

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**HASTANE ATIKSULARININ KARAKTERİZASYONU VE ARITIM
ALTERNATİFLERİNİN İNCELENMESİ**

SELİN TOP

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
DOÇ. DR. MEHMET SİNAN BİLGİLİ**

İSTANBUL, 2016

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**HASTANE ATIKSULARININ KARAKTERİZASYONU VE ARITIM
ALTERNATİFLERİNİN İNCELENMESİ**

Selin TOP tarafından hazırlanan tez çalışması 03.02.2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Doç. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Güleda ENGİN
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ
İstanbul Üniversitesi

Prof. Dr. Ahmet DEMİR
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Ebubekir YÜKSEL
Gebze Teknik Üniversitesi

Bu alışma, Yıldız Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü'nün 2011-05-02-GEP01, 2012-05-02-KAP03 ve 2013-05-02-DOP01 numaralı projeleri ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

İnsanlığın var oluşundan itibaren kişiler hayatta kalabilmek için sürekli mücadele etmişlerdir. Bu mücadele kimi zaman sadece biyolojik benliğini koruyarak devam ettirmek kimi zaman benliklerini hiçe sayıp ismini koruyabilmek içindir.

İlk çağlardan beri insanlar sağlığını korumak için ki o dönemlerde sağlığını korumak hayatta kalabilmek idi; kendilerine iyi gelecek karışımlar yaparak kullanmışlardır. Aradan geçen bunca zaman, sadece yapılan karışımların içeriğini ya da üretim şeklini değiştirmiş ama hala canlıların sağlığını koruyabilmek ve iyileştirmek için gelişen bilim ve teknoloji ile sayısız ilaç ve cihaz geliştirilmiştir. Bu gelişmeler beraberinde çeşitli sorunları da getirmiştir. Bu tez çalışmasında bu sorunlara dikkat çekip çözüm önerileri sunarak bilim için bir nokta kadar dahi olsa katkı sağlamak istedim. Umarım bunu gerçekleştirebilmişimdir.

Bu tez çalışması boyunca ve tez çalışmaları dışında her zaman destek olan, hiç bir yardımı esirgemeyen, her konuda bilgi ve tecrübesini aktaran ve her zaman yanımda olan Sayın Hocam Doç. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ'ye teşekkürlerimi ve minnetlerimi sunarım.

Tezimin izleme komite üyesi ve aynı zamanda Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Hocam Prof. Dr. Güleda ENGİN'e ve Tez İzleme Komitesi Üyesi Sayın Hocam Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ'a her zaman pozitif yaklaşımları ve bilgilerini aktarmadaki cömertlikleri ve destekleri için çok teşekkür ederim.

Hastane atıksuyu temini için yardımlarını esirgemeyen İnşaat Fakültesi Dekanı Sayın Hocam Prof. Dr. Ahmet DEMİR'e yardımlarından dolayı çok teşekkür ederim. Süperkritik su oksidasyonu çalışmaları sırasında YTÜ Kimya Mühendisliğindeki laboratuvar imkanlarını bana sunan ve her konuda bilgisi ile bana destek olan sayın hocam Prof. Dr. Mesut AKGÜN'e ve laboratuvar çalışmaları sırasında yardımlarını esirgemeyen Arş. Gör. Dr. Ekin KIPÇAK ve Arş. Gör. Demet YENİALACA'ya çok teşekkür ederim.

Mikrokirletici çalışmalarında LC/MS-MS analizleri için laboratuvar imkanları sunan GTÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Sayın Hocam Prof. Dr. Ebubekir YÜKSEL'e ve laboratuvar çalışmaları sırasında yardım ve desteklerini esirgemeyen İsmail ÖZEN'e, Arş. Gör. Ercan GÜRBULAK'a, Arş. Gör. Dr. Murat EYVAZ'a ve Tekn. Fahrettin DUYUM'a çok teşekkür ederim.

Mikrokirleticilerin analizi ile ilgili metot geliştirmede bilgisini ve yardımını esirgemeyen YTÜ Kimya Bölümü öğretim üyesi Sayın Hocam Doç.Dr. Sezgin BAKIRDERE'ye ve Kemerburgaz Üniversitesi Eczacılık Fakültesi öğretim elemanı Arş. Gör. Dr. Melike FIRLAK'a çok teşekkür ederim.

Ayrıca GTÜ öğretim üyelerinden Doç. Dr. Cengiz YATMAZ'a, Doç. Dr. M. Salim ÖNCEL'e ve Arş. Gör. Ender ÇELEBİ'ye laboratuvar ve analizlerle ilgili yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Hem arkadaşlıkları, hem yardımlarından dolayı sevgili dostum Ecz. Aysun DEMİREL'e, doktora tezi kader arkadaşlarım Yrd. Doç. Dr. Elif SEKMAN'a, Çevre Yük. Müh. Aslı ÇOBAN'a ve Arş. Gör. Gülizar KURTOĞLU AKKAYA'ya çok teşekkür ediyorum. Ayrıca Sayın Hocam Doç. Dr. Gamze VARANK'a her zaman gösterdiği desteklerden dolayı çok teşekkür ederim.

Ayrıca tez çalışmam sırasında bilgi ve tecrübesi ile yardımlarını esirgemeyen Sayın Hocam Doç. Dr. Mahir İNCE'ye yardımlarından dolayı teşekkür ederim. Çevre Mühendisliği Labortuvar çalışmalarını yürütürken her zaman destek ve yardımda bulunan Tekn. Müşerref ÖZGEN'e, Tekn. Gülhan SAĞLAM'a ve Uzm. Melda AKBİN'e çok teşekkür ederim.

Numune alma işlemleri sırasında yardımlarını esirgemeyen YTÜ Araç İşletme Şefliği çalışanlarına çok teşekkür ederim. Tez çalışmam süresinde farklı dönemlerde yollarımızın kesistiği birlikte çalıştığım Ece SAĞIR'a, A. İrem KARA'ya ve Raul MARCOS'a teşekkür etmek isterim.

Son olarak her zaman her konuda sevgilerini, yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen çok sevgili annem Hayriye TOP'a, abim Suat TOP'a, ablam Serap TOP KAYADİBİ'ye ve canım biricik yeğenim Nehirnaz KAYADİBİ'ye çok teşekkür etmek istiyorum. Ayrıca doktora eğitimim sırasında kaybettiğim çok sevgili, değerli babaannem Firdes TOP'u ve eğitimimi hep ön planda tutan çok değerlim ve kıymetlim babam Kazim TOP'u rahmetle anıyorum.

Şubat, 2016

Selin TOP

İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ	ix
KISALTMA LİSTESİ	xi
ŞEKİL LİSTESİ.....	xiii
ÇİZELGE LİSTESİ	xvii
ÖZET	xix
ABSTRACT	xxii
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	5
1.3 Hipotez	6
BÖLÜM 2	
HASTANE ATIKSULARININ OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ	8
2.1 Hastane Atıkları.....	13
2.1.1 Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması ve Kaynakları	15
2.1.1.1 Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması	16
2.1.1.2 Tıbbi Atık Kaynakları.....	22
2.1.2 Hastane Atıksularının Yönetimi	25
2.2 Hastane Atıksularının Oluşumu ve Kaynakları	29
2.3 Hastane Atıksularının Özellikleri	34
2.3.1 Fizikokimyasal Özellikler	36
2.3.2 Radyoaktif Özellikler	39
2.3.3 Mikrokirleticiler.....	41
2.3.4 Mikrobiyolojik Özellikler	52
2.3.5 Ekotoksikolojik Özellikler	60
2.3.5.1 Toksosite	64
2.3.5.2 Toksosite Testlerinin Sınıflandırılması.....	65

BÖLÜM 3

HASTANE ATIKSULARININ ARITILMASI	68
3.1 Membran Biyoreaktörler	71
3.2 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO)	77
3.3 Membran Prosesler	83
3.4 Hastane Atıksuyunun Arıtılması İle İlgili Yapılan Çalışmalar	86

BÖLÜM 4

MATERYAL VE METOT	95
4.1 Numune Alma	95
4.2 Karakterizasyon Çalışmaları	102
4.2.1 Fizikokimyasal Parametreler	104
4.2.1.1 Absorplanabilir Organik Halojenler	105
4.2.1.2 Mikrokirleticiler	106
4.2.2 Bakteriyel Populasyon	110
4.2.3 Toksosite Deneyleri	111
4.2.3.1 Genotoksite Testi (SOS Choromo Test)	111
4.2.3.2 Mutajenite Testi (Ames Testi)	113
4.2.3.3 Akut Toksikite Testleri	114
4.3 Arıtım Çalışmaları	118
4.3.1 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO)	118
4.3.1.1 Deney Düzenegi ve Sistemin Çalıştırılması	118
4.3.1.2 Kullanılan Hesaplamalar	120
4.3.1.3 Arıtım Adımları	123
4.3.2 Membran Biyoreaktör (MBR)	123
4.3.2.1 Deney Düzenegi	123
4.3.2.2 Sentetik Hastane Atıksuyunun Hazırlanması	127
4.3.2.3 MBR Reaktörlerinin İşletilmesi	129
4.3.2.4 Membranın Tıkanma ve Kritik Akı Özelliklerinin Belirlenmesi ...	132

BÖLÜM 5

DENEYSEL SONUÇLAR ve TARTIŞMA	134
5.1 Hastane Atıksuyunun Karakterizasyonu	134
5.1.1 Hastane Atıksuyunun Fizikokimyasal Özellikleri	136
5.1.1.1 KOİ, BOİ ₅ ve TOK Konsantrasyonları	136
5.1.1.2 TKN, NH ₄ -N, Ortofosfat, TP ve TN Konsantrasyonları	141
5.1.1.3 AKM, Klorür Konsantrasyonları ve pH, İletkenlik Değerleri	145
5.1.1.4 AOX, T.Fenol, Y.Aktif Madde ve Ağır Metal Konsantrasyonları .	151
5.1.1.5 Hastane Atıksuyunun Fizikokimyasal Özelliklerinin Genel	
Değerlendirmesi	157
5.1.2 Hastane Atıksuyunun Mikrobiyolojik Özellikleri	160
5.1.3 Hastane Atıksuyunun Ekotoksitesi	169
5.1.3.1 Hastane Atıksuyunun Genotoksitesi	170
5.1.3.2 Hastane Atıksuyunun Akut Toksikite Özelliği	171
5.1.3.3 Hastane Atıksuyunun Mutajenitesi	184

5.1.3.4 Hastane Atıksuyunun Ekotoksikolojik Değerlendirmesi	189
5.1.4 Hastane Atıksuyunda Mikrokirleticiler	191
5.1.4.1 Mikrokirletici Konsantrasyonları	194
5.1.4.2 Mikrokirleticiler–Toksisite İlişkisi	202
5.2 Hastane Atıksuyunun Arıtımı	208
5.2.1 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO) ile Arıtım	208
5.2.1.1 Optimum İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi.....	208
5.2.1.2 Sentetik Mikrokirletici Çözeltisi ile Yapılan Çalışmalar	214
5.2.1.3 Optimum İşletme Şartlarında Kirletici Giderimleri	216
5.2.2 Membran Biyoreaktörle (MBR) Arıtım	223
5.2.2.1 MBR İşletme Parametreleri.....	223
5.2.2.2 MBR Sisteminde Kirletici Madde Giderimleri	227
5.2.2.3 Membran Tıkanması ve Aktif Çamur Özellikleri.....	242
BÖLÜM 6	
SONUÇ VE ÖNERİLER	246
KAYNAKLAR.....	253
EK-A	
ŞİŞLİ HAMİDİYE ETFAL E.A.H. TANI VE TEDAVİ BİRİMLERİ	268
EK-B	
TEZ ÇALIŞMASINA AİT GÖRÜNTÜLER	270
ÖZGEÇMİŞ.....	275

SİMGE LİSTESİ

A_m	Membran Modülü Yüzey Alanı
Cd	Kadmiyum
Cl^-	Klorür
CIP	Ciprofloxacın
Cr	Krom
Cu	Bakır
Da	Dalton
dP/dT	Tıkanma Hızı
EC50	%50 Ölüm Oranın gerçekleştiği doz
His^-	Oksotrof
Hg	Civa
H_2O_2	Hidrojen perosit
I_{Mi}	İnhibisyon %
J_c	Kritik Akı
J_t	t Zamanındaki Anlık Süzüntü Suyu Akısı
J_{Net}	Net Su Üretimine Göre Hesaplanmış Net Süzüntü Suyu Akısı
J_{tm}	t Zamanındaki Spesifik Anlık Süzüntü Suyu Akısı
K	Permeabilite
μ	Akışkanın Dinamik Viskozitesi
mbar	milibar
Na	Sodyum
NH_4-N	Amonyum Azotu
Ni	Nikel
NOR	Norfloaxacin
NO_x	Azot Monoksit ve Azot Dioksit
O_2	Oksijen
P	Basınç
Pb	Kurşun
P_i	Membran Modülü Girişindeki Basınç
P_o	Membran Modülü Çıkışındaki Basınç
Port	Ortalama Trans Membran Basıncı
Q_s	Süzüntü Suyu Debisi
R	Gaz Sabiti
R_f	Tıkanmış Membran Direnci
R_m	Temiz Membran Direnci

Rt	Toplam Membran Direnci
T	Sıcaklık
VanA	Vankomozin direnç geni
Zn	Çinko
ΔP_0	Akı Kademeleri Arasındaki Trans Membran Basıncı Artışı
°C	Santigrat

KISALTMA LİSTESİ

AB	Avrupa Birliği
AIO	Absorblanabilir İyotlanmış Organik
AOX	Adsorblanabilir Organik Halojenler
AKM	Askıda Katı Madde
BT	Bilgisayarlı Tomografi
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CBT	Closed Bottle Test
ÇKS	Çevresel Kalite Standartı
CLSI	Clinical and Laboratory Standards Institute
ÇO	Çözünmüş Oksijen
ÇOK	Çözünmüş Organik Karbon
dMBR	Dahili Membran Biyoreaktör
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit
DSİ	Devlet Su İşleri
EAH	Eğitim ve Araştırma Hastanesi
EDTA	Etilendiamin Tetraasetik Asit
EKO	Ekokardiyografi
EPA	Çevre Koruma Ajansı
EPS	Hücre Dışı Polimerik Maddeler
GAC	Graniled Aktiveted Carbon
GSBL	Genişlemiş Spektrumlu Beta Laktamazlar
GS-MS	Gas Chromatography–Mass Spectrometry
GTÜ	Gebze Teknik Üniversitesi
HIV	Human Immunodeficiency Virus
HLB	Hydrophilic-Lipophilic Balance
hMBR	Harici Membran Biyoreaktör
HPLC	High-Performance Liquid Chromatography
HRT	Hidrolic Retention Time
ICM	Iodinated Contrast Media
IP	Infection Prevention
İSKİ	İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi
İÜ	İstanbul Üniversitesi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LC-MS	Liquid Chromatography–Mass Spectrometry
MBR	Membran Biyoreaktör

MİK	Minimum İnhibitör Konsantrasyonu
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids
µg	mikrogram
MR	Manyetik Rezonans
mS	Millisiemens
MWCO	Molecular Weight Cut Off
NF	Nanofiltrasyon
NICNAS	National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme
NSAID	Nonsteroidal Anti-İnflammatory Drug
ng	Nanogram
OD	Optik Density
PAC	Powdered Aktiveted Carbon
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
PEC	Predicted Environmental Concentration
PET	Pozitron Emisyon Tomografisi
PID	Proportional Integral Derivative
PILLS	Pharmaceutical Input and Elimination from Local Sources
PNEC	Predicted No Effect Environmental Concentration
RAGY	Radyasyon Güvenliği Yönetmeliği
RG	Resmi Gazete
SBR	Sequencing Batch Reactor
SCE	Kardeş Kromatit Değişimleri
SCWO	Süperkritik Su Oksidasyonu
SMP	Çözünmüş Hücre Ürünleri
SPE	Solid Phase Extraction
SRT	Sludge Retention Time
TAEK	Türkiye Atom Enerjisi Kurumu
TAKY	Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TMD	Tehlikeli Maddeler Direktifi
TMP	Trans Membrane Pressure
TNT	Trinitrotoluen
TO	Ters Osmoz
UF	Ultra Filtrasyon
USEPA	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
ÜSYE	Üst Solunum Yolları Enfeksiyonu
VRE	Vankomisin Dirençli Enterokok
YTÜ	Yıldız Teknik Üniversitesi
WHO	Dünya Sağlık Örgütü

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1 Atıksu kaynakları	26
Şekil 2.2 Türkiye’deki atıksu arıtma tesisleri dağılımı	27
Şekil 2.3 Su tüketiminin hastane birimlerine göre dağılımı	33
Şekil 2.4 Hastane atıksuyunun çevresel etkileri	34
Şekil 2.5 Türkiye’de tedavi gruplarına göre ilaç tüketim oranları	43
Şekil 2.6 İlaçların içme suyu kaynaklarına ulaşması	48
Şekil 2.7 Antimikrobiyal direnç epidemiyolojisi	59
Şekil 2.8 Mutajenite (AMES) testine ait şematik görünüm.....	67
Şekil 3.1 Mikrokirletici giderim mekanizmaları	69
Şekil 3.2 Mikrokirleticilerin bakteri üzerindeki adsorpsiyonu.....	70
Şekil 3.3 Batık ve harici membran biyoreaktör konfigürasyonu	72
Şekil 3.4 MBR’larda tıkanmaya etki eden faktörler	76
Şekil 3.5 Membran tıkanma prosesleri	76
Şekil 3.6 Suyun faz diyagramının şematik gösterimi	78
Şekil 3.7 Süperkritik su oksidasyonu prosesinin genel akım şeması	79
Şekil 3.8 Membran ayırma prosesleri ve özellikleri	84
Şekil 4.1 Numune alma noktasına ait görünüm	96
Şekil 4.2 Yıllara göre Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. yatak, ameliyat ve yatan hasta sayısı	98
Şekil 4.3 Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. 2008 yılı branşlara göre poliklinik sayıları.....	99
Şekil 4.4 Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. 2008 yılı branşlara göre yatan hasta sayıları	100
Şekil 4.5 AOX analizi için zenginleştirmede kullanılan düzeneç.....	105
Şekil 4.6 Su numunelerinin LC-MS/MS ile analizi için SPE ve ön hazırlık adımları	107
Şekil 4.7 SPE düzeneği ve SPE adımlarına ait görüntüler	108
Şekil 4.8 Bakteri popülasyonlarının belirlenmesinde kullanılan membran filtre yönteminin şematik gösterimi	110
Şekil 4.9 SOS –CHROMOTEST deneyinin yapılışına ait görüntüler	112
Şekil 4.10 Mutajenite testi deney aşamaların ait görüntüler	114
Şekil 4.11 Algal toksisite deney adımları	115
Şekil 4.12 Daphnia Toksit Magna testi aşamalarına ait görüntüler	117
Şekil 4.13 Süperkritik su oksidasyonu ile hastane atıksularının arıtılması için sürekli akışlı sistemin şematik gösterimi	118
Şekil 4.14 SCWO sistemine ait görünüm	120
Şekil 4.15 MBR sisteminin şematik görünümü.....	125
Şekil 4.16 MBR sistemine ait görünüm	126

Şekil 4.17	Membran modülünün şematik gösterimi.....	127
Şekil 5.1	Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ ₅ ve TOK konsantrasyonlarının saatlik değişimi	137
Şekil 5.2	Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ ₅ ve TOK konsantrasyonlarının günlük değişimi	138
Şekil 5.3	Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ ₅ ve TOK konsantrasyonlarının aylık değişimi	138
Şekil 5.4	Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ ₅ ve TOK konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi	139
Şekil 5.5	Hastane atıksuyu BOİ ₅ / KOİ oranı.....	140
Şekil 5.6	Hastane atıksuyunda TKN, NH ₄ -N ve ortofosfat konsantrasyonlarının saatlik değişimi	141
Şekil 5.7	Hastane atıksuyunda TKN, NH ₄ -N ve ortofosfat konsantrasyonlarının günlük değişimi	142
Şekil 5.8	Hastane atıksuyunda TKN, NH ₄ -N ve ortofosfat konsantrasyonlarının aylık değişimi	143
Şekil 5.9	Hastane atıksuyunda TKN, NH ₄ -N ve ortofosfat konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi.....	143
Şekil 5.10	Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının saatlik değişimi	145
Şekil 5.11	Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının günlük değişimi	146
Şekil 5.12	Hastane atıksuyunun klorür ve AKM konsantrasyonlarının aylık değişimi	147
Şekil 5.13	Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi	147
Şekil 5.14	Hastane atıksuyunun pH değerinin saat, gün, ay bazında değişimi	149
Şekil 5.15	Hastane atıksuyunun iletkenliğinin saat, gün, ay bazında değişimi	151
Şekil 5.16	Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının saatlik değişimi	152
Şekil 5.17	Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının günlük değişimi	153
Şekil 5.18	Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının aylık değişimi	154
Şekil 5.19	Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi	154
Şekil 5.20	Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun saatlik değişimi	161
Şekil 5.21	Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun günlük değişimi	162
Şekil 5.22	Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun aylık değişimi	163
Şekil 5.23	Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun mevsimlik değişimi	164
Şekil 5.24	Hastane atıksuyunda hafta içi ve hafta sonu bakteriyel popülasyonun değişimi	164
Şekil 5.25	Hastane atıksuyunda bakteri türlerinin yüzdesi	167
Şekil 5.26	Avustralya’da 5 hastane atıksuyunda bakteri türlerinin dağılımı.....	168
Şekil 5.27	Genetoksik ajanla karşılaştığında SOS bakteri hücresinde oluşan olaylar	170
Şekil 5.28	SOS Chromotest analiz sonucuna ait görüntü	171
Şekil 5.29	Numune A için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi	173

Şekil 5.30	Numune B için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi	174
Şekil 5.31	Numune D için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi	176
Şekil 5.32	Numune E için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi.....	177
Şekil 5.33	Mutajenite analizinde 5 günlük inkübasyon sonrası mikrokaplarn görünümü	185
Şekil 5.34	Mikrokirletici konsantrasyonlarının aylık değişimi	196
Şekil 5.35	Mikrokirletici konsantrasyonlarının mevsimsel kıyaslanması	196
Şekil 5.36	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TOK konsantrasyonunun değişimi.....	210
Şekil 5.37	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TN konsantrasyonunun değişimi	210
Şekil 5.38	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TOK giderim verimi	211
Şekil 5.39	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TN giderim verimi	212
Şekil 5.40	Optimum süre ve sıcaklıkta farklı oksidant oranları için TOK ve TN konsantrasyonlarının değişimi	213
Şekil 5.41	Optimum süre ve sıcaklıkta farklı oksidant oranları için TOK ve TN giderim verimi	214
Şekil 5.42	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıklarında mikrokirletici konsantrasyonlarının değişimleri.....	215
Şekil 5.43	Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıklarında mikrokirletici giderim verimleri...	216
Şekil 5.44	SCWO arıtım öncesi ve sonrası hastane atıksuyu görüntüsü	217
Şekil 5.45	SCWO arıtım sonrası KOİ, BOİ ₅ , TOK, NH ₄ -N, TKN ve TN giderimleri	218
Şekil 5.46	SCWO arıtım sonrası AKM, TP, Ortofosfat, Toplam Fenol, AOX ve Yüzey Aktif Madde giderimleri.....	219
Şekil 5.47	SCWO arıtım sonrası mikrokirletici giderimleri	220
Şekil 5.48	SCWO arıtım öncesi ve sonrası bakteri analizleri sonuç görüntüsü	221
Şekil 5.49	MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki sıcaklık değişimleri	224
Şekil 5.50	MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki ÇO konsantrasyonu değişimleri	224
Şekil 5.51	MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki pH değişimleri	225
Şekil 5.52	MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki MLSS ve MLVSS değişimleri	226
Şekil 5.53	MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki MLSS/MLSS oranlarının değişimi	227
Şekil 5.54	MBR işletme süresince reaktörlerdeki KOİ çıkış konsantrasyonlarının değişimleri.....	227
Şekil 5.55	MBR işletme süresince reaktörlerdeki TKN çıkış konsantrasyonlarının değişimleri.....	228
Şekil 5.56	MBR işletme süresince reaktörlerdeki NH ₄ -N çıkış konsantrasyonlarının değişimleri.....	229
Şekil 5.57	MBR işletme süresince reaktörlerdeki Ortofosfat çıkış konsantrasyonlarının değişimleri.....	229
Şekil 5.58	MBR işletme süresince reaktörlerdeki AOX çıkış konsantrasyonlarının değişimleri.....	230
Şekil 5.59	MBR işletme süresince R1 reaktöründeki kirletici giderim verimleri	231
Şekil 5.60	MBR işletme süresince R2 reaktöründeki kirletici giderim verimleri	232
Şekil 5.61	Parasetamol konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi.....	233
Şekil 5.62	Carbamazepine konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	234
Şekil 5.63	Warfarin konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi.....	234
Şekil 5.64	Ciprofloxacın konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	235
Şekil 5.65	Siklofosmamid konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	236

Şekil 5.66	Naproxen konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	236
Şekil 5.67	Diclofenac konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	237
Şekil 5.68	Carbaryl konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi.....	238
Şekil 5.69	Tris2buthoxyEthylfosfat konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi	238
Şekil 5.70	MBR işletme süresince reaktörlerdeki HRT değişimleri	242
Şekil 5.71	MBR işletme süresince reaktörlerdeki akı değişimleri	243
Şekil 5.72	MBR işletme süresince reaktörlerdeki TMP değişimleri	243
Şekil 5.73	MBR işletme süresince reaktörlerdeki permeabilite değişimleri	244
Şekil 5.74	R1 ve R2 reaktörleri aktif çamur partikül dane boyut dağılımları	245

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2.1 Türkiye genelinde yıllara göre hastanelere müracaat sayısı.....	9
Çizelge 2.2 Türkiye’de yataklı tedavi kurumlarında bazı cihazların görüntüleme sayısı	9
Çizelge 2.3 Türkiye’de, yıllara göre toplam ameliyat sayıları.....	10
Çizelge 2.4 Türkiye’de yıllara göre hastanelerde yatan hasta sayısı	11
Çizelge 2.5 İstanbulda’ki sağlık kuruluşları ve yatak kapasiteleri.....	12
Çizelge 2.6 Hastane atıkları ve miktarları.....	15
Çizelge 2.7 Tıbbi atıkların ana kaynakları	24
Çizelge 2.8 Hastanelerde oluşan atıksuların özellikleri ve kentsel atıksu ile karşılaştırılması.....	37
Çizelge 2.9 Hastane atıksuyunda ve evsel atıksuda kirletici konsantrasyonları.....	38
Çizelge 2.10 Türkiye’de yıllara göre ilaçların tüketim miktarları, (milyon kutu).....	44
Çizelge 2.11 EPA-P ve EPA-U listesindeki bazı ilaçlar.....	46
Çizelge 2.12 Hastane ve kentsel atıksuda ortalama mikrokirletici konsantrasyonları..	49
Çizelge 2.13 Çeşitli çalışmalarda su kaynaklarında belirlenen antibiyotik konsantrasyonları.....	51
Çizelge 2.14 Bazı ilaçların atıksudaki ve arıtma tesisi çıkışındaki değerleri.....	52
Çizelge 2.15 Hastane ve evsel atıksuda bakteri sayıları.....	56
Çizelge 3.1 Süperkritik akışkanların bazı uygulama alanları.....	80
Çizelge 3.2 Bazı maddelerin süperkritik su oksidasyonu (SCWO) öncesi ve sonrasındaki yapıları.....	82
Çizelge 4.1 Yıllara göre Şişli Hamidiye Etfal E.A.H poliklinik sayıları.....	97
Çizelge 4.2 Karakterizasyon çalışmalarında kullanılan analiz yöntemleri.....	103
Çizelge 4.3 Çalışmadakullanılansıvı kromatografininanalizlereözel kullanımşartları	109
Çizelge 4.4 İz element çözeltisi içeriği.....	128
Çizelge 4.5 Stok mikrokirletici çözeltisi içeriği.....	128
Çizelge 4.6 Sentetik hastane atıksuyu çözeltisi içeriği.....	129
Çizelge 4.7 MBR sisteminin işletilmesinde izlenen parametrelerin ölçüm sıklığı ve ölçüm noktaları.....	131
Çizelge 5.1 Farklı hastane atıksuyu çalışmalarında KOİ, BOİ ₅ ve AKM konsantrasyonları.....	140
Çizelge 5.2 Hastane atıksuyunda TP ve TN konsantrasyonları.....	144
Çizelge 5.3 Hastane atıksuyunda ağır metal konsantrasyonları.....	157
Çizelge 5.4 Hastane atıksuyu fizikokimyasal parametrelerinin ortalama değerleri...	159
Çizelge 5.5 Hastane atıksuyununun bakteriyel popülasyonu.....	165

Çizelge 5.6	Hastane atıksuyunda farklı çalışmalarda tespit edilen bakteriyel populasyon.....	166
Çizelge 5.7	Numune A için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları.....	172
Çizelge 5.8	Numune B için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları.....	174
Çizelge 5.9	Numune D için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları.....	175
Çizelge 5.10	Numune E için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları.....	176
Çizelge 5.11	Alg hücrelerinde spesifik büyüme oranları ve inhibisyon yüzdeleri.....	177
Çizelge 5.12	Numune A için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	179
Çizelge 5.13	Numune B için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	179
Çizelge 5.14	Numune C için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	180
Çizelge 5.15	Numune D için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	181
Çizelge 5.16	Numune E için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	181
Çizelge 5.17	Kış mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	182
Çizelge 5.18	Sonbahar mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	183
Çizelge 5.19	İlkbahar mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	183
Çizelge 5.20	Yaz mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	184
Çizelge 5.21	Dağılım testinde 96 hücreli mikro plate içinde pozitif hücre skorlarının sayısı.....	185
Çizelge 5.22	Gün bazında MUTA analiz raporu.....	187
Çizelge 5.23	Hastane atıksuyunu mevsimler bazında MUTA analiz raporu.....	188
Çizelge 5.24	Hastane atıksuyunun genel ekotoksikolojik değerlendirmesi.....	190
Çizelge 5.25	Analizi yapılan mikrokirleticiler ve özellikleri.....	192
Çizelge 5.26	Hastane atıksuyunda mikrokirletici konsantrasyonları.....	199
Çizelge 5.27	Analizi gerçekleştirilen mikrokirleticilerin farklı çalışmalarda tespit edilen konsantrasyonları.....	200
Çizelge 5.28	Mikrokirleticiler için MUTA analiz raporu.....	203
Çizelge 5.29	Carbamazepine için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	205
Çizelge 5.30	Ciprofloxacın için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	205
Çizelge 5.31	Parasetamol için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	206
Çizelge 5.32	Ampicilin için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	206
Çizelge 5.33	Siklofosfamid için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi.....	207
Çizelge 5.34	Hastane atıksuyunun SCWO arıtımı sonrası çıkış konsantrasyonları.....	222
Çizelge 5.35	Çeşitli çalışmalarda tespit edilmiş mikrokirletici giderim verimleri.....	240

HASTANE ATIKSULARININ KARAKTERİZASYONU VE ARITIM ALTERNATİFLERİNİN İNCELENMESİ

Selin TOP

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ

Bu tez çalışmasının amacı özellikleri çok iyi bilinmeyen hastane atıksularının karakterizasyonunun ayrıntılı olarak gerçekleştirilmesi ve farklı arıtım metotları ile bu atıksuların arıtılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu kapsamda çalışmalar iki ana başlık altında yürütülmüştür.

Birinci aşamada; kapsamlı bir karakterizasyon çalışması gerçekleştirmek için hastane atıksuyunun fizikokimyasal, mikrobiyolojik ve ekotoksikolojik özellikleri incelenmiştir. Ayrıca hastane atıksuyunda bulunan mikrokirleticiler tespit edilerek bu mikrokirleticilerle ilgili toksisite çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Hastane atıksuyunda fizikokimyasal özelliklerinin belirlenmesi için pH, iletkenlik, klorür, AKM, KOİ, BOİ₅, TOK, TKN, NH₄-N, ortofosfat, AOX, toplam fenol ve yüzey aktif madde parametrelerinin saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel değişimleri 2 yıl süreyle belirli aralıklarla alınan numelerde incelenmiş ve ortalama konsantrasyonları ile standart sapma değerleri tespit edilmiştir. Ayrıca toplam fosfor, toplam azot ve ağır metaller (Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Zn, Hg) 1 yıl süresince izlenerek ortalama konsantrasyonları ve standart sapma değerleri belirlenmiştir.

Hastane atıksuyunun mikrobiyolojik özelliklerini belirlemek amacıyla yaklaşık 2 yıl boyunca alınan numunelerde; *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* analizleri gerçekleştirilerek ortalama değerleri belirlenmiştir. Bunun yanı sıra *Toplam Bakteri* analizleri yapılarak, hastane atıksuyunda

en baskın türün *Toplam Koliform* bakterileri olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca bakteriyel popülasyon değişimi saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel bazda yaklaşık 2 yıl boyunca izlenmiştir.

Hastane atıksularının ekotoksikolojik özelliklerinin belirlenmesi için genotoksisite, mutajinite ve 2 farklı akut toksisite (Algal ve Daphnia Magna) testleri gerçekleştirilmiş ve hastane atıksuyunun günlük ve mevsimsel toksisite özelliklerinin değişimi izlenmiştir. Hastanedeki faaliyetlere bağlı olarak atıksuya gelen kirleticiler ve yoğunlukları farklılık gösterdiği için farklı günlerde farklı toksik etkiler gözlenirken alınan her numunenin genotoksik ve/veya mutajenik ve/veya akut toksik özelliği gösterdiği tespit edilmiştir.

Hastane atıksuyunda Paracetamol, Diclofenac, Naproxen, Ciprofloxacın, Ampicilin, Carbamazepine, Siklofosfamid, Warfarin, Carbaryl, Tris(2butoxyethyl)phosphate mikrokirleticilerinin konsantrasyonları 1 yıl süreyle izlenerek ortalama konsantrasyonları tespit edilmiş ve standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Bununla birlikte mikrokirleticilerin aylık ve mevsimsel değişimi de incelenmiştir.

Mikrokirleticilerle yapılan Muta toksisite testlerine göre Paracetamol, Ciprofloxacın, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid parametrelerinin hastane atıksuyunda tespit edilen konsantrasyonlarının mutajeniteye sebep olabileceği belirlenmiştir. Ayrıca Daphnia Magna akut toksiste testi sonuçlarına göre Carbamazepine, Ciprofloxacın, Paracetamol, Ampicilin ve Siklofosfamid için EC50 değerleri sırasıyla 56 µg/L, 10 µg/L, 32 µg/L, 32 µg/L ve 18 µg/L olarak belirlenmiştir.

İkinci aşamada ise; hastane atıksularının arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Arıtım çalışmalarında, süperkritik su oksidasyonu ve membranbiyoreaktör yöntemleri kullanılmıştır.

Hastane atıksuyunun laboratuvar ölçekli süperkritik su oksidasyonu reaktörü ile arıtım çalışmasında farklı reaksiyon sıcaklıkları ve süreleri denenerek optimum işletme şartları 450°C, 60 sn ve % 100 oksidant oranı olarak belirlenmiştir. Özellikle AOX ve mikrokirleticiler gibi biyodegradasyona dirençli parametrelerde yüksek giderimler sağlanmıştır. Ayrıca arıtım sonrasında hiçbir bakteri türü tespit edilmemiştir. İlave bir arıtım adımına gerek kalmadan mikrokirleticiler için yüksek giderim verimleri elde edilmiş ve % 72-99 arasında belirlenmiştir. Ayrıca KOİ, BOİ₅, AKM, TKN ve TN parametreleri için %86-92 arasında giderim verimleri tespit edilmiştir.

Laboratuvar ölçekli MBR sistemi ile yapılan arıtma çalışmaları, 30 gün çamur yaşımda sentetik hastane atıksuyu ile gerçekleştirilmiştir. MBR sisteminde hastane atıksuyunda tespit edilen Paracetamol, Ciprofloxacın, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate ile AOX, KOİ, BOİ₅, TKN, NH₃-N, fosfor giderimleri izlenmiştir. Ayrıca membran tıkanma özelliklerinin belirlenmesi için TMP değerleri takip edilmiştir ve kritik akı çalışmaları gerçekleştirilmiştir. AOX ve KOİ için ortalama giderim verimleri sırasıyla % 32 ve %95 olarak tespit edilmiştir. Paracetamol için ortalama giderim verimi %90 olarak belirlenmiştir ve diğer mikrokirleticilerin giderim verimleri reaktörlerin işletildiği sürede çok salınım göstermiştir.

Sonuç olarak; hastane atıksuları toksik özellik gösteren ve özel kirleticiler içeren bir atıksu kaynağı olup, arıtılması gerekmektedir. MBR'lerin tek başına hastane

atıksuyundaki mikrokirleticilerin giderimi için yeterli olmadığı ve ilave yöntemlere ihtiyaç duyulduğu görülmüştür. SCWO ile elde edilen yüksek giderim verimleri ilave bir arıtımın gerekmediğini göstermiştir. Ancak tam ölçekli uygulamaları için fizibilite çalışmalarının yapılması gerektiği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Hastane atıksuyu, mikrokirleticiler, bakteriyel popülasyon, toksisite, membran biyoreaktör, süperkritik su oksidasyonu

**CHARACTERIZATION OF HOSPITAL WASTEWATER AND INVESTIGATION
OF TREATMENT ALTERNATIVES**

Selin TOP

Department of Environmental Engineering

Ph.D. Thesis

Adviser: Assoc. Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ

The objective of this thesis is to conduct a detailed characterization of hospital wastewater whose properties are not so-well known and to investigate the treatability of this wastewater by different treatment methods. In this context, studies were implemented under two main titles.

In the first step, physicochemical, microbiological and ecotoxicological specifications of hospital wastewater were investigated to conduct a detailed characterization. Also, micropollutants in hospital wastewater were identified and toxicity studies of these micropollutants were conducted.

pH, conductivity, chloride, SS, COD, BOD₅, TOC, TKN, NH₄-N, PO₄-P, AOX, surfactants, total phenol analysis were performed in the samples collected for two years to determine physicochemical characteristics of hospital wastewater. The mean values and standard deviation values were determined for this parameters. Additionally, concentration variations of parameters were monitored hourly, daily, monthly and seasonally for two years. Otherwise, TN, TP Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Zn, Hg analysis were performed in the samples collected for about one year and the mean values were determined for this parameters.

Genotoxicity, mutagenicity, and also two different acute toxicity tests were performed to determine ecotoxicological specifications of hospital wastewater and the daily and seasonally toxicity variations of hospital wastewater were monitored. Different toxic

characterizations were observed on different days due to the pollution and concentration depending on hospital activities and every sample represented genotoxic and/or mutagenic and/or acute toxic specifications.

Mean concentrations for micropollutants such as Paracetamol, Diclofenac, Naproxen, Ciprofloxacin, Ampicilin, Carbamazepine, Siklofosamid, Warfarin, Carbaryl, Tris(2butoxyethyl)phosphate in hospital wastewater were determined and also the standard deviation values were calculated for all micropollutants. Additionally, monthly and seasonally variations of micropollutants were monitored for one year.

According to Muta toxicity test conducted with micropollutants, concentrations of Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosamid parameters detected in hospital wastewater may cause mutagenicity. Furthermore, EC50 values for Carbamazepine, Ciprofloxacin, Paracetamol, Ampicilin, and Siklofosamid were determined as 56 µg/l, 10 µg/l, 32 µg/l, 32 µg/l ve 18 µg/l according to Daphina Magna acute toxicity test.

In the second step, treatability studies of hospital wastewater were performed. In treatment studies, supercritical water oxidation and membrane bioreactor methods were used. In the laboratory scale SCWO treatment studies of hospital wastewater, optimum operational conditions were determined as 450°C, 60 sec and 100% oxidant by studying different reaction temperatures and times. High removal efficiencies were achieved for the parameters resistant against biodegradation especially like AOX and micropollutants. Also, none of the bacteria species were detected after the treatment. High removal efficiencies between 72 and 99% for micropollutants were achieved without any necessity to further treatment steps. 86-92% removal efficiencies were obtained for COD, BOD5, SS, TKN, and TN parameters.

Treatment studies conducted with laboratory scale MBR system were performed with 30 days SRT and synthetic hospital wastewater. Removals of Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate and AOX, COD, BOD5, TKN, NH3-N, phosphorus determined in hospital wastewater were monitored in MBR system. TMP values were also monitored to evaluate membrane fouling specifications and critical flux studies were conducted. Average AOX and COD removal efficiencies were 32% and 95%, respectively. Average removal efficiency for Paracetamol were 90% and removal of other micropollutants showed a high variations during the reactor operations.

As a result, hospital wastewater is a special kind of wastewater source showing toxicological properties and providing special pollutants and must be treated. It was observed that MBRs by themselves are not adequate to treat micropollutants in hospital wastewater and further treatment is an obligation. High removal efficiencies obtained from SCWO treatment showed that there is no need for an additional treatment. However, a feasibility study must be performed for full scale applications.

