

**T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KAPALI YÜZME HAVUZLARINDA KLORLU ORGANİK YAN
ÜRÜNLERİN İNCELENMESİ**

Ertaç TANAÇAN

**Danışman
Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT**

**II. Danışman
Yrd. Doç. Dr. Bilgehan İlker HARMAN**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA - 2017**



©2017 [Ertay TANAÇAN]

TEZ ONAYI

Ertay TANAÇANTarafından hazırlanan "Kapalı Yüzme Havuzlarında Klorlu Organik Yan Ürünlerin İncelenmesi"adlı tez çalışması aşğıdaki jüri üyeleri önünde Süleyman Demirel ÜniversitesiFen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak başarı ile savunulmuştur.

Danışman

Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT
Süleyman Demirel Üniversitesi



II. Danışman

Yrd. Doç. Dr. Bilgehan İlker HARMAN
Süleyman Demirel Üniversitesi



Jüri Üyesi

Prof. Dr. Vedat UYAK
Pamukkale Üniversitesi



Jüri Üyesi

Prof. Dr. Mehmet KİTİŞ
Süleyman Demirel Üniversitesi



Jüri Üyesi

Yrd. Doç. Dr. Hale SEÇİLMİŞ CANBAY
Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi



Enstitü Müdürü

Doç.Dr. Yasin TUNCER

TAAHHÜTNAME

Bu tezin akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilerek tezde yer aldığını beyan ederim.

Ertaç TANAÇAN



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
TEŞEKKÜR.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	viii
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Motivasyon ve Amaç	1
1.2. Kapsam.....	3
2. KAYNAK ÖZETLERİ	5
2.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri.....	5
2.2. DYÜ'lerinin İnsan Sağlığına Etkileri.....	14
2.3.Yüzme Havuzlarında DYÜ Oluşumu	17
2.4.Yüzme Havuzlarında DYÜ Öncülleri.....	25
2.5. Yüzme Havuzlarında DYÜ Oluşumunu Etkileyen Faktörler.....	28
2.5.1. Havuz tipi ve su kaynağı.....	28
2.5.2. Dezenfeksiyon metodu ve arıtım prosesleri.....	29
2.5.3. Sıcaklık	30
2.5.4. pH	31
2.5.5. Havuz işletimi ve yönetimi.....	31
2.5.6. Organik yükleme	32
2.6.DYÜ'lerin Vücuda Alınımı	33
3.MATERYAL VE METOT	36
3.1. A Kapalı Yüzme Havuzu.....	36
3.2. B Kapalı Yüzme Havuzu.....	39
3.3. Analitik Yöntemler	43
3.3.1. Sıcaklık, pH, iletkenlik ve ÇÖ	43
3.3.2. Alkalinite	44
3.3.3. Sertlik.....	44
3.3.4. Renk	44
3.3.5. Bulanıklık	44
3.3.6. Azot bileşikleri	44
3.3.7. Serbest/Toplam klor	44
3.3.8. UV ₂₅₄	45
3.3.9. Toplam organik karbon ve toplam azot	45
3.3.10. Adsorplanabilir organik halojenler	45
3.3.11. Dezenfeksiyon yan ürünleri	46
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	49
4.1.Sıcaklık, pH ve iletkenlik	49
4.2. Serbest, Toplam ve Bağlı Klor	54
4.3. UV ₂₅₄ Absorbansı.....	56
4.4. Toplam Organik Karbon	58
4.5. Organik Azot	60
4.6. Yüzme Havuzundaki DYÜ'ler.....	62
4.6.1. Adsorplanabilir organik halojen (AOX)	62

4.6.2. Trihalometanlar.....	67
4.6.3. Haloasetik asitler	71
4.6.4. Haloasetonitriller ve halonitrometanlar.....	76
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	77
KAYNAKLAR.....	79
EKLER.....	94
ÖZGEÇMİŞ.....	127



ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

KAPALI YÜZME HAVUZLARINDA KLORLU ORGANİK YAN ÜRÜNLERİN İNCELENMESİ

Ertuç TANAÇAN

Süleyman Demirel Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT

II. Danışman: Yrd. Doç. Dr. Bilgehan İlker HARMAN

Yaygın dezenfeksiyon uygulamaları ve yüzme havuzu su kalitesi incelemeleri mikrobiyal enfeksiyon ve hastalıkların önlenmesini amaçlamaktadır. Ancak, dezenfektanların organik ve inorganik maddeler ile istenmeyen reaksiyonları sonucu dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşmaktadır. Antropojenik kaynaklar (vücut salgıları, losyonlar, kozmetikler vb.) ya da suda mevcut kimyasallardan kaynaklı havuzlarda DYÜ öncülleri bulunmaktadır. Trihalometanlar (THM), haloasetik asitler (HAA), haloasetonitriller (HAN), halonitrometanlar (HAN) ve A-nitrosaminler en çok incelenen DYÜ'leridir. Havuzlardaki DYÜ'lerinin oluşum ve konsantrasyonları kullanılan dezenfektanın tipi, dezenfektan miktarı, yüzücülerden gelen yükleme, sıcaklık ve pH gibi çeşitli faktörlere bağlıdır. DYÜ'lere maruz kalındığında sağlık problemlerine yol açtığına dair kanıtlar vardır. Yüzme havuzlarındaki mevcut fiziko-kimyasal içerikler de ayrıca havuz suyu kalitesinin göstergesidir ve kirliliği hakkında bilgi sağlamaktadır.

Bu tez çalışmasında iki farklı kapalı yüzme havuzu 1 yıl boyunca izlenmiştir. İnceleme kapsamında, haftalık numuneler alınarak havuz suyunun fiziksel ve kimyasal özellikleri ile havuz suyunda oluşan adsorplanabilir organik halojenler (AOX) ve DYÜ'ler incelenmiştir. İzleme süresinde havuzlarda bir miktar DYÜ oluşumu gözlenmiştir. DYÜ türü olarak en çok THM ve HAA tespit edilmiştir. Baskın THM türünün ise kloroform, baskın HAA türünün de dikloroasetik asit ve trikloroasetik asit olduğu görülmüştür. Bu tez kapsamında yapılan çalışmalar ulusal literatürde bir ilk olma özelliği göstermekte olup gelecekteki çalışmalara temel oluşturacak nitelik taşımaktadır.

Anahtar Kelimeler: Adsorplanabilir organik halojenler, dezenfektanlar, dezenfeksiyon yan ürünleri, organik madde, kapalı yüzme havuzu.

2017, 128 sayfa

ABSTRACT

M.Sc. Thesis

THE MONITORING OF CHLORINATED BY-PRODUCTS in INDOOR SWIMMING POOLS

Ertat TANAÇAN

**Süleyman Demirel University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT

Co-Supervisor: Asst. Prof. Dr. Bilgehan İlker HARMAN

Monitoring of current disinfection treatment and swimming pool water quality are targeted at preventing of microbial infection and diseases. On the other hand, disinfection by products (DBPs) are formed with reaction between disinfectants and organic/inorganic matters. DBPs precursors in swimming pools are originating from anthropogenic sources (body secretions, lotions, cosmetics etc.) or chemicals used in pools. The most common investigated DBPs are trihalomethanes (THMs), haloacetic acids (HAAs), haloacetonitriles (HANs), halonitromethanes (HNMs) and N-nitrosamines. The concentrations and formation of DBPs in swimming pools are depend on several factors such as types of disinfectants, disinfectant dosages, bather loads, temprature and pH of water. Physico-chemical content is also an indicator of pool water quality.

In this thesis, two different indoor swimming pools were monitored for about one year. During the monitoring of pools, weekly samples were taken and investigated several physical/chemical constituents, adsorbable organic halides (AOX) and DBPs in pool water. Limited DBP formation was observed in the pools during the monitoring. THM and HAA were most commonly detected as a DBPs. Chloroform and dichloroacetic acid and trichloroacetic acid was the predominant THM and HAA in pools, respectively. This study carried out within the scope of the thesis is characteristic of being first in the national literature.

Keywords: Adsorbable organic halides, disinfectants, disinfection by products, indoor swimming pool, organic matter.

2017, 128 pages

TEŞEKKÜR

Bu araştırma için beni yönlendiren, karşılaştığım zorlukları bilgi ve tecrübesi ile aşmamda yardımcı olan değerli Danışman Hocalarım Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT'e, Yrd. Doç. Dr. Bilgehan İlker HARMAN'a, laboratuvar çalışmalarında destek ve yardımlarını esirgemeyen Yrd. Doç. Dr. Şehnaz Şule Kaplan BEKAROĞLU'na ve Arş. Gör. Mesut GENİŞOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

Tezimin gerçekleşmesinde 114Y598 numaralı proje ile maddi destek sağlayan TÜBİTAK'a teşekkür ederim.

Tezimin her aşamasında beni yalnız bırakmayan aileme ve Kübra ŞENVARDAR'a sonsuz sevgi, saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarım boyunca yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen Cihan ÖZGÜR, Deniz BARIŞ, Zehra ÖZTÜRK, Qahtan ADNAN ve Noorjan İBRAHİM'e ayrıca teşekkür ederim.

Ertaç TANAÇAN
ISPARTA, 2017

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 3.1. A Olimpik Yüzme Havuzu akım diyagramı	38
Şekil 3.2. B Yarı Olimpik Yüzme Havuzu akım diyagramı	41
Şekil 3.3. WTW Multi 340i/Set cihazı ile yerinde ölçülmüş parametreler (a): iletkenlik, (b): çözünmüş oksijen (c): pH.....	43
Şekil 3.4. TOC-L CPH Shimadzu cihazı	45
Şekil 3.5. Analytik Jena Multi X 2500 cihazı.....	46
Şekil 3.6. Agilent 6890 GC-ECD cihazı	48
Şekil 4.1. Box plot grafiği ve temsil ettiği değerler	49
Şekil 4.2. A havuzuna ait pH değerleri	50
Şekil 4.3. B havuzuna ait pH değerleri	50
Şekil 4.4. A havuz suyunun sıcaklık değerleri	51
Şekil 4.5. B havuz suyunun sıcaklık değerleri	52
Şekil 4.6. A havuz suyunun iletkenlik değerleri	53
Şekil 4.7. B havuz suyunun iletkenlik değerleri	53
Şekil 4.8. A havuzuna ait serbest ve bağlı klor düzeyleri.....	55
Şekil 4.9. B havuzuna ait serbest ve bağlı klor konsantrasyonları	56
Şekil 4.10. A havuzuna ait UV ₂₅₄ absorbans değeri.....	57
Şekil 4.11. B havuzuna ait UV ₂₅₄ absorbans değeri.....	58
Şekil 4.12. A havuzuna ait TOK konsantrasyonları	59
Şekil 4.13. B havuzuna ait TOK konsantrasyonları	60
Şekil 4.14. A havuzuna ait OA konsantrasyonları.....	61
Şekil 4.15. B havuzuna ait OA konsantrasyonları.....	62
Şekil 4.16. A havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX	63
Şekil 4.17. A havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları	64
Şekil 4.18. A havuzunda AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi.....	64
Şekil 4.19. B havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX	65
Şekil 4.20. B havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları	66
Şekil 4.21. B havuzunda AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi.....	66
Şekil 4.22. A havuzuna ait toplam THM konsantrasyonu	67
Şekil 4.23. A havuzuna ait THM türlerinin dağılımı	68
Şekil 4.24. B havuzuna ait toplam THM konsantrasyonu	69
Şekil 4.25. B havuzuna ait THM türlerinin dağılımı	69
Şekil 4.26. A yüzme havuzu TOK ve toplam THM arasındaki korelasyon.....	70
Şekil 4.27. B yüzme havuzu TOK ve toplam THM arasındaki korelasyon.....	71
Şekil 4.28. A havuzuna ait HAA konsantrasyonları.....	72
Şekil 4.29. A havuzuna ait HAA türlerinin dağılımı.....	73
Şekil 4.30. B havuzuna ait HAA konsantrasyonları.....	74
Şekil 4.31. B havuzuna ait HAA türlerinin dağılımı.....	74
Şekil 4.32. A yüzme havuzu TOK ve toplam HAA arasındaki korelasyon	75
Şekil 4.33. B yüzme havuzu TOK ve toplam HAA arasındaki korelasyon	76

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. THM'lerin kimyasal özellikleri ve molekül yapıları	6
Çizelge 2.2. HAA'ların kimyasal özellikleri ve molekül yapıları	7
Çizelge 2.3. HAN'ların kimyasal özellikleri ve molekül yapıları	9
Çizelge 2.4. HNM'lerin kimyasal özellikleri ve molekül yapıları	10
Çizelge 2.5. Yüzme havuzlarında kullanılan dezenfektanlar (Teo vd., 2015)	17
Çizelge 2.6. Yüzme havuzlarında ölçülen THM türlerinin konsantrasyonları (Teo vd., 2015; Harman vd., 2017)	19
Çizelge 2.7. Yüzme havuzlarında ölçülen HAA türlerinin konsantrasyonları (Teo vd., 2015; Harman vd., 2017)	22
Çizelge 3.1. A kapalı yüzme havuzu kullanım öncesi fiziko-kimyasal karakteristiği	37
Çizelge 3.2. A yüzme havuzunda kullanılan kimyasalların kullanım amaçları ve özellikleri	38
Çizelge 3.3. B kapalı yüzme havuzu dolum sonrası fiziko-kimyasal karakteristiği	40
Çizelge 3.4. B yüzme havuzunda kullanılan kimyasalların kullanım amaçları ve özellikleri	41

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AB	Avrupa Birliği
AOX	Adsorplanabilir organik halojen
BCAN	Bromokloroasetonitril
BCNM	Bromokloronitrometan
BDCNM	Bromodikloronitrometan
BFA	Sentetik vücut sıvıları
BNM	Bromonitrometan
Cl-DMA	Klorlu dimetilamin
DBAA	Dibromoasetik asit
DBAN	Dibromoasetonitril
DBNM	Dibromonitrometan
DCAA	Dikloroasetik asit
DCAN	Dikloroasetonitril
DOM	Doğal organik madde
DYÜ	Dezenfeksiyon yan ürünleri
EGMO	Elektrokimyasal olarak üretilen karışık oksidanlar
HAA	Haloasetik asit
HAN	Haloasetonitril
HK	Haloketon
HNM	Halonitrometan
KH	Kloral hidrat
KHK	Kümülatif havuz katılımı
MBAA	Monobromoasetik asit
MCAA	Monokloroasetik asit
MX	3-chloro-4-(dichloromethyl)-5hydroxy-2(5H)-furanone
OA	Organik azot
SBK	Serbest bakiye klor
TA	Toplam azot
TCA	Trikloramin
TCAA	Trikloroasetik asit
TCAN	Trikloroasetonitril
TCNM	Trikloronitrometan
THM	Trihalometan
TOK	Toplam organik karbon
UV	Ultraviyole
WHO	World Health Organization

1. GİRİŞ

1.1. Motivasyon ve Amaç

Suların dezenfeksiyonu için klor kullanımı ilk olarak 1902'de Middlekerke, Belçika'da gerçekleşmiştir. O zamandan beri, klor kentsel suların dezenfeksiyonunda etkili bir biçimde kullanılmaktadır. Suların dezenfeksiyonunda ayrıca kloramin, ozon ve ultraviyole radyasyonu (UV) dezenfektanları da kullanılmaktadır. Bütün su kaynaklarında doğal organik madde (DOM) bulunur ve DOM'u alloktan (su gövdesindeki biota) ve yerli kaynaklar (toprak ve karasal bitki örtüsü) oluşturmaktadır. Dezenfektanlar ile doğal organik maddelerin reaksiyonu sonucu oluşan dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) sağlık açısından büyük riskler oluşturmaktadır ve başlıca vücuda alım yolu yutma olarak belirlenmiştir. Amerika ve Avrupa Birliği (AB) ülkelerinde içme ve kullanma sularında DYÜ'ler için limit değerler belirlenmiştir. Amerika Çevre Koruma Ajansı içme sularında, maksimum trihalometan (THM) ve haloasetikasit (HAA) konsantrasyonunu sırasıyla 80 ve 60 µg/L olarak belirlemiştir. AB ülkelerinde ise sadece THM için 100 µg/L sınır değer tespit edilmiştir. 17 Şubat 2005 tarihli 25730 sayılı Resmi Gazete'de yayınlanan "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik'te" AB ülkelerinde olduğu gibi sadece THM'ler için 100 µg/L limit belirlenmiştir.

Havuz sularının dezenfeksiyonu da bulaşıcı hastalıkların yayılmasını önlemek için son derece önemlidir. Yüzme havuzlarında dezenfektanlar patojenleri etkisiz hale getirirken, DOM, bromür/iyodür ve insan artıkları (ter ve üre bileşenleri, deri parçaları, saç, mikroorganizmalar, kozmetikler ve diğer kişisel bakım ürünleri) dezenfektanlar (klor, kloramin, ozon, ya da klor dioksit) ile beklenmeyen reaksiyonlar sonucunda DYÜ oluşumu gerçekleşir. DYÜ'lerin türü ve konsantrasyonu; kullanılan dezenfektanın tipi ve miktarı, yüzme havuzu ve suyunun karakteristiği ve yüzücülerin hijyeni gibi birçok faktöre bağlıdır. Yüzme havuzlarında klor en yaygın kullanılan dezenfektandır. Kapalı yüzme havuzlarında klor türü olarak genellikle sodyum hipoklorit (sıvı çamaşır suyu), kalsiyum hipoklorit veya klor gazı kullanılmaktadır. Havuz suları genellikle daha

yüksek sıcaklığa sahip olduğundan klorun bozunması daha yüksek oranlarda gerçekleşmektedir. Klor ihtiyacını karşılamak için yüzme havuzlarında su içinde serbest bakiye sağlamak adına nispeten daha yüksek dozlarda klor kullanılır. Yüksek serbest bakiye klor (SBK), yüksek sıcaklık, sürekli organik yükleme, su yüzeyinin hava ile teması ve su devridaimi yüzme havuzunda DYÜ oluşumunu etkiler. Klorlanmış suda 700'den fazla DYÜ gözlemlenmiştir ve bunların birçoğu mutajenik ve kanserojendir.

Yüzücülerden gelen organik yükleme ve sürekli dezenfeksiyon nedeniyle yüzme havuzlarının su ve hava ortamında yüksek seviyelerde DYÜ bulunabilmektedir. Günümüzde, THM, HAA, haloasitler, halodiasitler, iyotlu-THM, haloaldehitler, halonitriller, haloketonlar (HK), halonitrometanlar (HNM), bromat, halomitler, haloalkoller, nitrozaminler, serbest klorla bileşik oluşturan, 3-kloro-4-(diklorometil)-5hidroksi-2(5H)-furanon (MX) ve MX türevleri v.b. yüzme havuzlarında tespit edilmiştir (Richardson vd., 2010). En yaygın DYÜ, THM ve HAA'dır. Bazı DYÜ'ler (HAN ve HNM gibi) mevzuatta düzenlenen DYÜ'lere kıyasla daha sitotoksik ve genotoksiktir. Bundan dolayı, havuz suyunun musluk suyuna göre daha genotoksik olması şaşırtıcı değildir ve dezenfektan türü genotoksisiteyi değiştirmektedir.

Kaza ile yutma asgari olarak kabul edildiğinde yüzme havuzlarında DYÜ'lerin başlıca vücuda alınımı solunum ve dermal temas olduğu belirlenmiştir. Bunun aksine içme sularındaki DYÜ'lerin vücuda alınmasının asıl nedeni doğrudan yutma yoluyla gerçekleşir. DYÜ'lerinin kendine özgü toksisiteleri olduğundan ağızdan alınma, dermal absorpsiyon ve solunarak maruz kalınma karşılaştırılmamalıdır.

Bazı çalışmalar, bir takım sağlık sorunlarının yüzme havuzları ile bağlantılı olduğunu kanıtlamıştır. Yüzme havuzlarının havasındaki tahriş edici kimyasalların (trikloramin(TCA)) yetişkinler ve çocuklarda astıma yol açabileceğine dair kanıtlar vardır. Olimpik yüzücüler ve havuz çalışanlarında astım ve diğer solunum rahatsızlıkları ile daha yakından ilişkilirken eğlence amaçlı yüzen yetişkinler ve çocuklarda daha az ilişkilidir. Ancak, tahriş edici

maddelere maruz kalma ile çocukluk astımı ve yüzmenin birbirleriyle ilişkisi incelendiğinde, yapılan çalışmaların sınırlı boyutta olduğu ya da metodolojik hatalar içerdiği görülmektedir. Ayrıca, bazı çalışmaların yetersizliğine ve çocukluk astımı ile havuz suyu ve havada bulunan DYÜ'lerinin arasındaki ilişkinin daha iyi anlaşılması gerektiğine dikkat çekilmiştir. Epidemiyolojik çalışmalar, içme ve yüzme sularının klorlanması sonucu olarak Birleşik Devletler'de en yaygın altıncı kanser olan mesane kanseri riskinin arttığını öne sürmektedir (USNIH, 2009). Ek olarak, yüzme havuzlarında nitrozaminler de belirlenmiştir. Nitrozaminlerin mesane dokularında yüksek kanserojen etkilerinin olduğu ve mesane kanserine neden olan biyolojik göstergeler olduğu düşünülmüştür. Halk sağlığı ile ilgili olmasına rağmen, yüzme havuzu sularının kimyası ve sağlığa potansiyel etkileri konusunda çok az çalışma yapılmıştır. Yüzme havuzlarında DYÜ'lerin oluşumu ve çeşitlerinin anlaşılması insan sağlığının korunması için gereklidir.

DYÜ'lerin mutajenik, kanserojenik ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri DYÜ'lerin daha dikkatli incelenmesini gerektirmiştir. Başta Avrupa ülkesi olmak üzere DYÜ'ler için yönetmelikler oluşturularak limit değerler belirlenmiştir. Ülkemizde ise havuz sularında DYÜ'leri için henüz bir limit belirlenmemesine rağmen içme ve kullanma sularında maksimum THM konsantrasyonu 100 µg/L olarak tespit edilmiştir. Tez çalışmasında, yüzme havuzlarında DYÜ oluşumu ve miktarının belirlenmesi için Isparta'da faaliyet gösteren 2 adet kapalı yüzme havuzundan 1 yıl boyunca haftalık numuneler alınmıştır. Alınan numunelerde yüzme havuzlarında oluşan DYÜ miktarlarının izlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca, alınan numunelerde adsorplanabilir organik halojenler (AOX) ölçülerek toplam halojenli organik madde miktarları da belirlenmiştir.

1.2. Kapsam

Tez çalışmasının kapsamı aşağıda özetlenmiştir.

- Tez kapsamında öncelikli olarak havuz sularında oluşan DYÜ'ler hakkında mevcut literatür bilgileri detaylı değerlendirilerek derleme çalışması yapılmıştır.
- Seçilen kapalı yüzme havuzlarından haftada bir kez olmak üzere yaklaşık bir yıl boyunca numune alınıp DYÜ (THM₄, HAA₉, HNM₉ ve HAN₆) ölçümleri yapılmıştır.
- Ayrıca aynı numuneler için AOX, TOK, UV₂₅₄, OA, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₃-N, Br⁻ ve toplam/serbest klor ölçümleri gerçekleştirilmiştir.



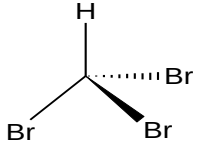
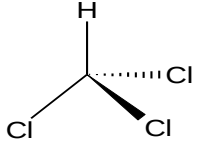
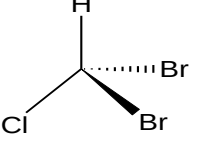
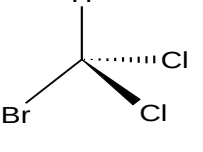
2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri

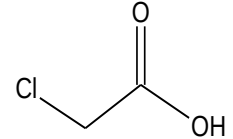
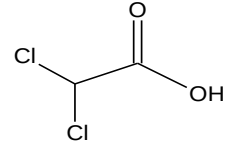
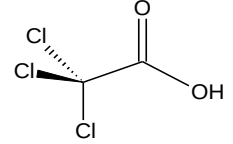
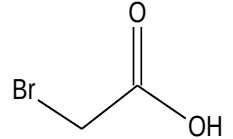
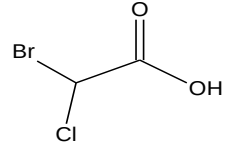
Suların dezenfeksiyonu 1902'den bu yana içme sularında patojen mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesi ve bulaşıcı hastalıkların önlenmesi adına uygulanan bir prosestir (Beech vd.,1980; USEPA 2002). Ancak, 1970'lerden sonra yapılan çalışmalarda dezenfeksiyon işleminin zararlı yan ürünler oluşturabileceği ortaya çıkmıştır. DOM'lar yağmur suları da olmak üzere tüm yüzeysel ve yeraltı sularında bulunur ve bitkisel, toprak, evsel veya endüstriyel kökenlidir. DOM'lar biyotik ve abiyotik kompleks reaksiyonların sonucunda meydana gelir ve hümik maddeler, hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, amino asitler, karbonhidratlar ve hidrokarbonlardan oluşurlar (Aiken ve Cotsaris, 1995; Gümüş ve Akbal, 2013). Hümik maddeler, su ortamlarında bulunan en önemli kirleticilerdendir (Teksoy 2006).

Dezenfeksiyon işlemi su kaynakları için son derece gerekli ve zorunlu bir işlemdir. Ancak, su kaynaklarında (yeraltı ve yerüstü) bulunan DOM'lar ile klorun istenmeyen reaksiyonları sonucu DYÜ'ler oluşmaktadır (Hua ve Yeats, 2010; Chowdhury vd., 2014). 1970'li yılların ortalarında Hollanda içme suyu şebekesinde DYÜ'lerinin keşfedilmesi ile birlikte bu konu üzerinde yapılan çalışmalar hızlanmıştır (Rook, 1974). İçme sularında 600'den fazla DYÜ türü oluşumu tespit edilmiştir (Hansen vd., 2012a) ve bunların içinden en çok araştırılan türler THM'ler, HAA'lar, HAN'lar ve HNM'lerdir (Krasner vd., 2009). Villanueva vd. (2012) 4 tür THM, 9 tür HAA, 6 tür HAN ve 9 tür HNM olduğunu bildirmiştir. Çizelge 2.1, Çizelge 2.2, Çizelge 2.3 ve Çizelge 2.4'te sırasıyla THM, HAA, HAN ve HNM'ların kimyasal özellikleri ve molekül yapıları verilmiştir. DYÜ'leri sucul ortam karakterizasyonuna ve/veya kullanılan dezenfektan maddenin türüne göre değişiklik göstermektedir. Sularda en yaygın olarak bulunan DYÜ THM'lardir. THM'lar birçok ülkede insan sağlığı üzerindeki potansiyel sağlık risklerinden dolayı yasal olarak limit getirilen ilk karbon bazlı DYÜ'dür (Richardson vd., 2007).

Çizelge 2.1. THM'lerin kimyasal özellikleri ve molekül yapıları

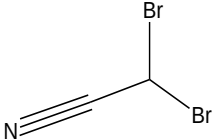
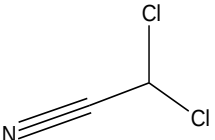
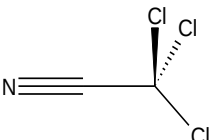
Organik Yapılar	Formül	Molekül Ağırlığı	Yoğunluk	Kaynama Noktası	Molekül Yapısı
Bromoform	CHBr_3	252,7 g/mol	2,89 g/cm ³	149-152 °C	
Kloroform	CHCl_3	119,4 g/mol	1,48 g/cm ³	61,2 °C	
Dibromoklorometan	CHBr_2Cl	208,28 g/mol	2,451 g/cm ³	119-120 °C	
Bromodiklorometan	CHBrCl_2	163,8 g/mol	1,9 g/cm ³	90 °C	

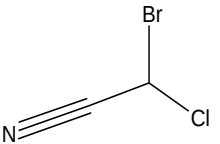
Çizelge 2.2. HAA'ların kimyasal özellikleri ve molekül yapıları

Organik Yapılar	Formül	Molekül Ağırlığı	Yoğunluk	Kaynama Noktası	Molekül Yapısı
Kloroasetik Asit	$C_2H_3ClO_2$	94,5 g/mol	1,58 g/cm ³	189,3 °C	
Dikloroasetik Asit	$C_2H_2Cl_2O_2$	128,94 g/mol	1,5634 g/cm ³	194 °C	
Trikloroasetik Asit	$C_2HCl_3O_2$	163,39 g/mol	1,63 g/cm ³	197 °C	
Bromoasetik Asit	$C_2H_3BrO_2$	138,95 g/mol	1,934 g/cm ³	206-208 °C	
Bromokloroasetik Asit	$C_2H_2BrClO_2$	173,39 g/mol	1,985 g/cm ³	210-212 °C	

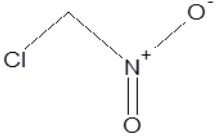
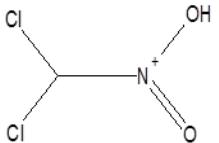
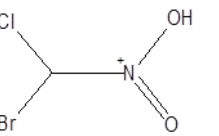
Bromodikloroasetik Asit	$\text{C}_2\text{HBrCl}_2\text{O}_2$	207,84 g/mol	2,254 g/cm ³	200,7 °C	
Dibromoasetik Asit	$\text{C}_2\text{H}_2\text{Br}_2\text{O}_2$	217,844 g/mol	1,5634 g/cm ³	128-130 °C	
Dibromokloroasetik Asit	$\text{C}_2\text{HBr}_2\text{ClO}_2$	252,29 g/mol	2,684 g/cm ³	217,7 °C	
Tribromoasetik Asit	$\text{C}_2\text{HBr}_3\text{O}_2$	296,74 g/mol	3,098 g/cm ³	245 °C	

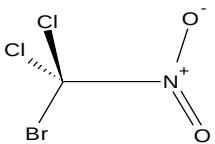
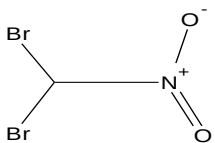
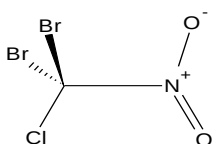
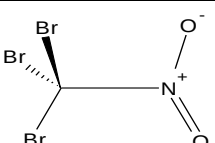
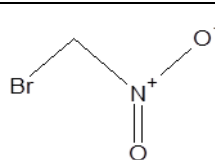
Çizelge 2.3. HAN'ların kimyasal özellikleri ve molekül yapıları

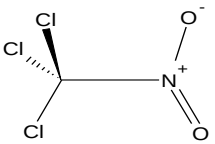
Organik Yapılar	Formül	Molekül Ağırlığı	Yoğunluk	Kaynama Noktası	Molekül Yapısı
Bromoasetonitril	BrCH ₂ CN	119,95 g/mol	1,722 g/cm ³	60-62°C	
Kloroasetonitril	ClCH ₂ CN	75,5 g/mol	1,189 g/cm ³	124-126°C	
Dibromoasetonitril	Br ₂ CHCN	198,84 g/mol	2,434g/cm ³	163,1°C	
Dikloroasetonitril	Cl ₂ CHCN	109,94 g/mol	1,369 g/cm ³	112-113°C	
Trikloroasetonitril	C ₂ Cl ₃ N	144,39 g/mol	1,44 g/cm ³	84 °C	

Bromokloroasetonitril	C ₂ HBrClN	154,39 g/mol	1,9±0,1 g/cm ³	121,1°C	
-----------------------	-----------------------	--------------	---------------------------	---------	---

Çizelge 2.4. HNM'lerin kimyasal özellikleri ve molekül yapıları

Organik Yapılar	Formül	Molekül Ağırlığı	Yoğunluk	Kaynama Noktası	Molekül Yapısı
Kloronitrometan	CH ₂ ClNO ₂	95,49 g/mol	1,379 g/cm ³	122,5°C	
Dikloronitrometan	CHCl ₂ NO ₂	129,93 g/mol	1,604g/cm ³	107°C	
Bromokloronitrometan	CHBrClNO ₂	174,38 g/mol	2,106g/cm ³	132,7°C	

Bromodikloronitrometan	$\text{CBrCl}_2\text{NO}_2$	208,82 g/mol	$2,225\text{g/cm}^3$	$115,5^\circ\text{C}$	
Dibromonitrometan	CHBr_2NO_2	218,83 g/mol	$2,587\text{ g/cm}^3$	$152,7^\circ\text{C}$	
Dibromokloronitrometan	$\text{CBr}_2\text{ClNO}_2$	253,27 g/mol	$2,649\text{ g/cm}^3$	$134,869^\circ\text{C}$	
Tribromonitrometan	CBr_3NO_2	297,75 g/mol	$3,056\text{g/cm}^3$	$155,9^\circ\text{C}$	
Bromonitrometan	CH_2BrNO_2	139,93 g/mol	$2,007\text{g/cm}^3$	$146-148^\circ\text{C}$	

Trikloronitrometan	CCl_3NO_2	164,38 g/mol	1,657 g/cm ³	112°C	
--------------------	---------------------------	--------------	-------------------------	-------	---

İçme sularında DYÜ oluşum hızını ve türlerini etkileyen önemli faktörler (i) DOM tipi ve konsantrasyonu, (ii) klor dozu (iii) mevsim, (iv) pH, (v) temas süresi ve (vi) mevcut inorganik iyon konsantrasyonudur (Singer 1994). DYÜ oluşumu ile DOM konsantrasyonu doğru orantılıdır ve başlıca öncül maddedir. DOM'un aromatik içeriği halojenli DYÜ oluşumunu arttırdığı belirtilmiştir (Reckhow vd., 1990). Dört farklı su kaynağından alınan numuneler üzerinde THM oluşum hızı üzerinde yapılan çalışmada, oluşum hızının su kaynaklarındaki organik madde tipine kıyasla organik madde miktarına bağlı olduğu görülmüştür (Kavanough vd., 1980). Ayrıca, Kavanough vd. (1980) toplam organik karbon (TOK) miktarının 8 kat artması durumunda kloroform oluşumunda 5-6 kat arttığını görmüşlerdir.

DYÜ oluşum hızı ve miktarında uygulanan klor dozu da son derece önemlidir. Klor dozunun artışı ile DYÜ oluşumunun da arttığı görülmüştür (Singer 1994). İçme suyu şebekelerinde bakiye klor bırakılması son derece önemlidir. Eklenen klor sulara bulunan organik maddeler ile reaksiyona girmeye başlar. Bu reaksiyon esnasında klor dozu ile THM miktarı arasında lineer bir ilişki mevcuttur. Organik madde ile klorun reaksiyonu tamamlandıktan sonra serbest klor bakiyesi elde edilir ve bu aşamadan sonra THM oluşumu oldukça yavaşlar. Serbest klor oluşumundan sonra klor dozunu azaltmak THM oluşumunun azalması için bir önem taşımamaktadır (Tokmak 1999; Özden 2002).

Mevsim içme suyu şebekelerinde DYÜ oluşumunu etkileyen başka bir parametredir. Yaz aylarında reaksiyon kinetikleri hızlı olduğundan klor ihtiyacı artmaktadır ve artan klor tüketimi ile oluşan DYÜ'lerinin miktarı da artmaktadır. Ayrıca, mevsime bağlı olarak DYÜ öncüllerinin bileşimi ve bromür konsantrasyonu değişkenlik göstermektedir. Yaz aylarında sıcaklık artışı ile reaksiyon hızı ve alg oluşumu artarak özellikle THM olmak üzere DYÜ konsantrasyonu artış göstermektedir (Özden 2002).

DYÜ oluşumunda pH ayrı bir öneme sahiptir. pH'nın artışı ile THM oluşumunda bir artış gözlenirken HAA oluşumunda ise azalma tespit edilmiştir. Çoğu halojenli DYÜ'lerinin 8-10 pH değerlerinde hidroliz olduğu görülmüştür ve yüksek pH

değerlerinde reaksiyon hızının artmasının ortamdaki fenol ürünlerinin artması ile ilişkilendirilmiştir (Trussel ve Umphres 1978). İçme suyu şebekelerinde suyun şebeke içerisinde kaldığı zaman ve serbest klor miktarının artması ile DYÜ oluşumunun arttığı belirlenmiştir (Singer 1994). Suyun bromür iyonu içermesi veya brom bazlı dezenfektanlar kullanılması bromlu DYÜ'lerinin oluşumunun artmasına neden olmaktadır. Ayrıca, bu tür sularda bromlu DYÜ'lerinin baskın türler olduğu tespit edilmiştir (Özden 2002).

DYÜ'lerin içme sularında bulunmalarından sonra yüzme havuzlarında da incelenmiştir. Yüzme havuzlarında doldurma suyundan gelen DOM'un yanında yüzücülerden gelen organik yüklemeye başlıca DYÜ öncülleri. Daha yüksek organik yüklemeden dolayı gerekli klor miktarı içme suyu şebekesine kıyasla çok daha fazladır. Bundan dolayı, yüzme havuzlarında DYÜ oluşumu daha fazla miktarlarda olduğu literatürde belirtilmiştir.

2.2. DYÜ'lerinin İnsan Sağlığına Etkileri

Yüzme havuzlarında, havada ve sudaki DYÜ'lerin insan sağlığı üzerinde bazı etkileri mevcuttur. 1996 yılında yüzme havuzlarında, içme sularından daha fazla mutajenik etkinlik görüldüğü bildirilmiştir (Saito vd., 1996). Çin hamster yumurtalık hücreleri üzerinde yapılan kronik sitotoksikite çalışmaları ile yüzme havuzlarının şebeke sularına kıyasla çok daha fazla sitotoksikiteye sahip olduğu görülmüştür (Plewa vd., 2011). Ancak, Ames-Test kullanılan toksisite çalışmalarında klorlanan içme suyu ile havuz suyunun aynı mutajenisite potansiyeline sahip olduğu tespit edilmiştir (Richardson vd., 2010). Panyakopa vd. (2008), Tayland'ta yaptığı çalışmada yüzme havuzlarından kaynaklı kanser riskini $7,53 \times 10^{-4}$ olarak belirlemiştir. Lee vd. (2009), Kore'deki 183 kapalı yüzme havuzlarında yürüttüğü çalışmada THM'lerin solunması ile kanser riskini $7,77 \times 10^{-4}$ - $1,36 \times 10^{-3}$ aralığında belirlemiştir. Tayvan'daki bir çalışmada, Chen vd. (2011) erkek ve kadın yüzücülerde kanser riskini sırasıyla $6,87 \times 10^{-5}$ ve $5,46 \times 10^{-5}$ olarak belirlemiş ve % 99'dan fazlasının soluma yolu ile gerçekleştiğini bulmuştur.

Duş alma ve yüzme sırasında ortam havasının teneffüs edilmesi, dermal adsorpsiyon ve/veya suyun yutulması yolları ile THM'lere uzun süreli maruziyetin mesane kanseri riskinin artması ile bir ilişkisi olduğu tanımlanmıştır (Villanueva vd., 2007a). Florentin vd. (2011), THM'lerin konsantrasyonunun artması ve maruz kalınan sürenin artması ile kolon kanseri riskinin artabileceğini göstermiştir. Çocuklar, yüzme havuzlarında DY'ne maruz kalmaları durumunda risk altındadır. Coğu durumda, belirlenen risk mevzuatta bulunan değer olan 10^{-6} 'dan çok daha fazladır (USEPA, 2006). THM en fazla belirlenen DY olduğu için belirlenen riskler THM kaynaklıdır, ancak yüzme havuzu ortamı diğer DY türlerini de içermektedir. Bunun ötesinde havuz görevlileri havadaki ve sudaki çeşitli DY'lere maruz kalmaktadırlar. İnsan sağlığına etkilerini daha iyi açıklamak için DY riskleri iyi anlaşılmalıdır (Chowdhury vd., 2014).

Havuz sularında, HAN'lar, THM'ler ve HAA'lara kıyasla daha yüksek toksikolojik etkiye sahiptir (Hansen vd., 2012a). Biyolojik analizlerde, özellikle DBAN ve BCAN olmak üzere HAN'ler en yüksek sitotoksik ve genotoksik etkiyi göstermiştir (Kramer vd., 2009). Ayrıca, insan hücreleri üzerinde yapılan testlerde, HNM'ların toksisitesi (zellikle TCNM ve BNM) genotoksik ve sitotoksik olarak belirlenmiştir (Liviak vd., 2009). Bromlu bileşikler (r. BNM) klorlu bileşenlere (r. TCNM) kıyasla daha yüksek genotoksik etki göstermiştir.

Yüzme sırasında DY'lere maruz kalma ile solunum rahatsızlığı arasında bir ilişki olduğu rapor edilmiştir (Font-Ribera vd., 2010). Ek olarak, havuz havasına düzenli olarak maruz kalan bireylerde (havuz çalışanları ve profesyonel yüzücüler) solunum ile ilgili belirtiler ortaya çıktığı görülmüştür ve buna kloramin solumasının neden olduğu düşünülmektedir (Thickett vd., 2002; Lvesque vd., 2006; Jacobs vd., 2007). Ayrıca, kloraminin yüzücülerde deri ve göz tahrişine neden olduğu bulunmuştur (Hery vd., 1995; Kaydos-Daniels vd., 2008; Parrat vd., 2012). Florentin vd. (2011) yüzme sırasında deri ve göz tahrişi, solunum sorunları ve DYÜ'lerin toksik riski arttırması nedeniyle yüzme havuzlarında DY maruziyeti sonucu potansiyel sağlık riskleri oluşturduğu sonucuna varmıştır. Geçmiş alışmalar yüzme havuzlarında bulunmanın çeşitli

etkilerini belgelemektedir. Bernard vd. (2006), kümülatif havuz katılımının (KHK) nefes darlığı ve öksürük ile ilgisini belirtmiştir ve her 100 saat havuza gitmenin astım riskini %80 arttırdığını belirlemiştir. Brüksel’de aynı yüzme havuzunda farklı sürelerde bulunan, 10 ilkokuldan yaşları 10 ile 13 arasında değişen toplam 341 çocuk (172 erkek ve 169 kız) üzerinde araştırma yapılmıştır. 341 çocuğun 40’ının (%11,7) astım olduğu belirlenmiştir.

Bernard vd. (2011), yüzme havuzundaki suya maruz kalma ile solunum problemlerinin arttığını kanıtlamıştır. Bu çalışma, 7 yaşından önce klorlanan açık yüzme havuzlarında sürekli bulunmanın, gençlik yıllarında aero-alerjenlere karşı hassasiyet riskinin arttığını göstermiştir. Zwiener vd. (2007) klorlu su ile duş alma/banyo yapmanın ve yüzmenin, mesane kanseri riskini 1,6-2 kat arttırdığını bildirmiştir. Schoofer vd. (2008) erken yaşlarda yüzme havuzlarında bulunmanın ilk 1 yaşta ishale ilişkilendirirken, Nystad vd. (2008) Norveç Anne ve Çocuk Topluluğu’nda yaşları 18 aya kadar olan 30870 çocuk üzerinde yaptığı araştırmada erken yaşlarda yüzmenin hırıltıya sebep olabileceğini öne sürmektedir.

Jacobs vd. (2007), yüzme öğretmenlerinde sinüzit, kronik soğuk algınlığı ve boğaz ağrısı olduğunu bildirmiştir. Kaydos-Daniels (2008), havuzdaki partiye katılan çocuklar arasında patlak veren salgının otelin kapalı yüzme havuzundaki kloraminlere maruz kalınmasından kaynaklandığı tezini test etmek için çevre ve grup çalışması yapmıştır. Katılımcılar arasında görülen en yaygın belirtiler öksürük (%84), gözlerde kaşıntı (%78) ve isilik (%34)’tir. Hastalıkların oluşması ile ilgili en güçlü kanıt havuz bölgesine girme ve yüzme ile ilişkilidir. Havuzdaki kloramin seviyesinin $\geq 0,7$ ppm olması hastalıklara neden olmuştur. Lubick (2007), kapalı yüzme havuzunun havasındaki yüksek kloramin seviyelerinin çalışanlarda ve yüzücülerde üst solunum yolu enfeksiyonları ile ilişkili olduğunu bildirmiştir.

2.3.Yüzme Havuzlarında DYÜ Oluşumu

Dünyada yüzme havuzlarında mikrobiyal dezenfeksiyon için genellikle klor bazlı dezenfektanlar kullanılmaktadır (WHO, 2006; Lee vd., 2010). Klorlama yüzme havuzu suyunda hızlı ve sürekli dezenfeksiyon etkisine sahiptir. Son zamanlarda evlerde, otellerde, spa, üniversiteler, rekreasyon merkezleri, spor kompleksleri ve diğer mekanlarda (toplum merkezleri, spor salonları vs.) bulunan kapalı ve açık yüzme havuzlarında DYÜ olduğu bildirilmiştir. Bu yüzme havuzları kentsel musluk suyu, tatlı su, deniz suyu ve/veya bu kaynakların karışımı ile doldurulmuştur. Bu kaynakların dezenfeksiyonunda çoğunlukla klor kullanılırken az bir kısmı ise brom, ozon, UV ışınları ve elektrokimyasal olarak üretilen karışık oksidanlar (EGMO) kullanılmıştır. Bazı bölgelerde (Avrupa) UV ışınlamasını takiben aktif karbon ve/veya flokülasyon sistemleri kullanılmaktadır. Ozon ve UV dezenfektanlarının kullanımı bazı durumlarda kullanılmasına rağmen kalıntı dezenfektan bırakmak amacıyla klor veya brom ile birlikte kullanılmaktadır (WHO, 2006). Çizelge 2.5'te yüzme havuzlarında kullanılan dezenfektanlar verilmiştir.

Çizelge 2.5. Yüzme havuzlarında kullanılan dezenfektanlar (Teo vd., 2015)

Klor bazlılar	Klor gazı Kalsiyum/sodyum/lityum hipoklorit Dikloro izosiyanürit Trikloro izosiyanürit
Brom bazlılar	Bromoklorodimetildanton Sodyum bromür + oksidan
Diğerleri (genellikle klor/brom bazlılar ile kombinasyonları)	Ozon UV Klor dioksit İyot (Potasyum iyot)
Yeni/gelişen dezenfektanlar	Magnezyum tuzları Sodyum bromür + oksidan Ozon + hidrojen peroksit

DYÜ oluşumuna yol açan iki ana grup organik öncül (1) kaynak suyundan gelen organik maddeler ve (2) yüzücülerden gelen ürün, ter ve deri bileşenleri gibi vücut türevleridir. Yüzme havuzlarında dezenfektanlar ile organik öncüler

arasındaki temas süresini arttırmak daha yüksek düzeyde DYÜ oluşumuna yol açmaktadır (Kanan ve Karanfil, 2011). Yüzme havuzu çevresinde DYÜ öncülerinin ana kaynağı yüzücülerden gelen organik yüklemeler ve DYÜ oluşumu ile doğrudan ilişkilidir (Kanan ve Karanfil, 2011; Kim ve Han, 2011).

Richardson vd. (2010), Barcelona’da (İspanya) klorlanan ve bromlanan yüzme havuzlarında 100’den fazla DYÜ türü rapor etmiştir. Bunlar: THM’ler, HAA’lar haloaldehytler, haloaldehitler, halonitriller, HK’lar, HNM’ler, haloamitler, haloalkoller, haloasitler ve diğer halojenli ve halojensiz DYÜ’dir. Günümüze kadar yüzme havuzlarında en çok araştırılan DYÜ’ler; THM’ler, HAA’lar, kloral hidratlar (KH), HK’lar, diklorometilamin (CH_3NCl_2), siyanojen klorür (CNCl), HAN’lar ve nitrozaminlerdir (Chowdhury vd., 2014). Son yıllarda, DYÜ’nün nasıl ortaya çıktığı konusunda araştırmalar yapılmaktadır. Örneğin, Pan ve Zhang (2013) klorlanan içme sularında aromatik halojenli olan toplam 11 tane DYÜ tanımlamıştır. Bunlar dört grupta sınıflandırılmıştır; dihalo-4-hidroksibenzaldehidler, dihalo-4-hidroksibenzoik asitler, dihalo-salisilik asitler ve trihalo-fenoller. Bu bileşiklerin yüzme havuzlarında da olması muhtemeldir.

1980’de yüzme havuzlarında THM’lerin bulunmasından itibaren (Beech vd., 1980), klorlu DYÜ’leri üzerinde yürütülen mevcut araştırmalar THM’ler ve HAA’lar üzerinde yoğunlaşmıştır (Erdinger vd., 2004; Wang vd., 2014). İçme sularının ve havuz sularının dezenfeksiyonunda en çok saptanan DYÜ türü THM’lerdir ve kloroform en yaygın THM türüdür. Çizelge 2.6’da yüzme havuzlarında ölçülen THM konsantrasyonları verilmiştir. Miami’deki tatlı ve tuzlu su havuzlarındaki ortalama THM’lerin konsantrasyonu sırasıyla 118 ± 156 ve 657 ± 354 $\mu\text{g/L}$ ’dir. Tatlı ve tuzlu su havuzlarında bulunan ana bileşikler sırasıyla kloroform ve bromoformdur. Sonraki yıllarda Lahl vd. (1981) Bremen/Almanya’daki 8 tane klorlanan kapalı havuzlarda THM’lerin bulunduğunu bildirmiştir. Bu havuzlarda ortalama THM’lerin konsantrasyonu $110-481$ $\mu\text{g/L}$, bromlu THM’lerin oranı ise %7,1-33,3 arasındadır. Bu yüzme havuzlardaki pH, serbest klor ve bağlı klor seviyesi sırasıyla 7,2-7,6, 0,3-0,8 mg/L ve 0,2-1,2 mg/L aralığındadır.

