

13.11.00 5

**PETROL FORMASYON SUYUNDAKİ
TUZLULUĞUN ADSORBSİYON ÖNİŞLEMİ İLE
ALÜMİNYUM ELEKTROTLAR KULLANILARAK
ELEKTROKOAGÜLASYONLA GİDERİLMESİ**

ZUHAL KOLAYLI
Yüksek Lisans Tezi

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı
OCAK - 1998

Zuhal KOLAYLI'nın Yüksek Lisans tezi olarak hazırladığı "Petrol Formasyon Suyundaki Tuzluluğun Adsorbsiyon Önışlemiyle Alüminyum Elektrotlar Kullanılarak Elektrokoagülasyonla Giderilmesi" başlıklı tez, 10 / 02 / 1998 tarihinde aşğıdaki jüri tarafından Lisansüstü Öğretim Yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca değerlendirilerek kabul edilmiştir.

Üye (Danışman) : Doç. Dr. Ülker BAKIR ÖĞÜTVEREN

Üye : Prof. Dr. M. Ercengiz YILDIRIM

Üye : Yrd. Doç. Dr. A. Savaş KOPARAL

Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun
19.02.1998 tarih ve 3/4 sayılı kararıyla onaylanmıştır.

ÖZET
Yüksek Lisans Tezi

**PETROL FORMASYON SUYUNDAKİ TUZLULUĞUN ADSORBSİYON
ÖNİŞLEMİ İLE ALÜMİNYUM ELEKTROTLAR KULLANILARAK
ELEKTROKOAGÜLASYONLA GİDERİLMESİ**

ZUHAL KOLAYLI

**Anadolu Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı**

Danışman: Doç. Dr. Ülker BAKIR ÖĞÜTVEREN
1998, Sayfa 92

Petrol sondajı sırasında petrolle birlikte yeryüzüne çıkan petrol oluşum suyu, yüksek oranda tuz içermektedir. Çözünmüş inorganik iyonların oluşturduğu bu tuzluluk nedeniyle çıkan atıksuyun doğrudan alıcı ortama deşarj edilmesi sakınca yaratmaktadır.

Yapılan çalışmada atıksuda bulunan Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^{--} ve HCO_3^- iyonlarının giderilebilirliği araştırılmıştır.

Araştırmalar sırasında atıksu öncelikle adsorban madde olarak curufun kullanıldığı adsorbsiyon sisteminde önışleme, daha sonra da elektrokoagülasyona tabi tutulmuştur.

Bu sistem ile istenen sınır değerlere ulaşılmıştır. Ayrıca elektrokoagülasyon sürecine etki edebilecek pH, destek elektrolit türü ve derişimi, karıştırma hızı gibi farklı parametreler de araştırılmıştır.

Öte yandan bileşik bir sistem oluşturularak araştırmalar yapılmış ve bu sistem ile % 100 giderim sağlanmıştır.

Anahtar Kelimeler: Petrol drenaj suyu, atıksu, tuz uzaklaştırma, klorür, sülfat, bikarbonat, kalsiyum, magnezyum, sodyum, elektrokoagülasyon, elektrodializ, adsorbsiyon

ABSTRACT
Master of Science Thesis

**DESALINATION OF PETROLEUM FORMATION SALINE WATER BY
ELECTROCOAGULATION USING ALUMINIUM ELECTRODES WITH
PRETREATMENT APPLYING ADSORPTION**

ZUHAL KOLAYLI

**Anadolu University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Chemical Engineering Program**

**Supervisor: Assoc. Prof. Ülker BAKIR ÖĞÜTVEREN
1998, Page 92**

Since petroleum formation water ascended to the surface with petroleum has very high salinity caused by inorganic ions, such as Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- , it is not desired to be discharged to the surface waters.

In this study, the feasibility of the removal of these ions have been examined applying adsorption and electrocoagulation.

The parameters such as pH, stirring velocity, and supporting electrolyte concentration have been investigated.

Although the limits for concentrations of these ions have been attained by applying these methods, a combined system consists of coagulation, adsorption, electrocoagulation and electro dialysis has also been examined to attain full removal of these ions.

Keywords: Petroleum drainage water, wastewater, salinity, desalination, chloride, sulphate, bicarbonate, calcium, magnesium, sodium, electrocoagulation, electro dialysis, adsorption.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xi
1. GİRİŞ	1
2. SU VE TOPRAK KİRLİLİĞİ	2
2.1. Su Kirliliği	2
2.1.1. Tanım	2
2.1.2. Fiziksel kirleticiler	2
2.1.2.1. Sıcaklık	2
2.1.2.2. Bulanıklık	3
2.1.2.3. Renk, koku ve tat	3
2.1.2.4. Katı maddeler	3
2.1.3. Kimyasal kirleticiler	3
2.1.3.1. Durumunu değiştirmeyen kimyasal kirleticiler	3
2.1.3.2. Değişebilen kimyasal kirleticiler	3
2.1.3.3. Kalıcı kimyasal kirleticiler	4
2.1.4. Su kirliliği ile ilgili yasal düzenlemeler	5
2.2. Toprak Kirliliği	10
2.2.1. Tanım	10
2.2.2. Sıvı atıkların toprağa verilmesi	10
2.2.3. Sulama suyunun toprağa etkisi	10
3. ATIKSULARDA ve PETROL FORMASYON SUYUNDA ÇÖZÜNMÜŞ TUZLARIN NEDEN OLDUĞU KİRLİLİKLER ve ZARARLARI	12
3.1. Klorürler	12
3.2. Sülfatlar	13
3.3. Bikarbonatlar (Alkalinite)	14
3.4. Sodyum	14
3.5. Kalsiyum ve Magnezyum (Sertlik)	16
3.6. Petrol Formasyon Suyu	17
4. ATIKSULARDA ve PETROL FORMASYON SUYUNDA ÇÖZÜNMÜŞ TUZLARIN UZAKLAŞTIRILMA YÖNTEMLERİ ve BU KONUDA YAPILAN ÇALIŞMALAR	20
4.1. Klasik Yöntemler	20
4.2. Elektrokimyasal Çalışmalar	24

İÇİNDEKİLER (Devam)

5. ADSORBSİYON	32
5.1. Tanım	32
5.1.1. Adsorbsiyon türleri	32
5.2. Aktif Karbon ve Kullanımı	33
5.3. Adsorbsiyon Sürecinin Analizi	34
5.4. Adsorbsiyon Sürecinin Kullanıldığı Yerler	35
5.4.1 Adsorbsiyon çalışmaları	37
6. ELEKTROKOAGÜLASYON	39
6.1. Tanım	39
6.2. Uygulama Alanları	39
7. ELEKTRODİYALİZ	41
7.1. Elektrodializ Tanımı	41
7.2. Elektrodializde Kullanılan İyon Değişim Membranları	43
7.3. Elektrodializ Uygulamaları	44
8. DENEYSEL ÇALIŞMALAR	47
8.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler	47
8.2. Yardımcı Araçlar	48
8.3. Tayinler	48
8.4. Elektrodializ Yöntemiyle Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar	48
8.5. Adsorbsiyon Yöntemiyle Tuzluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar...	49
8.6. Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar	50
8.7. Karma Sistemde Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar	52
8.8. Deneysel Sonuçlarının Hesaplanmasında Kullanılan Eşitlikler	52
8.8.1. % Giderim	52
8.8.2. Enerji tüketimi	53
9. DENEYSEL ÇALIŞMALAR DAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR	54
9.1. Adsorbsiyonla Tuzluluk Giderimi Çalışmalarından Elde Edilen Sonuçlar.....	54
9.2. Elektrokoagülasyonla Tuzluluk Giderimi Çalışmalarından Elde Edilen Sonuçlar	54
9.2.1. Farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarının incelendiği deney sonuçları	54
9.2.2. Yardımcı çöktürücü derişiminin iyon derişimi, giderim ve enerji tüketimi üzerine etkisinin incelendiği deney sonuçları	55

İÇİNDEKİLER (Devam)

9.2.2.1. Alüminyum reaktörün anot olduğu durumda elde edilen deney sonuçları	55
9.2.2.2. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu durumda elde edilen deney sonuçları	55
9.2.3. Elektrokoagülasyonda en iyi koşullarda yapılan deney sonuçları	55
9.2.3.1. pH'ın etkisi	55
9.2.3.2. Karıştırma hızının etkisi	55
9.2.3.3. Farklı yardımcı çöktürücü kullanımının etkisi	56
9.2.3.4. Farklı anot ve katot malzemesi kullanımının etkisi	56
9.2.4. Karma sistemde yapılan çalışma sonuçları	56
10. SONUÇ, YORUM ve ÖNERİLER	86
11. KAYNAKLAR	90
Ek 1. Sülfat iyonu derişiminin okunduğu çalışma doğrusu	

ÇİZELGELER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
2.1. Kıtaıçi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri (Resmi Gazete: 4 Eylül 1988)	7
2.2. Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite kriterleri (Resmi Gazete: 7 Ocak 1991)	8
3.1. Toplam çözünmüş katı madde derişimleri açısından suların sınıflandırılması (Uslu, 1987)	12
3.2. Sodyum adsorbsiyon oranına göre sulama sularının sınıflandırılması (Uslu, 1987)	15
3.3. Suların tuzluluk ve sodyum miktarına göre sınıflandırılması (Uslu, 1987)	15
3.4. Sertlik sınıflandırılması (Jackson, 1993)	17
3.5. TPAO Karakuş petrol saha suyu analiz raporu (1993)	17
3.6. Petrol sahası tuzlu suları (Nemerow, 1978)	18
3.7. Petrol sahası tuzlu sularının mineral analizi (Train, 1979)	18
3.8. Çözünmüş tuzların (mg/L) sulama suyu için tehlikeleri (Train, 1979)	19
4.1. Elektrodializ tesislerinin performansı (Scott, 1995)	25
4.2. Farklı tuzluluktaki suların analizi (Adhikary, 1991)	27
4.3. Yüksek tuzluluktaki tuzlu suyun tuz uzaklaştırma işleminin tek geçişteki deneysel verileri (Adhikary, 1991)	28
4.4. Farklı tuzlu sulardan elde edilen ürün suyun analizi (Adhikary, 1991)	29
4.5. Ters ozmoz tesislerinde işlenen ham ve ürün suyun kalitesi (Abdul'aly, 1994)	31
7.1. Elektrodializin uygulama alanları (Scott, 1996)	46
8.1. Önışlem yapılmadan elektrodializle tuz uzaklaştırma çalışması sonuçları	49
9.1. Adsorbsiyonda iyon derişimlerinin değişimi	57
9.2. Adsorbsiyon deney sonuçları	57
9.3. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	57
9.4. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyon deney sonuçları	58
9.5. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	58
9.6. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyon deney sonuçları	59
9.7. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe ₂ O ₃) elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	59
9.8. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe ₂ O ₃) deney sonuçları	59
9.9. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe ₂ O ₃) elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	60
9.10. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe ₂ O ₃) deney sonuçları	60

ÇİZELGELER DİZİNİ (Devam)

9.11. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g) kullanılarak pH 9'da yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	60
9.12. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5g) kullanıldığı pH 9'da yapılan deney sonuçları	60
9.13. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g), pH 9 ve 70 devir/dk karıştırma hızında yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	61
9.14. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g), pH 9 ve 70 devir/dk karıştırma hızında yapılan deney sonuçları	61
9.15. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, destek elektrolit olarak Al_2O_3 (0,5 g) kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	61
9.16. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, destek elektrolit olarak Al_2O_3 (0,5 g) kullanıldığı deney sonuçları	61
9.17. Alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olduğu durumda yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi	62
9.18. Alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olduğu durumda yapılan deney sonuçları	62
9.19. Karma sistemde yapılan çalışmada (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 30 dk) iyon derişimlerinin değişimi	62
9.20. Karma sistemde yapılan çalışmanın deney sonuçları (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 30 dk)	62
9.21. Karma sistemde yapılan çalışmada (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 50 dk) iyon derişimlerinin değişimi	63
9.22. Karma sistemde yapılan çalışmanın deney sonuçları (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 50 dk)	63
9.23. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (2,25 A, 30 dk, 05 g Fe_2O_3) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyalizle iyon derişimlerinin değişimi	63
9.24. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (2,25 A, 30 dk, 0,5 g Fe_2O_3) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyaliz sonuçları	63
9.25. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (0,75 A, 50 dk) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyalizle iyon derişimlerinin değişimi	64
9.26. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (0,75 A, 30 dk) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyaliz sonuçları	64

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
2.1. Sulama sularının sınıflandırılmasında kullanılan diyagram (Resmi Gazete: 7 Ocak 1991)	9
4.1. Membran distilasyonu için spiral birim tasarımı (Scott, 1995)	22
4.2. Besleme suyunun toplam çözülmüş katı içeriğinin enerji tüketimi (Adhikary, 1991)	27
7.1. Genel bir elektrodializ şeması (Koparal, 1996)	42
7.2. Bir elektrodializ ünitesi (Tuwiner, 1962)	43
7.3. Tipik bir katyon değişim membranı (Koparal, 1996)	43
7.4. Tuzlu su arıtımında çeşitli proseslerin maliyetlerinin karşılaştırılması (Koparal, 1996)	45
8.1. Elektrodializ deney düzeneği	49
8.2. Adsorbsiyon deney düzeneği	50
8.3. Elektrokoagülasyon deney düzeneği	51
8.4. Karma sistemin akış diyagramı	52
9.1. Reaktörün anot olduğu durumda klorür iyonu derişiminin zamanla değişimi	65
9.2. Reaktörün anot olduğu durumda sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi	65
9.3. Reaktörün anot olduğu durumda bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi	66
9.4. Reaktörün anot olduğu durumda sodyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	66
9.5. Reaktörün anot olduğu durumda kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	67
9.6. Reaktörün anot olduğu durumda magnezyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	67
9.7. Reaktörün anot olduğu durumda işlem süresinin giderime etkisi	68
9.8. Reaktörün anot olduğu durumda işlem süresinin enerji tüketimine etkisi	68
9.9. Karıştırıcının anot olduğu durumda klorür iyonu derişiminin zamanla değişimi	69
9.10. Karıştırıcının anot olduğu durumda sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi	69
9.11. Karıştırıcının anot olduğu durumda bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi	70
9.12. Karıştırıcının anot olduğu durumda sodyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	70
9.13. Karıştırıcının anot olduğu durumda kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	71
9.14. Karıştırıcının anot olduğu durumda işlem süresinin giderime etkisi	71
9.15. Karıştırıcının anot olduğu durumda işlem süresinin enerji tüketimine etkisi	72
9.16. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında klorür iyonu derişiminin zamanla değişimi	72
9.17. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi	73

ŞEKİLLER DİZİNİ (Devam)

9.18. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi	73
9.19. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında sodyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	74
9.20. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	74
9.21. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında magnezyum iyonu derişiminin zamanla değişimi	75
9.22. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında işlem süresinin giderime etkisi	75
9.23. 0,75 A’de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında işlem süresinin enerji tüketimine etkisi	76
9.24. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin klorür iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	76
9.25. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sülfat iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	77
9.26. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin bikarbonat iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	77
9.27. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sodyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	78
9.28. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	78
9.29. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin giderime etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)	79
9.30. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	79
9.31. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin klorür iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	80
9.32. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sülfat iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	80
9.33. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin bikarbonat iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	81
9.34. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sodyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	81
9.35. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin kalsiyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	82
9.36. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin giderime etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	82
9.37. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)	83
9.38. Karma sistemdeki işlem basamaklarının toplam tuzluluk derişimine etkisi (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodializ: 10 V, 30 dk)	83

ŞEKİLLER DİZİNİ (Devam)

- 9.39. Karma sistemde işlem basamaklarının giderime etkisi (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodializ: 10 V, 30 dk) 84
- 9.40. Karma sistemde işlem basamaklarının toplam tuzluluk derişimine etkisi (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodializ: 10 V, 50 dk) 84
- 9.41. Karma sistemde işlem basamaklarının giderime etkisi (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodializ: 10 V, 50 dk) 85

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

A	: Amper
BOİ	: Biyolojik Oksijen İstemi (mg/L)
C	: Derişim (mg/L)
ÇO	: Çözünmüş Oksijen (mg/L)
EC	: Elektiriksel İletkenlik (mS/cm)
GAC	: Granüle Aktif Karbon
I	: Akım (Amper)
KOİ	: Kimyasal Oksijen İstemi (mg/L)
M	: Toplam tuz derişimi ile elektiriksel iletkenlik arasındaki oran katsayısı
MTZ	: Kütle Aktarım Bölgesi
PAC	: Toz Aktif Karbon
RSC	: Sodyum Karbonat Kalıtısı (mg/L)
SAR	: Sodyum Adsorbsiyon Oranı
TDS	: Toplam Çözünmüş Katı
TMD	: Isıl Membran Distilasyonu
TOK	: Toplam Organik Karbon
V	: Gerilim (Volt)

a	: Empirik bir sabit
b	: Empirik bir sabit
Kf	: Empirik bir sabit
m	: Birimkütle (g)
n	: Empirik bir sabit
t	: Zaman (dk)
x	: Kirletici miktarı

AET	: Avrupa Ekonomik Topluluğu
PHS	: Amerikan Halk Sağlığı Servisi

1. GİRİŞ

Hızlı sanayileşme, nüfus artışı, düzensiz kentleşme, yetersiz alt yapı, sanayi atıklarının ve kısmen de evsel atıkların kontrolsüz bir şekilde doğal ekosisteme verilmesi ve bu faaliyetler sonucu oluşan zararlı etkenler çevre kirliliğine katkıda bulunmaktadır. Günümüzde çevre sorunları, tüm dünya ülkelerinin üzerinde anlaşmak zorunda oldukları bir konu haline gelmektedir. Çünkü doğanın sınırlı kaynaklarını paylaşmak isteyen insan sayısı her yıl artmakta, mevcut kaynaklar gereksinimi karşılayamamakta ve böylece kirlenen, tahrip edilen ve bozulan çevre değerlerini korumak, tüm dünya ülkelerinin ortak sorunlarından biri olmaktadır. Birçok etken çevre kirliliğine neden olabilir [1].

Dünya üzerinde uygun kalitede su içeren kaynakların bulunması gün geçtikçe zorlaşmakta, bulunan kaynakların uygun hale getirilmesi ise özel bir çaba harcanmasını gerektirmektedir. Bu sebeple tuz uzaklaştırma sistemleri kurulurken ve özellikleri belirlenirken suyun geri kazanımı önemli bir faktör haline gelmiştir[2].

Doğada geridöngü mekanizmaları sayesinde kaynaklar yenilenebilmektedir. Kullandığımız su da, daha önce kısmen kullanılmış olabilir veya suyu temizledikten sonra tekrar tekrar kullanma imkanları aranabilir. Toplumlar su kaynağı olarak yeraltı sularını ve yüzeysel suları kullanmaktadır. Bu sular kullanıldıktan sonra, kanallarla toplanır, arıtıldıktan sonra (veya doğrudan doğruya hiçbir işlem görmeden) su kaynağına tekrar geri verilir. Su kaynağına verilmeden önce arıtılsa da, günümüzde kullanılan klasik yöntemler, bunları ilk durumlarına getirmeye yetmemektedir [3].

Çevre kirliliğini önlemek, çevreyi kirletmek kadar kolay olmamaktadır. Çevre kirliliği, termodinamiğin birinci yasasına göre tamamen ortadan kaldırılamaz. Amaç kirliliği kontrol altına almak ve en az zarar verici şekle dönüştürmektir.

Çevre kirliliğinin önlenmesi için özellikle kirletici kaynaklarda önlem alınmalıdır. Bu yüzden alıcı ortam dediğimiz çevreye bırakılacak herhangi bir atık, doğaya en az zararlı bileşimde olmak zorundadır [1].

Su kaynaklarının atıksular ile kirlenmesini önlemek üzere, atıksuların arıtılmasında farklı teknikler uygulanmaktadır. Tüm bu tekniklerin ana amacı, atıksulardan istenmeyen bileşiklerin uzaklaştırılmasıdır. Diğer tekniklere göre daha yeni bir teknik olan elektrokimyasal yöntem ile atıksuların arıtımı, son yıllarda birçok araştırmanın konusunu oluşturmuştur. Bu yöntemlerin bir kısmı uygulanmakla birlikte, bir kısmı henüz laboratuvar aşamasındadır.

Elektrokimyasal atıksu arıtımı değişik yöntemlerle yapılabilir. Bu yöntemler; anodik yükseltgeme, elektrokimyasal indirgeme, elektroadsorbsiyon, elektrodializ, elektrokoagülasyon, elektroflotasyondur.

Yakın zamanlara kadar su kirliliğinin incelenmesi sağlık açısından ele alınmıştır. Gelişmekte olan ve az gelişmiş ülkeler için bu fikir, hala güncelliğini korumaktadır. Her şeyden önce toplumların gereksinim duyduğu sağlıklı içme ve kullanma suyunun sağlanması gerekir. Bunu, kullanılmış suların uygun bir şekilde uzaklaştırılması ve diğer çevre sorunlarının çözümü izler. Bugün su kirlenmesi, sadece sağlık açısından değil, kaynakların korunması ve en uygun şekilde kullanılmasının sağlanması yollarının araştırılması yönüyle de ele alınmaktadır [4].

2. SU VE TOPRAK KİRLİLİĞİ

2.1. Su Kirliliği

2.1.1. Tanım

Su kirliliğinin çok çeşitli tanımları yapılmaktadır. IULA Çevre Terimleri Sözlüğü'nde su kirliliği, "Suyun yararlı kullanımını etkileyecek miktarlarda kimyasal, fiziksel veya biyolojik maddelerin katılmasıyla kalitesinin bozulması" olarak tanımlanmaktadır.

AET Konseyi'nin kabul ettiği su kirliliği tanımı ise; "İnsan sağlığını tehlikeye sokacak, canlılara ve ekolojik su sistemine zarar verecek, rekreasyonu tehlikeye sokacak veya suların diğer meşru kullanımını güçleştirecek nitelikte sonuçlar yaratan, insanlar tarafından su ortamına, doğrudan doğruya veya dolaylı bir şekilde her türlü madde ve enerji atımıdır" şeklindedir.

Ülkemiz yasalarında ise su kirliliği, 4 Eylül 1988 tarihli 19919 sayılı Resmi Gazetede; "Su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen ve doğrudan veya dolaylı yollardan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde veya enerji atıklarının boşaltılmasıdır" şeklinde tanımlanmıştır.

Aynı kanunda atıksu için yapılan tanım ise; "Evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş veya özellikleri kısmen veya tamamen değişmiş sular ile maden ocakları ve cevher hazırlama tesislerinden kaynaklanan sular ve yapılaşmış kaplamalı ve kaplamasız şehir bölgelerinden cadde, otopark ve benzeri alanlardan akışların yüzey veya yüzeyaltı akışa dönüşmesi sonucunda gelen sulardır" şeklindedir [1].

2.1.2. Fiziksel kirlleticiler

Bu sınıfa giren temel kirlleticiler; sıcaklık, bulanıklık, renk, koku, tat ve katı maddelerdir.

2.1.2.1. Sıcaklık

Döküldüğü su ortamında 1,5 °C'lik değişikliğe neden olan atıksuların, canlı yaşamının dengesini bozduğu ve sıcaklık farkının yüksek olmasının suların döküldüğü kanallarda da tahribat yarattığı belirtilmiştir [5].

Sıcaklık kimyasal tepkimeleri ve hızlarını, doğal sulardaki yaşamı ve suyun insan kullanımına uygunluğunu belirlemesi nedeniyle çok önemli bir parametredir. Yüksek sıcaklıktaki suların alıcı ortamlara verilmesi, sudaki oksijenin yüksek oranda tüketilmesine yol açabilir. [6].

Sıcaklık için üst sınır 32 °C olup, doğal sularda sıcaklığın akarsularda 3 °C ve göllerde 2 °C'den fazla artmasına izin verilmez. Su sıcaklığının yükselmesi, çoğunlukla kirli suların istenmeyen özelliklerini daha da belirginleştirir ve büyütür [3].

2.1.2.2. Bulanıklık

Bulanıklığın suda dağılmış kil, çamur, mikroorganizmalar ve çözünmeyen organik maddelerden ileri geldiği açıklanmıştır. Genellikle bulanıklık “türbidimetre” ile ölçülür ve “Jackson” birimi kullanılır. Bulanıklık pıhtılaştırma, çöktürme ve süzme yöntemleri ile geniş ölçüde giderilir. Sularda canlı yaşamının sürmesi için bulanıklık, 50 Jackson birimini aşmamalıdır [5].

2.1.2.3 Renk, koku ve tat

Kor tarafından atıksulardaki kokunun, genellikle çözünmüş gazlar ve uçucu organik bileşiklerden ileri geldiği, atıksulardaki belirli inorganik ve organik bileşiklerin, sudaki balık ve diğer canlılarda karakteristik ve hoş gitmeyen bir tat oluşturduğu bildirilmiştir.

Kaplıca suları ve içme suyu olarak kullanılan sularda renk, genellikle estetik yönden istenmez. Koyu renkli sular, güneş ışınlarının geçişini engellemesi nedeniyle balıklar ve suda yaşayan diğer canlılar için zararlı olmaktadır. Çünkü bu durumda fotosentez yavaşlar, buna bağlı olarak çözünmüş oksijen düzeyi düşer ve suda yaşayan canlılar arasındaki denge bozulur [5].

2.1.2.4. Katı maddeler

Analitik olarak bir ham suyun toplam katı madde miktarı, 103-105 °C'deki buharlaştırma sonunda kalan katı madde miktarıdır. Bu sıcaklıkta belirli bir buhar basıncına sahip maddeler buharlaşma sonucu kaybolur ve katı madde olarak tanımlanmazlar. Toplam katı madde “Toplam Askıda Katı Madde” ile “Toplam Çözünmüş ve Kolloidal Katı Madde” şeklinde sınıflandırılabilir. Çökebilen katı maddeler bir atıksu arıtma tesisinin işletilmesi hakkında bilgi verir [6].

2.1.3. Kimyasal kirleticiler

Suları kirleten kimyasal kirleticiler durumlarına göre üç grupta toplanabilir.

2.1.3.1. Durumunu değiştirmeyen kimyasal kirleticiler

Zamanla bir değişikliğe uğramayan klorür ve bunun gibi inorganik bileşiklerdir. Bu maddelerde kimyasal ve biyolojik parçalanma olmaz.

2.1.3.2. Değişebilen kimyasal kirleticiler

Bu tür kimyasal kirleticiler 7 Ocak 1991 tarihli 20748 sayılı Resmi Gazetede başlıca biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeler olarak tanımlanmıştır. Bu maddeler mikroorganizmalar tarafından bozularak inorganik kararlı maddelere

dönüşürler. Burada Biyokimyasal Oksijen İstemi (BOİ), Kimyasal Oksijen İstemi (KOİ), Çözünmüş Oksijen (ÇO) parametreleri önem kazanmaktadır.

BOİ, ayrışabilen organik maddelerin aerobik şartlar altında bakteriler tarafından parçalanması için gereken oksijen miktarıdır. Kullanılan oksijen miktarı, kullanılan maddelerin miktarı ile orantılı olduğundan BOİ, organik maddelerin miktarının tayini için dolaylı bir yol sayılabilir.

Balıkların ve suda yaşayan diğer organizmaların yaşamlarını sürdürebilmeleri için belirli derişimlerde oksijene gereksinimleri vardır. Yüksek derişimlerde parçalanabilen organik maddeler içeren atıksular, bakteriler tarafından kullanılırken, yüzeysel sudaki oksijenin azalmasına ve oksijensiz yaşamayan canlı hayatın sona ermesine neden olur. Ortamdaki oksijenin kaybolmasıyla havasız çürüme başlar ve etrafa rahatsız edici kokular yayılır.

Yapılan bir çalışmada KOİ, atıksuların kirlilik derecesini belirlemede kullanılan önemli bir parametre olarak değerlendirilmiştir. BOİ'den farklı olarak yükseltgenebilen organik maddelerin biyokimyasal tepkimelerle değil, redoks tepkimeleriyle yükseltgenmesi esasına dayanır. Biyokimyasal yükseltgenmenin bazı organik maddelerde çok hızlı olmasına karşın, diğer bazı maddelerde çok yavaş olması mümkündür. Buna karşılık kimyasal yükseltgenmede, maddenin biyolojik olarak ayrışıp ayrışmadığına bakılmaz. Yükseltgen ortamda organik maddelerdeki karbon, +4 değerliğe yükseltgenerek karbondioksite dönüşür [5].

Değişebilen kimyasal kirleticiler arasında, kükürtlü ve azotlu bileşikler ile serbest klor da önem kazanmaktadır. Kükürt kısmen organik yapıya girebilen, onun dışında doğal dolanımında en çok anorganik durumda yeralan bir elementtir. Sularda az miktarda sülfür ve daha çok miktarda da sülfat halinde bulunabilir. Özellikle anaerobik ayrışma sonunda indirgenen kükürt, ikinci aşamada kötü kokulu ve zehirli bir gaz olan H_2S 'e dönüşür [7].

Öte yandan atıksularla atılıp yüzeysel sulara karışan azotlu maddelerin, karbon ve fosfor gibi genelde aynı kaynaklı sayılabilecek diğer besleyici maddelerle birlikte, su ortamlarında aşırı beslenmeyle ilgili "ötrofikasyon" olayına neden olduğu bilinmektedir. Göl ve benzeri yerlerde ortaya çıkan bu olayda, su bitkilerinin, alglerin ve mikroorganizmaların aşırı üremeleri ve daha sonra ölüp çökelmeleriyle dip çamuru sürekli yükselerek bataklık olur.

Klor, su ve atıksu arıtımında hem yükseltgen, hem de dezenfektan olarak kullanılmaktadır. Yükseltgen olarak sularda tat, koku ve renk giderilmesinde; evsel atık sularda ise koku kontrolü, sülfür yükseltgemesi, amonyak giderimi ve dezenfeksiyon amacıyla ve soğutucularda, endüstriyel soğutma kulelerinde, yüzme havuzlarında yosunlanmayı ve kireçlenmeyi önlemek için kullanılmaktadır [8].

2.1.3.3. Kalıcı kimyasal kirleticiler

7 Ocak 1991 tarihli 20748 sayılı Resmi Gazete'de zamanla birikime yol açan civa, arsenik, krom, kurşun, kadmiyum, bakır gibi metaller, deterjanlar ve tarım ilaçları gibi kirleticiler, kalıcı kimyasal kirleticiler olarak tanımlanmaktadır. Uzun yarılanma süresine sahip birçok radyoaktif madde de görelî olarak kalıcıdır. Varsa bile, parçalanma

çok az olacağından, bu kirleticilerin derişimleri alıcı suya akan ilavelerle gittikçe artar ve gıda zincirine girerek canlıların vücutlarında birikir [5].

Diğer yandan hidrojen iyonu derişimi de su kaynakları için önemli bir parametredir. Biyolojik yaşam için uygun olan hidrojen iyonu derişim aralığı oldukça dardır. Su kaynaklarındaki mikro ve makro yaşamın korunması ve istenmeyen kimyasal tepkimelerin önlenmesi için pH değerinin kontrol edilmesi gerekir [6].

Deşarj noktasında pH değerinin ani olarak değişmesi, bu değişikliklere karşı hassas olan bitki ve hayvanların ölümlerine neden olur. İzin verilen pH sınırı, balık hayatının korunması ve ağır alkali veya asit özellikteki atıksu deşarjlarının önlenmesi bakımından 6,5 - 8,5 arasında tutulur [3].

Türkiye’de genel olarak sulara boşaltılacak atıklar için pH aralığı 6,0 - 9,0 olarak belirlenmiştir.

2.1.4. Su kirliliği ile ilgili yasal düzenlemeler

Kirlenmeye yüz tutmuş ve kendi kendini doğal-biyolojik yoldan temizleyemez hale gelmiş su kaynakları, genel olarak deşarj standartlarıyla korunurlar [3].

İçmesuyu kaynaklarının korunmasına yönelik ilk yasal düzenleme 1593 sayılı Umumi Hıfzıssıhha Kanunu’nda yer almaktadır. Bu yasa ile içme amaçlı su temin edilen kaynakların korunması, ayrıca lağım sularının dere, çay ve nehirlere verilmesine sınırlama getirilmesi sağlanmıştır.

Daha sonra 1380 sayılı Su Ürünleri Kanunu çıkarılmıştır. Bu yasa, denizlerde ve iç sularda su ürünleri üretilmesini düzenlerken, bu ortamların kirlenmesini de önlemeye yönelik hükümler içermektedir.

Kirliliğin denetiminde gerekli sınır değerler, her yıl Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Koruma ve Kontrol Genel Müdürlüğü’nce hazırlanıp 28 Şubat’ta Resmi Gazete’de yayınlanan Su Ürünleri Avcılığı’nı düzenleyen sirkülerde yer almaktadır.

2872 sayılı Çevre Kanunu (9 Ağustos 1983) tüm çevre sorunlarını önlemeye yönelik kapsamlı ilk yasal düzenlemedir. Yasanın amacı, “Bütün vatandaşların ortak varlığı olan çevrenin korunması, iyileştirilmesi; kırsal ve kentsel alanda arazinin ve doğal kaynakların en uygun şekilde kullanılması ve korunması; su, toprak ve havanın kirlenmesinin önlenmesi; ülkenin bitki ve hayvan varlığı ile doğal ve tarihsel zenginliklerinin korunarak bugünkü ve gelecek kuşakların sağlık, uygarlık ve yaşam düzeyinin geliştirilmesi ve güvence altına alınması için yapılacak düzenlemelerin ve alınacak önlemlerin, ekonomik ve sosyal kalkınma hedefleriyle uyumlu olarak belirli hukuki ve teknik esaslara göre düzenlemektir”.

4 Eylül 1988 tarihli Resmi Gazete’de Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği yayınlanmıştır. Bu yönetmelik su kirliliğini önlemedeki en kapsamlı ve ayrıntılı yasal düzenleme olup önemli bir boşluğu doldurmuş bulunmaktadır. [1].

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği’nce yayınlanmış tebliğler kendi ilgi alanlarında düzenlemeler getirmektedir.

- İdari Usuller Tebliği (1989)
- Sudaki Tehlikeli ve Zararlı Maddeler Tebliği (1989)
- Numune Alma ve Analiz Metotları Tebliği (1991).

4 Eylül 1988 tarih ve 19919 sayılı Resmi Gazete’de yeraltı suları, kalitelerine göre aşağıdaki biçimde sıralanmışlardır.

- Sınıf Yas I : Yüksek kaliteli yeraltı suları
- Sınıf Yas II : Orta kaliteli yeraltı suları
- Sınıf Yas III : Düşük kaliteli yeraltı suları

Yüksek kaliteli yeraltı suları bir arıtma işleminden sonra içme suyu olarak kullanılabilir. Sadece havalandırma ile gerekli oksijen sağlanması şartıyla, Sınıf I yüzeysel sulara ait kalite parametrelerini sağlayan yeraltı suları, Sınıf Yas I suları olarak kabul edilir (Çizelge 2.1).

Orta kaliteli yeraltı suları, bir arıtma işleminden sonra içme suyu olarak kullanılabilir. Bu sular; tarımsal su, hayvan sulama suyu veya sanayide soğutma suyu olarak, herhangi bir arıtma işlemine gerek duyulmadan kullanılabilir. Sınıf II yüzeysel sulara ait kalite parametrelerini sağlayan yeraltı suları, Sınıf Yas II suları olarak kabul edilir (Çizelge 2.1).

Düşük kaliteli yeraltı suları ise yukarıda verilen kalite parametrelerinden daha kötü özellik taşıyan sulardır. Bu suların kullanım yeri, ekonomik, teknolojik ve sağlık açısından sağlanabilecek arıtma derecesiyle belirlenebilir (Çizelge 2.1).

Arıtılmış atıksuların sulamada kullanılmasıyla ilgili sınırlamalar, 7 Ocak 1991 tarih ve 20748 sayılı Resmi Gazete’de verilmiştir. Atıksuların araziye verilmeye veya sulamaya uygun olup olmadığını belirlemek için incelenmesi gereken en önemli parametreler;

- Suyun içindeki çözülmüş maddelerin toplam derişimi ve elektriksel iletkenlik,
- Sodyum iyonu derişimi ve sodyum iyonu derişiminin diğer maddelere oranı,
- Bor, ağır metal ve toksik olabilecek diğer maddelerin derişimi,
- Bazı koşullarda kalsiyum ve magnezyum iyonlarının toplam derişimi.

Sulama sularındaki çözülmüş tuzların toplam derişimi, elektriksel iletkenlik (EC) değeri yardımıyla kolaylıkla belirlenebilir. Toplam tuz derişimi ile EC arasındaki oran (M), 25°C’deki iletkenlikler mikromho ve tuz derişimleri mg/L ile ifade edildiğinde 0,6 - 0,7 arasında bir değer alır.

Su kimyası için suyun spesifik iletkenliği ya da varolan iyonların sayı ve tipine göre suyun taşıyabileceği elektrik akım şiddeti çok çeşitli uygulamalara kaynak olmuştur. Bir sulu çözeltiden akımın geçişi, iyonların yer değiştirmesiyle gerçekleşir. İyonların çözelti içindeki hareket edebilirliği ve buna bağlı olarak çözeltinin elektrik akımı iletebilme özelliği “iletkenlik” olarak adlandırılır. Bir çözeltinin iletkenliği, akıma karşı gösterdiği direncidir.

Spesifik iletkenlik öncelikle yeraltı sularının yapısındaki tuzlu su etkisine neden olan toplam çözülmüş katıların derişim değerlerinin belirlenmesinde önemli bir kriterdir. Ayrıca arıtılmış suların arazi uygulamalarında spesifik iletkenlik ölçümleri elde edilecek ürünün verimliliği, kullanılan donanımın korozyon derecesi konusunda önemli ipuçları verir. Bunun yanısıra spesifik iletkenlik ölçümleri yapılarak, çöktürme ve nötralizasyon işlemleri için gereken kimyasal madde miktarlarının saptanması da mümkündür. [9]

7 Ocak 1991 tarih ve 20748 sayılı Resmi Gazete'de sulamada kullanılan arıtılmış atıksudaki sodyumun sulanan toprakta tutulması, sodyum adsorbsiyon oranı (SAR) şeklinde tanımlanmaktadır. SAR; suyun sodyum (veya benzer alkaliler) açısından zararlılığının bir ölçüsü olarak kullanılmaktadır.

