

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**İSTANBUL'DAKİ HAM SU KAYNAKLARINDA DEZENFEKSİYON YAN
ÜRÜNLERİNDEN HALOASETİKASİTLERİN OLUŞUM
POTANSİYELLERİNİN BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Handan ATALAY

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimi ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. İsmail TORÖZ

EYLÜL 2016

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**İSTANBUL'DAKİ HAM SU KAYNAKLARINDA DEZENFEKSİYON YAN
ÜRÜNLERİNDEN HALOASETİKASİTLERİN OLUŞUM
POTANSİYELLERİNİN BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Handan ATALAY
(501121745)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. İsmail TORÖZ

EYLÜL 2016

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501121745 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Handan ATALAY, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “*İstanbul'daki Ham Su Kaynaklarında Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinden Haloasetik asitlerin Oluşum Potansiyellerinin Belirlenmesi*” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. İsmail TORÖZ**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Kadir ALP**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ
İstanbul Üniversitesi

Teslim Tarihi : 02 Mayıs 2016
Savunma Tarihi : 01 Eylül 2016

Aileme,

ÖNSÖZ

Çalışmam sırasında bilgi, deneyim ve desteklerini benden hiçbir zaman esirgemeyen değerli hocam ve danışmanım Sayın Prof. Dr. İsmail TORÖZ'e çok teşekkür ederim.

Laboratuar çalışmalarında beni sabırla yönlendiren, bilgi ve deneyimini esirgemeyen Yrd.Doç.Dr. Edip AVŞAR'a ve Yrd.Doç.Dr. Esra ATEŞ-GENCELİ'ye teşekkür ederim.

Hayatımın her alanında olduğu gibi eğitimim konusunda da sonsuz destek ve özverilerini benden esirgemeyen canım ailem; babam Yusuf ATALAY'a, annem Fatma ATALAY'a ve kardeşim Ahmet Sefa ATALAY'a teşekkür ederim.

Bununla beraber desteklerini her zaman hissettiğim değerli arkadaşlarım Başak AYDIN ve E.Gözde ÖZBAYRAM'a, sevgili ofis arkadaşlarım Burçin COŞKUN'a, Aslı TOPTAŞ'a ve Onur IŞIK'a teşekkür ederim.

Tecrübeleri ile bana yol gösteren ve bunu dostlukları ile pekiştiren 'maymuşlar' gurubunun sevgili üyeleri Emel TOPUZ ve Gülten YÜKSEK'e teşekkür ederim.

Ayrıca bu tezi hazırlarken desteğini esirgemeyen, motive ve teşvik eden, sabır gösteren değerli dostum Osman EROĞLU'na teşekkür ederim.

Eylül 2016

HandanATALAY
(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ	1
1.1 Çeşitli Dezenfektanların Etki Mekanizmaları	8
1.2 İçmesuyu Dezenfeksiyonu	9
1.2.1 Klor ile dezenfeksiyon	12
1.2.2 Basit klorlama ile dezenfeksiyon	12
1.2.3 Kloraminle dezenfeksiyon	13
1.2.4 Serbest klor kalıntısı ile klorlama	13
1.2.5 Klordioksit (ClO ₂) ile dezenfeksiyon.....	13
1.2.6 Hipokloritler	14
2. DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİ.....	15
2.1 Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	17
2.1.1 Doğal organik maddeler ve yapılarının DYÜ oluşumuna etkisi.....	17
2.2 Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Sağlık Üzerine Etkisi	18
2.3 Doğal Organik Maddelerin Klorlanması Sonucu Gerçekleşen Kimyasal Reaksiyonlar.....	19
2.4 DYÜ Oluşumuna Etki Eden Faktörler	20
2.4.1 Organik madde	20
2.4.2 pH.....	23
2.4.3 Sıcaklık.....	24
2.4.4 Klor dozu.....	24
2.4.5 Reaksiyon süresi	25
3. ÇALIŞMA ALANI.....	27
3.1 Büyükçekmece Baraj Gölü.....	27
3.1.1 İSKİ Büyükçekmece Su Arıtma Tesisi	29
3.2 Ömerli Baraj Gölü	30
3.2.1 İSKİ Ömerli Su Arıtma Tesisi	31
3.3 Kağıthane Su Arıtma Tesisi	32
4. MATERYAL METOD	35
4.1 Nunume Alma ve Koruma	35
4.2 Klorlama İşlemi.....	35
4.3 UV ₂₅₄ Ölçüm İşlemleri	36
4.4 HAAOP Ölçümü	37
4.5 pH Analizleri	38

5. DENEYSEL SONUÇLAR.....	41
5.1 Ön Değerlendirme	41
5.2 TOK Ölçüm Sonuçları.....	41
5.3 UV Absorbans Değerleri	41
5.4 Klorlanmış Suların UV Spektrumlarının pH ile Değişimi	43
5.5 HAA Oluşumuna Etki Eden Faktörler	44
5.5.1 Klor dozunun ve reaksiyon süresinin HAA oluşumuna etkisi	44
5.5.2 pH'ın HAA oluşumuna etkisi.....	45
6. SONUÇLAR	49
KAYNAKLAR.....	51
EKLER	57
ÖZGEÇMİŞ.....	63

KISALTMALAR

AOX	: Adsorplanabilir Organik Halojenler
BCAA	: Bromokloro Asetik Asit
BCAN	: Bromokloro Asetonitril
BDCAA	: Bromodikloro Asetik Asit
BDCM	: Bromodiklorometan
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
ÇOM	: Çözünmüş Organik Maddeler
DBAA	: Dibromo Asetik Asit
DBAN	: Dibromo Asetonitril
DBCAA	: Dibromokloro Asetik Asit
DBCM	: Dibromoklorometan
DCAA	: Dikloro Asetik Asit
DCAN	: Dikloro Asetonitril
DOM	: Doğal Organik Maddeler
DYÜ	: Dezenfeksiyon Yan Ürünleri
DYÜOP	: Dezenfeksiyon Yan Ürün Oluşturma Potansiyeli
ECD	: Elektron Yakalayıcı Dedektör
GC	: Gaz Kromatografisi
HAA	: Haloasetik Asitler
HAAOP	: Haloasetikasit Oluşum Potansiyeli
HAN	: Haloasetonitriller
HANOP	: Haloasetonitril Oluşum Potansiyeli
İSKİ	: İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi
MBAA	: Monobromo Asetik Asit
MCAA	: Monokloro Asetik Asit
MCL	: Maksimum Kirletici Seviyesi
MS	: Kütle Spektroskopisi (Mass Spectroscopy)
MTBE	: Metil Tersiyer Bütil Eter
NDIR	: İnfrared Spektrofotometre (Non-Dispersive Infrared Spectrofotometry)
TBAA	: Tribromo Asetik Asit
TBM	: Bromoform
TCAA	: Trikloro Asetik Asit
THAA	: Toplam Haloasetik Asitler
THM	: Trihalometanlar
THMOP	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
TOK	: Toplam Organik Karbon
TOX	: Toplam Organik Halojen

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1.1 : İnsan sağlığına etkisi olabilecek DYÜ (USEPA 2001).....	7
Çizelge 1.2 : Dezenfeksiyon metotlarının birbiri ile karşılaştırılması.	10
Çizelge 2.1 : THM'lerin özellikleri (Matamoros ve diğ, 2007).	17
Çizelge 4.1 : TOC Vcph analizör cihazına ait teknik özellikler.	36
Çizelge 4.2 : UV Görünür Spektrofotometre cihazına ait teknik özellikler.	37
Çizelge 4.3 : EPA 552.3 metoduna göre ölçülen HAA türleri.	38
Çizelge 4.4 : GC µECD cihazına ait teknik özellikler.	39
Çizelge 5.1 : İstanbul'da içme suyu temin edilen suların TOK Değerleri.....	41

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1.1 : Dezenfeksiyon yan ürünlerinden HAA'lerin yapısal formülleri.....	6
Şekil 1.2 : Dezenfeksiyon işlemlerinde uygulanan yöntemler.	11
Şekil 3.1 : İSKİ Büyükçekmece su arıtma tesisi proses akım şeması.	29
Şekil 3.2 : İSKİ Ömerli Su Arıtma Tesisi proses akım şeması.....	32
Şekil 4.1 : TOC Vcph analizör cihazı.	36
Şekil 4.2 : UV Görünür Spektrofotometre cihazı.	37
Şekil 4.3 : GC μ ECD cihazı.....	39
Şekil 5.1 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV ₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7).	42
Şekil 5.2 : 5 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV ₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7).	42
Şekil 5.3 : 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV ₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7).	42
Şekil 5.4 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV ₂₅₄ spektrumlarının pH ile değişimi (12 saat).	43
Şekil 5.5 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV ₂₅₄ spektrumlarının pH ile değişimi (168 saat).	43
Şekil 5.6 : 2 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).	44
Şekil 5.7 : 5 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).	44
Şekil 5.8 : 10 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).....	45
Şekil 5.9 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Büyükçekmece numunesinin HAA miktarları.....	46
Şekil 5.10 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Kağıthane numunesinin HAA miktarları.....	46
Şekil 5.11 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Ömerli numunesinin HAA miktarları.....	47

İSTANBUL'DAKİ HAM SU KAYNAKLARINDA DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİNDEN HALOASETİKASİTLERİN OLUŞUM POTANSİYELLERİNİN BELİRLENMESİ

ÖZET

Suların zararlı mikroorganizmalardan arındırılması amacıyla dezenfeksiyon uygulanmaktadır. İçme suyu arıtımında kullanılan en yaygın dezenfeksiyon yöntemi klorlamadır. Ham su kaynaklarında bulunan doğal organik maddeler (DOM), su arıtımı sırasında dezenfeksiyon amaçlı kullanılan klorla reaksiyona girmekte ve insanlar üzerinde kanserojenik etkiler gösterebilen dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumlarına neden olmaktadır. Trihalometanlar (THM'ler) ve Haloasetikasitler (HAA'lar) bu yan ürünlerin en bilinenleridir. Dolayısıyla, klorlama sonucu oluşan bu yan ürünlerin hangi şartlarda oluştuğunun ve miktarlarının yasal sınırların altında tutulabilmesi için hangi tedbirlerin alınması gerektiği hususu, gerek su arıtma tesislerini işletenler için gerekse halk sağlığının korunması anlamında büyük önem taşımaktadır.

Avrupa Birliği Çevre Koruma Ajansı tarafından dört trihalometan türü, yani toplam THM (TTHM) olarak bahsedilen kloroform, bromoform, dibromokloro ve diklorobromo metan için maksimum kirletici seviyesi (MCL) 80 µg/L, beş adet haloasetikasitin toplamı (monokloro, dikloro, trikloro, monobromo ve dibromo asetik asit) için MCL değeri 60 µg/L olarak belirlenmiştir. İleride MCL seviyelerinin; THM'ler için 40, HAA₅'ler için ise 30 µg/L'ye düşürülmesi hedeflenmektedir.

Ülkemizde geçerli olan içme suyu standartlarında (TS 266) bu anlamda bir sınır bulunmamaktadır. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik kapsamında THM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L, bu tarihten sonra ise azaltılarak 100 µg/L olarak belirlenmiştir. Fakat HAA'lar için herhangi bir sınırlama bulunmamaktadır. Bu çalışmada; Haloasetik asitlerle ilgili deneysel çalışmalar yapmak üzere ham su kaynağı olarak İSKİ Kağıthane, Büyükçekmece ve Ömerli su arıtma tesislerinin girişleri seçilmiştir.

Bu tez çalışmasında artan konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanla ortaya çıkan HAA oluşum potansiyeli gözlemlenmiş ve numunelerde Haloasetik asit ölçümü yapılmıştır. Oluşum potansiyeli incelenen HAA'lara etki eden pH, bekleme süresi ve dezenfektan miktarı gibi bazı faktörler de dikkate alınarak, bu faktörlerin etkilerinin hangi yönde olduğu araştırılmıştır.

2 mg/L, 5 mg/L ve 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanmış suların farklı reaksiyon süreleri sonunda UV spektrumlarındaki değişimler gözlemlenmiştir. Örneğin 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda 254 nm dalga boyunda 2 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suya UV absorbans değeri Ömerli için 0,062 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,009 cm⁻¹ değerine, 5 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suya UV absorbans değeri Ömerli için 0,071 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,019 cm⁻¹ ve 10 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suda UV absorbans değeri Ömerli için 0,074 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,029 cm⁻¹ değerine düşmüştür.

Benzer şekilde 2 mg/L, 5 mg/L ve 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanan suların farklı reaksiyon süreleri sonunda HAA oluşum potansiyelinde de artan klor dozu ile artış gözlemlenmiştir. Örneğin 2 mg/L klor dozu ile Ömerli numunesinde 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana gelen miktarı 40 µg/L olup, 168 saatlik süre sonunda oluşan HAA miktarı 51,8 µg/L'dir, 10 mg/L klor dozunda ise 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana gelen miktarı 90,3 µg/L olup, 168 saatlik süre sonunda oluşan HAA miktarı 124,3 µg/L'dir.

Her üç klorlama işlemi sonucunda oluşan HAA konsantrasyonunda farklılıklar tespit edilmiştir. Klor dozu arttıkça buna paralel olarak HAA miktarlarında artışlar olmuştur. Bu da göstermektedir ki artan klor miktarıyla oluşan HAA'lar paralellik göstermektedir.

Sonuç olarak, bu çalışma ile yukarıdaki bilgiler ışığında, gerek Türkiye'de gerekse yurtdışında faaliyet gösteren su arıtma tesisleri işletmecilerine ışık tutacak, ham su kaynaklarındaki organik maddelerin klorlanma işlemi sırasında ortaya çıkabilecek zararlı yan ürünlerin tür ve miktarca incelenmesi kolaylaşacaktır. Böylece klorun ham sudaki zararlı mikroorganizmalara, organik maddeye ve diğer parametrelere etki sırası göz önünde bulundurularak optimum konsantrasyonu belirlenebilecek ve en az DYÜ oluşacak şekilde kullanımı gerçekleştirilebilecektir.

DETERMINATION AND ASSESMENT OF DISINFECTION BY-PRODUCT HALOACETIC ACIDS IN WATER TREATMENT PLANTS IN ISTANBUL

SUMMARY

Although chlorine has several disadvantages in water treatment, it is widely used for disinfection and oxidation purposes. Chlorine is preferred in water treatment mainly due to its high oxidation state, practical use, and low operation and maintenance cost. When chlorine is applied to drinking water processes, it reacts with NOM and forms various types of chlorinated disinfection by-products (DBPs). These halogenated by-products are considered to be possible human carcinogens and trihalomethanes (THMs) and haloacetic acids (HAAs) are most widely known DBPs. Through the different reaction reactivity of the NOM components with disinfectants, isolation and fractionation of NOM into more homogenous components is the better way to determining the DBP formation potential (DBFP) of the waters. Chlorination is the widely recognized technique for disinfection of drinking water. Reaction of chlorination with natural organic matter (NOM) results in the formation of disinfection by-products (DBPs); such as trihalomethanes (THMs) and haloacetic acids (HAAs). The relationship among chlorination conditions, pH, temperature, reaction time, chlorine dosage, NOM concentration and the formation of disinfection by-products are highly complex. Developing formal kinetic or statistical models for disinfection by-products formation require substantial cost and effort of analyzing for disinfection by-products as THMs. Therefore, in this study, the potential use of differential UV absorbance at a wavelength of 272 nm (ΔUV_{272}) to monitor the formation of HAAs in drinking water was investigated.

Haloacetic acids (HAAs) are a type of chlorination disinfection by-product (CDBP) that are formed when the chlorine used to disinfect drinking water reacts with naturally occurring organic matter (NOM) in water. Haloacetic acids are a relatively new disinfection by-product. HAAs are a collection of several different compounds. The sum of Bromodichloroacetic Acid ($BrCl_2AA$), Dibromochloroacetic Acid (Br_2ClAA), and Tribromoacetic Acid (Br_3AA) concentration is known as HAA_3 . The sum of Monochloroacetic Acid ($ClAA$), Monobromoacetic Acid ($BrAA$), Dichloroacetic Acid (Cl_2AA), Trichloroacetic Acid (Cl_3AA), and Dibromoacetic Acid (Br_2AA) concentrations are known as HAA_5 . HAA_6 refers to the sum of HAA_5 and Bromochloroacetic Acid ($BrClAA$) concentrations. HAA_6 and HAA_3 together make up HAA_9 .

The disinfection of water with chlorine results in formation of disinfection by-products (DBP), such as trihalomethanes (THM) and haloacetic acids (HAA). It has been shown that natural organic matter (NOM) is a likely precursor material for THM and HAA formation. Among DBP found in chlorinated water, THM and HAA have been the focus of particular attention because they are considered potentially carcinogenic. Concerns about health risks associated with DBP have prompted several industrialized countries to establish maximum acceptable levels for THM and HAA concentrations in drinking water. In the United States (US), more stringent DBP regulations have been

promulgated, placing limits on THM and HAA. The US Environmental Protection Agency (USEPA) drinking water limits for THM and HAA is 80 µg/L, and 60 µg/L, respectively. Recently most of the European countries regulated THM in their water at the level of 100µg/L. Further, there has been a 150 µg/L THM limit Turkish Drinking Water Regulation since 2005. US Drinking Water Regulations force water utilities to further increase DBP precursor removal with removing TOC below 2 mg/L.

In order to decontaminate insalubrious microorganisms in the water, disinfection has been performed. The most common disinfection treatments method used in drinking water is chlorination. Disinfection by products (DBP) is formed as a result of chlorination of water which contains natural organic matter (NOM). Disinfection by products are; such as, trihalomethanes and haloacetic acids.

In this study; for conducting experimental studies with haloacetic acids, water samples were gathered from ISKI Kağıthane, Büyükçekmece and Ömerli, then brought to the laboratory. The forming potential of HAA which is being appeared by adding disinfection in increasing concentrations is observed and the investigation of HAA in samples were conducted.

Samples were analysed for 9 haloacetic acids (HAA₉) according to the standard EPA method 552.3. The HAA₉ analytes are bromochloroacetic acid (BCAA), bromodichloroacetic acid (BDCAA), chlorodibromoacetic acid (CDBAA), dibromoacetic acid (DBAA), dichloroacetic acid (DCAA), monobromoacetic acid (MBAA), monochloroacetic (MCAA), tribromoacetic acid (TBAA) and trichloroacetic acid (TCAA). A simple description of the method is as follows: a 40 ml aqueous sample was adjusted to a pH of 0,5 or less and extracted with 4 ml of methyl-tertbutyl-ether (MTBE). The haloacetic acids that had been partitioned into the organic phase were then converted to their methyl esters by the addition of acidic methanol followed by heating for 2 hr. The solvent phase containing methylated haloacetic acids was separated from acidic methanol by adding 7 ml of concentrated aqueous solution of Na₂SO₄, and the extract was neutralized by the addition of a saturated solution of NaHCO₃. The target analytes were identified and quantified by capillary column gas chromatography using an electron capture detector (GC/µECD).

At the end of different reaction times, variations in UV spectrums of chlorinated waters, dosed with chlorine concentrations of 2 mg/L, 5 mg/L, and 10 mg/L, are observed. To illustrate, for Omerli at the end of 1 hour reaction time, 254 nm wave length with 2 mg/L chlorine dose and at pH 7 UV absorbance value is 0,060 cm⁻¹ and at the end of 168 hour the value is 0,012 cm⁻¹. With 5 mg/L chlorine dose UV absorbance value is 0,051 cm⁻¹, 0,012 cm⁻¹ at the end of 1 hour and 168 hours respectively. With 10 mg/L chlorine dose UV absorbance value is 0,082cm⁻¹, 0,039 cm⁻¹ at the end of 1 hour and 168 hours respectively. For Buyukcekmece at the end of 1 hour reaction time, 254 nm wave length with 2 mg/L chlorine dose and at pH7 UV absorbance value is 0,081 cm⁻¹ and at the end of 168 hour the value is 0,023 cm⁻¹. With 5 mg/L chlorine dose UV absorbance value is 0,056 cm⁻¹, 0,021 cm⁻¹ at the end of 1 hour and 168 hours respectively. With 10 mg/L chlorine dose UV absorbance value is 0,109 cm⁻¹, 0,05 cm⁻¹ at the end of 1 hour and 168 hours respectively.

Likewise chlorinated water samples, dosed with 2 mg/L, 5 mg/L and 10 mg/L with the different reaction times, the results show that; with the increasing amount of chlorine, HAA has increased. To illustrate, for Omerli with 2 mg/L chlorine dose, at the end of 24 and 168 hours the amount of HAA is 40 µg/L and 51,8 µg/L respectively. Water samples, dosed with 10 mg/L chlorine have 90,3 µg/L and 124,3 µg/L amount of HAA at the end of 24 and 168 hours respectively. For Buyukcekmece with 2 mg/L chlorine dose, at the end of 24 and 168 hours the amount of HAA is 53,5 µg/L and 79,8 µg/L respectively. Water samples, dosed with 10 mg/L chlorine have 94,6 µg/L and 130 µg/L amount of HAA at the end of 24 and 168 hours respectively.

In conclusion, since our results shows that, the administrative of drinking water treatment plants which operates either in Turkey or abroad, can be inspired such a study, that enable them to easily investigate the type and amount of insalubrious by products in pure water resources during chlorination of organic matter. Therefore, considering the gradual effect of chlorine on insalubrious microorganisms, organic matter and other parameters in pure water, the optimum concentration will be determined, hence minimum amount of DBP will be used in processes.

1. GİRİŞ

Su, bilinen tüm yaşam biçimleri için gerekli ve vazgeçilmez olan bir maddedir. Ancak hayatımızın bu vazgeçilmezi, taşıyabildiği çözünmüş ve çözünmemiş inorganik tuzlar, bakteriler, parazitler, virüsler ve organik maddelerle birçok hastalığın meydana gelmesine de yol açar. Bu nedenle temiz su sağlanması da diğer vazgeçilmez bir durumdur.

Geçmiş tarihten bu yana inceleme yapıldığında; insanlar yerleşim alanları olarak su kenarlarını, suyun en kolay elde edildiği kaynakların civarını ve akarsu boylarını tercih ettikleri görülmüştür. Suyun tüm canlıların hayatında çok önemli bir yer tuttuğu bilinmektedir.

Günümüzde dünya nüfusunun %20'si güvenilir olmayan içme suyu kullanmakta, yılda yaklaşık 200 milyon insan su ile ilişkili hastalıklara yakalanmakta ve yılda 2 milyondan fazla kişi kirli sulara bağlı hastalıklar nedeniyle yaşamlarını yitirmektedir. Nüfus artışına paralel olarak artış gösteren içme suyu ihtiyacını karşılamak üzere, yüzey ya da yer altı su kaynaklarında elde edilen ham suyu içilebilir hale getirmeyi amaçlayan arıtma tesislerinde uygulanan arıtma işlemleri su içindeki mikroorganizma miktarında ciddi bir şekilde azaltabilmektedir. Ancak bu sistemden çıkan su, uzaklaştırılması gereken düzeyde hastalık yapıcı mikroorganizma içerebilmektedirler. Bu mikroorganizmaları insan sağlığına zarar vermemesi için dezenfeksiyon işlemi uygulanmaktadır. Suyla geçen enfeksiyonların önüne geçilmesi büyük ölçüde suyun dezenfekte edilmesi ile mümkündür (Ağra, 2005; Şengül, 2009; Balcı, 2013).

