

**BURSA İLİ İÇME SUYU DAĞITIM SİSTEMİNDE
ASİMİLE EDİLEBİLİR ORGANİK KARBON (AOK)
BELİRLENMESİ**

Kübra TAŞKIN



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BURSA İLİ İÇME SUYU DAĞITIM SİSTEMİNDE ASİMİLE EDİLEBİLİR
ORGANİK KARBON (AOK) BELİRLENMESİ**

Kübra TAŞKIN
0000-0003-4760-1826

Doç. Dr Arzu TEKSOY
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2021
Her Hakkı Saklıdır

TEZ ONAYI

Kübra TAŞKIN tarafından hazırlanan “BURSA İLİ İÇME SUYU DAĞITIM SİSTEMİNDE ASİMİLE EDİLEBİLİR ORGANİK KARBON (AOK) BELİRLENMESİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Doç. Dr. Arzu TEKSOY

Başkan : Doç. Dr. Arzu TEKSOY İmza
0000-0002-0467-7188
Uludağ Üniversitesi,
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN İmza
0000-0002-8489-9214
Uludağ Üniversitesi,
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Dr. Öğr. Üyesi Aşkın BİRGÜL İmza
0000-0002-7718-0340
Bursa Teknik Üniversitesi,
Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü

.././.....

B.U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmasında;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

29/07/2021

Kübra TAŞKIN

TEZ YAYINLANMA FİKRİ MÜLKİYET HAKLARI BEYANI

Enstitü tarafından onaylanan lisansüstü tezimin/raporumun tamamını veya herhangi bir kısmını, basılı (kâğıt) ve elektronik formatta arşivleme ve aşağıda verilen koşullarla kullanıma açma iznini Bursa Uludağ Üniversitesi'ne verdiğimi bildiririm. Bu izinle Üniversiteye verilen kullanım hakları dışındaki tüm fikri mülkiyet haklarım bende kalacak, tezimin tamamının ya da bir bölümünün gelecekteki çalışmalarda (makale, kitap, lisans ve patent vb.) kullanım hakları bana ait olacaktır. Tezimde yer alan telif hakkı bulunan ve sahiplerinden yazılı izin alınarak kullanması zorunlu metinlerin yazılı izin alarak kullandığımı ve istenildiğinde suretlerini Üniversiteye teslim etmeyi taahhüt ederim.

Yükseköğretim Kurulu tarafından yayınlanan “**Lisansüstü Tezlerin Elektronik Ortamda Toplanması, Düzenlenmesi ve Erişime Açılmasına İlişkin Yönerge**” kapsamında yönerge tarafından belirtilen kısıtlamalar olmadığı takdirde tezimin YÖK Ulusal Tez Merkezi / B.U.Ü. Kütüphanesi Açık Erişim Sistemi ve üye olunan diğer veri tabanlarının (Proquest veri tabanı gibi) erişime açılması uygundur.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

BURSA İLİ İÇME SUYU DAĞITIM SİSTEMİNDE ASİMİLE EDİLEBİLİR ORGANİK KARBON (AOK) BELİRLENMESİ

Kübra TAŞKIN

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Arzu TEKSOY

İçme suyu dağıtım sisteminde mikroorganizmaların yeniden çoğalmasını etkileyen en önemli faktör sudaki organik karbon miktarıdır. Azot ve fosfor gibi inorganik nutrientler de yeniden çoğalmayı etkileyen diğer faktörler arasındadır. Yeniden çoğalma sırasında bakteriler tarafından substrat kaynağı olarak tüketilen organik karbonun bakteriler tarafından kolaylıkla kullanılabilen kısmını oluşturan asimile edilebilir organik karbon (AOK), sudaki yeniden çoğalma potansiyelini gösteren en önemli indikatör olarak kabul edilmektedir. Standart Metotlarda yer alan kültürel yöntemle belirlenen AOK miktarı, besin ihtiyaçlarından dolayı seçilmiş iki referans bakterinin sudaki asimile edilebilir organik karbonu tüketerek durgun fazda oluşturdukları biyokütle miktarının belirlenmesi esasına dayanmaktadır. AOK miktarının belirlenmesi için önerilen alternatif metotlardan biri de mikrobiyal aktivitenin göstergesi olan ATP lüminesans yöntemidir. Bu çalışmada Bursa İli içme suyu arıtma tesisinin çeşitli noktalarından ve dağıtım sisteminin iki zonunu temsil eden noktalardan alınan 120 adet su örneğindeki AOK seviyelerinin hem kültürel yöntem hem de ATP lüminesansı yöntemi ile ölçülmesi amaçlanmıştır. Kültürel metot ile belirlenen AOK miktarına göre C1 isale hattından alınan tüm örneklerin %77,3'ü ve C2 zonundan alınan tüm örneklerin %64,6'si biyolojik stabilitenin sağlanması için önerilen 100 µgC/L AOK sınır değerinin üzerindedir. Elde edilen bulgulara göre tüm örnekleme noktalarının genel ortalaması C1 zonu isale hattında kültürel yöntem için (AOK) 137 µgC/L, ATP lüminesans yöntemi için (RLU- AOK) 214 µgC/L'dir. C2 zonunu temsil eden örneklerde ise kültürel yöntem için (AOK) 123 µgC/L ATP lüminesans yöntemi için (RLU- AOK) 222 µgC/L'dir. Kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK konsantrasyonları arasında güçlü pozitif korelasyonun ($r=0.828$) olduğu belirlenmiştir. Bu durum kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK değerleri arasında belirli bir fark olması rağmen içme suyunda bulunan tüm canlı bakteriyi yansıtan ATP yöntemi ile AOK belirlenmesinin daha gerçekçi bir yaklaşım olacağına işaret etmektedir.

Anahtar Kelimeler: Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK), İçme Suyu, Bakteriyel Çoğalma, Adenozin Tri Fosfat (ATP), Biyolojik Stabilité

2021, x + 81 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

DETERMINATION OF ASSIMILABLE ORGANIC CARBON (AOC) İN BURSA PROVİNCE DRINKING WATER DISTRIBUTION SYSTEM

Kübra TAŞKIN

Bursa Uludag University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Arzu TEKSOY

The most important factor affecting the reproduction of microorganisms in the drinking water distribution system is the amount of organic carbon in the water. Inorganic nutrients such as nitrogen and phosphorus are among the other factors affecting growth. Assimilable organic carbon (AOC), which is the part of the organic carbon that is consumed as a substrate source by bacteria during growth, which can be easily used by bacteria, is accepted as the most important indicator showing the regrowth potential in water. The amount of AOC determined by the cultural method in the Standard Methods is based on the determination of the amount of biomass formed in the stationary phase by consuming the assimilable organic carbon in the water by two reference bacteria selected for their nutritional needs. One of the alternative methods proposed for determining the amount of AOC is the ATP luminescence method, which is an indicator of microbial activity. In this study, it was aimed to measure the AOC levels in 120 water samples taken from various points of the drinking water treatment plant in Bursa and the points representing the two zones of the distribution system by both cultural method and ATP luminescence method. According to the amount of AOC determined by the cultural method, %77,3 of all samples taken from the C1 transmission line and %64,6 of all samples taken from the C2 zone are above the 100 µgC/L AOC limit value recommended to ensure biological stability. According to the findings, the general average of all sampling points is 137 µgC/L for the cultural method (AOK) and 214 µgC/L for the ATP luminescence method (RLU- AOK) in the C1 zone conveyance line. In the samples representing the C2 zone, it is 123 µgC/L for the cultural method (AOK) and 222 µgC/L for the ATP luminescence method (RLU- AOK). It was determined that there was a strong positive correlation ($r=0.828$) between the AOC concentrations determined by the cultural method and ATP luminescence measurement. This indicates that although there is a certain difference in the AOK value determined by the cultural method and ATP luminescence measurement, this method will be a more realistic approach since ATP luminescence reflects all living bacteria in drinking water.

Key words: Assimilable Organic Carbon (AOC), Drinking Water, Bacterial Growth, Adenosine Tri Phosphate (ATP), Biological Stability

2021, x + 81 pages.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans dönemimde bana her konuda bilgi birikimi sağlayan, her türlü bilgiyi, güveni, azmi, benden esirgemeyen, akademik bilgi alanında benim ilerlememe yardımcı olan, tezimin her aşamasında mesleki teknik tecrübelerini benimle paylaşan ve hiçbir zaman hoşgörü ve anlayışını benden eksik etmeyen saygı değer hocam Sayın Arzu TEKSOY'a teşekkürlerimi sunarım.

TÜBİTAK BİDEB-2211 Yurt İçi Lisansüstü Burs Programı/2210-C Yüksek Lisans Öncelikli Alanlar Burs Programı'na burs desteğinden dolayı teşekkürlerimi sunarım. TÜBİTAK 1002 Hızlı Destek Proje'sine (Proje No: 119Y052) maddi desteğinden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmaları esnasında desteğini esirgemeyen lisans öğrencilerimiz İlker ERÜNSAL ve Şeyma BAHÇIVAN'a teşekkürlerimi sunarım. İçme suyu arıtma tesisinde su örneklerinin toplanmasında yardımcı olan Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi çalışanlarına teşekkürlerimi sunarım.

Eğitim hayatım boyunca maddi manevi bana her konuda destek olan, iyi ve kötü anlarımda hep yanımda olan, bu zorlu süreç boyunca bana sabır gösteren ve sonsuz güvenlerini hissettiğim sevgili aileme teşekkürlerimi sunarım.

Kübra TAŞKIN
29/07/2021

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	x
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	4
2.1. İçme Sularının Özellikleri.....	4
2.2. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK).....	5
2.3. İçme Sularının Mikrobiyal Kalitesinin Korunmasında Asimile Edilebilir Organik Karbonun Önemi.....	5
2.4. Dezenfeksiyonun Asimile Edilebilir Organik Karbona (AOK) Etkisi.....	9
2.5. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon Miktarlarının Belirlenmesi.....	12
2.5.1. Kültürel yöntem ile asimile edilebilir organik karbon belirlenmesi.....	12
2.5.2. Asimile edilebilir organik karbon (AOK) belirlenmesi için geliştirilen diğer yöntemler.....	14
2.6. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon Giderimi.....	18
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	20
3.1. Örnek Alma Bölgesi.....	20
3.2. Fiziksel ve Kimyasal Analizler.....	23
3.3. Mikrobiyolojik Analizler.....	25
3.3.1. Heterotrofik Bakteri Sayısı.....	25
3.3.2. Kültürel Yöntem ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Analizi.....	26
3.3.3. ATP lüminesans ölçümü ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Analizi.....	28
3.4. İstatistiksel Analiz.....	33
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	34
4.1. İçme Suyu Dağıtım Sistemi Su Örneklerinin Fiziko-Kimyasal Özellikleri.....	34
4.2. Dağıtım Sisteminden Alınan Örneklerdeki Heterotrofik Bakteri (HB) Sayıları.....	53
4.3. Su Örneklerinde Kültürel Yöntem İle Belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Miktarı.....	55
4.3.1. Kültürel Yöntem İle Belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon Miktarının Bakiye Klor ve Heterotrofik Bakteri Sayıları ile İlişkisi.....	60
4.4. Su Örneklerinde Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Miktarının ATP Lüminesans Ölçümü İle Belirlenmesi.....	65
4.4.1. Su örneklerinde ATP lüminesans yöntemi ile belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) seviyeleri.....	65
4.4.2. ATP lüminesansı ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) ölçüm yöntemi ve kültürel metot ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) ölçüm yönteminin karşılaştırılması.....	67
5. SONUÇ.....	71
KAYNAKLAR.....	73
ÖZGEÇMİŞ.....	81

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
°C	Santigrat derece
%	Yüzde
atm	Atmosferik Basınç Birimi
cm	Santimetre
dk	Dakika
L	Litre
m ³	Metreküp
ml	Mililitre
mm	Milimetre
µg	Mikrogram
µl	Mikrolitre
µm	Mikrometre
µS	Mikro simens (iletkenlik birimi)
NTU	Nefolometrik Bulanıklık Birimi
nm	Nanometre
pH	Hidrojen iyon konsantrasyonunun negatif logaritması
ppm	Milyonda bir parçacık (Parts Per Million)
RLU	Bağıl Işık Birimi

Kısaltmalar	Açıklama
AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
AOK	Asimile Edilebilir Organik Karbon
ATP	Adenozin Tri Fosfat
BAKF	Biyolojik Aktif Karbon Filtreleri
BOM	Biyobozunur Organik Madde
BPÇOK	Biyoparçalanabilir Çözünmüş Organik Karbon
ÇOK	Çözünmüş Organik Karbon
DÇ	Durultucu Çıkışı
DS	Dağıtım Sistemi
HAA	Haloasetik Asit
HBS	Heterotrofik Bakteri Sayısı
NO _x	<i>Aquaspirillum NO_x</i>
P17	<i>Pseudomonas fluorescens</i>
RLU-AOK Karbon	ATP Lüminesansı Yöntemine Dayalı Asimile Edilebilir Organik Karbon
THM	Trihalometan
TÇ	Tesis Çıkışı
TG	Tesis Girişi
TOK	Toplam Organik Karbon
TSE	Türk Standartları Enstitüsü

TSE EN 266 İnsani Tüketim Amaçlı İçme Suyu Türk Standardı
US EPA The United States Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik
Devletleri Çevre Koruma Teşkilatı)
UV Ultraviyole
WHO World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 3.1. C1 ve C2 Zonu örnek alma noktaları.....	21
Şekil 3.2.Örnek Alma Noktasından Numune Alımı	22
Şekil 3.3.Toplam organik karbon analiz cihazı.....	24
Şekil 3.4. Kjehldal protein tayin cihazı distilasyon ünitesi.....	24
Şekil 3.5.Örneklerde tespit edilen hetetortofik bakterilerin görüntüsü.....	25
Şekil 3.6. Pseudomonas fluorescens P17 ve Spirillum NOx bakterilerinin petrideki görüntüsü.....	27
Şekil 3.7. Pseudomonas fluorescens P17 ve Aquaspirillum NOx bakterileri ile aşıl原因an AOK şişeleri.....	28
Şekil 3.8. Lüminometre.....	29
Şekil 3.9. Asetatta çoğalan Pseudomonas fluorescens P17 ve Aquaspirillum NOx koloni sayımları ile ATP luminesans değerlerinin karşılaştırılması	31
Şekil 3.10. Kalibrasyon eğrisi için seçilen asetat konsantrasyonlarında belirlenen ATP luminesans ile canlı bakteri sayısı arasındaki ilişki	32
Şekil 4.1. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	34
Şekil 4.2. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık sıcaklık değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	36
Şekil 4.3. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama pH değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	37
Şekil 4.4. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık pH değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ:Tesis çıkışı a:C1 zonu b:C2 zonu.....	38
Şekil 4.5. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama iletkenlik değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	39
Şekil 4.6. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen iletkenlik değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	40
Şekil 4.7. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama bulanıklık değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	41
Şekil 4.8. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık bulanıklık değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	42
Şekil 4.9. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık kalıntı klor değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	44
Şekil 4.10. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama amonyum azotu değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	45

Şekil 4.11. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık amonyum azotu değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	46
Şekil 4.12. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama nitrat azotu değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	47
Şekil 4.13. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık nitrat azotu değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	48
Şekil 4.14. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama ortofosfat değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	49
Şekil 4.15. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık ortofosfat değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	50
Şekil 4.16. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama ÇOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	51
Şekil 4.17. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık ÇOK değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	53
Şekil 4.18. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama HB sayılarının mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	54
Şekil 4.19. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık HB değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu.....	55
Şekil 4.20. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama AOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TD: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi	56
Şekil 4.21. İçme suyu arıtma prosesinde ortalama AOK konsantrasyonlarının değişimi. TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi çıkışı	58
Şekil 4.22. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sistemindeki örnekleme noktalarında ölçülen anlık kültürel yöntem ile belirlenen AOK değerleri. TG: Tesis	60
Şekil 4.23. Arıtma tesisi girişi ile C1 zonundan alınan örneklerde ölçülen ortalama a) kalıntı klor değerlerinin değişimi b) ortalama HB değerlerinin değişimi c) AOK değerlerinin değişimi (n=6) TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi çıkışı	63
Şekil 4.24. Arıtma tesisi girişi ile C2 zonundan alınan örneklerde ölçülen ortalama a) kalıntı klor değerlerinin değişimi b) ortalama HB değerlerinin değişimi c) AOK değerlerinin değişimi (n=6) TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi	64
Şekil 4.25. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında örnekleme noktalarında ATP lüminesansı ile ölçülen AOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi a:C1 zonu b:C2 zonu	66

Şekil 4.26. Örnekleme noktalarında Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında ATP lüminesansı ile belirlenen RLU-AOK değerleri. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi a:C1 zonu b:C2 zonu.....	67
Şekil 4.27. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında dağıtım sisteminde kültürel yöntem ve ATP lüminometrik yöntemi ile belirlenen ortalama AOK seviyeleri a)C1 Zonu b)C2 Zonu	69

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizerge 3.1. Çalışma kapsamında ölçülen parametreler ve analiz yöntemleri23

1. GİRİŞ

İçme suyu dağıtım sistemlerinde suyun mikrobiyal stabilitesini korunması ve biyofilm oluşumunun kontrol altına alınması dünya üzerinde önemle durulan bir konudur. 2006 yılında Dünya Sağlık Örgütü (WHO) "İçme suyu dağıtım sistemlerinde suyun mikrobiyolojik olarak güvenilir ve ideal olarak biyolojik stabiliteye sahip olması gerektiğini" belirtmiştir (WHO 2006, Lautenschlager ve ark. 2013). İçme suyu arıtma tesisi çıkışında mikrobiyolojik açıdan standartlara uygun olan içme suyu, dağıtım sistemi içerisinde depolama ve tüketiciye iletimi sırasında heterotrofik bakterilerin (HB) büyümesi ile değişime uğramaktadır (Lee ve ark. 1980, Van der Kooij ve Hijnen 1984, Levy ve ark. 1986, Alkan ve ark. 2005, Liu ve ark. 2013, Wang ve ark. 2014a, Prest ve ark. 2016a). Küresel ölçekte kullanılan içme suyu standartlarının sağlanması ile güvenilir içme suyu temini hedeflenmektedir. İçme suyu standartlarında suda bulunan heterotrofik bakteri sayısı (HBS) Amerika Birleşik Devletleri (ABD) 500 CFU/ mL'nin altında (Liu ve ark. 2015), Avrupa Birliği (AB) direktifinde (Mesquita ve Noble 2013) İngiltere ve Çin'de (Sun ve ark. 2016) 100 CFU/mL ile sınırlandırılmıştır. Ülkemizde de TS EN 266 içme suyu standardında 100 CFU/mL'den düşük HBS olması gerektiği belirtilmiştir.

İçme suyu dağıtım sistemlerinde, içme suyunun mikrobiyolojik olarak standartlara uygun olarak tüketiciye ulaşması amaçlanmaktadır. İçme suyu arıtımı sırasında su içerisinde bulunan organik ve inorganik nutrienlerin mikrobiyal yeniden çoğalmayı sınırlandıracak şekilde arıtılması ve dağıtım sistemine verilmesi gerekmektedir. Dağıtım sistemindeki biyolojik stabilite, büyük ölçüde su içerisindeki nutrientlerin mikroorganizmalar tarafından kullanılması ile ilişkilidir. İçme suyu dağıtım sistemlerindeki dezenfektan kalıntısı ile biyolojik stabilitenin korunması hedeflenmektedir ancak dezenfektan kalıntısının minimum olduğu veya bulunmadığı durumlarda mikroorganizmaların yeniden çoğalması söz konusu olabilmektedir. İçme suyundaki HB'lerin yeniden çoğalması dağıtım sistemindeki iletim borularının duvarlarında biyofilm oluşumuna neden olmaktadır. Bu yapı insan sağlığına zararlı patojen bakterilerin biyofilm içerisinde korunmasına olanak sağlamaktadır (Van der Kooij 1992, Kaplan ve ark. 1993). İçme suyunda mikroorganizmaların yeniden

çoğalması halk sağlığını direkt olarak etkilememekle birlikte suyun tat ve koku gibi fiziksel özelliklerini etkilemektedir.

İçme suyunda bulunan mikroorganizmalar sudaki nutrientleri substrat kaynağı olarak kullanarak mikrobiyal yeniden çoğalma gerçekleştirmektedir. İçme suyunda dezenfektan kalıntısının yetersiz olduğu veya bulunmadığı durumlarda, mikroorganizmaların yeniden çoğalmasını etkileyen en önemli faktör sudaki organik karbon miktarıdır. Ayrıca azot ve fosfor gibi inorganik nutrientler de büyümeyi etkileyen diğer faktörler arasında yer almaktadır. İçme suyunda yeniden çoğalmayı destekleyen organik karbonun bakteriler tarafından kolaylıkla kullanılabilen kısmını oluşturan asimile edilebilir organik karbon (AOK), sudaki yeniden çoğalma potansiyelini gösteren en önemli indikatör olarak kabul edilmektedir. İçme suyunun mikrobiyal kararlılığın sağlanmasında, öncelikle mikrobiyal çoğalmayı destekleyen AOK miktarının bilinmesi ve buna bağlı olarak hızlıca kontrol altına alınması büyük önem taşımaktadır. İçme suyu arıtma proseslerinin (örneğin: koagülasyon, dezenfeksiyon, filtre ortamının seçimi v.b.) sudaki AOK miktarı üzerinde önemli etkilere sahip olabileceği kabul edilmesine rağmen AOK belirlenmesinin karmaşıklığı ve zorluğu nedeniyle rutin olarak AOK seviyelerini ölçümü çok az yapılmaktadır (Weinrich ve ark. 2011). Ülkemizde ise bu konuda herhangi bir analiz yapılmamaktadır. Bu bağlamda içme suyu dağıtım sisteminde yeniden çoğalmanın kontrol altına alınması için arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sistemindeki AOK konsantrasyonunun hızlı, kolay ve güvenilir bir şekilde analiz edilerek izlenmesi ihtiyaç duyulan bir konudur.

Sularda AOK miktarının belirlenmesi için Standart Metotlarda belirtilen kültürel metotlara dayalı klasik yöntem kullanılmaktadır (APHA, AWWA, WPCF 1992). Klasik yöntemde pastörize edilmiş su örneklerine *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterileri ile aşılama yapılmaktadır. Referans bakteriler ile aşılanan su örnekleri, bakterilerin maksimum çoğalma miktarlarına ulaştığında kültürel plaka sayımı yöntemiyle belirlenmektedir. *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) bakterinin sayıları ve bu bakterilerin ampirik dönüşüm faktörü yardımıyla AOK hesaplanmaktadır. Kültürel yöntem hem iş yükü olarak hem de uzun zaman ile oldukça

uğraş gerektiren bir yöntemdir. AOK tayin yönteminin geliştirilmesine yönelik yapılan araştırmalar; aşı seçimi, aşılama ve inkübasyon optimizasyonu ve bakteriyel büyüme ölçümü gibi üç temel hususa odaklanılarak gerekli araştırmalar yapılmıştır. Son yıllarda AOK ölçümünü hızlandırmak amacıyla aşılama sonrası bakterilerin durgun fazdaki büyüme ölçümü ile bakterisi sayısının belirlenmesi üzerine farklı metotlar üzerine çalışmalar yapılmıştır. AOK tayininde kullanılan referans bakteri çoğalmasının belirlenmesi için kültürel sayım yöntemindeki gerekli süreyi kısaltabilmek adına akım sitometrisi ile bakteri sayısı belirlenmesi (Hammes ve Egli, 2005, Elhadidy ve ark. 2016) ve mikrobiyal aktivitenin göstergesi olan Adenozin tri fosfat (ATP) lüminesans ölçümü (Kaplan ve ark. 1993, Van der Kooij 2002, Haddix ve ark. 2004, Weinrich ve ark. 2009, Weinrich ve ark. 2011, Jeong ve ark. 2013) ile ilgili çalışmalar yapılmıştır. ATP lüminesans ölçümü bu amaçla kullanılan hızlı, kolay ve güvenilir yöntemlerden biri olması nedeniyle son yıllarda dikkat çekmekte olup AOK belirlenmesindeki etkinliği konusunda yapılan araştırmalar devam etmektedir (Van der Kooij ve ark. 1995, Velten ve ark. 2007, Li ve ark. 2017). Ancak literatürde içme suyunda ATP ölçümü ile AOK belirlenmesine yönelik çalışmalar sınırlı sayıda mevcut olup araştırmalar halen devam etmektedir.

Bu yüksek lisans tezinde, Bursa İli içme suyu dağıtım sisteminden alınan su örneklerinde Standart Metotlarda belirtilen kültürel metotlara dayalı klasik yöntem ile AOK miktarları belirlenmiştir. Ayrıca son yıllarda ön plana çıkan mikrobiyal aktivite göstergesi olan ATP miktarına bağlı olarak oluşan lüminesans ölçüm yöntemi ile AOK miktarı belirlenmesi araştırılmıştır. Bu amaçla alınan su örneklerinde her iki yöntemden elde edilen AOK sonuçları istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Bunlara ilaveten örnekleme periyodu boyunca alınan su örneklerinde bazı fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik parametrelerin değişimleri incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. İçme Sularının Özellikleri

Su, canlıların yaşamını sürdürebilmesi için gerekli ve vazgeçilmez olan kokusuz ve tatsız bir temel yapıtaşıdır. Yeryüzünde canlılığın devamı için su hayati bir öneme sahiptir. Tüm canlılar ve insanlar biyolojik işlevlerini suyun özellikleri ile gerçekleştirebilmektedir. Aynı zamanda su toplumsal yaşamda kültürel ve ekonomik unsurlar için önem arz eden bir husustur. Ancak hayati öneme sahip olan su yeryüzünde sınırlı miktarda bulunmaktadır. Dünyada meydana gelen sanayileşme ile birlikte hızlı nüfus artışı su kaynaklarına olan talebi arttırmıştır. Dolayısıyla hızlı nüfus artışı, tarımsal sulama, sanayileşme, kentleşme ve küresel ısınma gibi unsurlar su kaynaklarında tehdit oluşturmaktadır (Kılıç 2008).

Dünya üzerinde toplam 1,4 milyar km³ su olduğu ve yeryüzündeki suyun %97,5'inin okyanuslar ve denizlerde tuzlu su ve %2,5'inin ise nehirler ve göllerde tatlı su olduğu belirtilmektedir. Tatlı suyun %90'lık kısmı buzullarda, atmosferde, toprakta ve yer altı suyu olarak bulunur ve kullanılamaz durumdadır. Tatlı su kaynaklarının tuzlu su kaynaklarına göre önemli düzeyde az olması ve ulaşılabilirliğinin daha zor olması sebebiyle tatlı su kaynaklarının önemi açık bir şekilde görülmektedir (DSİ 2016).

İçme suyu, yer altı ve yüzeysel su kaynakları kullanılarak sağlanmaktadır. Tüketicie sağlıklı ve temiz olarak içme suyu ulaşması, suyun fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri ile su kalitesinin standartlara uygun olmasına bağlıdır (Günşen ve ark. 2000). İçme suyu hijyen bakımında berrak ve kokusuz, lezzet bakımından doğal ve içiminin sıcaklığın 7-12 °C aralığında hoş olması gerekmektedir. İçme suyunun fiziksel özellikleri sıcaklık, renk, bulanıklık, koku, tat ve kimyasal özellikleri pH, iletkenlik, tuzluluk, alkalinite, sertlik, iyonlar, amonyum azotu, nitrat azotu, ortofosfat, ağır metaller, çözülmüş oksijen ve toplam organik karbon olarak sıralanabilmektedir. Mikrobiyolojik özellikler ise toplam koliform ve toplam bakteri sayısı olarak bilinmektedir (Koçak 2007).

İçme suyu kalitesi çeşitli ülkeler tarafından belirlenen içme suyu standartları ile sağlanmaktadır. Günümüzde dünyada, Dünya Sağlık Örgütü (WHO), ABD’de Amerika Çevre Koruma Ajansı (US EPA) ve Avrupa’da AB tarafından belirlenen limit değerler ile içme suyu standartları belirlenmiştir. Ülkemizde ise Türk Standartları Enstitüsü (TSE) tarafından belirlenen TS EN 266 ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik olmak üzere iki temel standart bulunmaktadır.

2.2. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK)

İçme suyunda mikroorganizmaların yeniden çoğalmasını etkileyen en önemli nütrient sudaki biyokütlenin C:N:P moleküler oranına (100:10:1) bağlı olarak, organik karbondur (Escobar ve ark. 2001, Liu ve ark. 2002). Yeniden çoğalma sırasında bakteriler tarafından substrat kaynağı olarak tüketilen organik karbon, çözülmüş organik karbonun (ÇOK) belli bir fraksiyonunu oluşturmaktadır (Van der Kooij 1992, Escobar ve ark. 2001, Alkan ve ark. 2005, Ohkouchi ve ark. 2011). Çözülmüş organik karbon (ÇOK), biyolojik olarak parçalanabilir çözülmüş organik karbon (BPÇOK) ve asimile edilebilir organik karbon (AOK) olarak iki ayrı fraksiyona ayrılır. Organik karbonun bakteriler tarafından kolaylıkla kullanılabilen kısmını oluşturan AOK, sudaki yeniden çoğalma potansiyelini gösteren en önemli indikatör olarak kabul edilmektedir (Wang ve ark. 2014a, Wang ve ark. 2014b). AOK şekerler, organik asitler ve amino asitler gibi çok çeşitli düşük moleküler ağırlıklı organik karbon moleküllerinden oluşur. Yeniden çoğalma potansiyelinin en önemli göstergesi olarak tanımlanan AOK konsantrasyonu, dağıtım sistemlerinde 1- 300 µgC/L arasında değişmekte olup toplam organik karbonun (TOK) %0,1-10’una karşılık gelmektedir (Van der Kooij 1992, Escobar ve ark. 2001, Alkan ve ark. 2005, Ohkouchi ve ark. 2011).

