

T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**İÇME SULARINDAN ORGANİK MADDE GİDERİMİ VE TRIHALOMETAN
OLUŞUMUNUN ÖNLENMESİ İÇİN ARITMA PROSESLERİNİN
OPTİMİZASYONU**

Arzu TEKSOY

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA 2006

İÇME SULARINDAN ORGANİK MADDE GİDERİMİ VE TRIHALOMETAN OLUŞUMUNUN ÖNLENMESİ İÇİN ARITMA PROSESLERİNİN OPTİMİZASYONU

ÖZET

Bu çalışmada öncelikle Doğançı Barajı'ndan alınan ham sudan organik madde giderimi için optimum koagülasyon koşulları tespit edilmiştir. Daha sonra bu koşullarda yapılan arıtma işlemlerinde dezenfeksiyon amacı ile kullanılan ozon, UV ışını ve klor gibi dezenfektanların organik karbon mineralizasyonu ve trihalometan oluşum potansiyeline etkileri belirlenmiştir. Ayrıca ozonlamanın farklı arıtma kademelerinde kullanılması ile elde edilen organik madde giderimleri mukayese edilmiştir.

Optimum koagülasyon koşullarını belirlemek için yapılan jar testi denemelerinde maksimum organik karbon gideriminin pH 5.5'te 27 mg/L FeCl₃ ve 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile elde edildiği belirlenmiştir. Düşük pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemlerinin ardından uygulanan dezenfektanlar arasında ozonlamanın (2mg/L ozon konsantrasyonunda 20 dakika) organik karbon mineralizasyonunda en etkili yöntem olduğu ancak UV radyasyonu ve klorlama ile de bir miktar oksidasyon meydana geldiği tespit edilmiştir.

Düşük pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemlerinin koagülasyon ve aktif karbon filtrasyon verimini arttırdığı, hızlı kum filtrasyonuna etkisi olmadığı belirlenmiştir.

Çalışma sonuçları, maksimum TOK ve ÇOK gideriminin, koagülasyon, aktif karbon filtrasyonu ve 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlama proseslerinin kullanılmasıyla sağlandığını göstermiştir. En iyi THMOP ve BPÇOK giderimi ise 2mg/L ozon konsantrasyonu ile 20 dakika ön ozonlamanın ardından koagülasyon ve aktif karbon filtrasyon prosesinin kullanılması ile elde edilmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: içme suyu arıtımı, ozonlama, UV radyasyonu, klorlama, organik karbon mineralizasyonu, trihalometan oluşum potansiyeli.

OPTIMISATION OF TREATMENT PROCESSES FOR ORGANIC MATTER REMOVAL FROM DRINKING WATER AND PREVENTION OF TRIHALOMETHANE FORMATION

ABSTRACT

In this research optimum coagulation conditions for organic matter removal were determined in raw water taken from Doğancı Dam. Afterwards the effects of disinfectants (ozone, UV radiation and chlorine) used in drinking water treatment processes on organic carbon mineralization and trihalomethane formation potential were evaluated. Furthermore organic matter removal efficiencies obtained from ozonation applied in different steps of treatment processes were compared.

The results of jar tests which was conducted for determining the optimum coagulation conditions indicated that maximum organic carbon removal was achieved with 27 mg/L FeCl₃ and 0.05 mg/L anionic polyelectrolite at pH 5.5. Ozonation (2 mg/L ozone for 20 minutes) was found to be the most effective disinfection method for organic carbon mineralization in low pH treatment processes. However, a slight oxidation also occurred in chlorination and UV radiation methods.

Treatment process operated in low pH increased the efficiency of coagulation and activated carbon filtration whereas had no effect on rapid sand filtration.

The overall results showed that maximum TOC and DOC removals were achieved by using the processes of coagulation, activated carbon filtration and ozonation (2 mg/L ozone for 20 minutes). The best THMFP and BDOC removal were obtained by using coagulation and activated carbon filtration following pre-ozonation (2 mg/L ozone for 20 minutes).

KEYWORDS: drinking water treatment, ozonation, UV radiation, chlorination, organic carbon mineralization, trihalomethane formation potential.

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1.GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	3
2.1. Doğal Organik Maddeler	3
2.2. İçme Sularının Dezenfeksiyonu	4
2.3. Dezenfeksiyon Yöntemleri.....	5
2.3.1.Klor İle Dezenfeksiyon	8
2.3.1.1. Klor Kimyası.....	8
2.3.1.2. Klorun Uygulama Noktaları ve Dozları.....	10
2.3.2. Ozon İle Dezenfeksiyon.....	11
2.3.2.1. Ozon Üretimi.....	13
2.3.2.2. Ozonlama Sistemi Bileşenleri.....	14
2.3.2.3 Ozonun Kullanım Alanları.....	15
2.3.2.4. Ozonun Uygulama Noktaları	16
2.3.2.5. Ozonun Diğer Arıtım Proseslerine Etkisi	17
2.3.2.6. Ozonlama Sonrası Oluşan Dezenfeksiyon Yan Ürünleri.....	18
2.3.2.7. Ozonlama Yan Ürünlerinin Kontrolü.....	20
2.3.2.8. Ozon Kullanımının Avantajları ve Dezavantajları.....	21
2.3.3. UV Işını İle Dezenfeksiyon.....	22
2.3.3.1. UV Dezenfeksiyon Reaksiyonları.....	22
2.3.3.2. UV Işınının Elde Edilmesi	24
2.4.3.3. UV Radyasyonunun Uygulama Noktaları	25
2.3.2.4. UV Işınlının Patojen İnaktivasyonu ve Dezenfeksiyon Etkinliği	26
2.4. İçme Sularında Görülen Dezenfeksiyon Yan Ürünleri ve Dezenfeksiyon Kalıntıları	27
2.4.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Öncüleri	27
2.4.2. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumunu Etkileyen Faktörler	28

2.4.3. Organik Oksidasyon Yan Ürünleri.....	30
2.4.4. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Kontrolü	31
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	33
3.1. Materyal	33
3.2. Yöntem.....	33
3.2.1. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi	33
3.2.1.1. Jar Testi	33
3.2.1.2. Optimum Koagülasyon pH'sının ve Dozunun Belirlenmesi	33
3.2.2. Arıtma Proseslerinin Tanıtılması	34
3.2.2.1. Koagülasyon.....	34
3.2.2.2. Hızlı Kum Filtrasyonu	35
3.2.2.3. Aktif Karbon Filtrasyonu	36
3.2.3. Dezenfeksiyon Proseslerinin Tanıtılması.....	36
3.2.3.1. UV Radyasyonu	36
3.2.3.2. Ozonlama	37
3.2.4. Arıtma Alternatifleri.....	38
3.2.4.1. Organik Madde Gideriminde Düşük pH'nın Arıtma Proseslerine Etkisi	38
3.2.4.2. Farklı Dezenfektanların Nihai Dezenfeksiyonda Kullanımı.....	38
3.2.4.3. Filtrasyonda Hızlı Kum Filtresi veya Aktif Karbonun Filtresinin Kullanılması	39
3.2.4. Arıtma Prosesleri Sonunda İncelenecek Parametreler	40
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	42
4.1. Ham Suyun Karakterizasyonu	42
4.2. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi	43
4.2.1. Alum İle Koagülasyon	43
4.2.2. FeCl ₃ ile Koagülasyon	52
4.2.3. FeSO ₄ İle Koagülasyon.....	61
4.2.4. Optimum Koagülasyon Koşullarında Organik Madde Konsantrasyonlarının Değişimi	68
4.2.5. Organik Madde Miktarına Bağlı Olarak SUVA Ve UV Absorbansı Değişimi	74

4.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşumunun Azaltılması İçin Farklı Arıtım Alternatiflerinin Uygulanması	77
4.3.1. Organik Madde Gideriminde Düşük pH'nın Arıtma Proseslerine Etkisi	77
4.3.2. Farklı Dezenfektanların Nihai Dezenfeksiyonda Kullanımı.....	82
4.3.3. Ön ozonlamanın Kum ve Aktif Karbon Filtrasyonuna Etkisi.....	94
4.3.4. Kum ve Aktif Karbon Filtrasyonu Sonrasında Nihai Ozonlama Yapılması....	103
5. SONUÇ ve ÖNERLER	111
KAYNAKLAR	112
TEŞEKKÜR.....	118
ÖZGEÇMİŞ	119

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa no
2.1. Ozonun rezonans yapısı	11
2.2. Suyun ozonlanması sırasında meydana gelen oksidasyon reaksiyonları	12
2.3. Bromat iyonu ve bromlu organiklerin oluşumuna neden olan ozon ve bromür iyonu arasındaki reaksiyonlar	13
2.4. Ozon üretimi	14
2.5. Ozonlama sırasında meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri	19
2.6. Ozonun bromür iyonu ile reaksiyonunda bromat oluşum mekanizmaları	20
2.7. Kapalı tip UV reaktörü.....	25
2.8. UV ışını ile germisidal inaktivasyon	26
3.1. Koagülasyon düzeneğinin şematik gösterimi	35
3.2. Hızlı kum filtresinin şematik gösterimi	35
3.3. UV reaktörünün şematik gösterimi	37
3.4. Ozonlama reaktörünün şematik gösterimi	37
3.5. pH 5.5'ta ve pH 7'de uygulanan arıtma işlemlerine ait akım şeması	38
3.6. Konvansiyonel arıtma proseslerine uygulanan dezenfeksiyon işlemleri	39
3.7. Aktik karbonun kum filtresi yerine kullanıldığı prosesler	39
4.1. Alum ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi	44
4.2. Alum ile koagülasyonda pH' ya göre bulanıklık ve UV abs giderimleri.....	45
4.3. pH 6'da bulanıklık ve UV Absorbansının alum dozlarına göre değişimi.....	46
4.4. pH 6'da alum konsantrasyonlarına göre bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	47
4.5. pH 6'da 20 mg/L alum dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklığın ve UV absorbansının değişimi	49
4.6. pH 6'da 20 mg/L alum dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak göre bulanıklık ve UV absorbans giderimi	50
4.7. pH 6'da 20 mg/l alum dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansının değişimi	51
4.8. pH 6'da 20 mg/l alum dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	52
4.9. FeCl ₃ . 6H ₂ O ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbansının pH'ya göre değişimi.....	52

4.10. FeCl ₃ . 6H ₂ O ile koagülasyonda pH'ya göre bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri.....	54
4.11. pH 5.5' ta FeCl ₃ . 6H ₂ O konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansının değişimi.....	55
4.12. pH 5.5' ta FeCl ₃ . 6H ₂ O konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri.....	56
4.13. pH 5.5 ta 27 mg/L FeCl ₃ . 6H ₂ O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi	58
4.14. pH 5.5' ta 27 mg/L FeCl ₃ . 6H ₂ O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	60
4.15. pH 5.5' ta 27 mg/L FeCl ₃ . 6H ₂ O dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi	61
4.16. pH 5.5' ta 27 mg/L FeCl ₃ . 6H ₂ O dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	62
4.17. FeSO ₄ .7H ₂ O ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbansının pH'ya göre değişimi.....	62
4.18. FeSO ₄ .7H ₂ O ile koagülasyonda pH'ya bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının giderimleri.....	62
4.19. pH 9' ta FeSO ₄ .7H ₂ O konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansının değişimi.....	63
4.20. pH 9' da FeSO ₄ . 7H ₂ O konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri.....	64
4.21. pH 9'da 57 mg/L FeSO ₄ . 7H ₂ O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi	65
4.22. pH 9'da 57 mg/L FeSO ₄ . 7H ₂ O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	66
4.23. pH 9'da 57 mg/L FeSO ₄ . 7H ₂ O dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi	67
4.24. pH 9'da 57 mg/L FeSO ₄ . 7H ₂ O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimi	68
4.25. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile TOK giderimi.....	70
4.26. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK ve BPCOK giderimi	71

4.27. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile THMOP giderimi.....	73
4.28 . Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV absorbansı giderimi.....	74
4.29. Farklı pH'larda uygulanan arıtma proseslerinin ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi.....	78
4.30. Farklı pH'larda uygulanan arıtma proseslerinin TOK konsantrasyonu ve UV absorbansına etkisi	79
4.31. Farklı pH'larda uygulanan arıtma prosesleri sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimleri.....	80
4.32. Farklı pH'larda uygulanan arıtma prosesleri sonrasında elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansı azalması.....	81
4.33. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi	83
4.34. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorbansının değişimi	84
4.35. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu ile elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP.giderimi	85
4.36. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu ile elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansı azalması	87
4.37. Farklı ozon dozu uygulanması sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi	88
4.38 Farklı ozon dozu uygulanması sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorbansının değişimi.....	90
4.39. Farklı ozon dozu uygulanması sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP.giderimi	90
4.40. Farklı ozon dozu uygulanması sonrasında elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansı azalması.....	91
4.41. Klorlama sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi.....	92
4.42. Klorlama sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorbansının değişimi.....	93
4.43. Klorlama sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimi.....	93
4.44. Klorlama sonrasında elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansı azalması.....	94

4.45. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon prosesleri sonunda ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	96
4.46. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon prosesleri ile ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	97
4.47. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon prosesleri sonunda TOK konsantrasyonu ve UV absorbansına etkisi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	98
4.48. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon proseseri ile TOK giderimi ve UV absorbansı azalması a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	99
4.49. Aktif karbon ve kum filtresinin ardından uygulanan nihahi ozonlamanın ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	105
4.50 Aktif karbon ve kum filtresinin ardından uygulanan nihahi ozonlama ile ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	106
4.51. Aktif karbon ve kum filtresinin ardından uygulanan nihahi ozonlamanın TOK konsantrasyonu ve UV absorbansına etkisi a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	109
4.50 Aktif karbon ve kum filtresinin ardından uygulanan nihahi ozonlama ile TOK giderimi ve UV absorbansı azalması a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı	110

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa No

2.1 Doğal organik madde fraksiyonları ve kimyasal grupları.....	4
2.2. Dezenfektanların Özellikleri	6
2.3. Sık Kullanılan Dezenfeksiyon Metotlarının Karşılaştırılması	7
2.4. Klor uygulama noktaları ve kullanımları	10
2.5. Dezenfeksiyonda kullanılan klor bileşikleri ve dozları.....	11
2.6. Küçük sistemlerde ozon besleme noktalarının seçimi	16
2.7. Transmisyon yüzdesi ve absorbands değerlerine göre su kalitesinin sınıflandırılması	24
2.8. Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri	28
2.9. Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşma koşulları.....	29
4.1. Doğancı Barajı'nda alınan ham su örneğinin özellikleri	42
4.2. Alum ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları.....	43
4.3. Alum ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları.....	46
4.4. Alum + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları	48
4.5. Alum + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları.....	51
4.6. FeCl ₃ . 6H ₂ O ile optimum pH belirleme çalışması sonuçları	53
4.7. FeCl ₃ . 6H ₂ O için optimum koagülasyon dozunu belirleme çalışması sonuçları	55
4.8. FeCl ₃ . 6H ₂ O + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları.....	58
4.9. FeCl ₃ . 6H ₂ O + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları.....	59
4.10. Fe(SO) ₄ . 7H ₂ O ile koagülasyon için optimum pH belirleme çalışması sonuçları	61
4.11. FeSO ₃ . 7 ₂ O için optimum koagülasyon dozunu belirleme çalışması sonuçları	63
4.12. FeSO ₄ . 7H ₂ O + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları	64
4.13. FeSO ₄ . 7H ₂ O + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları.....	66
4.14. Koagülant ve koagülant yardımcılarının optimum koagülasyon koşullarında doğal organik madde miktarına etkileri.	69
4.15. TOK, BPÇOK, THMOP ile SUVA arasındaki korelasyon değerleri.....	75
4.16. TOK, ÇOK, BPÇOK, THMOP ile UV absorbands arasındaki korelasyon değerleri	76
4.17. Farklı pH 7'da uygulanan arıtma proseslerinin su kalitesine etkisi	77

4.18. Farklı temas sürelerinde UV ışını uygulamasın su kalitesine etkisi	82
4.19. Nihai dezenfeksiyonda ozonun su kalitesine etkisi.....	88
4.20. Nihai dezenfeksiyonda klorun su kalitesine etkisi	92
4.21. Filtre materyali olarak kum ve aktif karbon kullanılan proseslerde ön ozonlamanın su kalitesine etkisi.....	94
4.22. Filtre materyali olarak kum ve aktif karbon kullanılan proseslerin arsından yapılan nihai ozonlamanın su kalitesine etkisi.....	104

1.GİRİŞ

İçme sularının kimyasal ve mikrobiyolojik standartlara uygun olması halk sağlığı açısından çok büyük önem taşımaktadır. Yeterince arıtılmamış, dezenfeksiyon sürekliliği sağlanamayan ve organik madde miktarı fazla olan içme suları mikroorganizmaların büyümesine olanak sağlamalarının yanı sıra klor ile dezenfeksiyon sonrasında dezenfeksiyon yan ürünlerini oluşturmaktadır.

Doğal organik madde (DOM) farklı büyüklükte ve farklı fonksiyonel gruplara sahip organik moleküllerin karışımından meydana gelmektedir Bunlar içersinde humik maddeler önemli bir yer tutmaktadır. Humik maddeler humik asit, fulvik asit ve huminlerden meydana gelmektedir. Büyük molekül ağırlıklı organik maddelerden oluşan bu gruplar sucul sistemde suya kahverengi–sarı renk verdikleri, metaller ve pestisidlerle kompleks oluşturdukları ve klorlamadan sonra mutajenik halojenli bileşiklerin kaynağı oldukları için çok önemlidirler (Eggins ve ark.1997). Humik maddelerin çok küçük bir kısmı biyoparçalanmaya uğrayabilmektedir. Fakat büyük molekül ağırlığına sahip oldukları için bunların biyoparçalanmaları hızlı değildir (Huck 1999, Bekbölet ve ark.1996).

Humik ve fulvik asitler dezenfeksiyon sırasında dezenfeksiyon türüne bağlı olarak biyoparçalanabilir formlara ya da dezenfeksiyon yan ürünlerine dönüşebilmektedir. Organik maddelerin biyoparçalanabilen organik kısmı bakteriler tarafından enerji ve karbon kaynağı olarak kullanılmaktadır ve dağıtım sisteminde bakteriyel yeniden çoğalma ile mikroorganizma varlığını arttırmaktadır. Ayrıca dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu da önemli ölçüde etkilemektedir.

İçme sularının arıtımı sırasında kullanılan başlıca dezenfeksiyon yöntemleri klor, kloramin, klor dioksit, ozon ve UV ışınıdır. Klor tüm dünyada en fazla kullanılan kimyasal dezenfektan maddedir. Maliyetinin düşük olması, taşınması, depolanması ve kullanım sonrasında sudaki analizin kolay olması klorla dezenfeksiyonu cazip hale getirmesine rağmen, sudaki organik madde miktarına bağlı olarak meydana getirdikleri klorlu yan ürünler toksik etkiye sahiptir (Lee ve ark. 2001).

Kloramin kullanımıyla klorlu yan ürünlerin oluşumu engellenir ve kloramin fenollerle reaksiyona girmediği için koku ve tat oluşturan bileşikler meydana gelmez. Fakat bazı virüs ve kistlerin inaktivasyonu için gerekli dezenfektan miktarı oldukça

fazladır çünkü monoklor amin klordan 6 ile 31 kez daha az biyosidal etkiye sahiptir (Siddiqui 1997).

Ön dezenfeksiyonda klordioksit (ClO_2) kullanımı da klorlu yan ürünlerin oluşumunu azaltmaktadır. Fakat doğal organik madde ile reaksiyona girerek klorit (OCI^2) gibi yan ürünleri meydana getirmektedir. Kloritin suda maksimum bulunabileceği miktar 1 mg/L olduğu için yüksek dezenfeksiyon ihtiyacı olan sularda klordioksit kullanımı sınırlıdır.

Dezenfeksiyon işlemi yanı sıra tat ve koku gideriminde kullanılan ozon çok güçlü bir oksidanttır. Doğal organik maddenin aromatik gruplarıyla reaksiyona girerek hidroksilli organik bileşikleri meydana getiren ozon çift bağların ve aromatikliğin azalmasına neden olmaktadır. Doğal organik madde içeren suların ozonlanmasıyla aldehit ve ketoasitler meydana gelmektedir. Formaldehit, asetaldehit, glioksal ve metilglioksal gibi bazı aldehitler toksik özellik göstermektedir (Corin ve ark.1996, von Gunten 2001). En önemli özelliği ise büyük molekülü doğal organik maddeyi okside ederek biyoparçalanabilen organik karbonu arttırmasıdır. Ozonlama işlemi arıtılmış suda trihalometan miktarını önemli oranda azaltmaktadır (Corin ve ark. 1996).

İçme sularının arıtımında UV ışınının kullanımı humik bileşikleri düşük molekül ağırlıklı formlara dönüştürmektedir. Fotonların humik makromoleküller tarafından absorbe edilmesi ile bazı fotokimyasal organik bileşiklerde bazı transformasyonlar gerçekleşmektedir. Oksalik asit, süksinik asit, formik asit ve asetik asit mikrobiyal yeniden büyümeyi etkileyen, degradasyon ürünü olarak belirlenmiş bazı organik karboksilik asitlerdir (Corin ve ark.1996).

İçme suyunun organik içeriğinin bilinmesi ve arıtım sırasında bunların giderilmesine yönelik uygun sistemlerin seçilmesi suyun dağıtım sisteminde mikrobiyal stabilitesini sağlamada ve kanserojenik yan ürünlerin oluşumunu önlemede çok önemli bir faktördür. Bu çalışmanın amacı Bursa İli içme suyu kaynağı olan Doğancı Barajı'ndan alınan su örneğinde optimum koagülasyon koşullarının belirlenmesi ve bu koşullarda farklı dezenfeksiyon alternatiflerinin uygulanması ile organik madde gideriminin arttırılmasıdır. Bunun yanı sıra dezenfeksiyon yan ürünü oluşumunun minimum olduğu arıtma alternatifinin belirlenmesidir. Böylelikle şebekede meydana gelebilecek sonradan çoğalmayı önlemek amacıyla uygun dezenfeksiyon ve arıtım

alternatifleri belirlenerek kullanıcıya daha temiz ve sağlıklı su teminini sağlayacak prosesler önerilecektir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Doğal Organik Maddeler

Yüzeysel sularda bulunan organik maddeler vejetatif, toprak, evsel yada endüstriyel orijinlidir. Doğal olarak meydana gelen stabil toprak organik maddesi genellikle humik madde olarak bilinmekte ve toprak organik maddesinin yaklaşık %35-65'ini oluşturmaktadır. Bu oran renkli yüzeysel sularda %80'lere kadar çıkabilmektedir (Başkaya 1975, Narkis ve Rebhun 1975). Humik asit, fulvik asit ve huminlerden oluşan humik maddeler amorf, asidik, aromatik, hidrofobik yapıda yüksek molekül ağırlıklı kompleks bileşiklerdir. Kimyasal yapılarının % 40-60'ını karbon, %30-50'sini oksijen, %3-6'sını hidrojen, %1-4'nü azot meydana getirmektedir. Karboksil, fenolik hidroksil ve alkolik hidroksil gibi fonksiyonel gruplara sahiptirler.

Molekül ağırlıkları bir kaç yüzden on binlere kadar değişebilmektedir. Akuatik humik maddelerin molekül ağırlığı 800-3000 dalton arasında değişirken toprak orijinli humik maddelerin molekül ağırlıkları 100000 daltondan büyüktür. Fulvik asitler, humik asitlere nazaran daha düşük molekül ağırlığına sahip olup yüksek yük yoğunluğuna sahiptirler. Bu yüksek yük yoğunluğu karboksil ve hidroksil fonksiyonel gruplarından kaynaklanmaktadır. Humik asitler yüksek ekivalen ağırlığına sahip olup yük yoğunlukları düşüktür. Humik asitler daha fazla karboksilik asit içermektedirler. Humik asitlere nazaran daha düşük molekül ağırlığına sahip olan fulvik asitler daha fazla oksijen daha az azot ve karbon ihtiva etmektedirler (Anomim 1979).

Doğal organik maddeler, hidrofobik humik maddelerin yanı sıra hidrofilik yapıdaki asitler, aminoasitler ve karbonhidratlardan oluşan humik olmayan fraksiyonları da içermektedirler. Çizelge 2.1'de doğal organik madde fraksiyonları ve kimyasal grupları görülmektedir.

Doğal organik maddelerin büyük bir kısmını oluşturan hidrofobik asitler çözünmüş organik karbonun %50' sini oluşturmaktadır (Fearing 2004). Son yıllarda yapılan çalışmalar yüksek yük yoğunluğuna sahip humik olmayan bileşiklerin de dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna neden olduğunu belirtmektedir. Dolayısı ile doğal organik maddelerin karakterizasyonu ve gideriminde hem humik hem de humik

olmayan fraksiyonların göz önünde bulundurulması gerekmektedir (Nowack ve Cannon 1997).

Çizelge 2.1 Doğal organik madde fraksiyonları ve kimyasal grupları (Fearing 2004)

Fraksiyonlar	Kimyasal gruplar
<u>Hidrofobik</u>	
Asitler	
Güçlü	Humik ve Fulvik asitler, yüksek molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Zayıf	Fenoller, tanninler, orta düzeyde molekül ağırlığına sahip alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Proteinler, aromatik aminler, yüksek molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Hidrokarbonlar, aldehitler, yüksek molekül ağırlıklı metil ketonlar ve alkil alkoller, eterler, furanlar, pirol
<u>Hidrofilik</u>	
Asitler	Hidroksi asitler, şekerler, sulfonikler, düşük molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Amino asitler, pürinler, pirimidinler, düşük molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Polisakkaritler, düşük molekül ağırlıklı alkil alkoller, aldehitler, ketonlar.

2.2. İçme Sularının Dezenfeksiyonu

İçme sularının arıtımında mikrobiyal patojenlerin inaktive edilmesi için dezenfeksiyon işlemi yapılmaktadır. Koagülasyon, durultma ve filtrasyon prosesleri mikrobiyal patojenlerin sayısını önemli ölçüde azaltmakla beraber suyun tamamen hijyen olması için yeterli olmamaktadır. Bu işlemler sonunda uygulanan dezenfeksiyon ile suyun mikrobiyal kalitesi standartlara uygun hale getirilmekte ve dezenfeksiyon

kalıntısı ile dağıtım sisteminde mikroorganizmaların gelişimi engellenebilmektedir. Sıcaklık ve pH dezenfeksiyon proseslerinde çok önemli rol oynayan iki fiziksel faktördür. Mikroorganizmaların tutunmasına olanak sağladığı için bulanıklık ve partikül içeriği de dezenfeksiyon verimini etkileyen diğer fiziksel faktörlerdir. Bakterilerin endospor protozoaların kist oluşturmaları kimyasal dezenfeksiyon verimini etkileyen biyolojik faktörlerdir. Patojen inaktivasyonunda dezenfektanlar hücre duvarları ve yarı geçirgen membranlara zarar vermekte, enzim substat yapılarında girişimlere neden olarak enzimlerin fonksiyonelliğini bozmakta, protein, nükleik asit ve diğer sentez ürünlerinin oluşumunu etkilemektedirler.

Patojen giderimi yanı sıra dezenfektanlar dezenfeksiyon yan ürünlerinin minimizasyonu, demir ve manganez oksidasyonu, sonradan büyümenin önlenmesi ve biyolojik stabilitenin sağlanması, kimyasal oksidasyon ile koku ve renk giderimi, koagülasyon ve filtrasyon etkinliğinin artırılması, sedimentasyon tanklarında ve filtrelerde algal büyümenin engellenmesi gibi farklı amaçlar içinde kullanılmaktadır.

Dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin sağlanması ve sonradan büyümenin önlenmesi halk sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır. Arıtılmış içme suyundaki biyobozunabilir organik bileşikler ve amonyak dağıtım sisteminde sonradan mikrobiyal büyümeye neden olmaktadır. Suda biyolojik büyümeyi destekleyecek herhangi bir koşulun bulunmaması olarak tanımlanan biyolojik stabilitenin sağlanması için, nutrientler suyun arıtılması sırasında dezenfeksiyondan önce giderilmeli ve arıtılmış suda dezenfektan kalıntısının sürekliliği sağlanmalıdır (USEPA 2001).

2.3. Dezenfeksiyon Yöntemleri

Dezenfeksiyon işleminde kimyasal madde ilavesinin yanı sıra fiziksel yöntemler de kullanılmaktadır. Klor ve klor bileşikleri, brom ve iyot bileşikleri, ozon, fenol ve fenolik bileşikler, alkoller, ağır metaller, çeşitli boyalar, sabunlar ve sentetik deterjanlar, amonyum bileşikleri, hidrojen peroksit, çeşitli alkaliler ve asitler dezenfeksiyonda kullanılan dezenfektanlardır. Fiziksel yöntemlerde ise, ısı ve ışık (ultraviyole) ile muamele yapılmaktadır (USEPA 2001). Çizelge 2.2 ve Çizelge 2.3'te dezenfeksiyon metotlarının birbirleriyle kıyaslanması gösterilmektedir.

Çizelge 2.2. Dezenfektanların Özellikleri (USEPA,1999)

Dezenfektanlar							
	Klor	Ozon	Klor diokdit	Permanganat	Kloramin	Ozon/Peroksit	Ultraviyole
TOK ile THM oluşturur	E	B	H	H	E	B	H
Oksitlenmiş organikler oluşturur	B	E	B	B	H	E	B
Halojenli organikler oluşturur	E	B	H	H	E	B	H
İnorganik yan ürünler oluşturur	H	B	E	H	H	B	H
BOM oluşturur	B	E	B	H	H	E	H
MKDS sağlanması	E	H	E	H	E	H	H
Kireçle yumuşatmanın etkisi	E	H	H	H	E	H	E
Bulanıklığı etkiler	H	B	H	H	H	B	E
Giardia giderme<2-log	E	E	E	H	H	H	H
Giardia giderme>2-log	H	E	E	H	H	H	H
Cryptosporidium giderme<2-log	H	E	E	H	H	H	H
Cryptosporidium giderme>2-log	H	E	H	H	H	H	H
Virüs giderme<2-log	E	E	E	H	H	H	E
Virüs giderme>2-log	E	E	E	H	H	H	E
Sekonder dezenfektan olarak kullanılır	E	H	B	H	E	H	H
Büyük yerleşimler için uygulanabilirliği	E	E	E	E	E	E	H
Küçük yerleşimler için uygulanabilirliği	E	E	E	E	E	E	E

E: evet, H: hayır, B:bazen, BOM: Biyoparçalanabilir organik madde

MKDS:Maksimum kalıntı dezenfektan seviyesi

2.3.1. Klor İle Dezenfeksiyon

Çok yaygın kullanımı olan klor, tüm yeraltı ve yüzeysel su arıtma sistemlerinde dezenfektan olarak tercih edilmektedir. Kloru pek çok kullanıcı için cazip hale getiren özellikleri suda bulunan patojenlerin büyük bir kısmını etkin bir şekilde inaktive etmesi, kolay ölçülüp kontrol edilebilen kalıntı bırakması ve ekonomik olmasıdır. Bununla birlikte bunların kullanımını kısıtlayan faktörler mevcuttur (USEPA, 1999). Bunlar:

- Suda doğal olarak bulunan organik ve inorganik bileşiklerle reaksiyona girerek istenmeyen dezenfeksiyon yan ürünlerini meydana getirmesi
- Klor kullanımına özellikle de klor gazına bağlı olarak meydana gelen tehlikeli bileşiklerin özel arıtma işlemlerini gerektirmesi
- Yüksek klor dozlarının tat ve koku problemlerine yol açmasıdır.

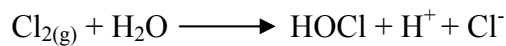
Klorlama içme suyu arıtımında öncelikle dezenfeksiyon için kullanılmakla birlikte oksidasyon gücünden dolayı farklı amaçlar için de kullanılmaktadır. Bunlar:

1. Tat ve koku kontrolü
2. Algal büyümenin önlenmesi
3. Temiz filtre ortamının sağlanması
4. Demir ve manganezin giderilmesi
5. Hidrojen sülfürün yok edilmesi
6. Bazı organik kökenli renklerin ağartılması
7. Sulu çamur artışının kontrolü ve dağıtım sisteminde su kalitesi sürekliliğinin sağlanması
8. Boruların korunması ve kapasitesinin artırılması
9. Kuyuların kapasitelerinin artırılması
10. Aktif silika ile koagülasyonun desteklenmesi

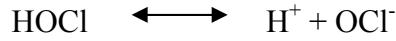
2.3.1.1. Klor Kimyası

Klorla dezenfeksiyonda klorun üç formu olan klor gazı, sodyum hipoklorit veya kalsiyum klorit kullanılmaktadır.

Klor gazı: Klor gazı suya verildiğinde hemen hipokloröz (HOCl) asidine hidroliz olmaktadır.



Suya klor uygulanması sonucu meydana gelen hidrojen iyonlarından dolayı suyun pH'sını düşmektedir. Hipokloröz asidi zayıf asit olup hidrojen ve hipoklorit iyonlarına ayrılmaktadır.

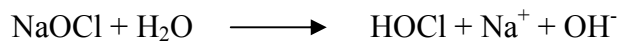


6.5 – 8.5 pH aralığında hipokloröz asidinin ayrışması tamamlanmamış olup suda hem HOCl hem de OCl⁻ bulunabilmektedir. Eğer pH < 6.5 ise HOCl'nin ayrışması meydana gelmez, ancak pH > 8.5 ise OCl⁻'ye ayrışma tamamlanır. HOCl' nin germisidal etkisi OCl⁻ 'den daha fazla olduğu için dezenfeksiyon için düşük pH'lar tercih edilmektedir çünkü bakterilerin inaktivasyonunda HOCl, OCl⁻'den 70-80 kez daha fazla etkiye sahiptir.

Yapılan çalışmalarda aynı seviyede patojen inaktivasyonu sağlamak için pH 7' de pH 6'dakinden 50 kat daha fazla temas süresi gerektiği, sıcaklık 10 °C'nin altına düşürüldüğünde kabul edilebilir inaktivasyon seviyelerine ulaşmak için temas sürelerinin 2-3 kez artırılması gerektiği ortaya konulmuştur.

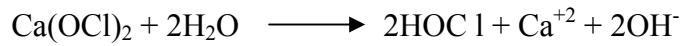
Hipoklorit.: Klor, klor gazının yanı sıra sulu veya katı formlarda da hipoklorit bulunabilmektedir. En yaygın kullanılan sulu hipoklorit solüsyonu sodyum hipoklorit, en yaygın katı form ise kalsiyum hipoklorittir.

Sodyum hipoklorit: Klor gazının sodyum hidroksit çözeltisinde çözünmesi ile elde edilen sodyum hipoklorit çözeltisi tipik olarak %12.5 oranında yarayışlı klor içermektedir. Sodyum hipoklorit ile suya ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon meydana gelmektedir:



Bu reaksiyonda görüldüğü gibi suya sodyum hipoklorit uygulanması tıpkı klor gazı gibi suda hipokloröz asidi oluşumuna neden olmaktadır. Bunun yanı sıra OH⁻ miktarının artmasıyla suyun pH' sını da arttırmaktadır.

Kalsiyum hipoklorit: Klor gazının kalsiyum oksit ve sodyum hidroksit çözeltisinden geçirilip çöktürülmesi ile elde edilen granüler kalsiyum hipoklorit tipik olarak %65 oranında yarayıklı klor içermektedir. Kalsiyum hipokloritin su ilavesi ile aşağıdaki reaksiyon gerçekleşmektedir:



Kalsiyum hipoklorit de suda klor gazının hidrolizine benzer reaksiyon vermekte ve sodyum hipoklorite benzer şekilde OH^- iyonu meydana getirdiği için pH' yı artırmaktadır.

2.3.1.2. Klorun Uygulama Noktaları ve Dozları

Klasik yüzeysel su arıtma tesislerinde klor genellikle ön klorlama amacıyla ham su alımı sırasında veya karıştırıcılarda, orta kademedeki filtrelerden önce, son klorlama için filtre durultucusunda, yeniden mikrobiyal büyümenin kontrolü için dağıtım sisteminde kullanılmaktadır. Çizelge 2.4' te klorun kullanıldığı noktalar ve kullanım amaçları verilmiştir.

Çizelge 2.4. Klor uygulama noktaları ve kullanımları (USEPA 2001)

Uygulama noktası	Tipik kullanımı
Ham su alımı	Biyolojik büyüme kontrolü
Püskürtmeli karıştırma (sedimentasyondan önce)	Dezenfeksiyon, demir ve mangan oksidasyonu, tat ve koku kontrolü, hidrojen sülfür oksidasyonu
Filtre girişi	Dezenfeksiyon, filtredeki biyolojik büyüme kontrolü, demir ve mangan oksidasyonu, tat ve koku kontrolü, alg kontrolü, renk giderimi
Filtre durultucusu	Dezenfeksiyon
Dağıtım sistemi	Dezenfektan kalıntısının sağlanması

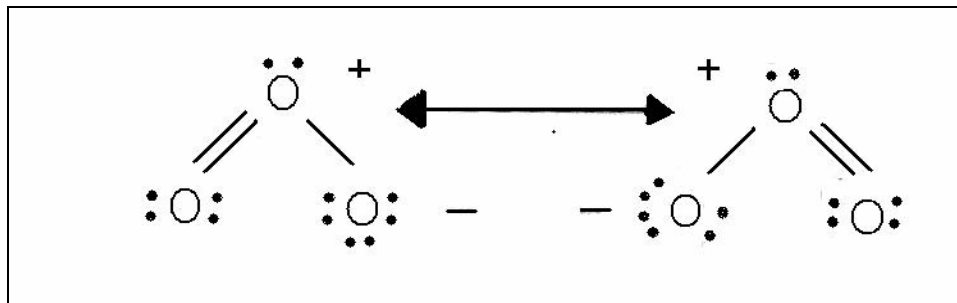
Hem oksidant hem de dezenfektan özelliklerinden dolayı klor gazı yaygın bir şekilde kullanılırken, yüksek maliyetlerinden dolayı aynı işlevi gören kalsiyum hipoklorit ve sodyum hipoklorit kullanımı sınırlıdır. Çizelge 2.5'te çeşitli klor formlarının tipik dozları verilmiştir.

Çizelge 2.5. Dezenfeksiyonda kullanılan klor bileşikleri ve dozları (USEPA 1999)

Klor bileşikleri	Dozlama aralıkları
Klor gazı	1 – 16 mg/L
Kalsiyum hipoklorit	0.5 – 5 mg/L
Sodyum hipoklorit	0.2 – 2 mg/L

2.3.2. OZON İLE DEZENFEKSİYON

Oksijenin allotroplarından meydana gelen ozonun her bir rezonansı bir tekli bağ bir ikili bağdan oluşmaktadır. Tekli bağ peroksidin analogu olup daha zayıftır ve serbest radikallerin oluşumuna neden olmaktadır. Çift bağ moleküler oksijenin analogu olup daha güçlüdür, ancak reaktif değildir. İki rezonans yapısı arasındaki dönüşüm oldukça hızlıdır bu nedenle ozon yapısı iki rezonans yapının karışımından meydana gelmektedir (Kloos, 2002).



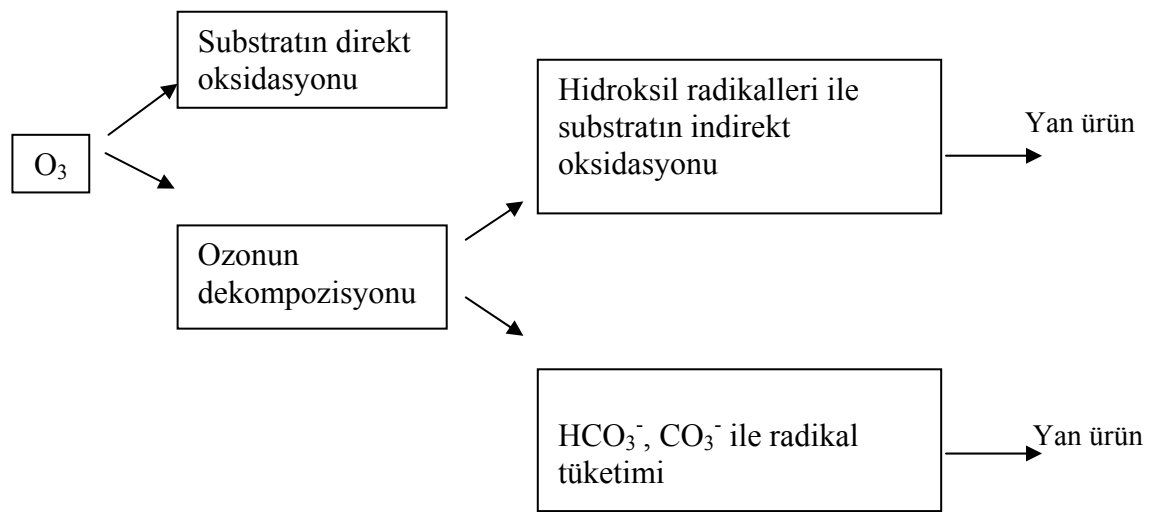
Şekil 2.1. Ozonun rezonans yapısı (USEPA 1999)

Ozonun oksidant özelliğinin anlaşılması için oksidasyon kademelerinin anlaşılması gerekmektedir. Oksidasyon adımı, atomun relatif elektron sayısına bağlı olarak kazandığı veya kaybettiği net elektron sayısını ifade etmektedir. Ozondaki ve moleküler oksijendeki oksijen atomlarının oksidasyon kademesi 0'dır. Bu nedenle ikisi de oksidant özelliğine sahip olup kaynağından elektronları kendisine çekme özelliğine sahiptirler.

Ozon oksijene göre daha fazla oksidanttır çünkü substrat ile hemen reaksiyona hazır durumdadır. Oksijen ise reaksiyona başlamak için metal iyonları gibi katalizöre ihtiyaç duymaktadır. Suların arıtımı sırasında ozon kompleks bir mekanizma ile serbest

radikalleri meydana getirmektedir. Serbest hidroksil radikalleri diğer okside edici ajanlar içerisinde en reaktif olanıdır. Ozon ya moleküler ozonla direkt olarak yada ozonun parçalanması sonucu meydana gelen serbest hidroksil radikalleri ile bileşikler okside etmektedir (Guittonnea ve ark. 1996, USEPA 1999).

Serbest hidroksil radikalleri ile kıyaslandığında sıvı ozon ile direkt oksidasyon oldukça yavaştır fakat sıvı ozon konsantrasyonu nispeten daha fazladır. Öte yandan hidroksil radikallerinin reaksiyonu hızlıdır fakat normal ozonlama koşullarında hidroksil radikallerinin konsantrasyonu azdır.

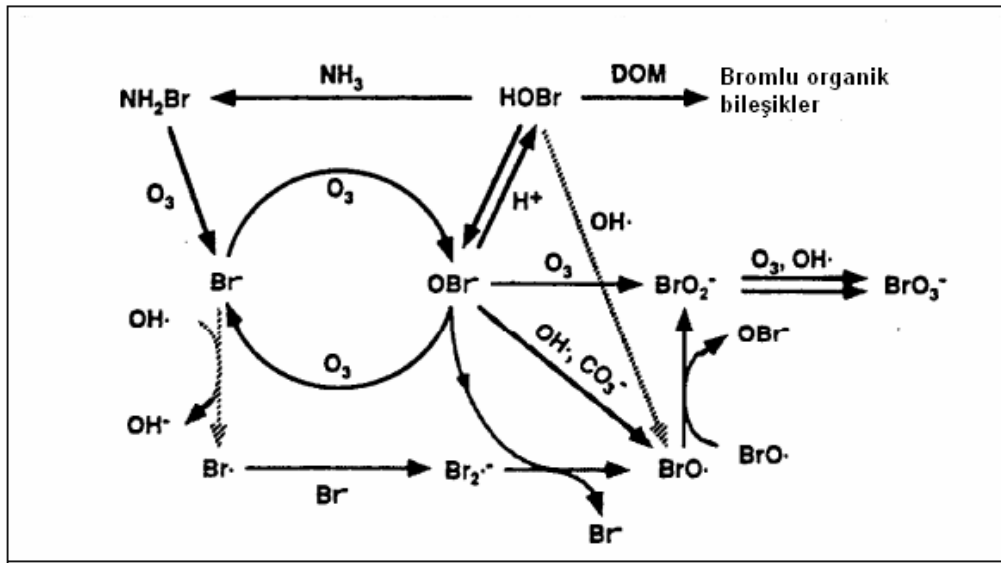


Şekil 2.2. Suyun ozonlanması sırasında meydana gelen oksidasyon reaksiyonları (USEPA 1999)

Hidroksil oksidasyonu, düşük pH, UV ışınına maruz kalma veya hidrojen peroksit ilavesi gibi serbest hidroksil radikallerinin oluşumuna neden olan koşullarda daha baskındır. Ozonlama sonucu suda meydana gelen reaksiyonlar şunlardır:

- Sudaki doğal organik maddelerle reaksiyonlar: Doğal organik maddenin oksidasyonu aldehit, organik asit, aldo ve keto- asitlerin oluşumuna yol açmaktadır (Singer 1992).
- Organik oksidasyon yan ürünleri: Organik oksidasyon yan ürünleri genellikle biyolojik parçalanmaya daha uygundur ve asimile edilebilir organik karbon (AOK) ve biyobozunabilir çözülmüş organik karbon (BPÇOK) olarak ölçülebilmektedir.

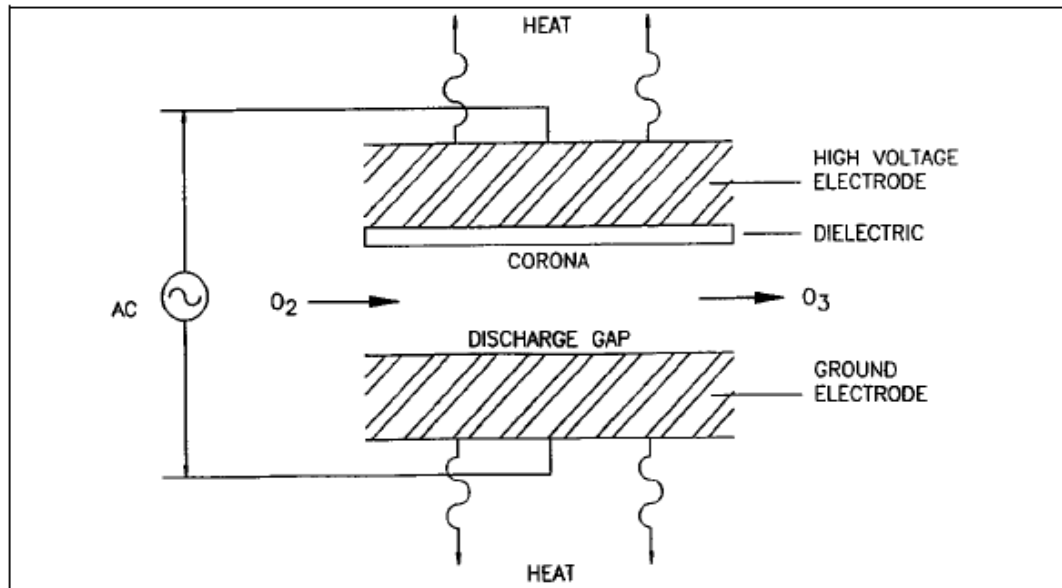
- Sentetik organik bileşikler: Bazı sentetik organik bileşikler (SOCs) ozonla okside edilebilmekte ve uygun koşullarda minimize edilebilir. Toplam mineralizasyonun sağlanması için hidroksil radikalleriyle oksidasyonun baskın olması gerekmektedir.
- Bromür iyonlarının oksidasyonu: Bromür iyonlarının oksidasyonu hipobromöz asit, hipobromit iyonu, bromat iyonu, bromlu organikler ve bromoaminlerin oluşumuna neden olmaktadır (Şekil 2.3).



Şekil 2.3. Bromat iyonu ve bromlu organiklerin oluşumuna neden olan ozon ve bromür iyonu arasındaki reaksiyonlar (Gunten ve Hoigné, 1996).