Tanım olarak suların dezenfeksiyonu; suyun içerdiği patojenik mikroorganizmaların farklı yöntemler yardımıyla arıtılarak, suyun güvenli içilecek duruma getirilmesi işlemidir. Klorlama, ozonlama ve ultraviyole radyasyonu (UV) içme suyu arıtımında uygulanan başlıca dezenfeksiyon yöntemleri olarak sayılabilir. Klor tüm dünyada en fazla kullanılan kimyasal dezenfektan madde olup, klorlama işlemi, ucuz olması ve dezenfektan etkisinin dağıtım şebekesinde de sürmesi nedeniyle en çok kullanılan yöntemdir. Oksidasyon potansiyeli çok yüksek olan ozon, klorun ham suda bulunan

organiklerle reaksiyona girip istenmeyen tat ve kokuya yol açması söz konusu olduğunda daha uygun bir seçenek olarak kullanılabilmekte; ancak klora göre daha pahalı ve içme suyu şebekesinde dezenfeksiyon etkisinin olmayışı nedeniyle kullanımını kısıtlamaktadır. Klorlama ve ozonlamadan daha etkin olan UV ise, büyük ölçekli işletmelerde tercih edilmemektedir (Gümüş ve Akbal, 2013).

İçme sularının dezenfekte edilmesi, su yolu ile bulaşan bir çok hastalığı engellemesine rağmen, klorun ve diğer dezenfektanların ham suda bulunan doğal yada insan kaynaklı organik maddelerle reaksiyonları sonucu dezenfeksiyon yan ürünü oluşmaktadır. DYÜ ise bazı yeni riskler yaratmaktadır. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri suyun kimyasal bileşiminde bulunan organik veya anorganik yapıların, dezenfektanlarla reaksiyonu sonucu oluşan yapılar olarak tanımlanır. DYÜ'lerin en çok bilineni ve üzerinde en çok çalışma yapılan bileşikler, dezenfektan olarak klor kullanılması ile oluşan Trihalometan'lardır. THM'leri kimyasal oluşumlarının iyi bilinmesi, oluşum kolaylığı ve sağlık üzerine etkileriyle ilgili verilerin mevcudiyeti, ölçüm kolaylığıdır (Balcı, 2013).

Arıtımı yapılacak ham sulardaki doğal organik maddeler, genelde hümik olan ve hümik olmayan maddelerden oluşmaktadır. Hümik maddeler; hümik asit, fülvik asit ve hüminlerden oluşan, amorf, asidik, aromatik, hidrofobik yapıda yüksek molekül ağırlıklı kompleks bileşiklerdir (Alkan ve diğ., 2007). Yapılan araştırmalar, arıtma tesislerinde dezenfeksiyon amaçlı kullanılan kimyasal maddelerin (dezenfektanların) birçoğunun organik maddelerle (hümik ve fülvik asitler) birleşmesi sonucu dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) meydana getirdiğini göstermektedir (Rook, 1974; Pontius, 1990; Batterman ve diğ., 2000; Yaman, 2010).

İçme sularında Trihalometanlar (THM) özellikle de kloroform tayini çalışmaları ilk kez 1974'de Hollanda'da yapılmıştır. Uluslararası Kanseri Araştırma Enstitüsü kloroformun kanserojen etkileri olduğunu bildirmiştir. Haloasetik asitlerde (HAA) ise Chiristman (1983); Reckow ve Singer (1984); Krasner (1989) çalışmaları bilimsel ilk çalışmalardır.

İlk olarak Ren Nehri suyundan arıtılarak, klorla dezenfeksiyonu yapılmış içme suyunda dezenfeksiyon yan ürünleri olarak tanımlanan kloroform ve diğer trihalometanlar tespit edilmiştir (Rook, 1974). Pek çok araştırma, THM'lerin kanserojenik etkilerinin olduğunu ve yüzey sularının dezenfeksiyonu sonucu

oluşmasında en büyük rolü doğal organik maddelerin büyük bir kısmını oluşturan humik maddelerin (hümik asit ve fülvik asit) aldığını ortaya koymuştur (Babcock ve Singer, 1979; Bekbölet ve Uyguner, 2005). Bunun yanında bazı çalışmalar ile de alg ve bakteri hücrelerinin, hücre içi faaliyet ürünleri ile bunların bozunmasıyla ortaya çıkan ürünlerin de THM oluşumunda hümik maddeler kadar etkili oldukları sonucuna varılmıştır (Graham ve diğ., 1998). Hümik ve fülvik asitlerin klorlanması sonucu oluşan ve dezenfeksiyon yan ürünleri denilen THM'lerin oluşumunda kullanılan dezenfektanın çeşidi, miktarı, suda bulunan asitlerin kompozisyonu ve miktarı, su sıcaklığı, mineral tuzların miktarı, brom iyonu konsantrasyonu, mevsim durumu, dezenfeksiyon süresi birer etkidir (Çapar ve diğ., 1998; Toröz ve diğ., 2005; Özdemir, 2009; Balcı, 2013).

Arıtılmış suda bu tür maddelerin (dezenfeksiyon yan ürünleri, THM) bulunmasının insan sağlığı için risk oluşturduğu ve kansere sebep olduğu birçok çalışmayla ortaya konmuştur (Attias, 1995; Chowdhury, 2013). USEPA tarafından listelenen ve kansere sınıflandırması yapılan organik kirleticiler içinde THM'lerden Kloroform, Bromodiklorometan ve Bromoform B grubuna dâhil edilmekte, yani muhtemel kanserojen madde olarak sınıflandırılmakta, Dibromoklorometan ise C grubuna, yani kansere sebep olma ihtimali bulunan madde olarak sınıflandırılmıştır (Pontius, 1990).

Yaygın bir şekilde kullanılan klor dezenfektanı ile organik maddelerin birleşmesi sonucu da DYÜ olarak, klorlu organik bileşiklerden olan haloasetik asitler ve trihalometanlar meydana gelmektedir (Uyak ve diğ., 2007; Ağra, 2005; Özdemir, 2009) ki bunlardan THM'ler DYÜ'leri arasında en önemli olanlarıdır. Metan türevi olarak adlandırılan THM'ler metandaki (CH_4) hidrojen atomlarının yerine klor, brom ve iyot halojenlerinden bir veya birkaçının bağlanması ile oluşmaktadır (Şengül, 1995). En sık rastlanan THM bileşikleri; kloroform (CHCl_3), bromodiklorometan (CHBrCl_2), dibromoklorometan (CHBr_2Cl) ve bromoform (CHBr_3) olup, genellikle toplam (TTHM) olarak ifade edilmektedirler. Kloroform, içme suyunda en sık rastlanan ve miktarca en çok bulunan THM formudur. Bromür içeren ham suların klorlanmasıyla ise diğer THM türleri de oluşmaktadır. THM'lerin oluşumunda, dezenfektanın çeşidi ve miktarı, suda bulunan organik asitlerin kompozisyonu ve miktarı, su sıcaklığı, mineral tuzların miktarı, brom iyonu konsantrasyonu, mevsim durumu, dezenfeksiyon süresi birer etkidir (Graham ve diğ., 1998). Çoğu zaman klor dağıtım sisteminde arıtılmış suyun tüketicilere ulaşması sürecinde, suya sonradan karışması muhtemel

bakteriyel kirliliklere karşı klor miktarı, kalıntı klor kalacak şekilde eklenir. Ancak su klorlamasının 1974'ten bu yana söz konusu olan DYÜ'lerini oluşturduğu bilindiğinden (Rook, 1974) olabilecek olumsuz sağlık etkileri için büyük bir endişe oluşmuş, başta Amerika'da olmak üzere bu konuyla ilgili araştırma çalışmalarına yön verilmiştir (Simpson ve Hayes, 1998) ve günümüzde konuyla ilgili çalışmalar Dünya'nın birçok yerinde devam etmektedir.

Çeşitli sağlık örgütleri tarafından DYÜ'lerinin kanserojen olduğu tespit edilmiştir. Klorlama dezenfeksiyon yan ürünü olarak THM'ler, haloasetik asitler (HAA), haloasetonitriller (HAN) ve halopikrinler sayılabilir. Trihalometanların (THM) ve özellikle kloroformun suyun dezenfeksiyonu ile ilişkisi 1974'lerde ortaya konmuş ve suda doğal olarak bulunan çeşitli organik ve inorganik bileşenlerin dezenfeksiyon sonucunda dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşturdukları belirlenmiştir. Dezenfeksiyon için ozonlama yapılması sonucunda bromat oluşurken, kloraminle dezenfeksiyon yapılması durumunda da N-Nitrosodimetilamin (NDMA) oluşmaktadır (Yaman, 2010).

American Water Works Association tarafından yapılan çalışmada araştırılan içme suyu arıtma tesislerinin %20'sinde dezenfeksiyon amacıyla klor-amonyak işleminin yapıldığı ortaya çıkmıştır (Luo, 2006). Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü (USEPA) Kasım 1979'da kabul ettiği bir talimata göre kloroformun kanserojen olduğunu belirtmiş ve içme suyunda kabul edilebilir maksimum Trihalometan konsantrasyonu seviyesini (MTHML) 100 µg/L olarak kabul etmiştir. Japon Sağlık Bakanlığının Mart 1981'de kabul ettiği değer MTHML 100 µg/L iken bu değer Kanada'da 350 µg/L, Almanya'da ise 25 µg/L olmaktadır (Galapete ve diğ, 1997).

Ülkemizde geçerli olan içme suyu standartlarında (TS 266) bu anlamda bir sınır bulunmamaktadır. 2005 yılında yürürlüğe giren İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik kapsamında THM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L, bu tarihten sonra ise azaltılarak 100 µg/L olarak belirlenmiştir. Bu sebeple THM konsantrasyonunun şebekede analiz edilmesi ve konsantrasyonunun takip edilmesi gerekmektedir. Ülkemizde şu anda kloraminleme kullanılırsa da THM konsantrasyonu ile ilgili getirilmiş olan sınırlamalar farklı dezenfektan arayışlarına yol açabilecektir. Özellikle ön oksidasyonun klor ile yapılması, yüksek THM konsantrasyonlarına yol açtığından, bazı içme suyu arıtma tesislerinde ozon ile ön oksidasyon yapılmakta ama bu işleminde özellikle deniz suyu girişiminin olduğu

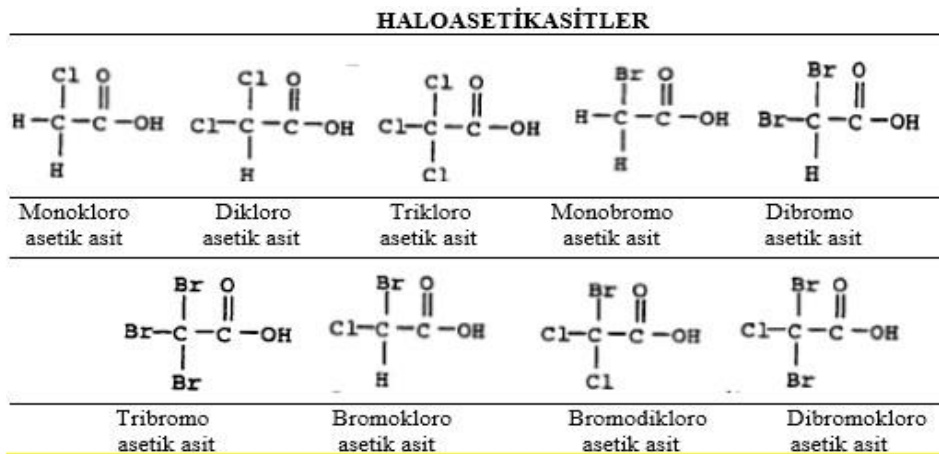
durumlarda başka bir önemli DYÜ olan bromata yol açacağı bilinmektedir (Teksoy, 2006; Gök, 2007; Şengül, 2009).

Ayrıca bu bileşiklerin, anaerobik çamur çürütme ünitesinde performans düşüklüğüne veya yüksek derecede inhibisyona neden olduğu belirtilerek, nihayetinde bu bileşiklerin ünite faaliyetinin durmasına yol açmalarıyla insan hayatını dolaylı olarak olumsuz etkiledikleri de Swanwick ve Foulkes tarafından ortaya konmuştur (Teksoy, 2006).

Araştırmaların sonucu THM'lerin mesane, bağırsak kanserine, gebelikte düşük doğum kilosu gibi olumsuz etkilere (Komulainen, 2004), üreme-gelişmeyle ilgili olumsuz etkilere (Batterman ve diğ., 2000), ve karaciğer, böbrek ve sinir sistemi üzerinde olumsuz etkilere sahip oldukları (Pontius, 1998) ortaya konmuştur. İnsanlar klorla dezenfekte edilen musluk sularını sadece içme suyu olarak değil, yemek pişirme, elyüz yıkama, duş alma, çamaşırları yıkama, temizlik v.s. amaçlı da kullanırken THM'lere daha fazla maruz kalmaktadırlar (Wang ve diğ., 2006). Söz konusu DYÜ'leri bilinen olumsuz sağlık etkilerinden dolayı gelişmiş ülkelerde kontrol altına alınmaya çalışılmış ve içme suyu standartlarında Avrupa Birliği'nin 1995 yılında hazırladığı yönergeyle, kloroform değerinin 40 µg/L, ve bromodiklorometan değerinin 15 µg/L olması uygun görülmüştür (Kuivinen ve Johnson, 1999). USEPA, 1998 yılında içme suyu kalite standardı olarak THM değerinin ilk kademedeki 80 µg/L olmasını, ikinci kademedeki 40 µg/L'ye düşürülmesini öngörmüş, (USEPA, 1999), ilerleyen yıllardaki yasal düzenlemelerde ise söz konusu yan ürünlerin tür bazında değerlendirilmesi ve bunlardan bazıları için yeni sınır değerler getirilmesi konularında çalışmalar yapmıştır. Bu THM türlerinden kloroform için 70 µg/L değeri uygun görmüştür (USEPA, 2003).

Dünya çapında DYÜ oluşumu ile ilgili uygulamaya konan sınırlamalar incelendiğinde en kısıtlayıcıların ABD'de olduğu görülmektedir. Amerika Çevre Koruma Dairesi (USEPA) dezenfeksiyon sonucu oluşan DYÜ'lerinin halk sağlığına olan etkisini minimize etmek için Dezenfektanlar/Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Yönetmeliği (D/DYÜ) adı altında uyulması zorunlu standartlar oluşturmuştur. Bu yönetmeliğin yürürlüğe girmesiyle çeşitli dezenfektanlar için maksimum bakiye dezenfektan seviyeleri (MRDLs) ve DYÜ'ler içinde maksimum kirletici seviyeleri (MCLs) belirlenmiştir. D/DYÜ yönetmeliği iki kısımdan oluşur: Aralık 1998'de yürürlüğe konan birinci kısımda dört trihalometan türü yani toplam THM (TTHM) olarak

bahsedilen kloroform, bromoform, dibromokloro ve diklorobromo metan için maksimum kirletici seviyesi (MCL) 100'den 80 µg/L'ye düşürülmüştür. Beş adet haloasetik asitin toplamı (monokloro, dikloro, trikloro, monobromo ve dibromo asetik asit) için MCL değeri 60 µg/L olarak belirlenmiştir. İkinci kısımda MCL seviyelerinin ileride; THM'ler için 40, HAA₅'ler için ise 30 µg/L'ye düşeceği beklenmektedir. Buna rağmen uygulanan D/DYÜ yönetmeliği ile EPA'nın içme suyu öncelikli listesi içindeki; HAN, HK, CPN, CH, CNCl ve CNBr olarak adlandırılan DYÜ'lerden CNBr hariç diğerlerine limit getirilmemiştir. Ayrıca gelecekte yapılacak düzenlemelerde DYÜ'lerin gruplar halinde değil, tekil olarak ele alınması hedeflenmektedir. Çünkü en son yapılan toksikoloji çalışmalarıyla, tekil olarak HAA ve THM türlerinin sağlık etkilerinin farklı olduğu; örneğin, bromodiklorometanın kanser riskinin kloroforma göre daha yüksek olduğu görülmüştür (USEPA, 2003). ABD dışında, DYÜ sınıflamasında yer alan TTHM'ler için Dünya Sağlık Örgütü (WHO) 460 µg/L, Avrupa Birliği (EC) 100 µg/L olarak sınır değerler belirlemiş ve bu değerleri uygulamaya koymuştur. Zaman içinde yönetmeliklerde yapılacak değişimler sonucu içme suyu arıtma tesislerinde DYÜ oluşumunu minimize etmek amacıyla daha kapsamlı önlemler alınması ve sistemin geliştirilmesi gerekecektir. ABD'deki içme suyu yönetmeliklerinde, limit değerlerin sağlanabilmesi için içme suyu arıtma tesislerinde, dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumunda en önemli rol oynayan ve öncü bileşikler (precursor) olarak adlandırılan toplam organik karbon (TOK) konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altına çekilmesi zorunlu kılınmıştır (USEPA, 2001; Hrudey, 2003). Şekil 1.1' de dezenfeksiyon yan ürünlerinden HAA'lerin yapısal formülleri verilmiştir.



Şekil 1.1 : Dezenfeksiyon yan ürünlerinden HAA'lerin yapısal formülleri (Avşar, 2006).

İnsan sağlığına etkisi olabilecek dezenfeksiyon yan ürünlerini gösteren ve EPA tarafından hazırlanmış olan tablo, Çizelge 1.1’de verilmiştir.

Çizelge 1.1 : İnsan sağlığına etkisi olabilecek DYÜ (USEPA 2001).

İnorganik Yan Ürünler	Halojenli Yan Ürünler
Klorat İyonu	Trihalometanlar
Klorit İyonu	Kloroform
Bromat İyonu	Bromodiklorometan
İyodat İyonu	Dibromoklorometan
Hidrojen Peroksit	Bromoform
Amonyak	Haloasetik Asitler
Organik Yan Ürünler	Monokloroasetik Asit
Aldehitler	Dikloroasetik Asit
Formaldehit	Dibromoasetik Asit
Asetaldehit	Haloasetonitriller
Glioksal	Dikloroasetonitril
Heksanal	Bromokloroasetonitril
Heptanol	Dibromoasetonitril
Karboksilik Asitler	Trikloroasetonitril
Heksanoik Asit	Haloketonlar
Heptanoik Asit	1,1-Dikloropropanon
Oksalik Asit	1,1,1-Trikloropropanon
Asimile Olabilen Organik Karbon	Klorofenollar
	2-Klorofenol
	2,4-Diklorofenol
	2,4,6-Triklorofenol
	Kloropikrin
	Kloral Hidrat
	Siyanojen klorit
	N-Organokloraminler
	MX

Halojenli olmayan dezenfeksiyon yan ürünleri de sudaki organik bileşiklerin güçlü oksidantlarla etkileşmesi sonucu meydana gelmektedirler. Organiklerin, ozon ve peroksitle oksidasyonu aldehitlerin, aldo ve keto asitlerin, organik asitlerin ve eğer ortamda bromür iyonları bulunuyorsa bromlu organiklerin oluşumuna neden olmaktadır.

Kloraminasyonda serbest klor ve serbest brom ortaya çıkar. Bu yüzden, klorlamada ortaya çıkan dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu beklenmektedir. Ancak düşük konsantrasyonlardadırlar. Kloraminler, klora göre daha zayıf oksidantlardır ve yine klorla benzer olarak oksidasyon reaksiyonlarından çok, klor substitusyon reaksiyonlarına katılmaya daha fazla eğilimlidirler. Fulvik asit içeren sulara kloraminasyon uygulandığı zaman, klorlanmış aldehitler, klorlanmış asitler ve

klorlanmış keton yan ürünleri oluşumu saptanmıştır. Yüksek pH'ta klorlamanın yapıldığı sistemlerde (pH 8.5 üstü), THM ve HAA oluşumunda net bir artış görmek mümkündür.

1.1 Çeşitli Dezenfektanların Etki Mekanizmaları

Dezenfeksiyon işleminde mikroorganizmaya etki beş mekanizma ile gerçekleşmektedir:

1. Hücre duvarı yapısının bozulması
2. Hücre geçirgenliğinin değişmesi
3. Protoplazmanın kolloidal yapısının bozulması
4. Nükleik asitlerin zarar görmesi
5. Enzim aktivitesinin inhibisyonu (Metcalf, 2004).

Klor bakteri hücrelerinde iki tip hasara yol açmaktadır. Serbest klor bakteri hücrelerinin membran bütünlüğünü bozarak hücrenin geçirgenliğini kaybetmesine neden olur. Böylelikle diğer hücresel fonksiyonları da bozulmuş olur. Klora maruz kalma RNA, DNA ve proteinlerin hücre dışına akışına neden olur. Bakteriyel sporlarda da hücre geçirgenliği engellenebilir. Klor, enzimlerin (katalaz) yanısıra bakteriyel nükleik asitlere de zarar vermektedir. Katalaz aktivitesinin azalması sonucu inhibitör etkisi olan hidrojen peroksit akümüasyonu meydana gelmektedir. Klorun virüsleri etkileme şekli virüs tipine bağlıdır. F₂ bakteriyofajı ve Poliovirus tip I'de inaktivasyon nükleik asit hasarı ile meydana gelir. Diğer virüs türlerinde (örneğin rotavirüsler) protein kılıfı hasar görür.

Klor dioksidin en önemli etkisi bakteri hücrelerindeki protein sentezini engellemesidir. Bunun yanı sıra gram negatif bakterilerin dış membranının parçalanmasına neden olduğu görülmüştür. F₂ bakteriyofajı ile yapılan çalışmalar, klor dioksidin öldürücü etkisinin protein kılıf üzerinde meydana geldiğini göstermiştir. Özellikle protein kılıftaki tirozin kalıntılarının parçalanması en önemli etkisidir. Virüs inaktivasyonu ile fajların konakçı hücreye tutunmalarının azalması arasında bir paralellik mevcuttur. Protein kılıfının parçalanması poliovirüs gibi diğer virüslerde de söz konusudur.

Ozon, sulu ortamda mikroorganizmaları inaktive eden serbest radikalleri meydana getirmektedir. Serbest radikaller bakteri hücrelerinin geçirgenliğini, enzimatik

aktivitelerini ve DNA yapılarını olumsuz etkilemektedir. Bunun yanısıra guanin ve timin de ozondan etkilenen yapılardır. Ozon, virüsleri nükleik asit yapılarına hasar vererek inaktive etmektedir. Ayrıca protein kılıfta tahribata neden olur ancak protein kılıfta meydana gelen bu hasar poliovirüsün konakçı hücreye adsorbsiyonuna engel olacak seviyede olmayabilir. Rotavirüslerde ise ozonlama ile kapsid ve RNA yapıları hasar görür.

Virüsler üzerinde yapılan araştırmalar, UV ışınının viral genomları ve virüs kılıf yapılarını etkilediğini göstermiştir. Bakterilerde ise 260 nm dalga boyundaki UV ışını mikrobiyal DNA'lara hasar vermektedir. Timin dimerizasyonu ile DNA replikasyonu engellenerek mikroorganizmalar inaktive olur (Alkan, 2005).

Nükleik asitlere etki ederek mikroorganizma inaktivasyonuna neden olan UVC radyasyonundan farklı olarak, hidroksil radikalleri hücre duvarı ve hücre zarına zarar vererek, hücre bütünlüğünü bozar. Bazı hidroksil radikalleri hücre içine penetrasyon ile girer ve enzimlerle ve diğer hücre sel bileşenlerle reaksiyon vererek hücre inaktivasyonuna neden olur (Wang, 2008).

Çizelge 1.2'de en çok kullanılan dezenfeksiyon metotlarının birbiri ile karşılaştırılması gösterilmektedir (Metcalf, 2004).