Keywords: Hospital wastewater, bacterial population, micropollutant, toxicity, membran bioreactor, supercritical water oxidation

1.1 Literatür Özeti

Modern teknolojinin birlikte getirdiği çevresel kirlilik, hepimizin hayatını negatif anlamda etkileyen büyük bir problemdir. Bu çevresel kirlilik, insanlara kolayca ulaşmış, doğadaki tüm canlılar doğal veya yapay kimyasallar ile karşı karşıya kalmıştır. Bazı kontrollü veya kontrolsüz kimyasalların mutajen veya kanserojen olabilirliği de uzun yıllardır tartışılmaktadır [1]

Sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklar evsel katı atıkların dışında havada, suda ve toprakta kalıcı özellik gösteren ve ekolojik dengeyi bozan atıklar olduğundan tehlikeli ve zararlı atık sınıfına girmekte ve bu tür atıkların üretim, taşıma, depolama ve bertarafına ilişkin özel önlemler alınması gerekmektedir. Atıklar çevre görüntüsünü bozmanın yanı sıra kimyasal, radyoaktif, tıbbi atık gibi özellikleri ile gündeme gelmekte, insan ve çevre sağlığını tehdit etmesi nedeniyle de atıkların bertarafı için çeşitli önlemler alınması gerekmektedir. Sağlık sektörü atıkları patojenik mikroorganizmaları içeren organik ve inorganik maddelerden oluşmaktadır. Hastane atıkları sağlık çalışanları, halk ve bölgedeki hava florası üzerinde ciddi sağlık tehlikesi yaratmaktadır [2].

Diğer bütün kuruluşlarda olduğu gibi sağlık kuruluşlarında da her geçen gün atık miktarı verdikleri hizmet ölçüsünde hızla artmaktadır. Ancak bu artışın neden olabileceği tehlike riskinin ortadan kaldırılması için gerekli önlemlere ve uygulamalara geçiş aynı hızda gerçekleşmemektedir.

Dünya Sağlık Örgütü'ne (WHO) göre “sağlık kuruluşları, araştırma kuruluşları ve laboratuvarlar tarafından oluşturulan tüm atıklar ile evde yapılan tıbbi bakım (diyaliz,

insülin enjeksiyonları) esnasında üretilen atıklar gibi küçük veya dağınık durumda bulunan kaynaklardan çıkan atıklar” tıbbi atıklar olarak tanımlanmaktadır. İngiltere atık mevzuatına göre ise tıbbi atıklar “tıbbi, hemşirelik, hasta bakımı, diş, veteriner, farmasötikal veya benzeri uygulamalar, tedavi, bakım, eğitim ve araştırma veya kan toplama işlemlerinden kaynaklanan, temas edildiğinde enfeksiyona neden olan her türlü atık” şeklinde tanımlanmaktadır. Türkiye’de yürürlükte olan Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’ne göre ise tıbbi atıklar “hastane, klinik gibi sağlık kuruluşlarından kaynaklanan, enfeksiyöz, patolojik ve kesici-delici atıklar” olarak tanımlanmaktadır.

İlaçlar, radyonüklidler ve çözücüler hastanelerde tıbbi teşhisler, dezenfeksiyon ve araştırmalar için kullanılmaktadır. İlaçlar uygulandıktan sonra metabolize edilmeyen kısımları hasta tarafından atılır ve atıksuya karışır. Hastane atıksularının mikroflorası atmosferdeki saprofitik bakteriler, toprak, tıbbi aletler ve hastanedeki uygulamalarda kullanılan sulardan oluşur. Patojenler özellikle hasta dışkı ile ortama bırakılır. Hastanelerde oldukça fazla miktarda çeşitli dezenfektanlar bir çok farklı uygulamada kullanılırlar. Bu dezenfektanların kullanımından sonra artan kısımları atıksuya karışır [3].

Gelişmiş ülkelerin çoğunda, hastane atıksularının kanalizasyon sistemine deşarj edilmeden önce sağlaması gereken deşarj limitleri ile ilgili yönetmelik çalışmalarına başlanmıştır. Bu bağlamda hastane atıksuları ile ilgili olarak gerek karakterizasyon gerek arıtım çalışmaları gerçekleştirilmektedir. Ülkemizde de, AB katılım sürecinde önümüzdeki yıllarda bu konuda çeşitli çalışmalar yapılması gerekmektedir. Ülkemizde hastane atıksuları ile ilgili olarak gerek miktar ve karakterizasyon açısından, gerekse arıtma çalışmaları açısından yapılmış çalışmalar oldukça sınırlıdır. Bu nedenle, yapılan bu çalışma ile ülkemizde bir eksiklik olarak görülen hastane atıksularının yönetimi konusunda önemli bir adım atılmış olacaktır. Hastane atıksuları çevre ve halk sağlığı açısından tehlike arz etmektedir. Patolojik, radyoaktif, kimyasal, enfekte ve farmasötik atıklar arıtılmadan deşarj edildiklerinde bulaşıcı hastalıklara sebep olabilir, su kirliliği ve radyoaktif kirlenmeye yol açabilirler. Hastanelerden kaynaklanan atıksular tehlikeli kirleticiler içerdiğinden bulundukları bölgenin kanalizasyon sistemine ve alıcı ortama zarar vermemeleri için yerinde arıtılmaları gerekmektedir. Bu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların da aynı özen ve dikkatle bertaraf edilmeleri gerekmektedir.

Hastanelerde kullanılan kimyasalların kanalizasyon sistemleri yoluyla su kirliliğine sebep olması da mümkündür.

Ülkemizde hastanelerden ve sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklarla ilgili olarak ilk müstakil yönetmelik 1993 yılında yürürlüğe girmiştir. Avrupa Birliği uyum sürecinde Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği 2005 yılında değiştirilmiş ve AB direktifleri ile uyumlu hale getirilmiştir. Yapılan bu yönetmelik değişikliği ile ülke genelinde hastanelerde oluşan tıbbi atıkların yönetmelikte belirtilen çerçevede ayrı toplanması ve bertarafı ile ilgili çalışmalar gerçekleştirilmektedir. Bu kapsamda yapılan çalışmalarda önemli mesafeler kat edilmiştir. Örneğin, İstanbul’da tıbbi atıkların kaynağında ayrı toplanması ve yönetmeliğe uygun şekilde geçici depolanması işlemleri Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği esaslarına göre büyük ölçüde sağlanabilmektedir.

Ancak hastanelerden kaynaklanan atıksular ile ilgili olarak aynı durumdan söz etmek mümkün değildir. Hastanelerden kaynaklanan atıksular ile ilgili olarak sadece tanı ve teşhis birimlerinde oluşan sıvı atıklar için 22 Temmuz 2005 (R.G:30.03.2010, R.G:05.11.2013) tarih ve 25883 sayılı Resmi Gazete’de yayınlanarak yürürlüğe giren Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’nde sıvı atıkların uygun emici maddeler ile yoğunlaştırılarak diğer tıbbi atıklarla birlikte toplanabileceği belirtilmiştir. Ayrıca cihazlardan oluşan sıvı atıkların kanalizasyon sistemine verilmeden nötralizasyon işlemine tabi tutulması gerektiği ve oluşan tehlikeli atık sınıfına giren reaktiflerin Tehlikeli Maddelerin Kontrolü Yönetmeliğine göre bertarafının yapılması gerektiği belirtilmiştir. Ancak oluşan sıvı atıkların sadece nötralizasyon işlemine tabi tutulması içeriğindeki zararlı, toksik maddelerin giderilmesini sağlamadığı için kanalizasyon sistemine verilmesi ile alıcı ortamlar için büyük bir tehdit oluşturmaktadır. Bununla birlikte ülkemizde yer alan hastanelerdeki mevcut altyapı, hastane faaliyetleri sonucu oluşan atıksuların ayrı toplanmasına imkan vermemektedir. Bu sebeple hastanelerin evsel nitelikli atıksular oluşturan birimleri ile özel atıksular oluşturan birimlerinden kaynaklanan atıksular herhangi bir arıtıma tabi tutulmadan kanalizasyon sistemine deşarj edilmektedir. Bu durum, hastane atıksularının muhtemel fizikokimyasal, mikrobiyolojik, ekotoksikolojik ve radyoaktif özelliklerinden dolayı insan ve çevre sağlığını tehdit edebilmektedir. Bu sebeple ülkemizde bu tip atıksular için miktar ve karakterizasyon çalışmalarının yapılarak özelliklerinin belirlenmesi ve içeriğindeki özel

kirleticiler için deşarj limitlerinin belirlenerek yönetmelikler çıkartılarak yasal hükümler getirilmesi gerekmektedir. Ayrıca arıtma çalışmalarının da yapılarak, hastanelerden kaynaklanan atıksuların yerinde arıtıldıktan sonra kanalizasyon sistemlerine deşarj edilmeleri sağlanmalıdır.

Hastane atıksuyunda, son yıllarda hem dünya hem ülkemizde dikkat çekmeye başlayan mikrokirleticilerin yüksek konsantrasyonlarda olması beklenmektedir. Çünkü hastanelerin ilaç kullanan hastaların yoğun olarak bulunduğu bir yer olması diğer noktalara göre bu ilaçların metbolize edilmeyen kısımlarının kanalizasyona oradan da alıcı ortamlara ulaşmasına neden olacaktır. Avrupa ülkelerinde ve ülkemizde bu mikrokirleticilerinin tespiti, ekosisteme etkilerinin belirlenmesi, deşarj limitleri oluşturulması ve arıtım proseslerinin belirlenmesi ile ilgili çalışmalar başlatılmıştır. Bu bağlamda çeşitli direktifler yayınlanmış ve öncelikli izlenmesi gereken maddeler belirlenmiştir.

Mikrokirleticiler açısından ülkemizdeki durum incelenecek olursa; Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, DSİ Genel Müdürlüğü, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, İller Bankası, Sağlık Bakanlığı ve belediyeler gibi birçok kamu kurum ve kuruluş su kalitesi izleme çalışmaları yürütmektedir. Ancak ülkemizde yürütülmekte olan bu sistematik su kalitesi izlemeleri daha çok fiziko-kimyasal ve kimyasal kalite elementlerini içermektedir. Mevcut durum biyolojik izlemeyi ve ekolojik pozisyonun belirlenmesi gibi adımları içermediğinden 23.10.2000 tarihli Su Çerçeve Direktifine (2000/60/EEC) uyumlu değildir. Su Çerçeve Direktifine göre izlenmesi gereken öncelikli maddeleri, tehlikeli maddeleri ve madde grupları mevcut sistemde izlenmemektedir. Su Çerçeve Direktifi'nin ülkemiz mevzuatına uyumlaştırılma çalışmaları devam etmek olup, 2027 yılına kadar iyi su durumuna ulaşacağı taahhüdünde bulunulmuştur.

Ayrıca, 76/464/EC Sayılı Tehlikeli Maddeler Direktifi (TMD) ve yeniden düzenlemiş halleri olan 2006/11/EEC sayılı direktife ilave olarak, 2008/105/EC sayılı Çevresel Kalite Standardı (ÇKS) Direktifi AB tarafından yayımlanmıştır. Söz konusu direktif, su kaynaklarının daha etkin bir şekilde korunabilmesi için deşarj standardı yerine sadece alıcı ortam bazlı deşarj standartlarına geçişi esas almaktadır. Bu direktifte 33 tane öncelikli madde için ÇKS verilmiştir. Buna göre, 26.11.2005 tarihinde yürürlüğe giren

Tehlikeli Maddelerin Su ve Çevresinde Neden Olduğu Kirliliğin Kontrolü Yönetmeliğinin Ek-1 ve Ek-2'sinde yer alan kimyasal madde ve madde gruplarının güncellenmesi gerekmektedir. Su Çerçeve Direktifinde yer alan öncelikli kirleticiler içerisinde Amerika Çevre Koruma Ajansı (US EPA)'nda belirtilen endokrin bozucu kimyasallar listesi de bulunmaktadır. Hastaneler bünyesinde gerçekleştirdiği faaliyetler sonucu endokrin bozucu kimyasalların oluşmasına da sebep olmaktadır.

1.2 Tezin Amacı

Bu tez çalışmasının amacı hastanede oluşan ve hastane kaynaklı kirleticilerin yoğun olarak bulunduğu hastane atıksuyunun özelliklerinin ayrıntılı bir şekilde belirlenmesi ve hastane atıksularının ekosistemi nasıl etkilediğinin tespit edilmesi ile içeriğinde son yıllarda dikkat çekmeye başlayan mikrokirleticilerin varlığının araştırılması ve elde edilen verilere göre bu atıksular için farklı arıtım alternatiflerinin araştırılmasıdır. Bu amaçla hastane atıksuları ile ilgili çalışmalar 2 aşamalı olarak yürütülmüştür; 1. aşamada hastane atıksuyunun kapsamlı bir karakterizasyon çalışması gerçekleştirilerek kirletici parametrelerin uzun bir periyotta değişimi izlenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında özellikle, literatüre son yıllarda giren ve çalışmaların yoğunlaştığı mikrokirleticiler olarak adlandırılan ilaç ve kişisel bakım ürünleri kalıntılarının hastane atıksuyundaki durumu tespit edilmiştir. Hastaneler ilaç kullanan kişilerin bir arada yoğun olarak bulunduğu yerler olmasından dolayı hastane atıksuyunda ilaç kalıntılarının yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesine neden olmaktadır. Yapılan bu çalışma ile hastane atıksuyu mikrobiyolojik, ekotoksikolojik ve fizokimyasal özellikler açısından incelenmiştir.

Tez çalışmasının 2. aşamasında ise özellikleri belirlenen hastane atıksuyunun arıtılabilirliğini incelemek için farklı arıtım metotları araştırılmıştır. Bu kapsamda süper kiritik su oksidasyonu ve batık membran biyoreaktör sistemi ile hastane atıksuyunun arıtılarak sistem performansları ve kirletici giderimi açısından kıyaslanmıştır ve literatürdeki diğer hastane atıksuyu arıtım çalışmaları ile karşılaştırılarak hastane atıksuyu arıtımı için en uygun arıtım yöntemi tespit edilmeye çalışılmıştır.

1.3 Hipotez

Ülkemizde konu ile ilgili yapılmış olan az sayıda çalışmada hastane atıksularının karakterizasyonu klasik parametreler üzerinden gerçekleştirilmiştir. Ancak bu atıksular daha önce de belirtildiği gibi evsel atıksulardan farklı bileşenler içerebilmektedirler. Bu sebeple hastane atıksularının fizikokimyasal özelliklerinin yanında, özellikle toksikolojik özelliklerinin ve ekosistemi olumsuz etkileyen ilaç kalıntılarının tespit edilmesi de gerekmektedir. Genel olarak ülkemizdeki hastanelerin mevcut altyapısından dolayı evsel ve hastanelere özgü atıksuların miktarlarının ayrı ayrı tesbit edilmesi güçleşmektedir. Bu sebeple hastanelerin evsel nitelikli atıksular oluşturan birimleri ile özel atıksular oluşturan birimlerinden kaynaklanan atıksular herhangi bir arıtıma tabi tutulmadan kanalizasyon sistemine deşarj edilmektedir. Bu durum, hastane atıksularının muhtemel fizikokimyasal, mikrobiyolojik, ekotoksikolojik ve radyoaktif özelliklerinden dolayı insan ve çevre sağlığını tehdit edebilmektedir. Bu sebeple ülkemizde bu tip atıksular için karakterizasyon çalışmaları ile arıtma çalışmalarının yapılarak, hastanelerden kaynaklanan atıksuların yerinde arıtıldıktan sonra kanalizasyon sistemlerine deşarj edilmeleri sağlanmalıdır.

Hastane atıksuları ile ilgili gerek ülkemizde gerek diğer ülkelerde yapılan mevcut çalışmalarda karakterizasyonla ilgili kapsamlı çalışmalar kısıtlıdır. Bu tez çalışmasında hastane atıksularında AOX, mikrokirleticiler gibi özel parametrelerinde bulunduğu 33 fizikokimyasal parametre incelenmiş ve hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonu belirlenmiştir. Ayrıca hastane atıksuyunun ekotoksikolojik özellikleri güncel testler kullanılarak akut, mutajenik ve genotoksik olarak tespit edilmiştir. Karakterizasyon çalışmaları için numuneler uzun süreli bir periyotta ve sürekli alınarak hastane atıksuyunun özelliklerinin saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel değişimi incelenmiştir. Bu bağlamda hastane atıksuyu ile gerçekleştirilen bu ayrıntılı karakterizasyon çalışması ülkemizde ilk olma özelliği taşımaktadır.

Hastane atıksuyunun arıtımı için seçilen süperkritik su oksidasyonu yöntemi farklı atıksular üzerinde denenmiş olmasına rağmen hastane atıksuyu arıtımı ile ilgili literatürde hiçbir çalışma yapılmamıştır. Bu nedenle bu tez çalışmasında mikrokirletici giderimi ve hastane atıksuyu arıtımında yeni bir arıtım yöntemi denenmiştir.

Bu tez çalışması sonucunda hastanelerden kaynaklanan atıksuların ayrıntılı bir karakterizasyonu gerçekleştirilmiş ve alternatif arıtma yöntemleri ve işletme parametreleri belirlenmiştir. Böylece ülkemizde bir eksiklik olarak görülen hastane atıksularının yönetimi konusunda literatüre önemli bir katkı sağlanmıştır. Çalışmadan elde edilen veriler hastane atıksuları ile ilgili ileride yapılacak arıtma uygulamaları için de önemli bir kaynak olacaktır.

HASTANE ATIKSULARININ OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ

Nüfusun artması ile birlikte sağlık kuruluşlarının sayısı ve kapasiteleri de artmıştır. Bununla birlikte gelişen teknoloji ve bilim ile şimdiye kadar tanımlanamayan hastalıklar tanımlanmaya başlamış ve hastalıkların tedavisi için yeni tanı ve tedavi yöntemleri geliştirilmiştir. Buna bağlı olarak hastanelerde uygulanan ve gerçekleştirilen faaliyetler de hem artmış hem de çeşitlenmiştir. Hastanelerde oluşan atıksuların önem arz etmesinin sebebi hem toksik ve zararlı maddeleri yoğun olarak içermeleri hem de insanların sürekli bu merkezlere başvurarak hizmet alması sonucu sürekli ve yoğun bir şekilde faaliyet göstermeleridir. Hastanelerden oluşan atıksuların özelliklerinin bilinmesi için hastanenin fiziksel özellikleri, tüketilen su miktarı ve hastanede tanı ve tedavi hizmetleri için gerçekleştirilen faaliyetlerin bilinmesi gerekmektedir.

Her geçen gün hastanelere, tanı ve tedavi için müracaat eden hastaların sayısı artmaktadır. Çizelge 2.1’de Türkiye genelinde yıllara göre hastaneye müracaat sayıları verilmiştir. Hastanelere müracaat sayıları; Sağlık Bakanlığı’na bağlı hastaneler, üniversite hastaneleri ve özel hastanelere göre sınıflandırılmıştır. En çok müracaat Sağlık Bakanlığı’na bağlı hastaneler diğer deyişle devlet hastanelerine yapılmaktadır. Yıllara göre toplam müracaat sayıları dikkate alındığında, 2014 yılı itibari ile 2002 yılına göre müracaat sayısı yaklaşık 3 kat artmıştır.

Polikliniklere müracaat eden kişilerin bir çoğu ayaktan tedavi olarak, reçeteli ya da reçetesiz olarak hastaneden ayrılmaktadır. Ancak bir kısmının hastaneye yatarak kliniklerde tedavilerine devam edilmesi gerekmektedir. Klinikte yatan hastaların tedavileri burada gerçekleştiği için hastalara uygulanan tüm tanı ve tedavi ile ilgili

faaliyetlerden oluşan atıklar hastane katı atık ve atıksu kompozisyonunu etkilemektedir.

Çizelge 2.1 Türkiye genelinde yıllara göre hastanelere müracaat sayısı [4]

	2002	2010	2011	2012	2013	2014
Sağlık Bakanlığı	109.793.128	235.172.924	254.342.943	260.974.401	277.485.135	292.100.331
Üniversite	8.823.361	20.098.754	24.437.107	27.080.436	29.985.697	32.143.930
Özel	5.697.170	47.712.540	59.069.486	66.582.098	71.341.411	72.333.383
Toplam	124.313.659	302.984.218	337.849.536	354.636.935	378.812.243	396.577.644

Poliklinik hastalarına ve yatan hastalara uygulanan tanı işlemleri sırasında birçok cihaz kullanılmaktadır ve bu cihazların kullanılması esnasında ekosistemi tehdit edebilen birçok kimyasal atık oluşmaktadır. Özellikle radyoloji ünitelerindeki cihazlarda tehlikeli olarak sınıflandırılan radyoloji solüsyonları kullanılmaktadır. Çizelge 2.2’de 2014 yılında Türkiye genelinde bazı cihazların tedavi kurumlarına göre görüntüleme sayısı verilmiştir. Görüntüleme sayıları incelendiğinde ilk sırada ultrason görüntülemesi gelmektedir ve diğer görüntüleme türlerine göre 2 kattan daha fazla sayıdadır.

Çizelge 2.2 Türkiye’de yataklı tedavi kurumlarında bazı cihazların görüntüleme sayısı [4]

	MR	BT	Ultrason	Doppler Ultrason	EKO	Mamografi
Sağlık Bakanlığı	6.151.819	8.444.421	19.459.180	6.836.380	4.295.635	1.541.083
Üniversite	1.335.565	1.851.598	1.946.065	675.193	690.464	287.593
Özel	2.772.124	2.111.526	5.746.185	1.906.188	1.404.597	413.217
Toplam	10.259.508	12.407.145	27.151.430	9.418.461	6.390.696	2.241.893

Hastaneler, ameliyat yüklerine bağlı olarak önemli oranda tıbbi atık oluşturmaktadırlar. Ameliyat sırasında oluşan atıklar; organ ve parçaları, insan uzuvları, kontamine olmuş

tekstil ürünleri, kan/kan ürünleri, dezenfeksiyon ya da sterilizasyon işlemleri ile oluşan kimyasal atıklar v.b. şeklinde sıralanabilir. Oluşan tıbbi atıklar yönetmelikler gereği bertaraf işlemlerine tabi tutulmaktadır. Ancak ameliyathanelerin temizlik ve dezenfeksiyon işlemleri sırasında oluşan kirlilik kontrolsüz olarak hastanelerin mevcut altyapı eksikliğinden dolayı kanalizasyon sistemine ulaşmaktadır. Bu durumda ekosistemin olumsuz yönde etkilenmesine sebep olmaktadır. Türkiye genelinde yıllara göre toplam ameliyat sayıları Çizelge 2.3’de gösterilmiştir. 2000’ li yılların başlangıcında Türkiye genelinde ameliyat sayısı 1,5 milyon civarında iken 2012 yılından sonra toplam ameliyat sayısı 4,5-5 milyona ulaşmıştır. Son yıllarda nüfusun artması ve tıptaki ilerlemeler ile ameliyat sayıları da artmıştır.

Çizelge 2.3 Türkiye’de, yıllara göre toplam ameliyat sayıları [4]

	2002	2010	2011	2012	2013	2014
Sağlık Bakanlığı	1.072.417	2.039.021	2.209.326	2.298.893	2.414.538	2.445.424
Üniversite	307.108	576.547	617.477	664.695	715.889	765.549
Özel	218.837	1.215.159	1.373.774	1.446.630	1.553.810	1.587.973
Toplam	1.598.362	3.830.727	4.200.577	4.410.218	4.684.237	4.798.946

Klinik ve ameliyat hizmetlerinin verildiği yataklı hastaneler diğer sağlık kuruluşlarına göre daha yoğun tanı ve tedavi hizmetleri gerçekleştirmektedirler. Çizelge 2.4’de Türkiye genelinde yatan hasta sayısı için 2002 ile 2014 yılları arasındaki veriler görülmektedir. Verilen değerler incelendiğinde 2014 yılında ortalama 13 milyon kişi hastanelerde yatarak tedavi olmuştur. Bu değer Türkiye nüfusu için yadsınamayacak bir değerdir. Yatan hasta sayısının artması ile doğru orantılı olarak tanı ve tedavi hizmetleri de artmaktadır. Bu durum oluşan atıkların miktarında artışa neden olmaktadır ve yatan hastaların büyük bir çoğunluğu yoğun bir ilaç tedavisi görmektedirler. Bu durumda metabolize edilemeyen ilaç kalıntılarının yoğun bir konsantrasyonda kanalizasyon sistemine verimesine ve buradan da alıcı ortamlara ulaşmasına yol açmaktadır.

Çizelge 2.4 Türkiye’de yıllara göre hastanelerde yatan hasta sayısı [4]

	2002	2010	2011	2012	2013	2014
Sağlık Bakanlığı	4.169.779	6.361.116	6.775.154	6.891.857	7.023.313	7.396.239
Üniversite	781.990	1.509.484	1.607.462	1.601.878	1.630.464	1.737.627
Özel	556.494	2.657.573	3.054.165	3.485.092	3.719.780	3.900.407
Toplam	5.508.263	1.0528.173	11.436.781	11.978.827	12.373.557	13.034.273

Hastanede yatarak tedavi gören hastalara uygulanan tanı işlemleri ve ilaç tedavilerinden kaynaklanan atıklar hastane atıksuyuna karışmaktadır. Bu durum yatan hasta sayını, hastane atıksularının özellikleri belirlenirken önemli bir etken olarak karşımıza çıkarmaktadır. Hastane atıksuyu ile ilgili yapılan çalışmalarda yatak sayısı belirtilerek hastanede oluşan atıksu miktarı ve diğer özellikleri için yorum yapma olanağı sağlamaktadır.

Türkiye genelinde şehirler incelendiğinde; İstanbul’un bir metropol olması ve nüfusunun çok yoğun olmasından dolayı burada gerçekleştirilen faaliyetler daha fazladır ve buna bağlı oluşan atık miktarları da diğer şehirlere göre daha fazladır. Bu durum hastane faaliyetleri için de geçerlidir. İstanbul’da hem nüfusun fazla olması hem de mevcut hastanelerin bir çoğunun özellikle üniversite ve eğitim araştırma hastanelerinin ekipman ve personel açısından donanımlı olması nedeniyle diğer şehirlerden de hastaların gelmesi hastane faaliyetlerinin çok fazla olmasına neden olmaktadır.

Demir v.d. [5] tarafından yapılan çalışmaya göre İstanbul’da bulunan hastaneler Türkiye genelindeki hastanelerin %17’sini oluşturmaktadır ve toplam yatak kapasitesinin %20’si İstanbul’da bulunmaktadır.

2010 yılında Eker v.d. [6] tarafından İstanbul’daki 380 sağlık kuruluşu ile yapılan anket çalışmasında elde edilen verilere göre mevcut sağlık kuruluşlarının sayısı ve yatak kapasiteleri tespit edilmiştir (Çizelge 2.5). Buna göre, geri dönüş alınan 311 sağlık kuruluşundan 119 tanesinin yatarak tedavi hizmeti verdiği görülmektedir. Sağlık

kuruluşu sayıları dikkate alındığında birinci sırada özel hastaneler gelmektedir (152 tane). Daha sonra halk sağlığı merkezleri (58 tane) ve Sağlık Bakanlığı'na bağlı hastaneleri (41 tane) ve en son olarak üniversite hastaneleri (6 tane) gelmektedir. Ancak yatak kapasiteleri dikkate alındığında; özel hastaneler, üniversite hastaneleri ve Sağlık Bakanlığı'na bağlı hastanelerin yatarak tedavi hizmeti verdiğini görülmektedir. Bu yatarak tedavi hizmet veren sağlık kuruluşlarının toplam yatak kapasitesi 21.541'dir.

Çizelge 2.5 İstanbul'daki sağlık kuruluşları ve yatak kapasiteleri [6]

Sağlık Kuruluşu	Sayı	Yatak Kapasitesi
Sağlık Bakanlığı	41	10.356
Özel Hastaneler	152	7.294
Üniversite Hastaneleri	6	3.891
Halk Sağlığı Merkezleri	58	-
Özel Muayenehaneler	36	-
Özel Diş Poliklinikleri	18	-
Toplam	311	21.541

Sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklar evsel katı atıkların dışında havada, suda ve toprakta kalıcı özellik gösteren ve ekolojik dengeyi bozan atıklar olduğundan tehlikeli ve zararlı atık sınıfına girmekte ve bu tür atıkların üretim, taşıma, depolama ve bertarafına ilişkin özel önlemler alınması gerekmektedir. Atıklar çevre görüntüsünü bozmanın yanı sıra kimyasal, radyoaktif, tehlikeli atık gibi özellikleri ile gündeme gelmekte, insan ve çevre sağlığını tehdit etmesi nedeniyle de atıkların bertarafı için çeşitli önlemler alınması gerekmektedir. Sağlık sektörü atığı patojenik mikroorganizmaları içeren organik ve inorganik maddelerden oluşmaktadır. Hastane atığı sağlık çalışanları, halk ve bölgedeki hava florası üzerinde ciddi sağlık tehlikesi yaratmaktadır [2].

2.1 Hastane Atıkları

Ülkemizde atık yönetimi ile ilgili yasal düzenlemelerin başlangıcı, 1930 yılında yürürlüğe giren Belediye Kanunu ve Umumi Hıfzıssıhha Kanunudur. Bu kanunlar ile atıkların toplanması, depolanması ve halk sağlığının korunması için gerekli önlemlerin alınması gibi maddeler yasal düzenlemeler altına alınmıştır. Daha sonra yapılan yasal düzenlemelerde de atık yönetimine ilişkin doğrudan veya dolaylı hükümlere yer verilmiştir. 11.08.1983 tarih ve 2872 sayılı Çevre Kanunu ile atıklarla ilgili hükümler daha ayrıntılı olarak ele alınmıştır ve 26.09.2004 tarih ve 5237 sayılı Türk Ceza Kanunu ve 30.03.2005 tarih ve 5326 sayılı Kabahatler Kanunu çevre kirliliğine yol açan atık uygulamaları için çeşitli cezai müeyyideler getirmiştir. Böylece atıklar ile ilgili yaptırımlar daha ciddi bir boyuta taşınmıştır. 14.03.1991 yılında yürürlüğe giren Katı Atıkların Kontrol Yönetmeliği ile atık yönetimi genel çerçevesi oluşturulmuştur.

20.05.1993 tarihinde yürürlüğe giren Tıbbi Atıkların Kontrol Yönetmeliği ile tıbbi atıkların tanımı, toplanması ve bertarafı ile ilgili hükümler belirtilmiştir. Daha sonra Avrupa Birliği uyum çerçevesinde eski yönetmelik kaldırılarak 22.07.2005 tarihinde yeniden düzenlenmiştir ve 30.03.2010 ve 05.11.2013 tarihlerinde yönetmelik maddelerinde revizyonlar gerçekleştirilmiştir.

Tıbbi atıkların bertaraf işlemleri, Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği ve 14.03.2005 tarihinde yürürlüğe giren (Mülga:27.08.1995, RG:30.03.2010, RG:05.11.213) Teklikeli Atık Kontrol Yönetmeliği hükümlerine göre yapılmaktadır.

Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği yoğunlukla sağlık kurum ve kuruluşlarına yönelik düzenlenmiş olup evlerde üretilen tıbbi atıkların nasıl toplanması gerektiğine ilişkin bir hüküm bulunmamakla birlikte imkanlar dahilinde, evde oluşan tıbbi atıkların tıbbi atık konteynırlarına götürülmesi veya belediye hizmetlerinden destek alınması gerektiği belirtilmiştir.

Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliğinde tıbbi atık tanımı; “enfeksiyöz ajanların yayılımını önlemek için taşınması ve imhası özel uygulama gerektiren atıklar, anatomik atık dokular, organ ve vücut parçaları ile ameliyat, otopsi vb. tıbbi müdahale esnasında ortaya çıkan vücut sıvıları, batma, delme sıyrık ve yaralanmalara neden olabilecek atıkların tümü” şeklinde ifade edilmiştir.

Dünya Sağlık Örgütüne göre; “ Sağlık kuruluşları, araştırma kuruluşları ve laboratuvarlar tarafından oluşturulan tüm atıklar tıbbi atıktır.Bunun dışında evde yapılan tıbbi bakım (diyaliz, insülin enjeksiyonları) esnasında üretilen atıklar gibi küçük veya dağınık durumda bulunan kaynaklardan çıkan atıklar da tıbbi atıktır”.

Hastane atıkları, hastane ve hastane çevresinde üretilenler olmak üzere katı, sıvı ve çözünmüş maddeleri kapsayan 7 sınıfa ayrılabilir. Bunlar; mutfak kağıt ve plastik atık gibi genellikle tehlikeli olmayan atıklar; insan bedeni parçaları, fetüs, kan ve vucüt sıvısı; laboratuardan çıkan hastalık yapıcı ajanların kültürü ve stoğunu içeren hastalık yapıcı tehlikeli atıklar; ameliyathane atıkları; taşıma esnasında insanlara zarar verebilecek atık maddeler (bıçak, kırık cam); koğuşlardan geri dönen ilaç ürünlerini içeren ilaç ve kimyasal atıkları; kirlenmiş ve son kulanma tarihi geçmiş ürünler; kirlenmiş katı veya sıvı içeren kimyasal atık; vucüt doku ve sıvısının test tüplerinden gelen radyoaktif çekirdek ile kirlenmiş katı, sıvı ve gaz atığı içeren radyoaktif atık ve kimyasal gazlardır. Dünya Sağlık Örgütü raporuna göre Amerika Birleşik Devletleri’nde hastane atıklarının %85’i evsel nitelikli, %10’u hastalık yapıcı, %5’i ise hastalık yapıcı olmayan ancak tehlikeli atık olarak belirtilmiştir. Bununla beraber hastane atıklarının %15’i hastalık yapıcı olarak kabul edilmektedir. Hindistanda bu rakam üretilen toplam hastane atığının miktarına bağlı olarak %35’e çıkmakta iken Pakistanda ise hastane atığının %20’si zararlı veya hastalık yapıcı olarak bulunmuştur [7].

Çizelge 2.6’da İstanbul’da 2010 yılında 311 hastane ile yapılan çalışmadan atık türleri ve miktarları ile ilgili elde edilen sonuçlar verilmiştir [6]. Ayrıca bu çalışmada yatak başına üretilen tıbbi atık miktarı 1,5 – 3,9 kg/yatak-gün aralığında ve ortalama 2,35 kg/yatak-gün olarak tespit edilmiştir. 2006 yılında Birpınar v.d. [8] tarafından yapılan çalışmada ise İstanbul için üretilen tıbbi atık miktarı 0,63 kg/yatak-gün olarak belirtilmiştir. Aradan geçen zaman içerisinde tıbbi atık miktarının arttığı görülmektedir. Bu durum tıbbi atıklarla ilgili yatırım ve yaptırımların artması ile açıklanabilir veya ilgili personelin bu konuda bilgisinin artması ile doğru ayırma ve toplama işlemlerini gerçekleştirmesi ile de açıklanabilir.

Çizelge 2.6 Hastane atıkları ve miktarları [6]

Atık Türü	Miktar
Tıbbi Atık (kg/gün)	50.600
Kesiciler (kg/gün)	3.300
Sıvı Atıklar (L/gün)	3.000
Evsel Atık (kg/gün)	72.000
Geri Dönüşümlü Atık (kg/gün)	14.500

2.1.1 Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması ve Kaynakları

Hastane atığı denildiğinde ilk akla gelen atık türü katı atıklardır. 22 Temmuz 2005 (R.G:30.03.2010, R.G:05.11.2013) tarihinde yürürlüğe giren Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde tıbbi atıkların toplanması ve bertaraf edilmesi ile ilgili bilgiler yer almaktadır. Yönetmelik çerçevesinde tıbbi atıklar sınıflandırılırken hastanede oluşan atıksulara yer verilmemiş, sadece hastanede oluşan sıvı atıkların bertarafı ile ilgili olarak bir maddede söz edilmiştir. Son yıllarda yapılan çalışmalar hastane atıksularının ayrı toplanarak bir arıtım işlemine tabi tutulması gerektiğini ortaya koymaktadır. Bunun nedeni ise hastane atıksuyunda bulunan mikrokirleticiler ve diğer toksik maddelerdir.

Mikrokirleticiler, yönetmelikler içerisinde yer almayan ancak potansiyel risklerinden ve atıksulardaki mevcudiyetlerinden dolayı yönetmeliklere girmeye aday olarak tanımlanan kirleticilerdir. Son yıllarda atıksularda, yüzeysel sularda ve yeraltı sularında tehlikeli kirleticilerin mevcudiyeti ve kaynakları ile ilgili çok sayıda çalışma yapılmıştır [9], [10], [11]. Bu kirleticiler yüzey aktif maddeler, farmasötik ve kişisel bakım ürünleri, ilaç kalıntıları, endokrin bozucular gibi pek çok maddeyi içermektedir. Hastaneler bu kirleticilerin önemli kaynaklarından birini oluşturmakta ve tedavi, araştırma ve laboratuvar çalışmaları sonucunda pek çok mikrokirletici ortaya çıkmaktadır. Bununla birlikte, hastaneler bu kirleticilerin tek kaynağı değildir ve bu kirleticiler konvansiyonel arıtma yöntemleri ile giderilemediğinden atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularında bulunabilmektedirler [12], [13].

Mikrokirleticilerin, metabolitlerine atıksu arıtma tesisleri çıkışında ve alıcı ortamlarda , ng/L konsantrasyonlarında rastlanmaktadır. Deterjanlar ve temizlik ürünleri ekosistemde su çevrimine doğrudan ulaşırken, PAH, pestisitler, korozyon inhibitörleri gibi maddeler su çevrimine dolaylı yoldan katılmaktadırlar. Hormon aktif maddelerin kronik girişi sonucu alıcı ortamlarda erkek balıklarda dişilik hormonu artışı gibi çevresel etkiler görölmeye başlamıştır [14].

2.1.1.1 Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması

Dünya Sağlık Örgütü, Basel Sözleşmesi Sekretaryası (30.12.1993 tarihinde kabul edilen) ve Avrupa Birliği tarafından yürütölen teknik çalışmalarda tıbbi atıklar için farklı sınıflandırmalar yapılmıştır. Basel Sözleşmesi Sekretaryası tarafından hazırlanan: “Biyomedikal ve Sağlık Bakım Atıklarının Çevreyle Uyumlu Yönetimi Teknik Kılavuzu”na göre biyomedikal ve sağlık bakım atıklarının sınıflandırılması Basel Sözleşmesinin EK I, II, VIII ve IX’undaki ana sınıflandırmaya dayanmakla birlikte, sağlık bakım sektöründeki pratik uygulamalara göre özelleştirilmiştir.

Tıbbi atıkların güvenli yönetimi amacıyla 22 Temmuz 2005 (R.G:30.03.2010, R.G:05.11.2013) tarih ve 25883 sayılı Resmi Gazete’de yayınlanarak yürürlöğe giren Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliğı’nde ise sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklar dört ana başlık altında toplanmıştır. Bu sınıflandırmaya göre atık sınıfları aşağıda verilmiştir;

I.EVSEL NİTELİKLİ ATIKLAR

- Genel atıklar,
- Ambalaj atıkları,

II. TIBBİ ATIKLAR

- Enfeksiyöz atıkları,
- Patolojik atıklar,
- Kesici-delici atıklar,

III.TEHLİKELİ ATIKLAR

IV.RADYOAKTİF ATIKLAR

Tıbbi atık grubu içerisinde yer alan atıkların tanımları aşağıda verilmiştir;

Enfekte Atık

Laboratuar çalışmalarında oluşan enfekte kültürler, Enfeksiyon hastalığı olan hastalara yapılan ameliyat ve otopsi atıkları (dokular, kan veya diğer vücut sıvıları ile temas etmiş maddeler ve araç gereçler, vb.), Karantina altındaki servislerde bulunan enfekte hastalardan kaynaklanan atıklar (hasta çıktıları, enfekte veya cerrahi yaraların pansuman malzemeleri, insan kanı veya diğer vücut sıvıları ile kirlenen giysiler, vb.), Enfekte olmuş hemodiyaliz hastalarının atıkları (tüp ve filtre gibi diyaliz malzemeleri, tek kullanımlık havlular, gecelikler, önlükler, eldivenler ve laboratuar giysileri, vb.), Enfekte olmuş laboratuar hayvanları, enfekte kişi ve hayvanlarla temas eden diğer malzeme veya aletler bu kategoride yer almaktadır.

Patolojik Atık

Patolojik atıklar, doku, organ, vücut parçaları, insan fetüsleri ve hayvan leşleri, kan ve vücut sıvılarından oluşur. Bu kategoride tanımlanan insan ve hayvan vücut atıkları anatomik atık olarak da adlandırılır.

Farmasötik Atık

Farmasötik atıklar süresi dolmuş, kullanılmayan, yanlışlıkla dökülen ve kontamine olan farmasötik ürünler, ilaçlar, aşılar ve artık istenmeyen ve uygun şekilde bertaraf edilmesi gereken atıkları içerir.

Kesici Atık

Kesiciler, iğneler, hipodermik iğneler, bistüri ve bistüri ağızları, bıçaklar, infüzyon setleri, testereler, kırık camları kapsayan, kesici ve delici yaralanmalara sebep olabilen maddelerdir.

