

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BÜYÜKÇEKMECE GÖLÜ VE GÖLÜ BESLEYEN DERELERDE
İKİ FARKLI DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNÜNÜN
(THM VE NDMA) ÖNCÜ MADDELERİNİN ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
F.Büşra YAMAN**

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

Tez Danışmanı: Yrd.Doç.Dr.Elif PEHLİVANOĞLU MANTAŞ

EKİM 2010

**BÜYÜKÇEKMECE GÖLÜ VE GÖLÜ BESLEYEN DERELERDE
İKİ FARKLI DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNÜNÜN
(THM VE NDMA)ÖNCÜ MADDELERİNİN ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
F.Büşra YAMAN
(501081716)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13Eylül 2010
Tezin Savunulduğu Tarih : 11 Ekim 2010**

**Tez Danışmanı : Yrd.Doç.Dr.Elif PEHLİVANOĞLU
MANTAŞ (İTÜ)
Diğer Jüri Üyeleri : Prof.Dr. İsmail TORÖZ (İTÜ)
Prof.Dr.Miray BEKBÖLET (BÜ)**

EKİM 2010

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkılarından dolayı değerli hocalarım Yrd.Doç.Dr.Elif Pehlivanoglu Mantaş, Yrd.Doç.Dr.Esra Ateş Genceli ve Doç.Dr.Melike Gürel 'e, deneysel çalışmalarım sırasında yardımını esirgemeyen Arş.Gör.Dr.Esra Erdim, Arş.Gör.Egemen Aydın ,ve Arş.Gör.Emel Topuz'a ve deneyleri beraber yürüttüğümüz lisans öğrencisi Murat İpek'e teşekkürlerimi sunarım.

Ekim 2010

F.Büşra Yaman

(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	v
KISALTMALAR.....	ix
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY.....	xvii
1. GİRİŞ	1
1.1 Genel.....	1
1.2 Amaç ve Kapsam.....	4
2. SU KAYNAKLARINDA BULUNAN ORGANİK MADDELER	5
2.1 Genel Özellikleri	5
2.2 Doğal Organik Maddeler ve Fraksiyonlarının DYÜ Oluşumuna Etkisi	6
2.2.1 DYÜ ölçümünde yeni yaklaşımlar.....	9
2.2.2 Atıksuyun ve atıksu içindeki spesifik kirleticilerin DYÜ oluşumuna etkisi.....	11
3. ORGANİK MADDENİN KLORLA REAKSİYONU	13
3.1 Klorlama ve Klorlama Yan Ürünleri.....	13
3.2 Kloraminleme ve Kloraminleme Yan Ürünleri.....	14
3.3 Dezenfeksiyon Yan Ürününe Etki Eden Faktörler.....	16
3.3.1 pH.....	17
3.3.2 Sıcaklık	18
3.3.3 Temas süresi	19
3.3.4 Su arıtma işlemleri	20
3.3.5 Temas süresi	24
3.4 Trihalometan Oluşumu	24
3.5 N-Nitrosodimetilamin Oluşumu.....	26
4. BÜYÜKÇEKMECE HAVZASI.....	29
4.1 Havzanın Yapısı	29
4.1.1 Arazi kullanımı	33
4.1.2 Bitki örtüsü	33
4.1.3 Erezyon potansiyeli	34
4.1.4 İklim	34
4.1.5 Hidroloji.....	37
4.2 Büyükçekmece Havzasının İçme suyu Havzaları Koruma ve Kontrol Yönetmeliğine Göre Durumu	40
4.2.1 Endüstri.....	41
4.3 İstanbul Çevre Düzeni Planı	42
5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR	47

5.1 Numune Alma ve Koruma.....	47
5.2 Su Kalitesi Parametreleri.....	47
5.2.1 pH, sıcaklık ve çözülmüş oksijen ölçümü	47
5.2.2 Çözülmüş organik karbon (ÇOK) analizi.....	47
5.2.3 UV ₂₅₄ ölçümü	48
5.2.4 SUVA parametresi.....	49
5.2.5 Anyon ölçümleri	50
5.2.6 Bakiye klor ölçümleri.....	50
5.2.7 Trihalometan ölçümü	51
5.2.8 Alkalinite ölçümü	52
5.2.9 TKN ve amonyak ölçümleri	53
5.3 Klorlama Prosedürü	54
5.3.1 Klor dozlama çözeltisinin hazırlanması	54
5.3.2 Fosfat tampon çözeltisinin hazırlanması	54
5.3.3 Numunelerin klorlanması ve THM oluşum potansiyeli.....	55
5.4 NDMA Ölçümü	55
5.5 NDMAOP Ölçümü	57
6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI.....	59
6.1 Birinci Set Numunelere Ait Deney Sonuçları/Aralık	59
6.1.1 pH ve alkalinite sonuçları.....	59
6.1.2 Anyonların ölçüm sonuçları	59
6.1.3 TKN , NH ₃ -N,ÇOK ölçüm sonuçları	60
6.1.4 Bakiye klor ölçüm sonuçları.....	60
6.1.5 THMOP ölçüm sonuçları	61
6.1.6 NDMAOP ölçüm sonuçları	61
6.2 Numunelerdeki organik Azot ve NDMAOP Arasındaki İlişki	62
6.3 Numunelerdeki ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki.....	63
6.4 Numunelerdeki SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki	63
6.5 Numunelerdeki ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki.....	64
6.6 Numunelerdeki ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki.....	65
6.7 İkinci Set Numunelere Ait Deney Sonuçları /Mart.....	65
6.7.1 pH ve alkalinite sonuçları ölçüm sonuçları	65
6.7.2 Anyonların ölçüm sonuçları	66
6.7.3 TKN, Org-N, SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları	66
6.7.4 Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı....	67
6.7.5 NDMAOP ölçüm sonuçları	67
6.8 NDMAOP ve Organik Azot Arasındaki İlişki.....	67
6.9 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki	68
6.10 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki	68
6.11 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki.....	69
6.12 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki	70
6.13 Üçüncü Set Numunelere Ait Deney Sonuçları/Mayıs	70
6.13.1 NDMAOP ölçüm sonuçları	70
6.13.2 NDMAOP ölçüm sonuçları	71
6.13.3 TKN, Org-N, SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları	71
6.13.4 THMOP ölçüm sonuçları	71
6.13.5 NDMAOP ölçüm sonuçları	72
6.14 Org-N –NDMAOP Arasındaki İlişki	72
6.15 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki.....	73
6.16 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki	74

6.17 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki	74
6.18 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki.....	75
6.19 Dördüncü Set Numunelere Ait Deney Sonuçları /Temmuz	75
6.19.1 pH ve alkalinite sonuçları	75
6.19.2 Anyon ölçüm sonuçları.....	76
6.19.3 ÇOK, SUVA, TKN, UV ₂₅₄ Org-N,ölçüm sonuçları	76
6.19.4 Trihalomrtan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı...	77
6.19.5 NDMAOP ölçüm sonuçları	77
6.20 Org-N ve NDMAOP Arasındaki İlişki	78
6.21 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki	78
6.22 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki.....	79
6.23 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki	80
6.24 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki.....	80
7. DENEY SETLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI.....	83
7.1 ÇOK Değerlerinin Karşılaştırılması	83
7.2 SUVA Değerlerinin Karşılaştırılması.....	84
7.3 NDMAOP ve Org-N Değerlerinin Karşılaştırılması.....	84
7.4 THMOP Değerlerinin Karşılaştırılması.....	86
8. LİTERATÜR İLE KARŞILAŞTIRMA	89
9. GENEL YORUM VE SONUÇLAR.....	93
KAYNAKLAR.....	97
EKLER.....	109

KISALTMALAR

DOM	: Doğal Organik Madde
TOK	: Toplam Organik Karbon
DYÜ	: Dezenfeksiyon Yan Ürünü
ÇOK	: Çözülmüş Organik Karbon
THM	: Trihalometan
THMOP	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
HAAs	: Haloasetik Asitler
HA	: Hümkik Asit
HAN	: Haloasetonitril
NDMA	: Nitrosodimetilamin
NDMAOP	: Nitrosodimetilamin Oluşum Potansiyeli
Org-N	: Organik Azot
TOX	: Toplam Organik Halojenler
SUVA	: Spesifik Ultraviyole Absorbansı

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 3.1	: THM türleri (Matamoros ve diğ., 2007)	26
Çizelge 4.1	: İstanbul'un su kaynakları ve verimleri (İSKİ, 2007)	31
Çizelge 4.2	: Büyükçekmece Havzası'ndaki yerleşimlerin nüfusları (Şanlısoy,2002) ..	32
Çizelge 4.3	: Devlet Meteoroloji İşleri'nin Florya istasyonu için meteorolojik veriler	35
Çizelge 4.4	: Toplam yağış verileri (İstanbul – Florya)	36
Çizelge 4.5	: İstanbul'un su kaynaklarının en kötüden en iyiye doğru sınıflandırılması.....	40
Çizelge 4.6	: Havzadaki endüstriyel tesislerin dağılımı	41
Çizelge 4.7	: Koruma kuşaklarına göre sanayi tesislerinin dağılımı	42
Çizelge 4.8	: İstanbul'un içmesuyu arıtma tesisleri (İSK, 2010)	45
Çizelge 4.9	: İstanbul su kalitesi raporu Ocak 2010 (İSKİ, 2010)	46
Çizelge 5.1	: TOK cihazı genel özellikleri	48
Çizelge 5.2	: UV görünür spektrofotometre cihazı teknik özellikleri	49
Çizelge 5.3	: Dionex IC-1500 teknik özellikleri	50
Çizelge 5.4	: Scinco SV-1141 vis-spektrofotometre teknik özellikleri	51
Çizelge 5.5	: Agilent 6890N model GC µECD cihazının teknik özellikleri.....	52
Çizelge 5.6	: NH ₃ –N konsantrasyonu-numune hacmi	53
Çizelge 5.7	: UPLC için gradient programı	56
Çizelge 5.8	: NDMA ve d6-NDMA için MS/MS ölçüm şartları	56
Çizelge 6.1	: pH ve alkalinite değerleri	59
Çizelge 6.2	: Anyon ölçüm sonuçları	60
Çizelge 6.3	: TKN, Org-N,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları	60
Çizelge 6.4	: Bakiye klor ölçüm sonuçları.....	61
Çizelge 6.5	: Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.....	61
Çizelge 6.6	: NDMAOP ölçüm sonuçları	62
Çizelge 6.7	: pH ve alkalinite değerleri	65
Çizelge 6.8	: Anyon ölçüm sonuçları	66
Çizelge 6.9	: TKN, Org-N ,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları	66
Çizelge 6.10	: Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.....	67
Çizelge 6.11	: NDMAOP ölçüm sonuçları	67
Çizelge 6.12	: pH ve alkalinite değerleri	70
Çizelge 6.13	: Anyon ölçüm sonuçları	71
Çizelge 6.14	: TKN, Org-N ,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları	71
Çizelge 6.15	: Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.....	72
Çizelge 6.16	: NDMAOP ölçüm sonuçları	72
Çizelge 6.17	: pH ve alkalinite değerleri	76
Çizelge 6.18	: Anyon ölçüm sonuçları	76
Çizelge 6.19	: TKN, Org-N , SUVA,ÇOK,UV ₂₅₄ ölçüm sonuçları	77
Çizelge 6.20	: Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.....	77
Çizelge 6.21	: NDMAOP ölçüm sonuçları	77
Çizelge 7.1	: ÇOK değerlerinin karşılaştırılması	84

Çizelge 7.2 : SUVA değerlerinin karşılaştırılması	84
Çizelge 7.3 : NDMAOP değerlerinin karşılaştırılması	85
Çizelge 7.4 : Org-N değerlerinin karşılaştırılması	85
Çizelge 7.5 : THMOP değerlerinin karşılaştırılması	87
Çizelge 8.1 : Büyükçekmece ham su numunesi için çeşitli çalışmalarla elde edilen THMOP ve ÇOK sonuçlarının karşılaştırılması	89
Çizelge A1 : NDMA ve öncü maddelerinin içme sularında, atıksularda ve çevresel sularda konsantrasyonları.....	109

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 4.1	: İstanbul'un yüzeysel su kaynaklarının havzaları (Kucukmehmetoglu ve Geymen, 2008)	29
Şekil 4.2	: Büyükçekmece Havzası (Moroğlu, 2001).....	30
Şekil 4.3	: Büyükçekmece Havzası'ndan geçen karayolları.....	31
Şekil 4.4	: Arazi kullanımındaki değişimler (Maktav ve Erbek, 2005).....	34
Şekil 4.5	: Orman alanlarının havzalardaki koruma kuşaklarına göre dağılımı.....	35
Şekil 4.6	: İstanbul'da ortalama yıllık yağış dağılımı (Demirci, 2001).....	36
Şekil 4.7	: Florya İstasyonu'nda yıllık toplam yağış dağılımı (DMİ, 2009)	38
Şekil 4.8	: Büyükçekmece Havzası'ndaki dereler.....	43
Şekil 4.9	: Çevre düzeni planı'nın Büyükçekmece Havzasını içeren kısım	44
Şekil 4.10	: Büyükçekmece içmesuyu arıtma tesisi yerleşim planı	47
Şekil 6.1	: Numunelerdeki organik Azot - NDMAOP arasındaki ilişki.....	62
Şekil 6.2	: Numunelerdeki ÇOK- NDMAOP arasındaki ilişki.....	63
Şekil 6.3	: Numunelerdeki SUVA - NDMAOP arasındaki ilişki.....	64
Şekil 6.4	: Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki	64
Şekil 6.5	: Numunelerdeki SUVA - THMOP arasındaki ilişki.....	65
Şekil 6.6	: Numunelerdeki organik Azot - NDMAOP arasındaki ilişki.....	68
Şekil 6.7	: Numunelerdeki ÇOK -NDMAOP arasındaki ilişki.....	68
Şekil 6.8	: Numunelerdeki SUVA - NDMAOP arasındaki ilişki.....	69
Şekil 6.9	: Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki	69
Şekil 6.10	: Numunelerdeki SUVA - THMOP arasındaki ilişki.....	70
Şekil 6.11	: Numunelerdeki Org-N -NDMAOP arasındaki ilişki	72
Şekil 6.12	: Numunelerdeki ÇOK - NDMAOP arasındaki ilişki	73
Şekil 6.13	: Numunelerdeki SUVA - NDMAOP arasındaki ilişki.....	74
Şekil 6.14	: Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki	74
Şekil 6.15	: Numunelerdeki SUVA - THMOP arasındaki ilişki.....	75
Şekil 6.16	: Numunelerdeki Org-N - NDMAOP arasındaki ilişki	78
Şekil 6.17	: Numunelerdeki ÇOK- NDMAOP arasındaki ilişki.....	78
Şekil 6.18	: Numunelerdeki SUVA - NDMAOP arasındaki ilişki.....	79
Şekil 6.19	: Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki.....	79
Şekil 6.20	: Numunelerdeki SUVA- THMOP arasındaki ilişki.....	80

BÜYÜKÇEKMECE GÖLÜ VE GÖLÜ BESLEYEN DERELERDE İKİ FARKLI DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNÜNÜN (THM VE NDMA) ÖNCÜ MADDELERİNİN ARAŞTIRILMASI

ÖZET

Dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) olarak tanımlanan kimyasal maddeler içme sularındaki hastalık yapıcı mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesi için kullanılan dezenfeksiyon işlemi sırasında oluşan maddeler olup kullanılan dezenfektana bağlı olarak halojenlenmiş ya da halojenlenmemiş çeşitli maddeleri içermektedir. Halojenlenmiş olan dezenfeksiyon yan ürünlerinden en çok bilinen ve hakkında en çok araştırma yapılmış olanlar Trihalometanlar (THM) olup özellikle doğal organik madde (DOM) konsantrasyonunun yüksek olduğu suların klorlanması sonucunda önemli miktarlarda ortaya çıkmaktadır. Kanserojen maddeler olan THM'lerin konsantrasyonlarının azaltılması için ya suda bulunan THM öncü bileşiklerinin giderilmesi ya da farklı bir dezenfektan kullanılması gerekmektedir. Dezenfeksiyon için klorlama yerine kloraminlerin kullanılması hem THM oluşumunu azaltıp hem de suda bakiye klor bulunmasını sağladığından içme suyu şebekelerinde sızma olması durumunda bile halk sağlığını korumaktadır. Kloraminleme her ne kadar THM oluşumunu azaltsa da bir diğer dezenfeksiyon yan ürünü olan N-nitrosodimetilamin (NDMA) oluşumuna sebep olabilmektedir. NDMA, dezenfeksiyon yan ürünü olarak son beş yılda fark edilmiş olup kanserojen özelliği THM'lerden daha yüksektir. DOM'lerin THM'lere benzer şekilde NDMA için de öncü maddeleri olarak önemli rol oynadığı düşünülmekle birlikte, şimdiye kadar yapılan çalışmalar NDMA öncü maddesi olarak çözünmüş azot bileşiklerinin önemini ortaya koymuştur.

Ülkemizde, içme suyu kaynaklarında THM oluşum potansiyeli ile ilgili son yıllarda çok miktarda araştırma yapılmış ve yapılmakta olmasına rağmen, henüz NDMA ya da NDMA öncü maddeleri ile ilgili bir çalışma bulunmamaktadır. Bu yüzden bu tez çalışmasında bir içme suyu havzası olan Büyükçekmece Havzası'nda, THM, NDMA ve bu iki DYÜ'nün oluşma potansiyelleri ile ilgili mevcut durumun ortaya konması hedeflenmiştir. Ayrıca, bu çalışma ile Türkiye'de daha önce hakkında hiç araştırma yapılmamış ve dünyada da yeni yeni araştırılmaya başlanmış bir konu olan yeni dezenfeksiyon yan ürünlerinden NDMA hakkında dünya literatürüne katkı sağlayacak veriler elde edilmiştir.

OCCURENCE OF PRECURSORS OF TWO DISINFECTION BYPRODUCTS (THM and NDMA) IN BÜYÜKÇEKMECE LAKE AND LAKE SIDE

SUMMARY

Disinfection byproducts (DBPs) are chemicals that form during disinfection of drinking water to remove pathogens and this group of compounds includes both halogenated and non-halogenated compounds depending on the disinfectant used. Trihalomethanes (THM) are the best known halogenated disinfection byproducts on which the most research has been conducted. THM are carcinogenic and they may reach high concentrations during chlorination of drinking water which contains high natural organic matter (NOM) concentration. There are two options to decrease the concentration of THM. The first option is to remove the THM precursors from the drinking water and the second option is employing a different disinfectant. Use of chloramination instead of chlorination provides two benefits. The first benefit is the decrease in THM concentrations. The second benefit is the protection of public health in case of a leakage in the distribution system due to the presence of residual chlorine in the system. Although chloramination of water decreases the concentration of THM, it may lead to the formation of another DBP, namely, N-nitrosodimethylamine (NDMA). NDMA as a disinfection byproduct has been discovered in recent years and it is more carcinogenic than THM. Similar to its role as THM precursors, NOM probably plays an important role as NDMA precursors as well, however, studies up-to-date indicate the significance of dissolved organic nitrogen species as the main precursors of NDMA.

Although several important studies have been carried out on THM formation in Turkey, no research about NDMA or NDMA formation potential exists. Therefore, this thesis study will comprise an occurrence study about THM, NDMA and their precursors in a drinking water watershed, namely Büyükçekmece Watershed.

Moreover, data about NDMA as a disinfection byproduct on which very little and no studies exist in the world and in Turkey, respectively, have been gathered and these data are a valuable contribution to the literature.

1. GİRİŞ

1.1 Genel

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 (DYÜ) oluşmaktadır. DYÜ ise bazı yeni riskler yaratmaktadır. Dünyadaki sağlık örgütleri tarafından DYÜ'lerinin kanserojen olduğu tesbit 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. American Water Works Association tarafından yapılan çalışmada araştırılan içme suyu arıtma tesislerinin %20'sinde dezenfeksiyon amacıyla kloramonyak işleminin yapıldığı ortaya çıkmıştır. (Luo, 2006). Ülkemizde şu anda kloraminleme kullanılsa 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. Ayrıca ozonlama sonucunda NDMA oluşumu ile ilgili yeni tarihlerde yapılmış çalışmalar da bulunmaktadır (Andrzejewski ve diğ., 2007; Schmidt ve Brauch, 2008; Oya ve diğ., 2008). Bu sebeple ileride içme suyu arıtma tesislerinde kloraminle işlem yapılma ihtimali olduğundan bu durum ile ilgili bir değerlendirme yapmak da önem kazanmıştır.

Hali hazırda DYÜ'nün bazıları için içme suyu standartları mevcut olmakla birlikte çoğu DYÜ'nün standardı yoktur ve bu standartların belirlenebilmesi daha fazla

bilgiyi gerektirmektedir. Örneğin Amerika Birleşik Devletlerinde THM, HAA ve bromat için sırasıyla 80µg/L, 60 µg/L ve 10 µg/L standartları mevcuttur ama HAN, Halopikrinler, klorat ve NDMA için bir standart mevcut değildir. Türkiye’de ise ‘İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik’ ile THM konsantrasyonu 100 µg/L, bromat konsantrasyonu ise 10 µg/L ile sınırlandırılmıştır (İTASHY, 2005). İçme suyu dezenfeksiyonunda en önemli nokta, halkın hem istenmeyen DYÜ etkilerinden hem de suyla bulaşan hastalıklardan korunmasını sağlayacak önlemler alınmasıdır. Bu sebepten dolayı, şu anda Türkiye’de uygulanmamakla birlikte Amerika Birleşik Devletleri’nde birçok yerde suyun dezenfeksiyonu için serbest klor yerine kloraminlerin kullanılmasına geçilmiştir. Kloraminlerin kullanılması ya da amonyak içeren suların klorlanması sırasında ise NDMA önemli bir DYÜ olarak karşımıza çıkmaktadır.

Nitrosaminlerin çoğu kanserojen, mutajen ve teratojen etki göstermektedir (Loeppky, 1994) ve nitrosaminler içinde en zararlı olanlarından olan N-Nitrosodimetilamin çevrede en çok rastlanılan nitrosamin türüdür. NDMA, USEPA tarafından ‘kanserojen olması muhtemel’ olarak sınıflandırılmış olmasına rağmen NDMA’nın çok yakın bir zamana kadar DYÜ olarak bilinmemesi çoğu ülkede NDMA için içme suyu standardının daha mevcut olmamasına yol açmıştır. NDMA ile ilgili son zamanlarda ortaya çıkan verilerden ve halk sağlığı ile ilgili endişelerden dolayı ABD’de Kaliforniya Eyaleti’nde aksiyon/önlem seviyesi olarak 10 ppt konulmuştur (Url-1,2009). NDMA ile ilgili yürürlükte olan standartların olduğu diğer bir ülke de Kanada olup 1992’de maksimum izin verilebilir konsantrasyon olarak 9 ng/L belirlenmiştir (Url-2,2010). Ayrıca, Arizona’da ‘Arizona Department of Environmental Quality’ (AzDEQ) NDMA’yı deşarj izinleri için izlenen parametreler listesine almıştır. Kronik olarak solunum ve sindirim yoluyla maruz kalma durumunda NDMA’nın karaciğer ve böbrek tümörlerini arttırdığı tespit edilmiş ve NDMA ile ilgili hayvanlar üzerinde yürütülen çalışmalarda NDMA’nın kanserojen olduğu ortaya konulmuştur (Url-3,2009). İnsan sağlığı üzerindeki etkileri ile ilgili yeterli veri bulunmamakla birlikte USEPA Integrated Risk Information Services 1/1000000 kanser riski yaratacak NDMA konsantrasyonunu 0,7 ng/L (Url-4,2010) olarak; The Office of Environmental Health Hazard Assessment (Url-5,2010) ise 0.002 ppb (2 ng/L) (Url-5,2010) olarak belirlemiştir. Bu da NDMA’nın, eskiden kanserojen olduğu düşünülen kloroform gibi, diğer DYÜ’den farklı olarak içme sularında bulunduğu konsantrasyonda tehlike yaratacağını ortaya koymaktadır (Url-

4,2010; Charrois ve diğ., 2007). Çeşitli epidemiyolojik çalışmalar sonunda içme suyunda bulunan DYÜ'lere maruz kalma sonucunda mesane kanserine yakalanma (Villanueva ve diğ., 2004) ya da üreme yolları ile ilgili hastalıkların (Nieuwenhuijsen ve diğ., 2000) riskinin arttığı ortaya konmuştur. NDMA'nın etki mekanizmasının araştırıldığı çalışmalarda da insanlarda ve kemirgenlerde NDMA'nın etki bölgesinin mesane olduğu belirlenmiştir (IARC, 1978; Shank ve Magee, 1981). Mesane kanseri ve DYÜ arasındaki ilişki ile NDMA'nın mesaneyi etkiliyor olması DYÜ ve kanser arasındaki ilişkinin incelenmesi açısından NDMA'yı THM ve HAA gibi diğer DYÜ'den daha ilginç kılmaktadır.

NDMA'nın DYÜ olarak tanımlanması yeni olmasına rağmen (Mitch ve Sedlak, 2002a; Mitch ve diğ., 2003), NDMA'nın peynir, soya yağı, et ürünleri ve konserve meyveler gibi gıda maddelerinde ve bira gibi içeceklerde de bulunduğu bilinmektedir (Mitch ve diğ., 2003). Ayrıca NDMA, sıvı roket yakıtı olan 1,1-dimethylhydrazine (UDMH) üretiminde ve bazı endüstriyel proseslerde antioksidan, yumuşatıcı ya da plastikleştirici olarak da kullanılmaktadır. NDMA, bu maddeyi içeren bromasil, benazolin, 2,4-D, dicamba, MCPA, ve mecoprop gibi pestisitlerin kullanılması sonucunda çevreye yayılabilmektedir (Url-6,2010).

Türkiye'de dezenfeksiyon yan ürünleri ile ilgili çalışmalar 2000'lerin başından beri hızlanmıştır. Bunda hem analitik tekniklerin gelişimi ve daha ulaşılabilir olması hem de içme suyuna getirilen sınırlamalar rol oynamaktadır. Dezenfeksiyon yan ürünleriyle ilgili en büyük problemlerden biri, herhangi bir DYÜ miktarının diğer yan ürünlerin varlığının da göstergesi olup olmadığının tam olarak bilinmemesidir. Bu sebeple, yasal olarak kontrol altında tutulan THM'ler ile hakkında yeni yeni araştırma yapılan NDMA'nın oluşumunun karşılaştırmalı olarak incelenmesi neticesinde Türkiye ve dünyada bu konudaki bilgi eksikliği kapatılacak ve bu iki dezenfeksiyon yan ürününün oluşum mekanizmaları çok farklı olduğundan dezenfeksiyon için bir optimizasyon da geliştirilebilecektir.

Dezenfeksiyon için klor ve kloramin kullanımı durumunda THM ve NDMA oluşumunun karşılaştırmalı olarak incelenmesi konusunda yapılmış olan literatür çalışması Bölüm 3'de verilmiştir.

1.2 Amaç ve Kapsam

İçme sularındaki hastalık yapıcı mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesi için kullanılan dezenfeksiyon işlemi kullanılan dezenfektana bağlı olarak birçok dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) oluşturabilmektedir. Dezenfeksiyon yan ürünleri ile ilgili en büyük problemlerden biri, herhangi bir DYÜ miktarının diğer yan ürünlerin varlığının da göstergesi olup olmadığının tam olarak bilinmemesidir. Bu bağlamda iki dezenfeksiyon yan ürünün karşılaştırmalı inceleneceği bir proje kapsamında, bu çalışmada kullanılan dezenfeksiyon yöntemine bağlı olarak oluşan dezenfeksiyon yan ürünlerinden THM'lerin ve NDMA'nin ve bunların öncü maddelerinin miktarlarının (THM Oluşma Potansiyeli-THMOP ve NDMA Oluşma Potansiyeli NDMAOP) araştırılması öngörülmektedir.

Projede çalışma alanı olarak Büyükçekmece Gölü Havzası seçilmiştir. Büyükçekmece Gölü Havzası, Trakya yarımadasının güneyinde, Marmara denizi kıyısında yer almaktadır. Doğusunda Küçükçekmece Gölü, kuzeyinde Terkos içmesuyu havzası, batısında Tekirdağ ili ve güneyinde Marmara Denizi bulunmaktadır. Havza içinde Silivri, Büyükçekmece ve Çatalca ilçeleri'ne ait yerleşim yerleri mevcuttur. Bu yerleşim yerlerinin varlığının dezenfeksiyon yan ürünlerinin miktarına katkıda bulunacağı düşünülmektedir. Numuneler hem Büyükçekmece Gölü'nden hem de gölü besleyen derelerden alınmıştır.

DOM ve evsel ve endüstriyel atıksu içindeki organik maddeler, DYÜ öncü maddeleri olabildiğinden havzanın hem daha az kirlenmiş noktalarından hem de atık su deşarjından şüphelenilen noktalardan numune alınacaktır. Böylece, Büyükçekmece Gölü'ne gelen dereler arasında DYÜ öncü maddesi açısından bir ya da birkaç derenin daha önemli olduğu ortaya çıkarsa, nerelerde önlem alınması gerektiği belirlenmiş olacaktır ve havzadaki mevcut durum tesbit edilecektir. Projede THM ve THM'in öncü maddelerinin yanı sıra su kalitesi ile DYÜ ilişkisini ortaya koymak amacıyla çeşitli su kalite parametreleri de incelenecektir.

2. SU KAYNAKLARINDA BULUNAN ORGANİK MADDELER

2.1 Genel Özellikleri

Doğal organik maddeler çoğunlukla 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 (Korth ve diğ., 2004).

Farklı DOM fraksiyonları farklı miktarlarda DYÜ öncü maddesi içerebilir. Ayrıca fraksiyonların arıtılabilirlik (koagülasyon ile giderimi, koagulan ihtiyacı, klor ve ozon reaktivitesi vb.) özellikleri de farklılık gösterebilir (Fabris, 2008). Bu yüzden DOM'in yapısının incelenmesi içme suyunda bulunan ya da oluşabilecek DYÜ açısından önemlidir.

DOM'nin yapısının araştırılmasında en çok kullanılan yöntem DOM'nin çeşitli adsorbanlar kullanılarak fraksiyonlarına ayrılmasıdır (Leenheer, 1981; Ma ve diğ., 2001; Leenheer ve Croue, 2003; Leenheer, 2004). Moleküler ağırlık dağılımının incelenmesi de DOM yapısını araştırmada kullanılan diğer önemli yöntemlerdir. Ayrıca SUVA parametresi de suyun hidrofilik, hidrofobik ve aromatik özelliklerini ortaya koymakta kullanılan bir parametredir.

Fraksiyonlara ayrılan DOM'nin organik madde içeriği TOK cinsinden ölçülürken, bu fraksiyonlardaki DYÜ öncü maddesi konsantrasyonu da bu fraksiyonların klorlanması ve/veya kloraminlenmesi ile ölçülür (Uyak ve Toröz, 2007; Ateş ve diğ., 2007; Kitis ve diğ., 2002; Mitch ve diğ., 2003; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2008). DOM'nin yapısı kesin olarak ortaya konulamamakla birlikte yapısı ve içerdiği fraksiyonlar hakkında yapılmış çeşitli araştırmalar mevcuttur (Kitis ve diğ., 2001). Çeşitli organik bileşiklerin toplamı olan DOM' un, DYÜ öncü maddesi olarak rolü ile ilgili olarak DOM içeren suların dezenfeksiyon sırasında oluşan halojene olmuş DYÜ'nün kanserojenik ve toksik özellikleri hakkında çeşitli araştırmalar yapılmıştır (Bull, 2001, Stevens ve diğ., 1976; Christman ve diğ., 1983; Gang ve diğ.,

2003; Luo, 2006, Fabris, 2008). Ayrıca DYÜ'nün yapısı ve suyun içerdiği DOM arasındaki ilişki de araştırılmış olup bu araştırmalarla DYÜ giderimini arttırmak ya da oluşumunu azaltmak amaçlanmıştır. DOM fraksiyonlarının DYÜ öncü maddesi olarak davranışına bakıldığında çalışmaların hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonların THM ve HAA oluşurması üzerine yoğunlaştırıldığı görülmektedir.

2.2 Doğal Organik Maddeler ve Fraksiyonlarının DYÜ Oluşumuna Etkisi

Doğal organik maddeler çoğunlukla ölü bitki ve hayvan kalıntılarından oluşur. DOM genellikle Toplam Organik Karbon (TOK) ya da (Çözülmüş 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 artış gözlenmekte olup küresel ısınma nedeniyle bu sonucun ortaya çıktığı düşünülmektedir (Korth ve diğ., 2004). Doğal organik maddeler klorlama ya da kloraminleme işlemine tabi tutulan içme sularında dezenfeksiyon yan ürünü oluşumuna yol açan organik öncü maddelerin temel kaynağıdır. Potansiyel tehlike taşıyan dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumu ve kontrolünün en iyi şekilde yapılabilmesi doğal organik maddelerin klor ve kloramin gibi dezenfektanlarla reaktivitesinin anlaşılması ile mümkün olur. DOM'nin yapısı kesin olarak ortaya konulamamakla birlikte yapısı ve içerdiği fraksiyonlar hakkında yapılmış çeşitli araştırmalar mevcuttur (Kitis ve diğ., 2001). Farklı organik bileşiklerin toplamı olan DOM'nin, DYÜ öncü maddesi olarak rolü hakkında çeşitli araştırmalar yapılmış ve bunların kanserojenik ve toksik özellikleri ile ilgili bulgular elde edilmiştir (Bull, 2001; Stevens ve diğ., 1976; Christman ve diğ., 1983; Gang ve diğ., 2003; Luo, 2006; Fabris ve diğ., 2008). Sularda bulunan DOM'nin 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. Fraksiyonlara ayrılan DOM'nin organik madde içeriği TOK cinsinden ölçülürken, bu fraksiyonlardaki DYÜ öncü maddesi konsantrasyonunda bu fraksiyonların klorlanması ve/veya kloraminlenmesi ile ölçülmektedir (Kitis ve diğ., 2002; Mitch ve diğ., 2003; Uyak ve Toröz, 2007; Ates ve diğ., 2007a, 2007b, 2007; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2008).

