

**Kişisel Bakım Ürünleri Ve
Gri Atıksu Numunelerinin Ozon Ve
Fotokataliz İle Arıtımı, Toksikite İncelemesi**

Caner KEPOĞLU

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO

T.C.
NAMIK KEMAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**KİŞİSEL BAKIM ÜRÜNLERİ VE GRİ ATIKSU NUMUNELERİNİN OZON VE
FOTOKATALİZ İLE ARITIMI, TOKSİSİTE İNCELEMESİ**

Caner KEPOĞLU

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN

Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO

TEKİRDAĞ-2014

Her hakkı saklıdır

Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO danışmanlığında, Caner KEPOĞLU tarafından hazırlanan “Kişisel Bakım Ürünleri ve Gri Atıksu Numunelerinin Ozon ve Fotokataliz ile Arıtımı, Toksikite İncelemesi” isimli bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans tezi olarak oybirliği ile kabul edilmiştir.

Juri Başkanı : Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO

İmza :

Üye : Doç. Dr. Yalçın GÜNEŞ

İmza :

Üye : Doç. Dr. Rıza ATAV

İmza :

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu adına

Prof. Dr. Fatih KONUKCU
Enstitü Müdürü

Bu çalışma NKÜ Bilimsel araştırma projeleri birimi tarafından NKU.BAP.00.17.YL.14.03 nolu proje kapsamında desteklenmiştir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

KİŞİSEL BAKIM ÜRÜNLERİ VE GRİ ATIKSU NUMUNELERİNİN OZON VE FOTOKATALİZ İLE ARITIMI, TOKSİSİTE İNCELEMESİ

Caner KEPOĞLU

Namık Kemal Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO

Yer altı suları içme suyu için öncelikli en önemli kaynaklarımızdandır. Bunun için suyumuzu verimli kullanarak, doğal su kaynaklarından elde ettiğimiz suyun tüketim oranını düşürüp suyumuzu korumamız gerekmektedir. Bu nedenle su tüketiminin azaltılmasına yönelik olarak tuvalet rezervuarları, bahçe sulama, çamaşır yıkama ve diğer temizlik işlerinde içme suyunun kullanılmaması için önlemler alınabilir. Son yıllarda evsel atıksular bir kirletici değil yeniden değerlendirilerek kullanılabilir bir kaynak haline gelmiştir. Buna göre, evsel atık suların kaynağında, suyun kirlilik seviyelerine göre ayrılarak toplanması ve her bir ayrılan kısmın özelliklerine uygun bir dizi işlemden geçirilerek tekrar kullanımda değerlendirilmesi gündeme gelmiştir. Tuvalet haricindeki sulardan oluşan ve en çok organik madde yönünden zengin olan gri su, bu su çeşitlerinden en az kirletici özelliğe sahiptir ve bu akımın gerekli arıtmadan sonra sulama ve yeraltı suyu beslemesi gibi yollarla su döngüsüne geri verilmesi önerilmektedir. İşlemden geçirilmiş gri suyun kullanım suyu olarak değerlendirilmesi su kaynaklarının korunmasına katkı sağladığı gibi doğadaki su dengesi üzerinde de pozitif etkiler yaratacaktır. Ayrıca gri su geri kazanım tesisleri, kullanılan içme suyu miktarını da azaltır. Sonuç olarak, içme suyu çıkarma ve dağıtma süreçlerinin olumsuzlukları da (enerji ve kimyasal gereksinimler, yeraltı suyunun seviyesindeki düşüş, v.b) azalmış olacaktır. Bu çalışma ile kişisel bakım ürünleri muhteva eden gri atık su numunelerinin ozon ve fotokataliz prosesleri ile arıtımı değerlendirilmiş ve işlem gören gri atık su numuneleri üzerinde toksisite analizleri yapılmıştır. Böylelikle gri atık suların ozon ve fotokataliz prosesleri ile geri kazanım ihtimalleri irdelenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Gri Atıksu, Ozon, Fotokatalitik Oksidasyon, Toksisite, *Daphnia magna*

2014, 91 Sayfa

ABSTRACT

MSc. Thesis

**TREATMENT OF PERSONAL CARE PRODUCTS AND GREY WATER SAMPLES
WITH OZONE AND PHOTOCATALYSIS PROCESSES, TOXICITY INVESTIGATION**

Caner KEPOĞLU

Namık Kemal University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Süreyya MERİÇ PAGANO

Underground waters are one of the most important prior source of drinking water. Thus, we have to protect water sources by reducing their consumption rate and reuse the water effectively after proper treatment technologies. Therefore, some precautions can be taken such as not using drinking water in toilet reservoirs, washing machine, garden irrigation and other cleaning activities for avoiding water consumption. In recent years, household wastewaters became a reusable source instead of being pollutant. Collecting the household wastewater by the level of pollution in its source and recycling after a couple of processes eligible for each type has come into question nowadays. Grey water, which is rich in terms of organic matter excluding toilet waters, is the least pollutant of this group and it is suggested that after a necessary treatment this water should be given to water cycle by the methods like irrigation or underground water supply. To recycle treated grey water as municipal water will make positive effects on water balance and as it helps to protect water resources. Further, Grey Water Recycling Plants reduces the usage of drinking water. Consequently the problems (energy and chemical needs, the fall of underground water level) in drinking water extraction and distribution processes will decrease.

Within this study, Recycling possibilities of grey wastewater treated by ozone and photocatalysis processes are examined. The treatment of grey water and simulated wastewater samples containing personal care products obtained from the Hotel where grey water sample was collected too, by ozone and photocatalysis processes are optimized taking into account the process characteristics. Toxicity of grey wastewater and simulated wastewater samples were monitored using *Daphnia magna* standardized toxicity test.

Key words; Grey water, ozone oxidation, photocatalysis, toxicity, *Daphnia magna*

2014, 91 Pages

TEŞEKKÜR

Kişisel Bakım Ürünleri ve Gri Atıksu numunelerinin Ozon ve Fotokataliz ile Arıtımı, Toksikite İncelemesi tez çalışmamın her aşamasında, öneri ve desteğini esirgmeden beni yönlendiren danışman hocam Prof. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO ya, tüm destek ve hoşgörüsünden dolayı saygı değer hocam Yrd. Doç. Dr. Füsun EKMEKYAPAR'a, ayrıca kişisel bakım ürünleri ve gri atıksu numunelerinin sağlanması ve deneysel çalışmaların planlanması ve yürütülmesine katkılarından dolayı NKÜ Çevre Bilimleri ve Teknolojileri Doktora Programı öğrencileri Işıl ATAÇOĞLU ve Araştırma Görevlisi Can Burak ÖZKAL'a,

Tez çalışmam boyunca destek ve hoşgörüsü için iş sahibim Sayın Remzi UYSAL ve iş arkadaşlarım Suat UYSAL ve Menderes ELLİDOKUZUOĞLU'na ve tüm Eko Trend Arıtma Teknolojileri Sanayi Ticaret Limited Şirketi çalışanlarına,

Laboratuar çalışmalarında beni yalnız bırakmayan ve yardımlarını esirgemeyen NKÜ Çevre Mühendisliği Öğrencisi Oğuz KİZEK' e, çevirilerde yardımını esirgemeyen sevgili dostum Emre YILDIZ'a,

Bugünlere gelmemde büyük pay sahibi olan babam Talip KEPOĞLU, annem Gönül KEPOĞLU ve ablam Canan KEPOĞLU' na ;

Sonsuz teşekkürü borç bilirim.

Çorlu 2014

Caner KEPOĞLU

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	v
ABSTRACT.....	vi
TEŞEKKÜR.....	vii
İÇİNDEKİLER.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	x
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
KISALTMALAR.....	xiv
1. GİRİŞ.....	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi.....	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı.....	2
2. GRİ ATIK SULARIN TOPLANMASI, KARAKTERİZASYONU VE ANLATIMI.....	3
2.1 Gri Atık Su Tanımı.....	3
2.2 Gri Atık Su Karakterizasyonu.....	3
2.3 Gri Atık Suda Spesifik Kirleticiler.....	6
2.4 Gri Atık Su Arıtma Alternatifleri ve Literatür Bulgu ve Sonuçları.....	9
2.4.1 Membran Filtrasyon ve Fizikokimyasal Arıtma.....	10
2.4.2 Modifiye Edilmiş Filtrasyon Sistemleri.....	15
2.4.2.1 Zemin Filtrasyonu ve Yapay Sulak Alanlar.....	15
2.4.2.2 Biyofiltreler.....	23
2.4.2.3 Kimyasal Katkılı Filtreler.....	28
2.4.3 Biyolojik Arıtma.....	31
2.4.3.1 Aerobik Bağlı Büyüyen Sistemler.....	31
2.4.3.2 Aerobik Askıda Büyüyen Sistemler.....	32
2.4.3.3 Anaerobik Biyolojik Sistemler.....	35
3. GRİ ATIK SU GERİ KULLANIM STANDARTLARI VE KULLANIM ALTERNATİFLERİ.....	40
3.1 Gri Atık Su Geri Kullanım Standartları.....	40
3.2 Gri Atık Su Geri Kullanım Alanları.....	43
3.3 Türkiye' de Gri Atık Su Kullanımının Değerlendirilmesi.....	44

4. OZON VE FOTOKATALİZ ARITMA PROSESLERİ	46
4.1 Ozon ile Oksidasyon Prosesi.....	46
4.2 Fotokatalitik Oksidasyon Prosesi.....	51
5. MATERYAL ve METOT	60
5.1 Materyal.....	60
5.1.1 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasal Maddeler.....	62
5.1.2 Deneysel Çalışmada Kullanılan Cihazlar.....	63
5.2 Yöntem.....	63
5.2.1 Ozonlama.....	63
5.2.2 Fotokataliz.....	65
5.2.3 Toksikite Ölçümü.....	67
6. DENEYSEL SONUÇLAR, TARTIŞMA VE YORUMLAR	69
6.1 Gri Atık Su Karakterizasyonu.....	69
6.2 Ozon İle Arıtım Sonuçları.....	72
6.3 Fotokataliz İle Arıtım Sonuçları.....	75
6.4 Tartışma.....	79
7. SONUÇ VE ÖNERİLER	82
8. KAYNAKLAR	84
9. ÖZGEÇMİŞ	92

ÇİZELGE DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1 Gri Su Karakterizasyonuna Örnekler.....	5
Çizelge 2.2 Arıtılmamış Gri Atıksuyun Bileşenleri (DIN 19650, 1999)	6
Çizelge 2.3 Arıtılmamış Gri Su ve Evsel Atıksudaki Toplam Koli Formlar ve E-Koli Miktarları (DIN 19650, 1999)	6
Çizelge 2.4 Gri Atıksu İçerisindeki PSs varlığı ve konsantrasyonu ile ilgili veri özeti (µg/L)	8
Çizelge 2.5 Filtreler veya fizikokimyasal ünitelerin gri atık su arıtımında giriş ve çıkış suyu kaliteleri, çalışma koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	12
Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	17
Çizelge 2.7 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Biyofiltrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	25
Çizelge 2.8 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Kimyasal Filtrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	29
Çizelge 2.9 Aerobik Biyolojik Proses, Askıda ve Yapışık ve Diğer Ünitelerin Kombini ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	33
Çizelge 2.10 Anaerobik ve Aerobik Biyolojik Arıtma Sistemleri; UASB ve UASB yi Takiben SBR ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve Çalışma Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	36
Çizelge 2.11 Gri Atık Su Arıtma Üniteleri ve Proseslerinin, Standartlara Uyumluluğu, Teknoloji Talepleri ve Maliyet (Ghunmi L. ve diğ., 2011)	38
Çizelge 3.1 Tuvalet Rezervuarı İçin Gerekli Kalite Standartı.....	40
Çizelge 3.2 Sulama Sularının ve Uygulamalarının Hijyenik/Mikrobiyolojik Niteliklerinin Sınıflandırılması (DIN 19650, 1999)	42
Çizelge 3.3 Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usüller Tebliği, 2011)	42

Çizelge 4.1 Ozonun Suda Çözünürlüğü (Yıldırım A. Ö., 2009)	46
Çizelge 4.2 Ozonun Diğer Fiziksel Özellikleri (Yıldırım A. Ö., 2009)	47
Çizelge 4.3 Elektromanyetik Güneş Spektrumu Dağılımı (Gibson J. H., 1997)	58
Çizelge 5.1 Gri Atıksuyu Oluşturan Kişisel Bakım Ürünleri ve Temizlik Ürünleri....	61
Çizelge 5.2 Deneyler sırasında kullanılan kimyasal maddelerin adları, kayıt numaraları, kullanım yerleri.....	62
Çizelge 5.3 Deneysel çalışmalarda kullanılan cihazlar.....	63
Çizelge 6.1 Ayrık Sistem ile Toplanmış Gri Atıksu Numunesi (G1) Karakterizasyonu	69
Çizelge 6.2 Ayrık Sistem ile Toplanmış Gri Atıksu Numunesi (G1)' in <i>Daphnia magna</i> toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 hiç seyreltimemiş numune ile %50 seyreltilen B1-3 numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)	70
Çizelge 6.3 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K1) Karakterizasyonu.....	70
Çizelge 6.4 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K1)'nin <i>Daphnia magna</i> toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 /hiç seyreltimemiş numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)	71
Çizelge 6.5 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K2) Karakterizasyonu.....	71
Çizelge 6.6 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K2)'nin <i>Daphnia magna</i> toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 /hiç seyreltimemiş numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)	72
Çizelge 6.7 K1 Numunesi Ozon Prosesi Verileri.....	73
Çizelge 6.8 K2 Numunesi Ozon Prosesi Verileri.....	73
Çizelge 6.9 Fotokataliz ile Elde Edilen TOK Giderimlerinin Literatür Sonuçları ile Karşılaştırılması.....	80

ŞEKİL DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1 Farklı ülkelerde zayıf gri atık su kullanımının dağılımı (Boyjoo Y. ve diğ., 2013).....	4
Şekil 2.2 Gri Atıksu Arıtma Yöntemleri.....	10
Şekil 3.1 Evsel Atıksu dağılımı (Karahan A., 2011).....	44
Şekil 4.1 Ozonun Rezonans Yapısı.....	46
Şekil 4.2 Ozon Oksidasyon Mekanizması (Hoigne J. ve Bader H., 1976).....	47
Şekil 4.3 Yarı İletken Partikülde Hidroksil Radikalinin Oluşum Mekanizması (Turchi C. S. ve diğ., 1990).....	52
Şekil 4.4 Anataz ve Rutil Tetragonal Kristal Kafes Yapıları (Bilim ve Teknoloji, 2007).....	54
Şekil 4.5 Bazı Yarı İletkenlerin Bant Boşluk Enerjileri (Sayılkan F., 2007).....	58
Şekil 4.6 UV Spektrum (Gibson J. H., 1997).....	59
Şekil 5.1 Deney Düzenegi.....	64
Şekil 5.2 Laboratuvardaki Mevcut Ozon Reaktörü.....	64
Şekil 5.3 Deneysel Çalışmada Kullanılacak Fotokatalitik Reaktör.....	65
Şekil 5.4 <i>Daphnia magna</i> Yaşam Reaktörleri ve Alg Kültürleri.....	67
Şekil 5.5 Toksikite Deneylerinin Yürütülüşü.....	68
Şekil 6.1 Ozon ile Arıtım Sonucu KOI ve TOK Giderim Verimleri.....	73
Şekil 6.2 Transfer Edilen Ozon Miktarı (3,84 mg/L.dk).....	74
Şekil 6.3 UV Absorbans Eğrileri.....	74
Şekil 6.4 Katalizör Dozunun Adsorpsiyon - Desorpsiyon Üzerine Etkisi ve Optimum Dozun Belirlenmesi.....	75
Şekil 6.5 Katalizör Dozunun Fotokataliz Üzerine Etkisi - Optimum Dozun Belirlenmesi - UV 254 nm Giderimi - TOK Giderimi.....	76
Şekil 6.6 Ultrasonikasyonun Adsorpsiyon - Desorpsiyon Üzerine Etkisi.....	76
Şekil 6.7 Ultrasonikasyonun Fotokataliz Üzerine Etkisi.....	77
Şekil 6.8 Gri Atıksuyun Çeşitli Fraksiyonlarının Adsorpsiyon-Desorpsiyon Üzerine Etkisi.....	78
Şekil 6.9 Gri Atıksuyun Çeşitli Fraksiyonlarının Fotokataliz Üzerine Etkisi.....	78

Şekil 6.10 Gri Atıksuyun Ozon ve Fotokataliz Prosesleri ile Arıtımının karşılaştırılması.....

79

KISALTMALAR

AnBF:	Anaerobik Biyofiltreler
AP :	Yapay Gölet
BAF:	Biyolojik Havalandırmalı Filtreler
BOD:	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BSIRA:	İngiliz Bilimsel Enstrüman Araştırma Derneği
CF:	Kaba Filtreler
CFU:	Koloni Oluşturan Birim
Cl ₂ :	Klor
COD:	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
col:	Kolloidal
CW:	Yapay Sulak Alan
DHS:	Düşey Akışlı Asma Sünger
dis:	Çözünmüş
EB:	Dengeleme Havuzu
E. coli:	<i>Escherichia coli</i>
EPA:	Çevre Koruma Ajansı
FBR:	Akışkan Yataklı Reaktör
FC:	<i>Fekal Koliform</i>
GRWRS:	Yeşil Çatı Su Geri Kazanım Sistemi
GW:	Gri Atık Su
H:	Dikey
HPSF:	Yatay Akışlı Ekili Toprak Filtreler
HRT:	Hidrolik Bekleme Süresi
IVPSF:	Kesikli Dikey Akışlı Ekili Toprak Filtre
IVSF:	Kesikli Dikey Akışlı Toprak Filtre
K:	Potasyum
LAS:	Lineer Alkil Benzen Sülfonat
MBR:	Membran BiyoReaktör
MF:	Membran Filtreler
M(F)BR:	Membran (Lifli) Biyolojik Reaktör

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Her geçen gün artan nüfus ve gelişen teknoloji ile birlikte mevcut doğal kaynakların ve bunların en önemlisi olan suyun kullanımında önemli artış meydana gelmiştir. Kullanılan bu sular kirlenmiş olarak tekrar doğal su ortamlarına verildiği takdirde doğaya yaptığı etkiler önemli düzeyde olmakta, doğal dengeyi değiştirici ve bazı durumlarda geri dönülmez nitelikte olmaktadır. Doğal kaynak sınırlılığı ve bizden sonraki nesillerin de bu kaynaklardan faydalanması için doğal kaynakların korunması gerekliliği çevre bilincini ortaya çıkarmıştır. Toplumların artan çevre bilinci ve buna paralel olarak ortaya çıkan doğal çevreyi korumacı yaklaşımlar nedeniyle, günümüzde atıksuların arıtımı giderek önem kazanmıştır.

Dünyada ve ülkemizde su kullanımının artması ve temiz suya duyulan ihtiyacın artması ile alternatif su kaynakları ortaya çıkmıştır. Konuyla ilgili endüstrilerde kullanım sonucu oluşan atık sular geri kazanılmaya çalışılmış ve çeşitli uygulamalar yapılmıştır. Alternatif su kaynaklarından bir başkası da evsel atık suyun geri kazanılarak tekrar kullanımıdır. Evsel atık su olarak nitelendirilen insani kullanımlar sonucu oluşan atık su foseptik atığı içeren su (siyah atık su) ve foseptik atığı içermeyen su (gri atık su) olarak iki sınıfta incelenebilir. Tuvalet haricindeki sulardan oluşan ve en çok organik madde yönünden zengin olan gri atık su, bu su çeşitlerinden en az kirlenmiş özelliğe sahip ve bu atığın gerekli arıtmadan sonra sulama ve yeraltı suyu beslemesi gibi yollarla su döngüsüne geri verilmesi belki de en kolay kirlenmiş su kaynağıdır. İşlemden geçirilmiş gri suyun kullanım suyu olarak değerlendirilmesi su kaynaklarının korunmasına katkı sağladığı gibi doğadaki su dengesi üzerinde de pozitif etkiler yaratacaktır.

Bu nedenle su tüketiminin azaltılmasına yönelik olarak tuvalet rezervuarları, bahçe sulama, çamaşır yıkama ve diğer temizlik işlerinde içme suyunun kullanılmaması için önlemler alınabilir (Gleick P.,1998). Kullanım amacının türüne göre dünya genelinde ve ülkemizde çeşitli deşarj kısıtlamaları getirilmiştir. Gri atık su olsun, endüstriyel kaynaklı atık sular olsun, evsel atık sular olsun kullanım amacına göre öncelikle arıtıma tabi tutulmalı ve deşarj standartlarının yakalanmasının ardından bunların yeniden kullanımı sağlanmalıdır. Bu amaçla çalışma kapsamında gri atıksuyun ozon ve fotokataliz prosesleri ile arıtımı ve geri kazanımı irdelenmiştir. Ayrıca çalışma kapsamında giriş sularının toksik etkisinin olup olmadığıda irdelenmiştir. Bu çalışma Türkiye’ de sabunlar üzerinde ozon ve fotokataliz proseslerinin denendiği ve tartışmasının yapıldığı ilk çalışma özelliği taşımaktadır.

1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı kirletici yönünden diğer atık sulara nazaran daha az kirli görünen gri atıksu ve içerdiği kişisel bakım ürünlerinin karakterizasyonunu, ozon ve fotokataliz prosesleri ile arıtımını incelemek ve bu prosesler sonucu arıtılan suların toksik etkilerini araştırmaktır. Çalışma pek çok spesifik kirletici için uygulanmakla birlikte ozon ve fotokataliz proseslerinin karışım halindeki kişisel bakım ürünlerine uygulanması yönünden bir ilk oluşturmaktadır.

Bu doğrultuda Bölüm 2' de gri atık suyun tanımı yapılmış literatürdeki kirletici karakterizasyonu belirtilmiş ve arıtma alternatifleri açıklanmıştır. Ayrıca literatürde daha önce yapılmış çalışmalar ve ulaşılan sonuçlar incelenmiştir

Bölüm 3' te deneysel gri atık suyun geri kazanımının ardından kullanılabilmesi için gerekli standartlar belirtilmiş, gri atık suyun geri kazanımı ile hangi alanlarda kullanıldığı ve kullanım amaçlarına göre geri kazanım standartları verilmiş ve ülkemizdeki gri atık su potansiyeli ve mevcut standartlara değinilmiştir.

Bölüm 4' te genel olarak ozon ve fotokataliz proseslerinin çalışma mekanizmaları, reaksiyon denklemleri ve prosesleri etkilenen koşullar belirtilmiştir.

Bölüm 5' te yapılan deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasallar, yapılan analizler ve deney düzenekleri belirtilmiştir. Bu amaçla öncelikle kirleticilerin tayini amacıyla yapılan analizler açıklanmış ardından arıtma (ozon ve fotokataliz) proseslerinin çalışma koşulları belirtilmiştir. Son olarak toksik etkiyi ölçebilmek amacı ile *Daphnia magna* ile yapılan toksisite analizlerinin koşulları belirtilmiştir.

Yapılan analizler sonucu kullanılan gri atık suyun karakterizasyonu ve ozon, fotokataliz prosesleri sonucu arıtılan gri atık suyun analiz sonuçları Bölüm 6' te verilmiştir.

Son olarak yapılan değerlendirmelerin ışığında elde edilen veriler özetlenmiş ve ileride yapılabilecek çalışmalara ışık tutacak öneriler sunulmuştur.

2. GRİ ATIK SULARIN TOPLANMASI, KARAKTERİZASYONU VE ANLATIMI

2.1 Gri Atık Su Tanımı

Dünyada ve ülkemizde su kullanımının artması ve temiz suya duyulan ihtiyacın artması ile alternatif su kaynakları ortaya çıkmıştır. Konuyla ilgili endüstrilerde kullanım sonucu oluşan atık sular geri kazanılmaya çalışılmış ve çeşitli uygulamalar yapılmıştır. Alternatif su kaynaklarından bir başkası da evsel atık suyun geri kazanılarak tekrar kullanımıdır (Bouwer H., 2000). Yaşama alanlarından kaynaklı atık sular siyah su ve gri atık su olarak iki sınıfta ele alınmaktadır. Foseptik atığı içeren sular siyah su, foseptik atığı içermeyen sular ise gri su olarak adlandırılmaktadır. Gri atık su ise kendi içerisinde koyu gri atık su ve açık gri atık su olarak iki kısımdan oluşmaktadır. Koyu gri atık suyun başlıca kaynağı mutfak lavabolarıdır. Koyu gri atık su hastalık yapıcı mikroorganizmalar barındırmaktadır ve besin artıklarından, sıvı ve katı yağdan kaynaklı çok miktarda organik kirletici içermektedir. Açık gri su ise banyo tuvalet lavaboları, banyo küvetleri, duşlar, çamaşır makineleri ve benzeri kaynaklardan gelen suları temsil etmektedir (Butler D. ve diğ., 1995; Christova-Boal D. ve diğ.,1995). Bu sularda da hastalık yapıcı mikroorganizmalar bulunabilir ancak bunların yoğunluğu diğer iki tür atık suya oranla çok daha düşük olmaktadır. Organik kirleticiler bakımından ise gri atık su diğer atık sulara oranla daha temizdir (Butler D. ve diğ., 1995; Christova-Boal D. ve diğ.,1995).

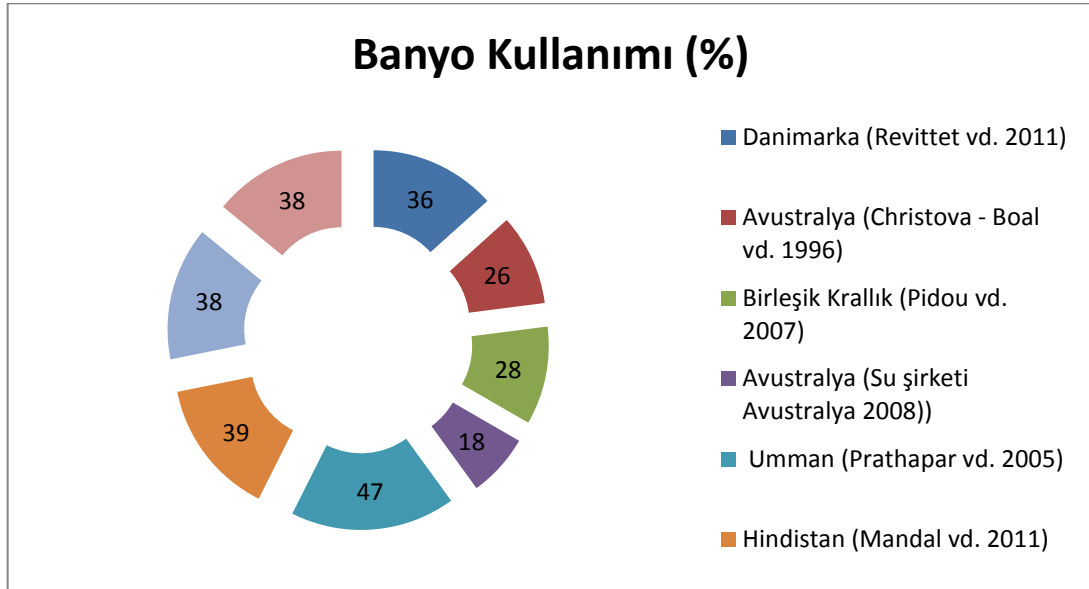
2.2 Gri Atık Su Karakterizasyonu

Yapılan çalışmalarda, gri atık suyun evsel atık su miktarına oranı geniş bir aralıkta (%50-%80) bulunmuştur (Nolde E., 1999; Friedler E. ve Hadari K., 2006; Hocaoglu S. M.ve diğ., 2010). Ancak bu miktarın kullanıcı alışkanlıkları, sosyo-ekonomik durum, suya erişim kolaylığı, tuvalet rezervuar hacmi gibi bir çok faktöre bağlı olarak değişebildiği görülmüştür. Toplam hacmin yaklaşık $\frac{3}{4}$ 'ünü oluşturan ve kirlilik potansiyeli düşük olan gri atık su, konvansiyonel sistemlerde kirlilik potansiyeli yüksek hacimce $\frac{1}{4}$ 'lük olan atık su tarafından kirlenmektedir (Beler B. B. ve Allar A.D., 2007). Bu nedenle herhangi bir proje uygulamaya geçirilmeden önce mümkünse gri atık su miktarının ölçülmesi önemlidir. Literatürde kişi başı gri atık su oluşumu 90-120 L/gün olarak verilmiştir. Ancak bu değer, örneğin; su sıkıntısı yaşayan ve su temininde sorunlar yaşanan düşük gelirli ülkelerde 20-30 L/kişi/gün'e kadar düşebilmektedir (Morel A. ve Diener S., 2006).

Ülkemizde lojman olarak kullanılan 28 dairenin atık suları üstünde gerçekleştirilen bir çalışmada kişi başı toplam su kullanımı 197 L/kişi-gün, gri su oluşumu ise 80 L/kişi-gün bulunmuştur (Hocaoglu S. M. ve diğ., 2010). Burada kişi başı yüksek su kullanımı,

tuvaletlerde kullanılan rezervuar hacminin büyük olması (9 L) ile açıklanmıştır. Siyah su karakterizasyonunun tipik değerlere kıyasla bir miktar düşük olması bu değerlendirme ile uyumludur. Dolayısıyla, tuvalet rezervuar hacmi, toplam su kullanımını ve gri atık suyun toplam atık su içindeki oranını etkilemektedir.

Hocaoğlu S. M. ve diğ., (2010) çalışmalarında, gri atık suyun kendi içinde kuvvetli gri atık su (mutfak lavabosu ve çamaşır makinesi atık suları) ve zayıf gri atık su (duş, küvet, lavabo atık suları) olarak iki alt akıma ayrılabilceğini böylelikle karakterizasyonu farklı iki gri su akımı oluşturulabileceğini raporlamıştır. Aşağıda farklı ülkelerde gerçekleştirilmiş çalışmalardan alınan konut içinde toplam kullanılan su miktarı içinde banyodan kaynaklı zayıf gri atık su oranları verilmektedir (Şekil 2.1).



Şekil 2.1 Farklı ülkelerde zayıf gri atık su kullanımının dağılımı (Boyjoo Y. ve diğ., 2013'ten uyarlanmıştır.)

Yapılan çalışmalarda gri atık suyun % 9–14 N, % 20–32 P, % 18–22 K, ve % 29–62 organik madde içerdiği (Kujawa-Roeleveld ve Zeeman, 2006), başka bir deyişle karakteristik olarak düşük seviyede besin maddesine sahip olduğu söylenebilir. Toplam azot konsantrasyonu 2-28 mg/L arasında değişirken, toplam fosfor konsantrasyonu 5-16 mg/L aralığında raporlanmıştır. Bunun yanında gri atık su, siyah suya kıyasla çok daha az patojen içermektedir. Literatürde, zayıf gri atık su karakteri çalışmalarından elde edilen karakterizasyon değerlerinden bazıları Çizelge 2.1'de verilmektedir.

Çizelge 2.1 Gri su karakterizasyonuna örnekler

Parametre	Gri su			
	Hocaoğlu S. M. ve Orhon D, 2010 -/+sd	Henze M. ve Ledin A., 2001	Christova-Boal D. ve diğ., 1996; Ledin A. ve diğ., 2006; Nolde E., 1999; Rose J. ve diğ., 1991; Surendran S. ve Wheatley A., 1998.	Gual M. ve diğ. 2008 -/+sd
pH	7.2 (0.3)	-	6.4–8.6	6.8 (0.4)
Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı, T.KOİ, mg/L	295 (79)	200-700	100–633	72.7 (50)
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı, BOİ₅, mg/L	111 (33)	100-400	26–300	
Toplam Kjeldahl Azotu, TKN, mg/L	7.4 (3.7)	8-30*	3.6–17	4.1 (2)*
Amonyum Azotu, NH₄⁺-N, mg/L	1.6 (1.4)	-	-	
Toplam fosfor, TP, mg/L	7.3 (3.1)	2-7	0.1–49	
Askıda Katı Madde, AKM, mg/L	63 (30)	-	7–207	32.2 (7)
İletkenlik (µS/ cm)				921 (300)
Bulanıklık (NTU)				38.8 (20)

*TN, sd: standart sapma

Gri atık su üzeri yapılan diğer bir çalışmada arıtılmamış gri atık suyun kaynaklarına göre karakterizasyonunda Çizelge 2.2 de verilmiştir.

Çizelge 2.2 Arıtılmamış Gri Atıksuyun Bileşenleri (DIN 19650, 1999)

Parametre	Birim	Küvetten, Duştan ve lavabodan gelen su (çökeltme deposundan sonra ölçülen değer)	Küvetten duştan lavabodan ve çamaşır yıkamadan gelen su	Küvetten, duştan, lavabolardan, çamaşır yıkamadan ve mutfaktan gelen su
KOI	mg/L	150 - 400/225	250 – 430	400 - 700/535
BOİ ₅	mg/L	85 - 200/111	125 – 250	250 - 550/360
AFS	mg/L	30 - 70/40	-	-
P _{toplam}	mg/L	0.5 - 4/1.5	-	3 - 8/5.4
N _{toplam}	mg/L	4 - 16/10	-	10 - 17/13
pH	-	7.5 - 8.2	-	6.9 - 8

Geçtiğimiz yıllarda yapılan çok miktardaki mikrobiyolojik araştırma banyodan ve lavabodan gelen sulardaki *E.koli* miktarının toplam evsel atıksulara göre 100 kat daha az olduğunu göstermiştir (Çizelge 2.3). Çamaşır yıkamadan gelen gri suların toplanmasıyla yıkama sıcaklığına bağlı olarak gri suda yüksek bakteri konsantrasyonu ölçülmüştür.