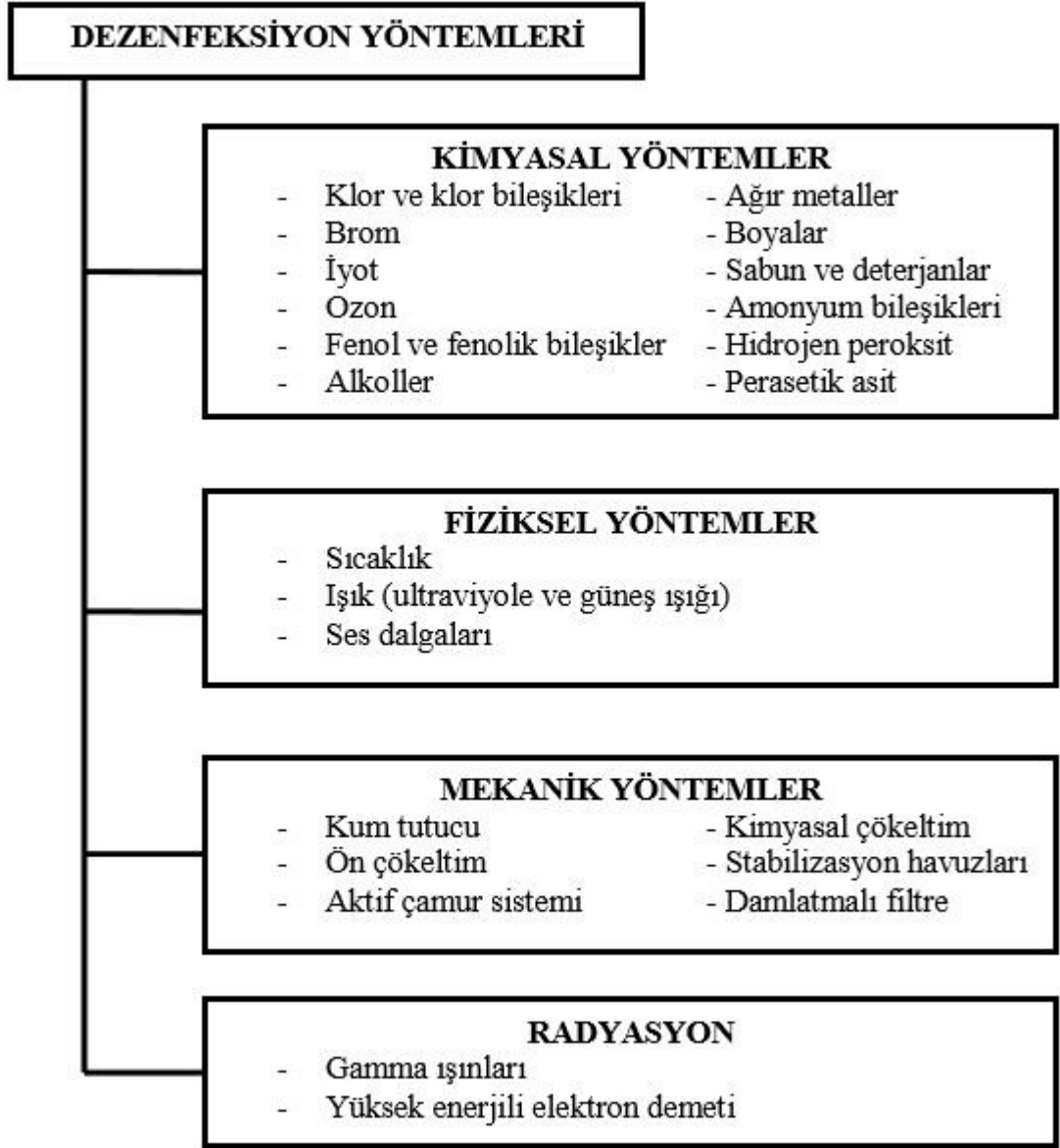
1.2 İçmesuyu Dezenfeksiyonu

Suda hastalığa neden olan mikroorganizmaların seçimli olarak yok edilmesi işlemidir. Dezenfeksiyonun amacı su ile geçebilecek hastalıkların önlenmesidir. Ancak dezenfeksiyon tam bir sterilizasyon değildir. Suda yaşayan bazı mikroorganizmaların (*Escherichia coli*, *Leptospira*, *Salmonella typhi*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*, *Enteroviruses*, *Hepatitis A*, *Balantidium coli*, *Entamoeba histolytica*, *Ascaris humbricoides*) dezenfeksiyonla öldürülemediği unutulmamalıdır. Bir dezenfektanın büyük ölçekte ve içme suyu dezenfeksiyonunda kullanılabilmesi için bazı özellikleri taşıması gerekmektedir. Dezenfekte edilecek suyun bileşimi ve miktarında beklenen değişik durumlarda, beklenen sıcaklık aralığında ve sağlanan temas süresinde patojen organizmaların uzaklaştırılması için uygun olmalı, dayanıklı, ekonomik ve kullanımı kolay olmalı; dezenfeksiyon süresinin ve etkinliğinin kontrol edilebilmesi için dezenfektanın kolay, doğru ve patrik biçimde analizi mümkün olmalıdır. En çok dikkat edilecek özelliklerinden birisi de dezenfektanın uygulanan dozlarında, toksik özellik-

Çizelge 1.2 : Dezenfeksiyon metotlarının birbiri ile karşılaştırılması.

Özellik	Olması Gereken Durum	Klor	Sodyum Hipoklorit	Kalsiyum Hipoklorit	Klordioksit	Brom Klorür	Ozon	UV Radyasyonu
Mikroorganizmalara olan toksisite etkisi	Fazla seyreltmede bile yüksek toksisitede olmalı	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Kalıcılığı	Mikroorganizmalar üzerindeki etkisi çabuk kaybolmamalı	Kalıcı	Biraz kararsız	Oldukça kararlı	Kararsız, kullanılırken oluşturulmalı	Biraz kararsız	Kararsız, kullanılırken oluşturulmalı	Kullanılırken oluşturulmalı
Çözünürlüğü	Suda veya hücre dokularında çözünebilmeli	Biraz	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Biraz	Yüksek	Bilinmiyor
Homojenliği	Karışım, bileşim içine homojen dağılmalı	Homojen	Homojen	Homojen	Homojen	Homojen	Homojen	Bilinmiyor
Yabancı maddelerle etkileşimi	Bakteri hücreleri dışındaki organik maddeler tarafından absorbe edilemez	Organik maddeleri oksitler	Aktif oksitleyicidir	Aktif oksitleyicidir	Yüksek	Organik maddeleri oksitler	Organik maddeleri oksitler	
Çevredeki sıcaklıkla etkileşimi	Çevredeki sıcaklık derecelerinde etkili olabilmeli	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Nüfuz etmesi	Yüzey boyunca nüfuz etme kabiliyeti olmalı	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Orta
Korozif etkisi	Metallerin veya boyaların biçimini bozmamalı	Fazla korozif	Korozif	Korozif	Fazla korozif	Korozif	Fazla korozif	Bilinmiyor
Kokuları yok etme kabiliyeti	Dezenfeksiyon sırasında kokuları da yok etmeli	Yüksek	Orta	Orta	Yüksek	Orta	Yüksek	
Elde edilebilirliği	Fazla miktarlarda ve uygun fiyatlarda elde edilebilmeli	Maliyeti düşük	Maliyeti biraz düşük	Maliyeti biraz düşük	Maliyeti biraz düşük	Maliyeti biraz düşük	Maliyeti biraz düşük	Maliyeti biraz düşük

ler göstermemesidir. İçme suyu dezenfeksiyonunda kullanılan yöntemler Şekil 1.2’de özetlenmiştir.



Şekil 1.2 : Dezenfeksiyon işlemlerinde uygulanan yöntemler.

Klor ve bazı bileşikleri dışında, diğer dezenfektanların ve dezenfeksiyon yöntemlerinin içme suyu arıtım tesislerinde kullanılması açısından bazı sınırlamalar söz konusudur. Bu nedenle su arıtım tesislerinde dezenfeksiyon işlemlerinin çok büyük bir yüzdesi klorla yapılmaktadır. Kimyasal maddelerle yapılan dezenfeksiyonlarda klor ve klor bileşiklerinin dışında, brom, iyot, ozon, fenol, fenollü bileşikler, alkoller, ağır metaller ve tuzları, boyalar, sabunlar ve sentetik deterjanlar, kuarterner amonyum bileşikleri, hidrojen peroksit, çeşitli asitler ve alkaliler de kullanım alanına sahiptir.

1.2.1 Klor ile dezenfeksiyon

Klorun su dezenfeksiyonundaki kullanım amacı oksitleme sayesinde bakterileri tahrip etmesidir. Dezenfeksiyon için; gaz klor (Cl_2) veya klordioksit (ClO_2) (klorizasyon), hipoklorit (NaOCl veya Ca(OCl)_2) ile (javelizasyon) kullanılmaktadır. Suyun önce amonyakla karıştırılması ve daha sonra klorlanması (preaminasyon-klorasyon) ya da klorlandıktan sonra aktif kömür ya da antikor diğer maddelerle fazla klorun alınması (süperklorizasyon) işlemleri de dezenfeksiyon amacıyla kullanılmaktadır. Klorlamanın etkinliği klor miktarı, suyun sıcaklığı, temas süresi ve ortam pH'sına bağlıdır. Klor miktarı arttıkça bakteriyi yok eden dezenfeksiyonun etkisi artan klorla birlikte artmaktadır. Klorun mikrop öldürücü etkisi suyun sıcaklığı ile yakından ilgilidir. Klor, soğuk suda kararlıdır, suyun sıcaklığı arttıkça dezenfeksiyonun etkinliği de artmaktadır. Klorla dezenfeksiyonun etkili olabilmesi için suyun klorla temas süresinin en az 10-15 dakika ve tercihen birkaç saat olması gerekmektedir. Düşük pH değerinde bütün klor, hipokloröz asit şeklindedir.



Oluşan moleküller elektriksel olarak nötrdür ve bakteri hücrelerine kolaylıkla girebilirler. Yüksek pH değerinde ($\text{pH} > 6$) ise:



Oluşan negatif yüklü Hipoklorit iyonlarının (OCl^-) bakteri hücrelerine nüfus etmesi daha zordur. Bu nedenle yüksek pH değerlerinde iyi bir dezenfeksiyon için daha fazla klor gerekmektedir. Hipokloröz asitin (HOCl) mikroorganizma öldürme etkisi, hipoklorit iyonuna göre 40-80 kat daha fazladır.

1.2.2 Basit klorlama ile dezenfeksiyon

Sulardaki patojen mikropları öldürecek ancak koku ve lezzet bozukluğu vermeyecek miktarda serbest klor verebilen klorlu bileşik ilavesiyle yapılan su dezenfeksiyonuna basit klorlama denir. Bu klorlama 10-12 dakika temastan sonra 0,1-0,2 mg/L kalıntı klor (serbest klor ya da birleşik klor) konsantrasyonunu elde etmek için yeterli dozlarda bir klorlamadır. Genellikle uygulanan doz ham suların amonyakını tamamen oksitlemek için yetersiz kaldığından, kloraminler, organik klorlu bileşikler oluşmakta, klor tüketildiği için dezenfeksiyon etkinliği de azalmaktadır. Bu nedenle bu yöntem içme suyu dezenfeksiyonunda yetersiz kalmaktadır.

1.2.3 Kloraminle dezenfeksiyon

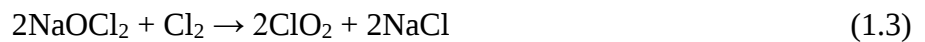
Klorla amonyanın birleşmesi kloramin bileşiklerini oluşturur. Kloraminle yapılan dezenfeksiyonda klor ve klorun organik maddeler ve fenollerle yaptığı bileşiklere ait koku ve tad bozuklukları oluşmamaktadır. Suyu ilave edilen amonyak ve klor miktarına ve suyun pH'ına bağlı olarak üç tür kloramin yapısı oluşur. Bunlar Monokloroamin (NH_2Cl), Dikloroamin (NHCl_2) ve Trikloroamin (NCl_3)'dir. Dezenfeksiyon etkinliği en fazla olan Dikloroamin (NHCl_2)'dir. Organik madde içeriği fazla olan suların $\text{pH} < 7,5$ olursa kloraminlerle dezenfeksiyon, basit klorlama ile yapılan dezenfeksiyondan daha başarılı olmaktadır.

1.2.4 Serbest klor kalıntısı ile klorlama

Yüksek klor dozlarının ilavesiyle yapılan klorlamaya “Kritik Noktada Klorlama” veya “Serbest Klor Kalıntısı ile Klorlama” denir. Ham suda bulunan serbest amonyak oksitlemek için yeterli klor dozunu, sonunda fazla klor, az aktif bileşik klor veya kloramin yerine aktif serbest klor halinde bulunacak şekilde uygulanmaktadır. Suyu klor ilave edildikçe kolayca oksitlenebilen organik maddeler klor ile reaksiyona girer ve klorun belli kısmını tüketir. Klor daha sonra sudaki amonyakla reaksiyona girer ve kloraminleri oluşturur. Klorlama devam ettikçe kırılma noktası olarak bilinen kritik noktaya yaklaşılr. Bu esnada mono ve dikloroaminlerin bir kısmı trikloroaminlere dönüşür. Kloraminlerle birlikte suda kloro-organik bileşikler de oluşur. Klor miktarının artışı ile kloroaminler ve organik bileşiklerin tahribi kırılma noktasından önce gerçekleşir. Kırılma noktasından sonra devam eden klorlama ile ortamde serbest klor oluşumu ve parçalanmamış kloro-organik bileşikler bulunur.

1.2.5 Klordioksit (ClO_2) ile dezenfeksiyon

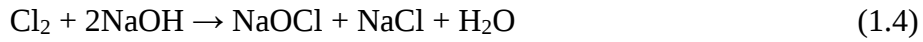
Klordioksit aktif bir dezenfektandır ve kuvvetli oksitleme özelliğine sahiptir, suda klordan 10 kat daha hızlı çözünür. Klordioksitin oksitlenme potansiyeli klora kıyasla 1,15 kez daha fazladır. Oda sıcaklığında, sudaki çözünürlüğü 2,9 g ClO_2/L 'dir. Klordioksit, sodyum kloritin klor ile reaksiyonu sonucu elde edilir.



Klordioksitle dezenfeksiyon sırasında oluşan başlıca toksik maddeler klorit (ClO_2^-) ve klorat (ClO_3^-) bileşikleridir.

1.2.6 Hipokloritler

Sodyumhipoklorit (NaOCl); tekstilde ağartma (bleaching) amacıyla üretilen (çamaşır suyu) ve serbest klor açığa çıkarması nedeniyle dezenfeksiyon amaçlı da kullanılan bir bileşiktir. Süspansiyon sıvı şeklinde (javel suyu) %3-15 aktif klor içerirler ve yüksek alkalilikleri nedeniyle oldukça kararlıdır. Aktif klor içerikleri klorometrik derece ile değerlendirilir. (Klorometrik 10 kilogramda 3,17 g Cl₂'a karşılık gelmektedir). Sodyumhipoklorit eriyiği gaz klorun bir sodyum hidroksit çözeltisi içerisinde geçirilmesi veya kireç kaymağı ile sodyum karbonatın karıştırılması ile hazırlanır.



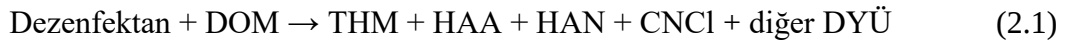
Sodyum hipoklorit bilinen en eski klorlama yöntemidir. Alkali ve tahrip edici bir eriyiktir. Çözelti içinde %12-15 klor vardır. Alkaliliğinden dolayı (pH=11) orta sertlikteki sularda aşılama yerinde kalkerleşmeden dolayı tıkanma problemleri yaşanır.

İçme sularının renksiz, berrak olması, hastalık yapıcı organizmaları, zararlı kimyasal maddeleri ihtiva etmemesi ve agresif olmaması gerekir. Sularda bu şartları sağlamak ve suda bulunması arzu edilmeyen maddelerin belirli bir seviyenin altında tutmak için çeşitli standartlar geliştirilmiştir. Bunlar arasında dikkate değer olanı Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) tarafından verilen standartlardır. Ülkemiz için kabul edilen içme suyu standardı ise TS 266'dır. Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO), A.B.D. ve Hollanda İçme Suyu Standartlarına göre belirtilmiş olan içme suyu pH standart değeri 6,5–9,2'dir. Klorür için standart değer 600 mg/L; hedef 200 mg/L'dir. Bu değerler ülkemizde uygulanan TS 266'da da aynıdır. Bakiye klor ise TS 266'ya göre 0,5 mg/L'dir. Hedeflenen değer bakiye klor için 0,1 mg/L olarak belirtilmiştir. TS 266, içme suyunda toplam organik madde miktarının 3,5 mg/L'yi aşması durumunda bakteriyolojik muayenede özellikle titiz davranılması gerektiğini belirtmektedir.

2. DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİ

İçme suyundaki DOM'lar renk, koku ve tat problemine yol açmalarının yanı sıra aynı zamanda içme suyu arıtma tesislerinde uygulanan birçok süreç üzerinde etkisi bulunmaktadır (Aoustin ve diğ., 2001; Gang ve diğ., 2003; Rubia ve diğ., 2008; Fabris ve diğ., 2008; Matilainen ve diğ., 2011). DOM'lar dezenfeksiyonda kullanılan klor ile reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerini oluşturmaktadır. DYÜ'lerin sudaki yapısı kullanılan dezenfektana, kimyasal yapısına bağlı olarak değişir (Balcı, 2013).

DOM içeren suların klor (Cl_2), ozon (O_3), klordioksit (ClO_2) ve kloramin gibi dezenfektanlarla reaksiyonları sonucunda, aşağıda (2.1) denklemi ile formülize edilmiş DYÜ oluşmaktadır (Rook, 1974; Elshorbagy ve diğ., 2000; Rodriguez ve Serodes, 2001; Uyak ve diğ., 2007; Velasco ve diğ., 2007; Teksoy ve diğ., 2008; Rubia ve diğ., 2008; Fabris ve diğ., 2008; Özdemir, 2009).



DOM'ler, su örneklerinin klorlanmasından sonra THM oluşumunda büyük bir rolü olan önemli bir DYÜ öncü bileşenidir (Park ve diğ., 2005; Zhang ve Minear, 2006; Mok ve diğ., 2007; Özdemir, 2009).

DOM içeren ham suların klorlanması ile THM'lerin meydana geldiği ilk olarak Rook (1974) tarafından tespit edilmiştir. Rook su örneğini MS'de (kütle spektroskopisi) analiz etmiştir. Suda trihalometanlar (THM) olarak bilinen kloroform, bromoform, bromodiklorometan ve klorodibromoform gibi bileşiklerin klorlama işleminin yan ürünü olarak ortaya çıktığını belirlemiştir. Kloroform bu türler içinde en yaygın olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu yan ürünlerin dezenfeksiyon esnasında ortaya çıkma nedeni klor ile reaksiyona giren hümkik organik maddelerdir.

MS'yi izleyen gaz kromatografisi (GC/MS) yöntemi kullanılarak klorlanmış sudaki THM türleri ve miktarlarını belirlemeye yönelik araştırmalar yapılmıştır (Kuivinen ve Johnson, 1999; Ağra, 2005; Özdemir, 2009).

Klorlanmış içme suyu örneklerinde en fazla trihalometanlar bulunmaktadır. Dünya çapında birçok araştırma yapılmıştır (Golfenopoulos, 2000). HAA'lar ise THM'lerden

sonra klorlanmış içme sularında bulunan ve THM'ler gibi insan sağlığı üzerinde kanserojenik etkisi olan önemli bir DYÜ'dür (Özdemir, 2009).

Bazı araştırmacılar tarafından yapılan deneysel çalışmalarda su kaynağının özelliğine ve DOM'nin kimyasal yapısına bağlı olarak klorlanmış bazı su örneklerinde THM'lere göre daha fazla miktarlarda HAA türleri bulunduğu tespit edilmiştir (Nissinen ve diğ., 2001).

ABD'de 35 içme suyu kaynağında DYÜ ile ilgili Krasner ve diğ. (1989) tarafından çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışma süresince alınan temiz su çıkış örneklerinde THM, HAA₅, haloasetonitriller (HAN), formaldehit ve asetal aldehit analizleri yapılmıştır. Bu yan ürünlere kütle bazında bakıldığında ilk sırada THM'ler daha sonra HAA'lar gelmektedir.

Güney Kore'de dört önemli yüzeysel su kaynağında farklı dezenfektanlarla dezenfekte edilmiş su örneklerinde DYÜ'nün %69-79'nu THM ve HAA bileşiklerinin oluşturduğu tespit edilmiştir (Son ve Jung, 2008).

Uyak ve diğ., (2007a) Terkos, Büyükçekmece ve Ömerli havzalarında farklı bromür ve organik madde konsantrasyonuna bağlı olarak DYÜ oluşumundaki değişimi incelenmiştir. Temas süresi, pH, klor dozu ve spesifik ultraviyole absorbansı izlenmiştir. Çoklu regresyon modeli kullanılarak THM ve HAA konsantrasyonu, pH, temas süresi, klor dozuna bağlı olarak önceden belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmada daha önceki çalışmalarda olduğu gibi, THM için en baskın tür kloroformdur. HAA türleri içinde ise TCAA en baskın tür olarak tespit edilmiş olup, toplam HAA'nın Terkos'ta % 60, Büyükçekmece'de % 49, Ömerli'de ise % 66'sını oluşturduğu görülmüştür. İkinci baskın tür olarak ise DCAA ölçülmüştür. Büyükçekmece Gölü'ndeki orta seviyede bulunan bromür (160 µg/L), 14,4 µg/L DBAA oluşumuna neden olmuştur.

Kim ve Yu (2005), Han Nehri'nden alınan numunelerde hidrofilik fraksiyonun hidrofobik fraksiyona göre daha baskın olduğunu belirlemişlerdir. Arıtma sonrasında hidrofilik fraksiyonun % 55-70 arasında değişim gösterdiği izlenmiştir. Hidrofilik fraksiyonun HAAOP'nin yüksek olduğu ifade edilmiştir. Klorlama sonrası oluşan DYÜ'ler toplam organik halojenli bileşik oluşum potansiyeli olarak tanımlanmış ve bunun % 43'ü HAAOP, %26'sı THMOP, % 31'i diğerleri olarak rapor edilmiştir.

İçme suyundaki bu keşifler USEPA'yı ve su endüstrisi klorlama esnasında oluşan yan ürünlerin kontrolü ve insan sağlığının korunması açısından önlem alınmasını gerekli kılmıştır. Bu nedenle dezenfeksiyon yan ürünlerini konu alan birçok araştırma yapılmakta ve yapılmaya devam etmektedir.

2.1 Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

THM lere ait özellikler aşağıdaki Çizelge 2.1 gösterilmiştir. THM'lar karbon, hidrojen ve üç halojen atomundan oluşan uçucu organik bileşiklerdir. En uçucu THM türü kloroformdur. Uçuculuk özelliği örnekleme yaparken dikkat edilmesi gereken bir noktadır.

Çizelge 2.1 : THM'lerin özellikleri (Matamoros ve diğ, 2007).

THM Türü	Sembol	Formül	Molekül Ağırlığı (g/mol)	Kaynama Noktası (°C)
Kloroform	CFM	CHCl ₃	119,5	61
Bromodiklorometan	BDCM	CHBrCl ₂	163,9	87
Klorodibromometan	DBCM	CHBr ₂ Cl	208,3	116
Bromoform	BFM	CHBr ₃	252,7	151

2.1.1 Doğal organik maddeler ve yapılarının DYÜ oluşumuna etkisi

Doğal organik maddeler doğal su kaynaklarında baskın bir tür olup çözünmüş organik karbonun %50 lik kısmını içermektedir. DOM'lar klorlama ve kloraminleme işlemine tabi tutulan içme suyu dezenfeksiyon yan ürünü oluşumuna yol açan ana kaynağıdır.

Doğal organik maddeler genellikle ölü bitki ve hayvan kalıntılarından oluşur. DOM genellikle Toplam Organik Karbon (TOK) ya da Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) cinsinden ölçülmekte olup çoğu yüzeysel su ve yeraltı suyundaki TOK değerleri 10 mg/L'nin altındadır. Son yıllarda içme suyu kaynaklarında DOM konsantrasyonlarında bir artma gözükmemekte olup bu sonucun küresel ısınmadan kaynaklandığı düşünülmektedir (Li ve Zhao, 2006).