Genotoksik Atık

Genotoksik atıklar yüksek derecede tehlikelidir ve mutajenik, teratojenik veya karsinogenik özelliklere sahip olabilirler. Hem hastane içerisinde hem de bertaraftan

sonra ciddi güvenlik problemleri meydana getirir ve özel dikkat gösterilmelidir. Genotoksik atıklar, bazı sitostatik ilaçları, sitostatik ilaçlarla tedavi edilen hastaların kusmuk, idrar veya dışkıları, kimyasallar ve radyoaktif maddeleri içerebilir. Bu kategorideki temel maddeler olan sitotoksik (veya antineoplastik) ilaçlar, bazı canlı hücrelerin büyümesini durdurma veya öldürme yeteneğine sahiptirler ve kanser kemoterapisinde kullanılırlar.

Kimyasal Atık

Kimyasal atıklar katı, sıvı ve gaz kimyasalların atılmasından oluşur. Örnek olarak tanı ve deneysel çalışmalar, hastane genel temizlik ve dezenfeksiyon işlemlerinden çıkan atıklar verilebilir. Sağlık hizmetlerinden oluşan kimyasal atıklar tehlikeli veya tehlikesiz olabilir; atık aşağıdaki özelliklerden en az birine sahipse tehlikeli olarak düşünülür:

- Toksik,
- Korozyif,
- Yanıcı,
- Reaktif (patlayıcı, suya reaktif, şoka duyarlı),
- Genotoksik.

Formaldehid, fotografik kimyasallar, solventler, organik ve inorganik kimyasallar, sağlık kuruluşlarında yaygın olarak kullanılan ve atıklarda bulunma olasılığı en fazla olan tehlikeli kimyasal türleridir.

Yüksek Oranda Ağır Metal İçerikli Atıklar

Yüksek oranda ağır metal içerikli atıklar, tehlikeli kimyasal atıkların bir alt kategorisidir ve genellikle aşırı toksiktir. Cıva atıkları kırılan klinik araç gerecin atılmasından kaynaklanır; fakat bu atıkların miktarları onların yerine elektronik aletlerin (termometreler, tansiyon aletleri, v.b.) kullanılması ile azalmıştır. Diş hekimliği ile ilgili atıklar yüksek cıva içeriğine sahiptir. Kadmiyum atıkları pillerin boşalmasından meydana gelir. Radyoloji ve diagnostik bölümlerinin radyasyon geçirmez hale getirilmesinde kurşun içeren bazı ahşap paneller kullanılır.

Basınçlı Kaplar

Tıpta birçok gaz türü kullanılır ve sıklıkla da basınçlı silindirler, kartuşlar ve aerosol kutuları elde edilir. Hareketsiz ya da potansiyel zararlı da olsa basınçlı kaplardaki gazlara daima dikkatli bir şekilde işlem yapılmalıdır; kaplar yakılırsa patlayabilir veya kaza ile delinebilir.

Radyoaktif Atıklar

İyonize radyasyonu normalde insanlar hissedemez ve genellikle kişi çok yüksek dozda almadıkça acil etkilere (yanık vb.) sebep olmaz. Tıbbın iyonize radyasyonu kullandığı alanlar X ışınları, α ve β partikülleri ve radyoaktif maddeler tarafından salınan γ ışınlarını içerir. Radyoaktif maddeler hücre içi materyalin iyonlaşmasına sebep olur; bu yüzden genotoksiktirler.

SIVI ATIKLAR

Tıbbi sıvı atıkların sınıflandırılması yönetmelikte ayrıca verilmemiştir, diğer tıbbi atık sınıflandırmaları içerisinde belirtilmiştir. Sıvı atıkların sınıflandırılması ve uygulanacak işlemlerle ilgili yöntemler yönetmeliklerde açıkça verilmemiştir. Bu durum sıvı atıkların yönetimi konusunda eksiklik oluşturmaktadır. Sağlık kuruluşlarının birçok tanı ve tedavi birimlerinde sıvı atıklar oluşmaktadır. Oluşan sıvı atıklar mevcut sistemde tehlikeli ve radyoaktif olmasına göre sınıflandırılıp yönetmeliklerde (T.A.K.Y. ve R.A.Y.Y.) belirtilen toplama ve bertaraf yöntemlerine göre işleme tabi tutulmaktadır. Ülkemizde mevcut sistemde tıbbi sıvı atıkların sınıflandırılması, toplaması ve bertarafı ile ilgili uygulamalar aşağıda belirtilmiştir.

Öncelikle bu sıvı atıkların radyoaktif olup olmadığı ardından tehlikeli madde içerip içermediği yani tehlikeli atık statüsünde olup olmadığı belirlenmelidir. Bu amaçla kullanılan veya işlem sonucu oluşan sıvıların malzeme güvenlik bilgi formları ekotoksikite ve mutajenite açısından değerlendirilmelidir. Sitotoksik ve sitostatik özellikte madde(ler) içeren sıvı atıklar kesinlikle kanalizasyon sistemine verilemez. Sitotoksik/sitostatik kapsamına şu maddeler girmektedir; H6: Toksik, H7: Karsinojenik, H10: Üreme için toksik, H11: Mutajenik. Tehlikeli atık içeren sıvılar özel kaplarda biriktirilerek tehlikeli atık olarak lisanslı bertaraf kuruluşları tarafından bertaraf edilmelidir. Bunlara ek olarak yanıcılık, reaktivite ve korozivite (pH <2 veya >12) de göz

önüne alınmalıdır. Bu bakımdan sıvı atıkların pH'sı kontrol edilmeli ve atıksu pH'sı deşarj noktasında 6-10 arasında olmalıdır eğer bu sınırları aşıyorsa deşarjdan önce nötralizasyon işlemine tabi tutulması gerekmektedir. Laboratuvarlarda kullanılan boyalar ayrı toplanmalı ve tehlikeli atık olarak imha edilmelidir. Bunun yanı sıra Crystal violet, carbol fuschsia, iyot, neutral red seyreltilerek verilebilir.

Hastanelelerde, biyokimya, mikrobiyoloji ve patoloji laboratuvarları ile radyoloji servisleri ve kan bankaları sıvı atık oluşumunda rol almaktadır. Bunun yanı sıra diyaliz üniteleri, diş poliklinikleri ve ameliyathanelerde sıvı atıkların oluşumunda etkilidir.

Hastanelerin biyokimya laboratuvarında yılda 500.000–4.000.000 test yapılmaktadır. Bu sayıya diğr (hormon ve mikrobiyoloji vb) laboratuvarlar dahil edilecek olursa 5.000.000 teste çıkmaktadır [15]. Son yıllarda bu testler otoanalizör adı verilen otomatik cihazlarda yapılmaktadır ve bu cihazlarda zararlı sıvı atıklar oluşmaktadır. Bir otoanalizör çalışma yoğunluğuna ve model ve tipine göre 5–60 L/saat sıvı atık üretebilmektedir. Büyük ve hasta yoğunluğunun yüksek olduğı merkez devlet hastanelerinde ve üniversite hastanelerinde kullanılan otoanalizörler günde ortalama 1000 litre sıvı atık üretebilmektedir.

Otoanalizör Sıvı Atıkları

- ❖ •Numune olarak kullanılam sonucı oluşın sıvı atıklar
 - Kan
 - Serum
 - İdrar
- ❖ Kullanılan kimyasallardan oluşın sıvı atıklar;
 - Reaktifler
 - Teşhis ve tanı için yapılacak analizde kullanılan kimyasal maddeler
 - Temizleme solüsyonları
 - Asit ve bazik karakterdeki deterjanlar

- ❖ Yıkama suyu;
- Otoanalizörlerin her analiz sonunda kullandığı distile su
- Temizleme solüsyonları ile yapılan yıkama işlemleri sonucu oluşan yıkama suyu

Nükleer Tıp

Radyoaktif maddeler hastanelerde tanı ve tedavi amacı ile kullanılmaktadır. Kullanılan radyofarmasötik (radyonükleid + kimyasal bileşik) hastaya ağız, damar, solunum, cilt-altı ve beyin-omurilik sıvısı yolları ile uygulanmaktadır. Bunun sonucunda hastaların dışkılarında, idrarlarında ve banyo sıvılarında radyoaktif özellik görülmektedir. Bunun dışında tanı için kullanılan radyoloji ve nükleer tıp ünitelerindeki birçok cihazdan radyasyon içerikli sıvılar oluşmaktadır. Ayrıca radyoaktif malzemenin yıkanması ile oluşan sıvılar radyoaktif atık özelliğindedir.

Diyaliz Merkezleri

Bir diyaliz seansında; bir hastanın kanı diyalizör yardımı ile yaklaşık 150 litre tuzlu su (diyalizat) kullanılarak temizlenmektedir. Diyaliz tedavisinde oluşan sıvı atıkların hepsi enfeksiyöz özellikte kabul edilir ve Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği ile atıksuların atık su altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atık su standartlarına tabi olarak işlem görürler. Ancak ülkemizde mevcut durumda diyaliz esnasında çıkan diyalizat atığı herhangi bir işleme tabi tutulmadan doğrudan şehir kanalizasyonuna gitmektedir. Diyaliz sıvı atıkları içinde bulunan dezenfeksiyon amaçlı sıcak (90°C) yıkama sıvıları, sıcaklık bakımından kontrollü olarak oda sıcaklığına indirilerek doğrudan atıksu sistemine deşarj edilmektedir. Diyalizatlar tıbbi atık niteliğinde değildir, doğrudan atıksu sistemine deşarj edilebilir. Ancak, ilgili kanalizasyon idaresinin deşarj standartlarına uyulması esastır. Bununla birlikte diyaliz sıvı atıklarının içeriğini ayrıntılı olarak incelenmesi ve deşarjı ile ilgili hususlar yönetmeliklerle kontrol altına alınmalıdır.

Sterilizasyon Üniteleri

Ameliyathanelerde kullanılan her türlü cerrahi alet ve ekipmanların sterilizasyon öncesi fiziksel temizliği su ve deterjan ile yapılmaktadır ve bu yıkama sularında vücut sıvıları ve kan bulunmaktadır. Örneğin; bir endoskopik cihaz sterilizasyon öncesi 8-10 litre su ile

temizlenmektedir. Söz konusu bu atıklar Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği ve atıksuların atık su altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atıksu standartlarına tabidir.

2.1.1.2 Tıbbi Atık Kaynakları

Tıbbi atık kaynakları üretim miktarlarına göre genellikle majör ve minör kaynaklar olarak sınıflandırılabilir. Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde ise bu sınıflandırma büyük, orta ve küçük kaynaklar şeklinde yapılmıştır. Bu kaynaklar aşağıda detaylı olarak verilmektedir;

- **Büyük Miktarda Atık Üreten Sağlık Kuruluşları**

- 1) Üniversite hastaneleri ve klinikleri,
- 2) Genel maksatlı hastaneler ve klinikleri,
- 3) Doğum hastaneleri ve klinikleri,
- 4) Askeri hastaneler ve klinikleri.

- **Orta Miktarda Atık Üreten Sağlık Kuruluşları**

- 1) Sağlık merkezleri, tıp merkezleri, dispanserler,
- 2) Ayakta tedavi merkezleri,
- 3) Morglar ve otopsi merkezleri,
- 4) Hayvanlar üzerinde araştırma ve deneyler yapan kuruluşlar,
- 5) Bakımevleri ve huzurevleri,
- 6) Tıbbi ve biyomedikal laboratuvarlar,
- 7) Hayvan hastaneleri,
- 8) Kan bankaları ve transfüzyon merkezleri,
- 9) Acil yardım ve ilk yardım merkezleri,
- 10) Diyaliz merkezleri,
- 11) Rehabilitasyon merkezleri,
- 12) Biyoteknoloji laboratuvarları ve enstitüleri,

13) Tıbbi araştırma merkezleri.

- **Küçük Miktarda Atık Üreten Sağlık Kuruluşları**

- 1) Sağlık hizmeti verilen diğer üniteler (doktor muayenahaneleri, diş ve ağız sağlığı muayenahaneleri ve benzerleri),
- 2) Veteriner muayenahaneleri,
- 3) Akapunktur merkezleri,
- 4) Fizik tedavi merkezleri,
- 5) Evde yapılan tedavi ve hemşire hizmetleri,
- 6) Güzellik, kulak delme ve dövme merkezleri,
- 7) Eczaneler,
- 8) Ambulans hizmetleri,
- 9) Hayvanat bahçeleri.

Yukarıda sıralanan küçük ve dağınık durumdaki kaynaklar, klasik hastane atıklarına benzer kategorilerde tıbbi atıklar üretmekle birlikte, bileşenleri farklılıklar göstermektedir. Örneğin bu kaynaklar nadiren radyoaktif ve sitostatik atık üretirler, üretilen atıklar genellikle insan vücut parçaları içermezler ve kesiciler çoğunlukla hipodermik iğnelerden oluşur.

Dünya Sağlık Örgütüne göre sağlık kuruluşlarında oluşan tıbbi atıkların ana kaynakları Çizelge 2.7’de listelenmiştir. Buna göre tıbbi atık kaynakları; hastaneler, diğer sağlık kuruluşları, laboratuvar ve araştırma merkezleri ile diğer kaynaklar olmak üzere 4 ana başlık altında sınıflandırılmıştır.

Çizelge 2.7 Tıbbi atıkların ana kaynakları [16]

Tıbbi Atık Kaynakları
Hastaneler • Üniversite Hastaneleri • Devlet Hastaneleri • Özel Hastaneler
Diğer Sağlık Hizmeti veren Kuruluşlar • Acil Servisler • Dispanserler • Sağlık Ocakları • Muayanehaneler • Diyaliz Merkezleri • İlk yardım Merkezleri • Bakımevleri - Huzurevleri • Organ Nakli Merkezleri • Askeri Sağlık Birimleri
Tıbbi Laboratuvarlar ve Araştırma Merkezleri • Tıp ve Medikokimya Laboratuvarları • Biyoteknoloji Laboratuvarları ve Enstitüleri • Tıp Araştırma Merkezleri
Diğer Kaynaklar • Morg ve Otopsi Birimleri • Veteriner Araştırma ve Laboratuvar Merkezleri • Kan Merkezleri • Evde Bakım Hizmetleri

Tıbbi Sıvı Atık Kaynakları

Sıvı atıklar açısından atık kaynakları ele alınacak olursa; başlıca tıbbi sıvı atık kaynakları aşağıdaki gibi sıralanabilir:

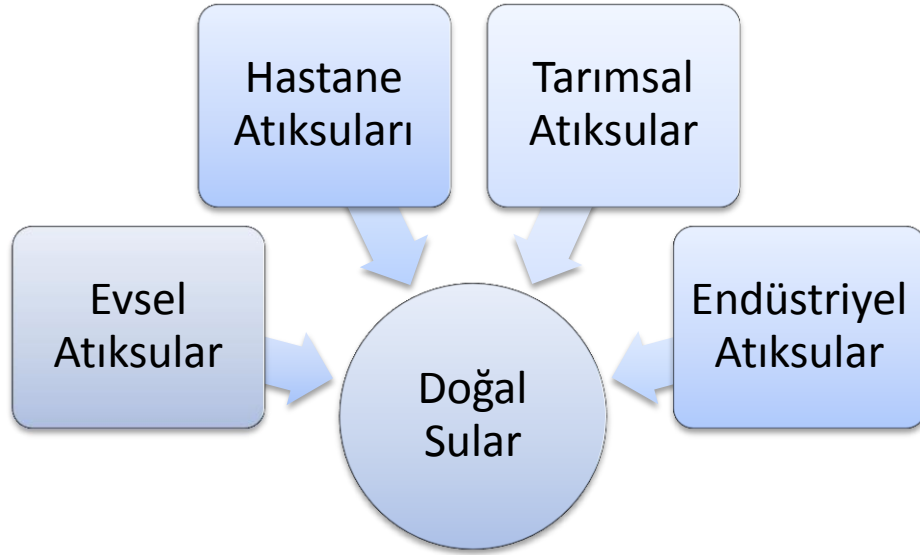
- ❖ Tıbbi Laboratuvarlar
- ❖ Diyaliz Merkezleri
- ❖ Sterilizasyon Üniteleri
- ❖ Dış Klinikleri
- ❖ Yoğun Bakım üniteleri
- ❖ Ameliyathaneler

Bunlar dışında hastanelerin teşhis ünitelerinin ve ameliyathane gibi birimlerinin temizlik işlemleri sonucu oluşan atıksular da içeriğindeki toksik kimyasallar ve enfeksiyöz ürünler nedeni ile tıbbi atık ya da tehlikeli atık olarak değerlendirilebilir.

2.1.2 Hastane Atıksularının Yönetimi

Teknolojinin gelişmesi ve modern hayatın getirdikleriyle çevreye geri dönüş yapan kirlilik yükü gün geçtikçe artmakta ve ekosistemi olumsuz etkilemektedir. Kirlilik yüküne neden olan etkenlerden biri de hastane kaynaklı oluşan atıksulardır. Hastane atıksuları ve bu kategoriye dâhil edilebilen diğer tüm medikal işlemler sonucu oluşan atıksular, kimyasal atıklar ve ilaç sanayi atıksuları, başta sucul yaşam ve akabinde karasal yaşam için evsel atıksulardan çok daha fazla kirlilik etkisine ve tehlikeye sahiptir. Bu ve benzeri sıvı tıbbi atıklar çevrede toksisitenin ve antimikrobiyal direncin artmasına sebep olmaktadır. Son yıllarda nüfusun artması ve buna bağlı olarak hasta sayısının artması ile daha çok hastane atıksuyu oluşmaktadır. Bu sebeple hastanelerde tedavi edilen hasta sayısının artması, buna bağlı olarak atıksuların artması ve ilaç endüstrisinde araştırmaların artış eğiliminde olması ortaya çıkan tıbbi kaynaklı bu kirliliğin kontrol edilmesi gerekliliğini ortaya çıkarmaktadır.

Şekil 2.1’de doğal sulara ulaşan ve kirlilik oluşumuna neden olan kaynaklar gösterilmiştir. Önceki yıllarda hastaneler farklı bir kaynak olarak değil evsel atıksu grubu içerisinde değerlendirilmekteydi. Ancak son yıllarda gerçekleştirilen çalışmalar artık hastanelerin de bir endüstri gibi farklı kirlilik kaynaklarına sahip atıksu kaynağı olarak kabul görmesi gerektiğini vurgulamaktadır. Mevcut sistemlerde hastane atıksuyu ayrı toplanamadığı ve herhangi bir ön işleme tabi tutulmadan evsel atıksularla karıştırıldığı için içeriğindeki özel kirleticiler alıcı ortamlara ulaşmaktadır. Bu durum ekosistemi olumsuz yönde etkilemektedir.

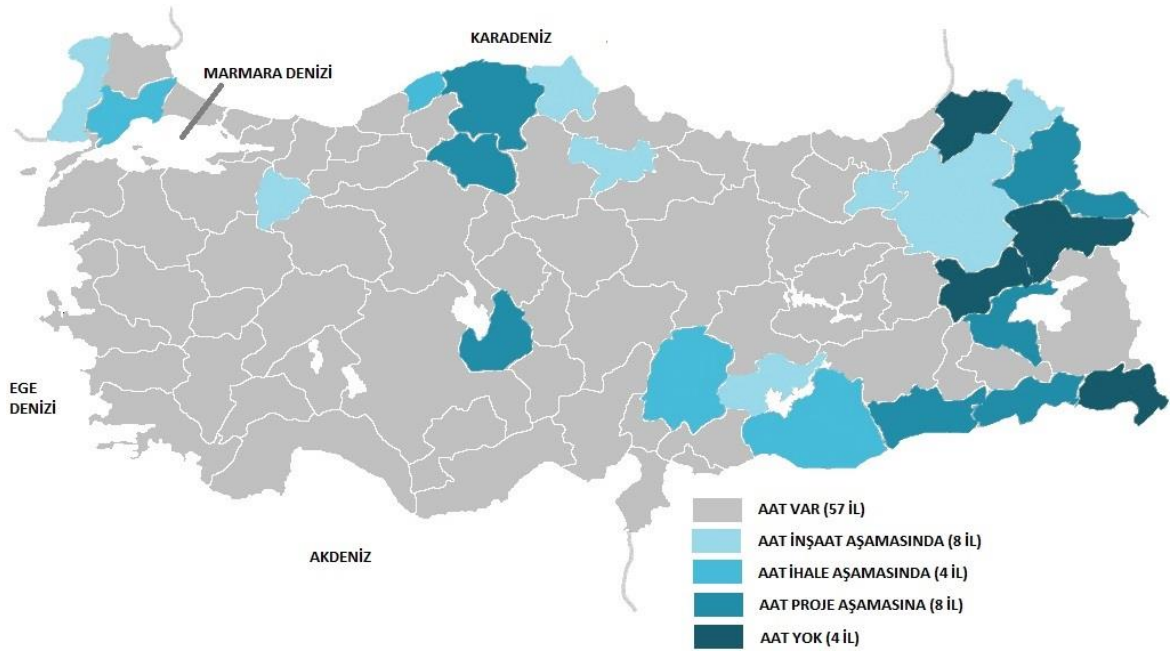


Şekil 2.1 Atıksu kaynakları [17]

Hastaneler, ilaç kalıntılarının veya laboratuvar atıklarının suya verilmesi sebebiyle pek çok kimyasal bileşiğin su ortamında bulunmasına sebep olmaktadır. Bu maddelerin çoğu insan ve çevre sağlığı üzerinde önemli etkilere sahip olmakla birlikte toksik özellikler göstermektedir. Bütün bu özellikler düşünülünce, çevre ve insan sağlığı için, hastane atıksularının karakterizasyonu incelenmesi gereken bir konudur.

Hastane atıksuları özellikle kan, vücut atıkları, kimyasallar, ilaçlar, radyoaktif maddeler, tıbbi cihaz atıkları nedeniyle diğer evsel atıksulardan farklılıklar göstermektedir. Bu sebeple hastane atıksularının toksikolojik özelliklerinin de araştırılıp iyileştirme çalışmaları yapılması gerekmektedir.

Hastane atıksuları için hastanelerin mevcut yapısında ayrı toplama sistemleri mevcut değildir ve bir arıtmaya tabi tutulmadan şehir kanalizasyon sistemine verilmektedir. Bu atıksular arıtma tesisi mevcut olan şehirlerin arıtma tesislerine ulaşarak burada evsel atıksularla arıtılmaktadırlar. Ancak hastane atıksuyunda bulunan özel kirleticiler klasik arıtma sistemleri ile giderilememektedir. Ayrıca Türkiye genelinde, Şekil 2.2’de gösterildiği gibi birçok bölgede arıtma tesisi bulunmasına rağmen, mevcut arıtma tesislerinin çoğunluğu ileri arıtma sistemlerini içermemektedir. 2014 yılı itibari ile 57 ilde atıksu arıtma tesisi bulunmaktadır ve 8 ilde atıksu arıtma tesisi inşaat halindeyken, 4 il için henüz atıksu arıtma tesisi projesi yapılmamıştır [18].



Şekil 2.2 Türkiye’deki atıksu arıtma tesisleri dağılımı [18]

Ülkemizde bulunan mevcut atıksu arıtma tesisleri, hastane atıksuyundan gelen özel kirleticilerin giderilmesi için uygun değildir. Çünkü bu kirleticiler klasik arıtım metotları ile giderilememektedir. Bu durum hastane atıksularının bu arıtma tesislerine gitmeden önce ya da alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce bir arıtıma tabi tutulması gerekliliğini göstermektedir.

22 Temmuz 2005 (R.G:30.03.2010, R.G:05.11.2013) tarihinde yürürlüğe giren Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliğinde, hastane atıksularının yönetimi ile ilgili hükümler bulunmaktadır ve sadece tanı ve tedavi işlemleri sonucu oluşan sıvı atıkların tehlikeli ve/veya radyoaktif olması durumunda uygulanması gerekenler açıklanmıştır. Ancak oluşan sıvı atıkların büyük bir çoğunluğu şehir kanalizasyon sistemine, yönetmelikte belirtilen nötralizasyon işleminden sonra verilmektedir. Nötralizasyon işlemi ile sadece pH ayarlaması yapılmaktadır, bu durum hastane atıksularının hiçbir arıtıma tabi tutulmadan kanalizasyona deşarj edilmesine sebep olmaktadır.

Ülkemizde sağlık kuruluşlarının %99’ u oluşan tıbbi sıvı atıklarını herhangi bir işleme tabi tutmadan kanalizasyona vermektedirler. Mevcut durumda hastanelerce sıvı atıklar için uygulamalar şunlardır; büyük tanklarda çamaşır suyu içerisinde bekletme, küçük miktarlar için yapılan klor tableti ilave edilmesi ve sadece nötralizasyon işleminin

uygulanmasıdır [15]. Bu uygulanan yöntemlerin hiç biri tek başına oluşan sıvı atıkların ekosistemi olumsuz etkisini azaltmaya yeterli değildir.

Tıbbi sıvı atıkların tıpkı katı tıbbi atıklar gibi çevreye ve insan sağlığına zarar vermeden bertaraf edilmesi gerekmektedir. Atığın sıvı ve miktarında fazla olması taşıma yolu ile toplanarak bertaraf edilmesini zorlaştırmaktadır. Yönetmelikte geçen sıvının uygun emici maddeler ile yoğunlaştırılarak katı hale getirilmesi uygulaması da bu büyüklükteki atıklar için ekonomik ve uygulanabilirlik açısından uygun değildir.

Son yıllarda hastanelerin birçoğunda atık yönetimi üzerinde çalışmalar hız kazanmıştır. Özellikle katı atık, tehlikeli atık ve radyoaktif atıklarla ilgili atıkların toplanması ve bertarafı ile ilgili uygulamalar yönetmeliklerin hükümlerine uygun olarak yürütülmektedir. Ancak hastanede oluşan sıvı atıklar ve/veya atıksular için aynı durum söz konusu değildir. Hem yönetmeliklerin yetersiz olması hem de mevcut alt yapıların uygun olmaması doğru uygulamaların yapılmasını engellemektedir. Sıvı atıkların içerdiği radyoaktif ve tehlikeli atıklar için birçok sağlık kuruluşu gerekli işlemleri yaparken, oluşan diğer sıvı atıklar için doğru bertaraf işlemleri yapılamamaktadır. Bunun en önemli nedenlerinden biri de bu konudaki bilgi eksikliğidir.

Hastanede atıksularının özelliklerinin yeteri kadar bilinmemesi ve ayrı toplanamaması ciddi bir sorun oluşturmaktadır. Son yıllarda Avrupa Birliğindeki ülkeler ve AB uyum çerçevesinde ülkemizde hastane atıksularının yönetimi ile ilgili çalışmalar başlatılmıştır. Çalışmaların amacı, hastane atıksularının özelliklerinin belirlenerek gerekli arıtım proseslerinin uygulanarak deşarj edilmesini sağlamaktır. Avrupa Birliğindeki (AB) sıvı atık uygulamalarına bakıldığında; tıbbi sıvı atıkların diğer atık sular gibi Su Çerçeve Direktifi (SÇD) bünyesindeki temel prensipler kapsamında etkisiz hale getirildiği görülmektedir. SÇD AB'deki atık kontrolüne ilişkin genel prensipleri belirler ve atık işleme operasyonları ile atık deşarjlarına ilişkin düzenlemeleri ek yönetmeliklerle bildirir. Tıbbi sıvı atıklarla ilgili herhangi bir husus ayrı bir yönetmelikle belirtilmemiştir. Avrupa Birliği ülkelerinde de ülkemizde olduğu gibi tıbbi sıvı atıklar veya hastane atıksuyu ile ilgili belirgin bir yönetmelik maddesi yoktur. Avrupa Birliğindeki bazı ülkeler, büyük bir eksiklik olan hastane atıksularının yönetimi ile ilgili proje çalışmaları başlatmışlardır. Birkaç hastanede pilot ölçekli arıtma tesisleri kurularak hastane

atıksuyu kontrolü ve arıtımı hakkında veri toplayarak hem yönetmelik hem de pratikte uygulamalar için altyapı oluşturmaları hedeflenmiştir.

2.2 Hastane Atıksularının Oluşumu ve Kaynakları

Hastanelerde bir gün içerisinde yüzlerce faaliyet gerçekleşmektedir. Gerçekleştirilen faaliyetlerin en önemli amacı hasta ve toplum sağlığının iyileştirilmesi olsa da, sağlık sektöründeki faaliyetlerin bir kısmı doğrudan hasta bakımı ile ilgili değildir. Fiziksel imkânların sağlanması, bazı teşhis ve test faaliyetleri, yönetsel aktiviteler ve araştırma faaliyetleri doğrudan hasta bakımı ile ilgili değildir. Gerçekte, bir sağlık kuruluşunda oluşan atıkların büyük bir kısmı hastalarla doğrudan temas etmemektedir.

Hastane atıksuları iki ana kategoride incelenebilir. Bunlar mutfak, çamaşırhane gibi birimlerden oluşan evsel nitelikli atıksular ve hastanelere özgü atıksular olarak sıralanabilir.

Bazı hastanelerde yer alan faaliyet alanları ayrı olarak işletilebilmektedir. Örneğin bir hastane içerisinde laboratuvar hizmetleri özel bir firma tarafından, temizlik işleri bir temizlik firması tarafından, yemek hizmetleri bir başka yüklenici tarafından gerçekleştirilebilir. Sonuç olarak, faaliyetler sonucunda ortaya çıkan atıklar hakkında bilgiler merkezi olmayan kaynaklarda ve dağılmış halde bulunabilmektedir.

Hastanelerde et ve sebze, konserve ürünler, temizleyiciler, dezenfektanlar ve pestisitler gibi katı ve organik atık üreten çok sayıda ve fazla miktarda ürün kullanılmaktadır. Büyük bir hastanedeki yemek hizmetleri yerleşim bölgesindeki büyük bir restoran gibi düşünülebilir. Bu tesisler çeşitli kimyasal temizleyiciler ile haşere kontrol ürünleri ve kimyasallarını depolayıp kullanmaktadırlar. Ayrıca derin dondurucu ve soğuk hava depolarında kloroflorokarbon bulunabilmektedir. Kızartma yağları gibi bitkisel atık yağlardan oluşan özel atıkların ayrı toplanması gerekmektedir. Ayrıca, bulaşık ve yemek hazırlama ünitelerinden oluşan atıksuların da içeriğindeki yağların, zararlı kimyasalların ve organik maddelerin kanalizasyon sistemine deşarjını önlemek amacıyla kontrol edilmesi gerekmektedir.

Hastaneler özel çamaşırhanelerle anlaşma yapılabileceği gibi, çamaşırhaneler hastane içerisinde de bulunabilmektedir. Su kullanımı, sıcak su, deterjan ve dezenfektanlar

Çevresel açıdan dikkat edilmesi gereken konulardır. Hastane amaşırhanelerinde kan ve vucut sıvıları ile kirlenmiş ürünler işlenmektedir. Bu durum atıksu arıtma tesisleri tarafından dikkate alınmasa da, endüstriyel deterjan ve dezenfektanların kullanılması bakımından önemlidir.

Temizlik açısından temiz ve steril arasında değişen çok farklı seviyelerde temizliğe ihtiyaç duyulan kompleks tesislerde kimyasalların ve yeni teknolojilerin kullanılması kaçınılmazdır. Temizlenmesi gereken bölgelerin çokluğu (merdiven, duvar, bekleme salonu, lavabo, tuvalet, mobilya, ekipmanlar) ok sayıda temizleyici ve dezenfektanın da kullanılmasını gerekli kılmaktadır. Temizlikiler genellikle oluşan bütün atıkların (katı atık, biyotehlikeli atık, tehlikeli kimyasal atıklar da dahil) toplanması ve uzaklaştırılmasından da sorumlu olmaktadır.

Bir hastanede radyoloji faaliyetleri acil servisler, ayakta tedavi edilen hasta klinikleri, diş ofisleri gibi sağlık şartlarının belirlenmesinde X-işınlarına ihtiyaç duyulan birimlerde gerçekleştirilmektedir. Pek çok sağlık kuruluşunda gümüş içeren filmler ve ıslak proseslerden dijital çekimlere geçiş başlamıştır. Bu durum tehlikeli atık miktarının azaltılmasını sağlayacaktır.

Tanı ve tedavi için radyoaktif maddelerin kullanımı söz konusudur. PET, BT v.b. Çekimler ya da kanser tedavisi sırasında kullanılan radyonkleidler hasta idrar ve/veya dişkısı ile atıksuya karışmaktadır. Bu atıksuların ayrı toplanıp kullanılan radyoaktif maddenin yarılanma ömrü bitene kadar özel alanlarda bekletilmesi gerekmektedir. Ancak birçok sağlık kuruluşunda bu işlem uygulanmaktadır. Bu durum hastane atıksuyuna radyoaktif maddelerin geçişine sebep olmaktadır.

Diş servisleri büyük hastaneler ve sağlık kuruluşları içerisinde yer alabileceği gibi bireysel özel muayenehaneler ve ağız ve diş sağlığı merkezleri şeklinde de bulunabilmektedir. A.B.D.’de 1997 yılında diş tesislerinde 40 ton cıvanın kullanıldığı belirlenmiştir. Bu miktarın bir kısmı, dişlere yerleştirilmişken bir kısmı da atıklarla atılmış ve atıksu ile deşarj edilmiştir. Amalgam atıklarının yaklaşık %50’si cıvadan oluşmaktadır. Yapılan bir diğer araştırmada ise kanalizasyon sistemine deşarj edilen cıvanın en büyük kaynağının diş ofisleri olduğu belirtilmiştir.

Amalgam içerisindeki cıva ekolojik çevreye birkaç yolla girebilmektedir. Oluşan amalgam atıkları (dişle yerleştirilmeyen fazla amalgam veya diş servislerinde filtrelerde tutulan amalgam) kontrol edilmediği takdirde çevreye verilebilir. Diş ünitelerinden açığa çıkan amalgam atıksuya karışarak arıtma tesisine ulaştığında, cıvanın büyük bir kısmı arıtma ile giderilmemektedir. Amalgamın suda çözünürlüğü çok düşük olduğundan çok az bir kısmı biyolojik olarak kullanılabilir formu olan metil cıvaya dönüşmektedir. Bu madde besin zincirinde birikerek insan ve doğal çevre açısından potansiyel bir tehlike oluşturmaktadır. Atıksu arıtma tesisine giren cıvanın yaklaşık %90'ı atıksudan giderilmekte ve arıtma çamuru içerisinde toplanmaktadır. Bu çamurlar araziye uygulama, düzenli depolama veya yakma yoluyla bertaraf edilebilir. Yakma ile bertaraf edilmesi durumunda cıva buharlaşarak tekrar çevresel ortama verilmiş olacaktır. Diş servislerinden kaynaklanan diğer atıklar X-ışını atıkları, dezenfektanlar, kimyasal sterilizörler, azot oksit ve kesici/deliciler gibi biyotehlikeli atıklardır.

Formaldehit hastanelerde sıklıkla kullanılan önemli bir kimyasaldır. Cihazları (hemodiyaliz cihazı veya ameliyat ekipmanları gibi) temizlemekte ve bunların dezenfeksiyonunda, numuneleri muhafaza etmede, sıvı haldeki bulaşıcı atıkları dezenfekte etmede, patolojide, otopside, diyalizde ve mumyalama ünitelerinde kullanılır. Bu kullanımları sonucunda birçok formaldehit içeren sıvı atık oluşmaktadır. Eğer bu atıklar kontrollü bir şekilde bertaraf edilmezse doğal su kaynaklarına kadar ulaşabilmektedir [19].

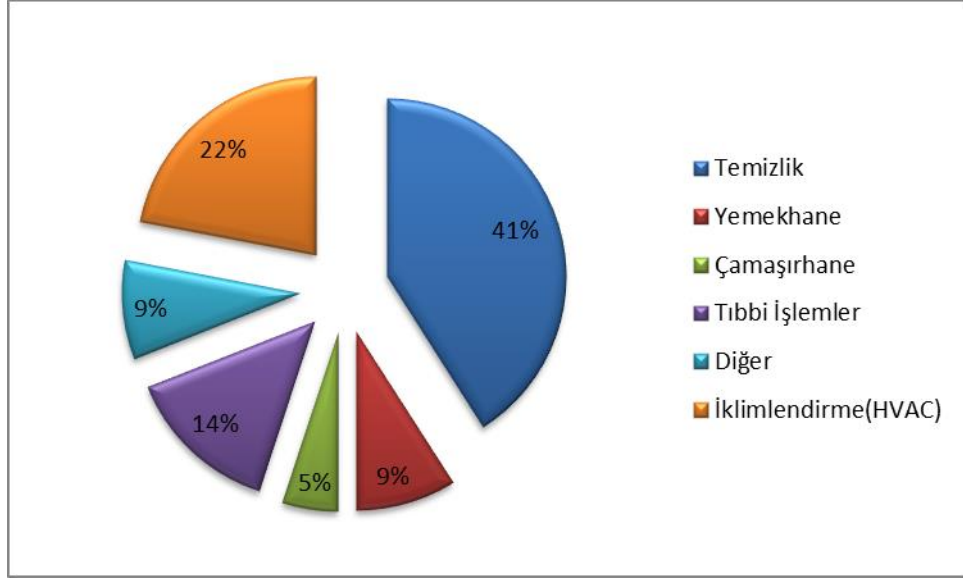
Yüksek oranda ağır metal içerikli atıklar, tehlikeli kimyasal atıkların bir alt kategorisidir ve genellikle aşırı toksiktirler. Cıva atıkları kırılan klinik araç gerecin atılmasından kaynaklanır ayrıca bazı laboratuvar analizlerinde ağır metaller kullanılmaktadır.

Bunların dışında hastanelerde tanı ve laboratuvar hizmetlerinde birçok kimyasal kullanılmaktadır ve bunlar da hastane atıksularının tehlikeli ve toksik özelliklerinde rol almaktadırlar. Bulardan önemli olan bazıları şunlardır: Siyanür, genellikle hematoloji analizörlerinde kullanılır. Etilendiamintetraasetik asit (EDTA), laboratuvarlarda özellikle antikoagülant olarak kan sayım tüplerinde, dolayısıyla kan sayım cihazlarında atık olarak üretilir. Kullanılan cihazın yoğunluğuna bağlı olarak değişmekle birlikte sıvı atık içindeki konsantrasyonu 200 mg/L'nin altında veya civarındadır. Fenol doğrudan

laboratuvarlarda sık kullanılmamakla birlikte, fenolik bileşikler özellikle biyokimyasal ve hematolojik analizlerde sıkça kullanılabilir. Ancak fenolik bileşiklerin atıksu konsantrasyonları; biyokimya analizörlerinin atıksularında fenolik madde konsantrasyonu <1.1 mg/L, hematoloji analizörlerinin atıksularında <2.6 mg/L'dir. Ortoftaldehit, patoloji/histoloji ve sterilizasyon birimlerinde sterilizasyon amaçlı kullanılır. Alkoller; doku hazırlama, boyama, preperat hazırlama veya elektroforezde boyama veya boya uzaklaştırma işlemlerinde kullanılırlar. Aseton, solven hazırlama, preperat hazırlama ve histolojide temizlik amacıyla kullanılır. Pikrik asit, kimya laboratuvarında kreatinin ölçümünde, ayrıca fiksatif ve boya olarak kullanılır. Sodyum azid, ayıraçlarda koruyucu olarak yaygın şekilde kullanılır. 3,3,-Diaminobenzidin, boya olarak ayıraçlarda kullanılır [20]. Kullanılan bu kimyasallar özellikle laboratuvar analizlerin yoğun olarak yapıldığı merkez hastanelerde ciddi bir kirlilik kaynağı olarak ortaya çıkmaktadır.

Tıp ve teknolojinin son yıllarda gelişmesi ile birlikte hastanelerin çalışma programlarının ve uygulanan yöntemlerin yeniden yapılandırılmasına neden olmuştur. Hastaneler daha fazla hasta için tanı hizmetleri sunmaya başlamıştır ve hastalara uygulanan tanı ve tedavi çeşitliliği de artmıştır. Günümüzde hastanelerin birçoğu gündüz ve akşam vardiyaları şeklinde çalışmaktadırlar. Bu durumda hastanelerde su tüketimin artmasına ve dolayısıyla hastanelerde oluşan atıksuların artmasına sebep olmaktadır.