Çizelge 2.3 Arıtılmamış Gri Su ve Evsel Atıksudaki Toplam Koli Formlar ve E-Koli Miktarları (DIN 19650, 1999)

Parametre	Birim	Küvetten, Duştan ve lavabodan gelen su (çökeltme deposundan sonra ölçülen değer)	Küvetten duştan lavabodan ve çamaşır yıkamadan gelen su	Küvetten, duştan, lavabolardan, çamaşır yıkamadan ve mutfaktan gelen su
Toplam koliform bakteri	1/mL	101 - 105 medyan: 105	102 – 106	102 - 106
<i>E-koli</i> (kolibasili)	1/mL	101 - 105 medyan: 104	101 – 105	102 - 106

2.3 Gri Atık Suda Spesifik Kirleticiler

Doğada tespit edilen mikrokirleticilerin ana kaynakları arasında evsel atıksular yer alır ve grisulardaki miktarları ng/L-µg/L civarında ölçülmüştür. Yapılan araştırmalarda sucul ortamda oldukça fazla zararlı etkileri olan mikrokirleticilerin grisudaki kaynağı kullanmış olduğumuz ilaçlar ve kişisel bakım ürünlerinin bileşenleridir. Bu bileşiklerin birçoğunun endokrin bozucu etkiye sahip olduğunu gösteren çalışmalar mevcuttur. Endokrin bozucular,

endokrin sistemin gelişimi ve fonksiyonunu değiştiren maddelerden oluşur. Bu maddeler, hormonların faaliyetlerine, biyometabolizma bozunumuna ve vücuttan atılmasına etki ederler.

Endokrin bozucular doğal veya farklı sentetik ve endüstriyel ürünlerde, endüstride, tarımda veya evlerde kullanılan farklı ürünlerin içinde bulunabilirler. Kişisel bakım ürünleri ise ilaçlar, kozmetikler, temizlik maddeleri ve çok çeşitli gıda katkılarından oluşur.

Toprak ve su ortamına bu kirleticilerin geçerek, istenmeyen çevre kirliliğinin oluşmasını engellemek amacıyla grisuyun geri kazanımında uygun yöntemlerin kullanılması son derecede önemlidir. Bunun sonucu olarak da atıksudan mikrokirleticilerin (endokrin salgılanmasını bozan bileşikler, metaller, pestisitler ve kişisel bakım ürünleri) giderimi konusu önem kazanmaya başlamıştır. Literatürde, grisuda kişisel bakım ürünlerden kaynaklanan mikrokirleticilerin belirlendiğine dair bilimsel yayınlar bulunmasına rağmen bunların grisu arıtımında giderim verimlerinden çok az bahsedilmektedir.

Grisuyun geri kazanımı kentsel temiz su ihtiyacını azaltma potansiyeline sahip olsa da toplum sağlığı ve çevre açısından risk taşımadığını garanti altına almak önemlidir. Günümüze kadar yapılan grisu geri kazanımı ve risk değerlendirme ile ilgili pek çok çalışma konvansiyonel su kalitesi izleme parametreleri, az sayıda çalışma da mikrokirleticiler üzerinde yoğunlaşmıştır (Hernandez L. ve diğ., 2007, Andersen M. ve diğ., 2002; Eriksson E. ve diğ., 2002; Palmquist H. ve Hanus J., 2005). Sucul ortamda oldukça fazla zararlı etkileri olan mikrokirleticilerin grisudaki kaynağı kullanmış olduğumuz temizlik ürünleri ve kişisel bakım ürünlerinin bileşenleridir (Ternes T. ve Joss A., 2006).

Danimarka'da evlerden akım ayırımı yolu ile alınan grisu (kület/duş/lavabo) örneklerinde tespit edilen 200 civarında mikro kirleticinin koku veren maddeler (fragrances), yüzey aktif maddeler (surfactants, özellikle uzun zincirli yağ asitleri ile nonil- ve oktilfenol etoksilatlar dahil olmak üzere), koruyucular (preservatives, triklosan dahil), UV-filtreler (güneş koruyucular), plastikleştiriciler (plasticisers), biyosidler (biocides/antioxidants) içeren endokrin bozucu bileşikler olduğu tespit edilmiştir (Eriksson E. ve diğ., 2003). Palmquist H. ve Hanus J., (2005) karışık grisuda nonilfenol and oktilfenol, etoksilatlar, bromlu yangın söndürücüler, organokalay bileşikleri, PAH, PCB, fitalatlar ve triklosan da dahil olmak üzere 81 adet organik bileşiğin tespit etmeye çalışmışlardır. Bunlardan 46'sı grisuda tespit edilmiştir (nonilfenol 2.82-5.95 µg/L, triklosan 0.56-5.9 µg/L, di-(2-etilhekzil) fitalat 8.4-160 µg/L aralıklarında olmak üzere). Hernandez (2010) tarafından gerçekleştirilen çalışmada grisuda incelenen mikrokirleticilerden en yüksek konsantrasyonlara EHMC, BaCl ve nonilfenol'un

olduğu tespit edilmiştir. Propil-paraben 2.9 µg/L, butilparaben 0.86 µg/L, EHMC 15.5 µg/L, triklosan 15.6 µg/L, nonilfenol 7.5 µg/L konsantrasyon seviyelerinde olduğu görülmüştür (Çizelge 2.4).

Çizelge 2.4 Gri Atıksu İçerisindeki PSs varlığı ve konsantrasyonu ile ilgili veri özeti (µg/L)

Madde Adı	Nordhav Garden Denmark ¹	BO-90 Denmark ²	Gals Klint Camping Denmark ³	Vestbadet I/S Denmark ¹	Vibyasen Sweden ⁴	Gebbers Sweden ^{4,5}
Benzen ve PAHs						
Benzen		<1.9				
Naftalin		<4.5				0.036 (0.029 - 0.042)
Antrasen						0.032 (0.023 - 0.041)
Benzo (a) Piren					0.03 (0.02 - 0.04)	<0.01
Benzo (g,h,i) Prilen					nd - 0.04	<0.01
İndeno (1,2,3-cd) Piren						<0.01
Benzo (b) Floranten						<0.01
Klorin İçeren Alifatikler						
Metilen Klorit	<1	<1.0				
Kloroform	<0.03 (<0.1)	<0.1 - 250				
Karbon Tetra Klorit	<0.02 (<0.1)	<0.1 - 1				
Etilen Klorit	<0.1	<0.5				
Klorin İçeren Alkenler						
Tri Kloro Etilen	<0.02	<0.1	<0.050			
Tetra Kloro Etilen	<0.02	<0.1	<0.050			
Fenoller						
Penta Kloro Fenol	<0.05	< 0.02 - 0.04	<0.050	<0.05		
Okta Fenol	<0.5	<0.25	<0.1	<0.5		
Para Tert Okta Fenol		0.2			0.11 (0.08 - 0.16)	0.10 (0.07 - 0.15)
Nonil Fenol	0.5 - 0.6	0.5	0.76	0.9		

2.4 Gri Atık Su Arıtma Alternatifleri ve Literatür Bulgu ve Sonuçları

Gri suyu arıtmak için kullanılan teknolojiler, ihtiyaç duyulan arıtma düzeyi ve arıtılan suyun kullanılacağı alana bağlı olarak geniş bir çeşitlilik göstermektedir. Ayırma düzenekleri gri suyu geri kazanmada kullanılan en basit araçlardır. Bu düzenekler genellikle çamaşır makinelerinden ya da banyo giderlerinden gelen işlem görmemiş gri suyu bir toprak altı bahçe sulama sistemine aktarmaktadır. Toprak altı damla sulama sistemi su ile insanın temasını en aza indirdiği için gri suyla sulamada en çok kullanılan yöntemlerden biridir. Bu tür gri su sistemleri suyu doğal akışıyla dağıtabildiği gibi bir depoda biriktirip bir pompa yardımıyla da dağıtabilmektedir.

Mutfak lavabolarından su alan sistemlerde katı yağ ve başka katı atıkları tutarak sulama borularında tıkanıklığı önlemeye yarayan düzenekler bulunabilmektedir. Kum filtreleri genellikle atık sudaki kirleticileri tutan ve yüzeyinde toplayan kum yataklarından oluşmaktadır. Bu sistemler tasarıma bağlı olarak iki tür arıtma işlevi görebilmektedir. Öncelikle tanecikli yapıdaki maddelerin ayrılmasını sağlamakta, öte yandan bu filtreler biyosüzme işlevi de görebilmektedir ki bu işlem gri su içindeki hem çözünebilir hem de tanecikli yapıdaki organik kirleticilerin süzülmesini ve bir yüzeye tutunup biyolojik olarak parçalanmasını içermektedir.

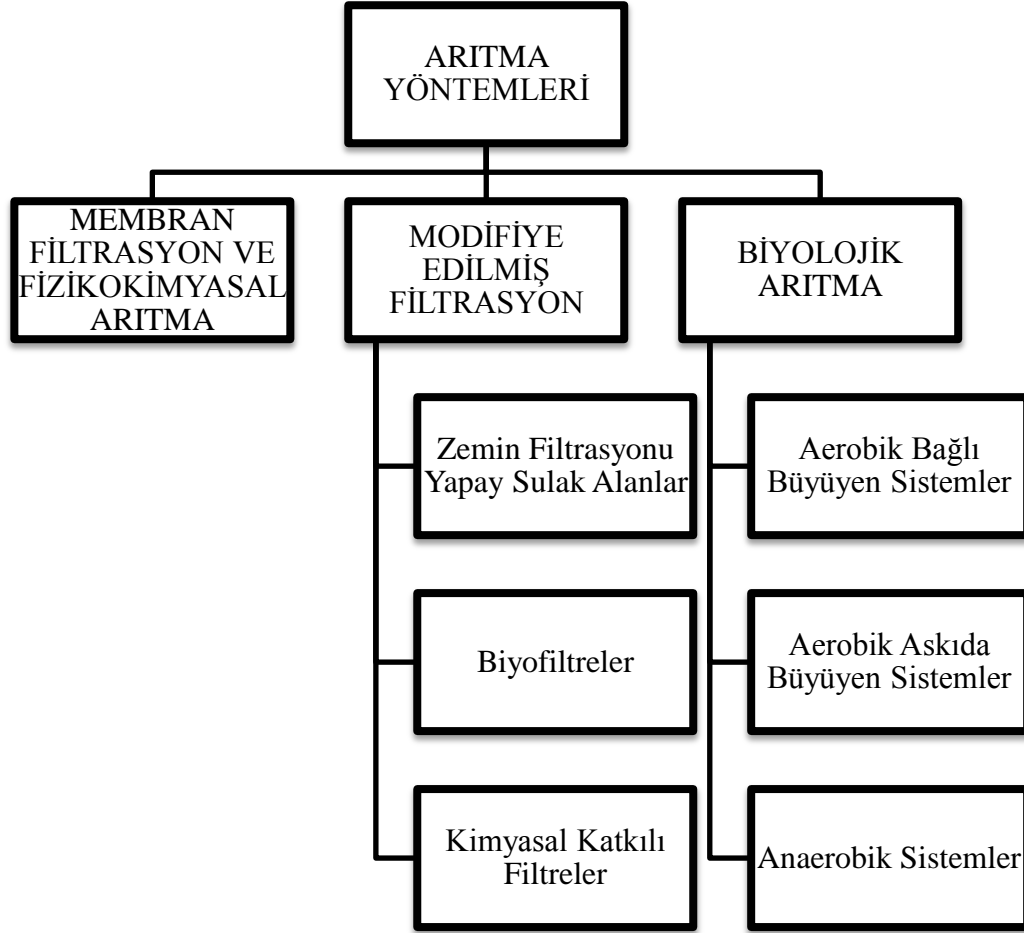
Havalandırılmalı biyolojik arıtma sistemleri, temelde gri suyu havalandırarak gri su içindeki bakterilerin oksijen yardımıyla organik kirleticileri parçalaması prensibine dayanmaktadır. Bu tür sistemlerden bazıları bakterilerin, üzerine tutunup çoğalabileceği destek düzenekleri içermektedir. Havalandırılmalı biyolojik arıtma işlemini genellikle asılı haldeki bakterilerin uzaklaştırılmasını sağlayan bir berraklaştırma işlemi takip etmektedir. Kullanım amacına göre gerekirse elde edilen su, bakterileri, virüsleri ve başka hastalık yapıcı mikroorganizmaları etkisiz hale getiren bir dezenfeksiyon işleminden geçirilmektedir. Bu işlemlerde en yaygın kullanılan dezenfeksiyon yöntemleri klor, morötesi ışık ve ozonla yapılanlardır.

Gri su arıtımında kullanılan bir başka yöntem de elektro-çöktürme işlemidir. Bu işlemde gri suya elektrotlar yoluyla çöktürücü metal iyonları verilmekte, bu iyonlar su içerisinde çözülmüş durumdaki kirleticilerin çökmesini ve böylece gri sudan kolayca ayrılabilmesini sağlamaktadır.

Gri suyu arıtmak ya da arıtmadan doğrudan kullanmak için insanların bireysel çabalarıyla oluşturdukları ve kullandıkları sistemlerin yanı sıra patentli sistemler de mevcuttur. Bu

sistemlerin bazıları tek tek konutlara uygulanabilirken bazıları gri suyun çeşitli büyüklüklerde bina topluluklarından toplanarak merkezi biçimde işlenmesi de sağlanmaktadır. Sistemler yukarıdaki yöntemlerden birini veya birkaç yöntemi bir arada kullanabilmektedir. Bazı sistemler ise daha karmaşık ve gelişmiş teknolojilere dayanmaktadır.

Gri atıksu arıtımında kullanılan arıtma yöntemleri Şekil 2.2 de verilmiştir.



Şekil 2.2 Gri Atıksu Arıtma Yöntemleri

2.4.1 Membran Filtrasyon ve Fizikokimyasal Arıtma

Gri atık suyun fizikokimyasal arıtımında genel olarak; filtrasyon, adsorpsiyon, iyon değiştiriciler ve filtrasyon türevleri kullanılmaktadır. Bu sistemlerin genel çalışma prensipleri ve literatürdeki çalışma sonuçları aşağıda belirtilmiştir.

Literatürde gri atık su arıtımı için makro ve membran filtrasyon ünitelerinin çeşitli türleri test edilmiştir. Test edilen makro filtrasyon türleri naylon çorap tipi filtreler, jeotekstil filtreler, lifli filtreler, kaba filtreler ve kum filtreleridir. Test edilen filtre türlerinde gözenek boyutu 0,17 mm' den küçüktür (Al – Jayyousi O, 2003; Christova Boal D. ve diğ., 1995; Friedler E.

ve diğ., 2006; Jefferson B. ve diğ., 1999). Test edilen membran filtrasyon üniteleri tabaka ya da boru tipi membranlardır. [(a) 0,1 µm' lik Lifli Membran Filtreler (M[F]F) (Ahn K. ve diğ., 1998) ve ≤0,2µm M[F]F (Shin H. ve diğ., 1998)], [(b) 300 kDa Lifli Ultra Filtreler (U[F]F) (Ahn K. ve diğ., 1998), 4, 6 ve 200 kDa MWCO U[F]F (Hills ve diğ., 2001), ve 30 200 ve 400 kDa MWCO UF (Ramon G. ve diğ., 2004). Cui ve Ren (2005) ' in UF ile yaptıkları çalışmalarda gözenek boyutları belirtilmemiştir. Nghim ve diğ., (2006) 0,045 µm boyutundaki batık U[F]F ile çalışmışlardır.

Filtrasyon tekniğinin verimi kirleticilerin parçacık boyutuna bağlıdır. Gri atık sudaki kirleticilerin gideriminde küçük gözenekli filtreler kullanıldığında çıkış suyu kalitesi artmaktadır (Bknz. Çizelge 2.5). Ahn ve diğ., kirletici parçacık boyutu 2,18 µm olan gri atıksu ile 0,1 µm, 300 ve 15 kDa 'lık gözenek büyüklüğüne sahip membranlar ile çalışmışlardır. Ramon ve diğ., (2004) ' ne göre N[F]F 'nin UF' a oranla daha iyi çıkış suyu vermesinin altında yatan neden giriş suyundaki düşük organik madde varlığı ve molekül ağırlığıdır. Ayrıca Çizelge 2.5 'de görüldüğü gibi U[F]F çıkış kalitesi (BOİ bazında) MF çıkış kalitesine göre daha iyidir (Jefferson B. ve diğ., 1999). Nolde E. (1999) yaptığı çalışmada ultra filtrasyon ve ters osmoz yerine 0,2 µm gözenek boyutunda membran kullanarak mikroorganizmaları neredeyse ortadan kaldırmış BOİ' yi azaltmıştır. Çizelge 2.5 te test edilen filtrasyon ünitelerinin hiçbirinde azot ve fosfor giderimi test edilmemiştir.

Çizelge 2.5 Filtreler veya fizikokimyasal ünitelerin gri atık su arıtımında giriş ve çıkış suyu kaliteleri, çalışma koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI mg/L		KOI mg/L		AKM mg/L	Bulanıklık NTU	N mg/L	Fosfor mg/L	Fekal Koliform CFU/100 mL	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans	
	BOI _{tot}	BOI _{cöz}	KOI _{tot}	KOI _{cöz}										
Makro Filtreler														
CF + Dezenfeksiyon														
Gri Atık Su Kaynağı	Müstakil ev gri atık suyu, duş, lavabo, çamaşırhane										Klor veya Brom	Kurulum maliyeti ortalama 500-1000€, yatırımı geri ödeme süresi (4 kişilik bir aile için) 8 yıldır.	Jefferson ve diğ., 1999	
CF	Temel özelliği dikey akışlı reaktör (HRT) olan kısa bir metal filtre													
Dezenfeksiyon	Klor ya da bromun küçük bir blok halinde ortama verilmesi veya sıvı halde ortama verilmesi													
Giriş														
Çıkış	> 50					< 3	< 1							
SF														
Giriş	33		143			44,5								
Çıkış	12		35,7			32,3								
ST + Geri Yıkama	Toplama tankını takiben kum filtrelerinin otomatik geri yıkanması ardından depolama tankı													
SF														
Gri Atık Su Kaynağı	Ürdün Tafileh Valiliğinin, Ain Al-Badia kırsal evlerinden oluşan gri atık su													
Giriş	1500				316									
Çıkış	392				189									
Dengeleme Havuzu + SF	1 mm gözenek boyutlu ince elek ardından dengeleme havuzu ardından kum filtresi													
Gri Atık Su Kaynağı	Technion kampüsünde evli öğrencilerin kaldığı 7 adet dairenin banyo, duş ve lavabo suları													
Dengeleme Havuzu	Dengeleme havuzu öncesi katıların tutulabilmesi için 1 mm gözenek boyutlu kare elek bulunmaktadır. Dengeleme Havuzu 330 L ve maksimum bekleme süresi 10 saattir.													
Çıkış	69 (33)	36 (20)	108(47)	211(141)	92(115)	65(68)			3.4E5(4.2E5)					

Çizelge 2.5 Filtreler veya fizikokimyasal ünitelerin gri atık su arıtımında giriş ve çıkış suyu kaliteleri, çalışma koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI mg/L		KOI mg/L		AKM mg/L	Bulanıklık NTU	N mg/L	Fosfor mg/L	Fekal Koliform CFU/100 mL	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans	
	BOI _{tot}	BOI _{çöz}	KOI _{tot}	KOI _{çöz}										
MF or UF	Lifli membran, ultra filtrasyon uygulanan basınç 2 bar										Tıkanmayı temizlemek için kimyasal	Dikey akışlı filtrelerden daha fazla	Düşük organik yük maliyeti azaltır ancak toplam maliyet fazladır.	Jefferson ve diğ., 1999
Gri Atık Su Kaynağı														
Giriş	33		143			44.5								
Çıkış	5		22,2			0.34			0 ^a					
Gri Atık Su Kaynağı														
Giriş	25-185		86-410			12-100			2E0-3.1E5 ^b					
Çıkış	1-19		21-112			<1			ND-2.4E3 ^b					
U F F (farklı türler)	6 adet tek tüpten oluşan ve toplam 0,22 m ² boyutlu membran platformu (toplu olarak çalıştırılmaktadır.)												Hills ve diğ., 2001	
Gri Atık Su Kaynağı	Lavabodan kaynaklanan atık suya benzetilmiş laboratuvar ortamında hazırlanmış yapay gri atık su													
MWCO 200 kDa	Polivinilidin Florür													
Giriş	20-25	6-10												
Çıkış	11	8												
MWCO 6 kDa	Modifiye poliethersülfon													
Giriş	20-25	6-10												
Çıkış	5	5												
MWCO 4 kDa	Sıkıştırılmış poliethersülfon													
Giriş	20-25	6-10												
Çıkış	6	5												
% 75 CaCl₂ ile geri kaz.	Poliamin film													

Çizelge 2.5 Filtreler veya fizikokimyasal ünitelerin gri atık su arıtımında giriş ve çıkış suyu kaliteleri, çalışma koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI mg/L		KOI mg/L		AKM mg/L	Bulanıklık NTU	N mg/L	Fosfor mg/L	Fekal Koliform CFU/100 mL	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	BOI _{tot}	BOI _{cöz}	KOI _{tot}	KOI _{cöz}									
MWCO geri kaz. 400 kDa													
Giriş	80 (21,5)					1,4 (0,4)							
% giderim	45					92							
MWCO geri kaz. 200 kDa													
Giriş	74 (28,6)					1 (0,5)							
% giderim	49					94							
MWCO geri kaz. 30 kDa													
Giriş	50,6 (6,6)					0,8 (0,2)							
% giderim	69					97							
N[F]F	30 cm uzunluğunda, iç çapı 1,25, basınç 6-10 bar, akış hızı 150 L/saat, filtreleme alanı 0,014 m ² olan çapraz akışlı boru tipi nano filtre												
MWCO geri kaz. 200 Da													Ramon ve diğ., 2004
Giriş	226					29,5 (0,6)							
% giderim	93					98							
Fizikokimyasal Prosesler													
Koagülasyon	FeCl ₃ , koagülant dozaj miktarı 30 mg/L												
Giriş	100					29,4							Jefferson ve diğ., 1999
Çıkış	30					2,41							
Oksidasyon	UV ile aktive edilmiş TiO ₂ , oksidant dozajı 2 g/L												
Giriş			41 (TOC) ^c						9E5 ^b				
Çıkış			25 (TOC) ^c						ND ^b				

^aE.coli ^bTC: toplam koliform ND: belirlenemeyen ^cTOC: toplam organik karbon

2.4.2 Modifiye Filtreler

2.4.2.1 Zemin Filtrasyonu ve Yapay Sulak Alanlar

Test edilen filtreler iki kategoride toplanabilir; ekili ve ekili olmayan filtreler. Her iki kategoride akış yönüne göre alt kategorilere ayrılmıştır. Ekili olmayan filtreler; Kesikli Dikey Akışlı Toprak Filtreler (IVSF; Nolde E. ve Dott W., 1992), Taban Akışlı Filtreler (SSrF; Dallas S. ve diğ., 2005), Eğimli Toprak Sistemleri (SSo; Itayama T. ve diğ., 2006); ve Geri Devirli Dikey Akışlı Biyoreaktör (RVBF; Gross A. ve diğ., 2007). Ekili filtreler ise; Kesikli Dikey Akışlı Ekili Toprak Filtreler (IVPSF (SSrF; Dallas S. ve diğ., 2005), Geri Devirli Dikey Akışlı Yapay Sulak Alanlar (RVFCW; Gr), Yatay Akışlı Ekili Toprak Filtreler (HPSF; Hegemann, 1993), ve Taban Akışlı Ekili Toprak Filtreler (Gross A. ve diğ., 2007) ve Yeşil Çatı Su Geri Kazanım Sistemi (GRWRS; Winward G. ve diğ., 2008).

Çizelge 2.6 'te yer alan performans testleri BOİ, KOİ, askıda katı, bulanıklık ve patojenler açısından akışkanın hangisinin kalitesinin daha iyi olduğunu göstermektedir. Ayrıca yapay sulak alanlar ve geri devirli dikey akışlı yapay sulak alanlar azot ve fosfor gideriminde de yeterli görünmektedir. Daha az porozite ve daha uzun hidrolik bekletme süresi ve dikey akış uygulaması ile arıtma performansı geliştirilebilir. Ayrıca yatay akışlı yapay sulak alanlar (H-CW) (Fittschen I. ve Niemczynowicz J.,1997), dikey akışlı yapay sulak alanlar (V-CW) (Shrestha R. ve diğ., 2001a, 2001b; Winward G. ve diğ., 2008), taban akışlı yapay sulak alanlar (SSrF-CW) (Dallas S. ve diğ., 2005) ve yeşil çatı su geri kazanım sistemleri (GRWRS) (Winward G. ve diğ., 2008) BOİ açısından tüm standartlara uygun bir çıkış suyu kalitesi oluşturmaktadır. İyi işleyen yapay sulak alanların ana özelliği Fittschen ve Niemczynowicz (1997) ve Dallas ve diğerleri (2005) tarafından (diğer testlerle kıyaslanarak) uzun hidrolik bekletme süresi (5,1 - 8,5 gün) olduğu belirtilmiştir. Test edilmiş sistemler patojenlerin arıtımında iç yapı ve hidrolik bekletme süresine göre farklı performanslar göstermektedir. Bununla birlikte çıkış sularının hiçbirisi patojen açısından standartları sağlamamaktadır.

Yapay sulak alanlarda, yatak yüzeyi üzerindeki atık suyun dengesiz dağılımı ve yatak boyutunun uygun seçilmemesi gibi bir çok problemle karşılaşmaktadır (Dallas S. ve diğ., 2005; Shrestha R. ve diğ., 2001, 2001). Yapay sulak alanların tasarımında sıcaklık, yağış miktarı ve atık su içeriği gibi yerel koşullar dikkate alınmalıdır (Dallas S. ve diğ., 2005; Fittschen I. ve Niemczynowicz J., 1997; Shrestha R. ve diğ., 2001, 2001). Sonuç olarak

Shrestha R. ve diğeri (2001a, 2001b) yapay sulak alanların uygun tasarımı için kuralların geliştirilmesi gerektiği sonucuna varmıştır.

Gri suyun yapay sulak alanlarda arıtımı için dengeleme havuzları ile ön arıtımı test edilmiştir (Fittschen I. ve Niemczynowicz J., 1997; Li Z. ve diğ., 2003; Shrestha R. ve diğ., 2001a, 2001b). Shrestha R. ve diğeri (2001a, 2001b) dengeleme tanklarındaki çamurun düzensiz bir şekilde uzaklaştırılmasının yapay sulak alan sistemlerinde sorunlar oluşturabileceğini belirtmişlerdir. Ancak Dallas S. ve diğeri (2005) böyle bir sorundan bahsetmemişlerdir. Yapay sulak alan sisteminin ardından ilave edilen kum filtreleri azot, fosfor ve patojen açısından kaliteyi arttıracaktır (Fittschen I. ve Niemczynowicz J., 1997). TiO_2 ve UV ile yapılan fotokatalitik oksidasyon ile toplam koliform ve e-coli açısından daha gelişmiş bir kalite yakalanabilir ve Avrupa Yüzme Suyu Standartları (Li Z. ve diğ., 2003) kolayca yakalanabilir. TiO_2 ile arıtılan gri atık sudan, TiO_2 ' i ortadan kaldırmak için uzun bir ekstra arıtma ihtiyacı da doğmaktadır. Bu nedenle santrifüj ile ayırma gerekebilir ve bu da dezenfeksiyon prosesini pahalı hale getirecektir (Li Z. ve diğ., 2003).

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık NTU	TN	TP	Toplam Koliform CFU/100 mL	Yüzey Alanı m ² /cap	Hacim m ³	Hidrolik Yük m ³ /gün	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
Toprak Filtreler															
IVSF									1.4		38-75				Nolde ve Dott, 1992
Gri atık su kaynağı	Mutfak atık suyu olmayan gri atık su														
Çıkış	< 3														
SSrF	Ortamın iki farklı türü test edilmiştir. 20 mm' lik ezilmiş taşlardan oluşan ve porozitesi %40 olan ve 100 - 150 mm' lik PET içme suyu şişeleri porozitesi %94 olan filtreler, filtrelerin alt tabakaları plastik ile kaplanmıştır. Filtrelerin yatak boyutları; 1,5 m uzunluk, 0,25 m genişlik ve 0,2 m derinlik. Ayrıca her iki ortamda Coix-lacryma-jobi (tesbih otu) sazlıkları ile ekilmiştir.														Dallas ve diğ., 2005
Gri atık su kaynağı	Monteverde Enstitüsü gri atık suyu														
Giriş	216±5	Kuru Dönem	8.5 E7± 5.7 E7 ^b							5					İşletme ve bakım maliyeti genellikle düşüktür.
Çıkış															
SSrF(PET)	16±4						1.1E6±2.0E6 ^a		0.075		5.6				
SSrF(Taş)	9.0±1						2.9E5±6.9E5 ^a		0.075		4.6				
Giriş	155±14	Kuru Dönem					3.8E6±1.0E6 ^a			10					
Çıkış															
SSrF(PET)	18±2						1.1E6 ±2.3E6 ^a		0.075		3.3				
SSrF(Taş)	19±4						1.3E5±2.9E5 ^a		0.075		2.7				
Giriş	290±36	Yaş Dönem					1.0E8±1.0E8 ^a			5					
Çıkış															
SSrF (PET)	14±5						2.7E5±1.7E5 ^a		0.075		2.9				
SSrF (Taş)	14±11						2.2E4±3.3E4 ^a		0.075		2.9				
Giriş	285±106	Yaş Dönem								10					
Çıkış															
SSrF (PET)	31±2								0.075		2.1				
SSrF (Taş)	28±0								0.075		1.7				

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık	TN	TP	Toplam Koliform	Yüzey Alanı	Hacim	Hidrolik Yük	Hidrolik Bek. Süresi	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	mg/L			NTU	mg/L		CFU/100 mL	m ² /cap	m ³	m ³ /gün	gün ⁻¹				
RVBF	Sistem iki adet plastik tanktan oluşmaktadır. Altta rezervuar tankı üstte ise arıtma tankı bulunmaktadır. Arıtma tankı; eşit aralıklarla delinmiş 2 cm çapında delikleri olan ve içerisi çakıl tabakası ile doldurulmuştur; 2,5 cm ezilmiş ihlamur – taş ve dolomit ardından yüzey alanı 800 m ² /m ³ olan 12 cm plastik filtre ve en üstte 4 cm torf olarak düşünülmüştür. Gri su bu katmanlar aracılığıyla süzülür Geri devir miktarı 60 L/saat. Tank hacmi 0.2 x 0.35 x 0.5 m												Gross ve diğ., 2007		
Gri Su Kaynağı	Şampuan, çamaşır deterjanları ve mutfakta kullanılan yağların farklı oranlarda karıştırılması ile hazırlanmış sentetik gri atık su														
Giriş	339 (31)	46(3.0)		3.5 (0.1)	3.5(0.1)	1.9(0.2)	5E4 (1.3E0)		0.2x0.35x0.5 m		2-3				
Çıkış	47 (6)	3.0(0.0)		1.8 (0.3)	1.0(0.06)	0.5(0.1)	1.3E0(1.1E0)								
Ekili Toprak Filtreler															
HPSF															
Giriş								3.25							
Çıkış	10-40														Hegemann, 1993
HR-CW oklu sistem	Çökeltme tankından oluşan CW, SF, Yapay gölet									7.9-14.5					Fittschen ve Niem-czynowicz, 1997
Gri Su Kaynağı	İsveç Toarp'taki Eko-evlerden kaynaklanan gri atık su														
3 Bölmeli ST									5.6						
Giriş															
Çıkış	165	361			18.1	3.9	5.4E5-3.3E6 ^e								
HR-CW	Su yatay olarak <i>Phragmites communis</i> dikilmiş bir yatakta akar.									600m ² x0.6m	14				
Giriş	165	361			18.1	3.9	5.4E5-3.3E6 ^e								
Çıkış	<5	46.4			7.4	1.4	1.E2-3.3E4 ^e		300m ³ x0.8		2-4 ^t				
VFSF															
Giriş	<5	46.4			7.4	1.4	1.E2-3.3E4 ^e								
Çıkış	<4	43.3			1.3	0.79	0-2E1^e								

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatif i	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık NTU	TN	TP	Toplam Koliform CFU/100 mL	Yüzey Alanı m ² /cap	Hacim m ³	Hidrolik Yük m ³ /gün	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	mg/L					mg/L									
Giriş	20(11)	87(38)	29(32)	19.6(14)			2.51E+05± 6.31E+00		6m ² x0.7m	0.48	2.1				
Çıkış	2 (1)	29 (9)	9 (8)	16.9(16)			3.981E+02								
Gri Su Kaynağı	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su + % 10 (v/v) Tesco marka Şampuan karışımı su														
Giriş	164(39)	495(192)	93(66)	67.4(9.23)			2.00e+07± 3.16E+00		6 m ² x0.7m	0.48	2.1				
Çıkış	57 (32)	124(50)	34(15)	12.3(13.4)			2.51E+04								
Ekili SSrF=CW	SSrF ve SSrF-CW Coix-lacryma-jobi ekilerek işletilmiş ve test edilmiştir.													İşletme ve bakım maliyetleri düşüktür.	Dallas ve diğ., 2005
Gri Su Kaynağı	Monteverde Enstitüsü Gri atık suyu														
Giriş	216±55	Kuru Dönem					8.5E7±5.7E7 ^a			5					
Çıkış															
SSrF-CW (PET)	4±4						2.2E3±2.4E3 ^a	0.075			8.5				
SSrF-CW (Taş)	7±4						2.4E3±4.7E3 ^a	0.075			5.1				
Giriş	155±14	Kuru Dönem					3.8E6±1.0E6 ^a			10					
Çıkış															
SSrF-CW (PET)	13±2						2.1E3±1.7E3 ^a	0.075			4.2				
SSrF-CW (Taş)	18±1						2.6E5±5.1E5 ^a	0.075			2.5				
Giriş	290±36	Yaş Dönem					1.0E8±1.0E8 ^a			5					
Çıkış															
SSrF-CW (PET)	10±6						1.5E3±1.7E3 ^a	0.075			4.8				
SSrF-CW (Taş)	18±4							0.075			2.4				
Giriş	285±106	Yaş Dönem								10					
Çıkış															