2.3. İçme Sularının Mikrobiyal Kalitesinin Korunmasında Asimile Edilebilir Organik Karbonun Önemi

Tüm dünyada güvenilir içme suyu kalitesinde en önemli kriter biyolojik stabilite olarak kabul edilir. İçme suyunun biyolojik olarak stabil olması mikroorganizmaların büyümesini destekleyen biyolojik olarak parçalanabilir organik madde seviyelerine

bağlıdır (Rittman ve Snoeyink 1984). Arıtılan içme suyunun mikrobiyal kalitesi, suyun tüketiciye iletimi sırasında suda bulunan organik ve inorganik nutrientlere bağlı değişim göstermektedir. (Lee ve ark. 1980, Van der Kooij ve Hijnen 1984, Levy ve ark. 1986, Alkan ve ark. 2005, Prest ve ark. 2016a). İçme suyu, içme suyu arıtma tesisinde standartlara uygun olarak arıtılır ve böylelikle biyolojik stabiliteye uygun hale gelir. Ancak içme suyu dağıtım sistemindeki içme suyu kalitesinin arıtma tesisi çıkışındaki kalitesinden daha düşük biyolojik stabiliteye sahip olabileceği yapılan çeşitli çalışmalar ile ortaya koyulmuştur (Liu ve ark. 2013, Schwake ve ark. 2016). İçme suyu dağıtım sistemlerinde biyolojik stabilitenin azalmasına bağlı olarak dağıtım borularında biyofilm oluşumuyla birlikte fırsatçı patojenlerin meydana gelmesi, borularda korozyon oluşumu ve içme suyunda renk, tat ve koku değişikliği gibi problemler ortaya çıkmaktadır. (Prest ve ark. 2016a). Mikroorganizmalar dağıtım sistemlerinde, boruların iç cidarlarında, depolama tanklarında, sedimanlarda ve su ile temas eden tüm yüzeylerde koloniler oluşturup biyofilm meydana getirebilmektedir (Wingender ve Flemming 2004, Ohkouchi ve ark. 2011, Park ve ark. 2012, Liu ve ark. 2013). Biyofilm; mikroorganizmaları bünyelerinde biriktirebilmekte ve onları dezenfeksiyondan koruyabilmektedir. Biyofilm içinde bulunan ototrofik ve heterotrofik organizmalar, bakteriyel indikatörler, fırsatçı patojenler zaman zaman su fazına geçerek tüketicilere ulaşabilmektedir (Mulamattathil ve ark. 2014, Liu ve ark. 2016). Biyofilm oluşumu, dağıtım sistemine giren organik madde konsantrasyonunun minimuma indirilmesi, boru hattı ve bağlantı parçalarının yapıldığı malzemenin kimyasal ve biyolojik açıdan kararlı olmalarının sağlanması, dağıtım sistemlerinde durgun su oluşumu ve tortu birikiminin önlenmesi, dağıtım sistemi boyunca yeterli dezenfektan seviyesinin korunması gibi bazı önlemlerle kontrol altına alınabilmektedir (Prest ve ark. 2016a). Bu nedenle, içme suyu dağıtım sisteminde biyolojik güvenliği sürdürme çabalarını mümkün kılmak için içme suyunun biyolojik stabilitesinin değerlendirilmesi ve mikrobiyal yeniden çoğalmayı etkileyen faktörlerin belirlenmesi gerekmektedir (Li ve ark. 2018). Bu bağlamda içme suyunun biyolojik stabilitesinin izlenmesi ve ölçülmesi için son yıllarda birçok yeni araştırma yapılmıştır (Van der Kooij ve ark. 2015, Prest ve ark. 2016b).

İçme suyunun biyolojik stabiliteye sahip olmasındaki temel amaç, içme suyu dağıtım sisteminden tüketiciye ulaşan su kalitesinin minimum değişime uğramasıdır. İçme suyu dağıtım sisteminde mikrobiyal su kalitesinin standartlara uygun olması ile mikrobiyal yeniden çoğalmanın kontrol altına alınması için çeşitli ülkeler farklı dezenfektan (örn: Serbest klor, klorinedioksit, monokloramin) kullanmaktadır (Servais ve ark. 1989, LeChevallier ve ark. 1996, Gillespie ve ark. 2014). İçme suyu dezenfeksiyonunda maliyetinin uygun olması sebebiyle yaygın olarak kullanılan klor, suda bulunan doğal organik madde ile reaksiyona girerek trihalometan (THM) ve haloasetik asit (HAA) gibi dezenfeksiyon yan ürünlerini oluşturmaktadır. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin olumsuz kanserojenik sağlık etkileri (Lou ve ark. 2009, Lou ve ark. 2014) ve dezenfektan kalıntısıyla değişime uğrayan su tadı, birçok ülkenin içme suyuna dezenfektan eklenmeden su dağıtımını tercih etmesine neden olmuştur (Vital ve ark. 2012, Lautenschlager ve ark. 2013, Prest ve ark. 2014, Wang ve ark. 2014c). Ancak içme suyu dağıtım sisteminde mikrobiyal yeniden çoğalmanın önüne geçebilmek için içme suyu dezenfektan kalıntıları ile dağıtım sistemine verilir (LeChevallier ve ark. 1996, van der Kooij ve ark. 2015). İçme suyu dağıtım sisteminde yetersiz dezenfeksiyon söz konusu ise organik karbon yeniden çoğalmayı etkileyen en önemli faktörlerden biridir (Escobar ve ark. 2001, Liu ve ark. 2002). Azot ve fosfor gibi inorganik nutrientler de yeniden çoğalmayı etkileyen diğer faktörler arasındadır. İçme suyu dağıtım sistemlerinde klor kalıntısı bulunmayan içme suyunda HB'lerin 10 µg C/L'den düşük AOK konsantrasyonunda artmadığı ortaya koyulmuştur (Van der Kooij 1992). Aynı şekilde içme suyu dağıtım sisteminde uygun seviyede klor kalıntısı (> 0.5 mg/L serbest klor veya 1.0 mg/L kloramin) bulunması durumunda 100 µg C/L'den düşük AOK konsantrasyonu ile koliform ve mikrobakterilerinin yeniden çoğalmasının sınırlandırıldığı bildirilmiştir (LeChevallier ve ark. 1993, LeChevallier ve ark. 1996, Weinrich ve ark. 2009). Kaplan ve ark. (1993) içme suyu dağıtım sisteminde 10-50 µg C/L AOK konsantrasyonunda biyolojik stabilitenin sağlandığını söylemiştir. Kalıntı klor içermeyen ve akım sitometresi ile yerel bakteri kullanılarak belirlenen AOK konsantrasyonu 32 µgC/L olan dağıtım sisteminde, içme suyunun yüksek seviyede biyolojik kararlılığa sahip olduğu, toplam bakteri sayısı ve AOK konsantrasyonlarının değişim göstermediği tespit edilmiştir (Hammes ve ark. 2010a). Alkan ve ark. (2005) yaptıkları çalışmada arıtma tesisi çıkışına yakın olan örnek alma noktasında ortalama

126,3 µgC/L olarak ölçülen AOK konsantrasyonunun son örnek alma noktasında 92,1 µgC/L'e düştüğünü, bu noktadaki HBS'nin AOK azalması ile ters orantılı olarak 29 CFU/mL'den 176 CFU/mL'ye çıktığını bildirmiştir. Tayvan'da yapılan bir araştırmada içme suyu dağıtım sistemindeki kalıntı klor konsantrasyonu 0,2 mg/L ile 1,0 mg/L arasında değişim gösterdiğinde içme suyundaki AOK konsantrasyonunun 50 µg C/L'nin altında kalması gerektiği bildirilmiştir (Lou ve ark. 2010). Liu ve ark. (2015) 0,6 mg/L sodyum hipoklorit içeren suda bakteri sayısının $1,1 \times 10^5$ hücre/mL'den $2,6 \times 10^4$ hücre/mL'ye, 0,3 mg/L'lik sodyum hipoklorit içeren suda $1,1 \times 10^5$ hücre/mL'den $4,8 \times 10^4$ hücre/mL'ye düştüğünü, serbest klor bulunmadığında AOK seviyelerinin azaldığını buna karşın HB'lerin önemli ölçüde arttığını belirtmiştir. Güney Çin bölgesinde yapılmış bir çalışmada içme suyundaki klor seviyesi 0,5 mg/L'den yüksek olduğunda bakteriyel çoğalma potansiyelinin azaldığı ve AOK miktarının sabit kaldığı ancak klor seviyesi 0,15 mg/l'nin altına düştüğünde bakteriyel çoğalma potansiyelinin hızla arttığı AOK miktarının ise önce azalıp zamanla sabit kaldığı ortaya konmuştur (Zhang ve ark. 2016). Thayanukul ve ark. (2013) geri kazanım suyu dağıtım sistemlerinde toplam ve serbest kalıntı klor konsantrasyonları 0,36 ve 0,09 mg/L'nin altında olduğunda yeniden bakteriyel çoğalma meydana geldiğini ve bu çoğalmanın AOK azalması ile eş zamanlı olarak gerçekleştiğini bildirmiştir. Bu bulgular, suyun iletimi ve saklanması sırasında kalıntı klor tüketimi söz konusuysa mikrobiyal çoğalmanın AOK miktarına bağlı olarak gerçekleşebileceğini açıkça göstermektedir. Dolayısı ile yeniden bakteriyel çoğalmanın önlenmesi için farklı dezenfektan alternatiflerinin kullanılmasının yanı sıra bakteriyel büyümeyi etkileyen faktörlerin belirlenmesi ve kontrol altına alınması gerekmektedir.

İçme suyu dağıtım sisteminde uygun seviyede klor kalıntısı ile içme suyu, dağıtım sistemine verilerek tüketiciye ulaşır. İçme suyu dağıtım sistemlerinde dezenfektan kalıntısının bulunmadığı durumda mikrobiyal yeniden çoğalma meydana gelebilir. Bu durum içme suyu tüketicilerin güvenliği için bir tehdit oluşturmaktadır (LeChevallier ve ark. 1996). Suda AOK oluşumu, içme suyu dağıtım sisteminde mikrobiyal yeniden çoğalma ve buna bağlı su kalitesi bozulmasından sorumlu kontrol faktörüdür (Van der Kooij 1992). Bu nedenle AOK seviyesi, içme suyu dağıtım sistemindeki suyun biyolojik stabilitesine erişmek için önemli bir gösterge olarak kullanılır (Escobar ve ark.

2001). Çin'in kuzeyinde yapılan bir çalışmada farklı klasik arıtma tesisi ve dağıtım sistemlerinden alınan örneklerde AOK konsantrasyonları 92-482 µgC/L aralığında değişim gözlenmiş ve %4'ünün 100 µgC/L 'nin, %50'sinin de 200 µgC/L 'nin altında olduğu ortaya konulmuştur (Liu ve ark. 2002). Ohkouchi ve ark. (2011) klorlu içme suyunda kış mevsiminde ortalama 174 µgC/L ve yaz mevsiminde ortalama 60 µgC/L olarak AOK konsantrasyonları bulunmuştur. Thayanukul ve ark. (2013) geri kazanım suyu dağıtım sistemlerinde 36-446 µgC/L aralığında AOK konsantrasyonu olduğu bildirilmiştir. Zhang ve ark. (2016) içme suyu dağıtım sisteminin biyolojik stabilitesini belirledikleri araştırmalarında AOK konsantrasyonlarının 40,5 ile 307,9 µgC/L arasında değiştiğini ortalama değerin ise 106,6 µgC/L olduğunu belirlemiştir. Li ve ark. (2018) Ocak 2014-Aralık 2015 yılları arasında AOK değerlerinin 25,96 ile 429,60 µgC/L arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Yapılan araştırmalar ile arıtma tesisleri çıkışından ve bu suların verildiği dağıtım sistemlerinden alınan örneklerin büyük bir kısmının, 50-100 µg/L olarak belirtilen biyokararlılık kriterlerini karşılayamadığı ortaya koyulmuştur.

2.4. Dezenfeksiyonun Asimile Edilebilir Organik Karbona (AOK) Etkisi

Dezenfeksiyon, içme suyundaki fırsatçı patojenlerin nihai olarak azaltılması, biyolojik stabilitenin sağlanması için içme arıtma tesisinin sonunda kullanılan önemli bir adımdır. İçme suyuna ozon, klor, kloramin veya ultraviyole (UV) ışınlama gibi dezenfektanların eklenmesi ile dezenfeksiyon işlemi gerçekleşir. İçme suyu dağıtım sisteminde meydana gelebilecek mikrobiyal yeniden çoğalmanın sınırlandırılması için dezenfektan kalıntısı kullanılması önemli bir yaklaşım olarak kabul edilir (Silva ve ark. 2010). Klorlama, kloraminasyon ve içme sularının arıtılması sırasında, ön ve/veya ara oksidasyon adımı olarak ya da bazı durumlarda son dezenfeksiyon prosesi olarak uygulanan ozonlama gibi prosesler sudaki doğal organik madde miktarına bağlı olarak sudaki AOK miktarını önemli ölçüde arttırmaktadır (Schmidt ve ark. 1998, Van der Kooij ve ark. 1989, Velten ve ark. 2007, Okuda ve ark. 2009, Sarathy ve Mohseni 2009, Ramseier ve ark. 2011, Weinrich ve ark. 2010).

Tüm dünyada dezenfektan türü olarak maliyetinin uygun olması ve üst seviyedeki etkisi ile yaygın olarak klor kullanılır. Klor, oksidasyon ve elektron alıcı olarak organik bileşiklerle reaksiyona girer ve çözülmüş organik karbon (ÇOK) ve dolayısıyla biyobozunur organik madde (BOM) üretebilir. Klorlama ile yalnızca düşük molekül ağırlıklı bileşikler üretilmekle kalmaz, aynı zamanda yüksek moleküler ağırlıklı maddenin bakteriler tarafından kullanımını da arttırabilmektedir (Van der Kooij 1990). İçme suyunda klor ile dezenfeksiyon işlemini araştıran bir çalışmada 31 µgC/L AOK miktarı bildirilmiş olup orta seviyede artış gözlenmiştir (Polanska ve ark. 2005). Yapılan bir diğer çalışmada içme suyunda klor ile dezenfeksiyon prosesinin AOK miktarı üzerindeki etkisini belirleme araştırmasında 100 µgC/L AOK miktarı bildirilmiştir (Miettinen ve ark. 1998). Ön klorlama ile AOK_{P17} miktarı fazla olabildiği gibi ozonlama prosesi AOK_{NOX} miktarında artış olduğu gözlenmiştir (Choi ve ark. 2019). Klor çözülmüş organik karbonu daha düşük molekül ağırlıklı organik yan ürünlere dönüştürür ancak molekül boyutu ve özellikleri *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterileri tarafından tercih edilmeyebilmektedir (Świetlik ve ark. 2009, Wang ve ark. 2015). Ancak ABD'de yapılan bir çalışmada klorlamadan sonra AOK'de artış gözlemlenmiş ve özellikle AOK_{NOX}'in ortalama % 290 ± 61 oranında arttığını ortaya koymuştur (Weinrich ve ark. 2010). Bir diğer dezenfektan türü olan kloraminin, oksidasyon potansiyeli klorunkinden daha az olduğundan, kloramin daha düşük bir AOK artışına yol açmaktadır (Weinrich ve ark. 2010). Klor dioksit, permanganat veya ferrattan AOK oluşumunun kapsamı hakkında daha az araştırma yapılmıştır.

UV ışınlama ile dezenfeksiyonun AOK konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ilişkin yapılmış bazı çalışmalarda, UV ışınlamadan sonra artan AOK miktarı olduğunu bildirmiştir. İçme suyundaki organik maddenin biyoyararlanımının, oksijen bakımından zengin bileşiklerin üretilmesinin yanı sıra amino asitler ve karbonhidratlar gibi düşük moleküler ağırlıklı bileşiklerin artışını UV ile dezenfeksiyona bağlamıştır (Shaw ve ark. 2000, Thayanukul ve ark. 2013). UV ışınlama ile dezenfeksiyon işleminde daha yüksek UV ışınlama dozları ile yüksek AOK konsantrasyonları ortaya çıkabilmektedir (Ijpelaar ve ark. 2005). Bununla birlikte UV ışınlama ile dezenfeksiyonun AOK konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ait yapılan bazı çalışmalarda AOK seviyesinde değişim olmadığı (Polanska ve ark. 2005) veya AOK seviyelerinin düştüğü bildirilmiştir

(Lehtola ve ark. 2003). Genel olarak, UV dezenfeksiyonunun AOK miktarı üzerindeki etkisi genellikle klorlama ve ozonlamadan daha düşüktür (Chen ve ark. 2018).

Ozonlama, güçlü oksitlenebilirliği nedeniyle içme suyu dezenfeksiyon işlemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Singh ve ark. 2008, Tripathi ve ark. 2011, Zhao ve ark. 2014). Güçlü bir oksidan olan ozon suda bulunan ÇOK'u daha düşük molekül ağırlıklı organik yan ürünlere dönüştürmektedir. İçme suyu alanında yapılan bazı araştırmalar, ozonlamanın daha büyük molekülleri daha küçük moleküllere (örn: Aldehitler, ketonlar ve organik asitler) dönüştürebileceğini, böylece organik maddeleri daha biyolojik olarak parçalanabilir hale getirebileceğini ve mikroorganizmalar tarafından kolayca kullanılabilir hale getirebileceğini öne sürmüştür (Hammes ve ark. 2006). Bu bileşikler mikroorganizmalar tarafından kolaylıkla kullanılarak suyun biyolojik stabilitesini bozmaktadır (Volk ve ark. 1993, Volk ve ark. 1997). Yapılan araştırmalarda ozonlama ile dezenfeksiyon sonucunda *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterilerin esas olarak karboksilik asitler ve oksalat üzerinde gelişim göstermesi ile içme suyunda daha yüksek AOK_{NOX} konsantrasyonu olduğu bulunmuştur (Polanska ve ark. 2005, Chien ve ark. 2007, Lou ve ark. 2009). *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterilerinin farklı organik maddeyi kullanabilme özelliklerine sahip olduğu bilinmektedir. *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) pek çok organik maddeyi kullanabilme özelliğine sahip olduğundan, çeşitli karbonhidratlar, alkoller, aromatik asitler ve amino asitler üzerinde büyüebilir, ancak ozon yan ürünleri olarak bilinen oksalat, format, glikolat ve glioksilat gibi bazı karboksilik asitleri kullanamamaktadır (Van der Kooij ve ark. 1982). Ancak *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterisi, çok çeşitli karboksilik asitler üzerinden büyüebilmektedir (Van der Kooij ve ark. 1984). Klor ve ozon ile dezenfekte edilmiş suların iletildiği dağıtım sistemleri, sadece klor ile dezenfekte edilmiş suların iletildiği sistemlere göre %49 oranında daha fazla BPÇOK ve %127 oranında AOK içermektedir (Escobar ve ark. 2001). Hammes ve ark. (2006) ozonlanmış sulardaki organik bileşiklerin önemli bir kısmının su ozona maruz kalır kalmaz hemen ortaya çıktığını ve oluşan AOK'nın %60-80'ini organik asitlerin oluşturduğunu bildirmişlerdir. Vital ve ark. (2012) ozonlama sonrasında AOK'nın 20 µgC/L' den 120 µgC/L'ye artarken, sudaki organik bileşiklerin kompozisyonundaki değişimleri net bir şekilde

yansıtan ÇOK konsantrasyonunun değişmediğini belirtmiştir. İsviçrede yapılan bir çalışmada içme suyuna 1 mg*dk/L'lik bir ozon uygulaması sonucunda 60 µgC/L AOK oluşmuştur (Ramseier ve ark. 2011). Bu durum ozonlama prosesinin hızlı oluşum kinetiği ve ozonun çeşitli organik fonksiyonel gruplara karşı yüksek reaktivitesiyle açıklanabilmektedir (Lee ve Von Gunten, 2010). Japonya'daki su geri kazanım tesislerinde ozonlama sonrasında sulardaki AOK konsantrasyonunun 36 ila 446 µgC/L (ortalama 316 µgC/L) arasında değiştiği tespit edilmiştir. Ayrıca UV ve klor uygulamaları AOK konsantrasyonunda hafif değişimlere neden olurken ozonlama prosesi sonrasında diğer proseslerin iki katından daha fazla AOK artışı meydana getirdiği bildirilmiştir (Thayanukul ve ark. 2013). Kore 'de yapılan bir çalışmada ozonlamadan sonra AOK konsantrasyonunda önemli ölçüde artış meydana geldiği ortaya koyulmuştur. Ozonlama ile AOK artışı yıllık ortalama 49 µgC/L olup 3 ila 87 µgC/L arasında değişmiştir. Aynı şekilde ozon başına AOK artışı, ortalama 125 µgC/mg O₃ ile 16 ila 216 µgC/mg O₃ arasında değişmiştir (Choi ve ark. 2018). Ozonlama sonrası önemli AOK artışı yapılan çalışmalarda bildirilmiştir ve bu durum yüksek moleküler ağırlıklı ve dayanıklı organik maddelerin düşük moleküler ağırlıklı organik maddelere dönüştürülmesine bağlanmaktadır. Dolayısı ile bu prosesler sonrasında mikrobiyal çoğalmanın önlenmesi için AOK miktarının bilinmesi ve kontrol altına almak için zaruri önlemlerin alınması gerekmektedir.

2.5. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon Miktarlarının Belirlenmesi

2.5.1. Kültürel yöntem ile asimile edilebilir organik karbon belirlenmesi

İçme suyu dağıtım sisteminde mikrobiyal yeniden çoğalma potansiyelini yansıtan AOK biyotesti AOK konsantrasyonu ile suya aşılana bakteri kültürünün aşılama durgun faza kadar olan maksimum büyümesi arasındaki doğrusal ilişkiye dayanır. Eşdeğer asetat karbon (asetat-C) konsantrasyonu olarak gösterilen AOK değerini hesaplamak için maksimum bakteri büyümesi kullanılır (Van der Kooij ve ark. 1982). AOK tayini Standart Metotlarda belirtilen kültürel metotlara dayalı klasik yöntem ile yapılmaktadır

(APHA, AWWA, WPCF 1992). Bunun yanı sıra farklı araştırmacılar asimile edilebilir organik karbon belirlenmesine yönelik çeşitli yöntemler üzerinde çalışmıştır.

Pseudomonas fluorescens P17, içme suyunda pek çok organik maddeyi kullanabilme özelliği nedeni ile referans bakteri olarak seçilmiştir (Van der Kooij ve ark. 1982) ancak dūřuk moleköl ağırlıklı karboksilik asitleri kullanabilme özelliğine sahip değildir. Bu nedenle AOK testine çok dūřuk konsantrasyonlarda organik karbon içeren sularda gelişebilme yeteneğine sahip olan ve karboksilik asitleri kullanabilen *Aquaspirillum NO_x* bakterisi de dahil edilmiştir (Van der Kooij ve Hijnen, 1984). Standart Metotlarda belirtilen klasik yöntemde pastörize edilmiş su örneklerine 500 CFU/ml, *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NO_x* (ATCC 49643) referans bakterileri aşılanır. İki referans bakterinin durgun faza kadar çoğalması için aşılanan su örnekleri 15 °C’ de karanlıkta bir hafta karıştırılmadan inkübe edilir. İnkübasyonun 7., 8. ve 9. günlerinde üç řiře inkübatörden çıkarılıp, örneklerin 10⁻², 10⁻³ ve 10⁻⁴ farklı seyreltmeleri iki paralelli olarak uygun besi ortamına (R2A agar üzerine) yayma plaka yöntemi ile ekilir. Ekim yapılan petriyeler 25 °C’de 3-5 gün inkübe edildikten sonra besiyeri üzerinde önce 3-4 mm çapında büyük krem-sarı renkli *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) daha sonra 1-2 mm çapında beyaz renkli nokta halindeki *Aquaspirillum NO_x* (ATCC 49643) bakterileri oluşmaktadır. 7., 8. ve 9. gün örneklerinde belirlenen bakteri sayılarının ortalaması alınır. *Pseudomonas fluorescens P-17* bakterisinin asetat dönüşüm oranı olan (4,1 x 10⁶ CFU P-17/μg asetat C) ve *Aquaspirillum NO_x* bakterisinin asetat dönüşüm oranı (1,2 x 10⁷ CFU NO_x/μg asetat C) kullanılarak AOK konsantrasyonları belirlenir (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

AOK, AOK_{P17} ve AOK_{NOX} olarak, iki bölümden oluşmaktadır. AOK_{P17}, çeşitli karboksilik asitler, karbonhidratlar ve aromatik bileşikler dahil olmak üzere sudaki bakteriler tarafından kullanılabilen amino asitlerin çoğunu temsil ederken AOK_{NOX}, formaldehit oksalat ve asetik asit gibi organik bileşikleri içerir (Chen ve ark. 2018).

2.5.2. Asimile edilebilir organik karbon (AOK) belirlenmesi için geliştirilen diğer yöntemler

Standart Metotlarda belirtilen AOK biyotesti hem uzun zamana ihtiyaç duyduğu hem de yoğun iş gücü gerektirdiğinden çeşitli araştırmacılar AOK belirlemek için çeşitli yöntemler ile çalışmışlardır. Akım sitometrisi ile hücre sayısı belirlenmesi (Hammes ve Egli 2005, Elhadidy ve ark. 2016) ve lüminesans ölçümü (Haddix ve ark. 2004, Weinrich ve ark. 2011, Jeong ve ark. 2013) gibi yöntemler AOK belirlenmesi için üzerinde çalışılan yöntemlerdendir.

Standart metotlarda belirlenen kültürel yöntem ile AOK belirlenmesinde, mikrobiyal büyüme ölçümü, çok sayıda yayma plaka tabanlı kültürel metot ve 9 günlük bir inkübasyon periyodunu içerir (Van der Kooij ve ark. 1992). Akım sitometrisi, mikrobiyal büyüme belirlenmesini hızlandırarak AOK belirlenmesi için gerekli zamanı ve emeği azaltmak için kullanılmıştır. Akım sitometrisiyle hücre sayısının belirlenmesi ile AOK miktarının belirlenmesi Hammes ve Egli (2005) tarafından tanımlanmıştır. AOK miktarını belirlemek için gereken süreyi birkaç günden 30 ila 40 saate düşürdüğü ortaya koyulmuştur. Pastörize edilmiş su örneklerine *Pseudomonas fluorescens* P17 (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterileri ile aşılama yapmak yerine içme suyunda bulunan yerel bakteriler ile aşılama yapılmıştır. Hammes ve Egli (2005), içme suyundaki yerel bakteriler ile aşılama yapılmasının standardizasyonu daha zor hale getirdiğini kabul etmiş olmasına rağmen, yerel bakteriler ile aşılama yapılmasının daha gerçekçi AOK sonuçları elde edildiği savunmuştur. Akım sitometrisi ile AOK belirlenmesinde içme suyunda çoğalan yerel bakteri bakteriler, flüoresan boya ile boyadıktan sonra bakteri sayısı hücre/ml olarak akım sitometresi yardımı ile tespit edilmiş ve belirlenen bakteri sayısı üzerinden AOK konsantrasyonu hesaplanmıştır (Hammes ve Egli 2005). Akım sitometresi kültürel yöntemler ile kıyaslandığında boyama dahil 15 dakika gibi kısa bir sürede örnek içinde suda bulunan bakteri sayısının belirlenmesine olanak sağlayan bir yöntemdir. Bu yöntem ile örneğe ilave edilen referans bakteri sayısı koloni oluşturmeyen veya aktif olmayan hücreler de dahil olmak üzere hepsi hızlı ve doğru bir şekilde belirlenebilmektedir. Akım sitometrisi ile gerçekleştirilen AOK analizi güvenilir ve

tekrarlanabilir olması nedeni ile avantaj sağlamaktadır (Hammes ve Egli 2005). Çeşitli araştırmacılar akım sitometrisiyle ile AOK belirlenmesi yöntemine belirli uygulamalar ile modifikasyonlar üzerine çalışmıştır. Bazri ve Mohseni (2013), dezenfektan kalıntısı içeren sularda kullanılmak üzere akım sitometrisi ile hücre belirlenmesi metoduyla AOK belirlenmesinde değiştirilmiş bir protokol geliştirmiştir. Elhadidy ve ark. (2016), yüksek organik ve partikül içeriği ile karakterize edilen sularda akım sitometrisi ile AOK belirlenmesinde kullanılmak üzere modifiye edilmiş başka bir protokol geliştirmiştir. Aggarwal ve ark. (2015), akım sitometrisi ile AOK belirlenmesinde, *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *Aquaspirillum NOx* (ATCC 49643) referans bakterilerinin kullanılarak AOK belirlenmesi üzerine araştırma yapmıştır.

Akım sitometrisi ile hücre belirlenmesi metoduyla AOK belirlenmesi kullanılarak çok sayıda çalışma yapılmıştır. İçme suyu dezenfeksiyonu sonrasında AOK oluşumu (Hammes ve ark. 2007, Rosenfeldt ve ark. 2009, Bazri ve ark. 2012), AOK ile dezenfektan kalıntısının içme suyunda bakteri üremesi üzerindeki etkisi (Liu ve ark. 2015), suda farklı bakteri türlerinin büyüme özelliklerinin incelenmesi (Wang ve ark. 2007, Wang ve ark. 2009) ve içme suyu arıtma ve dağıtım sistemlerindeki biyolojik stabilitenin incelenmesi (Hammes ve ark. 2010a, Hammes ve ark. 2011, Lautenschlager ve ark. 2013, Park ve ark. 2016, Perst ve ark. 2016a) konulu çalışmalarda AOK akım sitometrisiyle belirlenmiştir.

AOK ölçmek için üzerinde durulan bir başka yöntem ise Adenozin tri fosfat (ATP) ölçümüdür. Klasik AOK belirlenme yöntemine ATP ölçümünün modifikasyonu ile gerçekleştirilen bu yöntemde, bakteri gelişimi ATP lüminesans miktarı ile belirlenmektedir. ATP, bütün yaşayan hücrelerde bulunan ve enerji transfer reaksiyonlarında rol oynayan önemli bir yapı taşıdır (Karl 1980, Knowles 1980, Webster ve ark. 1985). ATP ölçümü ile AOK belirlenmesi ATP'nin lüsiferin-lüsiferaz enzimi ile reaksiyona girerek biyoluminesans ışık vermesi ve açığa çıkan bu ışığın, lüminometre ile ölçülmesi esasına dayanmaktadır (Holm-Hansen ve Booth 1966, Webster ve ark. 1985, Stanley 1989, Leitao ve Esteves Da Silva 2010). Lüminesans ile yayılan ışık, lüminometre ile bağlı ışık birimi (RLU) cinsinden ölçülür ve ölçümler arasındaki orantılı bir ilişkiyle ATP konsantrasyonuna dönüştürülür (Khlyntseva ve ark.

2009). Canlı mikroorganizmalar, belirli bir ATP değerine sahiptir ve birçok araştırma mikrobiyal hücre miktarları ile ATP konsantrasyonunun ilişkili olduğunu ortaya koymuştur (Lechevallier ve ark. 1993, Siebel ve ark. 2008, Hammes ve ark. 2010b, Nescerecka ve ark. 2014). Bu nedenle, ATP yönteminin içme suyu örneklerindeki canlı biyokütlesini değerlendirmede faydalı olduğu öne sürülmüştür.

ATP ölçümü ilk olarak 1966'da su örneklerdeki mikrobiyal aktiviteyi analiz etmek için kullanılmıştır (Holm-Hansen ve Booth 1966). Stanfield ve Jago (1989), AOK testinde bakteri miktarını belirlemek için kültürel yöntemdeki plaka sayımı yerine su örneğindeki ATP'yi ölçmüş ve test süresini 3 güne indirmiştir. LeChevallier ve ark. (1993), içme suyundaki canlı hücre sayısı ile ATP lüminesans birimleri arasındaki doğrusal ilişkiyi asetat karbon verim faktörünü kullanarak AOK konsantrasyonuna dönüştürmüştür ve böylelikle lüminesans ölçüm yönteminin temelini atmıştır. Van der Kooij ve ark. (1995), biyofilm oluşumunu araştırmak amacıyla içme suyunda bulunan mikrobiyal biyokütleyi ATP konsantrasyonu ile belirlemiştir. Yapılan bu çalışmada AOK ile biyofilm oluşumunun sudaki mikrobiyal biyokütlenin mikrobiyal kalite parametresi olarak kullanılabilceğini önermiştir. Aynı zamanlarda, standart yöntemler (APHA, AWWA, WEF 1995) içme suyundaki bakteri sayısını belirlemek için ATP biyoluminesans uygulamaya başlamıştır. Sonraki yıllarda araştırmacılar sudaki mikrobiyal biyokütleyi tespit etmek ve biyostabiliteyi ortaya koymak amacıyla hızlı bir yöntem olarak bir ATP lüminesans ölçümü ile ilgili birçok araştırma yapmıştır. Lehtola ve ark. (2002), içme suyuna fosfor ilavesi ile toplam bakteri sayısının ve ATP içeriğinin arttığını bulmuş ve fosforun aynı zamanda içme suyu mikrobiyal büyümesinde önemli bir sınırlayıcı faktör olduğunu ortaya koymuştur. Ortaya koyulan bu sonuç ayrıca ATP lüminesans ölçümünün biyofilm araştırmalarında yararlı bir yöntem olduğunu da kanıtlamıştır. Delahaye ve ark. (2003), Fransa'nın Paris şehrinde içme suyu dağıtım sistemindeki içme suyunun mikrobiyolojik kalitesinin hızlı bir şekilde izlenmesi için ATP biyoluminesans ölçümü kullanılmıştır. Araştırma sonucunda, yer altı suyunun yüzey sularına göre daha yüksek mikrobiyolojik stabiliteye sahip olduğu bildirilmiştir.

