi yapılmıştır.
- II. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kadmiyum çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:1 amper, süre:30 dakika, potansiyel:30 volt, pH:3.50*) % 78 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- III. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 500 µg/L kurşun ve 500 µg/L kadmiyum çözeltisinde, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:3.5 amper, süre:40 dakika, potansiyel:30 volt, pH:5*) % 100 verimle kurşun, % 80 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- IV. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 10 µg/L kurşun içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.3 amper, süre:6 dakika, potansiyel:6.3 volt, pH:7.93*) % 100 verimle kurşun giderimi yapılmıştır.
- V. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 5 µg/L kadmiyum içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.3 amper, süre:8 dakika, potansiyel:5 volt, pH:7.87*) % 35 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- VI. Laboratuvarında suni olarak hazırlanmış 10 µg/L kurşun ve 5 µg/L kadmiyum içeren içme suyunda, optimum olarak belirlenen şartlarda (*Akım:0.4 amper, süre:5 dakika, potansiyel:7.3 volt, pH:7.88*) % 100 verimle kurşun ve % 30 verimle kadmiyum giderimi yapılmıştır.
- VII. Araştırma sahasından alınan, kurşun ve kadmiyum açısından toksik sınır değerlerin üzerinde olan su numunelerinde içme suları için belirlenen optimum şartlarda (*Akım:0.4 amper, süre:5 dakika, uygulanan potansiyel:7.3 volt*) pH ayarlaması yapılmadan kurşun % 100, kadmiyum % 40 olarak arıtılmıştır.

Yukarıda sistem parametrelerine göre demir ve alüminyum elektrot kullanarak yapılan elektrokoagülasyon yöntemi ile, Diyarbakır petrol üretim sahaları yakınındaki

## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

---

içme suyu, kullanma suyu, göl, baraj vb yüzey sularından kurşun ve kadmiyumun giderilebileceği ve demir elektrotun alüminyum elektroda göre daha etkin olduğu belirlenmiştir.

Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde petrol çalışmaları yoğun bir şekilde yapılmaktadır. Yapılan bu petrol üretim çalışmalarının çevreyi olumsuz etkilediği bilinen bir gerçektir. Devlet Su İşleri, sorumluluk alanında bulunan bölgedeki istasyonları aracılığı ile yeraltı ve yerüstü su kaynaklarından periyodik olarak numuneler alarak kirlilik kontrolünü yapmakla birlikte; kontrolü yapılan numunelerde polisiklik aromatik hidrokarbon, toplam hidrokarbon vb insan ve çevre sağlığı için son derece zararlı olan parametreler açısından eksiklik bulunmaktadır. Diyarbakır için yapılan çalışmanın Güneydoğu Anadolu Bölgesi'nde petrol çalışmalarının yapıldığı diğer iller için de yapılmasının Ülkemiz ve Bölgemiz için faydalı olabileceği düşünülmektedir.

Diyarbakır ve petrol arama ve üretim çalışmalarının yapıldığı diğer iller, güneş enerjisi yönünden zengin çalışma alanlarıdır. Bu yerlerde elektrokoagülasyon prosesine güneş panelleri monte edilerek, daha az maliyetle elektrokoagülasyon yöntemi uygulanarak suların arıtılabilmesi mümkündür. Böylelikle kırsal alanlarda da bu yöntem kullanılarak büyük miktar su arıtımının gerçekleştirilebileceği düşünülmektedir. Yapılan araştırmada elektrokoagülasyon yöntemi ile Diyarbakır petrol üretim sahaları çevresindeki içme suyu, sulama suyu, kullanma suyu vb sulardan kurşun ve kadmiyumun yüksek oranlarda giderilebileceği görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, elektrokogülasyon yöntemi ile arıtma yapabilen cihaz tasarlanmasına yönelik yararlı bilgiler sağlayacaktır.

## 6. KAYNAKLAR

- Abdel-Halim, S.H., Shehata, A.M.A. and El-Shahat, M.F., 2003. Removal of lead ions from industrial waste water by different types of natural materials. *Water Research*, 37: 1678-1683.
- Adhoum, N., Monser, L. 2004a. Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing* 43: 1281–1287.
- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., ve Belgaied, J.-E. 2004b. Treatment of electroplating wastewater containing  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  and Cr (VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B112: 207–213
- Ağaoğlu S, Alemdar S, Alişarlı M, Dede S. 2007. Van Bölgesi Su Kaynaklarının Fiziko-Kimyasal Kalitesi. *Veteriner Bilimleri Dergisi*, 21(2): 25-39.
- Ağaoğlu, S., Ekinci, K., Alemdar, S., Dede, S. 1999. Van ve Yöresi Kaynak Sularının Mikrobiyolojik, Fiziksel ve Kimyasal Kaliteleri Üzerine Araştırmalar. *Van Tıp Dergisi*, 6 (2): 30-33.
- Ahmadun, F., Pendashteh, A., Abdullah, L.C., Biak, D.R.A., Madaeni, S.S. ve Abidin, Z.Z. 2009. Review of technologies for oil and gas produced water treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 170: 530–551.
- Ahmed S., Chughtai, S. and Keane, M.A., 1998. The removal of cadmium and lead from aqueous solution by ion exchange with Na-Y zeolite. *Separation and Purification Technology*, 13: 57-64.
- Akbal, F. ve Camcı, S. 2011. Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 269: 214–222.
- Akbulut H. Y., 2000. “Siyanür ve krom(VI) içeren galvanik atıksuların elektrokimyasal yöntemler kullanılarak arıtılması”, GYTE-MFBE.
- Akbulut, H.Y., Karpuzcu, M., Cihan, F. Ve Dimoglo, A. 2003. Petrol İçeren Atıksuların Elektrokimyasal Yöntemlerle Arıtılması. V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi. ISSN: 975-395-638-X.
- Akcha, F., Burgeot, T., Narbonne, J.F., Garrigues, P. 2003. PAHs: An Ecotoxicological Perspective. *Metabolic Activation of PAHs: Role of DNA Adduct Formation in Induced Carcinogenesis*. Ed: P.E.T Douben, 65–79, Wiley.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Akyurt, İ. 1993. Balık Yetiştiriciliğinde Su Kalitesi Yönetimi. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Ofset Tesisi, Erzurum.
- Alaş A. ve Çil O.H.S. 2002. An Investigation of Water Quality Parameters at Some Springs Supplying Drinking Water for Aksaray. Ekoloji 11 (42): 40-44.
- Alaş, A., Dosdoğru, M.H. 2004. Kahramanmaraş İli İçme ve Kullanma Sularının Su Kalite Parametrelerinin Belirlenmesi. Kahramanmaraş Sempozyumu. Sayfa: 1559-1570.
- Alemdar, S., Kahraman, T., Ağaoğlu, S., Alişarlı, M. 2009. Bitlis İli İçme Sularının Bazı Mikrobiyolojik ve Fizikokimyasal Özellikleri. Ekoloji 19, 73, 29-38.
- Al-Shannag, M., Al-Qodah, Z., Bani-Melhem, K., Qtaishat, M.R., Alkasrawi, M. 2015. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation. Kinetic study and process performance. Chemical Engineering Journal, 749–756.
- Altaş, L., 2002. Emülsiyon Sıvı Membran Tekniği İle Sulardan Kurşun Giderimi. Doktora Tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.175.
- Alver, E., Demirci, A. ve Özçimder, M. 2012. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar ve Sağlığa Etkileri. Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 3(1): 45-52.
- Anonim, 2001: [http://www.imo.org.tr/TMH\\_Sayı\\_412\\_-\\_2001/2](http://www.imo.org.tr/TMH_Sayı_412_-_2001/2). Erişim Tarihi:02. 01.2014.
- Anonim, 2012: <http://enerjiensitüsü.com/2012/06/07/turkiyenin-en-istikrarli-petrol-kuyusu/>. Erişim tarihi: 05.04.2014.
- Anonim, 2014: <http://www.kaselco.com>. Erişim Tarihi: 03.04.2015
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N., Belkada, R., Miroud, D. 2015. Simultaneous removal of chromium(VI) and fluoride by electrocoagulation–electroflotation: Application of a hybrid Fe-Al anode. Chemical Engineering Journal, 267: 153–162.
- APHA-AWWA-WEF 1999. *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.).American Public Health Association, 1325.
- Argese, E. C., Bettiol, C., Rigo, S., Bertini, S., Colomban P., Ghetti, F., 2005. Distribution of arsenic compound in *Mytilus galloprovincialis* of the Venice Lagoon, Italy. Science of the Total Environment, 15: 267-277.
- Arslan, T. 2008. Kompleks Olarak Bağlı Ağır Metal İçerikli Atıksuların Elektrokoagülasyon İle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul. 140.

