

T.C.
ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ATIKSULARDA KOLİFORM KİRLİLİĞİNİN ULTRASES
VE KLOR DİOKSİT OKSİDASYONU METOTLARI İLE
GİDERİLMESİ**

Serdar SANIK

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Tezin Sunulduğu Tarih: 12.05.2010

Tez Danışmanı:

Doç. Dr. Önder AYYILDIZ

ÇANAKKALE

YÜKSEK LİSANS TEZİ SINAV SONUÇ FORMU

Serdar SANIK tarafından Doç. Dr. Önder AYYILDIZ yönetiminde hazırlanan “ATIKSULARDA KOLİFORM KİRLİLİĞİNİN ULTRASES VE KLOR DİOKSİT OKSİDASYONU METOTLARI İLE GİDERİLMESİ” başlıklı tez tarafımızdan okunmuş, kapsamı ve niteliği açısından bir Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Önder AYYILDIZ

Yönetici

Yrd. Doç. Dr. Akın ALTEN

Jüri Üyesi

Yrd. Doç. Dr. Cafer TÜRKMEN

Jüri Üyesi

Sıra No:.....

Tez Savunma Tarihi: 12/05/2010

Prof. Dr. Ahmet ERDEM

Müdür
Fen Bilimleri Enstitüsü

Hazırlanan bu Yüksek Lisans tezini TÜBİTAK tarafından 105 Y 265 no'lu projeden desteklenmiştir.

İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

Serdar SANIK

TEŞEKKÜR

Sadece tezimin hazırlanması sürecinde değil her zaman her konudaki destek, yardım ve yönlendirmeleri için en başta değerli hocam Doç. Dr. Önder AYYILDIZ'a,

Benden hiçbir zaman arkadaşlıklarını ve desteklerini esirgemeyen değerli dostlarım Arş. Gör. Hasan KAYA ve Arş. Gör. Burcu İLERİ'ye,

Deneyler süresince bilgi ve deneyimlerini bizlerle paylaşan değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Cafer TÜRKMEN'e,

Her zaman yanımda olan kıymetli babam Şerafettin SANIK, annem Hatice SANIK, eşim Dilek SANIK ve biricik kızım Şevval Efsa SANIK'a sonsuz teşekkürlerimi sunuyor ve bu çalışmamı onlara ithaf ediyorum.

Serdar SANIK

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

ClO_2 : Klor Dioksit

ClO_2^- : Klorit

ClO_3^- : Klorat

KOI: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

BOİ₅: 5 Günlük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

TOK: Toplam Organik Karbon

ÇOM: Çözünmüş Organik Madde

E. coli: *Escherichia coli*

T. coli: Toplam Koliform

UV: Ultraviyole

US: Ultrases

THM: Trihalometan

AKM: Askıda Katı Madde

•OH: Hidroksil Radikali

CFU: Kalan Bakteri Sayısı

DOM: Doğal Organik Madde

N_0 : Başlangıçtaki Bakteri Sayısı

N: Dezenfeksiyon Sonunda Kalan Bakteri Sayısı

PSB: Potasyum Tuzu Tampon Çözeltisi

W: Watt

WHO: Dünya Sağlık Örgütü

ÖZET

ATIKSULARDA KOLİFORM KİRLİLİĞİNİN ULTRASES VE KLOR DİOKSİT OKSİDASYONU METOTLARI İLE GİDERİLMESİ

Serdar SANIK

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Danışman: Doç. Dr. Önder AYYILDIZ

12/05/2010 , 45

Bu çalışmada ultrases (US), klor dioksit (ClO₂) ve bu metotların ardışık kullanımı ile sentetik ve evsel atıksu örneklerinde *E. coli* ve *T. coli* bakterilerinin inaktivasyon verimleri incelenmiştir. Birleşik ultrases ve klor dioksit dezenfeksiyon metodu ile bakteri gideriminde partikül miktarı ve boyutunun etkisi detaylı olarak irdelenmiştir. Ultrases deneyleri 15, 30 ve 60 W ultrasonik güçlerde gerçekleştirilmiştir. Düşük ultrasonik güç değerlerinde, ultrasonik arıtma ile bakteri sayısında kayda değer bir azalma sağlanamamıştır. Ancak ultrases gücünün artması ile bakteri inaktivasyonun da arttığı gözlenmiştir.

Ardışık ultrases ve klor dioksit dezenfeksiyon sistemi ile sentetik atıksu ve çıkış suyu örneklerinde bakteri gideriminde önemli bir iyileştirme elde edilememiştir. Fakat giriş atıksuyu örneklerinde birleşik dezenfeksiyon sistemi, *E. coli* ve *T. coli* inaktivasyon verimini önemli ölçüde arttırmıştır. Yapılan araştırmalar sinerjik etkinin yalnızca giriş atıksuyu örneklerinde 30 ve 60 W ultrasonik güç değerlerinde gerçekleştiğini göstermiştir. 30 ve 60 W ultrasonik ön arıtıma tabi tutulmuş gerçek atıksu örneklerinde bakteri log inaktivasyon verimi ultrases uygulanmamış duruma göre üç kat daha fazla gözlenmiştir.

Partikül boyut dağılımı ile ilgili yapılan deneyler sonucunda, sentetik ve son çökeltim havuzu çıkış atıksuyu örneklerinde askıda katı madde miktarlarının (AKM) ihmal edilebilecek seviyede olduğu görülmüştür. Ancak giriş atıksuyu örneklerinde AKM miktarı oldukça yüksek bulunmuştur. 15, 30 ve 60 W ultrases ön arıtımı neticesinde atıksu

içerisindeki partiküllerin, her üç ultrases gücünde de parçalandığı tespit edilmiştir. Yapılan partikül boyut analizi sonucunda partiküllerin parçalanmasında en uygun ultrases gücünün 30 W olduğu bulunmuştur.

Anahtar sözcükler: Klor dioksit, Ultrases, *T. koli*, *E. koli*, Dezenfeksiyon

ABSTRACT

REMOVAL OF COLIFORM POLLUTION FROM MUNICIPAL WASTEWATERS USING ULTRASOUND AND CHLORINE DIOXIDE

Serdar SANIK

Canakkale Onsekiz Mart University

Graduate School of Science and Engineering

Chair for Environmental Engineering Thesis of Master of Science

Advisor: Associate Professor Önder AYYILDIZ

12/05/2010 , 45

Synthetic and real municipal wastewater and biologically treated secondary effluent were disinfected with ultrasound (US), chlorine dioxide (ClO₂), and their sequential combination using different ultrasonic powers. Results showed that ultrasound or chlorine dioxide alone did not provide sufficient bactericidal inactivations during 10-min disinfection period. Results also showed that the effect of combined US and ClO₂ on *E. coli* and TC inactivation in synthetic wastewater and secondary effluent was additive indicating that the sequential combination did not act in a synergistic fashion. The enhanced bactericidal effects by the combined system were observed only during the disinfection of real untreated wastewater at 30 and 60 W of ultrasonic powers. *E. coli* and TC log inactivations by ClO₂ in sonicated samples increased by up to a factor of 3-3.5, when compared with the bacteria log inactivations using ClO₂ alone. The improved ClO₂ disinfection following ultrasonic treatment was attributed to the presence of high particulate matter in wastewater and their break up under shock ultrasonic waves.

Keywords: Chlorine dioxide, Ultrasound, Coliform, *E. coli*, Disinfection

TEZ SINAVI SONUÇ BELGESİ.....	ii
İNİTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	v
ÖZET.....	vi
ABSTRACT.....	viii
BÖLÜM 1- GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2- ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	4
2.1. Atıksu Arıtımı ve İleri Oksidasyon Prosesleri.....	4
2.2. Hidrojen Peroksit (H ₂ O ₂).....	5
2.3. Ultraviyole (UV).....	5
2.4. Ozon (O ₃).....	6
2.5. O ₃ /H ₂ O ₂	7
2.6. O ₃ /UV	8
2.7. UV/H ₂ O ₂	8
2.8. Ultrases.....	9
2.8.1. Akustik kavitasyon.....	9
2.8.2. Ultrasonik dezenfeksiyon mekanizmaları.....	10
2.9. Klor Dioksit.....	12
2.9.1. Fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	13
2.9.2. Klor dioksit üretimi.....	14
2.9.3. Klor dioksit inaktivasyon mekanizmaları.....	14
2.9.4. Sıcaklık ve pH'ın klor dioksit dezenfeksiyon verimine etkisi.....	15
2.9.5. AKM ve organik maddelerin ClO ₂ dezenfeksiyon verimine etkisi.....	16
BÖLÜM 3- MATERYAL VE YÖNTEM.....	18
3.1. Atıksu Örneklerinin Hazırlanması.....	18
3.2. Sentetik Atıksuyun Hazırlanması.....	18
3.3. Atıksuların Fiziksel ve Kimyasal Analizi.....	19
3.4. Bakteri Ekimi ve Başlangıç Konsantrasyonlarının Belirlenmesi.....	19
3.5. Klor Dioksit Standart Solüsyonunun Hazırlanması.....	20
3.6. Ultrases ve Klor Dioksit Sistemi.....	21
3.7. Sıcaklık ve pH Analizleri.....	22

3.8. Mikrobiyolojik Analizler.....	23
3.9. Partikül Boyut Dağılımı Analizleri.....	23
BÖLÜM 4- ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	25
4.1. Ultrases ile Atıksularda Bakteri İnaktivasyonu.....	25
4.2. Klor Dioksit ve Ardışık US/CIO₂ ile Bakteri İnaktivasyonu.....	29
4.3. Partikül Boyut Dağılımında Ultrasesin Etkisi.....	33
BÖLÜM -5 SONUÇLAR	36
KAYNAKLAR.....	38
Çizelgeler	I
Şekiller	II
Özgeçmiş.....	III

BÖLÜM 1**GİRİŞ**

Kıyı deniz sularında oluşan koliform kirliliği, balıkçılık ve turizm sektörleri başta olmak üzere bölge ekonomilerinde önemli kayıplara neden olmaktadır. Yüzeysel sularda koliform kirliliğini oluşturan en önemli unsurların başında, kullanılmış suların doğrudan denize deşarjı ve arıtmaya tabi tutulan suların iyi derecede dezenfekte edilmemesi gelir (Topacık ve ark., 1996, Weiskel ve ark., 1996). Ülkemizin büyük yerleşim merkezlerini çevreleyen kıyı suları ciddi fekal koliform kirliliğinin tehdidi altındadır. Marmara, Ege ve Karadeniz bölgelerinin bir çok sahil yerleşim merkezlerinde, koliform kirliliği nedeniyle bu bölgelere ait kıyı sularının turizm amaçlı kullanımı olumsuz şekilde etkilenmektedir (Anonim, 2005a). Kıyı sularında biyolojik kirliliğin yüksek seviyelerde olması kirletici standartlarının etkili bir şekilde uygulanamamasından kaynaklanmaktadır.

Tam teşekküllü biyolojik arıtma sistemlerinin yüksek maliyetli olması, özellikle küçük sanayi işletmelerinin ve belediyelerin bu sistemlerin uygulamaya yönelik projelerini gerçekleştirmesini zorlaştırmaktadır. Örneğin, merkez nüfusu 75,000'in üzerinde olan Çanakkale il merkezinde, evsel atıksular uygun bir şekilde arıtılmadan derin deniz deşarjı ile doğrudan Çanakkale boğazına verilmektedir (Anonim, 2005b). Ayrıca Çanakkale şehir merkezi civarındaki sanayi ve turizm sektörlerinin faaliyetleri sonucu oluşan atıksuların boğaza deşarj edilmesi ile bu bölgede kıyı deniz kirliliği artmış ve bir çok canlı türü yok olma tehlikesi ile karşı karşıya kalmıştır (Güven ve ark., 2002, Çolakoğlu ve ark., 2004).

Kıyı sularında mikrobiyolojik kirliliğin azaltılması için, atıksuların, deşarj edilmeden önce, en azından bir ön çöktürme, dezenfeksiyon veya her iki işleme birlikte tabi tutulması oldukça önem arz etmektedir. Günümüzde klor, klor türevleri, ozon, klor dioksit gibi kimyasal dezenfektan maddeler içme suyu ve atıksu dezenfeksiyonunda yaygın olarak kullanılmaktadır. Son yıllarda klor dioksit, klorlamaya nazaran yüzeysel ve atıksuların dezenfeksiyon işlemlerinde daha çok tercih edilmektedir. Bunun en önemli nedenleri, klor dioksitin daha yüksek oksidasyon kapasitesine sahip olması ve klora göre sularda çok daha düşük konsantrasyonlarda dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturmasıdır. Klor dioksit içme sularında ve yüzeysel sularda mikrobiyal çoğalmanın kontrolünde başarılı sonuçlar vermesine rağmen, atıksuların arıtılmasında düşük dezenfeksiyon etkisine sahiptir. Atıksularda bulunan bazı organik maddeler (amin, sülfid, fenol vb.) klor dioksit ile

reaksiyona girerek dezenfektan dozunun azalmasına ve dolayısı ile dezenfeksiyon veriminin düşmesine neden olmaktadır. Diğer taraftan, atıksularda bulunan partiküller bazı mikroorganizmaları bünyelerinde sakladıkları için klor veya klor dioksit gibi kimyasal dezenfektan madde ile temasını engelleyerek dezenfeksiyon verimini düşürmektedir. ClO_2 'in atıksu dezenfeksiyon işlemlerinde başarılı bir şekilde kullanılabilmesi için su ve atıksulara yüksek dozlarda uygulanması gerekir. Fakat ClO_2 doz miktarının artırılması aynı zamanda su içerisinde klorit (ClO_2^-) ve klorat (ClO_3^-) konsantrasyonlarını arttırmaktadır. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ClO_2^- ve ClO_3^- iyonlarını potansiyel kanser yapıcı madde olarak tanımlamakta ve bu iyonların yüzeysel sulardaki maksimum konsantrasyonlarını 0,7 mg/L olarak sınırlandırmaktadır.

Atıksu dezenfeksiyonu için ümit vaat eden bir başka dezenfeksiyon metodu ise ultrasesdir. Bunun en önemli nedeni diğer kimyasal dezenfektanlarda olduğu gibi ultrasesin dezenfeksiyon veriminin su içerisinde bulunan organik maddelerden etkilenmemesidir. Fakat ultrasesin atıksu arıtımında kullanılması yüksek enerji maliyeti gerektirmektedir. Bunun için ultrasesin tek başına kullanılması yerine diğer oksidasyon metotlarıyla (klor, ozon ve UV) birlikte kullanılması su arıtımı ve dezenfeksiyonu için kapsamlı değerlendirilmelidir. ClO_2 ve ultrases metotlarının atıksu dezenfeksiyonundaki avantajları ve dezavantajları birlikte düşünüldüğünde bu iki prosesin birlikte kullanılmasının dezenfeksiyon verimini arttıracığı ve toplam arıtma maliyetini azaltacağı olası gözükmektedir.

ClO_2 ve ultrasesin diğer oksidasyon metotlarıyla (klor, ozon ve UV) dezenfeksiyon kapasitesinin artırılmasına yönelik çalışmalar mevcuttur (Son ve ark., 2005; Murphy ve ark., 2008). Ancak atıksu dezenfeksiyonunda bu iki metodu bir arada kullanan kapsamlı araştırmalar bulunmayışı, diğer dezenfektanların aksine ultrasesin su içindeki organik ve inorganik maddelerden etkilenmemesinin yanı sıra partikülleri parçalayarak mikroorganizmaları açığa çıkarması ve ClO_2 'in yüksek oksidasyon kapasitesine sahip oluşu bu çalışmanın yürütülmesindeki en önemli nedenlerdir.

Bu araştırma ile ultrases ve ClO_2 oksidasyon metotlarının ardışık olarak kullanılması sonucunda atıksularda bulunan mikroorganizmaların inaktivasyon verimlerinin iyileştirilmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda, sentetik atıksu, evsel atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış suyu örneklerine önce ultrases daha sonra ClO_2 arıtma metotları birlikte uygulanarak, ClO_2 'in dezenfeksiyon kapasitesinin iyileştirilmesine yönelik araştırmalar yapılmıştır. Bu araştırma ile ayrıca ultrasonik arıtmanın partikül boyut dağılımına etkisi

kapsamlı olarak irdelenmiştir. Ultrasonik ön arıtma sonucunda klor dioksit dezenfeksiyon veriminde elde edilen iyileştirmeler, partikül konsantrasyonu ve boyut dağılımı ile detaylı olarak açıklanmıştır.

BÖLÜM 2**ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR****2.1. Atıksu Arıtımı ve İleri Oksidasyon Prosesleri**

İleri oksidasyon prosesleri ile organik maddelerin oksitlenmesi ve mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesi iki temel aşama sonucunda gerçekleşir. İlkinde; kullanılan güçlü oksitleyicilerden herhangi bir tanesi su içerisinde ayrılarak serbest hidroksil radikallerini ($\bullet\text{OH}$) oluşturur. İkinci aşamada ise; hidroksil radikalleri suda bulunan organik maddeler ile reaksiyona girerek ana kirleticiler hızlı bir şekilde yan ürünlere dönüştürülür (Glaze ve Kang, 1989). İleri oksidasyon prosesleri kullanılarak yapılan arıtım sonucu oluşan yan ürünler genellikle çevre ve insan sağlığı açısından tehdit oluşturmamaktadır.

