

ÖNSÖZ

“İçme Sularında Ozonlanmanın Organik madde Giderimi Üzerine Etkileri ve Bromat Kontrolü” konusunda çalışmamı öncü olan ve çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen sayın hocam Prof. Dr. Hasan Zuhuri SARIKAYA, Arş. Gör. Hüseyin SELÇUK, İSKİ Feriköy İçme Suyu Laboratuvarı çalışanlarına ve çalışmalarım esnasında manevi desteğini eksik etmeyen aileme katkılarından dolayı teşekkür ederim

Mayıs, 2003

Sibel KAYAOĞLU

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ	ii
KISALTMALAR	vi
TABLO LİSTESİ	vii
ŞEKİL LİSTESİ	viii
ÖZET	ix
SUMMARY	x
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. ÇALIŞMANIN AŞAMALARI	4
2.1. Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi	4
2.1.1 Oksidasyon	5
2.1.2 Koagülasyon-Flokülasyon	5
2.1.3 Koagülasyon-Flokülasyon Mekanizması	6
2.1.4 Alüminyumla Koagülasyon	7
2.1.5 Alüminyum Koagülasyonu ile Organik Madde Giderimi	8
2.1.6 Koagülasyon ile Organik Madde Gideriminde İşletme Koşulları	9
2.1.6.1 Koagülant Tipi ve Dozu	9
2.1.6.2 pH Etkisi	10
2.2 Bromat Mekanizmasına Genel Bir Bakış	11
2.2.1 Bromür Kaynakları	11
2.3 Bromat Oluşum Mekanizmaları	11
2.3.1 Moleküler Ozon Mekanizması	11
2.3.1.1 Ozon Konsantrasyonunun Etkisi	12
2.3.1.2 pH'nın Etkisi	13
2.3.1.3 Amonyakın Etkisi	13
2.3.1.4 Diğer Parametrelerin Etkisi	14
2.3.2 Hidroksil Radikali Mekanizması	14
2.4 Bromat Oluşumuna Etki Eden Parametreler	17
2.4.1 Amonyak Etkisi	18
2.4.2 Organik Madde Etkisi	19
2.4.3 Alkalinite Etkisi	21
2.4.4 Katalist Etkisi	21
2.5 Bromat Arıtma Yöntemleri	22
2.6 Bromatın İnsan Sağlığına Etkisi ve Toksisite	23
3. BÜYÜKÇEKMECE İÇME SUYU TASFİYE TESİSİNE GENEL BİR BAKIŞ	25
3.1 Hızlı Karıştırıcılar	25

3.2	Yavaş Karıştırıcılar	26
3.3	Çöktürme Havuzları	26
3.4	Hızlı Kum Filtreleri	26
4	DENEYSEL ÇALIŞMA	29
4.1	Yapılan Deneylerin Özeti	29
4.2	Deneylerde Kullanılan Cihazlar Hakkında	29
4.3	Deneylerde Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanması	32
4.3.1	Bromür çözeltisi	32
4.3.2	Ozon ölçümü sırasında kullanılan çözeltiler	33
4.3.3	Toplam harcanan ozon grafikleri	33
4.4	DeneySEL Çalışmanın Sonuçları	35
4.4.1	Alüminyum Sülfat Koagülasyonu	35
4.4.2	Demir (III) Klorür Koagülasyonu	36
4.4.3	Ozonlanmanın Organik Madde Giderimi Üzerine Etkileri	37
4.4.4	Alüminyum Sülfat Koagülasyonu ile Bromat Giderimi	38
4.4.5	pH'nin Bromat Oluşumuna Etkisi	39
4.4.6	pH=6 ve 8,5'de Katalitik Ozonlanmanın Bromat Oluşumuna Etkisi	40
4.4.7	Titanyum dioksit'in Dozajının Bromat oluşumuna Etkisi	41
4.4.8	Hidrojen Peroksit / Titanyum dioksit'in (H_2O_2/TiO_2) Bromat Oluşumuna Etkisi	41
4.4.9	Organik Maddelerin Bromat Oluşumuna Etkisi	43
4.4.10	Amonyakın Bromat Oluşumuna Etkisi	44
5	SONUÇLAR VE TARTIŞMA	45
	KAYNAKLAR	47
	EKLER	50
	ÖZGEÇMİŞ	

KISALTMALAR

BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
ÇOM	: Çözünmüş Organik Madde
DOM	: Doğal Organik Madde
FA	: Formik Asit
GAC	: Granüler Aktif Karbon
HAA	: Halo Asetik Asit
H₂O₂	: Hidrojen Peroksit
KOI	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
PAC	: Powder Aktif Karbon
THM	: Trihalometan
THMFP	: Toplam Trihalometan Oluşum Potansiyeli
TiO₂	: Titanyum Dioksit
TOBr	: Toplam Organik Bromür
TOK	: Toplam Organik Karbon
TOXFP	: Toplam Organik Halojen Oluşum Potansiyeli
USEPA	: United States Environmental Protection Agency

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1. Moleküler Ozon Mekanizmasındaki Reaksiyonlar ve Hız Sabitleri.....	13
Tablo 2.2. Hidroksil Radikal Mekanizmasındaki Reaksiyonlar ve Hız Sabitleri.....	17
Tablo 4.1. Büyükçekmece Hımsuyuna ait Bazı Parametrelerin Ortalama Değerleri.....	31
Tablo 4.2. Ozonat ürün özellikleri.....	31
Tablo A.1 Şekil 4.3 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	53
Tablo A.2 Şekil 4.3 deki Distile Suyu ait Özellikler.....	53
Tablo A.3 Şekil 4.2 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	53
Tablo A.4 Şekil 4.2 deki Hım Suyu ait Özellikler.....	53
Tablo A.5 Şekil 4.4 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	54
Tablo A.6 Şekil 4.5 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	54
Tablo A.7 Şekil 4.7 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	54
Tablo A.8 Şekil 4.8 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	55
Tablo A.9 Şekil 4.11 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	55
Tablo A.10 Şekil 4.12 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	55
Tablo A.11 Şekil 4.13 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	56
Tablo A.12 Şekil 4.14 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	56
Tablo A.13 Şekil 4.16 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	56
Tablo A.14 Şekil 4.17 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	57
Tablo A.15 Şekil 4.18 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	57
Tablo A.16 Şekil 4.18 daki grafiğin çiziminde kullanılan değerler.....	57

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Bromür İçeren Suların Ozonlanmasıyla Gerçekleşen Reaksiyonlar.....	14
Şekil 2.2. Moleküler Ozon Mekanizması ile OH Radikal Mekanizmasının Karşılaştırılması.....	16
Şekil 4.1. Ozonator Cihazının Şematik Gösterimi.....	32
Şekil 4.2. Hımsuyun Toplam Harcanan Ozon Grafiği.....	35
Şekil 4.3. Distile Suyun Toplam Harcanan Ozon Grafiği.....	35
Şekil 4.4. Alüminyum Sülfat Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi.....	37
Şekil 4.5. Demir (III) Klorür Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi.....	37
Şekil 4.6. Alüminyum Sülfat ve Demir (III) Klorür ile TOK Değişimlerinin Karşılaştırılması.....	38
Şekil 4.7. Ozonlamanın Koagülasyona Etkisi.....	38
Şekil 4.8. Alüminyum Sülfat Koagülasyonu Sonucu Bromat Giderimi.....	39
Şekil 4.9. Alüminyum Sülfat Koagülasyonu ile TOK ve Bromat Gideriminin Karşılaştırılması.....	39
Şekil 4.10. Farklı pH lar da Katalitik Ozonlamanın Bromat Oluşumuna Etkisi.....	40
Şekil 4.11. pH=6' da Katalitik Ozonlamanın Bromat Oluşumuna Etkisi.....	41
Şekil 4.12. pH=8.5' da Katalitik Ozonlamanın Bromat Oluşumuna Etkisi.....	42
Şekil 4.13. Titanyum dioksit Dozunun Bromat Oluşumuna Etkisi.....	43
Şekil 4.14. Hidrojen Peroksit'in Bromat Oluşumuna Etkisi.....	43
Şekil 4.15. Hidrojen Peroksit Konsantrasyonlarının Bromat Oluşumuna Etkisi.....	44
Şekil 4.16. Organik Maddenin Bromat Oluşumuna Etkisi.....	45
Şekil 4.17. Bromat Oluşumunda Organik Madde Etkisinin Ozonlama ve Katalitik Ozonlama ile Karşılaştırılması.....	45
Şekil 4.18. Amonyak Konsantrasyonunun Bromat Oluşumuna Etkisi.....	46

Üniversitesi : İstanbul Teknik Üniversitesi
Enstitüsü : Fen Bilimleri
Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği
Program : Çevre Mühendisliği
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Hasan Zuhuri SARI KAYA
Tez Türü ve Tarihi : Yüksek Lisans- Haziran 2003

ÖZET

İÇME SULARI NDA OZONLAMANI N ORGANİK MADDE GİDERİMİ ÜZERİNE ETKİLERİ VE BROMAT KONTROLÜ

Sibel KAYAOĞLU

Bu çalışmanın amacı, ilk olarak THM oluşumunda prekürsor rol oynayan organik madde etkisinin incelenmesi ve ozonlamanın organik madde giderimi üzerine etkisinin araştırılmasıdır. İkinci olarak bromat giderimi ve bromür içeren suların ozonlama esnasında bromat oluşumunda katalitik etkisinin araştırılmasıdır. Değişiklik yapılan su kalite parametreleri pH, amonyak, organik madde, ileri oksidasyon proseslerinden hidrojen peroksit konsantrasyonun ve katalitik etkisi açısından Titanyum dioksit konsantrasyonudur. pH arttıkça bromat oluşumunun arttığı, pH azaldıkça azaldığı görülmüştür. Organik madde gideriminde kullanılan alüminyum Sülfat ve demir (III) klorür arasında fark görülmüştür. Dolayısıyla şurada Alüminyum Sülfat ile yapılan kimyasal arıtmaya devam edilmesinde sakınca yoktur. Ozonlamanın organik madde giderimine olumlu yönde etkisi vardır. Bromür ilaveli yapılan deneylerde ozonlama sonucunda düşük pH larda az oranda bromat olduğu gözlemlenmiştir. Oluşan bromat yüksek dozlarda alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma sonucunda giderilmiştir. Katalitik etkisinin görülmesi için titanyum dioksit kullanılmış ve bromat oluşumunu engellediği görülmüştür. Katalitik etki incelerken hidrojen peroksit, amonyak, organik madde, pH ve titanyum dioksit miktarları açısından deneylere yön verilmiştir. Sırasıyla hidrojen peroksit konsantrasyonu bromat oluşumunu arttırmış, Amonyak ve pH konsantrasyonları bromat oluşumunu azaltmıştır.

Anahtar Kelimeler: Bromat, Koagülasyon, Ozonlama

Bilim Dalı Sayısal Kodu:

University : İstanbul Technical University
Institute : Institute of Science and Technology
Science Programme : Environmental Engineering
Programme : Environmental Engineering
Supervisor : Prof. Hsarı Zuhuri SARI KAYA
Degree Awarded and Date : PhD – June 2003

ABSTRACT

EFFECT OF OZONATION ON THE REMOVAL OF NATURAL ORGANIC SUBSTANCES IN DRINKING WATER AND CONTROL OF BROMATE

Sibel KAYAOĞLU

The first aim of this study is the investigations of organic matter effect in THM formation. Second aim is that removal of bromate and increasing of bromate formation, while containing bromide water is being catalytic ozonation. Water quality parameters that were changed are pH, ammonia concentration, organic matter concentration, hydrogen peroxide concentration and TiO_2 concentration in catalytic ozonation. Alum and ferric chlorur coagulation in organic matter is not different. Ozonation effects removal of organic matter in coagulation nicely. At low pH ozonation in containing bromide for low bromate concentration. High alum dosages removed bromate. TiO_2 is used in catalytic ozonation and increased for nation of bromate. Hydrogen peroxide, ammonia, organic matter, TiO_2 concentrations and pH these parameters are effective parameters in bromate for nation at catalytic ozonation. Hydrogen peroxide addition prior to catalytic ozonation was resulted in increasing concentration of bromate. Organic matter and ammonia addition prior to catalytic ozonation were resulted in decreasing concentration of bromate.

Keywords: Bromate, Coagulation, Ozonation

Science Code:

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Önemi

İçme sularının klor ile dezenfeksiyonu sırasında trihalometanlar (THM), organik halojenler gibi dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşması ve insan sağlığı üzerinde kanserojen etki göstermesi nedeniyle pek çok ülkede geliştirilen standartlarla sınırlandırılmışlardır. EPA içme suyu standardında toplam haloasetik asit konsantrasyonunu 60 µg/l (USEPA-1993) ve 1979 yılında 100 µg/l olarak belirlenen toplam trihalometan şu anda 80 µg/l olarak uygulanmaktadır. TTHM konsantrasyonu Almanya’da 10 µg/l, Avrupa Birliği üyesi ülkelerinde 100 µg/l, Avustralya ve Suudi Arabistan’da 250 µg/l, Kanada’da 350 µg/l olarak uygulanırken bu değerlerin çok daha düşük seviyelere indirilmesi amaçlanmaktadır (Siddiqui ve diğ., 1994).

Ozonlama ile tad-koku oluşturan maddelerin giderildiği, çöktürme işleminin iyileştiği, humic ve fulvik asit gibi THM oluşturan organik maddelerin daha küçük moleküllerle parçalandığı, biyolojik arıtılabilirliğin arttığı bilinmektedir. Bundan dolayı ozonlama sonrası kimyasal çöktürme veya biyolojik arıtma ile yüksek oranda TOK giderilerek THM forantasyon potansiyeli (THMFP) ve toplam halojenli bileşik forantasyon potansiyeli (TOXFP) önemli oranda azalmaktadır. Fakat bromid içeren suların ozonlanması ile oluşan bromin, klorun aksine oksitleyici değil daha çok bir bileşiğe bağlanma eğilimi gösterir. Brominin bu özelliğinden dolayı yüksek oranda bromlu organik maddeler ve bromat oluşur. Bromlu DYÜ’nin DNA’nın yapısını bozduğu ve bromatın kanserojen olduğu kesin olarak kanıtlanmıştır. İçme suyundaki maksimum bromat konsantrasyonu EPA 10 µg/l, WHO (Dünya Sağlık Örgütü) ise 25 µg/l olarak belirlemiştir. Buil ve Kopfler 10^{-6} , 10^{-5} , 10^{-4} kanser oluşturma riskleri için bromat konsantrasyonu sırasıyla 0.08, 0.8 ve 8 µg/l, EPA ise aynı kanser risk oranlarında bromat konsantrasyonunu 0.05, 0.5, 5 µg/l olarak açıklamıştır (Summers ve diğ., 1992; Canel ve Bermond, 1998). Ozon ile oksidasyon

sonrası bromat oluşum mekanizması henüz tamolarak bilinmemektedir fakat bromat oluşumunun direkt ozon, direkt radikal ve ozon-radikal mekanizmaları ile oluştuğu ileri sürülmektedir. Genel görüşler bromat oluşumunu hızlandırıcı etkileri bakımından $pH > \text{ozon dozajı} > Br^- > al\text{kalinite}$ ve inhibe edici etkileri bakımından ise organik maddeler $> NH_3-N$ olduğudur. Ayrıca bromat oluşumunu kaynaktan kaynağa, bölgeden bölgeye ve sudaki organik maddenin yapısına göre çok yüksek farklılıklar gösterdiği görülmektedir.

Bromat kontrolü amacıyla suya amonyak veya organik madde katılmasının dezenfeksiyon verimini, BOI/KOI oranını ve bir sonraki kimyasal veya biyolojik arıtma verimini ne derecede değiştireceğini inceleyen bir çalışma bulunamamıştır.

Ozon ile beraber H_2O_2 veya katalist kullanılması uygulanan ozon ihtiyacını ve bakiye ozon miktarını azaltmaktadır. Ozon ile beraber H_2O_2 kullanılması ile düşük H_2O_2/O_3 oranlarında bromat artarken toplam bromlu dezenfeksiyon yan ürünü miktarını önemli oranda azaltmaktadır. KOI giderimi ozon/katalist sisteminde yalnız ozonlamaya nazaran daha fazla olmaktadır. Katalist kullanılması durumunda bromat oluşumu ve bromat oluşumuna organik madde ve amonyak etkisi bilinmemektedir.

İstanbul'daki su rezervlerinin THMFP 200-800 $\mu g/l$ arasında değiştiği, arıtma sonrası ise THMFP özellikle yaz aylarında 100 $\mu g/l$ üzerinde oluştuğu ve bazı kaynaklarda bromür konsantrasyonunun yüksek olduğu tahmin edilmektedir. Türkiye'de nüfus yoğunluğunun fazla olduğu pek çok bölgede içme sularının dezenfeksiyonunda ozonlama yaygın olarak uygulanmaya başlanmıştır. Kaynaktan kaynağa farklı oluşmakla beraber çok düşük bromid konsantrasyonunda (70-100 $\mu g/l$) dahi ozonlama sonrası bromat konsantrasyonu 10 $\mu g/l$ sınırının üzerinde oluşabilir. Suyun yapısına, bromid konsantrasyonuna, bromat oluşumuna bağlı olarak ön ozonlama, ara ozonlama, ozonlama sonrası kimyasal çöktürme veya biyolojik arıtma ve bromat giderme gibi farklı arıtma prosesleri uygulanmaktadır. Türkiye'de su kaynaklarının bromür konsantrasyonunu, ozonlama sonrası bromat oluşturma potansiyelini ve uygun arıtma prosesini inceleyen bir çalışma bulunamamıştır.

Yukarıda özetlenen hususlar değerlendirilerek yüksek lisans tez çalışması olarak özetle içme sularında ozonlama ile bromat oluşumu ve bromat kontrolünün incelenmesi düşünülmektedir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsam

Bu çalışmanın amacı, İstanbul içme suyu kaynakları arasında sayılan Büyükçekmece Gölü'nün ozonlama sonucunda oluşan bromat gideriminin belirlenmesidir. Aynı zamanda bromür içeren suların ozonlama sonucunda bromat oluşturma potansiyelinin azaltılması üzerinde çalışmalar yapılmıştır. İ. T. Ü Çevre Mühendisliği laboratuvarında kurulan ozonlama düzeneği ile çeşitli deneyler yapılmış numunelerin bromat ve bromür parametrelerinin ölçümleri İSKİ Feriköy laboratuvarındaki iyon kromatografisi ile yapılmıştır.

Numuneler üzerinde pH, ozon dozu, organik madde, amonyak konsantrasyonu, ileri oksidasyon proseslerinden sayılan hidrojen peroksit konsantrasyonu ve titanyum dioksit miktarları değiştirilerek bromat oluşumunun en aza indirilmesi için çalışmalar yapıldı.

Büyükçekmece içme suyu arıtma tesisine ileride konulacak olan ozonlama sistemi sonucunda bromat oluşumunun engellenmesi amacıyla neler yapılabileceği bu çalışmanın kapsamı içerisindedir. Aynı zamanda daha önce bu konuda bir çalışma yapılmış olan, titanyum dioksit ozonlama sonucu bromat oluşum potansiyelinin engellenmesi çalışmalarına yer verilmiştir.

Bu çalışma ile Büyükçekmece içme suyu kaynağı açısından pratik olarak yararlı olması ve literatürdeki boşluğu doldurmak konusunda yardımcı olunması amaçlanmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, İstanbul içme suyu kaynakları arasında sayılan Büyükçekmece Gölü'nün ozonlama sonucunda oluşturacağı bromat konsantrasyonlarının belirlenmesidir. İ. T. Ü Çevre Mühendisliği Laboratuvarında kurulan bir ozonlama sistemi ile farklı koşullarda bromat oluşumu araştırılmıştır. Bu amaçla yapılan deneyler, Büyükçekmece su alım ağzından alınan ham su numuneleri üzerinde su kalite parametrelerinde değişiklik yapılmadan ve parametre konsantrasyonlarında değişiklik yapılarak iki aşamada yürütülmüştür. Değişiklik yapılan su kalite parametreleri, bromat oluşumuna etki eden pH, başlangıç bromür konsantrasyonu ve amonyak konsantrasyonudur. Ayrıca ozon dozu ve reaksiyon süresi gibi çalışma şartlarında da değişiklik yapılarak bu parametrelerin bromat oluşumuna etkileri

araştırılmıştır. İleri oksidasyon prosesleri arasında sayılan hidrojen peroksit ve ozonun birlikte uygulanması sonucunda bromat oluşumundaki değişiklikler çalışma da araştırılan konular arasındadır. Bromür ve bromat parametrelerinin analizleri İyon Kromatograf kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Bu alışma ile, Türkiye ve yurt dışındaki bir çok su kaynağına göre yüksek bromür konsantrasyonlarına sahip Büyükçekmece Gölü ham suyunu arıtan Büyükçekmece İçme Suyu Arıtma tesisinde ilerde yapılabilcek ozonlama sonucunda hangi dozlar ve koşullarda, hangi konsantrasyonlarda bromat oluşabileceği araştırılmıştır. Yurt dışında üzerinde çalışılması çok uzun bir geçmişe dayanan bromat oluşumu, Türkiye’de henüz üzerinde çalışılmamış olması dolayısıyla çok yeni bir konudur. Çalışmanın yerli literatürdeki boşluğu doldurmak konusunda oldukça yardımcı olması ve Büyükçekmece içme suyu kaynağı açısından pratik olarak yararlı olması amaçlanmıştır.

