

T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

ÇAMAŞIR YIKAMA SULARINDA OLUŞAN
MİKROPLASTİKLERİN VE YÜZEY AKTİF MADDELERİN
BELİRLENMESİ VE SU ARITIMI

ZUHAL ÇETİNKAYA ATEŞÇİ

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN: DOÇ. DR. HATİCE İNAN

ŞUBAT 2024

**T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜST EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**ÇAMAŞIR YIKAMA SULARINDA OLUŞAN
MİKROPLASTİKLERİN VE YÜZEY AKTİF
MADDELERİN BELİRLENMESİ VE SU ARITIMI**

ZUHAL ÇETİNKAYA ATEŞÇİ

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

DANIŞMAN: DOÇ.DR. HATİCE İNAN

ŞUBAT 2024

T.R.
GEBZE TECHNICAL UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL

**DETERMINATION OF MICROPLASTICS AND
SURFACTANTS OCCURING IN LAUNDRY
WASTEWATERS AND WATER TREATMENT**

ZUHAL ÇETİNKAYA ATEŞÇİ

**A THESIS OF DOCTORATE
ENVIRONMENTAL ENGINEERING DEPARTMENT**

ADVISOR: ASSOC. PROF. DR. HATİCE İNAN

FEBRUARY 2024

DOKTORA JÜRİ ONAY FORMU

GTÜ Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Yönetim Kurulunun 12/02/2024 tarih ve 2024/13 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 15/02/2024 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Zuhâl ÇETİNKAYA ATEŞÇİ' nin tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında DOKTORA tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : DOÇ. DR. HATİCE İNAN

ÜYE

: PROF. DR. MEHMET SALİM ÖNCEL

ÜYE

: PROF.DR. HÜSEYİN SELÇUK

ÜYE

: DOÇ.DR. MURAT EYVAZ

ÜYE

: PROF. DR. NİLGÜN BALKAYA

ONAY

Gebze Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Yönetim Kurulunun

...../...../..... tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

Su ekosistemlerinin devamlılığı, deşarj edilen kirleticilerin etkin bir biçimde yönetilmesini gerektirir. Bu kirleticiler içerisinde, son yıllarda tüketim miktarlarındaki artış ve çevreye olan olumsuz etkileri nedeniyle mikroplastikler (MP), özellikle dikkat çekmektedir. Bu çalışma, sentetik giysi kullanımlarının artışı ile evsel çamaşır yıkama sularından suya salınan mikroplastik/nanoplastik lifler ve ayrıca anyonik yüzey aktif maddelerin karakterizasyonunu ve bu bileşenlerin yıkama sularından filtrasyon, adsorpsiyon ve UV oksidasyon prosesleri ile arıtımını araştırmayı hedeflemiştir.

Deterjan varlığında, sentetik giysilerle ve her ikisinin bir arada kullanıldığı çeşitli yıkama senaryoları ile elde edilen su matrisleri ile çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Deneylerde, filtrasyon işleminin suyun kalitesindeki değişimi anlamak için 0.45 µm filtre ile tek süzme ve yıkama sularındaki partiküllerin dağılımı anlayabilmek için de 60, 5, 0.1 µm'lik filtrelerle sıralı süzme işlemleri gerçekleştirilmiştir. 0,1 µm'lik filtre ile gerçekleştirilen filtrasyon işlemiyle nano boyutu temsil edecek su numuneleri elde edilmiştir. Filtrasyon prosesi analizleri, filtrasyon sürecinin mikroplastik/nanoplastik lif (MPL/NPL) ve anyonik yüzey aktif madde (ANS) için etkili bir arıtım yöntemi olduğunu göstermiştir. Yıkamada deterjan kullanımının mikroplastik lif salınımını artırıcı rol oynadığı belirlenmiştir.

Toz aktif karbon (PAC) adsorpsiyon deneyleri, nanoplastik liflerin mikroplastik liflerden daha yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu ve deterjanın da bu kapasiteyi artırıcı etkisi olduğu ortaya koymuştur. Distile ve çeşme suyu kullanılarak yürütülen deneyler, suyun iyonik kompozisyonunun da adsorpsiyon kapasitesini artırdığını göstermiştir. Fotoliz (UV) ve fotokataliz (UV/H₂O₂, UV/TiO₂, UV/H₂O₂/TiO₂) kullanılarak gerçekleştirilen çalışmalarda, en kompleks su matrisi olan deterjan ve MPL ve NPL'nin olduğu (ÇÇD) yıkama suyuna UV/H₂O₂ ileri oksidasyon prosesi uygulandığında en yüksek %48 TOK ve %77 ANS giderim verimlerine ulaşılmıştır. Aynı prosesin ham ve 0,1 µm süzöntü ÇÇD yıkama suyu deneylerinde TOK giderim veriminde %48'den %89'a yaklaşık %40'luk bir artış gözlenmiştir. UV prosesi organik moleküllerin daha kolay parçalanmasını sağlayarak proses sonrasında PAC adsorpsiyonu daha fazla kirleticinin adsorplanmasına olanak sağlamıştır.

Daphnia magna kullanılarak gerçekleştirilen akut toksisite deneylerinde başlangıçta hafif toksik özellik gösteren yıkama sularının UV/H₂O₂/PAC arıtma sonrası toksisitesini en düşük değerde olmasını sağladığı tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, Çamaşır yıkama atıksuyu, Filtrasyon, Mikroplastik, Nanoplastik, UV İleri oksidasyon.

ABSTRACT

Sustainability of aquatic ecosystems requires effective management of discharged pollutants. Among these pollutants, microplastics (MPs) have attracted particular attention in recent years due to their increasing consumption and negative impacts on the environment. This study aimed to investigate the characterization of microplastic/nanoplastic fibers and anionic surfactants released into water from domestic laundry wastewaters due to the increasing use of synthetic clothing and the treatment of these compounds from laundry wastewaters by filtration, adsorption and UV oxidation processes.

Studies were carried out with water matrices obtained in the presence of detergent, with synthetic garments and with a combination of both in various washing scenarios. In the experiments, single filtration with a 0.45 μm filter was performed to examine the change in wastewater quality due to filtration and sequential filtration with 60, 5, 0.1 μm filters to determine the distribution of particles in the laundry wastewater. The filtration process with 0.1 μm filter resulted in water samples representative of the nano size. The filtration process analysis showed that the filtration process is an effective treatment method for microplastic/nanoplastic fiber (MPL/NPL) and anionic surfactant (ANS). The use of detergent in laundry washing was found to play a role in increasing microfiber release.

Powdered activated carbon (PAC) adsorption experiments revealed that nanofibers have a higher adsorption capacity than microfibers and detergent have an enhancing effect on this capacity. Experiments using distilled and tap water showed that the ionic composition of the water also increased the adsorption capacity. In the studies carried out using photolysis (UV) and photocatalysis (UV/H₂O₂, UV/TiO₂, UV/H₂O₂/TiO₂), 48% TOC and 77% ANS removal efficiencies were obtained when UV/H₂O₂ advanced oxidation process was applied to laundry wastewater containing detergent, microplastic fiber and nanoplastic fiber, the most complex matrix. In the raw and 0.1 μm filtrate laundry wastewater experiments of the same process, an increase of approximately 40% in TOC removal efficiency from 48% to 89% was observed compared to the raw sample. The UV process provided easier degradation of organic molecules and PAC adsorption was able to adsorb more pollutants after the UV process. In acute toxicity experiments using *Daphnia magna*, it was determined that the laundry wastewater, which initially showed mild toxicity, had the lowest toxicity after UV/H₂O₂ /PAC treatment.

Keywords: Adsorption, Filtration, Laundry wastewater, Microplastics, Nanoplastics, Photocatalysis.

TEŞEKKÜR

Tez çalışmam süresince bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşıp yol gösteren değerli danışmanım Doç. Dr. Hatice İNAN'a, ilgileri ve yardımları için Prof. Dr. Mehmet KOBYA, Prof. Dr. Mehmet Salim ÖNCEL ve Prof. Dr. Hüseyin SELÇUK'a, makale konusundaki yorum ve yönlendirmeleri için Prof. Dr. Alireza KHATAEE ve Dr. Ramazan KEYİKOĞLU'na,

Doktora eğitimim YÖK 100/2000 Doktora Burs Programı ve TÜBİTAK 2211-A Genel Yurtiçi Doktora Burs Programı bursiyerliği ile gerçekleşmiştir, eğitimimde maddi destek sağlayan YÖK ve TÜBİTAK'a,

Bu süreçte bana laboratuvarında destek sağlayan başta İpek SARSIK, Burcu PALA'ya ve yardımcı olan diğer GTÜ personellerine, destek olmaya çalışan tanıdıklarına, Ayşenur TURAN ile Aybike Gül KARAOĞLU başta olmak üzere arkadaşlarıma sonsuz saygıyla teşekkür ederim.

Yaşadığım bu zorlu süreçte bana yalnız olmadığımı hissettiren sevgili aileme; öncelikle benimle paylaştıkları sevgi ve muhabbet için, varlıklarıyla hayatıma neşe katan, ya beni örnek alırlarsa diye yola devam etmemi sağlayan sevgili yeğenlerim Burçak Naz ve İbrahim Emre'ye, sevincimde üzüntümde yanımda olan canım ablalarım Nihal ve Emel'e, sadece moral desteği değil fiziksel olarak da işlerime koşan ağabeyim Umut'a, onun gibi güçlü bir kadın tarafından yetiştirilmekten gurur duyduğum ve ona hayran olduğum, emeğini hakkını asla ödeyemeyeceğim her anımda yanımda olan sevgili annem Fatma Çetinkaya'ya, her ne kadar şu an hayatta olmasalar da bittiğini görseler benden çok sevineceklerini bildiğim, hep yanımda gibi hissettiğim, üzerimde emeği büyük sevgili dedem ve anneanneme sevgilerimi, saygılarımı, şükranlarımı sunarım.

Ve sevgili eşim Mehmet Ateşçi'ye desteği, arkadaşlığı, yardımları hepsinden de önemlisi varlığı ile hayatıma kattığı değerler için çok teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	v
ABSTRACT	vi
TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	viii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
TABLolar DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği	3
2. LİTERATÜR ÖZETİ	5
2.1. Gri Su ve Çamaşır Yıkama Suyu	5
2.2. Yüzey Aktif Maddeler	8
2.2.1. Yüzey Aktif Maddelerin Sınıflandırılması	10
2.2.2. Yüzey Aktif Maddelerin Çamaşır Yıkama Sularında Varlığı	12
2.2.3. Yüzey Aktif Maddelerin İnsan Sağlığı ve Çevreye Olan Etkileri	15
2.3. Mikroplastikler	15
2.3.1. Mikroplastik Lifler	18
2.3.2. Çamaşır Yıkamada Oluşan ve AAT Çıkışı Deşarj Edilen Mikroplastikler	19
2.3.3. Mikroplastiklerin Çamaşır Yıkama Sularındaki Varlığı	21
2.3.4. Mikroplastiklerin İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri	24
2.4. Arıtma Yöntemleri	28
2.4.1. Filtrasyon Prosesi	28
2.4.2. Adsorpsiyon Prosesi	29
2.4.2.1. Adsorpsiyon Kinetikleri	30
2.4.2.2. Adsorpsiyon İzotermi	32
2.4.3. UV Prosesleri	33
2.4.3.1. UV Oksidasyonu	33
2.4.3.2. UV/H ₂ O ₂ Oksidasyonu	34
2.4.3.3. UV/TiO ₂ Oksidasyonu	35
2.4.4. Yüzey Aktif Madde ve Mikroplastiklerin Birlikte Arıtımının İncelendiği Çalışmalar	36
3. MATERYAL VE METOT	41
3.1. Materyal	41
3.2. Çamaşır Yıkama Atıksuyu Çeşitleri	42
3.3. Yıkama Koşulları	43
3.4. Analitik Yöntemler	43
3.4.1. Karakterizasyon Parametreleri Ölçümleri	43
3.4.2. Anyonik Yüzey Aktif Madde Tayini	44
3.4.3. Mikroplastik/Nanoplastik Lif Ölçümleri	45
3.4.4. Toksisite Deneyleri	47

3.5. Çamaşır Yıkama Atıksularının Karakterizasyonu	47
3.6. Filtrasyon Prosesi	48
3.7. Adsorpsiyon Prosesi	49
3.8. UV Prosesleri	50
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	52
4.1. Çamaşır Yıkama Atıksularında Mikroplastik Lifler	52
4.2. Filtrasyon Prosesi	54
4.2.1. Filtrasyonun TOK, KOİ ve ANS Parametrelerine Etkisi	54
4.2.2. Filtrasyonun Bulanıklık Değişimine Etkisi	58
4.2.3. Filtrasyonun Askıda Katı Madde Konsantrasyonuna Etkisi	62
4.2.4. Filtrasyonun Partikül Boyut Dağılımına Etkisi	65
4.3. Adsorpsiyon Prosesi	71
4.3.1. Adsorpsiyon Prosesinin Etkisi	71
4.3.2. Adsorban Dozunun Etkisi	72
4.3.3. Çamaşır Suyu Özelliklerinin Etkisi	74
4.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği	77
4.3.5. Adsorpsiyon İzotermi	80
4.4. UV Prosesleri	83
4.4.1. Katalizör İlaveli UV Prosesler	84
4.4.1.1. H ₂ O ₂ Katalizörü	84
4.4.1.2. TiO ₂ Katalizörü	87
4.4.2. Atıksu Matrislerinde UV Prosesleri ve Proses Verimleri	88
4.4.3. ÇD Yıkama Suyunda UV Proses Verimleri	89
4.4.4. ÇÇ Yıkama Suyunda UV Proses Verimleri	91
4.4.5. ÇÇD Yıkama Suyunda UV Proses Verimleri	93
4.4.6. 0.1 ÇÇD Yıkama Suyunda UV Proses Verimleri	95
4.4.7. 0.1 ÇÇ Yıkama Suyunda UV Proses Verimleri	96
4.4.8. Yıkama Atıksuyu Matrislerinde UV Proseslerinin Değerlendirilmesi	100
4.5. UV/H ₂ O ₂ ve UV/H ₂ O ₂ -PAC Prosesleri Karşılaştırması ve Toksisite	105
4.5.1. PAC Prosesi ile UV/H ₂ O ₂ Sonrası PAC Prosesi	106
4.5.2. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile UV/H ₂ O ₂ Sonrası PAC Prosesi	108
4.5.3. UV/H ₂ O ₂ ile UV/H ₂ O ₂ -PAC Prosesinin Partikül Boyut Dağılımına Etkisi	110
4.5.4. 0.1 µm Su Matrisleri NTA Analizi	114
4.5.5. Su Matrisleri Arıtma Proseslerinin UV Absorbans Değişimine Etkisi	115
4.5.6. Toksisite Değerlendirmesi	117
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	120
KAYNAKLAR	125
ÖZGEÇMİŞ	149
TEZ METNİNDEN TÜRETİLEN YAYINLAR	150
EKLER	151

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

CO ₂	: Karbondioksit
dk	: Dakika
H ₂ O ₂	: Hidrojen Peroksit
kg	: Kilogram
L	: Litre
m ³	: Metreküp
mg	: Miligram
mL	: Mililitre
mm	: Milimetre
mM	: Milimolar
µm	: Mikrometre
MnO ₂	: Mangan Dioksit
nm	: Nanometre
O ₂	: Oksijen
sa	: Saat
TiO ₂	: Titanyum Dioksit
W	: Watt
AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
AES	: Alkileter Sülfatlar
AE	: Alkol Etoksilatlarıdır
AKM	: Askıda Katı Madde
ANS	: Anyonik Yüzey Aktif Madde
AOP	: İleri Oksidasyon Prosesi
ÇÇ	: Çeşme Suyu ve Çamaşır Yıkama Suyu
ÇÇD	: Çeşme Suyu, Çamaşır ve Deterjan Yıkama Suyu
ÇD	: Çeşme Suyu ve Deterjan Yıkama Suyu
0.1 ÇÇ	: 0.1 µm Filtre Süzülen Çeşme Suyu ve Çamaşır Yıkama Suyu
0.1 ÇÇD	: 0.1 µm Filtre Süzülen Çeşme Suyu, Çamaşır ve Deterjan Yıkama Suyu
DD	: Distile Su ve Deterjan Yıkama Suyu
GAC	: Granüler Aktif Karbon
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LAS	: Lineer Alkil Benzen Sülfonatlar
LDPE	: Düşük Yoğunluklu Polietilen
MBAS	: Metilen Mavisi Aktif Madde
MP	: Mikroplastik
MPL	: Mikroplastik Lif
NP	: Nanoplastik
NPL	: Nanoplastik Lif
NTA	: Nanopartikül Takip Analizi
NTU	: Bulanıklık Birimi
PA	: Poliamid
PAC	: Toz Aktif Karbon
PE	: Polietilen
PES	: Polyester
PET	: Polietilen Tereftalat
PP	: Polipropilen
SDS	: Sodyum Dodesil Sülfat

SEM	:	Taramalı Elektron Mikroskobu
TOK	:	Toplam Organik Karbon
UV	:	Ultraviole Radyasyonu
YAM	:	Yüzey Aktif Madde

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1: Gri su dağılımı.	6
Şekil 2.2: Yüzey aktif madde yapısı.	9
Şekil 2.3: Misel oluşumu (Gürses,2016).	9
Şekil 2.4: Yüzey aktif madde sınıflandırması (Olçay, 2014).	10
Şekil 2.5: Deterjanda anyonik yüzey aktif madde örnekleri (Çelik, 2018).	11
Şekil 2.6: Deterjanda noniyonik yüzey aktif madde örnekleri (Çelik, 2018).	12
Şekil 2.7: Yüzey aktif madde tüketimlerinin dağılımı (2016 yılı verileri) (Zhu vd., 2023).	13
Şekil 2.8: Plastik atıkların sınıflandırılması (Galloway vd., 2017).	16
Şekil 2.9: Birincil ve ikincil mikroplastikler.	17
Şekil 2.10: Mikroplastik şekilleri (Issac ve Kandasubramanian, 2021).	17
Şekil 2.11: Küresel lif üretimi ve ileriye dönük tahminler (Abrahams, 2021).	18
Şekil 2.12: Şehir AAT'lerinden sulara MPLgirişi (Picó ve Barceló, 2019).	20
Şekil 2.13: MPL'lerin toprak ve su ekosistemine olası etkileri (Yadav vd., 2023).	25
Şekil 2.14: MPL'lerin insanlar üzerindeki potansiyel etkileri (Li vd., 2023).	26
Şekil 2.15: a) Lint LUV-R, b) GuppyFriend, c) Cora Ball, d) Filtrol 160 çamaşır makinesi filtreleri.	29
Şekil 3.1: Deneylerde kullanılan a) sentetik çamaşır, b) deterjan.	41
Şekil 3.2: Çamaşır yıkama makinesi ve çıkış suyu toplama düzeneği.	43
Şekil 3.3: ANS ölçümü için hazırlanmış olan kalibrasyon grafiği.	45
Şekil 3.4: Malvern Zetasizer Nano-ZS cihazı.	47
Şekil 3.5: Deneylerde kullanılan a) UV sistemleri, b) UV reaktörü.	50
Şekil 3.6: H ₂ O ₂ ölçümü için kalibrasyon grafiği ve formülü.	51
Şekil 4.1: a) ÇÇ, b) ÇÇD, c) ÇD mikroskop görüntüleri.	52
Şekil 4.2: Çalışmalarda kullanılan sentetik eşyaların FTIR sonuçları a) polyester, b) poliamid, c) akrilik.	53
Şekil 4.3: Üretilen yıkama suları için KOİ ve TOK konsantrasyonları.	55
Şekil 4.4: ÇD ve ÇÇD yıkama sularında 0.45 µm ve 0.1 µm filtrasyon sonrası ANS konsantrasyonu.	57
Şekil 4.5: ÇÇ yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a)sıralı süzme, b) ham 0.45 filtreden süzme.	58
Şekil 4.6: ÇÇD yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a)sıralı süzme, b) ham 0.45 filtreden süzme.	59
Şekil 4.7: ÇD yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a)sıralı süzme, b) ham 0,45 filtreden süzme.	60
Şekil 4.8: ÇÇ yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.	62
Şekil 4.9: ÇÇD yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.	63
Şekil 4.10: ÇD yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.	64

Şekil 4.11: ÇÇ yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0,45 filtreden süzme.	66
Şekil 4.12: ÇÇD yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0,45 filtreden süzme.	68
Şekil 4.13: ÇD yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0.45 filtreden süzme.	69
Şekil 4.14: a) Ç (x10000), b) ÇD (x10000), c) ÇÇD (x50000), d) ÇÇD (x20000), e) ÇÇ (x20000) ve f) D (x50000)'nin PAC adsorpsiyonu sonrası SEM görüntüleri.	71
Şekil 4.15: ÇD yıkama suyunda farklı PAC dozlarında a) TOK ve b) ANS giderim verimleri.	72
Şekil 4.16: ÇÇ yıkama suyunda farklı PAC dozlarına göre TOK giderim verimleri.	74
Şekil 4.17: 0.5 g/L PAC dozunda farklı çamaşır atıksuyu türlerine göre a) TOK ve b) ANS giderim verimleri.	74
Şekil 4.18: 0.5 g/L PAC dozunda farklı çamaşır atıksuyu türlerine göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon kapasiteleri.	76
Şekil 4.19: Yalancı birinci dereceden reaksiyona göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon grafikleri.	78
Şekil 4.20: Yalancı ikinci dereceden reaksiyona göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon grafikleri.	78
Şekil 4.21: Çamaşır yıkama sularının a) TOK ve b) ANS değerleri için adsorpsiyon izotermi.	80
Şekil 4.22: a) TOK ve b) ANS açısından PAC adsorpsiyon kapasitesine çeşme suyunun etkisi.	81
Şekil 4.23: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H ₂ O ₂ dozlarına göre normalize TOK değişimleri.	85
Şekil 4.24: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H ₂ O ₂ dozlarına göre normalize ANS değişimleri.	85
Şekil 4.25: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H ₂ O ₂ dozlarına göre tüketilmeden kalan normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	86
Şekil 4.26: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı TiO ₂ dozlarına göre normalize TOK değişimleri.	87
Şekil 4.27: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı TiO ₂ dozlarına göre normalize ANS değişimleri.	88
Şekil 4.28: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.	89
Şekil 4.29: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.	90
Şekil 4.30: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	91
Şekil 4.31: ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.	92
Şekil 4.32: ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	92
Şekil 4.33: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.	93
Şekil 4.34: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.	94

Şekil 4.35: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	95
Şekil 4.36: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.	96
Şekil 4.37: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.	97
Şekil 4.38: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	97
Şekil 4.39: 0.1 ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.	98
Şekil 4.40: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H ₂ O ₂ değişimleri.	99
Şekil 4.41: PAC ve UV/ H ₂ O ₂ -PAC prosesleri su matrisleri TOK giderim verimleri.	106
Şekil 4.42: PAC ve UV/ H ₂ O ₂ -PAC prosesleri su matrisleri ANS giderim verimleri.	107
Şekil 4.43: UV/H ₂ O ₂ ve UV/ H ₂ O ₂ - PAC prosesleri su matrisleri TOK giderim verimleri.	108
Şekil 4.44: UV/H ₂ O ₂ ve UV/ H ₂ O ₂ -PAC prosesleri su matrisleri ANS giderim verimleri.	109
Şekil 4.45: ÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.	110
Şekil 4.46: ÇÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.	111
Şekil 4.47: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.	111
Şekil 4.48: ÇÇ yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.	113
Şekil 4.49: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇ yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.	113
Şekil 4.50: ÇD yıkama suyunun prosesler sonucu UV tarama değişimi.	116
Şekil 4.51: a) ÇÇD ve b) 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama sularının prosesler sonucu UV tarama değişimi.	116
Şekil 4.52: a) ÇÇ ve b)0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇ yıkama sularının prosesler sonucu UV tarama değişimi.	117
Şekil 4.53: Su matrisleri UV/H ₂ O ₂ ve UV/ H ₂ O ₂ -PAC prosesleri sonucunda EC ₅₀ konsantrasyonu değişimi a)24 saat b)48 saat.	119

TABLÖLAR DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 2.1: Çamaşır yıkama suyundan salınan yüzey aktif madde miktarları.	14
Tablo 2.2: Çamaşır yıkama sularından salınan MP miktarları.	22
Tablo 2.3: Adsorpsiyon kinetiğinin formülleri ve açıklamaları.	31
Tablo 2.4: Adsorpsiyon izotermelerinin formülleri ve açıklamaları.	33
Tablo 2.5: Çamaşır yıkama suyunda MP ve MP-YAM giderim çalışmaları.	37
Tablo 3.1: Karakterizasyon parametreleri ve ölçüm yöntemleri.	44
Tablo 3.2: Çeşme suyu ve çamaşır yıkama atıksuyu karakterizasyonları.	48
Tablo 4.1: Tüm su türlerinde filtre boyutuna göre bulanıklık değerleri ve giderim verimleri.	61
Tablo 4.2: Filtre boyutuna göre su türlerinin AKM konsantrasyonları.	64
Tablo 4.3: Su türlerinde sıralı süzme filtre boyutlarına göre tutulan AKM miktarlarının % oranları.	65
Tablo 4.4: Filtre boyutuna göre numunelerin ortalama partikül boyutu.	70
Tablo 4.5: TOK değerleri kullanılarak hesaplanan yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece sabitleri.	79
Tablo 4.6: ANS değerleri kullanılarak hesaplanan yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece sabitleri.	79
Tablo 4.7: TOK verileri için izoterm çalışmasından elde edilen Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinin parametreleri.	82
Tablo 4.8: ANS verileri için izoterm çalışmasından elde edilen Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinin parametreleri.	82
Tablo 4.9: Su matrislerinde UV proseslerine göre TOK giderim verimleri.	101
Tablo 4.10: Su matrislerinde UV proseslerine göre ANS giderim verimleri.	103
Tablo 4.11: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD ve ÇÇ yıkama sularında proseslerin partikül konsantrasyon değişimine etkisi.	114
Tablo 4.12: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD ve ÇÇ yıkama sularında proseslerin partikül giderimine etkisi.	115
Tablo 4.13: Toksisite Sınıfları (GESAMP, 2002, Sönmez ve diğ., 2020).	118
Tablo 4.14: UV/H ₂ O ₂ ve UV/ H ₂ O ₂ -PAC prosesleri sonrasında çamaşır yıkama sularında görölen EC ₅₀ değerleri (mg/L).	118

1. GİRİŞ

Suyun önemi özellikle büyük şehir yaşamında yeterli ve kaliteli suya ulaşılabilirliğin giderek sınırlı hale gelmesiyle daha da artmaktadır. Bu durum mevcut su kaynaklarının korunması ve etkin bir su yönetimi planının oluşturulması zorunluluk arz etmektedir. Şehirlerde evsel ölçekte sürdürülebilir su kullanımının sağlanması, düşük maliyetli teknolojilerin geliştirilmesi ile mevcut tüm kaynakların değerlendirilmesini gerektirmektedir. Özellikle, çamaşır yıkama sularının evlerde oluşan gri suya oransal katkısı, alışkanlıklar, coğrafya, kültürel ve sosyoekonomik faktörlere bağlı olarak %13 ile %26 arasında değişkenlik göstermektedir. Bu durum, çamaşır yıkama işlemlerinin su tüketimindeki önemini vurgulamaktadır (Albalawneh ve Chang, 2015; Beler Baykal ve Allar, 2007; Chen vd., 2012; Misra ve Sivongxay, 2009). Bu çerçevede, evlerde oluşan gri su ve özellikle çamaşır yıkama suları, su kaynakları üzerindeki olumsuz etkileri ve arıtım ihtiyaçları göz önüne alındığında, üzerinde durulması gereken önemli bir konudur.

Her yıl giyim endüstrisi tarafından ağırlıklı olarak polyester temelli (yaklaşık % 80) 42 milyon tondan fazla sentetik lif üretilmekte ve bu lifi içeren giysiler/kumaşlar yıkama işlemine tabi tutulmaktadır (Kelly, 2019). Evlerde yaygın olarak kullanılan çamaşır makineleri, giysi ve kumaşların temizlenmesinde vazgeçilmez bir rol oynamaktadır. Yıkama işlemi sırasında sentetik giysi ve kumaşlardan ayrılan mikroplastikler (MP) yada mikroplastik lifler (MPL) olarak da adlandırılan mikrolifler (ML), kentsel atıksuların önemli bir bileşeni haline gelmekte ve akabinde su ekosistemlerine karışmaktadır (Durán vd., 2018; Yang vd., 2019).

Mikroplastik kirliliğinin giderek artan miktarları ve potansiyel çevresel etkileri, özellikle sucul ekosistemlerde, besin zinciri üzerinde yarattığı olumsuzluklar nedeniyle küresel çapta ciddi bir sorun olarak kabul edilmektedir (Zhang vd., 2022). Bu zararlı partiküller, sucul canlılar tarafından yanlışlıkla besin olarak algılanabilmekte ve sindirim sistemlerinde tıkanıklıklar meydana getirebilmekte, bir çok zararlı kimyasalı adsorbe ederek toksik etkilerini arttırmasında önemli rol oynamaktadır (Gupta, 2023). İnsan sağlığı üzerindeki etkileri ise henüz tam olarak anlaşılmamış olmakla birlikte, yapılan araştırmalar insan kanında ve anne sütünde mikroplastik bulgularına rastlanıldığını göstermektedir. Bu durum, mikroplastiklerin

insan vücudu içerisinde çeşitli bölgelere ulaşabileceğine işaret etmektedir (Doughty, 2023).

Mikroplastiklerin su ekosistemlerine etkilerini derinlemesine inceleyen güncel araştırmalar, çamaşır yıkama atıksularının bu kirliliğin ana kaynaklarından biri olduğunu göstermektedir. Bu atıksuların içerdiği mikrolifler, özellikle gri su içinde önemli bir orana sahip olup, bu durum etkili yönetim stratejilerinin geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır (Das vd., 2023). Çevresel sürdürülebilirlik adına, mikroplastiklerin kontrolü ve arıtılması konusunda kapsamlı planlamalar yapılması ve bu planların hayata geçirilmesi, aciliyet arz eden bir konu olarak karşımıza çıkmaktadır.

Çamaşır yıkama sularında bulunan ve çevresel açıdan endişe kaynağı olan diğer önemli kirletici deterjanlardır. Deterjanlar, yıkama işlemi sırasında kirliliği gidermek için kullanılan temizleyici maddelerdir ve bu temizleyicilerin ana bileşeni yüzey aktif maddelerdir (Huang, 2013). Yüzey aktif maddeler, su ve yağ molekülleri arasındaki gerilimi azaltarak, çamaşırlardaki kirin suda kolayca dağılmasını ve temizlenmesini sağlar. Yüzey aktif maddelerin, endokrin bozucu etkileri, kanserojenik potansiyeli, üreme sistemine zararları, cilt tahrişi ve toksisite gibi bir dizi olumsuz sağlık etkileri bulunmaktadır (Collivignarelli vd., 2019; Sumisha vd., 2015). Evsel ve endüstriyel alanda kullanılan deterjanların yaygın bir yüzey aktif maddesi olan anyonik lineer alkil benzen sülfonatlar (LAS), bu zararlı etkilerin başlıca sorumlularındandır (Camacho-Muñoz vd., 2014).

Şehir hayatında çamaşır yıkama sırasında evlerden kaynaklanan bu önemli kirleticiler kanalizasyon şebekesi ile şehir atıksu arıtma tesisleri (AAT)'ne ulaşmakta, ancak bu tesislerde dahi bu kirleticilerin tamamının giderilmesi mümkün olmamaktadır. Yapılan çalışmalarda şehir AAT'lerinde MP giderim verimliliği %90-99 seviyelerine ulaşılabilirse bile bu tesisler hala önemli bir mikroplastik kaynağı olacağı belirtilmiştir (Y. Zhang vd., 2021). Bu bağlamda, kirliliğin kaynağında, yani başlangıç noktasında kontrol altına alınması, kirliliğin genel yayılımını azaltacak temel bir stratejidir. Mikroplastik kirliliğinin etkin bir biçimde yönetilebilmesi için, çamaşır yıkama sularının arıtılmasının önemi büyüktür ve bu süreçte biyolojik prosesler, fizikokimyasal prosesler, filtrasyon ve adsorpsiyon gibi çeşitli arıtma teknikleri devreye girmelidir (Mozia vd., 2020; Nugroho vd., 2020; Patil vd., 2020).

1.1. Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği

Bu tez çalışmasının temel amacı, evlerde kullanılan çamaşır makinelerinden kaynaklanan atık suların içeriğindeki mikroplastik lifler ve nanoplastik lifler ile yüzey aktif maddelerin varlığını ve konsantrasyonlarını tespit etmek, çeşitli arıtma teknikleri -filtrasyon, adsorpsiyon ve UV oksidasyon prosesleri- kullanılarak bu kirleticilerin giderilebilirliğini ve arıtma sonrası suyun toksik etkilerini incelemeyi hedeflemektedir.

Son yıllarda hem mikroplastik/nanoplastik lifler hem de yüzey aktif maddelerin çamaşır yıkama atık sularından giderilmesi süreci, entegre bir yaklaşım gerektiren bir sorun olarak öne çıkmıştır. Mevcut literatürde, bu iki temel kirletici tipinin birlikte ele alındığı ve evsel çamaşır yıkama atık sularındaki varlıklarının, konsantrasyonlarının ve çevresel etkilerinin bütüncül bir karakterizasyonu yapılmasına dair belirgin bir eksiklik bulunmaktadır. Özellikle, yüzey aktif maddelerin ve mikro/nanoplastiklerin varlığını ve giderimi konusundaki çalışmalar sınırlıdır. Nanoplastiklerin, besin zincirine girişinin kolaylığı ve toksik maddeleri adsorplama kapasiteleri nedeniyle büyük boyutlu mikroplastiklerden daha riskli olmaları, bu eksikliğin ivedilikle ele alınmasını gerektirmektedir. Bu tez çalışmasıyla, ev tipi çamaşır yıkama atık sularında mikroplastik/nanoplastik lifler ve yüzey aktif maddelerin giderimi ile ilgili bütüncül bir analiz sunulurken, literatürdeki bu boşluğun doldurulması ve su kalitesinin korunmasına yönelik stratejilerin geliştirilmesine katkıda bulunulması amaçlanmaktadır. Bu yaklaşım, çevresel kirliliğin anlaşılması ve yönetimi açısından önemli bir adım teşkil etmektedir. Bu amaçlar doğrultusunda tez çalışmasının içeriği dört bölümden oluşmaktadır.

Çalışma, yıkama atıksuyu simülasyon ve karakterizasyonu, arıtma proseslerinin uygulanması, toksikolojik değerlendirme ve nanoplastik lif analizi aşamalarını içermektedir. İlk olarak, farklı tipteki çamaşır yıkama atık suları, laboratuvar ortamında simülasyonu yapılmış ve kirleticilerin varlığı analiz edilmiştir. İkinci aşamada, kirleticilerin giderilmesine yönelik çeşitli arıtma teknikleri test edilmiş ve her bir teknolojinin kirleticileri giderme kapasitesi değerlendirilmiştir. Üçüncü olarak, arıtma işlemleri sonrası suyun toksik etkileri, biyolojik test ile incelenmiştir. Son aşamada ise, su içerisindeki nanoplastik liflerin miktarı ve boyutları özel analitik yöntemlerle tespit edilerek, arıtma işlemlerinin bu partiküller üzerindeki etkileri analiz edilmiştir.

Sonuç olarak, bu tez çalışması, çamaşır yıkama atık sularının neden olduğu mikro ve nanoplastik lifler ile yüzey aktif madde kirliliklerin yönetimi ve giderimi konusunda bütüncül bir analiz sunarak, su kalitesinin korunması ve çevresel sürdürülebilirliğin desteklenmesine katkıda bulunmayı amaçlamaktadır. Araştırmanın bulguları, mevcut boşlukları doldurarak gelecekteki çalışmalara rehberlik edecek ve su kaynaklarının daha etkin yönetimi için stratejik yaklaşımların geliştirilmesine olanak sağlayacaktır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

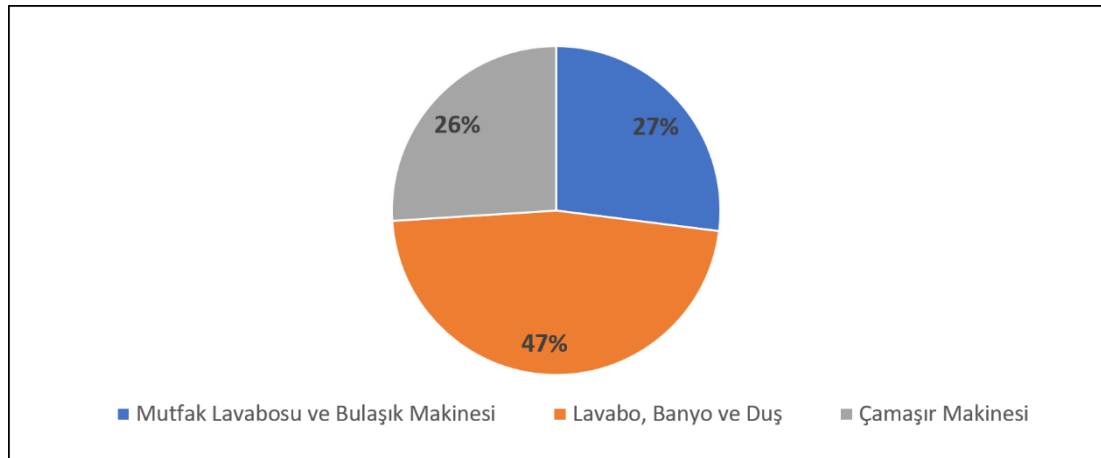
2.1. Gri Su ve Çamaşır Yıkama Suyu

Yeryüzündeki suyun %97'si denizler ve okyanuslardan, %2.97'si ise kutup buzullarından oluştuğu için yüzey sularına sadece %0.03'ü kalmaktadır (Lade ve Gbagba, 2018; Manouchehri ve Kargari, 2017). Bu dağılımdan da anlaşılacağı üzere dünyada çok sayıda su kaynağı olmasına rağmen kullanılabilir su miktarı çok fazla değildir. Özellikle son yıllarda nüfus artışı, buna bağlı olarak su ihtiyacının artması ve iklim değişiklikleri nedeniyle tatlı su kaynakları üzerindeki baskılar artmıştır. İklim değişikliği nedeniyle suyun varlığında ve kullanımında dengesizlikler meydana gelmekte ve bu dengesizliklerin çevresel sistemler (Aznar-Sánchez vd., 2018) ve sosyo-ekonomik faaliyetler için tehdit oluşturması beklenmektedir (Radingoana vd., 2020). Hızlı kentleşmeyle birlikte su talebinde de bir artış olmuştur. Sydney, Mexico City, Jakarta, Pekin, Tokyo gibi şehir su taleplerinin sistem kapasitesine ulaştığı birçok kentsel alan bulunmaktadır (Mainali vd., 2013). Suya sadece su kaynaklarının az olduğu yerlerde değil, Japonya ve Avrupa gibi kaynakların bol olduğu yerlerde de ihtiyaç duyulmaktadır (Friedler ve Hadari, 2006). 2025 yılına kadar dünya nüfusunun %50'sinin su stresi yaşayacağı (Falizi vd., 2018) ve 1.8 milyar insanın su kıtlığı olan bölgelerde yaşayacağı tahmin edilmektedir (Tony vd., 2018). Bu suların varlığını ve sürdürülebilirliğini korumak canlılar için hayati önem taşımaktadır (Fountoulakis vd., 2016; Kant vd., 2018; McClaran vd., 2020; Shagega vd., 2020; Shamabadi vd., 2015; Yoonus ve Al-Ghamdi, 2020).

Kentlerle ilgili yapılan ekolojik araştırmalar, kentlerin çevresel ayak izlerini bazen 10-150 kat aştığı, bunun da doğa ve kurulu çevre üzerinde özellikle su temini, atık su arıtımı ve su kirliliği konularında büyük bir baskı oluşturduğunu ortaya koymuştur (Koop ve van Leeuwen, 2016). Merkezi atıksu arıtma sistemleri çok yaygın teknolojilerdir (Bichai vd., 2018), ancak geline nokta merkezli olmayan sistemler su kaynaklarının azalmasıyla birlikte daha fazla ön plana çıkmakta ve kentsel su yönetimi için bir çözüm oluşturabilmektedir (Opher ve Friedler, 2016). Suyun yeniden kullanımı ve merkezi olmayan sistem alternatifi, hem gelişmekte olan hem de gelişmiş ülkelerde artan su talebini karşılamak ve sürdürülebilirliği sağlamak için gerekli olacak uygulamalardır (Hoinkis vd., 2012). Merkezi olmayan arıtma sistemi söz

konusu olduğunda, akım ayrımı kavramı ön plana çıkmakta ve atıksu fraksiyonları arasında en yüksek hacmi de gri su oluşturmaktadır.

Gri su, evlerde tuvaletler hariç banyo, duş, mutfak ve el yıkama lavabosu, çamaşır ve bulaşık yıkama sularından oluşan atık suyu ifade etmektedir (Albalawneh ve Chang, 2015; Fountoulakis vd., 2016; Li vd., 2009; Mostafazadeh vd., 2019; Sumisha vd., 2015; Wu, 2019). Gri suyun evsel su tüketiminin %50-80'ini (Kant vd., 2018; Li vd., 2009) ve kentsel su tüketiminin %40-80'ini (Tony vd., 2018; Wu, 2019) oluşturduğu düşünülmektedir. Üretilen gri su miktarı, kullanılan toplam su, yaşam standartları, nüfus yapısı gibi birçok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Gri su, kişi başına günde 90 ile 120 L arasında oluşturulurken, su kıtlığı olan düşük gelirli ülkelerde bu miktar 20 ile 30 L'ye düşmektedir. **Şekil 2.1**'de gösterildiği üzere yapılan çalışmalarda gri suyun %27'sinin mutfak lavabosu ve bulaşık makinesinden, %47'sinin lavabo, banyo ve duştan, %26'sının ise çamaşır yıkamaktan kaynaklandığı belirtilmektedir (Albalawneh ve Chang, 2015). Gri su yönetimi su kaynaklarının varlığı ve sürdürülebilirliği için önemlidir.



Şekil 2.1: Gri su dağılımı.

Gri su evlerde toplam kullanılan suyun %50-70'ini oluşturmasına rağmen, organik madde içeriği %30, besin maddesi içeriği ise %9-20 seviyelerinde kalmaktadır. Düşük patojen, besin maddesi (Li vd., 2009) ve organik madde içeriği nedeniyle yeniden kullanım için değerlendirilebilecek önemli bir kaynaktır, ancak yeniden kullanıma uygun hale getirilmesi için işlenmesi gerekmektedir (Fountoulakis vd., 2016). Çamaşır yıkama atıksuları gri suyun değerlendirilebilir önemli bir bileşenidir (Sumisha vd.,

2015). Çamaşır yıkama suları alışkınlıklara ve kùltùrlere bağlı olarak evlerde oluşan gri suyun %13 ile % 26 'lık kısmını oluştırmaktadır. Avustralya'da evlerde tùketilen suyun %20'si (Chen vd., 2012), Tùrkiye'de %13'ù (Beler Baykal ve Allar, 2007), Amerikada %20'si (Misra ve Sivongxay, 2009) ile en bùyùk su tùketimlerinden birisi çamaşır yıkamak için kullanılmaktadır. Gùnùmùzde amaşırhaneler her evde ve birçok endùstride bulunmakta ve bunlardan yùksek miktarda atık su üretilmektedir (Durán vd., 2018).

Giysi, amaşır vb. yıkama suları çamaşır yıkama atıksuları olarak adlandırılmaktadır. Kent yaşamındaki kaynakları incelendiğinde evlerle birlikte birçok kaynağa sahip olduğu gùrùlmektedir. Evsel amaşır makinelerinden veya elde yıkamadan, endùstriyel yıkama merkezlerinden, otel ve hastaneler gibi çeşitli amaşırhanelerden kaynaklanmaktadır. Gùrùldùėu gibi çamaşır atıksularının kaynakları farklıdır ve doğal olarak farklı özelliklere sahip olması beklenebilir. amaşırhane atıksuları, çamaşırlardan, deterjanlardan ve yumuşatıcılardan kaynaklanan askıda katı maddeler, azot fosfor gibi besin maddeleri, organik maddeler, patojenler, tuzlar, yağ-gres vb. gibi birçok kirleticiyi değişen miktarlarda içerir (Braga ve Varesche, 2014; Donner vd., 2010; Ghalami Choobar vd., 2019; Janpoor vd., 2011). Tùm bu parametrelere ek olarak, mikroplastikler son yıllarda amaşırhanelerde önemli bir sorun haline gelmiştir, bu maddeler alıcı ortamdaki canluların sağlığı için tehlike oluştırmaktadır (Durán vd., 2018). Biyoçeřitliliėin değişmesi, ötrofikasyon, toprak kompozisyonu ve geçirgenliğinin bozulması ve ekosistemde birçok toksik etkiler yaratması gibi nedenlerle amaşırhane atık sularının arıtılarak deşarj edilmesi gerekmektedir (Braga ve Varesche, 2014; Huang vd., 2019; Schouten, 2009).

Evsel atık suyun bùyùk çoğunluğu çamaşır yıkama atık suyudur ve makine başına 50 ila 200 L atık su üretilmektedir (Patil vd., 2020). Almanya'da kişi başına haftada 4 kg çamaşır yıkanmakta ve çamaşır yıkamada kullanılan su, evlerdeki toplam içme suyu tùketiminin %12'sini oluştırmaktadır ki bu da 380 milyon m³ 'e karşılık gelmektedir. Çamaşırların yıkanması sırasında su tùketiminin yanı sıra enerji ve deterjan tùketimi de oldukça yùksektir. Almanya'da özel evlerde çamaşır yıkamak için 5,5 milyar kWh elektrik ve 600.000 ton deterjan kullanılmaktadır (Ellmer vd., 2017). Kore'de amaşırhane atık suları toplam atık su deşarjının %25'ini oluştırmakta ve evsel atık suyun ana bileşeni olarak kabul edilmektedir (Yun, 2014). Japonya'da yıkama başına kullanılan yıllık toplam su miktarı 62,4 m³ iken, Avrupa ùlkelerinde bu değer yaklaşık

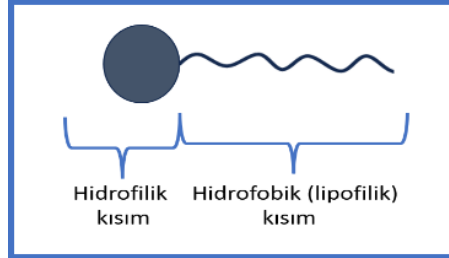
10 m³'tür. Bu su tüketimleri, her bir ev için toplam su tüketiminin %5.1'i ile %18.4'ü arasında değişmektedir. Bir binada on daire olduğu düşünüldüğünde, günlük çamaşır yıkamada kullanılan su miktarının 300-1700 L arasında değişmesi beklenmektedir (Manouchehri ve Kargari, 2017). Güney Afrika'da bir kişi çamaşır yıkamak için günde ortalama 52 L su tüketmekte, evsel suyun %4 ila %22'si bu amaçla kullanılmaktadır (Swartz vd., 2017). Günde ortalama 400 m³ atık su üreten ticari çamaşırhanelerde 1 kg çamaşır yıkamak için yaklaşık 15 L su kullanılmaktadır (Lade ve Gbagba, 2018). Brezilya Sağlık Bakanlığı verilerine göre, bir kilogram kuru çamaşır yıkamak için 35-40 L su tüketilmekte ve hastane çamaşırları hastanede tüketilen toplam suyun %50'sini oluşturmaktadır (Zotesso vd., 2017).

2.2. Yüzey Aktif Maddeler

Deterjan, çamaşır yıkamanın ana bileşenidir ve dünyadaki pazar değeri 2012'den 2019'a kadar iki katına çıkmıştır ve 2026'da ise 2012'deki değerin üç katı olacağı öngörülmektedir (Statista, 2021). Deterjan, çamaşırdaki yağ ve diğer kirleri temizlemek amacıyla kullanılır. Kirliliği gideren en önemli yapı diğer bileşenlere göre yüzey aktif maddedir. Deterjan içeriğinde ayrıca enzimler, ağartıcı ve diğer yardımcı maddeler bulunmaktadır (Bianchetti vd., 2015; Çelik, 2018; Janpoor vd., 2011; Turkey vd., 2017). Temizlik için kullanılan ilk yüzey aktif madde sabundur. 19.yy'ye kadar temizlikte kullanılan sabun (Gökmen, 2020), 1.Dünya Savaşı sırasında yaşanan kaynak sıkıntılarından dolayı yerini sentetik deterjanlara bırakmaya başlamıştır. Deterjanların sabun gibi çökelme, düşük çözünürlük vb. dezavantajlara sahip olmaması sebebiyle kullanımları giderek artmıştır (Ecer Uzun, 2019). Tipik olarak çamaşır deterjanları, 2009 verilerine göre dünyadaki yüzey aktif madde üretiminin %60'ını oluşturmaktadır (Shami vd., 2020; Tripathi vd., 2013). Yüzey aktif maddeler, içinde çözündükleri sıvının yüzey gerilimini düşürme yeteneğine sahip, yüzey ajanları olarak hareket eden, temizleme özelliklerine sahip maddelerdir. Yüzey aktif maddelere özgü temizleme etkisi, polar olmayan veya zayıf polar bir grup ile güçlü polar, iyonize olabilen veya iyonize olamayan bir gruptan oluşan moleküllerinin özel yapısının bir sonucudur (Ciurcanu, 2023).

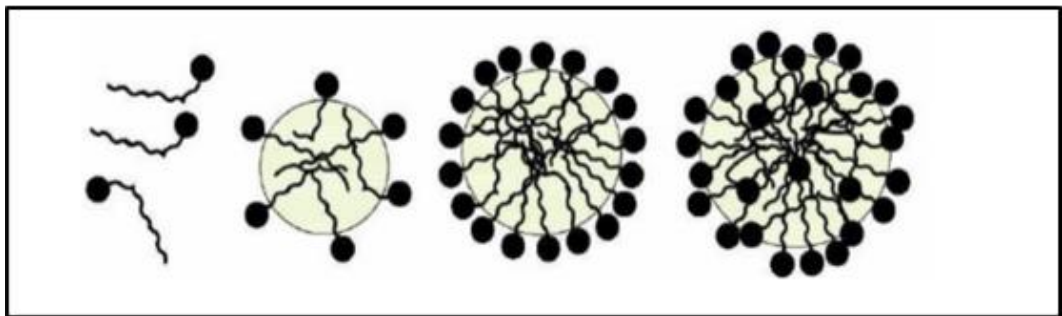
Yüzey aktif maddeler, bir sıvının yüzey gerilimini düşüren ve sıvı ile başka bir madde arasındaki teması artıran bileşiklerdir. Terim İngilizce olarak "surface active agent" ifadesinden türetilmiş olup kısaca "surfactant" olarak adlandırılmakta ve Türkçe'de de

surfaktan olarak kullanılabilir (Gökmen, 2020). Yüzey aktif maddelerin yapısında iki bileşen vardır, bunlar hidrofilik yani suyu seven bir baş kısmı ve hidrofobik ya da lipofilik diye adlandırılan ve suyu sevmeyen kuyruk kısmıdır (Şekil 2.2).



Şekil 2.2: Yüzey aktif madde yapısı.

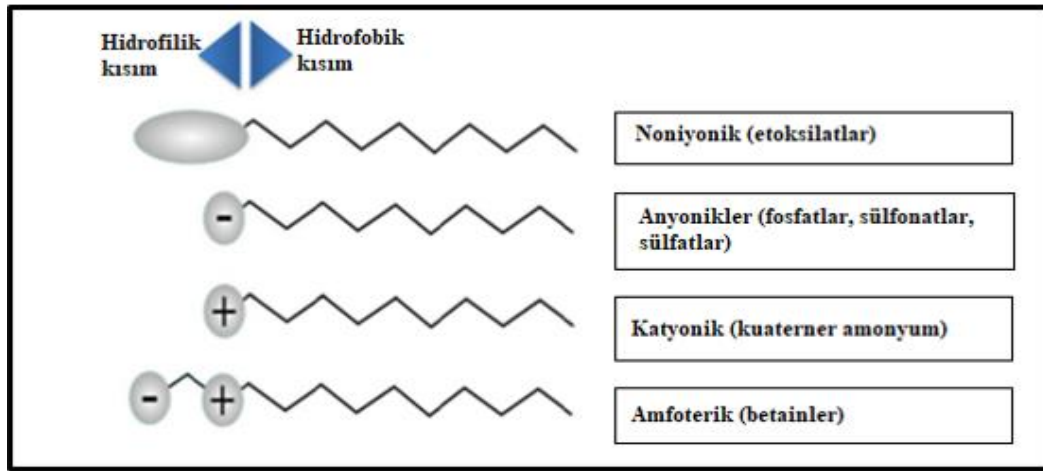
Hidrofobik kısmı genellikle uzun zincirli hidrokarbon (8-18 C) yapıdan oluşurken, hidrofilik kısmı polar gruplardan oluşmaktadır (Huang, 2013). Yapısında hidrofilik ve hidrofobik kısımları bulundurması sebebiyle yüzey aktif maddeler amfifilik madde olarak da isimlendirilmektedir (Çağlar, 2021). Yüzey aktif maddelerin suda etkili olabilmesi için başlangıçta hidrofob kısım suyun dışında olacak şekilde yerleşirler. Hidrofilik kısımlar yüzey aktif maddenin dış yüzeyinde kalırlar ve konsantrasyonları arttıkça kümeler oluştururlar, bu kümelere misel adı verilir. Misellerin oluşumundan sonra yani kritik misel konsantrasyonuna ulaştıktan sonra yüzey aktif maddeler etkisini göstermeye başlar (Şekil 2.3).



Şekil 2.3: Misel oluşumu (Gürses, 2016).

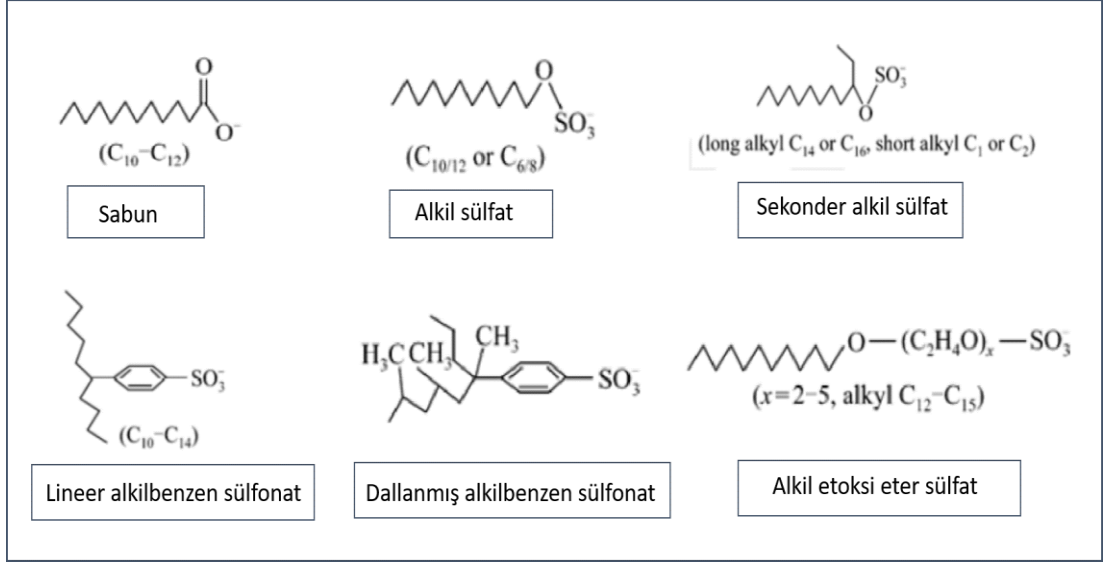
2.2.1. Yüzey Aktif Maddelerin Sınıflandırılması

Yüzey aktif maddeler hidrofilik kısmın yapısına göre dört gruba (anyonik, katyonik, iyonik olmayan ve amfoterik) ayrılır (Schouten, 2009), **Şekil 2.4**'de yüzey aktif madde sınıflandırması yer almaktadır. Hidrofilik kısmı negatif yüke sahip olanlar anyonik, pozitif yüke sahip olanlar katyonik hem negatif hem pozitif yüke sahip olanlar amfoterik (zwitteriyonik), iyonik yüke sahip olmayanlar iyi noniyonik (iyonik olmayan) yüzey aktif maddeler olarak adlandırılmaktadır.



Şekil 2.4: Yüzey aktif madde sınıflandırması (Olca, 2014).

Anyonik yüzey aktif maddeler, hidrofilik kısmın negatif yüklü olduğu ve hidrofobik kısmın uzun zincirli organik bir yapıya sahip olduğu yapılardır (Corona vd., 2021). Çamaşır deterjanlarının en önemli bileşenlerinden birisi olan anyonik yüzey aktif maddeler, yağı ve kiri kolayca temizlemektedir, bununla birlikte genel temizlik için de temizleme performansı sebebiyle tercih edilmektedir. Anyonik yüzey aktif maddeler, çözelti içinde bir negatif ve bir pozitif iyon verecek şekilde iyonlaşıp anyonik kısmı yüzey aktif özellik gösterir, katyonik kısım ise genelde bir alkali metal (Na^+ , K^+) veya amonyum iyonu olarak bulunur. Deterjanlarda bulunan anyonik yüzey aktif maddeler **Şekil 2.5**'de verilmektedir. Bu maddelerin en sık kullanılanları linear alkilbenzen sülfonatlar (LAS), alkileter sülfatlar (AES), ikincil alkan sülfonatlar (SAS) ve alkol sülfatlardır (AS) (Gökmen, 2020). Ev tipi yıkama deterjanları yaklaşık %5-15 oranında yüzey aktif madde içermektedir (Bianchetti vd., 2015; Ho vd., 2021) ve bunların çoğu daha düşük fiyatlı olmaları nedeniyle anyonik yüzey aktif maddelerdir (ANS) (Mohan, 2014).