2.3.2.1. Ozon Üretimi

Ozon stabil bir molekül olmadığı için kullanılacağı sırada üretilmelidir. En yaygın ozon üretim yöntemi korona deşarjı olmakla birlikte, oksijen içeren gazın UV radyasyonuna maruz bırakılması ve elektrolitik reaksiyonla da üretilebilmektedir. İlk kez sentetik ozon sülfürik asidin elektrolizi ile elde edilmiştir. Durgun elektrik deşarjı olarak bilinen korona deşarjında, dielektrik ve deşarj boşluğuyla ayrılmış iki elektrot arasından oksijen içeren gazın geçirilmesi söz konusudur (Şekil 2.4). Elektrotlara voltaj uygulanarak elektron akımı sağlanmaktadır. Bu elektronlar oksijen moleküllerinin birleşerek ozonu oluşturması için gerekli enerjiyi sağlamaktadır (Bicknell ve Jain 2002)



Şekil 2.4. Ozon üretimi (USEPA 1999)

2.3.2.2. Ozonlama Sistemi Bileşenleri

Ozonlama sistemi; gaz besleme sistemi, ozon jeneratörü, ozon kontaktörü ve atık gaz yıkım sistemi olmak üzere dört temel elemandan oluşmaktadır. Sıvı ve hava besleme sistemi olmak üzere iki tip olan gaz besleme sistemleri generatöre temiz ve kuru oksijen kaynağı sağlamaktadır. Sıvı sistemleri nispeten daha basit olup depolama tankı, sıvıyı gaza çeviren evaporatör, kirliliği gideren filtreler ve ozon jeneratörlerinin gaz basıncını ayarlayan basınç regülatörünü içermektedir. Hava besleme sistemleri daha kompleks yapıdadırlar. Jeneratörün zarar görmesini engellemek için kuru hava düzgün biçimde nemlendirilmektedir. Hava hazırlama sistemleri, hava kompresörleri, filtreler, kurutucular ve basınç regülatörlerinden oluşmaktadır. Ozon kontaktörü ozonca zengin gazı arıtılacak suya transfer edip ve dezenfeksiyon için gerekli temas süresini sağlamaktadır. Difüzör kontaktörler, enjektörler ve türbin karıştırıcılar olmak üzere üç tiptedirler. Atık gazda toksik ozon konsantrasyonları bulunduğu için atık gaz yıkım prosesi gerekmektedir. Bu ünitelerde yüksek sıcaklıkta atık ozon parçalanarak giderilmektedir.

2.3.2.3. Ozonun Kullanım Alanları

Dezenfeksiyon: Diğer zayıf dezenfektanlardan daha az temas süresi ve konsantrasyonda dezenfeksiyonun sağlandığı güçlü bir oksidanttır. Fakat dağıtım sisteminde dezenfeksiyon sürekliliğini sağlamadığı için yalnızca primer dezenfektan olarak tercih edilip klor, kloramin veya klor dioksit gibi dezenfektanlarla dezenfeksiyon tamamlanmalıdır.

Demir ve manganez oksidasyonu: Ozon, demir (+2) iyonlarını demir (+3) e manganezi de +2 kademesinden +4 e dönüştürerek okside etmekte ve okside olan bu formlar demir hidroksit ve manganez hidroksit olarak çökmektedirler. Oluşan çökeleğin kimyasal yapısı suyun özelliğine, sıcaklığa ve pH ya bağlı olarak değişim göstermektedir. Demir oksidasyonu için 0.43 mg/mg, manganez oksidasyonu için ise 0.88 mg/mg ozon gerekmektedir.

Tat ve koku veren bileşiklerin oksidasyonu: Tat ve koku veren bileşiklerin çoğu oksidasyona dayanıklı olduğu için bunların oksidasyonu veya parçalanması için ozon kullanılmaktadır. Bu bileşikler için en uygun ozon dozu 2.5-2.7 mg/L, en uygun temas süresi ise 10 dakikadır.

Dezenfeksiyon yan ürün öncülerinin kontrolü: Yapılan çalışmalar klorlamadan önce ozon uygulamasının bu amaca oldukça uygun olduğunu göstermiştir. Ozon dozu, pH, alkalinite ve organik materyalin yapısı yan ürün öncülerinin kontrolünde anahtar parametrelerdir. Ozonla yan ürün oluşturan bu bileşiklerin düşük pH değerlerinde daha kolay parçalanmaktadırlar. Trihalometan oluşum potansiyelini %3-20 seviyelerinde azaltmak için mg karbon başına 0.2-1.6 mg ozon dozu gerekmektedir.

Organik maddenin biyodegradasyonunun arttırılması: Ozon, suda kısmen okside olabilen organik bileşikleri biyobozunabilir bileşiklere yani biyolojik filtrasyonla giderilebilen maddelere dönüştürmektedir. Büyük molekül ağırlıklı bileşikler daha küçük molekül ağırlıklı organik bileşiklere dönüştürülmektedir (USEPA 1999).

Koagülasyon ve filtrasyonun güçlendirilmesi: Bazı araştırmacılar ozonun koagülasyon ve filtrasyon verimini arttırdığını belirtmişlerdir. Ön ozonlama işleminin filtre çıkışındaki bulanıklığın azaltılmasında ön klorlamadan daha etkili olduğu ortaya konulmuştur. Organik bileşiklerin oksidasyonu ile moleküller daha polar formlara dönüştüğü ve metal iyonlarının oksidasyonu ile demir iyonları kompleksi çözünmeyen kompleksler oluşturduğu için koagülasyon veriminin artırılmasında ozonlama önerilmektedir.

2.3.2.4. Ozonun Uygulama Noktaları

Arıtma tesislerinde ozonlamanın en yaygın uygulaması arıtımın başında (ham suya) veya sedimentasyondan sonra kullanılmasıdır. Ozonun arıtma prosesinde nasıl kullanılacağını belirlerken ham suyun kalitesi, bulanıklığı ve ozon ihtiyacı göz önünde bulundurulmaktadır. Çizelge 2.6 bu parametrelere bağlı olarak ozonlama noktalarının seçilmesi ile ilgili kriterleri göstermektedir.

Ozonlama prosesinin sedimentasyondan sonraki kademelere taşınması ozon ihtiyacını ve dezenfeksiyon yan ürün oluşumunu azaltmaktadır. Filtrasyon kademesinin başına ozonlama prosesinin konulması, ozonlama sırasında oluşan biyobozunabilir organik bileşiklerin filtrelerdeki biyolojik aktivite yardımıyla giderilebilmesine olanak sağlamaktadır. Yüksek turbidite ve düşük oksijen ihtiyacının olduğu 2. kategori, bu tip sularda kil veya silt partikülleri gibi inorganik materyallerin varlığını göstermektedir. Bu durumda ozonlama sedimentasyondan sonra yapılmalıdır.

3. Kategorideki bulanıklığı düşük ozon ihtiyacı yüksek olan ham su, ozon ihtiyacını arttıran fakat askıda olmayan çözünmüş bileşikleri içermektedir. Brom iyonu, demir, manganez, renk veya organik bileşikleri içeren yeraltı suları bu gruba örnektir. Bu durumda ozonlama ham suya veya sedimentasyondan yada her iki kısma da eklenebilmektedir. Eğer su ozonlama ile daha kolay biyobozunabilir hale gelen organik bileşikleri içeriyorsa biyolojik arıtma kademesi gerekebilmektedir. Okside edilebilir organikler ve bromür varlığında ozonlamaya bağlı dezenfeksiyon yan ürünleri meydana gelebilmektedir. 4. kategoride ham su, yüksek bulanıklık ve yüksek ozon ihtiyacından dolayı ozonla arıtımı en zor olan su tipidir. Yüksek konsantrasyonlarda organik materyal ve inorganik partikül içeren sular bu gruba örnektir. Bu durumda en etkin

yöntem sedimentasyondan sonra ve filtrasyonda sonra ozonlama yapmaktır (USEPA 1999).

Çizelge 2.6. Küçük sistemlerde ozon besleme noktalarının seçimi (deMers ve Renner 1992)

Ham su kalitesi	Ozon besleme noktaları	Özel durumlar
1. kategori Bulanıklık<10 NTU Ozon ihtiyacı< 1 mg/L	Ham su veya sedimentasyondan sonra	Ozon ihtiyacı az Dezenfeksiyon yan ürünleri az Biyobozunabilir organikler az
2. kategori Bulanıklık>10 NTU Ozon ihtiyacı< 1 mg/L	sedimentasyondan sonra	Ozon ihtiyacı az İnorganik partikül fazla Biyobozunabilir organikler az
3. kategori Bulanıklık<10 NTU Ozon ihtiyacı> 1 mg/L	Ham su ve / veya sedimentasyondan sonra	Ozon ihtiyacı fazla Dezenfeksiyon yan ürünleri Biyobozunabilir organiklerin oluşumu
4. kategori Bulanıklık>10 NTU Ozon ihtiyacı> 1 mg/L	Sedimentasyondan sonra ve eğer gerekirse birinci kademe filtrasyondan sonra	Ozon ihtiyacı fazla Dezenfeksiyon yan ürünleri Biyobozunabilir organiklerin oluşumu

2.3.2.5. Ozonlamanın Diğer Arıtım Proseslerine Etkisi

Ozonlamanın diğer arıtım prosesleri üzerindeki etkisi şunlardır:

- Ozonlama sonrasında meydana gelen biyoparçalanabilir organik madde arıtma tesisinde giderilmezse dağıtım sisteminde su kalitesini bozan ve korozyon hızını arttıran biyolojik büyümeye neden olmaktadır. Bu bileşiklerin giderimi için biyolojik aktif karbon filtrasyonu önerilmektedir.
- Ozonlama ünitesi biyolojik filtrelerden önce yer alması, filtrelerdeki biyolojik büyümeyi arttıracığından filtrelerin geri yıkama sıklığı da artmaktadır.
- Klor, klor dioksit ve monokloramin gibi diğer oksidantlarla reaksiyona girmektedir.
- Demir ve manganın ozonla oksidasyonu, sedimentasyon ve filtrasyonla giderilmesi gereken çözünemeyen oksitleri meydana getirmektedir. Bu çözünemeyen oksitlerde filtre yüklemesini ve geri yıkamayı arttırarak filtreleri etkilemektedir.

- Ön ve/veya ara ozonlama sistemi pek çok ham suda klor, klor dioksit veya monokloramin ihtiyacını azalttığı için stabil klor kalıntısı daha az seviyelerde tutulabilmektedir.
- Ozonlama filtrasyon kademesinin önüne yerleştirildiğinde, çözülmüş oksijen, pH ve sıcaklık gibi çevresel koşullar uygun olduğunda filtrede mikrobiyal aktivite artırılarak biyoparçalanabilir çözülmüş organik karbon (BPÇOK)/asimile edilebilir organik karbon giderimini hızlandırılabilir. Böylelikle dağıtım sisteminde sonradan büyümeye olanak sağlamayan biyolojik açıdan stabil su elde edilebilmektedir. Primer dezenfektan olarak biyolojik aktif filtrasyondan önce kullanılan ozon arıtılmış sudaki toplam biyoparçalanabilir çözülmüş organik karbon konsantrasyonunu azalttığı için yeniden büyümedeki değişimler azalır. Kalıntı dezenfektan ihtiyacı azaldığı için dezenfektan kalıntısı için önerilen maksimum limit sağlanmış olur.
- Yavaş kum filtresi, hızlı kum filtresi ve granüler aktif karbon ortamı biyolojik aktivite ile desteklenebilmektedir çünkü bunlar mikroorganizmanın tutunması için gerekli yüzeyi temin etmektedirler. Yavaş kum filtrasyonundan önce ozonlama yapılması TOK giderimini %35 oranında arttırmasının yanı sıra BPÇOK giderimini de arttırmaktadır.
- Hızlı kum filtrasyonunda ise BPÇOK'den ziyade ozonlama sırasında artan AOK giderilmektedir. Bu konuda yapılan araştırmalar hızlı kum filtrelerinde AOK'nin biyodegradasyona uğradığını göstermektedir.
- Uzun bekleme süresi ve büyük yüzey alanına sahip GAK filtrasyonu biyolojik büyüme için ideal ortam sağlamaktadır. Ozonlamayla BPÇOK miktarı artmasına rağmen hemen ardından gelen GAK filtrasyonu ile sudaki BPÇOK değeri düşmektedir. Biyobozunabilir çözülmüş organik karbonun ozon/GAK ile giderimi sıcaklık, BPÇOK miktarı ve kolonun yükleme hızı gibi faktörlere bağlıdır.

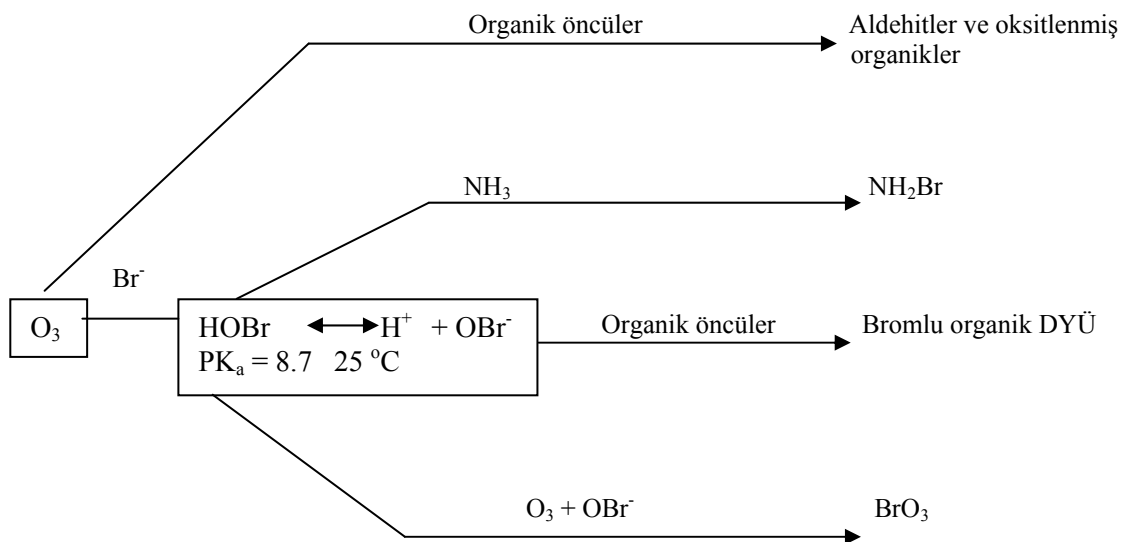
2.3.2.6. Ozonlama Sonrası Oluşan Dezenfeksiyon Yan Ürünleri

Doğal organik madde ile oksidasyon/redüksiyon reaksiyonuna giren ozon halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri meydana getirmekle beraber çeşitli organik ve inorganik yan ürünlerin de oluşumuna yol açmaktadır. Şekil.2.5'te ozonlama sonrasında meydana gelen başlıca yan ürünler görülmektedir.

Daha öncede belirtildiği gibi ham suda bromür iyonu mevcut ise halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri meydana gelmektedir. Bu bileşikler brom içermeyenlere nazaran daha fazla sağlık riski taşımaktadırlar.

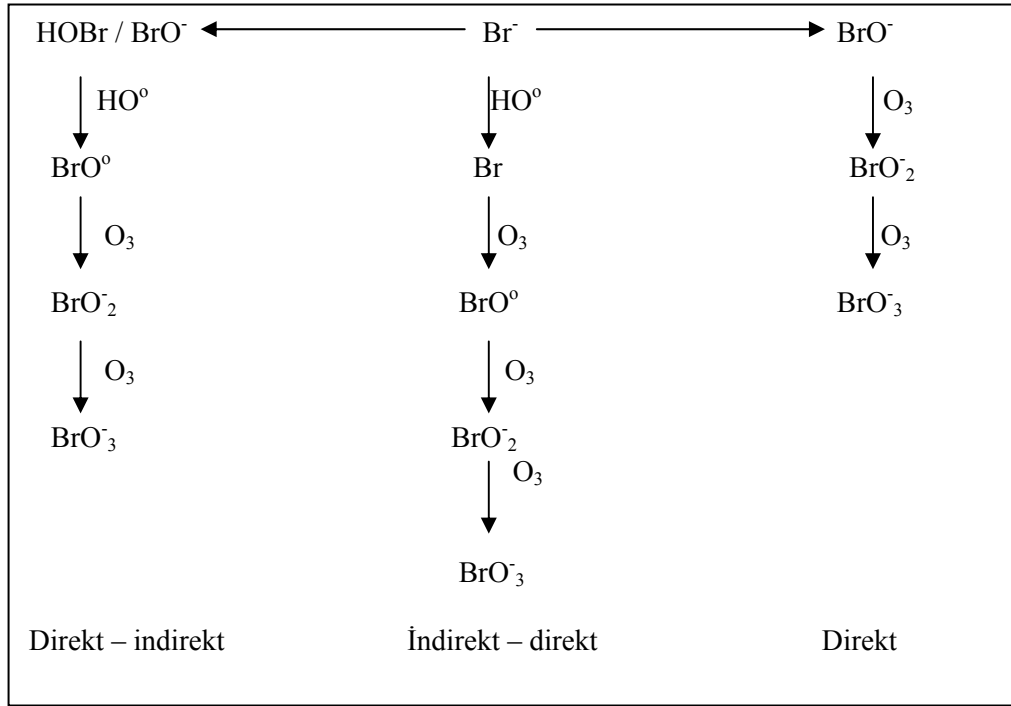
Ozon etkili bir oksidant ve dezenfektan olmasına rağmen dağıtım sisteminde kalıntı sağlamak için ikincil dezenfektan olarak kullanılamaz. Çok az halojenli yan ürün oluşturduğu ya da hiç oluşturmadığı için bu amaca en uygun dezenfektan monokloramindir. İkincil dezenfeksiyon için klor da uygun bir dezenfektandır ancak ozonlamadan sonra biyolojik aktif karbon filtrasyonu yapılmazsa daha fazla dezenfeksiyon yan ürünü meydana getirebilmektedir. Bunun yanı sıra her iki dezenfektan etkileşime girerek kloral hidrat gibi bileşikler meydana getirebilmektedirler. Özellikle aldehitin bulunduğu durumlarda klorlama sonrası oluşan bu yan ürün, monokloramin kullanımında veya ozonlama sonrasında biyolojik aktif karbon filtrasyonu uygulandığında görülmemektedir (Singer 1992).

Suyun ozonlanması sırasında meydana gelen başlıca dezenfeksiyon yan ürünleri aldehitler, ketonlar, asitlerdir. Formaldehit, asetaldehit, glioksal ve metil glioksal ölçülen primer aldehitlerdir. Ozon ile dezenfekte edilen sularda TOK konsantrasyonuna ve uygulanan ozonun organik karbon oranına bağlı olarak 5-300 µg/L arasında değişmektedir.



Şekil 2.5. Ozonlama sırasında meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri

Bromür iyonları içeren suyun ozonlanması ile bromat iyonu, bromoform, bromlu asetik asit ve eğer azot varsa asetonitril, bromopikrin ve siyanojen bromür meydana gelmektedir (Iriarte ve ark. 2003). 2 mg/L bromür iyonu içeren suda 2 mg/L ozon dozu 53 µg/L bromoform ve 17 µg/L dibromoasetik asit oluşumuna neden olmaktadır. Bunun yanı sıra ozon, hipobromit iyonları ile bromat iyonları oluşturmak üzere reaksiyona girmektedir. Şekil 2.6 ozonun bromürler ile reaksiyonu sonucu bromat oluşumu yollarını göstermektedir (Hu ve ark. 1999).



Şeki 2.6. Ozonun bromür iyonu ile reaksiyonunda bromat oluşum mekanizmaları (Hu ve ark. 1999).

2.3.2.7. Ozonlama Yan Ürünlerinin Kontrolü

Bromlu yan ürünlerin miktarı türü ve konsantrasyonu pH, ozon bromür iyonu oranı ve TOK bromür iyonu oranlarına bağlıdır. Bromat iyonu oluşumu hipobromöz asidin fazla olduğu asidik pH'larda ozonlama yapılmasıyla kontrol edilebilmektedir (Amy ve Sidique 1997). Aksi takdirde bazik pH değerlerinde ozon hipobromöz asidini bromat iyonu meydana getirene kadar okside etmektedir. Düşük pH'larda bromlu organik yan ürünlerin oluşumu söz konusu iken yüksek pH'larda bromat iyonu oluşumu

söz konusudur. Ortamdaki bromür iyonu konsantrasyonunun, ozon kalıntısının ve ozonlama pH'sının azaltılması ile bromat iyonu oluşumu kontrol edilebilmektedir. Bromoaminleri oluşturmak üzere ozonla birlikte suya azot ilavesi de hem bromat iyonu hem de organik yan ürünlerin oluşumunu azaltmaktadır. Fakat azot nitrifikasyon bakterileri için nutrient olacağından sonradan bakteriyel büyümeye neden olabilir. Suyu eklenen hidrojen peroksit, bromlu organik bileşiklerin oluşumunu azaltırken su kalitesine bağlı olarak bromat iyonunu azaltmakta veya arttırmaktadır (USEPA 1999).

2.3.2.8. Ozon Kullanımının Avantajları ve Dezavantajları

Avantajları

- Virüs, *Giardia* ve *Cryptosporidium* inaktivasyonundan klor, kloramin, ve klor dioksitten daha etkilidir.
- Demir, manganez ve sülfürleri okside etmektedir.
- Bazen durultma proseslerinin verimini ve bulanıklık giderimini arttırmaktadır.
- Renk, tat ve koku oluşumunu kontrol etmektedir.
- Diğer kimyasal dezenfektanlara göre daha az temas süresine ihtiyaç duymaktadır.
- Bromür iyonu bulunmadığı takdirde halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri meydana getirmemektedir.
- Dekompozisyonu sonucu meydana gelen tek kalıntı çözülmüş oksijendir.
- Biyosidal etkisi pH değişimlerinden etkilenmemektedir.

Dezavantajları

- Bromür, aldehit ve keton varlığında bromat ve bromlu dezenfeksiyon yan ürünlerini meydana getirmektedir.
- Ozonlama sisteminin başlangıç maliyeti yüksektir.
- Ozon üretimi yüksek enerji gerektirmekte ve uygulama esnasında yerinde üretilmelidir.
- Korozivitesi ve toksiditesi yüksektir.

- Ozonlama sonrası oluşan asimile edilebilir organik karbonun ve biyobozunabilir çözünmüş organik karbonun giderilmesi için biyolojik olarak aktive edilmiş filtreler gerekmektedir.
- Yüksek pH ve sıcaklıklarda çabuk bozunmaktadır.
- Kalıntı bırakmamaktadır.

2.3.3. Ultraviyole Işını İle Dezenfeksiyon

UV ışını diğer dezenfektanların aksine mikroorganizmaları kimyasal etkileşimlerle inaktive etmeyip fotokimyasal reaksiyonlara moleküler yapılarını değiştirmektedir. Mikroorganizmaların hücre duvarlarına dağılan UV ışını nukleik asit ve diğer hayati hücre bileşenleriyle reaksiyona girerek bu hücrelerin ölümüne veya hasarına neden olmaktadır. Dolayısıyla yeterli dozda UV enerjisi mikroorganizmaya ulaştırıldığında istenilen derecede dezenfeksiyon gerçekleştirilebilmektedir. Literatür çalışmaları bakteri ve virüs gibi daha küçük mikroorganizmaların inaktivasyonu için *Cryptosporidium* ve *Giardia* gibi protozoalardan daha az UV dozuna ihtiyaç duyduğunu belirtmektedir.

UV ışınını su içerisinde hızlı bir şekilde dağıtmakta ve suda herhangi bir kalıntı bırakmamaktadır. Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturmamaları açısından cazip olmakla birlikte suda dezenfeksiyon sürekliliğinin sağlanması için ikinci bir kimyasal dezenfektana ihtiyaç duyulmaktadır. UV ışınlarının dalga boyları 100-400 nm arasında olup UV (100-200 nm), UV-C(200-280 nm), UV-B (280-315 nm) ve UV-A (315-400 nm) olarak dört kısma ayrılmaktadır. Germisidal etkinin olabilmesi için UV ışınının 254 ile 285 nm dalga boyları arasında olması gerekmektedir.

2.3.3.1. UV Dezenfeksiyon Reaksiyonları

UV ışını ile dezenfeksiyonda, mikroorganizmaların inaktivasyonu veya yok edilme derecesinde direkt olarak ilgili olan UV dozu aşağıdaki formülle hesaplanmaktadır:

$$D = I * t$$

Burada **D** Ultraviyole ışınının dozunu (mWs/cm^2), **I** yoğunluğu (mW/cm^2), **t** ise temas süresini (s) ifade etmektedir. Temas süresinin artışıyla birlikte UV ışınına maruz

kalan mikroorganizmaların inaktivasyon dereceleri de artmaktadır. Germisidal etkinin sağlanması için doza bağlı olan bu ilişki, yüksek dozda kısa süreli temas süresinin düşük dozda uzun süreli temas süresi ile aynı öldürme etkisine sahip olduğunu göstermektedir. Etkin bir inaktivasyon için gerekli UV dozu su kalitesi ve log giderimine bağlı özel verilerle belirlenebilmektedir. Doz ve temas süresinin fonksiyonu olarak mikroorganizmaların dağılımı birinci derece kinetiklerle hesaplanabilmektedir (USEPA 1996). Tchobanoglous (1997) UV dozu ve koliform dağılımı arasındaki bağıntıyı şu şekilde ifade etmiştir:

$$N = f * D^n$$

Burada **N** 100 ml'deki çıkış koliform konsantrasyonunu, **D** ultraviyole ışınının dozunu (mWs/cm^2), **n** doza bağlı amprik sabiti, **f** amprik su kalitesi faktörünü ifade etmektedir. Amprik su kalitesi faktörü sudaki partikül, renk vb. maddelerinin bulunmasını göstermektedir. Su kalitesi faktörü bulanıklık ve transmisyona (veya absorbans) fonksiyonu olarak kabul edilmektedir.

UV radyasyonu elektromanyetik dalga formundaki enerji olduğu için etkinliği kimyasal su kalitesi parametreleriyle sınırlanmış değildir. Örneğin pH, sıcaklık, alkalinite ve toplam inorganik karbon UV dezenfeksiyonunun verimini etkilemez. Bununla birlikte sertlik lamba kılıfının temizliğini ve fonksiyonunu etkileyebilmektedir. Ozon ve/veya hidrojen peroksit gibi oksidantların varlığı veya sonradan ilavesi UV radyasyonunun etkisini arttırmaktadır. Bazı çözünmüş veya askıda maddeler mikroorganizmaları UV ışınlarından koruyabilmektedir. Örneğin demir, sülfid, nitrit ve fenoller UV ışınını absorblayarak dezenfektan etkisini azaltabilmektedirler. Bu nedenle absorbans sabiti UV ihtiyacının göstergesidir ve tüm sular için özeldir.

Suların UV ihtiyacı, 1 cm kalınlığındaki su tabakasının 254 nm dalga boyundaki ışınlarla maruz tutulmasıyla spektrofotometrik olarak ölçülebilmektedir. Ölçülen sonuç birim derinlikte absorblanan enerjiyi veya absorbansı ifade etmektedir. Transmisyona yüzdesi dezenfeksiyon için UV radyasyonunun uygunluğunu belirlemede yaygın olarak kullanılmakta ve aşağıdaki eşitlik uyarınca absorbanstan hesaplanabilmektedir.

$$\text{Transmisyona yüzdesi} = 100 * 10^{-A}$$

Su kalitesinin değerlendirilmesinde transmisyon yüzdesi ve absorbands değeri kullanılmaktadır (Çizelge 2.7).

Çizelge 2.7. Transmisyon yüzdesi ve absorbands değerlerine göre su kalitesinin sınıflandırılması (USEPA, 1999)

Su kaynağı kalitesi	Absorbans (absorbans birimi/cm)	Transmisyon yüzdesi
Mükemmel	0.022	95
İyi	0.071	85
Orta	0.125	75

UV ışınları, sudaki herhangi bir kimyasalla reaksiyona girmediği için suyun kimyasını önemli ölçüde değiştirmemektedir. Bu nedenle UV radyasyonu sonunda herhangi bir kimyasal ajan yada kimyasal kalıntı meydana gelmemektedir. Sonuç olarak THM veya diğer dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu minimum seviyededir.

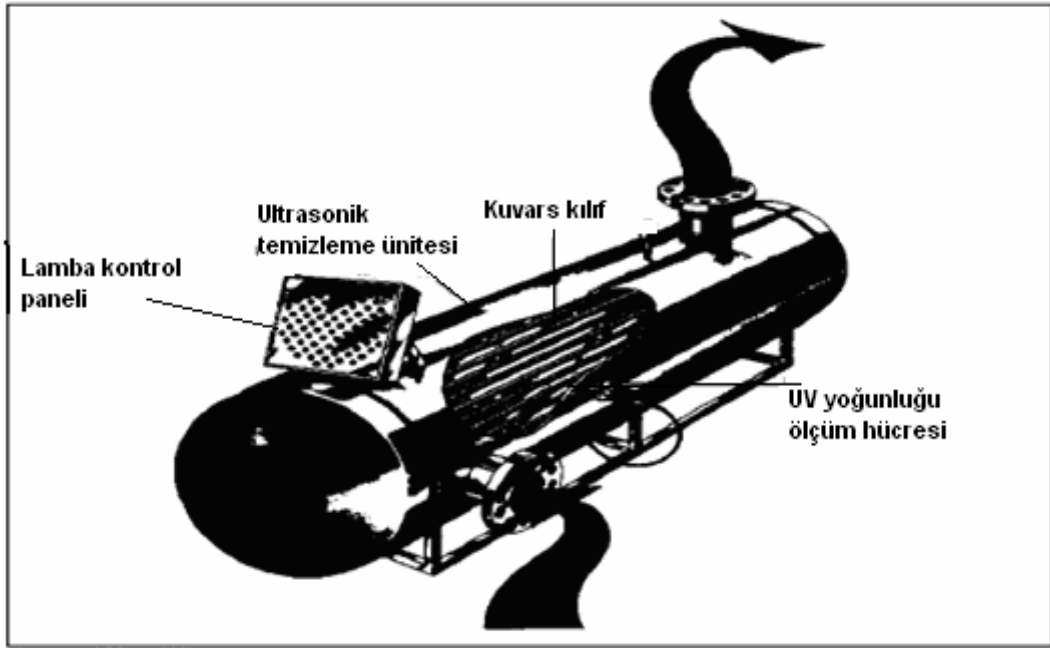
2.3.3.2. UV Işınının Elde Edilmesi

UV lambası içinde argon gibi bir inert gaz ile çok az miktarlarda civa ile dolu kuvars tüpten oluşmaktadır. UV enerjisi elde etmek için elektronlar iyonize civa buharı içersinden geçirilmektedir. UV lambaları normal floresan lambalarla aynı çalışma prensibine sahip olup aralarındaki fark floresan lambanın yüzeyinin UV ışınına görülebilir ışına çeviren fosfor ile kaplı olmasıdır. UV lambaları fosfor ile kaplı değildir ve bu nedenle üretilen UV ışını direkt olarak iletilmektedir. UV lambalarına gelen elektriği kontrol eden transformatörlere balans adı verilmektedir. Elektromanyetik ve elektronik olarak iki tip balans kullanılmaktadır. Elektronik balanslar daha düşük sıcaklıkta çalıştıkları, daha az enerji kullandıkları, daha az ısı ürettikleri ve daha uzun balans ömrüne sahip oldukları için elektromanyetik olanlardan daha fazla kullanılmaktadırlar (DeMers and Renner 1992).

Dezenfeksiyon uygulamalarında hem düşük basınçlı hem de orta basınçlı lambalar kullanılabilir. Düşük basınçlı lambalar maksimum 253.7 nm dalga boylu ışın üretebilmekteyken orta basınçlı lambalar 180-1370 nm dalgaboylu ışın meydana getirebilmektedirler. Küçük sistemler için genellikle düşük basınçlı lambalar önerilmektedir. Bu lambaların su temasını önlemek amacıyla kuvars kılıf kullanılmaktadır. Kuvars kılıfa alternatif olarak teflon kılıf da kullanılabilir fakat

kuvars kılıf UV ışının %5'ini absorblarken teflon kılıf %35'ini absorblamaktadır. Bu nedenle de teflon kılıf tavsiye edilmemektedir.

Dezenfeksiyon amacıyla kullanılan UV reaktörleri kapalı kap ve açık kanal tipi olmak üzere iki tiptedir. İçme suyu uygulamalarında kapalı kap tipi UV reaktörleri tercih edilmektedir (Şeki 2.7). Çünkü bunlarda havadan gelen materyallerle kirlenme minimum seviyedir, kullanıcı UV ışınına maruz kalmaz ve donanım kolaylığına sahiptir. Dakikada 600 galon akış hızına sahip olabilen bu reaktörlerde olup bakteri ve virüs inaktivasyonu için gerekli UV dozunu sağlayabilirken protozoa kistleri için gerekli dozu sağlayabilir. Bu nedenle dozu arttırmak için hem lamba sayısı hem de temas süresi arttırılmalıdır. Kapalı tip UV reaktörlerinin dizaynında dispersiyon, türbulans, etkin hacim, bekleme süresi ve akış hızı hidrolik dizayn parametreler önem taşımaktadır.



Şekil 2.7. Kapalı tip UV reaktörü

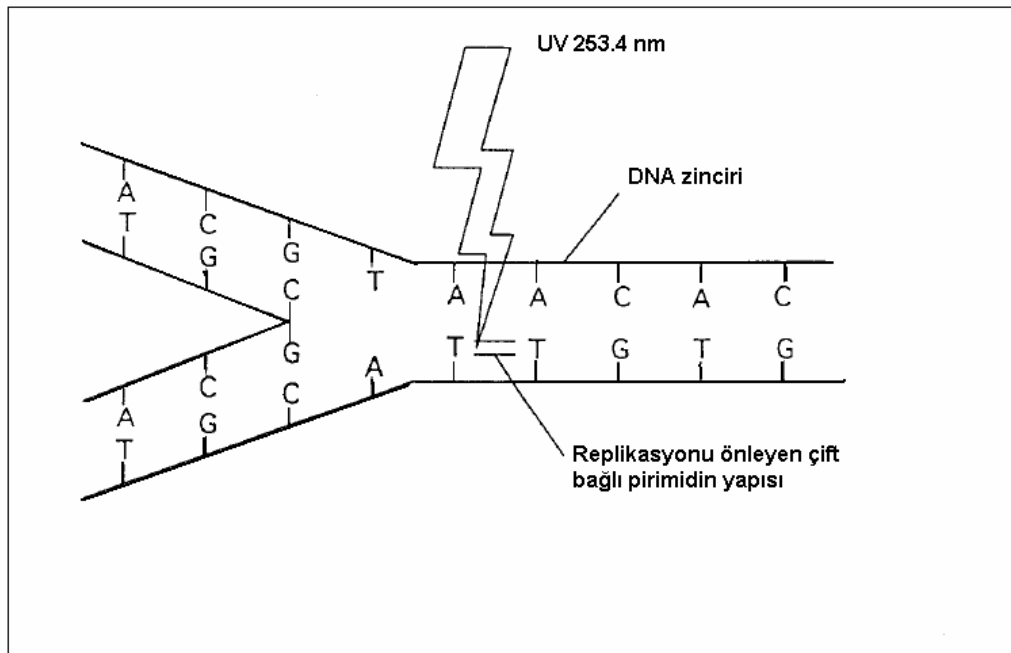
2.3.3.3. UV Radyasyonunun Uygulama Noktaları

UV lambasının kullanım amacı sudaki mikroorganizma sayısının halk sağlığını tehdit etmeyecek seviyelere indirilmesidir. Herhangi bir dezenfektan kalıntısı bırakmadığı için sadece primer dezenfektan olarak kullanılmalı ve dağıtım sisteminde yeniden büyümeyi engellemek için ardından kimyasal dezenfektan ilavesi yapılmalıdır. UV ışını arıtma tesisinin en son kademesinde, dağıtım sisteminin başlangıcında ve

filtrasyondan sonra yaygın olarak kullanılmaktadır. Arıtma tesisinin diğer ekipmanlarını UV ışını kullanımından etkilenmemektedir.

2.3.3.4. UV Işınlarnın Patojen İnaktivasyonu ve Dezenfeksiyon Etkinliği

Diğer dezenfektanların aksine UV radyasyonu patojen inaktivasyonu için saniyelerin üzerinde temas süresi gerektiren fiziksel bir prosestir. Bakterilerin vejetatif ve sporlu formları ile virüs ve diğer patojenlerin inaktivasyonunda oldukça etkili olan UV ışını mikroorganizmaların çoğalmasında genetik bilgiyi taşıyan RNA ve DNA'larında fotokimyasal hasara yol açmaktadır. Primidin moleküllerinin dimerizasyonuna neden olan bu hasar nükleik asitlerin replikasyonuna engel olarak mikroorganizmalarının engellemektedir (Şekil 2.8).



Şekil 2.8. UV ışını ile germisidal inaktivasyon (Tchobanoglous, 1997)

İnaktivasyonun sağlanabilmesi için UV ışınının mikroorganizma tarafından absorblanması gerekmektedir. Bu nedenle lamba yüzeyinde oluşan biyolojik ve kimyasal film, çözünmüş organikler ve inorganikler, mikroorganizmaların kümelenmesi veya toplanması, bulanıklık ve renk inaktivasyonu etkileyebilmektedir. Bunların yanısıra UV reaktöründen geçen suyun UV ışınıyla temas süresi ve reaktör geometrisi

gibi faktörler de dezenfeksiyon verimini etkilemektedir. Suyun pH'sının UV ile dezenfeksiyonda herhangi bir etkisi bulunmamaktadır.

Kalsiyum, magnezyum ve demir iyonlarının lamba kılıfı üzerinde birikerek ışığın geçişini engelleyebilmektedir. Bu durumun önlenmesi için sudaki demir konsantrasyonu 0.1 mg/L'den, sertlik konsantrasyonu 140 mg/L'den, büyük olması gerekmektedir. Bunların dışında hidrojen sülfür, humik asitler, fenolik bileşikler, lignin sülfonatlar, krom, kobalt, bakır, nikel de UV yoğunluğunu azaltmaktadır.

2.4. İçme Sularında Görülen Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Ve Dezenfeksiyon Kalıntıları

Arıtım sırasında uygulanan dezenfeksiyon türüne bağlı olarak içme suyunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri dezenfektan kalıntıları, inorganik yan ürünler, organik oksidasyon yan ürünleri ve halojenli organik yan ürünler olarak dört gruba ayrılmaktadır. Çizelge 2.8.'da halk sağlığı açısından önemli olan dezenfeksiyon yan ürünleri ve dezenfektan kalıntıları verilmiştir.

Halojenli organik yan ürünler, doğal organik maddenin serbest klor ve serbest brom ile reaksiyonundan meydana gelmektedir. Su içerisindeki organik azot miktarı da haloasetonitril, halopikrin ve siyanojenlerin oluşumu etkilemektedir. Ozon ve peroksit gibi güçlü oksidantlarla suda bulunan organik maddelerin oksidasyonu sonucu biyobozunabilir çözülmüş organik karbon ve asimile edilebilir organik karbon olarak isimlendirilen, daha kolay biyoparçalanabilen formlar oluşmaktadır (USEPA 2001).

2.4.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Öncüleri

Yapılan pek çok araştırmada organik dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunda doğal organik maddenin öncü olduğunu belirtilmiştir. Sulardaki doğal organik maddeler daha çok humik materyal içeren yapılmış hidrofobik fraksiyon ve daha çok fulvik materyal içeren hidrofilik fraksiyon olmak üzere iki kısma ayrılmaktadır. Bu fraksiyonların tamamı basit yöntemlerle ölçmek çok zor olduğu için daha kolay ölçülebilen ancak sınırlı olan temsili yöntemlerle belirlenir. Arıtma tesisinin işletilmesi ve performansının izlenmesinde doğal organik maddenin miktarının belirlenmesi için toplam organik karbon ve çözülmüş organik karbon tayinleri, UV absorbansı yapılmaktadır.

Çizelge 2.8.Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri (USEPA 2001)

<p><i>DEZENFEKTAN KALINTILARI</i></p> <p><i>Serbest Klor</i> <i>Hipokloröz asidi</i> <i>Hipoklorit iyonu</i> <i>Kloraminler</i> <i>Monoklor amin</i> <i>Klordioksit</i></p>	<p><i>HALOJENLİ ORGANİK YAN ÜRÜNLER</i></p> <p><i>Trihalometanlar</i> <i>Kloroform</i> <i>Bromodiklorometan</i> <i>Dibromoklorometan</i> <i>Bromoform</i> <i>Haloasetik asit</i></p>
<p><i>İNORGANİK YAN ÜRÜNLER</i></p> <p>Klorat iyonu Klorit iyonu Bromat iyonu İyodat iyonu Hidrojen peroksit Amonyak</p> <p><i>ORGANİK OKSİDASYON YAN ÜRÜNLERİ</i></p> <p>Aldehitler Formaldehit Asetaldehit Gliksal Hegzanal Heptanal</p> <p>Karboksilik asitler Hegzanoik asit Heptanoik asit Oksalik asit</p> <p>Asimile edilebilir organik karbon (AOC)</p>	<p><i>Monokloroasetik asit</i> <i>Dikloroasetik asit</i> <i>Trikloroasetik asit</i> <i>Monobromoasetik asit</i> <i>Dibromoasetik asit</i> <i>Haloasetonitril</i> <i>Dikloroasetonitril</i> <i>Bromokloroasetonitril</i> <i>Dibromoasetonitril</i> <i>Trikloroasetonitril</i> <i>Haloketonlar</i> <i>1,1 dikloropropanon</i> <i>1,1,1 trikloropropanon</i> <i>Klorofenoller</i> <i>2-klorofenol</i> <i>2,4 diklorofenol</i> <i>2,4,6 triklorofenol</i> <i>Kloropkrin</i> <i>Kloral hidrat</i> <i>Siyanojen klorür</i> <i>n- organokloramin</i> <i>3-kloro-4-dimetil-5-hidroksi-furanon</i></p>

2.4.2. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumunu Etkileyen Faktörler

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık, temas süresi, doğal organik maddenin konsantrasyonu ve özellikleri, klor ve kalıntı klor konsantrasyonu, dezenfektan tipi ve dozu ile bromür konsantrasyonudur.

pH artışı ile trihalometanların oluşumu artmakta trikloroasetik asit, dikloroasetonitril ve trikloropropanon gibi haloasetik asitlerin oluşumu azalmaktadır.

Artan pH'larda (pH>8) hemen hemen tümü hidroliz oldukları için TOX (toplam organik halojenürler) miktarı azalmaktadır (Nikolaou ve ark. 1999).

Klordioksit ve kloraminler, suda klora benzer şekilde reaksiyon gösterdikleri için yan ürünleri de pH değişimlerinden klorunkine benzer şekilde etkilenmektedir. Bromür iyonu içeren suların yüksek pH değerlerinde ozonlanması ile bromat iyonu, düşük pH değerlerinde ozonlanması ile bromlu organik yan ürünler oluşmaktadır. Çizelge 2.9.'da pH'a bağlı dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumu görülmektedir.

Dezenfektanlar ile doğal organik madde içeren suyun temas süresi arttıkça trihalometan ve haloasetik asit oluşumu artmaktadır. Diğer yandan dezenfeksiyon başlangıcında meydana gelen haloasetonitril ve haloetonlar temas süresi arttıkça hidrolize uğramakta ve kalıntı klor ile reaksiyon sonucu bozulmaktadır.

Sıcaklık artışı ile birlikte dezenfeksiyon reaksiyonları hızlanmakta ve daha fazla klor dozuna gereksinim duyulmaktadır. Dolayısıyla dezenfeksiyon yan ürün oluşumu da artmaktadır. Bu nedenle yaz aylarında daha çok dezenfeksiyon yan ürün oluşumu beklenmektedir.

Çizelge 2.9. Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşma koşulları (Stevens ve ark. 1989)

Yan ürün	Oluşum koşulları		
	pH 5.0 da klorlama	pH 7.0 da klorlama	pH 9.4 te klorlama
Toplam trihalometanlar	Daha az		Daha çok
Trikloroasetik	pH 7.0 dekine benzer	pH 5.0 dekine benzer	Daha az oluşum
Dikloro asetik asit	pH 5.0 ve 9.4 e benzer oluşum- belki pH 7.0 de biraz daha fazla	pH 5.0 ve 9.4 e benzer oluşum- belki pH 7.0 de biraz daha fazla	pH 5.0 ve 7.0 ye benzer oluşum- belki pH 7.0 den biraz daha fazla
Monokloroasetik asit	5 µg/L den küçük	5 µg/L den küçük	5 µg/L den küçük
Dibromoasetik asit	1 µg/L den küçük	1 µg/L den küçük	1 µg/L den küçük
Kloral hidrat	pH 7.0 dakine benzer	pH 5.0 e benzer oluşum	4 saat içinde meydana gelir, <5 µg/L üzerinde bozunur
Kloropikrin	1 µg/L den küçük	1 µg/L den küçük	1 µg/L den küçük
Dikloroasetonitril	Yüksek oluşum	4 saat içinde meydana gelir, <5 µg/L nin üzerinde bozunur	2 µg/L den küçük konsantrasyonlarda
Bromokloroasetonitril	2 µg/L den küçük	2 µg/L den küçük	2 µg/L den küçük
Dibromoasetonitril	5 µg/L den küçük	5 µg/L den küçük	5 µg/L den küçük
Trikloroasetonitril	Belirlenememiş	Belirlenememiş	Belirlenememiş
1,1,1- trikloropropanon	Daha fazla	2 µg/L den küçük	Belirlenememiş

İçme suyu kaynağındaki doğal organik madde miktarı arttıkça dezenfeksiyon yan ürün oluşumu da artmaktadır. Doğal organik maddenin yapısı, dağılımı ile hidrofobik ve hidrofilik materyal içermesi bu oluşumu etkileyen faktörlerdendir.

Dezenfeksiyon sırasında klor dozu ve kalıntısı arttırıldığında haloasetik asitlerin oluşumu trihalometanların oluşumundan daha fazla meydana gelmektedir. Dolayısı ile mono ve dihalojenik formlara göre daha fazla trihalojenik formlar, bromlu formlara göre daha fazla klorlu formlar oluşmaktadır.

Suda bromür iyonunun bulunması daha fazla bromlu organiklerin oluşumuna ve daha fazla aynı anda klor ve bromu içeren organik bileşiklerin meydana gelmesine yol açmaktadır.

2.4.3. Organik Oksidasyon Yan Ürünleri

Organik oksidasyon yan ürünleri doğal organik madde ile içme suyunun arıtımı sırasında suya eklenen tüm oksidantların reaksiyonlarıyla meydana gelir. Bunların bazıları daha önce de belirtildiği gibi halojenleri içerebilmekte bazıları ise içermemektedir. Bunların tipi ve miktarı oksidant dozuna ve türüne, okside olacak doğal organik maddenin kimyasal özelliklerine ve konsantrasyonuna, sıcaklık ve pH gibi faktörlere bağlıdır. Spesifik halojenli organik yan ürünler çizelge 2.8'de verilmiştir. AOK ise spesifik bir organik kirletici olmayıp dağıtım sistemindeki bakteriyel büyümenin ölçüsünü temsil etmektedir. İçme sularında AOK oluşumuyla ilgili çalışmalar ozonlama ve klorlamanın AOK konsantrasyonunu arttırdığını göstermektedir. AOK konsantrasyonundaki artış, söz konusu dezenfeksiyon işlemleri sırasında büyük molekül ağırlıklı organik bileşiklerin daha küçük ve daha kolay biyoasimile edilebilir moleküllere okside olmasından kaynaklanmaktadır.

Daha ileri oksidasyon aşamasında ise organik maddeler tamamen okside olup inorganik bileşikler olan karbondioksit ve suya dönüşmektedir. Aldehitler daha kolay okside olurlar, ketonların ise oksidasyonu daha zordur. Çünkü bunlarda hidrojen bağlı karbonil grupları bulunmaz (Siddiqui ve ark.1997).

Doğal organik maddenin ozonlanmasıyla meydana gelen organik asit, aldehit ve ketoasitler gibi biyobozunabilir yan ürünler bakteriler için karbon kaynağı

olduklarından dağıtım sisteminde yeniden çoğalma problemlerine yol açmaktadırlar (Siddiqui ve ark.1997).