Suların dezenfeksiyonunda fiziksel ve kimyasal birçok ileri oksidasyon prosesi kullanılmaktadır. En çok bilinen fiziksel oksidasyon prosesleri ultraviyole (UV) ve ultrases (US)'dir. Bu iki sistemde de suya bir kimyasal ilavesi olmadığından suda istenmeyen yan ürün oluşması söz konusu değildir. Ancak, AKM'si yüksek sularda UV fotonlarının etkisi azalmakta ve dezenfeksiyon verimliliği de düşmektedir (Trach, 1996). Hidrojen peroksit (H_2O_2), Ozon (O_3), Fenton ($\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$), klor dioksit (ClO_2) ve potasyum permanganat (KMnO_4) başlıca bilinen kimyasal ileri oksidasyon prosesleridir.

İleri oksidasyon prosesleri için oksitleyicilerin elektrokimyasal potansiyeli (volt) serbest hidroksil radikal oluşumunda önemli bir parametre olarak değerlendirilmektedir (Pontius, 1990). Su arıtımında yüksek oksidasyon potansiyeline sahip oksitleyicilerin kullanılması ileri oksidasyon proseslerinin verimini arttırmaktadır. Çizelge 1'de bazı oksidantların oksidasyon potansiyelleri verilmiştir. Bu çizelgeden de görüleceği üzere, pek çok ileri oksidasyon prosesinde temel oksidasyon radikali olarak kullanılan ($\bullet\text{OH}$) hidroksil radikali, yüksek oksidasyon potansiyeline sahiptir. O_3 ve ClO_2 yüksek elektrokimyasal potansiyellere sahip diğer iki oksidasyon prosesleridir. Bu nedenle içme suyu ve atıksuların dezenfeksiyonunda yaygın olarak tercih edilmektedir. Ancak O_3 ile yapılan dezenfeksiyon işlemlerinde, O_3 su içerisinde bulunan brom (Br^-) ile birleşerek ayrışması zor bromlu organik bileşiklerin oluşmasına neden olmaktadır. Son yıllarda yapılan çalışmalar, suların dezenfeksiyonu için ClO_2 kullanılması durumunda

Trihalometan (THM) oluşumunun minimize edildiğini göstermektedir (Lettermann, 1999; Anonim, 2005c).

Çizelge 1. Su ortamında bazı kimyasal oksidantların oksidasyon potansiyelleri (USEPA,1998)

Oksidant	Oksidasyon Potansiyeli (eV)
•OH	2,80
O [·]	2,42
O ₃	2,07
H ₂ O ₂	1,77
•HO ₂	1,70
MnO ₄ ⁻	1,67
ClO ₂	1,50
Cl ₂	1,36
O ₂	1,23

2.2. Hidrojen peroksit (H₂O₂)

Hidrojen peroksit (H₂O₂) düşük oksidasyon potansiyeline sahip olduğu için, tek başına organik maddelerin veya mikroorganizmaların giderilmesinde etkili değildir (Glaze ve Kang, 1989). Fakat hidrojen peroksidin O₃, UV veya Fenton gibi diğer ileri oksidasyon metotları ile birleştirilmesi ile organik maddelerin ayrışma verimlerinde önemli ölçüde artışlar elde edilmiştir (Hung ve Hoffmann, 1999). Özellikle, H₂O₂ ve UV kombinasyonunun ileri atıksu arıtımında etkili olduğu görülmüştür (Beltran, 1998; Benitez ve ark., 2001; Espagulas ve ark., 2002). Ultraviyole ışınlamanın katalizör etkisi ile hidrojen peroksidin hidroksil radikallerine (•OH) dönüşüm hızı artmaktadır. UV/H₂O₂ sistemi ile daha fazla radikal üretilmesi sonucunda gerek organik maddelerin gerekse mikroorganizmaların parçalanma ve inaktivasyon hızları artmaktadır.

2.3. Ultraviyole (UV)

Fiziksel bir oksidasyon prosesi olan UV, suya herhangi bir kimyasal madde ilavesi olmaksızın su içerisinde bulunan bakteri, virüs ve mantar gibi mikroorganizmaların ultraviyole ışını ile etkisiz hale gelmesini sağlar. UV ışınları kimyasal dezenfeksiyon

proseslerinin aksine mikroorganizmaları kimyasal etkileşimlerle değil, UV fotonlarının mikroorganizmalar tarafından absorplanarak moleküler yapılarının bozulmasına sebep olan fotokimyasal reaksiyonlar sonucu etkisiz hale getirmektedir. Absorplanan UV ışınları mikroorganizmaların DNA, RNA ve nükleik asit gibi hücre yapılarıyla reaksiyona girerek hücrelerin ölümüne veya hasarına sebep olmaktadır (Bolton ve Linden, 2003). UV ışınları su içerisinde herhangi bir kimyasal madde ile reaksiyona girmediği için suda istenmeyen THM veya diğer dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu minimum seviyede olmaktadır. Ancak yapılan çalışmalar suda dezenfeksiyon sürekliliğinin sağlanması ve daha etkin dezenfeksiyon veriminin sağlanması için ikinci bir dezenfeksiyon prosesine ihtiyaç duyulduğunu göstermektedir (Murphy ve ark., 2008). Espagulas ve ark. (2002) yaptıkları bir çalışmada, UV ve H₂O₂ oksidasyon metotlarının birlikte kullanılması durumunda, fenolün su içerisindeki ayrışma yüzdesinin arttığı gözlenmiştir.

Ultraviyole ışınlamanın su ve atıksu içerisindeki mikroorganizmaların inaktivasyonunda etkin bir dezenfeksiyon prosesi olduğu daha önce yapılan çalışmalar ile ortaya konmuştur (Hijnen ve ark., 2006). Fakat suların bulanıklık değerinin artmasıyla birlikte UV dezenfeksiyon verimi de azalmaktadır. Atıksu içerisinde bulunan askıda ve kolloidal katı maddeler UV fotonlarını tutarak dezenfeksiyon verimini düşürmektedir. Bu sebeple UV dezenfeksiyon prosesi ile arıtılacak suların bulanıklığının önceden giderilmesi gerekmektedir. Bu durum UV prosesi ile yapılacak dezenfeksiyonun maliyetini önemli ölçüde arttırmaktadır (Trach, 1996; Anonim, 2005d).

2.4. Ozon (O₃)

Suların dezenfeksiyonu için kullanılan diğer bir oksidasyon metodu da ozondur. Ozon içme sularının dezenfeksiyonunda yaygın olarak kullanılması yanında, son yıllarda atıksu dezenfeksiyonunda da tercih edilmeye başlanmıştır. Ozon, oksijen moleküllerinin bir enerji kaynağı sayesinde oksijen atomlarına ayrılarak bu atomlardan birisinin diğer bir oksijen molekülüne çarpması sonucu meydana gelir. Ozon, hava veya saf oksijenden üretilmektedir. Çok kısa sürede oksijene dönüşme özelliğinden dolayı kullanılacağı yerde üretilmek zorundadır. Ozon su içerisinde parçalandığında güçlü oksidasyon potansiyeline sahip H₂O₂ ve •OH radikalini oluşturur. Oluşan bu maddeler Ozonun dezenfeksiyon mekanizmasında önemli rol oynar. Ozon ile mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesinde 4 temel mekanizma etkilidir (Anonim, 2009):

1. Doğrudan hücre içeriğinin parçalanarak hücre dışına akması.
2. Ozon parçalanması sonucu oluşan radikal yan ürünlerin oluşturduğu reaksiyonlar.
3. Nükleik asidi oluşturan maddelerin (purin ve pirimidin) parçalanması.
4. Karbon-azot bağlarının kopması.

Oldukça güçlü bir dezenfektan olan O₃ düşük konsantrasyonlarda bile etkili sonuçlar vermektedir. Bakteri ve virüslerin inaktivasyonunda kloro göre daha etkili olan O₃, atıksu arıtımında koku kontrolü ve zor parçalanan organik maddelerin gideriminde de kullanılmaktadır. Bütün bu avantajlarının yanında, su içerisinde bulunan brom (Br⁻) ile birleşerek karmaşık yapılı zor ayrışabilen bromlu organik maddelerin oluşmasına sebep olmaktadır (Leu ve Demore., 1997).

2.5. O₃/H₂O₂

İki ileri oksidasyon metodunun birleşmesiyle oluşan O₃/H₂O₂ dezenfeksiyon prosesi atıksuya uygulandığında, H₂O₂ atıksu içerisinde ozon ile reaksiyona girerken, bu esnada hidrojen peroksidin sudaki reaksiyonu sonucu meydana gelen HO₂⁻ molekülleri ozon ile hızlı bir şekilde reaksiyona girerler. Reaksiyonda temel olarak kullanılan H₂O₂ yüksek dozlarda kullanıldığı zaman reaksiyonu bozucu bir etki meydana gelmektedir. Bu prosesin temel reaksiyonları aşağıdaki gibidir:



O₃/H₂O₂ dezenfeksiyon prosesi uygulamalarında düşük konsantrasyon değerlerinde bile HO₂⁻ iyonları ozon parçalanması ve hidroksil radikallerinin oluşmasında çok etkilidir. Ozon molekülleri tarafından harcanan HO₂⁻ iyonları (2.1) denkleminde görüldüğü gibi yeniden üretilir. pH değerinin yükselmesi daha fazla miktarlarda hidrojen peroksidin, HO₂⁻ iyonlarına ayrışmasına neden olur. Buna göre, ozon parçalanma oranı, pH değerlerinin artmasıyla artacaktır. Bu aşamadan sonra •OH radikalleri oluşur ve bu durumu radikal zincir reaksiyonlarının yayılması ve yüksek pH koşullarındaki ozonlamadan meydana gelen benzer reaksiyonlarla kirleticilerin oksidasyonu takip eder (Zhou ve ark., 2002).

2.6. O₃/UV

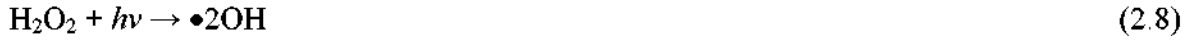
O₃/UV prosesi, ozon moleküllerinin UV ışınıyla fotolizi sonucu ozonun daha aktif bir dezenfektan olması prensibine dayanmaktadır. Bu proses sonucunda hidroksit radikalleri ve ozonla reaksiyona giren H₂O₂ meydana gelmektedir (Zhou ve ark., 2002). Bu proses esnasında oluşan reaksiyonlar aşağıda gösterildiği şekilde gerçekleşmektedir:



Ozonun UV fotonları ile reaksiyonu sonucunda (2.5) denkleminde görüldüğü gibi H₂O₂'in meydana geldiği gözlenmiştir (Peyton ve Glaze., 1988). Oluşan H₂O₂ daha sonra UV ile fotoliz olarak iki adet •OH radikali oluşturabilir ya da hidrojen peroksit önce su içerisinde ayrışır ve O₃/H₂O₂ prosesinde olduğu gibi hidroksil radikalleri oluşturmak için ozon ile birlikte zincirleme bir reaksiyona katılabilir. H₂O₂'in fotolizi çok yavaş olduğundan, nötr pH aralığında ikinci yol olan ozon parçalanması daha baskındır. Bu sonuç bize, O₃/UV prosesinin reaksiyon mekanizmaları bakımından O₃/H₂O₂ prosesiyle benzer olduğunu göstermektedir.

2.7. UV/H₂O₂

UV/H₂O₂ prosesi su ve atıksu içerisindeki organik maddelerin parçalanmasında ve mikroorganizmaların inaktivasyonunda başarılı sonuçlar veren bir ileri oksidasyon prosesidir. Yapılan çeşitli araştırmalar UV/H₂O₂ oksidasyon sisteminin su içerisinde bulunan pestisit ve farmasötik gibi kirleticilerin parçalanmasında etkin sonuçlar verdiğini ortaya koymuştur (Chu, 2001; Shemer ve ark., 2006). Bununla birlikte UV fotonlarının H₂O₂ ile reaksiyonu sonucunda meydana gelen •OH radikallerinin yardımıyla mikroorganizmaların öldürülmesinde de başarılı sonuçlar elde edilmiştir. UV fotonlarının H₂O₂ ile reaksiyonu sonucu •OH radikali meydana gelmektedir. Ayrıca H₂O₂, oluşan •OH radikalleri ile reaksiyona girerek •HO₂ ve •O₂⁻ radikallerini oluşturmaktadır. Meydana gelen bu radikallerinin su içerisindeki organik maddelerle reaksiyonu sonucu dezenfeksiyon işlemi meydana gelir. UV/H₂O₂ arıtma sisteminde aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir (Crittenden ve ark., 1999):



UV/H₂O₂ arıtma sistemi su içerisindeki organik maddelerin mineralizasyonu ve mikroorganizmaların inaktivasyonunda, UV ışınlarının tek başına kullanılmasından daha etkilidir (Wang ve ark., 2000). UV/H₂O₂ ile yapılan bir başka araştırmada UV ışınları altında 25 mg/L H₂O₂ ilavesi ile su içerisindeki *E. coli*, *Bacillus subtilis* bakterilerinin ve *MS2*, *T4* ve *T7* virüslerinin 15 dakika proses süresinde inaktivasyonları incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar birleşik sistemin *T4* virüsünün dezenfeksiyonuna bir katkı sağlamazken, *T7* virüsünde 1 log, *MS2* virüsünde ise yaklaşık 2,5 log inaktivasyon sağladığını göstermiştir. Aynı deney koşullarında *E. coli* bakterisinin gideriminde çok küçük bir artış sağlanmış, ama *Bacillus subtilis* bakterilerinin inaktivasyonunda herhangi bir değişiklik gözlenmemiştir (Mamane ve ark., 2007).

2.8. Ultrases

Atıksu arıtımı ve dezenfeksiyonu için bir başka potansiyel ileri oksidasyon prosesi ise ultrasesdir. Ultrases su ve atıksu arıtımının yanında birçok kullanım alanına sahiptir. Günümüzde ultrases; tıpta yumuşak doku organlarındaki hastalıkların tanısında ve hamile bayanların fetüs gelişiminde, sanayide metalleri ince toz haline getirmekte, deniz dibi haritalarını çıkarmakta kullanılan sonar cihazlarında ve inşaat betonlarının muayenelerinde, gıda alanında ise elma, marul ve çilek gibi yaş sebze ve meyvelerinin raf ömrünü uzatmakta kullanılmaktadır (Huang ve ark., 2006; Bozkurt ve İçier., 2009). Ultrasonik oksidasyon sistemi su arıtımında “Kavitasyon” prensibine dayalı olarak çalışır.

2.8.1. Akustik kavitasyon

Ultrases dalgaları su içerisinde genişleyerek su moleküllerini birbirinden ayırır ve bu ayrışım sırasında yoğun enerji yüklü mikrometre çaplarında kavitasyon kabarcıkları oluşur. Kavitasyon oluşumu sırasında, su içerisinde bulunan uçucu organik maddeler kütle transferi etkisi ile kabarcıklar içerisinde toplanır. Daha sonra, ultrasonik dalgaların sıkışma moduna geçmesi ile kavitasyon kabarcıkları içerisinde şiddetli patlamalar meydana gelir.

Patlamalar sonucunda, yüksek enerji açığa çıkar (Mason ve Lorimer, 1988; Suslick, 1990). Kaviteasyon kabarcıklarının patlamaları sırasında oluşan sıcaklık 4000 – 5000 °K ve basınç ise 500 – 1000 atm arasında değişmektedir. Ultrases dalgalarının su içerisinde yayılması ve sıkışması çok kısa sürelerde (mikro saniyeler düzeyinde) gerçekleştiği için, su kütlesi ile kaviteasyon kabarcıkları arasında enerji transferi oldukça hızlı gerçekleşir. Bu nedenle, yoğun ultrasonik enerji suyun genel sıcaklığını ve basıncını fazla etkilemez. Kaviteasyon kabarcıklarının patlaması sırasında açığa çıkan yüksek sıcaklık ve basıncın etkisi ile uçucu organik maddeler doğrudan termal olarak yan ürünlere ayrıştırılır. Bu olay “Organik Maddelerin Ultrases ile Doğrudan Termal Pirolyzi” olarak da adlandırılmaktadır (Suslick, 1990). Ayrıca kabarcıkların etrafına yayılan yüksek ısı enerjisi sadece kabarcıkların civarında bulunan su moleküllerini serbest hidroksil radikallerine ayrıştırır. Diğer ileri oksidasyon metotlarında olduğu gibi, serbest hidroksil radikalleri ($\bullet\text{OH}$) sudaki organik maddelerin yan ürünlere ayrıştırılmasını sağlar. Fakat kaviteasyon sistemi ile az miktarda hidroksil radikali üretildiği için, organik maddelerin su içerisindeki ayrışmasını “Doğrudan Termal Etki” kontrol eder. Bu sebepten ötürü, ultrasonik oksidasyon daha çok uçucu organik maddelerin parçalanmasında etkili olur (Hua ve Hoffmann, 1996).