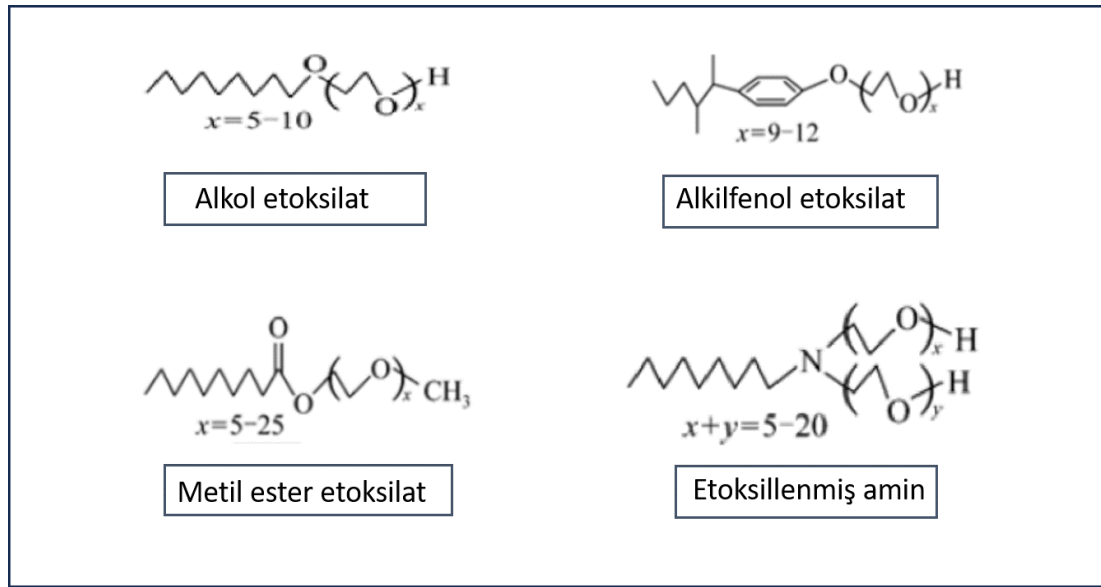
Şekil 2.5: Deterjanda anyonik yüzey aktif madde örnekleri (Çelik, 2018).

Katyonik yüzey aktif maddeler, suda çözündükleri zaman hidrofilik grup pozitif yük taşır. Çamaşır yumuşatıcılarında ve ev-banyo temizlik ürünlerinde kullanılırlar (Batıgöç, 2010). Bu sınıfın çok büyük bir kısmı, genellikle doğal yağ asitlerinden gelen bir veya birkaç alkil tipi uzun zincire sahip yağlı amin tuzları ve kuaterner amonyumlar gibi azot bileşiklerine karşılık gelir. Bu yüzey aktif maddeler, sentezleri sırasında gerçekleştirilmesi gereken yüksek basınçlı hidrojenasyon reaksiyonu nedeniyle genel olarak anyoniklerden daha pahalıdır (Salager, 2002).

Noniyonik (iyonik olmayan) yüzey aktif maddeler anyonik yüzey aktif maddelerden daha az köpüren ve hidrofilik kısımlarında elektriksel yük olmaması sebebiyle su sertliğinden etkilenmeyen grubu oluşturmaktadır. Özellikle yağlı kirlerde iyi performans gösteren noniyonik yüzey aktif maddelerin, sabunun aksine düşük sıcaklarda da etkinlik göstermeleri kullanımları açısından büyük bir avantaj sağlamaktadır. İyi bir deterjan özelliği göstermelerine rağmen pahalı olmaları ve uzun süreli reaksiyonlar sonucunda etkinliklerini göstermeleri sebebiyle kısa yıkama programlarında etkili olmamaları tercih edilmemelerine neden olmaktadır (Çelik, 2018). Genel olarak anyonik yüzey aktif maddeler ile birlikte kullanılmaktadırlar. Anyonik yüzey aktif maddelerle sinerjik olarak hareket edebilir ve karışık misellerde topaklanmayı iyileştirebilir, yük ayrımı sağlayabilir ve anyonik yüzey aktif maddelerin baş grupları arasındaki itme etkilerini azaltabilir ve sert suda bulunan çok değerlikli katyonların varlığında misel stabilitesini koruyabilirler (Zoller ve Sosis, 2008).

Çamaşır deterjanlarında bulunabilen noniyonik yüzey aktif maddeler **Şekil 2.6**'da verilmektedir, grubun en önemli temsilcileri, Alkol etoksilatlarıdır (AE).

Amfoterik yüzey aktif maddeler, baş grupta pozitif ve negatif bir iyonik grubun bulunma potansiyeline sahip olan ve net yükün sistemin pH'ını değiştirerek değiştirebildiği moleküller olarak tanımlanır. Tipik olarak en yüksek hammadde ve üretim maliyetlerine sahip olan amfoterikler, genellikle seyreltik, düşük aktif ürünler olarak üretilir ve daha yüksek marjlarla satılır (Zoller ve Sosis, 2008).

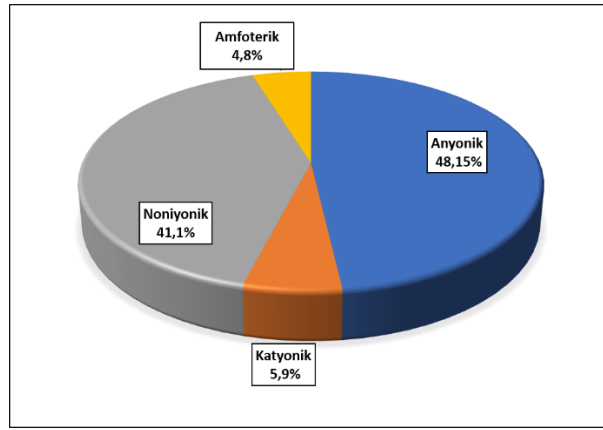


Şekil 2.6: Deterjanda noniyonik yüzey aktif madde örnekleri (Çelik, 2018).

2.2.2. Yüzey Aktif Maddelerin Çamaşır Yıkama Sularında Varlığı

Anyonik yüzey aktif maddeler çamaşır yıkamada en yaygın kullanılanlardır ve suda çözündüklerinde negatif yüke sahiptirler. Özellikle yağlı kirlerin giderilmesinde ve kir süspansiyonunda etkilidirler. İyonik olmayan yüzey aktif maddeler suda çözüldüğünde bir yüke sahip değildir. Doğal ve sentetik etoksillenmiş yağ alkolleri genellikle iyonik olmayan yüzey aktif maddeler olarak kullanılır. İyonik olmayan yüzey aktif maddeler genellikle deterjanlarda anyonik yüzey aktif maddeler ile birlikte karıştırılır. Katyonik yüzey aktif maddeler suda pozitif yük taşırlar. Yumuşatıcılarda kullanılırlar ve antistatik faydalar yaratırlar. Katyonikler ayrıca iyonik olmayanlarla birlikte de kullanılır. Amfoterikler (zwitteriyonikler) belirli bir pH aralığında hem negatif hem de pozitif yük içerirler. İyi deterjan özelliklerine rağmen, bu yüzey aktif

maddeler, öncelikle yüksek maliyetleri nedeniyle çamaşır deterjanlarında nadiren kullanılır (Schouten, 2009). Yüzey aktif madde tüketimlerinin dağılımı **Şekil 2.7**'de gösterilmektedir. Çamaşır yıkamada en yaygın olan anyonik yüzey aktif maddeler, anyonik lineer alkil benzen sülfonat (LAS) grubudur ve evsel-endüstriyel çamaşır deterjanlarında yaygın olarak kullanılmaktadır (Camacho-Muñoz vd., 2014); 1960'lı yılların sonlarına doğru anyonik yüzey aktif maddelerde ağırlıklı olarak kullanılan ABS'lerin (alkil benzen sülfonatlar) zararları ve biyobozunur olmamaları nedeniyle yasaklanmasıyla LAS'lar (lineer alkil benzen sülfonatlar) en yaygın kullanılan anyonik yüzey aktif madde grubu haline gelmiştir (Shayın, 2010). Çamaşır yıkamada en çok kullanılan ikinci grup ise iyonik olmayan yüzey aktif maddelerdir.



Şekil 2.7: Yüzey aktif madde tüketimlerinin dağılımı (2016 yılı verileri) (Zhu vd., 2023).

Yüzey aktif maddeler, kumaşlardaki kirlilikleri çıkarmak için çamaşır yıkamada kullanılan deterjanların ana bileşeni olduğu için çamaşır atıksuyunda mikroplastikler (MP) ile birlikte bulunan diğer önemli kirleticilerden biridir (Janpoor vd., 2011; Turkey vd., 2017). Literatürde evsel çamaşır atıksularının karakterizasyonu için sınırlı sayıda çalışma yapıldığı görülmüştür (**Tablo 2.1**). Yüzey aktif maddeler organik yapıya sahiptir ve bu nedenle yüzey aktif maddeyi ifade etmek için KOİ dolaylı ölçüm yöntemi olarak kullanılmaktadır. Yapılan çalışmalardan sentetik evsel çamaşır atıksularında 63 mg/L (Turkey vd., 2017) ve gerçek çamaşır atıksuyunda 83 mg/L (Shamabadi vd., 2015) değerleri elde edilmiştir. Geniş bir aralık verilirse, evsel nitelikli atık sularındaki yüzey aktif madde konsantrasyonunun 1 ile 18 mg/L ve çamaşır yıkama atıksuyunda konsantrasyonunun ise 12 ile 1024 mg/L arasında değişebildiği

görülmüştür (Braga ve Varesche, 2014). Tüm gri su yüzey aktif madde içeriği ile ilgilenildiğinde, yüzey aktif maddenin en önemli kısmı çamaşır atık suyundan gelmektedir.

Tablo 2.1: Çamaşır yıkama suyundan salınan yüzey aktif madde miktarları.

Kimyasal adı	Yüzey aktif madde (mg/L)	Kaynaklar
Yüzey aktif madde	118	(Prathapar vd., 2005)
Yüzey aktif madde	0.01-25	(Ciabattia vd., 2009)
LAS- evsel atıksu	2- 10	(Mungray ve Kumar, 2009)
LAS- çamaşır atıksuyu	12-1024	(Braga ve Varesche, 2014)
Yüzey aktif madde	83	(Shamabadi vd., 2015)
LAS	63	(Turkay vd., 2017)
LAS	7.51	(Akarsu ve Deniz, 2020)
LAS	3-21	(Patil vd., 2020)

Tabloda yer alan verilere göre yüzey aktif madde ölçümleri MBAS yani metilen mavisi aktif madde yöntemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Yüzey aktif madde yazan çalışmalarda doğrudan sonuçlar yüzey aktif madde olarak verilmiştir. LAS yazan çalışmalarda ise LAS anyonik yüzey aktif maddenin en çok kullanılan grubu lineer alkil benzen sülfonatları ifade etmektedir ve bu grubun ölçümü gerçekleştirilmiştir.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğine göre yüzeysel sularda anyonik yüzey aktif madde konsantrasyonu 1.sınıf (yüksek kalite) için 0.5 mg/L, 2.sınıf (az kirletilmiş)için 1 mg/L, 3.sınıf (kirletilmiş)için 1.5 mg/L ve 4.sınıf için (çok kirletilmiş)> 1,5 mg/L olarak belirlenmiştir. Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) önerdiği limitlere göre de içme suyunda bulunabilecek anyonik deterjan konsantrasyonu 0.2 mg/L'yi geçmemelidir. Avrupa Birliğinde uygulanan su kalitesi kriterlerinde, metilen mavisi ile tayin edilen maddelerin tavsiye edilen değeri 0.3 mg/L olarak kabul edilmiştir (Göksu, 2015).

2.2.3. Yüzey Aktif Maddelerin İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri

Deterjan bileşenleri arasında toksik etkisi en yüksek olan birim yüzey aktif maddelerdir ve ortalama %40'lık bir katkıya sahiptir; bu maddeler ve endokrin bozucu, kanserojen, üreme bozukluğu, cilt tahrişi ve toksisite gibi olumsuz etkilere neden olabilmektedir (Collivignarelli vd., 2019; Sumisha vd., 2015). Yapılan bir çalışmada

Crassostrea virginica ve *Merceneria merceneria* larvalarının büyümesinin 1 ppm LAS konsantrasyonunda durduğu gözlemlenirken, ABS için bu konsantrasyon 0.01 ppm olarak gözlemlenmiştir (Göksu, 2015). Sudaki varlıkları, sucul flora ve fauna için zararlı olan toksik etkilere sahip olabilir. Su yüzeyinin altında bir film tabakası oluşturabilir ve çözünmüş oksijenin azalmasına, tat ve koku sorunlarına neden olabilirler (Siyal vd., 2020; Zahoor, 2014); suyun kalitesinin bozulmasıyla suda yaşayan organizmalar ve bitkiler zarar görebilir (Palacios-Mateo vd., 2021). Yürütülen çalışmalarda anyonik ve noniyonik yüzey aktif maddelerin kronik zehirlilik (EC_{50} -48 sa) konsantrasyonun 0.1 mg/L'den daha yüksek olduğu durumlarda ortaya çıktığı belirtilmiştir ve yedi yüzey aktif maddenin tatlı su organizmaları karşısında zehirliliğinin test edilmesiyle katyonik yüzey aktif maddelerin anyonik ve noniyonik yüzey aktif maddelerden daha zehirleyici olduğu bulunmuştur (Altınay, 2015). Yüzey aktif maddeler toksik etkilerinin yanı sıra diğer toksik bileşiklerle etkileşime girerek çözünürlüklerini ve toksik etkilerini artırır; bu durum sucul organizmaların yaşamını tehdit eder (Siyal vd., 2020; Zahoor, 2014).

Ayrıca, artan konsantrasyonlar ve anyonik yüzey aktif madde olan LAS'ın yüksek adsorpsiyon kapasitesi ile yüzey aktif maddeler toprak ve sedimentler tarafından emilebilir ve sucul ekosistemdeki besin döngüsüne katılabilir, bu da canlıların sistemi üzerinde yıkıcı etkilere yol açar (Okbah vd., 2022).

Yüzey aktif maddeler insanlarda deriye temas ettiğinde derinin yağını alarak kurumasına, çatlamasına ve dermatitlerin oluşmasına neden olmaktadır. İyi durulanmamış çamaşırlarda ciltte alerjik reaksiyonlar ve dermatitler oluşabilmektedir (Yüksel, 2009).

2.3. Mikroplastikler

Plastik kirliliği, günümüzde ulaştığı miktar, insan sağlığı (Wright ve Kelly, 2017) ve çevre için taşıdığı potansiyel riskleri nedeniyle okyanuslarda, nehirlerde ve akarsulardaki en önemli kirleticilerden biri olarak kabul edilmektedir (Mason vd., 2016; Rocha-Santos ve Duarte, 2015; Wright ve Kelly, 2017). Polimerik plastik üretimi 1960'lardan bu yana tüm dünyada büyük ölçüde artmış ve tüketici pazarında baskın hale gelmiştir. Üretimi küresel olarak 1950 yılında 1.7 milyon tondan 2012 ve 2013 yıllarında sırasıyla 280 ve 299 milyon metrik tona yükselmiştir. Gezegende 2050 yılına kadar 33 milyar ton daha plastik olacağı tahmin edilmektedir (Al-Thawadi,

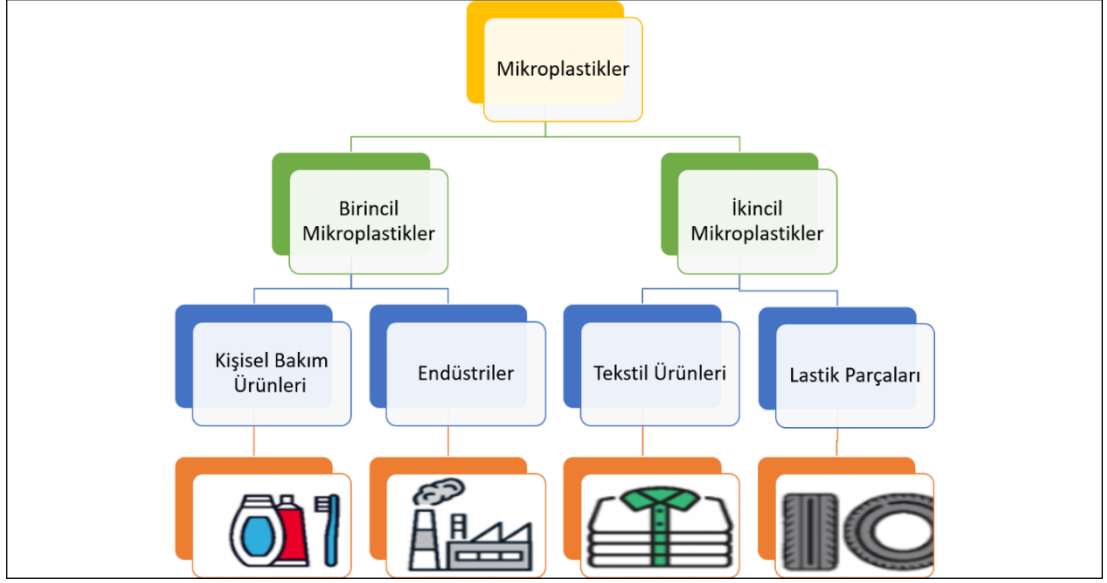
2020). Plastikler düşük maliyet ve geniş kullanım alanı nedeniyle yaygın olarak kullanılmaktadır ve günümüzde mikroplastik kirliliği dikkat edilmesi gereken önemli bir konu haline gelmiştir (Tobin ve Urban-Rich, 2021). Mikroplastik ömürlerinin 20 -150 yıl gibi çok uzun süreler olduğu belirlenmiştir (Picó ve Barceló, 2019).

Mikroplastiklerin en genel tanımı, boyutları <5 mm olan polimer yapıları plastik parçacıklardır (Bratovic, 2019; Briain vd., 2020; Mason vd., 2016; Özkan ve Gündoğdu, 2020). Mikroplastikler boyutu 5 mm'den küçük parçacıklar olarak ifade edilirken (Bretas Alvim vd., 2020; Yang vd., 2019) nanoplastik (NP)'ler bazı araştırmacılar tarafından boyutu 1000 nm'den küçük olan plastikler (Cole ve Galloway, 2015), bazı araştırmacılar için ise boyutu 100 nm'den küçük olan plastikler olarak sınıflandırmaktadır (Xu vd., 2019). Güncel çalışmalara göre MP ve NP boyutları **Şekil 2.8**'de gösterilmektedir.



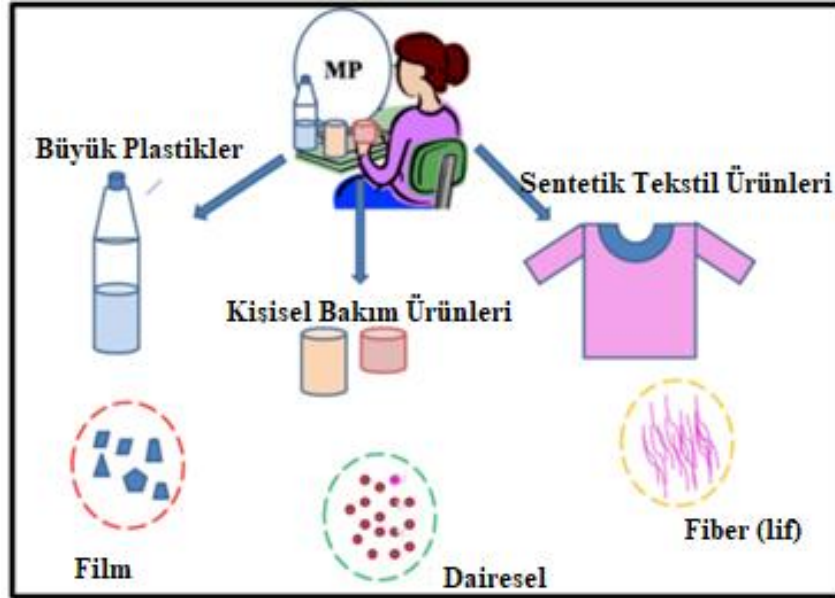
Şekil 2.8: Plastik atıkların sınıflandırılması (Galloway vd., 2017).

Mikroplastikler kaynaklarına göre ikiye ayrılmaktadır ve **Şekil 2.9**'da bu kaynaklar gösterilmektedir. Birincil mikroplastikler doğrudan çevreye salınmaktadır genellikle kişisel bakım ürünleri, temizlik ürünleri bu gruba girmektedir (Siegfried vd., 2017), ikincil mikroplastikler ise birincillerin parçalanması, fotooksidatif yollarla bozunması ile oluşan mikroplastiklerdir ve çamaşır yıkamadan salınan mikrofiberler bu grupta yer almaktadır (Mason vd., 2016; Özkan ve Gündoğdu, 2020; Yang vd., 2019).



Şekil 2.9: Birincil ve ikincil mikroplastikler.

Mikroplastiklerin kimyasal kompozisyonu incelendiğinde ise, polietilen (PE), düşük yoğunluklu PE (LDPE), PE tereftalat (PET), poliamid (PA), polipropilen (PP), polyester (PES) gibi polimer yapılar ile karşılaşılır; bunlardan PA, PP, PES’in daha çok tekstil kumaş üretiminde kullanıldığı görülmektedir.



Şekil 2.10: Mikroplastik şekilleri (Issac, 2021).

Mikroplastik şekilleri **Şekil 2.10**’da gösterildiği gibi dairesel, fiber (lif), film türlerinde bulunmaktadır. Literatürde ise fiber şeklindeki mikroplastiklerin sucul çevre ve

organizmalarda daha baskın bulunduğu ifade edilmektedir (Belzagui vd., 2019; Hernandez vd., 2017; Yang vd., 2019). Sucul ortamlarda fiber yapıların daha fazla bulunması sebebiyle evsel çamaşır sularının mikroplastik kirliliğinin ana kaynağı olduğunu belirtmişlerdir (Durán vd., 2018).

2.3.1. Mikroplastik Lifler

Kumaş üretim hammaddelerini incelediğimizde ise son yıllarda artan nüfusun tekstil kumaş ihtiyacının karşılanmasında plastik ve türevlerinin doğal malzemelerin yerini aldığı ve en önemli kullanım alanlarından biri olduğu görülmektedir. 2016 yılında tekstilde kullanım amacıyla 65 milyon ton plastik üretilmiştir (Henry vd., 2019). Her yıl giyim endüstrisi tarafından polyester ağırlıklı üretim ile (yaklaşık % 80) 42 milyon tondan fazla sentetik elyaf üretilmekte ve nihayetinde bu giysiler/kumaşlardır yıkanmaktadır (Kelly, 2019). **Şekil 2.11**'de küresel fiber üretimi metrik ton cinsinden yer almaktadır. Sentetik mikroplastik lifler turuncu renkte gösterilmektedir ve 2019 yılında yaklaşık 70 milyon metrik ton (MT) olup küresel elyaf üretiminin %63'ünü oluşturmaktadır. Gelecek projeksiyonları sentetik fiber üretiminin artacağını öngörmektedir (Abrahams, 2021).



Şekil 2.11: Küresel lif üretimi ve ileriye dönük tahminler (Abrahams, 2021).

Günümüzde her evde giysi/kumaş yıkamak için çamaşır makineleri kullanılmaktadır. Mikroplastik salınımında ikincil mikroplastikler daha baskın hale gelmektedir ve önemli bir kaynak olarak sentetik tekstillerden salınan mikrofiberler öne çıkmaktadır

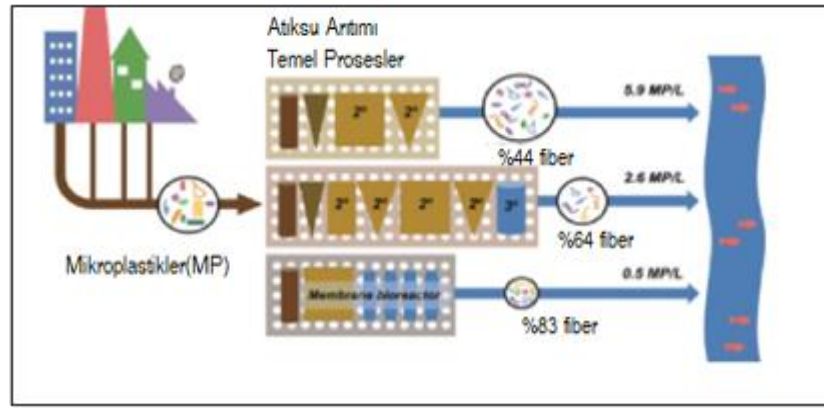
(Cai, 2021). Sentetik materyallerin yıkanması ile çamaşır yıkama sularında oluşan mikroplastik için mikrofiber ifadesi daha yaygın olarak kullanılmaktadır (Dalla Fontana vd., 2021; Tripathy vd., 2022). Bu durumda mikrofiber tanımı da boyutu 5 mm den küçük olup, sentetik petrokimyasal polimerlerden oluşan fibril parçacıklar olarak yapılabilir (Xu vd., 2021). Tez çalışmasında sentetik oluşunu da ifade edebilmek amacıyla mikroplastik lif (MPL) tanımı kullanılacaktır.

Çamaşır makinelerinden çıkan yıkama sularındaki MPL sayısının kumaş ve yıkama türüne göre her bir yıkama sonrasında yüzler, hatta binler seviyesinde olduğu belirlenmiştir (Browne vd., 2011; Hernandez vd., 2017; McIlwraith vd., 2019). Bu yolla sentetik giysi/kumaşlardan yıkama sırasında mikroplastik liflerin koparak gelmesiyle mikroplastikler evsel atıksulara karışmaktadır. Küresel olarak 0.8-2.5 milyon ton ortama salınan mikroplastığın üçte ikisinin yıkama ve taşıt tekerlerinin aşınması sonucu ortaya çıkan sentetik mikroplastik lifler olduğu tespit edilmiştir (Ng vd., 2018). Uluslararası Doğa Koruma Birliğinin 2017 raporuna göre sentetik kıyafetlerin yıkanması sonucu okyanuslara salınan mikroplastik miktarının toplam miktarın %35 'i olduğu ifade edilmiştir (Suraci, 2021; Volgare vd., 2021a). Sentetik lifler arasında da tekstil üretiminde polyester özellikle polietilen tereftalat (PET), poliamid ve akrilik lifler tekstil endüstrisinin üçte ikisini oluşurmaktadır, bu üç materyalin mikroplastik varlığına önemli bir katkısı vardır (Kwon vd., 2020; Yan vd., 2020).

2.3.2. Çamaşır Yıkamada Oluşan ve AAT ıkışı Deşarj Edilen Mikroplastikler

Mikroplastikler, doğal sulara şehir atıksuları ve yağmur suları gibi iki önemli kaynaktan ulaşabilmektedirler. Birçok sahil şeridi boyunca yapılan incelemelerde mikroplastiklerin nehir ağızları yakınında çok daha fazla bulunduğu ve birikimin gerçekleştiği belirlenmiştir (Browne vd., 2011; Rocha-Santos ve Duarte, 2015). Her yıl nehirlerden 1.15 ila 2.41 milyon ton arasında plastik atığının okyanuslara taşındığı tahmin edilmektedir (Lebreton vd., 2017). Günümüz şehir nüfuslarının hızla artma eğiliminde olması nedeniyle önümüzdeki yıllarda şehir kaynaklı çevreye deşarj edilen MP kirliliğinin de daha da artması beklenmektedir. Evsel atıksular gelişmiş ülkelerde arıtılarak ya da düşük gelirli gelişmekte olan ülkelerde arıtılmadan genellikle önce nehirlerle ve sonra da denizlere ulaşmaktadır.

Evsel atık sular, mikroplastikleri gidermek için tasarlanmamış olan atık su arıtma tesislerine (AAT) gitmektedir, **Şekil 2.12**'de arıtma tesisle çıkışındaki mikroplastik lifler gösterilmektedir. AAT'lere uygulanan arıtma proseslerine göre ham atıksudaki mikroplastiklerin yaklaşık %72-98'ini giderebilmektedir ve tesislerde tespit edilen en yaygın mikroplastik türü ise mikrofiberler olmaktadır (Ali vd., 2021; Galvao vd., 2020; Mason vd., 2016). Bununla birlikte AAT'lerden ne kadar nanoplastik salındığına dair bir bilgi bulunmamaktadır (Ali vd., 2021).



Şekil 2.12: Şehir AAT'lerinden sulara MPL girişi (Picó ve Barceló, 2019).

Evsel atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularında mikroplastik olduğu ve bu yolla alıcı ortama girdiği belirlenmiştir (Picó ve Barceló, 2019). Hollanda'da yapılan çalışmada, kanallarda 48 ile 187 MP adet/L aralığında kirletici olduğu tespit edilmiş ve atıksu arıtma tesisi çıkışlarının bu değerlere yakın olduğu görülmüştür (Leslie vd., 2017). Avustralya'da yürütülen çalışmada ise üç atıksu arıtma tesisinden sırasıyla üçüncül, ikincil ve birincil arıtma sonrası 0,28, 0,48 ve 1.54 MP/L mikroplastığın deşarj edildiği tespit edilmiştir (Ziajahromi vd., 2017). Çin'de yürütülen başka bir çalışmada, üç atıksu arıtma tesisinin deşarj yaptığı içme suyu kaynağı olarak kullanılan nehir yüzey sularında 3.4–25.8 MP/L, yüzey altı numunelerde ise 0.01×10^6 – 6.8×10^6 MP/km², sediment örneklerinde 11.0–234.6 MP/kg (kuru madde) bulunmuştur (Su vd., 2016). Çinde yürütülen bir diğer çalışmada, arıtma tesisine giren MP'lerin konsantrasyonu 1.57 -13.69 MP/L ve arıtma sonrası kalan miktar 0.20-1.73 MP/L olarak belirlenmiştir. Bu durumda arıtma tesisinde %78.3-97.8 arasında bir giderim verimi söz konusudur ve MP'lerin uzaklaştırılma oranına bağlı olarak, yedi AAT'den her gün Xiamen Körfezi'ne $\sim 6,5 \times 10^8$ MP salındığı hesaplanmıştır (Long vd., 2019). Amerika genelinde 17 atıksu arıtma tesisinde yapılan başka bir çalışmada ise mikroplastiklerin sucul

ekosisteme girmesinin başlıca sebebinin atıksu arıtma tesisleri olduğu ve bu tesislerin mikroplastikleri arıtmak için tasarlanmadığı belirtilmektedir (Mason vd., 2016). Her ne kadar bazı atıksu arıtma tesislerinde mikroplastik giderimi için %99 gibi bir verim elde edilse de, alıcı ortama %1 oranında mikroplastik deşarj edilmeye devam edilmektedir (Murphy vd., 2016) ve bu deşarjlar büyük debilerde gerçekleştiği için atıksu arıtma tesislerinin günde tonlarca MP'yi alıcı ortam sularına bıraktığı ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle her gün yüksek miktarda mikroplastik sucul ekosisteme karışmaktadır. Okyanuslardaki mikroplastik kirliliğinin yaklaşık % 35'inin çamaşır yıkamadan kaynaklı sentetik fiberler olduğu belirtilmektedir (Prata, 2018). Türkiye'de yürütülen çalışmada ikincil arıtma yapan iki atıksu arıtma tesisinde %73-79 arasında değişen giderim verimleri gözlenmiştir ve en sık karşılaşılan MP tipinin polyester olduğu ortaya konmuştur (Gundogdu vd., 2018).

2.3.3. Mikroplastiklerin Çamaşır Yıkama Sularındaki Varlığı

Avustralya'da tipik bir evde yapılan çamaşır yıkama faaliyetlerinde, kullanılan toplam iç mekân suyunun yaklaşık beşte biri olan 94-139 L/gün gri su oluşmaktadır (Misra ve Sivongxay, 2009). Atıksu arıtma tesislerine mikrofiberlerin giriş yolunun da çamaşır yıkama suları olduğu öngörülmektedir. Atıksu arıtma tesislerinde yüksek bir mikroplastik giderme verimi olmasına rağmen alıcı ortama mikroplastik deşarjı söz konusu olmaktadır (Zambrano vd., 2021). Bu sebeple çamaşır yıkama sularındaki mikrofiberler araştırılması gereken önemli bir konu haline gelmiştir ve Browne vd. (2011)'nin çalışması çamaşır yıkama suyunda mikrofiberlerin salınımı ile ilgili ilk çalışmadır. Bu çalışmada çamaşır makinelerinden tek bir giysiden yıkama başına 1900'den fazla lif salınabildiği bulunmuştur, bu durum sebebiyle kıyafetin yıkanması sırasında açığa çıkan çok sayıdaki lifin, ortamdaki mikroplastik kirliliğine önemli ölçüde katkıda bulunacağı öngörülmektedir.

Tablo 2.2'de çamaşır yıkama suyunda tespit edilmiş MP miktarlarını ve referanslarını içeren tablo yer almaktadır. Tablo incelendiğinde farklı yüklerde farklı salınımların görüldüğü gözlenmektedir. Yıkama koşulları olan sıcaklık, süre, sıkma devri, deterjan, makine türü, kumaş türü vb. farklılıklar bu sonuçların elde edilmesinde etkili olmuştur. Gerçekleştirilen çalışmalarda kullanılan su türünde de farklılıklar mevcuttur, çeşme suyu (Belzagui, 2017; Cesa vd., 2020; Hartline vd., 2016; Kelly, 2019), distile ya da

deiyonize su (Cai vd., 2020; De Falco vd., 2018; Hernandez vd., 2017), filtrelenmiş çeşme suyu (Vassilenko vd., 2021; Yang vd., 2019) çalışmalarda kullanılmıştır.

Tablo 2.2: Çamaşır yıkama sularından salınan MP miktarları.

Materyal	Çamaşır yıkama	°C	rpm	dk	De-terjan	Filtre Çapı (µm)	Salınan MPL		Kaynak
							Sayı	Ağırlık	
Polyester	Makine	40	600	--	Yok	--	>1900 MPL /yıkama		(Browne vd., 2011)
660 g polyester	--	--	--	--	--	--		220-260 mg MF /yıkama	(Dubaiş ve Liebezeit, 2013)
Karışık tekstil	Makine	40	--	--	--	1,2	2.09x10 ⁵ MPL/L		(Karlsso, 2015)
Polyester	Makine Laboratuvar	30 40 60 75	--	45 60	--	0.1, 0.2, 5 30, 40	114.000-2.283.000 MPL	11.000 MF /yıkama	(Mermaids, 2016)
Sentetik tekstil	Önden Yükleme Makine	Sıcak	--	30	Yok	333, 20	250x10 ³ MPL giysi/yıkama		(Bruce, 2016)
500-g polyester	Önden Yükleme Makine	30	600	15	Sıvı	200 x200	11.3 × 10 ³ MPL/500 g kumaş	6 mg MPL/500 g kumaş	(Pirc vd., 2016)
6 kg, polyester, akrilik, pamuk tekstil	Önden Yükleme Makine	30 40	--	75	Sıvı	25	137.951-728.789 MPL/6 kg yıkama		(Napper ve Thompson, 2016)
Sentetik kumaş	Önden, Üstten yükleme Makine	30, 40	--	30, 48	Yok	333, 20	1.02 kg MPL/gün	220 mg/30 giysi	(Hartline vd., 2016)
Polyester	Laboratuvar	25, 40, 60, 80	--	14, 60, 120, 240 480	Sıvı, toz	0,45		0.025 mg MPL/g tekstil	(Hernandez vd., 2017)

Tablo 2.2: Devamı.

Materyal	Çamaşır yıkama	°C	rpm	dk	De-terjan	Filtre Çapı (µm)	Salınan MPL		Kaynak
							Sayı	Ağırlık	
Sentetik tekstil	Üstten Yükleme Makine	25	--	--	Sıvı, toz	43	0.01 g MPL/L		(Smith, 2018)
Polyester-pamuk	Laboratuvar	40	40	30	--	--	51±11 MPL/g 317±35 MPL/g		(Haap vd., 2019)
Polyester	Laboratuvar	30 15	100 200	60 15	Sıvı	20 22	>800000 MPL	94 mg/kg	(Kelly, 2019)
Karışık tekstil	Makine	Ortam	--	41 60	--	0.45		Ort.0.068g MF /m ³	(Praveena vd., 2020)
500 g tekstil	Üstten Yükleme Makine	--	--	--	Yok	5	8809-6.877.000 MPL	9.6-1.240 mg/kg	(Vassilenko vd., 2021)
Selülozik ve sentetik fiberler	Önden Üstten Yükleme Makine	--	--	--	Sıvı, toz	2,7, 0.7	10.692.255 MPL/7kg (üstten yükleme), 7.453.635 MPL/7kg (önden yükleme)		(Sudheshna vd., 2022)
Evsel çamaşır yıkama	Toplama	40	700	30	--	--	200-500 MPL/500 mL		(Mishra vd., 2022)
Akrilik tekstil	Laboratuvar	20 40	--	30 45 60	Toz	50, 7,5, 2.5		47-206 mg/kg	(Mahbub ve Shams, 2022)
Poliamid, akrilik, polyester	Laboratuvar	--	250	30	Yok	1,2		0.1-11.5 mg/yıkama	(Maciel vd., 2022)
Polyester örme kumaşlar	Laboratuvar	30	140	45	Sıvı	11	13.28-33.16 MPL/cm ² (doğrudan sayım)	887.89±633.49 MPL/cm ² (ağırlık tahmini)	Rathinamoorthy ve Raja Balasaraswathi, 2023)

Browne vd. (2011) çalışmasında sadece su ile yıkama yapmıştır. Hartline vd. (2016)'nin çalışması da Browne vd. (2011)'nin çalışmasındaki gibi deterjan kullanmamıştır ancak iki tip çamaşır makinesi kullanmıştır ve sonuçları model oluşturularak verilmiştir. Pirc vd. (2016) çalışmasında deterjan kullanımı gerçekleştirmiştir ve mikroplastik lif salınımını etkilemediğini ifade etmektedir. Napper ve Thompson (2016) sıcaklık, kumaş türü, deterjan türü ve yumuşatıcı değişkenleri ile çalışmalarını yürütmüştür. Çalışmanın sonucunda deterjanın

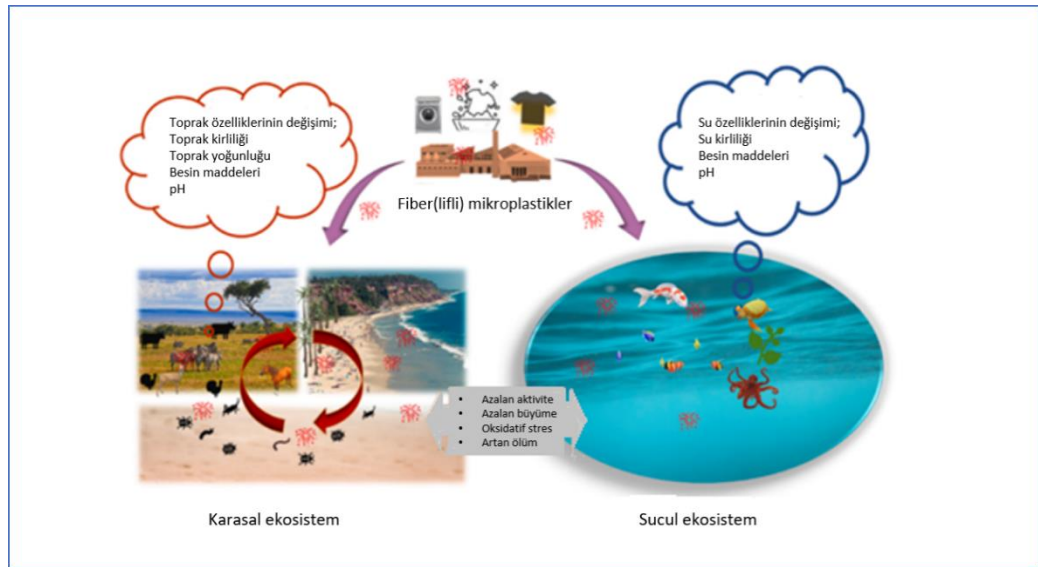
mikroplastik lif salınımını arttırdığı bulunmuştur. Yıkamada deterjan kullanıldığında salınan mikroplastik lif miktarının sadece suyla yıkamadan%75 daha fazla olduğu ve bir kurutucu kullanılması durumunda mikroplastik lif sayısında 3.5 kat arttığı gözlenmiştir (Yang vd., 2019). Benzer özellikte yürütülen başka çalışmalarda deterjan türleri kıyaslaması yapılmıştır, sıvı ve toz deterjan arasında bir fark görmemekle birlikte sadece su ile yıkamaya oranla daha fazla salınım olduğu ifade edilmektedir (Almroth vd., 2018; De Falco vd., 2018; Hernandez vd., 2017; Napper ve Thompson, 2016; Yang vd., 2019). Rathinamoorthy (2021) araştırmasında elde yıkama ve makinede yıkamanın farkını gözlemlemiştir çünkü elde yıkama ile ilgili veriye çok rastlanılmamaktadır. Ayrıca tekrarlı yıkamanın etkisini de incelemiş olup ilk yıkamada daha fazla mikroplastik lifin salındığını tekrarlı yıkamalarda azalarak bir noktadan sonra salınımın sabitlendiğini ifade etmektedir. Yürütülen başka çalışmalarda da tekrarlı yıkama için benzer sonuçlar elde edilmiştir (De Falco vd., 2018; Pirc vd., 2016; Zambrano vd., 2019). De Falco vd. (2018) çalışmasında su sertliğinin mikrofiber salınımına etkisini de araştırarak, herhangi bir etkisinin olmadığını ifade etmektedir. Araştırmaların bir kısmı gerçek çamaşır yüklerinde gerçekleştirilirken (Dalla Fontana vd., 2021; De Falco vd., 2018; Galvao vd., 2020; Kelly, 2019; Zambrano vd., 2019), bir kısmı da küçük kumaş parçaları kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Napper ve Thompson, 2016; Yang vd., 2019). Kelly (2019) gerçek su hacminin farklı olmasından dolayı laboratuvar şartlarının gerçek yıkama koşullarını karşılamayacağını söylemiştir.

Kısaca özetlenecek olursa sıcaklık artışı, deterjan varlığı mikroplastik lif salınımını artırmakta ve çamaşır makinelerinde üstten yüklemeli makinede salınım önden yüklemeli den daha fazla olmaktadır (Periyasamy, 2021; Rathinamoorthy, 2021). Tekrarlı yıkamada ilk yıkamaya göre daha az salınım gerçekleşmektedir ve doğal kumaşlar sentetiklerden daha çok salınım yapmaktadır (Herweyers vd., 2020; Volgare vd., 2021b). Yumuşatıcı için bazı çalışmalarda salınımı azalttığı ifade edilirken (De Falco vd., 2018), bazı çalışmalarda hiç etkisinin olmadığı ifade edilmiştir (Lant vd., 2020).

2.3.4. Mikroplastiklerin İnsan Sağlığına ve Çevreye Olan Etkileri

Karasal ortamda, tekstil yıkamadan kaynaklanan mikroplastikler, topraktaki mikroplastik kirliliğinin önemli bir bölümünü oluşturmaktadır ve tarım arazilerindeki

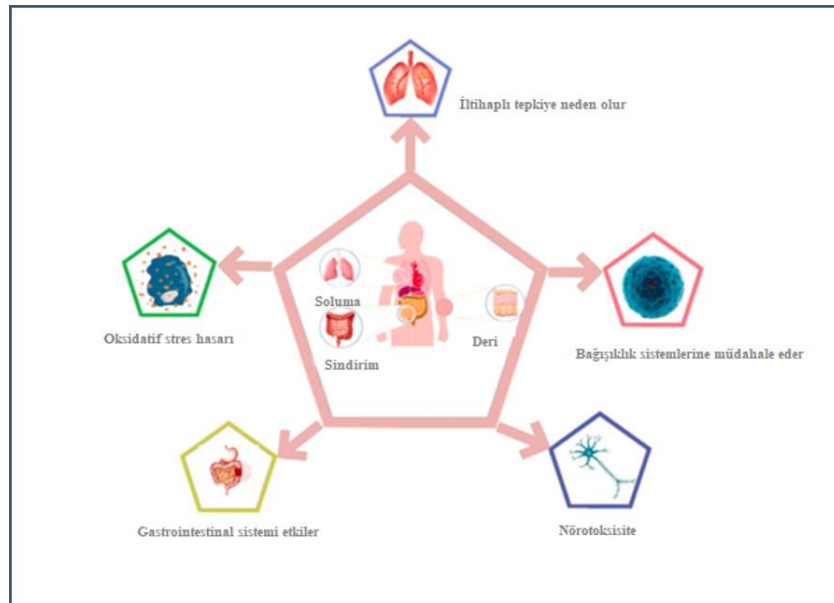
MP'lerin okyanus yüzeyindeki toplam birikmiş MP yükünü aştığı bildirilmektedir (de Oliveira vd., 2023). Mikroplastikler toprak yapısını değiştirebilir ve toprak besin döngüsünü etkileyebilir. Toprak hayvanlarının ve bitkilerinin hayatta kalması, büyümesi ve gelişmesi mikroplastiklerin varlığı nedeniyle tehdit altındadır. MP ve NP'ler, bitkiler tarafından kök sistemi yoluyla kolayca alınabilir ve bitkinin üst kısmına taşınabilir ve plastik partiküller küresel gıda zincirine de aktarılabilir (Azeem vd., 2023). Ayrıca, 0.14-0.71 g kg⁻¹ konsantrasyondaki mikroplastik lifler (MF'ler), karasal salyangozların gıda alımını ve dışkısını etkileyebilir, yapılan çalışmada karasal salyangozların %40'ı 0.71 g/kg MF varlığında bağırsak duvarı villus hasarı gösterdiği, karaciğer ve böbrek fonksiyonlarının ise normal bulunduğunu ifade edilmektedir (Zhao vd., 2022). **Şekil 2.13**'de mikroplastik liflerin toprak ve su ekosistemine olası etkileri gösterilmektedir.



Şekil 2.13: MPL'lerin toprak ve su ekosistemine olası etkileri (Yadav vd., 2023).

Sentetik liflerin çevreye salınmasıyla birlikte, sucul ekosistemde yaygın kirlilik meydana gelmektedir (Almroth vd., 2018). Deniz suyu doğal olarak düşük seviyelerde kirleticiler içerir, ancak mikroplastik bu kirletici maddeleri adsorbe edebilir ve konsantre edebilir (McCormick, 2015; Pirc vd., 2016). Özellikle lifler nano (<100nm) boyutlara eriştiğinde çeşitli besin zinciri seviyelerinde kolayca vücuda alınabilmektedirler. Zooplankton, midye, istakoz, balık ve memelileri içeren birçok canlının mikroplastığı vücuduna aldığı belgelenmiştir. Düşük trofik seviyedeki

organizmalar tarafından alındığında besin ağlarında biyobirikim oluşturlar. Ayrıca mikroplastiklerin hidrofobik yapıları nedeniyle (Cole vd., 2013) sulu ortamda diğer kalıcı organik kirleticilerle birlikte polibromlu difenil eterleri, endokrin bozucu bileşikler, farmasötikler ve kişisel bakım ürünlerini yüzey aktif maddeler gibi adsorplama eğilimindedir ve bu maddelerin konsantre edilmesinde, taşınmasında önemli bir rol oynamaktadırlar (Bakir vd., 2016; Carr vd., 2016; Sillanpaa ve Sainio, 2017; Sun vd., 2022; Yu vd., 2020; L. Zhang vd., 2021). Bunun yanı sıra üretimleri sırasında dayanımı arttırmak ya da yanıcılığı azaltmak gibi amaçlarla nonilfenoller, fitalatlar, alkilfenoller, bisfenol A gibi toksik maddeler ilave edilmekte ve MP aşınması vb. etkiler sonucunda bunlar ortama salınmaktadır. Tüm bu bileşikler organizmalara zararlı olup, bağışıklık fonksiyonları ile endokrin sistemi bozulmalarına neden olabilmektedirler. Mikroplastik ömürlerinin ise en az 20 -150 yıl gibi çok uzun (Picó ve Barceló, 2019) olması bu maddelerin çevre ve canlılar için önemini arttırmaktadır. Çeşitli sucul organizmalarda (*Daphnia magna*, marine copepod vb.) gelişim ve üreme bozuklukları, artan ölüm oranları gözlenmektedir (Kundu vd., 2021). Sucul ekosistemde MP'ler küçük organizmalar ve sonrasında balıklar tarafından tüketilerek besin zincirine dahil olurlar. Deniz canlıları bunları vücuduna aldığı anda solungaçlarda tıkanma, biyolojik birikim, iç organ hasarları, toksisite söz konusu olmaktadır (Bui vd., 2020; Singh vd., 2020; Zhuang vd., 2022).



Şekil 2.14: MPL'lerin insanlar üzerindeki potansiyel etkileri (Li vd., 2023).

Mikroplastikler sucul ortamlarda her yerde bulunurlar, bu nedenle besin ağını etkileyebilir ve insan besin zincirinde yer alabilirler (Kiran vd., 2022; Q. Liu vd., 2021). İnsanlar üzerine potansiyel etkileri **Şekil 2.14**'de yer almaktadır. Musluk, şişe ve kaynak sularında yapılan deneysel çalışmalarda, mikroplastiklerin tüm su kaynaklarında mevcut olduğu bulunmuştur. Dünya çapında 159 kaynaktan alınan musluk suyu test edilmiş ve %81'inin 5 mm'den küçük mikroplastik partiküller içerdiği görülmüştür (Kosuth vd., 2018). Testler 11 farklı marka ve 27 farklı partiden 259 ayrı şişe su üzerinde gerçekleştirilmiş ve sonuçlar suların %93'ünün mikroplastik partiküller içerdiğini göstermiştir (Mason vd., 2018). İnsan vücuduna genel olarak deniz canlıların tüketilmesiyle de MP girişi olduğu düşünülmektedir, son çalışmalar göre insanın vücuduna her hafta 5 g MP aldığı tespit edilmiştir (Ariza-Tarazona vd., 2020). İstatistikler gıdalardaki ortalama mikroplastik kirlilik seviyelerini şu şekilde göstermektedir: deniz ürünleri, 1.48 partikül/g; şeker, 0.44 partikül/g; bal, 0.10 partikül/g; tuz, 0.11 partikül/g; alkol, 32.27 partikül/L; şişelenmiş su, 94.37 partikül/L; musluk suyu, 4.23 partikül/L ve hava, 9.80 partikül/m³ (Contam, 2016; Cox vd., 2019). Bu rakamlardan, ortalama bir insanın yılda yaklaşık 39.000 ila 52.000 mikroplastik partikül tükettiğini ve yaş ile cinsiyetin toplam miktarı etkilediğini tahmin etmek mümkündür. Plastik parçacıkların solunması da rakamlara dahil edilirse, miktarlar yılda 74.000 ila 121.000 parçacığa yükselmektedir (Palacios-Mateo vd., 2021; Yee vd., 2021). Mikroplastik liflerin vücutta her bölgeye rahatça girebilmesiyle insanlarda kanser, alerji, bağışıklık sistemi hastalıkları gibi çeşitli sorunlara yol açabileceği ön görülmektedir. Mikroplastik lifler böbrek, kalp, beyin gibi organlara gitmekle kalmayıp aynı zamanda anne sütüne, plasentaya ve fetüse geçebildiği de yapılan çalışmalarla ortaya konmuştur (Palacios-Mateo vd., 2021; Ragusa vd., 2021).

Mikroplastiklerin çevre üzerine etkisi birçok araştırma grubu tarafından incelenerek konu hakkında detaylı veriler elde edilmesine rağmen nanoplastiklerin (< 0,1 µm) miktarları, çeşitleri ve toksisitesi ile insan sağlığı üzerindeki etkileri konusunda çok az araştırma bulunmaktadır (Yee vd., 2021). Mikroplastiklerin nanoplastik formuna parçalanması toksisitenin önemli ölçüde artabileceğini düşündürmektedir. Nanoplastikler bağırsaklara veya solunum yollarına girebilir ve sistemik dolaşımda ve dokularda toplanabilir. Çalışmalar, dokulardaki nanoplastik parçacıklarının bir eşik konsantrasyonunu aştığında iltihaplanmaya yol açabileceğini göstermiştir ve yapılan araştırmada 64 nm boyutundaki polistiren nanopartiküllerin sıçan akciğer dokusunda

enflamasyona yol açtığı bulunmuştur (Reimonn vd., 2019). Ayrıca, bir çalışma yetişkin Japon pirinç balığı tarafından yutulan nanoplastiklerin solungaçlarda, bağırsaklarda, testislerde, karaciğerde, kanda ve beyinde birikebileceğini ve nanoplastiklerin kan-beyin bariyerini geçebildiğini göstermektedir (Kashiwada, 2006).

2.4. Arıtma Yöntemleri

Çamaşır yıkama sularındaki mikroplastik liflerin, nanoplastik liflerin ve anyonik yüzey aktif maddelerin varlığını saptamak ve arıtılabilirliğini incelemek için çeşitli arıtma yöntemleri kullanılmaktadır.

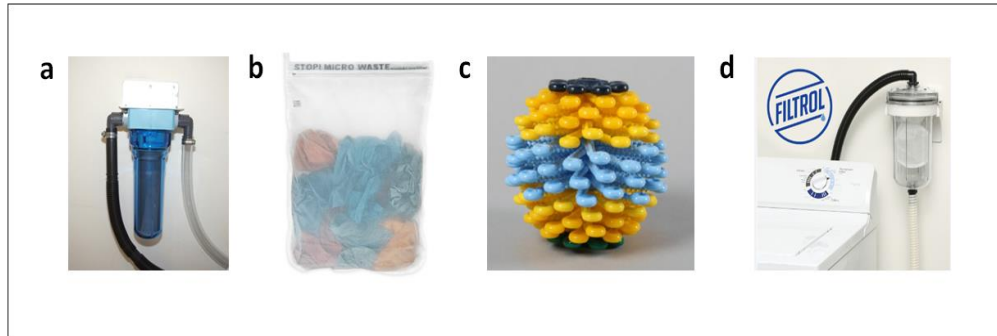
2.4.1. Filtrasyon Prosesi

Filtrasyon, yalnızca sıvının (süzüntü) geçmesine izin veren bir filtre kullanarak partikülleri sıvılardan ayırmak için kullanılan fiziksel veya mekanik bir işlemdir. Tutulan katı maddelerin boyutu filtre ortamının gözenek boyutuna göre belirlenir. Ucuz bir yöntemdir ve partikül boyutunu kategorize etmeyi sağlar. Bununla birlikte, sınırlaması, büyük gözenek boyutlu filtrelerde partiküllerin olası kaybı ve daha küçük gözenekli filtrelerde de gözeneklerin tıkanmasıdır. Çoğu durumda, mikroplastikleri sudan ayırma işlemi bir huni, bir filtre ortamı (film) ve mikroplastikleri filtre malzemesine hapseden bir vakum sistemi ile manuel olarak yapılır (Dineo Nkosi, 2022).

Literatürde çamaşır yıkama sularından kaynaklanan MP boyutları ile ilgili çalışmalar incelendiğinde, 400, 60, 20 ve 5 µm gözenek boyutuna sahip filtreler (De Falco vd., 2019), diğer çalışmalarda 5 µm por çapına sahip PTFE filtre (Yang vd., 2019), 20 µm por çapına sahip poliamid filtre (Belzagui vd., 2019), 0.7 µm HC tipi filtre (Sillanpaa ve Sainio, 2017), 0.45 µm Whatman filtre (Hernandez vd., 2017), 333 µm ve ardından 20 µm Nitex naylon filtre (Hartline vd., 2016), naylon CellMicroSieve 25 µm (Napper ve Thompson, 2016) ve 10 µm por çaplı nüklepor hidrofilik membran filtre (McIlwraith vd., 2019) kullanılarak çamaşır suyundan ne miktarda mikrofiber salındığı incelenmiştir. Doğal bir yüzeysel su kaynağında 2.7 µm boyutu altında kalan MP tespitinde ise en yüksek miktarın 172000-519000 adet MP/m³ olduğu saptanmıştır.

Bu şekilde mikroplastik liflerin boyutları hakkında bilgi üretmenin dışında çamaşır makinesinde kullanılabilecek filtre seçimi için de filtrasyon önem taşımaktadır.

Çamaşır makinesinde farklı filtrelerin kullanımı araştırılmakta (PlanetCare, XFiltra, Mimbox) ve bazı filtreler (Guppyfriend, Cora Ball, Lint LUV-R, Filtrol 160) uygulanmaktadır (Belzagui ve Gutierrez-Bouzan, 2022; Brodin vd., 2018; McIlwraith vd., 2019). Çamaşır makinelerinde kullanılan filtreler **Şekil 2.15**'de gösterilmektedir. Yapılan bir çalışmada evsel çamaşır makinesi çıkışlarına takılan filtrelerin atıksu arıtma tesisindeki mikrofiber salınımını %41 azalttığı tespit edilmiştir (Erdle vd., 2021).



Şekil 2.15: a) Lint LUV-R, b) GuppyFriend, c) Cora Ball, d) Filtrol 160 çamaşır makinesi filtreleri.

2.4.2. Adsorpsiyon Prosesi

Adsorpsiyon, atom, iyon ya da moleküllerin bir katı madde yüzeyinde tutunması olayına verilen isimdir. Adsorplanan maddeye adsorbat, adsorplayan katı maddeye ise adsorban ya da adsorbent denir. Adsorpsiyon sürecinde yer alan kuvvetlerin türüne bağlı olarak, fiziksel adsorpsiyon ve kimyasal adsorpsiyon olarak iki sınıfa ayrılır. Fiziksel adsorpsiyon yüzeyler arasındaki Van Der Waals kuvvetleri veya moleküller arası doğal çekimden gerçekleşirken, kimyasal adsorpsiyon adsorbat ve adsorban arasında geliştirilen kimyasal bağ ile gerçekleşmektedir (Arslanköylü, 2020; Balcı, 2020). Fiziksel adsorpsiyon spesifik değildir ancak kimyasal adsorpsiyon oldukça spesifiktir. Fiziksel adsorpsiyon (Fizisorpsiyon) hızlı ve tersinir iken, kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon) yavaş ve tersinmez olabilir. Fizisorpsiyon için adsorpsiyon tek katmanlı veya çok katmanlı olarak gerçekleşebilir, ancak kemisorpsiyon için tek katmanlıdır. Fizisorpsiyon genellikle düşük adsorpsiyon ısısı içerirken, kemisorpsiyon yüksek adsorpsiyon ısısı içerir (Hacıosmanoğlu, 2019). Adsorbat (tutulan) ve adsorbent (tutan) maddenin fiziksel ve kimyasal özellikleri ile

adsorpsiyonun gerçekleştiği ortamın özellikleri adsorpsiyon prosesinin verimini etkileyen temel faktörlerdir. Bu faktörler karıştırma hızı, pH, adsorbent yüzey alanı, tanecik boyutu, sıcaklık, adsorbanın çözünürlüğü gibi başlıklarla ifade edilebilir (Koçer, 2013).