2. ÇALIŞMANIN AŞAMALARI

2.1 Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi

İçme sularında organik kirlleticilerin arıtım, giderilmesi düşünülen organik bileşiklerin yapısına bağlıdır. Organik maddeler aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir.

- Çözünmüş organik maddeler (Organik makromoleküller)

- Hümi k maddeler
- Hümi k asit
- Fülvi k asitler
- Proteinler
- Polisakkaritler

- Mikroorganizma- Partiküler Organikler

- Canlı hücreler
- Hücre parçaları

- Organik makromoleküller tarafından kaplanmış partiküller

- Yağ emülsiyonları

hamsularda bulunan tabii organik maddeler çözünmüş veya partiküler yapıdadır. Sentetik organik kirleticilerin büyük çoğunluğu bu çözünmüş fazın içerisinde. Doğal organik maddelerin partiküler kısmı sedimantasyon ve filtrasyon prosesleriyle giderilmektedir. Organik madde giderimini artırmak için sedimantasyondan ve filtrasyondan önce gelen ön arıtma prosesleri, çözünmüş organik maddeleri partiküler yapıya çevirecek şekilde tasarlanmalıdır. Yakın gelecekte daha yaygın kullanımları bulacak olan oksidasyon (ozon, ozon/ultraviyole, ozon/hidrojen peroksit), ters osmoz, aktif karbon, mekanik havalandırma gibi teknolojiler bu maddelerin gideriminde etkili olacaktır.

2.1.1 Oksidasyon

İçme sularında oksidasyon amaçlı ozon, klor, klor dioksit, permanganat, hidrojen peroksit gibi değişik oksidantlar kullanılmaktadır. Bu maddeler sadece oksidasyon amacı ile değil, arıtma tesisi başlangıcında mikroorganizma dezenfeksiyonunu sağlamak amacıyla da uygulanmaktadır. Oksidasyon ile organik maddelerin yapısının bozulması sağlanmakta böylece koagülasyonun etkisi artmaktadır. Organik bileşikler karbondioksit ve su içerisinde tammamen veya ara ürünleriyle kısmen oksitlenebilirler. Oksidasyon organik maddenin ve sudaki diğer kirleticilerin giderilecek forma dönüşümü bir ön arıtma prosesi dir.

Koagülantın ilave edildiği nokta, çığıştaki organik kirlenici seviyesini oldukça etkiler. Dezenfeksiyon amacıyla kullanılan oksidasyon aynı zamanda organik kirlenicilerin seviyesini de azaltır. Koagülasyondan önce tatbik edilen oksidasyon, organik maddenin yapısını bozarak koagülasyonun etkisini artırır. Bununla beraber, klorla dezenfeksiyon/ön arıtma uygulandığı zaman, halojenli ürünlerin oluşmasına yol açacak organik kirlenicileri azaltan koagülantı klor dan önce ilave etmek daha verimli olacaktır. Bu durum ozon ve klor dioksit ön oksidasyonu için kullanıldığı zaman geçerli değildir.

Flokülasyondan önce ozonlama yapılması flokülasyon açısından büyük önem taşımaktadır. Ozonlamanın koagülasyon üzerindeki iki etkisi şöyle sıralanabilir.

- Adsorbe olmuş organik partiküllerin destabilizasyonuna yol açması
- Çözülmüş organik maddelerin polimerizasyonu ve nihai adsorpsiyon köprüsünün oluşması

2.1.2 Koagülasyon- Flokülasyon

Koagülasyon-flokülasyon prosesleri için içme suyu arıtımında kolloidal veya partiküler formda organik ve inorganik kirlenicileri gidermek amacıyla uygulanan en yaygın proseslerdir. Bu prosesler içme suyu arıtımında temel parametre olan bulanıklık gideriminde etkili olmakla beraber, organik madde giderimine etkisi düşüktür.

Koagülasyon genellikle hidrofobik asidik yapıdaki organikler üzerinde etkilidir. Bu prosesler ile sudaki organik maddelerin yarısından az miktarı giderilmektedir. Tüm koagülantlar özellikle makromoleküller olmak üzere bazı organikleri giderir. Bununla beraber, bulanıklık giderme verimleri eşit olan farklı koagülantların farklı organik kirleticileri giderme meylleri vardır.

2.1.3 Koagülasyon- Flokülasyon Mekanisması

Koagülasyon, suya ilave edilen koagülant maddenin çökebilir formunun olduğu prosesi; flokülasyon ise flok denilen daha büyük partiküllerin olduğu ikinci aşamayı ifade etmektedir. Alüm uygulamasında alümin homojen karışımının sağlanarak alüminyum hidroksit oluşumu koagülasyonu, sonraki yavaş karıştırma ile flokların oluşumu flokülasyonu ifade etmektedir.

Çöktürme kamacı ile birleşmesi istenen ve suda bulanıklık yaratan maddeler 3 gruba incelenir. Bunlar;

- 1) Çözünmüş Maddeler
- 2) Kolloidal Maddeler
- 3) Asıkda Katı Maddeler

Çözünmüş maddeler; çapları $0,001 \mu m$ den küçük olan maddelerdir. Na^+ , Cl^- , O_2 , N_2 örnek olarak verilebilir.

Kolloidal maddeler; çapları $0,001-1 \mu m$ arasındadır ve kil, SiO_2 , $Fe(OH)_3$ örnek olarak verilebilir.

Asıkda katı maddeler; çapları $1 \mu m$ den büyüktür. Bakteriler, kil, kum $Fe(OH)_3$ örnek teşkil edebilir.

Su içerisinde en fazla bulanıklığı kolloidal maddeler meydana getirir. Bu daneciklerin yüzey alanı geniştir, üzerlerinde statik, negatif elektrik yükü vardır. Aynı elektrik yüklü danecikler birbirlerini ittiği için bu daneciklerde birbirini iter ve birbirleri ile birleşip daha ağır, çökebilir hale gelirler. Bu nedenle kolloidal maddeleri içeren suların berraklaşması çok uzun zaman almaktadır.

Kolloidal daneler (-) negatif yüklü olmaları nedeniyle su içerisinde bütün yükleri kendilerine çekerler. Kolloidal danelerin gösterdikleri elektrokinetik özellikler genellikle kesme yüzeyi üzerindeki zeta potansiyeline bağlıdır.

Kolloidal danelere etkiyen kuvvetler;

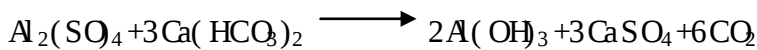
- 1) İtme kuvveti olarak daneler üzerindeki elektriksel potansiyel kuvveti,
- 2) Çekme kuvveti olarak Vander Waals kuvvetleri,
- 3) Daneciklerin Brownian hareketi yapmasından doğan kinetik enerji vardır ki çekme kuvveti ile itme kuvvetidir.

Yapılması gereken işlem danecik üzerindeki itme kuvvetini düşürmektir. Böylece sadece çekme kuvveti kalacak, danecikler birbirlerini çekip birleşecek ve büyüyerek çökelecektir. Bu elektriksel kuvvet yani itme kuvvetini düşürmek, suyun pH'ını ayarlamak, suya zıt yüklü iyonlar veya kolloidal maddeler vermekle mümkündür. Daneciklerin birbirlerine uyguladıkları itici güç ortadan kalktıktan sonra yavaş karıştırma ile birbirlerine değmeleri sağlanır ve yapışık kalan daneler yunaklar oluşturarak çöker.

İçme suyu arıtımında koagülant madde ve flokülasyon yardımcı dozaj ayarlamaları özellikle bulanıklık giderimine yönelik olarak ayarlanmaktadır. Bu maddeler bulanıklık gideriminden önce organik madde giderimi dikkate alınarak dozlanmalıdır.

2.1.4 Alüminyum Koagülasyon

Alüminyum dünyada kullanılan en yaygın koagülanttır. Alüminyumda çözündüğü zaman hidroksit dönüşmektedir. Aynı zamanda sülfürik asit de olduğundan, alüminyum yüksek dozları asidik ve koroziftir. Alüminyum hidroksit çökme aşamasında sudaki alkalinite ile reaksiyona girmektedir. Reaksiyon aşağıdaki gibi gerçekleşmektedir. Yüksek alüminyum dozundan kaçınmak için pH 7' nin altına getirmek amacıyla sülfürik asit ilave edilebilir.



Alüminyum sudaki kolloidal maddeleri destabilizasyon mekanizması aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Çift tabakanın sıkıştırılması
- Adsorpsiyon ve yük nötralizasyonu
- Alüminyumhidroksidin çökeltmesi

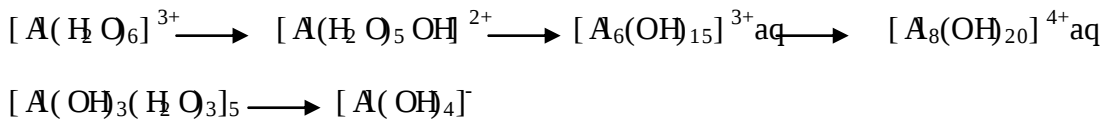
Sudaki askıdaki partiküllerin stabilitesi, partiküller arasındaki interaksiyon enerjisi ne bağlıdır. İnteraksiyon enerjisi de partiküller arası mesafe ve partikül yüzey yükü ile ilişkilidir.

Çift tabakanın bastırılması zıt yüklü iyonların varlığı ile gerçekleşmektedir. Negatif yüklü partikülün etrafında pozitif yüklü iyonların toplanması, kolloidin etrafındaki difüz tabakanın bastırılmasını sağlamaktadır. Böylece kolloidler arasındaki itme kuvveti azalarak Vander Walls çekim kuvveti baskın hale gelmektedir.

Yük nötralizasyonu, negatif yüklü partiküllerin pozitif yüklü alüminyumhidroksit komplekslerini sarılmasıyla gerçekleşmektedir. Böylece negatif yüklü partikül, nötr veya pozitif yüklü çökeltiyi oluşturur. Negatif yüklü partiküllerin nötralizasyonu, alüminyumhidroksit $[Al(OH)_3]$ çözünürlük limitini aşmadıkça gerçekleşmez.

Alüminyumhidroksit çökeltmelerinin kolloidleri de sürükleyerek çökelttiği mekanizma hızlı karıştırma, flokülasyon ve çöktürme proseslerinin ardarda uygulandığı sistemlerde etkin olarak gerçekleşmektedir. Hamsu bulamıklığının düşük olduğu şartlarda kolay çökebilir flokların oluşabilmesi için suya katı madde ilave edilebilir.

Al^{3+} ile koagülasyonda stokiometri aşağıdaki gibi yazılabilir.



pH 4-7 arasında $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}aq$ gibi pozitif yüklü polihidroksi kompleksler etkilidir. Aşırı doygun hidroksi formlasyonundaki maddeler $[Al(OH)_3(H_2O)_5]$ halindeki kolloidal partiküllerle flok oluşturarak çökeltmektedir.

Dğer monomerik ve polimerik türler aşağıda belirtilmiştir.

Monomerler: $[Al(OH)]^{2+}$; $[Al(OH)]^+$; $[Al_2(OH)]^{4+}$; $[Al(OH)_4]^-$

Poli merler; $[Al(OH)_{15}]^{3+}$; $[Al_7(OH)_{17}]^{4+}$; $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$; $[Al_3(O_4(OH)_2)]^{7+}$;
 $[Al_3(OH)_{34}]^{5+}$

Al^{3+} ile koagülasyonda birçok türün nihai şekli $Al(OH)_3$ çökeltisi şeklindedir. Kolloidal maddeler $Al(OH)_3$ floklarına adsorbe olarak çökelmektedir.

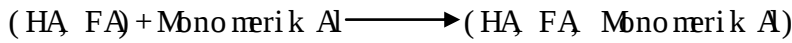
2.1.5 Aüm Koagülasyonu ile Organik Madde Giderimi

Hidroforobik aist reaksiyonu, tabii organik maddelerin koagülasyonu ile gideriminde en önemli etken olarak göze çapmaktadır. Genelde koagülant maddelerin hidroforobik maddeleri gidermede hidrofilik maddelere göre, aynı zamanda yüksek molekül ağırlıklı bileşikleri gidermede düşük molekül ağırlıklı olanlara göre daha etkin olduğu bilinmektedir. Organik maddelerin Al^{+3} ile giderimi aşağıdaki kimyasal reaksiyonları kapsamaktadır.

1. Al ile tabii organik maddelerin kompleks reaksiyonları; özellikle hüminik ve fulvik asitle olan reaksiyonlar
2. İnorganik OH ile organikler arasında Al hidroliz reaksiyonları
3. Yük nötralizasyonunu müteakip Al -ÇOM (Çözünmüş Organik Madde) partiküllerinin direkt çökmesi
4. $Al(OH)_3$ üzerine tabii organik maddelerin adsorpsiyonu

Organik maddeler, $Al(OH)_3$ üzerine adsorbe olarak veya Al ile kompleks reaksiyonları oluşturarak çökelirler. Negatif yüklü organik maddeler pozitif yüklü Al türleriyle güçlü elektrostatik kökenli kompleks reaksiyonları oluşturmakta, negatif yük doyduğu zaman çökme başlamaktadır.

Çökme:

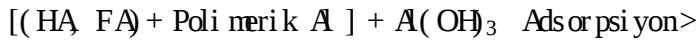


pH= 4.0-5.0



pH= 5.0-6.0

Adsorpsiyon:



düşük pH aralıklarında çökme, yüksek pH aralıklarında (>6,5) adsorpsiyon mekanizması etkindir.

2.1.6 Koagülasyon İle Organik Madde Gideriminde İşletme Koşulları

2.1.6.1 Koagülant Tipi ve Dozu

Yapılan araştırmalarda, DOM koagülasyonunda inorganik koagülantlar sentetik organik polimerlerden daha verimli bulunmuştur. Ayrıca, demir klorür DOM gideriminde alümden daha etkilidir. TOK gideriminin temel mekanizması metal hidroksitler üzerinde adsorpsiyondur. Demir hidroksit floklarıyla alüminyum hidroksit flokları spesifik yüzey alan, yüzey yük ve aktif adsorpsiyon bölgeleri bakımından farklıdır. Literatürde verilen yüzey alan örnekleri demir flokları için 160-230 m²/g iken alüminyum flokları için 200-400 m²/g'dır. Ancak demir klorür çözeltisinde aktif metal konsantrasyonunun alümden daha fazla olması ve daha büyük moleküler ağırlık nedeniyle demir klorür aynı dozdaki alümden 2-8 kat daha fazla metal hidroksit oluşturur. Sonuç olarak, DOM tüketimi için gerekli yüzey alan Bromür iyonu (Br⁻) içeren içme sularına ozon uygulaması, bromürün ilk önce hipobromit iyonuna (OBr⁻) ve son olarak da kanserojen olduğundan şüphelenilen bromat iyonuna (BrO₃⁻) okside olmasına yol açar. Ara ürün, hipobromit iyonu, zayıf bir asit olan hipobromik asidin (HOBr) protonunu kaybetmiş formudur. Hipobromit iyonu ve hipobromik asit formları birlikte sulu çözeltide bromüsten temsil ederler ve bu türlerin relatif baskınlıkları pH ile kontrol edilir. Doğal organik madde (DOM) ozon sarfeden bir türdür ve hipobromik asit ile organik bromlu bileşikleri oluşturur. Tüm sistem incelendiğinde bromat ve toplam organik bromür, bromür tüketen türlerdir; HOBr/OBr⁻ bir geçiştir. USEPA bromat için 10 µg/l'lik bir maksimum kirlletici seviyesi (MKS) teklif etmiştir. Bu seviye Amerika'daki içmesuyu kaynaklarında ortalama olarak 100 µg/l konsantrasyona sahip bromür iyonunun oluşturacağı bromat konsantrasyonundan düşüktür. Toplam organik bromür (TOBr) aynı zamanda bazı özel bileşenlerine getirilen kısıtlamalar ile dolaylı olarak, örneğin Trihalometan (Bromform) maksimum kirlletici seviyesi ve Haloasetik asit (bromoasetik asit) maksimum kirlletici seviyesi şeklinde kontrol edilmektedir. Bromat ve toplam organik bromür oluşumunda etkili faktörler arasında bromür iyonu konsantrasyonu doğal organik madde karakteristikleri (genel olarak çözünmüş organik karbon (ÇOK) veya toplam organik karbon (TOK) şeklinde ölçülür) pH ve ozon dozu sayılabilir. Her ne kadar Bromat ve toplam organik bromür oluşum oranı karşılaştırılabilir olsa

da teklif edilen maksimum kirletici seviyesi bromatın daha büyük öneme sahip olduğunu göstermektedir.

2.1.6.3 pH Etkisi

Metal hidroksitlerin oluşumu esnasında demir klorür ile tüketilen alkalinite alümin ile tüketilen alkaliteden iki kat fazladır. Bunun sonucunda aynı koagülant dozunda demir klorür pH' ı alüminden daha fazla düşürecektir. pH' ın düşük olması hüminik maddelerin pozitif yükünü arttırarak koagülant dozunu azaltır ve metal hidroksitler üzerindeki organiklerin adsorpsiyonunu kolaylaştırır. Tek başına inorganik koagülantlar kullanılarak maksimum TOK giderimi için pH değerleri elde etmek mümkündür. Koagülant ile birlikte asit ilavesi aynı TOK giderimini sağlayarak koagülant dozunda azalma sağlar. Araştırmalar sonucunda alümin kullanıldığında maksimum TOK giderimi pH 5-5.5 arasında gerçekleşirken demir (III) klorür kullanıldığında optimum pH 5 civarındadır.

2.2 Bromat Mekanizmasına Genel Bir Bakış

2.2.1 Bromürün Kaynakları

Bromür jeolojik kaynakların çözünmesi, kış aylarında yollarıntuzlanması, bromürün çeşitli şekilde sanayi ve tarımda kullanılması, tuzlu suyun akifer ve yüzeysel sulara karışması ve kanalizasyon sularının yer altı sularına karışması sonucu içme suları 0.01-6 mg/l konsantrasyonlarında bromür içerebilir. Yapılan araştırmalar sonucu içme sularında bromür konsantrasyonu Amerika da ortalama 100 µg/l, Avrupa da ise 10-240 µg/l arasında bulunmuştur.

2.3 Bromat Oluşum Mekanizmaları

2.3.1 Moleküler Ozon Mekanizması

Moleküler ozonun bromür ile doğrudan ilişkisini gösteren reaksiyon mekanizmaları Tablo 2.1. de verilmiştir. Bu reaksiyonlar bromat oluşumunun bromür konsantrasyonu, pH ve amonyak konsantrasyonunun bir fonksiyonu şeklinde tahmini mümkün kılmalıdır. Hipobromik asidin ozon ile oksidasyonu oldukça yavaş gerçekleşen bir reaksiyondur (reaksiyon 3b). Bu nedenle belirgin bir bromat

oluşumuna neden olmaktadır. Moleküler ozon mekanizmasının şematik gösterimi Şekil 2.1' de gösterilmiştir. Reaksiyon 1, aktivasyon enerjisi bilinen tek reaksiyon olduğundan [37±4 kJ/ mol] reaksiyon sabitlerinin belirlenmiş olduğu 20 ° C dışındaki sıcaklıklarda tüm reaksiyon sisteminin davranışını tahmin etmek zordur. Yüzeysel sularda gerçekleştirilen pilot tesis çalışmalarında sıcaklıktaki 10 ° C lik artış sonucu bromat konsantrasyonunda %20' lik bir artış gözlenmiştir (Siddique ve diğ., 1995).