Çizelge 2.6. Yüzme havuzlarında ölçülen THM türlerinin konsantrasyonları (Teo vd., 2015; Harman vd., 2017)

Havuz Tipi	THM Türlerinin Konsantrasyonu (µg/L)				Referans
	CHCl ₃	CHCl ₂ Br	CHClBr ₂	CHBr ₃	
Kapalı	70	8	2	1	(Manasfi vd., 2016)
Kapalı *	T.E.	T.E.	4	62,5	(Manasfi vd., 2016)
	T.E.	T.E.	5	87	
	T.E.	T.E.	2	49	
Açık	65-84	2-3	0,3	<0,1	(Yeh vd., 2014)
Kapalı	17-400	<34	<39	<36	(Maia vd., 2014)
Kapalı	6-120	1-22	1-10	1-6	(Silva vd., 2012)
Kapalı	9-20	9-25	7-23	3-16	(Lourencetti vd., 2012)
	0,08-0,3	0,2-0,6	2-3	52-61	
Kapalı*	0,01-0,3	0,05-1	3-64	29-930	(Parinet vd., 2011)
Kapalı	25-200	1-28	<1-10	<1-1	(Kanan 2010)
Kapalı	45-212	2-23	1-7	0,7-2	(Chu ve Nieuwenhuijsen 2002)
Kapalı	25-43	2-3	0,5-10	0,1	(Aggazzotti vd., 1998)
Açık*	21	19	102	1166	(Beech vd., 1980)
Açık	386	117	83	8	

T.E. : Tespit Edilemedi.

*Doldurma suyu olarak deniz suyu kullanılmıştır.

Yüksek üre konsantrasyonu ile beraber suda bakiye klorun bulunmasının daha fazla kloroform oluşumuna neden olduğu bildirilmiştir (Lahl vd., 1981). Kuzey İtalya'da bulunan 12 kapalı havuzdaki kloroform konsantrasyonları 19,5-99,3 µg/L aralığında bildirilmiştir (Aggazzotti vd., 1995). Chu ve Nieuwenhuijsen (2002), Londra'daki 8 kapalı yüzme havuzunda ortalama THM konsantrasyonunu 125,2 µg/L (57-223 µg/L aralığında) ve bunların yaklaşık %10'unun bromlu THM olduğunu bildirmiştir. Bu havuzlarda ortalama pH, havuz suyu sıcaklığı, hava sıcaklığı ve TOK konsantrasyonu sırasıyla 7,4, 31,1°C, 26,9°C ve 6,3 mg/L'dir. Bu değerlerin karşılığı olan aralıklar ise sırasıyla 7-8,1, 27,5-34,5°C, 22,3-34°C ve 3,3-12,9 mg/L'dir (Chu ve Nieuwenhuijsen, 2002). Caro ve Gallego (2008), yüzme havuzlarındaki kloroform ve BDCM konsantrasyonlarını sırasıyla 85-155 ile 1,8-2,2 µg/L olarak bildirmiştir. Richardson vd. (2010) klorlanan ve bromlanan yüzme havuzlarındaki su ve havadaki ana bileşikler sırasıyla kloroform ve bromoform olarak bildirmiştir. Klorlanan ve bromlanan yüzme havuzlarındaki serbest klor konsantrasyonu

sırasıyla $1,28 \pm 0,43$ ile $0,5 \pm 0,16$ mg/L'dir. Panyakapo vd. (2008), yüzme havuzlarında THM'lerin konsantrasyonunu 26-65 µg/L aralığında bildirmiştir.

Parinet vd. (2012) deniz suyu ile doldurulan havuzların klorlanmasında ortalama THM konsantrasyonunu 234-996 µg/L olarak bildirmiştir. Son zamanlarda Simard vd. (2013), Quebec (Kanada)'da bulunan kapalı ve açık yüzme havuzlarındaki THM'lerin ortalama konsantrasyonunu sırasıyla 64 ve 98 µg/L olarak tespit etmiştir. Quebec'te bulunan kapalı ve açık yüzme havuzlarında ortalama TOK konsantrasyonu sırasıyla $4,5 \pm 2,1$ ve $8,4 \pm 3,4$ mg/L'dir. Bunların karşılığı olan pH değerleri sırasıyla 7,5 ve 7,9'dur (Simard vd, 2013). Havuz suyu fazla bromür iyonu içerirse ve/veya HOBr yada EGMO ile dezenfeksiyon işlemi yapılırsa klorlu THM'a göre daha fazla bromlu THM üretilir (Richardson vd., 2010; Judd ve Jeffrey, 1995; Lourencetti vd., 2012).

Bazı çalışmalar havadaki THM konsantrasyonlarını araştırmıştır. Ziyaretçilerin nefesindeki kloroform havuz havasındakinin %44-66'sı kadar iken havuz havasındaki THM konsantrasyonu 36-241 µg/m³'dür (Lahl vd., 1981). Kuzey İtalya'daki 12 kapalı havuzda, havadaki kloroform konsantrasyonu Aggazzotti vd. (1995) tarafından 16-853 µg/m³ aralığında tespit edilmiştir. Havuz havasında bulunan THM'lerin konsantrasyonları havuz suyuna nazaran daha yüksektir (Lahl vd.,1981; Aggazzotti vd., 1995, 1998; Fantuzzi vd., 2001; Caro ve Gallego, 2007, 2008; Richardson vd., 2010; Lourencetti vd., 2012) ve havadaki bromlu THM fraksiyonları, havuz suyunda karşılık gelen fraksiyonlardan daha yüksek olabilmektedir (Aggazzotti vd. 1998). Örneğin, Aggazzotti vd. (1998) havuz suyundaki kloroformu toplam THM'lerin %91'i olarak belirtmiş iken, havadaki kloroform konsantrasyonu dinlenme ve yüzme zamanlarında sırasıyla %84 ve %86 olarak belirtilmiştir. Havuz suyunda ve havada bulunan THM'lerin konsantrasyonu birçok etkene (hava devir-daim oranı, havuz holünün hacminin havuzdaki suyun hacmine oranı, suyun sıcaklığı vs.) bağlıdır (Aggazzotti vd., 1995). Hava numunelerindeki THM konsantrasyonu bazı etmenlere bağlı olarak değişmektedir. En önemli etken pencere ve mekanik havalandırma ile hava sirkülasyonudur. Dışarıdan gelen soğuk hava, havuzdaki sıcak havayı üst katmana iter. Diğer taraftan sıcak ve nemli olan havuz suyuna doğru gelen hava

kaldırma gücü nedeniyle yükselme eğilimindedir. Havuz ortamında gelişen soğuk ve sıcak hava sirkülasyon modeli; dolaşım hızı, akış yönü, değişen havanın oranı, sıcaklık farkı gibi etkenlere bağlı olarak her havuz için farklılık göstermektedir. Kapalı yüzme havuzlarında rüzgar sirkülasyon modeli ve ölçülen DYÜ konsantrasyonuna etkisi hakkında çok az bilgi vardır. Bazı DYÜ'nün uçuculuklarına bu sirkülasyonlar etki edebilir ve havuz suyu ve havadaki DYÜ'nün seviyesinde değişimlere yol açabilmektedir (Chowdhury vd., 2014).

Son zamanlara kadar yüzme havuzlarında HAA ile çok fazla ilgilenilmemiştir. Yüzme havuzlarında en yaygın HAA'lar monokloroasetik (MCAA), dikloroasetik (DCAA), trikloroasetik (TCAA), monobromoasetik (MBAA) ve dibromoasetik (DBAA)'tir (Legay vd., 2010). HAA'lar THM'lere göre daha az uçucudur (Lee vd., 2010). Bu da yüzme havuzlarında zamanla HAA'ların birikimine yol açmaktadır (Teo vd., 2015). Lee vd. (2010); 30 klorlanan havuzda, 30 ozonlama/klorlama yapılan havuzda ve 26 EGMO uygulanan havuzda DCAA ve TCAA bildirmiştir. Ortalama DCAA konsantrasyonu klorlanan, ozon/klor kombinasyonu ve EGMO kullanılan havuzlarda sırasıyla $68,3 \pm 69,2$, $12 \pm 8,3$, $33,7 \pm 26,4$ $\mu\text{g/L}$ 'dir. Ortalama TCAA konsantrasyonu klorlanan, ozon/klor kombinasyonu ve EGMO kullanılan havuzlarda sırasıyla $156,4 \pm 180,9$, $17,4 \pm 24,6$, $97,2 \pm 69,9$ $\mu\text{g/L}$ 'dir. Bu üç tip havuzda toplam DYÜ'lerin çoğunluğunu HAA oluşturmuştur (sırasıyla %72,6, %64,3 ve %60,8). İspanya'da yürütülen bir çalışmada, Cardador ve Gallego (2011) açık yüzme havuzlarında DCAA ve TCAA konsantrasyonlarını sırasıyla 148 ± 15 ve 118 ± 11 $\mu\text{g/L}$ olarak bildirirken, kapalı yüzme havuzlarında DCAA ve TCAA konsantrasyonlarını sırasıyla 83 ± 14 ve 117 ± 21 $\mu\text{g/L}$ olarak bildirmiştir. Bu DYÜ oluşumunu anlayabilmek için, sentetik vücut sıvısında (BFA) HAA'ların oluşumu için bazı çalışmalar yapılmıştır. Yapılan bu çalışmalarda BFA'ların suda bulunması HAA'ların oluşum potansiyelini THM'lere göre daha çok arttırdığını tespit etmişlerdir (Kanan ve Karanfil, 2011; Hansen vd. 2012). Şekil 2.7'de yüzme havuzlarında tespit edilmiş HAA konsantrasyonları verilmiştir.

Çizelge2.7. Yüzme havuzlarında ölçülen HAA türlerinin konsantrasyonları (Teo vd., 2015; Harman vd., 2017)

Havuz Tipi	HAA Türlerinin Konsantrasyonu (µg/L)									Referans
	CAA	DCAA	TCAA	BAA	DBAA	BCAA	BDCAA	DBCAA	TBAA	
Kapalı	T.E.	23	461	T.E.	2	2	7	3	T.E.	(Manasfi vd., 2016)
Kapalı*	T.E.	T.E.	T.E.	T.E.	72	4	T.E.	4	53	(Manasfi vd., 2016)
	T.E.	T.E.	T.E.	T.E.	63	5	T.E.	4	39	
	T.E.	T.E.	T.E.	T.E.	63	5	T.E.	3	36	
Açık		44-195	33-98							(Wang vd., 2014)
Kapalı		5-60	6-90							
Kapalı	1-13	0,5-54	0,5-73	0,5-20	0,1-12**	0,5-25		0,2-9	0,4-1	(Sá vd., 2012)
Kapalı*	1-96	1-9	3-87	4-160	11-1100	5-220	1-20	36-240	4-430	(Parinet vd., 2011)
Kapalı		14-250	20-630							(Lee vd., 2010)
		<0,5-32	1-86							

T.E. : Tespit Edilemedi.

*Doldurma suyu olarak deniz suyu kullanılmıştır.

**DBAA+BDCAA

Hansen vd. (2012, 2013a) bromür varlığında BFA ile HAA oluşumunun arttığını bulmuştur. Bu, klorlanan HAA türlerinin bromlanan HAA türleriyle (ör. TBAA, DBCAA ve DCBAA) yer değiştirmesinden kaynaklanmış olabilir. Parinet vd. (2012), Akdeniz suyu ile doldurulan 8 yüzme havuzunda incelemeler yapmıştır. Klorlanan 6 yüzme havuzunda HAA'nın ortalama konsantrasyonu 323-2233 µg/L'dir ve önemli bir kısmını bromlu HAA oluşturmaktadır. Quebec City (Kanada)'da bulunan 54 adet açık ve kapalı yüzme havuzlarında DCAA ve TCAA en yaygın HAA türü olarak tespit edilmiştir ve bunlar toplam HAA konsantrasyonunun %93'ünü oluşturmaktadır (Simard vd., 2013). Benzer bir şekilde, açık, kapalı ve çocuk havuzlarından oluşan yedi havuzda yapılan testlerde DCAA ve TCAA en yaygın tür olarak tespit edilip toplam HAA konsantrasyonunun %95'ini oluşturmaktadır (Yeh vd., 2014). Bu yönelim ayrıca Çin ve Amerika'daki havuzlarda da tespit edilmiştir (Wang vd., 2014).

Genel olarak HAA konsantrasyonu bildirilen THM'lerin konsantrasyonlarından daha fazladır. Bu duruma yol açabilecek sebepler; (i) öncüllerden kaynaklı HAA oluşum potansiyelinin THM'den daha yüksek olması ve (ii) THM'nin uçucu yapıları nedeniyle havaya karışması ve bundan dolayı yüzme havuzu suyundaki konsantrasyonun azalmasıdır. Diğer taraftan, HAA daha az uçucudur ve oluşumlarından sonra muhtemelen havuzda kalmaktadır (Chowdhury vd., 2014).

Yüzme havuzlarında HAN, THM ve HAA'ya göre daha az çalışmada incelenmiştir. Kim vd. (2002) yüzme havuzlarında, insan kaynaklı karışımların (saç, losyon, salya, deri ve üre) eklenmesi sonucunda dikloroasetonitrillerin (DCAN) oluşumunun arttığını bildirmiştir. Lee vd. (2010) klor, ozon/klor ve EGMO ile arıtılan havuzlarda DCAN konsantrasyonlarını sırasıyla $3,9 \pm 3,3$, $1,3 \pm 0,9$ ve $3,8 \pm 2,5$ µg/L olarak tespit etmiştir. Bromokloroasetonitril (BCAN) ve dibromoasetonitril (DBAN) konsantrasyonu EGMO ile arıtılan havuzlarda (ortalama 2,6-3,5 µg/L) klorlanan ve ozon/klor dezenfeksiyonu yapılan havuzlara kıyasla nispeten daha yüksek iken, buralarda Trikloroasetonitril (TCAN)'e rastlanmamıştır. Klorlanan, ozon/klor ve EGMO ile dezenfekte edilen havuzlarda HAN, toplam DYÜ'lerin sırasıyla %3,4, %6,0 ve %6,6'sını oluşturur.

Bromür iyonu varlığında (0,025 µmol/L'den 0,056 µmol/L'ye kadar) BFA'ların klorlanmasının HAN oluşumunu arttırdığı gözlemlenmiştir. pH 7,0'den yüksek şartlarda bozunup HAA'ları oluşturmaları sebebiyle HAN konsantrasyonu, THM ve HAA konsantrasyonundan çok daha düşüktür (Hansen vd. 2012, 2013a,b; Chowdhury vd., 2014).

Yüzme havuzlarında bulunan HNM'ler trikloronitrometan (TCNM), bromonitrometan (BNM), bromokloronitrometan (BCNM) ve dibromonitrometan'dan (DBNM) oluşmaktadır (Kanan, 2010; Richardson vd., 2010). Yüzme havuzlarında gözlenen en yaygın tür TCNM'dir. Kanan'ın (2010) yaptığı çalışmada BCNM diğer HNM türlerine göre en yüksek konsantrasyonda (11 µg/L) bulunmuştur. 11 µg/L konsantrasyon ile 3 farklı HNM arasında en çok gözlemlenen tür BCNM'dir (Kanan, 2010). THM ve HAA ile kıyaslandığında HAN'lar ve HNM'ler üzerinde çok az çalışma yürütülmüştür. THM'ler ve HAA'lar (<0,1-6800 µg/L) ile kıyaslandığında HAN ve HNM konsantrasyonları genellikle düşüktür.

Çözünmüş organik azot bileşikleri A-DYÜ'lerinin ana öncüleridir (Shah ve Mitch, 2011). Sonuç olarak, yüzme havuzlarında A-DYÜ oluşumları ter ve ürinden gelen yüksek azot içeriğinden kaynaklanmaktadır (Kim ve Han, 2011). THM'ler ve HAA'lara kıyasla genellikle düşük düzeyde oluşmalarına rağmen, A-DYÜ'lerin yüksek toksik düzeyleri sağlık etkisinde ters etki göstermektedir. HNM'ler ve HAN'ların sitotoksiteleri HAA'lara kıyasla çok daha yüksek bulunmuştur ve genotoksik sıralamaları HNM'ler > HAN'lar > HAA'lerdir (Muellner vd., 2007). Toksikolojik çalışmaların sonucu ile A-DYÜ'lerin Karbonlu-DYÜ'lerine (K-DYÜ) göre çok daha genotoksik, sitotoksik ve kanserojen olduğu görülmektedir (Muellner vd., 2007; Richardson vd., 2007). THM'ler ve HAA'lara kıyasla çok daha az sıklıkla oluşmasında rağmen, yüzme havuzlarında A-DYÜ'leri yakın geçmişte su ortamında tespit edilmiştir (Richardson vd., 2010).

2.4.Yüzme Havuzlarında DYÜ Öncülleri

Yüzme havuzlarında DYÜ öncülerinin ana kaynakları sudaki organikler (DOM) ve insan artıklarıdır (saç, ter, ölü hücreler, salya, kozmetikler, kir ve üre) (Kim vd., 2002). Goshom (1992) yüzücüler tarafından havuz suyuna üre, nitrat, nitrit ve serbest amonyak bulaştığını belirlemiştir. Lahl vd. (1981) azotlu organik bileşiklerin geniş bir spektrumunu kapsayan araştırma ile insan kaynaklı kirlenmenin ana sebebinin üre olduğunu fark etmiştir. Bir yüzücüdenden gelen yük 25 mL vücut sıvı türeviyle (BFA) (BFA insan vücudundan kaynaklı öncülerin karışımı için hazırlanan yapay tariftir) eş değerdir ve bu da 1 m³ havuz suyunda 50 mL üre ve 200 mL tere denk gelmektedir (Judd ve Black, 2000). Weng ve Blatchley (2011) havuz suyuna salınan ter miktarını 823-1760 mL/insan/gün ve salınan üre miktarını 55-117 mL/insan/gün olarak belirtmiştir. Bunun dışında, Florentin vd. (2011) yüzme havuzlarındaki üre, amonyak, amino asitler, kreatinin ve toplam azot (TA) salınımlarını sırasıyla 320-840, 30-60, 15-50, 10-25 ve 400-1000 mg/yüzücü olduğunu bildirmiştir. İdrarın ana bileşenleri üre, kreatinin, sitrik asit, hipürik asit ve amonyaktır (Judd ve Jeffrey, 1995; Florentin vd., 2011). Sırasıyla üre, TA, kreatinin, amonyak ve amino asitlerin tipik konsantrasyonları 10,240-16,700, 9300-12,220, 640-1500, 560-660 ve 280 mg/L iken ürenin diğer bileşenleri: sitrik asit (~640 mg/L), hipürik asit (~1140 mg/L), glisin (~129 mg/L), histidin (~119 mg/L) ve arginin (~3,0 mg/L)' dir (Judd ve Jeffrey, 1995; Florentin vd., 2011; Weng ve Blatchley, 2011). Terde TA, üre, kreatinin, amino asit ve amonyak konsantrasyonları sırasıyla 224-992, 680-1180, 4,6-7, 45 ve 180 mg/L'dir (Florentin vd., 2011; Weng ve Blatchley, 2011). Sonuç olarak üre, amonyak ve kreatinin yüzme havuzlarına salınan en yaygın bileşiklerdir (Schmalz vd., 2011). Bundan dolayı, üre, kreatinin, histidin, sitrik asit, hipürik asit ve amonyak araştırmacıların insan vücut sıvılarını taklit etmek için kullandığı ana bileşiklerdir (Judd ve Black, 2000; Judd ve Bullock, 2003; Li ve Blatchley, 2007). Tipik bir yüzme havuzunda, 2 mg/L'ye kadar üre ölçülmüştür (Schmalz vd., 2011). Terde 0,68 gr üre/L ve idrarda 10,245 gr üre/L olduğu göz önünde bulundurulursa, Weng ve Blatchley (2011) ulusal yüzme yarışmaları sırasında 0,56-1,2 gr/kişi/gün üre salındığını tahmin

etmektedir. Bu üre 260-560 mg N/kişi TA salınmasına karşılık gelmektedir (Keuten vd., 2012). Keuten vd (2012) ilk 60 sn yüzme havuzlarına bırakılan TOK, TA, cATP ve partikül miktarını sırasıyla kişi başına 211 mg, 46 mg, 1,6 mg ve 155×10^3 olduğunu ve iki duş almanın arasında geçen sürenin kirlenmeyi önemli derecede etkilediğini tahmin etmektedir (Chowdhury vd., 2014).

İçme sularında DYÜ oluşumundaki öncüler DOM olarak kabul edilir. Ancak, bu olgu yüzme havuzları için kabul edilemez. DOM, DYÜ oluşumuna katkıda bulunsa da, BFA birçok çalışmada DYÜ oluşumunda daha büyük etkiye sahiptir. Kanan ve Karanfil (2011), doldurma sularındaki DOM'lere kıyasla TOK'nun standartlandırılması için BFA'nın her miligramı için daha yüksek miktarda klor gerektiğini bildirmiştir. Bu çalışmada, BFA nedeniyle THM oluşum potansiyellerine kıyasla daha yüksek miktarda HAA oluşum potansiyeli gözlemlenmiştir. Kanan ve Karanfil (2011) üç farklı kompozisyonda BFA kullanarak DYÜ'lerinin oluşumunda önemli değişiklikler olduğunu göstermiştir.

Keuten vd. (2012), hijyen parametresinin (duş arasında geçen süre, fiziksel aktivite vs.), antropojenik kirliliğin oluşumunun üzerindeki rolünü göstermiştir. Kendi çalışmalarında Keuten vd. (2012), ulusal yüzme yarışmalarında suya maruz kalınan ilk 60 saniyede 46 mg N/kişi TA salındığını belirtmiştir, ayrıca bu değer bir kişinin bir günde bıraktığının %8,2-17,7'sine denk geldiği belirtilmiştir (Weng ve Blatchley, 2011). De Laat vd. (2011) ürenin yüzme havuzlarındaki TOK'un %6,3'ü kadarını oluşturduğunu göstermiştir. Bu bulgular ile bazı amino asitlerin (ör. Histidin) klorlama sırasında kayda değer HAA oluşturacağı beklenmektedir (Hong vd., 2009). Li ve Blatchley (2007) dört model organik azot bileşiminin (Kreatin, üre, L-histidin ve L-arginin) klorlanması sonucunda TCAA oluşumunu bildirmiştir. Üre için bağlı TCAA oluşumu pH 2,5 ve 7,1 için sırasıyla %96 ve %76'dır (Schmalz, 2011), bu pH'larda toplam TCAA'nın sırasıyla %96 ve %76'sının üreden oluştuğu anlaşılmaktadır. Bu reaksiyonların bazıları açık yüzme havuzlarında güneş ışığının varlığında daha fazla gerçekleşebilir. İlâveten insan vücudu ve insan derisinden salınan öncüller DYÜ oluşturabilir (THM, HAA ve halo (nitro) fenoller) (Xiao vd., 2012). Örnek olarak, bir insanın derisinin tahmini yüzey

alanı 18900 cm²'dir, 2 saatlik yüzme sonunda yaklaşık olarak 17 µg kloroform ve birkaç µg HAA oluşturabilir (400 µg/L Br⁻ ve 2 mg/L Cl₂ dozlaması için) (Xiao vd., 2012). Weng vd. (2012) SBK varlığında L-histidin ve L-argininin UV₂₅₄ ışması ile DCAN oluşumunu 5-7 kat kadar arttırabildiğini bildirmiştir. Aynı zamanda UV'ye maruz kalma sonucunda CNCl oluşumu 7-9 kat artmıştır. UV ışmasına maruz kalındığında, diklorometilamin için de aynı artış (% 10-150 artış) gözlenmiştir. Ancak SBK tükendiği zaman, CH₃NCl₂ foto bozunması oluşur. Bu durum kısa süreli laboratuvar çalışmasında gözlenmiştir. Muhtemelen aynı DYÜ'leri daha yavaş bir hızda klor ile reaksiyona girmek suretiyle oluşturulabilir olması nedeniyle, gerçek havuzlarda UV maruziyeti ile oluşumun hızlı gerçekleşmesi, DYÜ'nin konsantrasyonun artışına neden olmamıştır ve her bir DYÜ oluşum miktarı, klor ile karanlıkta oluşacak olandan daha yüksek olsa dahi bunu açıklayacak kütle dengesi olmayacaktır. Kloraminlerin oluşmasında UV ışmasının etkilerinin detayları De Laat vd. (2010) ve Cimetiere ve De Laat (2014) tarafından gerçekleştirilmiştir. Solterman vd. (2013) Monokloramin (MCA) ve klorlu dimetilamin (Cl-DMA) içeren çözeltinin UV ışması sonucu UV dozuna bağlı olarak geçici NDMA oluşumunu bildirmiştir. Walse ve Mitch (2008), nitrit ve NDMA (r²=0,61) ile nitrit ve DMNA (r²=0,91) arasında orta seviyeden güçlüye doğru bir korelasyon gözlemlemiştir.

Yüzme havuzundaki öncüllerin bileşimi karışıktır ve zaman/alana bağlı olarak değişiklik gösterirler. Doldurulan suyun özelliği (ör bromür, DOM) dezenfektanın teması ve yüzücüler tarafından getirilen kirlilik yüküne bağlı olarak yüzme havuzlarında farklı DYÜ'ler oluşur. Bazı öncüllerin tipik yükleri ve konsantrasyonları kısmen anlaşılmıştır ve DYÜ'lerin bazıları bu öncüller ile ilişkilendirilmiştir. Örneğin, idrar ve vücut sıvılarının yükü ve kompozisyonu, sınırlandırılmış (ör, THM₄ ve HAA₉) ve yeni geliştirilen DYÜ'lerin (nitrosaminler) oluşum potansiyelleri kısmen anlaşılmıştır. Ancak farklı yaşlarda ve cinsiyette yüzücülerden gelen yükün farklı çevresel ve hijyenik koşullardaki ilişkisi yeteri kadar bilinmemektedir. DYÜ'nün konsantrasyonu, pH, dezenfektanın dozu, dezenfektanın türü, temas süresi, filtrenin geri yıkama şekli, sıcaklık gibi çevresel koşullardan ve farklı işletilmelerden fazlasıyla etkilenmektedir. Ayrıca havuz suyuna bırakılan üre ve ter miktarı önemlidir.

Günümüze kadar pek az çalışma bu noktaya dikkat çekmiştir. Örneğin normal müsabaka havuzları 1000 m³'e kadar su alır. Judd ve Black (2000)'e göre, havuzda 200 L (=200mL/1m³ x 1000 m³) ter olabilecek iken, 50 L (=50mL/1m³ x 1000 m³) idrar olabilirken bu değerler oldukça yüksek olarak görülebilmektedir. Kullanıcıların bıraktığı idrar ve tere odaklanan pek az çalışma var iken havuz suyundaki insan girdileri havuzun boyutuna göre son derece değişiklik göstermektedir. Havuzların boyutlarındaki değişkenlik yüzünden havuzdaki suyun m³'ü başına 25 mL BFA kullanmak makul değildir. Ayrıca, kullanıcılardan bulaşma, suda harcanan süre ve suyun devir daimi, havuz suyundaki üre ve ter seviyesinde önemli rol oynar. Havuz suyuna insan girdilerinin çeşitliliğini daha iyi anlamak gerekmektedir (Chowdhury vd., 2014).

2.5. Yüzme Havuzlarında DYÜ Oluşumunu Etkileyen Faktörler

2.5.1. Havuz tipi ve su kaynağı

DYÜ konsantrasyonunu havuz tipi (kapalı veya açık) etkilemektedir. Açık havuzlarda THM konsantrasyonu, kapalı havuzlara kıyasla daha düşük olduğu gözlemlenmiştir (Zwiener vd., 2007). Bu sonuç, açık havuzlarda THM'lerin rüzgar-destekli uçuculuğundan etkilenmesi sonucu oluşmaktadır. Ancak geçmiş çalışmalarda, açık havuzlarda THM'ler ve HAA'lar kapalı havuzlardan iki kat daha fazla miktarda tespit edilmiştir (Simard vd., 2013). Bu, havuzlarda daha fazla DYÜ öncüleri oluşturan hava molekülleri, çim, toprak, yapraklar, yağmur ve böcekler gibi dış çevreye ekstra maruziyet ile ilişkilendirilmiştir (Simard vd., 2013). THM oluşumunun ayrıca UV radyasyonu altında arttığı gözlemlenmiştir (Liu vd., 2006). Bunun gibi, açık havuzlarda THM düzeyleri oluşum ve uçuculuk oranına bağlıdır ve ayrıca konum ve mevsim ile değişebilmektedir.

Yüzme havuzunda bulunan bazı kimyasallar su kaynağına bağlıdır. Örneğin, Fransa'da klor bazlı dezenfektanlar ile arıtılan sekiz deniz suyu havuzu çalışmalarında, deniz suyunun yüksek düzeyde bromür içermesi nedeniyle bromlu DYÜ'lerin baskın tür olduğu bulunmuştur (Parinet vd., 2011). Bromoform ve DBAA en yaygın türdür ve sırasıyla 74-930 µg/L ve 11-1100

$\mu\text{g/L}$ olarak bulunmuştur (Parinet vd., 2011). Miami’de klorlanmış açık tuzlu su havuzunda yürütülen benzer bir çalışmada 4 klorlu/bromlu THM türü içerisinde bromoform en yüksek konsantrasyonda bulunmuştur (Beech vd., 1980). $660 \mu\text{g/L}$ toplam THM konsantrasyon içerisinde bromoform yaklaşık olarak %98 orana sahiptir. Benzer şekilde, bromlanan yüzme havuzlarında bromoform THM kompozisyonunda baskın türdür (Lourencetti vd., 2012). Ek olarak, su kaynağında bulunan humik maddeler klorlanma sonrasında yüksek düzeyde DYÜ’leri oluşturmaktadır (Singer, 1999).

2.5.2. Dezenfeksiyon metodu ve arıtım prosesleri

Dezenfeksiyon tipi üretilen DYÜ türünü etkilemektedir. Toplam DYÜ konsantrasyonu klor, ozon/klor ve EGMO ile arıtılan havuzlarda sırasıyla $180 \mu\text{g/L}$, $33 \mu\text{g/L}$ ve $140 \mu\text{g/L}$ ’dir (Lee vd., 2010). Test edilen tüm kapalı havuzlarda, toplam HAA düzeyi daha az uçucu olması nedeni ile kullanılan dezenfeksiyon metoduna bakmaksızın toplam THM’ler, kloral hidrat ve toplam HAN’lardan daha yüksek düzeydedir. EGMO dezenfeksiyon prosesi sırasında saf olmayan sodyum kloritte bulunan bromür iyonları nedeniyle yüksek konsantrasyonda bromlu DYÜ’ler (CHCl_2Br , CHClBr_2 , bromoform, BCAN ve DBAN) oluşmaktadır. Yüksek saflıkta sodyum klorit tuzları ticari olarak temin edilebilir ve EGMO ile dezenfekte edilen yüzme havuzlarında bromlu DYÜ oluşumunu en aza indirebilmektedir. Ayrıca, bromür içeren dezenfektanlar kullanıldığında bromlu HAA’lar spalarda baskın olarak bulunmaktadır (Wang vd., 2014). Sentetik havuz suyuna eklenen bromürün DYÜ’leri etkilediği gözlemlenmiştir (Kanan, 2010). Araştırılan klorlu havuzda, kloroform THM türleri arasında daha yüksek konsantrasyonda tespit edilirken, dezenfektan olarak brom kullanılan havuzlarda kloroform konsantrasyonu azalırken bromoform konsantrasyonu büyük ölçüde artmıştır (Chambon vd.,1983; Benoit ve Jackson 1987; Richardson vd., 2010; Lourencetti vd., 2012). Bu içme suyu dezenfeksiyonu uygulamalarındaki brom kimyası ile uyumludur (Watson vd., 2014).

Orta basınçlı 254 nm dalga boyunda UV lambaları ile dezenfekte edilen yüzme havuzlarında kloroform ve CHCl_2Br konsantrasyonları önemli miktarda artarken, bromoform ve CHClBr_2 konsantrasyonları azalmıştır (Cassan vd., 2006). UV radyasyonu ile kaynak suyundaki organik maddenin artan reaktivitesine benzer şekilde, UV radyasyonunun organik maddenin antropojenik kaynaklardan gelen reaktivitesinde arttırabildiği düşünülmüştür (Teo vd., 2015). Aynı zamanda, bromlu THM'lerde gözlenen bir azalma, UV spektrum lamba aralığı içerisinde bir bant absorpsiyonu olan bromoform ve klor-karbon bağlarına kıyasla brom-karbon bağlarını kırmak için gereken daha düşük enerji ile ilişkilendirilmiştir (Teo vd., 2015).

Uygulanan dezenfeksiyon metotları yüzme havuzlarında çeşitli miktarda DYÜ'ler oluşturur. Bundan dolayı, ideal dezenfeksiyon prosesi, bilinen sağlık risklerine rağmen asgari miktarda DYÜ oluşturması olarak tanımlanmaktadır. Bununla birlikte, dezenfeksiyon prosesi seçiminde patojen kontrol etkisine kesinlikle dikkat edilmelidir. DYÜ oluşumu azaltılırken patojen kontrolünün riske edilmesi havuzlarda sağlık sorunları oluşturabilir. Sık geri yıkama ve şok klorlama gibi etkili yöntemler havuz suyu kalitesi için gerekli dezenfektan miktarını azalttığından havuzlardaki kirlilik yükünü azaltabilir.

2.5.3. Sıcaklık

Yüzme havuzlarında bulunan bazı DYÜ'lerinin oluşumunda sıcaklık ayrı bir etkiye sahiptir. Jakuzi spalar üzerinde yürütülen bir çalışmada 40 °C'de yüksek miktarda THM oluşumu gözlenmemiştir (Benoit ve Jackson, 1987). Sıcaklığın yüksek oluşu düşük düzeylerdeki THM'lerin uçuculuğu ile sonuçlanmaktadır. Genel olarak, yüksek sıcaklıktaki yüzme havuzları (32-34 °C) yüksek düzeyde THM, HAA ve HNM oluşturur (Kanan, 2010; Hansen vd., 2012a). Yüksek düzeyde THM'ler ve HAA'lar ayrıca ısıtılmayan havuzlara kıyasla ısıtılan açık havuzlarda tespit edilmiştir (Simard vd., 2013). Laboratuvarda yapılan çalışmalarda, sıcaklık 26°C'den 40°C'ye çıkarıldığı zaman THM ve HNM düzeylerinde iki kat, HAA konsantrasyonunda ise %60 artış gözlemlenmiştir (Kanan, 2010). Yüksek sıcaklıkta DYÜ düzeylerinin artması kirleticilerin daha

çok salınmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca, havuz suyunun yüksek sıcaklığı yüzücülerden salınan terin çözünmesini arttırmaktadır (Keuten vd., 2014). Bundan dolayı, yüksek sıcaklıktaki yüzme havuzlarında ter kaynaklı organiklerin dezenfektanlar ile reaksiyonunu arttırmaktadır.

2.5.4. pH

Yüzme havuzlarında DYÜ'leri oluşumu üzerinde pH etkisi (pH 6.0-8.0 arasında) araştırılmıştır (Hansen vd., 2011, 2012a, 2012b, 2013). Vücut sıvı bileşenleri (BFA) kullanılan çalışmalar (Hansen vd., 2011, 2012a, 2013) (yüzücülerden salınan organik maddeleri simüle eden organik bileşenler ve amino asitler) pH'ın artışı ile THM oluşumunun arttığını göstermiştir. Trihalopropanlar, trihaloasetonitriller ve trihaloasetaldehitler gibi THM öncülerinin hidrolizi ile sonuçlanan yüksek THM oluşumları pH ile artmaktadır (Adin vd., 1991; Nikolaou vd., 2004). Buna karşın, HAN oluşumu pH'ın artışı ile azalmaktadır ve HAA'ler yüksek pH aralığında sabit kalmaktadır. Jakuzilerde klorlama sırasında DYÜ oluşumuna pH'ın etkisi araştırılmıştır ve pH'ın artışı ile HAN oluşumu azalırken THM ve HAA oluşumunun arttığı görülmüştür (Hansen vd., 2012b). pH 7'den yüksek koşullarda bozunmaları nedeni HAN'ların azalması muhtemeldir. HAN'ların kararsızlıkları nedeni ile, HAN'ların hidrolizi sonucu HAA'ler oluşmaktadır (Glezer vd., 1999) ve ayrıca karboksilik asitler hidrolize olup, prosese THM'ler salınır (Koch ve Volker, 1996). Düşük pH'lı su ortamında yüksek düzeyde HAN içermesi nedeniyle 6,7'den düşük pH değerinde yüzme havuz suyu genotoksisitesi artmıştır (Hansen vd., 2013).

2.4.5. Havuz işletimi ve yönetimi

Yüzme havuzu işletimi ve yönetimi DYÜ'leri düzeyini etkilemektedir. DYÜ oluşumuna etki eden faktörler havuz suyunun değişim sıklığı, filtre geri yıkama sıklığı ve şok klorlama sıklığıdır. Etkili havalandırma, sık su değişimi gibi havuz yönetim uygulamaları DYÜ öncüllerinin yüzme havuzlarına girmesini azaltabilir ve aynı zamanda bazı uçucu DYÜ'lerin azalmasına neden olabilir. Etkili havalandırma ile kloraminler gibi uçucular minimize edilebilmektedir. Yüksek

sıcaklığa sahip yüzme havuzları uçuculuğun artmasından dolayı daha etkili havalandırma sistemine ihtiyaç duymaktadır.

Devir daim süresi (havuza girip filtrelerden ve arıtım tesisinden geçip havuza geri dönen su hacmi) tipik olarak 2-8 saat arasında değişmektedir (SAHC, 2013; WHO, 2006). Ancak, taze su giriş oranı daha uzun sürede gerçekleşmektedir. Bu, arıtma sırasında giderilemeyen özellikle uçucu olmayan DYÜ'lerinin birikimine neden olmaktadır. Bundan dolayı, DYÜ'lerini minimize etmenin en etkili yolu öncülerin dezenfektanlar ile reaksiyona girmesini engellemektir. Sık su değişimi havuzlarda kirleticilerin birikimini kontrol etmek adına etkili bir yoldur.

2.5.6. Organik yükleme

Yüzücülerden gelen organik yükleme ile yüzme havuzlarında DYÜ oluşumu arasında bir ilişki vardır (Zwiener vd., 2007; Kanan ve Karanfil, 2011; Kim ve Han, 2011). Ulusal yüzme yarışmaları sırasında DYÜ düzeylerindeki değişikliklerin araştırıldığı çalışmalarda kloroform, ve DCAN gibi bazı DYÜ'ler yarışma kursları sonunda arttığı görülmüştür (Weng ve Blatchley, 2011). Yüzme havuzlarında DYÜ oluşumuna yol açan öncülerin araştırıldığı çalışmada şebeke suyundan gelen organik madde HAA oluşumuna göre THM oluşumunda daha yüksek etki gösterdiği belirlenmiştir (Kanan ve Karanfil, 2011). Benzer çalışmaların aksine, insan BFA'lardan gelen organik madde THM oluşumuna kıyasla HAA oluşumuna daha çok katkı sağlamaktadır. Ancak, yüzme havuzlarında temel karbon kaynağı olan deri lipidleri karbonlu DYÜ oluşumunda temel etkidir (Keuten vd., 2014). Bu karbon kaynağına sahip olmayan VST kullanılan bazı çalışmalar ve bunların DYÜ oluşumundaki rolü tamamen incelenmemiştir (Judd ve Bullock, 2003; Zwiener vd., 2007; Kanan ve Karanfil, 2011).

2.6.DYÜ'lerin Vücuda Alınımı

Kapalı yüzme havuzlarında yüzme veya yürüme durumundan sonra alveol havasında, kanda ve idrar örneklerinde bir takım DYÜ'leri (THM) tespit edilmiştir (Aggazzotti vd., 1990; Caro ve Gallego, 2007, 2008). Caro ve Gallego (2008), maruz kalmadan önce ve 1 saat maruz kalındıktan sonra yaptığı ölçümlerde sırasıyla 2,5-5,3 ve 9,4-59,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kloroform tespit etmiştir. Maruz kalınan süre boyunca idrardaki kloroform 1237-1624 $\mu\text{g}/\text{L}$ olarak bulunmuştur. Bununla birlikte, çalışma periyodundan 2 saat sonra yüzme havuzunda bulunanların alveollerinde ve idrarında kloroform konsantrasyonu sırasıyla 7,1-8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ve 0,506-0,567 $\mu\text{g}/\text{L}$ olarak tespit edilmiştir. Bu veriler 1 saatlik yüzmenin alveollerdeki ve idrardaki kloroform konsantrasyonunu arttırdığını göstermiştir. Aggazzotti vd. (1998) havuzda bulunma sonrası alveollerde kloroform konsantrasyonunun arttığını göstermiştir. Aggazzotti vd. (1995) plazmadaki kloroform konsantrasyonunun havadaki konsantrasyon ile 0,74 korelasyon katsayısı (R^2) ile ilişkili olduğunu göstermiştir. Caro ve Gallego (2008) ortam ve alveol havaları arasındaki kloroform korelasyon katsayısının çalışanlar ve yüzücüler için 0,9'dan fazla olduğunu bildirmiştir. Bu da havadaki kloroform seviyesinin artmasının alveollerdeki havadaki kloroform seviyesinin artmasına yol açtığını göstermektedir.

Kogevinas vd. (2010), yüzme öncesi ve sonrasında alınan nefeste tespit edilen THM konsantrasyonunu sırasıyla 1,2 ve 7,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak bulmuştur. Fantuzzi vd. (2010), alveollerdeki en yüksek THM'i yüzme havuzu cankurtaranlarında ve antrenörlerde ($28,5 \pm 20,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sonra kafe ($17,6 \pm 12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ofiste ($14,4 \pm 12,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ve makina dairesinde ($13,6 \pm 4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) çalışanlarda tespit etmiştir. Çalışmalar alveollerdeki THM'lerin, havadaki THM'lerin %25-70'i aralığında olduğunu göstermiştir (Fantuzzi vd., 2001; Caro ve Gallego, 2008; Aprea vd., 2010; Lourencetti vd., 2012) ve havuzdaki hava ile solunan havadaki THM determinasyon katsayısı değeri ise klorlanan ve bromlanan havuzlar için sırasıyla 0,31-0,62 ve 0,67-0,96 aralığındadır (Aggazzotti vd., 1998; Caro ve Gallego, 2008; Lourencetti vd., 2012). Bromlanan havuzlar için daha yüksek R^2

değerleri, solunan havadaki THM ile havuz havasındaki THM arasında güçlü bir etkiyi göstermektedir (Chowdhury vd., 2014).

DYÜ alınıminin miktarını belirlemek için alınan numunenin yeri son derece önemlidir. Lourencetti vd. (2012) yüzücüler tarafından solunan havanın, suda ve havuzun yanında bulunan katılımcılar ile THM miktarının azalmasına neden olduğunu bildirmiştir. Yüzücüler ve suda bulunanlardaki yüksek THM konsantrasyonu sırasıyla fiziksel aktivite ve dermal geçirgenlik ile ilişkilendirilmiştir. Ancak, havuz havasında ve su yanındaki konsantrasyonda değişkenlik gösterebilmektedir ve bu çeşitlilik günümüze kadar çok az izah edilmiştir. Aynı zamanda, havuz suyunun ve havasının yüksek sıcaklığı kan basıncını arttırabilmektedir. Kan basıncının artması DYÜ'lerin çözünürlüğünü ve aynı zamanda solunan havadaki DYÜ'lerin seviyesini etkilemektedir. Bunun gibi etkiler çok az bilinmektedir (Chowdhury vd., 2014).

Açık yüzme havuzlarında 2 ve 4 saatlik çalışma süresi sonunda idrardaki DCAA konsantrasyonu sırasıyla $0,051 \pm 0,013$ ve $0,058 \pm 0,018$ $\mu\text{g/L}$ olarak tespit ederken idrarda TCAA'ya rastlanılmamıştır (Cardador ve Gallego, 2011). Kapalı yüzme havuzlarında ise 2 ve 4 saatlik çalışma süreleri sonunda idrardaki DCAA ve TCAA konsantrasyonları sırasıyla $0,313 \pm 0,072$ ve $0,120 \pm 0,025$ $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir. Yüzme sırasında idrardaki DCAA'in yutma, soluk alma ve dermal yolla alınımları sırasıyla 1,605-3,038, 0,18-0,275 ve 0,055-0,071 $\mu\text{g/L}$ olarak belirtilmiştir. Aynı zamanda, idrardaki TCAA'nın bu yollarla alınımları sırasıyla 3,57-6,248, 0,065-0,095 ve 0,014-0,027 $\mu\text{g/L}$ olarak bildirilmiştir. İdrardaki CAA için yutma yoluyla 0,46-0,71 $\mu\text{g/L}$ olarak gözlemlenirken, soluk alma ve dermal yolla alımın tespit edilememiştir.

DYÜ'lerinin maruz kalınmasından bir süre sonra azaldığı önceki bazı çalışmalar tarafından gösterilmiştir. Alveollerdeki kloroformun azalmasının dakikada 0,02-0,035 oranında ve 1. Dereceden kinetik ile azaldığı bulunmuştur (Aggazzotti vd.,1995). Çalışanlar ve yüzücüler için kloroform ve BDCM'nin hız sabitleri ve yarı ömürleri sırasıyla dakikada $2,8 \times 10^{-2}$ ve 26 dakikadır (Caro ve Gallego, 2008). HAA'ların (CAA, DCAA ve TCAA) eliminasyonunda birinci dereceden

bozunma kinetiği ile açıklanmaktadır. Çalışanlar için DCAA ve TCAA'nın yarı ömürleri sırasıyla; 66 ± 5 ve 61 ± 3 dakikadır. Yüzücüler için DCAA, TCAA ve CAA'nın yarı ömürleri sırasıyla 70 ± 6 , 67 ± 4 ve 62 ± 5 dakikadır. Bozunma modelleri, dozları ve toksik etkilerini içeren kapsamlı bir çalışma, onların etkilerinin daha iyi anlaşılması açısından oldukça önemlidir. DYÜ'nün enfüzyonu ve bozunması üzerinde yapılacak çalışma, onların insan sağlığı üzerindeki etkilerini belirlemek için gereklidir (Chowdhury vd., 2014).



3.MATERYAL VE METOT

Tez çalışması kapsamında iki farklı yüzme havuzu 1 yıl süreyle izlenmiştir. İzleme öncesi her iki havuz suyu da tamamen yenilenmiştir. İzleme çalışması kapsamında A ve B kapalı yüzme havuzlarından haftalık periyotlar ile numuneler alınmıştır. Numune alım yerinin tespiti için havuz içinden ve taşan suların birleştiği kısımlardan numuneler alınarak analizler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre bu numune noktaları arasında önemli bir farkın bulunmadığı tespit edilmiş olup numuneler havuzdan taşan suların tümünün birleştiği kanaldan alınması kararlaştırılmıştır. Ayrıca, numune alım günü havuzların haftalık çalışma programları ve yüzücü giriş yoğunlukları dikkate alınarak belirlenmiştir. İzleme öncesi sezon kullanım verileri incelenerek havuz kullanımının en yoğun olduğu gün Pazar günü olduğu görülmüştür. Bu yüzden numuneler her hafta Pazar günü son seans sonrası belirlenen noktalardan alınmıştır. Alınan numunelerdeki serbest klor, toplam klor, pH, sıcaklık, iletkenlik ve çözülmüş oksijen ölçümleri yerinde yapılmıştır. Klor düzeyleri tespit edilen numunelere klor ile organiklerin reaktivitesini kesmek amacıyla hesaplanan miktarda sodyum sülfite (Na_2SO_3) çözelti eklenmiştir. Daha sonra laboratuvar ortamındaki analizler gerçekleştirilene kadar numuneler buzdolabında +4°C'de saklanmıştır. Laboratuvar ortamında ise alkalinite, sertlik, $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_2^- , Br^- , NO_3^- , UV_{254} , bulanıklık ve AOX, TOK, TA, THM, HAN, HNM ve HAA analizleri gerçekleştirilmiştir.

3.1. A Kapalı Yüzme Havuzu

A kapalı yüzme havuzu 25 x 50 x 2,33 metre boyutlarında olimpik yüzme havuzudur. Havuzu doldurmak için klorlanan yeraltı suyu (şebeke suyu) kullanılmaktadır. Şebekeden alınan su öncelikle 250 ton hacimli dengeleme tankında depolanmaktadır. Depolanan su kaba partiküllerden arındırılması için filtrasyon işlemine tabi tutulmaktadır. Filtrasyon işlemi 6 adet kum filtresi (3,14 m² filtrasyon alanı, 35,5 PSI çalışma basıncı, 2000 mm filtre çapı) yardımıyla gerçekleştirilmektedir. Filtreden geçen sular daha sonra dozaj pompaları ile pH ayarlaması ve klor dozlaması yapılarak iyonizasyon sisteminden geçmektedir.