İçme suyunda bulunan toplam ATP, canlı mikrobiyal biyokütleyi temsil eden bakteriyel ATP ve serbest ATP olmak üzere ikiye ayrılır. ATP biyoluminesans ölçümü ile

mikrobiyal biyokütleyi temsil eden bakteriyel ATP'nin ölçülmesi amaçlanmaktadır. Toplam ATP miktarında, serbest ATP miktarının önemli bir etkisi vardır ve birçok çalışmada içme suyu dağıtım sistemlerindeki toplam ATP'nin büyük bir bölümünün serbest ATP olduğu ortaya koyulmuştur (El-Chakhtoura ve ark. 2015, Nescerecka ve ark. 2014). Serbest ATP, membran filtrasyonu ile mikrobiyal ATP'den ayrılmaktadır. Yapılan birçok araştırmada, toplam ATP'den mikrobiyal ATP'yi ayırmak için spesifik olarak 0,1 µm filtrasyon kullanmıştır. Toplam ATP'den serbest ATP'nin çıkarılmasıyla elde edilen mikrobiyal ATP, sağlam bakteri sayısı ile iyi bir korelasyona sahiptir (Hammes ve ark. 2008, Lautenschlager ve ark. 2013). Hammes ve ark. (2010b) tarafından ATP lüminesans ölçümü üzerine yapılan çalışmada içme suyu örnekleri için geliştirilen protokol ile 500 µL su numunesi ve 50 µL ATP reaktifi içeren eppendorf tüpleri eş zamanlı olarak 38 °C'de ısıtılmıştır (yaklaşık 5 dk). Daha sonra 500 µL su numunesi reaktif üzerine eklenip 38°C' de 20 sn reaksiyon süresine bırakıldıktan sonra lüminometre ile hızlı bir şekilde ölçüm yapılmıştır. ATP reaktifi ile su numune hacmi oranı, test reaksiyon sıcaklığını (38 °C) ve reaksiyon süresini (20 s) optimize ederek ATP lüminesans ölçümü daha hassas ve kararlı hale getirilmiştir. Dolayısıyla ATP lüminesans ölçümünde ATP 0,0001 nM düşürülmüştür. Nescerecka ve ark. (2016) yapmış olduğu çalışmada su örneklerindeki mikrobiyal aktivitenin belirlenmesi için ATP ölçümü yapmış ve bu parametrenin canlı organizmaların varlığını net bir şekilde gösterdiğini belirtmiştir. Yapılan araştırmalarda sudaki toplam bakteri sayısının ortamdaki ATP miktarı ile yüksek korelasyon gösterdiği bildirilmekle birlikte (Karl 1980, Hammes ve ark. 2010b, Van der Kooij ve ark. 2017) HBS ile tespit edilmeyen mikrobiyal değişikliklerin ATP ölçümü ile belirlenebildiğini işaret etmiştir (Prest ve ark. 2016b). Dolayısıyla ATP lüminesans ölçümünde, HBS sınırlamasını ortadan kaldıran canlı ancak kültüre edilemeyen bakteriler dahil olmak üzere içme suyundaki tüm aktif mikroorganizmalar ölçülmektedir. Bu doğrultuda klasik yöntem ile AOK belirlenmesinde kullanılan referans bakterilerin organik karbon içeren ortamda durgun faza ulaşması için gereken çoğalma miktarı, ATP ölçümü yardımıyla relatif ışık miktarı olarak belirlenebilmektedir ve bu değer üzerinden asetat karbon verim faktörünü kullanılarak AOK konsantrasyonu tespit edilebilmektedir. Dakikalar içerisinde tamamlanan ATP ölçümü, mikrobiyal aktiviteyi gösteren hızlı, kolay ve güvenilir bir yöntem olup AOK belirlenmesindeki etkinliği konusunda yapılan araştırmalar devam

etmektedir (Velten ve ark. 2007, Li ve ark. 2017). Lüminesans ölçümü ile AOK belirlenmesi yöntemiyle mikrobiyal içme suyu kalitesinin belirlenmesi, izlenmesi mikrobiyal kaliteyi artıracaktır ayrıca biyolojik stabiliteyi ortaya koymak için kullanılabilir yararlı bir parametredir (Zhang ve ark. 2019).

2.6. İçme Sularında Asimile Edilebilir Organik Karbon Giderimi

İçme suyunun, içme suyu arıtma tesisi çıkışında ve içme suyu dağıtım sisteminde biyolojik stabiliteye sahip olması için, 50-100 µg/L olarak belirtilen AOK biyokararlılık kriterlerini karşılaması gerekmektedir (LeChevallier ve ark. 1993). AOK biyokararlılık kriterlerini sağlayabilmek için, AOK'yi ve içme suyu arıtma proseslerini etkileyen faktörleri belirlemek önemli bir husustur. İçme suyu dezenfeksiyonunda ozonlama ve klorlama gibi dezenfektanlar AOK konsantrasyonunu arttırmaktadır ve artan AOK, biyolojik aktif karbon filtreleri ile yüksek verimle uzaklaştırılabilir (Goyal ve ark. 2008, Lou ve ark. 2010).

Klasik içme suyu arıtma proseslerinde düşük oranlarda AOK giderimi gerçekleşmektedir. İçme suyu arıtma prosesinde ileri arıtma yöntemi olarak kullanılabilen biyolojik aktif karbon filtreleri (BAKF), aktif karbon üzerinde mikroorganizmaların biyokütle oluşturulması ile organik bileşikler ve dezenfeksiyon yan ürünlerini adsorblamaktadır. Bu filtreler tat, koku, renk oluşumuna neden olan organik bileşikler, fazla kloru, toksik ve mutajenik organik bileşikler adsorblayabilecek geniş bir yüzey alanına sahiptirler (Takeuchi ve ark. 1997, Lou ve ark. 2009). Ozonlama ve ardından biyolojik aktif karbon filtrasyonunu içeren ileri arıtma yöntemi ile AOK giderimi %36'dan %54'e çıkarılabilmektedir. Lou ve ark. (2009) BAKF ile THM, HAA ve AOK giderimini araştırdıkları çalışmada ham sudaki AOK konsantrasyonun 83-188 µg/L arasında değiştiği ve ileri arıtma tesisinden çıkan sudaki AOK konsantrasyonunun 14-48 µg/L arasına düştüğünü bildirilmiştir. Lou ve ark. (2010) arıtılmış sudaki ortalama AOK konsantrasyonu 83,61 µg C/L olarak ölçülmüş ve BAKF ile AOK'nın % 54 oranında giderilerek önerilen sınır değeri (50 µC/L) sağladığı bildirilmiştir. Tayvan'da yapılan bir çalışmada arıtılmış içme suyundaki AOK değerleri yaklaşık $59,0 \pm 8,6$ µgC/L olarak bulunmuş ve BAKF sonrasında

ortalama AOK miktarının 22,20 ile 37,81 $\mu\text{gC/L}$ arasında değişim gösterdiği bulunmuştur. BAKF ile AOK giderim oranı yaklaşık % 40 ila % 67 arasında olduğu ve % 67,54'e kadar yükseldiği ortaya koyulmuştur (Lou ve ark. 2014). Dolayısıyla içme suyu arıtma tesisi çıkışındaki veya içme suyu dağıtım sistemindeki AOK değeri 50-100 $\mu\text{g/L}$ olarak belirtilen AOK biyokararlılık kriterlerini karşılamadığı durumunda BAKF ile AOK giderimi yüksek verim ile yapılabilir.

AOK gideriminde, biyolojik aktif karbon filtrelerinin yanı sıra ters osmoz ve nanofiltrasyon proseslerinin verimliliğini belirlemek üzere yapılmış çalışmalar da mevcuttur. Bir çalışmada nanofiltrasyon ve ters osmoz ile AOK gideriminde temel mekanizmanın yüklerin birbirini itme kuvveti olduğu bildirilmiştir. Düşük iyonik kuvvet, düşük sertlik ve yüksek pH değerinin olduğu koşullarda daha yüksek AOK giderimin elde edilebileceği belirtilmiştir. Ancak yüksek maliyet, enerji tüketimi, yeniden mineralleştirme ihtiyacı ve konsantre halde bulunan suyun tasfiye etme sorunları, bu teknolojilerin potansiyel dezavantajları arasında yer almaktadır. BAKF ile nanofiltrasyon ve ters osmozla AOK giderimi kıyaslandığında nanofiltrasyon ve ters osmozla AOK giderimi daha düşük oranlarda gerçekleşmektedir (Escobar ve ark. 2000).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Örnek Alma Bölgesi

Yüksek lisans tezi kapsamında içme suyu örnekleri Bursa ili içme suyu dağıtım sisteminden temin edilmiştir. Doğancı Barajı, Bursa ilinin içmesuyu ihtiyacını büyük ölçüde karşılamakla birlikte ihtiyaç duyulması halinde yeraltı suları ve pınarlardan gelen sular ile takviye edilmektedir. Doğancı Barajından temin edilen içme suyu toplam 500.000 m³/gün (250.000 x 2) kapasiteli Doburca içme suyu arıtma tesisi ile arıtılıp dağıtım sistemi ile tüketiciye ulaşmaktadır. Doburca Arıtma Tesisleri dengeleme odası ortalama su çıkış kotu 286 m olup, bu kotun 40 m (245 m kotu) altında kalanlar cazibe ile beslenmektedir ve (C) basınç bölgeleri olarak adlandırılmışlardır. 245 m kotunun üstünde kalanlar ise pınar kaynaklarından ve pompajla verilen su ile beslenmekte olup bu bölgeler (G) basınç bölgeleri olarak adlandırılmıştır. Bursa İli içme suyu dağıtımı C1, C2, C3, C4, G1, G2, G3, G4 basınç bölgelerine ayrılmıştır. Arıtma tesisinden çıkan iki ana dağıtım hattından biri C1 zonunu diğeri C2, C3, C4 zonlarını cazibe ile beslemektedir. G1, G2, G3, G4 zonları ise C1 zonundan ve pınarlardan pompalanan takviye su ile beslenmektedir. C1 bölgesi, en yüksek cazibe ile beslenen bölgedir (BUSKİ 2019).

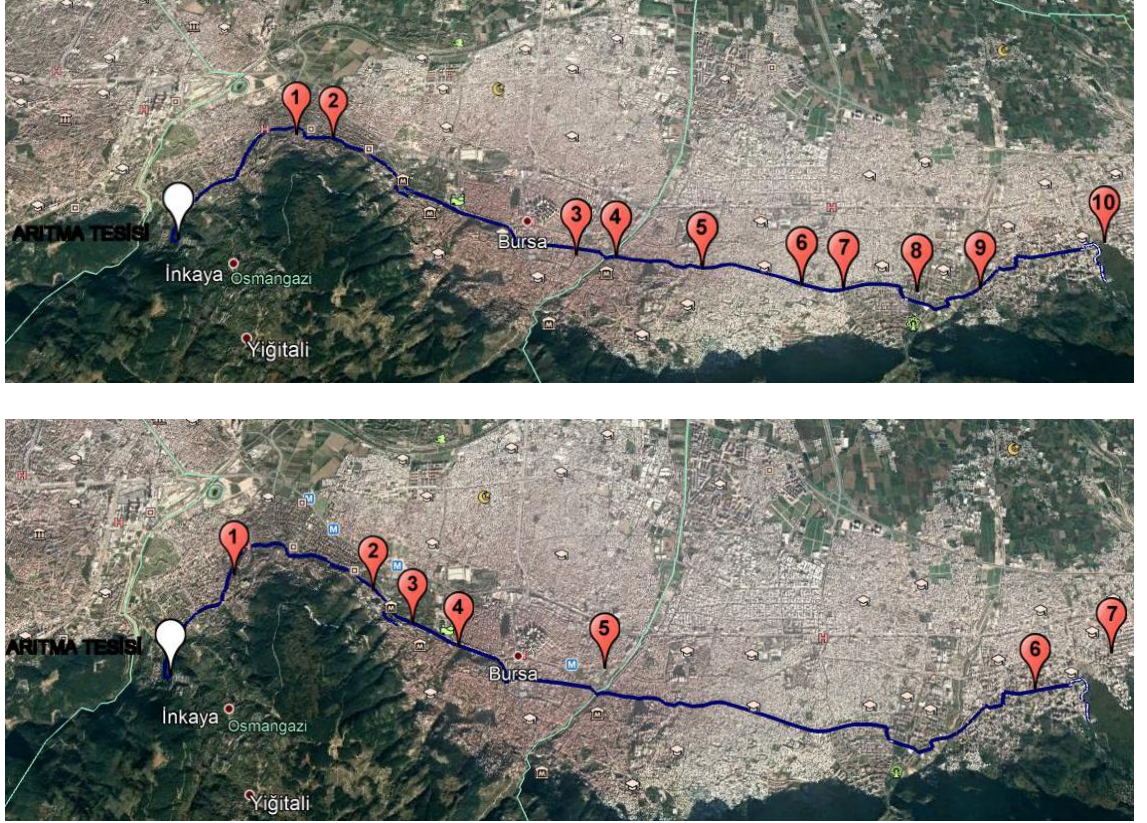
Bu çalışmada, arıtma tesisinden başlayıp şehrin doğusuna doğru uzanan C1 isale hattı üzerinde seçilmiş olan 10 nokta ve bu isale hattının yakınındaki C2 zonuna ait 7 noktadan su örneği alınmıştır. Ayrıca arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı ve arıtma tesisi çıkışından su örnekleri analizlenmiştir. Şekil 3.1’de C1 ve C2 isale hattı örnekleme noktaları görülmektedir.

Örneklerin alınması

Seçilen örnekleme noktalarından su alınımında kimyasal analizler için 250 ml, mikrobiyolojik analizler için 500 ml amber şişeler kullanılmıştır. Mikrobiyolojik analizler için kullanılan numune alma şişeleri otoklavda 121°C’de 1.5 atm basınçta 15 dakika steril edilmiş olup içine steril 1.25 ml %3’lük sodyum tiyosülfat çözeltisi

eklenmiştir.

İçme suyu örnekleri, seçilen iletim hattı üzerindeki umuma açık binalara ait musluklardan alınmış olup musluk tam olarak açılarak 2-3 dakika suyun akması sağlanmıştır. Sonrasında musluk kapatılmış ve alevden geçirilmiştir. Musluk tekrar açılarak bir süre daha su akıtıldıktan sonra su örnekleri numune alma şişelerine doldurulmuştur. Alınan su örnekleri 4 °C'de muhafaza edilerek 6 saat içerisinde laboratuvara getirilmiştir (APHA, AWWA, WPCF, 1992).



Şekil 3.1 C1 ve C2 Zonu örnek alma noktaları



Şekil 3.2.Örnek Alma Noktasından Numune Alımı

İçme suyu örnekleri dağıtım hattındaki AOK seviyelerinin örnekleme süresinde değişimin belirlenebilmesi için Ekim, Kasım, Aralık, Ocak ve Şubat aylarında alınmıştır. Seçilen 20 noktadan iki mevsimi temsil edecek şekilde 6 kere toplam 120 su örneği alınmıştır.

Örnekleme noktalarından temin edilen numunelerde aşağıdaki parametrelerin analizleri yapılmıştır:

- Sıcaklık
- pH
- Bakiye Klor
- Bulanıklık
- İletkenlik
- Çözünmüş organik karbon
- Amonyum Azotu
- Nitrat
- Orto-fosfat
- Heterotrofik Bakteri Sayımı
- Kültürel yöntem ile AOK belirlenmesi
- Luminometrik ölçümü ile AOK belirlenmesi

Çizerge 3.1. Çalışma kapsamında ölçülen parametreler ve analiz yöntemleri

Materyal	Analiz Türü	Parametre	Örnek Adedi	Uygulanan Yöntem
İçme suyu	Fiziksel Analiz	Sıcaklık	120	
		Bulanıklık	120	Standart Metot 2130 B
	Kimyasal Analiz	pH	120	Standart Metot 4500-H
		İletkenlik	120	Standart Metot 2510
		Çözülmüş Organik Karbon	120	Standart Metot 5310 B.
		Nitrat	120	Standart Metot 4500-NH ₃ ve EPA 352.1
		Amonyum Azotu	120	
		Ortafosfat	120	Standart Metot 4500-P
		Bakiye Klor	120	Standart Metot 4500-Cl
	Mikrobiyolojik Analiz	Heterotrafik Bakteri Sayımı	120	Standart Metot 9215 B.
		Kültürel yöntem ile AOK belirlenmesi	120	Standart Metot 9217 B
		ATP ölçümü ile AOK belirlenmesi	120	Lüminometri Yöntemi

3.2. Fiziksel ve Kimyasal Analizler

Çalışma kapsamında alınan içme suyu numunelerinde sıcaklık, pH ve bakiye klor ölçümleri numune alım noktalarında anlık olarak ölçülmüştür.

pH ve sıcaklık: Su örneklerinde sıcaklık ve pH 704 model Metrohm marka pH metre ile (Standart Metot 4500-H) ölçülmüştür. pH metrenin 2, 4, 7 ve 10 kalibrasyon standartları kullanılarak oda sıcaklığında kalibrasyonu sağlanmıştır.

Bulanıklık: Jenway marka turbidimetre ile nephelometrik yöntem (Standart Metot 2130-B.) ile ölçülmüştür. Turbidimetre 10 NTU kalibrasyon sıvısı ile kalibre edilmiştir.

İletkenlik: WTW marka iletkenlik ölçer ile Standart Metot 2510'a göre analiz edilmiştir.

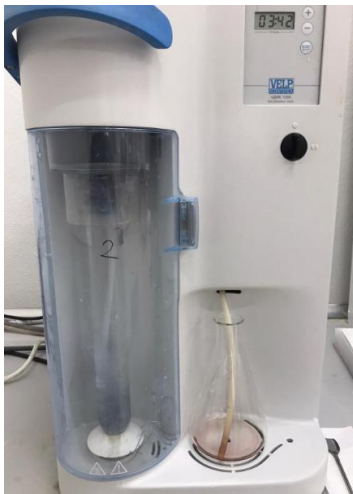
Bakiye Klor: Bakiye klor konsantrasyonunun belirlenmesinde Merck marka klor kiti kullanılarak kolorimetrik yöntem (Standart Metot 4500-Cl) ile belirlenmiştir.

Cözünmüş Organik Karbon (ÇOK): İçme suyu numuneleri TOK içeriği yüksek sıcaklıkta yanma metoduna (Standart Metot 5310-B) göre Shimadzu TOC-VCP cihazı (Şekil 3.3) ile ölçülmüştür. Potasyum hidrojen fitalat kullanılarak 0,1 ppm ve 1 ppm konsantrasyon aralığında 5 tane kalibrasyon standardı hazırlanmıştır. İçme suyu örneği 0.45 µm gözenek boyutlu bir filtreden geçirilerek ÇOK analizi yapılmıştır.



Şekil 3.3. Toplam organik karbon analiz cihazı

Amonyum Azotu ve Nitrat Azotu: Amonyum azotu ve nitrat azotu Velp UDK 139 Kjehldal protein tayin cihazı (Şekil 3.4) distilasyon ünitesi yardımıyla distile edilip standart metotlarda belirtilen (Standart Metot 4500-NH₃) yöntem ile analiz edilmiştir.



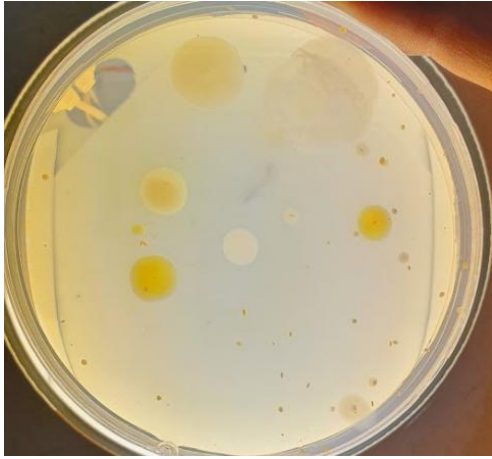
Şekil 3.4. Kjehldal protein tayin cihazı distilasyon ünitesi

Orto-fosfat: Orto-fosfat tayini (Standart Metot 4500-P) askorbik asit yöntemine göre analiz edilmiştir. İçme suyu örneklerindeki orto-fosfat konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla her ölçüm öncesinde 0-1 ppm $PO_4^{3-}P$ konsantrasyon aralığında standart seri çözeltiler hazırlanmıştır. 880 nm dalga boyundaki spektrofotometrede standart çözelti ve örneklerin absorbans değeri belirlendikten sonra kalibrasyon eğrisi yardımı ile ortofosfat konsantrasyonu belirlenmiştir.

3.3. Mikrobiyolojik Analizler

3.3.1. Heterotrofik Bakteri Sayısı

İçme suyu örneklerinde heterotrofik bakteri sayısı standart metotlarda (Standart Metot 9215 B.) belirtilen dökme plaka yöntemi ile yapılmıştır. Yöntemde 1.25 ml/500 ml %3'lük sodyum tiyosülfat çözeltisi eklenmiş olan su numunesi PCA agara ekim yapılmış ve ekim yapılan petripler 37 ± 2 °C'de 2 gün inkübe edildikten sonra besiyeri üzerinde gelişen koloniler (Şekil 3.5) sayılarak belirlenmiştir. (APHA, AWWA, WPCF, 1992).



Şekil 3.5.Örneklere tespit edilen heterotrofik bakterilerin görüntüsü

3.3.2. Kültürel Yöntem ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Analizi

Organik karbon içermeyen cam malzemelerin hazırlanması

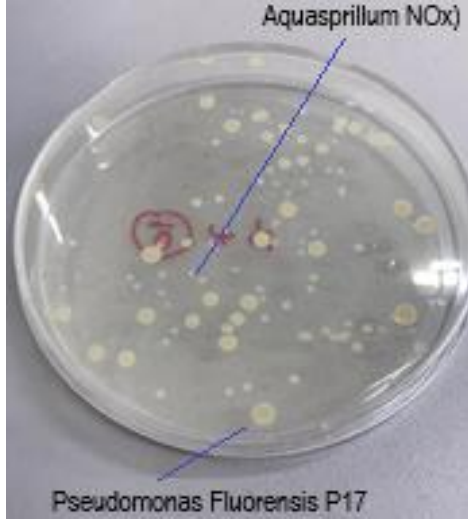
AOK analizinde kullanılacak olan şişelerde karbon kontaminasyonunu önlemek amacıyla organik karbon içermeyen cam şişeler hazırlanmıştır. Şişeler (50 mL) önce deterjanla yıkanarak ardından ultrapure saf su ile üç kez çalkalanmıştır. Şişe içerisinde olabilecek bütün iz organikleri uzaklaştırmak üzere 550 ° C'de 5.5 saat boyunca kül fırınında bekletilmiştir. Şişe kapakları 1 saat 60 °C'de % 10'luk bir sodyum persülfat çözeltisinde bekletildikten sonra üç kez saf su ile durulanmış havada kurumaya bırakılmıştır (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Şişeler ve kapakları kullanıma kadar alüminyum folyoya sarılarak muhafaza edilmiştir.

Bakteri aşılarının hazırlanması

İçme suyu örneklerindeki AOK miktarı Standart Metotlarda (Standart Metot 9217-B.) belirtilen kültürel yöntem ile çok düşük miktarlarda organik karbon içeren sularda gelişebilme yeteneğine sahip olan *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *AquaSpirillum NOx* (ATCC 49643) bakteri aşıları kullanılarak belirlenmiştir.

Liyofilize halde olan *Pseudomonas fluorescens P17* (ATCC 49642) ve *AquaSpirillum NOx* (ATCC 49643) bakteri kültürleri, otoklavlanmış ve filtre edilmiş 2 ml su örneği içerisine konularak süspanse edilmiştir. 125 ml'lik steril erlen içerisine 50 ml otoklavlanmış ve filtre edilmiş musluk suyu ile süspanse edilmiş aşı kültüründen alınan 100 µl aşı eklenmiştir. Hazırlanan aşı karışımında organik karbonun sınırlı olması ve asetat karbonunun tamamen kullanılmasını sağlamak amacıyla 33.3 µl sodyum asetat (1 mg asetat C/L) çözeltisi eklenip canlı hücre sayısı maksimuma sayıya ulaşmaya kadar 25 °C'de 5-7 gün inkübe edilmiştir. İnkübasyon süresi boyunca stok aşı içerisinden örnek alınarak yayma plaka yöntemi ile bakteri kültürünün maksimum sayıya ulaşmış olup olmadığı kontrol edilmiştir. Maksimum sayıya ulaştığında aşı içerisinde bulunan bakteri sayısı yayma plaka yöntemi (Şekil 3.6) ile belirlenmiştir. İki ayrı bakteri için ayrı aşı kültürü hazırlanmıştır. Aşı kültürü buzdolabında muhafaza

edilmiştir. Her örnekleme dönemi öncesinde aşı içindeki bakteri sayıları kontrol edilmiştir.



Şekil 3.6. *Pseudomonas fluorescens* P17 ve *Spirillum NOx* bakterilerinin petrideki görüntüsü

Kültürel yöntem ile AOK belirlenmesi

İçme suyu örneğinden 40 ml alınarak 9 adet 50 ml'lik AOK şişesine aktarılmıştır. Su örneği içerisinde bulunan kalıntı klor, 100 µl (veya 1.25 mL/500 mL) sodyum tiyosülfat çözeltisi ile giderilmiştir. AOK şişeleri 70 °C'de 60 dakika pastörize edilip, soğutulduktan sonra içerisine 500 CFU/mL *Pseudomonas fluorescens* P17 ve 500 CFU/mL *Aquaspirillum NOx* olacak şekilde uygun miktarda aşı eklenmiştir. Aşı hacmi aşağıdaki formül yardımı ile belirlenmiştir:

$$\text{Aşı hacmi} = [500 \text{ CFU/mL} \times 40 \text{ ml/şişe}] / \text{CFU/mL stok aşı} \quad (3.1.)$$

Aşılana su örnek 15 °C' de karanlıkta bir hafta karıştırılmadan inkübe edilmiştir. İnkübasyonun 7., 8. ve 9. günlerinde üç şişe (Şekil 3.7) inkübatörden çıkarılıp, örneklerin 10^{-2} , 10^{-3} ve 10^{-4} farklı seyreltmeleri iki paralelli olarak R2A agar üzerine yayma plaka yöntemi ile ekilmiştir. Ekim yapılan petriyer 25 °C'de 3-5 gün inkübe edildikten sonra besiyeri üzerinde önce 3-4 mm çapında büyük krem-sarı renkli P-17

bakterileri gözlemlenmiş daha sonra 1-2 mm çapında beyaz renkli nokta halindeki NO_x bakterileri sayılmıştır.

7., 8. ve 9. gün örneklerinde yayma plaka yöntemi ile belirlenen bakteri sayılarının ortalaması alındıktan sonra *Pseudomonas fluorescens* P-17 bakterisinin asetat dönüşüm oranı olan (4,1 x 10⁶ CFU P-17/μg asetat C) ve *Aquaspirillum* NO_x bakterisinin asetat dönüşüm oranı (1,2 x10⁷ CFU NO_x/μg asetat C) kullanılarak AOK konsantrasyonları aşağıdaki formül yardımı ile belirlenmiştir:

$$\mu\text{g/l AOC}=[(\text{ort P17 CFU/ml})\times(1/\text{yield}_{\text{P17}}) +(\text{ort NOX CFU/ml})\times(1/\text{yield}_{\text{NOX}})]\times 1000 \quad (3.2.)$$



Şekil 3.7. *Pseudomonas fluorescens* P17 ve *Aquaspirillum* NO_x bakterileri ile aşıl原因an AOK şişeleri

3.3.3. ATP lüminesans ölçümü ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Analizi

Su örneklerinde ATP lüminesansları ölçümleri Bölüm 3.3.2.3'te belirtilen şekilde aşıl原因mış olan örneklerde gerçekleştirilmiştir. Aşıl原因anan örneklerin inkübasyonun 7., 8. ve 9. günlerinde üç şişe (Şekil 3.7) inkübatörden çıkarılıp, lüminometre ile her iki bakterinin toplam ATP lüminesansı ve serbest ATP lüminesansı belirlenmiştir. İki arasındaki fark alınıp bakteriyel ATP lüminesansı hesaplandıktan sonra standart asetat karbonu eğrisi yardımıyla AOK eş değeri bulunmuştur.

$$\text{Bakteriyel ATP}=\text{Toplam ATP}-\text{Serbest ATP} \quad (3.3.)$$

ATP lüminesansının ölçülmesi

İçme suyu örneklerinde ATP lüminesansı ATP'nin lüsiferin-lüsiferaz enzimi ile reaksiyona girerek biyolüminesans ışık vermesi ve açığa çıkan bu ışığın, lüminometre ile ölçülmesi esasına dayanılarak yapılmıştır. Promega Marka BacTiter-Glo™ Microbial Cell Viability Assay (G8231) ATP reaktifi kullanılmış ve Promega Glomax 2020/20 marka lüminometre kullanılmıştır (Şekil 3.8). ATP lüminesans ölçümünde Hammes ve ark. (2010b) tarafından içme suyu örnekleri için geliştirilen protokol kullanılmıştır. 500 µL su numunesi ve 50 µL ATP reaktifi içeren eppendorf tüpleri eş zamanlı olarak 38 °C'de ısıtılmıştır (yaklaşık 5 dk). Daha sonra 500 µL su numunesi reaktif üzerine eklenip 38°C' de 20 sn reaksiyon süresine bırakıldıktan sonra lüminometrede hızlı bir şekilde ölçüm yapılmıştır. ATP ölçümleri 3 tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir. Ayrıca örnekler 0,1 µm gözenek çaplı şırınga ucu filtreden (Millipore) süzöldükten sonra serbest ATP lüminesansı ölçülmüştür.



Şekil 3.8. Lüminometre

Standart kalibrasyon eğrisinin hazırlanması

Bakterilerin ATP lüminesanslarının karşılık geldiği asetat karbonu konsantrasyonlarının belirlenmesi için kalibrasyon eğrisi hazırlanmıştır. Bu amaçla saf suyu içerisine 7,0 mg/l K_2HPO_4 , 3,0 mg/l KH_2PO_4 , 0,1 mg/l $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, 1,0 mg/l $(NH_4)_2SO_4$, 0,1 mg/l NaCl ve 1,8 µg/l $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ kimyasalları eklenerek mineral tuz tampon çözeltisi

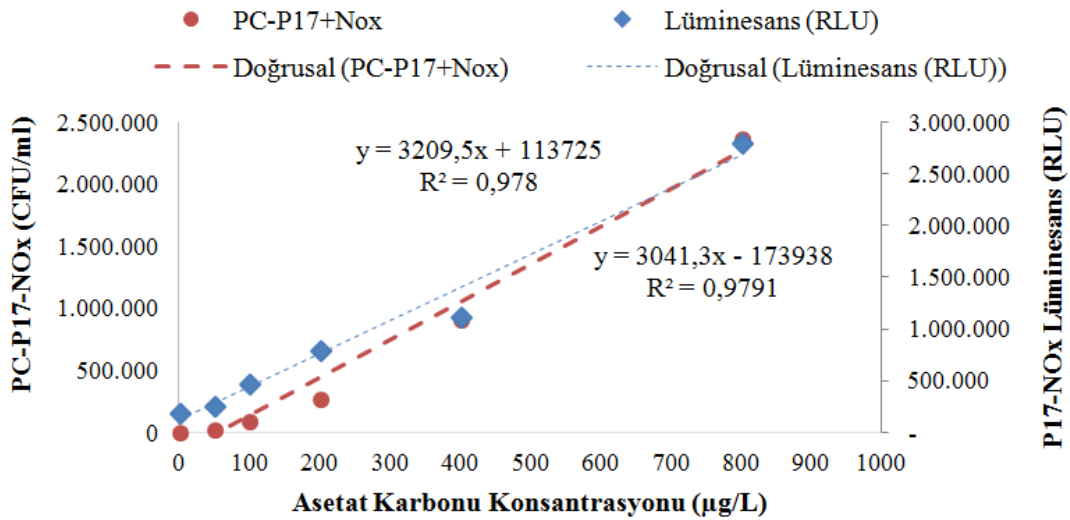
hazırlanmış ve otoklavda 121°C’de 1,5 atm basınçta 15 dakika steril edilmiştir. 0,22 µm filtreden (Millipore) geçirilmiş 100 ml ultra saf su içine 113 mg sodyum asetat eklenerek 200 mg/l’lik stok asetat karbon çözeltisi hazırlanmıştır. Daha sonra bu stok çözeltiden 50 ila 800 µg/L aralığında asetat karbonu içerecek şekilde uygun hacimde steril asetat çözeltisi mineral tampon çözeltisi içine ilave edilmiştir. Çözeltilerdeki asetat karbonu konsantrasyonları Shimadzu TOC-VCPH marka TOK analizörü ile ölçülmüştür (Haddix ve ark. 2004, Weinrich ve ark. 2009).