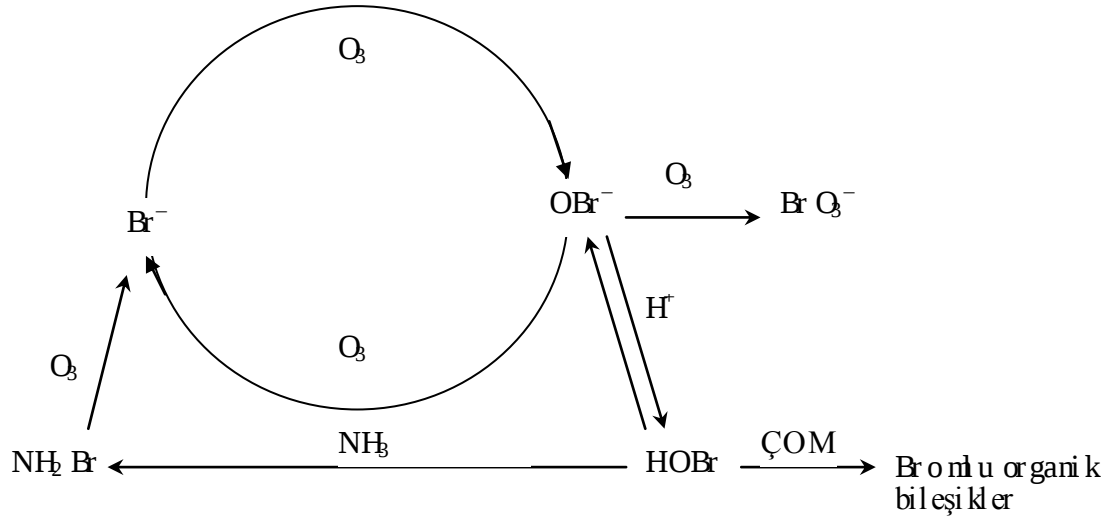
2.3.1.1 Ozon Konsantrasyonunun Etkisi

Su arıtma koşullarındaki değişiklikler ozonun bozunması ve diğer reaksiyonları önemli ölçüde etkiler. Bir reaksiyon süresi boyunca (t) standardize edilmiş ozon konsantrasyonunu (C) elde etmek için Ct olarak gösterilen *ozona maruz kalma* [ng/l dak] tanımlanır. Bu değer, zamana karşı çizilen ozon konsantrasyonu grafiğinin altında kalan alandır. Moleküler ozon mekanizması ile bromat oluşumundaki tüm reaksiyonlar ozon konsantrasyonu açısından 1. derecede reaksiyonlardır. Ozonlama prosesini karakterize eden *ozona maruz kalma* değerlerinin bir fonksiyonu olarak bromat konsantrasyonlarının okunduğu grafiklerin elde edilmesi mümkündür.

Tablo 2.1 Moleküler Ozon Mekanizmasındaki Reaksiyonlar ve Hız Sabitleri (Gunt en ve Haigne, 1994)

No	Reaksiyon	k veya pKa (20 °C)
1	$O_3 + Br^- \longrightarrow O_2 + OBr^-$	$160 M^{-1}s^{-1}$
2	$O_3 + OBr^- \longrightarrow 2O_2 + Br^-$	$330 M^{-1}s^{-1}$
3a	$O_3 + OBr^- \longrightarrow BrO_2^- + O_2$	$100 M^{-1}s^{-1}$
3b	$O_3 + HOBr \longrightarrow BrO_2^- + O_2 + H^+$	$\leq 0.013 M^{-1}s^{-1}$
4	$BrO_2^- + O_3 \longrightarrow BrO_3^-$	$>10^5 M^{-1}s^{-1}$
5	$HOBr \rightleftharpoons H^+ + OBr^-$	9 (8.8)
6	$HOBr + NH_3 \longrightarrow NH_2Br + H_2O$	$8 \times 10^7 M^{-1}s^{-1}$
7	$O_3 + NH_2Br \longrightarrow Y^{\ddagger}$	$40 M^{-1}s^{-1}$
8	$Y + 2O_3 \longrightarrow 2H^+ + NO_3^- + Br^- + 3O_2$	$k_8 \gg k_7$
9	$NH_4^+ \rightleftharpoons H^+ + NH_3$	9.3

$Y^{\ddagger}$ devameden reaksiyonlarda reaksiyona katılan bilinmeyen bir bileşik



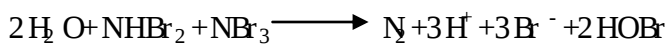
Şekil 2.1 Bromür içeren suların ozonlanmasıyla gerçekleşen reaksiyonlar. Sadece OH radikallerinin oluşması durumundaki reaksiyonlar gösterilmiştir (Shukairy and Summers, 1992).

2.3.1.2 pH'nin Etkisi

Reaksiyon 1'in pH'dan bağımsız oluşmasının yanında reaksiyon 2 ve 3'ün hızları protonlaşma ile hipobromitin maskelenme etkisine bağlı olarak azalan pH ile azalmaktadır, hipobromik asidin pK_a değeri yaklaşık 9'dur (reaksiyon 5). pH 7-8 aralığında $[HOBr]_{\text{toplam}}$ 'ın sadece %1-10'u (OBr^- formunda) moleküler ozon ile reaksiyonlarda rol oynamaktadır.

2.3.1.3 Amonyakın Etkisi

Amonyak varlığında monobromaminin oluşumu ile hipobromit maskelenmektedir (reaksiyon 6). İçme suyu arıtımında geçerli pH aralığında bu reaksiyon oldukça hızlıdır. Monobromamin, ozon ile yavaş bir şekilde nitrat ve bromüre okside olmaktadır. Amonyakın büyük bir kısmının tükenmesini ardından reaksiyon 1-5 uyarınca bromat oluşmaktadır. Bu nedenle amonyak, bromat oluşumunda geçikme fazına neden olmaktadır. $HOBr/NH_4^+$ molar oranı >1 için $NHBr_2$ oluşmaktadır ve ozonla NH_2Br 'den dört kat yavaş olarak reaksiyona girmektedir. Bromür - Amonyak sisteminde daha ileri reaksiyonlar NH_2Br ve NBr_3 'ü içermektedir (Haag ve diğ., 1984).



bu reaksiyon bromat oluşumunda tekrar bir gecikmeye ve başlangıç amonyum konsantrasyonu ile karşılaştırıldığında NO_3^- veriminde bir düşmeye neden olmaktadır.

2.3.1.4 Diğer Parametrelerin Etkisi

Su arıtımında ozonun bozunması OH radikalleri gibi ikincil oksidanların oluşmasına neden olmaktadır. Bu kuvvetli oksidanların reaksiyonları ayrıca dikkate alınmalıdır, çünkü toplam oksidasyon proseslerine önemli ölçüde katkıda bulunabilmektedirler.

2.3.2 Hidroksil Radikali Mekanisması

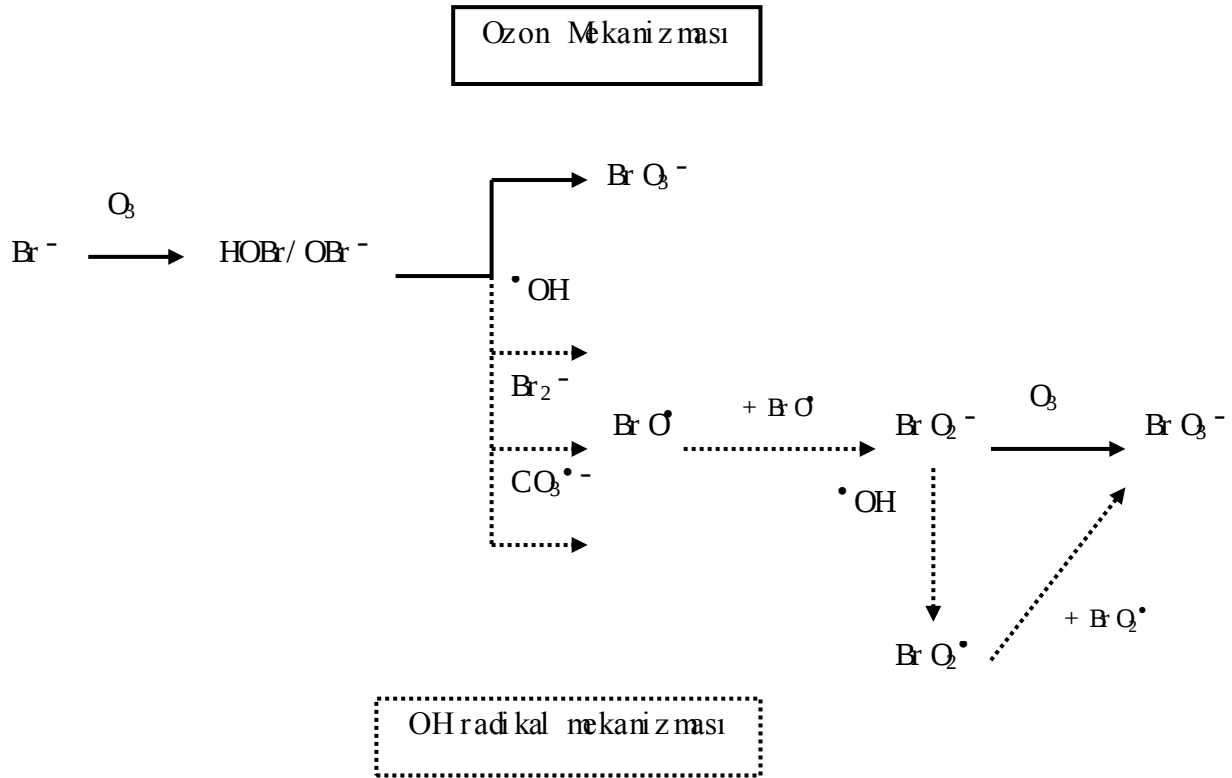
Hidroksil (OH) radikalleri ile bromürün oksidasyonu geçmişte yapılan pulse radiolysis deneyleri ile bulunmuştur. pH 7-8 aralığı sonuçları Tablo 2.2' de verilen 11-13 reaksiyonları ile özetlenebilir. Bromürün hidroksil radikalleri ile reaksiyonun ilk adımı (reaksiyon 11) ara ürün BrOH ın geri dönüşlü oluşumudur. Bu reaksiyonun geri dönüşlü olması Br_2^- ürününün oluşumuna kısıtlama getirmektedir. Oluşan Br_2^- ya başka bir Br_2^- ile reaksiyona girer (reaksiyon 14) ya da ileri oksidasyona uğrayarak OBr^- yi oluşturur (reaksiyon 15).

Başlangıç reaktantları olarak sadece bromür ve hidroksil radikallerinin bulunduğu bir sistemde bromat oluşumuna ilişkin bir kanıt bulunamamıştır. Bromün daha ileri oksidasyon kademelerine geçmek için hipobromit gerekmektedir. Bromür ve ozon içeren çözeltilerde, hipobromit birincil ara ürün olarak birirmektedir.

İkincil oksidanların hipobromit ile olası reaksiyonları Tablo 2.2' de reaksiyon 15-18' de görülmektedir. CO_3^- radikalleri reaksiyon 19-22 ile oluşmaktadır. CO_3^- radikallerinin aksine HCO_3^- radikallerinin HOBr/OBr^- ile reaksiyonu ilişkin kinetik data bulunmamaktadır.

Standart su arıtma koşulları moleküler ozon, OH radikal mekanizmasında iki oksidasyon adımı için önemli rol oynamaktadır: ilerde Br_2^- , OH ve CO_3^- radikalleri ile reaksiyona girerek OBr^- oluşturacak hipobromitin oluşumu (reaksiyon 1) ve bromat oluşumuna neden olacak bromitin oksidasyonu (reaksiyon 4).

Moleküler ozon ve OH radikal mekanizması ile bromat oluşumu şematik olarak Şekil 2.2' de görülmektedir.



Şekil 2.2 Moleküler ozon mekanizması ile OH radikali mekanizmasını karşılaştırılması. OH radikali mekanizması CO_3^{2-} ve Br_2^- gibi ikincil oksidantların reaksiyonlarını içermektedir. Tüm reaksiyonların listesi Tablo 2.1 ve 2.2' de verilmiştir (Günter ve Høigne, 1994).

Özeken ve diğ. (1998) farklı doğal su kaynaklarında bromat oluşumunu, hidroksil radikali tüketicisi varlığında incelemişlerdir. Çalışmada oluşan bromat ağırlıklı olarak serbest radikali yolu üzerinden gerçekleştiği gösterilmiştir.

Bromat oluşumunu mekanizması hala tartışılmaktadır. Sentetik sularda gözlenen (çözülmüş organik karbon içeriği sıfır olan) mekanizmalar moleküler ozon ve hidroksil radikallerinin ikisinin de önemli olduğunu göstermiştir (Glaze ve diğ., 1993). Aynı araştırmacılar mekanizmaları ve bromat oluşum derecesini karbonatın da etkileyebileceğini ortaya koymuşlardır. Ayrıca bununla birlikte yapılmış olan birçok sayıda çalışmada içme suyu arıtma tesislerinde kullanılan doğal su kaynakları yanında sentetik suda oluşum mekanizmaları incelenmiştir (Westerhoff ve diğ., 1998).

Tablo 2.2 Hidroksil radikal mekanizmasındaki reaksiyonlar ve hız sabitleri

No	Reaksiyon	k veya pK _a (20 °C)
11	$\text{Br}^- + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{Br}^- \text{OH}$	$10^{10} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$; $3,3 \times 10^7 \text{ s}^{-1}$
12	$\text{Br}^- \text{OH} \longrightarrow \text{Br}^- + \text{OH}^-$	$4,2 \times 10^6 \text{ s}^{-1}$
13	$\text{Br}^- + \text{Br}^- \longrightarrow \text{Br}_2^-$	$10^{10} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
14	$\text{Br}_2^- + \text{Br}_2^- \longrightarrow \text{Br}_3^- + 2\text{Br}^-$	$2 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
15	$\text{Br}_2^- + \text{OBr}^- \longrightarrow \text{Br}^- \text{O} + 2\text{Br}^-$	$8 \times 10^7 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
16	$\text{OH}^- + \text{OBr}^- \longrightarrow \text{Br}^- \text{O} + \text{OH}^-$	$4,5 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
17	$\text{OH}^- + \text{HOBr} \longrightarrow \text{Br}^- \text{O} + \text{H}_2\text{O}$	$2 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
18	$\text{CO}_3^{2-} + \text{OBr}^- \longrightarrow \text{Br}^- \text{O} + \text{CO}_3^{2-}$	$4,3 \times 10^7 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
19	$\text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^- \longrightarrow \text{OH}^- + \text{CO}_3^{2-}$	$3,9 \times 10^8 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
20	$\text{HCO}_3^- + \text{OH}^- \longrightarrow \text{OH}^- + \text{HCO}_3^-$	$8,5 \times 10^6 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
21	$\text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$	10,3
22	$\text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$	9,6
23	$2\text{Br}^- \text{O} + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{OBr}^- + \text{Br}^- \text{O}_2^- + 2\text{H}^+$	$4,9 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
24	$\text{Br}^- \text{O}_2^- + \text{OH}^- \longrightarrow \text{Br}^- \text{O}_2 + \text{OH}^-$	$2 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
25	$\text{Br}^- \text{O}_2^- + \text{CO}_3^{2-} \longrightarrow \text{Br}^- \text{O}_2 + \text{CO}_3^{2-}$	$1,1 \times 10^8 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$
26	$2 \text{Br}^- \text{O}_2 \rightleftharpoons \text{Br}_2 \text{O}_4$	$1,4 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$; $7 \times 10^7 \text{ s}^{-1}$
27	$\text{Br}_2 \text{O}_4 + \text{OH}^- \longrightarrow \text{Br}^- \text{O}_3^- + \text{Br}^- \text{O}_2^- + \text{H}^+$	$7 \times 10^8 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$

Bu teoriye göre, ozonlama sırasında çözünmüş ozon ile (doğrudan oksidasyon) bromür hipobromit iyonuna (OBr^-), bromite (BrO_2^-) ve ardından da bromat a okside olmaktadır (Shukairy ve Summers 1992). Bu toplam reaksiyon pH bağımlıdır, çünkü OBr^- hipobromik asit (HOBr) ile denge halindedir ($\text{pK}_a = 8,7$). Diğer bir teori ise radikal yolunun (dolaylı oksidasyon) bromür içeren türlerin bromat oksidasyonunda dominant rol oynadığı savunmaktadır. Son yıllarda yapılan bir çalışmada, Von Gunten ve Høignè (1994) iki yol üzerinden bromat oluşumunu modellemeye başarılı olmuşlardır. Gunten ve Høignè (1994) ayrıca doğal organik maddenin (DOM) etkisini incelemek amacıyla birçok farklı suda bromat oluşumunu incelemişler ve moleküler bölgenin toplam bromat oluşumuna %30-80 arasında bir katkısı olduğunu bulmuşlardır. Bununla birlikte çalışmaları sadece sabit pH da iki doğal su kaynağı ile sınırlıdır. Gunten ve Høignè (1994) bromat oluşumunu ozona maruz kalma (süre bağımlı ozon dekompozisyon parametresi) ile ilişkilendirmişlerdir. Düşük pH da ozon yüksek pH seviyeleri, ne göre daha yavaş

olarak ayrışmaktadır. Aynı zamanda yavaş ozon tüketimi ile daha az OH radikali oluşmaktadır. Gunt en ve Hoi gnè (1994) tarafından yapılan modellenmeye göre pH HOBr/ OBr- türlerini, relatif ozon ve OH radikali konsantrasyonunu kontrol etmektedir.

Yapılan çalışmanın ana sonuçlarından biri çeşitli ABD su kaynaklarında moleküler ozon ve hidroksil radikali yollarının incelenerek bromat kontrol stratejilerine mekanistik bir yaklaşım getirmesi olmuştur. Su kaynakları kompleks inorganik türler yanında çeşitli çözünmüş organik madde (ÇOM) konsantrasyonlarına (örneğin 1,9-10,6 mg/l) ve çeşitli DOM özelliklerine sahiptir. Bu nedenle analitik bir yaklaşımı yerine genelleştirilmiş bir mekanistik yaklaşım öne sürülebilmektedir (Westerhoff ve diğ., 1998).

Özegin vd. (1998) tarafından yapılan çalışmanın hedefleri aşağıdakileri içermektedir:

- 1) Model ve doğal sular üzerinde bromat oluşumunun OH radikali yolunun O₃ yoluna göre relatif davranışının araştırılması
- 2) Karbonat radikallerinin 2° oksidanlar olarak etkilerini incelenmesi
- 3) Hidrojen peroksit ve amonyak ilavesini etkilerinin incelenmesi

Çalışmanın (Özegin ve diğ., 1998) sonucunda bromat oluşum mekanizmaları açısından aşağıdaki neticelere varılmıştır:

Bromatın, radikal ve moleküler ozon yolu üzerinden oluşabilmesi ne rağmen oluşumu DOM (Doğal Organik Madde) içeren sulara OH radikalleri tarafından kontrol edilmektedir. OH radikalleri ve moleküler ozon mekanizması yolu üzerinden bromat oluşumunun relatif miktarları ÇOM (Çözünmüş Organik Madde), alkalinite ve pH ya bağlı olmak üzere kaynaktan kaynağa değişmektedir. Radikal yolunun, DOM içeren sulara baskın olduğu gözlenirken DOM içermeyen sulara moleküler ve radikal mekanizmalarının ikisinin de etkili olduğu anlaşılmıştır.