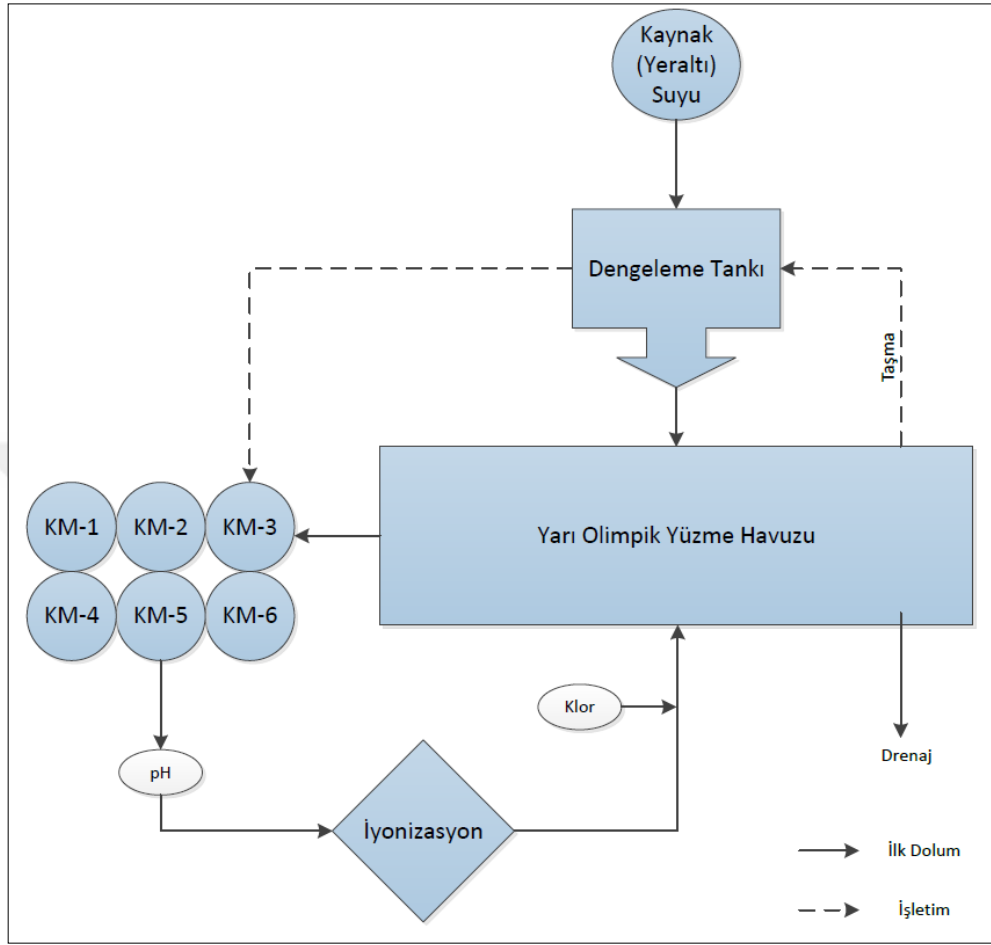
Günlük kullanılan toz klor (kalsiyum hipoklorit) miktarı havuz kullanım yoğunluğuna bağlı olarak değişiklik göstermekte olup ortalama 3 kg'dır. İlk dolumundan sonra alınan numunelerde serbest ve toplam klor, iletkenlik, alkalinite, sertlik, bulanıklık, UV₂₅₄, amonyak, TOK, TA ve AOX analizleri yapılmıştır ve sonuçlar, Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. A kapalı yüzme havuzu kullanım öncesi fiziko-kimyasal karakteristiği

	A Havuzu Dolum Sonrası
Serbest Klor	0,6 mg/L
Toplam Klor	0,8 mg/L
Sıcaklık	25,4 °C
pH	7,43
İletkenlik	588 µS/cm
Alkalinite	114 mg/L CaCO ₃
Sertlik	274 mg/LCaCO ₃
Bulanıklık	0,09 NTU
Amonyak	<0,01 mg/L NH ₃
UV₂₅₄	0,029 cm ⁻¹
TOK	1,30 mg/L
OA	2,1 mg/L
AOX	100 µg/L

Havuzda filtrelerin tıkanıklığına bağlı olmak üzere yaklaşık 2 ayda bir ters yıkama gerçekleştirilmektedir ve bu ters yıkama sırasında 20 ton havuz suyu kullanılmaktadır. Havuz temizliği gerçekleştirilirken yaklaşık olarak 10 günde bir çöktürücü kullanılır ve robot yardımı ile çöken flokların temizliği gerçekleştirilir. Havuz suyunun berraklığına bağlı olarak parlaticı kullanılmaktadır ve genellikle bu işlem 10 günde bir yapılmaktadır. Kullanılan kimyasalların amaçları ve özellikleri, Çizelge 3.2'de detaylandırılmıştır. Havuz suyu sıcaklığı yönetmelikte belirlenmiş olan 26-28°C değerleri arasında olup ortalama 27,5°C'dir. Bu sıcaklığı sağlayabilmek için eşanjör kullanılmaktadır ve hava şartlarına bağlı olarak güneş enerjisinden de faydalanılmaktadır. Ayrıca

havuz suyunun klor, pH ve sıcaklık değerleri otomatik olarak ayarlanmaktadır. Havuza ait akım diyagramı, Şekil 3.1’de gösterilmiştir.



Şekil 3.1. A Olimpik Yüzme Havuzu akım diyagramı

Çizelge 3.2. A yüzme havuzunda kullanılan kimyasalların kullanım amaçları ve özellikleri

Hızlı çöktürücü - Topaklayıcı Berraklaştırıcı	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Yüzme havuzlarında, aşırı bulanıklılık halinde, kolloid parçacıkları topaklayarak ağırlaştırıp dibe çökmesini ve/veya filtrelerde tutulmasını ve suyun berrak bir görünüme sahip olmasını sağlar. Organik maddelerin ve metal iyonların (demir-bakır) topaklaşmasını ve filtrelerde tutulmasını sağlar.	%15±2, %30'luk Polialuminyumklorür solüsyonu. $[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$
Yosun Önleyici (Sıvı)	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz sularında mikrobiyal faaliyetleri ve	%8 Didesil dimetil amonyum

yosunlaşmayı önlemek için kullanılır.	klorür içerir.
Parlatıcı – Kireç Önleyici	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Sudaki kalsiyum ve magnezyum tuzlarını bağlayarak havuz cidarlarında, boru içlerinde ve filtrelerde kireç oluşumunu engeller, bu sayede suya ekstra bir parlaklık kazandırır.	%7 Ligant ihtiva eder. $C_{10}H_{16}N_2O_8$
Dezenfektan	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz suyunda bulunması muhtemel mikroorganizmaların ve bulaşıcı hastalıkların oluşmasını önlemek amacıyla kullanılır.	%67-70 kalsiyum hipoklorit
pH Düşürücü	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Yüzme havuzu suyunda pH düşürücü olarak kullanılır.	%50 Sülfürik asit

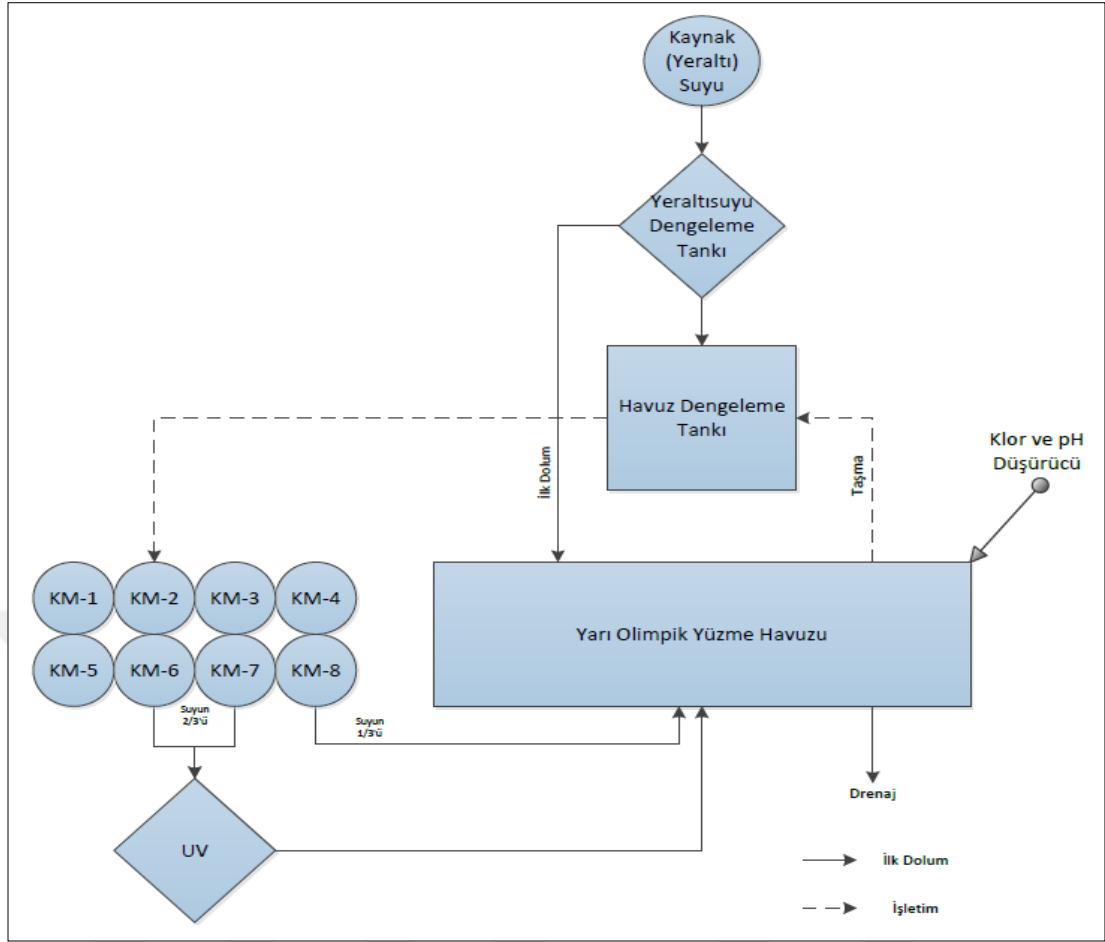
3.2. B Kapalı Yüzme Havuzu

B kapalı yüzme havuzu 25 x 16 x 2 metre boyutlarında yarı olimpik yüzme havuzudur. Havuzu doldurmak için yeraltı suyu kullanılmaktadır. Kuyudan alınan su öncelikle kaynak deposunda depolanmaktadır. Depolanan su hidroforlar yardımı ile havuz dengeleme tankına basılmaktadır. Havuz dengeleme tankında toplanan su daha sonra havuza verilerek burada su içerisinde bulunan kaba partiküllerin çökmesi beklenmektedir. Havuz tabanında biriken partiküller manuel ya da robot vasıtasıyla temizlenmektedir. Kaba partiküllerden arındırılan kaynak suyu bir sonraki adım olan filtrasyon işlemine tabi tutulmaktadır. Filtrasyon işlemi için 8 adet (0,64 m² filtrasyon alanı, 900 mm filtre çapı, 0,4-0,8 mm tanecik çapı, 28,4 PSI çalışma basıncı) hızlı kum filtresi kullanılmaktadır. Filtrasyon bitiminden çıkan suların 1/3'ü direk havuza 2/3' ü ise UV işlemine tabi tutulmaktadır ve sırasında havuz tamamen doldurulmaktadır. Doldurulan havuz daha sonra klorla dezenfeksiyon işlemine tabi tutulmaktadır. Havuz akım diyagramı, Şekil 3.2'de gösterilmiştir. Havuz izleme izleme çalışması öncesi yeniden doldurulmuştur. İlk dolumundan sonra alınan numunelerde serbest ve toplam klor, iletkenlik, alkalinite, sertlik, bulanıklık, UV₂₅₄, amonyak, TOK, TA ve AOX analizleri yapılmıştır ve sonuçlar, Çizelge 3.3'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. B kapalı yüzme havuzu dolum sonrası fiziko-kimyasal karakteristiği

	B Havuzu Dolum Sonrası
Serbest Klor	0,5 mg/L
Toplam Klor	0,6 mg/L
Sıcaklık	26°C
pH	7,89
İletkenlik	646 µS/cm
Alkalinite	170 mg/L CaCO ₃
Sertlik	210 mg/L CaCO ₃
Bulanıklık	0,10 NTU
Amonyak	0,12 mg/L NH ₃
UV₂₅₄	0,006 cm ⁻¹
TOK	2,0 mg/L
TA	2,4 mg/L
AOX	210µg/L

Filtre ters yıkama işlemi tamamen kullanım yoğunluğuna bağlıdır. En yoğun zamanlardan olan yaz okulu döneminde haftada 3 kez gerçekleştirilmektedir ve bu işlem sırasında ortalama olarak 60-70 ton havuz suyu 1-1,5 bar basınç arasında kullanılarak gerçekleştirilmektedir. Havuz suyu sıcaklığı yönetmelikte belirlenmiş olan 26-28°C değerlerinde arasında olup ortalama 27°C'dir ve bu sıcaklığı sağlayabilmek için eşanjör kullanılmaktadır. Havuz suyu pH değeri 6,8-7,2 arasında değişiklik göstermekte olup standartlarda belirtilen 6,5-7,8 değerlerini sağlamaktadır. Havuz suyunun dezenfeksiyonunda toz klor kullanılmaktadır.



Şekil 3.2. B Yarı Olimpik Yüzme Havuzu akım diyagramı

Havuz suyunun filtrasyon ve fiziksel temizleme işlemlerinin dışında yosun önleyici, çöktürücü ve parlatici/iyon tutucu kimyasallar da kullanılmaktadır. Kullanılan kimyasalların amaçları ve özellikleri Çizelge 3.4’de detaylandırılmıştır.

Çizelge 3.4. B yüzme havuzunda kullanılan kimyasalların kullanım amaçları ve özellikleri

pH Düşürücü	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz suyu pH değerini istenen değere düşürür. Önerilen dozajda kullanıldığında metal iyonlar üzerinde korozyon riski oluşturmaz.	Sodyum bisülfat (%100)
Çöktürücü, Flokleştirici	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz suyunda bulunan ve havuza bulanıklık veren organik ve inorganik	Alüminyum Klorohidrat (%20)

kaynaklı kolloid parçacıkların hızla çökmesini sağlar. Havuz suyunu berraklaştırır.	
İyon Tutucu, Sertlik Giderici, Parlatici	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Sertlik iyonlarını bağlayarak havuz yüzeylerinde, makine kısımlarında ve filtre üzerinde kireç oluşumunu önler. Demir, bakır, mangan gibi iyonları da bağlayarak bunların neden olduğu renkli su oluşumunu önler.	Fosforik asit (%4±2), Poliakrilik asit (%4±2)
Kirece Karşı Etkili Filtre ve Yüzey Temizleyici	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz ekipman ve diğer yüzeyler üzerinde birikmiş olan kireç ve mineral tabakasını temizler.	Nitrik asit (%50)
Yosun Giderici, Yardımcı Dezenfektan	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz suyunda köpüksüz yosun giderici, algisid. Havuz suyu yardımcı dezenfektandır. Köpük yapmadan yosun giderir.	Didesil dimetil amonyum klorür (%18)
Dezenfektan	
Kullanım Amacı	Özellikleri
Havuz suyunda bulunması muhtemel mikroorganizmaların ve bulaşıcı hastalıkların oluşmasını önlemek amacıyla kullanılır.	%65 kalsiyum hipoklorit içerir.

3.3. Analitik Yöntemler

Yüzme havuzlarından alınan numunelerde fiziksel (sıcaklık, iletkenlik, renk ve bulanıklık) ve kimyasal (pH, ÇO, alkalinite, sertlik serbest/toplam klor ve azot bileşikleri) parametreler incelenmiştir. Bu parametlerden pH, sıcaklık iletkenlik, ÇO ve serbest/toplam klor ölçümleri numune alımı sırasında gerçekleştirilirken diğer parametreler olan alkalinite, sertlik, renk, bulanıklık ve azot bileşikleri laboratuvar ortamında gerçekleştirilmiştir. Bu analizlerin yanında laboratuvar da TOK, AOX, TA, THM, HAA, HAN, HNM analizleri de yapılmıştır.

3.3.1. Sıcaklık, pH, iletkenlik ve ÇO

Sıcaklık, ÇO ve iletkenlik WTW Multi 340i/Set cihazı, pH ise Mettler-Toledo AG SG2 pH metre kullanılarak standart metotlara göre yerinde ölçülmüştür. Ölçüm ile ilgili görseller, Şekil 3.3'te verilmiştir.



Şekil 3.3. WTW Multi 340i/Set cihazı ile yerinde ölçülmüş parametreler (a): iletkenlik, (b): çözünmüş oksijen (c): pH

3.3.2. Alkalinite

Alkalinite analizi standart metot 2320'ye göre 0,02 N H₂SO₄ çözeltisi kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.3.3. Sertlik

Sertlik analizi standart metot 2340 B'ye göre 0,01 M EDTA çözeltisi kullanılarak yapılmıştır.

3.3.4. Renk

Hach Lange DR5000 spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür.

3.3.5. Bulanıklık

Bulanıklık ölçümleri WTW Turb 550 cihaz ile gerçekleştirilmiştir.

3.3.6. Azot bileşikleri

Azot bileşiklerinden nitrat, nitrit ve amonyak azotu ve toplam azot ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Nitrit ve nitrat analizleri SDÜ-Jeotermal Araştırma ve Uygulama Merkezi Laboratuvarında yaptırılmıştır. Amonyak azotu analizleri Hach Lange DR5000 spektrofotometre cihazında 380N Nessler metodu ile gerçekleştirilmiştir.

3.3.7. Serbest/Toplam klor

Serbest ve toplam klor analizleri numune alınan noktalarda Hach Pocket Colorimeter II, Chlorine cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.3.8. UV₂₅₄

UV ölçümleri Shimadzu UV-1700 cihazı ile 254 nm dalga boyunda gerçekleştirilmiştir.

3.3.9. Toplam organik karbon ve toplam azot

TOK konsantrasyonları standart metot 5310B'ye göre TOC-L CPH Shimadzu cihazında (Şekil 3.4) gerçekleştirilmiştir. Numune analizine geçilmeden önce standart çözeltileri hazırlanıp okutularak kalibrasyon eğrileri elde edilmiştir. Bu cihazda ayrıca toplam azot ölçümleri de yapılabilmektedir. Numune analizine geçilmeden önce standart çözeltileri hazırlanıp okutularak kalibrasyon eğrileri elde edilmiştir.



Şekil 3.4. TOC-L CPH Shimadzu cihazı

3.3.10. Adsorplanabilir organik halojenler

Adsorplanabilir Organik Halojenlerin analizleri USEPA metot 9020B, 1650 ve TS EN ISO 9562 metotlarına göre Analytik Jena Multi X 2500 cihazında (Şekil 3.5) gerçekleştirilmiştir. AOX analizi öncesi numunelerdeki serbest klor sodyum sülfid ile sönümlenmiştir. Öncelikle APU 2 ünitesi ile organik halojenler aktif

karbon üzerine adsorbe edilir. APU 2 ile hazırlanan numuneler yüksek sıcaklıkta okside olarak hidrojen halojenlere dönüşür. Hidrojen halojenler taşıyıcı gaz ile (yüksek saflıkta oksijen) içerisinde bulunan su ve girişim yapabilecek maddelerden uzaklaştırılmak amacıyla sülfirik asit bölmesinden geçer. Sensitive cell'de bulunan gümüş uçlu proba gelerek burada gümüş iyonları ile titrasyon gerçekleşir. Bu işlemlerin sonunda numunenin organik halojen değeri $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülür.



Şekil 3.5. Analytik Jena Multi X 2500 cihazı

3.3.11. Dezenfeksiyon yan ürünleri

Dezenfeksiyon yan ürünlerinden THM, HAN, HNM ve HAA analizleri yapılmıştır. Bu analizler sıvı-sıvı ekstraksiyon metoduna göre yapılmış ve Agilent 6890 GC-ECD cihazı (Şekil 3.6) ile ölçülmüştür.

THM ve HAN analizi USEPA 551.1 sıvı-sıvı ekstraksiyon metoduna göre yapılmıştır.

Kolon özellikleri: İç Çap: 0,25 mm, film kalınlığı: 0,25 μm , uzunluk: 30 m, DB-5 (J&W Scientific).

Sıcaklık programı: Başlangıç fırın sıcaklığı: 35°C, 10°C/dakikalık artışlarla 125°C ve 125°C de 10 dakika, 30°C/dakikalık artışlarla 300°C. Enjektör sıcaklığı 200°C ve detektör sıcaklığı 290°C. Enjeksiyon hacmi: 3 µL.

Gazlar: Taşıyıcı gaz olarak ultra yüksek saflıkta helyum ve make-up gaz için ise yüksek saflıkta azot gazı kullanılmıştır. Gazların akış hızı; taşıyıcı gaz+make-up gaz: 60 mL/dakika, taşıyıcı gaz: 1,4 mL/dakikadır.

HNM analizinde sıvı-sıvı ekstraksiyonu için bazı modifikasyonlar yapılarak USEPA 551.1 metodu kullanılmıştır.

Kolon özellikleri: İç Çap: 0,25 mm, film kalınlığı: 0,25 µm, uzunluk: 30 m, DB-5 (J&W Scientific).

Sıcaklık programı: Başlangıç fırın sıcaklığı: 35°C, 20 dakika, 10°C/dakikalık artışlarla 140°C, 30°C/dakikalık artışlarla 300°C. Enjektör sıcaklığı 117°C ve detektör sıcaklığı 297°C. Enjeksiyon hacmi: 2 µL.

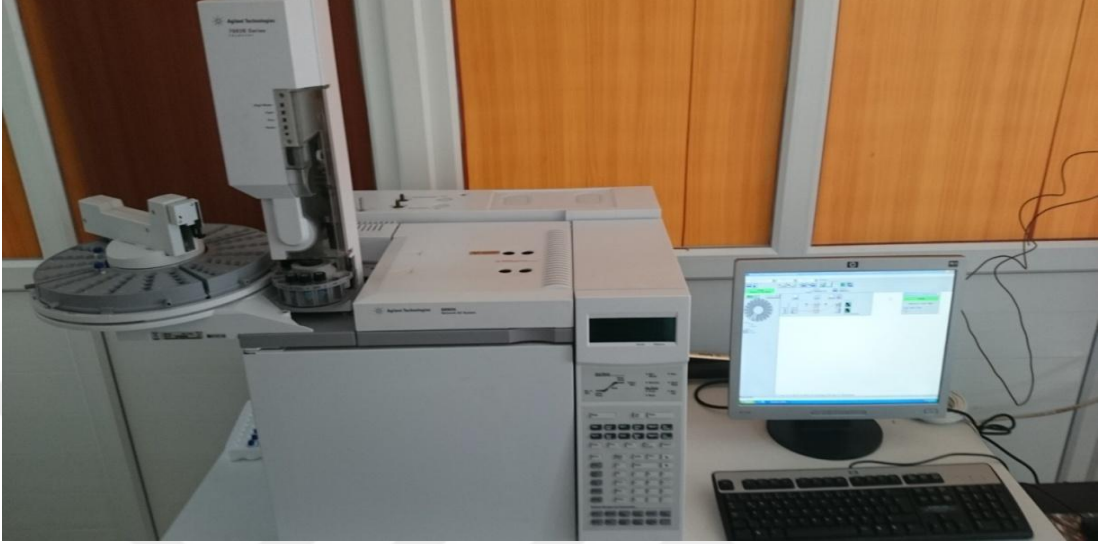
Gazlar: taşıyıcı gaz olarak ultra yüksek saflıkta helyum ve make-up gaz için ise yüksek saflıkta azot gazı kullanılmıştır. Gazların akış hızı; taşıyıcı gaz+ make-up gaz: 62,3 mL/dakika, taşıyıcı gaz: 1,6 mL/dakikadır.

HAA analizi USEPA 552.2 sıvı-sıvı ekstraksiyon metoduna göre yapılmıştır.

Kolon özellikleri: İç Çap: 0,25 mm, film kalınlığı: 0,25 µm, uzunluk: 30 m, DB-5 (J&W Scientific).

Sıcaklık programı: Başlangıç fırın sıcaklığı: 45°C ve 45°C'de 20 dakika, 5°C/dakikalık artışlarla 140°C, 15°C/dakikalık artışlarla 165°C ve 165°C'de 3 dakika. Enjektör sıcaklığı 200°C ve detektör sıcaklığı 290°C. Enjeksiyon hacmi: 2 µL.

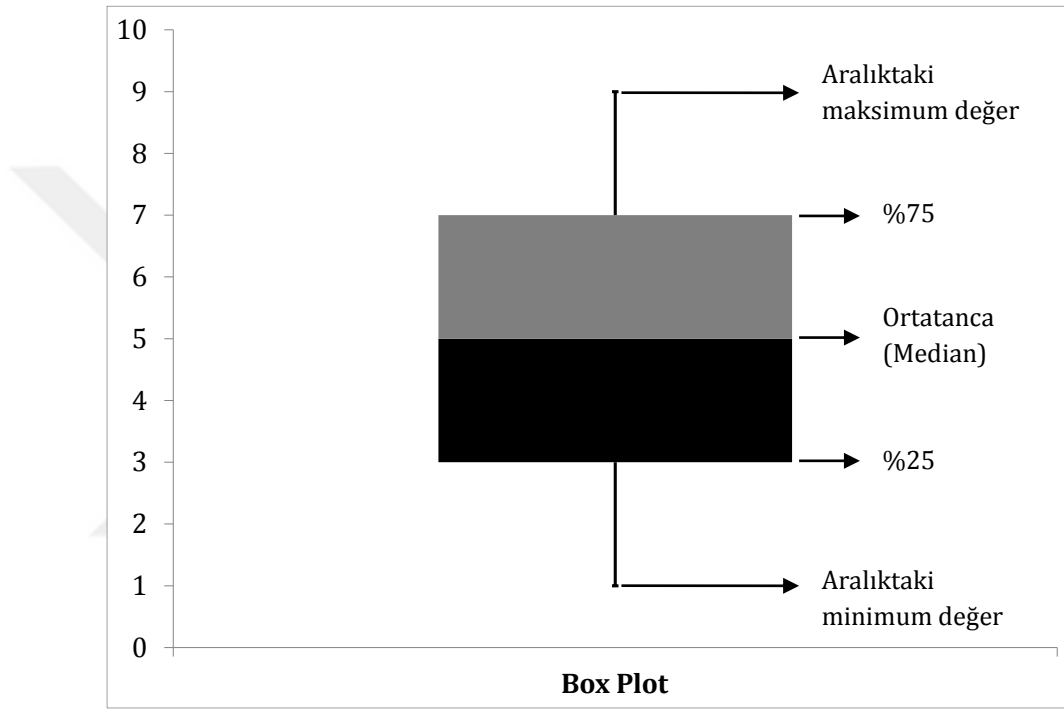
Gazlar: Taşıyıcı gaz olarak ultra yüksek saflıkta helyum ve make-up gaz için ise yüksek saflıkta azot gazı kullanılmıştır. Gazların akış hızı; taşıyıcı gaz+ make-up gaz: 62,3 mL/dakika, taşıyıcı gaz: 1,6 mL/dakikadır.



Şekil 3.6. Agilent 6890 GC-ECD cihazı

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

Tez kapsamında yapılan izleme sonuçları parametre bazında aşağıda sunulmuştur. İlk kısımlarda havuz suyu kalite parametreleri incelenmiştir. İkinci kısımda ise DYÜ ve öncülleri ile ilgili sonuçlar değerlendirilmiştir. İzleme sonuçlarının sunulmasında “Box Plot” grafikleri kullanılmıştır. Şekil 4.1’de box plot grafiğinin detayları verilmiştir.

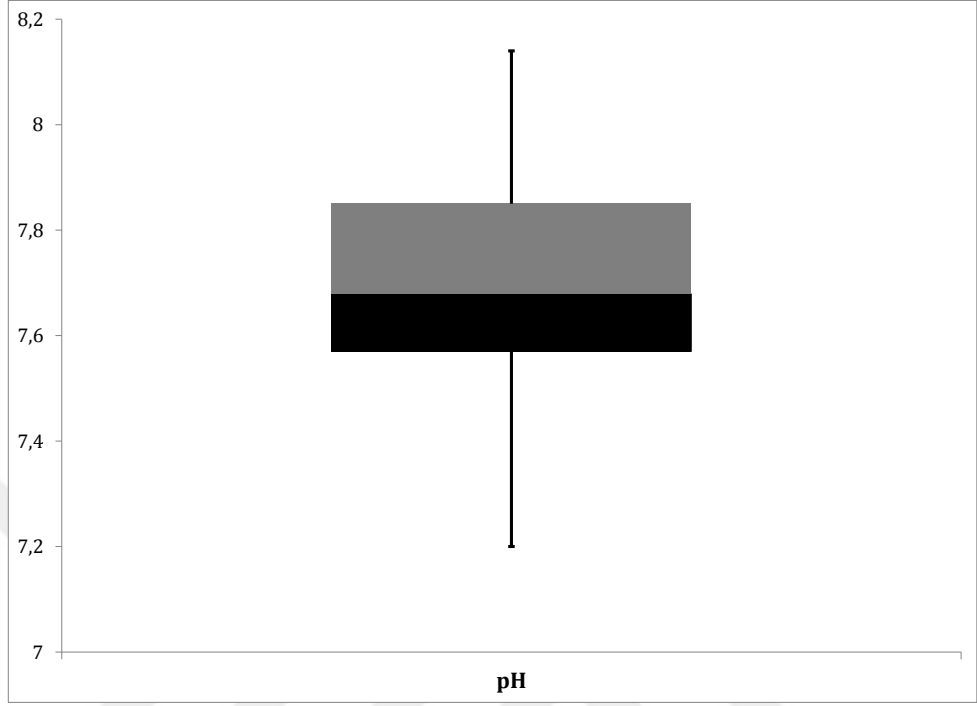


Şekil 4.1. Box plot grafiği ve temsil ettiği değerler

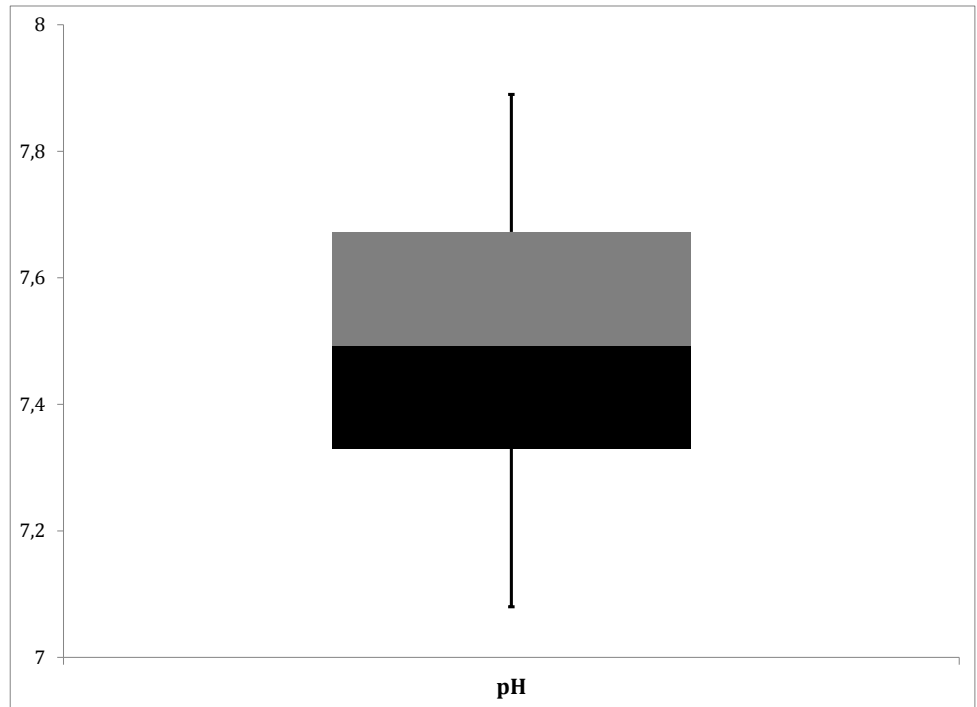
4.1.Sıcaklık, pH ve İletkenlik

“Yüzme Havuzlarının Tabi Olacağı Sağlık Esasları Ve Şartları Hakkında Yönetmelik”te havuz sularının pH değeri 6,5-7,8 arasında belirlenmiştir. A havuzunda yapılan izlemelerde genel olarak sınır değerlerinin sağlandığı görülmüştür. B havuzunun izlenmesinde pH değerinin genel olarak belirtilen limit değerlerin arasında kaldığı görülmüştür. Sadece birkaç hafta alınan numunelerde üst sınır değeri olan 7,8’den çok az yüksek çıktığı tespit edilmiştir. A ve B havuzuna ait pH değerleri sırasıyla, Şekil 4.2 ve Şekil 4.3’te verilmiştir. A

ve B havuzunun izleme süresince ölçülen ortalama pH degerleri sırasıyla 7,68 ve 7,49'dur.

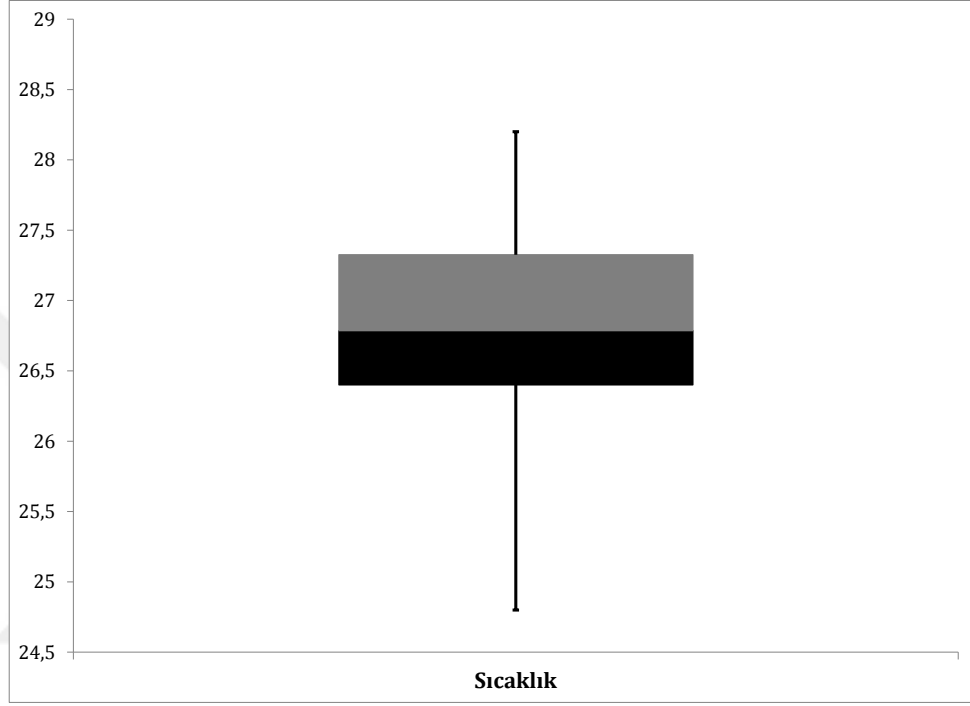


Şekil 4.2. A havuzuna ait pH değerleri

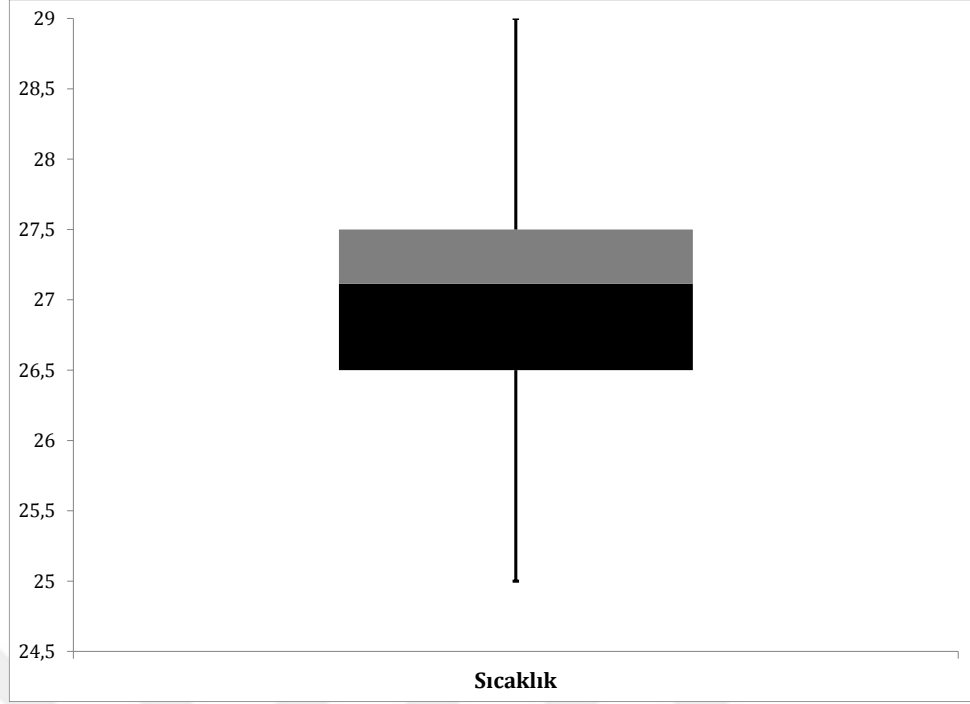


Şekil 4.3. B havuzuna ait pH değerleri

A ve B kapalı yüzme havuzunun sıcaklık değerleri genel olarak yönetmeliğin belirlediği aralıkta (26-28°C) kaldığı tespit edilmiştir. A ve B havuzuna ait sıcaklık değişimleri sırasıyla, Şekil 4.4 ve Şekil 4.5'te sunulmuştur. A ve B havuzunun izleme süresince ölçülen ortalama sıcaklık değerleri sırasıyla 26,8 ve 27,1 °C'dir.

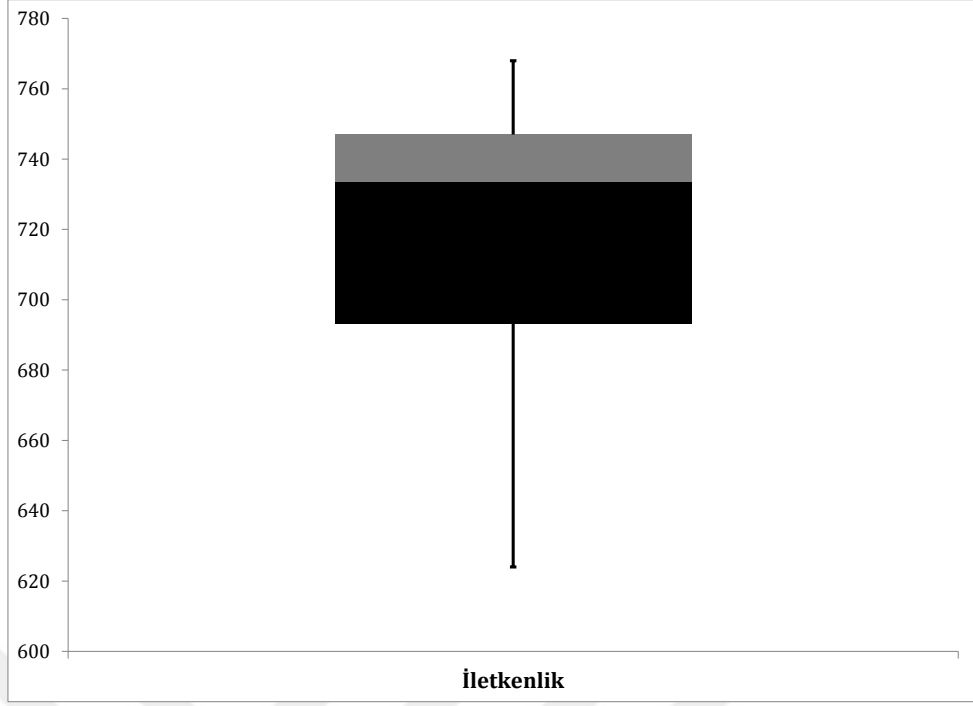


Şekil 4.4. A havuz suyunun sıcaklık değerleri

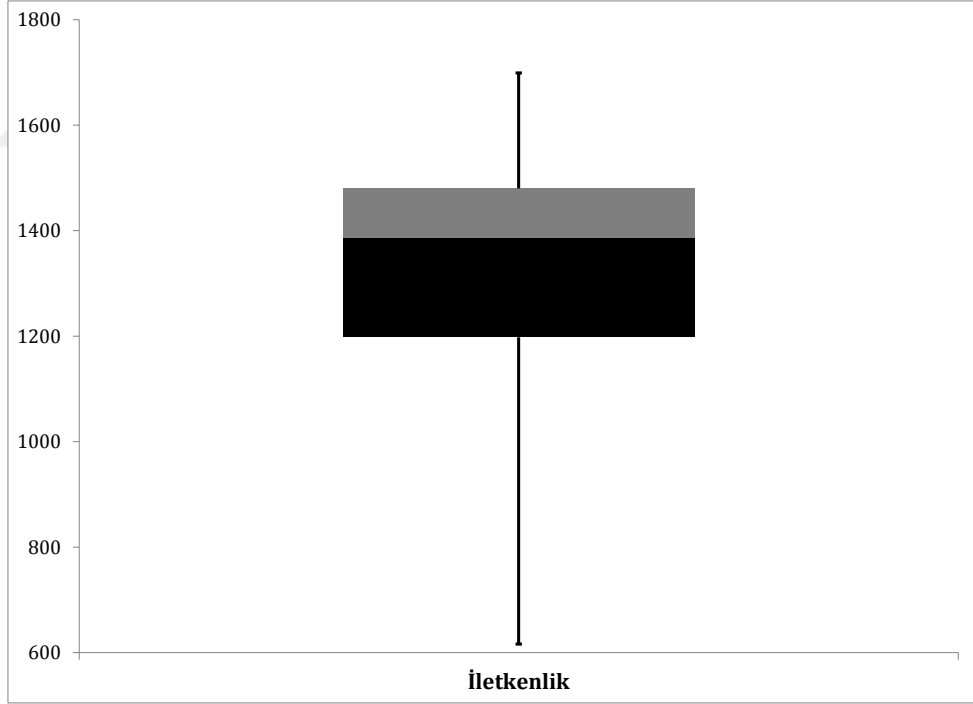


Şekil 4.5. B havuz suyunun sıcaklık değerleri

Bir yıllık izleme süresi boyunca A havuzunda ortalama iletkenlik değeri 718 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak tespit edilmiştir. Havuzda ölçülen maksimum ve minimum iletkenlik değerleri sırasıyla 764 ve 624 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. İletkenlik değeri zamana bağlı olarak yavaş bir artış trendi göstermiştir. Bu artışa havuzda kullanan kimyasallar neden olmaktadır. A havuzuna ait iletkenlik değeri, Şekil 4.6'da gösterilmiştir. B havuzundaki ortalama iletkenlik değeri 1320,56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak tespit edilmiştir. Havuza ait maksimum ve minimum iletkenlik değerleri sırasıyla 1699 ve 616 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. Havuzdaki iletkenlik değeri haftalık olarak artış göstermiştir. Bu artışa havuzda kullanan kimyasallar ve miktarları neden olmaktadır. B havuzuna ait iletkenlik değeri, Şekil 4.7'de gösterilmiştir.



Şekil 4.6. A havuz suyunun iletkenlik değerleri

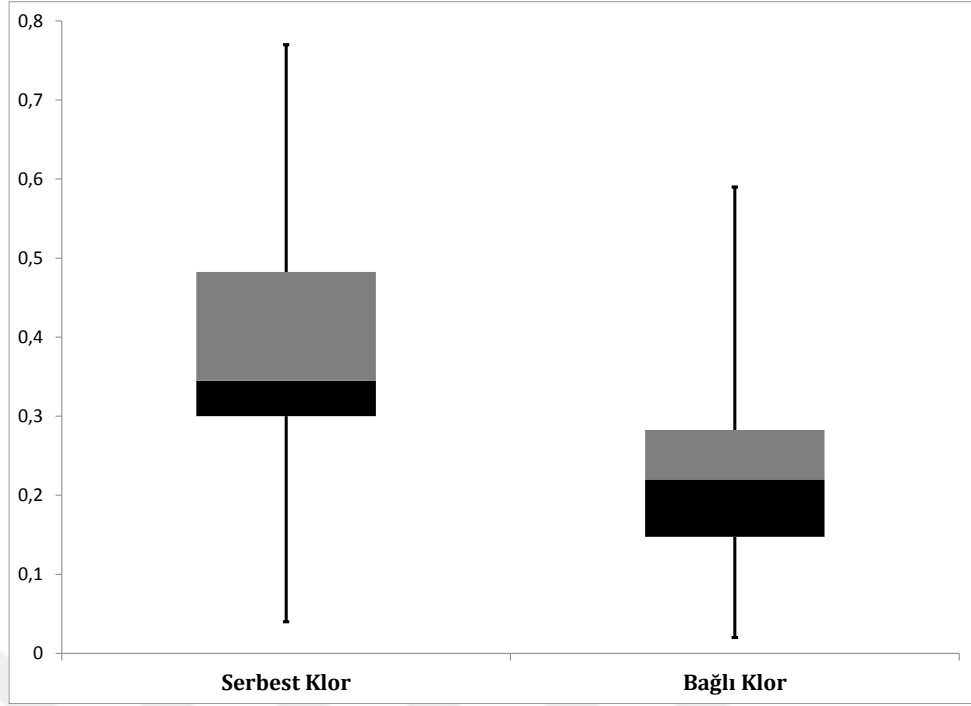


Şekil 4.7. B havuz suyunun iletkenlik değerleri

4.2. Serbest, Toplam ve Bağlı Klor

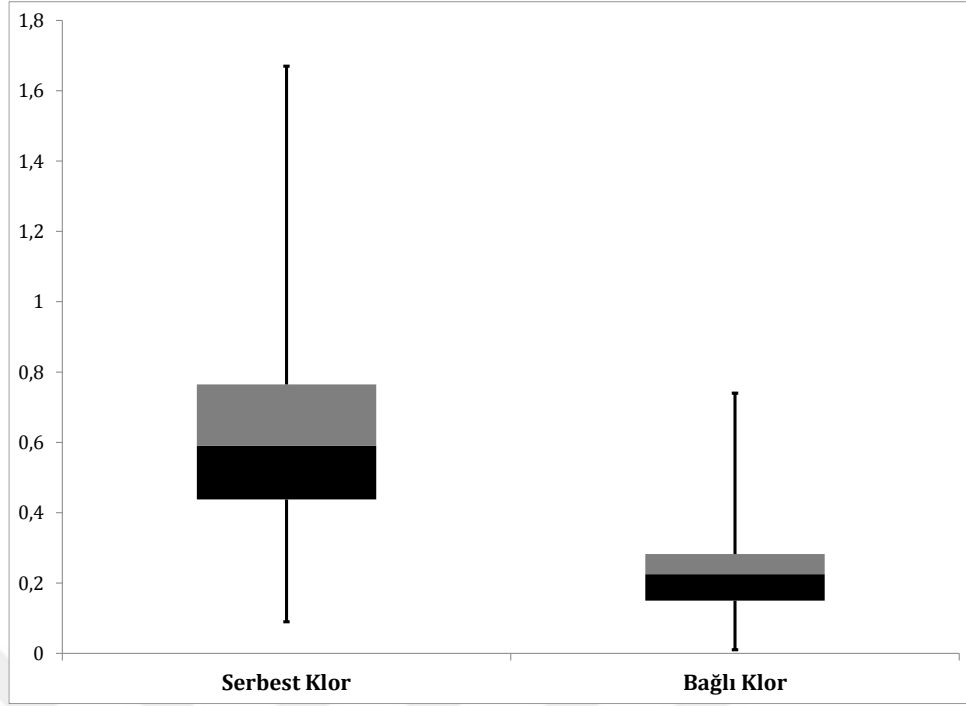
Suyun dezenfeksiyonu için ozon, UV, klordioksit ve diğer dezenfeksiyon sistemlerinin kullanıldığı havuzların tabii olduğu serbest klor düzeyi yönetmelikte 0,3-0,6 mg/L olarak belirlenmiştir. Serbest klor içme ve kullanma sularında olduğu gibi havuz sularında da sürekli dezenfeksiyonu sağlamak için oldukça önemlidir. Ancak, yüzücüler tarafından sürekli yüklenen organik maddeler ile reaksiyona girerek DYÜ oluşumunu ve miktarını artırmaktadır. Yapılan yıllık izlemede A havuzundaki serbest klor konsantrasyonugeneral olarak limitler arasında bulunmuştur. Ortalama serbest klor düzeyi 0,4 mg/L'dir. Maksimum ve minimum serbest klor düzeyi ise sırasıyla 0,8 ve 0,2 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Bağlı klor konsantrasyonunun bulunması için numune alımı sırasında serbest ve toplam klor ölçümü gerçekleştirilmiştir ve aradaki farktan bağlı klor miktarı hesaplanmıştır. Yüzücülerden gelen sürekli organik yükleme (özellikle organik azot) havuz suyunda bulunan serbest klor ile reaksiyona girerek yönetmelikte belirlenmiş olan 0,2 mg/L bağlı klor düzeyinin üstüne çıkmasına sebep olmuştur. A havuzunda ortalama bağlı klor konsantrasyonu 0,23 mg/L iken maksimum ve minimum bağlı klor düzeyi ise 0,59 ve 0,02 mg/L olarak hesaplanmıştır. Havuza ait serbest ve bağlı klor konsantrasyonları, Şekil 4.8'de gösterilmiştir.



Şekil 4.8. A havuzuna ait serbest ve bağlı klor düzeyleri

B havuzunda yapılan izlemede serbest klor konsantrasyonu genel olarak limit değerinin üzerinde tespit edilmiştir. İzleme süresince ölçülen ortalama serbest klor 0,64 mg/L'dir. Maksimum ve minimum serbest klor ise sırasıyla 1,67 ve 0,13 mg/L olarak tespit edilmiştir. B havuzunun serbest klor konsantrasyonunda gözlenen salınımın sebebi olarak otomatik klor dozajlama sisteminin bulunmaması gösterilebilir. B havuzunun ortalama bağlı klor konsantrasyonu 0,24 mg/L'dir. Maksimum ve minimum bağlı klor düzeyi ise 0,74 ve 0,01 mg/L olarak hesaplanmıştır. Havuza ait serbest ve bağlı klor konsantrasyonları, Şekil 4.9'da gösterilmiştir. Bağlı klorun nispeten yüksek olması özellikle kloramin gibi bir takım dezenfeksiyon ürünlerin olduğunu işaret etmektedir.