Aktif karbon adsorpsiyon prosesinde en yaygın kullanılan adsorbandır. Geniş yüzey alanına sahiptir ve düşük konsantrasyonlarda etkinlik gösterebilmektedir. Farklı formları da bulunmasına rağmen en çok bilinenler granüler (GAC) ve toz aktif karbondur (PAC). PAC, maliyet ve esneklik açısından GAC'a göre daha avantajlıdır (Polat, 2022).

2.4.2.1.Adsorpsiyon Kinetikleri

Adsorpsiyon prosesi dört aşamada gerçekleşmektedir. Adsorbatın, adsorbenti içine alan bir film katmanının sınırına doğru difüzyonu gerçekleşir, eğer bu aşamada belirli bir hızla karıştırma işlemi yapılırsa bu aşama dikkate alınmaz. Sonrasında film tabakasına gelmiş olan adsorbat buradaki hareketsiz bölümden ilerleyerek adsorbentin por yapısına nüfuz eder (Sınır tabakası difüzyonu). Diğer aşamada adsorbat adsorbentin gözeneklerindeki boşluklarda hareket ederek tutunacağı yüzeye doğru ilerler (Parçacık içi difüzyon). Son olarak da adsorbat adsorbentin gözenek yüzeyine tutunur ve buna sorpsiyon adı verilir (Arslanköylü, 2020). Bu aşamaların iyi anlaşılabilmesi için adsorpsiyon kinetiği önem taşımaktadır ve kinetiğin doğru anlaşılması için de adsorban ile adsorbentin temas süresi bilinmelidir. Adsorbanın bulunduğu faz hareketsiz ise ilk aşama en yavaş ve adsorpsiyon hızının belirleyen basamak olabilmektedir. Bu nedenle, eğer akışkan hareket ettirilirse, yüzey tabakasının kalınlığı azalacağı için adsorpsiyon hızı artacaktır. Son aşama llmeyecek kadar hızlı olduğundan ve ilk basamakta iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına olumsuz bir etki yapmaz. Bu nedenle, ikinci ve üçüncü aşamalar hız belirleyici olmaktadır. İkinci aşama adsorpsiyon işleminin birkaç dakikasını alır ve geri kalan kısım üçüncü aşamada gerçekleşir, bu sebeple adsorpsiyon hızını etkileyen ana aşama üçüncü aşamadır (Sipahi, 2019).

Adsorpsiyon sistemlerinin reaksiyon derecesini belirlemek için birçok kinetik model kullanılmaktadır. Bu modeller arasında yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece kinetik modelleri yaygın olarak kullanılmaktadır. Yalancı birinci derece reaksiyon

kinetiğinde hız kontrol adımı temas süresine ve deneysel koşullara bağlı olup, k_1 değeri küçük olduğunda ve herhangi bir zamandaki adsorpsiyon kapasitesi ile dengedeki adsorpsiyon kapasitesi arasındaki fark büyük olduğunda, adsorpsiyon sürecinin yavaş olduğunu ifade etmektedir (Wang ve Guo, 2020). Kinetiğin çoğu uygulamasında, tüm temas süresi için değil, en fazla ilk 30 dakika için uygun olduğu görülmektedir. Böylece hem doğrusal hem de doğrusal olmayan denklemler doğrusal eğilimler verir. Yaklaşık 30 dakika sonra, deneysel veriler ile teorik olarak elde edilen veriler yalancı birinci derece reaksiyon kinetiği ile temsil edildiklerinde yeterince iyi örtüşmemektedir. Bir diğer büyük sorun ise q_e değerinin sıfırdan küçük bir sayının logaritmasını alarak doğrusallaştırmadan kaynaklanan matematiksel hataları önlemek için maksimum adsorpsiyondan daha düşük olamayacağına karar verilmesidir. Son olarak, hesaplanan ve deneysel q_e değerleri arasındaki farkın, adsorpsiyonun başlangıcını kontrol eden bir sınır tabakasının varlığından kaynaklanabileceği tartışılmaktadır (Tran vd., 2017).

Yalancı ikinci derece reaksiyon kinetiği ise katı fazın adsorpsiyon kapasitesi temeline dayanmakta olup, yalancı birinci derece reaksiyon kinetiğinden farklı olarak tüm adsorpsiyon sürecince olan davranışı belirtmektedir ve tüm sürece uygunluk göstermektedir (Sipahi, 2019). Bu iki modele göre sonuçların kinetik analizi ve model formülleri **Tablo 2.3**'de verilmiştir.

Tablo 2.3: Adsorpsiyon kinetiğinin formülleri ve açıklamaları.

Kinetik	Yalancı 1.derece	Yalancı 2.derece
Denklem	$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$	$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$
Denklemin doğrusal formu	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{q_e} t + \frac{1}{k_2 q_e^2}$
Açıklamalar	$q_t = t$ anında adsorbana tutunan madde konsantrasyonu(mg/g) $q_e =$ Denge durumunda adsorbana tutunan madde konsantrasyonu(mg/g) $k_1 =$ Yalancı birinci dereceden hız sabiti(dk^{-1}) $k_2 =$ İkinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti($g/mol\ dk$) $t =$ Zaman(dk)	

2.4.2.2.Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermi, adsorpsiyon mekanizmasını anlamak için kullanılır. Bir adsorbanın yüzeyindeki çözünenin denge konsantrasyonu (q_e) ile sıvıdaki çözünenin konsantrasyonu (C_e) arasındaki ilişkinin grafiği adsorpsiyon izotermi olarak tanımlanır. Denge davranışı, sabit sıcaklıkta konsantrasyon veya basıncın bir fonksiyonu olarak adsorbe edilen adsorbat miktarının ifade edilmesi ile karakterize edilir ve denklem (2.1)'e göre tanımlanabilir:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (2.1)$$

Burada C_0 ve C_e (mg/L) sırasıyla adsorbatın başlangıç konsantrasyonu ve denge konsantrasyonudur. V (L) çözelti hacmi, m (g) adsorbent kütlesi ve q_e (mg/g) dengede adsorbentteki adsorbat miktarıdır (Metin, 2019). Adsorpsiyon izotermi genellikle; adsorbentin kapasitesi ve adsorpsiyon enerjisi gibi birtakım önemli bilgilerin elde edilmesini sağlamaktadır (Koşar, 2020). Çeşitli adsorpsiyon izotermelerini temsil etmek için birçok teorik ve ampirik model geliştirilmiştir. Langmuir ve Freundlich modelleri bu amaçla en sık kullanılan izoterm modelleri arasındadır ve formülleri **Tablo 2.4'**de yer almaktadır.

Langmuir izotermi, adsorpsiyonun tek tabakada gerçekleştiğini ifade etmektedir, adsorban yüzeyinin mikroskobik düzeyde mükemmel derecede düzgün olduğu, adsorpsiyon spesifik bölgede gerçekleşip yüzeydeki tüm bölgelerin adsorpsiyon enerjisinin eşit olduğunu ifade eden prensiplere dayanmaktadır (Topçuoğlu, 2016).

Tablo 2.4: Adsorpsiyon izotermilerinin formülleri ve açıklamaları.

İzoterm	Langmuir	Freundlich
Denklemler	$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	$q_e = K_F C_e^{1/n}$
Denklemin doğrusal formu	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{max} K_L} + \frac{1}{q_{max}} C_e$	$\log q_e = \log K_F + \left(\frac{1}{n}\right) \log C_e$
Açıklamalar	C_e = Denge durumunda çözeltideki madde konsantrasyonu (mg/L) q_e = Denge durumunda adsorbana tutunan madde konsantrasyonu (mg/g) q_{max} = Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g) K_L = Langmuir sabiti (L/mg) K_F = Freundlich sabiti (L/g) $1/n$ = Freundlich çarpanı R_L = Boyutsuz denge parametresi (Langmuir); $R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0}$	

Langmuir izoterminin temel özellikleri boyutsuz bir denge parametresi (R_L) ile ifade edilebilmektedir. R_L değerleri izotermin türünü göstermektedir 1'den büyük olması durumunda elverişsiz, 1'e eşit olması durumunda doğrusal, 0 ile 1 arasında olması durumunda elverişli ve 0'a eşit olması durumunda tersinmez olarak ifade edilmektedir (Sülkü, 2012).

Freundlich izotermi genellikle heterojen yüzey için adsorpsiyon özelliklerini tanımlamakta kullanılır ve adsorpsiyonun farklı adsorpsiyon enerjisine sahip bölgelerde gerçekleştiğini varsaymaktadır yani çok tabakalı adsorpsiyon gerçekleşmektedir. Eğer n değeri 1 ile 10 arasında ise adsorban adsorpsiyon için uygun anlamına gelmektedir (Demir vd., 2019).

2.4.3. UV Prosesleri

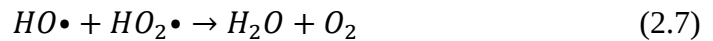
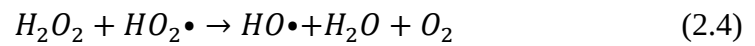
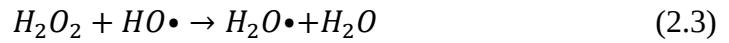
2.4.3.1. UV Oksidasyonu

Fotoliz, çözelti içindeki bir maddenin ışık etkisi altında kimyasal aktif hale gelmesi veya bozunmasıdır. Ultraviyole ışık (UV) veya morötesi ışık dalga boyu görünür ışıktan daha kısa ancak X-ışınlarından uzun olan bir elektromanyetik radyasyon

şeklidir. UV ışıklarının sahip olduğu dalga boyu 100-400 nm arasında değişmektedir. UV-A 315-400 nm, UV-B 280-315 nm, UV-C de 100-280 nm aralığındaki dalga boylarına sahiptir. UV-A ve UV-C ışıkları genellikle çevre uygulamalarında kullanılmaktadır. UV-C ışığı kısa dalga boylu radyasyon yaymakta genellikle 254 nm dalga boyundaki lambalar atık su arıtımında kullanılmaktadır. Özellikle ultraviyole bölgesindeki fotonlar, UV/H₂O₂, UV/ TiO₂ gibi fotokatalitik parçalama proseslerinde önem taşımaktadır (Aktürk Çakır, 2018; Güney, 2019). Fotokatalitik bozunma reaksiyonları kirletici konsantrasyonu, pH, sıcaklık, oksidanlar gibi çeşitli parametrelerden etkilenmektedir. Bir fotokatalitik reaksiyonun verimliliği, optimum reaksiyon parametreleri kullanılarak artırılabilir (Saygı, 2023).

2.4.3.2.UV/H₂O₂ Oksidasyonu

UV/H₂O₂ prosesinde çözelti H₂O₂ ilave edilip karıştırıldıktan sonra UV reaktöründe ışığa maruz bırakılır, bu proses homojen bir fotokatalitik prosestir. Bu işlem sırasında, hidrojen peroksitteki O-O bağını kopararak hidroksil radikalini oluşturmak için ultraviyole radyasyonu (200-280 nm) kullanılır. UV/H₂O₂ sürecini tanımlayan reaksiyonlar aşağıda denklem (2.2) -(2.7) arasında yer almaktadır.



Yukarıda bahsedilen denklemlerde, denklem (2.2) hız sınırlayıcı reaksiyondur çünkü diğer reaksiyonların hızları ilk reaksiyondan çok daha yüksektir. Teorik olarak UV/ H₂O₂ prosesinde, daha yüksek başlangıç hidrojen peroksit konsantrasyonu daha yüksek hidroksil radikal konsantrasyonu üretmekte, bu da daha fazla hedef bileşiği ayrıştırmaktadır. Ancak, hidrojen peroksitin aşırı dozda verilmesi hidroksil radikali ile reaksiyona girmesine ve HO₂• oluşumuna yol açacağı için optimum bir hidrojen

peroksit konsantrasyonunun belirlenmesi gerekir. UV/ H₂O₂ prosesi organik kirleticilerin mineralize edilmesinde etkilidir. Bu prosesin bir dezavantajı, oksitleyicinin fotolizi için gerekli UV enerjisinin güneş spektrumunda mevcut olmaması nedeniyle UV ışık kaynağı olarak güneş ışığını kullanamamasıdır. Ayrıca, H₂O₂ zayıf UV absorpsiyon özelliklerine sahiptir ve su matrisi çok fazla UV ışık enerjisi absorbe ederse, reaktöre giren ışığın çoğu boşa harcanacaktır (Stasinakis, 2008).

2.4.3.3.UV/TiO₂ Oksidasyonu

UV/TiO₂ prosesi, atık sudaki çeşitli organik ve inorganik maddeleri parçalamak için UV radyasyonundan gelen enerjiyi kullanan dolaylı ancak etkili bir heterojen fotokatalitik prostedir. UV/TiO₂ prosesinde, TiO₂ yarı iletkeni UV ışığını emer ve hidroksil radikalleri üretir. UV/TiO₂ sürecini açıklayan denklemler (2.8)-(2.10) arasında olmak üzere aşağıda verilmektedir.



TiO₂'nin UV ışınlarına maruz kalması sırasında, denklem (2.8)'de verildiği gibi iletim bandı elektronları ve valans bandı delikleri başlangıçta ortaya çıkar. İkinci denklem (2.9)'da bant elektronları yüzeyde adsorbe edilmiş moleküler oksijen ile etkileşime girerek süperoksit radikal anyonlarını üretir. (2.10) denkleminde de bant delikleri su ile etkileşime girerek hidroksil radikalini üretir (Stasinakis, 2008).

En büyük dezavantajı iletim bandı elektronları ve valans bandı delikleri oluşturması sebebiyle enerjisinin bir kısmını kaybetmesidir (Al-Mamun vd., 2019). Bir diğer dezavantajı ise heterojen proses olması sebebiyle oksidanın arıtılmış sudan uzaklaştırılması problemidir (Ecer Uzun, 2019). Güneş ışığı gibi doğal kaynaklardan yararlanabilme, düşük maliyete sahip olma da avantajları arasında sayılabilmektedir (Tuncer, 2020).

2.4.4. Yüzey Aktif Madde ve Mikroplastiklerin Birlikte Arıtımının İncelendiği Çalışmalar

Çamaşır yıkama sularının arıtımı için membran prosesler (Mostafazadeh vd., 2019), ileri oksidasyon prosesleri (Zavala ve Estrada, 2016), fotokatalitik prosesler (de Oliveira Schwaickhardt vd., 2017), adsorpsiyon (Mostafazadeh vd., 2019) gibi bir çok proses kullanılmaktadır. Adsorpsiyon hem inorganik hem de organik kirleticilerin sudan uzaklaştırılmasında yaygın olarak kullanılan etkili bir yöntemdir. Bu yöntemle YAM gideriminde yüksek verimler elde edilebilmektedir (Ochoa-Herrera ve Sierra-Alvarez, 2008). Yapılan bir çalışmada çamaşır durulama suyunun arıtılması için kullanılmış ve anyonik yüzey aktif maddenin % 92'sinin sadece granüler aktif karbon (GAC) ile giderilebildiği belirlenmiştir (Mohan, 2014). Ancak giderim veriminin artırılması için aktif karbonun gözenek çapının küçük olması istenir (Basar vd., 2004). Farklı gözenek boyutlarına sahip aktif karbonlarla yürütülen yüzey aktif madde adsorpsiyonu çalışmasında 60 mesh boyutuna sahip aktif karbon hariç diğerlerinde %98 oranında bir giderim verimi elde edilmiştir (Bindes ve Franco Jr, 2014). Adsorpsiyonun dışında fotokatalitik prosesler de çamaşır suyu arıtımında kullanılmıştır. Yüzey aktif madde gideriminde fotokatalitik arıtma kullanılan çalışmalarda giderme verimi %80 seviyelerine ulaşabilmektedir (Lizama vd., 2005). **Tablo 2.5'**de MP ve MP ile birlikte yüzey aktif madde içeren çamaşır yıkama sularının arıtımı için yapılan çalışmalar yer almaktadır.

Çamaşır yıkama sularının arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere çeşitli arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Ancak bu arıtma yöntemlerindeki ilk amaç sudaki klasik kirleticileri gidermek iken günümüzde mikroplastiklerin etkilerinin artması ve çamaşır yıkama sularının ana kirlilik kaynaklarından olması sebebiyle mikroplastik kontrolü de önem taşıyan ve amaç haline gelen bir konu olmuştur. Bu sebeple mikroplastiklerin arıtımı için çeşitli proses çalışmaları yürütülmektedir. İleri oksidasyon prosesleri bu denemelere bir örnektir, UV fotoliz, UV/ H₂O₂, UV/ TiO₂ vb. gibi prosesler mikroplastiklerin yapılarını bozarak sudan ayrılmasını sağlayabilmektedir (Kim vd., 2022). İleri oksidasyon prosesleri yüzey aktif madde giderimi için uygulanan proseslerden biridir. Bunun yanında adsorpsiyon, filtrasyon, elektrokimyasal prosesler de giderim için önemli proseslerdendir (Arslan vd., 2018; Mostafazadeh vd., 2019).

Tablo 2.5: Çamaşır yıkama suyunda MP ve MP-YAM giderim çalışmaları.

Yöntem	Su türü	Çalışma Koşulları	Giderim Verimi	Kaynaklar
Elektro-koagülasyon/ Elektro-flotasyon	Gerçek çamaşır yıkama suyu	21.6 A akım, pH 9, Fe-Al elektrot Reaksiyon süresi 60 dk	%98 MP (333,33 lif/L kalan) %94 ANS	(Akarsu ve Deniz, 2020)
UV/TiO ₂	Sentetik su	100 mg/L TiO ₂ UVC 40 W UV-A /UV-C, 48 saat	>%90 MPL (UV-C)	(Lee vd., 2020)
Filtrasyon	Gerçek AAT suyu	Filtrol 160, 100 µm polyester filtre	%41 MPL	(Erdle vd., 2021)
UV/H ₂ O ₂	Hastane çamaşır yıkama suyu	500 mg/L H ₂ O ₂ UVC 4 mW/cm ² , 48 saat	%52.7 MPL	(Easton vd., 2022)
Elektro-hibrit ozonlama-koagülasyon	Sentetik su ve gerçek çamaşır yıkama suyu	15 mA/cm ² yoğunluk, 66,2 mg/L O ₃ dozu	>%90 MP >%90 ANS	(Luo vd., 2022)
Koagülasyon	Sentetik su ve gerçek çamaşır yıkama suyu	FeCl ₃ (0–30 mg/L), PACl (0–5 mg/L), Hızlı karıştırma (145 rpm) 1 dk, yavaş karıştırma (30 rpm) 30 dk, çökelme 120 dk	≥ 90% NTU (MP) (PACl, YAM mevcut) 90-94%NTU (MP) (FeCl ₃ , YAM yok) 5-15%NTU (MP) (FeCl ₃ , YAM mevcut)	(Li vd., 2022)
Filtrasyon	Gerçek çamaşır yıkama suyu	Filtre gözenek boyutu 5-40 µm, 100-500 µm.	96,44% MPL (5 µm) %63,4 MPL (100-500 µm)	(Sae-Tia ve Leungprasert, 2022)
Elektro-peroksidasyon	Sentetik ve gerçek çamaşır suyu-NP eklenen	31,2 mA/cm ² 0,025 mol Na ₂ SO ₄ Reaksiyon süresi 52 dk	81 ± 5% NP 43± 3% TOK	(Kiendrebeogo vd., 2023)

Tablo 2.5: Devamı.

Yöntem	Su Türü	Çalışma Koşulları	Giderim Verimi	Kaynaklar
Biyofiltrasyon dikey hidroponik sistem	Karışık çamaşır suyu (deterjanlı ve deterjansız)	Arpa bitkisi, 140 W LED yetiştirme ışığı, aktif radyasyon değeri 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$, Işık periyodu 10 saat/gün, Su pompası 8 devir/gün.	%52 MPL (2 hafta) %42 MPL (4 hafta)	(dos Santos vd., 2023)
Elektro-koagülasyon	Çamaşır yıkama suyu	25 dk, 300 A/ m^2 , Alüminyum levha elektrot	%98 MPL %92 YAM	(Yaranal vd., 2023)
Koagülasyon/flokülasyon	Gerçek çamaşır yıkama suyu	7,16-21,49 mM Fe 1,92-9,62 mM Al, hızlı karıştırma (120 rpm) 2 dakika, yavaş karıştırma 45 rpm 30 dk, çökeltme 30 dk	%65 MPL (400 mg/L FeCl_3) %91 MPL (25 mg/L PaCl)	(Vasiljević vd., 2023)
Elektro-koagülasyon	Sentetik ve gerçek çamaşır yıkama suyu	23°C, 15V, 1 A akım. 1 L numune 3 dk'da sistemden geçirilmiş ve 10 dk çökmesi beklenmiştir	70%–93.5% MPL	(Senathirajah vd., 2023)
Yapay sulak alan	Gerçek çamaşır yıkama suyu	Zantedeschia aethiopica bitkileri uzunluk 64 cm, çap 20 cm, ana katman (kum) 50 cm drenaj tabakası (kaba çakıl) 10 cm, 5 ay işletme	%93-98 MPL %92-97 KOİ %90-97 Bulanıklık	(Sotiropoulou vd., 2023)
Dolgulu yatak mikrofiltrasyonu	Gerçek atıksu ve içme suyu	Cam tüp içinde paketlenmiş yatak hazırlamak için 60, 80 ve 100 mesh boyutlarında kum ayrı ayrı kullanılmıştır	Max. 93.5% MPL	(Mondal vd., 2023)

MP giderimi için çamaşır yıkama sularında koagülasyon/flokülasyon prosesinin daha çok araştırıldığı görülmektedir. Tercih edilmesinin ana sebebi düşük maliyete sahip

olması ve işletme kolaylığıdır (Vasiljević vd., 2023). Daha sürdürülebilir ve çevre dostu olan sistemler de araştırılmaktadır. Fitoremediasyon, yapay sulak alan gibi kimyasal madde ihtiyacı olmayan, sadece bitkiler kullanılarak yapılan arıtma olması ve sadece düzenli bakım yapılması gerekliliği bu yöntemleri güncel hale getirmektedir (dos Santos vd., 2023). Mikroplastik tanımlama çalışmalarında filtre kullanımları ve bu filtrelerin etkili olması arıtma seçeneği olarak da filtrasyonun önem kazanmasına yol açmıştır (Erdle vd., 2021).

Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde mikroplastik ve yüzey aktif maddeyi birlikte arıtan sadece dört yayın olduğu belirlenmiştir. Bu çalışmaların üçünde, mikroplastik ve yüzey aktif madde ölçümü gerçekleştirilmiş (Akarsu ve Deniz, 2020; Luo vd., 2022; Yaranal vd., 2023), dördüncü çalışmada deterjan varlığının MP giderim verimine etkisi incelenmiştir (Li vd., 2022).

Deterjan varlığında PACl'nin mikroplastik lif giderim verimi %20'lerden %90'lara çıkarken, $FeCl_3$ 'ün giderim verimi %90'lardan %5-15'lere düşmektedir. Yani kullanılan koagülanın yapısı giderim verimi için önem taşımaktadır. Akarsu ve Deniz (2020)' in çalışmasında yer alan elektrokoagülasyon geleneksel yöntemlere alternatif olarak görülmektedir, kolay işletim, ek kimyasal ihtiyacının olmaması gibi sebepler bu yöntemi dikkat çekici hale getirmiştir. Akarsu ve Deniz (2020) çalışması sonucunda kalan mikroplastik lifler olduğunu ve bunları gidermek için filtrasyonun kullanılabileceğini ifade ederken, Graça ve Rodrigues (2022)'in çalışmasında elektrokoagülasyon yöntemi kullanıldığında adsorpsiyonun oluşabilecek toksisiteyi gidermek için uygun yöntem olabileceği ifade edilmektedir. Çünkü adsorpsiyon kullanımı kolay ve çevre dostu bir proses olup aktif karbon da geniş yüzey alanı sayesinde atıksu arıtımı için en uygun adsorban olarak görülmektedir. Sadece elektrokoagülasyonun her atıksu için yeterli olmadığının öngörülmesi üzerine ileri oksidasyon prosesleri ile birlikte arıtım yapılmasının arıtma performansını artırarak istenen giderim verimlerine ulaşılacağı düşünülmüştür ve Luo vd. (2022) çalışmalarında elektro hibrit ozonlama-koagülasyon prosesini kullanmışlardır ve mikroplastik giderim verimini ~ %90 olarak bulmuşlardır. Bu değer elektrokoagülasyon prosesine göre daha düşüktür, bunun sebebi olarak ozon havalandırmasının büyük flokların parçalanmasına yol açarak mikroplastiklerin bir kısmının floklardan kopmasına neden olması gösterilmektedir (Luo vd., 2022). Yaranal vd. (2023) elektrokoagülasyon prosesi kullandıkları çalışmada membran,

adsorpsiyon veya kum bazlı ayırma ile iki aşamalı, sürekli bir elektrokoagülasyon reaktörünün büyük ölçekli endüstriyel elektrokoagülasyon prosesi için en pratik çözüm olacağını öngörmektedir.

Kiendrebeogo vd. (2023)'nin çalışmasında nanoplastiklerin arıtımı incelenmiştir, atıksulara NP ilave edilerek elektro-peroksidasyon prosesi ile %85 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Bu çamaşır sularında NP gideriminin araştırıldığı tek makale olarak karşımıza çıkmaktadır.

Mevcut çalışmaların çoğu evsel çamaşır yıkama sırasında fiber salınımını incelemiştir, daha güncel olarak ise çamaşır yıkama sularında MP arıtım çalışmaları gerçekleştirilmektedir. Evsel çamaşır yıkamadan kaynaklanan atık sulardaki mikroplastiklerin ve yüzey aktif maddelerin kapsamlı bir şekilde araştırılarak anlaşılması ve giderimleri için uygulanabilir çözümler geliştirilmesi giderek artan bir ihtiyaçtır.

3. MATERİYAL VE METOT

3.1. Materyal

Yıkanan Eşyalar: 90x90 cm akrilik battaniye, 120x170 cm polyester battaniye, 130x170 cm polyester battaniye, %100 poliamid kazak ve %100 akrilik kazaktan oluşan 5 parçalık yaklaşık 2.5 kg sentetik çamaşır yıkandı.

Deterjan: Ariel marka sıvı çamaşır deterjanı kullanılmıştır (Procter & Gamble, ABD). Deterjan %5-15 anyonik yüzey aktif madde, <%5 noniyonik yüzey aktif madde, fosfonat, sabun, enzim, benzizotiyazolinon, parfüm, alfa-izometil iyonon ve sitronellol içermektedir.

Yıkama eşyaları ve yıkamada kullanılan deterjan **Şekil 3.1**'de gösterilmektedir.

Aktif Karbon: Adsorpsiyon çalışmaları için Merck'ten temin edilen PAC (yoğunluk 1.8-2.1g/cm³, CAS 7440-44-0) kullanılmıştır.



Şekil 3.1: Deneylerde kullanılan a) sentetik çamaşır, b) deterjan.

Fotokimyasal Reaksiyonda Kullanılan Malzemeler:

Yüksek saflıkta %30'luk Hidrojen peroksit (H₂O₂) çözeltisi Sigma Aldrich'den temin edilmiştir.

TiO₂'nin Degussa formu deneylerde kullanılmıştır. Bunun sebebi fotokatalitik reaksiyonlar için yaygın olarak kullanılan titanyum dioksit (TiO₂), ham formundan daha üstün Degussa tipi seçilmiştir.

Işınlama kaynağı olarak da UV-C spektrumundaki ışığı yayabilen lambalar ve kabin içerisinde 9W gücünde 12 adet lamba kullanılmıştır.

Filtrasyon Deneylerinde Kullanılan Materyaller:

60, 5 ve 0.1 µm gözenek çapında filtreler Merck Millipore'den satın alınmıştır. Ayrıca karakterizasyon deneylerinde kullanılan 0.45 µm gözenek çapında selüloz asetat (CA) filtre Isolab firmasından temin edilmiştir.

3.2. Çamaşır Yıkama Atıksuyu Çeşitleri

Kirletici parametrelerinin proseslere etkisini belirleyebilmek ve karakterizasyon farklılıklarını ortaya koyabilmek amacıyla çalışmalar kapsamında farklı karakteristiklerde üç tipte çamaşır yıkama atıksuyu matrisleri üretilmiştir:

1. Çeşme Suyu + Deterjan (ÇD): Bu ilk matris, çamaşır makinesinde deterjan kullanımı bir çamaşır makinesi yıkama döngüsünden elde edilen atıksuyu temsil etmektedir ve ÇD olarak etiketlenmiştir.
2. Çeşme Suyu + Sentetik Giysi (Çamaşır) + Deterjan (ÇÇD): İkinci matris, sentetik giysilerin deterjan ile yıkandığı bir döngüden toplanan atıksudur ve ÇÇD olarak adlandırılmıştır.
3. Çeşme Suyu + Sentetik Giysi (ÇÇ): Üçüncü matris ise, herhangi bir deterjan veya yumuşatıcı kullanılmaksızın yalnızca sentetik giysilerin yıkandığı bir döngü sonucu elde edilen atıksu olup 'ÇÇ' olarak isimlendirilmiştir.

Bu atıksuların içerisinde suya karışan plastik ve elyaf partikülleri, boyutlarına göre sınıflandırılmıştır. Boyutları 0.1 µm ile 5 mm arasında değişen partiküller mikropplastik (MP) veya mikropplastik lif (MPL) olarak, 0.1 µm'den küçük olanlar ise nanoplastik (NP) veya nanoplastik lif (NPL) olarak tanımlanmıştır (Ali vd., 2021).

Deney çalışması esas olarak iki bölümden oluşmaktadır. İlk bölümde simüle edilen ve yukarıda bahsedilen 3 farklı yıkama suyu matrisi kullanılmıştır. İkinci aşamada ise üç farklı çamaşır yıkama atıksuyu matrislerin 0.1 µm'lik membran filtreden süzülerek yani sadece nanoliflerin bulunduğu su matrislerin ile tüm deneyler gerçekleştirilmiştir.

Ayrıca distile suya deterjan eklenerek çeşme suyunun içerdiği anyon ve katyonların etkisi de gözlenmiştir. Deterjan eklenmiş distile su matrisi DD olarak adlandırılmıştır.

3.3. Yıkama Koşulları

Çamaşır yıkama işlemi, ticari marka ev tipi çamaşır makinesi (İstanbul, Türkiye) kullanılarak 40°C ve 1200 devir/dakika sentetik yıkama programı seçilerek 64 dakika sürede gerçekleştirilmiştir. Yıkama işlemi sırasında, herhangi bir organik kir taşımayan yaklaşık 2.5 kg sentetik tekstil malzemeleri için 45 mL sıvı deterjan kullanılmıştır. Kontaminasyon ihtimaline karşı, makine her yıkama döngüsünden sonra 60°C, 1200 rpm'de sadece çeşme suyu ile boş bir şekilde çalıştırılarak temizlenme işlemi yapılmıştır. Çamaşır makinesinden su toplama düzeneği **Şekil 3.2**'de gösterilmektedir. Çamaşır makinesinden çıkan atıksu numuneleri, 19 L'lik damacanalarda toplanarak +4°C'de buzdolabında muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.2: Çamaşır yıkama makinesi ve çıkış suyu toplama düzeneği.

3.4. Analitik Yöntemler

3.4.1. Karakterizasyon Parametreleri Ölçümleri

pH bir Hach Multimetre (Loveland, CO, ABD) ile ölçülmüştür. Toplam organik karbon (TOK) tayini, Shimadzu TOK-V CPN cihazı (Kyoto, Japonya) ile gerçekleştirilmiştir. Örnekler cihaza beslenmeden önce 0.45 µm selüloz asetat (CA)

filtreden (Sartorius, Almanya) geçirilmiştir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) Standart Yöntemler 5520-C titrimetrik yöntemle göre ölçülmüştür (APHA vd., 1999).

Yapılan çalışmalarda gerekli olan tüm analizlerde izlenen metotlar ve kullanılan cihazlar **Tablo 3.1**’ de sunulmuştur.

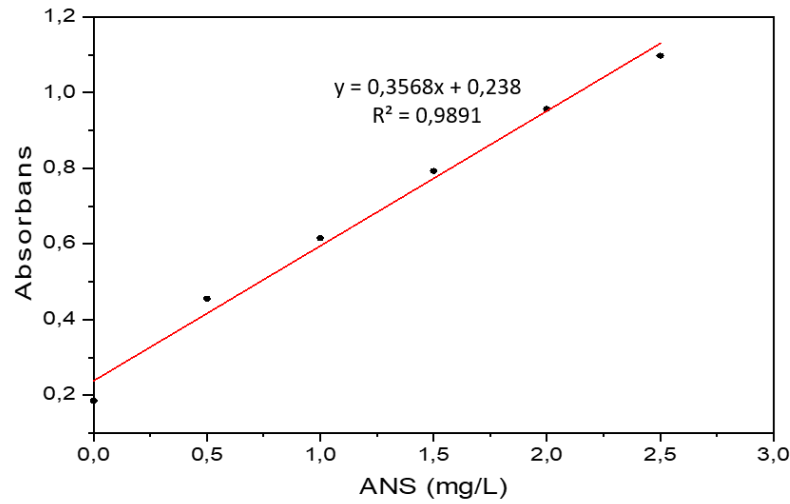
Tablo 3.1: Karakterizasyon parametreleri ve ölçüm yöntemleri.

Parametre	Yöntem
AKM	Standart Metotlar 2540 D Toplam Askıda Katılar 103-105°C Kurutma yöntemi
TÇM	Standart Metotlar 2540 C Toplam Çözünmüş Katılar 180°C Kurutma yöntemi
Alkalinite	Standart Metotlar 2320-B Titrasyon Metodu
Bulanıklık	Hach Lange 2100Q Türbidimetre (2130 B Nefelometrik Yöntem)
İletkenlik	Standart Metotlar 2510 B Laboratuvar Metodu
Sertlik	Standart Metotlar 2340-C EDTA Titrimetrik Yöntemi
BOİ	Standart Metotlar 5210 B 5-gün BOİ Testi
KOİ	Standart Metotlar 5220 C Closed Reflux Titrimetrik Metodu
TOK	Shimadzu TOK-L Cihazı
pH	Standart Metotlar 4500-H+ B Elektrometrik Metot
Renk	Standart Metotlar 2120 C Spektrofotometrik Metodu
Sıcaklık	Standart Metotlar 2550 B Laboratuvar ve Saha Metodları

3.4.2. Anyonik Yüzey Aktif Madde Tayini

Anyonik yüzey aktif maddelerin (ANS) kantitatif analizi metilen mavisi reaktifinin kullanıldığı spektrofotometrik bir metot ile gerçekleştirilmiştir. Ölçümler Jurado vd. (2006) tarafından sunulan yöntemin modifiye edilmiş bir versiyonu ile DR5000 spektrofotometrede 650 nm dalga boyunda kuvars küvet kullanılarak yapılmıştır. 10 mL’lik tüpe 5 mL numune alınıp üzerine birkaç damla fenoltalein indikatörü eklenmiştir. Sonrasında 50 mM Na₂B₄O₇ çözeltisinden 200 µL ve metilen mavisi reaktifinde 100 µL ilave edilmiştir. Analizin son aşamasında 4 mL kloroform eklenerek tüpün ağzı kapatılmış ve yaklaşık 1 dakika çalkalanmıştır. Çalkalama işlemi sonrasında 5 dakika faz ayırmasının gerçekleştirilmesi beklenerek ardından altta kalan

kloroform fazı toplanarak küvete alınmış ve 650 nm dalga boyunda kloroform şahidine karşı okuma gerçekleştirilmiştir. Bu yöntem ile analiz yapılmadan önce, bilinen konsantrasyonlarda sodyum dodesil sülfat (SDS) çözeltileri kullanılarak ve **Şekil 3.3** 'deki kalibrasyon grafiği oluşturulmuştur, klasik yöntemle kullanılan yöntemin sonuçlar arasında tekrarlı deneyler sonrasında %5'den az fark bulunması yöntemin kullanılabilirliğini göstermektedir. Elde edilen grafik yardımıyla da numunelerdeki anyonik yüzey aktif madde konsantrasyonları ölçülmüştür. Çalışmalar tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.3: ANS ölçümü için hazırlanmış olan kalibrasyon grafiği.

3.4.3. Mikroplastik/Nanoplastik Lif Ölçümleri

Mevcut literatür incelendiğinde, suda bulunan mikro ve nanoplastiklerin kantitatif olarak ölçülmesine yönelik bir konsensüse varılmış kesin bir metodolojinin henüz geliştirilmediği gözlemlenmektedir (Hazlehurst vd., 2023). Mevcut yöntemlerden biri olan ağırlık değişimine dayalı ölçüm, yüksek hata payları nedeniyle sınırlı bir güvenilirlik sunmaktadır. Bu teknik, büyük hacimlerdeki suyun filtrelenmesini gerektirir ki bu da süzme işleminin zor ve zaman alıcı bir proses olmasına yol açar. Alternatif bir yöntem olarak, su içerisindeki mikroplastiklerin özel mikroskoplar kullanılarak sayılması yaygındır (Galvao vd., 2020). Ancak, bu yöntemin uygulanışı pratik olmaktan uzaktır ve plastiklerin renk çeşitliliği gibi faktörler nedeniyle sayım sırasında zorluklarla karşılaşilmektedir. Ayrıca, bu teknikle nanoplastiklerin tespiti

mümkün olmamaktadır. Bu çalışmada, ev tipi bir çamaşır makinesinden salınan mikro ve nanoplastik liflerin miktarını ve arıtılabilirliğini değerlendirmek amacıyla, literatürdeki eksiklikler göz önünde bulundurularak alternatif bir metodoloji benimsenmiştir.

Bu çalışmada, herhangi bir organik kir yükü olmaksızın yalnızca sentetik tekstil ürünlerinin yıkanması ile suda serbest kalan mikro ve nanoliflerin miktarı, Toplam Organik Karbon (TOK) parametresi ile ilişkilendirilmiş ve bu yöntemle izlenmiştir. Suda başka kirleticilerin bulunmaması ve MPL'lerin sentetik çamaşırların yıkanmasıyla oluştuğunun bilinmesi durumunda (Wiśniowska ve Włodarczyk-Makuła, 2022), sentetik kumaşlar ve MPL'ler karbon bakımından zengin polimer yapıları olduğu düşünüldüğünde, TOK parametresi, bu elementlerin varlığının belirlenmesinde bir gösterge olarak kullanılabilir. Araştırmanın bu aşamasında, ev tipi bir çamaşır makinesinden su ortamına salınan mikroplastik lifler (MPL) ve nanoplastik lifler (NPL) için su matrisindeki TOK miktarı tespit edilerek bu partiküllerin varlığı saptanmıştır. Mikroplastik bozunmasının sağlanması mikroplastik kütle kaybı takibi ile gerçekleştirilmektedir (Ariza-Tarazona vd., 2019; Fadli vd., 2021; Yuwendi vd., 2022). Literatürde kütle kaybı üzerinden çalışmalar yürütüldüğü gibi TOK giderimi üzerinden de mikroplastiklerin gideriminin araştırıldığı çalışmalar gerçekleştirilmiştir (García-Muñoz vd., 2022). Bu sebeple deneysel çalışmalarda TOK parametresinin kullanımı literatürle tutarlılık göstermektedir.

Simüle çamaşır atıksulardaki mikroplastik liflerin tespiti için Kern & Sohn ışık mikroskobu (Balingen, Almanya) kullanılmıştır. Adsorpsiyon çalışmaları sırasında, adsorban yüzeylerinde meydana gelen morfolojik değişikliklerin incelenmesi için, adsorpsiyon işlemi sonrasında Philips FEI XL30 SFEG (Hollanda) taramalı elektron mikroskobu (SEM) ile yüzey analizleri gerçekleştirilmiştir.

0,1 µm'den daha küçük liflerin (nanoplastik liflerin) konsantrasyon değerleri Malvern Nanosight NS300 Nanoparticle Tracking Analysis (NTA) cihazı kullanılarak ölçülmüştür. Deneyler kapsamında, hem simüle edilen ham yıkama suyu matrislerindeki hem de su arıtma proseslerinin etkisi, proses çıkış sularının partikül boyut dağılımları detaylı bir şekilde belirlenmiştir. Partiküllerin boyut dağılımındaki değişimlerin analizi ve yorumu için Malvern Zetasizer Nano-ZS cihazından (Şekil 3.4) faydalanılmıştır.



Şekil 3.4: Malvern Zetasizer Nano-ZS cihazı.

Su matrisinde bulunan sentetik liflerin malzeme türlerini tespiti için Perkin Elmer Spektrum 100FT-IR Spektrofotometresi ile spektral analiz gerçekleştirilmiştir. Elde edilen spektrumlar, mevcut literatürde yer alan verilerle kıyaslanarak malzeme türleri saptanmıştır.

3.4.4. Toksisite Deneyleri

Tez çalışması için yapılan toksisite deneylerinde *Daphnia magna* canlıları kullanılmıştır. *Daphnia magna* toksisite testi, ISO 6341 standart test protokolüne göre gerçekleştirilmiştir. Bu deneyi, su pirelerinin (*Daphnia magna*) 24 ve 48 saat boyunca, farklı konsantrasyonlardaki test numunesine maruz bırakıldıktan sonra, %50'sinin immobilize olduğu konsantrasyonun (EC_{50}) saptandığı bir akut toksisite deneyidir. Deney $20 \pm 2^\circ C$ 'lik oda koşullarında gerçekleştirilir ve deney esnasında besleme yapılmaz. Tüm deney çözeltileri Elendt M4 mineral ortamıyla hazırlanır. Test ve kontrol numunelerinin tüm seyreltme çözeltileri en az 2 mg/L olacak şekilde oksijene doyurulur. Neonate *Daphnia magna*'lar stok kültürden alınıp, 100 mL hacimli cam beherlere 10 adet (4 seri) olacak şekilde aktarımı yapılır. 24 ve 48 saat sonunda hareket etmeyen *Daphnia magna*'lar not edilir. Probit analizi sonunda 24 sa ve 48 sa için EC_{50} değerleri mg/L cinsinden hesaplanır.

3.5. Çamaşır Yıkama Atıksularının Karakterizasyonu

Bu çalışmada, deterjanlı ve deterjansız koşullar altında ev tipi bir çamaşır makinesinde yıkanan sentetik tekstillerden kaynaklanan atık su matrisleri incelenmiştir. Elde edilen

atık su örnekleri, içerdikleri mikropplastik ve nanopplastik liflerin yanı sıra yüzey aktif maddeyi de içerecek şekilde kapsamlı bir karakterizasyonu gerçekleştirilmiştir. Burada, organik madde içeriği TOK ve KOİ parametreleri kullanılarak kantitatif olarak ölçülmüş, yüzey aktif madde konsantrasyonları modifiye spektrofotometrik yöntem ile ayrıca tespit edilmiştir. Çeşme suyu ve evsel çamaşır yıkama atık su karakterizasyonu **Tablo 3.2**'de verilmiştir.

Tablo 3.2: Çeşme suyu ve çamaşır yıkama atıksuyu karakterizasyonları.

Parametreler	Ç	ÇÇD	ÇD	ÇÇ
pH	7.9 ± 0.1	8.3 ± 0.1	8,2 ± 0.1	8.2 ± 0.1
İletkenlik (µS/cm)	253.5 ± 0.5	286 ± 4	278.8 ± 1.5	258 ± 0.5
Bulanıklık (NTU)	0.4 ± 0.1	239.8 ± 16.4	14.3 ± 0.7	56.8 ± 0.1
Renk (mg Pt-Co/L)	0.4 ± 0	1136.2 ± 52.2	68.6 ± 3.2	22 ± 0.5
Sıcaklık (°C)	21.2 ± 0	22.5 ± 0	22.2 ± 0	22.6 ± 0
Alkalinite (mg/L)	130 ± 2	143 ± 1.7	149 ± 1	134 ± 2
Sertlik (mg/L)	134 ± 2	120 ± 4	134 ± 4.5	115 ± 1
AKM (mg/L)	0.5 ± 0	71.7 ± 2.0	42.8 ± 2.6	28.3 ± 3.7
TÇM (mg/L)	122 ± 0	138.3 ± 3.0	131.5 ± 0.5	118.5 ± 0.5
TOK (mg/L)	1.0 ± 0.4	53.2 ± 12.3	67.2 ± 13.7	11.3 ± 1.1
KOİ (mg/L)	5.7 ± 1.9	323.2 ± 1.9	316.5 ± 3.2	101 ± 5.7
Anyonik Yüzey Aktif Madde (ANS) (mg/L)	0 ± 0	33.4 ± 7.3	60.9 ± 10.5	0 ± 0

3.6. Filtrasyon Prosesi

Numunelerdeki büyük partikülleri gidermek amacıyla 0.45 µm selüloz asetat (CA) filtreden geçirilmiştir. Bunun haricinde sıralı süzme işlemini vakumlu süzme setinde gerçekleştirmek için Merck Nylon Net 60 µm, Merck PVDF 5 µm ve 0.1 µm olmak üzere üç farklı filtre kâğıdı ile filtreleme işlemi gerçekleştirilmiştir. Filtreleme sonrası Kern ışık mikroskobu kullanılarak filtrelerde tutulan fiberler görüntülenmiştir. 60, 5

ve 0.1 µm filtre kullanılarak gerçekleştirilen sıralı süzme işlemi sonrası filtre kağıdından geçen süzüntü üzerinde deneyler gerçekleştirilmiştir. 60 µm filtre kullanıldığında numune hacmi 500 mL, 5 µm filtre kullanıldığında 300 mL ve 0.1 µm filtre kullanıldığında 100 mL olmaktadır. 0.45 µm filtre kullanılarak gerçekleştirilen deneylerde de numune hacmi yine 100 mL olarak seçilmiştir. Bu deneylerde yıkama suyunda bulanıklık, katı madde ve boyut dağılımı parametrelerinde meydana gelen değişiklikler incelenerek filtrasyonun atıksu özelliklerine etkisi ortaya konmuştur. Sadece 0.45 µm filtreden süzme sonrası elde edilen numunede bu parametrelerin yanında TOK, KOİ ve ANS parametrelerindeki değişim incelenmiştir.

3.7. Adsorpsiyon Prosesi

Başlangıçta, PAC adsorbanın optimum dozajını ve adsorban-adsorbat denge konsantrasyonuna ulaşma süresini belirlemek için, 250 rpm, 25 °C'de 24 saat boyunca 0.1, 0.5 ve 1.0 g/L PAC dozlarında çalışılmış ve belirli zaman aralıklarında (0, 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120, 240, 300 ve 1440 dakika) numuneler alınmıştır. Alınan numuneler, 0.45 µm gözenekli selüloz asetat filtresinden geçirildikten sonra seyreltilmiş, TOK ve ANS ölçümleri yapılmış ve giderim oranları hesaplanmıştır. İzoterm çalışmaları sırasında sıcaklık, karıştırma hızı ve süre sabit tutularak, sistem 100 mL numune hacimde 0.01-2.0 g/L aralığında değişen PAC dozlarında deneylere tabi tutulmuştur. Dengeye ulaşıldığında, numuneler 4000 rpm'de 5 dakika süreyle santrifüj edilmiş, böylece faz ayrımı sağlanmış ve filtre edilmiştir.

İzotermelerde, denge durumunda katı fazda tutulan kirletici miktarı (q_e), sıvı fazda kalan kirletici konsantrasyonu (C_e) kullanılarak denklem (3.1)'e göre hesaplanmıştır.

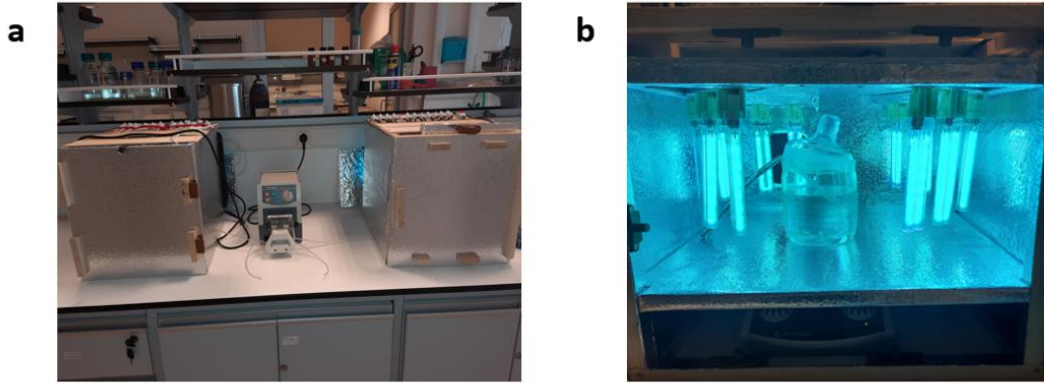
$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad (3.1)$$

Burada q_e adsorbanda tutulan kirletici miktarı (mg/g), V numune hacmi (L), C_0 başlangıç konsantrasyonu (mg/L), C_e denge konsantrasyonu (mg/L) ve m adsorban kütlesidir (g).

3.8. UV Prosesleri

Deney düzeneği Şekil 3.5'de görüldüğü gibi, 40x40 cm boyutlarında ve içerisinde 9 watt gücünde 12 adet UV-C lamba bulunan iki eş foto kabin ve içerisinde 600 mL'lik

numune kapasitesine sahip kuvars malzemeden yapılmış reaktörden oluşturulmuştur. Reaktörde deney boyunca 250 devir/dakika hızında sabit bir şekilde tam karışım sağlayacak bir manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. Reaktörden numuneler, belirlenen zaman aralıklarında, bir pompa vasıtasıyla çekilmiş ve her defasında numune alma hattı yıkanmıştır.



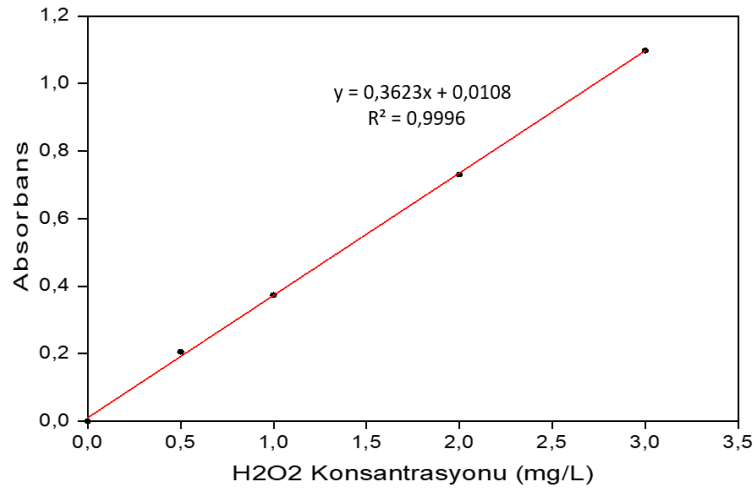
Şekil 3.5: Deneylerde kullanılan a) UV sistemleri, b) UV reaktörü.

Fotooksidasyon deneylerine başlamadan önce, reaktör içerisindeki tüm malzemelerin reaksiyon ortamına herhangi bir ışık kaynağı etkisi olmaksızın 30 dakika süresince karıştırılması sağlanarak sistemin karanlıkta dengeye ulaşması beklenmiştir. Bu süreç, fotokatalitik reaksiyonların başlaması için gerekli ön hazırlık aşaması olarak işlev görmüş ve ardından UV-C lambaların etkinleştirilmesi ile fotooksidasyon reaksiyonları başlatılmıştır.

İlk aşama, katalizör kullanmadan yalnızca UV ışığı altında reaksiyonların gerçekleşmesini sağlayan deneylerdir. İkinci aşamada, homojen katalizör olarak hidrojen peroksit (H_2O_2) ve heterojen katalizör olarak titanyum dioksit (TiO_2) eklenerek, bu katkı maddelerinin foto oksidasyon sürecine olan katkıları incelenmiştir. Her iki tip katalizör için optimum katalizör dozajının belirlenmesi amacıyla, H_2O_2 için 1, 5, 10, 20 ve 50 milimolar (mM) ve TiO_2 için 0.1, 0.5 ve 1.0 gram/litre (g/L) konsantrasyonlarında beş saat süresince deneyler sürdürülmüştür. Kullanılan su çeşitleri içerisinde deterjan içeren musluk suyu esas alınmıştır. Elde edilen optimum sonuçlara dayanarak, her 3 tip atık su numunesi için belirlenen 10 mM H_2O_2 ve 1 g/L TiO_2 dozlarında deneylere devam edilmiş ve son olarak 1 g/L TiO_2 ile 1 mM H_2O_2 'nin birleştirildiği deneyler ile de sinerjik etkileri incelenmiştir. Hidrojen peroksidin

reaksiyonunu durdurmak için mangan dioksit (MnO_2) kullanılmıştır. Numunelerin seyreltilmesi sonrasında, 4000 devir/dakika (rpm) hızında 5 dakika boyunca santrifüjlenmiş ve daha sonra 0.45 mikrometre (μm) gözenek boyutuna sahip selüloz asetat (CA) filtrelerden geçirilerek TOK ve ANS ölçümleri için hazır hale getirilmiştir. Proses sonrasında 0.5 g/L toz aktif karbon (PAC) kullanılarak 30 dakika süresince adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır.

Alınan numunelerde kullanılmadan kalan hidrojen peroksit oksidantı spektrofotometrik olarak kantitatif olarak DR5000 spektrofotometre cihazı ile tespit edilmiştir (GSI, 2009). Bilinen konsantrasyonlardaki hidrojen peroksit çözeltileri, potasyum iyodür, sodyum hidroksit, amonyum molibdat tetra hidrat ve distile su ile hazırlanan Reaktif A ile potasyum hidrojen ftalat ve distile su ile hazırlanan Reaktif B çözeltilerinden 3'er mL'lik H_2O_2 çözeltisine ilave edilerek karışım beş dakika süresince karıştırılmıştır. Beş dakikanın sonunda, elde edilen çözeltilerin absorbans değerleri spektrofotometrede 351 nm dalga boyunda ölçülmüş ve elde edilen değerler **Şekil 3.6**'da yer alan kalibrasyon eğrisi kullanılarak konsantrasyon değerleri hesaplanmıştır.

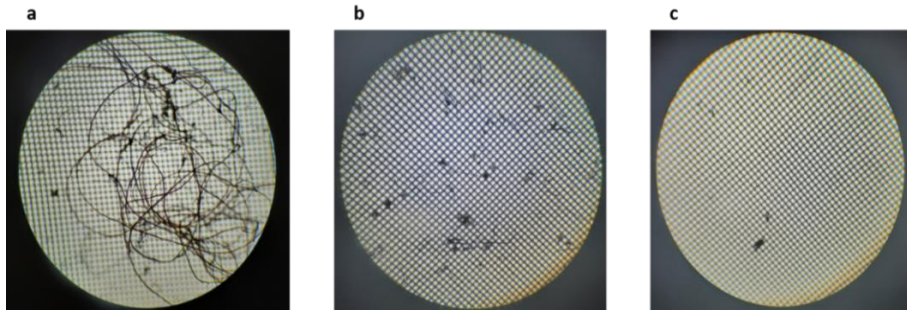


Şekil 3.6: H_2O_2 ölçümü için kalibrasyon grafiği ve formülü.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Çamaşır Yıkama Atıksularında Mikroplastik Lifler

Çamaşır atık suyunun içeriğine bağlı olarak liflerin görüntüleri **Şekil 4.1**'de gösterilmektedir. Görseldeki atıksular sırasıyla sadece sentetik giysi, sentetik giysi ile deterjan ve sadece deterjan içermektedir. Tüm yıkama işlemi çamaşır makinasının sentetik yıkama programı kullanılarak gerçekleştirilmiş ve farklı durumlarda lif salınımı görsel olarak saptanmıştır. **Şekil 4.1-a**, çeşme suyu ve sentetik çamaşırların deterjansız yıkanması sonucunda atıksuda bulunan liflerin yoğunluğu ve birikimi, çamaşırdan yıkamanın mekanik etkisiyle atıksuya karışmasının nasıl gerçekleştiğini gösterir. **Şekil 4.1-b**'de çeşme suyu, deterjan ve sentetik çamaşırın birlikte olduğu yıkamadan elde edilen atıksudan alınan numunedeki liflerin görseli görülmektedir. Burada, deterjanın liflerin dağılımını ve büyüklüğünü etkilediğini ve liflerin daha küçük parçalara ayrılmasına ve bu parçaların atıksuda daha homojen bir şekilde dağılması yardımcı olduğu düşünülebilir. Sentetik giysiler ve deterjanla yıkandığında (**Şekil 4.1-b**), sadece sentetik giysilerle yıkanana göre (**Şekil 4.1-a**) filtrede daha az lif görünmesinin nedeni, deterjanın sürtünmeyi artırması ve büyük liflerin parçalanmasına neden olmasıdır (Dalla Fontana vd., 2021).