Gilbert (1998) yeraltı ve yüzey sularından ekstrakte edilen humik asitlerin biyoparçalanabilirliğine ozonlamanın etkisini incelediği bir çalışmada yüksek konsantrasyonlarda humik madde içeren çözeltileri ozonlamış ve biyokimyasal oksijen ihtiyaçlarını (BOI_5) belirleyerek biyoparçalanabilirliklerini ölçmüştür. Ozonlanmamış çözeltilerde ise humik madde biyoparçalanmasının olmadığını belirtmiştir. Ozon kullanılarak yapılan renk giderme işleminden sonra ise biyokimyasal oksijen ihtiyacının kimyasal oksijen ihtiyacına oranı (BOI_5/KOI) oranı yaklaşık 0.4 bulunmuştur. Ozon tüketimi nispeten yüksek olmuştur (3-4 mg O_3 / mg başlangıçtaki çözünmüş organik karbon).

2.4.4. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Kontrolü

İçme suyu standartlarında istenen maksimum kontaminant seviyesini sağlamak için suyun arıtımı sırasında belirli teknolojiler, arıtım teknikleri ve tesis modifikasyonları kullanılmaktadır. En yaygın modifikasyonlar klorlama noktasının tesis içindeki yerinin değiştirilmesi, dezenfeksiyon yan ürünlerini gidermek için koagülasyon proseslerinin güçlendirilmesi ve kloramin kullanımınıdır (Singer 1989). Arıtım prosesinde ön klorlama yerine alternatif dezenfektanlarla ön oksidasyon yapılması da klorlu yan ürünlerin oluşumunu azaltmada bir başka seçenektir. Bunların dışında su kaynağının kontrolü, dezenfeksiyon yan ürün öncülerinin giderilmesi ve farklı dezenfeksiyon stratejilerinin seçilmesi dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu kontrol etmede etkilidir.

Ham suda dezenfeksiyon yan ürün öncüleri hem çözünmüş hem de partiküler halde bulunmaktadır. Klasik arıtma yöntemleriyle çözünmüş olanlar partiküler hale dönüştürülüp, çöktürme ve filtrasyon prosesleri ile giderilmektedir. Koagülasyon ve çöktürme işlemleri ile THM oluşum potansiyeli % 50 oranında azalmaktadır. Daha fazla giderim elde etmek için güçlendirilmiş koagülasyon, GAK adsorpsiyonu veya dezenfeksiyondan önce membran filtrasyonu gibi prosesler uygulanmalıdır.

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin kontrolünde uygulanan dezenfeksiyon stratejileri şunlardır:

- Daha az yan ürün oluşturan kloramin veya klordioksit gibi dezenfektan veya oksidantların kullanılması
- TTHM oluşumunu önlemek için klorlama noktasının değiştirilmesi ve gerektiğinde kloramin, klordioksit veya potasyum permanganatın ön oksidant olarak kullanılması
- Eğer dezenfeksiyon yan ürün öncüleri hala yüksek miktarda ise dezenfeksiyon yan ürünü oluşumunu engellemek için arıtma tesisinin farklı noktalarında iki dezenfektan veya oksidant kullanılması
- Trihalometan öncülerini veya toplam trihalometanı gidermek için mevsimsel olarak veya belli aralıklarla toz aktif karbon kullanılması
- Arıtma tesisinin farklı noktalarında ozon gibi güçlü oksidantların kullanılması.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

Bursa İli şehir merkezinin içme, evsel ve endüstriyel su ihtiyacının karşılandığı Doğancı Barajı'ndan gelen, Dobruca İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden alınan su numunesi çalışmanın materyalini oluşturmaktadır. Doğancı Barajı'nın drenaj alanı 450 km², maksimum depolama hacmi 37.8 x 10⁶ m³, maksimum depolama alanı 1.58x10⁶ km² (158 ha) olup günde 125 hm³ su çekilmektedir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)'ne (1988) göre Doğancı Barajı sıcaklık, çözünmüş oksijen, klorür, sülfat, amonyum azotu, toplam çözünmüş katı madde, demir, mangan, ve fekal koliform açısından I. Sınıf su kalitesine; nitrit azotu, nitrat azotu ve fosfat açısından ise II.sınıf su kalitesine sahiptir (Genç 1998, Anonim 1999). Kuşkusuz suyun bileşimi mevsimlere göre değişebilmektedir. Doğancı Barajı'ndan temin edilen su 11 km'lik isale hattı ile Dobruca İçme Suyu Arıtma Tesisine iletilmektedir.

3.2.Yöntem

3.2.1.Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi

3.2.1.1.Jar testi

Çalışma kullanılan jar testi düzeneği 6'lı olduğundan tüm koagülantlar için aynı anda jar testi yapılamamış, 40 litrelik kap ile alınan örnek 4°C' de muhafaza edilmiştir. Jar testi denemelerine başlamadan önce örneklerin oda sıcaklığına (21°C) gelmesi beklenmiştir. Koagülant olarak Al₂(SO₄)₃.14H₂O, FeCl₃.6H₂O, FeSO₄. 7H₂O; koagülant yardımcıları olarak anyonik (AS84, Ondeo Nalco) ve katyonik polielektrolit (BC853,Stockhausen) kullanılmıştır. 6 adet 1 litrelik beher ve pedallı karıştırıcı ile gerçekleştirilen jar testi denemelerinde koagülant ilavesinden sonra örnekler 100 rpm' de 1dakika, 30 rpm' de 30 dakika karıştırılmıştır. Oluşan floklar 30 dakika çökelmeye bırakılmıştır. Polielektrolit ilaveleri flokülasyon sırasında yapılmıştır.

3.2.1.2.Optimum Koagülasyon pH'sının ve Dozunun Belirlenmesi

Optimum pH belirlenirken alüm için 4, 5, 6, 7, 7.5, 8 pH değerlerinde, FeCl₃ ve Fe(SO)₄ için 3.5, 4.5, 5.5, 6.5, 8.5 ve 9 pH değerlerinde çalışılmıştır. Optimum pH belirleme çalışmasında uygulanan koagülant dozları alüm için 20 mg/L, FeCl₃ için 18 mg/L ve Fe(SO)₄ için 19 mg/L'dir. Koagülant eklendikten sonra pH değeri 0.1 N HCl

ve 0.1 N NaOH kullanılarak istenen pH değerlerine ayarlanmıştır. Jar testi sonunda doğal organik madde giderimi, UV absorbansı izlenerek belirlenmiş ve UV absorbansı azalmasının maksimum olduğu pH değeri optimum olarak seçilmiştir.

Optimum koagülant dozunun belirlenmesi için beherlere artan konsantrasyonlarda koagülant ilave edilip istenen pH'ya ayarlanmıştır. Kullanılan alüm dozları 10, 20,30,40,50,60 mg/L, FeCl₃ ve FeSO₄ dozları da alüm ekivaleni olarak sırasıyla 9.1, 18, 27, 36,46, 55 mg/L ve 9.4, 19, 28, 37, 47, 56 mg/L olarak seçilmiştir. Maksimum UV azalmasının olduğu koagülant konsantrasyonu optimum doz olarak kabul edilmiştir. Optimum polielektrolit dozu belirlenirken beherlere yeni örnek konulup optimum pH'ya ayarlanmış ve optimum koagülant dozu ilave edilmiştir. Hızlı karıştırma işleminden sonra her bir behere artan konsantrasyonlarda polielektrolit eklenmiştir. Uygulanan anyonik ve katyonik polimer dozları 0.01, 0.05, 0.07, 0.1, 0.15, 0.2 mg/L'dir. UV absorbansı azalmasının en yüksek olduğu polielektrolit konsantrasyonu optimum doz olarak seçilmiştir. Bu işlem her koagülant için anyonik ve katyonik polielektrolit ile ayrı ayrı yapılmıştır.

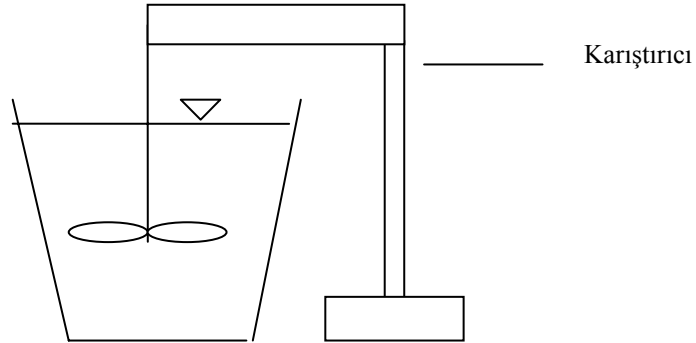
3.2.2. Arıtma Proseslerinin Tanıtılması

Çalışmada koagülasyon, hızlı kum filtrasyonu, granüler aktif karbon filtrasyonu düzenekleri kesikli olarak kullanılmıştır. Dezenfeksiyon/oksidasyon işlemleri için UV radyasyonu, ozonlama ve klorlama yapılmıştır.

3.2.2.1.Koagülasyon

Çalışmada koagülasyon işlemi 40 litrelik silindir şeklindeki plastik kap içinde gerçekleştirilmiştir. Karışım pedallı karıştırıcı ile sağlanmıştır. Örnek alındıktan sonra jar testi denemelerinde belirlenmiş olan optimum koagülasyon koşulları uygulanmıştır. 22 litre suya 27 mg/L olacak miktarda 594 ml FeCl₃ çözeltisi (Merck) ilave edilmiştir. Koagülant ilavesinde sonra suyun pH'sı 0.1 N ve 1 N HCl (Merck) kullanılarak 5.5'e getirilmiş ve 1 dakika 100 rpm'de hızlı karıştırma yapılmıştır. Hızlı karıştırmanın ardından 0.05 mgL konsantrasyonu sağlayacak şekilde 110 ml anyonik polielektrolit çözeltisi ilave edildilip 60 rpm' de 30 dk yavaş karıştırma yapılarak flokülasyon sağlanmıştır. Daha sonra karıştırma durdurulup 30 dakika flokların çökmesi beklenerek

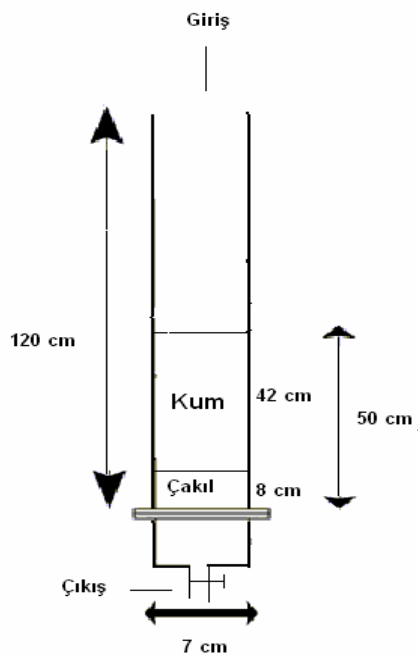
sedimentasyon tamamlanmıştır. Üst kısımdaki berrak sıvı Heidolf marka peristaltik pompa ile kum filtresine aktarılmıştır.



Şekil 3.1 Koagülasyon düzeneğinin şematik gösterimi

3.2.2.2.Hızlı Kum Filtrasyonu

Filtrasyon işlemi 120 cm yüksekliğe 7 cm iç çapa sahip pleksiglas boru yardımı ile düşey akışlı olarak gerçekleştirilmiştir. Borunun alt ucuna takılan musluktan süzülen suyun çıkışı sağlanmıştır. Filtredeki dolgu maddesi filtrenin alt kısmına yerleştirilmiş olan paslanmaz çelik elek üzerinde tutulmuştur Şekil (3.2).



Şekil 3.2. Hızlı kum filtresinin şematik gösterimi

Filtrenin üst kısmı açık olup koagülasyon prosesinden gelen hortum buraya yerleştirilmiştir. Heidolp marka peristaltik pompa ve 8 mm iç çaplı silikon hortum yardımı ile koagülasyon prosesi sonunda elde edilen su kum filtresine aktarılmıştır. Filtrasyon hızı 5.5 m/sa olup peristaltik pompa ve filtre çıkışındaki vana yardımı ile kontrol edilmiştir. Filtre yatağı toplam yüksekliği 50 cm'dir. Bunun 8 cm'lik kısmı çakıldan 42 cm'lik kısmı kumdan meydana gelmektedir. Kullanılan kumun dane boyutu 0.5-1 mm arasında, çakılın boyutu ise 0.5-1 cm arasında değişmektedir. Filtrasyon prosesinden çıkan su 40 litrelik plastik kap içerisine toplandıktan sonra diğer proseslerde kullanılmıştır.

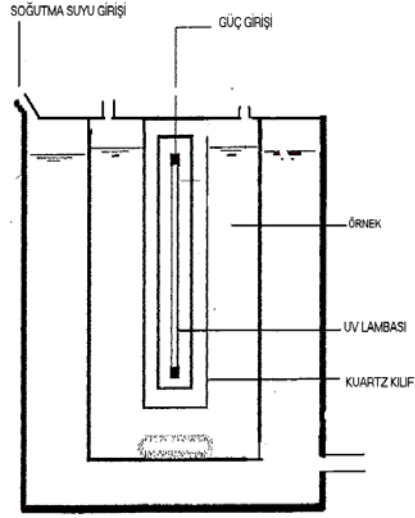
3.2.2.3. Aktif Karbon Filtrasyonu

Ham su ve arıtımın farklı kademelerinden alınan su örnekleri düşey akış moduyla çalışan granüler aktif karbon filtresinden geçirilmiştir. 7 cm iç çapa 25 cm yüksekliğe sahip olan plastik silindirik boru granüler aktif karbon filtresi olarak kullanılmıştır. Filtrenin içi 1 kg aktif karbon ile doldurulmuştur. Filtre yatağı yüksekliği 20 cm'dir. Temas süresi 15 dakika'dır. Su filtrenin üst kısmından girerek filtre içinden geçmekte ve alt kısımdan çıkarak filtrenin dış kılıfında birikmektedir. Bu kılıfın üst kısmından da hortum yardımı ile çıkmaktadır.

3.2.3. Dezenfeksiyon Proseslerinin Tanıtılması

3.2.3.1. UV Radyasyonu

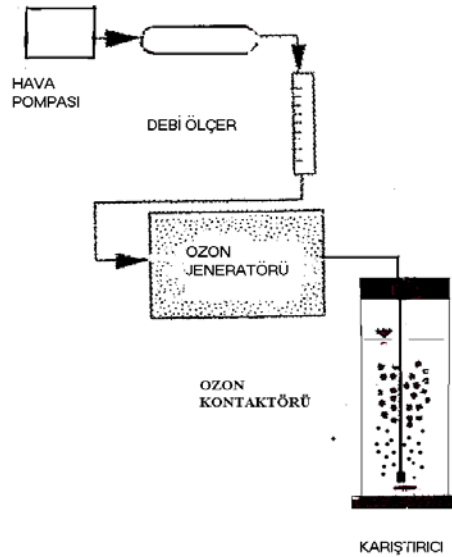
UV ışını ile dezenfeksiyon denemeleri için 1 litrelik reaktör kullanılmıştır. Reaktörün iç hacmi 700 ml'dir. Reaktörün ortasına kuartz tüp içersinde UV lambası yerleştirilmiştir. UV lambası Lenghtech marka olup 45 cm yüksekliğe, 2 cm çapa sahiptir. UV lambasının yoğunluğu 2.27 mwatt/cm²dir. Reaktör iç içe geçmiş iki cam silindirden oluşmaktadır. Dıştaki kılıf soğutma amacıyla yapılmıştır. Denemelere başlamadan 5 dakika önce UV lambası çalıştırılıp 600 ml örnek reaktöre ilave edilmiştir



Şekil 3.3. UV reaktörünün şematik gösterimi

3.2.3.1. Ozonlama

Ozonlama denemeleri için 2 litrelik silindir şeklinde pyreks cam reaktör kullanılmıştır.



Şekil 3.4. Ozonlama reaktörünün şematik gösterimi

Ozon, korona deşarj yöntemi ile çalışan havadan ozon üretimi yapan OPAL marka ozon jeneratöründen temin edilmiştir. Reaktör ve ozon jeneratörü arasındaki bağlantı teflon boru ile sağlanmıştır. Teflon borunun ucuna takılan difüzör ile reaktörün alt kısmından suya ozon verilmiştir. Ozon gazının suda karışımının sağlanması için magnetik karıştırıcı kullanılmıştır. Reaktöre uygulanan ve kullanılan ozon miktarı iyodometrik yöntemle belirlenmiştir. 0.5 mg/L ozon konsantrasyonunda 5 ve 20 dakika, 2 mg/L ozon konsantrasyonunda 5 ve 20 dakika olmak üzere 4 farklı ozon uygulaması seçilmiştir. Şekil 3.4'te laboratuvar ölçekli ozonlama sistemi görülmektedir. Ön ozonlama ve ara ozonlama proseslerinde 2 litrelik ozon reaktörü yerine 30 litrelik plastik kap kullanılmış ve ozon dozu su hacmine göre ayarlanmıştır. Son ozonlama işlemlerinde ise 2 litrelik ozon reaktörü kullanılmıştır.

3.2.4. Arıtma Alternatifleri

3.2.4.1. Koagülasyon pH'sının organik madde giderimine etkisinin belirlenmesi

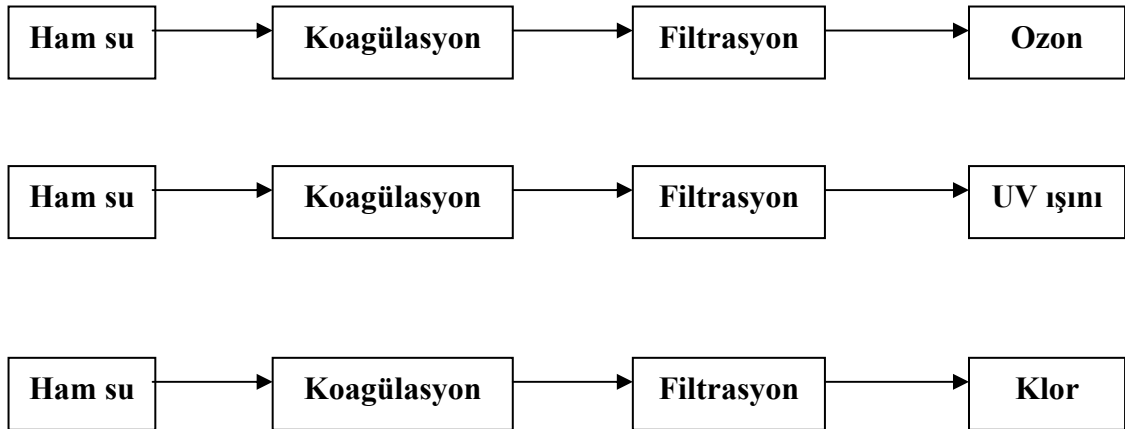
Düşük pH'nın koagülasyon üzerindeki etkisini görmek için hem pH 5.5'te hem de pH 7'de konvansiyonel arıtma prosesi uygulanmıştır. Su örneği hızlı kum filtrasyonundan geçirildikten sonra 0.4 mg/L kalıntı klor olacak şekilde sodyum hipoklorit eklenmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. pH 5.5'ta ve pH 7'de uygulanan arıtma işlemlerinin akım şeması

3.2.4.2. Farklı Dezenfektanların Nihai Dezenfeksiyonda Kullanımı

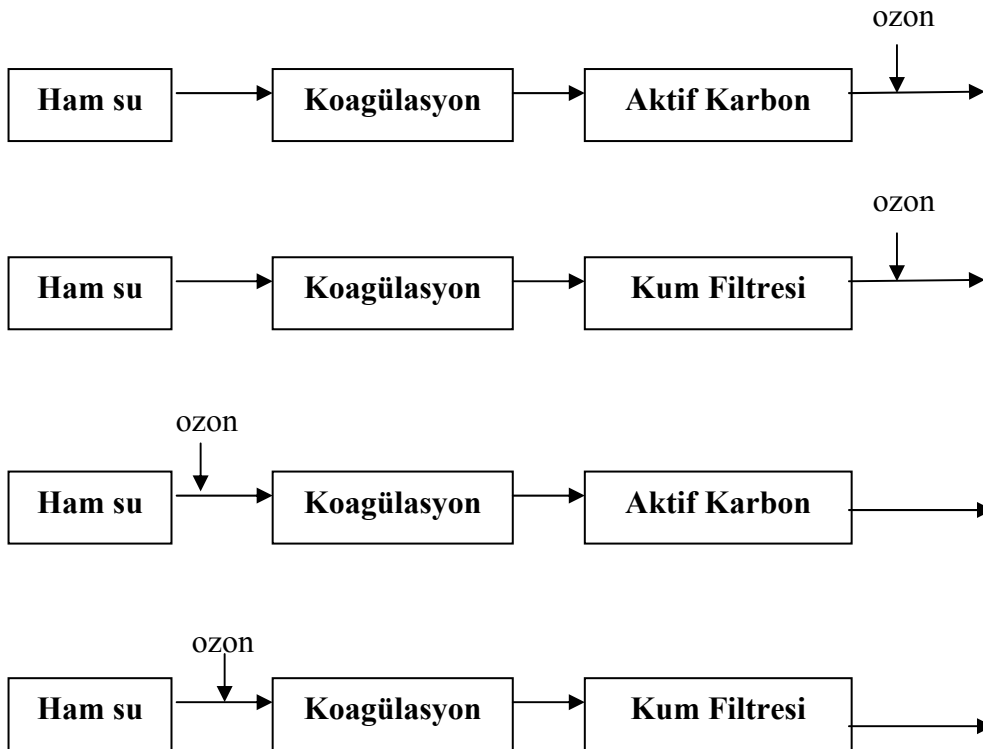
Konvansiyonel arıtma prosesleri uygulandıktan sonra dezenfektanların organik karbon içeriğine ve THMOP'ne son dezenfeksiyon amacı ile üç dezenfeksiyon yöntemi kullanılmıştır. Bu uygulamalar sonunda TOK, ÇOK, BPÇOK, THMOP belirlenmiştir. Ham suya koagülant ilavesinden sonra koagülasyon pH 5.5'e ayarlanıp koagülasyon yapılmıştır. Koagülasyon sonrasında hızlı kum filtrasyonu yapılmış ve filtrasyon çıkışından alınan suya 4 farklı dozda ozon ve UV radyasyonu uygulanmıştır. Klorlama ise dezenfeksiyon sonrasında 0.4 mg/L kalıntı klor kalacak şekilde yapılmıştır. Bu arıtma proseslerine ait akım şeması şekil 3.6'da görülmektedir.



Şekil 3.6. Konvansiyonel arıtma proseslerine uygulanan dezenfeksiyon işlemleri

3.2.4.3. Filtrasyonda Hızlı Kum Filtresi veya Aktif Karbon Filtresinin Kullanılması

Bu proseslerde koagülasyonun ardından filtrasyon amacı ile kum filtresi ve aktif karbon filtresi kullanılmış ve bunların ardından ozonlama yapılmıştır. Ön ozonlama yapılmasının etkisini görebilmek amacı ile koagülasyon prosesinden önce ozonlama işlemleri yapılmıştır. Şekil 3.7’de bu proseslere ait akım şeması görülmektedir.



Şekil 3.7. Aktif karbonun kum filtresi yerine kullanıldığı prosesler

3.2.5. Arıtma Prosesleri Sonunda İncelenen Parametreler

Yapılan jar testi denemeleri ve uygulanan her arıtma prosesi sonrasında doğal organik madde miktarını belirlemek amacı bazı temsili parametreler seçilmiştir. Bunlar TOK, ÇOK, bakteriyel büyümede kullanılabilen miktarı gösteren BPÇOK, doğal organik maddenin humik karakterini ortaya koyan 254 nm'deki UV absorbansı, THMOP ve spesifik UV absorbansı (SUVA) değeridir. Bunun yanı sıra bulanıklık ve pH belirlenmiştir.

TOK ve ÇOK miktarları, Shimadzu TOC – V CSH toplam organik karbon analiz cihazında yüksek sıcaklıkta yakma yöntemi (5310 B) ile belirlenmiştir (APHA 1992). Cihazın ölçüm aralığı ve hassaiyeti toplam karbon için 0 – 25000 mg/L ; 4µL , inorganik karbon için 0 – 30000 mg/L ; 4µl'dir

ÇOK miktarı belirlenmeden önce su örnekleri 0.45 µm gözenek çaplı membran filtreden süzölmüştür.

BPÇOK miktarı, Ribas ve ark. (1991) tarafından önerilen birbirine seri bağlanmış, içi kum ile dolu iki cam kolondaki bağlı biyokütle reaktör sistemi ile belirlenmiştir. Su örnekleri kolondan düşük hızda yukarı akışlı olarak geçirilmiş, iki saat sonunda (kolonlardaki toplam bekleme süresi) kolon çıkışından alınan örneklerde ÇOK analizi yapılmıştır. Kolon girişindeki ÇOK miktarı ile çıkışındaki ÇOK miktarı arasındaki farktan BPÇOK miktarı belirlenmiştir.

Doğal organik maddenin humik içeriğini temsil eden 254 nm dalga boyundaki UV absorbansları, örnekler 0.45 µm gözenek çaplı membran filtreden süzöldükten sonra Jenway 6105 marka UV-visible spektrofotometre ile belirlenmiştir (Uyak ve Toröz 2005).

Doğal organik madde yapısı hakkında fikir veren, TOK ve dezenfeksiyon yan ürünü oluşturan bileşiklerin arıtma prosesleri ile gideriminde indikatör olarak kullanılan spesifik UV absorbansı, UV absorbansı ve ÇOK ölçümlerine dayanarak aşağıdaki formül yardımı ile hesaplanmıştır.

$$SUVA (m^{-1}L /mg) = [UV_{254} (cm^{-1}) \times 100] / \text{ÇOK} (mg/L)$$

Trihalometan oluşum potansiyeli (THMOP) standart metotlarda belirtilen yöntem (5710 B) göre yapılmış (APHA 1992) ve trihalometan (THM) konsantrasyonu sıvı-sıvı ekstraksiyon yöntemi (6232 B) ile EC detektörlü HP marka 5890 model II seri

nolu gaz kromatografisi kullanılarak belirlenmiştir. Cihazın hassasiyeti 0.001-0.005 ppb arasında değişmektedir.

Bulanıklık Jenway 6035 marka turbidimetre ile nefelometrik olarak ölçülmüştür.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4. 1. Ham Suyun Karakterizasyonu

Dobruca İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden alınan Doğancı Barajı ham su örneğinde incelenen bazı fiziksel ve kimyasal parametrelerin Haziran-Ağustos arasındaki aylara ait ortalama değerleri (n=3) çizelge 4.1' de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Doğancı Barajı'ndan alınan ham su örneğinin özellikleri

PARAMETRE	DEĞERİ
pH	7.86
Bulanıklık (NTU)	4.73
Toplam Organik Karbon, (TOK) (mg/L)	4.88
Çözünmüş Organik Karbon, (ÇOK) (mg/L)	4.12
Biyoparçalanabilir Organik Karbon (mg/L)	0.97
UV ₂₅₄ Absorbansı (cm ⁻¹)	0.104
Spesifik UV Absorbansı (SUVA) (m ⁻¹ L/mg)	2.52
Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	175.00
Trihalometan Oluşum Potansiyeli (µg/L)	122.40

Ham suyun pH değeri 7.86 olup hafif alkali özellik göstermektedir. Bulanık değeri 4.73 NTU olarak belirlenmiştir. Doğal organik madde için izleyici parametre olarak kullanılan TOK, ÇOK ve BPÇOK konsantrasyonları ise sırası ile 4.88 mg/L, 4.12 mg/L ve 0.97 mg/L'dir. Ölçülen BPÇOK miktarı ÇOK miktarının %24'ünü oluşturmaktadır. Bazı kaynaklarda bu oranın %20-25 arasında olduğu belirtilmiştir. (Anonim, 2006). Ham suyun BPÇOK konsantrasyonunun mikrobiyal büyümeyi destekleyecek düzeyde olduğu görülmektedir. Sevais ve ark. (1995) sulara biyolojik stabilitenin sağlanabilmesi için BPÇOK seviyesinin 0.15 mg/L olması gerektiğini vurgulamışlardır. Ham suyun arıtımı sırasında bu değer göz önünde bulundurulması içme suyunun mikrobiyal kalitesinin korunması açısından büyük önem taşımaktadır. 254 nm'de 0.104 cm⁻¹ olan UV absorbansı ham suyun humik madde içerdiğini göstermektedir. Zira UV absorbansının düşük olması humik madde miktarının az olduğunu işaret etmektedir.

UV absorbansının ÇOK konsantrasyonuna oranlanması ile hesaplanan SUVA değerinin 2.52 m⁻¹L/mg olması organik maddelerin aromatik yapıya sahip olduğunu,

Kitis ve ark. (2004)'nin yapmış olduğu sınıflandırmaya göre ağırlıklı olarak fulvik asit bileşenlerini içerdiğini ifade etmektedir.

Bu sınıflandırmaya göre SUVA 4-6 arasında ise doğal organik madde humik asit bileşenlerinden, SUVA 3 civarında ise fulvik asit bileşenlerinden, SUVA 2'nin altında ise düşük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler ve hidrokarbonlardan meydana gelmektedir.

Ham suda zaman içerisinde meydana gelebilecek değişimleri belirlemek amacı ile jar testi denemelerinde ve arıtma proseslerinin uygulanması sırasında organik maddeyi temsil eden parametreler tekrar incelenmiş ve bu parametreler proseslere ait tablolarda ham su özellikleri kısmında belirtilmiştir.

4.2. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi

4.2.1. Alum ile Koagülasyon

Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde koagülant türü, koagülasyon pH'sı, koagülant dozu, koagülasyon sıcaklığı, suyun sertliği, doğal organik maddenin yapısı ve inorganik madde konsantrasyonuna bağlı olarak, giderim verimi %10-90 arasında değişim göstermektedir (Volk, 2000). Çizelge 4.2'de alüm ile koagülasyonda optimum pH'ı belirleme çalışmalarına ait sonuçlar verilmiştir. Asit ve baz çözeltileri yardımı ile seçilen pH değerlerine ayarlanan ham suya 20 mg/L alüm ilave edildikten sonra jar testi yapılmıştır. Sedimentasyon tamamlandıktan sonra beherlerden alınan örneklerde UV absorbansı ile bulanıklık değerleri belirlenmiştir.

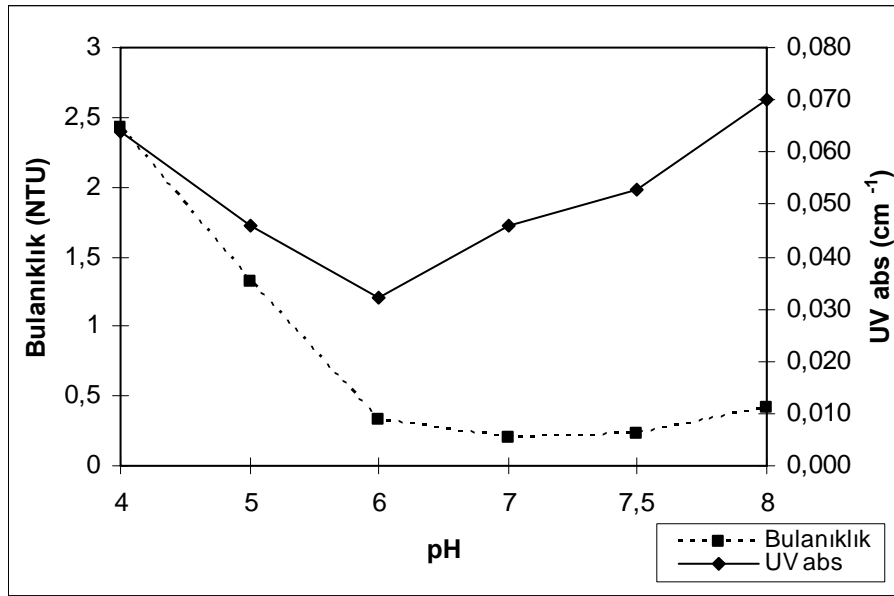
Çizelge 4.2. Alum ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları

Alum	pH HS	Seçilen pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
20	7.86	4.0	4.73	2.43	49	0.104	0.064	39
20	7.86	5.0	4.73	1.32	72	0.104	0.046	56
20	7.86	6.0	4.73	0.33	93	0.104	0.032	69
20	7.86	7.0	4.73	0.20	96	0.104	0.046	56
20	7.86	7.5	4.73	0.23	95	0.104	0.053	49
20	7.86	8.0	4.73	0.41	91.33	0.104	0.070	33

HS: ham su, AS: arıtılmış su

Ham suyun bulanıklığı (4.73 NTU) koagülasyon pH'sının artışı ile belirgin oranda azalmış ve pH 7'de 0.20 NTU'ya düşmüştür. Bu pH değerinin üzerindeki

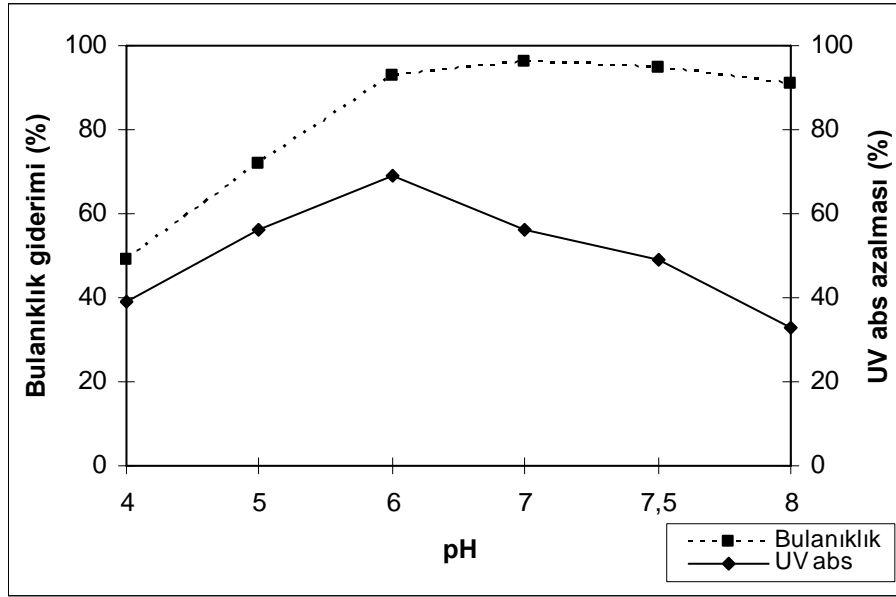
pH'larda ise hafif bir artış göstermiştir. Bulanıklığa benzer şekilde UV absorbansı değeri de koagülasyon pH'sının artışına bağlı olarak azalmıştır. Bu azalma pH 6'ya kadar devam etmiş (0.032 cm^{-1}) bunun üzerindeki pH değerlerinde tekrar artmaya başlamıştır (Şekil 4.1.)



Şekil 4.1. Alum ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi

Bulanıklık için pH 5-8 aralığında %50'nin üzerinde giderim elde edilirken, UV absorbansı için 5-7 aralığında %50'nin üzerinde giderim elde edilmiştir. Maksimum bulanıklık giderimi (%96) pH 7'de, maksimum UV absorbansı giderimi (%69) pH ise 6 elde edilmiştir (Şekil 4.2).

Organik maddelerin koagülasyon prosesinde etkin bir şekilde giderimi dağıtım sistemindeki mikrobiyal kalitenin ve klorlama sonrasında trihalometan oluşumun kontrolü büyük önem taşıdığından, doğal organik madde miktarını yansıtan UV absorbansı azalmasının maksimum olduğu pH 6 alüm için optimum koagülasyon pH'sı olarak seçilmiştir. Volk ve ark.(2000) farklı yüzeysel sularda yapmış oldukları jar testi denemelerinde optimum koagülasyon koşullarının pH 5.6–7.1 arasında sağlandığını vurgulamıştır. Gregor ve ark. (1997) düşük bulanıklığa sahip olan sularda organik madde giderimi için pH'nın 6.0-7.0 aralığında olması gerektiğini tespit etmişlerdir.



Şekil 4.2. Alum ile koagülasyonda pH' ya göre bulanıklık ve UV abs giderimleri

Çalışmadan elde edilen bulgular, maksimum organik madde gideriminin elde edildiği pH ile maksimum bulanıklık gideriminin elde edildiği pH değerinin farklı olduğunu göstermiştir. Benzer sonuçlar daha önce yapılan çalışmalarda da tespit edilmiştir. Freese ve ark. (2001) alum ile yaptıkları koagülasyon çalışmasında bulanıklık giderimi için gerekli optimum pH'nın 6-7 arasında, organik madde giderimi için gerekli optimum pH aralığının 5-5.5 arasında olduğunu bildirmişlerdir.

Optimum organik madde gideriminin elde edildiği pH 6'da etkili olan koagülasyon mekanizmasının yük nötralizasyonu olduğunu düşünülmektedir. Alümin suya ilavesi ile oluşan $Al(OH)^{+2}$, $Al_7(OH)_{17}^{+4}$ gibi pozitif yüklü hidroksi metalik kompleksler, suda bulunan negatif yüklü kolloidlerin yüzeyine adsorblanarak kolloidlerin zeta potansiyelini destabilizasyon seviyesine kadar düşürmektedirler. Destabilize olan partiküller ile adsorbladıkları hidroksi metalik kompleksler aralarında meydana gelen van der Waals kuvvetleri yardımıyla floklar meydana gelmektedir. Ayrıca destabilize partiküller üzerindeki reaktif gruplar arasında meydana gelen kimyasal etkileşimler sayesinde de köprü kurularak floklaşma söz konusu olmaktadır.

Alüm ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirlemek için yapılan jar testi deneyinin sonuçları Çizelge 4.3'te görülmektedir. Eklenen alum konsantrasyonunun artışı ile bulanıklık ve UV absorbansı değerleri azalmıştır. 30 mg/L alum kullanımı ile bulanıklık 0.86 NTU'ya kadar düşmüş, bu değer üzerindeki konsantrasyonlarda ise

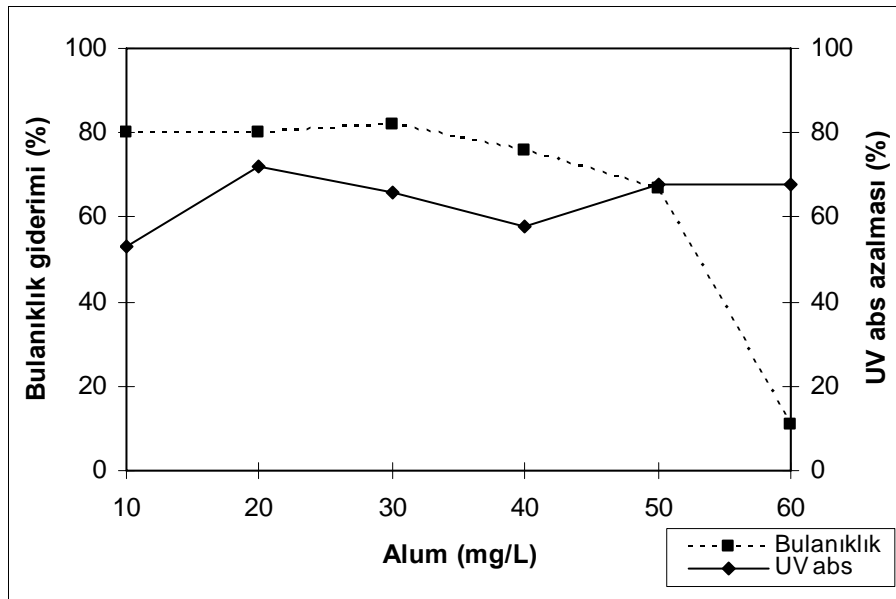
artmıştır. Bu artış aşırı dozda koagülant ilavesinin restabilizasyona yol açmasından kaynaklanmaktadır. Koagülant konsantrasyonunun artması ile sudaki pozitif yüklü metal kompleksleri normalde negatif yüklü olan partikül yüzeyini pozitif hale getirirler. dolayısı ile partiküllerin birbirlerini çekmeleri engellenir ve bu durumda bulanıklık tekrar artmaya başlar (Nozaic ve ark. 2001).

Çizelge 4.3. Alüm ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

Alum	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
10	6	4.73	0.94	80	0.104	0.049	53
20	6	4.73	0.96	80	0.104	0.029	72
30	6	4.73	0.86	82	0.104	0.035	66
40	6	4.73	1.13	76	0.104	0.044	58
50	6	4.73	1.54	67	0.104	0.033	68
60	6	4.73	4.19	11	0.104	0.033	68

HS: ham su, AS: arıtılmış su

Eklenen alüm dozunun artması ile UV absorbansı değerleri de azalmış, 20 mg/L alüm konsantrasyonunda 0.029 cm⁻¹ olarak belirlenmiştir. 30 ve 40 mg/L alüm dozlarında UV absorbans değeri bir miktar artmış, 50mg/L 'de ise tekrar azalmıştır. Ancak bu azalma minimum değerinin altına inmemiştir (Şekil 4.3).

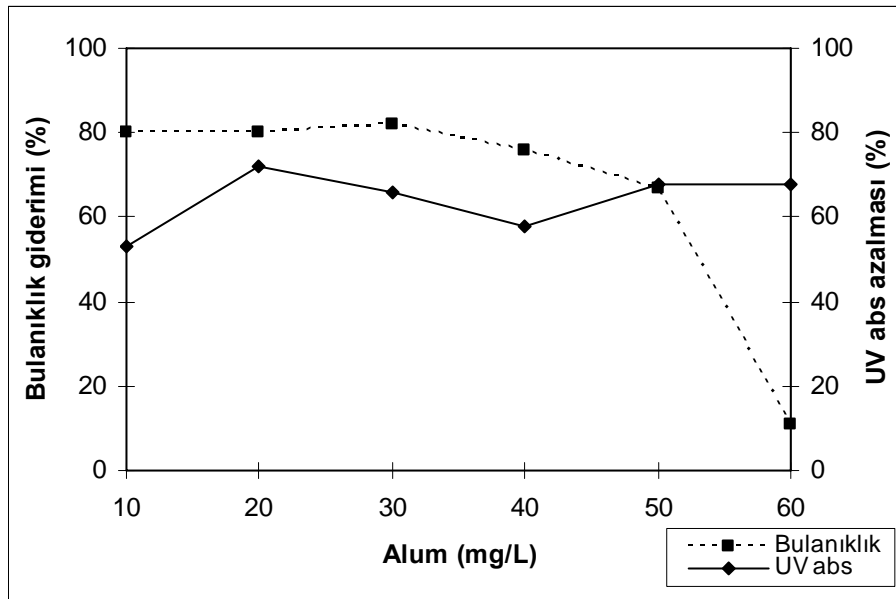


Şekil 4.3. pH 6'da bulanıklık ve UV Absorbansının alüm dozlarına göre değişimi

20 mg/L alum konsantrasyonunun üzerindeki dozlarda UV absorbansının artması kolloidlerde meydana gelen yük değişiminin restabilizasyona neden olmasından kaynaklanmaktadır. 50 mg/L alüm kullanımında UV absorbansının tekrar azalması, aşırı koagülant ilavesi sonunda oluşan hidroksi metalik komplekslere organik maddenin adsorbe olması ve süpürge flokları denilen büyük flokların meydana gelmesinden kaynaklanmaktadır.

Jiang ve Graham (1998) pH' sı 6'dan küçük olan suların koagülasyonunda optimum koagülant dozu aşıldıktan sonra kolloidlerin yüzeyinde yük değişimi meydana geldiğini ve bu değişimden dolayı kolloidlerin restabilize olduğunu dolayısıyla çıkış suyu kalitesinin olumsuz yönde etkilendiğini belirtmişlerdir. pH'nın 6 olmasına rağmen bu çalışmada da 20 mg/L alum konsantrasyonunun üzerindeki konsantrasyonlarda UV absorbansının azalması benzer durumun söz konusu olduğunu işaret etmektedir

60 mg/L alum dozlaması haricinde tüm dozlarda % 50'nin üzerinde bulanıklık giderimi elde edilmiş olup, maksimum giderimi 30 mg/L' de %82'dir (Şekil 4.4).



Şekil 4.4. pH 6' da alum konsantrasyonlarına göre bulanıklık ve UV absorbansı giderimi

Maksimum UV absorbansı giderimi ise 20 mg/L alüm konsantrasyonun da elde edilmiştir (%72). Literatürde maksimum organik madde giderimi için gerekli olan koagülant dozunun maksimum bulanıklık giderimi için gerekli olandan daha fazla olduğu bildirilmektedir Jiang ve Graham (1997). Ancak bu çalışmada tam tersi bir

durum söz konusu olup, organik madde giderimi için 20 mg/L alum konsantrasyonu optimum iken bulanıklık giderimi için 30 mg/L alüm konsantrasyonunun optimum olduğu tespit edilmiştir. pH 6'da elde edilen bulanıklık giderimi maksimum değere çok yakın olması nedeni ile (% 80) organik madde gideriminin maksimum olduğu 20 mg/L alüm konsantrasyonu optimum doz olarak seçilmiştir.

Alum içim belirlenen optimum pH, Freese ve ark. (2001) nın belirlemiş olduğu optimum koagülasyon pH aralığı (pH 6-7) içerisinde yer almaktadır Ancak bu çalışmada belirlenen optimum koagülant dozu (20 mg/L) araştırmacıların belirttiği dozun üzerindedir. Zira 7.3 mg/L çözünmüş organik karbonun giderimi için 10 mg/L alum dozunun yeterli olduğunu belirtmişlerdir. Ham suyun içerdiği doğal organik maddenin yapısı, miktarı gibi bazı özellikler koagülasyon sırasındaki koagülant ihtiyacının farklı olmasına yol açmaktadır.

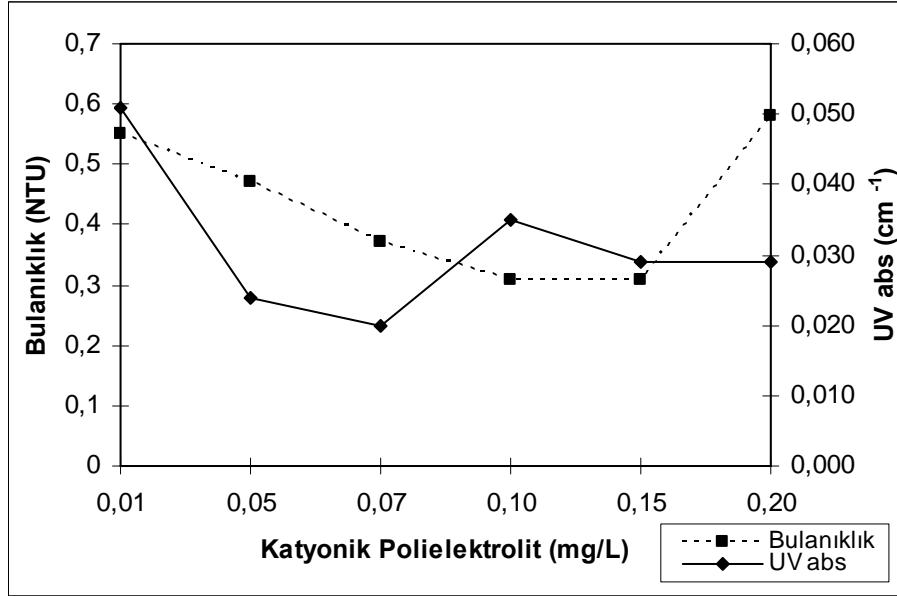
Çizelge 4.4'te koagülant yardımcılarının doğal organik madde giderimi üzerindeki etkisini belirlemek üzere optimum koagülasyon şartlarında alüm ile 0.01- 0.2 mg/L arasında artan dozlarda katyonik polielektrolit kullanılarak yapılan jar testi denemesine ait sonuçlar verilmiştir. Elde edilen sonuçlar floklar arasında köprü vazifesi görerek çöken partikül miktarını arttıran polielektrolit konsantrasyonu arttıkça bulanıklık değerinin azaldığını göstermiştir. Bulanıklık değeri 0.1 mg/L ve 0.15 mg/L katyonik polielektrolit kullanımında 4.73 NTU'dan 0.31 NTU'ya düşmüştür.