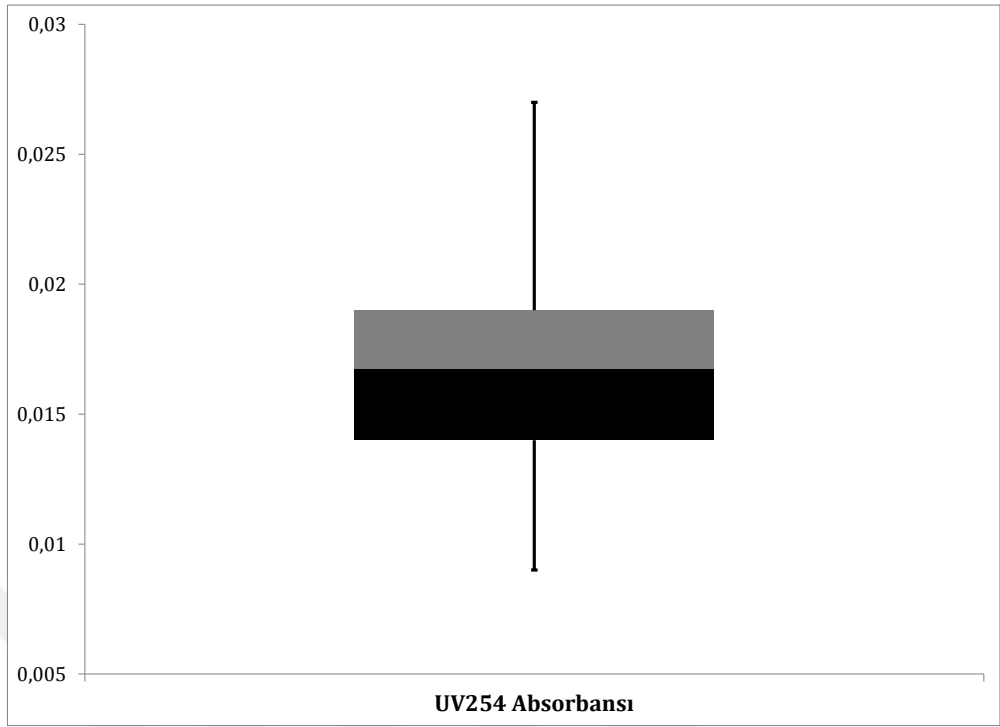


Şekil 4.9. B havuzuna ait serbest ve bağlı klor konsantrasyonları

4.3. UV₂₅₄ Absorbansı

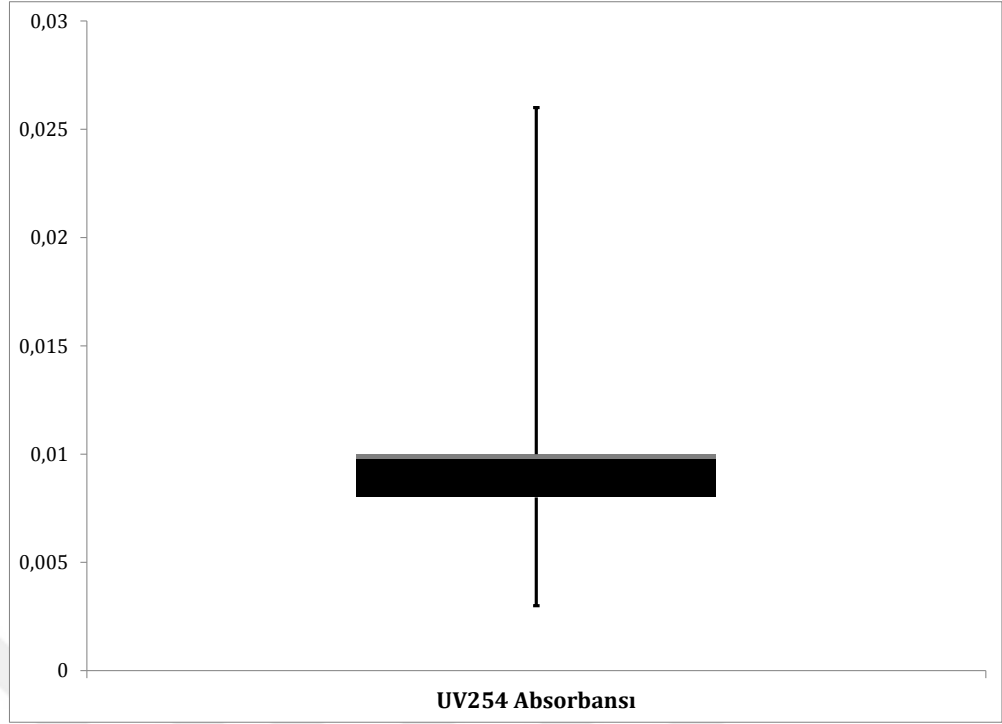
UV₂₅₄ absorbansı karbon-karbon arasındaki bağların varlığını göstermesi açısından su içerisindeki DOM'ların varlığı ve türü hakkında bilgi verir. UV₂₅₄ absorbansının yüksek olması ile DOM'ların hidrofobik ve aromatik yapıda olduğu anlaşılır. Ayrıca, UV₂₅₄ absorbansın yüksek olması klorlama sonucu daha fazla DYÜ oluşumuna neden olabileceğine işaret etmektedir. Bu bağlamda havuzlardaki UV absorbans ölçümleri havuzdaki organik maddelerin yapısı hakkında bir fikir vereceğinden izleme çalışması kapsamına dahil edilmiştir.

A havuzunda ölçülen ortalama UV₂₅₄ absorbans değeri 0,017 cm⁻¹'dir. Ayrıca, maksimum ve minimum UV₂₅₄ değeri sırasıyla 0,027 ve 0,009 cm⁻¹'dir. Elde edilen bu sonuçlar ile, A havuzunun literatürde yapılan çalışmalara (0,008-0,137) göre daha düşük düzeyde UV₂₅₄ değeri içerdiği görülmüştür (Kanan, 2010). Havuzda doldurma suyu olarak yer altı suyu kullanıldığı için UV₂₅₄ absorbansı düşük düzeyde tespit edilmiştir. Yüksek düzeyde UV₂₅₄ absorbansı içeren havuzlardaki DYÜ oluşumu daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Havuza ait UV₂₅₄ absorbans değeri Şekil 4.10'da sunulmuştur.



Şekil 4.10. A havuzuna ait UV₂₅₄ absorbans değeri

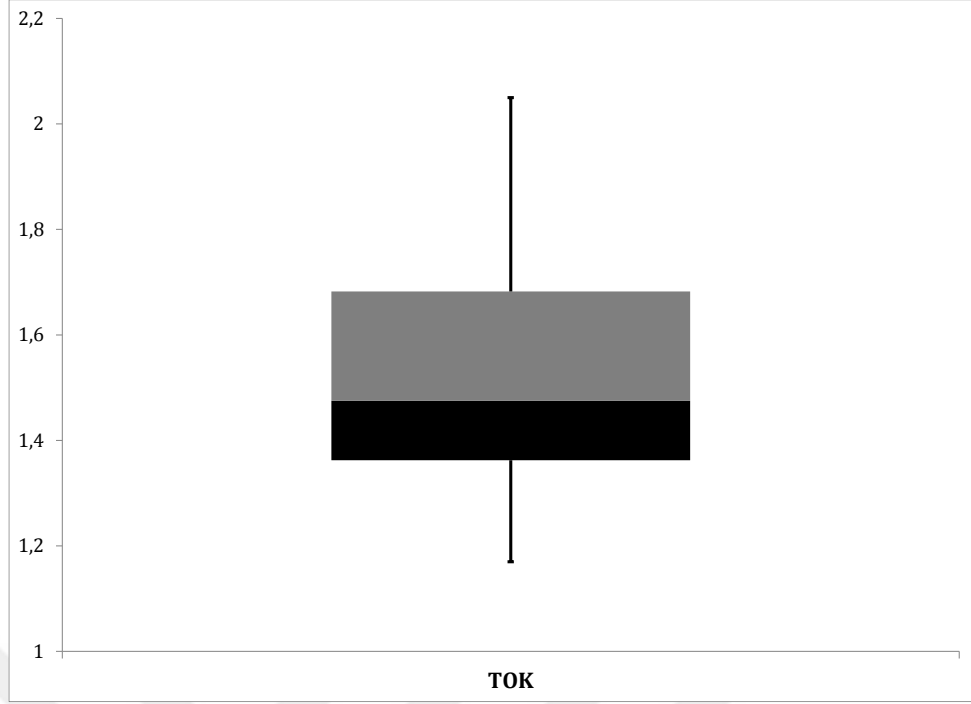
B havuzunda ölçülen ortalama UV₂₅₄ absorbans değerler 0,010 cm⁻¹'dir. Ayrıca, maksimum ve minimum UV₂₅₄ değeri sırasıyla 0,026 ve 0,003 cm⁻¹'dir. Elde edilen bu sonuçlar ile B havuzunun düşük düzeyde UV₂₅₄ absorbans değerine sahip olduğu görülmüştür. Havuzun doldurulması ve tamamlanmasında yer altı suyu kullanıldığı için UV₂₅₄ absorbansı düşük düzeyde tespit edilmiştir. Ayrıca, literatürde yapılan çalışmalara kıyasla daha az miktarda UV₂₅₄ absorbansı içermesi nedeni ile daha az miktarda DYÜ oluşumu gerçekleştiği söylenebilir. Havuza ait UV₂₅₄ absorbans değeri, Şekil 4.11'de sunulmuştur.



Şekil 4.11. B havuzuna ait UV₂₅₄ absorbans değeri

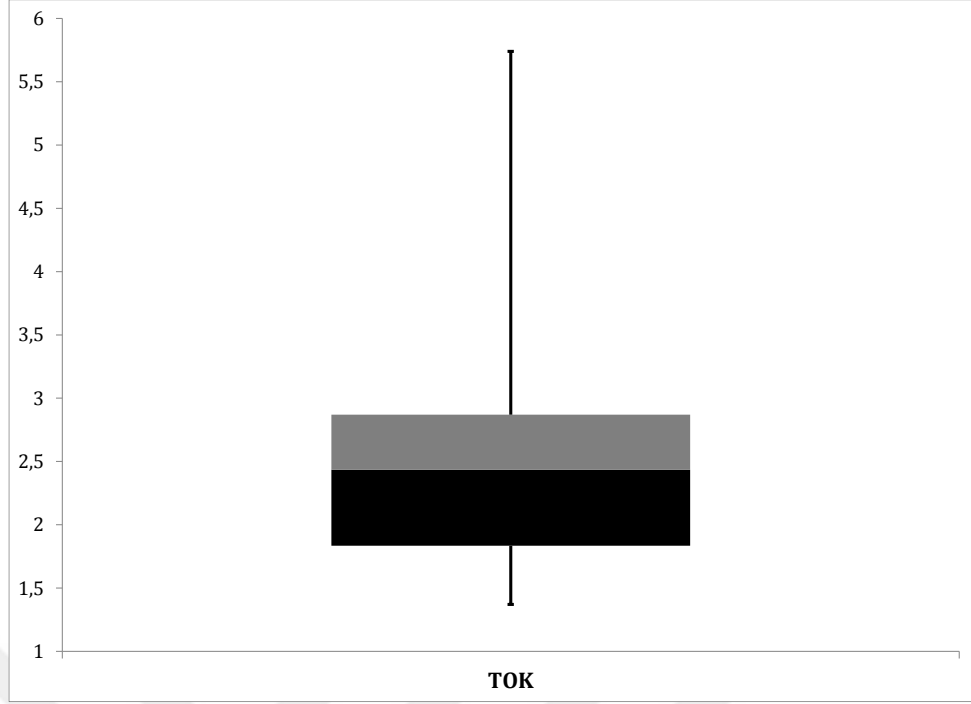
4.4. Toplam Organik Karbon

TOK'un izlenmesi, DYÜ oluşumunun yorumlanabilmesi açısından son derece önem teşkil etmektedir. Yapılan izlemelerde A havuzundaki ortalama TOK konsantrasyonu 1,52 mg/L olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, maksimum ve minimum TOK konsantrasyonu sırasıyla 2,05 ve 1,17 mg/L'dir. Havuza yoğun katılım gerçekleşmesine rağmen TOK konsantrasyonunda çok fazla artış gözlenmemiştir. Bunun olası sebepleri, aktivite öncesi duş alınımlarının gerçekleştirilmesi ve taze su girişinin fazla olmasıdır. Havuzdaki TOK konsantrasyonu literatür değerlerden (3-23,6 mg/L aralığında) daha düşük seviyelerde olduğu tespit edilmiştir (Lee vd., 2009; Kanan, 2010; Chowdhury vd., 2014; Peng vd., 2016). TOK, DYÜ oluşumu için önemli bir parametredir. Özellikle THM oluşumu ile arasında yüksek bağıntı görülmüştür. Düşük TOK değerinin olması DYÜ oluşumunu da sınırlamaktadır. Tezin ilerleyen kısımlarında TOK-DYÜ ilişkisi ayrıca tartışılmıştır. A havuzuna ait TOK konsantrasyonu, Şekil 4.12'de gösterilmiştir.



Şekil 4.12. A havuzuna ait TOK konsantrasyonları

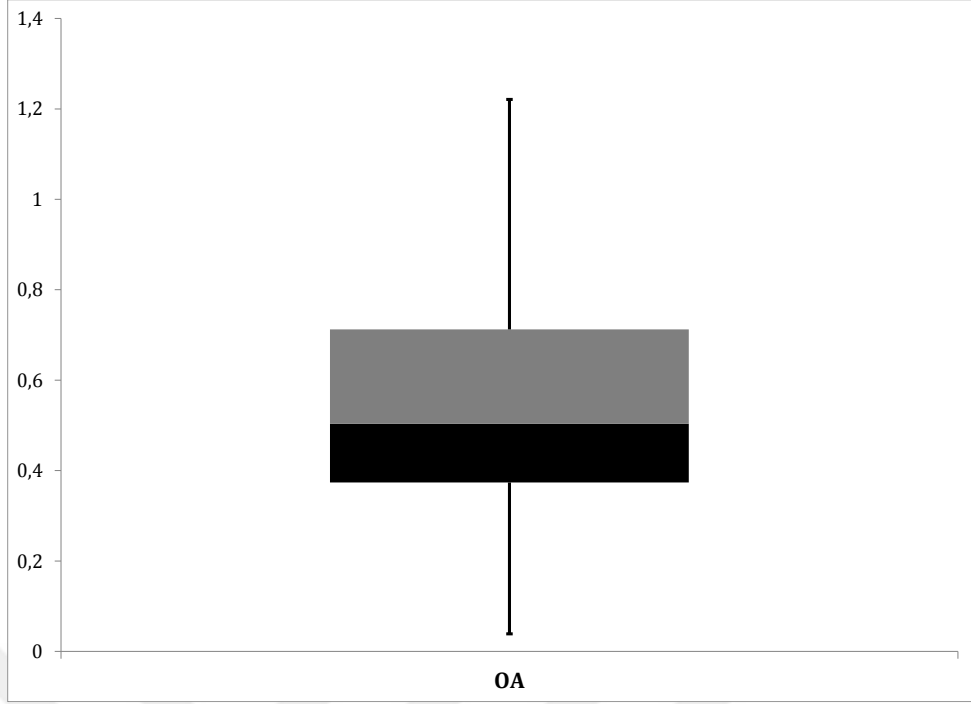
B havuzunda yapılan izlemelerde ortalama TOK konsantrasyonu 2,51 mg/L olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, maksimum ve minimum TOK konsantrasyonu sırasıyla 5,74 ve 1,37 mg/L'dir. B havuzunda TOK konsantrasyonu yüksek artış gösterse de literatürde yeralan diğer çalışmalara nazaran (3-23,6 mg/L aralığında) daha düşük seviyelerde tespit edilmiştir (Kanan, 2010). Bu da oluşacak düşük seviyedeki DYÜ oluşumuna yol açabilmektedir. İzleme süresince TOK konsantrasyonundaki artışın (özellikle yaz aylarında) olası sebepleri havuz kimyasallarının fazla kullanılması, yüzücü profili (yaş, cinsiyet vb.), havuz kullanımından önce duş alınmaması ve yoğun havuz kullanımıdır (Lee vd., 2009; Chowdhury vd., 2014; Peng vd., 2016). B havuzuna ait TOK konsantrasyonu Şekil 4.13'te gösterilmiştir.



Şekil 4.13. B havuzuna ait TOK konsantrasyonları

4.5. Organik Azot

Organik azot (OA) konsantrasyonu azot bazlı DYÜ oluşumunun incelenmesi açısından oldukça önemlidir. A yüzme havuzunun ortalama OA konsantrasyonu 0,54 mg/L'dir. Ayrıca, maksimum ve minimum OA konsantrasyonu sırasıyla 1,22 ve 0,04 mg/L'dir. Yoğun havuz kullanımlarına rağmen A kapalı yüzme havuzunda OA konsantrasyonunda yüksek bir artış gözlenmemiştir. Bunun sebebi yeterli taze su giriştir. Buna ek olarak, A kapalı yüzme havuzunun doldurulmasında kullanılan su kaynağı düşük konsantrasyonda azot içermektedir. OA ve klor HAN oluşumunda ana faktördür (Lee vd., 2007). Havuzun OA içeriği, Şekil 4.14'da verilmiştir.



Şekil 4.14. A havuzuna ait OA konsantrasyonları

B yüzme havuzunun ortalama OA konsantrasyonu 1,35 mg/L'dir. Ek olarak, maksimum ve minimum OA konsantrasyonu sırasıyla 2,95 ve 0,27 mg/L'dir. OA konsantrasyonu B kapalı yüzme havuzunda çok fazla artış göstermiştir. Bunun sebebi havuzu kullanan yüzücülerin genel olarak 5-17 yaş aralığında olmasından kaynaklı yüksek miktarda azotlu organik madde salınımı gerçekleştirmesidir. İzleme süresince son haftalardaki OA konsantrasyonunda artış tespit edilmiştir. Artışın yaşandığı dönemde havuzu kullanan haftalık yüzücü sayısı yaklaşık 2-3 kat artmıştır. Bu yüzden OA konsantrasyonlarında bir miktar artış tespit edilmiştir. İzleme süresince ölçülen OA konsantrasyonları Şekil 4.15'te verilmiştir.



Şekil 4.15. B havuzuna ait OA konsantrasyonları

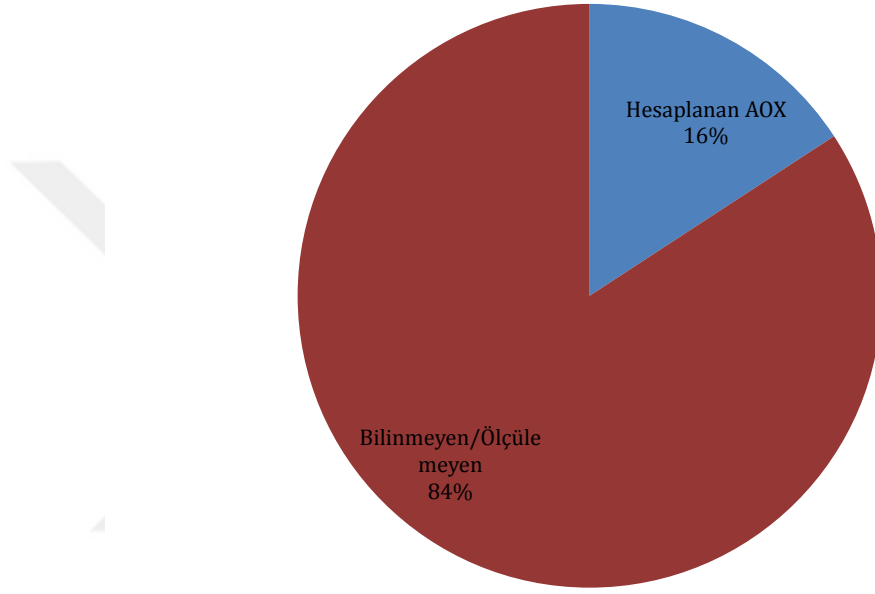
4.6. Yüzme Havuzundaki DYÜ'ler

4.6.1. Adsorplanabilir organik halojen (AOX)

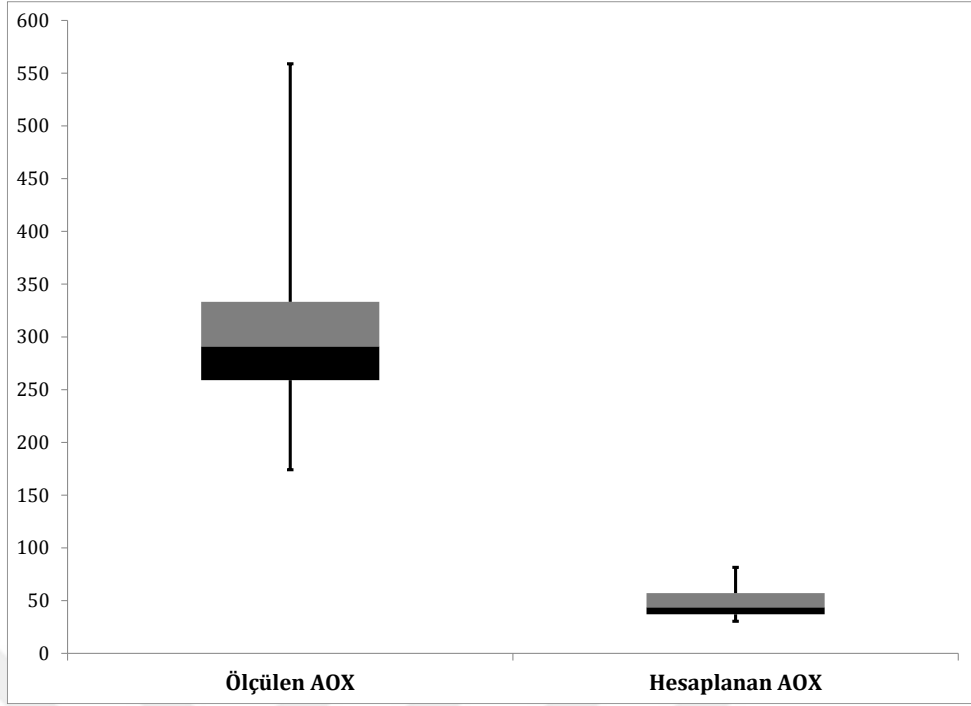
AOX suların içindeki halojenli (klor, brom ve iyodür) organik madde miktarını göstermektedir. Kısacası AOX dezenfeksiyon sonrası oluşabilecek tüm yan ürünler hakkında genel bir bilgi sunmaktadır. Bu bağlamda yapılan bu tez çalışması kapsamında ulusal havuzlarda ilk defa ölçülen AOX miktarları oluşan DYÜ ler ile ilgili bilgi vermektedir. AOX ölçümleri yapılan bu çalışma tezin özgünlüğünü oluşturmaktadır.

A havuzunda ölçülen ortalama AOX değeri 300 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Havuza ait maksimum ve minimum AOX konsantrasyonu sırasıyla 560 ve 175 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. İzleme periyodu boyunca ölçülen AOX konsantrasyonu artış eğilimi göstermiştir. Ölçülen AOX değerleri analizi yapılan DYÜ'lerini (THM, HAA, HAN, ve HNM) de içermektedir. Su ortamında ölçülemeyen/bilinmeyen yan ürünleri tespit etmek amacı ile teorik AOX değeri hesaplanmıştır. Hesaplanan AOX'un ortalama, maksimum ve minimum değerleri sırasıyla 48,03,

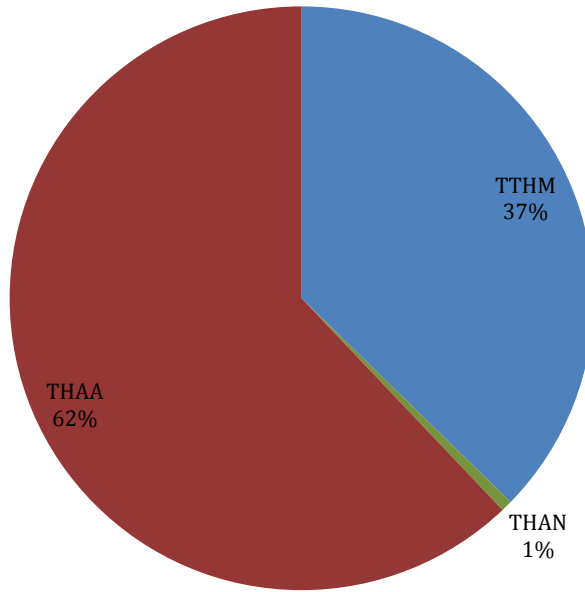
81,46 ve 30,45 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Ölçülen AOX ile teorik olarak hesaplanan AOX arasındaki fark bilinmeyen ölçülemeyen/bilinmeyen halojenli organik madde miktarını göstermektedir. Şekil 4.16'da ölçülen ve hesaplanan değerler gösterilmiştir. Şekil 4.17'de A havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları verilmiştir. Ek olarak, AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi, Şekil 4.18'de verilmiştir.



Şekil 4.16. A havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX



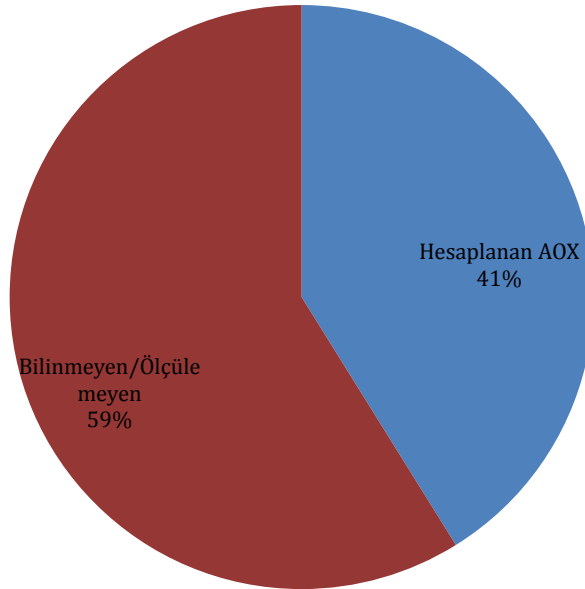
Şekil 4.17. A havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları



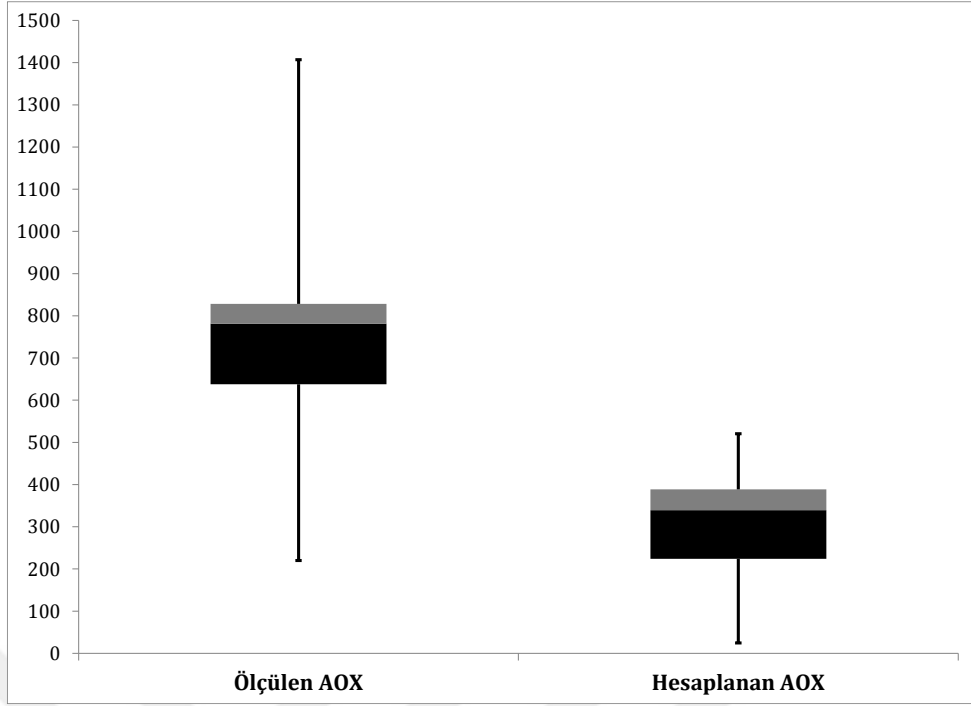
Şekil 4.18. A havuzunda AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi

B havuzunda ölçülen ortalama AOX değeri ise 745 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Havuza ait ölçülen maksimum ve minimum AOX konsantrasyonu sırasıyla 1400 ve 220 $\mu\text{g/L}$ 'dir. İzleme süresince AOX konsantrasyonu giderek artış eğilimi göstermiştir. Yüzücü

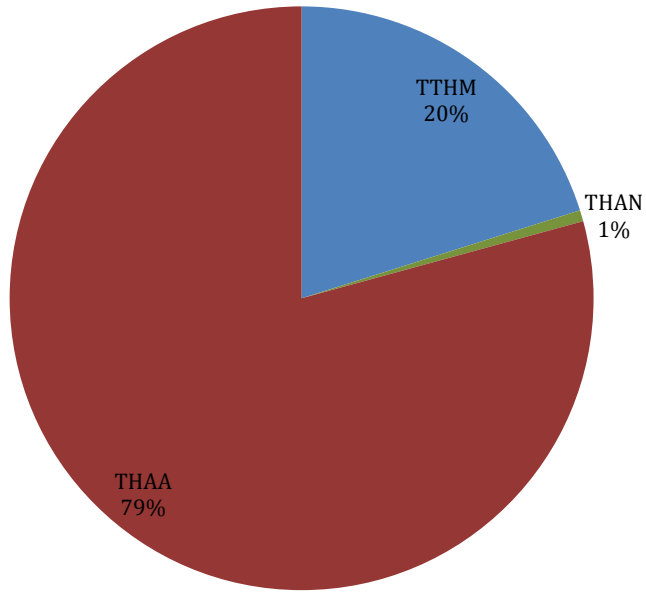
sayısı ve profili, serbest klor miktarı ve UV dezenfeksiyonu AOX düzeyinin artışına neden olmuştur (Cassan vd., 2006; Weng vd., 2012; Hansen vd., 2013; Spiliotopoulou vd., 2015). Wang vd.'nin (2015) yaptıkları bir çalışmada UV ile dezenfeksiyonun AOX oluşumunu 3-4 kat artırdığını göstermiştir. Aynı çalışmada AOX'un artmasına sebep olarak ise ileri oksidasyon proseslerinin organik maddenin yapısını değiştirerek daha kolay klor ile reaksiyona girebilen organik maddeye dönüştürmesi ve böylece oluşan klorlu yan ürünlerin artması gösterilmiştir (Glauner vd., 2005; Toor ve Mohseni, 2007; Pisarenko vd., 2013) B havuzu için hesaplanan ortalama, maksimum ve minimum AOX değerleri sırasıyla 307, 520 ve 24 µg/L'dir. Ölçülen ile hesaplanan arasındaki ortalama 439,2 µg/L'lik fark su ortamında bulunan ölçülemeyen/bilinmeyen klorlu yan ürünlerden kaynaklanmaktadır. Aradaki farkın izleme boyunca artış göstermesi bilinmeyen/ölçülemeyen klorlu yan ürünlerin su ortamında birikmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.19'da ölçülen ve hesaplanan değerler gösterilmiştir. Şekil 4.20'de B havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları verilmiştir. Ek olarak, AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi, Şekil 4.21'de verilmiştir.



Şekil 4.19. B havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX



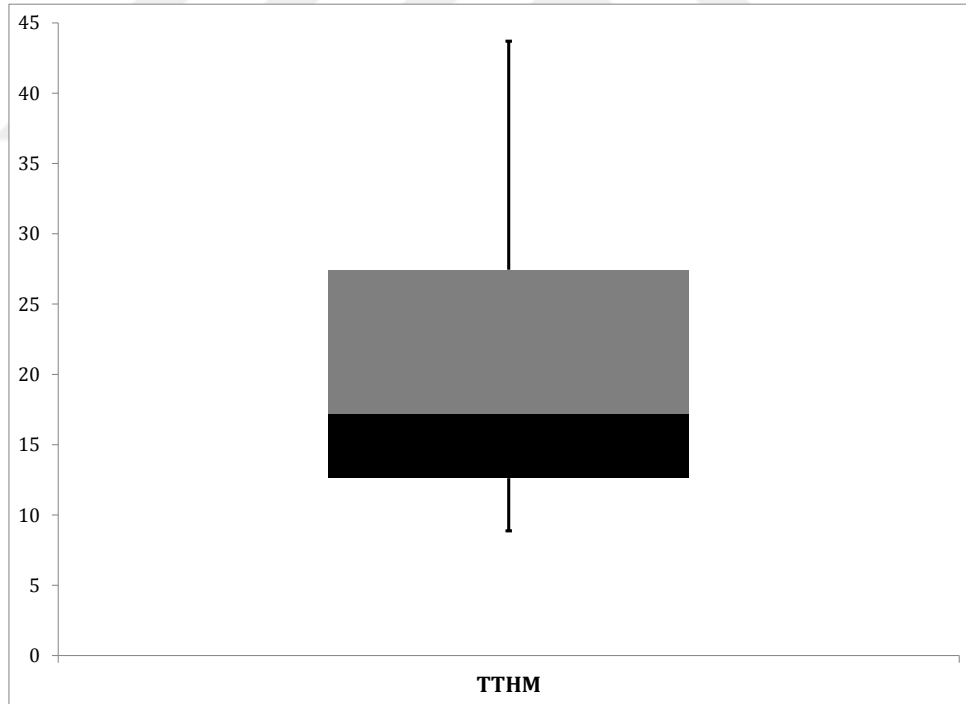
Şekil 4.20. B havuzunun ölçülen ve hesaplanan AOX konsantrasyonları



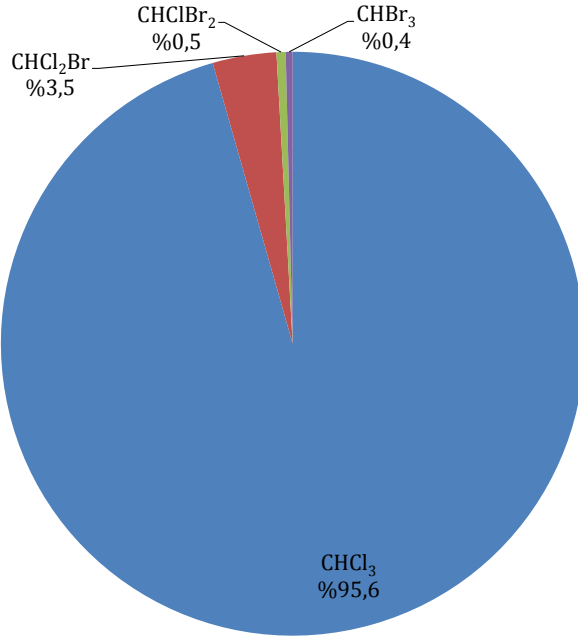
Şekil 4.21. B havuzunda AOX konsantrasyonuna katkı veren DYÜ'lerin yüzdesi

4.6.2. Trihalometanlar

A yüzme havuzunun ortalama THM konsantrasyonu 20 µg/L olarak tespit edilmiştir. Havuza ait maksimum ve minimum toplam THM konsantrasyonları sırasıyla 44 ve 10 µg/L'dir. Şekil 4.22'de havuza ait toplam THM konsantrasyonları gösterilmiştir. THM oluşumu ve miktarına etki eden parametreler TOK, yüzücü sayısı ve klor konsantrasyonudur (Judd ve Black 2000; Kim vd., 2002; Lee vd., 2009; Lourencetti vd., 2012; Peng vd., 2016). Bununla birlikte su değişim miktarı ve sıklığı, havalandırma etkinliği ve dezenfeksiyon çeşidi ve miktarı ayrıca THM oluşumunu etkilemektedir. Literatürde olduğu gibi A havuzunda yapılan izlemelerde kloroformun toplam THM konsantrasyonunun %96'sini oluşturduğu ve baskın tür olduğu belirlenmiştir. Şekil 4.23'te THM türlerinin dağılımı verilmiştir.

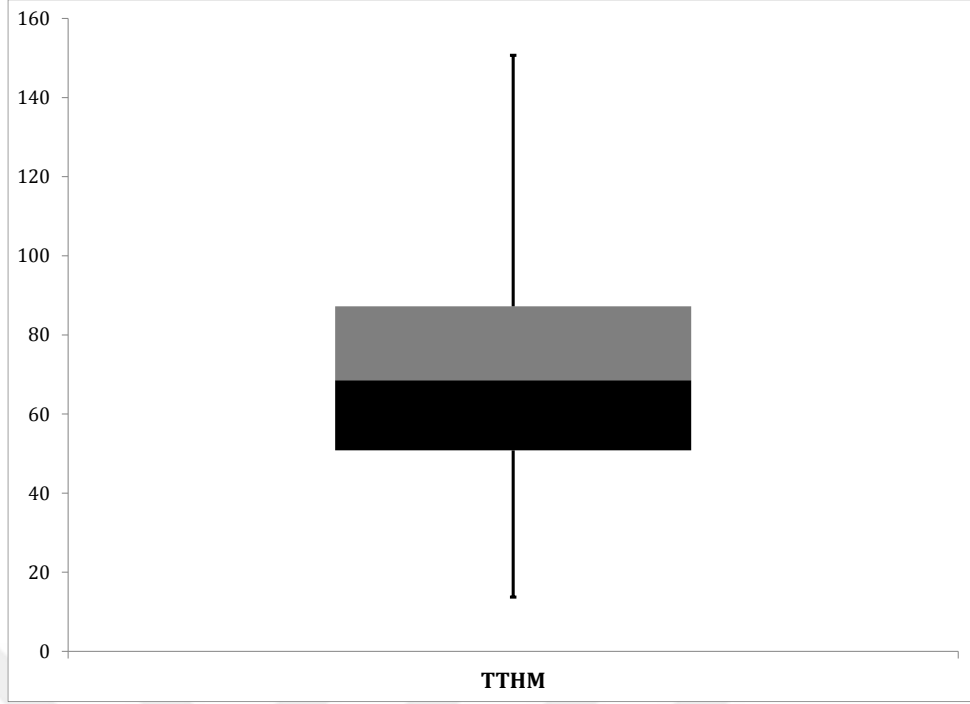


Şekil 4.22. A havuzuna ait toplam THM konsantrasyonu

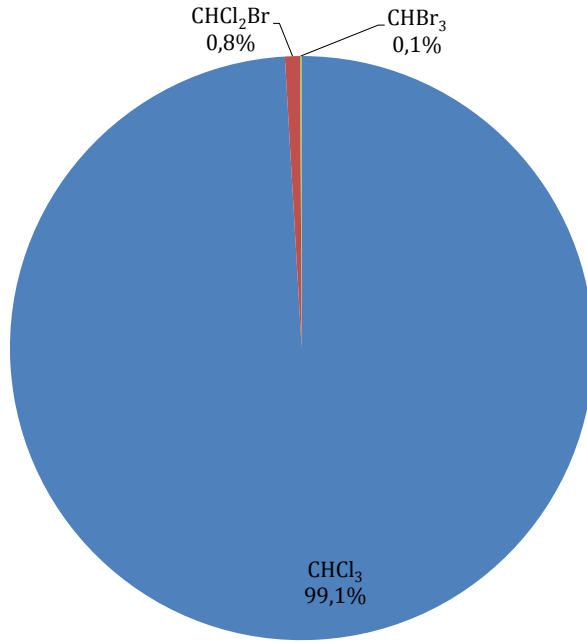


Şekil 4.23. A havuzuna ait THM türlerinin dağılımı

B yüzme havuzunun ortalama THM konsantrasyonu 70 µg/L olarak tespit edilmiştir. Havuza ait maksimum ve minimum toplam THM konsantrasyonları sırasıyla 150 ve 15 µg/L'dir. Havuzdaki yüksek TOK ve serbest klor konsantrasyonu THM konsantrasyonunda da artışa sebep olmuştur. Ancak, literatür (26-213 µg/L) ile karşılaştırıldığında (Kanan, 2010) daha düşük konsantrasyonlarda THM oluşumuna rastlanılmıştır. Şekil 4.24'te havuza ait toplam THM konsantrasyonları gösterilmiştir. Ek olarak, B havuzunda yapılan izlemelerde literatürde olduğu gibi kloroformun baskın tür olduğu ve toplam THM konsantrasyonun %99'unu oluşturduğu belirlenmiştir. Şekil 4.25'te THM türlerinin dağılımı verilmiştir.



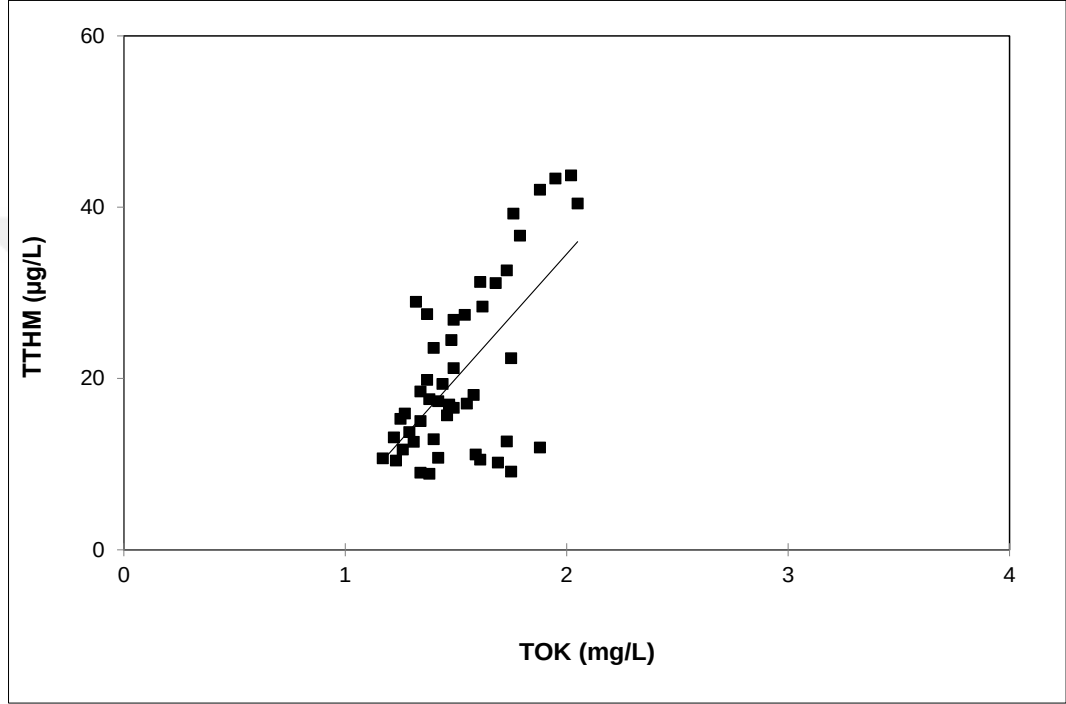
Şekil 4.24. B havuzuna ait toplam THM konsantrasyonu



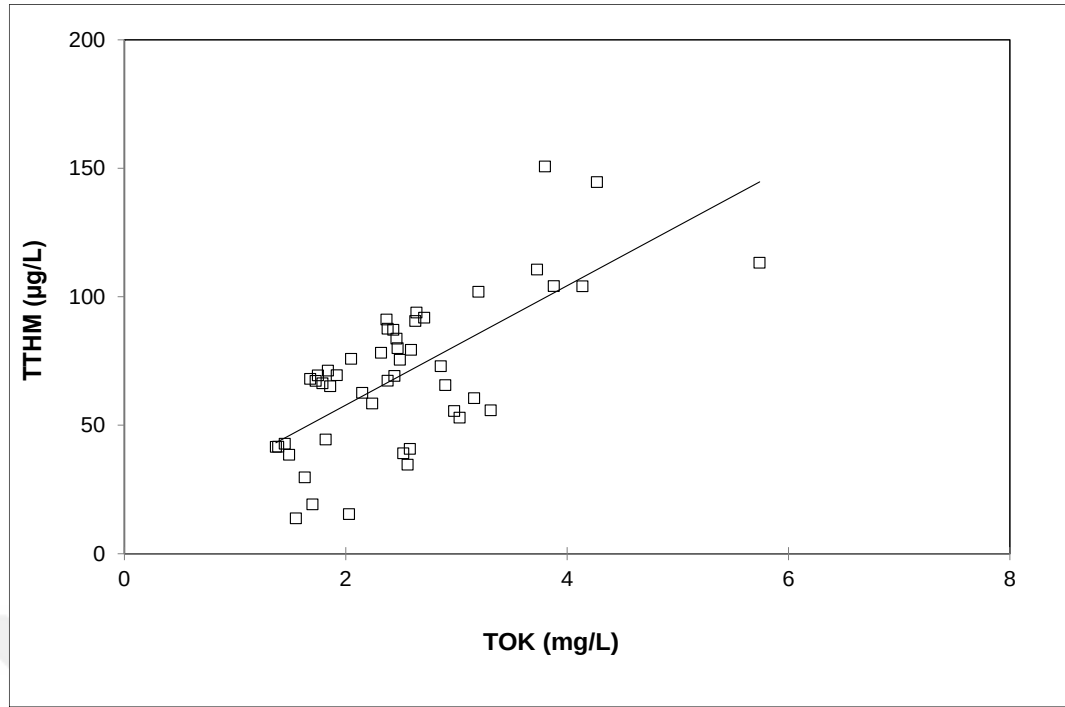
Şekil 4.25. B havuzuna ait THM türlerinin dağılımı

Beklendiği gibi TOK ile toplam THM konsantrasyonu arasında bir korelasyon ($r^2= 0,5358$) tespit edilmiştir. Şekil 4.26'da verilen TOK ile toplam THM arasındaki ilişkide, iki değişkenin birbirlerine ilişkili olduğu görülmektedir. B yüzme havuzunda ise izleme periyodunda TOK konsantrasyonu genel olarak

artış eğilimindedir. Özellikle TOK konsantrasyonu son haftalardaki yüksek katılım sonucu büyük artış göstermiştir ve TOK konsantrasyonundaki artış toplam THM konsantrasyonunda da aynı haftalarda artışa sebep olmuştur. TOK ile toplam THM konsantrasyonu arasında ilişkili bir korelasyon ($r^2= 0,4739$) tespit edilmiştir. Şekil 4.27’de B havuzuna ait TOK ile toplam THM arasındaki ilişki verilmiştir.



Şekil 4.26. A yüzme havuzu TOK ve toplam THM arasındaki korelasyon



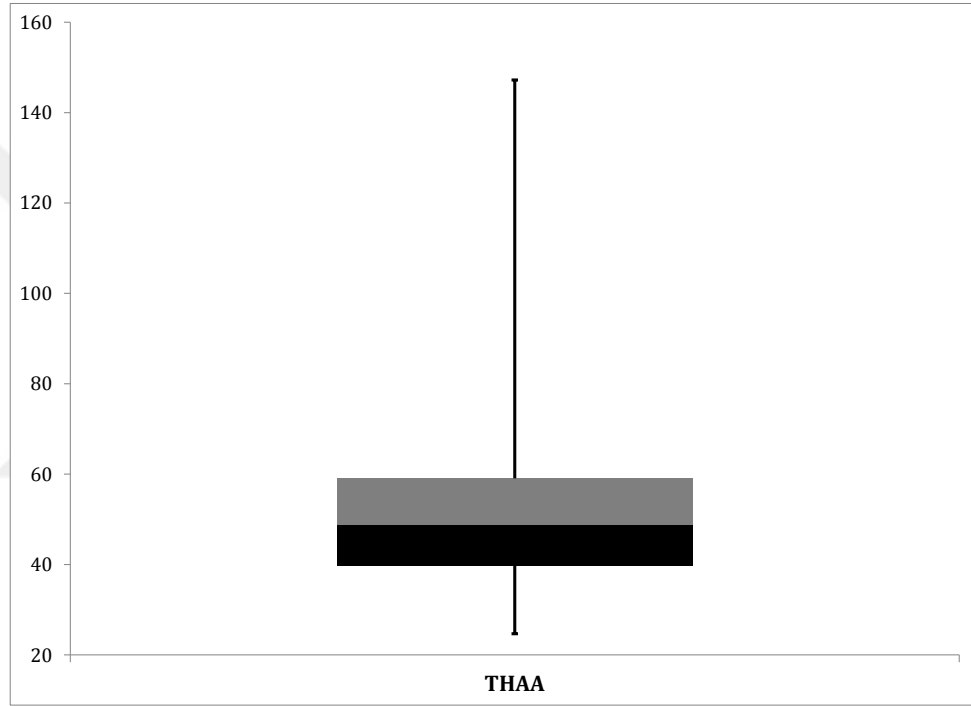
Şekil 4.27. B yüzme havuzu TOK ve toplam THM arasındaki korelasyon

A ve B havuzlarını kullanan yüzücü sayısının artması toplam THM miktarının da artmasına neden olmuştur. A ve B havuzlarını kullanan toplam kişi sayısı sırasıyla yaklaşık 65000 ve 45500 kişidir. Havuzu kullanan yüzücü sayısı arttıkça havuza bırakılan insan vücut artıklarında artmaktadır. Böylece havuzun organik içeriği de artarak klor ile reaksiyonu sonucu THM, HAA, HAN vb. gibi DYÜ'lere sebep olmaktadır. Aynı zamanda havuzdaki yüzücü sayısının artması serbest klorun çabuk tükenmesini sağlamakta olup yeniden dozlama ile istenilen serbest klor düzeyi sağlanmaktadır. Böylece DYÜ'ler daha fazla oluşmaktadır. Beklendiği gibi havuz un kullanılmadığı dönemlerde THM değerinin düştüğü gözlenmiştir. THM'lerin uçucu özelliklerinden dolayı konsantrasyon azalması izlenmiştir.