Çizelge 2.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri [Resmi Gazete: 4 Eylül 1988]

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları			
	I	II	III	IV
A) Fiziksel ve İnorganik Kimyasal Parametreler				
1 Sıcaklık (°C)	25	25	30	>30
2 pH	6,5 - 8,5	6,5- 8,5	6,0 - 9,0	6,0-9,0 dışında
3 Çözünmüş oksijen (mg O ₂ /L)	8	6	3	<3
4 Oksijen doygunluğu (%)	90	70	40	<40
5 Klorür iyonu (mg Cl ⁻ /L)	25	200	400	>400
6 Sülfat iyonu (mg SO ₄ ⁻² /L)	200	200	400	>400
7 Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	0,2	1	2	>2
8 Nitrit azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/L)	0,002	0,01	0,05	>0,05
9 Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	5	10	20	>20
10 Toplam fosfor ((mg PO ₄ ⁻³ -P/L)	0,02	0,16	0,65	>0,65
11 Toplam çözünmüş madde (mg/L)	500	1500	5000	5000
12 Renk (Pt-Co birimi)	5	50	300	>300
13 Sodyum (mg Na ⁺ /L)	125	125	250	>250
B) Organik parametreler				
1 KOİ (mg/L)	25	50	70	>70
2 BÖİ (mg/L)	4	8	20	>20
3 Organik karbon (mg/L)	5	8	12	>12
4 Toplam Kjeldahl azotu (mg/L)	0,5	1,5	5	>5
5 Emülsifiye yağ ve gres (mg/L)	0,02	0,3	0,5	>0,5
6 Metilen mavisi aktif maddeleri (MBAS) (mg/L)	0,05	0,2	1	>1,5
7 Fenolik maddeler (uçucu) (mg/L)	0,002	0,01	0,1	>0,1
8 Mineral yağlar ve türevleri (mg/L)	0,02	0,1	0,5	>0,5
9 Toplam pestisid (mg/L)	0,001	0,01	0,1	>0,1
C) İnorganik kirlenme parametreleri				
1 Civa (mg Hg/L)	0,1	0,5	2	>2
2 Kadmium (mg Cd/L)	3	5	10	>10
3 Kurşun (mg Pb/L)	10	20	50	>50
4 Arsenik (mg As/L)	20	50	100	>100
5 Bakır (mg Cu/L)	20	50	200	>200
6 Krom (toplam) (mg Cr/L)	20	50	200	>200
7 Krom (mg Cr ⁺⁶ /L)	Ölçülemeyecek kadar az	20	50	>50
8 Kobalt (mg Co/L)	10	20	200	>200
9 Nikel (mg Ni/L)	20	50	200	>200
10 Çinko (mg Zn/L)	200	500	2000	>2000
11 Siyanür (toplam) (mg CN/L)	10	50	100	>100
12 Florür (mg F ⁻ /L)	1000	1500	2000	>2000
13 Serbest Klor (mg Cl ₂ /L)	10	10	50	>50
14 Sülfür (mg S ⁻² /L)	2	2	10	>10
15 Demir (mg Fe/L)	300	1000	5000	>5000
16 Mangan (mg Mn/L)	100	500	3000	>3000
17 Bor (mg B/L)	1000	1000	1000	>1000
18 Selenyum (mg Se/L)	10	10	20	>20
19 Baryum (mg Ba/L)	1000	2000	2000	>2000
20 Alüminyum (mg Al/L)	0,3	0,3	1	>1
21 Radyoaktivite (pCi/L)				
Alfa aktivitesi	1	10	10	>10
Beta aktivitesi	10	100	100	>100
D) Bakteriyolojik parametreler				
1 Fekal koliform (EMS/100 mL)	10	200	2000	>2000
2 Toplam Koliform (EMS/100 mL)	1000	20.000	100.000	>100.000

SAR aşağıdaki eşitlikle belirlenir:

$$SAR = Na^+ / [(Ca^{++} + Mg^{++}) / 2]^{1/2} \quad (2.1)$$

Burada;

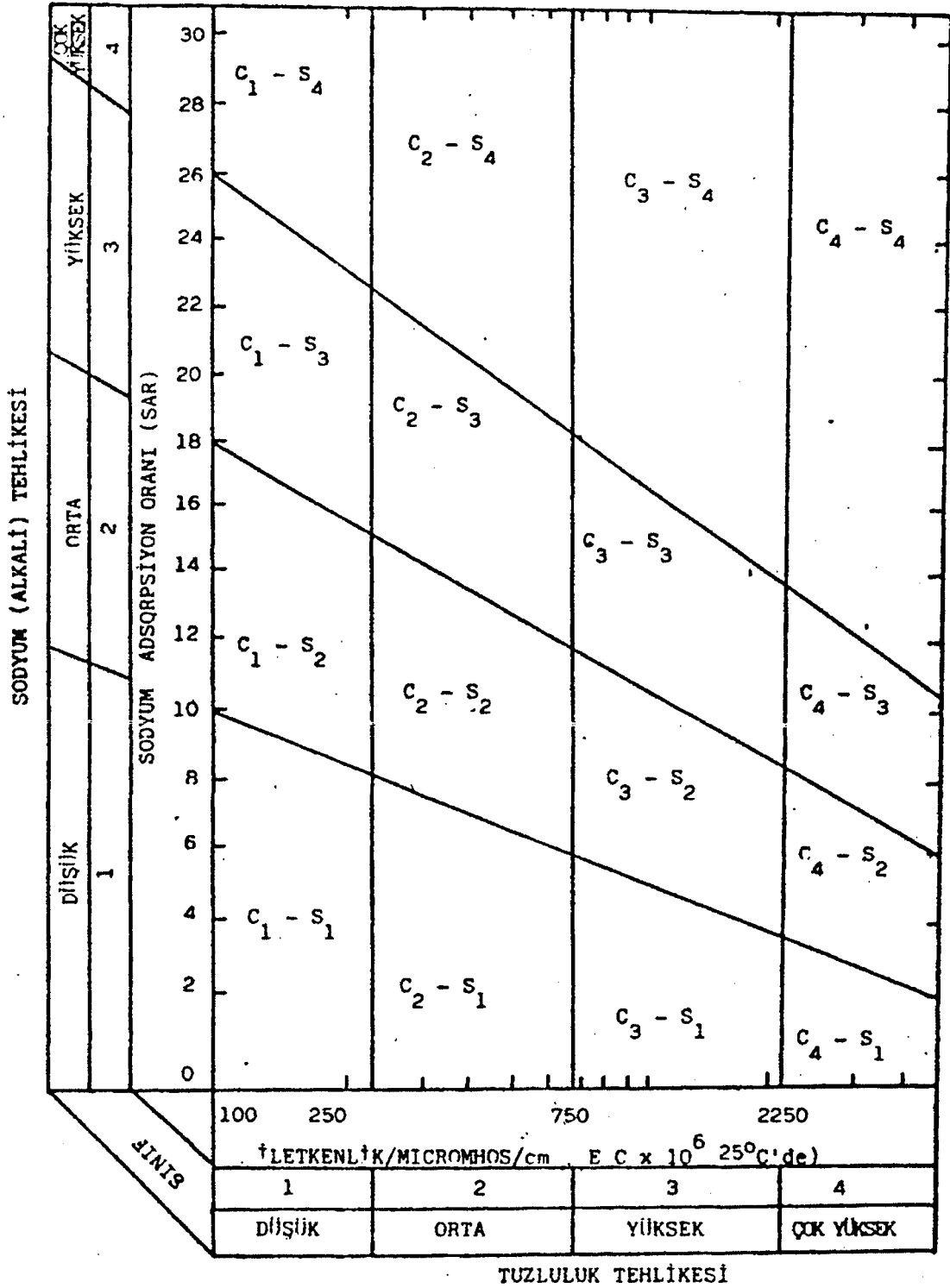
Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} : milieşdeğer gram cinsinden sudaki derişimlerdir.

Elektriksel iletkenlik ve sodyum adsorbsiyon oranı (SAR) esas alınarak sulama sularının sınıflandırılması, Şekil 2.1'deki diyagrama göre yapılır. Bu diyagram yardımıyla atık suyun sınıfını C_1S_1 - C_4S_4 arasındaki sulama su sınıfları arasında bulmak mümkündür. Tarımsal sulamada kullanılacak değişik sınıf sular için istenen sulama suyu kalite kriterleri Çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite kriterleri [Resmi Gazete: 7 Ocak 1991]

Sulama Suyu Sınıfı	I Sınıf Su	II Sınıf Su	III Sınıf Su	IV Sınıf Su	V Sınıf Su
Kalite Kriterleri	Çok İyi	İyi	Kullanılabilir	İhtiyatla Kullanılmalı	Zararlı, Uygun Değil
$EC_{25} \times 10^6$ (omhos/cm)	0 - 250	250 - 750	250 - 2000	2000 - 3000	>3000
Değişebilir sodyum yüzdesi (%Na)	<20	20 - 40	40 - 60	60 - 80	>80
Sodyum adsorbsiyon oranı (SAR)	<10	10 - 18	18 - 26	>26	
Sodyum karbonat kalıntısı (RSC) meq/L	<1,25	1,25 - 2,5	>2,5		
mg/L	<66	66 - 133	>133		
Klorür (Cl ⁻) meq/L	0 - 4	4 - 7	7 - 12	12 - 20	>20
mg/L	0 - 142	142 - 249	249 - 426	426 - 71	>710
Sülfat (SO ₄ ²⁻) meq/L	0 - 4	4 - 7	7 - 12	12 - 20	>20
mg/L	0 - 192	192 - 336	336 - 575	576 - 960	>960
Toplam tuz derişimi (mg/L)	0 - 175	175 - 525	525 - 1400	1400 - 2100	>2100
Bor derişimi (mg/L)	0 - 0,5	0,5 - 1,12	1,12 - 2,0	2,0	
Sulama suyu sınıfı	C_1S_1	C_1S_2, C_2S_2, C_2S_1	$C_1S_3, C_2S_3, C_3S_3, C_3S_2, C_3S_1$	$C_1S_4, C_2S_4, C_3S_4, C_4S_4, C_4S_3, C_4S_2, C_4S_1$	
NO ₃ ⁻ veya NH ₄ ⁺ (mg/L)	0 - 5	5 - 10	10 - 30	30 - 50	>50
Fekal koliform 1/100 ml	0 - 2	2 - 20	20 - 10 ²	10 ² - 10 ³	>10 ³
BOİ ₅ (mg/L)	0 - 25	25 - 50	50 - 100	100 - 200	>200
Askıda katı madde (mg/L)	20	30	45	60	>100
pH	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6 - 9	<6 veya >9
Sıcaklık (°C)	30	30	35	40	>40

Kirli suların arıtılarak, standartları belirtilmiş içme suyu özelliği kazanması mümkün ise de bunun için çok karmaşık ve pahalı işlemlerin uygulanması gerekir. Bu halde bile klorür ve nitrat gibi bazı kirleticiler giderilmeden kalacaktır [3].



Şekil 2.1. Sulama sularının sınıflandırılmasında kullanılan diyagram [Resmi Gazete: 7 Ocak 1991]

- a) TDS veya elektriksel iletkenlik,
- b) Sodyum içeriği (genel olarak SAR şeklinde verilir),
- c) Bikarbonat,
- d) Klorürler,
- e) Bor,
- f) Diğer iyonlar,
- g) pH.

Sulama suyunun içerdđi tuzlar, zamanla toprakta birikerek topraktaki tuz derişimini artırır. Bu artış, toprağın geçirgenliğini olumsuz yönde etkilediğinden, yukarıda sıralanan parametrelerin bilinmesi ve gerekli önlemlerin alınması önemlidir [4].

3. ATIKSULARDA ve PETROL FORMASYON SUYUNDA ÇÖZÜNÜMÜŞ TUZLARIN NEDEN OLDUĞU KİRLİLİKLER ve ZARARLARI

Suyun mineral bileşiminin saptanmasında en önemli parametre sudaki toplam çözünmüş katı madde derişimi (tuzluluk) olmaktadır. Çeşitli nitelikteki suların belirlenmesi için Çizelge 3.1'deki tanımlar kullanılabilir.

Çizelge 3.1. Toplam çözünmüş katı madde derişimleri açısından suların sınıflandırılması [10]

Suyun Cinsi	Toplam Çözünmüş Katı Madde (g/m ³)
Tatlı Sular	0 - 1000
Acı Sular	1000 - 10.000
Tuzlu Sular	10.000 - 100.000
Deniz Suyu	100.000'den fazla

Sularda doğal olarak en sık rastlanan tuzlar kalsiyum, magnezyum ve sodyumun bikarbonat, sülfat ve klorürleridir. Ayrıca düşük derişimlerde demir, mangan, stronsiyum ve florürler de doğal suların bileşiminde bulunmaktadır. Evsel ve endüstriyel atıksuların yüzey sularına deşarjı ile, bu sulardaki klorür, sülfat, fosfat ve nitrat derişimleri yükselir [10].

Tuzlu suları içerdikleri TDS bakımından sınıflandırmak mümkündür:

- TDS'si 35.000 mg/L civarında olan deniz suları,
- 1000 mg/L - 15.000 mg/L arasında TDS içeren tuzlu sular.

Tuzlu sular, yüksek mineral içerikli yeraltı suları ve deniz suyudur. Yüzey suları kanallar boyunca yeraltı su kaynaklarına doğru akarken toprakta ve kayalarda bulunan mineralleri de çözer. Dolayısıyla yeraltı suları, yüzey sularına göre daha fazla çözünmüş mineral taşır [11].

Tuzların bir kısmı zehirli olmamakla birlikte içme, endüstriyel ve sulama amaçlı kullanımda istenmez. Örneğin sodyum klorür ve potasyum sülfat normal su ve atıksu arıtım tesislerinden hiçbir değişikliğe uğramadan alıcı sulara karışır [3].

Tüketim için en ideal çözünmüş katı derişiminin 319 - 397 mg/L olduğu belirlenmiştir. Öte yandan 1283 - 1333 mg/L arasındaki çözünmüş katı içeriği istenmeyen derişim olarak saptanmıştır. Optimum ortalama ise 658 - 755 mg/L'den daha az olarak belirlenmiştir. ABD, Halk Sağlığı Servisi (PHS) İçme Suyu Standartları, eğer daha iyi bir kaynak yoksa, maksimum çözünmüş katı derişiminin 500 mg/L olması gerektiğini belirlemiştir [12].

3.1. Klorürler

Klorürler, bütün doğal sularda değişik derişimlerde yaygın olarak bulunurlar. Klorür içeriği, normalde mineral içeriğinin artışına bağlı olarak artar. Yüksek

bölgelerdeki kaynaklarda klorür içeriği genellikle düşüktür. Buna karşılık, nehir ve yeraltı sularında daha belirgin miktarlarda klorür derişimleri görülür [8][13].

Klorür anyonları doğal sulara çeşitli yollarla karışabilir. Suyun çeşitli maddeleri iyi çözme özelliği, toprağın üst tabakalarındaki ve daha derindeki toprak oluşumlarında bulunan klorürlerin suya geçmesine yol açar [8].

Endüstriyel atıklardaki klorür içeriği, yüzey sularının kirliliğinin kontrolü açısından petrol saha tuzlu suları ve diğer tuzlu suların bulunduğu tüm alanlarda çok önemlidir. Aşırı olmayan derişimlerdeki klorürler insan sağlığına zararlı değildir. 250 mg/L'nin üzerindeki derişimler suya tuzlu bir tat verirler [8][11][13].

Klorür derişimi 0 - 500 mg/L arasındaki sular "tatlı su", 500 mg/L ile 1000 mg/L aralığı "tuzlu su", klorür derişimi 1000 mg/L'nin üzerindeki sular da "yüksek tuzlulukta su" olarak sınıflandırılır [9].

Özel durumlarda, su sağlanan alanların kısıtlı olduğu yerlerde, 2000 mg/L klorür içeren sular evsel kullanım için, hiçbir zararlı etki yapmaksızın kullanılabilir [8]. Sudaki yüksek klorür derişimi, insan yaşamı için toksik bir etkiye sahip olmamakla birlikte; yüksek miktarlardaki klorür, metal borular için korozif ve bitki yaşamı için zararlıdır [9].

Bitkilerin sulanması için kullanılan suyun klorür içeriği, genellikle suyun toplam tuzluluğu ile kontrol edilir. Sulanan bitkinin kök bölgesindeki tuzluluk ve klorür içeriği artar. Klorüre ve tuzluluğa karşı duyarlı olan bitkilerin sulanmasında içilebilir su standardına ya da daha düşük klorür ve toplam tuzluluk derişimine sahip sular kullanılır.

Birçok alanda doğal sulardaki klorür düzeyi, evsel, endüstriyel ve tarımsal kullanım için önemli bir kriterdir. Yüksek derişimde klorür içeren endüstriyel atıklar ve tuzlu suların deşarj edildiği bölgelerde kullanım alanlarının korunması için su kontrol edilmelidir [13].

3.2. Sülfatlar

Doğal suların sülfat içeriği, genel ve endüstriyel su kaynaklarının uygunluğunun belirlenmesinde oldukça önemlidir. Sülfatlar, doğada en yaygın bulunan maddelerdendir. Kuyu drenaj suları, pirit yükseltgenmesi nedeniyle yüksek oranda sülfat içerebilir. Atıksulardaki sülfat miktarı, sülfatların hidrojen sülfüre indirgenmesinden ileri gelebilecek sorunların büyüklüğünün belirlenmesinde önemli bir faktördür. Çamur ve endüstriyel atıkların havasız ortamda özümsemesinde sülfatlar, hidrojen sülfüre indirgenir [9][13].

Sodyum ve magnezyum sülfatlar, müşhil etkiye sahiptir; bu nedenle içme suyunda sülfat iyonu 250 mg/L'den daha fazla olmamalıdır. Sülfatlar 500 mg/L'nin altındaki derişimlerde insan sağlığını ciddi biçimde tehdit edici nitelikte değildir. Bununla birlikte 600 mg/L'nin üzerindeki derişimlerde suyun tadı keskinleşir ve müşhil etki ciddi boyutlara ulaşır [9][11].

Sülfat etkisi ile ilgili yapılan bir çalışmada 1000 - 1500 mg/L arasındaki sülfat derişiminin % 62 oranında müşhil etki yarattığı gözlenmiştir. Bununla birlikte bu etkinin yaklaşık %25'i 200 - 500 mg/L sülfat derişim aralığında gerçekleşmektedir [12].

600 mg/L'nin üzerindeki sülfat, ısıtıcıların çeperlerini kaplar ve kabuk oluşum hızını artırır [9]. Doğal suların sülfat içerikleri, kanal borularındaki korozyon olasılığı ve atıksu arıtma tesislerinin planlaması açısından önemlidir [8].

3.3. Bikarbonatlar (Alkalinite)

Doğal suların alkalinitesi, zayıf asitlerin tuzlarından ileri gelir. Doğal sularda alkalinite genel olarak karbonatlar, bikarbonatlar, hidroksitler ve fosfatlar nedeniyle artar. Suda bikarbonatlar karbondioksitin topraktaki bazik maddeler üzerindeki faaliyeti sonucu oluşurlar.

Alkalinite, suyun tamponlama kapasitesinin bir ölçüsüdür ve atıksu arıtma uygulamalarında büyük ölçüde kullanılan bir özelliktir. Tamponlama kapasitesi, suyun kalitesinin belirlenmesinde önemli bir faktördür. pH etkisi nedeniyle, organizmalar üzerinde doğrudan ve sudaki diğer kirliliklerin toksiditesinde dolaylı olarak etkilidir.

Alkalinite, şehir suyu kaynakları için kullanılan suda önemlidir, çünkü; koagülasyon, yumuşatma, dağıtım sistemlerindeki korozyonun kontrolü için gereksinime duyulan kimyasal madde miktarını etkiler. Karbonat ve bikarbonat gibi maddelerden oluşan alkalinitenin içilebilir su kaynaklarında sağlık için toksik etkisi gözlenmemiştir [8][12].

Genellikle kalsiyum karbonat olarak 400 - 500 mg/L'den yüksek olan alkalinite değerlerinin halk sağlığı açısından zararlı olduğu gözlemlenmiştir [9]. Alkalinite, klorofil destekli yaşamların fotosentez olayları sonucu oluşan pH değişimini düzenlediğinden, balık ve sudaki diğer yaşam için önemlidir. Karbonat ve bikarbonat gibi alkalinite bileşenleri bazı toksik ağır metallerle birleşerek bunların toksiditesini hissedilir oranda düşürür. Bu nedenle, Amerikan Ulusal Teknik Denetleme Kurulu, sudaki minimum alkalinite değerini 20 mg/L olarak belirlemiş ve alkalinitenin % 25 civarında azaltılabileceğini, yapılacak daha fazla azaltmanın suyun doğal dengesini bozacağını ifade etmiştir.

Endüstriyel su kaynaklarındaki aşırı alkalinite, içecek endüstrisi gibi asidik temelli üretim yapan gıda endüstrisinde ürün bozulmalarına neden olmaktadır. Sulama için kullanılan suyun alkalinitesinin etkileri, topraktaki sodyum oranını arttırdığından önemli olabilir. Örnek olarak bikarbonat derişimi yüksek olduğunda, çözeltide bulunan kalsiyum ve magnezyum iyonları, karbonatlar olarak çökmekte ve toprak suyunun buharlaşması sırasında alkalinite bakımından yoğunlaşmasına neden olmaktadır. Kalsiyum ve magnezyum iyonları çözelti içinde azaldıklarında, sodyum iyonunun oranı bağıl olarak yükselmekte ve tesis donanımına zarar vermektedir [12].

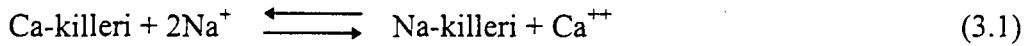
Karbondioksitin kaynayan suda çözünmemesi ve buharla birlikte uçması sonucu suyun pH'ı artar. Buun sonucunda alkalinite bikarbonattan karbonata, daha sonra da hidroksite dönüşür. Tüm bunlar ısı değiştiricilerde kabuk oluşumuna neden olur. Bu nedenle alkalinite, kazan besleme sularının kontrolünde önem taşımaktadır [9].

3.4. Sodyum

Killi zeminlerde doğal olarak bulunan kalsiyumlu killer, suyun içerdiği sodyum iyonlarıyla iyon değişimine uğrarlar.

Sulama sularının yüksek derecede sodyum ve düşük derecede kalsiyum içermesi halinde Eşitlik 3.1’de verilen tepkime soldan sağa doğru ilerler. Denklemde sol tarafında görülen iki sodyum iyonu, sağ taraftaki bir kalsiyum iyonundan daha büyük bir hacme gereksinim duyduğu için, kilin gözenekliliği ve dolayısıyla su ve hava için geçirgenliği azalır. Sonuç olarak sodyum iyonları derişiminin kalsiyum iyonlarının derişimine oranının fazla olmaması, toprağın tarım ve hayvancılık açısından kullanımında önem taşımaktadır.

Sulama sularının bu açıdan değerlendirilmesi amacıyla “Sodyum Adsorbsiyon Oranı”nın kullanıldığı bilinmektedir [10].



Çizelge 3.2. Sodyum adsorbsiyon oranına göre sulama sularının sınıflandırılması [10]

Sodyum Adsorbsiyon Oranı (SAR)	Sulama Suyu Olarak Değerlendirme
8’den Küçük	Sulama suyu olarak sakıncasız
8 - 12	Suyun uygunluğu, toplam tuzluluk ve toprak özelliklerine de bağlı
12’den büyük	Sulama suyu olarak sakıncalı

Şekil 2.1’de gösterilen diyagramın tuzluluk ve sodyum miktarına göre incelenmesi, Çizelge 3.3’te gösterilmektedir.

Çizelge 3.3. Suların tuzluluk ve sodyum miktarına göre sınıflandırılması [10]

Tuzluluğa Göre Alt Sınıflar		Sodyum Miktarına Göre Alt Sınıflar	
C ₁ - Az tuzlu su	Bitkilerin çoğu için sulama suyu olarak kullanılabilir	S ₁ - Az sodyumlu su	Sodyuma karşı çok duyarlı olan bitkilerin her türlü tarımı için uygun
C ₂ - Orta tuzlulukta su	Orta derecede tuza gereksinim duyan bitkiler için kullanılabilir	S ₂ - Orta derecede sodyumlu su	Geçirgenliği iyi olan jipsli arazi için uygundur.
C ₃ - Fazla tuzlu su	Drenaj yapılmaksızın bitkiler için kullanılmaz; bazı bitkiler için kullanılabilir.	S ₃ - Fazla sodyumlu su	Ender hallerde sulama suyu olarak kullanılabilir
C ₄ - Aşırı tuzlu su	Sulama için uygun değildir. Ancak çok iyi drenajı yapılmış alanlarda bazı bitkiler yetiştirilebilir.	S ₄ - Aşırı sodyumlu su	Çok düşük tuzluluk hallerinin dışında sulama suyu olarak kullanılmaz.

Sodyum normalde içme suyunda 50 µg/L’den daha az miktarda bulunur [14]. Sağlıklı insanlar için suyun sodyum içeriği çok önemli değildir. Çünkü bu yolla alınan sodyum miktarı, diğer yollarla alınan sodyum miktarından çok daha azdır. Diğer yandan

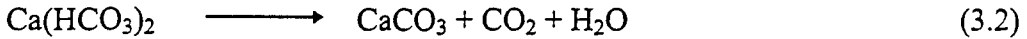
kalp rahatsızlığı nedeniyle sodyum diyeti yapanlar ve bebekler gibi sodyuma duyarlı kullanıcılar için suyun sodyum içeriği saptanmalıdır. Normal sodyum diyeti 20 µg/L sodyum içeriğine izin verir [11].

270 mg/L sodyum içeriği, mineralize sularda istenmeyen bir oran olabilir; fakat, pekçok evsel su kullanım kaynaklarında bu oran aşılabılır [12].

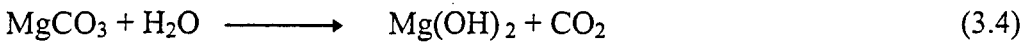
3.5. Kalsiyum ve Magnezyum (Sertlik)

Su sertliği, suda çözülmüş çokyüklü metal iyonlarının neden olduğu bir özelliktir. Kalsiyum ve magnezyum gibi toprak alkali metaller, doğal suda sertliğe neden olan en önemli etkenlerdir. Bunların yanı sıra, Fe^{++} , Al^{+3} , Mn^{++} , Zn^{++} ve Sr^{++} iyonları da aynı etkiyi göstermelerine rağmen, kalsiyum ve magnezyum kadar etkili değildirler [8][9][12].

Doğal sularda en sık rastlanan kalsiyum ve magnezyum iyonlarının yarattığı sertlik toplam sertlik olarak kabul edilebilir [8]. Toplam sertlik, geçici sertlik ve kalıcı sertlik olmak üzere ikiye ayrılır: Geçici sertliğin nedeni kalsiyum ve magnezyumun bikarbonat tuzlarıdır. Bu sertlik kaynatma ile giderilebilir.



Sıcaklığın artması durumunda suda kalsiyum karbonat açığa çıkar ve kazanların cidarlarında çökerir. Benzer şekilde magnezyum bikarbonat içeren suların kaynatılması halinde aşağıdaki tepkime gerçekleşir.



Magnezyum bikarbonat da benzer şekilde kazan taşı oluşumunda etkilidir. Geçici sertlik, sıcak su sistemlerinde kireç taşı birikintileri yapması, sıcak olarak hazırlanan içeceklerde bulanıklığa ve yüzeyde görülen köpüklere neden olması açısından istenmeyen bir olgudur.

Sulardaki kalıcı sertlik, kalsiyum ve magnezyumun klorür, sülfat, nitrat ve fosfat tuzları nedeniyle oluşur. Bu sertlik kaynatmayla giderilemez. Sadece magnezyum sülfat sulara acı bir tat verdiği için ve müshil etkisi bulunduğu için, bu bileşiğin olumsuz etkilerinden sözedilebilir.

Suyun içerdiği sertliğin saptanması, kireç-soda yumuşatması işlemine tabi tutulması sırasında uygulanacak dozajın belirlenmesinde önemlidir [10].

Evsel sularda kalsiyum karbonat olarak suların sertliği 500 mg/L'yi geçmez (içme sularının ortalama sertliği 250 mg $CaCO_3/L$ 'dir). Sert sular genellikle temizlik işlemleri esnasında daha çok temizlik maddesi harcanmasına neden olur. Sular, toplam sertlik miktarlarına göre sınıflandırılırlar.

Çizelge 3.4. Sertlik sınıflandırılması [9]

Toplam Sertlik (mg CaCO ₃ /L)	Su Sınıflandırılması
0 - 10	Oldukça yumuşak su
10 - 75	Normal yumuşaklıkta su
75 - 100	Az derecede sert su
100 - 200	Orta derecede sert su
200 - 300	Normal sertlikte su
300 ve daha yüksek değerler	Oldukça sert su

Su yataklarındaki biyolojik yaşamın sürmesi, suyun sertliği ile doğrudan ilişkili olsa da; sertliğin kendisi biyolojik bir etkiye sahip değildir [9].

Sertlik, sulama için kullanımda önemli bir etkiye sahip değildir. Ancak sertliğe neden olan iyonlar, değişken sodyum miktarının belirlenmesinde önem taşırlar [12].

3.6. Petrol Formasyon Suyu

Petrol atıkları genel olarak petrol üretimi ve petrol rafinasyonundan meydana gelen atıklar olarak sınıflandırılabilir. Pompalama, tuz giderme, distilasyon, alkilleme ve polimerizasyon süreçlerinin sonucu oluşan rafinasyon atıkları büyük hacimdedir ve askıda ve çözünmüş katılar, petrol, sülfür, klorür, merkaptanlar, fenolik bileşikler ve çözünmüş demir içerirler.

Petrol sahalarından gelen atıklar; sondaj çamurları, tuzlu su, serbest ve emülsiyeye olmuş petrol, tank dip çamuru ve doğalgazdır. Bu atıklardan biri olan tuzlu su diğerlerinden çok farklıdır. Birçok sondaj katmanının hemen üzerinde ya da altında tuzlu su katmanına rastlanır. Petrol sondajı esnasında, petrol ile birlikte, pompadan tuzlu su çıkışını engellemek için çeşitli önlemler alınmaya çalışılsa da bu tamamen başarılmaz. Tuzlu su ve petrol daha sonra yerçekimiyle ayrılmaktadır [15].

TPAO'nun Güneydoğu Anadolu Bölgesi'ndeki Karakuş kuyusu petrol formasyon suyu analiz verileri aşağıdaki gibidir.

Çizelge 3.5. TPAO Karakuş petrol saha suyu analiz raporu (1993)

İyonlar	Derişim (mg/L)
Sodyum	8109,50
Kalsiyum	1118,00
Magnezyum	315,00
Demir	0,78
Sülfat	693,00
Klorür	14.638,53
Karbonat	0,00
Bikarbonat	443,00

Amerika'daki dört önemli petrol üretim bölgesinin tuzlu su atıklarının analizi Çizelge 3.6'da verilmiştir.

Çizelge 3.6. Petrol sahası tuzlu suları [15]

Bölge	Toplam Katı (TDS) (mg/L)
Illinois	113.000
Kentucky	251.000
Oklahoma	236.000
Texas	69.000

Kansas'taki beş petrol sahası tuzlu sularının mineral içeriklerinin analizleri Çizelge 3.7'de verilmektedir [12].

Çizelge 3.7. Petrol sahası tuzlu sularının mineral analizi [12]

Radikal	Değişim Aralığı (mg/L)
Kalsiyum (Ca)	1507 - 12.888
Magnezyum (Mg)	346 - 4290
Sodyum (Na)	8260 - 63.275
Brom (Br)	32 - 633
Karbonat (CO_3^{2-})	0
Bikarbonat (HCO_3^-)	43 - 644
Sülfat (SO_4^{2-})	0 - 1578
Klorür (Cl^-)	12.750 - 127.220
Toplam Katılar	25.210 - 248.600

Deşarj edilen tuzlu suların çevresel etkileriyle ilgili olarak petrol bölgelerinde yan ürün biçiminde ortaya çıkan sularla ilgili ilk veriler 1924'ün başlarında elde edilmiştir.

Yapılan bir çalışma sonucunda toksidite ile özellikle klor, sodyum, potasyum iyonları ve alkalinite arasında bir ilişki olduğunu ortaya konmuştur. Parametreler tek tek incelendiğinde etkili görünmeler de bir araya geldiklerinde, değişkenlere bağlı olarak, farklı etkiler. Sonuç olarak derişimi yüksek iyonların toksiditeye neden oldukları saptanmıştır.

Petrol bölgelerinden yüzey sularına deşarj edilen tuz içeriğinin çevresel etkilerini araştırmak üzere Wyoming'deki Salt Creek petrol bölgesinden bırakılan tuzlu suları alan çevre sularından, 1988 - 1990 yılları arasında örnekler alınmış ve toksidite için test edilmiştir. Petrol bölgelerinden önemli oranda etkilenen yeraltı sularındaki yaşamsal faaliyetler, yüzey sularıyla karşılaştırıldığında, oldukça düşüktür. Yapılan çalışmaya göre, hidrojen sülfür, iz metaller, polar olmayan organik bileşikler toksiditeye neden olmamaktadırlar. Gözlemlenen toksiditenin nedeni olarak temel inorganik iyonlar gösterilebilir (Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- , CO_3^{2-}) [16].

Tüm balık ve sudaki diğer canlıların normal koşullarda yaşamlarını sürdürebilmeleri için çözünmüş katı derişimi düzenlenmelidir. Yapılan bir çalışmada tatlı su canlılarının 10.000 mg/L çözünmüş katı içeriğine kadar yaşayabildikleri saptanmıştır. Alabalık ve tatlı su levreği 15.000 mg/L çözünmüş katı değerine kadar yaşamlarını sürdürebilmektedir.

Çözünmüş katıların dolaylı etkileri arasında birincil olarak, gıda endüstrisinde kullanılan bitkilerin üreme alanlarının yabancı bitkilerle kaplanması gösterilebilir. Tarımsal sulama amaçlı kullanılan su da çözünmüş katı derişimi bakımından sınırlandırılmıştır. Sulama amaçlı kullanılan su, yalnızca çözünmüş katıların ozmotik etkilerinden değil, aynı zamanda varolan farklı katyonların miktarlarından da etkilenir. Kurak ve yarıkurak bölgelerde tuzluluğun zararları ile ilgili genel sınıflandırma Çizelge 3.8'deki gibidir [12].

Çizelge 3.8. Çözünmüş tuzların (mg/L) sulama suyu için tehlikeleri [12]

Herhangi bir zararlı etkisi olmayan sular	500
Duyarlı ürünler üzerinde zararlı etkilere neden olabilecek sular	500 - 1000
Birçok ürün üzerinde zararlı etkide bulunabilecek ve dikkatli kullanım gerektiren sular	1000 - 2000
Yarıgeçirgen topraklarda yetişen dayanıklı bitkiler için dikkatli uygulama gerektiren sular	2000 - 5000

4. ATIKSULARDAN ve PETROL FORMASYON SUYUNDAN ÇÖZÜNMÜŞ TUZLARIN UZAKLAŞTIRILMA YÖNTEMLERİ ve BU KONUDA YAPILAN ÇALIŞMALAR

Kirletilmiş, özellikle de daha sonra yeryüzüne pompalanan yeraltı sularıyla ilgili uygulamalar oldukça iyi düzenlenmiştir. Bu uygulamalar uzun yıllar boyunca endüstriyel atıksuların artılmasıyla ilgili deneyimlerle geliştirilmiştir. Yine de kimi zaman bu uygulamalar spesifik bölgelere ait kirletilmiş yeraltı sularına uygulandığında bazı karışıklıklar ortaya çıkabilir. Gereken işlem tipi birincil olarak uzaklaştırılacak kirleticilere bağlıdır. Eğer uzaklaştırılacak olan kirletici tek ise işlem düzeneği oldukça basit bir yapıda olabilir, diğer yandan çok sayıdaki kirletici varlığında işlem karmaşık bir yapı kazanır [17].

4.1. Klasik Yöntemler

Yeraltı sularındaki inorganik kirleticilerin uzaklaştırılması için farklı birkaç kimyasal çöktürme yöntemi uygulanabilir. Spesifik bir pH'ta düşük çözünürlüğe sahip inorganik maddelerin varlığına bağlı olarak karbonat sistemi, hidroksit sistemi ve sülfür sisteminden oluşan üç temel kimyasal yöntem vardır.

Genel olarak bu üç yönteme bakıldığında arsenik haricinde en fazla inorganik maddeyi uzaklaştıran sistem sülfür sistemidir. Yüksek uzaklaştırma kapasitesine rağmen taşıma ve depolamadaki zorluk, sülfür çamurunun havayla temas ettiğinde yükseltgenerek sülfata dönüşmesi, bu sistemin dezavantajı olarak ortaya çıkmaktadır.

Karbonat sistemi ise soda ile 8,2-8,5 pH'ta gerçekleştirilir. Karbonat sistemi teorik olarak çalışılabilir nitelikte olsa da uygulamada kontrolü zordur.

Hidroksit sistemi; inorganik maddeler ve metallerin uzaklaştırılmasında en geniş kullanım alanı bulan sistemdir. Sistem pH ayarlaması (pH'ın yükseltilmesi) için kireç veya sodyum hidroksit ilavesi içerir. Sodyum hidroksit kimyasal olarak taşıma ve depolama kolaylığı ve bulamaç haline getirildiğinde düşük hacimli olması nedeniyle bir avantaja sahiptir. Bununla birlikte hidroksit bulamacı çoğunlukla jelatin yapıdadır ve suyun uzaklaştırılması oldukça zordur.

Kimyasal çöktürme, akış hızına bağlı olarak kesikli veya sürekli olabilir. Eğer akış hızı günde yaklaşık 135 m³'ten daha az ise kesikli sistem en ekonomik olanıdır. Günlük akış 135 m³'ü aştığında büyük tank kapasitesi gerektiğinden kesikli sistem ekonomik değildir.

Atıksu akımlarından ağır metaller ve diğer inorganik maddelerin uzaklaştırılması için en yaygın teknik kimyasal çöktürme olmasına rağmen diğer teknikler de oldukça fazla sayıdadır [17].

Günümüzde tuz uzaklaştırmada teknolojik süreçlerin bir bileşimi kullanılmaktadır. Bu bileşim, ön işlem basamağı (eleme, pıhtılaştırma ve yumaklaşma, kireçle yumuşatma, filtrasyon, derin yatak filtrasyonu vs.) ve bir tuz uzaklaştırma basamağı (genellikle iyon değişimi veya, ya bir ters ozmoz birimi ile ya da bir geleneksel elektrodializ birimi ile birlikte iyon değişimi olmak üzere çeşitli basamaklar) içerir. Bu süreçlerdeki sorunlar iyon değiştiricilerin rejenerasyonu için kullanılan ticari nitelikte asit ve bazların yüksek tuz derişimine sahip atıksu oluşumuna neden olmaları ve membranın kabarması ve

kirlenmesini engellemek amacıyla besleme suyuna ilave edilmiş olan farklı kimyasal maddelerin membran bölgesinden uzaklaştırılması olarak verilmektedir.

Yukarıda sözü edilen sorunları önlemek amacıyla, düşük çevresel etki, yüzey suyunun minimum tüketimi, atıksuyun miktarının azaltılması ve asit ve bazların tekrar kullanımına yönelik yeni bir teknolojik anlayış geliştirilmiştir.