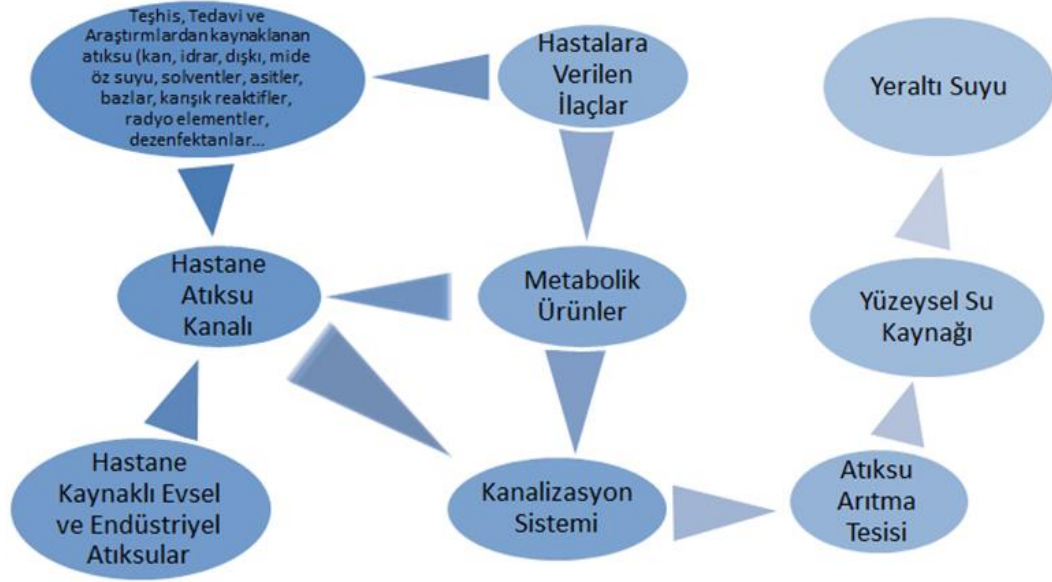
Şekil 2.3'de A.B.D.'nin Massachusetts eyaletindeki, 7 (1 merkezde büyük hastane, 1 uzun süreli bakım evi, 4 kasaba hastanesi ve 1 kırsal alan hastanesi) hastanede yapılan çalışma sonucunda elde edilen verilere göre hastane birimlerindeki su tüketim oranları gösterilmiştir. Çalışmada incelenen hastanelerin yatak kapasitesi 138-550 yatak aralığında değişmektedir ve yıllık hasta kabulü 5.100-11.600 aralığındadır [21]. Şekil incelendiğinde, su tüketiminin büyük bir çoğunluğunu temizlik işlemlerinin oluşturduğu görülmektedir. Bu durum temizlik için kullanılan dezenfektanların ve diğer temizlik kimyasallarının hastane atıksuyuna ulaştığını göstermektedir. Tıbbi işlemler sırasında kullanılan su miktarı %14 civarındadır. Temizlik işlemlerine göre daha az su tüketimi olsa da oluşan atıksu içerisinde çok daha toksik, tehlikeli maddeler bulunmaktadır. Bu nedenle bu kısımda oluşan atıksular daha çok önem arz etmektedir.



Şekil 2.3 Su tüketiminin hastane birimlerine göre dağılımı [21]

Hastanelerde gerçekleştirilen faaliyetlere bağlı olarak önemli miktarda su tüketimi meydana gelmektedir. Oluşan atıksu miktarı yatak sayısı, hastanenin yaşı, hastanede mevcut genel servisler (çamaşırhane, yemekhane, havalandırma gibi), mevcut birimlerin sayısı ve tipi, iklim, kültürel ve coğrafik şartlara bağlı olarak değişiklik göstermektedir [11]. Minimum evsel su tüketimi 100 L/kişi gün iken hastanelerde genel olarak yatak başına su tüketimi günde 400-1200 L arasında değişmektedir. Amerika’da yatak başına günlük ortalama su tüketimi 968 L olarak gerçekleşmektedir. Fransa’da üniversite hastanelerinde günlük ortalama su tüketimi 750 L dir. Gelişmekte olan ülkelerde ise bu değer 500 L civarındadır. Bu yüksek miktarlardaki tüketim yüksek miktarda atıksu oluşumuna sebep olmaktadır [22]. Farmasötik, kimyasal, dezenfektan, aktif maddeler, pigmentler, boyalar, reaktifler ve ilaçlar hastanelerde yaygın bir şekilde kullanılmaktadırlar. Pek çok ilaç hastalar tarafından metabolize edilmeden atılmakta ve atıksuya karışmaktadır. Dezenfektanlar da kullanıldıktan sonra atıksuya karışmaktadır. Biyolojik olarak ayıramayan maddeler atıksu arıtma tesislerinden çıkarak yüzeysel sulara karışabilmekte, arıtma çamurunun toprakta kullanılması sonucu ise yer altı suyuna karışabilmektedir [23]. Patojenik bakterilerin varlığını fark eden bazı sanayileşmiş ülkelerde, hastane atıksuyunda dirençli antibiyotikler, ağır metaller, radyoaktif maddeler, ilaç artıkları gibi fizikokimyasal ve mikrobiyolojik karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır [24]. Hastane atıksularının sebep olabileceği çevresel problemler

Şekil 2.4 'de verilmiştir. Hastanelerde, teşhis, tedavi veya temizlik işlemleri sonucu oluşan atıksular ve hasta yolu ile ilaç kalıntısı içerikli atıksular hastane atıksu kanalı ile kanalizasyon sistemine ulaşmaktadır. Daha sonra şehir atıksu arıtma tesislerine oradan da yüzeysel su kaynaklarına ulaşmaktadır. Yüzeysel su kaynaklarından da yeraltı suyuna geçmektedir. Burada en önemli durum ise, hastane atıksuyunda bulunan özel kirleticilerin klasik atıksu arıtma tesislerinde giderilemeyerek içme suyu kaynaklarına ulaşmasıdır.



Şekil 2.4 Hastane atıksuyunun çevresel etkileri [22]

Hastane atıksuyunun oluşumunda etkili olan kaynakların daha ayrıntılı araştırılıp, hangi tür kirleticilerin hangi yoğunlukta etki yaptığının bilinmesi hastane atıksularının yönetimi için gereklidir. Çünkü uygulanacak doğru arıtım metotları atıksuyun miktar ve özelliklerine göre belirlenebilir.

2.3 Hastane Atıksularının Özellikleri

Tehlikeli, toksik, radyoaktif maddeler insan ve çevre sağlığı üzerindeki etkilerinden dolayı büyük öneme sahiptir. Bu maddeler hastanelerin faaliyetleri sırasında sıkça kullanılmaktadır. Bu durum, hastane atıksularında bu tarz kirleticilerin bulunmasına neden olmaktadır. Daha önceki yıllarda hastane atıksuları ile ilgili yapılan karakterizasyon çalışmaları sadece bazı klasik parametreler üzerinden değerlendirilmiş ve bu durum hastane atıksuları ile ilgili ayrıntılı ve genel bir karakterizasyon

yapılabilmesi için yetersiz kalmıştır. Hastaneler, spesifik maddeler (ilaç kalıntıları, kimyasal reaktifler, dezenfektanlar, deterjanlar, radyografik ajanlar gibi) içeren ve patolojik organizmaların yayılmasına sebep olan yüksek miktarlarda atıksu üretmektedirler. Bu atıksular, klasik evsel atıksular gibi herhangi bir arıtmaya tabi tutulmadan kanalizasyon sistemine boşaltılmaktadır. Ancak yapılan çalışmalar bu atıksuların yüksek derecede toksik (evsel atıksulardan 5-15 kat daha fazla) olduğunu ve atıksu arıtma tesislerinde inhibisyona yol açabileceğini göstermiştir [25].

1999 yılı WHO raporuna göre, tıbbi atık kaynaklı kirleticilerin canlılar üzerinde etkili olduğu sağlık riskleri akiferlere ve yüzeysel sulara mikrokirleticilerin ulaşması, toksik ve biyolojik olarak bozunamayan ürünlerinin kanalizasyon sisteminde toplanması, ağır metal birikimi ve radyoaktif ürünlerinin alıcı ortamlara ulaşması ile ekosistemde kirlilik yükünün artması olarak belirtilmiştir [7].

Ayrıca hastalar tarafından kullanılan ilaçların büyük bir kısmı hasta tarafından metabolize edilmeden idrar yoluyla atıksuya karışmaktadır. Bununla birlikte hastane atıksuyunda hastalardan kaynaklanan patojenlerin miktarı diğer atıksulardan daha fazladır. Hastane atıksuları, evsel atıksularla karışacağı kanalizasyon sistemine deşarj edilip buradan da arıtma tesisine geçerler. Arıtma tesisinin çıkışında ise içme suyu olarak kullanılan göl, nehir veya denizlere deşarj edilmektedirler [3].

Hastane atıksuları evsel nitelikli ve hastanelere özgü atıksular olarak 2 ana kategoride incelenebilir. Hastanelere özgü atıksuların kontrolsüz bir şekilde su kaynaklarına ulaşması hem sucul hayat hem insanlar üzerinde olumsuz etkiler oluşturmaktadır. Hastanelere özgü atıksular teşhis, tedavi ve araştırma faaliyetleri sonucunda ortaya çıkmaktadır. Bu atıksular deterjanlar, dezenfektanlar, bulaşıcı idrar/dışkı gibi (patojenik mikroorganizma içermesi muhtemel) biyolojik sıvılar, ilaç kalıntıları, metaller, radyo elementler, asitler, alkiler, solventler, benzen, hidrokarbonlar vb. içerebilmektedir. Hartemann vd., tarafından 2005 yılında, 1.000 yatak kapasiteli bir hastanede yapılan çalışmada hastanenin 10.000 kişilik bir yerleşim yerine eşdeğer kirleticiliğe sahip olduğu belirtilmiştir [25].

2.3.1 Fizikokimyasal Özellikler

Genel fizikokimyasal parametreler (KOİ, BOİ, AKM, TKN) hastane atıksularının evsel atıksular kadar yada daha düşük kirleticiliğe sahip olduklarını göstermiştir. Bununla birlikte hastane atıksularına ait bazı spesifik özelliklerin de (deşarj edilen bileşikler, miktarları, toksisite, mikrobiyoloji, vb.) incelenmesi gerekmektedir.

Atıksularda, yüzeysel sularda, içme sularında ve yeraltı suyunda kimyasalların varlığı geniş bir yelpazede değerlendirilmiştir [9], [26], [27], [28], [29], [30], [31]. Buna göre, hastane atıksularındaki en önemli kimyasallar; antibiyotikler, sitostatik ajanlar, anestetikler, dezenfektanlar, platin, cıva, nadir rastlanan toprak elementleri (gadolinium, indiyum, osmiyum) ve X-ray kontrast malzemesidir [12]. Diğer farmasotikler de atıksu arıtma tesislerinde tespit edilmiştir ve bu farmasotikler yağ düzenleyicilerini, analjezikleri, antibiyotikleri, antideprasanları, antiepileptikleri, antineoplastikleri, antipiretikleri (ateş düşürücüler), antiflojistikleri, antirhوماتikleri, β -engelleyicileri, broncholytic, β 2-sempatomimetikleri, östrojenleri, sekretolitikleri, damar açıcı ilaçları ve X-ray kontrast malzemesini içermektedir [32].

Hastane atıksuları klorlu bileşikleri yüksek konsantrasyonlarda bulundurabilecekleri gibi cıva ve gümüş gibi ağır metalleri de içerebilmektedirler. Bu atıksular içerisinde önemli sayılabilecek konsantrasyonlarda KOİ (1900 mg/L) ve BOİ (700 mg/L) tespit edilmiştir. Hastane atıksuyu ile yapılan başka bir çalışmada ise KOİ, BOİ ve AKM konsantrasyonları sırasıyla 855, 603 ve 225 mg/L olarak bulunmuştur [33].

Sağlık kuruluşlarının atıksularında pek çok kimyasal maddenin bulunduğu ve bunların insan ve çevre sağlığını tehdit ettiği tartışmasız bir gerçektir. Atıksu içerisinde bulunan bazı maddelerin genotoksik olduğu ve kansere yol açtığı belirtilmektedir [34].

Atıksu kompozisyonu, atıksu içerisinde bulunan fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenlerin miktarını ifade etmektedir. Bu bileşenlerin konsantrasyonlarına bağlı olarak atıksular zayıf, orta ve kuvvetli atıksular olarak sınıflandırılmaktadır [33]. Hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalar incelendiğinde, KOİ ve BOİ baz alındığında orta kuvvetli atıksular sınıfına girebileceği görülmektedir. Ancak hastanenin büyüklüğü ve gerçekleştirdiği faaliyetlere bağlı olarak oluşan atıksu karakteri de değişmektedir.

Hastane atıksuyu ile kentsel atıksuyunun karşılaştırılması

Çizelge 2.8’de verilmiştir. Buna göre özellikle klinik laboratuvarlarında oluşan hastane atıksularının KOİ ve BOİ değerleri kentsel atıksulara göre daha yüksektir. Hastane atıksularında, genel olarak dezenfektan yükü 2-200 mg/L arasında değişmektedir. Hastane atıksularında 0,5-3,72 mg/L arasında gluteraldehid konsantrasyonu belirlenmiştir. Mansotte ve Jestin [35] deterjan konsantrasyonlarının hastane atıksularında evsel atıksulara göre daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir [25].

Çizelge 2.8 Hastanelerde oluşan atıksuların özellikleri ve kentsel atıksu ile karşılaştırılması [36]

Hastane Atıksu Kaynağı	İçerdiği Kirlilik	Kentsel Atıksu ile Kıyaslama
Klinik Laboratuvarları	Ağır metaller, organik kimyasallar, kan ürünleri, vücut parçaları, fosfor, yağ-gres, partilüler madde, tampon çözeltiler, seyreltik asit/baz	Kentsel Atıksudan daha yüksek BOİ ve KOİ
Araştırma Laboratuvarları	Ağır metaller, radyonükleidler, proteinler, oksidantlar, organik solventler, vücut parçaları, formaldehit, fosfor, kan ürünleri, deterjanlar, yağ-gres, görüntüleme kimyasalları	Kentsel Atıksularla benzer BOİ ve KOİ ama klinik laboratuvarlara göre daha düşük KOİ, BOİ değerleri
Tıbbi Atık Yakma	Düşük organik maddeler, oksidantlar, yüksek partülüler madde, ağır metaller	Kentsel Atıksudan daha düşük BOİ ve KOİ
Hastane Çamaşırhanesi	Yağ – gres, deterjanlar, proteinler, oksidantlar	Evsel atıksuya benzer KOİ ve BOİ değerleri

Hastane atıksularının fizikokimyasal özellikleri ile ilgili yapılan çalışmalarda yüksek konsantrasyonlarda klorin bileşikleri ve ağır metal içerdikleri belirlenmiştir [37], [38]. Bu atıksularda AOX (adsorplanabilir organik halojenler) konsantrasyonlarının da yüksek olduğu belirlenmiştir. Hastane atıksuları içerisinde AOX konsantrasyonları önem taşımaktadır. Bir üniversite hastanesinde yapılan çalışmada 10 mg/L den daha yüksek AOX konsantrasyonları belirlenmiştir [39]. AOX konsantrasyonlarının temel kaynakları iodye olmuş X-ışını kontrast ortamları, solventler, dezenfektanlar, temizleyiciler ve klorin içeren ilaçlardır. AOX ile ilgili yapılan çalışmalar bu kirleticilerin biyolojik olarak zor ayrıştığını ve adsorplanmadığını göstermiştir [22].

Almanya’da yapılan bir çalışmada kanalizasyon sistemine deşarj noktasından alınan numunelerde AOX konsantrasyonu 0,13-0,94 mg/L olarak belirlenmiş, ancak hastanenin farklı birimlerinde bu aralığın daha geniş olacağı belirtilmiştir. Emmanuel vd., 2001, Fransa’daki bir üniversite hastanesinde AOX konsantrasyonlarının 0,38-1,24 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda olduğunu belirlemiştir [33].

Emmanuel, vd, [22] tarafından verilen ve 2001 ve 2002 yıllarında Fransa’daki bir hastanede gerçekleştirilen çalışmada elde edilen hastane atıksularının fizikokimyasal karakterizasyonu incelendiğinde 2001 ve 2002 yılları için sırasıyla max. KOİ konsantrasyonları 2.516 ve 2.664 mg/L; max. BOİ konsantrasyonları 1.559 ve 1.530 mg/L olarak bulunmuştur. Aynı çalışmada AOX konsantrasyonları ise 1,24 ve 1,61 m/L olarak tespit edilmiştir. Aradaki bu büyük farkın sebebi olarak AOX gibi parametrelerin konsantrasyonlarının hastane içerisindeki laboratuvar faaliyetlerinden önemli ölçüde etkilenmesi olarak açıklanmıştır. Hastanelerde hergün aynı sayıda ve çeşitlilikte laboratuvar faaliyetleri gerçekleştirilmediğinden kirletici konsantrasyonlarında önemli değişimler gözlenmektedir.

Verlicchi v.d. [11], hastane atıksuları ile ilgili yapılan çalışmaları derleyerek hastane atıksuları özellikleri ile kentsel atıksu özelliklerini kıyaslamışlardır (Çizelge 2.9).

Çizelge 2.9 Hastane atıksuyunda ve evsel atıksuda kirletici konsatrasyonları [11]

Parametre	Hastane Atıksuyu (Aralık)	Hastane Atıksuyu, (Ortalama)	Kentsel Atıksu, (Aralık)	Kentsel Atıksu, (Ortalama)
pH	7,7 – 8,1	8	7,5 – 8,5	7,5
Redox potansiyeli, mV	850 – 920	890	-	100
TKN, mg L ⁻¹	5 – 80	33	20 – 70	-
T. P, mg L ⁻¹	0,2 – 13	4	4 – 10	7
Yağ- Gres, mg L ⁻¹	5 – 60	25	50 – 100	75
Klorür, mg L ⁻¹	65 – 360	200	30 – 90	50
Deterjan, mg L ⁻¹	3 – 7,2	4,5	4 – 8	5

Gluteraldehit (GA) çözeltileri hastanelerde tekrar kullanılabilen fiber-optik endoskopların dezenfeksiyonunda kullanılırlar. Bu çözeltiler kullanıldıktan sonra hiçbir

güvenlik önlemi alınmadan sucul ortamlara dökülmektedirler. Önemli miktarda gluteraldehit hastanelerde günlük olarak kullanılır ve atık suya bırakılır. Hastane atık suyundaki tahmin edilen miktarı 0,50 mg/L civarındadır [40]. Gluteraldehitler düşük konsantrasyonlarda bile çevredeki türlerin doğasını etkilemektedir. NICNAS (Ulusal Endüstriyel Kimyasallar Bildirim ve Değerlendirme Programı) tarafından nispeten düşük konsantrasyonlarda, sulak ortam için az oranda ve algler için yüksek oranda toksik etki yaratacağına dikkat çekilmiştir [40]

2.3.2 Radyoaktif Özellikler

Hastane atıksuları tarafından deşarj edilen biyolojik, kimyasal ve radyoaktif maddelere olası bir maruz kalma durumunda, abiyotik sistem ve bunları oluşturan canlı türleri için radyoaktif, kimyasal ve mikrobiyolojik bir riskin de mevcut olduğu görülmektedir [23].

Radyasyonla tıbbi teşhis halkın yapay radyasyona maruz kalmasının ana kaynağıdır. Radyoizotoplar teşhis ve tedavi amacıyla farklı alanlarda kullanılmaktadır. Bu radyoaktif maddelerin kullanımı sonucu doğal olarak radyoaktif atıklar oluşur. Genel olarak nükleer tıp laboratuvarlarında uygulanan yöntem ve radyoaktif kaynağına bağlı olarak; katı, sıvı, biyolojik, kesici ve havaya yayılan radyoaktif atıklar oluşabilmektedir. Katı veya sıvı bütün radyoaktif tıbbi atıkların bertarafı otoritelerinin kontrolü altında çok dikkatli bir şekilde gerçekleştirilmelidir.

Radyofarmasötikler, tıpta teşhis ve tedavi amacıyla kullanılan radyoaktif maddelerdir. Tiroid bezinin iyod elementini bünyesinde yüksek oranda toplama özelliği hipertiroidinin ve tiroid kanserinin tedavileri alanında radyoaktif iyodun ışınlarından yararlanma yönteminin gelişmesine olanak sağlamıştır. Nükleer tıpta radyofarmasötiklerin % 95'i teşhis amacıyla kullanılırken ancak % 5'i tedavi amacıyla kullanılmaktadır. Radyofarmasötikler hastaya ağız, damar, solunum, cilt-altı ve beyin-omurilik sıvısı yolları ile uygulanmaktadır.

Diğer ilaçlarda olduğu gibi radyoaktif ilaçlar da insan metabolizmasından dışkı ve idrarla ilaç metabolitleri veya hiç değişmeden atılmakta ve sucul sistemlere çeşitli yollarla ulaşmaktadırlar. Bu yollardan en önemlileri evsel atıksular, hastane atıksuları, ilaç endüstrisi atıksuları ve deponi sızıntı sularıdır. Kısmen veya hiç arıtılmadan alıcı ortama verilen bu maddeler; nehirlerin, göllerin, denizlerin, haliçlerin ve sıklıkla da yeraltı ve

içme sularının kirlenmesine neden olmaktadır. Radyasyon Güvenliği Yönetmeliği'ne göre radyasyon görevlileri için etkin doz ardışık beş yılın ortalaması 20mSv, toplum üyesi kişiler için etkin doz 1 yılda 1mSv'i geçemez [41].

En sık kullanılan radyofarmasötikler Tc-99m, F-18 FDG ve I-131'dir. Son zamanlarda bu radyonüklidlere Y-90, Lu-177 ve Ga-68 de ilave edilmiştir. Ayrıca nadir olarak Tl-201, Ga-67 ve Sm-153 kullanılmaktadır. Tanısal amaçlı olarak Tc-99m ile işaretli birçok radyofarmasötik kullanılarak böbrek, kalp, kemik ve tiroit sintigrafileri yapılmaktadır ve F-18 FDG ve Ga-68 ile işaretli radyofarmasötikler onkolojik görüntülemelerde kullanılan PET ajanlarıdır. Tedavi amaçlı en sık kullanılan radyonüklid I131'dir ve yarılanma ömrü 8 gündür [42]. Bu elementlerin bazıları kontrollü şartlarda kullanılmadığından yayılma riski taşımaktadır. I131 tiroit kanserinin tedavisinde kullanılmaktadır. Yapılan çalışmalarda oral olarak uygulanan I131 dozunun % 60-70 oranında idrar yoluyla dışarı atıldığı belirlenmiştir [25]. Ağız yolu ile hastalara verilen I-131 bir kısmı tiroit dokusunda tutulduktan sonra geri kalan kısmının çoğu idrarla, çok az bir kısmı dışkı ile atılır, tükürük ve ciltten sekrete edilir. Dolayısıyla tedavi sırasında hastaların kullanmış olduğu kendi çarşaf, pijama ve iç çamaşırları kısmen kontamine olmaktadır.

Hastanelerde sıvı radyoaktiflerin yarılanma ömürleri tamamlana kadar yönetmeliklerce belirlenmiş özel sıvı atık depolarında bekletilmesi gereklidir. Bu depolarda hastaların dışkı, idrar, banyo suları ve radyoaktif malzemenin yıkanması ile oluşan sızılar toplanarak gerekli sürelerde bekletilir. Depodaki radyoaktivite miktarı gerekli süreler bekletildikten sonra ölçülür ve uygun değerlerde ise kanalizasyon sistemine boşaltılır. Radyoaktif sıvı atıkların kanalizasyona deşarj edilirken uyulması gereken bazı önemli hususlar vardır. Özel ve başka çalışmaların yürütülmediği bir lavabodan doğrudan dirsek bağlantısı olmayan borularla kanalizasyon sistemine deşarj edilmesi gereklidir ve deşarj edilen radyoaktif sızılar su içerisinde çözülebilir özellikte olması gereklidir. İçeriğinde zehirli, tehlikeli maddeler mevcutsa kanalizasyona deşarj edilemeden önce gerekli işlemlere tabi tutulması gerekmektedir [41].

Bazı radyoaktif maddelerin kanalizasyon sistemine deşarj limitleri ile ilgili uygulama şu şekildedir: Sadece H-3 (trityum) ve/veya C-14 (karbon-14) içeren sintilasyon çözeltilerinin radyoaktivite konsantrasyonları 100 Bq/mL (Bequerel (Bq): Saniyede 1

parçalanma n yapan çekirdeğin aktivitesidir) değerini aşmaması gereklidir. İlk maddede belirtilen sınırların dışında sıvı atıklar için radyoaktivite değerleri kanalizasyon sistemine her boşaltımda radyoaktivite miktarı 1 ALI_{min} (ALI: Radyoaktif maddelerin Becquerel cinsinden yıllık olarak vücuda alınabilir sınır değerlerdir) değerinden fazla olmamalıdır ve her bir laboratuarda veya eşdeğeri üniteden her ay kanalizasyona gönderilecek olan toplam aktivite 10 ALI_{min} değerini geçmemelidir. Eğer radyoaktif sıvı atığında birden fazla radyonüklid bulundurması halinde kanalizasyona gönderilecek toplam radyoaktivite gerekli hesaplamalar yapılarak deşarj edilmelidir [43].

Radyoaktif sıvı atıkların toplanması, depolanması ve bertarafı TAEK tarafından oluşturulan yönetmeliklerce belirlenmiştir. Hastanelerin de bu kurallara göre radyoaktif katı ve sıvı atıklarını bertaraf etmesi gereklidir. Ancak çoğu zaman oluşan radyoaktif sıvı atıkların kontrolü yeterince yapılamamaktadır. Özellikle hastalara tanı ve tedavi amaçlı uygulanan radyofarmasötiklerin idrar ve dışkı yolu ile doğrudan kanalizasyona ulaşması söz konusudur. Hastaların bu konuda kontrolü, bir çok sağlık kuruluşu tarafından yapılamamaktadır.

2.3.3 Mikrokirleticiler

Son yıllarda bilim adamları sucul ortam canlıları üzerinde bazı değişimler tespit etmişlerdir, örneğin bazı balık türlerinin erkek cinslerinde dişilik hormonlarının arttığı belirlenmiştir. Bu durumun sebebi araştırıldığında nehir, göl ve akarsu gibi su kaynaklarında hormon düzenleyici ilaç kalıntılarına rastlanmıştır ve bu ilaç kalıntılarına maruz kalan erkek balıklarda dişilik hormonlarının artmış olduğu gözlenmiştir. İlaç kalıntılarının su kaynaklarında tespiti ve hangi yollarla su kaynaklarına ulaştığı ile ilgili çalışmalar önem kazanmıştır. Daha önceleri su kalitesini incelemek için kullanılan parametrelerin yetersiz olduğu ve yüzey aktif maddeler, farmasötik ve ilaç kalıntıları, kişisel bakım ürünleri, endokrin bozucular, pestisidler gibi pek çok maddenin de sularda tespit edilmesi i ve yeni oluşturulacak yönetmeliklerce deşarj limitlerinin belirlenmesi ve kontrolünün yapılması gerekliliği ortaya çıkmıştır. Bu maddeler genel olarak mikrokirleticiler olarak adlandırılmaktadır.

Farmasötik ürünler genellikle biyolojik etkilere sahip, dirençli ve lipofilik maddelerdir. Farmasötikler kullanıldıktan sonra organizma tarafından tümüyle absorbe

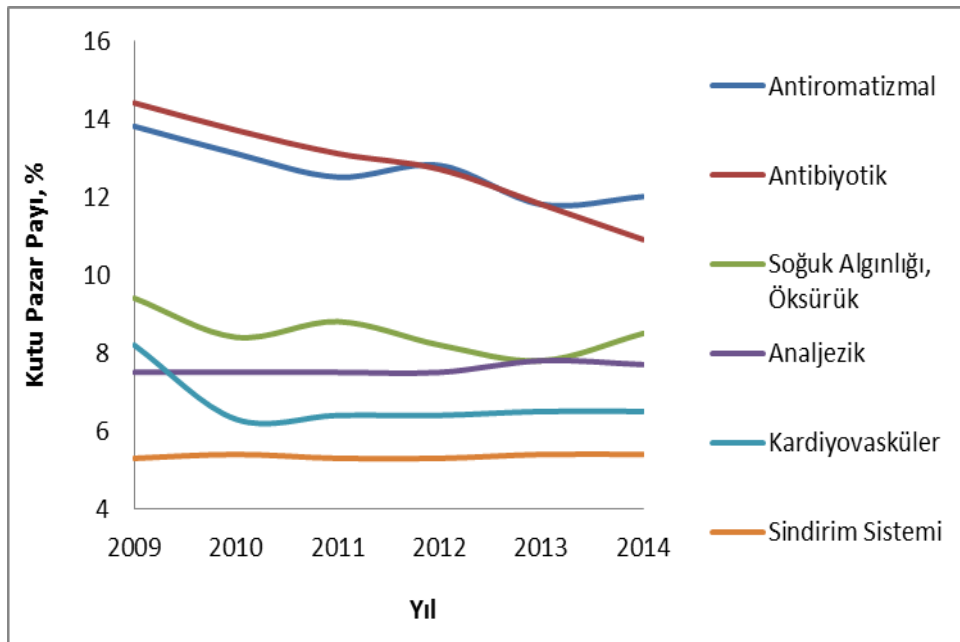
edilemeyerek vücuttan idrar ve dışkı yolu ile uzaklaşırlar. Metabolize olamayan kısmın oranı hastaya, ilacın türüne ve ilacın en son uygulandığı zamana bağlı olarak değişmektedir [44]. İlaç kalıntıları su çevrelerine farklı yollarla taşınmaktadır. Veteriner farmasötiklerinin çoğunluğu ekosisteme doğrudan deşarj edilirken, insan farmasötikleri hastaneler, evler ve işyerlerinden kanalizasyon sistemi ile atıksu arıtma tesislerine oradan da yüzeysel su kaynaklarına ulaşır.

Farmasötikler/ilaçlar tanı ve tedavi amaçlı olarak kullanılmaktadır. Tanı hizmetleri hastaneler ve diğer sağlık kuruluşlarınca gerçekleştirilmektedir. Tedaviler ya sağlık kuruluşlarında ya da evde uygulanmaktadır. Hastalar yatarak tedavi göreceği gibi ayaktan reçeteli olarak da tedavi olabilirler. Bu durum ilaç kullanımı ile oluşan ilaç kalıntılarının hastane, ev ve işyerleri gibi birçok noktadan kaynaklandığını göstermektedir. Hastaneler bu kaynaklar içerisinde tanı ve tedavi işlemlerinin yoğun olarak yapıldığı yerler olmasından dolayı ilaç kalıntılarının ya da mikrokirletici konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu birimlerdir.

İlaçlar, tedavi gruplarına göre sınıflandırılırlar ve etken madde türüne göre ticari isimler alırlar. Genel olarak insanlarda tedavi amaçlı gruplar incelenirse; antibiyotikler, analjezikler, antikoagülanlar, sitotoksikler, nöropatikler, diyabetikler, hipertansifler, kardiyovasküler ve endokrin grubu ilaçlar olarak sıralanabilir. Bunlar dışında da birçok tür ilaç kullanılmaktadır. Ayrıca veterinerlik ve tarım uygulamalarında da birçok ilaç tüketilmektedir. Hastaneler ele alındığında buralarda insana yönelik tanı ve tedavi ilaçlarının tüketildiği görülmektedir. Farmasötik maddelerin büyük bir kısmı, insan ve hayvanlarda hastalıkların önlenmesi, teşhisi ve tedavisi için kullanılır. Yılda kişi başına ilaç tüketimin dünya çapında ortalama yaklaşık 15 gr, sanayileşmiş ülkelerde 50 ile 150 gr arasında olduğu tahmin edilmektedir [45].

Avrupa’da yılda ortalama 10.000 ton antibiyotik tüketilmektedir. Tüketilen bu miktarın yarısı insanlarda kullanılan ilaçlar diğer yarısı ise veterinerlik ilaçlarından oluşmaktadır. İnsan amaçlı kullanılan bu antibiyotiklerin %26’sı hastanelerde tüketilmektedir. Antibiyotikler ve onların metabolitleri atıksuya dışkı ve idrarla salgılanırlar ve bu durumla başlayan yolculukları atıksu arıtma tesisleri aracılığı ile su kaynaklarında son bulmaktadır [32].

Türkiye ilaç pazarında, tüm sunuş biçimleriyle 2006 yılı itibarı ile 6200 ilaç olduğu tespit edilmiştir. Bu ilaçların % 36'sını ithal ilaçlar, % 64'ünü Türkiye'de üretilen ilaçlar oluşturmaktadır. Şekil 2.5'de Türkiye'de yıllar bazında tedavi gruplarına göre ilaç tüketim oranları verilmiştir. En çok tüketilen ilaçların antibiyotik ve antiromatizmal grubu ilaçlar olduğu görülmektedir. Antibiyotik kullanım oranı son yıllarda %14 civarından % 11 civarına düşmüştür, bunun nedeni bilinçsiz antibiyotik kullanımının önceki yıllarda daha çok olmasıdır. Antibiyotiklere karşı dirençli bakterilerin artması ve bilinçsizce antibiyotik tüketiminin artması nedeniyle otoritelerce önlemler alınmaya başlamıştır ve bu bağlamda yapılan çalışmaların sonucu olarak antibiyotikler hala en çok tüketilen grup olmasına rağmen tüketimi önceki yıllara göre azalmıştır. Antibiyotikler içerisinde en yaygın kullanılan etken maddeler, Ampicilin, Amoksisilin, Ciprofloksacin, Penisillin olarak sıralanabilir. Analjezikler her yaş ve her hasta grubunda kullanılabildiği için ve bu grup ilaçların büyük bir çoğunluğunun reçetesiz alınabilmesiyle de tüketim oranlarının yüksek olduğu ilaçlardır. Şekil 2.5'de yıllara göre tüketim oranlarında belirgin bir değişim olmadığı görülmektedir. Analjezik grubu ilaçlarda en yaygın kullanılan etken maddeler, Parasetamol, Diclofenac, Naproxen, İbuprofen, Ketoprofen, Acetylsalicylic Acid olarak sıralanabilir.



Şekil 2.5 Türkiye'de tedavi gruplarına göre ilaç tüketim oranları [46]

Antiromatizmal grubu ilaçların tüketim oranları son yıllarda düşmesine rağmen en yüksek tüketim oranına sahip gruplardan biridir. Kardiyovasküler (kalp ve damar ile ilgili) ve sindirim sistemi ilaçlarının tüketim oranları yıllara göre belirgin bir değişiklik göstermektedir.

Çizelge 2.10'da Türkiye'de yıllara göre ilaçların tüketim miktarları milyon kutu olarak verilmiştir. Sınıflandırma tedavi grubuna göre değil, etkili olduğu sisteme/organa göre yapılmıştır. Ayrıca tanı ve diğer işlemlerde kullanılan ilaç miktarları verilmiştir. 2010 - 2014 yılları incelendiğinde ilaç tüketim miktarlarının en çok olduğu sistemler; gastrointestinal ve metabolizma, solunum sistemi, sistematik antienfektifler, sinir sistemi, kas ve iskelet sistemi, kardiyovasküler sistemleridir. Yıllara göre tüketim miktarı değişimlerine bakıldığında her grupta her yıl artış olduğu görülmektedir. 2014 yılı toplam tüketilen ilaç miktarı ise 1.696,97 milyon kutudur. Bu tüketilen ilaçlar hastaneler, diğer sağlık kuruluşları, hasta kullanımı yolu ile kanalizasyon sistemine ulaşmaktadır. Bunun yanı sıra tüketilmeyen ilaçların bir kısmı çöpe atıldığından katı atık depo sahalarından sızıntı yolu ile yeraltı suyu kaynaklarına ulaşmaktadır.

Çizelge 2.10 Türkiye'de yıllara göre ilaçların tüketim miktarları, (milyon kutu) [4]

	2010	2011	2012	2013	2014
Gastrointestinal ve Metabolizma	243,1	268,7	278,8	280,6	286,7
Solunum Sistemi	231,3	268,7	257,8	263,8	276,5
Sistematik Antienfektifler	266,0	280,8	278,4	275,1	270,3
Sinir Sistemi	211,0	234,5	242,6	258,5	260,7
Kas ve iskelet Sistemi	207,1	222,8	233,4	216,8	228,0
Kardiyovasküler Sistem	155,8	168,9	177,5	185,2	191,4
Dermatolojide Kullanılan İlaçlar	87,0	97,6	101,6	96,5	98,8

Çizelge 2.10 Türkiye’de yıllara göre ilaçların tüketim miktarları, (milyon kutu) [4]
(devamı)

Kan ve Kan Yapıcı Organlar	66,4	72,6	77,8	77,1	82,7
Hastane Solusyonları	46,4	59,2	61,9	72,1	75,8
Ürojenital Sistem ve Seks Hormonlar	56,2	63,4	64,4	64,1	66,1
Duyu Organları	46,5	48,9	50,6	55,2	58,2
Sistemik Hormon Preparatları	30,3	36,5	37,5	37,5	41,7
Teşhis Amaçlı Ajanlar	9,1	11,1	11,7	13,2	14,8
Antineoplastik ve İmmünomodülatör Ajanlar	6,3	6,9	7,6	8,2	9,3
Parazitoloji	5,0	5,0	4,7	5,1	5,0
Muhtelif (Diğer)	2,2	2,6	2,9	3,4	4,0
Toplam İlaç Tüketimi	1.669,90	1.848,30	1.889,40	1.912,20	1.969,97

Tanı ve tedavi amaçlı kullanılan bazı ilaçlar EPA (Çevre Koruma Ajansı)’nın tehlikeli atık listeleri içerisinde yer almaktadır. Uygun arıtma, depolama, taşıma ve imha yapılmadığı takdirde insanların ölümüne, yaralanmasına ve hastalıklara ya da çevrenin zarar görmesine neden olabilecek katı, sıvı ve gaz halindeki atıklar “Tehlikeli Atıklar” olarak adlandırılır. Bir atığın tehlikeli olup olmadığına karar verirken esas alınan kriterler; atığın bileşimi, atık içindeki bileşenlerin miktarları ve kimyasal reaktifleri, atığın fiziksel durumu, çevredeki etkileri ve kalıcılığı şeklinde özetlenebilir. Tehlikeli atık karakterlerinden en az bir veya daha çoğuna sahip olan maddeler, EPA tarafından tehlike derecelerine göre sınıflandırılmıştır. “P” ve “U” listeleri birbirine benzer özellik

göstermekle birlikte, “P” listesindeki maddeler akut tehlikeli maddeler, “U” listesindeki maddeler toksik atık olarak ifade edilmiştir. Çizelge 2.11’de EPA’nın “P” ve “U” listelerine giren bazı ilaçlar verilmiştir. Listede bulunan ilaçlardan Warfarin antikoagülant (pıhtılaşmayı engelleyen) yani halk arasında kan sulandırıcı olarak bilinen özellikle kalp ve damar hastalarının yaygın olarak kullandığı bir ilaçtır. Listede bulunan Sakarin yapay tatlandırıcı olarak birçok kişi tarafından kullanılmaktadır. Ayrıca Nitrogliserin özellikle hipertansiyon hastalarının ve acil durumlar ya da cerrahi işlemlerde sıklıkla kullandığı halk arasında dilaltı olarak da bilinen tansiyon düzenleyici bir ilaçtır.

Çizelge 2.11 EPA-P ve EPA-U listesindeki bazı ilaçlar [45]

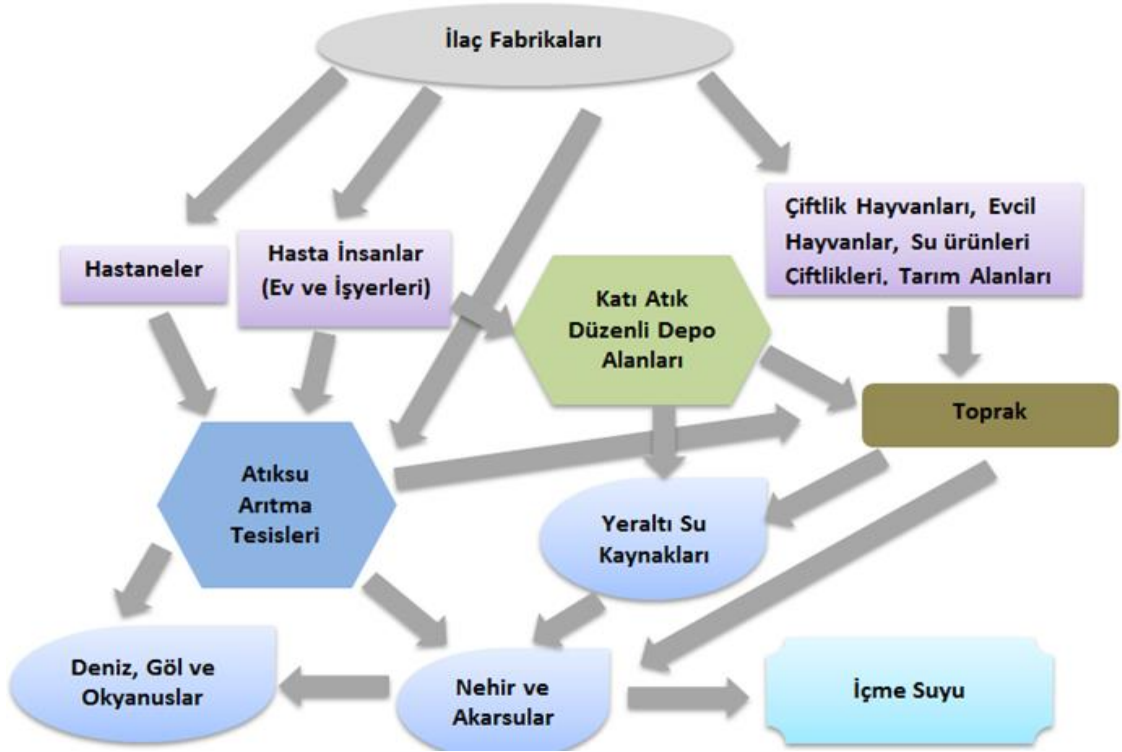
Tehlikeli Atık Kodu	İlaç Etken Maddesi
P001	Warfarin (> %0,3)
P042	Epinefrin
P046	Fentermin
P075	Nikotin
P081	Nitrogliserin
P188	Fizostigimin (Salisilat)
P204	Fizostigimin
U034	Kloralhidrat
U089	Dietilstilbestrol
U129	Lindan
U187	Fenasetin
U200	Rezerpin
U202	Sakarin
U248	Warfarin (< %0,3)

Çeşitli nedenlerle evlerde biriken birçok ilaç vardır ve bunların çoğu zaman kaza veya istemsiz zehirlenmelere neden olduğu bilinen bir gerçektir. Gerek ülkemizde gerek diğer ülkelerde zaman zaman evde biriken ilaçların toplanması ile ilgili kampanyalar düzenlenmektedir. Ancak evlerde biriken ilaçlar çoğu zaman ya çöpe atılmakta ya da tuvalete dökülmektedir. Bound ve Voulvoulis [47] tarafından gerçekleştirilen bir anket çalışmasında, kullanılmayan ve süresi dolmuş ilaçların bertarafını araştırmak için İngiltere’de 400 hane üyesiyle görüşülmüştür. Katılımcıların yarısının ilaçlarını bitirmediğini ve bu bitmemiş ilaçların % 63,2’sinin evsel atık olduğu, %21,8’inin eczaneye geri götürüldüğü, %11,5’inin lavabo ya da tuvalete atıldığı belirtilmiştir. Almanya’da, insanlara yönelik tıbbi bakımdan her yıl 16000 ton kadar farmasötik atık bertaraf edilir ve bunun %60-80’ini de tuvaletten atılır veya normal evsel atıklarla birlikte bertaraf edilir [48].