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri

(Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık NTU	TN	TP	Toplam Koliform CFU/100 mL	Yüzey Alanı m ² /cap	Hacim m ³	Hidrolik Yük m ³ /gün	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans	
V-CW Çoklu Sistem	V-CW bir besleme tankı ve iki odacıklı polietilen son çöktürme tankından oluşur.										0.5				Toplam maliyet 63 \$/m ² Mevcut arazide bu maliyetin içindedir, işletme maliyeti ihmal edilebilir.	Shrestha ve diğ., 2001a, 2001b
Gri Su Kaynağı	7 kişilik bir evden kaynaklanan gri atık su. Gri atık su mekanik olarak temizlenmiştir.															
Besleme tankı									0.2							
İki Odacıklı Son Çök.									0.5							
Giriş	100-400	177-687	52-188	0.5-6	3.66-25.7 ^d											
Çıkış																
V-CW	<i>Phragmites karka</i> kamışları ile ekili dikey akışlı yapay sulak alan, gri atık su ve yapay sulak alan yüzeyi günde 3-4 kez mekanik olarak temizlenmiştir.							0.86								
Çıkış																
Depolama Tankı									0.7							
Çıkış	0-12	6.8-72			0.02-1.98 ^d											
V-CW çoklu sistem	Patojenlerin giderimi için üçlü sistem kullanılmıştır. Bu sistemde besleme havuzu, V-CW ve çöktürme havuzu kullanılmıştır. Ayrıca laboratuvar ortamında TiO ₂ ve UV uygulanmıştır.														Li ve diğ., 2003	
Gri Su Kaynağı	Almanya'daki Luebeck yerleşim yerinin gri atık suyu															
Üçlü Çöktürme	Kaba taneleri, katıları ve yağ-gresi giderir.															
Giriş																
Çıkış		258-354			9.7-16.6	5.2-9.6	7.5E3-2.6E5 ^h									

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık NTU	TN	TP	Toplam Koliform CFU/100 mL	Yüzey Alanı m ² /cap	Hacim m ³	Hidrolik Yük m ³ /gün	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	mg/L					mg/L									
Çıkış															
Depolama Tankı															
Giriş															
Çıkış		<5-28 ^g			1,18-5	5,6-6,8	3,3E2-2,6E4 ^{hr}								
Dezenfeksiyon	Bu çizelgede verilen sonuçlar; optimum TiO ₂ (1,3,5 ve 10 gr/L arasında) ve UV maruziyet süresi (1,2,3,4,5,6 ve 19 saat arasında) 5 gr/L ve 3 saat UV, 10 gr/L ve 3 saat UV içindir.														
Giriş							58 ^h								
Çıkış							1 ^h								
V-CW	Dikey Akışlı Yapay Sulak Alan (VFRB); atık su (<1 mm çapından) kum/toprak kompost karışımından ve Phragmites australis ekili yapay sulak alanda arıtılmaktadır. Yapay sulak alanda yıgın başına 10 top bitki düşmektedir ve hidrolik bekleme süresi 2 saattir.												Pilot ölçekli tesiste 0.4 kWh/m ³ , HFRB ye oranla daha ucuzdur.	Winward ve diğ., 2008	
Gri Atık Su Kaynağı	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su														
Giriş	20(11)	87(38)	29(32)	19,6(14)			2,51E+05(6,31E+00)		6m ² x0,7m	0,48	20 ^f				
Çıkış	1(1)	21(6)	2(2)	8,1(10)			5,01E+0								
Gri Atık Su Kaynağı	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su + % 10 (v/v) Tesco marka Şampuan karışımı su (sentetik) Karışım oranı (1:55)														
Giriş	164(39)	495(192)	93(66)	67,4(92,3)			2,00E+07(3,16E+00)		6m ² x0,7m	0,48	20 ^f				
Çıkış	5(6)	31(30)	10(6)	2,2(1,5)			1,26E+03								
RVFCW													600 \$ yatırım maliyeti ve 100\$ işletme ve bakım maliyeti	Gross ve diğ.,	

Çizelge 2.6 Gri Atık Su Arıtımı İçin Toprak Filtreler, Ekili Toprak Filtreler ve Diğer Ünitelerin Kombinlerinin Giriş ve Çıkış Suyu Kaliteleri (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI	KOI	AKM	Bulanıklık NTU	NO ₃ -N	TN	TP	Toplam Koliform CFU/100 mL	Hacim m ³	Hidrolik Yük m ³ /gün	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
Giriş	466(66)	839(47)	158(30)		3(1.3)	34.3(2.6)	22.8(1.8)	5E7(2E7) ^a			8-24 ^f				
Çıkış	1(0)	157(62)	3(1)		8.6(4.3)	10.8(3.4)	6.6(1.1)	2E5(1E5) ^a							
GRWRS	Yeşil Çatı Atık Su Geri Kazanım Sistemi; atık su sürekli olarak tabandan beslenir. Arıtma sisteminin alt kısmı (10 mm çapında) genişletilmiş Optiroc ile üst kısmı ise (20 mm çapında) ufulanmış çakıl ile doldurulmuştur ve en üst kısma sucul bitki çeşitleri ekilmiştir.														Winward ve diğ., 2008
Gri Atık Su Kaynağı	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su														
Giriş	20(11)	87(38)	29(32)	19.6(14)				2.51E+05±6.31E+00	1.2m ² x 0.1m	0.48	2.1				
Çıkış	2(1)	19(8)	3(3)	0.8(2)				5.01E+03							
Gri Atık Su Kaynağı	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su + % 10 (v/v) Tesco marka Şampuan karışımı su (sentetik) Karışım oranı (1:55)														
Giriş	164(39)	495(192)	93(66)	67.4(92.3)				2.00E+07±3.16E+00	1.2m ² x 0.1m	0.48	2.1				
Çıkış	80(38)	159(64)	20(8)	28.8(10.7)				3.16E+01							

Not: Parantez içindeki değerlerin standart sapmaları vardır.

a: Fecal Koliform

b: Giriş ve çıkış değerlerinin birimleri g/m²gün

c: KOİ Mn ölçümüne dayanmaktadır.

2.4.2.2 Biyofiltreler

Test edilmiş filtreler makrofiltreler ve membran filtreler olarak ikiye ayrılır. Makrobiyofiltreler bağlı ve askıda olmak üzere ikiye ayrılır. Membranlar ise batık ve yan akışlı olmak üzere ikiye ayrılır. Bağlı biyofiltreler (BAF) derin filtrasyonunu gözenekli yatak ve ayarlı filmlili biyolojik reaktör ile yapar (Jefferson ve diğ., 1999, 2000, 2001). Anaerobik Biyofiltreler (AnBF) ve Batık Biyo Filtreler (BSB) tipleri makrofiltrasyonu aktif çamur sistemiyle birlikte yapar (Imura M. ve diğ., 1995). Membran Biyo Reaktörler (MBR) membran filtrasyonunu aktif çamur sistemi ile birleştirirler. Jefferson B. ve diğ. (1999,2000,2001) ve Winward G. ve diğ. (2008) batık tip MBR üzerinde çalışmışlardır. Batık Lifli M(F)BR Jefferson B. ve diğ. (2000) ve Merz C. ve diğ. (2007) tarafından, Yan akışlı boru tipi (U(T)BR membranlar ise Andersen M. ve diğ. (2002) ve M(T)BR' ler Friedler E. ve diğ. (2006) tarafından incelenmiş ve test edilmiştir. Anaerobik filtreler hariç tüm filtreler dışarıdan bir oksijen kaynağı ile desteklenmiştir.

Mikro sistemler 2.36 - 4.75 mm ölçüleri ile makro biyofiltrelerden daha iyi çıkış suyu kalitesi oluşturur (Jefferson B. ve diğ., 2000, 2001). Performans testleri biyolojik filtrelerin çıkış suyu kalitesinin filtrasyon ünitesinin gözenek boyutuna ve hidrolik bekleme süresine (HRT) (Çizelge 2.7) bağlı olduğunu göstermektedir. Biyofiltrelerin azot ve fosfor giderimleri test edilmemiştir. Yalnızca Merz C. ve diğ. (2007) % 63 ve % 19 giderim gerçekleştiğini raporlarında belirtmişlerdir (Çizelge 2.7). Jefferson B. ve diğ. (1999,2000) MBR, M(F)BR ve BAF proseslerinin performanslarının organik yüke değil sistemin iç yapısına bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Sıcaklığın ve biyokütle konsantrasyonunun artışı MBR performansında gözle görülür artışa sebep olmamıştır (Merz C. ve diğ. (2007) 11°C 0.4 g VSS/L ile 20°C 1.4 g VSS/L kıyaslamışlardır.). Ayrıca 4 - 20 gün arasındaki çamur yaşı da performansı etkilememiştir (Lesjean B. ve Gnirss R., 2006). Imura M. ve diğ. (1995) AnBF ve BSB ' nin hacimlerini değiştirerek (dolayısıyla hidrolik bekleme süresini) performansını arttırmışlardır. BAF ve MBR ' lerin risksiz çıkış suyu elde edecek bir dezenfeksiyon yapması imkansızdır (Friedler E. ve diğ., 2006; Jefferson B. ve diğ., 1999; 2000; Merz C. ve diğ., 2007).

Biyofiltreler temizleme, membran kirlenmesi ve işletim maliyeti açısından problemlidir. Çizelge 9' da BAF' in işletim durumu Jefferson ve diğ. (2000) tarafından incelenmiştir. Burada toplam debinin % 20 ' sinin kontaminasyonu önlemek için yapılan geri yıkama sonucu oluştuğu görülmektedir. Kontaminasyon yüzeyde kalıcı saç ve çökmüş gibi olan makro

katılardan oluşmaktadır. Jefferson ve diğ. (2000, 2001) batık MBR ' lerin arıtımının yapay olduğunu az miktarda askıda katı içerdiğini ve gri suyun kirletmesinden dolayı sıklıkla temizlenmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Zıt bir görüş olarak Andersen ve diğerleri (2002) çamaşırhaneden kaynaklanan gri atık suyun arıtımında tıkanma problemlerini incelemişlerdir. Ayrıca Merlin ve diğerleri (2006) batık MBR' lerin evsel atık su arıtımında sadece küçük problemlerin olduğunu belirtmişlerdir. Stabil akış oluşturabilecek bir subkritik akış durumu uygulanarak, tipik işletim ve bakım maliyetlerini ortadan kaldırılabılır (Jefferson B. ve diğ., 2000). Merz C. ve diğerleri (2007) MBR' ların ilk yatırım ve işletim maliyetlerinin yüksek olduğunu, dolayısıyla da gelişmekte olan ülkeler için fiyatının uygun olmadığını belirtmişlerdir. Fletcher H. ve Judd M. (2007) MBR' ları SAF, RBC, SBR, TF ve BAF sistemleriyle karşılaştırılmıştır. Yatırım maliyetleri, bakım ve çamur uzaklaştırma maliyetleri tüm sistemlerde farklıdır. Fakat MBR' ların dört kat fazla enerji ihtiyacı vardır. Fletcher H. ve Judd M., (2007) önceden ayarlanmış orta kuvvetle 6 -20 kişilik evsel atık su üzerinde çalışarak son kararlarını vermişlerdir.

MBR' lar için biyofiltrelerin ön arıtımı önerilebilir (Merlin T. ve diğ., 2006) ve diğer filtreler için opsiyoneldir. İç akış ön arıtması tıkanıklığı, kirlenme problemini ve sık temizlenme sorununu ortadan kaldırır. Bu ayrıca bazı durumlarda çıkış suyu kalitesini de artırır (yani BAF). Uygulanan ön arıtma tekniği biyofiltrelerden önce besleme tankı (Imura M. ve diğ., 2007) ve MBR dan önce (1 x 1 cm ardından 1 x 1 mm ölçekli) elek (Merz C. ve diğ., 2007) koymaktır. Anaerobik filtre ile son arıtım BOI, toplam Azot, toplam fosfor, askıda katı ve patojen açısından kaliteyi artırır (Imura M. ve diğ., 1995)

Çizelge 2.7 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Biyofiltrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOİ mg/L		Askıda Katı mg/L	Bulanıklık NTU	TN mg/L	TP mg/L	Toplam Koliform CFU/100 mL	Hacim m ³	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Organik Yük kgBOİ/m ³ .gün	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans	
	BOİ _{top.}	BOİ _{çöz.}														
Makro Biyofiltreler																
Kademeli sistemler	çökeltme tankı, anaerobik filtreler, batık yatak biyofiltreler ve dezenfeksiyon ünitelerinden oluşur. Yüksek dalgalanmayı kontrol edebilmek için günlük su seviyesi değişken bırakılmıştır.														Imura ve diğ., 1995	
Gri Atık Su Kay.	Japonya'da bulunan 6 kişilik müstakil evin mutfak, banyo ve çamaşırhanesinden kaynaklı gri atık su							3.67-4.22	50-58							
ST	Büyük katı maddeleri ve yağları ayırabilmek için							0.72-0.83								
Giriş ^a	195		123		32.3	3.9										
Çıkış	40-130		20-136		4-18											
AnBF	Kaçakları önlemek için sisteme küresel, ağısı, küçük örgü düz plastik filtre yerleştirilmiştir.							1.28-1.48								
Çıkış	17-74		23-34		3-11											
SBF	Su ve mikroorganizma karışımını havalandırmak ve karıştırmak için ortama 80 l/dk kapasiteli blower yerleştirilmiştir.							1.24-1.43								
Çıkış	5-10		3-13		1.3-10	0.9-1.6										
ST Dezenfeksiyon	Çözünmüş Klor							0.37-0.46 0.019								
Çıkış	5-10		3-13		1.3-10	0.9-1.6										
BAF	Çapı 0,165m etkin derinliği 1.64 m (2000 deki makalede) ve 1.75 m (2001 deki makale), plastik kısmın boyut aralığı 2.36-4.75, boşluk %50, verilen hava miktarı 20 L/dk. Geri yıkama döngüsü, su; 3 dakika ve 20 L/dk, hava 15 dakika ve 20 L/dk.															
Gri Atık Su Kay.	Çok katlı binaların içerdiği kirleticiler dikkate alınarak hazırlanmış yapay gri atık su							2.7-0.46			1.09±0.7 3				Jefferson ve diğ., 1999, 2001	
Giriş	41±30		52±58				2E0-2E7									
Çıkış	4±4		5.9-5.5	3.2±8.9			4E0-1E5									

Çizelge 2.7 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Biyofiltrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOİ mg/L		KOİ mg/L	Askıda Katı mg/L	Bulanıklık NTU	TN mg/L	TP mg/L	Toplam Koliform CFU/100 mL	Hacim m ³	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Organik Yük kgBOİ/m ³ .gün	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans	
	BOİ _{top.}	BOİ _{çöz.}															
Mikro Biyofiltreler																	
Batık MBR																	
MBR	Batık Membran Biyoreaktör. Çalışma hacmi; 0.035 m ³ (2000 yılındaki makaleden) ve 0.066 m ³ (2001 yılındaki makaleden), yüzey alanı 0.24 m ² olan 2 adet membran plaka, gözenek boyutu 0.4µm, verilen hava miktarı 15 L/dk. ve batma derinliği 0,6															Jefferson ve diğ., 1999, 2001	
Gri Atık Su Kay.	Çok katlı binaların içerdiği kirleticiler dikkate alınarak hazırlanmış yapay gri atık su										31.5-3.4		0.14±0.07	Yüksek ilk yatırım maliyeti			
Giriş	41±30		120±74.7					2E0±2E7									
Çıkış	1±2		9.6±7.4		0.32±0.28			2E0-2E1									
Gri Atık Su Kay	Çok katlı binaların içerdiği kirleticiler dikkate alınarak hazırlanmış yapay gri atık su												asitle yıkama	4.0E3 kWh.k g/membran	Düşük yüklem membran değiştirme maliyetini düşürür, ancak BAF ile karşılaştırıldığında yüksek yatırım maliyeti vardır.	Jefferson ve diğ., 2000	
Giriş	9-100							2E2-5E7									
Çıkış	<10				<2			<1E1									
Gri Atık Su Kay	Birincil Lağım + (Çok katlı binaların içerdiği kirleticiler dikkate alınarak hazırlanmış yapay gri atık su)										29.2-5.5		0.16±0.08				Jefferson ve diğ., 2001
Giriş			144±85.7	62.6±40				2E2±5E8									
Çıkış			10.6±5.5	3.6±3.7	0.4±0.28			1E0-1E3									
Gri Atık Su Kay	Birincil Lağım																Jefferson ve diğ., 2001
Giriş			323(102)	148±77				1.0E6±6E7	34.2-3.1			0.18±0.11					
Çıkış			15.5(7.5)	18±20.2	13±27			1E0-<2E2									
M(F)BR	Türü-Batık; çalışma hacmi 0.0073 m ³ , membran yüzey alanı 0.04 m ² / m ³ , fiber membran boşlukları 0.04 µm, boşluk oranı %97 ve çözünmüş oksijen 0.00973 L/dk															Jefferson ve diğ., 2000	
Gri Atık Su Kay	Çok katlı binaların içerdiği kirleticiler dikkate alınarak hazırlanmış yapay gri atık su												1220	0.22-1.5			
Giriş	9-100			52±58				2E2-5E7									
Çıkış	<18				<2-15			1E1-2E4									

Çizelge 2.7 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Biyofiltrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arit. Alternatif	BOİ mg/L		KOİ mg/L		Askıda Katı mg/L	Bulanıklık NTU	TN mg/L	TP mg/L	Toplam Koliform CFU/100 mL	Hacim m ³	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Organik Yük kgBOİ/m ³ .gün	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	BOİ _{top.}	BOİ _{çöz.}	KOİ _{top.}	KOİ _{çöz.}													
MBR	Reaktörler iki adet 34 L hacimlidir. İkisinde de batık düz levha tipi Kubota membranlar bulunmaktadır. Gözenek boyutu 0.4 µm ve aktif çamur içerisinde yerleştirilmiştir. Havalandırma 5 L/dk ile 10 L/dk arasındadır. HLR 168 L/gün ve katı maddeleri tutma süresi 68 gündür.																Winward ve diğ., 2008
Gri Atık su Kay.	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su																
Giriş	20 (11)		87 (38)		29 (32)	19.6 (14)			222	2x0.034	9.7	15					
Çıkış	1 (1)		47 (13)		ND(ND)	0.2 (0.1)			<4.0E+01								
Gri Atık su Kay.	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su + % 10 (v/v) Tesco marka Şampuan karışımı su (sentetik) Karışım oranı (1:55)																
Giriş	164 (39)		495(192)		93 (66)	67.4(92.3)			2.0E7±3.2E0	2x0.034	9.7	15					
Çıkış	1 (2)		53 (24)		1 (2)	0.2(0.1)			4.4±E+01								
Şase Üstü MBR																	
U(T)BR	Şase üstü MBR, sistem 0,7 m ³ biyolojik reaktör ve poliakrilonitril boru tipi membran sisteminden oluşur. 7 modül bir aradadır ve toplam yüzey alanı 0,95 m ² dir. MWCO 500kDa. Membran basıncı 2 bar , çapraz akış hızı 4 m/sn. Çamur konsantrasyonu 10 g MLSS/L, hidrolik bekleme süresi 1 gündür.																Anderson ve diğ., 2002
Gri Atık su Kay.	Otel ve restoranların çamaşırhanelerinden kaynaklanan gri atık su																
Giriş	610-680		1700				5.3-12	20-48		0.7	24						
Çıkış	<2		50														
EB+M(F)BR	1 mm ince ızgara dengeleme havuzu ve ardından MF ünitesi																
Gri Atık su Kay.	Technion kampüsünde evli öğrencilerin kaldığı 7 adet dairenin banyo, duş ve lavabo suları																
Dengeleme Havuzu	Katıların tutulabilmesi için dengeleme havuzu öncesi 1 mm lik ızgaradan geçirilir. Dengeleme havuzu hacmi 330 L ve maksimum kalış süresi 1 – 10 saat																HipoKlorit
Giriş																	
Çıkış	69 (33)	36(20)	211(141)	108(47)	92 (115)	65 (68)			3.4E5(1.8E5) ^b								

Not: Parantez içindeki değerlerin standart sapmaları vardır.

a: Halk Sağlığı Enstitüsü, Sağlık ve Refah (1999) Bakanlığı tarafından bildirilen standart değerler ND:belirlenemeyen

2.4.2.3 Kimyasal Katkılı Filtreler

Membran Boru Tipi Kimyasal Filtreler (M[T]CR), Foto Katalitik Oksidasyon (PCOR) ve Yan Akımlı Boru Tipi Membran Filtrasyonu (M[T]F) ünitelerini birleştiren sistemlerdir. PCOR ünitesi organik maddeyi ultra violet ışık ve oksijen varlığında TiO_2 ile okside eder (Rivero M. ve diğ., 2006; Winward G. ve diğ., 2008). Sonraki ünite M(T)F ünitesidir ve bu ünite de TiO_2 sıvı fazdan ayrıştırılır. MTCR performansı membran gözenek boyutu, TiO_2 dozu ve yayılıma bağlıdır (Rivero M. ve diğ., 2006). Diğer faktörlerin düzgün optimizasyonu ile M(T)CR bulanıklık, BOI, Toplam Koliform açısından standartları sağlayan sabit miktarda çamur ve çıkış suyu kalitesi oluşturur (Çizelge 2.8). Diğer bir yandan Winward G. ve diğerleri (2008) KOI' lerinde yüksek dalgalanma olduğunu belirtmişlerdir. Rivero M. ve diğerleri (2006) TiO_2 nin tamamen geri kazanımının başarılabilirliğini ve prosesin sürekli olarak yürütülebileceğini belirtmişlerdir. Buna rağmen kritik akış şartlarının altındaki durumlarda verimi belirlemek için ekstra çalışmalar yapılması gerektiğini belirtmişlerdir.

MCR' ler MF' lerin birincil çamur üretimi açısından üstesinden gelse de yüksek işletim maliyeti, membran kirlenmesi, TiO_2 geri kazanımı (Li Z. ve diğ.,2003), KOI kararsızlığı (Winward G. ve diğ.,2008) açısından endişeler bulunmaktadır. Ön arıtma tıkanma, kirlilik ve sık temizlemeyi önler. M(T)CR akışının son arıtımı opsiyoneldir ve Foto kataliz 'in arıtma verimi MTF'nin porozitesine bağlıdır.

Çizelge 2.8 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Kimyasal Filtrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOİ mg/L		KOİ mg/L	Askıda Katı mg/L	Bulanıklık NTU	TN mg/L	TP mg/L	Toplam Koliform CFU/100 mL	Hacim m ³	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	BOİ _{top.}	BOİ _{çöz.}													
M(T)CR	İki Aşamalı; Foto Katalitik Oksidasyonun (PCOR) ardından M(T)F ünitesi ilave edilmiştir.														
Gri Atık su Kay.	Duşlardan kaynaklanan gri atık su														
PCOR	Reaktör 8 L çelik tank ve 25-W UVC (philips) lambasından oluşmaktadır. Katalizör olarak Hombikat UV 100 TiO ₂ kullanıldı ve karışımı sağlayabilmek için 0.5-1.25 m/s kapasiteli hava kaynağı kullanılmıştır. Testlerde 5-10 mg/L TiO ₂ dozları kullanılmıştır. Testlerde bulunan maksimum ve minimum değerler aşağıdaki gib raporlanmıştır.														
Giriş	114-135		252-324		15.6-18.7										
M(T)F	Membran karakteristiği; uzunluk 1 m ,iç çap 5 mm, por büyüklüğü 0.05 mm, toplam alan 0.157 m ² , kesit alanı 200 mm ² ve test edilen akımlar 15 - 55 L.m ³ /saat														
Çıkış	2-17		56-72		0.35-3.57			WHO standartlarını karşılar							
M(T)CR	25 W UV-C lambalı hava kaldırmalı 9 litrelik foto kataliz reaktörü ve 4batık (M(T)F														
Gri Atık su Kay.	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan 18 öğrencilik dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su														
PCOR															
Giriş	20 (11)		87 (38)		29 (32)	19 .6(14)		2.5E5±6.3E0	0.009	3.8	15				
M(T)F	0.05 µm por büyüklüğü, 5 gr/L TiO ₂ , havalandırma 5 L/dk, hava sirkülasyonu için 10 L/dk ve hidrolik yükleme 57 L/gün														
Çıkış	3 (2)		43 (14)		ND (ND)	0.1 (0.0)		ND							
Gri Atık su Kay.	Grandfield Üniversitesi kampüsünde bulunan 18 kişilik öğrenci dairelerinin lavabo, banyo ve duşlarından elde edilen gri atık su + % 10 (v/v) Tesco marka Şampuan karışım su (sentetik Karışım oranı (1:55)														
PCOR															
Giriş	164 (39)		495 (192)		93 (66)	67.4(92.3)		2.0E7±3.2E0	0.009	3.8	15				
M(T)F															
Çıkış	10 (8)		78 (18)		2 (1)	0.72 (1.1)		ND							

Çizelge 2.8 Gri Atık Suların Arıtımında Modifiye Filtreler ve Diğer Kimyasal Filtrelerin Kombini, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOI mg/L	KOI mg/L		Bulanıklık NTU	Askıda Katı mg/L	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP mg/L	TC CFU/100mL	FC	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Kimyalar	Enerji	Maliyet	Ref.
		KOI _{top.}	KOI _{çöz.}														
Bağlı Büyüyen Biyolojik Arıtma Sistemleri																	
Çoklu Sistem	Dinlendirme tankı, biyodiskler (RBC), son çöktürme ve UV dezenfeksiyon sistemlerinden oluşur.											2.1-2.45				Nolde, 1999	
Gri Atık su Kay.	Çok katlı binaların banyo, duş ve el yıkama lavabolarından kaynaklı gri atık su																
Dinlendirme Hav.																	
Çıkış	50-125	100-430				5-10			0.2-0.6	1E2-1E6	1E1-1E6						
Biyodisk																	
Çıkış	<5																
Dezenfeksiyon	Ultra Violet (UV)																
Çıkış										2E-2-2E0	2E-2-1E-1						
Çoklu Sistem	Dengeleme tankı (ET), Biyodiskler (RBC), sedimentasyon havzası (SB), ön-filtrasyon depolama tankı (PFST), kum filtrasyonu (SF) ve dezenfeksiyon											17.5				Düşük enerji	Friedler ve diğ., 2005 ve 2006a
Gri Atık su Kay.	Technion kampüsünde evli öğrencilerin kaldığı 7 adet apartmanın banyo, duş ve lavabo suları																
Deng. Havuzu	Dengeleme Tankından önce büyük katların tutulabilmesi için 1 mm kare ızgaradan geçirilir. Dengeleme havuzu hacmi 330 L Hidrolik bekleme süresi minimum <1 saat maksimum 10 saattir.											10					
Çıkış	59 (30)	158(60)	110(54)	33(23.3)	43(25.1)						5.6E5(6.5E5)						
Biyodisk + SB	Biyodisk; iki havuzlu sistemdir ve havuzların her birinin hacmi 15 L, toplam yüzey alanı 1 m ² , maksimum suyun kalma süresi (MRT) 2 saattir. Diskler havuz üzerindeki şaft vasıtasıyla taşınır şaft 1-1.5 rpm hızıyla döner. Sedimentasyon Havuzu: havuz hacmi 7.5 L, maksimum suyun kalma süresi 1 saattir. Çamur havuzdan manuel olarak temizlenir ve diskler havuza %40 batıktır.											4+1					
Çıkış	7 (10)	46(19.4)	47(27)	1.9 (2.3)	16 (14.5)						9.7E3(3.0E3)						

Not: Parantez içindeki değerlerin standart sapmaları vardır. **ND:** belirlenemeyen

2.4.3 Biyolojik Arıtma

Gri atık suyun biyolojik arıtma ardından yapılan dezenfeksiyon ile riskler minimize edilebilir (Nolde E., 1999). Minimum enerji ve bakım maliyeti için sistem optimize edilebilir (Nolde E., 1999). Otterpohl R. ve diğerleri (1999) biyokütlenin bağlanması ve aktif çamur prosesinden kaçınılmasını önermişlerdir. Nolde E. (1999) ve Friedler E. ve diğerleri (2006) bağlı büyüyen sistemleri, Shin H. ve diğerleri (1998), Hills S. ve diğerleri (2001), ve Hernandez L. ve diğerleri (2007) aktif çamur prosesleri üzerinde çalışmışlardır. Elmitwalli T. ve Otterpohl R., (2007) ve Hernandez L. ve diğerleri (2007, 2008) OASB sistemlerinin gri atık suyum anaerobik ön arıtımı potansiyoneliğini göstermişleridir.

2.4.3.1 Aerobik Bağlı Büyüyen Sistemler

Akışkan Yataklı Reaktörler (FBR) gibi aerobik şartlara bağlı büyüyen prosesler Nolde E. (1999), biyodiskler (RBC) ise Nolde E. (1999) ve Friedler E. (Friedler E. ve diğ., 2005; Friedler E. ve diğ., 2006) tarafından incelenmiştir. Çizelge 2.9' da görüldüğü gibi çift aşamalı akışkan yataklı reaktör ve çok aşamalı biyodiskler atıksu kalitesi BOI açısından incelendiğinde membran biyoreaktörlere benzer atık su kalitesi elde etmektedir. Biyodisklerin enerji sarfiyatı ve bakım onarım maliyeti, membran biyoreaktörlere göre daha azdır (Friedler E. ve Hadari M., 2006). Aynı zamanda, FBR ve RBC patojen gideriminde başarılı değildirler. Gri atık sudaki, doğada bozunmayan veya yavaşça bozunabilen organik maddelere ilişkin olarak, Friedler (Friedler E. ve diğ., 2005; Friedler E. ve diğ., 2006) RBC'nin BOI' yi KOI' ye göre daha yüksek bir verimle giderdiğini rapor etmişlerdir.

Nolde E., (1999) ve Friedler (Friedler E. ve diğ., 2005; Friedler E. ve diğ., 2006), gri atık suyu FBR ve RBC ile arıtırken, düşük KOI giderim verimi dışında herhangi bir problemle karşılaşmamışlardır. Aynı zamanda çöktürme tankı kullanılsaydı, biyodisklerdeki askıda katılar, dezenfeksiyon prosesinin başarısız olmasına sebep olabilirlerdi. Biyodisklere birincil ve ikincil sedimentasyon tanklarını eklemek (Çizelge 2.9) haftalık bakım onarım süresini 0,2 saat azaltmakta, arıtım, dezenfeksiyon işlemleri için gerekli enerji ihtiyaçlarını indirmektedir. Sedimentasyon tanklarının eklenmesi ile işlem göreceği olan atık su başına kullanılan enerji 1.5 kWh/m³ ün altına indirilmektedir (Nolde E., 1999). Arıtım faaliyetleri sonucu oluşan çamurun beraberinde doğurduğu maliyetler önem arz etmemektedir.

2.4.3.2 Aerobik Askıda Büyüyen Sistemler

Bir Ardışık Kesikli Reaktör(SBR), Shin H. ve diğ., (1998) tarafından işletilmiş askıda katı madde olarak kararsız fakat BOİ yönünden kararlı bir çıkış suyu elde edilmiştir. Elde edilen BOİ değerleri, akışkan yataklı reaktör(FBR),dönen biyolojik disk reaktör (RBC) ve membran biyo-reaktörlerin(MBR) çıkış BOİ değerlerine çok yakın değerlerdir. (Çizelge 2.9). Destekler biçimde, Akunna J. ve Shepherd W.'ın raporuna göre(2001), düşük miktarlarda evsel atık suya tabii tutulan RBC ve SBR reaktörlerinden, BOİ bazında hemen hemen aynı çıkış suyu kalitesi elde edilmiştir.(ör. yaklaşık olarak 1-15 ve 2-22 mg/L).Dahası, RBC ve SBR reaktörleri enerji ihtiyacı olarak aynı inşa ve işletme maliyetlerine sahiptirler. Shin H. ve diğ., yüksek nitrojen giderimi elde etmek için, SBR reaktörünün kademeli besleme, çevrintili havalandırma ve klasik işletme koşullarını iyileştirmiştir. Sonuçlar göstermektedir ki, nitrojen giderimi açısından kıyaslandığında, SBR 12 saatlik bir hidrolik bekletme süresine ihtiyaç duyarken CW 14 günlük bir hidrolik bekletme süresine ihtiyaç duymaktadır. Kara ve gri sudan oluşan bir karışımın ihtiva ettiği nitrojeni, bir SBR reaktörü 20-59 mg/L NH₃-N mertebesinden 5–25 mg/L NH₃-N mertebesine düşürebilir. (Akunna J. ve Shepherd W., 2001).Buna karşılık, bir RBC reaktöründen daha yüksek çıkış kalitesi elde edilebilir, 0–5 mg/L NH₃-N (Akunna J. ve Shepherd W., 2001). Hernandez L. ve diğ., 12 saat ve bir günlük hidrolik bekletme süresine sahip bir SBR reaktörünün, gri su arıtımında kullanıldığında düşük çamur miktarı ve iyi çökeltmenin meydana geldiğini raporlamışlardır.(2007,2008).Bu durum, Otterpohl R. ve diğ.'nin (1999),gri su arıtımında yetersiz nütrient sebebiyle aktif çamur prosesinden kaçınılmalıdır savıyla çelişmektedir. Akunna J. ve Shepherd W., (2001) SBR ve RBClerin her ikisine de ortalama bir veya iki ön çökeltme işlemi uygulamışlardır. SBR, RBC'ye kıyasla, gri suyun önemli bir özelliği olan debi miktar ve karakter değişimlerine daha dayanıklıdır. (Abu Ghunmi L. ve diğ., 2008;Butler D. ve diğ., 1995). Shin H. ve diğ., (1998), dengeleme havuzu olmadan, -askıda katı madde hariç -dengeli(kararlı) bir SBR performansına ulaşamayacağını vurgulamışlardır. Bu iddianın tersi, dengeleme havuzuna ihtiyaç duymadan da gri su arıtımında dengeli bir SBR performansı yakalayan Hernandez L. ve diğ., (2007,2008) tarafından doğrulanmıştır. Daha ileriki aşamalarda bir membran filtreye askıda katı madde muhtevası da dengelenebilmektedir.(Shin H. ve diğ., 1998)(Çizelge 2.9).