Çizelge 4.4. Alum + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

Alum	Katyonik Pol. (mg/l)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
20	0.01	6	4.73	0.55	88	0.104	0.051	51
20	0.05	6	4.73	0.47	90	0.104	0.024	77
20	0.07	6	4.73	0.37	92	0.104	0.020	81
20	0.10	6	4.73	0.31	94	0.104	0.035	66
20	0.15	6	4.73	0.31	94	0.104	0.029	72
20	0.20	6	4.73	0.58	88	0.104	0.029	72

HS: ham su, AS: arıtılmış su

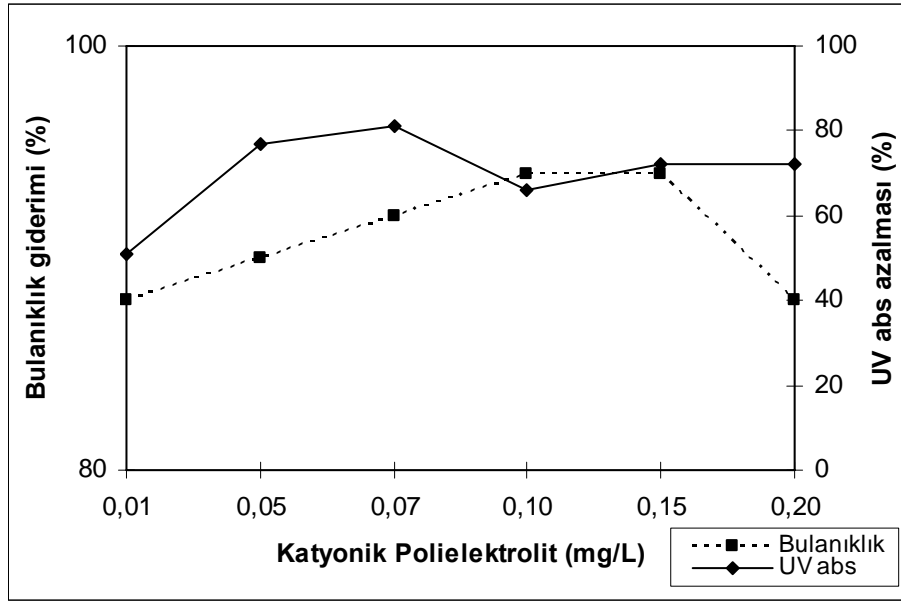
Ancak 0.2 mg/L katyonik polielektrolit konsantrasyonlarının kullanıldığı uygulamada restabilizasyon meydana gelmesinden dolayı artış göstermiştir. Şekil 4.5'den de görüldüğü üzere UV absorbans değerleri de katyonik polielektrolit konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak azalmış, 0.07 mg/L katyonik polielektrolit dozunda 0.020 cm^{-1} değerine düşmüştür. UV absorbans bu dozun üzerindeki konsantrasyonlarda genel olarak artma eğilimindedir.



Şekil 4.5. pH 6'da 20 mg/L alum dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklığın ve UV absorbansının değişimi

Uygulanan tüm katyonik polielektrolit konsantrasyonlarında bulanıklık ve UV absorbansı giderimlerin oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.6). Bulanıklık gideriminin maksimum (%94) olduğu katyonik polielektrolit konsantrasyonu 0.1 mg/L, UV absorbansı gideriminin maksimum (%81) olduğu katyonik polielektrolit konsantrasyonu ise 0.07 mg/L'dir. Organik madde gideriminin maksimum olduğu 0.07 mg/L katyonik polielektrolit uygulamasında elde edilen bulanıklık gideriminin (%92) oldukça yüksek olması nedeni ile optimum koagülasyon koşullarının pH 6'da 20 mg/L alum konsantrasyonunda 0.07 mg/L katyonik polielektrolit kullanımı ile sağlandığı kabul edilmiştir. 20 mg/L alümin tek başına kullanıldığı jar testi denemelerinde %80 olan bulanıklık gideriminin, katyonik polielektrolit kullanımı ile %94'e, %72 olan UV absorbansı gideriminin %81'e yükselmesi, katyonik polielektrolitin alum ile koagülasyon verimini olumlu etkilediğini göstermektedir.

pH 6-8 aralığında katyonik polielektrolitler, negatif yüklü partikülleri yük nötralizasyonu ile destabilize eden hidrofobik partiküllerde elektrostatik itme gücünü azaltarak, hidrofilik partiküllerde ise presipitasyon mekanizmasını arttırarak flokülasyonu gerçekleştirmektedirler. Ayrıca meydana gelen floklar arasında köprü vazifesi görmeleri daha sağlam ve daha büyük flokların oluşumuna olanak sağlamaktadır.



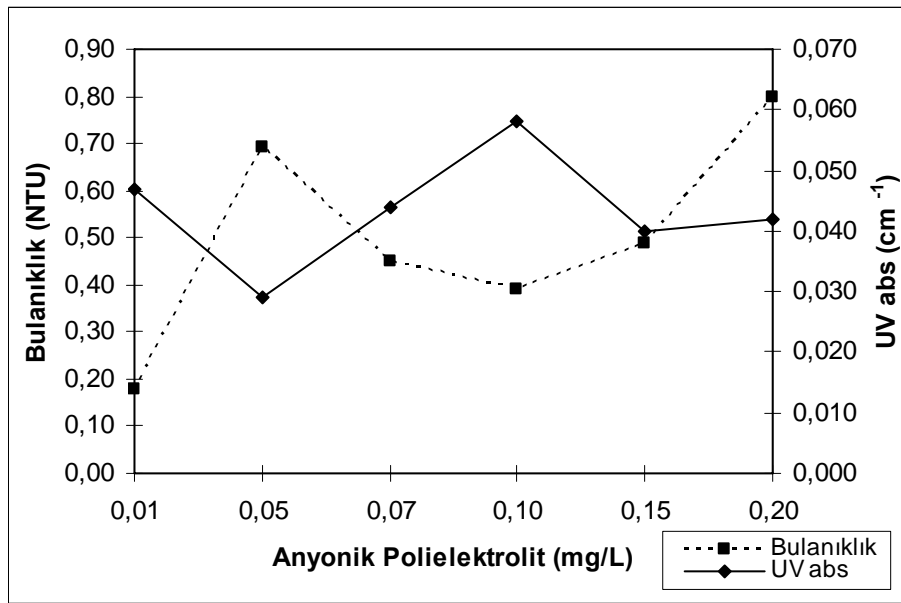
Şekil 4.6. pH 6'da 20 mg/L alum dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak görebulanıklık ve UV absorbanst giderimi

Çizelge 4.5'te pH 6'da 20 mg/L alum ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanıldığı jar testi deneylerinin sonuçları verilmiştir. Anyonik polielektrolit konsantrasyonunun artışına bağlı olarak bulanıklık değeriinde belirgin bir azalma söz konusu değildir. 20 mg/L alum ile birlikte 0.01 mg/L anyonik polielektrolit kullanılarak gerçekleştirilen koagülasyon prosesi ile ham suyun bulanıklığı 0.18 NTU'ya düşmüştür (Şekil 4.7).

Çizelge 4.5. Alum + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

Alum	Anyonik Pol. (mg/l)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
20	0.01	6	4.73	0.18	96	0.104	0.047	55
20	0.05	6	4.73	0.69	85	0.104	0.029	72
20	0.07	6	4.73	0.45	91	0.104	0.044	58
20	0.10	6	4.73	0.39	92	0.104	0.058	45
20	0.15	6	4.73	0.49	90	0.104	0.040	62
20	0.20	6	4.73	0.80	83	0.104	0.042	60

HS: ham su, AS: arıtılmış su

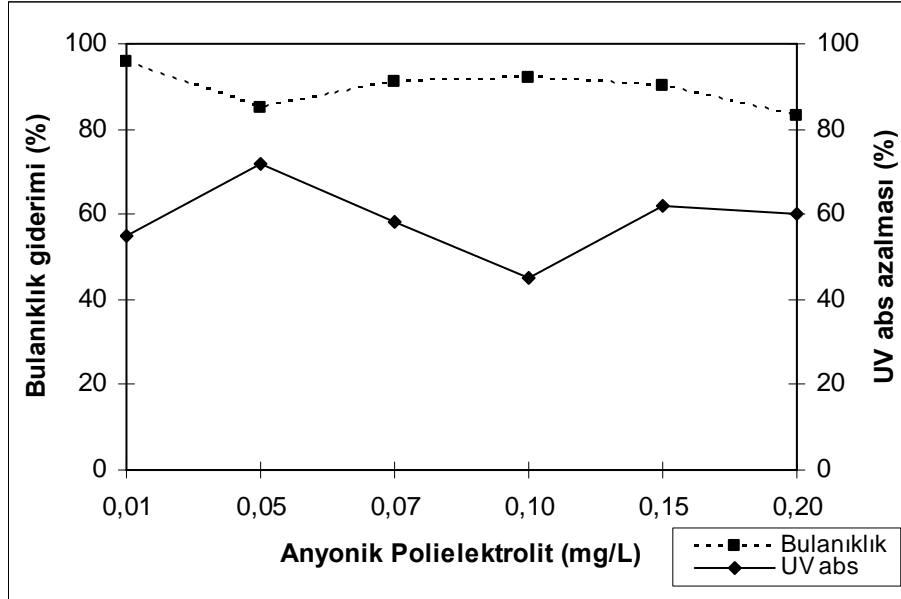


Şekil 4.7. pH 6'da 20 mg/L alüm dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansının değişimi

UV absorbansı ise 0.05 mg/L anyonik polielektrolit konsantrasyonunda koagülasyon ile 0.104 cm⁻¹'den 0.029 cm⁻¹'e düşmüştür. Ancak 0.05 mg/L'nin üzerindeki anyonik polielektrolit dozlarının uygulanması ile UV absorbansı değerleri genel olarak artma eğilimi göstermiştir. Maksimum bulanıklık giderim verimi, 0.01 mg/L anyonik polielektrolit konsantrasyonunda (%96), maksimum UV absorbansı giderimi ise 0.05 mg/L anyonik polielektrolit konsantrasyonunda (%72) elde edilmiştir (Şekil 4.8). Bulanıklık giderimin maksimum olduğu 0.01 mg/L anyonik polielektrolit konsantrasyonunda organik madde giderimi %55'tir. Organik madde gideriminin maksimum olduğu 0.05 mg/L anyonik polielektrolit konsantrasyonunda bulanıklık

gideriminin de oldukça yüksek olması (% 86) nedeni ile alum ile birlikte kullanılacak optimum anyonik polielektrolit dozu 0.05 mg/L olarak seçilmiştir.

20 mg/L alumun tek başına kullanıldığı jar testi denemelerinde %80 olan bulanıklık giderimi anyonik polielektrolit kullanımı ile %96' a yükselmiştir. Ancak UV absorbans gideriminde anyonik polielektin herhangi bir etkisi aynı değerde kalmıştır (%72).



Şekil 4.8. pH 6'da 20 mg/l alum dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansı giderim verimleri

4.2.2. FeCl₃ ile Koagülasyon

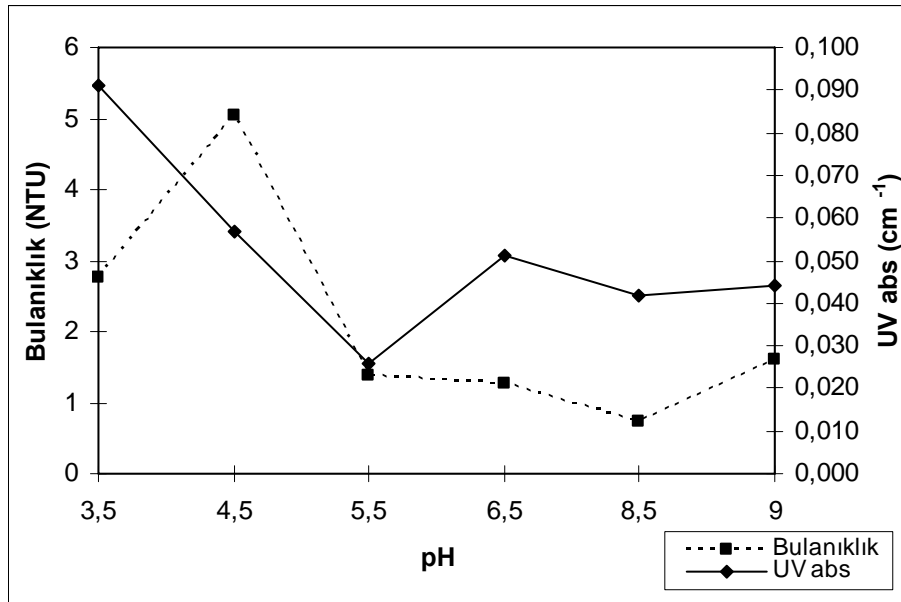
Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde demir tuzlarının kullanımı oldukça yaygındır. Özellikle (+) 3 değerlikli demir tuzları ile etkili bir şekilde organik madde giderimi sağlanabilmektedir. Çizelge 4.6'da FeCl₃. 6H₂O'ün koagülant olarak kullanıldığı jar testi sonuçları verilmektedir.

Bu sonuçlar incelendiğinde pH 4.5 hariç diğer pH değerlerinde suyun bulanıklığının pH artışı ile azaldığı görülmektedir. 4.73 NTU olan ham suyun bulanıklık değeri pH 8.5' ta 0.73 NTU' ya düşerek minimum değeri almıştır. UV absorbansı da bulanıklığa benzer şekilde pH artışına bağlı olarak azalmış ve pH 5.5'ta 0.026 cm⁻¹'ye kadar düşmüştür. Bu pH'nın üzerindeki değerlerde ise UV absorbansı küçük salınımlar yapsa da tekrar artmıştır (Şekil 4.9).

Çizelge 4.6. FeCl₃. 6H₂O ile optimum pH belirleme çalışması sonuçları

FeCl ₃	pH	Seçilen	Bulanıklık	Bulanıklık	Bulanıklık	UV abs (cm ⁻¹)	UV abs (cm ⁻¹)	UV absorbanı
	HS	pH	(NTU) HS	(NTU) AS	G.V. (%)	HS	AS	azalması (%)
18	7.86	3.5	4.73	2.76	42	0.104	0.091	13
18	7.86	4.5	4.73	5.03	-	0.104	0.057	45
18	7.86	5.5	4.73	1.38	70	0.104	0.026	75
18	7.86	6.5	4.73	1.27	73	0.104	0.051	51
18	7.86	8.5	4.73	0.73	85	0.104	0.042	60
18	7.86	9	4.73	1.61	66	0.104	0.044	58

HS: ham su, AS: arıtılmış su

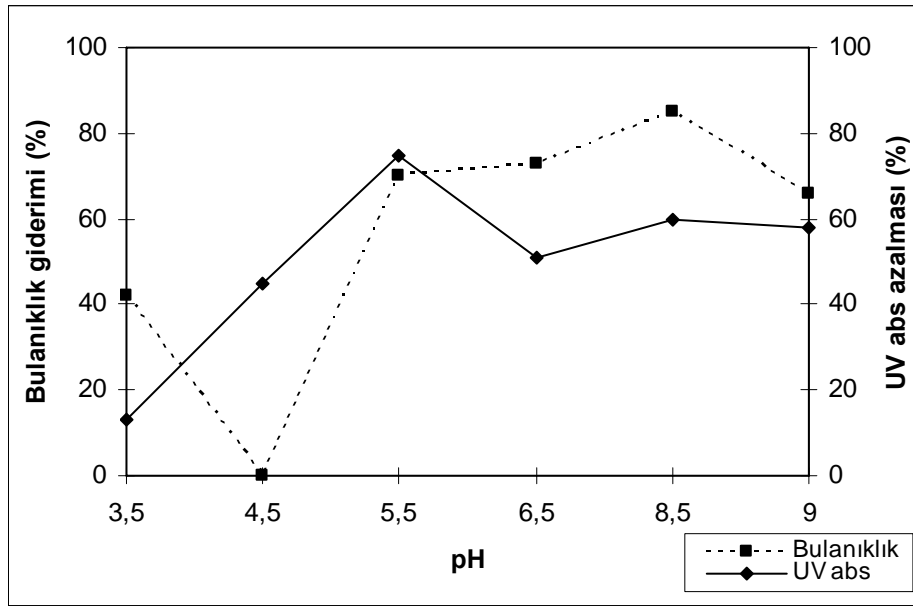


Şekil 4.9. FeCl₃. 6H₂O ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbanının pH'ya göre değişimi

5.5'un üzerindeki pH değerlerinde gerek bulanıklık gerekse doğal organik madde açısından genel olarak %50'nin üzerinde giderim sağlanmıştır. Maksimum bulanıklık giderimi pH 8.5 ta % 85, maksimum UV absorbanı giderimi ise pH 5.5 te % 75 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.10).

En düşük UV absorbanı değerinin pH 5.5' te elde edilmesi nedeni ile bu pH değeri FeCl₃. 6H₂O ile koagülasyonda optimum pH olarak seçilmiştir. Söz konusu pH değerinde meydana gelen organik madde destabilizasyonunda etkili olan mekanizmanın yük nötralizasyonu olduğu düşünülmektedir. Çözünürlük dengelerine göre Fe (III) iyonları suda dissosiyeye olup Fe(OH)₂⁺ ve Fe(OH)⁺² gibi pozitif yüklü polivalent

hidroksi-metalik komplekslerini oluşturmakta ve negatif yüklü kolloidleri destabilize etmektedir. Destabilize olmuş partiküller de hidroksi metal kompleksleri üzerine adsorblanmakta ve flok oluşturmaktadır. Bunun yanı sıra van der Waals kuvveti yardımıyla partiküller arasında meydana gelen çekim sayesinde de agregat oluşumu gerçekleşmektedir.



şekil 4.10. $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyonda pH'ya göre bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri

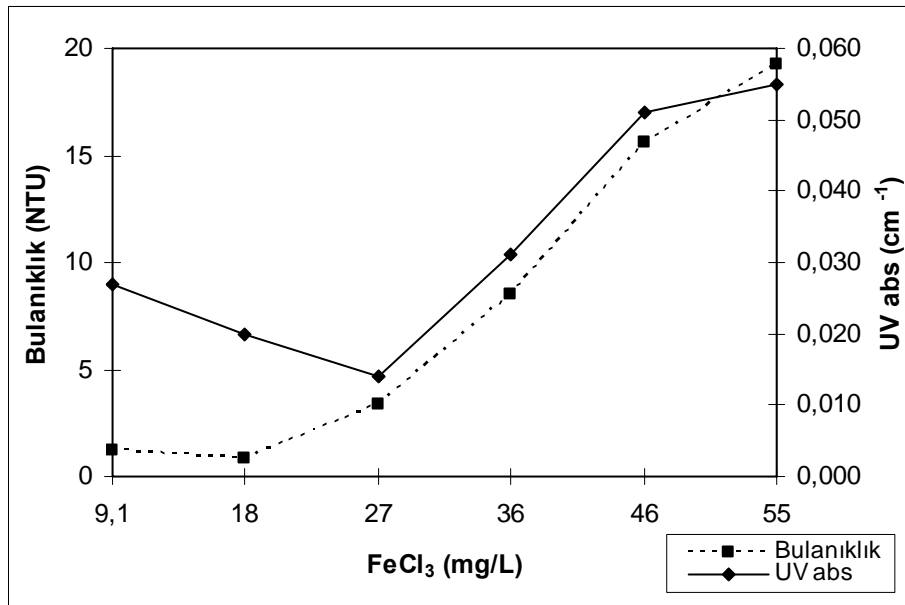
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirleme denemelerinin sonuçları izelge 4.7'de verilmiştir. En düşük bulanıklık değeri 18 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonunda 0.81 NTU olarak belirlenmiştir. Bu dozun üzerindeki konsantrasyonlarda ise koaglanttan kaynaklanan renkten dolayı bulanıklık giderimi sağlanamamıştır.

Çizelge 4.7. FeCl₃. 6H₂O için optimum koagülasyon dozunu belirleme çalışması sonuçları

FeCl ₃	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
9.1	5.5	4.73	1.18	75	0.104	0.027	75
18	5.5	4.73	0.81	83	0.104	0.020	81
27	5.5	4.73	3.37	29	0.104	0.014	87
36	5.5	4.73	8.53	-	0.104	0.031	70
46	5.5	4.73	15.57	-	0.104	0.051	51
55	5.5	4.73	19.23	-	0.104	0.055	47

HS: ham su, AS: arıtılmış su

Eklene koagülant konsantrasyonunun artışına bağlı olarak UV absorbansı değerlerinin azaldığı, 27 mg/L FeCl₃. 6H₂O kullanımında 0.014 cm⁻¹'e düştüğü belirlenmiştir (Şekil 4.11). bu konsantrasyonun üzerindeki değerlerde ise daha yüksek UV absorbansı değerleri ölçülmüştür. Veriler incelendiğinde 55 mg/L FeCl₃. 6H₂O kullanımı hariç diğer tüm uygulamalarda % 50'nin üzerinde organik madde giderimi sağlanmıştır.

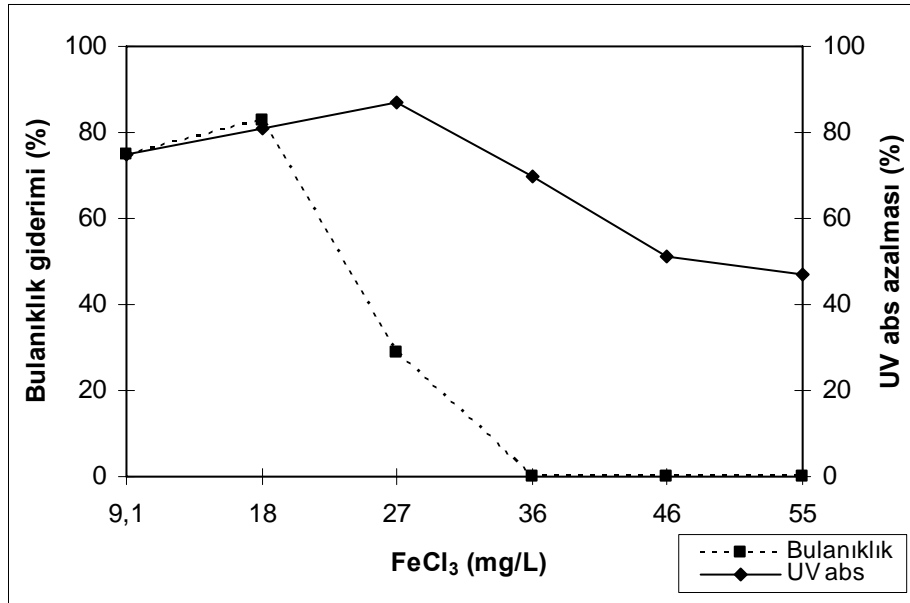


Şekil 4.11. pH 5.5' ta FeCl₃. 6H₂O konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UV absorbansının değişimi

Maksimum bulanıklık giderimi 18 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonunda %83, maksimum UV absorbansı giderimi ise 27 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonunda %87 olarak belirlenmiştir. Bulanıklık ve organik madde gideriminin maksimum olduğu pH değerleri farklı olduğu gibi bu parametrelerin gideriminin maksimum olduğu koagülant dozları da farklılık göstermektedir (Şekil 4.11).

Minimum UV absorbansının elde edildiği koagülant konsantrasyonundan sonra diğer konsantrasyonlarda UV absorbansı gideriminin azalması, optimum doz aşıldıktan sonra organik madde restabilizasyonunun başlamış olduğu fikrini uyandırmaktadır. Ortamda fazla miktarda pozitif yüklü iyonların bulunması negatif yüklü kolloidlerin yüzeyinde pozitif yükün artmasına neden olmakta ve stabil haldeki organik bileşikler restabilize olmaktadır.

pH 5.5'ta optimum kabul edilen 27 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonu, Amirtharajah ve ark.(1993) tarafından organik madde giderimi için önerilmiş olan koagülant dozu sınırları (25-50 mg/l) içersindedir. Judd ve Hillis(2001) ise ferrik tuzlar için optimum koagülasyon pH'sını 5.4, optimum koagülant dozunun ise 3.1 mg/L Fe^{+3} olduğunu belirtmişlerdir. Rossini ve ark (1999) ise yaptıkları çalışmada $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için optimum koagülasyon pH'sının 5 olduğunu ancak sudaki organik madde miktarına bağlı olarak koagülant dozunun arttığını bildirmişlerdir.



Şekil 4.12. pH 5.5' ta $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri

Düşük pH değerlerinde koagülasyonda organik maddelerin protonasyonu artmakta ve böylelikle organik maddenin negatif yük yoğunluğu azalmaktadır. Dolayısı ile koagülant ihtiyacı da yüksek pH değerlerine nazaran daha azdır (Kim ve Walker 2001). Bu çalışmada düşük pH değerinde maksimum organik madde gideriminin sağlandığı dozun nispeten düşük olması bu durumdan kaynaklanmaktadır. Freese ve ark. (2001) yüzeysel suların pH 5'te 30 mg/L FeCl₃.6H₂O ile koagülasyonu sonunda UV absorbansının %80-90 oranında azalma gösterdiğini ortaya koymuştur. Bu çalışmada da ise 27 mg/L FeCl₃.6H₂O kullanımı ile %87 oranında UV absorbansı azalması meydana gelmiştir.

Katyonik polielektrolit ile FeCl₃. 6H₂O'ün birlikte kullanıldığı jar testi denemelerinin sonuçları Çizelge 4.8' de verilmiştir. Bu sonuçlar incelendiğinde genel olarak katyonik polielektrolitler ile FeCl₃. 6H₂O'ün birlikte kullanımının koagülasyon prosesi üzerinde olumlu etkisinin olmadığı, hem bulanıklık hem de UV absorbansı giderimine negatif etki yaparak azalttığı görülmektedir. Ancak Kim ve Walker (2001) yüksek pH'da adsorbsiyon mekanizmasının etkin olduğu koagülasyon prosesinde humik maddelerin demir hidroksitler üzerine adsorblanmasına katyonik polielektrolitlerin olumlu etkisinin olduğunu belirtmiştir.

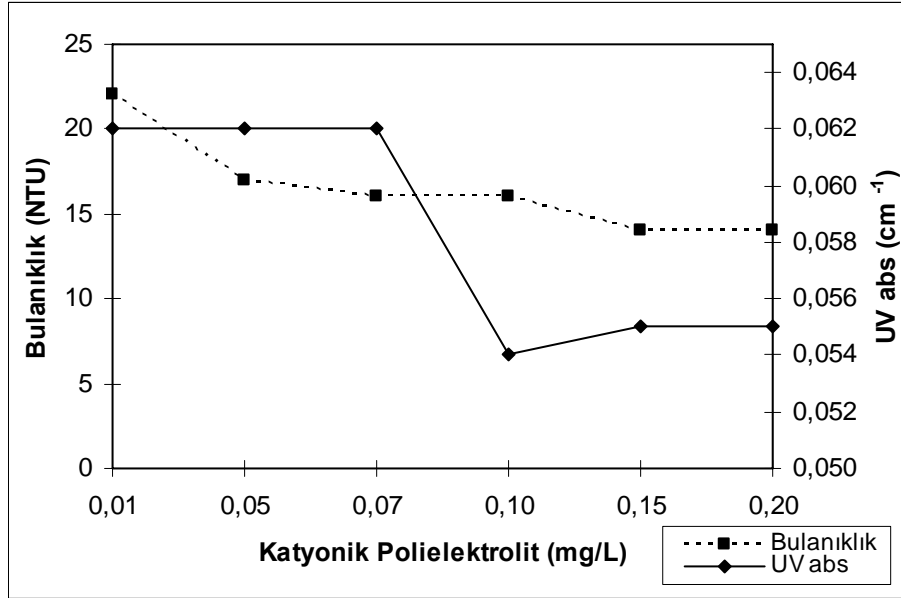
Çizelge 4.8. FeCl₃. 6H₂O + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

FeCl ₃	Katyonik Pol. (mg/l)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
27	0.01	5.5	4.73	22	-	0.104	0.062	40
27	0.05	5.5	4.73	17	-	0.104	0.062	40
27	0.07	5.5	4.73	16	-	0.104	0.062	40
27	0.10	5.5	4.73	16	-	0.104	0.054	48
27	0.15	5.5	4.73	14	-	0.104	0.055	47
27	0.20	5.5	4.73	14	-	0.104	0.055	47

HS: ham su, AS: arıtılmış su

Koagülasyon prosesinde FeCl₃. 6H₂O'ün tek başına kullanımı hem bulanıklık hem de UV absorbansı gideriminde oldukça etkili iken, katyonik polielektrolit ile birlikte kullanımı her iki parametrenin giderim verimini olumsuz etkilemiştir. Şekil 4.13 ve Şekil 4.14' de FeCl₃. 6H₂O'ün katyonik polielektrolit ile birlikte kullanıldığı jar testi

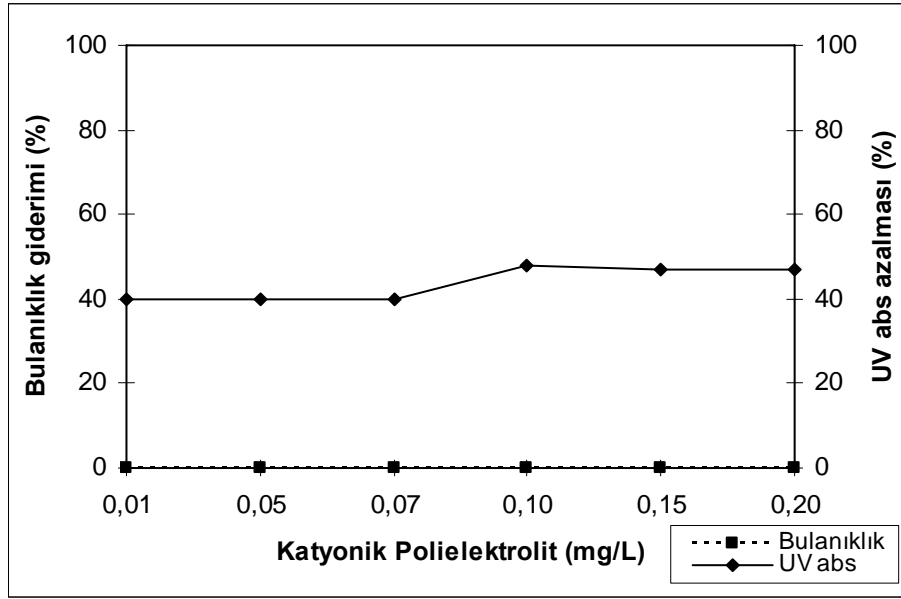
denemeleri sonunda elde edilen bulanıklık ve UV absorbanı verileri ve giderimleri görülmektedir.



Şekil 4.13. pH 5.5 ' ta 27 mg/L FeCl₃. 6H₂O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbanının değişimi

Jar testi denemelerinde kullanılan tüm katyonik polielektrolit konsantrasyonlarının koagülasyon sonrasında bulanıklık değerini arttırdığı görülmüştür. Ancak konsantrasyon artışı ile demir tuzlarının çözünmesinden kaynaklandığı düşünülen renk bir miktar azalmaya başlamıştır. Ancak yine de ham suyun bulanıklık değerinin üzerinde değerler elde edilmiştir. Flokülasyon amacı ile yaygın olarak kullanılan katyonik polielektrolitler bu uygulamada verimli olmamıştır.

FeCl₃. 6H₂O için optimum koagülasyon koşullarında 0.1 mg/L konsantrasyonunda katyonik polielektrolit ilavesi UV absorbanını 0.058 cm⁻¹'ye düşürmüştür. Bu uygulamada ki maksimum UV absorbanı giderimi %48'dir (Şekil 4.14). 0.1 mg/L'nin üzerindeki konsantrasyonlarda ise UV absorbanı giderimi azalma eğilimi göstermiştir.



Şekil 4.14. pH 5.5' ta 27 mg/L FeCl₃. 6H₂O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimi

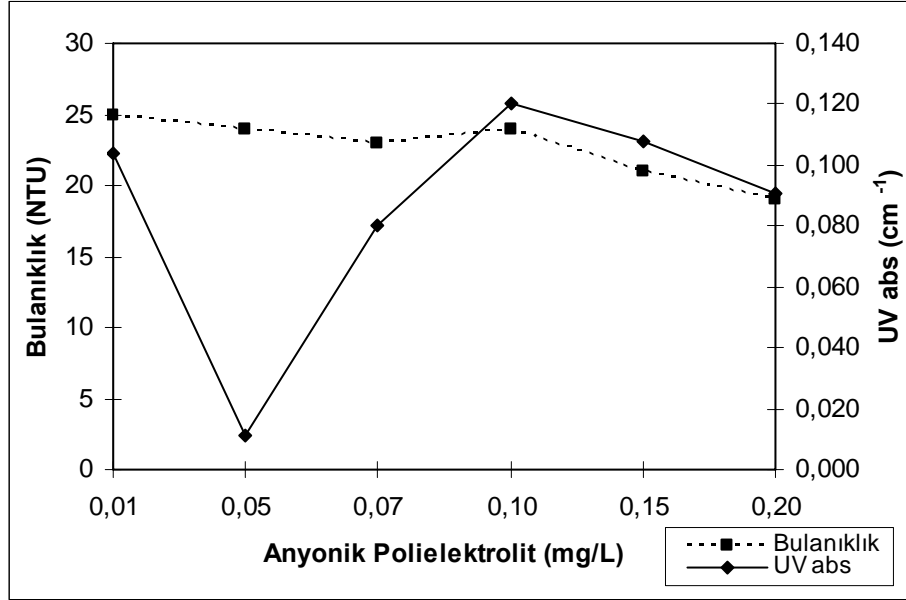
Anyonik polielektrolitin FeCl₃. 6H₂O ile koagülasyon verimine etkisini belirlemek amacı ile yapılan jar testi denemelerinin sonuçları, bu uygulamanın bulanıklık gideriminde etkili olmadığını ancak UV absorbansının azalmasında 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımının oldukça etkili olduğunu göstermiştir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9. FeCl₃. 6H₂O + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

FeCl ₃	Anyonik Pol. (mg/l)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
9.1	0.01	5.5	4.73	25	-	0.104	0.104	-
18	0.05	5.5	4.73	24	-	0.104	0.011	89
27	0.07	5.5	4.73	23	-	0.104	0.080	23
36	0.10	5.5	4.73	24	-	0.104	0.120	-
46	0.15	5.5	4.73	21	-	0.104	0.108	-
55	0.20	5.5	4.73	19	-	0.104	0.091	13

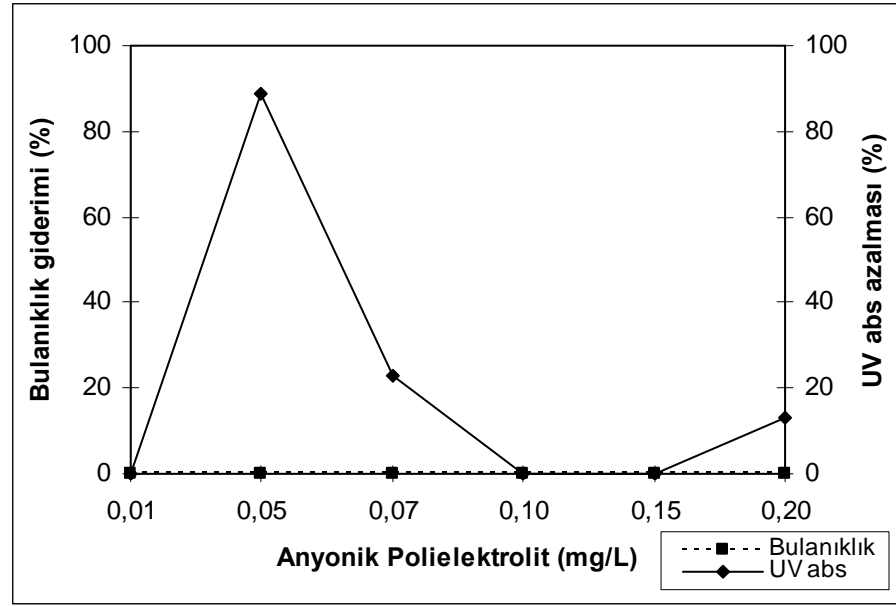
Eklene tüm anyonik polielektrolit konsantrasyonlarında demir tuzlarından kaynaklanan renkten dolayı bulanıklık değerleri oldukça yüksek bulunmuştur. Şekil 4.15 ve 4.16'da pH 5.5'ta 27 mg/L FeCl₃. 6H₂O ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılması sonunda elde edilen bulanıklık ve UV değerleri ile bunlara ait giderim

verimleri görülmektedir. En yüksek UV absorbansı giderimi 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımında elde edilmiştir. Bu konsantrasyondaki maksimum UV absorbansı giderimi %89 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.15. pH 5.5'te 27 mg/L FeCl₃. 6H₂O dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi

Elde edilen sonuçlar düşük pH değerlerinde FeCl₃. 6H₂O ile birlikte anyonik polielektrolit kullanımının tüm dozlarda etkili olmadığını ancak uygun konsantrasyon uygulandığında oldukça etkili organik madde gideriminin sağlanabileceğini göstermiştir.



Şekil 4.16. pH 5.5 ' ta 27 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbanısı giderimi

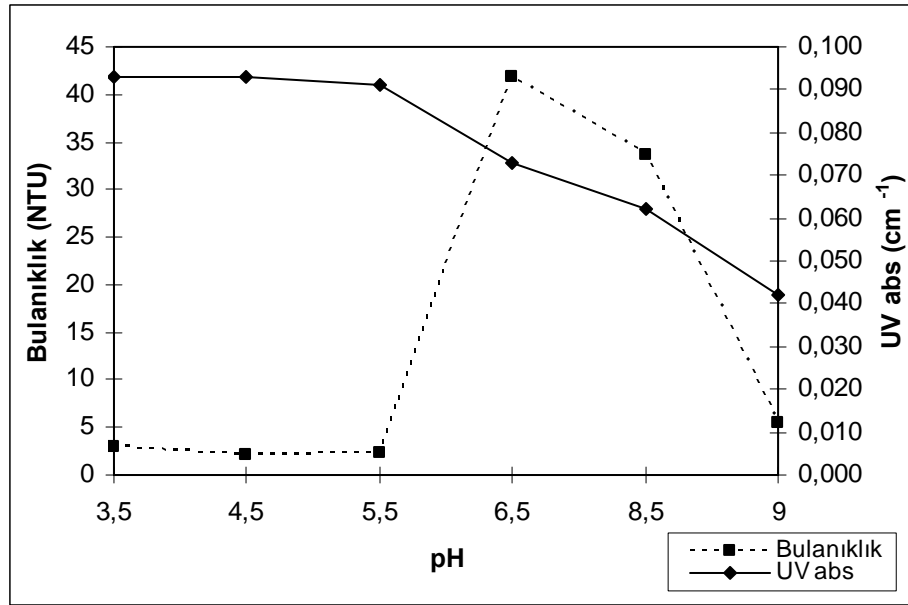
4.2.3. FeSO_4 İle Koagülasyon

Ferro sülfatların koagülasyon prosesi ile organik madde giderimine etkisini belirlemek amacıyla yapılan jar testi sonuçları Çizelge 4.10'da verilmiştir. Düşük pH değerlerinde bulanıklık giderimi sağlanırken yüksek pH değerlerinde bulanıklık giderimi sağlanamamıştır.

Çizelge 4.10 $\text{Fe}(\text{SO})_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyon için optimum pH belirleme çalışması sonuçları

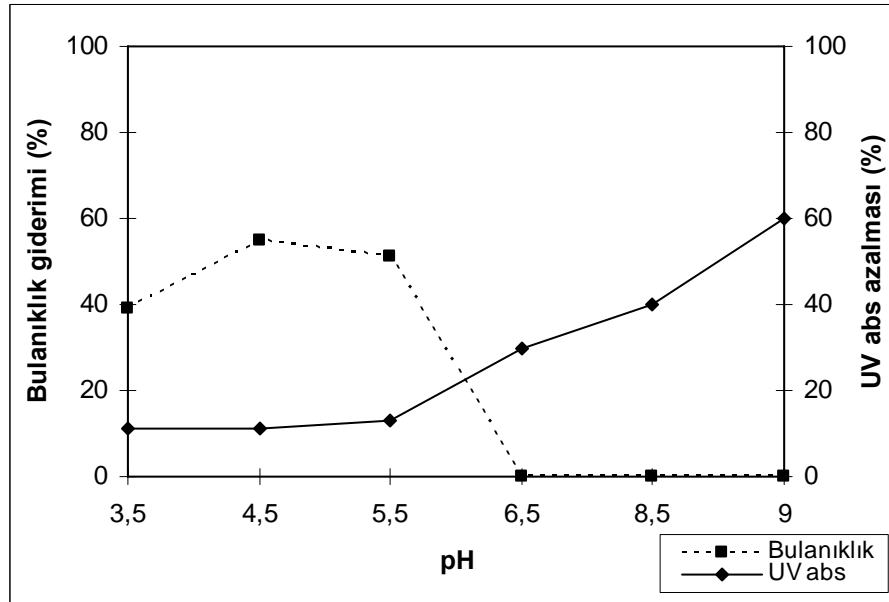
$\text{Fe}(\text{SO})_4$	pH	Seçilen pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm^{-1}) HS	UV abs (cm^{-1}) AS	UV absorbanısı azalması (%)
19	7.86	3.5	4.73	2.91	39	0.104	0.093	11
19	7.86	4.5	4.73	2.13	55	0.104	0.093	11
19	7.86	5.5	4.73	2.31	51	0.104	0.091	13
19	7.86	6.5	4.73	41.90	-	0.104	0.073	30
19	7.86	8.5	4.73	33.65	-	0.104	0.062	40
19	7.86	9	4.73	5.56	-	0.104	0.042	60

Şekil 4.17 ve Şekil 4.18'de görüldüğü üzere $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyonda maksimum bulanıklık giderimi (%55) pH 4.5'ta elde edilmiştir. Bu pH değerinde bulanıklık 2.13 NTU' ya düşmüştür.



Şekil 4.17. FeSO₄.7H₂O ile koagülasyonda bulanıklık ve UV absorbansının pH'ya göre değişimi

UV absorbansı ise yüksek pH değerinde daha etkin bir şekilde giderilmiştir. pH 9'da belirlenen UV absorbansı 0.042 cm⁻¹ olup giderim %60'tır.



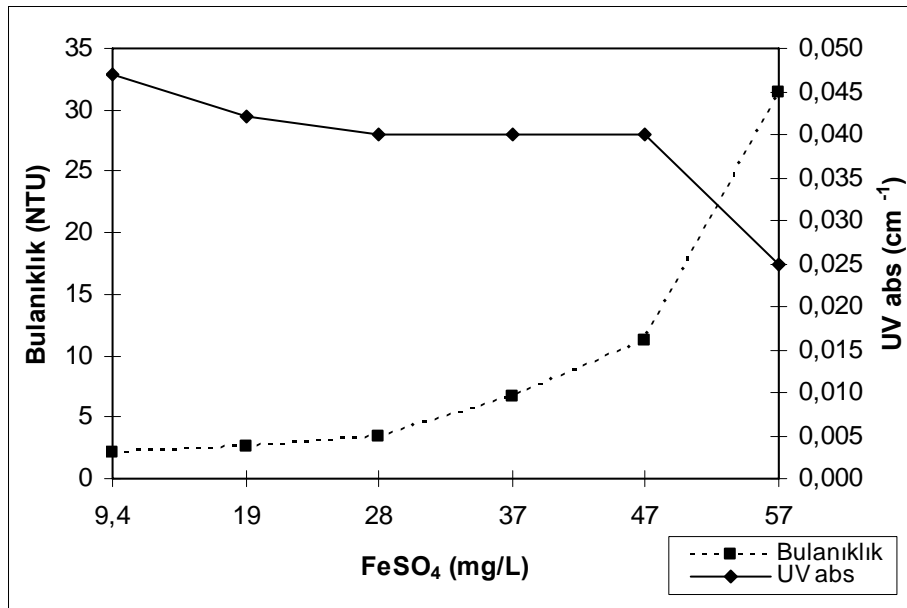
Şekil 4.18. FeSO₄.7H₂O ile koagülasyonda pH'ya bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının giderimleri

Yüksek pH değerlerinde yüksek dozlarda demir tuzlarının kullanımı ile meydana gelen demir hidroksit çökelekleri humik maddeleri yüzeylerine adsorblayarak organik madde giderimi sağlamaktadır. Çizelge 4.11’de verilmiş olan jar testi sonuçları bu duruma uyum sağlamaktadır.

Çizelge 4.11. FeSO₄. 7H₂O için optimum koagülasyon dozunu belirleme çalışması sonuçları

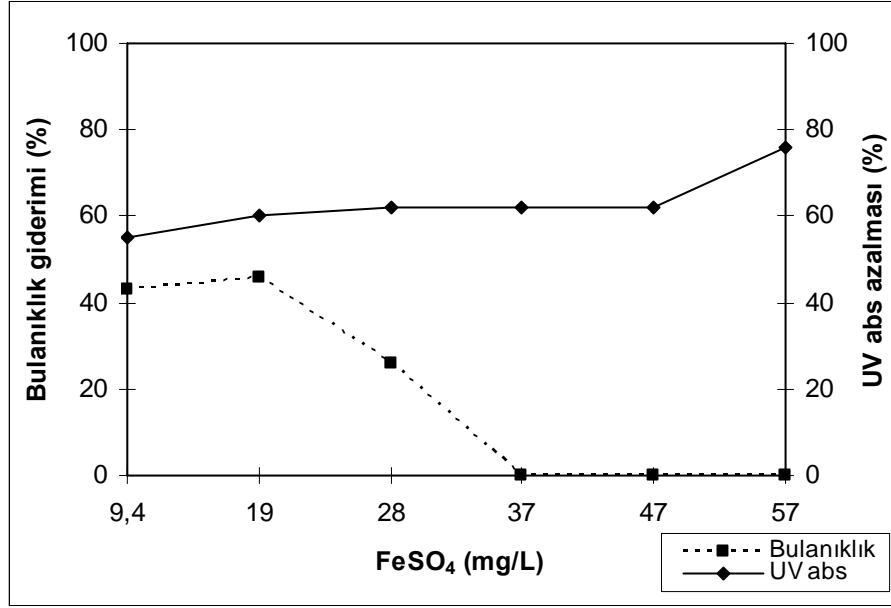
FeSO ₄	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
9.4	9	4.73	2.04	43	0.104	0.047	55
19	9	4.73	2.54	46	0.104	0.042	60
28	9	4.73	3.48	26	0.104	0.040	62
37	9	4.73	6.75	-	0.104	0.040	62
47	9	4.73	11.29	-	0.104	0.040	62
57	9	4.73	31.4	-	0.104	0.025	76

Kullanılan Fe(SO)₄ konsantrasyonunun artışı sudaki bulanıklığı arttırmasına rağmen UV absorbansı değerlerinin azalmasına neden olmuştur. pH 9’da 57 mg/L FeSO₄. 7H₂O kullanımı ile UV absorbansı 0.025 cm⁻¹’ e düşmüştür (Şekil 4.19). Yüksek dozda koagülant kullanımı koagülasyon sonrasında çamur miktarını arttırmış olmakla birlikte %76 oranında organik madde giderimi sağlamıştır.



Şekil 4.19. pH 9’ ta FeSO₄.7H₂O konsantrasyonuna göre bulanıklık ve UVabsorbansının değişimi

9,4, 19 ve 28 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonlarında sırası ile % 43, %46 ve %26 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. 28 mg/L'nin üstündeki dozlarda ise demir tuzlarının çözünmesinden kaynaklanan renkten dolayı bulanıklık değerleri çok yüksek bulunmuştur. UV absorbansı gideriminde ise tüm koagülant konsantrasyonlarında %50'nin üzerinde verim elde edilmiştir (Şekil 4.20).