DOM'ların yapısı net bir şekilde ortaya konulamamakla birlikte yapısı ve içeriği hakkında yapılmış birçok araştırma vardır (Kitiş ve diğ., 2001).

Farklı organik bileşiklerin toplamı olan DOM'un, DYÜ öncü maddesi olarak rolü hakkında çeşitli araştırmalar yapılmış ve bunların kanserojenik ve toksik özellikleri ile

ilgili bulgular elde edinilmiştir (Gang ve diğ., 2003; Komulainen, 2004; Luo, 2006; Fabris ve diğ., 2008; Zoh ve diğ., 2009; Legay, 2011). Sularda bulunan DOM'un DYÜ oluşturma potansiyelini incelemek için genellikle farklı yerlerden ya da aynı yerden farklı zamanlarda numune alınarak sudaki TOK konsantrasyonu ile bu sudaki DYÜ oluşma potansiyeli ölçülmüştür. Ayrıca su fraksiyonlarına ayrılarak bu fraksiyonlardaki TOK ve DYÜ oluşma potansiyelinin incelendiği çalışmalar da mevcuttur (Ağra, 2005; Yaman, 2010).

Yapılan birçok çalışmada doğal organik maddelerin moleküler ağırlık dağılımlarının kaynaktan kaynağa ve mevsimsel olarak değişiklik gösterdiği belirtilmektedir. Farklı moleküler ağırlık fraksiyonları ile dezenfeksiyon yan ürünü oluşumu arasında tutarlı bir ilişki bulunmamıştır (Kitiş ve diğ., 2001, 2002; Hua ve Reckhow, 2007).

D. Graham ve arkadaşları tarafından İngiltere'de Ekim 2005 ile Mart 2009 arasında yapılan bir çalışmada HAA miktarı 244 µg/L olarak ölçülmüştür. BCAA ve DBAA'nın gözlemlenen baskın türler olduğu saptanmıştır.

Uyak ve diğ., (2008), Kağıthane, Ömerli, Büyükçekmece Baraj Gölü ve arıtma tesislerinden alınan numuneler üzerinde çalışma gerçekleştirmiş olup; hamsularda TOK, UV254, SUVA, THMOP, HAAOP parametrelerini incelemiş, arıtma tesisindeki proseslerin THM ve HAA oluşumu üzerindeki etkileri araştırılmıştır. En az THMOP ve HAAOP'nin kış aylarında olduğunu, baharla birlikte bu değerlerin arttığını, güz döneminde ise maksimum değere ulaştığını belirlemiştir. Bu durum yan ürün oluşumunun sadece sudaki doğal organik madde (DOM) miktarına bağlı olmadığı, aynı zamanda yüzeysel akışla toprağın üst katmanından su kaynağına gelen humik maddelerle yani DOM kompozisyonuyla da ilişkili olduğunu göstermiştir. Suda hidrofobik içeriğin artmasıyla kış ayında organik madde giderimi daha kolaylaşmaktadır.

2.2 Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Sağlık Üzerine Etkisi

Klorlama işlemi içme sularında su yolu ile bulaşan hastalıklara neden olan mikroorganizmaları etkisiz hale getirmek için uygulanan önemli bir dezenfeksiyon yöntemidir (Rodriguez ve diğ., 2004 ; Ateş ve diğ.,2007; Özdemir, 2009). Klorlama sonucunda meydana gelen DYÜ'nün insan sağlığı üzerinde zararlı etkilerinin olduğu gelişmiş ülkelerde ABD ve Avrupa ülkelerinde yapılan araştırmalar ile ortaya

konmuştur (Attias ve diğ., 1995; Komulainen, 2004; Rodriguez ve diğ., 2004; USEPA, 2005; Porter ve diğ., 2008; Zoh ve diğ.,2009; Legay, 2011, Chowdhury, 2013).

Klorlama sonucunda meydana gelen DYÜ'nün insan sağlığı üzerinde kanser oluşturma riski dışında diğer akut ve kronik etkileri de bulunmaktadır (Attias, 1995; Komulainen, 2004; Özdemir, 2009; Chowdhury, 2013). Mutajenik ve toksikolojik çalışmalar özellikle kanser riski oluşturma açısından bromürlü THM türlerinin klorlu THM türlerine göre daha zararlı olduğu sonucunu ortaya koymuştur (Marhaba ve diğ, 2000 ; Teksoy ve diğ., 2008 ; Özdemir, 2009).

THM'lerin içme sularında fark edilmesinden bu yana yapılan çalışmalarda su kaynaklarının coğrafi karşılaştırılması yapılmış ve kanser ile ölüm oranları ölçülmüş ve belli kanser türleriyle ilişkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmalarda birçok yerleşim yerindeki kişilerdeki DYÜ'lerin bu kanser türlerine neden olabileceği üzerinde durulmuştur. Böbrek ve akciğer kanserlerinin THM'ler ile yakından ilgili olduğu hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar ile belirlenmiştir (Hard ve diğ., 2000). Uçucu organik madde olan THM'ler deri ve solunum yoluyla direk olarak insan vücuduna alınmaktadır.

İnsan sağlığı üzerinde kanserojenik etkilere sahip THM'ler için USEPA, Dünya sağlık örgütü (WHO) ve Avrupa Birliği tarafından değişik sınırlamalar getirilmiştir (USEPA, 2003; Uyak ve diğ., 2005; Uyak, 2006; Özdemir, 2009). USEPA THM'leri B2 Grup kanserojen olarak sınıflandırmıştır (USEPA, 2005).

2.3 Doğal Organik Maddelerin Klorlanması Sonucu Gerçekleşen Kimyasal Reaksiyonlar

Klor ile DOM arasında meydana gelen reaksiyonlarda önemli miktarlarda klor tüketiminin meydana geldiği gözlemlenmiştir (Gang ve diğ., 2003; Fabris ve diğ., 2008; Korshin ve diğ., 2014). Genel olarak DOM içeren sular klorlanırken klor ile DOM arasındaki reaksiyonlar aşağıda ifade edilmiştir (Brezonik, 1994).

- 1.Organik fonksiyonel grupların oksidasyonu
2. Pi (π) bağlarına eklenme
3. Yer değiştirme reaksiyonları

DYÜ bileşikleri THM ve HAA gibi, DOM oksidasyonu sonucu meydana gelmezler. Diğer bir deyişle; DOM'nin klorlanması ile belirli sayıda klor atomunun organik moleküle bağlanması veya DOM ile klor arasındaki yer değiştirme reaksiyonları sonucunda kloroform ve DCAA gibi DYÜ türleri oluşmaktadır. DOM ile klor arasındaki oksidasyon reaksiyonları sadece tüketilen klor miktarına göre çözültideki DYÜ konsantrasyonlarının değişmesine neden olmaktadır. Klor ile DOM arasında meydana gelen bağlanma ve yer değiştirme reaksiyonları sonucunda farklı moleküler ağırlığa sahip klorlu organik ara ürünler meydana gelmektedir (Gang, 2001).

2.4 DYÜ Oluşumuna Etki Eden Faktörler

Doğal organik maddelerin yapısına ve kullanılan dezenfektanın cinsine göre farklı DYÜ'ler oluşmaktadır. Ayrıca, pH, sıcaklık, dezenfektan dozu ve reaksiyon süresi DYÜ oluşumunda önemli rol oynar.

2.4.1 Organik madde

DYÜ oluşumunda rol oynayan organik madde bileşikleri doğal organik maddelerin bir parçası olarak yer üstü ve yer altı bütün su kaynaklarında bulunur. Bu bileşikler hümitik maddeler ve hümitik olmayanlar DOM'ların yapısında bulunan öncül bileşenlerdir (Gang, 2001). Yapılan çalışmalarda öncül bileşen konsantrasyonunun artması sonucunda DYÜ oluşumunun arttığı gözlenmiştir (Benjamin, 1997; Graham, 1998) diğer şartlar kontrol altında tutulduğunda klorlamadan önce DYÜ öncülleri giderildiğinde DYÜ oluşumunda azalacaktır (Uyak ve Toröz, 2006; Şengül, 2009).

Klorlama işlemi ardından meydana gelen suda bulunan organik madde çeşitlerinin türü DYÜ oluşum miktarı ve çeşidi üzerinde önemli derecede etkiye sahiptir. Hümitik asitler (HA), fulvik asitler (FA) göre klorla daha kolay reaksiyon verirler. Yapılan birçok çalışma da fulvik asitlerin klorlanması sonucu hümitik asitlere göre çok daha az klorlu birleşik ürün olarak ortaya çıkmaktadır (Babcock ve Singer, 1979; Bekbölet ve diğ., 2005; Uyak ve diğ., 2007; Gümüş, 2013). Beş farklı su kaynağından alınan HA ve FA fraksiyonlarının klorlanması neticesinde HA fraksiyonlarına ait TOK konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu bulunmuştur (Reckhow ve Singer 1990). Benzer sonuçlar yapılan çalışmalar sonucunda da elde edilmiştir. Yüzeysel sulardan ekstrakte ettikleri organik maddeleri klorlayarak HA ve FA fraksiyonlarının hidrofilik doğal organik maddeden daha yüksek oranda HAA ve THM oluşturdıklarını ortaya

koymuşlardır. Bazı araştırmacılar tarafından yapılan DYÜ oluşum potansiyeli ile alakalı çalışmalarda HA gibi hidrofobik fraksiyonlu organik maddelerin hidrofilik karakterli organik bileşiklerden daha yüksek olduğu bulunmuştur (Krasner ve diğ., 1989; Aoustin ve diğ., 2001; Teksoy, 2006).

Son ve Jung (2008) tarafından ÇOK'unun %78'i hidrofobik fraksiyonlardan meydana gelen Güney Kore'de Nakedong nehrinden alınan su örneklerinin klorlanması neticesinde oluşan THM oluşum potansiyeli hidrofilik fraksiyonların THM oluşum potansiyelinin iki katından daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

Çift bağların (C=H, C=O) fazla olduğu organik bileşiklerde triklorasetik asit (TCAA) miktarının kloroformdan daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir (Reckhow ve diğ., 1990). Başka bir ifade ile, daha fazla miktarda metil keton moleküllerine sahip FA'ların klorlanması sonucunda HA'lara oranla daha yüksek miktarlarda TCAA bileşikleri meydana gelmiştir. Bu sonuç aromatik fonksiyonel gruplara sahip bileşiklerin klorlanması neticesinde daha yüksek miktarlarda THM oluşumu gözlenmesine karşılık birbirine bağlı çift bağların fazla olduğu alifatik yapıları bileşiklerin klorlanması sonucunda ise daha yüksek konsantrasyonlarda TCAA meydana gelmektedir (Özdemir, 2009).

Aiken ve Leenheer (1993) tarafından SUVA ile DOM'un humik içeriği arasında kuvvetli korelasyonlar olduğu bulunmuştur. Farklı SUVA değerlerine sahip sularda yapılan çalışmalarda SUVA değeri 3 L/mg.m'den büyük olan sularda fenolik hidroksil gibi fonksiyonel grupları içeren aromatik kromoforlardan meydana gelmiş hidrofobik karbonun yüksek miktarlarda THM gibi DYÜ oluşumuna neden olan temel öncü bileşenler olduğu saptanmıştır (Reckhow ve Singer, 1990; Uyak ve diğ., 2007). Buna karşılık SUVA değeri 3L/mg.m'den daha küçük olan sularda organik karbonun alifatik ketonlar ve alkoller gibi daha düşük moleküler ağırlığa sahip hidrofilik fraksiyonlardan meydana geldiği bulunmuştur (Krasner ve diğ., 1989; Uyak ve diğ., 2007).

Yapılan çalışmalarda DOM'un hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonlarının klorlanması sonucunda hidrofobik fraksiyonlarda daha yüksek konsantrasyonlarda THM oluşumu meydana geldiği tespit edilmiştir (Uyak, 2006; Teksoy, 2006).

Croue ve diğ., (1999) tarafından yapılan çalışmalarda SUVA değeri düşük suların klorlanması sonucunda meydana gelen DYÜ oluşum reaksiyonlarında hidrofobik karbona kıyasla hidrofilik karbonun daha büyük etkisinin olduğu tespit edilmiştir.

Diğer yandan tarafından THM ve HAA oluşumu ile ilgili yapılan çalışmada aromatik içeriği zengin hidrofobik karbon ile klor tüketimi arasında kuvvetli korelasyonlar olduğu saptanmıştır.

Aynı zamanda bazı araştırmacılar tarafından klorlama sonucunda HAA bileşiklerinin oluşumunda düşük moleküler ağırlığa sahip hidrofilik karakterli organik maddelerin büyük rolü olduğu bulunmuştur. Uyak ve diğ., (2007) tarafından yapılan çalışmada klorlama sonucunda en yüksek HAA konsantrasyonlarının SUVA değeri düşük olan Ömerli ham sularında, en yüksek THM miktarlarının da SUVA değeri yüksek olan Terkos ham sularında meydana geldiği bulunmuştur.

Çin’de East nehrinde 2006 yılı boyunca yapılan çalışmada alınan su örneklerinin fraksiyonlanması sonucunda moleküler ağırlıklarına göre değişen DOM fraksiyonlarının SUVA değerlerinin ve buna bağlı olarak THM oluşumuna neden olan THM öncü bileşenlerinin mevsimlere göre farklılık gösterdikleri tespit edilmiştir (Wang ve diğ., 2008).

Güney Kore’de yapılan deneysel çalışmada hidrofobik fraksiyonlarda THM oluşum oranının yüzde olarak (THM/mg ÇOK) %70-80 arasında olmasına karşılık hidrofilik fraksiyonlarda ise bu oranın %20-30 arasında olduğu görülmüştür (Son ve Jung, 2008).

Ateş ve diğ., (2007) tarafından yapılan çalışmada aynı baraj göllerinde Türkiye genelinde 29 baraj gölü suyunda klorlama sonucu oluşabilecek HAA, THM ve AOX (adsorplanabilir organik halojenler) miktarlarını tespit etmişlerdir. Bir yıl boyunca baraj suları üzerinde aylık numunelerde yapılan çalışmalarda ortalama toplam HAA, THM ve AOX oluşum potansiyelini sırasıyla 18-149 µg/L, 21-189 µg/L, ve 378-859 µg/L aralığında değiştiğini belirlemişlerdir. En yüksek HAA oluşumunun ilkbahar ve sonbahar mevsimlerinde en düşük oluşumun ise yaz aylarında gözlemlendiğini belirlemişlerdir. THM ve AOX oluşumlarında ise en yüksek düzeyin kış aylarında, en düşük oluşumun THM için yaz mevsiminde AOX için ise ilkbahar aylarında gözlemlendiğini izlemişlerdir. Genel olarak DYÜ oluşumunun Türkiye’nin batısından doğusuna doğru azaldığını ve en yüksek HAA ve THM oluşumunun ise İstanbul’da

bulunan barajlarda tespit edildiğini belirtmişlerdir. Sonuç olarak metropol baraj sularında humik ve fulvik asit tabanlı DOM'ların dışında sentetik organik maddelerinde bulunma olasılığının yüksek olduğunu vurgulamışlardır. Tüm baraj sularında HAA ve THM konsantrasyonları arasında doğrusal bir ilişkinin olduğunu belirleyerek THM/HAA oranının yaklaşık 1,3 olduğunu rapor etmişlerdir.

2.4.2 pH

pH, DYÜ oluşumuna önemli derecede etki eden bir parametredir. Genellikle artan pH ile THM'ler artarken HAA'lar azalır (Miller ve Uden, 1983; Rathbun 1996; Hua ve Reckhow, 2007; Özdemir, 2009). Bir başka çalışmada ise pH 5'ten 9'a yükseltildiğinde THM oluşumu %50-60 oranında arttığı görülmüştür (Özdemir, 2009).

Bir çok araştırmacı yaptıkları çalışmalarda yüksek pH değerlerinde meydana gelen kloroform oluşumunun baz-kataliz reaksiyonları sonucunda gerçekleştiğini göstermişlerdir (Rook, 1974; Miller ve Uden, 1983; Özdemir, 2009).

Alkali şartlarda ($\text{pH} > 7$) yapılan klorlama sonucunda kloroform oluşumunun artmasına karşılık, düşük miktarlarda da uçucu olmayan organik halojen maddelerin oluşturduğu tespit edilmiştir (Fleischacker ve Randtke; 1983).

Benjamin ve diğ., tarafından 1997'de yapılan çalışmada ABD'de dört yüzeysel su kaynağından toplanan su numunelerinin farklı pH'larda klorlanması sonucunda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan TOK miktarları ile ΔUV_{272} arasındaki doğrusal ilişkinin pH'dan bağımsız olduğu sonucuna varılmıştır. 2002'de yapılan başka bir çalışmada ABD'de Tolt nehrinden alınan su numunelerinin farklı pH'larda klorlanması ile ilgili yapılan çalışmada pH arttıkça meydana gelen kloroform ve diklorobromometan miktarlarında da artış meydana geldiği görülmüştür.

İstanbul ham sularında Uyak ve diğ., (2007) yaptığı bir çalışmada alınan örneklerin farklı pH'larda klorlanması sonucunda en yüksek THM miktarları en yüksek pH'da ($\text{pH}=10$) meydana gelmiştir. Yüksek pH'larda ($\text{pH} > 7$) OH^- iyonu ile organik karbon arasında meydana gelen hidroliz reaksiyonunun THM oluşumu üzerinde önemli etkisi vardır (Özdemir, 2009).

Çin'de Harbin arıtma tesisi çıkışından alınan su numuneleri ile yapılan bir çalışmada suların farklı pH'larda klorlanması sonucunda en yüksek TCAA

konsantrasyonunun pH 7’de, en yüksek kloroform konsantrasyonunun ise pH 9’da meydana geldiği görülmüştür (Ma ve diğ., 2009).

2.4.3 Sıcaklık

THM oluşumunda sıcaklık parametresinin etkisi üzerine birçok araştırma yapılmıştır. Bu araştırmalarda 2°C ile 50°C sıcaklık aralığında THM oluşum konsantrasyonları incelenmiş ve mevsimsel sıcaklık farklılıklarından yararlanılmıştır (Şahinkaya ve diğ., 2005; Uyak ve Toroz, 2007; Uyak ve diğ., 2007) ve sonuç olarak artan sıcaklık ile birlikte THM miktarlarında da önemli artışlar gözlenmiştir.

Sıcaklık değişimlerinin THM oluşma potansiyeli üzerinde önemli etkisinin olduğu birçok araştırmacı tarafından belirtilmiştir.

Rook (1977) tarafından yapılan çalışmalarda su sıcaklığı arttırıldığı zaman klor tüketiminde ve THM oluşum miktarlarında da belirgin artışlar olduğu gözlenmiştir. İtalya’da Ancipa rezervuarından alınan su numuneler ile yapılan bir çalışmada farklı reaksiyon sürelerinde ve sıcaklıklarda klorlama işlemi sonucunda sıcaklık değeri arttıkça meydana gelen THM miktarlarında da artış olduğu gözlenmiştir (Roccaro ve diğ., 2008; Özdemir ve diğ., 2010) .

Balcı (2013) tarafından yapılan çalışmada Antalya-Konyaaltı Su Dağıtım Şebekesinde toplam THM büyüme hız katsayısı laboratuvar ortamında belirlenerek THM oluşumunu etkileyen faktörleri incelemişlerdir. Şebekeye su sağlayan Boğaçay pompa istasyonunda ve belirlenen 2 alt bölgede toplam THM konsantrasyonunun analizi yapılmıştır. Alt bölgelerde (4. ve 8. alt bölge) toplam THM modelleme çalışması yapılmıştır.

Konyaaltı su dağıtım şebekesi için Toplam THM büyüme hız katsayısı, Boğaçay pompa istasyonundan alınan ham su numunesinin, laboratuvar ortamında şebekeye dozlanan klor ($0,5 \pm 0,05$ mg/L) baz alınarak 20°C ve 30°C sıcaklıklarda tespit edilmiştir. EPANET su kalite ve hidrolik modeli kullanılarak toplam THM izleme çalışması yapılmıştır.

2.4.4 Klor dozu

Su kaynaklarındaki doğal organik maddelerden kaynaklı olarak klorlama işlemindeki klor dozu reaksiyonlar üzerinde etkili olmaktadır. Klor dozu düşük olarak verildiğinde klor organik maddeye bağlanır ve yer değiştirme reaksiyonu meydana gelir. Yüksek

dozlarda verildiğinde ise oksidasyon reaksiyonları gerçekleşmektedir ve DOM öncü bileşenleri okside olmaktadır (Özdemir, 2009).

Farklı konsantrasyonlara sahip humik madde içeren numunelerin farklı klor dozlarında klorlanmaları neticesinde meydana gelen THM ve HAA gibi DYÜ oluşumlarını birçok araştırmacı izlemişlerdir sonuç olarak; klor dozu arttırıldığında THM lerde net artışlar görülmesine karşılık HAA gibi yan ürünlerde aynı bilgi elde edilmemiştir (Rook, 1974).

DYÜ oluşumu ile ilgili yapılan başka çalışmalarda iki aromatik halkaya bağlı fenol ve karboksilik asit ile dokuz alifatik karbonlu karbosilik asitten oluşan FA'nın farklı klor dozlarında klorlanması sonucunda THM oluşumdan daha fazla HAA bileşiklerinin meydana geldiği tespit edilmiştir (Marhaba ve diğ; 2000).

Klor dozu ile DYÜ oluşum potansiyeli arasındaki diğer bir önemli konuda klor dozunun miktarına göre oluşan DYÜ türlerinin dağılımıdır. Klorlama sonrası meydana gelen klorlu yan ürünlerin moleküler ağırlıkları ile klor dozu arasındaki ilişki incelenmiştir (Aydın, 2005b., Ağra, 2005). Ve sonuç olarak düşük klor dozlarında büyük moleküler ağırlığa sahip DYÜ oluşumu görülmesiyle beraber yüksek klor dozlarında ise daha düşük moleküler ağırlığa sahip DYÜ'nün meydana geldiği görülmüştür.

Michaeils-Mantein denklemi kullanılarak yapılan istatistiksel modelleme çalışmalarında öncü bileşen konsantrasyonunu ve klor tüketimini göstermek için ÇOK yerine UV₂₅₄ parametresi kullanıldığında modelin daha geniş bir zaman aralığında daha iyi sonuç verdiği anlaşılmıştır. Buna karşılık ilk 8 saatlik reaksiyon süresi içinde DOM-klor reaksiyonlarında klor tüketiminin tahmin edilenden daha fazla gerçekleştiği saptanmıştır (Son ve diğ, 2008).

THM oluşum hızı, THM oluşum potansiyeli, klor dozu ve reaksiyon süresinin bir fonksiyonu olarak formülize edildiğinde klor dozuna bağlı olarak THM oluşum hızının 1. derece reaksiyon kinetiği ile uyumlu olduğu sonucuna varılmıştır (Li ve Zhao, 2006).

2.4.5 Reaksiyon süresi

Klorlama işleminin temas süresi arttıkça meydana gelen toplam organik halojen (TOX) konsantrasyonu artmaktadır. TOX oluşum mekanizması genellikle 2 kademeli

olarak gerçekleşir. İlk süreç hızlı gelişir ve birkaç dakika ile saat arasında sürer, yavaş olan ikinci kademe ise lineer kinetiktedir.

Zoh (2009) çalışmasında 24 saatlik klorlama süresi içinde oluşan TOX konsantrasyonunun %55-%75'inin ilk 30 dakikası içinde oluştuğu, %80 ila %90'ının ise 2 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana geldiğini tespit etmiştir.

Miller ve Uden (1983), tarafından yapılan çalışmada 7 günlük TOX konsantrasyonunun %90'ının klorlamayı izleyen ilk 24 saat içinde meydana geldiğini bulmuşlardır.