Çizelge 2.9 Aerobik Biyolojik Proses, Askıda ve Yapışık ve Diğer Ünitelerin Kombini ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifleri	BOI mg/L	KOI mg/L		Bulanıklık NTU	Askıda Katı mg/L	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP mg/L	TC	FC	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Hidrolik Yük m ³ /gün	Kimyasa	Enerji	Maliyet	Ref.
		KOI _{top.}	KOI _{öz.}														
Bağh Büyüyen Biyolojik Arıtma Sistemleri																	
FBR + Dezenf.	FBR'yi dezenfeksiyon takip eder.											0.03-0.04	Toplam maliyet yerel koşullara bağ.	Nolde, 1999			
Gri Atık su Kay	2 kişilik müstakil evin duş ve banyosundan kaynaklanan gri su																
FBR																	
Giriş	70-300	113-633								1E4-1E6	1E4-1E3						
Çıkış	<5									2E-2-1E6	2E-2-1E6						
Dezenf.	Optimum UV dozajı 150 ve 400 J/m ²																
Çıkış										2E-2-4E2	2E-2-1E0						
BAF	İki kademeli aşağı akışlı akışkan yatak, çapı 0.15 m, çalışma hacmi 0.036 m ³ ve yüksekliği 2 m'dir. Yatak içeriği ; toz haline getirilmiş Lytag yakıt külü kullanılmıştır.																
Gri Atık su Kay	lavabolardan kaynaklanan gri atık su (yapay)														Hills ve diğ., 2001		
Giriş	60 ^b 30 ^c																
Çıkış	20-25 ^b 6-10 ^c																

Çizelge 2.9 Aerobik Biyolojik Proses, Askıda ve Yapışık ve Diğer Ünitelerin Kombini ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş Çıkış Kaliteleri ve İşletme Koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Alternatifi	BOI mg/L	KOI mg/L		Bulanıklık NTU	Askıda Katı mg/L	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P mg/L	FC CFU/100mL	Hidrolik Bek. Süresi gün ⁻¹	Organik Yük m ³ /gün	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Ref.	
		KOI _{top.}	KOI _{çöz.}														
Aşamalı Besleme	Akış iki bölüme ayrılmıştır; KOİ giderimi ve nitrifikasyon için ek karbon kaynağı kullanılmıştır.															Shin ve diğ., 1998	
Giriş			26-194		185	29±11	6-12		0.4-0.7		9						
Çıkış			20		20		<1	1-2									
SBR	SBR Hacmi, 3.6 L, Leeuwarden atık su arıtma tesisinden alından çamur sisteme verildi ve çamur aktive edildi. Üç deneyin verimi 0.051 g VSS/g KOI ve çamur stabilitesi SVI cinsinden 51 mL/g olarak ölçülmüştür.																
Gri Atık su Kay	Groningendeki eko köy ve Sneekdeki DESAR projesi															Hernandez ve diğ., 2007	
Giriş			425(107) - 1583(382)								24						
% Giderim			90														
SBR	SBR Hacmi, 3.6 L, Leeuwarden atık su arıtma tesisinden alından çamur sisteme verildi ve çamur aktive edildi. Üç deneyin giderim verimi 0.08 g VSS/g KOI															Hernandez ve diğ., 2008	
Giriş		830(211)				53.6 (50.7)	1.2 (1.3)		7.7 (5.6)		12						
% Giderim		88(8)				24 (61)	24 (174)		8 (99)								

Not: Parantez içindeki değerlerin standart sapmaları vardır.

a:Friedler ve diğ., (2005) bulduğu değerlere benzer değerler Friedler ve diğ., (2005,2006) tarafından bulunmuştur.

b:BOI(toplam)

c:BOI(çözünmüş)

2.4.3.3 Anaerobik Biyolojik Prosesler

İlk çöktürme tankına kıyasla, yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktöründen(UASB) gri su arıtımında daha kararlı bir çıkış suyu karakteri ve kararlı bir çamur elde edilir (Çizelge 2.10) (Elmitwalli T. ve Otterpohl R., 2007). Buna karşılık, Hernandez L. ve diğ., (2008), aynı şartlar altında çalıştırılan UASB ve SBR reaktörlerinden aynı miktarlarda çamur elde edileceğini belgelemişlerdir. Görünüşe göre UASB çalışmalarında, artık çamur yeteri kadar dengelenmemiştir. Çizelge 9'un gösterdiği gibi, gri su arıtımında, sıcaklık ve hidrolik bekleme süresi yükseltilese bile UASB kapasitesi sınırlıdır. Dahası, gri suyun değişken sıcaklığı (Abu-Ghunmi L. ve diğ., 2008; Eriksson E. ve diğ., 2002), Elmitwalli T. ve Otterpohl R. 'un (2007) tavsiye ettiği çalışma sıcaklığı olan 30°C'de, UASB ve boruların yalıtılması hatta bina bodrumuna yerleştirilmesi durumunda dahi tutulması sağlanamamaktadır. Ancak gri suyun bir anaerobik ön arıtmadan geçmesi özellikle gri su konsantrasyonunun yüksek olduğu durumlarda önerilmektedir. Bunun sebepleri (a) gri sudaki kirleticilerin %74'ü anaerobik olarak biyolojik ayrıştırılabilir (Elmitwalli T. ve Otterpohl R., 2007); (b) olası makronütrient, nitrojen ve fosfor eksikliğinde, mikroorganizmaların büyümesinin devam edebilmeleri (Abu Ghunmi L. ve diğ., 2008); (c) anaerobik arıtım kolay bir şekilde susuzlaştırılabilen daha az miktarda ve daha kararlı çamur üretmesi, (d) havalandırma için hiçbir enerjiye ihtiyaç olmaması, (e) üretilen metanın bir enerji kaynağı olarak kullanılabilmesi. Bu sebeple, gri suyu anaerobik bir ön işlemden geçirmek, genel arıtım sisteminin bakım ve işletme maliyetlerini düşürmektedir. Örneğin, Tandukar M. ve diğ. (2007)'nin çalışmasında bir UASB ve DHS ile ön ve ileri arıtılan evsel nitelikli atıksu sistemi, bir aktif çamur sistemi kadar verimli fakat patojen giderimde daha yüksek verim ve 15 kat daha az çamur eldesiyle daha az maliyetli olduğunu belgelenmiştir. Diğer bir yandan, anaerobik prosesin giderim verimi filtrasyon (ör., AnB; Imura M. ve diğ., 1995) veya fizikokimyasal süreçlerle (ör., aktif karbon; Cui F. ve Ren G., 2005) artırılabilir.

Çizelge 2.10 Anaerobik ve Aerobik Biyolojik Arıtma Sistemleri; UASB ve UASB yi Takiben SBR ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve Çalışma Koşulları (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma	KOI mg/L				N mg/L			P mg/L			Sıcaklık °C	Çamur Bek. Süresi (SRT) gün	Hidrolik Bek. Süresi (HRT) saat	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans
	KOI _{top}	KOI _{ss}	KOI _{col}	KOI _{çöz}	TN	NH ₄ -N	Part.- N	TP	Orto-P	Part.- P							
UASB																	Elmitwalli ve Otterpohl, 2007
Gri Atık su Kay																	
Giriş											23		12				
% Gid.	41																
Çıkış											18		20				
% Gid.	31																
UASB	Depolama tankı (karıştırıcı ile) ardından 7 L UASB reaktör; çap :7 cm, yükseklik: 200 cm, yukarı akım hızı 0.33 m/saat															Elmitwalli ve Otterpohl, 2007	
Gri Atık su Kay	Gri atık su Almanya Luebeck Flintenbrite yerleşim yerinden toplanmıştır.																
Giriş ^a	618 (130)	308 (162)	177 (114)	133 (36)	27.1 (3.5)	5.5 (0.8)	21.6 (3.3)	9.9 (0.3)	6.6 (1.0)	3.3 (0.7)	30	93 - 481	16				
% Gid.	64 (5)	84 (5)	52 (19)	51 (9)	30 (5)	70 (44)	53 (11)	15 (4)	6 (11)	53 (11)							
Giriş	647 (137)	353 (131)	177 (81)	117 (40)	27 (5)	3.9 (1.0)	23 (4)	9.7 (0.7)	8.7 (1.2)	1.0 (0.5)	30	64 - 377	10				
% Gid.	52 (5)	79 (8)	29 (20)	30 (8)	22 (5)	15 (36)	31 (13)	17 (5)	15 (9)	43 (33)							
Giriş ^a	682 (106)	310 (86)	236 (90)	136 (33)		3.4 (1.6)		9.9 (0.8)	8.4 (0.1)	1.5 (0.3)	30	27 - 338	6				
% Gid.	52 (12)	68 (17)	37 (18)	35 (21)		47.2 (53.6)		21 (7)	19 (1)	30 (4.0)							
UASB	3.6 ve 5.0 L															Hernandez ve diğ., 2007	
Gri Atık su Kay	Groningendeki eko köy ve Sneekteki DESAR projesi																
Giriş	200 -	50 -	135 -	135 -							20 - 30		12 - 24				
% Gid.	40 (40)	56	33	25													

Çizelge 2.10 Anaerobik ve Aerobik Biyolojik Arıtma Sistemleri; UASB ve UASB yi Takiben SBR ile Gri Atık Su Arıtımı, Giriş ve Çıkış Kaliteleri ve Çalışma Koşulları (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma	KOl mg/L				N mg/L			P mg/L			Sıcaklık °C	Çamur Bek. Süresi (SRT) gün	Hidrolik Bek. Süresi (HRT) saat	Kimyasal	Enerji	Maliyet	Referans		
	KOl _{top}	KOl _{SS}	KOl _{COL}	KOl _{çöz}	TN	NH ₄ -N	Part.-N	TP	Orto-P	Part.-P									
UASB	3.6 L																		
Giriş	827 (204)	385 (167)	246 (92)	196 (52)	29.9 (11.9) ^a	0.8 (0.6)		8.5 (9.2)			35	393	12					Hernandez ve diğ., 2008	
% Gid.	47 (2)				3 (57)	616 (642)		8 (36)											
UASB + SBR	UASB nin ardından SBR uygulanır.																		Hernandez ve diğ., 2008
UASB	5.0 L																		
Giriş	830 (211)	427 (181)	212 (81)	234 (70)	53.6 (50.7) ^a	1.2 (1.3)		7.7 (5.6)			35	97	7						
% Gid.	36 (2)				8 (56)	856 (806)		5 (38)											
SBR	SBR Hacmi, 3.6 L, Leeuwarden atık su arıtma tesisinden alından çamur sisteme verildi ve çamur aktive edildi. Üç deneyin giderim verimi 0.19 g VSS/g KOI																		
Giriş	528 (190)				32 (14) ^a	5 (4)	5.7 (2.2)												
% Gid.	80 (9)				26 (27)	91 (6)	11 (31)					378	6						

Not: Parantez içindeki değerlerin standart sapmaları vardır.

a: Toplam Kjeldahl Azotu

Çizelge 2.11 Gri Atık Su Arıtma Üniteleri ve Proseslerinin, Standartlara Uyumluluğu, Teknoloji Talepleri ve Maliyet (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Tipi	Geri Kazanılan Atık Suyun Çıkış Değerinin Standartlara Uyumluluğu						Teknoloji Gereksinimi ve Ekstra Üniteler				Maliyet		
	BOİ,KOİ,AKM Durumu	Patojen	Çamur	Enerji	Kimyasal	Arazi	Ön Arıtma	Çamur Kullanma	Son Arıtma	Dezenfeksiyon	Yatırım	İşletme	Bakım
Dengeleme, Çökeltme ve Depolama Tankı	++	+											
Filtreler													
Kaba	+	+	P	*	*	*	*	**	**	***		**	*
Kum	+++	++	P	*	*	*	*	**	*	***		**	*
MF	+++	+++	P	***	**	*	**	**	*	**		***	***
UF	+++	+++	P	***	**	*	**	**	*	*		***	***
Fizikokimyasal Arıtma													
Koagülasyon	+++		P	**	***	*		**				***	*
Oksidasyon	+++			**	***	*			**				
Adsorpsiyon	+++		P			*		**				***	*
Modifiye Filtreler													
VFSF	+++	++	P	*	*	**	**	**		***		**	*
IVSF	+++	++	P	*	*	**	**	**		***		**	*
SSrF	+++	++	P	*	*	**	**	**		***		**	*
HPSF	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
HR-CW	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
V-CW	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
Ekili SSrF	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
RVFB	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
GRWRS	+++	++	S	*	*	**	**	*		***		*	*
Modifiye Filtreler													
BAF	+++	+	S	**	*	*	*	*		***		**	*
MBR	+++	+++	S	***	**	*	**	*		**		***	***
M(F)BR	+++	+++	S	***	**	*	**	*		***		***	***

Çizelge 2.11 Gri Atık Su Arıtma Üniteleri ve Proseslerinin, Standartlara Uyumluluğu, Teknoloji Talepleri ve Maliyet (Devam) (Ghunmi L. ve diğ., 2011)

Arıtma Tipi	Geri Kazanılan Atık Suyun Çıkış Değerinin Standartlara Uyumluluğu						Teknoloji Gereksinimi ve Ekstra Üniteler				Maliyet		
	BOI,KOI,AKM	Patojen	Çamur	Enerji	Kimyasal	Arazi Durumu	Ön Arıtma	Çamur Kullanma	Son Arıtma	Dezenfeksiyon	Yatırım	İşletme	Bakım
Aerobik Biyolojik Proses													
Aerobik													
Bağlı Büyüyen Proses													
FBR	+++	+	S	**	*	*	*	*	***		**	*	
RBC	+++	++	S	**	*	*	*	*	***		**	*	
Askıda Büyüyen Proses													
SBR	+++	+	S	**	*	*	*	*	***		**	*	
Anaerobik													
Askıda Büyüyen Sistemler													
UASB	++	+	S	*	*	*	*	*	**	***		*	*

+ : kötü performans, ++:performansı geliştirilmiş ama yüksek bir atık su kalitesine ulaşamaz, +++:yüksek bir atık su kalitesine ulaşmak için kul.

P: Birincil, S: İkincil,

*:hiç ya da düşük talep/ maliyet, **:orta talep/maliyet ***:yüksek talep/maliyet

3. GRİ ATIK SU GERİ KULLANIM STANDARTLARI VE KULLANIM ALTERNATİFLERİ

3.1 Gri Atık Su Geri Kullanım Standartları

Su kullanılan alanların kendilerine özgü kalite gereksinimleri bulunmaktadır. Bu yüzden dolayı gri su geri kazanım sisteminden elde edilen suyun kullanılacağı yerin standartlarına uygun olması gerekmektedir. Genel olarak işlemde geçmiş gri sudan elde edilmiş kullanım suyu, hijyenik ve mikrobiyolojik olarak güvenilir, renksiz ve bütünüyle katı atıklardan arındırılmış olmalıdır. Arıtılan gri su saklanmaya başladıktan birkaç gün sonrada koku oluşmamalıdır. Henüz kullanım suyunun kalitesi konusunda ve işletmelerin çalışmalarını düzenleyen kanuni yönetmelikler olmadığından dolayı, gri su geri kazanım sistemini imal eden firmalardan arıtılan gri suyun kalitesine dair yazılı olarak garanti istenmesi önerilir. Mevcut bilimsel araştırmalara göre, bu suların tuvalet rezervuarları, çamaşır yıkama, bahçe sulama, süs havuzlarında kullanımı ve yüzey sularına doğrudan deşarj etmenin uygun olduğu kanıtlanmıştır.

Tuvalet rezervuarları; Çizelge 3.1'deki değerler Berlin Senato Ofisi adına açıklanmıştır. Toplam koli form ve e-koli (koli basili) için istenen hijyen AB standartlarındaki yıkanma suyu değerleri (76/160/EEC) doğrultusunda belirlenmiştir. Sınır değerleri sabit olduğunda insanların bu suyla temasları ve hatta yuttukları varsayılsa bile bu kişiler herhangi bir sağlık riski ile karşı karşıya kalmazlar. Bu sıkı şartlar sağlığı ilgilendiren ıslak-mikrop patojeni olarak da adlandırılan *Pseudomonas aeruginosa* içinde geçerlidir. BOİ₇ ve oksijen doygunluğu da temizlenmiş suyun raf ömrü için kalite kriterleridir.

Çizelge 3.1 Tuvalet Rezervuarı İçin Gerekli Kalite Standartı

BOİ ₅	< 5 mg/L
Oksijen Doygunluğu	> 50 %
Toplam Koliform bakterisi	< 100 /mL
Dışkısal Koliform bakterisi A)	< 10 /mL
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> B)	< 1/mL

A) AB 76/160/EEC yönetmeliğine uygun

B) Alman İçme suyu standartlarına uygun

Çamaşırhane; Çamaşır yıkamak için tavsiye edilen kullanım suyu kalite şartları Çizelge 3.1 te verilmiştir. Çizelge 3.1 teki değerlere sahip arıtılmış gri su ve şebeke suyu ile yıkanan çamaşırlar üzerinde yapılan bilimsel araştırmalar sonucunda şebeke suyu ve arıtılmış gri su ile yıkanan çamaşırlar arasında kurutma işleminden sonra da hijyenik açıdan hiçbir fark olmadığı ortaya çıkarılmıştır. Sonuç olarak çamaşır makinelerinde kullanım suyu olarak arıtılmış gri suyun kullanılmasında bir sakınca yoktur. Fakat talep edildiği takdirde çamaşır makinesinin konulacağı mekâna şebeke hattı ve arıtılmış gri su hattı çekilerek kullanıcının istediği suyu tercih etmesi de sağlanabilir.

Bahçe sulama; Sulama suyu için gerekli olan su değerleri DIN 19650 standartları tarafından düzenlenmiştir. Bu kalite şartları tarım, bahçecilik, kirlilik alanların yani sıra parklar ve spor tesislerinde kullanılan suların hijyenik ve mikrobiyolojik yönleriyle ilgilidir. Sulama sularının hijyenik güvenilirliği her kullanım için onaylanmış 4 bölüme ayrılır. DIN19650 esas alınarak belirlenmiş gereksinimlere göre birçok uygulama ve sulama amaçlı kullanılan suyun kalite gereksinimleri tuvalet için kullanılan sudan daha yüksektir. Gri suyun islenebilmesi için uygun teknoloji gerekir. DIN 19650 e göre bu gereksinimler UV veya kimyasal eklenerek yapılan dezenfektasyonlarla elde edilemez.

Arıtılmış atıksuların sulamada kullanılması büyük bir potansiyele sahiptir. Burada, gıda ürünlerinin direkt olarak yenmesine ve yağmurlama sulamasında havadan gelebilecek aerosollara dikkat edilmelidir. Sulamada tekrar kullanılacak arıtılmış atıksulardaki en büyük risk, mikroorganizmalar tarafından bulaştırılabilecek hastalıklardır. Bu mikroorganizmalar, bakteriler, virüsler, helmintler ve protozoa olabilir. Helmintler (otlak hayvanları için mera sulamada dikkat edilmelidir.) ve protozoalar genellikle, bağırsak parazitleri olarak adlandırılır. Arıtılmış atıksuyun mikrobiyolojik kalitesi, suyun kullanılabilirliği hakkında bilgi verir. Bu riskler, arıtma tesisinin ve arıtılmış atıksuyun uygulandığı yerin birlikte kontrol edilmesi ile azaltılabilir (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usüller Tebliği, 2011).

Çizelge 3.2 Sulama Sularının ve Uygulamalarının Hijyenik/Mikrobiyolojik Niteliklerinin Sınıflandırılması (DIN 19650, 1999)

Kalite Sınıfı	Uygulamalar	100 mL suda Faecal streptococci'nin koloni miktarı (Alman içme suyu yönetmeliğine veya AB yıkanma suyu tüzüğüne göre)	100 mL suda E-Kolinin koloni miktarı (Alman içme suyu yönetmeliğine veya AB yıkanma suyu tüzüğüne göre)	1000 mL sudaki salmonella ae (DIN 3841413 e göre)	1000 mL sudaki insan ve hayvan parazitlerinin potansiyel bulaşma dereceleri
1) İçme Suyu	Seralarda ve açık alanlarda sınırlandırma olmadan tüm bitkiler	Yok	Yok	Yok	Yok
2	Açık alanlarda ve seralardaki ürünlerin çiğ tüketimi okullardaki spor sahaları ve parklar için	< 100	< 200	Yok	Yok
3	Seralarda tüketim amaçlı olmayan ürünler, meyvelenme dönemine gelene veya toplanmasına 2 hafta kalana kadar açık alanlardaki yetiştirilen çiğ tüketimi olan ürünler.	< 400	< 2000	Yok	Yok
4	Toplanmasına 2 hafta kalana kadar şarap ve meyve kültürleri şeker kamışı yeme amaçlı kullanılmayan veya endüstriyel amaçlı kullanılacak ürünler için	En az bir kere biyolojik işlemden geçirilmiş atık su			Yok

Türkiye' de konu ile ilgili parametreler Su Kirliliği Kontrolü Teknik Usüller Tebliğinde belirtilmiştir. (Çizelge 3.3)

Çizelge 3.3 Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usüller Tebliği, 2011)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi ^a	İzleme periyodu	Uygulama mesafesi ^b
Sınıf A				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenmeyen gıda ürünleriⁱ</i>				
<i>b-Kentsel alanların sulanması</i>				
a)Yüzeysel ve yağmurlama ile sulanan olarak yenilebilen gıda ürünü	-İkincil arıtma ^c -Filtrasyon ^d -Dezenfeksiyon ^e	-pH=6-9 -BOİ ₅ < 20 mg/L -Bulanıklık < 2 NTUf -Fekal koliform: 0/100 mL ^{g,h} -Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L ⁱ	-pH: Haftalık -BOİ ₅ : Haftalık -Bulanıklık: Sürekli -Koliform: günlük -Bakiye klor: sürekli	İçme suyu temin edilen kuyulara en az 50 m mesafede
b)Her türlü yeşil alan sulaması (Parklar, golf sahaları vb.)				

Açıklamalar:

- Tarımsal sulamada tavsiye edilen ağır metal analizlerine dikkat edilmelidir.
- Standartları sağlamak üzere filtrasyon öncesinde koagülant ilavesi yapılabilir.
- Geri kullanılacak arıtılmış atıksu renksiz ve kokusuz olmalıdır.
- Virüs ve diğer parazitlerin yok edilmesi için daha uzun dezenfeksiyon temas süreleri kullanılabilir.
- Arıtılmış atıksu dağıtım sisteminde (en son uygulama noktasında) bakiye klor değeri 0.5 mg/L'nin üzerinde olmalıdır.
- Virüs ve diğer parazitlerin yok edilmesi için daha uzun dezenfeksiyon temas süreleri kullanılabilir.
- Yüksek nütrient içeriği besinleri büyüme aşamasında etkileyebilir.

Sınıf B

a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenen gıda ürünleri^m

b-Girişi kısıtlı sulama alanları

c- Tarımsal sulama: Gıda ürünü olmayan bitkiler

a) Meyve bahçeleri ve üzüm bağları gibi ürünlerin salma sulama ile sulanması	-İkincil arıtma ^c -Dezenfeksiyon ^e	-pH=6-9 -BOİ ₅ < 30 mg/L -AKM < 30 mg/L -Fekal koliform < 200 ad/100 mL ^{g,j,k}	-pH: Haftalık -BOİ ₅ : Haftalık -AKM: günlük -Koliform: günlük	-İçme suyu temin edilen kuyulara en az 90 m mesafede. -Yağmurlama sulama yapılıyor ise halkın bulunduğu ortama en az 30 m mesafede
b)Çim üretimi ve kültür tarımı gibi halkın girişinin kısıtlı olduğu yerler		-Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir.		
c)Otlak hayvanları için mera sulaması		-Bakiye klor > 1 mg/L ⁱ	-Bakiye klor: sürekli	

Açıklamalar:

- Tarımsal sulama için tavsiye edilen limitlerde gözönünde bulundurulmalıdır.
- Püstkürtmeli sulama yapılıyor ise AKM < 30 mg/L olmalıdır.
- Yüksek nütrient içeriği besinleri büyüme aşamasında etkileyebilir.
- Süt hayvanlarının meralara girişi sulama yapıldıktan 15 gün sonra olmalıdır. Bu süre kısa olması gerektiği durumlarda, fekal koliform değeri en fazla 14 ad/100 mL olabilir.

3.2 Gri Atık Su Geri Kullanım Alanları

Yer altı suları içme suyu için öncelikli (en önemli) kaynaklarımızdandır, bunun için suyumuzu verimli kullanarak, doğal su kaynaklarından elde ettiğimiz suyun tüketim oranını düşürüp suyumuzu korumamız gerekmektedir. Bu nedenle su tüketiminin azaltılmasına yönelik olarak tuvalet rezervuarları, bahçe sulama, çamaşır yıkama, diğer temizlik işlemleri,

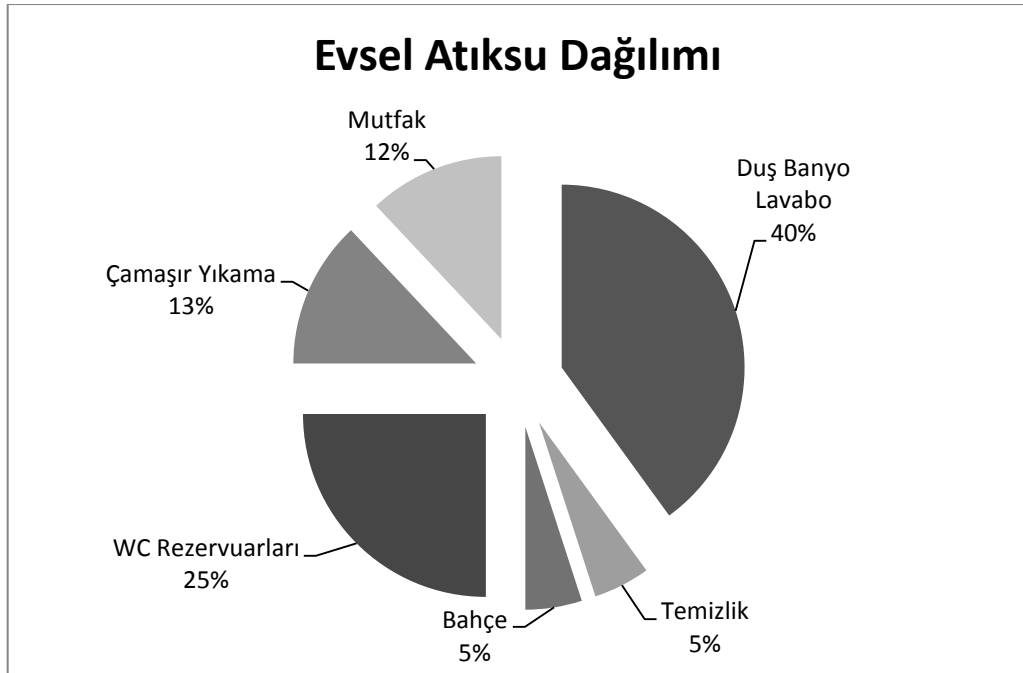
yangın söndürme sistemleri, regreasyon amaçlı sularda içme suyunun kullanılmaması için önlemler alınmalıdır (Karahana A., 2011).

İşlemden geçirilmiş gri atık suyun kullanım suyu olarak kullanılması su kaynaklarının korunmasına katkı sağladığı gibi doğadaki su dengesi üzerine de pozitif etkileri vardır. Ayrıca gri atık su geri kazanım tesisleri kullanılan içme suyu miktarını da azaltır. Sonuç olarak, içme suyu çıkarma ve dağıtma süreçlerinin olumsuzlukları da (enerji ve kimyasal gereksinimler, yeraltı suyunun seviyesindeki düşüş, vb.) azalacaktır (Karahana A., 2011).

3.3 Türkiye' de Gri Atık Su Kullanımının Değerlendirilmesi

Gri suyun miktarı dış etkenlere bağlı değildir, yani hava koşulları nasıl olursa olsun kişisel hijyen ihtiyacından dolayı gri su sürekli oluşur.

Gri su, evlerde kullanılan şebeke suyunun kimyasallarla kirlenmesiyle oluşur. Gri atıksuyun kaynakları Şekil 3.1 de verilmiştir. Gri suyun kirlilik derecesini temel olarak tüketicilerin alışkanlıkları belirler. Oluşan kirlilik kullanılan kişisel hijyen ürünlerinin, deterjanların, kirli kıyafetlerin ve vücut kirinin bir sonucudur. Bu kirlenler kolaylıkla biyolojik bozunanlar (biyodegradable) sınıfındadırlar. Bu kolay biyolojik bozunmaya bağlı olarak, eğer gri su hemen işlenmezse, bozunma süreci sülfatlarla sürer buda istenmeyen kokulara sebep olur. Bu yüzden dolayı arıtılmamış gri suyun saklanmaması ve depolanmaması gerekmektedir (Karahana A., 2011).



Şekil 3.1 Eysel Atıksu dağılımı (Karahana A., 2011)

Günlük kullanım sonucu oluşan atıksuyun % 75' i az kirlenmiş su sayabileceğimiz gri atıksudur. Evsel kullanım sonucu oluşan atıksuyun ortalama % 40'ı duş ve banyodan % 25' i tuvalet rezervuarlarından, % 12 ' si mutfaktan, % 13' ü çamaşır yıkama makinesinden ve geri kalan % 10' luk dilim ise diğer kullanımlardan oluşmaktadır (Karahan A., 2011).

Türkiye'de günlük kullanım sonucu oluşan atıksu miktarını hesaplama için kişi başına kullanılan su miktarını 100 litre alırsak ve Türkiye nüfusunu 75 milyon alırsak mevcut potansiyel;

$$75\,000\,000 \times 100 \text{ L/kişi.gün} \times 0.75 = 5\,625\,000 \text{ m}^3/\text{gün}$$

görülmektedir. Bu miktar alternatif bir kaynak olarak küçümsenmeyecek derecede önemlidir.

4. GRİ ATIKSUYUN ARITIMINDA OZON VE FOTOKATALİZ PROSESLERİ

4.1 Ozon ile Oksidasyon Prosesi

Ozon (O_3) oksijenin allotropudur. Normal şartlarda gaz olup, kendine has bir kokuya ve mavimsi bir renge sahiptir. Ozonun sudaki çözünürlüğü ve kararlılığı; sıcaklığa, pH ve kısmi basınca bağlıdır. Elektronik yapısının analiz edilmesiyle molekülün Şekil 4.1'deki rezonans yapıya sahip olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.1 Ozonun Rezonans Yapısı

Ozon çoğu maddede çözünebilir, kararlı ya da orta kararlı çözelti oluşturabilir. Suda ozon oksijenden 14 kez daha fazla çözünür ancak orta kararlı çözelti oluşturur. Kararlılığı ağır metal katyonları ve metal oksitlerinin varlığından etkilenir. Aşağıdaki eşitlikte Henry kanuna göre sulu fazda ozonun çözünürlüğü verilmiştir.

$$C_{SIVI} = C_{GAZ} \times \beta(\text{sıcaklık}) \times P_{GAZ}$$

C_{SIVI} = Sıvı içerisinde çözülmüş konsantrasyon

C_{GAZ} = Gaz konsantrasyonu

$\beta(\text{sıcaklık})$ = Bunsen katsayısı (çözünürlük, sıcaklığa bağlı)

P_{GAZ} = Gaz basıncı

Sulu fazda çözünürlüğü sıcaklığın azalması, basıncın artmasıyla artar. Çizelge 4.1' de saf suda 0-60 °C arasındaki ozonun çözünürlüğü ve Çizelge 4.2' de ozonun diğer fiziksel özellikleri verilmiştir.