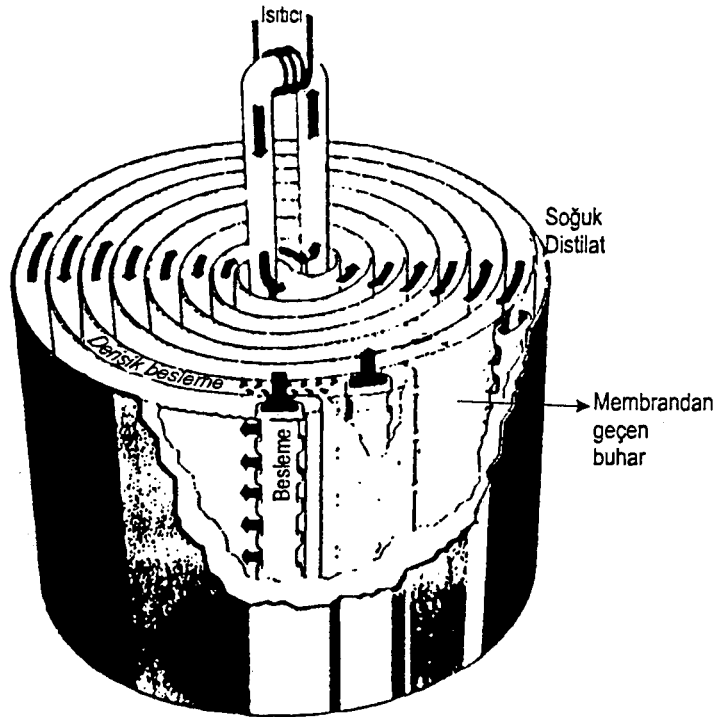
İyon değişimi önemli bir tuz uzaklaştırma süreci olarak ortaya çıkmaktadır. İyon değişim sistemleri, sabit yüke sahip polimer reçine bulundurmaları nedeniyle, sudaki anyonlar ya da katyonlarla etkileşen kimyasal gruplar içerirler. Sudaki istenmeyen iyonlar reçinedeki uygun iyonlarla yer değiştirirler ve reçine yatağında tutulurlar. Tipik tuz uzaklaştırma, Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} gibi katyonların H^+ 'le Cl^- , SO_4^{-2} veya PO_4^{-3} gibi anyonların OH^- ile yer değiştirmesi biçiminde olur.

Çözünmüş katılar ve kirleticiler, sudan faz değişimi içeren buharlaştırma ve kristallendirme gibi iki süreçle uzaklaştırılırlar. Buharlandırmada su ısıtılarak buharlaştırılır ve çözünebilir tuzlar buharda daha az bulunacağından normal suya göre daha az kirlilik içerir. Tuz uzaklaştırma amacıyla, çok etkili buharlaştırma, buharın yoğunlaştırılması ve ani buharlaştırma gibi farklı buharlaştırma süreçleri denenmiştir.

Kristallendirme, ayırma için dondurma yöntemine dayanır. Kristal oluşumu sırasında yabancı maddeler dışarıda kalırlar. Bu süreç tuzlu su ve saf buzdan oluşan iki fazlı bir sistemdir. Bu iki faz, fiziksel olarak birbirinden ayrılabilir ve buzun tekrar eritilmesi ile saflaştırılmış su elde edilebilir. Bu yöntem yaygın bir tuz uzaklaştırma yöntemi değildir, çünkü katı buzun taşınması ve tuz kristallerinin sıvıdan ayrılması zordur.

Membran distilasyonu süreci de tuz uzaklaştırılmasında uygulanabilecek bir yöntem olarak önerilmektedir. Bu süreçte membran buhar halinde suyun geçişine izin verir, fakat sıvı halde suyun geçişine izin vermez. Doğrudan yoğunlaşma ve sınırsız basamak sayısı yönünden çok kademeli ani buharlaştırmaya benzer. Şekil 4.1'de gösterilen birim spiral yapıda tasarlanmıştır ve buharın yoğunlaştırılması yoluyla tuz uzaklaştırmayı önermektedir. Bu sürecin en önemli maliyeti ısı değişimi için gerekli yüzey alanının büyüklüğüdür. Bu yüzden büyük ölçekli tuz uzaklaştırmada tercih edilmez [2].

Bilindiği gibi sudan uçucu olmayan maddelerin ayrılması ile ilgili olarak özellikle deniz suyundan veya tuzlu sudan tuzun endüstriyel ölçekte uzaklaştırılması için birçok süreç geliştirilmiştir. Güneş enerjisinin kullanıldığı ısıtıcı tuz uzaklaştırma yöntemi için en basit süreç solar damıtıcılardır. Burada distile edilmiş ürün hızı düşüktür, çünkü buharlaşma ısısı geri kazanılamaz. 1 m^3 su için yaklaşık 690 kWh buharlaşma ısısı gerekmektedir. Sonuç olarak ısıtıcı tuz uzaklaştırma birimlerinin maliyetini azaltmak için bu enerji kaybını azaltmak gerekir. Bu çok etkili solar distilasyon, çok kademeli ani solar distilasyon gibi süreçlerle sağlanabilir [18].



Şekil 4.1. Membran distilasyonu için spiral birim [2]

Diğer yandan ısıl membran distilasyonu (TMD), çok farklı beslemelerden saf su elde etmek amacıyla denenmiş bir süreçtir. Birçok geleneksel yöntemle karşılaştırıldığında TMD'nin bazı avantajları vardır. Örneğin;

- 1) Yüksek saflıkta damıtılmış ürün sağlar,
- 2) Su çok düşük sıcaklıklarda damıtılabilir.

Diğer yandan TMD'nin bazı dezavantajları da vardır. Bunlar kısaca;

- 1) Yüksek maliyet.
- 2) Oldukça düşük akış hızlarında çalışma zorunluluğudur [18].

Düşük sıcaklıktaki deniz suyu, Al_2O_3 'ten oluşan dolgulu bir kolondan geçirildiğinde deniz suyundaki kalsiyum iyonunun Al_2O_3 üzerinde adsorblandığı gözlenmiştir. Kolondan sıcak su geçirilerek Ca^{++} , Al_2O_3 üzerinden desorbe edilir. Bu işlem, buharlaştırma ile tuz uzaklaştırmada kabuk oluşumunu azaltır ve düşük bir maliyete sahiptir. 1 mg, 20 - 30 mesh Al_2O_3 üzerinde, 25 °C'de 100 mL deniz suyundan (271 mg/L Ca^{++}) Ca^{++} adsorbsiyonu 1,40 mg-Ca/g Al_2O_3 , 75 °C'de 100 mL deniz suyundan Ca^{++} adsorbsiyonu ise 1,31 mg-Ca/g Al_2O_3 olmuştur [19].

Yüksek tuzluluktaki suda ısıtma ve havalandırmayı izleyen katyon değişimi yöntemiyle $CaCO_3$ çöktürüldüğünde ve su yumuşatıldığında, ardından dekarbonize ve demineralize edildiğinde sırasıyla % 20-85, % 30-95 ve % 20-35 başarı sağlanmıştır. Sürecin etkinliği, katyon değişim basamağının ardından HCO_3^- anyon değişimi ile

artırılabilir. Bu süreçte elde edilen CaCO_3 yüksek saflıkta ticari değere sahip bir üründür [20].

Ca^{++} ve/veya Mg^{++} ve Sr^{++} ve/veya Ba^{++} metal iyonlarının neden olduğu kirlilik, sulu alkali metal klorür çözeltisinden, bir aminofosforik asit tipi ve aminokarboksilik asit tipi çift etkili reçine yardımıyla uzaklaştırılmıştır. Burada 1,5 mg/L Ca, 0,7 mg/L Mg, 0,5 mg/L Ba ve 1,4 mg/L Sr içeren % 32'lik NaCl çözeltisi, Sumichelate MC 75 ve Duolite C 467 yükleme kolonlarından geçirilerek artırılmıştır. Elde edilen ürün sudaki Ca^{++} , Mg^{++} , Sr^{++} ve Ba^{++} içeriği standartların alt sınırlarındadır [21].

Bikarbonat-klorür çözeltisinden karbonat uzaklaştırılmasının kinetiği (kabuk oluşumunu ve jeotermal enerji tesislerinin korozyonunu önlemek amacıyla); Na^+ , K^+ , Mg^{++} 'un klorür ve bikarbonatlarını ve CO_2 içeren bir sulu çözelti ile çalışılmıştır. Karbonat uzaklaştırma en etkili olarak kaynatma işlemiyle gerçekleşmektedir. Bikarbonat-klorür çözeltisinden karbonatın uzaklaştırılması iki aşamada gerçekleşmektedir. Birinci basamakta bikarbonat bozunarak CaCO_3 oluşmakta, ikinci basamakta ise varolan Mg^{++} iyonlarından etkilenen CaCO_3 'ün hidrolizi gerçekleşmektedir. CaCO_3 ile Mg^{++} arasındaki tepkime $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 'in çökmesi ve CO_2 'in değişmesiyle sonuçlanmaktadır. Süreç tuzluluğu 5-200 mg/L olan çözeltilerde gerçekleşmektedir [22].

CaC_2 'ün hidrolizi yoluyla C_2H_2 üretiminde atık içinde büyük oranda yeralan $\text{Ca}(\text{OH})_2$, endüstriyel atıksu işlemlerinde Mg, P, Hg, KOİ, BOİ ve askıda katı gibi kirleticilerin uzaklaştırılmasında kullanışlı bir inorganik koagülandır. Sönmüş kireç çözeltisi veya karışımı, Mg^{++} içeren atıksuların artırılmasında etkilidir. artılan su, çöktürülür ve ardından süzülerek katı maddeler uzaklaştırılır. Donanım maliyeti düşük ve ürün suyun kalitesi yüksektir [23].

Suyun eşzamanlı dekarbonasyon ve koagülasyon işlemi ile, % 30'dan daha fazla miktarda sulu FeSO_4 koagülan çözeltisi (3-300 g FeSO_4/m^3 su), yükseltgen ve sonraki aşamada % 1-30 sulu $\text{Ca}(\text{OH})_2$ süspansiyonu ilavesi ile 5-70 $^\circ\text{C}$ 'de pH'ı 8-10 olan su üretilmektedir. Daha sonra klasik yöntemle dekarbonasyon yapılmıştır. Oluşan süspansiyon, oldukça iyi çökebilme özelliği göstermiş ve su hızlı bir biçimde artırılmıştır. 15 mg FeSO_4 'ün % 1'lik sulu çözeltisi 1 L nehir suyuna (pH-8, Ca sertliği 4,85 meq/L, türbidite 200 g SiO_2/L) ilave edilmiştir. Karıştırılmadan sonra pH 9,2'ye çıkana kadar % 7,5 sulu $\text{Ca}(\text{OH})_2$ süspansiyonu ilave edilmiş ve karıştırma 5 dakika sürdürülerek su artırılmıştır [24].

Tuzlu sudaki CaCO_3 'ün çöktürülmesiyle Ca- HCO_3 -iyon değişim demineralizasyon işleminin etkinliğinin incelendiği bir araştırmada Ca^{++} ve CO_3^{--} derişimleri ile havalandırma süreleri ve sıcaklıklarının çalışıldığı süreçte kısmi yumuşatma, dekarbonasyon ve demineralizasyon teknikleri ile tuzlu suyun arıtımının ardından ısıtma ve havalandırma işlemleriyle CaCO_3 'ün Ca^{++} ve HCO_3^- iyonları halinde çöktürülmesi yöntemine dayanan Ca^{++} katyon değişimi uygulanmıştır. Elde edilen veriler kısmi yumuşatma, dekarbonasyon ve demineralizasyonun, asidifikasyon ve Na^+ katyon değişimi veya kimyasal tuz uzaklaştırma yöntemleriyle birlikte kullanıldığında daha etkili olacağını göstermektedir. Süreçte saf CaCO_3 çökeleği tekrar kullanıma uygundur [25].

Bir diğer çalışma atık sudan Ca ve Mg bileşenlerinin uzaklaştırılması ile ilgilidir. Atıksu, Na katyon değiştirici ile yumuşatılmış, katyon değiştirici NaCl çözeltisiyle yenilenmiştir. Katyon değişiminden sonra su; kimyasal arıtım, çöktürme ve yenileme

çözeltilsinin geri döngüsü işlemlerine tabi tutulmuştur. Na kasyon değiştiricinin 7-10 m/h akış hızında % 15-18 NaCl çözeltisiyle rejenerasyonu ile NaCl tüketimi azaltılmış ve çevresel etkiler önlenmiştir. Su kalsine edilmiş soda ile muamele edilmiş, 0,01-0,05 m³/h besleme hızıyla çöktürme tankına alınmış ve ardından NaOH ile CaCO₃ ayrılarak Mg(OH)₂'in uzaklaştırılması için süzümüştür [26].

Bir başka çalışmanın konusu ise doğal maden suyundan sodyumun poliantimonik (V) asit emdirilmiş silikajel taşıyıcılar yardımıyla uzaklaştırılmasıdır. Bu yöntemde sodyum, poliantimonik (V) asit taşıyan silikajelin suya daldırılması yoluyla adsorbe edilmiş ve % 99 oranında uzaklaştırılmıştır. Bu yöntem basit ve güvenlidir, ayrıca elde edilen sonuçlar dikkat çekicidir [27].

Petrolde tuz uzaklaştırılması sırasında açığa çıkan atık sudan metallerin uzaklaştırılmasında CaO ile yapılan çöktürmede, Mg⁺⁺, Ca⁺⁺, Fe⁺⁺, Zn⁺⁺, Mn⁺⁺, Pb⁺⁺ ve Ag⁺'in çöktürülmesinde en iyi sonuç elde edilmiştir. Bu çöktürme işlemi pH 10,5'ta hidroksitleri biçiminde FeSO₄ ve CaO ile yapılan koagülasyonla sağlanmıştır [28].

4.2. Elektrokimyasal Çalışmalar

Tuz uzaklaştırma; tuzlu su, deniz suyu gibi çeşitli sulardan çözünmüş tuzların uzaklaştırılması olarak tanımlanır. Tuz uzaklaştırma işlemi, ters ozmoz ve elektrodializ gibi membran süreçlerini içeren yöntemlerle yapılabilir. İyon değişimi, buharlaştırma gibi membransız ya da membranlı uygun arıtım sürecinin seçilmesi, yerel ekonomik koşullara bağlıdır. Sürecin ekonomisi, çözünmüş katıların derişimi ile doğru orantılıdır.

Ticari ters ozmoz membranları suyun içerdiği çözünmüş katıların uzaklaştırılmasında % 99 oranında etkilidir. Ters ozmoz süreçlerinde artan toplam çözünmüş katı miktarı çok az bir işletme maliyeti farkına neden olmaktadır. Dolayısıyla ters ozmoz süreci, deniz suyunda 45.000 mg/L toplam çözünmüş katı içeriğinde oldukça ekonomiktir. Dünya üzerindeki tuz uzaklaştırma süreçlerinin % 31'inin ters ozmoz süreçlerinden oluştuğu tahmin edilmektedir. Tuzlu suyun arıtılmasında % 73 gibi geniş bir uygulama alanı bulurken, deniz suyunda % 7 gibi az bir orana sahiptir. Büyük tesislerin kapasiteleri 20.000 - 30.000 m³/gün'dür.

Tuzlu sudan tuz uzaklaştırma tesislerinden biri Amerika Webster - Güney Dakota'da inşa edilmiştir. Şehir kanalizasyonundan alınan suyun önce tuzu uzaklaştırılır, süzülür ve ardından dört aşamalı elektrodializ cihazından demineralize olmak üzere geçer. Demineralizasyon süreci, 1500 - 1800 mg/L arasındaki ham sudan 350 mg/L toplam çözünmüş katı içeriğine sahip ürün su elde etmek amacıyla dört aşamaya bölünmüştür. Bunun gibi günde 450 m³ su arıtım kapasiteli çok basamaklı sistemler daha ekonomiktir. Bu sürecin her bir basamağında yaklaşık olarak 220 çift iyon değiştirici membran kullanılmıştır ve bu membranlar bir grup oluşturmak üzere yan yana sıralanmışlardır. Tesisteki ham suyun en önemli iyonik içeriği yavaş çözünen CaSO₄ 'tır. Bu durum suyun sıcaklığını yükseltir, 9 °C'de ana madde olarak NaCl içeren tuzlu suların arıtıldığı membranların kullanıldığı diğer tesislerle karşılaştırıldığında, görel olarak oldukça büyük membran alanına gerek duyulur.

Çizelge 4.1. Elektrodializ tesislerinin performansı [2]

Tesisin Adı	Webster (ABD)	Shikine (Japon)	Oshima (Japon)
GENEL VERİLER			
Aritılan Ham Su	Kuyu suyu	Kuyu suyu	Kuyu suyu
Tesis Kapasitesi (m ³ /gün)	950	200	1000
Ham Suyun Tuzluluğu (mg/L)	1500 - 1800	1145	2992
Ürün Suyun Tuzluluğu (mg/L)	350	500	500
Ham Suyun Sıcaklığı (°C)	9,15 - 25	25	
Ham Suyun Temel İyonik Bileşeni	CaSO ₄	NaCl	NaCl
Sistem İşlem Tipi	sürekli	kesikli	sürekli
İşlem Kontrolü	otomatik	otomatik	otomatik
Membran Ölçüleri (mm)	1115 x 1115	1150 x 575	1115 x 1115
Blok Başına Membran Hücre Çifti Sayısı	216	150	250
Blok Basamak Sayısı	4	1	4
İŞLEM VERİLERİ			
Ham Suyun Sıcaklığı (°C)	9,0	11,0	23,0
Toplam Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	1,40	1,35	1,00
H ₂ SO ₄ Tüketimi (g/m ³)	2,80	4	4
Ham Su Miktarı (m ³ /gün)	1660	227	1540
Aritılmış Su Miktarı (m ³ /gün)	954	200	1340
Tuz Uzaklaştırma Verimi (%)	57,5	88,1	87,0
Ürün Suyun Tuzluluğu	356	484	425

Bu tesisin ürün suya bağlı olarak enerji gereksinimi 1,0 - 1,4 kWh/m³'tür. Dünya üzerinde 2000'den fazla tuz uzaklaştırma tesisi vardır. Bu tesisler toplam olarak 10⁶ m³/gün işlem kapasitesine sahiptir ve toplam membran alanı 45 x 10³ m²'dir.

Bütün elektrodializ tesisleri, yerleşim bölgelerinin su ihtiyacını karşılamak ve endüstride kullanılmak üzere 757088,24 m³/gün tuzu uzaklaştırılmış su üretiminde kullanılmaktadır. Elektrodializ uygulamaları soğutma kulesi atığı, rafineri atık suyu ve ters ozmoz atık akımındaki uzaklaştırılmış tuz derişiminin neden olduğu yüksek kirliliği ve membran bozulmasını azaltmasındaki başarısı nedeniyle oldukça geniş bir alan bulmaktadır. Yalnızca ABD'de 1000'in üzerinde iyon değişimi ile demineralizasyon tesisi vardır. Bununla birlikte elektrodializ ve ters ozmoz gibi membran tuz uzaklaştırma sistemleri iyon değiştiricilerin ürünlerinde yüksek kalite gerektiğinde gittikçe artan uygulama alanı bulmaktadır.

Nükleer güç istasyonlarında üçlü membran demineralizasyonu için kullanılan elektrodializ sistemlerinde giren suyun tuzu önceden uzaklaştırılmıştır. Elektrodializ bölmelerinde % 90 tuz giderimi 0,026 kWh/m³ enerji tüketimi ile sağlanır [2].

Yüzey sularından endüstriyel kullanım amaçlı su elde edilmesinde minimum çevresel etki ile tuz uzaklaştırma konulu bir araştırmada, klasik yöntemlerin dezavantajını oluşturan tuzlu atıksu oluşumunun engellenmesi, böylece çevresel etkilerin azaltılması amacıyla geliştirilmiş yeni teknolojilerin uygulanması üzerinde durulmuştur.

Bu çalışma kapsam olarak geliştirilmiş ön işlem basamağı ve farklı membran süreçleri ile bir iyon değiştirici basamağının bileşimini içerir.

Pilot tesiste;

- Tuz uzaklaştırma için düşük basınçlı ters ozmoz'dan oluşan ön işlem basamağı,
 - İyon değişimi ile toplam tuz uzaklaştırma,
 - Membranla tuz uzaklandırmadan elde edilen derişik çözeltinin tutulması için ters ozmoz ve elektrodializ,
 - İki kutuplu membranlar kullanılarak elektrodializ yoluyla asit ve baz üretimi,
- gibi birçok basamak bulunmaktadır [29].

6000-10.250 mg/L toplam çözünmüş katı içeriğine sahip tuzlu suyun artırılması için hazırlanan laboratuvar ölçekli elektrodializ hücresinde her biri 80 cm² etkin alana sahip 35 çift katyon ve anyon değişim membranı kullanılmıştır. 12.000-27.170 mg/L toplam çözünmüş katı içeriğine sahip tuzlu suyun artımında benzer yapıda iki hücre, 27.100-36.000 mg/L toplam çözünmüş katı içeriğine sahip tuzlu suyun artımında ise farklı sayılarda hücre çiftine ve aynı etkin alana sahip üç hücre kullanılmıştır. Cl⁻, NO₃⁻ gibi iyonlarla birlikte, toplam sertlik ve toplam çözünmüş katıda da azalma saptanmıştır. Enerji gereksinimi ve akım verimi deneysel verilerden yola çıkılarak hesaplanmıştır. Optimum akış hızları ve enerji tüketimi, 8100 mg/L toplam çözünmüş katı içeren tuzlu suda elde edilmiştir. Sonuçlar farklı kapasitedeki elektrodializ tesislerinde farklı tuzluluklardaki suların artırılması için düzenleme ve işletme verilerinin elde edilmesinde kullanışlıdır.

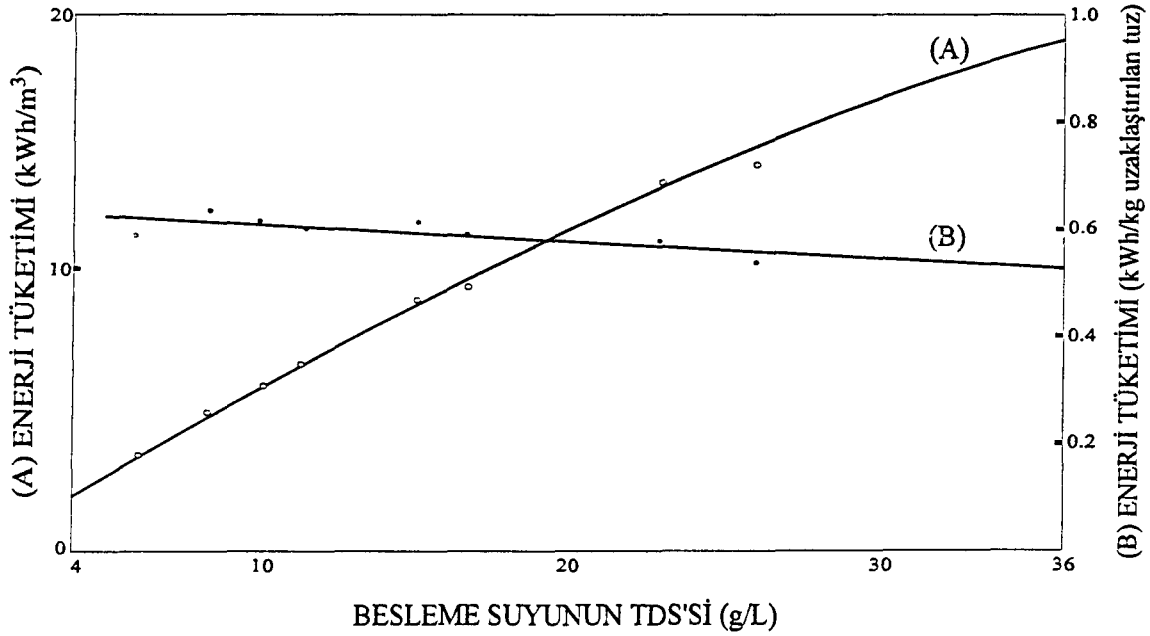
Bir elektrodializ hücresi, yüksek yoğunlukta lineer polietilen düşük yoğunlukta polietilen stiren divinil benzenden oluşan interpolimer filmler biçiminde 35 çift katyon ve anyon değiştirici membrandan oluşmaktadır.

Bilinen miktarda toplam çözünmüş katı içeren tuzlu su bir dağıtım panelinden yerçekimi akışı ile elektrodializ bölmelerine beslenmiştir. Elektrodializ bölmelerinde hava uzaklaştırıldıktan sonra seyreltik ve derişik akımların hızları belirlenmiştir. Elektrolize bağlı olarak anot bölmesinde asidite oluştuktan sonra tuzlu su, elektroliz ürünlerinin uzaklaştırılması için elektrot bölmelerine beslenmiştir. Elektrot yıkama suyu önce anot bölmesinden daha sonra da katot bölmesinden geçirilmiştir. Bu işlem bu bölmelerdeki kabuk oluşumunu engellemek amacıyla yapılmıştır. Ardından iki elektrot arasına elektrik akımı uygulanmıştır.

Farklı tuzluluktaki suların analiz sonuçları Çizelge 4.2'de verilmiştir. Farklı miktarlarda toplam çözünmüş katı içeren tuzlu suların elektrodializ yoluyla artım sonuçları ise Çizelge 4.3'te gösterilmiştir. 27.100-36.000 mg/L toplam çözünmüş katı içeren sulardaki toplam sertlik deniz suyundakinden fazladır. 10.250 mg/L'e kadar toplam çözünmüş katı içeren tuzlu suların toplam çözünmüş katı içeriği 1000 mg/L'in altına düşürülmüştür. Tüm toplam çözünmüş katı aralıkları için toplam çözünmüş katı, Cl⁻ ve toplam sertlikteki azalmanın hemen hemen aynı olduğu bulunmuştur. Ancak NO₃⁻'daki azalma toplam çözünmüş katıdan daima azdır. Akış hızı düşük olduğunda % giderim artmaktadır. Birkaç çalışma hariç akım verimi % 80'in üzerinde ve çalışmaların çoğunda enerji tüketimi 0,65 kWh/kg-uzaklaştırılan tuz'dan daha azdır. Farklı toplam çözünmüş katı miktarlarında 5 L/h seyreltik akım akış hızlarında ürün suyun pH'ı 7'nin altındadır. Çalışma sonucunda optimum akış hızı 5 L/h ya da fazla olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.2. Farklı tuzluluktaki suların analizi [30]

Toplam çözülmüş katı (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Toplam Sertlik CaCO ₃ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	pH
6000	3280	1260	26,0	7,50
8100	4420	1840	32,5	7,41
10.250	5640	2300	41,0	7,40
12.000	6520	2620	49,0	7,46
15.500	8620	3450	62,0	7,50
18.120	9850	4060	72,5	7,64
24.170	13.400	5260	97,0	7,64
27.100	15.000	6080	108,0	7,63
36.000	20.100	8000	144,0	7,52



Şekil 4.2. Besleme suyunun toplam çözülmüş katı içeriğinin enerji tüketimi:
 (A) kWh/m³,
 (B) kWh/kg-uzaklaştırılan tuz [30]

Besleme suyunun toplam çözülmüş katı içeriği arttıkça birim kütle başına enerji tüketiminin azaldığı gözlenmiştir (Bkz. Şekil 4.2-B eğrisi). Besleme suyunun tuz içeriğine bağlı olarak birim hacim başına enerji tüketimi doğrusal olmayan bir şekilde artmaktadır (Bkz. Şekil 4.2-A eğrisi). Farklı tuzlu sulardan optimum koşullarda elde edilen ürün suyun kalitesi Çizelge 4.4'te verilmiştir [30].

Çizelge 4.3. Yüksek tuzluluktaki tuzlu suyun tuz uzaklaştırma işleminin tek geçişteki deneysel verileri [30]

Beslemenin TDS İçeriği (mg/L)	Akış Hızı (L/h)	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Ürün Su			% Giderim		Akım Verimi %	Enerji Tüketimi kWh/kg- uzaklaştırılan tuz
			pH	TDS (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	TDS	NO ₃ ⁻		
6000	9,0	8,37	7,21	1000	5,5	83,3	78,3	86,3	0,59
	7,8	7,62	7,02	800	4,2	86,7	83,8	85,5	0,60
	7,2	7,50	6,58	670	4,3	88,8	83,5	82,1	0,63
	6,0	6,75	4,36	540	3,1	91,0	88,1	78,0	0,66
	4,8	6,25	2,57	390	2,4	93,5	90,8	69,0	0,74
8100	8,4	10,50	7,30	1560	9,8	80,7	69,8	84,0	0,61
	7,5	9,75	7,36	1310	7,5	83,8	76,9	83,9	0,61
	6,0	8,62	7,26	900	5,5	88,9	83,1	80,5	0,64
	5,3	7,87	7,12	800	4,7	90,1	85,5	79,0	0,65
	4,8	7,50	6,85	670	4,0	91,7	87,7	76,4	0,67
10.250	9,0	13,25	7,32	2700	14,5	73,6	64,6	82,3	0,62
	6,6	11,00	7,46	1700	9,2	83,4	77,6	82,4	0,62
	5,7	10,00	7,20	1100	8,0	89,3	80,5	83,8	0,61
	5,0	9,12	7,20	800	6,5	92,2	84,1	83,2	0,62
	3,6	7,12	4,80	360	4,1	96,5	90,0	80,3	0,64
12.000	9,0	15,00	7,60	3900	19,0	67,5	61,2	78,0	0,66
	8,4	14,62	7,60	3500	17,0	70,8	65,3	78,4	0,65
	7,2	12,87	7,10	2600	14,0	78,3	71,4	84,4	0,61
	6,0	11,25	5,82	200	11,0	83,3	77,5	85,6	0,60
	4,2	9,37	3,54	1070	8,0	91,1	83,7	78,7	0,65
15.500	9,0	16,87	7,36	5150	25,5	66,8	58,9	88,7	0,58
	7,2	14,75	7,24	4000	19,0	74,2	69,3	91,4	0,57
	5,4	12,50	7,16	2900	13,5	81,3	78,2	87,4	0,59
	4,8	11,75	6,84	2450	11,5	84,2	81,4	85,6	0,60
	3,6	10,00	6,30	1800	8,0	88,4	87,1	79,2	0,65
18.120	8,0	17,62	7,26	6000	26,0	66,9	64,1	88,4	0,58
	7,2	16,75	7,18	5280	22,0	70,9	69,6	88,7	0,58
	6,0	15,00	7,02	4100	18,0	77,4	75,2	90,0	0,57
	4,8	13,50	6,77	2970	13,5	83,6	81,4	86,5	0,59
	3,6	11,75	6,44	2080	9,5	88,5	86,4	78,9	0,65
24.170	9,6	25,00	7,40	9800	45,0	59,5	53,6	88,7	0,58
	8,0	23,37	7,39	8000	35,5	66,9	63,4	88,9	0,58
	6,6	21,25	7,40	6200	28,0	74,3	71,1	89,6	0,57
	5,4	18,75	6,00	5100	22,0	78,9	77,3	88,2	0,58
	3,6	13,75	4,18	3160	14,8	86,9	84,7	88,4	0,58
27.100	7,8	24,00	7,42	10.200	49,0	62,4	54,6	88,3	0,51
	6,6	21,87	7,23	8500	39,0	68,6	63,9	90,1	0,50
	5,4	20,00	7,12	6600	30,3	75,6	71,9	88,9	0,51
	4,8	18,75	6,20	5800	26,0	78,6	75,9	87,6	0,51
	4,2	17,50	6,04	4900	23,5	81,9	78,2	85,6	0,52
36.000	7,2	24,50	7,40	20.200	95,0	43,9	34,0	74,6	0,60
	6,0	22,50	7,26	17.250	79,0	52,1	45,1	80,4	0,56
	5,4	21,25	7,12	15.300	71,0	57,5	50,7	84,5	0,53
	4,8	20,00	7,01	13.700	63,0	61,9	56,2	85,9	0,52
	3,6	17,50	3,61	10.500	48,0	70,8	66,7	84,2	0,53

Çizelge 4.4. Farklı tuzlu sulardan elde edilen ürün suyun analizi [30]

Besleme Suyunun TDS İçeriği (mg/L)	Ürün Suyun TDS içeriği (mg/L)				Ürün Suyun Cl ⁻ İçeriği (mg/L)	Ürün Suyun Sertliği (CaCO ₃ olarak) (mg/L)	Ürün Suyun NO ₃ ⁻ İçeriği (mg/L)	Toplam İndirgeme %		pH
	1.Hücre	2.Hücre	3.Hücre	Son				TDS	NO ₃ ⁻	
6000	800	---	---	800	400	160	4,2	86,7	83,8	7,02
8100	800	---	---	800	400	170	4,7	90,1	85,5	7,12
10.250	800	---	---	800	420	200	6,5	92,2	84,1	7,20
12.000	2600	800	---	800	410	160	6,0	93,3	87,7	7,10
15.500	2900	800	---	800	410	160	6,0	94,8	90,3	7,01
18.120	6000	800	---	800	450	200	4,2	95,6	94,2	7,10
24.170	6200	800	---	800	450	160	6,0	96,7	93,8	7,21
27.100	10.200	2400	800	800	400	160	5,5	97,0	94,9	7,16
36.000	15.300	2850	800	800	390	160	8,0	97,8	94,4	7,08

Hindistan'da yapılan diğer bir çalışmada deniz suyundan ilk elektrodializle tuz uzaklaştırma tesisinin performansı incelenmiştir. 5,5 m³/gün kapasiteye sahip olan tesis, iki aşamalı tuz giderimi yöntemiyle çalışmaktadır. Birinci basamakta deniz suyunun geridönüşüyle % 85'e varan verime ulaşılmıştır.

İki elektrodializ bölmesinden birincisi 100 x 50 cm ölçülerinde 120 çift hücreli, ikincisi ise 81x42 cm ölçülerinde 100 çift hücrelidir. Membranlar polietilen-sitiren-divinil benzenden yola çıkılarak hazırlanmış interpolimer niteliktedir. Ürün su bir depolama tankında toplanır; atıksu, membran bölmelerinin katot haznesinden denize boşaltılır. Ürün suyun toplam çözünmüş katı miktarı 600 - 700 mg/L arasındadır [31].

Başka bir çalışmada kazan besleme suyu için yeni bir tekniğin ekonomik faydaları gözlemlenmiştir. Kazan besleme suyu işlemleri için iyon değişimi ve elektrodializ süreçlerinin bir bileşimi, sudaki elektriksel iletkenlik, toplam sertlik ve klor iyonu miktarını azaltmış, ayrıca su verimini % 456 artırmış ve kazanda oluşan çamur oranı % 50 azaltmıştır [32].

Doğal sularda sertliğin giderilmesinin kinetiği ile ilgili diğer bir çalışmada ise alkali ortamda sertliğe neden olan magnezyum ve kalsiyumun çöktürülme verimi ve hızı araştırılmıştır. Farklı sertliklerde ve iyon derişimlerinde çökeltmenin belirlenmesi için elektrokoagülasyondan önce doğal sularda sodyum hidroksitle yumuşatma işlemi, geniş sıcaklık aralıklarında çalışılmıştır. Sertliğe neden olan iyonların NaOH ile sudan uzaklaştırılması (pH = 11,5) 25-60 dakika arasında olmuş ve maksimum çökme hızı ilk 10 dakikada görülmüştür. Kalsiyum ve magnezyum iyonlarının farklı derişimlerinde suyun alkalinitesinin giderilmesi işlemlerinde, magnezyum iyonu derişimi artırıldığında, çökelek oluşumu yavaşlamakta ve çöktürme verimi azalmaktadır. Sıcaklıktaki artış, çökelek oluşum hızını artırır. Elektrokoagülasyonda NaOH ile birlikte Fe₂O₃ kullanımı, sertlik veren iyonların uzaklaştırılma verimini artırır [33].

Tar kumu kullanılarak petrol şistli atıksuların elektrokoagülasyonu ile ilgili yapılan bir çalışmada ise, elektrokoagülasyon yoluyla üç farklı tar kumundan geçen atıksudan

askıda katı ve yağların yaklaşık % 98'i uzaklaştırılmıştır. Normalde çözünmüş kalsiyum ve magnezyumun yaklaşık % 65'i ve çözünmüş silikanın ise % 95-99'u uzaklaştırılabilmektedir. Ayrıca süreç, önemli toksik bileşenleri ve mikrotoksik organizmaları da uzaklaştırmaktadır [34].

Suyun sertliğinin elektrokimyasal yolla uzaklaştırılmasını konu alan bir başka çalışmada, kalsiyum iyonlarının anyonik bölmeden katyonik bölmeye doğru hareket ettikleri anyonik bir membran yerine katyonik bir membran kullanımının sağlayacağı avantajlar incelenmiştir. Ayrıca katot çevresinde hidroksit iyonlarının oluşumu nedeniyle hidroksit iyonlarının bikarbonat iyonlarını nötürleştirerek karbonat iyonu şeklinde çözültide tutmalarını engellemek için yüksek gerilim uygulamanın sağlayacağı kazançlar da gözlemlenmiştir [35].

Kabuk oluşumu, deniz suyundan tuz uzaklaştırma birimlerinde rastlanan en önemli sorundur. Kabuk oluşumu verimi etkiler. Bu sorunun üstesinden gelmek için iki yol kullanılabilir;

- 1- Tuzu uzaklaştırılmış suya, çekirdeklerin büyümesini engellemek amacıyla, kalsiyum karbonat, sülfat ve magnezyum hidroksit çekirdekleri tarafından tutulacak bir maddeden bir miktar ilave edilmesi (tuz uzaklaştırma tesislerinde bu amaçla kullanılan maddelerden birisi polifosfattır),
- 2- Bikarbonattan karbondioksit oluşumu için kuvvetli asit ilavesi.

Yukarıda sayılan yöntemler klasik olarak uygulanan yöntemler olmakla birlikte; yardımcı kimyasal madde ilavesi ile seyrelterek doğaya bırakmanın kötü çevresel etkileri olabileceği gibi, suya kuvvetli asit ilavesi de tuz uzaklaştırma biriminde korozyonun artmasına neden olmaktadır.

Yapılan bir çalışmada, yukarıda sözü edilen sorunları aşmak amacıyla kabuk oluşumuna neden olan temel iyonların derişiminin azaltılmasıyla ilgili yeni bir yöntem denenmiştir. Magnezyum, kalsiyum ve bikarbonat iyonları içeren suya elektroliz uygulandığında katotta su indirgenmekte ve elektrotlarda kalsiyum karbonat ve magnezyum hidroksit çökelekleri oluşmaktadır.

Bu yöntem diğerleriyle karşılaştırıldığında suyun sertliğinin azaltılmasında aşağıdaki avantajlara sahiptir:

- Düşük enerji maliyeti sağlar,
- Uzaklaştırılan sertliğin derecesi kolaylıkla kontrol edilir.

Suudi Arabistan'ın merkez bölgesindeki yeraltı sularının içme suyu elde etmek amacıyla arıtıldığı üç ters ozmoz biriminin yüksek toplam çözünmüş katı içeren suya karşı performanslarının incelendiği bir çalışmada elde edilen veriler Çizelge 4.5'te verilmiştir. Bu tesislerin her birinin kapasitesi 8700-51.000 m³/gün arasında değişmektedir. Üç farklı bölgeden alınan yeraltı suyu örnekleri 30 - 60 °C arasındaki yüksek sıcaklık aralıkları ve kalsiyum, sodyum, klor ve sülfat gibi baskın iyonlar bakımından zengin, 675-2000 mg/L arasında toplam çözünmüş katı derişimine sahiptir.