Yapılan çalışmalarda THM oluşumu ile klor tüketimi arasındaki ilişkiyi gösteren doğruların eğimi pH, klor dozu, reaksiyon süresi, ÇOK konsantrasyonu gibi parametrelere bağlı olarak değiştiği tespit edilmiştir (Benjamin ve diğ., 2002). Başka bir çalışmada ise reaksiyon süresi arttıkça THM oluşumunun artmasına rağmen 48 ile 168 saatlik reaksiyon süresi arasında meydana gelen THM konsantrasyonlarında önemli bir fark olmadığı saptanmıştır (Benjamin ve diğ., 1997).

Uyak ve diğ., (2007) tarafından İstanbul'da Terkos ve Ömerli ham sularında yapılan bir çalışmada alınan su numunelerinin klorlanması sonucunda görülen kloroform miktarının %70-76'sının 24 saatlik süre içinde meydana geldiği tespit edilmiştir.

Benjamin ve diğ., (1997) tarafından yapılan çalışmalarda 7 günlük süre içinde TTHM miktarının ilk 8 saatlik reaksiyon süresi içinde %55-60'ının, meydana geldiği tespit edilmiştir.

Ma ve diğ. (2009) tarafından yapılan benzer çalışmada klor dozu (2-10 mg/L) ve reaksiyon süresi (2-72 saat) arttıkça THM ve HAA miktarlarının da arttığı tespit edilmiştir. Özdemir, (2009) tarafından yapılan çalışmada da THM miktarları reaksiyon süresi ve eklenen klor dozuyla artmaktadır.

3. ÇALIŞMA ALANI

Bu tez çalışması için İSKİ, Büyükçekmece, Ömerli, Kağıthane su arıtma tesisleri girişlerinden hamsu numuneleri alınmıştır.

3.1 Büyükçekmece Baraj Gölü

Büyükçekmece baraj 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. 29 km²'lik alana sahip göl çoğu yerde sığ, bataklık ve deniz seviyesindedir. En derin yeri 3,5 m olmakla birlikte derinliği çoğu yerde 50 cm'dir. Büyükçekmece gölü denizin istilasına uğrayarak önce koy haline gelmiş, sonra lagün özelliği kazanmış eski bir vadi ağzıdır. Eski lagün setinin kuzeyine 1982 yılından itibaren Devlet Su İşleri (DSİ) tarafından bir baraj gövdesi inşa edilerek bu doğal göl baraj gölüne dönüştürülmüş ve baraj 1989 yılında hizmete alınmıştır. Karasu, Sarısu ve Çakıl dereleriyle beslenen ve 595 km²'lik yağış alanı olan baraj yıllık 100 milyon m³'lük su verme kapasitesine ve 620 km²'lik havza alanına sahiptir.

İhtiyaç duyulan içme ve kullanma sularının temin edildiği ve edileceği, yüzey ve yeraltı su kaynaklarının çeşitli yollarla kirlenmesini önlemek amacıyla İSKİ Genel Müdürlüğü tarafından uygulanan 'İSKİ İçmesuyu Havzaları Yönetmeliği' ile hidrolojik su toplama havzasının tümü koruma alanı olarak tanımlanmış ve baraj gölüne olan mesafesine bağlı olarak mutlak (0-300 m), kısa (300-600 m), orta (1.000-2.000 m) ve uzun (2.000 m havza sınırı) koruma alanlarına ayrılmıştır. Ancak, göçün büyük orandaki etkisiyle artan nüfus, şehirleşme ve sanayileşmeye bağlı olarak bu alanların korunmasında başarılı olunamamış ve sonuçta baraj gölünü besleyen derelerden başlayarak kirlilik sorunu ortaya çıkmıştır.

Havza içinde Silivri, Büyükçekmece ve Çatalca ilçelerine ait yerleşim yerleri vardır (Url-1). 2011 yılında gerçekleştirilen adrese dayalı nüfus sayımı sonuçlarına göre bu ilçelerin nüfusları sırasıyla 144.781, 192.843 ve 63.379'dur (TÜİK, 2011). Çatalca ilçesine bağlı 9 mahalle, 28 köy bulunmaktadır (Çatalca Kaymakamlığı, 2012).

Büyükçekmece, 1988 yılına kadar Çatalca ilçesine bağlı bir belde iken 17.06.1988 tarih ve 3392 sayılı kanunla ilçe olmuştur. 2007 yılında gerçekleştirilen adrese dayalı nüfus sayımı sonuçlarına göre %79,4 büyüyerek 688.774 nüfusa ulaşmıştır. İlçe Merkez, Kumburgaz, Mimarsinan, Tepecik, Gürpınar, Beylikdüzü, Yakuplu, Kıraç, Esenyurt ve Bahçeşehir olmak üzere 10 belediye, 45 mahalle birimine sahipken 2008 yılı başında yerel yönetimlerle ilgili olarak gerçekleştirilen yeni düzenleme doğrultusunda kendi alanı içerisinde iki yeni ilçe daha çıkarmıştır. Bunlar; Esenbahçe ve Beylikdüzü ilçeleridir. Büyükçekmece ilçesi içerisindeki Kıraç, Esenyurt ve Bahçeşehir beldeleri Esenbahçe ilçesini oluştururken Gürpınar, Kavaklı ve Yakuplu beldeleri ise Beylikdüzü ilçesini oluşturmuştur (Keçeli ve diğ., 2008). Büyükçekmece ilçesine bağlı 23 mahalle bulunurken, Silivri ilçesinin 22 mahallesi 13 köyü vardır (Url-1).

Havza İstanbul'un merkezine 50 km uzaklıktadır ve nüfus yoğunluğu da şehir merkeziyle kıyaslandığında daha azdır. Ancak son yıllarda bölgede sanayileşmenin artması ve lojistik merkezlerin burada yoğunlaşmasıyla beraber yerleşmenin organik dokusu bozulmuş ve çevresinde gelişmeye başlayan birçok toplu konut alanı ve yerleşim alanıyla beraber havza çevresi kentleşme sürecine girmiştir. Havzada etkin olan endüstriyel kirlenme ise hayvan besiciliği başta olmak üzere, tekstil, süt ve süt ürünleri, mezbaha, beton endüstrisi gibi çeşitli endüstriyel faaliyetler sonucunda oluşmaktadır (Teksoy ve diğ., 2006). Aydın (2005) tarafından yapılan çalışmada da Büyükçekmece Gölü ve gölü besleyen dere ve çaylar üzerinde çeşitli farmasötik maddeler, antibiyotikler ve kafein izlenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalarda bu maddelerin sıklıkla örneklenen sularda tespit edildiği, genel olarak dere ve çaylarda konsantrasyonların daha yüksek, gölde daha düşük mertebelerde olduğu rapor edilmiştir. Örnekleme yapılan noktaların öncesinde atıksu arıtma tesis deşarjı da olmadığından hareketle, bu kirleticilerin kaynağının dere ve çaylara yapılan kontrolsüz atıksu deşarjları olduğu belirtilmiştir. Büyükçekmece havzası için bir başka kirletici etken ise baraj üzerinden geçen karayollarıdır. Araçların egzoz dumanları havzada ağır metal kirlenmesine neden olmaktadır. Ayrıca, kimyasal madde vb. taşıyan araçların kaza yapması durumunda taşınan zararlı maddelerin baraj gölüne dökülmesi halinde geri dönüşü olanaksız kirlenmelerin meydana gelmesi ya da maliyeti çok yüksek arıtma gereksinimleri oluşması söz konusudur (Kurtar, 1995). Havza üzerinden geçen yollardan geçen taşıtlardan yakıtların yanması sonucunda ortaya çıkan PAH gibi

amaçlı olarak verilen klor nedeniyle suda önemli miktarda yan ürün oluşum potansiyeli bulunmaktadır. Suda yan ürün olarak sadece THM'ler takip edilmektedir.

3.2 Ömerli Baraj Gölü

Ömerli barajı havzası, İstanbul'un 28 km kuzeydoğusunda Riva deresi üzerinde Ömerli köyüne 5 km mesafededir ve Ömerli, Emirli, Ballica, Esenceli ve Kurtdoğmuş köylerinin arazilerinin büyük bir kısmını kapsamaktadır. Yıllık 220 milyon m³'lük kapasitesiyle İstanbul'un en büyük su kaynağı olan Ömerli Barajı 1972 yılında hizmete alınmıştır. Baraj, 621 km²'lik havza alanına sahiptir ve barajı besleyen iki ana su kaynağı, Göçbeyli ve Ozan deresidir.

Bölge erozyon-birikim dönüşümleri sonucu oluşan ve genellikle hafif kıvrımlar şeklinde görülen orta büyüklükteki birikim tepelerinden oluşmaktadır. Barajın yapıldığı yerin yakınlarında oluşan teras birikintilerinin ve baraj gölünün olduğu vadinin en belirgin özelliği ise ince kum ve killi kumlardan oluşan alüvyon birikintilerinden meydana gelmesidir. Havzadaki dik yamaçlı bölgelerin ve bu bölgelerdeki erozyon nedeniyle oluşan aşınmanın getirdiği birikintiler baraj gölünün aktif hacmi üzerinde etkili olmaktadır.

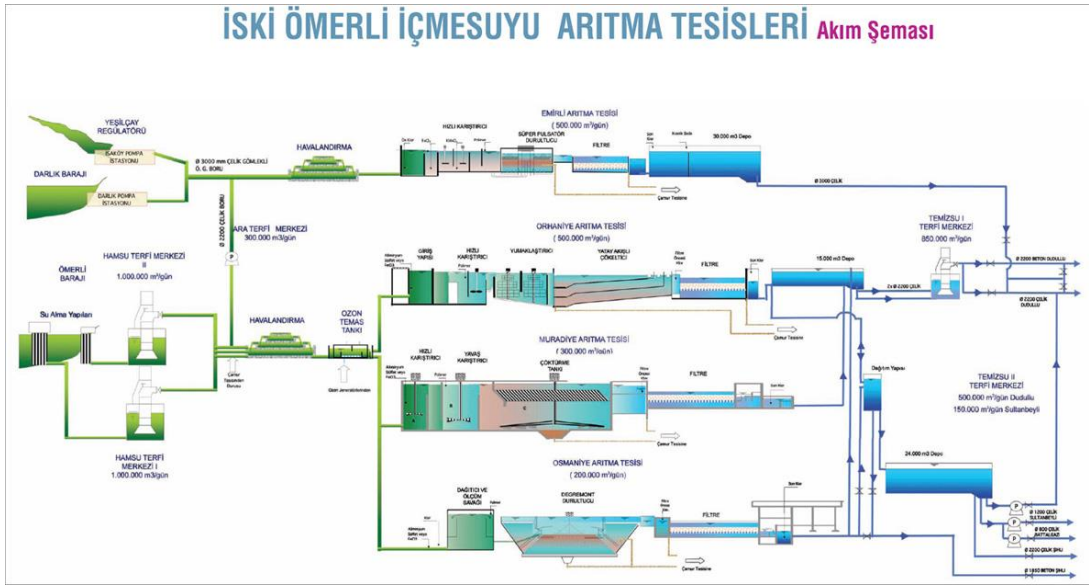
Riva dere havzası idari açıdan İstanbul ve Kocaeli il sınırları içerisinde kalmaktadır ve Ömerli Barajının güneyinden geçen İstanbul-İzmit otoyolu bölgedeki nüfus hareketlerini etkilemektedir. Yeni yerleşim yerlerinin ortaya çıkmasıyla nüfus artışı büyük bir hız kazanmıştır. 1935'te 4.000 dolayında olan bölgedeki toplam nüfus 1975 yılında 10.000'i aşmış, bundan 25 yıl sonra nüfusun 50 katın üzerinde bir artışla 570.000'e yaklaşması sahada ciddi bir nüfus baskısı oluşturmuştur. Ancak bu baskı saha içinde her yerde aynı oranda ortaya çıkmamaktadır. Yerleşmelerin İstanbul'a olan yakınlığı ve ulaşım olanaklarının artmasına bağlı olarak havza içinde üç gelişim bölgesi oluşmuştur. Bunlardan birincisi nüfusun hızla arttığı Samandıra, Sultanbeyli, Paşaköy ve Yenidoğan yerleşmelerinin yer aldığı kesimdir. Emirli, Kurna, Tepeören, Akfırat, Balçık, Göçbeyli, Ballica ve Kurtdoğmuş'un yer aldığı yerleşmeler ilk gruptaki kadar olmasa da yine de nüfuslanan ve yakın dönemde hızla nüfuslanması beklenen yerlerdir. Üçüncü olarak ayrılan bölge ise Şile ve Gebze ilçelerine bağlı olan kırsal niteliğini kaybetmemiş yerleşmelerin bulunduğu alanlardır (Avcı ve Döker, 2005). Tüm bu yerleşmelerde, özellikle Samandıra, Sultanbeyli, Paşaköy ve Sarıgazi yerleşmelerinde, altyapı hizmetleri hızlı artan nüfusu karşılamakta yetersiz

kaldığından evsel atık sular havza için başlıca kirletici konumundadır. Nüfusun artışı bölgedeki orman alanlarının tarım alanlarına dönüştürülmesine de sebep olmuştur. Ormanların yok olması havzanın su dengesini bozması sebebiyle havzanın geleceği için başlı başına bir risk durumundayken, ormanlar yok edilerek oluşturulan tarım alanları da kullanılan pestisitler dolayısıyla havzadaki başlıca kirletici grupları arasında gösterilmektedir.

Havzada nüfus artışı ve tarımın sebep olduğu kirlenmenin yanında endüstriyel kirlenme de söz konusudur. Metal son işlemleri, hayvan besiciliği ve plastik işleme faaliyetleri başta olmak üzere bölgede çok çeşitli sektörlerde faaliyet gösteren endüstri kuruluşları bulunmaktadır (Teksoy ve diğ., 2006). Ayrıca Fatih Sultan Mehmet Köprüsü'nün Ömerli su toplama havzası içinde yer alması özellikle kış aylarında havza içinde Pb kirliliği oluşmasına neden olmaktadır (Orhon ve diğ., 2002). Büyükçekmece'deki duruma benzer olarak havzadan geçen araçlardan yakıtların yanması sonucunda ortaya çıkan PAH gibi aromatik hidrokarbonların da meteorolojik koşullara bağlı olarak su kaynağında birikme tehlikesi bulunmaktadır.

3.2.1 İSKİ Ömerli Su Arıtma Tesis

İstanbul şehrinin artan nüfusuna ve gelişen endüstrileşmeye paralel olarak ortaya çıkan içme, kullanma ve endüstri suyu ihtiyacını büyük ölçüde karşılamakta olan Ömerli Su Arıtma Tesisleri; Ömerli Su Alma Sistemi ve Hamsu Terfi Merkezi, Orhaniye Arıtma Tesis, Osmaniye Arıtma Tesis, Muradiye Arıtma Tesis ve Emirli Yavuz Arıtma Tesis olmak üzere 5 ana arıtma tesisinden oluşmaktadır. Ömerli İçmesuyu arıtma Tesisleri'ne ait proses akım şeması Şekil 3.2'de verilmiştir. Bu tesisler farklı tarihlerde dönemin ihtiyaçlarına paralel olarak inşa edilmiş olup tüm tesislerin toplam kapasitesi 1.100.000 m³/gün dür. Anadolu Yakası'nın neredeyse tamamına Ömerli Barajı'ndan su verilmektedir. Ayrıca, Sarayburnu–Salacak arasında bulunan isale hatlarıyla günlük 500.000 m³ içmesuyu Avrupa Yakası'na ulaştırılabilmektedir.



Şekil 3.2 : İSKİ Ömerli Su Arıtma Tesisi proses akım şeması.

Büyükçekmece İçmesuyu Arıtma Tesisi'ndeki prosese benzer olarak Ömerli'deki tesislerde de koagülasyon flokülasyon prosesi uygulanmakta olup ön oksidasyon amacıyla ise Büyükçekmece'den farklı olarak ozon kullanılmaktadır. Tesislerde dezenfeksiyon amaçlı olarak ise klor kullanılmaktadır. Büyükçekmece'ye benzer arıtma prosesi esas olarak hamsuda bulunan askıda ve kolloidal yapıdaki kirleticileri gidermektedir. Bu tesiste de çözünmüş organik maddelerin giderimine yönelik olarak herhangi özel bir işlem yapılmamakta olup suyun klorlanmadan önce içeriğindeki organik maddenin giderim veriminin takibine yönelik bir veriye bu tesislerde de ulaşılamamıştır. Bu kapsamda Büyükçekmece'deki duruma benzer olarak suya dezenfeksiyon amaçlı olarak verilen klor nedeniyle suda önemli miktarda yan ürün oluşum potansiyeli bulunmakta olup bu potansiyelin mevsimsel olarak ortaya konması açısından yapılan çalışma önem kazanmaktadır. Bu su kaynağı için yapılan arıtma işlemi sonrasında arıtılmış suda yan ürün olarak sadece THM'ler takip edilmektedir.

3.3 Kağıthane Su Arıtma Tesisi

Kağıthane İlçesi'nin sınırlarında kurulu Kağıthane Su Arıtma Tesislerine su, Terkos Gölü ve Alibeyköy Barajlarından temin edilmektedir. Tesisten; Kağıthane, Şişli, Beyoğlu, Beşiktaş, Sarıyer, Eyüp, Fatih ile Gaziosmanpaşa, Bayrampaşa ve Esenler İlçelerinin bazı kısımlarına su verilmektedir.

Kağıthane Su Arıtma Tesisleri; Çelebi Mehmed ve Yıldırım Bayezid olmak üzere 2 tesisten oluşmaktadır. Günlük arıtma kapasitesi 378.000 m³ olan Çelebi Mehmed

Tesis 1972 yılında, arıtma kapasitesi 370.000 m³ olan Yıldırım Bayezid Tesis i se 1996 yılında hizmete alınmıştır.

Kağıthane Su Arıtma Tesislerinde günde 728 bin m³ su arıtılabilmektedir.

4. MATERYAL METOD

4.1 Nunume Alma ve Koruma

Bu çalışmada yapılan deneylerde kullanılan ham sular İSKİ Kağıthane, Büyükçekmece ve Ömerli su arıtma tesisleri girişlerinden alınmıştır. TSEN-ISO 5667-3 numune alma ve muhafazası yönetmeliğine uygun olarak numune alma işlemi gerçekleştirilmiştir. Herbir tesisin girişinden 2 litre plastik numune alma kaplarına numuneler alınmıştır. Numune alma sırasında hava girişinin önlenmesi amacıyla numune alma kapları ağızına kadar doldurulup sıkı bir şekilde kapatılarak aynı gün laboratuara ulaştırılmıştır. Öncelikle alınan ham su numuneleri 0,45 µm'lik membran filtrelerden geçirilerek deneysel çalışma süresine kadar +4 °C'de buzdolabında saklanmıştır.

4.2 Klorlama İşlemi

Klorlama Standart Metodlar 5710 B'ye göre yürütülür. Bütün su numunelerinin pH'ı klorlama işleminden önce fosfat tamponu ile pH 7'ye ayarlanır. Standart Metodlar 5710 B'ye göre hazırlanan 5 mg/mL'lik stok sodyum hipoklorit çözeltisinden istenen konsantrasyonlarda klor 5-50 µL, 100-1000 µL ve 500-5000 µL aralıklarında bulunan otomatik pipetlerle 100 mL'lik viallere enjekte edilir.

Viallerin kapakları hava boşluğu kalmayacak şekilde sıkı bir şekilde kapatıldıktan sonra numuneler inkubatörde (20-25 °C) 7 gün beklemeye bırakılır.

Ölçümler, Şekil 4.1'de görülen TOC Vcph analizör cihazı kullanılarak yapılmış ve cihaza ait teknik özellikler Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Metot uyarınca, 44 mL'lik viallere konulan numunelerin içinde bulunan ve NPOC ölçümüne girişim yapabilecek inorganik karbon bileşenleri asidik şartlarda ($\text{pH} \leq 2$) havalandırma yoluyla karbondioksit (CO_2) çevrilerek numuneden uzaklaştırılır. Daha sonra, kalan organik madde fazı kuvvetli bir oksitleyici olan persülfat ile okside edilir ve oluşan CO_2 'nin cihazın NDIR Dedektörü (Non-dispersive infrared spectrometry)

ile ölçülmesiyle ÇOK sonuçları elde edilir (Gang 2003). Ölçüm kapsamında kalibrasyon eğrilerini elde etmek için TOK standart çözeltisi 2,125 g



Şekil 4.1 : TOC Vcph analizör cihazı.

Çizelge 4.1 : TOC Vcph analizör cihazına ait teknik özellikler.

Özellik	
Modeli	TOC Vcph
Ölçülen parametreler	TC, IC, TOC, NPOC
Enjeksiyon hacmi	10-2000µL
Enjeksiyon sayısı	4 adet
Kullanılan gaz	Yüksek saflıkta kuru hava
Ortam sıcaklığı	5-35°C
Seyreltme faktörü	2-50
Gaz tüketimi	≈ 1440 L/ay
Cihaz minimum tayin limiti	4 µg/L
Ölçüm aralığı	4 µg/L -25000 mg/L

potasyum hidrojen ftalatın ($C_8H_5KO_4$) 1 L ultra saf suda çözülmesiyle elde edilmektedir. Daha sonra stok çözeltiden 1, 2, 4, 6 ve 10 mg/L olacak şekilde seyreltiler hazırlanarak 0-10 mg/L aralığındaki kalibrasyon eğrisi cihazda çizdirilir.

4.3 UV₂₅₄ Ölçüm İşlemleri

UV ölçümleri için PG Instruments şirketinin ürettiği T80 serisinden bir UV Görünür Spektrofotometre kullanılmıştır. Şekil 4.2’de görülen cihaza ait diğer teknik özellikler Çizelge 4.2’de verilmiştir.

Doğal sularda; 254, 272 ve 280 nm dalga boylarındaki UV absorbans ölçümleri sıklıkla uygulanmaktadır. Genel olarak doğal sularda UV absorbansı 254 nm dalga boyu civarında pik yapmakta ve dalga boyundaki artışa karşılık düşmektedir.



Şekil 4.2 : UV Görünür Spektrofotometre cihazı.

Çizelge 4.2 : UV Görünür Spektrofotometre cihazına ait teknik özellikler.

PG T80 MODEL UV GÖRÜNÜR SPEKTROFOTOMETRE	
Fotometrik Sistem	Çift ışık saçan optik
Ölçüm Dalgaboyu Aralığı	190–1100 nm
Dalgaboyu Hassasiyeti	±0,3 nm
Dalgaboyunun Tekrarlanabilirliği	≤ 0,2nm
Spektral Bant Aralığı	2 nm
Fotometrik Yöntem	İletim, absorbans, enerji yoğunluğu
Fotometrik Aralık	-0,3–3 Abs
Fotometrik Hassasiyet	0,002A (0-0,5A), 0,004A (0,5-1,0A), 0,002A (0-0,5A), 0,004A (0,5-1,0A), 0,3%T (0-100%T)
Fotometrik Tekrarlanabilirlik	0,001A (0-0,5A), 0,002A (0,5-1,0A), 0,001A (0-0,5A), 0,002A (0,5-1,0A), 0,15%T (0-100%T)
Boyutlar	520x420x230 (WxDxH)
Ağırlık	25 kg
Güç Sağlayıcı	Değiştirilebilir 120 - 230V AC 50 - 60Hz

4.4 HAAOP Ölçümü

HAA ölçümleri EPA 552.3 metoduna göre yürütülmektedir. Bu metoda göre ölçülen HAA türleri Çizelge 4.3'te verilmiştir. Metod; numunenin ekstraksiyonu ve metanolleme basamaklarını kapsamaktadır. Metot uyarınca 25 mL numune temiz bir mezür yardımıyla 44 mL'lik vida kapaklı vialer konulur. 2 mL sülfürik asit (H₂SO₄)

eklenir ve çalkalanır. Daha sonra 10 g sodyum sülfat (Na_2SO_4) eklenerek çözünene kadar çalkalanır. Her vial 4 mL MTBE (Methyl Tert-Butyl Ether) eklenir ve 3 dakika güçlü bir şekilde çalkalandıktan sonra fazların ayrılması için 5 dakika beklenir.