2.4 Bromat Oluşumu ve Bromat Oluşumuna Etki Eden Parametreler

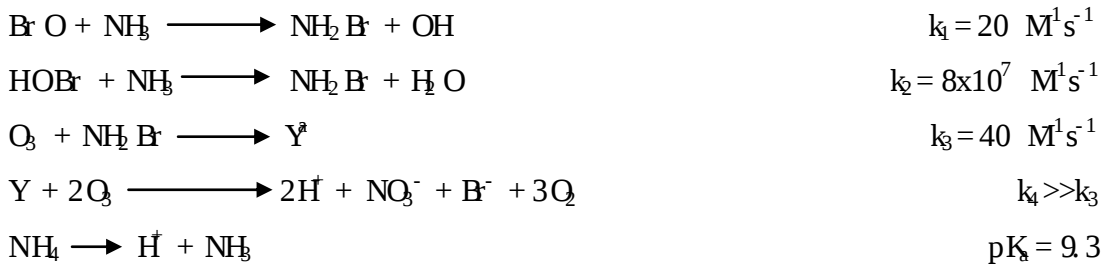
Ozon bromid ile hypobromus asit/hypobromid (HOBr/OBr^-) oluşturur. $\text{pH} < 8.8$ değerlerinde HOBr , $\text{pH} > 8.8$ değerlerinde ise OBr^- baskın olarak bulunur. $\text{pH} = 7$ de ise OBr^- çok düşüktür. Ozon ile HOBr nin reaksiyonu, ozon ile OBr^- nin reaksiyonundan çok daha yavaştır ($k_{\text{HOBr}} \ll k_{\text{OBr}^-}$). Reaksiyon sonunda oluşan OBr^- tekrar ozon ile yaklaşık olarak %78 Br^- ve %22 bromat oluşturur. Düşük pH değerlerinde yüksek oranda bulunan HOBr nin organik maddelerle birleşmesi ile bromlu organik maddeler, yüksek pH değerlerinde ise OBr^- 'in ozon ile reaksiyonu sonucu yüksek oranda bromat oluşur (Soyer, 2002; Tang ve Tassos, 1997).

Tam olarak bilinmemekle beraber diğer bir bromat oluşum mekanizması radikal mekanizmasıyla oluşmaktadır. İleri oksidasyon sırasında oluşan çeşitli radikaller ($\text{CO}_3^\cdot$, $\text{OH}^\cdot$, $\text{Br}^\cdot$ vb.) HOBr/OBr^- ile $\text{Br}^\cdot$ radikali olduğu daha sonra oluşan $\text{BrO}_2^\cdot$ veya $\text{OBr}^\cdot$ radikalinin O_3 veya $\text{OH}^\cdot$ radikali ile reaksiyonu sonucu bromat olduğu tahmin edilmektedir. Ayrıca ozon veya $\text{OH}^\cdot$ radikalinin direk bromür ile oluşturduğu reaksiyon henüz bilinmemektedir. Yates ve Stenstrom ise $\text{pH} = 8$ de yüksek bromat oluşumunu bromatın oksidasyonundan değil $\text{OH}^\cdot$ radikali ile bromidin oksidasyonundan kaynaklandığını ileri sürmektedir (Siddiqui, 1997).

Bromat oluşumunda pH, ozon dozajı ve bromür konsantrasyonu temel faktörlerdir ve her üç parametrenin artması ile bromat oluşumu artar.

2.4.1 Amonyak Etkisi

Amonyak $\text{BrO}^\cdot$ ile birleşerek $\text{NH}_2\text{Br}^\cdot$ oluşturur fakat reaksiyon çok yavaştır. Dolayısıyla NH_3 -N klenmesinin $\text{pH} > 8$ de çok fazla etkisi yoktur. HOBr ile NH_3 -N reaksiyonu daha hızlıdır ve bu aynı zamanda bromlu organik maddelerin oluşumunu azaltır. Artan ozon dozajlarında NO_3^- oluşur.



Siddique ve diğ., 1994, göre 0.1-1 mg/l bromür içeren sularda bromat oluşumu $\text{NH}_3\text{-N}$ eklenmesi ile %80 azaltılabilir. Mohamed Siddique' nin yaptığı başka bir çalışmada ise $\text{NH}_3\text{-N}$ eklenmesi ile %30-36 oranında bromat ve %20 bromlu organik maddelerinin oluşumu azalmıştır. Sudaki mevcut $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu gözönüne alınırsa $\text{NH}_3\text{-N}$ ile bromlu organiklerin ve bromatın oluşumundaki azalmanın daha fazla olduğu söylenebilir ($\text{pH}=7.5$ ve $\text{NH}_3\text{-N}$ $\text{O}_3=0.25$, numunedeki mevcut $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu 0.1-0.5 mg/l, $\text{KCl}=3$ mg/l) (Carmel, Bermond, 1998; Tang and Tassos, 1997).

Song ve diğ., 1996, yaptığı çalışmada ise bromat oluşumu 0.07 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ içeren suda %40-50, 0.75 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ içeren suda ise %75-80 daha az gerçekleşmiştir ($\text{pH}=7.5$, $\text{Br}=400$ $\mu\text{g/l}$, $\text{O}_3=6$ mg/l ve $\text{KCl}=3$ mg/l) (Summers ve diğ., 1992).

Stuart ve diğ., 1993, yaptığı çalışmada ise 0.5 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ katılması ile bromat oluşumunda azalma olmuştur hatta bazı numunelerde bromat konsantrasyonu artmıştır ($\text{Br}=330$ $\mu\text{g/l}$, Alkalinite= 104-114 mg/l CaCO_3 , $\text{pH}=6-8$, Bakiye $\text{O}_3=0.06-0.46$ mg/l, Uygulanan $\text{O}_3=6$ mg/l) (Soyer, 2002).

Genel yaklaşım düşük bromür konsantrasyonlarında $\text{NH}_3\text{-N}$ ' in bromat oluşumunu minimize edemeyeceği fakat yüksek bromür konsantrasyonlarında ise $\text{NH}_3\text{-N}$ ' in bromat oluşumunu minimize edebileceğinden yanadır. Fakat $\text{NH}_3\text{-N}$ eklenmesinin dezenfeksiyon amacını başka bir değişle BrCl_5/KCl oranındaki artışı ne derece değiştirdiği bilinmemektedir.

2.4.2 Organik Madde Etkisi

Sudaki doğal organik maddeler (DOM) oluşum şartlarına göre kaynaktan kaynağa farklılık gösterirken bu farklılıktan dolayı organik maddeler ozon tüketimini hızlandırıcı veya inhibe edici etki gösterebilir. Ozonlama sırasında ozon ilk olarak organik maddelerle reaksiyona girerek kimyasal bağları parçalar, organik maddeler daha küçük moleküllere ayrılır, BrCl_5/KCl oranı artar ve bir sonraki biyolojik arıtma veya kimyasal çöktürme ile TOK giderme verimi artar. Sadece ozon ile organik madde giderilemez. Çok yüksek ozon dozlarında dahi %30-40 oranında TOK giderilirken bunun büyük bir kısmı ise ozon ile organik maddenin sıyrılması ile

meydana gelir. Ozonlama ile BOI_5/KOI oranındaki artış su kaynağına, organik maddenin yapısına ve konsantrasyonuna bağlı olarak belli bir O_3/KOI (0.5-3 mg/ mg) oranından sonra kararlı hale gelir.

Bromürü içeren sular da organik maddenin bromat oluşumuna etkisi farklı şekilde olmaktadır. Öncelikle organik maddeler ozon ve OH radikali ile direk reaksiyona girerek ozonu ve OH radikalini tüketirler. Bu reaksiyonlar ozonun bromid ile reaksiyonundan çok hızlıdır ve organik maddenin yapısındaki bağların parçalanması ile gerçekleşir. Devam eden ozonlama ile oluşan bromin ($HOBr/OBr$) organik maddeler ile bromlu organik maddeleri, ayrıca BrO_2 ile organik maddeler ile $HOBr$ oluşturarak bromat oluşumunu azaltır. Artan ozon dozajlarında suda bakiye moleküler ozonun artması ile bromat meydana gelir. Yapılan çalışmalar değerlendirildiğinde BOI_5 in kararlı hale geldiği O_3/KOI oranı bromatın önemli derecede oluşmaya başladığı O_3/KOI oranı ile yaklaşık olarak aynıdır. Dolayısıyla bromatın BOI_5 değerinin kararlı hale geldiği ozon konsantrasyonuna kadar oluşmadığı veya çok az oluştuğu tahmin edilmektedir (Mhammed S ve diğ., 1992)

Stuart yaptığı çalışmada 500 µg/l bromür içeren bir suda O_3/TOK oranının 1 mg/ mg üzerinde olduğu ozon dozajlarında bromat oluşumu artmaya başlamış ve bakiye ozon miktarının pH=7 de 0.5 mg/l, pH=8 de 0.01 mg/l den büyük olduğu konsantrasyonlarda bromat konsantrasyonunun 10 µg/l sınırını geçtiği gözlenmiştir. Bromat oluşumu pH=6-7.7 de 2-3 mg , pH=8.5 de 0.5 mg/ mg O_3/KOI oranında başlamış ve KOI 'nin düşük olduğu numunelerde daha yüksek oluşmuştur. Ayrıca bromat oluşumunun (pH=7.5 de, $KOI=4$ mg/l ve $O_3/KOI=3$ mg/ mg) başladığı bromid konsantrasyonu 0.4 mg/l olarak belirlenmiştir.

Siddiqui'nin yaptığı çalışmaya göre pH'nın 7.1, KOI 'nin 3-5 mg/l olduğu bir suda BOI_5/KOI oranının maksimum olduğu 0.45 değerine 1 mg/ mg O_3 (transfer edilen)/ KOI oranında ulaşılmıştır (Siddiqui ve diğ., 1997). 1 mg/ mg O_3 (transfer edilen)/ KOI oranında bromür miktarı azalmaya başlamış artan ozon dozajlarında ise bromat oluşmuştur (Song, 1996).

Ethanol, formik asit, asetat ve glikoz gibi OH radikali ile reaksiyona giren fakat ozon ile reaksiyona girmeyen maddeler ozonlama öncesi suya katılarak bromat oluşumu sırasıyla %0, %3, %5, %65, oranlarında azaltılmıştır. Bu organik maddelerin bir

sonraki biyolojik arıtma ile kolayca giderilebileceği ifade edilsede dezenfeksiyon verimini, BOD/ KOD oranını ve bir sonraki biyolojik arıtmada ne derecede arıtmanın gerçekleştiği araştırılmamıştır (Siddiqui ve diğ.,1997).

Rangao Song çeşitli kaynaklardan alınan su numunelerinde yaptığı çalışmada tüm numunelerde pH=7.5, KOD=3 mg/l Br= 400 µl olarak ayarlandığı halde bromat oluşumu kaynaktan kaynağa çok farklı olmuştur. 0.5 mg/ mg O₃/ KOD oranında bazı numunelerde bromat konsantrasyonu çok düşük bazı numunelerde ise çok düşük bazı numunelerde ise 10 µg/l sınırının üzerinde olduğu gözlenmiştir. Ayrıca yüksek pH değerinde (pH=8.5) bromatın, düşük pH değerinde (pH=6.5) ise bromlu organik maddelerin çok yüksek miktarda olduğu belirlenmiştir (Siddiqui ve diğ., 1994).

Sonuç olarak sudaki doğal organik maddelerin bromat oluşumunu azalttığı, fakat farklı yapılarından dolayı oksidasyon koşullarını farklı etkilendiği, organik maddelerle HOBr, OBr ve BrO radikali arasındaki reaksiyonların tam bilinmediği veya bu reaksiyon katsayılarının organik maddenin yapısına göre çok fazla değişmesi nedeniyle bromat oluşumunun tam ifade edilmediği ve kaynaktan kaynağa farklılık gösterdiği yapılan çalışmalarla ifade edilmektedir.

2.4.3 Alkalinite Etkisi

Alkalinitenin bromat oluşumunu etkisi konusunda birbirine zıt sonuçlar alınsa da genel görüşler alkalinitenin bromat oluşumunu arttırdığı, bromlu organiklerin oluşumunun ise alkalinite ile azaldığı yönündedir. Ozon ile karbonat iyonunun reaksiyonu ile oluşan karbonat radikalinin çeşitli zincirleme reaksiyonlarla BrO₂ iyonu ve radikali oluşturduğu bunların ise OH radikali ve O₃ ile reaksiyonu sonucu bromat oluşturduğu tahmin edilmektedir.

Song R 'un çalışmasında bromat oluşumunu hızlandırıcı etkileri bakımında pH>ozon dozajı>Br >alkalinite ve azaltıcı etkileri bakımından ise KOD>NH₃-N olduğu ifade edilmiştir. Bu parametrelere bağlı olarak ozonlama sırasında bromat oluşumunun tahmini için aşağıdaki empirik model çıkarılmıştır (Siddiqui ve diğ., 1994).

$$[BrO_3] = 10^{-6.11} [Br]^{0.58} [KOD]^{-1.88} [NH_3-N]^{-0.18} [O_3]^{1.42} [pH]^{5.11} [Ak]^{0.18} [t]^{0.27}$$

(BrO₃ ve Br µg/l, KOD ve NH₃-NO₃ mg/l, Ak mg/l CaCO₃, pH 6.5-8.5, t 0-30 °C)

Mohamed Siddiqui 35 farklı kaynaktan aldığı su numunesi üzerinde yaptığı çalışmada bromat oluşumunu farklı pH değerlerinde ve farklı O_3/KCl oranlarında incelemiş ve alkalinite etkisini Rengao Song' un elde ettiği sonuçlara benzer olarak aşağıdaki formül ile ifade etmiştir.

$$[BrO_3]_{yeni} = [BrO_3][Alk_{yeni} - 50]^{0.135}$$

2.4.4 Katalist Etkisi

Bromid içeren sulara ozon ile beraber H_2O_2 kullanılması durumunda oluşan kinetizasyon mekanizması henüz tam olarak bilinmemektedir. Fakat organik maddeler daha hızlı parçalandığı ozonun hızlı tüketildiği ve ozon ihtiyacının azaldığı bilinmektedir (Haigne ve diğ., 1993). Urs Von Gunten' e göre H_2O_2 bromin ile reaksiyona girerek bromür oluşturarak bromat ve bromlu organik maddelerin oluşumunu azaltır. Fakat yapılan çalışmada düşük H_2O_2 konsantrasyonlarında (0-1.5 mg/l) bromatın arttığı artan H_2O_2 konsantrasyonlarında ise bromatın azaldığı görülmüştür (pH=8, $Br=1$ mg/l, $O_3=2$ mg/l). Urs Von Gunten başka bir çalışmasında γ radyasyonunda bromat oluşumunu incelemiş ve tüm pH değerlerinde H_2O_2 in ortamda tüketildiikten sonra bromin ve bromat oluşumunun başladığını ifade etmiştir. Stuart W Krasner ise çalışmasında ozon ile 0.5 mg/l H_2O_2 kullanarak bromat oluşumunu incelemiştir. pH=8 de bromat oluşumunun sadece ozonla mayaya göre 5 kat daha fazla olduğu, pH=6 da ise bromat oluşumunda değişme olmadığı görülmüştür.

Muhammed Siddique ve diğ., 1994, H_2O_2 ile bromat oluşumunun artmasını aşağıdaki şekilde H_2O_2 ile BrO_3 in reaksiyonu sonucu olabileceğini belirtmişlerdir (Canel ve Bermond, 1998).

Düşük H_2O_2 konsantrasyonlarında bromat artarken diğer taraftan yaklaşık olarak %40 oranında bromlu organiklerin oluşumu azalmaktadır. NH_3 -N eklenmesi ile iki katı daha fazla bromlu organik madde giderilebilmektedir. Toplam bromlu DYÜ'nün miktarı değerlendirildiğinde H_2O_2 in düşük konsantrasyonlarda dahi olumlu etkisinin olduğu söylenebilir (Siddiqui ve diğ., 1995).

Son zamanlarda TiO_2 gibi katalistlerin ozonla birlikte kullanılmaya başlanmıştır. Cristian ve diğ., 1997, yaptığı çalışmada ozon ile beraber TiO_2 kullanmış ve H_2O_2 a oranla daha yüksek oranda TOK giderildiği ve daha hızlı ozon tüketildiği

görülmüştür. Bundan dolayı ozon ile beraber katalistlerin kullanılmasının bromat oluşumunu azaltacağı tahmin edilmektedir (Christian ve diğ., 1997).

Ozonlanma sudaki koku, tat, renk ve kirlilik artıma için uygulanan bir prosesdir. Ozonlanmanın verimini artırmak için şimdiye kadar birçok sistem denenmiştir. Bunlardan; Ozon/ H_2O_2 ve Ozon/ UV halen çalışmalara devam edilmekte olan arıtma sistemleridir.

Kirliliğin oksidasyonu, Ozon/ H_2O_2 devrede iken önemli bir miktarda TOK giderimini gerçekleştirmektedir.

Katalitik oksidasyon ile organik maddenin çoğunluğu CO_2 ve H_2O ya mineralize olur. Katalitik ozonlanma prosesi, suyun ozonlanması esnasında ortamda katı halde bulunan TiO_2 'nin varlığında gerçekleşen katalitik ozonlanmanın TOK giderimini üzerine etkisi %95'dir. Katalitik ozonlanma yüksek pH seviyelerinde daha etkilidir (pH 5' den 9' a). Katalitik ozonlanma yüksek alkalinite değerlerini etkiler görünmemektedir. Katalitik ozonlanmanın oksidant gücünün artması daha düşük klor ihtiyacı ile sonuçlanır (O_3 ve O_3/H_2O_2 den % 40 daha az) ve THM oluşum potansiyelini azaltır (Camel ve diğ., 1997).

2.5 Bromat Arıtma Yöntemleri

Ozon içine suyu arıtımında organik madde giderme verimine göre ön ozonlanma, ara ozonlanma veya son ozonlanma şeklinde uygulanabilir. Ozonlanma sonrası genellikle kimyasal çöktürme veya biyolojik arıtma işlemi uygulanarak yüksek oranda KO_2 giderilirken THMFP ve TOXFP önemli oranda (%40-60) azalır. Ozonlanma işleminde bromat oluşumu ise daha önce anlatıldığı gibi ozon dozajı, pH, amonyak konsantrasyonu ayarlanarak veya ozon ile çeşitli katalistler kullanılarak minimize edilebilir. Ozonlanma sonrası bromat giderebilmek için Fe^{2+} redüksiyonu, PAC (powdered activated carbon), GAC (granuler activated carbon), iyon değiştiriciler ve UV arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Bu yöntemlerin verimini bromat konsantrasyonuna, organik madde miktarına ve yapısına bağlı olarak değişmektedir.

Mohamed Siddiqui Fe^{2+} redüksiyonu ve UV ile bromat giderimini incelemiş 25 dakika reaksiyon süresinde Fe^{2+} redüksiyonu ile %30-50, UV ile %80 bromat giderilirken,

50 µg/l başlangıç bromat konsantrasyonunda (pH=6-7.5) gerekli Fe^{2+} konsantrasyonu 20-30 mg/l ve 600 µg/l başlangıç bromat konsantrasyonunda radyasyon yoğunluğu 18 mW/s/cm² olarak belirlenmiştir. Fe^{2+} ile bromat redüksiyonu mekanizması ise aşağıdaki şekilde ifade edilmiştir (Siddiqui ve diğ., 1997).

Bromat redüksiyonu Fe^{2+} nin O_2 ile reaksiyonundan daha hızlıdır ve bromid oluşumu 10 dakika içinde yüksek Fe^{2+} konsantrasyonunda büyük oranda tamamlanır. Bromat giderme yöntemleri (Siddiqui ve diğ., 1995)

2.6 Bromatın İnsan Sağlığına Etkisi Ve Toksikite

İçme suyu arıtımında kimyasal dezenfeksiyon prosesi, potansiyel kronik toksisiteyi nedeniyle istenmeyen dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumuna neden olur. Klorla ve klorofenoller, trihalometanlar (THM'ler) ve haloasetik asitler (HAA'lar) gibi birçok kloroorganik bileşiğin oluşmasının yanı sıra ozonlama ile aldehitler, ketonlar ve karboksilik asitler gibi organik bileşikler ve temel inorganik yan ürün olan bromat oluşmaktadır. Kuzey Amerika ve Avrupa'da THM, HAA ve bromat ile ilgili kalite standartları oldukça düşüktür, (EU 1998; USEPA 1998) hatta bazı durumlar için dezenfeksiyon prosesi niyi bir dezenfeksiyonu gerçekleştirerek dezenfeksiyon yan ürünlerini sağlamanın optimizasyonu oldukça güç olmaktadır. Bununla birlikte birçok durumu için dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumu standartlardan oldukça düşük olup herhangi bir kontrol önlemi alınması gerekmemektedir. Fakat yine de bu parametreler rutin olarak ölçülerek güvenilir bir proses kontrolü sağlanmaktadır.