İlaçların üretimden itibaren hangi yolları izleyerek içme suyu kaynaklarına ulaştığı Şekil 2.6’da gösterilmiştir. İlaçlar üretiminden sonra hasta insanlar tarafından hastanelerde, evlerde ve işyerlerinde tüketilirler. Tüketilen ilaçların insan vücudunda metabolize olmayan kısımları idrar ve dışkı yolu ile kanalizasyon sistemine ulaşır ve/veya evde biriken kullanılmayan ilaçlar çöpe atılarak katı atık düzenli depo sahalarına ardından da sızma yolu ile yeraltı su kaynaklarına ulaşır. Hastanelerde teşhis, tedavi ve diğer faaliyetler için çok sayıda ilaç, solvent, dezenfektan kullanılmaktadır ve bunun sonucunda hastane atıksu kanalı ile şehir atıksu arıtma tesislerine bu ilaçların metabolitleri ulaşmaktadır. Öte yandan tarım alanlarında, çiftlik hayvanlarında, su ürünleri çiftliklerinde ve evcil hayvanlarda veterinerlik ilaçları ve pestisistler kullanılmaktadır. Buralarda kullanılan ilaçlar topraktan sızarak yeraltı su kaynaklarına ya da nehir, akarsu gibi yüzeysel su kaynaklarına ulaşırlar. Atıksu arıtma tesisi çıkışları deniz, göl, nehir gibi yüzeysel su kaynaklarına verilir. İlaç kalıntıları yüzeysel sulardan filtreleme ve sızma yolları ile yeraltı suyuna geçebilmektedir. Örneğin; Carbamazepine 610 ng/L konsantrasyonlarında yeraltı suyunda tespit edilmiştir [49]. İlaç kalıntıları ya da mikrokirleticiler yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarından içme suyuna ulaşmaktadır.

Eğer ilaç kalıntıları içme suyu arıtma tesisleri tarafından etkin bir şekilde sudan giderilmezse, insanlar tarafından istenmeden tüketilir. Bunun bir örneği olarak kandaki lipid oranını düzenleyen bir metabolit olan Klofibril Asit Berlin’de musluk suyunda 10 -

165 ng/L arasında değişen konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Ayrıca Diklofenak da 10 ng/L' den az olarak tespit edilmiştir [10]. Carbamazepine ve Diklofenac bugüne kadar sularda en sık saptanan ilaç kalıntılarıdır. Carbamazepine nöbetleri kontrol etmek için kullanılan bir antiepileptik ilaçtır ve Diklofenac önemli bir NSAID (steroid olmayan arilasetik asit antienflamatuar) grubu antienflamatuardır.



Şekil 2.6 İlaçların içme suyu kaynaklarına ulaşması

Hastane atıksularında yaygın olarak tedavi gruplarına göre; ağrı kesiciler, antibiyotikler, sara ilaçları, hipertansiyon, kalp hastalıkları ilaçları, kolesterol ilaçları ve kanser ilaçları bulunmaktadır [10], [12], [50].

Kümmerer [12], kentsel atıksulardaki (hastane atıksularının katılımlarının olduğu atıksular için) toplam antibiyotik yüklemesini 50 µg/l olarak hesaplamıştır. Bu konsantrasyon tarihi geçmiş ve artık antibiyotiklerin ev drenajlarına verilen kısmı ile hesaplanmıştır ve toplam antibiyotiklerin %20-40'ına tekabül etmektedir. Giger vd., [51], hastane atıksularında bulunan Ciprofloxacin için tahmini etki etmeyen konsantrasyon değerini 3-10 µg/L olarak açıklamışlardır. Andreozzi vd. [28] yaptıkları çalışma ile Avrupa'daki atıksu arıtma tesislerinin çıkışında tespit edilmemiş bazı florokinolonları tespit etmişlerdir. Ayrıca Hirsch vd. [52] tarafından yapılan çalışmada büyümeyi destekleyici

ilaçları kullanmış hayvanların gübresinin kullanıldığı tarım alanlarının, farmasötik atık ve atıksulara maruz kalmış su kültürleri ile depolama alanlarının çevrede antibiyotikler için önemli birer kaynak olduğunu belirtmişlerdir.

Verlicchi v.d.[11] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksuyundaki ve kentsel atıksudaki mikrokirletici konsantrasyonları Çizelge 2.12’de verilmiştir. Hastane atıksuyundaki analjezik, antibiyotik ve sitotoksiklerin değerleri kentsel atıksu değerlerinden yaklaşık 10 kat daha fazladır. Kentsel atıksuda analjeziklerin konsantrasyonu 11,9 µg/L, hastane atıksuyunda ise 100 µg/L olarak tespit edilmiştir. AOX ve ICM konsantrasyonlarının hastane atıksuyunda kentsel atıksulara göre çok daha yüksek olduğu görülmektedir. AOX konsantrasyonu hastane atıksuyu ve kentsel atıksu için sırasıyla 1.371 µg/L ve 150 µg/L, ICM konsantrasyonu ise hastane atıksuyu ve kentsel atıksu için sırasıyla 1.008 µg/L ve 6,99 µg/L’dir. β-blokerler hastane atıksuyunda daha yüksek konsantrasyonda tespit edilmiştir fakat kentsel atıksular ile belirgin bir farklılık yoktur. Hormonlar hastane ve kentsel atıksuda benzer konsantrasyonlarda tespit edilmiştir.

Çizelge 2.12 Hastane ve kentsel atıksuda ortalama mikrokirletici konsantrasyonları [11]

Tedavi Sınıfı	Hastane Atıksuyu Ortlama değerler	Kentsel Atıksuyu Ortlama değerler
Analjezikler, µg L ⁻¹	100	11,9
Antibiyotikler, µg L ⁻¹	11	1,17
Sitotoksikler, µg L ⁻¹	24	2,97
β-blokerlar, µg L ⁻¹	5,9	3,21
Hormonlar, µg L ⁻¹	0,16	0,10
ICM, µg L ⁻¹	1.008	6,99
AOX, µg L ⁻¹	1.371	150
Gadolinium, µg L ⁻¹	32	0,7
Platinyum, µg L ⁻¹	13	0-155
Civa, µg L ⁻¹	1,65	0,54

Hastane çıkış sularında ICM (iyonize X-Ray Kontrast Medya), antitümör ajanlar, carbamazepin, diklofenak, metamizole ve antibiyotikler bulunmaktadır. ICM ve sitostatikler en fazla hastanelerden üretilirler. ICM'lerin tamamı hastanelerde radyoloji uygulamalarında kullanılmakta ve sitotistik siklofosfamidlerin toplam tüketiminin %70'i hastanelerde kullanılmaktadır. ICMs'lerin hidrofilik olmasından dolayı bu maddeler organik maddelerde tutunmayıp ve organizmada birikmediği için doğada su fazında kalırlar [32].

ICMs yumuşak dokuların X-Ray görüntülemesinde kullanılmaktadır. Bir tedavi için yaklaşık 100 gram X-Ray konsantre malzemesi kullanılmaktadır. Bu değer yaklaşık olarak 30 gram absorblanabilir organik iyotlanmış ürünü (AIO) temsil etmektedir. AIO'lar biyolojik olarak inerts ve vücuttan geçerken metabolizmaya karşı stabildirler. Vücuda alındıktan bir gün sonra atılırlar ve en nihayetinde atıksu arıtma tesisine ulaşırlar.

Siklofosfamid ve ifosfamidler arıtma tesislerinde ve yüzeysel sularda görülmüştür. DNA sentezini inhibe ederek DNA'ya zarar vermesi ve üstelik konserojen ve teratojen olması, hala kanıtlanmamış olsa da çevreye etkileri yüksektir. ICM'ler toksikolojik maddeler değildir ancak genel anlamda kalıcı polar bileşiklerdir ve yer altı suyunda 2,4 µg/l civarında İopamidol (sıklıkla kullanılan ICM türlerinden biri) ölçülmüştür. Hastanelerde ICM ve sitostatiklerin yüksek miktarda uygulanması, bu maddelerin sucul ortama bulaştığını ve hastane atık suyunun bu kirleticilerin yayılmasındaki en önemli kaynak olacağını düşündürmektedir. Birçok ülkede hastane atık suları ayrı olarak arıtılmadığı için bu kirlilikler kanalizasyon sistemi vasıtasıyla evsel atık sular ile karışmaktadır. Hastane atık suundaki toksisitenin evsel atık sulardan 5-15 kat daha fazla olduğu kabul edilmektedir [53].

Çizelge 2.13'de literatürde bulunan çeşitli çalışmalardan derlenmiş antibiyotik konsantrasyonları ve tespit edildiği yerler verilmiştir. Hastane atıksuyunda Ampicillin ve Ciprofloksasin konsantrasyonları sırasıyla 20 - 80 µg/L ve 0,7 - 124,5 µg/L olarak tespit edilmiştir [12]. Nehir suyunda Tetraksilin konsantrasyonu 1 µg/L olarak tespit edilmiştir [54]. Nehir sularında max. Sülfametazin konsantrasyonu 0,16 µg/L olarak tespit edilmiştir [52].

Çizelge 2.13 Çeşitli çalışmalarda su kaynaklarında belirlenen antibiyotik konsantrasyonları

Etken Madde	Konsantrasyon	Tespit Edildiği Yer	Referans
Ampisilin, µg/L	20-80	Hastane atıksuyu	[12]
Kloramfenikol, µg/L	0,06 (max)	Yüzeysel su	[52]
Ciprofloksasin, µg/L	0,7-124,5	Hastane atıksuyu	[12]
Klaritromisin, µg/L	0,24 (max)	Eysel atıksu arıtma tesisi çıkışı	[12]
Eritromisin, ng/L	47,4 (ort.)	Eysel atıksu arıtma tesisi çıkışı	[55]
Norfloksasin, ng/L	45-120	Arıtma tesisi çıkışı	[56]
Penisilin Grupları, ng/L	>10	Kullanma suyu	[54]
Sülfametazin, µg/L	0,16 (max)	Yeraltı suyu	[52]
Tetrasiklin, µg/L	1	Nehir Suyu	[54]
Trimetopirim, µg/L	0,66 (max)	Eysel atıksu arıtma tesisi çıkışı	[52]

Çizelge 2.14’de bazı ilaçların atıksudaki ve klasik atıksu arıtma tesisi çıkışındaki konsantrasyonları ve maksimum arıtma verimleri verilmiştir. Diclofenac için maximum arıtma verimi % 17 olarak belirtilmiştir [56]. Salisilik asitin atıksudaki konsantrasyonu 57 µg/L, arıtma tesisi çıkış konsantrasyonu 0,05 µg/L ve maximum arıtma verimi %99 olarak tespit edilmiştir [57].

Sularda antibiyotik kalıntılarının bulunması antimikrobiyal direncin oluşmasına neden olmaktadır. Bakterilerin antibiyotiklere karşı direnç oluşturmaları ile tedavilerde antibiyotik kullanımı etkisiz kalmaktadır. Bu durum antimikrobiyal direnç kısmında ayrıntılı bir şekilde anlatılmıştır.

Çizelge 2.14 Bazı ilaçların atıksudaki ve arıtma tesisi çıkışındaki değerleri

Etken Madde	Atıksudaki Konsantrasyonu (µg/L)	Atıksudaki Arıtma sonrası Konsantrasyonu (µg/L)	Arıtma verimi Maksimum (%)	Referans
Asetilsalisilik Asit	3,2	0,6	81	[58]
Salisilik Asit	57	0,05	99	[57]
Dekstropoksifen	0,03	0,06	0	[56]
Diklofenac	3	2,5	17	[56]
Ibuprofen	28	3	98	[59]
Naproksen	1,8-4,6	0,8-2,6	40-55	[60]
Parasetamol	6,9	0	100	[59]

Literatürde yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar ilaçların / mikrokirleticilerin riskini belirlemek için büyük bir çaba harcanması gerektiğini göstermektedir. Hastane atıksularındaki konsantrasyon seviyeleri ile ilgili verilerin eksikliğinden dolayı, bu atıksulardan kaynaklanabilecek risk doğru olarak hesaplanamamaktadır. İlaç kalıntılarının tespitinin doğru yapılabilmesi için metotların doğru belirlenmesi çok önemlidir. Son yıllarda ilaç kalıntıları analizi için genellikle katı faz ayırımı (SPE) yöntemi kullanılmaktadır. Gaz kromatografi-kütle spektrometresi (GC-MS), GC-birleşik kütle spektrometresi (GC-MS/MS) veya sıvı kromatografi-kütle spektrometresi (LC-MS), LC-birleşik kütle spektrometresi (LC-MS/MS) çevresel ortamlardaki ilaç kalıntılarını belirlemede kullanılan çok önemli ve hassas yöntemlerdir [61].

2.3.4 Mikrobiyolojik Özellikler

Hastane atıksularından ileri gelen en önemli problemlerden biri bakteri, virüs ve helmintler gibi patojenleri muhtevalarında bulundurmalarından kaynaklanmaktadır. Mikrobiyolojik açıdan hastaneler, evsel atıksulardan daha düşük bir yüke sahiptir. Mikrobiyolojik açıdan ortaya çıkan tehlike antibiyotiklere dirençli bakterilerin (*Proteus*

vulgaris, *Mycobacteria*) ve hastanelere özel türlerin (*Enterobacter sakazakii*) bulunmasıdır.

Hastane atıksularında bakteriyel flora konsantrasyonu 100 mL de $2,4 \times 10^3$ [62] ile 3×10^5 [37] arasında değişmektedir. Bu konsantrasyon aralıkları genel olarak evsel atıksular için verilen $10^8/100$ mL [57] konsantrasyonundan düşüktür. Hastane atıksularındaki fekal bakteriler için bu düşük en muhtemel sayı değerleri dezenfektan ve antibiyotiklerin mevcudiyetinden kaynaklanmaktadır.

Hastane atıksularında virüsel kirliliğin işaretçilerinin varlıkları diğer virüslerle bağlantılıdır. Araştırma laboratuvarları ve hastanelerin drenaj ağında doğrudan istenmeyen bu sıvı atıksular belli fizikokimyasal şartlar altında kentsel kanalizasyon sistemlerine ve atıksu arıtma tesislerinde virüslerin varlığına katkıda bulunabilmektedir. Casson vd. [63] tarafından yapılan bir çalışmada HIV'in bulaşıcı partiküllerinin (IP) doğal sularda ve atıksularda mevcut olduğu tespit edilmiştir. Lue-Hing vd. [64] Chicago şehri için HIV'in IP konsantrasyonunun litre başına 1.4×10^{-2} ve 8.6×10^{-1} (atıksuyun litresi başına 1 IP'den daha düşük) arasında olduğunu belirtilmiştir.

Hastane atıksuları genellikle dezenfektanların düzenli kullanımından kaynaklanan çok zayıf bir mikrobiyolojik yüke sahiptirler. Dezenfektanlar atıksu arıtma tesisinin biyolojik prosesi üzerinde negatif bir etkiye sahip olabilmektedirler. Bu atıksuların kentsel kanalizasyon sistemine deşarjından sonra seyredildiği düşünülse bile, doğal çevreyi korumak için kentsel kanalizasyon sistemine deşarj edilmeden önce hastane atıksuyunun mutlaka arıtılması gerektiği ortadadır [62].

Blanch vd. [65] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularında *Enterococcal* popülasyonlarda coğrafik farklılıklar araştırılmıştır. Kentsel atıksu arıtma tesisleri İsveç, İspanya ve İngiltere'de hastane atıksularını kabul etmektedirler. Atıksuda en yaygın bulunan *Enterococci* türü, *Enterococcus Fekaium* ve *Enterococcus Fekalis'tir* ve insan ile hayvan fekalinin dağılımını yansıtır. Ayrıca bunlar en yaygın vankomisin direnci gösteren *Entrococci* türleridir Schwartz vd. [66] Hastane atıksuyu biyofilmi üzerinde yapılan çalışmada, *Enterococciden* vankomomizin-direnç geni vanA, staphylococciden methisilin-direnç geni mecA ve *Entrobacteria'dan* β -laktam- direnç geni ampC' yı kuvvetlendirdiği yani direnç oluşturduğu gözlenmiştir. Ayrıca vanA genleri ve ampC

genleri diğ er atıksularda ve  evre biyofilmlerinde tespit edilmiştir. Aynı durum Guillaume vd. [67] tarafından yapılan bir çalışmada tetrasiklin direnç kuvvetleri üzerinde gözlenmiştir. Tetrasiklin direnç kuvvetlerinin en yüksek yüzdesi hastane atıksularının arıtıldığı tesislerde bulunmuştur.

Ruiz v.d. [68], tarafından yapılan çalışmada *Pseudomonas aeruginosa*’nın yüksek antibiyotik duyarlılığına sahip olduğu tespit edilmişdir. Hastane musluk suyundan ve aynı hastanenin klinik izolatlarından toplanmış numunelerde klinik izolatların birçok antibiyotiğe karşı %32 direnç gösterdiği h lbuki çevresel izolatların bu antibiyotiklere karşı hassas olduğu ve Ofloksazin direncinin %5 olduğu belirlenmiştir. Bir ABD hastanesinde 5 yıllık periyotta (1998-2002) antipseudomonal antibiyotiklere karşı direnç %20’den daha fazla oranda (%34-37 imipenemde) artmıştır. 1998 yılında izolatların çalışılan 4 antibiyotiğin tamamına duyarlılığı %78 iken 2002 yılında bu değer %27’ye azalmıştır. Aynı zamanda bu 4 antibiyotiğin tamamına karşı izolatların direnci sıfırdan %32’ ye çıkmıştır [69].

Yapılan çalışmalarda, atıksu arıtma tesisi deşarjlarında ve yüzeysel sularda farklı konsantrasyonlarda antibiyotiklere rastlanmıştır. Suda antibiyotiklerin bulunması çevresel açıdan önemlidir çünkü antibiyotik kirleticiler mikrobiyal ekolojiyi bozabilir, antibiyotiklere dirençli patojenlerin çoğalmasını hızlandırabilir ve insan sağlığını tehlikeye atabilir. Atıksuda antibiyotiklerin bulunması su kaynaklarının planlanması ve suyun tekrar kullanılması konularında da zorluklara sebep olmaktadır. Hastane atıksularında bulunan bazı bakterilerin atıksu arıtma tesislerinden yüzeysel sulara geçtiği belirlenmiştir. Antibiyotik ve dezenfektanların atıksu arıtma prosesine ve mikrobiyal ekolojiye zarar verdiği bilinmektedir.

Dirençli bakterilerin dünya çapındaki artışı ve aynı zamanda yeni antibiyotiklerin geliştirilmesindeki düşüş eğilimi ciddi olumsuzluklara sahiptir. Son 60 yıl içinde antibiyotiklerin artan miktarları karşısında artık bakteriler bu antibiyotiklere karşı duyarlı değildirler. şu açıkça ortadadır ki; antibiyotikler bakteriyel direncin seçiminde, direnç genlerinin yayılmasında ve dirençli bakterinin problem oluşturmasındaki esas kaynaktır. Antibiyotik direnç sadece patojenik bakterilerde değil, karasal ve sucul ortamlarda yaşayan organizmalarda da gözlenir. Bunun yanında, yüksek sayıda dirençli

bakteri kirlenmiş ortamda yaşarken, kirlenmemiş ortamlarda yaşayan dirençli bakteri sayısının artışı insanların etkileri gözlemlenmiştir [70].

Antimikrobiyal direnç genellikle hastane çevresinde bulunur. Antimikrobiyal ilaçlar hastalık yapan bakteriye hücum ettiğinde çevredeki diğer patojenik olmayan bakterileri de etkiler ve böylece bu bakterileri yok edip daha dirençli bakteriler için yer açılmış olur [3].

Hastane atıksuyundaki dezenfektanlar, çok sayıda antibiyotiğe direnç için, daha çok genler içeren plasmidlerin birikimi için, seçici baskın tür olarak davranabilir. Doğadaki hassas bakteriyel floranın üstünlüğüne yardım eden ekolojik dengeyi sağlamak için ve insanlardaki salgın hastalıklara karşı etkili bir arıtım temin etmek için doğadaki dirençli bakterilerin seçimi ve yayılmasından kaçınılması konusunda fikir birliği edilmiştir. Çevredeki ilaç ürünlerin kaynağı, tüketim yoluyla insanların septik sisteme ve arıtma tesisine bıraktığı absorblanmamış ilaç atıklarından daha fazladır. Hastane ve kliniklerden gelen atıksular bu probleme büyük katkıda bulunmaktadır. İlaç ürünlerinin büyümeye yardımcı, koruma ve bakım amacıyla olarak kullanıldığı hayvan çiftlikleri, tarım ve balık çiftlikleri ise diğer kaynaklar arasındadır. Tehlikeli tıbbi atıklar öncelikle hatalı kullanım ve uygunsuz bertaraf ile çevreye giriş yolları bulan kimyasal ve atılmış sitotoksik ilaçlardan oluşmaktadır. Çevrede bulunmaları kanserojen yapılarından ötürü çevrede ciddi sağlık sorunları oluşturmaktadır [7].

Hastane atıksularında yapılan fizikokimyasal ve mikrobiyolojik karakterizasyon sonuçlarına göre patojenlerin bazılarının antibiyotiklere karşı çok dirençli olduğu belirlenmiştir [29]. Bu nedenle hastane atıksuları dirençli bakterileri içermesinden ve zararlı tıbbi sıvı atıklar içermesinden dolayı evsel atıksulara göre 5-15 kat daha fazla toksik etkilere sahiptir. Bu nedenle çevresel problemlere yol açabilirler [71].

Virüslerin yol açtığı kirliliğin göstergesi olan *Enterovirus* ve *Adenovirüs* gibi virüsler hastane atıksularında bulunmaktadır [22]

Verlicchi vd. [11] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksuyunda ve evsel atıksuda tespit edilen bakteri sayıları tespit edilmiştir. Çizelge 2.15’de hastane atıksuyu ve evsel atıksu için bakteri sayı aralığı ve ortalama değerleri verilmiştir. Hastane atıksuyu için *E.coli*, Fecal Koliformlar ve *Toplam Koliform* ortalama değerleri sırasıyla 10^4 , 10^5 ve 10^6

adet/100 mL olarak tespit edilmiştir. Evsel atıksular içinse *E.coli*, *Fecal Koliformlar* ve *Toplam Koliform* ortalama değerleri sırasıyla 10^5 , 10^7 ve 10^8 adet/100 mL olarak tespit edilmiştir. Yapılan bu çalışmada hastane atıksuyundaki bakteriyel popülasyonun evsel atıksulardan daha düşük bir yüke sahip olduğu görülmektedir.

Hastane atıksularında bakteriyel popülasyon hastane içi faaliyetlere, hasta yoğunluğuna ve dezanfektan kullanımının sıklığına göre değişmektedir. Özellikle kullanılan dezanfektanın türü ve miktarı çok önemlidir. Dezanfektan yükünün fazla olmadığı hastanelerde bakteriyel popülasyon evsel atıksulara benzer özellik göstermektedir.

Çizelge 2.15 Hastane ve evsel atıksuda bakteri sayıları [11]

	Hastane Atıksuyu (Aralık)	Hastane Atıksuyu (Ortalama)	Evsel Atıksuyu (Aralık)	Evsel Atıksuyu (Ortalama)
<i>E. coli</i> , Adet/100 mL	$10^3 - 10^6$	10^4	$10^6 - 10^7$	10^5
<i>Fecal Koliformlar</i> , Adet/100 mL	$10^3 - 10^7$	10^5	$10^6 - 10^8$	10^7
<i>Toplam Koliform</i> , Adet/100 mL	$10^3 - 10^8$	10^6	$10^7 - 10^{10}$	10^8

Antimikrobiyal Direnç

Hastane atıksularında gerçekleştirilen bakteriyel flora çalışmaları bu atıksulardaki bakterilerin dirençli özelliklerde olduklarını göstermiştir. Antimikrobiyal maddelere karşı ortaya çıkan bu direnç tedavisi daha zor hastalıkların ortaya çıkmasına sebep olmaktadır. Direncin gelişmesine ve artmasına sebep olan üç faktör vardır. Bunlar mutasyon, gen transferi ve seçici baskıların artması olarak sıralanabilir.

Antimikrobiyal direncin ortaya çıkması ve yayılması çok sayıda birbirine bağlı kompleks problemleri beraberinde getirmiştir. Antibiyotiklerin hayvan ve insanlarda yaygın olarak ve çok fazla uygunsuz kullanımı antibiyotiğe dirençli bakterilerin artmasına

sebepler olmuştur ve genel olarak bu durum antibiyotiğe dirençli bakterilerin çoğalmasının birinci yolu olarak kabul edilir. Çevredeki dirençli bakteri ve dirençli genlerin, çevredeki bakteriler arasında antibiyotiğe direncin çoğalmasının olası bir mekanizması da insanların antibiyotikleri bilinçsiz veya kazara yanlış uygulamalarıdır. Antibiyotikler, duyarlı bakterileri yok ederek ya da inhibe ederek, dirençli bakterilerin lehine bir durum uygulayıp; dirençli bakterilerin çevreye kolayca uyum sağlamasını ve antibiyotik direncin çevreye yayılmasını sağlar. İnsan sağlığı için ana sorun dirençli genlerin çevredeki bakterileri patojen bakterilere dönüştürmesidir. Antimikrobiyal genlerin çevreye girmesinin birkaç farklı yolu bulunmaktadır. Bu yollardan biri de atıksu arıtma tesislerine kadar ulaşan, insanlar tarafından antibiyotiklerin metabolize edilmemiş kısımların atıldığı kanalizasyon sistemleridir. Klasik bir evsel atıksu arıtma tesisinden yapılan bir çalışmada, atıksu arıtımından sonra oluşan çamurdan izole edilmiş bakterilerin %46.4'ünün bir çok antibiyotiğe dirençli olduğu tespit edilmiştir. Hastanelerden ve ilaç fabrikalarından gelen atıksuların arıtma tesislerindeki antibiyotik dirence sebep oldukları görülmektedir. Hastanelerde ve evlerde kullanılan antibiyotiklerin miktarları kentsel kanalizasyon sisteminde baskın bakterilerin türlerini belirlemektedir. Hastane atıksuyunun içerdiği yüksek miktardaki antibiyotikler ve dirençli bakteriler, duyarlı bakterilerin gelişmesini inhibe etmektedir. Buna bağlı olarak, hastane atıksuları kentsel kanalizasyon sistemindeki dirençli bakteri sayısını yükseltmektedir [70].

Şekil 2.7'de antimikrobiyal direnç epidemiyolojisi verilmiştir. Şekilde hangi sektörlerde antimikrobiyallerin kullanıldığı ve bu sektörlerin antimikrobiyal dirence katkısı gösterilmiştir ayrıca dirençli bakterilerin yayılması tanımlanmıştır. Dirençli bakterilerin çoğalmasında ve yayılmasında etkili olan sektörler aşağıdaki sıralanmıştır.

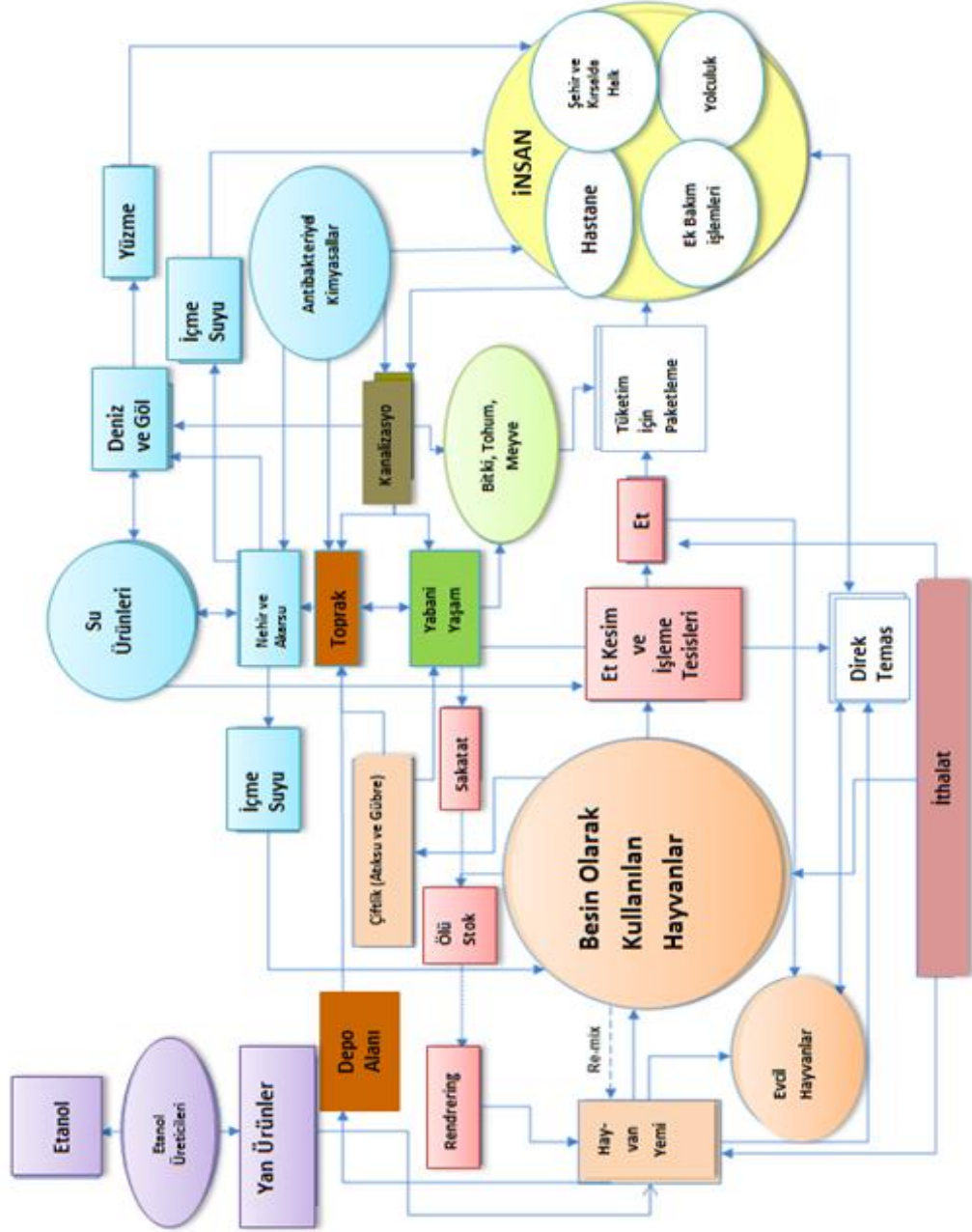
- Besin olarak tüketilen hayvanlar
- Evcil hayvanlar
- Etanol yakıt üretimi
- Tarım
- Bitki, meyve ve tohum yetiştiriciliği

- Endüstriyel ve evlerde tipik antibakteriyel kimyasallar
- İnsanlar (hastaneler, evler, işyerleri, uzun süreli bakımevleri)

Antimikrobiyal direncin bulunduğu ortamlar şöyle sıralanabilir:

- Çiftlik atıksuları, gübre ile yayılma
- Hayvan yemleri, rendering, ölü hayvanlar, sakatatlar, kesimhaneler, et işleme tesisleri
- İçme suları, nehir ve akarsular, deniz ve göller
- Düzenli katı atık depolama sahaları, toprak, kanalizasyon sistemleri
- Distilasyon yan ürünleri, etanol yakıt
- İthal edilen hayvan ve ürünleri, hayvan yemleri

Bütün sektörler ve ortamlar doğrudan ya da dolaylı yollarla birbiri ile ilişkilidir. İnsanlar ve onların refakatindeki evcil hayvanlar antimikrobiyal direnç açısından biribiri ile doğrudan ilişkilidir. Diğer yandan insanların tükettiği su ve besin ile insanlar arasında antimikrobiyal direnç açısından dolaylı bir ilişki vardır.



Şekil 2.7 Antimiktobiyal direnç epidemiyolojisi [72]

Duong v.d. [73] tarafından yapılan çalışmada; Vietnam'da bulunan Hanoi Hastaneleri'nden kaynaklanan atıksuların antimikrobiyal dirence etkisi araştırılmıştır. Hastane atıksuyundan izole edilen E. Coli üzerinde yapılan minimum inhibitör konsantrasyon (MIK) çalışmaları sonucuna göre; atıksu arıtma sistemi bulunan yerlerde E.Coli'nin daha duyarlı, atıksu arıtma sistemi olmayan yerlerden izole edilen bakterilerin ise (15 izolattan 8 inde) hem Ciprofloksasin (CIP) hem de Norfloksasin (NOR)'a dirençli oldukları tespit edilmiştir. Sonuç olarak; hastaneler hem antimikrobiyal

maddelerin hem de antibiyotiğe dirençli gen taşıyan mikroorganizmaların arıtılmayan atıksular sebebiyle su ortamına ulaşmasının en önemli kayanlarından biri haline gelmektedir.

Fazla antibiyotik kullanımına bağlı olarak hastane atık suyundaki dirençli organizma miktarı evsel atık sudan daha fazladır. Florida'daki hastane atıksularında vankomisine dirençli *E.Facium* türü bakteri tespit edilmiştir. İsveç'te yapılan çalışmaların ikisinde hastane atıksularının %35'inde VRE (Vankomisine Dirençli Enterekok) tespit edilmiştir. Almanya'da hastane atıksularında yapılan bir çalışmada ise enterecocci bakterilerinin %25'i kadarının vankomisine dirençli olduğu bulunmuştur ve bu da hastane atıksuyu giren arıtma tesislerinde *E.coli* miktarının anlamlı olarak daha fazla olacağını göstermektedir. *Acinetobacter* ile yapılan bir çalışmada, hastane atıksuyu ile korelasyonlu oksitetrasiklin direncinin yaygınlığında artış gözlenmiştir [70].

Atıksu arıtma tesisleri atıksudaki bakteri sayısını azaltsa da, çıkış sularında dirençli ve duyarlı bakteri sayısı oldukça fazladır. Arıtılmamış atıksudaki VRE miktarı %16 civarında olup, çıkış sularında %12.5 miktarına düşmektedir. Arıtma tesisi çıkışlarında fazla miktarda dirençli koliform bulunmaktadır ve bu dirençli organizmaları bulunduran çıkış suları nehirlerle deşarj edilmektedir [70].

2.3.5 Ekotoksikolojik Özellikler

Hastanelerde önemli miktarda su tüketimi gerçekleşmektedir. Bu yüksek miktarlardaki tüketim yüksek miktarda atıksu oluşumuna sebep olmaktadır. Toksisite çalışmalarından elde edilen sonuçlar, hastane atıksularının sucul organizmalar üzerindeki toksik etkilerini ortaya çıkarmıştır. Günümüzde hastane atıksularının ekotoksikolojik özelliklerinin sebeplerini kesin olarak tanımlayan bir çalışma bulunmamaktadır. 1991'de Fransa'da yapılan bir çalışmada hastane atıksularının yüksek toksisiteye sahip olduğu belirtilmiş ancak toksisitenin sebepleri açıklanmamıştır. 1994'de Fransa'da bulunan üç hastanenin atıksuları üzerinde gerçekleştirilen bir diğer çalışmanın sonucunda toksisitenin kaynakları hakkında çeşitli hipotezler üretilmesi sağlanmıştır. En yaygın olarak kabul gören hipotez atıksuda bulunan deterjan ve dezenfektanların toksisiteye sebep olmasıdır. Bunun dışında yapılan çok sayıda çalışma ile ilaç atıklarının düşük biyolojik ayrışabilirliğe ve yüksek toksisiteye sahip oldukları

bildirilmiştir [44], [50]. Bu hipotez atıksuda AOX oluşumundan dolayı ortaya çıkmıştır [74].

Hastane atıksuları üzerinde gerçekleştirilen Microtox® ve akut Daphnia Magna toksisite testleri, atıksuların yüksek toksisiteye sahip olduğunu göstermiştir [22]. *Pseudokirchneriella subcapitata* popülasyonunun 72 saatlik büyümesi üzerinde gerçekleştirilen inhibisyon testleri de aynı sonuçları göstermiştir [22]. Leprat vd. [37] tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada hastane atıksularının ekotoksisitelerinin evsel atıksulardan 5-15 kat daha yüksek olduğu ve bu atıksuların arıtma tesisinin havalandırma tankındaki aktif çamurların faaliyetlerini inhibe edebileceği belirlenmiştir [22].

Hastaneler tarafından kullanılan bileşikler göz önünde bulundurulduğunda miktar açısından deterjanlar ve dezenfektanlar ön plana çıkmaktadır. Hastanelerde yıllık olarak kullanılan kostik miktarı 120 ton/1000 yatak, sabun miktarı 7-10 m³/1000 yatak, gluteraldehid 2 ton/1000 yatak, parasetik asit 4,8 ton/1000 yatak, klor 0,8 ton/1000 yatak'dır. Deterjan ve dezenfektanlarla karşılaştırıldığında ilaç artıklarının miktar olarak önemsenmeyecek kadar az olduğu görülmektedir. Ancak bu bileşiklerin su ortamına etkileri literatürde açık bir şekilde ortaya konmuştur.

Gautam, vd. [33] tarafından hastane atıksularının mutajenitesi Ames ve Hamster testleri ile belirlenmiş ve bu atıksuların *Daphnia* ve *Luminescent* bakteri testleri ile yüksek toksisiteye sahip oldukları belirlenmiştir. Bu durumun hastane atıksuların dezenfeksiyonu sonucu ortaya çıkan organohalojenlerden kaynaklanabileceği belirtilmiştir.

Hartman v.d. [75] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksuyunda mevcut olan Ciprofloxacin konsantrasyonu mutajenite ve genotoksik özellikler açısından Almanya'da bir hastaneden alınan atıksularda incelenmiştir. Çalışma sonunda; toplam 25 numuneden 14 tanesi yani %56'sı toksik özellik açısından pozitif çıkmış ve bunlardan 4 tanesi mutajenik, 7 tanesi umuC pozitif olup 3 tanesi ise hem mutajenik özellik göstermiş hem de DNA parçalanmasına neden olmuştur.

Atasoy, [76] tarafından hastane atıksularındaki kirliliğin mutajenik etkisinin araştırıldığı çalışmada ise alınan numunelerde genotoksisite oranlarının %50'nin üzerinde olduğu

belirlenmiş, bununla birlikte pek çok değerin mutajenite değerlerine çok yakın olduğuna dikkat çekilmiştir.

Jolibois vd. [38] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularının toksisitesini Ames ve SOS chromotest kullanarak değerlendirmişler ve anti kanser ilaç ve antibiyotik numunelerinin %55'inin genotoksik etki yaptığını tespit etmişlerdir. Bu genotoksik etkiler Kümmerer vd. [77]'nin buldukları kapalı şişe testi (CBT) kullanılarak ilişkilendirilmiştir. Ancak bu çalışmada Ciprofloxacin, Ofloxacin ve Metronidazolenin biyolojik ayrışması CBT ile belirlenememiştir.

Jolibois, vd. [34] tarafından, hastane atıksuyunun genotoksitesini değerlendirmek üzere çok iyi bilinen SOS renk testi ve Ames dalgalanma testi baz alınarak sadeleştirilmiş bir protokol düzenlemiştir. Atıksu numunelerinin üç farklı konsantrasyonu ekstraksiyon veya yoğunlaştırma olmadan doğrudan test edilmiştir. Bu çalışmada, her test için genotoksite karşılığındaki üç önemli seviyenin düzeltilmesiyle, numuneler genotoksik olmayandan oldukça yüksek genotoksiklik aralığında beş kategoride sınıflandırılmıştır. Böylece sınıflandırma basitleştirilmiş ve genotoksik özelliklerin daha rahat yorumlanmasına olanak sağlanmıştır. Rouen Üniversite Hastanesi atıksuyunun genotoksitesini belirlemede SOS renk testi ve Ames dalgalanma testi iki defa 1 haftalık periyotlarla gerçekleştirilmiştir. Bu testler, test edilen hastane atıksuyunun genotoksik etkilerinin olduğunu ve test edilen 14 numuneden 13'ünün en az bir testte pozitif olduğunu göstermiştir. Mevcut çalışmada, genotoksite neredeyse bütün günlük test edilen numunelerde açıkça gözlenmiştir. Ayrıca bu çalışma ile Salmonella typhimurium'lu Ames dalgalanma testinin, TA 102 ve SOS renk testinin en hassas testler olduğu belirtilmiştir.