- Artan, R.O., 2007. Ağır Metal İçeren Atık Suların İleri Arıtımında Su Mercimeği (*Lemna Sp.*) Bitkisinin Kullanılması. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Atımtay, A. ve Yetiş, Ü. 1992. Kimyasal Arıtım Yöntemleri. Kimya Mühendisleri Odası Endüstriyel Atıksu Arıtımı Teknik Okulu, , 27 Nisan-1 Mayıs, 1992, Endüstriyel Atıksu Arıtımı, Ankara. 67-87.
- Atlas, R.M., Bartha, R., 1972. Degradation and mineralization of petroleum in seawater: limitation by nitrogen and phosphorus. *Biotechnol. Bioeng.*, 14:309-317.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Atlanta (GA): Department of Health and Human Services, Public Health Service, USA.
- Aygün, S.F., Özçimder, M. 1996. A comparison of normal (-CN) and reversed (C-18) phase chromatographic behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Turkish Journal of Chemistry*, 20, 269–275.
- Badawy, M.I. ve Emababy, M.A. 2010. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water in Egypt. *Desalination* 251: 34–40.
- Bahadır, T. 2005. Endüstriyel Atıksulardan Biyosorpsiyonla Kurşun Gideriminin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun. 98.
- Baker, J.M. 1976. *Marine Ecology and Oil Pollution*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Bandyopadhyaya, R., Bhowal, A., Datta, S., Sanyal, S.K. 1998. A new model of batch extraction in emulsion liquid membrane: Simulation of globule-globule interaction and leakage. *Chemical Engineering Science*, 53,(15): 2799-2807.
- Bartha, R., 1986. *Biotechnology Of Petroleum Pollutant Biodegradation*, Microbial Ecology, 12, 155-172.
- Bartos, T., Cupr, P., Klánová, J., Holoubek, I. 2009. Which compounds contributed most to elevated airborne exposure and corresponding health risks in the Western Balkans. *Environment International*, 35, 1066–1071.
- Bartsch, R.A., Way, J.D., 1996. Chemical separations with liquid membranes: An overview. 209 th National Meeting of the American Chemical Society, April, 2-6, 1995, Chemical Separations with Liquid Membranes, California, USA. 1-10,

## 6. KAYNAKLAR

---

- Bayar, S., Yıldız, Y.Ş., Yılmaz, A.E., İrdemez, Ş. 2011. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination*, 280, 103–107.
- Bayındır, Y. 2006. Harran Ovası Serbest Akiferinin Kirlilik Potansiyelinin Belirlenmesi. Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa.
- Bazrafshan, E., Mahvi, A. H., Nasser, S., Mesdaghinia, A. R., Vaezi, F., Nazmara, Sh. 2006. Removal of Cadmium From Industrial Effluents By Electrocoagulation Process Using Iron Electrodes. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.*, 2006, Vol. 3, No. 4, pp. 261-266.
- Benfield, L.D., Judkins, J.J.Jr., Weand, L.B. 1982. *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*, Pretice-Hall, Inc., Endlewood
- Bennett, A. J., 2000. “Environmental consequences of increasing production: some current perspectives”, *Agric. Ecosys. Environ.* 82,. 89–95.
- Bhowal, A., Datta, S., 1997. Facilitated transport through liquid surfactant membrane: Analysis of breakage model. *Journal of Membrane Science*, 135, 245-250.
- Bhowal, A., Datta, S., 2001. Studies on transport mechanism of Cr(VI) extraction from an acidic solution using liquid surfactant membranes. *Journal of Membrane Science*, 188, 1-8.
- Bilgin, A., Balkaya, N., 2003. Atıksudan kurşun adsorpsiyonunda koyun yünü kullanımı. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 47, 1-4.
- Bilgin, M. 2003. Niğde İli İçme Sularının Fiziksel, Kimyasal ve Mikrobiyolojik Olarak İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Niğde Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Niğde.
- Borand, M.N. 2012. Açık ve Kapalı Maden İşletmeciliğinde Çevresel Etki. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul. 69.
- Bradl, H.B., 2005. *Heavy Metals in the Environment*. Elsevier Academic Press First Edition, Netherlands.
- Busby, W.F., Stevens, E.K., Martin C.N., Chow, F.L., Garner, R.C. 1989. Comparative lung tumorigenicity of parent and mononitro-polynuclear aromatic hydrocarbons in the BLU: Ha newborn mouse assay. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 99, 555–563.
- Büyükgüngör, H., 1992. C.freundii kullanılarak sulu çözeltilerden kurşun biyosorbsiyonu. XI. Ulusal Biyoloji Kongresi, Elazığ. 87-95.

- Büyükgüngör, H., Wilk, M. and Schubert, H., 1996. Biosorption of lead by *C.freundii* immobilized on hazelnut shells. Proc. Of. AIChE 5th World Congress, July, 14-18, San Diego, USA. 437-442.
- Cameselle, C., Pazos, M., Sanroman, M.A., 2005. Selection of an electrolyte to enhance the electrochemical decolourisation of indigo. Optimisation and scale-up. Chemosphere, 60, 817 – 822.
- Can, B.Z. 2010. Sulu Çözeltilerden Arsenik Ve Bor'un Birlikte Ve Seçimli Olarak Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Giderimi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum. 231.
- Chen, H.W. 2004. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in water by solid-phase microextraction and liquid chromatography. Anal Sci 20:1383–1388.
- Chen H.W. 2007. Distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in household drinking water. Bull Environ Contam Toxicol. 78(3–4):201–205.
- Chen, G., 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation and Purification Technology, 38, 11–41.
- Chen, S., C., Liao, C., M. 2006. Health risk assesment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. Science of the Total Environment, 366, 112–123.
- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L. 2000. Seperation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. Separation and Purification Technology, 19, 65 – 76.
- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L. 2002. Investigation on the electrolysis voltage ofelectrocoagulation. Chemical Engineering Science ,57, 2449 – 2455.
- Chu, W. 1999. Lead metal removal by recycled alum sludge. Water Research, 33(13): 3019-3025.
- Cirik S, Cirik Ş. 2008. Limnoloji. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, İzmir.
- Cowan, C. E., Zachara, J. M., Resch, C. T. 1991. “Cadmium adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements.” Envir. Sci. and Technol., 25, 437–446.
- Çarıkcıoğlu, S. 2010. Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Röntgen Banyo Atıksularından Gümüşün Giderilmesi ve Geri Kazanılması. Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Erzurum. 107.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Çaylak, E. 2010. Çocuklarda Kurşun Zehirlenmesi, Oksidatif Stres ve Tiyoil Bileşiklerin Antioksidan Etkisi. *Çocuk Dergisi* 10(1):13-23, 2010.
- Çepel, N. 1997. Toprak Kirliliği Erozyon ve Çevreye Verdiği Zararlar. TEMA Vakfı Yayınları, İstanbul, 1997, s:111.
- Çiçek, N.L., Ertan, O.O. 2012. Köprüçay Nehri (Antalya)’nın Fiziko-Kimyasal Özelliklerine Göre Su Kalitesinin Belirlenmesi. *Ekoloji* 21(84): 54-65.
- Çubukçu, H. E., 1998. Krom(VI), Bakır(II), Demir(II) iyonlarının tek ve çok bileşenli metal sistemlerinde R. arrhizus’la biyosorpsiyonunun sürekli karıştırılmalı kaplarda incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara. 95.
- Dabestani, R., Ivanov, I.N. 1999. A complication of physical, spectroscopic and photophysical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Photochemistry and Photobiology*, 70, 10-34.
- Damo, R., Icka, P., 2015. Environmental Impact Assessment Generated By Albanian Petroleum Industry Into Gjanica River. *Romanian Biotechnological Letters*. Volume 20, Issue,1 :10151-10161.
- Daneshvar N., Oladegaragoze A., Djafarzadeh N. 2006. “Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters”, *Journal of Hazardous Materials* 129(1-3): 116-122.
- Daneshvar, N., Sorkhabi, H.A., Kasiri, MB. 2004. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*. 112 (1):55-62.
- Danyi, S., Bose, F., Brasseur, C., Schneider, Y.J., Larondelle, Y., Pussemier, L. 2009. Analysis of EU priority polycyclic aromatic hydrocarbons in food supplements using high performance liquid chromatography coupled to an ultraviolet, diode array or fluorescence detector. *Analytica Chimica Acta*, 633, 293–699.
- Demir Yetiş, A. 2013. Ceylanpınar Ovası Yeraltı Suyu Kalitesinin ve Kirlenme Potansiyelinin Belirlenmesi. Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana. 154.
- Demir, İ. ve Demirbağ, Z. 1999. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonların Biyolojik Olarak Parçalanması. *Tr. J. of Biology*, 23, 293–302.