Gelişmekte olan ülkelerde, dezenfeksiyon yan ürünleri konusu 1990'ların başında Peru'da görülen kolera salgınının da yaşandığı gibi zararlı olabilmektedir.

Bromat, bromür içeren suların ozonlanması sonucu oluşan bir dezenfeksiyon yan ürünüdür. Hayvanlar üzerinde gerçekleştirilen testler sonucu kanserojen olduğunun anlaşılması, ozon ile muamele gören içme sularında bromat ile ilgili yasal bir düzenleme ihtiyacı göstermiştir. (Kurokawa ve diğ., 1982). İçme sularında bromat için tartışılan yasal düzenleme üç temel faktöre bağlıdır:

- i) Bromatın toksisitesi
- ii) Doğal sulardaki tayinliliği
- iii) Dezenfeksiyon güvenilirlik kriteri

Kıyı bölgelerdeki yer altı sularında rastlanan yüksek bromür konsantrasyonlarının nedeni okyanus sularından kaynaklanan sızmalar sonucu oluşmaktadır. Kapalı sularda bromürün temel kaynakları, coğrafik durum, doğal kaynaklar ile soda üretimi, potasyum ve kömür madenleri gibi insan kaynaklı bromür şeklindedir.

Bromat sulu çözeltisi ile beslenen kobay farelerin böbrek hücrelerinde tümörlerinin olduğu gözlenmiştir (Kurokawa ve diğ., 1986). Bu nedenle bromat bir hayvan kanserojeni olarak bilinmektedir. USEPA, her gün 5 µg/l bromat konsantrasyonuna sahip 2 litre su içen 70 kg'lık bir yetişkin üzerinde risk değerlendirme çalışmaları yürütmüştür: yaşam süresi riski 10^{-4} olarak hesaplanmıştır. Bu değerin anlamı bromat alımı nedeniyle her 10000 kişiden birinin kansere yakalanabileceğidir (USEPA, 1998a). USEPA 0.05, 0.5 µg/l BrO_3^- değerleri için kanser risk seviyelerini sırayla 10^{-6} , 10^{-5} ve 10^{-4} olarak tahmin etmektedir (Westerhoff ve diğ., 1998).

3. BÜYÜKÇEKMECE İÇME SUYU TASFİYE TESİSİ' NE GENEL BİR BAKIŞ

Büyükçekmece Baraj Gölü Havzası, Trakya Yarımadasının güneyinde, Marmara Denizi kıyısında yer almaktadır. Doğusunda Küçükçekmece Gölü, Kuzeyinde Terkos içme suyu havzası, Batısında Tekirdağ ili ve Güneyinde Marmara Denizi bulunmaktadır.

Havza içinde Silivri, Büyük Çekmece ve Çatalca ilçelerine ait yerleşimyerleri vardır. Havzanın İstanbul merkezine uzaklığı 50 km'dir.

Tesis kapasitesi 400.000 m³/gün'dür. Tesisin temeli 1987 Temmuz'unda atılmış, birinci ünitesi (1-2 no'lu durultucular ve 10 adet filtre) 1989 Şubat'ında devreye alınmış ve aynı yılın Temmuz- Ağustos aylarında da 3-4-5-6 no'lu durultucularla 11 adet filtre hizmete girmiş ve daha sonra kalan 7 filtre de devreye alınarak Tesis, 1989 yılının sonlarına doğru tam kapasite ile çalışır duruma getirilmiştir.

Büyükçekmece Gölünü Besleyen Dereler:

- Karasu deresi
- Sarısu deresi
- Çakıl deresi

3.1 Hızlı Karıştırıcılar

Su havalandırıcıdan sonra Ø1870 mm'lik bir hat ile hamsu dağıtım modasına, oradan da hızlı karıştırıcılara gelir. Kimyasal maddelerden alüminyum sülfat, suya savak üzerinde karıştırılır. Çözelti, delikli borularla suya enjekte edilir.

Karışım havalandırma ile bu ünite arasındaki seviye farkında oluşan türbülans sistemiyle sağlanmaktadır. Savak üzerinden su düşüşü yaklaşık olarak 300 mm'dir. Hızlı karıştırma süresi debiye bağlı olarak 1.5-3 dakikadır.

3.2 Yavaş Karıştırıcılar

Bu kısım düz tabanlı durulaştırma havuzlarının giriş bölümü olup, yardımcı koagülant madde olan polielektrolitin suya dozlandığı ünedir. Dikey perdeli havuzlardan teşekkül etmesi sebebiyle bu kısımda hidrolik yavaş karıştırma işlemi gerçekleşmektedir. Yavaş karıştırma süresi debiye bağlı olarak 12-20 dakikadır.

3.3 Çöktürme Havuzları

Çöktürme havuzları 3 adettir. Her biri 2 çöktürme bölümünden meydana gelmektedir. Yavaş karıştırma ünitesinden çıkan su ana ham su dağıtım kanalları aracılığıyla tevzi kanalına gönderilmektedir. Bu kanallardan sonra su durultucunun tabanı boyunca eşit olarak dağılan tridentler aracılığıyla tabana doğru yönlendirilmektedir ve daha sonra durulaştırılmış su toplama kanallarına doğru döndürülmektedir.

Çöktürme havuzları içinde tridentlerden çıkan suyun yukarıya doğru tersine akması neticesi, Alüminyum Sülfat vasıtasıyla topaklaşan ve çökeltile katı maddeler, durultucunun orta kısmında (yaklaşık üst su seviyesinin 1-1.5 m yukarıda) asılı bir tortu tabakası teşekkül ettirir. Buna çamur battaniyesi ismi verilir. Bu çamurlu sular her bir durultucudaki koni biçiminde 14 adet PVC malzemeden yapılmış ve çelik halatlarla askıda tutulan konsantratörlerini içine dolmaktadır. Bu konsantratörler veya çamur konileri her bir çöktürme havuzunda bulunan merkezi bir “Gravitelektrik” yük hücresini bağlanmıştır.

Tortu alma operasyonunu kontrol eden yük hücresinin seçimi, tortu temizleme kontrol paneli üzerinde gerçekleştirilmektedir. Merkezi koni, çamurlu su ile dolunca ağırlığı artar. Bu artış, yeterli bir seviyeye gelince tortu vanaları dört aşamada açılır. Her bir aşamada yedi adet vana, daha önceden belirlenmiş bir süre için açılır. Ve bu işlem 28 adet koninin tamamı temizleninceye kadar devam eder.

3.4 Hızlı Kum Filtreleri

Çöktürme havuzlarından Ø 1400 mm'lik borularla ayrı ayrı çıkan temiz su Ø 1600 mm'lik ana kolektörde birleşir ve hızlı kum filtrelerine 2 hat olarak girer.

Filtre ünitesi, çöktürme havuzlarından gelen suyun içinde askıdaki partiküllerin kum tabakası ndan geçerken tutulmaları suretiyle suyun berrak ve temiz olmasını sağlayan bölümdür.

Hızlı kumfiltrelerinde, nozulların üstünde 20 cm çakıl (5-7 mm). Onun üstünde 90 cm kum (0,8-1,2 mm) bulunmaktadır.

Filtre geri yıkama suları, ayrı bir hatla geri kazanma ünitesini gelmekte ve bu sular, pompalar vasıtasıyla havalandırma ünitesini verilerek geri kazanılmaktadır

4. DENEYSEL ÇALIŞMA

4.1 Yapılan Deneylerin Özeti

Deneyler İ. T. Ü laboratuvarına kurulmuş bir ozonatör cihazıyla gerçekleştirilmiştir. Koagülasyon-flokülasyon mekanizması da yine laboratuar ortamından yararlanılarak gerçekleştirilmiştir. Hızlı karıştırma 2 dakika 100 rpm hızda, yavaş karıştırma 30 dakika 30 rpm de gerçekleştirilmiştir. Kullanılan koagülant çözeltileri %10 luk hazırlanmış olup TOK ölçümleri İ. S. Kİ. de, pH ölçümleri İ. T. Ü laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. Öncelikle bromat kontrol mekanizması olarak ön ozonlama ve koagülasyonla bromat giderimi amaçlanmıştır. Daha sonrasında titanyum dioksitle katalitik ozonlama yapılarak bromat oluşumunu engelleyici etkisi gözlemlenmiştir. Bunun yanında diğer parametreler değiştirilerek bromat oluşumunun nasıl engellendiği gözlemlenmiştir. Ozonlama deneylerinin hepsi %2,5 dozda iken yapılmıştır.

Titanyum dioksitle yapılan deneylerde 1 g Rutil TiO₂ kullanılmıştır. Ozonlama bromür içeren sulara uygulandıktan sonra bromat oluşumu farklı ozon sürelerinde gözlemlenmiştir. Tüm TiO₂ ile yapılan deneyler sonucunda numuneler 0.20 µm çapındaki filtreden süzdükten sonra ölçüm için dolapta +4 °C de saklanmıştır. Koagülasyonun yapılan numuneler ise sodyum hidroksit ile pH'sı 2 nin altında olacak şekilde dolapta +4 °C de saklanmıştır.

Formik asit (FA) kullanılarak yapılan deneylerde 3-5-10 mg/l FA konsantrasyonları distile su içerisine katılır ve 1 g TiO₂ kullanılarak katalitik ozonlamanın organik madde üzerine etkileri araştırılmıştır. Yalnızca 10 mg/l FA için ozonlama-katalitik ozonlama yapılmış ve karşılaştırılmıştır (Şekil 4.16-Şekil 4.17).

Bromat numuneleri plastik tüplerde, TOK numuneleri cam tüplerde muhafaza edilmiştir. pH ölçümlerinin tümü İTÜ Çevre Laboratuvarında yapılmıştır. Aşağıda özellikleri ve şekli verilmiş olan ozon tertibatında ozonlama yapılmıştır.

Tablo 4 1. Büyükçekmece Hâşşuyuna ait Bazı Parametrelerin Ortalama Değerleri

Parametreler	Ort. Değerleri
Klor	46 mg/l
pH	8,41
Bulamklık	13,5 NTU
Sertlik	182 mg/l
Alkalinite	120 mg Ca CO ₃ /l
TOK	4,4 mg/l
Debi Değişimi	208 518 m ³ /gün
Bromür	317 mikrograml

4.2 Deneylerde Kullanılan G hazlar Hakkında

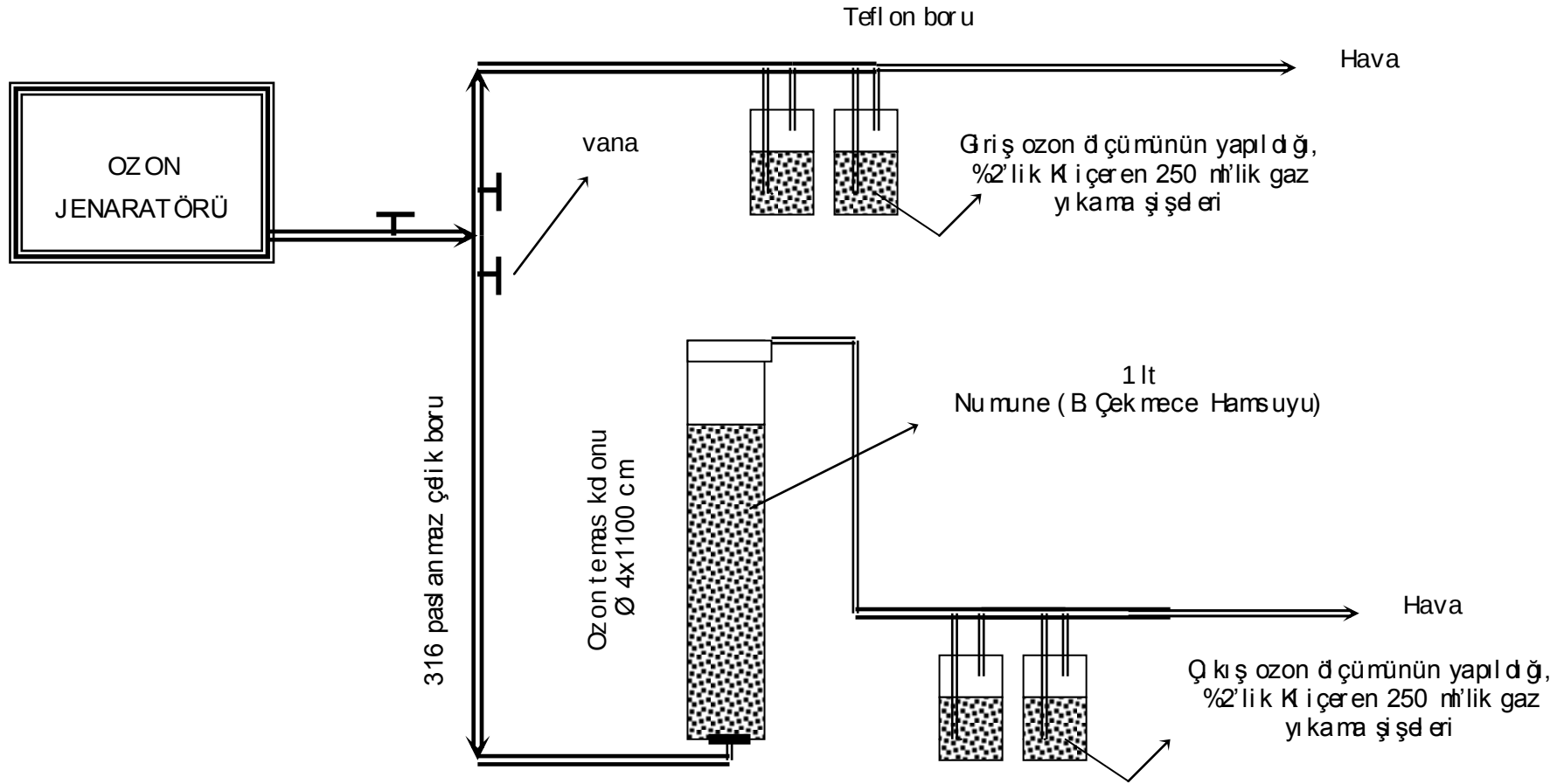
Bromür ve bromat parametrelerinin ölçümü, İ. S Kİ. Feriköy İçme Suyu Laboratuvarında bulunan Dionex DX marka iyon kromatograf ile yapılmıştır.

Organik madde içeriğinin göstergesi olarak TOK parametreleri İ. S Kİ. Feriköy İçme Suyu Laboratuvarında bulunan Shimadzu marka, TOC-500 A PC model TOK cihazı ile yapılmıştır.

Deneylerde PCI marka, GL-1 model, laboratuvar ölçekli bir ozonatör kullanılmıştır (Şekil 4.1). Aynı zamanda ozonatörün özellikleri bir tablo halinde aşağıda verilmiştir (Tablo 4 2).

Tablo 4 2. Ozonatörün özellikleri

Özellikler	Hava ile besleme	Oksijen ile besleme
Ozon üretimi hızı (ayarlanabilir)	0,454 kg/gün	1,14 kg/gün
Ozonun gaz içindeki konsantrasyonu	% 2	% 3
Besleme gazı debisi (ayarlanabilir)	0,566 m ³ /saat	0,906 m ³ /saat
Gaz basıncı (ayarlanabilir) ...	15 PSI G = 1,06 kg/cm ² = 1,04 bar	
Giriş akımı ve gücü	220 V, 50/60 Hz, 20 Amp	
Yoğunlaşma noktası	- 60 °C ve daha aşağısı	



Şekil 4.1 Deney düzeneği şematik gösterimi

4.3 Deneylerde Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanması

4.3.1 Bromür çözeltisi

6 ml de 3 mg Bromür olsun

1 ml de 0,5 mg Bromür vardır.

1 ml de 0,5 mg Bromür varsa

250 ml de 125 mg Bromür vardır.

M(NaBr): 23+79: 102 g

79 mg Bromür → 102 g NaBr ün içinde varsa

125 mg Bromür → 161,39 mg NaBr ün içinde vardır. =0,1614g NaBr dir.

250 ml distile suyun içerisinde 161,4 mg NaBr çözülerek 0,5 mg Bromür/ ml lik bir çözelti hazırlanmış dır.

4.3.2 Ozon ölçümü sırasında kullanılan Çözeltiler

2 N H₂SO₄: 56 ml derişik H₂SO₄ 800 ml distile suya eklenir. 1 l ye tamamlanır.

%2 KI: 20 g KI 1 l distile suda çözülür.

%5 KI: 80 g KI 1 l distile suda çözülür.

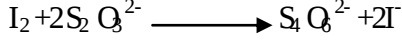
0,1 N Na₂S₂O₃: 25 g Na₂S₂O₃ 1 l kayna mş distile suda çözülür. Mini mum 2 haftalık bekle me süresi sonunda potasyum bi-iodat veya potasyum di kromata karşı standar dize edilir. Başlangı tıki bu beklet me süresi bul unabilecek bisülf it iyonları nın oksidasyonuna müsaade et mek i çindir. Bakteriyel bozunmayı ni mi ze et mek i çin birkaç ml CHCl₃ ve kayna mş distile su kullanılır.

Nışasta i ndi kat ör ü: 5 g ni şasta so ğuk suda biraz karış tırılır. 1 l kayna mta olan distile suya dökül ü ve karış tırılır. Br gece çökmesi beklenir. 1,25 g salisilik asit, 4 gr ç i nko kl or ü veya 4 g sodyu mpropi onat ile 2 g sodyu mazi d/ l ni şasta çözeltisi ile korunur.