2.8.2. Ultrasonik dezenfeksiyon mekanizmaları

Ultrases atıksu ve içme suyu mikrobiyolojik kirliliklerinin giderilmesinde kullanılan potansiyel fiziksel bir dezenfeksiyon yöntemidir. Ultrases oksidasyon prosesi ile mikroorganizmaların etkisiz hale getirilmesinde üç temel fiziksel ve kimyasal öldürme mekanizmaları etkili olmaktadır (Hua ve Thompson, 2000; Furuta ve ark., 2004; Antoniadis ve ark., 2007; Phull ve ark., 1997):

1. Yüksek frekanslı ultrases dalgaları bakteri hücre çeperini yıpratarak bakterilerin doğrudan inaktivasyonunu sağlamaktadır.
2. Ultrases oksidasyonu sonucunda oluşan kaviteasyon kabarcıklarının patlaması esnasında ortaya çıkan yüksek sıcaklık ve basıncın etkisiyle mikroorganizmalar etkisiz hale getirilmektedir.
3. Ultrases kaviteasyonu neticesinde oluşan hidroksil radikalleri mikroorganizmaların öldürülmesinde rol oynayan bir başka önemli mekanizmadır.

Yukarıda belirtilen mikroorganizma inaktivasyon etkileri nedeniyle, ultrases oksidasyon metodunun dezenfeksiyon amaçlı kullanımı pek çok bilim adamı için araştırma

konusu olmuştur. Hua ve Thompson (2000) ses frekansının, güç yoğunluğunun ve sudaki çözünmüş gazların ultrasonik dezenfeksiyon üzerine etkilerini incelemiştir. Elde edilen sonuçlar oksijene doyurulmuş çözeltilerde, en etkili *E. coli* gideriminin 205 kHz'de gerçekleştiğini ortaya koymuştur. Ayrıca aynı çalışmada ultrases güç değerinin artması ile *E. coli* inaktivasyon veriminin arttığı rapor edilmiştir. Furuta ve ark. (2004) ultrases kavitasyonu ile *E. coli* gideriminde sıkıştırılmış filmin etkisini incelemiştir. Farklı film kalınlıkları (1, 2, 3 ve 4 mm) için yürütülen çalışmada, benzer deneysel koşullar dikkate alındığında en etkili bakteri inaktivasyonunun 2 mm film kalınlığında gerçekleştiği rapor edilmiştir. Antoniadis ve ark. (2007) sentetik ve gerçek evsel atıksu örneklerinin ultrases ile proses edilmesinde, ses frekansı, gücü ve proses süresi gibi parametrelerin dezenfeksiyon verimine etkilerini incelemiştir. Araştırma sonuçları gerek sentetik gerekse gerçek atıksu örnekleri için bakteri giderme veriminin ultrasonik gücün artmasına bağlı olarak arttığını göstermiştir. Fakat ultrases ile sentetik atıksuda *E. coli* giderme hızının gerçek atıksuya göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Araştırmada gerçek atıksuyun çok daha kompleks yapılı ve farklı türlerde organik maddeleri içermiş olmasından dolayı ultrases dezenfeksiyon veriminin daha düşük belirlendiği vurgulanmıştır. Phull ve ark. (1997) ultrasesin tek veya klor ile birlikte ardışık olarak kullanılmasıyla *E. coli* bakterisinin giderimindeki dezenfeksiyon etkisini araştırmışlardır. Elde edilen sonuçlar ultrasesin ön arıtma olarak kullanılması klor dezenfeksiyon kapasitesini artırdığını göstermiştir. Araştırmacılar ultrases ön arıtımı sonucunda bakteri direncinin azalması ile klorlama sırasında daha fazla mikroorganizmanın etkisiz hale geldiğini belirtmişlerdir. Huang ve ark. (2006) ClO₂ ve ultrases birleşiminin elma ve marul gibi gıda maddelerinin raf ömrünün uzatılmasına etkilerini incelemiştir. Çalışma kapsamında *E. coli* ve *Salmonella* bakterileri indikatör organizmalar olarak kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlar ultrases ve ClO₂ oksidasyon metodlarının aynı anda kullanılmasının bakteri inaktivasyon hızlarını artırdığını göstermiştir. Ultrases dalgaları ClO₂'in elma ve marul yüzeylerine nüfusunu hızlandırmış ve bu şekilde ortamda bulunan mikroorganizmaların daha etkin bir şekilde inaktivasyonu gerçekleştirilmiştir.

2.9. Klor Dioksit

Atıksuların dezenfeksiyonunda pek çok dezenfeksiyon (klor, klor dioksit, ozon) teknikleri kullanılmaktadır. Bu tekniklerden en yaygın kullanımı ucuzluğu ve kolay temin edilmesi bakımından tercih edilen klor ve klorlu bileşikler ile dezenfeksiyon işlemleridir. Ancak bu klorlu bileşikler suda bulunan bazı organik maddeler ile reaksiyona girerek, insan sağlığını olumsuz yönde etkileyen zararlı halojenli hidrokarbonların oluşmasına neden olmaktadır (Rodriguez ve Serodes, 2001). Klorlama mikroorganizmaların öldürülmesinde etkili sonuçlar verdiği gibi düşük maliyetli olmasından dolayı da tercih edilmektedir. Fakat klor su içerisinde bulunan doğal organik maddeler (DOM) ile birleşerek Trihalometan (THM) olarak isimlendirilen kanser yapıcı yan ürünleri oluşturmaktadır (Nikolaou ve Lekkas, 2001). Pek çok içme suyu ve yüzeysel su standartları su içerisindeki maksimum bakiye klor konsantrasyonunu 0,5 mg/L ile sınırlandırmaktadır.

Klorlama işleminde olduğu gibi klorlu aminler de su ve atıksu dezenfeksiyonunda zararlı yan ürünlerin oluşmasına neden olmaktadır. Son yıllarda klorlamaya alternatif olarak ClO_2 dezenfeksiyon metodu önerilmektedir. ClO_2 , DOM türü maddeler ile reaksiyon oluşturmadığı için ClO_2 dezenfeksiyonu sırasında THM oluşumu görülmemekte veya minimum seviyede olduğu düşünülmektedir. Sıvı klor nötr şartlar altında etkili olmasına rağmen, ClO_2 geniş pH aralıklarında bakteri gideriminde etkilidir. ClO_2 'in oksidasyon kapasitesi çözeltinin asitliğine ve bazikliğine bağlıdır. Çözeltinin asitliği ne kadar güçlü ise, ClO_2 'in oksidasyon kapasitesi de o kadar yüksek olmaktadır. ClO_2 'deki klorun değeri +4 olduğundan bileşiminde % 263 klor içermektedir. Bu yüzden, sıvı klorla göre 2,5 kat daha fazla okside edebilme kapasitesi olduğundan güçlü bir oksitleyicidir. Fakat güneş ışığına maruz bırakıldığında ClO_2 hızlı bir şekilde klorit ve klorat iyonlarına ayrışmaktadır (Ellenberger, 1999). ClO_2^- ve ClO_3^- iyonları kanser yapıcı maddeler olarak bilindiği için, Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü bu maddelerin su içerisindeki toplam maksimum konsantrasyonunu 1,5 mg/L ile sınırlandırmaktadır (USEPA, 2006).

ClO_2 'in su ve atıksu dezenfeksiyonuna yönelik etkinliği pek çok bilim adamı tarafından araştırılmıştır. Junli ve ark. (1997) yapmış olduğu çalışmada, Cl_2 ve ClO_2 'in atıksu içerisinde bulunan *E. coli*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Sarcina* bakterilerinin giderimindeki dezenfeksiyon etkisi, dezenfeksiyon doz miktarı, temas süresi,

ve pH gibi parametrelere bağlı olarak araştırılmıştır. % 99 bakteri giderimi için 1,4 mg/L ClO₂ yeterli iken, benzer bakteri inaktivasyon veriminin 1,8 mg/L klor dozu ile sağlandığı rapor edilmiştir. *Staphylococcus aureus* ve *E. coli* bakterisi kullanılarak, 17 °C'de ClO₂'in zamana bağlı olarak dezenfeksiyon etkisinin 1, 2, 5, 10, 20 dk'lık temas süreleri için değerlendirmişlerdir. *Staphylococcus aureus* veya *E. coli* bakterisinin % 98'i ClO₂ ile 1-2 dk'da giderilirken; sıvı Cl₂ kullanıldığında aynı arıtma veriminin sağlanması için 2,5-3,5 dk süre gerektiği tespit edilmiştir. Vaezi ve ark. (2004), arıtma tesisi çıkış suyu için ClO₂ dezenfektanın oksidasyon gücünü incelemişlerdir. ClO₂'in farklı oksidasyon sürelerinde (20, 45 ve 60 dk) ve farklı pH değerlerinde (5, 7, 7,5 ve 9) toplam ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyon giderimindeki etkisini ve atıksu çıkış suyunda bulunan toplam ve fekal koliform giderimindeki verimliliğini araştırmışlardır. Elde edilen sonuçlara göre, ClO₂ kullanıldığında, 60 dk süre sonunda %60 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Sonuç olarak araştırmacılar klor dioksitin çıkış suyunda bulunan organik ve mikrobiyolojik kirliliklerin gideriminde etkili olduğunu belirlemişlerdir.

2.9.1. Fiziksel ve kimyasal özellikleri

ClO₂, normal basınç ve sıcaklıkta, koyu yeşil-sarı renkte bir gazdır. Gaz halindeki ClO₂ suda çözülerek sarı renkte sıvı ClO₂ solüsyonunu oluşturmaktadır. ClO₂'in en önemli özelliklerinden bir tanesi su içerisinde yüksek derecede çözünür olmasıdır. Klor gazının su içerisinde hidrolize olmasına karşın, ClO₂ hidrolize olmaz ve pH=2-10 aralığında ve 11 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda su içerisinde çözünmüş gaz olarak kalır (Aieta ve Berg, 1986). ClO₂ 11 °C'de klor'dan 10 kat daha fazla su içerisinde çözünme özelliğine sahiptir ve oldukça uçucu bir madde olup havalandırma işlemi ile kolaylıkla sudan uzaklaştırılabilir (Gates, 1989). ClO₂ gaz halinde sıkıştırılamaz ve depolanamaz, çünkü basınç altında patlayıcı özelliğe sahiptir. Sıvı ClO₂ solüsyonları ışık almayan serin ortamlarda belli bir süre için saklanabilir. Fakat düşük konsantrasyonlarda ClO₂ daha kısa zamanda ClO₂⁻ ve ClO₃⁻ ayrışır. ClO₂'in fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 2'de sunulmuştur.

Çizelge 2. Klor dioksinin fiziksel ve kimyasal özellikleri (Kaczur ve Cawfield, 1993; O'neil ve ark., 2001)

Parametre	Özellik
Moleküler ağırlık	67,452 g/mol
Renk	Sarı
Erime noktası	-59 °C
Kaynama noktası	11 °C
Yoğunluk	1,640 g/ml
Suda çözünürlülüğü	3,01 g/L
Buhar basıncı	>1 Atm.

2.9.2. Klor dioksit üretimi

Su ve atıksu arıtımında kullanılan klor dioksit genellikle sodyum klorit (NaClO_2) solüsyonlarından üretilir. Klor dioksit üretilmesinde günümüzde farklı jeneratör tipleri kullanılmaktadır. Bunlar asit-klorit, sıvı klor-klorit, gaz klor-klorit, elektrokimyasal, asit-peroksit-klorit jeneratör tipleri şeklinde sınıflandırılabilir. Bunlardan yaygın olarak kullanılanı asit-klorit tipi jeneratörleridir. Bu tür jeneratörler ile asit (HCl veya H_2SO_4) ve sodyum klorit (NaClO_2) karıştırılarak klor dioksit gaz halinde üretilir ve daha sonra su içerisinde çözündürülür.

2.9.3. Klor dioksit inaktivasyon mekanizmaları

Su arıtımında ClO_2 , klor ve diğer dezenfektanlara göre bazı önemli avantajlara sahiptir. Klorun aksine, ClO_2 yüzeysel sularda geniş pH aralıklarında moleküler halde bulunur (Roberts ve ark., 1980). ClO_2 'in oksidasyon ve dezenfeksiyon kapasitesi klora göre daha yüksektir ve klora göre daha kısa sürede mikroorganizmaları etkisiz hale getirmektedir. Daha az miktar ClO_2 dozu kullanıldığında daha fazla bakteri inaktivasyonu elde edilmektedir (Junli ve ark., 1997). ClO_2 mikroorganizmaların protein sentezini engelleyerek aktivasyonlarını engeller (Bernarde ve ark., 1967a). ClO_2 bakterilerin hücre geçirgenliğini etkileyerek bakteri hücresinin gelişimini engeller ve bakterilerinin inaktivasyonunu sağlar. Yapılan çalışmalar ClO_2 'in *Legionella*, *cryptosporidium parvum* oocysts, patojenler ve virüslerin dezenfeksiyonunda da oldukça etkili olduğunu göstermektedir (Olivieri ve ark.,1985; Ruffell ve ark., 2000). Radziminski ve ark. (2002)

tarafından yapılan çalışma sonucunda, ClO₂'in amino asitle reaksiyonu sonucu virüsün protein kılıfını değişime uğratarak virüslerin giderildiğini ortaya koymuştur. Ayrıca ClO₂, virüslerin dış membran zarının geçirgenliğini değişime uğratarak inaktive olmalarını sağlamaktadır (Bernarde ve ark., 1967b).

2.9.4. Sıcaklık ve pH'ın klor dioksit dezenfeksiyon verimine etkisi

Etkili bir dezenfeksiyon için suyun sıcaklığının kontrol altında tutulması gerekmektedir. Klor ve ClO₂ gibi kimyasal dezenfektanların dezenfeksiyon verimleri sıcaklık değişimlerinden etkilenmektedir. Su sıcaklığının artmasıyla birlikte klorun ayrışımı hızlanmakta ve suya daha fazla klor ilavesi yapma gereksinimi duyulmaktadır. Bu durum dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu arttırmaktadır. Klorda olduğu gibi ClO₂ de suyun sıcaklık değişimlerinden etkilenmekte ve sıcaklık azaldığında dezenfeksiyon verimliliğinde azalma görülmektedir (Redenour ve Ingols, 1947). Düşük sıcaklıklarda (0 – 30 °C) sıcaklık arttıkça, ClO₂ dezenfeksiyon verimi artmaktadır. Junli ve ark. (1997) tarafından yapılan bir çalışmada sıcaklığın artırılmasıyla mikroorganizma inaktivasyon veriminin arttığı gözlenmiştir. Araştırmacılar su sıcaklığının 10 °C artırılmasıyla, *E. coli* bakterisinin ClO₂ ile inaktivasyonunun yaklaşık 2-3 kat artırılabilceğini göstermişlerdir. Yüzeysel suların dezenfeksiyonunda, ClO₂ dozu su sıcaklığı dikkate alınarak belirlenmelidir (USEPA, 2006).

ClO₂ dezenfeksiyon verimini etkileyen diğer bir parametre ise pH'dır. ClO₂, klorun aksine geniş pH (4 - 10) aralıklarda etkili dezenfeksiyon sağlamaktadır (Junli ve ark., 1997). Yapılan çalışmalar bakteri gideriminde sıvı klorun pH değişimlerinden etkilendiğini, ancak ClO₂ dezenfeksiyon veriminin pH değişimlerinden çok fazla etkilenmediği göstermektedir (Chen ve ark., 1985). Sun ve ark. (2007) tarafından, klor ve klor dioksit kullanılarak *Chironomid larvae* (*C. Larvae*)'nin inaktivasyonu için pH, organik madde ve sıcaklığın dezenfeksiyon verimi üzerine etkileri ile ilgili yapılan çalışmada, *C. Larvae* inaktivasyonunun tamamlanabilmesi için 1,5 mg/L dezenfektan dozuna ve 25 dk dezenfeksiyon süresine ihtiyaç olduğu belirlenmiştir. pH=6-8 aralığında ClO₂'in inaktivasyon veriminin değişmediği, ancak pH'ın 10 olması durumunda inaktivasyon veriminin %10 azaldığı gözlenmiştir.

2.9.5. AKM ve organik maddelerin klor dioksit dezenfeksiyon verimine etkisi

Yüzeysel sularda ve atıksularda bulunan katı ve organik madde miktarı ClO_2 dezenfeksiyon verimini olumsuz yönde etkilemektedir. Su içerisinde bulunan sülfür, fenol, demir, mangan ve bazı aminler ClO_2 ile reaksiyona girerek dezenfektan konsantrasyonunun azalmasına ve dolayısıyla dezenfeksiyon etkinliğinin düşmesine neden olur. Pek çok bilim adamı yüzeysel veya atıksu organik kirlilik parametreleri (KOİ, TOK, DOM, ÇOM, vb.) ile ClO_2 dezenfeksiyon verimi arasındaki ilişkiyi incelemiş, ve elde edilen sonuçlar organik madde miktarının artmasıyla birlikte ClO_2 bakteri inaktivasyon kapasitesinin azaldığını göstermiştir (Collivignarelli ve ark., 2000; Stampi ve ark., 2002; Lapolli ve ark., 2005; Chang ve ark., 2000; Sun ve ark., 2007, Kull ve ark., 2006). Organik maddelerin ClO_2 ile oksitlenmesi ve bunun sonucunda bakiye dezenfektan miktarının azalması bakteri inaktivasyon verimindeki azalmaların sebebi olarak belirtilmiştir.