- Demirci, S., Erdogan, B., Ozcimder, R. 1998. Wastewater treatment at the petroleum refinery, Kirikkale, Turkey, using some coagulants and Turkish clays as coagulant aids. *Water Research* 32, 3495–3499.
- Demirci, Y., Pekel, L.C., Albaz, M. 2015. Investigation of Different Electrode Connections in Electrocoagulation of Textile Wastewater Treatment. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 10 2685 – 2693.
- Dimoglo, A., Akbulut, H. Y., Cihan, F., Karpuzcu, M. 2004. Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical Technologies. *Clean Techn Environ Policy* ,6, 288–295.
- Doğan, E. 1996. İstanbul ve Çanakkale Boğazı ile Marmara Denizi’nde petrol kirliliğinin araştırılması. TÜBİTAK, Yer Deniz Atmosfer Bilimleri ve Çevre Araştırma Grubu, Proje No: YDABÇAG 254/G.
- Doong, R.A., Lin, Y.T. 2004. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminations in surface sediment and water from Gao-Ping River, Taiwan. *Water Res.* 38:1733–1744
- Douben, P.E.T. 2003. PAHs: An Ecotoxicological Perspective. Introduction. 1–6. Ed: P.E.T Douben Wiley.
- Dönmez, M. 2011. İçme Suyundan Arsenik Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun. 194.
- DSİ Genel Müdürlüğü İçmesuyu ve Kanalizasyon Dairesi Başkanlığı, Diyarbakır Kenti İçme suyu Kaynakları Çevre Koruma Projesi Kati Proje Raporu, Nisan 1997.
- Duran, M., Demirer, N. 1997. Su Arıtımında Temel İşlemler, T.M.M.O.B. Çevre Müh. Odası Yayını, Ankara.
- Durand, C., Ruban, V., Ambles, A., Oudot, J. 2004. Characterization of the organic matter of sludge: determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France, *Environ. Pollut.* 132:375–384.
- Dzombak, D. A., Morel, F. M. M. 1990. Surface complexation modeling. Wiley-Interscience, New York.
- Ekins, P., Vanner, R., Firebrace, J. 2007. Zero emissions of oil in water from offshore oil and gas installations: economic and environmental implications, *J. Clean. Prod.* 15, 1302–1315.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Environmental Protection Agency, Taiwan 2005 Annual Report of Environmental Protection in Taiwan. Taipei, Taiwan, R.O.C.
- EPA, US Environmental Protection Agency (EPA), 1999. Compendium Method TO-13A, Cincinnati, OH, USA.
- Escobar, C., Soto-Salazar, C., Toral, M.I. 2006. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of copper, lead and cadmium in natural waters and simulated wastewater. *Journal of Environmental Management* 81, 384–391.
- Esmailirad, N., Carlson, K., Ozbek, P.Ö. 2015. Influence of Softening Sequencing on Electrocoagulation Treatment of Produced Water. *Journal of Hazardous Materials* 11;283:721-9.
- Esfarili, A., Yamini, Y., Ghambarian, M., Moradi, M. 2011. Dynamic three-phase hollow fiber microextraction based on two immiscible organic solvents with automated movement of the acceptor phase. *Journal of Separation Science*, 34, 98–106.
- Etcı, Ö. 2008. Ağır Metal İçeren Atıksulardan Doğal Kil Minerali Beydellit İle Kadmiyum Ve Kurşun Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği, Gebze. 72.
- European Communities, 1998. The quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities 1998. Council Directive 98/83/EC. [http://www.fsai.ie/uploadedFiles/Legislation/Food\\_Legislation\\_Links/Water/EU\\_Directive\\_98\\_83\\_EC.pdf](http://www.fsai.ie/uploadedFiles/Legislation/Food_Legislation_Links/Water/EU_Directive_98_83_EC.pdf)
- Ferrarese, E., Andreottola, G., Oprea, I.A. 2008. Remediation of PAH contaminated sediments by chemical oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 128–39.
- Gadd, G.M., Griffiths A. 1978: Microorganisms and heavy metal toxicity, *Microb. Ecol.* 4: 303-317.
- Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M., Ollivon, D. 2002. Atmospheric bulk deposition of PAH's onto France: Trends from urban to remote sites. *Atmospheric Environment*, 36, 5395–5403.
- García-García, A., Martínez-Miranda, V., Martínez-Cienfuegos, I.G., Almazán-Sánchez, P.T., Castañeda-Juárez, M. ve Linares-Hernández, I. 2015. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel* 149: 46–54.