DOM'nin yapısının araştırılmasında en çok kullanılan yöntem DOM'nin çeşitli adsorbanlar kullanılarak fraksiyonlarına ayrılmasıdır (Leenheer, 1981, 2004; Ma ve diğ., 2001; Leenheer ve Croue, 2003). Doğal organik maddeler, sentetik reçinelere (XAD-8, XAD-4, C18 gibi) adsorpsiyon seçiciliklerine göre farklı hidrofobik davranış (hidrofobik, transfilik ve hidrofilik gibi) gruplarına ayrılır. Genel olarak hidrofobik fraksiyon aromatik karbon, fenolik yapılar ve konjüge çift bağlara sahip yüksek molekül ağırlıklı maddelerden oluşur; hidrofilik kısım ise alifatik karbondan oluşan düşük molekül ağırlıklı fraksiyonu içermektedir (Chowdhury ve diğ., 2009). Ama DOM fraksiyonlarının Fourier Transform Infrared (FTIR) analizi ile incelenmesi sonucunda hidrofobik organiklerin de alifatik yapılardan oluştuğu ortaya çıkmıştır (Zhang ve diğ., 2009). Hidrofobik DOM'lerin, hidrofilik DOM'lerden daha fazla DYÜ oluşturma potansiyeline sahip olduğu bilinmektedir (Stevens ve diğ., 1976; Christman ve diğ., 1983; Kitis ve diğ., 2002; Gang ve diğ., 2003; Liang ve Singer, 2003; Wu ve diğ., 2003; Chen ve diğ., 2008). Bununla birlikte hidrofilik doğal organik maddeler, özellikle düşük hümitik içerikli sularda dezenfeksiyon yan ürünü oluşumuna katkıda bulunur (Hua ve Reckhow, 2007; Kitis ve diğ., 2002). Ayrıca arıtma tesislerinden izole edilerek elde edilen doğal organik madde fraksiyonları üzerinde yürütülen çalışmalarda, hidrofilik asit fraksiyonunun THM oluşumunda en reaktif öncü madde olduğu tespit edilmiştir (Marhaba ve Van, 2000). Doğal organik madde fraksiyonları ve dezenfeksiyon yan ürünleri oluşum mekanizması arasındaki ilişkiyi araştırmak üzere yapılmış yeni bir çalışmada, klorlama prosesinde, organik asitlerin C-O bağları ve doymamış yapıları dolayısıyla THM oluşumunda baskın öncü madde olduğu öne sürülmüştür (Hua ve diğ., 2007). Organik maddelerin fraksiyonasyonu için kullanılan diğer bir yöntem ise ultrafiltrasyon (UF), olup doğal organik maddelerin farklı moleküler ağırlıklı fraksiyonlarına ayrılması için kullanılmaktadır. DOM içindeki düşük ve yüksek moleküler ağırlıklı organik maddelerin miktarlarının bilinmesi, içme suyu arıtımında DOM'nin koagülasyon ya da diğer yöntemler ile optimum giderim koşullarının belirlenmesine yardımcı olabilir (Chow ve diğ., 2006). Çünkü yüksek moleküler ağırlığa sahip hidrofobik fraksiyonlar, koagülasyon ile yüksek verimle giderilebilmesine rağmen düşük molekül ağırlıklı hidrofilik fraksiyon neredeyse yüksüz olduğu için koagülasyon ile giderimi çok yüksek değildir ve koagülasyon sonrası suda kalacak ÇOK'nin miktarının iyi bir göstergesidir (Sharp ve diğ., 2006; Mergen ve diğ., 2008). 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 (Hua ve Reckhow, 2007; Kitis ve diğ., 2002).

5 farklı su kaynağından alınan numunelerde XAD reçineleri ve ultrafiltrasyon membranları kullanılarak yapılan fraksiyonlarına ayırma ve her fraksiyonun klorlanma ve kloraminlenmesi sonucunda ölçülen spesifik dezenfeksiyon yan ürünlerinin klor eşdeğeri konsantrasyonları toplamının TOX ile farkı olarak tanımlanan “bilinmeyen TOX”un, hidrofilik ve düşük moleküler ağırlıklı (<0,5 kDa) öncü maddelere kıyasla hidrofobik ve yüksek moleküler ağırlıklı (>0,5 kDa) öncü maddelerce oluştuğu ortaya konmuştur (Hua ve Reckhow, 2007). XAD reçine ve UF teknikleri ile doğal organik maddenin fraksiyonlarına ayrılması ile ilgili yürütülen benzer çalışmalarda coğrafik etkenlerin de fraksiyon dağılımında etkili olduğu ve THM oluşumuna yol açan etken öncü maddelerin hidrofobik asitlerden oluştuğu belirtilmiştir (Wei ve diğ., 2008a, 2008b).

Yüzeysel sularda bulunan ÇOK ve NDMA oluşturma potansiyeli arasındaki ilişkinin belirlenmesi için yapılan kısıtlı sayıdaki çalışmada, ÇOK ve NDMA oluşumu arasında bir ilişki olabileceği ortaya konmuş olmakla birlikte bu ilişkinin sadece incelenen suya özgü olup olmadığı ve genelleştirilip genelleştirilemeyeceği belli değildir (Gerecke ve Sedlak, 2003). Bir başka çalışmada da bu iki parametre arasında orta seviyede bir ilişki bulunmuştur (Luo, 2006). Bu ilişkinin çok kuvvetli olmamasının sebebi DOM’nin ölçülmesinde kullanılan ÇOK parametresinin kolektif bir parametre olması ve NDMA’nın oluşmasında önemli rol oynayan organik azot bileşiklerini değil, toplam organik maddeleri ifade etmesidir (Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006b)

NDMA azot içeren bir DYÜ olduğu ve NDMA’nın öncü maddeleri de organik azot içeren bileşikler olduğu için, NDMA oluşumunun çözünmüş organik azot (ÇOA) ile ilişkilendirilmesi daha doğru olacaktır. Suda bulunan ÇOK/ÇOA oranı NDMA oluşum potansiyelini kabaca tahmin etmek amacıyla kullanılabileceği gibi amino şeker/aromatik oranı ile de NDMA oluşum potansiyeli arasında pozitif bir korelasyon mevcuttur (Lee ve diğ., 2007b). NDMA öncü maddeleri ve çözünmüş organik azot (ÇOA) formları arasındaki bağlantının incelendiği bir çalışmada, hidrofilik/hidrofobik karakterizasyon bakımından ÇOA ve NDMA öncü maddelerinin aynı yapıda olmadığı ve ÇOA’nın hidrofilik kısmının hidrofobik

COA'dan daha çok NDMA öncü maddesi içerdiği ortaya konmuştur (Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2008). Benzer şekilde ÇOM'nin hidrofobik kısmının çok düşük NDMA oluşturma potansiyeli taşıdığı da belirlenmiştir (Lee ve diğ., 2007b).

Çözünmüş organik azot fraksiyonlamaya özgü yeni geliştirilen doğal organik madde fraksiyonlarına ayırma metodu, organik azotun DOM'lerde en çok protein ve amino asitlerde olduğu kabul edilerek geliştirilmiştir (Leenheer ve diğ., 2007). Bu yöntemin diğer DOM fraksiyonasyonlarından en büyük farkı pH>10'da makro porlu stiren/divinilbenzen XAD-1 ve XAD-4 reçineler kullanarak organik azotça zengin maddelerin bu reçinelerde tutulmasını sağlamasıdır. Bu metod ile yapılan çalışmalar NDMA'nın sadece azotça zengin (DOC/DON < 20 mg/mg) numunelerde (özellikle arıtılmış atıksu kaynağından izole edilenlerde) oluştuğu gözlenmiştir (Dotson ve diğ., 2009). Kolloidal ÇOM'ler ve diğer azotça zengin fraksiyonlar, hidrofobik ÇOM'lere göre daha yüksek NDMA oluşturmaktadır (Lee ve diğ., 2007b).

NDMA öncü maddesi olan organik azota ilave olarak suda bulunan inorganik azot da NDMA oluşumunu etkileyebilmektedir. Ortamda aynı miktarlarda diuron, azot ve klor bulunurken, ilave edilen azot türleri sırasıyla nitrit < nitrat < amonyak olmak üzere NDMA oluşumunu artırmaktadır (Chen ve Young, 2009).

2.2.1 DYÜ ölçümünde yeni yaklaşımlar

Su kalitesi yönetiminde en önemli problemlerden bir tanesi suyun kalitesinin izlenmesi için hızlı ve ucuz parametrelere ihtiyaç duyulmasıdır. 254 nm'deki UV absorbansının TOK ve THM oluşum potansiyelini belirlemek için kullanılması (Edzwald ve diğ., 1985) kabul görmüş bir yaklaşımdır. DYÜ oluşumu ile ilişki kurulmaya çalışılan parametrelerden biri de Spesifik UV absorpsiyonudur (SUVA). SUVA sudaki aromatik yapının bir göstergesi olup suyun hidrofilik, hidrofobik ve aromatik özelliklerini ortaya koymakta kullanılan bir parametredir. SUVA₂₅₄ parametresinin 4'ten büyük olması suda hümik maddeleri gösterir ve bu da yüksek hidrofobikliğin ve yüksek moleküler ağırlığın bir göstergesidir (Bekbolet ve diğ., 2005). Bazı durumlarda SUVA₂₅₄ parametresi sudaki THM ve HAA oluşumu ile ilişkilendirilmiştir (Kitis ve diğ., 2002). Buna karşın bazı çalışmalarda ise SUVA ve THM oluşumu arasında bir ilişki bulunamamış ve bundan SUVA'nın düşük SUVA'lı sularda DOM'nin DYÜ öncü maddesi olan kısımlarını temsil etmediği sonucuna varılmıştır (Ates ve diğ., 2007b, 2007). Kimi çalışmalarda, fraksiyonlarına ayrılmış DOM için organik madde yüzdesi, UV₂₅₄ ve SUVA₂₅₄ yüzdesi gibi parametrelerin

tanımlarının, doğal organik maddeler arasındaki farklılıkları ortaya koymada spesifik trihalometan oluşum potansiyeli parametresinden daha temsil edici olduğu öne sürülmüştür (Wei ve diğ., 2008b). Bazı çalışmalarda ise ÇOM'lerin klorlanması ya da kloraminlenmesi durumunda oluşan kloroform verimini tahmin etmek için ÇOK ve SUVA parametrelerinin aynı değerde olmadığı ve SUVA'nın ÇOK ve ÇOA parametrelerinden veya ÇOK/ÇOA oranından daha iyi bir parametre olduğunu öne sürülmektedir (Lee ve diğ., 2007b). Buna karşın, SUVA parametresi ile THM oluşumu arasında iyi bir korelasyon olmadığını ortaya koyan çalışmalar da mevcuttur (Ates ve diğ., 2007a, 2007b). Su numunelerinin THM oluşturma potansiyeli ve ÇOK değerleri arasında kantitatif bir ilişki kurabilmek bazı durumlarda mümkün olabilmektedir. Örneğin, kloroform oluşma verimleri 35-60 nmol/mg ÇOK arasında değişirken, ortalama verim 46 nmol/mg ÇOK olarak bulunmuştur (Lee ve diğ., 2007b).

Çözünmüş organik azotun (ÇOA) analitik olarak ölçümü çözünmüş organik karbondan (ÇOK) daha zor olduğu için, bu parametrenin yanı sıra ÇOK ya da UV absorbans ölçümleri de NDMA'nın organik öncü maddelerinin belirlenmesinde kullanılmaktadır (Lee ve diğ., 2007b; Leenheer ve diğ., 2007; Westerhoff ve diğ., 2004; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2008; Dotson ve diğ., 2009). Fakat NDMA ile TOK, ÇOK ya da UV₂₅₄ arasında genelde anlamlı bir korelasyon bulunmamaktadır (Asami ve diğ., 2009; Zhao ve diğ., 2006). Gene de düşük TOC ve UV absorbans değerlerine sahip numunelerdeki NDMA konsantrasyonu yüksek TOK içeren sulara kıyasla daha düşük olmaktadır (Zhao ve diğ., 2008). Ayrıca sadece yüksek ÇOK değerlerine sahip bir grup su örneği için NDMA oluşturma potansiyeli ile ÇOK arasında zayıf bir bağlantı bulunabilmiştir (Hua ve diğ., 2007).

Suyun yapısı ve DYÜ oluşturma potansiyeli arasındaki ilişkiyi araştırmanın bir yolu da suyun floresan parmak izinin incelenmesidir (Hua ve diğ., 2007). Çevresel sularda rastlanan floresan özellikle genellikle iki ayrı tip organik maddeden kaynaklanmakta olup bunlar: 230-260 nm ve 320-350 nm'deki eksitasyon (uyarım) sonucunda 420-450 nm'de oluşan ve hümik asit özellikli floresan 220 ve 275 nm'deki eksitasyon (uyarım) sonucunda sırasıyla 300-305 nm ve 340-350 nm'de oluşan protein ya da amino asit özellikli floresan olarak iki sınıfa ayrılabilir (Hudson ve diğ., 2007; Hua ve diğ., 2007).

Hümik maddeler ve amino asitler gibi doğal floresanlı organik maddelerin sudaki varlığı da dezenfeksiyon sonucunda oluşacak dezenfeksiyon yan ürününün bir

göstergesi olarak kullanılabilir. Örneğin ölçümü hayli zor olan THM oluşma potansiyelinin ölçülmesi yerine, suyun floresan parmak izlerinin kullanılabileceğini gösteren birçok çalışma bulunmaktadır (Nakajima ve diğ., 2002; Hua ve diğ., 2007; Bieroza ve diğ., 2009; Henderson ve diğ., 2009).

Sucul hümk maddelerin bir özelliği olarak tanımlanan eksitasyon:250/emisyon:365 (E250/E365), maddenin aromatikliği ve moleküler ağırlığı ile ilişkili olup (Uyguner ve Bekbolet, 2005), THM öncü maddeleri eksitasyon:250–265 nm/emisyon:325–480 nm’de DOM’yi oluşturan diğer organik maddelere kıyasla çok daha yüksek floresan vermektedir (Nakajima ve diğ., 2002). 290–310 nm eksitasyon/330–350 nm emisyon florasına sahip sular ise hem THM hem de NDMA oluşturma potansiyeli açısından önem taşımaktadır (Hua ve diğ., 2007).

2.2.2 Atıksuyun ve atıksu içindeki spesifik kirleticilerin DYÜ oluşumuna etkisi

Doğal organik maddelere ilave olarak içme su kaynağına atıksuyun karışması durumunda da DYÜ oluşumu önem taşımaktadır. İçme suyuna atıksuyun yüksek miktarlarda karıştığı durumlarda sadece oluşan yan ürün miktarı artmakla kalmaz aynı zamanda bu yan ürünlerin kompozisyonu da değişir. Atıksu girişiminin az olduğu durumlarda genellikle toplam HAA konsantrasyonu THM’ye yakın ya da THM’den daha az iken, yüksek atıksu girişinin olduğu sistemlerde HAA konsantrasyonu, THM konsantrasyonunun 3 katına kadar çıkabilmektedir (Bull ve diğ., 2009a). Ülkemizde yapılan ve THM oluşumunun en yüksek olduğu yerin İstanbul barajları olduğunu ortaya koyan çalışmada da belirtildiği gibi metropol baraj sularındaki DOM sadece fülvik ve hümk asitlerden değil, başka sentetik organik maddelerden de kaynaklanmaktadır (Ates ve diğ., 2005).

Atıksularda bulunabilecek fenolik yapılar önemli seviyelerde dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumuna yol açsa bile, arıtılmış ve geri kazanılmış sulardaki aromatik sülfonatlar ve fülvik asitlerin dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumuna katkısı düşüktür (Leenheer ve diğ., 2004).

İçme sularında NDMA oluşumu su kaynağına önemli miktarda atıksu girişi olduğu durumlarda çok artmaktadır. Kloraminlenmiş içme suyu kaynaklarında 10 ng/L’nin altında bulunabilen NDMA konsantrasyonu (Fristachi ve Rice, 2006), atıksularda 1000 ng/L’nin üstünde olabilmektedir (Mitch ve Sedlak, 2004; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006a; Krasner ve diğ., 2009, 2006). Bu farkın dimetilamin ya da

dimetilamin'in öncü maddesinin sularda bulunup bulunmamasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

İçme suyuna atıksu karışması durumunda NDMA oluşumunun araştırıldığı bir başka çalışmada atıksu indikatörleri olarak primidon, karbamazepin, kafein ile NDMA öncü maddeleri incelenmiştir (Guo ve Krasner, 2009). Primidone arıtılmış atıksuyun etkisini araştırmada kullanılabilen iz maddelerden biri olup arıtılmış atıksularda primidone konsantrasyonu genellikle 100-200 ng/L arasında değişmektedir (Krasner ve diğ., 2006). Numunelerde primidone ve NDMA Oluşma Potansiyeli (NDMA OP) değerleri arasındaki ilişki incelendiğinde atıksuyun karıştığı sulardaki NDMA oluşma potansiyelinin diğer sulara kıyasla daha yüksek olduğu görülmüştür. Her ne kadar NDMA OP'nin yüksek olması atıksu karışımına işaret etse de, atıksularda NDMA OP <100 ve >1000 ng/L arasında değişebildiği için (Krasner ve diğ., 2009), kantitatif bir indikatör olarak kullanılamamaktadır.

3. ORGANİK MADDENİN KLORLA REAKSİYONU

Yüzeysel sularda Bölüm 2’de özellikleri anlatılan doğal organik maddelerin yanı sıra havzanın yapısına ve arazi kullanımına bağlı olarak insan kaynaklı çeşitli organik maddelere de rastlanmaktadır. Bu organik maddeler, özellikle koagülasyon gibi su arıtma teknikleriyle kolayca tutulamadıkları için su arıtma tesislerinde uygulanan dezenfeksiyon sonucunda tehlikeli DYÜ’lere dönüşebilir. Aşağıda yaygın olarak kullanılan dezenfeksiyon işlemlerinden klorlama ve klorloraminleme ile DYÜ oluşumu hakkında bilgiler verilmektedir.

3.1 Klorlama ve Klorlama Yan Ürünleri

Bir dezenfeksiyon yöntemi olarak klorlama, uygulanmasının kolay olması ve yüksek dezenfeksiyon kuvveti nedeniyle tercih edilmektedir. Ancak klorun kuvvetli bir dezenfektan olmasının bazı yan etkileri de mevcuttur. Bu yan etkiler başlıca ikiye ayrılabilir. Birinci yan etki klorlama sonucu yüksek konsantrasyonlarda halojenlenmiş DYÜ (THM ve haloasetik asitler gibi) oluşumudur. İkinci yan etki ise klorun içme suyu şebekesinde kalıcı olmamasıdır. Arıtma tesisinden çıkan içme suyunda bir miktar bakiye klor bırakılsa bile, klorun reaktifliğinden dolayı bir süre sonra şebekedeki suda bakiye klor bulunmayacaktır. Bu da özellikle şebekedeki kaçaklar ve şebekeye atık su karışması durumunda halk sağlığı için tehlike oluşturmaktadır.

Klorlama prosesinde klor, suya genellikle gaz formunda ya da konsantre hipoklorit çözeltisi olarak ilave edilir. Su ile reaksiyona giren gaz iki ayrı asit oluşturur: Hipoklorit asit (HOCl) ve hidroklorik asit (HCl). Hidroklorik asit çok kuvvetli bir asit olup suda tamamen ayrışır. HOCl daha zayıf bir asit olup ayrışma sabiti olarak $pK_a:7,5$ verilmektedir. Ayrışma sırasında oluşan OCl^- ve HOCl’nin reaktiflikleri farklı olduğundan dezenfeksiyon yan ürünü oluşumu bu iki türün miktarını etkileyen pH’a bağlıdır. Dezenfeksiyonun gaz ile değil de hipoklorit çözeltisi ile yapılması durumunda oluşan DYÜ’de fark görülmektedir. Bu da hipoklorit çözeltisinin klor gazının çıkışını engellemek üzere yüksek pH’da hazırlanmasından kaynaklanmaktadır.

Alkali ortamda OCl_2 , ClO_3^- 'ye dönüşür ve bu dönüşme sonucunda hem sudaki dezenfektan miktarı azalır

hem de suya istenmeyen bir yan ürün olan ClO_3^- eklenmiş olur. Genel olarak organik maddenin klorla reaksiyonu:

Organik madde + Serbest Klor DYÜ olarak ifade edilir. Arıtılmış suların klorla dezenfeksiyonu DYÜ'ye neden olur. DYÜ'ler klorun suda bulunan humik yapılarla reaksiyonuyla oluşur. Bunlar Trihalometanlar (THM), haloasetik asitler (HAAs), haloasetonitriller (HAN), haloketonlar (HK), klorlu organikler (kloropikrin (CPN), kloral hidrat (CH)), siyanojen halojenürleri (siyanojen klorid (CNCl) ve siyanojen bromür (CNBr)), oksihalojenürler (klorit, klorat, bromat), aldehytler, aldoketoasitler (glioksalik asit, pirüvik asit, ketomalonik asit), karboksilik asitler, maleik asitler, klorofenoller, kloroanizoller tanımlanmış klorlama yan ürünleridir. Bu yan ürünlerin oluşumu, kullanılan dezenfektana, su içinde dezenfektanla tepkime verecek öncü bileşiklere ve ortam şartlarına bağlıdır.

3.2 Kloraminleme ve Kloraminleme Yan Ürünleri

Halojenlenmiş DYÜ'lerin oluşumunu engellemek için klorlanmış suya amonyak ilavesi sıkça kullanılan bir yöntemdir. Özellikle Amerika Birleşik Devletleri'nde çok kullanılan kloraminler her ne kadar klordan daha zayıf bir dezenfektan olsa da dağıtım şebekelerinde daha kalıcıdır. Kloraminleme için sudaki klor ve amonyak oranlarının ve aynı zamanda suyun pH'sının iyi ayarlanması gerekmektedir. Kloraminlemenin klorlamadan en büyük farkı, dezenfeksiyon sonucu oluşan tek karbon üzerinde üç halojen atomunun yer değiştirmiş olduğu THM'ler, trihaloasetik asitler ve trihalo asetaldehytlerin konsantrasyonunu azaltmasıdır. Kloraminleme yapılırken sisteme amonyum ilave etmeden serbest klor ilavesinin yapıldığı durumlarda, temas süresine bağlı olarak yüksek miktarlarda THM oluşabilir (Goslan ve diğ., 2009)

Kloraminleme sonucunda oluşan Toplam Organik Halojenler (TOX) klorla oluşan TOX'a kıyasla hem daha hidrofilik bir yapıya hem de daha yüksek moleküler ağırlığa sahiptir. Ama bu konudaki araştırmalar kısıtlı olup farklı dezenfektan dozlarının farklı sonuçlar vereceği yönündedir. (Bull ve diğ., 2009a).

Klorlama ve kloraminlemenin DYÜ oluşturma açısından en büyük farkları değişik DYÜ'leri yüksek miktarlarda oluşturmalarıdır. Örneğin, Çözünmüş Organik Madde (ÇOM) çözeltilerinin klorlanması sonucunda mol bazında oluşan baskın DYÜ

kloroform olup klorlama sonucu oluşan kloroform kloraminleme sonucu oluşan konsantrasyondan 10 kat fazladır (Lee ve diğ., 2007c).NDMA oluşumu ise tamamen farklı olup klorlaminleme ile oluşan NDMA miktarının klorlama ile oluşan yaklaşık 10 katı olduğu görülmüştür (Chen ve Young, 2009).

Yapılan diğer çalışmalar, suyun kloraminlenmesi sırasında kullanılan kimyasal maddelerin eklenme sırasının bile kloramin formlarını, dolayısıyla da NDMA oluşumunu etkilediğini göstermiştir. Ancak NDMA oluşumu açısından en önemli kloramin türü olan dikloraminin oluşumunda reaktiflerin ilave ediliş sırasından ziyade pH daha etkili bir faktördür (Diehl ve diğ., 2000).

İnorganik kloraminlere ek olarak, suya verilen klor suda bulunan organik maddeler ile de reaksiyona girerek organik kloraminlerin oluşmasına yol açabilir. Organik kloraminlerin antimikrobiyel etkilerinin çok zayıf olması nedeniyle (Donnermair ve Blatchley, 2003), dezenfeksiyon sırasında oluşumları istenmez. Ama klorun organik maddeler ile amonyağa kıyasla daha hızlı reaksiyona girmesi ve inorganik kloraminlerden organik azotlu bileşiklere transfer olabilmesi (Tao ve diğ., 2008) dezenfeksiyon için pek önemi olmayan organik kloraminlerin oluşumunu arttırmaktadır. Standart olarak kullanılan klor ve kloramin ölçüm yöntemlerinin hiçbirisi (APHA 4500-Cl B,C, D, E, F, G, H ve I (Eaton ve diğ., 2005)) organik ve inorganik kloraminleri ayrı ayrı ölçemez (Tao ve diğ., 2008) ve bu da inorganik monokloraminlerin olduğundan fazla olarak ölçülmesine ve dezenfeksiyonun istenen ölçüde gerçekleşmemesine yol açabilir (Lee ve diğ., 2007c; Shang ve Blatchley, 1999; Lukasewycz ve diğ., 1989). Bu yüzden inorganik kloraminlerin ölçümünü organik kloraminlerden ayırarak yapacak çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. İnorganik kloraminlerin ölçümü için kullanılan yöntemlerden membran girişli kütle spektrometresi (MIMS) serbest klor, mono-, di- ve trikloramin için sırasıyla 0,1, 0,01, 0,02 ve 0,06 mg Cl₂/L ölçüm limitine sahiptir (Shang ve Blatchley, 1999). Klor ölçümü için kullanılabilecek diğer bir yöntem olan indofenol (Hach MonochlorF) yöntemi ise monokloramin için MIMS'ye benzer sonuçlar vermekle birlikte diğer kloramin türleri için referans yöntem olarak alınan MIMS ölçümlerinden farklı sonuçlar vermiştir (Lee ve diğ., 2007c). Daha yeni bir çalışmada ise inorganik monokloraminin salisat ile mavi renkli bir bileşik oluşturmasına dayanılarak spektrofotometrik bir yöntem geliştirilmiştir (Tao ve diğ., 2008). Bu yöntemde, diğer klor türleri (serbest klor, organik kloramin ve diğer inorganik kloraminler) salisat ile reaksiyona girmediği için sadece monokloramin ölçülmektedir.

DYÜ oluşumunu en aza indirmek amacıyla tesislerde kesikli çalışmalar yürütülebilir ve bu sayede en uygun kloraminleme şartları belirlenebilir (Diehl ve diğ., 2000). Önceden hazırlanmış kloramin çözeltileri kullanılarak pH ve Cl_2/N kütle oranının DYÜ oluşumu üzerindeki etkileri incelendiğinde spesifik DYÜ ve bir grup parametresi olan Çözünmüş Organik Halojenlerin (ÇOX) oluşumu düşük pH ve yüksek Cl_2/N kütle oranında en üst seviyede olmuştur. Bununla birlikte, beklendiği şekilde pH yükseldikçe ve Cl_2/N kütle oranı azaldıkça DYÜ oluşumu da azalmıştır. Sıcaklık ve mevsimsel değişikliklerin NDMA oluşumuna etkisi ise çok daha az çalışılmış bir konu olup yazın toplanan 31 ham su örneğinin 15'inde ölçüm limiti ile 2,6 ng/L, kışın toplanan 28 örneğin ise 9'unda ölçüm limiti ile 4,3 ng/L arasında NDMA tespit edilmiştir (Asami ve diğ., 2009). Mevsimsel olarak alınan su örneklerinde, numune sayısı kısıtlı olsa da (20 numune) yapılan analizlerde sıcaklık ya da mevsimin NDMA oluşumuna etkide bulunduğunu gösteren sonuçlar çıkmamış (Dillon ve diğ., 2008) ve aynı sonuç Waterloo Üniversitesi tarafından yapılan çalışmada da gözlenmiştir (Valentine ve diğ., 2006). Kış mevsiminde gözlenen nispeten yüksek NDMA konsantrasyonları, NDMA oluşum mekanizmasının mevsimden etkilenmesinden ziyade öncü maddelerin daha iyi korunmasına bağlanmaktadır (Dillon ve diğ., 2008).

3.3 Dezenfeksiyon Yan Ürününe Etki Eden Faktörler

Bir su numunesi dezenfekte edildiğinde ortamda birden çok dezenfeksiyon yan ürünü oluşabilir. Bu dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu ve bileşimini etkileyen faktörler ise şu şekilde sıralanabilir.

- Kaynak suyunun fiziksel ve kimyasal özellikleri
 - Toplam Organik Karbon (TOK) konsantrasyonu ve TOK konsantrasyonundaki azalma
 - Doğal organik maddenin yapısındaki farklılıklar
 - DOM 'deki Mevsimsel değişimler
 - Sıcaklık
 - Bromür konsantrasyonu
- Antropojenik nedenlerden kaynaklanan kirlenme
- Su arıtma ve dağıtma sistemlerinin özellikleri
 - Kullanılan dezenfektan türü (klor, kloramin, ozon, klordioksit gibi)

- Arıtma sırasında dezenfektanla reaksiyon verecek kimyasal maddelerin kullanımı (polimerler gibi)
- Arıtma için kullanılan diğer prosesler (Kireçle yumuşatma gibi)

3.3.1 pH

pH hem klorlama hem de kloraminleme sonucunda oluşacak yan ürünler açısından çok önemli bir faktördür. Sularda bulunan organik karbonun halojenleşmesi en iyi olarak HOCl'nin pKa'sının altındaki pH'larda gerçekleşir. Ayrıca bazı yan ürünler alkali pH'larda stabil olmadığı için, pH arttıkça net TOX oluşumu azalır (Bull ve diğ., 2009a).

TOX'daki bu azalma daha çok hidrofobik karakterdeki ve yüksek moleküler ağırlıktaki organik maddelerin toplam organik halojenleri oluşturma potansiyelinin düşmesine bağlıdır ve pH'nın 6'dan 9'a çıkarılması hidrofilik ve düşük moleküler ağırlıklı organiklerin üzerinde çok az etkiye sahiptir (Hua ve Reckhow, 2007).

Kloraminleme işleminde, monokloramin, dikloramin ve trikloraminin karışım içindeki miktarları suyun Cl₂:N oranına ve pH'sına bağlıdır (Schreiber ve Mitch, 2005; Tao ve diğ., 2008; Bull ve diğ., 2009b, 2009a). Cl₂:N oranının 5:1'in altında tutulması ve pH'nın da 8,3 olması ile monokloraminin oluşumu arttırılmış olur. NDMA ile ilgili ilk çalışmalar monokloraminin baskın form olmasını sağlayacak şekilde yapılmış olmasına rağmen, daha sonraki çalışmalar NDMA ile dikloramin konsantrasyonu arasında kuvvetli bir lineer ilişkinin varlığını ve NDMA oluşumunu en çok etkileyen kloramin türünün dikloramin olduğunu ortaya koymuştur (Schreiber ve Mitch, 2005; Chen ve Young, 2008, 2009). Evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suyunun kloraminlenmesi ile NDMA oluşumunda, ortamda dikloramin türünün bulunması halinde monokloramine kıyasla 10 kat fazla NDMA oluştuğu izlenmiştir.(Schreiber ve Mitch, 2005) Benzer bir şekilde, pH 6,7 ve 9'da yapılan kloraminleme ile oluşan NDMA konsantrasyonları karşılaştırıldığında; pH 6,7'de daha yüksek bir NDMA konsantrasyonu elde edilmiştir. Bunun sebebi de dikloramin konsantrasyonunun pH 6,7'de 0,38mM iken pH 9'da 0,01 mM olmasıdır (Chen ve Young, 2009). Her ne kadar NDMA oluşumunda reaktiflerin ilave ediliş sırası önemli olsa da (Scheiber and Mitch, 2005), NDMA oluşumu açısından en önemli kloramin türü olan dikloraminin oluşumunda reaktiflerin ilave ediliş sırasından ziyade pH daha etkili bir faktördür (Diehl ve diğ., 2000).

3.3.2 Sıcaklık

Sıcaklığın DYÜ oluşumuna esas etkisi daha yüksek reaksiyon hızlarına yol açarak daha fazla DYÜ oluşturmak şeklinde ortaya çıkmaktadır (Uyak ve diğ., 2007; Roccaro ve diğ., 2008; Semerjian ve diğ., 2009; Abu Qdais ve diğ., 2009; Ates ve diğ., 2007a). Özellikle THM'lerin oluşumunda sıcaklık etkisinin incelendiği birçok çalışma mevcuttur. Kışın, özellikle su yüzeyinin buz ile kaplı olduğu durumlarda THM konsantrasyonları daha düşüktür (Sadiq ve diğ., 2007); bunda hem su sıcaklığının düşüklüğü hem de Doğal Organik Madde (DOM) miktarının düşüklüğü rol oynamaktadır. Yazın sıcaklıkların yüksek olması sebebiyle içme suyu dağıtım şebekelerinde daha yüksek THM konsantrasyonlarına rastlanmaktadır (Health Canada, 2006). Kış aylarında Büyükçekmece su arıtma tesisinden çıkan suda, şebekenin uç noktalarında, 100 µg/L THM konsantrasyonlarına rastlanırken, yaz aylarında, suyun sıcaklığı yaklaşık 10°C daha yüksek olduğunda THM konsantrasyonları 120-180 µg/L'ye ulaşmaktadır (Uyak ve Toröz, 2005; Uyak ve diğ., 2008). Sulardaki THM konsantrasyonu, su sıcaklığına karşı HAA5'e göre daha hassas olup THM (yaz)/THM (kış) oranı 2 civarındadır (Kim, 2009). Yorkshire arıtma tesisi filtre çıkışı ve su rezervuarlarından alınan numunelerde DOM ve DYÜ miktarlarının kışın minimum olduğu, yazın artışa geçtiği ve sonbaharda maksimuma ulaştığı belirlenmiştir (Goslan ve diğ., 2002). Benzer şekilde, Türkiye'de 3 baraj gölü ve 3 arıtma tesisi suları üzerinde yapılan çalışmalarda, en az THM oluşturma potansiyelinin (THMOP) kış aylarında olduğu, baharla birlikte bu değerlerin arttığı, güz döneminde ise maksimum değere ulaştığı belirlenmiştir (Uyak ve diğ., 2008). Ankara'daki içme suyu kaynaklarında ise toplam THM konsantrasyonu yaz mevsiminde en yüksek düzeyde ölçülmüştür (Tokmak ve diğ., 2004). Ancak en yüksek THM ve THMOP konsantrasyonlarının kış (Ates ve diğ., 2005; Sahinkaya ve diğ., 2005; Goslan ve diğ., 2009) ya da sonbaharda (Chen ve diğ., 2008) ölçüldüğü çalışmalar da mevcuttur.

Bu sonuçlara göre, her ne kadar yapılan çalışmalar mevsimsel olarak THM oluşumunun farklı olduğunu gösterse de, değerlendirmede, farklı DYÜ konsantrasyonlarının sadece sıcaklık farkı ile açıklanamayacağı ve mevsimsel olarak sudaki DOM'nin yapısının ve miktarının da değiştiği, göz önünde tutulmalıdır. Örneğin Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) konsantrasyonu sonbahar ve ilkbahar mevsimlerinde artış göstermiş ve sonbaharda yapısı da değişerek hidrofobik

fraksiyon artmıştır (Uyak ve diğ., 2008). Ayrıca su sıcaklığına bağlı olarak, numune alınan göllerde tabakalaşma olup olmaması da DOM'yi etkileyeceğinden DYÜ oluşumu da doğrudan etkilenmiş olacaktır.