Çizelge 4.5. Ters ozmoz tesislerinde işlenen ham ve ürün suyun kalitesi [36]

Parametreler	Tesis					
	Unayzah		Al-Majmaah (Yeni)		Al-Zulfi	
	Ham Su	Ürün Su	Ham Su	Ürün Su	Ham Su	Ürün Su
Sıcaklık (°C)	34	34	55	35	37	38
pH	7,1	5,6	7,4	5,3	7,4	5,7
Toplam çözünmüş katı (mg/L)	675	60	1980	240	1415	180
Silika (mg/L)	16	---	28	---	16	1
Demir (mg/L)	---	---	4	---	3,5	<0,05
Kalsiyum (mg/L)	85	1,1	264	8	188	11
Magnezyum (mg/L)	19	1,6	172	3	78	2,9
Sodyum (mg/L)	---	---	283	93	103	35
Bikarbonat (mg/L)	142	8	211	3	222	20
Klorür (mg/L)	---	---	460	79	287	55
Sülfat (mg/L)	158	35	---	---	470	50
Toplam Sertlik (mg/L) (CaCO ₃ cinsinden)	291	11	901	11	792	40
Numune Bölgesi	Tabuk		Minjur		Saq	

Çalışılan alandaki ters ozmoz performansı ile ilgili saha verilerinin periyodik incelemesi; tesis yerleşimi, membran tipi, bakteriyel büyüme ve kirlenmenin tesis performansı ve ürün su kalitesini etkileyen en temel faktörler olduğunu göstermiştir.

Membran kirlenmesi ve akışın azalması, sistem performansının azalması ile ilgili karşılaşılan en genel sorunlardır. Ters ozmoz bölme suyunun kalitesini kontrol etmek için kullanılan kimyasal madde miktarının yüksek olması nedeniyle birim maliyet artmakta ve bu birimler işlem dışı kalmaktadır. Ayrıca selüloz asetat membranlar bakteri oluşumu ve besleme suyu pH'ına yüksek duyarlılık gösterdiklerinden performanslarının azaldığı gözlemlenmiştir [36].

İsrail Ulusal Su İşletmesi (MEKOROT), ters ozmoz teknolojisi ile su kaynağı ve kalitesi sorunlarını çözmek üzere bazı çalışmalar yapmıştır. Bu çalışmalarda iki farklı düzenleme benimsenmiştir; yüksek kapasiteli sistem ve küçük yerleşim alanları için basit olarak tasarlanmış küçük kapasiteli sistemler. Yüksek kapasiteli sistemlerin analizinde elde edilen en önemli veriler yüksek ürün geri kazanımı ve düşük enerji tüketimidir. 1982 yılında kurulan, ters ozmoz ile deniz suyundan tuz uzaklaştırma tesisinde günde 11.000 m³ deniz suyu arıtılmış ve daha önce kullanılan ısı damıtma yöntemine göre yılda 20.000 ton petrol eşdeğeri enerji kazancı sağlanmıştır. 1996 yılı itibarıyla 34 ters ozmoz birimi toplu olarak 38.000 m³/gün tuzlu su kapasitesiyle çalışmaktadır. Hizmete girecek olan 20 yeni ters ozmoz ünitesiyle toplam sayınının 56'ya çıkması ve toplam kapasitenin 150.000 m³/gün olması planlanmıştır [37].

5. ADSORBSİYON

5.1. Tanım

Adsorbsiyon, sıvı veya gazların içinde bulunan partikül şeklindeki moleküllerin katı yüzeylerine, seçici olarak toplanmasıyla biriktirilmesidir [38]. Geçmişte adsorbsiyon prosesi atıksu işlemlerinde yaygın olarak kullanılmazdı. Fakat arıtılmış suyun en iyi kalitede olmasına duyulan gereksinim, bu konuda yoğun araştırmalar yapılmasını sağlamıştır [39].

1970'lerin ortalarında, halkın, endüstriyel atıklar, tarımsal kimyasal maddeler ve kanalizasyon deşarjlarıyla kirlenen su kaynakları ile ilgilenir hale gelmesiyle içme sularından organik maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan bir süreç olarak adsorbsiyona ilgi artmıştır.

Hali hazırda, ABD'de su arıtımında adsorbsiyon, özellikle koku ve tat gideriminde kullanılmaktadır. Bununla birlikte, adsorbsiyonun sentetik organik kimyasal maddelerin, renkli organik maddelerin, dezenfeksiyon sonucu oluşan kimyasal maddelerin giderilmesinde kullanımı düşünülmektedir.

Ağır metal gibi, sağlık riski taşıyan bazı inorganik bileşenler de adsorbsiyon ile giderilmektedir. Su fazla klorlandığında, bazen adsorbsiyon, ürünün deklorasyonunda da kullanılır. Avrupa su arıtım sistemlerinde ise, kirli nehirlerden gelen sulardaki sentetik organik maddelerin uzaklaştırılmasında granül aktif karbon kullanımı daha eskilere dayanmaktadır.

Su arıtım amaçlı olarak çözeltilen adsorbsiyon, su içerisindeki safsızlıklar bir katı-sıvı ara yüzeyinde biriktiğinde gerçekleşir [40].

Adsorbsiyonu etkileyen faktörler; adsorblayıcının tipi, kirleticinin derişimi ve tipi, basınç, sıcaklık ve bağıl nemdir [41].

5.1.1. Adsorbsiyon türleri

Gaz, sıvı veya herhangi bir çözeltilde çözülmüş katı maddelere ait molekül, atom veya iyonların katı bir maddenin yüzeyinde toplanması olarak tanımlanan adsorbsiyon işlemi fiziksel veya kimyasal olarak gerçekleşir.

Adsorban ile adsorblanan arasındaki bağı dipol-dipol etkileşmesi ve Van Der Waals kuvvetleri sonucunda oluşuyorsa adsorbsiyon fiziksel adsorbsiyondur. Adsorban ile adsorblanan arasındaki elektron aktarımı ile gerçekleşen, yani aralarında kimyasal bağların oluştuğu adsorbsiyon ise kimyasal adsorbsiyondur. Fiziksel adsorbsiyon, karışımlardaki bileşenlerin bir fazdan diğer faza aktarılmasında; adsorbanların yüzey alanını, gözenek büyüklüğünü, gözeneklerin dağılımını belirlemede ve heterojen katalizli tepkimelerde önem kazanır. Fiziksel adsorbsiyonda adsorblanan gaz miktarı, sıcaklık arttıkça azalır. Kritik sıcaklığın üstündeki sıcaklıklarda fiziksel adsorbsiyon gözlenmez. Kimyasal adsorbsiyonda ise etkinleşme enerjisi kimyasal tepkime ısısı kadardır. Adsorblanmış tabaka monomoleküler kalınlıktadır. Kimyasal adsorbsiyon hızı fiziksel adsorbsiyona göre daha düşüktür.

Adsorbsiyon düzenekleri kesikli veya sürekli olarak çalıştırılabilir. Kesikli süreçlerde adsorban ve atıksu uygun bir tepkime kabında çözünenin derişimi istenilen

düzeeye ininceye kadar karıştırılır. İşlem sonunda kullanılan adsorban türüne göre, adsorban tekrar kullanılabilir duruma getirilebilir. Pek çok sürekli akım adsorbsiyon düzenekleri sabit yataklı adsorbsiyon kolonları olarak çalıştırılır. Bu düzenekler hem endüstriyel hem de evsel atıksuların arıtımında kullanılabilir. Sabit yataklı adsorblayıcılar tek kolon veya bir seri kolon halinde bulunabilir. Bu kolonlar aşağı veya yukarı akışlı olarak çalıştırılır. Aşağı akışlı olan düzenekte adsorbsiyon daha etkilidir.

Yukarı veya aşağı akışlı kolonların seri olarak bağlanması, adsorban kullanımını optimize eder ve işletme maliyetini düşürür.

Sabit yataklı kolondan sürekli olarak çözelti geçirildiğinde çözünen ilk önce yatağın üst kısmında hızlı ve etkili bir şekilde adsorblanır. Çözeltide kalan az miktardaki çözünen ise yatağın alt kısımlarındaki adsorbanlar tarafından adsorblanır. Bir süre sonra kolonun üst kısmı çözünence doygun hale gelir ve adsorbsiyon bölgesi aşağı doğru kayar. Adsorbsiyon bölgesinin yatağın alt kısmına doğru kaymasıyla birlikte çıkış akımındaki çözünen derişimi de artmaya başlar. Çıkış akımında istenen sınır aşıldığında adsorbanın rejenere edilmesi veya değiştirilmesi gerekecektir.

Sabit yataklı kolonda adsorbsiyon sürecinin gerçek hızı ve mekanizması, akışkan hızına ve beslemedeki çözünen derişimi yüksek olduğunda yatağın yüksekliğine bağlıdır [40].

En çok uygulanan adsorbsiyon işlemi, aktif karbon kullanılarak yapılır. Aktif karbon atıksu içindeki değişik kökenli organik ve inorganik maddeleri tutmak için kullanılır. Özellikle son yıllarda uygulaması çok artan toz aktif karbonun havalandırma havuzunda aktif çamura dozlanması, arıtma verimini çok iyi etkilemekte ve ilave kimyasal madde kullanımını en aza indirmekte; çoğu halde de gereksiz kılmaktadır. Bu şekilde renk giderimi yanında ilave BOİ ve KOİ giderimi sağlanmakta, tesis için alan gereksinmesi ve enerji tüketimi azalmakta, tesisin işletilmesi daha basitleşmektedir [42].

5.2. Aktif Karbon ve Kullanımı

Aktif karbon; badem, hindistan cevizi ve ceviz kabuğu, odun ve kömür gibi maddelerin kömürleşmeleriyle hazırlanır. Kömürleşmiş maddelerin bir damıtma kabında yanmayı sürdüreceğ az miktarda havayla kızıl noktaya kadar ısıtılması ve daha sonra yüksek bir sıcaklıkta, yükseltgenmiş bir gazla maruz bırakılarak aktifleştirilmesiyle hazırlanır. Bu gaz, madde içinde gözenekli bir yapı oluşturur ve böylece büyük bir iç yüzey alanı oluşur.

Aktifleştirmeden sonra karbon Granüler Aktif Karbon (GAC) ve Toz Aktif Karbon (PAC) şeklinde sınıflandırılır.

1- Granüle aktif karbon(GAC)'la arıtım: Sabit yataklı bir kolon çoğunlukla GAC ile atıksu temas ortamı olarak kullanılır. Su kolonun tepesinden verilir ve dipten alınır. Karbon kolonun dibinde alt direnaja sistemiyle tutulur. Bu kolonlar tek tek, paralel ya da seri şekilde işletilir.

2- Toz aktif karbon (PAC)'la arıtım: PAC hem biyolojik arıtım süreçlerinden gelen atık akımlarına, hem de çeşitli biyolojik arıtım süreçlerine doğrudan eklenir. PAC, biyolojik arıtım süreci atık akımına bir temas havuzunda eklenir. Temas için geçen belli bir zamandan sonra karbonun tankın dibine çökmesine izin verilir ve arıtılmış su tanktan

uzaklaştırılır. Bir aktif çamur sürecinin havalandırma havuzuna doğrudan PAC eklenmesinin bir takım çözünebilir dayanıklı organik maddelerin uzaklaştırılmasında etken olabildiği gözlenmiştir.

Karbonun ekonomik olarak uygulanması, adsorbsiyon kapasitesine ulaştıktan sonra karbonun etkili rejenerasyonuna bağlıdır. GAC, bir fırında organik maddelerin yükseltgenmesiyle kolaylıkla rejenere edilebilir ve böylece organik maddeler karbon yüzeyinden uzaklaşır. Rejenere edilmiş karbonun kapasitesi hiç kullanılmamış karbonun kapasitesinden biraz daha düşüktür. PAC kullanımıyla ilgili önemli bir sorun, PAC'ın rejenerasyonu için bir yöntemin tam olarak tanımlanmamasıdır [39].

5.3. Adsorbsiyon Sürecinin Analizi

Adsorbsiyon süreci; makro taşınım, mikro taşınım ve tutunma olmak üzere üç basamaktan oluşur. Makro taşınım; adveksiyon ve difüzyon yoluyla sıvı-katı ara yüzeyine su içinden organik maddenin hareketini kapsar. Mikrotaşınım; GAC'ın mikrogözenekleri ve alt mikrogözeneklerindeki adsorbsiyon bölgelerine makrogözenek sisteminden organik maddenin difüzyonunu kapsar. Tutunma terimi, GAC'a organik maddenin bağlanması tanımlamak için kullanılır. Bu terim, kimyasal ve fiziksel adsorbsiyon arasındaki farklılaşmayı tanımlamak zor olduğu için kullanılır. Tutunma hızı desorpsiyon hızına eşit olduğunda denge kurulur ve karbonun adsorbsiyon kapasitesine ulaşılır. Belli bir kirlilik için karbonun teorik adsorbsiyon kapasitesi, adsorbsiyon izoterminden belirlenir.

Adsorban miktarı; adsorbanın özellikleri ile derişiminin ve sıcaklığın bir fonksiyonudur. Genellikle adsorblanan madde miktarı sabit bir sıcaklıkta derişimin bir fonksiyonu olarak belirlenebilir ve sonuç fonksiyonu "adsorbsiyon izotermi" olarak adlandırılır. Eşitlikler çoğunlukla, Freundlich, Langmuir ve Brunauer, Emmet ve Teller (BET izotermi) tarafından geliştirilen deneysel izoterm verilerini açıklamak için kullanılır. Freundlich izotermi çoğunlukla, su ve atıksu işlemlerinde kullanılan aktif karbonun adsorbsiyon özelliklerini tanımlamak için kullanılır.

Freundlich İzotermi: Empirik Freundlich izotermi aşağıdaki gibi tanımlanır:

$$x/m = K_f \cdot C_e^{1/n} \quad (5.1)$$

Burada

x/m ; karbonun birim kütlesi başına adsorblanan kirletici miktarı,
 C_e ; çözeltideki adsorblananın adsorbsiyondan sonraki denge derişimi,
 K_f, n ; empirik sabitlerdir.

Freundlich izotermindeki sabitler C_e 'ye karşı (x/m) 'in çizilmesiyle hesaplanabilir ve eşitlik (5.1) yeniden düzenlenerek şu şekilde yazılabilir.

$$\log (x/m) = \log K_f + 1/n \log C_e \quad (5.2)$$

Langmuir İzotermi; Rasyonel faktörlerden türeyen Langmuir izotermi, aşağıdaki gibi tanımlanır:

$$x/m = a \cdot b \cdot C_e / (1 + b \cdot C_e) \quad (5.3)$$

Burada;

x/m ; birim adsorban kütlesi başına adsorblanan miktar,

a, b ; empirik sabitler,

C_e ; çözültideki adsorbanın adsorbsiyondan sonraki denge derişimi.

Langmuir izotermi; adsorban yüzeyinde nüfuz edilebilir bölgelerin sabit sayıda ve hepsinin aynı enerjiye sahip olduğu, ayrıca adsorbsiyonun tersinir olduğu varsayılarak geliştirilmiştir. Adsorbsiyon sırasındaki hız, belli bir derişimde adsorblanan miktar ve bu derişimde adsorblanabilen miktar arasındaki fark olan itici güçle orantılıdır. Denge derişiminde bu fark sıfırdır. Langmuir izotermindeki sabitler; C_e 'ye karşı $C_e/(x/m)$ 'in çizilmesiyle belirlenebilir ve eşitlik (5.3) aşağıdaki gibi yeniden yazılır.

$$C_e/(x/m) = (1/ab) + (1/a) C_e \quad (5.4)$$

Tutunmanın oluştuğu GAC yatağının alanı, kütle aktarım bölgesi (MTZ) olarak adlandırılır. Kirli su, MTZ'ye eşit derinlikteki bir yatak bölgesinden geçtikten sonra sudaki kirletici miktarı minimum değerine düşer. Yatağın MTZ bölgesinin aşağısında daha fazla adsorbsiyon oluşmayacaktır. Karbon granüllerinin üst tabakaları adsorblanan maddeyle doydukça, MTZ, yatakta aşağı doğru hareket edecektir. GAC yatağıyla birlikte MTZ'nin gelişmesi için belli bir minimum boş yatak temas süresi gerekmektedir. Kolonun boş yatak temas süresi kısa ise MTZ'nin uzunluğu GAC yatak derinliğinden daha büyük olacaktır ve adsorblanabilir kirlilik, karbon tarafından tamamen uzaklaştırılmayacaktır.

MTZ'nin derinliği, dispersiyon ve difüzyon nedeniyle akış hızına bağlı olarak farklılaşır ve bir granül ortamdaki kanallaşma, akış hızına doğrudan bağlıdır. Kolonun kapasitesinin tamamını kullanmanın tek yolu seri iki kolon kullanmak ve bunları boşaltım bölgelerinden birbirine bağlamak veya paralel bağlı çok sayıda kolon kullanmaktır. Optimum akış hızı ve yatak derinliği, karbonun adsorbsiyon kapasitesine bağlı olarak sürekli işlemler için gerekli kolon çap ve sayısını belirlemek üzere düzenlenmiş olmalıdır. Çünkü bu parametreler yalnızca dinamik kolon testlerinden sağlanabilir. Bu nedenle de pilot tesis çalışmaları önerilir [39].

5.4. Adsorbsiyon Sürecinin Kullanıldığı Yerler

Adsorbsiyonunun en büyük avantajı yöntemin bir çok uygulama alanına sahip olması ve yeni alanlar için kullanımının her geçen gün artmasıdır. Adsorbsiyonun etkin olarak kullanıldığı süreçleri kısaca şu şekilde sıralayabiliriz:

Sıvı faz arıtımlarında;

- a) Petrol fraksiyonlarından renk giderilmesi,
- b) Evsel su kaynaklarından koku, tat ve renk giderimi,
- c) Bitkisel ve hayvansal yağlardan renk giderimi
- d) Meşrubat ve ilaç preparatlarının temizlenmesi,
- e) Su kirliliği kontrolü için, süreç akımlarının arıtılması,
- f) Parafinli hidrokarbonlardan aromatik bileşenlerin ayrılması,

Gaz fazı uygulamalarında;

- a) Gazların dehidrasyonu,
- b) Havalandırma sistemlerinde koku ve toksik gazların giderimi,
- c) Düşük sıcaklıklarda besleme havasındaki kirliliklerin giderimi,
- d) Hava gazından koku giderimi [38].

Adsorbsiyon ile tutulabilen kimyasal maddeleri kolay ve zor adsorblananlar şeklinde sınıflandırabiliriz:

1- Kolay adsorblanan maddeler;

- Aromatik çözücüler,
- Klorlu aromatik organik bileşikler,
- Fenol ve klorofenoller,
- Çok halkalı aromatik organik bileşikler,
- Pestisit ve herbisitler,
- Aromatik olmayan klorlu maddeler,
- Yüksek molekül ağırlıklı hidrokarbonlar.

2- Zor adsorblanan maddeler;

- Alkoller,
- Düşük molekül ağırlıklı ketonlar, asitler ve aldehitler,
- Şekerler ve nişastalar,
- Çok yüksek molekül ağırlıklı veya kolloidal organik maddeler,
- Düşük molekül ağırlıklı alifatik organik bileşikler.

3- Kolay adsorblanan metaller;

- Antimon, arsenik, bizmut, krom, kalay, gümüş, civa, kobalt, zirkonyum.

4- Zor adsorblanan metaller;

- Kurşun, nikel, titanyum, vanadyum, demir, bakır, kadmiyum, çinko, baryum, selenyum, molibden, mangan, tungsten, radyum.

5- Kolay adsorblanan inorganik bileşikler;

- Klorlu, bromlu, iyotlu ve florlu bileşikler.

6- Zor adsorblanan inorganik bileşikler;

- Nitrat, fosfat, klorür, bromür, iyodür [40][43].

Organik bileşiklerin karışımları ve atıksuların arıtımı için adsorbsiyon uygulamasıyla genellikle karşılaşılır. Tipik olarak çok bileşenli bir çözeltide, her bir bileşenin adsorbsiyon kapasitesine bir etkisi vardır, fakat adsorbanın toplam adsorbsiyon kapasitesi, tek bileşen için adsorbsiyon kapasitesinden daha büyük olabilir [39].

5.4.1. Adsorbsiyon çalışmaları

Tekstil atıksularının havalı ortamda aktif karbonla arıtılmasını içeren çalışmada, aktif karbon, aerobik ortamda organik maddelerin parçalanmasına yardımcı olarak kullanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucu, pamuklu tekstil atıksuyunda bekletme süresinin 2 saat, aktif karbon dozunun 50 g, pH'ın 4 ve hava debisinin 0,24 m³/h olduğu durumlarda optimum şartlara ulaşılmıştır. Optimum koşullarda, % 85 KOİ giderimi gözlenmiştir [44].

Farklı ham maddelerden toz ve granüler şekilde hazırlanan değişik aktif karbonlar kullanılarak, çözeltilerden Cr(VI)'nın uzaklaştırılması çalışılmıştır. Cr(VI) adsorbsiyonunda pH, giriş Cr (VI) derişimi ve karbon-çözelti temas süresinin giderime etkisi araştırılmıştır. Çalışmada kullanılan aktif karbonların, sulu çözeltilerden Cr(VI) uzaklaştırılmasında yeterli olduğu bulunmuştur. En uygun deneysel koşullar; pH'ın 2 ve aktif karbon-Cr(VI) arasındaki temas süresinin 200 saat olduğu koşullardır [45].

Atık bir madde olan pirinç kabuğundan yapılan aktif karbonda sulu çözeltilerden Cu(II) ve Cd(II) iyonlarının adsorbsiyonla uzaklaştırılması incelenmiştir. Cu(II) iyonunun adsorbsiyonu; karıştırma süresi 60 dakika, pH 5,3, doz 0,5 g / 25 mL, Cu(II) derişimi 15 mg/L alındığında % 99,07 olarak hesaplanmıştır. Cd(II) iyonunun adsorbsiyonu; karıştırma süresi 80 dakika, pH 6,97, doz 1,0 g/ 25 mL, Cd(II) derişimi 15 mg/L alındığında % 54 olarak hesaplanmış olup pirinç kabuğundan yapılan aktif karbonun kadmiyumun adsorbsiyonunda, bakıra göre daha az etkili olduğu gözlenmiştir [46].

Yünlü tekstil endüstrisi atıksularında renk gideriminde bentonit, ponza taşı ve pirinç kabuğu gibi düşük maliyetli adsorbanlar kullanılarak adsorbsiyon yönteminin verimi araştırılmıştır. Adsorbsiyon deneyleri sonrası renk giderimi incelendiğinde düşük derişimlerde tatminkar sonuçlar elde edilmiştir. Adsorbsiyon süresinin 3 saatten 7 güne çıkartılmasının renk giderimi açısından bir farklılık oluşturmaması ekonomik yönden olumlu bir sonuç olarak değerlendirilmiştir. Bu çalışmada % 95,9'luk renk giderimi gözlenmiştir [47].

Şeker fabrikası yan ürünü olan melas kullanan fermentasyon endüstrilerinin atıksularında yüksek organik maddelere ilaveten melanoidin pigmentinden kaynaklanan renk sorunu görülmektedir. Yüksek miktarda bulunan organik maddeler biyolojik arıtma ile giderilebilmekte, ancak, atıksuya renk veren melanoidin pigmenti bir çok mikroorganizma tarafından parçalanamamaktadır. Bu çalışmada kimyasal yöntemler kullanılarak yapılan, maya fabrikası atıksularında renk giderimi çalışmalarının sonuçları sunulmuştur. Buna göre aktif karbon ile % 88 renk giderimi sağlanırken, kireç ile % 66, Al₂(SO₄)₃ ile % 66, hipoklorit ile ise alkali ortamda % 56 renk giderimi sağlandığı görülmüştür [48].

Adsorban madde olarak zeolit, kemik tozu, odun talaşı, odun külü ve toz ve granüler aktif karbonun kullanıldığı bir çalışmada, tekstil endüstrisinde kullanılan Reactofast Turq. Blue HASG1 boyar maddesi ile hazırlanan çözeltilerin arıtılması ve adsorbanların verimlerinin karşılaştırılması amaçlanmıştır. PAC, odun külü ve yanmış kemik tozu kullanıldığında % 95'in üzerinde giderim verimi elde edilmiştir [49].

Türkiye'nin farklı bölgelerinden elde edilen 13 doğal sünger taşı ile (pumice rock) fosfat gideriminin araştırıldığı çalışmada; yüksek CaO içeren taşların yüksek

fosfat giderim kapasitesine sahip olduğu görülmüştür. Böylece, yüksek oranlarda CaO içeren sünger taşlarının fosfat için etkin bir adsorban olduğu anlaşılmıştır. CaO içeriği % 32,6 olan sünger taşı için fosfat giderimi % 98,95, % 2,1 CaO içeren sünger taşı için ise % 2,5 bulunmuştur. CaO içeriği ile fosfat giderimi arasında doğrusal ilişki olduğu görülmüştür [50].

6. ELEKTROKOAGÜLASYON

6.1. Tanım

Elektrokoagülasyon; çözünebilir ve pıhtılaştırıcı özelliğe sahip metal (alüminyum ve demir gibi) bir elektrodun kullanıldığı elektrokimyasal atıksu arıtım sürecidir. Elektrokoagülasyonda pıhtılaşma ve çökme mekanizmaları sisteme kimyasal madde ilavesi ile değil, elektrokimyasal reaktördeki elektrotlar aracılığıyla gerçekleştirilmektedir. Elektrokoagülasyonda anot olarak kullanılan metal, iyon şeklinde çözünür. Örneğin anodun demir olması durumunda, anotta Fe^{++} iyonları oluşacaktır. Suyun elektrolizi ile katotta hidrojen gazı yanında OH^- iyonları da oluşur. Fe^{++} ve OH^- iyonlarının tepkimesi ile $Fe(OH)_2$ oluşur. $Fe(OH)_2$, ağır metallerin metal hidroksitleri halinde çökmesini sağlar.

Süreç sırasında elektrotlarda gerçekleşen tepkimeler;

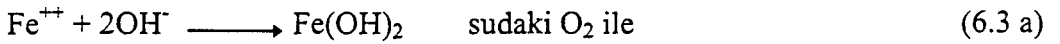
Katotta:



Anotta:



Anotta üretilen demir iyonları ve katotta üretilen hidroksil iyonları çözelti içine diffüzlenererek $Fe(OH)_2$ oluşturmak üzere tepkime verirler.



Bu aşamada arıtılacak sudaki kirleticiler, oluşan $Fe(OH)_3$ 'ün çökmesiyle eşzamanlı olarak $Fe(OH)_3$ yumağına tutunarak çöker [1].

6.2. Uygulama Alanları

Elektrokoagülasyon ile tekstil endüstrisi atıksularından boyar maddelerin uzaklaştırılması ve metal sanayiinde metal ve ağır metallerin etkin ve ekonomik şekilde giderilmesi mümkün olmaktadır [51].

Deniz suyunun elektrolizi ve atık çamurların arıtımında da elektrokoagülasyon uygulanmıştır. Anotta üretilen klor dezenfeksiyon sağlarken, hidroksil iyonları deniz suyundaki magnezyumu uzaklaştırır. Fosfatın da çöktürülüp uzaklaşması sağlanır. Böylece yosunların aşırı büyümesi engellenmiş, yosun oluşum kontrolü sağlanmış olur. Bu süreç sırasında oluşan magnezyum hidroksitin yumaklaştırıcı etkisi vardır [52].

Atıksulardan yağın elektrokoagülasyon yoluyla uzaklaştırılmasını konu alan bir çalışmada % 100 giderim sağlanmıştır. Süreç, demir ve alüminyum reaktörlerde kesikli olarak uygulanmıştır [53].

Elektrokoagülasyon uygulanarak yapılan bir başka çalışmada atıksulardan nitrat giderimi incelenmiştir. Çözünebilir anot olarak demirin kullanıldığı bu çalışmada destek elektrolit olarak sodyum klorür kullanıldığında % 100'e ulaşan giderim sağlanmıştır.

Suda çözünen toluen, benzen gibi maddeler dışında organik madde ve inorganik tuzların da bu yöntemle giderilmesi olası gözükmetedir [54].

Elektrokoagülasyon süreci, büyük ölçekli uygulamalarda denenmemiş olmakla birlikte, laboratuvar ölçekli çalışmalarda klasik yöntemlere göre bazı avantajlara sahip olduğu gözlenmiştir. Bu avantajlar kısaca aşağıdaki gibi sıralanabilir.

- Metal sanayiinde elektrokoagülasyonla, hiç kimyasal madde kullanmadan arıtma yapılabilir.
- Boyar maddeler, ağır metaller çok kısa sürede uzaklaştırılabilir.
- Klasik çöktürme yöntemlerinde oluşandan çok daha az çökelek oluşur.
- Bu yöntemde elektrik enerjisi tüketimi sanıldığı kadar büyük olmamaktadır.
- Klasik yöntemlerde atıksuyun pH'ının ayarlanması söz konusudur. PH ayarı için bir ön işlem (nötralizasyon) yapılmaktadır. Oysa elektrokoagülasyon yönteminde atıksu, ucuz ve kolay bulunan yemek tuzu (destek elektrolit) ilavesi ile doğrudan elektrokimyasal reaktöre verilebilir.
- Elektrokimyasal proseslerde yatırım maliyetinin düşük olacağı yapılan çalışmalarda gösterilmiştir [52].

7. ELEKTRODİYALİZ

7.1. Elektrodializ Tanımı

Elektrodializ, bir elektrokimyasal ayırma sürecidir. Elektrodializ süreçleri, elektriksel gerilim farkının itici gücü altında sulu çözeltilerden iyonların ayrılması için kullanılan elektrik yüklü membranlardan oluşur. Bir başka deyişle, elektrik yüklü membranlar ve elektriksel gerilim farkı, çözeltiden ve diğer yüksüz bileşenlerden iyonik parçacıkların ayrılması için kullanılır [1].

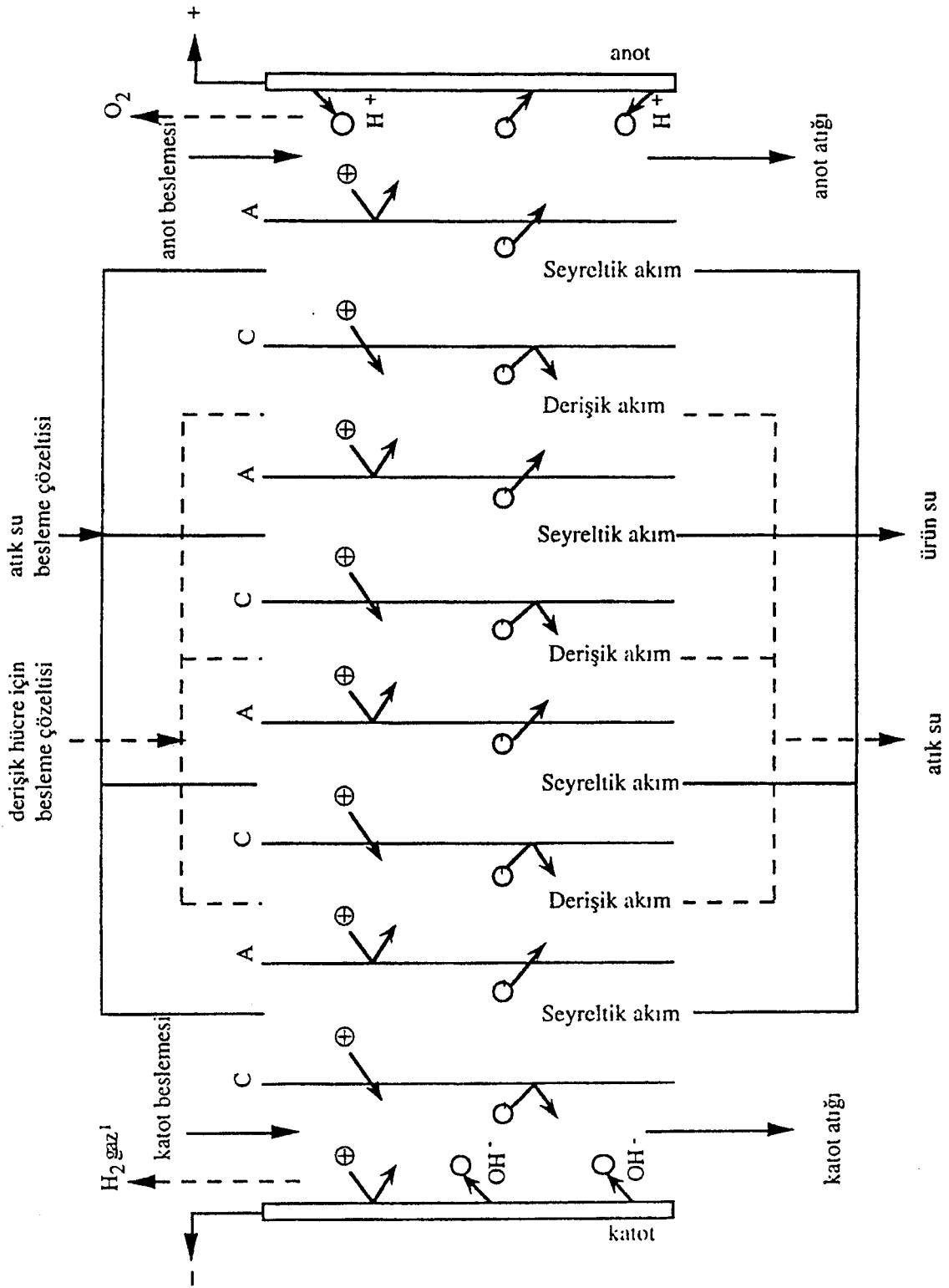
Elektrodializ hücresi anot ve katot arasında sıralı anyon ve katyon geçirici membran serilerini içerir. Şekil 7.1'de genel bir elektrodializ şeması görülmektedir. Katyonlar sabit negatif yüklü katyon değişim membranlarından kolaylıkla geçer ve sabit pozitif yüklü anyon değişim membranları tarafından itilirler. Böylece iyon derişimi bir bölmede azalırken daha sonraki bölmede artar; iyon yönünden zenginleşen çözelti derişik, iyon kaybeden çözelti ise seyreltik olarak adlandırılır [1][55].

Bir elektrodializ birimi seyreltik ve derişik çözelti kanalları, gasketler ve membranlardan oluşur. Şekil 7.2'de bir elektrodializ birimi verilmiştir [56]. Gasketler sadece membranları ayırmazlar, bunun yanında farklı bölmeler içinde bulunan manifoldlar ile akışkanın dağılmasını da sağlarlar. Membran tabakaları arasındaki uzaklık olabildiğince küçük olmalıdır. Endüstride bulunan elektrodializ hücrelerinde membranlar arasındaki uzaklık 0,5 ile 2 mm arasında değişmektedir [57]. Pek çok hücre tasarımında, hem membranı desteklemek hem de besleme çözeltisinin akış dağılımını kontrol etmek için membran tabakaları arasına dağıtıcılar yerleştirilmiştir. Elektrodializ hücresi için en ciddi tasarım sorunu, bu bölmeler içinde uniform bir akış dağılımı sağlamak ve içteki kaçakları önlemektir. Özellikle, derişik çözelti bulunan bölmeden seyreltik çözelti bölmesine kaçakların olması çok önemli bir sorundur [1].

Uygulamada elektrodializ sistemlerinde 100 ile 500 bölmeli hücrelerde paralel olarak yerleştirilmiş 100 ile 200 kadar katyon ve anyon değişim membranı yer alır [57][58].

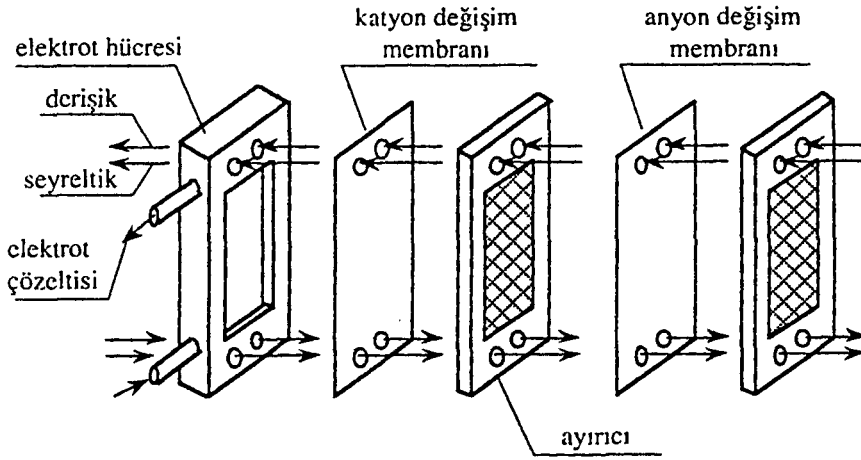
Elektrodializ, bir elektriksel alan altında iyonların iyon geçiren bir membrandan geçirilmesi temeline dayanır. Çözelti akışı, ideal olarak diğer membran süreçlerinde olduğu gibi membranın içinden değil, membran yüzeyinden gerçekleşir. Böylece ters ozmozdaki genel sorun olan membran kirlenmesinin kısmi olarak önüne geçilebilir. Ancak tuzlar, membran yüzeyinde çökebilir. Sürecin verimi membranın yalnızca aynı yükteki iyonların geçişine izin vermesi, zıt yükteki iyonların geçişine izin vermemesine bağlıdır. İyon taşınımı, beslemeden derişik kısma geçen iyonların (tuzların) harcadığı elektrik enerjisiyle orantılıdır. Buradan da görüleceği gibi elektrodializ, düşük tuz derişimlerinde (< 3000-5000 mg/L) uygulama alanı bulmaktadır. En önemli endüstriyel uygulaması, tuzlu sudan içme suyu üretimidir.

Tipik olarak elektrodializde 1000-5000 mg/L çözünmüş tuz içeren tuzlu besleme çözeltisi, Dünya Sağlık Örgütünün sınırlarına uygun değer olan 500 mg/L'den daha az tuzluluğa sahip içme suyu ve 20.000-50.000 mg/L tuzluluğa sahip tuzlu su akımına dönüştürülür. Yüksek oranda iyon giderimi gerektiğinde elektrodializ, birçok basamaktan oluşan bir sistem şeklinde uygulanır ve her bir basamakta yaklaşık % 50 tuz giderimi sağlanabilir.



Şekil 7.1. Genel bir elektrodializ şeması [1]

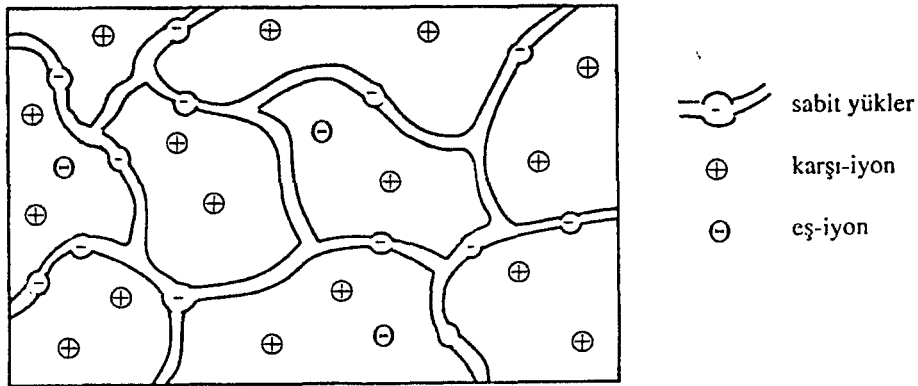
Elektrodiyaliz işlemi sırasında derişim polarizasyonunun bir sonucu olarak membran yüzeyinde tuzlar birikecektir. Bu sorunun boyutu, su kaynağının kalitesine ve elektrodiyalizden önceki ön işlemin kapsamına bağlıdır. [1].