- Ghosh, D., Medhi, C.R., Purkait, M.K. 2008. Treatment of fluoride containing drinking water by electrocoagulation using monopolar and bipolar electrode connections. *Chemosphere* 73: 1393–1400.
- Gonzalez-Alonso, S., Esteban-Hernandez, J., Valcarcel Rivera, Y., Hernandez-Barrera, V., Gil de Miguel, A., (2010). Water pollution in sources close to oil-producing fields of Bolivia. *Revista Panamericana De Salud Pública-Pan American, Journal of Public Health*, 28 (4): 235–243.
- Gök, O., Sponza, D. 2010. Petrokimya endüstrisinde aerobik koşullarda PAH ve toksisite giderimi. *itüdergisi/e. su kirlenmesi kontrolü*. Cilt:20, Sayı:2, 25-36
- Gökçay, C.F., Sağ, Y., 1992. Endüstriyel Uygulamalar. Kimya Mühendisleri Odası Endüstriyel Atıksu Arıtımı Teknik Okulu, Endüstriyel Atıksu Arıtımı, 27 Nisan-1 Mayıs, 1992, Ankara. 271-327.
- Guevara, S.R., Bubach, D., Vigliano, P., Lippolt, G., Arribere, M., 2004. Heavy metal and other trace elements in native mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonia Lakes, Argentina. *Bioogical Trace Element Research*, 102: 245-263.
- Guo W, He MC, Yang ZF, Lin CY, Quan XC, Wang HZ. 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China. *Chemosphere* 68:93–104.
- Gurses, A., Yalcin, M., Dogar, C., 2002. Electrocoagulation of some reactive dyes: a statistical investigation of some electrochemical variables, *Waste Manage.*, 22, 491-499.
- Güler, Ç., 1997. Su Kalitesi Kitabı. Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi. No:43, Birinci Baskı. Ankara.
- Güney, S. 2013. Elektrokoagülasyon Prosesinin Çevre Mühendisliğindeki Uygulamalarının Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa. 97.
- Gürel, L., 2005. Akü sanayi atıksularından kurşunun emülsiyon sıvı membran tekniği kullanılarak giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun. 161.
- Hansen, B.R., Davies, S.H. 1994. Review of potential technologies for the removal of dissolved components from produced water, *Chem. Eng. Res. Des.* ,72, 176–188.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Ho, W.S.W., Poddar, T.K. 2001. New membrane technology for removal and recovery of chromium from wastewaters. *Environmental Progress*, 20(1):44-52.
- Ho, W.S.W., Sirkar, K.K. 1992. *Membrane Handbook*. Van Nostrand Reinhold, New York, 954.
- Ho, Y.S., Porter, J.F., McKay, G. 2002. Equilibrium Isotherm Studies for The Sorption of Divalent Metal Ions onto Peat: Copper, Nickel and Lead Single Component Systems; *Water, Air and Soil Pollution*, 141, 1-33.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Wark, M., Mitchell, C.A. 2002. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211, 233-248.
- Hsieh, M.M., Kuo, Y.C., Tsai, P.L., Chang, H.T. 2001. Optimizing separation conditions for polycyclic aromatic hydrocarbons in micellar electrokinetic chromatography. *Journal of Chromatography A*, 924, 397-405.
- Hussain, J., Shah, J., han, I., Lopes, W. A., Souza, R. C., da Silva, J. D., Junior, E.P.Q. ve Nascimento, I.A. 2012. Determination of trace Elements in the Drinking Water of Mardan District KPK, Pakistan. *American – Eurasian J. Agric. ve Environ. Sci.*, 12(8).1091 – 1094.
- Imaida, K., Uneyama, C., Ogasawara, H., Hayashi, S., Fukuhara, K., Miyata, N., Takahashi, M. 1992. Induction of colon adenocarcinomas in CD rats and lung adenomas in ICR mice by 6-nitrochrysene: comparison of carcinogenicity and aryl hydrocarbon hydroxylase induction in the target organs of each species. *Cancer Research*, 52, 1542-1545.
- International Agency for Research on Cancer (IARC) (1987). Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC monographs. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk to human, vol 1-42. IARC, Lyon, France.
- İlhan, F. 2006. Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.115.
- İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik, 7 Mart 2013 tarih ve 28580 sayılı Resmi Gazete.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. Timur, S. 2004. Metallerin Çevresel Etkileri I, İTÜ Metalurji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü, [http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136\\_4753.pdf](http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf)

- Kalay, M., Koyuncu, C.E., Dönmez, A.E., 2004. Comparison of Cd levels in the muscle and liver tissues of *Mullus barbatus* and *Sparus aurata* caught from the Mersin Gulf, (In Turkish). *Ekoloji Çevre Dergisi*, 13: 23-27.
- Kandemir, A. 2011. Peynir Altı Suyunun Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü, Eskişehir. 117.
- Karakaş, D., Pekey, B., Karakoç, F.T., Tolun, L., Morkoç, E., Tüfekçi, H., Yakupoğlu, G., Yakan, H. 2004. İzmit Körfezi' ne Giren Kanserojenik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH): Kaynak ve Seviye Tespiti. TÜBİTAK YDABAG Proje No: 101Y111: 1-221
- Karyab, H., Yunesian, M., Nasser, S., Mahvi, A.H., Ahmadkhaniha, R., Rastkari, N., Nabizadeh, R. 2013. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in drinking water of Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 11:25.
- Kayhan, F.E., Gulsoy, N., Balkıs, N., Yüce, R., 2007. Cadmium and lead levels of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Bosphorus, İstanbul, Turkey. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10: 915-919.
- Kayhan, F.E., Muşlu, M.N., Koç, N.D. 2009. Bazı Ağır Metallerin Sucul Organizmalar Üzerinde Yarattığı Stres Ve Biyolojik Yanıtlar. *Journal of Fisheries sciences* 3(2): 153-162.
- Kesler, S.E. 1994. Mineral Resources, Economics and the Environment. New York, Macmillan College Publishing Company, Inc., USA, (1994), s:223.
- Keven, F. 2002. Elazığ İçme Sularının Yedi Yıllık Periyottaki Kimyasal Ve Mikrobiyolojik Değişimi. *Gıda* 27(5): 407-410.
- Khansorthong S., Hunsom, M. (2009). Remediation of Wastewater from Pulp and Paper Mill Industry by the Electrochemical Technique. *Chem. Eng. J.* 151: 228-234.
- Khosa, M.K., Jamal, M.A., Hussain, A., Muneer, M., Zia, K.M., Hafeez, S. 2013. Efficiency of Aluminum and Iron Electrodes for the Removal of Heavy Metals [(Ni (II), Pb (II), Cd (II)] by Electrocoagulation Method. *Journal of the Korean Chemical Society*. Vol. 57, No. 3
- Khosla, N. K., Venkachalam, S., Sonrasundaram, P., 1991. Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation. *J. Appl, Electrochem.*, 21: 986-990.
- Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B., Kim, S., 2002. Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150, 165-175.

- Kisic, I., Mesic, S., Basic, F., Brkic, V., Mesic, M., Durn, G., Zgorelec, Z. And Bertovic, L., 2009. The effect of drilling fluids and crude oil on some chemical characteristics of soil and crops. *Geoderma* 149: 209-216.
- Kobyas, M., Delipinar, S. 2008. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *J. Hazard.Mater.* 154(1-3), 1133-1140. DOI:10.1016/j.jhazmat.2007.11.019.
- Kobyas, M., Can, O.T., Bayramoglu, M. 2003. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes, *J. Hazard. Mater.* 100:163–178.
- Kobyas, M., Senturk, E., Bayramoglu, M. 2006. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials B133*, 172–176.
- Kocatas, A. 2006. *Ekoloji ve Çevre Biyolojisi*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, İzmir.
- Lakshmanan, D., Clifford, D.A. ve Samanta, G. 2010. Comparative study of arsenic removal by iron using electrocoagulation and chemical coagulation. *Water Research*,1-12.
- Landis, W.G. and Yu, M-H., 1998. *Introduction to Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems*, Second edition. Lewis Publishers, Inc. Boca Raton, FL.
- Lee, S.C., Ho, K.F., Chan, L.Y., Zielinska, B., Chow, J.C. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and carbonyl compounds in urban atmosphere of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 35, 5949– 5960.
- Letterman R.D., Amirtharajah A., and O'Melia C.R. 1999. Coagulation and Flocculation. In *Water Quality and Treatment*. Chapter 6. R.D. Letterman (ed.). 5th edn, McGraw-Hills, New York.
- Li, B., Qu, C., Bi, J. 2012. Identification of Trace Organic Pollutants in Drinking Water and the Associated Human Health Risks in Jiangsu Province, China. *Bull Environ Contam Toxicol*, 88:880–884.
- Li, Y., Li, P., Mad, W., Song., Q. Zhou, H., Han, Q., Diao, X. 2015. Spatial and temporal distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface seawater from the Haikou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin* 92: 244–251.