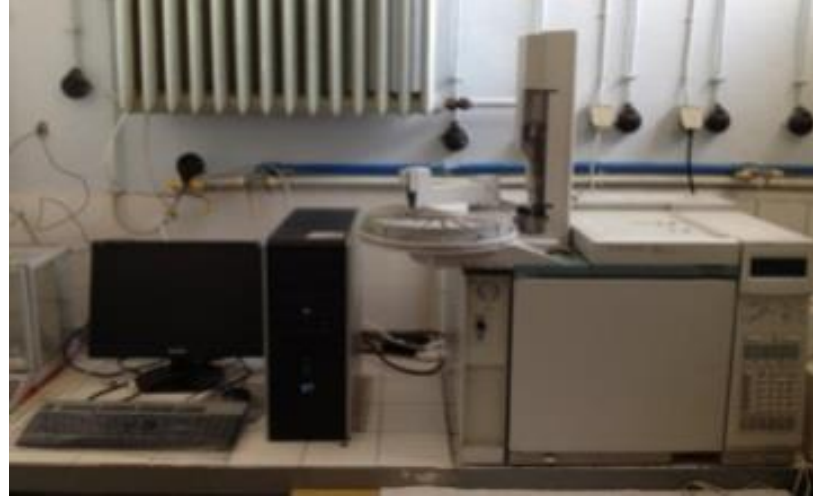
Çizelge 4.3 : EPA 552.3 metoduna göre ölçülen HAA türleri.

Yan Ürün Grubu		Türler	
İsim	Kısaltma	İsim	Kısaltma
Haloasetikasitler	HAA	Monokloro asetik asit	MCAA
		Dikloro asetik asit	DCAA
		Trikloro asetik asit	TCAA
		Monobromo asetik asit	MBAA
		Dibromo asetik asit	DBAA
		Tribromo asetik asit	TBAA
		Bromokloro asetik asit	BCAA
		Bromodikloro asetik asit	BDCAA
		Dibromokloro asetik asit	DBCAA

Pastör pipeti kullanarak, üst fazdaki 3-mL MTBE, 15-mL'lik dereceli konik santrifüj tüpüne aktarılır. Her bir santrifüj tüpüne 3-mL, metanol içinde %10'luk sülfürik asit eklenir ve santrifüj tüpleri 50 °C'lik su banyosuna yerleştirilerek, 2 saat beklenir. Santrifüj tüpleri su banyosundan çıkarılır ve kapaklarını açmadan önce 5-10 dk soğuması beklenir. 150 g/L sodyum sülfat çözeltisinden, her bir santrifüj tüpüne 7 mL eklenir ve her biri kuvvetlice çalkalanır. Ardından fazların ayrılması için beklenir. Bekleme işlemi kısa tutulur ve 1-2 dk'dan daha uzun süre beklenmez. Her santrifüj tüpüne 1 mL doymuş sodyum bikarbonat çözeltisi eklenir. Nötralizasyon reaksiyonunun tamamlanması için her bir santrifüj tüpü 4 kere, birkaç saniye hızlıca çalkalanır. Oluşan CO_2 'yi uzaklaştırmak için, tüplerin kapakları gevşetilir ve 30 sn beklenir. 2 mL'lik viallere üst solvent fazından alınarak, GC μECD cihazına enjekte edilerek HAA türlerinin ölçümleri gerçekleştirilir. Ölçümün gerçekleştirildiği GC μECD cihazına ait fotoğraf Şekil 4.3'te, teknik özellikler ise Çizelge 4.4'te verilmiştir.

4.5 pH Analizleri

Su örneklerinin pH'ı Standart Metotlar kullanılarak ölçülmüştür. pH metre HANNA marka pH cihazı kullanılarak ölçülmüştür. Oda sıcaklığında pH metre kalibrasyonu için pH 4, pH 7 ve pH 10 standart çözeltileri kullanılmıştır.



Şekil 4.3 : GC μ ECD cihazı.

Çizelge 4.4 : GC μ ECD cihazına ait teknik özellikler.

Analitik Kolon	
Model	DB 1
Üretici	J&W Scientific Folsom CA
Tip	Erimiş silika kapiler
Uzunluk	30 m
İç çap	0,32 mm
Film kalınlığı	1 μ m
Enjektör	
Enjeksiyon hacmi	2 μ L
Sıcaklık	200 °C
Dedektör	
Tip	μ ECD
Sıcaklık	300 °C
Fırın sıcaklığı	35 °C de 9 dk tutulur daha sonra 1 °C/ dk'lık artışla 5
Programı	dk'da sıcaklık 40 °C'ye çıkarılır. 40 °C'de 3 dk tutulur, 6 °C/ dk artışla 13 dakikada sıcaklık 120 °C'ye çıkarılır, sonra 2 dk bekletilir. En son olarak 60 °C/ dk artışla 0,5 dakikada sıcaklık 150 °C çıkarılır ve 5 dk bekletilir.
Taşıyıcı gaz	
Tip	Helyum
Taşıyıcı akım	1,3 mL/dk
Toplayıcı gaz	
Tip	Azot
Toplayıcı akım	58,7 mL/dk

5. DENEYSEL SONUÇLAR

5.1 Ön Değerlendirme

Yapılan bu çalışmada bir su örneği içerisinde bulunabilecek farklı organik madde miktarlarına karşın, farklı konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanlarla oluşan haloasetikasit (HAA) oluşum potansiyeli gözlenmiştir. Oluşan HAA miktarı ve organik madde giderimi esas alınarak yaygın bir şekilde kullanılan klorun dışında pH değiştirilerek oluşan HAA miktarları belirlenmiştir.

HAA'lara etki eden pH, eklenen dezenfektan miktarı, ham suyun içerdiği organik madde miktarı gibi bazı faktörler de dikkate alınmış, bu faktörlerin etkilerinin hangi yönde olduğu araştırılmıştır. Dezenfektan olarak ise klor (sodyumhipoklorit) kullanılmıştır.

5.2 TOK Ölçüm Sonuçları

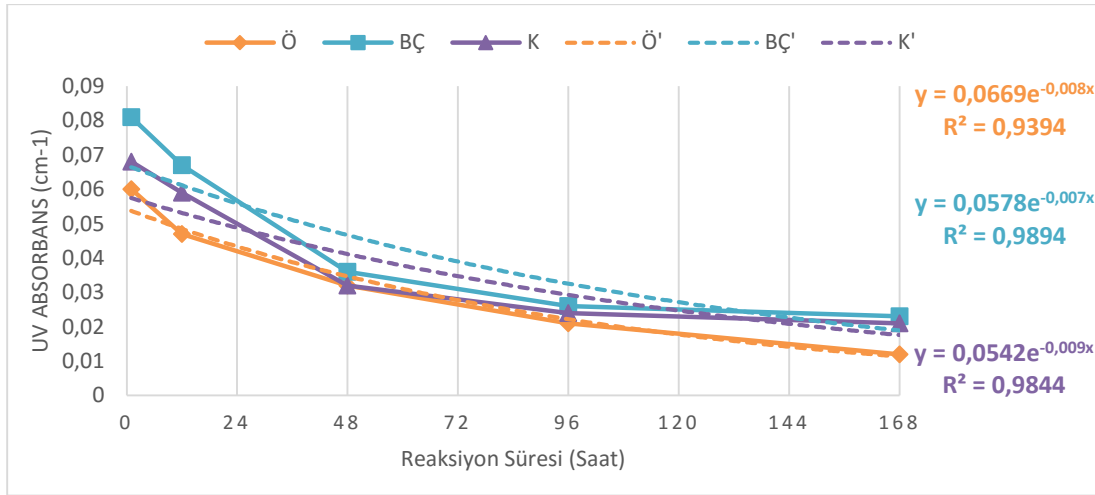
TOC Vcph analizör cihazı kullanılarak yapılan ölçümler Çizelge 5.1'de verilmiştir.

Çizelge 5.1 : İstanbul'da içme suyu temin edilen suların TOK Değerleri

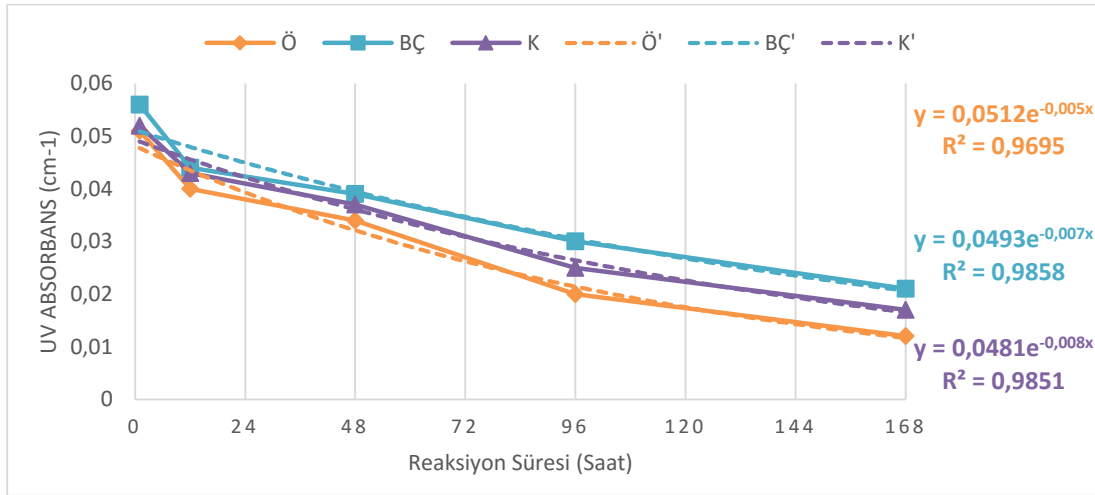
İçme suyu kaynağı	TOK (mg/L)
Büyükçekmece	3,66
Kağıthane	2,92
Ömerli	3,12

5.3 UV Absorbans Değerleri

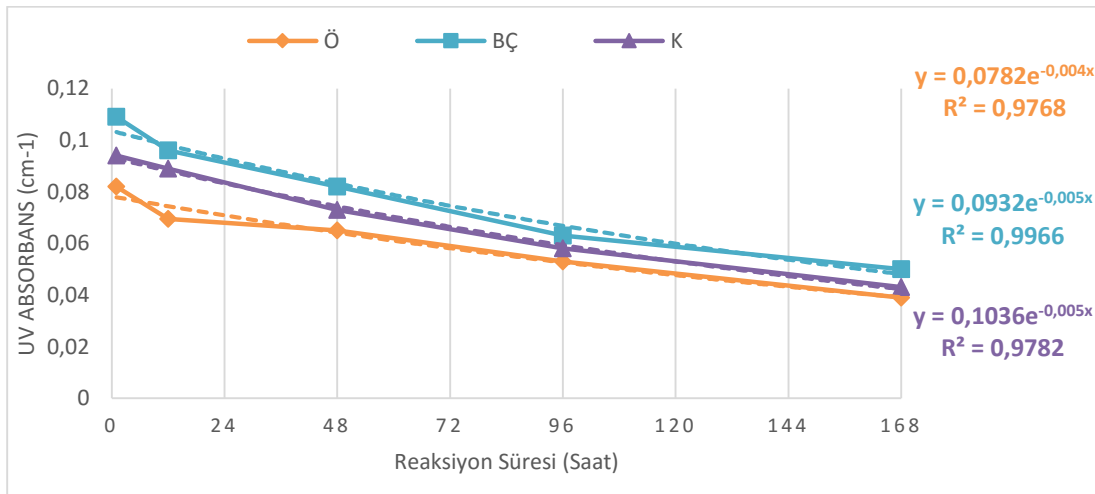
Şekil 5.1, 5.2 ve 5.3'te 2 mg/L, 5 mg/L ve 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanmış suların farklı reaksiyon süreleri sonunda UV spektrumlarında gözlenen değişimler gösterilmiştir.



Şekil 5.1 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH=7).



Şekil 5.2 : 5 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH=7).

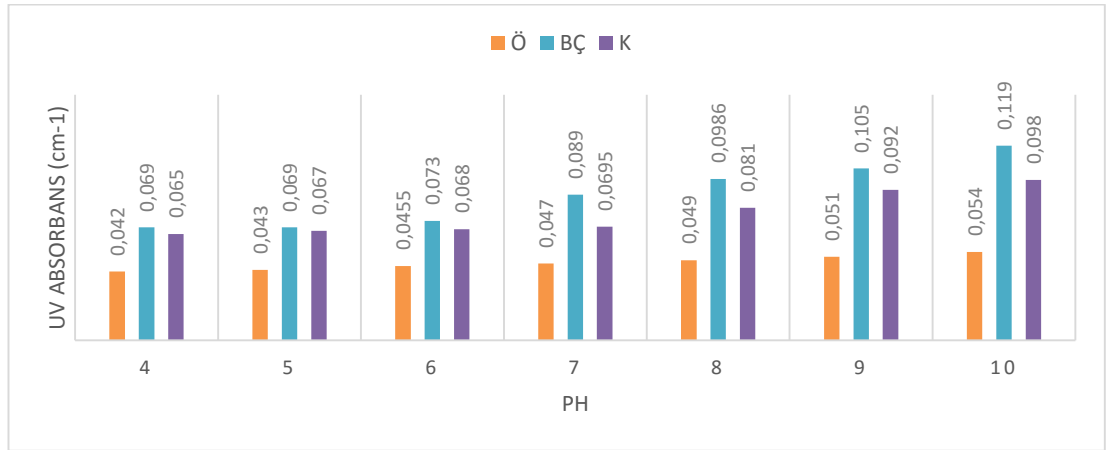


Şekil 5.3 : 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV₂₅₄ spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH=7).

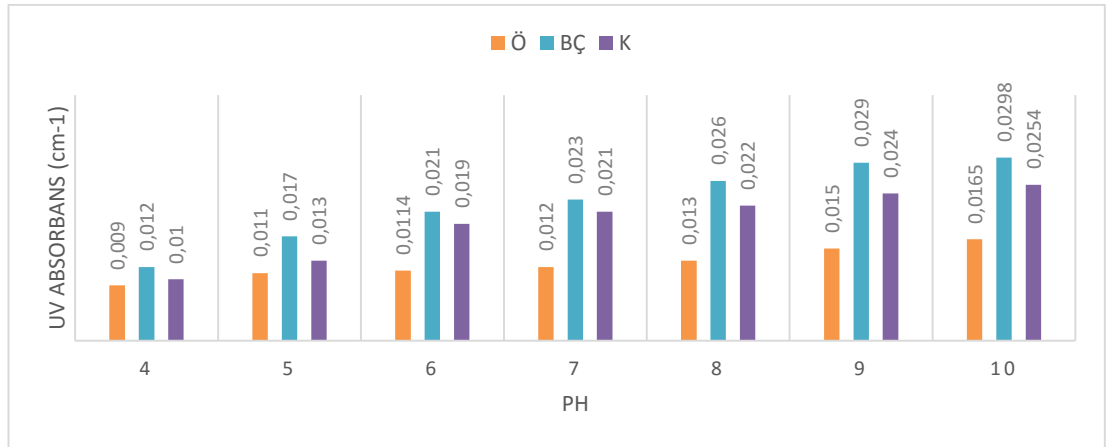
Örneğin; 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda 254 nm dalga boyunda 2 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suda UV absorbans değeri Ömerli için 0,062 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,009 cm⁻¹ değerine, 5 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suda UV absorbans değeri Ömerli için 0,071 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,019 cm⁻¹ ve 10 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış suda UV absorbans değeri Ömerli için 0,074 cm⁻¹ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda 0,029 cm⁻¹ değerine düşmüştür.

5.4 Klorlanmış Suların UV Spektrumlarının pH ile Değişimi

Şekil 5.4 ve 5.5'te 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanmış suların farklı reaksiyon süreleri (12 saat ve 168 saat) sonunda farklı pH larda UV₂₅₄ spektrumlarında gözlenen değişimler gösterilmiştir.



Şekil 5.4 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV₂₅₄ spektrumlarının pH ile değişimi (12 saat).



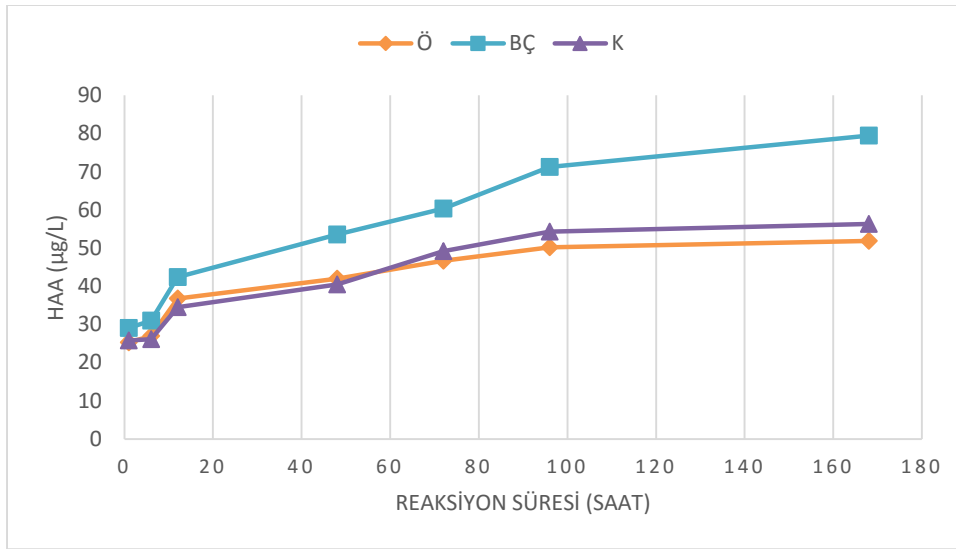
Şekil 5.5 : 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış sudaki UV₂₅₄ spektrumlarının pH ile değişimi (168 saat).

5.5 HAA Oluşumuna Etki Eden Faktörler

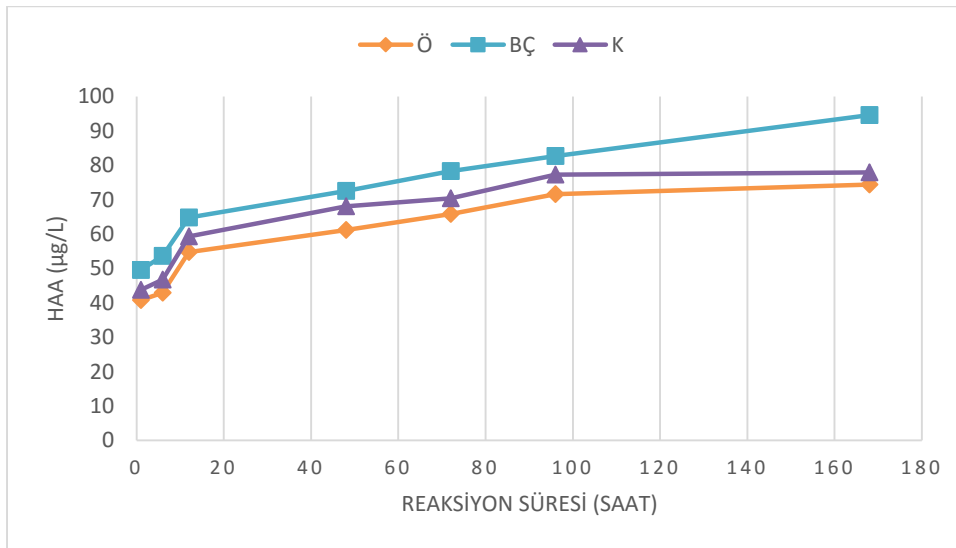
Bu bölümde yapılan deneysel çalışmada üç farklı konsantrasyon (2, 5, 10 mg/L) ile klorlama işlemi ardından HAA türlerinin oluşumu üzerinde; pH, reaksiyon süresi, klor dozu etkisi incelenmiştir.

5.5.1 Klor dozunun ve reaksiyon süresinin HAA oluşumuna etkisi

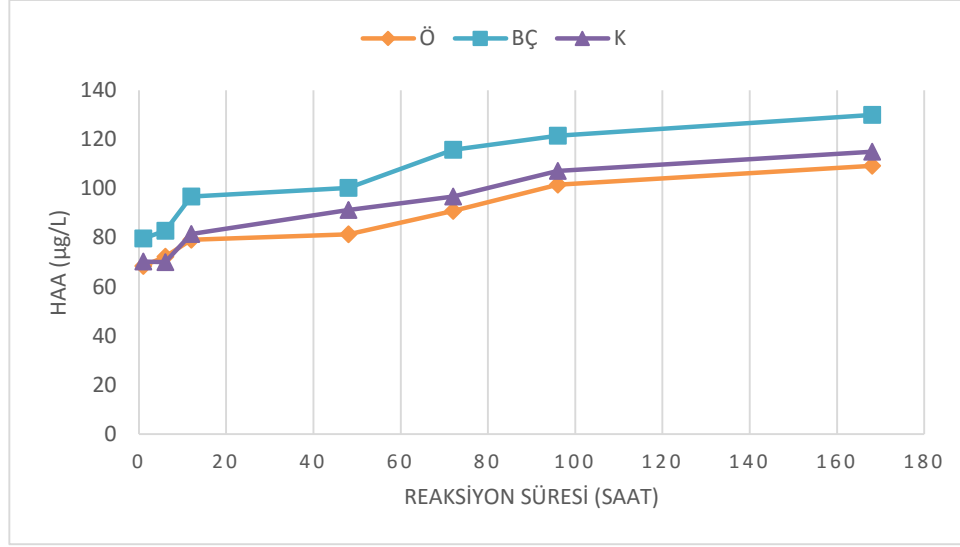
Şekil 5.6, 5.7 ve 5.8’de 2-5-10 mg/L’lik konsantrasyonlarda klorlanmış sularda meydana gelen HAA konsantrasyonunun reaksiyon süresine göre değişimi görülmektedir.



Şekil 5.6 : 2 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).



Şekil 5.7 : 5 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).



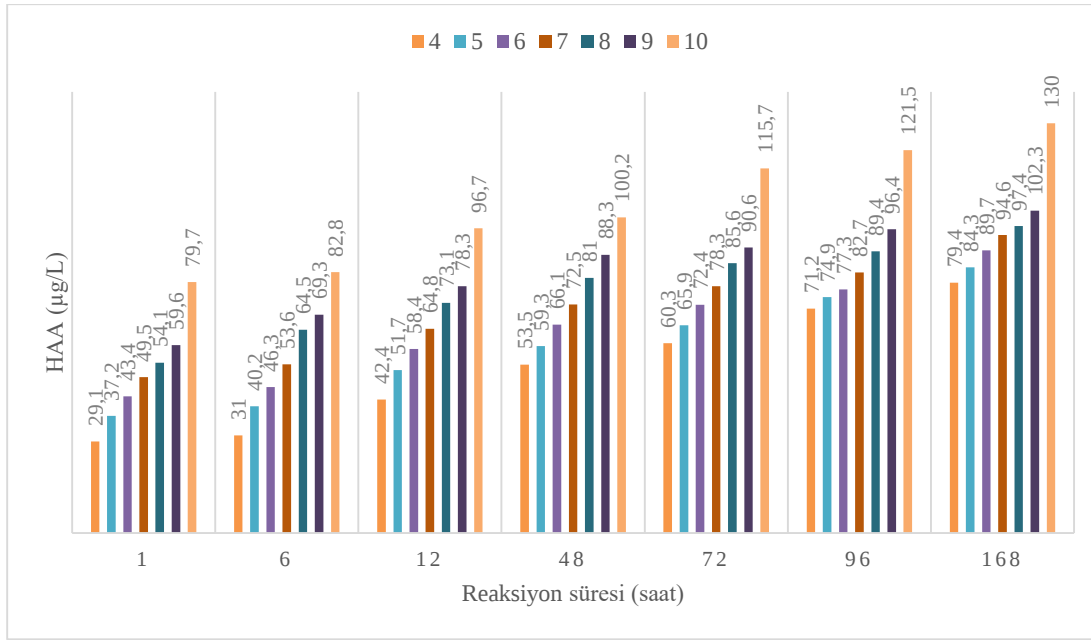
Şekil 5.8 : 10 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış suda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan HAA konsantrasyonları (pH=7).