Şekil 7.2. Bir elektrodiyaliz birimi [56]

7.2. Elektrodiyalizde Kullanılan İyon Değişim Membranları

Elektrodiyaliz birimindeki en önemli bileşen iyon değişim membranlarıdır. Reçinelerde olduğu gibi membranlarda da iki farklı tip vardır; bunlar matris içinde negatif yüklü sabit gruplar içeren katyon değişim membranları ve pozitif yüklü sabit gruplar içeren anyon değişim membranlarıdır (Çizelge 7.1). Üründe iyon değişim özelliklerini sağlamak üzere farklı işlevsel gruplar ve farklı matrislere sahip birçok iyon değişim membranı vardır. Birçok inorganik iyon değiştirici materyal olmasına karşın, pek çoğu Silika, Bentonit, Alüminyum ve Zirkonyum oksihidratlarından oluşur. Günümüzde membranlar daha çok sentetik polimerlerden üretilmektedir. Tipik bir katyon değişim membranının şematik diyagramı Şekil 7.3'te gösterilmektedir.



Şekil 7.3. Tipik bir katyon değişim membranı [1]

Membran, polimer matrislerden oluşur ve sabit negatif yüklü gruplar içerir. Elektro-nötrallite hareketli pozitif yüklü kationlar ile sağlanır. Hareketli iyonlar, karşı-iyon ve eş-iyon olarak adlandırılır. Hareketli anyonlar (eş-iyonlar), sabit negatif yüklü gruplarla aynı yükü taşıdıklarına göre, az ya da çok itilirler. Bu itme F.S. Donnan'ın çalışmalarında yer alan "Donnan Eksklusyon"u olarak adlandırılır. Bir kation değişim membranında eş-iyonların itilmesi nedeniyle, membran boyunca tüm elektrik akımını kationlar taşır. Anyon değişim membranları, polimer matriste sabit pozitif yükler taşırlar ve kationları iterler. Böylece akım anyonlar tarafından taşınır [1].

Membran süreçleri, kolloidal maddeleri membran yüzeyinde biriktirecek itici güce sahiptir. Kolloidal parçacıklar, sınır su katmanının yüzeyinde toplam yük oluşturmak üzere suyla etkileşirler. Elektrodializ bölmelerine uygulanan doğru akım elektrik alanı, kolloidleri anyon membranına doğru hareketlendirir. Membran yüzeyinde oluşan elektrik alanı ve elektrostatik çekim gücü, pozitif yüklü iyonların anyon değiştirici membranlar üzerinde birikmesine neden olur. Ters elektrodializ (EDR) sürecindeki doğru akım alanı tersine döndürüldüğünde elektriksel itme gücü de ters döner ve membran yüzeyinde birikmiş olan kolloidleri tuzlu su akımına geri gönderir.

7.3. Elektrodializ Uygulamaları

Elektrolit çözeltilerin deriştirilmesi, deiyonize edilmesi ve seyreltilmesi, elektrodializin en önemli uygulamalarıdır. Daha sonraları tuzlu sudan tuz uzaklaştırma için önde gelen tekniklerden biri haline gelmiştir. Elektrodializ, deniz suyundan tuz üretimi için de geniş oranda kullanılan bir süreçtir.

Temelde iyonik taneciklerin geri kazanılması ya da uzaklaştırılması için olası uygulamaları olan bir tekniktir. Elektrodializ, pekçok artırım ve ayırma amacıyla kullanılmaktadır. Bunlar;

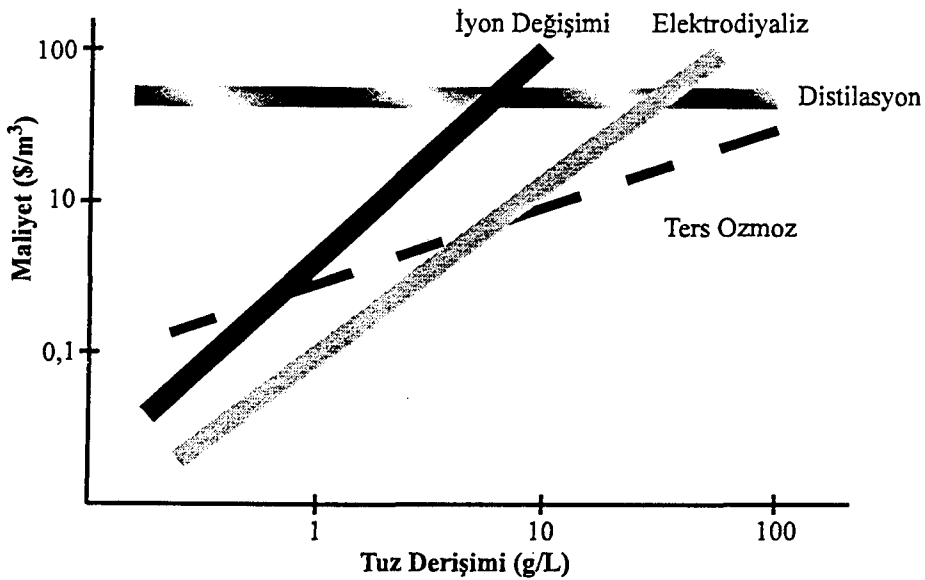
- Sulu çözeltilerden tuz, asit ve bazların ayrılması,
- Nötral moleküllerden iyonik bileşenlerin ayrılması,
- Çok yüklü iyonlardan tek yüklü iyonların ayrılması,
- Yeni türler üretmek üzere iyonik parçacıkların ilavesidir.

Elektrodializin pek çok gözle görülür avantajı vardır. Bunlar;

- Yüklü bileşenler için yüksek seçicilik,
- Düşük enerji ve yatırım maliyeti,
- Sürekli işlem,
- Ek kimyasal maddelere ve kapsamlı ön işleme gerek duyulmaması,
- Membran ömrünün uzun olması [59].

Elektrodializ ve ters ozmoz, sudan tuz uzaklaştırma süreçlerinde rekabet halindedir. Her iki süreç için enerji gereksinimi kuramsal olarak aynı olmasına karşın, uygulamada tersinmez enerji kaybından dolayı, enerji gereksinimi farklıdır. Ters ozmozdaki enerji kaybı, membranın iki yüzündeki basınç farkıyla ilişkilidir; bu basınç farkı teorideki ozmotik basınç farkından daha büyüktür. Elektrodializdeki enerji kaybı, iyonların membrandan geçerken neden oldukları sürtünme kaybından dolayıdır.

Dolayısıyla, elektrodializde enerji gereksinmesi çözülmüş iyonların derişimine doğrudan bağlıdır. Düşük oranda çözülmüş iyon derişiminde elektrodializin enerji gereksinimi ters ozmozun enerji gereksiniminden daha azdır. Yüksek iyon derişiminde ise elektrodializin maliyeti artmakta ve ters ozmozun üzerine çıkmaktadır. Bu nedenle ters ozmoz daha fazla tercih edilir hale gelmektedir. Ayrırma sürecinin maliyetlerini hesaplarırken aynı zamanda membransız ayırma süreçlerinin maliyetleri de gözönüne alınmalıdır. Çeşitli prosesler için besleme suyunun derişiminin fonksiyonu olarak tuz uzaklaştırma maliyetlerinin karşılaştırılması Şekil 7.4'te görülmektedir.



Şekil 7.4. Tuzlu su arıtımında çeşitli proseslerin maliyetlerinin karşılaştırılması [1]

Membran teknolojilerindeki hızlı gelişme ve ters ozmoz süreçlerinde işlem hacmine göre enerji tüketiminin gün geçtikçe azalması hem uygulama koşullarını basitleştirdiğinden, hem de daha ekonomik hale getirdiğinden, ters ozmoz, buharlaştırma gibi süreçlere göre ön plana çıkmıştır.

Membran tuz uzaklaştırma sistemi, özellikle organik madde içeren suların arıtılmasında, eğer bir dezenfektan ilave edilmemişse, bakteriyel gelişimi destekleyici niteliktedir. Akrilik temelli anyon değiştirici membranlar hipoklorit, kloramin ve peroksitler gibi kuvvetli dezenfektanlara karşı büyük direnç gösterir. 25 mg/L serbest klor gibi yüksek miktarlarda dezenfektan ilavesi, diğer maddelerin sterilizasyonu için kısa süreli kullanılabilir. Tipik membran ömürleri, kimyasal etkinlikte bir kayıp olmadan, anyon değiştirici membran için 10 yıl, kation değiştirici membran için ise 17 yıla kadar varan sürelerdir [2].

Çizelge 7.1. Elektrodializinin uygulama alanları [59]

Tuz uzaklaştırma yoluyla kullanılabilir su üretimi
Endüstriyel atıklardan su ve değerli maddelerin geri kazanımı
Gıda endüstrisinde tuz ve asit uzaklaştırılması
İlaç endüstrisinde çözeltilerin tuzsuzlaştırılması
Deniz suyundan tuz eldesi
Tuzlu su atık akımlarından iki kutuplu membranlar yardımıyla asit ve baz üretimi
Asetik asitin deriştirilmesi
Glauber tuzunun deriştirilmesi
Kağıt endüstrisi atıksularının deriştirilmesi
Meyva sularından asit uzaklaştırılması
Proteinin saflaştırılması
Fotoğrafçılıkta kullanılan kimyasal maddelerin geri kazanılması
Radyoaktif atıksuların tuzunun uzaklaştırılması
Yakıt pilleri
Analitik prosesler

8. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

Deneysel çalışmalarda model atıksudaki tuzluluğun giderilmesi için alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi denenmiştir. Bu yöntemin etkinliğini artırmak amacıyla ön işlem olarak adsorbsiyon yöntemi sürece eklenmiştir.

Bu çalışma sisteminden başka sırasıyla koagülasyon, adsorbsiyon, elektrokoagülasyon ve elektrodializden oluşan bir karma sistem, hem verimlilik hem de maliyet açısından incelenmiştir.

Deneysel olarak tuzluluk giderimi çalışması yapılan model atıksuyun bileşimi aşağıdaki gibidir:

Anyonlar;

Klorür: 14.750 mg/L

Sülfat: 700 mg/L

Bikarbonat ...: 460 mg/L

Kasyonlar;

Sodyum: 8121 mg/L

Kalsiyum: 1150 mg/L

Magnezyum.: 325 mg/L

Toplam Tuzluluk: 25.506 mg/L

İletkenlik: 55,00 mS/cm

pH: 7,65

8.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler

Deneysel çalışmalarda kullanılan model atıksuyu hazırlamak için NaHCO_3 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve NaCl kullanılmıştır.

Artırılmış suyun içerdiği iyonların tayininde kullanılan kimyasal maddeler aşağıda verilmiştir.

Klorür tayini için:

- Potasyum kromat belirteç çözeltisi (50 g/L)
- Standart gümüş nitrat çözeltisi (0,0141 N)
- Standart sodyum klorür çözeltisi (0,0141 N)
- pH ayarlaması için sodyum hidroksit çözeltisi

Sülfat tayini için:

- Baryum klorür kristali
- Standart sülfat çözeltisi (100 $\mu\text{g SO}_4^{2-}/\text{L}$)
- Yardımcı çözelti (gliserin, derişik hidroklorik asit, sodyum klorür, izopropil alkol)

Bikarbonat tayini için:

- 0,04 N Hidroklorik asit

Kalsiyum-magnezyum tayini için

- EDTA çözeltisi (0,02 M)
- İndikatör çözeltisi (Eriochrome Black-T, sodyum borat, metanol)
- Tampon çözelti (amonyak, amonyum klorür).

8.2. Yardımcı Araçlar

Çalışmalarda akım, 220 V girişli ELSİM marka güç kaynağından sağlanmış, geçen akım ve uygulanan gerilim OGSM 3900 model dijital avometre kullanılarak ölçülmüştür. Sülfat iyonu tayini için JENWAY 6035 marka türbidimetre, iletkenlik tayini için ise HACH COMPANY 44600 marka cihaz kullanılmıştır. Sodyum tayini HITACHI 911 marka Auto Analizerda Bachringer Mannin Selektif elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. pH, Orion 710A Benchtop pH/ISE iyonmetre kullanılarak ölçülmüştür.

8.3. Tayinler

Klorür tayini, standart metotlarda verilen arjantometrik yöntemle gerçekleştirilmiştir. Sülfat tayini, türbidimetrik yöntemle yapılmış, sonuçlar standart sülfat çözeltilerinin derişimlerine göre hazırlanan çalışma doğrusundan tespit edilmiştir (Bkz. Ek 1). Bikarbonat, kalsiyum ve magnezyum tayinleri, TSE tarafından belirlenen titrimetrik yöntemler kullanılarak yapılmıştır. Sodyum tayini, Osmangazi Üniversitesi Tıp Fakültesi Biyokimya Anabilim Dalı laboratuvarında yaptırılmıştır.

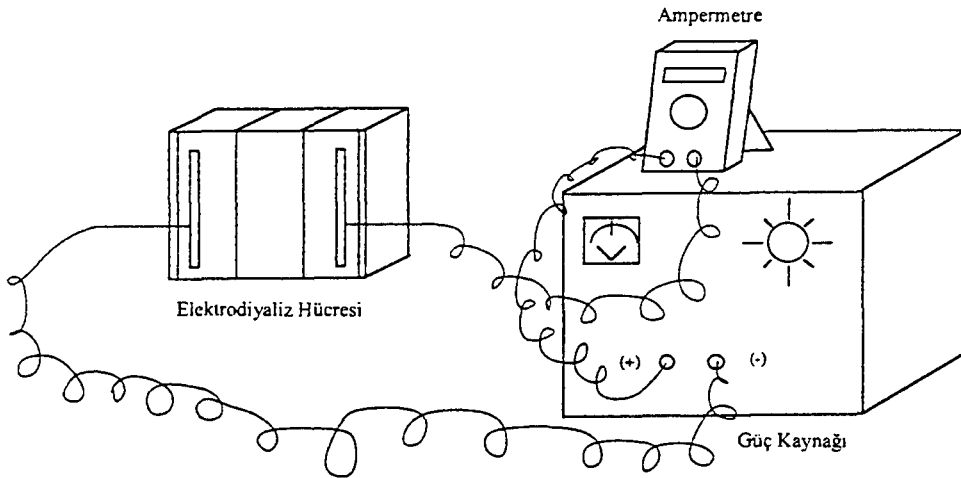
8.4. Elektrodializ Yöntemiyle Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar

Atıksuda tuzluluğa neden olan inorganik iyonların uzaklaştırılması için atıksu hiçbir önışleme tabi tutulmadan doğrudan elektrodializ sistemine beslenmiştir. Çalışmada kullanılan elektrodializ hücresinin yüksekliği 7,3 cm, eni 5,3 cm ve boyu 7 cm'dir. Toplam hücre hacmi 200 cm³'tür. Hücre anyon ve katyon değiştirici membranlarla 3 hacme ayrılmıştır.

Elektrodializ hücresinde katyon değişim membranı olarak Nafion 423, anyon değişim membranı olarak Ionac MA3475, anot olarak grafit, katot olarak paslanmaz çelik kullanılmıştır. Hücresinin seyreltik bölme hacmi 78, diğer iki derişik bölmenin hacimleri ise 61'er cm³'tür. Çözelti içindeki katyonlar ve anyonlar uygulanan elektrik alanının itici gücünün altında sırasıyla katoda ve anoda doğru yönelmektedir. Katyonlar katoda yönelirken katyon değiştirici membrandan, benzer şekilde anyonlar anoda yönelirken anyon değiştirici membrandan geçmektedir.

Seyreltik bölmede iyonların (katyonlar ve anyonlar) derişimi azalırken, katot bölgesindeki çözeltide katyon derişimi, anot bölgesindeki çözeltide anyon derişimi artmaktadır.

Tasarlanan sistem kesikli çalışılmıştır ve çalışma süresi, önçalışmalarla belirlenmiştir. Bu çalışmaların yapıldığı deney düzeneği Şekil 8.1'de verilmiştir.



Şekil 8.1. Elektrodiyaliz deney düzeneği

Model atıksuyun tuzluluğunun giderimi için doğrudan elektrodiyaliz sistemiyle yapılan deneysel çalışmalar Çizelge 8.1’de verilmiştir.

Çizelge 8.1. Önişlem yapılmadan elektrodiyalizle tuz uzaklaştırma çalışması sonuçları

Gerilim (V)	Zaman (dk)	Akım (mA)	Kalan Derişim (mg/L)					
			Klorür (Cl ⁻)	Sülfat (SO ₄ ²⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ²⁺)	Magnezyum (Mg ²⁺)
15,0	20	80,8	14.725,43	675,00	165,92	7570,32	82,16	2,43
	40	62,1	13.725,70	650,02	146,40	7266,19	82,74	2,45
	60	49,9	13.325,86	637,50	78,08	7584,71	85,00	2,50
20,0	20	107,4	13.725,40	656,25	136,64	7266,36	88,18	0,00
	40	72,53	13.625,70	680,00	107,36	7241,85	82,00	0,00
	60	66,65	13.850,60	675,60	117,12	7199,17	80,16	0,00

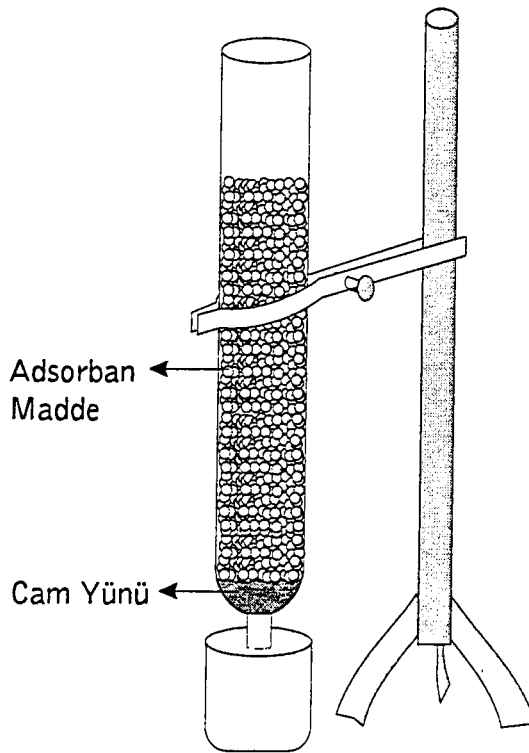
Yapılan araştırmalarda elektrodiyaliz sisteminin 5000 mg/L’ye kadar tuzluluk içeren çözeltilerde verimli olduğu bulunmuştur. Model atıksuyun tuz derişimi yüksek olduğu için deneysel çalışmalarda sıcaklık artmış, membran gözenekleri tıkanmış, anot ve katot malzemeleri olarak kullanılan grafit ve çelik aşınmıştır. Anot olarak titanyum da denenmiş, buna rağmen aşınma engellenememiştir. Bu nedenle bir önişlemin sisteme ilavesinin gerekli olduğu saptanmıştır.

8.5. Adsorbsiyon Yöntemiyle Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar

Çok yüksek tuz derişimine sahip olan model atıksuyun derişimini azaltmak amacıyla adsorbsiyon yöntemi uygulanmıştır. Çalışmada kullanılan adsorbsiyon kolonunun çapı 3 cm ve yüksekliği 35 cm’dir. Adsorban madde olarak; curuf, aktif karbon, silikajel ve zeolit denenmiştir. Kesikli olarak çalıştırılan sistem Şekil 8.1’de gösterilmektedir.

Çalışmalarda kullanılan adsorbanlar ve özellikleri aşağıdaki gibidir;

- * Curuf : Tanecik çapı 0,60 mm ile 1,80 mm arasındadır.
- * Aktif Karbon : Tanecik çapı 1,68 mm ile 1,80 mm arasındadır.
- * Silikajel : 800 °C'de 8 saat süreyle aktifleştirilen silikajelin tanecik çapı 0,062 mm ile 0,210 mm arasındadır.
- * Zeolit : Bigadiç yöresinden çıkarılan doğal zeolit (klinoptilolit) 110 °C'de 16 saat süreyle aktifleştirilmiştir. Zeolitin gözeneklerinin çapı 20-80 Å⁰, özgül yüzey alanı 30-200 g/m²'dir. Deneyde kullanılan taneciklerin çapı 0,224 mm ile 0,65 mm arasındadır.



Şekil 8.2. Adsorbsiyon deney düzeneği

8.6. Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar

Bu sistemde deneysel çalışmalar alüminyum reaktör ve alüminyum karıştırıcı elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Reaktör, dış çapı; 7,0 cm, iç çapı; 5,5 cm ve yüksekliği; 5,3 cm olacak şekilde tasarlanmıştır. Reaktörde işlenen atıksuyun hacmi 90 mL'dir. Sistemde kesikli olarak çalışılmış, tuz uzaklaştırması yapılacak model atıksu, petrol formasyon suyunun içerdiği tuzluluk değerleri esas alınarak hazırlanmıştır.

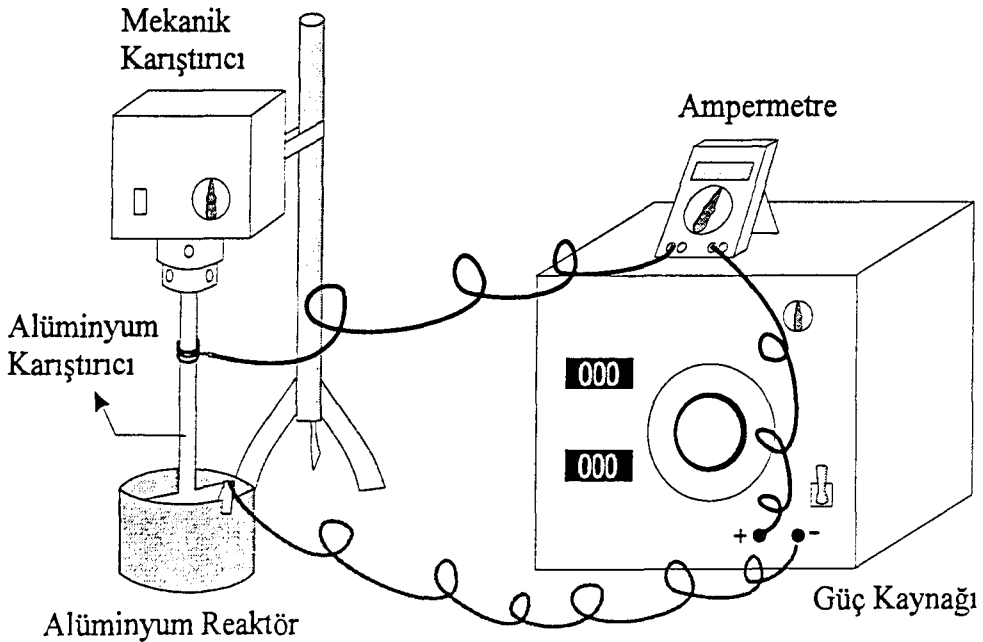
Deneysel çalışmalarda alüminyum reaktörün anot, alüminyum karıştırıcının katot olduğu durum parametrik olarak incelenmiştir. Ayrıca bu parametrik çalışmalar için en

iyi koşullarda yardımcı çöktürücünün, pH'nın ve karıştırma hızının verime etkisi araştırılmıştır.

Yardımcı çöktürücü olarak farklı derişimlerde demir (III) oksit (Fe_2O_3) kullanılmıştır. Yardımcı çöktürücü olarak alüminyum oksit (Al_2O_3)'in etkisi de incelenmiştir. Yapılan bir başka deneysel çalışmada giderimin en yüksek olduğu durumda alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olduğu durumdaki giderim de araştırılmıştır.

Ön çalışmalar sırasında sıcaklığın sistemi etkileyen önemli bir faktör olduğu görülmüş ve deneysel çalışmaların süreleri sıcaklık artışına göre belirlenmiştir. Çalışmalar; 0,75; 1,5; 2,25 ve 3,0 amperlik akım değerlerinde, 0,75 A için 30, 60, 90 ve 120; 1,5, 2,25 ve 3,0 A için 10, 20, 30 ve 40'ar dakikalık sürelerde yürütülmüştür. Giderimin en iyi ve sıcaklığın düşük olduğu değerler için süre uzatılmıştır. İşlem görmüş çözelti, 24 saat beklendikten sonra Whatman 40 no'lu süzgeç kağıdından süzildikten sonra, süzüntüde tuzluluğu oluşturan iyonların tayinleri ile iletkenlik ve pH değerleri belirlenmiştir.

Deneysel çalışmada kullanılan sistem Şekil 8.3'de görüldüğü gibi düzenlenmiştir.



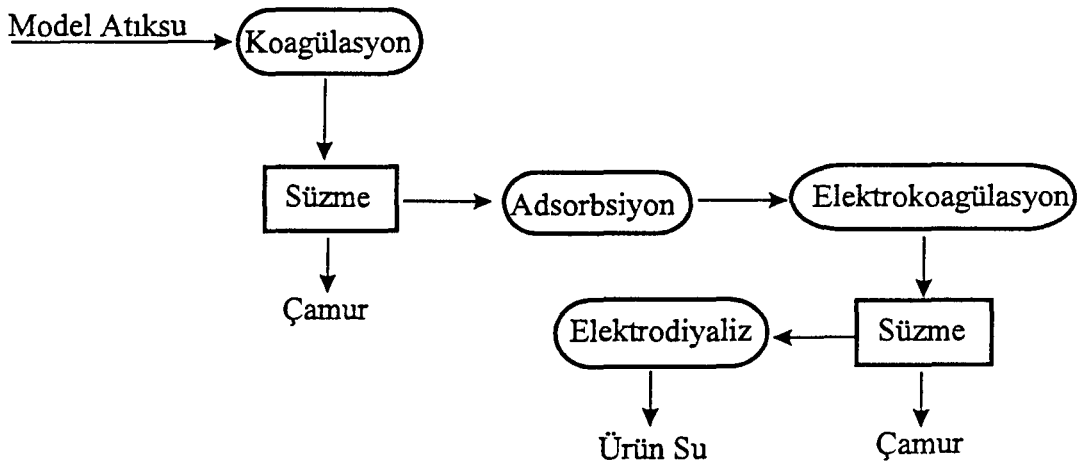
Şekil 8.3. Elektrokoagülasyon deney düzeneği

8.7. Karma Sistemde Tuzluluk Giderimi İçin Yapılan Çalışmalar

Yapılan deneysel çalışmalarda, model atıksuyun derişiminin çok yüksek olması nedeniyle, yöntemlerin tek başlarına kullanılmasının istenen düzeyde sonuç vermediği gözlenmiş ve tüm yöntemleri içeren bir karma sistem denenmiştir.

Yüksek tuzluluğa sahip atıksuyun doğrudan elektrokimyasal arıtımında verim düşük olduğundan elektrokoagülasyon öncesi pıhtılaştırma ve adsorbsiyon deneyleri yapılmıştır. Çalışmada ilk olarak model atıksu pıhtılaştırma işlemine tabi tutulmuş, buradan elde edilen ürün su, adsorbsiyon kolonuna beslenmiştir. Adsorbsiyon kolonunun çıkışından elde edilen su, elektrokoagülasyon sisteminde arıtılmıştır. Elektrokoagülasyondan elde edilen su ise elektrodializ sisteminde arıtmaya (tuzluluk < 5000 mg/L) olduğundan, elektrodializ sistemi son basamak olarak uygulanmıştır.

Karma sistemin akış diyagramı Şekil 8.4'te verilmiştir.



Şekil 8.4. Karma sistemin akış diyagramı

8.8. Deney Sonuçlarının Hesaplanmasında Kullanılan Eşitlikler

Deney sonuçlarının değerlendirilmesinde işlem sonunda; % tuzluluk giderimi ve enerji tüketimi hesaplamaları yapılmıştır. Bu hesaplamalarda kullanılan eşitlikler aşağıda açıklanmıştır.

8.8.1. % Giderim

$$\% \text{ Giderim} = \frac{(C_0 - C)}{C_0} \times 100 \quad (8.1)$$

Burada:

C_0 ; Model suyun başlangıç tuz derişimi (mg/L)

C ; İşlemden sonraki tuz derişimi (mg/L)

ifade etmektedir.

8.8.2. Enerji Tüketimi

$$\text{EnerjiTüketimi (kWh/g)} = \frac{V \cdot I \cdot t}{(C_0 - C)} \quad (8.2)$$

Burada:

V ; Gerilim

I ; Akım

t ; Süre

C_0 ; Model suyun başlangıç tuz derişimi (mg/L)

C ; İşlemden sonraki tuz derişimi (mg/L)

ifade etmektedir.

9. DENEYSEL ÇALIŞMALAR DAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR

9.1. Adsorbsiyonla Tuzluluk Giderimi Çalışmalarından Elde Edilen Sonuçlar

Farklı adsorban maddeler kullanılarak yapılan adsorbsiyon çalışmalarında her bir adsorbanın toplam tuzluluk giderimine ve her bir iyonun giderimine olan etkisi araştırılmıştır. Kullanılan adsorbanların, tuzluluğu oluşturan iyonların giderimi üzerindeki etkilerinin incelendiği deney verileri Çizelge 9.1, toplam tuzluluk giderimi sonuçları Çizelge 9.2’de verilmiştir.

Deney sonuçlarından da görüldüğü gibi en iyi giderim curuf ve aktif karbon kullanımında elde edilmiştir. Her iki adsorban da birbirine çok yakın değerlerde giderim sağladığından karma sistemde adsorban olarak daha ucuz olan ve kolay bulunan curuf tercih edilmiştir.

9.2. Elektrokoagülasyonla Tuzluluk Giderimi Çalışmalarından Elde Edilen Sonuçlar

9.2.1. Farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarının incelendiği deney sonuçları

Alüminyum reaktörün anot, karıştırıcının katot olduğu durumda uygulanan akımın ve işlem süresinin iyonların giderimine etkisinin incelendiği deney sonuçları Çizelge 9.3, toplam tuzluluk ve enerji tüketimine etkisinin incelendiği sonuçlar Çizelge 9.4’te verilmiştir.

Uygulanan akımın ve sürenin iyonların derişimine etkisi Şekil 9.1-9.6’da, toplam tuzluluk giderimine ve enerji tüketimine etkisi Şekil 9.7-9.8’de gösterilmiştir.

Alüminyum karıştırıcının anot ve alüminyum reaktörün katot olduğu durumda, uygulanan akım ve çalışılan sürenin, iyonların giderimine etkisinin incelendiği deney verileri Çizelge 9.5’te verilmiştir. Deney koşullarının toplam tuzluluk ve enerji tüketimine etkisinin incelendiği deney sonuçları Çizelge 9.6’da verilmiştir.

Alüminyum karıştırıcının anot olarak deney sonuçlarına göre akım ve çalışma süresinin her bir iyonun derişimine etkisi Şekil 9.9-9.13’te gösterilmektedir. Karıştırıcının anot olduğu deneysel çalışmalarda Çizelge 9.5’te görüldüğü gibi magnezyum iyonu % 100 giderildiğinden süre ve akımın magnezyum iyonu derişimine etkisi şekil olarak verilmemiştir. Aynı koşullarda akımın ve sürenin toplam tuzluluk giderimi ve enerji tüketimine etkisi Şekil 9.14-9.15’de gösterilmiştir.

0,75 A’deki çalışma süreleri, diğer akım değerlerinden farklı biçimde incelendiğinden, bu deneysel çalışmaların sonuçları reaktörün anot olduğu durum ve karıştırıcının anot olduğu durumların karşılaştırması şeklinde verilmiştir. Bahsedilen durumlarda işlem süresinin iyonların giderimine etkisi Şekil 9.16-9.21’de, toplam tuzluluk giderimine ve enerji tüketimine etkisi Şekil 9.22-9.23’te gösterilmiştir.

9.2.2. Yardımcı çöktürücü derişiminin iyon derişimi, giderim ve enerji tüketimi üzerine etkisinin incelendiği deney sonuçları

9.2.2.1. Alüminyum reaktörün anot olduğu durumda elde edilen deney sonuçları

Alüminyum reaktör anot olduğunda yapılan deneylerde en iyi sonuçlar, akımın 1,5 A, sürenin 40 dk olduğu durumda elde edilmiştir. Buna bağlı olarak alüminyum reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücüle yapılan deneysel çalışmalar bu koşullarda gerçekleştirilmiştir. Farklı derişimlerde kullanılan yardımcı çöktürücününün iyonların derişimine etkisinin incelendiği deney verileri Çizelge 9.7'de, tuzluluk giderimine ve enerji tüketimine etkisi Çizelge 9.8'de verilmiştir.

Karıştırıcının anot olması durumunda yardımcı çöktürücü derişiminin her bir iyonun derişimine etkisi Şekil 9.24-9.28'de, tuzluluk giderimi ve enerji tüketimine etkisi Şekil 9.29-9.30'da, reaktörün anot olması durumunda yardımcı çöktürücü derişiminin her bir iyonun derişimine etkisi ise Şekil 9.31-9.35'de, tuzluluk giderimi ve enerji tüketimine etkisi de Şekil 9.36-9.37'da gösterilmiştir.

9.2.2.2. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu durumda elde edilen deney sonuçları

Alüminyum karıştırıcının anot olduğu durumda en iyi sonuçlar akımın 2,25 A, sürenin 50 dk olduğu durumda elde edilmiştir. Buna bağlı olarak bu koşullarda, alüminyum karıştırıcının anot olduğu durum, farklı yardımcı çöktürücü derişimleri için çalışılmıştır. Yardımcı çöktürücünün farklı derişimlerinin tuzluluğu oluşturan iyonların derişimine etkisinin incelendiği deney verileri Çizelge 9.9'da, giderime ve enerji tüketimine etkisi Çizelge 9.10'da verilmiştir.

Karıştırıcının anot olması durumunda yardımcı çöktürücü derişiminin iyonların derişimine etkisi Şekil 9.24-9.28'de, giderim ve enerji tüketimine etkisi Şekil 9.29-9.30'da reaktörün anot olması durumuyla karşılaştırmalı olarak gösterilmiştir.

9.2.3. Elektrokoagülasyon çalışmasında en iyi koşullarda yapılan deney sonuçları

9.2.3.1. pH'ın etkisi

Parametrik olarak yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarında en iyi sonuç alüminyum karıştırıcı anot, akım 2,25 A , süre 50 dk olduğunda ve 0,5 g yardımcı çöktürücü ilave edildiğinde elde edilmiştir. pH 9'da yapılan deneysel çalışmanın verileri Çizelge 9.11'de, pH'nın tuzluluk giderimine ve enerji tüketimine etkisinin incelendiği deney sonuçları Çizelge 9.12'de verilmiştir.

İncelenen farklı pH'ların toplam iyon derişimi , % giderim ve enerji tüketimini önemli ölçüde etkilemediği gözlenmiştir.

9.2.3.2. Karıştırma hızının etkisi

Alüminyum karıştırıcı anot, akım 2,25 A, süre 50 dk olduğunda ve 0,5 g yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) ilave edildiğinde ($pH=9$), 70 devir/dk karıştırma hızında yapılan deneysel çalışmanın verileri Çizelge 9.13'te, karıştırma hızının giderim ve enerji tüketimine etkisinin incelendiği deney sonuçları Çizelge 9.14'te verilmiştir.

Karıştırma hızının artırılmasının iyonların her birinin derişimine önemli ölçüde etkisinin olmadığı, buna karşı % giderimi ve enerji tüketimini olumsuz yönde etkilediği gözlenmiştir.

9.2.3.3. Farklı yardımcı çöktürücü kullanımının etkisi

Anodun alüminyum karıştırıcı, akımın 2,25 A ve sürenin 50 dk olduğu çalışmada farklı yardımcı çöktürücü olarak Al_2O_3 kullanılmıştır. En iyi yardımcı çöktürücü derişimi olan 0,5 g'da yapılan çalışmanın deney verileri Çizelge 9.15'te, giderim ve enerji tüketimine etkisini içeren deney sonuçları Çizelge 9.16'da verilmiştir.

Farklı yardımcı çöktürücünün özellikle klorür ve sodyum iyonlarının derişiminde olumsuz etki gösterdiği, % giderimi önemli ölçüde azalttığı ve enerji tüketimini artırdığı gözlenmiştir.

9.2.3.4. Farklı anot ve katot malzemesi kullanımının etkisi

Alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olarak kullanıldığı 2,25 A, 50 dk süreli çalışmanın sonuçları Çizelge 9.17-9.18'de verilmiştir. Yapılan çalışmada farklı elektrot malzemelerinin kullanımının toplam derişimi, % giderimi ve enerji tüketimini olumsuz yönde etkilediği gözlenmiştir.

9.2.4. Karma sistemde yapılan çalışma sonuçları

Koagülasyon, adsorbsiyon, elektrokoagülasyon ve elektrodializden oluşan karma sistemde en yüksek giderimi sağlayan koşullarda (2,25 A, 50 dk) yapılan deneysel çalışma sonuçları Çizelge 9.19-9.20, en düşük enerji tüketimini sağlayan koşullarda (0,75 A, 30 dk) sonuçlar Çizelge 9.21-9.22'de verilmiştir.

En yüksek giderim için yapılan çalışmanın (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk, Elektrodializ: 10 V, 30 dk) toplam derişim ve giderime etkisi Şekil 9.38-9.39'da verilmiştir.

En düşük enerji tüketimi sağlayan koşullarda (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk, Elektrodializ: 10 V, 50 dk) elde edilen sonuçların giderim ve tuzluluk derişimi ile ilişkisi Şekil 9.40-9.41'de verilmiştir.

Son basamak olarak çalışılan elektrodializ sisteminde elde edilen parametrik sonuçlar en yüksek verim için Çizelge 9.23-9.24'te, enerji tüketimi için Çizelge 9.25-9.26'da verilmiştir.