- Liang, H-D., Han, D-M., Yan, X-P. 2006. Cigarette filter as sorbent for on-line coupling of solid-phase extraction to high-performance liquid chromatography for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in water. *Journal of Chromatography A*, 1103, 9–14.
- Lin, C.C., Long, R.L., 1997. Removal of nitric acid by emulsion liquid membrane: Experimental results and model prediction. *Journal of Membrane Science*, 134, 33-45.
- Liu, Y., Chen, L., Tang, Y., Huang, Q., Zhao, J. 2007. Determination of trace polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of Huangpu river using high performance liquid chromatography. *Chinese Journal of Chromatography*, 25, 356–361.
- Lizon, T.G., Ortiz, E.S.P., 2000. Drop sizes in liquid membrane dispersions. *Ind.Eng.Chem.Res.*, 39, 5020-5028.
- Lopez, F. A., Perez, C., Sainz, E., Alonso, M. 1995. “Adsorption of Pb<sup>2+</sup> on blast furnace sludge.” *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 62, 200–206.
- Luch, A., Baird, W.M. 2005. Carcinogenic Effects Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Metabolic Activation and Detoxification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. (pp. 19–96), Ed: A. Luch. Imperial College Pres. USA.
- Macchi, G., Pagano, M., Santori, M., Tiravanti, G. 1993. Battery industry wastewater: Pb removal and produced sludge. *Water Research*, 27, (10) 1511-1518.
- Mahmoud, S.S., Ahmed, M.M. 2014. Removal of surfactants in wastewater by electrocoagulation method using iron electrodes. *Physical Sciences Research International*. Vol. 2(2):28-34,
- Mahvi, A.H., Bazrafshan, E. 2007. Removal of Cadmium from Industrial Effluents by Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes. *World Applied Sciences Journal* 2 (1): 34-39.
- Malakootian, M., Mansoorian, H.J., Moosazadeh, M. 2010. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination* 255, 67–71.
- Manahan, S.E., 1999. *Environmental Chemistry*, Seventh Edition, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 912 p.
- Manoli E, Samara C. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural water: sources, occurrence and analysis. *Trends Anal Chem* 18:417–428

- Manoli E, Samara C, Konstantinou I, Albanis T. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece. *Chemosphere*, 41(12):1845–1855.
- Manoli, E. 1998. PhD Thesis, Aristotle University of Thessaloniki, 1998.
- Mansour, S.E., Hasieb, I.H. 2012. Removal of Nickel from Drinking Water by electrocoagulation Technique Using alternating current. *Current Research in chemistry* 4(2):41-50.
- Mansour, S.E., Negim, E.M., Hasieb, İ.H., Desouky, O.A., Abdykalykova, R. ve Beisebekov, M. 2013. Removal of Cadmium Pollutants in Drinking Water Using Alternating Current Electrocoagulation Technique. *Global Journal of Environmental Research* 7 (3): 45-51.
- Marcè R.M., Borrull, F. 2000. Solid phase extraction of polycyclic aromatic compounds, *Journal of Chromatography A*, 885, 273–290.
- Martorell, I., Perelló, G., Martí-Cid, R., Castell, V., Juan M. Llobet, J.M., Domingo, J.L. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in foods and estimated PAH intake by the population of Catalonia, Spain: temporal trend. *Environment International*, 36, 424–432.
- Maskaoui, K., Zhou, J.L., Hong, H.S., Zhang, Z.L. 2002. Contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China, *Environ. Pollut.* 118, 109–122.
- Matheickal, J.T., Yu, Q., 1997. Biosorption of lead(II) from aqueous solutions by *Phellinus Badius*. *Minerals Engineering*, 10(9), 947-957.
- Matteson, M. J., Dobson, R. L., Glenn, R. W., Kukunoor, , N. S., Waits, W. H., Clayfield, E. J., 1995. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids Surf, A* 104(1) 101-109.
- Melwanki, M.B., Huang, S-D. 2006. Extraction of hydroxyaromatic compounds in river water by liquid–liquid–liquid microextraction with automated movement of the acceptor and the donor phase. *Journal of Separation Science*, 29, 2078–2084.
- Meriçboyu, A., Yavuz, N., 2011. Enerji Çevre Hukuku Ders Notları, İTÜ Enerji Enstitüsü, İstanbul

- Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., Chibane, M. 2009. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique A case study. *Journal of Hazardous Materials* 164:215–222.
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., Cocke, D. L., 2001. “Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84, 1, 29-41(13).
- Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D. L., 2004a. Fundamentals, Present And Future Perspectives Of Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, B114, 199 – 210.
- Mollah, M.Y.A., Pathak, S.R., Patil, P.K., Vayuvegula M., Agrawal T.S., Gomes J.A.G., Kesmez, M., Cocke, D.L. 2004b. Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial ironelectrodes, *J. Hazard. Mater.*, B109 165-171.
- Moore, S.W., Ramamoorthy, S. 1984. *Organic Chemicals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment*. R.S. Desanto (Series Editor)Springer-Verlag, New York, 1984.
- Moreno-Casillas H.A., Cocke, D.L., Gomes, J. A. G., Morkovsky, P., Parga, J.R. Peterson, E., 2007. Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, 56, No.2, 204-211.
- Moret, S., Purcaro, G., Conte, S.L. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) levels in propolis and propolis-based dietary supplements from the Italian market. *Food Chemistry*, 122, 333–338.
- Muftah, H. El-N., Al-Zuhair, S., Al-Lobaney, A., Makhoulf, S. 2009. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleumrefinery wastewater. *Chemical and Petroleum Engineering Department, UAE University, P.O. Box 17555, Al-Ain, United Arab Emirates Journal of Environmental Management* 91, 180–185.
- Munsuz, N. veÜnver, İ. 1995. *Su Kalitesi*. Ankara Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Yay. No: 1389, Ders Kitabı: 403, Ankara.
- Naegeli, H. Geacintov, N.E. 2005. *Carcinogenic Effects Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Mechanisms of Repair of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Induced DNA Damage*. (pp. 211–258), Ed: A. Luch. Imperial College Pres. USA.

- Namasivayam, C., Ranganthan, K. 1995. "Removal of lead(II) by adsorption onto waste iron(III)/chromium(III) hydroxide from aqueous solution and radiator manufacturing industry wastewater." *Ind. Engrg. Chem. Res.*, 34, 869–873.
- Nieva-Cano, M.J., Rubio-Barosso, S., Santos-Delgado, M.J. 2001. Determination of PAH in food samples by HPLC with fluorimetric detection following sonication extraction without sample clean-up. *Analyst*, 126, 1326–1331.
- Nowacka, A., Włodarczyk-Makula, M. 2014. The Coagulant Type Influence on Removal Efficiency of 5- and 6-Ring PAHs During Water Coagulation Process. *Civil And Environmental Engineering Reports* 13 (2): 63-73.
- O'Brien, D., Senske, G., 1989. Separation and recovery of low molecular weight organic acids by emulsion liquid membranes. *Separation Science and Technology*, 24(9&10), 617-628.
- Oil in the Sea: Inputs, Fates, and Effects 1985. The National Academic Press. ISBN: 978-0-309-07835-1.
- Okamoto, Y., Nomura, Y., Nakamura, H., Izamaru, K., Fujiwara, T., 2000. High preconcentration of ultra trace metal ions by liquid-liquid extraction using water/oil/water emulsions as liquid surfactant membranes. *Microchemical Journal*, 65, 341-346.
- Okandan, E. 1994. Petrol arama ve üretim faaliyetlerinin çevre üzerindeki etkileri. TÜBİTAK YBAG–0057 Nolu Proje.
- Okoli C. G., Ogbuagu D. H., Gilbert C. L., Madu S., Njoku-Tony R. F. 2011. Proximal Input of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Groundwater Sources of Okrika Mainland, Nigeria. *Journal of Environmental Protection*, 2(2011) 848-854.
- Özer, A., Ekiz, H.İ., Özer, D., Kutsal, T., Çağlar, A. 1996. Kurşun (II) iyonlarının kesikli reaktörde *Rhizopus arrhizus*'a adsorpsiyonu, *Ekoloji ve Çevre Dergisi*, 21, 27-31.
- Öztürk, M., Çelik R. 2008. Diyarbakır Ovasının Yeraltı Su Seviye Haritalarının Coğrafik Bilgi Sistemi (CBS) İle Tespiti. TMMOB 2. Su Politikaları Kongresi. Sayfa 125-135. 20-22 Mart, Ankara.
- Öztürk, M. 2004. Kurşunlu benzin tüketimi ve kurşunun etkileri, <http://www.cevreorman.gov.tr/belgeler/kursunlu211.pdf>, 14.04.2005.