Sıcaklık ve mevsimsel değişikliklerin NDMA oluşumuna etkisi ise çok daha az çalışılmış bir konu olup yazın toplanan 31 ham su örneğinin 15'inde ölçüm limiti ile 2,6 ng/L, kışın toplanan 28 örneğin ise 9'unda ölçüm limiti ile 4,3 ng/L arasında NDMA tespit edilmiştir (Asami ve diğ., 2009). Mevsimsel olarak alınan su örneklerinde, numune sayısı kısıtlı olsa da (20 numune) yapılan analizlerde sıcaklık ya da mevsimin NDMA oluşumuna etkide bulunduğunu gösteren sonuçlar çıkmamış (Dillon ve diğ., 2008) ve aynı sonuç Waterloo Üniversitesi tarafından yapılan çalışmada da gözlenmiştir (Valentine ve diğ., 2006). Kış mevsiminde gözlenen nispeten yüksek NDMA konsantrasyonları, NDMA oluşum mekanizmasının mevsimden etkilenmesinden ziyade öncü maddelerin daha iyi korunmasına bağlanmaktadır (Dillon ve diğ., 2008).

3.3.3 Temas süresi

Dağıtım şebekelerinde bekletme süreleri, saatler ve günler mertebesinde olduğundan şebekedeki içme sularında bakiye dezenfektan olup olmaması DYÜ oluşumunu etkileyecektir. Bazı DYÜ'lerin stabilitesinin düşük olması bu DYÜ'lerin konsantrasyonlarının azalmasına sebep olurken, yavaş reaksiyona giren öncü maddeler ile bakiye dezenfektanın reaksiyonu THM'lerin konsantrasyonunu artıran temas süresine bağlı olarak arttırabilmektedir (Bull ve diğ., 2009a). Örneğin, serbest klorun temas süresi 5 dakikadan 20 dakikaya çıkarıldığında, THM konsantrasyonu 20 µg/L'den 45 µg/L'ye çıkmıştır (Pope ve diğ., 2006).

Klorlama sonucunda, THM'ler için arıtma tesisi çıkış konsantrasyonu ve su dağıtım sistemindeki konsantrasyon arasında (medyan değerler dikkate alındığında) 2 kat fark oluşabilmesine rağmen kloraminleme yapılan tesislerde bu tür bir artış görülmemiştir (Goslan ve diğ., 2009). Ama amonyak ilave edilmeden önce serbest klor için yeterli temas süresi sağlandığında, dağıtım sisteminde ayrıca THM oluşmasa da başlangıçta çok yüksek THM oluşumu görülebilmektedir (Goslan ve diğ., 2009). Ülkemizde yapılan çalışmalarda da içme suyu arıtma tesisi çıkışında ve şebekede THM değişimi incelendiğinde arıtma tesisi çıkışından uç noktalara doğru gidildikçe THM konsantrasyonunda artış belirlenmiştir (Toröz ve Uyak, 2005).

NDMA için yapılan bir çalışmada, içme suyu arıtma tesisi çıkışından alınan su numuneleriyle şebekeden alınan su numuneleri arasında NDMA konsantrasyonu bakımından belirgin bir fark görülmemiştir. Şebekeden alınan numune sayısı çok az da olsa, NDMA'nın şebekede oluşmaya devam ettiği söylenememektedir (Dillon ve diğ., 2008). Ancak, NDMA'nın dağıtım sisteminde başlangıçta 0-1,25 ng/L'den 1,75-2,5 ng/L'ye çıktığı, daha sonra 24-48 saatlik kalış sürelerine denk gelen numune alma noktalarında NDMA konsantrasyonunda düşüş olduğu gözlenmiştir (Najm ve Trussell, 2001).

3.3.4 Su arıtma işlemleri

Su arıtımında kullanılan prosesler de içme suyundaki DYÜ'lerin miktar ve türünü etkilemektedir (Chowdhury ve diğ., 2009; Iriarte-Velasco ve diğ., 2008; Liu ve diğ., 2007). Konvansiyonel arıtma sistemleri genellikle DYÜ'lerden ziyade bunların öncü maddelerinin giderimini sağlamaktır (Chowdhury ve diğ., 2009). Koagülasyon, ozonlama, biyolojik aktif karbon, granüler aktif karbon ve ters osmoz gibi proseslerin THM öncü maddelerini azalttıkları bilinmekle birlikte (Selcuk ve diğ., 2007; Sohn ve diğ., 2007) arıtmada kullanılan bazı kademelerin (önklorlama, filtrasyon ve ozonlama gibi) dezenfeksiyon yan ürünlerinin ya da bunların öncü maddelerinin konsantrasyonunu arttırdığı da görülmüştür (Andrzejewski ve diğ., 2007; Chen ve diğ., 2008). Özellikle koagulan olarak ya da anyon değiştirme reçinelerinde kullanılan bazı polimerlerin dimetilamin öncü maddesi olarak NDMA oluşumunda önemli rol oynadığı bilinmektedir (Najm ve Trussell, 2001; Dillon ve diğ., 2008; Kemper ve diğ., 2009; Park ve diğ., 2009).

Koagülasyon prosesinin, büyük moleküler ağırlığa sahip organik maddeler üzerinde etkin olması ve konvansiyonel arıtma ile küçük moleküler ağırlıklı maddelerin giderilememesi THM gibi DYÜ'lerin oluşumunu engelleme açısından bu sistemlerin sınırlı kalmasına neden olmaktadır (Chang ve diğ., 2001). Konvansiyonel arıtma ile 1kDa'nun üzerindeki DOM'ler %63,5 verimle arıtılabilmektedir (Duong ve diğ., 2003; Marhaba ve Van, 2000). Koagülasyon ile birlikte kullanılan ön ozonlama ise TOK giderimini arttırıp THMOP'yi düşürebilmektedir (Selcuk ve diğ., 2007). İçme suyu arıtımında, konvansiyonel arıtma hidrofobik fraksiyon üzerinde etkili olduğundan hidrofilik fraksiyonun giderimi için konvansiyonel arıtmayı hidrofilik fraksiyonu azaltacak bir arıtmanın takip etmesi gerekmektedir (Xu ve diğ., 2007).

Türkiye genelinde içme suyu arıtma tesisi çıkışında yapılan incelemelerde, THM konsantrasyonunun 9,9-65,2 µg/l aralığında değiştiği ve bu değerlerin Türkiye'nin batı kesiminde yer alan arıtma tesislerinde, doğudaki tesislere göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir.(Ates ve diğ., 2005). Türkiye genelindeki 29 baraj gölünde yapılmış çalışmalar sonucunda yıllık ortalama THMOP değerlerinin 21-189 µg/L (Ates ve diğ., 2005) ve 161-137 µg/L (Sahinkaya ve diğ., 2005) aralığında değiştiği ortaya konulmuştur. THM türleri içerisinde kloroform en baskın tür iken, bromoform en düşük paya sahip bileşen olarak izlenmiştir (Ates ve diğ., 2005). İstanbul'da 15 ayrı bölgeden alınan musluk suları üzerinde yapılan analizlerde sırasıyla kloroform, bromoklorometan (BDCM) ve dibromoklorometan (DBCM) türlerinin baskın olduğu gözlemlenmiştir (Uyak, 2006). Ancak, özellikle denize kıyısı olan arıtma tesislerinde dibromokloroform ve bromoform miktarları diğer şehirlere göre yüksektir (Ates ve diğ., 2005). Bu projede çalışma alanı olarak belirlenmiş olan Büyükçekmece Gölü'nde deniz suyu girişiminden dolayı bromlu bileşiklerin daha yüksek konsantrasyonda olması beklenebilir. Yapılan çalışmalarda da Büyükçekmece Gölü'nde yüksek bromür konsantrasyonları (274 µg/L) sebebiyle yüksek bromoform konsantrasyonlarına rastlanmıştır (Bekbolet ve diğ., 2005). Bu çalışmada belirlenen toplam THM oluşum potansiyeli Ömerli ve Büyükçekmece'den alınan numunelerde sırasıyla 42,1 and 44,2 µg/mgC olarak bulunmuştur.

İçme suyu arıtma tesisi çıkışında ve şebekede THM değişimi incelendiğinde arıtma tesisi çıkışından uç noktalara doğru gidildikçe THM konsantrasyonunda artış ölçülürken, en uç noktada kış aylarında 15°C'de nadiren 100 µg/l değerinin aşıldığı, yaz aylarında 24°C'de ise uç noktalarda limitlerin 1,2-1,8 katı THM konsantrasyonlarına ulaşıldığı belirtilmiştir (Toröz ve Uyak, 2005). NF membran teknolojisi THM bileşiklerinin gideriminde en iyi teknoloji olarak önerilmektedir(Uyak ve diğ., 2008).

Bilimsel olarak koagülasyon ile organik maddelerin giderimi TOK konsantrasyonuna bağlı olmakla birlikte DOM'lerin kimyasal yapısı, koagülasyon tipi, koagülasyon dozu ve koagülasyon pH'sı prosesi etkileyen faktörlerdir. Son zamanlarda zenginleştirilmiş koagülasyon prosesi, DYÜ'ler için öncü bileşik olan organik maddelerin giderim verimini arttırmak amacıyla uygulanmaya çalışılmaktadır. Terkos suları üzerinde gerçekleştirilen zenginleştirilmiş koagülasyon prosesinde demir tuzlarının, alum tuzlarına göre DYÜ öncü bileşikleri giderimi açısından daha verimli olduğu görülmüştür (Uyak ve Toröz, 2005). Zenginleştirilmiş koagülasyonun

aktif karbonla birlikte kullanılması sonucu genellikle düşük moleköl ağırlıklı ve yüksüz organik maddeler giderilebildiği için bu iki prosesin kombinasyonu DYÜ oluşumunun azaltılması açısından önerilmektedir (Uyak ve Toröz, 2007). Ayrıca membran filtrasyon ve Granüler Aktif Karbon (GAC) adsorpsiyonu ile optimum koagülasyon prosesi karşılaştırıldığında, DYÜ öncü bileşiklerinin giderimi için verimli ve ucuz bir yöntem olarak önerilmektedir (Uyak ve diğ., 2007). Ancak ÇOK giderimi ile DYÜ giderimi arasında doğrusal bir ilişki kurulamayabilir. Örneğin 40mg/L alum ile koagülasyon yapıldığında %22 TOK giderimi elde edilirken, toplam THMOP'de hiç azalma meydana gelmemiştir (Selcuk ve diğ., 2007). Alum dozu iki katına çıkarıldığında ise toplam THMOP %40 azalmıştır.

DYÜ öncü maddeleri giderimi için Nanofiltrasyon (NF) ve Ultrafiltrasyon (UF) membranların kullanılması, yüksek moleküler ağırlıklı ÇOM'lerin gideriminde yüksek verim sağlamasına karşın, düşük moleküler ağırlıklı (<2000 Da) fraksiyon için çok iyi sonuçlar vermemiştir (Ates ve diğ., 2009). NF membranlar, THM ve HAA oluşumunu %90'nın üzerinde azaltırken, membran çıkışı ölçülen ÇOK ve UVA₂₅₄ değerleri doğrudan DYÜ oluşumunun azaltılması ile ilişkilendirilememiştir (Ates ve diğ., 2009).

İleri oksidasyon teknikleri ile NDMA giderimi mümkündür (Lee ve diğ., 2005, 2007a, 2007). İçme suyu arıtımında NDMA giderimi içinde UV en çok kullanılan metoddur (Mitch ve diğ., 2003). Santa Ana Nehri'nde (ABD)'de yapılmış bir çalışmada, NDMA konsantrasyonu 30 ng/L'den, tayin limitinin altına inmiş ve bu inişin sebebinin güneş ışığı olduğu belirtilmiştir (Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006a).

Nitrosaminlerin kuantum verimi, naproksen (Packer ve diğ., 2003) ya da nonilfenoller (Neamtu ve Frimmel, 2006) gibi ışığa duyarlı başka kirletici maddelerin kuantum verimlerinden 10-100 kat daha yüksektir. Deneylerle elde edilen NDMA'nın kuantum verimi değerleri (Stefan ve Bolton, 2002; Sharpless ve Linden, 2003; Lee ve diğ., 2005; Plumlee ve Reinhard, 2007) birbirine yakın olup 0,4 civarındadır. Doğal ışıkla NDMA giderimi mümkün olmasına rağmen NDMA, UV dalga boyunda daha çok ışık absorbe ettiği ve içme suyu arıtımında UV radyasyonunun şiddeti yüksek olduğu için doğal ışıkla elde edilen verimden daha çok verim sağlanacaktır (Stefan ve Bolton, 2002; Plumlee ve Reinhard, 2007; Swaim ve diğ., 2008; BingBing ve diğ., 2008). Ancak NDMA'nın UV radyasyonu ile parçalanması sonucunda Dimetilaminin (DMA) oluşması ve bu maddenin UV

ışınları ile parçalanmaması, UV uygulamasının ardından klor ya da kloramin kullanılması durumunda tekrar NDMA oluşumuna sebep olabilmektedir (Zhao ve diğ., 2008).

Nitrosaminler asidik ve bazik hidrolize dayanıklıdır (Saunders ve Mosier, 1980; Plumlee ve Reinhard, 2007). Hidrofilik özelliğinden dolayı NDMA'nın toprağa (Gunnison ve diğ., 2000; Yang ve diğ., 2005), aktif karbona ve başka adsorbanlara tutunmadığı bulunmuştur (Gunnison ve diğ., 2000; Fleming ve diğ., 1996). Gene de hem kum filtrelerinde hem de aktif karbonda NDMA giderimi sağlayan çalışmalar da rapor edilmiştir (Asami ve diğ., 2009; Schmidt ve Brauch, 2008). Biyolojik aktif karbon (BAC) ile elde edilen %90'dan fazla NDMA giderim verimi, NDMA'nın hidrofilik yapısı nedeniyle aktif karbon sistemlerine düşük oranda tutunacağı için BAC arıtımı sırasında gerçekleşen biyolojik aktivite ile açıklanabilir (Asami ve diğ., 2009).

NDMA'nın sedimentte, toprakta ve yüzeysel sulara biyoparçalanabilirliği yavaş olmasına rağmen (Tate ve Alexander, 1976; Kaplan ve Kaplan, 1985), NDMA'nın biyolojik olarak parçalanmasına yardımcı olabilecek diğer su arıtma işlem ve proseslerinde de NDMA giderimi sağlanmaktadır. Arıtma tesisinde oluşan NDMA konsantrasyonunun % 82'si bir sonraki aşama olan kum filtrelerinde giderilebilmektedir (Schmidt ve Brauch, 2008). Ters osmoz her ne kadar tuzları ve birçok çözünmüş organik maddeyi gidermekte kullanılsa da, THM, HAA ve NDMA'yı gidermekte başarılı değildir (Bellona ve diğ., 2004). NDMA'nın ters osmoz filtre matrisinde adsorblanmadığı ama filtrenin tıkanmasına bağlı olarak daha fazla giderilebildiği belirlenmiştir (Steinle-Darling ve diğ., 2007).

Sularda NDMA varlığı kadar NDMA öncü maddelerinin varlığı da önem taşımaktadır çünkü bu öncü maddeler klorlama ya da kloraminleme sonucunda NDMA oluşturma potansiyeline sahiptir. Zaten içme sularında NDMA konsantrasyonunu azaltmak için alınabilecek önlemlerden birisi oluşmuş NDMA'nın giderilmesi, diğeri ise NDMA öncü maddelerinin azaltılması ile NDMA oluşumunun önlenmesidir. Su arıtmasında kullanılan sistemlerinin NDMA öncü maddelerini nasıl etkilediği konusunda yapılmış çok sayıda çalışma bulunmamakla birlikte genel olarak kloraminleme öncesinde amonyağın mevcut olmadığı durumlarda yapılan klor uygulamalarının NDMA öncü maddelerini azalttığı bilinmektedir (Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006a; Wilczak ve diğ., 2003). Ama DMA ve dimetilforamid içeren sularda klor dioksit ile ön arıtma uygulamanın NDMA oluşma potansiyelini

düşürmediği hatta Trimetilamin (TMA), 3-dimetilaminometil indilo (DMAI), 4-dimetilaminoantipirin (DMAP) gibi aminler içeren sularda klor dioksit ile ön arıtma yapmanın DMA konsantrasyonunun artmasına neden olduğu görülmüştür (Zhao ve diğ., 2008). Bu da klor ya da klordioksit gibi uygulamalarının optimize edilmesi için su kaynaklarındaki öncü maddelerin yapısının bilinmesinin gerekliliğini ortaya koymaktadır.

NDMA'nın su arıtma işlemlerindeki biyolojik aktivite ile giderilebilmesine karşılık NDMA öncü maddelerinden Dimetilsülfamid (DMS) biyolojik olarak parçalanamadığı belirtilmektedir (Schmidt ve Brauch, 2008).

3.3.5 Temas süresi

Kullanılan dezenfektanın cinsine ek olarak dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna etki eden faktörlerden en önemlileri olan pH, sıcaklık, temas süresi, su arıtma işlemleri, sudaki organik madde miktarı ve bu organik maddenin yapısı ile ilgili bilgiler aşağıda sunulmaktadır.

3.4 Trihalometan Oluşumu

Hidrofobik DOM fraksiyonları en yüksek THM oluşturma potansiyeline sahip öncü bileşikler içermektedir. DYÜ oluşum mekanizması DOM'un karmaşıklığından dolayı tam anlaşılamamıştır. Fenol içeren bazı fonksiyonel gruplar DOM'un reaktif parçaları kabul edilir. Kloroform oluşumunda etkin rol oynayan organik molekülün ana reaktif kısmının meta-dihidroksibenzen olduğunu öne süren çalışmalar literatürde mevcuttur. Organik maddelerle yapılan çalışmalar, organik yapıların halojenli DYÜ oluşumu üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesinde kullanılmıştır. Klor tüketiminde olduğu gibi, fenol ve hidroksi aktif aromatik bileşikler maddenin mol sayısı başına diğer kimyasallardan daha fazla kloroform oluşturur. Genelde; meta-fenol, fenole göre daha az klor tüketmesine karşın fenolden daha fazla kloroform oluşturur. Ayrıca, meta-fenol orto ve para fenolden de daha fazla kloroform oluşturur. Karbon bazında, meta-fenol 80 ile 160µg CHCl₃/mg C oluştururken, orto ve para fenoller 2 ile 80µg CHCl₃/mg C meydana getirir. Amino aktif aromatik yapılar da önemlilerde kloroform meydana getirirler. Karbon bazında, bu organikler 2 ile 160µgCHCl₃/mgC oluştururlar. Bünyesinde hidroksil ya

da amino grupları bulunmayan aromatik yapılar için kloroform üretimi genellikle $10\mu\text{g CHCl}_3/\text{mg C}$ ile sınırlanmıştır

Aktif aromatik bileşikler genelde madde mol sayısı başına alifatik bileşiklerden daha fazla kloroform meydana getirirler. Öte yandan, bazı alifatik bileşiklerin neden olduğu kloroform üretiminin karbonun baz alınması durumunda önemli olduğu görülmektedir. Örneğin, 3-ketoglutarik asit, 2,4- pentadien ve aseton madde mol sayısı başına 940, 85 ve 13 mili mol kloroform üretirler. Fülvik asitlerin kloroform oluşturma miktarı 30 ile $130\mu\text{g CHCl}_3/\text{mg C}$ iken hümik asitler $50 - 80\mu\text{g CHCl}_3/\text{mg C}$ oluşturmurlar.

Aynı kaynaktan izole edilmiş hümik ve fülvik asitler karşılaştırıldığında, hümik asitlerin fülvik asitlerden daha fazla kloroform oluşturduğu gözlenmiştir. Hümik ve fülvik asitler tarafından oluşturulan kloroform miktarı fenol tarafından oluşturulan kloroform miktarı için de karşılaştırılabilir. Fülvik asidin yapısında bulunan fenolik yapılar kloroform gibi organik halojenlerin oluşumunda önemli derecede öncü bileşik rolü üstlenir. Öte yandan diğer aromatik ve alifatik yapılar da öncü bileşik olabilirler.

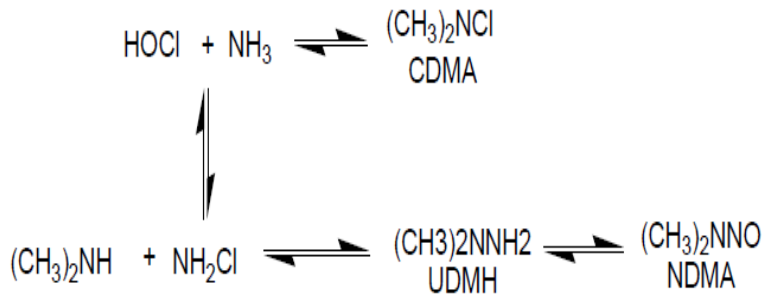
Koagülasyondan sonra çözeltide kalan hümik maddeler için, kloroform oluşumunun organik yapılar ile ilişkisi henüz belirlenememiştir. Diğer doğal organik madde fraksiyonları da önemli miktarda THM üretebilme kabiliyetine sahiptirler. Mississippi nehrinde yapılan bir DOM fraksiyonlama çalışmasında hidrofobik nötraller $97\mu\text{g THM}/\text{mg C}$ üretirken, hidrofobik asitler $76\mu\text{g THM}/\text{mg C}$ üretmiştir. Öte yandan hidrofilik asit ve nötrallerin kombinasyonu $77\mu\text{g THM}/\text{mg C}$ oluşturmuştur. Aynı çalışmada bütün hidrofobik fraksiyonların kombinasyonu $83\mu\text{g THM}/\text{mg C}$ üretirken, bütün hidrofilik fraksiyonların kombinasyonları ise $66\mu\text{g THM}/\text{mg C}$ üretmiştir (Avşar, 2006). Trihalometan türleri ve bunlara ait bazı özellikler Çizelge 3.1’de verilmiştir. Literatür çalışması sonucunda bulunan içme sularında, atıksularda ve çevresel sularda NDMA ve öncü maddeleri konsantrasyonları EK1A’da verilmektedir.

Çizelge 3.1: THM türleri (Matamoros ve diğ., 2007).

Adı	Formül	Molekül Ağırlığı (g/mol)
Kloroform	CHCl ₃	119,5
Bromodiklorometan	CHCl ₂ Br	163,9
Dibromoklorometan	CHClBr ₂	208,3
Bromoform	CHBr ₃	252,7

3.5 N-Nitrosodimetilamin Oluşumu

Düşük pH'larda nitrozasyon ile NDMA oluşumu mekanizması uzun yıllardır biliniyor olmasına rağmen (Lee ve Yoon,2007; Patai,1982), bu mekanizmanın su ve atıksu arıtımında oluşan NDMA'yı açıklayamayacağı düşünülmektedir. Son yıllarda yapılan çalışmalarda her ne kadar NDMA oluşumu ile ilgili kesin bir şema belirlenemese de, su arıtımında NDMA'nin dimetilaminlerin ve diğer ikincil aminlerin monokloramin ile reaksiyona girmesi sonucunda oluştuğu düşünülmektedir (Choi ve Valentine, 2003; Mitch ve Sedlak, 2002). Benzer şekilde sodyum hipoklorit ile dezenfeksiyonu sonucunda ile NDMA oluşumu da özellikle amonyak varlığında gerçekleşebilmektedir.



Diuron pestisitinin bulunduğu sularda klor ve kloraminleme yapıldığında NDMA oluşumu gözlenmiş olup, kloraminleme ile dezenfektion yapıldığında klora kıyasla daha yüksek oranda NDMA oluşmuştur (Chenve Young, 2009).

Özellikle insan midesinde, düşük pH'da NDMA oluşumunu sağlayan nitrozasyon mekanizması ile, NDMA öncü maddesi olarak belirlenmiş olan DMA ve nitritin asidik pH'larda (≤ 5) NDMA oluşturduğu belirlenmiştir (Lee ve Yoon,2007), Nitrozasyon reaksiyonları, pKa'sı 3.37 olan HNO₂ ile pH >7'de mümkün olmamakla

birlikte, nitrit içeren suların ultraviyole (UV) radyasyonuna maruz bırakılması ile alkali pH'larda bile meydana gelebilmektedir (Choi ve Valentine, 2003). Ayrıca, DMA'nın fotolitik olarak meydana gelen azot oksitlerle tepkimeye girmesiyle de NDMA oluşmaktadır (Acero ve von Gunten, 2001; Von Gunten, 2003).

4. BÜYÜKÇEKMECE HAVZASI

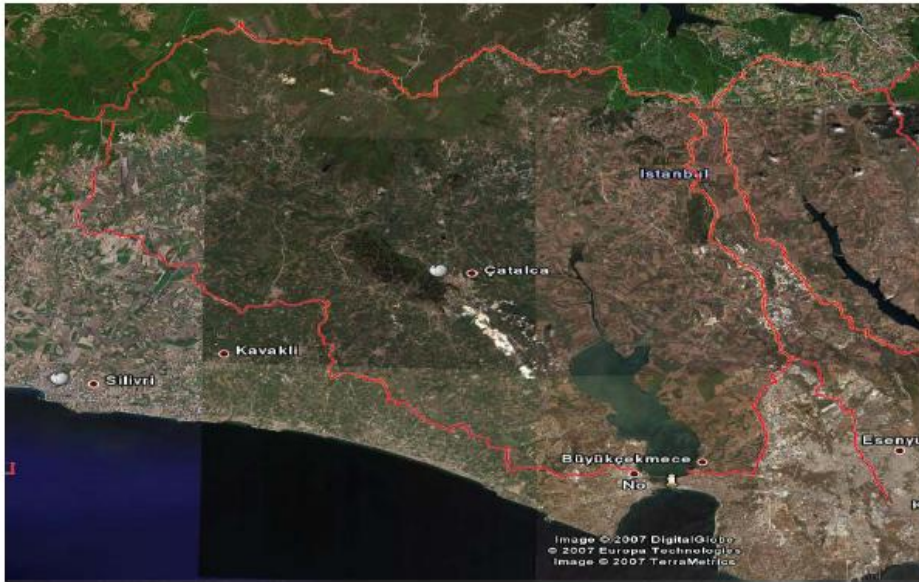
4.1 Havzanın Yapısı

10 milyonun üstündeki nüfusu ve yıllık %5'e yaklaşan nüfus artışı hızı ile İstanbul dünyadaki en büyük metropollerden biridir (Beler Baykal ve diğ., 2000). İstanbul'a olan göçün yanı sıra iklim değişimi ve küresel ısınma hem yerel hem de yönetimin halkın içme suyu ihtiyacını karşılaması ve içme suyu standartlarını sağlaması zorlaşmaktadır. İstanbul'un su ihtiyacının %90'ı yüzeysel su kaynaklarından karşılanmakta olup mevcut durumda 6 adet içme suyu rezervuarı bulunmaktadır. Bu altı kaynaktan üç tanesi Avrupa yakasında (Terkos, Büyükçekmece ve Alibeyköy), üç tanesi ise (Ömerli, Darlık ve Elmalı) Asya yakasındadır (Beler Baykal ve diğ., 2000). Bu altı kaynağa ek olarak İstıncalar, Sazlıdere, Pabuçdere ve Kazandere çaylarından da içme suyu elde edilmektedir. Büyükçekmece Gölü çıkarılabilir su miktarı açısından İstanbul için en önemli üçüncü su kaynağı olduğundan bu göl ve havzası İstanbullular için büyük önem taşımaktadır. Ayrıca, mevcut kaynaklar içinde kirlenme nedeniyle en fazla risk altında bulunan su kaynaklarından biri de Büyükçekmece'dir (İÇDR, 2007). Havzanın uydu görüntüsü Şekil 4.2' de verilmiştir. Haritada kırmızı renk havza sınırını belirtmektedir.



Şekil 4.1 : İstanbul'un yüzeysel su kaynaklarının havzaları (Kucukmehmetoglu ve Geymen, 2008).

Büyükçekmece Havzası'nın genel görünümü ve havza sınırları Şekil 4.2'de verilmektedir.



Şekil 4.2 : Büyükçekmece Havzası (Moroğlu, 2001)

Havzadan gelen sular, doğal bir yolla Büyükçekmece Gölü'nden Marmara Denizi'ne doğru akmaktayken, Mimar Sinan'ın tarihi köprüsünün birkaç yüz metre kuzeyinde inşa edilen Büyükçekmece Barajı ile 1989 yılından bu yana kontrollü bir şekilde

koya bırakılmaktadır. İstanbul'a ait genel su kaynakları için verimler Çizelge 4.1'de verilmiştir. Uluslararası (TEM) ve ulusal (D-100) karayolları havza içerisinden geçmektedir (Şekil 4.3). Otoyolların yapımından sonra havzada hızlı nüfus artışı olmuştur.



Şekil 4.3 : Büyükçekmece Havzası'ndan geçen karayolları.

1989 yılına kadar Büyükçekmece Lagünü'nün denizle doğrudan bağlantısı bulunmaktaydı. Ancak 1989 yılında işletmeye açılan ve Mimar Sinan'ın tarihi köprüsünün birkaç yüz metre kuzeyinde inşa edilen içme suyu amaçlı bir barajla lagünün denizle bağlantısı kesilerek baraj gölü oluşturulmuştur. Büyükçekmece Barajı'yla oluşturulan 148 hm³'lük bu rezerv yıllık 100 milyon m³ su verimi ile kente su sağlayan önemli su kaynaklarından biridir (Çizelge 4.1)

Çizelge 4.1 : İstanbul'un su kaynakları ve verimleri (İSKİ, 2007).

Baraj Adı	Hizmete Giriş Yılı	Verim (m ³ /yıl)
Melen Regülatörü I. Kısım	2007	268.056.000
Ömerli Barajı	1972	220.000.000
Yeşilçay Regülatörü	2003	145.000.000
Terkos Barajı	1883	142.000.000
Büyükçekmece Barajı	1989	100.000.000
Kazandere Barajı	1997	100.000.000
Darlık Barajı	1989	97.000.000
Pabuçdere Barajı	2000	60.000.000
Sazlıdere Barajı	1998	55.000.000
Alibeyköy Barajı	1972	36.000.000

Çizelge 4.1: (devam)İstanbul'un su kaynakları ve verimleri.

Şile Keson Kuyuları	1996	30.000.000
Büyükdere Barajı	1995	28.400.000
Sultanbahçedere Barajı	1997	19.400.000
Elmalı I ve II Barajları	1893-1950	15.000.000
Elmalıdere Regülatörü	1997	11.600.000
Kuzuludere Barajı	1995	11.300.000

Büyükçekmece Havzası'nın toplam drenaj alanı 621 km²'dir.

Göl yüzey alanı Gönenç ve diğ. (1995) tarafından 25-30 km², Moroğlu (2007) tarafından 23 km² ve Şanlısoy (2002) tarafından 27,5 km² olarak rapor edilmiştir.

Göl yüzey alanındaki bu değişimler su seviyesindeki mevsimsel değişimlere bağlıdır.

Gölün ortalama derinliği 6.3 m, maksimum derinliği 6.68 m'dir.

Havza içerisinde Büyükçekmece, Çatalca, Silivri ilçelerine bağlı yerleşimler (31 yerleşim) bulunmaktadır. Bu yerleşimlerden Büyükçekmece tüm koruma kuşaklarına yayılmış ve hatta havza sınırları dışına taşmıştır.

Gönenç ve diğ. (1995) Büyükçekmece Havzası'nın Elmalı-Ömerli Havzası'ndan sonra en fazla kentleşecek havza olacağını öngörmüşlerdir. Yazdıkları raporda 1990 nüfus sonuçlarına göre havza nüfusu 74685 kişi, 2020 nüfus projeksiyonu 263200 kişi olarak verilmektedir.

Şanlısoy (2002) Büyükçekmece Havzası'ndaki yerleşimlerin nüfuslarının yıllara göre değişimlerini ve ayrıca bu yerleşimlerin hangi koruma kuşağında yer aldığı Çizelge 4.2 'de verilmektedir.

Çizelge 4.2 : Büyükçekmece Havzası'ndaki yerleşimlerin nüfusları

	1980	1985	1990	1997	Yer Aldığı Koruma Kuşağı
Ahmediye	664	802	1183	1300	M-K
Akalan	967	981	1037	1057	U
Akören	1372	1400	1406	1299	U
Büyükçekmece	8121	11310	22394	36873	M-K-O-U
Bahsayış	380	424	477	436	M-K
Bekirli	622	404	415	329	U
Çakıl	1327	1407	1693	2074	U
Çakmaklı	525	709	1633	3675	U
Çanakça	1470	1592	1725	2095	U
Çatalca	7988	10470	11550	15814	U
Dağyenice	572	611	654	714	U
Elbasan	750	723	711	697	U
Gökçeali	793	817	1082	1609	U
Hadımköy	4976	6060	6486	6952	U
İhsaniye	1310	1423	1562	1616	U
İncegiz	558	585	560	689	U
İzzettin	768	809	900	987	O

Çizelge 4.2: (devam)Büyükçekmece Havzasındaki yerleşim yerleri.

Ovayenice	987	1022	1094	1235	U
Örcünlü	392	579	595	910	U
Subaşı	758	898	1144	1447	U
Tepecik	4805	7382	12440	14588	M-K
Türkoba	364	436	712	2574	U
Yassören	557	555	609	515	U
Yeşilbayır	370	390	458	542	U
Toplam	47129	58015	80341	108789	

M: Mutlak K: Kısa O:Orta U: Uzak

4.1.1 Arazi kullanımı

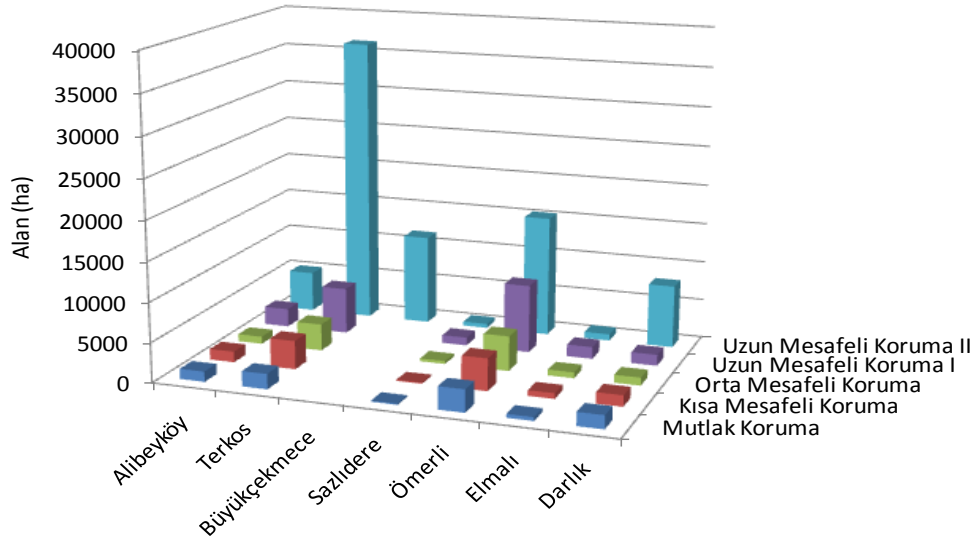
Belir Baykal, ve diğ., (2000) Büyükçekmece Havzası'ndaki arazi kullanımını orman alanları %20, tarım alanları, çayır ve meralar %63, yerleşim alanları ve endüstriyel alanlar %12, ve göl alanı %5 olarak vermektedir.