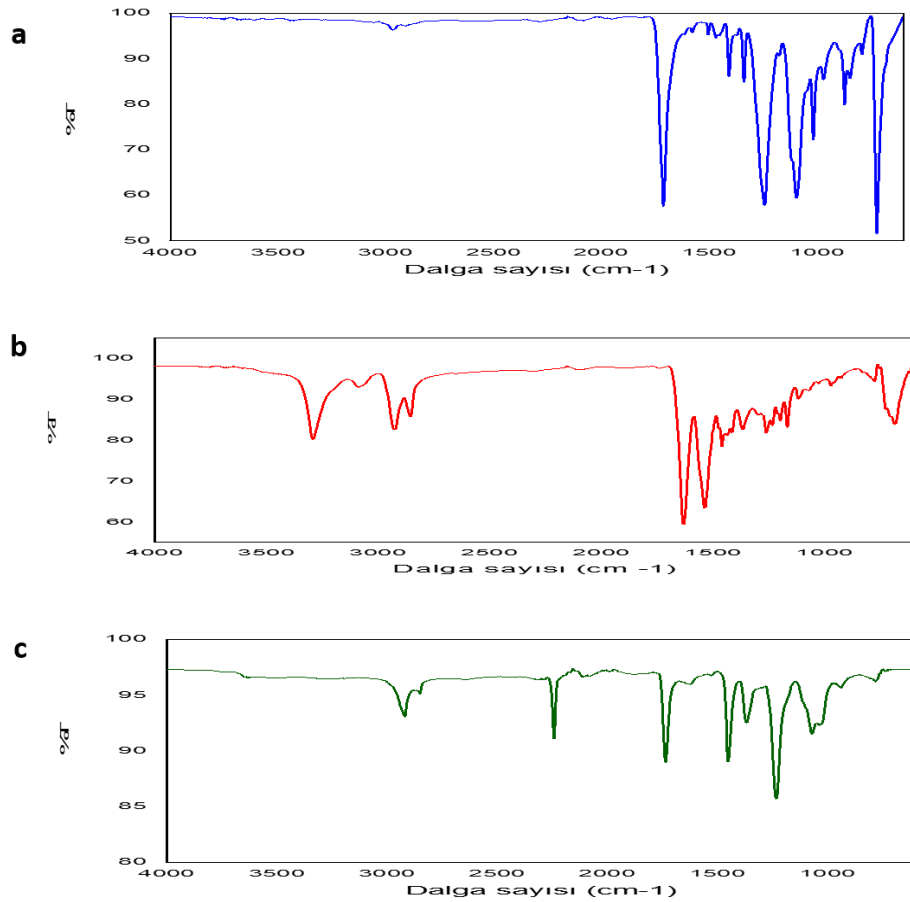
Şekil 4.1: a) ÇÇ, b) ÇÇD, c) ÇD mikroskop görüntüleri.

Yıkanan giysilerin kimyasal yapısının belirlenmesi için FTIR ölçümü gerçekleştirilmiştir ve grafikler elde edilmiştir (**Şekil 4.2**). Spektrum a, yaklaşık 1712, 1241 ve 720 cm^{-1} 'de belirgin pikler göstererek, literatürde polyester için rapor edilen

karakteristik piklerle uyumlu olduğunu ortaya koymaktadır (Veerasingam vd., 2020). Bu pikler, polyester elyaflarının ester bağlarının vibrasyonlarına işaret etmektedir.

Spektrum b, 3298, 1635 ve 1544 cm^{-1} dalga sayılarında pikler göstererek poliamid elyafların tanımlanmasını kolaylaştırır. Literatür, bu piklerin N-H streç vibrasyonları, C=O streç vibrasyonları ve N-H bükülme vibrasyonları ile ilişkili olduğunu belirtmiştir (Akyildiz vd., 2022; De Felice vd., 2022). Bu bulgular, örneklerimizde poliamid elyaflarının varlığını ve poliamid içeriğinin niceliksel analizini desteklemektedir.

Spektrum c, 2921, 1737 ve 1234 cm^{-1} dalga sayılarında önemli pikler göstermektedir. Bu pikler, akrilik elyafların tipik özellikleridir. Literatürde bu pikler, akrilik yapıdaki metil ve karbonil gruplarının vibrasyonlarına karşılık gelen pikler olarak tanımlanmıştır (Prajapati vd., 2021). Bu sonuçlar, yıkanan giysilerden atıksuya karışan akrilik elyafların varlığını tespit etmede yardımcı olan önemli bir göstergedir.



Şekil 4.2: Çalışmalarda kullanılan sentetik eşyaların FTIR sonuçları polyester, b) poliamid, c) akrilik.

4.2. Filtrasyon Prosesi

4.2.1. Filtrasyonun TOK, KOİ ve ANS Parametrelerine Etkisi

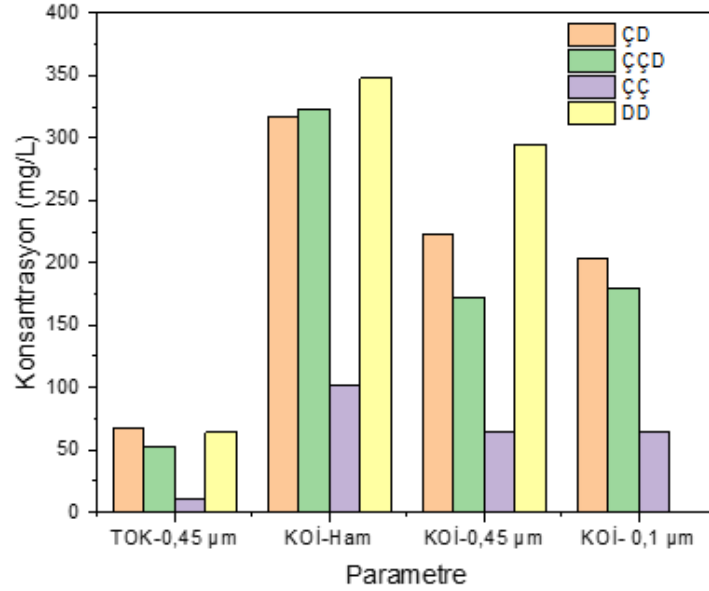
Araştırmanın bu kısmı, filtrasyon işleminin etkinliğini belirlemek ve nanoplastik ayırımı sonrasında atıksuyun değişimindeki durumu anlamak için yapılmıştır. Bu amaç için 0.45 µm ve 0.1 µm gözenek çaplarına sahip filtreler kullanılmıştır. Nanoplastikler, genellikle 0.1 µm'den küçük boyutları ile tanımlanır ve çevre için önemli bir tehdit oluşturma potansiyeline sahiptir (Nguyen vd., 2019). Bu çalışmada yıkama işlemine tabi tutulan sentetik çamaşır örneklerinin yeni ve hiç kullanılmamış olması, ölçümlerde herhangi bir organik kirliliğin bulunmadığı ve elde edilen değerlerin yalnızca kullanılan deterjan ve suyun özelliklerinden kaynaklandığı varsayımına dayanır.

Üretilen su türleri ve bu su türlerinin filtrasyonu sayesinde Toplam Organik Karbon (TOK) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) parametreleri ile anyonik yüzey aktif maddelerin (ANS) konsantrasyonlarındaki değişiklikler, sulardaki mikro ve nanoplastik miktarlarının nasıl değişim gösterdiğini belirlemeye yardımcı olur. TOK parametresi karakterizasyon çalışmalarında yaygın olarak kullanılmakla birlikte sudaki organik kirleticilerin temsil edilmesi için de kullanılmaktadır (di Luca vd., 2023; Rojas-Guerrero vd., 2023; Su vd., 2023), böylelikle TOK ölçümünün mikro/nanoplastikleri temsil edebileceği ve giderim verimlerine bu parametre ile karar verilebileceği söylenebilir.

Bu çalışmada, çeşitli yıkama suyu matrisleri için KOİ ve TOK giderim verimliliği incelendi. Distile su ve deterjan içeren 'DD' matrisi, arıtma prosesinin kontrol grubu olarak işlev görmüştür. "ÇÇ" matrisi çeşme suyu ve sentetik çamaşır, "ÇD" matrisi çeşme suyu ve deterjan, "ÇÇD" matrisi çeşme suyu, deterjan ve sentetik çamaşır liflerinin bir kombinasyonunu içermektedir. 0.45 ve 0.1 µm boyutlu gözenekli yapılar ile filtrasyon işleminin etkinliği Toplam Organik Karbon (TOK) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) parametreleri ile belirlenmiştir. Filtreler kullanılarak yapılan arıtma işlemleri, organik yükün azaltılmasında önemli bir katkıda bulunduğunu göstermektedir.

Kolektif bir parametre olması sebebiyle KOİ karakterizasyon için temel olan ölçümlerdendir. Yüzey aktif madde içeren sularla parametre olarak yüzey aktif madde

yerine onu temsilen KOİ parametresinin ölçüldüğü çalışmalar da gerçekleştirilmiştir (Sumisha vd., 2015).



Şekil 4.3: Üretilen yıkama suları için KOİ ve TOK konsantrasyonları.

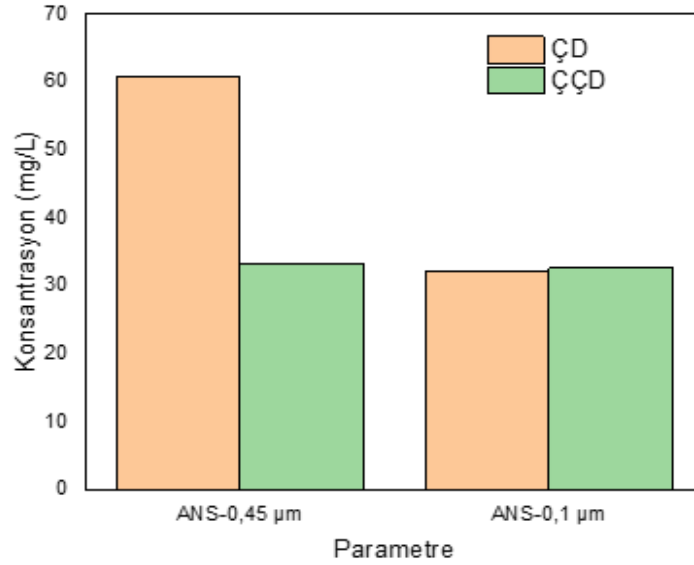
Şekil 4.3’de yer alan sonuçlarda TOK değerleri 0.45 µm membran filtreden süzülerek elde edilmiştir. Distile su, deterjan (DD) ve çeşme suyu, deterjan (ÇD) sularının TOK değerleri sırasıyla 64,4 ve 67,2 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu değerler çözünmüş deterjandan kaynaklanan TOK nedeniyle birbirine yakındır ve çeşme suyunun da bir KOİ değeri olması sebebiyle fark gözlenmektedir. Çeşme suyu, çamaşır (ÇÇ) suyunda, sadece sentetik çamaşırların makinede yıkanması sonucu elde edilen çıkış suyunun 0.45 µm gözenek çapındaki filtre ile filtrasyonu sonrasında ölçülen TOK değeri 11.3 mg/L olarak belirlenmiştir. Çeşme suyu, deterjan ve çamaşır (ÇÇD) birlikte olduğu yıkama atıksuyunda 53.2 mg/L gibi ÇD suyundan biraz daha düşük TOK değerleri tespit edilmiştir. ÇD suyu için 67.2, ÇÇ suyu için de 11.3 mg/L TOK değeri bulunmuştur. ÇÇD için TOK değerinin ÇD suyu ile ÇÇ suyu TOK değerleri toplamına (78.5 m g/L) yakın bir değer olacağı öngörülmektedir, ancak bu değer 78.5 mg/L’den çok daha düşük olan 53.2 mg/L’dir. Sentetik çamaşırdan salınan MPL’lerin bir kısmı 0.45 µm filtrede tutulmuştur. Mikroplastik lifler çevresel kirleticileri absorplama eğilimi göstermektedir, yüzey aktif maddeler de mikroplastik yüzeyinde tutulabilmektedir (Renzi vd., 2019). Bu çalışmada da bulgular bir miktar yüzey aktif

maddenin filtre yüzeyinde tutulan mikroplastik lifler tarafından adsorbe edilmiş olabileceğini göstermektedir.

Ham KOİ değerleri incelendiğinde en yüksek KOİ değerinin 348 mg/L ile distile su, deterjanda (DD) olduğu görülmüştür. Laboratuvarda çeşme suyunun ham KOİ değeri 5.7 mg/L olarak belirlenmiştir. Nanoplastikler 0.1 µm'den küçük mikroplastikler olarak tanımlanmaktadır çalışmalarda nanoplastikler için de sonuç elde edebilmek amacıyla 0.1 µm filtre de kullanılmıştır. Çeşme suyu ve çamaşırdan oluşan atıksu (ÇÇ) 0.45 ve 0.1 µm filtrelerden süzildükten sonra KOİ değerleri sırasıyla 64.3 ve 65 mg/L olarak belirlenmiştir. Çamaşır suyundaki mikroplastik liflerin her iki boyutta da filtrelenmesi ile elde edilen değerler hemen hemen aynıdır. Dolayısıyla nanoplastik lifleri de 0.45 µm filtrasyon ile filtrelediğimiz düşünülebilir. Bunun da mikroplastik liflerin filtre üzerinde oluşturduğu kekin etkisinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Bu kekin etkisiyle 0.1 µm filtrasyona eşdeğer hatta daha iyi bir etki gözlemlenmiştir. Bu durumun etkisi çeşme suyu, deterjan ve çamaşırdan oluşan atıksu (ÇÇD) için de benzer olmuştur. Bu atıksu 0.45 µm filtreden geçirildiğinde KOİ değeri 172 mg/L iken, 0.1 µm filtreden geçirildiğinde 179.8 mg/L değeri elde edilmiştir.

Çeşme suyu, deterjan içeren atıksuda (ÇD) 0.45 µm filtrasyon ile KOİ giderimi %29.5 iken, bu değer 0.1 µm filtrasyon ile sadece %6.5 artarak %36'ya çıkmaktadır. Filtrasyon gözenek boyutu azalsa bile deterjandan KOİ giderim verimi bu oranda artmamıştır. ÇÇ suyunun 0.45 µm ve 0.1 µm filtrasyon ile KOİ giderim verimleri sırasıyla %36.6 ve %35.8 olarak belirlenmiştir. Filtrasyon gözenek çapının 0.45 µm'den 0,1 µm'ye düşürülmesi sonucu etkilememiştir.

Çeşme suyu, çamaşır ve deterjanın birlikte bulunduğu suda, 0.45 µm filtrasyondan sonra KOİ değerindeki azalma %46.8 ve 0.1 µm için %44 olmuştur. KOİ değerlerinin birbirine yakın olmasının nedeni MPL yüzeyinde deterjan veya yüzey aktif maddenin adsorpsiyonu olabilir. Bu durumda, 0.45 µm daha da etkili olmuştur. Ayrıca, MPL'lerin varlığının KOİ giderim verimini %17'den fazla arttırdığı görülmektedir.



Şekil 4.4: ÇD ve ÇÇD yıkama sularında 0.45 µm ve 0.1 µm filtrasyon sonrası ANS konsantrasyonu.

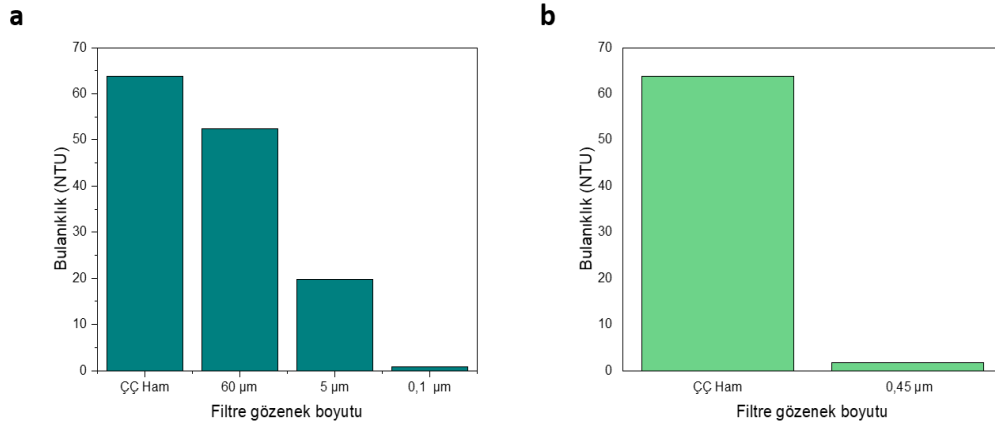
Şekil 4.4’de deterjandan gelen yüzey aktif madde ölçülmüştür. ÇD atıksuyu 0.45 µm filtreden geçirildikten sonra, bu numunenin ortalama yüzey aktif madde konsantrasyonu 60.9 mg/L iken 0.1 µm filtreden geçirildiğinde 32.1 mg/L olduğu belirlenmiştir. 0.1 µm gözenek boyutu, yüzey aktif madde konsantrasyonu da yaklaşık %50 azaltmaktadır. Yüzey aktif maddenin filtre üzerinde hidrofobik kuyruk veya hidrofilik baş kısımları ile adsorpsiyonu gerçekleşebilir ve membran yüzeyinde sırasıyla daha hidrofobik veya hidrofilik bir üst tabaka oluşturabilirler (Nunes vd., 2022), bu da yüzey aktif maddenin filtrede tutulduğunu ve dolayısıyla giderim veriminin artmasına yol açmasını açıklar.

Öte yandan, Şekil 4.4’de görüldüğü gibi filtreleme ile ÇÇD atıksuyundaki yüzey aktif madde konsantrasyonu 0.45 µm ve 0.1 µm filtreleme sonrasında anlamlı bir azalma sağlamadığı görülmüştür. Bu, çamaşırdan salınan mikropplastik liflerin yüzey aktif maddelerin filtre materyali ile etkileşimine müdahale ettiğini ve adsorpsiyon kapasitesini de değiştirdiğini düşündürmektedir. Filtre materyali üzerinde oluşan kek tabakası, potansiyel olarak yüzey aktif maddelerin daha fazla tutulmasına imkan tanımış olabilir ancak bu etkileşim 0.1 µm filtrede beklenen giderimi sağlamamıştır. Bu durum ÇÇD atıksuyunun filtrasyonu ile KOİ giderimine benzerdir. Çamaşırdan salınan mikropplastik liflerin varlığının parametreler üzerindeki etkisi 0.45 µm filtrasyonlu ÇD yıkama suyu ve ÇÇD yıkama suyu sonuçları karşılaştırılarak

incelendiğinde TOK'un %21, KOİ'nin %23 ve yüzey aktif maddenin %45 oranında azaldığı tespit edilmiştir.

4.2.2. Filtrasyonun Bulanıklık Değişimine Etkisi

Farklı yıkama atıksularında gerçekleştirilen bulanıklık ölçümleri hem sıralı süzme hem de 0.45 µm den tek süzme yapılması durumları için değerlendirilmiştir. Sıralı süzme için 60, 5 ve 0.1 µm gözenekli filtreler kullanılmıştır. 60 µm mikroplastik partiküllerinin çoğunun bu değer ve üzerinde olduğu belirtilen çalışmalardan (De Falco vd., 2021), 5 µm daha büyük gözenek boyutundan kaçabilen mikroplastiklerin tutulabilmesi için (De Falco vd., 2021) yürütülen çalışmalardan seçilmiştir. 0.1 µm gözenek çapının seçilmesinin temel gerekçesi, nanopartiküllerin tanımının bu boyuttan daha küçük partikülleri kapsamamasından kaynaklanmaktadır. Mevcut literatürde nanoplastikler, 100 nanometre (nm) ve altı boyutlardaki partiküller olarak tanımlanmaktadır (Hu vd., 2019; Ng vd., 2018; Xu vd., 2019). Bu çalışmada, 0.1 µm gözenek çapının altında kalan nanoplastik liflerin karakterizasyonu ve varlığı da değerlendirilmektedir.

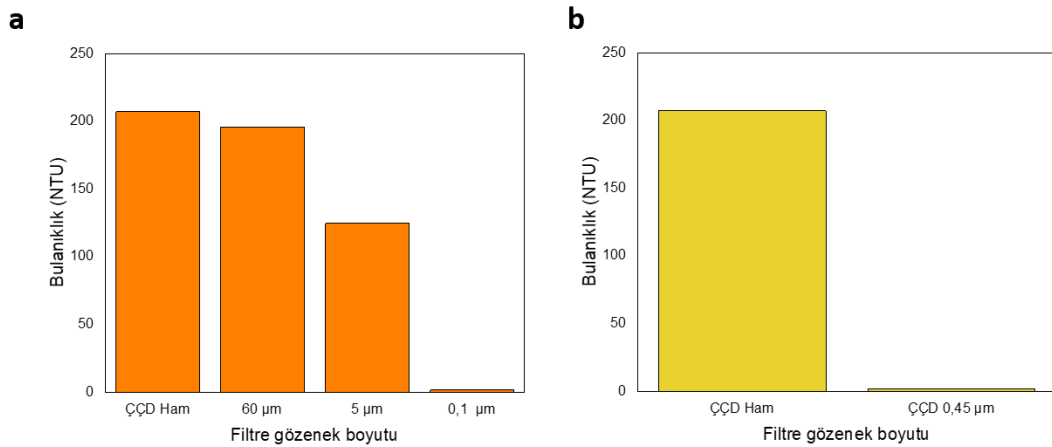


Şekil 4.5: ÇÇ yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a) sıralı süzme, b) ham ve 0.45 filtreden süzme.

Deterjan kullanılmadan, yalnızca çeşme suyu ile gerçekleştirilen yıkama işlemi sonrası çıkan atık sudan alınan numuneler, farklı gözenek boyutlarına sahip filtreler kullanılarak sıralı bir şekilde süzülmüştür (**Şekil 4.5-a**). Başlangıç (ham) atık su örnekleri yüksek bulanıklık değerleri ile karakterize edilmiş ve bu, yıkama sürecinde sentetik kumaşlardan çözölen mikrofiberlerin varlığını işaret etmektedir. Filtreleme

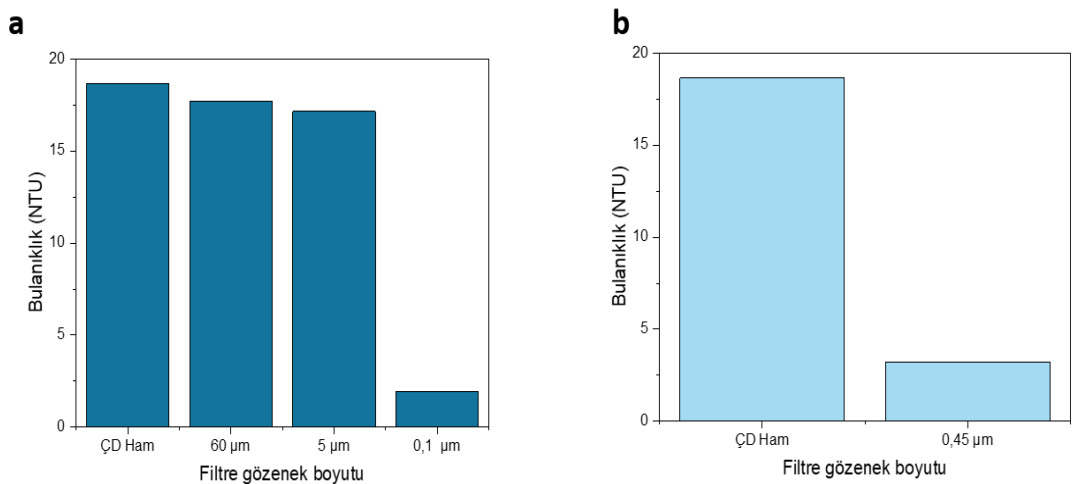
işlemleri sırasında, kademeli olarak azalan gözenek boyutları (60 μm , 5 μm ve 0.1 μm) kullanılmış ve her adımda partikül miktarı bulanıklık parametresi ile ilişkilendirilmiştir.

Çeşme ve çamaşır yıkama suyunda çamaşırdan başka bileşen olmadığından dolayı bulanıklık sadece mikro/nano fiberlerden kaynaklanmaktadır. Filtrasyon işlemi öncesinde, ham atık suyun bulanıklık değeri yaklaşık 60 NTU olarak ölçülmüştür. 60 μm filtrede tutulum çok az olması sebebiyle bulanıklık giderimi %18 civarında gerçekleşmiştir. Bu azalma, özellikle 60 μm ve üzeri boyutlardaki liflerin oranının az olduğu ve büyük çoğunluğunun (%82) daha küçük boyutta olduğu kanısına varılmıştır. Filtre gözenek boyutu 5 μm olduğunda giderme verimi yaklaşık olarak %70 olmaktadır. İkinci aşamada kullanılan 5 μm gözenek boyutlu filtre ile 5-60 μm arasındaki bulanıklık veren partiküllerin oranı %51 olduğu hesaplanmıştır. 5 μm üzerindeki partiküllerin önemli ölçüde bu boyuttaki süzme ile giderilebileceği sonucu çıkarılabilir. 5-0.1 μm filtreler arasındaki oran %30 olup 0.1 μm gözenek boyutlu filtre uygulaması, bulanıklık değerini başlangıç seviyesine göre %99 oranında düşürerek, en ince partiküllerin dahi etkili bir şekilde tutulabileceğini göstermiştir. **Şekil 4.5-b**, 0.45 μm değerlendirildiğinde de %97'lik bir giderim verimi söz konusudur, mikrofiberlerin yüksek verimle giderilebildiği anlaşılmaktadır. 0.1 μm ve 0.45 μm filtrelerinin giderim verimleri arasındaki fark %2 olarak ortaya çıkmakta ve 0.1 μm filtre gözenek çapının etkinliğinin fazla olduğu görülmektedir. **Şekil 4.6**'da ÇÇD yıkama suyu bulanıklık sonuçları yer almaktadır.



Şekil 4.6: ÇÇD yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a) sıralı süzme, b) ham ve 0.45 filtreden süzme.

Şekil 4.6-a''da ÇÇD yıkama suyunda gerçekleştirilen sıralı süzme deneylerinin bulanıklık değişimine etkisi yer almaktadır. Çeşme suyu, çamaşır ve deterjan (ÇÇD) yıkama suyunda ham bulanıklık değeri 207 NTU olarak bulunmuştur. Deterjan kullanımıyla beraber sudaki bulanıklık değerinde artış görülmüştür, bu artış hem deterjanın içindeki bileşenlerden hem de giysilerden daha çok mikropplastik liflerin kopmasıyla ortaya çıkan bir durumdur. Deterjan ilavesinin tekstil yüzeyinde mikropplastik liflerin salınımını arttırdığı ile ilgili literatürdeki çalışmalarda da ifade edilmiştir (C. Wang vd., 2023). 60 µm filtrede giderim verimi %5 seviyesinde kalmakta iken, 5 µm gözenek çapında yaklaşık %40, ve 0.1 µm de ise neredeyse %100 olmaktadır. İkinci aşamada kullanılan 5 µm gözenek boyutlu filtre ile 5 -60 µm arasındaki bulanıklık veren partiküllerin oranı %35 olduğu hesaplanmıştır, 5 µm üzerindeki partiküllerin önemli ölçüde bu boyuttaki süzme ile giderilebileceği sonucu çıkarılabilir. 5-0,1 µm filtreler arasındaki oran %60 olup 0,1 µm gözenek boyutlu filtre uygulaması, bulanıklık değerini başlangıç seviyesine göre %99 oranında düşerek, nanoplastik liflerin ve diğer partiküllerin etkili bir şekilde uzaklaştırılabileceğini göstermiştir. **Şekil 4.6-b**, 0.45 µm değerlendirildiğinde de neredeyse %99'un üzerinde bir giderim verimi söz konusudur, mikropplastik liflerin yüksek verimle giderilebildiği anlaşılmaktadır. Bu su türünde 0.45 ve 0.1 µm filtrelerin hemen hemen aynı giderim verimine sahip olduğu belirlenmiştir. **Şekil 4.7**'de de ÇD yıkama suyu bulanıklık sonuçları yer almaktadır.



Şekil 4.7: ÇD yıkama suyu bulanıklık (NTU) değişimi a) sıralı süzme, b) ham ve 0,45 filtreden süzme.

Çeşme ve deterjan yıkama suyunda **Şekil 4.7**'de verilen bulanıklık değerlerine göre 60 µm gözenek boyutunda giderim verimi %5 civarında bulunurken 5 µm gözenek çapında %8 olarak bulunmuştur. 0.1 µm filtre çapında giderim verimi yaklaşık %90 bulunurken, sadece 0.45 µm filtre çapında yapılan süzme işleminde yaklaşık %83 giderim verimi gözlenmektedir.

Tablo 4.1: Tüm su türlerinde filtre boyutuna göre bulanıklık değerleri ve giderim verimleri.

Sıralı Süzme								Tekil Süzme		
Numune	Ham	60 µm	Verim (%)	5 µm	Verim (%)	0.1 µm	Verim (%)	Ham	0.45 µm	Verim (%)
ÇÇ	64	52	18	20	69	1	99	64	2	97
ÇÇD	207	196	5	125	40	1	99	207	2	99
ÇD	19	18	5	17	8	2	90	19	3	83

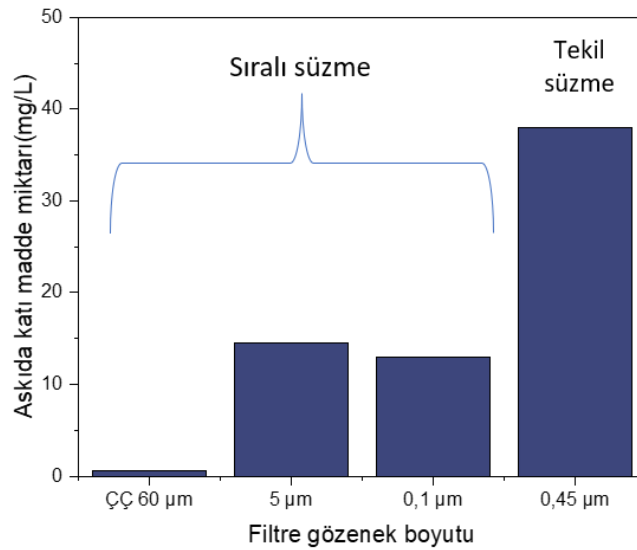
Tablo 4.1'e göre tüm su türlerinin ham halleri değerlendirildiğinde çeşme, çamaşır, deterjan suyunda en yüksek bulanıklık değeri görüldüğü (207 NTU), bunu çeşme, çamaşır suyunun izlediği (64 NTU) ve son olarak da çeşme, deterjan suyunda en az bulanıklık değeri (19 NTU) bulunmuştur. 0.1 ve 0.45'den süzme benzer giderim verimlerine sahip olmakla birlikte ÇÇD ve ÇÇ su türlerinde bulanıklığın neredeyse tamamının giderimi sağlanmıştır (>%98), ÇD ise yaklaşık %85 giderim sağlanmıştır.

Sonuçlar karşılaştırıldığında ÇÇD yıkama suyunun ÇÇ yıkama suyundan daha yüksek bir değere sahip olduğu görülmektedir. Deterjan temel bileşen olarak yüzey aktif maddeler ve yardımcı bileşenler olarak enzim, oksidan gibi maddelerden oluşmaktadır (Bianchetti vd., 2015). Deterjanın yüzey aktif madde gibi bileşenlerinin kumaş yüzeyinde birikmesi, sürtünme kuvvetlerini azaltarak kumaşın zarar görmesine olanak sağlaması böylelikle mikroplastik liflerin salınımının artmasına yol açması ile açıklanabilir. Deterjan kullanımının lif salınımına etkisinin araştırıldığı çalışmaların çoğunda suya deterjan ilavesinin lif miktarını arttırdığı bulunmuştur (Almroth vd., 2018; Hernandez vd., 2017; Zambrano Gonzalez, 2020). Yine çeşme ve çamaşır suyunda 60 µm gözenek boyutunda giderme verimi yaklaşık %70 iken ÇÇD yıkama suyunda bu değer yaklaşık %40 olarak görülmektedir. Bu durum da deterjanın varlığıyla birlikte liflerin daha küçük boyutlara parçalanması ile açıklanabilir.

Deterjanın kumaş yüzeyinin aşınma miktarını arttırması sebebiyle daha fazla miktarda ve farklı boyutlarda salınım gerçekleştiği yapılan çalışmalarla bulunmuştur (Rathinamoorthy ve Raja Balasaraswathi, 2020), bu sürtünme lif boyutlarında azalmalara sebep olabilmektedir.

4.2.3. Filtrasyonun Askıda Katı Madde Konsantrasyonuna Etkisi

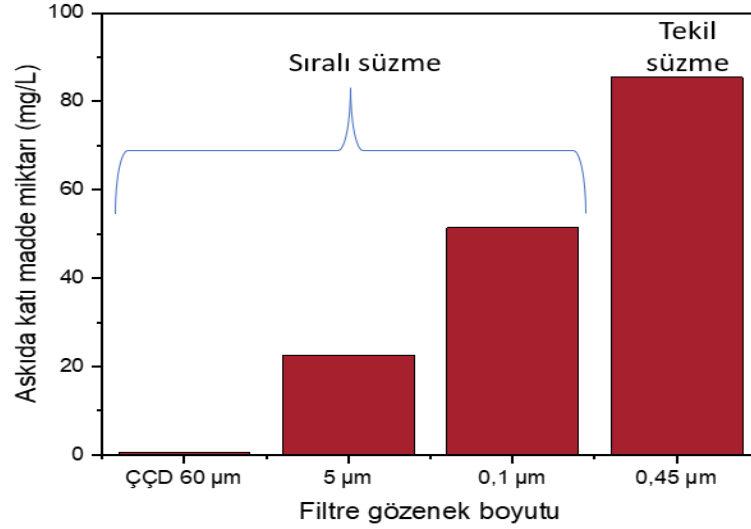
Askıda katı madde (AKM) miktarları ÇÇ bulunan yıkma atıksuyunda yapılan çalışmalarda sıralı süzme için (60, 5 ve 0.1 μm) ve sadece 0.45 μm ile analiz edilmiştir (Şekil 4.8). 60 μm gözenek boyutlu filtrenin kullanıldığı süzme işlemi sonrasında filtre kağıdında yaklaşık 1 mg/L AKM tutulmuştur. Yani mikroplastik liflerin çoğunun bu boyuttan küçük olduğunun düşünülmesine neden olmuştur. 5 μm gözenek boyutlu filtrenin ardından filtre kağıdında tutulan AKM miktarı yaklaşık 15 mg/L ve 0.1 μm filtre kağıdında yaklaşık 10 mg/L AKM'nin tutulmaktadır yani askıda katı maddenin büyük oranda bu iki boyutta bulunduğu ifade edilebilir.



Şekil 4.8: ÇÇ yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.

Tek aşamalı süzme işlemi olarak uygulanan 0.45 μm gözenek boyutlu filtreleme, filtre kağıdında yaklaşık 35 mg/L AKM tutulmasıyla sonuçlanmıştır. Bu yüksek miktar, 0,45 μm gözenek boyutunun, atık su içerisinde bulunan ve daha ince partiküllerin büyük bir kısmını tutabilecek kapasitede olduğu, filtreleme işlemi sırasında

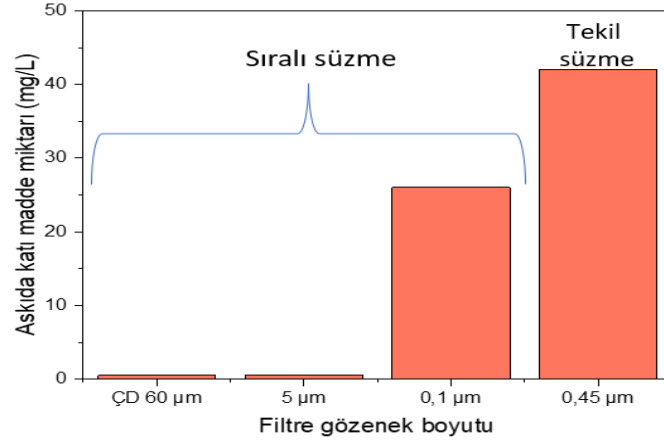
partiküllerin aglomerasyonu ve kek etkisi gibi proseslerin olabileceği tahmin edilmektedir. Bu durumda suda sadece MPL'lerin olması durumunda 0.45 µm filtre gözenek boyutu ile en yüksek AKM tutma kapasitesine sahip olduğu görülmektedir. Bu analiz filtre seçimi ve işletimi için önemli bir bilgi oluşturmaktadır.



Şekil 4.9: ÇÇD yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.

Sıralı süzme sonuçlarına göre ÇÇD yıkama suyunda en fazla tutulum 51 mg/L ile 0.1 µm gözenek çaplı filtrede gerçekleşmiştir. Sadece 0.45 µm gözenek çaplı filtre kullanımında ise 86 mg/L gibi bir konsantrasyon söz konusudur (Şekil 4.9). Bu konsantrasyonu çamaşırdan ve deterjandan gelen bileşenler oluşturmaktadır. Deterjan ana bileşeni olan yüzey aktif madde ile yapılan çalışmalarda, yüzey aktif maddenin partikül kirleticilerin adsorpsiyonuna, kümelenmesine etki ettiği belirlenmiştir (T. Zhu vd., 2021). Bu tez çalışmasında da deterjanın mikroplastik liflerin kümeleşmesine katkı sağlayarak filtrasyonda tutulumu arttırdığı söylenebilmektedir, bu durum filtre üzerinde kirletici birikimi olması sebebiyle kek etkisi oluşması olarak da ifade edilebilir.

Şekil 4.10'da yer alan grafiklere göre ÇD yıkama suyunda sıralı süzmede sadece 0.1 µm filtrede bir konsantrasyon söz konusuyken (26 mg/L), sadece 0.45 µm kullanılarak yapılan süzmede 42 mg/L bir konsantrasyon söz konusudur ve sadece deterjanla yıkama yapıldığı için bu kirlilik deterjan bileşenlerinden gelmektedir.



Şekil 4.10: ÇD yıkama suyu ve filtrasyon gözenek boyutlarına göre katı madde konsantrasyonu değişimi.

Çalışmalarda deterjanlardan bahsedilirken temizleme kabiliyetleri üzerinden özellikleri değerlendirilmektedir, bu sebeple kesin bir boyut bilgisi verilmemektedir (Bhairi ve Mohan, 2007; Linke, 2009). Toz deterjan ile yürütülen çalışmalarda 125-250 µm aralığında partikül boyut dağılımı görülmesinin yanı sıra bu aralığın dışında da partiküllere rastlanmıştır (Hart, 2015). En önemli anyonik yüzey aktif madde grubu olan LAS için de partiküllerin çapının 1-10 nm arasında olduğunu ifade eden çalışmalar mevcuttur (Terechova vd., 2014). Buradan çıkarılabilecek genel sonuç deterjan içeriğindeki partiküllerin boyutlarında kesin bir sınırlamadan bahsedilemeyeceğidir.

Tablo 4.2'ye göre tüm su türlerindeki değerler karşılaştırıldığında en yüksek değer ÇÇD yıkama suyunda görülürken en düşük değer ÇÇ yıkama suyunda bulunmuştur.

Tablo 4.2: Filtre boyutuna göre su türlerinin AKM konsantrasyonları.

Numune	AKM konsantrasyonu, mg/L		
Filtre boyutu	60 µm	5 µm	0.1 µm
ÇÇ	1	15	13
ÇÇD	1	23	51
ÇD	0	0	26

Tablo 4.3'e göre tutulan AKM'nin filtrelerle göre yüzde dağılımı gösterilmektedir. 60 µm filtreden süzme işlemi gerçekleştirildiğinde üç su türünde de önemli bir kalıntı bulunmamıştır, bu gözenek çapının su türleri için büyük kaldığı yorumu yapılabilir.

Tablo 4.3: Su türlerinde sıralı süzme filtre boyutlarına göre tutulan AKM miktarlarının % oranları.

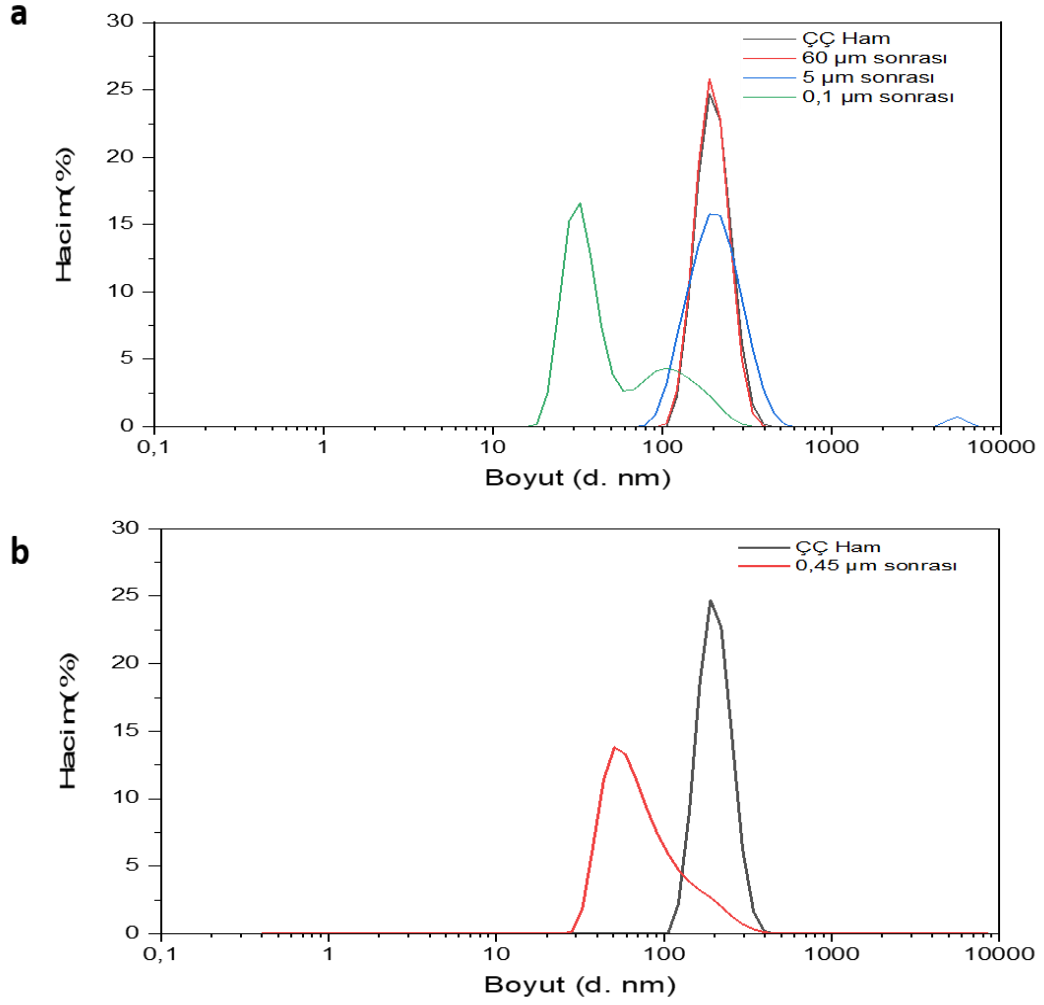
Numune	Filtrelerde tutulan AKM oranları (%)		
Filtre boyutu	60 µm	5 µm	0.1 µm
ÇÇ	2	52	46
ÇÇD	1	30	69
ÇD	2	2	96

Ayrıca deterjanın varlığı değerlendirildiğinde sadece bir parametreyle yıkamaya göre ikisinin de var olduğu yıkama koşullarında konsantrasyonda artış görülmüştür. Bu durum deterjanın mikropplastik lif salınımını arttırdığını ifade eden çalışmaları (Yang vd., 2019; Zambrano vd., 2019) desteklemektedir.

Literatürde laboratuvar boyutlarında gerçekleştirilen tek tip polyester ürün yıkama ve ağırlık ölçümü çalışmasında 100 µm filtre kullanıldığında konsantrasyon değişimi 0.23-48.5 mg/L arasında 0.22 µm filtre kullanılarak vakum filtrasyonu gerçekleştirildiğinde 0.43-11.70 mg/L aralığında sonuçlar elde edilmiştir (Belišová vd., 2020). Buradan da anlaşılacağı gibi farklı materyaller yıkandığında ya da aynı materyal farklı koşullarda yıkandığında sonuçlarda farklılıklar gözlenmektedir.

4.2.4. Filtrasyonun Partikül Boyut Dağılımına Etkisi

Partikül boyut dağılımı grafiklerinde x eksen, parçacıkların küresel olduğu varsayılarak parçacıkların çapı olan eşdeğer daire çapını göstermektedir, y eksen de her bir partikül çapı için sinyalin yoğunluğunu göstermektedir (Murray ve Örmeci, 2020) ve çalışmada da bu yoğunluğa bağlı olarak hacim bazında göreceli bir sonuç vermektedir. Boyut dağılımları Malvern Nano ZS Zetasizer cihazı kullanılarak elde edilmiştir ve ÇÇ yıkama suyuna ait boyut dağılımları **Şekil 4.11'**de verilmektedir.



Şekil 4.11: ÇÇ yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0,45 filtreden süzme.

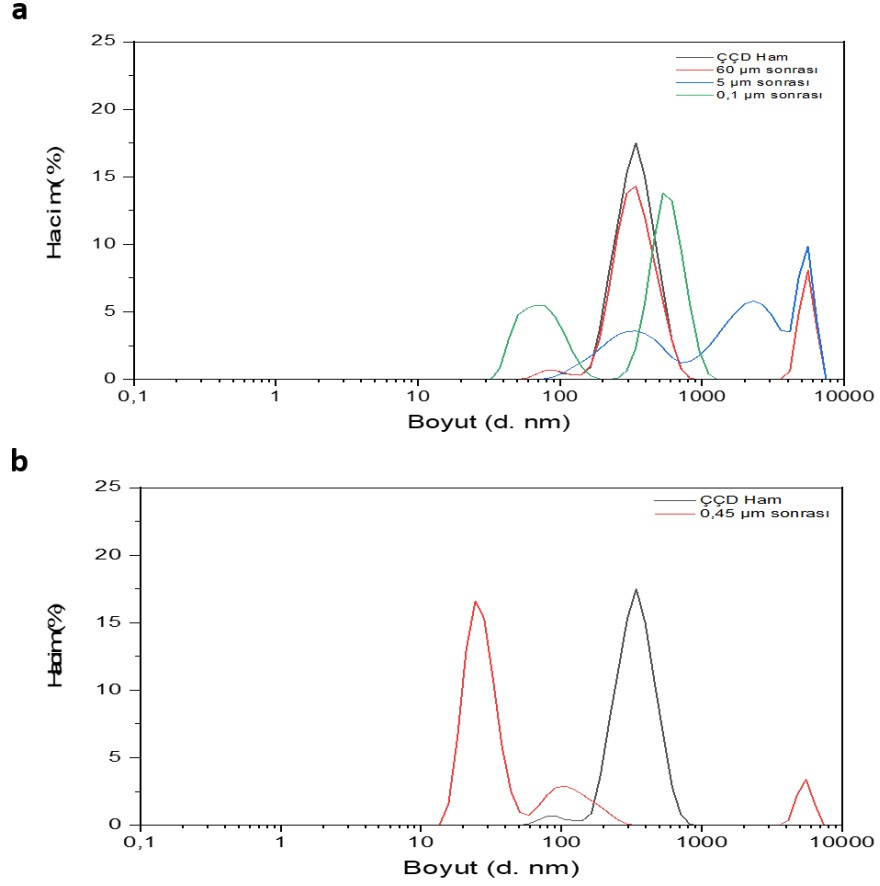
Şekil 4.11-a'da sadece sentetik çamaşırların olduğu yıkama atık suundaki sıralı filtrasyon sürecinin sonuçlar göstermektedir ki, filtrelenmemiş yani ham atık suyun ortalama partikül boyutu 179 ± 5 nm olarak ölçülmüştür. Bu değer, sadece sentetik çamaşırların çeşme suyu ile yıkama işlemi sırasında suya karışan mikroplastik liflerin başlangıçtaki boyutunu temsil etmektedir. 60 µm gözenek boyutlu filtrenin kullanılmasıyla elde edilen partikül boyutunun 176 ± 5 nm olması, bu boyuttaki filtrenin mikroplastik lifleri etkili bir şekilde tutmadığını ve büyük çoğunluğunun filtreden geçerek süzüldüğünü gösterir. 5 µm filtre sonrasında ortalama partikül boyutunun 152 ± 10 nm'ye düştüğü görülürken, 0.1 µm filtre kullanıldığında partikül boyutu daha da azalarak 30 ± 2 nm'ye inmiştir. Bu, ince filtrelerin mikroplastik lifleri

yüksek oranda tutabildiğini ve bu boyutta partiküllerin atık sudan etkin bir şekilde ayrıştırıldığını göstermektedir.

Şekil 4.11-b'de sunulan tek aşamalı filtrasyon işlemi sonuçları, 0.45 µm gözenek boyutlu filtrenin kullanımının ardından ortalama partikül boyutunun 48 ± 3 nm'ye indiğini göstermektedir. Bu önemli derecedeki azalma, 0.45 µm filtre gözenek boyutunun, yıkama işleminden kaynaklanan mikroplastik liflerin büyük bir kısmını etkili bir şekilde tuttuğunu neredeyse 0.1 µm'ye yakın sonuç verdiği görülmektedir. Partiküllerin sudan uzaklaştırılması filtrenin gözenek boyutu tarafından kontrol edilmektedir, çalışmalarda genellikle mikroplastiklerin boyutlarının filtre gözenek boyutundan daha büyük olması sebebiyle yüksek oranda tutulumunun gerçekleştiğini göstermektedir (Chowdhury vd., 2023). Filtreleme öncesinde grafikler daha yayık görüntüdeyken filtreleme sonrasında dağılım daha dar bir alana sıkışmaktadır, bu durum filtreleme ile tutulumun gerçekleştiğini ve partikül boyutunun daha dar bir aralığa ulaştığını göstermektedir. 0.22 µm filtre kullanılarak gerçekleştirilen filtrasyon çalışmasında nanoplastik giderimi sonuçları filtreleme sonrası dağılımla filtreleme öncesi dağılım karşılaştırıldığında, partikül boyutlarının yayılımının azaldığı gözlenmiştir (Murray ve Örmeci, 2020), böylelikle literatür verileri ile deneysel çalışma verilerinin uyumlu olduğu görülmüştür.

Sıralı filtrasyon süreci, partikül boyutlarını kademeli olarak azaltırken, tek aşamalı filtrasyon da spesifik partikül boyut aralığını hedefleyerek mikroplastik liflerin büyük kısmını gidermiştir. Bu bulgular, mikroplastik liflerin sucul ortamlara olan geçişini azaltmada ve atık su arıtma tekniklerinin geliştirilmesinde önemli bilgiler sağlamaktadır. Sonuç olarak, partikül boyut dağılımı analizi, çamaşır makinesinden gelen mikroplastik liflerin giderilmesinde kritik bir rol oynamaktadır ve bu analiz, su arıtma sistemlerinin tasarımı ve işletmesi için değerli bir rehber olarak hizmet edebilir.

ÇÇD yıkama suyuna ait boyut dağılımları hem sıralı süzme için hem de tekil süzme için analiz edilmiştir ve **Şekil 4.12**'de yer almaktadır.

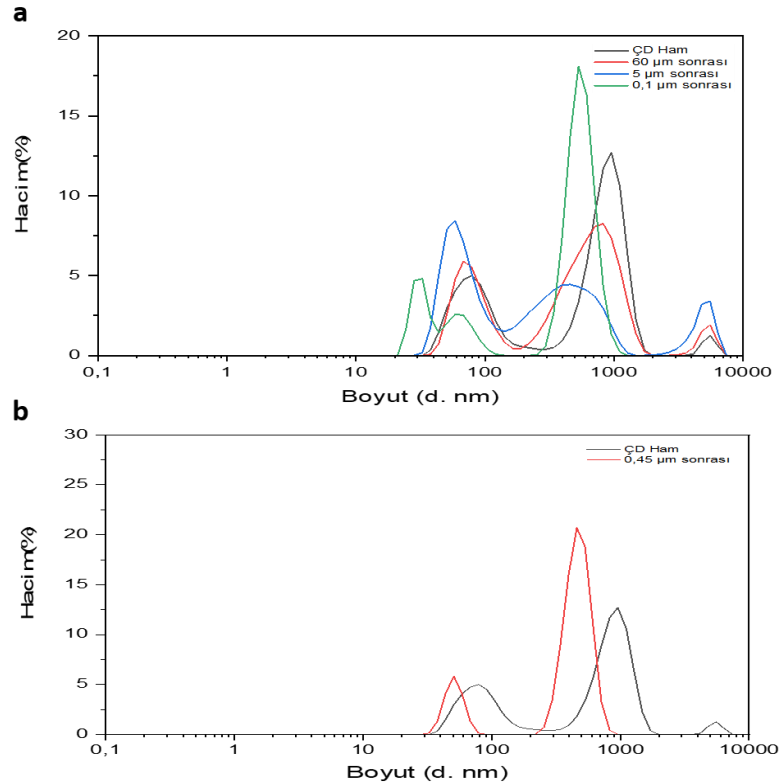


Şekil 4.12: ÇÇD yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0,45 filtreden süzme.

Şekil 4.12-a, ÇÇD yıkama atık suyunda çeşitli filtre gözenek boyutlarıyla yapılan sıralı süzmenin sonuçlarını sergilemektedir. Ham numunede, özellikle deterjanın varlığı ve sentetik çamaşırdan kaynaklanan mikropplastik liflerin etkisiyle ortalama partikül boyutu 216 ± 3 nm olarak tespit edilmiştir. İlk olarak, 60 µm filtre kullanımının ardından ortalama partikül boyutu 211 ± 50 nm olarak ölçülmüştür. Bu hafif azalma, büyük çaplı partiküllerin büyük oranda bu filtreden geçtiğini ve bu filtrenin büyük boyutlu partiküller ile mikrolifleri ayırmada sınırlı etkinliğe sahip olduğunu göstermektedir. Daha ince partiküllerin ayrıştırılmasında, 5 µm gözenek boyutlu filtre sonrasında ortalama partikül boyutu 159 ± 20 nm'ye düşmüş, bu da mikropplastik liflerin ve belki de deterjan moleküllerinin önemli bir kısmının bu filtre ile tutulduğuna işaret etmektedir. En ince filtre olan 0.1 µm ile filtrasyon sonrasında ise, partikül boyutunun 69 ± 14 nm'ye kadar düştüğü görülmektedir; bu, nanometre ölçeğindeki partiküllerin etkin bir şekilde giderildiğini ve bu filtre boyutunun mikropplastik liflerin büyük bir kısmını yakalayabildiğini göstermektedir.

Şekil 4.12-b''de ise, sadece 0.45 µm gözenek boyutlu filtrenin kullanıldığı tek aşamalı süzme işlemi sonucu elde edilen partikül boyut dağılımı incelenmiştir. Burada, ham numunenin ortalama partikül boyutu 216 ± 3 nm iken, filtrasyon sonrası 24 ± 3 nm'ye düşmüştür. Bu dramatik azalma, 0.45 µm filtre gözenek boyutunun, mikropplastik liflerin yanı sıra, deterjan ve diğer ince partiküllerin büyük bir kısmını etkin bir şekilde tutabildiği ve bu boyutta filtreleme sürecinin atık su içindeki ince partikül profiline önemli ölçüde etki ettiğini göstermektedir.

Atık suyun içinde sadece deterjanın varlığında partikül boyut dağılımı, analiz edilmiştir (**Şekil 4.13**).



Şekil 4.13: ÇD yıkama suyu boyut dağılımı a) sıralı süzme, b) ham ve 0.45 filtreden süzme.

Şekil 4.13-a''da görülen sıralı süzme sonuçlarına göre, ham numunenin ortalama partikül boyutu 65 ± 12 nm olarak ölçülmüştür, ki bu suya karışan deterjan moleküllerinin ve çözünmüş diğer mikro boyutlu katıların boyutunu yansıtır. 60 µm gözenek boyutu ile süzme sonrasında ortalama partikül boyutunda anlamlı bir değişiklik olmamış, boyut 64 ± 4 nm olarak belirlenmiştir. Bu, 60 µm filtre boyutunun,

nanometre ölçeğindeki partiküller için etkisiz olduğunu gösterir. Daha ince gözenek boyutları ile süzme yapıldığında, 5 µm filtre sonrası ortalama partikül boyutu 53 ± 5 nm'ye düşmüştür. En dikkate değer azalma, 0.1 µm filtre kullanıldığında elde edilmiş ve partikül boyutu 50 ± 10 nm'ye kadar düşmüştür. Bu azalma, süzme işleminin nano boyuttaki partiküllerin bir kısmını tutabileceğini göstermektedir, ki bu da suyun içerdiği çok ince partiküllerin, muhtemelen deterjan ve diğer çözünmüş katıların giderilebildiğine işaret etmektedir.

Şekil 4.13-b''de ise, 0.45 µm gözenek boyutlu tek aşamalı süzme işlemi sonuçları sergilenmiştir. Ham numunenin ortalama partikül boyutu 65 ± 12 nm iken, süzme sonrasında 50 ± 10 nm'ye düşmüş, bu da 0.45 µm filtre gözenek boyutunun, nanometre ölçeğindeki partiküllerin gidermede oldukça etkili olduğunu göstermektedir.

Tablo 4.4'e göre su türleri incelendiğinde ham numunelerle 60 µm'den süzülen numuneler arasında ortalama partikül boyutu açısından anlamlı farklar bulunmamaktadır. 5 µm gözenek çapına sahip filtre kullanıldığında ortalama partikül çapı biraz azalmakta ve 0.1 µm'de en düşük seviyeye ulaşmaktadır. Bu sonuçlar suda nano boyutta plastik liflerin olduğunu ortaya koymaktadır.

Tablo 4.4: Filtre boyutuna göre numunelerin ortalama partikül boyutu.