Kajitvichyanukul ve Suntronvipart [78] tarafından yapılan bir çalışmada, hastane atıksularının farmosötikler, radyonüklitler, solventler ve medikal amaçlı kullanılan çok farklı konsantrasyonlarda bulunan dezenfektanlar gibi çeşitli zehirli organik maddeleri içerdiğini belirtmişlerdir. Hastane kirleticilerinin su ekosistemlerine ulaşması tehlikeli maddeler içermesiyle ilişkili olarak direkt bir risk teşkil etmektedir ve doğal çevrenin biyolojik dengesi üzerinde negatif etki etme potansiyeline sahip olabilir. Hastane atıksularından kaynaklanan özel kirleticiler düşük konsantrasyonlarda olsa bile

ekosistem üzerinde toksik etkiye sebep olmaktadır. Hastane atıksularında sıklıkla görülen bir kirletici olan formaldehitin düşük konsantrasyonları bile su canlıları tarafından negatif karşılanmaktadır. Atıksu arıtma tesislerinde, 10-100 mg/L aralığındaki formaldehit mikrobiyal topluluk için toksiktir. Ayrıca hastane çıkış sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunan organoklorlu bileşikliklerin sucul ortamda var olması durumunda su yaşamına toksik etki oluşturduğu tespit edilmiştir. Genel olarak, bu toksik kimyasalları içeren hastane atıksuları direkt olarak genellikle biyolojik arıtma prosesi uygulanan atıksu arıtma tesislerine deşarj edilmektedir. Kirleticilerin, organik maddelerin biyolojik ayrışmasında görevli organizma topluluğu üzerindeki olumsuz etkilerine göre atıksu arıtma tesisleri yetersizleşmektedir

Panouilleres vd. [71] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksuyunda bulunan perasatik asit (basit dezenfektan) ve yüzey aktif maddelerin (deterjanların) birlikte *Daphnia Magna* üzerindeki toksik etkisi belirlenmiştir. Çalışma sonunda perasatik asitin zayıf toksik olduğunu ($EC_{50}=116,6$ mg/L) ancak diğer maddelerle bereber etkileşimde olduğunda sinerjik etki oluşturup daha yüksek toksik özellik gösterdiğini belirlemişlerdir. Bu çalışma ile hastane atıksularının normal evsel atıksulara göre 10-15 kat daha toksik olduğu hipotezi desteklenmiştir.

Boillot vd. [25] tarafından yapılan çalışma ile hastanelerden yapılan deşarjlarla ilgili ayrıntılı bilgiler elde edilmiştir. Uygulanan deneysel program bir hastaneden paralel numuneler alınması yolu ile gerçekleştirilmiştir. 24 saatlik kompozit bir numune ile farklı zaman aralıkları ve hastane aktivitelerinden oluşan 5 periyodik numune alınmıştır. Numuneler üzerinde fizikokimyasal, mikrobiyolojik ve ekotoksikolojik analizler gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, atıksuların çok küçük bir bakteriyel floraya sahip olduğunu ve orta derecede organik kirlilik içerdiğini göstermiştir. Ancak atıksuda AOX, glutaraldehyd, serbest klorin, deterjan, Freon 113, alkoller, aseton, formaldehyd, asetaldehyd, amonyum, fenoller ve bazı ağır metaller gibi spesifik kirleticiler olduğu belirlenmiştir. Yapılan biyolojik analizler atıksuyun yüksek derecede ekotoksik olduğunu ve kirliliğin gün içerisinde büyük salınımlar gösterdiğini ortaya çıkarmıştır.

Escher v.d. [79] tarafından İsviçre’de yüksek miktarlarda atıksu oluşturan bir genel bir de psikiyatri hastanesinin atıksuları incelenmiştir. Atıksuda 100’ün üzerinde ilaç atığı

tespit edilmiş ve bunların toksik etkisi araştırılmıştır. Yapılan toksisite çalışmalarında yeşil alg, su piresi (daphnia) ve balık kullanılmıştır. Her maddenin Tahmini Çevresel Konsantrasyonu (PEC) ve Tahmini Etkili olmayan Konsantrasyonu (PNEC) değerleri hesaplanmıştır ve buna göre; en baskın toksik etkiye sahip olan ilaçlar; Amiodarone, Ritonavir, Clotrimazole ve Diclofenac olarak tespit edilmiştir.

Chen ve Guo [80] Cefradine etken maddeli antibiyotiğin *Microcystis Aeruginosa* ve *Scenedesmus* alg türleri üzerindeki toksik etkisi ile ilgili bir çalışma gerçekleştirmiştir. Cefradine konsantrasyonu 3 mg/L'yi geçtiğinde alg türlerinin büyümesinin inhibisyona uğradığı tespit edilmiştir.

2.3.5.1 Toksisite

Organizmaya herhangi bir yolla girdiğinde hayati değişikliklere neden olan maddelere toksik madde denir. Organizmalara giren toksik bir madde, kendine özgü etkisini gösterir ve aynı zamanda bazı reaksiyonlar geçirerek elimine edilir. Buna “toksikolojik devir” denir ve toksikolojik devrin 5 safhası bulunur. Bunlar; absorpsiyon (emilim), organizmada dağılım, birikim, değişim ve organizmadan atılmadır.

Toksikoloji ise kimyasal maddelerin canlı organizmalarda sistemler üzerinde istenmeyen sonuçlar oluşturan etkilerini inceleyen bilimdir. Toksikoloji kimyasal maddelerin biyolojik sistemlere verdiği zararlı etkilerle ilgili bir bilim dalıdır [81]. Modern toksikoloji tüm bu etkileri inceler ve aynı zamanda risk değerlendirmesi ve toksisite mekanizmaları gibi konuları da içine alır.

Toksikoloji zehir bilimi olarak da adlandırılmaktadır. Zehir ise, canlı organizmada zararlı etki gösteren herhangi bir madde olarak tanımlanabilir. Uygun yol ve dozda alınmayan her madde zehir etkisi yapabilir. Bu etki bir yapı değişikliği şeklinde olabileceği gibi biyokimyasal lezyon şeklinde de olabilir. Ortaya çıkan etki, geri dönüşümlü olabileceği gibi hücre ölümü şeklinde de olabilir [82]. Her kimyasal madde uygun yolla ve uygun dozda canlı organizmaya verildiğinde zararlı etki meydana getirme özelliğine sahiptir. Toksisiteyi etkileyen esas faktörler; toksik maddenin dozu, veriliş yolu, temas süresi ve sıklığıdır.

Canlı hücreler üzerinde kimyasal maddelere bağlı önemli yapı ve fonksiyon değişikliklerinin saptanması ve yorumlanması amacıyla deneysel toksikolojik çalışmalar yapılır. Toksikite testlerinin amacı; kimyasal maddenin biyolojik sistemlerde meydana getirdiği zararlı etkileri saptamak, doz-cevap ilişkisini belirlemek ve toksisite meydana getirdiği koşulları belirlemektir. Ayrıca meydana gelen toksik etkinin; doğasını, niteliğini, niceliğini tanımlamaktır [83].

2.3.5.2 Toksikite Testlerinin Sınıflandırılması

Toksikite testleri genel ve özel olarak iki ana grup altında toplanabilir veya test süresinin uzunluğuna göre sınıflandırılabilir. Toksikite testleri arasındaki temel farklılık, doz ve kimyasal maddeye maruz kalma süresidir. Toksikite testleri; Akut toksisite testleri, Subakut toksisite testleri, Subkronik toksisite testleri, Kronik toksisite testleri, Özel toksisite testleri (Genotoksikite, Teratojenite, Mutajenite, Karsinojenite... vb.) olarak sınıflandırılabilir.

➤ Akut Toksikite Testleri

Bir kimyasal maddenin toksisite potansiyelini öğrenmek için akut toksisite testlerinin yapılması gerekmektedir. En yaygın kullanılan akut toksisite testi letalite testidir. Bir defada verildiğinde test grubundaki canlıların % 50'sini öldüren doza, o maddenin letal dozu (LD50) denir. Kimyasal maddelerin kısa süreli maruziyetine bağlı akut toksik etkilerini değerlendirmek açısından LD50 değeri önemlidir. LD değeri verilirken kullanılan deney canlısının ve maruziyet yolunun da belirtilmesi gerekir. Bir maddenin LD50 değeri ne kadar düşükse, insanlar için toksisitesi o denli büyük demektir[84]. Kimyasal maddelerin hava veya sudaki öldürücü doz değerleri ise, letal konsantrasyon (LC50) ile ifade edilir ve belli zaman periyodunda (genellikle hava için 1-4 saat) maruz bırakıldığında deney hayvanlarının % 50'sini öldüren dozu ifade eder.

➤ Subkronik Toksikite Testleri

Sıçan ve köpek gibi deney hayvanlarının tercih edildiği bu testte, test süresi üç aydır. Kimyasal maddelerin veriliş yolu genellikle oraldır. Madde özelliğine göre su içinde, besine karıştırılmış veya oral gavaj şeklinde verilebilir. Bu test ile kimyasal maddenin

karaciğer, böbrekler, beyin ve idrar kesesi gibi pek çok organlar üzerindeki genel toksisitesi hakkında bilgi edinmek mümkün olur.

➤ Subakut Toksisite Testleri

Kimyasal madde, deney hayvanlarına her gün bir veya daha fazla tekrarlanan şekilde verilir. Bu amaçla kimyasal madde besin veya içme suyuna ilâve edilir. Test süresi 1-3 hafta arasındadır. Üç farklı doz seviyesi iki farklı hayvan türü üzerinde denlenir. Dozların saptanmasında daha önce bulunmuş olan LD50 değerinden yararlanılmalıdır.

➤ Kronik Toksisite Testleri

Uzun dönemde kimyasal madde maruziyetinin neden olabileceği toksik etkilerin saptanması için dizayn edilen toksisite testidir.

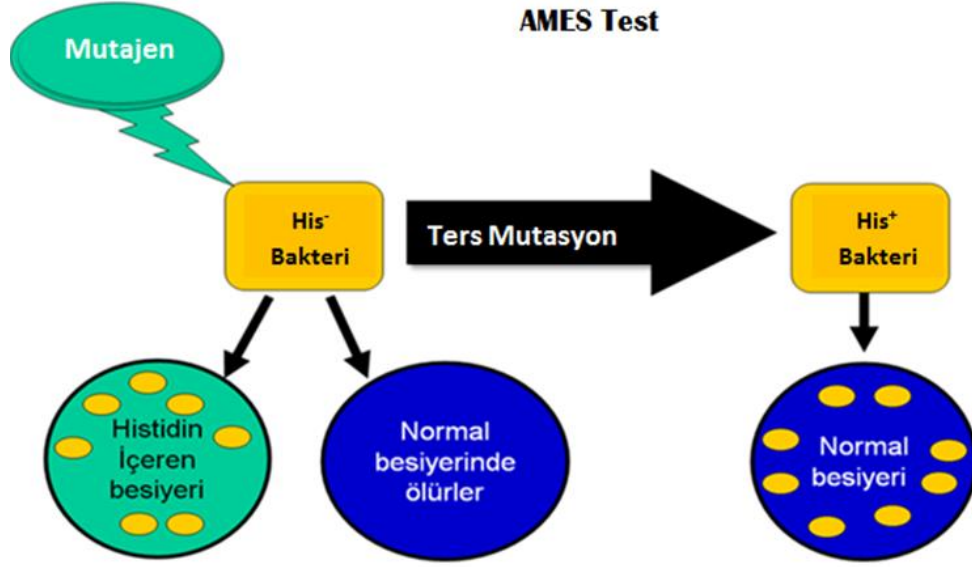
➤ Özel Toksisite Testleri

Kimyasal maddelerin kısa, orta veya uzun dönemde maruziyetine bağlı toksik etkilerini değerlendirmede kullanılan toksisite test teknikleri de vardır. Bunlar mutajenite, genotoksisite, teratojenite, karsinojenite, akut dermal ve göz irritasyon testleri, deri duyarlılık testleri ve davranış üzerine etki testleridir.

Kromozomlara dayalı toksisite testleri

Mutajenik aktivite ve Genotoksik Aktiviteye (Genotoksisite) bağlı olarak yapılan toksisite testleridir. Genotoksisite testleri; moleküler, gen veya kromozom düzeyinde olabilir. Mutajenleri tanımlamakta kullanılan test sistemlerinin herbiri farklı bir mutasyonu gösterdiği için değişik test sistemleri geliştirilmiştir. Bunlardan bazıları DNA hasarlarına sebep olan kimyasalların test edildiği sitogenetik metotlardır. Bu testler kardeş kromatid değişimi (SCE = sister chromatid exchange), mikronukleus testi (MN), kromozom bozulma testi (CA=chromosome aberration), Comet testi (gen dönüşümleri ve DNA kırılmaları), programlanmamış DNA sentezi (UDS=unscheduled DNA syntesis) ve Ames / Salmonella yöntemi şeklinde sıralanabilir. Bu testler içerisinde en yoğun kullanılan kısa zamanlı ve geri mutasyon testi olan Ames / Salmonella / Mikrozomal (mutajenite) testidir [85]. Şekil 2.8'de Ames testine ait şematik gösterim verilmiştir. Bu testin temeli, yapay mutasyon oluşturulmuş olan Salmonella typhymurium'un histidin sentezleme yeteneklerini kaybetmiş (His⁻=oksotrof) olan

suşlarının test bileşeni ile muamele edildikten sonra ikinci bir mutasyon geçirip his⁺ hale geri dönüşmesi temeline dayanır.



Şekil 2.8 Mutajenite (AMES) testine ait şematik görünüm [86]

Genotoksisite araştırmalarında fiziksel ve kimyasal mutajenlerin DNA’da meydana getirdiği hasar, bakteriyel mutasyonları ölçebilen kısa zamanlı testler ile saptanmaktadır. Bu testlerde mutajenik etki ileri ve geri mutasyonları belirleyen yöntemlerle ölçülebilmektedir.

HASTANE ATIKSULARININ ARITILMASI

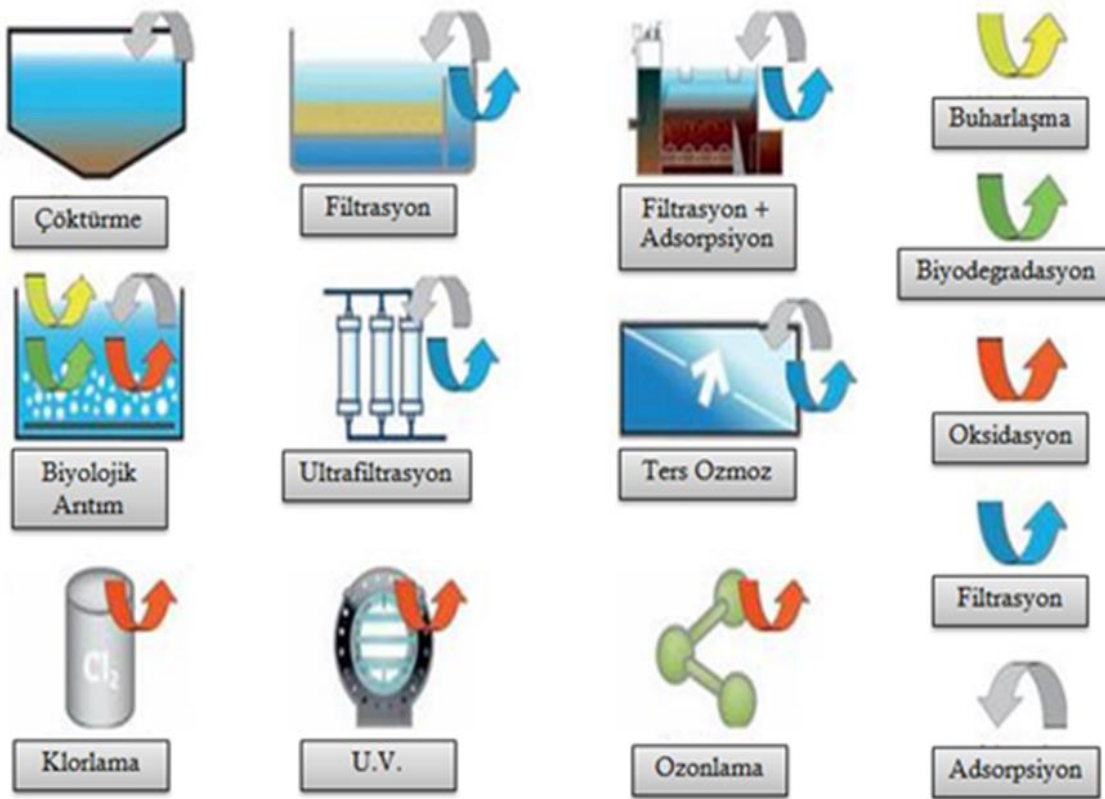
Hastane atıksuları patojenik mikroorganizmalar, kısmen metabolize olmuş farmasötik maddeler, radyoaktif maddeler ve diğer toksik maddeleri içermektedir. Bu tip atıksuların uygun şekilde arıtılmadan deşarj edilmesi doğal çevreye zarar verebilmekte ve biyolojik bir dengesizliğin ortaya çıkmasına yol açabilmektedir.

Hastane atıksuları ile ilgili çalışmalar son yıllarda önem kazanmıştır ve özelliklerinin belirlenmesi ve arıtılması ile ilgili çalışmalar başlamıştır. Yapılan karakterizasyon çalışmalarında evsel atıksulardan farklı olarak özel kirleticiler içerdiği ve bu kirletici konsantrasyonlarının yüksek olduğu belirlenmiştir. Hastane atıksularının kentsel atıksularla karışmadan önce arıtılması gerekliliği ortaya çıkmıştır. Hastaneler özellikle mikrokirleticiler, absorplanabilir organohalojenler, dezanfektanlar gibi maddelerin en önemli kaynaklarından birini oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalar bu özel kirleticilerin klasik sistemler ile giderilemediğini göstermektedir. Bu nedenle en uygun arıtım metodunun belirlenmesi için farklı arıtım yöntemleri hastane atıksularının arıtılması için denenmeye başlanmıştır. Bu çalışmalarda klasik parametrelerden ziyade hastane atıksularındaki mikrokirleticiler gibi özel parametrelerin giderilmesi üzerinde durulmuştur. Çünkü hastane atıksuları fizokimyasal parametreler açısından evsel atıksulara benzer özellikler göstermektedir.

Hastane atıksuları ve/veya mikrokirleticilerin giderilmesi için yapılan çalışmalarda sıklıkla membran biyoreaktörler, membran prosesleri kullanılmış ve ileri oksidasyon yöntemleri denenmiştir. Bunun yanı sıra hastane atıksularının ve/veya mikrokirleticilerinin giderimi ile ilgili farklı arıtım metotları da denenmiştir. Bunlardan

bazıları; fizikokimyasal arıtma, koagülasyon-flokülasyon, adsorpsiyon, iyon değiştirme, biyolojik arıtma, ileri oksidasyon prosesleri, membran prosesleri ve hibrid proseslerdir.

şekil 3.1’de mikrokirletici giderim mekanizmaları verilmiştir. Arıtım metotları 5 giderim mekanizması ile değerlendirilmiştir. Çöktürmede adsorpsiyonla giderim söz konusu iken membran sistemlerinde filtrasyon ve adsorpsiyon mekanizmaları etkilidir. Klorlama, U.V. ve ozonlama metotlarında ise oksidasyon mekanizması etkilidir. Genel anlamda, ilaç kalıntılarının/mikrokirleticilerin konvansiyonel aktif çamur sistemlerindeki ana giderim mekanizmaları; biyolojik parçalanma, adsorpsiyon, buharlaşma, abiyotik hidroliz ve abiyotik oksidasyondur.

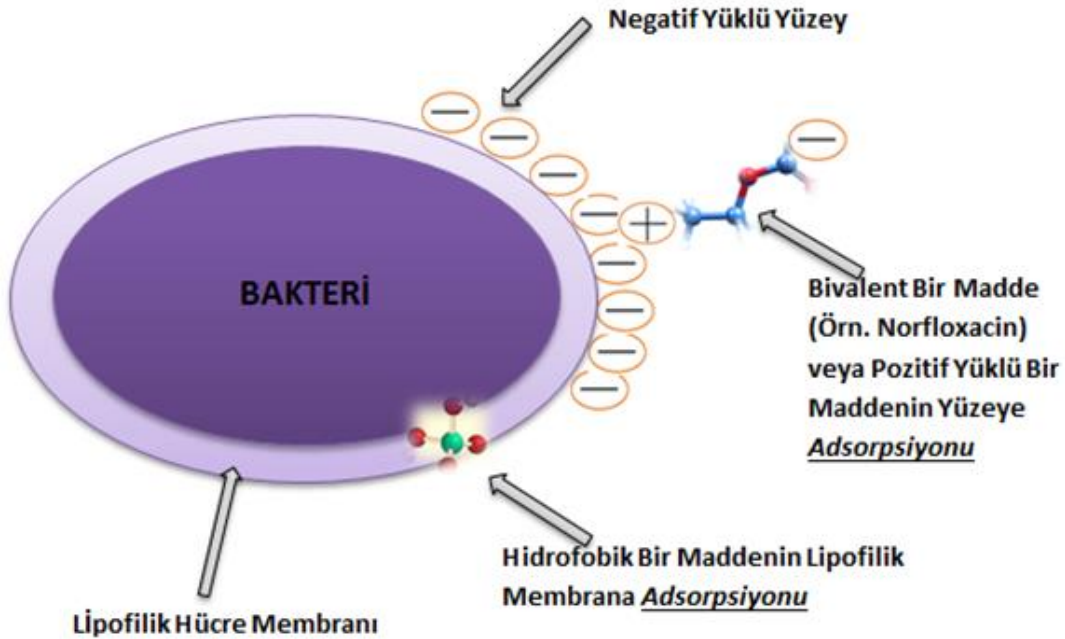


şekil 3.1 Mikrokirletici giderim mekanizmaları [87]

Biyolojik olmayan, adsorpsiyon, sıyırma, uçurma gibi abiyotik giderimler bazı durumlarda biyolojik giderimden daha önemli olabilmektedir. Gelişmiş ölkelerde tıbbi kimyasalların arıtılması amacıyla ileri arıtma teknolojileri uygulanmaktadır. Bunlar; ozonizasyon, ultrafiltrasyon, ters osmoz gibi yüksek basınçlı membran sistemleri ve aktif karbon adsorpsiyonudur. Bunlardan filtrasyon birçok xenobiotik organik bileşiğin su ortamından uzaklaştırılmasını sağlarken UV-radyasyonu ve ozonizasyon çoğunlukla

xenobiotik organik bileşikleri metabolitlerine dönüştürmektedir. Bu mekanizmalar birçok tıbbi ilaç için yüksek giderim verimi sağlamakla birlikte, ozonizasyon atıksu arıtımında üçüncül ileri arıtma sağlamaktadır.

Membran biyoreaktör ya da klasik aktif çamur sistemi gibi biyolojik arıtma yöntemlerinde, mikrokirleticilerin giderilmesinde etkin rol oynayan adsorpsiyon mekanizması Şekil 3.2' gösterilmiştir. Mikrokirleticilerin bakteri üzerine adsorpsiyonu hücre yüzeyine ya da hücre membranına şeklinde gerçekleşmektedir. Bakterinin negatif yüklü yüzeyine ya pozitif yüklü bir madde ya da bivalent bir madde adsorplanabilir. Örneğin Norfloxacin bivalent bir yapıya sahiptir ve bakteri yüzeyine adsorplanabilmektedir. Bakteri hücre membranı lipofiliktir ve hidrofobik bir madde bu hücre membranına adsorplanabilmektedir.



Şekil 3.2 Mikrokirleticilerin bakteri üzerindeki adsorpsiyonu [14]

Mikrokirleticiler için arıtma prosesi seçilirken şu kriterler dikkate alınmalıdır; atıksuda bulunan mikrokirleticilerin türü ve konsantrasyonları bilinmeli ve hedeflenen deşarj limitleri belirlenmelidir. Ayrıca giderilecek mikrokirleticinin kimyasal yapısı ve özellikleri bilinmelidir.

Bu bölümde hastane atıksularının arıtılmasında sıklıkla kullanılan membran biyoreaktör ve mebran prosesleri ile bu tez çalışmasında hastane atıksuyu arıtımı için dünyada ilk

defa kullanılan süperkritik su oksidasyonu yöntemleri açıklanmıştır ve hastane atıksularının arıtımı ile ilgili literatürde bulunan çalışmalara yer verilmiştir.

3.1 Membran Biyoreaktörler

Membran biyoreaktörler (MBR), membran ve aktif çamur sisteminin kombinasyonu ile oluşturulur. Membran biyoreaktör konfigürasyonunda, atıksu havalandırma bölümünde biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeler ve indirgenmiş azot bileşikleri okside edilerek arıtılır. Biyolojik arıtmadan sonra, çöktürme havuzu yerine ultrafiltrasyon veya mikrofiltrasyon membranları kullanılarak ayırma işlemi gerçekleştirilmektedir. Biyolojik olarak ayrışabilen maddeler uzaklaştırılabildiği gibi ayırma işlemini yapan ultrafiltrasyon veya mikrofiltrasyon membranları ile bazı mineraller de yüksek oranda giderilmektedir. Bununla beraber, oluşan konsantre akımın uzaklaştırılması problem teşkil etmektedir. Son yıllarda nanofiltrasyon ve ters osmoz membranlar kullanılarak membran biyoreaktör konfigürasyonları oluşturulmaktadır.

Aktif çamur sistemi ve membranın birleştirilmesi ile ortaya çıkan membran biyoreaktörler (MBR) oldukça yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. MBR sistemlerinden elde edilen çıkış suyu kalitesi klasik aktif çamur sistemleri ile elde edilememektedir. MBR'ler yüksek MLSS konsantrasyonlarına sahip olduklarından dolayı klasik aktif çamur sistemlerine göre daha küçük hacimde, daha yüksek organik yüklemeleri arıtabilmektedir. Son çöktürme tankı yerine membran kullanıldığından dolayı çöktürme problemi sınırlayıcı olmaktan çıkmaktadır ve çamur yaşı hidrolik bekleme zamanından bağımsız olarak ayarlanabilmektedir [88]. Çöktürme tankının kaldırılması ve küçük hacimde daha yüksek giderme verimi karşılandığından dolayı arıtma tesisinin kapladığı alan da önemli ölçüde azalmaktadır.

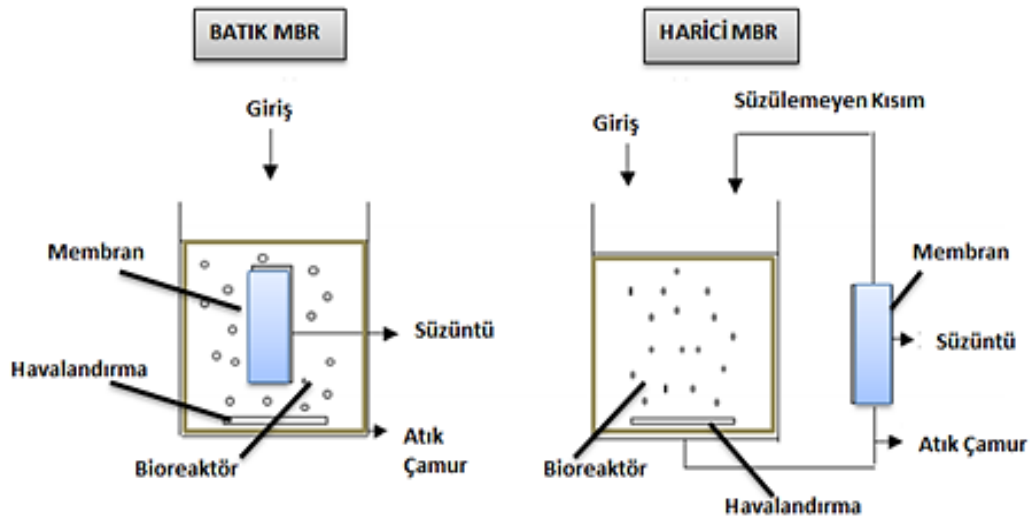
Atıksularının arıtılması uygulamaları için membran biyoreaktör sistemleri 4 grupta sınıflandırılabilir [89];

1. Ekstraktif membran biyoreaktörler

- ❖ Batık membran biyoreaktörler
- ❖ Harici membran biyoreaktörler

2. Düşük - kabarcıklı havalandırmalı membran biyoreaktörler
3. Geri dönüşüm membran biyoreaktörleri
4. Membran ayırma reaktörleri

Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında iki çeşit MBR kullanılmaktadır. Bunlardan birincisi membran modülünün havalandırma havuzunun dışına yerleştirildiği harici MBR (hMBR) sistemleri, ikincisi ise membran modülünün havalandırma havuzunun içine daldırıldığı batık MBR (bMBR) sistemidir [90]. Şekil 3.3’de batık ve harici membran biyoreaktörün şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 3.3 Batık ve harici membran biyoreaktör konfigürasyonu

Daldırılmış membran biyoreaktörlerin avantajları arasında, çamur üretiminin nispeten az olması, son çöktürme havuzu gerektirmemesi, mikroorganizmaları reaktör içerisinde tutması, yüksek arıtım kapasitesi sağlaması ve az yer kaplaması sayılabilir. Ayrıca batık MBR’ler üretilen birim süzüntü başına harcanan enerji açısından harici MBR’lere göre daha avantajlıdır. Ancak birim akı başına kullanılan membran alanı açısından harici MBR’ler avantajlıdır. MBR’de havalandırmanın amacı mikroorganizmalara oksijen transferini sağlamak, reaktörü karıştırmak ve membran yüzeyinde oluşan biyofilmi temizlemektir.

Basit bir membran kullanımı tüm askıda katı maddeleri ve mikroorganizmaları tutar. Yüksek oranda organik karbon ve nütrient giderimi sağlanır. Membran

biyoreaktörlerin, hidrolik bekletme süresinin kontrolünü sağlaması, yüksek arıtım kalitesi, yüksek biyokütle konsantrasyonu ve sistemin az yer kaplaması gibi avantajları da vardır.

MBR biyoteknolojisi hızlı bir gelişim sürecindedir. Ancak, aktif çamur gibi klasik teknolojiler ile karşılaştırıldığında yüksek riski ve maliyeti göze çarpmaktadır. Maliyet/verim açısından aktif çamur tesisi orta, biyolojik havalandırma filtreleri düşük kabul edilirken MBR'ler oldukça yüksek maliyet/verim oranına sahiptir. Günümüzde çevre kirliliğinin ve bilincinin artmasından dolayı deşarj kalite standartları yasalarla arttırılmaktadır. Kanunların ön gördüğü bu standartları klasik arıtma tesisleriyle elde etmek oldukça güçtür. Bundan dolayı MBR'ler dikkate değer bir alternatif olarak ortaya çıkmıştır. MBR'lerin çıkış suyu kalitesi yüklemelerindeki değişimlere karşı dirençli olmasına rağmen işletilmeleri ve bakımları oldukça hassastır. Çünkü membran hidroliği bu değişimlerden etkilenmektedir. Oldukça verimli çalışan MBR örnekleri verilebileceği gibi başarısız ve verimsiz çalışan MBR örnekleri de verilmektedir [91].

Klasik MBR, biyokütle tutmak için bir membran ünitesinden ve bir konvansiyonel aktif çamur sisteminden oluşmaktadır. Etkin por çapı 0,1 μm 'nin altında bile olabileceğinden çıkış suyunun kalitesi oldukça iyidir. Ayrıca sistemdeki biyokütle konsantrasyonunu arttırılabileceğinden hem gerekli olan tank hacmi azalmakta hem de proses verimi artmaktadır. Bu yüzden MBR'ler atıksu içerisindeki organik madde ve amonyak gibi çözünmüş bileşenler dikkate alındığında yüksek kalitede arıtma sağlamaktadır. MBR'lerde aktif çamur sisteminden farklı olarak atıksuyun membran içindeki akış hızı, çıkış suyu kalitesini etkilememektedir. Öte yandan şok hidrolik organik yüklemeler MBR işletilmesinde başka sorunlar çıkarabilmektedir.

Batık (daldırılmış) MBR'ler (bMBR) orta ve büyük ölçekli evsel atıksu arıtma tesislerinde harici MBR'lere göre daha çok tercih edilmektedir [92], [93]. Bu tercih daha çok havalandırma ile tıkanmanın azalmasından kaynaklanmaktadır. Hollow fiber modüller (HF) genellikle daha ucuzdur, ayrıca yüksek membran yoğunluğu ve daha şiddetli geri yıkama imkânı verir. Fakat HF membranların kontrolü kanal genişliği iyi belirlenmiş ya da üniform olan FS (tabaka membran) ve MT (multi tübüler) membranlardan daha zordur. Daldırılmış membran biyoreaktörlerin avantajları arasında, çamur üretiminin

nispeten az olması, son çöktürme havuzu gerektirmemesi, mikroorganizmaları reaktör içerisinde tutması, yüksek arıtım kapasitesi sağlaması ve az yer kaplaması sayılabilir. Ayrıca dalgıç MBR'ler üretilen birim süzüntü başına harcanan enerji açısından harici MBR'lere göre daha avantajlıdır. Ancak birim akı başına kullanılan membran alanı açısından harici MBR'ler avantajlıdır.

Membranın, reaktör dışında olduğu sistemlerde membran biyoreaktörden bağımsızdır. Harici MBR'lerin (hMBR) dalgıç MBR'lere göre daha çok kirlenme özelliği vardır. Yüksek akı elde edilen işletmelerde membran kirlenmesi daha fazladır. Özellikle kritik akının üzerindeki akı değerlerinde artan akı değerleri ile tıkanma hızlanır. Yüksek basınç ile meydana gelen akış hızlarında partiküllerin kesme kuvvetlerinden dolayı parçalanarak daha küçük partiküller oluşturmaktadır [94]. Bu durum, partikül boyutunun azalmasını ve sayısı artan kirletici partiküllerin floklar ile bağlanmasını da artırır. Sirkülasyon olmayan reaktörlerdeki partikül boyutu 20 μm ile 50 μm arasındadır. Sadece % 15'lik kısım 100 μm 'nin altındadır. Sirkülasyonlu ortamlarda ise partikül boyutu direkt olarak kesme kuvveti ve deney süresi ile orantılıdır.

Membran biyoreaktörler birçok alanda arıtım metodu olarak kullanılmaktadır. Bunlardan bazıları aşağıda sıralanmıştır.

- Evsel atıksular;
- Endüstriyel atıksular (boyama endüstrisi, deri endüstrisi, kozmetik endüstrisi, tekstil endüstrisi, kağıt endüstrisi vb.)
- Sızıntı suları
- Çamur kurutma
- Su geri kazanımı
- Hastane atıksuları (son yıllarda)

Membran Biyoreaktörlerin Avantajları ve Dezavantajları

Membran biyoreaktörlerde MLSS konsantrasyonları 12,000-15,000 mg/L değerlerine kadar ulaşabildiği için klasik aktif çamur sistemlerine göre hidrolik bekletme süreleri daha düşüktür ve yüksek çamur yaşlarında çalışılabilir. Böylece havuz hacmi de daha

küçük olacağından ilk yatırım maliyetini de düşürmekte ve yer gereksinimi de azalmaktadır. Ayrıca son çöktürme tankına ihtiyaç yoktur. Membran biyoreaktörlerin en önemli avantajlarından birisi de biyokütlenin çökebilme özelliğinin biyokütle su ayırımına etki etmemesidir. Sistemde kullanılan membranların gözenek çapları çok küçük olduğu için bulanık ve diğer parametreler açısından çıkış suyu kalitesi yüksektir.

Membran biyoreaktörlerin sistem kontrolü, mekanik açıdan klasik sistemlere göre daha karışıktır. Membran biyoreaktörlerin en büyük dezavantajı membran gözeneklerinde tıkanma gerçekleşmesidir.

Membran Biyoreaktörlerin Tıkanması

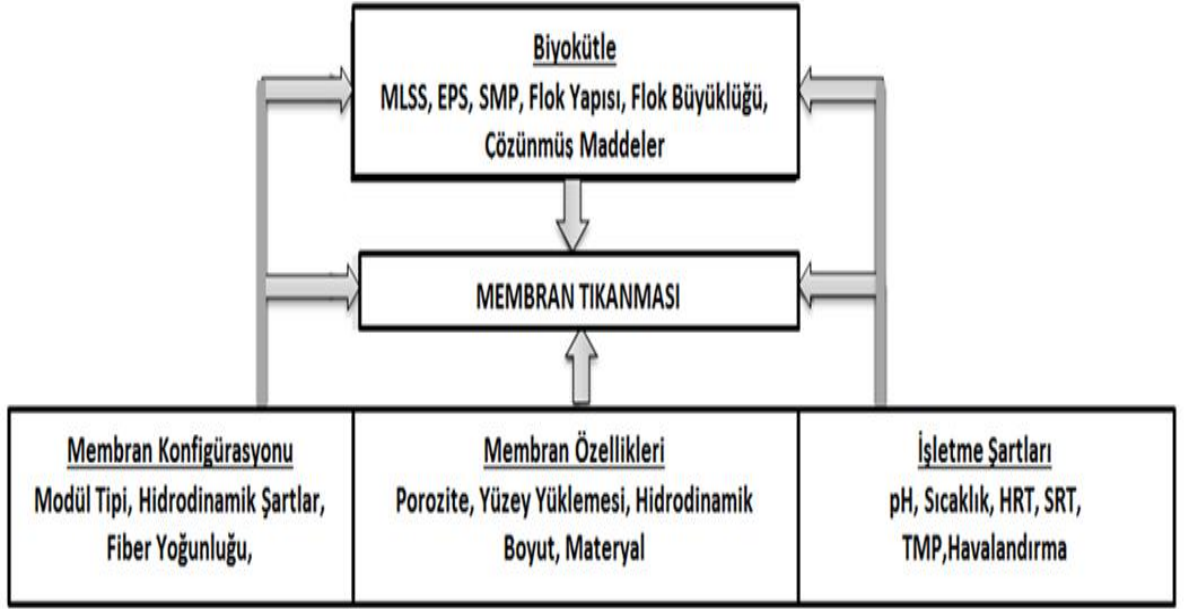
MBR uygulanmalarındaki en önemli engellerin başında işletim sırasında membranların tıkanması gelmektedir. Membranlardaki tıkanma transmembran basıncın artmasına ve sistem akısının düşmesine neden olur [95], [96], [97]. MBR'lardaki membran tıkanmaları fiziksel, inorganik, organik, veya biyolojik kökenli olabilir.

Membran tıkanması aşağıdaki belirtilen mekanizmalar ile ortaya çıkmaktadır [98], [99], [100].

- Kolloidlerin veya çözünmüş kirleticilerin membran iç yüzeyine veya üzerine adsorpsiyonu
- Çamur floklarının membran yüzeyinde birikmesi,
- Membran yüzeyinde kek tabakası oluşumu,
- Kirleticilerin türbülans nedeniyle membrandan ayrılması,
- Uzun zaman işletim sürecinde kek tabakasındaki bakteriyel kompozisyonun ve biyopolimer yapısının değişmesi.

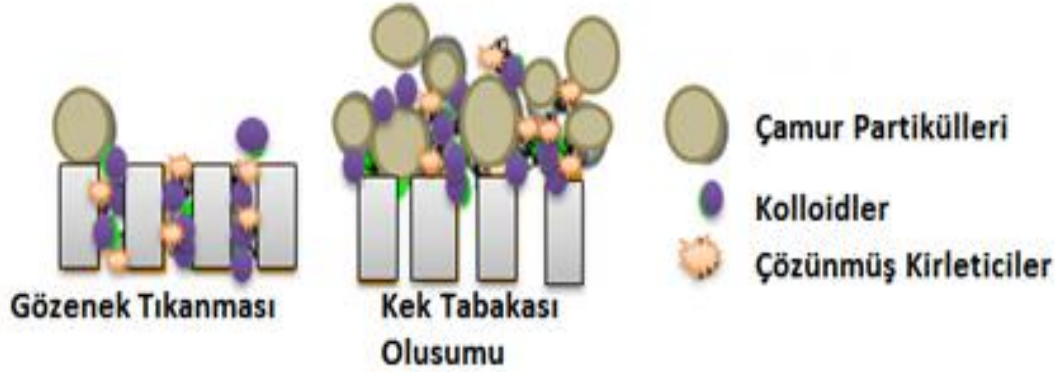
Membran biyoreaktörlerde tıkanmaya etki eden faktörler

Şekil 3.4'de verilmiştir. Membran tıkanması membran konfigürasyonu ile özellikleri, aktif çamur özellikleri ve işletme parametreleri olarak 3 ana grupta incelenebilir. SRT, HRT, Ç.O. konsantrasyonu ve F/M gibi parametrelerin membran tıkanması üzerine direk bir etkisi olmamasına rağmen bu parametreler aktif çamurun yapısını değiştirdikleri için membran tıkanmasını etkileyebilmektedirler.