Maktav ve Erbek (2005) iki farklı yılın (1984 ve 1998) uydu verileri yardımıyla arazi kullanımındaki değişimleri incelemiştir. Ancak yaptıkları çalışma havza sınırları değil idari sınırları kapsamaktadır.

4.1.2 Bitki örtüsü

Büyükçekmece Havzası İstanbul'da su üretimine ayrılmış havzalar içerisinde vejetasyon bakımından en fakir olanıdır. Gönenç ve diğ. (1995) havzanın sadece %19'u ormanla kaplı olduğunu ve toplam orman alanının %17'sinin bozuk nitelikte olduğunu rapor etmişlerdir. Şekil 4.5 'te çeşitli havzalarda koruma kuşaklarındaki orman alanları gösterilmektedir.

Havzanın kuzeyindeki Eski dere ve Örmücek dere havzaları ile kuzeybatıdaki Delice Dere ve Karamurat Dere havzalarında da orman tamamen yok edilmiştir. Büyükçekmece Havzası'nda mutlak, kısa ve orta mesafeli koruma alanlarında hiç orman bulunmamaktadır. Bu alanlar tarım, yerleşim, açık maden işletmeciliği ve sanayi için kullanılmaktadır. Sadece uzun mesafeli koruma kuşağında orman alanı bulunmaktadır. Ormanların tamamına yakını meşe olup yer yer kayın ve gürgen de mevcuttur.



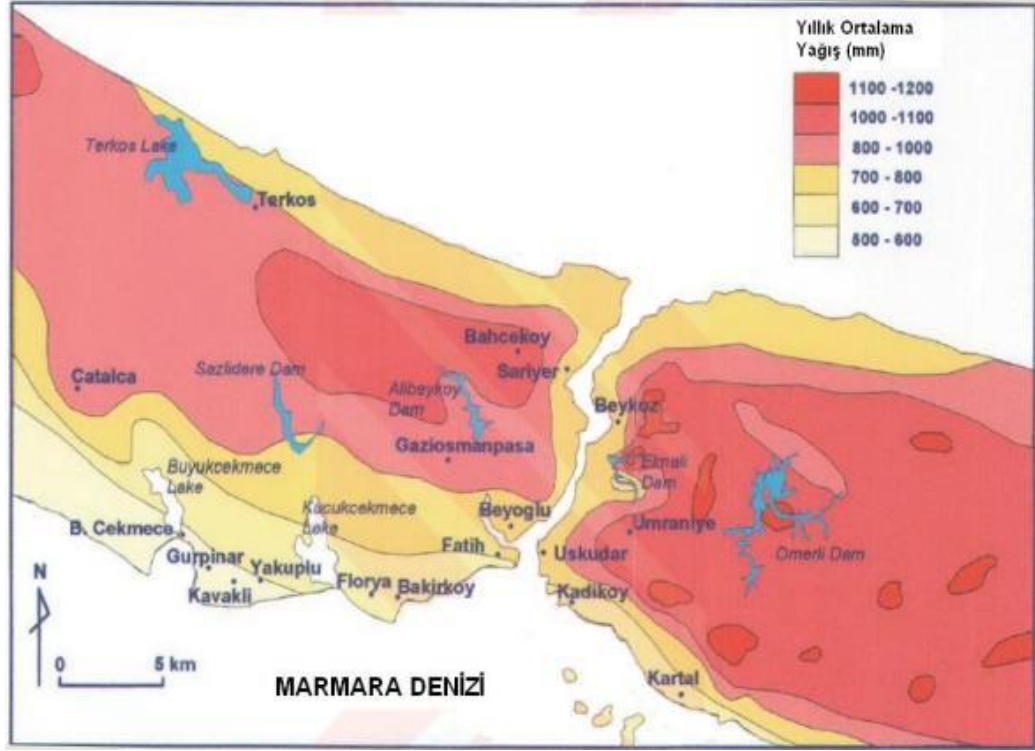
Şekil 4.4 : Orman alanlarının havzalardaki koruma kuşaklarına göre dağılımı (Şanlısoy, 2002).

4.1.3 Erezyon potansiyeli

Havzada %0-3 eğim grubuna sahip alanlar dışında erozyon tehlikesi vardır. %3-8 eğime sahip alanlar havzada egemendir (~%45). Buna göre Büyükçekmece havzasında tarıma uygun alanlar diğer havzalara göre oldukça geniştir (Gönenç ve diğ., 1995).

4.1.4 İklim

Büyükçekmece Havzası Akdeniz ve Karadeniz iklimleri arasında bir geçiş niteliğinin yanısıra karasal iklim özelliklerini de yansıtabilmektedir. Bölgede kış ve bahar ayları ılıman ve yağışlı geçerken yaz mevsimi genellikle sıcak ve kuraktır. Farklı coğrafi bölgelerin yanısıra topoğrafik ve sinoptik ölçekli hava kütlelerinin bu bölgeler üzerinde farklı etkileri iklim parametrelerinin değişimine neden olmaktadır. Birbirine çok yakın bölgelerde dahi önemli yağış farklılıkları görülebilmektedir (Şekil 4.6).



Şekil 4.5 : İstanbul’da ortalama yıllık yağış dağılımı (Demirci, 2001).

Çizelge 4.3 : Devlet Meteoroloji İşleri’nin Florya istasyonu için meteorolojik veriler

Aylık ortalamalar itibariyle en düşük sıcaklık	5.1°C (Ocak ayında)
Aylık ortalamalar itibariyle en yüksek sıcaklık	23.3°C (Ağustos ayında)
Uzun süreli yıllık ortalama sıcaklık	13.8°C
Aylık ortalamalar itibariyle en yüksek buharlaşma	93.2 mm (Ağustos ayı)
Aylık ortalamalar itibariyle Buharlaşmanın en az olduğu ay	22.9 mm (Şubat)
Uzun süreli yıllık ortalama buharlaşma	48 mm
En yüksek bağıl nem	%80 (Aralık ve Ocak Aylarında)
Yıllık ortalama bağıl nem	%72
Uzun dönem ortalamaları itibariyle güneşli geçen gün sayısı	76.3 gün
Güneşlenme miktarı	21 MJ/m ² (yaz) 6 MJ/m ² (kış)

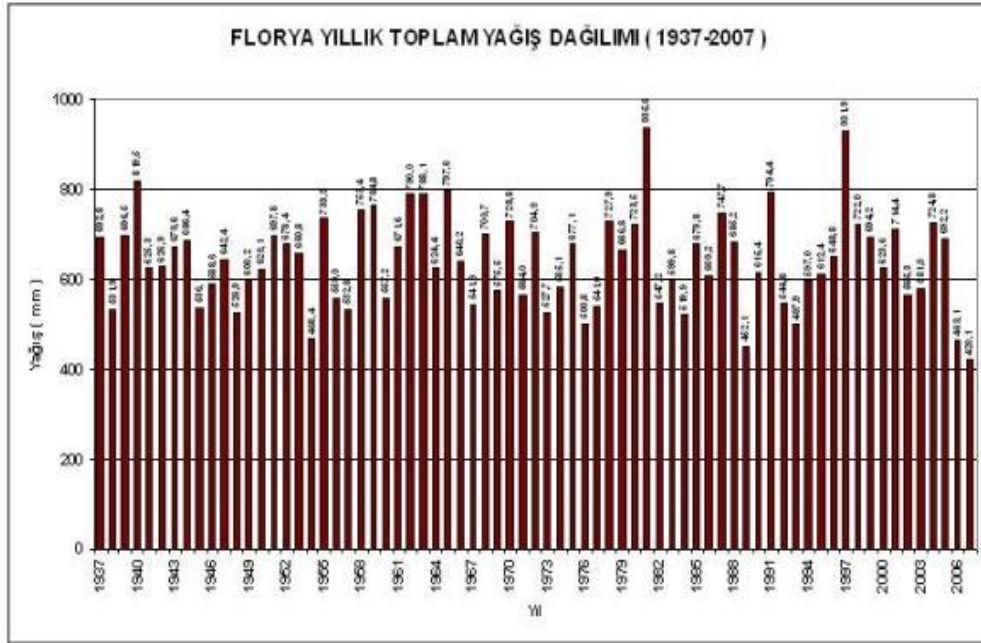
Yağış için kaynak teşkil eden bağıl nem değerleri İstanbul’un hiçbir yerinde %50’nin altına düşmemektedir.

Yaz mevsiminde %17.5 bulutlu ve kapalı gün ve %69.6 bağıl neme karşın, yıllık yağışın sadece %9.6’sı bu sıcak mevsimde gerçekleşmektedir. Yağışın az buharlaşmanın fazla olduğu bu kurak mevsimde yağışa ihtiyaç duyulmaktadır.

Florya İstasyonu için 1971-2000 yılları arasında aylık ve yıllık toplam yağış verileri Çizelge 4.4 ’te sunulmaktadır. Aynı istasyonda yıllık toplam yağış verilerinin değişimi Şekil 4.7 ’de gösterilmektedir

Çizelge 4.4 : Toplam yağış verileri (İstanbul – Florya).

Normal Periyod	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık Toplam
1971-2000	78,0	58,2	60,5	50,3	32,5	30,6	25,1	25,2	30,5	70,5	83,7	97,5	642,6



Şekil 4.6 : Florya istasyonu’nda yıllık toplam yağış dağılımı (Url-7,2010).

Büyükçekmece Havzası, baraj ekseninden başlayarak güneyde yaklaşık doğu-batı doğrultulu bir sırtla Marmara Denizi’nden ayırmaktadır. Topoğrafik yükselti 200-250m civarındadır.

Genellikle geçirimsiz kayalar bulunduğu için havzalararası yeraltısuyu bağlantısı yoktur.

Sadece Ömerli Köyü’nün güneyinden başlayarak sırt boyunca 140-150m kotunun üzerinde Çukurçeşme ve Bakırköy formasyonları yer alır. Bu nedenle, yerel olarak bu üst kotlardan Ambarlı Deresi’ne az miktarda yeraltısuyu boşalması beklenir.

Büyükçekmece havzasında yer alan temel ve örtü kayaçları, büyük çoğunluğuyla geçirimsiz veya az geçirimli özelliktedir.

Başlıca kilitaşı, marn, silttaşı ve iyi çimentolanmış sıkı kumtaşılarından oluşan Tersiyer çökellerden oluşan formasyonlarda önemli bir yeraltı suyu potansiyeli yoktur. Havzaya düşen yağışın büyük kısmı yüzeysel akış ile göle ulaşmaktadır. Sadece, akifer özelliğinde olan Eosen'in Kırklareli kireçtaşıları, Oligosen'in Pınarhisar formasyonu, Miyosen'de Çukurçeşme ve Bakırköy formasyonları yerel olarak yeraltısuyu kapsar.

Ayrıca Karasu Deresi ile Lakarna Deresi tabanı ile göl çevresindeki bazı alüvyonlarda yeraltısuyu bulunmaktadır. Genel yeraltısuyu akımı alüvyonlarda, kuzeybatıdan güneydoğuya, göle doğrudur. Alüvyonlar havzada yaklaşık 5 km²'lik bir alan kapladıkları için büyük miktarda yeraltısuyu rezervine sahip olabilecekleri tahmin edilmemektedir.

Genel olarak geçirimsiz formasyonlarla kaplı olduğu için, Büyükçekmece havzası deniz bağlantısı dışında her yönden sınırlanmıştır. Deniz bağlantısı da barajla kapatılmıştır.

Havzanın ana drenajını sağlayan Karasu Deresi, Çatalca masifine paralel, kuzeybatıdan güneydoğu yönünde akmaktadır (Eroskay ve Bargu, 1995).

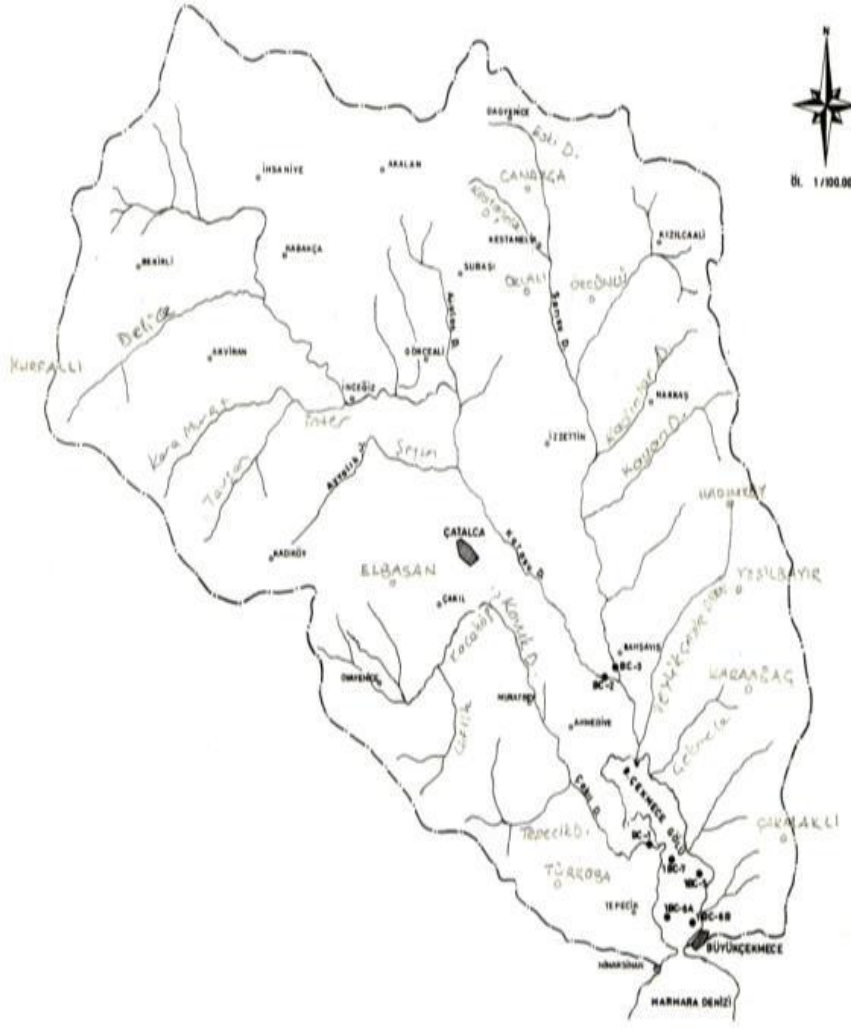
4.1.5 Hidroloji

Havzada 300m kotunun üzerinde yükselti yoktur. Bu bakımdan havzadaki taşkın ve aylık akım değerlerinde, kar erimesinin önemli bir katkısı olmadığı söylenebilir.

Havzadaki Dereler:

- | | |
|------------|-----------------|
| • Akalın | • Karasu |
| • Ayvalı | • Kavuk |
| • Çekmece | • Kayan |
| • Damlı | • Kesliçiftliği |
| • Delice | • Kestanelik |
| • Eskidere | • Kızılcaali |
| • Gökçeali | • Köy |
| • Hadımköy | • Örcünlü |
| • Hamzalı | • Şeytan |
| • İnceğiz | • Tahtaköprü |
| • İnter | • Tavşan |

Büyükçekmece Havzası'ndaki dereler Şekil 4.8 'de gösterilmiştir. Bu Şekil DSİ (1987)'de sunulan şekil modifiye edilerek üretilmiştir.



Şekil 4.7 : Büyükçekmece Havzası'ndaki dereler.

Büyükçekmece'yi besleyen başlıca dereler Karasu, Sarısu ve Çakıl Dereleridir ve DSİ tarafından çeşitli yıllarda bu derelerde akım ölçümleri yapılmıştır.

Kayan, Kadınlar, Eskidere, Kestanelik Dereleri Sarısu Deresi ile birleşip göle dökülmektedir.

İncegiz, Akalın, Gökçeali Dereleri Çatalca bölgesi yakınlarında birleşip Karasu deresini oluşturmaktadır. Tepecik ve Kavuk Dereleri Ahmediye yakınlarında birleşip Çakıl deresi olarak göle dökülmektedir.

Uzun dönemli değerlendirmelere göre Büyükçekmece Gölü'ne gelen su ortalama 3.5 m³/sn'dir. Göle gelen suyun %82'si kuzey-batı drenaj alanından kaynaklanmaktadır.

Büyükçekmece Gölü giriş akımlarının yıl içinde aylara göre dağılımı:

- %32'si Mart-Mayıs ayları arasında
- %1.5'i Haziran-Ağustos ayları arasında
- %6.5'i Eylül-Kasım ayları arasında

– %60'ı Aralık-Şubat ayları arasındadır.

Havzayı besleyen ve taşkın debileri çalışmaları yapılan derelerin sadece ikisi üzerinde Akım Rasat İstasyonu çalıştırılmaktadır. Bunlar; Devlet Su İşleri (DSİ) Genel Müdürlüğü'nce Çakıl Deresi üzerinde çalıştırılan 2-24 numaralı Tepecik Akım Rasat İstasyonu ile Elektrik İşleri Etüd İdaresi (EİE) Genel Müdürlüğü'nce Karasu Deresi üzerinde çalıştırılan 211 numaralı Çatalca Akım Rasat İstasyonlarıdır (Hepdoğan, 1998).

Karasu Deresi:Havzası 275 km², uzunluğu ~70 km'dir. Yörenin en büyük nüfusunu taşıyan Çatalca'dan geçmektedir. 4. sınıf su kalitesi (N ve P açısından) saptanmıştır (Gönenç ve diğ., 1995).

Ekim 1971-Eylül 1991 (20 yıl) yılları arasında debi ölçümlerine göre;

Ortalama akım: 1.01m³/sn

- Ortalama minimum akım: 0.22 m³/sn
- Maksimum akım: 2.1 m³/sn
- Kış debisi: 2-3 m³/sn
- Yaz debisi: 0.03-0.08 m³/sn'dir.

Büyükçekmece Gölü: İstanbul il çevre durum raporunda (İÇDR, 2007) su kirliliği görülen göller; Terkos Baraj Gölü, Alibeyköy Baraj Gölü, Ömerli Baraj Gölü, Elmalı Baraj Gölü, Sazlıdere Baraj Gölü, Büyükçekmece Baraj Gölü, Küçükçekmece Gölü, Tuzla-Kamil Abduş Gölü olarak listelenmektedir. Büyükçekmece Baraj Gölü'nün evsel, endüstriyel, doğal ya da insan kaynaklı erozyon ve tarımsal faaliyetler sebebiyle kirlendiği belirtilmektedir.

Beler Baykal ve diğ., (2000) İstanbul'un içme suyu kaynaklarını (Büyükçekmece, Ömerli, Terkos, Darlık, Alibeyköy, Elmalı) Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre sınıflandırmışlardır. Bu sınıflandırmaya göre Büyükçekmece fiziksel ve inorganik kimyasal parametreler açısından 3. Sınıf, organik parametreler açısından 3. Sınıf, inorganik parametreler açısından 4. Sınıf, bakteriyolojik parametreler açısından ise 2. Sınıf olarak değerlendirilmiştir.

İstanbul'un su kaynaklarının en kötünden en iyiye doğru sınıflandırılması Çizelge 4.5 'te verilmektedir.

Çizelge 4.5 : İstanbul'un su kaynaklarının en kötünden en iyiye doğru sınıflandırılması.

Nüfus	Nüfus yoğunluğu	Arazi kullanımı (Yerleşimlere ayrılan %)	Endüstri	Toplam kalite sınıfı	Trofik sınıf
Ömerli	Elmalı	Elmalı	Alibeyköy	Elmalı	Elmalı
Elmalı	Ömerli	Büyükçekmece	Ömerli	Alibeyköy	Ömerli
Büyükçekmece	Alibeyköy	Ömerli	Büyükçekmece	Büyükçekmece	Alibeyköy
Alibeyköy	Büyükçekmece	Alibeyköy	Elmalı	Ömerli	Terkos
Terkos	Terkos	Terkos	Terkos	Terkos	Büyükçekmece
Darlık	Darlık	Darlık	Darlık	Darlık	Darlık

4.2 Büyükçekmece Havzasının İçme suyu Havzaları Koruma ve Kontrol

Yönetmeliğine Göre Durumu

Bu yönetmeliğe göre:

İçmesuyu kaynağına önemli miktarda su taşıyan ve su toplama havzalarına ait aşağıda isimleri verilen dereler ve bunun dışında havzaya akan bütün dereler İSKİ tarafından koruma altına alınacaktır.

Büyükçekmece Havzası:

Beylikçayı Deresi,

Çekmece Deresi,

Hamza Deresi,

Eskidere ve Orcunlu Dere,

Kızıldere kolu,

Karasu Deresi ve Akalan Deresi,

Şeytan Deresi,

Ayus Deresi,

Inter Deresi,

Tavşan Deresi,

Delice Deresi Kolları,

Tahtaköprü Deresi,

Koy Deresi,

Damlıdere ve Kesliçiftliği Deresi,

Kiladine Deresi Kolu

Derelerin her iki tarafındaki 100 m.lik alan mutlak koruma bandının şartlarına tabidir. Bunların dışında herhangi bir sebeple koruma altına alınması İSKİ tarafından uygun görülebilecek dereler, yönergede belirtilir. Bu kaynaklarda hiçbir

suretlemotorlu araççalıştırılmaz. Kùltür balıkçılığı yapılamaz. Bu kaynaklarda ilaçlama ve benzeri faaliyetlerde bulunulamaz

4.2.1 Endüstri

İstanbul'da sanayi tesisleri Büyükçekmece ve Küçükçekmece ilçelerinde yoğunlaşmıştır (İÇDR, 2007).

Havza içinde küçük ve orta ölçekli sanayiler bulunmakta, özellikle depolama tesislerinin sayıları artmaktadır (Gönenç ve diğ. 1995). Taş ocakları arazi yapısını bozmakta ve erozyona neden olmaktadır.

Tünay ve diğ. (1995) havzada incelemeye alınabilecek nitelikte 137 tesis bulunduğunu rapor etmişlerdir. Daha sonra 2006 yılında İSKİ'den havzada 287 tesis bulunduğı bilgisi alınmıştır. Bu tesislerin dağılımı Çizelge 4.6 'da verilmektedir.

Çizelge 4.6 : Havzadaki endüstriyel tesislerin dağılımı.

	AKTİF FİRMA SAYISI	EAS OLANLAR	Önlem kodu belirlenecek	Zararlı atığı olanlar	Konvansiyonel atıksuyu olup biyolojik AT istenen	Fosseptik istenenler	Konvansiyonel atıksuyu olan tesisler	Konvansiyonel atıksuyu olup biyolojik AT olanlar	Tesis içi önlem olanlar	Evsel atıksuyu olup biyolojik AT olanlar	Fosseptik olanlar
A: GIDA SANAYİİ	□ □	□	1	□	1	1	□ □	□	□	□	□
B: METAL SANAYİİ	□ □	□	□	□	□	□	□	□	□	1	1
C: KİMYA SANAYİİ	~ 1	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
D: TEKSTİL SANAYİİ	1 □	1	□	1	□	□	□	□	□	□	□
E: DERİ SANAYİİ	1	~	□	□	□	□	□	□	□	□	□
F: PETROL VE KÖMÜRE BAĞLI SANAYİİ	□ 1	1 □	□	□	1	□	~ 1	□	□	□	□
G: METAL DIŞI MİNERAL SANAYİİ	□ □	1 □	□	□	□	1	□	□	1	□	□

Çizelge 4.6: (devam) Havzadaki endüstriyel tesislerin dağılımı

H: AĞACA BAĞLI SANAYİİ	11	1	□	□	□	□	□	□	□	□	1
K: TOPLU KONUT VE TURİZM SANAYİİ	□	□	□	□	□	□	□	1	□	□	1
L: DİĞERLERİ	□	□	1	□	□	□	□	1	□	1	□
Z	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
TOPLAM	□	□	□	1	□	□	□	□	1	□	□

İstanbul il çevre durum raporunda (İÇDR, 2007) koruma kuşaklarına göre sanayi tesislerinin dağılımı verilmiştir (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7 : Koruma kuşaklarına göre sanayi tesislerinin dağılımı (İÇDR, 2007).

Havza	Göl				Dere		Toplam
	Mutlak	Kısa	Orta	Uzak	Mutlak	Kısa	
Terkos	1	2		6	7	1	17
Alibeyköy	6	6	14	247	216	64	553
B.Çekmece	16	23	13	77	60	68	257
Elmalı	5		1	78	36	40	160
Ömerli	3	5	10	226	156	133	533
Sazlıdere	10	7	7	43	40	36	143
Toplam	41	43	45	677	515	142	1663

4.3 İstanbul Çevre Düzeni Planı

İstanbul Büyükşehir Belediye Meclisi'nin 13.02.2009 tarihinde aldığı 103 sayılı kararı ile uygun bulunan 1/100.000 ölçekli İstanbul Çevre Düzeni Planı, 15 Haziran 2009'da İstanbul Büyükşehir Belediye Başkanı'nca onaylanarak yürürlüğe girmiştir. Çevre Düzeni Planı'nın Büyükçekmece Havzasını içeren kısmı Şekil 4.9 'da gösterilmektedir.



Şekil 4.8 : Çevre düzeni planı'nın Büyükçekmece Havzasını içeren kısmı



Şekil 4.9 : Büyükçekmece İçmesuyu Arıtma Tesisi yerleşim planı.

Büyükçekmece İçme suyu arıtma tesisi Büyükçekmece, Beylikdüzü, Kiraç, Gürpınar, Esenyurt, Avcılar, Bahçeşehir, Çatalca, Kavaklı, Mimaroba, Sinanoba, Kumburgaz, Selimpaşa, Tepecik ilçelerin su ihtiyacını karşılamaktadır. İstanbul'un içmesuyu arıtma tesislerinde üretilen su miktarları ve tesislerin hizmete giriş yılları Çizelge 4.8 'de verilmektedir. 2007 yılı için Büyükçekmece İçmesuyu arıtma tesisinde üretilen su, toplam üretilen suyun %8.4'ünü oluşturmaktadır.

Çizelge 4.8 : İstanbul'un içmesuyu arıtma tesisleri (İSKİ,2007).

TesisAdı		Hizmete Giriş Yılı	Kapasite (m ³ /gün)	2007 Yılı Üretilen Su (m ³ /gün)	2007 Yılı Üretilen Su (m ³ /yıl)
Ömerli	Orhaniye	1972	500.000	835.946	305.120.158
	Muradiye	1995	320.000		
	Osmaniye	1997	220.000		
	Emirli (Yavuz Sultan Selim)	2001	500.000		
Kağıthane	Çelebi Mehmet Han	1972	378.000	490.373	178.985.996
	Yıldırım Bayezid Han	1996	350.000		
Büyükçekmece	Büyükçekmece	1989	400.000	164.436	60.019.008
Elmalı	Elmalı	1994	50.000	17.025	6.214.195
İkitelli	Fatih Sultan Mehmet	1998	420.000	405.934	148.165.975
	II. Beyazid	2004	420.000		
Taşoluk	Taşoluk	2007	50.000	10.100	3.686.330
Toplam			3.608.000	1.957.025	714.314.283

İSKİ İstanbul'daki içme suyu arıtma tesisleri çıkış suyu kalitelerini aylık olarak web sitesinde yayınlamaktadır. Ocak 2010'da yayınlanan rapor Çizelge 4.9'da gösterilmektedir. ÇizelgedeBüyükçekmece içme suyu arıtma tesisi çıkış kalitesi de görülmektedir.

Çizelge 4.9 : İstanbul su kalitesi raporu Ocak 2010 (Url-8,2010).

Parametre	TÜRK TANDARTLARI	DÜNYA SAĞLIK TEŞKİLATI (WHO)	ABD ÇEVRE KORUMA AJANSI (EPA)	AVRUPA BİRLİĞİ (EC)	TASFİYE TESİSİ ORTALAMA KALİTE DEĞERLERİ (GENEL ÇIKIŞ)						
	TS 266 2005	1999	2003	1998	B.çekmece	İkitelli	Kağıthane	Ömerli (Emirli)	Ömerli(Mur.- Orhaniye)	Ömerli (Osmaniye)	Elmalı
Bulanıklık	1.0	5.0	1.0	1.0	0.2	0.1	0.1	0.4	0.3	0.3	0.2
BİRİNCİL STANDARTLAR (MİKROBİYOLOJİK), EMS/100 mL											
Koliform Bakteri	< 1	0	< 1	0	0	0	0	0	0	0	0
BİRİNCİL STANDARTLAR (Dezenfeksiyon Yan ürünleri), µg/L											
Toplam Trihalometanlar	100	480	80	100	33.3	9.2	8.6	24.2	12.1	5.6	14.5
Bromat	10	10	10	10							
BİRİNCİL STANDARTLAR (İNORGANİK KİMYASALLAR), mg/L											
Alüminyum	0.200	0.200	0.200	0.200	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Arsenik	0.01	0.01	0.01	0.01	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
Baryum	-	0.7	2.0	-	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
Kadmiyum	0.01	0	0.01	0.01	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
Krom (Toplam)	0.05	0.05	0.10	0.05	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Florür	1.5	1.5	2.0	1.5	0.15	0.08	0.06	0.06	0.06	0.06	0.08
Bromür	-	-	-	-							
Kurşun	0.01	0.010	0.015	0.010	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Civa	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Nitrat (NO ₃ ⁻)	50	50	45	50	6.31	2.98	2.92	1.36	3.58	3.38	6.12
Selenyum	0.01	0.01	0.05	0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Gümüş	-	0.10	0.10	-	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Antimon	0.01	0.020	0.01	0.01	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Berilyum	--	--	0	-	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
BİRİNCİL STANDARTLAR (RADYOLOJİK), Bq/L											
Gross Alfa	0.1	0.5	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-
Gross Beta	1	10	-	1	-	-	-	-	-	-	-
İKİNCİL STANDARTLAR (ESTETİK), mg/L											
Klorür	250	250	250	250	30	30	38	42	26	26	41
Renk (birim)	20	15	15	-	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Bakır	2.0	2.0	1.0	2.0	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Deterjanlar	-	--	0.5	-							
Demir	0.2	0.3	0.3	0.2	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Mangan	0.05	0.1	0.05	0.05	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Koku Yapan Maddeler	Geosmir MIB	- -	- -	- -	< 0.5 1.86	3.65 2.64	2.93 2.74	< 0.5 0.85	2 5.36	- -	1.53 4.67
PH	6.5-9.5	6.5 - 8.0	6.5 - 8.5	6.5 - 9.5	7.2	7.4	6.9	6.9	7.1	7.1	6.6
Sülfat	250	500	250	250	74.9	49	77.7	10.5	33.2	34.7	65.6
Toplam Çözünmüş Madde	-	1000	500	-	185	157	166	115	120	126	151
Çinko	-	3.0	5.0	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.11	< 0.1	< 0.1	< 0.1
İLAVE PARAMETRELER,mg/L											
Kalsiyum	-	300	-	-	64.6	56	52	34.4	34.4	35.6	40.1
Sertlik (CaCO ₃ olarak)	-	500	-	-	192	148	168	102	105	106	125
Magnezyum	-	-	-	-	7.5	3.6	6.7	4.0	4.8	4.3	7.2
Potasyum	-	-	-	-	2.76	2.72	2.73	1.41	2.19	2.19	2.80
Sodyum	200	200	-	200	18.3	16.8	20.0	9.1	12.3	12.2	21.4
Serbest Klor (3)	-	5.0	4.0	-	1.6	1.5	1.4	1.3	1.5	1.6	1.3
Amonyum	0.5	1.5	-	0.5	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03

2- Diğer Parametreler Atıksu ve Su Kalite Laboratuvarlarında yapılan analizlerin aylık ortalamasıdır.

3- Burada gösterilen klor değeri tesis çıkış değeri olup, serbest klor zamanla azalmaktadır. Bu değer şebekenin en uç noktasında bile serbest klor kalacak şekilde seçilmekte olup, serbest klor değerleri şebekede genellikle 0,1-0,5 aralığında ölçülmektedir.

5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

5.1 Numune Alma ve Koruma

Bu çalışmada kullanılan numuneler Büyükçekmece Gölü'nden (Ham su: İçme suyu arıtma tesisi su alma yapısından) ve bu göle yan kol olarak bağlanan Ahlat, Hamza, Beylikçayı, Karasu ve Tahtaköprü derelerinden özel içi teflon kaplı 10L'lik bidonlarla taşınarak İTÜ Çevre Mühendisliği laboratuvarına getirilmiştir. Alınan numuneler laboratuvarda 0,2µm gözenek çaplı Polycap AS-75 marka filtreden süzölmüş ve analiz süresi boyunca 4°C'lik bir ortamda korunmuştur. 0,2 µm gözenek çaplı filtreden süzme işlemi ile hem deneyler sadece çözönmüş kısımda yapılmış hem de filtre-sterilizasyonu sağlanmıştır.

5.2 Su Kalitesi Parametreleri

5.2.1 pH, sıcaklık ve çözönmüş oksijen ölçümü

pH, sıcaklık ve çözönmüş oksijen ölçömleri numune alma noktalarında taşınabilir pH metre ve gerekli probalar ile yapılmıştır.

5.2.2 Çözönmüş organik karbon (ÇOK) analizi

TOK ölçömleri otomatik numune alıcıya sahip Shimadzu TOK-5000 cihazıyla, Standart Metot 3510B'de tarif edilen yakma infrared metoduyla yapılmıştır. Numune organik karbonu CO₂ gazına oksitleyen platinyum oksit katalizörüyle dolu ısıtılmış reaksiyon odasına enjekte edilmiştir. Oluşan inorganik CO₂ dağıtıcısız infrared analizörüyle ölçölür. TOK cihazına ait genel özellikler Çizelge 5.1'de verilmiştir.