Hazırlanan standart asetat çözeltilerine içerisinde 500 CFU/ml *Pseudomonas fluorescens* P17 (ATCC 49642) ve 500 CFU/ml *Spirillum NOx* (ATCC 49643) aşılama yapılmıştır. Aşılama yapılan standart asetat eğri çözeltileri 15 °C’ de karanlıkta inkübe edilmiştir. 7., 8. ve 9. günde inkübatörden çıkarılıp, lüminometre ile ATP lüminesansları ölçülmüştür.

Standart kalibrasyon eğrisi

LeChevallier ve ark. (1993), ATP biyoluminesans ölçüm yöntemi ile AOK konsantrasyonu belirlenmesinin temelini atmıştır. Yöntem ATP biyoluminesans değerinin, asetat karbon verim faktörü kullanılarak AOK değerine karşılık gelmesi ile elde edilen AOK miktarı ile içme suyundaki canlı hücre sayısı arasındaki doğrusal ilişkiyi ortaya koymaktadır. Kültürel yöntem ile AOK belirlenmesi, referans bakterilerin durgun fazda gösterdikleri büyüme miktarı ve bilinen hücre dönüşüm oranı ile metotda verilen formül ile hesaplanması esasına dayanmaktadır. Mikrobiyal aktivitenin göstergesi olan bakteriyel ATP lüminesansı ile AOK konsantrasyonunun hesaplanmasında, lüminesans değerinin CFU/mL olarak belirlenen bakteri sayısı yerine kullanılabilmesi için bilinen referans bakterilerinin asetat karbonu içeren ortamda durgun faza ulaştıklarında meydana getirdikleri lüminesans miktarının bilinmesi gerekmektedir (LeChevallier ve ark. 1993). Dolayısıyla iki yöntemin kıyaslanabilmesi için bilinen asetat karbonu içinde referans bakterilerinin aynı sürede durgun fazda meydana getirdikleri bakteri sayıları ve bakteriyel ATP lüminesansları belirlenmiştir. Her iki yöntemde belirli AOK konsantrasyonlarında CFU ve RLU olarak karşılık gelen büyüme miktarı grafiğe dökülerek kalibrasyon eğrisi elde edilmiştir (Şekil 3.9). Bu

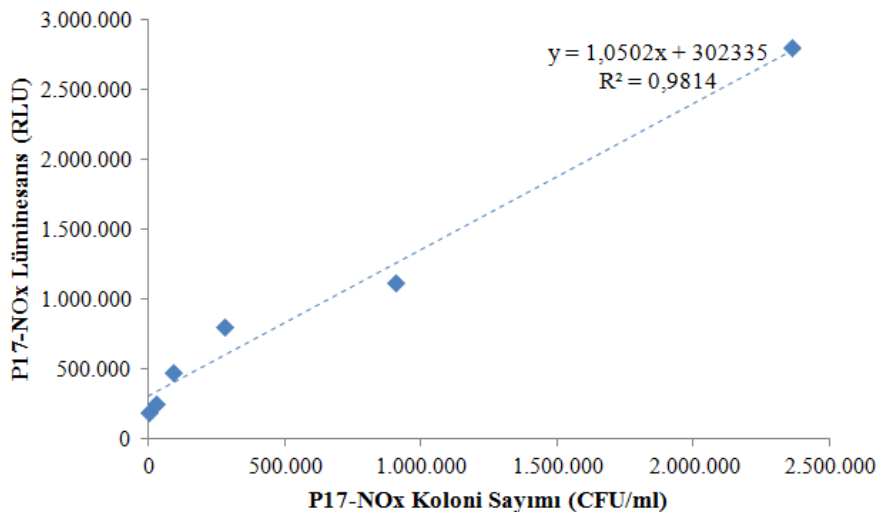
amaçla biyoluminesans ölçümü ile AOK belirlenen yöntemde belirtilen 40 ml'lik mineral tuz çözeltisi (Van der Kooij 1992, LeChevallier ve ark. 1993, Weinrich ve ark. 2009) içerisine 0, 50, 100, 200, 400, 800 µgC/L asetat karbonu olacak şekilde asetat karbon çözeltisi eklenerek standart asetat çözeltisi standart serisi hazırlanmıştır. Hazırlanan standart çözeltilere aşı kültürlerinden 500 CFU/mL *Pseudomonas fluorescens* P17 ve 500 CFU/mL *Aquaspirillum* NOx bakterilerinin sayısı olacak şekilde aşı mikropipet yardımıyla alınarak ilave edilmiştir. Her iki bakteri kültürü ile aşılardan standart seri çözeltilerinde 7, 8 ve 9 gün sonunda hem ATP lüminesansı (RLU) ölçülmüş hem de R2A agar üzerindeki koloni sayıları (CFU/mL) belirlenmiştir (Rocha 2007, LeChevallier ve ark. 1993). Böylelikle kültürel yöntem ve ATP lüminesans yöntemi ile AOK miktarı belirlenmiştir. Standart eğrideki tüm asetat konsantrasyonları için inkübasyon süreleri sonunda ATP lüminesans ölçümleri 3 tekrarlı yapılmış üç günün ortalaması alınmıştır. Standart asetat karbonu eğrisinin belirlenmesinde 10 deneme yapılmış ve en yüksek korelasyon sabitinin elde edildiği eğri AOK hesaplanmasında kullanılmak üzere seçilmiştir. 6 noktalı kalibrasyon eğrisinde asetat konsantrasyonu ile RLU cinsinden ATP lüminesans birimi arasındaki ilişki Şekil 3.9'da verilmiştir. Bu verilerin korelasyon analizi sonucunda bu iki parametre arasında p=0.01 seviyesinde önemli bir korelasyon olduğu (r=0,9780), konsantrasyon artışına bağlı olarak maksimum büyüme hızının da artış gösterdiği belirlenmiştir (Şekil 3.9).



Şekil 3.9. Asetatta çoğalan *Pseudomonas fluorescens* P17 ve *Aquaspirillum* NOx koloni sayımları ile ATP lüminesans değerlerinin karşılaştırılması

Standart referans bakterilerin asetat çözeltisi içindeki inkübasyonun 7, 8 ve 9. günlerinde alınan örneklerin koloni sayıları yüzeye yayma plaka yöntemi ile belirlenmiştir. 25 °C’de 3-5 gün inkübasyon sonunda petri üzerinde gelişen toplam P17 ve NOx kolonileri sayılmıştır. Tüm asetat konsantrasyonlarında CFU/mL olarak belirlenen toplam referans bakteri sayıları Şekil 3.9’da verilmiştir. ATP luminesans değerlerinde olduğu gibi artan asetat konsantrasyonlarına karşılık gelen toplam referans bakterilerin maksimum büyüme sayıları da artmış ve p=0,01 seviyesinde önemli bir korelasyon (r= 0,9791) göstermiştir.

Lüminesans esaslı yöntemin AOK belirlenmesindeki uygunluğunu belirlemek için yapılan paralel deneylerde edilen sonuçlar, her iki yöntemde oldukça yüksek r² değerlerine sahip olduğunu göstermektedir. Asetat karbonu artışına bağlı olarak gerek CFU/mL olarak koloni sayılarının (r= 0,9791) gerekse ATP lüminesanslarının artışı arasında önemli bir korelasyon (r= 0,9780) olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçlara dayanarak asetat konsantrasyonları için ölçülen bakteri sayılarına karşılık gelen (CFU/mL) ATP lüminesans (RLU/mL) değerleri arasındaki ilişki incelendiğinde (Şekil 3.10) p = 0.01 seviyesinde önemli bir korelasyon (r=0,9814) ortaya çıkmıştır. Bu durum referans bakterilerinin asetatı kullanarak çoğalmasına bağlı olarak ATP lüminesansının önemli oranda arttığını ve ATP lüminesansının AOK eşdeğeri olarak kullanılabileceğini göstermektedir (LeChevallier ve ark. 1993, Weinrich ve ark. 2009).



Şekil 3.10. Kalibrasyon eğrisi için seçilen asetat konsantrasyonlarında belirlenen ATP lüminesans ile canlı bakteri sayısı arasındaki ilişki

Bu sonuçlar doğrultusunda ATP biyoluminesansı ile AOK hesaplamasında Şekil 3.1’de verilen kalibrasyon eğrisinden elde edilen denklem kullanılmıştır. Dönüşüm katsayısı $1,17 \times 10^5$ RLU/ μ g asetat-C olarak belirlenmiştir. LeChevallier ve ark. (1993) ve Weinrich ve ark. (2009) yapmış oldukları çalışmada referans bakterilerin CFU olarak sayıları ile RLU olarak belirledikleri ATP lüminesanslarına karşılık gelen konsantrasyonlardan oluşturdukları eğri yardımı ile AOK seviyelerini belirlemişler ve buldukları sonuçların ortalamalarının kültürel yöntem ile kıyaslandığında istatistiksel olarak önemsiz derecede farklılık gösterdiğini vurgulamışlardır.

3.4. İstatistiksel Analiz

Çalışmanın tamamında kullanılan grafikler Microsoft Excel 2007 ile oluşturulmuştur. Verilerin istatistiksel değerlendirilmesinde Statistical Package for the Social 24 Sciences® (SPSS) (versiyon 22.0) programı kullanılmıştır. İki grup verinin ortalamaları arasında belirgin bir farklılık olup olmadığı %95 CI (güven aralığı) t-testi ile birden fazla grubun karşılaştırması ise ANOVA testi yardımıyla belirlenmiştir. Ayrıca iki grup arasında istatistiksel olarak bir ilişkinin belirlenmesinde ise Pearson korelasyon yöntemi uygulanmıştır.

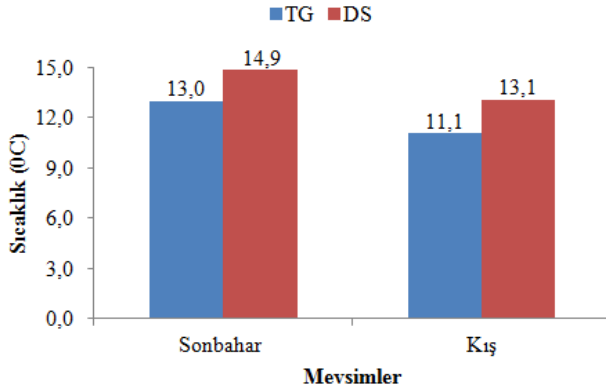
4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. İçme Suyu Dağıtım Sistemi Su Örneklerinin Fiziko-Kimyasal Özellikleri

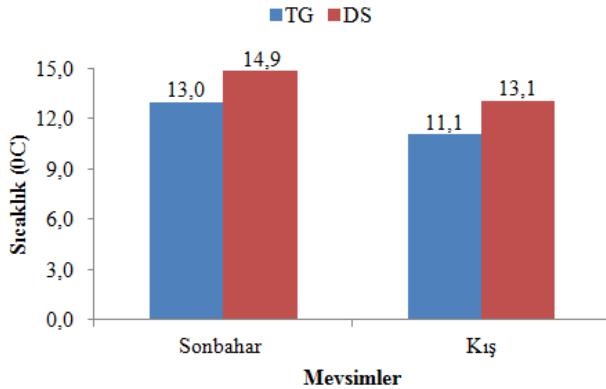
Bursa İli içme suyu dağıtım sisteminde belirlenen isale hattı üzerinde seçilen noktalardan alınan örneklerde Ekim 2020- Şubat 2021 ayları arasında yapılan 6 örneklemede Sıcaklık, pH, Bulanıklık, İletkenlik, Bakiye Klor, Amonyum Azotu, Nitrat Azotu, Orto-fosfat, Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) ölçümleri yapılmıştır. Sıcaklık, pH ve Bakiye Klor ölçümleri örnek alım sırasında anlık olarak gerçekleştirilmiştir.

Şekil 4.1’de ölçülen ortalama sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi görülmektedir. C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış ölçülen ortalama sıcaklık değerleri sırasıyla 14,9 °C ve 13,1 °C, C2 zonundan alınan örneklerde ise sırasıyla 14,9 °C ve 13,1 °C’dir.

a)

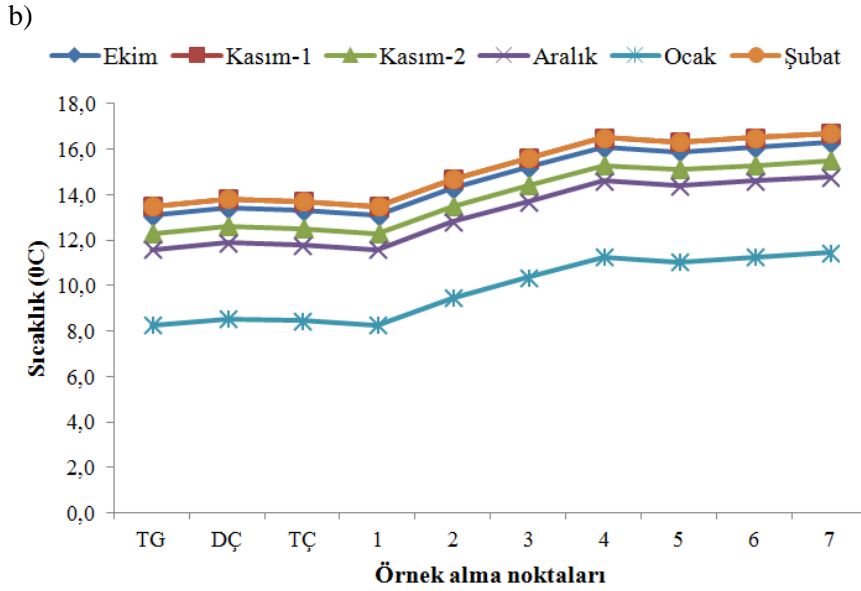
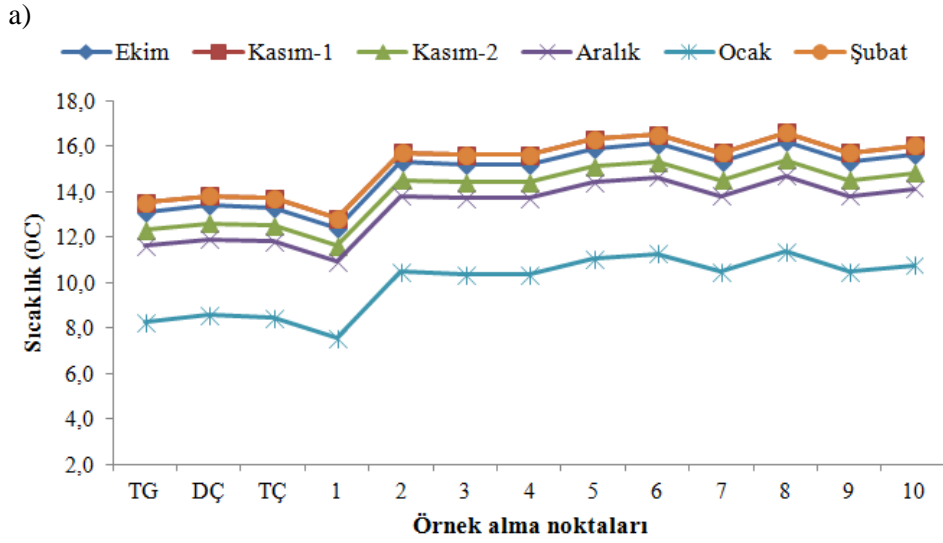


b)



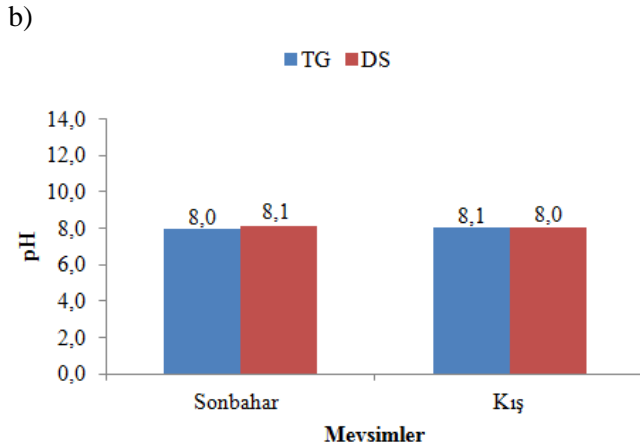
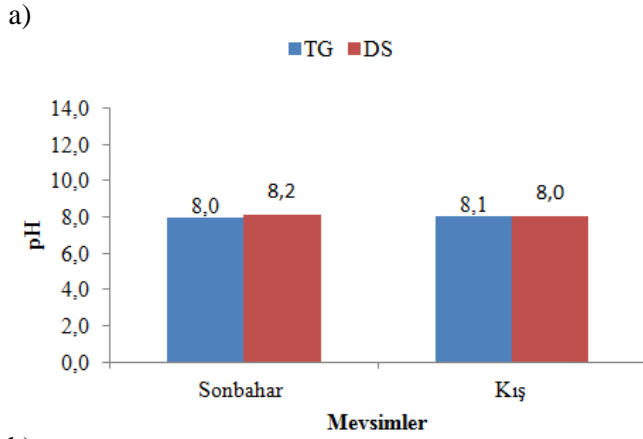
Şekil 4.1. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.2’te örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerdeki aylık sıcaklık değişimi verilmiştir. Su örnekleme periyodu boyunca C1 zonu isale hattından alınan örneklerin minimum, maksimum ve ortalama değerleri sırasıyla 7,55 °C, 16,6 °C ve 14 °C’dir (n=6). C2 zonundan alınan örneklerde ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama sıcaklık değerleri 8,25 °C; 16,7 °C ve 14,0 °C’dir (n=6). Arıtma tesisinde sıcaklık değerleri örnekleme periyodunda mevsimsel olarak değişim göstermiştir. Buna bağlı olarak dağıtım sisteminde de sıcaklıklar değişmiştir. Ayrıca C1 zonu isale hattındaki ilk örnekleme noktası ile son örnekleme noktasında su sıcaklığı mesafeye bağlı olarak yaklaşık 2 ila 3 derece artmıştır. Benzer şekilde C2 zonunu temsil eden noktalardan alınan su örneklerinde de arıtma tesisinden uzak olan noktalarda su sıcaklığı artış göstermiştir. TS EN 266 içme suyu standardına göre 12-25 °C arasında olması gereken su sıcaklığı örnekleme periyodu boyunca Aralık ayındaki bazı örnekleme noktalarında ve Şubat ayındaki su örneklerinde bu standartta uygun olmadığı bildirilmiştir. Kış mevsiminde sıcaklığın azalması ile içme suyu sıcaklıkları limit değerinin altına düşmektedir. Elde edilen bulgular diğer örnekleme zamanlarında su sıcaklığının limit değerleri arasında olduğunu göstermektedir.



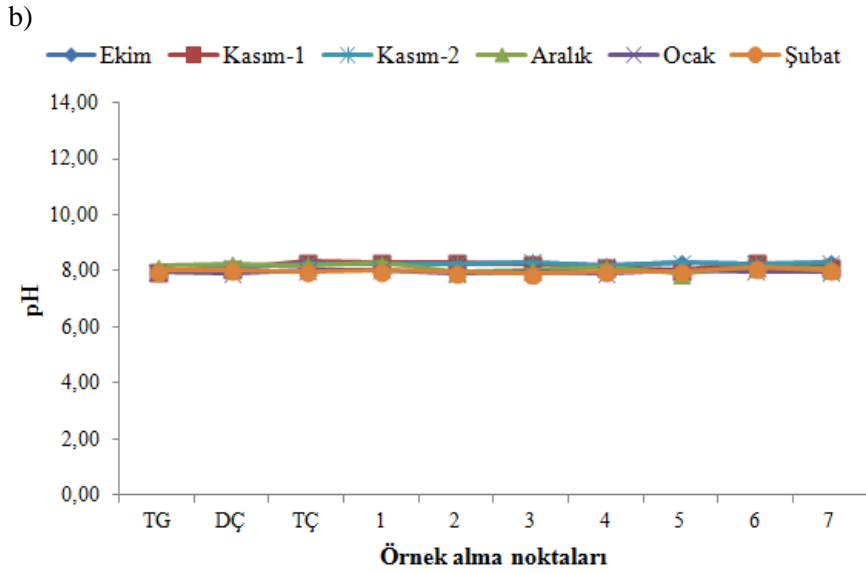
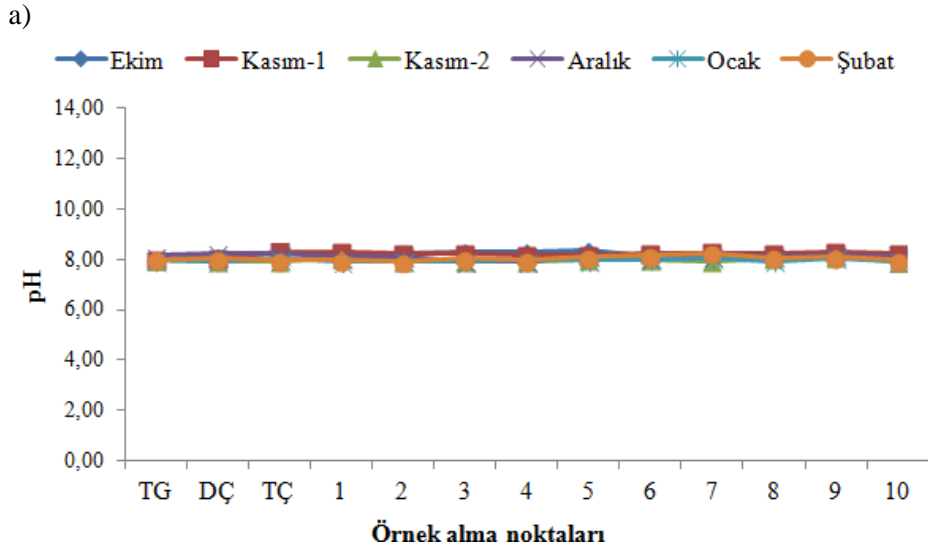
Şekil 4.2. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık sıcaklık değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a: C1 zonu b: C2 zonu

Şekil 4.3'de ölçülen ortalama pH değerlerinin mevsimsel değişimi görülmektedir. C1 zonunda sonbahar ve kış mevsiminde ölçülen tüm örneklerde ortalama pH değerleri sırasıyla 8,2 ve 8,0'dir. C2 zonununu temsil eden örneklerde sonbahar ve kış mevsiminde ölçülen tüm örneklerde ortalama pH değerleri sırasıyla 8,1 ve 8,0 olarak belirlenmiştir. Her iki zonda mevsimsel değişikliklerin minimal seviyede olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.3. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama pH değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

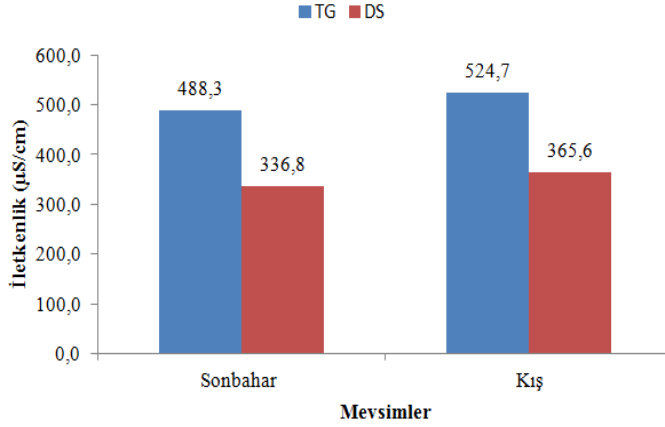
Su örnekleme periyodu boyunca C1 zonu isale hattından alınan örneklerin minimum, maksimum ve ortalama pH değerleri sırasıyla 7,81; 8,33 ve 8,1'dir. C2 zonundan alınan örneklerde ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama pH değerleri 7,9; 8,35 ve 8,1'dir. Su örnekleme periyodu içinde C1 zonu isale hattı üzerindeki örneklerinin en düşük ve en yüksek pH değerleri 7,9 ve 8,35, C2 zonu dağıtım sistemi örneklerinin en düşük ve en yüksek pH değerleri 7,81 ve 8,33 olarak belirlenmiştir (n=6). Şekil 4.4'de örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerdeki aylık pH değerleri gösterilmektedir. Örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sistemi örneklerinin pH değerlerinde değişim oldukça düşüktür. Örnekleme periyodu boyunca ölçülen pH değerleri TS EN 266 içme suyu standardına ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmeliğe göre 6,5-9,5 aralığında olduğunu ve su kalitesindeki pH açısından uygun olduğu tespit edilmiştir.



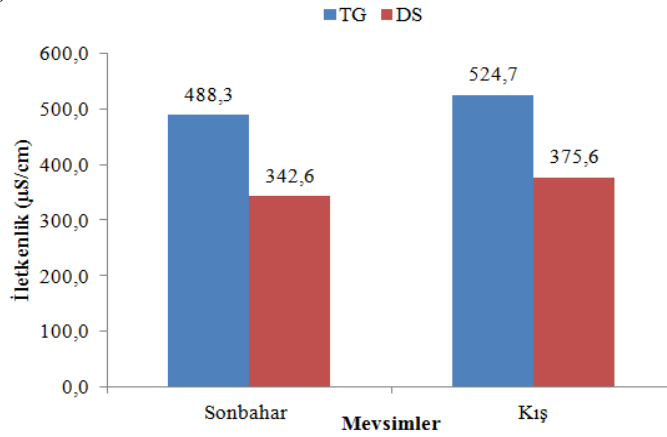
Şekil 4.4. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık pH değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ:Tesis çıkışı a:C1 zonu b:C2 zonu

C1 zonu isale hattındaki örneklerde sonbahar ve kış mevsiminde ortalama iletkenlik değerleri sırasıyla 336,8 ve 365,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, C2 zonu örneklerinde ait sonbahar ve kış mevsiminde ortalama iletkenlik değerleri 342,6 ve 375,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, olarak ölçülmüştür (Şekil 4.5).

a)



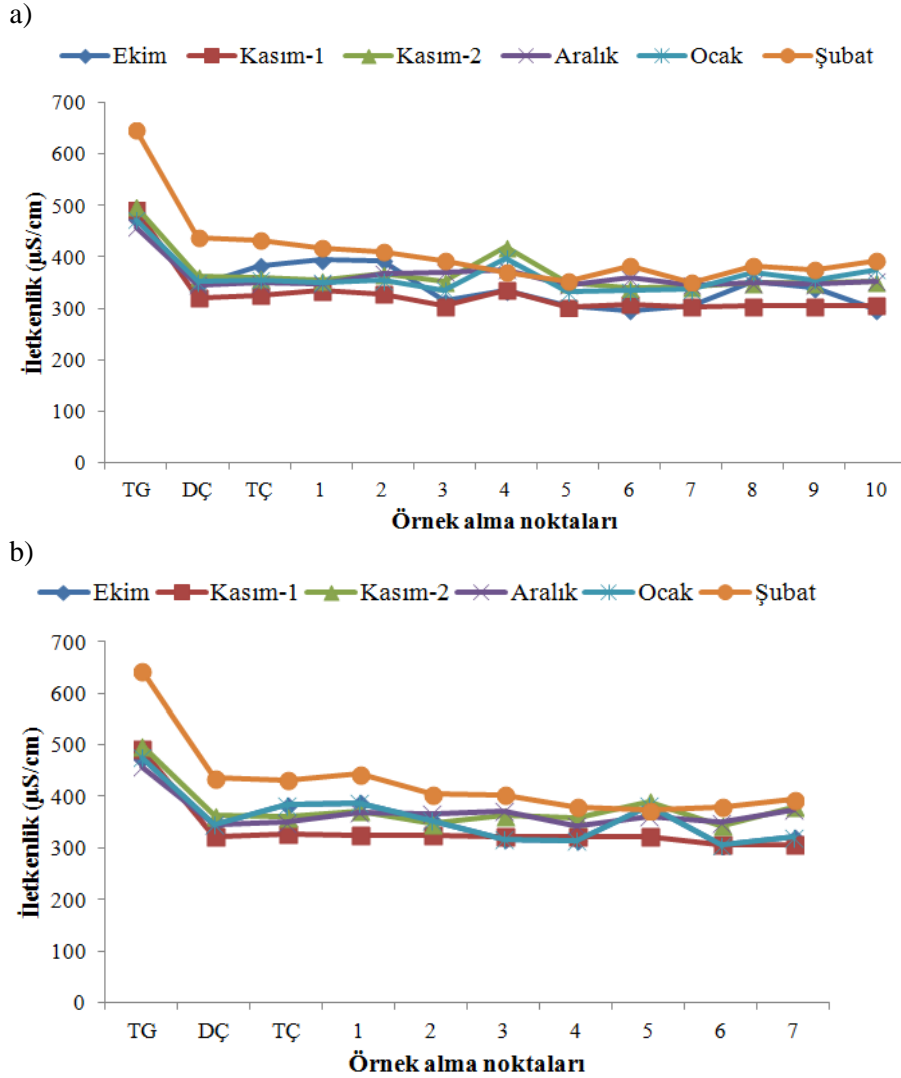
b)



Şekil 4.5. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde anlık ölçülen ortalama iletkenlik değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

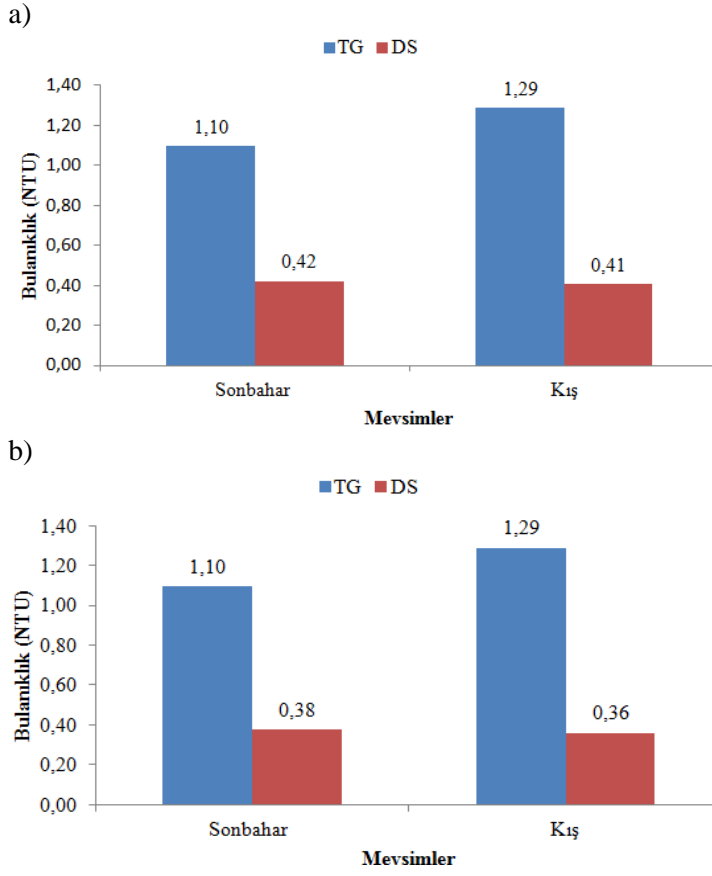
Şekil 4.6' te örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde belirlenen iletkenlik değerleri verilmiştir. Ham su kalitesine bağlı olarak örnekleme periyodunda mevsimsel olarak değişim gösterdiği, Şubat ayı iletkenlik değerlerinin hem arıtma tesisinin çeşitli noktalarından alınan örneklerde hem de C1 zonu isale hattı üzerindeki örneklerde diğer örnekleme zamanlarına göre daha yüksek bulunmuştur. C2 zonunu temsil eden örneklerde ise örnekleme zamanlarında nispeten yakın değerler tespit edilmiştir. C1 zonu isale hattından alınan örneklerdeki en düşük, en yüksek ve ortalama değerler 296, 432 ve 351 µS/cm 'dir. C2 zonunu temsil eden örneklerdeki ölçülen en düşük, en yüksek ortalama iletkenlik değerleri ise 305, 443 ve 359 µS/cm dir. İletkenlik parametresi için TS EN 266 içme suyu standardında uygun görülen üst limit 2000 µS/cm ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelikte üst limit 2500

$\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir ve içme suyu dağıtım sistemindeki su örneklerinin iletkenlik değerleri yönetmeliğin sınır değerleri arasındadır.