10 mg/L klor ile klorlanmış sularda 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda oluşan HAA miktarının yaklaşık %50'sinin ilk 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana geldiği tespit edilmiştir. Örneğin; 10 mg/L klor dozu ile Ömerli numunesinde 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana gelen miktarı 90,3 µg/L olup, 168 saatlik süre sonunda oluşan HAA miktarı 124,3 µg/L'dir.

Her üç klorlama işlemi sonucunda oluşan HAA konsantrasyonunda farklılıklar tespit edilmiştir. Klor dozu arttıkça buna paralel olarak HAA miktarlarında artışlar olmuştur. Bu da göstermektedir ki artan klor miktarıyla oluşan HAA'lar paralellik göstermektedir.

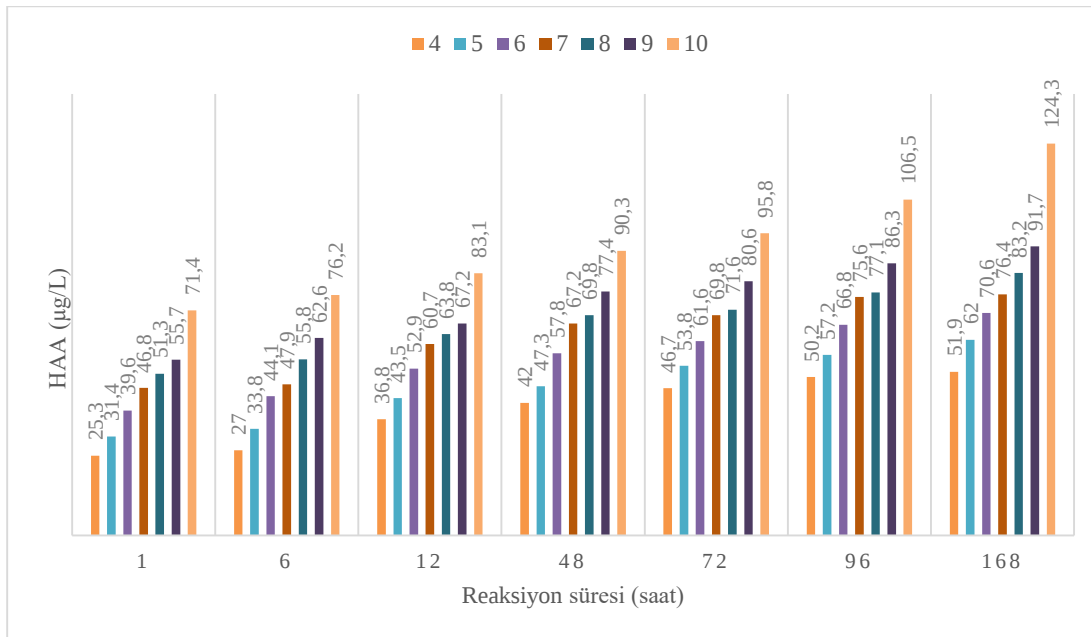
5.5.2 pH'ın HAA oluşumuna etkisi

Şekil 5.9, 5.10 ve 5.11'de farklı pH'larda klorlanmış 2 mg/L numunelerde 1-168 saat arasında değişen reaksiyon süreleri sonundaki Büyükçekmece, Kağıthane ve Ömerli'de oluşan HAA miktarları verilmiştir. 5 ve 10 mg/L dozlarında klorlanan numunelere ait grafikler ekte yer almaktadır.



Şekil 5.9 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Büyükçekmece numunesinin HAA miktarları.

2 mg/L klor dozunda Büyükçekmece İçmesuyu arıtma tesisinde 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen miktarı 29,1 µg/L olup, pH 7'de 49,5 µg/L ve pH 10'da 79,7 µg/L'dir. 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 53,5 µg/L olup, pH 7'de 72,5 µg/L ve pH 10'da 100,2 µg/L dir. 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 79,4 µg/L olup, pH 7'de 94,6 µg/L ve pH 10'da 130 µg/L'dir.

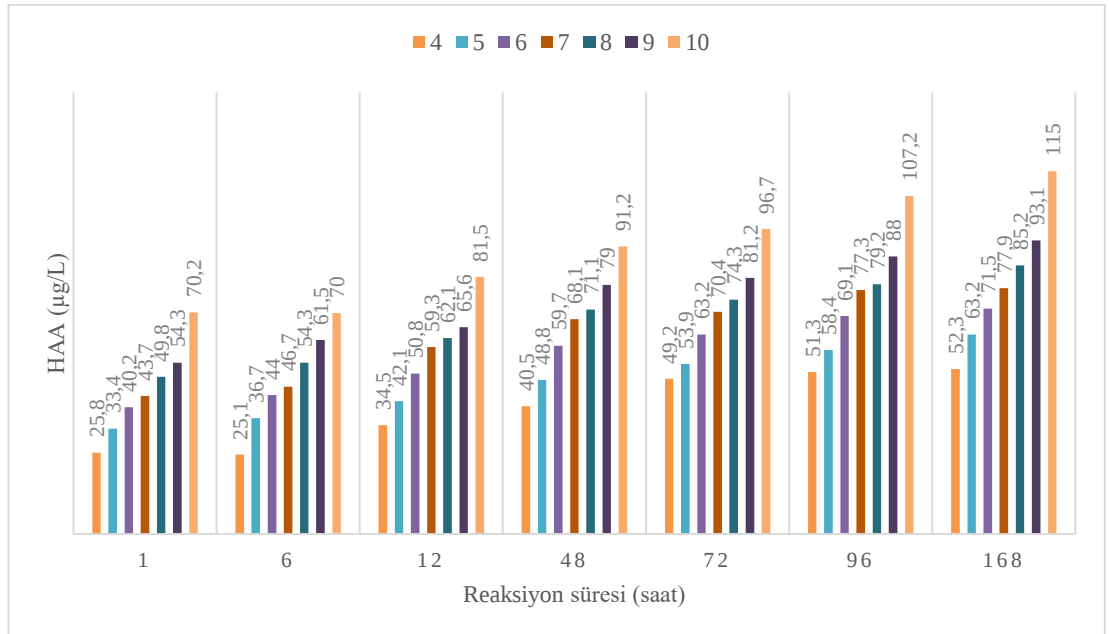


Şekil 5.10 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Kağıthane numunesinin HAA miktarları.

2 mg/L klor dozunda Kağıthane İçmesuyu arıtma tesisinde 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen miktarı 25,3 µg/L olup, pH 7'de 46,8 µg/L ve pH 10'da 71,4 µg/L'dir. 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 42 µg/L olup, pH 7'de 67,2 µg/L ve pH 10'da 90,3 µg/L'dir. 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 51,9 µg/L olup, pH 7'de 76,4 µg/L ve pH 10'da 124,3 µg/L'dir.

Klorlanmış her bir suda pH'daki artışa bağlı olarak HAA miktarlarında da önemli artışlar meydana gelmiştir. Su numunelerinde en yüksek HAA konsantrasyonları pH 10'da en düşük HAA konsantrasyonları pH 4'te ölçülmüştür. Örneğin; 2 mg/L klor dozunda Ömerli İçmesuyu arıtma tesisinde 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen miktarı 25,8 µg/L olup, pH 7'de 43,7 µg/L ve pH 10'da 70,2 µg/L'dir. 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 40,5 µg/L olup, pH 7'de 68,1 µg/L ve pH 10'da 91,2 µg/L'dir. 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'te meydana gelen HAA miktarı 52,3 µg/L olup, pH 7'de 77,9 µg/L ve pH 10'da 115 µg/L dir.

Bu sonuçlar, pH değerinin HAA oluşumu ile doğrudan ilişkili olduğunu göstermektedir. pH yükseldikçe oluşan HAA'lar artmaktadır.



Şekil 5.11 : Farklı pH'larda, 2 mg/L klorlama işlemine tabi tutulmuş Ömerli numunesinin HAA miktarları.

6. SONUÇLAR

Bu çalışmada içmesuyu arıtma tesislerinden alınan numunelere farklı konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanlarla oluşan haloasetkasit oluşum potansiyeli gözlenmiştir. pH ve reaksiyon süreleri değiştiğinde oluşan haloasetikasit miktarları belirlenmiştir.

Çalışma sonunda suların dezenfeksiyonu sürecinde kullanılan kimyasal maddelerin (dezenfektanların) birçoğunun organik maddeyle (hümkik ve fülvik asitler) birleşmesi sonucu dezenfeksiyon yan ürünü olduğu gözlemlenmiştir.

Yapılan üç klorlama işlemi sonucunda oluşan HAA konsantrasyonunda farklılıklar tespit edilmiştir. Klor dozu arttıkça buna paralel olarak HAA miktarlarında artışlar olmuştur. İçmesuyu arıtma tesislerinden alınan su numuneleri 2, 5 ve 10 mg/L klor ile klorlanması sonucunda 1 ile 168 saatlik süre sonunda en yüksek HAA miktarının 10 mg/L klor ile klorlanan Büyükçekmece su kaynağından alınan suda meydana geldiği görülmüştür. Bu da göstermektedir ki artan klor miktarıyla oluşan HAA ler paralellik göstermektedir.

Klorlanmış her bir numunede pH'daki artışa bağlı olarak HAA miktarlarında da önemli artışlar meydana gelmiştir. En yüksek HAA konsantrasyonları pH 10'da en düşük HAA konsantrasyonları pH 4'te ölçülmüştür.

Numune alınan içmesuyu arıtma tesislerinden HAA oluşum potansiyeli artan klor dozu ile beraber sırasıyla Büyükçekmece, Kağıthane ve Ömerli şeklindedir.

Elde edilen sonuçlara göre; 2 mg/L klor dozunda Ömerli ve Kağıthane Su Arıtma Tesisleri girişinden alınan ham su numunelerinde 168 saatlik reaksiyon süresi boyunca EPA'nın HAA için belirlediği 60 µg/L sınır değeri aşılmamıştır. Fakat Büyükçekmece Su Arıtma Tesisinde 168 saat sonunda limit değeri aşılmış ve HAA miktarı 79,4 µg/L olarak ölçülmüştür. Bunun nedeni numune alınan tesis giriş sularından en yüksek TOK konsantrasyonuna sahip olmasıdır. Literatürde yapılan çalışmalar da bunu desteklemektedir. Suda mevcut TOK konsantrasyonu doğrudan DYÜ oluşumunu etkilemektedir, ancak klor/TOK oranı oluşan DYÜ türlerinin dağılımları üzerinde

etkili olmaktadır. Fakat TOK artışı ile klor ihtiyacı arasında doğrusal bir ilişki mevcut değildir ve klor ihtiyacı TOK artış oranından daha az veya fazla oranda olabilmektedir. Bu durumun da klor ile reaksiyona giren maddelerin her su kaynağında farklı karaktere sahip olmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Arıtma tesislerinde DYÜ oluşumunu azaltmak amacı ile organik madde giderimine yönelik çeşitli modifikasyonların yapılması da (membran prosesler, zenginleştirilmiş koagülasyon ya da aktif karbon gibi) mümkündür. Giriş suyunda organik madde giderimi çıkış suyunda oluşabilecek DYÜ'yü azaltacaktır.

DOM içeren içme sularının klorlanması sonucu meydana gelen HAA konsantrasyonunun en aza indirilmesi için en uygun şartların belirlenebileceği ortaya konulmuştur.

KAYNAKLAR

- Aiken, G. R., ve Leenheer, J.,** (ty). Isolation and chemical characterization of dissolved and colloidal organic matter, *Chem. Ecol.*, 8, 135-151.
- Ağra, M.,** (2005). İzmit içme suyunda dezenfeksiyon yan ürünlerinden trihalometanların oluşumunun izlenmesi ve modellenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Alkan, U., Başkaya, H., Teksoy, A. ve Ateşli, A.,** (2007). Influence of humic substances on the ultraviolet disinfection of surface waters, *Water and Environ. Journ.* 21, 61-68.
- Aoustin, E., Schafer, A. I., Fane, A.G., ve Waite, T. D.,** (2001). Ultrafiltration and natural organic matter, *Sep. Purif. Tech.*, 22-23, 63-78.
- Ateş, N., Yetiş, Ü. ve Kitiş, M.,** (2007). Effects of bromide ion and natural organic matter fractions on the formation and speciation of chlorination by-products, *J. Environ. Eng.*, 947-954.
- Attias, L., Contu, A., Loizzo, A., Massiglia, M., Valente, P. ve Zapponi, G. A.,** (1995). Trihalomethanes in drinking water and cancer risk assessment and integrated evaluation of available data in animals and humans. *Sci. Total. Environ.* 171, no. 1-3, pp. 61-68.
- Aydın, M. E., Yıldız, S., Kara, G. ve Tor, A.,** (2005). Konya yeraltı suyunda klorlu benzenlerin GC/ECD ile analizi, *S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg.* Cilt: 20, Sayı:2.
- Aydın, M. E., Tor, A., Kara, G. ve Yıldız, S.,** (2005). Konya yeraltı suyunda dezenfeksiyon yan ürünleri, *S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg.* Cilt: 20, Sayı:4.
- Babcock, D.B. ve Singer, P. C.,** (1979). Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids, *JAWWA*, 71/3, pp. 149-152.
- Balcı, M.,** (2013). Antalya-Konyaaltı su dağıtım şebekesinde toplam trihalometan konsantrasyonlarının deterministik modelleme yaklaşımı ile modellenmesi, Akdeniz Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Batterman, S., Zhang, L. ve Wang, S.,** (2000). Quenching of Chlorination Disinfection By-Product Formation in Drinking Water by Hydrogen Peroxide, *Pergamon*, 34/5, 1652-1658.
- Bekbölet, M. ve Uyguner, C. S.,** (2005). A comparative study, on the photocatalytic degradation of humic substances of various origins, *Desalination*, 176, 167-176.
- Benjamin, M. M., LI, C.W. ve Korshin, G.V.,** (1997). The decrease of UV absorbance as an indicator of TOX formation. *Water Research*, 31/4, pp. 946-949.

- Benjamin, M. M., Korshin G.V. ve LI, C.,** (1997). Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: A consistent Theory. *Water Research*, 31/7, pp. 1787-1795.
- Benjamin, M. M., Korshin, G. V., WU, W.W., ve Hemingway, O.,** (2002). Correlations between differential absorbance and the formation of individual DBPs, *Water Research*, 36, 3273- 3282.
- Bieroza M, Baker A, Bridgeman J.,** (2009). Relating freshwater organic matter fluorescence to organic carbon removal efficiency in drinking water treatment. *Science of the Total Environment* 407, 1765-1774.
- Brezonik, P. L.,** (1995). Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems, Lewis Publishers Inc. Boca Raton, Florida
- Chowdhury, S.,** (2013). Exposure assessment for trihalomethanes in municipal drinking water and risk reduction strategy, *Science of the Total Environment*, 463-464, 922-930.
- Croue, J. P., Debroux, J. F., Aiken, G. R., Amy, G. L. ve Leenheer, J. A.,** (1999). Chapter 4: Natural organic matter: Structural Characteristics and reactive properties, in Formation and Control Disinfection By-products in Drinking Water, Eds. Singer, P. C., Denver, co
- Çapar, G., Tokmak, B., Baydar, Z., Demirer G. N., Dilek, F. B., ve Yetiş, Ü.,** (1998). Ankara İçme Suyu Dağıtım Şebekesinde Oluşan Dezenfeksiyon Yan Ürünleri, İstanbul, 141-147.
- Edwaldz, J. K., Becker, W. C. ve Wattier, K. L.,** (1985). Surrogate parameters for monitoring organic matters and THM precursors, *JAWWA*, 77/4, 122-132.
- Fabris, R., Chow, C. W. K., Drikas, M. ve Eikebrokk, B.,** (2008). Comparision of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Research*. Vol. 42, no.15, pp. 4188- 4196.
- Fleischacker, S. J. ve Randtke, S. J.,** (1983). Formation of organic chlorine in public water supplies, *JAWWA*, 50/12, pp. 132-138.
- Galapate, R. P., Shoto, E., Okada, M., Mukai, T., Kitanaka, A. ve Ito, K.** (1997). Origin of Trihalomethane Precursors in Kurose River. Hiroshima, *Water Science Thecnology*, 35 /8, 15-27.
- Gang, D., Clevenger, T. E., Banerji, S. K.,** (2003). Relationship of chlorine decay and THMs Formation to NOM size, *Journal of Hazardous Materials*, 96/1, 1-12.
- Gang, D.,** (2001). Modeling of THM and HAA formation in Missouri waters upon chlorination, PhD Thesis, Dissertation, the University of Missouri, Columbia, USA.
- Golfiopoulou, S. K.,** (2000). The occurrence of trihalomethanes in drinking water in Greece, *Chemosphere*, 41, 1761-1767.
- Graham, N. J. D., Perry, R., Jiang, J. Q., ve Wardlaw, V. E.,** (1998). The Significance of Algae as Trihalomethane Precursors, *Water Science*, 37/2, 8389.

- Gümüş, D., ve Akbal, F.,** (2013). Removal of natural organic matter in drinking waters and prevention of trihalomethanes formation, review paper *Journal of Engineering and Natural Sciences*, Sigma 31, 529-553.
- Hard, G. C., Boorman, G. A. ve Wolf, D. C.,** (2000). Re evaluation of the two year chloroform drinking water carcinogenicity bioassay in Osborn- Mendel rats supports chronic renal tubule injury as the mode of action underlying the renal tumor response. *Toxicol. Sci.*, 53/2, pp. 237-244.
- Hua, G. ve Reckhow, D. A,** (2007). Characterization of disinfection by-products precursors based on hydrophobicity and molecular size, *Environmental Science and Technology*, 41, 3309-3315.
- Kıtış M., Karanfil T., Kilduff J. E.,** (2001). Isolation of dissolved organic matter (DOM) from surface waters using reverse osmosis and its impact on the reactivity of DOM to formation and speciation of disinfection by-products, *Wat. Res.*, 35/9, pp. 2225–2234.
- Komulainen, H.,** (2004). Experimental cancer studies of chlorinated by-products. *Toxicology*, 198/1-3, pp. 239-248.
- Korshin, G. V.,** (2014). Yan M. and He S., Spectroscopic examination of effects of iodide on the chloramination of natural organic matter, *Water Research.*, 449-457.
- Krasner, S. W., McGuire M. J., Jacangelo, N. L., Patania, K.M.ve Aieta, E. M.** (1989). The occurrence of disinfection by-products in USA drinking waters, *JAWWA*, 81, 41-53.
- Kuivinen, J., ve Johnson, H.** (1999). Determination of Trihalomethanes and Some Chlorinated Solvents in Drinking Water By Headspace Technique With Capillary Column Gas-Chromatography, *Wat. Res.* 33, 1201-1208.
- Lee W., Westerhoff P., Croue J.,** (2007). Dissolved organic nitrogen as a precursor for chloroform, dichloroacetonitrile, N-Nitrosodimethylamine, and trichloronitromethane, *Environmental Science and Technology*, 41, 5485-5490.
- Legay, C., Rodriguez, M.J., Sadiq R., Serodes, J. B., Levallois, P., Proulx, F.,** (2011). Spatial variations of human health risk associated with exposure to chlorination by-products occurring in drinking water, *Journal of Enviromental Management*, 92, 892-901.
- Li, X. ve Zhao, B. H.,** (2006). Development of model for predicting trihalomethanes propagation in water distrubition systems, *Chemosphere*, 62, 1028-1032.
- Luo, X.,** (2006). Formation Studies on N-nitrosodimethylamine (NDMA) in Natural Waters, PhD Thesis, December, University of Missouri-Columbia, USA.
- Ma, J., Zhang, T., Lu, J. ve Chen, Z.,** (2009). Evaluation of disinfection byproducts formation during the chlorination and chloramination of dissolved organic matter fractions isolated from a filtered water, *Journal of Hazardous Materials*, 162, 140-145.

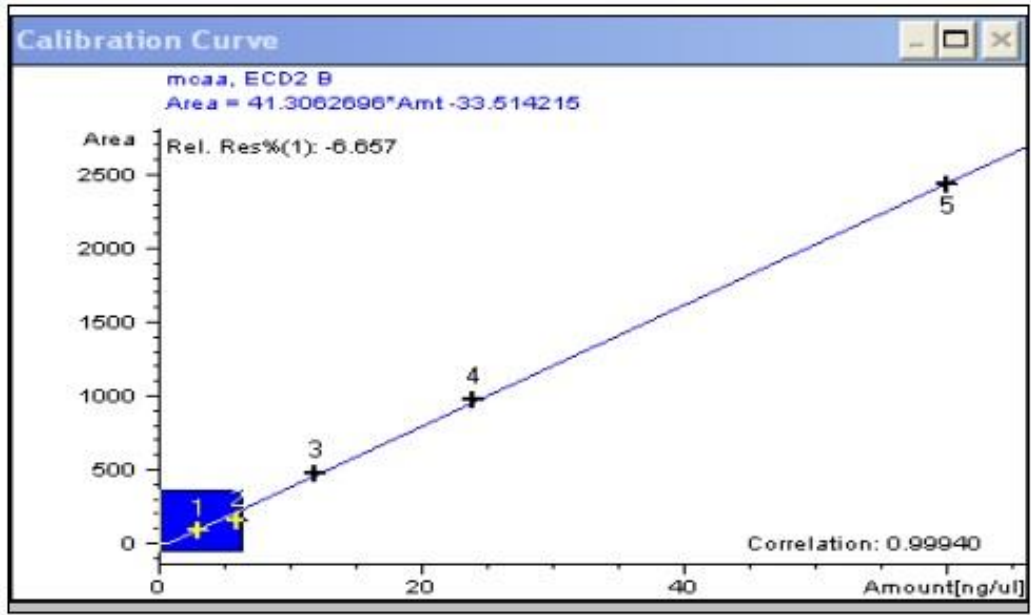
- Matamoros, V., Mujeriego, R., Bayona, Jpseph, M.,** (2007). Trihalomethane Occurrence in Chlorinated Reclaimed Water at Full-Scale Treatment Plants in NE Spain, *Water Research*, 41, 3337-3344.
- Marhaba, T. F. ve Van, D.,** (2000). Variations of mass disinfection by-products formation potential dissolved organic material fractions along a conventional surface water treatment plant, *J.Hazardous of Materials*, 74, 133-144.
- Matilainen, A., Gjessing, E. T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar A., Sillanpaa, M.,** (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment, review, *Chemosphere* , 83, 1431-1442.
- Miller, J. W. ve Uden, P. C.,** (1993). Characterization of nonvolatile aqueous chlorination products of humic substances. *Environmental Science and Technology* Vol. 17, no. 3, pp. 150-157.
- Mok, K. M., Fan, X. J. ve Wong, H.,** (2007). Natural organic matter and formation of trihalomethanes in two water treatment proceses, *Desalination*, 210, 44-51.
- Graham N. J. D., Collins C. D., Nieuwenhuijsen M., Templeton M. R.** (2009). The formation and occurrence of haloacetic acids in drinking water, Final Report, June.
- Nissinen T. K., Miettien I.,** (2001). Molecular size distribution of natural organic matter in raw and drinking waters. *Chemosphere*, 45,865-873
- Özdemir, K.,** (2009). İçme suyu kaynaklarında klorlama yan ürünlerinin diferansiyel UV spektroskop yöntemiyle izlenebilirliğinin araştırılması, İstanbul Teknik Üniversitesi, Doktora Tezi.
- Özdemir, K. ve Toröz İ.,** (2010). İçme suyu kaynaklarında klorlama yan ürünlerinin diferansiyel UV spektroskopi yöntemi ile izlenmesi, *İTÜ dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü* Cilt: 20, Sayı: 2, 59-69, Kasım.
- Rathbun, R. E.,** (1996). Reggression equations for disinfection by products for the Missisipi, Ohio and Missouri rivers, *Science of the Total Environmental*, 191, 235.
- Reckhow, D. A. ve Singer, P. C.,** (1990). Chlorination by- products in drinking waters; From formation potentials to finished water concentrations, *JAWWA* ,82/4, 173-180.
- Roccaro, P., Chang, H. S., Vagliasindi, G. A. F. ve Korshin, G. V.,** (1998). Differential absorbance study of effects of temperature on chlorine consumption and formation of disinfection by-products in chlorinated water, *Water Research*, 42, 1879-1888.
- Rodriguez, M. J, ve Serodes, J. B.,** (2001). Spatial and temporal evolution THMs in three distribution water systems, *Water Research*, 35, 1572- 1586.
- Rodriguez, M. J., Serodes, J. B. ve Levallois, P.,** (2004). Behavior of THMs and HAAs in a drinking water distribution system, *Water Research.*, 38 4367-4382.