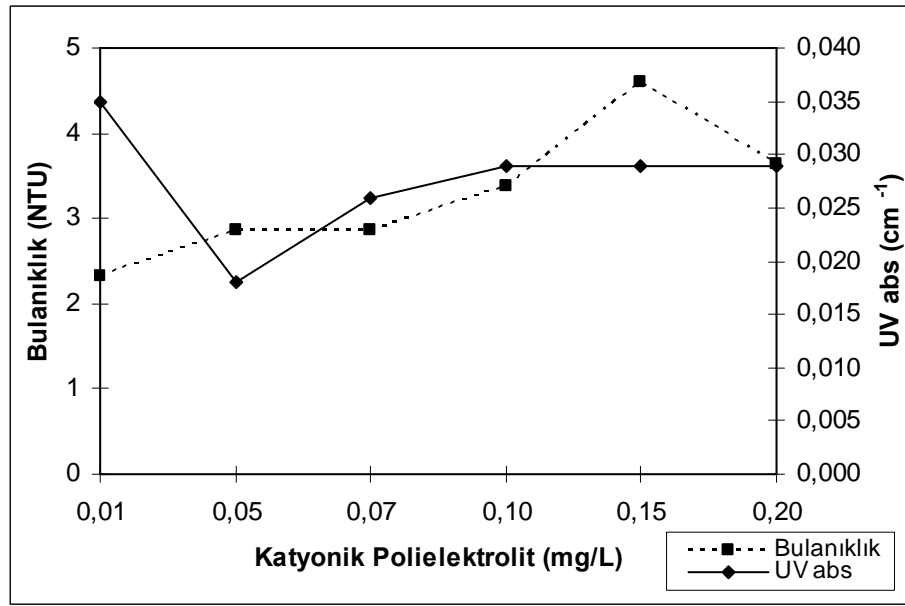
Şekil 4.20. pH 9' da $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansı giderimleri

Çizelge 4.12' de verilmiş olan $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 'ın katyonik polielektrolitlerle birlikte kullanımına ait jar testi sonuçları, katyonik polielektrolitin gerek bulanıklık gerekse UV absorbansı açısından koagülasyon verimini olumlu yönde etkilediğini göstermektedir.

Çizelge 4.12. $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

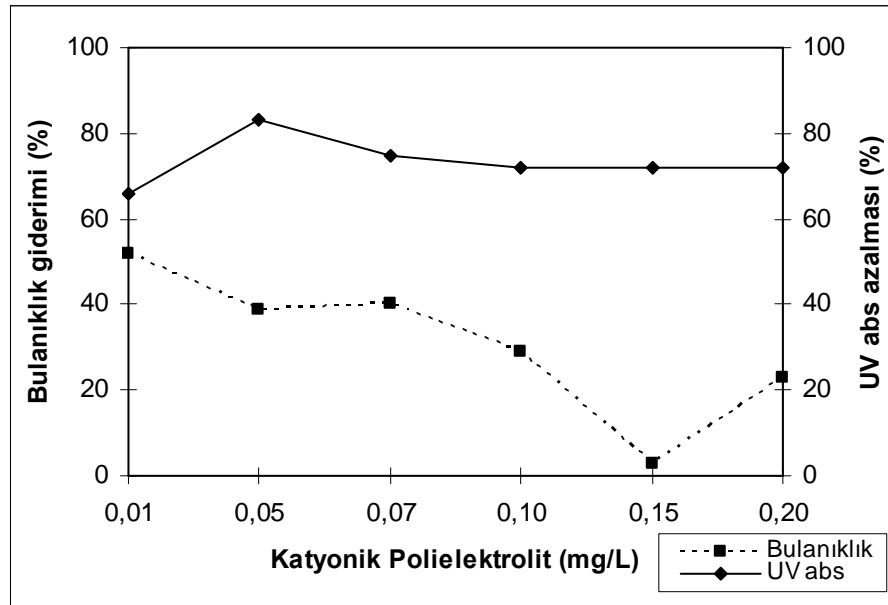
FeSO ₄	Katyonik Pol. (mg/L)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbansı azalması (%)
57	0.01	9	4.73	2.32	52	0.104	0.035	66
57	0.05	9	4.73	2.87	39	0.104	0.018	83
57	0.07	9	4.73	2.86	40	0.104	0.026	75
57	0.10	9	4.73	3.38	29	0.104	0.029	72
57	0.15	9	4.73	4.60	3	0.104	0.029	72
57	0.20	9	4.73	3.65	23	0.104	0.029	72

Bulanıklık verileri incelendiğinde 57 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile 0.01 mg/L katyonik polielektrolit kullanımı ile 2.32 NTU'ya düştüğü görülmektedir. Polielektrolit konsantrasyonunun artması ile bulanıklık değerleri de artış göstermiştir. 0.05 mg/L polielektrolit konsantrasyonunda UV absorbans değeri 0.018 cm^{-1} olarak belirlenmiştir (Şekil 4.21). Bu değerler üzerindeki konsantrasyonlarda UV absorbans değeri artış göstermiştir.



Şekil 4.21. pH 9'da 57 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi

Elde edilen bulgular maksimum bulanıklık gideriminin 0.01 mg/L katyonik polielektrolit kullanımında %52, maksimum UV absorbans gideriminin ise %83 olduğu göstermiştir (Şekil 4.22). Gerek bulanıklık gerekse UV absorbans giderimi açısından ele alındığında optimum dozun aşılması restabilizasyona yol açmış, artırılmış su kalitesinin bozulmasına neden olmuştur.



Şekil 4.22. pH 9'da 57 mg/L FeSO₄. 7H₂O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbanı giderimi

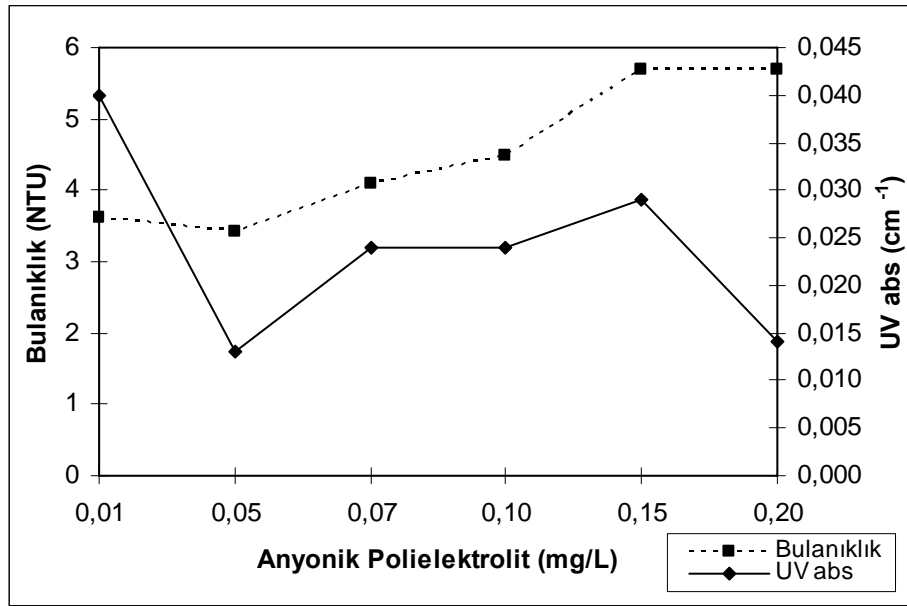
pH 9'da 57 mg/L FeSO₄. 7H₂O ile birlikte anyonik polielektrolit kullanılarak yapılan jar testi denemelerinin sonuçları anyonik polielektrolitin bulanıklık giderimini olumsuz yönde etkilediğini göstermektedir (Çizelge 4.13).

Çizelge 4.13. FeSO₄. 7H₂O + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması sonuçları

FeSO ₄	Anyonik Pol. (mg/L)	Optimum pH	Bulanıklık (NTU) HS	Bulanıklık (NTU) AS	Bulanıklık G.V. (%)	UV abs (cm ⁻¹) HS	UV abs (cm ⁻¹) AS	UV absorbanı azalması (%)
57	0.01	9	4.73	3.62	24	0.104	0.040	62
57	0.05	9	4.73	3.41	28	0.104	0.013	87
57	0.07	9	4.73	4.09	14	0.104	0.024	77
57	0.10	9	4.73	4.50	5	0.104	0.024	77
57	0.15	9	4.73	5.70	-	0.104	0.029	72
57	0.20	9	4.73	5.69	-	0.104	0.014	70

Çalışmada minimum bulanıklık değeri, FeSO₄ için optimum koagülasyon koşullarında 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı sonrasında 3.41 NTU olarak kaydedilmiştir. Bu dozun üzerindeki konsantrasyonlarda bulanıklık değeri artış göstermiştir. Yüksek anyonik polielektrolit konsantrasyonlarının kullanımlarında ise ham suyun üzerinde bulanıklık değerlerine ulaşmıştır. UV absorbanının azalması

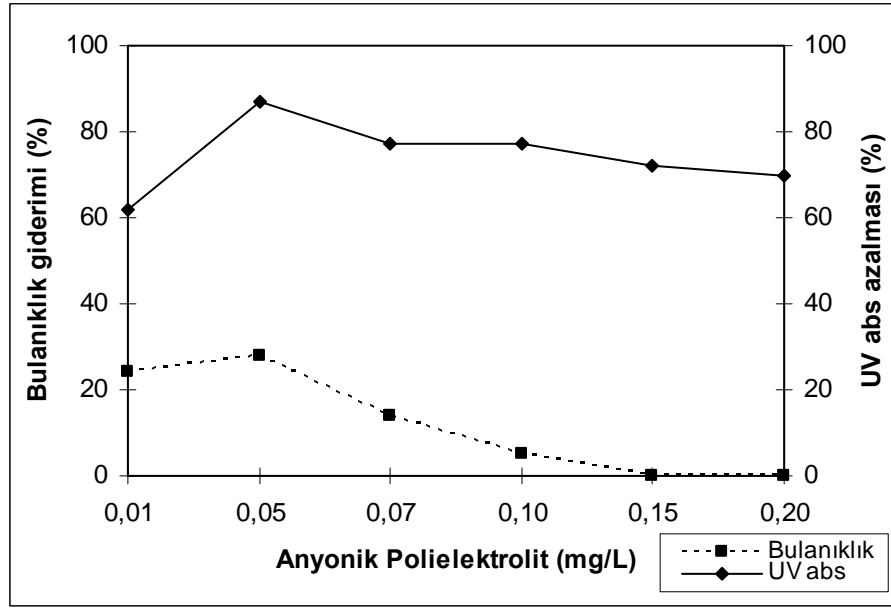
açısından anyonik polielektrolit kullanımı katyonik polielektrolit kullanımından daha iyi sonuçlar vermiştir. 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile UV absorbansı 0.013 cm^{-1} 'e düşmüştür. Ancak polimer dozunun artışı ile kolloidal restabilizasyon başlamış bu konsantrasyondan sonra UV absorbansı değerleri artmaya başlamıştır (Şekil 4.23).



Şekil 4.23. pH 9'da 57 mg/L FeSO₄. 7H₂O dozunda anyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbansının değişimi

pH 9'da 57 mg/L FeSO₄.7H₂O ile birlikte anyonik polielektrolit kullanımıyla elde edilen bulanıklık giderim verimleri uygulanan tüm konsantrasyonlarda %50'nin altında iken UV absorbansı giderim verimleri tüm konsantrasyonlarda %50'nin üzerindedir. Maksimum UV absorbansı giderimi 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile %87 iken bulanıklık giderim verimi % 28' dir (Şekil 4.24).

Öncelikle UV absorbansındaki azalmalara dayanarak belirlenen optimum koagülasyon şartları pH 5.5'te 27 mg/L FeCl₃.6 H₂O ile 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı olduğu tespit edilmiştir. Bu aşamadan sonra yapılan çalışmada koagülasyon prosesi bu koşullarda gerçekleştirilmiştir. Güçlendirilmiş koagülasyon olarak adlandırılan bu uygulama doğal organik madde gideriminde yaygın olarak kullanılmaktadır.



Şekil 4.24. pH 9'da 57 mg/L FeSO₄. 7H₂O dozunda katyonik polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak bulanıklık ve UV absorbanlığı giderimi

4.2.4. Optimum Koagülasyon Koşullarında Organik Madde Konsantrasyonlarının Değişimi

Optimum koagülasyon koşullarında kullanılan koagülant ve koagülant yardımcıların, doğal organik madde miktarına etkilerini belirlemek amacıyla TOK, ÇOK, BPCOK, 254 nm'deki UV absorbanlığı, SUVA değeri ve THMOP gibi temsili parametreler incelenmiş, Çizelge 4.14'te bu parametrelere ait bulgular verilmiştir. Bu bulgulara göre en etkili TOK gideriminin FeSO₄ ile birlikte anyonik polielektrolit kullanımında meydana gelmektedir. Ham suda 4.52 mg/L olan TOK konsantrasyonu, bu uygulama ile 1.62 mg/L'ye düşmüş ve maksimum % 64 giderim elde edilmiştir (Şekil 4.25). TOK giderimleri FeCl₃ kullanımında %59 giderim alümin kullanımında %17 olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.14. Koagülant ve koagülant yardımcıların optimum koagülasyon koşullarında doğal organik madde miktarına etkileri.

Örnek	pH	TOK (mg/L)	TOK giderimi (%)	ÇOK (mg/L)	ÇOK giderimi (%)	BPÇOK (mg/L)	BPÇOK giderimi (%)	THMOP (µg/L)	THMOP giderimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV abs (cm ⁻¹)
Ham su	7.86	4.52	-	3.65	-	1.12	-	122.40	-	2.85	0.104
Alum	6	3.74	17	1.47	60	0.46	59	108.60	11	1.97	0.029
Alum +KP	6	2.04	55	1.78	51	0.36	66	101.10	17	1.12	0.020
Alum +AP	6	2.62	42	1.53	58	0.58	49	67.30	45	1.89	0.029
FeCl ₃	5.5	1.87	59	0.91	75	0.20	83	33.00	73	1.54	0.014
FeCl ₃ +KP	5.5	2.58	43	2.09	19	0.40	65	116.50	5	2.58	0.054
FeCl ₃ +AP	5.5	2.05	55	0.82	78	0.28	83	24.00	80	1.34	0.011
FeSO ₄	9	2.45	46	2.01	45	0.45	60	94.70	23	1.24	0.025
FeSO ₄ +KP	9	1.95	57	1.65	48	0.61	45	70.40	43	1.09	0.018
FeSO ₄ +AP	9	1.62	64	1.21	67	0.45	60	59.20	52	1.07	0.013

TOK : Toplam organik karbon

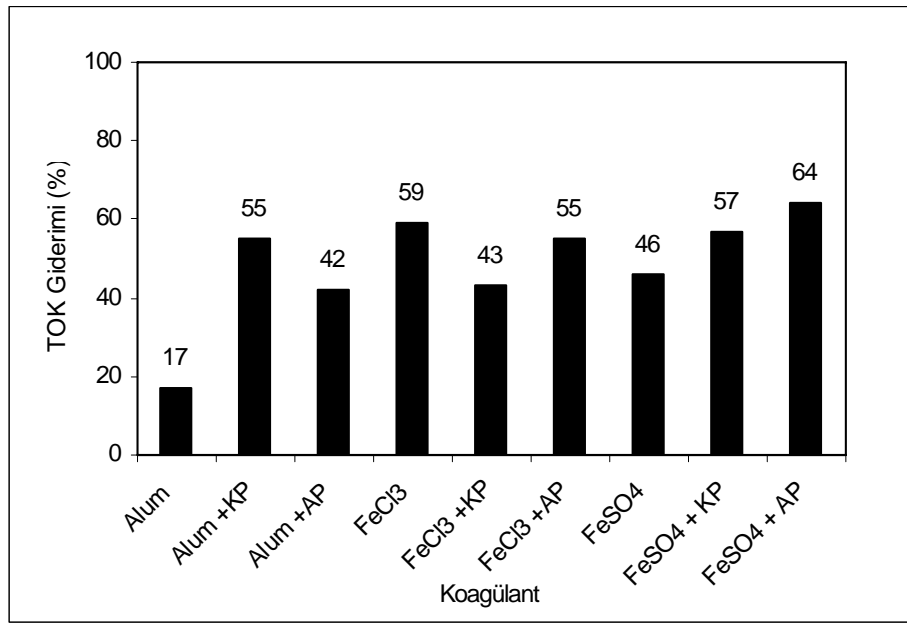
ÇOK : Çözülmüş organik karbon

BPÇOK : Biyoparçalanabilir organik karbon

THMOP : Trihlometan oluşum potansiyeli

AP : Anyonik polielektrolit

KP: Katyonik Polielektrolit



Şekil 4.25. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile TOK giderimi

Bu verilere dayanarak her iki demir tuzunun TOK gideriminde alumina göre daha etkili olduğunu söylenebilmektedir. FeSO₄'ün anyonik polielektrolit ile birlikte kullanımıyla (%64) alüminden (%17) 3.77 kat daha fazla TOK giderimi sağlamıştır. Daha önce yapılan benzer çalışmalarda da demir tuzlarının alüminden daha etkili bir şekilde TOK giderimi yaptığı belirtilmiştir. Gianatasio nehir suyu ile yaptığı çalışmada alum ile % 47, ferrik sülfat ile % 65 oranında TOK giderimi elde etmiştir. Julien ve ark. (1994) ve Randtke (1993) de demir tuzlarının alum tuzlarına nazaran daha fazla TOK giderimi sağladığını vurgulamışlardır (Volk v.d. 2000).

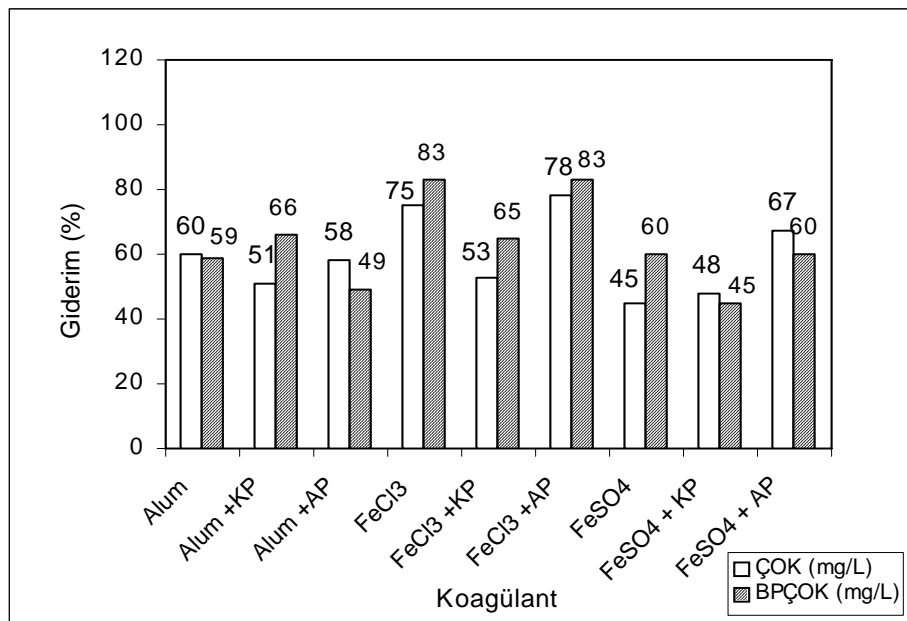
Anyonik ve katyonik polielektrolitlerin alum ve FeSO₄ ile birlikte kullanımı, TOK giderimini olumlu yönde etkilerken FeCl₃ için aynı durum söz konusu değildir.

Optimum koşullarda FeCl₃'ün gerek tek başına gerekse polielektrolitlerle birlikte kullanımı, ÇOK gideriminde diğer koagülantlara nazaran daha fazla ÇOK giderimi sağlamıştır (Şekil 4.26.). Volk v.d. (2000) farklı yüzeysel sularda alum, FeCl₃ ve FeSO₄ kullanarak gerçekleştirdikleri koagülasyon çalışmasında, anyonik polielektrolitin etkisini belirtmemekle birlikte FeCl₃'ün, ÇOK'u daha iyi giderdiğini vurgulamışlardır. Bu çalışmada, Şekil 4.26'dan görüldüğü üzere katyonik polielektrolit ilavesi FeCl₃'ün verimini olumsuz etkileyerek %75'ten %53'e düşürmüştür. Anyonik polielektrolit ilavesi ise ham suyun ÇOK konsantrasyonunu 3.65 mg/L'den 0.82

mg/L'ye düşürerek giderim verimini %78'e çıkarmıştır. Söz konusu artışın muhtemel sebebi, anyonik polielektrolitin yük nötralizasyonu ile ÇOK giderimine katkıda bulunmasıdır.

Alümin tek başına kullanımı ile elde edilen ÇOK giderimi %60'tır. Katyonik ve anyonik polielektrolit ilavesi ile giderim veriminin sırası ile %51've %58'e düşmesi, polimerlerin alum ile koagülasyonda ÇOK giderimini olumsuz etkilediğini göstermektedir.

FeSO₄ ile birlikte katyonik ve anyonik polielektrolit kullanımı ÇOK giderimine olumlu katkıda bulunarak verimi %45'ten %48 ve %67'ye çıkarmıştır (Şekil 4.26).



Şekil 4.26. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK ve BPCOK giderimi

ÇOK giderimine benzer şekilde FeCl₃'ün tek başına ve polielektrolitler ile birlikte kullanımı BPCOK gideriminde genel olarak diğer koagülantların ve koagülant yardımcılarının kullanımından daha iyi sonuçlar vermiştir. Ham suyun BPCOK konsantrasyonu FeCl₃ kullanılarak 1.12 mg/L'den 0.20 mg/L'ye düşürülmüş ve % 83 giderim elde edilmiştir. Anyonik polielektrolit ilavesi FeCl₃'ün BPCOK giderim verimini etkilemezken, katyonik polielektrolit ilavesi olumsuz yönde etkileyerek %69'a düşürmüştür. Alum ve FeSO₄'ün tek başına kullanımları sonucu elde edilen BPCOK giderimleri sırasıyla %59 ve %60 olup birbirine çok yakın değerlerdir. Katyonik

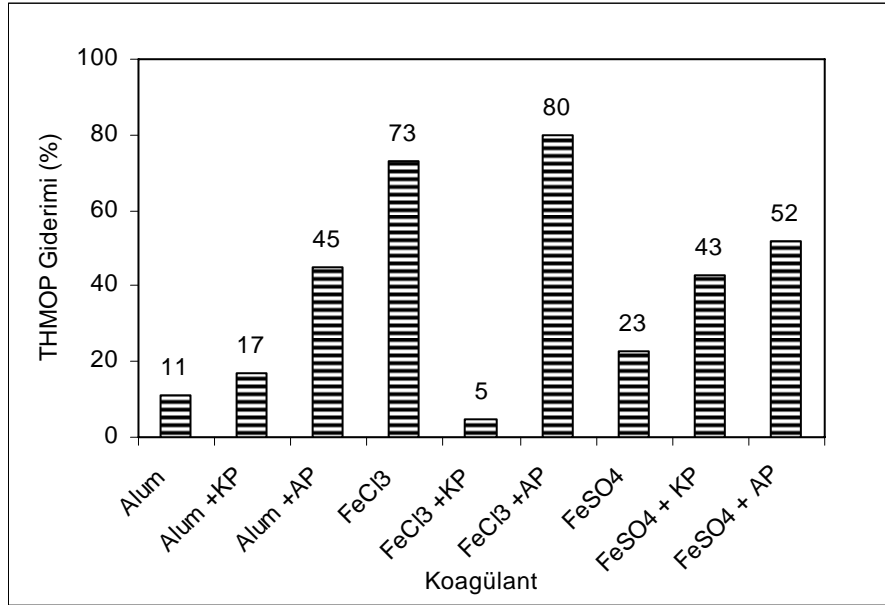
polielektrolit ilavesi, alum verimini %66'ya çıkartmış, anyonik polielektrolit ilavesi ise %49'a düşürmüştür. Katyonik polielektrolitin FeSO_4 ile birlikte kullanımı FeSO_4 'n verimini azaltmış (%45), anyonik polielektrolitin ise her hangi bir etkisi olmamıştır (%60).

BPÇOK'un koagülasyon ile giderimi ÇOK giderimine benzer şekilde farklı sularda farklı seviyelerde meydana gelmektedir. Ayrıca biyoparçalanabilir materyalin özelliği de koagülasyon verimini önemli ölçüde etkilemektedir. Koagülasyon ile BPÇOK giderimi üzerinde yapılmış sınırlı sayıda çalışma mevcuttur. St. Rose arıtma tesisindeyapılan bir çalışmada alum kullanarak % 50-86 arasında BPÇOK giderimi elde edilmiştir (Volk ve ark., 2000). Volk ve ark. (2000) ise FeCl_3 kullanarak % 28 ÇOK giderimi, %21 BPÇOK giderimi elde etmişlerdir. Yaptıkları çalışma sonunda FeCl_3 'ün, alum ve polialüminyum klorürden 7 kat daha fazla ÇOK ve BPÇOK giderimi sağladığını ortaya koymuşlardır. Aynı çalışmada FeCl_3 ve alüm ile BPÇOK ve ÇOK giderimi üzerine yaptıkları çalışmada bu iki parametrenin birbirleri ile bağlantılı olduğunu, aralarında korelasyonun bulunduğunu vurgulanmıştır (Volk ve ark., 2000). Bu çalışmada da ÇOK gideriminin yüksek olduğu uygulamalarda BPÇOK gideriminin de yüksek olduğu tespit edilmiştir.

FeCl_3 'ün hem tek başına ve anyonik polielektrolit ile birlikte kullanımı, ÇOK ve BPÇOK giderimlerinde olduğu gibi THMOP gideriminde de diğer koagülant ve koagülant yardımcıların kullanımından daha iyi verim sağlamıştır (Şekil 4.27). Ham suyun THMOP 122.4 $\mu\text{g/L}$ 'den 24 $\mu\text{g/L}$ 'ye düşürülerek %80 giderim verimi elde edilmiştir. Amirtharajah ve ark. (1993) de yaptıkları araştırmada FeCl_3 kullanımının THMOP gideriminde daha etkili olduğu sonucuna varmışlardır. 25-50 mg/L konsantrasyonlarında FeCl_3 kullanarak pH'sı 5.5 olan suyun THMOP'ni 35-50 $\mu\text{g/L}$ değerlerine kadar düşürmüşlerdir. Tek başına kullanıldığında %73 THMOP giderimi sağlayan FeCl_3 'ün verimi katyonik polielektrolit ilavesi ile %5'e düşmüştür.

Çalışmadan elde edilen bulgular alümin THMOP gideriminde (%11) oldukça yetersiz olduğunu göstermiştir. Ancak katyonik polielektrolit ilavesi ile giderim %17'ye, anyonik polielektrolit ilave ile %45'e yükselmiştir. En düşük THMOP giderim ise FeSO_4 'in tek başına kullanımında görülmüştür (%5). FeSO_4 'ün tek başına kullanımı ile %23 oranında THMOP giderimi elde edilmiştir. Bu verim katyonik polielektrolit ilavesi ile %43'e, anyonik polielektrolit ilavesi %52'ye yükseltmiştir. Görüldüğü gibi

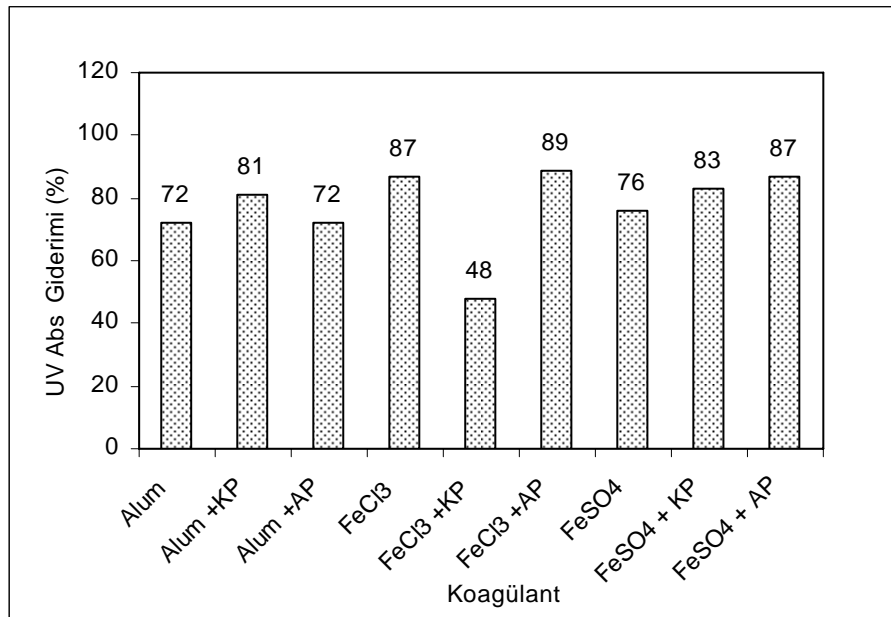
her iki organik polimer ilavesi hem alum hem de FeSO_4 'ün giderim verimlerini olumlu yönde etkilemiştir.



Şekil 4.27. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile THMOP giderimi

Şekil 4.28’de koagülasyon çalışması sonucunda elde edilen UV absorbansı giderim verimleri görülmektedir. En yüksek giderim FeCl_3 ’ün anyonik polielektrolit ile kullanımında elde edilmiş (%89), UV absorbansı 0.104 cm^{-1} den 0.011 cm^{-1} e düşmüştür. Minimum UV absorbansı giderimi FeCl_3 ’ün katyonik polielektrolit ile koagülasyonda gözlenmiştir (%48).

UV absorbansı gideriminde, alum ile birlikte anyonik polielektrolitin kullanılması alumun giderim verimi üzerinde herhangi bir etkide bulunmamıştır. Ancak katyonik polielektrolit UV absorbansı gideriminde alumun giderim verimini %72’den %81’e çıkarmıştır. FeCl_3 ile birlikte kullanımlarında, katyonik polielektrolit UV absorbansı giderimi %87’den %48’e düşürmüştür. Ancak anyonik polielektrolit azda olsa verimin artmasına neden olmuştur (Şekil 4.28). FeSO_4 ile birlikte katyonik ve anyonik polielektrolitin kullanılması diğer iki koagülantın aksine FeSO_4 ’ün UV absorbansı giderim verimini arttırmıştır. Verim %76’dan sırası ile %83 ve %87’ye çıkmıştır.



Şekil 4.28 . Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV absorbansı giderimi

TOK, ÇOK, BÇOK ve THMOP ile kıyaslandığında UV absorbansının, bu temsili parametrelere göre daha fazla azaldığı görülmektedir. Literatür verileri, daha önce yapılan çalışmalarda da benzer durumun söz konusu olduğunu göstermektedir. Volk ve ark. (2000) farklı yüzeysel sularda UV absorbansı giderim yüzdelerinin ÇOK giderim yüzdelerinden 1.2 ile 10.7 kat daha fazla olduğunu belirtmiştir. Yine Edzwald (1993) UV absorbansındaki azalmanın ÇOK ve THMOP deki azalmadan daha fazla olduğunu vurgulamıştır. Bilindiği gibi UV absorbansı; organik maddelerin UV ışığını absorblayabilen, büyük molekül ağırlıklı, aromatik yapıda ve konjüge çift bağ içeren kısmını yansıtmaktadır. Organik madenin humik olmayan kısmı (hidrofilik asitler ve karbonhidratlar) ise nispeten daha küçük molekül ağırlığına sahip olup düşük UV absorbansı değerine sahiptir (AWWA,1999). Bu çalışmada UV absorbansı gideriminin fazla olması, büyük molekül ağırlıklı humik kısmın daha iyi giderildiğini yansıtmaktadır. Humik olmayan fraksiyonları da içeren ÇOK ve BÇOK giderimi ise daha azdır.

4.2.5. Organik Madde Miktarına Bağlı Olarak SUVA ve UV Absorbansı Değişimi

Aromatik yapıya sahip veya çift bağ içeren organik bileşikler ultraviyole dalga boyundaki ışınları absorblayabilme yeteneğindedirler. Doğal organik maddelerin yüksek molekül ağırlıklı fraksiyonları da UV ışınıni absorblayabildikleri için, 254 nm

deki UV ışını absorbanı ÇOK miktarının basit bir göstergesi olabilmektedir. UV absorbanının ÇOK konsantrasyonuna oranı da yani SUVA değeri de sudaki doğal organik maddenin moleküler dağılımını ifade etmektedir. Küçük humik asit fraksiyonları $2 \text{ m}^{-1}\text{L/mg}$ 'den küçük SUVA değerlerine, büyük humik asit fraksiyonları ise $3\text{-}5 \text{ m}^{-1}\text{L/mg}$ SUVA değerlerine sahiptir. Yüksek SUVA değerleri ÇOK konsantrasyonunun koagülant dozu ile kontrol edilebileceğini ifade etmektedir. Koagülasyon ile ÇOK gideriminin SUVA değeri yüksek olan sularda daha yüksek olması beklenmektedir. Düşük SUVA değerlerinde ise koagülant dozu ÇOK gideriminde pek önemli olmayıp nispeten düşük giderim yüzdeleri elde edilmektedir (AWWA,1999). Edzwald (1993) SUVA değeri 4-5 olan sularda ÇOK gideriminin % 70 civarlarında, SUVA değeri 3'ten küçük olan sularda ise %50'nin altında olduğunu vurgulamıştır. Bu çalışmada ham suyun SUVA değeri 3'e çok yakın olup ($2.85 \text{ m}^{-1}\text{L/mg}$), olup genel olarak %50'nin üzerinde ÇOK giderimi elde edilmiştir. Ancak düşük SUVA değerinde %50'nin üzerinde ÇOK giderimin elde edildiği çalışmalar da mevcuttur. Walker ve Kim (2001) de yaptıkları çalışmada, SUVA değeri ortalama 2 olan rezervuar suyunda %60 ÇOK giderimi elde ederek Edzwald'ın belirttiğinden farklı sonuçlar elde etmişlerdir.

Çizelge 4.14'te ham suyun TOK, ÇOK, BPÇOK ve THMOP miktarlarının her uygulama sonrasında azaldığı görülmektedir. Benzer şekilde SUVA ve UV absorbanı değerleri de azalmaktadır. Bu azalmalar söz konusu parametreler arasında bir korelasyon olduğunu işaret etmektedir. Çizelge 4.15 ve 4.16'da bu parametreler arasındaki ilişki görülmektedir.

Çizelge 4.15. TOK, BPÇOK, THMOP ile SUVA arasındaki korelasyon değerleri

	SUVA ($\text{m}^{-1}\text{L/mg}$)
TOK	0.62
BPÇOK	-0.05
THMOP	0.42

TOK konsantrasyonu SUVA ve UV absorbanı arasındaki korelasyon sabitleri sırası ile 0.62 ve 0.54'tür. UV absorbanı değerleri ile ÇOK miktarı arasında güçlü bir korelasyon mevcuttur ($r=0.72$). Ham suyun farklı koagülantlar ile koagülasyonu

sonucunda ÇOK miktarındaki azalmaya bağlı olarak UV absorbans değerlerinin azalması bu korelasyonun açık bir göstergesidir.

Çizelge 4.16. TOK, ÇOK, BPÇOK, THMOP ile UV absorbansı arasındaki korelasyon değerleri

	UV abs (cm ⁻¹)
TOK	0.54
ÇOK	0.72
BPÇOK	0.23
THMOP	0.72

BPÇOK konsantrasyonu ile SUVA arasında herhangi bir korelasyon belirlenmemiştir. UV absorbansı ile BPÇOK arasında ise oldukça zayıf bir korelasyon (0.23) mevcuttur.

Genellikle yüksek SUVA değerine sahip olan sular düşük, SUVA değerine sahip olan sulardan daha fazla dezenfeksiyon yan ürün oluşturma potansiyeline sahiptir. UV absorbansı da THMOP için TOK ve ÇOK'dan daha iyi indikatördür. SUVA ve UV absorbansının artışı ile THMOP artmakta, tersi durumda ise THMOP azalmaktadır. Ancak bu çalışmada UV abs ile THMOP arasında güçlü bir korelasyon olduğu tespit edilirken SUVA ile THMOP arasında güçlü bir korelasyon belirlenmemiştir (Çizelge 4.15 ve 4.16). THMOP ile SUVA ve UV absorbansı arasındaki korelasyon sabitleri 0.42 ve 0.72'dir.

Aromatik içeriği fazla olan, yani UV absorbansı ve SUVA değeri yüksek olan sularda THMOP'nin yüksek olması beklenmektedir. Ancak bu çalışmada yüksek SUVA değerlerinde düşük THMOP'nin meydana geldiği belirlenmiştir. Suyun yüksek SUVA değerine sahip olmasına rağmen içerdiği organik bileşiklerin klora afinitelerinin bulunmadığı ve dolayısı ile reaktif olmadıklarını göstermektedir. Maraba ve Van (2000), humik (hidrofobik) ve humik olmayan (hidrofilik) fraksiyonların THMOP'lerini inceledikleri çalışmalarında, THMOP'nin %72'sinin hidrofilik, %28'inin hidrofobik fraksiyonlardan meydana geldiğini belirlemişlerdir. Aynı çalışmada hidrofobik fraksiyonların THM oluşumundan çok haloasetik asitlerin oluşumuna neden olduğunu

vurgulanmıştır. Dolayısı ile THM oluşumunun önlenmesinde doğal organik madde fraksiyonlarının da göz önünde bulundurulması gerekmektedir.

4.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşumunun Azaltılması İçin Farklı Arıtım Alternatiflerinin Uygulanması

4.3.1. Organik Madde Gideriminde Düşük pH'nın Arıtma Proseslerine Etkisi

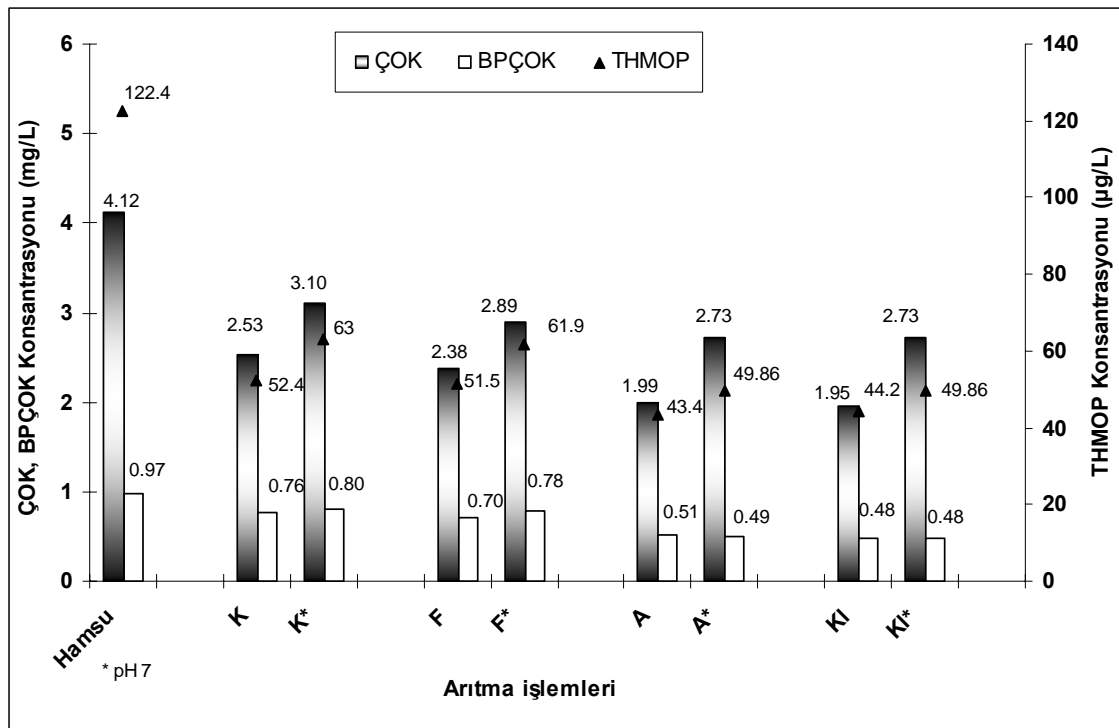
İçme suyu arıtımında doğal organik madde giderimine yönelik pek çok çalışmada düşük pH değerlerinde yapılan koagülasyonun nötral pH'da yapılan koagülasyondan çok daha etkili olduğu vurgulanmıştır. (Volk ve ark. 2000, Edzwald 1993). Çalışmanın bu kısmında Doğancı Braji'ndan alınan ham suyun arıtımında pH'nın gerek koagülasyon ve gerekse diğer arıtma proseslerine olan etkisini belirlemek amacı ile düşük ve nötral pH'da arıtma denemeleri yapılmış, elde edilen bulgular Çizelge 4.17'de verilmiştir.

Çizelge 4.17. Farklı pH'da uygulanan arıtma proseslerinin su kalitesine etkisi

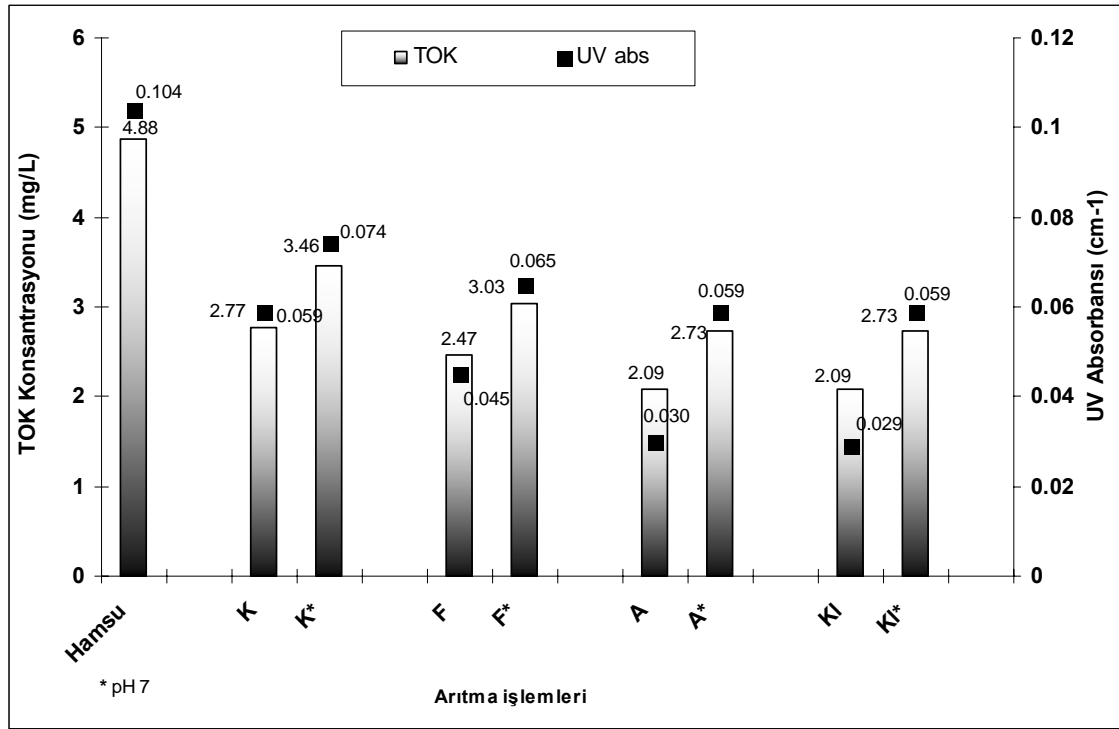
Parametre	Uygulama	Ham su	Koagülasyon	Filtrasyon	Aktif Karbon Filtrasyonu	Klorlama
pH	1	7.86	5.50	5.83	6.50	6.45
	2	7.86	7.00	7.39	7.62	7.58
TOK (mg/L)	1	4.88	2.77	2.47	2.09	2.09
	2	4.88	3.46	3.03	2.73	2.73
ÇOK (mg/L)	1	4.12	2.53	2.38	1.99	1.95
	2	4.12	3.10	2.89	2.46	2.41
BPÇOK (mg/L)	1	0.97	0.76	0.70	0.51	0.48
	2	0.97	0.80	0.78	0.49	0.48
THMOP (µg/L)	1	112.4	52.4	51.5	43.4	44.20
	2	112.4	63	61.9	49.86	49.86
UV abs (cm ⁻¹)	1	0.104	0.059	0.045	0.030	0.029
	2	0.104	0.074	0.065	0.059	0.060
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	1	2.52	2.30	1.89	1.50	1.49
	2	2.52	2.39	2.24	2.39	2.14
Bulanıklık	1	5.29	2.11	1.02	0.82	0.82
	2	5.29	1.59	1.13	0.88	0.88

1: koagülasyon pH'sı 5.5, 2: koagülasyon pH'sı 7.00

Koagülasyon prosesinde koagülant olarak kullanılan FeCl_3 suya ilave edildiğinde ham suyun pH'sında bir miktar azalmaya neden olmuştur. Daha sonra güçlendirilmiş koagülasyon koşullarını sağlamak amacı ile asit eklenerek pH 5.50'e düşürülmüştür. Bu koşullarda FeCl_3 , disssosiyasyon olarak $\text{Fe}(\text{OH})_2^{+4}$ ve $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$ gibi pozitif yüklü polivalent hidroksi-metalik kompleksleri meydana getirmiş ve yük nötralizasyonu ile daha etkin organik madde giderimi sağlanmıştır. Nötral pH'da yapılan çalışmalarda ise ham suya FeCl_3 eklendikten sonra demir tuzunun çözünmesi ile pH kendiliğinden 7'ye düşmüş ve bu arıtma işlemleri pH değerinde gerçekleştirilmiştir. Söz konusu pH değerinde FeCl_3 'ün çözünmesi sonucu ortaya çıkan $\text{Fe}(\text{OH})_2^{+4}$ kompleksinin organik madde stabilizasyonu nispeten daha az olduğu için bu pH'da yapılan koagülasyon prosesi ile pH 5.5'te elde edilenden daha düşük organik madde giderimi sağlanmıştır. Şekil 4.29 ve 4.30'da her iki pH'da gerçekleştirilen arıtma prosesleri sonrası TOK, ÇOK, BÇOK, THMOP ve UV absorbansı ve değişimler görülmektedir.



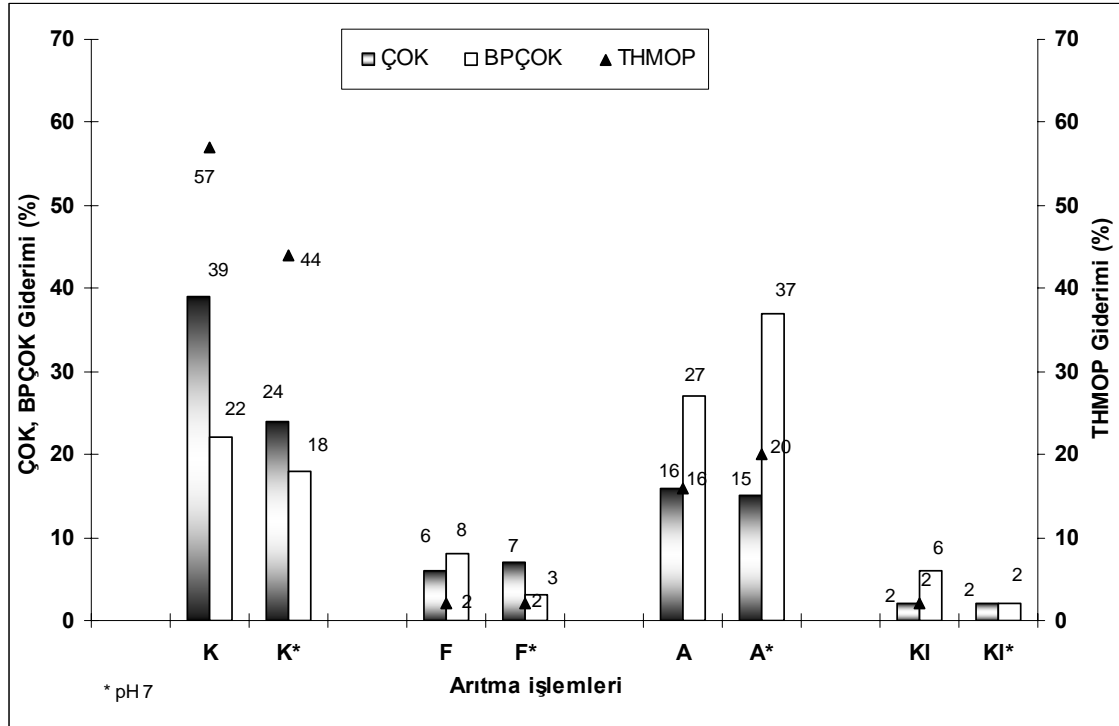
Şekil 4.29. Farklı pH'larda uygulanan arıtma proseslerinin ÇOK, BÇOK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi



Şekil 4.30. Farklı pH’larda uygulanan arıtma proseslerinin TOK konsantrasyonu ve UV absorbansına etkisi

pH 5.5 ve pH 7’de yapılan koagülasyon sonrasında elde edilen TOK, ÇOK, THMOP giderimleri arasında belirgin bir fark söz konusu iken BPCÖK gideriminde önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir. Şekil 4.31 ve 4.32’den de görüldüğü üzere pH 5.5’te TOK, ÇOK, THMOP ve UV absorbansı giderimleri sırası ile %43, %39, % 57 ve %43’tür. pH 7’de ise %29, %24, %44 ve % 28 oranlarında giderim sağlanmıştır. Her iki pH değerinde koagülasyon sonrasında elde edilen BPCÖK giderimleri ise %22 ve %18’dir. Bu bulgular koagülasyon prosesinde meydana gelen etkin floklaşma ile büyük molekül ağırlıklı ve THM oluşturan organik bileşiklerin daha iyi giderildiğini, küçük molekül ağırlıklı bileşiklerden oluşan BPCÖK’un ise nispeten daha az giderildiğini işaret etmektedir. Düşük pH’da elde edilen organik karbon giderimlerin daha yüksek olması bir kez daha koagülasyon pH’sının organik madde giderimi üzerindeki etkisini ve önemini ortaya koymaktadır. Bu konuda daha önce yapılmış çalışmalarda da demir tuzları için en uygun koagülasyon koşullarının düşük pH’da sağlandığı belirtilmektedir. Judd ve Hillis (2001) yaptıkları çalışmada ferrik tuzlar için optimum koagülasyon pH’sını 5.4 olarak belirlemiştir. Volk ve ark. (2000) da doğal organik madde giderimi için $FeCl_3$ ’ün etkin olduğu pH aralığının 5.6-6.1 olduğunu vurgulamışlardır.