Şekil 4.6. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen iletkenlik değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

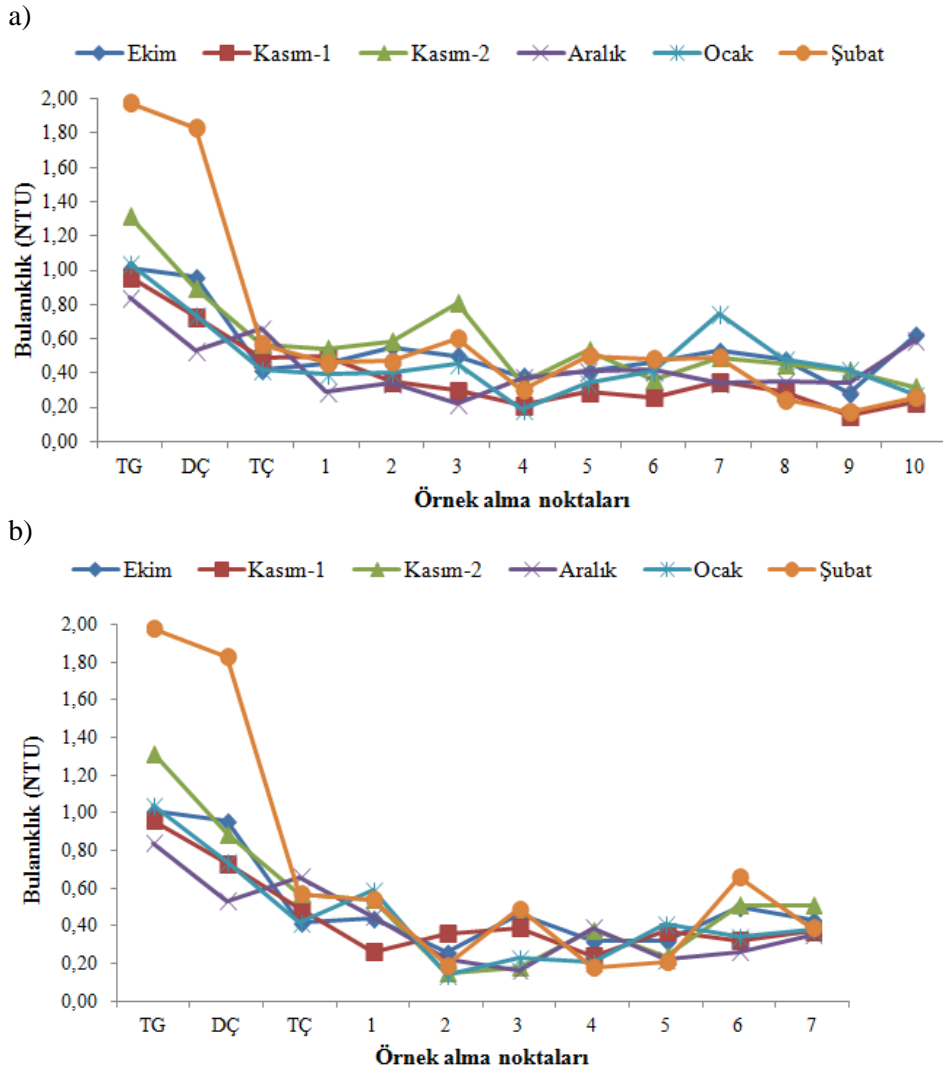
C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ölçülen ortalama bulanıklık değerleri sırasıyla 0,42 ve 0,41 NTU, C2 zonu örneklerinde 0,38 ve 0,36 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.7).



Şekil 4.7. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama bulanıklık değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.8’de örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde belirlenen bulanıklık değerleri verilmiştir. C1 zonu isale hattından alınan örneklerde en düşük, en yüksek ve ortalama bulanıklık değerleri sırasıyla 0,15; 0,81 ve 0,41 NTU, C2 zonunu temsil eden örneklerde ise 0,14; 0,66 ve 0,37 NTU’dur. Arıtma tesisi girişinden alınan ham suyun bulanıklık değerleri örnekleme periyodunda Şubat ayında diğer örnekleme zamanlarına göre daha yüksek olup 1,98 NTU’ dur. Şubat ayında ham sudaki yüksek bulanıklık seviyesi yağmur yağışının fazla olması ve kış mevsiminde yağın erimesi ile ilişkili olabileceği düşünülmektedir. C1 ve C2 zonlarını temsil eden noktalardaki bulanıklık değerleri ise örnekleme zamanlarında önemli salınımlar göstermemiştir ancak bazı noktalarda diğer noktalara göre bulanıklığın arttığı görülmüştür. Ölçülen ortalama bulanıklık değerleri TS EN 266 İçme Suyu Standartlarında belirtilen 0-1 NTU limit

değerine uygundur. Genel olarak mikroorganizma sayısının artışı ile bulanıklık değerinin artması gözlenir. Ancak çok yüksek oranlarda çoğalma meydana gelmedikçe bulanıklık değerlerinde belirgin değişimler meydana gelmez (Van der Kooij 1992). Dolayısı ile yapılan bu çalışmada HB sayısında meydana gelen artışın çok yüksek olmaması bulanıklık değerinin artışına yol açmamıştır.

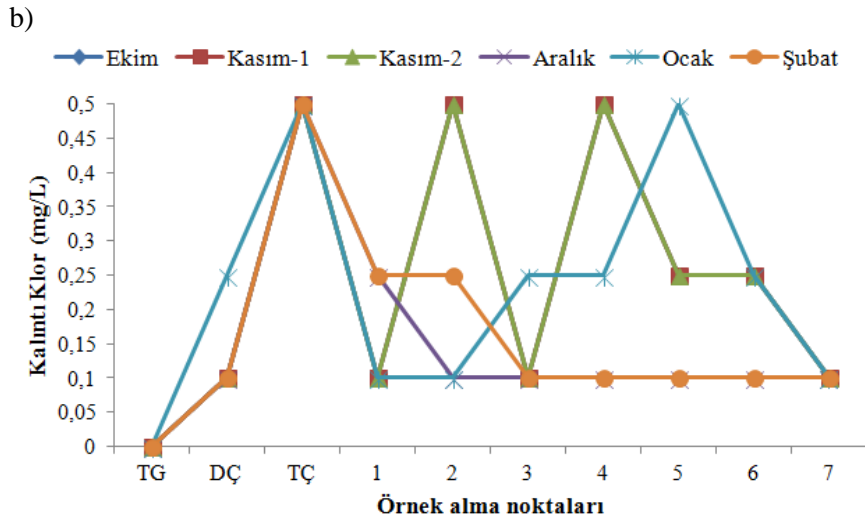
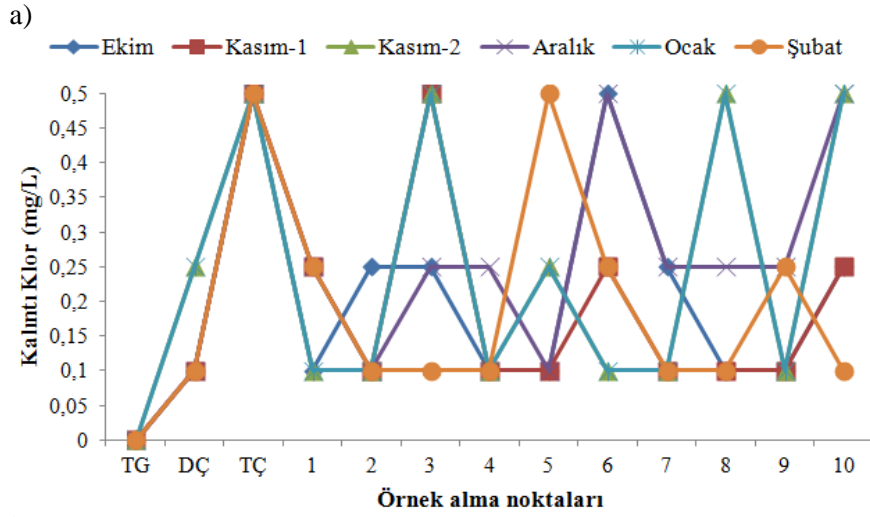


Şekil 4.8. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık bulanıklık değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

Şekil 4.9’da örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde belirlenen kalıntı klor değerleri verilmiştir. Arıtma tesisinde ön klorlama yapılması nedeniyle durultucu çıkışından alınan örneklerde kalıntı klor belirlenmiştir. Genel olarak dağıtım sistemi örneklerinde

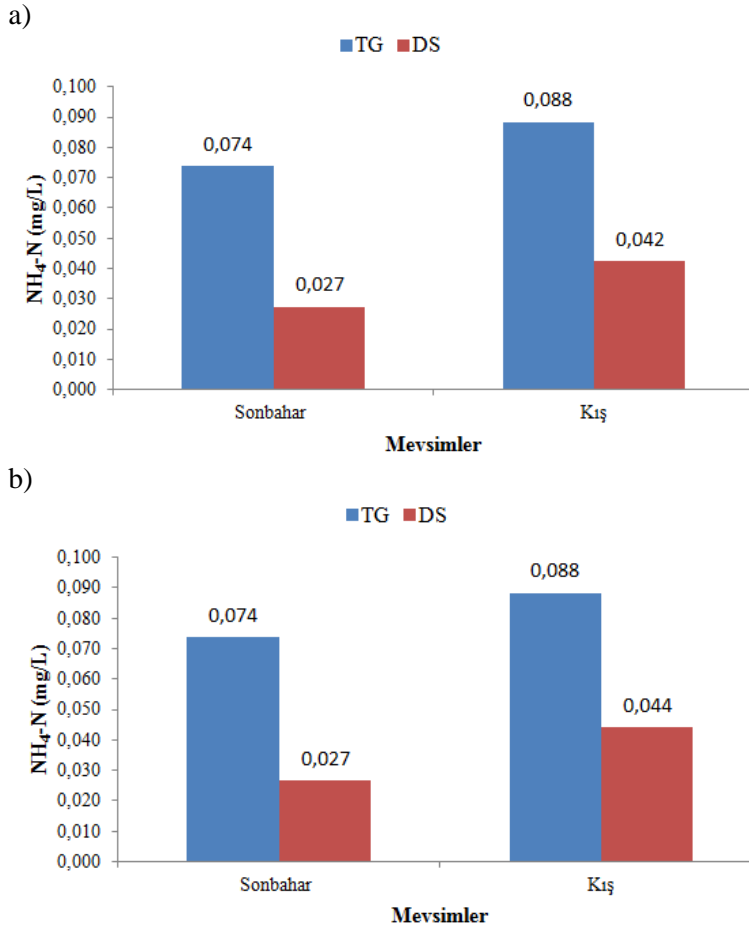
birkaç örnek alma noktası hariç klor seviyelerinin Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın Dezenfeksiyon Teknikleri Tebliği'nde belirtilen 0,2-0,5 mg/L aralığında olduğu tespit edilmiştir. C1 zonu isale hattı örneklerinde ve C2 zonunu temsil eden örneklerde ölçülen en düşük ve en yüksek kalıntı klor konsantrasyonları 0,1 ve 0,5 mg/L'dir. C1 zonu için Pınarbaşı, C2 zonu için Karapınar mevkiinde yapılan rezidüel klorlamaya bağlı olarak kalıntı klor seviyelerinin değiştiği bazı noktalarda 0,5 mg/L yükseldiği görülmektedir.

İçme suyu dağıtım sisteminde mikrobiyal yeniden büyümenin önüne geçebilmek için içme suyu dezenfektan kalıntısı ile dağıtım sistemine verilir (LeChevallier ve ark. 1996, Van der Kooij ve ark. 2015). İçme suyu dağıtım sisteminde dezenfektan kalıntısının yetersiz olduğu veya bulunmadığı durumlarda, mikroorganizmaların yeniden çoğalmasını meydana gelmektedir. Su örnekleme periyodu boyunca zaman zaman kalıntı klorun azalmasına bağlı olarak HB sayısında yükselme meydana gelmiştir. Ancak ölçülen HB sayıları TS EN 266 içme suyu standardındaki 100 CFU/mL sınırları arasındadır.



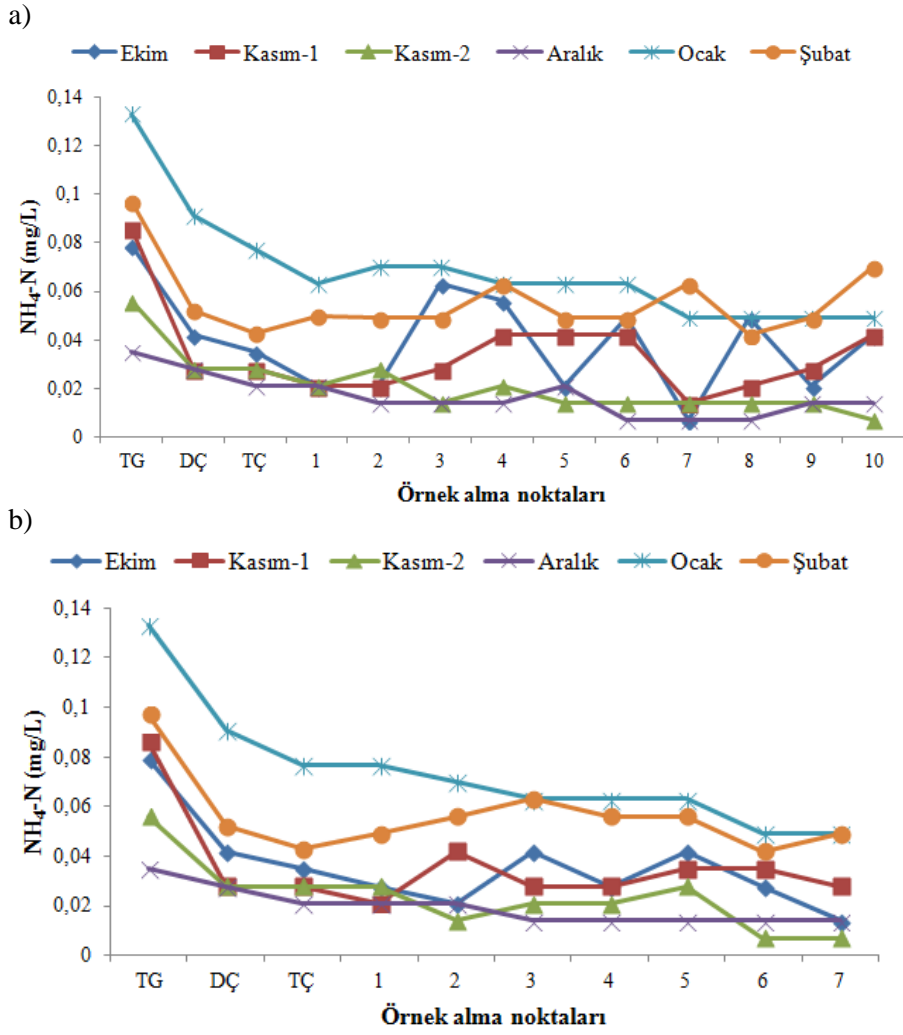
Şekil 4.9. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık kalıntı klor değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a: C1 zonu b: C2 zonu

C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ortalama $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları sırasıyla 0,027 ve 0,042 mg/L, C2 zonu örneklerinde 0,027 ve 0,044 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.10).



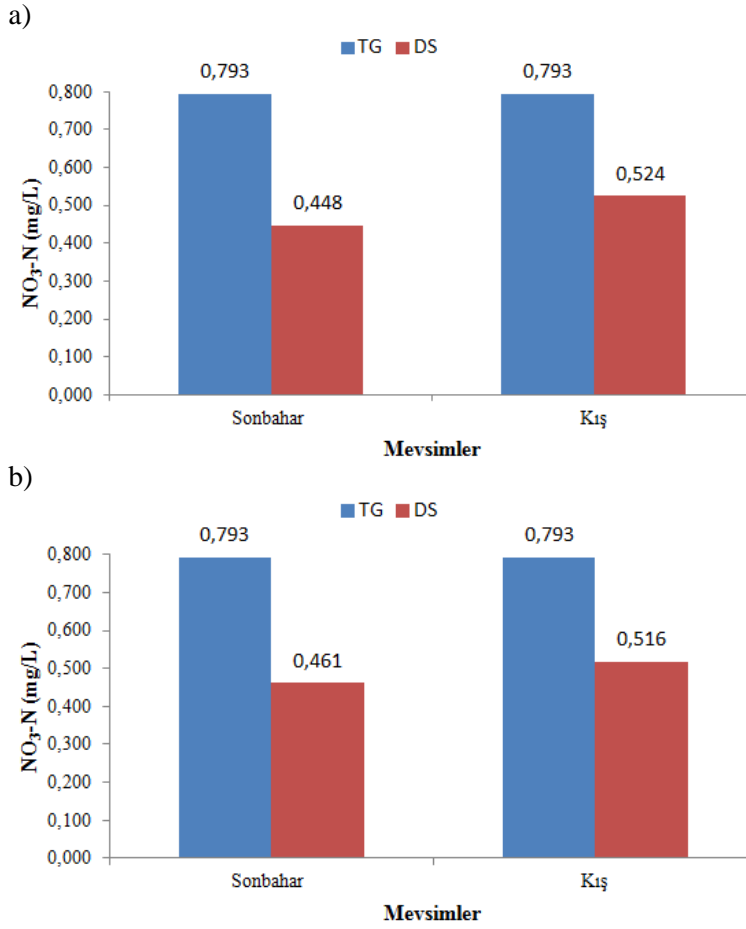
Şekil 4.10. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama amonyum azotu değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.11’de örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde ölçülen amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) konsantrasyonları verilmektedir. Arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham su örneğinde örnekleme periyodu boyunca ölçülen en düşük ve en yüksek $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları 0,035 ve 0,133 mg/L olarak belirlenmiştir. C1 ve C2 zonu isale hattı örneklerindeki en düşük, en yüksek ve ortalama $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları 0,007; 0,077 ve 0,035 mg/L’dir. Örnekleme periyodu boyunca amonyum azotu miktarı, TS EN 266 ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmeliğe göre üst limit olan 0,05 mg/L seviyesine uygundur. Ancak ocak ve şubat ayındaki amonyum azotu miktarı sınır değerinin üstünde olduğu görülmektedir. Bu durum kış mevsiminde meydana gelen fazla yağmur yağışı ve karların ermesi sonucunda toprakta bulunan azotlu gübrelerin suya karışmasıyla birlikte amonyum azotu miktarında yükselişe sebep olduğu düşünülmektedir.



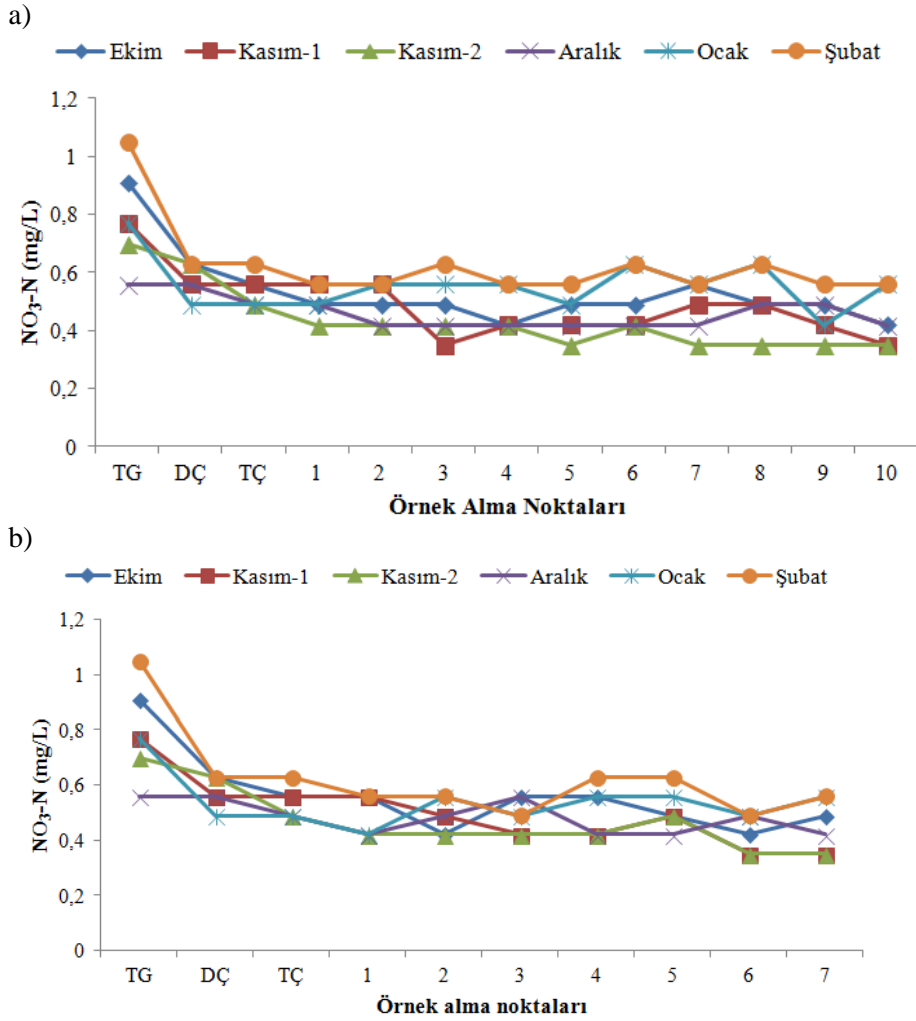
Şekil 4.11. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık amonyum azotu değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ortalama NO₃-N konsantrasyonları sırasıyla 0,448 ve 0,524 mg/L, C2 zonu örneklerinde 0,461 ve 0,516 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.12).



Şekil 4.12. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama nitrat azotu değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

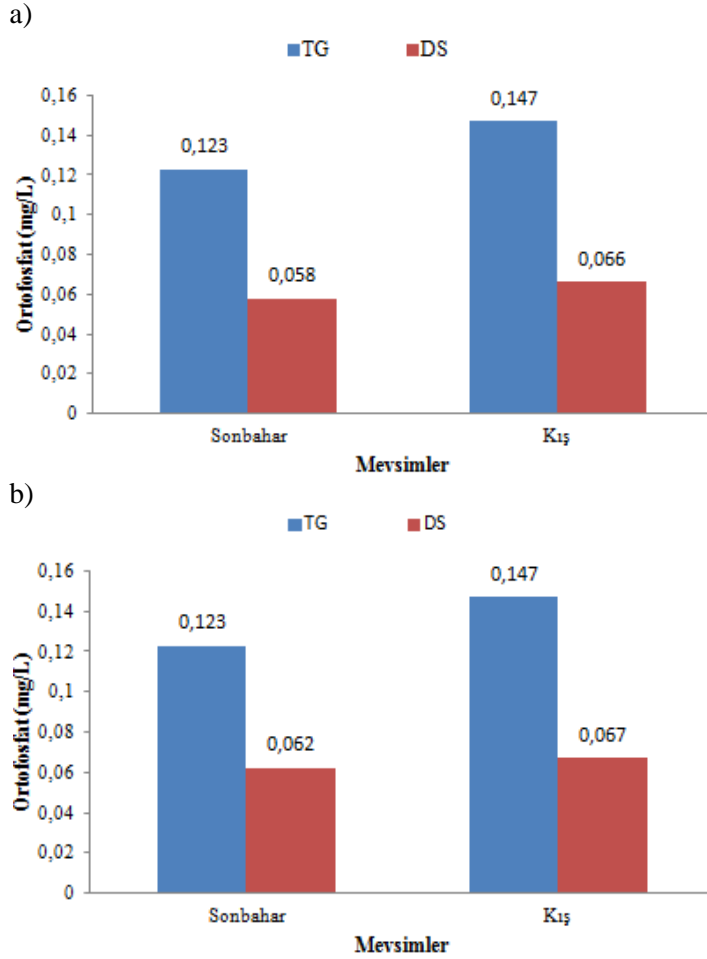
Şekil 4.13’de örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde ölçülen nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) konsantrasyonları verilmektedir. Arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham su örneğinde örnekleme periyodu boyunca ölçülen en düşük ve en yüksek $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları 0,56 ve 1,05 mg/L olarak belirlenmiştir. C1 zonu isale hattı örneklerindeki en düşük, en yüksek ve ortalama $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları 0,350; 0,630 ve 0,486 mg/L, C2 zonunu temsil eden örneklerde en düşük, en yüksek ve ortalama $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları 0,350; 0,630 ve 0,489 mg/L’dir. Örnekleme periyodu boyunca nitrat azotu miktarı, TS EN 266 ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmeliğe göre üst limit olan 50 mg/L seviyesine uygundur.



Şekil 4.13. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık nitrat azotu değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

Bursa İli içme suyu dağıtım sisteminde belirlenen isale hattı üzerinde seçilen noktalardan alınan örneklerde Ekim 2020 - Şubat 2021 ayları arasında yapılan 6 örneklemede amonyum azotu (NH₄-N) ve nitrat (NO₃-N) konsantrasyonunun dağıtım sistemindeki noktalarda değişim gösterdiği görülmektedir. Azotun indirgenmiş formu olan amonyum azotu kemolitotrof bakteriler üzerinde çoğalmayı teşvik edici özellik taşımaktadır. (Van der Kooij, 1992). İçme suyu dağıtım sistemindeki örnek alma noktalarındaki amonyum azotu (NH₄-N) ve nitrat (NO₃-N) azotu konsantrasyonunun değişiminin HB kullanımı ilişkili olduğu düşünülmektedir. Aynı zamanda amonyum azotunda meydana gelen azalmanın bir kısmının nitrifikasyon ile nitrate dönüşümden de kaynaklandığı düşünülmektedir.

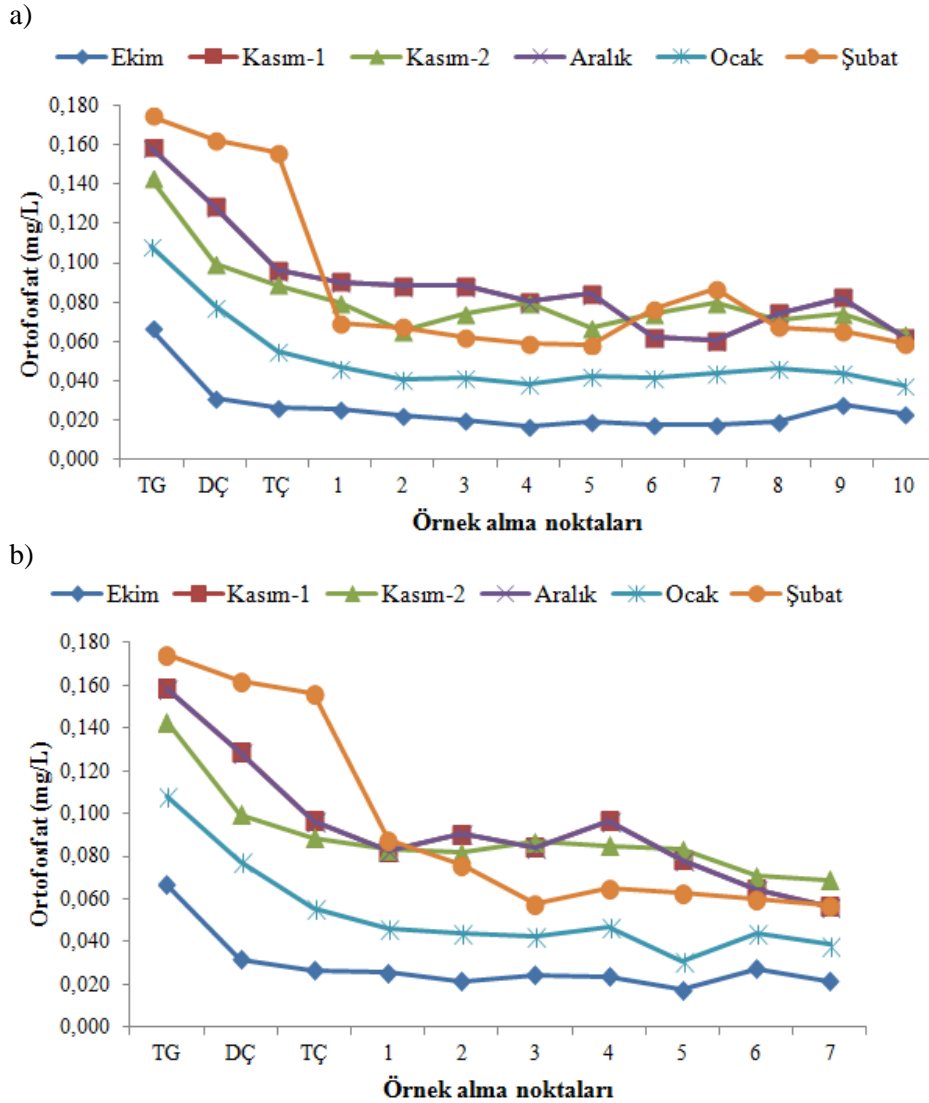
Dağıtım sisteminin C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ortalama ortofosfat konsantrasyonları sırasıyla 0,058 ve 0,066 mg/L, C2 zonu örneklerinde 0,062 ve 0,067 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.14).