- Özyonar, F. 2007. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri. Enstitüsü, Sivas.
- Özyonar, F., Karagözoğlu, B. 2012. İçme Sularından Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon İle Bulanıklığın Giderimi. Gazi Üniv. Müh. Mim. Fak. Der. Cilt 27, No 1, 81-89.
- Pal, R., 1998. Rheology of liquid membranes. *Ind.Eng.Chem.Res.*, 37, 2052-2058.
- Panizza, M., Cerisola, G. 2003. "Electrochemical processes for wastewater treatment", *ICheaP-6*, Pisa, 895-900.
- Patır, B., Güven ,AM., Arslan A. 1992. Elazığ Bölgesi İçme Ve Kullanma, Kaynak, Kuyu Ve Göl Sularının Hijyenik Kaliteleri Üzerinde Araştırmalar. *FÜ Sağlık Bilimleri Dergisi* 6, 1-2, 127-134.
- Patterson, J.W., 1985. *Industrial wastewater treatment technology*, Second edition. Butterworth Publishers, Boston, 454 p.
- Perry, R., Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. *water, air and soil pollution*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 60, 279–300.
- Phillips, DH. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutation Research*, 443, 139–147.
- Platt, K.L., Pfeiffer, E., Petrovic, P., Friesel, H., Beermann, D., Hecker, E., Oesch, F. 1990. Comparative tumorigenicity of picene and dibenz[a,h]anthracene in the mouse. *Carcinogenesis*, 11, 1721–1726.
- Rahmanian, N., Bt Ali, S.H., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeh, Y., Nizami A. S. 2015. Analysis of Physiochemical Parameters to Evaluate the Drinking Water Quality in the State of Perak, Malaysia. *Hindawi Publishing Corporation Journal of Chemistry* Volume 2015.
- Rajeshwar K., Ibanez J. G., Swai G. M., 1994. Electrochemistry and the environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 1, 1077-1091.
- Ratola, N., Alvesa, A., Kalogerakisb, N., Psillakis, E. 2008. Hollow-fibre liquid-phase microextraction: A simple and fast cleanup step used for PAHs determination in pine needles. *Analytica Chimica Acta*, 618, 70–78.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Re N-Poppi, N., Santiago-Silva, M. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons and other selected organic compounds in ambient air of Campo Grande city, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39, 2839–2850.
- Reife, A., Freeman, S., 1996. *Environmental chemistry of dyes and pigments*, John Wiley & Sons Inc., Canada.
- Rice, J.M., Ward, J.M. 1982. Age dependence of susceptibility to carcinogenesis in the nervous system. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 381, 274–289.
- Rocher, V., Azimi, S., Moilleron, R., Chebbo G. 2004. Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the Le Marais' catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins, *Sci. Total Environ.* 323:107–122.
- Saeedi, M., Khalvati-Fahlyani, A. 2011. Treatment of Oily Wastewater of a Gas Refinery by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. *Water Environment Research*, Volume 83, Number 3.
- Sağ, Y., Özer, D., Kutsal T. 1995. A comparative study of the biosorption of lead(II) ions to *Z. ramigera* and *R. arrhizus*. *Process Biochemistry*, 30/2, 169-174.
- Sağlam N., Cihangir N. 1995. Ağır Metallerin Biyolojik Süreçlerle Biyosorbsiyonu Çalışmaları. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi* 11: 157-161
- Sağlamtimur, B., Cicik, B., Erdem, C., 2003. Effects of different concentrations of Cu and Cu+Cd mixture on the accumulation of Cu in the gill, liver, kidney and muscle tissues of *Oreochromis niloticus*. (In Turkish). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 27: 813-820.
- Saleh, A., Yamini, Y., Faraji, M., Rezaee, M., Ghambarian, M. 2009. Ultrasound-assisted emulsification microextraction method based on applying low density organic solvents followed by gas chromatography analysis for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in water samples. *Journal of Chromatography A*, 1216, 6673–6679.
- Salihoğlu, N.K., Salihoğlu, G., Taşdemir, Y. 2011. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Levels In Sludges From Wastewater Treatment Plants In Bursa. *Journal Of Engineering And Natural Sciences*. Sigma 3, 82-89.
- Saltabaş, Ö. 1998. Ağır metallerin cansız biyokütle ile uzaklaştırılmasına etki eden faktörler. *Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul*, 137 s.

- Samsunlu, A. 1999. Çevre Mühendisliği Kimyası. Sam-Çevre Teknolojileri Merkezi Yayını, İstanbul, 1999, s:3.
- Scott, K. 1995. Electrochemical Processes of Clean Technology, Cambridge, UK, The Royal Society of Chemistry, pp. 12 – 62.
- Serpe, F.P., Esposito, M., Gallo, P., Serpe, L. 2010. Optimisation and validation of an HPLC method for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mussels. Food Chemistry, 122, 920–925.
- Shakir, I.K., Husein, B.I. 2009. Lead Removal from Industrial Wastewater by Electrocoagulation process. Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering Vol.10 No.2 (June 2009) 35-42.
- Shiraishi, H., Pilkington, N.H., Otsuki, A., Fuwa, K. 1985. Environ. Sci. Technol. 19, 585.
- Siegel, F.R. 2002. Environmental Geochemistry of Potential Toxic Metals. Verlag Berlin Heidelberg, New York.
- SKKY (Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği), 31 Aralık 2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete
- Smith, C.J., Grainger, J., Patterson, D.G. 1998. Separation of polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites by  $\gamma$ -cyclodextrin-modified micellar electrokinetic chromatography with laser-induced fluorescence detection. Journal of Chromatography A, 803, 241–247.
- Solak, M. 2013. Kesikli Ve Sürekli Elektrokoagülasyon Prosesleri İle Atıksulardan Fosfat Giderimi ve Prosesin Optimizasyonu. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Isparta. 191.
- Soltobaeva, G. 2011. Zayıf Asidik Katyon Değiştirici Reçine İle Atıksulardan Pb(2+) Gideriminin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul. 136.
- Soyka, L.F. 1980. Hepatic drug metabolizing enzyme activity and tumorigenesis in mice following perinatal exposure to benzo[a]pyrene. Pediatr. Pharmacol., 1, 85–96.
- Sönmezay, A. 2011. Mangan Oksit Minerali Kullanılarak Sulu Çözeltilerden Adsorbsiyon Yöntemi İle Kadmiyum ve Kurşun Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Gebze. 82.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Sönmez, S. 1992. Bursa Büyükşehir Belediyesi İçme Sularının (Baraj, Kuyu Ve Kaynak) Bazı Kimyasal Özellikleri Ve Mikrobiyolojik Kirliliği Üzerinde Bir Araştırma. Uludağ Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi 3, 11, 1-9.
- Stołyhwo, A., Sikorski, Z.E. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked fish – a critical review. Food Chemistry, 91, 303–311,
- Şahin, Y. 2006. Asit boya banyosu atık sularının kimyasal proseslerle ön arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- Şahinci, A. 1991. Doğal Suların Jeokimyası, Reform Matbaası, 548s., İzmir.
- Şavik, E., Demer, S., Memiş, Ü., Kumbul Doguç, D., Çalışkan, T.A., Sezer, M.T., Gültekin, F., Özgür, N. 2012. Isparta ve Civarında Tüketilen Sularınıçerik Ve Sağlık Açısından Değerlendirilmesi. S.D.Ü. Tıp Fak. Derg. 2012:19(3)/92-102.
- Şen B, Yıldız Ş, Akbulut, A. 1994. Karamık Gölü Planktonundaki Bacillariophyta Üyeleri ve Su Kalitesinin Değerlendirilmesi. In: XII. Ulusal Biyoloji Kongresi, 5-8 Temmuz 1994, Edirne, 166-172.
- Şengil, I.A., Kulac, S., Özacar, M. 2009. Treatment of tannery liming drum wastewater by electrocoagulation. Journal of Hazardous Materials 167, 940–946.
- Şimşeker, M. 2009. Tekstil Endüstrisi İndigo Atıksularının Elektrokoagülasyon Ve Diğer Fiziksel-Kimyasal Yöntemler İle Arıtımı. Yüksek Lsans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul. 159.
- Tanyolaç, J. 2000. Limnoloji. Hatiboğlu Yayıncılık, Ankara.
- Taş, B. 2006. Derbent Baraj Gölü (Samsun) Su Kalitesinin İncelenmesi. Ekoloji 15, 61, 6-15.
- Taty-Costodes, V.C., Fauduet, H., Porte, C., Delacroix, A., 2003. Removal of Cd(II) and Pb(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto sawdust of Pinus sylvestris. Journal of Hazardous Materials, 105, 121-142.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., 1991. Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse, International Edition, McGraw-Hill Companies, 1334 p.
- Temeltaş, S. 2006. Ham Petrol Bulaşmasının Toprağın Mikrobiyal Biyokütlesi Üzerine Etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara. 160.