Numune	Ham (nm)	60 µm (nm)	5 µm (nm)	0.1 µm (nm)	Ham (nm)	0.45 µm (nm)
ÇÇ	179 ± 5	176 ± 5	152 ± 10	30 ± 2	179 ± 5	48 ± 3
ÇÇD	216 ± 3	211 ± 50	159 ± 20	69 ± 14	216 ± 3	24 ± 3
ÇD	65 ± 12	64 ± 4	53 ± 5	50 ± 10	65 ± 12	50 ± 10

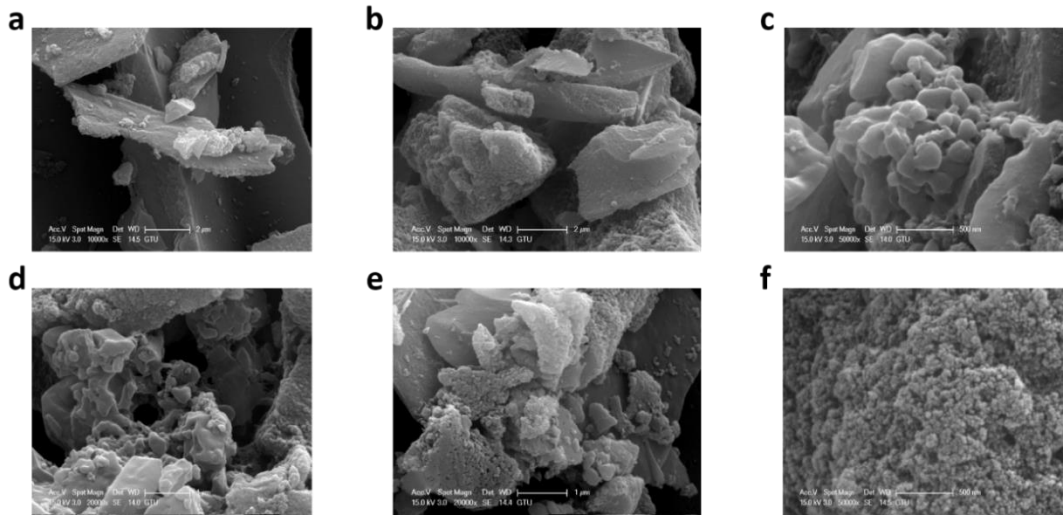
Ham halde ÇÇD yıkama suyunda en büyük (216 ± 3 nm), ÇD yıkama suyunda en küçük (65 ± 12 nm) partikül boyutu bulunmuştur. Standart sapmalar göz önüne alındığında bazı durumlarda süzme ile daha büyük boyutlu partiküller ortaya çıkabilmektedir. ÇÇD yıkama suyunda 60 µm'de standart sapma ile partikül boyutunun 165-265 nm aralığında değişebileceği ve 5 µm'de 139-179 nm arasında değişebileceği belirlenmiştir. Bu boyutlar göz önüne alındığında 60 µm ve 5 µm filtre sonuçlarında daha küçük filtre boyutunda daha büyük partikül boyutu ortaya çıkması ihtimali bulunmaktadır, benzer durum ÇD yıkama suyunda 5 µm ve 0.1 µm için de

örneklendirilebilir. Deterjanın etkisiyle kopan partiküllerin aglomerasyon (yumak oluşturma) potansiyeli mevcuttur. Murray ve Örmeci (2020) çalışmasında $0.22\ \mu\text{m}$ filtre kullanarak partikül boyut değişimini incelemiştir ve ham numunede $217\pm 4\ \text{nm}$, filtreleme sonrası ise $275\pm 70\ \text{nm}$ değeri elde edilmiştir. Çalışmada filtreden geçtikten sonra partikül boyutunda artış görülebileceği anlaşılmaktadır, bu durum daha büyük partiküllerin uzaklaştırılarak filtreden geçen ince partiküllerin birbiriyle temas etmesine ve aglomerasyon ile daha büyük partikül boyutuna yol açması hipotezine destek vermektedir.

4.3. Adsorpsiyon Prosesi

4.3.1. Adsorpsiyon Prosesinin Etkisi

Aktif karbon üzerine mikrofiber adsorpsiyonu, aktif karbon üzerine yüzey aktif madde adsorpsiyonu ve her iki kirleticinin aktif karbon üzerine eşzamanlı adsorpsiyonu, adsorpsiyon kapasitesinin nicel değerlendirmesi, daha önce açıklandığı gibi üç farklı yıkama suyu örneği kullanılarak gerçekleştirilmiştir ve yıkama sularının PAC üzerine adsorpsiyonu **Şekil 4.14**'de görüntülenmiştir. İlk olarak, uygulanacak uygun PAC dozunu belirlemek için bir çalışma yapılmıştır.

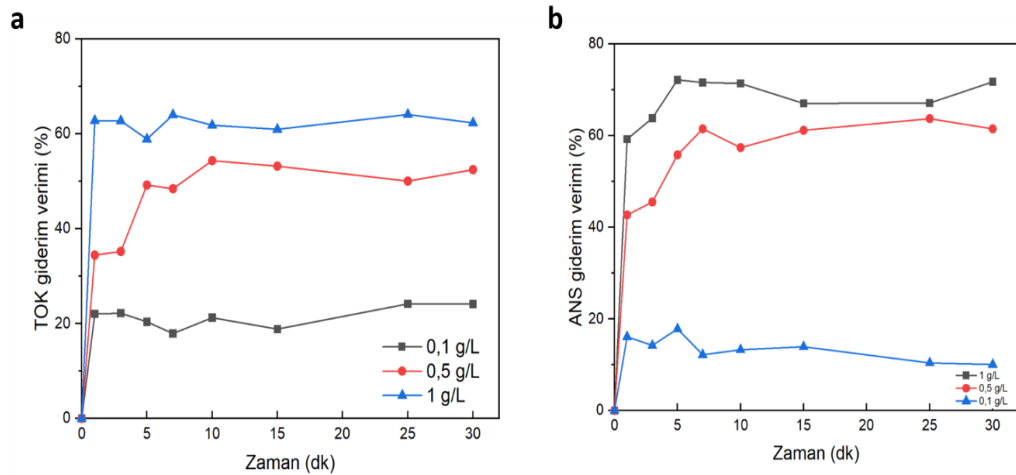


Şekil 4.14: a) Ç (x10000), b) ÇD (x10000), c) ÇÇD (x50000), d) ÇÇD(x20000), e) ÇÇ (x20000) ve f) D (x50000)'nin PAC adsorpsiyonu sonrası SEM görüntüleri.

Şekil 4.14-a'da çeşme suyunun adsorpsiyonunda PAC yapısı ince bir tabaka olarak görünürken, **Şekil 4.14-b**'de çeşme suyuna deterjan eklenmesiyle PAC yüzeyinde büyük parçalar toplanmıştır (büyütme x10000). Adsorpsiyon deneyinde, ham PAC'ın SEM görüntülerini elde etmek için sadece distile su da kullanılmıştır. **Şekil 4.14-f**, distile su ile adsorpsiyondan sonra PAC'ın görüntüsünü göstermektedir, bu görüntü 500 nm ölçeğinde ve x50000 büyütmede ham PAC yüzeyini göstermektedir. **Şekil 4.14-c** ile karşılaştırıldığında, deterjan ve sentetik giysiler ham PAC'ın üzerine adsorbe olmuş ve birbirinin üzerine yapışan yeni topaklar olarak gözlemlenmesine neden olmuştur. **Şekil 4.14-e** çeşme suyu ve sentetik giysileri gösterirken, **Şekil 4.14-d** deterjan ilavesini de göstermektedir. **Şekil 4.14-e**'de çeşme suyu ve sentetik giysilerin oluşturduğu katmanlar daha ince ve keskin iken **Şekil 4.14-d**'de kümelenmiştir (büyütme x20000).

4.3.2. Adsorban Dozunun Etkisi

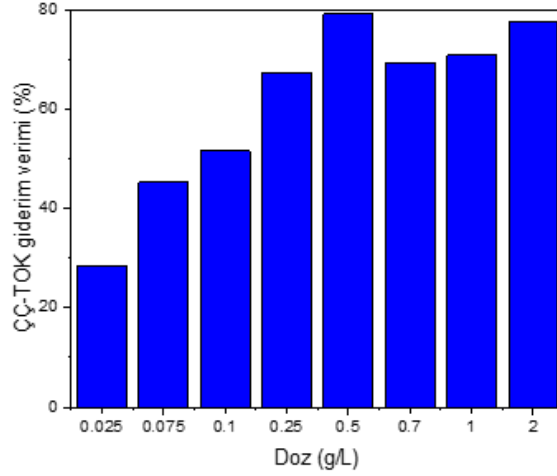
Bu çalışma, 0.1 ila 1.0 g/L arasında değişen toz aktif karbon (PAC) dozlarının çamaşır makinesi atık sularının adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini incelemektedir. Farklı PAC dozları kullanılarak çok sayıda deney gerçekleştirilmiş ve hem TOK hem de anyonik yüzey aktif madde (ANS) parametrelerinin giderim verimleri değerlendirilmiştir. **Şekil 4.15-a** ve **Şekil 4.15-b**'de gösterildiği gibi bulgular, sentetik çamaşır atık suyundan TOK ve ANS'nin giderilmesinde çeşitli PAC dozlarının etkinliğine ilişkin değerli bilgiler sunmaktadır.



Şekil 4.15: ÇD yıkama suyunda farklı PAC dozlarında a) TOK ve b) ANS giderim verimleri.

10 dakikalık temas süresi boyunca hem TOK hem de ANS parametresi için giderim verimleri her üç doz seviyesinde de nispeten tutarlıydı. En düşük etkili giderim yüzdeleri, TOK için yaklaşık %20 ve ANS için %13 giderim ile 0.1 g/L PAC dozunda gözlenmiştir. Ancak doz miktarı kademeli olarak arttıkça giderim verimliliği de artmıştır. En yüksek doz olan 1.0 g/L, 10 dakikalık temas süresi içinde %62 TOK giderimi ve %71 yüzey aktif madde giderimi olmak üzere en etkili giderimle sonuçlanmıştır. Bu bulgu, Terechova vd. (2014) çamaşır atık suyundan anyonik yüzey aktif maddelerin giderilmesini amaçlayan ve yüzde 71.26'lık bir giderim oranı elde eden çalışmasıyla çok iyi örtüşmektedir. Bununla birlikte, 10 dakika sonra PAC dozajının 0.5 g/L'ye düşürülmesi, 1.0 g/L dozajına kıyasla giderim veriminde %10'luk bir azalmaya neden olmuştur. Bu nedenle, toz aktif karbon (PAC) için 0.5 g/L'lik ideal bir konsantrasyonun sonraki çalışmalar için en uygun olacağına karar verilmiştir. Devam çalışmaları için seçilen doyguluk süresi 30 dakika olarak belirlenmiş olup, 10 dakikalık nispeten kısa temas süresinden kayda değer bir giderimi temsil etmektedir. Temas süresini uzatarak veya kinetik incelemeler yaparak adsorpsiyon sürecinin kararlılığını ve etkinliğini izlemek için daha kapsamlı değerlendirmeler yapmak avantajlı olacaktır.

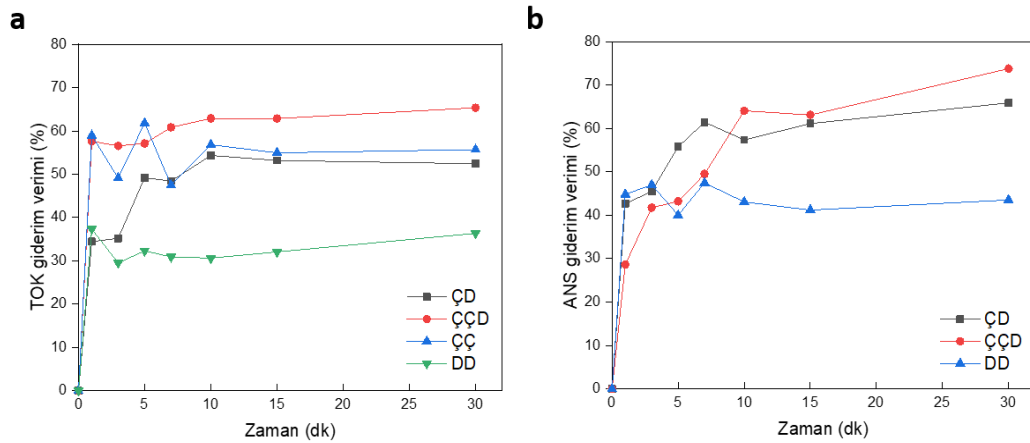
Toz aktif karbon (PAC) gözenekli yapısı ve yüksek spesifik yüzey alanı nedeniyle, çok sayıda organik bileşiği adsorbe etme kapasitesine sahiptir. Bu çalışmada, ÇÇD yıkama atık suyu numunesi akrilik, polyester ve poliamid mikroplastik/nanoplastik lifler içermektedir. PAC dozajının artırılmasıyla, mikroplastik liflerin adsorpsiyon bölgelerinin sayısı ve adsorpsiyon verimliliği artırılabilir. Bu deneylerde, MPL/NPL giderimleri ÇÇ çıkış suyuna değişen konsantrasyonlarda PAC eklenerek belirlenmiştir. ÇÇ atık suyunun başlangıç TOK değeri 11.3 mg/L olarak ölçülmüştür. Farklı PAC dozlarının eklenmesi, **Şekil 4.16** 'da görüldüğü gibi 60 dakika boyunca TOK giderim verimliliği ile sonuçlanmıştır. PAC doz 0.025 g/L dozdan 0.5 g/L doza yükseltilmesiyle verimin sürekli arttığı ve mikroplastik liflerin giderim veriminin ve maksimum verimin 0.5 g/L'de yaklaşık %80 olduğu söylenebilir. Ancak, 0.5 g/L'den sonra, artan dozlarla birlikte verimlilikte önemli bir artış olmamıştır. İlave PAC eklenmesinin adsorpsiyon üzerinde bir etkisi yoktur çünkü tüm PAC adsorpsiyon bölgeleri mikroplastik lifler tarafından doldurulmuş olabilir.



Şekil 4.16: ÇÇ yıkama suyunda farklı PAC dozlarına göre TOK giderim verimleri.

4.3.3. Çamaşır Suyu Özelliklerinin Etkisi

Bu çalışma için farklı çeşitlerde çamaşır atık suyu üretmek amacıyla, kir bulunmayan sentetik çamaşırlar önden yüklemeli bir ev tipi çamaşır makinesinde yıkanmıştır. Bu prosedürde sentetik bir yıkama programı ve piyasada bulunan deterjan kullanılmıştır. Çeşme suyu, deterjan ve MPL/NPL olarak da bilinen mikroplastikler bu çamaşır yıkama atığının ana bileşenlerini oluşturmuştur. Bununla birlikte, çeşitli bileşenlerin aktif karbonun adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini anlamak için çeşitli sular üretilmiştir: 1) ÇÇD, 2) ÇD, 3) ÇÇ, 4) DD ve **Şekil 4.17**'de sonuçlar gösterilmektedir.



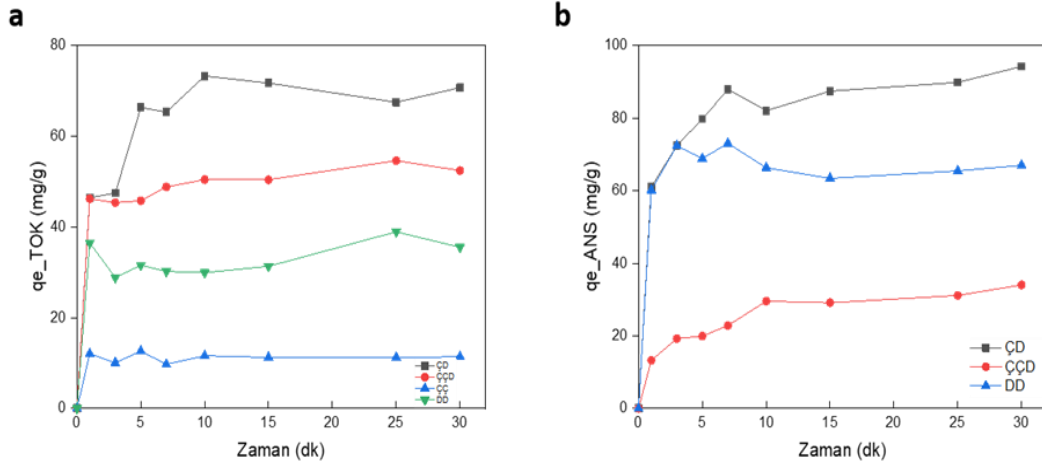
Şekil 4.17: 0.5 g/L PAC dozunda farklı çamaşır atıksuyu türlerine göre a) TOK ve b) ANS giderim verimleri.

ÇÇD atıksuyunda sentetik çamaşırlardan elde edilen MPL/NPL ve deterjanlardan elde edilen yüzey aktif maddelerin varlığı durumu daha karmaşık hale getirmektedir. Çalışmanın bulgularına göre, deterjan ve mikroplastik/nanoplastik lifler ÇÇD atıksu bileşiminde adsorpsiyon giderim oranını artırmaktadır. ÇÇD atık suyundaki deterjanın MPL/NPL ile etkileşimi, farklı yıkama suyu içeriklerindeki bulguların karşılaştırmasını gösteren **Şekil 4.17-a**'da görüldüğü gibi, adsorpsiyon sürecini sinerjik olarak iyileştirmektedir. Özellikle, ÇÇD atık suyunda deterjan ve mikro/nanoliflerin bir arada bulunması, adsorpsiyon oranında önemli bir iyileşmeye neden olarak 10 dakikalık bir süre içinde yaklaşık %63'e bir TOK giderim verimine ulaşmaktadır. Buna karşılık, MPL/NPL yokluğunda bu oran %54 ile daha düşük bir zirveye ulaşarak bu unsurlar arasındaki sinerjik etkileşimi vurgulamaktadır. Bir yüzey aktif madde olarak deterjanlar, aktif karbon ve/veya MPL/NPL yüzeylerini modifiye ederek kapasiteyi artırma potansiyeline sahip olabilir. ÇÇ ve ÇÇD yıkama atık suları arasındaki tek belirgin fark yüzey aktif madde ilavesidir. Toplam organik karbon (TOK) gideriminin etkinliği bu ilaveden önemli ölçüde etkilenmiş görünmektedir. Deterjan ve mikro/nanoplastiklerin adsorpsiyon süreci üzerinde ortak veya sinerjik bir etkiye sahip olabileceği öne sürülmüştür. Yüzey aktif maddeler de organik bileşenlerdir, bu da toplam organik karbon (TOK) giderimindeki artış üzerinde ne kadar etkiye sahip olduklarını belirlemeyi zorlaştırmaktadır.

Şekil 4.17-b, ANS ölçümü ile deterjanlar için adsorpsiyon ve giderim verimliliği verilerini göstermektedir. ÇD suyunda, sadece deterjan 10 dakikada anyonik yüzey aktif maddeler için %57'lik bir adsorpsiyon giderme verimliliğine sahiptir. Öte yandan, ekstra mikro/nanofiber içeren ÇÇD suyunda, ANS ölçümü ile adsorpsiyon verimliliği 10 dakikada %64'e yükselmektedir. Burada hidrofobik etkileşimler olabilir ve deterjanın hidrokarbon zinciri ile PAC'ın aromatik yüzeyi arasındaki kümelenme bu iki molekül arasındaki güçlü afiniteyi açıklar. Ortamda MPL/NPL bulunmaması, ANS adsorpsiyonunun etkinlik değerlerinde düşüşe neden olmaktadır. Bulgular hem TOK hem de ANS ölçümlerinin adsorpsiyon sonuçları üzerinde karşılaştırılabilir bir etki sergilediğini göstermektedir.

Distile su ve deterjandan oluşan DD numunesi, deneme sırasında en düşük giderim verimliliğini sergilemektedir. Bunun nedeni distile suyun herhangi bir tuz veya mineral içermemesi olabilir. Öte yandan, ÇD su adsorpsiyonu hem TOK hem de ANS giderim verimleri **Şekil 4.18-a** ve **b**'de görüldüğü gibi daha iyi sonuçlar vermektedir.

Çeşme suyu, PAC'ın yüzey yükünü değiştirerek ve organik maddelerle etkileşimini geliştirerek adsorpsiyon sürecine yardımcı olabilecek çok sayıda iyon içerir.



Şekil 4.18: 0.5 g/L PAC dozunda farklı çamaşır atıksuyu türlerine göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon kapasiteleri.

DD içeren sular için TOK kaynağı sadece ticari marka bir deterjandır (Ariel, Procter & Gamble). Lee vd. (2018)'nin çalışmasında aktif karbon TOK tutma kapasitesi 10 dakika içinde 30.0 mg/g olarak bulunmuştur. Bu çalışmada, AC üzerine yüklenen yüzey aktif madde miktarının distile su çözeltisi için 32-45 mg TOK/g adsorban olduğu bulunmuştur. Burada adsorbe edilen organiklerin çoğunlukla deterjan türevi yüzey aktif maddeler olduğu düşünülmektedir. **Şekil 4.18-b** incelendiğinde, hidrofobik olan ve bu nedenle aktif karbona sorpsiyon afinitesi olan hidrokarbon zincirli yüzey aktif maddenin ölçümleri sonucunda kapasitenin 10 dakikada 66,6 mg/g olduğu görülebilir. ANS'nin evsel atık sularındaki konsantrasyonu 1-10 mg/L arasında değişirken (Siyal vd., 2020), çamaşır atık sularında 500 mg/L konsantrasyonlara ulaşabilmektedir (Kim ve Park, 2021). Evsel atık sularındaki düşük konsantrasyonlar, tüm atık suların karışmasının bir sonucu olarak seyreltmeden kaynaklanmaktadır. Kaynakta ölçüm yapılması kirlilik açısından daha konsantre su ile sonuçlanır ve konsantrasyon ne kadar yüksek olursa adsorpsiyon süreci de o kadar verimli olur.

ÇD yıkama suyu ile yapılan çalışmada, en yüksek TOK adsorpsiyon kapasitesi 10 dakika boyunca 73.3 mg/g olmuştur ve çeşme suyundaki iyonların kapasiteyi 2.4 kat arttırdığı belirlenebilir. Yüzey aktif madde ölçümü de çeşme suyu iyonlarının yaklaşık 85.0 mg/g'lik maksimum deterjan adsorpsiyonunu desteklediğini göstermiştir. ÇÇD

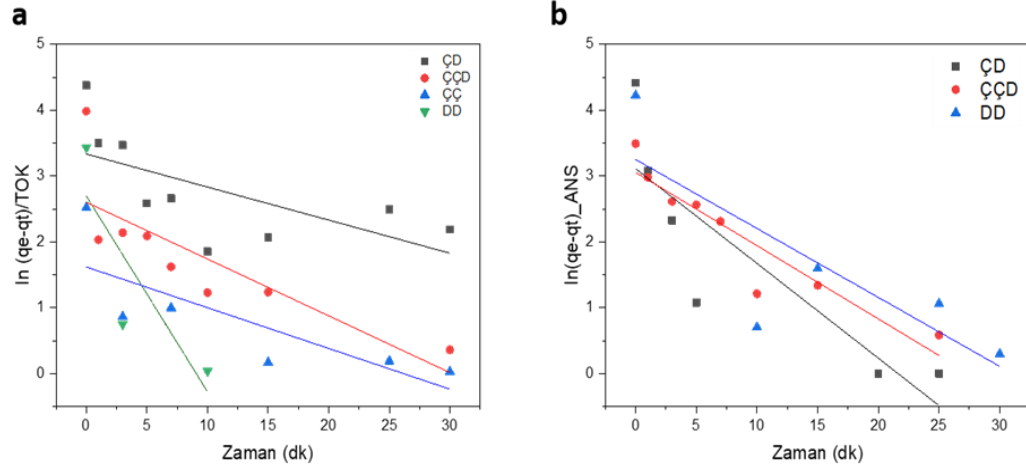
için, yıkama suyundaki MPL/NPL varlığının yüzey aktif madde alım kapasitesinde 2 dakikadan 10 dakikaya kadar sırasıyla 13.23 mg/g ve 29.60 mg/g'lık kademeli bir artışa neden olduğu söylenebilir. Öte yandan, TOK alım kapasiteleri 10 dakika içinde 50.5 mg/g'a ulaşmıştır.

Zhou vd. (2021) polistiren ve polietilenin PAC ile giderim performansını değerlendirerek, polistiren ve polietilen mikroplastiklerin daha iyi giderim verimliliğine sahip olduğunu göstermiştir (500 mg/L için polistiren %80, polietilen %30). Polietilen mikroplastikleri için partikül boyutu küçüldükçe giderim verimi de artmaktadır. Bu çalışmadaki çamaşır atıksuyu akrilik, polyester ve poliamid mikrofiber içermektedir.

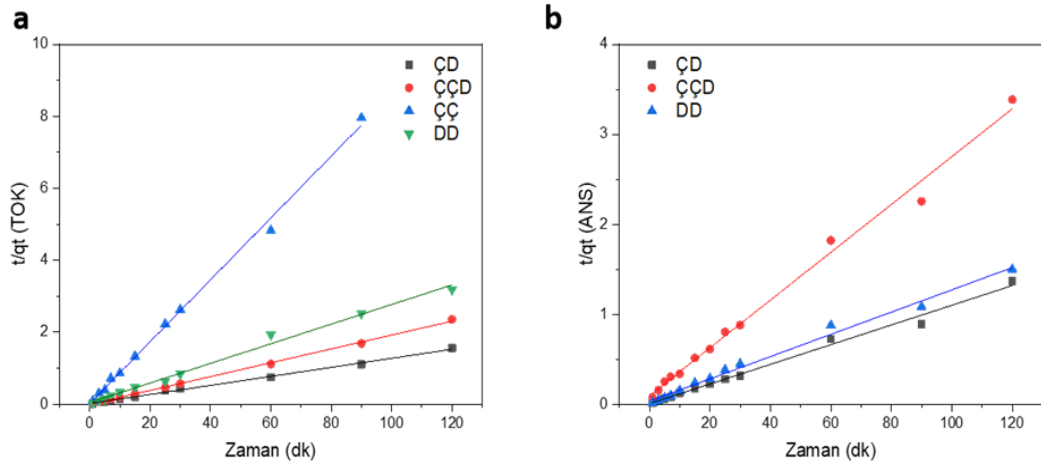
4.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetik deneyleri, farklı çamaşır yıkama atıksu türleri için 0.5 g/L adsorban dozunda gerçekleştirilmiştir. Çamaşır atıksuları için başlangıç TOK ve ANS konsantrasyonları sırasıyla; ÇD için 67.2 ± 13.7 mg/L ve 60.9 ± 10.5 mg/L, ÇÇD için 53.2 ± 12.3 ve 33.4 ± 7.3 , ÇÇ için 11.3 ± 1.1 ve 0 mg/L ve DD için 64.4 ± 6.6 ve 66.1 ± 10.0 mg/L olarak belirlenmiştir. ÇD yıkama suyuna kıyasla ÇÇD yıkama suyundaki anyonik yüzey aktif madde (ANS) konsantrasyonundaki düşüş, deterjan ve sentetik mikro/nanofiberler arasındaki fiziksel ve kimyasal etkileşimlere bağlanabilir.

Deterjanlarda bulunan yüzey aktif madde molekülleri amfifilik özellikler sergileyerek hem hidrofobik hem de hidrofilik uçlara sahip olurlar ve bu da liflere adsorbe olmalarını sağlar. Deterjan moleküllerinin hidrofobik uçları, tipik olarak hidrofobik olan sentetik elyaflara karşı bir çekim göstererek deterjanın bu elyaflara yapışmasına neden olur. Bir 0.45 µm filtre kullanılarak yapılan filtreleme işleminde, adsorbe edilen ve liflerle olan ilişkileri nedeniyle boyutları artan deterjan moleküllerinin filtre tarafından yakalanması mümkündür, bu da filtrat içine geçişlerinde bir azalmaya yol açar. Filtrasyon sonrası suda sentetik liflerin (ÇÇD) bulunması, bu liflerin bulunmadığı suya (ÇD) kıyasla ölçülen ANS konsantrasyonunun azalmasına yol açmaktadır. Çalışmanın sonuçları sözde birinci derece ve sözde ikinci derece reaksiyona göre değerlendirilmiş ve elde edilen grafikler **Şekil 4.19** ve **Şekil 4.20**'de gösterilmiştir.



Şekil 4.19: Yalancı birinci dereceden reaksiyona göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon grafikleri.



Şekil 4.20: Yalancı ikinci dereceden reaksiyona göre a) TOK ve b) ANS adsorpsiyon grafikleri.

Yalancı birinci dereceden TOK verileri yalnızca 0.73'lük bir maksimum R^2 değerine ulaşmıştır. Anyonik yüzey aktif madde R^2 değerleri 0.24 ile 0.88 arasında değişmektedir, açıkça görüldüğü üzere sözde birinci dereceden reaksiyon adsorpsiyon sürecini modellemekte başarısız olmaktadır.

Sulardan TOK adsorpsiyonları yalancı ikinci dereceye göre analiz edildiğinde, R^2 değeri tüm su türlerinde 0.98'den fazladır, bu da yalancı ikinci derece kinetik modelin uygun olduğunu göstermiştir. Anyonik yüzey aktif madde değerleri yalancı ikinci dereceden kinetik modele göre analiz edildiğinde, R^2 değerleri 0.95 ile 0.99 arasında değişmektedir, bu bilgi suların anyonik yüzey aktif madde değerlerinin de yalancı

ikinci dereceden kinetik modele uyduğunu göstermektedir. Grafiklerden elde edilen veriler özetlenerek **Tablo 4.5** ve **Tablo 4.6** oluşturulmuş ve denklemlerin tüm sabitleri de tabloda yer almıştır.

Tablo 4.5: TOK değerleri kullanılarak hesaplanan yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece sabitleri.

Kinetik	Yalancı 1. derece				Yalancı 2. derece			
TOK için	q_e -Deneyssel	q_e -Teorik	k_1	R^2	q_e -Deneyssel	q_e -Teorik	k_2	R^2
ÇD	79.68	28.14	0.048	0.41	79.68	80.00	0.006	0.99
ÇÇD	53.90	13.39	0.080	0.63	53.90	52.08	0.410	0.99
ÇÇ	12.44	14.83	0.297	0.73	12.44	11.63	0.446	0.98
DD	31.00	5.05	0.062	0.65	31.00	36.77	0.015	0.99

Tablo 4.6: ANS değerleri kullanılarak hesaplanan yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece sabitleri.

Kinetik	Yalancı 1. derece				Yalancı 2. derece			
ANS için	q_e -Deneyssel	q_e -Teorik	k_1	R^2	q_e -Deneyssel	q_e -Teorik	k_2	R^2
ÇD	82.77	22.19	0.053	0.24	82.76	91.74	0.007	0.98
ÇÇD	32.96	21.25	0.111	0.88	32.96	37.59	0.007	0.99
DD	68.30	18.16	0.079	0.44	68.39	58.82	0.005	0.95

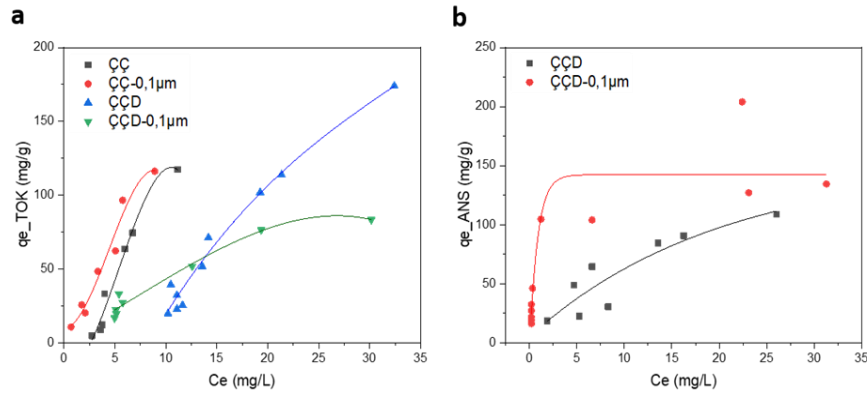
R^2 kontrolü ile hangi kinetik modelin daha uygun olduğunun anlaşılmasının yanı sıra, teorik ve deneysel q_e verilerinin yakınlığı da uyum hakkında bilgi vermektedir (Corona vd., 2021). Yalancı ikinci dereceden kinetik model göz önüne alındığında, deneysel ve teorik veriler yakındır, bu nedenle bu sonuç adsorpsiyonun sözde ikinci dereceden hız modeline uyumunun bir başka göstergesi olarak düşünülebilir.

Farklı anyonik yüzey aktif maddelerle yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Oz vd. (2019) tarafından yapılan çalışmada, anyonik yüzey aktif maddenin mikropplastik üzerindeki adsorpsiyonu incelenmiş ve yalancı ikinci dereceden kinetik modele uyduğu görülmüştür. Başka bir çalışmada, farklı bir anyonik yüzey aktif maddenin karbonat kayası üzerindeki adsorpsiyonu incelenmiş ve yalancı ikinci derece kinetiğe uyduğu görülmüştür (Hemmati vd., 2017). Sharma ve Krupadam (2022) ve Y. Zhu vd. (2021) tarafından yapılan çalışmalarda, mikropplastikler yalancı ikinci dereceden kinetiğe uymuştur. Kısacası, farklı etkileşimler çalışılmış olsa da

adsorpsiyon söz konusu olduğunda anyonik yüzey aktif maddeler ile mikroplastik liflerin yalancı-ikinci dereceden kinetiğe uyduğu sonucuna varılabilir.

4.3.5. Adsorpsiyon İzotermi

İlk olarak hem TOK hem de ANS için su türlerinin q_e - C_e grafikleri oluşturulmuştur. **Şekil 4.21**, sentetik giysiler ve/veya deterjan içeren gerçek evsel çamaşır atık suyu kullanılarak gerçekleştirilen PAC adsorpsiyon izoterm sonuçlarını göstermektedir. Ayrıca, nanoplastik lif içeren 0.1 μ m filtrelenmiş su kullanılarak da testler gerçekleştirilmiştir. PAC adsorpsiyon kapasitesinin, tüm durumlarda doğrusal olmayan adsorpsiyon ile denge konsantrasyonunun artmasıyla arttığı gözlemlenmiştir.

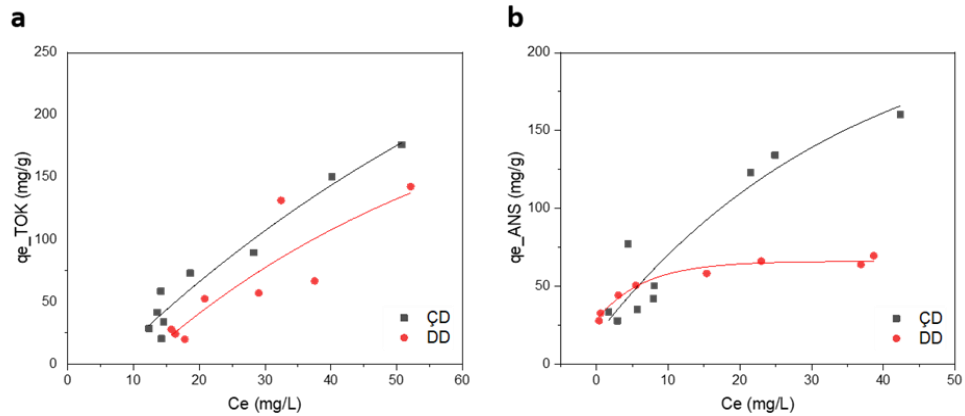


Şekil 4.21: Çamaşır yıkama sularının a) TOK ve b) ANS değerleri için adsorpsiyon izotermi.

Gerçek çamaşır atıksuyunda bulunabilecek mikroplastik lifler ve/veya nanoplastik liflerin (0.1 μ m'den filtrelenmiş) varlığında PAC'ın adsorpsiyon kapasitesindeki değişim TOK değerleri izlenerek elde edilmiştir. PAC'ın nanoplastik lifler için adsorpsiyon kapasitesi ham ÇÇ yıkama suyundan daha yüksektir (**Şekil 4.21-a**, kırmızı ve siyah eğri) ve küçük boyutlu mikroplastik lifler PAC makro ve mezo gözenek alanlarında kolayca tutulabilir. Bu durum, aktif karbon üzerindeki çözünmüş doğal organik madde adsorpsiyonuna benzer şekilde düşünülebilir (Abdurahman vd., 2020). NP'lerin daha küçük boyutları ve daha yüksek hareket kabiliyetleri nedeniyle MP'lerden daha yüksek adsorbe edilebilirliğe sahip oldukları tahmin edilmektedir (Wang vd., 2021).

Grafiğin devamı incelendiğinde, düşük konsantrasyonlarda ÇÇD yıkama suyunun 0,1 µm filtreden filtrelenmiş formunun daha iyi bir kapasiteye sahip olduğu ve belirli bir konsantrasyondan sonra filtrelenmemiş formun kapasitesinin daha yüksek olduğu görülmektedir (**Şekil 4.21-a**, mavi ve yeşil eğri). Bu durum mikroplastik lif, deterjan rekabeti ile açıklanabilir. Belirli bir noktadan sonra, deterjan aktif karbonun gözeneklerini tıkayabilir ve kapasitenin düşmesine neden olabilir. **Şekil 4.21-b**, filtrelenmiş ÇÇD yıkama suyunda yaklaşık 25 mg/L denge konsantrasyonunda ANS'nin PAC üzerindeki maksimum kapasitesinin 120 mg/g olduğunu göstermiştir, çünkü filtrasyonla mikroplastik lif boyutunun azaltılmasıyla adsorban yüzeyi artmış ve sonuç olarak yüzeyde adsorbe edilen anyonik yüzey aktif madde miktarı artmıştır.

Çözeltideki iyonların varlığı, aktif karbon yüzeyindeki yüzey aktif maddenin yük bölgelerinde bir artışa ve dolayısıyla anyonik yüzey aktif maddelerin negatif yüklü yüzeylere adsorpsiyonunda bir artışa neden olabilir (**Şekil 4.22**).



Şekil 4.22: a) TOK ve b) ANS açısından PAC adsorpsiyon kapasitesine çeşme suyunun etkisi.

Azam vd. (2013), anyonik yüzey aktif maddenin adsorpsiyonu üzerine yaptıkları bir çalışmada, NaCl ilavesiyle çözeltinin iyon içeriğini artırmış ve bunun sonucunda adsorpsiyon kapasitesinin arttığını tespit etmişlerdir. NaCl ilavesinin adsorbe edilen tabakadaki fonksiyonel grup elektrostatik itmesini azalttığını ve elektriksel çift tabakanın güçlü bir şekilde sıkıştırılabilir olduğunu, böylece anyonik yüzey aktif maddenin adsorpsiyonunu arttırdığını belirtmişlerdir. DD ve ÇD yıkama suları ile yapılan aktif karbon adsorpsiyon deneyinin sonuçlarına göre, çeşme suyundaki iyonların aktif karbonun yüzey aktif madde adsorpsiyon kapasitesini yaklaşık 2 kat

arttırdığı söylenebilir. 25 mg/L yüzey aktif madde konsantrasyonu için aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesinin distile su ile yapılan çalışmada yaklaşık 66 mg/g, çeşme suyu ile yapılan çalışmada ise 130 mg/g olduğu **Şekil 4.22**'de görülmektedir. Üretilen suların içerikleri farklı olduğu için C_e değerleri de farklılık göstermektedir, burada amaç sadece izoterm çalışmaları yapmaktan ziyade sudaki farklılıkların adsorpsiyon kapasitesini nasıl etkilediğini ifade etmeye çalışmaktır.

İzoterm çalışmasında ise elde edilen bu grafiklerden her bir su türü için Langmuir izotermi için C_e - C_e/q_e grafiği ve Freundlich için $\log C_e$ - $\log q_e$ grafiği oluşturulmuş, böylece suların hangi izotermle uyduğu belirlenmiş, elde edilen grafiklerden denklemler ve R^2 'ler elde edilmiştir. Bu bilgilere ek olarak sabitler de hesaplanmış olup tüm veriler **Tablo 4.7** ve **Tablo 4.8**'de verilmiştir.

Tablo 4.7: TOK verileri için izoterm çalışmasından elde edilen Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinin parametreleri.

İzoterm	Langmuir			Freundlich		
TOK için	q_{max}	K_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2
ÇD	154	0.026	0.21	2.475	0.966	0.93
ÇD-0.1 μm	238	0.009	0.33	2.901	0.840	0.94
ÇÇD	625	0.010	0.39	8.130	0.845	0.92
ÇÇD-0.1 μm	196	0.024	0.77	6.081	0.776	0.95
ÇÇ	313	0.049	0.68	18.076	0.750	0.98
ÇÇ-0.1 μm	2.5	1.039	0.72	14.312	0.989	0.94
DD	111	0.039	0.98	7.315	0.611	0.91

TOK değerlerine göre izoterm modelleri incelendiğinde sadece distile su + deterjanın (DD) Langmuir izotermine uyduğu, diğer tüm su türlerinin Freundlich izotermine uyduğu görülmüştür.

Tablo 4.8: ANS verileri için izoterm çalışmasından elde edilen Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinin parametreleri.

İzoterm	Langmuir			Freundlich		
ANS için	q_{max}	K_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2
ÇD	179	0.077	0.92	30.346	0.4301	0.68
ÇD-0.1 μm	103	2.553	0.99	27.090	0.4696	0.79
ÇÇD	500	0.018	0.33	12.109	0.7971	0.94
ÇÇD-0.1 μm	152	0.579	0.93	46.420	0.3817	0.83
DD	74	0.523	0.99	34.706	0.2093	0.91

ANS'nin izoterm modellerinde ÇÇD yıkama suyu Freundlich izotermine uyarken, 0.1 µm'den filtrelenmiş ÇD, 0.1 µm'den filtrelenmiş ÇÇD yıkama suyu ve DD suyu Langmuir izotermine uymaktadır.

Freundlich izoterminde $1/n$ yüzey heterojenliğini ifade etmektedir ve heterojenlik arttıkça değer sıfıra yaklaşır; $1/n$ 1'den küçük olduğunda adsorpsiyonun uygun olduğu anlaşılır (Aksu ve Yener, 2001; Okuş, 2018; Oz, 2019).

Sodyum dodesil sülfat (SDS) adsorpsiyonu çalışmasında, izotermin tek tabakalı bir yüzeyde adsorpsiyonu tanımlayan Langmuir izotermine uyduğu bulunmuştur (Shami vd., 2020). Distile su ve deterjan ile yapılan çalışmada hem TOK hem de yüzey aktif madde verileri için Langmuir izotermine uygunluk bulunmuştur.

MP'lerin adsorpsiyonu üzerine yapılan araştırmada, izoterm modelinin Freundlich için daha uygun olduğu ve ağır metal üzerine MP adsorpsiyon-desorpsiyon çalışmasında korelasyon katsayılarının 1'e yakın olduğu görülmüştür (Sharma ve Krupadam, 2022). Kalıcı organik kirleticiler üzerinde MP'lerin adsorpsiyonuna yönelik çalışmalarda izotermin Freundlich'e uyduğu, Freundlich'in adsorpsiyonun heterojen bir yüzeyde gerçekleştiğini varsaydığı belirtilmektedir (Y. Zhu vd., 2021). L. Lin vd. (2020) çalışmasında, başka bir organik kirleticiye MP adsorpsiyonu çalışılmış ve bu çalışmadaki izotermin Langmuir'e daha iyi uyduğu belirtilmiştir.

İzotermeler TOK açısından incelendiğinde, deterjanlı distile su hariç tüm suların Freundlich izotermine uyduğu; ANS için ise ÇÇD yıkama suyu hariç tüm su tiplerinin Langmuir izotermine uyduğu görülmektedir. Başka bir deyişle, sistemlerdeki suların izotermeleri Langmuir ve Freundlich arasında değişmektedir. Literatürde görüldüğü gibi her iki izoterm de uygulanabilir. L. Zhang vd. (2021) çalışmasına göre, mikroplastiklerin yüzeyi tekdüze kabul edildiğinde Langmuir, tekdüze kabul edilemediğinde ise Freundlich uygulanabilir.

4.4. UV Prosesleri

Fotoliz, ışık enerjisi ile kimyasal maddelerin bozunmasını ifade eden bir süreç iken (Kim et al., 2022), fotokataliz, ışık etkisinin katalizör ilavesi ile artırılarak reaksiyonların hızlandığı bir süreci ifade etmektedir (Dai et al., 2023). Gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda, UV-C ışığı ışık kaynağı olarak seçilmiş ve homojen katalizör

olarak H_2O_2 , heterojen katalizör olarak da TiO_2 kullanılmıştır. Ayrıca H_2O_2/TiO_2 'nin kombinasyonunun etkisi de incelenmiştir.

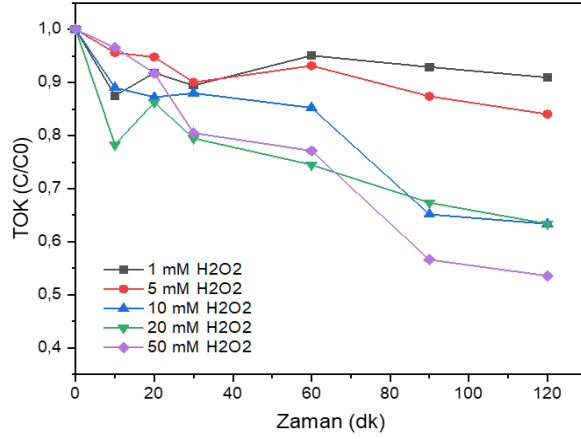
Kirletici parametrelerinin ölçümü ve deneylerin karşılaştırılabilirliği için, adsorpsiyon deneylerinde olduğu gibi, UV deneylerinde de çeşme suyu ve deterjan içeren atık su kullanılmıştır. Çalışmada, bu ilk koşulların yanı sıra, farklı atıksu matrisleri kullanarak yürütülen deneylerde de UV oksidasyon proseslerinin kirleticileri giderme kapasitesi araştırılmıştır. Bu ek senaryolar, gerçek dünya koşullarını daha iyi yansıtmak ve UV oksidasyonunun farklı atıksu tiplerindeki etkinliğini değerlendirmek için entegre edilmiştir. Sonuç olarak, çeşitli yıkama atık suyu matrislerini içeren deneylerde en yüksek giderim verimliliğine ulaşan UV oksidasyon prosesleri belirlenmiştir.

4.4.1. Katalizör İlaveli UV Prosesler

4.4.1.1. H_2O_2 Katalizörü

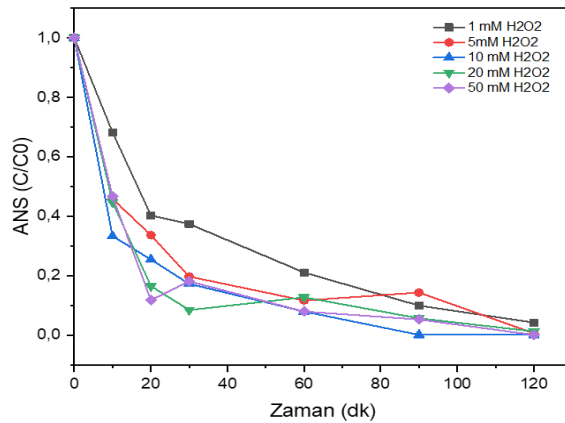
Deneyler, 108 W UV-C ışık şiddeti altında, hidrojen peroksit katalizörünün farklı konsantrasyonlarının giderim verimliliği üzerindeki etkisini belirlemek amacıyla yapılmıştır. H_2O_2 'nin 1 mM'den başlayarak 50 mM'a kadar olan doz aralıklarında özellikle 1,5,10,20 ve 50 mM olmak üzere 5 farklı dozda gerçekleştirilmiştir. Bu deneylerin hedefi H_2O_2 katalizörünün hangi konsantrasyonda en iyi giderme veriminin sağlandığını bulmak ve devam deneylerini optimum doz ile gerçekleştirmektir. Toplam Organik Karbon (TOK), Anyonik Yüzey Aktif Maddeler (ANS) ve kalan H_2O_2 miktarları grafik olarak sunulmuştur. H_2O_2 dozlarına ilişkin literatürdeki çalışmalarda 0-15 mM (Chin vd., 2009), 10-100 mM (Arslan-Alaton vd., 2007), 0-1500 mg/L (Easton vd., 2022; Kim vd., 2022) gibi değişen miktarlar rapor edilmiştir.

Şekil 4.23'de H_2O_2 dozlarına göre çeşme suyu ve deterjandan oluşan yıkama atıksuyunda gerçekleştirilen deneylerde elde edilen normalize TOK değişimleri görülmektedir.



Şekil 4.23: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H₂O₂ dozlarına göre normalize TOK değişimleri.

Bu verilere göre 120 dakika sonunda TOK parametresi en iyi giderim verimi 50 mM H₂O₂ (%46) sonrasında ise 10 ve 20 mM H₂O₂ (%37) dozlarında hesaplanmıştır. Çeşme suyu ve deterjandan oluşan yıkama atık suyundaki TOK değeri deterjanın bileşenlerinden kaynaklanmaktadır ve sonuçlar incelendiğinde TOK gideriminin sınırlı olduğu, deterjanın tüm bileşenlerinin giderilemediği anlaşılmaktadır. TOK giderim verimleri 10 ve 20 mM H₂O₂ eklenmesi durumunda birbiriyle benzer sonuçlar elde edilirken 50 mM H₂O₂ eklendiğinde verim yaklaşık %10 oranında artmaktadır. Şekil 4.24’de normalize ANS değişimi sonuçları yer almaktadır.

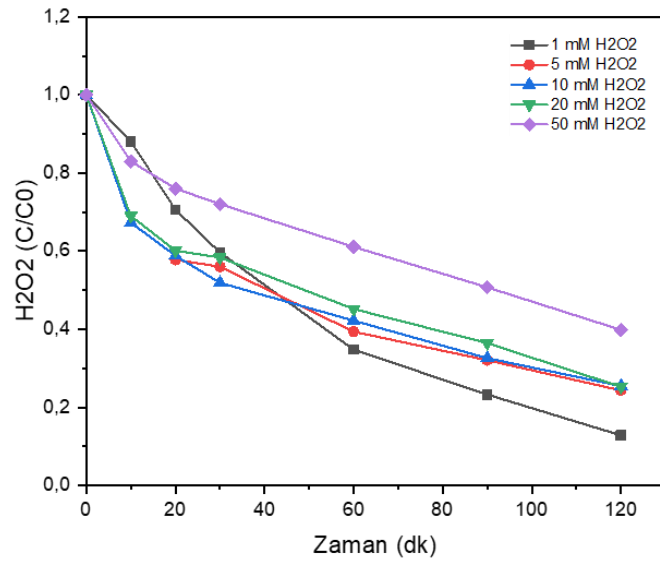


Şekil 4.24: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H₂O₂ dozlarına göre normalize ANS değişimleri.

Şekil 4.24’de sunulan verilere göre 120 dakika reaksiyon süresi sonunda çeşme suyu ve deterjan yıkama atıksuyundan ANS giderim verimleri incelendiğinde 1 mM H₂O₂

konsantrasyonu dışında, 5, 10, 20 ve 50 mM H₂O₂ dozlarının kullanıldığı deneylerde %100 giderim verimi elde edildiği belirlenmiştir. Bu bulgular, belirtilen H₂O₂ konsantrasyonlarında, deterjan içerisindeki anyonik yüzey aktif madde yapılarının tamamen bozulduğunu göstermektedir.

UV/H₂O₂ prosesi uygulandıktan sonrasında atıksuyun içerisinde kullanılmadan reaktörde kalan H₂O₂ konsantrasyonları **Şekil 4.25**'de gösterilmektedir.



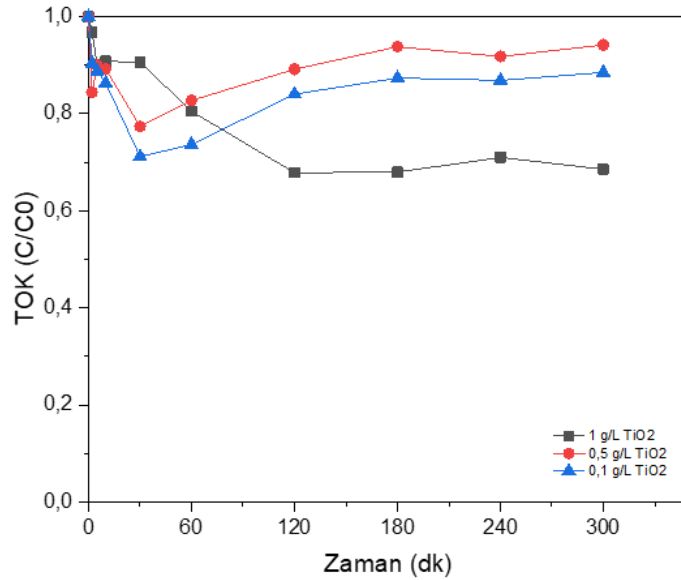
Şekil 4.25: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı H₂O₂ dozlarına göre tüketilmeden kalan normalize H₂O₂ değişimleri.

1,5,10 ve 20 mM H₂O₂ dozlarında yapılan ölçümler 120 dakikalık reaksiyon süresi sonunda %75 ve daha fazla oranda H₂O₂'nin tükendiği görülmektedir. H₂O₂ konsantrasyonu arttıkça, bozunma miktarında bir azalma olduğu ve en yüksek dozda ise %50 civarında bozunma olduğu belirlenmiştir.

Deney sonuçları değerlendirildiğinde ANS'nin tamamen giderimi için 5,10,20 ve 50 mM H₂O₂ dozunun yeterli olduğu, TOK gideriminde de 120 dakikanın sonunda 10 ve 20 mM H₂O₂ dozunda %37, 50 mM H₂O₂ dozunda %46 giderim veriminin elde edildiği görülmüştür. Bu sonuçlara göre 50 mM dozun giderim verimine ciddi bir katkısı olmaması ve 20 mM ile 10 mM dozlarının da benzer verimlere sahip olması sebebiyle 10 mM H₂O₂ uygun doz olarak seçilmiştir.

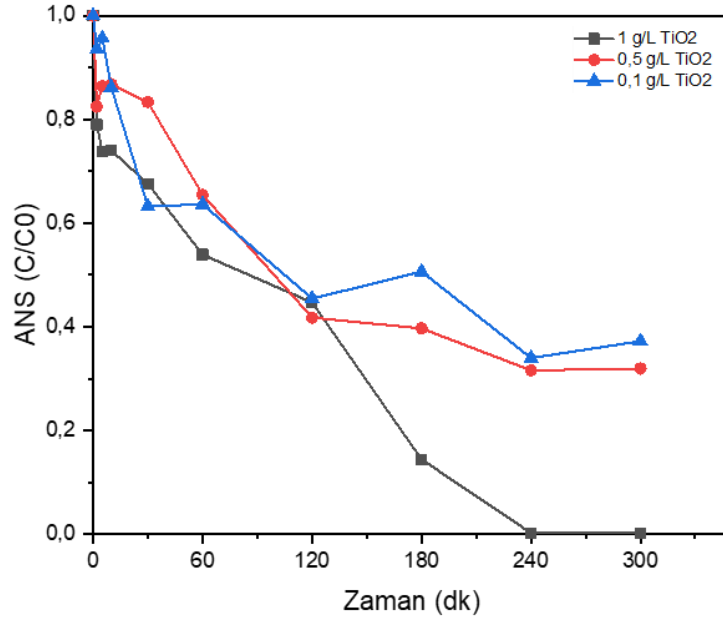
4.4.1.2. TiO₂ Katalizörü

Deneyler 108 W UV-C ışık şiddetinde 1.0, 0.5 ve 0.1 mg/L TiO₂ dozları çeşme suyu ve deterjan yıkama suyuna eklenerek, suyun kendi pH değerinde (8.2 ± 0.1) gerçekleştirilmiştir. **Şekil 4.26**'da normalize TOK değişimi ve **Şekil 4.27**'de normalize ANS değerlerinin değişimini gösteren grafikler bulunmaktadır. Mevcut literatürde yapılan çalışmalar incelendiğinde, TiO₂ dozlarının 0.175-0.75 g/L (Ali vd., 2022; Souza vd., 2016) ve 0-20 g/L (Lee vd., 2020) aralığında değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir. Bu çalışmalar göz önünde bulundurularak, deneyler için kullanılacak TiO₂ dozları seçilmiştir.



Şekil 4.26: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı TiO₂ dozlarına göre normalize TOK değişimleri.

Şekil 4.26'da verilen 300 dakikalık 1.0, 0.5 ve 0.1 g/L TiO₂ dozları kullanılarak gerçekleştirilen deney sonuçlarına göre TOK parametresi için en iyi giderim verimi 1.0 g/L TiO₂ konsantrasyonunda %30 olarak elde edilmiştir ve diğer konsantrasyonlar için bu değer %30'dan daha düşük olmuştur. Çalışmada ilk 30 dakikada 0.1 ve 0.5 g/L TiO₂ dozlarında TOK değerlerinde düşüş olmasının sebebi TiO₂'lerin deterjan bileşenlerini absorplaması, sonrasında görülen artış da bir miktar desorpsiyon olduğunu ifade edebilir.



Şekil 4.27: Çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda farklı TiO₂ dozlarına göre normalize ANS değişimleri.

Şekil 4.27'deki verilere göre 300 dakikalık reaksiyon süresi sonunda ANS parametresi için de en iyi giderim verimi 1.0 g/L TiO₂ dozu kullanıldığında %100 olarak tespit edilmiştir. Daha düşük konsantrasyonlarda bu verim yaklaşık olarak %40 ile sınırlı görünmektedir. Şekil 4.26'nın ve Şekil 4.27'nin ortak analizi, 1.0 g/L TiO₂ dozunun TOK ve ANS parametreleri için en yüksek giderim verimlerine ulaşılan doz olduğunu göstermektedir; TOK için %30, ANS için ise %100'lük giderim verimleri elde edilmiştir. 0.1 ve 0.5 g/L TiO₂ konsantrasyonlarına kıyasla 1.0 g/L TiO₂'nin daha etkili olduğu belirlendiğinden, deneylerde bu konsantrasyon tercih edilmiştir.