Şekil 4.14. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama ortofosfat değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.15'te örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde ölçülen ortofosfat konsantrasyonları verilmektedir. Arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham su örneğinde ölçülen en düşük ve en yüksek ortofosfat konsantrasyonları 0,067 ve 0,174 mg/L olarak belirlenmiştir. C1 zonu isale hattı örneklerindeki en düşük, en yüksek ve ortalama ortofosfat konsantrasyonları 0,017; 0,156 ve 0,062 mg/L, C2 zonunu temsil eden örneklerde ise en düşük, en yüksek ve ortalama ortofosfat konsantrasyonları 0,017; 0,156 ve 0,065

mg/L'dir. Genel olarak C1 ve C2 zonunda tüm örnekleme zamanlarında ortofosfat konsantrasyonu arıtma tesisi çıkış suyu ile tesise en uzak nokta karşılaştırıldığında azalma göstermiştir. Fosforun bakteriler tarafından kullanılabilir formu olan ortofosfat, içme suyu dağıtım sisteminde HB kullanımına bağlı olarak azalım göstermiş olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.15. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık ortofosfat değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminin ortalama ÇOK konsantrasyonları sırasıyla, 379 ve 0,578 mg/L, C2 zonu örneklerinde 0,390 ve 0,592 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.16).



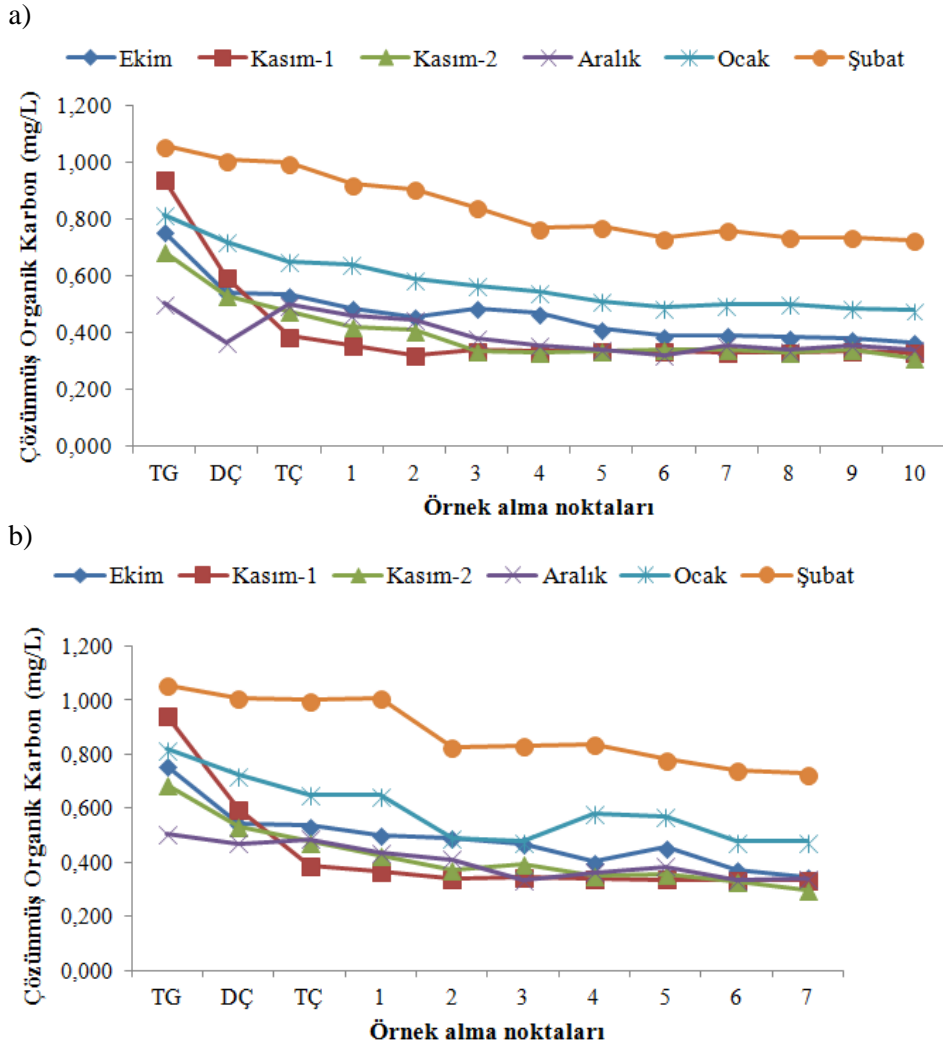
Şekil 4.16. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama ÇOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.17’de örnekleme periyodunda arıtma tesisi girişi, durultucu çıkışı, arıtma tesisi çıkışı ve dağıtım sisteminden alınan örneklerde ölçülen ÇOK konsantrasyonları verilmektedir. Arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham su örneğinde örnekleme periyodu boyunca ölçülen en düşük ve en yüksek ÇOK konsantrasyonları 0,504 ve 1,058 mg/L olarak belirlenmiştir. Tüm örnekleme periyodu boyunca C1 zonu isale hattı örneklerindeki en düşük, en yüksek ve ortalama ÇOK konsantrasyonları 0,313; 1,000 ve 0,478 mg/L, C2 zonunu temsil eden örneklerde en düşük, en yüksek ve ortalama ÇOK konsantrasyonları 0,299 ; 1,009 ve 0,491 mg/L’dir (Şekil 4.17). Su ekosisteminde genel olarak ÇOK konsantrasyonu 0.5 ile 50 mg C/L arasında değişim göstermektedir (Mulholland 1990). Aynı şekilde ABD’de yapılan bir araştırmada 100 doğal su kaynağından alınan su örneklerinde ÇOK’un ortalama değerinin 5 mg/L, konsantrasyon

aralığının da 1.5-20 mg/L olduğu tespit edilmiştir (Malcolm, 1991). Örnekleme periyodu boyunca ölçülen ÇOK değerleri yapılan araştırmalar ile uyum göstermektedir.

Örnekleme periyodu boyunca Ocak ve Şubat aylarında yapılan ÇOK ölçümlerinde giriş suyu kalitesine bağlı olarak diğer aylara göre daha yüksek ÇOK konsantrasyonları sahip olduğu tespit edilmiştir. İçme suyunda ÇOK miktarının değişimi, karbonun alg ve sudaki bitkiler tarafından tüketimi, organik maddelerin biyolojik olarak bozunması ve dönüşümü, sıvı ve katı fazlar arasındaki dağılımı, ışığı kullanarak bozunması (fotodegradasyon) ve oksidasyon gibi süreçlere bağlıdır. Aynı zamanda, toprak ve bitki kalıntılarındaki organik maddelerin yağmur ve yüzeysel akış ile taşınımı, sedimentten difüzyon ve canlı veya çürümüş bitkiler de doğal sulardaki organik madde içeriğinin değişimine etki etmektedir (Teksoy 2006).

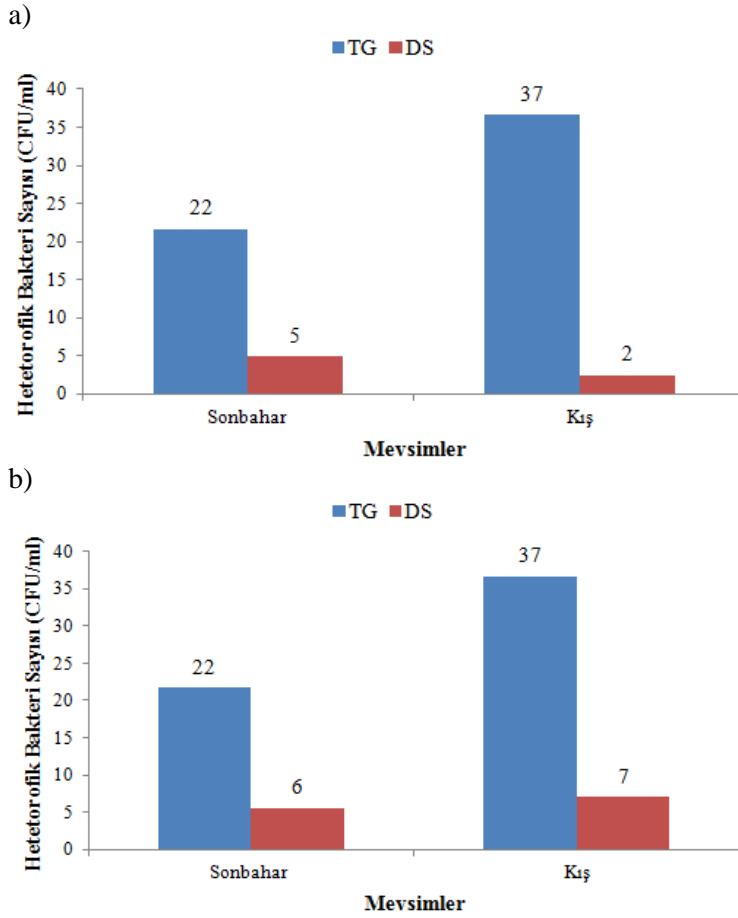
Genel olarak C1 ve C2 isale hattında tüm örnekleme zamanlarında arıtma tesisi çıkışındaki ÇOK konsantrasyonunun dağıtım sisteminden uzaklaştıkça azaldığı görülmektedir. İçme suyu dağıtım sisteminden uzaklaştıkça ÇOK miktarının azalması, HB'lerin nütrient olarak ÇOK'un fraksiyonu olan AOK'yı kullanarak çoğalması ile ilişkilendirilmiştir. Ancak bazı noktalarda bir önceki örnekleme noktasına göre artış olduğu tespit edilmiştir. Depo çıkışında kalan bu noktalardaki artışın depo içinde su kalitesinin küçük oranda değiştiği izlenimini vermektedir. Benzer şekilde C2 zonunu temsil eden noktaların bazılarında küçük artışlar gözlenmiştir. Zaman zaman kaynak suyu ile beslenen C2 zonunda su kalitesinde minimal değişimlerin olması da olasıdır. Genel olarak aynı hat üzerindeki mesafe bağlı olarak meydana gelen ÇOK azalması klorun yetersiz kalması durumunda heterotrofik bakteri sayısındaki artış ile ilişkilendirilmektedir (Van der Kooij 1992).



Şekil 4.17. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık ÇOK değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a: C1 zonu b: C2 zonu

4.2. Dağıtım Sisteminden Alınan Örneklerdeki Heterotrofik Bakteri (HB) Sayıları

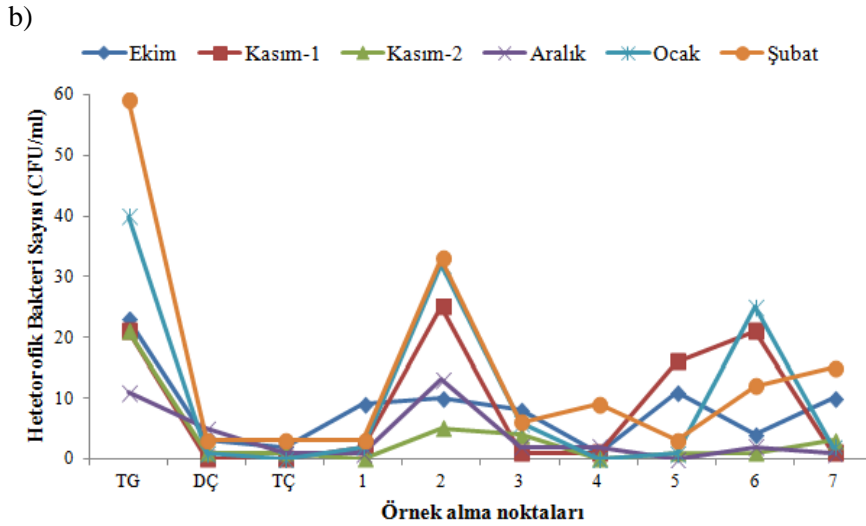
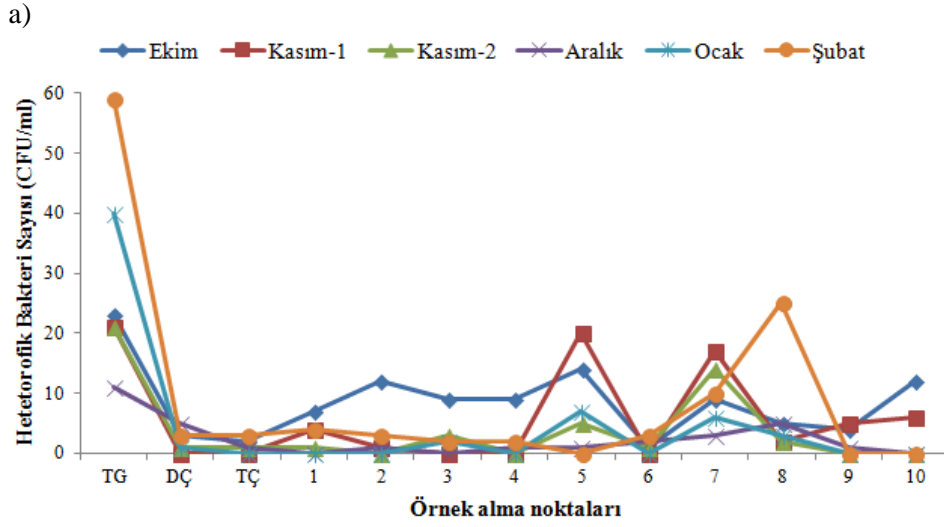
C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ortalama HB sayıları sırasıyla 5 ve 2 CFU/mL, C2 zonu örneklerinde 6 ve 7 CFU/mL olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.18).



Şekil 4.18. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama HB sayılarının mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Şekil 4.19. Ekim 2020-Şubat 2021 tarihleri arasında alınan örneklerdeki HB sayılarının örnekleme zamanlarındaki değişimini göstermektedir. Arıtma tesisi girişinde ham suda örnekleme periyodu boyunca ölçülen en düşük ve en yüksek HB sayıları 11 ve 59 CFU/mL'dir. C1 zonu isale hattı örneklerindeki en düşük, en yüksek ve ortalama HB sayıları 0; 25 ve 4 CFU/mL, C2 zonunu temsil eden örneklerde en düşük, en yüksek ve ortalama HB sayıları 0; 33 ve 6 CFU/mL'dir.

Örnekleme periyodunda dağıtım sistemindeki hem C1 zonu isale hattında hem de C2 zornundan alınan su örneklerindeki HB'lerde zaman zaman meydana gelen artışın içme suyunda yetersiz kalıntı klorun bulunması ile nütrient olarak organik karbon, amonyum ve nitrat azotu ayrıca ortofosfatı kullanması ile ilişkilendirilmektedir. Bununla birlikte HB değerleri TS EN 266 İçme Suyu Standartlarında verilen limit değerler altındadır.

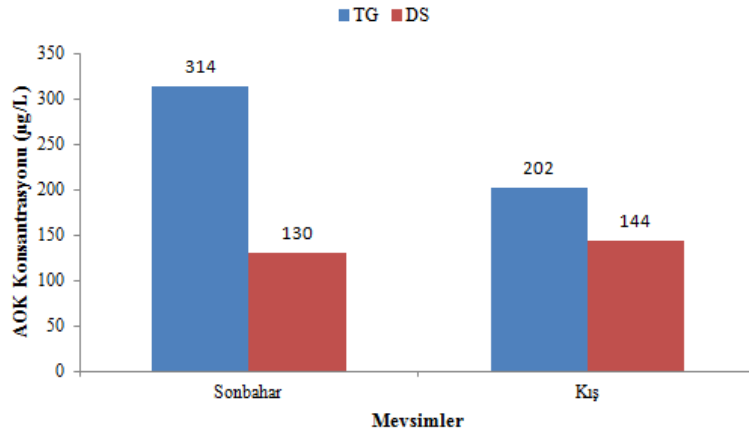


Şekil 4.19. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sisteminde örnekleme noktalarında ölçülen anlık HB değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

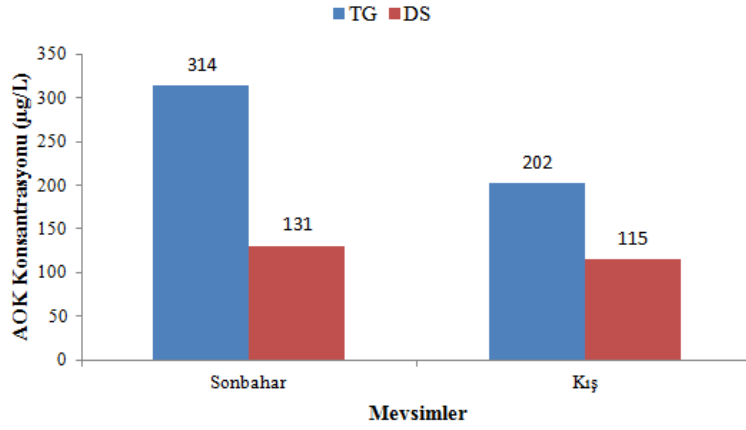
4.3. Su Örneklerinde Kültürel Yöntem İle Belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Miktarı

İçme suyu arıtma tesisine gelen ham suyun sonbahar ve kış mevsiminde ortalama AOK değerleri sırasıyla 314 ve 202 $\mu\text{gC/L}$ ölçülmüştür. Dağıtım sistemindeki C1 isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ölçülen ortalama AOK değerleri sırasıyla 130 ve 144 $\mu\text{gC/L}$, C2 zonunu temsil eden örneklerdeki sonbahar ve kış mevsiminde ortalama AOK değerleri ise 131 ve 115 $\mu\text{gC/L}$ olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.20).

a)



b)



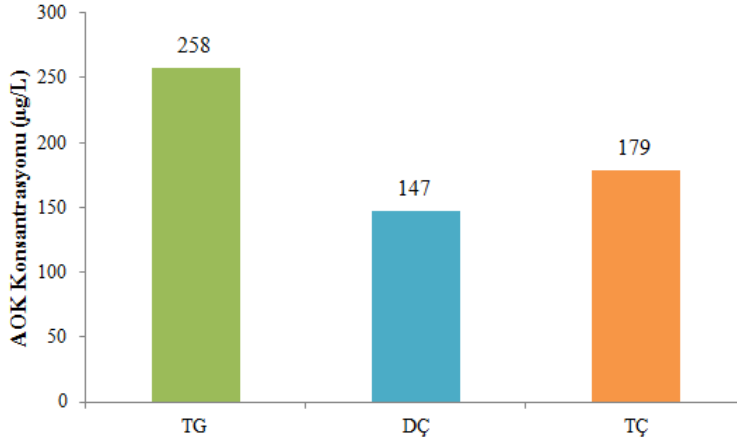
Şekil 4.20. Arıtma tesisi girişi ile C1 (a) ve C2 (b) zonlarından alınan örneklerde ölçülen ortalama AOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi

Arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham suyun AOK konsantrasyonu 148 ile 525 $\mu\text{gC/L}$ arasında değişim göstermekte olup örnekleme periyodunda ortalama değeri 258 $\mu\text{gC/L}$ 'dir ($n=6$). Arıtma tesisi giriş yapısındaki ham suda 258 $\mu\text{gC/L}$ olan ortalama AOK konsantrasyonu durultucu çıkışında 147 $\mu\text{gC/L}$ 'ye düşerek % 57 oranında giderilmiştir. Koagülasyon, sedimantasyon, filtrasyon ve biyolojik aktif karbon prosesleri, AOK ve BPCOK seviyelerini düşürmektedir. İçme suyu arıtma tesisindeki içme suyunun klorlanması sonrasında ise oksidasyona uğrayarak %22'lik bir artış göstermiştir (Şekil 4.21). Klor, oksidasyon ve elektron alıcı olarak organik bileşiklerle reaksiyona girer ve ÇOK ve dolayısıyla biyobozunur organik madde (BOM) üretebilir. Klorlama ile yalnızca düşük molekül ağırlıklı bileşiklerin üretimi değil aynı zamanda yüksek moleküler ağırlıklı maddenin bakteriler tarafından kullanımını da arttırabilmektedir (Van der Kooij, 1990). Oksidasyon süreçleri (ozonlama ve klorlama)

AOK ve BPÇOK oluşturarak suyun mikrobiyal büyüme potansiyelini arttırmaktadır (Von Gunten 2003, Hammes ve ark. 2006). Genellikle koagülasyon-sedimentasyon yoluyla ÇOK'un giderimi yüksek moleküler ağırlıklı ve kalıcı humik madde fraksiyonları ile ilişkilidir. Düşük moleküler ağırlıklı ve hümik olmayan bileşiklere sahip AOK fraksiyonunun bu proseslerle uzaklaştırılması zordur (Volk ve ark. 2000, Sohn ve ark. 2007, Choi ve ark. 2019). Bununla birlikte bazı durumlarda, koagülasyon-sedimentasyondan sonra önemli AOK veya BPÇOK giderimi bildirilmiştir (Sun ve ark. 2016, Park ve ark. 2016). Choi ve ark. (2019) ise özellikle soğuk olduğu kış döneminde %34 ile %51 arasında giderim elde ettiklerini bildirmiştir.

İçme suyu dağıtım sistemine içme suyu kalıntı klorla birlikte verilmekte olup dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin sağlanması için 100 µg C/L'den düşük AOK konsantrasyonu sahip olması gerekmektedir (LeChevallier ve ark. 1993, LeChevallier ve ark. 1996, Weinrich ve ark. 2009). Arıtma tesisi çıkışındaki içme suyunda AOK konsantrasyonu 142 ile 270 µgC/L arasında değişim göstermekte olup örnekleme periyodunda ortalama değeri 179 µgC/L'dir (n=6). Ancak arıtma tesisi çıkışında ortalama 179 µg C/L AOK olan içme suyu, dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin sağlanması için uygun olan 100 µg C/L'nin üzerindedir. İçme suyu arıtma tesisi çıkış suyunda AOK değerleri mevsimsel sıcaklığa, ham su kalitesine ve arıtma proseslerinin işletim koşullarına bağlı olarak değişim göstermektedir. Arıtma tesisi çıkışındaki içme suyu, dağıtım sistemine verilerek tüketiciye ulaşır. Dağıtım sisteminde kalıntı klorun yetersiz kalması veya tükenmesi durumunda HB'lerin nütrient olarak AOK'yi tüketmesi ile mikrobiyal yeniden çoğalmayı ortaya çıkabilmektedir. Dolayısıyla mikrobiyal yeniden çoğalmanın önüne geçilebilmesi için arıtma tesisi çıkışındaki ortalama 179 µg C/L olan AOK seviyesinin sınır değer olan 100 µg C/L'nin altında olması gerekmektedir. AOK miktarının giderilmesi için biyolojik aktif karbon filtreleri (BAKF) kullanılabilir. BAKF, aktif karbon üzerinde mikroorganizmaların biyokütle oluşturulması ile içme suyunda bulunan organik bileşikleri ve dezenfeksiyon yan ürünlerini adsorblayarak tat, koku, renk oluşumuna neden olan organik bileşikleri yüksek verim ile giderebilmektedir (Takeuchi ve ark. 1997, Lou ve ark. 2009). Yapılan araştırmalarda BAKF ile AOK giderim oranı yaklaşık % 40 ila % 67 arasında olduğu ve % 67.54'e kadar yükselebildiği ortaya koyulmuştur (Lou ve ark. 2014). Dolayısıyla

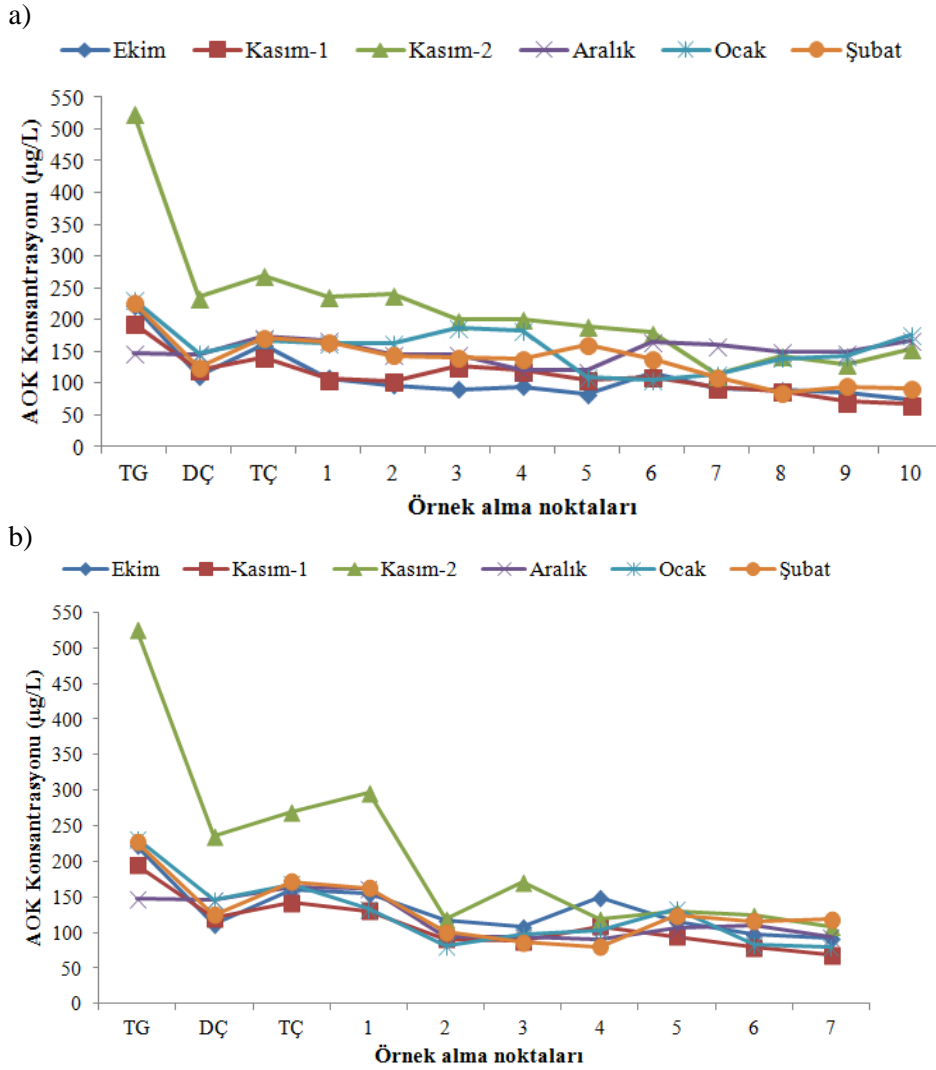
içme suyu arıtma tesisi çıkışındaki veya içme suyu dağıtım sistemindeki AOK değeri sınır değer olan 100 µg/L AOK biyokararlılık kriterlerini karşılamadığı durumunda BAKF ile AOK giderimi yüksek verim ile yapılabilir.



Şekil 4.21. İçme suyu arıtma prosesinde ortalama AOK konsantrasyonlarının değişimi. TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi çıkışı

Ekim 2020 - Şubat 2021 ayları arasında seçilen örnekleme noktalarından alınan su örneklerinde kültürel yöntem ile ölçülen AOK seviyeleri Şekil 4.22’de verilmektedir. Tüm örnekleme periyodu boyunca C1 isale hattı üzerindeki noktalarda ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama AOK konsantrasyonları sırasıyla 67; 270 ve 137 µgC/L’dir (n=66) (Şekil 4.22). C1 isale hattındaki AOK konsantrasyonlarının %22,7’si 100 µgC/L’den az, %71,3’ü 100-200 µgC/L arasında ve %6’sı 200 µgC/L’den yüksek değerlere sahiptir (n=66). C2 zonunu temsil eden örneklerde ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama 68; 297 ve 123 µg/L’dir (n=48). Bu zondan alınan örneklerde ölçülen AOK konsantrasyonlarının %35,4’ü 100 µgC/L’den düşük %60,4’ü 100-200 µgC/L arasında ve %4,2’si 200 µgC/L’den yüksektir (n=48). C1 isale hattından alınan tüm örneklerin %77,3’ü ve C2 zonundan alınan tüm örneklerin %64,6’i’nde AOK konsantrasyonunun 100 µgC/L’den fazla olduğu belirlenmiştir. Dolayısıyla içme suyu dağıtım sisteminde C1 ve C2 isale hattında biyolojik stabilitenin sağlanması için sınır değer olan 100 µg C/L AOK limit değere sahip olmayan noktaların olduğu görülmektedir. Ayrıca örnekleme periyodunda içme suyu dağıtım şebekesindeki değişimlerin mikrobiyal kullanım, klorlama işlemleri ve olası kaynak suyu takviyelerin de AOK miktarlarındaki değişime neden olabileceği düşünülmektedir.

Bursa ili içme suyu dağıtım sistemindeki C1 isale hattı ve C2 zonundaki AOK seviyeleri 67-297 µgC/L arasında değişim göstermektedir. İçme suyu dağıtım sisteminde daha önce yapılmış çalışmalarla ilgili literatür bilgileri dağıtım sistemlerinde AOK seviyelerinin 1-300 µgC/L arasında değişmekte olduğu belirtmektedir (Van der Kooij 1992, Escobar ve ark. 2000, Alkan ve ark. 2005, Ohkouchi ve ark. 2011). İçme suyu dağıtım sisteminde uygun seviyede klor kalıntısı (> 0.5 mg/L serbest klor veya 1.0 mg/L kloramin) bulunması durumunda AOK konsantrasyonun 50-100 µgC/L aralığında değişim gösterdiği bildirilmiştir (LeChevallier ve ark. 1996). Çin’de yapılan bir çalışmada farklı içme suyu dağıtım şebekesindeki klorlu içme suyu örneklerindeki AOK seviyelerinin 92-482 µgC/L aralığında değişim gösterdiği saptamıştır (Liu ve ark. 2002). Alkan ve ark. (2005) Bursa İli içme suyu dağıtım sisteminde yaptıkları çalışmada arıtma tesisi çıkışına yakın olan örnek alma noktasında ortalama 126,3 µgC/L olarak ölçülen AOK konsantrasyonunun son örnek alma noktasında 92,1 µgC/L’e düştüğünü ortaya koymuştur. Thayanukul ve ark. (2013) geri kazanım suyu dağıtım sistemlerinde klorlu içme suyunda 36-446 µgC/L arasında AOK konsantrasyonu değişim gösterdiği bulmuştur. Ohkouchi ve ark. (2011) klorlu içme suyunda kış mevsiminde ortalama 174 µgC/L ve yaz mevsiminde ortalama 60 µgC/L AOK konsantrasyonu bulunmuştur. Zhang ve ark. (2016) içme suyu dağıtım sisteminin biyolojik stabilitesini belirledikleri araştırmalarında AOK konsantrasyonlarının 40,5 ile 307,9 µgC/L arasında değiştiğini ortalama değerin ise 106,6 µgC/L olduğunu belirlemiştir. Li ve ark. (2018) Ocak 2014-Aralık 2015 yılları arasında AOK değerlerinin 25,96 ile 429,60 µgC/L arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Bu bulgular ile Bursa ili içme suyu dağıtım şebekesinde bulunan AOK konsantrasyonlarının daha önceki çalışmalarda belirlenen değerler ile uyumlu olduğu göstermiştir.