Şekil 3.4 MBR’larda tıkanmaya etki eden faktörler [95], [101], [102]

Membranbiyoreaktörlerde membran tıkanma prosesleri Şekil 3.5’de verilmiştir. membran tıkanması hem gözeneklerin tıkanması ve hem de kek tabakası oluşumu nedeniyle meydana gelmektedir. Genel olarak kek tabakası oluşumu baskın sebeptir.



Şekil 3.5 Membran tıkanma prosesleri [99], [100]

Membralardaki tıkanma geri dönüşümsüz ve geri dönüşümlü olarak iki ana başlıkta sınıflandırılabilir. Geri dönüşümlü tıkanma giderilebilir ve giderilemez olarak ikiye ayrılır [98], [99], [100]. Geri dönüşümlü giderilebilir tıkanma; fiziksel temizleme ile giderilebilen ve kek tabakasının sebep olduğu bir tıkanmadır. Geri dönüşümlü

giderilemeyen tıkanma ise fiziksel yollarla giderilemeyen ancak kimyasal yıkamayla giderilebilen tıkanma çeşididir. Bu tür tıkanma daha çok gözenek tıkanması ve sıkı bağlanan organik maddeler nedeniyle oluşmaktadır. Geri dönüşümü olmayan tıkanma ise; kalıcı tıkanma olup herhangi bir şekilde giderilemeyen tıkanma çeşididir.

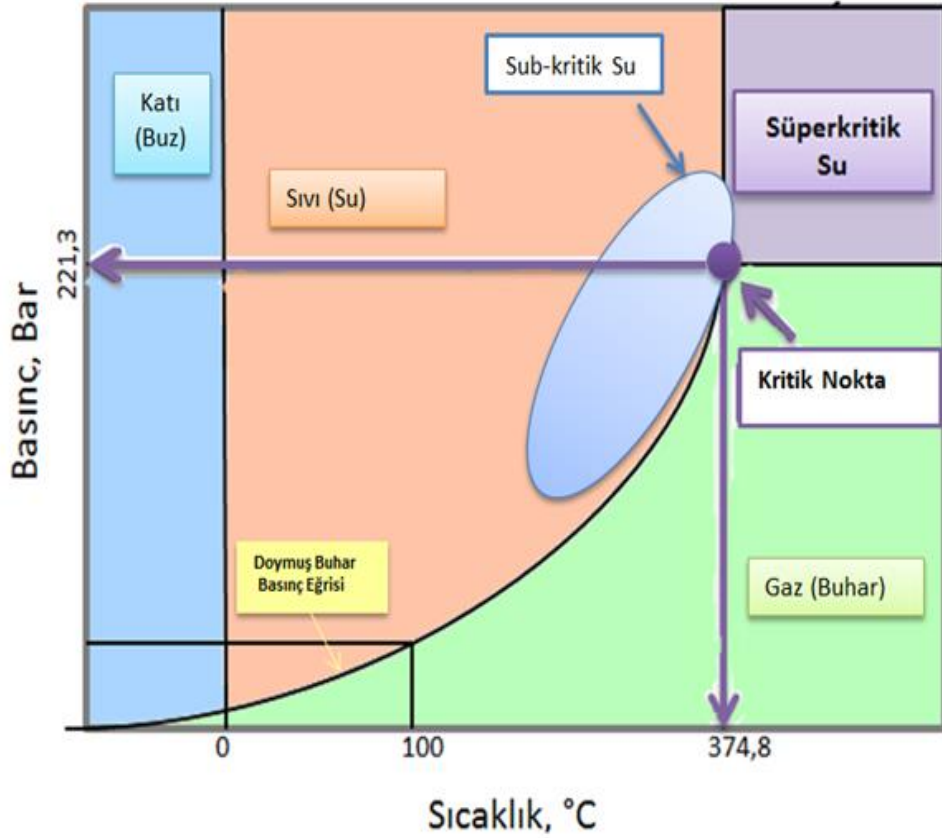
Membran biyoreaktörlerde tıkanmanın önlenmesi veya azaltılması için şu işlemler yapılabilir [100];

- Kritik akı altında çalışılması,
- Geri yıkama ve dinlenme, kimyasal temizleme, gaz geri devri yapılması,
- Aktif karbon, koagülant ilavesi,
- Parçacık ilavesiyle fiziksel temizlenmesi,
- SMP ve EPS üretiminin minimize edilmesi.

3.2 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO)

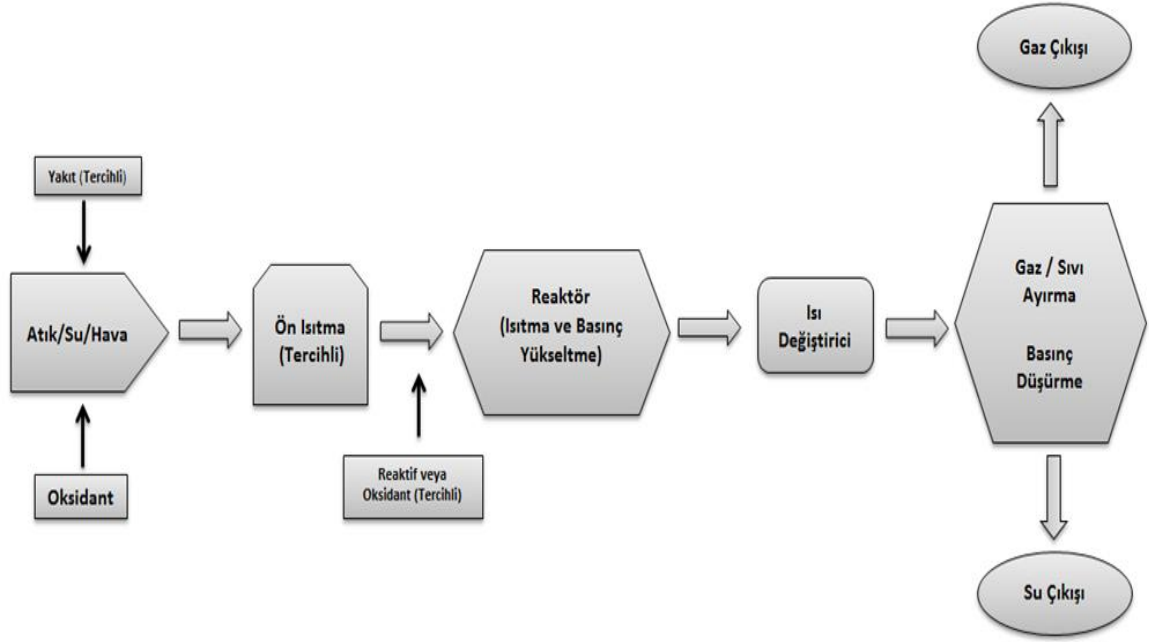
Akışkanlar, kritik noktaları civarında sıvıya benzer çözme yeteneği kazanırlar ve sıvılara göre daha iyi taşınım özellikleri gösterirler. Basınç ve sıcaklığın değiştirilmesiyle kolaylıkla istenen değerlere ayarlanabilen bu özellikler, ayırma işlemlerinin ve kimyasal reaksiyonların gerçekleştirilmesinde önemli rol oynarlar. Doğadaki en önemli çözücü olan suyun, kritik sıcaklık ve kritik basınç değerleri sırasıyla 374,8°C ve 221,3 Bar'dır. Özellikleri, benzer bir polar sıvıdan hemen hemen apolar bir akışkana doğru değişir. Bu değişim, oldukça geniş bir sıcaklık aralığında gerçekleşir. Kritik noktadan daha yüksek sıcaklıklarda beklenildiğinden daha asidik olur ve difüzivite artar. Su ile yüksek sıcaklıklarda çalışılıyor olması, ısıl reaksiyon hızını artırır, bu da reaktördeki karıştırma hızını arttırarak organik maddelerin iyi çözünmesini ve oksijenle hızlı reaksiyona girilmesini sağlar. Bu nedenle süperkritik su, çözünürlüğe dayalı bir kontrol mekanizması, düşük viskozite ve yüksek difüzlenme yeteneğine dayalı mükemmel taşınım özellikleri ve hidroliz veya kısmi oksidasyon için yeni reaksiyon imkânları sunan bir çözücüdür.

Şekil 3.6’da suyun faz diyagramı verilmiştir. Suyun sıcaklık ve basınç altındaki faz değişimleri incelenecek olursa, 221,3 Bar ve 374,8 °C’de kritik noktadan itibaren su süperkritik özellik göstermektedir.



Şekil 3.6 Suyun faz diyagramının şematik gösterimi [103]

Şekil 3.7’de süperkritik su oksidasyonu prosesinin genel akım şeması verilmiştir. Süperkritik su oksidasyonun temeli suyun/sıvının süperkritik koşullara getirilmesidir. Bu amaçla sıcaklık ve basıncın ayarlanabildiği bir reaktör gereklidir. Isının artması bir fırın aracılığıyla gerçekleştirilebilir ve tercihe bağlı olarak extra yakıt kullanılabilir. Ayrıca bir oksidantla birlikte besleme yapılmalıdır. Oksidant ile atık aynı hattan beslenebileceği gibi farklı hatlardan da beslenebilir. Reaktör çıkışında yüksek sıcaklıktan dolayı buharlaşmayı engellemek için bir ısı değiştirici gereklidir ve basıncın düşürülmesi için gerekli ekipmanlar bulunmalıdır. Sıcaklık ve basınç düşürüldükten sonra gaz ve sıvı ayırma ünitesi ile çıkış numuneleri alınabilir.



Şekil 3.7 Süperkritik su oksidasyonu prosesinin genel akım şeması

Süperkritik su oksidasyonu ile ilgili uygulamalara bakıldığında çalışmaların aşağıdaki başlıklar altında toplandığı görülmektedir.

- Atıksuların arıtılması,
- Kömür ve ham petrolün dekompozisyonu,
- Atık plastiklerin geri kazanımı ve dekompozisyonu,
- Biyokütleden hidrojen ve biyoyakıt eldesi

Süperkritik akışkanların uygulandığı bazı alanlar Çizelge 3.1’de verilmiştir. Uygulama alanları; eczacılık, kozmetik, çevre, gıda sektörleri ile kimyasal ve yüzey işlemleri, hidrokarbon prosesleri ile malzeme ve polimer üretimi olarak sıralanabilir.

Çizelge 3.1 Süperkritik akışkanların bazı uygulama alanları [104], [105]

Kısım	Uygulama Alanları
Eczacılık	Bitkilerden aktif maddelerin ekstraksiyonu
	Etki süresi uzun ilaç üretimi
	Yüksek molekül ağırlıklı ilaçların fraksiyonlanması
	Biyoteknolojiye dayalı karışımların fraksiyonlanması
	Kristalizasyon (kaplama)
	Yüksek basınç sterilizasyonu
Kozmetik	Esansiyel yağların ekstraksiyonu
	Doğal esans ve aromaların hazırlanması
	Renk ve tat maddelerinin ekstraksiyonu
Gıda	Kahve ve çaydan kafeinin giderilmesi
	Baharat konsantrelerinin hazırlanması
	Yağlı çekirdeklerden yağ ekstraksiyonu
	Tütünden nikotin ve katranın uzaklaştırılması
	Narenciye sularının acılığının giderilmesi
	Reçel sterilizasyonu
Çevre	Sulu çözeltilerden organik atıkların uzaklaştırılması
	Atıksuların arıtılması
	Proses akımlarından toksik malzemelerin uzaklaştırılması
	Topraktan ağır metallerin uzaklaştırılması
	Atıksulardan enerji elde edilmesi
Hidrokarbon Prosesleri	Kömür sıvılaştırma
	Jeolojik oluşumlardan yağ ve gaz oluşumu
	Katranı kumlardan yağların ekstraksiyonu

Çizelge 3.1 Süperkritik akışkanların bazı uygulama alanları [104], [105] (devamı)

Hidrokarbon Prosesleri	Yağlardan asfaltın uzaklaştırılması
	Kömürden gazlaşabilir maddelerin ve yağların ekstraksiyonu
Malzeme ve Polimer	Mikro ve nano boyutta taneciklerin tasarımı
	Aerojel eldesi
	Su jetiyle kesme/temizleme
	Atık selüloz ve ve polimer işleme
	Polimerlerin fraksiyonlanması
	Polimer işleme
	Yapay yarı iletken elmas eldesi
	Aktif karbon rejenerasyonu
Kimyasal İşlemler ve Yüzey İşlemleri	Gözenekli maddeler ve katalizör hazırlanması
	Polar ve polar olmayan bileşenlerin ayrılması
	Tekstil boyama işlemleri
	Tekstil temizleme ve kuru temizleme

Süperkritik su oksidasyonun avantajları şöyle sıralanabilir;

- Su, organik ürünler, oksijen veya farklı bir oksidantla homojen basit yapılı ürünler oluşmaktadır.
- Kısa reaksiyon sürelerinde hızlı bir şekilde organik bileşiklerin reaksiyonları gerçekleşmektedir.
- Yakma işlemine göre sıcaklık değeri daha düşüktür ve tuzların çözünmesi gerçekleşmez ve NO_x formları oluşmaz.
- Organik ürünler ikinci bir arıtma ihtiyacı oluşmadan oksitlenirler.

Süperkritik su oksidasyonun uygulandığı bazı maddelerin proses öncesi ve sonrası yapıları Çizelge 3.2’de verilmiştir. Kompleks yapıdaki maddelerden basit yapıli ürünler oluşmuştur. Özellikle biyolojik arıtım yöntemlerinin etkili olmadığı yüksek yapıli bu maddeler için süperkritik su oksidasyonu etkili bir yöntem olarak görölmektedir.

Çizelge 3.2 Bazı maddelerin süperkritik su oksidasyonu (SCWO) öncesi ve sonrasındaki yapıları [106]

Atık	SCWO Öncesi	SCWO Sonrası
Selüloz	$C_6H_{10}O_5 + 6O_2$	$6CO_2 + 5H_2O$
Metan	$CH_4 + 2O_2$	$CO_2 + 2H_2O$
Benzen	$C_6H_6 + 7,5O_2$	$6CO_2 + 3H_2O$
Dioxin (PCDD)	$Cl_2-C_6H_6-O_2-C_6H_2-Cl_2+11O_2$	$12CO_2 + 4HCl$
Kloroform	$CHCl_3 + 0,5O_2 + H_2O$	$CO_2 + 3HCl$
TNT	$CH_3-C_6H_2-(NO_2)_3 + 5,25O_2$	$7CO_2 + 2,5H_2O + 1,5N_2$
Demirklorür	$FeCl_2 + 0,25O_2 + H_2O$	$0,5Fe_2O_3 + 2HCl$
Nerve Agent HD	$Cl-C_2H_4-S-C_2H_4-Cl + 7O_2$	$4CO_2 + 2H_2O + 2HCl + H_2SO_4$

Söğüt ve Akgün [107] tarafından yapılan çalışmada süperkritik su oksidasyonu ile tekstil atıksularının arıtılması incelenmiştir. Sürekli akışli reaktör 400-600°C aralığında 25MPa sabit basınçta çalıştırılmıştır. H_2O_2 oksidant olarak kullanılmıştır. 4-12 saniye gibi kısa reaksiyon süresinde KOİ giderim verimi %98,52 elde edilmiştir.

Erkonak v.d. [108] tarafından yapılan çalışmada zeytin karasuyu süperkritik su oksidasyonu işe arıtılmıştır. Çalışma sub ve süperkritik su şartları altında 400-650°C ve 10-30 MPa değerlerinde tübular reaktörde gerçekleştirilmiştir. Oksijen kaynağı olarak hidrojen peroksit kullanılmıştır. Zeytin karasuyu TOK giderimi verimi sıcaklıkla birlikte belirgin bir şekilde artmış ama basınçla düşmüştür. Süperkritik su oksidasyonunda 5-30 sn reaksiyon süresinde TOK giderim verimi %99,96 değerlerine ulaşmıştır.

Arıtma çamurlarının bertarafı için süperkritik su oksidasyonu ilk kez ticari olarak ABD Texas bölgesinde kullanılmıştır. Günlük 9,8 ton kuru çamur işlem görmektedir. Bu sistemin literatür verilerinde KOİ giderim verimi %99,9 geçmektedir. Hidro katı

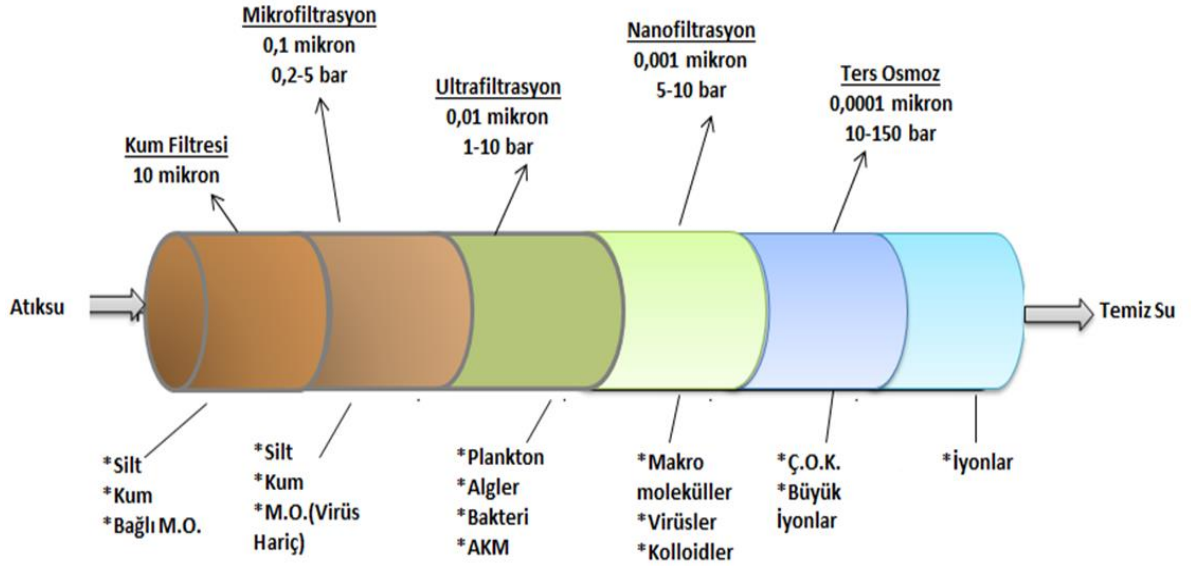
sistemlerin diğ er alternatif çamur   r tme proseslerinden daha ucuz olduğu belirtilmiştir ve işlem sonrası enerji eldes edilebilmektedir [109].

3.3 Membran Prosesler

Membran, su ve atıksudaki fiziksel, kimyasal ya da biyolojik bileşenlerin bir kısmını geçiren yarı seçici bir malzemedir. S z nt   retiminde kullanılan 4 ana membran ayırma prosesi vardır. Bunlar; ters ozmoz, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyondur. Membranın seçiciliği membranın por çapına bağlıdır. Membranlar ayırma tipine göre tanımlanırlar ve bu ayırma tipleri membranın por çapını belirler. Bazı membranlar ilk olarak por çapı ile tanımlanırlar. Por  apı mikrometre (μm) ile ifade edilmektedir. Bir diğ er yöntem ise membran tarafından tutulan en küçük molekülün eşdeğer kütlesi Dalton (Da) ile ifade edilmesidir. 1 Dalton 1 hidrojen atomunun kütlesini ifade etmektedir. Benzer şekilde, ters ozmoz, nanofiltrasyon ve hatta ultrafiltrasyon membranlar için MWCO (moleküler ağırlık engelleme sınırı) olarak ifade edilir ve birimi Dalton' dur.

Rejeksiyon sonucunda membran yüzeyinde biriken kirleticiler bütün membran prosesleri için önemli bir problemdir. Söz konusu kirleticiler, çeşitli etkileşimlerle sabit basınçta işletilen sistemde akının azalmasına sebep olurlar veya sabit akıda çalışan sistemlerde basıncı artırırlar. Bunlara sebep olan etkileşimlerin tümüne tıkanma denilmektedir. Bu tıkanma probleminden dolayı, membran materyalleri ve tıkanmanın karakteristiği üzerine yoğun araştırmalar yapılmaktadır. Tıkanma, membranın yapısıyla ve membran üzerinde biriken maddelerin fizikokimyasal ve biyolojik etkileşimlerinden büyük oranda etkilenmektedir. Membran direnci sabit olduğundan, tıkanma, akı azalmasına ve kirletici bileşenlerin membran yüzeyine ya da por içine adsorplanmalarına neden olur. Ara yüzeydeki direncin etkisini ara yüzeyde biriken toplam materyal miktarı belirlemektedir. Dolayısıyla, proses performansı besleme suyunun karakterine ve işletme şartlarına bağlıdır.

Kum filtresi ve membran ayırma proseslerinin sınıflandırılması ve özellikleri şekil 3.8'de verilmiştir. En geniş por çaplı olan mikrofiltrasyon, partiküler maddeleri ayırmak için kullanılır. En seçici membran ise ters ozmoz olup Na^+ ve Cl^- gibi tek yüklü iyonları tutmak için kullanılır.



Şekil 3.8 Membran ayırma prosesleri ve özellikleri [110]

UF, NF ve TO gibi membranların uygulanmasındaki en büyük problem, büyük hacimlerde oluşan konsantre atıksuyun giderilmesidir. Ayrıca membranların kimyasal olarak temizlenmesi de ilave atıksu kaynağı oluşturmaktadır. Oluşan konsantre kısmın karakteri, besleme suyunun karakterine, ön arıtım yapıp yapılmadığına, kullanılan membran prosesine, geri kazanıma ve kullanılan ilave kimyasal miktarına bağlı olarak değişir. Burada amaç geri kazanımı arttırmak ve atık fraksiyonunu azaltmaktır. Konsantre kısmın besleme suyu hacmine oranı MF ve UF için; % 1-10, NF için; % 15-30 ve TO için; % 15-60'dır. En fazla konsantre kısım yüksek tuzluluk içeren deniz suyunun arıtılmasında oluşur. MF ve UF'nin konsantre kısmı askıda katı maddeler ve kolloid partiküller, NF ve TO'un konsantre kısmını iyonlar ve küçük organik bileşenler oluşturur. NF ve TO konsantresinde askıda katılar ve kolloidler bulunmamalıdır, bu da ön arıtım ile sağlanabilir [111].

Ters Osmoz (TO)

Yüksek akı şartlarında ve geniş sıcaklık ve pH aralığında çalışabilmesi ile ters osmoz, diğer fiziko-kimyasal arıtım metotlarına bir alternatiftir. Bu yöntemde yüksek oranda giderme verimlerinden dolayı, elde edilen süzöntü suyunun kalitesi oldukça iyidir. Ters osmoz membranlar tüm çözünabilir tuzları, inorganik molekülleri ve moleküler ağırlığı 100 Da'dan büyük olan organik molekülleri tutabilir ve tuzları giderme verimi % 95' den

büyüktür [112]. Ters osmozun bu avantajlarının yanında dezavantajları da vardır. Küçük molekülleri tam olarak tutamadığından membranın dış yüzeyinde istenmeyen askıda veya çözünmüş maddeler birikebilmektedir. Ters osmozun yaygınlaşmamasındaki diğer bir engel de yüksek enerji ihtiyacıdır.

Atıksuda yer alabilecek katı kolloidal partiküller ve demir hidroksitlerin varlığından kaynaklanan tıkanmadan dolayı TO ünitesinin biyolojik arıtım, aktif karbon veya iyon değiştirme proseslerinden sonra kullanılması daha uygun olmaktadır. Tipik bir TO sisteminin gözenek boyutları, 5-20 Angström; basınç, 2000-4000 kPa aralığındadır. Deniz suyu için uygulanan basınç aralığı 50-100 bar, acı ve hafif tuzlu sulardan tuz giderimi ve diğer uygulamalar için bu değer 15-50 bar aralığındadır. TO sistemine giriş suyu 50 gr/L'den düşük toplam çözünmüş madde içermelidir, magnezyum, demir, sülfatlar, kalsiyum karbonatlar, silikatlar, klor ve biyolojik organizmalar minimum düzeyde olmalıdır, kolloid maddelerin 5-10 μm 'lik kum (silt) filtrelerde giderilmesi gerekir. MF'un, TO kullanımından önce ön arıtım olarak kullanılmasıyla askıda maddelerin giderilmesi membranın tıkanmasını önlemede etkilidir [113].

Konsantrenin; tekrar kullanımı, kirleticilerin arıtılması, yakma, yüzeysel sulara direkt veya dolaylı deşarjı, direkt veya dolaylı olarak yeraltı sularına deşarjı ve depo sahasına gönderilmesi giderme yöntemleri arasındadır.

Nanofiltrasyon (NF);

Atıksu arıtımında TO membranlarının yanında karakteristik özelliği ultrafiltrasyon (UF) ve ters osmoz (TO) arasında olan nanofiltrasyon membranları sulu çözeltilerdeki organik maddelerin giderilmesi amacıyla kullanılır (Şekil 3.8). NF membranları, düşük giderme verimlerinden dolayı, TO membranlarına göre daha az kullanılmaktadır. NF, gözenek boyutuna göre moleküler ağırlıkları 200-500 Da'dan büyük olan bileşenlerin gideriminde ve iyonlar arasındaki elektrostatik etkileşimden dolayı inorganik maddelerin tutulmasında etkilidir [114]. İşletme basıncı 5-10 bar aralığında değişir. NF membranında, TO membranına göre çok daha düşük basınç uygulandığı için enerji ihtiyacı daha düşüktür [115]. NF membranının en önemli avantajlarından biri, yüzey yükü sayesinde por çapından daha küçük yüklü parçacıkların büyük nötral parçacık ve tuzlarla beraber tutulabilmesidir. Membran yüzeyinde negatif gruplar da

bulunduğundan ağır metal gideriminde de etkilidir. NF ile yapılan çalışmalarda orta derecede verim (> % 65 arıtma verimi) elde edilmiştir [112]. Nanofiltrasyon membranlarının önemli ve farklı bir özellikleri iyon seçici olmalarıdır. Bir değerlikli iyonlar membrandan büyük oranda geçerler. Fakat sülfat ve karbonat gibi iki değerlikli iyonlar önemli oranda tutulurlar.

Nanofiltrasyon membranlarının bu seçiciliği, membrandaki negatif yük gruplarından kaynaklanmaktadır. NF membranları, proses ve içme sularının yumuşatılması, iyon değiştirici veya TO tesisleri için ön arıtma, içme suyu arıtımı, tekstil ve kâğıt endüstrisi atıksularının renk giderimi, peyniraltı suyundan laktoz ve proteinlerin tutulması, tensid içeren atıksulardaki tuzların giderimi, biyolojik arıtma basamağından önce, atıksudaki zor parçalanmış maddelerin ayrılması gibi amaçlar doğrultusunda kullanılır [116].

3.4 Hastane Atıksuyunun Arıtılması İle İlgili Yapılan Çalışmalar

Bu bölümde hastane atıksularının arıtılması ile ilgili olarak yapılan çalışmalara yer verilmiş ve bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Chiang, vd. [117] tarafından gerçekleştirilen çalışmada hastane atıksularının dezenfeksiyonu ve organik bileşiklerin dezenfeksiyon prosesi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Çalışma sonucunda sürekli ozonlamanın kesikli sistemlerden 10 kat daha etkili olduğu belirlenmiştir.

Sivas'taki hastanelerde oluşan atıksuyun miktar ve karakterizasyonun belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen bir çalışmada, hastane atıksularının karakterizasyonu pH, KOİ, BOİ, AKM, TKN, TP, Sülfat ve Fenol parametreleri ile gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalarda bu parametreler için maksimum değerler sırasıyla 762; 898 mg/L; 421 mg/L; 430 mg/L; 38,4 mg/L; 6,9 mg/L; 2,4 mg/L ve 2,8 mg/L olarak tespit edilmiştir. Çalışma kapsamında herhangi bir arıtma alternatifi denenmemekle birlikte yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip hastanelerde kimyasal ve biyolojik arıtma, düşük kirletici konsantrasyonlarına sahip hastanelerde ise sadece biyolojik arıtmanın yeterli olabileceği ifade edilmiştir [118].

Wen, vd. [119] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularının arıtılması için batık hollow fiber membran biyoreaktörün (MBR) performansı araştırılmıştır. KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$,

Bulanıklık ve *E.coli* giderim verimleri sırasıyla % 80, %93, %83 ve %98 olarak belirlenmiştir ve 6 aylık işletme süresince TMP değerinin çok az arttığı, ayrıca bu süre boyunca membranda temizleme işlemi uygulanmadığı ve çamur tahliyesi yapılmadığı ifade edilmiştir.

Pauwels, vd. [120] tarafından yapılan çalışmada, hastane atıksularının klasik aktif çamur sistemi ve MBR ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Klasik aktif çamur sisteminin deşarj limitlerini sağlayamadığı ve MBR sisteminin patolojik mikroorganizmaların gideriminde daha etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Radjenovic, vd. [121] tarafından yapılan çalışmada ise; atıksuların laboratuvar ölçekli MBR sisteminde arıtılması sırasında atıksudaki analjezik, antibiyotik gibi ilaçların davranışları araştırılarak klasik aktif çamur sistemi ile karşılaştırılmıştır. Farmasötik atıkların MBR sisteminde çok daha ileri bir seviyede (> %80) giderilebildiği, ancak bazı ilaç artıklarının hem MBR sistemlerinde hem de klasik sistemlerde giderilemediği tespit edilmiştir.

Liu, vd. [122] tarafından gerçekleştirilen hastane atıksularının MBR sistemleri ile arıtılabilirliğinin araştırıldığı bir diğer çalışmada ise; MBR sistemleri ile arıtım sonrası dezenfeksiyon için dezenfektan tüketiminin azaldığı, reaksiyon süresini düşürdüğü ve mikroorganizmaların inaktivasyonunu sağladığı belirtilmiştir.

Delgado, vd. [123] tarafından gerçekleştirilen bir başka çalışmada ise MBR sistemlerinde sitotoksik grubunda bulunan Siklofosfamid ve metabolitlerinin etkileri araştırılmış, Siklofosfamid içeren MBR sisteminde endojen solunum hızı daha yüksek ve eksojen solunum hızı daha düşük olarak belirlenmiştir. Ayrıca bu reaktörde daha az çamur oluşumu gözlenmiştir. Çamur miktarındaki bu azalma ve endojen solunum hızındaki artışın, Siklofosfamid içeren atıksuyun sebep olduğu kimyasal strese kaynaklandığı ve karbon ve/veya enerjinin büyüme yerine adaptasyon için kullanıldığını gösterdiği belirtilmiştir.

Chen, vd. [124] tarafından yapılan çalışmada 6-APA ve Amoxicillin içeren ilaçlı atıksuyu arıtmak için yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör kullanılmıştır. Yüksek KOİ yüklemeleri ile (12,57-21.02 kg/m³-gün) sistem işletilmiştir ve KOİ, 6-APA ve Amoxicillin giderim verimleri sırasıyla; %52,2, %26,3 ve %21,6 elde edilmiştir.

Xue, vd. [125] tarafından gerçekleştirilen çalışmada, mikrokirletici içeren atıksuların tam ölçekli A2/O-MBR prosesi ile arıtılması incelemiştir. Çalışmada seçilmiş 19 mikrokirleticinin çoğu için %50-100 arasında giderim verimi elde edilmiştir.

Tambosi, vd. [126] tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada ise antibiyotik ve NSAID içeren atıksularda MBR ile arıtım performansı araştırılmıştır. 4 hafta boyunca farklı çamur yaşlarında (15 ve 30 gün) MBR işletilmiştir ve 30 günlük çamur yaşında daha yüksek giderim verimleri elde edildiği tespit edilmiştir. Giderimde 3 ana mekanizmanın etkili olduğu belirtilmiştir. Bunlar; çamur sorpsiyonu, biyodegradasyon ve membranda tutulmadır.

Kovalova v.d. [127] tarafından İsviçre’de, 346 yataklı bir hastanede yapılan çalışmada; hastane atıksularının arıtımı için 1 yıl süreyle pilot ölçekli MBR sistemi kullanılmıştır. Mikro kirleticilerin giderim verimleri incelenmiştir. Bu amaçla 58 antibiyotik, 10 metabolizma ürünü ve 2 korizyon inhibitörü temel kirletici parametreleri olarak kabul edilmiştir. Bu kirleticilerin giderim verimleri %22 ile %80 arasında elde edilmiştir.

Pollice, v.d. [128] tarafından gerçekleştirilen çalışmada güçlendirilmiş aktif karbon (PAC) ve kesikli MBR birlikte kullanılarak ilaçlı atıksuların arıtılması araştırılmıştır. Elde edilen giderim verimi % 40- 97 iken PAC ilavesi ile bu mikrokirleticilerin tümünde giderim verimi % 95’in üstüne çıkmıştır.

Alrhoun vd. [129] tarafından yapılan çalışmada, hastane atıksuyundaki mikrokirleticilerin giderilmesi araştırılmıştır. 400 L hacminde GAC ilaveli harici MBR sistemi kullanılmıştır ve 275 gün boyunca, 15-20 gün çamur yaşında ve 22 saat hidrolik bekletme süresinde işletilmiştir. Diclofenac, Paracetamol, Naproxen ve İbuprofen gibi ilaç etken maddelerini içeren 21 mikrokirleticinin hepsi için giderim verimi %100 olarak tespit edilmiştir.

Li v.d. [130] tarafından yapılan çalışmada mikrokirleticilerin modifiye MBR sistemlerinde giderim verimleri ile ilgili literatür verileri kıyaslanmıştır. Analjezik, lipit düzenleyici antiepileptik ve antibiyotik gruplarını içeren 10 tane mikrokirleticinin MBR+PAC, MPR+GAC ve MBR+ TO sistemlerindeki giderim verimleri sırasıyla > %92-95, >%98 ve >%82-98 olarak belirtilmiştir. GAC ilaveli MBR sisteminde tüm mikrokirleticiler için giderim verimi %98’den büyük olarak tespit edilirken, MBR+TO kombinasyonunda

Carbamazepine giderim verimi >%82, Diclofenac giderim verimi ise >%88 olarak belirtilmiştir.

Cazes v.d. [131] tarafından gerçekleştirilen review çalışmasında sulardan mikrokirletici giderimi için membran bioproseslerinin önemi belirtilmiştir. Klasik atıksu arıtma sistemlerinin bu kirleticilerin giderimi için yeterli olmadığı ve gelişmiş arıtma metotlarının kullanılması gerektiği vurgulanmıştır. Enzimatik membran biyoreaktörlerin (eMBR) mikrokirleticilerin giderimi için alternatif bir yöntem olduğu belirtilmiştir. eMBR'lar da membran seçici bariyer görevi görmekte ve aynı zamanda sistemi biyokatalizör olarak desteklemektedir.

Nielsen v.d. [132] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularından ilaç etken maddeleri ve bakteri giderimi laboratuvar ve pilot ölçekli MBR sistemlerinde araştırılmıştır. MBR sistemlerine ilave PAC, ozon, ve ozon+H₂O₂ eklenerek bakteri ve ilaçların giderimi kıyaslanmıştır. Çalışmada 60 farklı ilaç etken maddesi izlenmiştir. En etkili giderim verimi MBR+PAC sistemi ile elde edilmiştir ve çıkış konsantrasyonları PNEC değerlerinin altında tespit edilmiştir. En iyi giderim verimleri hormonlar, Paracetamol ve İbuprofen de elde edilirken, kardiyovasküler grubu ilaçlarda giderim verimi düşük elde edilmiştir. Bununla birlikte en düşük giderim verim ICM'ler için tespit edilmiştir. MBR arıtımından sonra *Toplam Koliform* ve *Toplam Entreococci* için giderim verimleri sırasıyla %99,98 ve %99,66 olarak elde edilmiştir.

Nguyen v.d. [133] tarafından gerçekleştirilen çalışmada miktokirleticilerin giderim verimleri hibrid MBR sistemlerinde araştırılmıştır. Çalışmada 22 adet mikrokirletici içeren sentetik atıksu kullanılmıştır. Arıtım çalışmaları MBR, MBR+UV, MBR+NF/TO olmak üzere 3 farklı sistem ile gerçekleştirilmiştir. Hidrofobik ve hızlı biyodegradasyona uğrayan mikrokirleticiler için MBR sistemi ile etkili bir giderim gerçekleşmiştir. UV oksidasyonun ilavesi ile mikrokirleticilerin fiziokimyasal özelliklerine ve molekül yapısına bağlı olarak giderim veriminin artmasını sağlamıştır. UV oksidasyonu yapısında klorlu ve fenolik grup içeren mikrokirleticilerin giderimi üzerinde pozitif etki ederken, Carbamazepine gibi amid içeren mikrokirleticilerin giderim veriminde daha az etkili olduğu tespit edilmiştir. MBR prosesine UV ve NF/TO ilavesi hidrofilik ve biyolojik dirençli mikrokirleticilerin de giderim verimlerini artırmıştır. Carbamazepine için

giderim verimi MBR ve UV prosesleri tek başına uygulandıklarında düşükken birlikte kullanıldıklarında %96'nın üzerine çıkmıştır.

Nguyen v.d. [134] tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada beyaz kök mantarı ile zenginleştirilmiş MBR sisteminde 30 mikrokirleticinin giderimi araştırılmıştır. Beyaz kök mantarı enzimi laktaz redox mediyatörü ile birlikte bakteriyel degradasyona dirençli olan Diclofenac, Triclosan, Naproxen ve Atrazine mikrokirleticileri için degradasyonun artmasını sağlamıştır. Ancak ibuprofen, Gemfibrozil ve Amitripitilin için düşük giderim verimi elde edilmiştir. Yapılan toksisite analizlerine göre toksik yan ürünlerin oluşmadığı belirlenmiştir.

Yang [135] tarafından gerçekleştirilen çalışmada Diclofenac ve BisphenolA mikrokirleticilerinin mantar ile zenginleştirilmiş laboratuvar ölçekli MBR sisteminde giderimi araştırılmıştır. Hidrolik bekletme süresi 1 gün olan sistemde 3 haftalık işletme süresinde Diclofenac giderim verimi %80 ile %40 arasında elde edilmiştir. Sistemin işletilmeye başladığı ilk zamanlarda giderim verimi daha yüksek iken zamanla düşmüştür. BisphenolA için giderim verimi %90 olarak tespit edilmiştir.

Kimura [136] tarafından yapılan çalışmada kentsel atıksu içindeki mikrokirleticilerin giderimi pilot ölçekli MBR ve klasik atıksu arıtma sistemleri üzerinden kıyaslanmıştır. Kompleks yapıdaki mikrokirleticiler klasik atıksu arıtma tesislerinde giderilememiştir. Bunun yanı sıra yapısında klorin içeren mikrokirleticiler için her iki sistem benzer özellik göstermişlerdir. İbuprofen gibi basit yapılı mikrokirleticiler her iki sistemde yüksek oranlarda giderilmiştir. Naproxen ise MBR sisteminde daha iyi giderilmiştir.

Clara v.d. [137] tarafından yapılan çalışmada 8 ilaç etken maddesinin ve 9 endokrin bozucu maddenin birçok atıksu arıtma tesisinde konsantrasyonları tespit edilmiştir ve bu seçilen mikrokirleticilerin giderim verimleri farklı çamur yaşları denerek MBR ve klasik atıksu arıtma sistemlerinde araştırılmıştır. Carbamazepine her iki sistem ve farklı çamur yaşlarında giderim görülmemiştir. Öte yandan Bisphenol-A, İbuprofen ve lipit düzenleyici Bezafibrate için giderim verimleri >%90'ın üzerinde elde edilmiştir. Klasik atıksu arıtma tesisi için 10 °C'de 10 günlük çamur yaşının mikrokirleticilerin giderimini arttırdığı tespit edilmiştir. Mikrokirleticilerin gideriminde MBR ve klasik atıksu arıtma tesisi için çamur yaşlarına bağlı olarak çok belirgin fark göstermedikleri belirtilmiştir.

Kootenaei ve Rad [138] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularının pilot ölçekli MBR sisteminde nano membran kullanılarak arıtılması araştırılmıştır. Bu çalışmadaki amaç NF-MBR'lerin hastane atıksuyu arıtımı için uygun olup olmadığıdır. Arıtma performansı nütrient giderimi üzerinden değerlendirilmiştir. 2,9 saat hidrolik bekletme süresinde 62 gün işletilen sistemde KOİ, NH₃-N ve PO₄-P için giderim verimleri sırasıyla %92±4, %88±2 ve %68 olarak tespit edilmiştir.

Al Hashimi v.d. [139] tarafından gerçekleştirilen çalışmada laboratuvar ölçekli modifiye Ludzack Ettinger tipi batık MBR ile hastane atıksuyunun arıtılması organik madde giderimi üzerinden değerlendirilmiştir. KOİ ve BOİ₅ giderim verimleri sırasıyla % 90 ve %98 olarak tespit edilmiştir.

Ikehata v.d. [140] tarafından yapılan çalışmada ilaç içeren sularda ozonlama ve ileri oksidasyon proseslerinin ilaç giderimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. AOP (O₃/H₂O₂, O₃/UV) prosesleri, fenton tipi prosesler ve fotokimyasal AOP prosesleri tek başına ozonlamaya göre daha etkilidir. Çünkü hidroksil radikallerini oluşumu bu prosesler de daha fazladır.