- Tezakıl, F. 2013. Oluklu Mukavva Endüstrisi Boya - Baskı İşlemlerinden Kaynaklanan Atıksuların Farklı Yöntemlerle Arıtılabilirliği. Doktora Tezi, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir. 249.
- Tezcan Ü, Uğur S, Koparal AS, Öğütveren B.U. 2006 Electrocoagulation of olive mill wastewaters. *Separation and Purification Technology* 52: 136-141.
- Tibbetts, P.J.C., BuchananI.T., GaweL.J., LargeR. 1992. A comprehensive determination of produced water composition, in: J.P. Ray, F.R. Engelhardt (Eds.), *ProducedWater: Technological/Environmental Issues and Solutions*, Plenum Publishing Corp., New York, pp. 97–113.
- Tir, M., Moulai-Mostefa, N. 2008. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *Journal of Hazardous Materials* 158, 107–115.
- Tolegenova, G., 2004. Ağır Metaller İçerikli Atık Suların Elektrokoagülasyon Ve Elektrodializ Yöntemleri İle Giderilmesi. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze.
- Topbaş, M., Brohi, A. ve Karaman, M. 1998. Çevre Kirliliği, Çevre Bakanlığı Yayınları, Ankara.
- TSE 2005. Sular – İnsani Tüketim Amaçlı Sular, TS 266 , Ankara.
- TSE (Turkish Standards Institution) 1997. *Water qualitysampling—part 2: Guidance on sampling techniques* (15 pp.). TS 5090 EN 25667-2, Ankara, Turkey(in Turkish).
- Tsai, P.J., Shieh, H.Y., Lee, W.J., Lai, S.O. 2002. Characterization of PAHs in the atmosphere of carbon black manufacturing workplaces. *J. Hazard. Mater.*, 91, 25–42.
- Tuncan, M., Tuncan, A., Koyuncu, H. 1996. Petrollü Sondaj Atıkların Toprakta Meydana Getirdiği Kirliliğin Fiziksel Ve Kimyasal Etkilerinin Uygulamalı Araştırılması, Tübitak, Yer Deniz Atmosfer Bilimleri ve Çevre Araştırma Gurubu, Proje No:KTÇAG-136.
- Tunçer, S. 2007. Çanakkale Boğazı'ndaki Petrol Kirliliğinin Bazı Littoral ve Sessil Flora ve Fauna Üzerine Etkilerinin Araştırılması, Tübitak, Yer Deniz Atmosfer Bilimleri ve Çevre Araştırma Gurubu,Proje No:150Y080.
- Turp, S.M. 2012. Perlit ve Zeolit Kullanılarak Atıksulardan Ni, Zn, Pb Giderim Verimlerinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü, Sakarya. 107.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Türkoğlu, G. 2007. Dispers Boya Banyo Atıksularının Elektrokoagülasyon İle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü , İstanbul. 103.
- Ucar, C. 2011. Arsenic Removal From Drinking Waters by Electrocoagulation and Filtration. Master of Science, Dokuz Eylul University Graduate School of Natural and Applied Sciences, İzmir. 101.
- Ucun, H., 2001. Sarı Çam (*Pinus sylvestris*) kozalağı biyoması kullanılarak atıksulardaki ağır metallerin biyosorpsiyonu. Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum, 54 s.
- UNESCO, 2006. “Coping With Water Scarcity A strategic issue and priority for systemwide action”, [ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/waterscarcity.pdf](http://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/waterscarcity.pdf)
- USEPA (2002). Polycyclic Organic Matter. Washington, DC: Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/polycycl.html>.
- USEPA 2012. Water Quality Standards Handbook: Second Edition. EPA-823-B-12-002; March 2012. Retrieved November 13, 2012 from <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/handbook/index.cfm>
- Ün, Ü.T., Uğur, S., Koparal, A.S., Ögütveren, Ü.B. 2006. Electrocoagulation of olive mill wastewaters, Sep. Purif. Technol., 52 (1), 136-141.
- Üstün Kurnaz, S. ve Büyükgüngör, H. 2007. Kızılırmak Deltası kıyı şeridinde su ve midye örneklerinde PAH kirliliğinin araştırılması. İTÜ Dergisi-Cilt:17, Sayı:2, 15-22
- Varol, S., Davraz, A., Varol, E. (2008). Yeraltı suyu Kimyası ve Sağlığa Etkisinin Tıbbi Jeoloji Açısından Değerlendirilmesi TAF Preventive Medicine Bulletin, 7(4): 351-356.
- Vasudevan, S., Lakshmi, J. 2011. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water – A novel approach. Separation and Purification Technology 80, 643–651.
- Vasudevan, S., Lakshmi, J., Sozhan, G. 2009. Studies on the Removal of Iron from Drinking Water by Electrocoagulation – A Clean Process. Clean, 37 (1), 45 – 51.
- Vasudevan, S., Sheela, S.M., Lakshmi, J., Sozhana, G. 2010. Optimization of the process parameters for the removal of boron from drinking water by electrocoagulation – a clean technology. J Chem Technol Biotechnol; 85: 926–933.