Çizelge 4.1 Ozonun Suda Çözünürlüğü (Yıldırım A. Ö., 2009)

Sıcaklık (°C)	Çözünürlük (kg/m ³)
0	1,09
10	0,78
20	0,57
30	0,40
40	0,27

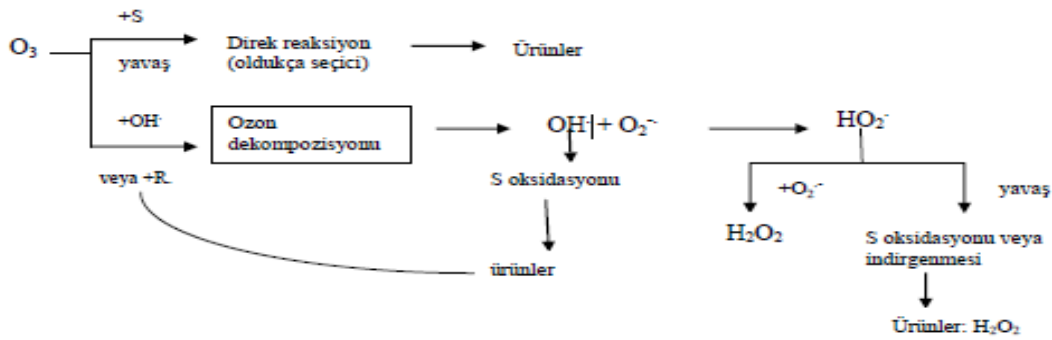
Çizelge 4.2 Ozonun Diğer Fiziksel Özellikleri (Yıldırım A. Ö., 2009)

Fiziksel Özellik	Değer
Molekül Ağırlığı (g/mol)	48,0
Kaynama Noktası (101 kPa) (°C)	- 111,9
Erime Noktası (°C)	- 192,7
Kritik Sıcaklık (°C)	- 12,1
Kritik Basınç	5,53 MPa
Yoğunluk, gaz (0 °C, 101 kPa)	2,144 kg/m ³
Yoğunluk, sıvı (-112 °C)	1358 kg/m ³
Yüzey Gerilimi (- 183 °C)	3,84. 10 ⁻² N/mm
Viskozite (-183 °C)	1,57. 10 ⁻³ Pa.s
Isı Kapasitesi, sıvı (-183 °C ile 145 °C)	1884 J/kg.K
Isı Kapasitesi, gaz (25 °C)	818 J/kg.K
Buharlaşma Isısı	15,2 kJ/mol

Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak OH• radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Pratikte doğrudan ve dolaylı oksidasyon reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı faktörlere bağlı olarak bu reaksiyonlardan biri daha baskın olarak gerçekleşmektedir.

Sulu çözeltilerde ozonun iki temel reaksiyonu (Hoigné J. ve Bader H., 1976, 1977, 1978):

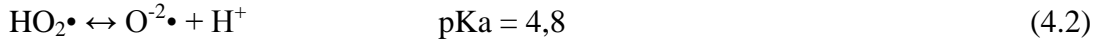
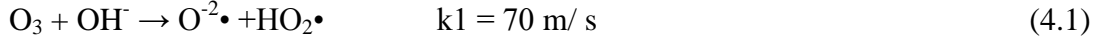
- Moleküler ozon ile direk reaksiyon,
- Ozonun suda parçalanması ile oluşan radikal türler ile indirekt reaksiyon (Şekil 4.2)



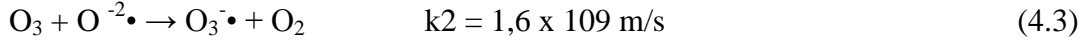
Şekil 4.2 Ozon Oksidasyon Mekanizması (Hoigne J. ve Bader H., 1976)

Ozonun parçalanma zincir mekanizması aşağıda verilmiştir (Staehelin J. ve diğ., 1984, Tomiyasu H. ve diğ., 1985):

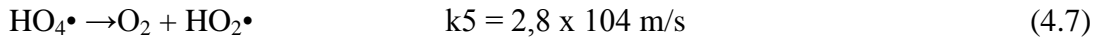
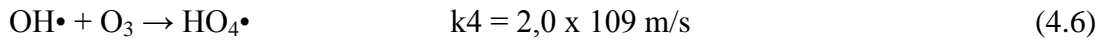
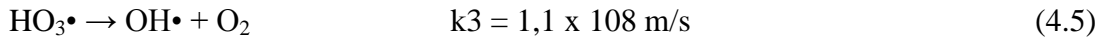
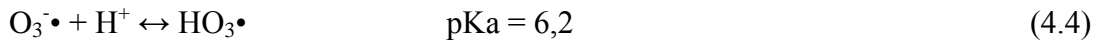
1. Başlatma adımı:



2. Radikal zinciri:



Ozon ve O^{2-} reaksiyonu sonucu ozonür anyon radikali ($O_3^{\bullet-}$) oluşur ve bu radikal hızlıca hidroksit radikaline bozunur.



HO_4^\bullet radikalinin oksijen ve perhidroksil radikaline bozunmasıyla zincir reaksiyonu yenilenir. Fonksiyonel gruplara sahip bazı organik maddeler OH^\bullet radikali ile reaksiyona girerek organik radikaller oluşturabilmektedir.

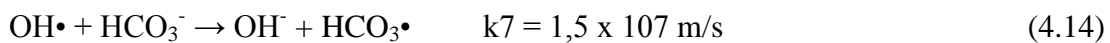
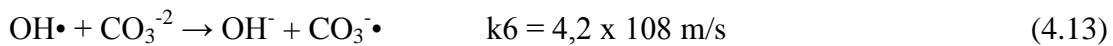


Eğer ortamda oksijen varsa, (4.9)

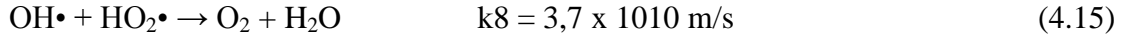


OH^- iyonları tarafından başlatılan O_3 'ün bozunması bir zincir reaksiyonuna yol verir ve sonuçta seçici olmayan OH^\bullet radikalleri üretilir.

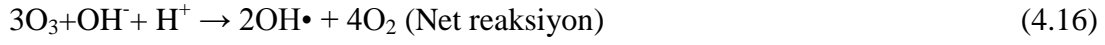
3.Bitirme-son adım:



Zincir reaksiyonunu sonlandıran başka bir reaksiyon ise iki radikalın reaksiyonudur.



Gerçekleşen radikalik mekanizmanın net reaksiyonu aşağıdaki denklemle verilebilir.



Ozon yapay olarak yüksek voltajda hava veya oksijenden üretilir. Ozon oldukça kararsızdır ve yerinde üretilmelidir (Kalra ve diğ., 2011).



Bu iki reaksiyon birlikte gerçekleşir. Genel olarak ilk ozon reaksiyonları, organik maddenin çift bağlarında (C=C, C=C-O-R, -C=C-X) veya negatif yük taşıyan atomlarında (N, P, S v nükleofilik karbonlar) gerçekleşmektedir. Bu sebeple OH, CH₃ veya OCH₃ içeren orto-aktiflenmiş aromatikler için yüksek bir reaktivite beklenirken, NO₂, CO₂H ve CHO gruplar için daha zayıf bir reaksiyon söz konusu olmaktadır. Seçici olmayan OH radikali ise oluşan ilk oksidasyon yan ürününe göre reaksiyona devam etmektedir (Hoigne J. ve Bader H. 1976; Hoigne J. ve Bader H. 1983a).

Asidik çözeltide oksitleyici ajan ozondur; nötral ve bazik çözeltide hidroksil radikalleridir. OH•'nin oksidasyon potansiyeli, ozon moleküllerinden yüksek olduğundan bazik koşullarda giderim reaksiyonu daha hızlıdır.

Ozon ile boyanın reaksiyonunu:



olarak ifade edilir. Suda ozon konsantrasyonu çözünürlüğünden dolayı sınırlıdır; iyonik şiddet ozonlama sırasında oluşan ara ve final ürünleri ile ters orantılıdır. Çünkü suda çözülmüş ozon boya ile reaksiyona girer, ozon konsantrasyonu sabittir ve kısmi basınç ve Henry sabiti ile ilişkilidir.

$$P = kH[\text{O}_3]$$

P=ozonun kısmi basıncı

kH =ozonun Henry sabiti

Eğer eşitlik 2. Dereceden kinetik olarak yazılırsa;

$$-d[\text{boya}]/dt = k [\text{boya}][P/ kH]$$

P ve kH sabit olduğundan final kinetik eşitlik;

$$-d[\text{boya}]/dt = k_{app} [\text{boya}]$$

$k_{app} = k (P/kH)$ olarak ifade edilir.

k_{app} , yalancı birinci dereceden hız sabiti olarak isimlendirilir. $\ln ([\text{boya}]/[\text{boya}]_0)$ eğrisinin eğiminden hesaplanabilir.

Ozonlama, renk giderimi ve degradasyonda mükemmel potansiyele sahip olması; insan sağlığına minimum zararlı etkisi, çamur oluşturmaması, artık ozonun kolayca su ve oksijene parçalanabilmesi; kolay üretilebilirliği açısından tercih edilir (Oğuz ve diğ., 2005; Pachhade ve diğ., 2009, Tehrani - Bagha A. R., ve diğ., 2010, Turhan K. ve Turgut Z., 2009).

Ozonlamayı Etkileyen Faktörler

Ozonlama da etkili olan başlıca faktörler: pH, sıcaklık, mekanik karıştırma, atıksu bileşenleri ve ozon dozu olarak sayılabilir.

- pH'ın Etkisi:

Ozonun kirleticiler ile reaksiyonu ise son derece pH bağımlıdır ve direkt ve indirekt olmak üzere iki tip reaksiyon oluşabilmektedir (Alaton I. A. ve diğ., 2002, Hsu Y.C. ve diğ., 2001).

1. Direkt Reaksiyon (Moleküler ozon): pH 2 ve altında oluşur. Düşük pH'larda ozon belirli fonksiyonel gruplara sahip bileşiklerle elektrofilik, nükleofilik ya da dipolar adisyon gibi seçici reaksiyonlar verir.



2. İndirekt Reaksiyon (Serbest radikal oluşumu): pH 7 ve üzerinde oluşur. Yüksek pH'larda ozon daha hızlı dekompoze olur ve baskın olarak hidroksil radikali oluşturur.



M kirletici bileşenler ve Moksit: yükseltgenen bileşenlerdir.

- Sıcaklığın Etkisi

Sıcaklık ozonun çözünürlüğü üzerinde etkilidir, artan sıcaklıkla birlikte ozon çözünürlüğü düşer. Bununla birlikte çözünürlüğün düşmesi nedeniyle ozonlama etkinliğinin azaldığı söylenemez çünkü sıcaklık artışı reaksiyon hızını da artırmaktadır.

- Mekanik Karıştırmanın Etkisi

Ozonlamada etkinliği sınırlandırıcı faktörlerin başında ozonun gaz fazından sıvı faza kütle transferi gelmektedir. Lin C. C. ve Liu W. T., (2003) çalışmalarında artan rotor hızı ile birlikte ozonlama ile renk giderimi etkinliğinin arttığını rapor etmişlerdir.

- Ozon Dozunun Etkisi

Oksidasyon reaksiyonlarını moleküler ozon ya da ozonun reaksiyonlarıyla oluşan radikal türleri verdiğinden ozon dozu ya da ozonlama süresi arttıkça ozonlama etkinliğinin artacağı açıktır.

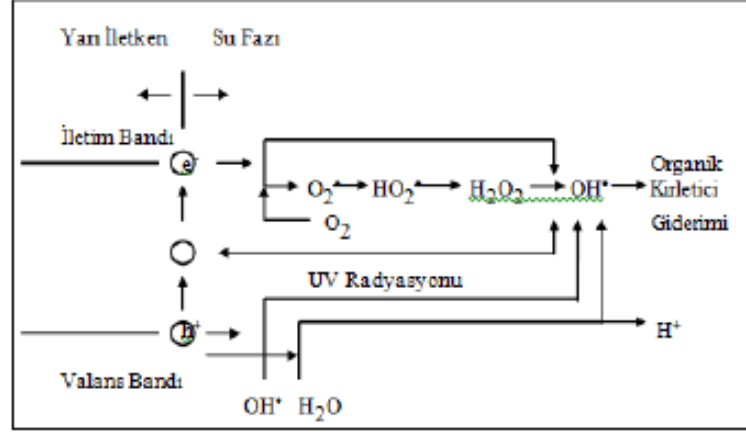
Atıksu arıtımı amacıyla ozonun kullanımı 1970'lerin ilk yıllarında başlamıştır. Ozon stabil olmaması nedeniyle çok kuvvetli bir oksidandır. Ozon ile oksidasyonun ilk kullanım alanı içme sularının dezenfeksiyonu olduğu halde deterjanlar, klorlu hidrokarbonlar, fenoller, pestisitler ve aromatik hidrokarbonların bozunmasına yardımcı olarak atıksulardan birçok toksik kimyasalın uzaklaştırılmasında da kullanılmaktadır (Slokar Y. M. ve diğ., 1998).

4.2 Fotokatalitik Oksidasyon Prosesi

Birçok metal oksidin yarı iletken olduğu bilinmektedir. Bunlar içerisinde fotokatalitik prosese en uygun aktif yarı iletkenin TiO_2 olduğu belirlenmiştir. TiO_2 , 3,2 eV'luk band aralığı enerjisine sahip olan ve 400 nm'den küçük dalga boylarında UV ışınlaması ile aktive edilen bir yarı iletkenidir. UV ışınlaması sırasında, TiO_2 yüzeyinde kimyasal reaksiyonları başlatma kapasitesine sahip elektronlar ve boşluklar oluşmaktadır. Fotokatalitik bozunmada, ışık kaynağı olarak UV lambalarının yanı sıra güneş ışığından da yararlanılmaktadır. Güneş ışığı etkisiyle fotokatalizör varlığında kirleticilerin bozunumu ile ilgili en azından son 30 yıldır bilimsel araştırmalar gerçekleştirilmesine rağmen, prosesin endüstriyel ve ticari uygulamaları ve mühendislik projelendirme sistemleri yalnızca son yıllarda gelişme göstermiştir. Çeşitli araştırmacılar tarafından arazide pilot ölçekte gerçekleştirilen çalışmalarda, laboratuvarda UV lambası ile gerçekleştirilen fotokatalitik bozunma çalışmalarında elde edilen verimlere ulaşıldığı literatürlerden bilinmektedir. Bu çalışmalarda ayrıca, doğal ortamda katalizör varlığında güneş ışığı etkisiyle kirleticilerin bozunumunun yalnızca Akdeniz ülkeleri gibi bol güneş alan ülkelerde etkin olmadığı, güneşten az veya çok yararlanabilen tüm alanlarda etkili olduğu ifade edilmektedir. Ancak bu yöntemle su ve atık suların arıtımı, halen birkaç deneysel işletme ile sınırlıdır. Bu tesislere örnek olarak, Almanya ve Amerika Birleşik Devletleri'nde 1-6 m³/saatlik akış hızları ile işletilen tesisler örnek verilebilir.

Yarı iletkenler sulu ortamda ışınlama altında etkili fotokatalizördürler. Bir yarı iletken elektronlarla dolu olan valans bandı (VB) ve boş enerji seviyelerini ihtiva eden iletim

bandından (İB) meydana gelmektedir. Yarı iletkenin band aralığı enerjisinden daha yüksek enerjili fotonlarla ışınlanması durumunda, yarı iletken kimyasal reaksiyonları başlatma kabiliyeti olan elektron-boşluk çiftleri meydana gelmektedir. Valans bandı boşlukları oksitleyici, iletim bandı elektronları indirgeyici olarak hareket etmektedirler.

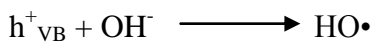
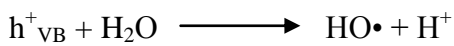
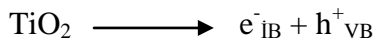


Şekil 4.3 Yarı İletken Partikülde Hidroksil Radikalinin Oluşum Mekanizması (Turchi C. S. ve diğ., 1990).

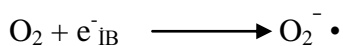
UV ışınlanması altında yarı iletkende meydana gelen elektron ve elektron boşluğu yüzeye doğru hareket etmektedir. OH⁻ iyonları ve H₂O molekülleri, TiO₂ yüzeyine en çok adsorblanan maddelerdir. Hem asidik hem de bazik koşullarda yüzeydeki OH⁻ ve H₂O gruplarının TiO₂'in valans bant boşlukları ile OH• oluşturmak üzere oksidasyonu mümkündür (Şekil 4.3) (Turchi C.S. ve diğ., 1990).

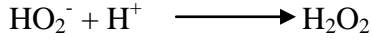
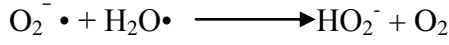
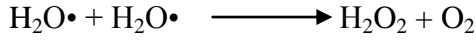
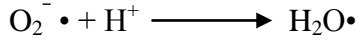
Yarı iletkenlerde OH• oluşumu iki şekilde sağlanmaktadır:

1. Valans bandı boşluklarının adsorblanan H₂O ya da yüzey OH⁻ grupları ile reaksiyonu yoluyla;

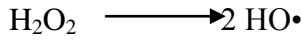
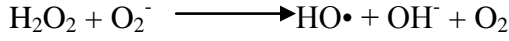
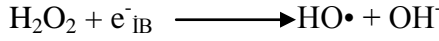


2. O₂^{•-} 'den, H₂O₂ oluşumu yoluyla; Yüzeye adsorblanmış olan oksijen iletim bandı elektronlarıyla süperoksit iyonu (O₂^{•-}) vermek üzere reaksiyona girer. Asidik koşullarda O₂^{•-} ile H⁺ reaksiyonundan perhidroksil radikali (HO₂•) oluşabilir. Perhidroksil radikali daha sonra hidrojen peroksit oluşturur.

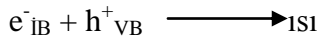




H_2O_2 'in herhangi bir reaksiyonla parçalanması $\text{OH} \cdot$ meydana getirmektedir. H_2O_2 , elektron boşluk çiftlerinin yeniden birleşmesini azaltan ve $\text{OH} \cdot$ meydana getiren elektron alıcısı olarak davranmaktadır. Yarı iletken partikül yüzeyinde meydana gelen H_2O_2 fotolizi (heterojen fotoliz) daha verimlidir ve homojen H_2O_2 fotolizinin gözlenmediği dalga boylarında meydana gelmektedir.

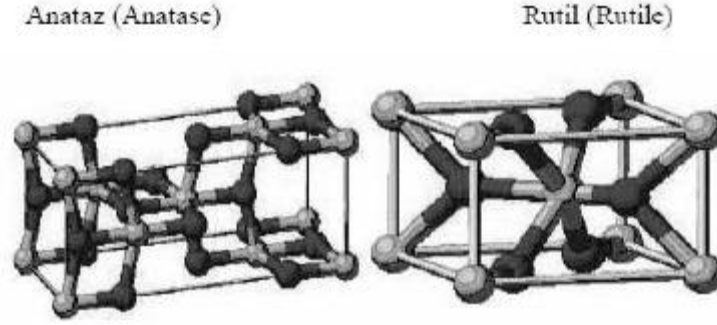


Uyarılmış partiküller üzerinde ya da yakınında uygun alıcıların olmaması durumunda elektron-boşluk çiftleri birleşmektedir. Bu olay enerji bantları arasında ya da yüzeyde meydana gelmektedir. Elektron-boşluk çiftlerinin birleşmesi sonucunda fotokatalitik verim azalmaktadır. Çevre şartlarına bağlı olarak elektron-boşluk prosesinin ömrü, birkaç nanosaniye ile birkaç saat arasında olabilmektedir (Tseng J. M. ve diğ., 1991).



Günümüzde TiO_2 varlığında fotokatalitik bozunma; ucuzluğu, basit oluşu, etkinliği ve son derece düşük organik kirletici seviyeleri sağlanabilmesi nedeniyle ticari açıdan da ilgi görmektedir (Kim D. H. ve Anderson M. A. 1994). TiO_2 anataz, rutil ve broksit olmak üzere üç farklı kristal yapıda bulunmaktadır. Optik özellikleri, donukluk, dayanıklılıktan dolayı anataz ve rutil yapıda olanlar fotokatalitik amaçlarda kullanılmaktadırlar. Titanyum dioksit özellikle anataz formundadır ve ultraviyole ışık altında fotokatalizör olarak davranır (Oppenlander T.,2003).

TiO_2 genel olarak 3 değişik kristal yapısına sahiptir. Bu yapılar içinde anataz yapının aktivitesi diğerlerine oranla çok daha yüksektir. Anataz TiO_2 'nin üç mineral formundan birisidir. Rutil ve broksit diğer iki türdür. Anataz'da rutil gibi tetragonal kristal yapısına sahiptir. Fakat her iki mineralin de kristalde simetri açıları aynı olmasına karşın ara yüzey açıları arasında bir ilişki yoktur (Şekil 4.4) (Bilim ve Teknoloji 2007).



Şekil 4.4 Anataz ve Rutil Tetragonal Kristal Kafes Yapıları (Bilim ve Teknoloji 2007)

UV ışınlanması altında yarı iletkende meydana gelen elektron ve elektron boşluğu yüzeye doğru hareket etmektedir. OH⁻ iyonları ve H₂O molekülleri, TiO₂ yüzeyine en çok adsorblanan maddelerdir. Hem asidik hem de bazik koşullarda yüzeydeki OH⁻ ve H₂O gruplarının TiO₂'in valans bant boşlukları ile OH• oluşturmak üzere oksidasyonu mümkündür (Turchi C. S. ve diğ., 1990).

Fotokatalitik bozunma işlemlerinde, TiO₂ iki şekilde uygulanmaktadır. Sulu ortamda süspansiyon halinde veya destek materyallerde immobilize edilmiş bir şekilde (örn. kuvars kum, cam, aktif karbon vb). Süspansiyon haldeki TiO₂'in sudan ayrılmasının zor olması ve solar enerjinin maksimum %10'unun TiO₂'in yüzeyinde absorblanması, TiO₂ bazlı fotokatalitik arıtma sistemlerinin dezavantajlarıdır (Palmer P. L. ve diğ., 2002). Immobilize TiO₂ kullanımının etkinliği, genellikle süspansiyon haldeki TiO₂'nin kullanıldığı sistemlere göre daha düşük gibi görünmektedir.

Fakat az sayıda çalışma askıda ve immobilize TiO₂ çalışmaları arasındaki verim farkını, birim yüzey alanına uygulanan UV enerjisi ve reaksiyon sürelerine ek olarak, kirletici/TiO₂ oranını da hesaba katarak değerlendirmiştir. Buna örnek olan çalışmalarda askıda sistem ve immobilize TiO₂ kullanılan çalışmalar arasındaki verim farkının oldukça azaldığı, kirletici türüne göre immobilize TiO₂'nin daha yüksek verim sağladığı durumlar da rapor edilmiştir. (Miranda-Garcia N. ve diğ., 2010)

Ancak, teknik uygulamalar için immobilize edilmiş TiO₂ kullanımı süspansiyon halinde TiO₂ kullanımına göre daha uygundur. Çünkü, sulu ortamda süspansiyon halinde TiO₂ kullanımı durumunda katalizör partiküllerin geri kazanımı için ilave ekipman ve enerji gereksinimine ihtiyaç duyulmaktadır (Haarstrick A. ve diğ., 1996). Katalitik modifikasyon, işletme şartlarının değiştirilmesi (örn. pH), oksidant kullanımı (örn H₂O₂) ve gelişmiş reaktör tasarımı ile sistemin etkinliğini artırmak da mümkündür (Manilal V. B. ve diğ., 1992). Bu faktörler,

sistemin etkinliğini artırmanın yanı sıra aynı zamanda fotokatalitik bozunmanın dezavantajı olan enerji maliyetini de azaltmaktadır.

Fotokataliz Proses Verimine Katalizörün Etkisi

pH, sıcaklık, katalizör miktarı, organik madde konsantrasyonu, ışın şiddeti ve O₂'nin kısmi basıncı ile organik maddenin bozundurulması arasındaki ilişkinin incelendiği bir çalışmada (Chen D. ve diğ.,1998), organik madde olarak 4- nitrofenolün (4-NP) sözü edilen parametrelerle nasıl bozunma kinetiği gösterdiği belirtilmiştir. Bu çalışmaya göre, 4-NP'nin değişik başlangıç konsantrasyonlarıyla yapılan bir dizi deneyde, başlangıç konsantrasyonu arttıkça 4-NP'nin bozunma kinetiği azalmaktadır. Asidik ve bazik pH'larda bozunma hızı düşerken TiO₂'nin yüzeyinin yüksüz kaldığı pH'da bozunma hızının arttığı belirtilmiştir. TiO₂ miktarının artırılması sonucunda ise, bozunma hızı artış göstermiş ancak limit değer olarak 2g/L belirlenmiştir. O₂'nin kısmi basıncındaki artış sonucu yine 4-NP'nin bozunma hızı artmıştır. Çözünmüş oksijen miktarı 0,2 atm kısmi basıncında bozunma maksimum değerine çıkmaktadır (%70). Işın şiddetindeki artışa paralel olarak 4-NP'nin bozunma hızı da artmıştır. Son olarak da sıcaklık artışı sonucu 4- NP'nin bozunma hızını arttırmıştır.

Fotokatalitik bozunma için TiO₂, ZnO, SnO₂, ZrO₂, α -Fe₂O₃, WO ve CdS'ün katalizör olarak kullanıldığı bir çalışmada model bileşik olarak Acid Brown14 seçilmiştir. Işın kaynağı olarak güneş ışığının kullanıldığı çalışmada Acid Brown14'ün degradasyonu için en aktif katalizörün ZnO olduğu tespit edilmiştir (Chen ve diğ., 1998). Katalizörler için aktiflik sırasının ise ZnO>TiO₂> α -Fe₂O₃>ZrO₂>CdS>WO₃>SnO₂ şeklinde olduğu tespit edilmiştir (Sakthivel ve diğ., 2003). UV ışığı ve yarı iletken partiküllerin varlığında kirleticilerin bozunması yani fotokatalitik bozunma, bir çok organik kirletici ve toksik madde bozunmasında önemli bir yoldur. Fotokatalitik bir sistem, bir çözücüde süspansiyon halinde bulunan yarı iletken partiküllerden meydana gelmektedir. Hidroksil radikalleri fotokatalitik bir sistemde başlıca oksidanlardır (Bahemann D. ve diğ., 1991).

Birçok metal oksidin yarı iletken olduğu bilinmektedir. Şimdiye kadar fotokatalitik bozunma prosesi için Fe₂O₃, SrTiO₃, In₂O₃, K₄NbO₁₇, WO₃, V₂O₅, MoO₃, MoS₂, SiC ve ZnFe₂O₄ gibi çok sayıda madde; alifatik aromatikler, boyalar, pestisitler ve herbisitler gibi çok sayıdaki organik kirleticinin bozunmasında fotokatalizör olarak kullanılmıştır (Malati M.A., 1995). Bunlar içerisinde fotokatalitik prosese en uygun ve aktif yarı iletkenin ise, TiO₂ olduğu belirlenmiştir. TiO₂, geniş pH aralığında yüksek fotokimyasal kararlılığa sahiptir (Mehos M. S. ve diğ., 1993). Bunun yanı sıra, diğer maddelerin aksine korozyona da neden

olmamaktadır. TiO_2 'nin fotokatalitik aktivitesi ise, hammaddeye ve TiO_2 'i hazırlamak için kullanılan metoda bağlıdır (Davidson R. S. ve diğ., 1984, Crittenden J. C. ve diğ., 1997).

pH Değişiminin Fotokataliz Üzerindeki Etkisi

Miller J. S. ve diğ., (2001) tarafından yapılan çalışmada; Benzo[a]piren (BAP), chrisen (CHR) ve fluorene (FLU) polisiklik aromatik yapıların etanol içerisindeki nM konsantrasyon seviyesinde çözeltileri hazırlanıp 254 nm dalga boyunda düşük basınçlı 15 Watt'lık UV lambası kullanılarak bozunmalarını incelenmişlerdir. Elde ettikleri sonuçlarda BAP 120 saniyede tamamen bozunurken CHR 240 saniyede %70 civarında fotolitik olarak bozunmuştur. FLU ise 600 saniyede %90 oranında bozunmuştur. Asidik bazik ve nötral pH'larda uygulanan fotolizde CHR'nin bozunması en hızlı asidik pH'da (pH=2,5) gerçekleşmiştir ve tamamı 210 saniyede bozunmuştur. Nötral ve bazik pH'larda bozunma açısından fazla bir fark gözlenmemiştir (%70). Kuşvuran ve diğ., (2005) yaptıkları çalışmada Reaktif Black5(RB5)'in fotokatalitik degradasyonu üzerine pH'nın etkisini incelemişlerdir. Bunun için 4 farklı pH'da çalışmışlardır (PH;3, 5, 7, 9). RB5'in konsantrasyonunun 40 mg/L ve ışın kaynağının 254 nm (UVP-CPQ 7871) olduğu çalışmada pH'nın artmasıyla dekolorizasyon oranının azaldığı tespit edilmiştir. İlk 20 dakika içerisinde RB5'in tamamının bozundurulması pH 3'te başarılmıştır. Reaktif Red 2(RR2)'nin US(Ultrasonik), US/ TiO_2 , UV/ TiO_2 ve UV/US/ TiO_2 yöntemleriyle dekolorizasyonunun incelendiği bir çalışmada (Wu ve Yu 2009) pH değişimine karşı bozunma etkinliği karşılaştırılmıştır. Çalışılan pH'lar asidik, nötr ve bazik olarak seçilmiştir (4, 7 ve 10). US(Ultrasonik), US/ TiO_2 , UV/ TiO_2 ve UV/US/ TiO_2 yöntemlerinin tümünde en etkin parçalanmanın asidik pH'da olduğu saptanmıştır. UV/US/ TiO_2 sisteminde aktivasyon enerjisi sırasıyla pH 4 iken 6,58 kJ/mol, 7 iken 11,62 kJ/mol, 10 iken 21,32 kJ/mol olarak belirlenmiştir.

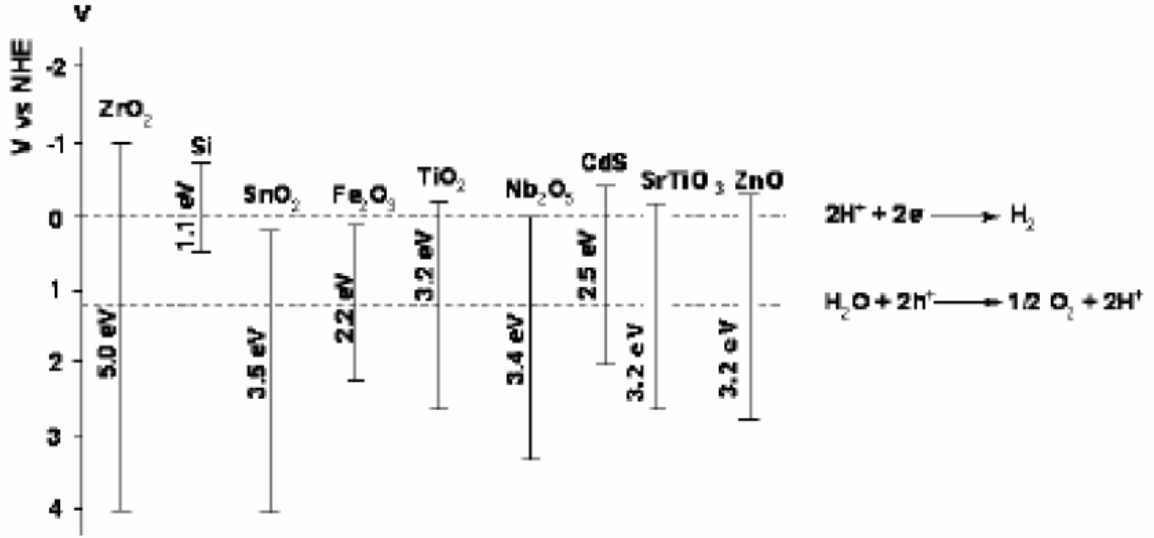
UV Varlığının Fotokataliz Üzerindeki Etkisi

Harada K. ve diğ., (1990), tarafından yürütülen bir çalışmada, yapısında fosfor bulunduran pestisitlerden dimetil-2,2-diklorvinil fosfat (DDVP) ve dimetil-2,2,2-triklor-1-hidroksietil fosfat (DEP)'in sulu TiO_2 süspansiyonunda fotokatalitik bozunması ve UV ışınının reaksiyon üzerine etkisi araştırılmıştır. Her iki madde TiO_2 süspansiyonunda 500W süper-yüksek basınç cıva lamba ile aydınlatıldığında bozunmuştur. Yarılanma süreleri de DDVP için 90 dk., DEP için 35 dk. olarak belirlenmiştir. Işık olmayan ortamda TiO_2 sulu süspansiyonun karıştırılması suretiyle yapılan deneyde DDVP ve DEP derişimlerinin çok az azaldığı belirlenmiştir. Bu

çalışma sonucunda etkin bir giderim için hem UV ışını hem de katalizör gerekliliği ortaya konulmuştur.

Wei T. ve Wan C. (1992), tarafından yürütülen bir başka çalışmada ise fenolün fotokatalitik oksidasyonu üzerine çeşitli parametrelerin etkisi incelenmiş; UV ışını olmadan fenol derişiminde bir değişiklik olmadığı ve ışın şiddetinin artmasıyla fenol gideriminin arttığı belirlenmiştir.