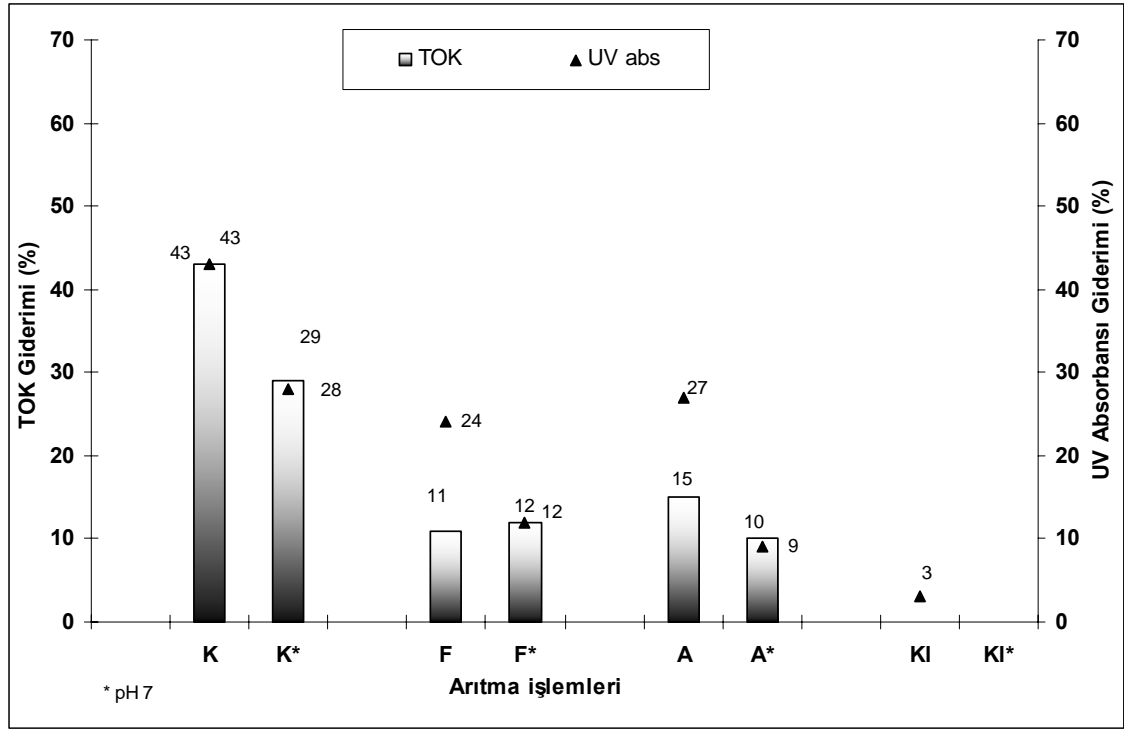
Her iki pH'da yapılan koagülasyon prosesi sonrasında elde edilen bulanıklık değerleri, yüksek pH'da sağlanan bulanıklık gideriminin düşük pH'da sağlandandan daha yüksek olduğunu göstermektedir. pH 5.5'te yapılan koagülasyon ile ham suyun bulanıklığı 5.29 NTU'dan 2.11 NTU'ya pH 7 'da yapılan koagülasyon ile 1.59 NTU'ya düşürülmüştür. (Çizelge 4.17).



Şekil 4.31 Farklı pH'larda uygulanan arıtma prosesleri sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimleri

Koagülasyon prosesi sonrasında suyun pH'sı her iki uygulamada da herhangi bir değişime uğramamıştır. Filtrasyon prosesi sonrasında pH yükselmiş ve koagülasyon çıkışında 5.50 olan pH 5.83'e, 7.00 olan pH ise 7.39'a yükselmiştir. Her iki filtrasyon uygulamasında meydana gelen bu artışın filtre materyalinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Düşük pH'da filtrasyon ile elde edilen TOK, ÇOK, BPÇOK, THMOP giderimleri sırası ile %11, %6, %8 ve %2 iken nötral pH'da elde edilen giderimler %12, %7, %3 ve %2'dir. Her iki pH'da yapılan uygulamalar sonucu elde edilen giderimler arasında belirgin farkların olmaması pH'nın filtrasyon performansını pek etkilemediğini işaret etmektedir. Ancak UV absorbans azalması düşük pH'da yapılan filtrasyon sonrasında %24, nötral pH'da yapılan filtrasyon sonrasında %12 olarak belirlenmiştir. UV absorbansının, organik bileşiğin aromatikliğini yansıttığı düşünülürse düşük pH'da

gerçekleştirilen filtrasyon prosesinin aromatik içerikli bileşikleri nötral pH da yapılan filtrasyondan daha iyi giderdiği söylenebilir.



Şekil 4.32. Farklı pH’larda uygulanan arıtma prosesleri sonrasında elde edilen TOK ve UV absorbansı giderimleri

Çalışmadan elde edilen bulgular içme sularında THM oluşumunun önlenmesi için yaygın olarak kullanılan aktif karbon filtrasyonunun, organik madde giderimi açısından her iki uygulamada da etkili olduğunu göstermiştir. Birinci uygulamada kum filtrasyonu çıkışında 5.83 olan pH, aktif karbon filtrasyonu sonrasında 6.50’ye, ikinci uygulamada filtrasyon prosesi çıkışında 7.39 olan pH aktif karbon filtrasyonu sonrasında 7.62’ye yükselmiştir. Her iki uygulama incelen parametreler kıyaslandığında düşük pH’da parametrelerde görülen azalmanın daha fazla olduğu ortaya çıkmaktadır (Çizelge 4.17). pH koagülasyon prosesinde olduğu gibi GAK adsorbsiyonunda da büyük önem taşımaktadır. pH’nın azalması GAK’a adsorblanan doğal organik madde miktarını arttırmaktadır. Düşük pH değerlerinde aktif karbonun yüzey yükü daha pozitif hale gelmektedir. Buna ilaveten doğal organik maddenin fonksiyonel gruplarının dissosiyasyon derecesi azalmaktadır. Bu koşullarda moleküller arasındaki itici kuvvetlerin azalması ile aktif karbonun porları doğal organik madde için daha cazip hale

gelmekte ve daha etkin bir adsorbsiyon gerçekleşmektedir (Fearing, 2004). Bu durum organik madde gideriminde düşük pH'da gerçekleştirilen granüler aktif karbon filtrasyonunun neden daha etkili olduğunu açıklamaktadır.

TOK, ÇOK ve UV absorbansı giderimleri birinci uygulamada daha yüksek iken BPÇOK ve THMOP giderimleri ikinci uygulamada yani nötral pH'da daha etkili olmuştur. Düşük pH'da elde edilen TOK, ÇOK ve UV absorbansı giderimleri sırası ile %15, %16 ve %27, nötral pH'da elde edilen giderimler ise %10, %15 ve %9'dur. BPÇOK ve THMOP giderimleri ise düşük pH'da % 27 ve % 16 iken, nötral pH'da bu oranlar %37 ve %20'ye yükselmiştir.

Her iki pH değerinde aktif karbon filtrasyonundan sonra yapılan klorlama organik bileşikleri bir miktar okside ederek TOK ve ÇOK konsantrasyonunun çok küçük oranda azalmasına neden olmuştur. pH 5.5'te UV absorbansında %3'lük bir azalma söz konusu iken pH 7'de her hangi bir değişim olmamıştır.

Yapılan uygulamalar sonunda parametrelere ait nihai değerler göz önüne alındığında doğal organik madde giderimi için düşük pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemlerinin çok daha verimli olduğu anlaşılmaktadır.

4.3.2. Farklı Dezenfektanların Nihai Dezenfeksiyonda Kullanımı

pH 5.5'te konvansiyonel arıtma prosesi sonrasında UV, ozon ve klor gibi dezenfektanlar kullanılarak arıtılan sularda organik madde konsantrasyonları ve trihalometan oluşum potansiyellerindeki değişim incelenmiş, bu uygulamalara ait bulgular ve çalışmanın bu kısmında kullanılan ham suya ait özellikler Çizelge 4.18'de verilmiştir.

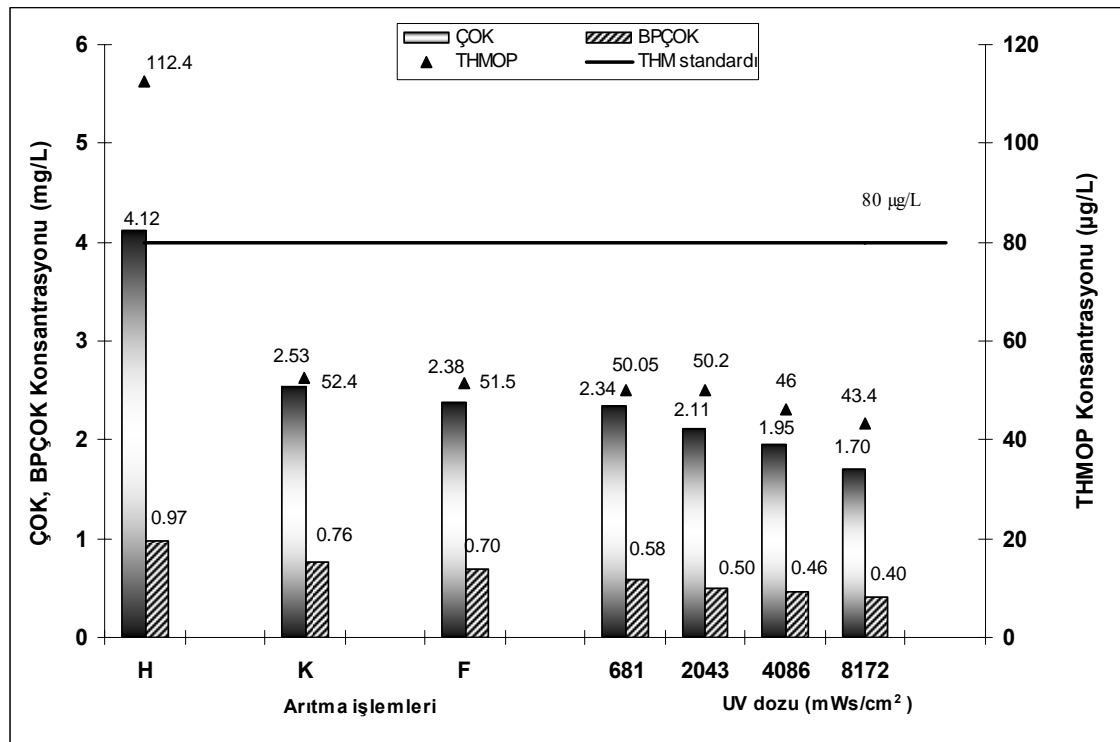
Filtrasyon prosesi sonrasında uygulanan UV ışını radyasyonu temas süresine ve UV dozuna bağlı olarak organik karbon mineralizasyonuna neden olmuş ve sudaki organik karbon konsantrasyonlarında azalmalar meydana gelmiştir (Şekil 4.33 ve Şekil 4.34). Hızlı kum filtrasyonundan sonra uygulanan 681 mWs/cm^2 UV dozu ile ÇOK ve THMOP konsantrasyonunda önemli bir azalma söz konusu değilken BPÇOK konsantrasyonundaki azalma oldukça yüksektir. Kulorova ve ark. (1996) yaptıkları çalışmada UV uygulaması ile büyük molekül ağırlıklı organik bileşiklerin parçalanarak BPÇOK konsantrasyonunun arttırdığını bildirmiş olmakla birlikte bu uygulamada kullanılan UV dozunun ÇOK'un biyoparçalanamayan kısmını etkilemediği, mevcut

BPÇOK'un mineralizasyonuna neden olduğu düşünülmektedir. BPÇOK konsantrasyonundaki bu azalma UV dozunun artışı ile azalmaya devam etmiştir.

Çizelge 4.18. Farklı temas sürelerinde UV ışını uygulamasının su kalitesine etkisi

Parametre	Ham su	Koagülasyon	Filtrasyon	UV Radyasyonu			
				UV1	UV2	UV3	UV4
TOK (mg/L)	4.88	2.77	2.47	2.47	2.31	2.01	1.87
ÇOK (mg/L)	4.12	2.53	2.38	2.34	2.11	1.95	1.70
BPÇOK (mg/L)	0.97	0.76	0.70	0.58	0.50	0.46	0.40
THMOP($\mu\text{g/L}$)	112.40	52.40	51.50	50.05	50.20	46.00	43.40
UV abs (cm^{-1})	0.104	0.059	0.045	0.036	0.034	0.033	0.030
SUVA ($\text{m}^{-1}\text{L/mg}$)	2.52	2.30	1.89	1.54	1.61	1.69	1.76
Bulanıklık (NTU)	5.29	2.11	1.02	1.02	1.02	1.02	0.96

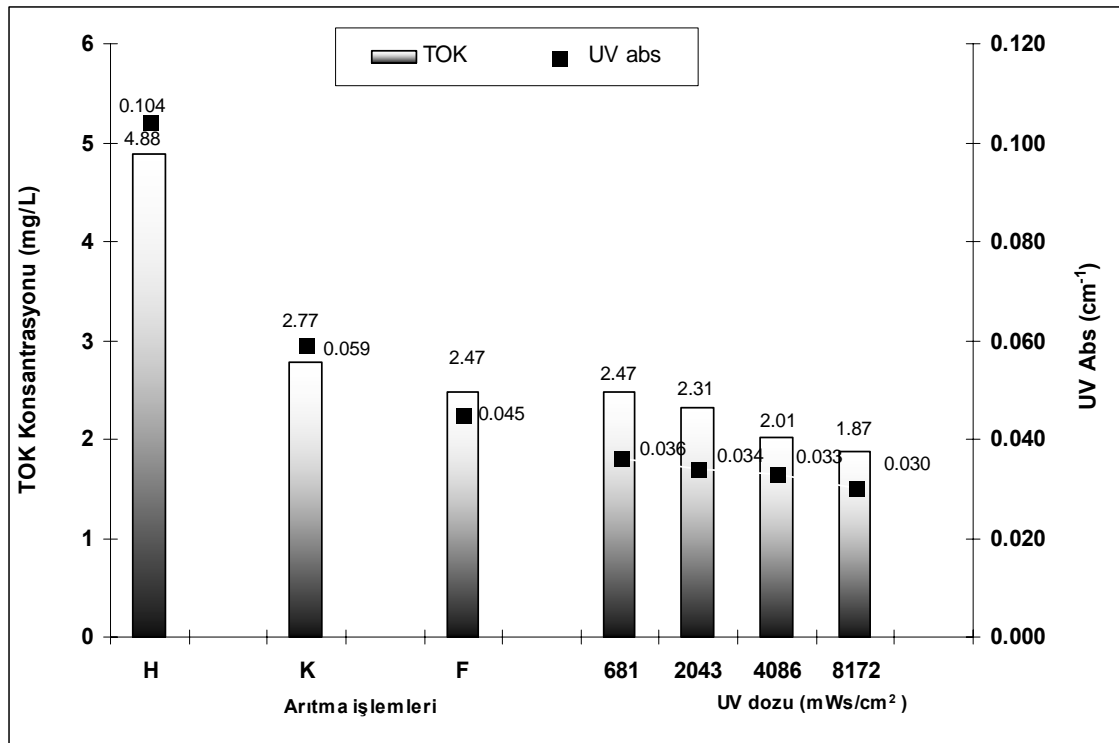
UV1: 681 mWs/cm² UV2: 2043 mWs/cm², UV3: 4086 mWs/cm², UV4: 8172 mWs/cm²



Şekil 4.33. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi

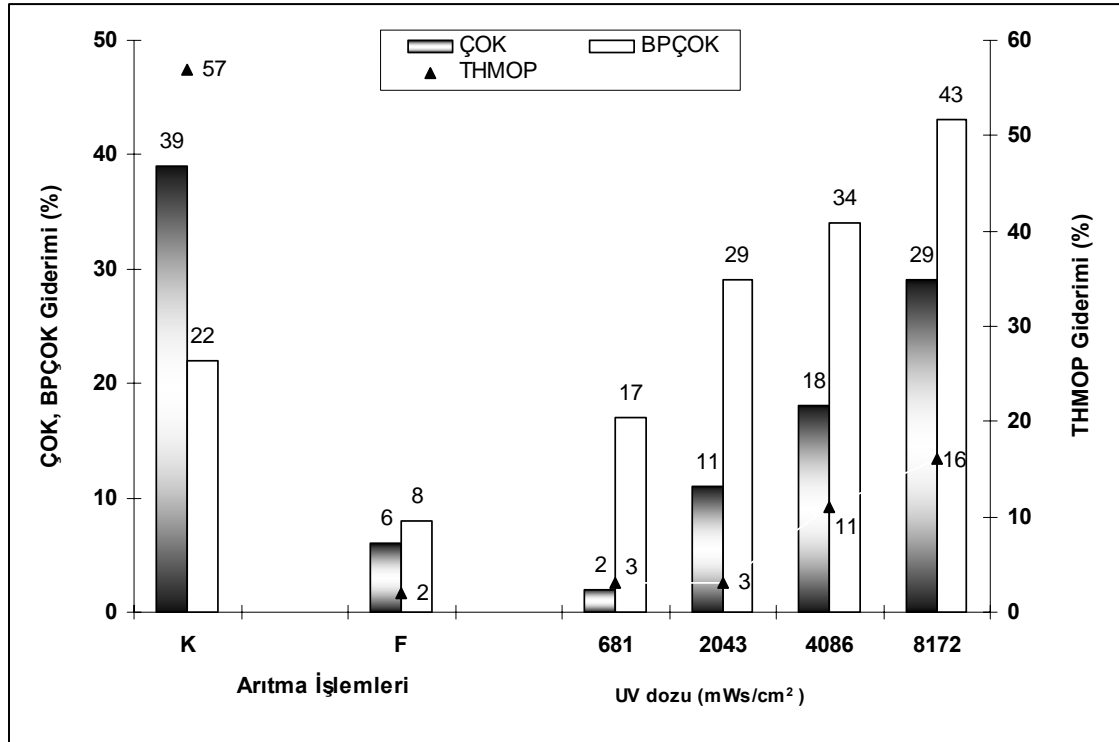
BPÇOK'a benzer şekilde ÇOK, THMOP, TOK ve UV absorbansı değerleri de artan UV dozu ile azalma göstermiştir. Söz konusu azalma dezenfeksiyon amacıyla kullanılan UV radyasyonun aynı zamanda organik maddeyi parçalayabilme özelliğine

sahip olmasından kaynaklanmaktadır (Shaw ve ark. 2002; Backlund, 1992). Humik madde içeren sulara UV ışını uygulanması ile fotonlar humus makromolekülleri tarafından absorblanmakta ve bu moleküller fotokimyasal transformasyonuna uğramaktadır. UV ışınları tarafından aktive edilmiş moleküller fotoreaktant denen reaktif ara ürünlerin oluşumunda öncü görevi yapmaktadır. Hidroksil radikalleri ($\cdot\text{OH}$), singlet oksijen ($^1\text{O}_2$), peroksit radikalleri ($\text{ROO}\cdot$), çözülmüş elektronlar (e^-_{aq}), süperoksit anyonları (O_2^-) ve bazı humik yapılardan oluşan fotoreaktantlar ile organik maddede miktarında azalmalar meydana gelmektedir (Tchobanoglous ve Burton 1991, Lund ve Hongve 1993). Çalışmada tespit edilen TOK, ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarındaki azalmanın Blažka ve Procházková (1983)'nın da belirttiği gibi UV radyasyonu sırasında suya uygulanan kısa dalga boylu ışınların su moleküllerinden ayrılan OH iyonlarını reaktif hidroksil radikallerine dönüştürmesinden ve böylelikle organik maddelerin okside olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ancak mineralizasyon düşük oranlarda gerçekleşmiştir. İleri oksidasyon prosesi olarak adlandırılan UV ışını/ozon, UV ışını/hidrojen peroksit, UV ışını/titanyum oksit gibi uygulamalarda ise mineralizasyonun çok daha fazla olduğu yapılan çalışmalarda belirtilmiştir (Kleisler ve Frimmel 2000, Bekbölet ve ark. 1996).



Şekil 4.34. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorpsiyonu değişimi

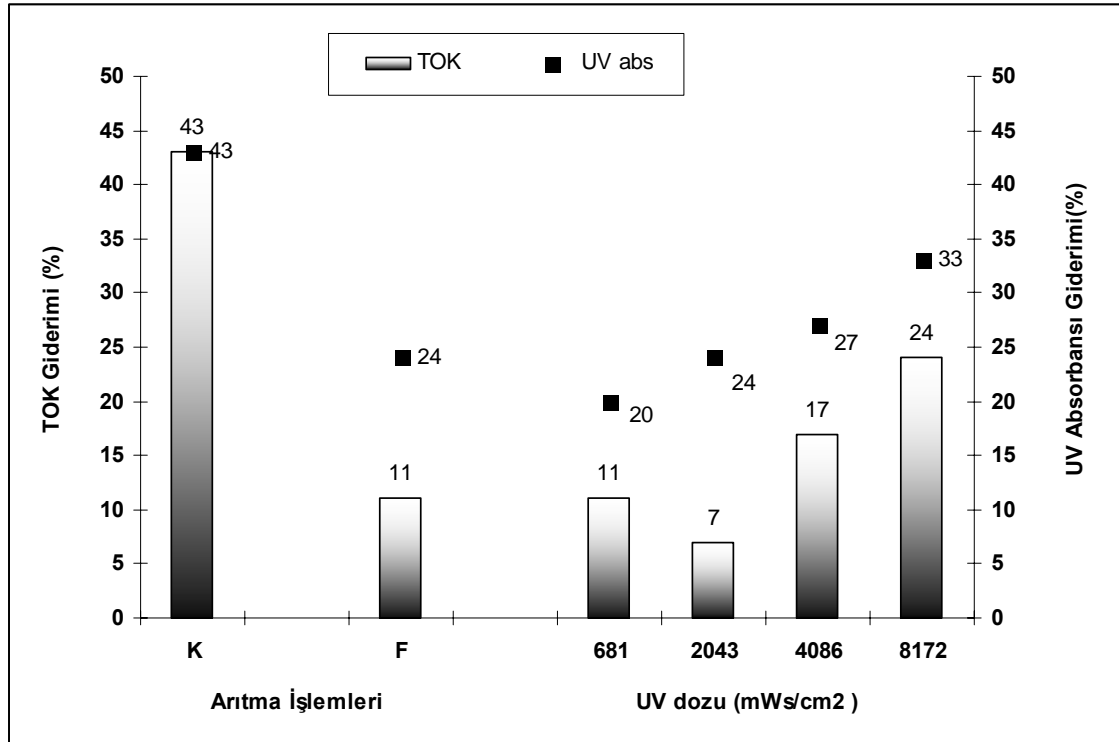
UV ışını uygulamaları sırasında meydana gelen ÇOK mineralizasyonu artan UV dozlarında (UV1: 681 mWs /cm², UV2: 2043 mWs /cm², UV3: 4086 mWs /cm², UV4: 8172 mWs /cm²) sırası ile %2, %11, %18 ve %29 şeklinde değişmektedir. BPÇOK giderimleri sırası ile %17, %29, %34 ve %43'tür (Şekil 4.35).



Şekil 4.35. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimleri

ÇOK, organik maddenin partiküler kısmını içermediği için ÇOK mineralizasyonu nispeten TOK mineralizasyonundan daha fazla gerçekleşmiştir. Mikroorganizmalar tarafından parçalanabilir özelliğe sahip olan ve daha küçük molekül ağırlıklı bileşiklerden oluşan BPÇOK'un mineralizasyon yüzdesi ise ÇOK mineralizasyon yüzdesinden daha fazladır. Corin ve ark. (1997) düşük UV dozları kullanıldığında aromatik hidroksil karboksilik asit ve hidroksil aldehit konsantrasyonlarının arttığını daha fazla ışınlamada ise bunların azaldığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada da uygulanan temas süresinin ve buna bağlı olarak UV dozunun artışı ile daha fazla mineralizasyon meydana gelmiştir. Literatür verileri UV radyasyonu ile humik maddelerin mineralizasyonun gerçekleşebilmesi için 24 saat çok uzun temas sürelerine veya bazı ileri oksidasyon proseslerine ihtiyaç duyulduğunu bildirmektedir (Backlund 1992).

Ancak bu çalışmada temas süresinin çok uzun olmamasına rağmen UV dozlarının yüksek olması nedeni ile mineralizasyonun gerçekleştiği ortaya koyulmuştur. Ayrıca koagülasyon da kullanılan demir tuzlarının çözünmesiyle ortaya çıkan demir iyonlarının filtrasyon sonrasında da suda kalarak UV radyasyonu sırasında Fenton reaksiyonu benzeri bir reaksiyon ile organik karbonu mineralize etmiş olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.36. Farklı UV dozlarında yapılan UV radyasyonu sonrasında TOK ve UV absorbansı giderimi

5 dk UV radyasyonu ile herhangi bir TOK giderimi sağlanamazken 15, 30 ve 60 dk UV radyasyonu sonunda sırası ile %7, %17 ve %24 oranında TOK giderimi sağlanmıştır. UV absorbansındaki azalma ise sırası ile %20, %24, %27 ve %33'tür. Gerek organik bileşiklerin mineralizasyonu gerekse bu bileşiklerin aromatik yapısındaki değişimler UV absorbansındaki azalmanın temelini oluşturmaktadır.

Şekil 4.35 ve 4.36 incelendiğinde koagülasyon prosesi ile elde edilen THMOP ve UV absorbansı giderimlerinin sırası ile %57 ve %43 olduğu görülmektedir. Filtrasyon prosesi sonrasında ise giderimler %2 ve %24 olarak belirlenmiştir. UV absorbansı azalmasına rağmen THMOP gideriminin (%2) düşük olması, THM oluşumuna neden olan organik maddelerin giderimi için bu prosesin yetersiz olduğunu düşündürmektedir. Ayrıca kum filtresinden geçebilen küçük molekül ağırlıklı çözülmüş organik karbon

bileşiklerinin de THM oluşturma potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. UV radyasyonu sonrasında temas süresine bağlı olarak THMOP %2, %3, %11 ve %16 oranlarında azalma gözlemiştir. UV absorbansı ise sudaki organik karbon giderimine bağlı olarak koagülasyon prosesi ile %43 oranında azalmıştır. Bu azalma filtrasyon prosesi sonunda %23 olarak belirlenmiştir. Karlsson ve Öberg'in (2003) bildirdiği gibi sudaki aromatik yapıya sahip bileşikler UV radyasyonu ile transformasyona uğrayarak alifatik formlara dönüşmüş ve UV ışınına maruz kalma süresi arttıkça UV absorbansının azalmasına neden olmuştur.

Koagülasyon ve filtrasyon prosesi sonrasında bulanıklığa neden olan partiküler maddeler önemli oranda azalmış ancak 5, 15 ve 30 dakika UV ışını uygulanması bulanıklıkta herhangi bir değişime neden olmamıştır. 60 dakika temas süresinden sonra ise çok küçük oranda azalma meydana gelmiştir (Çizelge 4.18).

Çizelge 4.19'da klasik arıtma sistemleri sonrasında uygulanan ozonlamanın su kalitesinde meydana getirdiği değişimler görülmektedir. Güçlü bir oksidant olan ozonun suya ilavesi ile organik madde biyoparçalanabilir formlara dönüşmektedir. Temas süresinin artışı ile bu formlar CO₂'ye mineralize olarak giderilmektedir (Yüksel 2001).

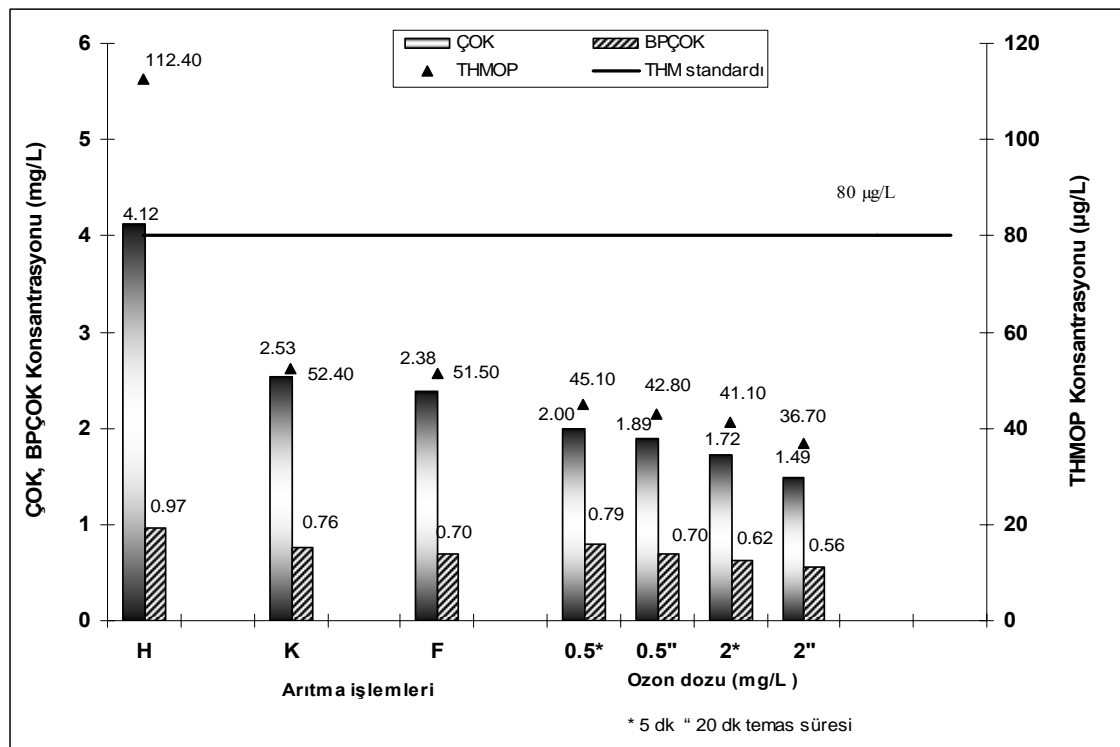
Çizelge 4.19. Nihai dezenfeksiyonda ozonun su kalitesine etkisi.

Parametre	Ham su	Koagülasyon	Filtrasyon	Ozonlama			
				O1	O2	O3	O4
TOK (mg/L)	4.88	2.77	1.97	1.69	1.46	1.31	1.12
ÇOK (mg/L)	4.12	2.53	2.38	1.50	1.39	1.12	0.99
BPÇOK (mg/L)	0.97	0.76	0.70	0.79	0.70	0.62	0.56
THMOP(µg/L)	95	52.40	51.50	45.10	42.80	41.10	36.70
UV abs (cm ⁻¹)	0.104	0.053	0.041	0.032	0.030	0.023	0.020
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	2.52	2.30	1.89	2.13	2.15	2.05	2.02
Bulanıklık (NTU)	5.29	2.11	1.02	0.98	0.95	0.94	0.90

O1=0.5 mg/L - 5 dk , 0.25mO/mg TOK, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, 0.25mgO/mg TOK, O3= 2 mg/L -5 dk, 1.02 mgO/mgTOK, O4=2 mg/L - 20 dk, 1.02 mgO/mgTOK.

TOK ve ÇOK konsantrasyonları, ozon konsantrasyonu ve temas süresi arttıkça azalma eğilimi göstermiştir. Filtrasyon sonrasında 2.47 mg/L olan TOK ve ÇOK konsantrasyonu O1 uygulaması ile 2.19 ve 2 mg/L'ye, O2 uygulaması ile 1.96 ve 1.89 mg/L'ye düşmüştür. Yüksek ozon dozunun kullanıldığı O3 ve O4 uygulamalarından

sonra ise TOK ve ÇOK konsantrasyonları 1.81, 1.72 mg/L ve 1.62, 1.49 mg/L olarak belirlenmiştir (Şekil 4.37 ve 4.38). O1, O2, O3 ve O4 uygulamaları sonrasında tespit edilen TOK giderimleri sırası ile %11, %21, %27 ve %34, ÇOK giderimleri ise %16, %21, %28 ve %37'dir. Genel olarak her iki parametrenin giderimleri birbirine çok yakın olsa da çözülmüş organik karbon bileşiklerinin biraz daha fazla mineralize olduğu görülmektedir (Şekil 4.39 ve 4.40).



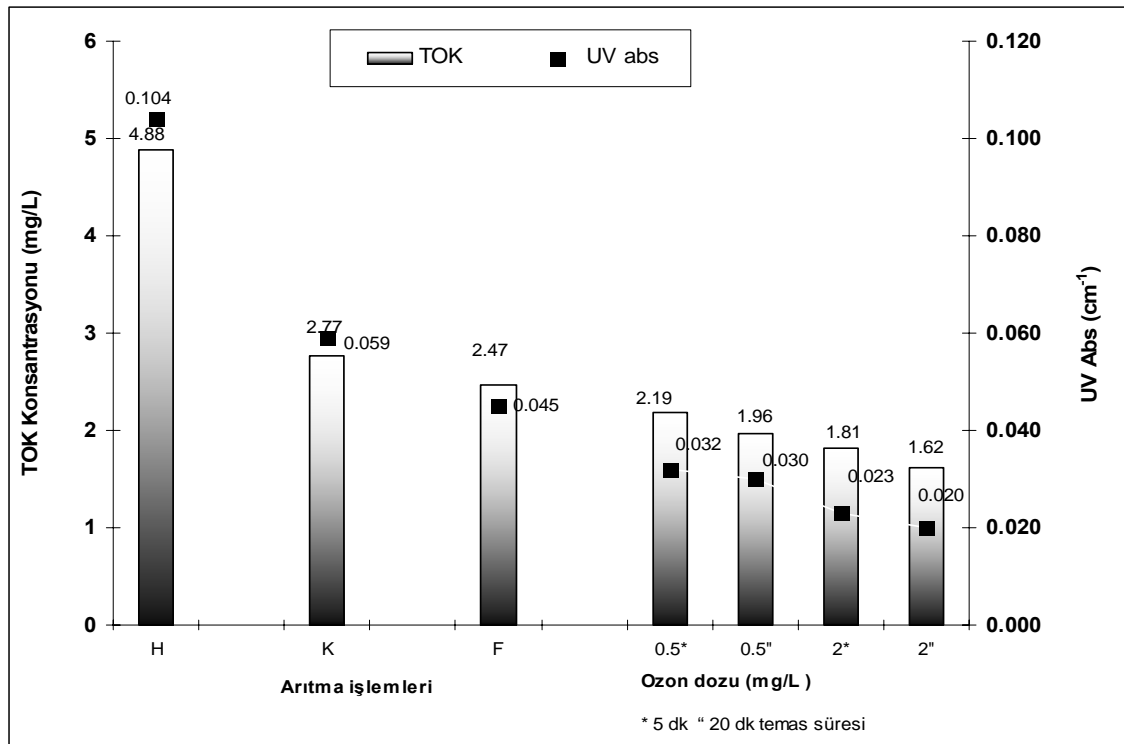
Şekil 4.37. Farklı ozon dozlarının uygulanması sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi

Ozonlama ile organik bileşiklerin yapısında meydana gelen değişiklikler bu bileşiklerin klora olan reaktivitesini azalmaktadır (Świetlik ve ark. 2004). Öte yandan meydana gelen mineralizasyon ile organik karbon miktarı düşmektedir. Bu duruma bağlı olarak da THMOP azalmaktadır. Ancak bu azalmalar arasında çok büyük farklar yoktur. 5 ve 20 dakika temas süresinde 0.5 mg/L ozon kullanılan O1 ve O2 uygulaması sonrasında belirlenen THMOP konsantrasyonları 45.10 ve 42.89 µg/L'dir. Aynı temas sürelerinde 2 mg/L ozon kullanarak gerçekleştirilen O3 ve O4 uygulamaları sonrasındaki THMOP değeri ise 41.10 ve 36.70 µg/L olarak belirlenmiştir. O1, O2, O3

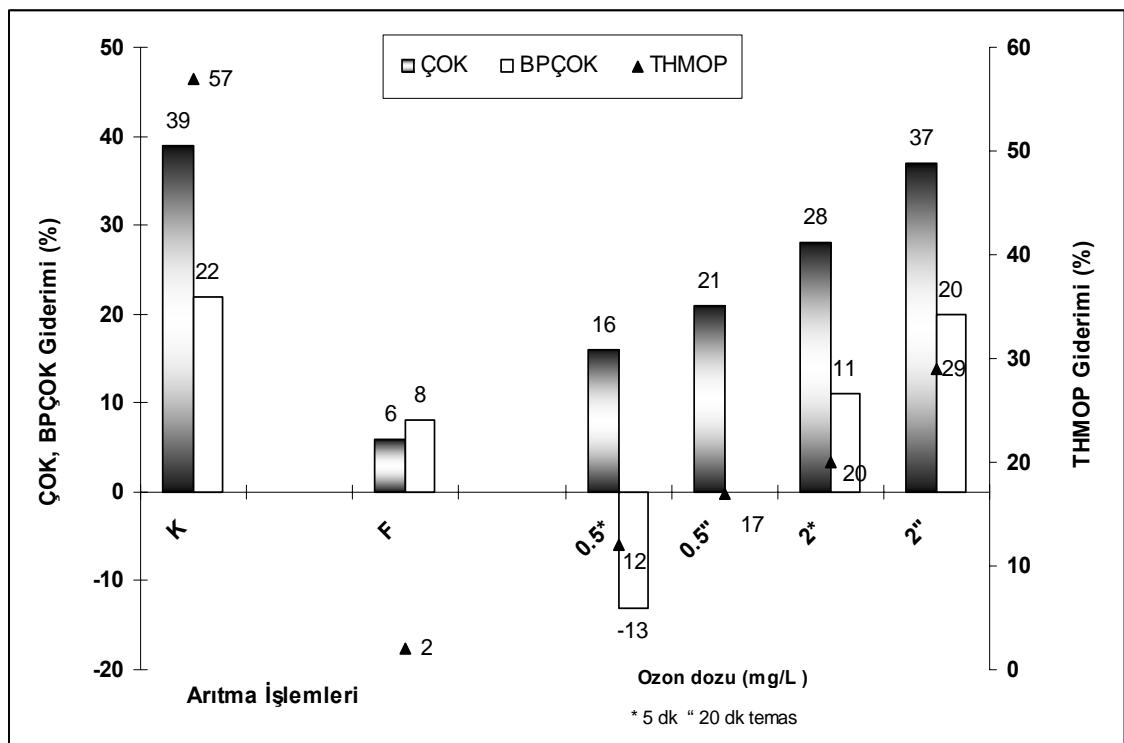
ve O4 uygulamaları için elde edilen THMOP giderimleri ise sırası ile %12, %17, %20 ve %29'dur (Şekil 4.38).

O1 uygulaması sonunda BPÇOK konsantrasyonu 0.70 mg/L'den 0.79 mg/L'ye yükselmiştir. Söz konusu artış, ozonlamanın başlangıcında etkin olan moleküler ozonun biyoparçalanamayan organik karbon bileşiklerini biyoparçalanabilir forma dönüştürmesinden kaynaklanmaktadır. Ancak temas süresinin 20 dakika olduğu O2 uygulamasında ozon bozunması ile ortaya çıkan ve güçlü oksidasyon yeteneğine sahip olan hidroksil radikallerinin BPÇOK'u mineralize etmesi nedeni ile BPÇOK konsantrasyonu artmamış 0.70 mg/L olarak kalmıştır. Aslında burada bir yandan BPÇOK mineralize olurken diğer taraftan organik madde degradasyonu meydana gelmiş ve değer değişmemiştir. Yüksek ozon dozunun kullanıldığı O3 ve O4 uygulamalarında ise uygulanan ozon miktarının fazla olmasından dolayı daha fazla hidroksil radikali meydana gelmiş ve biyoparçalanabilir kısımdaki mineralizasyon daha fazla olduğundan BPÇOK konsantrasyonu azalmıştır. O3 ve O4 uygulamaları sonrasında ölçülen BPÇOK konsantrasyonları sırası ile 0.72 ve 0.56 mg/L'dir. Şekil 4.38'de bu uygulamalara ait BPÇOK giderimleri görülmektedir. O1 uygulamasında BPÇOK %13 artış gösterirken O2 uygulamasında herhangi bir değişim meydana gelmemiştir. O3 ve O4 uygulamalarında ise %11 ve %20 azalma meydana gelmiştir.

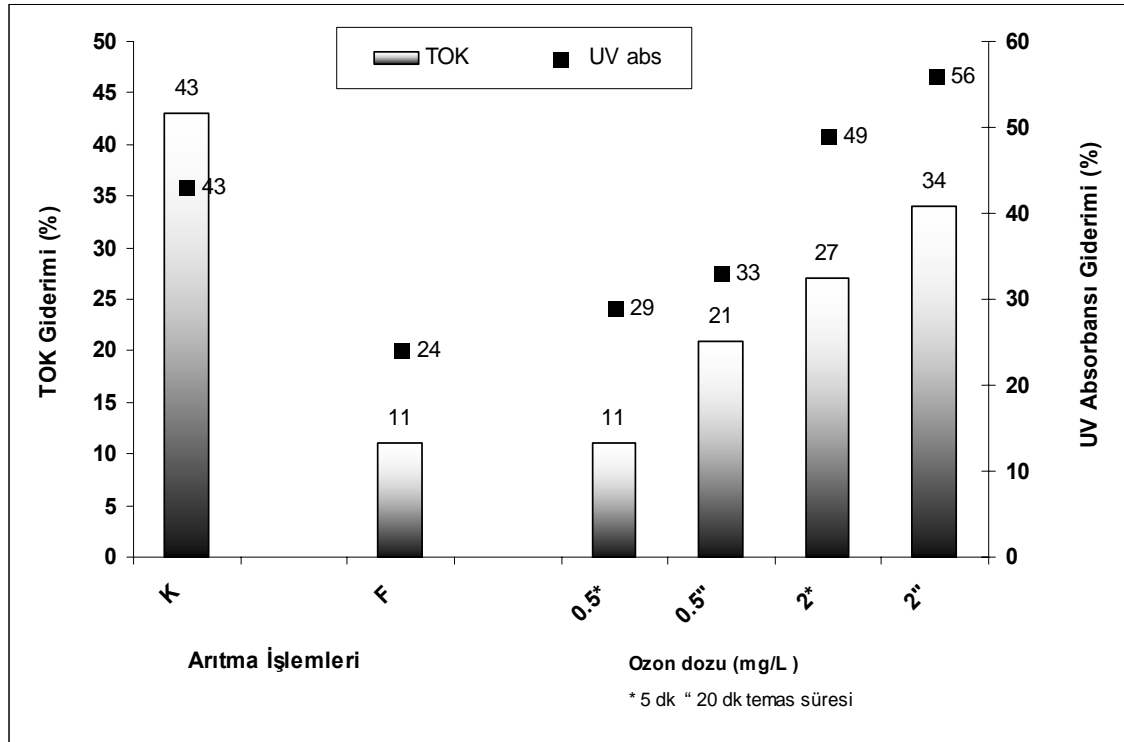
Ozonlama sonrasında elde edilen UV absorbansı değerleri diğer parametrelere benzer şekilde ozon süresi ve konsantrasyonunun artışı ile ters orantılı olarak azalmıştır. 0.5 mg/L ozonun kullanıldığı uygulamalar sonrasında belirlenen UV absorbansı değerleri 0.032 ve 0.030 cm^{-1} 'dir (Şekil 4.37). Bu değerler 4086 ve 8172 mWs/cm^2 UV dozu ile dezenfeksiyonla elde edilen değerlerle aynı veya çok yakın değerlerdir. Bu durum, ozonlamanın UV ışınını absorblayan materyali daha kısa temas süresinde ve daha az dezenfektan dozunda mineralize ettiğini, UV radyasyonunun ise aromatikliği azaltsa bile yüksek UV dozlarında önemli azalmalara neden olduğunu göstermektedir. Yüksek ozon konsantrasyonunun 5 ve 20 dakika uygulanmasından sonra UV absorbansı 0.023 ve 0.020 cm^{-1} olarak belirlenmiştir. Dört farklı ozon uygulaması sonrasında meydana gelen UV absorbansı azalmaları sırası ile %29, %33, %49 ve %56'dır (Şekil 4.39). Organik maddenin UV ışınını absorblayan kısmı ozonlamadan kolay bir şekilde etkilendiği ve yapısı değiştiği için UV absorbansında meydana gelen azalma organik karbon mineralizasyonundan daha yüksektir (Volk ve ark. 2000).



Şekil 4.38. Farklı ozon dozlarının uygulanması sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorbansı değişimi



Şekil 4.39. Farklı ozon dozlarının uygulanması sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimleri



Şekil 4.40. Farklı ozon dozlarının uygulanması sonrasında elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansısı azalması

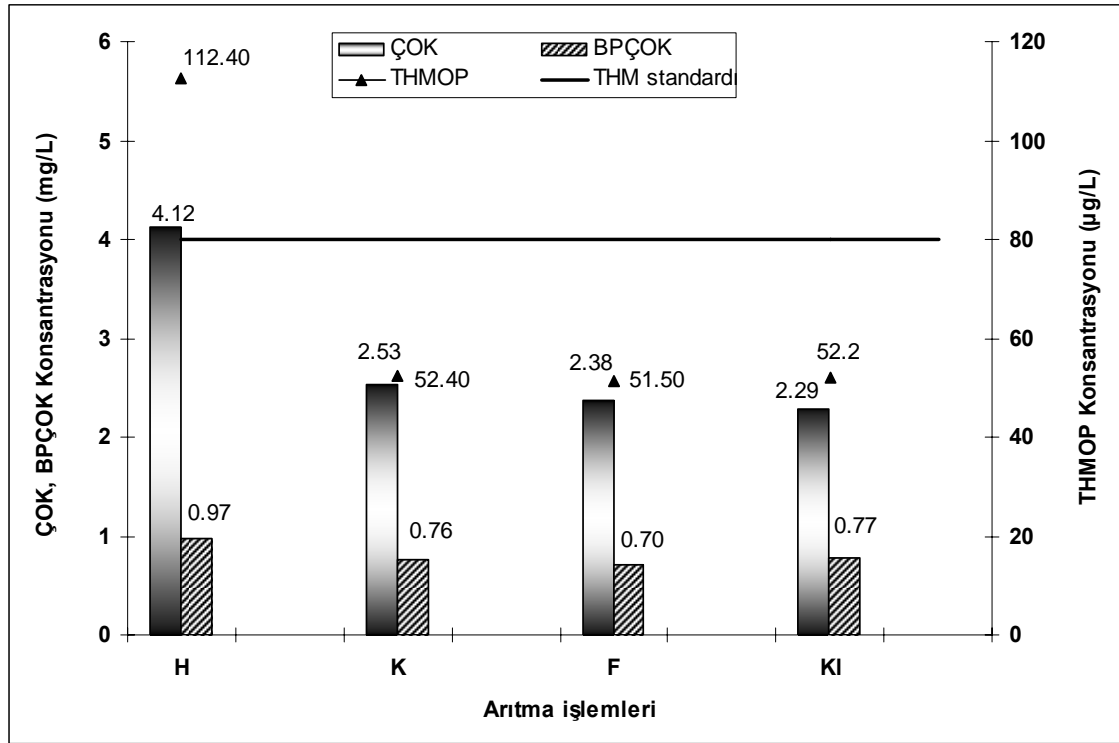
Hızlı kum filtrasyonundan sonra yapılan ozonlama uygulamaları bulanıklık değerinde çok büyük değişimlere neden olmamıştır. Artan ozon dozu ile birlikte bulanıklık küçük oranlarda azalmıştır.