Çizelge 5.1:TOK cihazı özellikleri

Analizler	TK,İK,UOK,POK
Metot	Yakma/dağıtımsız infared gaz analiz metodu
Yakma Sıcaklığı	680 °C
Ölçüm Aralığı	4 ppb-40000ppm TOK (5000 ppm 'e kadar İK,400 ppm 'e kadar POK)
Numune Enjeksiyon Hacmi	4-2000

5.2.3 UV₂₅₄ ölçümü

Suda bulunan organik maddeler ve bu maddelerin aromatikliği hakkında bilgi veren bir parametre olan UV₂₅₄ parametresinin ölçümü için Shimadzu 1601 marka UV-vis Spektrofotometre kullanılmıştır. Ölçümler 254nm dalga boyunda yapılmıştır.

Shimadzu marka UV- 1601 model bu cihaz, çözelti içerisindeki iyonik veya noniyonik formdaki inorganik (NH₄⁺ vb.) ve organik tür (anilin, nitrobenzen vb.) maddelerin kantitatif analizinde kullanılır. 190-1100 nm dalga boyu aralığında çözelti içerisine gönderilen ultraviyole ışınlarının madde tarafından adsorblanması tekniği ile çalışır. Sıvı veya atık sulardaki çeşitli kimyasal maddelerin kantitatif analizi yapılabilir. Cihazın teknik özellikleri Çizelge 5.2’de verilmiştir.

Çizelge 5.2: UV görünür spektrofotometre cihazı teknik özellikleri.

UV-1601 GÖRÜNÜR SPEKTROFOTOMETRE (SHIMADZU)	
Ölçüm Dalga Boyu Aralığı	190-1100 nm
Dalga Boyu Göstergesi	0.1 nm
Örnekleme Aralığı	1.0 nm 910 nm $\geq\lambda$ aralığı>500 nm 0.5 nm 500 nm $\geq\lambda$ aralığı>200 nm 0.2 nm 200 nm $\geq\lambda$ aralığı>100 nm 0.1 nm 100 nm $\geq\lambda$ aralığı
Fotometrik Sistem	Çift ışık saçan optik
Fotometrik Aralık	Absorbans -0.5-3.999 Abs Transmitans 0-300 %
Fotometrik Doğruluk	± 0.004 Abs (1.0 Abs için) ± 0.002 Abs (0.5 Abs için)
Boyutlar	550x470x380 (WxDxH)
Ağırlık	18 kg
Güç İhtiyacı	100, 120, 220, 230, 240 V 50, 160 Hz 160 V A

5.2.4 SUVA parametresi

Farklı karakterdeki organik maddelerin karşılaştırılabilmesi için belli dalga boyundaki UV absorbansının ÇOK konsantrasyonuna bölünerek normalize edilen parametre spesifik UV absorbansı (SUVA) (L/mg.m) olarak adlandırılmaktadır. SUVA, organik karbonun yapısındaki aromatik içeriğin yarı kantitatif ölçümüdür. Klor ve diğer oksidanların öncelikle hücum ettiği oksijen ve azot içeren fonksiyonel grupların yer aldığı aktif aromatik yapının göstergesi olan SUVA'nın DYÜ'ler ile iyi korele ettiği gösterilmiştir. SUVA, TOK gibi kısa zamanda kolay ölçülebilen bir parametre olduğundan THM analizlerinde bu iki parametrenin temsili parametreler olabileceği sonucu elde edilmiştir (Kitiş ve diğ., 2001).

5.2.5 Anyon ölçümleri

Florür, klorür, bromür, nitrit, nitrat, fosfat ve sülfat anyonlarının ölçümleri Dionex marka ICS-1500 iyon kromatograf ile EPA 300.0 metoduna göre yapılmıştır. Kromatografa ait özellikler Çizelge 5.3'te verilmiştir.

Çizelge 5.3:Dionex IC-1500 teknik özellikleri.

Dionex IC-1500 Çalışma Koşulları	
Hareketli Faz	8 mM Na ₂ CO ₃ +1 mM NaHCO ₃
Sabit Faz	AS14 iyon kromatograf kolonu
Supresör	ASRS-4 mm
Dedektör	İletkenlik

5.2.6 Bakiye klor ölçümleri

7 günlük inkübasyon süresi sonunda numunelerin serbest klor ölçümü yapılmıştır. Bu işlem için 10 ml numune alınmış ve üzerine 0,5 ml fosfat tampon çözeltisi ile 0,5 ml DPD (N-dietil-p-fenilendiamin) çözeltisi eklenerek İ.T.Ü. Çevre Mühendisliği laboratuvarında bulunan Scinco marka SV-1141 model vis-UV Spektrofotometre ile 515 nm dalga boyunda absorbans değerleri okunmuştur (Std. Metotlar, 4500-Cl G). Spektrofotometreye ait teknik özellikler Çizelge 5.4'te verilmiştir. Bu değerler kullanılarak numunelerin bakiye klor değerleri hesaplanmıştır.

Çizelge 5.4:Scinco SV-1141 vis-spektrofotometre teknik özellikleri.

Scinco SV-1141 vis-Spektrofotometre	
Spektral Bant Genişliği	< 4nm
Dalga Boyu Aralığı	340-1100nm
Hassasiyet	< 1nm
Tekrarlanabilirlik	< 0,5nm
Monokromatör	Czerny-Turner tip
Dağınık Işık	< 0,1 % T at 340nm
Fotometrik Aralık	-0,1-3,0 A, % 0-125
Hassasiyet	± 0,003 A, 0-2 A ± % 1 (okunan değerin), 0,3-2 A ± % 2 (okunan değerin), 2-3 A
Denge	± 0,002 A/h
Işık Kaynağı	Tungsten Halojen Lamba
Görüntü Modu	LCD
Numune Taşıyıcı	Standart Dikdörtgen Hücre Taşıyıcı
İnterfaz Port	RS-232 C
Standart Kapasite	Absorbans / % İletim / Konsantrasyon
Güç Gereksinimi	AC 100-230 V, 50/60 Hz, 1A
Boyutlar (mm)	300x250x125 (WxDxH)

5.2.7 Trihalometan ölçümü

İçme suyundaki THM'lerin analizi Standart Metotlar 5710 B metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Su fazındaki klorlu uçucu organikler pentan solventi kullanılarak kolayca ekstrakte edilebilmektedir. THM içeren 35ml su numunesi 40ml'lik özel vialle boşaltılır. Üzerine 1 ml Na₂SO₃ ve 3ml pentan eklenir. Bunun ardından, vialin kapağı kapatılarak, vial 1 dakika boyunca hızlıca çalkalanır. Daha sonra bu vial 3 dakika bekletilerek, faz ayrımının gerçekleşmesi sağlanır. Üst kısımda oluşan pentan fazı, pastör pipeti kullanılarak 2ml'lik bir vialle aktarılır. Bundan sonra, 2ml'lik ekstrakt, elektron yakalama dedektörü vasıtasıyla kapiler kolonu olan Agilent marka 6890N model gaz kromatograf cihazında analiz edilir. Cihaza ait teknik özellikler Çizelge 5.5'te verilmiştir.

Çizelge 5.5:Agilent 6890N model GC μ ECD cihazının teknik özellikleri.

Agilent 6890N GC μECD'nin KARAKTERİSTİĞİ	
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 Programı	35 °C de 9 dk tutulur daha sonra 1 °C/ dk'lık artışla 5 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	13 mL/dk
Toplayıcı gaz	
Tip	Azot
Toplayıcı akım	58,7 mL/dk

5.2.8 Alkalinite ölçümü

Bir suyun alkalitesi, o suyun kuvvetli bir asidi, belirtilen bir pH değerine kadar nötralize edebilme kapasitesidir. Alkalinite suyun özelliğinin kaba bir göstergesidir. Alkalinite, doğal sular ile atık suların arıtımında ve kullanımında önem taşıyan bir parametredir. Yüzey sularının alkalitesi öncelikle CO_3^{2-} , HCO_3^- ve OH^- iyonlarının bir fonksiyonudur ve bu iyonların konsantrasyonlarının göstergesi olarak alınabilmektedir. Ölçülen alkalinite değeri, eğer mevcut ise fosfat, silikat ve borat da içerebilmektedir. Alkalinite özellikle kullanma veya proses sularının yumaklaştırılmasında, endüstri kazan sularının ve atık suların kimyasal arıtımında

önemle izlenmesi gereken bir parametredir. Alkalinite ölçümü için 25ml numune alınarak 0,02N H₂SO₄ ile pH'ı 4,5 olana kadar titre edilir. H₂SO₄ sarfiyatı kullanılarak alkalinite değeri hesaplanır.

5.2.9 TKN ve amonyak ölçümleri

Amonyak azotu tayin yöntemi: Amonyum iyonları (NH₄), pH>7 iken büyük oranda amonyağa (NH₃) dönüşmektedir. Bu dönüşüm, pH 9,5 civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir. Amonyak azotu tayininde uygulanacak yöntemin seçimi, konsantrasyona ve girişime neden olabilecek maddelerin varlığına bağlı olarak yapılmaktadır. İçme suları, temiz yüzey ve yer altı suları ile iyi kalitedeki nitrifiye olmuş atıksu çıkış akımlarındaki düşük amonyak azotu konsantrasyonlarının ölçümünde daha küçük konsantrasyonları okuyabilmek açısından kolorometrik yöntemler uygulanmaktadır. Girişimlerin varlığı veya daha yüksek bir duyarlılıkla çalışılması halinde, ön distilasyon işlemine gereksinim duyulmaktadır. Distilasyon-titrasyon yöntemi, özellikle amonyak konsantrasyonu 5mg/l'nin üzerindeki numunelerde uygulanmaktadır. Distilasyon işlemi, amonyak azotunun girişim yapan birçok maddeden ayrılmasını sağlamaktadır. Numune, pH 9,5'te borat tampon çözeltisiyle organik azot bileşiklerinin ve siyanatların hidrolizini azaltmak üzere tamponlanmakta ve borik asit çözeltisi içine distile edilmektedir. Distilasyonda, buhar faz yoğunlaştırılarak borik asit çözeltisi içinde toplanmaktadır. Bu çözelti daha sonra kuvvetli bir asitle titre edilerek amonyak azotu tayini yapılmaktadır.

Titrasyon işlemi: Titrasyon, sadece ön distilasyon işleminden geçmiş numunelerde uygulanır. Distilasyon ve titrasyon sırasında, numune hacminin belirlenmesi aşamasında aşağıda verilen çizelgeden faydalanılır.(Çizelge 5.6)

Çizelge 5.6: NH₃-N konsantrasyonu-numune hacmi.

Numune NH ₃ - N Konsantrasyonu mg/L	Numune Hacmi mL
5-10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

Titrasyon işleminin esası: Distilatın Toplanması: Distilat, indikatörlü borik asit çözeltisi kullanılarak erleninde toplanır.

Titrasyon: Distilattaki amonyak, 0,02 N H₂SO₄ titrasyon çözeltisi ile açık leylak rengine kadar titre edilir.

Şahit: Numuneye uygulanan bütün işlemler aynen uygulanarak hazırlanır. Titrasyon işlemi sonunda, Şahit için harcanan 0,02 N H₂SO₄ titrasyon çözeltisi miktarı belirlenir.

Fenat yöntemi: İçme suyunda amonyak konsantrasyonu çok düşük olduğu için titrasyon yöntemiyle düşük konsantrasyona sahip numunelerdeki NH₃- N miktarının belirlenememesi durumunda amonyak ölçümü Standard Methods 4500-NH₃-N Phenate Method yöntemiyle NH₃- N ölçümü gerçekleştirilmiştir. Bu yöntemde renklendirilen numuneler 640 nm ‘de özellikleri Çizelge 5.4 ‘de verilen spektrometre ile okunarak ölçüm gerçekleştirilmiştir.

Toplam kjeldahl azotu tayin yöntemi (TKN): Sülfirik asit, potasyum sülfat ve bakır sülfat katalizörü ile su numunelerinde bulunan organik maddenin içindeki amino azotunun büyük bir bölümü amonyuma dönüşmektedir. Daha sonra amonyak azotu tayini yapılarak su numunesindeki organik azot ve amonyak azotunu belirlemek mümkün olmaktadır. Numune 75-385 °C’de ısıtılarak hazım işlemi gerçekleştirilir. Numune 25-30 ml kalana kadar hazım işlemi sürdürülür. Hazım işlemi tamamlandıktan sonra numuneler 300 ml ‘ye tamlanarak distilasyon işlemi gerçekleştirilir.

5.3 Klorlama Prosedürü

5.3.1 Klor dozlama çözeltisinin hazırlanması

5mg Cl₂/ml’lik klor çözeltisi hazırlamak için stok hipoklorit çözeltisinden gerekli miktar alınarak çift distile su ile 250 ml’lik balon jodede tamamlanmış ve ardından şişe alüminyum folyo ile sarılarak güneş ışığına maruz kalmayacak şekilde korunmuştur.

5.3.2 Fosfat tampon çözeltisinin hazırlanması

68,1g potasyum dihidrojen fosfat (KH₂PO₄), ve 11,7g sodyum hidroksit (NaOH) çift distile suda çözülerek, hacmi balon jodede çift distile su ile 1 litreye tamamlanmıştır. Bu çözelti daha sonra buzdolabında saklanmıştır.

5.3.3 Numunelerin klorlanması ve THM oluşum potansiyeli

5mL klor dozlama çözeltisi balon jode çift distile su ile 250mL'ye tamamlanır ve kapağı kapatılarak karışma sağlanır. Daha sonra hazırlanan çözeltiden 100 mL alınarak 0,02N Na₂SO₄ ile titre edilir. Na₂SO₄ sarfiyatı kullanılarak başlangıç klor konsantrasyonu (C₁) bulunur. Bu değerin 100mg/L civarında olması beklenir. Daha sonra başka bir balon jode 5mL klor dozlama çözeltisi ve 5mL fosfat tampon çözeltisi konularak numune ile 250'ye tamamlanır ve karışım sağlanır. Hazırlanan bu çözelti 25°C'de 4 saat bekletilir ve ardından klor tayini yapılır. Klor tayini için hazırlanan çözeltiden 100 mL alınarak 0,02N Na₂SO₄ ile titre edilir. Na₂SO₄ sarfiyatı kullanılarak 4 saat sonunda numunede kalan klor miktarı (C_R) bulunur. Klor ihtiyacı (D_{Cl}) ise bu iki değerin farkı alınarak bulunur.

$$D_{Cl} = C_1 - C_R$$

Daha sonra gerekli dozlama çözeltisi hacmi (V_D) hesaplanır

$$V_D = \frac{D_{Cl} + 3}{5} \times \frac{V_s}{1000}$$

Bu işlemlerden sonra numuneler şişe hacmine göre fosfat tampon çözeltisi eklenerek (1ml tampon/50 ml numune) şişelerin ağzı su mührü ile kapatılarak 7 günlük inkübasyon için inkübatöre (25 ± 2 °C) konulur

5.4 NDMA Ölçümü

NDMA ölçümü ile ilgili hem katı faz ekstraksiyonu (SPE) ön işlemleri ile ilgili hem de LC-MS/MS ayarları ile ilgili çeşitli denemeler yapılmıştır. Bu denemeler sonucunda SPE çalışmaları için uygun şartlar aşağıdaki şekilde belirlenmiştir.

SPE yöntemi: Katı faz ekstraksiyonuna başlamadan önce numunelere son konsantrasyonu 100ng/L olacak şekilde d6-NDMA enjeksiyonu yapılır. Numunelerin süzülmesinden önce aktif karbon kartuşların şartlandırılması yapılır. Şartlandırma için Bakerbond (Activated spherical carbon SPE column) marka kartuşlardan sırasıyla, 5mL n-pentan, 5 mL Diklorometan (DCM) , 2x5mL asetonitril ve 2x5mL HPLC-grade su süzülür. Daha sonra numuneler vakum pompası yardımıyla aktif karbon kartuşundan süzme hızı 5mL/dakika olacak şekilde süzülür. Süzme

sırasındakartuşun tamamen kurumaması sağlanır. Su fazından katı faza geçmiş olan NDMA kartuştan sırasıyla 2x5mL asetonitril ve 2x5mL aseton geçirilerek sıvı fazda toplanır. Yaklaşık 20mL olan sıvı faz TurboVAP-II enstrümanı ile 25°C’de ve 2bar azot gazı altında 1mL’nin altında indirilir ve HPLC-grade su ile 1mL’ye tamamlanır.LC-M/MS yöntemi: NDMA ve d6-NDMA ölçümü için UPLC (Ultra Performance Liquid Chromatography) kullanılmış olup eluent olarak %0,1 formik asitli su (A) ve asetonitril (B) kullanılmıştır. UPLC ile 400µL/dakika’lık bir akış hızı gradient eluent akışı şeklinde kullanılmış olup gradient programı Çizelge 5.7’de verilmiştir. NDMA ve d6-NDMA için sırasıyla 75,4→ 43,7 ve 81,4 →46,7 dönüşümleri kullanılmıştır. Kütle spektroskopisi ölçüm şartları ise Çizelge 5.8’de verilmiştir.

Çizelge 5.7 UPLC için gradient programı.

Zaman (dak)	%B
0	5
2	5
4	95
4,1	5
8,35	5

Çizelge 5.8:NDMA ve d6-NDMA için MS/MS ölçüm şartları.

Parametre	Optimum değer
Sprey Voltage (V)	5000
Sheath Gas Pressure (arb.)	10
Ion Sweep Gas Pressure (arb.)	0
Auxillary Gas Pressure (arb)	5
Capillary Temperature (°C)	350
Tube Lens Offset (arb.)	37
Skimmer Offset	0
Collision Pressure (mTorr)	1,5
Collision Energy (Volt)	17
Scan Width (m/z)	0,2
Scan Time (s)	0,1

5.5 NDMAOP Ölçümü

NDMA öncü maddelerinin ölçümü için aşırı kloraminlemeye dayanan bir oluşma potansiyeli testi kullanılmıştır. Numuneye son klor konsantrasyonu 2mM olacak şekilde kloramin çözeltisi ve binde 5 fosfat tampon ilave edilir. Ağzı kapatılan şişe ışık geçirmeyecek şekilde aluminyum folyo ile sarılır. 10 günün sonunda aşırı (200mM) askorbik asit ile bakiye kloru gidermek üzere 1000mL numuneye 10mL askorbik asit çözeltisi ilave edilir. Eklenen askorbik asidin NDMA'ı parçalamadığı gösterilmiştir (Mitch ve diğ., 2003). Numune içinde oluşmuş olan NDMA miktarı NDMA ölçüm prosedürüne göre belirlenir

6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

Önceki bölümde anlatılan materyal ve yöntemler kullanılarak Büyükçekmece Havzası'ndan alınan su numunelerinde yapılmış deneylere ait sonuçlar aşağıda verilmiştir. Mevsimsel şartların sonuçlar üzerindeki etkisinin incelenmesi açısından Aralık, Mart, Nisan ve Temmuz aylarında 4 set numune alınmıştır (Kış –İlkbahar-Yaz olarak).

6.1 Birinci Set Numunelere Ait Deney Sonuçları/Aralık

6.1.1 pH ve alkalinite sonuçları

Sonuçlara bakıldığında numunelerin pH'larının 8,2 civarında, alkalinitenin ise 120 ile 300 arasında değiştiği görülmüştür. Çizelge 6.1 'de sonuçlar verilmiştir.

Çizelge 6.1 : pH -alkalinite değerleri.

Numune	pH	Alkalinite (mgCaCO ₃ /L)
Göl	8,34	124
T.Köprü	8,39	286
Hamza	8,3	282
Ahlat	8,2	244
Karasu	8,32	190
Beylikçayı	8,23	296

6.1.2 Anyonların ölçüm sonuçları

İyon kromatograf (IC) kullanılarak ölçümleri yapılan anyonların sonuçları Çizelge 6.2'de verilmiştir. Bazı anyonların konsantrasyonlarının IC ile belirlenebilecek ölçüm limitinin (LOQ) altında kaldığı görülmektedir.

Çizelge 6.2 : Anyon ölçüm sonuçları.

Numune Adı	Florür (mg/L)	Klorür (mg/L)	Nitrit-N (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Bromür (mg/L)	Fosfat -P (mg/L)	Sülfat (mg/L)
Beylikçayı	0,33	45,1	<LOQ	2,41	0,21	<LOQ	63,91
Hamza	0,22	25,06	<LOQ	2,25	<LOQ	<LOQ	28,51
Karasu	0,27	32,03	<LOQ	1,87	<LOQ	<LOQ	64,45
Tahtaköprü	0,35	46,03	<LOQ	3,32	0,2	0,15	73,73
Ahlat	0,46	132	0,91	3,12	0,53	0,3	460
Göl	0,29	26,44	<LOQ	1,13	<LOQ	<LOQ	40,45

Ahlat ve bu dereyi takiben Tahtaköprü ve Beylikçayı Deresi'nde genel olarak anyon konsantrasyonlarının yüksek olduğu görülmüştür.

6.1.3 TKN , NH₃-N,ÇOK ölçüm sonuçları

0,2µm gözenek çapına sahip Polycap AS-75 filtreden süzülen numunelerin ÇOK ölçüm sonuçları, UV254 sonuçları ve THMOP sonuçları Çizelge 6.3'de verilmiştir. Ayrıca TKN, NH₃-N ölçümleri de aynı çizelgede belirtilmiştir. Numunelerin NH₃-N değerleri çok düşük konsantrasyonda olduğu için 2. sette amonyak fenat yöntemi ile ölçülmüş ve daha kesin sonuçlar elde edilmiştir.

Çizelge 6.3 : TKN, Org-N,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları.

Numune Alma Noktası	TKN (mg/L)	Org -N (mg/L)	SUVA L/mg.m	ÇOK (mg/L)
Beylikçayı	1,39	1,19	0,53	3,69
Göl	0,66	0,46	2,5	4,907
Ahlat	1,89	1,69	0,1	3,78
Tahtaköprü	1,64	1,44	2,3	4,11
Hamza	0,86	0,66	2,3	3,51
Karasu	0,86	0,66	2,9	6,47

6.1.4 Bakiye klor ölçüm sonuçları

Standart Metot 4500-Cl G. DPD kolorimetrik yöntem kullanılarak hesaplanan bakiye klor ölçümü sonuçları Çizelge 6.4'de verilmiştir. Başlangıçta numuneler TOK değerinin 3 katı kadar klor eklenmiştir. Ahlat ve Beylikçayı numuneleri için alınan ilk sonuçlarda numunelerde klor kalmadığı gözlemlenmiş ve bu iki numune içindeney prosedürü tekrarlanmıştır. Zira deney prosedüründe belirtildiği üzere numunede kalması gereken klor miktarı 2mg/L'den az olmamalıdır. Bu iki numune

için tekrarlanan deney başlangıcında numunelere TOK değerinin 5 katı kadar klor eklenmiştir.

Çizelge 6.4 : Bakiye klor ölçüm sonuçları.

Bakiye Klor (mg/L)	
Beylikçayı	>2 mg/L
Göl	>2 mg/L
Ahlat	>2 mg/L
Tahtaköprü	>2 mg/L
Hamza	>2 mg/L
Karasu	>2 mg/L

6.1.5 THMOP ölçüm sonuçları

Standart Metotlar 5710 B metodu kullanılarak gerçekleştirilen THMOP analizlerine göre THM formlarının dağılımı ve Toplam THMOP Çizelge 6.5’de verilmiştir.

Çizelge 6.5’de de görüldüğü gibi THMOP’leri arasında en yüksek konsantrasyon bütün numunelerde kloroformOP’ne ve en düşük konsantrasyon bromoformOP’ne ait olmakla birlikte THMOP’lerinin oranı her numunede değişmektedir. Bromür içeren türlerin oluşma potansiyellerinin düşük olması bromür konsantrasyonunun kimi numunelerde ölçülebilir değerlerin altında olması ile açıklanabilir.

Çizelge 6.5 : Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı

Numune alma noktası	KloroformOP (µg/L)	Bromodiklorometan OP (µg/L)	Dibromoklorometan OP (µg/L)	Bromoform OP (µg/L)	Toplam THMOP (µg/L)
Beylikçayı	1397	74	42	10	1523
Göl	282	55	38	18	393
Ahlat	717	15	33	16	781
Tahta Köprü	254	87	20	27	388
Hamza	177	48	12	21	258
Karasu	422	65	45	17	549

6.1.6 NDMAOP ölçüm sonuçları

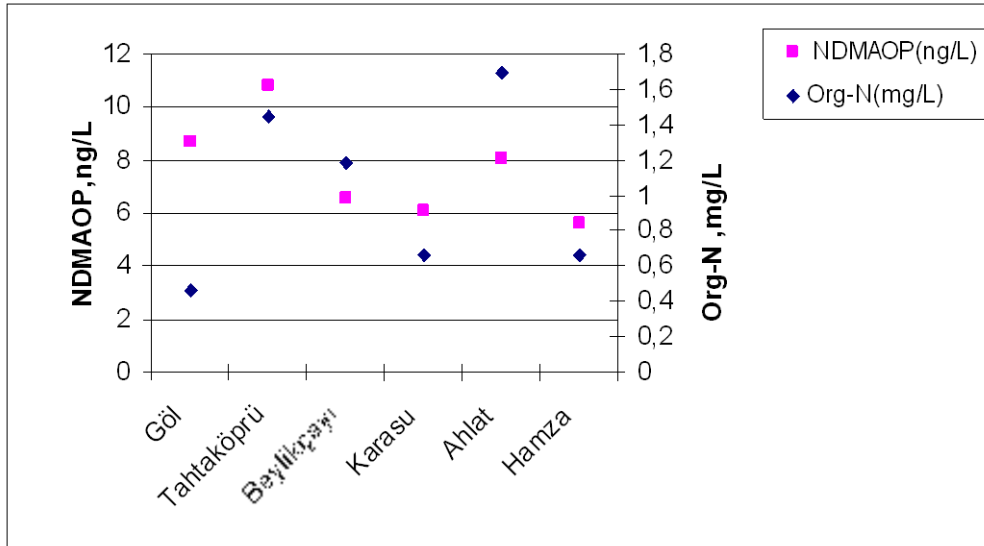
NDMAOP ölçüm sonuçları çizelge 6.6’da verilmiştir.

Çizelge 6.6 : NDMAOP ölçüm sonuçları.

Numune	NDMAOP(ng/l)
Beylikçayı	6,56
Göl	8,685
Ahlat	8,045
Tahtaköprü	10,825
Hamza	5,59
Karasu	6,04

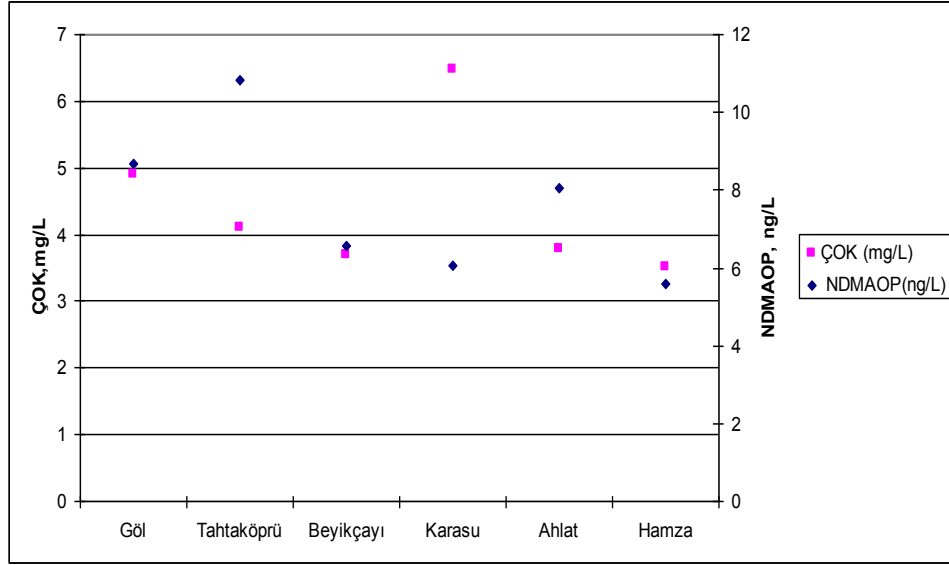
6.2 Numunelerdeki organik Azot ve NDMAOP Arasındaki İlişki

Şekil 6.1’de de görüldüğü gibi en yüksek organik azot miktarı Ahlat Deresi’nde görülmesine rağmen en yüksek NDMAOP konsantrasyonu Tahtaköprü Deresi’nde elde edilmiştir.



Şekil 6.1 : Numunelerdeki ÇOK- NDMAOP arasındaki ilişki.

6.3 Numunelerdeki ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki

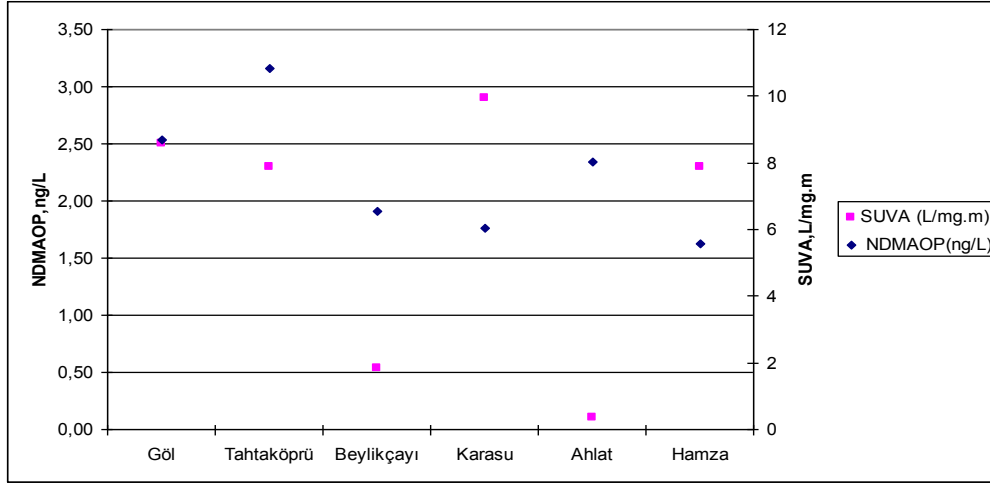


Şekil 6.2 : Numunelerdeki ÇOK- NDMAOP arasındaki ilişki.

Genel olarak yağmur suları ile seyrelme durumunda ÇOK değerlerinin azalması beklenmekle birlikte kış numunelerinde ÇOK değerleri her nokta için çok da düşük değildir. Bu da yayılı kaynaklardan gelen organik yükü işaret edebilir. Yüksek ya da düşük ÇOK değerleri Şekil 6.2’de görüldüğü gibi her nokta için aynı yönde NDMAOP’ne karşı gelmediğinden ÇOK ve NDMAOP arasında doğrusal bir ilişki bulunmadığı söylenebilir.

6.4 Numunelerdeki SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki

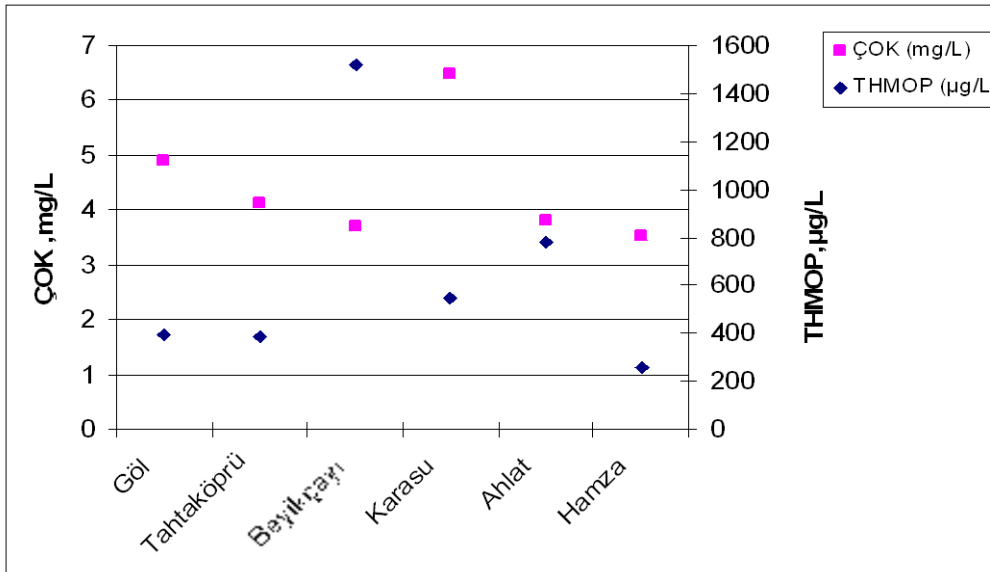
Şekil 6.3 ‘de SUVA ile NDMAOP arasındaki ilişki gösterilmektedir. En yüksek SUVA değeri Karasu Deresi’nde ölçülmüşken en yüksek NDMAOP ise Tahtaköprü Deresi’nde görülmüştür.



Şekil 6.3 : Numunelerdeki SUVA- NDMAOP arasındaki ilişki.

6.5 Numunelerdeki ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki

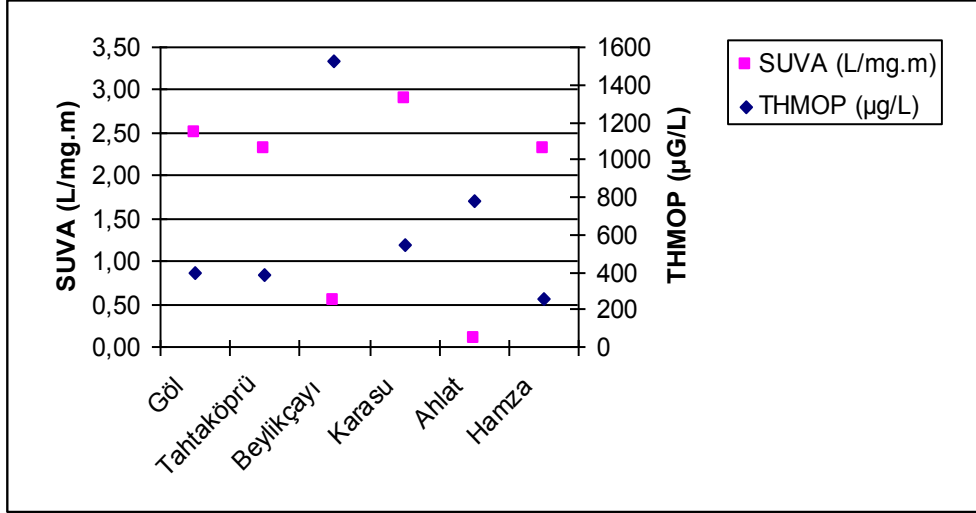
ÇOK ve THM arasındaki ilişki Şekil 6.4’de gösterilmiştir.



Şekil 6.4 : Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki.