Şekil 4.22. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında arıtma tesisi ve dağıtım sistemindeki örnekleme noktalarında ölçülen anlık kültürel yöntem ile belirlenen AOK değerleri. TG: Tesis girişi DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Tesis çıkışı a:C1 zonu b: C2 zonu

4.3.1. Kültürel Yöntem İle Belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon Miktarının Bakiye Klor ve Heterotrofik Bakteri Sayıları ile İlişkisi

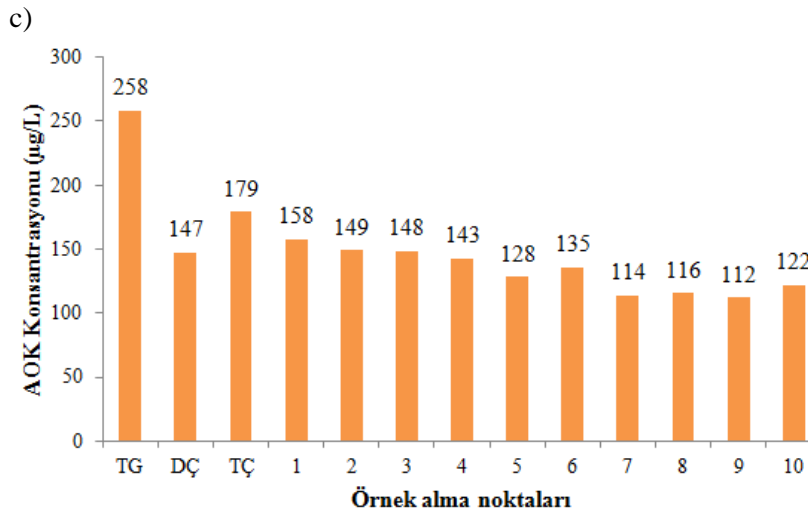
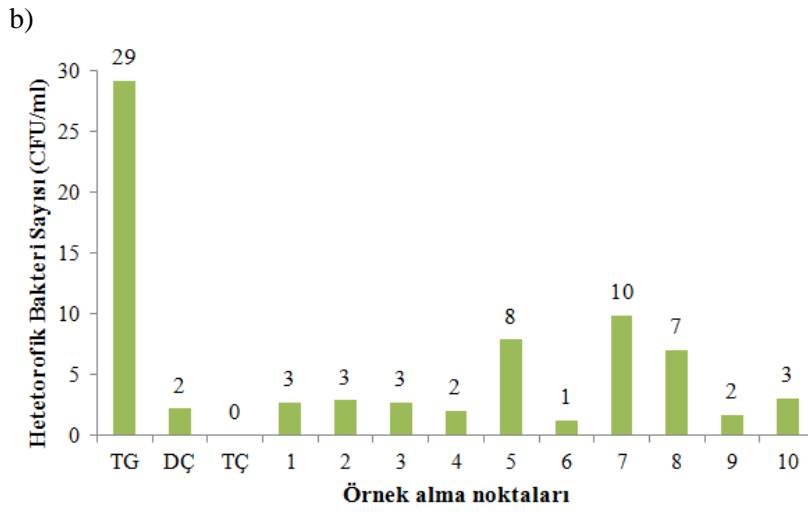
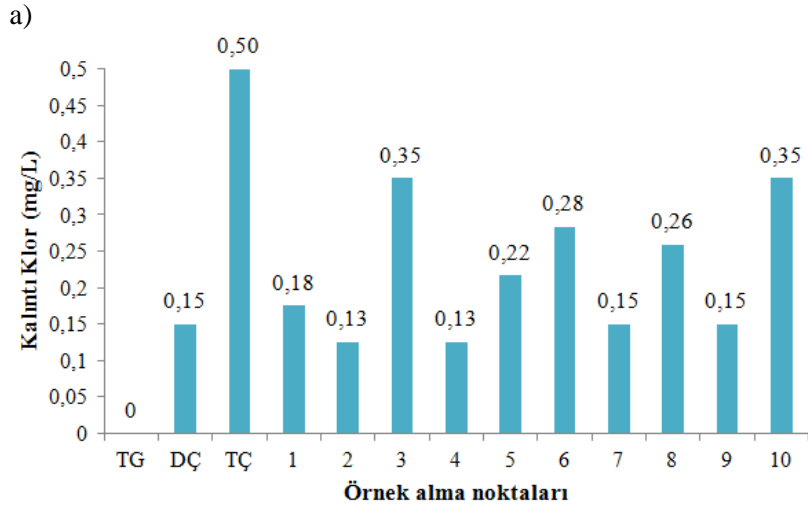
Bursa İli içme suyu dağıtım sisteminde seçilen noktalardan alınan örneklerde Ekim 2020- Şubat 2021 ayları arasında yapılan 6 örneklemede ölçülen kalıntı klor, HBS ve AOK arasındaki bağlantı göze çarpmaktadır. İçme suyu dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin korunması içme suyunun dezenfektan kalıntısı ile birlikte dağıtım sistemine verilmesi ile sağlanmaktadır (LeChevallier ve ark, 1996, van der Kooij ve ark. 2015). Örnekleme periyodu boyunca C1 isale hattı örneklerinde ve C2 zonunu temsil eden

örneklerde ölçülen en düşük ve en yüksek kalıntı klor konsantrasyonları 0,1 ve 0,5 mg/L'dir. Genel olarak dağıtım sistemi örneklerinde birkaç örnek alma noktası hariç klor seviyelerinin Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın Dezenfeksiyon Teknikleri Tebliği'nde belirtilen 0,2-0,5 mg/L arasındadır. HB'lerin yeniden büyümesi içme suyu dağıtım sisteminde dezenfektan kalıntısının yetersiz olduğu durumlarda sudaki AOK miktarına bağlıdır. Örnekleme periyodu boyunca C1 isale hattı örneklerinde ve C2 zonunda ölçülen AOK değerleri biyolojik stabilitenin sağlanması için kabul edilen 100 µgC/L sınır değerlerin üzerinde olan noktaların olduğu tespit edilmiştir. C1 isale hattından alınan tüm örneklerin %77,3'ü (n=66) ve C2 isale hattından alınan tüm örneklerin %64,6'i'nde (n=48) AOK konsantrasyonunun 100 µgC/L'den fazla olduğu belirlenmiştir. Örnekleme periyodu boyunca içme suyu dağıtım sistemindeki C1 isale hattı örneklerinde ve C2 zonunda klorun minimum seviyeye düştüğü noktalarda HB sayısı yükselmiş ve AOK seviyesinin düşmüş olduğu gözlemlenmiştir. Ancak C1 ve C2 zonlarından alınan örneklerin HB sayısı TS EN 266 içme suyu standardındaki 100 CFU/mL sınır değerinin altındadır. Bu durum suyun mikrobiyal aktiviteyi destekleyecek potansiyele sahip olmakla birlikte etkin klorlama ile mikrobiyal çoğalmanın kontrol altına alındığını işaret etmektedir. Ancak klorlama çıkışında 0 CFU/mL olarak belirlenen HB sayısının dağıtım sisteminde zaman zaman daha yüksek seviyelere ulaşması mikroorganizmalar tarafından suda bulunan AOK'ın kullanıldığını işaret etmektedir. Olası biyofilm oluşumunun da bu durum sebep olduğu bilinmektedir.

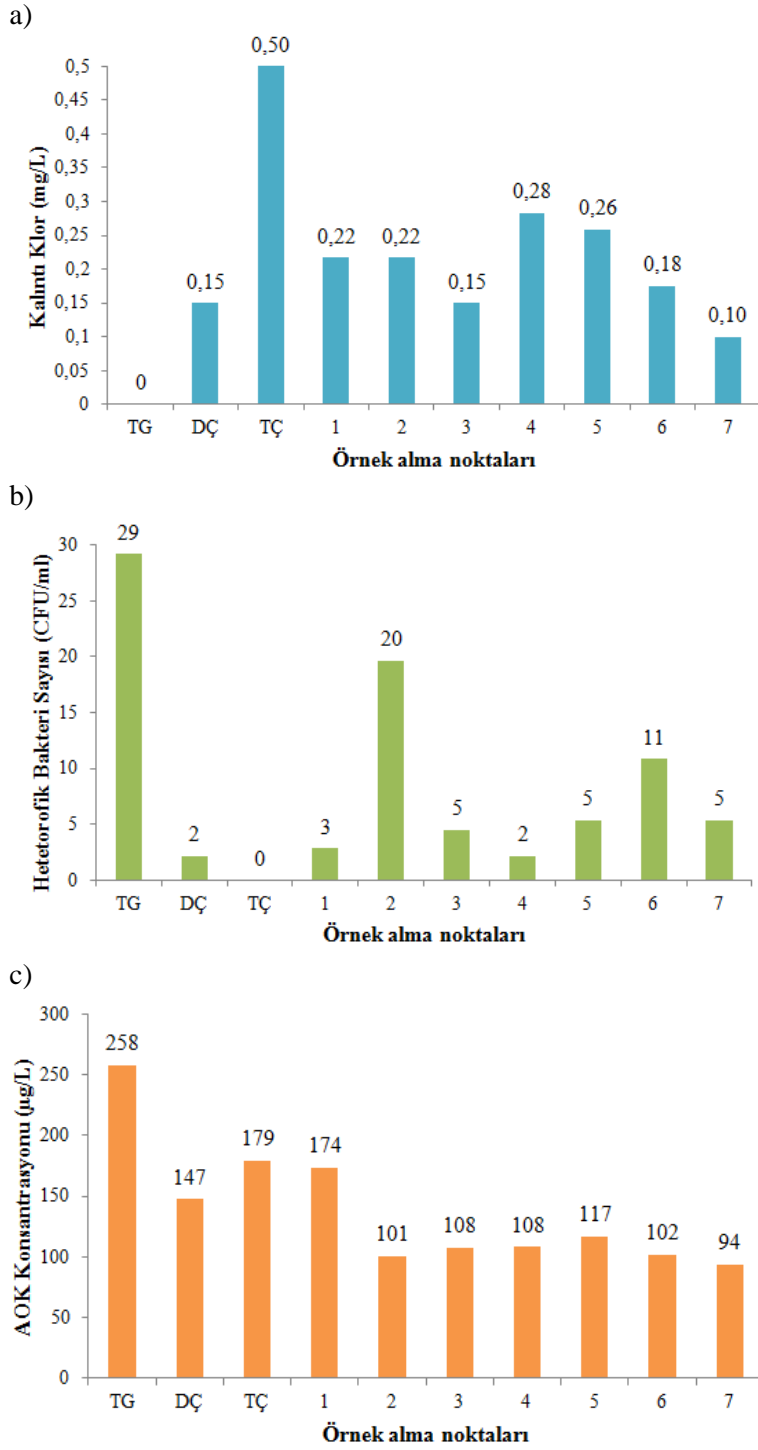
İçme suyu arıtma tesisi çıkışı ile C1 isale hattında seçilen nihai örnek alma noktası arasındaki değerler incelendiğinde genel olarak AOK konsantrasyonlarının mesafeye bağlı olarak bir miktar azaldığı gözlemlenmiştir. İçme suyu arıtma tesisi çıkışında ortalama 179 µgC/L olan AOK, C1 örnekleme periyodundaki son örnekleme noktasında ortalama 122 µgC/L düşmüştür (n=6) (Şekil 4.25). Devam eden bir isale hattının üstünden alınmamış olsa da benzer durum C2 zonunda da gözlemlenmiştir. C2 zonundan seçilen en uzak noktadaki ortalama AOK konsantrasyonu 94 µgC/L'ye düşmüştür (n=6). Aynı iletim hattı üzerinde AOK konsantrasyonundaki azalma genel olarak mikrobiyal kullanım ile ilişkilendirilmektedir. C1 isale hattı ve C2 zonu örneklerindeki AOK miktarının değişimini belirlemek amacıyla yapılan t testi her iki

zonda ölçülen AOK konsantrasyonlarının anlamlı bir değişim göstermediğini ortaya koymuştur ($p < 0.05$).

İçme suyu arıtma tesisi çıkışında ortalama 0,5 mg/L olan kalıntı klor ve ortalama 179 µgC/L AOK konsantrasyonuna sahip içme suyunda HB bulunmadığı tespit edilmiştir. Bu durum içme suyunda yeterli dezenfektan kalıntısının bulunması ile biyolojik stabilitenin sağlanabileceğini desteklemektedir. C1 isale hattı örneklerinde ve C2 zonunda devam eden içme suyunda zaman zaman kalıntı klor seviyesinde değişimler (Şekil 4.23) meydana gelmiş kalıntı klorun düşük olduğu noktalarda AOK konsantrasyonundaki azalma ile HB sayısında sınır değerleri aşmayan bir artış gözlemlenmiştir (Şekil 4.24). C1 isahale hattının 7. Örnek alma noktasında ortalama 0,15 mg/L olan kalıntı klor ile ortalama 114 µgC/L olan AOK konsantrasyonu bulunan içme suyunda ortalama 10 CFU/ml HB bulunmaktadır. Benzer şekilde C2 zonu 6. Örnek alma noktasında ortalama 0,18 mg/L olan kalıntı klor ile ortalama 102 µgC/L olan AOK konsantrasyonu bulunan içme suyunda ortalama 11 CFU/ml HB bulunmaktadır. Bu durum kalıntı klorun minimum seviyeye inmesiyle birlikte heterotrofik bakterilerin AOK'yi bünyelerine alarak çoğaldığına işaret etmektedir. LeChevallier ve ark. (1996), Zhang ve ark. (2016) ve Li ve ark. (2018) yapmış oldukları çalışmalarda içme suyundaki serbest klor seviyesi 0,15 mg/L'den düşük olduğunda ve aynı zamanda AOK seviyesi 135 mg/L'den büyük olduğunda HB sayısının arttığını ortaya koymuşlar. Yapılan çalışma kapsamında elde edilen bulgular bu çalışmaları destekler niteliktedir.



Şekil 4.23. Arıtma tesisi girişi ile C1 zonundan alınan örneklerde ölçülen ortalama a) kalıntı klor değerlerinin değişimi b) ortalama HB değerlerinin değişimi c) AOK değerlerinin değişimi (n=6) TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi çıkışı

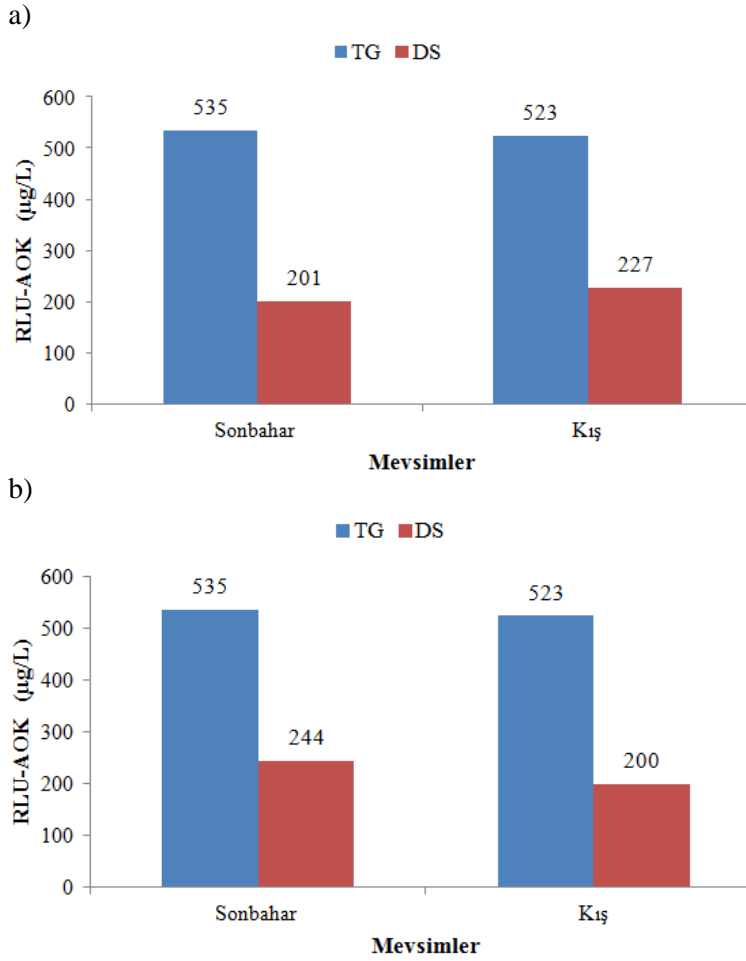


Şekil 4.24. Arıtma tesisi girişi ile C2 zonundan alınan örneklerde ölçülen ortalama a) kalıntı klor değerlerinin değişimi b) ortalama HB değerlerinin değişimi c) AOK değerlerinin değişimi (n=6) TG: Arıtma tesisi giriş yapısı DÇ: Durultucu çıkışı TÇ: Arıtma tesisi

4.4. Su Örneklerinde Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) Miktarının ATP Lüminesans Ölçümü İle Belirlenmesi

4.4.1. Su örneklerinde ATP lüminesans yöntemi ile belirlenen Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) seviyeleri

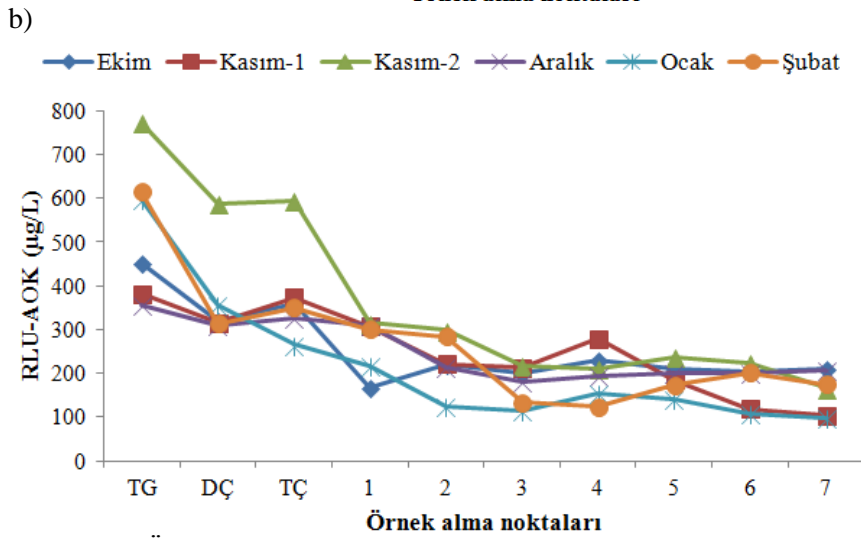
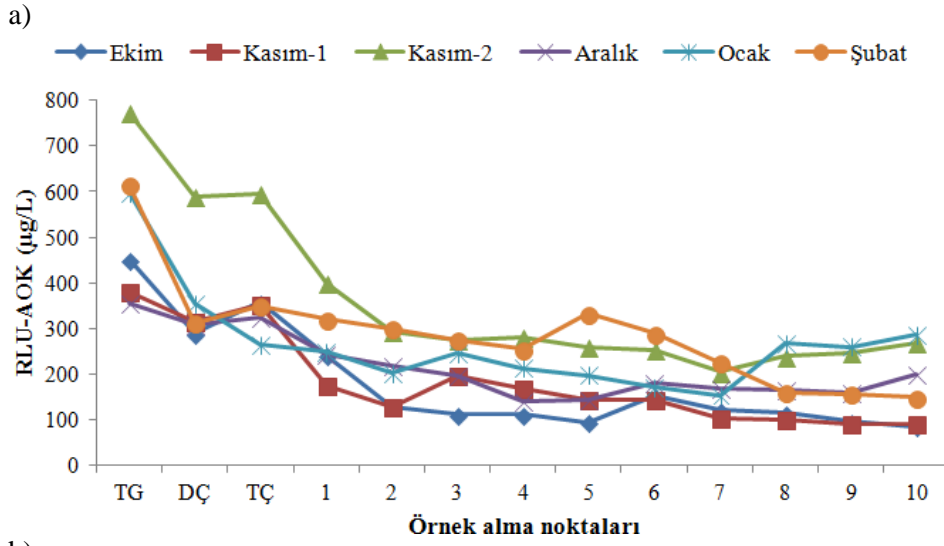
Örnekleme noktalarından alınan sularda ölçülen ATP lüminesansları Şekil 3.9'da verilen grafikten elde edilen denklem yardımı ile AOK (RLU-AOK) eşdeğeri olarak hesaplanmıştır. İçme suyu arıtma tesisine gelen ham suyun sonbahar ve kış mevsiminde ortalama RLU-AOK değerleri sırasıyla 535 ve 523 $\mu\text{gC/L}$ ölçülmüştür. Dağıtım sistemindeki C1 zonu isale hattında sonbahar ve kış mevsiminde ölçülen ortalama RLU-AOK değerleri 201 ve 227 $\mu\text{gC/L}$ iken C2 zonunu temsil eden örneklerdeki ortalama RLU-AOK değerleri 244 ve 200 $\mu\text{gC/L}$ ' dir (Şekil 4.28). Ham suda mevsimsel olarak görülen değişikliklere bağlı olarak hem C1 zonu isale hattı örneklerinde hem de C2 zonunda AOK değerleri değişim göstermiştir. Ancak RLU-AOK değerlerinin C1 zonunda daha düşük iken C2 zonunda daha yüksek olmasının C2 zonuna zaman zaman yapılan olası kaynak suyu beslemeleriyle ilgili olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.25. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında örnekleme noktalarında ATP lüminesansı ile ölçülen AOK değerlerinin mevsimsel değişimi. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi a:C1 zonu b:C2 zonu

Tüm örnekleme periyodu boyunca ölçülen RLU-AOK seviyeleri şekil 4.29'da verilmiştir. Buna göre arıtma tesisi giriş yapısından alınan ham suyun RLU-AOK seviyeleri 356-773 $\mu\text{gC/L}$ arasında değişmekte olup ortalama değeri 529 $\mu\text{gC/L}$ 'dir (n=6).

Tüm örnekleme periyodu boyunca C1 isale hattı üzerindeki noktalarda ölçülen en düşük, en yüksek ve ortalama RLU-AOK seviyeleri sırasıyla 86; 595 ve 214 $\mu\text{gC/L}$ 'dir (n=66). C2 zonunu temsil eden örneklerde belirlenen en düşük, en yüksek ve ortalama değerler sırasıyla 98; 595 ve 222 $\mu\text{gC/L}$ 'dir (n=48) (Şekil 4.29).



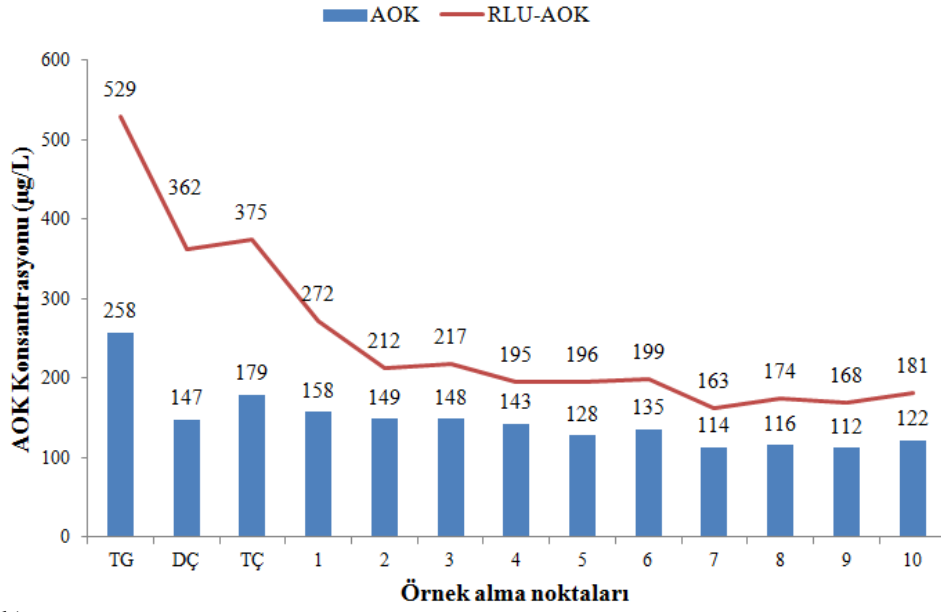
Şekil 4.26. Örnekleme noktalarında Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında ATP lüminesansı ile belirlenen RLU-AOK değerleri. TG: Tesis girişi DS: Dağıtım sistemi a:C1 zonu b:C2 zonu

4.4.2. ATP lüminesansı ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) ölçüm yöntemi ve kültürel metot ile Asimile Edilebilir Organik Karbon (AOK) ölçüm yönteminin karşılaştırılması

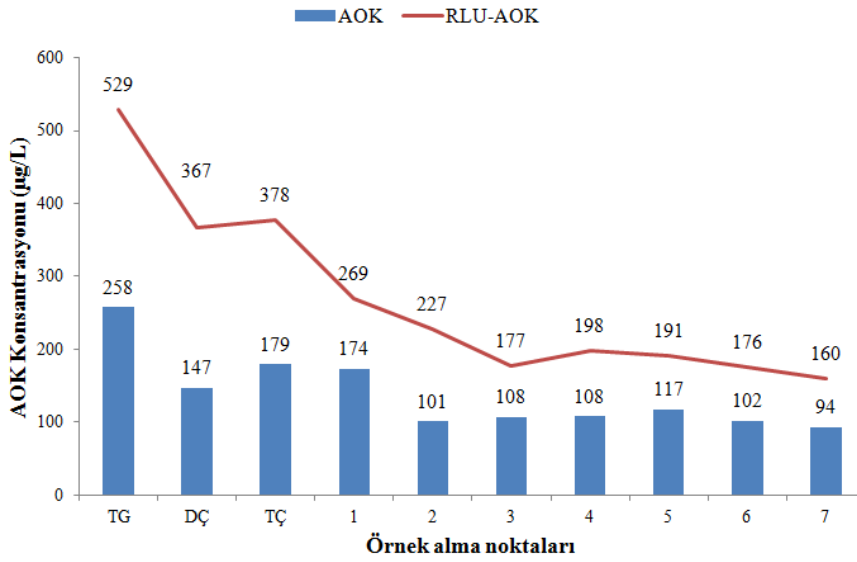
Su örneklerinde ölçülen ATP lüminesans değerlerinin AOK'ya dönüştürülmesinde Şekil 4.24'te verilen eşitlik, kültürel AOK hesaplanmasında ise standart metotlarda belirtilen eşitlik kullanılmıştır. Şekil 4.30'da örnekleme periyodu boyunca dağıtım sisteminde seçilen noktalarda her iki yöntem ile belirlenen ortalama AOK değerleri verilmektedir. Şekil 4.30'de verilmiş olan ortalama değerler C1 zonu isale hattından seçilen tüm

örnekleme noktalarının genel ortalamasının kültürel yöntem için (AOK) 137 $\mu\text{gC/L}$, ATP lüminesans yöntemi için (RLU- AOK) 214 $\mu\text{gC/L}$ olduğunu göstermektedir. C2 zonunu temsil eden örneklerde ise tüm örnekleme noktalarının genel ortalaması kültürel yöntem (AOK) için 123 $\mu\text{gC/L}$ ATP lüminesans yöntemi için (RLU- AOK) 222 $\mu\text{gC/L}$ 'dir. Bu sonuçlar ATP lüminesansı ile ölçülen RLU-AOK değerlerinin tüm örnekleme noktaları için kültürel yöntem ile belirlenen AOK değerlerinden daha yüksek olduğunu göstermektedir. ATP lüminesansı ile belirlenen RLU-AOK değerinin kültürel yöntem ile belirlenen AOK değerinden yüksek olması ATP lüminesans yönteminin suda bulunan tüm bakteriyel aktiviteyi tespit etmesi ile açıklamaktadır. Ayrıca kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK konsantrasyonları arasında güçlü pozitif korelasyonun ($r=0.8282$) olduğu belirlenmiştir. Bu durum kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile AOK belirlenmesinde belirli bir farkın olması rağmen ATP yöntemi ile AOK belirlenmesinin içme suyunda bulunan canlı bakteri sayısı ile ilişkili olduğunu ortaya koymuştur.

a)



b)



Şekil 4.27. Ekim 2020-Şubat 2021 ayları arasında dağıtım sisteminde kültürel yöntem ve ATP lüminometrik yöntemi ile belirlenen ortalama AOK seviyeleri a)C1 Zonu b)C2 Zonu

Bakteriyel ATP, canlı bakteri sayısı ile iyi bir korelasyona sahiptir (Hammes ve ark. 2008, Lautenschlager ve ark. 2013). Weinrich ve ark. (2009) geri kazanılmış atıksularla yapmış oldukları çalışmada kültürel yöntem ile belirlenen AOK ile ATP lüminesansı ile belirlenen AOK arasındaki korelasyonu 0,98 olarak belirlemişlerdir. LeChevallier ve ark. (1993) iki teknik ile belirlediği sonuçların eşdeğer olduğunu ancak bazı noktalarda plaka sayımına bağlı olarak kültürel yöntemin lüminometrik yöntemden daha düşük

AOK belirlediklerini vurgulamıştır. Nescerecka ve ark. (2016) yapmış olduğu çalışmada su örneklerindeki mikrobiyal aktivitenin belirlenmesi için ATP ölçümü yapmış ve bu parametrenin canlı organizmaların varlığını net bir şekilde gösterdiğini belirtmiştir. Böylece yapılan araştırmalarda sudaki toplam bakteri sayısının ortamdaki ATP miktarı ile yüksek korelasyona sahip olduğu bildirilmekle birlikte (Karl 1980, Hammes ve ark. 2010b, Van der Kooij ve ark. 2017) plaka sayımı ile tespit edilmeyen mikrobiyal değişikliklerin ATP ölçümü ile belirlenebildiğini işaret etmiştir (Prest ve ark. 2016b).

ATP lüminesans ölçümü ve koloni sayımına bağlı kültürel yöntem arasındaki doğrusal ilişkiyi etkileyebilecek en önemli faktör içme suyu içinde bulunan canlı (viable) ancak besiyeri üzerinde kültürel gelişim gösteremeyen bakterilerin bulunmasıdır. ATP lüminesans ölçümü, plaka sayımı sınırlamasını ortadan kaldırabilen canlı ancak kültürel edilemeyen bakteriler dahil olmak üzere içme suyundaki tüm aktif mikroorganizmaları ölçebilmektedir. Kültürel yöntem ile belirlenen AOK'de besi ortamında gelişim gösteremeyen ancak su içerisinde bulunan bakteriler koloni oluşturamadıkları için tüm canlı bakterilerin önemli ölçüde eksik tahmin edilmesine neden olmaktadır (Rocha 2007). ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK ölçümü ile elde edilen bulgular bu duruma işaret etmektedir (Velten ve ark. 2007, Li ve ark. 2017). Söz konusu farkın plaka sayımındaki prosedüründe bakteri ürememesi ve eksik bakteri sayımı yapılmasından kaynaklanabileceğini düşündürmektedir. Bu bağlamda sudaki organik bileşiklerin tamamının kullanılma potansiyelinin belirlenmesinde aktif olarak canlı olan mikrobiyal popülasyonun gözönünde bulundurulması gerekmektedir. Zira kültür oluşturamayan ancak biyolojik olarak aktif olan bakterilerin sulara çoğalabilmesi mümkündür. Bu nedenle ATP lüminesans ölçümünde, plaka sayımındaki sınırlamayı ortadan kaldırabilen, canlı ancak kültürel edilemeyen bakteriler dahil olmak üzere içme suyundaki tüm aktif mikroorganizmaları ölçebilmektedir. Bu nedenle ATP lüminesans ölçümü ile AOK belirlenmesi yöntemiyle mikrobiyal içme suyu kalitesinin belirlenmesi mikrobiyal kaliteyi artıracaktır ayrıca biyolojik stabiliteyi ortaya koymak için kullanılacak yararlı bir parametredir (Schneider ve ark. 2013, Zhang ve ark. 2019). ATP biyolüminesans ölçümü ile AOK belirlenmesi yönteminin kullanılması ile daha hızlı, daha kararlı ve doğru AOK sonucu elde edilecektir.