Öncelikle so ğut ma suyu açılır ve jeneratör 0' dan 1' e getirilerek açılır. kompresör ün altındaki vi da çalışırken tüm deneyler boyunca kapalı konumda tut ulur. Hava debisi ni numumda, basınç 15 psi de ve ozon yüzdesi %2,5 dacak şekilde çalışıldı.



denklemine göre stokiometrik olarak 1 gr O_3 ile 6,92 gr I oksitlenir. Tiyoülfatla geri titrasyon denklemine göre,



0,1 N 1 ml tiyoülfat 2,4 mg O_3 ' na karşı gelmektedir. Buna göre, yıka ma şişelerine zamana göre %2 lik KI konularak 200 ml' ye tamamlanır ve giriş ozon ölçül mek üzere jeneratör açılır. Yıka ma şişelerine ozon girişi sağlanır. Zaman (5 dk) biti mi sonunda ozon verme işle mi sona erdirilerek sistemde kalan ozonun yıka ma şişelerinde oksitlenmesi için 1-2 dk. daha beklenir. Her 2 yıka ma şişesi bir behere boşaltılarak 10 ml 2 N H_2SO_4 eklenir ve kırmızı renk gözlenir. $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ile titre ederken nişasta indikatörümüzü ekler ve rengin maviden renksiz e dönmesini gözlemleyene dek titrasyona devam ederiz. Sarfedilen $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ml cinsinden not edilir.

$$\text{mg O}_3/\text{l/dk} = \frac{\text{Sarfedilen Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ (ml)} \times 0,1 \times 24}{\text{Zaman (dk)}}$$

Denkle mine göre işlemleri mi zi yaparız

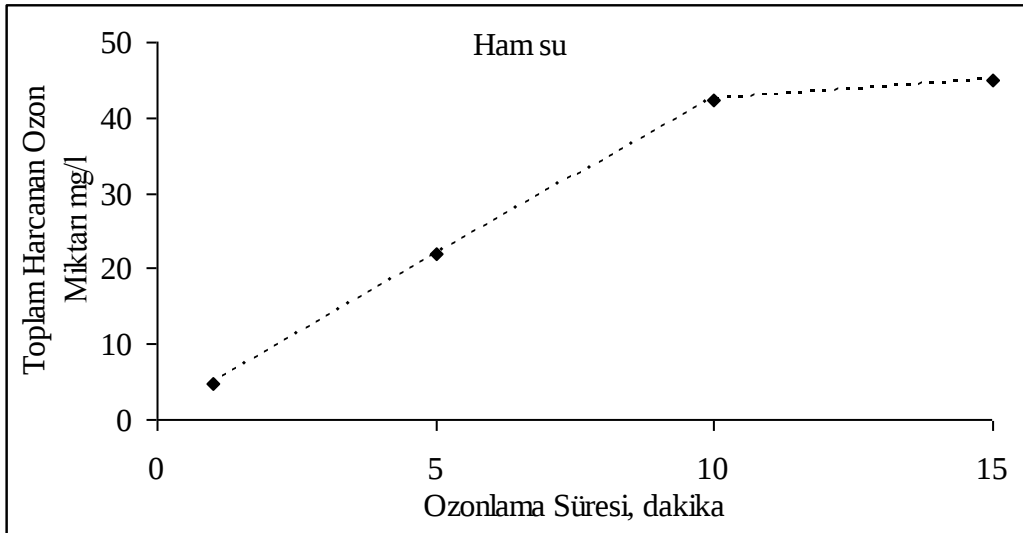
Örnek: Giriş Ozon ölçümü;

$$\begin{aligned} \text{Giriş Ozon mg O}_3/\text{l/dk} &= \frac{16,1 \text{ ml Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \times 0,1 \times 24}{5 \text{ dk}} \\ &= 7,7 \text{ mg O}_3/\text{l/dk} \end{aligned}$$

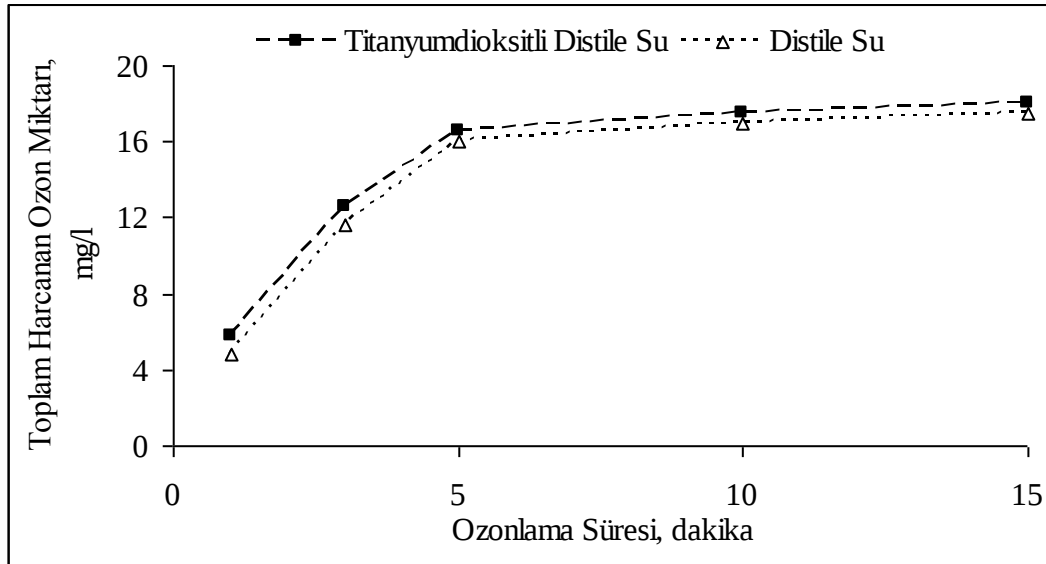
aynı işle mi numuneyi ozonlar ken de yapıyoruz. 11 numuneyi ozon reaktörü içerisine boşaltılıyor ve yıka ma şişelerine KI çözeltisinden hazırlayarak dolduruyoruz. Bu sefer yıka ma şişeleri ozon reaktörünün bağılı olduğu site ne takılıyor ve ozon veril meye başlanıyor.

4.3.3 Toplam Harcanan Ozon Grafikleri

Deneylerde kullanılan Büyükçek mece ham suyu na ve distile su (MQW) ya ait farklı ozon temas sürelerinde harcanan ozon miktarları mg $\text{O}_3/\text{l/dk}$ cinsinden hesaplanmıştır (Şekil 4.2 ve Şekil 4.3).



Şekil 4.2 Ham suyun Harcadığı Toplam Ozon
(pH 8.0, TOK 4.8 mg/l)
Tablo A3-4



Şekil 4.3 Distile Suyun ve Katalitik Ozonlanan Distile Suyun Harcadığı Toplam Ozon Miktarı.
(pH 8.0, TOK 4.8 mg/l, 1 gr. Rutil Titanyum Dioksitli Distile su)
Tablo A1-2

4.4 Deneysel Çalışmanın Sonuçları

İlk aşamada organik madde gideriminde koagülasyon-flokülasyon etkisini görmek için farklı dozlar kullanılmış ve optimum dozaj bulunmuştur. Aynı zamanda iki farklı koagülant kullanılarak çalışmaların değerlendirilmesi ve alternatif koagülant etkisi görülmeye çalışılmıştır.

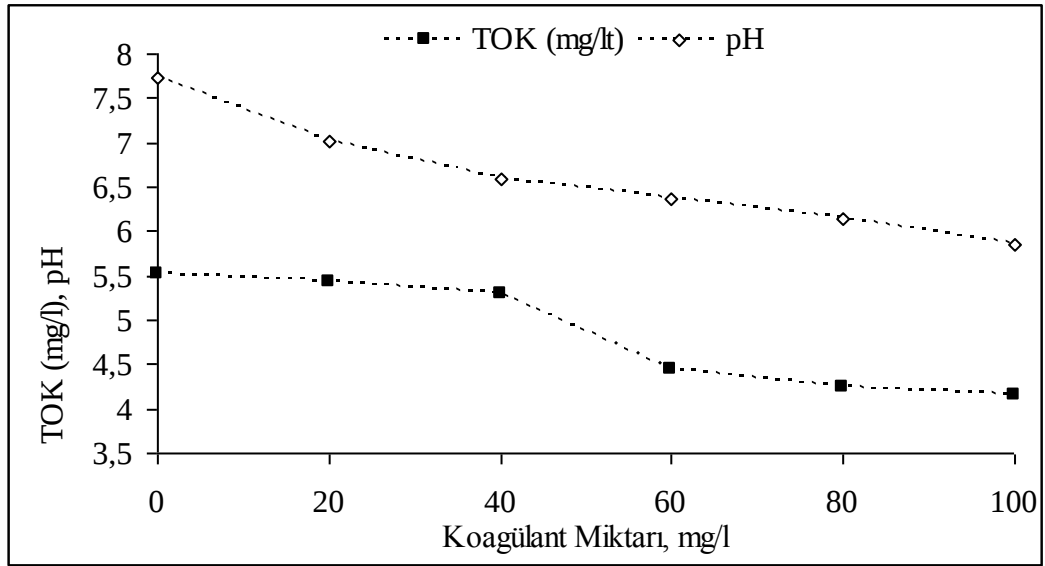
1. aşamada ozonlamanın organik madde giderimi ve bromat giderimi üzerine etkisine bakılmıştır.
2. aşamada bromat oluşumunu engelleyici etkisi olarak kullanılan titanyum dioksitin katalitik etkisi incelenmiştir.

Titanyum dioksitle katalitik ozonlama sonucunda bromat oluşumunda etki eden faktörler arasında incelenen parametreler:

- PH
- Titanyum dioksit dozajları
- Hidrojen peroksit konsantrasyonu
- Organik madde konsantrasyonu
- Amonyak etkisinin konsantrasyonu

4.4.1 Alüminyum Sülfat Koagülasyonu

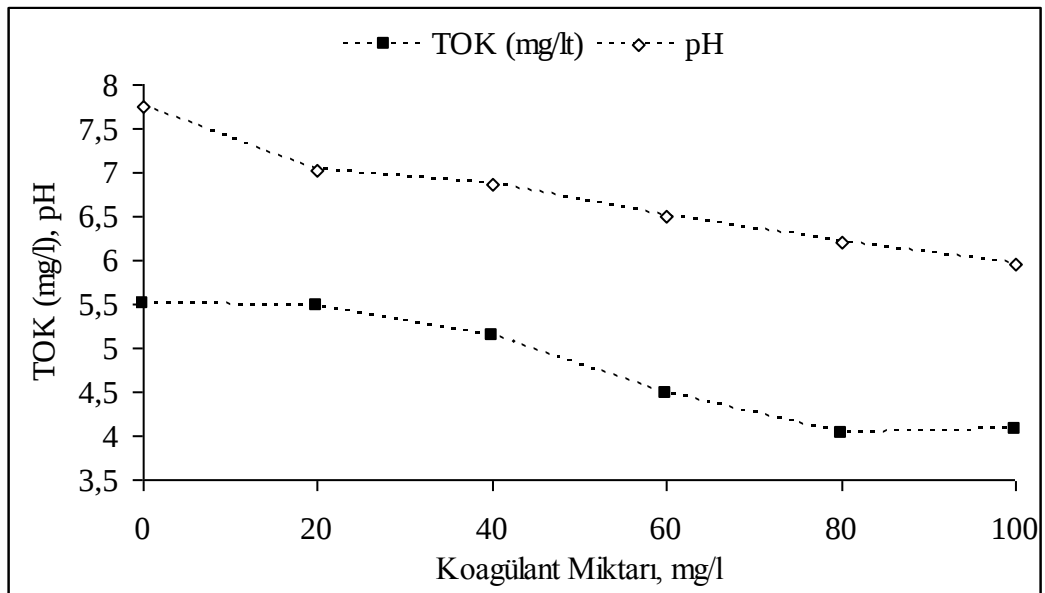
Koagülant madde olarak kullanılan alüminyum sülfat dozajı 20-100 mg/l olarak uygulanmıştır. Şekil 4. 4' de toplam organik karbonun alüminyum sülfat dozu ile değişimi görülmektedir. Farklı koagülant dozları sonucunda oluşan nihai pH değerleri grafik üzerinde işaretlenmiştir. Deneysel sonuçlardan elde edilen veriler EK A- Tablo A 5 de verilmiştir. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, alüminyum sülfat kullanımı ile elde edilmiştir. Bu dozda ham su TOK 5,5 mg/l'den 4,4 mg/l'ye düşürülerek %20 TOK giderimi sağlanmıştır. Yine bu dozda initial pH 7,74 kullanılarak hiçbir değişim yapılmadan optimum pH 6,37'dir.



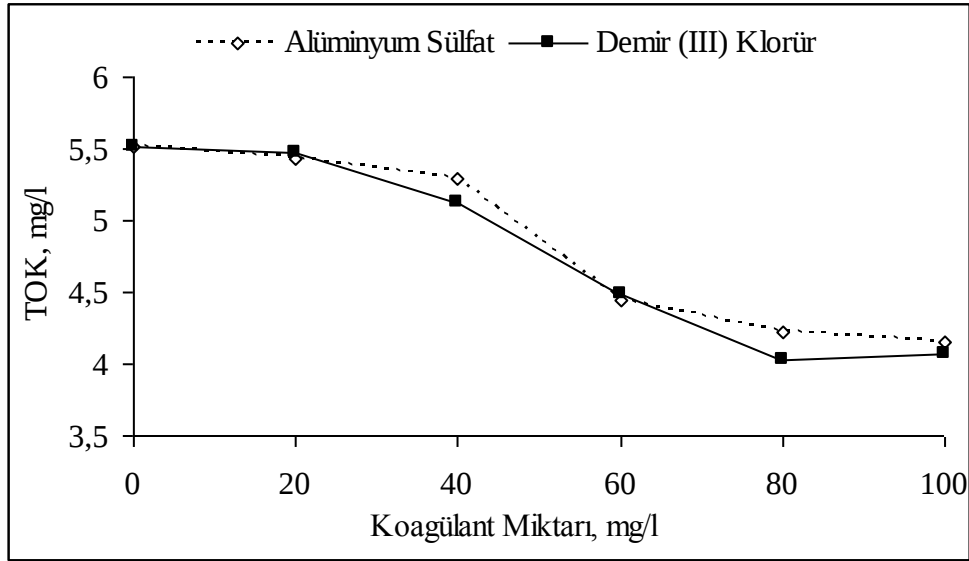
Şekil 4.4 Alüminyum Sülfat Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi
(Ham Su TOK: 5,5 mg/l, Ham Su pH: 7,74)
Ek A Tablo A.5

4.4.2 Demir (III) Klorür Koagülasyonu

Alüminyum sülfat ile gerçekleştirilen çalışmalara paralel olarak 20-100 mg/l demir (III) klorür dozlarında çalışılmıştır. Şekil 4.5’ de koagülasyon dozuyla TOK ve pH değişimleri görülmektedir. Optimum doz 80 mg/l, TOK 5,5 mg/l’ den 4 mg/l’ ye düşürülmüş böylece %26 verim sağlanmıştır. Aynı zamanda optimum dozdaki pH 6,2’ dir (Tablo A.6).



Şekil 4.5 Demir (III) Klorür Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi
(Ham Su TOK: 5,5 mg/l, Ham Su pH: 7,74)
Ek A Tablo A.6

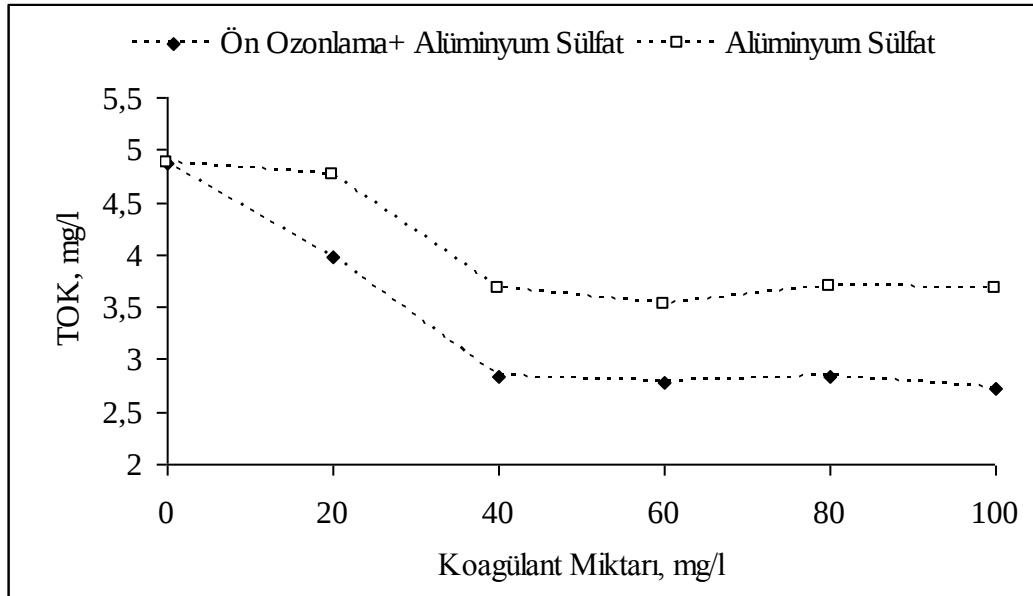


Şekil 4.6 Alüminyum Sülfat ve Demir (III) Klorür ile TOK Değişimlerinin Karşılaştırılması.

(Hammis TOK 5,5 mg/l, Hammis pH 7,74)

Her iki koagülant karşılaştırıldığında (Şekil 4.6) TOK değerleri açısından birbirine yakın olduğu görülmektedir. Sonuç olarak şu anda Büyükçekmece içme suyununda Alüminyum ile koagülasyona devam edilebilir.

4.4.3 Ozonlamanın Organik Madde Giderimi Üzerine Etkileri



Şekil 4.7 Ozonlamanın Alüminyum Koagülasyonu ile Organik Madde Giderimi Üzerine Etkisi

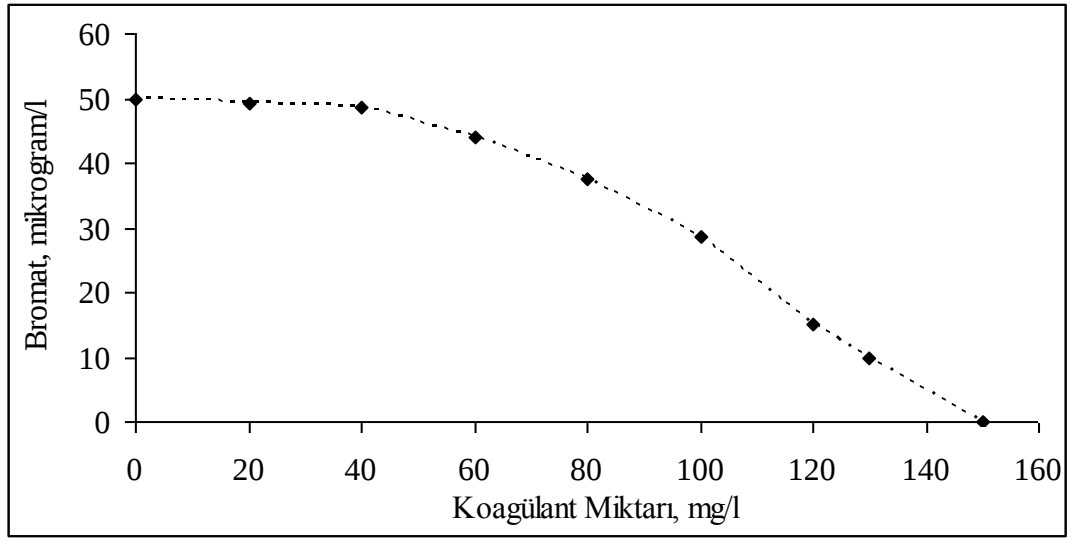
(Hammis TOK 4,87, Hammis pH 8,0, 15 dk. Ozonlama)

Ek A Tablo A.7

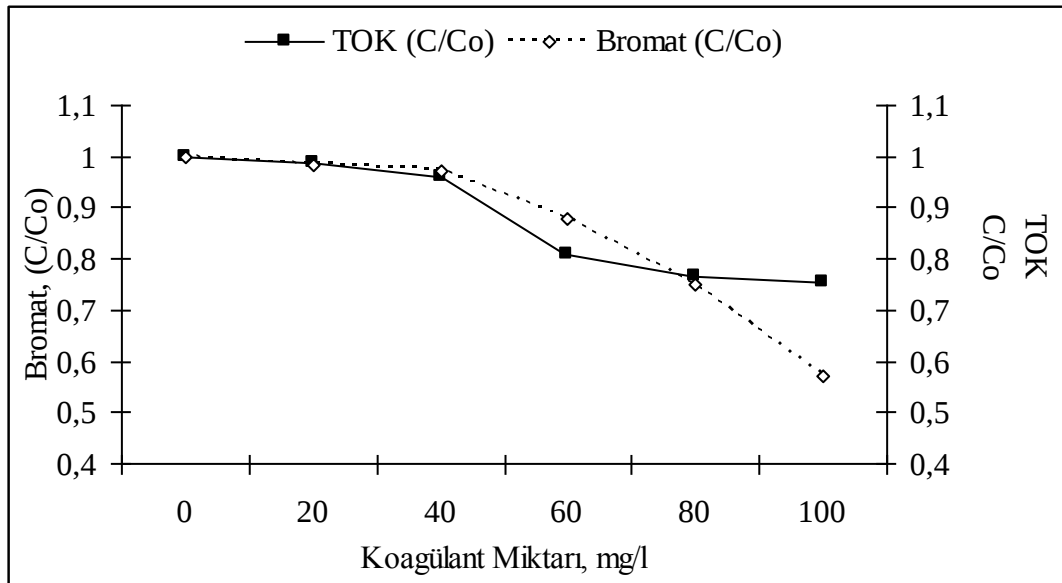
Ozonlama sonrası koagülasyonda optimum dozaj azaltılmış ve ön ozonlama yapılmış suya göre %20 daha iyi verim elde edilmiştir.

4.4.4 Alüminyum Sülfat Koagülasyonu ile Bromat Giderimi

Yapılan çalışmada 20-150 mg/l Alüminyum Sülfat dozajlarında koagülant giderimi incelenmiştir. Başlangıç bromat miktarı 50 µg/l olarak belirlenen ham suyun çok yüksek dozlarda sıfırlandığı Şekil 4.8’den görülmektedir.