En yüksek ÇOK konsantrasyonu Karasu Deresi’nde görülmesine rağmen en yüksek THMOP konsantrasyonu Beylikçayı Deresi’nde ölçülmüştür ve benzer ÇOK değerlerine karşı farklı değerlerde THMOP ölçülmüştür. Buda THMOP ile ÇOK arasında doğrusal bir ilişki olmadığını gösterir. Yani SUVA ve ÇOK değerlerinin öncü madde miktarlarını temsil etmesi açısından değerlendirme yapıldığında her numune için doğrusal bir bağlantı elde edilmemiştir.

6.6 Numunelerdeki ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.5 : Numunelerdeki SUVA - THMOP arasındaki ilişki.

SUVA ile THMOP arasındaki ilişki incelendiğinde en yüksek SUVA değeri Hamza Deresi'nde ölçülürken en yüksek THMOP ise Beylikçayı Deresi'nde ölçülmüştür. Yani SUVA ve THMOP değerlerinin öncü madde miktarlarını temsil etmesi açısından değerlendirme yapıldığında her numune için doğrusal bir bağlantı elde edilmemiştir. Numunelerdeki SUVA ve THMOP arasındaki ilişki Şekil6.5'de gösterilmektedir.

6.7 İkinci Set Numunelere Ait Deney Sonuçları /Mart

6.7.1 pH ve alkalinite sonuçları ölçüm sonuçları

pH ve alkalinite sonuçları Çizelge 6.7'de verilmiştir. Numunelerin pH'sı 8 civarında alkalinitesi ise 150 ile 260 arasında değişmektedir.

Çizelge 6.7 : pH- alkalinite değerleri.

Numune	pH	Alkalinite mg CaCO ₃ /L
Göl	8,3	150
T.Köprü	8,16	280
Hamza	8,19	258
Ahlat	8,49	162
Karasu	8,05	256

6.7.2 Anyonların ölçüm sonuçları

İyon kromatograf (IC) kullanılarak ölçümleri yapılan anyonların sonuçları Çizelge 6.8’de verilmiştir. En yüksek anyon konsantrasyonları Ahlat Deresi’nde ölçülmüş olup bu durum bu dereye atıksu karışmasından ya da yayılı bir kirlilikten kaynaklanabilir.

Çizelge 6.8 : Anyon ölçüm sonuçları.

Numune Adı	Florür (mg/L)	Klorür (mg/L)	Nitrit-N(mg/L)	Nitrat-N(mg/L)	Bromür (mg/L)	Fosfat - P(mg/L)	Sülfat (mg/L)
Göl	0,30	24,43	<0,06	<0,2	1,36	<0,13	44,87
Ahlat	0,49	>100	0,22	0,36	3,50	<0,13	>100
Tahtaköprü	0,37	42,28	0,28	0,34	5,86	<0,13	71,72
Hamza	0,25	22,60	0,24	<0,2	2,25	<0,13	26,56
Karasu	0,28	34,27	<0,06	<0,2	3,64	<0,13	59,61

6.7.3 TKN, Org-N, SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları

TKN, Org-N, SUVA, ÇOK ölçüm sonuçları Çizelge 6.9’da verilmiştir. Numunelerin ölçüm sonuçları incelendiğinde en yüksek değerler Ahlat Deresi ‘nde ölçülmüştür.

Çizelge 6.9 : TKN, Org-N ,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları

Numune	TKN (mg/L)	Org-N (mg/L)	SUVA (L/mg.m)	ÇOK (mg/L)
Göl	0,442	0,375	1,943	4,493
Ahlat	4,914	4,828	0,706	9,904
Tahtaköprü	0,335	0,249	1,343	2,836
Hamza	0,51	0,37	1,774	2,424
Karasu	0,287	<LOQ	1,606	3,039

6.7.4 Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı

Trihalometan Oluşum Potansiyellerinin formlarına göre dağılımı Çizelge 6.10 ‘da verilmiştir. En yüksek THMOP Ahlat Deresi ‘nde ve en düşük THMOP ise Hamza Deresi ‘nde ölçülmüştür. En baskın THMOP bileşeninin ise bütün dereler için KloroformOP olduğu görülmüştür.

Çizelge 6.10 : Trihalometan oluşum potansiyelinin formlarına göre dağılımı.

Numune	KloroformOP (µg/L)	BDCMOP (µg/L)	DBCMOP (µg/L)	BromoformOP (µg/L)	Toplam THMOP (µg/l)
Göl	199,515	46,590	9,164	2,918	258,187
Ahlat	323,366	197,932	55,169	105,446	681,913
Tahtaköprü	224,839	162,869	51,354	75,668	514,73
Hamza	117,018	57,919	13,704	3,365	192,007
Karasu	119,990	59,800	20,940	3,928	204,657

6.7.5 NDMAOP ölçüm sonuçları

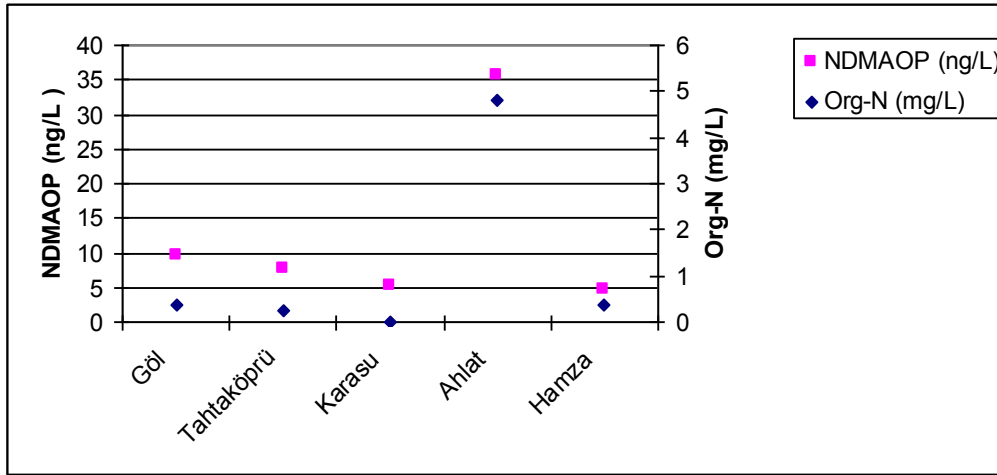
NDMAOP Ölçüm Sonuçları çizelge 6.11’de verilmiştir. En yüksek NDMAOP Ahlat numunesinde görülmüştür. Gölde ise sağlık için zararlı limit değer olan 9 ng/L’nin üzerinde ölçülmüştür.

Çizelge 6.11 : NDMAOP ölçüm sonuçları.

Numune	NDMAOP (ng/L)
Göl	9,55
Ahlat	35,6
Tahtaköprü	7,75
Hamza	4,65
Karasu	5,25

6.8 NDMAOP ve Organik Azot Arasındaki İlişki

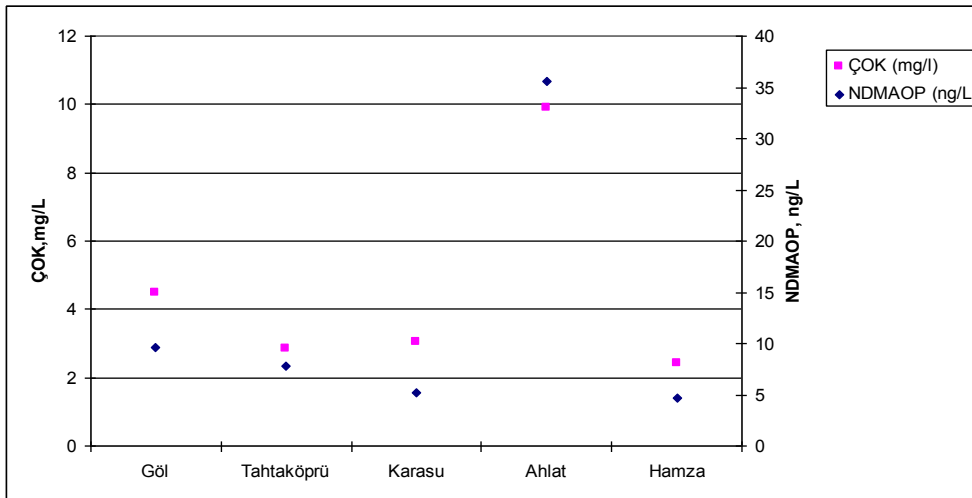
Beklendiği gibi organik azot miktarının artmasıyla oluşan NDMA miktarında da artış olmuştur. İlkbahar (Mart) numune setinde organik azot konsantrasyonunun en yüksek olduğu numune olan Ahlat Deresi NDMAOP de en yüksek değere sahiptir. Şekil 6.6’da bu ilişki gösterilmektedir.



Şekil 6.6 : Numunelerdeki organik azot - NDMAOP arasındaki ilişki.

6.9 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki

İlkbahar (Mart) numune setinde en yüksek ÇOK konsantrasyonu Ahlat numunesinde görülürken en yüksek NDMAOP de Ahlat numunesinde görülmüştür. Şekil 6.7’de ÇOK konsantrasyonu ile NDMAOP arasında ilişki gösterilmiştir.

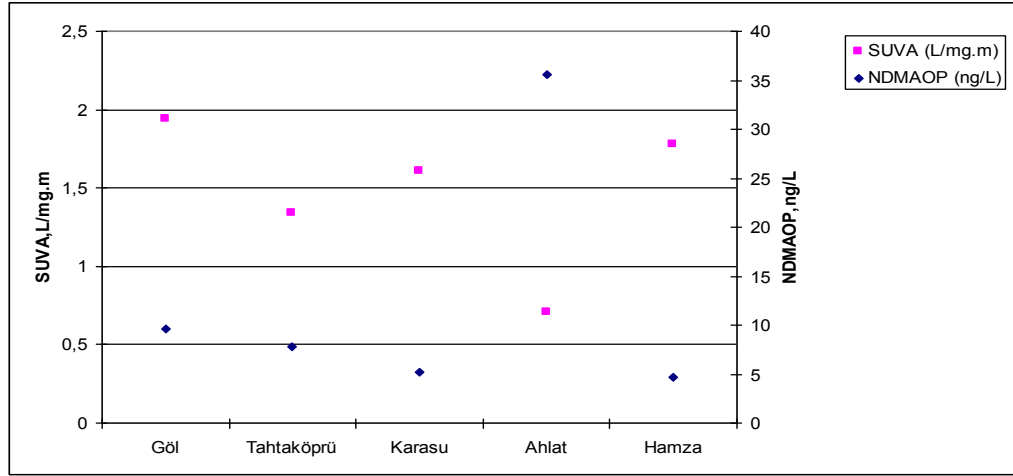


Şekil 6.7 : Numunelerdeki ÇOK -NDMAOP arasındaki ilişki.

6.10 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki

2.Sette en yüksek SUVA konsantrasyonu gölde görülürken en yüksek NDMAOP ise Ahlat Deresi’nde ölçülmüştür. Ahlat Deresi’nde ise 0,70 L/mg.m ile en düşük SUVA değeri ölçülmüştür. SUVA parametresi NDMAOP ile ters orantılı olup, bu sonuç

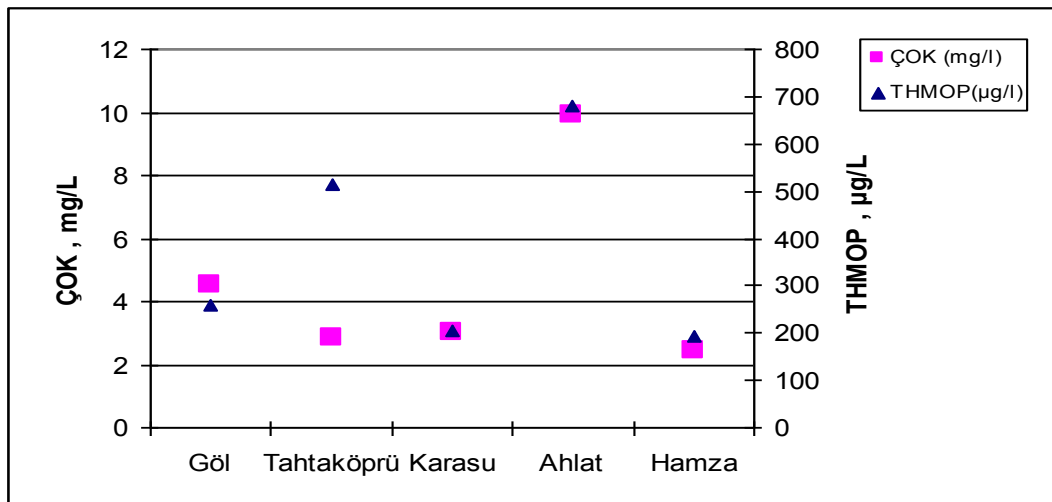
sudaki organik maddelerin aromatik kısmının NDMAOP üzerinde bir etkisi bulunmadığını işaret edebilir.



Şekil 6.8 : Numunelerdeki SUVA-NDMAOP arasındaki ilişki.

6.11 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki

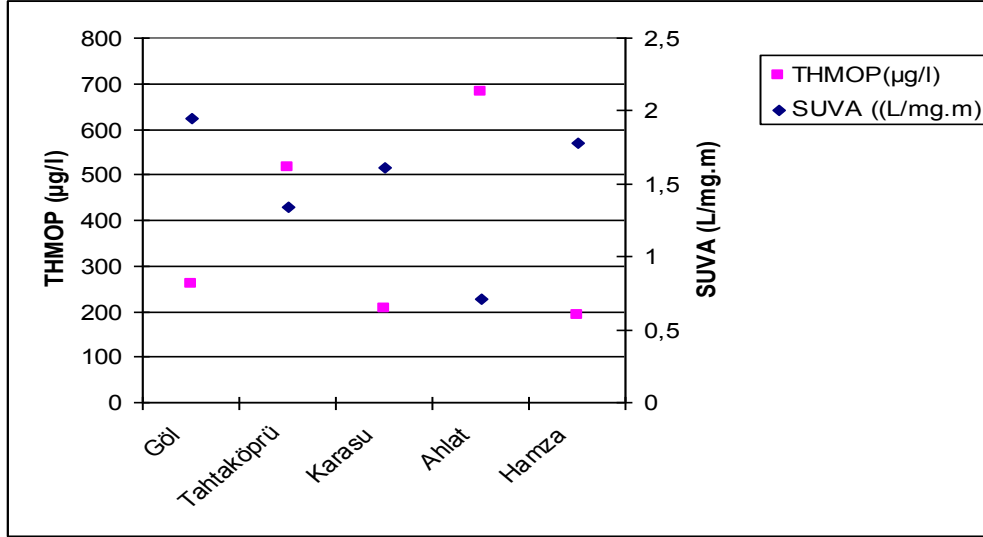
En yüksek ÇOK değeri Ahlat numunesinde görülmüş, en yüksek THM öncü madde miktarıda yine aynı numunede gözlenmiştir. Fakat birbirine yakın ÇOK değerlerine karşılık yakın THMOP değerleri gözlenmemiştir. Örneğin; Tahtaköprü ve Hamza Deresi'nin ÇOK değeri 2mg:/L civarında olmasına rağmen THMOP'leri Tahtaköprü Deresi'nde 514 μ g/L, Hamza Deresinde ise 192 μ g/L civarındadır. Şekil 6.9'da ÇOK ve THMOP arasındaki ilişki görülmektedir.



Şekil 6.9 : Numunelerdeki ÇOK-THMOP arasındaki ilişki.

6.12 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki

Şekil 6.10'da numunelerdeki SUVA ve THMOP arasındaki ilişki gösterilmiştir. En yüksek THMOP Ahlat Deresi'nde görülürken en yüksek SUVA ise gölde ölçülmüştür.



Şekil 6.10 : Numunelerdeki SUVA -THMOP arasındaki ilişki.

6.13 Üçüncü Set Numunelere Ait Deney Sonuçları/Mayıs

6.13.1 NDMAOP ölçüm sonuçları

Numunelerin pH değerleri 8 civarında ve alkalinite değerleri ise 260 ile 320 arasında değişmektedir. pH ve alkalinite değerleri Çizelge 6.12'de verilmiştir.

Çizelge 6.12 : pH -alkalinite değerleri.

Numune	pH	Alkalinite mgCaCO ₃ /L
Beylikçayı	8,00	312
Göl	8,33	164
T.Köprü	8,13	304
Hamza	8,23	286
Ahlat	8,26	320
Karasu	8,33	262

6.13.2 NDMAOP ölçüm sonuçları

Çizelge 6.13 ‘de Anyon ölçüm sonuçları verilmiştir. Ahlat numunesinde özellikle yüksek sülfat ve klorür konsantrasyonları ölçülmüştür.

Çizelge 6.13 : Anyon ölçüm sonuçları.

Numune Adı	Florür (mg/L)	Klorür (mg/L)	Nitrit-N (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Bromür (mg/L)	Fosfat -P (mg/L)	Sülfat (mg/L)
Beylikçayı	0,33	50,01	0,11	0,29	1,69	<0,13	59,11
Göl	0,29	27,98	<0,06	<0,2	1,33	<0,13	49,16
Tahtaköprü	0,34	47,67	0,14	0,26	4,37	<0,13	71,58
Hamza	0,25	31,63	0,16	0,21	1,38	<0,13	30,34
Ahlat	0,44	>100	0,11	0,42	2,3	0,15	>100
Karasu	0,26	42,46	0,07	0,21	1,81	<0,13	50,82

6.13.3 TKN, Org-N, SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları

TKN, Org-N,SUVA,ÇOK Ölçüm Sonuçları Çizelge 6.14 de gösterilmiştir.Beylikçayı Deresi’nde genel olarak en yüksek ölçüm sonuçları elde edilmiştir.En yüksek ÇOK konsantrasyonu ise Ahlat Deresi’nde ölçülmüştür.

Çizelge 6.14 : TKN, Org-N ,SUVA,ÇOK ölçüm sonuçları.

Numune	TKN (mg/L)	Org-N (mg/L)	SUVA (L/mg.m)	ÇOK (mg/L)
Beylikçayı	1,95	0,77	2,08	3,81
Göl	0,60	0,57	2,30	3,77
Ahlat	0,56	0,53	1,97	4,38
Tahtaköprü	0,61	0,57	2,36	2,58
Hamza	0,81	0,57	2,44	2,86
Karasu	0,78	0,50	2,37	2,65

6.13.4 THMOP ölçüm sonuçları

Çizelge 6.15 ‘de THMOP ölçüm sonuçları gösterilmiştir En yüksek THMOP değeri 429 µg/Lile göl numunesinde bulunmuştur.

Çizelge 6.15 : Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.

Numune Alma Noktası	Kloroform OP (µg/L)	Bromodiklorometan OP (µg/L)	Dibromoklorometan OP (µg/L)	BromoformOP (µg/L)	Toplam THMOP (µg/L)
Beylikçayı	288	93	13	3	398
Göl	282	64	19	3	429
Ahlat	195	86	18	4	301
Tahtaköprü	244	95	16	3	359
Hamza	205	55	10	3	273
Karasu	188	60	12	4	263

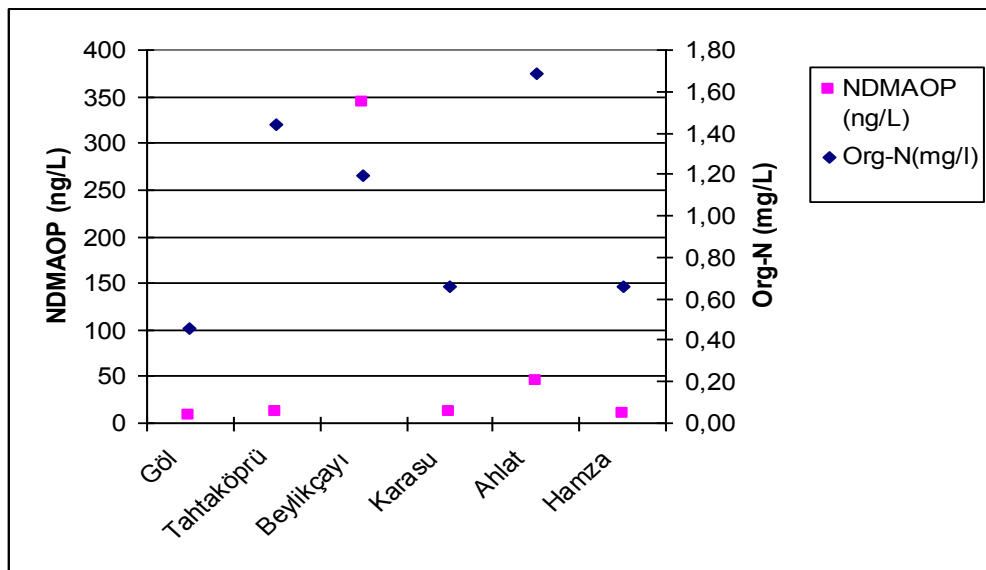
6.13.5 NDMAOP ölçüm sonuçları

Çizelge 6.16’da NDMAOP ölçüm sonuçları verilmiştir. Beylikçayı numunesinde NDMAOP yaklaşık olarak bir atıksu numunesi kadar ölçülmüştür. (Sedlak ve diğ., 2005; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006).

Çizelge 6.16 : NDMAOP ölçüm sonuçları.

Numune	NDMAOP(ng/L)
Beylikçayı	344
Göl	8,7
Ahlat	45,6
Tahtaköprü	11,4
Hamza	10,1
Karasu	12,12

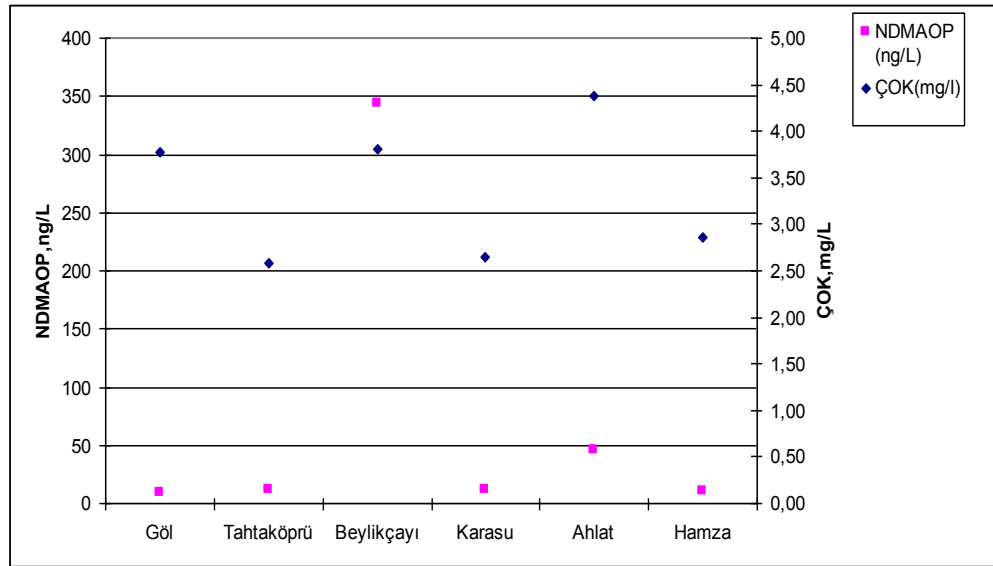
6.14 Org-N –NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.11 : Numunelerdeki org-N -NDMAOP arasındaki ilişki.

Numunelerdeki Org-N ve NDMAOP arasındaki ilişki şekil 6.11’de gösterilmiştir. Üçüncü set olan İlkbahar (Mayıs)’da organik azotun en yüksek olduğu numunede (Beylikçayı) NDMAOP de en yüksek değerdedir. Ancak diğer numunelere kıyasla yüksek bir NDMAOP konsantrasyonuna sahip ikinci numune olan Ahlat numunesinin organik azot konsantrasyonu diğer numunelerinden çok da farklı değildir. Bu da organik azot parametresinin değerinden ziyade bu kolektif parametreyi oluşturan maddelerin yapılarının ya da cinslerinin önemini vurgulamaktadır. Organik madde ile NDMAOP arasında görülen ilişkinin organik azot ile NDMAOP arasında görülmemesinin sebebi olarak organik azot ölçümündeki zorluklar ve bu düşük konsantrasyonlardaki ölçümlerde hata payının yüksek olması sayılabilir. Böylece, NDMA öncü maddeleri organik azot parametresi içinde yer alsa da çok düşük konsantrasyonda olduğundan organik azot miktarını etkileyemeyebilir.

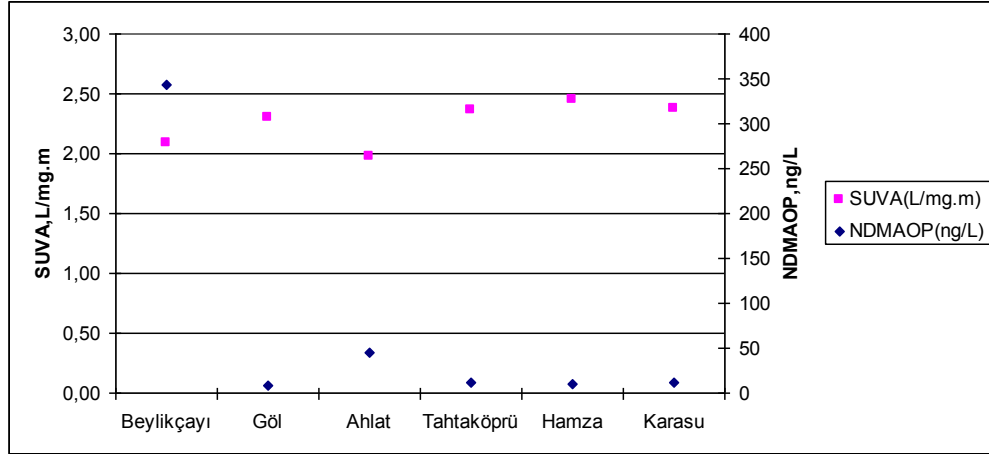
6.15 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.12 : Numunelerdeki ÇOK - NDMAOP arasındaki ilişki .

ÇOK parametresi ise NDMAOP ile doğrudan ilişkili olmamakla birlikte yüksek ÇOK konsantrasyonları atıksu karışmasının bir göstergesi olduğundan NDMAOP ile ilişkili gözükmemektedir. Şekil 6.12’de ÇOK ve NDMAOP arasındaki ilişki gösterilmiştir. Buna göre en yüksek ÇOK değeri Ahlat Deresi’nde görülürken en yüksek NDMAOP ise Beylikçayı Deresi’nde ölçülmüştür.

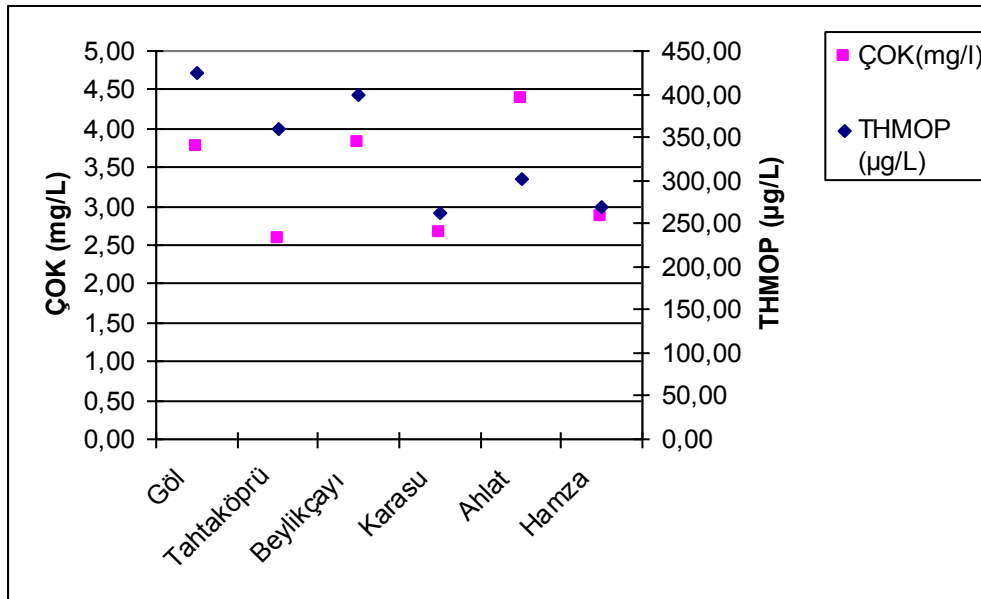
6.16 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.13 : Numunelerdeki SUVA - NDMAOP arasındaki ilişki .

Bu sette elde edilen değerler de SUVA parametresi ile NDMAOP arasında biri artarken diğeri azalan bir ilişki olduğunu göstermemektedir. Tam olarak bir ilişki yok, ama bazı numuneler için yüksek SUVA’lar düşük NDMAOP’lere tekabül etmiş. Yani bir orantı kurulamamaktadır. Şekil 6.13’de SUVA ile NDMAOP arasındaki ilişki görülmektedir. Buna göre en yüksek SUVA Hamza Deresi’nde ölçülürken NDMAOP ise diğer derelere oranla yüksek değildir.

6.17 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki

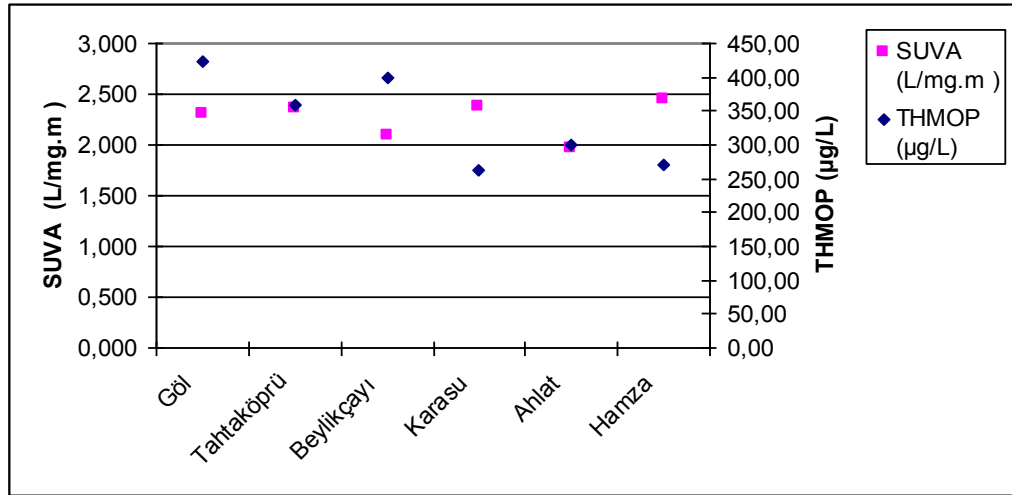


Şekil 6.14 : Numunelerdeki ÇOK - THMOP arasındaki ilişki .

Şekil 6.14'de numunelerdeki ÇOK THMOP arasındaki ilişki gösterilmiştir.

Üçüncü set olan Mayıs numunelerinde en yüksek ÇOK değeri 4,38 mg/L ile Ahlat Deresi'nde görülürken en yüksek THMOP Hamza Deresi'nde ölçülmüştür. En düşük ÇOK konsantrasyonu Karasu Deresi'nde görülürken en düşük THMOP ise Beylikçayı Deresi'nde görülmüştür.

6.18 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.15 : Numunelerdeki SUVA - THMOP arasındaki ilişki.

Numunelerdeki SUVA ve THMOP arasındaki ilişki Şekil 6.15'de gösterilmiştir.

En yüksek SUVA Hamza Deresi'nde ölçülürken en yüksek THMOP değeri gölde bulunmuştur. Bu sonuçlarda SUVA ve THMOP arasında doğrusal bir ilişki olmadığını göstermektedir.

6.19 Dördüncü Set Numunelere Ait Deney Sonuçları /Temmuz

6.19.1 pH ve alkalinite sonuçları

Numunelerin pH değerleri 8 civarında ve alkalinite değerleri ise 170 ile 450 arasında değişmektedir. pH ve alkalinite değerleri Çizelge 6.17'de verilmiştir

Çizelge 6.17 : pH ve alkalinite ölçüm sonuçları.

Numune	pH	Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)
Beylikçayı	8,24	448
Göl	8,39	176
T.köprü	8,39	296
Hamza	8,28	236
Ahlat	8,32	260
Karasu	8,32	248

6.19.2 Anyon ölçüm sonuçları

Çizelge 6.18 ‘de Anyon ölçüm sonuçları verilmiştir. Özellikle sülfat ve klorür miktarları Ahlat Deresi’nde oldukça yüksek bulunurken, bromür konsantrasyonu ise Ahlat ve Beylikçayı Dereleri’nde en yüksek değerdedir.

Çizelge 6.18 : Anyon ölçüm sonuçları.

Numune Adı	Florür (mg/L)	Klorür (mg/L)	Nitrit-N (mg/L)	Bromür (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Fosfat-P (mg/L)	Sülfat (mg/L)
Beylikçayı	0,28	113	<0.03	0,36	<0.02	<0.065	66
Göl	0,37	49	<0.03	<0.1	0,75	<0.065	62
Tahtaköprü	0,4	71	0,42	0,2	2,08	0,08	68
Hamza	0,34	70	<0.03	<0.1	0,6	<0.065	38
Ahlat	0,64	134	0,86	0,34	4,06	0,15	527
Karasu	0,42	78	0,47	0,19	0,98	0,08	59

6.19.3 ÇOK, SUVA, TKN, UV₂₅₄ Org-N,ölçüm sonuçları

ÇOK,SUVA, TKN, UV₂₅₄ Org-N, Ölçüm Sonuçları Çizelge 6.19’da verilmiştir.TKN,Org-N ve ÇOK değerleri Beylikçayı Deresi’nde çok yüksek bulunmuştur.

Çizelge 6.19 : TKN, Org-N,SUVA,ÇOK,UV₂₅₄ ölçüm sonuçları.

Numune	TKN (mg/L)	Org-N (mg/L)	SUVA (L/mg.m)	ÇOK (mg/L)
Beylikçayı	15,44	2,3	1,693	16,38
Göl	0,59	0,49	1,988	5,405
Ahlat	0,52	0,42	1,663	6,814
Tahtaköprü	0,51	0,46	1,451	6,814
Hamza	0,92	0,77	1,396	9,812
Karasu	4,83	0,79	1,486	5,948

6.19.4 Trihalomrtan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı

Çizelge 6.20 ‘de THMOP ölçüm sonuçları gösterilmiştir En yüksek THMOP değeri Hamza Deresi’nde bulunmuştur.

Çizelge 6.20 : Trihalometan oluşum potansiyellerinin formlarına göre dağılımı.