- Rook, J. J.,** (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural water. *Water Treat. Exam* Vol. 2, no. 23, pp. 234-243.
- Rubia, A., Rodriguez, M., Leon, M. V. ve Prats, D.,** (2008). Removal of natural organic matter and THM formation potential by ultra- nanofiltration of surface water. *Water Research*, 42/3, pp. 714-722.
- Simpson, K. L. ve Hayes, K. P.,** (1998). Drinking Water Disinfection By-Products: An Australian Perspective. *Water Res.*, 32/5, 1522-1528.
- Son, H. J, ve Jung, C. W.,** (2008). The relation between disinfection by-products formation and characteristics of natural organic matter in raw water. *J. Chem. Eng.*, 25/4, 714-720.
- Şengül, P.,** (2009). İçme suyu dezenfeksiyonunda yan ürün oluşturmeyen metotların verimliliği, Uludağ Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Şengül, F. ve Küçükgül, E. Y.,** (1995) Çevre Mühendisliğinde Fiziksel Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler. DEÜ Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 253s.
- T.C. Sağlık Bakanlığı,** (2005). İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, Resmi Gazete No: 25730, Ankara.
- Teksoy, A.,** (2006). İçme sularından organik madde giderimi ve trihalometan oluşumunun önlenmesi için arıtma proseslerinin optimizasyonu, Uludağ Üniversitesi, Doktora Tezi.
- Teksoy, A., Kaplan U. ve Başkaya, H.,** (2008). Influence of the treatment process combinations on the formation of THM species in water, *Separation Purification Technology*, 61, 447- 454.
- Toröz, I. ve Uyak, V.,** (2005). Seasonal variation of trihalomethanes (THMs) in water distribution networks of İstanbul city, *Desalination*, 176:127-141.
- USEPA,** (1998). National primary drinking water regulations: Disinfectants and disinfectant by- products: Final rule, 40 CFR, 9, 141-142, USA.
- USEPA,** (1999). Microbial and Disinfection By-Product Rules Simultaneous Compliance Guidance Manual, United States Environmental Protection Agency, 815/ 99-015.
- USEPA,** (2003). List of drinking water contaminants and MCLs, EPA 816F02016, USA.
- USEPA,** (2005). Guidelines for carcinogenic risk assesment, EPA/630/ P-3/001, USA.
- Uyak, V., Ozdemir, K. ve Toröz, I.,** (2007). Multiple linear regression modeling of disinfection by-products formation in İstanbul drinking water resevoirs. *Science of the Total Environment*, 378/ 3, pp. 269-280.
- Uyak, V.,** (2006). Removal of Disinfection By products precursors with Enhanced coagulation in İstanbul Water supplies, PhD Thesis, Istanbul Technical University, Istanbul, Turkey.
- Uyak, V. ve Toröz İ.,** (2006). İçme suyu kaynaklarındaki doğal organik maddelerin zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile giderilmesi, *İTÜ dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü* Cilt: 16, Sayı: 1-3, 115-122.

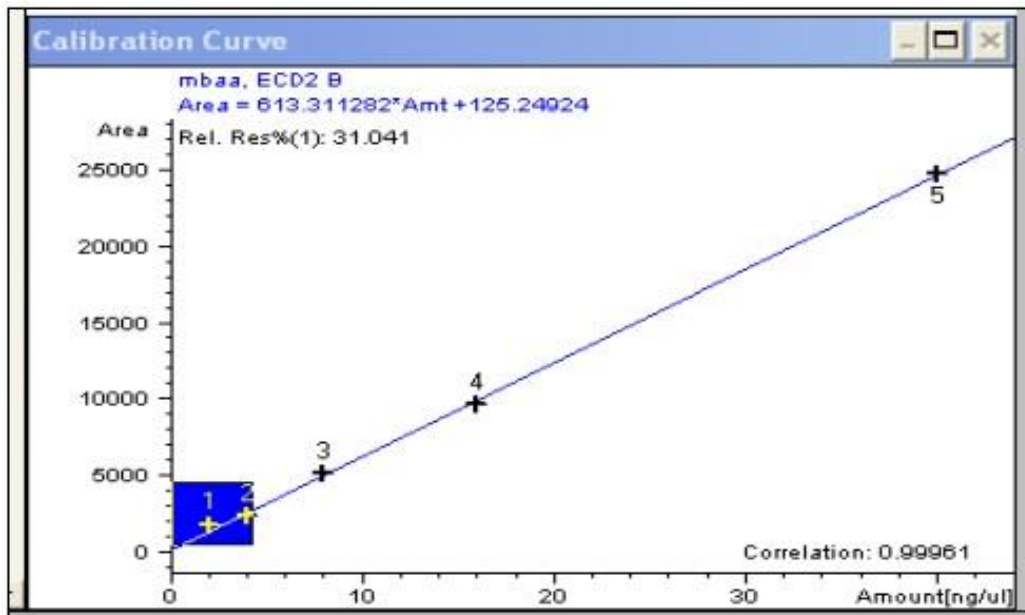
- Uyak, V., Toröz I. ve Meriç S.,** (2005). Monitoring and modeling of trihalomethanes (THMs) for a water treatment plant in Istanbul, *Desalination* 176 , 91-101.
- Uyak, V. ve Toröz, I.,** (2007). Investigation of bromide ion effects on disinfection byproducts formation and speciation in an İstanbul water supply. *Journal of Hazardous Materials*, 149/2, pp. 445- 451.
- Velasco-Iriarte U., Uriarte-Alvarez, J. I. ve Velasco, U. I.,** (2007). Enhanced coagulation under changing alkaliity hardness conditions and its implications on trihalomethane precursors removal and relationship with UV absorbance, *Sep. Pur. Tech.*, 55, 368-380.
- Yaman, B.,** (2010). Büyükçekmece gölü ve gölü besleyen derelerde farklı dezenfeksiyon yan ürününün öncü maddelerinin araştırılması, İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Zoh, K. D., Tae Ha, K. ve Lee, J.,** (2009). Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods, *Sci. Total. Environ.*, 407, 1990-1997

EKLER

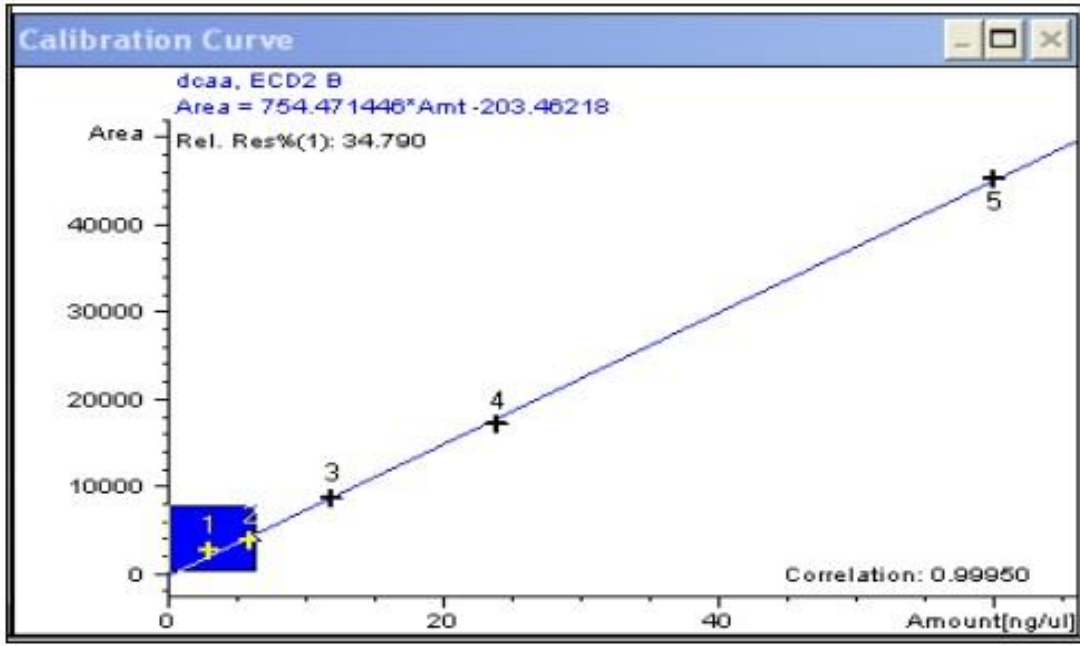
Şekil EK A.1-9: GC-µECD’de Elde Edilen HAA Türleri Kalibrasyon Eğrileri



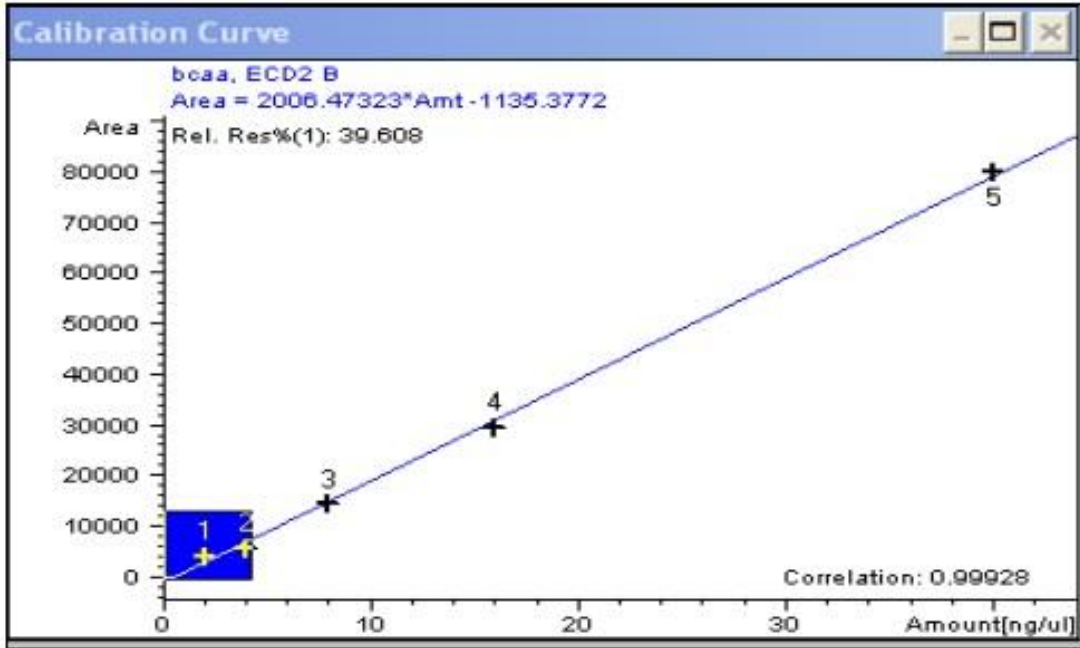
Şekil A.1: MCAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



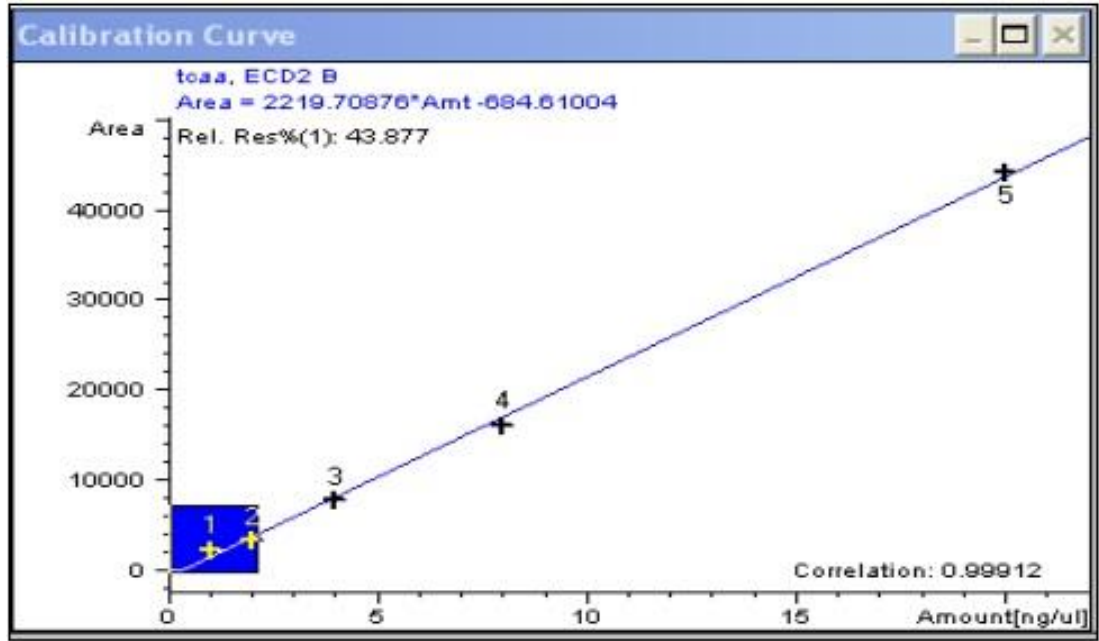
Şekil A.2: MBAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



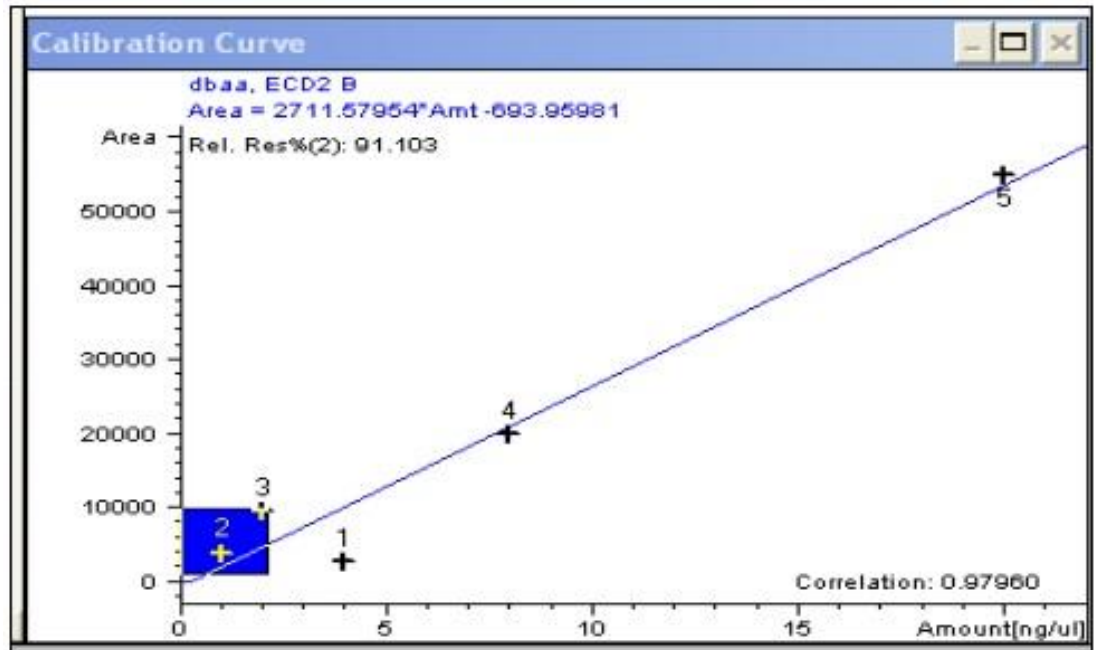
Şekil A.3: DCAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



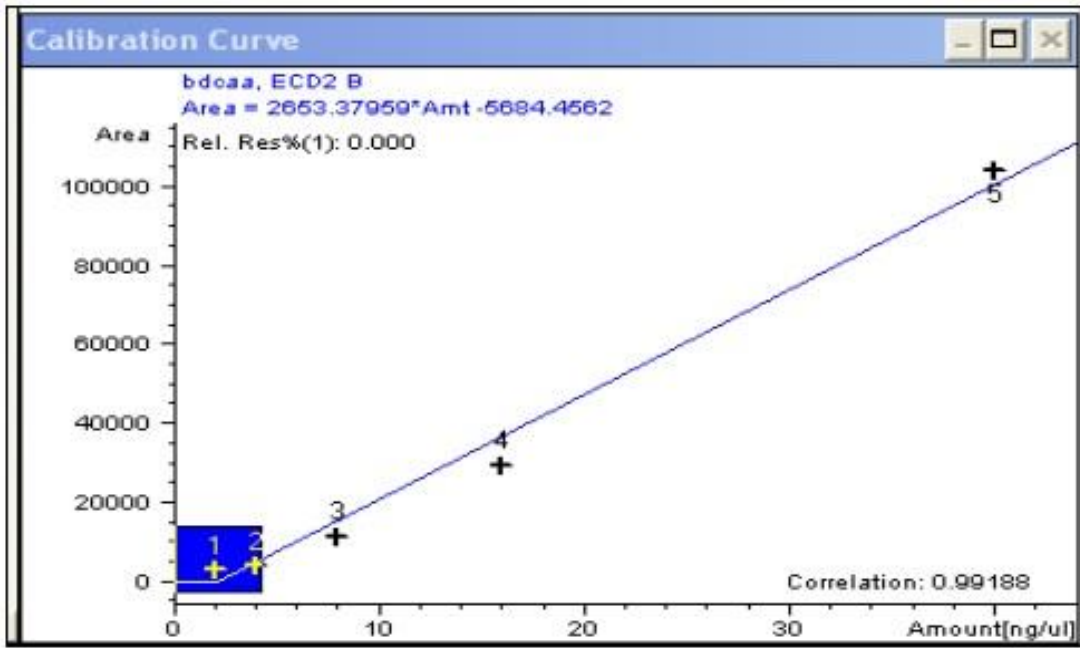
Şekil A.4: BCAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



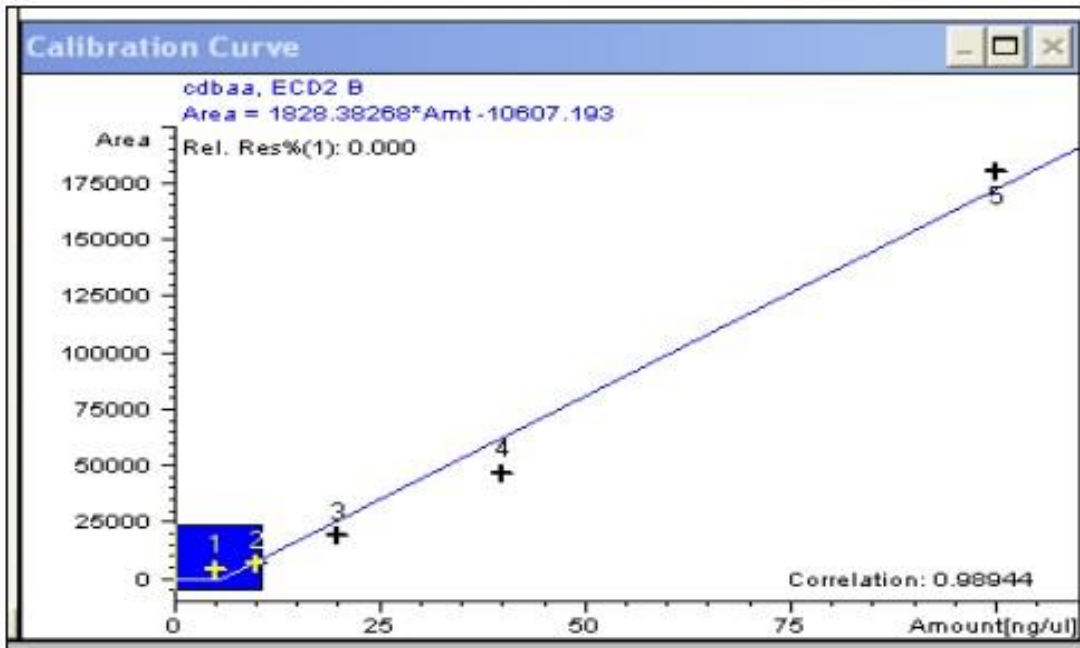
Şekil A.5: TCAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



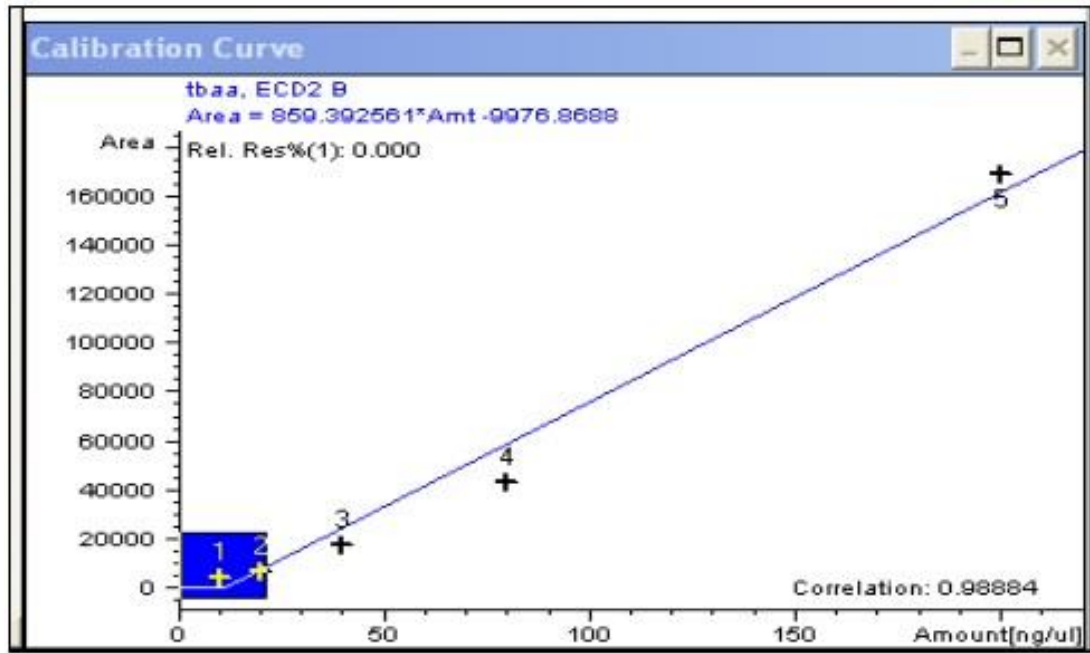
Şekil A.6: DBAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



Şekil A.7: BDCAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



Şekil A.8: CDBAA için GC-µECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.



Şekil A.9: TBAE için GC-μECD’de elde edilen kalibrasyon eğrisi.

ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Handan ATALAY
Doğum Tarihi ve Yeri : 07.01.1989 / Trabzon
E-posta : atalayha@itu.edu.tr

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2012, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü
- **Lisans** : 2013, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü (Çift Anadal)