Çizelge 9.1. Adsorbsiyonda iyon derişimlerinin değişimi

Adsorban	Kalan Derişim (mg/L)					
	Klorür (Cl ⁻)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
Curuf	5198,39	350	234,24	2967,01	30,06	0,00
Aktif Karbon	5898,17	350	292,80	1270,20	44,49	0,00
Silikajel	12.796,03	700	244,00	7622,75	123,05	1,72
Zeolit	12.096,25	700	390,40	5534,05	212,42	12,89

Çizelge 9.2. Adsorbsiyon deney sonuçları

Adsorban	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)
	Kalan Derişim	Giderim (%)		
Curuf	8779,70	65,58	8,77	19,0
Aktif Karbon	7855,66	69,20	7,62	17,0
Silikajel	21.487,55	15,75	6,76	46,5
Zeolit	18.946,01	25,72	7,60	41,0

Çizelge 9.3. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık (°C)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl ⁻)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
0,75	30	2,15	27,0	12.796,12	62,50	146,40	7370,54	70,14	4,86
	60	2,10	30,0	11.696,37	41,25	122,00	6339,15	52,10	0,00
	90	1,80	31,0	11.496,44	25,00	122,00	5825,30	46,09	0,00
	120	1,80	31,5	11.196,37	24,38	122,00	4737,14	40,08	0,00
1,50	10	3,10	27,5	13.695,75	212,50	147,80	7723,50	80,16	4,59
	20	2,95	33,0	11.596,42	68,75	126,88	6819,72	60,12	0,00
	30	2,80	35,0	11.296,49	50,00	124,93	5644,30	50,10	0,00
	40	2,78	38,5	10.496,55	50,00	122,00	5291,86	44,09	0,00
2,25	10	4,20	38,5	12.296,22	206,25	146,40	7572,42	60,12	4,38
	20	3,90	44,0	11.548,40	68,00	126,00	6187,13	54,11	0,00
	30	3,60	48,0	10.899,62	50,00	124,15	5643,24	38,07	0,00
	40	3,40	52,0	10.797,75	50,00	122,00	5188,61	36,87	0,00
3,00	10	5,00	38,5	11.996,28	150,00	136,64	6764,79	60,12	0,00
	20	4,80	54,0	11.293,49	67,50	124,13	6018,21	44,09	0,00
	30	4,60	60,0	10.797,55	50,00	122,00	5472,43	37,50	0,00
	40	3,85	61,5	10.595,24	50,00	122,00	4764,42	36,05	0,00

Çizelge 9.4. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyon deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^{-3}
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
0,75	30	2,15	27,0	20.450,56	19,82	6,71	50,01	0,16
	60	2,10	30,0	18.250,87	28,45	6,61	43,01	0,22
	90	1,80	31,0	17.514,83	31,33	6,54	43,01	0,25
	120	1,80	31,5	16.119,97	36,80	6,43	40,01	0,29
1,50	10	3,10	27,5	21.874,30	14,24	6,86	47,01	0,21
	20	2,95	33,0	18.672,89	26,79	5,83	44,01	0,22
	30	2,80	35,0	17.165,82	32,70	4,75	43,02	0,25
	40	2,78	38,5	16.004,50	37,25	4,39	41,01	0,29
2,25	10	4,20	38,5	20.285,79	20,47	6,87	45,01	0,30
	20	3,90	44,0	17.983,65	29,49	6,85	43,01	0,39
	30	3,60	48,0	16.665,08	34,66	6,70	42,01	0,46
	40	3,40	52,0	16.195,23	36,50	6,43	40,01	0,55
3,00	10	5,00	38,5	19.107,83	25,09	7,35	44,01	0,39
	20	4,80	54,0	17.547,42	31,20	7,09	42,51	0,60
	30	4,60	60,0	16.479,48	35,39	6,78	41,01	0,76
	40	3,85	61,5	15.567,71	38,96	6,75	38,01	0,77

Çizelge 9.5. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık (°C)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
0,75	30	2,00	30,5	11.796,12	18,75	185,44	6218,08	70,14	0,00
	60	1,85	33,0	11.296,49	15,65	170,80	5625,14	46,09	0,00
	90	1,60	33,5	9896,93	12,50	170,80	5383,69	42,08	0,00
	120	1,55	33,5	9597,02	12,50	161,04	4569,42	40,88	0,00
1,50	10	3,25	29,0	13.095,94	17,50	156,16	6586,37	80,16	0,00
	20	2,90	39,0	10.596,81	14,35	141,52	5927,49	75,27	0,00
	30	2,88	42,0	10.243,86	12,50	126,88	5016,41	66,13	0,00
	40	2,65	43,0	10.196,84	12,50	125,86	4740,35	58,92	0,00
2,25	10	3,50	42,0	12.196,49	12,80	146,40	5820,85	74,15	0,00
	20	3,45	48,0	10.296,85	10,50	136,64	5482,31	66,13	0,00
	30	3,40	55,0	10.112,13	8,75	125,86	5018,63	52,10	0,00
	40	3,38	56,0	9397,09	5,15	122,65	4935,81	52,10	0,00
	50	3,12	62,0	9297,12	0,00	120,45	4462,05	40,08	0,00
3,00	10	5,80	48,0	11.996,28	10,00	141,52	5586,09	72,14	0,00
	20	5,60	62,0	10.172,71	5,87	121,85	5023,43	54,11	0,00
	30	5,50	70,5	11.646,39	2,05	135,15	7825,28	50,10	0,00

Çizelge 9.6. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı elektrokoagülasyon deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^{-3}
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
0,75	30	2,00	30,5	18.288,53	28,30	4,27	43,01	0,10
	60	1,85	33,0	17.154,17	32,75	5,83	42,01	0,17
	90	1,60	33,5	15.506,00	39,21	5,97	41,01	0,18
	120	1,55	33,5	14.380,86	43,62	6,15	40,01	0,21
1,50	10	3,25	29,0	19.936,13	21,84	6,53	48,01	0,15
	20	2,90	39,0	16.755,44	34,31	6,41	45,10	0,17
	30	2,88	42,0	15.465,78	39,36	6,27	43,51	0,22
	40	2,65	43,0	15.134,47	40,66	6,24	43,01	0,26
2,25	10	3,50	42,0	18.250,69	28,45	6,57	46,01	0,18
	20	3,45	48,0	15.992,43	37,30	6,33	45,01	0,27
	30	3,40	55,0	15.317,47	39,95	6,30	43,01	0,38
	40	3,38	56,0	14.512,80	43,10	6,19	41,01	0,46
	50	3,12	62,0	13.919,70	45,43	5,15	37,02	0,50
3,00	10	5,80	48,0	17.806,03	30,19	6,40	45,01	0,38
	20	5,60	62,0	15.377,97	39,71	6,39	43,01	0,55
	30	5,50	70,5	19.658,97	22,92	6,06	51,01	1,41

Çizelge 9.7. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe_2O_3) elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değişimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık (°C)	Destek Elektrolit (g)	Kalan Derişim (mg/L)					
					Klorür (Cl)	Sülfat (SO_4)	Bikarbonat (HCO_3)	Sodyum (Na^+)	Kalsiyum (Ca^{++})	Magnezyum (Mg^{++})
1,50	40	3,93	47,0	0,5	12.096,25	125,00	140,40	4996,23	18,84	0,00
	40	4,38	49,0	1,0	12.896,10	130,50	145,92	5003,69	24,04	0,00
	40	5,42	50,1	1,5	12.995,97	137,50	148,15	5116,19	26,86	0,00

Çizelge 9.8. Alüminyum reaktörün anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe_2O_3) deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık (°C)	Destek Elektrolit (g)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^3
					Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
1,50	40	3,93	47,0	0,5	17.376,72	31,87	9,94	43,01	0,48
	40	4,38	49,0	1,0	18.200,25	28,64	9,22	43,51	0,60
	40	5,42	50,1	1,5	18.424,67	27,76	7,29	44,01	0,77

Çizelge 9.9. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe_2O_3) elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Destek Elektrolit (g)	Kalan Derişim (mg/L)					
					Klorür (Cl)	Sülfat (SO_4)	Bikarbonat (HCO_3)	Sodyum (Na^+)	Kalsiyum (Ca^{++})	Magnezyum (Mg^{++})
2,25	50	3,22	56,0	0,5	9197,15	12,50	195,20	4376,05	52,10	0,00
	50	3,58	62,0	1,0	10.396,78	12,50	214,72	4561,35	68,50	0,00
	50	4,88	67,0	1,5	11.196,53	31,25	244,00	4626,11	80,16	0,00

Çizelge 9.10. Alüminyum karıştırıcının anot olarak kullanıldığı (yardımcı çöktürücü Fe_2O_3) deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Destek Elektrolit (g)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^3
					Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
2,25	50	3,22	56,0	0,5	13.833,00	45,77	5,70	32,51	0,52
	50	3,58	62,0	1,0	15.253,85	40,20	5,64	33,01	0,65
	50	4,88	67,0	1,5	16.178,05	36,57	5,42	35,01	0,98

Çizelge 9.11. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g) kullanılarak pH 9'da yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl)	Sülfat (SO_4)	Bikarbonat (HCO_3)	Sodyum (Na^+)	Kalsiyum (Ca^{++})	Magnezyum (Mg^{++})
2,25	50	3,32	57,5	9097,18	12,50	165,92	4267,84	46,09	0,00

Çizelge 9.12. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5g) kullanıldığı pH 9'da yapılan deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^{-3}
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
2,25	50	3,22	57,5	13.589,53	46,72	5,43	32,01	0,52

Çizelge 9.13. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g), pH 9 ve 70 devir/dk karıştırma hızında yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl)	Sülfat (SO_4)	Bikarbonat (HCO_3)	Sodyum (Na^+)	Kalsiyum (Ca^{++})	Magnezyum (Mg^{++})
2,25	50	3,68	70,0	8997,21	18,75	195,20	5109,55	72,14	0,00

Çizelge 9.14. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Fe_2O_3 (0,5 g), pH 9 ve 70 devir/dk karıştırma hızında yapılan deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^{-3}
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
2,25	50	3,68	70,0	14.320,71	43,56	6,26	34,00	0,62

Çizelge 9.15. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Al_2O_3 (0,5 g) kullanıldığı elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks. Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl)	Sülfat (SO_4)	Bikarbonat (HCO_3)	Sodyum (Na^+)	Kalsiyum (Ca^{++})	Magnezyum (Mg^{++})
2,25	50	3,38	63,0	10.596,71	12,50	161,04	5354,08	46,69	0,00

Çizelge 9.16. Alüminyum karıştırıcının anot olduğu, yardımcı çöktürücü olarak Al_2O_3 (0,5 g) kullanıldığı deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık ($^{\circ}C$)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10^{-3}
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
2,25	50	3,38	63,00	16.174,02	36,59	6,06	35,01	0,68

Çizelge 9.17. Alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olduğu durumda yapılan elektrokoagülasyonda iyon derişimlerinin değışimi

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maks Sıcaklık (°C)	Kalan Derişim (mg/L)					
				Klorür (Cl)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
2,25	50	3,10	48,5	12.560,00	50,00	390,40	5291,97	155,05	82,16

Çizelge 9.18. Alüminyum karıştırıcının anot, demir reaktörün katot olduğu durumda yapılan deney sonuçları

Akım (A)	Zaman (dk)	Gerilim (V)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10 ³
				Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
2,25	50	3,10	48,5	18.529,58	27,35	4,35	38,01	0,83

Çizelge 9.19. Karma sistemde yapılan çalışmada (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodializ: 10 V, 30 dk) iyon derişimlerinin değışimi

Süreç	Kalan Derişim (mg/L)					
	Klorür (Cl)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
Koagülasyon	10.196,84	>700	146,40	4753,33	100,20	0,73
Adsorbsiyon	4398,64	>700	95,70	1647,05	40,08	0,00
Elektrokoagülasyon	2799,13	5,00	50,12	1006,15	26,45	0,00
Elektrodializ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Çizelge 9.20. Karma sistemde yapılan çalışmanın deney sonuçları (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodializ: 10 V, 30 dk)

Süreç	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)
	Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)		
Koagülasyon	15.897,70	37,67	6,99	44,00
Adsorbsiyon	6931,47	72,82	9,05	15,00
Elektrokoagülasyon	3886,85	84,76	6,50	14,00
Elektrodializ	0,00	100,00	2,41	0,02

Çizelge 9.21. Karma sistemde yapılan çalışmada (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 50 dk) iyon derişimlerinin değışimi

Süreç	Kalan Derişim (mg/L)					
	Klorür (Cl)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
Koagülasyon	10.196,84	>700	146,40	4753,33	100,20	0,73
Adsorbsiyon	4398,64	>700	95,70	1647,05	40,08	0,00
Elektrokoagülasyon	3698,85	12,50	52,13	1292,33	27,27	0,00
Elektrodiyaliz	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Çizelge 9.22. Karma sistemde yapılan çalışmanın deney sonuçları (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 50 dk)

Süreç	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)
	Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)		
Koagülasyon	15.897,70	37,67	6,99	44,00
Adsorbsiyon	6931,47	72,82	9,05	15,00
Elektrokoagülasyon	5083,08	80,05	5,44	11,00
Elektrodiyaliz	0,00	0,00	2,62	0,02

Çizelge 9.23. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (2,25 A, 30 dk, 0,5 g Fe₂O₃) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyalizle iyon derişimlerinin değışimi

Zaman (dk)	Akım (A)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Kalan Derişim (mg/L)					
			Klorür (Cl)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
10	0,63	25,0	499,85	0,00	0,00	15,38	8,68	0,00
20	0,62	27,0	299,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,61	27,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Çizelge 9.24. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (2,25 A, 30 dk, 0,5 g Fe₂O₃) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodiyaliz sonuçları

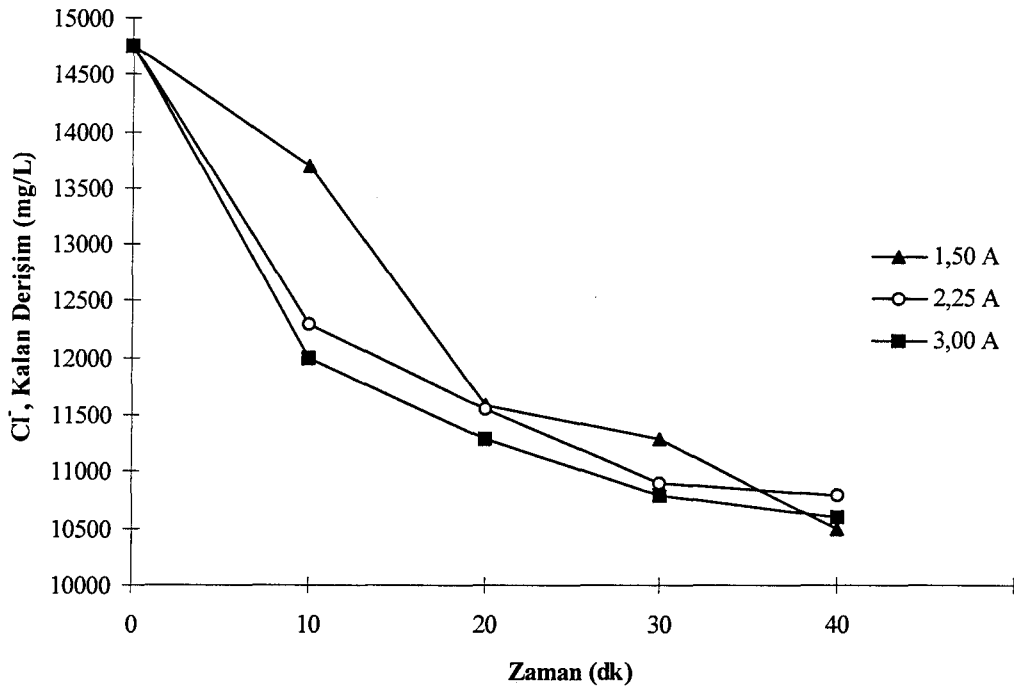
Zaman (dk)	Akım (A)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10 ⁻³
			Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
10	0,50	25,0	523,91	97,95	2,39	0,03	0,31
20	0,44	27,0	299,91	98,82	2,65	0,02	0,58
30	0,38	29,0	0,00	100,00	2,62	0,02	0,78

Çizelge 9.25. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (0,75 A, 50 dk) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodializle iyon derişimlerinin değışimi

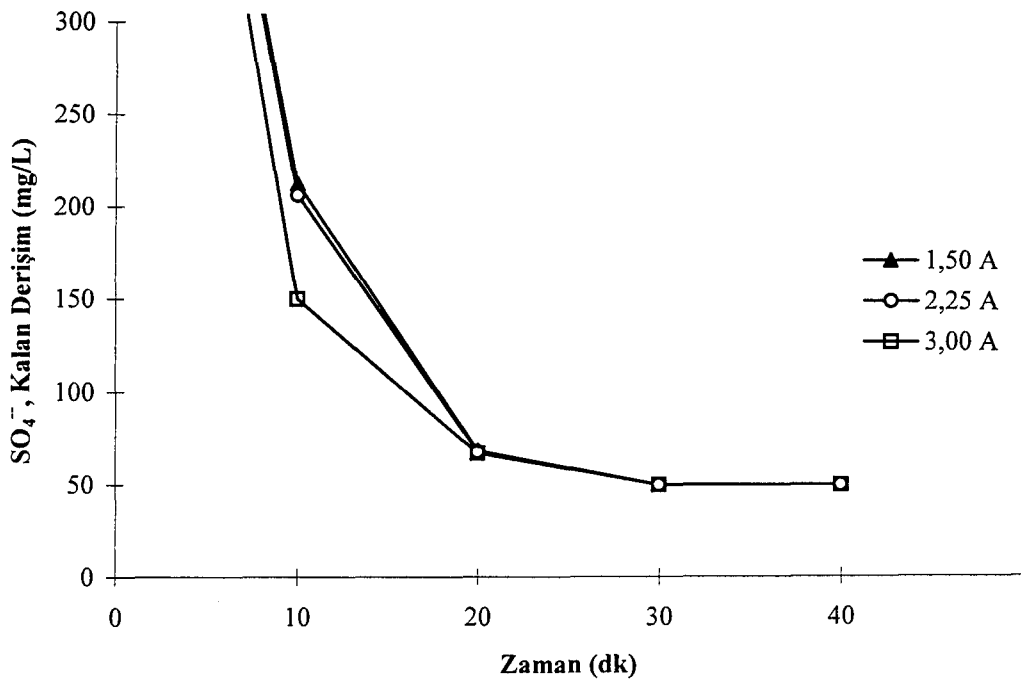
Zaman (dk)	Akım (A)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Kalan Derişim (mg/L)					
			Klorür (Cl ⁻)	Sülfat (SO ₄ ⁻)	Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	Sodyum (Na ⁺)	Kalsiyum (Ca ⁺⁺)	Magnezyum (Mg ⁺⁺)
10	0,50	26,5	1699,73	5,00	2,61	25,36	9,35	0,00
20	0,43	29,5	799,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,36	31,0	298,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
40	0,32	32,0	199,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50	0,23	32,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Çizelge 9.26. Pıhtılaştırma, adsorbsiyon ve elektrokoagülasyon (0,75 A, 30 dk) basamaklarından geçen suyun 10 V gerilimdeki elektrodializ sonuçları

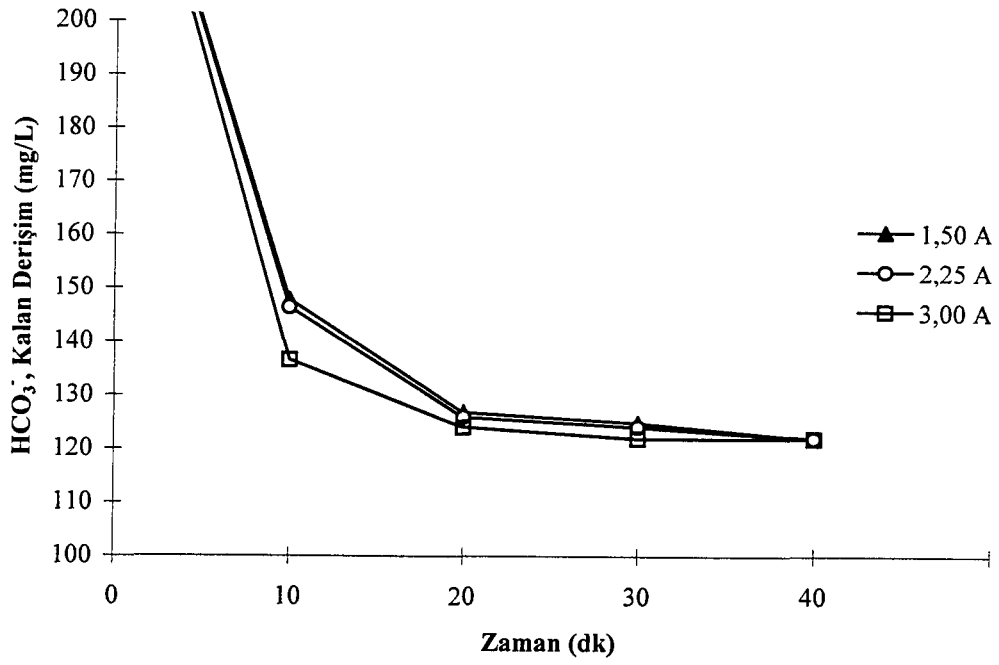
Zaman (dk)	Akım (A)	Maksimum Sıcaklık (°C)	Tuzluluk		pH	İletkenlik (mS/cm)	Enerji Tüketimi (kWh/g), 10 ⁻³
			Kalan Derişim (mg/L)	Giderim (%)			
10	0,50	26,5	1742,05	93,18	2,61	0,10	0,25
20	0,43	29,5	799,75	96,86	2,60	0,04	0,34
30	0,36	31,0	298,91	98,82	2,58	0,02	0,38
40	0,32	32,0	199,97	99,21	2,56	0,02	0,43
50	0,23	32,0	0,00	100,00	2,54	0,02	0,38



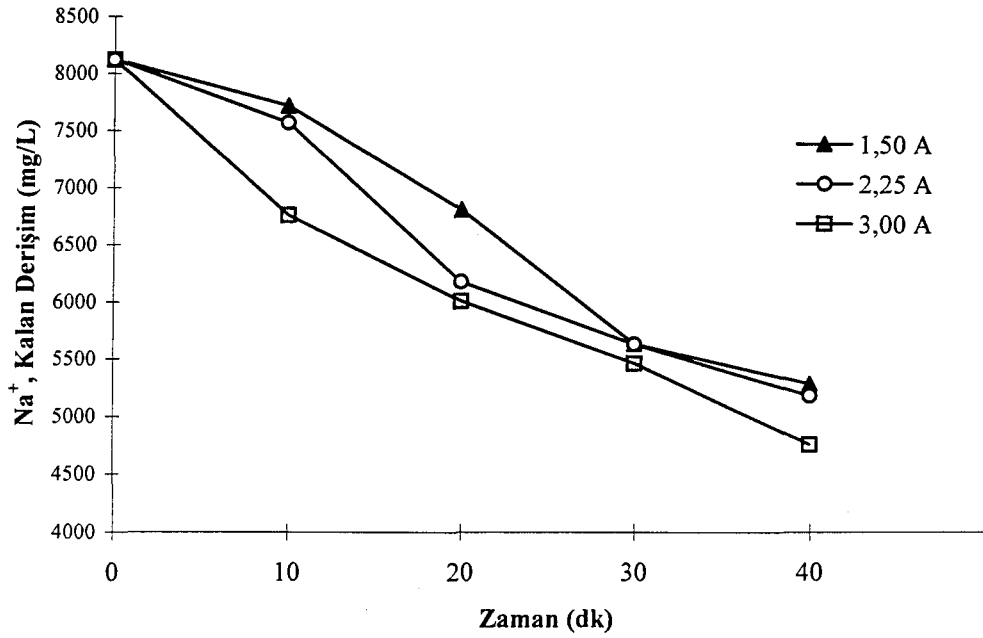
Şekil 9.1. Reaktörün anot olduğu durumda klorür iyonu derişiminin zamanla değişimi



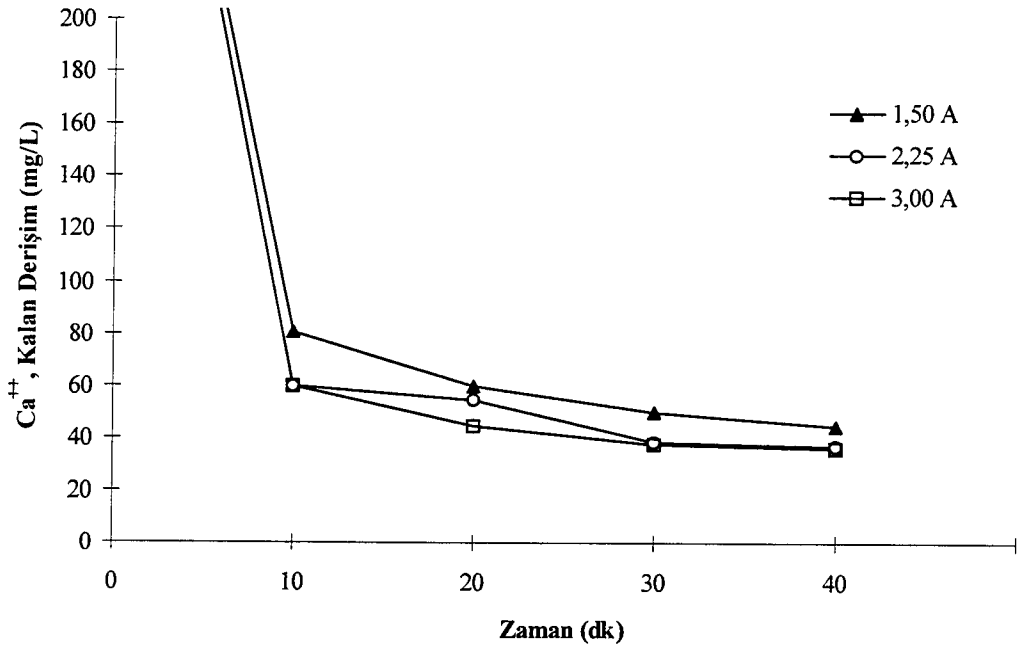
Şekil 9.2. Reaktörün anot olduğu durumda sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi



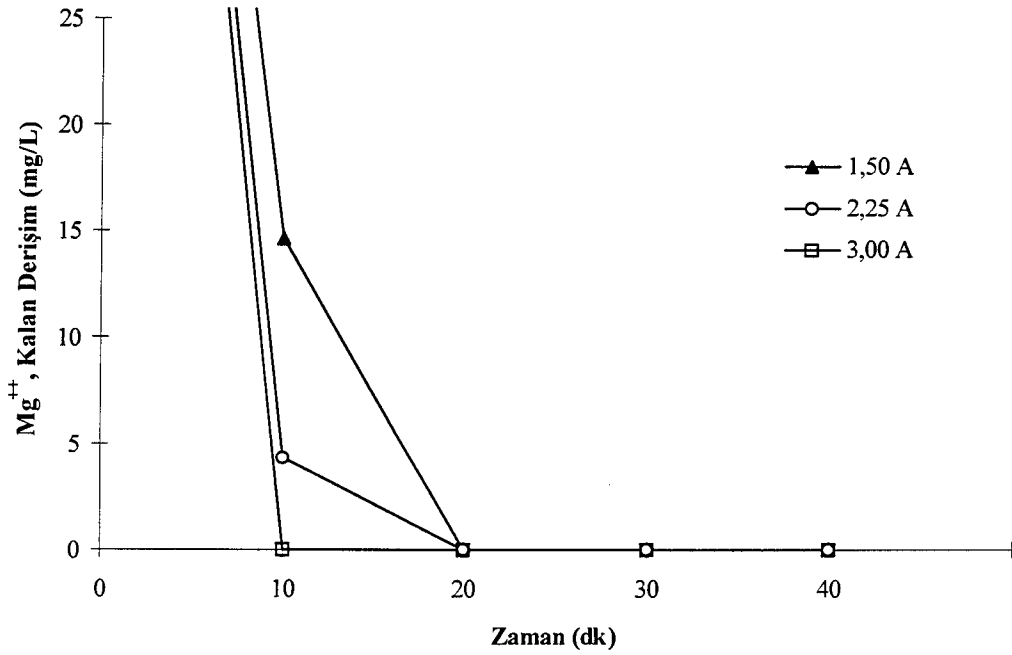
Şekil 9.3. Reaktörün anot olduğu durumda bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi



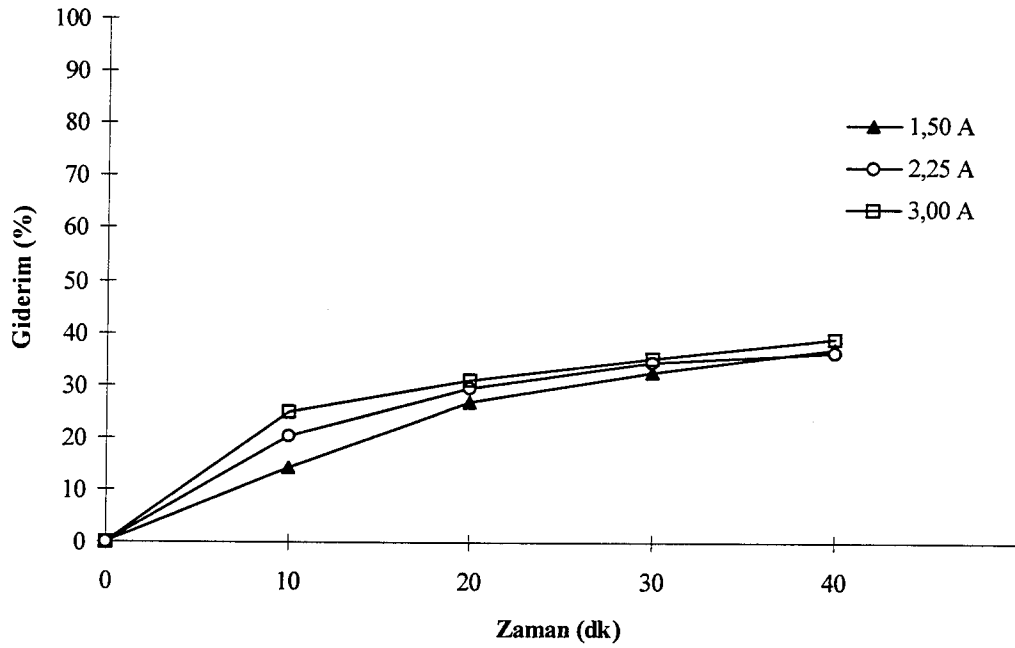
Şekil 9.4. Reaktörün anot olduğu durumda sodyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



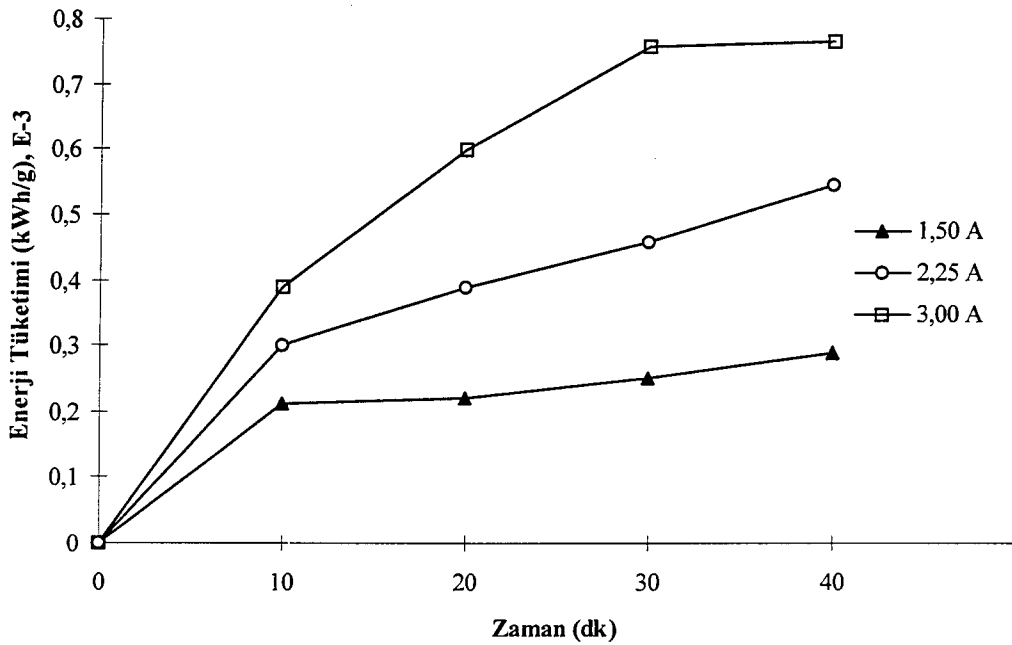
Şekil 9.5. Reaktörün anot olduğu durumda kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



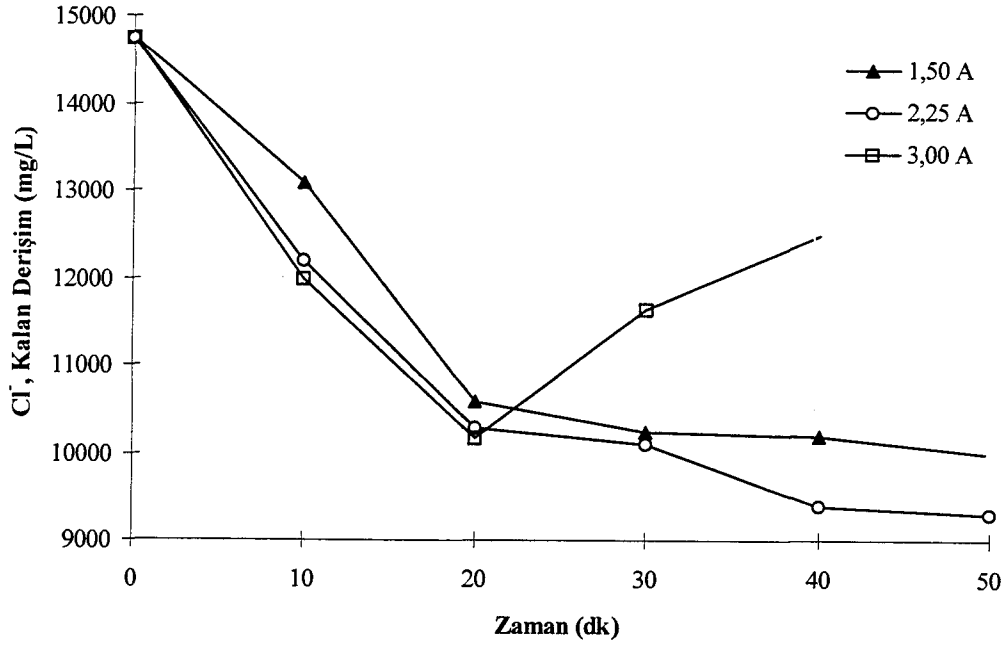
Şekil 9.6. Reaktörün anot olduğu durumda magnezyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



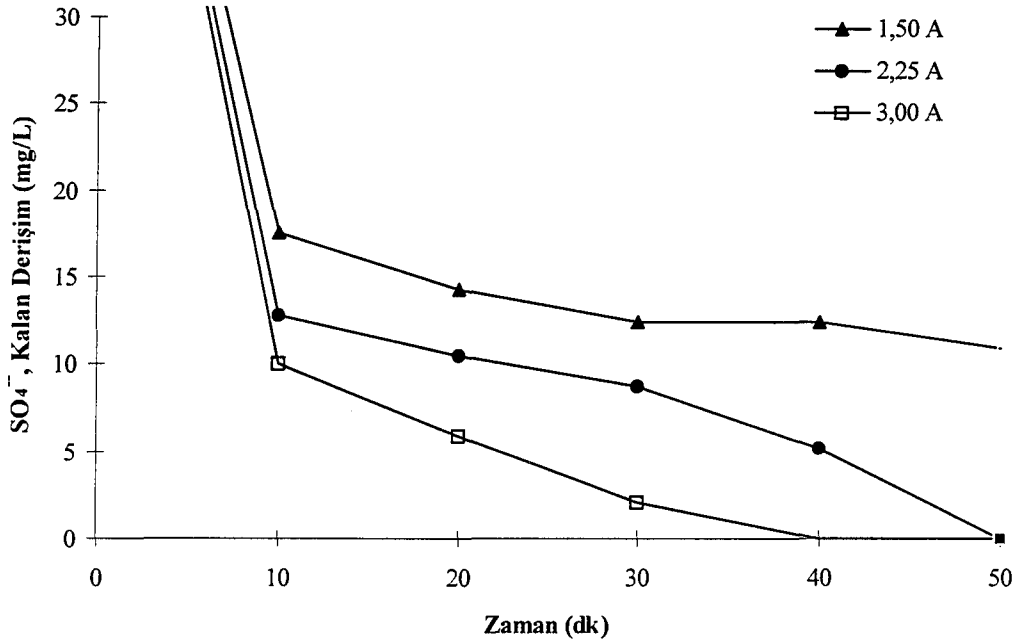
Şekil 9.7. Reaktörün anot olduğu durumda işlem süresinin giderime etkisi



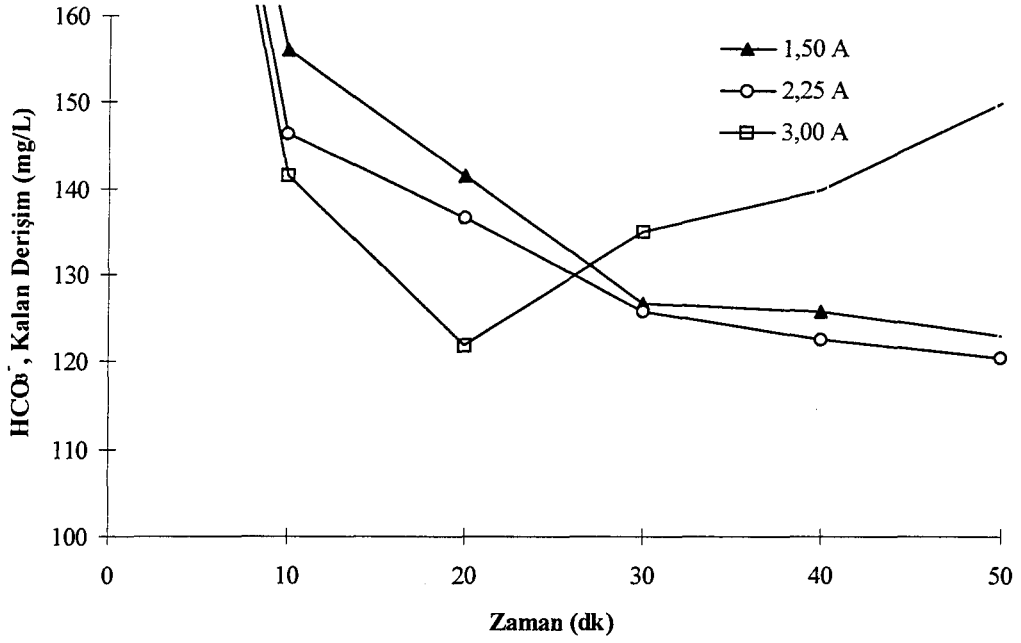
Şekil 9.8. Reaktörün anot olduğu durumda işlem süresinin enerji tüketimine etkisi