Askıda katı maddelerin ve organik kirleticilerin yüzeysel veya atıksulardan uzaklaştırılması, ClO_2 dezenfeksiyon veriminin artırılması açısından önemlidir. Çünkü askıda katı partiküller mikroorganizmaları absorbe ederek ClO_2 ile temaslarını engeller ve bu şekilde su içerisindeki katı maddeler ClO_2 'in dezenfeksiyon verimini düşürür (Narkis ve ark., 1995). Bu nedenle yüksek miktarda askıda katı ve organik madde içeren atıksuların dezenfeksiyonunda, ClO_2 'in yüksek dozlarda uygulanması gerekmektedir (Chen ve ark., 2006; Rudd ve ark., 2007). Fakat ClO_2 doz miktarının artırılması aynı zamanda su içerisinde klorit (ClO_2^-) ve klorat (ClO_3^-) konsantrasyonlarını arttırmaktadır. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ClO_2^- ve ClO_3^- iyonlarını potansiyel kanser yapıcı madde olarak tanımlamakta ve bu iyonların yüzeysel sulardaki maksimum konsantrasyonlarını 0,7 mg/L olarak sınırlandırmaktadır.

Atıksu dezenfeksiyonu içme suyu dezenfeksiyonuna nazaran daha zor ve karmaşıktır. Yüzeysel ve atıksular fazla miktarda organik ve askıda katı madde içerdiği için, bu tür suların klor veya klor dioksit gibi kimyasal oksidantlar ile dezenfeksiyonu çok yüksek miktarda dezenfektan dozu gerektirmektedir. Hatta sudaki partiküller içerisinde saklı mikroorganizmalar kimyasal dezenfeksiyon sonucunda genellikle inaktive edilememektedir. Atıksuların kimyasal madde ilavesi ile dezenfekte edilmesinde suda bulunan partiküllerin uzaklaştırılması veya parçalanması oldukça önem arz etmektedir. Ultrasonik arıtma sonucunda sudaki partiküller daha küçük parçacıklara ayrıştırılabilmektedir (Gibson, 2009). Ultrasesin belirtilen fiziksel etkisi bu araştırmanın yürütülmesindeki en önemli motivasyondur. Ultrases ve kimyasal dezenfeksiyon

metotlarının birlikte kullanılması ile ilgili literatürde bazı çalışmalar mevcuttur. Örneğin, Phull ve ark. (1997) ultrasesin tek veya klor ile birlikte ardışık olarak kullanılmasıyla *E. koli* bakterisinin giderimindeki dezenfeksiyon etkisini araştırmışlardır. Elde edilen sonuçlar ultrasonik ön arıtmanın klor dezenfeksiyon kapasitesini arttırdığını göstermiştir. Araştırmacılar klor dezenfeksiyon verimindeki artışın sudaki partiküllerin ultrasonik dalgalar altında parçalanmasından kaynaklandığını vurgulamıştır. Bir başka çalışmada Blume ve Neis (2004) ultrasonik ön arıtmanın atıksularda klor dezenfeksiyonuna etkisini incelemiştir. Elde edilen sonuçlar ultrasonik ön arıtmanın klor dezenfeksiyon verimini arttırdığını ortaya koymuştur. Bunun nedeni olarak da sudaki partiküllerin ultrases dalgaları altında parçalanması gösterilmiştir. Farklı bir çalışmada Jyoti ve Pandit (2004) birleşik ultrases ve ozon dezenfeksiyon sistemi ile sudaki mikroorganizmaların inaktivasyonunu incelemiştir. Elde edilen bulgular birleşik sistem ile bakteri öldürme hızının önemli derecede arttığını göstermiştir. Ultrases ve klor veya ozon birleşik arıtma sistemleri ile su ve atıksu dezenfeksiyonunda elde edilen pozitif iyileştirmeler dikkate alındığında, ultrases-klor dioksit birleşik arıtma sisteminin de mikroorganizma inaktivasyonunda başarılı sonuçlar sağlayabileceği olası gözükmemektedir.

BÖLÜM 3**MATERYAL VE YÖNTEM****3.1. Atıksu Örneklerinin Hazırlanması**

Atıksu örnekleri Kepez Belediyesi Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkış sularından (çöktürme havuzu çıkışı) günlük olarak alınmıştır. Dezenfeksiyon işlemine tabi tutulan bütün giriş atıksuyu örneklerinin KOİ konsantrasyonları 150 mg/L, arıtma tesisi çıkış atıksuyu örneklerinin KOİ konsantrasyonları 25-30 mg/L olarak ayarlanmıştır.

3.2. Sentetik Atıksuyun Hazırlanması

Sentetik atıksu örnekleri Çizelge 3’de verilen kimyasal maddelerin uygun miktarlarda 1-L saf su içerisinde çözündürülmesi sonucunda elde edilmiştir. Hazırlanan sentetik atıksuyun Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) teorik olarak 300 mg/L’dir. Standart sentetik atıksu, uygun oranlarda saf su ile seyreltilerek KOİ konsantrasyonu 150 mg/L’ye ayarlandıktan sonra dezenfeksiyon deneylerinde kullanılmıştır. 1 L standart sentetik atıksuya aş (ATCC 8739 tipi) *Escherichia (E. Koli)* bakterisi ilave edilerek mikrobiyolojik analizler için gerekli bakteri konsantrasyonu sağlanmıştır.

Çizelge 3. Sentetik atıksuyun bileşimi (DIN-38412-T24, 1981)

Bileşen	Konsantrasyon (mg/L)
Kazein	160
Et ekstraktı	110
Üre	30
K ₂ HPO ₄	28
CaCl ₂ .(2H ₂ O)	4
MgSO ₄ .(7H ₂ O)	2
NaCl	7

3.3. Atıksuların Fiziksel ve Kimyasal Analizi

Çalışmada kullanılan evsel atıksu ve sentetik atıksu örneklerine ait fiziksel ve kimyasal parametreler, KOİ konsantrasyonları ayarlandıktan sonra laboratuvar ortamında analiz edilerek Çizelge 4’de verilmiştir.

Çizelge 4. KOİ konsantrasyonu ayarlanmış atıksuların fiziksel ve kimyasal özellikleri

Parametre	Birim	Sentetik Atıksu	Giriş atıksu	Çıkış atıksu
pH	---	7.07 ± 0.2	7.70 ± 0,1	7.95 ± 0.1
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	75.66 ± 12.9	815 ± 226	537 ± 165
AKM	mg/L	< 1	75–100	3.22 ± 1.8
KOİ	mg/L	150	150	25-30
BOİ ₅	mg/L	75.30 ± 15.8	52.56 ± 30.9	6.78 ± 4.9
NO ₃ ⁻ - N	mg/L	0,63 ± 0.3	0,39 ± 0,04	0,22 ± 0,1
NH ₄ - N	mg/L	0,43 ± 0.2	11.36 ± 3.8	8.33 ± 5.6
PO ₄ ⁻³ - P	mg/L	2,87 ± 1.2	2,66 ± 0,84	1,39 ± 0.3

pH ve NH₄ - N parametreleri Sartorius marka (Professional meter PP-50) cihaz kullanılarak ölçülmüştür. Atıksuyun KOİ ölçümü laboratuvar ortamında hazır kitler kullanılarak (Hach-Lange LCK 515) 148 °C’de 2 saat ve fosfat tayininde de hazır kitler kullanılarak (Hach-Lange LCK 348) 100 °C’de 1 saat termoreaktörde yakıldıktan sonra spektrofotometre (DR 5000) cihazı yardımıyla ölçülmüştür. 5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) tayini standart metod (APHA, 1998) ile analiz edilmiştir. Alkalinite analizi, metil oranj indikatörü ile 0,02 N sülfirik asit (H₂SO₄) titrasyon çözeltisi kullanılarak yapılmıştır. AKM tayininde, membran filtre tekniği kullanılmıştır. 0,45 µm çapında steril filtre kağıdı (Sartorius 13906-50-AJN) 103 °C’de 1 saat etüvde kurularak tartım sonucu AKM olarak kaydedilmiştir. Nitrat azotu (NO₃⁻-N) analizi spektrofotometrik yöntemle yapılmıştır. Hazır nitrat reagent tozu 10 mL örneğe ilave edildikten sonra DR 2800 model spektrofotometre ile ölçülmüştür.

3.4. Bakteri Ekimi ve Başlangıç Konsantrasyonlarının Belirlenmesi

Bu çalışmada yapılan dezenfeksiyon deneyleri için *E. coli* ve *T. coli* bakterileri indikatör bakteriler olarak kullanılmıştır. Sentetik atıksu ile yapılan dezenfeksiyon deneylerinde, saf *E. coli* kültürü (ATCC 8739) bir gün süreyle 37 °C’de enzimle modifiye edilmiş soya protein özütü (TSB) içerisinde inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonucunda yaklaşık *E. coli* konsantrasyonu 10⁸ – 10⁹ CFU/ml TSB broth olarak belirlenmiştir. TSB

broth içeriği Çizelge 5’de sunulmuştur (USEPA, 2006). *E. coli* bakterisinin sıvı besiyerinden ayrılması için broth 5000 devir/dk’da 15 dk süreyle santrifüj işlemine tabi tutulmuştur. Santrifüj işlemi sonucunda bakteri cam tüpün tabanına çöktürüldükten sonra üst kısımdaki sıvı bir enjektör ile uzaklaştırılmıştır.

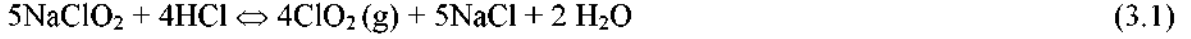
Bakteri kütlesi yıkandıktan sonra yaklaşık 10-ml saf su ile tekrar süspansiyon haline getirilerek aynı şartlarda tekrar santrifüj işlemine tabi tutulmuştur. İkinci santrifüjlemeden sonra, saf su ile tekrar süspansiyon edilen bakteri sıvısı sentetik atıksu ile gerçekleştirilen deneylerde stok solüsyonu olarak kullanılmıştır. Arıtma tesisi giriş ve çıkış suyu ile yapılan deneylerde atıksu yeterli miktarda *E. coli* ve *T. coli* bakterileri içerdiği için bu örneklere dışarıdan herhangi bir şekilde bakteri ilavesi yapılmamıştır. Deneylerde kullanılan atıksu örneklerinin pH değerleri NaOH ve HCl asit kullanılarak 7’ye ayarlanmıştır. Deneylere başlamadan önce reaktör içindeki atıksu sıcaklığı, soğutmalı su banyosu kullanılarak 20 °C’ ye ayarlanmış ve deney boyunca sıcaklık sabit tutulmuştur. Gerçek atıksu örnekleri pH ve sıcaklık ayarlamaları yapıldıktan sonra doğrudan dezenfeksiyon deneylerinde kullanılmıştır.

Çizelge 5. Enzimle modifiye edilmiş soya protein özütü (TSB) içeriği (USEPA, 2006)

Bileşen	Konsantrasyon (g/L)
Peptone C	17
Peptone S	3
Dextrose	2,5
K ₂ HPO ₄	2,5
NaCl	5

3.5. Klor Dioksit Standart Solüsyonunun Hazırlanması

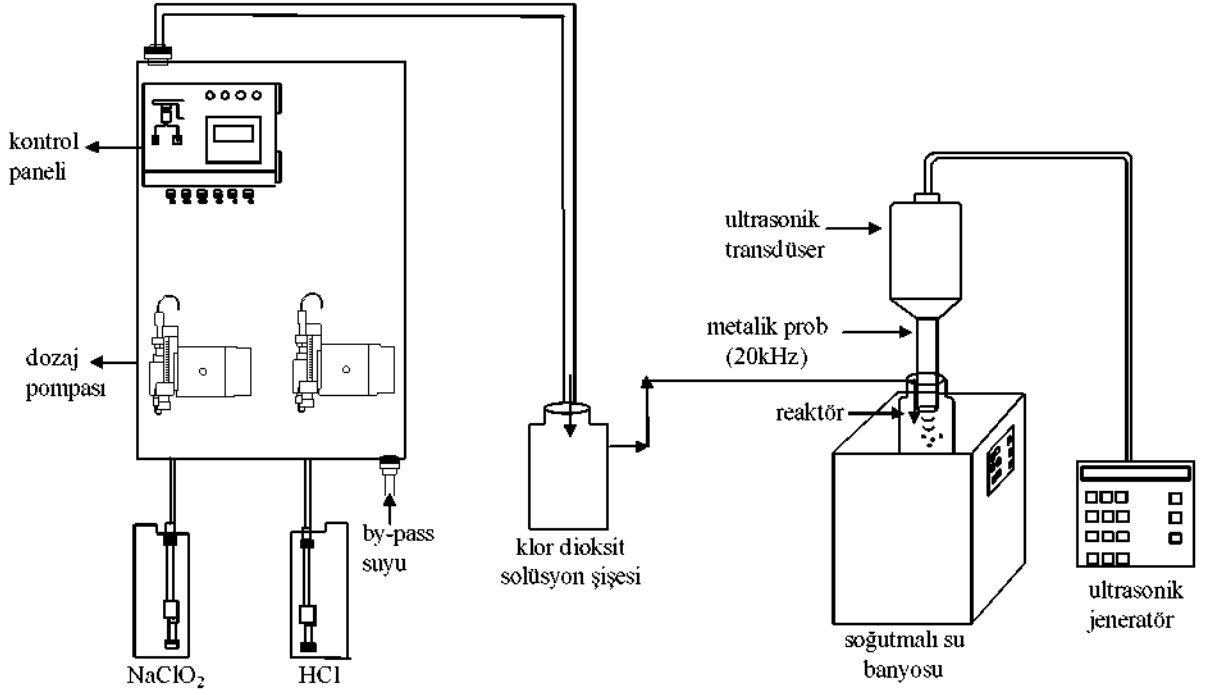
Deneylerde kullanılan sıvı ClO₂ bir jeneratör (ALLDOS, Oxiperm D164-005) vasıtasıyla üretilmiştir. % 25’lik standart sodyum klorat (Merck) solüsyonu % 7,5’a ve % 98’lik HCl standart solüsyonu ise % 9’a saf su ile seyreltildikten sonra klor dioksit üretiminde kullanılmıştır. Seyreltilen NaClO₂ ve HCl solüsyonlarının bulunduğu konteynirlara dozaj pompaları yerleştirilerek, eşit debilerde bu solüsyonların jeneratör içerisindeki reaktöre pompalanması sağlanmıştır. Reaktör içerisinde karışan NaClO₂ ve HCl çözeltileri reaksiyon oluşturarak aşağıda gösterildiği gibi ClO₂ gazını oluşturmaktadır (USEPA, 1999):



Jeneratör vasıtasıyla üretilen klor dioksit gazı daha sonra by-pass suyu ile temas ettirilerek gazın su içerisinde çözünmesi sağlanır. ClO_2 güneş ışığı altında hızlı bir şekilde klorit (ClO_2^-) ve klorat (ClO_3^-) iyonlarına ayrıştığı için, elde edilen sıvı klor dioksit solüsyonu +4 °C'de ağzı sıkıca kapatılmış koyu renkli şişelerde saklanmıştır. Standart ClO_2 solüsyonu uzun süre stabil olmadığı için bu solüsyon deneysel çalışmalar için günlük olarak hazırlanmıştır. Üretilen sıvı standart solüsyonu ClO_2 konsantrasyonu yaklaşık 75–100 mg/L civarında ölçülmüştür. Sentetik ve giriş atıksuyu örnekleri içerisinde başlangıç dezenfektan dozajı 2 mg/L, arıtma tesisi çıkış suyu örneklerine ise 1 mg/L olacak şekilde standart ClO_2 solüsyonu reaktöre ilave edilmiştir. ClO_2 analizlerinde DPD (the N,N-diethyl-p-phenylenediamine) metodu kullanılmıştır ve ölçümler DR/2800 spektrofotometre (LCK 310, Hach-Lange) ile yapılmıştır.

3.6. Ultrases ve Klor Dioksit Sistemi

Ultrases sistemi 20 kHz frekanslı bir akustik güç kaynağı (VibraCell-500W), bir transdüser ve bir metalik probdan oluşmaktadır. Cihazın ürettiği elektriksel güç transdüser vasıtasıyla mekanik kuvvete dönüştürülmektedir. Elde edilen mekanik kuvvet metalik prob aracılığı ile yüksek frekanslı ultrases basıncını oluşturmaktadır. Güç kaynağı-transdüser-prob kombinasyonu sonucunda oluşan yüksek basınç suya uygulandığında ses dalgalarının oluşumu sağlanır. Oluşan bu ses dalgalarının su içerisinde genişlemesi sonucunda kavitasyon kabarcıkları olarak isimlendirilen çok küçük çaplı boşluklar elde edilir. Kavitasyon kabarcıkları yüksek miktarda ultrases enerjisi absorbe ettiği için bu kabarcıkların patlaması sırasında çok yüksek sıcaklık ve basınç açığa çıkar. Oluşan aşırı sıcaklık ve basıncın etkisiyle su içerisinde bulunan pek çok karmaşık yapıli organik maddeler genellikle zararsız yan ürünlere dönüşür. Ayrıca ultrases dalgaları su moleküllerini ayrıştırarak hidroksil radikali ($\bullet\text{OH}$) oluşturduğu için diğer ileri oksidasyon proseslerinde olduğu gibi ultrasonik arıtım sırasında organik maddelerin radikal oksidasyonu ile parçalanması sağlanır (Antoniadis ve ark., 2007; Phull ve ark., 1997).