Fotokatalitik aktivitenin başlatılması için yarı iletkenler, sahip oldukları bant boşluğu enerjisine eşit veya daha büyük bir ışınla uyarılmak zorundadırlar. Fotokataliz tepkimesinde kullanılacak yarı iletkenin türüne göre, kullanılan ışığın şiddetine bağlı olarak fotokataliz tepkimesinde bazı değişiklikler meydana gelebilmektedir. Katalizör yüzeyi, düşük ışın şiddetine sahip bir ışınla ışınlandığında, parçalanma tepkime hızı ışının yoğunluğu ile doğrusal olarak artış göstermektedir. Orta şiddette ışın ile ışınlandırıldığında hız, ışık yoğunluğunun karesi ile orantılı olarak artmaktadır (Xiao Q. ve diğ., 2007). Işın şiddeti daha da artırıldığında, gözlenen etki düşük ışın şiddeti ile hemen hemen aynıdır, yani hız ışının yoğunluğu ile doğru orantılı olarak artmaktadır. Eğer çok yüksek ışın şiddeti kullanılacak olursa, bazen elektron ve boşluk çiftinin yeniden bir araya gelmesi söz konusu olabiliyor ki, bu durumda hız arzu edilen oranda artmamış olmaktadır. Işın kaynağı olarak ultraviyole ışın yerine, doğrudan güneş ışınları kullanıldığında, belli bir süre sonunda fotokatalitik parçalanma hızınının, başlangıçta arttığı, belirli bir süre sonunda ise sabit kaldığı belirlenmiştir (Almquist C. B. ve diğ., 2002; Ku Y. ve diğ., 2006). Bant boşluğu enerjisi fotokatalizörün etkinliğinde önemli bir rol oynamaktadır. Yarı iletkenin bant boşluk enerjisi, elektriksel iletkenliği sağlayan minimum ışık enerjisidir. Başka bir deyişle, ışınlanan veya uyarılan yarı iletken parçacık kafeslerinin değerlik bandında boşluklar oluşturmak için, elektronun, değerlik bandından iletkenlik bandına uyarılması için gerekli olan minimum enerjidir. Bu enerji yarı iletkenlere özgülü sabit bir değerdir ve her yarı iletken için farklı bir değer alır. Fotokatalizör yüzeyinden, adsorplanan maddeye elektron transferi, yarı iletkenin bant boşluğu enerjisine ve adsorplanan maddenin redoks potansiyeline bağlıdır. Şekil 4.5’de bu yarı iletkenlerden bazılarının bant boşluğu enerjileri görülmektedir (Sayılkan F., 2007).



Şekil 4.5 Bazı Yarı İletkenlerin Bant Boşluk Enerjileri (Sayılkan F., 2007)

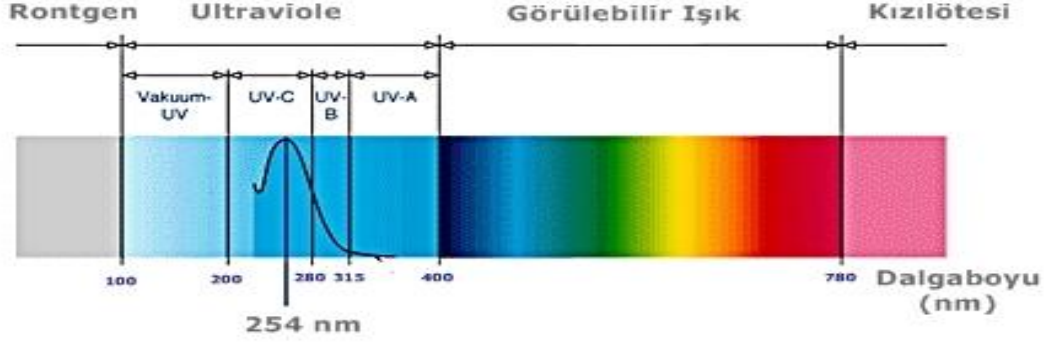
Fotokatalizörlerin redoks potansiyelleri, sahip oldukları bant boşluk aralığında olmalıdır ki, bu durum; Şekil 4.5’de görüldüğü gibi sadece titanyum(IV) oksit, stronsiyum titanat (SrTiO₃) ve çinko oksit (ZnO)’ de görülmektedir. Bu oksitler, bazı organik kirliliklerin parçalanmasında ve UV ışığıyla suyun parçalanmasıyla hidrojen ve oksijen üretiminde kullanılmaktadır (Kato H. ve diğ., 2002).

Farklı dalga boylarındaki elektro manyetik radyasyonun toplam enerji dağılımdaki oranları Çizelge 4.3’de verilmektedir (Gibson J. H., 1997).

Çizelge 4.3 Elektromanyetik Güneş Spektrumu Dağılımı (Gibson J. H., 1997)

Spektral Bölge	Dalga Boyu (nm)
Kızılötesi	> 700
Görünür Işık	400 - 700
UV Radyasyon	< 400

UV spektrumu, dalga boylarına göre UV-A (400-320nm), UV-B (320-290nm), UV-C (290-200nm) olarak sınıflandırılmaktadır ve Şekil 4.6’de verilmektedir (Gibson J. H., 1997).



Şekil 4.6 UV Spektrum (Gibson J. H., 1997)

UV lambası; içinde argon gibi bir inert gaz ile çok az miktarlarda civa ile dolu kuvars tüpten oluşmaktadır. UV enerjisi elde etmek için elektronlar iyonize civa buharı içerisinde geçirilmektedir. UV lambaları normal flüoresan lambalarla aynı çalışma prensibine sahip olup, aralarındaki fark, flüoresan lambanın yüzeyinin UV ışınına görülebilir ışına çeviren fosfor ile kaplı olmasıdır. UV lambaları fosfor ile kaplı değildir ve bu nedenle üretilen UV ışını doğrudan iletilmektedir.

İçme sularının arıtılmasında UV ışınlarının kullanılabilirliği ve etkinlik düzeyi üzerine yapılan çalışmada, suda çözülmüş olarak bulunan Hümik Asit gibi doğal organik maddelerin UV ışınıyla etkileşimiyle (60 dk), doğal organik maddelerin %50'si mineralize olmuştur (Eggins B.R. ve diğ., 2002).

Garcia J. C. ve diğ., (2007) tarafından yapılan bir başka çalışmada; tekstil atıksularında UV/H₂O₂, UV/TiO₂, UV/TiO₂/H₂O₂ ve UV/Fe⁺²/H₂O₂ yöntemleriyle kirlilik giderimini incelenmiştir. Organik kirliliklerin gideriminde en etkili yöntem TiO₂ ve H₂O₂'nin birlikte bulunduğu UV/TiO₂/H₂O₂ yöntemidir. Çalışma sonucunda fenton reaksiyonlarının daha yavaş ve karmaşık kinetikler ortaya koyduğu gözlenmiştir. Renk ve KOİ giderim verimlerinin en yüksekten en düşüğe doğru elde edildiği yöntemler, UV/TiO₂/H₂O₂ > UV/Fe⁺²/H₂O₂ > UV/TiO₂ > UV/H₂O₂ sırasında gerçekleşmiştir.

Katalizör Miktarının Fotokataliz Üzerindeki Etkisi

Her ne kadar yaklaşımlar birim kirlenici / fotokatalizör oranı üzerinden şekillense de, fotokatalizör dozunun askıda sistem çalışmalarda sıvı ortamında UV ışınlarının penetrasyonunu engelleyici bulanıklık etkisi yaratması da sistem verimliliğini etkileyeceğinden çalışılan reaktör şekli, karıştırma oranı veya akış rejimine göre optimum doz belirlenmesi gerekmektedir.

5. MATERYAL ve METOT

5.1 Materyal

Çalışma kapsamında temel olarak 2 ana numune ile çalışılmıştır. Bu numuneler; gri atıksuyun ayrık olarak toplanabildiği otelden kaynaklanan gri atıksu ve otelde gri atıksuyun oluşmasına neden olan kişisel bakım ürünleri ve temizlik ürünlerinden sentetik olarak hazırlanmış gri atıksudur. Sentetik gri atıksuyun hazırlanmasında kullanılmış olan kişisel bakım ürünleri ve temizlik ürünlerine ilişkin bilgiler ve bunların içeriğindeki kimyasallar Çizelge 5.1' de verilmiştir.

Çizelge 5.1 Gri Atıksuyu Oluşturan Kişisel Bakım Ürünleri ve Temizlik Ürünleri

Numune kod	Numune Adı	Ticari Marka	Menşei	Numune Bileşeni
S1	Elegance, Şampuan ve Duş Jeli	Selin	Türkiye	Deiyonize su, sodyum laureth sülfat, lauryl glikozid, cocamidopy betaine, cocamidopropylamine oksit, potasyum lauroyl sarcosinate, cocomide DEA, PEG-200 hydrogenated glyceryl palmate, (ve) PEG-7 glyceryl cocoate, castorly maleate, quatenium-80, parfume, polyquaternium7, styrene / / acrylates kopolimer (ve) coco glucoside, sodyum klorit, DMDMH, tetrasodium EDTA, laktik asit, benzophenone-4, methylchloroisothiazolinone, methylthiazolione, CI 16255, butylphenyl methylpropionali limone
S2	Elegance, Sıvı sabun	Selin	Türkiye	Deiyonize su, sodyum laureth sülfat, cocamidopropyl betaine, lauryl glikozid, sodyum klorid, sodyum laureth sülfat (ve) glycol distearate (ve) cocoamide MEA (ve) laureth-10 styrene / acrylates kopolimer (ve) coco glucoside, pentylene glycol (ve) sodium lactate (ve) laktik asit (ve) serine (ve) urea (ve) sorbitol (ve) allantoin, parfume, gliserin, DMDMH, sodyum sülfat, tetrasodyum EDTA, bisabolol, polyquaternium7, sitrik asit, benzyl salicylate, butylphenyl methylpropional, citronellol, geraniol, heksyl cinnamal.
S3	Purino, Klorlu Banyo Temizleme Ürünü	Maratem Profesyonel	Türkiye	Deiyonize su, <%5 Anyonik aktif madde, <%5 Noniyonik aktif madde, <%5 polifosfat, <%5 Sodyum Hipoklorit, Stabilizatör, Esans
S4	m-pro, Asidik Banyo Temizleme Ürünü	Maratem Profesyonel	Türkiye	Deiyonize su, %15-30 fosforik asit, %15-30 çözücü, %5-15 noniyonik aktif madde, <%5 kompleks yapıcı, <%5 katyonik aktif madde, boya, parfüm
S5	m-pro 702, Alkali Saniter Alan Temizleme Ürünü	Maratem Profesyonel	Türkiye	
S6	Sensatori, Duş jeli	İlyada Koz. Ürün.	Türkiye	Deiyonize su, sodium laureth sülfat, cocomide DEA (ve) gliserin, coco glucoside (ve) glyceryl oleatecocamido propyl betain, sodyum klorit, polyquaternium7, fragrance, ethylenediaminetetraaceticacid, propylene glycol benzyl alcohol, methylchloroisothiazolinone, methylthiazolione, sitrik asit, C1 42092, C1 19140

Sentetik karışımlar 2 şekilde hazırlanmıştır. İlk hazırlanan karışım numunesinde tüm kişisel bakım ve temizlik ürünlerinden 1' er mL alınarak 1 litre suda çözülerek K1 numunesi hazırlanmıştır. Ancak K1 numunesinin karakterizasyonu yapıp literatür ile karşılaştırıldığında, literatürdeki kirlilik seviyelerinin üzerinde olduğu tespit edilmiş ve literatürdeki çalışmalara uyum sağlanması amacıyla K1 numunesi üzerinde seyreltme işlemi uygulanarak kirlilik oranı literatür oranlarına çekilmiş ve K2 numunesi hazırlanmıştır.

5.1.1 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasal Maddeler

Denemeler sırasında kullanılan kimyasallar analitik saflıktadır ve saf su ile öngörülen metotlara göre hazırlanmıştır. Deneysel sırasında kullanılan kimyasal maddelerin adları, kayıt numaraları, kullanım yerleri Çizelge 5.2’te verilmiştir.

Çizelge 5.2 Deneysel sırasında kullanılan kimyasal maddelerin adları, kayıt numaraları, kullanım yerleri

Kimyasal Adı	CAS No	Kullanım Yeri
Potasyum İyodür	7681 - 11 - 0	Ozon dozunun belirlenmesi
Nişasta	9005 - 25 - 8	Ozon dozunun belirlenmesi
Sodyum Tiyosülfat	7772 - 98 - 7	Ozon dozunun belirlenmesi
Sülfirik Asit	7664-93-9	Ozon dozunun belirlenmesi - KOI tayini
Gümüş Sülfat	10294-26-5	KOI tayini
Civa Sülfat	7783-35-9	KOI tayini
Demir Amonyum Sülfat	7783-85-9	KOI tayini
Fenonthrolin Monohidrat	5144-89-8	KOI tayini
Potasyum Dikromat	7778-50-9	KOI tayini
Titanyum Dioksit	13463 - 67 - 7	Fotokataliz

5.1.2 Deneysel Çalışmada Kullanılan Cihazlar

Çalışma sırasında deneyler NKÜ Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarı'nda ve NKÜ Merkez Laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sırasında kullanılan cihazların listesi Çizelge 5.3'te verilmiştir.

Çizelge 5.3 Deneysel çalışmalarda kullanılan cihazlar

Cihaz	Marka	Bulunduğu Yer
Ozon Jeneratörü	Triogen, İskoçya	NKÜ Çorlu Müh. Fak.
pH metre	WTW pH 3110, Almanya	NKÜ Çorlu Müh. Fak.
KOI Seti	Termal Emas, Türkiye	NKÜ Çorlu Müh. Fak.
Spektrofotometre	Thermo Aquamate 092924, İngiltere	NKÜ Çorlu Müh. Fak.
TOK Ölçümü	TOC-L CPH/CPN Model: SSM 5000A, Japonya	NKÜ Merkez Laboratuvarı
Fotoreaktör	Namık Kemal Üniversitesi, Türkiye	NKU Çorlu Müh. Fak.

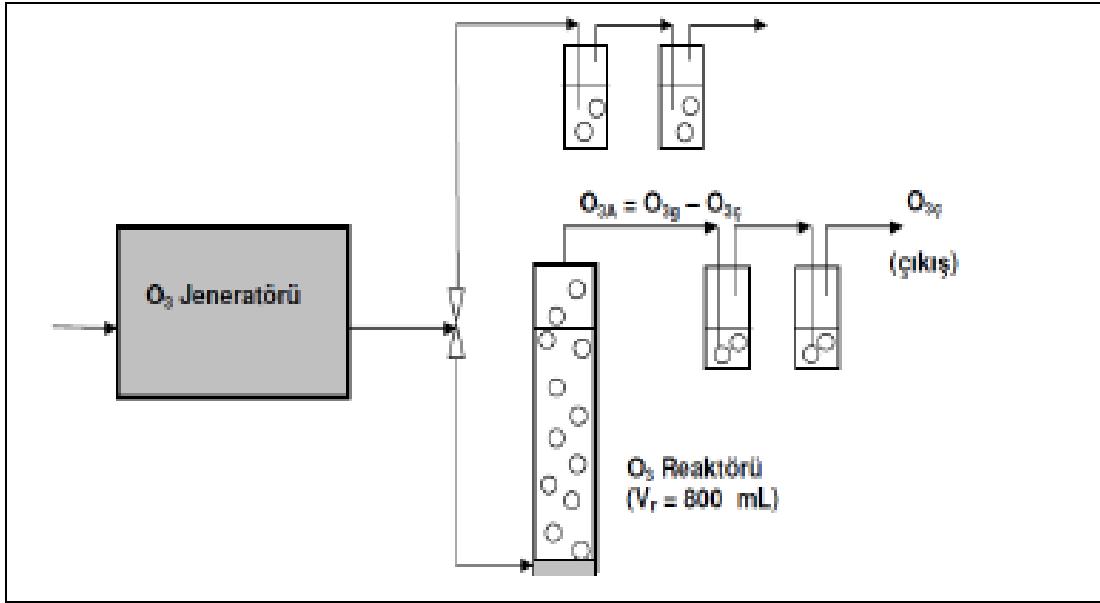
5.2 Yöntem

5.2.1 Ozonlama

Ozon, LAB2B Degremont Technologies marka ve Triogen model ozon jeneratör tarafından üretilmiştir. 1100 mm uzunluklu, 40 mm çaplı kapalı bir silindirik pyreks cam reaktör ozonlama deneylerinde kullanılmıştır. Tübüler silindirik gözenekli difüzyöyici reaktörün altına yerleştirilerek düzenli aralıklarla sulu çözeltiye ozon gazı transferi sağlamıştır. Teflon boru sistemi ozon jeneratör ve reaktör arasında konsantrasyon kontrolü için kullanılmıştır. İstenen ozon konsantrasyonları, ozon jeneratöründe elektriksel akımın değişimiyle ayarlanmıştır. Tüm deneyler oda sıcaklığında (25 ° C) ve simule olarak hazırlanmış gri atıksular olan, K1 ve K2 numunelerinde gerçekleştirilmiştir. Gri atıksuyun arıtılabilirliği için 3,84 mg/L.dk ozon dozu kullanılarak oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Oksidasyonun ardından UV eğrileri, ozon oksidasyonu sonrası UV absorbansı ve TOK giderimleri ile arıtılabilirlik ortaya konulmuştur.

Ozonlama işleminden sonra örnekler 5 dk kalıntı ozonu uzaklaştırmak için havalandırılmıştır. Giriş ve çıkış gazındaki ozon 250 ml %2'lik asitlenmiş KI çözeltisi içeren 2 sıralı yıkama şişesinden geçirilmiştir. Artık O₃ miktarı nişasta indikatörü varlığında sodyum tiyosülfat

titrasyonu gerçekleştirilmiştir ve transfer edilen ozon konsantrasyonu her bir ozon süresi için hesaplanmıştır (Şekil 5.1, Şekil 5.2).



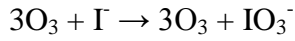
Şekil 5.1 Deney Düzeneği



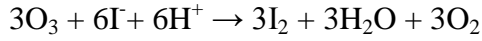
Şekil 5.2 Laboratuvardaki Mevcut Ozon Reaktörü

Gaz formundaki ozon ölçümleri, Standart Methods (1995)'deki 2350 E nolu iyodometrik metoda göre yapılmıştır. Metodun esasını iyodürün ozon oksidasyonu ile iyodata

yükseltgenmesi ve asidik ortamda tiyosülfat ile geri titrasyonu oluşturmaktadır. Ozon ve iyodürün ozonla reaksiyonları aşağıdaki gibidir:

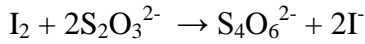


2 reaksiyonun toplu ifadesi:



Buna göre 1 g O₃ ile 6,92 g I⁻ oksitlenmektedir.

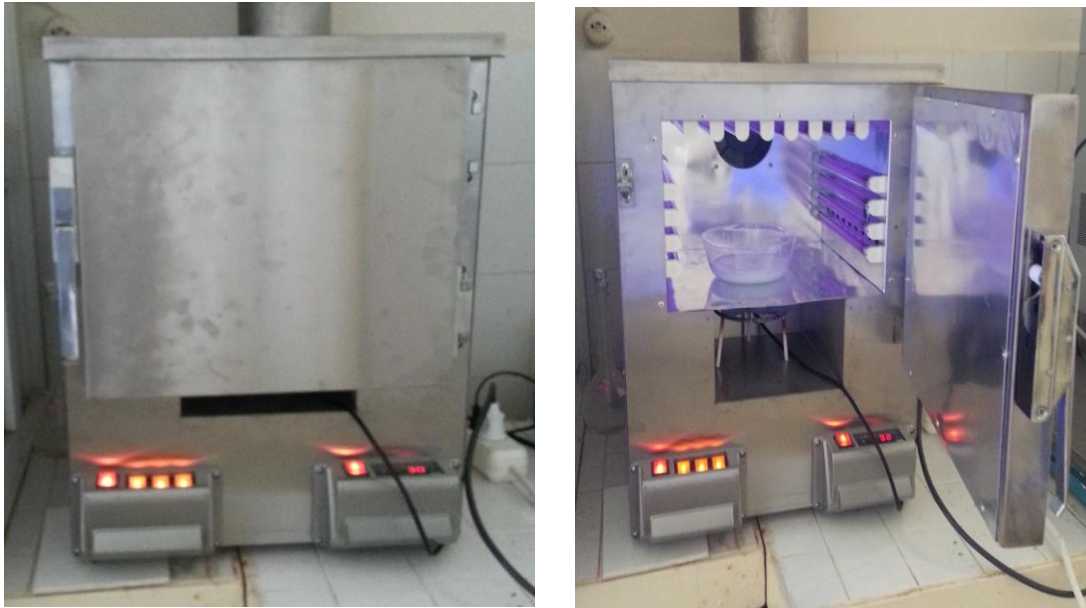
Tiyosülfat ile geri titrasyon denklemi:



Bu denkleme göre 0,1 N 1 ml tiyosülfat 2,4 mg O₃'e karşılık gelmektedir (APHA, 1995).

5.2.2 Fotokataliz

Fotokataliz ile arıtım deneyleri için, yürütülecek süspanse sistem çalışmalarında kullanılacak reaktör (cam veya quartz) şekil ve boyutlarına uygun olarak tasarlanmış fotoreaktör kullanılmıştır. Fotoreaktörün görünümü Şekil 5.3' te verilmiştir. Bahsi geçen fotoreaktörün boyutlandırması, iç ve dış duvarlarında kullanılacak materyal seçimleri, UV lamba güç ve ölçüleri belirlenirken, birim alana düşen UV enerjisi hesapları ve ideal fotoreaktör boyutlandırması için gerekli teorik bilgiler kullanılmıştır. (Elyasi S. ve diğ., 2009)



Şekil 5.3 Deneysel Çalışmada Kullanılacak Fotokatalitik Reaktör

Reaktör 42 x 42 x 28 cm (Derinlik-en-yükseklik) boyutlarına sahiptir. Fotoreaktör çeperlerinde, UV ışınlarını en iyi yansıtan malzeme olarak bilinen elektropolisajlı anotlanmış alüminyum malzeme tercih edilmiştir.

Fotoreaktörde kullanılan lambalar, Philips TL serisi blacklight modelidir, 8 watt UV-A enerjisi yayan lambalardan 4 er adet yanlarda 6 adet üstte olmak üzere 14 adet kullanılmaktadır. Tercih edilen lambaların yaydığı ışığın baskın olduğu dalgaboyu aralığı aşağıdaki figürde de görülmektedir. TiO₂ temelli bir fotokataliz sistemi ile çalışılacağından maksimum ışık şiddetini 380 nm dalgaboyu çevresinde verebilecek lamba tercih edilmiştir.

Tüm lambalar açık konumda olduğunda birim alana etki eden UV-A enerjisi fotometre ile 49,4 W/m² olarak ölçülmüştür. Literatürdeki çalışmalara bakıldığında (Didier R. ve Malato S., 2002; Miranda Garcia N. ve diğ., 2010) bu çalışmadaki değerlere yakın olan 30 W/m² değerlerinde çalışmışlardır.

Deney süresinin hesaplama birimi olarak kullanılmasıyla sonuçların farklı yorumlanabilmesi söz konusu iken, (reaktör içerisinde rastgele UV enerjisi değişimlerin hesaba katılmaması gibi) Robert ve Malato'nun çalışmalarında belirttikleri eşitlik hem zamanı hem de ortalama ölçülen UV enerjisini içermekte ve güneşli havada öğlen vaktinde elde edilen 30 W/m² değeri sayesinde, farklı çalışmalarda elde edilen bir çok sonucun normalizasyonuna olanak sağlamaktadır (Didier R. ve Malato S., 2010)

Çalışma sonuçları yorumlanırken bu normalizasyon yaklaşımından yararlanmadan, birim süre, fotokatalizör dozu ve UV enerjisine maruz kalan birim yüzey alanında elde edilen TOK giderimi üzerinden fotokataliz prosesi verimi karşılaştırması yapabilmek amacıyla literatürde elde edilen sonuçlardan yararlanılmıştır. Fotokataliz yönteminin TOK giderim verimlilikleri mg TOK giderimi / (m² UV enerjisine maruz kalan yüzey alanı . zaman) cinsinden ifade edilecek ve karşılaştırılacaktır.

TiO₂'in fotokataliz aktivitesini artırmak ve görünür güneş spektrum ışık tepki aralığını değiştirmek için mevcut stratejilerden biri, TiO₂ esaslı sistemlerin metal veya metal olmayan iyonlarla dopinglenmesidir (Selcuk H. ve diğ., 2004). Öte yandan, metalik iyonlar ve metalik bileşikler belli derecede sterilizasyon etkisi gösterir (Meilert A. ve diğ., 2005). Havadaki ve/veya su içindeki oksijenin bir kısmı metal katalizör yardımıyla aktif oksijene dönüşmekte ve bu aktif oksijen hem organiklerin çözünmesinde hem de patojenlerin inaktivasyonunda

önemli rol oynamaktadır. Böylece, metal iyonları TiO₂'in fotokatalitik aktivitesini karanlıkta artırarak TiO₂ partiküllerine antibakteriyel özellik sağlayabilirler.

Suspense sisteme göre avantajı TiO₂ in ortamdan ayrılması problemini çözmek olmak bu sistemler yaygın olarak çalışılmakla birlikte henüz suspense sisteme göre daha verimli bulunamamıştır. Bu çalışmada da laboratuvarımızda mevcut olan fotokatalitik suspense reaktörü kullanılacak olup benzeri sistem çeşitli bakterilerin dezenfeksiyonunda ve pestisitlerin gideriminde başarılı bulunmuştur (Bekbölet ve diğ., 2005; Rizzo ve diğ., 2012).

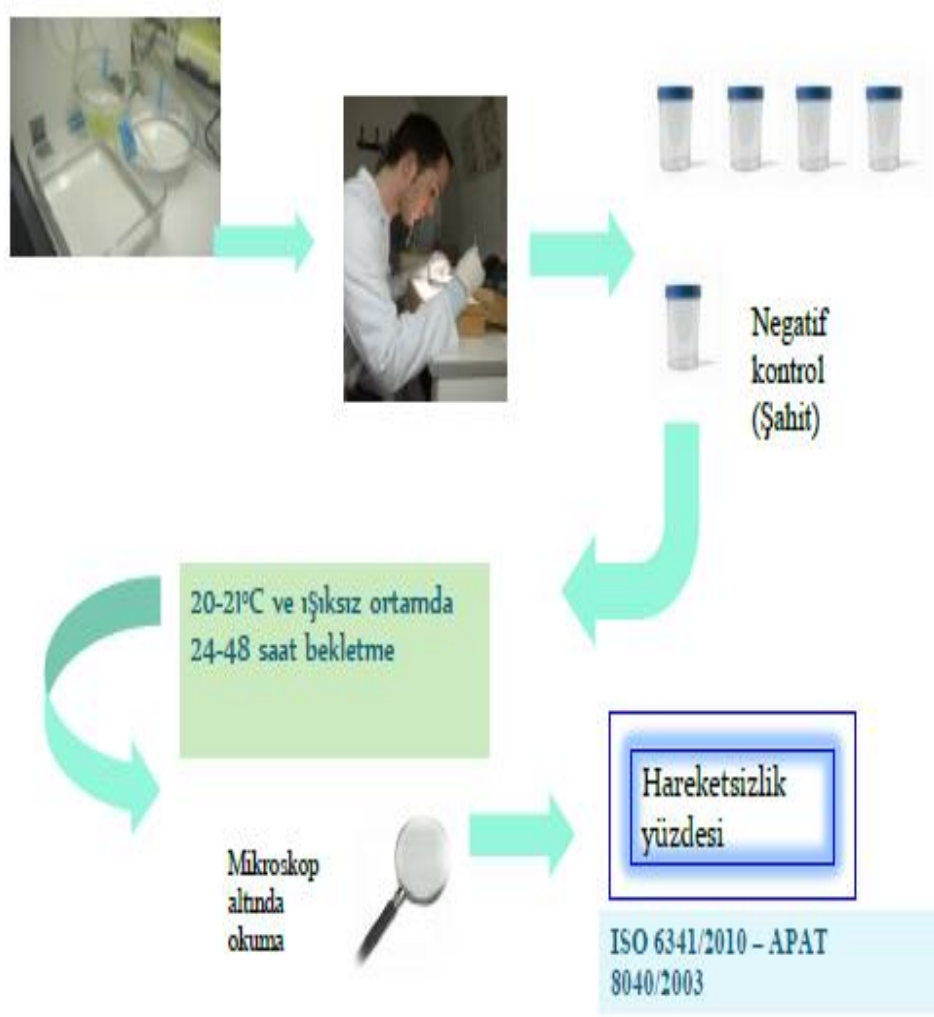
Deneysel uygulamalarda Degussa P25 gibi ticari partikül boyutundaki beyaz TiO₂ kullanılmıştır. Proses verimi, Toplam organik karbon (TOK), UV absorbans değişimi izlenerek optimize edilmiştir. TiO₂' nin sudan ayrılmasında mikrofiltreler (0,45µ) kullanılmıştır. Oksidasyon sonrası herhangi bir toksik yan ürün oluşum riskini (Hund-Rinke ve Simon, 2006) minimize etmek amacıyla ayrıca ekotoksosite deneyleri yapılmıştır.

5.2.3 Toksikite Ölçümü

Daphnia magna ile toksisite ölçümü ISO 6341 (1996) metodu esas alınarak gerçekleştirilmiştir. *Daphnia magna* reaktörleri (3 lt) aynı laboratuvar koşullarında büyütülmüş olan yeşil alg "*Selenastrum capricornutum*" ve maya "*Saccharomyces cerevisiae*", ile her bir reaktörde 300.000 hücre/ml yoğunluk sağlanacak şekilde 18 W'lık 1000 lux kapasiteli floresan lamba ile doğal ortamı yansıtmaları bakımından günde 16 saat aydınlatılmış koşullarda beslenmiştir. Standart besleme suyu olarak hem *Daphnia* hem de alg inkübasyonu için ozon ile oksijen zenginleştirilmesi sağlanmış T.C. Sağlık Bakanlığı'nın doğal mineral suyu tescilli almış şise suyu kullanılmıştır (Florür: 0,03 mg/L; Bikarbonat (HCO₃): 59,40 mg/L; Klorür: 12,42 mg/L; Sülfat: 2,20 mg/L; Kalsiyum: 3,5 mg/L; Magnezyum: 0,83 mg/L; Potasyum: 0,78 mg/L; Sodyum: 14,6 mg/L; Demir: 0 mg/L; toplam mineral madde: 131 mg/L) .



Şekil 5.4 *Daphnia Magna* Yaşam Reaktörleri ve Alg Kültürleri



Şekil 5.5 Toksikite Deneylerinin Yürütülüşü

Ham ve ozonlanmış numuneler seyreltilmeden ve kendi pH değerlerinde (optimum pH değeri olan 8'e yakın olmak üzere), efektif hacmi 10 mL'lik petri kutularında her bir kutuda 5 adet 24 saatlik yeni doğmuş *Daphnia magna* ile 48 saat sabit oda sıcaklığında ve min 6 mg/L çözülmüş oksijen konsantrasyonu sağlanacak şekilde temas ettirilmiştir. Deneyler şahit deney ile birlikte 4 kez tekrar edilmiştir. 48 saat sonra her bir bardak içerisinde hareketsiz *Daphnialar* sayılarak toplam hareketsizlik yüzdesi olarak % toksisite olarak kaydedilmiştir. Şekil 5.5'te toksisite deneylerinin yürütülüşü, Şekil 5.4'te *Daphnia magna* yaşam reaktörleri verilmiştir

6. DENEYSEL SONUÇLAR, TARTIŞMA VE YORUMLAR

6.1 Gri Atık Su Karakterizasyonu

Çalışmalarda kullanılan atıksular 3 grupta karakterize edilmiştir. Sırasıyla Çizelge 6.1' de gri atıksuyun ayırık sistem ile toplandığı otelden alınan numunenin (G1) karakterizasyonu ve Çizelge 6.2' de toksisite sonuçları belirtilmiştir.

Çizelge 6.1 Ayırık Sistem ile Toplanmış Gri Atıksu Numunesi (G1) Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
İletkenlik	μS	499
TDS	ppm	250
Tuzluluk	ppt	(-) 0,23
Potansiyel Fark	mV	(-) 120
Sıcaklık	$^{\circ}\text{C}$	13
pH	-	7,03
AKM	mg/L	19,6
KOI	mg/L	136
KOIsüz. (0,45 μ)	mg/L	105
TOC	mg/L	41,30
TOC _{süz} (0,45 μ)	mg/L	25,46
Inorganik Karbon	mg/L	41,29
Toplam Karbon	mg/L	82,58

Toksisite incelemesinde gri atıksu numunesi üzerinde ham atıksu ve ham atıksuyun yüzde elli seyreltilmesi ile toksisite çalışması yürütülmüştür. Çizelgede 6.2 de 5 şahit ve 3 kez tekrar edilen deney bardaklarındaki hareketli *Daphnia magna* sayıları verilmiştir.

Çizelge 6.2 Ayrık Sistem ile Toplanmış Gri Atıksu Numunesi (G1)' in *Daphnia magna* toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 hiç seyreltmemiş numune ile %50 seyreltilen B1-3 numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)

24 saat							
Şahit	0	0	0	1	0	0	0
B 1-3	0	0	0				
A 1-3	0	0	1				
48 saat							
Şahit	1	0	0	1	0	0	0
B 1-3	0	0	1				
A 1-3	0	0	1				

Gri atıksuyun toplandığı otelden aynı zamanda gri atıksuyu oluşturan kişisel bakım ürünlerinden ve temizlik ürünlerinden de örnekler alınmıştır ve laboratuvar ortamında bu örneklerden K1 ve K2 numuneleri hazırlanmıştır. Çizelge 6.3' te K1 numunesinin karakterizasyonu Çizelge 6.4' te ise K1 numunesinin toksisite sonuçları verilmiştir.