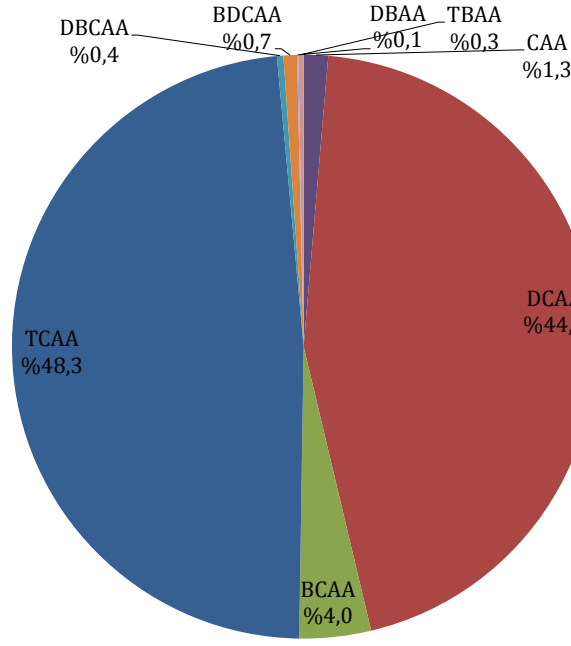
4.6.3. Haloasetik asitler

THM'ler ile birlikte en çok incelenen DYÜ olan HAA'ler, daha düşük uçuculuğa sahip olmaları ve havuz arıtım ekipmanları tarafından arıtılamamaları nedeniyle havuz sularında birikime uğrarlar ve havuz suyunda diğer DYÜ'lerine kıyasla daha yüksek konsantrasyonlarda bulunurlar (Chowdhury vd., 2014;

Righi vd., 2014; Teo vd., 2015). A yüzme havuzundaki ortalama HAA konsantrasyonu 55 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Havuza ait maksimum ve minimum HAA konsantrasyonları ise sırasıyla 150 ve 25 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Şekil 4.28'de havuza ait toplam HAA konsantrasyonları verilmiştir. Literatürde en yaygın HAA türü DCAA ve TCAA olduğu bildirilmiştir. Tez kapsamında yapılan izlemede de DCAA ve TCAA en yaygın tür olarak bulunmuştur. A yüzme havuzunda DCAA ve TCAA konsantrasyonları toplam HAA'lerin sırasıyla %45 ve %50'sini oluşturmaktadır. Şekil 4.29'da HAA türlerinin dağılımı verilmiştir.

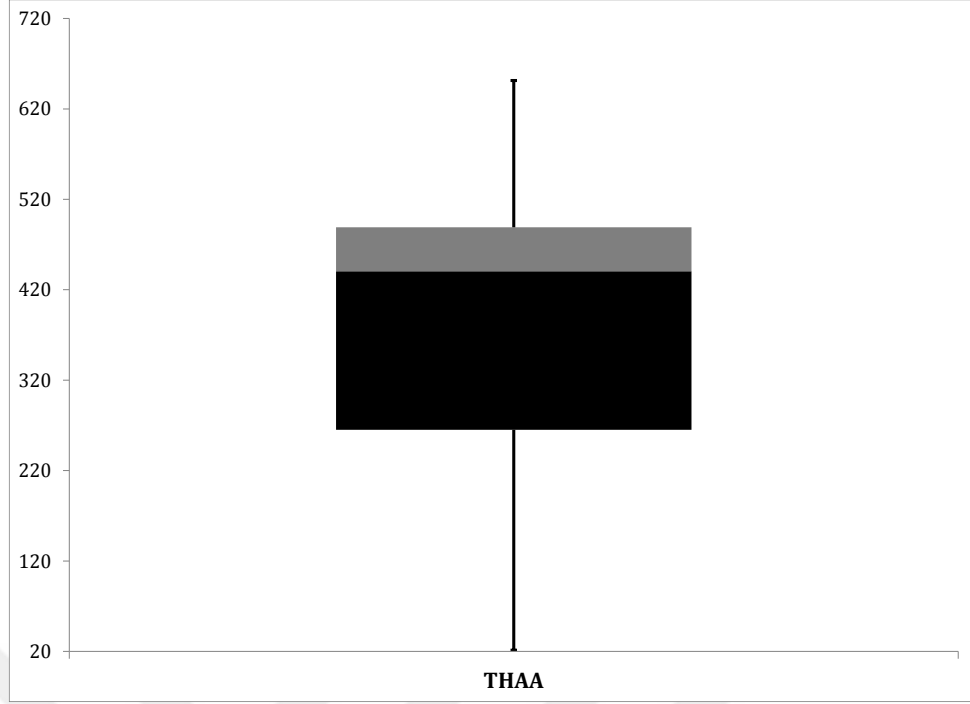


Şekil 4.28. A havuzuna ait HAA konsantrasyonları

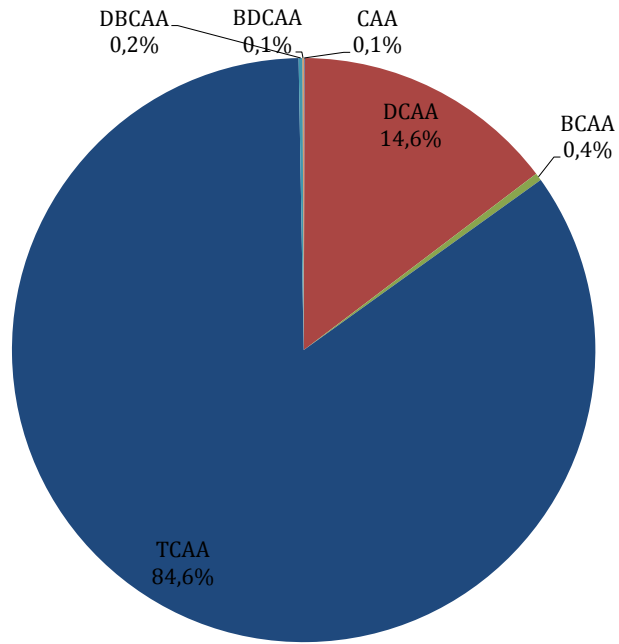


Şekil 4.29. A havuzuna ait HAA türlerinin dağılımı

B yüzme havuzundaki ortalama HAA konsantrasyonu 385 µg/L'dir. Havuza ait maksimum ve minimum HAA konsantrasyonları sırasıyla 650 ve 20 µg/L'dir. Şekil 4.30'da havuza ait toplam HAA konsantrasyonu verilmiştir. Yapılan izleme sonucunda, B yüzme havuzunda da DCAA ve TCAA en yaygın HAA türü olarak görülmüştür. DCAA ve TCAA konsantrasyonları toplam HAA'lerin sırasıyla %15 ve %85'ini oluşturmaktadır. DCAA ve TCAA oluşumuna en çok katkıda bulunan vücut bileşenleri albümin, aspartik asit, histidin ve sitrik asittir (Hong vd., 2008; Kanan, 2010). B havuzundaki toplam HAA konsantrasyonu giderek artmıştır. Yüksek TOK ve serbest klor miktarı, HAA konsantrasyonunun fazla oluşmasına neden olmuştur. Şekil 4.31'de HAA türlerinin dağılımı verilmiştir.



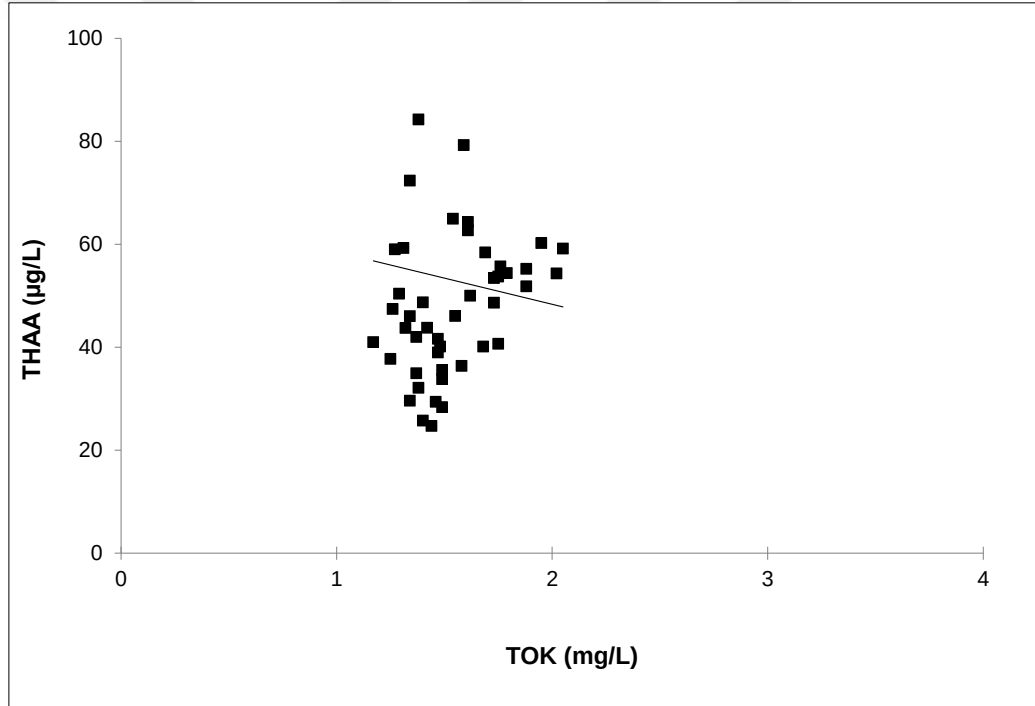
Şekil 4.30. B havuzuna ait HAA konsantrasyonları



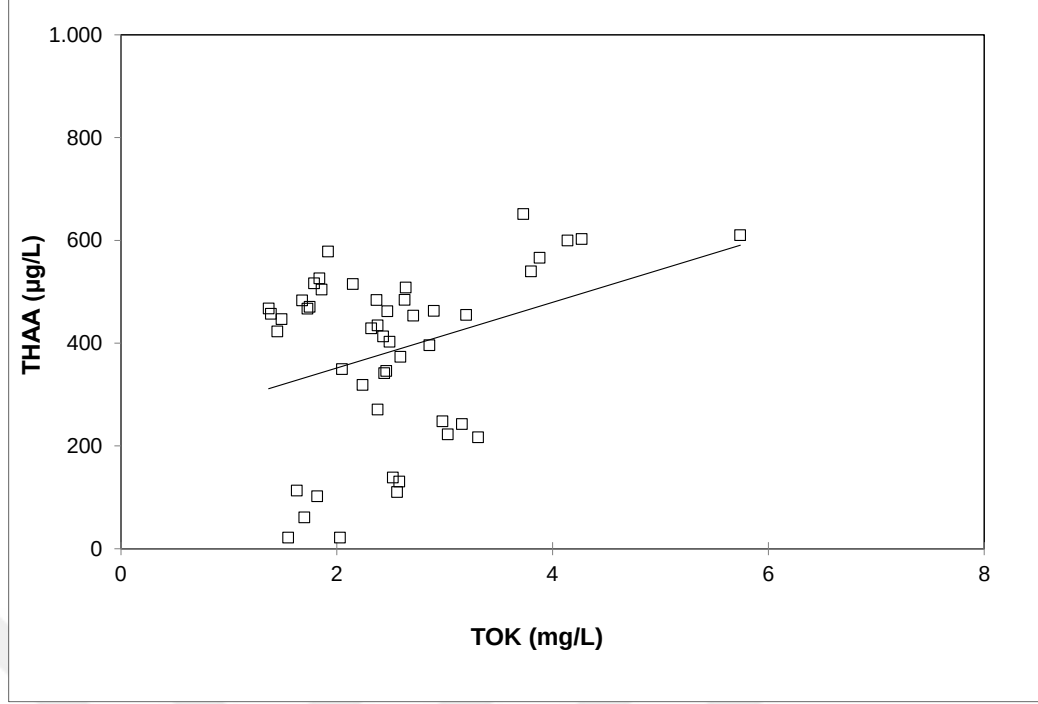
Şekil 4.31. B havuzuna ait HAA türlerinin dağılımı

A havuzunda izleme periyodu boyunca yüksek yüzücü girişi olmasına rağmen TOK konsantrasyonunun çok değişmediği görülmüştür. Buna benzer olarak HAA konsantrasyonunun da çok değişmediği ve salınım göstermediği tespit

edilmiştir. Zamanla TOK ve HAA konsantrasyonundaki değişikliğin çok az olması, düzenli olarak havuz suyuna ilave edilen taze suyun havuz suyunu seyreltmesi ile açıklanabilir. Bu sebeple TOK ile toplam HAA konsantrasyonu arasındaki korelasyon ($r^2=0,0084$) düşük hesaplanmıştır (Şekil 4.32) B havuzunda ise TOK ve serbest klor miktarının yüksek olması ve zamanla artış göstermesi daha fazla HAA oluşumuna ve zamanla birikmesine yol açmıştır. TOK ve HAA salınımları benzer trend göstermiştir. Ancak, TOK ve toplam HAA korelasyonu ($r^2=0,1009$) düşük olarak hesaplanmıştır. Bunun olası sebebi HAA'ın zamanla birikmesi ve UV sisteminin kullanılması sonucu daha fazla HAA oluşumunun olmasıdır. Şekil 4.33'te TOK ve toplam HAA konsantrasyonları arasındaki ilişki sunulmaktadır.



Şekil 4.32. A yüzme havuzu TOK ve toplam HAA arasındaki korelasyon



Şekil 4.33. B yüzme havuzu TOK ve toplam HAA arasındaki korelasyon

4.6.4. Haloasetonitriller ve halonitrometanlar

HAN'lar pH 7,0'den daha yüksek şartlarda bozunup HAA'ları oluşturmaları sebebiyle THM ve HAA konsantrasyonundan çok daha düşüktür (Hansen vd., 2012). A havuzunda maksimum HAN konsantrasyonu 2 µg/L olarak belirlenirken HNM oluşumu gözlenmemiştir. Literatürde baskın HAN türünün DCAN olduğu belirtilmiştir. A yüzme havuzunda yapılan incelemelerde baskın türün DCAN olduğu görülmüştür ve sırasıyla toplam HAN'ın %81'ini oluşturmaktadır. B havuzunda maksimum HAN konsantrasyonu 8 µg/L'dir ve HNM oluşumu gözlenmemiştir. B yüzme havuzlarında yapılan izlemelerde baskın türün DCAN olduğu görülmüştür ve toplam HAN'ın %96'sını oluşturmaktadır.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tez kapsamında yapılan izleme çalışmalarında elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- Yapılan izlemelerde sıcaklık ve pH değerleri yönetmelikte belirtilen limitler dahilinde (26-28°C ve 6,5-7,8) tespit edilmiştir.
- Serbest ve bağlı klor parametreleri genel olarak limit değerleri arasında (serbest klor 0,3-0,6 mg/L ve bağlı klor maksimum 0,2 mg/L) belirlenmiştir.
- Amonyak azotu ve nitrit azotu belirtilen sınır değerinin (0,5 mg/L) altında bulunmuştur.
- TOK konsantrasyonu her iki havuz için de literatür değerlerinden düşük tespit edilmiştir. B havuzundaki TOK konsantrasyonundaki artış (özellikle yaz ayları), havuz kullanımından önce duş alımının ihmal edilmesi ve yüzücü profilinin genel olarak 17 yaş altındaki katılımcılardan oluşması ile ilişkilendirilmiştir.
- Zamanla ölçülen AOX değerinde artış gözlemlenmiştir ve bunun olası nedenleri yüzücü sayısı ve profili ve TOK, OA ve DYÜ konsantrasyonlarındaki artıştır. Ayrıca teorik AOX değeri hesaplanmıştır. Ölçülen ve hesaplanan AOX değerleri arasındaki fark ölçülemeyen/bilinmeyen DYÜ'lerin varlığını göstermektedir. Aradaki farkın giderek artması klorlu yan yan ürünlerin zamanla arttığı/biriktiğini göstermektedir.
- A ve B havuzlarında THM oluşumu gözlenmiştir. TOK ile THM arasında bağlantılı bir ilişki tespit edilmiştir. Her iki havuzun brom içermemesi nedeniyle bromlu THM oluşumu görülmezken baskın THM türü kloroform olarak belirlenmiştir.
- HAA oluşumu her iki havuzda tespit edilmiştir. Zamanla TOK artışı fazla olan B havuzunda yüksek HAA oluşumu gözlenmiştir. Ancak, literatür ile kıyaslandığında daha düşük düzeyde HAA konsantrasyonu içerdiği görülmüştür. Her iki havuz içinde baskın HAA türü literatürde belirtildiği gibi DCAA ve TCAA olmuştur.

- A ve B havuzlarında HAN oluşumu çok düşük konsantrasyonlarda gerçekleşmiştir. Hem A hem de B havuzunda baskın HAN türü DCAN olmuştur. Havuzlarda HNM oluşumu görülmemiştir.
- Sonuç olarak bu çalışmadan elde edilen DYÜ sonuçların literatürde yapılan çalışmalar ile karşılaştırıldığında oldukça düşük seviyede olduğu görülmüştür. İyi bir işletme yönetimi ile havuzlarda oluşan DYÜ miktarları da daha da alt seviyelere çekilebilir.
- Havuz sularının imkan ölçüsünde yıllık olarak yenilenmesi oluşacak DYÜ miktarlarını da sınırlandıracaktır.
- İleride yüzme havuzlarında yapılacak çalışmalarda DYÜ öncüllerin azaltılması için alınması gereken önlemler daha detaylı bir biçimde incelenebilir.
- Bazı DYÜ öncülleri havuz arıtım sistemleri tarafından arıtılamamaktadır. Bunu önlemek için öncüllerin azaltılması veya giderimi için daha etkili arıtım sistemleri üzerinde detaylı çalışmalar yapılabilir.
- Önleyici tedbirler sadece DYÜ'lerinin ve öncüllerinin gideriminde değil ayrıca yüzme havuzunda bulunan diğer kimyasallar içinde uygulanmalıdır.
- Sağlık açısından, yüzme havuzlarında kimyasalların potansiyel sağlık risklerini değerlendirme amacıyla daha geniş aralıktaki kimyasalların sağlık riskleri belirlenmelidir ve dikkate alınmalıdır.

KAYNAKLAR

- Adin, A., Katzhendler, J., Alkaslassy, D., Rav-Acha, C., 1991. Trihalomethane formation in chlorinated drinking water: a kinetic model. *Water Research*. 25(7), 797-805.
- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Predieri, G., Tartoni, P.L., 1990. Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. *Archives of Environmental Health*. 45(3), 175-179.
- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., 1995. Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *Journal of Chromatography*. 710(1), 181-190.
- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., 1998. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Science of the Total Environment*. 217(1-2), 155-163.
- Aiken, G., Cotsaris, E., 1995. Soil and hydrology: their effect on NOM. *Journal of AWWA*. 87(1), 36-45.
- Anichina, J., Zhao, Y.L., Hrudey, S.E., Le, X.C., Li, X.F., 2010. Electrospray Ionization mass Spectrometry characterization of interactions of newly identified water disinfection byproducts halobenzoquinones with oligodeoxynucleotides. *Environmental Science & Technology*. 44(24), 9557-9563.
- Anipsitakis, G.P., Tufano, T.P., Dionysiou, D.D., 2008. Chemical and microbial decontamination of pool water using activated potassium peroxymonosulfate. *Water Research*, 42: 2899-2910.
- Aprèa, M.C., Banchi, B., Lunghini, L., Pagliantini, M., Peruzzo, A., Sciarra, G., 2010. Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. *Natural Science*. 2 (2), 68-78.
- AWWA (American Water Works Association), 2000. Disinfection systems survey committee report, water quality division. *Journal of AWWA*. 9, 24-43.
- Barbot, E.; Moulin, P. 2008. Swimming pool water treatment by ultrafiltration adsorption process. *Journal of Membrane Science*, 314, 50-57.
- Beech, J.A., Diaz, R., Ordaz, C., Palomeque, B., 1980. Nitrates, chlorates and trihalomethanes in swimming pool water. *American Journal of Public Health*. 70(1), 79-82.
- Benoit, F.M., Jackson, R., 1987. Trihalomethane formation in whirlpool spas. *Water Research*. 21(3), 353-357.

- Bernard, A., Carbonnelle, S., de Burbure, C., Michel, O., Nickmilder, M., 2006. Chlorinated pool attendance, atopy and the risk of asthma during childhood. *Environmental Health Perspect.* 114, 1567-1573.
- Bernard, A., Carbonnelle, S., Dumont, X., Nickmilder, M., 2007. Infant swimming practice, pulmonary epithelium integrity, and the risk of allergic and respiratory diseases later in childhood. *Pediatrics* 119(6), 1095-1103.
- Bernard, A., Voisin, C., Sardella, A., 2011. Respiratory risk associated with chlorinated swimming pools: a complete pattern of exposure and effects. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine.* 183, 570-572.
- Bessonneau, V., Derbez, M., Clément, M., Thomas, O., 2011. Determinants of chlorination by-products in indoor swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health.* 215, 76-85.
- Black, Veatch, C., 2010. *White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants.* John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey. 1-67.
- Cammann, K., Hübner, K., 1995. Trihalomethane concentrations in swimmers' and bath attendants' blood and urine after swimming or working in indoor swimming pools. *Archives of Environmental Health and an International Journal.* 50(1), 61-65.
- Cantor, K.P., Lynch, C.F., Hildesheim, M.E., Dosemeci, M., Lubin, J., Alavanja, M., Craun, G., 1998. Drinking water source and chlorination byproducts. I. Risk of bladder cancer. *Epidemiology.* 9(1), 21-28.
- Cardador, M.J., Gallego, M., 2011. Haloacetic acids in swimming pools: swimmer and worker exposure. *Environmental Science & Technology.* 45, 5783-5790.
- Caro, J., Gallego, M., 2007. Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environmental Science & Technology.* 41(13), 4793-4798.
- Caro, J., Gallego, M., 2008. Alveolar air and urine analyses as biomarkers of exposure to trihalomethanes in an indoor swimming pool. *Environmental Science & Technology.* 42(13), 5002-5007.
- Cassan, D., Mercier, B., Castex, F., Rambaud, A., 2006. Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool. *Chemosphere.* 62(9), 1507-1513.
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention), 2007. Healthy Swimming. <http://www.cdc.gov/healthyswimming/index.htm>.

- Chambon, P., Taveau, M., Morin, M., Chambon, R., Vial, J., 1983. Survey of trihalomethane levels in Rhône-Alps water supplies. Estimates on the formation of chloroform in wastewater treatment plants and swimming pools. *Water Research*. 17(1), 65-69.
- Chlorine Chemistry Council, 2003. *Drinking Water Chlorination: A Review of Disinfection Practices and Issues*. Arlington, VA.
- Chowdhury, S., Alhooshani, K., Karanfil, T., 2014. Disinfection byproducts in swimming pool: Occurrences, implication and future needs. Elsevier. 53, 68-109.
- Chu, W.H., Gao, N.Y., 2009. Determination of nitrogenous disinfection byproducts chloroacetamides in drinking water by gas chromatography-mass spectrometry. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*. 37(1), 103-106.
- Chu, H., Nieuwenhuijsen, M.J., 2002. Distribution and determinants of trihalomethanes concentrations in indoor swimming pools. *Occupational and Environmental Medicine*. 59, 243-247.
- Cimetiere, N., De Laat, J., 2014. Effects of UV-dechloramination of swimming pool water on the formation of disinfection byproducts: a lab-scale study. *Microchemical Journal*. 112, 34-41.
- Costet, N., Villanueva, C.M., Jaakkola, J.J., Kogevinas, M., Cantor, K.P., King, W.D., Cordier, S., 2011. Water disinfection by-products and bladder cancer: is there a European specificity? A pooled and meta-analysis of European case-control studies. *Occupational and Environmental Medicine*. 68(5), 379-385.
- Davis, C.P., Cohen, M.S., Hackett, R.L., Anderson, M.D., Warren, M.M., 1991. Urothelial hyperplasia and neoplasia III. Detection of nitrosamine production with different bacterial genera in chronic urinary tract infections of rats. *Journal of Urology*. 145(4), 875-880.
- De Laat, J., Boudiaf, N., Dossier-Berne, F., 2010. Effect of dissolved oxygen on the photodecomposition of monochloramine and dichloramine in aqueous solution by UV irradiation at 253.7 nm. *Water Research*. 44(10), 3261-3269.
- Erdinger, L., Kühn, K.P., Kirsch, F., Feldhues, R., Fröbel, T., Nohynek, B., Gabrio, T., 2004. Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 207(6), 571-575.
- Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Ceppelli, G., Gobba, F., Aggazzotti, G., 2001. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Science of the Total Environment*. 264(3), 257-265.

- Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Giacobazzi, P., Mastroianni, K., Aggazzotti, G., 2010. Prevalence of ocular, respiratory and cutaneous symptoms in indoor swimming pool workers and exposure to disinfection byproducts (DBPs). *International Journal of Environmental Research Public Health*. 7, 1379-1391.
- Fisk, M.Z., Steigerwald, M.D., Smoliga, J.M., Rundell, K.W., 2010. Asthma in swimmers: a review of the current literature. *The Physician and Sports Medicine*. 38(4), 28-34.
- Fitch, K.D., Sue-Chu, M., Anderson, S.D., Boulet, L.P., Hancox, R.J., McKenzie, D.C., 2008. Asthma and the elite athlete: summary of the International Olympic Committee's consensus conference, Lausanne, Switzerland, January 22-24. *Journal of Allergy Clinical Immunol*. 122, 254-260.
- Florentin, A., Hautemanière, A., Hartemann, P., 2011. Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 214, 461-469.
- Font-Ribera, L., Kogevinas, M., Zock, J.P., Gómez, F.P., Barreiro, E., Nieuwenhuijsen, M.J., Fernandez, P., Lourencetti, C., Pérez-Olabarría, M., Bustamante, M., 2010. Short-term changes in respiratory biomarkers after swimming in a chlorinated pool. *Environmental Health Perspectives*. 118(11), 1538-1544.
- Font-Ribera, L., Villanueva, C.M., Nieuwenhuijsen, M.J., Zock, J.P., Kogevinas, M., Henderson, J., 2011. Swimming pool attendance, asthma, allergies, and lung function in the Avon longitudinal study of parents and children cohort. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. 183(5), 582-588.
- Ford Red, 2007. *Certified Pool-spa Operator Handbook*. National Swimming Pool Foundation, Colorado Springs, CO.
- Geldreich, E.E., 1989. Drinking water microbiology new directions toward water quality enhancement. *International Journal of Food Microbiology*. 9, 295-312.
- Genişoğlu, M., 2014. *Yüzme Havuzlarında Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumu*. Yüksek Lisans Semineri, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta.
- Glauner, T., Zwiener, C., Waldmann, P., Frimmel, F.H., 2005a. Swimming pool water-fractionation and genotoxicological characterization of organic constituents. *Water Research*. 39, 4494-4502.

- Glauner, T., Kunz, F., Zweiner, C., Frimmel, F.H., 2005b. Elimination of Swimming Pool Water Disinfection By-products with Advanced Oxidation Processes (AOPs). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 33(6), 585-594.
- Glezer, V., Harris, B., Tal, N., Iosefzon, B., Lev, O., 1999. Hydrolysis of haloacetonitriles: linear free energy relationship, kinetics and products. *Water Research*. 33(8), 1938-1948.
- Goodman, M., Hays, S., 2008. Asthma and swimming: a metaanalysis. *Journal of Asthma* 45, 639-649.
- Goshorn, R.W., 1922. Chemical Studies of Swimming-pool Water. In: *Hahnemannian Monthly*, lvii. Hahnemann Medical College of Philadelphia, pp. 460-469.
- Gümüş, D., Akbal, F., 2013. İçme Sularında Doğal Organik Madde Giderimi ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi. *Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*. 31, 529-553.
- HaitiLibre, 2010. Haiti Cholera Epidemic: Latest Assessment. <http://www.haitilibre.com/en/news-1725-haiticholera-epidemic-latest-assessment-13-people-infected-and-confirmed-each-minute.html>.
- Hang, C., Zhang, B., Gong, T., Xian, Q., 2016. Occurrence and health risk assessment of halogenated disinfection byproducts in indoor swimming pool water. *Science of the Total Environment*. 543, 425-431.
- Hansen, K.M.S., Albrechtsen, H.-J., Andersen, H.R., 2013a. Optimal pH in chlorinated swimming poolsebalancing formation of byproducts. *Journal of Water Health*. 11(3), 465-472.
- Hansen, K.M.S., Willach, S., Mosbæk, H., Albrechtsen, H.J., Andersen, H.R., 2011. Effect of selection of pH in swimming pools on formation of chlorination by-products. 4th Swimming Pool & Spa International Conference Porto, Portugal.
- Hansen, K., Willach, S., Antoniou, M.G., Mosbæk, H., Albrechtsen, H.J., Andersen, H.R., 2012a. Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water is less THM better? *Water Research*. 46(19), 6399-6409.
- Hansen, K.M.S., Willach, S., Mosbæk, H., Andersen, H.R., 2012b. Particles in swimming pool filters. Does pH determine the DBP formation. *Chemosphere*. 87 (3), 241-247.
- Hansen, K.M.S., Zortea, R., Piketty, A., Vega, S.R., Andersen, H.R., 2013b. Photolytic removal of DBPs by medium pressure UV in swimming pool water. *Science of the Total Environment*. 443, 850-856.

- Harman, B.İ., Tanaçan. E., Genişoğlu, M., Bekaroğlu, Ş.Ş.K., Ateş, N., Yiğit, N.Ö., Köseoğlu, T.S., Kanan, A.A.S., 2017. Yüzme Havuzlarında Karbon Bazlı Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumu. Dokuz Eylül Üniversitesi Fen ve Mühendislik Dergisi. 55(19), 63-78.
- Health Canada, 2009.Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Available at: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guidelines_sixth-rec_e.html.
- Helenius, I., Haahtela, T., 2000. Allergy and asthma in elite summer sport athletes. Journal of Allergy and Clinical Immunology. 106(3), 444-452.
- Helenius, I., Ryttilä, P., Sarna, S., Lumme, A., Helenius, M., Remes, V., Haahtela, T., 2002. Effect of continuing or finishing high-level sports on airway inflammation, bronchial hyperresponsiveness, and asthma: a 5-year prospective follow-up study of 42 highly trained swimmers. Journal of Allergy and Clinical Immunology. 109(6), 962-968.
- Helenius, I.J., Tikkanen, H.O., Sarna, S., Haahtela, T., 1998. Asthma and increased bronchial responsiveness in elite athletes: atopy and sport event as risk factors. Journal of Allergy and Clinical Immunology. 101(5), 646-652.
- Hery, M., Hecht, G., Gerber, J., Gender, J., Hubert, G., Rebuffaud, J., 1995. Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. The Annals of Occupational Hygiene. 39(4),427-439.
- Hong, H.C.; Wong, M.H., Liang, Y., 2008. Amino acids as precursors of trihalomethanes and haloacetic acids formation during chlorination. Archives of Environmental Contamination and Toxicology.56(4):638-645.
- Hua, G.; Reckhow, D. A. J. 2008.American Water Works Association.100, 82-89.
- Hua, G., Yeats, S., 2010. Control of Trihalomethanes in Wastewater Treatment. Florida Water Resources Journal, 6-12.
- Jacobs, J.H., Spaan, S., van Rooy, G.B., Meliefste, C., Zaat, V.A., Rooyackers, J.M., Heederik, D., 2007. Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers.Eurpean Respiratory Journal. 29(4), 690-698.
- Judd, S.J., Black, S.H., 2000. Disinfection by-products formation in swimming pool waters: a simple mass balance. Water Research. 34(5), 1611-1619.
- Judd, S.J., Bullock, G., 2003. The fate of chlorine and organic materials in swimming pools. Chemosphere 51, 869-879.
- Judd, S.J., Jeffrey, J.A., 1995. Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids.Water Research. 29(4), 1203-1206.

- Kanan, A., 2010. Occurrence and Formation of Disinfection Byproducts in Indoor Swimming Pools Water. Clemson University, PhD Thesis, 256p, South Carolina.
- Kanan, A., Karanfil, T., 2011. Formation of disinfection byproducts in indoor swimming pool water: the contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids. *Water Research*. 45, 926-932.
- Kanan, A., Selbes, M., Karanfil, T., 2015. Occurrence and Formation of Disinfection By-Products in Indoor U.S. Swimming Pools. American Chemical Society, Recent Advances in Disinfection By-Products. 405-430.
- Karanfil, T., Krasner, S.W., Westerhoff, P., Xie, Y., 2008. Disinfection Byproducts in Drinking Water: Occurrence, Formation, Health Effects and Control. The American Chemical Society, Washington, DC.
- Kavanaugh, M.C., Trussell, A.R., Cromer, J., Trussell, R.R., 1980. An Empirical Kinetic Model of Trihalomethane Formation: Application to Meet the Proposed THM Standard. *American Water Works Association*. 72(10), 578-582.
- Kaydos-Daniels, S.C., Beach, M.J., Shwe, T., Magri, J., Bixler, D., 2008. Health effects associated with indoor swimming pools: a suspected toxic chloramine exposure. *Public Health* 122(2), 195-200.
- Keuten, M.G.A., Peters, M., Daanen, H., de Kreuk, M., Rietveld, L., van Dijk, J., 2014. Quantification of continual anthropogenic pollutants released in swimming pools. *Water Research*. 53, 259-270.
- Keuten, M.G.A., Schets, F.M., Schijven, J.F., Verberk, J.Q.J.C., Van Dijk, J.C., 2012. Definition and quantification of initial anthropogenic pollutant release in swimming pools. *Water Research*. 46(11), 3682-3692.
- Kim, H., Han, K., 2011. Swimmers contribute to additional formation of N-nitrosamines in chlorinated pool water. *Toxicology and Environmental Health Sciences*. 3(3), 168-174.
- Kim, H., Shim, J., Lee, S., 2002. Formation of disinfection byproducts in chlorinated swimming pool water. *Chemosphere* 46, 123-130.
- King, W.D., Marrett, L.D., 1996. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Cancer Causes Control*. 7(6), 596-604.
- Koch, J., Volker, P., 1996. Formation of artefacts and its suppression during the determination of volatile halogenated hydrocarbons in water by means of headspace gas chromatography under the standard conditions of DIN

38407-F5. Part II: increased trihalomethane formation in chlorinated swimming-pool water. *Acta Hydrochim Hydrobiology*. 24(4), 179-184.

Kogevinas, M., Villanueva, C.M., Font-Ribera, L., Liviac, D., Bustamante, M., Espinoza, F., 2010. Genotoxic effects in swimmers exposed to disinfection by-products in indoor swimming pools. *Environmental Health Perspectives*. 118, 1531-1537.

Kramer, M., Hübner, I., Rörden, O., Schmidt, C., 2009. Haloacetonitriles-another important group of disinfection byproducts in swimming pool water. *Swimming Pool & Spa International Conference*, London.

Krasner, S.W., Chen, B., Nam, S., Westerhoff, P.K., Amy, G., 2009. Fate of effluent organic matter and DBP precursors in an effluent-dominated river: A case study of wastewater impact on downstream water quality. *Water Research*, 43, 1755-1765.

Lahl, U., Batjer, K., Duszeln, J.V., Gabel, B., Stachel, B., Thiemann, W., 1981. Distribution and balance of volatile halogenated hydrocarbons in the water and air of covered swimming pools using chlorine for water disinfection. *Water Research*. 15(7), 803-814.

LaKind, J.S., Richardson, S.D., Blount, B.C., 2010. The good, the bad, and the volatile: can we have both healthy pools and healthy people? *Environmental Science & Technology*. 44, 3205-3210.

Leavens, T.L., Blount, B.C., DeMarini, D.M., Madden, M.C., Valentine, J.L., Case, M.W., 2007. Disposition of bromodichloromethane in humans following oral and dermal exposure. *Toxicology Science*. 99, 432-445.

Lee, J., Ha, K.-T., Zoh, K.-D., 2009. Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Science of the Total Environment*. 407(6), 1990-1997.

Lee, J., Jun, M.J., Lee, M.H., Eom, S.W., Zoh, K.D., 2010. Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 213(6), 465-474.

Lee, W., Westerhoff, P., Croue, J.P., 2007. Dissolved Organic Nitrogen as a Precursor for Chloroform, Dichloroacetonitrile, N-Nitrosodimethylamine, and Trichloronitromethane. *Environmental Science and Technology*. 41, 5485-5490.

Legay, C., Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Levallois, P., 2010. Estimation of chlorination byproducts presence in drinking water in epidemiological studies on adverse reproductive outcomes: a review. *Science of the Total Environment*. 408(3), 456-472.

- Lévesque, B., Duchesne, J.F., Gingras, S., Lavoie, R., Prud'Homme, D., Bernard, E., Boulet, L.P., Ernst, P., 2006. The determinants of prevalence of health complaints among young competitive swimmers. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 80(1), 32-39.
- Li, J., Blatchley III, E.R., 2007. Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools. *Environmental Science Technology*. 41, 6732-6739.
- Liu, W., Cheung, L.-M., Yang, X., Shang, C., 2006. THM, HAA and CNCl formation from UV irradiation and chloramination of selected organic waters. *Water Research*. 40(10), 2033-2043.
- Liviak, D., Creus, A., Marcos, R., 2009. Genotoxicity analysis of two halonitromethanes, a novel group of disinfection by-products (DBPs), in human cells treated in vitro. *Environmental Research*. 109(3), 232-238.
- Liviak, D., Wagner, E.D., Mitch, W.A., Altonji, M.J., Plewa, M.J., 2010. Genotoxicity of water concentrates from recreational pools after various disinfection methods. *Environmental Science Technology*. 44, 3527-3532.
- Lourencetti, C., Grimalt, J.O., Marco, E., Fernandez, P., Font-Ribera, L., Villanueva, C.M., Kogevinas, M., 2012. Trihalomethanes in chlorine and bromine disinfected swimming pools: air-water distributions and human exposure. *Environmental International*. 45, 59-67.
- Lubick, N., 2007. Swimming in chlorine byproducts. *Environmental Science & Technology*. 41, 6634.
- Lynch, C.F., Woolson, R.F., O'Gorman, T., Cantor, K.P., 1989. Chlorinated drinking water and bladder cancer: effect of misclassification on risk estimates. *Archives of Environmental & Occupational Health*. 44(4), 252-259.
- Malliarou, E., Collins, C., Graham, N., Nieuwenhuijsen, M., 2005. Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. *Water Research*. 39(12), 2722-2730.
- Massin, N., Bohadana, A.B., Wild, P., Hery, M., Toamain, J.P., Hubert, G., 1998. Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools. *Occupational and Environmental Medicine*. 55(4), 258-263.
- MOE (The Ontario Ministry of the Environment), 2002. A Summary: Report of the Walkerton Inquiry: the Events of May 2000 and Related Issues. Part One. Ministry of the Attorney General, Ontario.
- MOE (Ministry of Environment, ON, Canada), 2007. Drinking Water Surveillance Program (DWSP) Monitoring Data on 179 Water Supply Systems in

Ontario.

<http://www.ene.gov.on.ca/envision/water/dwsp/0002/index.htm>.

- Moore, C.M., Goodall, C.M., Beagley, K.W., Stephens, O.B., Horne, L., Noronha, R.F., 1985. Mutagenic activation of dialkyl nitrosamines by intact urothelial cells. *Mutation Research*. 157, 95-105.
- Montesinos, I., Gallego, M., 2012. Headspace gas chromatography-mass spectrometry for rapid determination of halonitromethanes in tap and swimming pool water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 402, 2315-2323.
- Montesinos, I., Cardador, M., Gallego, M., 2011. Determination of halonitromethanes in treated water. *Journal of Chromatography*. 1218(18), 2497-2504.
- Muellner, M.G., Wagner, E.D., McCalla, K., Richardson, S.D., Woo, Y.T., Plewa, M.J., 2007. Haloacetonitriles vs. regulated haloacetic acids: are nitrogen-containing DBPs more toxic. *Environmental Science & Technology*. 41(2), 645-651.
- MWH (Montgomery Watson Hazra), 2005. *Water Treatment: Principles and Design*. John Wiley & Sons, NJ, USA.
- Nieuwenhuijsen, M.J., Smith, R., Golfinopoulos, S., Best, N., Bennett, J., Aggazzotti, G., Kogevinas, M., 2009. Health impacts of long-term exposure to disinfection byproducts in drinking water in Europe: HIWATE. *Journal of Water Health*. 7(2), 185-207.
- Nikolaou, A.D., Golfinopoulos, S.K., Arhonditsis, G.B., Kolovoyiannis, V., Lekkas, T.D., 2004. Modeling the formation of chlorination by-products in river waters with different quality. *Chemosphere*. 55(3), 409-420.
- Nystad, W., Haberg, S.E., London, S.J., Nafstad, P., Magnus, P., 2008. Baby swimming and respiratory health. *Acta Paediatrica*. 97, 657-662.
- Özden, S., 2002. İçme Sularında Trihalometan Oluşumu ve Organik Maddelerin Giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Pan, Y., Zhang, X., 2013. Four groups of new aromatic halogenated disinfection byproducts: effect of bromide concentration on their formation and speciation in chlorinated drinking water. *Environmental Science & Technology*. 47(3), 1265-1273.
- Panyakapo, M., Sarisak, S., Pongsri, P., 2008. Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. *Journal of Environmental Sciences*. 20, 372-378.

- Parinet, J., Tabaries, S., Coulomb, B., Vassalo, L., Boudenne, J.L., 2011. Exposure levels to brominated compounds in seawater swimming pools treated with chlorine. *Water Research*. 46(3), 828-836.
- Parinet, J., Tabaries, S., Coulomb, B., Vassalo, L., Boudenne, J.-L., 2012. Exposure levels to brominated compounds in seawater swimming pools treated with chlorine. *Water Research*. 46, 828-836.
- Parrat, J., Donzé, G., Iseli, C., Perret, D., Tomicic, C., Schenk, O., 2012. Assessment of occupational and public exposure to trichloramine in Swiss indoor swimming pools: a proposal for an occupational exposure limit. *The Annals Occupational Hygiene*. 56(3), 264-277.
- Peng, D., Saravia, F., Abbt-Braun, G., Horn, H., 2016. Occurrence and simulation of trihalomethanes in swimming pool water: A simple prediction method based on DOC and mass balance. *Water Research*. 88, 634-642.
- Plewa, M.J., Wagner, E.D., Mitch, W.A., 2011. Comparative mammalian cell cytotoxicity of water concentrates from disinfected recreational pools. *Environmental Science & Technology*. 45(9), 4159-4165.
- Putnam, D. F. 1971. Composition and concentrative properties of human urine. NASA Contractor Report CR-1802.
- Rahman, M.B., Driscoll, T., Cowie, C., Armstrong, B.K., 2010. Disinfection by-products in drinking water and colorectal cancer: a meta-analysis. *International Journal of Epidemiology*. 39(3), 733-745.
- Reckhow, D.A., Singer, P.C., Malcolm, R.L., 1990. Chlorination of Humic Materials: byproduct Formation and Chemical Interpretations. *Environmental Science & Technology*. 24(11), 1655-1664.
- Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., DeMarini, D.M., 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*. 636(1-3), 178-242.
- Richardson, S.D., DeMarini, D.M., Kogevinas, M., 2010. What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection byproducts and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environmental Health Perspectives*. 118, 1523-1530.
- Richardson, S.D., Ternes, T.A., 2011. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*. 83(12), 4614-4648.
- Richardson, S.D., 2012. Environmental mass spectrometry: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*. 84(2), 747-778.

- Righi, E., Fantuzzi, G., Predieri, G., Aggazzotti, G., 2014. Bromate, chlorate, haloacetic acids and trihalomethanes occurrence in indoor swimming pool water in Italy. *Microchemical Journal*. 113, 23-29.
- Rook, J.J., 1974. Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters.
- SAHC (South Australian Health Commission), 2013. Standard for the Operation of Swimming Pools and Spa Pools in South Australian Health Commission. Adelaide, 978-1-74243-514-5.
- Saito, H., Isoda, S., Kato, M., Nagaoka, N., 1996. Mutagenic Activity of Swimming-pool Water. Yokohama City Institute of Health, Takigashira, Isogo-ku, Yokohama 235, Japan, 1-17.
- SB (Sağlık Bakanlığı), 2011. Yüzme Havuzlarının Tabi Olacağı Sağlık Esasları ve Şartları Hakkında Yönetmelik. Resmi Gazete: 06.03.2011-27866.
- Schmalz, C., Frimmel, F.H., Zwiener, C., 2011. Trichloramine in swimming pools formation and mass transfer. *Water Research*. 45, 2681-2690.
- Schoefer, Y., Zutavern, A., Brockow, I., Schafer, T., Kramer, U., Schaaf, B., Heinrich, J., 2008. Health risks of early swimmingpool attendance?. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 211(3-4), 367-373.
- Shah, A.D., Mitch, W.A., 2011. Halonitroalkanes, halonitriles, haloamides, and N-nitrosamines: a critical review of nitrogenous disinfection byproduct formation pathways. *Environmental Science & Technology*. 46(1), 119-131.
- Sherriff, A., Farrow, A., Golding, J., Henderson, J., 2005. Frequent use of chemical household products is associated with persistent wheezing in pre-school age children. *Thorax*. 60, 45-49.
- Simard, S., Tardif, R., Rodriguez, M.J., 2013. Variability of chlorination by-product occurrence in water of indoor and outdoor swimming pools. *Water Research*. 47(5), 1763-1772.
- Singer, P., 1994. Control of Disinfection by Product in Drinking Water. *Journal of Environmental Engineering*. 120(4), 727-741.
- Singer, P., 1999. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection byproducts. *Water Science & Technology*. 40(9), 25-30.
- Soltermann, F., Lee, M., Canonica, S., von Gunten, U., 2013. Enhanced N-nitrosamine formation in pool water by UV irradiation of chlorinated secondary amines in the presence of monochloramine. *Water Research*. 47, 79-90.

- Spiliotopoulou, A., Hansen, K.M.S., Andersen, H.R., 2015. Secondary Formation of Disinfection By-products by UV Treatment of Swimming Pool Water. *Science of the Total Environment*. 520, 96-105.
- Takahashi, Y., Onodera, S., Morita, M., Terao, Y., 2003. A problem in the determination of trihalomethane by headspace-gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Health Science*. 49(1), 1-7.
- Teksoy, A., 2006. İçme Sularından Organik Madde Giderimi ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi İçin Arıtma Proseslerinin Optimizasyonu. Doktora Tezi, Uludağ Üniversitesi, Bursa.
- Teo, T.L.L., Coleman, H.M., Khan, S.J., 2015. Chemical contaminants in swimming pools: Occurrence, implications and control. *Environmental International*. 76, 16-31.
- Thickett, K., McCoach, J., Gerber, J., Sadhra, S., Burge, P., 2002. Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *European Respiratory Journal*. 19(5), 827-832.
- Tokmak, B., 1999. Existing Situation in Ankara Water Distribution System in Terms of Total Trihalomethanes and Organic Matter. Yüksek Lisans Tezi, ODTÜ, Ankara.
- Trussell, R.R., Umphres, M.D., 1978. The Formation of Trihalomethanes. *Journal of AWWA*. 70(11), 604-612.
- USCDC (U.S. Centers for Disease Control and Prevention), 1997. Summary of Notifiable Diseases. Morbidity and Mortality Weekly Report. In: CDC Surveillance Summaries: Surveillance for Waterborne Disease Outbreaks. USA.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2006. National primary drinking water regulations: stage 2 disinfectants and disinfection by products rule: final rule. *Federal Register*. 71(2).
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2002. The Occurrence of Disinfection By-products (DBPs) of Health Concern in Drinking Water: Results of a Nationwide DBP Occurrence Study. EPA No. EPA/600/R-02/068. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- USNIH (United States National Institutes of Health) 2009. www.cancer.gov/cancertopics/commoncancers.
- Villanueva, C.M., Cantor, K.P., Grimalt, J.O., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., Kogevinas, M., 2007a. Bladder cancer and exposure to water disinfection byproducts through ingestion, bathing, showering, and swimming in pools. *American Journal of Epidemiology*. 165(2), 148-156.