Şekil 1. Ultrases ve klor dioksit oksidasyon sisteminin şematik gösterimi.

3.7. Sıcaklık ve pH Analizleri

Bu çalışmada yapılan dezenfeksiyon deneyleri sabit sıcaklık (20 °C) ve nötr pH değerlerinde gerçekleştirilmiştir. Su sıcaklığının sabit tutulması için deney süresi boyunca atıksu örnekleri soğutmalı su banyosunda tutulmuştur. Atıksu örneklerinin pH ayarlamaları 0,1 N HCl, 0,1 N NaOH ve potasyum tuz tampon solüsyonları ile yapılmıştır. Potasyum tuz tampon çözeltisinin (PSB) bileşimi Çizelge 6'da verilmiştir. Sıcaklık ve pH ölçümlerinde masa tipi pH metre (Sartorius, 333 model) kullanılmıştır. Su sıcaklığı klor dioksit dezenfeksiyon verimini önemli ölçüde etkilediği için her bir deney süresince sıcaklığın sabit değerde (20 °C) tutulmasına özen gösterilmiştir. Dezenfeksiyon verimi düşük sıcaklıklarda (0 – 30 °C) sıcaklık arttıkça artmaktadır (Junli ve ark., 1997). Ayrıca ultrasesin mekanik etkilerinden dolayı suyun sıcaklığı artmaktadır. Su sıcaklığını sabit tutmak için, ultrasonik arıtım süresince atıksu örnekleri soğutmalı su banyosunda tutulmuştur.

Çizelge 6. Potasyum tuz tampon (PSB) içeriği

Bileşen	Konsantrasyon (g/L)
NaCl	8,5
Na ₂ HPO ₄ .2H ₂ O	2,5
NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O	0,58

3.8. Mikrobiyolojik Analizler

Deneylerde kullanılan bütün araç ve gereçler 121 °C'de otoklavda sterilize edilmiştir. *T. koli* ve *E. koli* analizleri için Membran Filtre Metodu kullanılmıştır (APHA, 1998). Her bir deney için 200 ml atıksu numunesi dezenfeksiyon işlemine tabi tutulmuştur. Ultrases, ClO₂ ve ardışık ultrases / ClO₂ metotlarının dezenfeksiyon verimleri başlangıç ve 10 dk dezenfeksiyon sonrası bakteri konsantrasyonları karşılaştırılarak belirlenmiştir. Seyreltme işlemleri her bir petri üzerinde 20–100 bakteri kolonisi okunacak şekilde yapılmıştır. ClO₂'in numune alındıktan sonraki dezenfeksiyon etkisini önlemek için seyreltme sularına 0,002 M Na₂SO₄ ilave edilmiştir. Vakum filtrasyon düzeneği alev ile yakıldıktan sonra, farklı oranlarda seyreltilmiş numuneler doğrudan 0,45 µm gözenekli steril membran filtrelerden (Sartorius 13906-50-AJN) süzülümüştür. Süzme işlemi tamamlandıktan sonra filtreler hazır ENDO (Sartorius, ref. 14068-50-N) besiyerlerine yerleştirilerek 37 °C'de 22±2 saat süreyle inkübasyona bırakılmıştır. İnkübasyon süresi tamamlandıktan sonra filtreler üzerinde gelişen bütün koloniler *T. Koli* için, metalik renkte parlayanlar ise *E. koli* için bir koloni sayıcı yardımıyla sayılmıştır.

3.9. Partikül Boyut Dağılımı Analizleri

Partikül boyut analizleri için farklı gözenek çaplarında membran filtreler (Whatman ve Sartorius) kullanılmıştır. Sentetik ve arıtma tesisi çıkış suyu örneklerindeki askıda katı madde miktarı ihmal edilebilecek kadar küçük olduğu için partikül boyut analizleri yalnızca gerçek atıksu örnekleri için yapılmıştır. 15, 30, 60 W ultrasonik güç kullanılarak giriş atıksu içerisindeki partiküllerin dağılımı incelenmiştir. Öncelikli olarak başlangıç veya ultrases uygulanmadan önceki durum için partikül boyut dağılımı belirlenmiştir. Bu kapsamda atıksu örneği homojen bir şekilde karıştırıldıktan sonra 50, 25, 8, 2,5, 1,6 ve 0,45 µm gözenek çaplı filtrelerden ayrı ayrı süzülerek etüvde 103 °C'de kurutulmuştur. Daha sonra katı madde içeren filtreler 30 dk süreyle desikatörde soğutulularak nem alma

işlemleri gerçekleştirilmiştir. Filtrelerin darası önceden belirlendiği için her bir filtrede tutulan katı madde miktarı hassas terazi ile ($\pm 0,1$ mg) tayin edilmiştir. Filtrelerde tutulan katı madde miktarları atıksuyun toplam katı madde miktarına oranlanarak her bir filtrede tutulan katı madde fraksiyonu (p) belirlenmiştir:

$$p = AKM_f / AKM_b \quad (3.2)$$

Yukarıdaki eşitlikte p, filtre gözenek çapından daha büyük partiküllerin kütle fraksiyonu, AKM_f filtrasyon işleminden sonra ölçülen katı madde konsantrasyonu, ve AKM_b ise atıksuyun toplam katı madde konsantrasyonunu ifade etmektedir. Toplam askıda katı madde (AKM_f) atıksuyun 0,45 μ m gözenekli filtreden süzülmesi sonucunda belirlenmektedir. 0,45 μ m çaplı gözenekten geçen partiküller çözünmüş katı madde olarak değerlendirilmektedir. Farklı filtre gözenek çapları için belirlenen p değerleri kullanılarak partikül boyut aralıkları için kütle fraksiyonları hesaplanmıştır. Belirtilen bu partikül boyut analizleri 15, 30 ve 60 W Ultrases uygulandıktan sonraki durumlar için de ayrıca gerçekleştirilmiştir.

BÖLÜM 4**ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA**

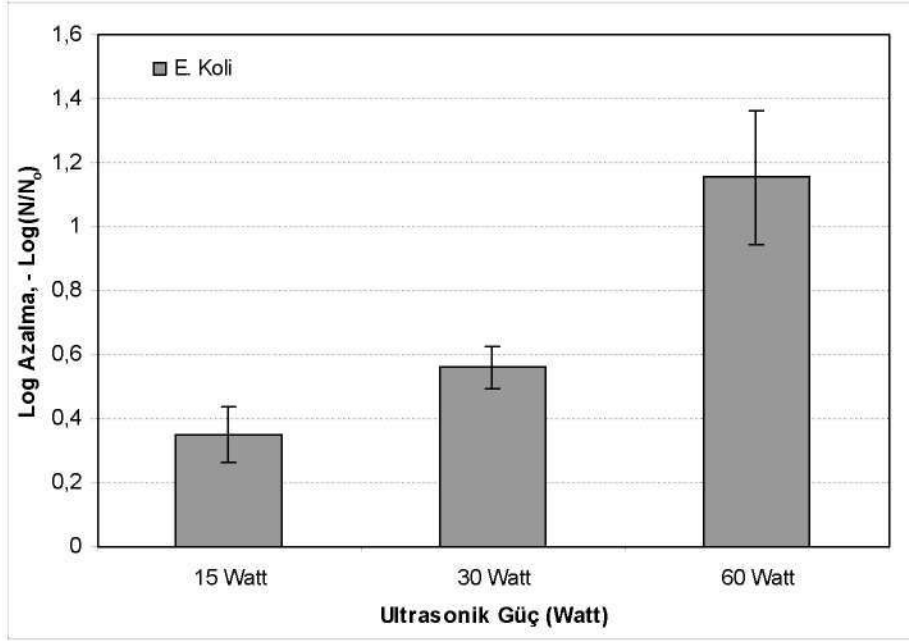
Ultrases ve ClO₂ dezenfeksiyon metotları kullanılarak arılmamış sentetik ve gerçek atıksularda ve arıtma tesisi son çökeltim havuzu çıkış suyunda bulunan toplam koliform (T. koli) ve *Escherichia coli* (*E. coli*) bakterilerinin giderilmesine yönelik deneysel çalışmalar farklı ultrasonik güç değerlerinde (15, 30, 60 W) gerçekleştirilmiştir. Bütün sentetik ve gerçek atıksu örneklerinin KOİ konsantrasyonları 150 mg/L' ye, arıtma tesisi çıkış suyu örneklerinin KOİ değerleri ise 25-30 mg/L' ye ayarlanmıştır. Sentetik ve gerçek atıksu ile yapılan deneylerde ClO₂ konsantrasyonu 2 mg/L ve arıtma tesisi çıkış suyu örnekleri için dezenfektan konsantrasyonu 1 mg/L olarak kullanılmıştır. Her bir arıtma metodu için proses süresi 10 dakikadır. Ardışık sistemde atıksu örnekleri önce 10 dakika ultrases ve ardından 10 dakika ClO₂ oksidasyonuna tabi tutulmuştur.

4.1. Ultrases ile Atıksularda Bakteri İnaktivasyonu

Sentetik ve evsel atıksu arıtma tesisi girişi ile arıtma tesisi çıkış suyunda bulunan *E. coli* ve T. koli bakterilerinin farklı ultrasonik güç değerlerindeki inaktivasyonları ayrı ayrı hesaplanarak grafiksel olarak gösterilmiştir. Grafiklerde gösterilen her bir hata çubuğu en az üç farklı deneyden elde edilen bakteri log azalma değerlerinin ortalamasının \pm standart sapmasını ifade etmektedir. Sentetik atıksu ile yapılan dezenfeksiyon işlemlerinde, öncelikli olarak sentetik atıksu örneğinin KOİ konsantrasyonu 150 mg/L' ye ayarlanmıştır. Her bir örnek üç farklı ultrasonik güç değerinde (15, 30 ve 60 W) ve 10 dakika dezenfeksiyon işlemi uygulandıktan sonra *E. coli* inaktivasyon verimleri hesaplanmıştır.

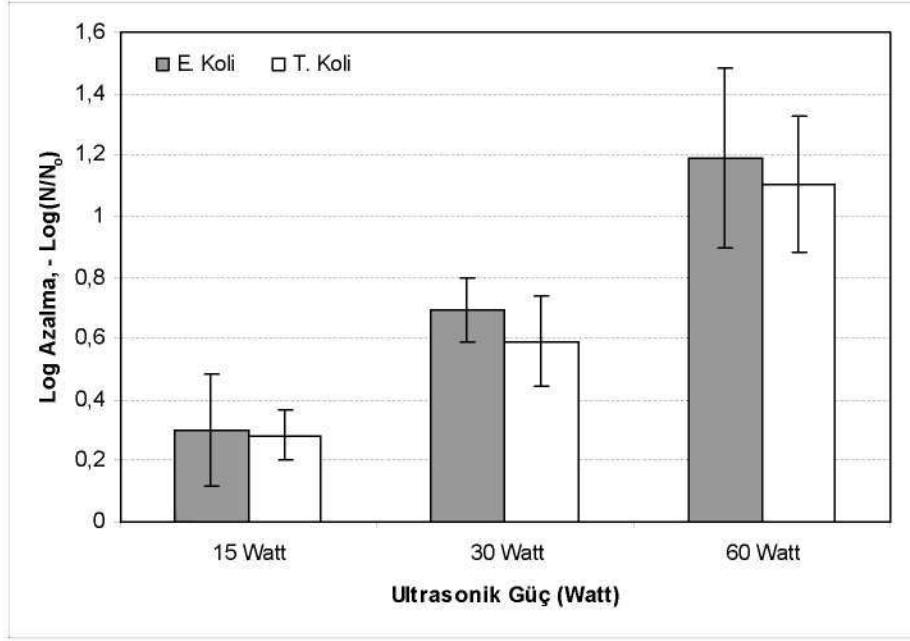
Şekil 2'de sentetik atıksuya 15, 30 ve 60 W ultrasonik güç uygulandığında atıksu örneklerindeki *E. coli* sayılarındaki azalmalar gösterilmiştir. 15 W ultrases gücünde bakteri inaktivasyonu 0,4 log olarak belirlenmiştir. Ultrases gücü iki katına çıkarılarak 30 W olarak uygulandığında ise *E. coli* inaktivasyonunun 0,5 log olduğu gözlenmiştir. 60 W ultrasonik güçte ise *E. coli* sayısındaki azalmanın 1,1 log olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre aynı KOİ konsantrasyonuna sahip atıksularda, ultrasonik gücün artmasıyla bakteri log inaktivasyon veriminin arttığı gözlenmiştir. 15 W ultrasonik gücün iki katına çıkmasıyla *E. coli* inaktivasyonunda da bir artış meydana gelmiştir. Ultrasonik güç

30 W'tan 60 W'a çıkarılarak atıksuya uygulandığında meydana gelen inaktivasyon verimi 0,5 log'tan 1,1 log'a yükselmiştir. Bu sonuçlar atıksudaki *E. coli* inaktivasyonunun ultrasonik gücün artmasıyla arttığını ve yüksek güç yoğunluklarında ultrasenin iyi bir dezenfeksiyon verimi sağladığını göstermektedir.



Şekil 2. Sentetik atıksuda ultrases dezenfeksiyon etkisi (*E. coli* inaktivasyonu).

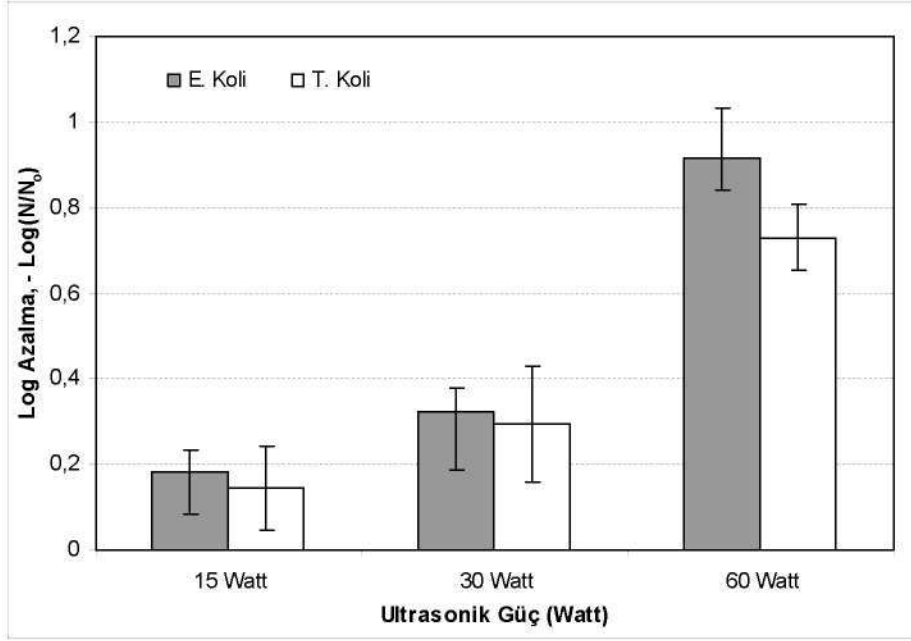
Atıksu arıtma tesisi girişinden alınan evsel atıksu örnekleri için yapılan deneylerde, farklı ultrasonik güç değerleri için dezenfeksiyon verimleri hem *E. coli* hem de *T. coli* inaktivasyonlarına göre belirlenmiştir (Şekil 3). Giriş atıksuyu örneklerine ilk olarak düşük ultrases gücü (15 W) uygulanmış ve sonucunda su içerisindeki *E. coli* sayısında 0,3 log bir azalma meydana gelmiştir. Daha sonra ultrases şiddeti 30 W'a çıkarılarak atıksu örneklerine uygulanmış ve *E. coli* inaktivasyon verimi 0,7 log olarak bulunmuştur. 60 W ultrasonik güç için yapılan dezenfeksiyon deneylerinde elde edilen *E. coli* dezenfeksiyonunun 1,2 log olduğu gözlenmiştir. Elde edilen bu sonuçlara göre sentetik atıksu ve giriş atıksuyu örneklerindeki *E. coli* sayısındaki log azalmaların benzer olduğu görülmektedir.



Şekil 3. Gerçek atıksuda ultrases dezenfeksiyon etkisi (*E. coli* ve *T. coli* inaktivasyonu).

Giriş atıksuyu örneklerinde *T. coli* bakterisinin ultrases ile dezenfeksiyonu incelendiğinde, düşük ultrasonik güç (15 W) değerinde *T. coli* inaktivasyonunun yaklaşık 0,3 log olduğu gözlenmiştir. Bu değer benzer deney şartlarında elde edilen *E. coli* inaktivasyonu ile aynıdır. Ultrases güç değeri iki katına çıkarıldığında *T. coli* sayısındaki azalma da yaklaşık olarak iki kat artmıştır (0,6 log). 60 W’da inaktivasyon 1,1 log olarak belirlenmiştir. Giriş atıksuyu örnekleri ultrases dezenfeksiyon deney sonuçları her iki bakteri konsantrasyonunda da benzer azalmalar olduğunu göstermektedir. Ayrıca yüksek ultrasonik gücün hem *E. coli* hem de *T. coli* miktarında 1 log’tan fazla bir giderime sebep olduğu görülmektedir. Buna göre ultrases güç yoğunluğunun artmasının her iki bakteri giderim verimini de arttırdığı söylenebilmektedir.