Şekil 4.8 Alüminyum Sülfat Koagülasyonu ile Bromat Giderimi
(Başlangıç Bromat Miktarı: 50 µg/l, pH 8.0, TOK: 4.8)
Ek A Tablo A.8

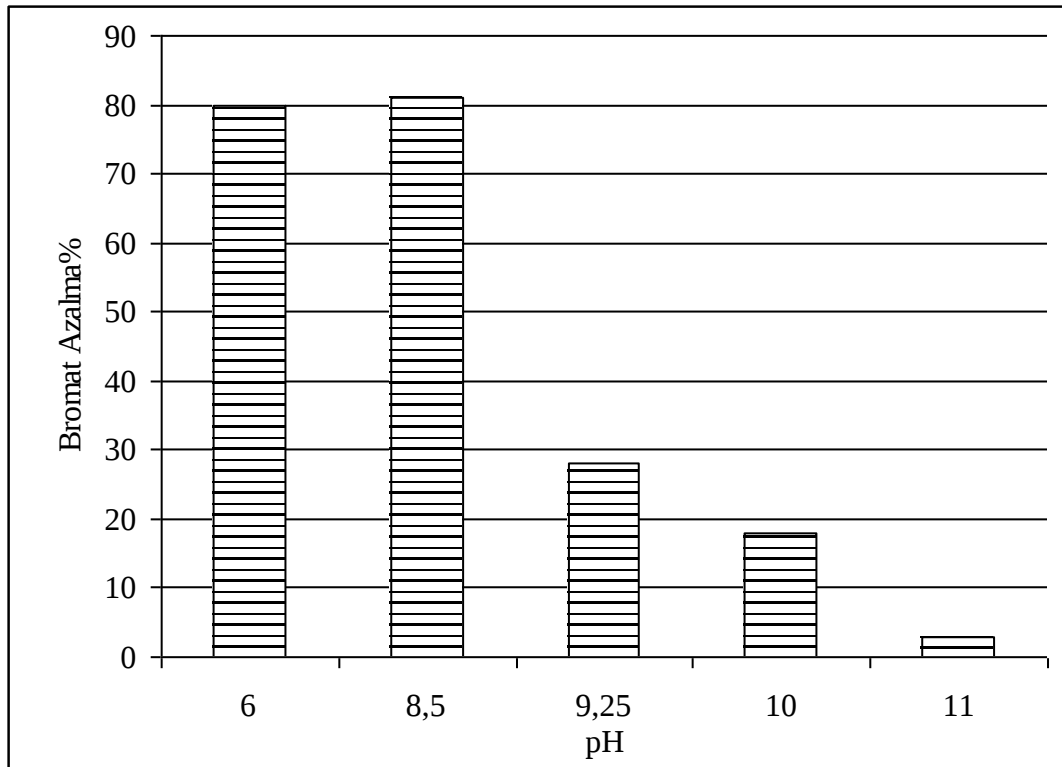


Şekil 4.9 Alüminyum Sülfat Koagülasyonu ile TOK ve Bromat Gideriminin Karşılaştırılması.
(5 dk. Ozonlama, pH 7.74, Ham su TOK: 4.87 mg/l)

Koagülasyonda öncelikli olarak TOK giderimini daha sonrasında bromat giderimi başlar (Şekil 4.9). 60 mg/l'ye kadar TOK giderimi, 60 mg/l'den sonra bromat giderimi hız kazanır.

Ancak çok yüksek dozajlarda koagülasyon içme suyu arıtımında uygulanabilir görülmektedir. Şekil 4.8 ve Şekil 4.6'daki değerler alınarak Şekil 4.9 meydana gelmiştir. Öncelikle her değer ham suyun kendi miktarına bölünür. Örneğin Ham su TOK değeri 4,87 mg/l olan suyun 20 mg/l Alümi ile koagülasyonu sonucu 4,75 mg/l ye düşmüştür. Co oranı şekilden de görüldüğü üzere 1 e yakın bir değerdir. Bu saydığımız işlemlerin tümü diğer değerler için ve bromat içinde tekrarlanmış ve görüldüğü üzere yukarıdaki şekil oluşmuştur.

4.4.5 pH'nın Bromat Oluşumuna Etkisi



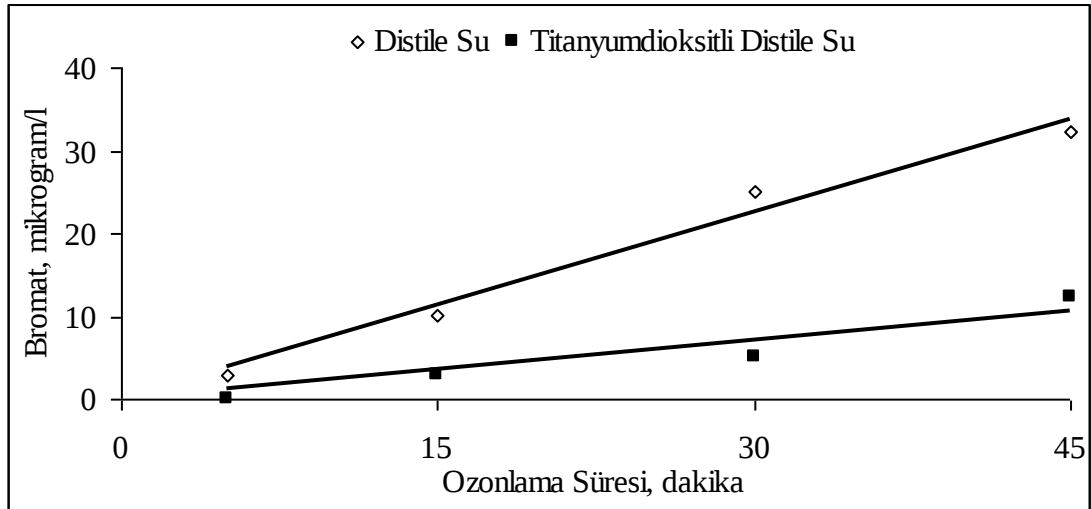
Şekil 4.10 Farklı pH'larda Katolitik Ozonlama'nın Bromat Oluşumuna Etkisi

Bu çalışmada PH 6-8-9,25-10-11 pH'larında yapılan bromür içeren distile suyun katolitik ozonlama-ozonlama sonuçlarında oluşan bromat miktarları Ek A- Tablo A olarak verilmiştir. Artan PH ile bromat miktarının arttığı ve ozonlama-katolitik ozonlama sonucunda oluşan bromatların aralarındaki farkların azaldığı görülmüştür (Şekil 4.10).

Farklı pH'lar da yapılan deneylerde 15 dk. Ozonlanmanın sonucunda oluşan bromat konsantrasyonları ile, titanyum dioksit (1 g Rutil Merck) eklenerek katalitik ozonlama yapılmış pH sı 8.0 olan distile suyun karşılaştırılması yapılmıştır. Görüldüğü üzere düşük pH da bromat konsantrasyonu düşük, ancak katalitik ozonlama ile ozonlama arasındaki fark şekilde görüldüğü bariz olarak yüksektir. Ancak yüksek pH oranlarında bromat konsantrasyonu artar ve katalitik ozonlama ile ozonlama arasındaki fark azalır.

4.4.6 pH=6 ve 8,5' da Katalitik Ozonlanmanın Bromat Oluşumuna Etkisi

% 2,5 ozon dozajında, farklı ozon sürelerinde ve düşük ve yüksek pH aralıklarında çalışılan bromürlü distile suların ozonlanması ve katalitik ozonlanması sonucunda oluşan bromatın grafiği Şekil 4.11 ve Şekil 4.12'dir.

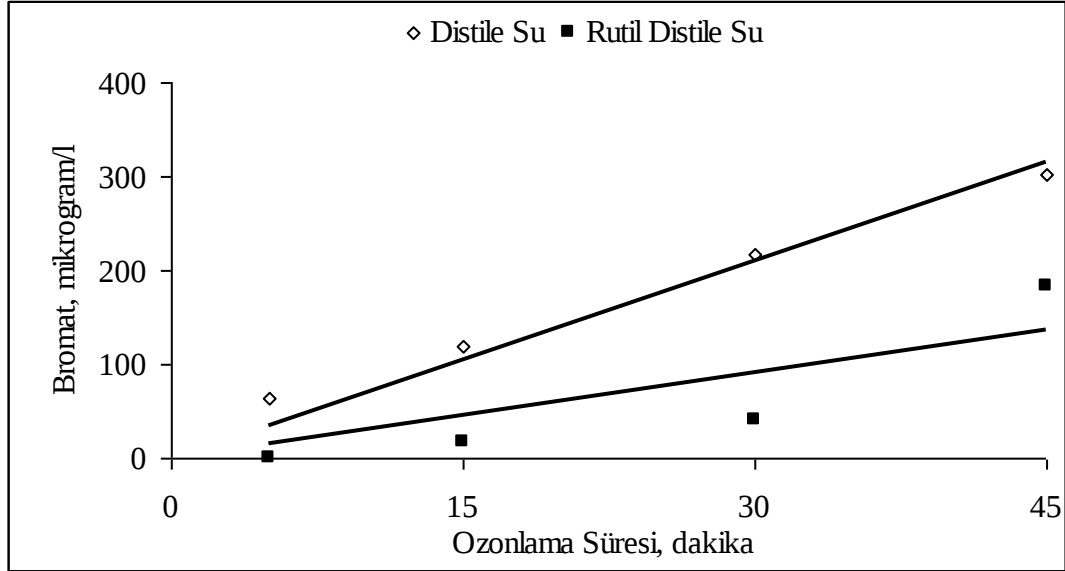


Şekil 4.11 pH6' da Katalitik Ozonlanmanın Bromat Oluşumuna Etkisi

Ek A Tablo A9

Ozonlama sırasında suyun pH'ı bromat oluşumu üzerinde iki temel etkiye sahiptir. Düşük pH da ozon bozunmasının yavaşlaması ve HO radikallerinin konsantrasyonlarının azalmasına neden olur. Ayrıca pH'ın düşürülmesi brom türleri arasındaki dengeyi değiştirerek daha reaktif olan hipobromit iyonu konsantrasyonunun azalmasına neden olur. Sonuç olarak, pH'ın azaltılması genel de bromat oluşumunu azaltmaya neden olur.

Şekil 4.11 çiziminde gerekli tüm değerler Tablo A 9 da görülmektedir. 1 g Ti O₂ kullanılarak yapılmış olan katalitik ozonlama ve ozonlama sonucu katalitik ozonlama bromat oluşumunu azaltıcı etkisi bariz olarak görülmektedir.



Şekil 4.12 pH 8,5 da Katalitik Ozonlamanın Bromat Oluşumuna Etkisi
Ek A- Tablo A 10

Yüksek pH larda ozonlamanın düşük pH larda ozonlamada anlattığı azaltıcı etkisinin tam tersi olarak Şekil 4.12' den de görüldüğü üzere arttırıcı etkisi vardır. Çünkü ortamda bromata dönüşmesi muhtemel olan OH radikali konsantrasyonuna bağlı $OB^- / HOBr^-$ iyonu daha fazla bulunur.

Yine Tablo A 10 Şekil 4.12 nin çiziminde kullanılan değerleri göstermektedir. Görüldüğü gibi pH oranı arttıkça ozonlama-katalitik ozonlama sonucu bromat oranı artmaktadır.

4.4.7 Titanyum di oksit in Dozajının Bromat oluşumuna Etkisi

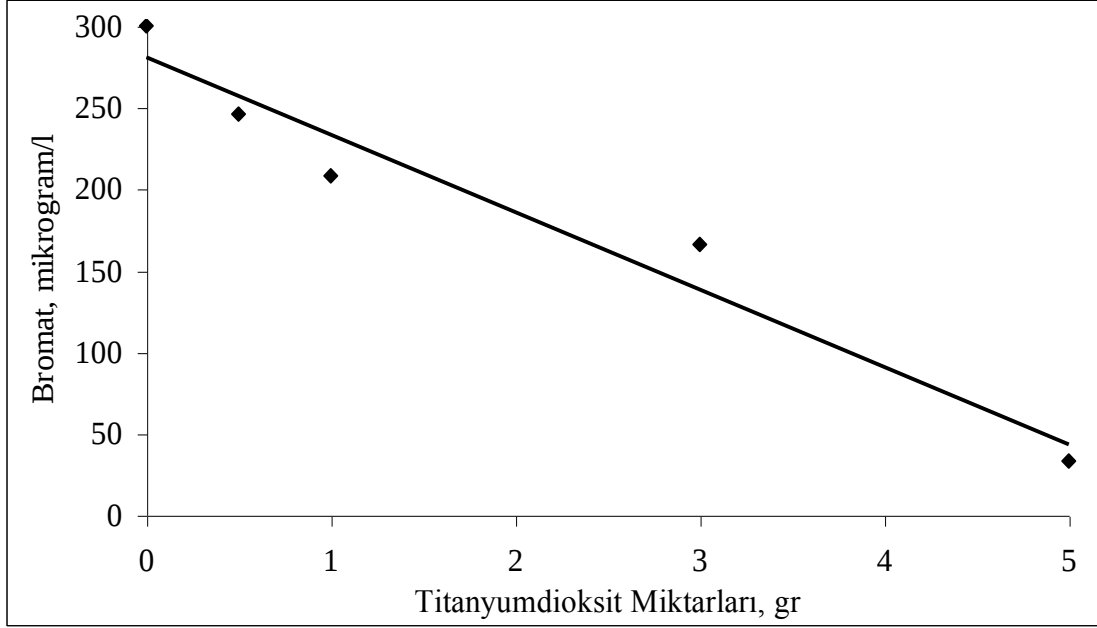
Yüzey alanı 7 m²/g olan Rutil Titanyum di oksit dozajları arttıkça katalitik ozonlama sonucu bromat oluşumunu ters orantılı olarak azalmaktadır.

Şekil 4.13 de görüldüğü gibi 0,5-1-3,5-5 g Titanyum di oksit ile yapılan deneylerde 5 gr. miktarlarından sonraki Titanyum di oksit ile bromat oluşumu tamamen engellenmiştir.

Daha öncesinde yapılan ve İSKİ laboratuvarında iyon kromatografisinde ölçülen deneyin sonuçlarına bakıldığında; Titanyum Di oksitli ve 100 µl -50 µl bromat

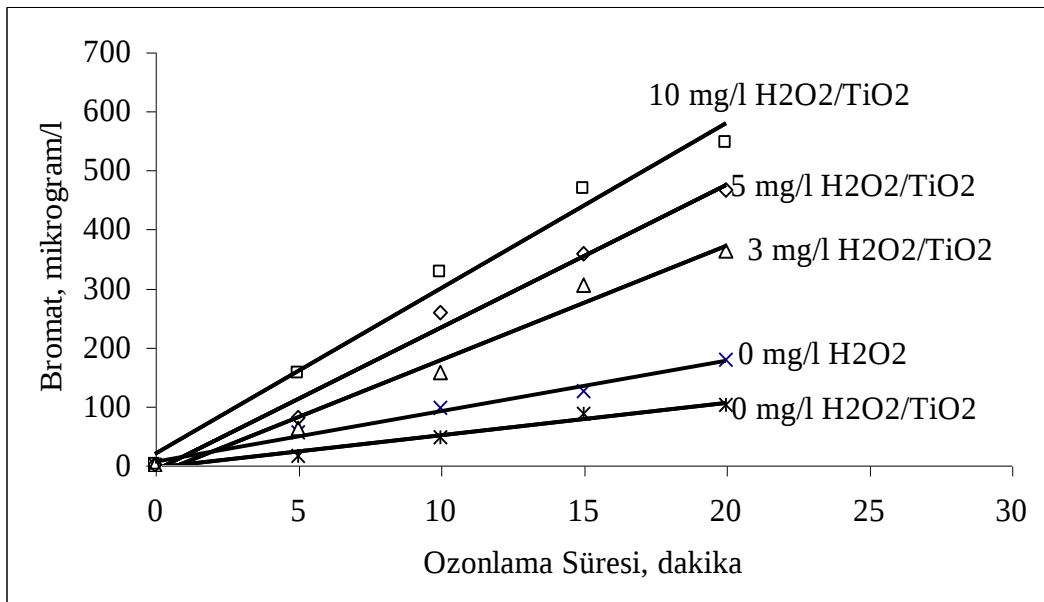
içeren distile suyun yaklaşık 15. dk. karıştırma sonucunda alınan numuneden alınan bromat sonuçları:

100 µl bromat 15 dk. karıştırma sonucunda 89 µl ye inmiştir, 50 µl bromat 15 dk. karıştırma sonucunda 45 µl ye inmiştir. Sonuçlardan da görüldüğü üzere titanyum dioksitin beklediğçe ortamdaki bromatı engellemeye gibi bir özelliği olmadığı anlaşılmaktadır.



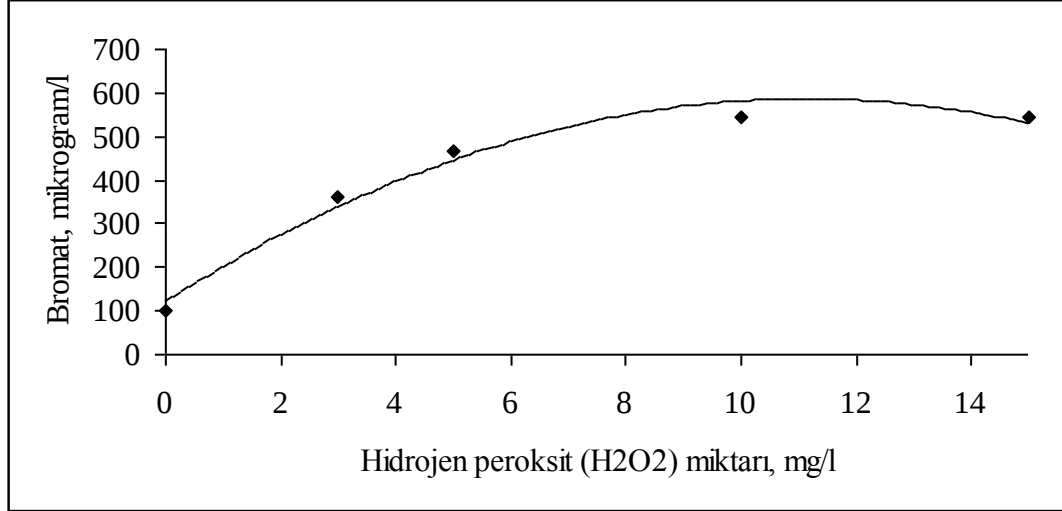
Şekil 4.13 Titanyum Dioksit Düzünün Bromat Oluşumuna Etkisi (Ek A Tablo A.11, pH 8.0, 20 dk. ozonlama)

4.4.8 Hidrojen Peroksit / Titanyumdioksit'in (H_2O_2/TiO_2) Bromat Oluşumuna Etkisi



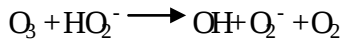
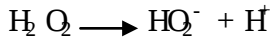
Şekil 4.14 Hidrojen Peroksit'in Bromat Oluşumuna Etkisi (Ek A Tablo A.12)

Bu çalışmada H_2O_2/TiO_2 ile yapılan ozonlama-katalitik ozonlama deneyleri sonucunda hidrojen peroksit'in bromat oluşumunu artırıcı etkisi gözlemlenmiştir.



Şekil 4.15 Hidrojen Peroksit Konsantrasyonlarının Bromat Oluşumuna Etkisi

Grafiklerden de görüldüğü gibi artan hidrojen peroksit ile OH radikallerinin artması sonucunda bromat oluşumu artar.



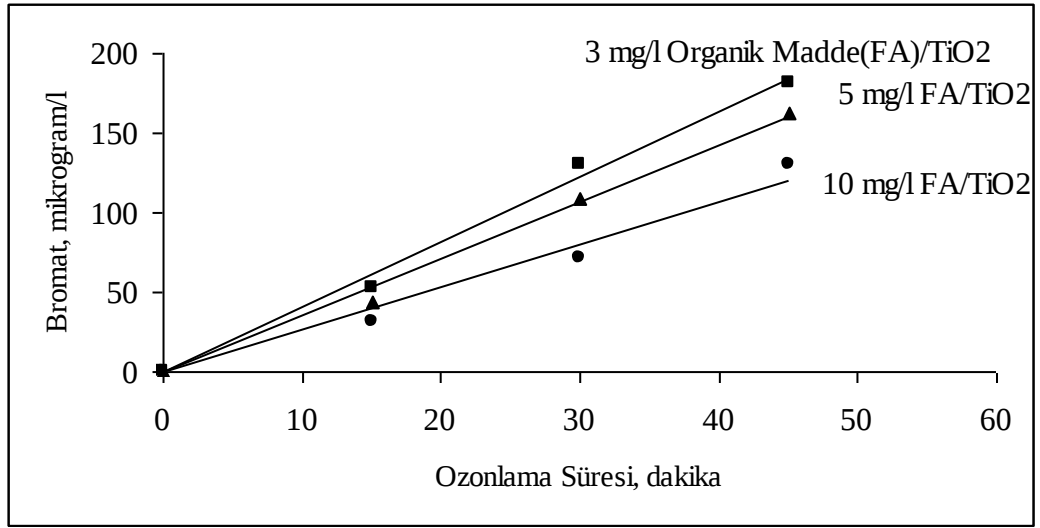
4.4.9 Organik Maddelerin Bromat Oluşumuna Etkisi

Oluşan bromat konsantrasyonları, artan organik madde konsantrasyonu ile azalmaktadır. Farklı ozon sürelerinde katalitik ozonlama (O_3/TiO_2) - ozonlama yapılan suya ait grafikler Şekil 4.16'da görüldüğü gibidir.