Dezenfeksiyon amacıyla yaygın bir şekilde kullanılan klor sudaki organik madde ile dezenfeksiyon yan ürün oluşturdukları için pek çok araştırmacı tarafından alternatifi aranan bir dezenfektandır. Hızlı kum filtrasyonundan sonra yapılan klorlama işleminin su kalitesinde meydana getirdiği değişimler Çizelge 4.20’de verilmiştir.

Oksitleme gücü çok yüksek olmayan klor; TOK ve ÇOK konsantrasyonları ile UV absorbansında küçük oranlarda azalmalara neden olmuştur. Ancak BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarında bu durumun aksine artış gözlenmiştir. Bu artış özellikle BPÇOK konsantrasyonunda oldukça belirgindir. Söz konusu parametrelerde meydana gelen değişimler Şekil 4.41 ve 4.42’de görülmektedir.

Çizelge 4.20. Nihai dezenfeksiyonda klorun su kalitesine etkisi

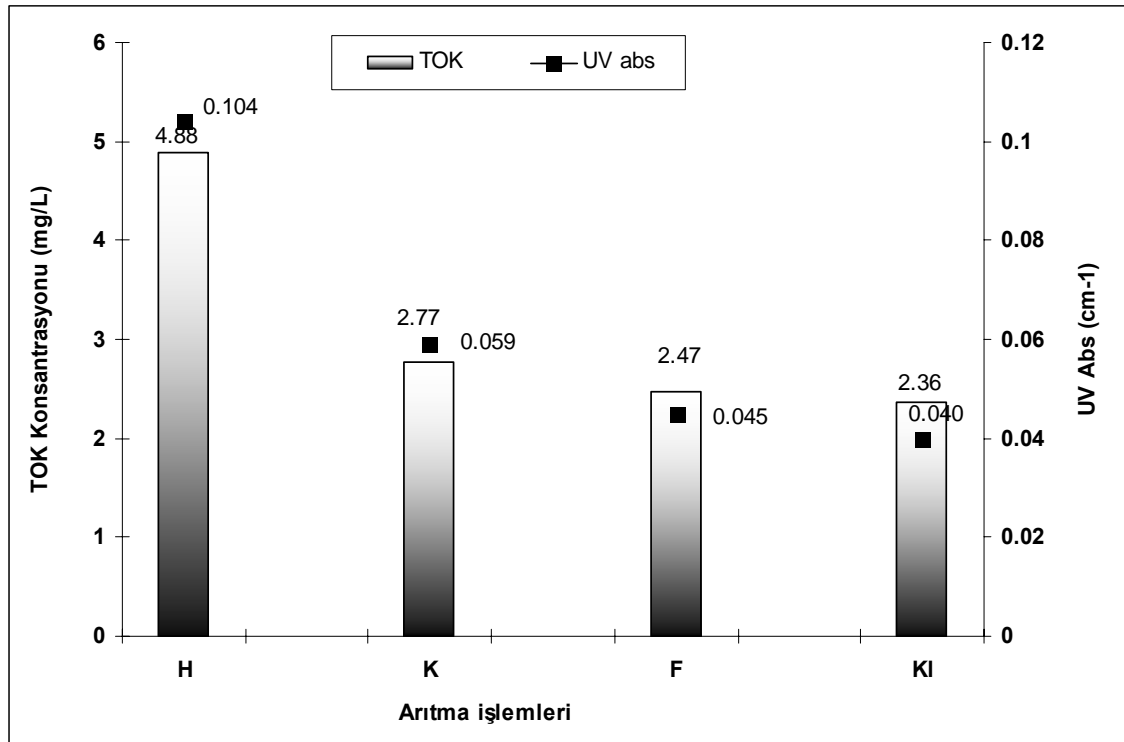
Parametre	Ham su	Koagülasyon	Filtrasyon	Klorlama
TOK (mg/L)	4.88	2.77	2.47	2.46
ÇOK (mg/L)	4.12	2.53	2.38	2.27
BPÇOK (mg/L)	0.97	0.76	0.60	0.66
THMOP(µg/L)	112.40	52.40	51.50	52.2
UV abs (cm ⁻¹)	0.104	0.059	0.045	0.040
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	2.52	2.30	1.89	1.76
Bulanıklık (NTU)	5.29	2.11	1.02	0.97



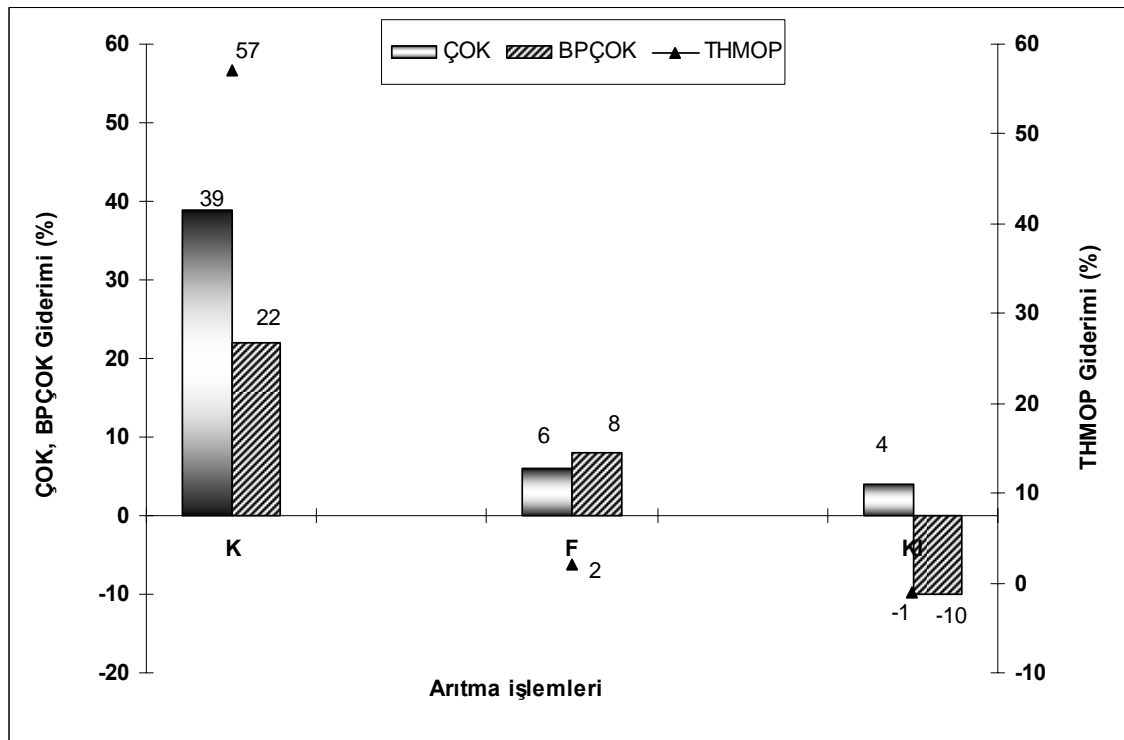
Şekil 4.41. Klorlama sonrasında ÇOK, BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarının değişimi

Klorlama sonrasında TOK, ÇOK ve UV absorbansındaki azalma sırası ile % 0.4, %4 ve %4 olarak belirlenmiştir. BPÇOK ve THMOP konsantrasyonlarında meydana gelen artış ise %10 ve %1'dir (Şekil 4.43 ve 4.44). TOK ve ÇOK konsantrasyonlarında

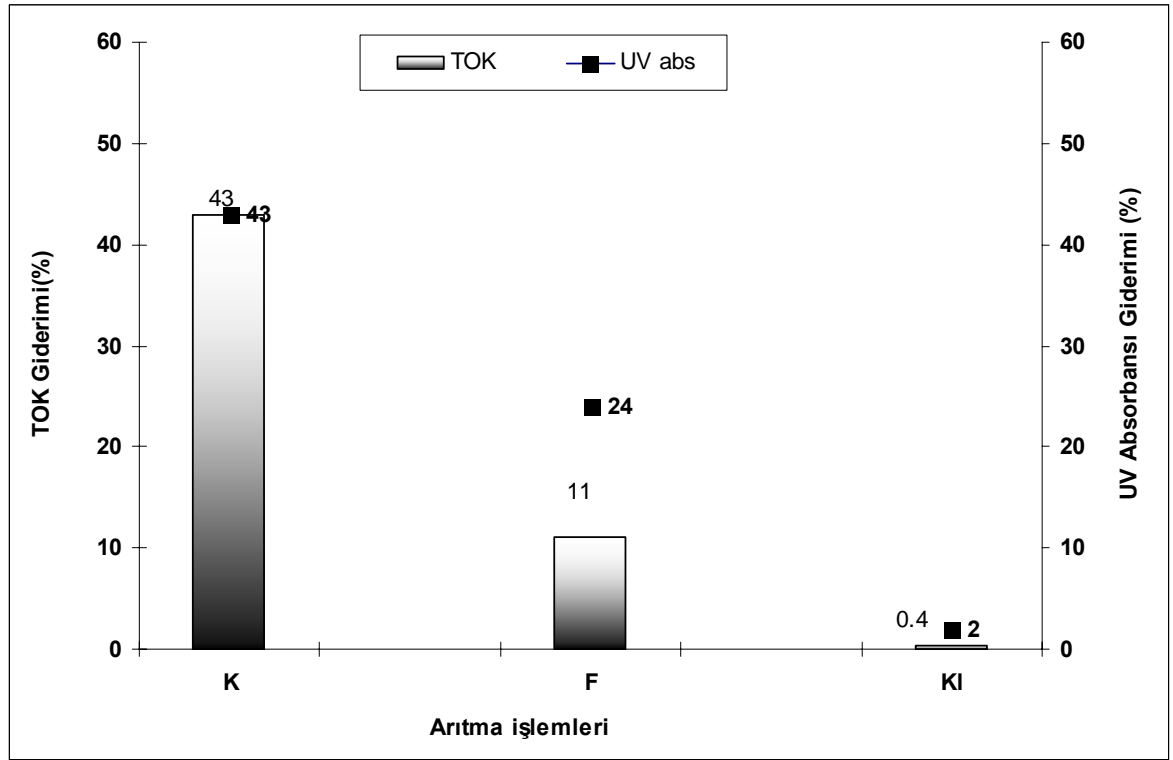
azalma söz konusu iken THMOP'nin artması ozonlama ile artan BPÇOK'un trihalometan oluşumuna neden olduğunu düşündürmektedir.



Şekil 4.42. Klrlama sonrasında TOK konsantrasyonu ve UV absorbanısı değışimi



Şekil 4.43. Klrlama sonrasında elde edilen ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimleri



Şekil 4.44. Farklı ozon dozlarının uygulanması sonrasında elde edilen TOK giderimi ve UV absorbansı azalması

4.3.3. Ön Ozonlamanın Kum ve Aktif Karbon Filtrasyonuna Etkisi

İçme sularının arıtımı sırasında ön ozonlama renk ve koku giderimi ile dezefeksiyon yan ürün kontrolü amacı ile yaygın olarak kullanılmaktadır. Ayrıca Yüksel (2001) ön ozonlamanın koagülant tasarrufu sağladığını, bulanıklık giderimini arttırdığını ve TOK konsantrasyonunda iyileşme meydana getirdiğini bildirmiştir. Doğancı Barajı'ndan alınan ham suya ön ozonlama yapılmasının koagülasyon/kum filtresi ve koagülasyon/aktif karbon filtresi proseslerine olan etkisini belirlemek amacıyla bir takım seri denemeler yapılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.21 verilmiştir. Bu çizelgeden de görüldüğü üzere ön ozonlama sonrasında TOK, ÇOK, THMOP konsantrasyonları ve UV absorbansı değerleri ozonlama koşullarına bağlı olarak azalmıştır. Bu azalmalar diğer uygulamalarda olduğu gibi ozon dozunun ve temas süresinin artmasına bağlantılıdır. En belirgin azalma ise 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlama yapılması ile sağlanmıştır. BPCÖK konsantrasyonu ise O1, O2 ve O3 uygulamalarında artarken O4 uygulaması ile azalmıştır.

Çizelge 4.21. Filtre materyali olarak kum ve aktif karbon kullanılan proseslerde ön ozonlamanın su kalitesine etkisi

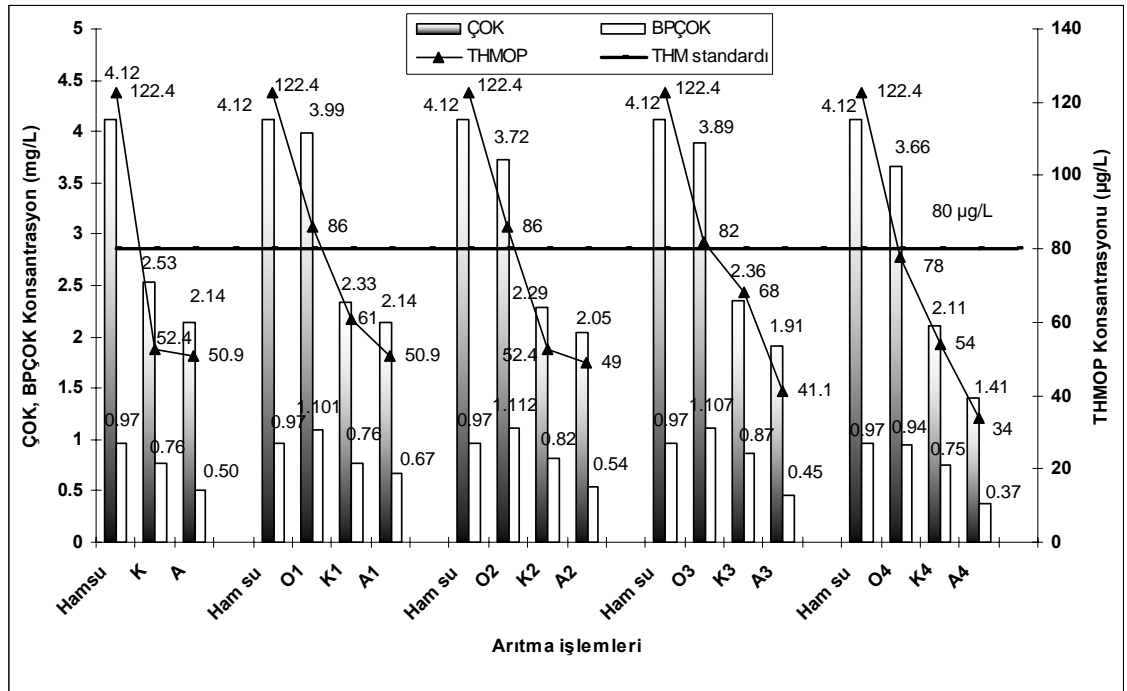
Parametre	Ham su	Ozonlama				Koagülasyon				Kum Filtrasyonu			
		O1	O2	O3	O4	O1	O2	O3	O4	O1	O2	O3	O4
TOK (mg/L)	4.88	4.68	4.30	4.20	4.01	2.57	2.57	2.66	2.50	2.44	2.39	2.29	2.15
ÇOK (mg/L)	4.12	3.99	3.72	3.89	3.66	2.33	2.29	2.36	2.11	2.15	1.95	1.96	1.70
BPÇOK (mg/L)	0.97	1.101	1.112	1.107	0.94	0.76	0.82	0.87	0.75	0.69	0.77	0.65	0.62
THMOP (µg/L)	122.40	86.00	86.00	82.00	78.00	52.40	61.00	68.00	54.00	50.40	52.40	50.00	40.30
UV abs (cm ⁻¹)	0.104	0.099	0.093	0.090	0.079	0.053	0.050	0.052	0.041	0.042	0.039	0.040	0.035
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	2.52	2.48	2.50	2.31	2.16	2.09	2.00	2.03	2.15	1.66	1.37	1.86	1.50
Bulanıklık (NTU)	5.29	5.19	5.07	5.01	4.94	2.01	1.86	1.65	1.10	1.36	1.41	1.31	1.01
Parametre	Ham su	Ozonlama				Koagülasyon				Aktif Karbon Filtrasyonu			
		O1	O2	O3	O4	O1	O2	O3	O4	O1	O2	O3	O4
TOK (mg/L)	4.88	4.68	4.30	4.20	4.01	2.57	2.57	2.66	2.50	2.37	2.35	2.05	1.98
ÇOK (mg/L)	4.12	3.99	3.72	3.89	3.66	2.33	2.29	2.36	2.11	2.14	2.05	1.91	1.41
BPÇOK (mg/L)	0.97	1.101	1.112	1.107	0.94	0.76	0.82	0.87	0.75	0.67	0.54	0.45	0.37
THMOP (µg/L)	95.00	86.00	86.00	82.00	78.00	52.40	61.00	68.00	54.00	50.90	49.00	41.10	34.00
UV abs (cm ⁻¹)	0.104	0.099	0.093	0.090	0.079	0.053	0.050	0.052	0.041	0.045	0.034	0.031	0.025
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	2.52	2.48	2.50	2.31	2.16	2.09	2.00	2.03	2.15	2.10	1.65	1.78	1.46
Bulanıklık (NTU)	5.29	5.19	5.07	5.01	4.94	2.01	1.86	1.65	1.10	1.44	1.21	1.23	0.89

Şekil 4.45'te ön ozonlama yapılmış ve ön ozonlama yapılmamış ham su kalitesinin koagülasyon ve filtrasyon prosesleri ile değişimi görülmektedir. Genel olarak koagülasyon öncesinde ozonlama yapılması bazı parametrelerin giderimi açısından koagülasyon verimini olumlu yönde etkilemiştir. Ham suyun ÇOK konsantrasyonu (4.12 mg/L) ön ozonlamasız koagülasyon sonrasında 2.53 mg/L'ye düşmüş ve %39 giderim elde edilmiştir. Ancak ön ozonlama yapıldıktan sonra ÇOK konsantrasyonu ön ozonlama koşuluna bağlı olarak azalmıştır. O1, O2, O3 ve O4 uygulamasının ardından gerçekleştirilen koagülasyon prosesi sonrasında ölçülen ÇOK konsantrasyonları sırası ile 2.33, 2.29, 2.36 ve 2.11mg/L'dir (Şekil 4.45).

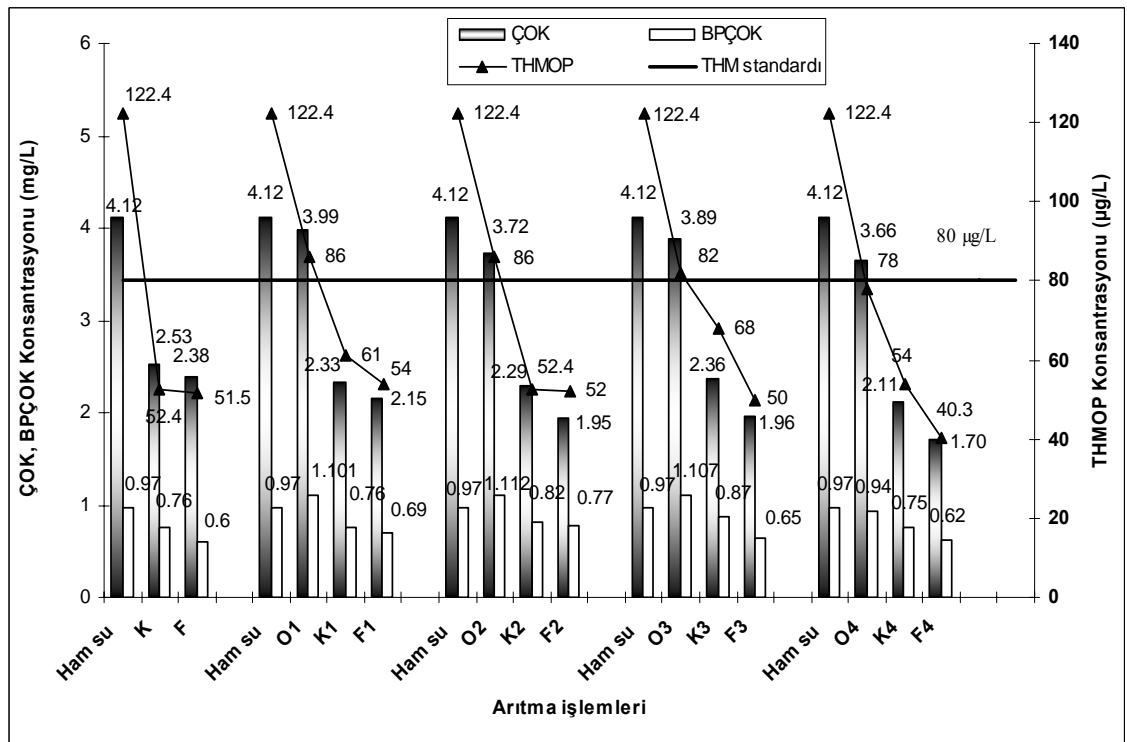
Ön ozonlama ile artış gösteren BPCOK konsantrasyonu koagülasyon prosesi ile ozon dozuna bağlı olarak farklı oranlarda giderilmiştir. Koagülasyon sonrasındaki değerler göz önünde bulundurulduğunda minimum BPCOK konsantrasyonu 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlanmış suyun koagülasyonu ile sağlanmıştır. Ancak koagülasyon öncesindeki konsantrasyonların farklı olmasından dolayı proses etkinliğinin belirlenmesinde giderim verimlerinin göz önünde bulundurulması daha sağlıklı olacaktır. Giderimler incelendiğinde, 0.5 mg/L ozonla 5 dakika ve 2 mg/L ozonla 20 dakika ozonlanmış sudaki BPCOK'un koagülasyon ile gideriminin (%42) aynı olduğu görülmektedir (Şekil 4.46).

Elde edilen bulgular, koagülasyon öncesinde ozonlama yapılmasının THMOP'nin giderimini ozonlama koşuluna bağlı olarak olumsuz yönde etkilediğini veya herhangi bir değişikliğe neden olmadığını göstermiştir. Klasik koagülasyon prosesi sonrasında ölçülen THMOP konsantrasyonu 52.4 µg/L'dir. O1, O2, O3 ve O4 uygulamalarından sonra yapılan koagülasyon prosesi çıkış suyunun THMOP konsantrasyonları ise sırası ile 61, 52.4, 68, 54 µg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 4.45).

Ön ozonlamasız ham suyun koagülasyon sonrasındaki TOK konsantrasyonu ile dört farklı ön ozonlama yapılmış suyun koagülasyon sonrasındaki konsantrasyonları karşılaştırıldığında ön ozonlamanın TOK gideriminde koagülasyonu olumlu yönde etkilediği söylenebilmektedir (Şekil 4.47). Yapılan çalışmalar sonrasında en düşük TOK konsantrasyonunun O4 uygulamasının ardından koagülasyon yapılması ile elde edildiği görülmüştür. Ancak her ozonlama uygulamasının çıkışındaki TOK konsantrasyonlarının farklı olması en etkin ön ozonlama koşulunun belirlenmesinde giderimleri değerlendirme gerekliliğini ortaya çıkarmaktadır.



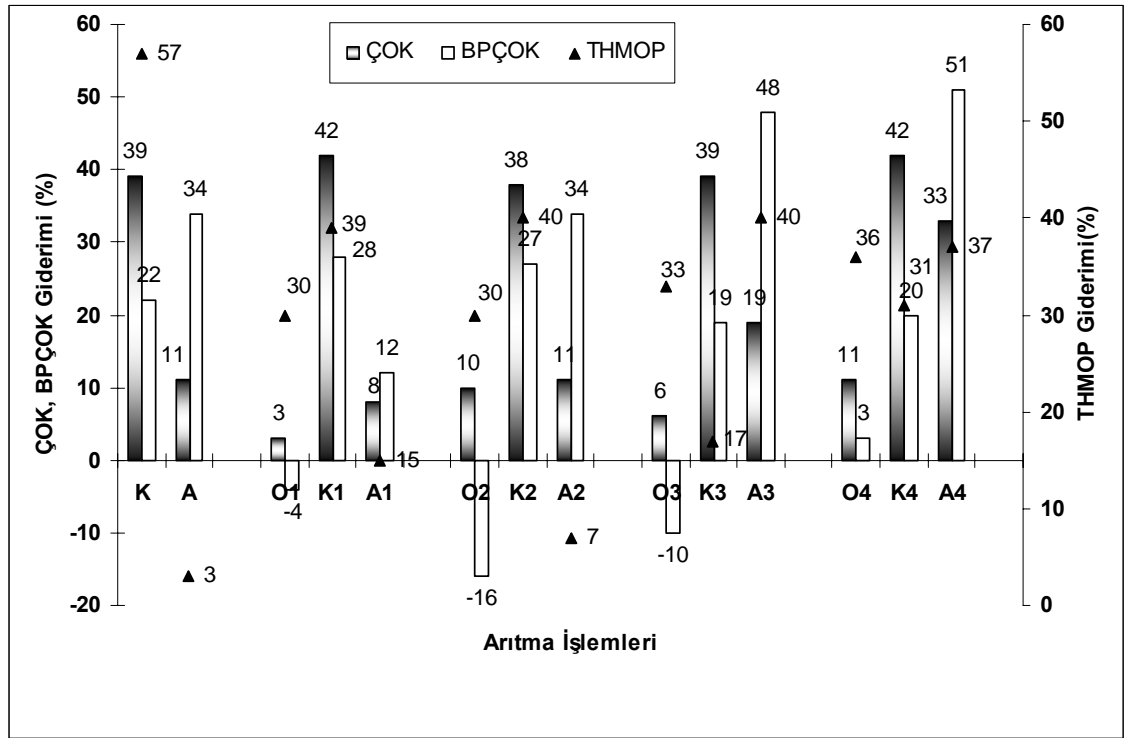
(a)



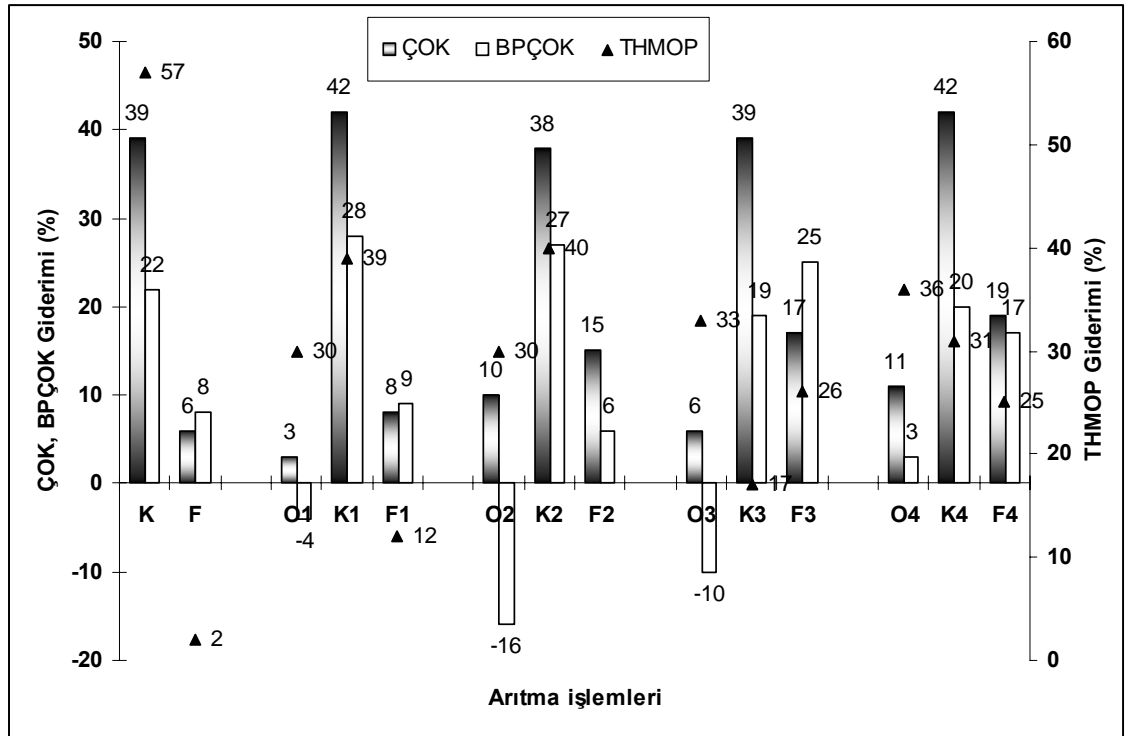
(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2=0.5 mg/L - 20 dk, O3=2 mg/L - 5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.45. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon prosesleri sonunda ÇOK, BÇÖK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi. (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı



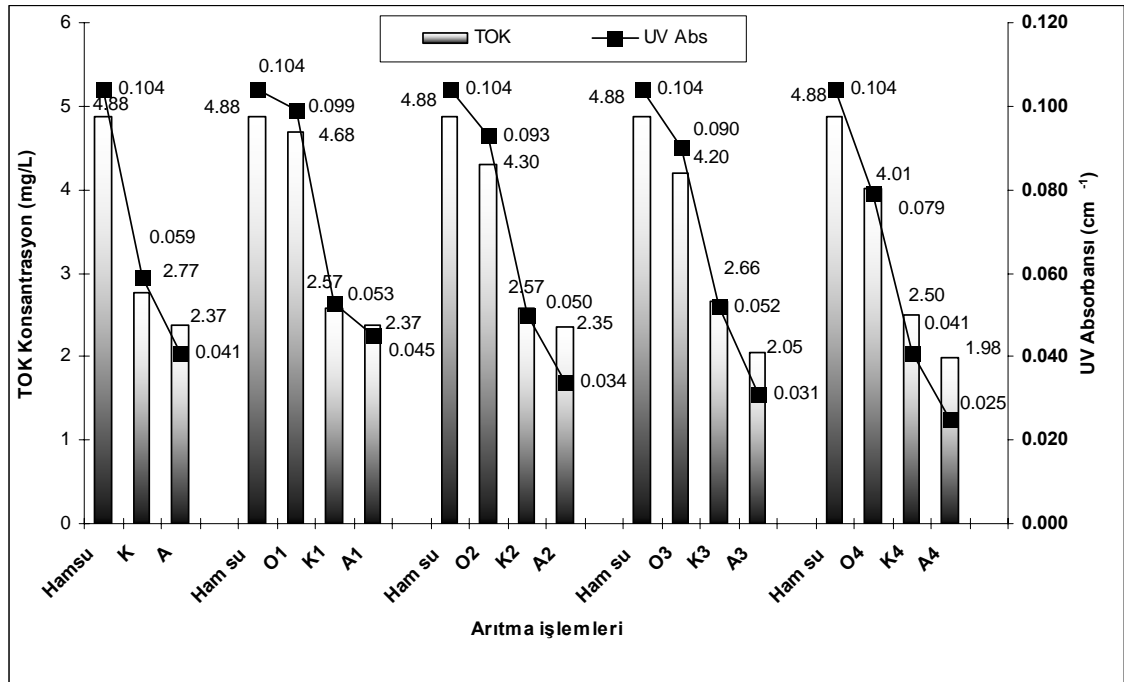
(a)



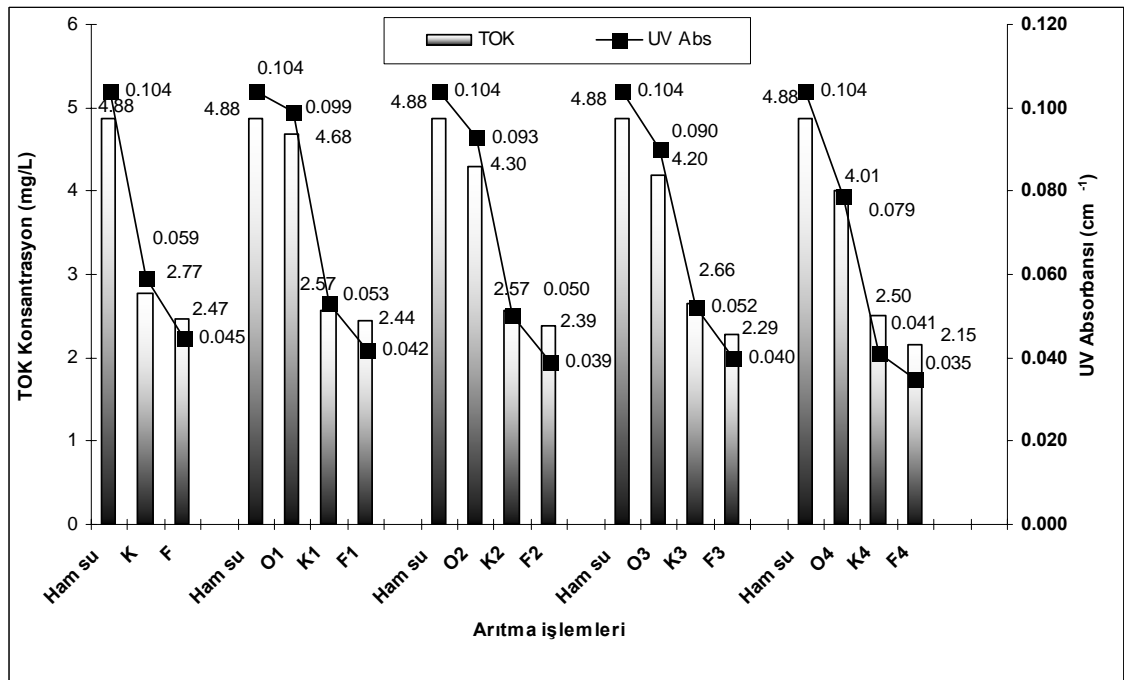
(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.46. Ön ozonlama uygulanmış koagülasyon ve filtrasyon prosesleri ile ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimi (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı



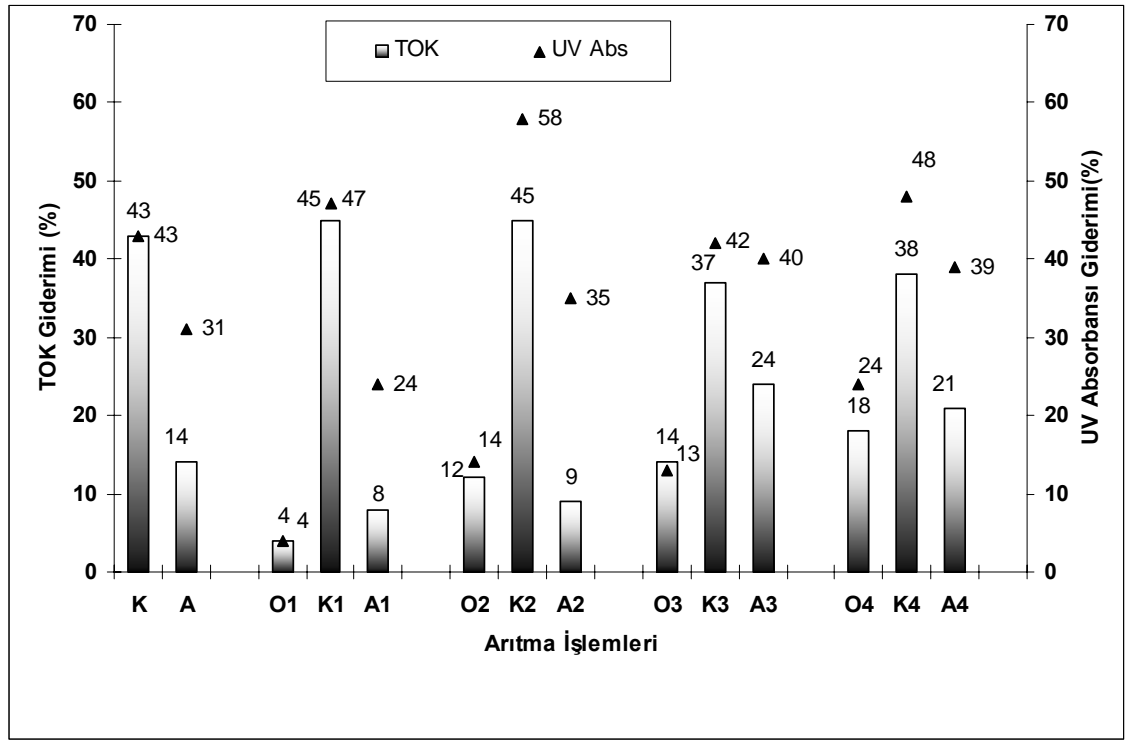
(a)



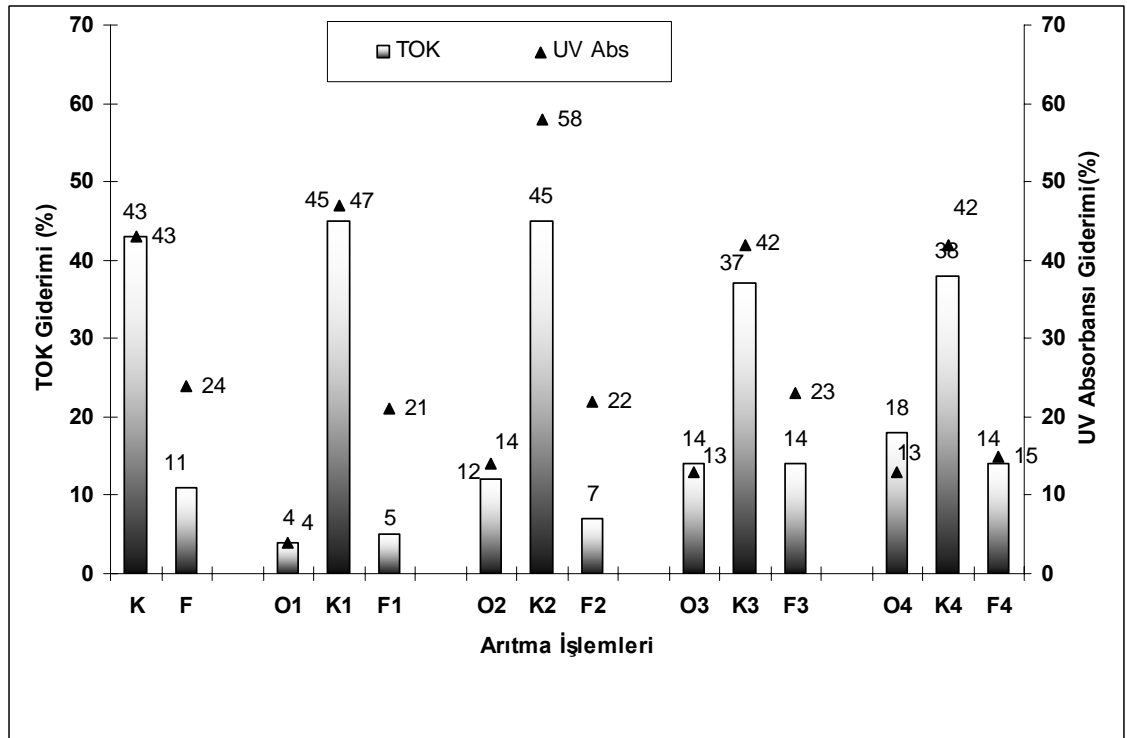
(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.47. Ön ozonlamanın koagülasyon ve filtrasyon prosesleri sonrasında TOK, konsantrasyonuna ve UV absorbansına etkisi (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı



(a)



(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.48. Ön ozonlama uygulanmış koagülasyon ve filtrasyon prosesleri ile TOK giderimi ve UV absorbansı azalması. (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı

Şekil 4.48'deki koagülasyon sonrası TOK giderimleri incelendiğinde düşük ozon dozlarında ön ozonlama yapılmış suların koagülasyon sonrası giderimlerinin daha yüksek olduğu görülmektedir. 0.5 mg/L ozon ile 5 ve 20 dakika ön ozonlama yapılmış ham suyun koagülasyon sonrasındaki TOK giderimi %45'tir. 2 mg/L ozon ile 5 ve 20 dakika ozonlanmış hamsuyun koagülasyon sonrasındaki giderimleri ise %37 ve %38 olarak değişmektedir.

Ön ozonlama yapılmış ham suyun koagülasyon çıkışındaki UV absorbansı 2 mg/L ozon kullanarak 20 dakika ozonlama yapılması ile 0.041 cm^{-1} 'e düşerek minimum değerini almıştır. Diğer parametrelerde olduğu gibi UV absorbansının koagülasyon öncesi değeri ozonlama uygulamasına bağlı olarak değişmektedir. Ön ozonlamasız ham suyun koagülasyon sonrasındaki değeri (0.059 cm^{-1}) ile kıyaslandığında ön ozonlama yapılmış tüm örneklerin koagülasyon sonrasındaki UV absorbans değerlerinin daha düşük olduğu görülmektedir.

Ön ozonlamasız ham suyun koagülasyon prosesinin ardından filtrasyonu için hızlı kum filtresi ve aktif karbon filtresi olarak üzere iki tip filtre kullanılmış ve filtrasyon sonrasında elde edilen veriler Şekil 4.45 ve 4.47'de gösterilmiştir. TOK, ÇOK, BPCOK ve THMOP konsantrasyonları ile UV absorbansları koagülasyon sonrasındaki değerlere bağlı olarak azalmıştır. Nihai konsantrasyonlar göz önüne alındığında aktif karbon filtrasyonun kum filtrasyonundan daha iyi giderim sağladığı görülmüştür. O1, O2, O3 ve O4 koşullarında ön ozonlama yapılmış hamsuyun aktif karbon çıkışındaki TOK konsantrasyonları 2.37, 2.35, 2.05 ve 1.98 mg/L olarak değişmektedir. Ön ozonlama yapılmamış hamsuyun aktif karbon filtrasyonu sonrasındaki konsantrasyonu ise 2.37 mg/L'dir (Şekil 4.47). ÇOK konsantrasyonu ise O1 uygulamasında, ön ozonlamasız ham suyun aktif karbon sonrasındaki değeri (2.14 mg/L) ile aynıdır. O2, O3 ve O4 uygulamalarında ise 2.05, 1.91 ve 1.41 mg/L'dir. BPCOK konsantrasyonu özellikle O4 uygulaması yapılmış hamsuyun aktif karbon ile filtrasyonu sonunda ozonlanmamış ham suya nazaran oldukça düşük bir değere ulaşmıştır. Ön ozonlamasız ham suyun aktif karbon filtrasyonu sonrasındaki BPCOK değeri 0.50 iken 2 mg/L ozon ile 20 dakika ön ozonlama yapılmış suda 0.37 mg/L'ye düşmüştür (Şekil 4.45). Bu konsantrasyon artırılmış suyun dağıtım sistemindeki stabilitesini sağlamak açısından önemlidir. İçme yapılan çalışmalarda mikrobiyal büyümenin önlenmesi için BPCOK konsantrasyonunun 0.1 mg/L olması önerilmektedir. Ancak etkin bir organik madde giderimi yapıldıktan

sonra yapılan klorlama ile 0.37 mg/L BPCOK konsantrasyonunun mikrobiyal büyümeyi çok fazla arttırmayacağı düşünülmektedir.

Diğer parametrelere benzer şekilde THMOP konsantrasyonu, O4 uygulamasının yapıldığı arıtma prosesi sonrasında 34 µg/L gibi oldukça düşük değere düşmüştür. Bu değer ön ozonlama yapılmamış ham suyun aktif karbon filtresinden geçirildikten sonraki değerinin altındadır (50.90 µg/L).

Elde edilen bulgular ön ozonlamanın hızlı kum filtresinin performansını arttırdığını göstermiştir. Ön ozonlama yapılmamış ham suyun filtrasyon prosesi sonundaki konsantrasyonu 2.38 mg/L iken, ön ozonlama yapılmış ham suyun F1, F2, F3 ve F4 prosesleri çıkış konsantrasyonları 2.15, 1.95, 1.96 ve 1.70 mg/L'dir. Bu konsantrasyonlar aktif karbon filtrasyonu çıkışındaki değerlerle kıyaslandığında her iki filtrasyon proses arasında belirgin bir farkın olmadığı görülmektedir. Ancak 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlama yapıldıktan sonra aktif karbon filtresinin kullanımı kum filtresi kullanımından daha etkili olmuştur. Kum filtresi çıkışında 1.70 olan ÇOK aktif karbon filtresi çıkışında 1.4 mg/L olarak belirlenmiştir.

Ön ozonlamasız ham suyun aktif karbon filtresi çıkışındaki THMOP konsantrasyonu 50.90 µg/L iken kum filtresi çıkışında 50.90 µg/L'dir. Her iki filtrasyon prosesi sonrasında THMOP konsantrasyonları arasında bariz bir fark bulunmamaktadır. O1 ve O2 ozonlama koşullarının uygulandığı suyun hızlı kum filtresi çıkışındaki THMOP konsantrasyonu 54 ve 52 µg/L olup ön ozonlama yapılmamış sudan daha yüksek bulunmuştur. Bu durum düşük konsantrasyonda uygulanan ozonun THMOP giderimi açısından filtre performansını olumsuz etkilediğini göstermektedir. F1 ve F2 prosesi sonrasında elde edilen giderimler % 39 ve % 40 oranlarındadır. Liteatür verileri organik karbon bileşiklerinin filtrasyon ile gideriminde ön ozonlamanın verimi artırıcı etkisi olduğunu bildirmekle birlikte bazı durumlarda azaltabileceği de belirtilmiştir (Yüksel 2001). Bilindiği gibi düşük ozon dozlarının kullanımı BPCOK miktarını arttırmaktadır. Bu bileşiklerin filtrasyon ile giderimi oldukça zor olup biyofiltrasyon yapılmasının daha uygun olduğu belirtilmiştir. F1 prosesinden sonra belirlenen BPCOK giderimi %9, F3 prosesinden sonra belirlenen ise %6'dır. Bu durum kum filtresi tarafından etkin bir şekilde giderilemeyen BPCOK'un THM oluşturmuş olabileceğini işaret etmektedir. Zira BPCOK konsantrasyonunun düşük olduğu durumlarda THM konsantrasyonunun da düşük olması bu iki parametre arasında bir ilişki olduğunu

düşündürmektedir. K3 ve K4 proseslerinden sonra filtrasyon çıkışında belirlenen THMOP konsantrasyonları ise ozonlanmamış suyun filtrasyon çıkışındaki değerinin altındadır (50 µg/L, 40.3 µg/L). F3 ve F4 çıkışında elde edilen giderim verimleri %26 ve %27'dir. Ancak filtrasyon çıkışı konsantrasyonları daha düşüktür. F1 ve F2 prosesinden sonra sudaki BPÇOK giderimlerinin yüksek olması (%25 ve %17) BPÇOK'un sebep olduğu düşünülen THM oluşumunu da azaltmıştır.

Ön ozonlama yapılmamış ham suyun BPÇOK konsantrasyonu aktif karbon filtrasyonu ile %34 oranında giderilirken bu oran hızlı kum filtrasyonunun kullanımı ile %8'e düşmüştür. Aktif karbon küçük molekül ağırlıklı bileşikleri adsorblayarak bu bileşiklerin konsantrasyonlarının azalmasına neden olmuştur. Kum filtrasyonu sırasında oldukça zayıf olan bu olay giderimin azalmasına yol açmıştır. Ön ozonlama yapılmış örneklerde F4 prosesi çıkışında ölçülen BPÇOK değerinin minimum olduğu tespit edilmiştir. BPÇOK'un filtrasyon öncesi değeri yüksek olduğundan F4 sonrasındaki giderimi de yüksektir.