Son olarak ultrases oksidasyonu arıtma tesisi çıkış suyuna uygulanmış ve elde edilen *E. coli* ve *T. coli* inaktivasyonları Şekil 4’de gösterilmiştir. 15 W ultrasonik güç arıtma tesisi çıkış suyuna uygulandığında *E. coli* bakterisinde yaklaşık 0,18 log giderim elde edilmiştir. 30 W ultrasonik güç değerinde 0,32 log, 60 W’da ise 0,92 log bakteri inaktivasyonu sağlanmıştır. Bu sonuçlar, sentetik ve gerçek atıksu içindeki *E. coli* inaktivasyonu ile karşılaştırıldığında çıkış atıksuyu bakteri dezenfeksiyon veriminin daha düşük olduğunu görülmektedir.



Şekil 4. Arıtma tesisi çıkış suyunda ultrases dezenfeksiyon etkisi (*E. coli* ve *T. coli* inaktivasyonu).

Aynı ultrasonik güç değerlerinde arıtma tesisi çıkış suyunda *T. coli* sayısında meydana gelen azalmalar da incelenmiştir. 15 W'da *T. coli* sayısındaki azalmanın yaklaşık 0,15 log olduğu görülmüştür. Ultrasonik güç iki katına çıkarılarak (30 W) çıkış suyuna uygulandığında ise bakteri log inaktivasyonu 0,3 log civarında çıkmıştır. Yüksek akustik güç değerinde ise *T. coli* sayısındaki azalma giriş atıksuyu örneklerinde olduğu gibi iyi bir artış göstermiş ve yaklaşık 0,75 log olmuştur. Şekil 4'te açıkça görüldüğü ve yukarıda açıklandığı gibi *E. coli* bakteri giderimi bütün akustik güç değerlerinde *T. coli* gideriminden fazla olmuştur. 15 ve 30 W güç değerlerinde her iki bakteri için de çıkış atıksuyunda bulunan bakteri sayısında da kayda değer bir azalma meydana gelmemekle birlikte yüksek ultrases değerinde yaklaşık 1,0 log gibi bir azalma meydana gelmiştir. Ayrıca ultrases gücünün artmasıyla birlikte her iki bakteri inaktivasyon verimlerinin de arttığı gözlenmektedir.

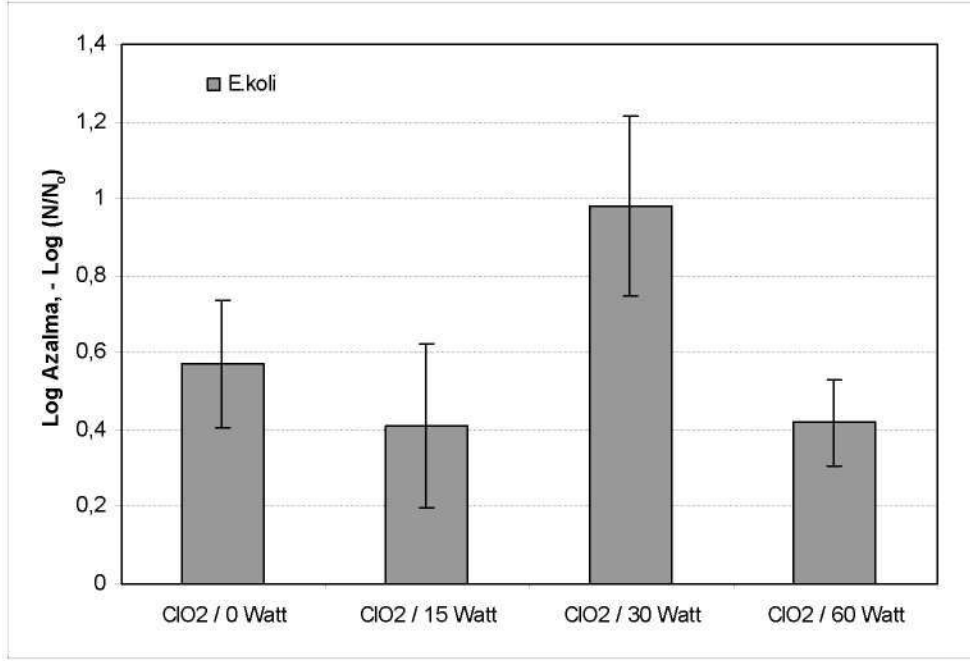
Ultrases oksidasyon sisteminin farklı ultrasonik güçlerde üç farklı atıksu örneğine uygulanması ile elde edilen sonuçlar Antoniadis ve ark. (2007) tarafından rapor edilen sonuçlarla paralellik göstermektedir. Yapmış oldukları çalışmada, sentetik ve gerçek evsel atıksu örneklerinin ultrases ile proses edilmesinde, ses frekansı, gücü ve proses süresi gibi parametrelerin dezenfeksiyon verimine etkilerini incelemişlerdir. Araştırma sonuçları

gerek sentetik gerekse gerçek atıksu örnekleri için bakteri giderme veriminin ultrasonik gücün artmasına bağlı olarak arttığını göstermiştir. *E. coli* inaktivasyonları dikkate alındığında sentetik atıksu ve giriş atıksuyu örneklerindeki ultrases bakteri inaktivasyonunun yakın verimlerde olduğu, çıkış atıksuyu örneklerinde ise giderim veriminin daha düşük olduğu gözlenmiştir. Her iki gerçek atıksu örneklerinde bulunan *E. coli* ve *T. coli* bakteri sayısındaki azalmalar dikkate alındığında son çökeltim havuzu çıkışından alınan örneklerin ultrases oksidasyonuna daha dirençli olduğu düşünülmektedir. Bunun nedeni olarak çıkış suyu içerisindeki bakterilerin giriş suyu örneklerindeki göre daha yaşlı olması gösterilebilir. Yaşlı mikroorganizmaların genç mikroorganizmalara göre dezenfekte edilmesi daha zordur, çünkü yaşlı mikroorganizmalar, polisakkarit çeper ile hücre duvarlarını güçlendirirler ve zamanla daha dirençli hale gelirler (Sutherland, 2001).

4.2. Klor Dioksit ve Ardışık US/ClO₂ ile Bakteri İnaktivasyonu

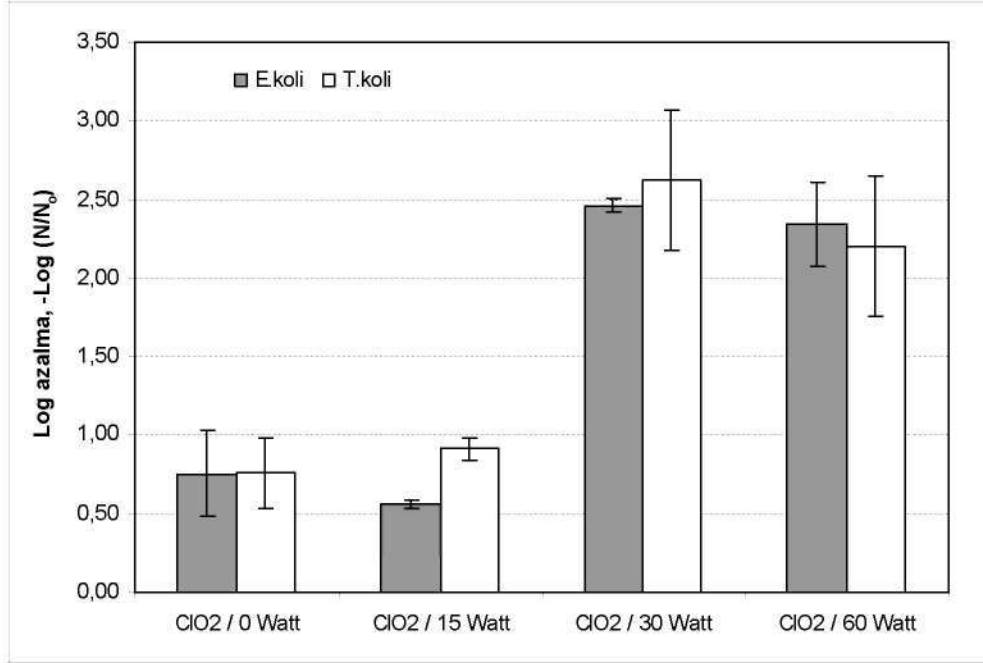
Sentetik ve giriş evsel atıksu ile arıtma tesisi çıkış suyunda bulunan *E. coli* ve *T. coli* bakterilerinin ClO₂ ile inaktivasyonları ve ultrases ön arıtımı uygulandıktan hemen sonra ClO₂ ile muamele edildikten sonraki inaktivasyonları grafiksel olarak gösterilmiştir (Şekil 5, 6, 7). Grafiklerde herhangi bir ön arıtmaya tabi tutulmadan ClO₂ ile proses edilen atıksudaki bakteri inaktivasyonu 0 W olarak ifade edilmiştir. 15, 30 ve 60 W olarak ifade edilen kısımlar ise 10 dakika ultrases ile ön arıtma uygulandıktan sonra ClO₂ ile proses edilmesi sonucu meydana gelen bakteri inaktivasyon verimlerini göstermektedir.

Sentetik atıksu ile yapılan dezenfeksiyon deneylerinde, ilk olarak ultrases ön arıtımı uygulanmadan sentetik atıksuya 2 mg/L ClO₂ uygulanmış ve atıksudaki *E. coli* sayısında yaklaşık 0,6 log azalma olduğu gözlenmiştir (Şekil 5). Ultrases ile 15 W'lık ön arıtım sonrası 2 mg/L ClO₂ ile 10 dakika proses edildikten sonra ise atıksu içerisindeki *E. coli* sayısında 0,4 log'luk bir azalma meydana gelmiştir. Bu sonuç düşük ultrases gücünde yapılan ultrasonik ön arıtmanın ClO₂'in dezenfeksiyon kapasitesinde bir artış sağlamadığını göstermektedir. 30 ve 60 W'lık ultrases ön arıtımı sonrası ClO₂ dezenfeksiyonu uygulanan sentetik atıksu örneklerinde *E. coli* inaktivasyon değerlerinin 0,9 ve 0,4 log olduğu gözlenmiştir. Ayrıca *E. coli*'nin sentetik atıksu içerisindeki dezenfeksiyonu istatistiksel olarak incelendiğinde, ön arıtım olarak ultrases kullanılmasının ClO₂ dezenfeksiyon verimliliğine kayda değer bir artış sağlamamaktadır ($\alpha = 0,1$).



Şekil 5. Sentetik atıksuyun ardışık US/CIO₂ ile dezenfeksiyonu (*E. coli* inaktivasyonu), [CIO₂] = 2 mg/L.

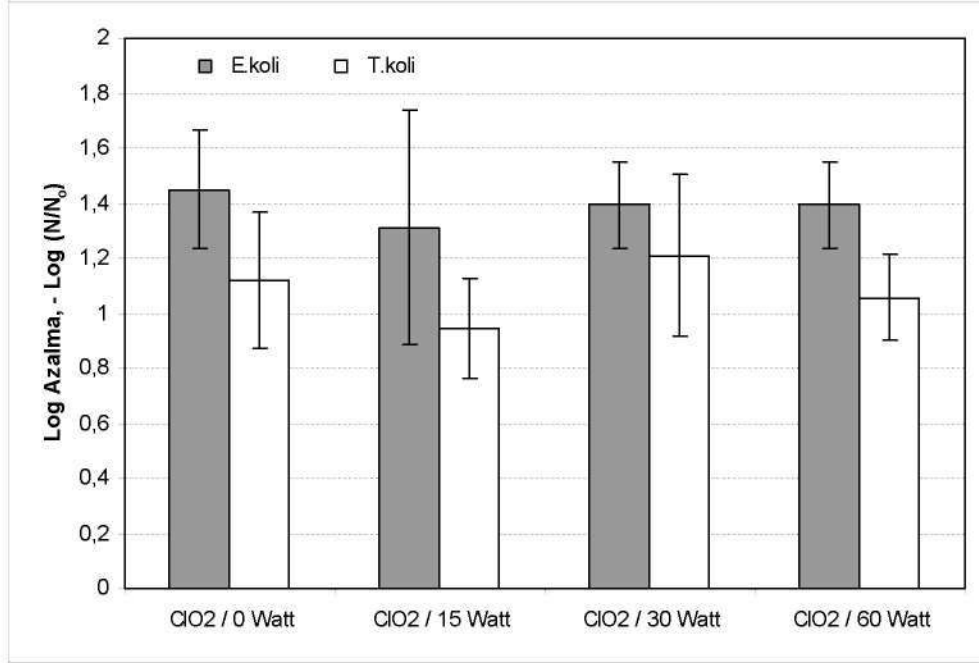
Atıksu arıtma tesisi girişinden alınan gerçek atıksu örneklerine ön arıtım uygulanmadan önce ve sonra 2 mg/L CIO₂ ile 10 dakika muamelesi sonrası hem *E. coli* hem de *T. coli* bakteri giderimleri Şekil 6'da gösterilmiştir. Ultrases ön arıtımı uygulanmadığı durumlarda CIO₂ dezenfeksiyonu sonucunda *E. coli* inaktivasyonu yaklaşık 0,76 log çıkmıştır. Bu sonuç sentetik atıksu da sağlanan *E. coli* inaktivasyonu ile yaklaşık olarak aynı değerdedir. 15 W ultrases ön arıtımı yapıldıktan sonra, CIO₂ ile muamele edilen atıksuyun *E. coli* giderimi 0,56 log civarındadır. Ultrasonik güç iki katına çıkarılarak yapılan ön arıttımdan sonra, CIO₂ dezenfeksiyon verimi 2,46 log'a yükselmiştir. 60 W ultrases ön arıtım sonrası CIO₂ dezenfeksiyon veriminde de 30 W'a benzer olarak 2,34 log gibi bir artış söz konusu olmaktadır. Buna göre giriş gerçek atıksuyu örnekleri için ardışık US/CIO₂ kombinasyonu 30 W ve üstü ultrases güç değerlerinde *E. coli* inaktivasyonunu önemli miktarda arttırmaktadır.



Şekil 6. Gerçek atıksuyun ardışık US/ClO₂ ile dezenfeksiyonu (*E. coli* ve *T. coli* inaktivasyonu), [ClO₂] = 2 mg/L.

Giriş atıksuyu örneklerindeki *T. coli* bakteri inaktivasyonu da incelenmiş ve ultrases ön arıtımı uygulanmadan 2 mg/L ClO₂ ile muamele edilen giriş atıksuyunda *T. coli* konsantrasyonu ortalama 0,56 log azalmıştır. *E. coli* için yapılan deney sonuçlarına benzer şekilde, düşük ultrasonik güç (15 W) ile yapılan ön arıtımın kayda değer bir bakteri giderimine sebep olmadığı gözlenmiştir. Ancak 30 ve 60 W'da yapılan ön arıtmadan sonra ClO₂ *T. coli* konsantrasyonunda 2 ile 2,5 log arasında bir azalma sağlamıştır. Bu değer ön arıtım yapılmadan uygulanan ClO₂'in *T. coli* inaktivasyonunda yapmış olduğu azalmadan oldukça fazladır.

Giriş atıksuyu örneklerine uygulanan ClO₂ ve ardışık US/ClO₂ oksidasyon sistemlerinin yapmış oldukları *E. coli* ve *T. coli* giderim verimleri yukarıda tartışıldığı gibidir. Ardışık sistemin düşük ultrasonik güç değerinde ClO₂ dezenfeksiyon verimine bir katkı sağlamadığı görülmektedir. Ancak gerçek atıksuyun optimum bir akustik güç değerinde ultrases ön arıtımından geçirilmesi ClO₂ öldürme etkisini her iki bakteri için 3 kata kadar arttırabilmektedir.



Şekil 7. Arıtma tesisi çıkış suyunun ardışık US/ClO₂ ile dezenfeksiyonu (*E. coli* ve *T. coli* inaktivasyonu), [ClO₂] = 1 mg/L.