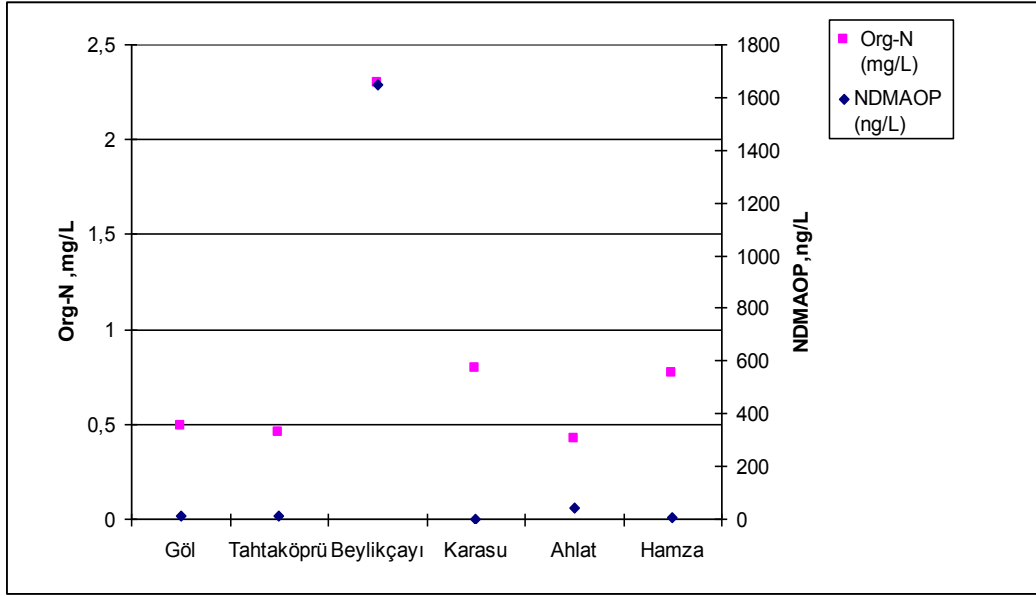
Numune	Kloroform OP (µg/L)	Bromodiklorometan OP (µg/L)	Dibromoklorometan OP (µg/L)	BromoformOP (µg/L)	Toplam THMOP (µg/L)
Beylikçayı	76,6	40,13	7,11	1,69	125,53
Göl	92	44	14	2	152
Tahtaköprü	95,08	52,72	19,13	2,48	169,41
Hamza	213,49	64,73	12,62	2,55	293,39
Ahlat	62,3	57,47	28,23	4,51	152,52
Karasu	77,85	45,8	22,58	3,51	149,75

6.19.5 NDMAOP ölçüm sonuçları

Çizelge 6.21 : NDMAOP ölçüm sonuçları.

Numune	NDMAOP (ng/L)
Beylikçayı	1648,25
Göl	11,13
Tahtaköprü	13,1
Hamza	7,1
Ahlat	43,15
Karasu	1,9

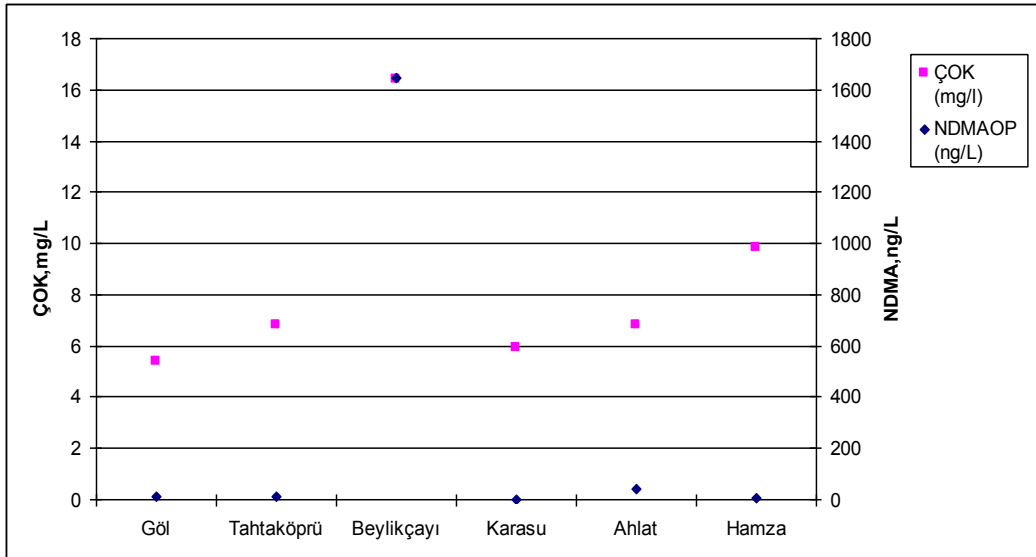
6.20 Org-N ve NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.16 : Numunelerdeki Org-N - NDMAOP arasındaki ilişki.

Yaz numuneleri arasında en yüksek Org-N değerine sahip olan Beylikçayı numunesinde en yüksek NDMAOP miktarı da ölçülmüştür. Şekil 6.16'da numunelerdeki Org-N ve NDMAOP arasındaki ilişki gösterilmiştir.

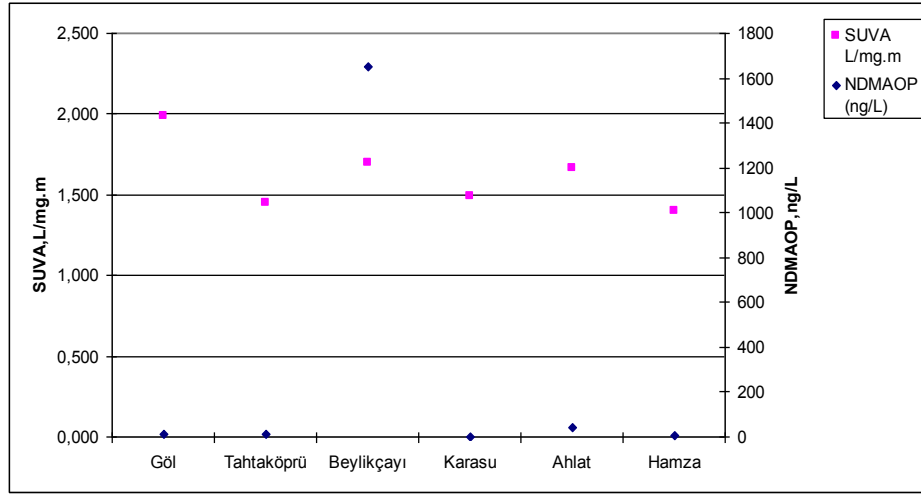
6.21 ÇOK ve NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.17 : Numunelerdeki ÇOK- NDMAOP arasındaki ilişki.

Şekil 6.17 'da ÇOK ve NDMAOP arasındaki ilişki gösterilmiştir. Yaz numunesinde çok yüksek bir NDMAOP'ne (1600 ng/L) sahip numunede (Beylikçayı) ÇOK konsantrasyonu da çok yüksektir. Ancak diğer numunelerde yüksek ÇOK-düşük NDMAOP ya da düşük ÇOK-yüksek NDMAOP konsantrasyonları ölçüldüğünden, özellikle düşük ÇOK ve düşük NDMAOP konsantrasyonları için bu iki parametre arasında bir ilişki bulunmadığı söylenebilir.

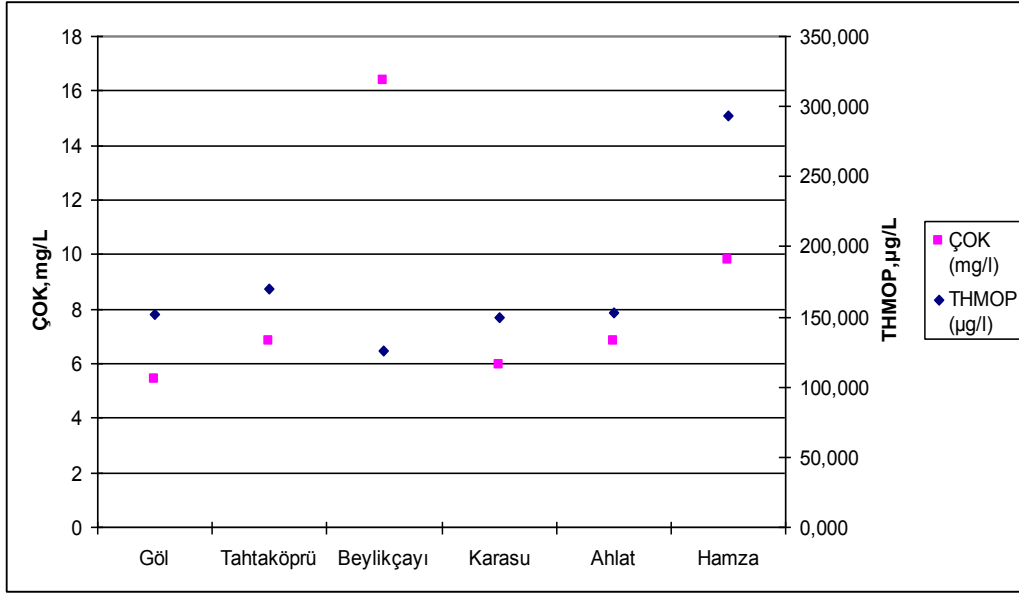
6.22 SUVA ve NDMAOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.18 : Numunelerdeki SUVA- NDMAOP arasındaki ilişki.

SUVA değerleri aromatik organik maddeler ile NDMAOP arasında bir ilişki olmadığını göstermektedir. Benzer SUVA değerlerine sahip numunelerde farklı NDMAOP konsantrasyonları elde edilmiştir. Şekil 6.18'de SUVA ve NDMAOP arasındaki ilişki gösterilmiştir.

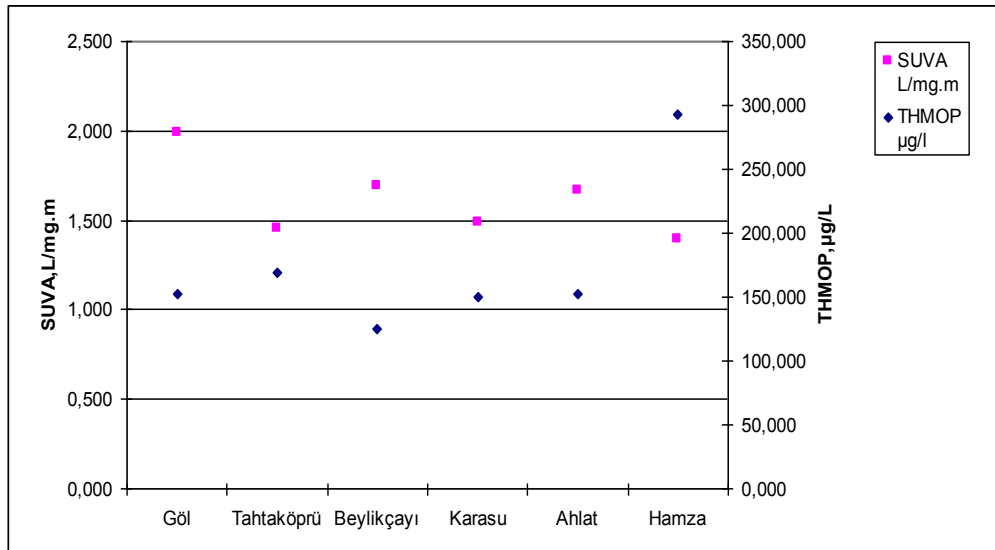
6.23 ÇOK ve THMOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.19 : Numunelerdeki ÇOK- THMOP arasındaki ilişki.

Dördüncü set olan yaz numunelerinde en yüksek ÇOK konsantrasyonu Beylikçayı Deresi'nde gözlenirken en yüksek THMOP ise Tahtaköprü Deresi'nde ölçülmüştür. Aynı sette en düşük THMOP ile ÇOK konsantrasyonu da paralellik göstermemektedir. Şekil 6.19'da ÇOK ve THMOP arasındaki ilişki gösterilmiştir.

6.24 SUVA ve THMOP Arasındaki İlişki



Şekil 6.20 : Numunelerdeki SUVA- THMOP arasındaki ilişki.

Yaz numunesinde en yüksek SUVA değeri gölde ve en yüksek THMOP ise Tahtaköprü Deresi'nde görülmüştür. Şekil 6.20'de SUVA ve THMOP arasındaki ilişki gösterilmiştir.

7. DENEY SETLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI

Deney süresince 1.Set/Aralık (Kış Numunesi),2.Set/Mart (Bahar Numunesi), 3.Set /Mayıs (Bahar Numunesi) ve 4.Set /Temmuz (Yaz Numunesi) olmak üzere Büyükçekmece Gölü ve bu gölü besleyen derelerden numune alınmış ve bu numunelerin su kalite parametreleri THMOP ve NDMOP açısından incelenmiştir. Deneylerde ÇOK,SUVA,Org-N ve Anyonlar (Florür,klorür,nitrat,nitrit,bromür,fosfat sülfat) ölçülüp bu değerler ile THMOP ve NDMOP arasındaki ilişki mevsimsel olarak incelenmiştir.

7.1 ÇOK Değerlerinin Karşılaştırılması

Çizelge 7.1 incelendiğinde ÇOK değerlerinin değişken olduğu ve belirli bir sistematik içerisinde azalma ve/veya artma olmadığı söylenebilir. Örneğin, Karasu Deresi için hem kış hem de yaz numunelerinde ilkbahar numunelerinden daha yüksek ÇOK konsantrasyonları ölçülmüştür.

ÇOK değerleri kış mevsiminde yüksek debi ile gelen kirlilik yüküne bağlı olarak yükselebildiği gibi, yayılı kirliliğin az olduğu durumlarda konsantrasyonların yüksek debiden dolayı oluşan seyrelme ile düşmesi de mümkündür. Yaz aylarında ölçülen yüksek konsantrasyonlar ise kirlilik yükünün sabit olmasına rağmen debinin azalması sonucunda oluşabilir. Beylikçayı ve Hamza Dereler'inden alınan yaz numunelerinde ÇOK konsantrasyonu diğer mevsimlerden daha yüksek bulunmuştur. Büyükçekmece Gölü'nde ise ölçülen değerler dere numunelerinden çok daha kararlıdır. Yüksek hacme ve bekleme süresine sahip gölün, derelerden gelen kirlilik yükünden ya da seyrelmeden etkilenmesi zaten beklenmemektedir.

Çizelge 7.1 : ÇOK değerlerinin karşılaştırılması

Numune	ÇOK (mg/l) 1. set/Aralık	ÇOK (mg/l) 2. set/Mart	ÇOK (mg/l) 3. set/Mayıs	ÇOK (mg/l) 4.set/Temmuz
Göl	4,91	4,49	3,81	5,41
Tahtaköprü	4,11	2,84	2,24	6,81
Beylikçayı	3,69	-	2,80	16,38
Karasu	6,47	3,04	2,38	5,95
Ahlat	3,78	9,90	3,99	6,81
Hamza	3,51	2,42	2,50	9,81

7.2 SUVA Değerlerinin Karşılaştırılması

Gölü besleyen derelerdeki debi mevsimlere bağlı olarak değişkenlik göstermekte ve derelerin debilerindeki değişim de ÇOK ve SUVA değerlerini etkilemektedir. Yukarıda ÇOK değerinde gözlendiği gibi Çizelge 7.2’de de görüldüğü gibi SUVA değerlerinde de paralel bir artış ya da azalış gözlenmemektedir.

Çizelge 7.2 : SUVA değerlerinin karşılaştırılması

Numune	SUVA (L/mg.m) 1.set/Aralık	SUVA (L/mg.m) 2.set/Mart	SUVA (L/mg.m) 3.set/Mayıs	SUVA (L/mg.m) 4.set/Temmuz
Göl	2,77	1,94	2,28	1,99
Tahtaköprü	2,96	1,34	2,71	1,45
Beylikçayı	2,78	-	2,83	1,69
Karasu	3,17	1,61	2,64	1,49
Ahlat	2,55	0,71	2,16	1,66
Hamza	3,16	1,77	2,79	1,4

7.3 NDMAOP ve Org-N Değerlerinin Karşılaştırılması

Genel olarak numunelerin NDMAOP değişimine bakıldığında Aralık ayına kıyasla özellikle Mayıs ayında NDMAOP miktarlarının arttığı gözlenmiştir. Bu artış miktarı kışın yağışlarla olan seyrelme miktarına bağlı olduğu söylenebilir.

NDMAOP için bir numune noktasında mevsimsel değişiklikten ziyade numune noktaları arasında önemli farklılıklar görülmüştür (Çizelge 7.3) NDMAOP’nin alınan numunelerin çoğunda 10 ng/L’yi aştığı Beylikçayı, Ahlat ve Tahtaköprü numuneleri arasında mevsime bağlı olarak istatistiksel açıdan anlamlı yegane fark gösteren numune Beylikçayı numunesidir. Bu bölgede kış numunesi 10 ng/L’nin altında iken

ilkbahar ve yaz numunelerinde NDMAOP değerleri literatürde atıksu için elde edilen NDMAOP değerlerine yakındır (Sedlak ve diğ., 2005; Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006). Bu durum, söz konusu dereyi besleyen kaynaklara ilave olarak bir atıksu değarjını işaret edebilir; böylece derenin debisi azaldığında atıksu debisi baskın hale gelerek NDMAOP artmaktadır.

Bu numunede diğer su kalite parametreleri incelendiğinde (Çizelge 7.1) ÇOK değerinin Beylikçayı numunesinde temiz bir çevresel suda beklenenin üstünde olduğu görölmektedir. Atıksu karışmasına/kirliliğine işaret eden diğer iki parametre de klorür ve TKN olup bu iki parametre Beylikçayı yaz numunesinde çok yüksek değerlere sahiptir. Ahlat numuneleri için de benzer bir yorum yapılabilir çünkü buradan alınan numunelerde kış numunesi dışında her numunede 35-45 ng/L NDMAOP elde edilmiş olup klorür ve sülfat değerleri her mevsim diğer noktalara kıyasla çok yüksektir.

Çizelge 7.3 : NDMAOP değerlerinin karşılaştırılması.

Numune	NDMAOP (ng/l) 1.set Aralık	NDMAOP (ng/l) 2.set Mart	NDMAOP (ng/l) 3.set Mayıs	NDMAOP (ng/l) 4.set Temmuz
Göl	8,69	9,55	8,7	11,13
Tahtaköprü	10,83	7,75	11,4	13,1
Beylikçayı	6,56	-	344	1648,25
Karasu	6,04	5,25	12,12	1,9
Ahlat	8,05	35,6	45,6	43,15
Hamza	5,59	4,65	10,1	7,1

Çizelge 7.4 : Org-N değerlerinin karşılaştırılması.

Numune	Org- N(mg/l) 1.set	Org-N(mg/l) 2 set	Org- N(mg/l) 3.set	Org-N(mg/l) 4.set
Göl	0,46	0,375	0,573	0,49
Tahtaköprü	1,44	0,249	0,569	0,46
Beylikçayı	1,19	-	0,772	2,3
Karasu	0,66	0,001	0,496	0,79
Ahlat	1,69	4,828	0,532	0,42
Hamza	0,66	0,37	0,568	0,77

NDMAOP konsantrasyonları sabit olmasına rağmen Ahlat Deresi'nde elde edilen organik azot konsantrasyonlarının 0,5-5 mg/L arasında değişmekte olması, organik azot kolektif parametresinin NDMA öncü maddeleri için tanımlayıcı bir parametre

olarak kullanılamayacağını göstermektedir. Bunun sebebi de NDMA öncü maddesi olan azotlu bileşiklerin toplam organik azot konsantrasyonunu etkilemeyecek kadar düşük konsantrasyonlarda olmasına rağmen, bu çok düşük konsantrasyonların dahi NDMAOP miktarını etkilemesidir. Örneğin, suda çok az miktarlarda da olsa dimetilamin ya da trimetilamin içeren bileşiklerin bulunması organik azot konsantrasyonunu etkilemese de NDMA oluşumuna yol açabilir. NDMA öncü maddeleri arasında da kloraminleme sonucunda NDMA'ya dönüşüm yüzdesi açısından geniş bir aralığa (%0,4-63) rastlanmaktadır. Örneğin suda NDMA'in öncü maddesi olarak belirlenen dimetilamin (DMA)'in 25nM konsantrasyonda olması standart kloraminleme koşullarında (0,4mM kloramin, pH:7, 20°C, 168 saat) yaklaşık 14 ng/L NDMA oluştururken, gastrite karşı kullanılan bir ilaç olan ranitidin'in 25nM'si aynı şartlar altında 1200 ng/L NDMA oluşturabilmektedir (Sacher ve diğ., 2008). Tahtaköprü numunelerinde NDMAOP miktarı 8-13ng/L arasında değişirken ÇOK miktarları da 2,5-6,5 mg/L arasındadır. Göl numuneleri genel olarak bütün parametreler açısından en sabit değerleri vermiştir.

7.4 THMOP Değerlerinin Karşılaştırılması

Büyükçekmece Havzası'ndan alınan numuneler içinde Beylikçayı ve Ahlat Dereler'inden kışın alınan numunelerin THMOP değerleri diğer bütün numunelerden daha yüksek olup diğer zaman ve numune noktalarında ölçülen TTHMOP konsantrasyonlarının sırasıyla yaklaşık olarak üç ve altı katıdır. TTHMOP yüksek olan diğer bir numune ise, Karasu Deresi'nden kışın alınan numunedir. Bu numune noktasındaki en yüksek ÇOK da zaten kışın alınan numunede ölçülmüştür. Ayrıca bütün numuneler arasında en yüksek SUVA değeri de gene Karasu Deresi kış numunesinde elde edilmiştir. Göl numuneleri de dahil olmak üzere diğer bütün numunelerde TTHMOP konsantrasyonu 150-430 mg/L arasında değişmektedir.

THM türlerine bakıldığında kloroformOP numunelerin %90'ından fazlasında TTHMOP'nin %50'sinden fazlasını oluşturmaktadır. Ayrıca 23 numune için kloroformOP'nin TTHMOP içindeki oranının ortalaması %67, medyan değeri ise %68 olup, bu değerler literatür verileri ile uyum içindedir (Edzwald,1993). BromoformOP için ölçülen en yüksek konsantrasyon 21 mg/L olup Hamza Deresi kış numunesinde elde edilmiştir. Oransal olarak bromoformOP'nin en yüksek olduğu numune de bu numunedir. Yüksek bromoform konsantrasyonları çoğunlukla

beklendiği gibi bromür konsantrasyonun yüksek olduğu numunelerde ölçülmüş olmasına rağmen, dört THM türü arasındaki dağılım sadece bromür konsantrasyonları ile açıklanamaz.

Çizelge 7.5 : THMOP değerlerinin karşılaştırılması

Numune	THMOP($\mu\text{g/l}$) 1.Set/Aralık	THMOP($\mu\text{g/l}$) 2.Set/Mart	THMOP($\mu\text{g/l}$) 3.Set/Mayıs	THMOP($\mu\text{g/l}$) 4.Set/Temmuz
Beylikçayı	1523	-	397,97	125,528
Hamza	258	192	269,88	293,387
Karasu	549	205	263,23	149,745
Tahtaköprü	388	514	358,79	169,407
Ahlat	781	681	301,23	152,517
Göl	393	258	424,26	166,683

8. LİTERATÜR İLE KARŞILAŞTIRMA

Türkiye’de THMOP ile ilgili birçok çalışma yapılmış ve hala yapılmaktadır, fakat NDMA ile ilgili Türkiye’de henüz bir çalışma yapılmamıştır. Çizelge 8.1’de Büyükçekmece ham su numunesi için çeşitli çalışmalarla elde edilen THMOP ve ÇOK sonuçlarının karşılaştırılması verilmiştir.

Çizelge 8.1 : Büyükçekmece hamsu numunesi için çeşitli çalışmalarda elde edilen THMOP ve ÇOK değerlerinin karşılaştırılması.

	Mevsim	ÇOK mg/L	UV ₂₅₄ L/cm	Br mg/ L	CHCl ₃ µg/L	CHCl ₂ Br µg/L	CHBr ₂ Cl µg/L	CHBr ₃ µg/l	TTHM µg/L
Toröz İ, Uyak V.(20 05)	İlkbahar	4,9	0,157	0,14	25	20	23	7	75
	Yaz	5,8	0,182	0,25	29	36	40	12	117
	Sonbaha r	4,8	0,146	0,18	18	28	34	10	89
Uyak V., Toröz İ. (2007 a)	Yaz	4,6	0,112		126,6	67,9	38,5	5,1	238
Ateş ve diğ.(2 007a)	İlkbahar								165
	Yaz								143
	Sonbaha r								158
	Kış								191
Bu Çalış ma	İlkbahar Mart	4,5	0,0873	1,13	200	47	9	3	258
	İlkbahar Mayıs	3,8	0,0870	1,36	354	64	9	3	429
	Yaz Temmuz	5,2	0,1034	1,36	92	44	14	2	152
	Kış Aralık	5,5	0,1360	<0.1	282	55	38	18	393

Literatürde, Türkiye’de yapılmış çalışmalarda mevsimsel TTHMOP miktarı için farklı sonuçlar elde edilmiş olup kimi çalışmalarda en yüksek TTHMOP kış mevsiminde (Ateş ve diğ., 2005a.; Sahinkaya ve diğ., 2005) kimi çalışmalarda ise yaz mevsiminde ölçülmüştür (Uyak ve diğ., 2008).

THM türlerine bakıldığında kloroformOP numunelerin %90'ından fazlasında TTHMOP'nin %50'sinden fazlasını oluşturmaktadır. Ayrıca 23 numune için kloroformOP'nin TTHMOP içindeki oranının ortalaması %67, medyan değeri ise %68 olup, bu değerler literatür verileri ile uyum içindedir (Edzwald, 1993).

BromoformOP için ölçülen en yüksek konsantrasyon 21 mg/L olup Hamza Deresi kış numunesinde elde edilmiştir. Oransal olarak bromoformOP'nin en yüksek olduğu numune de bu numunedir. Yüksek bromoform konsantrasyonları çoğunlukla beklendiği gibi bromür konsantrasyonun yüksek olduğu numunelerde ölçülmüş olmasına rağmen, dört THM türü arasındaki dağılım sadece bromür konsantrasyonları ile açıklanamaz.

Bu çalışmalar ile literatürde Büyükçekmece Gölü'nden alınan numunelerde yapılan ölçümler karşılaştırıldığında Çizelge 8.1'de ilk dikkati çeken nokta 2005-2010 yılları arasında Büyükçekmece Gölünde THMOP değerindeki artıştır. Özellikle kloroformOP miktarında önemli bir artış olduğu görülmektedir. Bromür konsantrasyonunun rapor edildiği tek çalışma (Toröz ve Uyak, 2005) ile bu çalışmada elde edilen THM türleri karşılaştırıldığında bromür konsantrasyonu bu çalışmada daha yüksek olmasına rağmen bromlu türlerin oranında bir düşüş olmuştur. Daha önceki çalışmada dikloroboromoformOP ve diboromoklorofomOP kloroformOP'ne yakın hatta ondan daha yüksek konsantrasyonlara sahipken, bu çalışmada kloroform bütün numunelerde dominant türdür.

Yapılan çalışmalarda ÇOK ölçümünde organik maddelerin karakteristliği tam belli olmadığından THMOP ölçümünde $SUVA_{254}$ ölçümünün daha yol gösterici olduğu bulunmuştur.(Chow ve diğ., 2006) Fakat yapılan çalışmada SUVA ile THMOP arasında doğrusal bir bağıntı elde edilememiştir. Bu $SUVA_{254}$ 'ün numunelerin aromatik içeriğine göre değişiklik göstermesinden kaynaklı olabilir Organik maddeler çok farklı yapısal özelliklere sahiptir. Örneğin; toprak kaynaklı hümitik maddeler aromatik karbon içerikli büyük polimerlerden oluşurken ,fokal maddeler ise düşük molekül ağırlıklı düşük aromatik karbon içerikli maddelerden oluşur.Aynı zamandaNon UV aktif karbon(alifatik karbons) SUVA 'da ölçülemese bile THMFOP oluşumuna katkıda bulunur.Bu yüzden SUVA ölçümünü bire bir THMFOP ile ilişkilendirmek her zaman çok doğru sonuç vermez (Chow ve diğ.,2006) Bu sebeplerden dolayı organik maddelerin sadece ÇOK ,SUVA gibi parametrelerden yola çıkarak DYÜ oluşumunu tahmin etmek çok doğru ve geçerli sonuçlar vermemektedir. Zaten literatürde de her zaman ÇOK ve SUVA ile THM/THMOP

arasında bir ilişki bulunmadığı belirtilmiştir. Ateş ve diğ. (2007b) tarafından yapılan incelemeler DOM fraksiyonlarının geniş aralıkta değişen SUVA₂₅₄ değerlerine sahip olduğunu göstermiştir.

Amerika’da yüzeysel sularda ölçülmüş NDMAOP değerleri 10 ng/L’den büyük olduğu bulunmuştur (Schmidt ve Brauch, 2008). Büyükçekmece Havzası’nda elde edilen NDMAOP sonuçları daha önce Amerika’da yüzeysel sularda ölçülmüş NDMAOP değerleri ile uyumludur.

Özellikle son yıllarda NDMAOP ile ilgili yapılan çalışmalarda NDMAOP ‘nin su kalite parametreleri ne bakarak tahmin etmesi en zor olan DYÜ’lerinden biri olduğu ve esas ölçüm olan DOC ve UVA 254 ölçümünün NDMAOP ‘ni belirlemek açısından uygun olmadığı bulunmuştur. Aynı çalışmada NDMAOP ile ilgili bir modelleme yapılmaya çalışılmış fakat başarılı olmamıştır (Chen ve diğ.,2010).

Yapılan bir araştırmada toplam organik karbonun önemli miktarda DYÜ oluşturmadığı, DYÜ oluşturma potansiyelinde çözünmüş organik maddelerin dikkate alınması dikkate alınması gerektiği belirtilmiştir (Panyapinyopol ve diğ., 2005).

DOM fraksiyonlarının DYÜ öncü maddesi olarak davranışına bakıldığında çalışmaların hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonların THM ve HAA oluşturmaları üzerine yoğunlaştırıldığı görülmektedir.

DOM’nin yapısının DYÜ oluşumuna etkisi incelendiğinde, sudaki ÇOK’un hidrofobik kısmının DYÜ oluşumunda etkili olduğu bulunmuştur (Stevens ve diğ., 1976; Christman ve diğ., 1983; Kitiş ve diğ., 2002; Gang ve diğ., 2003; Wu ve diğ., 2003).

9. GENEL YORUM VE SONUÇLAR

Çalışmanın temel amacı havzadaki mevcut durumun tesbiti ve Büyükçekmece Gölü'nü besleyen derelerin kirlilik yüklerinin araştırılması ve DYÜ oluşumu ile ilişkilendirilmesidir. Bu tezin bir parçası olduğu TÜBİTAK projesi'nde ise asıl elde edilmek istenen sonuç klor ve kloraminleme ile dezenfeksiyon yapılması durumunda oluşan DYÜ (THM ve NDMA)'lerinin karşılaştırmalı olarak incelenmesidir.

Çalışmada Büyükçekmece Gölü ve bu gölü besleyen derelerden numune alınarak gerçekleştirilmiştir. Büyükçekmece Gölü'nde birçok çalışma yapılmış olsa da DYÜ oluşumu açısından gölü besleyen dereler ilk defa bu çalışmada incelenmiştir.

Türkiye'de NDMA konusunda henüz herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Bu çalışma bu konuda bir ilk olup bu ve devam çalışmalarının sonuçları Büyükçekmece Havzası'ndan elde edilip içme suyu arıtma tesisinde dezenfekte edilecek suyun dezenfeksiyonu için en uygun yöntemin belirlenmesi açısından da önemlidir.

DYÜ oluşumunda incelenmesi gereken en önemli parametreler doğal organik madde ölçüm parametreleridir. DOM 'yi tanımlayabilecek ÇOK, UVA₂₅₄ SUVA, organik azot gibi temel parametreler ölçülmüş ve bu parametrelerle DYÜ oluşumları arasında bir korelasyon kurulmaya çalışılmıştır. Aynı zamanda, doğal organik maddelerin mevsimsel değişiminin ve bu değişimin iki farklı DYÜ'ne etkisinin de gözlenmesi için Aralık, Mart, Mayıs, Temmuz aylarında numune alınmış ve gerekli analizler yapılmıştır.

Büyükçekmece Havzası'nda yapılan ölçümlerde bazı numunelerde arıtma tesisinde dezenfeksiyon uygulandığında problem yaratacak kadar yüksek öncü maddesi konsantrasyonları elde edilmiştir. NDMA ve THMOP'nin çok yüksek olduğu numunelerde ölçülen çok yüksek ÇOK ve ÇON değerleri, elde edilen yüksek öncü maddesi konsantrasyonlarının en azından bir kısmının doğal organik maddelerden değil, havzaya gelen atıksulardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Zaten Büyükçekmece Gölü Havzası incelendiğinde bu havzanın bir içme suyu havzasının gerektirdiği şartları tam olarak sağlamadığı ve göl çevresinde bir çok endüstrinin ve tarım alanının bulunduğu görülmektedir. Ayrıca Büyükçekmece Gölü ve gölü besleyen derelerde yapılan başka bir çalışmada da numunelerde kafeine rastlanmıştır. Çevresel

sularda kafeine rastlanması, bu maddenin atıksu karışımı indikatörü olarak değerlendirilmesinden dolayı (Ignaz J. ve diğ., 2003; Guo ve Krasner, 2009), Büyükçekmece Gölü ve bu gölü besleyen derelere atıksu karışımını desteklemektedir.

Yapılan deneyler ile alınan numunelerde THM ve NDMA öncü maddeleri ile su kalite parametreleri arasında kesin bir ilişki kurulamamıştır. Her ne kadar literatürde değişik sonuçlar mevcut olsa da genel olarak organik madde konsantrasyonunu gösteren ÇOK parametresi ile THMOP arasında bir ilişki olması beklenmesine rağmen, bu çalışmada numunelerde elde edilmiş benzer ÇOK konsantrasyonları çok farklı değerlerde THMOP'ne karşılık gelmektedir. Benzer şekilde organik azot ile NDMAOP arasında bir ilişki kurulabileceği düşünülmesine rağmen, özellikle düşük organik azot içeren numuneler için bu çalışma çerçevesinde böyle bir ilişki elde edilememiştir.