Çizelge 6.3 Simule Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K1) Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
İletkenlik	mS	594
TDS	ppm	269
Tuzluluk	ppt	0,19
Potansiyel Fark	mV	(-) 88
Sıcaklık	°C	15
pH	-	8,45
AKM	mg/L	-
KOI	mg/L	>1000
KOIsüz. (0,45µ)	mg/L	-
TOC	mg/L	280,3
TOC _{süz} (0,45µ)	mg/L	-
Inorganik Karbon	mg/L	1,863
Toplam Karbon	mg/L	282,2

Çizelge 6.4 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K1)'nin *Daphnia magna* toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 /hiç seyreltimemiş numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)

K1						A 1-3	100%
24 saat							
Şahit	1	0	0	0	0	0	0
A 1-3	1	0	0				
48 saat							
Şahit	0	0	1	1	0	0	0
A 1-3	0	0	1				

K1 numunesi 1litre suda 6 çeşit kişisel bakım ürünü ve temizlik ürünlerinden 1 er mL çözülerek hazırlanmıştır. Numune hazırlanır iken gri atıksu içerisindeki kişisel bakım ürünü temizlik maddelerinin miktarı tahmin edilerek bu şekilde bir örnek hazırlanmıştır. Ancak K1 numunesinin karakterizasyonu literatür değerleri (Bknz. Çizelge 2.1 - 2.2) ile karşılaştırıldığında literatürün çok üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Bu nedenle literatürdeki değerlere uyum sağlayabilmek amacıyla K2 numunesinin hazırlanması ihtiyacı doğmuştur. K2 numunesinin karakterizasyonu Çizelge 6.5' te, toksisitesi ise Çizelge 6.6' da verilmiştir.

Çizelge 6.5 Simule Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K2) Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
İletkenlik	mS	451
TDS	ppm	245
Tuzluluk	ppt	0,12
Potansiyel Fark	mV	(-) 98
Sıcaklık	°C	14
pH	-	7,64
AKM	mg/L	-
KOI	mg/L	346
KOIsüz. (0,45µ)	mg/L	-
TOC	mg/L	76,28
TOC _{süz} (0,45µ)	mg/L	-
Inorganik Karbon	mg/L	0,8035
Toplam Karbon	mg/L	77,08

Çizelge 6.6 Sentetik Olarak Hazırlanmış Gri Atıksu Numunesi (K2)'nin *Daphnia magna* toksik etkisi inceleme sonuçları (Şahit 7 tekrar A1-3 /hiç seyreltimemiş numune 3 kez tekrarlanmıştır. Sonuçlar hareketsiz daphnia sayısı olarak kaydedilmiştir.)

K2						A 1-3	100%
24 saat							
Şahit	0	0	1	0	0	1	0
A 1-3	0	1	0				
48 saat							
Şahit	0	0	1	1	1	0	0
A 1-3	0	1	0				

Toksosite deneylerine göre test edilen numuneler (G1, K1, K2) hiç seyreltilmedikleri durumda bile toksik etki yaratmamışlardır.

6.2 Ozon İle Arıtım Sonuçları

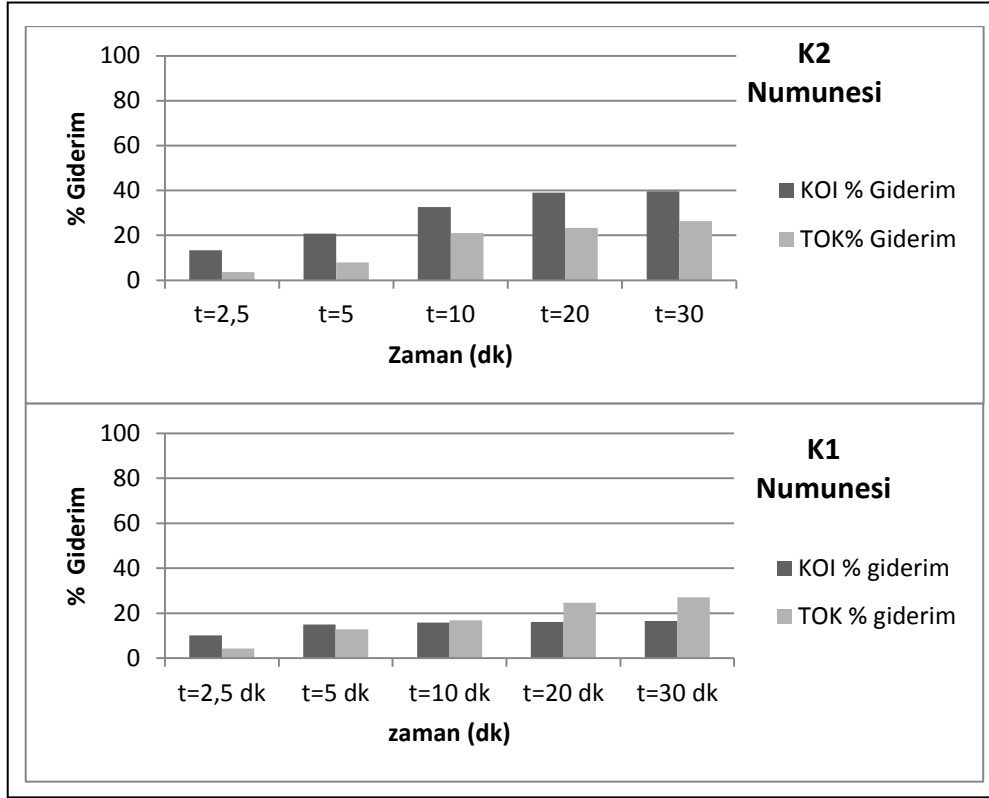
Ozonlama deneyleri, materyal ve yöntem bölümünde anlatıldığı gibi optimum koşullarda gerçekleştirilmiştir. Ozon ile arıtım denemeleri simule olarak hazırlanmış olan K1 ve K2 örneklerinde incelenmiştir.

K1 ve K2 numuneleri 3,84 mg/L.dk ozon dozunda 30 dakika süre ile ozonlanmış ve 2,5 - 5 - 10 - 20 ve 30. dakikalarda numuneler alınmıştır. Alınan numunelerde KOI, TOK ve UV analizleri yapılmıştır. K1 ve K2 numunelerinin ozon ile arıtımının sonuçları aşağıdaki şekillerde belirtilmiştir. Şekil 6.1 de KOI ve TOK giderim verimleri belirtilmiştir. Şekil 6.2' de zamanla sisteme transfer edilen ozon miktarı verilmiştir. Şekil 6.3' de ise UV absorpsiyon değerleri gösterilmiştir.

Ozon ile oksidasyon çalışmalarında sisteme ek maliyet ve pH ayarlaması düşünülmeyen pH etkisi ozon prosesinde göz ardı edilmiştir ve numunenin kendi pH değeri değiştirilmeden çalışmalar yürütülmüştür.

Ozon prosesine etki eden bir diğer etki ise ozon dozunun belirlenmesidir. Yapılan çalışmalarda sabun numuneleri kullanıldığından ozon oksidasyonu sırasında çıkılabilecek maksimum ozon dozuna çıkılarak çalışmalar bu dozda yürütülmüştür. Maksimum ozon dozu köpük sorunu nedeniyle çıkılabilen en yüksek ozon dozudur.

Çizelge 6.7' de K1 ve Çizelge 6.8' de K2 numunelerini için ozon tüketim miktarları özetlenmiştir.



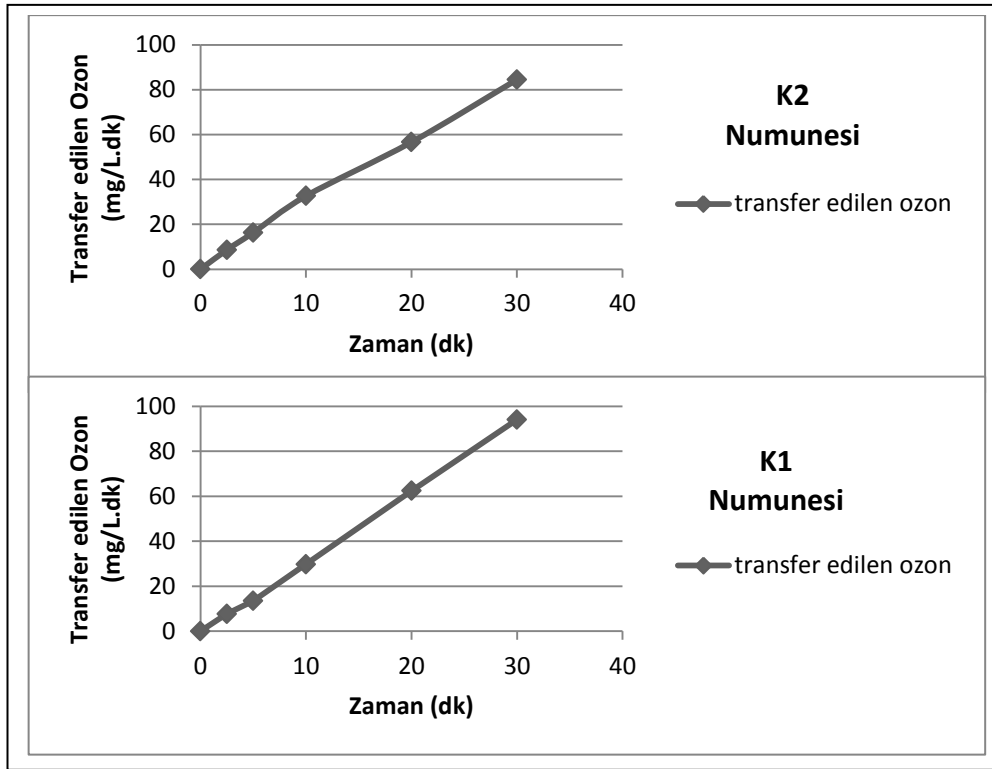
Şekil 6.1 Ozon ile Artım Sonucu KOI ve TOK Giderim Verimleri (3,84 g/L ozon dozu, numunelerin kendi pH değerlerinde)

Çizelge 6.7 K1 Numunesi Ozon Prosesi Verileri

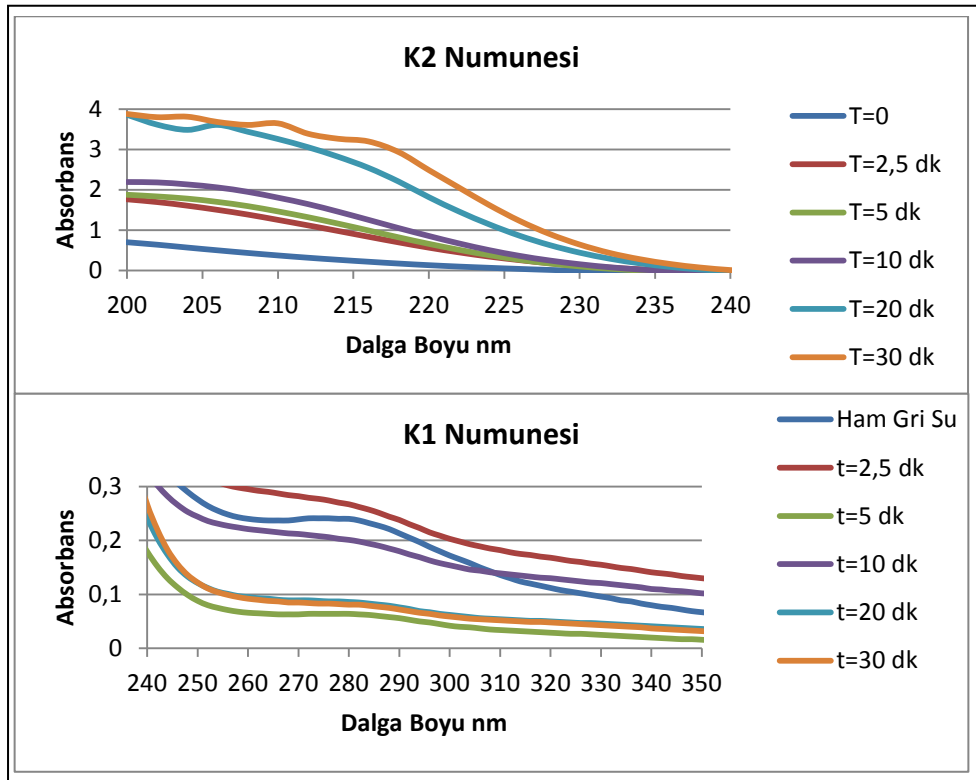
<u>Ozon Debisi (mg/L)</u>	<u>Ozon Besleme Süresi (dk)</u>	<u>Beslenen Ozon Miktarı (mg/L.dk)</u>	<u>Kaçan Ozon Miktarı (mg/L.dk)</u>	<u>Transfer Edilen Ozon (mg/L.dk)</u>
3,84	0	0	0	0
3,84	2,5	9,6	1,92	7,68
3,84	5	19,2	5,76	13,44
3,84	10	38,4	8,64	29,76
3,84	20	76,8	14,4	62,4
3,84	30	115,2	21,12	94,08

Çizelge 6.8 K2 Numunesi Ozon Prosesi Verileri

<u>Ozon Debisi (mg/L)</u>	<u>Ozon Besleme Süresi (dk)</u>	<u>Beslenen Ozon Miktarı (mg/L.dk)</u>	<u>Kaçan Ozon Miktarı (mg/L.dk)</u>	<u>Transfer Edilen Ozon (mg/L.dk)</u>
3,84	0	0	0	0
3,84	2,5	9,6	0,96	8,64
3,84	5	19,2	2,88	16,32
3,84	10	38,4	5,76	32,64
3,84	20	76,8	20,16	56,64
3,84	30	115,2	30,72	84,48



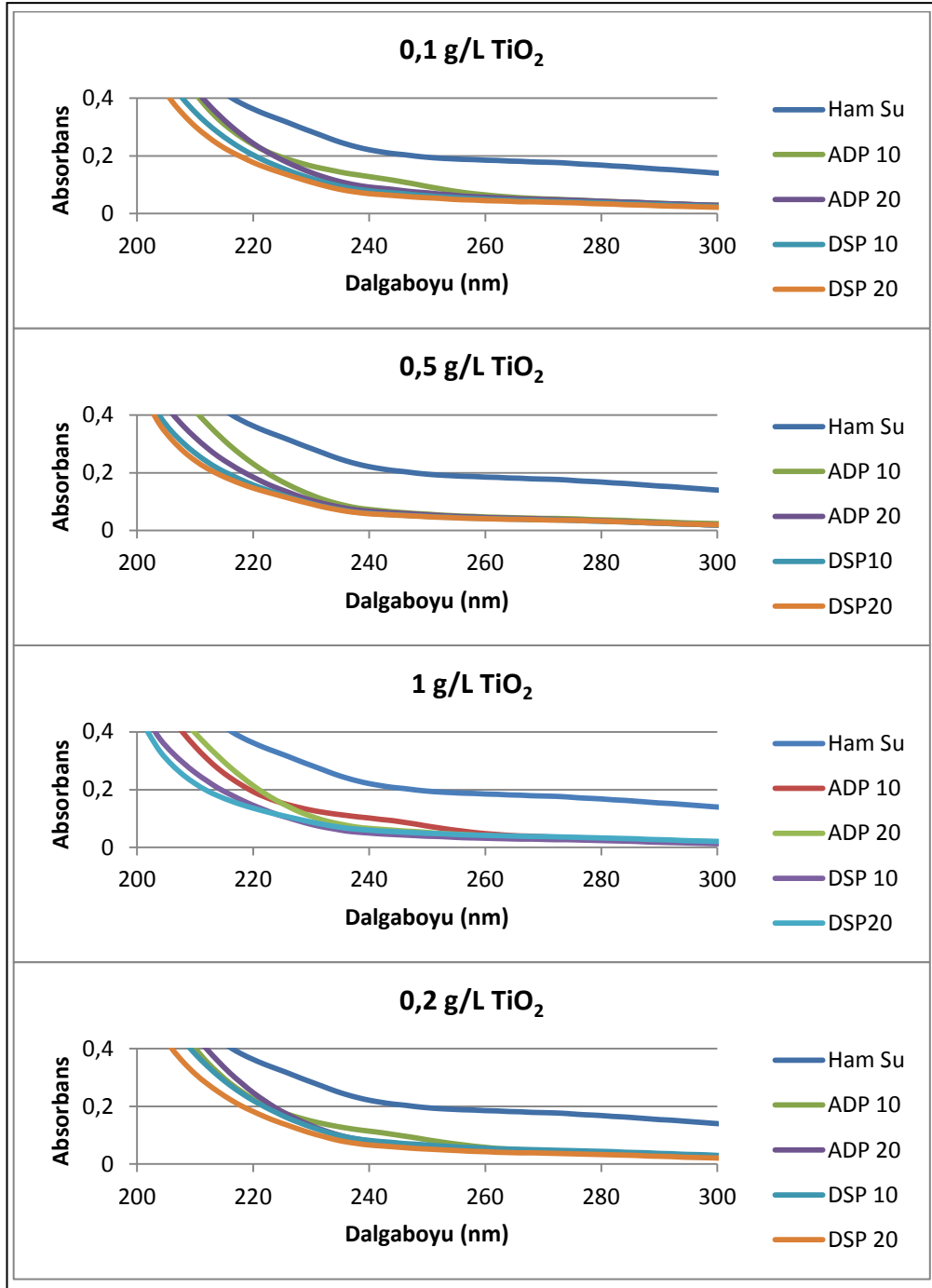
Şekil 6.2 Transfer Edilen Ozon Miktarı (3,84 mg/L.dk)



Şekil 6.3 UV Absorbans Eğrileri (3,84 g/L ozon dozu, numunelerin kendi pH değerlerinde)

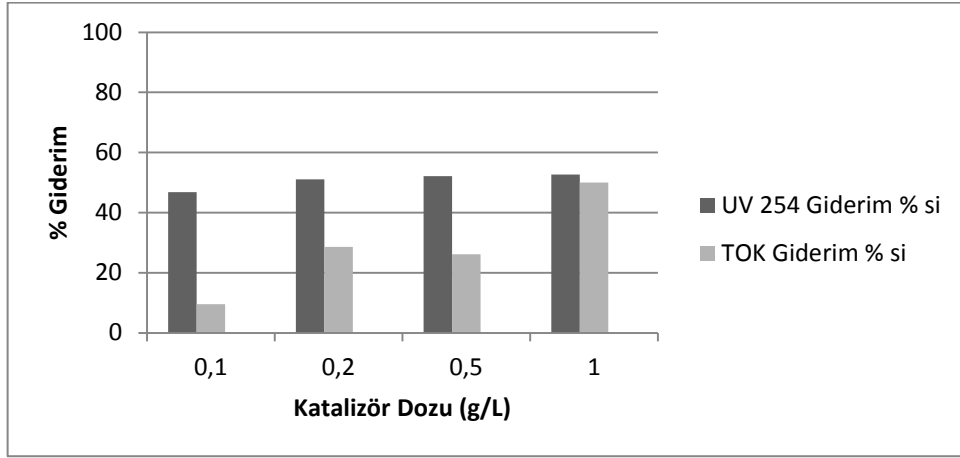
6.3 Fotokataliz İle Arıtım Sonuçları

Fotokataliz çalışmaları ağırlıklı olarak ayırık sistem ile toplanmış olan G1 numunesi üzerinde yürütülmüştür. Çalışmalarda öncelikle katalizör dozunun belirlenmesi amacıyla 0,1 - 0,2 - 0,5 ve 1 g/L TiO_2 dozları ile çalışılmış, UV absorbansları ve TOK giderim verimleri incelenmiştir. Fotokataliz çalışmalarında adsorpsiyon - desorpsiyon prosesleride izlenmiştir (Şekil 6.4).



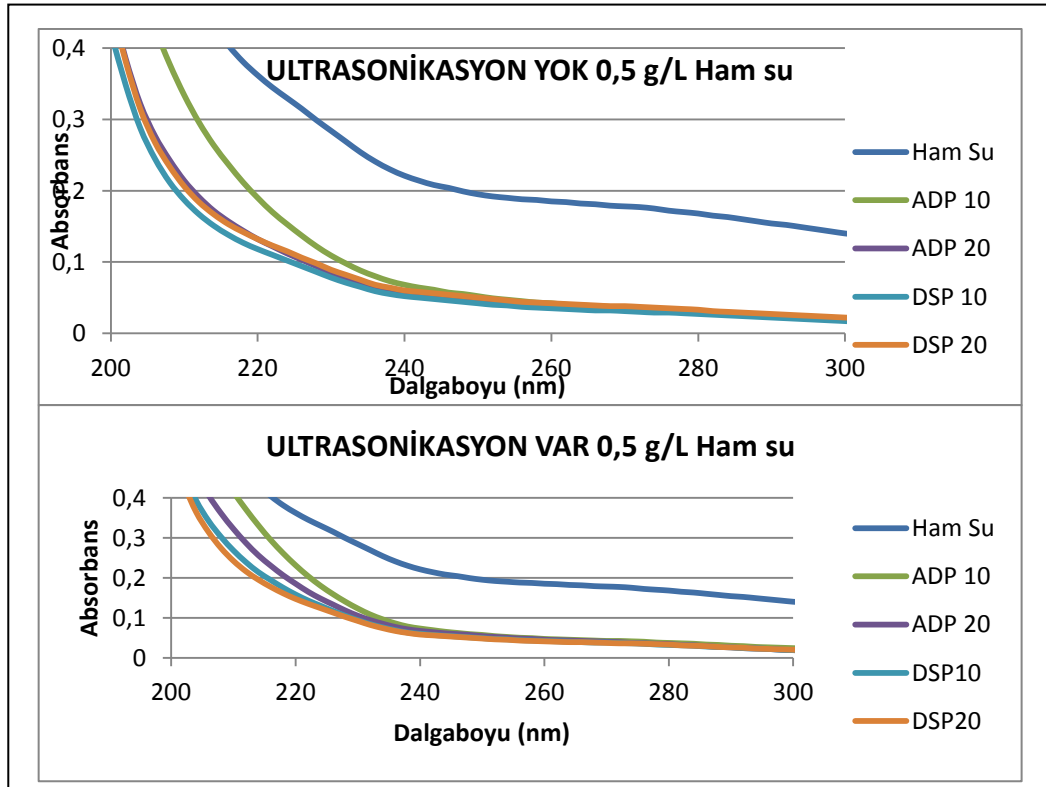
Şekil 6.4 Katalizör Dozunun Adsorpsiyon - Desorpsiyon Üzerine Etkisi ve Optimum Dozun Belirlenmesi (ADP: Adsorpsiyon, DSP: Desorpsiyon)

Katalizör dozunun belirlenmesi için yapılan çalışmalarda 254 nm deki giderim verimleri, TOK giderim verimleri Şekil 6.5 de verilmiştir.

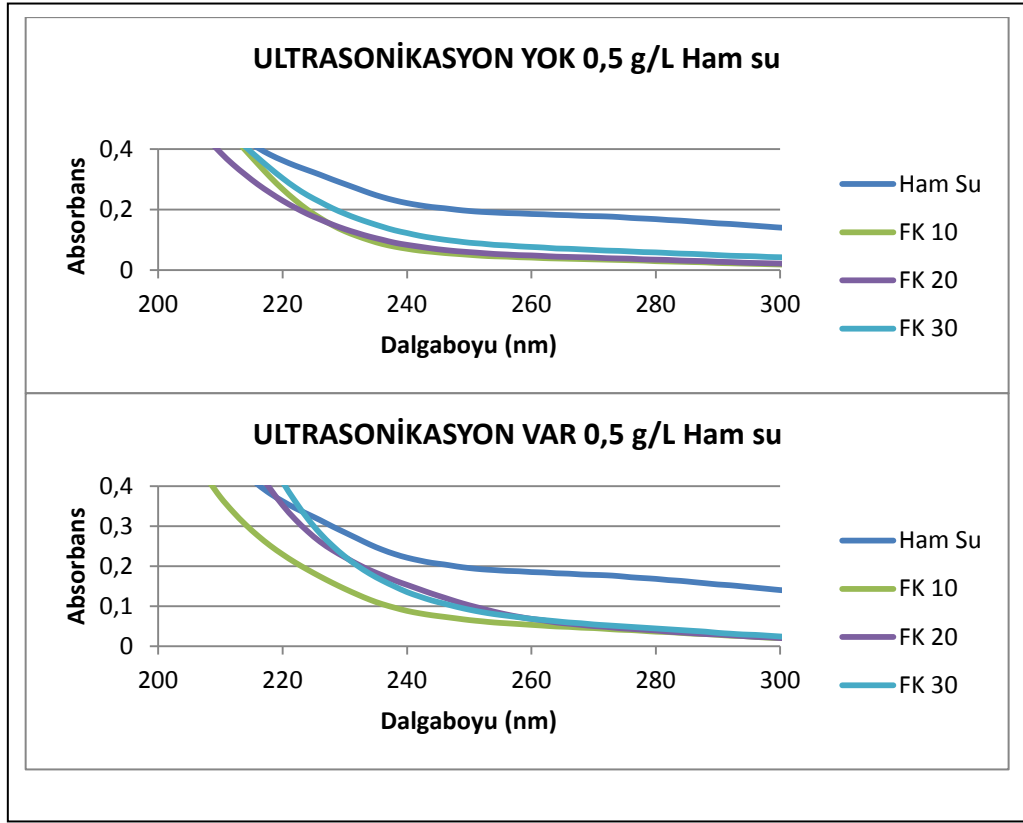


Şekil 6.5 Katalizör Dozunun Fotokataliz Üzerine Etkisi - Optimum Dozun Belirlenmesi - UV 254 nm Giderimi - TOK Giderimi (30 dakika fotokatalize tabi tutuldu)

Optimum dozun belirlenmesinin ardından ultrasonikasyonun sisteme etkisi incelenmiştir. Bu amaçla öncelikle Şekil 6.6 da ultrasonikasyonun adsorpsiyon - desorpsiyon üzerine etkisi UV eğrileri ile izlenmiştir. Daha sonra Şekil 6.7 ' de ultrasonikasyonun fotokataliz prosesi üzerine etkisi UV diagramları ile izlenmiştir.



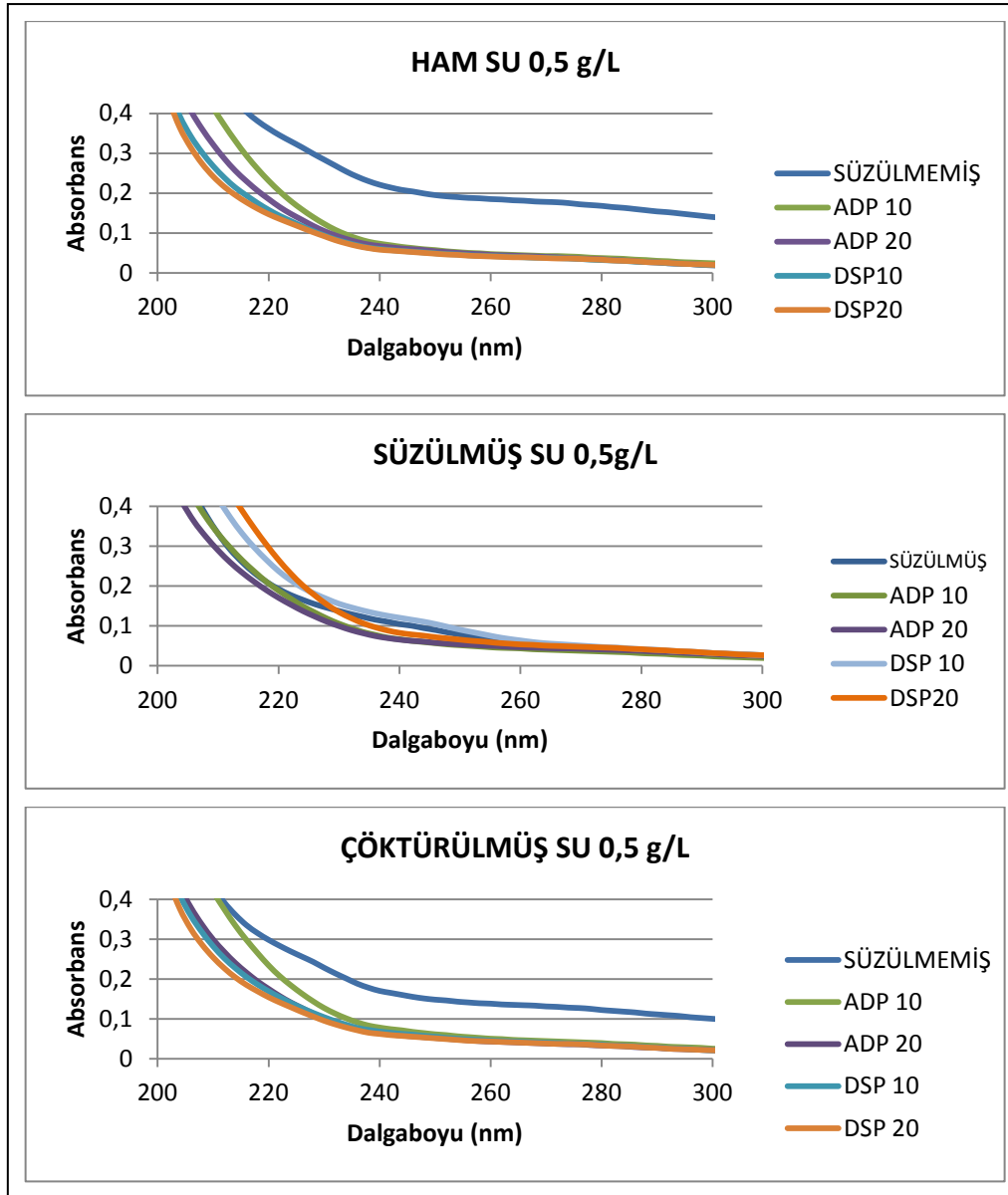
Şekil 6.6 Ultrasonikasyonun Adsorpsiyon - Desorpsiyon Üzerine Etkisi (ADP: Adsorpsiyon, DSP: Desorpsiyon) (0,5 g/L TiO₂ dozu, 10 dk ultrasonikasyon)



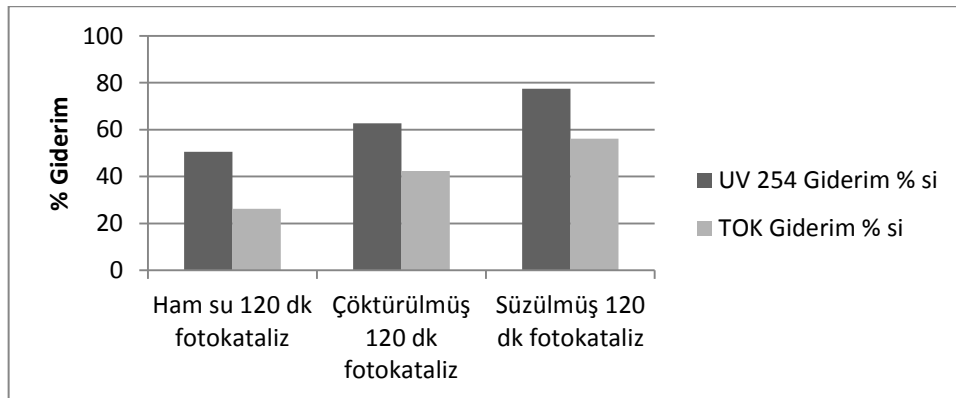
Şekil 6.7 Ultrasonikasyonun Fotokataliz Üzerine Etkisi (FK10: Fotokataliz 10.dk, FK20: Fotokataliz 20. dk, FK30: Fotokataliz 30. dk) (0,5 g/L TiO₂ dozu)

Son olarak belirlenen optimum dozda ham suyun çeşitli fraksiyonları üzerinde üzerinde çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalarda öncelikle optimum katalizör dozunda ham gri atıksu, çöktürülmüş gri atıksu ve 0,45 µ filtre ile süzölmüş gri atıksu üzerinde adsorpsiyon ve desorpsiyon prosesleri UV diagramları ile izlenmiştir. Çıkarılan UV diagramları Şekil 6.8' de verilmiştir.

Adsorpsiyon ve desorpsiyon proseslerinin izlenmesinin ardından, ham gri atıksu, çöktürölmüş gri atıksu ve süzölmüş gri atıksu 120 dakika TiO₂ ve UV ışığı varlığında fotokataliz prosesine tâbi tutulmuştur. Fotokataliz ile artırım sonucu elde edilen TOK giderim yüzdesi ve UV 254nm giderim yüzdeleri Şekil 6.9' da verilmiştir.