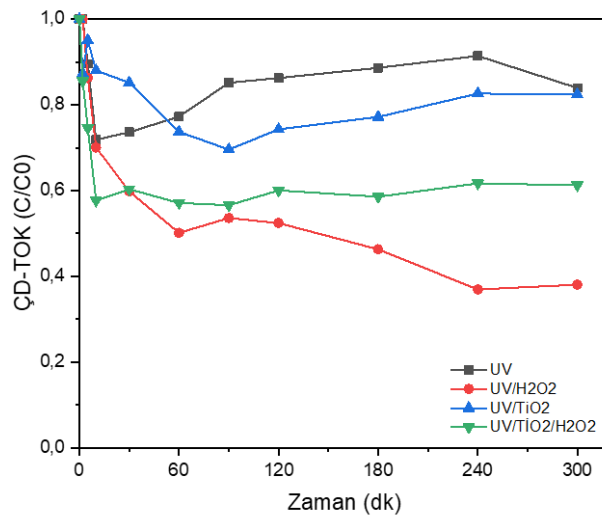
4.4.2. Atıksu Matrislerinde UV Prosesleri ve Proses Verimleri

Bu araştırmada, UV tabanlı prosesler arasında en etkili olanının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla, çeşitli yıkama atıksuları; çeşme suyu ve deterjan (ÇD), çeşme suyu ve çamaşır (ÇÇ), çeşme suyu, çamaşır ve deterjan (ÇÇD) içeren yıkama suları, 0,1 µm gözenek boyutlu filtre ile süzölmüş çeşme suyu ve çamaşır (0,1 ÇÇ) ve 0,1 µm filtre ile süzölmüş çeşme suyu, çamaşır ve deterjan (0,1 ÇÇD) içeren yıkama suları UV-C lambalar kullanılarak işlenmiştir. Deneylerde, yalnızca UV ışığı kullanıldığı durumlar yanında, hidrojen peroksit (H₂O₂), titanyum dioksit (TiO₂) katalizörleri hem ayrı ayrı hem de bir arada kullanılarak farklı senaryolar test

edilmiştir. Deney düzenekleri, 9W gücünde 12 adet lambadan oluşan toplam 108 W UV-C ışık, 10 mM H₂O₂ dozu ve 1.0 g/L TiO₂ dozu kullanılarak kurulmuştur. Ayrıca, 1 mM H₂O₂ ve 1.0 g/L TiO₂'nin birlikte kullanıldığı deneyler de yapılmış ve reaksiyon süresi tüm çalışmalarda 300 dakika olarak belirlenmiştir. Reaksiyon süreci boyunca belirli aralıklarla alınan numuneler üzerinde Toplam Organik Karbon (TOK), Aniyonik Yüzey Aktif Madde (ANS) ve kalıntı H₂O₂ ölçümleri gerçekleştirilmiş ve bu ölçümler sonucunda en yüksek giderme verimini sağlayan prosesler saptanmıştır.

4.4.3. ÇD Yıkama Suyunun UV Proses Verimleri

Şekil 4.28'de çeşme suyu ve deterjan yıkama suyunda TOK parametresi için UV proseslerinin normalize TOK değişim sonuçları yer almaktadır.

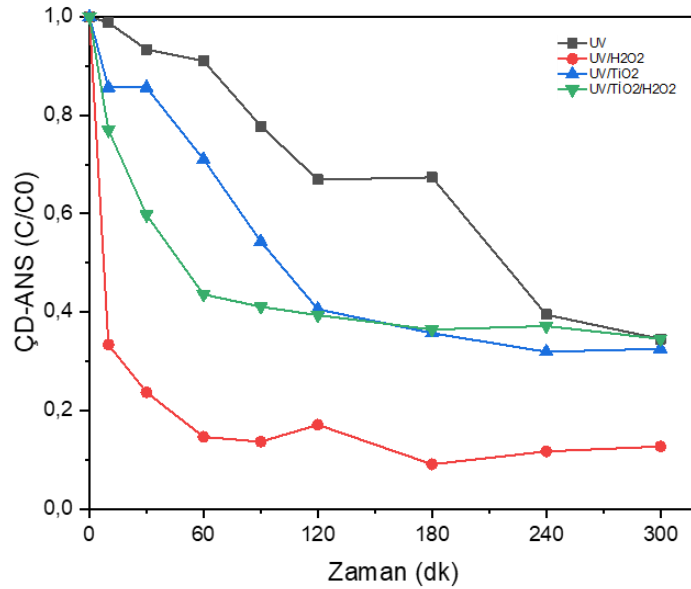


Şekil 4.28: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.

Sonuçlar incelendiğinde %62 değeri ile en iyi giderim verimi UV/H₂O₂ prosesinde belirlenmiştir, UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde %39, UV/TiO₂ prosesinde %18 ve UV prosesinde %16 giderim verimi saptanmıştır. Çeşme suyunun TOK değeri düşük olduğu için TOK konsantrasyonu büyük oranda deterjandan kaynaklanmaktadır. UV ışığı ve H₂O₂'nin katalizör olarak kullanıldığı proste (UV/H₂O₂) ortamda çözünmüş organik karbonun %62'si tamamen mineralize edilerek CO₂ ve H₂O'ya dönüşebilmektedir. Bu sebeple UV/H₂O₂ prosesinde diğer alternatif proseslerin içinde en yüksek verimlilik elde edilebilmektedir. UV prosesi ve UV/TiO₂ proses sonuçları

incelendiğinde 300 dakika sonunda giderim verimlerinin eşit olduğu görülmektedir, bu durum TiO_2 partiküllerinin suda fazla olması sebebiyle ışık geçirgenliğinin azalması sonucu UV proses etkinliğine benzer verimler elde edilmesine yol açmış olabilir. UV/ TiO_2 ve UV/ $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ sonuçları kıyaslandığında düşük dozda H_2O_2 ilavesinin bile yaklaşık %20'lik bir bozunmaya yol açtığı görülmektedir. UV ve UV/ H_2O_2 proses sonuçları karşılaştırıldığında da UV/ TiO_2 ve UV/ $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ proseslerinde olduğu gibi H_2O_2 varlığı organik maddenin daha fazla bozunmasına yol açmıştır.

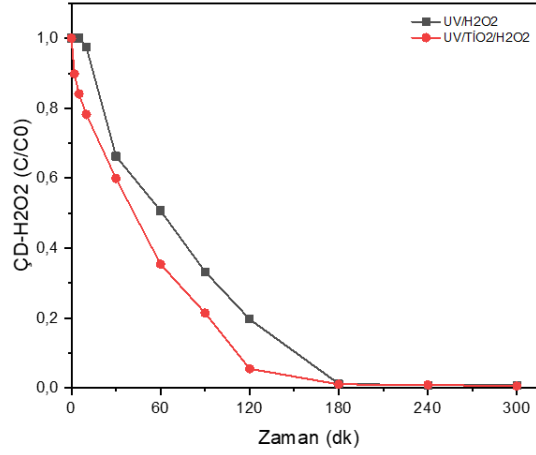
Çeşme suyu ve deterjandan oluşan yıkama suyunda gerçekleştirilen UV prosesleri Şekil 4.29'da gösterilmektedir.



Şekil 4.29: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.

Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde ANS parametresi en iyi giderim verimi %87 ile UV/ H_2O_2 prosesinde görülmektedir. Sonrasında %67 giderim verimi ile UV/ TiO_2 prosesi gelmekte ve %65 ile UV prosesi ile UV/ $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ prosesi aynı verime sahip olmaktadır. UV/ H_2O_2 prosesi hariç tüm proseslerde benzer bozunma oranları elde edilmiştir bu da anyonik yüzey aktif madde giderimi için yetersiz kaldıklarını ve H_2O_2 'nin ANS'yi daha kolay ve hızlı giderdiğini söylemek mümkündür.

Çeşme suyu ve deterjandan oluşan yıkama suyunda deney sonunda kalan H_2O_2 miktarı Şekil 4.30’da gösterilmektedir.

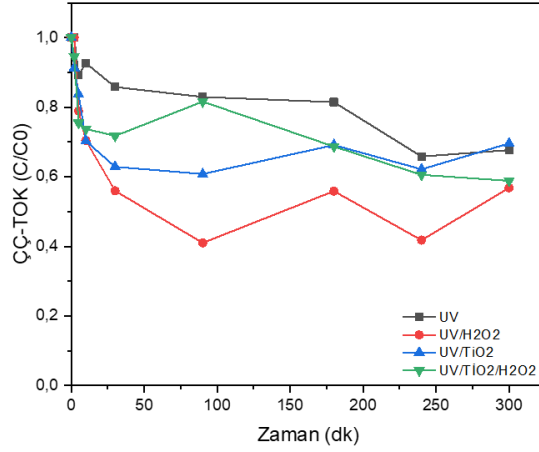


Şekil 4.30: ÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H_2O_2 değişimleri.

H_2O_2 katalizörünün kullanıldığı iki proses incelendiğinde 180 dakika itibariyle tüm katalizörün tükendiği görülmektedir. TiO_2 katalizörünün varlığında H_2O_2 katalizörünün daha hızlı tükendiği gözlenmektedir. Bu durum H_2O_2 ’nin, TiO_2 katalizörünün süperoksit oluşumu sağlayan iletim bandı elektronlarıyla reaksiyona girebilmesi ve bu H_2O_2 ’nin daha hızlı azalmasına yol açabilmesi ile açıklanabilir (Li vd., 2016).

4.4.4. ÇÇ Yıkama Suyunun UV Proses Verimleri

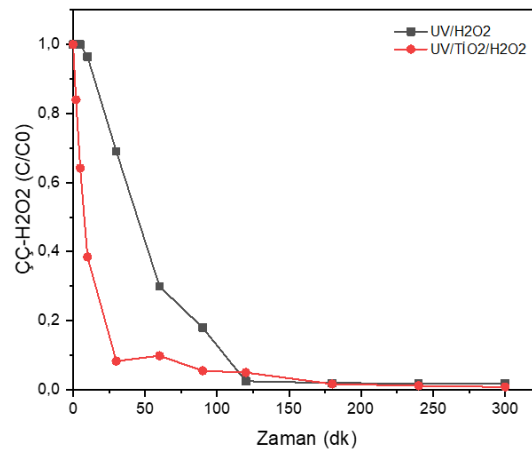
Şekil 4.31’de çeşme suyu ve çamaşır içeren yıkama suyunda gerçekleştirilen UV prosesler sonucunda normalize TOK parametresi değişimleri verilmektedir. Sonuçlara göre %43 giderim verimi ile en iyi giderim verimine UV/ H_2O_2 prosesinde ve %41 giderim verimi ile UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesinde ulaşılmıştır. 10 mM H_2O_2 ilavesi ile gerçekleştirilen UV/ H_2O_2 prosesi ve 1 g/L TiO_2 , 1 mM H_2O_2 ilavesi ile gerçekleştirilen UV/ TiO_2 / H_2O_2 benzer verimlilik göstermesi, eklenen katalizörlerin eşdeğer bir etki sağladığını düşündürmektedir.



Şekil 4.31: ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.

UV prosesinde elde edilen giderim verimi %32 iken, UV/TiO₂ prosesindeki giderim verimi %30 olarak saptanmıştır. UV/TiO₂ prosesindeki giderimin UV prosesine göre %2 oranında daha düşük olmasının nedeni, TiO₂ partiküllerinin ışığın geçirgenliğini azaltarak reaksiyonu olumsuz etkileyebileceğidir. Çeşme suyu ve çamaşır liflerinden oluşan yıkama suyundaki TOK parametresine çamaşır liflerinin büyük katkı yaptığı ve yapılan UV prosesleri sonucunda bu liflerde %50'nin altında bir bozunma meydana geldiği gözlemlenmiştir.

Çeşme suyu ve çamaşır içeren yıkama suyunda H₂O₂ katalizörünün kullanıldığı UV proseslerde zamana karşı H₂O₂ miktarı değişimi **Şekil 4.32**'de gösterilmektedir.

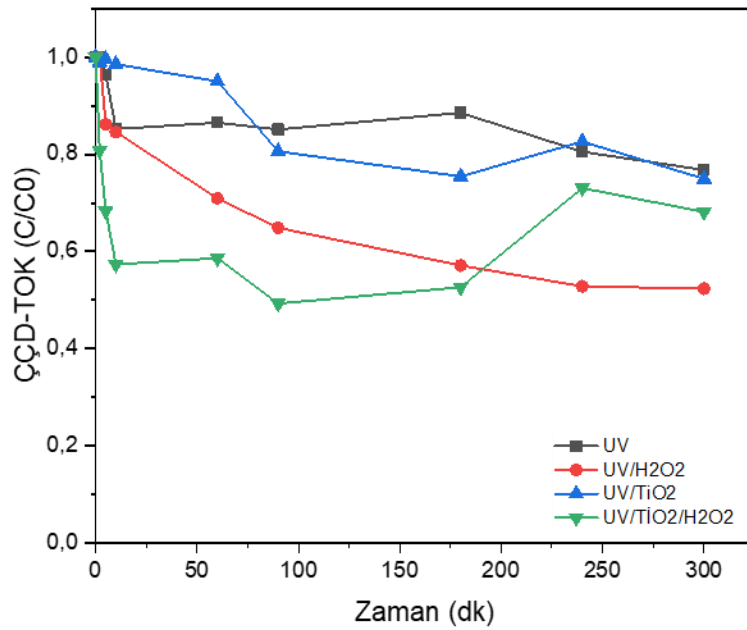


Şekil 4.32: ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H₂O₂ değişimleri.

Bu sonuçlara göre 180 dakikanın sonunda H_2O_2 katalizörünün tamamı tükenmektedir. H_2O_2 katalizörü ile yürütülen proses ile kıyaslandığında, titanyum dioksit (TiO_2) katalizörü eklenen proseslerde H_2O_2 'nin daha hızlı tükendiği belirlenmiştir. Çeşme suyu ve deterjan karışımı yıkama suyunda da görülen bu artan tüketim oranı, ortamdaki liflerin H_2O_2 ile etkileşime girerek tüketim reaksiyon hızını artırması sonucu oluşmuş olabilir.

4.4.5. ÇÇD Yıkama Suyunun UV Proses Verimleri

Şekil 4.33'de çeşme suyu, çamaşır ve deterjandan oluşan yıkama suyunda UV prosesleri ile TOK parametresinin giderimi gösterilmektedir. Bu sonuçlar doğrultusunda 300 dakikalık reaksiyon süresi sonunda en iyi giderim verimine UV/ H_2O_2 prosesiyle ulaşılmış ve %48 giderim verimi elde edilmiştir. Bu prosesi TOK giderim verimlerine göre sırasıyla %32 giderim verimiyle UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesi, %25 giderim verimiyle UV/ TiO_2 prosesi ve %23 giderim verimiyle UV prosesi takip etmektedir.

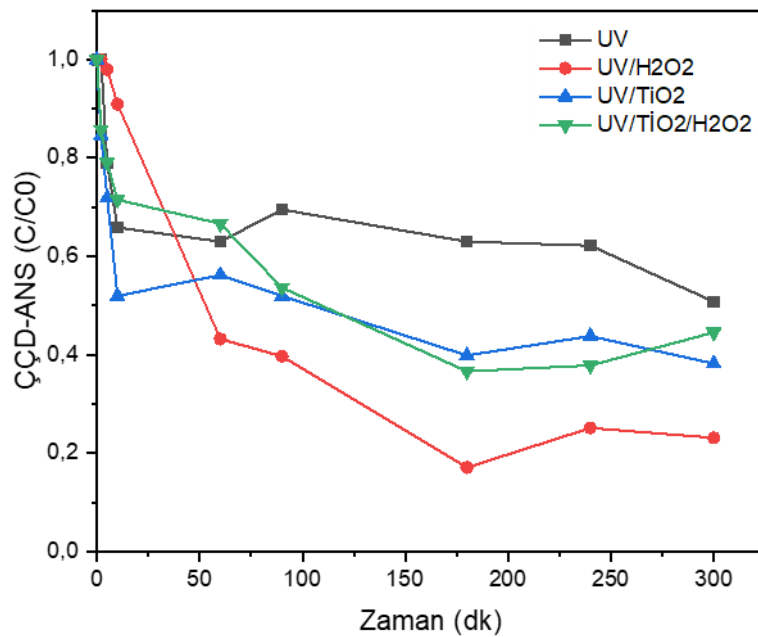


Şekil 4.33: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.

UV/ TiO_2 ve UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesleri arasındaki fark incelendiğinde H_2O_2 ilavesinin %7 oranında TOK giderimini arttırdığı gözlenmektedir. TiO_2 'nin yüksek dozları hidroksil radikali üretimini artırabilir, fakat aşırı miktarları suda bulanıklığa neden

olarak ışığın penetrasyonunu azaltabilir ve bu durum foto degradasyon veriminde azalmaya yol açabilir (Tri Wahyuni, 2016). Ayrıca UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinin heterojen bir proses olması sebebiyle TiO₂'nin radikal oluşturma sürecinin daha yavaş olabileceği düşünülmektedir. UV prosesi ve UV/H₂O₂ prosesi karşılaştırıldığında, H₂O₂ ilavesinin %25 oranında ek mineralizasyon sağladığı belirlenmiştir. Çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyuna uygulanan UV proseslerinde elde edilen sonuçlar, H₂O₂'nin çözünmüş organik maddenin mineralizasyonunda etkin bir katalizör olduğunu teyit etmektedir. UV/TiO₂ prosesi ile UV prosesinin kıyaslanması, TiO₂ ilavesinin giderim verimine %2'lik küçük bir katkı sağladığını ortaya koymaktadır.

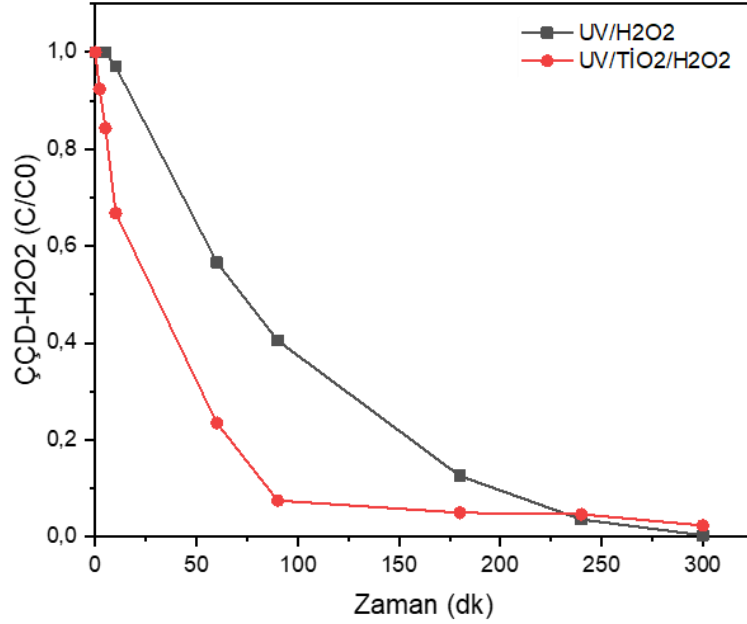
Şekil 4.34'de ÇÇD içeren yıkama suyunda gerçekleştirilen UV prosesleri sonucunda normalize ANS parametresi değişimi verileri gösterilmektedir.



Şekil 4.34: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.

Bu veriler baz alındığında çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyunda en iyi giderim verimi %77 ile UV/H₂O₂ prosesinde görülmektedir, diğer bir ifadeyle başlangıca göre yıkama suyunda kalan ANS oranı %23 olmaktadır. Sonrasında %62 giderim verimiyle UV/TiO₂ prosesi, %55 giderim verimiyle UV/TiO₂/H₂O₂ prosesi ve %49 giderim verimiyle UV prosesi yer almaktadır. ÇÇD oluşan yıkama suyunda

gerçekleştirilen UV prosesleri sonunda suda kalan H_2O_2 miktarının değişimi **Şekil 4.35**'de verilmektedir.

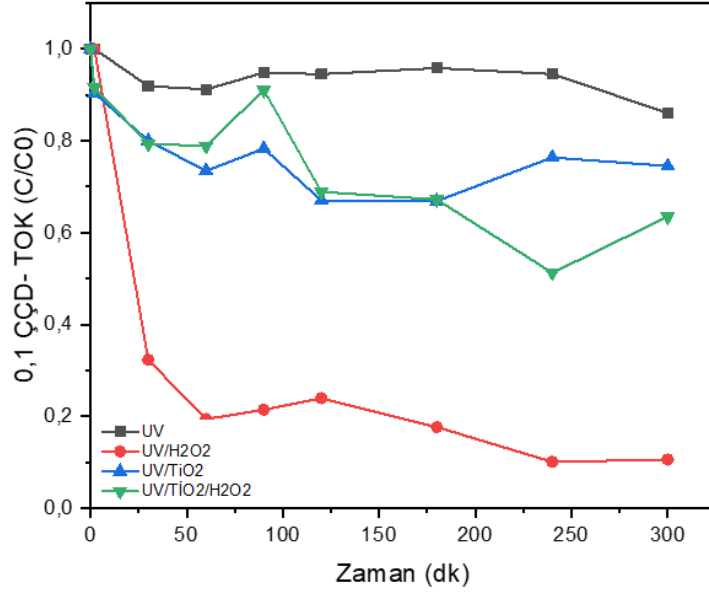


Şekil 4.35: ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H_2O_2 değişimleri.

H_2O_2 miktarı sonuçlara göre değerlendirildiğinde çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyunda 180 dakikanın sonunda %90 ve üzerinde, 300 dakikanın sonunda ise tamamının tükendiği görülmektedir. UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesinde daha hızlı tükenmesinin sebepleri UV/ H_2O_2 prosesinde H_2O_2 miktarının 10 mM iken UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesinde 1 mM olması ve TiO_2 'nin adsorbe ettiği kirleticileri desorpsiyon ile ortama salması sonucu H_2O_2 'nin kirleticilerin giderimi için daha hızlı tükenmesine sebebiyet vermiş olabilir.

4.4.6. 0.1 ÇÇD Yıkama Suyunun UV Proses Verimleri

Şekil 4.36'da 0.1 μm 'den süzölmüş çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyunda UV prosesleri ile normalize TOK değişimlerinin gösterildiği grafik yer almaktadır.

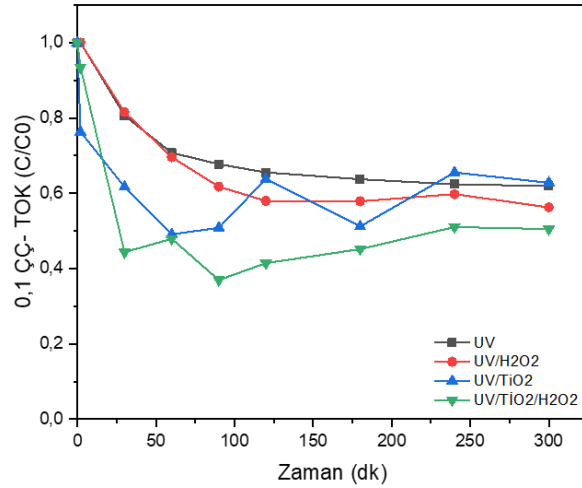


Şekil 4.36: 0.1 μm 'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değışimleri.

TOK parametresi için %89 ile en yüksek giderim verimine UV/H₂O₂ prosesiyle ulaşılmıştır, bu su numunesindeki organik maddenin yaklaşık %90'ının bozunmuş olduğu anlamına gelmektedir. UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde %36, UV/TiO₂ prosesinde %28 ve UV prosesinde %14 oranında TOK giderimi gerçekleşmiştir. Bu sonuçlar UV/H₂O₂ prosenin diğer proseslerden daha etkin olduğunu ortaya koymaktadır. Sadece ışık kullanılarak gerçekleştirilen UV deneylerinde ışığın nanoplastik liflerin giderilmesinde düşük bir orana sahip olduğu görölmektedir. UV/TiO₂ ve UV/TiO₂/H₂O₂ proseslerinde 90. dakikada görölen miktar artışı TiO₂ üzerine adsorplanan organik maddelerin tekrar ortama salınmasından kaynaklanabilmektedir.

4.4.7. 0.1 ÇÇ Yıkama Suyunun UV Proses Verimleri

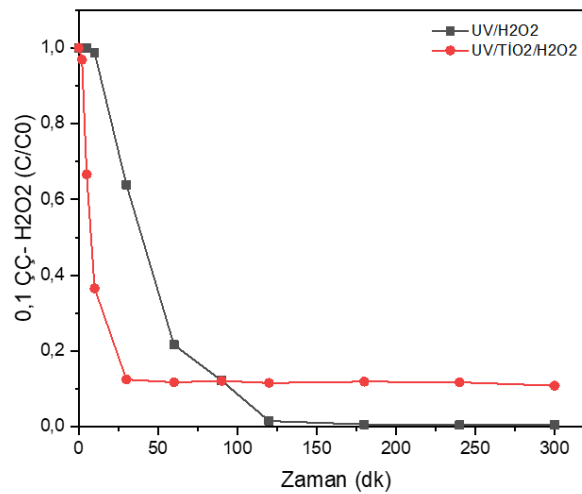
Şekil 4.37'de 0.1 μm 'den süzölmüş çeşme suyu ve çamaşır içeren yıkama suyunda UV prosesler sonucunda normalize TOK parametresi değeri değışimi verilmektedir. Sonuçlara göre en fazla bozunma UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde gerçekleşmektedir ve bu proseste giderim verimi %49 bulunmaktadır.



Şekil 4.37: 0.1 ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize TOK değişimleri.

UV/H₂O₂ prosesinde %44, UV prosesinde %38 ve UV/ TiO₂ prosesinde %37 oranında bir giderim verimi elde edilmiştir. UV/H₂O₂ ve UV/TiO₂/H₂O₂ proseslerinin verimliliği yakın olmakla birlikte TiO₂ katalizörünün kullanıldığı proste H₂O₂ konsantrasyonunun daha az olmasına rağmen daha iyi bir verim elde edilmesi TiO₂ katalizörünün reaksiyon verimini artırıcı etki yaptığının bir göstergesidir.

0.1 µm'den süzölmüş çeşme suyu ve çamaşır içeren yıkama suyunda H₂O₂ prosesinin kullanıldığı UV proseslerde suda kalan H₂O₂ miktarının değişimi Şekil 4.38'de verilmektedir.

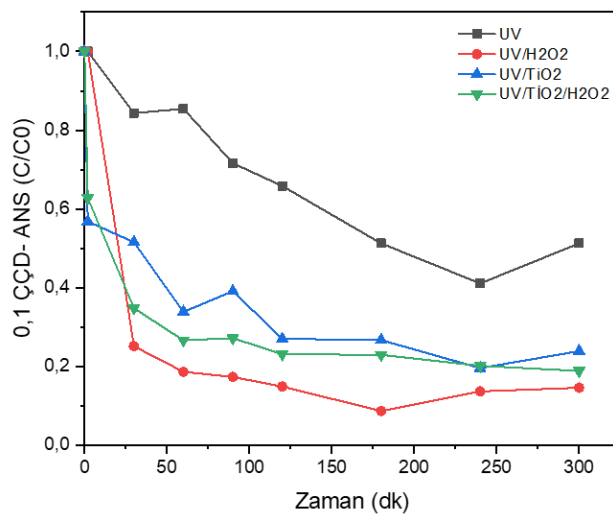


Şekil 4.38: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇ yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H₂O₂ değişimleri.

UV/H₂O₂ prosesinde 120 dakikanın sonunda H₂O₂ katalizörünün tamamı tükenirken, UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde %90'ı tükenmiştir. Bu sonuçlar 0.1 ÇÇD yıkama suyuyla benzerlik göstermektedir. Nanoplastik liflerin varlığı durumunda TiO₂ katalizörünün daha etkin olduğu ve H₂O₂ katalizörünün tamamının kullanılmadan kalmasına yol açtığı söylenebilir.

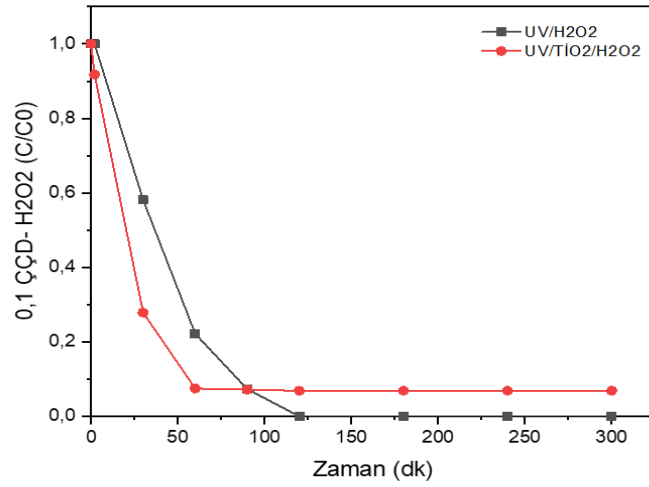
Şekil 4.37'de elde edilen verilere göre 0.1 ÇÇ yıkama suyu TOK parametresi değişimlerinde TiO₂ varlığının reaksiyon verimini artırıcı etki yaptığı ifade edilmiştir, Şekil 4.38'de normalize H₂O₂ katalizörü değişimine bakıldığında da TiO₂ katalizörünün daha etkin olduğu söylenebilmektedir. UV/TiO₂/H₂O₂ ile olan reaksiyonlarda H₂O₂ tüketimi UV/H₂O₂ prosesine göre daha düşük ancak bu prosesin TOK giderme verimliliği daha yüksektir. Bu durumda TiO₂ ve H₂O₂ hibrit aktivesi nano lifleri gidermede daha etkilidir ve hibrit proste H₂O₂ kullanımı daha düşük seviyededir. Burada heterojen bir katalizör olan TiO₂ yüzeyinde hem adsorpsiyon hem de yüzeydeki oksidasyon reaksiyonlarının etkinliğinden bu fark oluştuğu düşülebilir. Hem de reaksiyon diğerlerine göre daha hızlı gerçekleşmektedir.

0.1 µm'den süzölmüş çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyu ile gerçekleştirilen UV prosesleri sonucunda elde edilen normalize ANS parametresi değişimleri Şekil 4.39'da yer almaktadır.



Şekil 4.39: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize ANS değişimleri.

UV/H₂O₂, UV/TiO₂/H₂O₂ ve UV/TiO₂ proseslerinin ANS giderim verimleri birbirine yakın olmakla birlikte UV/ H₂O₂ prosesinde %85 ile en yüksek değere ulaşmaktadır. Bu prosesi %81 ile UV/TiO₂/H₂O₂, %76 ile UV/TiO₂ takip etmekte ve en düşük parçalanma oranına %49 ile UV prosesinde karşılaşılmaktadır. Katalizör ilavesinin ANS parametresi için verimi yaklaşık olarak %30 oranında arttırdığı gözlenmektedir. TOK parametresinde olduğu gibi UV/TiO₂ ve UV/TiO₂/H₂O₂ proseslerinde 90. dakikada konsantrasyon artışı söz konusudur, bu durum TiO₂ katalizörünün adsorpladığı ANS'yi ortama geri salmasından kaynaklanabilmektedir.



Şekil 4.40: 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun UV ve katalizörlü UV prosesleri normalize H₂O₂ değişimleri.

0.1 µm'den süzölmüş çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyunda H₂O₂ katalizörü kullanılarak gerçekleştirilen UV proseslerinde kullanılmadan kalan H₂O₂ miktarının değişimi Şekil 4.40'da gösterilmektedir. UV/H₂O₂ prosesinde 120 dakikanın sonunda H₂O₂ katalizörünün tamamı tükenirken, diğer proseste %93'ü tükenmiştir. TiO₂ katalizörü H₂O₂ katalizörü ile yarışarak H₂O₂'den önce sudaki organiklerle reaksiyona girmiş olabilir ayrıca TiO₂ katalizörünün suda bulanıklık yaratması sebebiyle ışık geçirgenliği azalabileceğinden H₂O₂ kullanılarak reaksiyona girememiş olabilir.

4.4.8. Yıkama Atıksuyu Matrislerinde UV Proseslerinin Değerlendirilmesi

Bu çalışmada, çamaşır ve deterjan varlığında oluşan çamaşır makinesi atık sularının kompleks matrisleri ele alınmıştır. Bu matrisler hem mikropplastik lifleri (MPL) hem

de nanoplastik lifleri (NPL) içermektedir 0.1 µm'lik filtreleme işleminden geçirilerek elde edilen sular, özellikle NPL bakımından zengindir. İleri oksidasyon proseslerinin (AOP) hem ham su hem de filtrelenmiş atık sular üzerindeki etkinliğini değerlendirmek için ultraviyole (UV) ışık, UV ile desteklenmiş hidrojen peroksit (UV/H₂O₂) ve titanyum dioksit (UV/TiO₂) gibi farklı prosesler uygulanmıştır. Proseslerin etkinliği, toplam organik karbon (TOK) giderimi, anyonik yüzey aktif maddeler (ANS) giderimi ve hidrojen peroksit (H₂O₂) tüketimi parametreleri ile izlenmiştir.

Mevcut literatürde, mikroplastiklerin oksidasyonu için hem görünür ışık hem de ultraviyole ışık kullanımı (Ali vd., 2022; Nabi vd., 2020; Tofa vd., 2019) bulunmaktadır. Gerçekleştirilen bir çalışmada, görünür ışık altında 456 saat sonunda mikroplastik bozunma verimi %65 olarak rapor edilmiştir (Uheida vd., 2020). Diğer yandan, aynı tür mikroplastikler için UV ışığı kullanıldığında, 30 saatlik bir süreç sonunda %38 oranında bir degradasyon verimi elde edilmiştir (Razali vd., 2020). Bu bulgular, UV ışığının görünür ışığa kıyasla mikroplastik degradasyonunda daha etkili olduğunu göstermektedir. UV ışığının dalga boyları UV-A, UV-B ve UV-C olarak sınıflandırılmakta olup, UV-C'nin diğer dalga boylarına kıyasla daha yüksek enerjiye sahip olduğu ve mikroplastikler üzerinde daha etkili bir degradasyon sağlayabileceği belirtilmiştir (J. Lin vd., 2020).

Tablo 4.9'da UV ve katalizör ilaveli UV proseslerinin ham ve ile 0.1 µm'den süzölmüş atıksu türlerine uygulanması sonucu elde edilen TOK giderim verimleri yer almaktadır.

Tablo 4.9: Su matrislerinde UV proseslerine göre TOK giderim verimleri.

Su türü/Proses	UV	UV/H ₂ O ₂	UV/TiO ₂	UV/TiO ₂ /H ₂ O ₂
ÇD	16%	62%	18%	39%
ÇÇD	23%	48%	25%	32%
0.1 ÇÇD	14%	89%	28%	36%
ÇÇ	32%	43%	30%	41%
0.1 ÇÇ	38%	44%	37%	49%

UV ışığı ile birlikte kullanılan hidrojen peroksitin (H₂O₂), farklı su matrislerinde TOK gideriminde belirgin fark yarattığı görülmektedir. ÇÇD yıkama suyu ve bu suyun 0.1 µm filtreden süzülmesiyle elde edilen 0,1 ÇÇD yıkama suyu kullanılarak yapılan

deneylerde UV/H₂O₂ prosesinde giderim verimi %48'den %89'e yükselmiştir. 0.1 µm filtreden süzülen yıkama sularında bulunan lifler nanoplastik lif olarak ifade edilebilir. Filtreden süzülme sonucunda suda kalan NPL'lerin MPL'lerden daha reaktif olması sebebiyle bu verimin arttığı söylenebilir. UV/H₂O₂ prosesinin diğer proseslerle karşılaştırıldıklarında nanometre ölçekli kirleticilere (0.1 ÇÇD için %89 ve 0.1 ÇÇ için 44%) karşı oldukça etkili olduğunu görülmektedir.

Diğer yandan, ÇÇ ve ÇÇD yıkama atıksuları arasında yapılan karşılaştırmada, UV/H₂O₂ işleminde TOK gideriminde sadece %43'ten %48'e küçük bir artış kaydedilmiştir. Bu durum deterjan varlığında çamaşırların UV ışınlarını emebileceği ve böylece işlemin verimliliğini etkileyebileceğine işaret etmektedir. ÇÇ ve ÇÇD yıkama sularında UV/TiO₂ prosesinde giderim verimi %30'dan %25'e, UV/H₂O₂/TiO₂ prosesinde de %41'den %32 'ye düşmüştür. UV ışığı ile tek başına yapılan işlemde ise %32'den %23'e gerilemiştir. Bu bulgular, deterjanın varlığının ve suyun bulanıklığının UV ışığının etkinliğini azalttığını ve dolayısıyla işlemin verimliliğini düşürebileceğini göstermektedir.

UV/TiO₂ işlemi için TOK giderim verimliliği, ÇD yıkama suyunda %18 iken, ÇÇD yıkama suyunda %25 olarak gözlemlenmiştir. Bu veriler, TiO₂'nin fotokatalitik reaksiyonlarda çamaşırın varlığı ile birlikte daha etkin bir giderim sağlayabileceğini göstermektedir. Deterjanın ve mikro/nanoplastik liflerin yüzey adsorpsiyonunu artırması ve TiO₂'nin fotokatalitik aktivitesini modüle etmesi muhtemelken, 0.1 µm ile filtrelenmiş su matrislerinde (0.1 ÇÇD ve 0,1 ÇÇ) daha yüksek giderim verimliliklerinin (%28 ve %37) gözlemlenmesi, filtrasyonun partikül yükünü azaltarak katalizör yüzeyinin daha etkin kullanımına olanak tanıdığını düşündürmektedir. Bu bulgular, UV/TiO₂ işleminin etkinliğinin, partikül boyutu dağılımı, adsorpsiyon dinamikleri ve fotokatalitik reaksiyon süreçlerinin karmaşıklığı gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak değişkenlik gösterdiğini göstermekte, bu da işlem koşullarının ve katalizör seçiminin optimizasyonunun önemini vurgulamaktadır.

Fotoliz çalışmalarında polyester, polivinil klorür gibi mikroplastiklerin parçalaması çalışıldığında yaklaşık %20 bir mineralizasyon oranı elde edilmiştir (X. Wang vd., 2023), katalizör kullanıldığında ise bu oranlar değişebilmektedir. Bu tez çalışmasında TiO₂ katalizörü kullanılarak gerçekleştirilen deneylerde giderim verimi %18-37 arasında değişiklik göstermektedir ve UV/ H₂O₂ prosesine göre giderim verimleri daha düşük kalmaktadır. Bunun sebepleri olarak TiO₂'nin bulanıklık yaratması sebebiyle

UV ışık etkinliğinin azalarak hidroksil radikal oluşumunu engellemesi ve deney süresinin yetersiz gelmesi gösterilebilir. Bu çıkarımlar literatür verileriyle de desteklenmektedir (Ebrahimbabaie vd., 2021; Tri Wahyuni, 2016). Bununla birlikte TiO_2 partiküllerinin maksimum absorbansa sahip olduğu dalga boyu 350 nm civarında bulunmuştur (Panda vd., 2018), bu UV-C ışığın TO_2 'yi yeterli seviyede aktif edememesi anlamına gelmektedir. TiO_2 'nin etkinliğinin düşük olması sebebiyle giderim verimi de sınırlı oranda kalmıştır.

ÇÇD ve 0,1 μm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama sularında UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesi için TOK giderme verimi %32'den %36'ya, UV/ TiO_2 prosesinde %25'den %28'e yükselmiştir, UV prosesinde ise %25'den %14'e inmiştir. H_2O_2 katalizörünün varlığı giderme verimleri üzerine pozitif etki yapmaktadır.

ÇD yıkama suyuyla ÇÇD yıkama suyu kıyaslandığında UV/ H_2O_2 prosesinde giderim verimini %62'den %48'e, UV/ H_2O_2 / TiO_2 prosesinde giderim veriminin %39'dan %32'ye inmiştir. UV prosesinde giderim veriminin %16'dan %23'e, UV/ TiO_2 prosesinde %18'den %25'e çıktığı görölmektedir. Çamaşır varlığında salınan mikroplastik lifler H_2O_2 ile yarışarak proses verimlerini azaltmış olabilir.

ÇÇ yıkama suyu ve 0,1 ÇÇ yıkama suyu ile gerçekleştirilen deneylerde UV prosesinde TOK giderme verimi %32'den %38'e, UV/ H_2O_2 prosesinde %43'den %44'e, UV/ TiO_2 prosesinde %30'dan %37'ye ve UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesinde %41'den %49'a yükselmiştir. ÇÇ ve ÇÇD yıkama sularında ve filtreden süzölmüş hallerinde yapılan deneyler sonucunda elde edilen veriler deterjan varlığının nanoplastik lif salınımını arttırdığını ve nanoplastik liflerin arıtımının mikroplastik liflere göre daha zor olduğunu ortaya koymaktadır. Suda sadece nano boyutta lifler bulunduğunda prosesler yoluyla TOK giderimi sınırlı kalmaktadır, plastiğin tamamen giderilmesi kolay bir durum oluşturmamaktadır. Nano boyutta deterjan varlığında giderim verimlerinin daha düşük olması deterjanın bulanıklığı arttırması sebebiyle reaksiyon verimini etkilemesi olabilir.

Su türleri birlikte değerlendirildiğinde ÇÇ yıkama suyunda TOK giderim verimleri UV/ H_2O_2 prosesinde %43 ve UV/ H_2O_2 / TiO_2 prosesinde %41 ile birbirine çok yakinken, 0,1 μm ÇÇ yıkama suyunda sırasıyla %44 ve %49 olarak bulunmuştur. Diğer su türleri için en az %16 ve en fazla %53 giderme verimi farkıyla UV/ H_2O_2 prosesi ön plana çıkmaktadır.

UV ve katalizörlü UV oksidasyon proseslerinin farklı özellikteki atık sulara uygulanması sonucu elde edilen ANS giderim verimleri **Tablo 4.10**'da yer almaktadır. Deterjan kullanılarak elde edilen ÇD, ÇÇD ve 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama sularında ANS giderim verimi en düşük %49, en yüksek %87 olarak bulunmuştur.

Tablo 4.10: Su matrislerinde UV proseslerine göre ANS giderim verimleri.

Su türü/Proses	UV	UV/H ₂ O ₂	UV/TiO ₂	UV/TiO ₂ /H ₂ O ₂
ÇD	65%	87%	67%	65%
ÇÇD	49%	77%	62%	55%
0.1 ÇÇD	49%	85%	76%	81%

ÇD yıkama suyuyla ÇÇD yıkama suyu kıyaslandığında UV prosesinde giderim verimi %65'den %49'a, UV/H₂O₂ prosesinde %87'den %77'ye, UV/TiO₂ prosesinde %67'den %62'ye ve UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde %65'den %55'e düşmüştür. Çamaşırın varlığı anyonik yüzey aktif madde giderimi üzerinde negatif etki yapmıştır. ÇÇD matrisindeki daha düşük verimlilik oranı, çamaşırın varlığının UV ışığının su matrisi içerisinde serbestçe hareketini engellemesi ve TiO₂ yüzeyine ulaşmasını sınırlamasıyla ilişkilendirilebilir. Çamaşır tarafından salınan mikroplastik lifler ve diğer organik maddeler, UV ışığının etkinliğini azaltarak veya TiO₂ yüzeyindeki fotokatalitik reaksiyon alanlarını bloke ederek ANS giderimini düşürebilir. Tüm ÇD ve ÇÇD yıkama suları arıtma proseslerinde mikro/nanoplastik liflerin fotokatalitik reaksiyonları engelleyebileceğini gösterebilir. Bu bileşikler, UV ışığının penetrasyonunu engelleyebilir, reaktif ara ürünlerin oluşumunu azaltabilir veya katalizörün yüzeyine erişimi kısıtlayabilir.

ÇÇD yıkama suyu ve 0,1µm filtreden süzölerek elde edilen ÇÇD yıkama suyu ile gerçekleştirilen deneylerde UV prosesinde %49 ile giderme veriminin aynı kaldığı, UV/H₂O₂ prosesinde %77'den %85'e, UV/TiO₂ prosesinde %62'den %76'ya ve UV/TiO₂/H₂O₂ prosesinde %55'den %81'e yükseldiği görölmüştür. UV proses sonuçları değerlendirildiğinde çamaşırdan gelen mikro ve nanoplastik liflerin, UV ışığının su içerisinde serbestçe hareket etmesini ve deterjan moleküllerine ulaşmasını engelleyebileceği öngörülmektedir. Bu, UV ışığının deterjan moleküllerini doğrudan etkileme ve onları parçalama yeteneğini sınırlayabilir. Mikro ve nanoplastikler UV ışığını emebilir ve bu da ANS moleküllerinin gerekli UV enerjisini almalarını engelleyebilir. Bu absorpsiyon, UV ışığının deterjan moleküllerine olan etkisini

azaltarak ANS'nin giderim verimliliğini düşürebilir. Katalizör varlığında ise filtreleme ile etkin ANS giderim verimleri elde edilmiştir, bu sonuçlar filtreleme işleminin su matrisinden belirli boyutlardaki mikropplastik partikülleri uzaklaştırarak, UV ışığının ve reaktif oksijen türlerinin daha etkili bir şekilde katalizör yüzeyine ulaşmasını, reaktif ara ürünlerin oluşumunu attırabileceğini ve ANS moleküllerini okside etmesini sağlamasından kaynaklanabilir.

0,4 g/L TiO_2 , 30 mM H_2O_2 , 24 saat UV ışığına maruz bırakılan deterjan içeren çamaşır yıkama suyu ile anyonik yüzey aktif madde giderimi çalışmasında %75 giderim verimi elde edilmiştir (Tri Wahyuni, 2016). Bu çalışmada da UV/ TiO_2 / H_2O_2 prosesi ile ANS parametresi için elde edilen giderim verimleri %55-81 arasında değişmektedir.

UV prosesine göre ÇD yıkama suyu için H_2O_2 ilavesi ile deterjan giderimi %22, ÇÇD yıkama suyunda %28 artmıştır, homojen katalizörün ANS gideriminde çamaşır olsa bile reaktivitesinin yüksek olduğu ifade edilebilir. Hatta ÇÇD yıkama suyu ve 0,1 ÇÇD yıkama suyu UV/ H_2O_2 prosesi giderim verimleri arasında %8 oranında artış bulunmaktadır. Nanoplastik liflerin boyutlarının küçük olması ANS ile H_2O_2 ile reaksiyonunun daha verimli olmasına yardımcı olmuştur diyebiliriz.

Bu çalışmada deterjan kullanılarak üretilen yıkama sularında gerçekleştirilen deneyler sonucunda ANS parametresi için %77-85 arasında değişen giderme verimiyle UV/ H_2O_2 prosesinin en yüksek giderme verimine sahip olduğu görülmektedir. H_2O_2 yapısındaki O-O bağının fotolizi ile çok sayıda hidroksil radikali ($\text{OH}\bullet$) oluşturabilmesi sebebiyle güçlü bir oksitleme potansiyeline sahiptir (Easton vd., 2022), bu sebeple UV/ H_2O_2 prosesinde anyonik yüzey aktif maddenin bozunmasının radikal oluşumları ile gerçekleşmesi beklenmektedir.

Çalışmada üretilen tüm yıkama suları ile yapılan deneyler sonucunda hem TOK hem de ANS parametresi için en uygun proses UV/ H_2O_2 olarak ortaya çıkmaktadır. İleri oksidasyon proseslerinden UV/ H_2O_2 yaygın olarak kullanılmasına rağmen MP gideriminde sınırlı sayıda çalışma gerçekleştirilmiştir. Distile su ve gerçek hastane çamaşır yıkama suyuna polyester fiberler eklenerek gerçekleştirilen çalışmada 9 saatte KOİ'nin tamamı giderilmiş ve fiber kütlesi olarak da %15-25 arası giderim sağlanmıştır (Easton vd., 2022). Diğer yürütülen çalışmalarda polistiren (X. Liu vd., 2021), polivinil klorür (Bule Možar vd., 2023) gibi mikropplastiklerin parçalanması ve yapılarının değişimi üzerine çalışmalar gerçekleştirilmiştir. UV/ H_2O_2 'nin etkinliği

anyonik yüzey madde için kanıtlanmıştır ve tez çalışmasında da en düşük verim %77 olarak bulunmuştur. Bunun yanında mikroplastik lif giderimi için TOK parametresi üzerinden değerlendirme yapıldığında verimin %44 ile %89 arasında değiştiği bulunmuştur, bu sonuçlar mikroplastik lif giderimi için UV/H₂O₂ prosesinin uygulanabilir bir yöntem olabileceğini göstermektedir. Literatürdeki çalışmalardan da anlaşılacağı gibi kullanılan su türleri, suda bulunan mikroplastikler, kullanılan arıtma ve ölçüm yöntemlerinin farklılığı gibi değişkenler sebebiyle kesin sonuçlardan bahsetmek mümkün olmamaktadır. Bu durum mikroplastikler için tanımlanmış standart ölçüm ve analiz yöntemlerinde netlik olmamasıyla açıklanabilir. Ayrıca mikroplastik türleri fazla olduğu için çalışılacak malzeme, koşullar ve giderim mekanizmaları da çeşitlidir. Bu sebeple yürütülen çalışmalar ön çalışma statüsünde olup literatüre veri kazandırarak durum kontrolünü sağlamak için gerçekleştirilmiştir.

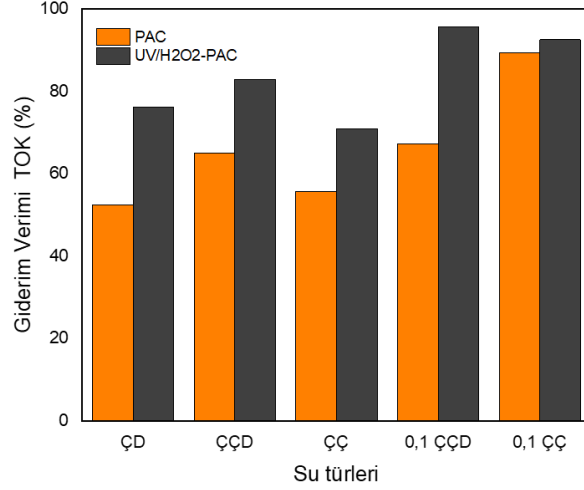
4.5. UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂-PAC Prosesleri Karşılaştırılması ve Toksisite

Su matrislerinde TOK ve ANS parametresi üzerinden yapılan değerlendirme sonucunda UV/H₂O₂ (10 mM) prosesi ve adsorpsiyon deneyleri sonucunda 0.5 g/L PAC konsantrasyonu en uygun koşul olarak belirlenmiştir.

Deneylerde UV/H₂O₂ prosesi sonrasında PAC adsorpsiyonu gerçekleştirilerek su türlerinde giderim verimi değişiklikleri ortaya konmuştur. Ayrıca PAC prosesi tek başına ve öncesinde UV/H₂O₂ prosesi kullanımıyla ayrı ayrı çalışılarak UV/H₂O₂ prosesinin adsorpsiyona etkisi de irdelenmiştir.

4.5.1. PAC Prosesi ile UV/H₂O₂ Sonrası PAC Prosesi

Şekil 4.41'de PAC prosesi ve UV/H₂O₂ prosesi sonrasında PAC adsorpsiyonu gerçekleştirilmesi ile tüm su türlerinde görülen TOK giderim verimi değişiklikleri yer almaktadır.

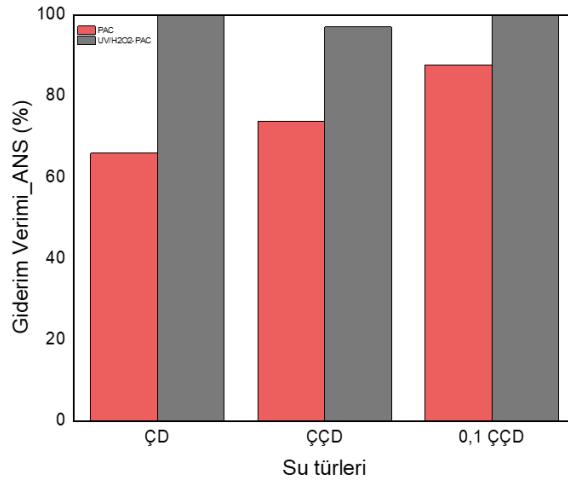


Şekil 4.41: PAC ve UV/ H₂O₂ -PAC prosesleri su matrisleri TOK giderim verimleri.

ÇD yıkama suyunda PAC prosesi sonrası TOK giderim verimi %52 iken, UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonunda sonra %76'ya yükselmiştir. ÇÇD yıkama suyunda PAC adsorpsiyonu ve UV/H₂O₂ prosesi sonrasında PAC adsorpsiyonu gerçekleştirildiğinde TOK giderim verimi %65'den %83'e çıkmıştır. ÇÇ yıkama suyunda TOK giderim verimi değerlendirildiğinde PAC sonrası %56 iken, UV/ H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonunda %71 değeri elde edilmiştir. 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyunda PAC sonrası TOK giderim verimi %67'den, UV/ H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonunda %96'ya yükselmiştir. 0.1 µm'den süzölmüş ÇÇ yıkama suyunda PAC adsorpsiyonu sonrası TOK giderim verimi %89'dan, UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonunda bu değeri %93'e çıkmıştır. Üretilen su türlerinde PAC ilavesinin TOK giderim veriminde yaklaşık olarak %15-30 arasında artışa neden olduğu görölmüştür.

UV organik moleküllerin kolay parçalanmasını sağlayarak ardından PAC adsorpsiyonunda tutulmalarını arttırıcı etkiye yol açmıştır. Güneş ışığı kullanılarak kentsel atıksuda 6 saat reaksiyon süresi ve 5-50 mg/L H₂O₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen UV/H₂O₂ deneylerinde TOK giderim veriminin %30 kadar arttırılabildiği bulunmuştur ve bu durum H₂O₂ varlığında oluşan hidroksil radikallerinin organik maddeyi parçalayarak sonraki proseslerde daha kolay gideriminin sağlanması ile açıklanabilmektedir (Ali vd., 2022).

Grafikte, UV/H₂O₂ işlemiyle elde edilen TOK giderim verimlilikleri, farklı su türlerinde tutarlı bir şekilde PAC işleminden daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu, UV/H₂O₂ işleminin yüksek düzeyde reaktif ve geniş bir kirletici yelpazesine etki edebileceğini gösterir. Ayrıca grafikte PAC kullanımının, özellikle UV/H₂O₂ işleminden sonra TOK giderim verimliliğini artırdığı görülmektedir. Bu, UV/H₂O₂ işleminden sonra kalan ve PAC tarafından kolayca adsorbe edilebilen okside edilmemiş veya yarı okside organik maddelerin varlığını işaret edebilir.



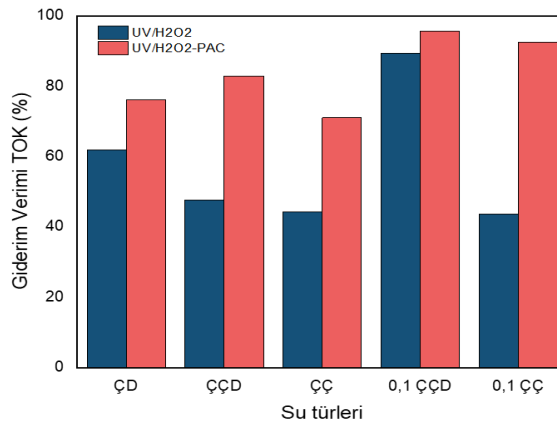
Şekil 4.42: PAC ve UV/ H₂O₂- PAC prosesleri su matrisleri ANS giderim verimleri.

PAC ve UV/ H₂O₂ sonrası PAC proseslerinin deterjan içeren yıkama sularında ANS giderme verimine etkisini gösteren grafik **Şekil 4.42**'de verilmektedir. ÇD yıkama suyunda PAC adsorpsiyonu sonrası ANS giderim verimi %66'dan, UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonunda %100'e yükselmiştir. ÇÇD yıkama suyunda PAC adsorpsiyonu ve UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonu ile ANS giderim verimi %74'ten %97'ye çıkmıştır. 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama suyunda PAC adsorpsiyonu ANS giderim verimi %88, UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonu ANS giderim verimi %100 olmaktadır. UV/H₂O₂ prosesi sayesinde üç su türünde de anyonik yüzey aktif maddenin tamamının giderilebildiği görölmüştür. UV/H₂O₂ prosesi ANS'yi kolaylıkla parçalayarak PAC adsorpsiyonu ile tamamının tutulmasına olanak sağlamıştır. Genel olarak, grafikten PAC'nin bazı durumlarda UV/H₂O₂ işleminin etkinliğini artırabileceği, ancak bu artışın su matrisinin bileşimine ve daha önceki arıtma işlemlerine bağlı olduğu anlaşılmaktadır.

Granüler aktif karbon ve ileri oksidasyon prosesi ile kentsel atıksu arıtma tesisinden mikroplastik/nanoplastik giderimi üzerine gerçekleştirilen çalışmada nanoplastiklerin aktif karbon kullanılarak kısmen giderilebileceği görülmüştür, ozonlama ile birlikte kullanıldığında önemli bir fark yaratmadığı, UV/ H₂O₂ den sonra yeni bir yöntemle birlikte kullanıldığında verimi arttırdığı bulunmuştur (Sturm vd., 2023). Aktif karbon ucuz ve verimli olması sebebiyle çalışmalarda tercih edilmektedir.

4.5.2. UV/H₂O₂ Prosesi ile UV/H₂O₂ sonrası PAC Prosesi

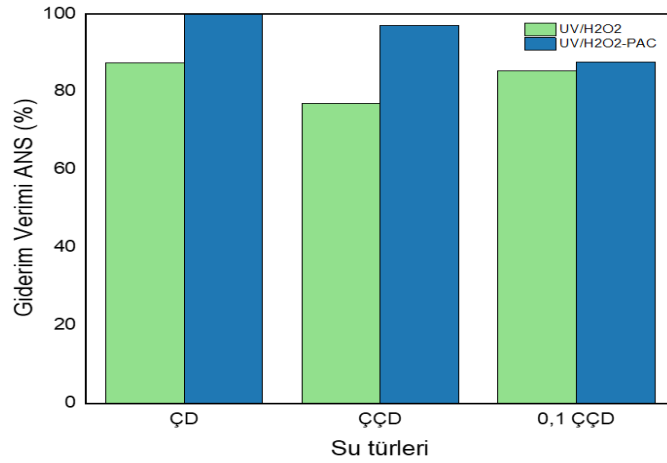
Şekil 4.43’de üretilen su türlerinde gerçekleştirilen UV/H₂O₂ prosesi ve bu proses sonrasında gerçekleştirilen PAC prosesi ile TOK parametresinin giderim verimleri değişimi gösterilmektedir.



Şekil 4.43: UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂- PAC prosesleri su matrisleri TOK giderim verimleri.