DYÜ'leri ile ÇOK, SUVA ya da organik azot gibi parametreler arasında bir korelasyon kurulamamasının iki temel sebebi vardır. Bunlardan ilki bu kolektif parametrelerin ölçtüğü/kapsadığı organik madde içeriğinin çok farklı olmasıdır. Parametreler ile DYÜ öncü maddeleri arasında bir korelasyon kurulamamasının diğer bir sebebi de öncü maddelerin toplam organik madde konsantrasyonuna kıyasla çok düşük miktarda olmasıdır. Bazı durumlarda, suda organik azot kolektif parametresi konsantrasyonuna etki etmeyecek kadar düşük bir NDMA öncü maddesi bulunması NDMAOP miktarı etkilese de bu maddenin suda bulunup bulunmadığı organik N konsantrasyonuna bakılarak anlaşılamamaktadır.

Organik maddenin toplam miktarından çok içeriğinin, dolayısıyla bu toplamı oluşturan maddelerin ölçümü önemlidir. Ancak organik karbon ya da organik azot kolektif parametrelerinin oluşturan bütün maddeleri tek tek ölçmek teknik olarak mümkün ya da fizibil olmadığı için, bu parametrelerin içerdiği yapıların analizi önem taşımaktadır.

Bu sebeplerden dolayı DYÜ öncü maddelerinin incelenmesinin sudaki organik maddelerin hidrofobik/hidrofilik fraksiyonları çerçevesinde yapılması önem taşımaktadır. DOM karakterizasyonunda, alınan numunelerin fraksiyonlarına ayrılması için Ultrafiltrasyon ve Katı Faz Ekstraksiyonu (Solid Phase Extraction, SPE) gibi farklı yöntemler kullanılabilir. Ultrafiltrasyon ile fraksiyonlarına ayırma yönteminde membran filtreler kullanılarak, değişik boyuttaki organik maddelerin DYÜ oluşum potansiyelini ortaya koymak mümkündür. Katı faz ile ekstraksiyonda

ise farklı reçineler kullanılarak numuneler, hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonlarına ayrılabilir. Böylece hangi fraksiyonun daha çok DY  oluşturduğu bulunabilir. Bu da gerekli durumlarda içme suyu arıtma tesisinde organik maddenin arıtılması için ne tip işlemlere ihtiyaç duyulaca ını ortaya koyabilir.

Ayrıca, NDMA  nc  maddeleri daha küçük yapıda ve alifatik maddeler olabileceğinden, THM için incelenen UV₂₅₄ dışında, organik maddenin yapısal ölçümü için 222 nm ya da 360nm gibi farklı dalga boylarında da okuma yapılması, organik maddelerin NDMAOP ile ili kilendirilmesine yararlı olabilecektir.

KAYNAKLAR

- Acero, J.L., Von Gunten, U.,** 2001. Characterization of oxidation processes: ozonation and the AOP O₃/H₂O₂. *Journal American Water Works Association*. 5 90–100.
- Andrzejewski, P, Kasprzyk-Hordern, B., Nawrocki, J.,** 2007. N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation during ozonation of dimethylamine-containing waters, *Water Research*.,**42(4-5)**863-870.
- APHA, AWWA, WEF,** Standard Methods.,2005 for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., *APHA, AWWA, WEF*, Washington, DC.
- Asami M, Oya M ,Kosaka K.,** 2009. A nationwide survey of NDMA in raw and drinking water in Japan, *Science of The Total Environment***407** 3540-3545.
- Ateş, N., Kaplan, S., Şahinkaya, E., Kitiş, M., Dilek, F., Yetiş, Ü.,**2007. Occurrence of disinfection by-products in low DOC surface waters in Turkey.,*Journal Of Hazardous Materials* **142** 526-534.
- Ates N, Kaplan, S., Sahinkaya E, Yetis U, Dilek F, Kitiş M.,** 2005. Türkiye içme suyu kaynaklarında dezenfeksiyon yan ürünleri. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası 6. *Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*
- Ates, N., Kitis, M., Yetis, U.,** 2007a. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA—correlations with SUVA and differential UV spectroscopy, *Water Research*, **41** 4139 – 4148.
- Ates, N., Yetis, U., Kitis, M.,** 2007b. Effects of Bromide Ion and Natural Organic Matter Fractions on the Formation and Speciation of Chlorination By-Products, *Journal of Environmental Engineering*, **133**(10) 947–954.
- Bekbölet, M, Uyguner, C., Selçuk, H., Rizzo, L, Nikolaou, A., Meriç, S., Belgiorno, V.,**2005. Application of oxidative removal of NOM to drinking water and formation of disinfection by-products. *Desalination* **176** 155-166.
- Beler Baykal, B., Tanik, A., Gonenc, I.E.,** 2000. Water Quality in Drinking Water Reservoirs of a Megacity, Istanbul, *Environmental Management* Vol. 26, No. 6, pp. 607–614.

- 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.
- Bull, R.J., Krasner, S.K., Daniel, P.A., Bull, R.D. (Eds.).**, 2001. Health Effects and Occurrence of Disinfection By-Products, *American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO*, pp. 157–266.
- Bull R, Rice G, Teuschler L.**, 2009a. Determinants of Whether or Not Mixtures of Disinfection By-Products are Similar. *Journal Of Toksikology Enviromental Health-Parta A-ccurent Issues***72** 437-460.
- Bull R, Rice G, Teuschler L, Feder P.**, 2009b. Chemical Measures of Similarity Among Disinfection By-Product Mixtures, *Journal Of Toksikology Enviromental Health-Parta A-ccurent Issues***72** 482-493.
- Chang E, Chiang P, Ko Y, Lan W.**, 2001. Characteristics of organic precursors and their relationship with disinfection by-products, *Chemosphere***44** 1231-1236.
- Charrois, J.W.A., Boyd, J.M., Froese, K.L., Hrudey, S.E.**, 2007. Occurrence of N-nitrosamines in Alberta public drinking-water distribution systems, *Journal of Environmental Engineering and Science*,**6**(1)103-114.
- Chen, Paul Westerhoff.**, 2010. Predicting disinfection by-product formation potential in water, *Environmental Science & Technology***44** 3755-3762
- Chen C, Zhang X, Zhu L, Liu J, He W, Han H.**, 2008. Disinfection by-products and their precursors in a water treatment plant in North China: Seasonal changes and fraction analysis, *Science Of The Total Environment***397** 140-147.
- Chen W, Young T.**, 2009 Influence of nitrogen source on NDMA formation during chlorination of diuron, *Water Research***43** 3047-3056.
- Choi, J.H. and R.L. Valentine.** , 2003. N-nitrosodimethylamine formation by free-chlorine-enhanced nitrosation of dimethylamine. *Environmental Science & Technology*. **37**(21): p. 4871-4876.
- Chow C, Fabris R, Wilkinson K, Fitzgerald F, Drikas M.**, 2006. Characterising NOM to assess treatability., *AWA Water***33** 74-85.
- Chow, Randy A. Dahlgren, Qian Zhang and P. K. Wong.**, 2009. Relationships between specific ultraviolet absorbance and trihalomethane precursors of different carbon sources, *Journal of Water Supply Research and Technology* 471-479.

- Chowdhury, S., Champagne P., McLellan P.M.,**2009. Models for predicting disinfection byproduct (DBP) formation in drinking waters, *A chronological review, Science of the Total Environment*,**407** 4189–4206.
- Christman, R.F., Norwood, D.L., Millington, D.S., Johnson, J.D., Stevens, A.A.,** 1983. Identity and yields of major halogenated products of aquatic fulvic acid chlorination, *Environmental Science & Technology*,**17(10)** 625-628.
- Croué, J.-P., Lefebvre, E., Martin, B. and Legube, B.,** 1993. Removal of dissolved hydrophobic and hydrophilic organic substances during coagulation/flocculation of surface waters, *Water Science and Technology*,**27/11** 143-152.
- Demirci, A.,** 2001. Types and distribution of landslides in the eastern parts of Buyukcekmece lake, using GIS, Fatih University, *Master Thesis*, Istanbul.
- Diehl A., Speitel G, Symons J, Krasner S, Hwang S, Barrett S.,** 2000. DBP formation during chloramination, *Journal American Water Works Association***92** 76-90.
- Dillon G., Blake S, Rumsby P, Rockett L, Hall T, Jackson P, Rawlinson A.,** 2008 Defra 7348 NDMA - Concentrations in drinking water and factors affecting its formation (CSA7240 / WT02049 / DWI 70/2/210) *Final Report*.
- Donnermair M., Blatchley E.,**2003. Disinfection efficacy of organic chloramines. *Water Research* **37** 1557-1570.
- DSİ,** 1987. *İstanbul Büyükçekmece Baraj Gölü Kirlilik Araştırma Raporu*, DSİ XIV. Bölge Müdürlüğü, İstanbul.
- Duong HA, Berg M, Hoang MH, Pham HV, Gallard H, Giger W, Von Gunten U.,** 2003. Trihalomethane formation by chlorination of ammonium- and bromide-containing groundwater in water supplies of Hanoi, Vietnam, *Water Research***37** 3242-3252.
- Eaton A.D., Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE, Franson MAH.,** 2005 Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition 21st ed. American Public Health Association.
- Edzwald, J.K.,** 1993 Coagulation in drinking water treatment: particles, organics, and coagulants, *Water Science and Technology*, **27/11** 21-35.
- Edzwald J.K., Becker W. C., Wattier K. L.,** 1985. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors, *Journal of American Water Works Association*, **77/4** 122-132.

- Eroskay, O., Bargu, S.,** 1995. Büyükçekmece Havzası'nın Jeolojik ve Hidrojeolojik İncelemesi, İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Jeoloji Mühendisliği Bölümü, Mayıs, İstanbul.
- Fabris, R., Chow, C.W.K., Drikas, M., Eikebrokk, B.,**2008. Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters, *Water Research*,**42**(15),4188-4196.
- Fristachi A, Rice G.,** 2006. Estimation of the total daily oral intake of N-nitrosodimethylamine (NDMA) attributable to the consumption of drinking water. *Epidemiology* **17** 234
- 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.
- Gerecke, A.C, Sedlak, D.L.,** 2003. Precursors of N-Nitrosodimethylamine in natural waters. *Environmental Science & Technology*, **37**, 1331-36.
- Goslan EH, Krasner SW, Bower M, Rocks SA, Holmes P, Levy LS, Parsons SA.,** 2009 A comparison of disinfection by-products found in chlorinated and chloraminated drinking waters in Scotland, *Water Research In Press*,**32** 1355-1366.
- Gönenç İ.E,Müftüoğlu, O., Doğan, E., Yüce, H., Örmeci, C.,**1995. İstanbul'un Mevcut ve Potansiyel İçmesuyu Kaynaklarının Korunması Projesi, *Büyükçekmece Havzası Sonuç Raporu*.
- Guo Y, Krasner S.,** 2009 Occurrence of primidone, carbamazepine, caffeine, and precursors for n-nitrosodimethylamine in drinking water sources impacted by wastewater. *Journal Of The American Water Researches Association*, **45** 58-67.
- Henderson R, Baker A, Murphy K, Hambly A, Stuetz R, Khan S.,** 2009 Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review. *Water Research* **43** 863-881.
- Hepdoğan, R.,** 1998. Büyükçekmece Baraj Gölü Havzası'nın Hidrolojik ve Hidrolik Karakteristikleri, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul.
- Hua B, Veum K, Koirala A, Jones J, Clevenger T, Deng B.,**2007 Fluorescence fingerprints to monitor total trihalomethanes and N-nitrosodimethylamine formation potentials in water. *Environmental Chemistry Letters***5** 73-77
- Hua, G, Reckhow, D.,** 2007. Characterization of disinfection byproduct precursors based on hydrophobicity and molecular size, *Environmental Science & Technology***41** 3309-3315

- Hudson N, Baker, A., Reynolds D.**, 2007. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters - a review. *River Research and Applications* **23** 631-649
- IARC.**, 1978. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans: Some N-Nitroso Compounds, *International Agency for Research on Cancer IARC Vol. 17*. p. 365.
- Ignaz, J. B., Poiger, T., Muller, M.D., Buser, H.R.**, 2003. Caffeine an Anthropogenic marker for wastewater contamination of surface water, *Environmental Science and Technology*, **37** 691-700.
- Iriarte-Velasco U, Alvarez-Uriarte J, Chimeno-Alanis N, Gonzalez-Velasco J.**, 2008 Natural Organic Matter Adsorption onto Granular Activated Carbons: Implications in the Molecular Weight and Disinfection Byproducts Formation. *Industrial & Engineering Chemistry Research* **47** 7868-7876.
- İÇDR**, 2007. *İstanbul Çevre Durum Raporu 2006-2007*, T.C. İstanbul Valiliği, Çevre ve Orman İl Müdürlüğü, İstanbul.
- İSKİ**, 2007. *İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) 2007 Faaliyet Raporu*, İstanbul.
- İTASHY**, (2005), İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik. Resmi Gazete Tarihi: 17.02.2005 Resmi Gazete Sayısı: 25730.
- Kemper J, Westerhoff P, Dotson A, Mitch W.**, 2009. Nitrosamine, Dimethylnitramine, and Chloropicrin Formation during Strong Base Anion-Exchange Treatment. *Environmental Science & Technology* **43** 466-472.
- Kim J.**, 2009. Fate of THMs and HAAs in low TOC surface water, *Environmental Research* **109** 158-165.
- Kitis, M., Karanfil, T., Wigton, A., Kilduff, J.E.**, 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fraction, *Water Research*, **36**, 3834-3848.
- Kitis, M., Kilduff, J., Karanfil, T.**, 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, *Water Research* **35** 2225-2234 51.
- Korth, A., Fiebigler, C., Bornmann, K., Schmidt, W.**, 2004. NOM increase in drinking water reservoirs – relevance for drinking water production, *Water Science and Technology Water Supply*, **4**(4): 55-60.

- Krasner S, Weinberg H, Richardson S, Pastor S, Chinn R, Scrimanti M, Onstad G, Thruston A.**,2006. Occurrence of a new generation of disinfection byproduct,. *Environmental Science & Technology***40** 7175-7185 .
- Krasner S, Westerhoff P, Chen B, Rittmann B, Nam S, Amy G.**,2009 Impact of Wastewater Treatment Processes on Organic Carbon, Organic Nitrogen, and DBP Precursors in Effluent Organic Matter. *Environmental Science & Technology***43** 2911-2918.
- Kucukmehmetoglu M., Geymen, A.**, 2008. Measuring the spatial impacts of urbanization on the surface water resource basins in Istanbul via remote sensing, *Environ Monit Assess*, **142** 153–169.
- Lee C, Choi W, Yoon J.**, 2005 UV photolytic mechanism of N-nitrosodimethylamine in water: Roles of dissolved oxygen and solution pH, *Environmental Science & Technology***39** 9702-9709
- Lee C, Yoon J, von Gunten U.**, 2007a Oxidative degradation of N-nitrosodimethylamine by conventional ozonation and the advanced oxidation process ozone/hydrogen peroxid,. *Water Research*, **41** 581-590.
- Lee W, Westerhoff P, Croue J.**, 2007b Dissolved organic nitrogen as a precursor for chloroform, dichloroacetonitrile, N-Nitrosodimethylamine, and trichloronitromethane, *Environmental Science & Technology***41** 5485-5490.
- Lee W, Westerhoff P, Yang X, Shang C.**,2007c Comparison of colorimetric and membrane introduction mass spectrometry techniques for chloramine analysis. *Water Research*, **41** 3097-3102.
- Leenheer, J.A.**, 2004. Comprehensive assessment of precursors, diagenesis, and reactivity to water treatment of dissolved and colloidal organic matter, *Water Science and Technology: Water Supply*, **4**(4): 1-9.
- Leenheer, J.A.**, 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters, *Environmental Science & Technology*, **15**(5): 578-587.
- Leenheer, J.A., Croue J.P.**,2003. Characterizing aquatic dissolved organic matter, *Environmental Science & Technology*, **37**(1):18A-26A.
- Leenheer J, Dotson A, Westerhoff P.**, 2007. Dissolved Organic Nitrogen Fractionation, *Ann. Environ. Sci.***1** 45-56
- Liang L, Singer P.**,2003 Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acids and trihalomethanes in drinking water. *Environmental Science & Technology*, **37** 2920-2928.

- Liu P, Wu J, Wu C.**,2007. Control of disinfection byproduct formation in Feng-Shan reservoir by the traditional treatment processes plus O-3-pilot-plant test. *Water Science and Technology* 55:127-131.
- Lukasewycz M, Bieringer C, Liukkonen R, Fitzsimmons M, Corcoran H, Lin S, Carlson R.**, 1989. Analysis of Inorganic and Organic Chloramines-Derivatization with 2-Mercaptobenzothiazole. *Environmental Science & Technology* 23:196-199.
- Luo, X.**, 2006. Formation Studies on N-nitrosodimethylamine (NDMA) in Natural Waters, *PhD Thesis*, December, University of Missouri-Columbia, USA.
- Ma, H., Allen, H.E., Yin, Y.**, 2001. Characterization of Isolated Fractions of Dissolved Organic Matter from Natural Waters and a Wastewater Effluent, *Water Research*, 35(4): 985-996.
- Maktav, D., Erbek, F. S.**, 2005. Analysis of urban growth using multi-temporal satellite data in Istanbul, Turkey, *International Journal of Remote Sensing*, 26(4) 797 – 810.
- Marhaba T, Van D.**, 2000. The variation of mass and disinfection by-product formation potential of dissolved organic matter fractions along a conventional surface water treatment plant, *Journal Of Hazardous Materials* 74 133-147.
- 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.
- Mergen, M., Jefferson, B., Parsons, S., Jarvis, P.**, 2008. Magnetic ion-exchange resin treatment: Impact of water type and resin use. *Water Research* 42 1977-1988.
- Mitch, W.A, Gerecke, A.C., Sedlak D.L.**, 2003. A N-Nitrosodimethylamine (NDMA) precursor analysis for chlorination of water and wastewater. *Water Research*, 37 (15) 3733-41.
- Mitch W.A., Gerecke, A.C., Sedlak, D.L.**,2003a. A N-nitrosodimethylamine (NDMA) precursor analysis for chlorination of water and wastewater, *Water Research*, 37(15):3733-3741.
- Mitch, W.A., Sedlak, D.L.**,2002a. Factors controlling nitrosamine formation during wastewater chlorination. *Water Science & Technology: Water Supply*, 2(3), 191–198.
- Mitch, W.A., Sedlak, D.L.**, 2002b. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from dimethylamine during chlorination, *Environmental Science & Technology*, 36, 588-595.

- Mitch, W.A., Sharp, H.O., Trussell, R., Valentine, R.L., Alvarez-Cohen, L., Sedlak, D.L.,** 2003b. N-nitrosodimethylamine (NDMA) as a drinking water contaminant: A review, *Environmental Engineering Science*, **20**(5): 389-404.
- Moroğlu, M.,** 2001. Avrupa Birliği Su Çerçeve Yönergesi ve Yönergenin Türkiye’de Uygulanması: Büyükçekmece Havzası Örneği, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul.
- Najm I, Trussell RR.,** 2001. NDMA formation in water and wastewater. Journal American Water Works Association, **93** 92-99.
- Nakajima F, Hanabusa M, Furumai H.,** 2002 Excitation-emission fluorescence spectra and trihalomethane formation potential in the Tama River, Japan. *3rd World Water Congress: Drinking Water Treatment2* 481-486
- Nieuwenhuijsen, M.J., Toledano, M.B., Eaton, N.E., Fawell, J., Elliott, P.,** 2000. Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review, *Occupational and Environmental Medicine*, **57**, 73–85.
- Oya M, Kosaka K, Asami M, Kunikane S.,** 2008. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) by ozonation of dyes and related compounds, *Chemosphere* **73** 1724-1730
- Panyapinyopol, B., Marhaba, T.H., Kanokkantapong, V., Parasant, P.,** 2005. Characterization of Precursors to Trihalomethanes Formation in Bangkok Source Water, *Journal of Hazardous Materials* **120** 229-236
- Park S, Wei S, Mizaikoff B, Taylor A, Favero C, Huang C.,** 2009. Degradation of Amine-Based Water Treatment Polymers during Chloramination as N-Nitrosodimethylamine (NDMA) Precursors, *Environmental Science and Technology*, **43** 1360-1366.
- Patai S.,** 1982. *The Chemistry of Amino, Nitroso and Nitro Compounds and their Derivatives*, John Wiley and Sons, London, New York,
- Pehlivanoglu-Mantas, E., Sedlak, D.L.** 2008. Measurement of Dissolved Organic Nitrogen Forms in the Wastewater Effluents: Concentrations, Size Distribution and NDMA Formation Potential, *Water Research*, DOI:10.1016/j.watres.2008.05.017.
- Pehlivanoglu-Mantas E, Sedlak DL.,** 2006a The fate of wastewater-derived NDMA precursors in the aquatic environment. *Water Research*, **40** 1287-1293.

- Pehlivanoglu-Mantas E, Sedlak DL.**,2006b. Wastewater-derived dissolved organic nitrogen Analytical methods, characterization, and effects, - A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **36** 261-285
- Pehlivanoglu-Mantas, E. and Sedlak, D.L.**,2006 Fate of Wastewater-Derived NDMA Precursors in the Aquatic Environment, *Water Research*, **406** 1287-1293.
- Pope P, Speitel G, Collins M.**, 2006. Kinetics of dihaloacetic acid formation during chloramination, *Journel American Water Works Association*, **98** 107-120.
- Sadiq R, Rodriguez M, Imran S, Najjaran H.**, 2007. Communicating human health risks associated with disinfection by-products in drinking water supplies: a fuzzy-based approach, *Stochastic Environmental Research and risk assesment*. **21** 341-353.
- Sedlak, D. L., Deeb, R. A, Hawley, E. L., Mitch, W.A., Durbin, T. D., Mowbray, S., Carr, S.**, 2005. Sources and Fate of Nitrosodimethylamine and its Precursors in Municipal Wastewater Treatment Plants, *Water Environment Research*, **77 /1**, 32-39
- Sedlak DL., Mitch WA.**, 2002.N-Nitrosodimethylamine (NDMA) from dimethylamine during Chlorination, in *Environmental Science and Technology*, **36** 588-595.
- Schmidt C, Brauch H.**, 2008. N,N-dimethosulfamide as precursor for N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation upon ozonation and its fate during drinking water treatment. *Environmental Science &Technology*,**42** 6340-6346
- Schreiber IM, Mitch WA.**, 2005. Influence of the order of reagent addition on NDMA formation during chloramination. *Environmental Science and Technology*, **39** 3811-3818
- Selçuk, H. ,Rizzo,L., Anastasia,N., Meriç, S. ,Bekbölet, M.**, 2007. DBPs formation and toxicity monitoring in different origin water treated by ozone and alum/PAC coagulation, *Desalination* , **210(1-3)** 31-43.
- Selçuk, H.Vitosoglu ,Y.,Ozaydn,S.,Bekbölet, M.**, 2005. Optimization of ozone and coagulation processes for bromate control in Istanbul drinking waters, *Desalination* , **176(1-3)** 211-217.
- Shang C, Blatchley E.**, 1999. Differentiation and quatification of free chlorine and inorganic chloramines in aqueous solution by MIMS, *Environmental Science and Technology*, **33** 2218-2223.

- Shank, R.C., Magee, P.N., 1981.**Toxicity and carcinogenicity of Nnitroso compounds: ,Mycotoxins and Nnitroso Compounds: *Environmental Risks*,**Vol. 1.** CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 185–217.
- Sharp E, Jarvis P, Parsons S, Jefferson B., 2006** Impact of fractional character on the coagulation of NOM colloids and surface a physicochemical and engineering aspects. *Desalination***286** 104-111.
- Sohn J, Amy G, Yoon Y ., 2007.** Process-train profiles of NOM through a drinking water treatment plant. *Journel American Water Works Association* , **99**145-153.
- Stefan, M.I., Atasi, K., Linden, K.G., Siddiqui, M., 2002.** Impact of Water Quality on the Kinetic Parameters of NDMA Photodegradation; Proceedings, *American Water Works Association, Water Quality and Technology Conference*, Seattle, WA, USA.
- Stevens, A.A., Slocum, C.J.; Seeger, D.R., Robeck, G.G., 1976.** Chlorination of organics in drinking water, *Journal of American Water Works Association*, **68**(11): 615-620
- Şahinkaya, E., Ateş, N., Ath, E., Tokmak, B., Çapar, G., Sanin, F.D., Celtemen, P., Baltacı, F., Yetiş, Ü., Dilek, F.B., 2005.** İçme suyu amaçlı baraj göllerinde trihalometan oluşum potansiyeli, *TMMOB Çevre Mühendisleri Odası 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, Bildiriler Kitabı, pp. 11-22,İstanbul.
- Şanlısoy, A., 2002.** İstanbul'daki Su Toplama Havzalarında Yaşanan Sorunlar, Nedenleri ve Çözüm Önerileri, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul.
- Tao H, Chen Z, Li X, Yang Y, Li G., 2008** Salicylate-spectrophotometric determination of inorganic monochloramine, *Analytica Chimica Acta*, **615** 184-190.
- Tokmak B, Capar G, Dilek F, Yetis U., 2004.** Trihalomethanes and associated potential cancer risks in the water supply in Ankara, Turkey, *Environmenalt Research***96** 345-352.
- Toröz I, Uyak V., 2005.** Seasonal variations of trihalomethanes (THMs) in water distribution networks of Istanbul City, *Desalination***176** 127-141.
- Tünay, O., Germirli, F., Meriç, S., 1995.** *Endüstriyel Kirletici Yüklerin Belirlenmesi, İstanbul'un Mevcut ve Potansiyel İçmesuyu Kaynaklarının Korunması Projesi*, Proje Koordinatörü: İ. Ethem Gönenç, T.C. Çevre Bakanlığı, Çevre Koruma Genel Müdürlüğü
- Url-1**<<http://www.cdph.ca.gov/certlic/drinkingwater/Pages/NDMAhistory.aspx>>, alındığı tarih 22.12.2009

Url-2<<http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/4449e.pdf>.

>, alındığı tarih 24.06.2010

Url-3< <http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/nitrosod.html>.>, alındığı tarih 21.12.2009

Url-4<<http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0045.htm>>, alındığı tarih 18.03.2010

Url-5<<http://www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/122206NDMAphg.pdf>>, alındığı tarih 12.03.2010

Url-6<<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad38.pdf>>, alındığı tarih 24.03.2010

Url-7<<http://www.dmi.gov.tr/veridegerlendirme/yillik-toplam-yagis-verileri.aspx?m=ISTANBUL&i=florya>>, alındığı tarih 19.10.2010

Url-8<http://www.iski.gov.tr/su_kalite_raporu/swf/sukalite_ocak2010t.swf>, alındığı tarih 13.01.2010

Uyak V, Ozdemir K, Toröz I., 2008 Seasonal variations of disinfection by-product precursors profile and their removal through surface water treatment plants, *Science Of The Total Environment***390** 417-424.

Uyak V, Ozdemir K, Toröz I 2007. Multiple linear regression modeling of disinfection by-products formation in Istanbul drinking water reservoirs, *Science Of The Total Environment***378** 269-280.

Uyak V, Toröz I., 2007a. Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies, *Journal of Hazardous Materials* **141** 320-328 .

Uyak, V., Toröz, I., 2007b. Investigation of bromide ion effects on disinfection by-products formation and speciation in an Istanbul water supply, *Journal of Hazardous Materials* **149** 445–451.

Uyak V, Toröz I., 2005 Enhanced coagulation of disinfection by-products precursors in Istanbul water supply, *Environmental Technology***26** 261-266.

Uyak V, Yavuz S, Toröz I, Ozaydin S, Genceli E., 2007. Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption, *Desalination* **216** 334-344.

Valentine RL, Choi J, Chen Z, Barrett SE, Hwang C, Guo Y", Wehner M, Fitsimmons S, Andrews SA, Werker AG, Brubacher C, Kohut K., 2006. Factors Affecting the Formation of NDMA in Water and Occurrence, *AmericanWater Works Research Foundation* **46** 3215-3226.

Villanueva C, Cantor K, Cordier S, Jaakkola J, King W, Lynch C, Porru S, Kogevinas M., 2004. Disinfection byproducts and bladder cancer - A pooled analysis, *Epidemiology* **15** 357-367.

Von Guten U.,2003. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation *Water Research* **37** 1443–1467.

- Wei Q, Feng C, Wang D, Shi A, Zhang L, Wei Q, Tang H.,** 2008a . Seasonal variations of chemical and physical characteristics of dissolved organic matter and trihalomethane precursors in a reservoir: a case study, *Journal of Hazardous Materials***150**:257-264.
- Wei Q, Wang D, Wei Q, Qiao C, Shi B, Tang H.,** 2008b. Size and resin fractionations of dissolved organic matter and trihalomethane precursors from four typical source waters in China,*Environmental Monitoring and Assessment***141** 347-357
- Wilczak, A., Assadi-Rad, A., Lai, H.H., Hoover, L.L., Smith, J.F., Berger, R., Rodigari, F., Beland, J.W., Lazzelle, L.J., Kincannon, E.G., Baker, H., Heaney, C.T.,** 2003. Formation of NDMA in Chloraminated Water Coagulated with DADMAC Cationic Polymer, *Journal of American Water Works Association*, 95(9): 94-106.
- Wu W, Chadik, P.A., Delfino, J.J.,** 2003. The relationship between disinfection byproduct formation and structural characteristics of humic substances in chloramination, *Environmental Toxicology & Chemistry*, **22(12)** 2845-2852.
- Xu B, Gao N, Sun X, Xia S, Simonnot M, Causserand C, Rui M, Wu H.,** 2007. Characteristics of organic material in Huangpu River and treatability with the O-3-BAC process, *Seperation and Purification***57** 348-355.
- Yang, W.C., Gan, J., Liu, W.P., Green, R.,** 2005. Degradation of *N*-Nitrosodimethylamine (NDMA) in landscape soils, *Journal of Environmental Quality*, , **34(1)** 336-341.
- Zhao Y, Boyd J, Hrudey SE, Li X.,** 2006. Characterization of new nitrosamines in drinking water using liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Environmental Science and Technology*, **40** 7636-7641.
- Zhao Y, Boyd JM, Woodbeck M, Andrews RC, Qin F, Hrudey SE, Li X.,** 2008 Formation of N-nitrosamines from eleven disinfection treatments of seven different surface waters, *Environmental Science and Technology***42** 4857-4862

EKLER

EK A.1 :NDMA ve öncü maddelerinin içme sularında, atıksularda ve çevresel sularda konsantrasyonları.

EK A.1

Çizelge A1:NDMA ve öncü maddelerinin içme sularında, atıksularda ve çevresel sularda konsantrasyonları

Ölçüm yeri/şartlar ve ek bilgiler	NDMA konsantrasyonu (ng/L)	NDMA oluşum potansiyeli (ng/L)	Kaynaklar
Kloraminleme yapılan içme suyu arıtma tesisi çıkışı Gözlenen tek konsantrasyon olduğu için ham su kalitesine yada katyonik polimer kullanımına bağlanıyor.	8,6		(Goslan ve diğ., 2009)
Kloraminlemeden sonra şebekede	13,5-26		
Ham su numuneleri Yazın ölçülen max konsantrasyon- Kışın ölçülen max konsantrasyon	2,6-4,3		(Asami ve diğ., 2009)
Evsel atıksu-ozonlama öncesi Tekstil atıksuyu karışmış olabilir.	16-290		
Evsel atıksu-ozonlama sonrası Tekstil atıksuyu karışmış olabilir.	24-280		
Yeraltı suyu DMS numunelerin %94'ünde tespit edilmiştir.		>10 ng/L N,N- dimetilsulfamid (DMS)	(Schmidt ve Brauch, 2008)
Yüzeysel su DMS numunelerin %92'sinde tespit edilmiştir.		>10 ng/L DMS	
İçme suyu DMS numunelerin %75'inde tespit edilmiştir.		>10 ng/L DMS	
Kum filtre çıkışı	370		
İçme suyu arıtma tesisi çıkışı Biyolojik faaliyetlerle NDMA giderimi olmuştur	320	12 ng/L DMS	
Yeraltı suyu Yoğun olarak tarım yapılan bölge	340-1600		
Koagülasyon(demirli koagülan)+filtrasyon+kloraminasyon uygulayan arıtma tesisi çıkışı Demir sülfatın öncü madde oluşturduğu düşünülüyor	5,6-5,8		(Dillon ve diğ., 2008)
PolyDADMAC kullanan arıtma tesisi çıkışı Polimerin NDMA oluşumuna katkısı olabilir.	1,6-1,8		

Çizelge A1: (devam)NDMA ve öncü maddelerinin içme sularında, atıksularda ve çevresel sularda konsantrasyonları.

Koagülasyon (demirli koagülan) uygulayan ve polyDADMAC kullanan arıtma tesisi çıkışı Hem polimer hem de koagülanın etkisi olabilir.	1,6-1,8		
İçme suyu tesisi	3-48		
Roket motoru deneme alanındaki yer altı suyu Ölçümler Kaliforniya Eyaleti' nde yapılmıştır	40000		(CDPH, 2006, 2008)
Kuyu suyu Ölçümler Sacramento' da 1998 yılında yapılmıştır	150-3000		
Atıksu geri kazanım tesisleri yakınındaki içme suyu kuyularında Ölçümler Orange Belde' sinde 2000 yılında yapılmıştır	30-40		
Kuyu suyu Ölçümler Los Angeles' da 2000 yılında yapılmıştır ve kirliliğin yakınlardaki uçak yakıtı tesislerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.	30-80		
Nitrat giderimi için reçine kullanan bir içme suyu arıtma tesisi	30		
Kloraminleme yapan içme suyu tesisi Tesis evsel atıksu karışmamaktadır	10		(Pehlivanoglu-Mantas ve Sedlak, 2006a)
Klorlama yapan içme suyu tesisi Tesis evsel atıksu karışmamaktadır	100		
Atıksu arıtma tesisi çıkışı (klorlama ya da kloraminleme yapılmış)	10-30		
Atıksu arıtma tesisi çıkışı (klorlama ya da kloraminleme yapılmış) 30 günlük inkübasyon sonucunda elde edilmiş değerdir.	<3		
Kloraminasyon kullanan tesisin dağıtım kanalı	2		(Charrois ve diğ., 2007)
Kloraminasyon + UV kullanan tesisin dağıtım kanalı	14		
Evsel atıksu arıtma tesisi birincil arıtma çıkışı		20000-80000 Dimetilamin (DMA)	(Mitch ve Sedlak, 2002, 2004)
Evsel atıksu arıtma tesisi biyolojik arıtma çıkışı		4000	
Roket motoru deneme alanındaki yer altı suyu	400		(Mitch ve diğ., 2003)
Roket motoru deneme alanı dışındaki yer altı suyu	20		

ÖZGEÇMİŞ

VESİKALIK
FOTO

Ad Soyad: F.Büşra YAMAN

Doğum Yeri ve Tarihi: İstanbul / 31.10.1984

Adres: İstanbul /Beşiktaş

Lisans Üniversite: Yıldız Teknik Üniversitesi,2008