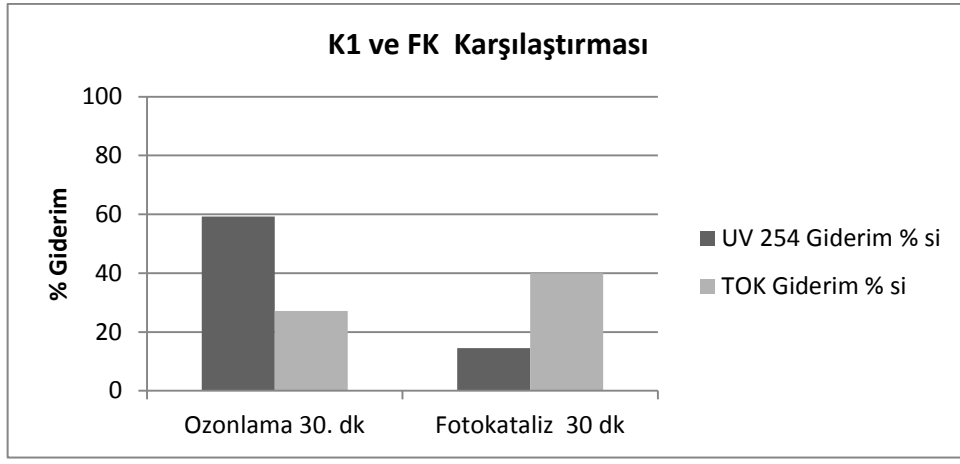
Şekil 6.8 Gri Atıksuyun Çeşitli Fraksiyonlarının Adsorpsiyon - Desorpsiyon Üzerine Etkisi (ADP: Adsorpsiyon, DSP: Desorpsiyon) (0,5 g/L TiO₂ dozu)



Şekil 6.9 Gri Atıksuyun Çeşitli Fraksitonlarının Fotokataliz Üzerine Etkisi (0,5 g/L TiO₂ dozu)

6.4 Tartışma

Bu çalışmada gri atıksuyun ozon ve fotokataliz prosesleri ile UV 254 giderim verimleri, TOK giderim verimlerinin kıyaslanması amaçlanmıştır. Bu amaçla arıtma teknikleri arasında karşılaştırma yapılabilmesi amacıyla yapay olarak hazırlanmış K1 numunelerinde de fotokataliz prosesi denenmiştir. Bu amaçla K1 numunesi 0,5 g/L (G1 numunesinde saptanan optimum doz) TiO_2 ile sırasıyla 20 dakika adsorpsiyon, 20 dakika desorpsiyon ve 30 dakika fotokataliz işlemine tabi tutulmuştur. 30 dakika fotokatalizin ardından 254 nm de giderim verimleri ve TOK giderim verimleri izlenmiştir (Şekil 6.10).



Şekil 6.10 Gri Atıksuyun Ozon ve Fotokataliz Prosesleri ile Arıtımının karşılaştırılması (3,84 g/L ozon dozu numune kendi pH değerinde) (0,5 g/L TiO_2 dozu, numune kendi pH değerinde) K1 numunesinin 30 dakika ozon ve aynı süreli fotokataliz çalışmalarına bakıldığında;

Ozonlama verim değerlendirmesi;

Yapılan çalışmada karışım sabun numunelerinde yapılan ozon çalışmalarında giderim verimleri ve UV eğrilerinde de görüldüğü üzere yan ürün oluşumu gözlenmektedir. Yan ürünlerin oluşumu ile UV eğrilerinde yükselme gözlenmektedir. Aromatik yapının bozulması ile oluşan yan ürünlerin yanında KOI ve TOK giderimi de gözlenmektedir.

Ozon prosesinde kirletici başına verilen ozon miktarı üzerine inceleme yapıldığında; 30 dakika sürede sisteme 94,08 mg/L ozon verildiği gözlenmektedir. Mevcut TOK konsantrasyonunu 280 mg/L seviyelerinde olduğu göz önüne alındığında sistemin spesifik ozon oranının KOI/TOK oranı 0,33 olduğu görülmektedir.

Meriç ve diğ., 2005 yılında giriş KOI değeri 910 mg/L olan tekstil son işlemler atıksuyunda yaptıkları çalışmalarda 1,4 g/L.sa olarak pH=10 da uyguladıkları ozon dozu için, spesifik

giderilen KOI/toplam ozon dozu oranını 15 dakika boyunca ozon oksidasyonunda 0,34 olarak belirlemişlerdir.

Maria G., ve diğ., 2013, arıtılmış evsel atıksularda (pH 6,6 - 7,2 arasında) 42 adet ilaç aktif maddesi ilave edilerek ozonla giderimi incelemişlerdir. Bu çalışmada spesifik ozon oranı Transfer edilen Ozon / Çıkış Çözünmüş Organik Karbon = olarak herbir atıksuda ve giderilen ilaç başına hesaplamışlardır. Deneysel bulgulara dayanarak ilaçların çoğu için bu oran < 1,2 bulunurken sadece birkaçı için bu oran 1,5 olarak hesaplanmıştır. Genel olarak ilaçların % 90 oranında giderimi için 1,4 spesifik ozon oranı kabul edilmiştir.

Fotokataliz verim değerlendirmesi;

Fotokataliz çalışmalarında gerçek gri su ile çalışılmıştır. Gri atıksu içerisinde bulunan kolloidlerin parçalanması ile sisteme çözünmüş KOI verildiği gözlenmektedir. Bunun yanında KOI ve TOK giderimi de sistemde gözlenmektedir. Şekil 6.9' da çalışmada fotokataliz ile elde edilen TOK giderimlerinin literatürde yapılan çalışmalar ile karşılaştırması yapılmıştır.

Çizelge 6.9 Fotokataliz ile Elde Edilen TOK Giderimlerinin Literatür Sonuçları ile Karşılaştırılması

	UV enerjisi	TiO ₂ Dozu g/L	Başlangıç TOK değeri mg/L	T=30 dk %TOK Giderimi	mg/m ² Giderim	Referans
Kloro Fenol-CP	30 W/m ²	0,2	11	90	104	Didier R. ve Malato S., 2002
Di Kloro Fenol DCP	30 W/m ²	0,2	12	30	28	
Penta Kloro Fenol-PCP	30 W/m ²	0,2	15	84	48	
Triklosan	30 W/m ²	0,005	100 ug/L eşdeğeri	55	1,5	Miranda G. N. ve diğ., 2010
G1 numunesi	49,4 W/m ²	0,1	41,30	8	76	
G1 numunesi	49,4 W/m ²	0,2	41,30	25	225	
G1 numunesi	49,4 W/m ²	0,5	41,30	28	275	
G1 numunesi	49,4 W/m ²	1	48	455	41,30	

Elde edilen sonuçlar ve literatür ile yapılan karşılaştırmaya göre, fotokataliz prosesi veriminin literatürde verilen değerlere yakın seviyelerde olduğu, giderim verimindeki minör farklılıkların, değişen UV enerjisi seviyesi koşulları ve öncelikli kirletici türlerinin kimyasal yapılarındaki farklılıklar sebebiyle yüksek reaktiflikte oksitleyicilerin bulunduğu koşullarda dahi bozunmaya karşı değişen direnç özelliklerinden kaynaklandığı yorumu yapılabilir. Ayrıca bozunma basamakları sonucu oluşan yan ürünlerin total mineralizasyona karşı farklı dayanıklılık özellikleri göstermesi de TOK giderim verimi üzerinden değerlendirilen toplam mineralizasyon seviyelerindeki farka sebep olmaktadır.

7. SONUÇ VE ÖNERİLER

Gri atıksuyun ozon ve fotokataliz prosesleri ile UV 254 giderim verimleri, TOK giderim verimleri, KOI giderim verimleri ve toksisite testleri sonucunda aşağıdaki sonuçlara varılmıştır.

- Gri atıksuyun oluşumuna neden olan kişisel bakım ürünleri ve temizlik malzemelerinin kirlilik yükleri KOI ve TOK açısından düşük olsa da gri atıksuda nonil fenol, paraben, triklosan vb. spesifik kirleticilere rastlanabilmektedir.
- Gri atıksuyun ozon ile arıtım çalışmalarında 3,84 mg/L.dk ozon dozunun üzerine köpük sorunu nedeniyle çıkılamamıştır. Köpük sorununun önüne geçebilmek amacıyla köpük kesiciler de denenmiş ancak köpük oluşumunu durdurmadığı için yapılan çalışmalarda köpük kesici kullanılmamıştır.
- Yapılan ozon çalışmalarında KOI ve TOK gideriminin yanında yan ürünlerin oluşumu UV diagram eğrileri ile tespit edilmiştir. Yan ürünler sabunların muhteva ettiği aromatik yapıların ozon ile parçalanması sonucu oluştuğu düşünülmektedir.
- Yapılan fotokataliz çalışmalarında G1 numunesinde TiO_2 adsorpsiyonu etkili olduğu gözlenmiştir. Adsorpsiyon tamamlanarak fotokatalize geçiş aşamasında UV ışıklarının yakılması ile gri atıksuda bulunan kolloidler parçalanarak çözünmüş KOI olarak sisteme geçtiği ve bu nedenle sistemde bir yandan KOI ve TOK giderimi olurken bir yandan da sistemde KOI ve TOK artışı olduğu düşünülmektedir.
- Fotokataliz çalışmalarında 120 dakikanın üzerinde giderim veriminde herhangi bir artış yaşanmamıştır.
- 30 dakikalık Ozon ve Fotokataliz prosesleri karşılaştırıldığında ozon prosesi ile UV 254 nm ve TOK giderim verimi daha fazla olduğu görülmektedir.
- Ozon prosesinde birim kirletici başına verilen ozon miktarına bakıldığında, sisteme verilen ozon dozunun veya ozonlama süresinin yetersiz olduğu belirlenmiştir. Mevcut sistemle ozon dozunu arttırmak mümkün olmadığı (köpük sorunu nedeni ile) için ozonlama süresinin arttırılması ile sistemin giderim veriminin artması düşünülmektedir.
- Literatürde yapılan çalışmalarda elde edilen spesifik ozon oranı ile bu çalışmada yapılan sonuçlar doğrultusunda elde edilen spesifik ozon oranı kıyaslandığında, transfer edilen ozon dozunun yükseltilmesi gerektiği görülmektedir. Transefer edilen ozon dozunun arttırılması ile sistem giderim oranlarının artması düşünülmektedir.

- Literatürde Rivero M. ve diğ., 2006 ve Win T. ve diğ., 2008 yılında yaptığı çalışmalarda daha düşük gözenekli membran filtreler ile çalıştıklarından dolayı sistem veriminin daha yüksek olduğu gözlenmektedir.
- Toksikite testlerine bakıldığında, gerek sabunlar ile hazırlanan numuneler gerekse tesisten alınan gri atıksuyun toksik etkisinin olmadığı tespit edilmiştir.
- Yapılan fotokataliz çalışmalarda en yüksek giderim verimi 0,45 mikron filtre ile süzölmüş gri atıksu numunesi ile yapılan çalışmalarda ulaşılmıştır.
- Fotokataliz prosesinde ultrasonikasyon ile karıştırmanın sistem üzerinde etkisi gözlenmemiştir.

Çalışma sonuçları dikkate alındığında gelecekteki çalışmalara giderim veriminin arttırılması amacıyla;

- Hem ozon hem fotokataliz proseslerinin iyileştirilmesi için farklı pH larda veya daha uzun oksidasyon sürelerinde denemeler yapılması ve
- Fotokataliz prosesinde farklı katalizörlerle çalışılması önerilebilir.

8. KAYNAKLAR

- Abu Ghunmi L., Zeeman, G., van Lier, J., and Fayyad, M. (2008). Quantitative and qualitative characteristics of grey water for reuse requirements and treatment alternatives: The case of Jordan. *Water Sci. Technol.*, 58, 1385–1396.
- Ahn, K., Song, J., and Cha, H. (1998). Application of tubular ceramic membranes for reuse of wastewater from buildings. *Water Sci. and Technol.*, 38, 373–382.
- Akunna J., and Shepherd, W. (2001) Comparison of RBC and SBR systems for the treatment of sewage from small communities. *Water and Environment Journal*, 15, 147–151.
- Alaton I A, Balcioglu I A, Bahnemann D W (2002). Advanced oxidation of a reactive dye bath effluent: comparison of O₃, H₂O₂/UV-C and TiO₂/UV-A processes, *Water Res.* 36; 1143–1154.
- Alaton I A, Kornmüller A, Jekel M R (2002). Ozonation of Spent Reactive Dye-Baths: Effects of HCO₃⁻²/CO₃⁻² Alkalinity, *Journal of Environmental Engineering*, 128(8): 689-696.
- Al-Jayyousi, O. (2002). Focused environmental assessment of grey water reuse in Jordan. *Environ Eng Policy*, 3, 67–73.
- Al-Jayyousi, O. (2003). Grey water reuse: Towards sustainable water management. *Desalination*, 156, 181–192.
- Almquist C B, Biswas P (2002). Role of synthesis method and particle size of nanostructure TiO₂ on its photoactivity. *Journal of Catalysis*, 212: 145-156.
- Andersen, M., Kristensen, G., Brynjolf, M., and Grüttnert, H. (2002). Pilot-scale testing membrane bioreactor for wastewater reclamation in industrial laundry. *Water Sci. and Technol.*, 46(4–5), 67–76.
- Arnell, N. (1999). Climate change and global water resources. *Global Environmental Change*, 9(1), 31–49.
- Bahnemann D, Bockelman D, Goslich R (1991). Mechanistic studies of water detoxification in illuminated TiO₂ suspensions, *Solar Energy Materials*, 24: 564-583.
- Bilsen Beler Baykal, Ayşe D. ALLAR İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü 34469 Ayazağa, İstanbul, İTÜ Dergisi, Cilt:17, Sayı:3, 3-12, 2007
- Bingley, E. (1996). Grey water reuse proposal in relation to the Palmyra Project. *Desalination*, 106, 371–375.
- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45, 217–228.
- Boyjoo Y., Vishnu K. Pareek and Ming Ang (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes, *Water Science & Technology* Vol 67 No 7 pp 1403–1424 IWA Publishing 2013 doi:10.2166/wst.2013.675
- Burrows, W., Schmidt, O., Carnevale, M., and Schaub, S. (1991). Nonpotable reuse: Development of health criteria and technologies for shower water recycle. *Water. Sci. Technol.*, 24(9), 81–88.
- Butler, D., Friedler, E., and Gatt, K. (1995). Characterizing the quantity and quality of domestic wastewater inflow. *Water Sci. Water Sci.*, 31(7), 13–24. China.

- Christova-Boal, D., Eden, R., and McFarlane, S. (1995). An investigation into grey water reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106, 391–397.
- Chen D, Ray A K (1998). Photodegradation kinetics of 4-nitrophenol in TiO₂ suspension, *Water Research*, 32: 3223-3234.
- Crittenden J C, Liu J, Hand D W (1997). Photocatalytic oxidation of chlorinated hydrocarbons in water, *Water Research*, 31 (3): 429-438.
- Crook, J. (1991). Quality criteria for reclaimed water. *Water Sci. Technol.*, 24(9), 109–115.
- Cui, F., and Ren, G. (2005, May). *Pilot study of process of bathing wastewater treatment for reuse.*
- Dallas, S., and Ho, G. (2005). Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic grey water in Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Sci. Technol.*, 51(10), 119–128.
- Davidson R S, Morrison C L, Abrahams J A (1984). Comparison of the photochemical reactivity of polycrystalline (anatase), amorphous and colloidal forms of Titanium Dioxide, *J. Photochem.*, 24: 27-35.
- DIN 19650, (1999). Deutsches Institut für Normung
- Didier Rober Joanna Surma Gorska, Korneliusz Miksch and Jean Victor Weber (2002) “Photocatalytic decomposition of humic acids on TiO₂ Part I: Discussion of adsorption and Mechanism”, *Journal of Photochemistry and Photobiology A:Chemistry*, Vol. 152, pp.267-273, 2002.
- Dimitrakopoulou, D., Rethemiotaki, I., Frontistis, Z., Xekoukoulotakis, N. P., Venieri, D., & Mantzavinos, D. (2012). Degradation, mineralization and antibiotic inactivation of amoxicillin by UV-A/TiO₂ photocatalysis. *Journal of environmental management*, 98, 168-174.
- Dixon A., Butler, D., Fewkes, A., and Robinson, M. (1999). Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water*, 1, 293–306.
- Eggs B R, Palmer F L (2002). The effect of operational parameters on the photocatalytic degradation of humic acid *journal of photochemistry and photobiology. Chemistry*, 148 (1-3): 137-143.
- Elmitwalli, T., and Otterpohl, R. (2007). Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Research*, 41, 1379–1387.
- Elyasi, Siamak. Development of UV Photoreactor Models for Water Treatment. Diss. University of British Columbia, 2009.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., and Ledin A. (2002). Characteristics of grey water. *Urban Water*, 4, 85–104.
- Fittschen I., and Niemczynowicz, J. (1997). Experiences with dry sanitation and grey water treatment in the ecovillage Toarp, Sweden. *Water Sci. Technol.*, 35(9), 161–170.
- Fletcher, H., and Judd, M. (2007). The cost of a package plant membrane bioreactor. *Water Research*, 41, 2627–2635. Friedler, E., and Hadari, M. (2006). Economic
- Friedler, E., and Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site grey water reuse multistory buildings. *Desalination*, 190, 221–234.

- Friedler, E., Kovalio, R., and Galil, N. (2005). On-site grey water treatment and reuse in multistory buildings. *Water Sci. Technol.*, 51(10), 187–194.
- Friedler, E., Kovalio, R., and Ben-Zvi, A. (2006). Comparative study of the microbial quality of grey water treated by three on-site treatment systems. *Environmental Technology*, 27, 653–663.
- Garcia J C, Oliveira J L, Silva A E C, Oliveira C C, Nozaki J, De Souza N E (2007). Comparative study of the degradation of real textile effluents by photocatalytic reactions involving UV/TiO₂/H₂O₂ and UV/Fe²⁺/ H₂O₂ systems, *Journal of Hazardous Materials*, 147: 105-110.
- Gibson J H (1997). UV-B radiation definition and characteristics, USDA UV-B Monitoring Program, Natural Resource Ecology Laboratory Colorado State University.
- Gleick, Peter (1998). *The world's water*. Island Press, Washington DC.
- Gross, A., Kaplan, D., and Bake, K. (2007a) Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic grey water using a recycled vertical flow bioreactor (RVFB). *Ecological Engineering*, 31, 107–114.
- Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., and Raveh E. (2007b). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling grey water for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, 66, 916–923.
- Ha H Y ve Anderson M A (1996). Photocatalytic degradation of formic acid via metalsupported titania, *Journal of Environmental Engineering*, 122 (3): 217–221.
- Haarstrick A, Kut O M, Heinzle E (1996). TiO₂-assisted degradation of environmentally relevant organic compounds in wastewater using a novel fluidized bed photoreactor, *Environmental Science and Technology*, 30 (3): 817-824.
- Harada K, Hisanaga T, Tanaka K (1990). Photocatalytic degradation of organophosphorous insecticides in aqueous semiconductor suspensions, *Water Research*, 24 (11): 1415-1417.
- Heaney, James P., and Wayne C. Huber, 1984, *Nationwide Assessment of Urban Runoff Impact*
- Hegemann, W. (1993). Project C2-wastewater treatment. In: *Integrated approach to water in Berlins Kreuzberg district, block 6 Project documentation and results of research phase II (1990–1993)*. Prepared on behalf of the Senate Department for Construction and Housing, Berlin (Unpublished data), (cited by Nolde, 1999).
- Henze M., Ledin A., (2001). Types, characteristics and quantities of combined domestic watewaters. *Environmental Bioengineering: Volume 11*.
- Hernandez, L., Zeeman, G., Temmink, H., and Buisman, C. (2007). Characterization and biological treatment of grey water. *Water Sci. Technol.*, 56, 193–200.
- Hernandez, L., Zeeman, G., Temmink, H., Marques, A., and Buisman, C. (2008, May). *Comparison of three systems for biological grey water treatment*. Paper presented at IWA Conference on Sanitation Challenges, Wageningen, The Netherlands.
- Hills, S., Smith, P., Hardy, P., and Briks, R. (2001). Water recycling at the millennium dome. *Water Sci. Technol.*, 43, 287–294.
- Hocaoğlu S.M., ve diğ., 2010 Ayrık evsel atıksuyun membran biyo reaktörlerde ayrışma mekanizmaları, *İTÜ Dergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü* 21:1, 35 - 44.

- Hoigné, J. and Bader, H., 1983a. Rate constants of reaction of ozone with organic and inorganic compounds in water. Part I. Non-dissociating organic compounds, *Water Research*, 17, 173-183.
- Hsu Y C, Chen J T, Yang H C (2001). Decolorization of Dyes Using Ozone in a Gas-Induced Reactor, *AIChE Journal*, 47(1): 169-176.
- Imura, M., Sato, Y., Inamori, Y., and Sudo, R. (1995). Development of a high efficiency household biyofilm reactor. *Water Sci. Technol.*, 31(9), 163–171.
- Itayama, T., Kiji, M., Suetsugu, A., Tanaka, N., and Saito, T. (2006). On site experiments of the slanted soil treatment systems for domestic grey water. *Water Sci. Technol.*, 53, 193–201.
- Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., and Judd, S. (1999). Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water*, 1, 285–292.
- Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., and Judd, S. (2000). Membrane bioreactors and their role in wastewater reuse. *Water Sci. Technol.*, 41, 197– 204.
- Karahan A., (2011). IX. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, Seminer Bildirisi, "Gri Suyun Değerlendirilmesi." Seminer Bildirisi, sayfa: 1155 - 1164
- Kalra S, Mohan S, Sinha A, Singh G (2011). Advanced oxidation process for treatment of textile and dye wastewater. 2nd International Conference on Environmental Science and Development4:271-274.
- Kato H ve Kudo A (2002). Visible-Light-Response and photocatalytic activities of TiO₂ and SrTiO₃ photocatalysts co-doped with antimony and chromium, *Journal of Physical Chemistry: B*, 106: 5029-5034.
- Kim D H ve Anderson M A (1994). Photoelectrocatalytic degradation of formic acid using a porous TiO₂ thin-film electrode, *Environmental Science and Technology*, 28 (3): 479- 483.
- Ku Y, Lee Y, Wang W (2006). Photocatalytic decomposition of 2-chlorophenol in aqueous solution by UV/TiO₂ process with applied external bias voltage, *Journal of Hazardous Materials*, 138: 350-356.
- Kujawa-Roeleveld, K. Zeeman, G. (2006). "Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Env. Science and Bio Technology (RESB)* 5: 115-139.
- Kusvuran E, Samil A, Atanur O M, Erbatur O (2005). Photocatalytic degradation kinetics of di- and tri-substituted phenolic compounds in aqueous solution by TiO₂/UV, *Applied Catalysis B: Environmental* 58: 211–216.
- Ledin A., (2006). Types, characteristics and quantities of combined domestic wastewaters. *Environmental Bioengineering: Volume 11*.
- Lesjean, B., and Gnirss, R. (2006). Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and HRT. *Desalination*, 199, 432–334. Lettinga, G., van Velsin, A., Hobma, S., De Zeeuw, W., and Klapwijk, A. (1980). Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, 699–734.
- Li, Z., Gulyas, H., Jahn, M., Gajurel, D., and Otterphohl, R. (2003). Grey water treatment by constructed wetlands in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for

- suburban and rural areas without sewer system. *Water Sci. Technol.*, 48(11–12), 101–106.
- Lin C C ve Liu W T (2003). Ozone Oxidation in a Rotating Packed Bed, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 78:138-141.
- Lina Abu Ghunmi , Grietje Zeeman , Manar Fayyad & Jules B. van Lier (2011): Grey Water Treatment Systems: A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41:7, 657-698
- Malati M A (1995). The photocatalysed removal of pollutants from water, *Environ. Tech.*, 15:1093-1099.
- Malato, S., Blanco, J., Vidal, A., Alarcón, D., Maldonado, M.I., Cáceres, J. and Gernjak, W. (2002) “Applied studies in solar photocatalytic detoxification: an overview”, *Sol. Energy*, Vol.75, pp.329-336,
- Manilal V B, Haridas A, Alexander R (1992). Photocatalytic treatment of toxic organics in wastewater: toxicity of photodegradation products, *Water Res.*, 26 (8): 1035-1038.
- Mehos M S, Turchi C S (1993). Field testing solar photocatalytic detoxification on TCE contaminated groundwater, *Environmental Progress*, 12 (3): 194-199.
- Meriç S, Selcuk H, Gallo M, Belgiorio V (2005). Decolourisation and detoxicifying of Remazol Red dye and its mixture using Fenton’s reagent. *Desalination*, 173 (3); 239-248.
- Melin T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., Van Der Graaf, J., and Wintgens, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 187, 271–282.
- Merz, C., Scheumann, R., El Hamouri B., and Kraume M. (2007). Membrane bioreactor technology for the treatment of grey water from a sports and leisure club. *Desalination*, 215(1–3) 37–43.
- Miller J S, Olejnik D (2001). Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, *Wat. Res.*, 35: 233-243.
- Miranda-García, N., ve diğ. "Degradation study of 15 emerging contaminants at lowconcentration by immobilized TiO₂ in a pilot plant." *Catalysis Today* 151.1 (2010): 107-113.
- Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Sci. Technol.*, 51(10), 119–128.
- Morel A., Diener S. 2006. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Nghiem L., Oschmann, N., and Schäfer, A. (2006). Fouling in grey water recycling by direct ultrafiltration. *Desalination*, 187(1–3), 183–290.
- Nolde, E. (1999). Grey water reuse systems for toilet flushing in multistory buildings over ten years experience in Berlin. *Urban Water*, 1, 275–284.
- Nolde, E., and Dott, W. (1992). Experimental housing and urban planning research concept block 103-gray water projects in Berlin-Kreuzberg, Prepared on behalf of the Senate Department for Constructing and Housing, Berlin (Unpublished data), (cited by Nolde, 1999).

- Oguz E, Keskinler B, Celik Z (2005). Ozonation of aqueous Bomaplex Red CR-L dye in a semi-batch reactor, *Dyes Pigments* 64;101–108.
- Oppenländer T (2003). Photochemical purification of water and air, advanced oxidation processes (AOPs): principles, reaction mechanisms, reactor concepts, Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
- Otterpohl, R., Albold, A., and Oldenburg, M. (1999). Source control in urban sanitation and waste management: Ten systems with reuse of resources. *Water Sci. Technol.*, 39, 153–160.
- Otterpohl, R., Braun, U., and Oldenburg, M. (2003). Innovative technologies for decentralized water and wastewater and biowaste management in urban and preurban areas. *Water Sci. Technol.*, 48(11–12), 23–32.
- Pachhade K, Sandhya S, Swaminathan K. (2009). Ozonation of reactive dye, Procion red MX-5B catalyzed by metal ions *Journal of Hazardous Materials* 167; 313–318
- Palmer P L, Eggins B R, Coleman H M (2002). The effect of operational parameters on the photocatalytic degradation of humic acid, *Journal of Photochemistry and Photobiology A*, 148: 137-143.
- Palmquist, H., Hanus, J., 2004. A Swedish overview of selecting hazardous substances as pollution indicators in wastewater. *Manage. Environ. Qual.: Int. J.* 15 (2), 186{203.
- Paper presented at 2005 IWA conference: Future of Urban Wastewater system - Decentralization and Reuse, Xi'an, China. Dallas, S., and Ho, G. (2005).
- Pelizzetti E, Pramuro E, Minero C (1990). sunlight photocatalytic degradation of organic pollutants in aquatic systems, *Waste Management*, 10: 65-71.
- Ramon, G., Green, M., Semiat, R., and Dosortez, C. (2004). Low strength grey water characterization and treatment by direct membrane filtration. *Desalination*, 170, 241– 250.
- Resmi Gazete Tarihi: 20.03.2011 Resmi Gazete Sayısı: 27527 Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği
- Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687 Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
- Riceiving Water Quality, *Water Resources Bulletin* vol.20,no.1,,pp.35-42
- Rivero, M., Parsons, S., Jeffrey, P., Pidou, M., and Jefferson, B. (2006). Membrane Chemical Reactor (MCR) combining photoctalysis and microfiltration for grey water treatment. *Water Sci. Technol.*, 53, 173–180.
- Robert, Didier, ve Sixto Malato. "Solar photocatalysis: a clean process for water detoxification." *Science of the Total Environment* 291.1 (2002): 85-97.
- Rose, J., Sun, G., Gerba, C., and Sinclair, N. (1991). Microbial quality and persistence of enteric pathogens in grey water from various household sources. *Water Research*, 25(1), 37–42.
- Sakthivel S, Neppolian B, Shankar M V, Arabindoo B, Palanichamy M, Murugesan V (2003). Solar photocatalytic degradation of azo dye: comparison of photocatalytic efficiency of ZnO and TiO2 *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 77 (1): 65-82.

- Sayılkan F (2007). Nano-TiO₂ fotokatalizör sentezi ve fotokatalitik aktivitesinin belirlenmesi, Doktora Tezi, İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı.
- Shin, H., Lee, S., Seo, S., Kim, G., Lim, K., and Song, J. (1998). Pilot-Scale SBR and MF operation for the removal of organic compounds from grey water. *Water Sci. Technol.*, 38(6), 79–88.
- Shrestha, R., Haberl, R., and Laber, J. (2001a). Constructed wetlands technology transfer to Nepal. *Water Sci. Technol.*, 43, 345–350.
- Shrestha, R., Haberl, R., Laber, J., Manandhar, R., and Mader, J. (2001b). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Sci. Technol.*, 44, 381–386.
- Slokar Y M, Marechal A (1998). Methods of Decoloration of Textile Wastewaters. *Dyes and Pigments*, 37(4): 335–339.
- Selda Murat Hocaoğlu, Derin Orhon İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Environmental Biotechnology Programı, 34469, Ayazağa, İstanbul, İTÜ Dergisi, Cilt:21 Sayı:1 35-44, 2011
- Staehelin J, Bühler R E, Hoigné J (1984). Ozone decomposition in water studied by pulse radiolysis. 2. OH and HO₄ as chain intermediates, *Journal of Physical Chemistry*, 88, 5999–6004.
- Surendran, S., and Wheatley, A. (1998, April). *Grey and roof water reclamation at large institutions— Loughborough experiences*. Paper presented at Water Recycling and Effluent Re-Use Conference. London, England.
- Süreyya Meriç Pagano: Gri atıksuların ve yağmur sularının yeniden kullanımı, (2012) Türkiye Kıyılarında Yüzme Suyu Profillerinin Belirlenmesi ve Turizmde Atıksu Yönetimi, YÖNTEM VE STRATEJİ ÇALIŞTAYI, 3-4 Aralık 2012, TÜSSİDE/MAM, Gebze
- Tandukar, M., Ohashi, A., and Harada, H. (2007). Performance comparison of a pilotscale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41, 2697–2705.
- Tehrani-Bagha A R, Mahmoodi N M, Menger F M (2010). Degradation of a persistent organic dye from colored textile wastewater by ozonation *Desalination* 260; 34–38.
- Ternes, T., Joss, A., 2006. Human pharmaceuticals, hormones and fragrances: the challenge of micropollutants in urban water management. IWA, London
- Ternes, T.A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H.-J., Haist-Gulde, B., Preuss, G., Wilme, U., Zulei-Seibert, N.,. Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science and Technology* (2002), 36, 3855–3863.
- The reuse of urban recycling water-water quality standard for urban miscellaneous water consumption. GB/T 18920-2002. <http://www.wastewater.cn19-1-2009> (accessed January 6, 2011).
- Thomas Ternes, Adriano Joss, 2010. Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances - *The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management*

- Tomiyasu H, Fukutomi H, Gordon G., (1985). Kinetics and mechanism of ozone decomposition in basic aqueous solution, *Inorganic Chemistry*, 24, 2962–2966.
- Tseng J M, Huang C P (1991). Removal of chlorophenols from water by photocatalytic oxidation, *Wat. Sci. Tech.*, 23: 377-387.
- Turchi C S, Ollis D F (1990). Photocatalytic degradation of organic water contaminants: mechanism involving hydroxyl radical attack, *J. Catalysis*, 122: 178-192.
- Turhan K, Turgut Z (2009). Decolorization of direct dye in textile wastewater by ozonization in a semi-batch bubble column reactor, *Desalination* 242; 256–263.
- U.S. Environmental Protection Agency(1995).Manual of Individual Water Supply Systems, U.S.EPA, Washington,DC
- Wei T, Wan C (1992). Kinetics of photocatalytic oxidation of phenol on TiO₂ surface, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 69 (2): 241-249.
- Winward, G., Avery, L., Frazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson, T., and Jefferson, B. (2008). A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, 32,187–197.
- Wu C H, Yu C H (2009). Effects of TiO₂ dosage, pH and temperature on decolorization of C.I. Reactive Red 2 in a UV/US/TiO₂ system, *Journal of Hazardous Materials*, 169 (1- 3): 1179-1183.
- Xiao Q, Si Z, Yu Z, Qiu G (2007). Sol–gel auto-combustion synthesis of samariumdoped TiO₂ nanoparticles and their photocatalytic activity unde
- Yıldırım A Ö (2009). Bazı Reaktif Boyarmaddelerin İleri Oksidasyon Yöntemleriyle Parçalanmasının İncelenmesi. Doktora Tezi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- URL, http://tr.wikipedia.org/wiki/Gri_su
- URL, http://cevrekoji.blogspot.com/2012_10_01_archive.html
- URL, <http://www.belgeler.com/blg/2s22/yapay-sulak-alanlar>
- URL, <http://cevre.beun.edu.tr/dersnotu/anaerobik/CEV348-anaerobik-aritim-sistemleri.pdf>

9. ÖZGEÇMİŞ

Caner Kepoğlu 27.03.1989 yılında İstanbul'da doğdu. Orta öğrenimini 2005 yılında Eminönü Cibali Lisesinde tamamladı. 2008 yılında Namık Kemal Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü kazandı. 2012 yılında eğitimini tamamladı. Aynı yıl Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri Anabilim Dalında Yüksek Lisans eğitime başladı ve Eko Trend Arıtma Teknolojileri San. Tic. Ltd. Şti. firmasında Çevre Mühendisi olarak işe başladı. 03.06.2014.