- Villanueva, C.M., Cantor, K.P., King, W.D., Jaakkola, J.J., Cordier, S., Lynch, C.F., Kogevinas, M., 2006. Total and specific fluid consumption as determinants of bladder cancer risk. *International Journal of Cancer*. 118(8), 2040–2047.
- Villanueva, C.M., Castano-Vinyals, G., Moreno, V., Carrasco-Turigas, G., Aragonés, N., Boldo, E., Ardanaz, E., Toledo, E., Altzibar, J.M., Zaldúa, I., Azpiroz, L., Goni, F., Tardon, A., Molina, A.J., Martín, V., López-Rojó, C., Jiménez-Moleón, J.J., Capelo, R., Gómez-Acebo, I., Peiro, R., Ripoll, M., Gracia-Lavedan, E., Nieuwenhuijsen, M.J., Rantakokko, P., Goslan, E.H., Pollán, M., Kogevinas, M., 2012. Concentrations and correlations of disinfection by-products in 118 municipal drinking water from an exposure assessment perspective. *Environmental Research*. 114, 1–11.
- Walse, S., Mitch, W., 2008. Nitrosamine carcinogens also swim in chlorinated pools. *Environmental Science & Technology*. 42, 1032–1037.
- Wang, X., Leal, M.G., Zhang, X., Yang, H., Xie, Y., 2014. Haloacetic acids in swimming pool and spa water in the United States and China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. 1–5.
- Watson, K., Farré, M.J., Birt, J., McGree, J., Knight, N., 2014. Predictive models for water sources with high susceptibility for bromine-containing disinfection by-product formation: implications for water treatment. *Environmental Science and Pollution Research*. 1–16.
- Weaver, W.A., Li, J., Wen, Y.L., Johnston, J., Blatchley, M.R., Blatchley, E.R., 2009. Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. *Water Research*. 43(13), 3308–3318.
- Weisel, C.P., Richardson, S.D., Nemery, B., Aggazzotti, G., Baraldi, E., Blatchley, E.R., Blount, B.C., Carlsen, K.H., Eggleston, P.A., Frimmel, F.H., Goodman, M., Gordon, G., Grinshpun, S.A., Heederik, D., Kogevinas, M., LaKind, J.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Piper, F.C., Sattar, S.A., 2009. Childhood asthma and environmental exposures at swimming pools: state of the science and research recommendations. *Environmental Health Perspect.* 117(4), 500–507.
- Weng, S.C., Blatchley III, E.R., 2011. Disinfection by-product dynamics in a chlorinated, indoor swimming pool under conditions of heavy use: national swimming competition. *Water Research*. 45(16), 5241–5248.
- Weng, S.C., Li, J., Blatchley III, E.R., 2012. Effects of UV254 irradiation on residual chlorine and DBPs in chlorination of model organic-N precursors in swimming pools. *Water Research*. 46, 2674–2682.
- WHO (World Health Organization), 2006. Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Swimming Pools and Similar Environments vol. 2.

- WHO (World Health Organization), 2011. Guidelines for Drinking water Quality, fourth ed. Geneva, Switzerland.
- Xiao, F., Zhang, X., Zhai, H., Lo, I.M.C., Tipoe, G.L., Mengting, Y.M., Yang, P.Y., Chen, G., 2012. New halogenated disinfection byproducts in swimming pool water and their permeability across skin. *Environmental Science & Technology*. 46, 7112-7119.
- Xue, S., Zhao, Q.-L., Wei, L.-L., Jia, T., 2008. Effect of bromide ion on isolated fractions of dissolved organic matter in secondary effluent during chlorination. *Journal of Hazardous Materials*. 157(1), 25-33.
- Yeh, R.Y., Farré, M.J., Stalter, D., Tang, J.Y., Molendijk, J., Escher, B.I., 2014. Bioanalytical and chemical evaluation of disinfection by-products in swimming pool water. *Water Research*. 59, 172-184.
- Yılmaz, I., Yanardağ, M., Birkan, B., Bumin, G., 2004. Effects of swimming training on physical fitness and water orientation in autism. *Pediatrics International*. 46, 624-626.
- Zhao, Y., Qin, F., Boyd, J.M., Anichina, J., Li, X.-F., 2010. Characterization and determination of chloro- and bromo-benzoquinones as new chlorination disinfection byproducts in drinking water. *Analytical Chemistry*. 82(11), 4599-4605.
- Zhang, X.R., Minear, R.A., Guo, Y., Hwang, C.J., Barrett, S.E., Ikeda, K., Shimizu, Y., Matsui, Y., 2004. An electrospray ionization-tandem mass Spectrometry method for identifying chlorinated drinking water disinfection byproducts. *Water Research*. 38, 3920-3930.
- Zhang, X.R., Talley, J.W., Boggess, B., Ding, G.Y., Birdsell, D., 2008. Fast selective detection of polar brominated disinfection byproducts in drinking water using precursor ion scans. *Environmental Science & Technology*. 42, 6598-6603.
- Zock, J.P., Plana, E., Jarvis, D., Anto', J.M., Kromhout, H., Kennedy, S.M., 2007. The use of household cleaning sprays and adult asthma: an international longitudinal study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. 176, 735-741.
- Zwiener, C., Richardson, S.D., DeMarini, D.M., Grummt, T., Glauner, T., Frimmel, F.H., 2007. Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environmental Science Technology*. 41(2), 363-372.

EKLER

Ek 1. Yüzme havuzlarındaki DYÜ'ler ile ilgili literatürde yapılan çalışmaların özeti (Chowdhury vd., 2014; Genişoğlu, 2014)

No.	Yazar (Yıl)	Tanım	Bulgular	Yorumlar
1	Goshorn (1922)	Philadelphia'daki Hahnemann Tıp Fakültesinden Roy W. Goshorn Philadelphia'daki beş yüzme havuzundan aldığı suları araştırmıştır. Belirli zamanlarda her havuzdan altı ile onbeş arasında numune almıştır. Her numunede klor, serbest amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu ve üre azotu konsantrasyonlarını ölçmüştür. Analizler arasında havuzu kullanan kişi sayısını ve suyun arıtımını not etmiştir.	Bu beş havuz içerisinde bir tanesi sadece bayanlar tarafından, iki tanesi sadece erkekler tarafından kullanılırken kalan ikisi karışık kullanılmaktadır. Sudaki kirlenme en çok yalnız bayanların kullandığı havuzda, en az yalnız erkeklerin kullandığı havuzda gözlenmiştir. Bu bulgular her bir havuzdaki üre, nitrat, nitrit ve serbest amonyak konsantrasyonlarına dayanmaktadır. Suyun bakır sülfat ile arıtılması görünüşe göre klorür ve nitrat içeriğine etki etmemiştir.	Yapılmış olan ilk çalışma yüzme havuzlarının kirlenmesinin yüzücüler ile bağlantılı olduğunu göstermiştir. Bu çalışma yüzme havuzlarının kirlenmesinin insanlardan kaynaklanan organik maddelerin sürekli girmesi ile olduğunu göstermiştir. Bu çalışma yüzme havuzlarının kirlenmesinde insanların getirdiklerinden kaynaklı olabileceğine ışık tutan ilk çalışmadır.
2	Beech vd. (1980)	Miami'deki 4 grup açık yüzme havuzundan (tuzlu su, otel ve motel, özel ve apartman havuzu ve kentsel) alınan suyun nitrat, klorat ve THM analizleri yapılmıştır. Tuzlu su havuzu hariç diğer havuzlar NO ₃ seviyesi 0,1 mg/L'den az olan musluk suyu ile doldurulmaktadır.	Tatlısu havuzlarındaki ortalama nitrat ve klorat konsantrasyonu sırasıyla 8,6 mg/L ve 16 mg/L, en yüksek ise sırasıyla 54,9 mg/L ve 124 mg/L'dir. Tuzlu su, otel ve motel, özel ve apartman ve kentsel havuzların ortalama NO ₃ konsantrasyonları sırasıyla 2,7, 7,4, 16,5, ve 4,5mg/L'dir. Tuzlu su havuzlarındaki CHCl ₃ , BDCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırası ile 6±6, 5±6, 27±24, 651±344 µg/L'dir. Kentsel tatlısudaki CHCl ₃ , BDCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırası ile 103±82, 13±16, 3±5, <1 µg/L'dir. En yüksek THM konsantrasyonu tatlısu ve tuzlu suda sırası ile 103 µg/L ve 1287 µg/L olarak bulunmuştur.	19 tuzlu su havuzunun dört tanesinde CHBr ₃ seviyesi 1000 µg/L'yi geçerken bir tanesi hariç hepsinde 100 µg/L'den fazladır. Tuzlu suda trihalometanların oluşum modeli tatlı sudakinden farklıdır. Bu, tuzlu suda bromide iyonlarının varlığından dolayı olabilir.

3	Honer vd. (1980)	Bu çalışmada yüzme havuzlarındaki mutajenik aktiviteler araştırılmıştır. Muhtemel mutajen kaynağı olarak Salmonella/memli-microsome kullanılarak klorlanan yüzme havuzlarında araştırma yapılmıştır.	Önemli mutajenik etkilenmeler Salmonella typhimurium'un TA 100 yapısında 3 çeşit ekstraksiyon prosedüründe yoğunlaştırılmasında gözlenmiştir. Asidik olmayan havuz suları mikrosomal aktivasyon olmadan mutajenik olan aseton ile ekstrakte edilmiştir. Bu sonuçlar yüzme havuzlarının suyunda birden fazla mutajenin varlığını göstermektedir.	Yüzme havuzlarının sularında mutajenik aktiviteler organik moleküllerin kompleks karışımlarından meydana gelmektedir.
4	Lahl vd. (1981)	Yüzme havuzlarının sularına "klorlama yapmanın " incelenmesi ile Bremen, Almanya'daki kapalı havuzlar ele alınmıştır. THM'ler ve diğer kimyasallar su ve havadan alınan numunelerde belirlenmiştir. Kullanıcı/yüzücülerin ortalama ve maksimum sayısı yaklaşık olarak verilmiştir.	8 havuzda ortalama THM konsantrasyonu 110-481 µg/L civarında verilmiş iken bunların aralığı 71-1224 µg/L'dir. Bütün havuzlarda yaklaşık olarak 200 µg/L'dir. Bu havuzlarda bromlu THM'ların konsantrasyonunun oranı toplam THM'ların 7,1-33,3 %'ü kadardır. Bu çalışma yüzme havuzlarında, ürenin azotlu organik maddeleri içeren; insan kaynaklı en önemli kirletici olduğu gösterilmiştir.havuz suyunda üre içeriğinin artması ile başlangıçtaki CHCl ₃ konsantrasyonu artmıştır. Üre içeriğinin sürekli artması ile CHCl ₃ azalmıştır. dahası sentetik havuz suyunda amonyak miktarının ard arda artması ile, muhtemelen bromoaminlerin oluşumu nedeni ile bromlu THM'ların oluşumu azalmıştır. bu çalışma THM'ların 200 µg/L olduğu, 50 mL yutulduğu ve %50'sinin azaldığı göz önünde bulundurulursa yaklaşık olarak THM dozu 5 µg/kişi/yüzme olarak bildirilmiştir. Havuzdaki havada ortalama CHCl ₃ ve BDCM konsantrasyonu 35-241 ve 0,2-22 µg/m ³ olarak bildirilmiştir. Bu çalışma yüzme havuzlarını ziyaret edenlerin oradaki havada bulunan CHCl ₃ ün %44-66'sını adsorbladığını bildirmiştir. Havuzdaki havada CHCl ₃ konsantrasyonu 100 µg/m ³ olduğu, %50'sinin insanlar tarafından 30 dakikalık ziyaret süresi ve 1 m ³ /sa nefes alma hızında alındığı varsayıldığında nefes alma sırasında 50 µg/kişi/ziyaret dozuna maruz kalınmaktadır.	Yüzme havuzlarında THM'lar ile ilgili gerçekten erken bir çalışmadır ve yüzme havuzları ile ilgili bazı sorunlar içermektedir. Yüzme havuzlarında iken, soluk alma yolu ile CHCl ₃ dozu yutma yolu ile maruz kalınan dozdan 10 kat daha fazladır. Dermal doz belirlenememiştir. Yüzme havuzlarında DYÜ'leri insan sağlığı için risk içermektedir ve daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
5	Aggazzotti vd. (1990)	Bu çalışmada Modena, İtalya'daki üç kapalı yüzme havuzunda CHCl ₃ 'e maruz kalan yüzücüler ve ziyaretçiler incelenmiştir. Havuzda bulunan 127 denek ve maruz kalmayan 40 denek üzerinde CHCl ₃	Havuzda bulunan 127 denekten alınan numunelerin hepsinde CHCl ₃ bulunmuştur. Müsabakalar için yoğun çalışan yüzücülerde diğerlerine göre daha yüksek değerlerde CHCl ₃ bulunmuştur. Kandaki CHCl ₃ , sudaki ve çevredeki havadaki CHCl ₃ ile havuzdaki yüzücü sayısı ve yüzerken harcanan zaman ile bağıntılıdır. Aynı zamanda spor aktivitesinin yoğunluğu da CHCl ₃ seviyesini	Bu çalışma yüzme havuzlarında CHCl ₃ bulunduğunu ve onun kana alındığını göstermiştir. Sadece diğer DYÜ'lerinde bulunması muhtemel iken, sadece

		ölçümü yapılmıştır.	etkiler.	CHCl ₃ incelenmiştir.
6	Aggazzotti vd. (1995)	Bu çalışmada kuzet İtalya'daki 12 kapalı yüzme havuzu gözlenmiş ve insanların CHCl ₃ 'e maruz kalma seviyeleri belirlenmiştir. Kapalı yüzme havuzlarında yüzücülerin maruz kalmasının ardından solunan havadaki CHCl ₃ azalma kinetiği çalışılmıştır.	12 yüzme havuzunda ortalama CHCl ₃ konsantrasyonları sırasıyla 88,1, 30,8, 56,3, 97,4, 36,5, 77,3, 19,5, 114,5, 47,5, 23, 56 ve 99 µg/L'dir. Bu havuzların havasındaki ortalama konsantrasyonları ise sırasıyla 216,2, 189, 97,6, 338,6, 96, 279,3, 48, 459,5, 302,5, 80, 131 ve 421,5 µg/m ³ tür. Sudaki ve havadaki CHCl ₃ aralığı ise sırası ile 9-179 µg/L ve 16-853 µg/m ³ tür. Sudaki ve havadaki CHCl ₃ konsantrasyonu çok az ilişkilidir (r=0,28). Kandaki CHCl ₃ konsantrasyonu (µg/L) ise yüzme için harcanan zaman (r=0,57) ve sudaki konsantrasyon ile (r=0,48) orta derecede ilişkililikten; havadaki CHCl ₃ konsantrasyonu ile (r=0,74) daha güçlü ilişki gösterir. Alveoler havada CHCl ₃ 'ün parçalanmasında dakikada 0.025-0.035 bozunma katsayısı ile 1. dereceden bozunma kinetiği görülür. Yüzmeden 10 saat sonra alveoler havadaki CHCl ₃ konsantrasyonu stabil hale gelir.	Bir denegin alveoler havasında cloroformun bozunması kısa yarı ömür ile (20-27 dk) gerçekleşmiş ve tamamlanması maruz kalınmadan sonra 10 saati almıştır. Havadaki ve sudaki CHCl ₃ güçlü bağıntı göstermemektedir ve bunun daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
7	Judd ve Jeffrey (1995)	Yüzme havuzlarında dezenfektan olarak HOBr ve HOCl asit kullanımı ile THM'lerin oluşum modeli çalışılmıştır. İki seviyeli faktöriyel model, 11 örneklik yüzme havuzu benzeri üzerinde işlem verileri elde etmek için oluşturulup sistematik olarak kullanılmıştır. Değişkenler olarak organik yükleme (üre ve hümik asit), dezenfektan tipi ve konsantrasyonu, inkübasyon süresi ve çalkalama derecesi göz önünde bulundurulmuştur. Deney süresince dezenfektan (HOBr ve HOCl) konsantrasyonu 6 mg/L seviyesinde kullanılmıştır.	Sentetik idrar örnekleri Sodyum klorit, üre, Creatinin, Sitrik Asit, Hippurik asit ve Amonyak(N olarak) sırasıyla 8000, 13400, 1500, 6400, 1140 ve 660 mg/L konsantrasyonlarında eklenerek hazırlanmıştır. HOBr kullanımı sonucu klasik dezenfektanlara (ör. HOCl) göre aynı koşullarda %74 daha fazla THM oluşumuna sebep olmuştur. HOBr kullanılması halinde ana ürün CHBr ₃ iken HOCl kullanılması halinde ana ürün CHCl ₃ 'tür. Yüksek seviyelerde sentetik idrar eklenmesi halinde önemli miktarda THM oluşumu durmaktadır. Bu durum ikincil reaksiyonda halo-amin oluşumunun alternatif bozunma yolu sağlaması sonucu THM oluşumu olmaması ile ilgilidir.	CHBr ₃ oluşumu; idrar ve hümik asit konsantrasyonu ve dezenfektan türünden etkilenmektedir. İdrar ve hümik asit ile idrar ve dezenfektan arasında etkileşimler gözlenmiştir. Klor içeren THM'ların seviyesi kullanılan konsantrasyonda hümik asitten etkilenmemiştir. Bu THM'lar üzerinde sadece dezenfektan türü ve idrar konsantrasyonu etki göstermiştir.
8	Saito vd. (1996)	Çalışmada; yüzme havuzlarında organik bileşiklerin miktarı, DYÜ'leri ve mutajenik aktivasyon	Bu çalışmada yüzme havuzlarındaki mutajenik aktivitenin içme sularındakinden daha fazla olduğu belirlenmiştir. TA98-58-S9(-) sisteminde mutajenik aktivite beş numunede de gözlenmiş ve	TOX'ler, özellikle DYÜ'leri havuz sularında mutasyona yol açmaya adaydır.

		incelenmiştir. Toplamda 5 numune analiz edilmiştir.	yaklaşık olarak 450'den 3200 net.rev./L aralığındadır. TA98-S9(+) sisteminde numunelerin 4/5'i 160-520 net.rev./L aralığında mutajenik aktivite göstermiştir. Diğer taraftan TA100-S9(-) sisteminde bütün numuneler 6200-79000 net.rev./L aralığında mutajenik aktivite gösterirken, S9(+) şartlarında numunelerin 3/5'inde 1000-6500 net.rev./L aralığında dağılmışken kalan ikisinde negatif sonuç çıkmıştır.	
9	Aggazzotti vd. (1998)	Modena, İtalya'daki kapalı yüzme havuzlarında THM'lara maruz kalınma araştırılmıştır. THM'ların çevresel biyolojik gözlemi yapılmıştır. THM'ların gözlemi sürekli kapalı yüzme havuzunda bulunan ve müsabaka için antrenman yapan beş rakip yüzücü (3 bay ve 2 bayan, hepsinin yaşları 17-21 aralığında) üzerinde yapılmıştır. Denekler antremandan önce 1 saat havuza girmeden orada bulunup ondan sonra düzenli olarak 1 saat antreman yapmıştır.	Havuz suyunda CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 33,7 (25-43), 2,3 (1,8-2,8), 0,8 (0,5-1) ve 0,1 µg/L'dir. Yüzmeden önce havuz havasındaki CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 91,7 (69-103), 10,5 (7-14), 5,2 (4,0-7,0) ve 0,2 µg/m ³ 'tür. Bu arada alveoler havadaki CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 76,5±18,6, 6,5±1,3, 1,4±0,8 ve 0,2 µg/m ³ 'tür. CHCl ₃ sudaki bütün THM'ların %91'ini temsil ederken, havuz havasındakinin dinlenme ve yüzme esnasında sırasıyla %84'ünü ve %86'sını temsil eder. Yüzmeden önceki dinlenme süresince alınan CHCl ₃ , BDCM ve DBCM miktarları sırasıyla 24-28, 2,8-3,7 ve 1,5-2,0 µg/sa'tir. 1 saatlik yüzme sonrasında ise alınan bu miktarlar sırasıyla 134-209, 20-30 ve 14-22 µg/sa'tir.	Dinlenme esnasında THM'e maruz kalma sadece soluk alma yolu ile olur. Yüzme esnasında aynı zamanda dermal temas ve yutma kazalarında önemlidir. Alveoler havadaki THM'ların miktarı 1 saatlik yüzme sonrasında önemli bir miktarda artmıştır. Ardından akciğerlerde THM'ların azalması farklı hızlarda olmuştur.
10	Judd ve Black (2000)	Bu çalışmada yüzme havuzlarında DYÜ'lerinin oluşumu araştırılmıştır. Laboratuvar ölçek ve pilot ölçekli çalışmaların ikisinde de yüzme havuzlarındaki suyun arıtımı test edilmiştir. Çalışma; üre, kreatin ve Histidinden sırasıyla 29,6, 3,62, 2,42 g/L içeren sentetik vücut suyu ile yapılmıştır. Diğer bileşikler orantılı olarak eklenmiştir.	Laboratuvar ölçekli çalışmada (22 gün sonunda en yüksek 90 µg/L) CHCl ₃ oluşumu pilot ölçekli çalışmadakinden (3 gün sonra 16 µg/L'de dengelendi) daha fazladır. Bu çalışma, laboratuvar ve pilot ölçekte DYÜ'lerinin oluşumunda önemli farklar olduğunu önermektedir. İlk lab-ölçek çalışmalar sentetik vücut sıvısının klorlama ile yapılan klasik kimyasal dezenfeksiyon ile oluşan THM'lar ve kloraminler açısından gerçek vücut sıvısının makul bir temsili olduğunu göstermiştir. Ancak pilot-ölçek çalışmalarda çok daha az THM oluşmuştur. 14 saatten fazla işletme süresinde BFA'nın kesikli (dalgalanmalı) eklenmesi ile oluşan THM seviyesi aynı zaman periyodunda aynı miktarda sabit dozda sürekli eklenmesi ile oluşan THM miktarından çok daha fazladır.	Havuz suyu ve havalandırılmış havanın her iksinin de daha derin analizi, böyle bir birikimin aslında hangi ölçüde olacağını ortaya koyacaktır.
11	Fantuzzi vd.	Bu çalışma 1998 yılında Modena,	Yüzme havuzu suyunda THM'ların seviyesi 39,8±21,7 (17,8-70,8)	Alveollerdeki havada bulunan

	(2001)	İtalya'daki 5 kapalı yüzme havuzlarında çalışan 32 personelin THM'lara ne ölçüde maruz kaldıklarını belirlemiştir. THM'lara maruz kalmanın çevresel ve biyolojik gözlemi yapılmıştır. Yüzme havuzlarındaki personelin bireysel maruz kalmaları alveoler havalarındaki THM'ların konsantrasyonundan tahmin edilmiştir.	$\mu\text{g/L}$ 'dir. Sudaki CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 seviyeleri sırasıyla 33,2 (6,1-68,4), 4,2 (2-5,3), 1,9 (0,4-5,4) ve TE $\mu\text{g/L}$ 'dir. Havuz tarafındaki çevre, resepsiyon ve makina dairesindeki havada ortalama THM'ların seviyesi ise sırasıyla $58,0 \pm 22,1$, $26,1 \pm 24,3$ ve $25,6 \pm 24,5 \mu\text{g/m}^3$ 'tür. CHCl_3 ve BDCM ortamdaki havada sürekli bulunurken, DBCM ve CHBr_3 sürekli gözlenemedi. Eğitimciler (ör. havuzda çalışanlar), resepsiyon görevlileri ve makina dairesinde çalışanların alveoler havalarında THM seviyesi sırasıyla $58,0 \pm 22,1$, $26,1 \pm 24,3$ ve $25,6 \pm 24,5 \mu\text{g/m}^3$ olarak bulunmuştur. Genel olarak alveoler havada THM'lar $20,9 \pm 15,6 \mu\text{g/m}^3$ seviyesindeyken, CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 seviyeleri sırasıyla $18,7 \pm 14,7$, $1,8 \pm 1,7$, $0,5 \pm 0,4$ ve TE $\mu\text{g/m}^3$ 'tür. Alveoler havadaki THM seviyesi, havadaki THM seviyesinin %40-60'ı kadardır.	THM seviyesi, havadaki THM seviyesi ile önemli derecede ($r=0,605$) ilişkilidir.
12	Nemery vd. (2002)	Yüzme havuzlarında çalışanlara ve yüzücülere olumsuz sağlık etkileri olduğu bildirilmiş	Çalışma göstermektedir ki; bulgular astımlı kişiler yüzme havuzlarını çoğunlukla tolere edememektedir fakat bu önemli bir problem olarak görülmemektedir. Ayrıca müsabaka yüzücülerinde diğer sporculara nazaran daha fazla bronşiyel hiper-hassasiyet ve astıma rastlanmıştır. Bu etkilere muhtemel olarak tahriş edici maddelerin sebep olduğu öne sürülmüştür.	Bu çalışma yüzme havuzlarının, çocuklar ve halk üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesi gerektiğini önermektedir.
13	Kim vd. (2002)	Bu yayında Chunchon, Kore'de yüzme havuzu model sistemi üzerinde insan kaynaklı maddelerin (saç, losyon, salya, deri ve üre gibi) klorlanması ile oluşan beş uçucu DYÜ'leri (CHCl_3 , BDCM, CH, DCAN ve TCP) araştırılmıştır. Reaksiyon 24-72 saatlik zaman periyodunda pH=7'de yeterli klorlama yapılarak uygulanmıştır.	Saç, losyon, salya, deri ve idrar için yeraltı ve yerüstü sularının TOK'ları sırasıyla 1,3-2,7 ve 2,5-3,4 mg/L'dir. Ancak bunların karışımının TOK seviyesi yüksek seviyelerdedir (4,9-5,6 mg/L). CHCl_3 ve BDCM seviyesi zamanla artan bir trend göstermiştir. Her durumda (yüzey suyu ve yeraltı suyu) saç, losyon, salya, deri ve idrar karışımında, bu karışımı oluşturan bileşenlerin tekil çözeltilerinden daha yüksek seviyelerde CHCl_3 , BDCM, CH ve DCAN oluşmuştur. Çoğu durumda yüzey sularında yeraltı sularından daha fazla DYÜ'leri oluşmuştur. Genellikle CHCl_3 oluşumu en fazla iken bunu BDCM ve CH takip eder. Yüzey suyuna insan kaynaklı kirleticilerin karışımı girdiğinde CHCl_3 ve BDCM oluşumu dururken DCAN oluşumu artar. Azot içeren bileşiklerin bozunma reaksiyonunun artışı, DCAN oluşumunun artmasına yol açmıştır. DYÜ'leri ve TOK; yüzey ve yeraltı	Yüzme havuzlarından organik maddelerin düzenli olarak giderilmesi, DYÜ'lerinin oluşumunun kontrolünde önemli rol oynar. pH'ın DYÜ'lerinin oluşumuna etkisinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.

			sularının ikisinde de birbiri ile ilişki göstererek ($r^2=0,78$), insanların yüzme havuzlarına devamlı TOK getirmesi sonucu zamanla DYÜ'leri artış gösterir.	
14	Chu ve Nieuwenhuisen (2002)	Londro'daki 8 kapalı yüzme havuzundan alınan toplamda 44 su numunesinin TOK ve THM'ların analizi yapılmıştır. Havuza girenlerin sayısı ve karışım belirlenmiştir. Çeşitli parametrelerin farklılığı ve onların ilişkisi belirlenmiştir. Numuneler 17 Haziran 2000 ile 14 Temmuz 2000 arasında alınmıştır.	Bütün havuzlardaki TOK'un geometrik ortalaması 5,8 (3,3-12,9 mg/L) mg/L ve toplam THM'ların geometrik ortalaması 125,2 µg/L'dir (57-222,5 µg/L). CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 113,3 (45-212), 6,9 (2,5-23), 2,0 (0,7-7), 0,8 (0,7-2,0) µg/L'dir. Numune alma sırasında havuzda 5,9 (1-16) kişi bulunmaktadır. Havuzda bulunanlar ile THM'lar ve CHCl ₃ arasında güçlü bir bağlantı ($r=0,7$) vardır. TOK ile havuzda bulunanlar arasında ise orta derecede bağlantı ($r=0,5$) vardır.	Yüzme havuzlarında bulunan diğer DYÜ'lerinin oluşumu ve çeşitliliği ile sağlığa etkilerinin daha iyi anlaşılması önemlidir.
15	Erdinger vd. (2004)	Bu çalışma; kapalı yüzme havuzlarındaki suda ve havadaki, üç farklı CHCl ₃ konsantrasyonunda 60 dakikalık egzersiz süresince maruz kalınma ile vücuda alınan miktar belirlenmiştir. Bu çalışma Heidelberg, Almanya yakınında bulunan küçük bir şehirdeki kentsel yüzme havuzunda yapılmıştır. Kan örnekleri bütün katılımcılardan yüzme öncesinde ve sonrasında kol damarından alınmıştır. Günlük katılımcı sayısı 10-17 arasında değişmiştir.	Su ve havadaki CHCl ₃ konsantrasyonları sırasıyla 7,1-24,8 µg/L ve 85-235 µg/m ³ aralığında değişmektedir. Yüzme öncesinde kan örneklerindeki CHCl ₃ ve BDCM konsantrasyonları sırasıyla 0,08 ve 0,07 µg/L'dir. Scuba tank ile yüzenlerin yanındaki CHCl ₃ seviyesi 0,31±0,25 µg/L iken tank kullanmayanlarda 0,99±0,47 µg/L'dir. Havuzun çevresinde yürüyen insanlarda ise CHCl ₃ seviyesi 0,31±0,25 µg/L'dir. CHCl ₃ 'e maruz kalmada esas faktör nefes almadır.	Dermal temas önemli olabilecekken bu çalışmada üzerine düşülmemiştir.
16	Glauner vd. (2005)	Bu çalışma membran filtrasyonu ve genotoksisite testi, havuz suyunun bileşiminin karakterizasyonu ve etkili giderimi için gerekli membran moleküler kesme ağırlığının tanımlanması için uygulandı. Araştırma gaz klor ile arıtılan bir kapalı bir açık yüzme havuzunda	Yüksek sayıda yüzücü, havuzda yüksek TOK konsantrasyonuna neden olur. Bu da THM'ların oluşumunu artırır. 818 ve 2341 kişinin ziyaret ettiği yüzme havuzundaki TOK miktarı sırasıyla 1,6 ve 2 mg/L'dir. Bu yüzme havuzları için THM'ların miktarı sırasıyla 35 ve 47 µg/L'dir. Serbest klor ve kloramin miktarı sırasıyla 0,4-0,7 ve 0,1-0,4 mg/L'dir. Membran filtrasyonu ile ayrılan bölüm; DYÜ'lerinin (AOX olarak) çoğunun moleküler ağırlığının dağılımının 1000 g/mol'ün altında olduğunu	Bu çalışma yüzme havuzlarından DYÜ'lerinin gideriminin çok maliyetli olduğunu ve gelişmiş teknolojilere ihtiyaç olduğunu göstermektedir.

		yapıldı. Havuz suyu numunelerinin ve membran filtrasyonundaki bölümün karakterizasyonu TOK ve adsorblanabilir organik halojenler (AOX) ile yapıldı.	göstermiştir. 200 g/mol'ün altındaki bölüm ise AOX'un 30%'undan fazlasını içerir. ÇOK'un dağılımı AOX'unki ile benzerlik gösterir. Düşük moleküler ağırlıkta, genotoksiste en kuvvetli olarak bulunmuştur. Bu yüzden önemli miktarda DYÜ giderimi moleküler kesme ağırlığının 200g/mol'ün altında olan membranlar ile sağlanabilmektedir.	
17	Bernard vd. (2006)	Bu çalışma çocukluk astımı, saman nezlesi ve sürekli havuzda bulunma (SHB) ile aralarındaki ilişkiyi araştırmıştır. Bruksel'de 10 ilkokuldan yaşları 10-13 arasındaki aynı havuza çeşitli sürelerde bulunan toplam 341 çocuk (172 erkek ve 169 kız) üzerinde araştırma yapılmıştır. Çocuklarda NOi, eNO ve toplam ve aeroalerjen-spesifik seron IgE konsantrasyonları ölçülmüştür. Çocuklar arasında astımın varlığı test edilmiştir.	Bu çalışma, endüstrileşmiş ülkelerde havuz sularının klor içeriğinin artışı ile çocukluk astımının arttığı hipotezi desteklemiştir. 341 çocuğun 40'ı (%11,7) astımlıdır. Yüksek eNO riski ile SHB ilişkilidir hatta doktor tanılı astımlı çocuklarda kalıcıdır. SHB aynı zamanda nefes darlığı (OR=1,17) ve öksürük riskinin artması ile ilişkilidir. Solunum yolu semptomları birleştiği zaman özellikle en az üç solunum yolu semptonları görünme olasılığı ile SHB ile ilgili güçlü bir ilişki bulunmaktadır (OR=1,23). Her 100 saatlik SHB ile astım riski %80 artış göstermektedir. 13'ü (%44,8) astımlı olan 29 çocukta eNO testi pozitif çıkmıştır. eNO testi pozitif olan aynı zamanda aeroallerjen-spesifik IgE'de pozitif olan çocuklarda IgE toplam serum yükselmiştir. Hırıltısı olan 32 çocuğun (%9,4) yaklaşık yarısının astımla ilişkili ya da eNO testinin pozitif olduğu görülmüştür. Astım ve hırıltı yaygınlığı kızlara oranla erkeklerde daha yaygın bulunmuştur.	Astım ve yüksek eNO riski ile SHB ilişkili olarak bulunmasına rağmen toplam serum IgE artan SHB ile azalarak ters yönde bir ilişki göstermiştir. Hijyen ve enfeksiyonlar ile ilgili çeşitli faktörler kandaki spesifik IgE'yi etkilemektedir.
18	Carraro vd. (1996)	Bu çalışmada " <i>klora maruz kalma astım gelişimi ile ikişkiliyse, ozaman oezinofilik havayolu inflamasyonunun göstergesi olarak nefesteki NO konsantrasyonunun artışı, sürekli yüzme havuzlarında bulunan çocuklarda tespit edilebilir</i> " hipotezi ile Padova'daki ilköğretim ve ortaokuldaki çocukların NO solunum oranlarını (FENO) ölçmüştür. 100'ü havuzda bulunan ve 141'i havuzda bulunmayan 241 çocuk test	Havuzda bulunan ve bulunmayan çocuklarda FENO seviyesi farklılık göstermemiştir. FENO'nun ortalama ve dördebölenler aralığı (IQR) 2 alt grupta: yüzmeyenlerde 9 ppb (IQR, 7,1-14,6), yüzenlerde 10,5 ppb (IQR, 7,2-15,4) benzer değerler vermiştir. Bu çalışma FENO seviyesi ve astım geçmişi ile yeni üst solunum yolu enfeksiyonu geçirmiş olma ile önemli bir korelasyon olduğunu göstermiştir. Haftada 1-2 saat kapalı yüzme havuzunda bulunan çocuklarda FENO seviyesi artmaması klor türevlerine arada maruz kalanlarda eosinophilic havayolu inflamasyonuna neden olmadığını göstermiştir.	Eğlence olarak yüzmenin (1-2 saat/hafta) astım üzerinde etkisi olmamasına rağmen sürekli yüzenler antrenörler ve yüzme havuzlarında çalışanlar yüksek derecede astım ve diğer solunum yolu semptomları riskine sahiptir. Daha iyi anlaşılması gereklidir.

		edilmiştir.		
19	Caro ve Gallego (2007)	Bu çalışmada çalışanların ve yüzücülerin birlikte kapalı yüzme havuzlarında THM'lara maruz kalmasını headspace ve gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi tekniği kullanarak idrar numunelerinin analizi edilerek yapılmıştır. Yüzme havuzu Cordoba'daki (İspanya) Rabanales Üniversitesinin kampüsünde bulunmaktadır. Farklı numune alma dönemlerinde 14 çalışan denek ile 10 yüzücü bu çalışmaya katılmıştır. Çalışanlardan; çalışmanın başlangıcında, ortasında ve sonunda 2 saatlik aralıklarla idrar numunesi alınmıştır. Yüzücülerden alınan idrar numunesi yüzmeden 5-15 dakika öncesi ve sonrasında alınmıştır.	Havuz suyunda CHCl_3 ve BDCM sırasıyla 120 (100-145) ve 2,2 (2-2,4) $\mu\text{g/L}$ aralığında bulunmuştur. Yüzme öncesinde idrarda CHCl_3 ve BDCM konsantrasyonları sırasıyla 0,47 (0,44-0,51) ve 0,02 (0,018-0,023) $\mu\text{g/L}$ 'dir. 2 saat maruz kalma sonunda idrar örneklerinde CHCl_3 ve BDCM konsantrasyonları sırasıyla 0,89 (0,81-0,99) ve 0,036 (0,032-0,039) $\mu\text{g/L}$ 'dir. 4 saat maruz kalma sonunda CHCl_3 konsantrasyonu 1,16 ve 1,28 $\mu\text{g/L}$ aralığına artmış (ortalama 1,21 $\mu\text{g/L}$). BDCM konsantrasyonu ise 0,046 ve 0,053 $\mu\text{g/L}$ aralığına artmıştır. (ortalama 0,05 $\mu\text{g/L}$). Yüzme havuzunda CHCl_3 seviyesinin yüksek olması ile idrarda CHCl_3 seviyesinin yüksek olması (bu çalışmada belirlenen korelasyon katsayısı =0,92) idrar analizlerinin bu bileşiklere maruz kalınmanın iyi bir biyolojik göstesi olduğunu göstermiştir.	Katılımcıların idrarında bulunan BDCM miktarı ile havuz suyundaki konsantrasyonu arasında ilişki bulunamamıştır.
20	Jacobs vd. (2007)	Yüzme havuzlarının karakteristiği ile çalışanların aktivitesi ve solunum semptomları arasındaki ilişki incelenmiştir. Hollanda'da büyüklüklerine göre sınıflandırılmış 500 kapalı yüzme havuzu tesisinden istatistik analiz programı kullanılarak rastgele numuneler alınmıştır. Üç yüzme tesisi (52 çalışan) ve 19 gönüllü çalışan araştırmada kullanıldı. Havuz karakteristiği ve uzun dönemde maruz kalma seviyesi arasındaki ilişkinin belirlenmesi için	Kloramin konsantrasyonu 0,38-1,10 aralığında olup ortalama 0,66 mg/m^3 'tür. Bütün havuzların havasındaki ortalama NCl_3 konsantrasyonu 560 $\mu\text{g/m}^3$ 'tür (130-1340 aralığında). Serbest havuzlar ve müsabaka havuzlarında aynı değerler görülmüştür. Su yüzeyinden 30-150 cm üzerinden alınan hava numunelerinde sırasıyla 560 (130-1340) ve 570 (140-1270) $\mu\text{g/m}^3$ NCl_3 görülmüştür. Yüzme öğretmenleri çalışma ile ilgili semptomların önemli kısmının üst hava yolundaki sinüzit (OR:2,4 (1,2-4,9)), kronik soğuk algınlığı (OR:3,4 (1,2-10,1)) ve boğaz ağrısı (OR:2,4(1,2-4,5)) olduğunu bildirmiştir. Kötü çevre şartlarında solunum semptomları 1,4-1,6 kat daha fazla görülmüştür. Uzun dönem birikmiş trikloramın seviyesi solunum semptomları (OR:1,4) ve saman nezlesi (OR:1,4) ile önemli derecede ilişkilidir. Anketlerde burun iltihabı içeren alerji bildirimi OR=1,6	Havuzun tipi ve hava numunelerinin konumuna bakılmaksızın havuzun havasındaki NCl_3 konsantrasyonu tutarlıdır. Yüzme havuzunda çalışanların genel Hollanda nüfusundan daha fazla solunum problemi yaşadığı tespit edilmiştir. Bu çalışmada Hollanda'daki yüzme havuzlarının açıklanan genel durumuna karşın yüzme havuzlarının solunum problemlerindeki rolünün daha

		trikloramin seviyesi ölçüldü. Çalışma nüfusunda alınan numunelerin kloramin seviyesinde maruziyet tahmin edildi.	oranındadır (%95 Cl 1,2-2,0). Kloramin seviyesi ve yüzücü sayısı ile, havuzdaki serbest klor konsantrasyonu ve havuz üzerindeki hava hacminin basit bir göstergesi olarak tavan yüksekliği arasında önemli derecede istatistiksel ilişki vardır.	iyi anlaşılması için kontrollü çalışma yapılmalıdır.
21	Li ve Blatchley (2007)	Bu çalışmada, aşırı klor/öncül (Cl/Ö) mol oranında yüzme havuzlarında azotlu organik öncüllerin (kreatinin, üre, L-histidin ve L-arginin) klorlanması sonucu uçucu DYÜ'lerinin oluşumu araştırılmıştır. Su numuneleri kentsel kapalı ve açık yüzme havuzlarından toplanmıştır. Bütün deneyler pH=7.5'te bikarbonat tamponlama sistemi (120 mg/L CaCO ₃) kullanılarak gerçekleştirilmiştir.	Dört model organik azotlu öncüllerin (kreatinin, üre, L-histidine ve L-arginin) hepsinde de NCl ₃ oluşmuştur. Aynı zamanda kreatininin klorlanması sonucunda diklorometilamin (CH ₃ NCl ₂) oluşmuştur. L- histidinin klorlanması sonucunda siyanojen klürür (CNCl) ve dikloroasetonitril (CNCHCl ₂) oluşmuştur. Yüzme havuzlarından alınan numunelerde kabaca 100 µg/L (Cl ₂ olarak) NCl ₃ , 10 µg/L CNCHCl ₂ , ve 10 µg/L CH ₃ NCl ₂ belirlenmiştir. Bu dört azotlu organik bileşikten en aktif NCl ₃ oluşumu ürede olmuştur. pH=7.5, kreatin 1.8 x 10 ⁰⁵ M ve klor/öncül mol oranı 8,0 olduğu durumda sabit duruma ulaşıldığı 4 saat klorlama sonucunda 150 µg/L NCl ₃ oluşmuştur. 24 saatlik klorlama periyodunda 1500 µg/L CH ₃ NCl ₂ oluşmuştur.	pH'in etkisi araştırılmamıştır. Dahası sıcaklık, pH ve öncül parametrelerinin etkileşimi anlaşılamamıştır. Gelecek çalışmalar bu konuya bakmalıdır. NCl ₃ gözlerde ve üst solunum sisteminde tahriş edici olarak gösterilmiştir. CNCHCl ₂ solunum sisteminde ve deride tahriş edici olarak ve insanlarda mutasyona yol açabileceği gösterilmiştir. Aynı zamanda CNCl çok yüksek konsantrasyonlarda bile çok toksiktir.
22	Lubick (2007)	Bu çalışmada yüzme havuzlarında DYÜ'leri tartışılmıştır.	Yüzme havuzları çalışanlarında ve yüzücülerde üst solunum yolu rahatsızlıkları ile kapalı ve açık yüzme havuzlarının havasındaki yüksek kloramin seviyesi ilişkilidir. Almanya'daki havuzlar, A.B.D'ndekilerle karşılaştırıldığında aşırı DYÜ'leri oluşumunu engellemek için havuz suyunu düzenli değiştirme veya flokülasyon methodu kullanarak daha az klor kullanım eğilimindedir.	Sağlığa faydalı olan yüzmenin kimyasal maruziyete karşı tartışılması gereken riskleri vardır. Yüzme havuzlarında diğer DYÜ'lerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
23	Pardo vd. (2007)	Yüzme havuzlarının fiziksel ve kimyasal parametreleri ile hidroterapistlerde deri iltihabı (D.İ.) sıklığının arasındaki ilişki araştırılmıştır. 39 havuzda görevli hidroterapistler test edilmiştir.	Etkilenen ve etkilenmeyen gruptaki hidroterapistler ile ilgili olarak kimyasal ve fiziksel parametreler arasında belirgin bir fark görülmemiştir. Klorlanan havuzlarda D.İ. görülme olasılığı gaz klor kullanılan havuzlarda klorun diğer türleri kullanılan havuzlardan 1,49 dağılım katsayısı (Cl=17-1,89; P=0,017) kadar daha fazladır. Klorun diğer formları yerine gaz formunun kullanıldığı havuzlarda, hidroterapistlerde D.İ. sık görülmesine neden olacak belirgin bir etken tanımlanamamıştır. Gaz klorun	Bu çalışmada D.İ. sorumlu olan kimyasallar ve/veya DYÜ'leri ayrıştırlanamamıştır.

			kullanılması ve pH'ın düşmesi yüzme havuzlarında daha agresif ortam oluşmasına yol açmış olabilir. Tahriş edici suya uzun süreli maruz kalmak D.İ. neden olmuş olabilir.	
24	Villanueva vd. (2007a)	Araştırmacı bu çalışmada havuzda duş alma, banyo yapma ve yüzme sırasında dermal adsorpsiyon, nefes alma ve suyu yutma ile THM'lara maruz kalmanın mesane kanseri ile ilgisinin olup olmadığını araştırmıştır. 1998-2001 yılları arasında İspanya'da yapılan hasta-kontrol çalışmasında 1219 hasta ve 1271 kontrol'den hayatları boyunca su kullanımları ve suyla ilgili alışkanlıklarının verileri toplanarak coğrafi bölgelerdeki THM seviyesi ile ilgilendirilmiştir. İspanya'daki beş bölgeden (Barcelona, Valle's/Bages [Sabadel ve Manresa şehirlerini içermekte], Alicante, Tenerife ve Asturias) 18 hastanenin katılımıyla hasta ve kontroller tanımlanmıştır.	Konutlardaki suda bulunan THM'ların seviyeleri dört sınıfa ayrılmıştır: ≤ 8 , $>8-26$, $>26-49$ ve >59 $\mu\text{g/L}$. Klorlanan yüzey sularının konutlarda kullanımı sırasında ve duş alma ile ortalama THM'lara maruz kalma dört gruba ayrılmıştır. Ortalama evsel THM seviyesinin ≤ 8 $\mu\text{g/L}$ 'den küçük olmasının yerine >49 olması durumunda uzun süreli THM'lara maruz kalınması sonucunda 2,1 olasılık oran ile (%95 CI:1,09-4,02) mesane kanserine yakalanma riski iki katına çıkarmaktadır. Klorlanan su içmeyen deneklerle beraber 35 $\mu\text{g/gün}$ THM yutan insanları karşılaştırdığımızda olasılık oranı 1,35 (%95 CI:0,92-1,99) olmaktadır. Duş ve banyo sırasında THM seviyesinin olasılık oranı en düşük çeyrek ile karşılaştırıldığında yüksek bir oran olan 1,83 (%95 CI:1,17-2,87)'tür. Yüzme havuzlarında olasılık oranı 1,57'dir (%95 CI:1,18-2,09). Endüstrileşmiş bölgelerde düzenli seviyede klorlanan sudaki THM'lara uzun süreli maruz kalmanın mesane kanseri ile ilişkisi vardır.	Geçmiş THM seviyeleri belediyeler tarafından THM seviyesi bir su kaynağında değişmeden sürekli kaldığı varsayılarak tahmin edilmiştir. THM'ların çeşitliliği ile belirsizlik analizi THM'ların potansiyel riskleri hakkında gelişmiş bilgiler sağlayabilir. Dahası bu çalışmada ayrılmamış diğer DYÜ'lerinin varlığı etki etmiş olabilir.
25	Villanueva vd. (2007b)	Bu çalışmada hamilelik sırasında maruz kalınan THM'ların miktarı denekler arasında ve içerisindeki çeşitliliğin THM seviyesinde çeşitliliği, yüzme havuzlarındaki THM seviyesi ve suyla ilgili alışkanlıkların toplam THM alımına etkileri tahmin edilmiştir. Araştırmacı Ekim-Kasım 2004 arasında 109 bayan ile avlerinde röportaj yaparak musluk suyundan numune almıştır. Bunların kırkç	Ekim-Aralık ve Nisan-Mayıs aylarında musluk suyundaki ortalama THM'ların seviyesi sırasıyla 61,3, 45,1 ve 54,5 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Yüzme havuzlarında ortalama THM seviyesi 80,4 (63,5-97,6) $\mu\text{g/L}$ 'dir. Yüzme havuzlarında CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 miktarları sırasıyla 66,5 (47-81,7), 9,3 (5,1-11,9), 3,2 (1,4-4,6) ve 1,4 (1-1,9) $\mu\text{g/L}$ 'dir. Hamilelik süresince günlük su tüketim miktarı 1,9 L'dir. Evsel içme suyu kaynaklarının %80'i şişe, %8'i musluk ve %2'si diğer kaynaklardır. Hamilelerin %48'i hamilelik sürecinde havuza girmiştir. Toplam THM alımının sayısal anlamı 0,93 $\mu\text{g/gün}$ 'dür. Toplam THM alımına katkıda bulunanlar %64 duş alma, %23 havuzda yüzme, %12 banyo yapma ve %1 su içmedir. Sayısal çeşitlilik azdır ve ev halkının karakteristiği THM	Bazı çalışmalarda yüzme esnasında THM alınımı çok fazla bildirilmiştir. Ayrıca, içme suyunun katkısının düşük olması şişelenmiş su içme alışkanlığı nedeniyle olabilir.