ÇD yıkama suyunda giderim verimi PAC prosesi ile %62’den %76’ya, ÇÇD yıkama suyunda %48’den %83’e, ÇÇ yıkama suyunda %44’den %71’e, 0,1 µm filtreden süzülen ÇÇD yıkama suyunda %89’dan %96’ya, 0,1 µm filtreden süzülen ÇÇ yıkama suyunda ise %44’den %93 seviyesine çıkmıştır. Grafikten, PAC uygulamasının genel olarak UV/H₂O₂ işleminden sonra TOK giderim verimliliğini artırdığı görülmektedir. Bu durum, PAC’ın adsorpsiyon kapasitesinin, zaten okside edilmiş organik maddelerin gideriminde ek bir temizleme adımı sağladığını gösterir. UV/H₂O₂ işlemi sırasında parçalanmış ancak tamamen mineralize olmamış organik bileşenler, PAC tarafından etkili bir şekilde adsorbe edilebilir ve bu da TOK giderimindeki artışa katkı sağlar. UV veya H₂O₂ tarafından tamamen mineralize olamayan kimyasal bileşikler kısmen

parçalanarak aktif karbon yüzeyinde daha kolay adsorbe edilebilir hale dönüşebilirler. PAC'ın adsorpsiyon yeteneği, bu tür bileşikler gidermede daha etkili olabilir. Sadece çamaşır içeren yıkama suları kıyaslandığında 0,1 µm filtreden süzülen yıkama suyunda adsorpsiyonun daha etkili olduğu gözlenmektedir, bu durum nanoplastik liflerin mikroplastik liflere göre daha reaktif olması ve daha fazla yüzey alanına sahip olması sebebiyle PAC tarafından adsorplanması ile açıklanabilir. Bu bilimsel açıklamalar, UV/H₂O₂ ve PAC işlemlerinin bir arada kullanılmasının sinerjik bir etki oluşturabileceğini ve bu kombinasyonun organik maddelerin gideriminde tek başına UV/H₂O₂ işleminden daha etkili olabileceğini göstermektedir.



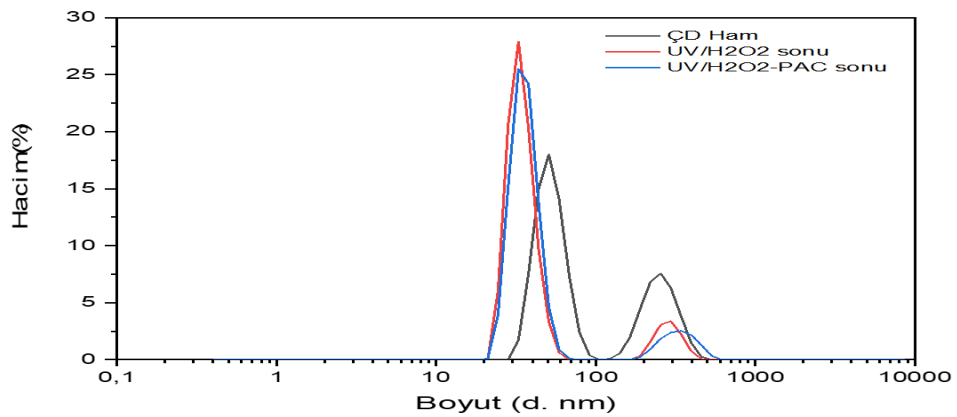
Şekil 4.44: UV/ H₂O₂ ve UV/ H₂O₂ -PAC prosesleri su matrisleri ANS giderim verimleri.

ANS giderim verimi UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂ sonrasında PAC prosesi kullanılarak deterjan ilavesiyle üretilen su türleri için **Şekil 4.44**'de verilmiştir. UV/H₂O₂ prosesi ile üç su türü için de ANS parametresinde yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Bu verimler sırasıyla ÇD yıkama suyu için %87, ÇÇD yıkama suyu için %77 ve 0.1 µm filtreden süzülmüş ÇÇD yıkama suyu için %85 olarak bulunmuştur. UV/H₂O₂ prosesinden sonra gerçekleştirilen PAC prosesi ile ÇD yıkama suyu için giderim verimi %100'e, ÇÇD yıkama suyu için %97'ye ve 0.1 µm filtreden süzülmüş ÇÇD yıkama suyu için %88'e yükselmiştir. ANS parametresi için TOK parametresinde olduğu gibi PAC prosesi giderim verimlerine olumlu etkide bulunmuştur. ÇÇD yıkama suyu ve 0.1 µm filtreden süzülen ÇÇD yıkama suyu sonuçları kıyaslandığında da UV/H₂O₂ sonrası PAC adsorpsiyon uygulaması ile ÇÇD yıkama suyu ANS

gideriminde %97 0.1 ÇÇD ise %88 oranında gerçekleşmektedir, bu durum NPL'lerin MPL'lere göre daha reaktif olması ve daha fazla yüzey alanına sahip olması sebebiyle PAC tarafından adsorplanarak ANS'nin reaksiyona girmesini engellemesi ile açıklanabilir. ÇD ve ÇÇD yıkama suları sonuçları kıyaslandığında ise sadece deterjan varlığında tüm ANS miktarının giderildiği ÇÇD yıkama suyunda %3 oranında bir ANS konsantrasyonunun kaldığı görülmektedir. Bu durum mikroplastik liflerin ANS'yi absorblaması ya da PAC yüzeyine adsorbe olarak ANS'nin adsorpsiyonun sınırlı kalmasına yol açması ile açıklanabilir.

4.5.3. UV/H₂O₂ ile UV/H₂O₂-PAC Prosesinin Partikül Boyut Dağılımına Etkisi

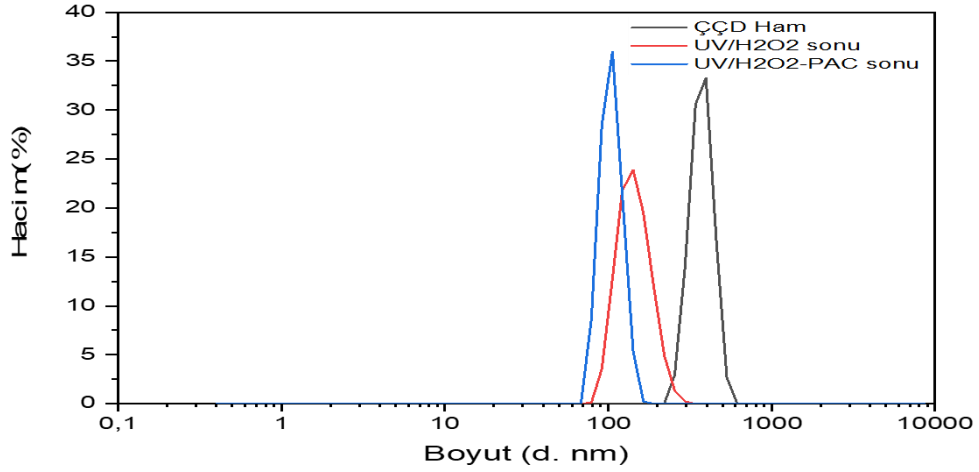
ÇD yıkama suyunun ham ve proses sonrası partikül boyut dağılımı değişimi Şekil 4.45'de verilmektedir.



Şekil 4.45: ÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.

Ham ÇD yıkama suyu numunesinin ortalama partikül boyutu 48 ± 3 nm, UV/H₂O₂ prosesi sonrası 33 ± 5 nm, PAC adsorpsiyonu sonrası 32 ± 3 nm olarak bulunmuştur. Çeşme suyuna ek olarak sadece deterjan bulunması sebebiyle deterjan bileşenlerinin ortalama partikül boyutunun ham numuneyle benzer olduğu kabul edilebilir.

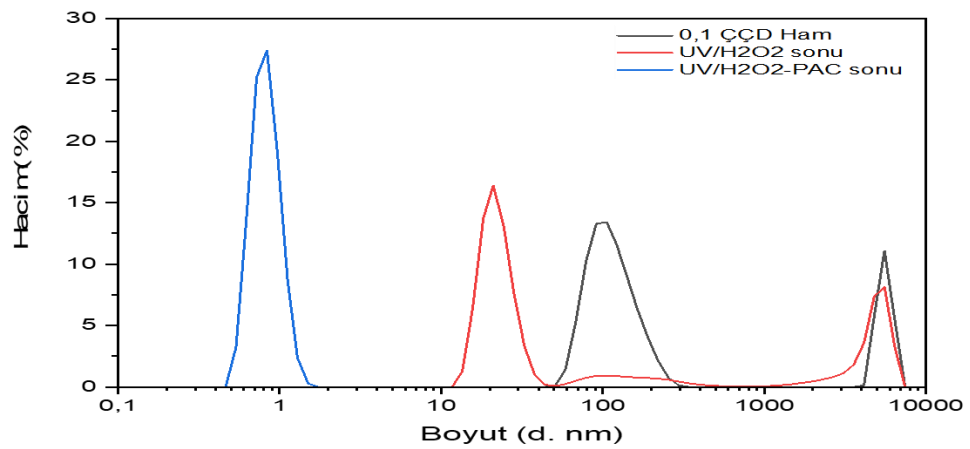
Şekil 4.46'da ÇÇD yıkama suyunun ham hali ve proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi verilmektedir.



Şekil 4.46: ÇÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.

Ham ÇÇD yıkama suyu numunesinin ortalama partikül boyutu 366 ± 15 nm, UV/H₂O₂ prosesi sonrası 127 ± 6 nm, PAC adsorpsiyonu sonrası 101 ± 3 nm olarak bulunmuştur. ÇÇD yıkama suyu sonuçları ile ÇÇD yıkama suyu sonuçları karşılaştırıldığında ÇÇD yıkama suyunda partikül boyutunun daha büyük olduğu görülmektedir. ÇÇD yıkama suyunda partikül boyutunun büyük olmasının sebebi çamaşırdan salınan liflerin varlığıdır, PAC uygulaması ile ham atıksudaki boyutun bir miktar küçüldüğü söylenebilir.

0.1 µm filtreden süzölmüş çeşme suyu, çamaşır ve deterjan içeren yıkama suyunda partikül boyut değişimi uygulanan prosesler bazında Şekil 4.47’de gösterilmektedir.



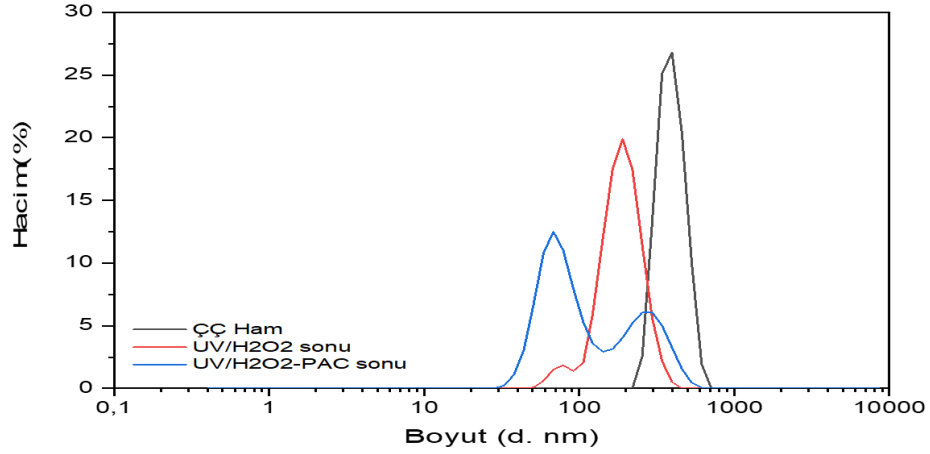
Şekil 4.47: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.

0.1 ÇÇD yıkama suyu ham numunesinde ortalama partikül boyutu 87 ± 5 nm, UV/H₂O₂ prosesi sonrası 20 ± 2 nm, PAC adsorpsiyonu sonrası 1 ± 1 nm olarak bulunmuştur. UV/H₂O₂ işleminden sonra partikül boyut dağılımında genel bir azalma ve piklerin kayması görülür. Bu, UV ışığının ve hidrojen peroksitin oksidatif etkisinin, partiküllerin boyutunu azaltarak onları parçaladığını veya daha küçük parçalara böldüğünü gösterir. Ancak, hala nanometre boyut aralığında bir yoğunluk varlığı, tam bir mineralizasyonun gerçekleşmediğini işaret edebilir. UV/H₂O₂ işlemi ardından PAC eklenmesiyle, partikül boyut dağılımının daha da azaldığı ve piklerin daha da düşük boyutlara kaydığını gösteren bir dağılım görülür. Bu, PAC'nin kalan partikülleri adsorbe ederek su matrisinden giderdiğini gösterir ve böylece partikül boyut dağılımını daha da daraltır. Özellikle, en küçük partiküllerin yoğunluğunda gözlemlenen azalma, PAC'nin nano boyut aralığındaki partikülleri etkili bir şekilde uzaklaştırdığını gösterir.

ÇÇD yıkama suyu ve 0.1 ÇÇD yıkama suyu ham değerleri kıyaslandığında partikül boyutunun 336 nm'den, 87 nm'ye indiği görülmektedir. Bu sonuçlardan filtrasyonun büyük partiküllerin gideriminde etkili olduğu anlaşılabılır. UV/H₂O₂ ve PAC'ın birlikte kullanılmasının, su matrisinden partiküllerin giderilmesinde sinerjik bir etki yaratabileceğini göstermektedir. Özellikle, PAC'ın UV/H₂O₂ prosesi tarafından yeterince okside edilmemiş veya parçalanmamış partikülleri adsorbe edebilmesi ve su kalitesini daha da iyileştirebilmesi, arıtma teknolojilerinin tasarım ve uygulamasında dikkate alınması gereken önemli bir noktadır.

En sağdaki siyah ve kırmızı pikler ise daha büyük boyutlu partikülleri göstermektedir. Burada görülen siyah pik, filtrelemenin belirli bir boyutun üzerindeki partikülleri giderdiğini, ancak bazı büyük partiküllerin (muhtemelen mikroplastikler veya büyük organik agregatlar) hala su matrisinde bulunabileceğini gösterir. Kırmızı pikin varlığı, UV oksidasyondan sonra su matrisinde partiküllerin mevcut olduğunu gösterir. Bu dağılım, muhtemelen oksidasyon işlemlerinden kaçan ve işlemlerle tamamen giderilmeyen partikülleri işaret eder.

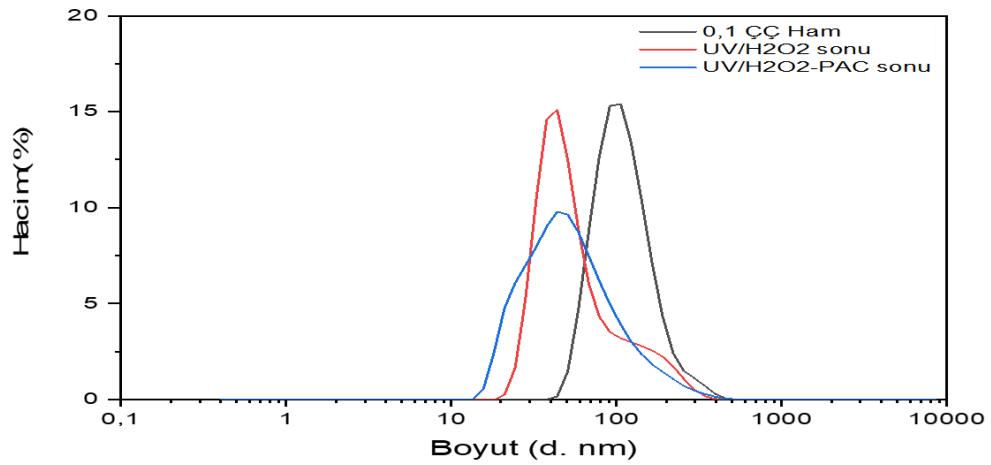
ÇÇ yıkama suyunda partikül boyutu dağılımı değişimi **Şekil 4.48**'de gösterilmektedir.



Şekil 4.48: ÇÇ yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.

ÇÇ yıkama suyu ham numunesinin ortalama partikül boyutu 379 ± 25 nm, UV/H₂O₂ prosesi sonrası 141 ± 12 nm, PAC adsorpsiyonu sonrası 61 ± 10 nm olmaktadır. ÇÇ yıkama suyu ve ÇÇD yıkama sularının ham partikül boyutu değerleri incelendiğinde ÇÇ yıkama suyunun 379, ÇÇD yıkama suyunun 366 nm boyutuna sahip olduğu görülmektedir. Deterjanın varlığında çamaşırdan dökülen liflerin boyutlarının azaldığı görülmektedir.

Şekil 4.49'da 0.1 µm filtreden süzölmüş çeşme suyu ve çamaşır yıkama suyunun partikül boyut dağılımı değişimi ham numune, UV/H₂O₂ prosesi sonu ve UV/H₂O₂ prosesi sonrasında gerçekleştirilen PAC adsorpsiyonu sonrasında elde edilen sonuçlar yer almaktadır.



Şekil 4.49: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇ yıkama suyunun proses sonuçlarına göre partikül boyut dağılımı değişimi.

0.1 ÇÇ yıkama suyu ham numunesinin ortalama partikül boyutu 82 ± 4 nm, UV/H₂O₂ prosesi sonrası 38 ± 2 nm, PAC adsorpsiyonu sonrası 34 ± 3 nm olarak bulunmuştur. ÇÇ yıkama suyunda ham numunenin partikül boyutu 379 nm, 0.1 ÇÇ yıkama suyunda ise 82 nm olarak bulunmuştur. Filtrasyon işlemi ile çamaşırdan gelen büyük liflerin filtrede tutulduğu ve küçük boyutlu liflerin etkin hale geldiği görülmektedir.

Partikül dağılımlarından da anlaşılacağı üzere kullanılan arıtma yöntemleriyle boyutlar küçülmektedir, literatür verileri de bunu desteklemekle birlikte partikül boyut dağılımı grafiklerinde bazen birden fazla maksimum nokta görülebilmektedir, bu sonuçlarla karşılaştırılmasının sebebi materyallerin doğrudan topaklanması olabilir (García-Muñoz vd., 2022).

4.5.4. 0.1 µm Su Matrisleri NTA Analizi

NTA Nanosight NS300 cihazı kullanılarak 0.1 µm filtreden süzülerek elde edilen yıkama sularına uygulanan prosesler sonucunda elde edilen numunelerde konsantrasyon ölçümü gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar **Tablo 4.11**'de yer almaktadır.

Tablo 4.11: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD ve ÇÇ yıkama sularında proseslerin partikül konsantrasyon değişimine etkisi.

0.1 ÇÇD	Konsantrasyon (partikül/mL)	0. 1 ÇÇ	Konsantrasyon (partikül/mL)
Ham	$5.32 \times 10^8 \pm 1.77 \times 10^7$	Ham	$5.87 \times 10^8 \pm 3.63 \times 10^7$
UV/H ₂ O ₂ sonu	$4.93 \times 10^8 \pm 3.36 \times 10^7$	UV/H ₂ O ₂ sonu	$3.64 \times 10^8 \pm 8.56 \times 10^5$
UV/ H ₂ O ₂ -PAC sonu	$2.56 \times 10^8 \pm 2.27 \times 10^7$	UV/H ₂ O ₂ -PAC sonu	$1.66 \times 10^8 \pm 1.29 \times 10^7$

NTA cihazında gerçekleştirilen ölçümlerde 0.1 µm filtreden süzölmüş çeşme çamaşır deterjan yıkama suyu numunesinde ölçülen partikül konsantrasyonu $5.32 \times 10^8 \pm 1.77 \times 10^7$ partikül/mL'dir.

Tablo 4.12'deki giderim verim değerlerine göre partikül konsantrasyonunun UV/H₂O₂ prosesinde nanoplastik liflerin oksidasyonu ile azaldığı görülmektedir.

Tablo 4.12: 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD ve ÇÇ yıkama sularında proseslerin partikül giderimine etkisi.

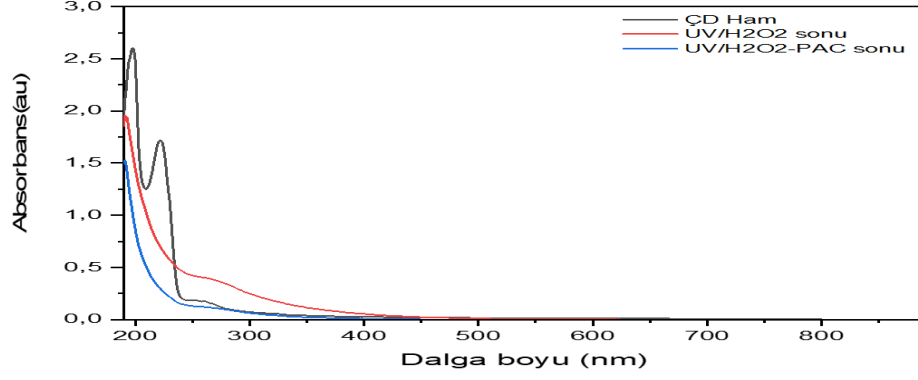
0.1 ÇÇD	Verim (%)	0.1 ÇÇ	Verim (%)
UV/H ₂ O ₂ sonu	4-11	UV/H ₂ O ₂ sonu	34-41
UV/ H ₂ O ₂ -PAC sonu	47-49	UV/ H ₂ O ₂ -PAC sonu	51-58
Toplam	49-55	Toplam	71-72

Nihai proses olan UV/H₂O₂ prosesi sonunda PAC adsorpsiyonu ile UV/H₂O₂ prosesi sonunda elde edilen konsantrasyon değeri nanoplastik liflerin PAC yüzeyinde tutunması sonucu yarıya inmektedir. 0.1 ÇÇD yıkama suyundaki partikül konsantrasyonu arıtma prosesleri sayesinde azalmasına rağmen, suda partikül varlığı devam etmektedir. 0.1 µm filtreden süzölmüş çeşme suyu ve çamaşır içeren yıkama suyunda da 0.1 ÇÇD yıkama suyu sonuçlarına paralel sonuçlar elde edilmiştir. Ham numunede partikül konsantrasyonu $5.87 \times 10^8 \pm 3.63 \times 10^7$ partikül/mL, UV/H₂O₂-PAC son arıtma prosesinde partikül konsantrasyonu $1.66 \times 10^8 \pm 1.29 \times 10^7$ partikül/mL olarak bulunmuştur. 0.1 ÇÇD ve 0.1 ÇÇ yıkama suyu konsantrasyon değişimleri incelendiğinde 0.1 ÇÇ yıkama suyunda daha az partikül kaldığı gözlenmektedir. Polistiren nanoparçacıklarla yapılan çalışmalarda ortalama gözenek boyutu 100 ± 10 nm ve konsantrasyon da $1.0 \pm 0.1 \times 10^8$ partikül/mL bulunmuştur (Yang, 2022), polietilen ile yürütülen çalışmada ortalama gözenek boyutu 92.5 ± 1.2 nm ve konsantrasyon da 9.7×10^7 partikül/mL bulunmuştur (Enfrin vd., 2020). Ancak literatürde UV/H₂O₂ prosesi ve sonrasında PAC adsorpsiyonunun gerçekleştirildiği çalışmaya rastlanmamıştır. Literatür verilerinde partikül konsantrasyonunun 10^7 - 10^8 seviyelerinde değiştiği partikül boyutunun da 100 nm civarında olduğu görülmektedir, gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda elde edilen veriler de bu sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

4.5.4. Su Matrisleri Arıtma Proseslerinin UV Absorbans Değişimine Etkisi

Üretilen çamaşır yıkama suları UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂-PAC proseslerine tabi tutulduktan sonra proses etkisini gözlemleyebilmek için 190-800 nm dalga boyu aralığında UV tarama işlemi gerçekleştirilmiştir.

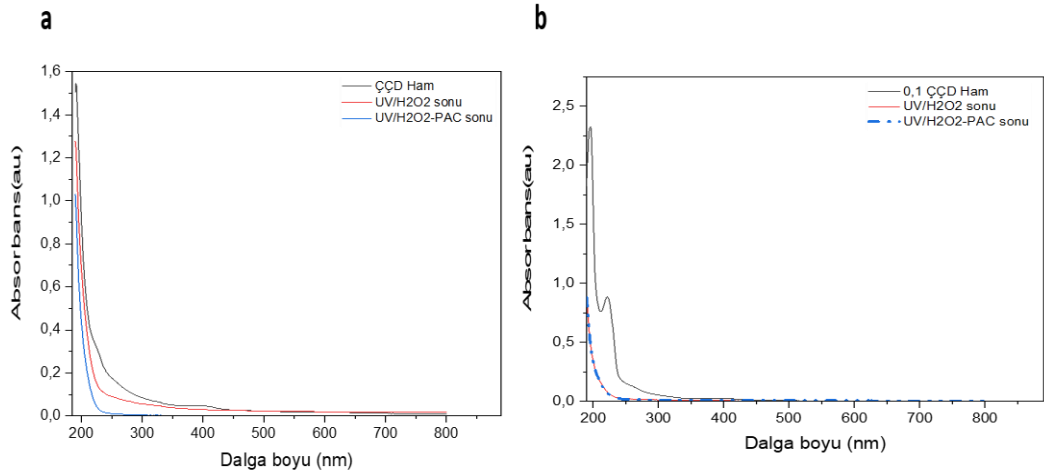
Şekil 4.50, ÇD yıkama suyunun ham ve UV/H₂O₂ prosesi ile UV/H₂O₂-PAC prosesi sonundaki örneklerinin absorbans değişimini göstermektedir.



Şekil 4.50: ÇD yıkama suyunun prosesler sonucu UV tarama değişimi.

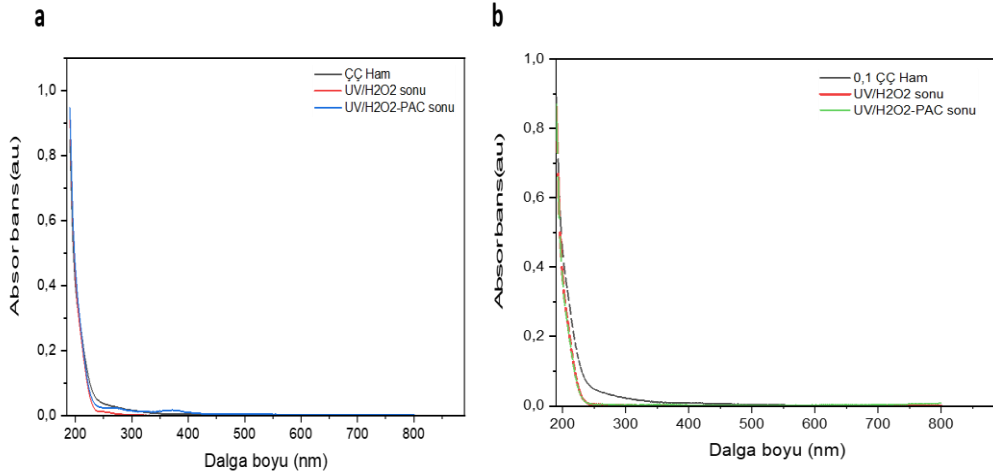
ÇD yıkama suyunda ham numunede 198 nm dalga boyunda 2.605 absorbans değerinde ve 22 nm dalga boyunda 1.72 absorbans pik oluşmuştur. Deneylerden önce su numunesi pike sahiptir, ancak arıtmaya tabi tutulduktan sonra pik kaybolmuştur bu da sudan kirletici giderimi olduğunun bir göstergesidir. Filtrasyon prosesi kullanılarak MP/NP giderimi çalışmaları yürütüldüğünde de uygun filtre kullanımında var olan piklerin filtrasyon sayesinde yok olduğu kirletici gideriminin bir göstergesi olarak ifade edilebileceği bulunmuştur (Jiang vd., 2023).

ÇÇD ve 0.1 ÇÇD yıkama sularında 190-800 nm dalga boylarında UV-görünür spektrometre ile elde edilen kaydedilmiş absorpsiyon spektrumları **Şekil 4.51**'de gösterilmektedir.



Şekil 4.51: a) ÇÇD ve b) 0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇD yıkama sularının prosesler sonucu UV tarama değişimi.

ÇÇD yıkama suyunda 191 nm dalga boyunda 1.544 absorbans değerinde pik gözlenmiştir. 0.1 ÇÇD yıkama suyunda 196 nm dalga boyunda 2.327 absorbans değerinde ve 222 nm dalga boyunda 0.884 absorbans değerinde olmak üzere iki pik gözlenmiştir. Ham numunelerde pik oluşurken proses sonrası oluşan numunelerde pik oluşmaması kirleticilerin ortamdan uzaklaştırıldığına işaret etmektedir.



Şekil 4.52: a) ÇÇ ve b)0.1 µm filtreden süzölmüş ÇÇ yıkama sularının prosesler sonucu UV tarama değışimi.

Şekil 4.52’de ÇÇ ve 0.1 ÇÇ yıkama sularının 190-800 nm aralığında dalga boyu taramaları yer almaktadır, elde edilen grafıklere göre herhangi bir pik oluşmamaktadır.

4.5.6. Toksisite Değerlendirmesi

Toksisite bir maddenin organizmaya zarar verme derecesi olarak tanımlanabilmektedir, dereceyi belirleyebilmek için de çeşitli testler yapılmaktadır. Akut toksisite testi olumsuz etkiye yol açan bileşiklerin değerlendirilmesinde kullanılmaktadır ve bu testte EC₅₀ (%50 etkili konsantrasyon) değeri önem taşımaktadır. Bu değeri deney popölasyonunun %50’sinin ölümüne ya da etkilenmesine yol açan sudaki zehirli madde konsantrasyonunu ifade eder (Atmaca, 2021). Bu test için en yaygın kullanılan organizma Daphnia magnadır (Pikuda vd., 2023). **Tablo 4.13** toksisite sınıflamasını ve bu sınıflamanın sınır değerlerini göstermektedir.

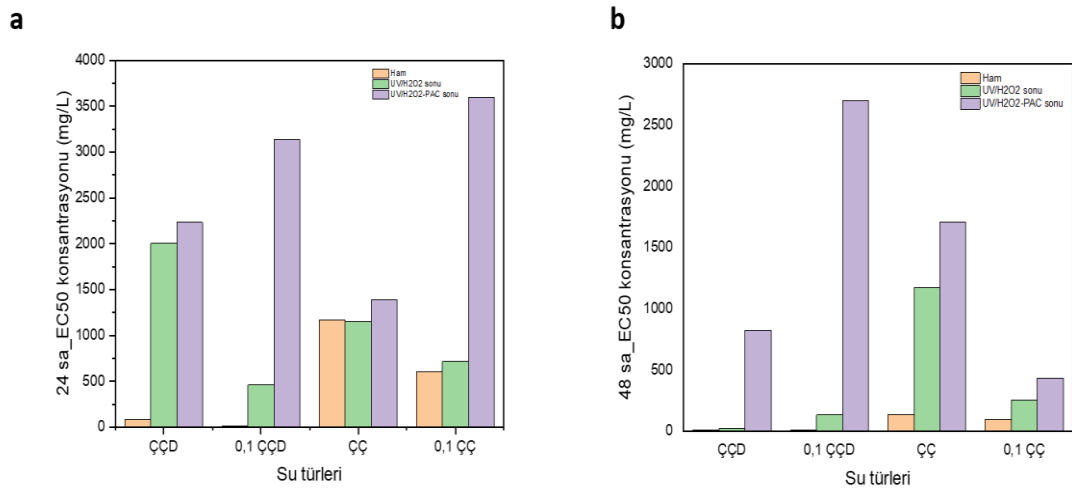
Tablo 4.13: Toksikite Sınıfları (GESAMP, 2002, Sönmez vd., 2020).

Sınıf	EC ₅₀ (mg/L)	Akut Toksikite
0	>1000	Toksik Değil
1	>100-≤1000	Pratikte Toksik Değil
2	>10-≤100	Hafif Toksik
3	>1-≤10	Orta Derece Toksik
4	>0,1-≤1	Yüksek Toksik
5	>0,01-≤0,01	Çok Yüksek Toksik
6	≤0,01	Aşırı Toksik

Tablo 4.14: UV/ H₂O₂ ve UV/ H₂O₂-PAC prosesleri sonrasında çamaşır yıkama sularında görülen EC₅₀ değerleri (mg/L).

Su türleri- EC ₅₀ 24 saat (mg/L)	Ham	UV/H ₂ O ₂ sonu	UV/H ₂ O ₂ - PAC sonu	Su türleri- EC ₅₀ 48saat (mg/L)	Ham	UV/H ₂ O ₂ sonu	UV/H ₂ O ₂ - PAC sonu
ÇÇD	86	2005	2233	ÇÇD	10	21	823
0.1 ÇÇD	13	461	3142	0.1ÇÇD	6	132	2697
ÇÇ	1172	1148	1393	ÇÇ	138	1172	1710
0.1 ÇÇ	608	716	3599	0.1 ÇÇ	95	251	434

Tablo 4.14'de UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂ -PAC prosesleri sonrasında ÇD, ÇÇ, ÇÇD yıkama suları ve 0,1 ÇÇ, 0,1 ÇÇD yıkama sularında EC₅₀ konsantrasyonları değişimi gösterilmektedir, tabloda yer alan veriler **Şekil 4.53'**de grafik olarak gösterilmektedir.



Şekil 4.53: Su matrisleri UV/ H₂O₂ ve UV/ H₂O₂-PAC prosesleri sonucunda EC₅₀ konsantrasyonu değişimi a)24 saat b)48 saat.

ÇÇD yıkama suyu için 24 saatlik numunelerde ham numunede hafif toksik özellik gösterirken arıtma proseslerinden sonra toksik özelliğini kaybetmiştir. 48 saatlik numunelerde ise ham numune orta derece toksikken arıtma prosesi ile toksik değil seviyesine gelmiştir.

0.1 µm'den süzölmüş ÇÇD yıkama suyu için 24 saatlik numunelerde ham numunede hafif toksik özellik gösterirken arıtmadan sonra toksik özelliğini kaybetmiştir. 48 saatlik numunelerde ise ham numune orta derece toksikken arıtma ile toksik değil seviyesine gelmiştir.

ÇÇ yıkama suyu için 24 saatlik numunelerde ham numunede ve arıtma sonrası "Sınıf 0" kategorisinde bulunmaktadır. 48 saatlik numunelerde ise ham numune "Sınıf 1-pratikte toksik değil" özelliği göstermektedir, arıtma prosesi sonunda ise "Sınıf 0-toksik değil" seviyesine gelmiştir.

0.1 µm'den süzölmüş ÇÇ yıkama suyu için 24 saatlik numunelerde "Sınıf 1" kategorisinden "Sınıf 0" kategorine geçmiştir. 48 saatlik numunelerde "Sınıf 2-hafif toksik" kategorisinden "Sınıf 1-pratikte toksik değil" kategorisine geçmiştir. Toksisite sınıfları **Tablo 4.13** baz alınarak ifade edilmiştir.

ÇÇD ve ÇÇ yıkama suları sonuçları kıyaslandığında deterjan içeren ham yıkama suyunun daha düşük konsantrasyonlarda negatif etkiye yol açtığı görölmektedir. ÇÇ yıkama suyunda 24 saat sonunda EC₅₀ konsantrasyonu 1172 mg/L, ÇÇD yıkama suyunda ise 86 mg/L bulunmuştur. ÇÇ yıkama suyu 48 saat sonunda 138 mg/L, ÇÇD yıkama suyu 10 mg/L EC₅₀ konsantrasyonuna sahiptir, bu sonuçlar 24 saatlik verilerle benzerlik göstermektedir. Elde edilen sayısal verilere göre deterjanın toksisiteyi artırıcı etki gösterdiği yorumu yapılabilir.

Polietilen parçacıklarla yapılan çalışmalarda (10 mg/L-5000 mg/L) *Daphnia magna* için önemli bir akut toksisite gözlenmemiştir (Kokalj vd., 2018; Renzi vd., 2019; Song vd., 2021). 100 mg/L MP konsantrasyonuna 48 saat maruz bırakılan *D.magnaların* ölüm ve büyüme oranlarının etkilenmediği görölmüştür (Kokalj vd., 2018). Bu çalışmalar MP'lerin ölümcül bir akut toksisiteye sahip olmadığını göstermektedir (Sönmez, 2023) ancak uzun süreli maruziyeti ifade eden kronik toksisite dikkat edilmesi gereken bir konu olarak ortaya çıkmaktadır.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Plastik üretiminin ve kullanımının küresel anlamda artması alıcı ortamlarda mikroplastik sorununun da oluşmasına neden olmuştur. Her geçen gün su alıcı ortamına salınan mikroplastik miktarı artmaktadır, bu artış sucul ekosistemi ve insan sağlığını olumsuz etkileyecek sonuçların ortaya çıkmasına sebep olmaktadır. Mikroplastiklerin alıcı ortama salınmasında önemli kaynaklardan biri olarak evsel çamaşır yıkama suları gösterilmektedir, bu sular atıksu arıtma tesislerine ulaştığında burada yüksek giderim verimlerinde arıtılabilirler dahi alıcı ortama ulaşan mikroplastik miktarları çevresel sorun teşkil etmeye devam etmektedir. Bu sebepler doğrultusunda kaynağında arıtma yöntemleri ile çamaşır yıkama sularının arıtımı incelenmesi gereken bir konu olarak ortaya çıkmaktadır.

Bu çalışma kapsamında üretilen ÇD, ÇÇD ve ÇÇ yıkama sularında ilk olarak filtrasyon çalışmasıyla su karakterindeki değişimler incelenerek filtrasyonun etkinliği araştırılmıştır. PAC adsorpsiyonu çalışmasında mikro/nanoplastik lifler TOK cinsinden ve deterjanın ana bileşeni olan ANS ölçülerek çamaşır yıkama suyu türlerindeki giderim verimleri araştırılmıştır. Sonraki aşamada UV oksidasyon prosesleri kullanılarak da benzer analizler gerçekleştirilmiştir. En uygun koşullar adsorpsiyon ve UV prosesleri için bulunduktan sonra UV ve adsorpsiyon proseslerinin hibrit etkisi araştırılmıştır. Bu süreçlerde toksisite değişimleri de incelenerek toksisite seviyeleri ölçülmüştür. Bu çalışmada 0.1 µm filtre kullanılarak yapılan süzme işlemi ile elde edilen yıkama sularıyla nano boyutta salınan lifler ile çalışmalar yapılmış ve proseslerin nano boyuttaki partikül ve kirleticileri gidermedeki başarısı irdelenmiştir. Yıkama işleminde kullanılan sentetik çamaşırlar polyester, poliamid ve akrilik tipte mikroplastik içermektedir.

Filtrasyon prosesi ile elde edilen sonuçlar aşağıda listelenmiştir.

- ÇÇD ve ÇD yıkama sonuçları incelendiğinde çamaşırların %21 TOK, %23 KOİ ve %45 ANS tuttuğu söylenebilir.
- ÇÇD yıkama suyunda bulanıklık değeri 207 NTU iken ÇÇ yıkama suyunda 64 NTU olması deterjan ilavesinin lif salınımını arttırması ile açıklanabilir.

- ve 0.45 μm gözenek boyutlu filtre sonuçları değerlendirildiğinde giderim performansları birbirine yakın bulunmuştur, 0.1 μm filtrenin hızlı tıkanabilmesi sebebiyle 0.45 μm filtre kullanılabilir.
- Yıkama sularında en yüksek AKM değeri 0.1 μm gözenek boyutunda ÇÇD yıkama suyunda 51 mg/L, 0.45 μm gözenek boyutunda 86 mg/L olarak bulunmuştur. Tekil süzmede daha yüksek değerin elde edilmesi filtrede kek etkisi oluşması ve partikül kümeleşmesi gibi sebeplerden dolayı olacağı düşünülmektedir.
- Sıralı süzme ile partikül boyutları 200 nm'den daha küçük değerlere inmekte ve son durumda 50 nm değerlerine ulaşmaktadır. Süzme ile partikül boyut dağılımı tek tipe inmekte ve suda nanoplastik lif varlığı ortaya konmaktadır.
- ÇÇD yıkama suyu 0.45 μm ve 0.1 μm filtreleme işlemine tabi tutulduğunda sırasıyla %47 ve %44 ve ÇÇ yıkama suyundan ise %36 KOİ giderimi elde edilmiştir. Böylelikle sadece filtrasyon gibi basit bir işlem ile, bu kirleticilerin kaynağında kontrol edilerek önemli oranda giderimi söz konusudur.

Adsorpsiyon prosesinde elde edilen önemli sonuçlar aşağıda listelenmektedir.

- 0.5 g/L PAC dozu ve 30 dk reaksiyon süresi deneylerde elde edilen en uygun koşullar olarak ortaya çıkmaktadır.
- ÇÇD yıkama suyunda elde edilen maksimum giderim verimleri TOK parametresi için %65, ANS parametresi için %75 olarak elde edilmiştir.
- ÇÇD yıkama suyunda TOK giderim verimi ilk 10 dakikada %63 olarak belirlenmişken ÇÇ yıkama suyunda bu değer %54'tür. Giderim verimleri arasında fark oluşması deterjanın adsorpsiyon kapasitesini attırması ile açıklanabilir.
- Çalışılan su matrisleri yalancı ikinci derece reaksiyon kinetiğine uymaktadır. Freundlich ve Langmuir izotermi de su türlerinin adsorpsiyonunu ifade etmek için kullanılabilmektedir.
- μm 'den filtrelenmiş numunelerin adsorpsiyon kapasitesinin ham numunelerden daha yüksek olduğu görülmüştür, bu durum NPL'lerin MPL'den yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu göstermektedir.

- ÇD yıkama suyunun adsorpsiyon kapasitesinin DD yıkama suyundan fazla olduğu bulunmuştur, suda iyonların varlığı adsorpsiyon kapasitesini artırıcı rol oynamaktadır.

UV prosesleri sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıda listelenmektedir.

- 108 W UV-C ışık kullanılarak, 5 saat reaksiyon süresinde 10 mM H₂O₂ homojen katalizörün kullanıldığı proses en uygun koşul olarak belirlenmiştir.
- H₂O₂ katalizörü, TiO₂ katalizöründen daha hızlı reaksiyon vermektedir.
- UV/H₂O₂ prosesi kullanıldığında elde edilen TOK giderim verimleri %44-89, ANS giderim verimleri %77-87 arasında değişiklik göstermektedir.
- ÇÇ ve ÇÇD yıkama sularında ÇÇD yıkama suyu kullanıldığında verim artışı görülmektedir. Deterjan verimi artırıcı rol oynamaktadır.
- ÇÇD yıkama suyu ile 0.1 ÇÇD yıkama suyu verimleri kıyaslandığında UV/H₂O₂ dışında TOK veriminde önemli artış bulunmamaktadır, daha yüksek konsantrasyona ve uzun süreye ihtiyaç vardır.
- ÇÇD yıkama suyunda UV/H₂O₂ prosesinde %48, 0.1 ÇÇD yıkama suyunda %89 TOK giderim verimi elde edilmiştir. Sonuçlara göre NPL'nin, MPL'den daha reaktif olduğu ortaya çıkmaktadır.

PAC, UV/H₂O₂ ve UV/H₂O₂ sonrası PAC proseslerinin karşılaştırılmasından elde edilen sonuçlar aşağıda listelenmiştir.

- PAC ve UV/H₂O₂-PAC prosesi sonuçlarında UV/H₂O₂ prosesi TOK giderim verimlerinde %15-30 artışına sebep olmaktadır, proses organik moleküllerin daha kolay parçalanmasını sağlayarak bu artışa yol açmıştır.
- UV/H₂O₂ prosesi ve UV/H₂O₂ prosesinden sonra gerçekleştirilen PAC prosesi sonuçları PAC prosesinin su matrislerinde TOK giderim verimini %10-50, ANS giderim verimini %3-20 arttırmaktadır.
- UV/H₂O₂ prosesi yüksek verimlilikte ANS giderimi sağlamaktadır, PAC prosesi ise UV/H₂O₂ sonrası kullanıldığında giderim verimliliğini daha da artırabileceği ortaya konmaktadır. Bu, özellikle daha karmaşık organik yüklerin olduğu durumlarda ve oksidasyon sürecinden geçmiş su matrislerinde PAC'ın ek bir arıtma adımı olarak etkili olabileceğini göstermektedir.

- ÇÇD yıkama suyunda NTA analizi gerçekleştirildiğinde ham numuneye göre UV/H₂O₂-PAC prosesi sonunda partikül miktarı %49-55, 0.1 ÇÇ yıkama suyunda ise %71-72 azalma göstermektedir (partikül seviyeleri 10⁷-10⁸).
- 0.1 µm filtre kullanılarak gerçekleştirilen süzme işlemi mikroplastiklerin tutulmasında etkili olup nanoboyutta çalışmaların gerçekleştirildiğini göstermektedir.

Prosesler sonrasında gerçekleştirilen toksisite deneylerinden elde edilen sonuçlar aşağıda listelenmektedir.

- Arıtma prosesleri sonrasında numunelerde toksisite gözlenmemektedir.
- ÇÇ yıkama suyu ve ÇÇD yıkama suyu toksisitesi karşılaştırıldığında ÇÇD suyunun daha toksik olduğu, deterjanın toksisiteyi arttırdığı bulunmuştur.
- PAC prosenin deterjanı etkili bir şekilde adsorpladığı ve böylelikle toksisiteyi azaltabileceği belirlenmiştir.
- Ham su numuneleri ile 0.1 µm filtre kullanılarak elde edilen numunelerin sonuçları karşılaştırıldığında NP'lerin daha toksik olduğu bulunmuştur.
- Literatürde gerçekleştirilen çalışmalar da MP'lerin öldürücü akut toksisiteye sahip olmadığını ifade etmektedir.

Tez çalışması sayesinde,

- Literatüre katkı sağlanmış,
- Kaynakta kontrol seçenekleri ortaya konmuş,
- Proseslerin toksik etkileri araştırılmıştır.

Elde edilen sonuçlar baz alınarak geleceğe yönelik çeşitli öneriler oluşturulmuştur.

- MP'lerin arıtımı ile ilgili daha fazla sayıda ve kapsamlı çalışma gerekliliği,
- MP azaltım ve kontrol stratejilerinin oluşturulması,
- Standart yöntem eksikliklerinin giderilmesi,
- Filtrelerin sisteme entegrasyonunun sağlanması,
- NP çalışmalarının arttırılması,
- Biyobozunur deterjan üretimi ve kullanımının yaygınlaştırılması,
- Doğal içerikli kıyafet üretiminin desteklenmesi,
- Kıyafetlerin lif salımını engelleyecek teknolojilerin geliştirilmesi,
- Kullanıcı alışkanlıklarının değiştirilmesi,

- Akut ve kronik toksik etki araştırmalarının yapılması,
- Bütünsel yaklaşım ile su arıtımının ve sürdürülebilirliğinin sağlanması önem arz etmektedir.

KAYNAKLAR

- Abdurahman A., Cui K., Wu J., Li S., Gao R., Dai J., Liang W., Zeng F., (2020), "Adsorption of dissolved organic matter (DOM) on polystyrene microplastics in aquatic environments: Kinetic, isotherm and site energy distribution analysis", *Ecotoxicol Environ Saf*, 198, 110658.
- Abrahams A., (2021), "Ingestion and egestion of microplastic fibers in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*: An experimental exposure", Master Tezi, The Arctic University of Norway.
- Akarsu C., Deniz F., (2020), "Electrocoagulation/Electroflotation Process for Removal of Organics and Microplastics in Laundry Wastewater", *CLEAN – Soil, Air, Water*, 49(1).
- Aksu Z., Yener J., (2001), "A comparative adsorption/biosorption study of monochlorinated phenols onto various sorbents", *Waste Management*, 21, 695-702.
- Aktürk Çakır S., (2018), "Tekstil Boyar Maddelerinin İleri Oksidasyon Yöntemleri (UV, UV/H₂O₂, UV/Ozon, UV/H₂O₂-Ozon) İle Muamele Edilmesi", Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi.
- Akyildiz S. H., Bellopede R., Sezgin H., Yalcin-Enis I., Yalcin B., Fiore S., (2022), "Detection and Analysis of Microfibers and Microplastics in Wastewater from a Textile Company", *Microplastics*, 1(4), 572-586.
- Al-Mamun M. R., Kader S., Islam M. S., Khan M. Z. H., (2019), "Photocatalytic activity improvement and application of UV-TiO₂ photocatalysis in textile wastewater treatment: A review", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5).
- Al-Thawadi S., (2020), "Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Challenges and Threats to Aquatic Organisms", *Arab J Sci Eng*, 45, 4419–4440.
- Albalawneh A., Chang T.K., (2015), "Review of the greywater and proposed greywater recycling scheme for agricultural irrigation reuses", *Int. J. Res.-Granthaalayah* 3(12), 16–35.
- Ali I., Ding T., Peng C., Naz I., Sun H., Li J. Liu J., (2021), "Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies – A critical review", *Chemical Engineering Journal*, 423.
- Ali N. S., Kalash K. R., Ahmed A. N. Albayati T. M., (2022), "Performance of a solar photocatalysis reactor as pretreatment for wastewater via UV, UV/TiO₂, and UV/H₂O₂ to control membrane fouling", *Sci Rep*, 12(1), 16782.
- Almroth B. M. C., Astrom L., Roslund S., Petersson H., Johansson M., Persson N. K., (2018), "Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment", *Environ Sci Pollut Res Int*, 25(2), 1191-1199.

Altınay A. D., (2015), "Yüzey Aktif Madde İçeren Atık Suların Membran Filtrasyon Prosesi İle Arıtım Performansının İncelenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi.

APHA AWWA WEF, (1999), " Standard methods for the examination of water and wastewater", 20th ed., American Public Health Association.

Ariza-Tarazona M. C., Villarreal-Chiu J. F., Barbieri V., Siligardi C. Cedillo-González E. I., (2019), "New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor", *Ceramics International*, 45(7), 9618-9624.

Ariza-Tarazona M. C., Villarreal-Chiu J. F., Hernandez-Lopez J. M., Rivera De la Rosa J., Barbieri V., Siligardi C. Cedillo-Gonzalez E. I., (2020), "Microplastic pollution reduction by a carbon and nitrogen-doped TiO₂: Effect of pH and temperature in the photocatalytic degradation process", *J Hazard Mater*, 395, 122632.

Arslan-Alaton I., Cokgor E. U., Koban B., (2007), "Integrated photochemical and biological treatment of a commercial textile surfactant: process optimization, process kinetics and COD fractionation", *J Hazard Mater*, 146(3), 453-8.

Arslan A., Topkaya E., Bingöl D., Veli S., (2018), "Removal of anionic surfactant sodium dodecyl sulfate from aqueous solutions by O₃/UV/H₂O₂ advanced oxidation process: Process optimization with response surface methodology approach", *Sustainable Environment Research*, 28(2), 65-71.

Arslanköylü F. A., (2020), "Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyon ile Gideriminde Kompozitinin Kullanılması Aktif Karbon/Maghemit", Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi.

Atmaca H., (2021), "Konya Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi ve Organize Sanayi Bölgesi Atıksularının Toksikolojik Etkilerinin Belirlenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Konya Teknik Üniversitesi.

Azam M. R., Tan I. M., Ismail L., Mushtaq M., Nadeem M., Sagir M., (2013), "Static adsorption of anionic surfactant onto crushed Berea sandstone", *Journal of Petroleum Exploration and Production Technology*, 3(3), 195-201.

Azeem I., Shakoar N., Chaudhary S., Adeel M., Zain M., Ahmad M. A., Li Y., Zhu G., Shah S. A. A., Khan K., Khan A. A., Xu M., Rui Y., (2023), "Analytical challenges in detecting microplastics and nanoplastics in soil-plant systems", *Plant Physiology and Biochemistry*, 204, 108132.

Aznar-Sánchez J. A., Belmonte-Ureña L. J., Velasco-Muñoz J. F., Manzano-Agugliaro F., (2018), "Economic analysis of sustainable water use: A review of worldwide research", *Journal of Cleaner Production*, 198, 1120-1132.

Bakir A., O'Connor I. A., Rowland S. J., Hendriks A. J., Thompson R. C., (2016), "Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life", *Environ Pollut*, 219, 56-65.

Balcı C. S., (2020), "Deri Endüstrisi Atıksularının Adsorpsiyon ve İleri Oksidasyon Prosesleri İle Arıtılarak Optimum Noktalarının Belirlenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi.

Basar C. A., Karagunduz A., Cakici A., Keskinler B., (2004), "Removal of surfactants by powdered activated carbon and microfiltration", *Water Res*, 38(8), 2117-24.

Batıgöç Ç., (2010), "Yüzey Aktif Maddelerin Etkileşimlerinin ve Fiziksel Özelliklerinin İncelenmesi", Doktora Tezi, Trakya Üniversitesi.

Beler Baykal B., Allar A. D., (2007), "ECOSAN: Ekolojik evsel atıksu yönetimi", *İTÜdergisi/e su kirlenmesi kontrolü*, 17(3), 3-12.

Belišová N., Konečná B., Bachratá N., Ryba J., Potočárová A., Tamáš M., Phuong A. L., Půček O., Kopáček J., Mackul'ak T., (2021), "Sorption of SARS-CoV-2 Virus Particles to the Surface of Microplastics Released during Washing Processes", *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(1), 281.

Belišová N., Staňová L., Kučera J., Půček O., Mackul'ak T., (2020), "Washing Processes and Their Effect of The Release of Microplastics to the Environment", *Konferencia mladých vodohospodárov*, Bratislava, 12 November.

Belzagui F., (2017), "Microplastics' State of the Art & Presentation of a Method to Quantify Textile Microfibers", Master Tezi, Universitat Politècnica de Catalunya.

Belzagui F., Crespi M., Alvarez A., Gutierrez-Bouzan C., Vilaseca M., (2019), "Microplastics' emissions: Microfibers' detachment from textile garments", *Environ Pollut*, 248, 1028-1035.

Belzagui F., Gutierrez-Bouzan C., (2022), "Review on alternatives for the reduction of textile microfibers emission to water", *J Environ Manage*, 317, 115347.

Bhairi S. M., Mohan C. (2007). "Detergents- A guide to the properties and uses of detergents in biology and biochemistry". San Diego, CA, Calbiochem.

Bianchetti G. O., Devlin C. L., Seddon K. R., (2015), "Bleaching systems in domestic laundry detergents: a review", *RSC Advances*, 5(80), 65365-65384.

Bichai F., Kajenthira Grindle A., Murthy S. L., (2018), "Addressing barriers in the water-recycling innovation system to reach water security in arid countries", *Journal of Cleaner Production*, 171, S97-S109.

Bindes M. M. M., Franco Jr M. R., (2014), "Surfactant removal from aqueous solutions onto activated carbon using UV spectroscopy", *Desalination and Water Treatment*, 56(11), 2890-2895.

Braga J. K., Varesche M.B.A., (2014), "Commercial Laundry Water Characterisation", *American Journal of Analytical Chemistry*, 05(01), 8-16.

Bratovcic A., (2019), "Degradation of Micro- and Nano-Plastics by Photocatalytic Methods", *J Nanosci Nanotech Applic*, 3(3).

Bretas Alvim C., Mendoza-Roca J. A., Bes-Piá A., (2020), "Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques", *Journal of Environmental Management*, 255, 109739.

Briain O. O., Marques Mendes, A. R., McCarron S., Healy M. G., Morrison L., (2020), "The role of wet wipes and sanitary towels as a source of white microplastic fibres in the marine environment", *Water Res*, 182, 116021.

Brodin M., Norin H., Hanning A.-C., Persson C., (2018), "Filters for washing machines - Mitigation of microplastic pollution", *The Swedish Environmental Protection Agency, Sweden*.

Browne M. A., Crump P., Niven S. J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R., (2011), "Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks", *Environ Sci Technol*, 45(21), 9175-9.

Bruce N., Hartline N., Karba S., Ruff B., Sonar S., (2016), "Microfiber Pollution and the Apparel Industry", *BREN School of Environmental Science & Management (UCSB), Patagonia Inc., California*.

Bui X.-T., Vo T.-D.H., Nguyen P.T., Nguyen, V.T., Dao T.S., Nguyen P.D., (2020), "Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies", *Environmental Technology & Innovation*, 19, 101013.

Bule Možar K., Miloloža M., Martinjak V., Cvetnić M., Kušić H., Bolanča, T., Kučić Grgić D., Ukić Š., (2023), "Potential of Advanced Oxidation as Pretreatment for Microplastics Biodegradation", *Separations*, 10(2), 132.

Cai Y., (2021), "Microplastics and the Textile Sector: Experimental Studies Concerning the Release from Fabrics and Environmental Risk Assessment in Laundry Care Products", *Doktora Tezi, ETH Zurich*.

Cai Y., Yang T., Mitrano D. M., Heuberger M., Hufenus R., Nowack B., (2020), "Systematic Study of Microplastic Fiber Release from 12 Different Polyester Textiles during Washing", *Environ Sci Technol*, 54(8), 4847-4855.

Camacho-Muñoz D., Martín J., Santos J. L., Aparicio I., Alonso E., (2014), "Occurrence of surfactants in wastewater: Hourly and seasonal variations in urban and industrial wastewaters from Seville (Southern Spain)", *Science of the Total Environment*, 468–469, 977–984.

Carr S. A., Liu J., Tesoro A. G., (2016), "Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants", *Water Res*, 91, 174-82.

Celik S., (2021), "Microplastic Release from Domestic Washing", *European Journal of Science and Technology*, 25, 790-795.

Cesa F. S., Turra A., Checon H. H., Leonardi B., Baroque-Ramos J., (2020), "Laundering and textile parameters influence fibers release in household washings", *Environ Pollut*, 257, 113553.

Chen Z., Ngo H. H., Guo W. S., Listowski B. A., O'Halloran K., Thompson M., Muthukaruppan M., (2012), "Multi-criteria analysis towards the new end use of recycled water for household laundry: A case study in Sydney", *Science of the Total Environment*, 438, 59-65.

Chin W. H., Roddick F. A., Harris J.L., (2009), "Greywater treatment by UVC/H₂O₂", *Water Res*, 43(16), 3940-7.

Choi S., Kwon M., Park M. J., Kim J., (2021), "Analysis of Microplastics Released from Plain Woven Classified by Yarn Types during Washing and Drying", *Polymers (Basel)*, 13(17), 2988.