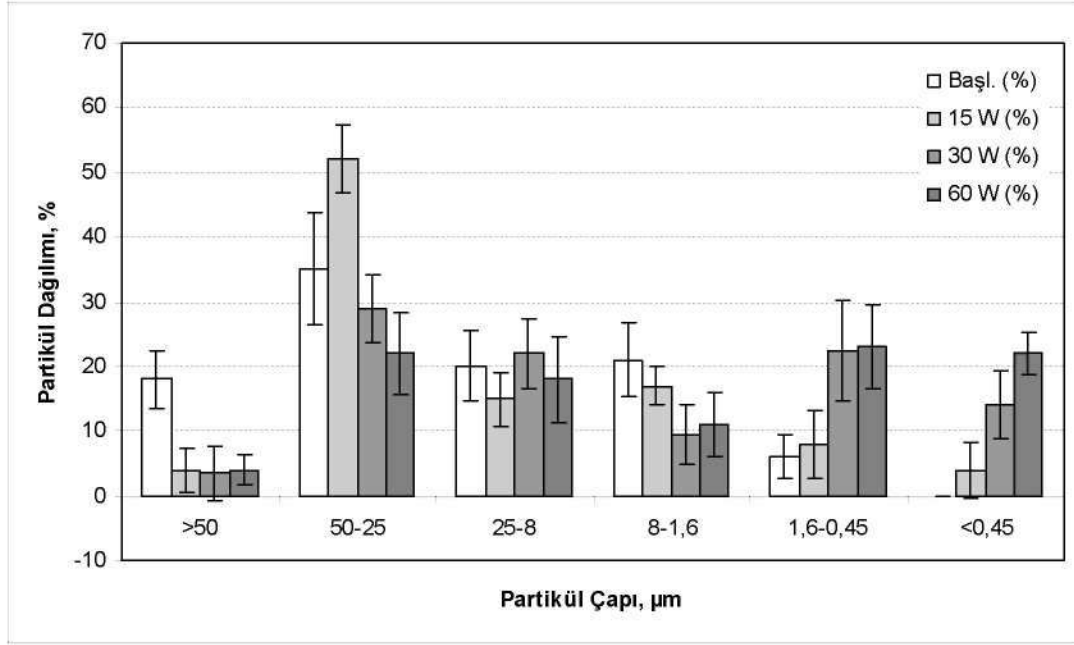
Son olarak ClO₂ atıksu arıtma tesisi son çökeltim havuzu çıkışından alınan çıkış atıksuyu örneklerine uygulanmıştır. Sentetik ve giriş atıksuyundan farklı olarak ClO₂ konsantrasyonu 2 mg/L yerine 1 mg/L olarak uygulanmıştır. Çıkış atıksuyunda bakteri konsantrasyonu ve organik madde kirliliği diğer atıksulara göre daha düşüktür, bu nedenle doz düşürülmüştür. Şekil 7'den de açıkça görüleceği gibi klor dioksit *E. coli* giderim verimi ultrases ön arıtımına tabi tutulan tüm güç yoğunluklarında ve ön arıtım uygulanmadığı durumdan farksız olarak 1,4 log civarında olmuştur. Benzer durum *T. coli* inaktivasyonu için de söz konusudur. Elde edilen inaktivasyon verimleri sentetik ve giriş atıksuyundaki bakteri giderim verimlerine göre oldukça yüksek bir verimdir. Bu sonucun en önemli nedeni çıkış suyunda KOİ konsantrasyonunun (25-30 mg/L) düşük olmasıdır. Bu sonuçlara göre arıtma tesisi çıkış suyuna ultrases ön arıtımının uygulanması ClO₂ dezenfeksiyon kapasitesinde önemli derecede bir verim değişikliği meydana getirmemektedir.

Sentetik ve gerçek atıksu örnekleri için yapılan ClO₂ dezenfeksiyon işlemlerinde *E. coli* inaktivasyon değerleri benzer çıkmıştır. Çıkış atıksuyu örneklerinde ClO₂ *E. coli* sayısında 1,4 log civarında azalma sağlamıştır. Bu değer sentetik ve giriş atıksu

örneklerinde belirlenen azalmadan yaklaşık olarak iki kat daha fazladır. Bu durum Kull ve ark. (2006) tarafından rapor edilen sonuçlarla benzerlik arz etmektedir. Yapmış oldukları çalışmada su içerisindeki organik madde konsantrasyonunun ClO_2 dezenfeksiyon verimine etkisi incelenmiş ve bulunan sonuçlar organik madde konsantrasyonu ile ClO_2 dezenfeksiyon verimi arasında ters ilişki olduğunu göstermiştir. Ayyıldız ve ark. (2009) tarafından yapılan bir çalışmada atıksulardaki KOİ konsantrasyonunun ClO_2 dezenfeksiyon verimine etkileri incelenmiş ve yüksek KOİ konsantrasyonlarında artmasıyla klor dioksit dezenfeksiyon veriminin düştüğü gözlenmiştir. Ardışık US/ ClO_2 oksidasyon sisteminin sentetik ve çıkış atıksu örneklerine uygulanması ile elde edilen sonuçlar dikkate alındığında, ardışık sistemin bakteri azalmasında ClO_2 dezenfeksiyon verimine fazladan bir katkı sağlamadığı görülmektedir. Ancak bu arıtma sistemi ile gerçek atıksu örneklerinde başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Birleşik arıtma sistemi ile bakteri inaktivasyonunda sağlanan iyileştirmeler, suyun AKM konsantrasyonu ve partiküllerin ultrases ile parçalanmasıyla doğrudan alkalıdır.

4.3. Partikül Boyut Dağılımında Ultrasenin Etkisi

Atıksu içerisindeki mikroorganizmalar katı partiküllerin yüzeylerine ve içlerine yerleşik şekilde yaşarlar. Bu da atıksuyun bakteri dezenfeksiyon veriminin azalmasına neden olmaktadır. Katı partiküllerin fiziksel bir etkiyle parçalanması ve boyutlarının azalması suda bulunan bakterilerin açığa çıkmasını ve dolayısıyla kimyasal dezenfeksiyon veriminin artmasını sağlar. Deneylerde kullanılan sentetik atıksu içerisinde askıda katı madde miktarı (< 1 mg/L) çok düşük olduğu için, ultrases ile ön arıtma yapılması ClO_2 dezenfeksiyon kapasitesine herhangi bir katkı sağlamamıştır. Arıtma tesisi son çöktürme havuzu çıkış suyundan alınan örneklerde de askıda katı madde miktarı (3-5 mg/L) düşük olduğundan, ardışık US/ ClO_2 sistemi ile sinerjik bir etki elde edilememiştir. Sinerjik etki sadece arıtma tesisi giriş suyu örneklerinde gözlenmiştir. En yüksek miktarda AKM'yi giriş atıksuyu içermektedir. Bu nedenle birleşik arıtma sistemiyle sinerjik etki sadece giriş atıksu örneklerinde gözlenmiştir. Ultrases ile katı partiküllerin parçalanması sonucu açığa çıkan bakterilerin ClO_2 ile proses edilmesi ClO_2 verimini arttırmıştır.



Şekil 8. Ultrasonik ön arıtmanın partikül boyut dağılımına etkisi.

Şekil 8’de giriş atıksuyu içindeki askıda katı partiküllerin farklı ultrasonik güç yoğunlukları ile muamele edilmesinden önceki ve sonraki dağılımları gösterilmektedir. Başlangıç partikül miktarının %50’den fazlası 25 µm’nin üzerinde olduğu ve 0,45 µm’nin altında partiküllerin çözülmüş madde olduğu kabul edilmiştir. Tüm ultrasonik güç değerlerinde 50 µm partikül çapının üzerindeki partikül fraksiyonu %18’den %5’e azalmıştır. 25 ile 50 µm arasındaki partikül fraksiyonu 15 W ultrases muamelesinden sonra %35’ten %50’ye çıkmıştır. Bu sonuç istatistiksel olarak da kayda değer bulunmuştur ($\alpha=0,05$). 15 W ultrases gücünün diğer partikül boyut fraksiyonlarına etkisi de istatistiksel olarak incelenmiş, ancak kayda değer bir etki bulunamamıştır. Atıksuyun yüksek ultrases gücü (30 ve 60 W) ile muamele sonrası, 25 ile 50 µm arasındaki partikül kütle fraksiyonu 30 W için %6, 60 W için %13 azalmıştır. 8 ile 25 µm arasındaki kütle fraksiyonundaki partiküllerin yüksek ultrases güç değerlerinde parçalanıp parçalanmadığı grafikten çok açık görülememektedir. Bunun nedeni ise ultrasonik arıtmadan önce ve sonraki kütle fraksiyonlarında önemli bir farklılık görülmemesidir. 0,45-1,6 µm arasındaki kütle fraksiyonu 15, 30 ve 60 W ultrasonik güç atıksuya uygulandıktan sonra sırasıyla %6’dan %8, 23 ve 24’e çıkmıştır. Atıksuya 15, 30 ve 60 W ultrasonik güç uygulanması sonucunda 0,45 µm’dan küçük partikül kütle fraksiyonları sırasıyla %3, 15 ve 21 civarında artmıştır. Şekil 8’den de görüldüğü gibi yüksek ultrases güç değerlerinde 1,6 µm’dan büyük

partiküller parçalanmış ve 1,6 µm'den küçük partiküllerin oranının arttığı gözlenmiştir. Düşük ultrases gücünde ise yalnızca büyük partiküllerin ($d_p > 50 \mu\text{m}$) parçalandığı ve çoğunluklu olarak partikül çaplarının 25-50 µm aralığında yoğunlaştığı görülmektedir. Bu durum düşük güç değerlerinde ultrasonik dalgalar altında partiküllerin parçalanmasının daha zor olduğunu işaret etmektedir.

Yapılan partikül boyut analiz sonuçları ultrasonik ön arıtma sonucunda klor dioksit dezenfeksiyon veriminde meydana gelen artışları açıklar niteliktedir. Yüksek güç değerlerinde (30 ve 60 W) partiküllerin ultrasonik etki ile parçalanması neticesinde açığa çıkan bakteri klor dioksit ile kolaylıkla inhibe edilmekte ve bu şekilde birleşik ultrases ve klor dioksit oksidasyon sistemi ile genel dezenfeksiyon verimi beklenilenden daha fazla bir artış göstermektedir. Düşük ultrases gücünde (15 W) atıksu içindeki bazı partiküller parçalanmıştır, ancak bu parçalanma büyük partiküllerin 8 ile 50 µm aralığına azalması şeklinde gerçekleşmiştir. Parçalanma sonrası elde edilen partikül boyutu halen bakterileri bünyesinde muhafaza edecek büyüklüktedir. Bu sonuç ardışık US/ClO₂ dezenfeksiyon sisteminde niçin düşük ultrases güç değerlerinde sinerjik bir etki gözlenmediğini açıklamaktadır. Ardışık US/ClO₂ dezenfeksiyon prosesinde, bakteri inaktivasyon dataları ve partikül boyut dağılımları göz önüne alındığında en uygun ultrases gücünün 30 W olduğu görülmektedir.

BÖLÜM 5**SONUÇLAR VE ÖNERİLER**

Bu çalışmada ultrases, klor dioksit ve bu iki metodun ardışık olarak kullanılmasıyla üç farklı atıksu içindeki *E. coli* ve *T. koli* bakteri inaktivasyonları incelenmiştir. Ayrıca ardışık dezenfeksiyon sistemin verimi, atıksuyun partikül konsantrasyonuna ve bu partiküllerin ultrasonik dalgalar altında parçalanmasına bağlı olarak açıklanmıştır. Öncelikli olarak deneysel çalışmalar yalnız ultrases, yalnız klor dioksit ve bu metodların ardışık birleşiminin atıksu örneklerine uygulanması şeklinde gerçekleştirilmiştir. Üç farklı atıksu örnekleri için elde edilen deneysel sonuçlar dikkate alındığında, 10 dk ultrases (15, 30 ve 60 W) dezenfeksiyonu neticesinde maksimum 1-log civarında bakteri inaktivasyonu sağlanabilmiştir. Ultrases oksidasyon sisteminin dezenfeksiyon verimliliği ile ilgili yapılan mikrobiyolojik analizler sonucunda, bütün atıksu örnekleri için düşük ultrasonik güç (15 W) değerlerinde her iki bakteri gideriminde de etkili bir dezenfeksiyon sağlamadığı gözlenmiştir. Ultrases gücünün artırılması ile *E. coli* ve *T. koli* bakteri inaktivasyon veriminin arttığı ve en yüksek inaktivasyonun 60 W ultrases gücünde meydana geldiği saptanmıştır. Sentetik atıksu ve giriş atıksuyu örneklerinde benzer bakteri inaktivasyon değerleri elde edilirken, çıkış atıksuyu örneklerinde giderim verimi daha düşük çıkmıştır. Arıtma tesisi çıkış atıksuyunda bakteri inaktivasyon değerlerinin daha düşük çıkması mikroorganizma yaşı ile ilişkilendirilmiştir. Arıtma tesisi çıkış suyu aktif çamur sisteminden gelen bakterileri içermekte; bunların sentetik atıksuya ilave edilen veya giriş atıksuyunda bulunan bakterilerden daha uzun mikroorganizma yaşına sahip olduğu düşünülmektedir. Mikroorganizma yaşı uzun olan bakteriler zamanla daha güçlü hücre koruma çeperi geliştirdiği için kimyasal veya fiziksel dezenfeksiyon işlemlerine karşı daha dayanıklı olabilmektedir.

Yalnız ClO₂ ile yapılan dezenfeksiyon deneyleri sonucunda, sentetik atıksu ve giriş atıksuyu örneklerindeki *E. coli* inaktivasyon verilerinin benzer olduğu gözlenmiştir. Çıkış atıksuyu örneklerinde ClO₂ dezenfeksiyon verimi sentetik ve giriş atıksuyu örneklerine göre iki kat daha fazla çıkmıştır. Sentetik ve gerçek arıtılmamış atıksularda dezenfeksiyon veriminin düşük olması, bu atıksuların KOİ (150 mg/L) değerlerinin çıkış atıksuyu KOİ (25-30 mg/L) değerinden yüksek olmasından kaynaklanmaktadır. Benzer durum, giriş ve çıkış atıksu örneklerinde bulunan *T. koli* inaktivasyonları için de geçerlidir.

Ardışık US/CIO₂ oksidasyon metodunun sentetik ve arıtma tesisi çıkış suyu örneklerine uygulanmasıyla ilgili yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, birleşik dezenfeksiyon sisteminin CIO₂ bakteri öldürme kapasitesinde kayda değer bir iyileştirme sağlamadığı gözlenmiştir. Ancak arıtılmamış gerçek atıksu örneklerinde ultrasonik ön arıtmanın CIO₂ dezenfeksiyon kapasitesine ciddi ölçüde pozitif katkı sağladığı tespit edilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda ultrasonik sinerjik etki yalnızca giriş atıksuyu örneklerinde ve yüksek ultrasonik güç değerlerinde (30 ve 60 W) gözlenmiştir. Giriş atıksuyu örneklerinin 30 ve 60 W'da ultrasonik ön arıtıma tabi tutulması ile CIO₂ bakteri log inaktivasyon verimi yaklaşık üç kat artmıştır.

Partikül boyut dağılımı ile ilgili yapılan deneyler sonucunda, sentetik ve son çökeltim havuzu çıkış atıksuyu örneklerinde askıda katı madde miktarı (AKM) ihmal edilebilecek seviyede düşük çıkmıştır. Ancak giriş atıksuyu örneklerinde AKM miktarı oldukça yüksek bulunmuştur. Ultrasonik ön arıtma ile CIO₂ dezenfeksiyon kapasitesinde elde edilen bu önemli artışın öncelikli olarak gerçek atıksuyun yüksek partikül madde içeriğinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Yapılan partikül boyut dağılımı analiz sonuçlarına göre, ultrasonik dalgalar altında partikül çaplarının oldukça küçüldüğü gözlenmiştir. Ultrasonik yöntemle katı maddeler parçalanarak partiküllerin içerisine saklı olan çok sayıda mikroorganizmanın CIO₂ ile teması sağlanmıştır. Düşük ultrases gücünde (15 W) atıksu içerisindeki partiküllerin yeterince parçalanamadığı ve bunun sonucu olarak da bakterilerin katı floklar içerisinde halen saklı kaldığı ve klor dioksit ile temasının engellendiği sonucuna varılmıştır. Ancak 30 ve 60 W ultrases gücünde partiküllerin büyük çoğunluğunun 8 µm'nin altına indiği gözlenmiştir. Böylece partikül içerisinde muhafaza edilmiş mikroorganizmaların açığa çıkması sağlanarak CIO₂ ile temasları mümkün hale getirilmiştir. Ardışık US/CIO₂ dezenfeksiyon prosesinde, bakteri inaktivasyon dataları ve partikül boyut dağılımları göz önüne alındığında, en uygun ultrases gücünün 30 W olduğu belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Aieta E. ve Berg J.D., 1986. A Review of Chlorine Dioxide in Drinkig Water Treatment. *Journal of American Water Works Association*, 78 (6): 62-72.
- Anonim 2005a. http://www.cevreorman.gov.tr/su_02.htm.
- Anonim 2005b. http://www.cedgm.gov.tr/cedraporlari/canakkalekatiatik_ced.pdf.
- Anonim 2005c. <http://www.clo2.net/en/thesis/control.phtml>.
- Anonim 2005d. <http://www.cyber-nook.com/water/Solutions.html>.
- Anonim 2009. http://www.ozonoks.com.tr/ozon_dezenfeksiyonu.mht.
- Antoniadis A., Poulios I., Nikolakaki E. ve Mantzavinos D., 2007. Sonochemical Disinfection of Municipal Wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 146 (3): 492–495.
- APHA (American Public Health Association), 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., AWWA-WPCF, Washington, DC.
- Ayyildiz O., Ileri B. ve Sanik S., 2009. Impacts of Water Organic Load on Chlorine Dioxide Disinfection Efficacy. *Journal of Hazardous Materials*, 168 (2-3): 1092-1097.
- Beltran F.J., Gonzalez M., Rivas J.F. ve Alvarez P., 1998. Fenton Reagent Advanced Oxidation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Water. *Water, Air and Soil Pollution*, 105 (3-4): 685 – 700.
- Benitez F.J., Beltran-Heredia J., Acero J.L. ve Rubio F.J., 2001. Oxidation of Several Chlorophenolic Derivates by UV Irradiation and Hydroxyl Radicals. *Journal. Chemical Technology and Biotechnology.*, 76 (9): 312-320.