		tanesi ile Nisan-Mayıs 2005'te yeniden iletişime geçilerek ikinci musluk suyu numunesi alınmıştır.	seviyesine etki etmez. THM seviyesindeki denekler içerisindeki çeşitlilik, denekler arasındaki çeşitlilikten üç kat daha fazladır.	
26	Zwiener vd. (2007)	Bu çalışma yüzme havuzlarının su kalitesini değerlendirmiştir. Önemli odak noktası DYÜ'leridir. Bu çalışma mevcut arıtma uygulamalarını araştırdı ve sürekli değişen yüklerde aşağıdaki gereksinimleri karşılayacak şekilde yeni arıtma teknolojilerinin ihtiyacı vurgulandı: (1) partikül ve mikroorganizma giderimi; (2) düşük MW DYÜ'lerin ve organik maddelerin minimizasyonu ya da giderimi; ve (3) DYÜ oluşumunun minimizasyonu ile birlikte etkili dezenfeksiyon.	Flokülasyon ve kum filtrasyonu ile yapılan geleneksel arıtmaya alternatif olarak membran filtrasyonu ümit verici bir arıtma methodudur. ÇOK'u yüksek oranda giderir ve filtrasyon ile karşılaştırdığımızda daha az atık oluşturur. Çocuk yüzücülerde solunum yolu ve kulak enfeksiyonu ile astımın gelişme riskinin artmasına neden olur. Klorlanan su ile yüzme ve banyo/duş yapma; mesane kanseri riskinin 1,6-2,0 kat artmasına sebep olur. THM'a maruz kalma ile (bütün yollarla) mesane kanseri riskinin artışına GSTT1-1 geni yol açar. THM'ların dağılımını kapsayan mekanizma, dermal/solunma ile maruz kalınması ve GST1-1'in aktivasyonunun mutasyona yol açtığını göstermektedir. Yeni oksidasyon ve filtrasyon methodlarının uygulanması, kaynak suyundaki bromür ve iyodidin giderimi, kapalı havuzlarda hava sirkülasyonunun artışı ve yüzücülerin temizliğini temin etmek DYÜ'lerini azaltabilir.	Etkili ÇOK ve TOX giderimi, çok düşük moleküler kesme ağırlığı olan filtrasyon gerektirir. TOX'ın dağılımı %30'u <200 Da'un altında, %50'si 100-200 Da arasındadır. Düşük MWCO membranlar çok maliyetlidir. Bu nedenle risk ve maliyet içerir.
27	Caro Gallego ve (2008)	Kapalı yüzme havuzlarında çalışanların ve yüzücülerin THM'lara maruz kalması alveoler hava ve idrar numunelerinin analizi ile değerlendirildi. Cordoba'daki (İspanya) Rabanales Üniversitesinin kampüsünde bulunan yüzme havuzundan Ocak-Haziran 2007 tarihleri arasında alınan numunelerin analizi yapıldı. Su ve ortamdaki havada bulunan THM'ların çevresel gözlemi de yapıldı. 15 çalışan ve 12 yüzücüden çalışma öncesi ve sonrasında aynı anda alveoler hava ile idrar numuneleri alınarak örnekleme	Havuz suyundaki ortalama CHCl_3 ve BDCM seviyesi sırasıyla 85-155 ve 1,8-2,2 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Havuzdaki havada ortalama CHCl_3 ve BDCM seviyesi ise sırasıyla 92-340 ve 4,3-12,1 $\mu\text{g/m}^3$ 'tür. Alveoler havadaki ortalama CHCl_3 seviyesi maruz kalmadan önce 1 saatlik yüzme sonunda veya 2 saatlik çalışma sonunda ve 4 saatlik çalışma sonunda sırasıyla 2,5-5,6, 7,1-115,2 ve 9,4-59 $\mu\text{g/m}^3$ 'tür. Aynı zamanda alveoler havadaki BDCM miktarı maruz kalmadan önce 1 saatlik yüzme veya 2 saatlik çalışma sonunda sırasıyla TE ve TE-3 $\mu\text{g/m}^3$ olarak bulunmuştur. İdrar numunelerinde ortalama CHCl_3 miktarı maruz kalmadan önce 1 saatlik yüzme veya 2 saat çalışma sonunda ve 4 saatlik çalışma süresi sonunda sırasıyla 0,418-0,531, 0,81-1,612 ve 0,521-1,303 $\mu\text{g/L}$ bulunmuştur. Aynı zamanda idrardaki BDCM miktarı maruz kalmadan önce 1 saatlik yüzme veya 2 saatlik çalışma sonunda sırasıyla 0,0178-0,023 ve 0,0212-0,0741 ve 0,0236-0,054 $\mu\text{g/L}$ olarak bulunmuştur. Çalışanlarda ve yüzücülerde ortamdaki hava	Havuzda yüzme ve çalışma sonrası akciğerde ve idrardaki THM'ların ve BDCM'nin miktarı başlangıçtan çok fazladır. İdrar ve akciğerdeki hava CHCl_3 ve THM'lara maruz kalınmanın iyi birer biyolojik göstegesidir.

		yapıldı.	ve alveoler havadaki CHCl_3 arasında sırasıyla 0,9 ve 0,96 korelasyon katsayısı ile ilişki vardır. Çalışanlarda ve yüzücülerde alveoler hava ve idrardaki CHCl_3 arasında sırasıyla 0,92 ve 0,94 korelasyon katsayısı ile ilişki vardır. CHCl_3 ve BDCM'nin boşaltım eğrisi birinci dereceden kinetiği takip eder. Çalışanlar ve yüzücüler için iki bileşiğin hız sabiti ve yarı ömrü sırasıyla dakikada 2.8×10^{-2} ve 26 dakikadır.	
28	Kaydos-Daniels vd. (2008)	Otelin kapalı havuzlarından kloraminlere maruz kalmanın havuzdaki partiye katılan çocuklar arasında yaygın olduğu hipotezinin grup ve çevre çalışması değerlendirilmiştir. Durum oteli 5-6 Ekim 2002'de ziyaret edenlerden oteli ziyaret ettikten sonra kloramine maruz kalmanın 3 veya daha fazla belirtilerini göstermesi olarak tanımlanmıştır. Toplam 128 fert ile bu çalışma için röportaj yapılmıştır.	128 katılımcının 32'sinde bu durum gözlenmiştir. Yaygın belirtiler öksürük (%84), göz yanması (%78) ve kaşıntı (%34)'dir. Hastalık havuz bölgesine girmek ile alakalı olsa da (OR=19,9 %95 Cl:2,3-172) en çok yüzme ile alakalıdır (OR=72 %95 Cl:9,1-568). 6 Ekim 2002'de havuzdaki kloramin seviyesi ≥ 7 ppm'dir (optimum seviye=0 ppm, maksimum seviye=0.5 ppm). Havuz operatörünün havuz ekipmanı konusunda resmi eğitime ihtiyacı vardır. Yüksek kloramin seviyesi havuzun içindeki ve yanındaki kişilerde hastalığa sebep olabilir	Bu çalışma düzenli havuz ekipman ihtiyacının, iyileştirilmiş hava kalitesinin, havuzlarda çalışan operatörlerin sertifikasyonu ve eğitiminin ve sağlıklı yüzme egzersizi eğitiminin gerekliliğinin altını çizmiştir.
29	Fitch vd. (2008)	Bu çalışma 22-24 Ocak 2008'de Lausanne, İsviçre'de gerçekleştirilen Uluslararası Olimpik Komitenin Fikir Birliği Konferansı'nda sunulmuştur. Elit atletlerde astımın anlaşılmasına odaklanılmıştır.	Klorlanan havuzlara, soğuk havaya, alerjenlere ya da yüksek seviyede kirleticilere maruz kalmak solunum yolunu duyarlı hale getirebilir veya tahriş edebilir. Solunum yolu epitel hücreleri üzerinde aşırı nefes alma sonucunda oluşan mekanik stres araçların serbest kalmasına neden olabilir. Bu araçlar solunum yolunda iltihap oluşmasına ya da artışına yol açarak solunum yolunun şekil değiştirmesine ve çeşitli solunum yolu tıkanmalarına yol açabilir. Özellikle elverişsiz koşullarda yapılan uzun süreli yoğun antrenmanlar elit atletlerde astım gelişiminin riskinin artması ile ilişkili görünmektedir.	Yüzme havuzlarında belirli şartlar altındaki koşullar elit atletler için olumsuz etkiler gösterebilir. Yüzme havuzlarının astım üzerindeki etkilerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
30	Panyakapo vd. (2008)	Araştırmacılar Nisan 2005-Mart 2006 tarihleri arasında Tayland'taki Nakhon Pathon Belediyesi bölgesindeki yüzme havuzları sularındaki ve musluk suyundaki	Musluk suyunda ortalama CHCl_3 , BDCM, DBCM, CHBr_3 ve THM'ların ortalama konsantrasyonu sırasıyla 13,9, 6,1, 1,5, 1,6 ve 23,3 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Yüzme havuzlarında ortalama CHCl_3 , BDCM, DBCM, CHBr_3 ve THM'ların ortalama konsantrasyonu sırasıyla 20,3, 13,2, 10,2, 3,0 ve 46,7 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Bu verilen eş değer aralığı ise	Bromlu THM'ların dağılımı yüzme havuzlarında önemli derecede fazladır ve bromlu THM'lar insanlar üzerinde daha fazla riske sahip olabilir.

		trihalometan (THM) konsantrasyonunu incelemiştir. Bu çalışma yüzücülerin ve yüzmeyenlerin kanser risini belirlemiştir.	sırasıyla 9,5-37, 8,9-18, 5,2-22,8, TE-6,6 ve 26,2-65,1 µg/L'dir. Musluk suyu ve yüzme havuzlarında THM'lara maruz kalma sonucu oluşan kanser riski sırasıyla 4.65×10^{-5} ve 7.53×10^{-4} 'tür. Yüzme havuzlarında THM'lara maruz kalma sonucu oluşan risk, THM'ların toplam riskinin %93,9-94,2'si kadardır.	Musluk suyunda ve yüzme havuzunda bromlu THM'lar toplam riskin sırasıyla %86,3'ü ile %94,2'sini oluşturması CHCl_3 'ün yüzücüler üzerinde çokta önemli bir etkisinin olmadığını gösterir. Ayrıca risklerin bildirilmesi durumunda CHCl_3 'ün kanserojen etkilerinin önüne geçilebilir.
31	Nystad vd. (2008)	Çalışma bebek yüzücülerin hayatlarının ilk 6 ayında etkilenmelerinin 6-18 aylarda solunum yolu rahatsızlıkları üzerindeki etkilerinin araştırılmasını hedeflemiştir. Norveç Anne ve Çocuk Toplum Çalışması (MoBa), Norveç Halk Sağlığı Enstitüsü tarafından 1999-2005 yılları arasında doğan bebeklerin doğumundan itibaren 18. Aya kadar izlenmesi ile yapılmıştır. Çalışma 30870 bebeği içermektedir. Bebeklikte yüzmenin etkileri, potansiyel etkenler ayarlanarak lojistik regresyon analizi ile tahmin edilmiştir.	6-18 ay arasındaki çocuklarda Alt Solunum Yolu Enfeksiyonu (LRTI), hırıltı ve kulak iltihabı görülmüştür. LRTI, hırıltı ve kulak iltihabının görülme oranı sırasıyla %13,3, %40, %30,4'tür. Annelerinde saman nezlesi bulunan çocuklarda hırıltı daha sık görülmüştür. LRTI, hırıltı ve kulak iltihabı kızlarda, erkeklere göre daha fazla görülmüştür. Bebekken yüzen solunum yolu hastalığı olmayan 6 aydan küçük çocuklarda hırıltı riski artarken aOR:1,08 (1,02-1,15) 6 aydan önce solunum yolu rahatsızlığı bulunanlarda risk artmamıştır. Annesi saman nezlesi olan solunum yolu rahatsızlığı olmayan 6 aydan küçük çocuklarda hırıltı riski aOR:1,24'e artar. Bu çalışma erken bebeklikte yüzmenin 18 aylığa kadar hırıltıya sebep olabileceğini iddaa etmiştir.	Sonuçlar erken bebeklikte (0-6 ay) yüzmenin sonraki yaşamda (ör. 18 aya kadar) hırıltıya sebep olabileceğini öne sürmektedir. Bu çalışma bebeklerin yüzmeye ani ara vermeleri sebebiyle bazı kısıtlamalara sahiptir. Bu bulguları sağlamlaştıracak bundan başka çalışmalara ihtiyaç vardır.
32	Schoefer vd. (2008)	Bu çalışma erken yaşta yüzmenin erkencil enfeksiyonlar ve alerjik hastalıklarla arasındaki bağlantıyı araştırmıştır. Almanya'da 2003-2005 yılları arasında 6 yıllık eğitimlerini takip eden 2192 çocuk incelenmiştir. Korelasyonları hesaplamak için iki	Çocukların yaklaşık %30,1'i bir yaşında önce yüzme havuzlarında bulunmaya başlamış ve %90'ından fazlası ise üç yaşından önce havuzda bulunmaya başlamıştır. Erken yüzme havuzlarında bulunmanın (hayatlarının ilk 1 yılında) sonraki hayatlarında alerjik rahatsızlıkların yüksek seviyede olması ile ilgisi yoktur. İlk bir yılda diyarenin yüzme havuzları ile ilişkisi vardır. İlk bir yıl yüzmeye katılmayan bebeklerde daha düşük oranlarda solunum	Bu çalışma ilk bir yıl yüzmeyen çocuklarda yüksek oranda astım belirlenmesinin daha iyi anlaşılması gerektiğini önermektedir. Bu grup çalışmasında bebeklerin sağlık durumlarının aynı olup

		değişkenli ve çok değişkenli lojistik regresyon analizi kullanılmıştır.	yolu enfeksiyonu ve kulak iltihabı gözlenir.	olmadığı açık değildir.
33	Walse ve Mitch (2008)	Bu çalışma yüzme havuzlarında N-nitrosodimethylamine (NDMA) oluşumunu incelemiştir. Su numuneleri 27 farklı havuzdan temin edilmiştir (altı hamam, sekiz kapalı havuz, bir açık/kapalı havuz, dokuz açık havuz ve açık deniz aslanı havuzu ve balina havuzu ve penguen havuzu). Havuzların hepsi serbest klor ile (ör: sodyum hipoklorit, kalsiyum hipoklorit vs.) dezenfekte edilmektedir.	Bu çalışma kapalı yüzme havuzlarındaki NDMA konsantrasyonunu milyonda bir kanser riskine sahip 0,7 ng/L konsantrasyonunda NDMA içeren içme sularından 500 kat daha fazla olduğunu bildirmiştir. 24 °C'de kapalı havuzlardaki NDMA konsantrasyonu (Ort: 32 ng/L, Max: 44 ng/L) açık havuzlardakinden (Ort: 5,3 ng/L Max: 6,9 ng/L) altı kat daha fazladır. Kapalı hamamlardaki NDMA konsantrasyonu (Ort: 313 ng/L Max: 429 ng/L) kapalı havuzlardakinden yaklaşık on kat daha fazladır. Kapalı UV/klor uygulanan havuz ozon/klor uygulanan açık balina ve deniz aslanı akvaryumunun hepsinde NDMA konsantrasyonu yaklaşık 10 ng/L olarak bulunması düşük klor dozunun UV veya ozon ile beraber kullanılmasının NDMA oluşumunu azalttığını göstermektedir. Nitrit ve NDMA arasında ortalama bir bağıntı varken ($r^2=0,61$) nitrit ve DMNA arasında güçlü bir bağıntı ($r^2=0,91$) vardır.	Yüzme havuzlarında yüksek konsantrasyonda NDMA bulunmasının insan sağlığı üzerinde ciddi riskleri vardır.
34	Font-Ribera vd. (2009)	Sabadell (İspanya)'da yaşları 9-12 arasındaki 3223 çocuk yüzme havuzlarında bulunmanın astım ve alerjik durumlar/belirtiler ile arasındaki ilişkinin değerlendirilmesi bu çalışmada yapılmıştır. Çalışma Haziran 2006'da yapılmıştır. Anketle çocukların hayatlarında ne sıklıkla yüzme havuzlarında bulundukları ve son 12 ayda geçirdiği belirtiler (hırıltı, astım tedavisi, burun iltihabı ve alerjik nezle) aileleri tarafından doldurulmuştur. Yüzme havuzlarında bulunma belirtilerinin olasılık oranı ve %95 güvenlik aralığı eklenerek belirleyici ve çok	Yüzme havuzlarında bulunmak çok az astımın varlığı, nezle ve alerjik nezle belirtileri ile ilişkilidir. Aynı zamanda kapalı ve açık yüzme havuzlarının her ikisinde de bulunmak çocuklarda egzemaya yol açabilmektedir. 2 yaşından önce yüzme havuzlarında bulunlarda astım (OR:0,79 %95 Cl:0,43-1,46), nezle (OR:0,86; %95 Cl:0,68-1,08) ve alerjik nezle (OR:0,72; %95 Cl:0,54-0,96) 4 yaşından sonra yüzme havuzunda bulunmaya başlayan çocuklara göre daha sık görülür. Yaşamları boyunca havuzlarda bulunma ile egzemada artışın ilişkisi vardır (OR:1,71 %95 CL:1,38-2,12 [0 yaşındakiler göre >5 yaşındakilerde]).	Solunum ve alerjik semptomların klinik teşhisinin yapılmaması sonucu araştırmacılar bazı hatalı sınıflandırmalar yaparak hatalı sonuç bulmuş olabilirler. Çalışmanın yenilenmesi gerekmektedir.

		değişkenli regresyon analizi ile değerlendirildi.		
35	Hsu (2009) vd.	Bu çalışmada kapalı yüzme havuzlarının havasındaki CHCl_3 konsantrasyonu izlenerek oluşturulan model ile CHCl_3 konsantrasyonu belirlenmiştir.	Çevresel şartlar, kullanıcıların aktivitesi ve hava akımının dönüşümünün etkisi yardımıyla yüzme havuzlarının havasındaki CHCl_3 'ü belirlemek için model geliştirilmiştir. Model simülasyonu ile ölçülen dataların arasındaki iyi uyum belirlenen modelin kapalı yüzme havuzlarında hava kalitesinin yönetimi, operasyonel kuralları ve sağlık risklerinin değerlendirilmesinde kullanılabilirliğini sağlamaktadır.	Bilinen kadarıyla yüzme havuzları havasındaki CHCl_3 fazının belirlenmesi için ilk modeldir. Ancak modelin belirlediği ile ölçülen değer arasında farklılıklar olması nedeniyle modelin geliştirilmeye ihtiyacı vardır.
36	Lee (2009) vd.	Kapalı yüzme havuzlarında THM'ların oluşumu ve THM'lar ile THM'ların oluşumuna etki eden faktörlerin etkileri arasındaki ilişki çalışılmıştır. Yüzme havuzlarında THM'ların kanser riski belirlenmiştir. Seul, Kore'deki 183 kapalı yüzme havuzundan toplanan su örnekleri THM, TOK ve KMnO_4 tüketimi için analiz edilmiştir. Havuz suyu örneklerinde serbest kalıntı klor ve pH'da ölçülmüştür. Numune alınan havuzların 72'si klor ile dezenfekte edilirken, 86'sı ozon/klor ile ve 25'i ise EGMO (elektrokimyasal olarak üretilen oksidan karışımı) ile dezenfeksiyonu sağlanmaktadır.	Yüzme havuzlarındaki sulara bulunan THM'ların geometrik ortalamaları klor ile arıtılanlarda $32,9 \pm 2,4$ (1,8-104,3), ozon/klor karışımı ile arıtılanlarda $23,3 \pm 2,2$ (0,2-68,5), EGMO ile arıtılanlarda $58,2 \pm 1,7$ (12,6-135,2) $\mu\text{g/L}$ 'dir. Klorlanan havuzların sularında CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları sırasıyla 40,7 (0,2-101,7), 3,0 (TE-10,5), 0,5 (TE-5,6) ve TE $\mu\text{g/L}$ 'dir. Ozon/klorlama yapılan havuzların sularında CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları sırasıyla 28,5 (0,2-64,9), 2,4 (TE-5,7), 0,2 (TE-3,4) ve TE $\mu\text{g/L}$ 'dir. EGMO kullanılan havuzların sularında CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları sırasıyla 27,3 (6,8-55,6), 9,8 (1,6-26,9), 9,1 (TE-30,1) ve 18,8 (TE-36,2) $\mu\text{g/L}$ 'dir. Klorlanan ve ozon-klorlama yapılan yüzme havuzlarında THM konsantrasyon modeli birbirine benzerken (yaklaşık olarak %90), EGMO kullanılan havuzlarda düşük CHCl_3 konsantrasyonu bulunmasına karşık yüksek ve geniş bir aralıkta bromlu THM'lar oluşmuştur. Kanser riski değerlendirmesi THM'lara yutma ve dermal olarak maruz kalma genellikle 10^{-6} 'dan az olmasına rağmen yüzücüler soluma sonucu büyük risk altındadır ($7,7 \times 10^{-4} - 1,36 \times 10^{-3}$)	Ozon/klorlama yapılması sonucu klor veya EGMO kullanılan havuzlara göre çok daha az THM'lar oluşur. Ancak oluşan DYÜ'lerinin karakterizasyonu, onların riskinin daha iyi anlaşılması için önemlidir. EGMO, yüksek fraksiyonda bromlu THM'ların oluşmasına neden olur. Muhtemelen yüksek fraksiyonda bromlu HAA'lerin de oluşmasına sebep olmaktadır. Bromlu DYÜ'lerinin insan sağlığı üzerinde yüksek toksik etkilerinin bulunduğu bilinmektedir.
37	Uyan (2009) vd.	Yüzme havuzlarında düzenli olarak bulunan farklı kategorideki insanların klor türevlerinden etkilenmeleri bu çalışmada tartışılmıştır.	Her iki cinsiyetten de cankurtaranların yüzme havuzlarında trikloraminlere maruz kalmaları sonucu gözle ilgili akut tahrişler, burun ve boğaz semptomları riski vardır. Yoğun çalışan yüzücülerde klorlü bileşiklere uzun süreli maruz kalma sonucunda bronşiyel hassasiyetin artması ve solunum yolu	Yüzmenin astımın gelişimindeki rolünün aydınlığa kavuşturulması için ayrıntılı bir çalışma yapılmasına ihtiyaç vardır.

			iltihabının gelişmesine yol açması görülmüştür. Bu çalışma astımın gelişimi ile yüzmenin arasında bir ilişkinin gerçekten olup olmadığının belirlenmesi için daha kapsamlı bir çalışma yapılmasını önermektedir.	Yüzme havuzunun düzenli bakımı, klor ve sıcaklığın kontrolünün yanı sıra havalandırılmanın sağlanması önerilmektedir.
38	Weaver vd. (2009)	Bu çalışmada kapalı yüzme havuzlarında uçucu DYÜ'lerinin oluşumu incelenmiştir. Serbest klor ve DYÜ'lerinin analizi için su numuneleri 11 havuzdan 6 aylık dönem içerisinde (Şubat-Ağustos 2008) alınmıştır. Onbir uçucu DYÜ'leri tanımlanmıştır (NH ₂ Cl, NHCl ₂ , NCl ₃ , CHCl ₃ , CHBr ₃ , BDCM, DBCM, CNCl, CNBr, DCAN ve CH ₃ NCl ₂). Her bir havuz için toplam 25-40 numunenin analiz yapılmıştır.	Serbest klor konsantrasyonu ölçülebilir limitin altından 7,66 mg/L'ye (Cl ₂ olarak) kadar belirlenmiştir. Bu 11 DYÜ'lerinin 10 tanesi düzenli olarak meydana gelirken sadece BDCM'nin gelişmesi güzel olduğu belirlenmiştir. CH ₃ NCl ₂ 'nin konsantrasyonu ölçülebilir limit altı ile (1,6 µg/L) 50,48 µg/L arasındadır. NH ₂ Cl'nin CNCHCl ₂ , CHCl ₃ , NHCl ₂ , CH ₃ NCl ₂ , CNBr ve CHBr ₃ ile korelasyon katsayıları 0,35-0,8 aralığındadır. CNCl hariç diğer DYÜ'leri ve serbest klor arasında da benzer aralıkta korelasyon görülür (r=-0,35 (bileşik) ve -0,85 (tek başına))	Havuzlarda bu DYÜ'lerinin oluşum mekanizmasının elde edilmesi faydalı olabilir.
39	Weisel vd. (2009)	Çocuklarda solunum yolunun tahribatının astıma neden olmasında yüzme havuzlarındaki DYÜ'lerinin etkisi bu çalışmada araştırılmıştır. Araştırmacı çocukların DYÜ'lerine maruz kalması ve yüzme havuzlarındaki biyolojisi ile çocukluk astımının başlangıcı ile ilişkisinin anlaşılması için bilimsel method tanımlamıştır ve bu konunun araştırılması için araştırma gündemi önermektedir. Bu veriler ile 21-23 Ağustos 2007'de Leuven, Belçika'da workshop yapıldı.	Workshop'tan elde edilen çocuklukta yüzmenin astımın başlangıcı ile ilişkisinin kanıtlarının kesin olmadığı belirtildi. Çocuklar arasında astımın karakterizasyonu ve maruziyetin değerlendirilmesinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir. Bu ilişkinin geliştirilmesi için disiplinler arası uygulamalar gerekmektedir. Solunum yolunu tahriş edebilecek bütün kimyasalların kapsamlı karakterizasyonunun yapılması ve havuzun havasındaki alerjenlerin toksikolojik konsantrasyonlarının belirlenmesi önemlidir. Kapalı yüzme havuzlarının atmosferinde yeterince yüksek konsantrasyonda bulunan solunum yolunu tahriş ederci olarak tanımlanan DYÜ'leri özellikle NCl ₃ akciğerde astımın gelişimine sebep olabilir.	Yüzme havuzlarındaki DYÜ'leri çocukluk astımının tek sebebi olmayabilir. Astıma sebep olabilen biyolojik ajanların varlığında astımın gelişimini sağlayabilir. Genç yaşta astımın karakterizasyonu ve özellikle maruziyetin değerlendirilmesi ile ilgili halen daha doldurulması gereken önemli bilgi boşlukları vardır.
40	Aprea vd. (2010)	Bu çalışma Siena, İtalya'daki dört kapalı yüzme havuzunda havuz personelinin ve yüzücülerin	Havuz suyundaki CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 10,2-127, 0,25-19,2, 0,52-20,4 ve 0,13-5,9 µg/L'dir. Havuz yaklaşık 9 saat kullanıldıktan sonra	Su ve hava arasındaki trihalomtanların taşınmasında havuz suyundaki

		THM'lara maruz kalmasını araştırmıştır. Yüzme havuzlarının hacimleri 400, 470, 476,3 ve 700 m ³ 'tür. Bu havuzlar değişik seviyelerde nitrat (0,7-15 mg/L), isocyanic asit (<20-75 mg/L) ve serbest kalıntı klor içermektedir. Havuzu kullanan kişi sayısı en çok 150-300 arasındadır. Altı cankurtaran ve dört eğitmen havuzda çalışmaya başlamadan önce ve suda bulunduktan sonra gözlenmiştir. Otuzbir yüzücünün biyolojik gözlemi yapılmıştır (15'i farklı seviyelerde yüzme bilen, dört müsabaka yüzücüsü ve 12 su jimnastiği yapan).	havuzun çevresinden alınan hava numunelerinde (21-182 µg/m ³) giyinme odası, koridor ve ofisten alınan numunelerden daha yüksek miktarda CHCl ₃ bulunmaktadır. Havuz personelinin nefesindeki CHCl ₃ miktarı 18-183 µg/m ³ aralığındadır. Sudaki ve su dışındaki aktivitenin öncesinde ve maruz kaldıktan sonra idrarda CHCl ₃ konsantrasyonu sırasıyla 0,123 ve 165 µg/L ve 0,404 ve 0,342 µg/L'dir. Çalışma yüzme sırasında toplam absorplanan miktarın önemli bir kısmının nefes alma ile gerçekleştiğini göstermiştir.	konsantrasyonu, sıcaklık, suyun karışımı ve yüzücülerin suya atlaması gibi faktörler etki eder. Ayrıca, havanın devridaiminin yüzme havuzunun etrafındaki havada bulunan DYÜ'lerinin konsantrasyonu üzerinde önemli etkisi vardır. DYÜ'lerinin türleri ve değişkenliklerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
41	Fantuzzi vd (2010)	Bu çalışmada kapalı yüzme havuzunda çalışanların kendilerinin bildirdiği solunum, göz ve deri semptomları ve bunların DYÜ'lerine mesleki maruz kalmalarının ilişkisi belirlenmiştir. Bu araştırma Ekim 2007-Nisan 2008 tarihleri arasında İtalya'daki Emilia Romagna bölgesinde yirmi kapalı yüzme havuzunda yapılmıştır. 133 çalışana sağlık durumları hakkında anket yapılarak bilgi toplanmıştır. Çalışanların alveoler hava numunelerinde THM'ların konsantrasyonu belirlenmiştir.	Çalışanların yaklaşık olarak % 65,4, 52,6, 48,9 ve 44,4'ünde sırasıyla soğuk algınlığı hapsırma, kırmızı göz ve gözde kaşıntı görülmüştür. Yaklaşık %7,5'inin astımı vardır. Diğer bölgelerde çalışanlara (ofis, kafe vs.) göre havuzda çalışanlarda (cankurtaran ve eğitmenler) daha sık kırmızı göz, burun akıntısı, ses kısılması ve soğuk algınlığı belirtileri görülmektedir. Diğer çalışanlara göre havuzda bulunanlarda genellikle daha fazla siğil, mantar, egzema ve kurdeşen görülmektedir. Kafede çalışanlarda (17,6±20,2 µg/m ³), ofis (14,4±12,1 µg/m ³) ve makina dairesinde çalışanlara (13,6±4,4 µg/m ³) göre cankurtaranlarda ve eğitmenlerden alınan alveoler hava numunelerinde THM seviyesi daha yüksektir (28,5±20,2 µg/m ³). Alveollerinde 21 µg/m ³ 'ten daha fazla THM olan çalışanlarda kırmızı göz, gözde kaşıntı, solunum güçlüğü/astım ve burun tıkanması riski alveollerinde düşük THM bulunan çalışanlara göre daha yüksektir.	Sağlık durumları ile ilgili bilgiler klinik teşhir ve medikal kontrol olmadan anket ile elde edilmiştir. Bunun bir sonucu olarak bulgular üzerinde kişisel yanılgıların etkisi olabilir.
42	Font-Ribera vd. (2010)	Bu çalışma yüzme havuzlarında maruz kalma ile potansiyel olarak	Bu çalışmada akciğer fonksiyonu, SP-D, 8-isoprostane, sekiz sitokin veya VEGF'de önemli bir değişim gözlenmemiştir.	Akciğer fonksiyonlarının yüzme havuzlarındaki

		akciğer deformasyonuna sebep olabilecek mekanizmanın bulunması için solunumla ilgili bazı biyolojik göstergelerin kısa dönemdeki değişimi incelenmiştir. Araştırmacı 48 tane sigara içmeyen sağlıklı yetişkinde kapalı yüzme havuzunda yüzmeden önce ve 40 dakika yüzdükten sonra akciğerin işlevini yerine getirmesini ve havayolu iltihabı (FeNO), sekiz sitokin ve solunan havanın kondensatında vasküler endothelial gelişim (VEGF), oksidatif baskı (solunan hava kondensatında 8-isoprostane), akciğer geçirgenliği ve kanda CC16 biyolojik göstergeyi ölçmüştür. Solunan havadaki THM'lar maruz kalınan bellibaşlı DYÜ olarak hesaplanmıştır. Barselona, İspanya'daki 25 m uzunluğundaki yüzme havuzu bu çalışmada kullanılmıştır. Mayıs, Haziran, Eylül, Ekim 2007'de her gün 1-4 kişinin katılımıyla 09:00'dan 14:00'a kadar test edilmiştir.	Ortalama kan CC16 seviyesi 6,01'den 6,21 µg/L'ye yükselmiştir. Egzersiz ve DYÜ'ne maruz kalma arasındaki ilişki iltihap yapan mekanizmaları içermeyen açıklandı. Bu çalışma kısa dönemde kanda CC16 değişimi ve uzun dönemde sağlığa etkilerinin klinik belirlenmesinin yapılması gerektiğini önermektedir.	aktiviteden etkilenmemesine rağmen onların uzun dönem etkilerinin anlaşılması önemlidir. Ayrıca geçmiş bazı çalışmalar yüzme havuzlarındaki su ile ilgili olarak sağlıkla ilgili bazı belirtileri bildirmiştir. Bunun daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
43	Kogevinas vd. (2010)	Bu çalışmada kapalı yüzme havuzlarında DYÜ'lerine maruz kalan yüzücülerde genotoksik etkileri araştırılmış ve havuz suyundaki DYÜ'lerinin genotoksisitenin biyogöstergeleri ile ilişkili olup olmadığı belirlenmiştir. Bu çalışma Barcelona, İspanya'daki	Havuz suyunda ortalama THM'ların konsantrasyonu 45,4±7,3 µg/L'dir. Havuzdaki havada THM'ların konsantrasyonu 74,1±23,7 µg/m³'dir. Solunan havada ortalama THM'ların konsantrasyonu yüzmenin öncesinde ve sonrasında sırasıyla 1,2 ve 7,9 µg/m³'tür. Yüzmeden sonra solunan havada 1 µg/m³ THM'ların artışı ile ortalama 0,3 MN/1000 hücre artmıştır (CHCl₃:0,29, BDCM:1,92; DBCM:1,71 ve CHBr₃:5,04 MN/1000 hücre). Exfoliated orothelial hücrede MN yoğunluğu 1 µg/m³ DBCM (2,44 MN/2000 hücre) ve	Yüzme havuzunda HAA'lerin seviyesi yüksek olabilir ve bunların etkisinin araştırılması önemlidir. Ayrıca yüzme havuzunda bulunan diğer DYÜ'lerinin etkilerinin değerlendirilmesi gerekmektedir.

		yüzme havuzlarında Mayıs-Ekim, 2007 arasında gerçekleştirilmiştir. Sigara içmeyen 49 yetişkin gönüllüden kapalı yüzme havuzunda yüzmeden önce ve 40 dakikalık yüzme sonunda kan, idrar ve nefes örnekleri alınmıştır. Solunan havadaki THM'ların konsantrasyonu, yüzmenin öncesinde ve 1 saat sonrasında mikronüklei (MN) değişimi ve peripheral lenfosit kanında DNA tahribatı (comet assay) yüzmenin öncesinde ve 2 saat sonrasında idrar mutajenitesi (ames assay) ve yüzmenin öncesinde ve 2 hafta sonrasında exfoliated urothelial hücrelerde MN ile karşılaştırması yapılmıştır.	CHBr ₃ (4,29 MN/2000 hücre) artışı ile artmıştır. Bu THM'lar için (tek başına ve beraber) 1,5 saat yüzme sonunda idrardaki mutajenite artmıştır. Bu çalışma yüzme sonrasında solunan havadaki bromlu THM konsantrasyonunun değişimine dayanarak iki biyolojik göstergenin (PBL'lerdeki MN ve idrardaki mutajenite) genotoksitesinin artışı belirlemiştir. Solunan havadaki toplam veya tek başına bulunan THM'lar DNA tahribatının seviyesi ile ilgili değildir.	
44	Lakind vd. (2010)	Bu çalışmada yüzme havuzlarında insanların DYÜ'lerine maruz kalması, sağlığa etkileri ve alternatif dezenfektanlar incelenmiştir.	Yüzme havuzlarında açığa çıkan patojenlerin yüzücülerin sağlığına etkileri, hijyen, havuz işletimi ve bakımı iyi belgelenmiştir. Yüzme fiziksel çalışma performansı ve kalp atış hızı ve aerobik etkinliğe yardım eder. Bu çalışma brominli dezenfektanlar, O ₃ , bakır/gümüş (Cu/Ag) ve UV dezenfeksiyonu gibi diğer dezenfektanlardan kaynaklı DYÜ'lerinin çoğunlukla bilinmediğini göstermiştir. Br ve iyot (I) içeren DYÜ'leri klor içeren DYÜ'lerinden daha çok genotoksiktir. İnsan vücudundaki glutathione S-transferase-theta-1 (GSTT 1-1) enziminde bromlu DYÜ'leri mutajenik aktivite gösterir.	Kirleticilerin girmesinin azaltılması ve dezenfeksiyon yönteminin geliştirilmesi ile kimyasal ve biyolojik olarak daha sağlıklı yüzme havuzları elde edilebilir.
45	Lee vd. (2010)	Bu çalışmada Seoul, Kore'de Haziran-Kasım 2006 arasında 86 kapalı yüzme havuzunda DYÜ'lerinin (THM'lar, HAA'leri HAN ve CH) konsantrasyonu ölçülmüştür. Örnek alının havuzların 30 tanesi	Klorlanan havuzlardaki CHCl ₃ , BDCM, DBCM, CHBr ₃ , DCAA, TCAA, DCAN, TCAN, BCAN, DBAN ve CH konsantrasyonları sırasıyla; 20,9±13,2, 2,1±1,4, TE, TE, 68,3±69,2, 156,4±180,9, 3,9±3,3, TE, 0,8±0,5, 0,5±0,3 ve 16,9±8,7 µg/L'dir. Ozon/klor kullanılan havuzda ise bunların konsantrasyonu sırasıyla 7,4±5,9, 1,1±0,9, TE, TE, 12±8,3, 17,4±24,6, 1,3±0,9, TE, 0,4±0,2, 0,4±0,3 ve 3,6±3,0	Klorlama ve ozon-klorlama yapılan yüzme havuzlarının sularında THM, HAA ve HAN konsantrasyonları benzer model göstermektedir. Ancak, EGMO ile dezenfeksiyonu

		klorlanıyor, 30 tanesi ozon/klorlama yapılıyor ve 26 tanesi ise elektrokimyasal olarak üretilen oksidant karışımı (EGMO) kullanılıyordur. Havuzdaki toplam organik karbon KMnO_4 tüketimi, serbest kalıntı klor, pH ve nitrat gibi diğer çevresel etkenler ile DYÜ'leri arasındaki ilişki incelenmiştir.	$\mu\text{g/L}$'dir. EGMO kullanılan havuzda ise bunların konsantrasyonu sırasıyla $14,5 \pm 10,7$, $10,1 \pm 8,7$, $8,9 \pm 7,3$, $4,1 \pm 4,7$, $33,7 \pm 26,4$, $97,2 \pm 96,9$, $3,8 \pm 2,5$, TE, $3,5 \pm 2,5$, $2,6 \pm 1,9$ ve $10,2 \pm 6,7$ $\mu\text{g/L}$'dir. Klor, ozon/klor ve EGMO ile arıtılan sularda en çok THAA'ler (toplam DYÜ'lerinin sırasıyla %72,6'sı, %64,3'ü ve %60,8'i) bulunurken sonra TTHM'lar (toplam DYÜ'lerinin sırasıyla %13,7'si, %21,4'ü ve %25,5'i) ve THAN'ler (toplam DYÜ'lerinin sırasıyla %3,4'ü, %6,0'ı ve %6,6'sı). Bütün yüzme havuzlarında; TOK ile DYÜ'lerinin ilişkili olduğu görülmüştür (klor $r=0,82$, ozon/klor, $r=0,52$, EGMO $r=0,39$). Aynı zamanda nitrat ile toplam DYÜ'leri klor ve ozon/klor (klor $r=0,58$, ozon/klor $r=0,60$) ile dezenfeksiyonu yapılan yüzme havuzlarında pozitif ilişki gösterirken EGMO ile arıtılan havuzlarda negatif ilişki ($r=-0,53$) göstermiştir.	yapılan numunelerde THM'lar, bromlu DYÜ'leri (HAN'lerde BCAN ve DBAN) yüksek ve bol çeşitlilikte çıkmıştır. Ozon/klor ve EGMO az miktarda DYÜ'leri oluşturmaya rağmen bu dezenfeksiyon işlemlerinde yeni DYÜ'lerinin oluşumunun daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
46	Liviad vd. (2010)	Bu çalışmada musluk suyunu kaynak olarak kullanan farklı suların memeli hücrelerinde genotoksitesisi araştırılmıştır. Işıklendirme ve dezenfektanın etkileri incelenmiştir.	Veriler dezenfeksiyonu yapılan havuz sularının hepsinde genomik DNA hasarı kaynak olarak kullanılan musluk suyundan daha fazla oluşmuştur. Klorma UV ile kombine edildiğinde sadece klorlama yapılmasından daha yararlı olabilir. Genotoksitesite verileri bromlama etkenlerinden kaçınılması gerektiğini göstermiştir.	Havuzda suundaki idrarın giderimi veya organik öncüllerin dezenfeksiyonunun zararlı olabileceğinin müşterilere bildirilmesinin yararı olabilir.
47	Richardson vd. (2010)	Bu çalışmada Barselona'da (İspanya) kentsel yüzme havuzlarında klor ve brom ile dezenfeksiyon sonucunda mutajenitenin analitik sonuçlarla karşılaştırılması için dezenfektan türleri ve DYÜ'lerini tanımlayan kapsamlı bir çalışma yapılmıştır. İki yüzme havuzu (1 klorlanan ve 1 bromlanan) bu çalışma için seçilmiştir. Kişisel maruz kalmanın ve solunum yolu hasarı ile genotoksitesinin biyolojik göstergelerinin miktarının değerlendirilmesi için toplamda 49	Klorlanan yüzme havuzlarında CHCl_3, BDCM, DBCM, CHBr ve THM'ların ortalama konsantrasyonu $15,4$, $14,2$, $12,8$, $7,2$ ve $49,6$ $\mu\text{g/L}$ iken bromlanan yüzme havuzlarında CHCl_3, BDCM, DBCM, CHBr ve THM'ların ortalama konsantrasyonu $0,2$, $0,4$, $2,4$, $5,7$ ve $60,2$ $\mu\text{g/L}$'dir. Yüzme havuzlarında CHCl_3, BDCM, DBCM ve CHBr_3 ve THM'ların konsantrasyonlarının aralığı sırasıyla $8,4-20,8$, $9,3-26,8$, $6,5-22,6$, $3,0-16,5$ ve $35,2-65,2$ $\mu\text{g/L}$'dir. Klorlanan yüzme havuzlarında CHCl_3, BDCM, DBCM ve CHBr_3 ve THM'ların konsantrasyonlarına karşı gelen aralıklar sırasıyla $8,4-20,8$, $9,3-26,8$, $6,5-22,6$, $3,0-16,5$ ve $35,2-65,2$ $\mu\text{g/L}$ iken bromlanan yüzme havuzlarında bu değerlere karşı gelen aralıklar sırasıyla $0,1-0,3$, $0,2-0,7$, $2,1-2,7$, $52-64,3$ ve $54-67,2$ $\mu\text{g/L}$'dir. Klorlanan yüzme havuzlarının havasındaki NCl_3, CHCl_3, BDCM, DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları sırasıyla $170-430$, $11,9-61,6$, $7,5-23,4$,	Toplam THM'ların çoğu sağlık riskleri içerebilecek bromlu THM'lardır.

		sigara içmeyen gönüllü yüzmeden önce ve sonra test edilmiştir.	6,1-26,2 ve 4,4-22,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ iken bromlanan kapalı yüzme havuzlarının havasındaki bu değerler sırasıyla 70-100, 1,7-9,4, 1,7-4,8, 6,1-9,7 ve 53,3-101,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 'tür. Bu çalışma yüzme havuzlarının sularının mutajenikliğini içme sularınıninki kadar bulmuştur.	
48	Zarzoso vd. (2010)	Yüzücülerin ve personelin sağlığı üzerinde yüzme havuzlarında bulunmanın potansiyel olumsuz etkileri bu çalışmada araştırılmıştır.	Diğer çevresel etkenlerin de dolunum bozukluklarına katkısının olabileceğine rağmen "klor hipotezi" yüzme havuzlarında bulunan DYÜ'lerinin etksi ile açıklayarak gelişmiş bölgelerde astım gelişiminin artabileceğini varsaymaktadır. Potansiyel olumsuz etkilerini sınırlandırmak için (i) yüzme havuzlarında kullanılan kimyasalların miktarının kontrol edilmesi, (ii) su sıcaklığını fazla arttırmamak, (iii) etkili havalandırma sağlamak, (iv) yüzücülere hijyen kurallarına sıkı uydurmak gerekir. Bu problemlerden kaçınmanın iyi yolu alternatif dezenfeksiyon sistemleri kullanmaktır.	Alternatif dezenfeksiyon sistemlerinin kullanımı için dezenfeksiyon performansının geliştirilmesi yeni DYÜ'lerinin oluşması ve onların sağlığa etkilerinin bilinmesi gereklidir.
49	Bessonneau vd. (2011)	Rennes (Fransa)'deki onbeş yüzme havuzundan su ve hava kalitesinin ölçülmesi için sekiz defa numune alınmıştır. Su ve hava numuneleri yazın ve kışın çok ve az katılımın olduğu zamanlarda sabah ve akşam 3 saat boyunca toplanmıştır. Verilerin çözümlemesi çok değişkenli sıradan en küçük kareler (OLS) ve nicelik (QR) regresyonu ile yapılmıştır.	Yüzme havuzlarında toplam THM'ların ortalama konsantrasyonu 25,9 (4,8-80,7) $\mu\text{g}/\text{L}$ 'dir. THM'ların içerisinde CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları sırasıyla 21,8 (3,5-72,6), 2,6 (0,6-15,3), 0,8 (0,4-3,5) ve 0,4 (0,4-2,2) $\mu\text{g}/\text{L}$ 'dir. Havadaki THM'ların konsantrasyonu 74,9 (1,45-793) $\mu\text{g}/\text{L}$ iken CHCl_3 , BDCM, DBCM ve CHBr_3 sırasıyla % 88, 9, 2 ve 1'dir. Trikoramin konsantrasyonu 20-1260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aralığında iken ortalaması 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 'tür. Havadaki THM'ların konsantrasyonu kışın (148,3 $\pm$ 25,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) yaz sezonundan (78,1 $\pm$ 19,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) daha yüksek çıkmıştır. Aksine sudaki THM'ların konsantrasyonu kışın (23,3 $\pm$ 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) yaz sezonundan (30,1 $\pm$ 3,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) daha az çıkmıştır. Bu çalışma kışın havanın daha az değişiminin ortam havasındaki THM'ların ve NCl_3 miktarını arttırmış olabileceğini göstermektedir. THM'lar ve NCl_3 için bir diğer önemli etken yüzücülerin suyun hacmine oranı olarak tanımlanmış olmasıdır.	Bu çalışma yüzme havuzlarında THM'ların oluşumu için klor (serbest, bağlı ve toplam), TOK, klorür iyonları ve su sıcaklığının önemli etkisinin olmadığını bulmuştur. Gelecek çalışmalar kapsamlı bir araştırma ile bu konuya bakmalıdır.
50	Bernard vd. (2011)	Bu çalışma solunum yolu hastalıkları ve cilt tahrişinin yüzme havuzları ile ilgisini araştırmıştır.	Çalışma yüzme havuzu suyuna maruz kalma ile solunum yolu hastalıklarının artışına dair kanıtlar göstermiştir. Yüzme havuzlarının suyu ile akciğer epitel hiper-geçirgenliğin ve astımın ilişkisinin ihtimalinin altı çizilmiştir. Bu çalışma yüzme	Yüzme havuzlarında DYÜ'lerine kümülatif maruz kalmanın etkilerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.

			havuzlarının saman nezlesi ve alerjik burun iltihabı gibi üst solunum yolu alerjik hastalıkların yaygınlığının gelişimine katkı sağlayabileceğini bildirmiştir. 7 yaşından önce klorlanan açık yüzme havuzlarında düzenli olarak bulunmak özellikle ev tozu maytları gibi aeroallere hassaslaşma riskinin artmasına yol açabilir. Bu çalışma yüzme havuzlarında DYÜ'lerine maruziyetin en aza indirilmesi için çalışmalar yapılmasını önermektedir.	Bebeklik ve çocuklukta maruz kalmanın kapsamlı bir şekilde irdelenmesi gerekmektedir.
51	Cardador ve Gallego (2011)	Yüzücülerin ve çalışanların kapalı ve açık yüzme havuzlarında HAA'lere maruz kalmaları idrar numunelerinin analizi ile değerlendirilmiştir. Bu çalışma Ocak-Ağustos 2010 arasında biri kapalı biri açık Cordoba'daki (İspanya) Rabanales Üniversitesi Kampüsünde bulunan havuzlarda gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapalı ve açık yüzme havuzunda çalışan ve sürekli yüzen bay ve bayan 49 gönüllüyü kapsamaktadır.	Açık yüzme havuzu suyunda DCAA ve TCAA konsantrasyonları sırasıyla 148±15 ve 118±11 µg/L'dir. 2 saatlik çalışma sonunda idrardaki DCAA miktarı sırasıyla 0,051±0,013 ve 0,058±0,018 µg/L iken idrarda TCAA belirlenememiştir. Kapalı yüzme havuzunun suyunda DCAA ve TCAA miktarı sırasıyla 83±14 ve 117±21 µg/L iken 2 saatlik çalışma sonunda idrarda DCAA ve TCAA miktarı sırasıyla 0,313±0,072 ve 0,120±0,025 µg/L'dir. 4 saatlik çalışma sonunda ise bunların konsantrasyonu sırasıyla 0,450±0,094 ve 0,139±0,044 µg/L'dir. 20-30 dakikalık maruz kalma sonucu alınan HAA'lerin 3 saat içerisinde yok olduğu görülmüştür. Yüzme sırasında idrardaki DCAA konsantrasyonu sırasıyla yutma, soluma ve dermal temas yolu için sırasıyla 0,1605-3,038, 0,18-0,275 ve 0,055-0,071 µg/L'dir. Bu yollardan alım için idrardaki TCAA konsantrasyonu sırasıyla 3,57-5,248, 0,065-0,095 ve 0,014-0,027 µg/L'dir. MCAA olması durumunda yutma yolu ile alınan miktar 0,46-0,71 µg/L olarak belirlenmişken soluma ve dermal temas yolları için değer ölçülememiştir. HAA'lerin (ör., MCAA, DCAA ve TCAA) yok olması birinci dereceden bozunma kinetiğine uyar. Çalışanlar için DCAA ve TCAA'nın yarı ömrü sırasıyla 66±5 ve 61±3 dakikadır. Yüzücüler için TCAA'nın yarı ömrü DCAA, TCAA ve MCAA için sırasıyla 70±6, 66±4 ve 61±5 dakikadır.	Her durumda; idrardaki ve su numunelerindeki seviyeler birbiri ile ilişkilidir. Ancak yüzücülerdeki ilişki (TCAA, DCAA ve MCAA için ortalama korelasyon katsayısı, r=0,81) çalışanlardaki ilişkiden (TCAA, DCAA ve MCAA için ortalama korelasyon katsayısı r=0,95) daha düşük bulunmuştur.
52	Chen vd. (2011)	Kaohsiung (Tayvan)'daki halka açık yüzme havuzundan Kasım 2007 ve Nisan 2008 tarihleri arasında CHCl ₃ konsantrasyonunu belirlemek için sekiz defa numune alınmıştır.	Yüzme havuzlarının suyundaki CHCl ₃ konsantrasyonu 8-12,4 µg/L aralığındadır. Yüzeydeki CHCl ₃ konsantrasyonu 494-743 µg/m ³ 'ten içerideki havada 11,3-17,0 µg/m ³ 'e kadar bulunmuştur. Erkekler ve kadınlar için kanser riski sırasıyla 6,87x10 ⁻⁵ ve 5,46x10 ⁻⁵ olarak belirlenmiştir. Toplam riskin	CHCl ₃ 'ün kanserojenitesinin yeniden değerlendirilmesi gerekir.