Chowdhury S. R., Razzak S. A., Hassan I., Hossain S. M. Z., Hossain M. M., (2023), "Microplastics in Freshwater and Drinking Water: Sources, Impacts, Detection, and Removal Strategies", *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(11), 673.

Ciabattia I., Cesaro F., Faralli L., Fatarella E., Tognotti F., (2009), "Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater", *Desalination*, 245(1-3), 451-459.

Ciurcanu I. C., (2023), "Unconventional Techniques for Elimination of Detergents from Wastewater", *Doktora Tezi, Politehnica Bucharest*.

Cole M., Galloway T. S., (2015), "Ingestion of Nanoplastics and Microplastics by Pacific Oyster Larvae", *Environ Sci Technol*, 49(24), 14625-32.

Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T. S., (2013), "Microplastic ingestion by zooplankton", *Environ Sci Technol*, 47(12), 6646-55.

Collivignarelli M. C., Carnevale Miino M., Baldi M., Manzi S., Abbà A., Bertanza G., (2019), "Removal of non-ionic and anionic surfactants from real laundry wastewater by means of a full-scale treatment system", *Process Safety and Environmental Protection*, 132, 105-115.

Contam E., (2016), "Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood", *EFSA Journal*, 14(6), 4501.

Corona R. R. B., Sad C. M. S., da Silva M., Lopes D. L., Leite J. S. D., de F. Viegas G. M., Gonçalves G. R., Filgueiras P. R., de Castro E. V. R., (2021), "Adsorption of anionic surfactant in graphite oxide: A study for treatment of laundry wastewater", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106858.

Cox K. D., Covernton G. A., Davies H. L., Dower J. F., Juanes F., Dudas S. E., (2019), "Human Consumption of Microplastics", *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068-7074.

Çağlar T., (2021), "Micellar Enhanced Ultrafiltration with Nonionic Surfactants (MEUF)", Master Tezi, Middle East Technical University.

Çelik M., (2018), "Çamaşır Makinesinden Tahliye Edilen Atık Suyun Tekrarlı Kullanımı ile Deterjan Dozajının Ve Suyun Optimizasyonu", Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi.

Dalla Fontana G., Mossotti R., Montarsolo A., (2021), "Influence of Sewing on Microplastic Release from Textiles During Washing", Water, Air, & Soil Pollution, 232, 50.

Das A. P., Dutta K., Khatun R., Behera I. D., Singh S., Mishra S., (2023), "Microfiber pollution and its microbial mitigation: A review on current trends and future prospects", Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 105104.

De Falco F., Cocca M., Avella M., Thompson R. C., (2020), "Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters", Environ Sci Technol, 54(6), 3288-3296.

De Falco F., Di Pace E., Avella M., Gentile G., Errico M. E., Krzan A., ElKhiair H., Zupan M., Cocca M., (2021), "Development and Performance Evaluation of a Filtration System for Washing Machines to Reduce Microfiber Release in Wastewater", Water, Air, & Soil Pollution, 232, 406.

De Falco F., Di Pace E., Cocca M., Avella M., (2019), "The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution", Scientific Reports, 9, 6633.

De Falco F., Gullo M. P., Gentile G., Di Pace E., Cocca M., Gelabert L., Brouta-Agnesa M., Rovira A., Escudero R., Villalba R., Mossotti R., Montarsolo A., Gavignano S., Tonin C., Avella M., (2018), "Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics", Environmental Pollution, 236, 916-925.

De Felice B., Antenucci S., Ortenzi M. A., Parolini M., (2022), "Laundering of face masks represents an additional source of synthetic and natural microfibers to aquatic ecosystems", Science of The Total Environment, 806, 150495.

de Oliveira C. R. S., da Silva Junior A. H., Mulinari J., Ferreira A. J. S., da Silva A., (2023), "Fibrous microplastics released from textiles: Occurrence, fate, and remediation strategies", J Contam Hydrol, 256, 104169.

de Oliveira Schwaickhardt R., Machado E. L., Lutterbeck, C. A., (2017), "Combined use of VUV and UVC photoreactors for the treatment of hospital laundry wastewaters: Reduction of load parameters, detoxification and life cycle assessment of different configurations", Sci Total Environ, 590-591, 233-241.

Demir F., Laçın Ö., Bastaban B., (2019), "Determined of Equilibrium Adsorption Isotherm Model Pertechetate Oxoanion Onto Activated Carbon", Sinop Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 4(1), 37-46.

di Luca C., Garcia J., Ortiz D., Munoz M., Carbajo J., de Pedro Z. M., Casas J. A., (2023), "Mineralization of polystyrene nanoplastics in water by photo-Fenton oxidation", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110755.

Dineo Nkosi S., (2022), "Microplastics Detection and Removal from Freshwater and Wastewater Systems", Master Tezi, University of Johannesburg.

Donner E., Eriksson E., Revitt D. M., Scholes L., Lutzhoft H. C., Ledin A., (2010), "Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems", *Sci Total Environ*, 408(12), 2444-51.

dos Santos N., Clyde-Smith D., Qi Y., Gao F., Busquets R., Campos L. C., (2023), "A Study of Microfiber Phytoremediation in Vertical Hydroponics", *Sustainability*, 15(4), 2851.

Doughty C. G., (2023), "Plastic, Microplastic, and Microfiber Pollution and Policy Affecting Marine Reserves of Southern Belize", Master Tezi, The University of Alabama.

Dubaish F., Liebezeit G., (2013), "Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea", *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(2), 1352.

Durán F. E., de Araújo D. M., do Nascimento Brito C., Santos E. V., Ganiyu S. O., Martínez-Huitle C. A., (2018), "Electrochemical technology for the treatment of real washing machine effluent at pre-pilot plant scale by using active and non-active anodes", *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 818, 216-222.

Easton T., Koutsos V., Chatzisyneon E., (2022), "Removal of polyester fibre microplastics from wastewater using a UV/H₂O₂ oxidation process", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11, 109057.

Ebrahimbabaie P., Yousefi K., Pichtel J., (2021), "Photocatalytic and biological technologies for elimination of microplastics in water: Current status", *Sci Total Environ*, 806(Pt 2), 150603.

Ecer Uzun Ç., (2019), "Brij30® Noniyonik Yüzey Aktif Maddesinin PS/UV Ve H₂O₂/UV İleri Oksidasyon Yöntemleri ile Arıtımı", Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Ellmer K., Fuchs M., Bauer U., Schneider T., Thamsen P. U., Morgenthal T., Villwock J., Hanau A., (2017), "Research project Simulation Wäschepflege – Recommendations for improving resource efficiency in the laundry process in households in Germany", *Journal of Cleaner Production*, 153, 539-547.

Enfrin M., Lee J., Le-Clech P., Dumée L. F., (2020), "Kinetic and mechanistic aspects of ultrafiltration membrane fouling by nano- and microplastics", *Journal of Membrane Science*, 601, 117890.

Engström Gustafsson, R., Hagman, H., Lindberg, K. Rehnberg, F., (2019), "Microplastic emissions from domestic laundry", Lisans Tezi, Chalmers University of Technology.

Erdle L. M., Nouri Parto D., Sweetnam D., Rochman C. M., (2021), "Washing Machine Filters Reduce Microfiber Emissions: Evidence From a Community-Scale Pilot in Parry Sound, Ontario", *Frontiers in Marine Science*, 8, 777865.

Fadli M.H., Ibadurrohman M., Slamet S., (2021), "Microplastic Pollutant Degradation in Water Using Modified TiO₂ Photocatalyst Under UV-Irradiation", *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1011(1), 012055.

Falizi N. J., Hacifazlıoğlu M. C., Parlar İ., Kabay N., Pek T. Ö., Yüksel M., (2018), "Evaluation of MBR treated industrial wastewater quality before and after desalination by NF and RO processes for agricultural reuse", *Journal of Water Process Engineering*, 22, 103-108.

Fountoulakis M. S., Markakis N., Petousi I., Manios T., (2016), "Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing", *Sci Total Environ*, 551-552, 706-11.

Friedler E., Hadari M., (2006), "Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings", *Desalination*, 190(1-3), 221-234.

Galloway T. S., Cole M., Lewis C., (2017), "Interactions of microplastics throughout the marine ecosystem", *Nature Ecology and Evolution*, 1, 0116.

Galvao A., Aleixo M., De Pablo H., Lopes C., Raimundo J., (2020), "Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry", *Environ Sci Pollut Res Int*, 27, 26643–26649.

García-Muñoz P., Allé P. H., Bertoloni C., Torres A., de la Orden M. U., Urreaga J. M., Dziurla M.A., Fresno F., Robert D., Keller N., (2022), "Photocatalytic degradation of polystyrene nanoplastics in water. A methodological study", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(4), 108195.

GESAMP, (2002), "The Revised GESAMP Hazard Evaluation Procedure for Chemical Substances Carried by Ships", International Maritime Organization, London.

Ghalami Choobar B., Alaei Shahmirzadi M. A., Kargari A., Manouchehri M., (2019), "Fouling mechanism identification and analysis in microfiltration of laundry wastewater", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(2), 103030.

Gkirini A., (2019), "Microplastic Release after Laundry of Synthetic Garments", Master Tezi, Chalmers University of Technology.

Gökmen K., (2020), "Yüzey Aktif Madde İçeren Çamaşırhane Atık Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtımı ve Geri Kazanım Potansiyeli", Yüksek Lisans Tezi, Düzce Üniversitesi.

Göksu L., (2015), "Anyonik Deterjan Kirliliği Olan Sularda Deterjan Degrade Eden Bakterilerin Değerlendirilmesi", Yüksek Lisans Tezi, Kırıkkale Üniversitesi.

Graça N.S., Rodrigues A.E., (2022), "The Combined Implementation of Electrocoagulation and Adsorption Processes for the Treatment of Wastewaters", Clean Technologies, 4(4), 1020-1053.

GSI, (2009)," Standard Operating Procedure-Procedure for Analyzing Hydrogen Peroxide Concentrations in Water", GSI, Wisconsin.

Gundogdu S., Cevik C., Guzel E., Kilercioglu S., (2018), "Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations", Environ Monit Assess, 190(11), 626.

Gupta A. (2023)." Latest trends in Fisheries and Aquatic Animal Health" ,Vol. 5, New Delhi: AkiNik Publications.

Güney H., (2019), "Tekstil Endüstrilerinde Kullanılan Boyar Maddelerin İleri Oksidasyon Yöntemleriyle Atıksudan Giderimi", Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi.

Gürses H., (2016), "UV/Peroksit (UV/H₂O₂) Prosesi İle Atıksulardan Non-İyonik Yüzey Aktif Maddenin (Np-10) Uzaklaştırılması", Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi.

Haap J., Classen E., Beringer J., Mecheels M., Gutmann J.S., (2019), "Microplastic Fibers Released by Textile Laundry: A New Analytical Approach for the Determination of Fibers in Effluents", Water, 11(10), 2088.

Hacıosmanoğlu G.G., (2019), "Adsorption of Endocrine Disrupting Compounds by Magnetic Nanoparticles", Doktora Tezi, Marmara Üniversitesi.

Hart A., (2015), "Effect of Particle Size on Detergent Powders Flowability and Tabletability", Journal of Chemical Engineering & Process Technology, 06(01), 215.

Hartline N. L., Bruce N. J., Karba S. N., Ruff E. O., Sonar S. U., Holden P. A., (2016), "Microfiber Masses Recovered from Conventional Machine Washing of New or Aged Garments", Environ Sci Technol, 50(21), 11532-11538.

Hazlehurst A., Tiffin L., Sumner M., Taylor, M., (2023), "Quantification of microfibre release from textile during domestic laundering", Environmental Science and Pollution Research 30, 43932–43949.

Hemmati N., Tabzar A., Ghazanfari M. H., (2017), "Adsorption of sodium dodecyl benzene sulfonate onto carbonate rock: Kinetics, equilibrium and mechanistic study", Journal of Dispersion Science and Technology, 39(5), 687-699.

Henry B., Laitala K., Klepp I. G., (2019), "Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment", Sci Total Environ, 652, 483-494.

Hernandez E., Nowack B., Mitrano D. M., (2017), "Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing", *Environ Sci Technol*, 51(12), 7036-7046.

Herweyers L., Catarci Carteny C., Scheelen L., Watts R., Du Bois E., (2020), "Consumers' Perceptions and Attitudes toward Products Preventing Microfiber Pollution in Aquatic Environments as a Result of the Domestic Washing of Synthetic Clothes", *Sustainability*, 12(6), 2244.

Ho K.C., Teow Y.H., Sum J.Y., Ng Z. J., Mohammad A.W., (2021), "Water pathways through the ages: Integrated laundry wastewater treatment for pollution prevention", *Sci Total Environ*, 760, 143966.

Hoinkis J., Deowan S. A., Panten V., Figoli A., Huang R. R., Drioli E., (2012), "Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a Promising Approach for Industrial Water Reuse", *Procedia Engineering*, 33, 234-241.

Hu D., Shen M., Zhang Y., Li H., Zeng G., (2019), "Microplastics and nanoplastics: would they affect global biodiversity change?", *Environmental Science and Pollution Research*, 26(19), 19997-20002.

Huang A. K., Veit M. T., Juchen P. T., Gonçalves G. d. C., Palácio S. M., Cardoso C. d. O., (2019), "Sequential process of coagulation/flocculation/sedimentation-adsorption - microfiltration for laundry effluent treatment", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103226.

Huang Z., (2013), "Fate and Transport of Surfactants in Graywater When Applied to Soil", Master Tezi, Colorado State University.

Issac M. N., Kandasubramanian B., (2021), "Effect of microplastics in water and aquatic systems", *Environ Sci Pollut Res*, 28, 19544–19562.

Janpoor F., Torabian A., Khatibikamal V., (2011), "Treatment of laundry waste-water by electrocoagulation", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86(8), 1113-1120.

Jiang Z., Wang X., Zhao H., Yang Z., Zhou J., Sun X., Yang H., Wang C., Huan S., (2023), "Micro/nano-plastic removal from wastewater using cellulose membrane: Performance and life cycle assessment", *Separation and Purification Technology*, 317, 123925.

Jurado E., Fernandez-Serrano M., Nunez-Olea J., Luzon G., Lechuga M., (2006), "Simplified spectrophotometric method using methylene blue for determining anionic surfactants: applications to the study of primary biodegradation in aerobic screening tests", *Chemosphere*, 65(2), 278-85.

Kant S., Jaber F. H., Karthikeyan R., (2018), "Evaluation of a portable in-house greywater treatment system for potential water reuse in urban areas", *Urban Water Journal*, 15(4), 309–315.

Karkkainen N., Sillanpaa M., (2020), "Quantification of different microplastic fibres discharged from textiles in machine wash and tumble drying", *Environ Sci Pollut Res*, 28, 16253–16263.

Karlsson T. M., (2015), "Can microlitter in sediment and biota be quantified?", Master of Science Tezi, University of Gothenburg.

Kashiwada S., (2006), "Distribution of nanoparticles in the see-through medaka (*Oryzias latipes*)", *Environ Health Perspect*, 114(11), 1697-702.

Kelly M., Lant N., Kurr M., Burgess J.G.G., (2019), "The Importance of Water-Volume on the Release of Microplastic Fibres from Laundry", *Environmental Science & Technology*, 53, 11735–11744.

Kiendrebeogo M., Ouarda Y., Karimi Estahbanati M.R., Drogui P., Tyagi R.D., (2023), "Nanoplastics removal from spiked laundry wastewater using electro-peroxidation process", *Chemosphere*, 341, 139963.

Kim S., Park C., (2021), "Potential of ceramic ultrafiltration membranes for the treatment of anionic surfactants in laundry wastewater for greywater reuse", *Journal of Water Process Engineering*, 44.

Kim S., Sin A., Nam H., Park Y., Lee H., Han C., (2022), "Advanced oxidation processes for microplastics degradation: A recent trend", *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100213.

Kiran B. R., Kopperi H., Venkata Mohan S., (2022), "Micro/nano-plastics occurrence, identification, risk analysis and mitigation: challenges and perspectives", *Rev Environ Sci Biotechnol*, 1-35.

Koçer O., (2013), "Zeytin Posası (Pirina) Üzerine Malaşit Yeşili'nin Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyonu", Yüksek Lisans Tezi, Kilis 7 Aralık Üniversitesi.

Kokalj A. J., Kunej U., Skalar T., (2018), "Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: Uptake and effects on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*", *Chemosphere*, 208, 522-529.

Koop S. H. A., van Leeuwen C. J., (2016), "The challenges of water, waste and climate change in cities", *Environment, Development and Sustainability*, 19(2), 385-418.

Kosuth M., Mason S. A., Wattenberg E. V., (2018), "Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt", *PLoS One*, 13(4), e0194970.

Koşar B., (2020), "Sulardan Mikrokirletici Gideriminde Ozonlama, Perokson (O₃/H₂O₂) ve Adsorpsiyon Proseslerinin Arıtma Performansının Karşılaştırılması", Yüksek Lisans Tezi, Pamukkale Üniversitesi.

Kundu A., Shetti N. P., Basu S., Raghava Reddy K., Nadagouda M. N., Aminabhavi T. M., (2021), "Identification and removal of micro- and nano-plastics: Efficient and cost-effective methods", *Chemical Engineering Journal*, 421, 129816.

Kwon D., Yi S., Jung S., Kwon E. E., (2020), "Valorization of synthetic textile waste using CO₂ as a raw material in the catalytic pyrolysis process", *Environ Pollut*, 268(Pt A), 115916.

Lade O., Gbagba Z., (2018), "Sustainable water supply: Potential of recycling laundry wastewater for domestic use", *Journal of Civil Engineering and Environmental Sciences*, 4(2), 56-60.

Lant N. J., Hayward A. S., Peththawadu M. M. D., Sheridan K. J., Dean J. R., (2020), "Microfiber release from real soiled consumer laundry and the impact of fabric care products and washing conditions", *PLoS One*, 15(6), e0233332.

Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J. W., Slat B., Andrady A., Reisser J., (2017), "River plastic emissions to the world's oceans", *Nat Commun*, 8, 15611.

Lee J.M., Busquets R., Choi I.C., Lee S.H., Kim J.K., Campos L.C., (2020), "Photocatalytic Degradation of Polyamide 66; Evaluating the Feasibility of Photocatalysis as a Microfibre-Targeting Technology", *Water*, 12(12), 3551.

Lee W., Yoon S., Choe J. K., Lee M., Choi Y., (2018), "Anionic surfactant modification of activated carbon for enhancing adsorption of ammonium ion from aqueous solution", *Sci Total Environ*, 639, 1432-1439.

Leslie H. A., Brandsma S. H., van Velzen M. J. M., Vethaak A. D., (2017), "Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota", *Environment International*, 101, 133-142.

Li F., Wichmann K., Otterpohl R., (2009), "Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses", *Science of the Total Environment*, 407, 3439–3449.

Li J., Dagnew M., Ray M. B., (2022), "Effect of coagulation on microfibers in laundry wastewater", *Environ Res*, 212, 113401.

Li W.Y., Liu Y., Sun X.L., Wang F., Qian L., Xu C., Zhang J.P., (2016), "Photocatalytic degradation of MC-LR in water by the UV/TiO₂/H₂O₂ process", *Water Supply*, 16(1), 34-43.

Li Z., Yang Y., Chen X., He Y., Bolan N., Rinklebe J., Lam S. S., Peng W., Sonne C., (2023), "A discussion of microplastics in soil and risks for ecosystems and food chains", *Chemosphere*, 313, 137637.

Lin J., Yan D., Fu J., Chen Y., Ou H., (2020), "Ultraviolet-C and vacuum ultraviolet inducing surface degradation of microplastics", *Water Res*, 186, 116360.

Lin L., Tang S., Wang X., Sun X., Yu A., (2020), "Adsorption of malachite green from aqueous solution by nylon microplastics: Reaction mechanism and the optimum conditions by response surface methodology", *Process Safety and Environmental Protection*, 140, 339-347.

- Linke D., (2009), "Detergents: an overview", *Methods Enzymol*, 463, 603-17.
- Liu Q., Chen Z., Chen Y., Yang F., Yao W., Xie Y., (2021), "Microplastics and Nanoplastics: Emerging Contaminants in Food", *J Agric Food Chem*, 69(36), 10450-10468.
- Liu X., Sun P., Qu G., Jing J., Zhang T., Shi H., Zhao, Y., (2021), "Insight into the characteristics and sorption behaviors of aged polystyrene microplastics through three type of accelerated oxidation processes", *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124836.
- Lizama C., Bravo C., Caneo C., Ollino M., (2005), "Photocatalytic degradation of surfactants with immobilized TiO₂: comparing two reaction systems", *Environ Technol*, 26(8), 909-14.
- Long Z., Pan Z., Wang W., Ren J., Yu X., Lin L., Lin H., Chen, H., Jin X., (2019), "Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China", *Water Res*, 155, 255-265.
- Luo J., Jin X., Wang Y., Jin P., (2022), "Advanced Treatment of Laundry Wastewater by Electro-Hybrid Ozonation–Coagulation Process: Surfactant and Microplastic Removal and Mechanism", *Water*, 14(24), 4138.
- Maciel H. C., Schulz U. H., Caetano M. O., Kieling A. G., (2022), "Quantifying shedding of microplastic fibers from textile washing", *Ciência E Natura*, 44, e4.
- Mahbub M. S., Shams M., (2022), "Acrylic fabrics as a source of microplastics from portable washer and dryer: Impact of washing and drying parameters", *Sci Total Environ*, 834, 155429.
- Mainali B., Pham T. T., Ngo H. H., Guo W., (2013), "Maximum allowable values of the heavy metals in recycled water for household laundry", *Sci Total Environ*, 452-453, 427-32.
- Manouchehri M., Kargari A., (2017), "Water recovery from laundry wastewater by the cross flow microfiltration process: A strategy for water recycling in residential buildings", *Journal of Cleaner Production*, 168, 227-238.
- Mason S. A., Garneau D., Sutton R., Chu Y., Ehmann K., Barnes J., Fink P., Papazissimos D., Rogers D. L., (2016), "Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent", *Environ Pollut*, 218, 1045-1054.
- Mason S. A., Welch V. G., Neratko J., (2018), "Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water", *Front Chem*, 6, 407.
- McClaran N., Behe B. K., Huddleston P., Fernandez R.T., (2020), "Recycled or reclaimed? The effect of terminology on water reuse perceptions", *Journal of Environmental Management*, 261, 110144.
- Mccormick A.R., (2015), "Anthropogenic litter and microplastic in urban streams- Abundance, source, and fate", Master Tezi, Loyola University.

McIlwraith H. K., Lin J., Erdle L. M., Mallos N., Diamond M. L., Rochman C. M., (2019), "Capturing microfibers - marketed technologies reduce microfiber emissions from washing machines", *Mar Pollut Bull*, 139, 40-45.

Mermaids, (2016), "Ocean Clean Wash: Plastic Soup Foundation Charter to Stop Plastic Microfiber Release From Laundry in Washing Machines", Plastic Soup Foundation.

Metin İ. E., (2019), "The Treatment of Pre-Treated Real Textile Industry Wastewater by Application of Combined Physical, Chemical And Biological Methods in The Presence of Corn Cob and Walnut Shell Based Materials", Master Tezi, Ege University.

Mishra S., Dash D. Das A. P., (2022), "Detection, characterization and possible biofragmentation of synthetic microfibers released from domestic laundering wastewater as an emerging source of marine pollution", *Mar Pollut Bull*, 185(Pt A), 114254.

Misra R. K., Sivongxay A., (2009), "Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil", *Journal of Hydrology* 366, 55–61.

Mohan S. M., (2014), "Use of naturalized coagulants in removing laundry waste surfactant using various unit processes in lab-scale", *J Environ Management*, 136, 103-11.

Mondal I., Ghosh D., Biswas P. K., (2023), "Cost-effective remedial to microfiber pollution from wash effluent in Kolkata and Ranaghat", *Chemosphere*, 313, 137548.

Mostafazadeh A. K., Benguit A. T., Carabin A., Drogui P., Brien E., (2019), "Development of combined membrane filtration, electrochemical technologies, and adsorption processes for treatment and reuse of laundry wastewater and removal of nonylphenol ethoxylates as surfactants", *Journal of Water Process Engineering*, 28, 277-292.

Mozia S., Janus M., Bering S., Tarnowski K., Mazur J., Szymanski K., Morawski A. W., (2020), "Hybrid System Coupling Moving Bed Bioreactor with UV/O₃ Oxidation and Membrane Separation Units for Treatment of Industrial Laundry Wastewater", *Materials (Basel)*, 13(11), 2648.

Mungray A. K., Kumar, P., (2009), "Mass balance of anionic surfactants through up-flow anaerobic sludge blanket based sewage treatment plants", *Process Safety and Environmental Protection*, 87(4), 254-260.

Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quinn, B., (2016), "Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment", *Environ Sci Technol*, 50(11), 5800-8.

Murray A., Örmeci B., (2020), "Removal Effectiveness of Nanoplastics (<400 nm) with Separation Processes Used for Water and Wastewater Treatment", *Water*, 12(3), 635.

Nabi I., Bacha A. U., Li K., Cheng H., Wang T., Liu Y., Ajmal S., Yang Y., Feng Y. Zhang L., (2020), "Complete Photocatalytic Mineralization of Microplastic on TiO₂ Nanoparticle Film", *iScience*, 23(7), 101326.

Napper I. E., Thompson R. C., (2016), "Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions", *Mar Pollut Bull*, 112(1-2), 39-45.

Ng E. L., Huerta Lwanga E., Eldridge S. M., Johnston P., Hu H. W., Geissen V., Chen D., (2018), "An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems", *Sci Total Environ*, 627, 1377-1388.

Nguyen B., Claveau-Mallet D., Hernandez L. M., Xu E. G., Farner J. M., Tufenkji N., (2019), "Separation and Analysis of Microplastics and Nanoplastics in Complex Environmental Samples", *Acc Chem Res*, 52(4), 858-866.

Nugroho F. A., Sani M. M., Apriyanti F., Aryanti P. T. P., (2020), "The Influence of Applied Current Strength and Electrode Configuration in Laundry Wastewater Treatment by Electrocoagulation", *Journal of Physics: Conference Series*, 1477, 052018.

Nunes R. F., Conceição Ferraz H., De Araujo Kronemberger, F., (2022), "Interaction between surfactants of different classes and nanofiltration membranes", *Scientia Plena*, 18(11).

Ochoa-Herrera V., Sierra-Alvarez R., (2008), "Removal of perfluorinated surfactants by sorption onto granular activated carbon, zeolite and sludge", *Chemosphere*, 72(10), 1588-93.

Okbah M. A., Gouda A. M. R., Hagraas A. E., El-Gammal M. I., (2022), "Seasonal variation and impact of linear alkyl sulphonate (LAS) toxicity on Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* in two Nile Delta Lagoons, Egypt", *Chemistry and Ecology*, 3, 233-251.

Okuş F., (2018), "Aktif Karbon ile Sulu Çözeltilerden Myclobutanil Tarım İlacının Adsorpsiyonu", *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi.

Olçay A. N., (2014), "An Investigation of Dye-Surfactant Interactions in Aqueous Solutions for Elucidating the Mechanisms of Ultrafiltration", *Master Tezi*, İzmir Institute of Technology.

Opher T., Friedler E., (2016), "Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse", *J Environ Manage*, 182, 464-476.

Oz N., (2019), "Investigation of Heavy Metal Adsorption on Microplastics", *Applied Ecology and Environmental Research*, 17(4).

Oz N., Erol Y., Yurtsever M., (2019), "Investigation of Detergent Adsorption on Microplastics in Laboratory Conditions", *Fresenius Environmental Bulletin*, 28, 818-823.

Özkan İ., Gündoğdu S., (2020), "Investigation on the microfiber release under controlled washings from the knitted fabrics produced by recycled and virgin polyester yarns", *The Journal of The Textile Institute*, 112(2), 264-272.

Palacios-Mateo C., van der Meer Y., Seide G., (2021), "Analysis of the polyester clothing value chain to identify key intervention points for sustainability", *Environ Sci Eur*, 33(1), 2.

Panda J., Singh U. P., Sahu R., (2018), "Synthesis, characterization of TiO₂ nano particles for enhancement of electron transport application in DSSC with Cu-BPCA Dye", *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 410, 012008.

Patil V.V., Gogate P.R., Bhat A.P., Ghosh P.K., (2020), "Treatment of laundry wastewater containing residual surfactants using combined approaches based on ozone, catalyst and cavitation", *Separation and Purification Technology*, 239, 116594.

Pedrotti M. L., Petit S., Eyheraguibel B., Kerros M. E., Elineau A., Ghiglione J. F., Loret J. F., Rostan A., Gorsky G., (2021), "Pollution by anthropogenic microfibers in North-West Mediterranean Sea and efficiency of microfiber removal by a wastewater treatment plant", *Sci Total Environ*, 758, 144195.

Periyasamy A. P., (2021), "Evaluation of microfiber release from jeans: the impact of different washing conditions", *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 58570–58582.

Picó Y., Barceló D., (2019), "Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions", *ACS Omega*, 4(4), 6709-6719.

Pikuda O., Roubeau Dumont E., Chen Q., Macairan J.R., Robinson S. A., Berk D., Tufenkji N., (2023), "Toxicity of microplastics and nanoplastics to *Daphnia magna*: Current status, knowledge gaps and future directions", *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117208.

Pirc U., Vidmar M., Mozer A., Krzan A., (2016), "Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing", *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(21), 22206-22211.

Polat C., (2022), "The Removal of Phorate from Water by Adsorption on Powdered Activated Carbon and Chabazite", Master Tezi, Middle East Technical University.

Prajapati S., Beal M., Maley J., Brinkmann M., (2021), "Qualitative and quantitative analysis of microplastics and microfiber contamination in effluents of the City of Saskatoon wastewater treatment plant", *Environ Sci Pollut Res Int*, 28, 32545–32553.

Prata J. C., (2018), "Microplastics in wastewater: State of the knowledge on sources, fate and solutions", *Mar Pollut Bull*, 129(1), 262-265.

Prathapar S. A., Jamrah A., Ahmed M., Al Adawi S., Al Sidairi S., Al Harassi A., (2005), "Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman", *Desalination*, 186(1-3), 177-186.

Praveena S. M., Syahira Asmawi M., Chyi J. L. Y., (2020), "Microplastic emissions from household washing machines: preliminary findings from Greater Kuala Lumpur (Malaysia)", *Environ Sci Pollut Res Int*, 28, 18518–18522.

Radingoana M. P., Dube T., Mazvimavi D., (2020), "Progress in greywater reuse for home gardening: Opportunities, perceptions and challenges", *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 116, 102853.

Ragusa A., Svelato A., Santacroce C., Catalano P., Notarstefano V., Carnevali O., Papa F., Rongioletti M. C. A., Baiocco F., Draghi S., D'Amore E., Rinaldo D., Matta M., Giorgini E., (2021), "Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta", *Environ Int*, 146, 106274.

Rathinamoorthy R., Raja Balasaraswathi S., (2020), "A review of the current status of microfiber pollution research in textiles", *International Journal of Clothing Science and Technology*, 33(3), 364-387.

Rathinamoorthy R., Raja Balasaraswathi S., (2021), "Investigations on the impact of handwash and laundry softener on microfiber shedding from polyester textiles", *The Journal of The Textile Institute*, 113(7), 1428-1437.

Razali N., Wan Abdullah W. R., Mohd Zikir N., (2020), "Effect of Thermo-Photocatalytic Process Using Zinc Oxide on Degradation of Macro/Micro-Plastic in Aqueous Environment", *Journal of Sustainability Science and Management*, 15(6), 1-14.

Reimonn G., Lu T., Gandhi N. Chen W.T., (2019), "Review of Microplastic Pollution in the Environment and Emerging Recycling Solutions", *Journal of Renewable Materials*, 7(11), 1251-1268.

Renzi M., Grazioli E., Blaskovic A., (2019), "Effects of Different Microplastic Types and Surfactant-Microplastic Mixtures Under Fasting and Feeding Conditions: A Case Study on *Daphnia magna*", *Bull Environ Contam Toxicol*, 103(3), 367-373.

Rocha-Santos T., Duarte A.C., (2015), "A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment", *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47-53.

Rojas-Guerrero C.A., Villanueva-Rodríguez M., Guzmán-Mar J. L., Hernández-Ramírez A., Cedillo-González E. I., Longoria Rodríguez F. E., Hinojosa-Reyes L., (2023), "Solar photocatalytic degradation of polyethylene terephthalate nanoplastics: Evaluation of the applicability of the TiO₂/MIL-100(Fe) composite material", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110415.

Sae-Tia C., Leungprasert S., (2022), "Reduction of Microplastics in Washing Machine Effluent by Filtration Technique", *Thai Environmental Engineering Journal*, 36, 19-26.

Salager J. L., (2002), "Surfactants types and uses", Vol. 300, Venezuela.

Saygı G., (2023), "Removal of Dyes and Antibiotics by Adsorption and Photocatalytic Degradation Using Zn-Based Composites", Doktora Tezi, İzmir Institute of Technology.

Schouten N., (2009), "Re-use of laundry rinsing water by low cost adsorption technology", Doktora Tezi, Eindhoven University of Technology.

Senathirajah K., Kandaiah R., Panneerselvam L., Sathish C. I., Palanisami T., (2023), "Fate and transformation of microplastics due to electrocoagulation treatment: Impacts of polymer type and shape", *Environ Pollut*, 334, 122159.

Shagega F. P., Munishi S. E., Kongo V. M., (2020), "Assessment of potential impacts of climate change on water resources in Ngerengere catchment, Tanzania", *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 116, 102804.

Shamabadi N., Bakhtiari H., Kochakian N., Farahani M., (2015), "The investigation and designing of an onsite grey water treatment systems at Hazrat-e-Masoumeh University, Qom, IRAN", *Energy Procedia*, 74, 1337 – 1346.

Shami S., Dash R. R., Verma A. K., Dash A. K., Pradhan A., (2020), "Mechanistic Modeling and Process Design for Removal of Anionic Surfactant Using Dolochar", *J. Hazard. Toxic Radioact. Waste*, 24(3), 04020008.

Sharma M. D., Krupadam R. J., (2022), "Adsorption-desorption dynamics of synthetic and naturally weathered microfibers with toxic heavy metals and their ecological risk in an estuarine ecosystem", *Environ Res*, 207, 112198.

Shayın S., (2010), "Effect of Textile Preparation Chemicals On The H₂O₂/UV-C Oxidation of The Nonionic Surfactant Nonyl Phenol Ethoxylate", Master Tezi, Istanbul Technical University.

Siegfried M., Koelmans A. A., Besseling E., Kroeze C., (2017), "Export of microplastics from land to sea. A modelling approach", *Water Research*, 127, 249-257.

Sillanpää M., Sainio P., (2017), "Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings", *Environ Sci Pollut Res Int*, 24(23), 19313-19321.

Singh R. P., Mishra S., Das A. P., (2020), "Synthetic microfibers: Pollution toxicity and remediation", *Chemosphere*, 257, 127199.

Sipahi K., (2019), "Tetraetilen Penta Amin(Tepa) Poliüre-Poliamin Polimeri İle Pd(II) İyonlarının Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyonla Gideriminin İncelenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi.

Siyal A. A., Shamsuddin M. R., Low A., Rabat N. E., (2020), "A review on recent developments in the adsorption of surfactants from wastewater", *J Environ Manage*, 254, 109797.

Smith R., (2018), "Investigation of Oceanic Microfiber Pollution and Development of Inexpensive Filtration Units to Reduce that which Originates from Residential and Commercial Washing Machines", Master Tezi, The Cooper Union for the Advancement of Science and Art.

Song J., Na J., An D., Jung J., (2021), "Role of benzophenone-3 additive in chronic toxicity of polyethylene microplastic fragments to *Daphnia magna*", *Sci Total Environ*, 800, 149638.

Sotiropoulou M., Stefanatou A., Schiza S., Petousi I., Stasinakis A. S., Fountoulakis M. S., (2023), "Removal of microfiber in vertical flow constructed wetlands treating greywater", *Sci Total Environ*, 858, 159723.

Souza R. P., Freitas T. K. F. S., Domingues F. S., Pezoti O., Ambrosio E., Ferrari-Lima A. M., Garcia J. C., (2016), "Photocatalytic activity of TiO₂, ZnO and Nb₂O₅ applied to degradation of textile wastewater", *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 329, 9-17.

Sönmez V. Z., (2023), "Yüzeysel Suların Toksisitesinde Mikroplastiklerin Rolü ve Giderim Alternatiflerinin Değerlendirilmesi", Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa.

Sönmez V. Z., Ercan N., Sivri N., (2020), "Investigation of Possible Toxic Effects of Personal Care Products on *Daphnia magna* in the Kucukcekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey)", *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 5(4), 533-540.

Stasinakis A. S., (2008), "Use of Selected Advanced Oxidation Processes (AOPS) for Wastewater Treatment – A Mini Review", *Global NEST Journal*, 10, 376-385.

Statista (2021)," Size of the global household cleaners market from 2013 to 2026", Statista, Consumer Goods & FMCG.

Sturm M. T., Myers E., Schober D., Korzin A., Thege C., Schuhen K., (2023), "Comparison of AOP, GAC, and Novel Organosilane-Based Process for the Removal of Microplastics at a Municipal Wastewater Treatment Plant", *Water*, 15(6), 1164.

Su J., Ruan J., Luo D., Wang J., Huang Z., Yang X., Zhang Y., Zeng Q., Li Y., Huang W., Cui L., Chen C., (2023), "Differential Photoaging Effects on Colored Nanoplastics in Aquatic Environments: Physicochemical Properties and Aggregation Kinetics", *Environ Sci Technol*, 57(41), 15656–15666.

Su L., Xue Y., Li L., Yang D., Kolandhasamy P., Li D., Shi H., (2016), "Microplastics in Taihu Lake, China", *Environ Pollut*, 216, 711-719.

Sudheshna A. A., Srivastava M., Prakash C., (2022), "Characterization of microfibers emission from textile washing from a domestic environment", *Sci Total Environ*, 852, 158511.

Sumisha A., Arthanareeswaran G., Lukka Thuyavan Y., Ismail A. F., Chakraborty S., (2015), "Treatment of laundry wastewater using polyethersulfone/polyvinylpyrrolidone ultrafiltration membranes", *Ecotoxicol Environ Saf*, 121, 174-9.

Sun H., Zhou S., Jiang Y., Qin Z., Fei J., Sun Y., Wang J., Yin X., (2022), "Effect of cationic, anionic and non-ionic surfactants on transport of microplastics: Role of adhesion of surfactants on the polyethylene surface", *Journal of Hydrology*, 612, 128051.

Suraci O., (2021), "The Best-Dressed Polluter – Regulation and Sustainability in the Fashion Industry", *Hastings Environmental Law Journal*, 27(2), 225.

Sülkü A. S., (2012), "Atıksulardan Boyar Maddelerin Adsorpsiyon Yöntemi ile Giderimi", Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi.

Swartz C. D., Swanepoel G., Welz P. J., Muanda C., Bonga A., (2017), "NATSURV 8: Water and wastewater management in the laundry industry", Water Research Commission, South Africa.

Terechova E. L., Zhang G., Chen J., Sosnina N. A., Yang F., (2014), "Combined chemical coagulation–flocculation/ultraviolet photolysis treatment for anionic surfactants in laundry wastewater", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4), 2111-2119.

Tian Y., Chen Z., Zhang J., Wang Z., Zhu Y., Wang P., Zhang T., Pu J., Sun, H., Wang L., (2020), "An innovative evaluation method based on polymer mass detection to evaluate the contribution of microfibers from laundry process to municipal wastewater", *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124861.

Tobin C., Urban-Rich J., (2021), "The Fully-Synthetic Microfiber (FSMF) Pipeline – from source to mitigation strategies", *Environmental Advances*, 7(80), 100133.

Tofa T. S., Kunjali K. L., Paul S., Dutta J., (2019), "Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods", *Environmental Chemistry Letters*, 17(3), 1341-1346.

Tony M. A., Parker H. L., Clark J. H., (2018), "Evaluating Algibon adsorbent and adsorption kinetics for launderette water treatment: towards sustainable water management", *Water and Environment Journal*, 33(3), 401-408.

Topçuoğlu E., (2016), "Boyar Maddelerin Çeşitli Adsorbanlarla Adsorpsiyonunun İncelenmesi", Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi.

Tran H. N., You S. J., Hosseini-Bandegharaei A., Chao, H. P., (2017), "Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review", *Water Res*, 120, 88-116.

Tri Wahyuni E., (2016), "Photodegradation of Detergent Anionic Surfactant in Wastewater Using UV/TiO₂/H₂O₂ and UV/Fe²⁺/H₂O₂ Processes", American Journal of Applied Chemistry, 4(5), 174.

Tripathi S. K., Tyagi R., Nandi B. K., (2013), "Removal of Residual Surfactants from Laundry Wastewater: A Review", Journal of Dispersion Science and Technology, 34(11), 1526-1534.

Tripathy B., Dash A., Das A. P., (2022), "Detection of Environmental Microfiber Pollutants through Vibrational Spectroscopic Techniques: Recent Advances of Environmental Monitoring and Future Prospects", Crit Rev Anal Chem, 12, 1-11.

Tuncer N., (2020), "Tekstil Endüstrisi Atık Sularında Fenton ve UV Prosesleri ile KOİ ve Renk Gideriminin İncelenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi.

Turkay O., Barışçı S., Sillanpää M., (2017), "E-peroxone process for the treatment of laundry wastewater: A case study", Journal of Environmental Chemical Engineering, 5(5), 4282-4290.

Uheida A., Mejia H. G., Abdel-Rehim M., Hamd W., Dutta J., (2020), "Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system", J Hazard Mater, 406, 124299.

Vasiljević S., Vujić M., Agbaba J., Federici S., Ducoli S., Tomić R., Tubić A., (2023), "Efficiency of Coagulation/Flocculation for the Removal of Complex Mixture of Textile Fibers from Water", Processes, 11(3), 820.

Vassilenko E., Watkins M., Chastain S., Mertens J., Posacka A. M., Patankar S., Ross P. S., (2021), "Domestic laundry and microfiber pollution: Exploring fiber shedding from consumer apparel textiles", PLoS One, 16(7), e0250346.

Veerasingham S., Ranjani M., Venkatachalapathy R., Bagaev A., Mukhanov V., Litvinyuk D., Mugilarasan M., Gurumoorthi K., Gunganathan L., Aboobacker V. M., Vethamony P., (2020), "Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review", Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 51(22), 2681-2743.

Volgare M., Castaldo R., Errico M. E., Gentile G., Avolio R., Ambrogi V., Cocca M., (2021a), "The effect of the detergent on microfibre release during the washing process of polyester textiles", 2021 International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea), Italy.

Volgare M., De Falco F., Avolio R., Castaldo R., Errico M. E., Gentile G., Ambrogi V., Cocca M., (2021b), "Washing load influences the microplastic release from polyester fabrics by affecting wettability and mechanical stress", Sci Rep, 11(1), 19479.

Wang C., Chen W., Zhao H., Tang J., Li G., Zhou Q., Sun J., Xing B., (2023), "Microplastic Fiber Release by Laundry: A Comparative Study of Hand-Washing and Machine-Washing", ACS ES&T Water, 3(1), 147-155.

Wang J., Guo X., (2020), "Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods", *J Hazard Mater*, 390, 122156.

Wang J., Zhao X., Wu F., Niu L., Tang Z., Liang W., Zhao T., Fang, M., Wang H., Wang X., (2021), "Characterization, occurrence, environmental behaviors, and risks of nanoplastics in the aquatic environment: Current status and future perspectives", *Fundamental Research*, 1(3), 317-328.

Wang X., Dai Y., Li Y., Yin L., (2023), "Application of advanced oxidation processes for the removal of micro/nanoplastics from water: A review", *Chemosphere*, 346, 140636.

Wiśniowska E., Włodarczyk-Makuła M., (2022), "Evaluation of the adsorption efficiency of carcinogenic PAHs on microplastic (polyester) fibers—preliminary results", *Applied Water Science*, 12(6), 119.

Wright S. L., Kelly F. J., (2017), "Plastic and Human Health: A Micro Issue?", *Environ Sci Technol*, 51(12), 6634-6647.

Wu B., (2019), "Membrane-based technology in greywater reclamation: A review", *Sci Total Environ*, 656, 184-200.

Xu J.L., Thomas K. V., Luo Z., Gowen A. A., (2019), "FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: state of the art, challenges and prospects", *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 119, 115629.

Xu Y., Chan F. S., Stanton T., Johnson M. F., Kay P., He J., Wang J., Kong C., Wang Z., Liu D., Xu Y., (2021), "Synthesis of dominant plastic microfibre prevalence and pollution control feasibility in Chinese freshwater environments", *Science of The Total Environment*, 783, 146863.

Yadav S., Kataria N., Khyalia P., Rose P. K., Mukherjee S., Sabherwal H., Chai W. S., Rajendran S., Jiang J. J., Khoo K. S., (2023), "Recent analytical techniques, and potential eco-toxicological impacts of textile fibrous microplastics (FMPs) and associated contaminants: A review", *Chemosphere*, 326, 138495.

Yan S., Henninger C. E., Jones C., McCormick H., (2020), "Sustainable knowledge from consumer perspective addressing microfibre pollution", *Journal of Fashion Marketing and Management*, 24(3), 437-454.

Yang L., Qiao F., Lei K., Li H., Kang Y., Cui S., An L., (2019), "Microfiber release from different fabrics during washing", *Environ Pollut*, 249, 136-143.

Yang T., (2022), "Micro- and Nanoplastics: Release from Polyester Textiles During Washing or Abrasion and Hazard Assessment", *Doktora Tezi*, ETH Zurich.

Yaranal N. A., Kuchibhotla S. A., Subbiah S., Mohanty K., (2023), "Identification, removal of microplastics and surfactants from laundry wastewater using electrocoagulation method", *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 2, 23.

Yee M. S.L., Hii L.W., Looi C. K., Lim W.M., Wong S.F., Kok Y.Y., Tan B.K., Wong C.Y. Leong C.O., (2021), "Impact of Microplastics and Nanoplastics on Human Health", *Nanomaterials*, 11(2), 496.

Yoonus H., Al-Ghamdi S. G., (2020), "Environmental performance of building integrated grey water reuse systems based on Life-Cycle Assessment: A systematic and bibliographic analysis", *Science of the Total Environment* 712, 136535.

Yu Q., Hu X., Yang B., Zhang G., Wang J., Ling W., (2020), "Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment", *Chemosphere*, 249, 126059.

Yun C. Y., Kim D.G., Kim W.K., Son D.J., Chang D., Kim J.H., Bae Y.S., Bae H.S., Sunwoo Y., Kwak M.S., Hong K.H., (2014), "Application and Assessment of Enhanced Electrolytic Process for Laundry Wastewater Treatment", *Int. J. Electrochem. Sci.*, 9, 1522 - 1536.

Yuwendi Y., Ibadurrohman M., Setiadi S., Slamet S., (2022), "Photocatalytic Degradation of Polyethylene Microplastics and Disinfection of E. coli in Water over Fe- and Ag-Modified TiO₂ Nanotubes", *Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis*, 17(2), 263-277.

Yüksel E., (2009), "Elektrofenton Yöntemiyle Yüzey Aktif Madde İçeren Atıksuların Arıtılması", *Doktora Tezi*, Sakarya Üniversitesi.

Zahoor M., (2014), "Separation of surfactants from water by granular activated carbon/ultrafiltration hybrid process", *Desalination and Water Treatment*, 57(5), 1988-1994.

Zambrano Gonzalez M. C., (2020), "The Generation of Textile Microfibers Released during Home Laundering and their Biodegradation and Interactions with the Microbiome in Aquatic and Marine Environments", *Doktora Tezi*, North Carolina State University.

Zambrano M., Venditti R., Pawlak J., Daystar J., Ankeny M., Cheng J., (2018), "The Generation and Aquatic Biodegradation of Microfibers Produced from Laundering Fabrics".

Zambrano M.C., Pawlak J. J., Daystar J., Ankeny M., Cheng J. J., Venditti R.A., (2019), "Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation", *Mar Pollut Bull*, 142, 394-407.

Zambrano M.C., Pawlak J. J., Daystar J., Ankeny M., Venditti R. A., (2021), "Impact of dyes and finishes on the microfibers released on the laundering of cotton knitted fabrics", *Environ Pollut*, 272, 115998.

Zavala M. A. L., Estrada E. E., (2016), "The Contribution of the Type of Detergent to Domestic Laundry Graywater Composition and Its Effect on Treatment Performance", *Water* 8(214), 10.

Zhang L., Li Y., Wang W., Zhang W., Zuo Q., Abdelkader A., Xi K., Heynderickx P. M., Kim K. H., (2021), "The potential of microplastics as adsorbents of sodium dodecyl benzene sulfonate and chromium in an aqueous environment", *Environ Res*, 197, 111057.

Zhang Y.Q., Lykaki M., Markiewicz M., Alrajoula M. T., Kraas C., Stolte S., (2022), "Environmental contamination by microplastics originating from textiles: Emission, transport, fate and toxicity", *Journal of Hazardous Materials*, 430.

Zhang Y., Wang H., Xu J., Su X., Lu M., Wang Z., Zhang Y., (2021), "Occurrence and Characteristics of Microplastics in a Wastewater Treatment Plant", *Bull Environ Contam Toxicol*, 107, 677–683.

Zhao S., Zhang Z., Chen L., Cui Q., Cui Y., Song D., Fang L., (2022), "Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil", *Applied Soil Ecology*, 176, 104486.

Zhou G., Wang Q., Li J., Li Q., Xu H., Ye Q., Wang Y., Shu S., Zhang J., (2021), "Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism", *Sci Total Environ*, 752, 141837.

Zhu B., Liu Y., Wang P., Liu R., Jiang Y., (2023), "Influence of Inorganic Salt Additives on the Surface Tension of Sodium Dodecylbenzene Sulfonate Solution", *Processes*, 11(6), 1708.

Zhu T., Zhou Z., Qu F., Liu B., Van der Bruggen B., (2021), "Separation performance of ultrafiltration during the treatment of algae-laden water in the presence of an anionic surfactant", *Separation and Purification Technology*, 281, 119894.

Zhu Y., Li X., Wang L., Hui N., Ma J., Chen F., (2021), "Adsorption of BDE-209 to Polyethylene Microplastics: Effect of Microplastics Property and Metal Ions", *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 494.

Zhuang J., Rong N., Wang X., Chen C., Xu Z., (2022), "Adsorption of small size microplastics based on cellulose nanofiber aerogel modified by quaternary ammonium salt in water", *Separation and Purification Technology*, 293, 121133.

Ziajahromi S., Neale P. A., Rintoul L., Leusch F. D. L., (2017), "Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics", *Water Research*, 112, 93-99.

Zoller U., Sosis P. (2008), "Handbook of Detergent Part F: Production", CRC Press.

Zotesso J. P., Cossich E. S., Janeiro V., Tavares C.R.G., (2017), "Treatment of hospital laundry wastewater by UV/H₂O₂ process", *Environ Sci Pollut Res Int*, 24(7), 6278-6287.

ÖZGEÇMİŞ

Zuhal ÇETİNKAYA ATEŞÇİ 2010 yılında başladığı İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü 2015 yılında başarıyla tamamlayarak aynı yıl yüksek lisans eğitimine İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Anabilim Dalında başladı ve bir yıl süre ile TÜBİTAK1003 projesinde proje asistanlığı yaptı. 2017 yılında yüksek lisanstan mezun olarak aynı yıl Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında doktora eğitimine başladı. Doktora eğitimini YÖK 100/2000 ve TÜBİTAK 2211-A burs programlarından destek alarak gerçekleştirdi.

TEZ ÇALIŞMASI KAPSAMINDA YAPILAN YAYINLAR

Cetinkaya Atesci Z., İnan H., (2023), “Removal of microfiber and surfactants from household laundry washing effluents by powdered activated carbon: kinetics and isotherm studies”, *Water Science & Technology*, 88(6), 1578–1593.

EKLER

Ek-A: Çamaşır Yıkama Sularından Salınan MP'ler

Tez içerisinde derlenen verilerden oluşturulan tablonun iki sayfasına yer verilmiştir. Tablonun diğeri verileri aşağıdaki tabloda yer almaktadır.

Tablo A1.1: Çamaşır yıkama sularından salınan MP miktarları.

Materyal	amaşır yıkama	°C	rpm	dk	De-terjan	Filtre apı (μm)	Salınan MPL		Kaynak
							Sayı	Ağırlık	
Polyester, pamuk, 1 kg	Makine	40	1200	75	--	--	2.1x10 ⁵ -1.3x10 ⁷ MPL/yıkama		(Sillanpaa ve Sainio, 2017)
Polyester	Önden Yükleme Makine	Düşük	1000	15	Sıvı	20	1500 MPL/L		(Belzagui, 2017)
Polyester, akrilik, naylon	Laboratuvar	60	--	30	Sıvı	1.2	87-7360 MPL/m ² L	900-110.000 MPL/giysi.yıkama	(Almroth vd., 2018)
5 kg polyester, polipropilen	Laboratuvar	40-60	--	45, 75, 90	--	--	>6.000.000 MPL/5 kg yıkama		(De Falco vd., 2018)
Pamuk, Polyester Rayon Polyester/Pamuk	Laboratuvar	25-40	--	16	Sıvı	20	5000-15000 MPL/g kumaş yıkama	2-4 mg/g 0.25-0.5 mg/g	(Zambrano vd., 2018)
Polyester, polyester-lasten, akrilik-poliamid	Önden Yükleme Makine	Ortam	1000	15	--	20	175-560 MPL/g 30000-465000 MPL/m ² giysi		(Belzagui vd., 2019)
2-2,5 kg polyester	Önden Yükleme Makine	40	1200	10-7	Sıvı	400, 60, 20, 5	640000-1500000 MPL/yıkama.kumaş	124-308 mg/kg yıkama	(De Falco vd., 2019)

Tablo A1.1: Devamı.

Materyal	Çamaşır yıkama	°C	rpm	dk	De-terjan	Filtre Çapı (µm)	Salınan MPL		Kaynak
							Sayı	Ağırlık	
Naylon, polyester, akrilik	Önden Yükleme Makine	30 40	--	38 58	Sıvı	50	172-2566 MPL/g		(Engström Gustafsson vd., 2019)
Sentetik tekstil	Önden Yükleme Makine	40	--	41, 48	Var	50		96.85-2347 mg/kg	(Gkirini, 2019)
Polyester	Önden Yükleme Makine	--	--	--	Yok	10	240 ± 38 MPL/50 mL numune		(McIlwraith vd., 2019)
Polyester, poliamid, asetat	Merda-neli Pulsa-törlü Makine	30 40 60	--	15	Sıvı	5	<72130 MPL/m ² . yıkama		(Yang vd., 2019)
Karışık tekstil	Toplama	--	--	--	--	26	15804 MPL/L		(Akarsu ve Deniz, 2020)
12 farklı tekstil	Labora-tuar	40	--	45	LAS çözel-tisi	0.45	210-72,000 MPL/g yıkama	0.021-0.222 mg/g	(Cai vd., 2020)
Pamuk, akrilik, polyester, poliamid	Önden Yükleme Makine	24	--	20	Sıvı	500, 450, 63	18.4x10 ³ -69.6x10 ³ MPL /döngü	49.8-307.8 mg /döngü	(Cesa vd., 2020)
Polyester	Makine	40	1200	107	Sıvı	--	709–1747 MPL/g kumaş	128–1054 mg/kg yıkanan kumaş	(De Falco vd., 2020)
6 kg polyester, poliamid, viskoz, elasten, akrilik	Önden Yükleme Makine	20-60	1000	--	Sıvı	12	18.000.000 MPL/6 kg	297.400 MPL/L	(Galvao vd., 2020)
1.0–3.5 kg polyester, 3,5-6 kg polyester	Makine	40 15	1600	85 30	--	20		132.4±68.6 ppm 66.3±27.0 ppm	(Lant vd., 2020)

Tablo A1.1: Devamı.

Materyal	Çamaşır yıkama	°C	rpm	dk	De-terjan	Filtre Çapı (µm)	Salınan MPL		Kaynak
							Sayı	Ağırlık	
Poliamid, polyester	Makine	40	1200	75	Sıvı	0.7	1.0×10^5 - 6.3×10^6 MPL/kg		(Karkkainen ve Sillanpaa, 2020)
Polyester, geri dönüştürülmüş plastik kumaş	Laboratuvar	40	--	45	--	--	2034.26 MPL/L 4489.93 MPL/L	167436 MPL/ kg, 368094 MPL/ kg	(Özkan ve Gündoğdu, 2020)
Polyester kıyafet	Üstten Yükleme Makine, Elde	--	--	--	--	1.2	2.330- 63.600 MPL/ kıyafet (elde yıkama)	8.000- 931.00 0 MPL/ kıyafet (makine)	(Tian vd., 2020)
Polyester	Laboratuvar	40	--	60	--	0.22		1.617 g/L	(Belišová vd., 2021)
Karışık tekstil	Makine	40	1000	53	Yok	200, 100, 50, 5		13.1- 15.6 mg/kg	(Celik, 2021)
Polyester	Makine	40	--	80	--	5	51.6-107.7 mg/L		(Choi vd., 2021)
2 kg polyester	Makine	40	--	90	Sıvı	4		29.35 mg/kg	(Dalla Fontana vd., 2021)
Sentetik fiber	Makine	30	600/ 800	40	Var	20, 0.2	Ort. 12.8×10^6 MPL/m ³		(Pedrotti vd., 2021)
1 kg pantolon	Önden Yükleme Makine	60	1400	120	Toz	200, 5	2300000– 4900000 MPL		(Periyasamy, 2021)
Polyester	Laboratuvar	30	--	45	Var	11	17.33-23.7 MPL/cm ² (elde yıkama)	18.06 MPL/c m ² (makine)	(Rathinamoo rthy, 2021)
Polyester	Makine	40	1200	107	Sıvı	60, 20, 5	Ort. 4.000.000 MPL	384- 472 mg/kg	(Vulgare vd., 2021a)
Polyester	Önden Yükleme Makine	40	1200	107	Sıvı	400, 60, 20, 5		71-418 mg MPL/ kg giysi	(Vulgare vd., 2021b)
Yüz maskesi polyamid, polyester, polipropilen	Makine	30	800	79	Yok	25	284.94±74 MPL/ yıkama		(De Felice vd., 2022)