5. SONUÇ

İçme suyu dağıtım şebekesinde biyolojik stabilitenin korunması ile halk sağlığı risklerinin önüne geçilmesi üzerinde önemle durulan bir konudur. Tamamlanan bu yüksek lisans tezi kapsamında içme suyu dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin korunmasında anahtar parametre olarak kabul edilen AOK belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla arıtma tesisinin çeşitli noktalarından ve dağıtım sisteminin iki zonunu temsil eden noktalardan alınan toplam 120 adet su örneği incelenmiştir. İçme suyunda AOK belirlenmesi, Standart Metotlarda belirtilen kültürel metotlara dayalı klasik yöntem ve mikrobiyal aktivite göstergesi olan ATP miktarına bağlı olarak oluşan lüminesans ölçüm yöntemi ile belirlenmiş olup iki yöntem karşılaştırılmıştır. Su örneklerinde ayrıca bazı fizikokimyasal ve mikrobiyolojik parametreler analiz edilmiştir. Bu kapsamda ölçülen pH, iletkenlik, kalıntı klor, bulanıklık, amonyum azotu, nitrat azotu, ortofosfat ve heterotrofik bakteri sayısı gibi parametrelerin ortalama değerlerinin Sağlık Bakanlığı'nın yayınlamış olduğu "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik"te ve Türk Standartları Enstitüsü tarafından belirlenen TS EN 266 standardında verilen sınır değerlere uyum sağlamaktadır.

İçme suyu arıtma tesisi çıkışında veya içme suyu dağıtım sisteminde biyolojik stabilitenin sağlanması için önerilen AOK miktarı 100 µgC/L ile sınırlandırılmıştır. Serbest klorun yetersiz olduğu veya dezenfeksiyon yan ürünlerini oluşturduğu durumlarda biyolojik stabilitenin sağlanması ve halk sağlığının korunabilmesi için içme sularındaki AOK konsantrasyonlarının düzenli olarak izlenmesi gerekmektedir. Bursa ili içme suyu dağıtım sisteminden alınan 120 su örneğindeki C1 isale hattından alınan tüm örneklerin %77,3'ü ve C2 zonundan alınan tüm örneklerin %64,6'i'nde AOK konsantrasyonu biyostabilitenin sağlanması için önerilen sınır değerin üzerinde olduğu belirlenmiştir. İçme suyu arıtma tesisi çıkışında veya içme suyu dağıtım sistemindeki sınır değer olan 100 µg/L AOK biyokararlılık kriteri karşılanmadığı durumlarda biyolojik aktif karbon filtreleri (BAKF) gibi ileri arıtma prosesi ile kullanılarak sudaki AOK miktarı yüksek verim ile giderilebilmektedir. İçme suyu arıtma tesisinde bir takım koruyucu önlemlerin alınmasıyla AOK konsantrasyonu kontrol altına alınarak dağıtım sistemindeki mikroorganizmaların yeniden büyümesi, biyofilm oluşumu ve buna bağlı

işletim problemlerinin önüne geçilebilmektedir. Rutin olarak yapılan içme suyu analizlerinde kimyasal ve mikrobiyolojik parametrelerin yanı sıra AOK parametresinin de yer alması ile yerel yönetimler biyolojik stabilitenin korunmasında etkin bir izleme yöntemi oluşturacak ve tüketiciye her zaman daha iyi kalitede içme suyu temin etmiş olacaktır.

C1 zonu isale hattından seçilen tüm örnekleme noktalarının örnekleme periyodu boyunca elde edilen genel ortalaması kültürel yöntem için (AOK) 137 µgC/L, ATP lüminesan yöntemi için (RLU- AOK) 214 µgC/L'dir. C2 zonunu temsil eden örneklerde ise tüm örnekleme noktalarının genel ortalaması kültürel yöntem için 123 µgC/L ATP lüminesans yöntemi için 222 µgC/L'dir. ATP lüminesansı ile belirlenen RLU-AOK değerinin kültürel yöntem ile belirlenen AOK değerinden yüksek olmasının nedeni ATP lüminesans yönteminin suda bulunan kültür oluşturan ve oluşturamayan tüm bakteriyel aktivitenin hesaplamada kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK konsantrasyonları arasında güçlü pozitif korelasyon ($r=0.8282$) tespit edilmiştir. Bu durum, kültürel yöntem ve ATP lüminesans ölçümü ile belirlenen AOK miktarında belirgin bir fark olması rağmen ATP lüminesans ölçümü içme suyundaki tüm canlı bakteriyi yansıttığından, bu yöntemin biyostabilitenin ortaya konulmasında hızlı, gerçekçi ve etkin bir yöntem olarak değerlendirilmesine olanak sağlamaktadır.

KAYNAKLAR

- Aggarwal, S., Jeon, Y., Hozalski, R.M. 2015.** Feasibility of using a particle counter or flow-cytometer for bacterial enumeration in the assimilable organic carbon (AOC) analysis method. *Biodegradation*, 26(5):387-397.
- Alkan, U., Teksoy, A., Acar, Ö. 2005.** İçme suyu şebekesinde bakteriyel yeniden çoğalmayı etkileyen faktörlerin belirlenmesi. *İTÜ Dergisi, Su Kirlenmesi Kontrolü*, 15(1-3): 43-55.
- APHA, AWWA, WPCF 1992.** Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Ass*, 18, Washington D.C., USA, 1193.
- APHA, AWWA, WEF 1995.** Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, Inc.*, 19, Washington, D. C., USA
- Bazri, M.M., Barbeau, B., Mohseni, M. 2012.** Impact of UV/H₂O₂ advanced oxidation treatment on molecular weight distribution of NOM and biostability of water. *Water Res.*, 46(16): 5297-5304.
- Bazri, M.M., Mohseni, M. 2013.** A rapid technique for assessing assimilable organic carbon of UV/H₂O₂-treated water. *J. Environ. Sci. Health A.*, 48(9): 1086-1093.
- Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi (BUSKİ) 2019.** Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi Dökümanları, Bursa.
- Chen, Z., Yu, T., Ngo, H.H. 2018.** Assimilable organic carbon (AOC) variation in reclaimed water: Insight on biological stability evaluation and control for sustainable water reuse. *Bioresour. Technol.*, 254: 290-299.
- Chien, C.C., Kao, C.M., Dong, C.D., Chen, T.Y., Chen, J.Y. 2007.** Effectiveness of AOC removal by advanced water treatment systems: A case study. *Desalination*, 202: 318-325.
- Choi, Y., Hyeon, P., Manho L., Gun-Soo, L., Young-June, C. 2019.** Seasonal Variation of Assimilable Organic Carbon and Its Impact to the Biostability of Drinking Water. *Environmental Engineering Research*, 24(3): 501–512.
- Delahaye, E., Welte, B., Levi, Y., Leblon, G., Montiel, A. 2003.** An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network. *Water Res.*, 37: 3689–3696.
- Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü (DSİ) 2016.** Stratejik Plan 2017-2021. Erişim adresi:<https://cdniys.tarimorman.gov.tr/api/File/GetFile/425/KonuIcerik/756/1104/DosyaGaleri/dsi-sp-2017-2021.pdf>.
- Elhadidy, A.M., Van Dyke M.I., Peldszus S., Huck P.M. 2016.** Application Of Flow Cytometry To Monitor Assimilable Organic Carbon (AOC) And Microbial Community Changes in Water. *J. Microbiol Methods*, 130: 154-163.
- El-Chakhtoura, J., Prest, E., Saikaly, P., Van Loosdrecht, M., Hammes, F., Vrouwenvelder, H. 2015.** Dynamics of bacterial communities before and after distribution in a full-scale drinking water network. *Water Res.*, 74: 180–190.
- Escobar, I.C., Andrew, A., Randall, A.A. 2000.** Sample Storage Impact on the Assimilable Organic Carbon (AOC) Bioassay. *Water Research*, 34(5): 1680–1686.
- Escobar, I.C., Randall, A.A., Taylor, J.S. 2001.** Bacterial Growth in Distribution Systems: Effect of Assimilable Organic Carbon and Biodegradable Dissolved Organic Carbon. *Environmental Science and Technology*, 35(17): 3442-3447.
- Haddix, P.L., Shaw, N.J., LeChevallier, M.W. 2004.** Characterization of Bioluminescent Derivatives of Assimilable Organic Carbon Test Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70: 850–854.

- Hammes, F., Berger, C., Koster, O., Egli, T. 2010a.** Assessing Biological Stability of Drinking Water Without Disinfectant Residuals in a Full-Scale Water Supply System. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 59(1): 31–40.
- Hammes, F., Berney, M., Wang, Y.Y., Vital, M., Koester, O., Egli, T. 2008.** Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Res.*, 42: 269–277.
- Hammes, F., Boon, N., Vital, M., Ross, P., Magic-Knezev, A., Dignum, M. 2011.** Bacterial colonization of pellet softening reactors used during drinking water treatment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(3): 1041-1048.
- Hammes, F. ve Egli, T. 2005.** New Method For Assimilable Organic Carbon Determination Using Flow-Cytometric Enumeration and a Natural Microbial Consortium as Inoculum. *Environ Sci. Technol.*, 39: 3289–3294.
- Hammes, F., Goldschmidt, F., Vital, M., Wang, Y., Egli, T. 2010b.** Measurement And Interpretation of Microbial Adenosine Tri-Phosphate (ATP) in Aquatic Environments. *Water Res.*, 44: 3915–3923.
- Hammes, F., Meylan, S., Salhi, E., Koster, O., Egli, T., Von Gunten, U. 2007.** Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Res.*, 41(7): 1447-1454.
- Hammes, F., Salhi, E., Koster, O., Kaiser, H.P., Egli, T., Von Gunten, U. 2006.** Mechanistic And Kinetic Valuation of Organic Disinfection By-Product And Assimilable Organic Carbon (AOC) Formation During The Ozonation of Drinking Water. *Water Res.*, 40(12): 2275–2286.
- Holm-Hansen, O. ve Booth, C.R. 1966.** The Measurement of Adenosine Triphosphate in the Ocean and its Ecological Significance. *Limnology and Oceanography*, 2: 510-519.
- Gillespie, S., Lipphaus, P., Green, J., Parsons, S., Weir, P., Juskowiak, K., Jefferson, B., Jarvis, P., Nocker, A. 2014.** Assessing microbiological water quality in drinking water distribution systems with disinfectant residual using flow cytometry. *Water Research*, 65: 224–234.
- Goyal, R.N., Gupta, V.K., Chatterjee, S. 2008.** Electrochemical oxidation of 20,30-dideoxyadenosine at pyrolytic graphite electrode. *Electrochim. Acta.*, 53: 5354–5360.
- Günşen, U., Anar, Ş., Gündüz, H. 2000.** Uludağ'daki su kaynaklarının fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Tıp Fakültesi Dergisi*, 7(2): 21-24.
- Ijpeelaar, G.F., Van der Veer, A.J., Medema, G.J., Kruithof, J.C. 2005.** By-product formation during ultraviolet disinfection of a pretreated surface water. *J. Environ. Eng. Sci.*, 4(1): 51–56.
- Jeong, S., Naidu, G., Vigneswaran, S., Ma, C.H., Rice, S.A. 2013.** A Rapid Bioluminescence-Based Test of Assimilable Organic Carbon for Seawater. *Desalination*, 317(5): 160-165.
- Kaplan, L.A., Bott, T.L., Reasoner, D.J. 1993.** Evaluation And Simplification of the Assimilable Organic Carbon Nutrient Bioassay For Bacterial Growth in Drinking Water. *Appl. Environ Microbiol.*, 59(5): 1532-1539.
- Karl, D.M. 1980.** Cellular Nucleotide Measurements and Applications in Microbial Ecology. *Microbiol. Rev.*, 44(4): 739-796.
- Khlyntseva, S.V., Bazal, Y.R., Vishnikin, A.B., Andruch, V. 2009.** Methods for the determination of adenosine triphosphate and other adenine nucleotides. *J. Anal. Chem.*, 64: 657–673.

- Kılıç, S. 2008.** Küresel iklim değişikliği sürecinde su yönetimi. *İstanbul Üniversitesi Siyasal Bilgiler Fakültesi Dergisi*, 39: 161–186.
- Knowles, JR. 1980.** Enzyme-catalyzed phosphoryl transfer-reactions. *Annu Rev Biochem*, 49: 877–919.
- Koçak, Ö. 2007.** Erzurum il merkezindeki içme ve kullanma sularının kimyasal, fiziksel ve mikrobiyolojik kalitesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Selçuk Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- Lautenschlager, K., Hwang, C., Liu, W.T., Boon, N., Koester, O., Vrouwenvelder, H., Egli, T., Hammes, F. 2013.** A Microbiology-Based Multi-Parametric Approach Towards Assessing Biological Stability in Drinking Water Distribution Networks. *Water Res.*, 47: 3015-3025.
- LeChevallier, M.W., Shaw, N.E., Kaplan, L.A., Bott, T.L. 1993.** Development of a Rapid Assimilable Organic Carbon Method for Water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59(5): 1526-1531.
- LeChevallier, M.W., Welch, N.J., Smith, D.B. 1996.** Full-Scale Studies of Factors Related to Coliform Regrowth in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7): 2201–2211.
- Lee, S.H., O’connor, J.J., Banerji, S.K. 1980.** Biologically Mediated Corrosion And Its Effects On Water Quality in Distribution Systems. *Journal AWWA*, 72(11): 636-639.
- Lee, Y. Ve Von Gunten, U. 2010.** Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate(VI), and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*, 44(2): 555-566.
- Lehtola, M.J., Miettinen, I.T., Vartiainen, T., Rantakokko, P., Hirvonen, A., Martikainen, P.J. 2003.** Impact of UV disinfection on microbially available phosphorus, organic carbon and microbial growth in drinking water. *Water Res.*, 37(5): 1064–1070.
- Lehtola, M.J., Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. (2002).** Biofilm formation in drinking water affected by low concentrations of phosphorus. *Can J. Microbiol.*, 48, 494–499.
- Leitao, J.M.M., Esteves Da Silva, J.C.G., 2010.** Firefly luciferase inhibition. *J. Photochem Photobiol B.*, 101: 1–8.
- Levy, R.V., Hart, F.L., Cheetham, R.D. 1986.** Public Health Significance of in Drinking Water. *Journal AWWA*, 78(9): 105-111.
- Li, G.Q., Yu, T., Wu, Q.Y., Lu, Y., Hu, H.Y. 2017.** Development of an ATP Luminescence-Based Method for Assimilable Organic Carbon Determination in Reclaimed Water. *Water Research*, 123: 345-352.
- Li, W., Zhang, J., Wang, F., Qian, L., Zhou, Y., Qi, W., Chen, J. 2018.** Effect Of Disinfectant Residual on The Interaction Between Bacterial Growth And Assimilable Organic Carbon in a Drinking Water Distribution System. *Chemosphere*, 202: 586-597.
- Liu, G., Verberk, J.Q., Van Dijk, J.C. 2013.** Bacteriology of drinking water distribution systems: an integral and multidimensional review. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 97: 9265-9276.
- Liu, S., Gunawan, C., Barraud, N., Rice, S.A., Harry, E.J., Amal, R. 2016.** Understanding Monitoring and Controlling Biofilm Growth in Drinking Water Distribution Systems. *Environ Sci Technol.*, 50(17): 8954-8976.

- Liu, X., Wang, J., Liu, T., Kong, W., He, X., Jin, Y., Zhang, B. 2015.** Effects of Assimilable Organic Carbon and Free Chlorine on Bacterial Growth in Drinking Water. *Plus One*, 1-11.
- Liu, W., Wu, H., Wang, Z., Ong, S.L., Hu, J.Y., Ng, W.J. 2002.** Investigation of Assimilable Organic Carbon (AOC) and Bacterial Regrowth in Drinking Water Distribution System. *Water Research*, 36: 891–898.
- Lou, J.C., Chang, T. W., Huang, C.E. 2009.** Effective Removal of Disinfection By-Products and Assimilable Organic Carbon: An Advanced Water Treatment System. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2–3): 1365– 1371.
- Lou, J.C., Chen, B.H., Chang, T.W., Yang, H.W., Han, J.Y. 2010.** Variation And Removal Efficiency of Assimilable Organic Carbon (AOC) in an Advanced Water Treatment System. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178: 73–83.
- Lou, J.C., Yang, C.Y., Chang, C.J., Chen, W.H., Tseng, W.B., Han, J.Y. 2014.** Analysis and Removal of Assimilable Organic Carbon (AOC) from Treated Drinking Water Using a Biological Activated Carbon Filter System. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3): 1684–1690.
- Mulholland, P. J. 1990.** Organic Acids in Aquatic Ecosystems, Editors; E. M. Perdue ve E. T. Gjessing, John Wiley ve Sons, 315- 329, New York.
- Malcolm, R. L. (1991).** Factors to be considered in the isolation and characterization of aquatic humic substances, In: Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment. Editors; B. Allard, H. Boren, ve A. Grimvall, 9-36, Springer-Verlag, Berlin.
- Mesquita, S. ve Noble, R.T. 2013.** Recent Developments in Monitoring of Microbiological Indicators of Water Quality Across a Range of Water Types. *Water Resources Planning, Development and Management*. Wurbs R.
- Miettinen, I.T., Vartiainen, T., Nissinen, T., Tuhkanen, T., Martikainen, P.J. 1998.** Microbial growth in drinking waters treated with ozone, ozone hydrogen peroxide or chlorine. *Ozone-Science and Engineering*, 20(4): 303-315.
- Mulamattathil, S.G., Bezuidenhout, C., Mbewe, M. 2014.** Biofilm formation in surface and drinking water distribution systems in Mafikeng South Africa. *South African Journal of Science*, 110: 11-12.
- Nescerecka, A., Juhna, T., Hammes, F. 2016.** Behavior And Stability Of Adenosine Triphosphate (ATP) During Chlorine Disinfection. *Water Res.*, 101: 490-497.
- Nescerecka, A., Rubulis, J., Vital, M., Juhna, T., Hammes, F. 2014.** Biological instability in a chlorinated drinking water distribution network. *Plos One*, 9(5): 1–11.
- Ohkouchi, Y., Ly, B.T., Ishikawa, S., Aoki, Y., Echigo, S., Itoh, S. 2011.** A Survey on Levels and Seasonal Changes of Assimilable Organic Carbon (AOC) and Its Precursors in Drinking Water. *Environmental Technology*, 32(14): 1605–1613.
- Okuda, T., Uehara, Y., Tsai, T.Y., Nakai, S., Akiba, M., Nishijima, W. 2009.** Production of Assimilable Organic Carbon (AOC) From Bacteria And Picophytoplankton By Chlorination. *Water Sci. Technol.*, 9: 337.
- Park, S.K., Choi, J.H., Hu, J.Y. 2012.** Assessing bacterial growth potential in a model distribution system receiving nanofiltration membrane treated water. *Desalination*, 296: 7-15.
- Park, J.W., Kim, H.C., Meyer, A.S., Kim, S., Maeng, S.K. 2016.** Influences of NOM Composition and Bacteriological Characteristics On Biological Stability in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant. *Chemosphere*, 160: 189-198.

- Polanska, M., Huysman, K., Van Keer, C. 2005.** Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. *Water Research*, 39(11): 2259-2266.
- Prest, E.I., El-Chakhtoura, J., Hammes, F., Saikaly, P.E., Van Loosdrecht, M.C.M., Vrouwenvelder, J.S. 2014.** Combining flow cytometry and 16S rRNA gene pyrosequencing: a promising approach for drinking water monitoring and characterization. *Water Research*, 63: 179–189.
- Prest, E.I., Hammes, F., Kotsch, S., Van Loosdrecht, M.C.M., Vrouwenvelder, J.S. 2016a.** A systematic approach for the assessment of bacterial growth-controlling factors linked to biological stability of drinking water in distribution systems. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 16(4): 865-880.
- Prest, I.E., Hammes, F., Van Loosdrecht, M.C.M., Vrouwenvelder, J.S. 2016b.** Biological Stability of Drinking Water: Controlling Factors, Methods, and Challenges. *Frontiers in Microbiology*, 7: 1-24.
- Ramseier, M.K., Peter, A., Traber, J., Von Gunten, U. 2011.** Formation of Assimilable Organic Carbon During Oxidation of Natural Waters With Ozone, Chlorine Dioxide, Chlorine, Permanganate And Ferrate. *Water Res.*, 45: 2002– 2010.
- Rittmann, B.E. ve Snoeyink, V.L. (1984).** Achieving biologically stable drinking water. *J. Am. Water Work. Assoc.*, 76: 106-114.
- Rocha, V.S. 2007.** Determination of Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. 1–10.
- Rosenfeldt, E.J., Baeza, C., Knappe, D.R.U. 2009.** Effect of free chlorine application on microbial quality of drinking water in chloraminated distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 101(10): 60-70.
- Sarathy, S., Mohseni, M. 2009.** The Fate Of Natural Organic Matter During UV/H₂O₂ Advanced Oxidation of Drinking Water. *Can. J. Civil Eng.*, 36: 160–169.
- Schwake, D.O., Garner, E., Strom, O.R., Pruden, A., Edwards, M.A. 2016.** Legionella DNA Markers in Tap Water Coincident With A Spike In Legionnaires Disease in Flint. *Environ. Sci. Technol Lett.*, 3: 311-315.
- Schmidt, W., Hamsch, B., Petzoldt, H. 1998.** Classification Of Algogenic Organic Matter Concerning Its Contribution to The Bacterial Regrowth Potential and By-Products Formation. *Water Sci. Technol.*, 37: 91–96.
- Servais, P., Anzil, A., Ventresque, C. 1989.** Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(10): 2732–2734.
- Shaw, Jr., J.P., James, P.M., Wiloughby, S.A. 2000.** Effects of UV irradiation on organic matter. *Journal of the American Water Works Association*, 92(4): 157-167.
- Siebel, E., Wang, Y.Y., Egli, T., Hammes, F., 2008.** Correlations between total cell concentration, total adenosine tri-phosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drink Water Eng. Sci. Discuss.*, 1: 1–6.
- Silva., H.R.G., Daniel, A.L., Bruning, H., Rulkens, H.W. 2010.** Anaerobic effluent disinfection using ozone: byproducts formation. *Bioresour. Technol.*, 101: 6981–6986.
- Singh, S., Fan, M., Brown, R.C., 2008.** Ozone treatment of process water from a dry-mill ethanol plant. *Bioresour. Technol.*, 99: 1801–1805.
- Sohn, J., Kang, H., Han, J., Yoon, Y. 2007.** Change of Molecular Weight of Organic Matters Through Unit Water Treatment Process and Associated Chlorination Byproducts Formation. *Environ. Eng. Res.*, 12: 224-230.

- Sun, X., Yuan, T., Ni, H., Li, Y., Hu, Y. 2016.** Variation in Assimilable Organic Carbon Formation During Chlorination of *Microcystis Aeruginosa* Extracellular Organic Matter Solutions. *J. Environ. Sci.*, 45: 1-6.
- Stanfield, G. ve Jago, P.H. 1989.** Application of ATP Determinations to Measure the Concentration of Assimilable Organic Carbon in Water. 99-108.
- Stanley, P.E. 1989.** A review of bioluminescent ATP techniques in rapid Microbiology. *J. Biolumin Chemilumin*, 4: 375–380.
- Świetlik, J., Raczyk-Stanisławiak, U., Nawrocki, J. 2009.** The influence of disinfection on aquatic biodegradable organic carbon formation. *Water Res.*, 43: 463-473.
- Takeuchi, Y., Mochidzuki, K., Matsunobu, N., Kojima, R., Motohashi, H., Yoshimoto, S. 1997.** Removal of Organic Substances From Water By Ozone Treatment Followed By Biological Active Carbon Treatment. *Water Science and Technology*, 35(7): 171–178.
- Teksoy, A. 2006.** İçme Sularından Organik Madde Giderimi Ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi İçin Arıtma Proseslerinin Optimizasyonu. *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Thayanukul, P., Kurisu, F., Kasuga, I., Furumai, H. 2013.** Evaluation of Microbial Regrowth Potential by Assimilable Organic Carbon in Various Reclaimed Water and Distribution Systems. *Water Research*, 47: 225 -232.
- Tripathi, S., Pathak, V., Tripathi, D.M., Tripathi, B.D. 2011.** Application of ozone based treatments of secondary effluents. *Bioresour. Technol.*, 102: 2481–2486.
- Van der Kooij, D. 1990.** Assimilable Organic Carbon (AOC) in Drinking Water: Progress and Recent Development. Editors; McFeters, G.A. *Drinking Water Microbiology*, Springer Verlag, 57-87.
- Van der Kooij D. 1992.** Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth. *Journal of American Water Works Association.*, 84(2): 57–65.
- Van der Kooij D. 2002.** Assimilable Organic Carbon (AOC) in Treated Water: Determination And Significance. *Encyclopedia of Environmental Microbiology.*, Bitton, G., 312-327.
- Van der Kooij, D., Hijnen, W.A. 1984.** Substrate Utilization by an Oxalate-Consuming *Spirillum* Species in Relation to Its Growth in Ozonated Water. *Appl Environ Microbiol*, 47: 551- 559.
- Van der Kooij, D., Hijnen, W.A.M., Kruihof, J.C. 1989.** The Effects Of Ozonation,Biological Filtration And Distribution on the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon (AOC) in Drinking Water. *Ozone Sci.Eng.*, 11: 297-311.
- Van der Kooij, D., Martijn, B., Schaap, P.G., Hoogenboezem,W., Veenendaal, H.R., Van der Wielen, P.W. 2015.** Improved Biostability Assessment of Drinking Water With a Suite of Test Methods at a Water Supply Treating Eutrophic Lake Water. *Water Res.*, 87: 347-355.
- Van der Kooij, D., Veenendaal, H.R., Van der Mark, E.J., Dignum, M. 2017.** Assessment of the microbial growth potential of slow sand filtrate with the biomass production potential test in comparison with the assimilable organic carbon method. *Water Res.*, 125: 270–279.
- Van der Kooij, D., Visser, A., Hijnen, W.A.M. 1982.** Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. *J. Am. Water Works Assoc*, 74: 540-545.

- Van der Kooij, D., Vrouwenvelder, H.S., Veenendaal, H.R. 1995.** Kinetic Aspects of Biofilm Formation on Surfaces Exposed to Drinking Water. *Water Sci. Technol.*, 32: 61–65.
- Velten, S., Hammes, F., Boller, M., Egli, T. 2007.** Rapid And Direct Estimation of Active Biomass on Granular Activated Carbon Through Adenosinetri-Phosphate (ATP) Determination. *Water Res.*, 41: 1973–1983.
- Vital, M., Dignum, M., Magic-Knezev, A., Ross, P., Rietveld, L., Hammes, F. 2012.** Flow Cytometry and Adenosine Tri-Phosphate Analysis: Alternative Possibilities to Evaluate Major Bacteriological Changes In Drinking Water Treatment and Distribution Systems. *Water Res.*, 46: 4665–4676.
- Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., Lechevallier, M. 2000.** Impact Of Enhanced and Optimized Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking Water. *Water Res.*, 34: 3247-3257.
- Volk, C., Renner, C., Roche, P., Paillard, H., Joret, J. C. 1993.** Effects of Ozone on The Production of Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) During Water Treatment. *Ozone Sci. Eng.*, 15: 389-404.
- Volk, C., Roche, P., Joret, J. C., Paillard, H. 1997.** Comparison of the Effect Of Ozone, Ozone — Hydrogen Peroxide System and Catalytic Ozone on The Biodegradable Organic Matter of A Fulvic Acid Solution. *Water Res.*, 31: 650-656.
- Von Gunten, U. 2003.** Ozonation Of Drinking Water: Part I. Oxidation Kinetics and Product Formation. *Water Res.*, 37(7): 1443-1467.
- Zhang, J., Li, W., Wang, F., Qian, L., Xu C., Liu, Y., Qi, W. 2016.** Exploring The Biological Stability Situation of a Full Scale Water Distribution System in South China by Three Biological Stability Evaluation Methods. *Chemosphere*, 161: 43-51.
- Zhang, K., Pan, R., Zhang, T., Xu, J., Zhou, X., Yang, Y. 2019.** A novel method: using an adenosine triphosphate (ATP) luminescence-based assay to rapidly assess the biological stability of drinking water. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103: 4269–4277.
- Zhao, X., Hu, H.Y., Yu, T., Su, C., Jiang, H., Liu, S. 2014.** Effect of different molecular weight organic components on the increase of microbial growth potential of secondary effluent by ozonation. *J. Environ. Sci.*, 26(11): 2190–2197.
- Wang, Y., Hammes, F., Boon, N., Chami, M., Egli, T. 2009.** Isolation and characterization of low nucleic acid (LNA)-content bacteria. *ISME J.*, 3(8): 889-902.
- Wang, Y., Hammes, F., Boon, N., Egli, T. 2007.** Quantification of the filterability of freshwater bacteria through 0.45, 0.22, and 0.1 mm pore size filters and shapedependent enrichment of filterable bacterial communities. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 7080-7086.
- Wang, Q.H., Masters, S., Edwards, M.A., Falkinham, J.O., Pruden, A. 2014a.** Effect of Disinfectant, Water Age, and Pipe Materials on Bacterial and Eukaryotic Community Structure in Drinking Water Biofilm. *Environ. Sci. Technol.*, 48: 1426-1435.
- Wang, Q.H., Tao, T.K., Xin, K.L. 2014b.** The Relationship between Water Biostability and Initial Bacterial Growth Variations to Different Organic Carbon Concentrations. *Procedia Engineering*, 89: 160–167.
- Wang, Q.H., Proctor, C.R., Edwards, M.A., Pryor, M., Santo Domingo, J.W., Ryu, H., Camper, A.K., Olson, A., Pruden, A. 2014c.** Microbial Community Response to Chlorine Conversion in a Chloraminated Drinking Water Distribution System. *Environ. Sci. Technol.*, 48: 10624-10633.

- Wang, Q. H., Zhu, Y., Hu, C., Hu, X. 2015.** Treatment of NOM fractions of reservoir sediments: Effect of UV and chlorination on formation of DBPs. *Sep. Purif. Technol.*, 154: 228-235.
- Webster, J.J., Hampton, G.J., Wilson, J.T., Ghiorse, W.C., Leach, F.R. 1985.** Determination of microbial cell numbers in subsurface samples. *Ground Water*, 23: 17-25.
- Weinrich, L.A., Giraldo, E., Lechevallier, M.W. 2009.** Development And Application of a Bioluminescence-Based Test for Assimilable Organic Carbon in Reclaimed Waters. *Appl. Environ Microbiol.*, 75(23): 7385-7390.
- Weinrich, L.A., Jjemba, P.K., Giraldo, E., LeChevallier, M.W. 2010.** Implications of organic carbon in the deterioration of water quality in reclaimed water distribution systems. *Water Res.*, 44(18): 5367-5375.
- Weinrich, L.A., Schneider O.D., LeChevallier, M.W. 2011.** Bioluminescence-Based Method for Measuring Assimilable Organic Carbon in Pretreatment Water for Reverse Osmosis Membrane Desalination. *Applied And Environmental Microbiology.*, 77(3): 1148-1150.
- Wingender, J., Flemming, H.C. 2004.** Contamination potential of drinking water distribution network biofilms. *Water. Sci. Technol.*, 49: 277-286.
- World Health Organization (WHO) 2006.** Guidelines for Drinkingwater Quality: Incorporating First Addendum. 3. Baskı, 1. Cilt, Cenevre.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Kübra Taşkın
Doğum Yeri ve Tarihi : Osmangazi/Bursa-11.02.1994
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu
Lise : Hasan Ali Yücel Anadolu Lisesi
Lisans : Akdeniz Üniversitesi
Yüksek Lisans : Bursa Uludağ Üniversitesi

Çalıştığı Kurum/Kurumlar :
Uludağ Üniversitesi, 2210-C BİDEB Bursiyeri, 2019- 2020
Korteks Mensucat San. ve Tic. A.Ş.

İletişim (e-posta) : 501704007@ogr.uludag.edu.tr

Yayımları :
Taşkın, K. Ve Teksoy, A. 2018. İçme Suyu Mikrobiyal Kalitesinin Korunmasında Asimile Edilebilir Organik Karbonun Önemi, Uluslararası Su ve Çevre Kongresi, 22-24 Mart 2018, Bursa.