- Bernarde M.A., Snow W.B. ve Olivieri V.P., 1967a. Chlorine Dioxide Disinfection: Temperature Effects. *Journal of Applied Bacteriology*, 30 (1): 159–167.
- Bernarde M.A., Snow W.B., Olivieri V.P. ve Davidson B., 1967b. Kinetics and Mechanism of Bacterial Disinfection by Chlorine Dioxide. *Applied Microbiology*, 15 (2): 257-265.
- Bolton J.R. ve Linden K.G., 2003 Standardization of Methods for Fluence (UV dose) Determination in Bench Scale UV Experiments, *Journal of Environmental Engineering*, 129 (3): 209–215.
- Blume T. ve Neis U., 2004. Improved Wastewater Disinfection by Ultrasonic Pre-treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 11 (5): 333–336.
- Bozkurt H. ve İçier F., 2009. Uv-C ve Ultrason Ön İşlemlerinin Çilek Kalitesi Üzerine Etkileri. *Gıda*, 34 (5): 279-286.
- Chang C.Y., Hsieh Y.H., Hsu S.S., Hu P.Y. ve Wang K.H., 2000. The Formation of Disinfection By-Products in Water Treated with Chlorine Dioxide. *Journal of Hazardous Materials*, 79 (1-2): 89–102.
- Chen C., Zhang X.J., Wang Y., Zhu L.X. ve Liu J., 2006. Wastewater Disinfection During SARS Epidemic for Microbiological and Toxicological Control. *Biomedical and Environmental Science*, 19, 173–178.
- Chu W., 2001. Modeling the Quantum Yields of Herbicide 2,4-D Decay in UV/H₂O₂ Process. *Chemosphere*, 44 (1): 935–941.
- Collivignarelli C., Bertanza G. ve Pedrazzani R., 2000. A Comparison Among Different Wastewater Disinfection Systems: Experimental Results. *Environmental Technology*, 21, (1): 1–16.

- Crittenden J. C., Hu S., Hand D.W. ve Gren S. A., 1999. A Kinetic Model for H₂O₂/UV Process in a Completely Mixed Batch Reactor. *Water Research*, 33,(10): 2315–2328.
- Çolakoğlu A., Köseoğlu B. ve Çakır F., 2004. Monthly Fluctuations of Indicator Microorganisms in Dardanos Beach, *Turkish Journal of Aquatic Science*, 3, 320–327.
- Ellenberger C. S., 1999. Water Quality Impacts of Pure Chlorine Dioxide Pretreatment at The Roanoke County (Virginia) Water Treatment Plant. Master of Science. The Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.
- Esplugas S., Gimenez J., Contreras E., Pascual E. ve Rodriguez M., 2002. Comparison of Different Advanced Oxidation Processes for Phenol Degradation. *Water Research*, 36 (4): 1034-1042.
- Furuta M., Yamaguchi M., Tsukamoto T., Yim B., Stavarache C. E., Hasiba K. ve Maeda Y., 2004. Inactivation of *Escherichia coli* by Ultrasonic Irradiation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 11 (2): 57-60.
- Gates D.J., 1989. Chlorine Dioxide Generation Technology and Mythology. Conference Proceedings. Advances in Water Analysis and Treatment. AWWA, Philadelphia, PA.
- Gibson J.H., Hon H., Farnood R., Droppo I.G. ve Seto P., 2009 Effects of Ultrasound on Suspended Particles in Municipal Wastewater. *Water Research*, 43 (2): 2251–2259.
- Glaze W.H. ve Kang J.W., 1988. Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated with TCE and PCE; Laboratory Studies. *Journal of American Water Works Association*, 80 (5): 57-63.
- Glaze W.H. ve Kang J.W., 1989. Advanced Oxidation Processes Description of a Kinetic Model for the Oxidation of Hazardous Materials in Aqueous Media with Ozone and Hydrogen Peroxide in a Semi Batch Reactor. *Journal of American Water Works Association*, 28 (15): 1573-1579.

- Güven K.C., Alpaslan M., Çetintürk K. ve Tekinay A.A., 2002. The Oil Pollution of Sea Water of Dardanelles in 2001 – 2002, *Turkish Journal of Marine Science*, 8, 121–130.
- Hijnen W.A.M., Beerendonk E.F. ve Medema G.J., 2006. Inactivation Credit of UV Radiation for Viruses, Bacteria and Protozoan Oocysts in Water: A Review. *Water Research*, 40, 3-22.
- Hua I. ve Hoffmann M.R., 1996. Kinetics and Mechanisms of the Sonolytic Degradation of CCl_4 : Intermediates and byproducts. *Environmental Science and Technology*, 30 (3): 864-871.
- Hua I. ve Thompson J.E., 2000. Inactivation of *Escherichia Coli* by Sonication at Discrete Ultrasonic Frequencies. *Water Research*, 34 (15), 3888-3893.
- Huang T., Xu C., Walker K., West P., Zhang S. ve Weese J., 2006. Decontamination Efficacy of Combined Chlorine Dioxide with Ultrasonication on Apples and Lettuce. *Journal of Food Science*, 71 (4): 134-139.
- Hung H.M. ve Hoffmann M.R., 1999. Kinetics and Mechanism of the Sonolytic Degradation of Chlorinated Hydrocarbons. *Journal of Physical Chemical Abstracts*, 103 (15): 2734 – 2739.
- Junli H., Li W., Nanqi R. ve Fang M., 1997. Disinfection Effect of Chlorine Dioxide on Bacteria in Water. *Water Resource*, 31 (3): 607-613.
- Jyoti K.K. ve Pandit A.B., 2004. Ozone and Cavitation for Water Disinfection. *Biochemical Engineering Journal*, 18 (1): 9–19.
- Kaczur J.J., Cawfield DW., 1993. Chlorine Oxygen Acids and Salts (ClO_2 , HClO_2). In: Kroschwitz JI, ed. Kirk-Othmer. *Encyclopedia of Chemical Technology*, Vol. 5, New York, NY: John Wiley & Sons, Inc, 969-991.

- Kull T.P.J., Sjovall O.T., Tammenkoski M.K., Backlund P.H. ve Meriluoto J.A.O., 2006. Oxidation of the Cyanobacterial Hepatotoxin Microcystin-LR by Chlorine Dioxide: Influence of Natural Organic Matter. *Environmental Science and Technology*, 40 (5): 1504-1510.
- Lapolli F.R., Hassemer M.E.N., Camargo J.G., Damasio D.L. ve Lobo-Recio M.A., 2005. Disinfection of Domestic Wastewater Using Chlorine Dioxide. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 10 (3): 200-208.
- Letterman R.D., 1999. Water Quality and Treatment. A Hand Book of Community Supplies (5th Ed.). McGraw-Hill, New York, NY.
- Leu M.T. ve Demore W.T., 1997. Rate Constant for The Reaction of Atomic Bromine with Ozone. *Chemical Physics Letters*, vol: 48, 317-320.
- Mamane H., Shemer H. ve Linden K.G., 2007. Inactivation of *E. coli*, *B. subtilis* spores, and MS2, T4, and T7 Phage Using UV/H₂O₂ Advanced Oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 146 (3): 479-486.
- Mason T.J. ve Lorimer J.P., 1988. Sonochemistry: Theory, Applications and Uses of Ultrasound in Chemistry, *Ellis Horwood Limited Puplichers, Inc.*, West Sussex, England.
- Murphy H.M., Payne S.J. ve Gagnon G.A., 2008. Sequential UV- and Chlorine-based Disinfection to Mitigate *Escherichia coli* in Drinking Water Biofilms. *Water Research*, 42 (8-9): 2083-2092.
- Narkis N., 1995. Disinfection of Efficient by Combinations of Chlorine Dioxide and Chlorine. *Water Science and Techmology*, 31 (5): 105-114.
- Nikolaou A.D. ve Lekkas T.D., 2001. The Role of Natural Organic Matter During Formation of Chlorination By- Products: A Review. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 29 (2-3): 63-77.

- Olivieri V.P., Hauchman F., Hauchman F.S., Noss C.I. ve Vasl R., 1984. Mode of Action of Chlorine Dioxide on Selected Viruses. *Water Chlorination Chemistry. Environmental Impact and Health Effects*, 5: 619-633.
- Olivieri V.P., 1985. Mode of Action of Chlorine Dioxide on Selected Viruses, *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*. (5). Ann Arbor, Michigan.
- O'neil M.J., Smith A. ve Heckelman P.E., 2001. *The Merk Index*. 13th ed., Whitehouse Station, : Merk and Co., Inc., NJ, 2213 p.
- Peyton G. R. ve Glaze W. H., 1988. Destruction of Pollutants in Water with Ozone in Combination with Ultraviolet Radiation. 3. Photolysis of Aqueous Ozone. *Environmental Science Technology*, 22 (7): 761-767.
- Phull S.S., Newman A.P., Lorimer J.P., Pollet B. ve Mason T.J., 1997. The Development and Evaluation of Ultrasound in the Biocidal Treatment of Water. *Ultrasonics Sonochemistry*, 4 (2): 157-164.
- Pontius F.W., 1990. *Water Quality and Treatment. A Handbook of Community Water Supplies* (4th ed.). McGraw-Hill, Inc. Publishing Company, New York, NY.
- Radziminski C., Ballantyne L., Hodson J., Creason, R., Andrews, R.C., ve Chauret, C., 2002. Disinfection of Bacillus Subtilis Spores with Chlorine Dioxide: A bench-scale and pilot-scale study. *Water Research*, 36(6): 1629-1639.
- Roberts P.V., Aieta E.M, Berg J.D. ve Chow B.M., 1980. Chlorine Dioxide for Wastewater Disinfection: A Feasibility Evaluation, Technical Report 251, Stanford University.
- Rodriguez M.I. ve Serodes J.B., 2001. Spatial and Temporal Evolution of Trihalomethanes in Three Water Distribution Systems. *Water Research*, 35: 1572–1586.

- Ruffell K.M., Rennecker J.L. ve Marinas B.J., 2000. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with chlorine dioxide. *Water Research*, 34(3): 868-876.
- Roller S.D., 1980. Mode of Bacterial Inactivation By Chlorine Dioxide. *Water Research*, 14: 635-641.
- Shemer H., Kunukcu Y.K. ve Linden K.G., 2006. Degradation of the Pharmaceutical Metronidazole Via UV, Fenton, and Photo-Fenton Processes, *Chemosphere* 63 (1): 269–276.
- Son H., Cho M., Kima J., Oha B., Chungb H. ve Yoon J., 2005. Enhanced Disinfection Efficiency of Mechanically Mixed Oxidants with Free Chlorine. *Water Research*, 39: 721-727.
- Stampi S., Luca D.G., Onorato M., Ambrogiani E. ve Zanetti F., 2002. Peracetic Acid as An Alternative Wastewater Disinfectant to Chlorine Dioxide. *Journal of Applied Microbiology*, 93 (5): 725–731.
- Sun X.B., Cui F.Y., Zhang J.S., Xu F. ve Liu L.J., 2007. Inactivation of *Chironomid Larvea* with Chlorine Dioxide, *Journal of Hazardous Materials*, 142 (1-2): 348–353.
- Suslick K.S., 1990. The Chemical Effects of Ultrasound. *Scientific American*, 187 (11): 66-75.
- Sutherland I.W., 2001. Biofilm Exopolysaccharides: A Strong and Sticky Framework. *Microbiology*, 147, 3–9.
- Topacik D., Erenler, S.H., Meriç, S., Sarıkaya, H.Z. ve Bayhan H., 1996. Inactivation of Coliform Bacteria with UV Rays in the Tray Type Reactor. International Conference Oxidation Technologies for Water and Wastewater Treatment, Goslar, Germany.
- Trach R.J., 1996. Ultraviolet/Oxidation Treatment, GWRTAC (Groundwater Remediation Technologies Analysis Center), Pittsburg, PA.

- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Advanced Photochemical Oxidation Process, *Handbook*, Washington, DC.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1998. Guidance Manual for Alternative Disinfectants and Oxidants. Office Groundwater and Drinking Water. Washington. DC.
- U.S. EPA, Environmental Protection Agency of The Drinking Water Standards and Health Advisories, 2006. USEPA (United States Environmental Protection Agency) Method 1603: Escherichia Coli (E. coli) in Water by Membrane Filtration Using Modified Membrane Thermotolerant Escherichia Coli Agar. Office of Water. Washington. DC.
- Vaezi F., Naddafi K., Karimi F. ve Alimohammadi M., 2004. Application of Chlorine Dioxide for Secondary Effluent Polishing. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1 (2): 97-101.
- Wang G.S., Chen H.W. ve Kang S.F., 2000. Catalyzed UV Oxidation of Organic Pollutants in Biologically Treated Wastewater Effluents. *The Science of the Total Environment*, 277, 87-94.
- Weiskel P.K, Howes B.L. ve Heufelder G.R., 1996. Coliform Contamination of a Coastal Embayment: Sources and Transport Pathways. *Environmental Science and Technology*, 30, 1872 – 1881.
- W.H.O. (World Health Organization), Chlorite and Chlorate in Drinking Water, Background Document for Preparation of WHO Guidelines for Drinking Water Quality, Geneva, 2005.
- Zhou H. ve Smith D.W., 2002. Advanced Technologies in Water and Wastewater Treatment, *Journal Environmental Engineering Science*, 1, 247-264.

ÇİZELGELER LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1. Suda bulunan bazı oksidantların oksidasyon potansiyelleri.....	5
Çizelge 2. Klor dioksinin fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	14
Çizelge 3 Sentetik atıksuyun bileşimi.....	18
Çizelge 4. KOİ konsantrasyonu ayarlanmış atıksuların fiziksel ve kimyasal özellikleri..	19
Çizelge 5. Enzimle modifiye edilmiş soya protein özütü (TSB) içeriği	20
Çizelge 6. Potasyum tuz tampon içeriği	23

ŞEKİLLER LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1. Ultrases ve klor dioksit oksidasyon sisteminin şematik gösterimi.....	22
Şekil 2. Sentetik atıksuda ultrases dezenfeksiyon etkisi (<i>E. koli</i> inaktivasyonu).....	26
Şekil 3. Gerçek atıksuda ultrases dezenfeksiyon etkisi (<i>E. koli</i> ve <i>T. koli</i> inaktivasyonu). 27	
Şekil 4. Arıtma tesisi çıkış suyunda ultrases dezenfeksiyon etkisi (<i>E. koli</i> ve <i>T. koli</i> inaktivasyonu).....	28
Şekil 5. Sentetik atıksuyun ardışık US/ClO ₂ ile dezenfeksiyonu (<i>E. koli</i> inaktivasyonu), [ClO ₂] = 2 mg/L.....	30
Şekil 6. Gerçek atıksuyun ardışık US/ClO ₂ ile dezenfeksiyonu (<i>E. koli</i> ve <i>T. koli</i> inaktivasyonu), [ClO ₂] = 2 mg/L	31
Şekil 7. Arıtma tesisi çıkış suyunun ardışık US/ClO ₂ ile dezenfeksiyonu: (<i>E. koli</i> ve <i>T. koli</i> inaktivasyonu), [ClO ₂] = 1 mg/L.....	32
Şekil 8. Ultrasonik ön arıtmanın partikül boyut dağılımına etkisi.....	34

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Serdar SANIK
Doğum Yeri : ÇANAKKALE
Doğum Tarihi : 27.11.1981

EĞİTİM DURUMU

Lisans Öğrenimi: Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü
Yüksek Lisans Öğrenimi: Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü
Bildiği Yabancı Diller: İNGİLİZCE

BİLİMSEL FAALİYETLERİ

a) Yayınlar -SCI -Diğer Önder Ayyıldız, Burcu İleri, **Serdar Sanık**
Impacts of water organic load on chlorine dioxide disinfection efficacy. Journal of Hazardous Materials 168 (2-3): 1092–1097, 2009.

b) Bildiriler -Uluslararası -Ulusal **Sanık, S.**, İleri, B., Ayyıldız, Ö., (2008). “Ultrases Oksidasyonu ile Atıksularda Koliform ve Enterekok Kirliliklerinin Giderilmesi”. Çevre Sorunları Sempozyumu, Kocaeli, 2008 (Sözlü sunum).

c) Katıldığı Projeler 105 Y 265 no’lu TÜBİTAK Projesi

İŞ DENEYİMİ

Çalıştığı Kurumlar ve Yıl : İÇDAŞ AŞ. İş Güvenliği Müdürlüğü, İş Güvenliği Amiri, 2007-devam

105 Y 265 no’lu TÜBİTAK Projesi (Yardımcı Araştırmacı) / 2006-2007

İLETİŞİM

E-posta Adresi: serdarsanik@gmail.com.tr