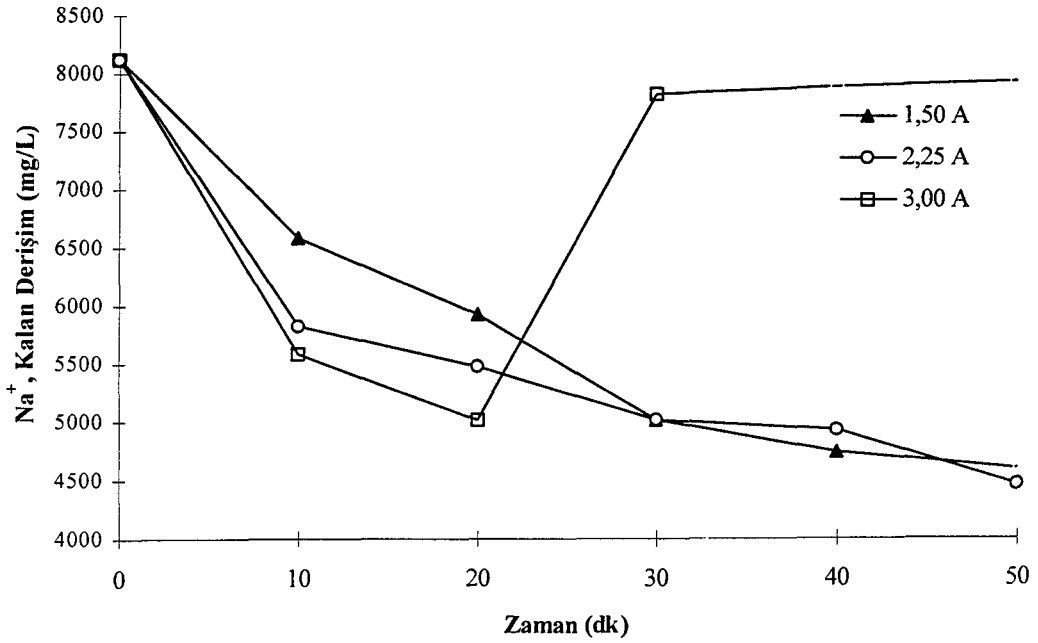
Şekil 9.9. Karıştırıcının anot olduğu durumda klorür iyonu derişiminin zamanla değişimi



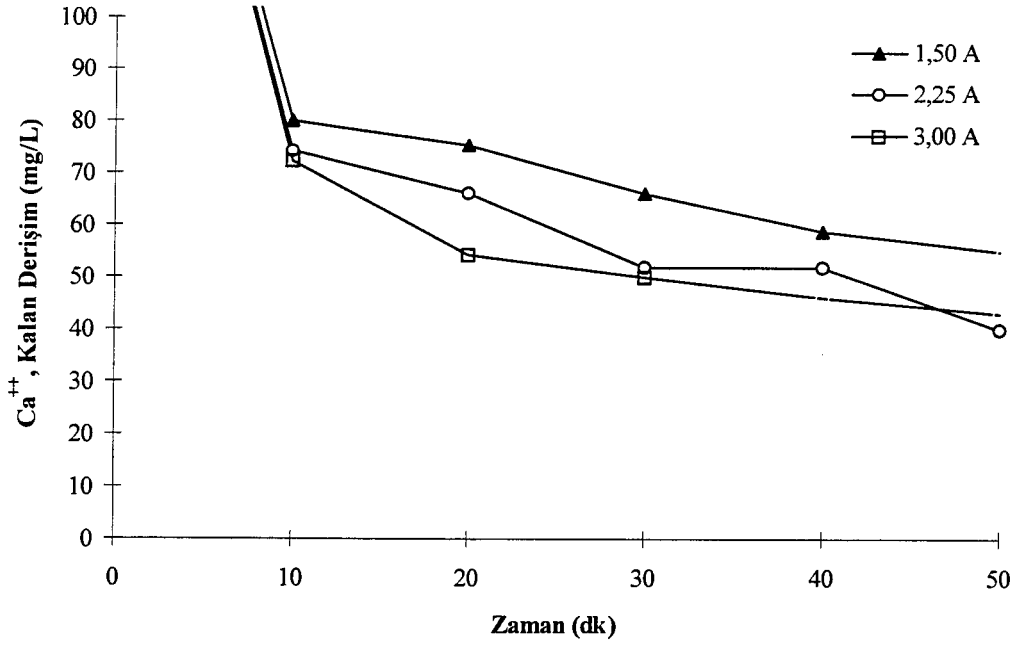
Şekil 9.10. Karıştırıcının anot olduğu durumda sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi



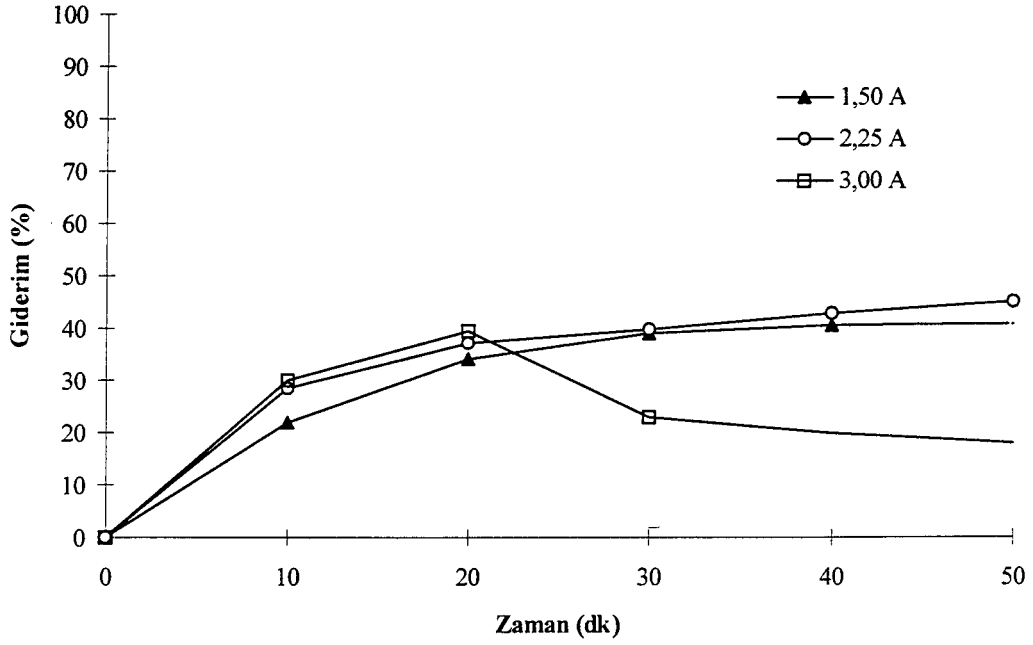
Şekil 9.11. Karıştırıcının anot olduğu durumda bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi



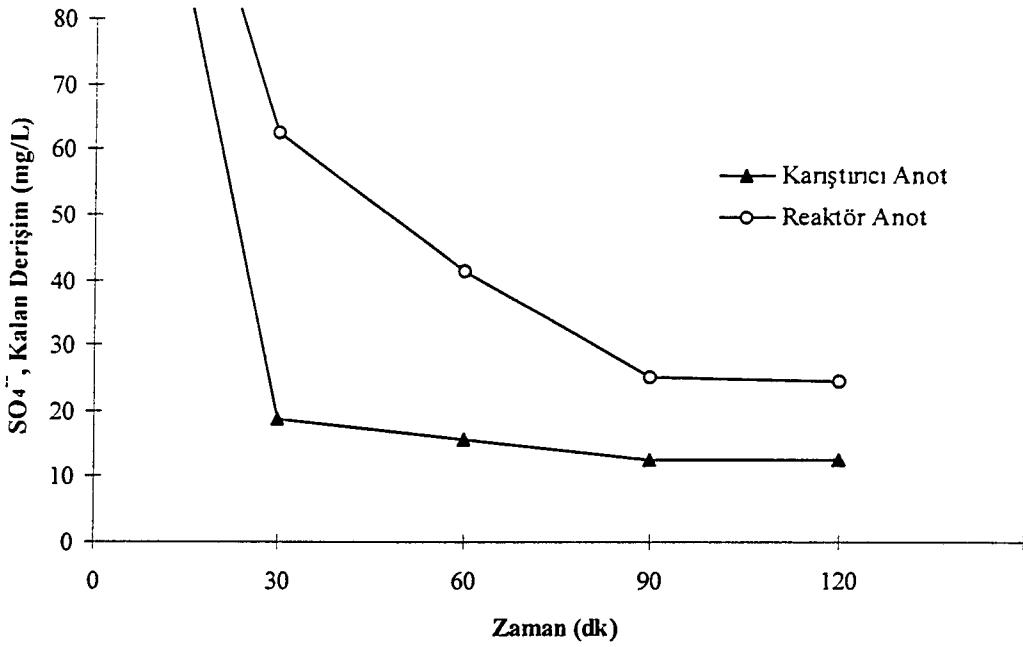
Şekil 9.12. Karıştırıcının anot olduğu durumda sodyum iyonu derişiminin zamanlan değişimi



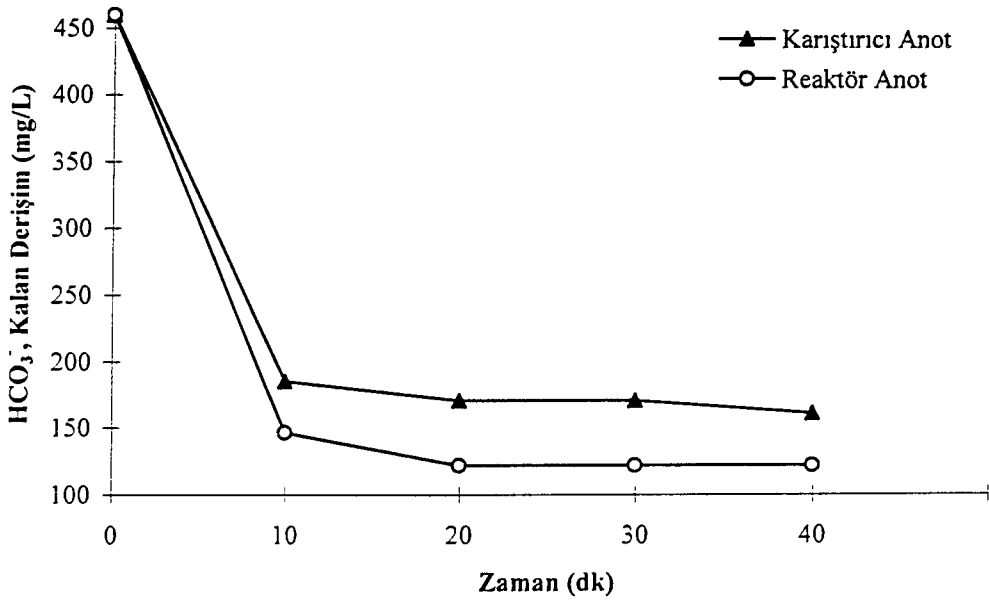
Şekil 9.13. Karıştırıcının anot olduğu durumda kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



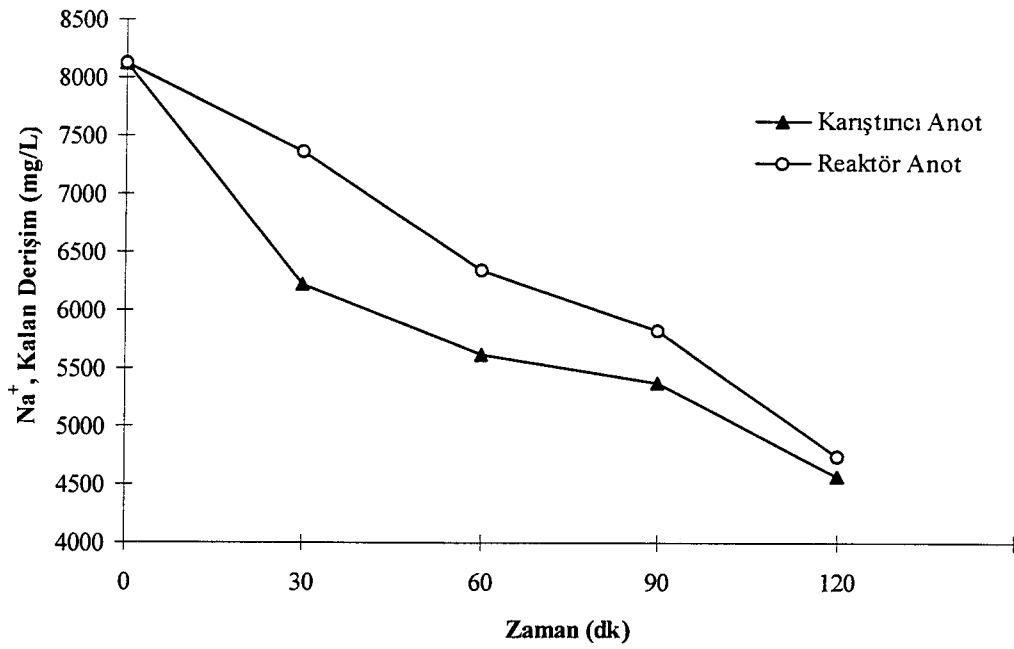
Şekil 9.14. Karıştırıcının anot olduğu durumda işlem süresinin giderime etkisi



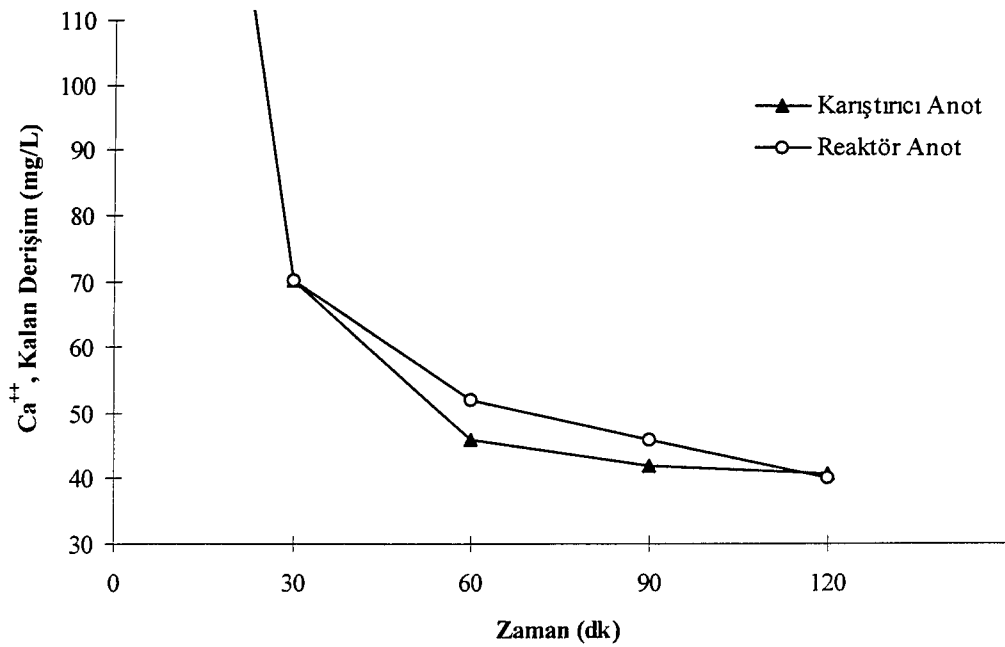
Şekil 9.17. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında sülfat iyonu derişiminin zamanla değişimi



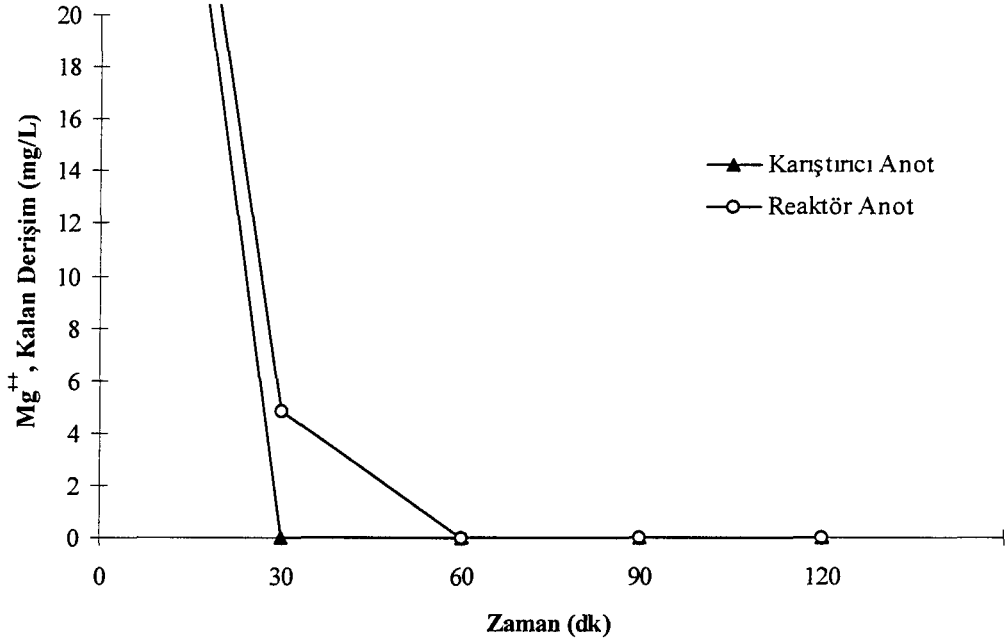
Şekil 9.18. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında bikarbonat iyonu derişiminin zamanla değişimi



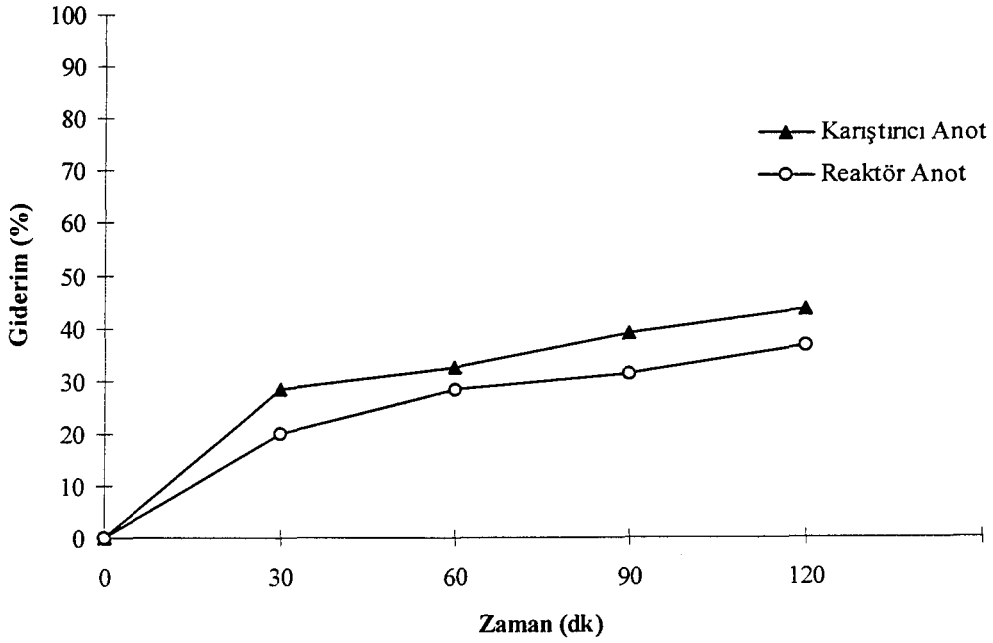
Şekil 9.19. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında sodyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



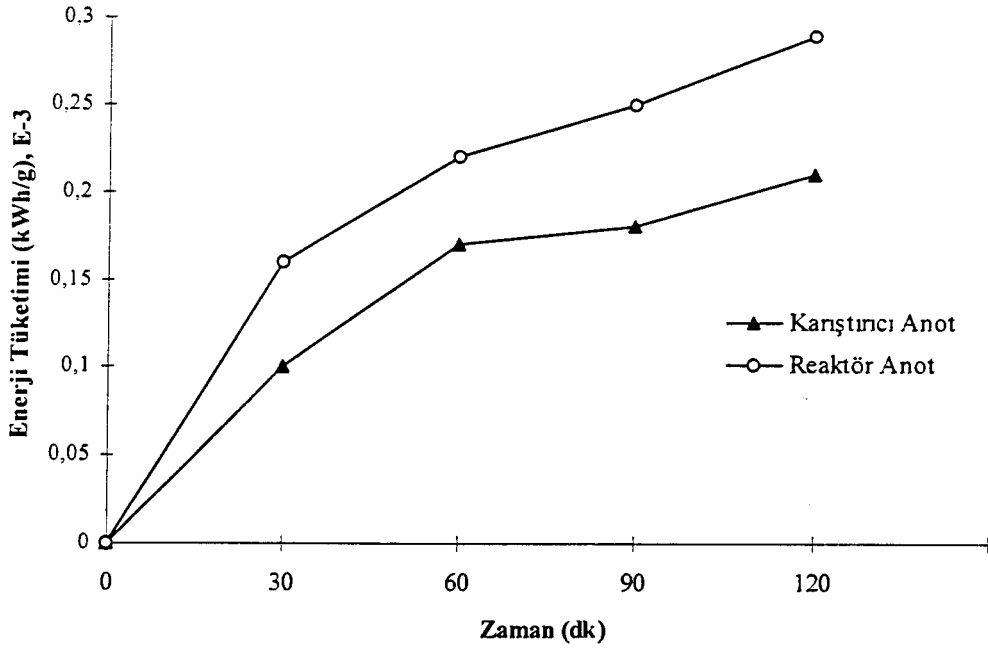
Şekil 9.20. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında kalsiyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



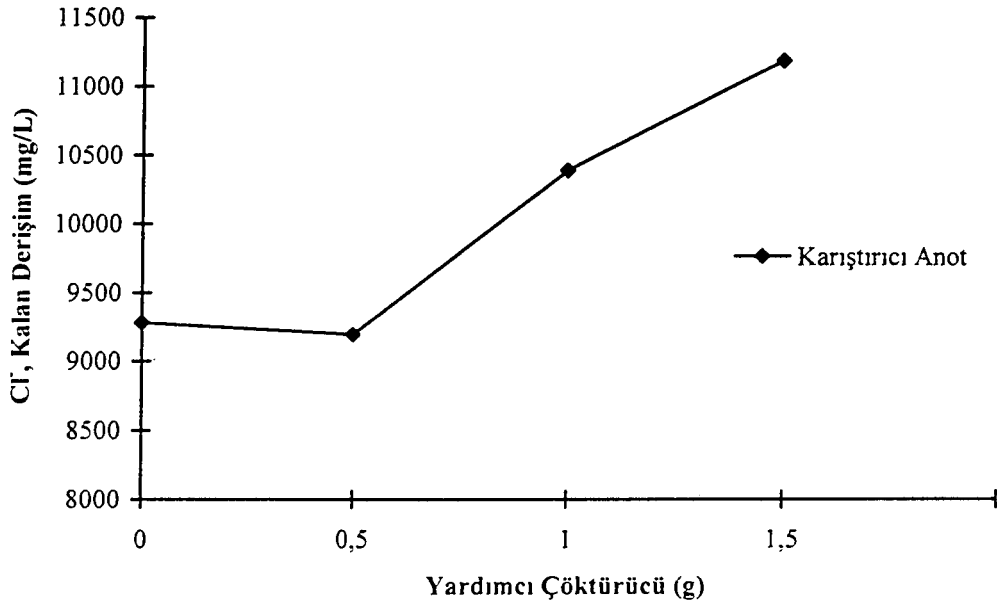
Şekil 9.21. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında magnezyum iyonu derişiminin zamanla değişimi



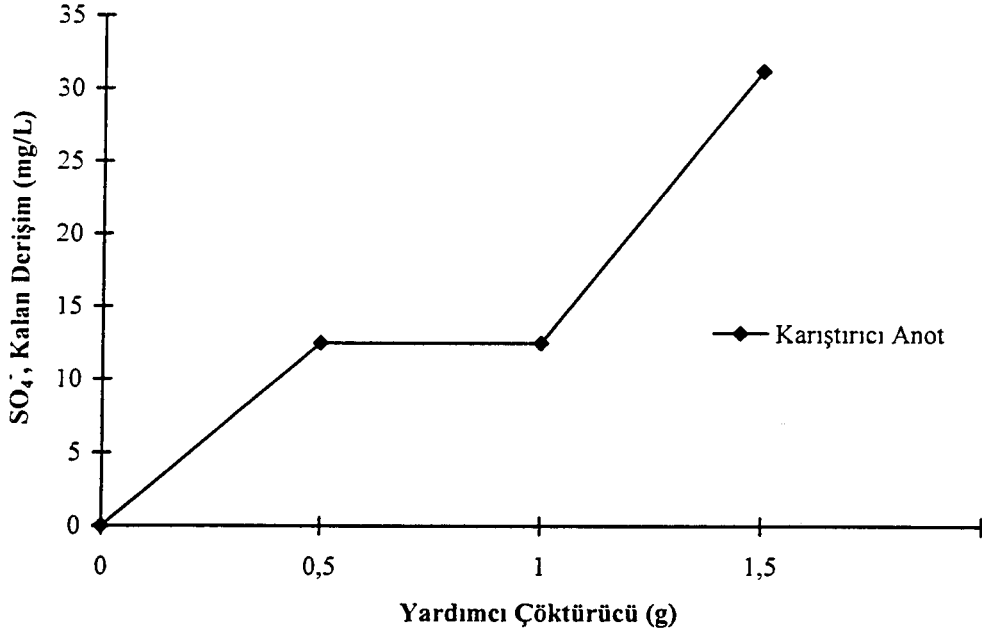
Şekil 9.22. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında işlem süresinin giderime etkisi



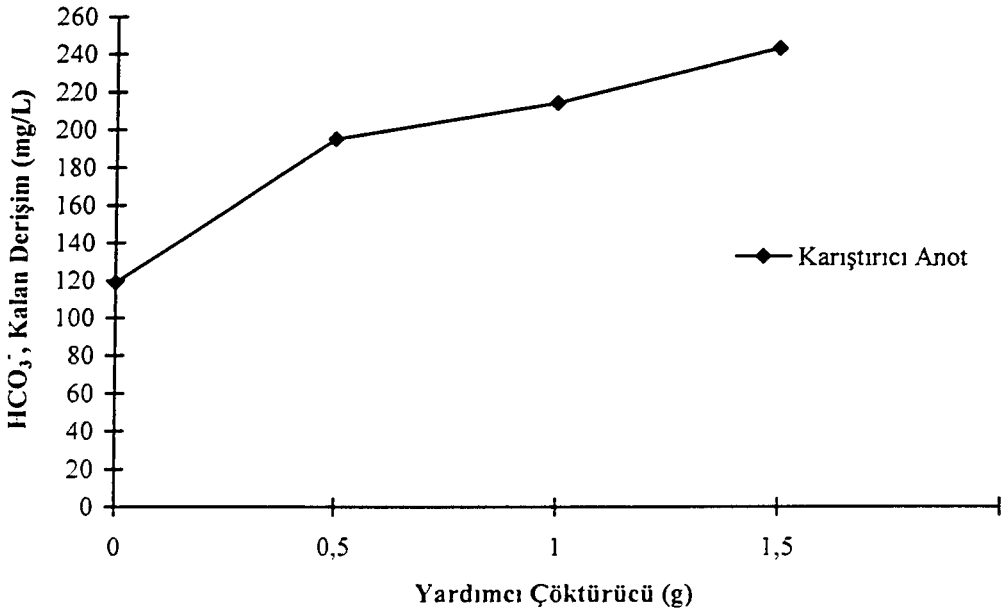
Şekil 9.23. 0,75 A'de farklı reaktör ve karıştırıcı polarizasyonlarında işlem süresinin enerji tüketimine etkisi



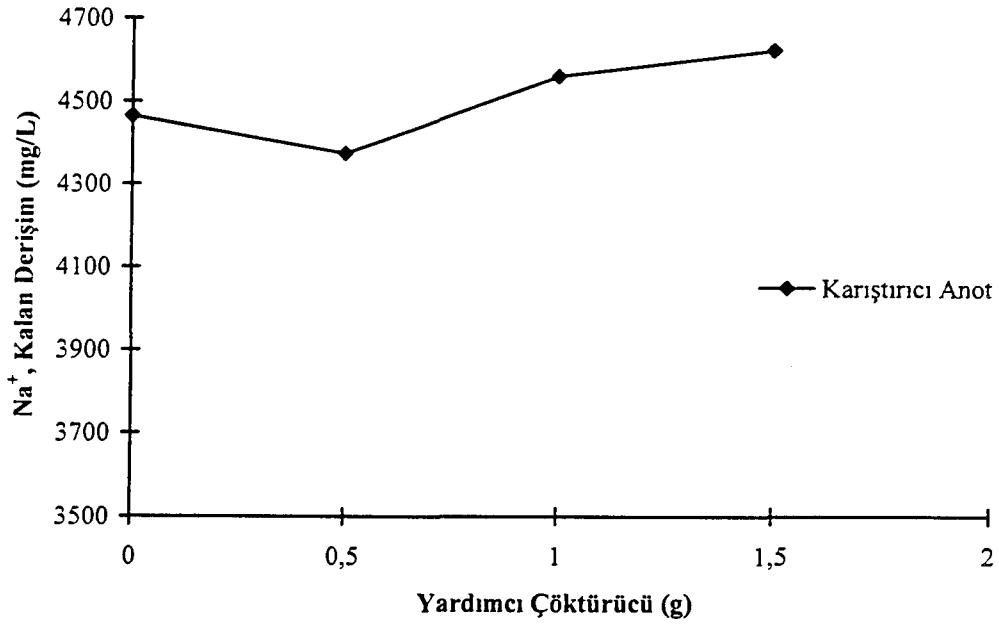
Şekil 9.24. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin klorür iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



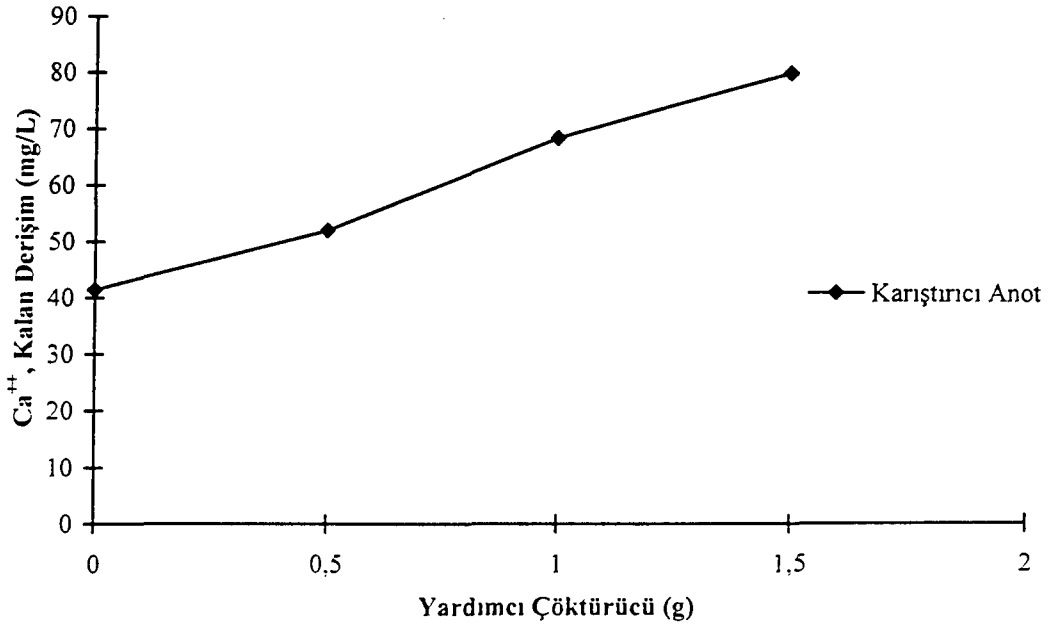
Şekil 9.25. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sülfat iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



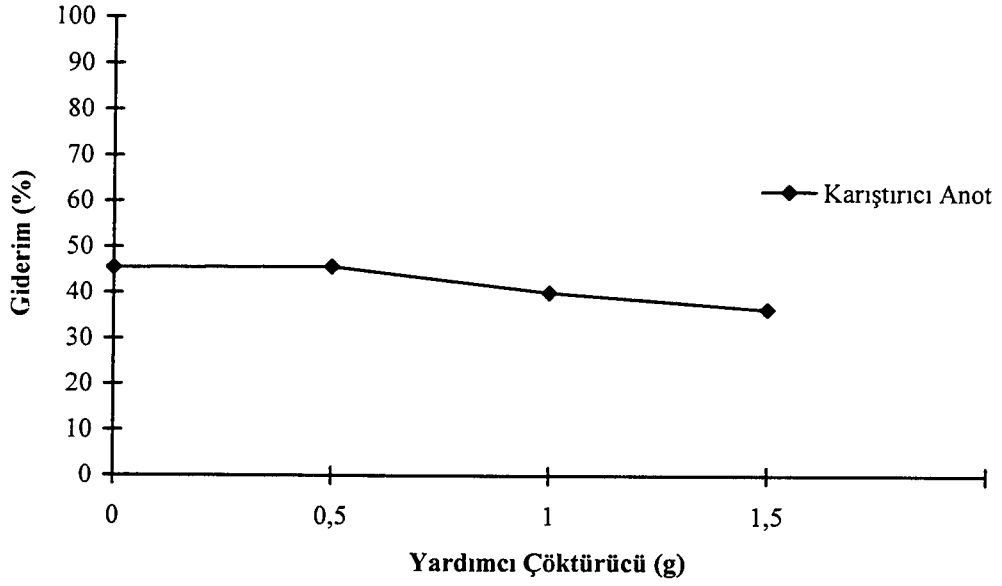
Şekil 9.26. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin bikarbonat iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



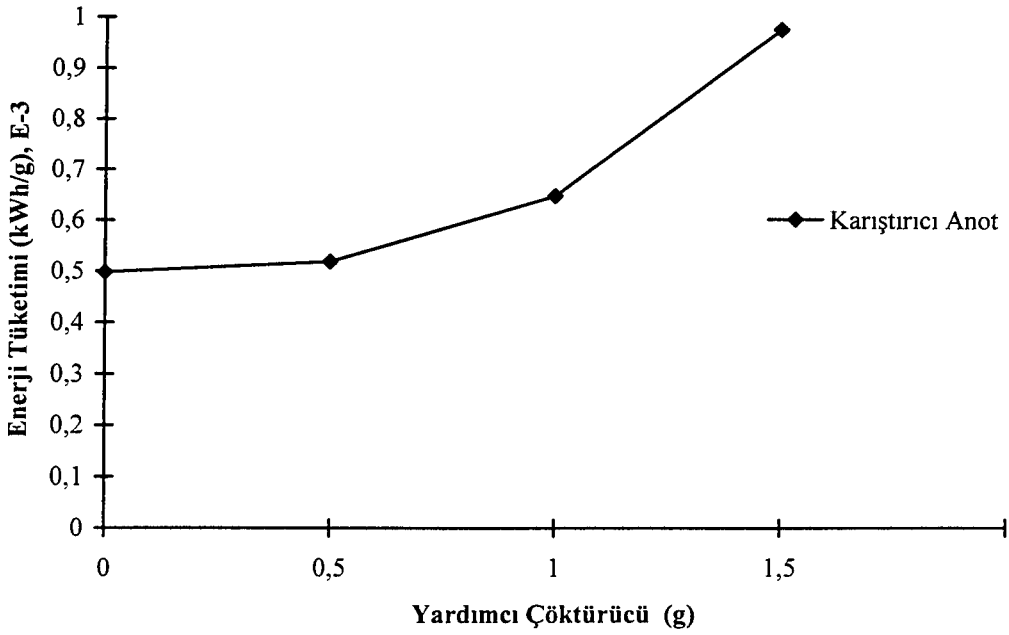
Şekil 9.27. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sodyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



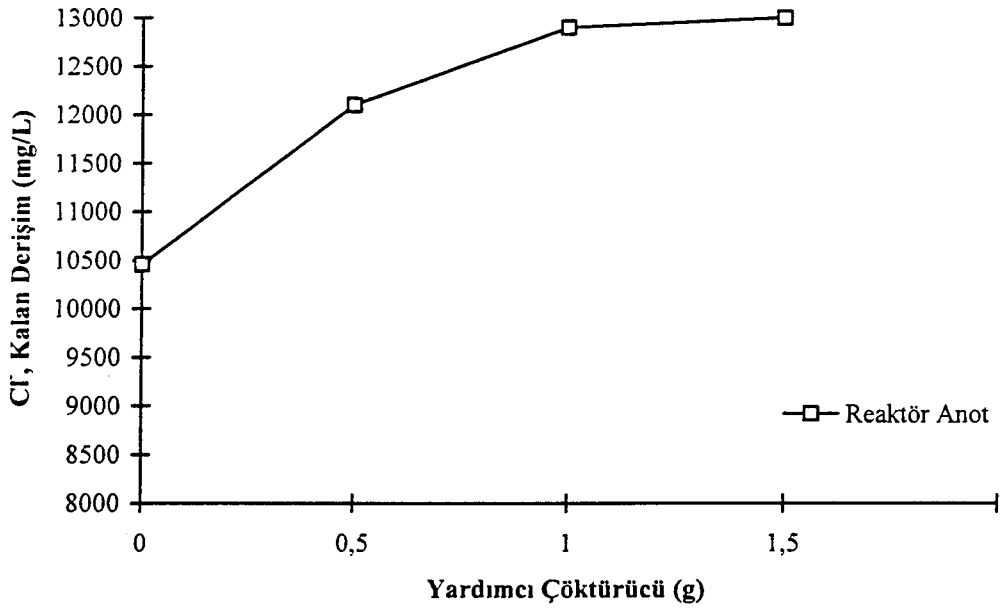
Şekil 9.28. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



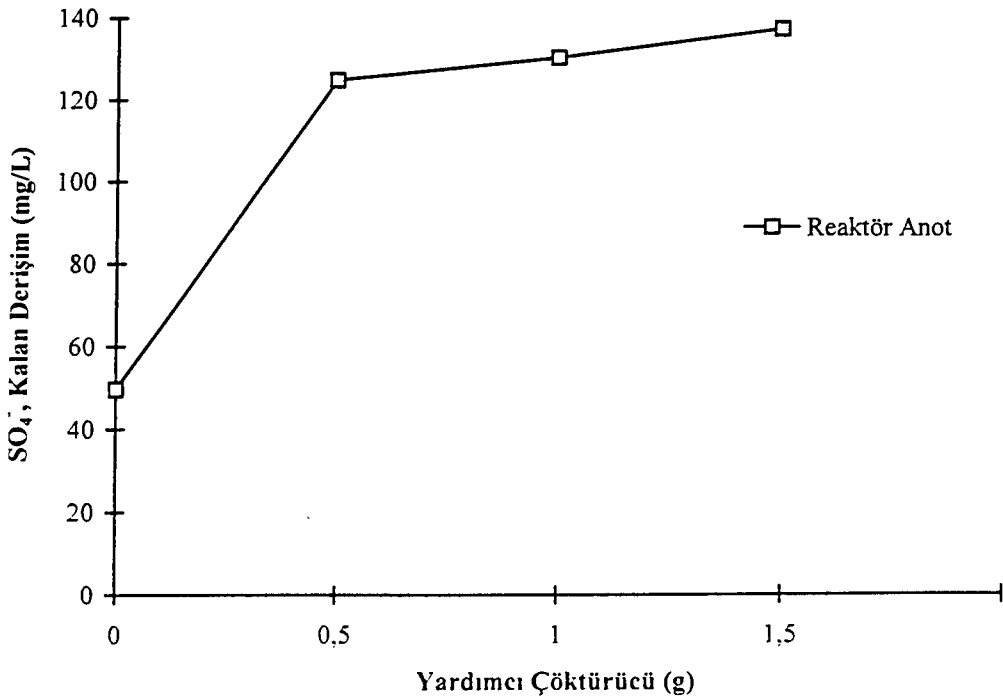
Şekil 9.29. Karıştırıcının anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin giderime etkisi (Akım= 2,25 A, Süre= 50 dk)