		Suyun yüzeyine yakın katmanda ve havadaki konsantrasyonları tahmin etmek için iki katmanlı bir model geliştirilmiştir. Yüzme sırasında bir çok yolla (ör. yutma, soluma ve dermal temas) maruz kalma sonucu kanser riski belirlenmiştir	%99'undan fazlası soluma yolu ile oluşmaktadır. Soluma ile oluşan riskin fazla olmasının nedeni yüzeydeki CHCl ₃ konsantrasyonunun fazla olmasından kaynaklıdır.	
53	Dyck vd. (2011)	Bu araştırmada kapalı yüzme havuzlarında havadaki ve sudaki THM'lara maruz kalmanın değerlendirilmesi için çok ortamı bir model geliştirilmiştir. THM'ların verileri Quebec (Kanada)'daki 15 kapalı yüzme havuzundan toplanmıştır. Numuneler yıl boyunca (Ocak 2007-Şubat 2008) ayda bir defa alınmıştır. III seviyeli fugasite modeli, sluma, dermal temas ve yutma dozlarının belirlenmesi için geliştirilmiştir.	Yüzme havuzlarında ortalama CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonları sırasıyla 55, 1,23, 0,26 ve 0,26 µg/L olarak belirlenmiştir. CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonlarının aralıkları sırasıyla 12,9-215, 0-23,9, 0-27,1 ve 0-19,2 µg/L'dir. Model içerideki havadaki THM'ların miktarını kabul edilebilir doğrulukta belirleyebilmektedir. THM'ların dozu 5 yaş grubu için belirlenmiştir (1-4 yaş, 5-11 yaş, 12-17 yaş, 18-64 yaş ve >65 yaş). En yüksek THM dozu 1-4 yaş grubundaki çocuklardadır.	Model taze hava sirkülasyonu ve THM'ların oluşumunu içeren bazı önemli güncellemelere ihtiyaç duymaktadır. Yüzme havuzlarında THM'ların oluşumu bu modelde yeteri kadar ele alınmış olan sürekli bir süreçtir. Ayrıca, insan derisindeki korneum tabakasının alt ve üst tabakalarının arasında kararlı duruma geçmesi için THM'ların birkaç dakikaya ihtiyacı vardır.
54	Florentin vd. (2011)	Bu çalışma yüzme havuzlarının suyundaki DYÜ'lerinin sağlığa etkilerini araştırmıştır. Yüzücülerin yüzme havuzuna üre, amonyak, aminoasit, kreatinin, toplam azot ve diğer bileşikler bırakması özetlenmiştir. Bu çalışma aynı zamanda yüzme havuzlarının suyunda ve havasındaki THM'ların ve HAA'ların karakteristik konsantrasyonlarını da özetlemiştir.	Bu çalışma yüzücülerin bıraktığı üre, amonyak, aminoasit, kreatinin, toplam azot ve diğer bileşiklerin miktarının sırasıyla 320-840, 30-60, 15-50, 10-25, 400-1000 ve 20-45 mg/yüzücü olduğunu göstermiştir. Yüzme havuzlarının sularında THM'ların ve HAA'ların konsantrasyonlarında oldukça değişkenlik olduğu görülmüştür. Bromlu türlerin varlığının önemli olduğu görülmüştür. Bu çalışma THM'ların konsantrasyonunun ve maruz kalınan sürenin artması ile kolon kanseri riskinin artış gösterebileceğini göstermiştir. Bu çalışma genotoksitenin CHCl ₃ ile ilişki değil bromlu THM'lar ile ilişkili olduğunu bildirmiştir. Yüzme havuzlarındaki klorlu atmosfer astım, bronşiyal hiper reaktivite ve havayolu iltihabı riskini arttırarak akciğerler üzerinde zararlı olabilir. Çocukların yüzme havuzlarındaki	Yüzme havuzlarının sularının mikrobiyal durumundan hiçbir durumda taviz verilemeyeceği not edilmiştir.

			DYÜ'lerine maruz kalmaları aşırı risklidir. Özellikle çocuklarda yüksek konsantrasyonda trikloramine maruz kalmak, akciğerin gözenekli yapısına zarar verebilir ve astımın gelişimini sağlayabilir.	
55	Font-Ribera vd. (2011)	Bu çalışmada bebeklik ve çocuklukta yüzmenin 7 ve 10 yaşlarında astım ve alerjik belirtiler ile ilişkisi çalışılmıştır. Analizler Avon'da (UK) 5738 çocuk üzerinde gerçekleştirilmiştir. Yüzme üzerine veriler 6., 18., 38., 42., 57., 65. ve 81. aylarda anket yapılarak toplanmıştır. 7 ve 10 yaşlarında burun iltihabı, hırıltı, astım, egzema, saman nezlesi, astım tedavisi ve potansiyel karışıklıkların verileri anket ile toplanmıştır. 7-8 yaşındakilere solunum kapasitesi ve alerji testleri yapılmıştır.	Yüksek sosyal sınıf ve ebeveynlerin eğitim seviyesinin yüzme sıklığı ile ilişkilidir. Bu çalışma İngiliz çocuklarda yüzme ile astım riskinin artışı, saman nezlesi veya solunum ve alerjik belirtiler ile ilgisinin olmadığını göstermiştir. Yüzmenin akciğer fonksiyonlarının artışı ve öncesindeki solunum şartlarında çocuklar arasında bulunan astımın azalması ile ilişkili olduğu gözlenmiştir.	Bazı DYÜ'lerinin bazı semptomlar ile ilişkili olabilecek iken yüzme havuzlarının suyundaki DYÜ'leri seviyesi bu çalışmada bahsedilmemiştir.
56	Hansen vd. (2011)	Bu çalışma 6-8 arası pH değerlerinde sentetik insan sıvısının klorlanmasının etkilerini araştırmıştır. Deiyonize su, pH 6.0, 6.5, 7.0, 7.5 ve 8.0'de fosfat tamponu ile tamponlanmıştır. Çalışmada kullanılan sentetik vücut sıvısı Judd ve Bullock (2003)'ün önerdiği şekilde hazırlanıp 1 mg/L TOK konsantrasyonunda kullanılmıştır. Serbest klor konsantrasyonu 35 mg/L'ye ayarlanıp sürekli kullanılmıştır. Çalışma 1 mg/L Br ⁻ eklenerek tekrarlanılmıştır. THM'ların, HAA'lerin ve HAN'lerin	BFA'nın klorlanması ile (bromür eklemeyen) THM'lar, HAN'lar ve HAA'ler oluşur. pH'ın artışı ile THM'lar artarken HAN'lar azalır. pH'ın değişiminin HAA'lerin oluşumu üzerinde etkisinin olmadığı görülmüştür. pH=7'de bromun 0,27'den 0,11 µmol/L'ye azalması ile HAA azalırken THM ve HAN artmıştır (THM'lar 0,077'den 0,11'e ve HAN'lar 0,025'ten 0,056 µmol/L'ye). Bromür seviyesinin artması ile HAA ₅ (MCAA, BCAA, DCAA, DBAA ve TCAA'nın toplamı) azalmıştır. pH'ın 6'dan 7'ye çıkması ile suyun genotoksik potansiyeli yarıya inmiştir. Ancak pH'ın 8'e çıkması halinde genotoksisite aynı kalmıştır. Suda bromun varlığı genotoksik potansiyeli arttırmıştır. pH=7'de brom olmaması halinde toksisite 2.4x10 ⁻⁰⁵ iken brom olması halinde toksisite 6.5x10 ⁻⁰⁴ 'tür. Bromsuz yapılan çalışmalarda genotoksisiteye sadece HAN katkıda bulunmuştur.	Bu çalışmada pH'ın düşmesi halinde genotoksik potansiyelin arttığı bulunmuştur. Çalışma laboratuvar ölçeğinde kesikli yapılmıştır. Yüzme havuzlarında farklı pH'larda HAA'lerin oluşumunun ve genotoksik etkilerinin daha iyi anlaşılması için yeni çalışmalar yapılmalıdır.

		oluşumu ölçülmüştür.		
57	De Laat vd. (2011)	Bu çalışma yüzme havuzlarında üre ile klorun reaksiyonu araştırılmıştır. Ürenin (Üre=10µM-1mM) klorlanması 0,5-15 Cl ₂ /üre mol oranında gerçekleştirilmiştir. Yüzme havuzlarının sularındaki üre konsantrasyonunun belirlenmesi için Poitiers (Fransa) ve Poitiers'in çevresindeki 17 kapalı yüzme havuzundan toplam 50 numune alınmıştır.	Üre ve TOK'un ortalama konsantrasyonları sırasıyla 1,08 mg/L (std. Sapma=0,7) ve 3,5 mg C/L (std sapma=1,6) denk gelmektedir. TOK'un yaklaşık olarak %6,3'ü üredir. Sabah 10:00'dan akşam 8:00'e kadar başlangıç üre ve TOK konsantrasyonu sırasıyla 11,1±0,6 g ve 12,4±0,5 g'dır. 1,6-1,8 mg Cl ₂ /L klor varlığında 11 saatlik reaksiyon süresi sonunda klorlama ile azalan üre %11,2'dir (%3,6-15,4). Yüzme havuzu şartlarında üre çok yavaş bozunur. Uzun dönemde ürenin, klor ihtiyacı yaklaşık 5 mol Cl ₂ /mol üre'dir. 8-10 mol/mol klor dozlamasında yapılan klorlama sonucunda 0,7-0,8 mol NO ₃ /mol üre oluşur. Üre ile en hızlı klor tüketimi pH=7.5-8.0 aralığında gerçekleşirken asidik ve alkali pH değerlerinde reaksiyon çok yavaş gerçekleşmiştir. 4,1, 8,15 ve 15,3 mol/mol klor dozu uygulanması halinde TN giderimi sırasıyla %85, 70 ve 62'ye denk gelmektedir. 3, 4 ve 10 mol Cl ₂ /mol üre klor dozunda nitrat üretimi sırasıyla 0,1, 0,27 ve 0,76 mol/mol'e denk gelmektedir.	Ürenin çok yavaş bozunmasından dolayı havuz suyunun musluk suyu ile değiştirilmesi üre tarafından harcanan klor ihtiyacının azalmasını sağlayabilir.
58	Kanan ve Karanfil (2011)	Beş içme suyu artıma tesisinin (İAT) çıkışı ve üç sentetik vücut sıvısı (BFA) ile doldurulması durumunda yüzme havuzu sularında üç sınıf DYÜ'lerinin (THM'lar, HAA'lar ve HNM'lar) oluşumunda farklı	Doldurulan sudaki DOM'ye göre (2-8 mg Cl ₂ /mg TOK), BFA daha fazla klora ihtiyaç duyar (17-25 mg Cl ₂ /mg TOK). BFA, THM oluşum potansiyeline göre daha fazla HAA oluşum potansiyeli gösterirken, DOM ile doldurulduğunda tam tersi gözlenir. BFA ile DOM'li suda HNM oluşumu potansiyelinde belirgin bir fark yoktur. BFA içerisindeki farklı bileşenlerin testleri farklı seviye ve	Bu çalışma DYÜ'ler öncüllerinin farklı kaynaklarının etkisinin karşılaştırmasını yapmıştır. Diğer DYÜ'lerinin oluşumunun ve onların risklerinin daha iyi

		öncüllerin etkisi araştırılmıştır. Üç BFA literatürdeki tarife göre distile ve deiyonize su kullanılarak hazırlanmıştır. DOM numuneleri Güney Karolina'daki US: Spartanburg (SP), Startex-Jackson-Welford-Duncan (SJWD), Greenville (GV), Mrytle Beach (MB) ve Charleston (CH) içme suyu arıtma tesislerindeki durultma işleminden (ör: koagülasyon, flokülasyon ve çökeltme sonrası hiçbir oksidant ve dezenfektan eklemekten önce) sonra alınmıştır.	türde DYÜ oluşumunu göstermiştir. Diğer BFA bileşenlerine göre sitrik asit önemli derecede daha yüksek THM ve HAA oluşumu göstermiştir. Sıcaklığın etkisi DCAA ve TCAA oluşumuna göre CHCl ₃ 'te daha belirgin iken inkübasyon süresi THM'a göre HAA oluşumunda daha önemlidir. DOM'ye karşın BFA kloro daha duyarlıdır. Bu çalışma BFA bileşenlerinin her birinin reaktivitesinin hesaba katılmasının ve belli BFA karışım türlerinin ve DYÜ oluşumunun belirlenmesinde önemli olduğunu göstermektedir.	anlaşılması için geniş kapsamlı çalışma yapmak gerekmektedir.
59	Mukiibi vd. (2011)	Bu çalışma dezenfeksiyonda klor kullanmanın avantajlarını ve dezavantajlarını belirtmiştir. Sıcak iklimin etkileri tartışılmıştır.	Bu çalışma yüzme havuzuna gelen şebeke suyunun organik madde bakımından tamamen temiz olmadığını göstermiştir. Ayrıca, evlerdeki kullanıcılar mikrobiyal güvenliği sağlamak için genellikle daha yüksek klor dozlaması yapmaktadırlar. Bu nedenle DYÜ'lerinin oluşumu yüzme havuzlarında daha olasıdır. Ayrıca sıcak iklim yüzme havuzlarında DYÜ'lerinin oluşumunu hızlandırabilir.	Sıcak iklimin etkilerinin kesinleşmesi için somut kanıt yoktur. Yüzme havuzlarında DYÜ'lerinin oluşumu üzerinde sıcak iklimin etkilerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
60	Plewa vd. (2011)	Bu çalışma şebeke suyu kaynağından üretilmiş farklı çevresel koşullarda çeşitli suların laboratuvar ortamında memeli hücrelere toksisitesini incelemiştir.	Şebeke suyundaki TOK 1,2 mg/L olduğu durumlarda yüzme havuzundaki TOK 5,2-124,8 mg/L aralığında çıkmıştır. Şebeke suyundaki ve yüzme havuzundaki serbest kalıntı klor seviyesi sırasıyla 1,4-3,7 mg/L'dir. Eğlence amaçlı sular musluk suyuna göre önemli ölçüde daha toksiktir (Çin Hamstırı Yumurta Hücresi üzerinde: CHO hücresi). CHO hücresinde sitotoksik ve genotoksik hasar arasında doğrudan bir ilişki vardır. Ultraviyole ışık ve serbest klor dezenfeksiyonu kombinasyonu uygulanan kapalı havuzlarda ya da güneş ışığına maruz kalan açık havuzlarda serbest klor dezenfeksiyonu uygulanan benzer kapalı havuzlardan daha düşük sitotoksitesite vardır. Oda sıcaklığındaki kapalı yüzme havuzları arasında bromochloro dimethylhydantoin (BDCMH) ile dezenfekte edilen havuzlar diğer	Kaynak şebeke suyuna göre dezenfeksiyonu yapılan havuz sularının hepsi daha fazla sitotoksiktir. Güneş ışığına maruz kalan açık havuzlar UV ışığı destekli dezenfeksiyonun toplam toksik etkiyi azaltması sonucu aynı şartlardaki kapalı havuzlardan daha az sitotoksitesite gösterir.

			havuzlardan dört kat daha fazla TOK göstermesine rağmen serbest klor ile dezenfekte edilen havuzlarla kıyaslanabilecek sitotoksikite gösterirler. Sıcaklık ve toplam organik karbon içeriği DYÜ öncüllerinin dolaylı bir ölçüsü olarak daha az önemlidir.	
61	Schets vd. (2011)	Bu çalışma tatlısu, deniz suyu ve yüzme havuzlarında yüzme sırasında yutulan su hacmini ve sıklığını araştırmıştır. Veriler Hollanda'daki yaklaşık 60000-75000 kişinin katılımı ile anket yapılarak toplanmıştır. Her tür suda suya temas süreleri dakikalar (0-30, 30-60, 60-120 ve 120-300 dakika) ile gruplandırılarak suda geçirilen zaman bildirilmiştir. Toplam 119 kişi yutulan su hacminin anlaşılması için test edilmiştir. Cryptosporidium oocysts ve Giardia cysts enfeksiyon riski tahmin edilmiştir.	Yetişkin erkekler için yüzme sıklığı yüzme havuzları, tatlısu ve deniz suyu havuzları için sırasıyla (0,83, 0,06), (1,2, 0,15) ve (1,4, 0,18) negatif binom dağılımını takip ettiği bulundu. Yetişkin kadınlarda bu değerler sırasıyla (0,84, 0,05), (1,3, 0,17) ve (1,5, 0,21) iken çocuklarda bu değerler sırasıyla (1,0, 0,04), (1,3, 0,14) ve (1,5, 0,17)'dir. Yetişkin erkekler için yüzme süresi (dakika) lognormal dağılımı takip edecek şekilde yüzme havuzları, tatlısu ve denizsuyu için sırasıyla (4,1, 0,57), (3,6, 0,85) ve (3,5, 0,85) olarak bulunmuştur. Yetişkin kadınlarda bu değerler sırasıyla (4,00, 0,05), (3,5, 0,94) ve (3,2, 0,94) iken çocuklarda bu değerler sırasıyla (4,2, 0,55), (4,1, 0,8) ve (3,8, 0,80)'dir. Yetişkin erkekler için yutulan hacim Gamma dağılımını takip edecek şekilde yüzme havuzları, tatlısu ve denizsuyu için sırasıyla (0,48, 71), (0,45, 60) ve (0,45, 60) olarak bulunmuştur. Yetişkin kadınlarda bu değerler sırasıyla (0,52, 45), (0,51, 35) ve (0,51, 35) iken çocuklarda bu değerler sırasıyla (0,81, 63), (0,64, 58) ve (0,58, 55)'tir. Yüzme havuzlarında Cryptosporidium ve Giardia'nın varlığı sırasıyla (0,19, 1,6) ve (0,11, 0,24) parametreleri ile Gamma dağılımını takip eder. Yüzme havuzlarında onların ortalama konsantrasyonu sırasıyla 0,3/L ve 0,025/L'dir. Dört rekreasyon gölünde Cryptosporidium ve Giardia sırasıyla (0,11-2,3, 0,02-0,58) ve (0,27-4,1, 0,0096-0,44) parametrelerinde Gamma dağılımı gösterir. Yüzme havuzlarında tahmin edilen bir kişinin yüzdüğündeki enfeksiyon riski Cryptosporidium için $1.1 \cdot 10^{-3}$ - 2.10^{-3} iken Giardia için $1.1 \cdot 10^{-5}$ - 2.10^{-5} 'tir.	Yetişkinlere göre çocuklar mikrobiyal kirlenmeye daha duyarlıdır. Yüzme havuzlarında mikrobiyal risk kimyasal riskten daha tehlikeli olabilir. Uygun dezenfeksiyondan ödün verilmemelidir. Ancak yüzme havuzunun dezenfekte edilip edilmediği açık değildir.
62	Schmalz vd. (2011)	Bu çalışma yüzme havuzlarında trikloraminin (NCl_3) oluşumu ve kütle transferini araştırmıştır. Yüzme havuzlarında trikloramin oluşumu ile ilgili en önemli reaksiyon işlemi	Bu çalışma üre, amonyum iyonları ve α -amino asitlerin en önemli NCl_3 öncülü olduğunu bulmuştur. Ürenin NCl_3 oluşumunda pH 2.5 ve 7.1'de sırasıyla %96 ve 76 ilişkisi vardır. Üre, amonyak ve kreatinin insanın idrarındaki ve terindeki ana bileşiklerdir. Bu çalışma pH'ın artışı ile NCl_3 'ün azaldığını gözlemlemiştir. pH	Havuz suyu artırımında üre ve diğer öncüllerin kantitatif bozunması ve maliyet etkinliklerinin gelecekte geliştirilmesi gerekmektedir.

		tanımlanmıştır. NCl_3 oluşumuna asit, amit ve pH'ın etkisi izlenmiştir.	7.1'de NCl_3 öncülleri olan üre, amonyak, formamid, glisin ve histidin oluşumu azalır. Yüzme havuzlarında üre konsantrasyonu 2 mg/L'ye kadar ölçülmüştür. NCl_3 'ün sudan havaya transferi durgun suda 5,8 gün dalgalı suda 20 saat olması bu transferin yavaş bir işlem olduğunu gösterir. Bu çalışma NCl_3 'e maruz kalmanın minimize edilmesi için (i) ürenin azaltılması nedeniyle NCl_3 oluşum kinetiğinin yavaşlatılması ve (ii) sudan havaya kütle transferinin yavaşlatılması için NCl_3 'ün bozundurulması gerekmektedir. 6-8 saat arasında gerçekleşen iki işlem de tipik arıtma döngülerinden yavaştır.	
63	Weng ve Blatchley (2011)	Yoğun kullanım şartları altında (ör. Ulusal yüzme müsabakaları) kapalı yüzme havuzlarında DYÜ'lerinin dinamiği araştırılmıştır. Mart 2010'da yoğun kullanımın olduğu müsabaka sırasında ve öncesinde klorlanan kapalı yüzme havuzunun su kimyası izlenmiştir.	Müsabakada ısınma aşamasında normal yüzücü yükünün 5-10 kat fazlası olan 150-200 yüzücü bulunmaktadır. Havuza bırakılan ter ve idrar miktarı sırasıyla 823-1760 ve 54-117 mL/kişi/gün'dür. Terin 0,68 g üre/L ve idrarın 10,245 g üre/L olduğu göz önüne alındığında bu çalışmada üre salınımının 0,56-1,2 g/kişi/gün olduğu belirlenmiştir. Günlük üre konsantrasyonu yoğun kullanım sırasında 72,4 µg/L'den 155 µg/L'ye artmıştır. Yüzeye yakın sularda üre konsantrasyonu müsabaka boyunca sürekli artış gösterirken gece azalır. Bu zamanlarda klor ihtiyacı iki katına çıkar. NCl_3 konsantrasyonu birinci günün sonunda iki katına çıkar ve müsabakanın 4. gününün sonunda 3-4 kat artar. NCl_3 'ün ana öncülü olan üre gün boyunca artış gösterirken gece boyunca azalır. Müsabaka boyunca CHCl_3 konsantrasyonu yukarı doğru bir trend gösterir ve günlük istikrarlı bir model gösterir (gündüz artan ve gece azalan). BDCM'nin trendinin CHCl_3 'ün trendinden az bir farkı vardır. DBCM ve CHBr_3 konsantrasyonları çok düşüktür. CNCHCl_2 ve CH_3NCl_2 konsantrasyonlarının ikisinde yarışma sırasında 2-3 kat artar. CNCHCl_2 günlük periyot olmadan sürekli artış göstermiştir. CH_3NCl_2 konsantrasyonları gün ortasına yakın düşük olup gece boyunca artış gösterir. CNCl işletme şartlarından ve serbest klordan önemli ölçüde etkilenirken istikrarlı bir trend saptanamadı.	Ürenin gece boyunca azalmasının üre girişinin önemsenmediği ve gün boyunca konsantrasyonun düşük olduğu durumda havuzun yüzeye yakın olan sularının havuzun diğer bölümlerindeki (ör. derin kısımdaki) sular ile karışımı ile olduğu gözlenmiştir. Uçucu DYÜ'lerinin artışı nedeniyle müsabaka sırasında su kalitesi bozulmuştur ve yüzücülerin, çalışanların ve izleyicilerin daha fazla DYÜ'lerine maruz kalmasına neden olmuştur.
64	Hansen vd. (2012)	Çeşitli pH ve kontrollü klorlama şartları altında yüzme havuzlarından	Bu çalışma pH'ın artması ile THM'ların ve HAA'lerin oluşumunun arttığını ve HAN'lerin oluşumunun azaldığını göstermiştir. pH	Yüzme havuzlarında HAN'lerin konsantrasyonu ile ilgili kısıtlı

		filtrelenerek alınan partiküllerin klorlama sırasında THM'lar, HAA'ler, HAN'ler, NCl₃, trikloronitrometan, dikloropropanan ve trikloropropanan oluşumu araştırılmıştır. Partiküller spalardan mikro tambur filtre kullanılarak toplanmıştır. Aynı zamanda bu DYÜ'lerinin toksisitesi tahmin edilmiştir. Bu çalışma Danimarka'daki bir yüzme havuzunda yapılmıştır.	6'dan 8'e arttığında sentetik vücut sıvısında (ter ve idrardan ÇOM ve saç ve deri hücreleri partikülleri) CHCl₃ oluşumunun arttığı görülmüştür. pH'ın artması ile HAA'lerin oluşumu artmıştır. Tam tersi olarak pH'ın 6'dan 8'e artması ile HAN'lerin oluşumu azalmıştır. İnsan kaynaklı maddelerde HAA/THM oranı 2-3,5 arasındayken DOM için bu oran 0,4'tür. Bu çalışma THM'ların yarattığı toksisitenin diğer grupların yarattığına göre önemsiz olduğunu göstermiştir. Toplam toksisiteye HAN'lerin katkısı %63-92 aralığındadır. Toksisiteye göre sıralama HAN'ler>HAA'ler>THM'lar şeklinde yapılabilir. pH'ın artması ile THM'ların toksisitesinin miktarı artış gösterir.	bilgi vardır. HAN'lerin ve onların insan sağlığı üzerindeki etkilerinin sistematik gözlenmesi insan sağlığının daha iyi korunmasına yardımcı olabilir.
65	Keuten vd. (2012)	Bu çalışmada başlangıçtaki antropojenik kirlilik bırakımının miktarı çalışılmıştır. Bu çalışmada yüzme havuzunda ve standartlaştırılmış bir duş kabini içinde standartlaştırılmış bir duş protokolü laboratuvarında bir dizi deneyler yapılmıştır. Her katılımcı için 18-20 su numunesi alınmıştır. Bütün numuneler alındıktan hemen sonra soğukta saklanmıştır (3-5 °C). Numunelerin kimyasal ve mikrobiyal analizleri yapılmıştır. Bırakılan TOK, TN ve cATP miktarının belirlenmesi için model geliştirilmiştir.	Veriler bırakılan TOK, TN ve cATP'nin %70-90'ının duş almanın ilk 60 saniyesinde gerçekleştiğini göstermiştir. Başlangıçta bırakılan (kontrollü çalışmada ilk 60 saniyede) ortalama antropojenik kirlilik kişi başı 211 mg TOK, 46 mg TN, 1,6 mg cATP ve 155x10³partiküldür. Duş sırasında bırakılan TOK, TN ve bulanıklık birbiri ile güçlü bir ilişki gösterir (r>0,8). TOK, TN ve cATP belirlemek için kullanılan ve bu kirleticilerin bırakılma miktarını belirleme kapasitesi yüksek olan bu çoklu regresyon modelinde R² değeri bu kirleticiler için sırasıyla 0,97, 0,96 ve 0,95'tir. Erkek ve kadın katılımcıların bıraktığı antropojenik kirlilik arasında çok az fark vardır. Bu çalışma son alınan duştan sonra geçen süre ve fiziksel aktivitenin TOK, TN ve cATP salınımını etkilediğini göstermiştir. Bırakılan en çok TOK, TN ve partikül miktarı duş alınımından sonra en çok geçen sürede olmuştur. Duş alınımından sonra geçen süre 12 saatin altında olduğunda bırakılan TOK, TN, cATP ve partikül miktarı sırasıyla 252 mg, 66 mg, 538 mg ve 3,8x10⁷'dir. Süre 12 saatin üzerinde olduğunda bu değerler sırasıyla 327 mg, 84 mg, 887 mg ve 6,3x10⁷'dir.	Model farklı çevresel koşullar için kalibre edilmemiştir. Farklı çevresel koşullarda bu modelin doğruluğu anlaşılamamıştır. Duştan sonra geçen süre, aktivitenin seviyesi gibi hijyen parametrelerinin daha iyi anlaşılması gerekir.
66	Lourencetti vd. (2012)	Bu çalışmada klor ve brom ile dezenfekte edilen havuzlarda hava ve sudaki THM'ların dağılımı ve	Klorlanan ve bromlanan yüzme havuzları için baskın bileşenler sırasıyla CHCl₃ ve CHBr₃'tür. Bu havuzdaki CHCl₃, BDCM, DBCM ve CHBr₃konsantrasyonu sırasıyla 15 (8,5-20), 14 (9,4-25), 13	Yüzme havuzlarında DYÜ'lerine insanların maruz kalmasını daha iyi açıklamak

		onların insanlara maruziyetinin miktarı araştırılmıştır. Su dezenfeksiyonu için klorlama ve bromlama ajanları kullanan Barselona'daki (İspanya) iki yüzme havuzu bu çalışma için seçilmiştir. Hava numuneleri 0,18 g Tenax TA içeren 0,5 cm çapında ve 9 cm uzunluğunda paslanmaz çelik tüp içerisine çekilerek toplanmıştır. Kompozit su numuneleri (250 mL) havuzun dört köşesinden toplanan toplam 1 L numunenin karıştırılması ile elde edilmiştir. Numune alınan gün boyunca en az 3 kompozit numune alınmıştır.	(6,7-23) ve 7,2 (3,1-16) µg/L'dir. Bromlanan havuz suyunda CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonu sırasıyla 0,21 (0,08-0,29), 0,41 (0,23-0,6), 2,4 (2,1-2,6) ve 60 (52-61) µg/L'dir. Klorlanan havuzun havasında CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonu sırasıyla 32 (18-61), 15 (8,2-23), 14 (6,4-22) ve 11 (5,9-22) µg/m ³ 'tür. Bromlanan havuzun havasında CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonu sırasıyla 4,5 (1,8-6,9), 3 (1,9-4,2), 7,3 (6,4-8,7) ve 75 (55-92) µg/m ³ 'tür. Klorlu havuzda solunan havadaki CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ 'ün oranları sırasıyla % 65, 20, 10 ve 5 iken bromlanan havuzlarda solunan havadaki bu oranlar sırasıyla % 15, 7, 8 ve 70'tir. Bromlanan havuzların havasındaki ve suyundaki CHBr ₃ miktarı, havada daha düşük oranda mevcut olduğunu gösteren sırasıyla %80 ve 94 oranlarındadır. Havuz suyundaki ve solunan havadaki DYÜ'lerinin R ² değeri klorlanan ve bromlanan havuzlarda sırasıyla 0,33-0,57 ve 0,73-0,94 aralığındadır. Havuzun havasındaki ve solunan havadaki DYÜ'lerinin R ² değeri, klorlanan ve bromlanan havuzlarda sırasıyla 0,31-0,62 ve 0,67-0,94 aralığındadır.	için diğer DYÜ'lerinin su ve havadaki dağılımlarının daha iyi bilinmesi gerekmektedir.
67	Parinet vd. (2012)	Araştırma Güneydoğu Fransa'daki denizsuyu (Ege Denizi) ile doldurulan rahatlama ve tedavi amaçlı kullanılan 8 yüzme havuzunda gerçekleştirilmiştir. Bromlu THM'lar ve HAA'lerin analizleri yapılmıştır. Azot, pH, sıcaklık, serbest kalıntı klor, UV ₂₅₄ , klorür ve bromür konsantrasyonu, günlük yoğunluğu gibi çevresel faktörler ve bu DYÜ'lerinin aralarındaki ilişki incelenmiştir.	8 havuzdaki ortalama bromür iyonlarının konsantrasyonu 68,1-106,7 mg/L arasında değişmektedir. Altı havuzda ortalama THM'ların konsantrasyonu 233,5-995,6 µg/L arasındadır. CHCl ₃ , BDCM, DBCM ve CHBr ₃ konsantrasyonlarının aralığı sırasıyla 0,03-0,29, 0,05-1,1, 13,6-63,6 ve 219,5-930,7 µg/L'dir. Altı havuzdaki HAA'lerin konsantrasyonu 323,2-2232,9 µg/L arasındadır. MCAA, MBAA, DCAA, TCAA, BCAA, DBAA, BDCAA, CDBAA, TBAA konsantrasyonları sırasıyla 2,2-96,4, 8,2-155,1, 2,2-8,7, 2,9-86,8, 27,4-216,1, 131,9-1088,6, 5,2-20,2, 72,5-242,8 ve 48,7-427,6 µg/L aralığındadır. Dikloroizosiyaniyik asit ile dezenfekte edilen iki havuzda THM'ların ve HAA'lerin konsantrasyonu sırasıyla 32,2-77,7 ve 84,1-123,1 µg/L aralığındadır. Bromlu THM'lar ve HAA'ler toplam THM'lar ve HAA'lerin büyük çoğunluğunu oluşturur. DBCM ve CHBr ₃ THM'ların sırasıyla % 4,1-9,3 ve 89-95'ini kapsarken CHCl ₃ ve	Son çalışma memeli hücrelerinde kronik sitotoksikite ve akut genetik DNA hasarının karşılaştırması yapılmış ve Çin Hamsteri yumurta hücrelerinde yapılan kronik sitotoksikite testinin sıralaması: MBAA>TBAA>CDBAA>DBAA>BDCAA>BCAA>MCAA>TCAA>DCAA ve genotoksikite testinin sıralaması ise; MBAA>MCAA>DBAA>TBAA>BCAA>CDBAA şeklindedir. Bu güne dek bu DYÜ'lerinin bir

			BDCM önemsiz miktardadır. HAA'lerde ise en çok rastlanan HAA'ler DBAA (ortalama 147 µg/L, maksimum 1088,6 µg/L), TBAA (ortalama 97,9 µg/L, maksimum 167 µg/L), CDBAA (ortalama 77,1 µg/L, maksimum 242,7 µg/L) ve MBAA (ortalama 27,1 µg/L, maksimum 155,1 µg/L). En yüksek THM ve HAA (995,16 ve 2232,9 µg/L) oluşumu olan yüzme havuzunda TOK yüksek (8,6±1,5 mg/L) çıkmıştır. Diğer yüzme havuzlarında TOK 3,6-4,6 mg/L aralığında çıkarken THM ve HAA ise sırasıyla 233,5-325,4 ve 323,2-626,3 µg/L aralığındadır.	çoğunun eğim faktörü mevcut değildir. Onların kanser potansiyellerinin daha iyi anlaşılması için farklı maruz kalma yollarının risklerinin anlaşılması önemlidir.
68	Weng (2012) vd.	Bu çalışma yüzme havuzlarındaki önemli azotlu organik öncüllerin klorlanmasında UV ışınlarının etkisini değerlendirmiştir. UV ₂₅₄ ışınlarının olduğu ve olmadığı kesikli deneylerde öncül olarak kreatinin, l-arginin, l-histidin, glisin ve üre kullanılmıştır. Buna ek olarak iki yüzme havuzundan alınan su numunelerinin sıvı faz kimyasının değişikliklerini değerlendirmek için 222 ve 254 nm dalga boylarında monokromatik UV radyasyonuna tabi tutulmuştur. Serbest klor 1,5 ve 3,0 hedef klor:öncül(Cl:P) molar oranında eklenmiş iken başlangıç öncül konsantrasyonu her iki deneyde de 1.8x10 ⁻⁵ M'dir. Her iki havuzdan da alınan numuneler su yüzeyinin 30 cm altından alınmıştır.	İdrardaki TN, üre, kreatinin, amino asit, glisin, histidin ve arginin konsantrasyonları sırasıyla 664, 278, 10,7, 24, 1,72, 0,77 ve 0,017 mmol/L'dir. Terdeki TN, üre, kreatinin ve amino asit konsantrasyonları sırasıyla 16-30, 19,6, 0,041 ve 0,7-7 mmol/L'dir. Klor bozunma hızları ürede diğer öncüllere göre daha yavaş olmuştur. UV ₂₅₄ ışınları baci klorlu N-DYÜ'lerin oluşumunu ve/veya bozunmasını destekleyerek serbest klor tüketim oranının artmasına neden olur. UV'ye maruz kalma sonucunda çözültiden inorganik kloraminler (ör. NCl ₃) kaybedilir. Dikloroasetonitril (CNCHCl ₂) oluşumu (L-histidin ve L-arginin'den), çözültide serbest klor varlığında UV ışıması tarafından desteklenir. Klorlama (Cl/P=3) sonucu L-histidin'den 2 µg/L CNCHCl ₂ oluşurken, UV ₂₅₄ ışılanması sonucu 14 µg/L CNCHCl ₂ oluşur. L-arginin için artış miktarı 5 kattır. Aynı şekilde; L-histidin, L-arginin ve glisinin UV ışılanması ile serbest klor tükenme noktasına kadar klorlanması sonucu siyanojen klorürün (CNCl) artışı gözlenmiştir. L-arginin ve L-histidin'in UV-klorlama yapılması sonucunda klorlama yapılmasından sırasıyla 7 ve 8 kat fazla CNCl oluşmuştur. Çözültide serbest klor varlığında kreatinininden Diklorometilamin (CH ₃ NCl ₂) oluşumu UV ışıması ile %10-150 artış gösterirken serbest klor tükendiğinde CH ₃ NCl ₂ 'nin foto bozunmaya uğradığı görülmüştür.	Yüzme havuzlarında mikrobiyal güvenliği sağlamak için havuz suyunda sürekli olarak bir miktar serbest klor bulunmak zorundadır. Bu yüzden azotlu DYÜ'lerinin foto bozunmaya uğraması bir çok yüzme havuzu için gerçekçi bir durum değildir. UV ışınlamasının NCl ₃ 'ü azaltmasına rağmen dikloroasetonitril, siyanojen klorür ve diklorometilamin oluşumunu arttırması endişe yaratmaktadır. UV ışınlamasının bütün risklerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.
69	Xiao (2012) vd.	Bu çalışmada yüzme havuzlarında birkaç tane yeni halojenli DYÜ'leri belirlenmiştir. Bu DYÜ'lerinin insan	Açık ve kapalı yüzme havuzlarında TOK konsantrasyonları sırasıyla 2,8 ve 3,2 mg/L'dir. Bromür varlığında insan kaynaklı kirleticilerin (idrar gibi) klorlanması sonucu yüzme havuzlarında	Deri ve insan vücut maddelerinin reaksiyonu sonrası tanımlanamamış birçok

		derisinden geçebilirliği ölçülmüştür. Aynı zamanda klorün insan derisinin üzerindeki etkileri de araştırılmıştır. Havuzdan alınan numuneler açık havuzlardan Eylül 2008'de ve kapalı havuzlarda Kasım 2008'de alınmıştır. Musluktan alınan havuz suyu sonrasında arıtılmaktadır. 400 µg/L'ye fırlayan bromür konsantrasyonu kaynak suyunda ~6 µg/L'dir. Bu su Cl₂ cinsinden 5 mg/L olacak şekilde 24 saat NaOCl ile dezenfekte edilmiştir.	birkaç tane yeni halo (nitro) fenoller tanımlanmıştır. Bu yeni DYÜ'leri arasında 2,4-dibromofenol, 2,4-diklorofenol, 2-bromofenol, 2,6-dibromo-4-nitrofenol, 2-bromo-6kloro-4-nitrofenol ve 2,6-dikloro-4-nitrophenol tamamen tanımlanmıştır. 2,4-dibromofenol, 2,4-diklorofenol, 2-bromofenole 64 saat maruz kalınması ile insan derisinden gerçirgenlikleri sırasıyla 0,031±0,004, 0,021±0,003 ve 0,023±0,003 cm/sa olarak tespit edilmiştir. Deri yüzey alanı 18900 cm² olarak tahmin edilen bir erkeğin (180 cm boy ve 80 kilogram ağırlığında) havuzda (400 µg/L Br⁻ ve 2 mg/L Cl₂) 2 saatlik yüzme sonunda 17 µg CHCl₃ ve bir miktar HAA'e maruz kaldığı belirlenmiştir. Br⁻ varlığında insan kaynaklı kirleticilerin klorlanması ile birçok azotlu bromlu DYÜ'lerinin oluşması insan kaynaklı kirleticilerin önemli bir azotlu DYÜ'leri kaynağı olduğunu göstermiştir.	DYÜ'lerinde artış olduğu görülmüştür. Bu DYÜ'lerinin daha iyi bilinmesi, havuz suyunun ve havasının toksik etkilerinin daha iyi anlaşılmasını sağlayacaktır.
70	Agopian vd. 2013	Bu çalışma erken gebelikte annenin yüzme havuzlarını kullanımı ile doğum anomalileri arasındaki ilişkiyi değerlendirmiştir. Veriler semdromik olmayan durumlar için 16 tür doğum kusurundan biri ve kontrolü için değerlendirildi.	Havuzu kullanma sıklığı ile doğum kusurlarının türünün arasında pozitif bir ilişkiye rastlanılmamıştır. Spina bifida ile havuzu kullanma sıklığı arasında negatif bir ilişki gözlenmiştir. 20 yaşından büyük erken hamilelik yaşayanlar ile gastroschisis arasında azda olsa bir ilişki görülmüştür.	Yüzme havuzu kullanımının anomalik etkilerini gösteren bir kanıt yoktur.
71	Simard vd. 2013	Bu çalışmada THM'lar, HAA'ler ve inorganik kloraminler gibi DYÜ'lerinin varlığı araştırılmıştır. Quebec (Kanada) şehrindeki ellidört yüzme havuzunda (39 açık ve 15 kapalı) bir yıldan fazla bir zaman diliminde (havuzun tipine bağlı olarak aylık veya haftalık numuneler alınarak) DYÜ'lerinin oluşumu araştırılmıştır. Bütün havuzlar hipoklorit bazlı dezenfektanlar ile dezenfekte edilmektedir.	Kapalı ve açık yüzme havuzlarındaki THM'ların ortalama konsantrasyonu sırasıyla 63,7 ve 97,9 µg/L'dir. Kloramin konsantrasyonu sırasıyla 0,8 ve 1,0 mg/L olan kapalı ve açık yüzme havuzlarında HAA'lerin ortalama konsantrasyonu sırasıyla 412,9 ve 807,6 µg/L'dir. Kaynak suyu düşük bromür içeren havuzlarda THM'ların yaklaşık %97'si CHCl₃ iken HAA'lerin yaklaşık %93'ünü DCAA ve TCAA oluşturmaktadır. Des ilets, Lac des Erables, Quebec, StFoy ve Val-Belair su dağıtım sistemlerindeki THM'ların konsantrasyonu sırasıyla 110±70, 81±51, 26±10, 37±14 ve 13±7 µg/L'dir. Bu numunelerdeki HAA'lerin konsantrasyonu sırasıyla 113±53, 78±42, 29±12, 34±10 ve 12±7 µg/L'dir. Kapalı yüzme havuzlarındaki THM'ların konsantrasyonu 117±35, 49±17, 50±31, 57±15 ve 69±28 µg/L	THM'ların yüksek uçuculukları sudaki konsantrasyonlarının az olmasının sebebi olmalıdır. Ancak insan sağlığına risklerin daha iyi anlaşılması için önemli olan havadaki konsantrasyonlar tespit edilmemiştir.

			iken HAA'lerin konsantrasyonu 474±290, 428±225, 348±157, 415±126 ve 510±242 µg/L'dir. Açık yüzme havuzlarındaki THM'ların konsantrasyonu 68±45, 50±24, 131±75, 95±51 ve 83±14 µg/L iken HAA'lerin konsantrasyonu 962±365, 634±274, 874±538, 678±400 ve 983±616 µg/L'dir. Dağıtım sisteminde ve kapalı ve açık yüzme havuzlarındaki THM'ların konsantrasyonu birbirine yakın iken havuzlardaki HAA'ler su dağıtım sistemindekinden 4-80 kat fazladır. Kapalı ve açık yüzme havuzlarındaki kloramin konsantrasyonu sırasıyla 736±280 ve 142±116 µg/L'dir.	
72	Soltermann vd. (2013)	Klorlanan havuz sularından N-nitrosaminleri azaltma seçeneği olarak UV arıtımı incelenmiştir. Monokloramin ve klorlu dimetilamin içeren sularda UV destekli NDMA oluşumu ve azalımı incelenmiştir. Havuz suyunda UV destekli NDMA oluşumunun ana kinetiği aydınlığa kavuşturulmuş ve diğer N-nitrosaminlerin oluşumu ile ilişkisi değerlendirilmiştir. Havuz suyunda UV destekli N-nitrosami oluşumu da incelenmiştir. Model öncüller: monokloramin (NH₂Cl) ve klorlu dimetilmain (Cl-DMA) radyasyona maruz bırakılmıştır.	Cl-DMA ve NH₂Cl içeren çözeltinin UV ışınlanmasına maruz bırakılması sonucu geçici olarak yüksek miktarda UV-destekli NDMA oluşumu olmuştur. İlk aşamada NDMA konsantrasyonu artmıştır (UV dozu<350 mJ/cm²) azalmadan önce yüksek seviyede devam etmiştir (350 mJ/cm²< UVdozu<700 mJ/cm²). pH'ın 6.5-8 aralığında değişiminden UV-destekli NDMA ve NDMA oluşumu önemli derecede etkilenmemiştir. Ancak boştaki (UV ışıması olmadan) NDMA oluşumunun pH'a bağımlılığı pH=6.5-8.0 aralığında (maksimum pH=7.5) bariz bir şekilde bellidir. Balşangıç Cl-DMA ve NH₂Cl konsantrasyonlarının<1 sitokiyometrik oranında NDMA konsantrasyonunun artışı lineerdir. Ancak Cl-DMA ve NH₂Cl NDMA oluşumunda farklı model sergiler. Klorlanmış sekonder amin ve NH₂Cl içeren su numunelerine UV radrasyonu verilmesi ile N-nitrosamin oluşumu sekonder aminyl radikallerin nitrik oksit ile reaksiyonu sonucu gerçekleşir. UV arıtımının UV ışınlanması olmadan yavaş gerçekleşen klorlu sekonder aminlerin katkısını arttırarak N-nitrosamin oluşumunu arttırdığı düşünülmektedir.	N-nitrosamin gideriminde UV arıtımı eğer kloramin ve klorlu sekonder aminlere göre N-nitrosaminlerin konsantrasyonu yüksek ise uygun bir seçim olabilir. Bu daha çok sudaki öncüllerin uzun temas süresine sahip olduğunda gerçekleşir. Ancak havuz suyunda UV arıtımı ile net N-nitrosamin oluşumuna sebep olacak risk vardır. N-nitrosamin giderimi için UV ışınlanmasının etkinliği ilk N-nitrosamin ve öncül konsantrasyonu ile uygulanan UV dozuna bağlıdır.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı :Ertac TANAÇAN
Doğum Yeri ve Yılı : İstanbul, 1989
Medeni Hali :Bekar
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta : ertac.tanacan@gmail.com



Eğitim Durumu

Lise :Küçükçekmece Yabancı Dil Ağırlıklı Lisesi
Lisans :SDÜ, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği

Yayınları

- Tanaçan, E., Özgür, C., Öztürk, E., Çelik, E., Yiğit, N.Ö., Kitiş, M., 2015. Karbon Nanotüp Katkılı Membranlar ile Su Desalinasyon Sistemlerinin Etkinliğinin Değerlendirilmesi. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 2, 470-475.
- Tanaçan, E., Özgür, C., Öztürk, E., Yetiş, Ü., Kitiş, M., 2015. Temiz Üretim Yaklaşımı Kapsamında Tekstil Merserizasyon Atıksularından Kostik Geri Kazanım Yöntemlerinin Değerlendirilmesi. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 2, 267-276.
- Genişoğlu, M., Tanaçan, E., Kaplan-Bekaroğlu, Ş.S., Harman, B.İ., 2015. Yüzme Havuzlarında Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumu. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 1, 394.
- Özgür, C., Tanaçan, E., Güncan, A., Öztürk, E., Civelekoğlu, G., 2015. Atık Florasan Lambalardan Nadir Toprak Elementlerinin Ekstraksiyon Potansiyelinin Araştırılması. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 1, 121-129.
- Özgür, C., Tanaçan, E., Öztürk, E., Kaplan-Bekaroğlu, Ş. Ş., 2015. İçme Suyunda Azot Bazlı Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumu. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 1, 781-782.
- Öztürk, E., Hasanoğlu, P., Tanaçan, E., Özgür, C., Karaboyacı, M., Kitiş, M., 2015. Tekstil Sektöründe Temiz Üretim Potansiyelinin Değerlendirilmesi. 11.

Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 2, 235-254.

Öztürk, E., Tanaçan, E., Özgür, C., Hasanoğlu, P., Kitiş, M., 2015. Sürdürülebilir Kalkınmada Proaktif Bir Yaklaşım: Temiz Üretim ya da Eko-Verimlilik. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim 2015, Bursa, Cilt 2, 451-469.

Harman, B.İ., Tanaçan, E., Genişoğlu, M., Bekaroğlu, Ş.Ş.K., Ateş, N., Yiğit, N.Ö., Köseoğlu, T.S., Kanan, A.A.S., 2017. Yüzme Havuzlarında Karbon Bazlı Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşumu. Dokuz Eylül Üniversitesi Fen ve Mühendislik Dergisi. 55(19), 63-78.

Özgür, C., Tanaçan, E., Güncan, A., Öztürk, E., Coşkun, S., Civelekoğlu, G., 2016. Atık Florasan Lambalardan Nadir Toprak Elementlerinin Ekstraksiyon Potansiyelinin Araştırılması. Çevre Bilim ve Teknoloji, 1(1), 92-98.