TOK parametresinin kum filtresi çıkışındaki konsantrasyonları incelendiğinde değer ön ozonlama temas süresi ve ozon konsantrasyonuna bağlı olarak azalmıştır (Şekil 4.48). 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlama yapılması TOK konsantrasyonunu hızlı kum filtresi çıkışında 2.15 mg/L'ye düşürmüştür. Giderimler açısından ele alındığında ise F3 ve F4 proseslerinde sonra % 14 oranında TOK giderimi sağlandığı görülmektedir. Nihai BPÇOK konsantrasyonları dikkate alınarak 2 mg/L ozon ile 20 dakika ön ozonlama yapılmasının filtrasyon performansını olumlu yönde etkilediği söylenebilir.

Ön ozonlamasız ham suyun kum filtresi sonrasında ölçülen UV absorbans değerleri (0.045 cm^{-1}), aktif karbon filtrasyonu sonrasında ölçülen değerler oldukça yakındır. Bu durum organik maddenin UV ışınını absorblayabilen materyalden oluşan kısmının her iki filtredede birbirine yakın oranlarda tutulduğunu ifade etmektedir. Ön ozonlama uygulama koşullarına göre giderimler F1, F2 ve F3 prosesleri sonrasında önemli bir değişim göstermemiştir. Aktif karbon filtrasyonu ile kıyaslandığında, aktif karbon'un UV absorbansı azalmasında kum filtresinden daha iyi olduğu, ancak ön ozonlama koşullarına bağlı olarak her iki filtrasyonda UV absorbansının azalma eğiliminin aynı olduğu ortaya çıkmaktadır.

Yapılan denemeler ön ozonlamanın koagülasyon performansını olumlu yönde etkilediğini, ancak uygulanan ozonun organik maddenin başlangıç konsantrasyonlarını azaltmasına bağlı olarak organik bileşikleri farklı oranda azalttığı ortaya çıkmaktadır. Öte yandan ön ozonlama kum filtresinin performansını arttırmakla birlikte elde edilen giderimler aktif karbon sonrası elde edilenlerden çok daha azdır.

4.3.4. Kum ve Aktif Karbon Filtrasyonu Sonrasında Nihai Ozonlama Yapılması

Aktif karbon filtreleri çok yüksek bulanıklığa sahip olmayan suların arıtımında filtre ve adsorblayıcı olarak kullanılabilir. Bu uygulama da uygun temas süresinin seçilmesi önem kazanmaktadır. Çizelge 4.22’de güçlendirilmiş koagülasyon uygulanmış suyun ayrı ayrı granüler aktif karbon ve hızlı kum filtresinden geçirildikten sonra nihai ozonlamanın su kalitesinde meydana getirdiği değişimler verilmiştir. İzlenen tüm parametreler aktif karbon filtrasyonunda kum filtrasyonundan daha iyi giderilmiştir.

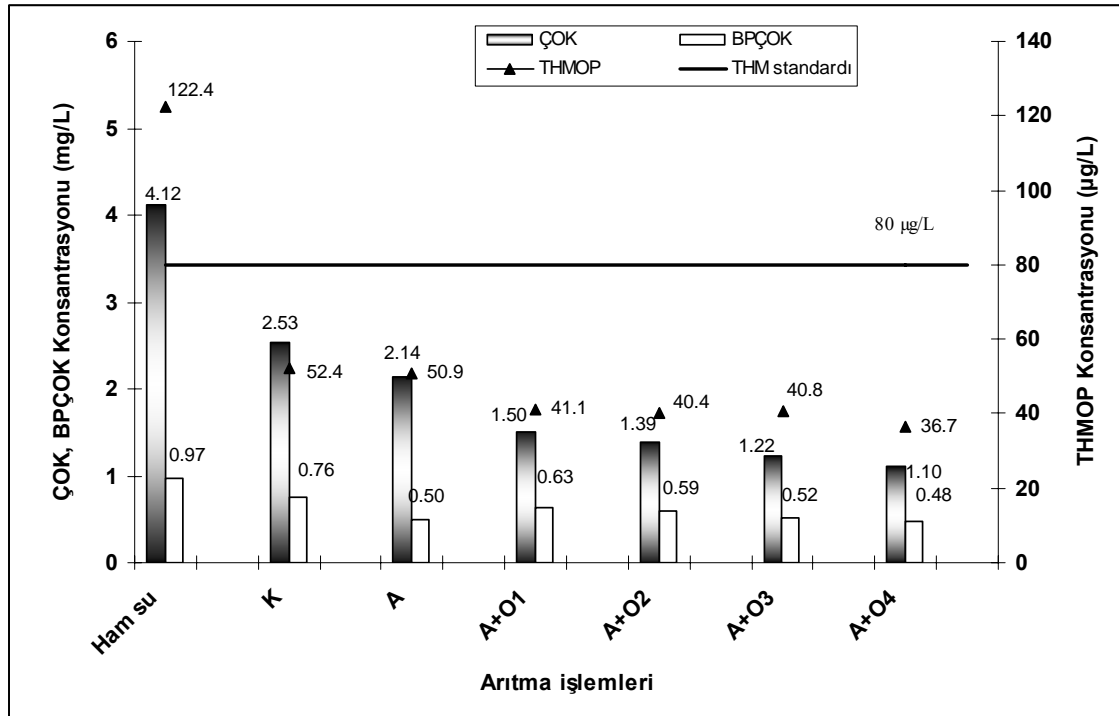
Koagülasyon prosesi sonrasında 4.12 mg/L’den 2.53 mg/L’ye düşen ÇOK konsantrasyonu aktif karbon filtrasyonu ile %11 oranında azalmıştır. Kum filtrasyonu sonrasında ise %6’lık bir giderim sağlanarak 2.28 mg/L’ye düşmüştür (Şekil 4.49). Aktif karbonun absorblama yeteneğini yüksek olması neden ile elde edilen giderim kum filtresinde elde edilenden daha düşük olmuştur. Ancak elde edilen ÇOK giderimi Owen ve ark. (1993)’nın belirtmiş olduğu %60-80 giderim aralığının altında kalmıştır. Bu farklılık aktif karbonun gözenek çapı, doğal organik madde özellikleri, pH gibi faktörlerin adsorbsiyonu etkilemesinden kaynaklanmaktadır.

Aktif karbon filtrasyonundan sonra yapılan O1, O2, O3 ve O4 uygulamaları ile ÇOK konsantrasyonları 1.50, 1.39, 1.22 ve 1.10 mg/L değerlerini almıştır. Elde edilen giderim verimleri ise sırası ile %30, %35, %43 ve %49 şeklindedir. Kum filtrasyonun ardından yapılan ozonlama ile elde edilen ÇOK konsantrasyonları 2.00, 1.89, 1.72 ve 1.49 mg/L şeklinde değişirken giderimler de %16, %21, %28 ve %37 şeklinde artış göstermektedir. Koagülasyon sonrasındaki ÇOK konsantrasyonunun farklı olması ozonlama sonrasındaki giderimlerin değişmesine neden olmuştur Şekil (4.50)

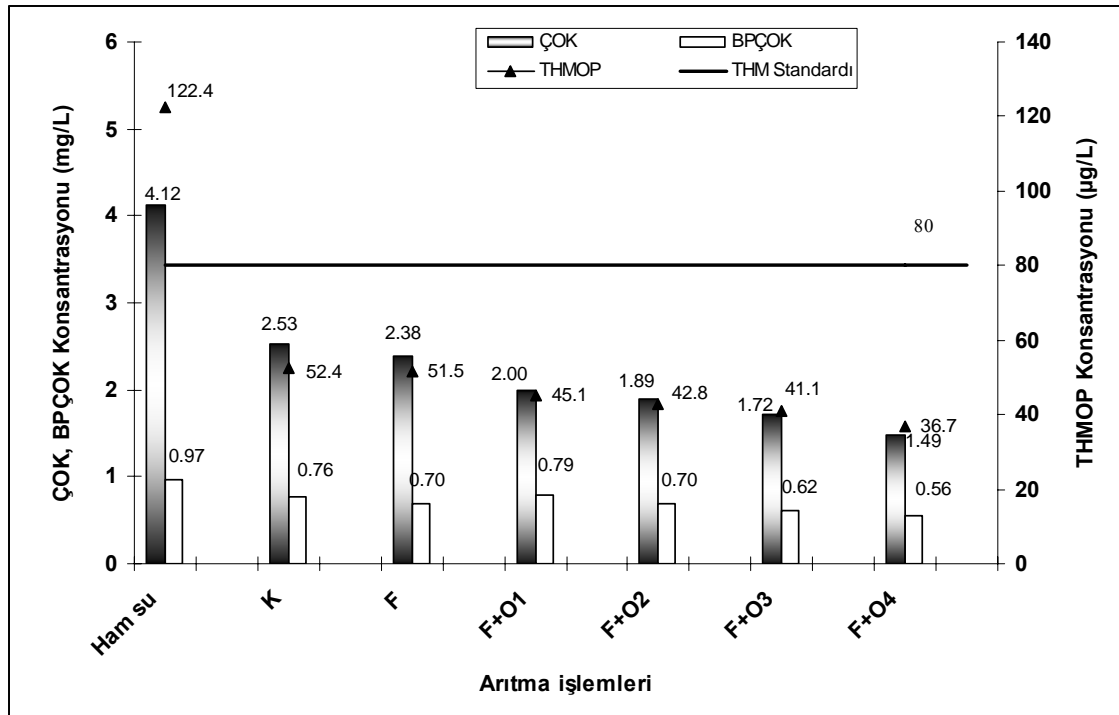
Çizelge 4.22. Filtre materyali olarak kum ve aktif karbon kullanılan filtrasyon prosesinin ardından yapılan ozonlamanın su kalitesine etkisi

Parametre	Ham su	Koagülasyon	Filtrasyon		Ozonlama							
					O1		O2		O3		O4	
			Kum	Aktif Karbon	KF	AKF	KF	AKF	KF	AKF	KF	AKF
TOK (mg/L)	4.88	2.77	2.47	2.37	2.19	1.79	1.96	1.51	1.81	1.48	1.62	1.28
ÇOK (mg/L)	4.12	2.53	2.38	2.14	2.00	1.50	1.89	1.39	1.72	1.22	1.49	1.10
BPÇOK (mg/L)	0.97	0.76	0.70	0.50	0.79	0.63	0.70	0.59	0.62	0.52	0.56	0.48
THMOP(µg/L)	95	52.40	51.50	50.90	45.10	41.10	42.80	40.40	41.10	40.80	36.70	36.70
UV abs (cm ⁻¹)	0.104	0.059	0.045	0.041	0.032	0.032	0.035	0.030	0.032	0.023	0.026	0.020
SUVA (m ⁻¹ L/mg)	2.52	2.30	1.89	2.10	2.13	1.95	2.15	1.88	2.05	1.86	2.02	1.61
Bulanıklık (NTU)	5.29	2.11	1.02	1.09	0.98	1.04	0.95	1.00	0.94	1.00	0.90	0.96

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk



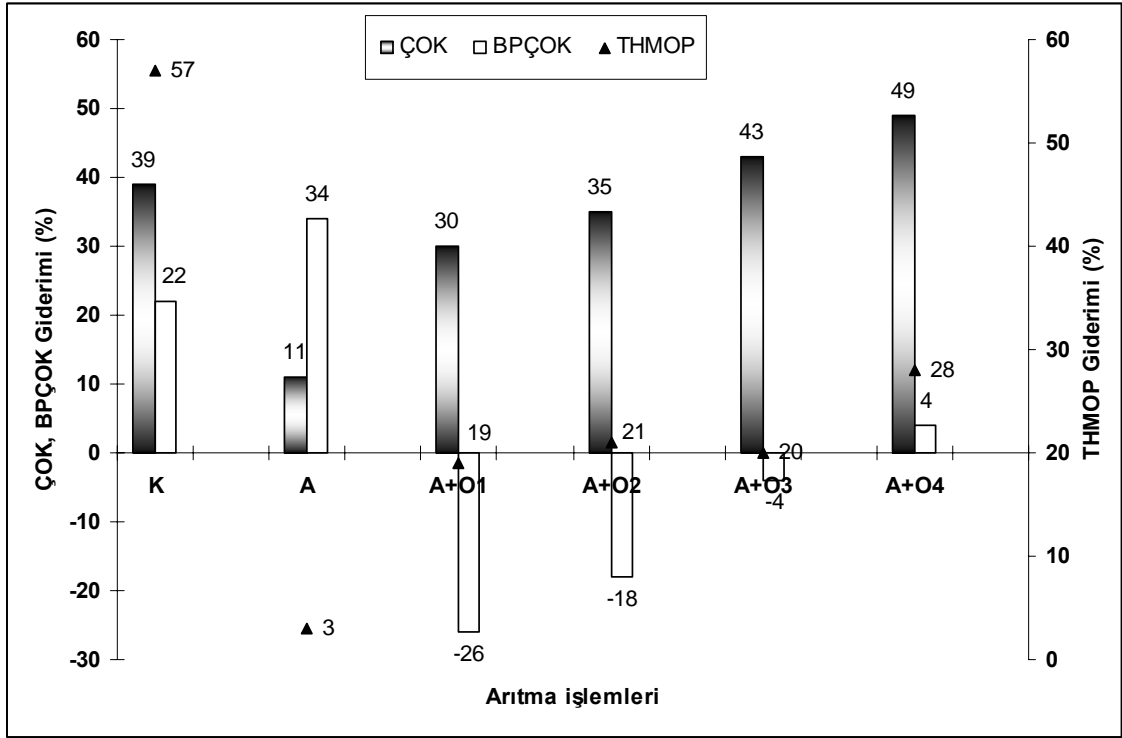
(a)



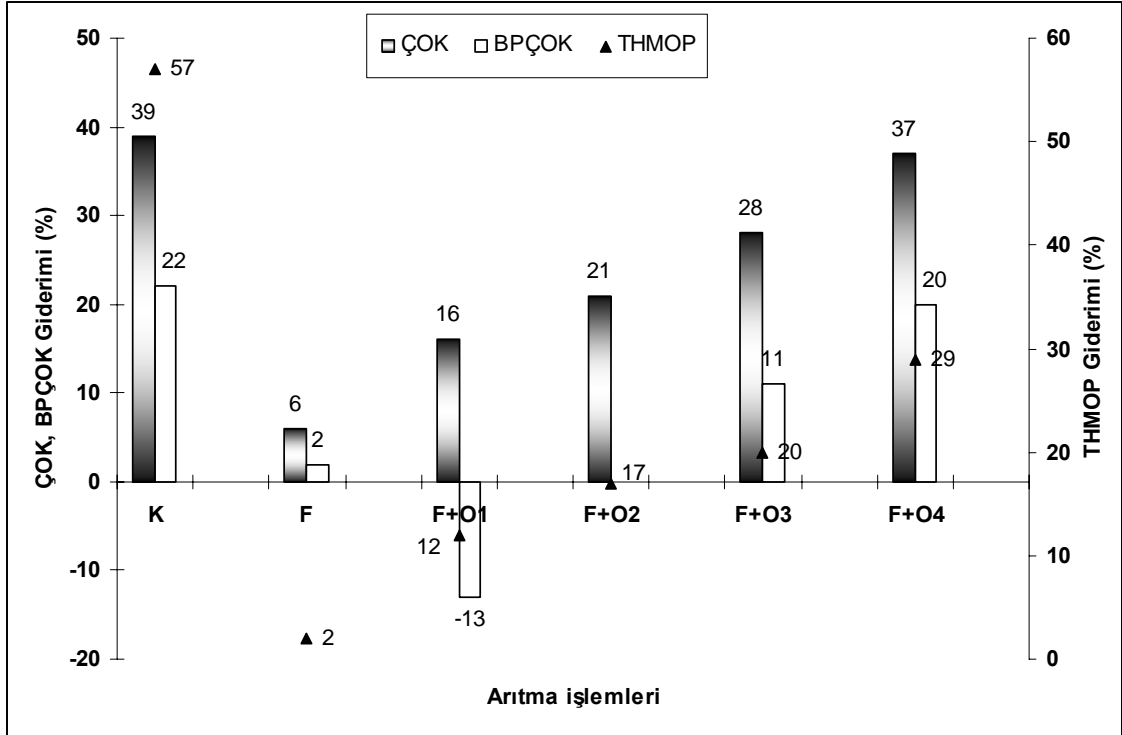
(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.49. Aktif karbon ve kum filtrasyonunun ardından uygulanan nihai ozonlamanın ÇOK, BPCÖK ve THMOP konsantrasyonlarına etkisi (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı



(a)



(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L - 5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.50. Aktif karbon ve kum filtrasyonunun ardından uygulanan nihai ozonlama ile ÇOK, BPÇOK ve THMOP giderimi (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı

Kum filtrasyonunun ardından uygulanan ozonlama işlemleri sonrasında ÇOK konsantrasyonunun aktif karbon filtrasyonuna benzer şekilde 2 mg/L ozon dozunda 20 dakika ozonlama ile minimum değere (1.49 mg/L) düştüğü belirlenmiştir. Elde edilen maksimum ÇOK giderimi % 37'dir. Aktif karbon filtrasyonu ile kıyaslandığında bu değer düşük olduğu görülmektedir. İki filtrasyon prosesi sonrasındaki ÇOK konsantrasyonlarının farklı olması bu durumun temelini oluşturmaktadır. O4 uygulamasında gerek temas süresinin uzun olması gerekse uygulanan ozon konsantrasyonunun yüksek olması ozon bozunması ile hidroksil radikallerinin oluşmasına olanak sağlamış ve bu uygulama ile maksimum ÇOK mineralizasyonu sağlanmıştır. Filtrasyon sonrasında yapılan O1, O2, O3 ve O4 uygulamaları sonrasında elde edilen ÇOK giderimleri sırası ile %16, %21, %28, %37'dir.

Ham suyun 0.97 mg/L olan BPÇOK içeriği koagülasyon prosesi ile %22 oranında giderilerek 0.76 mg/L'ye düşürülmüştür. Aktif karbon ve hızlı kum filtrasyonu sonrasındaki konsantrasyonları ise sırası ile 0.50 ve 0.70 mg/L'dir. Esasen biyolojik aktif karbon filtrelerinde daha etkin bir şekilde giderildiği bildirilen BPÇOK aktif karbon yüzeyine adsorblanmak sureti ile %34 oranında giderilebilmiştir. Kum filtrasyonunda ise bu oran %2 olup aktif karbon filtrasyonuna nazaran oldukça düşüktür. Filtrasyon prosesinden sonra uygulanan düşük dozlarda ozonlama ile BPÇOK konsantrasyonu artış göstermiştir. Gerek aktif karbon filtrasyonu sonrasında gerekse kum filtrasyonu sonrasında O1 BPÇOK konsantrasyonu artmıştır. O2 uygulaması ise hızlı kum filtrasyonunda herhangi bir değişikliğe neden olmazken aktif karbon filtrasyonu sonrasında BPÇOK'un %13 oranında artması sağlamıştır. Buna ilaveten aktif karbon sonrasında gerçekleştirilen O3 uygulaması da az da BPÇOK konsantrasyonunu arttırmıştır. Daha önceki bölümlerde de açıklandığı gibi düşük ozon konsantrasyonu ÇOK'un biyoparçalanamayan kısmını biyoparçalanabilir forma dönüştürmüştür. Ancak ozon dozunun ve temas süresinin artması ile hidroksil radikallerinin miktarı artmış ve ve biyoparçalanabilir hale dönüşen kısım mineralize olarak azalmaya başlamıştır (Şekil 4.49 ve 4.50).

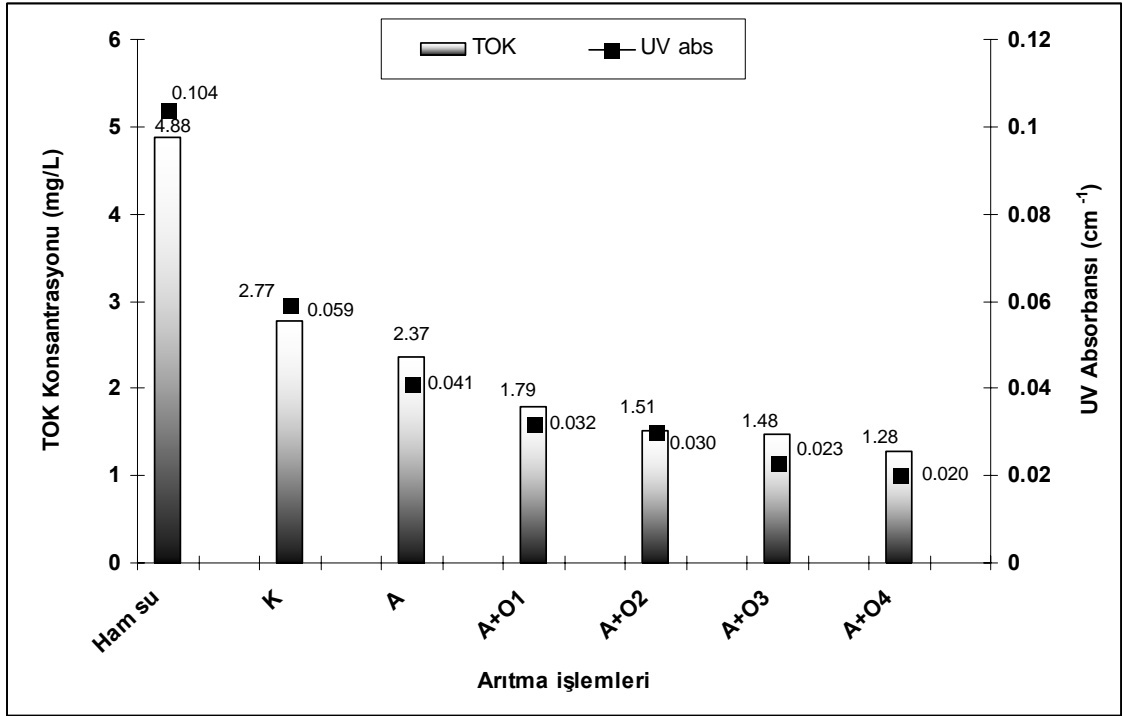
Doğal organik maddenin klor reaktivitesine sahip olan kısmı aktif karbon filtrasyonu ile %3 oranında giderilerek THMOP'nin 52.5 µg/L'den 50.9 µg/L'ye düşürülmüştür. Kum filtresinin kullanıldığı filtrasyon prosesi çıkışında ise 51.5 µg/L

bulunarak %2 oranında giderilmiştir (Şekil 4.49 ve 4.50). Her iki filtrasyon prosesi sonrasında uygulanan ozonlama işlemlerinde THMOP diğer parametrelere benzer eğilim göstermiş ve O4 uygulamasında minimum değeri almıştır. Her iki uygulama sonunda belirlenen THMOP konsantrasyonu ise 36.7 µg/L'dir.

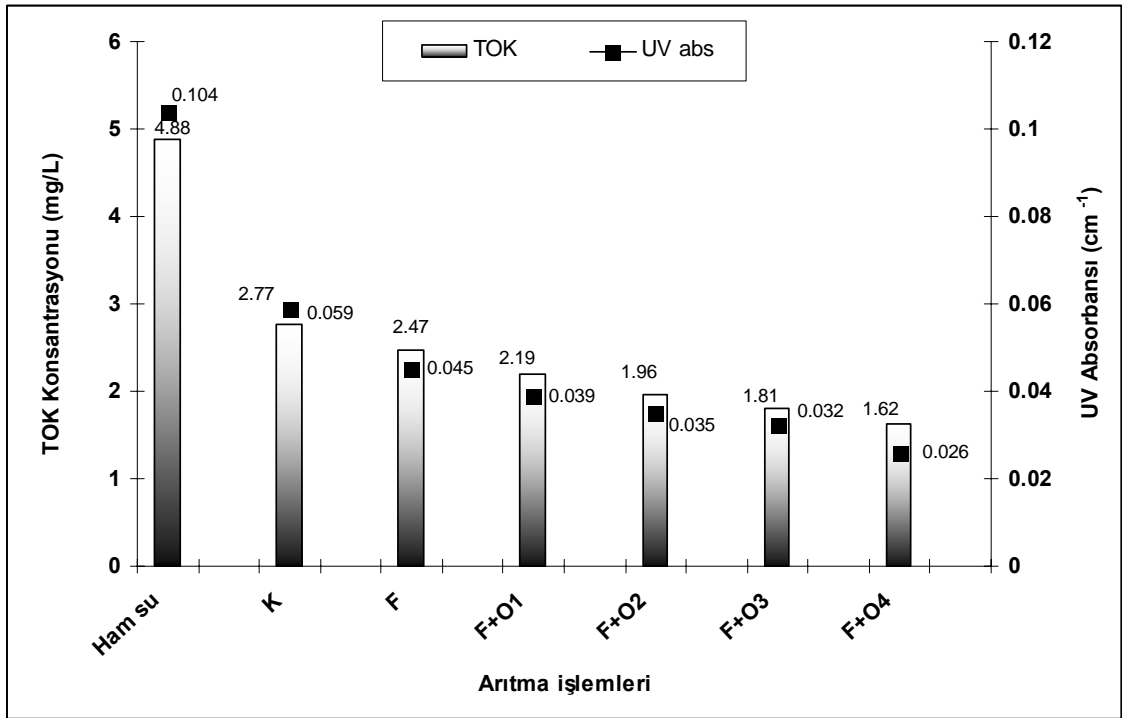
Şekil 4.51 ve 4.52'de her iki filtrasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama işlemleri sonucunda TOK konsantrasyonunda meydana gelen değişimler görülmektedir. Ham suda 4.88 mg/L olan TOK konsantrasyonu koagülasyon prosesi ile %43 oranında azalarak 2.77 mg/L'ye düşmüştür. Bu değer aktif karbon filtrasyonu sonrasında 2.37 mg/L, hızlı kum filtrasyonu sonrasında ise 2.47 mg/L olarak belirlenmiştir. Elde edilen giderimler sırası ile %14 ve %11'dir. Aktif karbon filtrasyonu sonrasında O1, O2, O3 ve O4 uygulamaları ile elde edilen TOK giderimleri (%25, %36, %38;%46) diğer parametrelerin giderimleri ile uyum sağlamaktadır. O4 uygulaması maksimum TOK mineralizasyonuna neden olmuştur. Benzer eğilim kum filtrasyonu sonrasında yapılan ozonlama işlemlerinde de tespit edilmiştir.

Yapılan çalışmalar sonrasında elde edilen veriler koagülasyon ve filtrasyon proseslerinin ardından yapılan ozonlama işlemlerinde O4 uygulamasının maksimum UV azalmasına neden olduğunu göstermektedir. Söz konusu azalma aktif karbon filtrasyonu sonrasında yapılan ozonlama işlemlerinden daha fazladır. Kum filtrasyonu sonrasında ozonlama ile meydana gelen azalma biraz daha düşüktür. Ozonun aromatik yapıya sahip çift bağ içeren bileşiklerin yapısında değişimlere neden olarak UV absorbansını düşürmüştür (Şekil 4.51 ve 4.52)

Farklı filtre materyalinin kullanıldığı filtrasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama işlemleri sonrasında organik madde konsantrasyonlarında azalma söz konusu olduğu görülmüştür. Ancak bu azalma oranı öncelikle bu bileşiklerin filtrasyon sonrasındaki giderimine bağlıdır.



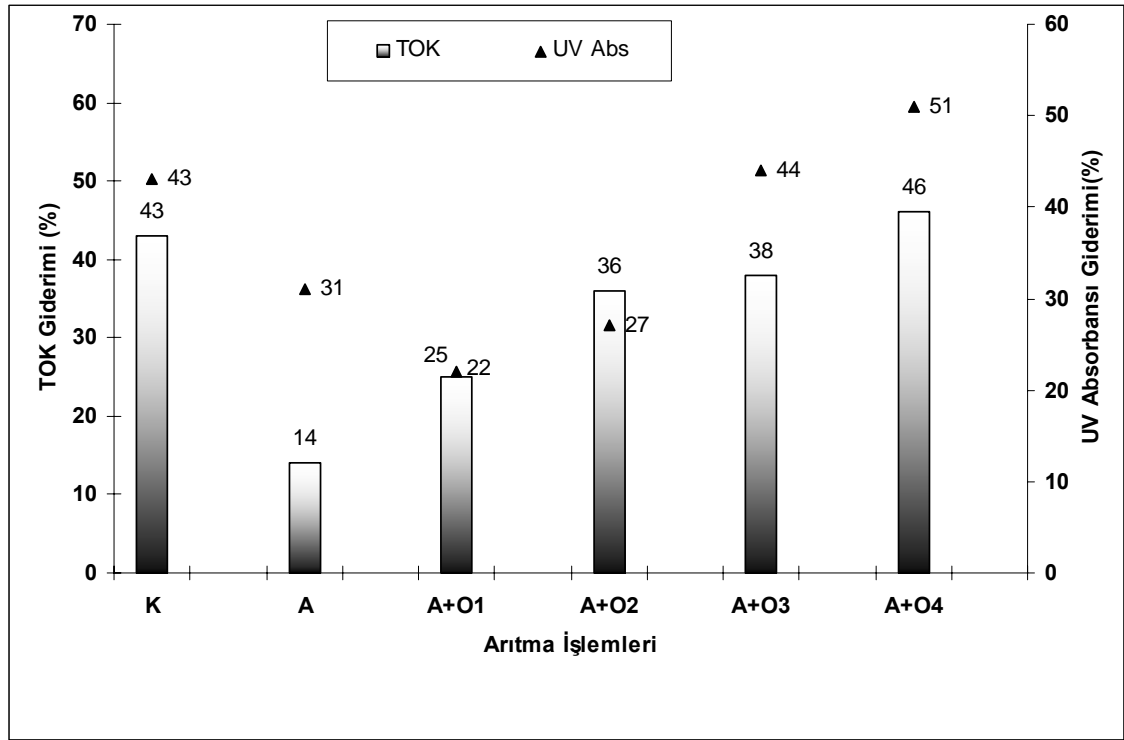
(a)



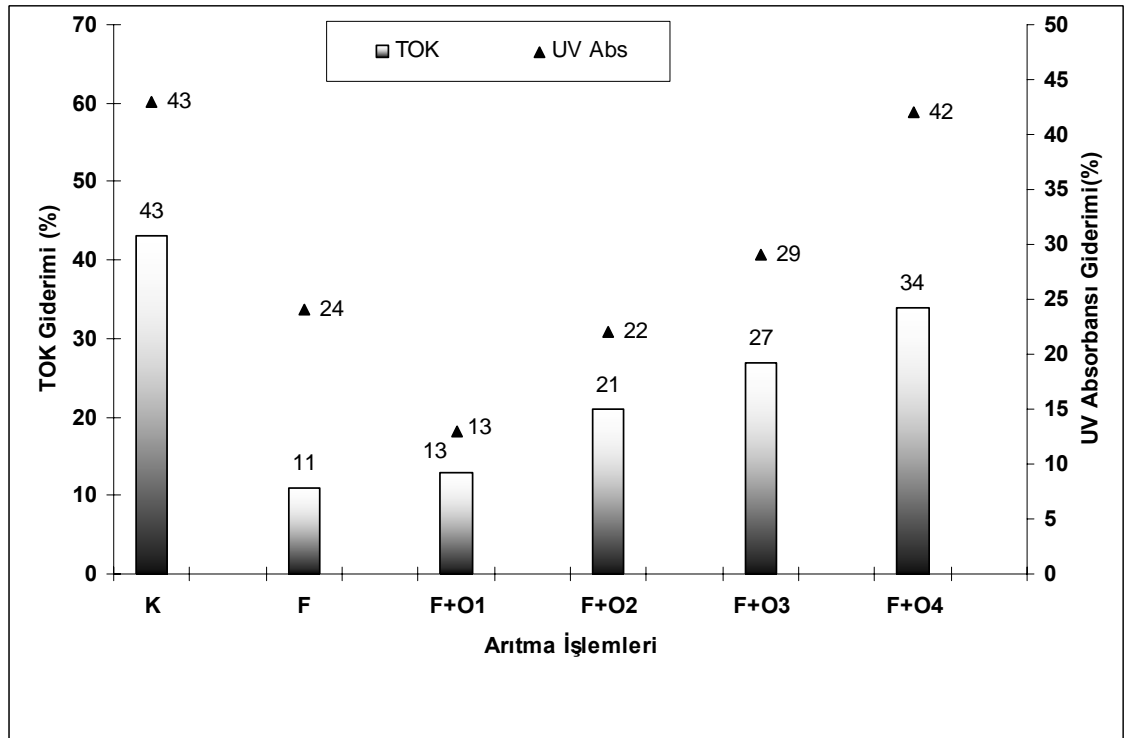
(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil 4.51. Aktif karbon ve kum filtrasyonunun ardından uygulanan nihai ozonlamanın TOK konsantrasyonu ve UV absorbansına etkisi (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı



(a)



(b)

O1=0.5 mg/L - 5 dk, O2= 0.5 mg/L - 20 dk, O3= 2 mg/L -5 dk, O4=2 mg/L - 20 dk

Şekil. 4.52. Aktif karbon ve kum filtrasyonunun ardından uygulanan nihai ozonlama ile TOK giderimi ve UV absorbansı azalması (a) filtrasyonda kum filtresinin kullanımı, (b) filtrasyonda aktif karbon filtresinin kullanımı

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Doğancı Barajı'ndan alınan ham suda yapılan çeşitli arıtma sonunda elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir. Doğal organik maddenin etkin bir şekilde giderimi ve trihalometan oluşumunun minimuma indirilmesi arıtma işlemlerinin düşük pH değerinde gerçekleştirilmesi ile sağlanmıştır. Özellikle koagülasyon prosesinde düşük pH'nın doğal organik madde gideriminde nötral pH'dan çok daha etkili olduğu ortaya koyulmuştur. Maksimum organik madde giderimi pH 5.5'te 27 mg/L FeCl₃ ve 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile sağlanmıştır.

Nihai dezenfeksiyon amacı ile kullanılan UV radyasyonu, ozonlama ve klorlama işlemleriyle organik madde oksidayona uğrayarak bir miktar azalmıştır. UV radyasyonunda temas süresinin artışı organik karbon mineralizasyonunda önemli bir yer tutmuştur. pH'nın düşük olması ve demir tuzlarının bulunması, normal UV radyasyonundan daha fazla organik karbon mineralizasyonuna neden olmuştur. Söz konusu durumun bu koşullarda Fenton reaksiyonu benzeri bir reaksiyondan kaynaklandığı düşünülmektedir. Ozonlama sonrasında organik karbon konsantrasyonunda meydana gelen azalma temas süresi ve uygulanan ozon konsantrasyonuna bağlı olarak değişim göstermiştir. Düşük konsantrasyonlarda ozon kullanımı ile biyoparçalanabilir formlarda artış meydana gelirken yüksek konsantrasyonlarda ozon kullanımı organik karbon mineralizasyonunu önemli ölçüde artmıştır. Klorlama ise organik karbon mineralizasyonunda minimum etki göstermiştir. Üç dezenfeksiyon prosesi arasında ozonlama, gerek doğal organik madde giderimi gerekse trihalometan oluşumunun azalması açısından en etkili yöntem olmuştur.

Düşük ve nötral pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemleri sonrasında pH'nın koagülasyon ve aktif karbon filtrasyonu verimini önemli oranda etkilediği, kum filtrasyonunda ise önemli bir etkisinin olmadığı görülmüştür.

TOK ve ÇOK'un maksimum giderimi pH 5.5 'ta koagülasyon, aktif karbon filtrasyonu ve ardından 2 mg/L ozonla 20 dakika ozonlama yapılması ile sağlanmıştır. BPÇOK ve THMOP ise 2 mg/L ozon konsantrasyonunda 20 dakika ön ozonlamanın ardından koagülasyon ve aktif karbon filtrasyonu yapılması ile maksimum oranda giderilmiştir..

KAYNAKLAR

ANONİM 1979. Organics Removal by Coagulation: A Review and Research Needs, Committee Report.

APHA 1992. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 18 Th Edition, American Public Health Ass. Washington D.C.

BACKLUND P.1992.Degradation of Aquatic Humic Material by Ultraviolet Light. *Chemosphere*, 25 (12),1869-1878.

BLAZKA P, PROCHÁZKOVÁ L 1983. Mineralization of Organic Matter in Water by UV Radiation. *Water Res.* 17(4), 355-364.

BASKAYA H.S. 1975. Untersuchungen Über Die Organischen Stoffe in Türkischen Teeböden Sowie Deutschen Basalt-und Lockerbraunerden. *Göttinger Bodenkundliche Breichte* 37, pp1-182.

BEKBÖLET, M., ÇEÇEN, F. ÖZKÖSEMEN, A. (1996) Photocatalytic Oxidation and Subsequent Adsorption Characteristics of Humic Acids. *Wat. Sci. and Tech.* 34(9), 65-72.

BICKNELL, D.L. JAIN R.K. 2002 Ozone Disinfection Of Drinking Water-Technology Transfer And Policy Issues. *Environ. Eng Policy*, 3, 55-66.

BREMNER, J.M.1965 Organic Forms of Nitrogen. *Methods of Soil Analysis.* (Black, C.A. et al. 1965). Part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Soc. Of Agronomy, Inc., Publisher. 85, 1238-1255.

CHEE, G-J., NOMURA, Y., IKEBUKORO, K., KARUBE, I. 1999. Development Highly Sensitive BOD Sensor and Its Evaluation Using Preozonation. *Analytica Chimica Acta* . 394, 65-71.

CORIN, N., BACKLUND, P AND KULOVAARA, M.1996 Degradation Products During UV-Irradiation Of Humic Waters. *Chemosphere*. 33(2), 245-255.

DEMERS , L.D.AND RENNER, R.C. 1992. Alternative Disinfection Technologies for Small Systems. AWWARF.

EDZWALD, J.K. 1993 Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Wat. Sci. Tech.* 27(11), 21-35.

EGGINS, B.R.; PALMER, F.L. AND BYRNE, J.A. 1997. Photocatalytic Treatment of Humic Substances in Drinking Water. *Water Res.* 31(5), 1223-1226.

EL-SHAFY, M.A. ve A. GRÜNWARD. 2000. THM Formation in Water Supply in South Bohemia, Czech Republic. *Water Research*, 34 (13):3453-3459.

EROĞLU, V.1995 Su Tasviyesi. İTÜ İnşaat Fakültesi Matbaası, 249-257, İstanbul.

ESCOBAR, I.C., RANDALL, A.A. 2001. Assimilable Organic Carbon (AOC) and Biodegradable Organic carbon (BDOC): Complementary Measurements. *Water Res.* 35(18), 4444-4454.

GALAPATE, R.P., BAES, A.U., OKADA, M. 2001. Transformation of Dissolved Organic Matter During Ozonation: Effects on Trihalometan Formation Potential. *Water Res.* 35(9), 2201-2206.

GIBSS, R.A.; SCUTT, J.E.,CROLL, B.T. 1993. Assimilaable Organic Carbon Concentrations and Bacterial Numbers in Aa Water Distribution System. *Water Sci. and Tec.*27 (3-4), 159-166.

GREGOR, J.E., NOKES, C.J., FENTON, E. 1997. Optimising Natural Organic Matter Removal From Low Turbidity Waters By Controlled pH Adjustment Of Aluminium Coagulation, *Water Res.*, 31 (12), 2949-2958.

GUITTONNEA, S., THIBAudeau, D., MEALLIER. 1996. Free Radical Formation Induced by Ozonation of Humic Substances in Aqueous Medium. *Catalysis today*. 29,323-327.

HU, Y.J. WANG, Z.S., NG, W.J., ONG, S.L. 1999. Disinfection By-Products in Water Produced by Ozonation and Chlorination. *Environmental monitoring and Assessment*, 59, 81-99

HUANG, W-J., YEH, H-S. 1999. Reaction of Chlorine with NOM Absorbed on Powdered Activated Carbon. *Water Res.* 33(1), 65-72.

HUCK P.M.1990. Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water. *Journal of AWWA*. 79-86.

HUCK P.M.1999. Development a Framework for Quantifying the Removal of Humic Substances by Biological Filtration. *Wat. Sci. and Tech.* 40(9),149-156.

IRIARTE, U., ALVAREZ-URIORTE, J.K. FONSECA, R., VELASCO, J.R.2003. Trihalomethane Formation in Ozonated and Chlorinated Surface Water. *Environ.Chem. Letter*.1,57-61.

JIANG J.O., GRAHAM J.D.N. 1998. Prepolymerised Inorganic Coagulants and Phosphorus Removal by Coagulation- A review. *Water SA*. 24(3), 237-242.

JUDD H., HILLIS N.G. 2001. Optimisation of Combined Coagulation and Microfiltration for Water Treatment. *Water Res.* 35(12), 2895-2904.

KARLSSON S.A. , Öberg G. 2003. UV- Light Induced Mineralization of Organic Bound Chlorine in Lake Bjan. A Laboratory Study. *Chemosphere*. 52, 463-469.

KIM J., CHUNG Y., SHIN D., KIM M., LEE Y., LIM Y., LEE D. 2002. Chlorination By-Products in Surface Water Treatment Process. *Desalination*, 151:1-9.

KLEISER, G. , FRIMMEL, F.H. 2000. Removal of Precursors for Disinfections By-Products (DBPs)-Differences Between Ozone- and OH-Radical-Induced Oxidation. *The Science of Total Environment*. 256, 1-9.

KLOOS S. 2002. *Ozone Chemistry . Membrane and Application Development*.

LEE K.J., KIM K.J., B.H., HONG,J. E., PYO H.S., PARK S-J., LEE D.W. 2001. A Study on the Distribution of Chlorination By-Products (CPBs) in Treated Water in Korea. *Water Res.* 35(12), 2861-2872.

LAZAROVA V., SAVOYE P., JANEX M.L., BLATCHLEY III E.R., POMMEPUY, M. 1999. Advanced Wastewater Disinfection Technologies: State of the Art and Perspectives. *Wat. Sci. Tech.* 40 (4-5), 203-213.

LECHAVALLIER M.N., BABCOCK R.M., LEE, R.G. 1987. Examination and Characterization of Distribution System Biofilms. *Appl. Environ. Microbiology*, 53 (12), 2714-2724.

LEHTOLA, M.J., MIETTINEN, I.T., VARTIAINEN, T., MYLLYKANGAS, T. MARTIKAINEN, P.J. 2001. Microbially Available Organic Carbon, Phosphorus, and Microbial Growth in Ozonated Drinking Water. *Wat. Res.*35(17), 1635-1640.

LYKINS F., KOFFKEY,B.1986. Products Identified at an Alternative Disinfection Pilot Plant. *Environmental Health Perspectives*.69.119.

MILTNER, R.J., SHUKAIRY, H.M., SUMMERS R.S.1992 Disinfection By-Products Formation and Control by Ozonation and Biological Treatment. *J.AWWA.* 84(11),53.

NARKIS, N., REBHUN, N. 1975. Stoichiometric Relationship Between Humic and Fulvic Acids. *Jour. AWWA*, 69(6), 325- 330.

NIKOLAU A.D., KOSTOPOULOU M.N., LEKKAS T.D. 1999. *Global Nest*. 1(3) 143-146.

NOWACK K.O., CANON F.S. 1997. Control of Calcium Buildup in GAC : Effect of IRON Coagulation. *Carbon*, 35(9), 1223-1237.

NOZAIC D.J., FREESE S.D., THOMPSON P. 2001. Longterm Experience in the Use of Polmeric Coagulants at Umgeni Water. *Wat. Sci. Tec.* 1(1), 43-50.

QUALLS, R.G., FLYNN, M.P, JOHNSON, J.D 1983. The Role of Suspended Particles in Ultraviolet Disinfection. *Journal WPCF*, 55(10),1280-1285

RANTKE S.S.,THIEL C.E., LIAO M.U., YAMAY C.N. 1982. Removing Soluble Organic Contaminants by Lime-Softening. *J.AWWA*. 74(4), 192-195.

RIBAS, F., FRIAS, J., LUCENA F. 1991. A New Dynamic Method for the Determination of the Biodegradable Dissolved Organic carbon in Drinking Water. *Journal of Ap. Bacteriology*. 71, 371-378.

SERVAIS ,P. LAURENT, P, RONDON, G 1995. Comparison of the Bacterial Dynamics in Various French Distribution Systems. *AQUA*. 44, 10-17.

SHAW J.P, MALLEY,J.P., WILLOUGHBY, S.A. 2000. Effects of UV Irradiation on Organic Matter. *Journal of AWWA*. 92 (4) 157-167.

SINGER P.C., HARRINGTON.W. 1989. Correlations Between Trihalomethanes and total Organic Halides Formed During Treatment. *J.AWWA*. 81(8),61-65.

SIDDIQUE, M., AMY, G., OZEKİN, K., WESTERHOFF, P. 1998. Modelling Dissolved Ozone and Bromate Ion Formation in Ozon Contactores. *Water, Air and Soil Pollution*. 108,1-32.

STEVENS A.A., MOORE L.A., MILTNER R.J. 1989. Formation and Control of Non-Trihalomethane By-Products. *J.AWWA*. 81(8), 54-59.

ŚWIETLIK, J., DABROWSKA, A., RACZYK-STANISLAWIAK, U. NAWROCKI, J. 2004. Reactivity of Natural Organic Matter Fractions with Chlorine Dioxide and Ozone. *Water Res.*38, 547-558.

THACKER, N. P., P. KAUR ve A. RUDRA. 1999. Trihalometan Formation Potential and Concentration Changes During Water Treatment at Mumbai. *Environmental Monitoring and Assesment*. 73, 253-262.

TCHOBANOGLOUS, G., BURTON,F.L. 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf &Eddy, Inc.NewYork.p.269.

USEPA 1990. Environmental Pollution Control Alternatives: Drinking Water Treatment for Small Communities. 37-45. EPA/625/5-90/025, Cincinnati, OH 45268.

USEPA 1999. Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. 815-R-99014.

USEPA 2001. Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. Office of Research and Development, Washington DC 20460

USEPA 2002. Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual. EPA 815-R-99-012.

WALKER H.W., KIM E.K. 2001. Influence of Flocculant

VAN DER KOOIJ, D., VISSER, A., HIJNEN, W.A.M. 1982. Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic carbon in Drinking Water. *Journal of AWWA*. 540-545.

VOLK, C., ROCHE, P., JORET J-C., PAILLARD, H. 1997. Comparison of the Effect of Ozon, Ozone-Hydrogen Peroxide System and Catalytic Ozon on the Biodegradable Organic Matter of a Fulvic Acid Solution. *Wat. Res.* 31(3), 650-656.

VOLK C., KIMBERLY,B., IBRAHIM,E., VERGES, D:, AMY,G., LECHAVALLIER M N. 2000. Impact of enhanced and Optimized Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking *Water*. *Wat. Res.* 34(12), 3247-3257.

VON GUNTEN, U., DRIEDGER, A., GALLARD, H. SALHI, E.2001. By-product formation during drinking water disinfection: A tool to asses disinfection efficiency? *Water Res.* 35(8), 2095-2099.

YÜKSEL E. 2001. Direkt Filtrasyonda Ön Ozonlamanın Etkisi. İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, İstanbul.

TEŞEKKÜR

Gerek doktora çalışmamda gerekse akademik hayatım boyunca bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren, her koşulda desteğini gördüğüm tez danışmanım ve hocam, U.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Prof. Dr. Hüseyin S. BAŞKAYA'ya teşekkürü borç bilirim.

Ayrıca, çalışmam sırasında bilgilerinden faydalandığım U.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Sayın Doç. Dr. Ufuk ALKAN'a, Tez İzleme Komitesi üyesi U.Ü. Ziraat Fakültesi Gıda Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi ve Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü Sayın Prof. Dr. Fikri BAŞOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

Tez Projemi destekleyerek bana maddi olanak sağlayan Uludağ Üniversitesi Rektörlüğü Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu Başkanlığı'na,

Çalışmada kullandığım ham suyun temin edilmesini sağlayan BUSKİ Dobruca İçme Suyu Arıtma Tesisi çalışanlarına,

Laboratuvar çalışmalarına yardımcı olan Çevre Mühendisi Ahu Ateşli ve Çevre Mühendisi Hayriye Yıldız'a,

Maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen aileme ve yakın arkadaşlarıma çok teşekkür ederim.

ÖZGEÇMİŞ

1971 yılında İzmir’de doğmuştur. İlk ve orta öğrenimini tamamladıktan sonra, 1988 yılında Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü’ne girmiş ve 1993 yılında aynı bölümden mezun olmuştur. Yüksek Lisans çalışmasını 1999 yılında Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri Anabilim Dalında tamamlamıştır. 1994 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde Araştırma Görevlisi olarak çalışmaya başlayan Arzu TEKSOY halen aynı göreve devam etmektedir.