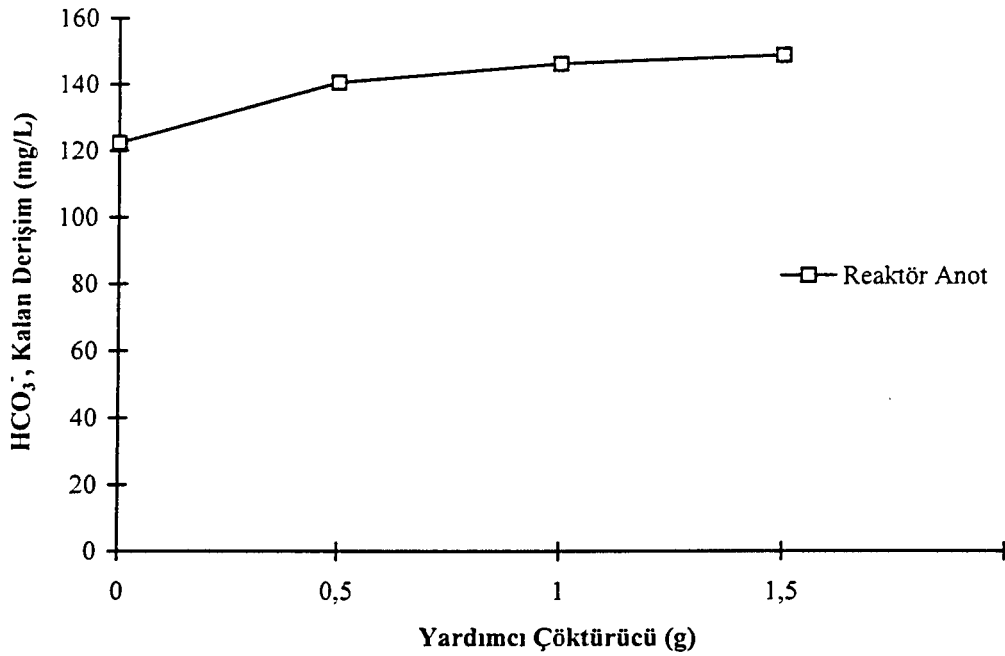
Şekil 9.30. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



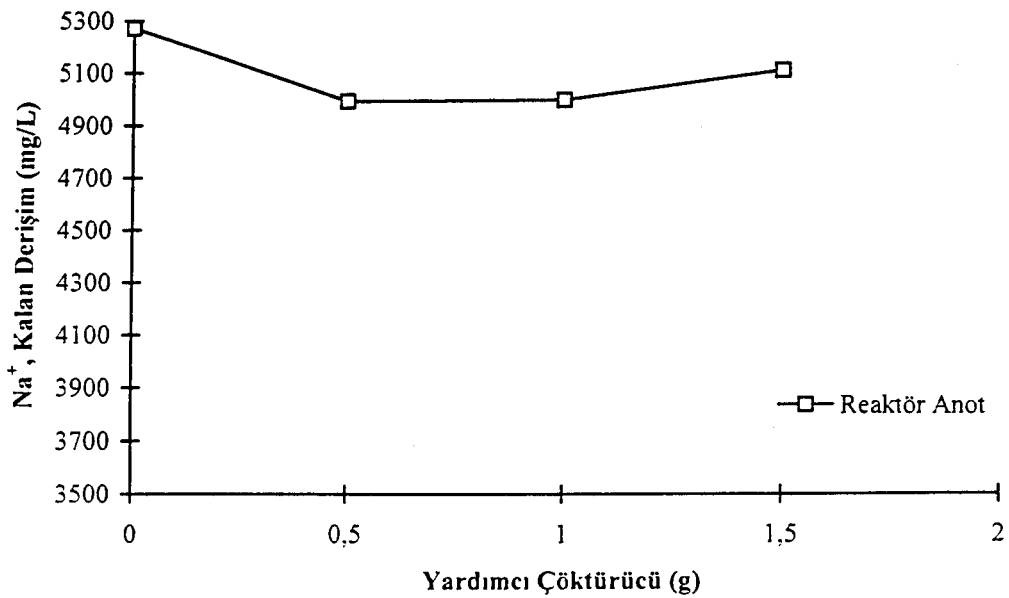
Şekil 9.31. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin klorür iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



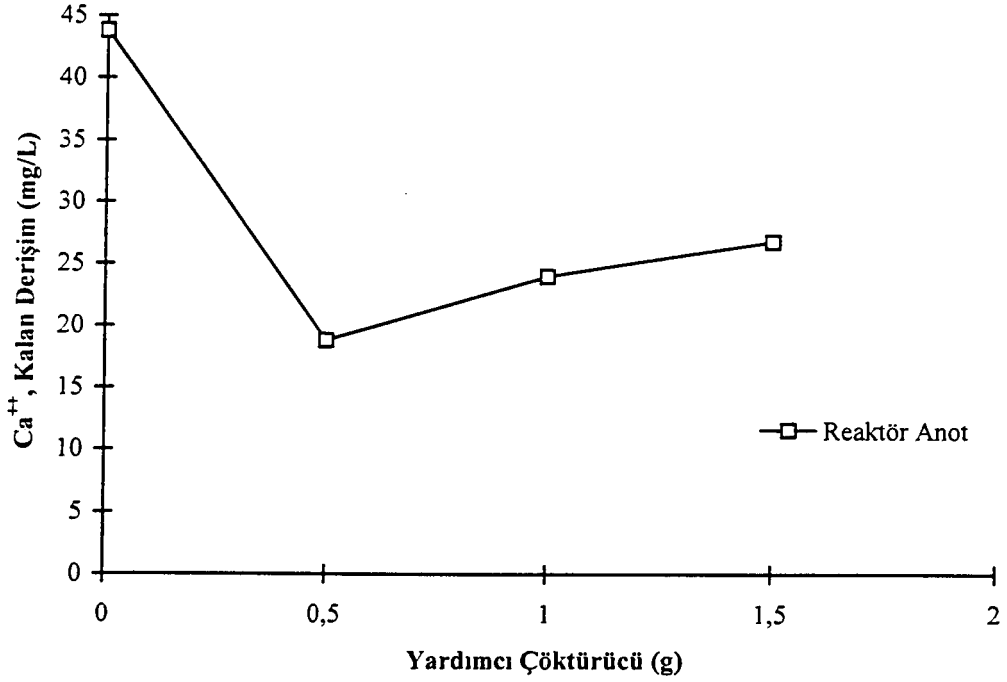
Şekil 9.32. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sülfat iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



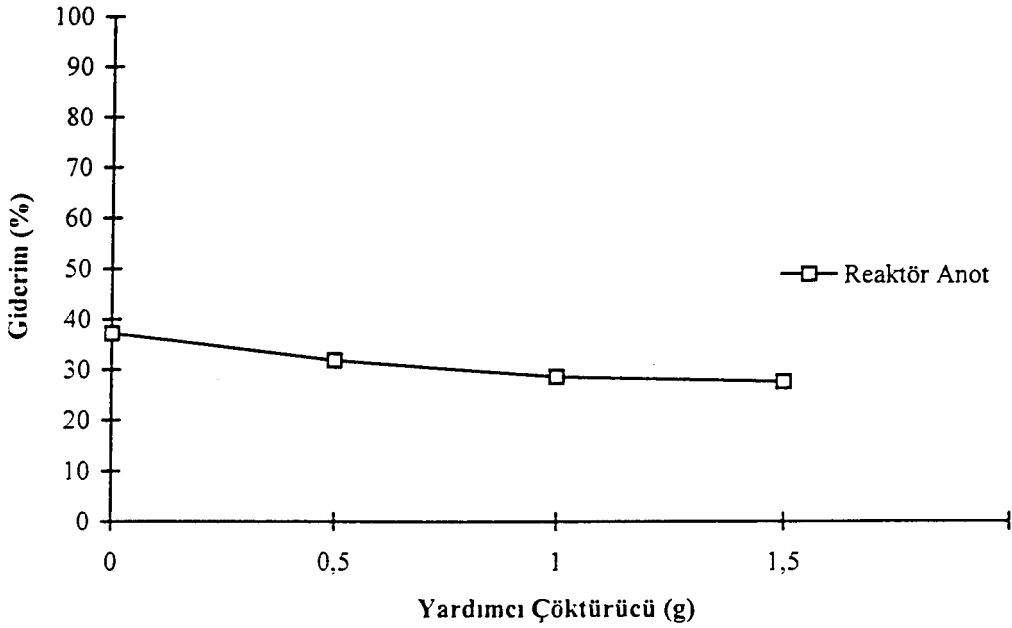
Şekil 9.33. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin bikarbonat iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



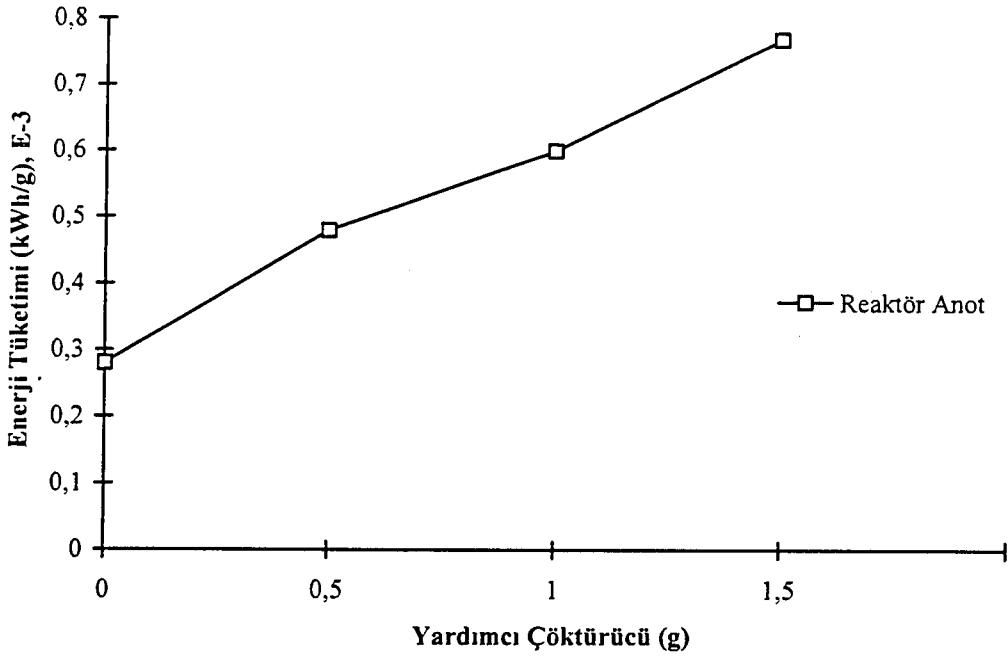
Şekil 9.34. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin sodyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



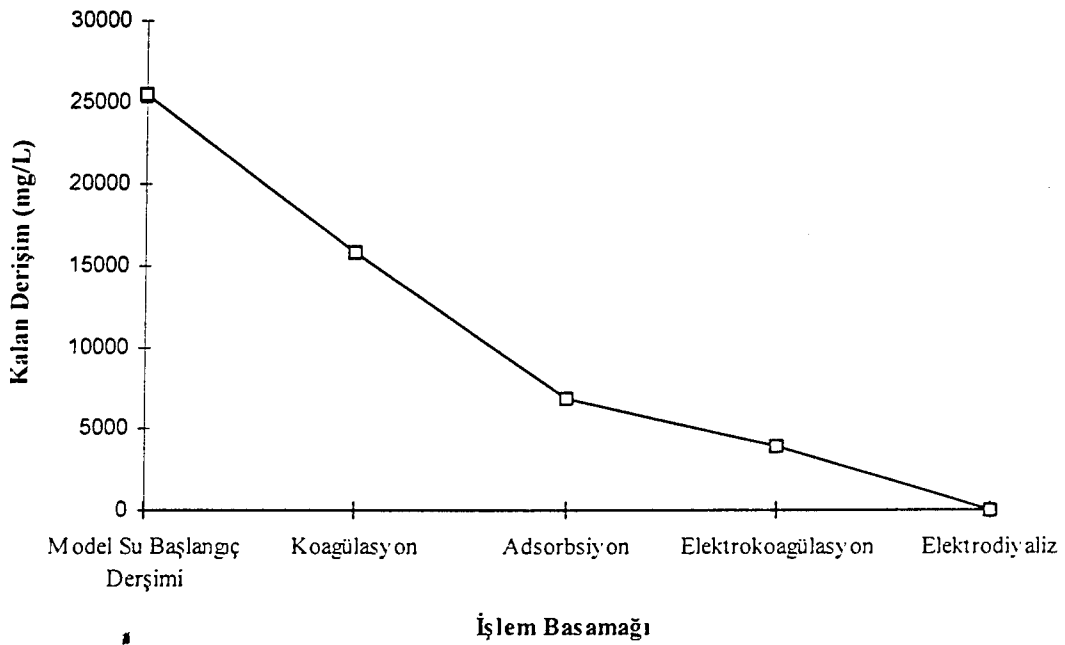
Şekil 9.35. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin kalsiyum iyonu derişimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



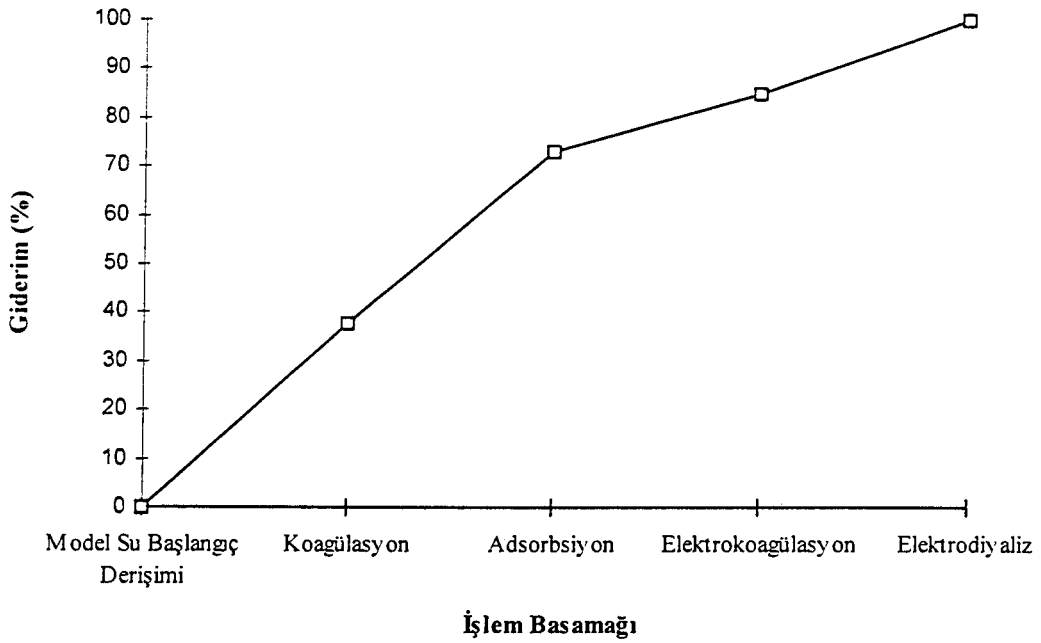
Şekil 9.36. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin giderime etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



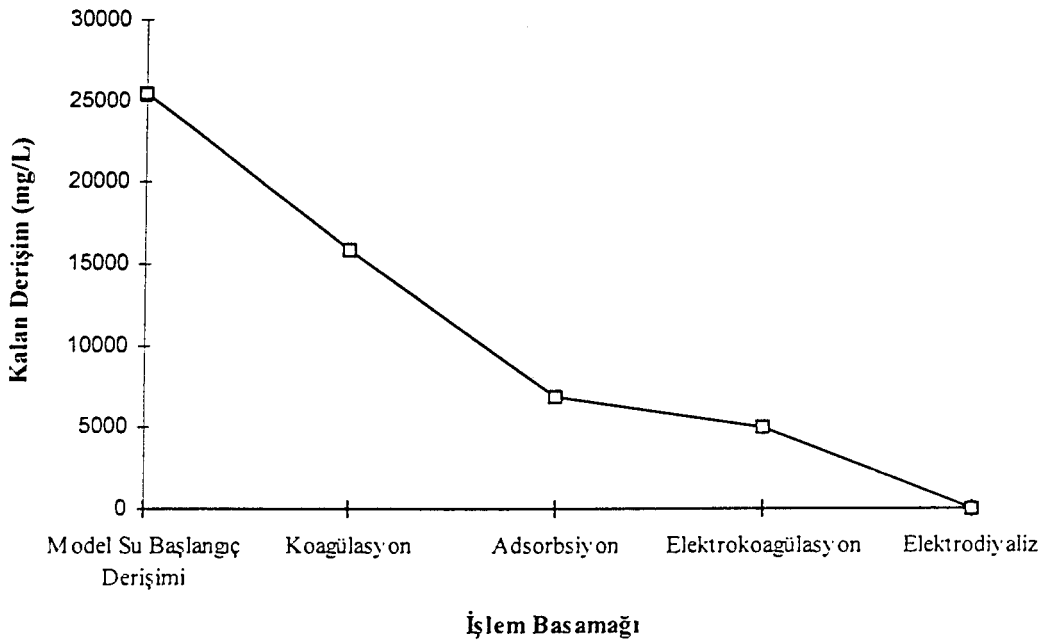
Şekil 9.37. Reaktörün anot olduğu durumda yardımcı çöktürücü (Fe_2O_3) derişiminin enerji tüketimine etkisi (Akım= 1,5 A, Süre= 40 dk)



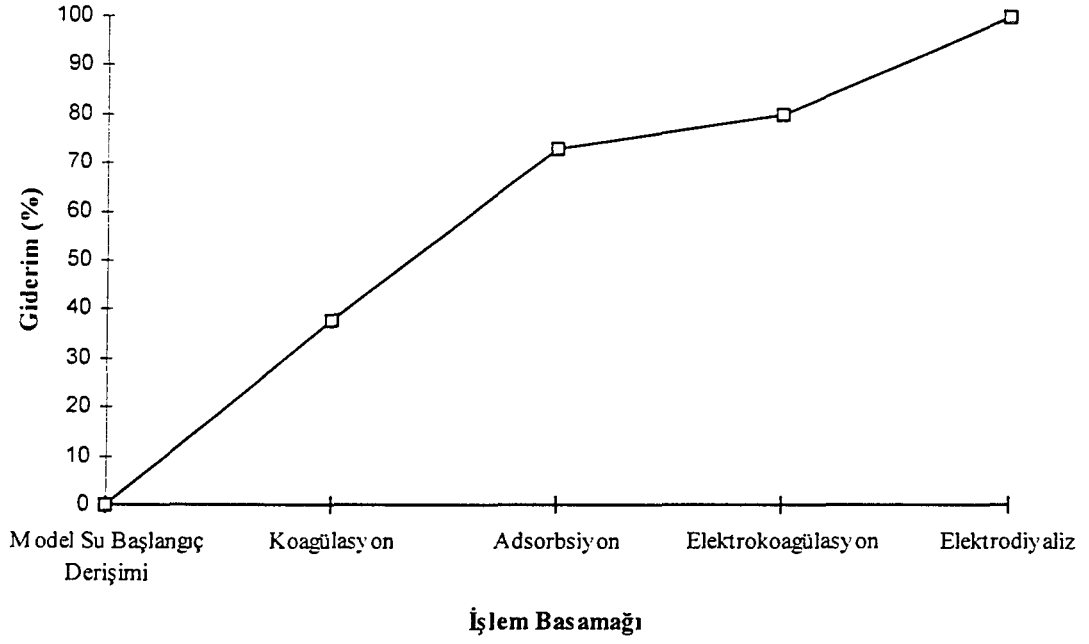
Şekil 9.38. Karma sistemdeki işlem basamaklarının toplam tuzluluk derişimine etkisi (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 30 dk)



Şekil 9.39. Karma sistemde işlem basamaklarının giderime etkisi (Elektrokoagülasyon: 2,25 A, 50 dk; Elektrodializ: 10 V, 30 dk)



Şekil 9.40. Karma sistemde işlem basamaklarının toplam tuzluluk derişimine etkisi (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodializ: 10 V, 50 dk)



Şekil 9.41. Karma sistemde işlem basamaklarının giderime etkisi (Elektrokoagülasyon: 0,75 A, 30 dk; Elektrodiyaliz: 10 V, 50 dk)

10. SONUÇLAR, YORUM ve ÖNERİLER

Yapılan elektrokoagülasyon çalışmasında petrol formasyon suyu bileşiminde hazırlanan model atıksuyun adsorbsiyon önışleminin ardından, alüminyum elektrotlar kullanılarak artırılabilirliği incelenmiştir. Önışlem olmadan tuzlu suyun doğrudan elektrokoagülasyon sisteminde artımının incelendiği parametrik çalışmalarda magnezyum, kalsiyum ve sülfat iyonlarının elektrokoagülasyon sürecinde kısa sürede ve düşük akımlarda yüksek oranda giderimi sağlanmıştır. Magnezyum iyonu, karıştırıcının anot olması durumunda, 0,75 A, 30 dk'da katot olduğu durumda ise 0.75 A, 60 dk'da % 100 giderilmiştir (Bkz. Çizelge 9.1 ve 9.3). Kalsiyum iyonları da kısa sürede ve düşük akımlarda oldukça yüksek verimle giderilmiştir. Reaktörün anot olduğu durumda kalsiyum iyonunun giderimi daha hızlı gerçekleşmiştir. Her iki çalışmada da kalsiyum iyonları sınır değerin altına düşürülmüş ve etkin bir giderim sağlanmıştır. Sülfat iyonları karıştırıcının anot olduğu çalışmada daha kısa sürede giderilmiş, süre uzatıldığında ise % 100'e ulaşan oranda giderim sağlanmıştır (2,25 A, 50 dk: Bkz. Çizelge 9.3).

Sudaki alkalinite parametresi olarak ifade edilen bikarbonat iyonlarının giderimi yüksek oranda gerçekleşmiş, fakat bu çalışma sistemiyle % 100 giderime ulaşılammıştır. Tuzluluğun büyük bir kısmını oluşturan sodyum iyonu derişimi, uygulanan akımın artmasıyla artan hızla azalmıştır. Karıştırıcının anot olması durumunda bu hız daha da yükselmiştir. Uygulanan akımın artmasının beklendiği gibi giderimi olumlu yönde etkilediği gözlenmiştir. Ancak akımdaki artış, işlem sıcaklığını artırdığından süreci olumsuz yönde etkilemiştir. Karıştırıcının anot olduğu durumda 3,0 A'de belirgin bir şekilde karşılaşılan sorun, kısa sürede sıcaklığın yükselmesi nedeniyle verimin azalmasıdır. Elektrokoagülasyon sisteminde, reaktörün anot ve karıştırıcının anot olduğu her iki koşulda da destek elektrolit derişiminin etkisinin incelendiği çalışmalarda, en uygun destek elektrolit derişiminin 0,5 g olduğu bulunmuştur. Destek elektrolit ilavesinin artıma verimini artırdığı gözlenmiştir. Atıksuyun tuz derişimi çok yüksek olduğundan destek elektrolit, pH, karıştırma hızı, farklı destek elektrolit ve farklı elektrot materyali etkisinin incelendiği deneyler, optimum işlem koşullarında gerçekleştirilmiştir (2,25 A, 50 dk). Çalışmalar, yüksek pH ve hızlı karıştırmanın sistemi çok fazla etkilemediğini göstermiştir. Hızlı karıştırmanın enerji tüketimini artırdığı gözlenmiş ve yavaş karıştırmanın tercih edilmesine neden olmuştur. Farklı destek elektrolit olarak denenmiş olan Al_2O_3 'in özellikle giderimi ve enerji tüketimini olumsuz yönde etkilediği gözlenmiştir. En iyi sonucun elde edildiği elektrokoagülasyon koşullarında farklı malzemedan yapılmış anot ve katodun kullanıldığı deneyde giderim çok düşmüş, enerji tüketimi ise aşırı derecede artmıştır.

Çalışmalar, tuzlu atıksuyun doğrudan elektrokoagülasyonla artımının maliyet ve verim açısından uygulanabilirliğinin zor olduğunu göstermiştir. En önemli sınırlayıcı parametre, sıcaklık olarak karşımıza çıkmıştır. Tüm bu verilerin ışığında elektrokoagülasyon sisteminin etkinliğini artırmak amacıyla adsorbsiyon önışleminin uygulanması öngörülmüştür. Adsorbanın seçimi için yapılan çalışmalarda curuf ve aktif karbonun tuz gideriminde en iyi adsorban maddeler oldukları gözlenmiştir. Kolay bulunabilmesi ve daha ekonomik olması nedeniyle curufla çalışmak uygun görülmüştür. Yaptığımız çalışmada adsorbsiyon uygulanarak elektrokoagülasyonun veriminin arttığı, enerji tüketiminin azaldığı gözlenmiştir. Daha iyi giderim sağlamak için karma bir

sistemin daha etkili olacağı düşünölmüş, bu nedenle model atıksuyun öncelikle koagölasyona, ardından adsorbsiyona tabi tutulması daha sonra da elektrokoagölasyona beslenmesi şeklinde karma bir düzenek tasarlanmıştır. Bu şekilde çalışılan sistemde toplam tuzluluk derişimi % 80 oranında azaltılmıştır. % 100 giderimin sağlanabilirliğini incelemek amacıyla elektrokoagölasyon sisteminden sonra diğer bir elektrokimyasal sistem olan elektrodializle çalışılmış ve % 100 giderime ulaşılmıştır (Çizelge 9.19-9.22).

Gerçek ölçekte atıksuyun inorganik tuzların yanı sıra organik madde, bakteri, diğer inorganik maddeleri de içereceği gözönüne alınırsa, atıksuyun doğrudan üçüncül arıtmaya tabi tutulmasından önce suya ucuz ve etkili bir önışlem yapılması uygun olacaktır. Bu hem ileri arıtım basamağının verimini artıracak, hem de enerji tüketimini azaltacak, dolayısıyla daha etkili sonuç alınacaktır. Bu amaçla uygulanacak olan koagölasyon işleminde atıksuyun içerebileceği diğer kirleticiler de çöktürölerek sudan uzaklaştırılacak, böylece adsorbsiyon sürecinin verimi arttırılacaktır. Son basamak olarak öngörölen elektrodializ sistemi, atıksuyun arıtılmasından sonra elde edilmek istenen su niteliğine bağlı olarak sisteme dahil edilebilir. Benzer şekilde adsorbsiyon işleminde kullanılan adsorbanın seçimi de maliyet yönünden incelemeyi gerekli kılmaktadır.

Çalışmada maliyet konusunda net bir sonuca ulaşmanın oldukça zor olduğu açıktır. Yaptığımız çalışma temel alınarak pilot ölçekte yapılacak çalışmalarda bu yöntemlerin endüstriyel uygulanabilirliğinin incelenmesi mümkün olacaktır.

KAYNAKLAR

1. Nitratın Sudan Elektrokimyasal Yöntemlerle Uzaklaştırılması., KOPARAL, A.S. Doktora Tezi., Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, 1996, 180s. (Yayımlanmamış)
2. SCOTT, K., *Handbook of Industrial Membranes*. Elsevier Science Publishers Ltd., England, 1995.
3. MUSLU, Y., *Atıksuların Arıtılması*. İTÜ Matbaası, İstanbul, 1994.
4. KARPUZCU, M., *Çevre Kirlenmesi ve Kontrolü*. Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü Yayınları, İstanbul, 1991.
5. Bakır İyonlarının Seyreltik Çözeltilerden Elektrokimyasal Yolla Uzaklaştırılması., ÖZEL, E. Yüksek Lisans Tezi., Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, 1994, 128 s. (Yayımlanmamış)
6. DURAN, M., ve DEMİRER, G.N., *Su Arıtımında Temel İşlemler*. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara, 1997.
7. Hidrojen Sülfür Gazının Özellikleri, Hava Kalitesine Etkileri, Analiz ve Giderilme Yöntemleri., GERÇEL, H.F., ve KOPARAL, A.S. Lisans Tezi., Anadolu Üniversitesi Mühendislik - Mimarlık Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü, Eskişehir, 1989, 30 s. (Yayımlanmamış)
8. ŞENGÜL, F., ve MÜEZZİNOĞLU, A., *Çevre Kimyası*. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, İzmir, 1993.
9. JACKSON, G.B., *Applied Water and Spent Water Chemistry, A Laboratory Manual*. Von Nostrand Reinhold, NewYork, 1993.
10. USLU, O., ve TÜRKMAN, A., *Su Kirliliği ve Kontrolü*. TC. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları Eğitim Dizisi, Ankara, 1987.
11. CORBITT, R.A., *Standart Handbook of Environmental Engineering*. McGraw Hill Inc., USA, 1990.
12. TRAIN, R.E., *Quality Criteria for Water*. Castle House Pub. Ltd., England, 1979.
13. SAWYER, N.C., McCARTY, P.L., and PARKIN, G.F., *Chemistry for Environmental Engineering*. McGraw Hill İnt. Editions, Singapore, 1994.
14. HARRİSON, R.M., (Ed) *Pollution Causes, Effects & Control*. Royal Society of Chemistry, Great Britain, 1993.

KAYNAKLAR (Devam)

15. NEMEROW, N.L., *Industrial Water Pollution, Origines, Characteristics and Treatment*. Addison - Wesley Publishing Company, USA, 1978.
16. BOELTER, A.M., LAMMING, F.N., FARAG, A.M., and BERGMAN, H.L., *Environmental Effects of Saline Oil-Field Discharges on Surface Waters*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 1187-1195, 1992.
17. CANTER, L.W., and KNOX, R.C., *Groundwater Pollution Control*. Lewis Pub. Inc. Michigan, 1986.
18. GODINO, M.P., RINCON, L.P.C., and MENGUAL, J.I., *Water Production from Brines by Membrane Distillation*, *Desalination*, 108, 91-97, 1996.
19. TSUBAKIZAKI, S., MORIMOTO, T., and IZUMI, J., *Removal of Calcium from Seawater by Adsorption on Alumina*, *JPN Kokai Tokkyo Koho JP. 01, 284, 384*, 15 Nov. 1989, Appl. 88/112, 374, 11 May 1988, 3 pp.
20. MALAKHOV, I.A., AGAMALIEV, M.M., POLETAEV, L.N., and MANAFOV, Sh. M., *Partial Softening, Decarbonation and Demineralization of Brackishwater*, *Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Energ.*, 4, 99-103, 1991.
21. MATSUDA, K., and KOSAKA, I., *Purification of Aqueous Alkali Metal Chloride Solution*, *JPN Kokai Tokkyo Koho JP. 04. 04. 092 (92-04, 092) 08 Jan. 1992*, Appl. 90/102, 482, 17 Apr. 1990, 7pp.
22. SHISHCHENKO, V.V., and BELYAEV, E.I., *Hydrolysis of Calcium Carbonate in Carbonate Removal from Geothermal Brines*, *Khim. Tekhnol. Vody*, 11, 10, 913-14, 1989.
23. LI, C., and SU, T., *Magnesium Containing Wastewater Treatment*, *Faming Zhuanli Shenqing Gongkai Shuomingshu CN, 1, 052, 100*, 12 Jun. 1991, Appl. 89, 108, 899, 27 Nov. 1989, 4pp.
24. PAWLOWSKI, L., WASAG, H., TRACZ, J., and KOWALSKI, Z., *Simultaneous Decarbonation and Coagulation of Water*, (*Politechnika Lubelska*) PL 147, 582, 30 Jun. 1989, Appl. 250, 258, 29 Oct. 1984, 5pp.
25. POLETAEV, L.N., AGAMALIEV, M.M., MALAKHOV, I.A., and MANAFOV, Sh. M., *Study of the Effectiveness of Demineralization of Ca-HCO₃-ion exchange Treated Salty Water by Precipitation of CaCO₃*, *Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Energ. Ob'edin. SNG. Energ.*, 11,12, 86-89, 1994.

KAYNAKLAR (Devam)

26. MALYUTA, G.N., *Removal of Calcium and Magnesium Compounds from Wastewaters*, Izobreteniya, 20, 87, 1992.
27. LI, X., QI, M., GAO, X., and ZHAO, Z., *Removal of Sodium from Natural Mineral Water by Immersion on Polyantimonic (V) Acid with Silica Gel Carrier*, Beijing Gongye Daxue Xuebao, 19, 3, 27-31, 1993.
28. KOZLAK, W., and PYSIAK, J., *Treatment of Wastewater from Petroleum Desalination Facility*, Przem. Chem., 69, 5, 229-231, 1990.
29. MAVROV, V., CHMIEL, H., HEITELE, B., and RÖGENER, F., *Desalination of Surface Water to Industrial Water with Lower Impact on the Environment. Part I: New Technological Concept*, Desalination, 108, 159-166, 1996.
30. ADHIKARY, S.K., NARAYANAN, P.K., THAMPY, S.K., DAVE, N.J., CHAUHAN, D.K., and INDUSEKHAR, V.K., *Desalination of Brackish Water of Higher Salinity by Electrodialysis*, Desalination, 84, 189-200, 1991.
31. NARAYANAN, P.K., THAMPY, S.K., DAVE, N.J., CHAUHAN, D.K., MAKVANA, B.S., ADHIKARY, S.K., and INDUSEKHAR, V.K., *Performance of the first Sea Water Electrodialysis Desalination Plant in India*, Desalination, 84, 201-211, 1991.
32. WU, J., XIA, H., LIU, H., and ZHANG, L., *Economic Benefits of a New Treatment Technique for Boiler Feed Water*, Shuichuli Jishu, 16, 2, 154-157, 1990.
33. GNUSIN, N.P., ALEKSEEVA, S.L., and LUKIANETS, I.G., *Kinetics of the Precipitation of Hardness Salts from Natural Waters*, Khim. Tekhnol. Vody., 11, 10, 910-912, 1989.
34. RENK, R.R., *Electrocoagulation of Tar Sand and Oil-Shale Wastewaters*, Energy Prog., 8,4, 205-208, 1988.
35. BANNOUD, A., *The Electrochemical Way of Removing the Hardness of Water*, Desalination, 93, 1-3, 545-555, 1993.
36. ABDULA'ALY, A.I., and CHAMMEM, A.A., *Groundwater Treatment in the Central Region of Saudi Arabia*, Desalination, 96, 203-214, 1994.
37. GLUECKSTERN, P., and PRIEL, M., *Optimized Brackish Water Desalination Plants with Minimum Impact on the Environment*, Desalination, 108, 19-26, 1996.

KAYNAKLAR (Devam)

38. VERMEULEN, T., *Kirk - Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. A Wiley Interscience Pub. John Wiley & Sons, USA, 1983.
39. TCHOBANOGLOUS, G., and BURTON, F.L., (Revised) *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse*. Metcalf & Eddy Inc., USA, 1991.
40. MONTGOMERY, J.M., *Water Treatment Principles and Designs*. A Wiley Interscience Pub. John Wiley & Sons, USA, 1985.
41. KIMBERLY, A., and GRAFF-BYUNG, R.K., *Textile Wastes*, Water Pollution Control Federation, Vol. 59, 1987.
42. ARIK, P., *Pamuklu Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtımında Alternatif Prosesler (Atıksu Arıtma Prosesi Seçimiyle İlgili Bir Örneklem)*, Çevre Teknolojisi Uygulayıcıları Derneği Atıksu Arıtma Tesislerinin İşletilmesi Semineri, İstanbul, 1996.
43. KOCASOY, G., (Ed) *Atıksu Arıtma Sistemleri*. TMMOB Kimya Mühendisleri Odası Yayınları, İstanbul, 1991.
44. ÖZTÜRK, M., ve SAKA, N., *Tekstil Atıksularının Havalı Ortamda Aktif Karbonla Arıtılması*, Beşinci Bilimsel ve Teknik Çevre Kongresi, Adana, 1989.
45. PEREZ-CANDELA, M., MARTÍN-MARTÍNEZ, J.M., and TORREGROSA-MACÍA, R., *Chromium (VI) Removal with Activated Carbons*, Water Res. 29, 9, 2174-2180, 1995.
46. TEKER, M., İMAMOĞLU, M., ve ÖZACAR, M., *Pirinç Kabuğundan Yapılmış Aktif Karbonla Cu(II) ve Cd(II) İyonlarının Adsorpsiyonu*, UKMK-2 Bildiri Kitabı (I. Cilt) İTÜ, İstanbul, 1996.
47. ELNEKAVE, M., KOYUGÖLGE, T., KIRDAR, E., ve DEVECİ, N., *Yünlü tekstil Endüstrisi Atıksuyunun Biyolojik Arıtımı ve Renk Giderimi*, UKMK-2 Bildiri Kitabı (II. Cilt) İTÜ, İstanbul, 1996.
48. DAĞAŞAN, L., ALKAN, R., YÖNSEL, Ş., ve ARHAN, Y., *Maya Atıksularından Renk Giderimi Çalışmaları*, UKMK-2 Bildiri Kitabı (II. Cilt) İTÜ, İstanbul, 1996.
49. KARAPINAR, İ., ve KARGI, F., *Atıksulardan Boyarmaddelerin Adsorpsiyonla Giderimi*, Hacettepe Üniversitesi Çevre Uygulamaları ve Araştırma Merkezi, Çevre Bilimleri, 4, 1-7, 1996.
50. ONAR, N.A., BALKAYA, N., ve AKYÜZ, T., *Phosphate Removal by Adsorption*, Environmental Technology, 17, 207-213, 1996.

KAYNAKLAR (Devam)

51. ÖĞÜTVEREN, Ü.B., KOPARAL, A.S., ve GÖNEN, N., *Removal of Dye Stuffs from Wastewater: Electrocoagulation of Acılan Blau Using Soluble Anode*, Jo. Env. Science and Health Part A- Env. Sci. and Eng., 27,5, 1237-1247, 1992
52. Elektrokoagülasyon-Elektroflotasyon., ÜNAL, S. İleri Arıtım Teknikleri Ders Projesi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, 1996, 21 s. (Yayımlanmamış)
53. ÖĞÜTVEREN, Ü.B. and KOPARAL A.S., *Eelctrocoagulation for oil-water emulsion teratment*, Journal of Environmental Science and Health, Part A, Environmental Science and Engineering A 32, (9 & 10), 2507-2520,1997,
54. FARKAS, J., and MITCHELL, G.D., *An Electrochemical Treatment Process for Heavy Metal Recovery From Wastewaters*, AIChE Symposium Series, No: 243, Vol: 81, 57-66, 1985.
55. RAUTENBACH, R., and ALBERT, R., *Membrane Processes*. John Wiley & Sons Ltd., USA, 1989.
56. TUWINER, S.B., *Diffusion and Membrane Technology*. Reinhold, NewYork, 1962.
57. ANONYMOUS, Ionics Inc. Watertown, MA 02172, USA, 1984.
58. LACEY, R.E., (Ed) *Membrane Processes for Industry*. Southern Research Institute, Birmingham, 1966.
59. SCOTT, K., and HUGHES, R., (Ed.) *Industrial Membrane Separation Technology*. Published by Blackie Academic & Professional, an İmprint of Chapman & Hall, Great Britain, 1996.

Ek 1. Sülfat iyonu derişiminin okunduğu alışma doğrusu