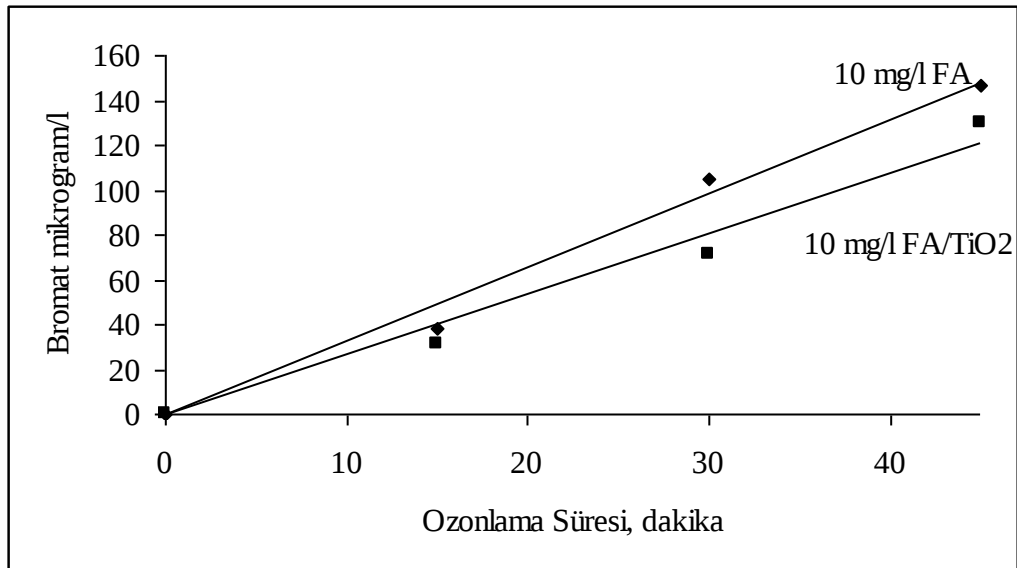
Öncelikle organik maddeler ozon ve OH radikali ile direkt reaksiyona girerek ozonu ve OH radikali tüketirler. Devam eden ozonlama ile oluşan bromin ($HOBr/OBr^-$) organik maddeler ile bromlu organik maddeleri, ayrıca OBr^- ise organik madde ile $TOBr$ oluşturarak bromat oluşumunu azaltır.

Tablo A.13 - A.14'deki değerlerin kullanılmasıyla çizilen aşağıda şekiller belirli zamanlarda ozonlanarak ve farklı organik madde konsantrasyonlarında katalitik

ozonlama-ozonlama yapılmaması sonucunda oluşan bromat miktarları aşağıda grafikler üzerinde verilmiştir.



Şekil 4.16 Organik Madde'nin Bromat Oluşumuna Etkisi
(Ek A Tablo A13)

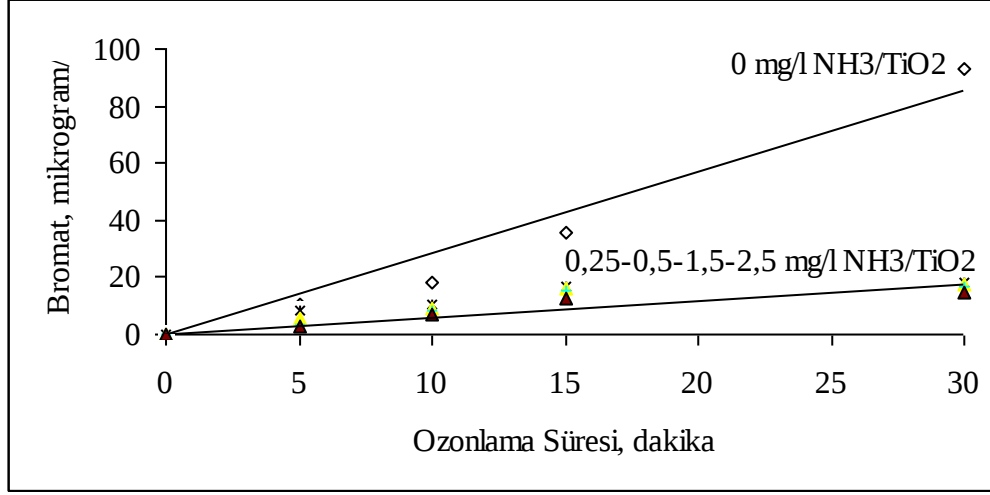


Şekil 4.17 Bromat Oluşumunda Organik Madde Etkisinin Ozonlama ve Katalitik Ozonlama ile Karşılaştırılması (Ek A Tablo A14).

4.4.10 Amonyakın Bromat Oluşumuna Etkisi

Yapılan deneylerde 0,25-0,5-1,5 ve 2,5 mg/l NH_3 konsantrasyonları kullanılmıştır ve bromat oluşum etkileri Şekil 4.18 de görüldüğü gibi birbirine çok yakın etkileri, amonyak ilavesi ile bromat oluşumunun azaltılması, hipobromik asidin (HOBr)

amonyak ile doğrudan reaksiyonu veya amonyağın radikal tüketici özelliği sayesinde sağlanmaktadır. Radikal iyonlarının azalması sonucunda radikal üzerinden yürüten oksidasyon mekanizması engellenmekte ve bromat konsantrasyonu azalmaktadır.



Şekil 4.18 Amonyak Konsantrasyonunun Bromat Oluşumuna Etkisi
(Ek A Tablo A.15-16)



amonyak/ozon oranı, bromürün (Br-) hipobromit iyonuna (OBr-) ve hipobromit iyonunda monobromamine stokiometrik dönüşümüne karşılık gelmektedir. Yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar, amonyak ilavesinin bromat oluşumunda azalmaya neden olduğunu göstermiştir.

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Büyükçekmece Gölü'ne ait numunelerde organik madde giderimi, ozonlamanın organik madde giderimi üzerine etkileri ve koagülasyonla bromat giderimleri ilk aşamada yapılan deneylerdir. İkinci aşamada bromür içeren distile suda katalitik ozonlama yapılarak pH hidrojen peroksit, organik madde ve amonyak konsantrasyonlarının bromat oluşumuna etkileri incelenmiştir. Aşağıda sırasıyla yapılan deneylere ait sonuçlar tartışmalarıyla birlikte verilmiştir.

Alüminyum koagülasyon sonucu yapılan deneylerde TOK giderimi %20 ve optimum dozaj 60 mg/l'dir. demir (III) klorür ile yapılan koagülasyon sonucu TOK giderimi %26 ve optimum dozaj 80 mg/l'dir. Her iki koagülant karşılaştırıldığında TOK giderimi açısından fark görülmemektedir. Bu sebepten Büyükçekmece arıtma sisteminde şu anda kullanılmakta olan alüminyum koagülasyona devam edilmesi uygundur. Ancak şu anda 20 mg/l olarak uygulanan alüminyum koagülantı organik madde giderimi çok fazla değiştirmeyeceği açıktır.

Alüminyum koagülantı ile bromat giderimi 150 mg/l gibi yüksek koagülant dozlarında meydana gelmektedir. Ancak içme suyu için uygulanabilir bir yöntem olarak görülmemektedir. Alüminyum dozu arttıkça ortamda bulunan alüminyum iyonları arıyacak ve içme suyu kanserojen etkiye sahip olacaktır.

Yine ortamdaki bromür konsantrasyonunun koagülasyonla giderilmesi koagülasyon-flokülasyon mekanizmasına göre uygun görülmemektedir. Negatif yüklü bromür iyonu ortamdaki pozitif yüklü koagülantları Wandaer Walls çekme kuvveti kuralınca kendisine çekecek ve çökebilen floklar halinde su ortamından uzaklaşacaklardır.

Katalitik ozonlama yapılarak bromat oluşumu gözlemlenen deneylerden bir tanesi pH etkisidir. Düşük pH'larda bromat oluşumu düşük, yüksek pH'larda yüksek olarak gözlemlenmektedir. Aynı zamanda katalitik ozonlama titanyum dioksitle gerçekleştirilmiş ve yalnız ozonlama ile yapılan deneylere kıyasla bromat oluşumunu oldukça yüksek verimlerde etkilediği görülmüştür.

Titanyum di oksit miktarı artıkça bromat oluşumu sıfır seviyelerine kadar inmektedir. Ancak titanyum di oksit her ne kadar toksik bir madde olmasa da yüksek miktarda kullanılması tat açısından problem olabilir. Henüz bu konuda bir çalışma yapılmamıştır. Bu tez ile yapılan başlangıç uyarım deva mettirilir. İleri oksidasyon proseslerinden sayılan diğer bir etki hidrojen peroksit etkisidir. Katalitik ozonlama yapılırken bromür içeren suya katılan farklı konsantrasyonlardaki H_2O_2 , bromat oluşumunu artırmıştır.

Bromür içeren suya organik madde ilavesi ile katalitik ozonlama yapılması sonucunda bromat oluşumunun azaldığı gözlemlenmiştir. Öyleyse ozonlama sistemini kaagülasyon-flokülasyon sisteminden önce getirerek bromatı engellemek açısından önerilebilir.

Yine katalitik ozonlama yapılan bromürlü suya düşük konsantrasyonlarda amonyak ilavesi ile bromat oluşumunun azaldığı gözlemlenmiştir.

Şu ana kadar henüz incelenmemiş olan Titanyum di oksitle katalitik ozonlamanın bromat oluşumunu engelleyici etkisi görülmüştür. Bromür içeren Büyükçekmece suyuna uygulanması ve ozonlama sisteminin kurulması şu anda hayal olarak görülenmektedir.

6 KAYNAKLAR

- Aydın, İ., 1999.** İçme Suyunda Koagülasyon ile Organik Madde Giderilmesi, Yüksek lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Camel, V, and Bermond, A, 1998** The Use Of Ozone and Associated Oxidation Processes Drinking Water Treatment, *Wat. Res.*, Vol. 32, No.11, pp. 3208-3222
- Krasner, S. W, Gaze, W. H, Weinberg, H. S., Daniel, P. A, and Najm, I. S., 1993.** Formation and Control of Bromate During Ozonation of Waters Containing Bromide, *Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc.*, pp. 73
- Gaze, W. H, Weinberg, H. S, and Cavanagh, J. E, 1993.** Evaluating the Formation of Brominated DBPs During Ozonation, *Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc.*, pp. 96
- Guntner, U. V., and Hoigne, J., 1994.** Bromate Formation During Ozonation Of Bromide - Containing Waters: Interaction of Ozone and Hydroxyl Radical Reactions, *Environ. Sci. Tech.*, Vol. 28, No. 7.
- Guntner, U. V., and Oliveira, Y., 1998.** Advanced Oxidation of Bromide: Formation Mechanisms, *Environ. Sci. Tech.*, Vol. 32, pp. 63-70
- Noguchi, H, Nakajima, Watanabe, A, T. Nashimoto, K, 2003.** Design of a Photocatalyst for Bromate Decomposition: Surface Modification of TiO₂ by Pseudoboehmite, *Environ. Sci. Tech.*
- Özden, S., 2002.** İçme Sularında Trihalometen Oluşumu ve Organik Maddelerin Giderilmesi, Yüksek lisans tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Rengao, S., 1996. Ozone-Bromide-Ion Interactions in Water Treatment, PhD Thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign, Urbana, Illinois.

Siddiqui, M, and Amy, G, 1993. Factors Affecting DBP Formation During Ozone - Bromide Reactions J. AWWA, pp.63

Siddiqui, M, Amy, G, Özekin, K, Zhai, W, and Westerhoff, P., 1994. Alternative Strategies for Removing Bromate, Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc.

Siddiqui, M, Amy, G, Özekin, K, Zhai, W, Westerhoff, P., 1994. Alternative Strategies for Removing Bromate, Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc., Vol. 86, pp. 81-96

Siddiqui, M, Amy, G, and Rice, R, 1995. Bromate Ion Formation: A Critical Review Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc.

Siddiqui, M, Amy G and Murphy, B, 1997. Ozone Enhanced Removal Of Natural Organic Matter From Drinking Water Sources, Wat. Res. Vol. 31, No. 12, pp. 3098-3016

Shukairy, H M, and Summers, R S, 1992. The Impact Of Preozonation and Biodegradation On Disinfection By-Product Formation, Wat. Res. Vol. 26, No. 9, pp. 1217-1227.

Shukairy, H M, and Cummings, L, 1993. Effect of Separation Processes on the Formation of Brominated THMs, Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc., pp.88

Song, R, Chris D, McCaffery, R, Westerhoff, P, Özekin, K, and Amy, G, 1996. Empirical Modeling Of Bromate Formation During Ozonation Of Bromide - Containing Waters, Wat. Res., Vol. 30, No. 5, pp. 1161-1168.

Soyer, E, 2002. Büyükçekmece Su kaynağı Ozonlama Sonucu Bromat Oluşturma Potansiyelinin Araştırılması, Yüksek Lisans tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Summers, R, Miltner, R J., Shukairy, H, and Summers, S, 1992 Disinfection By-product Formation and Control by Ozonation and Heat treatment. Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc., pp 53.

Tang W Z and Tassos, S, 1997. Oxidation Kinetics and Mechanisms of Trihalomethanes By Fenton's Reagent, Wat. Res. Vol. 31, No. 5, pp 1117-1125.

Vol k, C, Roche P, Joret J. C, and Paillard H, 1997. Comparison Of The Effect Of Ozone, Ozone-Hydrogen Peroxide System And Catalytic Ozone On The Biodegradable Organic Matter Of A Fulvic Acid Solution, Wat. Res., Vol. 31, No. 3, pp 650-656.

Westerhoff, P, Song R, Amy, G, and McCaffery, R, 1997. Bromate Minimization During Ozonation, Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc., Vol. 89, No. 6, pp 69.

Westerhoff, P, Song R, Amy, G, and McCaffery, R, 1998 NOM's Role In And Bromate Formation During Ozonation, Journ. Of Amer. Wat. Works Assoc., Vol. 89, No. 11, pp 82.

Westerhoff, P, Song R, Amy, G, and McCaffery, R, 1998 Numerical Kinetic Models For Bromide And Bromate Wat. Res. Vol. 32, No. 5, pp 1687-1699.

EKA

Tablo A1 Şekil 4.3 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi Dakika	Distile Suyun (DS) Harcadığı Toplam Ozon Miktarı (mg/l)	Titanyum Doksitli DS Harcadığı Toplam Ozon Miktarı (mg/l)
1	4,82	5,78
3	11,58	12,54
5	16	16,5
10	17	17,5
15	17,5	18,06

Tablo A2 Şekil 4.3 deki Distile Suyu ait Özellikler

Parametre	Değer
Bromür	700 µg/l
pH	8,5

Tablo A3 Şekil 4.2 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi dakika	Toplam Harcanan Ozon Miktarı mg/l
1	4,5
5	9,5
10	17,5
15	19,26

Tablo A4 Şekil 4.2 deki Ham Suyu ait Özellikler

Parametre	Değer
TOK	4,87 mg/l
pH	8,0
Bromür	200 µg/l

Tablo A 5 Şekil 4 4 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Koagülant miktarı Alüm (mg/l)	TOK mg/l	pH
0	5,511	7,74
20	5,43	7,02
40	5,293	6,58
60	4,448	6,37
80	4,228	6,15
100	4,156	5,86

Tablo A 6 Şekil 4 5 daki şeklin çiziminde kullanılan değerler

Koagülant Miktarı, Demir (III) Klorür, mg/l	TOK mg/l	pH
0	5,511	7,74
20	5,47	7,02
40	5,13	6,86
60	4,488	6,5
80	4,034	6,2
100	4,069	5,95

Tablo A 7 Şekil 4 7 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Koagülant Miktarı, Alüm mg/l	TOK, mg/l 15 dk ön ozonlanmış	TOK mg/l
0	4,87	4,87
20	3,97	4,75
40	2,84	3,67
60	2,78	3,52
80	2,83	3,7
100	2,73	3,68

Tablo A 8 Şekil 4 8 deki grafi ğ n ç iz i m i n d e k u l l a n ı l a n d e ğ e r l e r

Koagülant Dozu Al ü m (mg/l)	Br o nat D e ğ e r l e r i µg/l
0	50
20	49, 2
40	48, 5
60	44
80	37, 5
100	28, 5
120	15
130	10
150	0

Tablo A 9 Şekil 4 11 deki grafi ğ n ç iz i m i n d e k u l l a n ı l a n d e ğ e r l e r (pH= 6)

Ozonl a n a S ü r e s i d a k i k a	D S Br o nat D e ğ e r i µg/l	1 gr. T i Q + D S Br o nat D e ğ e r i µg/l
5	3	0
15	10, 1	3
30	25	5
45	32, 39	12, 26

Tablo A 10 Şekil 4 12 deki grafi ğ n ç iz i m i n d e k u l l a n ı l a n d e ğ e r l e r (pH= 8)

Ozonl a n a S ü r e s i d a k i k a	D S Br o nat D e ğ e r i µg/l	1 gr. T i Q + D S Br o nat D e ğ e r i µg/l
5	63	0
15	120	17, 55
30	216	40, 46
45	302	182

Tablo A 11 Şekil 4 13 deki grafiğın çiziminde kullanılan değerler

Ti O ₂ Dozajları gram	Kat alitik Ozonlama Sonucunda Cl uşan Bromat Değeri µg/l (20 dk. ozonlama)
0	300
0,5	246
1	208
3	166
5	33

Tablo A 12 Şekil 4 14 deki grafiğın çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi dakika	0 mg/l H ₂ O ₂ /0 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	10 mg/l H ₂ O ₂ /1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	5 mg/l H ₂ O ₂ /1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	3 mg/l H ₂ O ₂ /1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	0 mg/l H ₂ O ₂ /1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l
5	55	155,3	80	62,24	15
10	96	326,25	258,49	156	46,23
15	125	466,5	356,74	305	86,45
20	177,77	544,8	465,42	362,88	101,78

Tablo A 13 Şekil 4 16 daki grafiğın çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi Dakika	10 mg/ Fulvik Asit +1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	5 mg/ FA+1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	3 mg/ FA+1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l
5	30,93	43,3	52,55
15	71,13	108,76	129,84
30	129,68	162,12	180,83

Tablo A 14 Şekil 4 17 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi Dakika	10 mg/ FA+0 Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	10 mg/ FA+1 gr. Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l
15	38, 13	30, 93
30	104, 88	71, 13
45	146, 73	129, 68

Tablo A 15 Şekil 4 18 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

Ozonlama Süresi dakika	0 NH ₃ / 1 gr Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	2, 5 mg/l NH ₃ / 1 gr Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	1, 5 mg/l NH ₃ / 1 gr Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	0, 5 mg/l NH ₃ / 1 gr Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l	0, 25 mg/l NH ₃ / 1 gr Ti O ₂ Bromat Değeri µg/l
5	10, 3	8, 3	5, 25	3, 5	3
15	18, 3	10, 25	9, 2	8, 65	7, 28
30	35, 76	16, 92	15, 93	15, 27	12, 65
45	93, 12	18, 07	17, 47	16, 49	14, 65

Tablo A 16 Şekil 4 18 deki grafiğin çiziminde kullanılan değerler

NH ₃ Konsantrasyonları mg/l	30 dk Katalitik Ozonlama Sonucu Bromat Değeri µg/l
0	35, 76
0, 25	16, 92
0, 5	15, 93
1, 5	15, 27
2, 5	12, 65

ÖZGEÇMİŞ

1978 yılında İstanbul’ da doğdu. İlk orta, lise tahsilini İstanbul’ da tamamladı. 1996 yılında İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’ nde öğrenimine başladı ve 1999-2000 eğitim öğretim döneminde öğrenci asistanlığı yaptı. 2000 yılında aynı bölümden mezun oldu. Yine aynı yıl İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği ve Bilişimleri Programında Yüksek Lisans eğitime başladı. 2002-2003 yılı eğitim öğretim döneminde İ.T.Ü. Fen Bilişimleri Enstitüsü’ nde bursiyer olarak görev aldı.