- Vasudevan, S., Sozhan, G., Ravichandran, S., Jayaraj, J., Lakshmi, J., Sheela, S.M. 2008. Studies on the Removal of Phosphate from Drinking Water by Electrocoagulation Process. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47, 2018-2023.
- Vesselinovitch, S.C., Kandala D.R., Mihailovich N. 1975. Neoplastic response of mouse tissues during perinatal age periods and its significance in chemical carcinogenesis. *Journal of the National Cancer Institute Monograph*, 51, 230–250.
- Vik, E.A., Carlson, D.A., Eikum, A.S., Gjessing E.T. 1984. Electrocoagulation of Potable Water. *Water Res.*, 18:1355 – 1360.
- Vural, N. 1984. Toksikoloji. Ankara Üniversitesi, Eczacılık Fakültesi Yayınları No: 56.
- Wan, Y., Zhang, X., 2002. Swelling determination of W/O/W emulsion liquid membranes. *Journal of Membrane Science*, 196, 185-201.
- Wang, X.Y., Li, Q.B., Luo, Y.M., Ding, Q., Xi, L.M., Ma, J.M., Li, Y., Liu, Y.P., Cheng, C.L. 2010. Characteristics and sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Shanghai, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 165, 295–305.
- Wcisło, E. 1998. Soil contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Poland – a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 7, 267–272.
- Wenzl, T., Simon, R., Anklam, E., Kleiner, J. 2006. Analytical methods for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in food and the environment needed for new food legislation in the European Union. *Trends in Analytical Chemistry*, 25, 716- 725.
- WHO, 1993. Guidelines for drinking – water quality, recommendations. World Health Organization, 2nd ed., 1, 188, Geneva.
- WHO, World Health Organisation 1998. Environmental Health Criteria 202, Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. IPCS, International Programme on Chemical Safety. World Health Organisation, Geneva.
- WHO, 2011. The Guidelines for Drinking-Water Quality, fourth edition, WHO, India.
- Wolfe, D.E. 1977. (ed.): Fates and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Organism and Ecosystems. Pergamon Press, Inc., Elmsford, New York, 1977.
- Wolska L., Galer K., Namieśnik J. 2003. Transport and speciation of PAHs and PCBs in a river ecosystem. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(1) (2003) 105-110.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Wong, P.K., S.C. Kwok 1992: Accumulation of nickel ion (Ni<sup>2+</sup>) by immobilized cells of *Enterobacter* species, *Biotechnol Lett.* 14:7,629-634.
- Woytowich, D.L., Dalymple, C.W., Britton, M.G., 1993. Electrocoagulation (CURE) treatment of ship bilgewater for the US coast Guard in Alaska. *J. Marine Technology Society*, 27, 62 – 75.
- Xia X.H., Yu H., Yang Z.F., Huang G.H. 2006. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the natural waters of the Yellow River: Effects of high sediment content on biodegradation. *Chemosphere*. 65, 457-466.
- Yadanaparthi, S.K.R., Graybill, D., vonWandruszka, R. 2009. Adsorbents for the removal of arsenic, cadmium, and lead from contaminated waters. *Journal of Hazardous Materials* 171, 1–15.
- Yalçın S, Tekinşen OC., Nizamlioğlu M. 1988. Konya İl Merkezindeki İçme Ve Kullanma Sularının Hijyenik Kalitesi. *Selçuk Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi* 4, 1, 83-89.
- Yalçuk, A. 1999. Sürekli karıştırmalı reaktörlerde *Rhizopus arrhizus* ile çoklu metal karışımlarında yarışmalı biyosorpsiyonun incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 167 s.
- Yan, L., Wang, Y., Li, J., Ma, H., Liu, H., Li, T., Zhang, Y. 2014. Comparative study of different electrochemical methods for petroleum refinery wastewater treatment. *Desalination* 341, 87–93.
- Yavuz, Y., Koparal, A.S., Ögütveren, Ü.B. 2010. Treatment of petroleum refinery wastewater by electrochemical methods. *Desalination* 258, 201–205.
- Yelekçi, S., Acemioğlu, B. Avcı, H. 2012. Kilis İl Merkezi İçme Sularının Kullanılabilirliğinin Araştırılması. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi* 5(2): 77-81.
- Yeşilnacar, M.İ., Demir, F., Uyanık, S., Yılmaz, G., Demir, T. 2007. Harran Ovası Yeraltı Suyu Kalitesi ve Kirlenme Potansiyelinin Belirlenmesi, TUBİTAK Proje Kodu: 104Y188 (ÇAYDAG),
- Yıldız, N. 1996. Şanlıurfa İçme Suyu Sisteminin Kalite Kontrol Parametreleri Açısından İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa.

- Yılmaz, A. E., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M. M., Kocadağistan, E. 2008. An empirical model for kinetics of boron removal from boron containing wastewaters by the electrocoagulation method in a batch reactor. *Desalination* 230 (1-3): 288-297.
- Yılmaz, A.E. 2009. Endüstriyel Atıksulardan Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Bor Giderimi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum. 183.
- Yılmaz, A.E., Bayar, S., Boncukcuoğlu, R., Fıl, B.A. 2012. Removal of Cadmium by Electrocoagulation and a Cost Evaluation. *Ekoloji* 21, 85, 26-33.
- Yılmaz, F. 2004. Mumcular barajı (Muğla-Bodrum)'nın fiziko-kimyasal özellikleri. *Ekoloji* 13, 50, 10-17.
- Yılmaz, F. 2004. Physico-Chemical Features of Mumcular Dam Lake (Mugla-Bodrum). *Ekoloji* 13 (50): 10-17.
- Yurteri, C., Yetiş, Ü., Atımtay, A., Gökçay, C.F., 1992. İleri atıksu arıtım yöntemleri. Kimya Mühendisleri Odası Endüstriyel Atıksu Arıtımı Teknik Okulu, Ankara, 27 Nisan-1 Mayıs, 1992, Endüstriyel Atıksu Arıtımı, 231-270, Türkiye.
- Yüksel E, Sengil I A, Ozacar M, 2009. The removal of sodium dodecyl sulfate in synthetic wastewater by peroxi-electrocoagulation method. *Chem Eng J*, 152:347-353.
- Zaied, M.,Bellakhal, N., 2009. Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (2), 995-1001.
- Zhan, X-M., Zhao, X., 2003. Mechanism of lead adsorption from aqueous solutions using an adsorbent synthesized from natural condensed tannin. *Water Research*, 37, 3905-3912.
- Zhang, J.L.G., Li, X.D., Qi, S.H., Liu, G.Q., Peng, X.Z. 2006. Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subtropical city, Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment*, 355, 145–155.
- Zhang, P., Song, J., Yuan, H. 2009. Persistent organic pollutant residues in the sediments and mollusks from the Bohai Sea coastal areas, North China: an overview. *Environment International*, 35, 632–646.
- Zhang, H., Xue, M., Dai, Z. 2010. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic products by HPLC-fluorescence. *Journal of Food Composition and Analysis*, 23, 469–474.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Zhu, L., Chen, Y., Zhou, R. 2008. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil in drinking water resource of Zhejiang Province, China. *Journal of Hazardous Materials* 150 (2008) 308–316.
- Zhu, Y. , Yang, Y., Liu, M., Zhang, M., Wang, J. 2015. Concentration, Distribution, Source And Risk Assessment of PAHs And Heavy Metals in Surface Water From The Three Gorges Reservoir, China. *Human and Ecological Risk assessment: An International Journal*, 21:6, 1593-1607, DOI: 10. 1080/10807039.2014.962315.

## ÖZGEÇMİŞ

İlk, orta ve lise öğrenimini Şanlıurfa'da tamamladı. 2000 yılında Harran Üniversitesi Kimya Bölümünü kazandı. Bu bölümden 2004 yılında üniversite birincisi olarak mezun oldu. 2005 yılında Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nün açmış olduğu yüksek lisans sınavını kazanarak Anorganik Kimya Anabilim Dalında yüksek lisans eğitimine başladı. 2006 yılında Kayseri İl Kontrol Laboratuvar Müdürlüğüne kimyager olarak atandı. 2007 yılında TÜBİTAK bursuyla yüksek lisansını tamamladı. 2008 yılında GAP Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü'ne tayin oldu. 2009 yılında Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilimda doktora eğitimine başladı. Halen GAP Tarımsal Araştırma Enstitüsü Laboratuvar Bölümünde Kimyager olarak çalışmaktadır.