Luo v.d. [141] tarafından yapılan review çalışmasında mikrokirleticilerin sularda bulunması ve arıtılması araştırılmıştır. Mikrokirleticiler atıksularda, yüzeysel sularda, içme sularında ve yeraltı sularında tespit edilmiştir. 14 ülke atıksu arıtma tesislerinde mikrokirletici giderim verimi %12,5-100 aralığında değiştiği belirtilmiştir. Mikrokirleticilerin gideriminde ileri arıtma proseslerinin, aktif karbon adsorpsiyonun, NF, TO ve MBR sistemlerinin daha etkili olduğu belirtilmiştir. Mikrokirleticilerin gideriminde en önemli etken mikrokirleticinin fizikokimyasal özelliğidir.

Reungoat v.d [142] tarafından yapılan çalışmada biyofiltrasyonun Çözünmüş Organik Karbonun ve Kişisel Bakım Ürünlerinin(PPCP) giderimine etkisi araştırılmıştır. Filtre malzemesi olarak kum ve granül aktif karbon kullanılmıştır. Gerçek atıksu arıtma tesisinde pilot ölçekli olarak çalışılmıştır. Biyolojik aktif karbonda Çözünmüş Organik Karbonun ve Kişisel Bakım Ürünlerinin giderim verimleri sırasıyla %30-60 ve >%90 olarak tespit edilmiştir. Ayrıca kum ile yapılan çalışmaların çıkış suyu kalitesini arttırdığı belirtilmiştir.

Cruz v.d. [143] tarafından yapılan çalışmada atıksu arıtma tesislerinde tespit edilen 23 mikrokirleticinin UV ve fenton proseslerle giderimi araştırılmıştır. UV-Light, Dark-Fenton ve Foto-Fenton nötral pH değerlerinde çalışılmıştır. En iyi giderim sonuçları Foto-Fenton prosesinde elde edilmiştir, 30 dakikalık arıtma sonrası giderim verimi %90'ın üzerinde tespit edilmiştir.

Kabak ve Başbüyük [144] tarafından yapılan çalışmada Diclofenac ve Parasetamolün kesikli sistemde aktif çamur tarafından adsorbsiyonla giderim özellikleri incelenmiştir. Her bir ilacın aktif çamur tarafından adsorblandığı ve adsorbsiyon işleminin büyük oranda ilk 20-40 dakika içerisinde gerçekleştiği tespit edilmiştir. Diclofenac ve Parasetamolün aktif çamur tarafından orta şiddette adsorplanma potansiyeli gösterdiği belirtilmiştir.

Amouei v.d [145] tarafından yapılan çalışmada Kuzey İran'da bulunan hastane atıksuyu arıtma tesisinin performansı bir yıl boyunca izlenmiştir. Arıtma tesisi ortalama giderim verimleri AKM, BOİ, KOİ ve *Toplam Koliiform* için sırasıyla %74,3, %79,6, %76,5 and %99,7 olarak tespit edilmiştir. Hastane atıksuyu çıkışında ortalama Bakiye Klor 0,2 mg/L olarak belirtilmiştir. Elde edilen çıkış değerleri İran yönetmeliklerine göre yeniden kullanım için uygun olmadığı belirtilmiştir.

Yehya v.d. [146] tarafından yapılan çalışmada antiepileptik bir ilaç olan Carbamazepine'nin elektrokoagülasyon ile giderimi araştırılmıştır. Sentetik atıksu ile kesikli reaktörde çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Al elektrot kullanılmış ve akım yoğunluğu 44 mA/cm² olarak belirtilmiştir. Başlangıç pH=4 ve pH=6 ile pH=9'da çalışılmıştır. En yüksek giderim verimleri pH=4 ve pH=6'da elde edilmiştir.

Mahajan v.d. [147] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtımı incelenmiştir. Kesikli reaktörde Al-Al, Fe-Fe ve Al-Fe elektrot kombinasyonları kullanılarak KOİ giderimi üzerinden değerlendirme yapılmıştır. En yüksek KOİ giderim verimi Fe-Fe elektrotta, 75 dakika reaksiyon süresinde ve 12,2 mA/cm² akım yoğunluğunda %100 olarak elde edilmiştir.

Dehqhani [148] tarafından yapılan çalışmada hastane atıksularının arıtılması için elektrokoagülasyon yöntemi kullanılmıştır. Fe ve Al elektrotların kullanıldığı sistem KOİ giderim verimi üzerinden izlenmiştir. pH 3, 7 ve 11'de, 30, 45 ve 60 dakikalık sürelerde

10, 20 ve 30 V altında çalışmalar yürütülmüştür. KOİ giderimi maximum pH=3, 30 V ve 60 dakikada elde edilmiştir.

PILLS (Pharmaceutical Input and Elimination from Local Sources) projesi: [149] Avrupa ülkelerinden altı ortak (Proje lideri Alman Su İdaresi ve diğer ortakları Hollanda, Fransa, Lüksemburg, İsviçre ve İngiltere) enstitünün 5 yıl (2007-2012) süreyle atksulardaki ilaç aktif_maddelerinin giderimi konusunda çözüm üretmek üzere birlikte çalıştıkları bir projedir. PILLS final konferansı 2012 yılında Almanya'da gerçekleştirmiştir. Proje kapsamında;

- Atıksuların karakterizasyonunu (ilaç aktif maddelerin, kimyasal içeriğin, ekotoksosite potansiyelinin ve antibiyotiğe dirençliliğinin tespit edilmesi)
- Hastanelerde ileri arıtma teknolojileri dahil atıksu arıtma tesislerinin dizaynı, yapımı ve işletilmesi,
- İleri arıtma teknolojilerinin değerlendirilmesi, kıyaslanması
- Proje verilerinin bilimsel alanlarda ve resmi birimlerde paylaşılması

gerçekleştirilmiştir.

Ham evsel atıksu, arıtılmış evsel atıksu ve hastane atıksuları belirlenen parametreler üzerinden konsantrasyonları tespit edilerek kıyaslanmıştır. Proje kapsamında, hastane atıksuyunun arıtımı için 4 farklı özellikte pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi kurulmuştur. Ana arıtım yönetimi membran biyoreaktör olarak seçilmiş ve bunu takip eden ileri arıtım yöntemleri denenmiştir. Pilot tesislerde uygulanan arıtım adımları şöyledir:

1. Kaba Izgara + MBR + Aktif Karbon veya Ozon veya TiO_2 /UV + Akışkan yataklı biyoreaktör
2. Kaba Izgara + MBR + TiO_2 veya Ozon/ H_2O_2 veya UV
3. Kaba Izgara + MBR + (Ozon veya PAC) + Kum Filtresi
4. Kaba Izgara + MBR + (GAC UV + H_2O_2 veya Ozon + GAC)

Proje sonucunda elde edilen sonuçlara göre ilaç aktif maddelerinin gideriminde MBR'nin yeterli olmadığı, ileri arıtma yöntemlerinin gerekli olduğu ve MBR'nin tek başına sadece antimikrobiyal dirençli bakterileri gidermede yeterli olduğu belirtilmiştir.

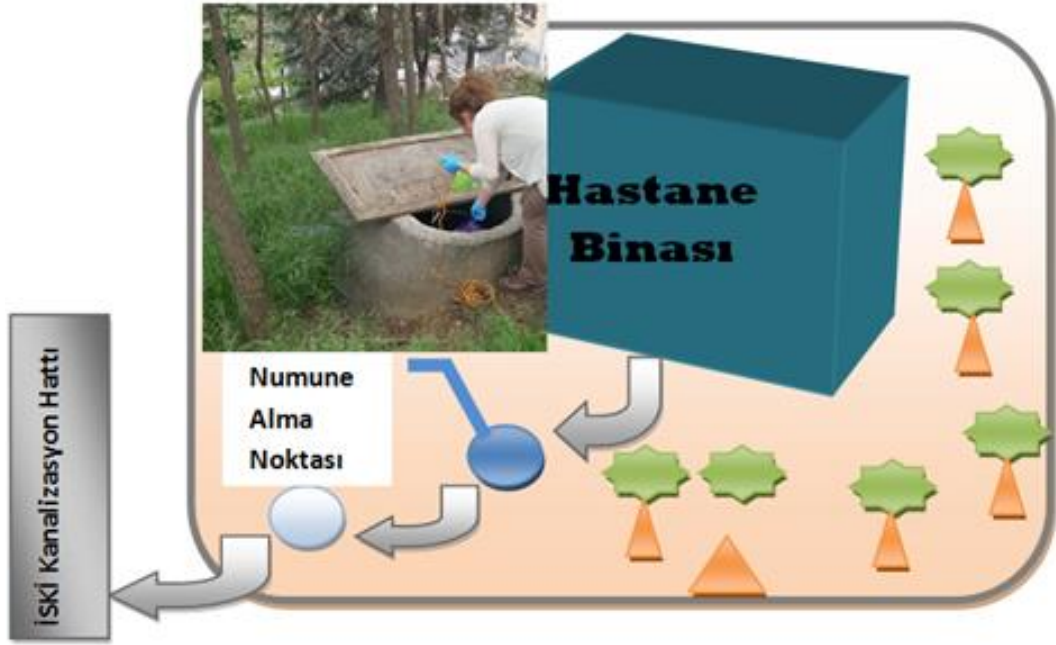
Hastane atıksularının karakterizasyonu ve arıtımı konularında yapılmış olan ve yukarıda kısaca açıklanan çalışmalardan görüldüğü gibi genel olarak arıtma verimleri klasik parametreler üzerinden değerlendirilmiştir. Hastane atıksularında bulunması muhtemel mikrokirleticiler ve toksik özellikler ile ilgili çalışmalar ise daha sınırlıdır. Son yıllarda yapılan çalışmalar mikrokirleticilerin giderimi üzerinde yoğunlaşmıştır. Bu yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar ışığında hastane atıksularının kanalizasyon sistemlerine verilerek seyreltilmesi yerine ayrı olarak toplanıp arıtılması gerektiği, organik yükün azaltılması için biyolojik arıtmanın uygulanabileceği, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran kullanılmasının farmasötik atıkların arıtımında etkili bir proses olarak öne çıktığı ancak sistemin optimize edilmesi ve kullanılacak membranların modifikasyonunun gerektiği, ozonlama ve ileri oksidasyon yöntemlerinin de pek çok dirençli bileşiğin daha kolay ayrışabilir forma dönüştürülmesinde etkili bir yöntem olduğu ve araştırılması gerektiği söylenebilir. Sonuç olarak hastane atıksularındaki mikrokirleticilerin giderilmesinde teknik ve ekonomik açıdan en uygun arıtma yönteminin belirlenmesi gerektiği ve bunun içinde tek adımlı arıtma sistemlerinin yeterli olmadığı ileri arıtım metotlarının da arıtma sistemlerine ilave edilmesi gerektiği görülmektedir.

MATERYAL VE METOT

Bu tez kapsamında gerçekleştirilen çalışmalar iki ana başlık altında yürütülmüştür. Birinci aşamada hastane atıksuyunun kapsamlı bir karakterizasyonu gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla hastane atıksuyunun fizokimyasal, mikrobiyolojik ve ekotoksikolojik özellikleri incelenmiştir. İkinci aşamada ise hastane atıksularının arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Arıtım çalışmalarında, hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ve membran biyoreaktör ile arıtımında kirletici giderim verimleri izlenmiştir ve arıtım alternatifleri verim ve işletilme kolaylığı açısından kıyaslanmıştır. Bu bölümde yapılan analizler ve arıtma çalışmaları detaylı olarak açıklanmıştır.

4.1 Numune Alma

Hastane atıksularının karakterizasyon ve arıtım çalışmaları için atıksular İstanbul'da bulunan Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi'nden temin edilmiştir. Mevcut sistemde hastanenin farklı bölümlerinden ortaya çıkan atıksular ayrı olarak toplanmadığından, hastanede oluşan evsel nitelikli atıksular ve hastane nitelikli atıksular birbiri ile karışarak hastane atıksu kanalından geçerek şehir kanalizasyon sistemi ile birleşmektedir. Bu nedenle bu çalışmada numune alınan yer Şekil 4.1'de gösterildiği gibi hastane bahçesinden, İSKİ kanalizasyon hattına dökülmeden önceki bir rögar noktası olarak seçilmiştir.



Şekil 4.1 Numune alma noktasına ait görünüm

Numuneler alınırken, atıksu numune alma metotları dikkate alınarak analizin türüne göre plastik veya amber numune şişeleri kullanılmıştır. Numuneler, hastane atıksularının ayrıntılı bir karakterizasyonunu gerçekleştirmek amacıyla 2011-2015 yılları arasında belirli zaman aralıklarında anlık olarak alınmıştır. GC-MS ve LC-MS/MS gibi analiz yöntemlerinin kullanıldığı bazı çalışmalarda yağış miktarı ve sıcaklık gibi mevsimsel değişimlerin çevredeki mikrokirletici konsantrasyonlarını etkilediği bilinmektedir. Zaman aralıkları belirlenirken atıksuyun özelliklerinin saat, gün, ay ve mevsim bazında nasıl değişim gösterdiğini görmek amacıyla numune alma zamanları günün farklı saatleri, haftanın farklı günleri olacak şekilde seçilmiştir ve 2 yıl boyunca sürekli numuneler alınarak aylık ve mevsimsel değişimin de gözlenmesi hedeflenmiştir. Diğer zamanlarda ise numuneler on beş günlük ve aylık olarak alınmıştır.

Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi

Hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalar için numunelerin temin edildiği Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi, yoğun bir şekilde poliklinik ve cerrahi servis hizmeti veren bir sağlık kuruluşudur. Yapılan karakterizasyon çalışmalarının daha iyi yorumlanabilmesi için hastanede gerçekleştirilen faaliyetlerin bilinmesi gerekmektedir. Bu faaliyetler içerisinde tanı, tedavi, cerrahi işlemler, hastanenin temizlik yemek gibi işlemlerinin gerçekleştirilmesi ve hastanenin hangi alanlarda yoğunlukla poliklinik

hizmeti ile ameliyatlar gerçekleştirdiği sıralanabilir. Bu amaçla hastanenin hizmet verdiği alanlar aşağıda detaylı olarak verilmiştir.

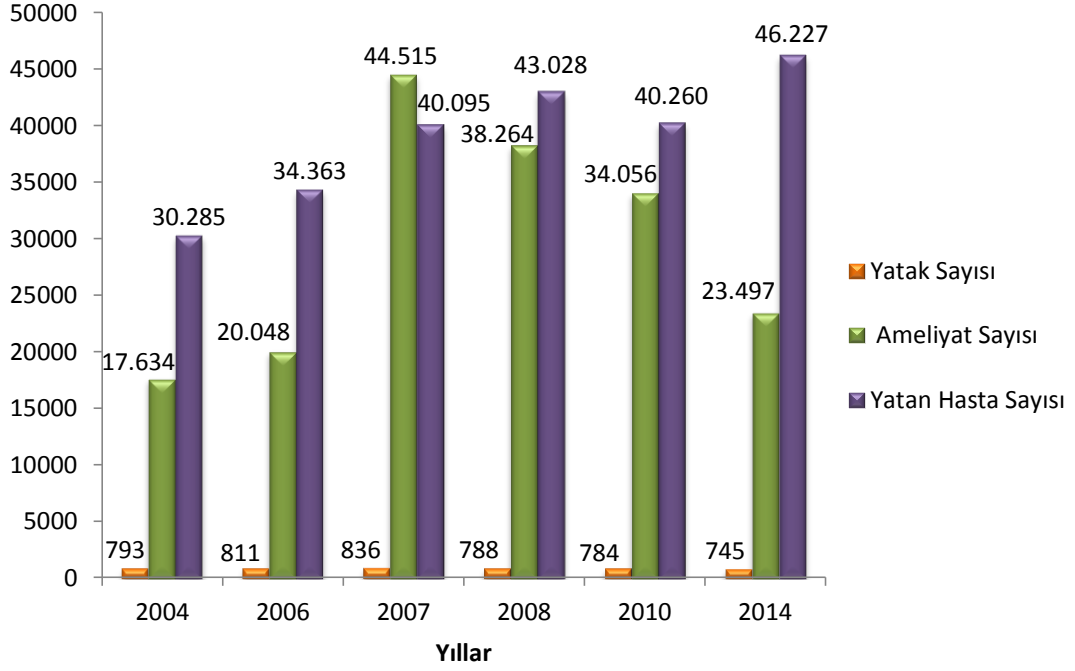
Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi 780 yatak kapasiteli olup, 2500 kadrolu, 1000 taşeron olmak üzere bünyesinde 3500 kişi çalışmaktadır. Günlük su tüketimi tüm birimler toplamında ortalama 300 m³'dür. Su tüketimi tüm tanı, tedavi, temizlik, mutfak işlemlerini içermektedir. Mevcut sistemde tüm birimlere ortak su verilmesi ve birimlerden ayrı ayrı atıksu toplanabilme altyapısı olmadığından dolayı toplam tüketim üzerinden su tüketimi değerlendirilmiştir. Hastanedeki su tüketimi ortalama 385 L/yatak-gün 'dür. Kış aylarında su tüketimi yaz aylarına göre daha az olmaktadır.

Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi'nde hem birçok branşta hizmet vermesi hem de nüfus yoğunluğunun fazla olduğu şehir merkezinde yer almasından dolayı poliklinik sayısı çok fazladır. Poliklinik sayılarının yıllara göre dağılımı Çizelge 4.1'de gösterilmiştir ve verilere bakıldığında son yıllarda poliklinik sayılarında büyük bir artış olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.1 Yıllara göre Şişli Hamidiye Etfal E.A.H poliklinik sayıları]

Yıl	2004	2006	2007	2008	2010	2014
	[150]	[151]	[152]	[153]	[154]	[155]
Toplam Poliklinik Sayısı	827.679	1.199.271	1.256.061	1.275.282	1.410.203	2.282.942

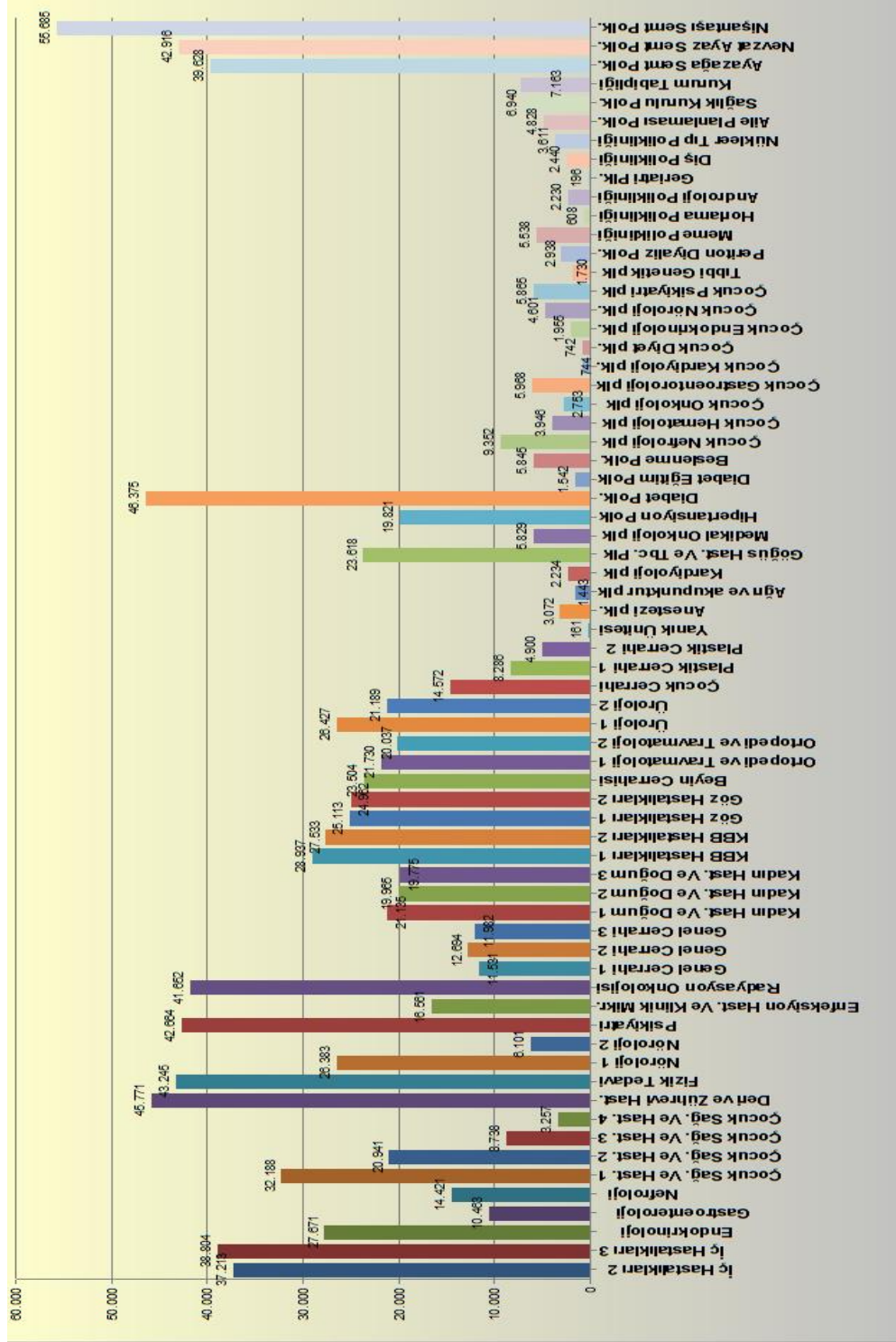
Hastanedeki mevcut yatak sayısı ve yatan hasta sayısı ile yapılan ameliyatların yıllara göre değişimi Şekil 4.2'de verilmiştir. Yatan hasta sayısı yıllara göre giderek artış göstermiştir. Bunun yanı sıra yapılan ameliyat sayısında 2014 yılında ciddi bir düşüş görülmektedir. Hastanenin servislerinin, binanın yenilenme ve tamirat çalışmalarının bu zamanlara denk gelmesi ameliyat sayısında düşüşe neden olmuş olabilir.



Şekil 4.2 Yıllara göre Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. yatak, ameliyat ve yatan hasta sayısı
[150], [151], [152], [153], [154], [155]

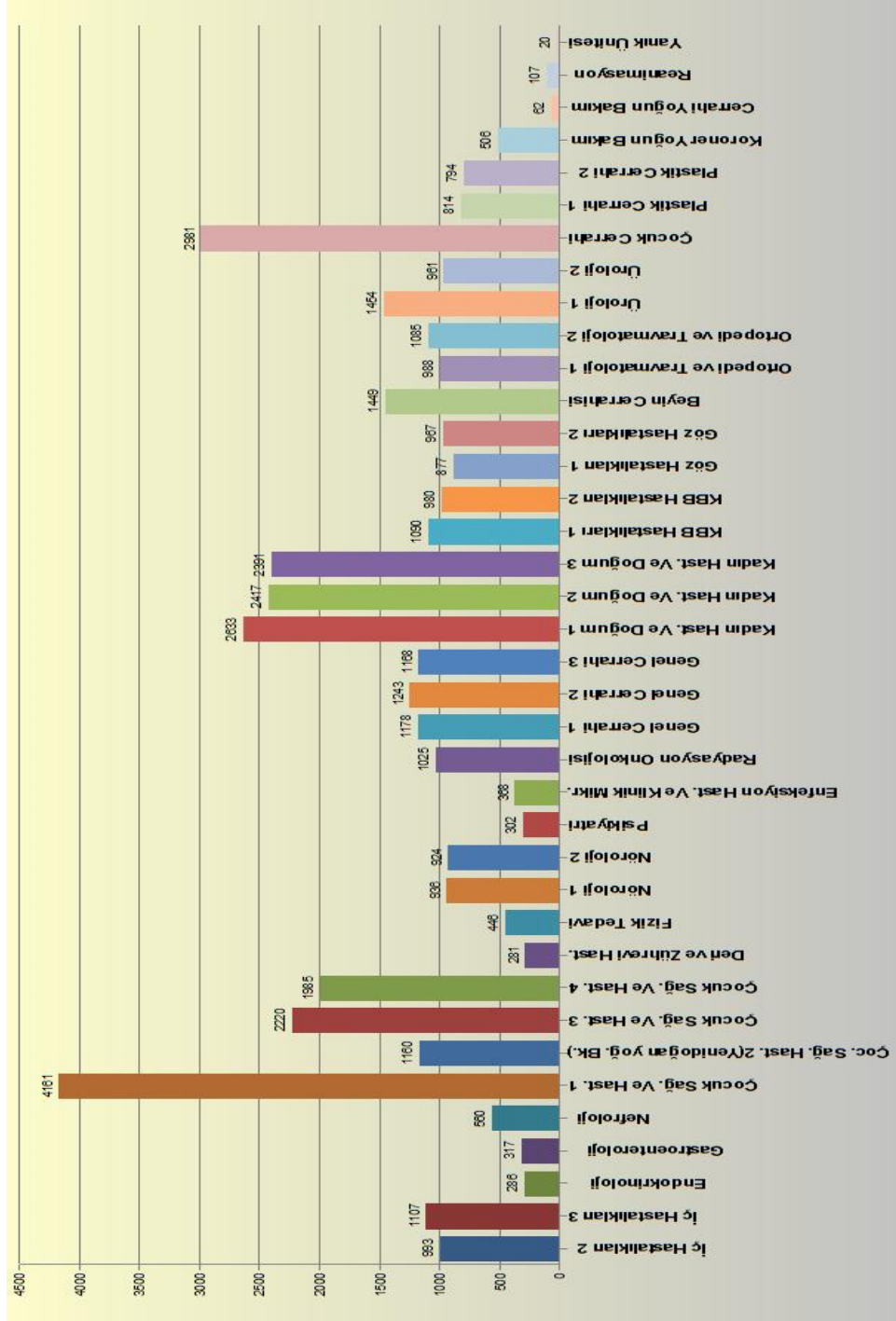
Şişli Hamidiye Etfal E.A.H bünyesinde cerrahi birimler, dahiliye birimler, poliklinikler, acil birimler, ameliyathaneler, teşhis/tanı üniteleri ve yoğun bakım üniteleri bulunmaktadır. Hastanede bulunan birimler ayrıntılı olarak EK-A'da verilmiştir.

Hastane bünyesinde 2008 yılında branşlara göre gerçekleştirilen poliklinik sayıları Şekil 4.3'de verilmiştir. Veriler incelendiğinde en yoğun poliklinik yapan branşlar; İç hastalıkları (Dahiliye), Çocuk Hastalıkları, KBB, Diabet, Deri ve Zührevi Hastalıklar ile Psikiyatri poliklinikleri olduğu görülmektedir.



Şekil 4.3 Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. 2008 yılı branşlara göre poliklinik sayıları [156]

Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. bünyesinde yatarak tedavi hizmeti veren birimlerde 2008 yılında yatan hasta sayıları Şekil 4.4’de verilmiştir. Bu birimlerde en çok yatan hasta sayısı Çocuk Sağlığı ve Hastalıkları, Çocuk Cerrahisi ile Kadın Hastalıkları ve Doğum branşları olduğu görülmektedir.



Şekil 4.4 Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. 2008 yılı branşlara göre yatan hasta sayıları [156]

Hastanelerde sıvı atıkların oluşmasında etkili olan birimlerden biri de teşhis/tanı üniteleridir. Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. bünyesinde biyokimya, mikrobiyoloji, patoloji laboratuvarları; radyoloji birimleri ile nükleer tıp merkezi ve kan bankası teşhis birimleri olarak hizmet vermektedir. Kamu hastaneleri birlik sistemi dahilinde Şişli Hamidiye Etfal E.A.H. biyokimya, patoloji ve mikrobiyoloji laboratuvarlarına taşıma ile farklı 4

hastaneden analiz için örnekler gelmektedir. Birlik sistemi ile Şişli Hamidiye Etfal E.A.H.'ne örnek gönderen sağlık kurumları Beşiktaş Sait Çitçi Devlet Hastanesi, Beyoğlu Göz E.A.H., Nişantaşı Semt Polikliniği ve Kağıthane Devlet Hastanesi'dir.

Hastanenin patoloji laboratuvarında her türlü organdan alınan biyopsi ve sitoloji örnekleri ile operasyon ve amputasyon materyalleri incelenmektedir. Patolojiye gönderilen materyaller rutin inceleme yönteminin yanı sıra gerekli görülen örneklerde immünohistokimya, özel boya ve immünfloresan yöntemleri ile incelenmektedir.

Sitolojide boyama yöntemleri temel olarak üç grupta toplanmaktadır. Bunlar, rutin boyamalar (PAP, H&E, Giemsa, Diff-Quick, Toluidin Blue), Sitokimyasal boyamalar(PAS, Musikarmen, AB, Kongo Red, Fontana gümüş boyası ve Mikroorganizmalar için: Gram, Ziehl Neelsen, Gomori methenamine silver), İmmunositokimyasal boyamadır.

Hastanenin patoloji labratuvarında Diff-Quick boyama yöntemi sadece Çarşamba günleri uygulanmaktadır. Diğer yöntemler hergün vaka durumuna göre örnekleri incelemekte kullanılmaktadır. Patoloji laboratuvarında günde 70-150 arasında örnek çalışılmaktadır. Patoloji laboratuvarına birlik sistemden taşıma ile diğer hastanelerden Çarşamba günleri örnekler gelmektedir. Bu nedenle Çarşamba günleri incelenen örnek sayısı diğer günlere göre daha fazladır. Patolojik incelemeler sırasında kullanılan kimyasallar, boyalar ve temizleme solüsyonlarından tehlikeli atık sınıfına girenler yönetmeliklere göre uygun şekilde ayrı toplanmaktadır ve diğerleri ise kanalizasyon sistemine verilmektedir.

Hastanenin mikrobiyoloji laboratuvarında, rutin olarak çeşitli klinik örneklerde (balgam, idrar, dışkı, kan, vb.) mikroskopik inceleme, bakteriyolojik kültür ve antibiyotik duyarlılık testleri yapılmaktadır. Ayrıca hepatit, HIV başta olmak üzere enfeksiyon hastalıklarının tanısına yönelik testler gerçekleştirilmektedir. Hastane mikrobiyoloji laboratuvarı mikrobiyoloji, ELİZA, Seroloji, Kültür testleri olarak alt gruplarda çalışmalarını sürdürmektedir. Testlerin bir çoğu cihazlar ve kitler ile gerçekleştirilmektedir. Hastaneye müracaat sayısının yoğun olmasından dolayı mikrobiyoloji laboratuvarında hergün tüm testler yapılmakta ve tüm ilgili cihazlar çalıştırılmaktadır. Gram boyama, Giemsa boyama, EZN boyama gibi boyamalar manuel olarak yapılmakta ve oluşan boya atıkları kanalizasyonuna gönderilmektedir.

Hastanenin en yoğun olarak çalıştığı teşhis birimlerinden biri de biyokimya laboratuvarıdır. Biyokimya laboratuvarında; biyokimyasal analizler, hormon analizleri, metabolizma analizleri, idrar analizleri, tam kan sayımı yapılmaktadır. Analizler otoanalizör cihazları ile gerçekleştirilmektedir. Bunun dışında elektroforez, nefelometre, koagülasyon ve HB Varyant cihazları kullanılmaktadır. Bu cihazların kullanımı sırasında birçok solvent ile reaktif tüketilmektedir ve bunların birçoğu tehlikeli atık sınıfına girmektedir. Ayrıca test sonunda idrar, serum, kan vs örnekleri ile yıkama solüsyonları sıvı atık olarak oluşmaktadır.

Hastane bünyesinde biyokimya laboratuvarında günlük olarak rutin biyokimya ve hormon analizleri yapılmaktadır. Günlük ortalama 1000-1200 arası örnek üzerinde testler gerçekleştirilmektedir. Yaz aylarında ve Ramazan ayında örnek sayısı 900-1000 değerlerine düşmektedir. Birlik sistemi dahilinde diğer hastanelerden özellikle hormon ve HbA1c (glikozillenmiş hemoglobin: şeker hastalığında tedavinin etkinliğini ölçmek, ya da şeker hastalığı tanısı koymak için kullanılan bir kan tahlili) analizleri için gelen örnekler ile test yapılan günlük örnek sayısı 1400 civarına ulaşmaktadır. Serbest serum örnekleri ile Nefelometre yapılan testler Çarşamba ve Cuma günleri gerçekleştirilmektedir. Ayrıca idrarda immunfloresan testi Cuma günleri daha yoğun yapılmaktadır. Pazartesi günleri ise 24 saatlik idrardaki örnek sayısı diğer günlere göre daha fazladır. Günlük ortalama örnek sayısı dikkate alındığında Pazartesi günleri diğer günlere göre bir miktar daha fazla olduğu söylenebilir. Hastanede yoğun olarak biyokimya analizleri gerçekleştirildiği için otoanalizörlerde saatte 60 L sıvı atık üretilmektedir. Günlük olarak otoanalizörlerden ortalama 1000 L civarı sıvı atık oluşmaktadır. Biyokimya laboratuvarında oluşan sıvı atıklardan tehlikeli atık sınıfına girenler yönetmeliklere uygun şekilde ayrı toplanırken diğer sıvı atıklar otomasyona bağlı nötralizasyon tankında toplanmaktadır. Bu sıvı atıklar nötralizasyon tankında uygun pH değerlerine ayarlandıktan sonra kanalizasyon sistemine deşarj edilmektedir.

4.2 Karakterizasyon Çalışmaları

Hastane atıksularının özelliklerini belirlemek amacı ile gerçekleştirilen karakterizasyon çalışmalarında yapılan analizler ve uygulanan yöntemler Çizelge 4.2’de verilmiştir.

Karakterizasyon çalışmaları; fizokimyasal özellikler, mikrobiyolojik özellikler ve ekotoksikolojik özellikler olmak üzere 3 ana başlık altında sürdürülmüştür.

Çizelge 4.2 Karakterizasyon çalışmalarında kullanılan analiz yöntemleri

Parametre	Yöntem
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	APHA (2005) 5220 - C ve 5220 - D
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ ₅)	WTW OXITOP IS6
Toplam Organik Karbon (TOK)	HACH IL 550 TOC-TN Cihazı
Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	APHA (2005) 4500-Norg – B, C
Amonyum Azotu (NH ₃ -N)	APHA (2005) 4500-NH ₃ - C
Toplam Azot (TN)	Hach IL 550 TOC-TN Cihazı
Toplam Fosfor (TP)	APHA (2005) 4500-P-B, D
Ortofosfat	APHA (2005) 4500-P - G
pH	Eutech Instruments pH 510 Cihazı
Askıda Katı Madde (AKM)	APHA (2005) 2540 - D
İletkenlik	Eutech CON 510 Cihazı
Klorür (Cl ⁻)	APHA (2005) 4500-Cl ⁻ -B
Yüzey Aktif Madde	APHA (2005) 5540-C
Toplam Fenol	APHA (2005) 5530-D
Absorplanabilir Organik Halojenler (AOX)	AOX Cell Test
Farmasötik Atıklar / Mikrokirleticiler	EPA Metot 1694
Ağır Metaller (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, Fe)	APHA-(2005) 3500 - B
Toplam Koliform	Sartorius SM 14053-050N
Enterococci	Sartorius SM 14051-050N

Çizelge 4.2 Karakterizasyon çalışmalarında kullanılan analiz yöntemleri (devamı)

Staphylococci	Sartorius SM 14074-050N
Salmonella	Sartorius SM 14057-050N
Pseudomonas Aeruginosa	Sartorius SM 14075-050N
Toplam Bakteri	APHA–(2005) 37°C’de
Akut Toksisite (Daphnia Magna)	Daphtox Kit
Mutajenite	MUTA-Chromo Plate Test Kit (Ames Test)
Genotoksisite	SOS Chromo Plate Test Kit
Akut Toksisite (P. Subcapitata)	AlgalToxkit F

Yapılan analizlerden klasik parametreler dışında mikrobiyolojik analizler, AOX ve mikrokirleticilerin tespiti ile toksisite deneyleri ayrıntılı olarak aşağıda açıklanmıştır.

4.2.1 Fizikokimyasal Parametreler

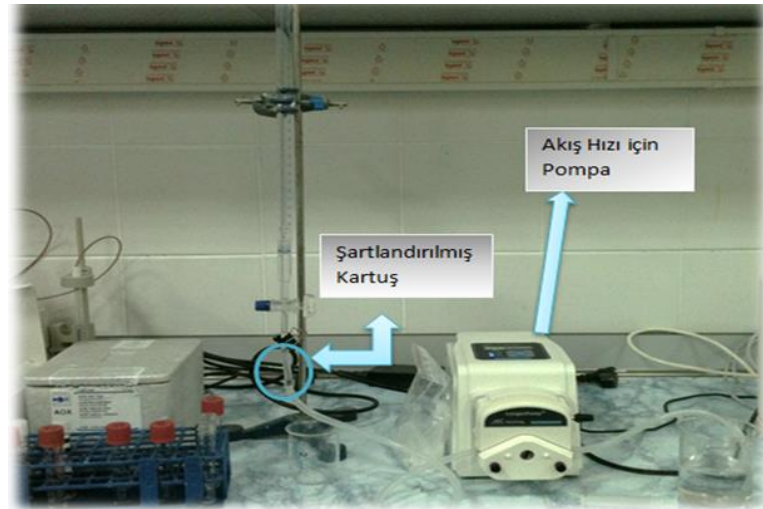
Tez çalışması süresince alınan atıksu numunelerinde düzenli olarak KOİ, BOİ₅, TOK, TKN, Ortofosfat, Amonyum-azotu, AKM, pH, İletkenlik, Klorür, Yüzey Aktif Madde, Toplam Fenol ve AOX analizleri gerçekleştirilmiştir. Ortalama 2 yıl boyunca düzenli aralıklarla alınan numunelerde bu parametrelerin konsantrasyon değişimleri saat, gün, ay ve mevsim bazında izlenilmiştir. Ayrıca tez çalışması süresince alınan tüm numunelerde bu parametrelerin analizi gerçekleştirilmiştir. Bunun yanı sıra bir yıl boyunca mikrokirletici analizleri gerçekleştirilmiş ve hastane atıksuyundaki miktarlarının değişimi ve ortalama değerleri tespit edilmiştir. Ayrıca hastane atıksuyunda Toplam Fosfor, Toplam Azot ve Ağır Metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, Fe) analizleri gerçekleştirilmiştir.

Mikrokirleticiler için EPA Method 1694 kullanılarak analizi yapılan analitler için metot geliştirilmiştir. Analiz ve ön işlemlerle ilgili metot çalışmaları bir sonraki bölümde ayrıntılı bir şekilde açıklanmıştır.

4.2.1.1 Absorplanabilir Organik Halojenler

Absorplanabilir Organik Halojenler (AOX) analizleri AOX Cell Test kiti ile gerçekleştirilmiştir. AOX konsantrasyonlarının temel kaynakları iodize olmuş X-ışını kontrast ortamları, solventler, dezenfektanlar, temizleyiciler ve klorin içeren ilaçlardır. AOX analizi için girişim yapabilecek maddelere dikkat edilmesi gerekmektedir. KOİ konsantrasyonunun 100 mg/L'nin üzerinde olması ve/veya Klorür konsantrasyonu 2500 mg/L'nin üzerindeyse AOX analizlerinde pozitif girişim yapmaktadır. Bu nedenle bu konsantrasyonlardan yüksek değerlerde çalışılan atıksularda seyreltme yapılarak analizler gerçekleştirilmiştir.

Bunun yanı sıra çalışılan numune AKM içeriyorsa kesinlikle analizden önce süzme işlemi yerine zenginleştirme işlemi uygulanmalıdır. Ancak zenginleştirme işlemi öncesinde askıda katı maddelerin uzaklaştırılması gereklidir. Bunun için alınan numunelerde atıksudaki katı maddelerin çökmesi beklenmiştir. 100 mL hacminde, askıda katı maddesi uzaklaştırılmış ve gerekli seyreltmeleri yapılmış atıksu numunesi daha önce aktif karbon ve kit kimyasalları ile şartlandırılmış kartuşlardan 1,6 - 2,5 mL/dk hızla kartuş içinden geçirilerek test tüplerinde toplanmıştır. Daha sonra kit prosedürüne göre analiz yapılmıştır. Şekil 4.5'de zenginleştirme işlemi sırasında kullanılan düzenek verilmiştir.



Şekil 4.5 AOX analizi için zenginleştirmede kullanılan düzenek

4.2.1.2 Mikrokirleticiler

Mikrokirleticilerin analizi için EPA Method 1694 (Pharmaceuticals and personal care products in water, soil, sediment, and biosolids by HPLC / MS / MS (December 2007)) seçilmiştir. Bu metot su, toprak, sediment ve biyokatılarda HPLC/MS/MS ile ilaç kalıntıları ve kişisel bakım ürünlerinin analizine yöneliktir. Metoda göre; numunelerin alınması, ön işlemleri ve analizleri gerçekleştirilmiştir. Analiz için seçilen mikrokirleticiler ülkemizde en yaygın olarak kullanılan ve Şişli Hamidiye Etfal E.A.H.'de en çok tüketilen ilaçlardan seçilmiştir. Ayrıca her grubu temsil edecek şekilde olması dikkate alınarak analjezik, sitotoksik, antibiyotik, nöropatik ve pestisit gruplarını içeren Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate analitleri seçilmiştir.

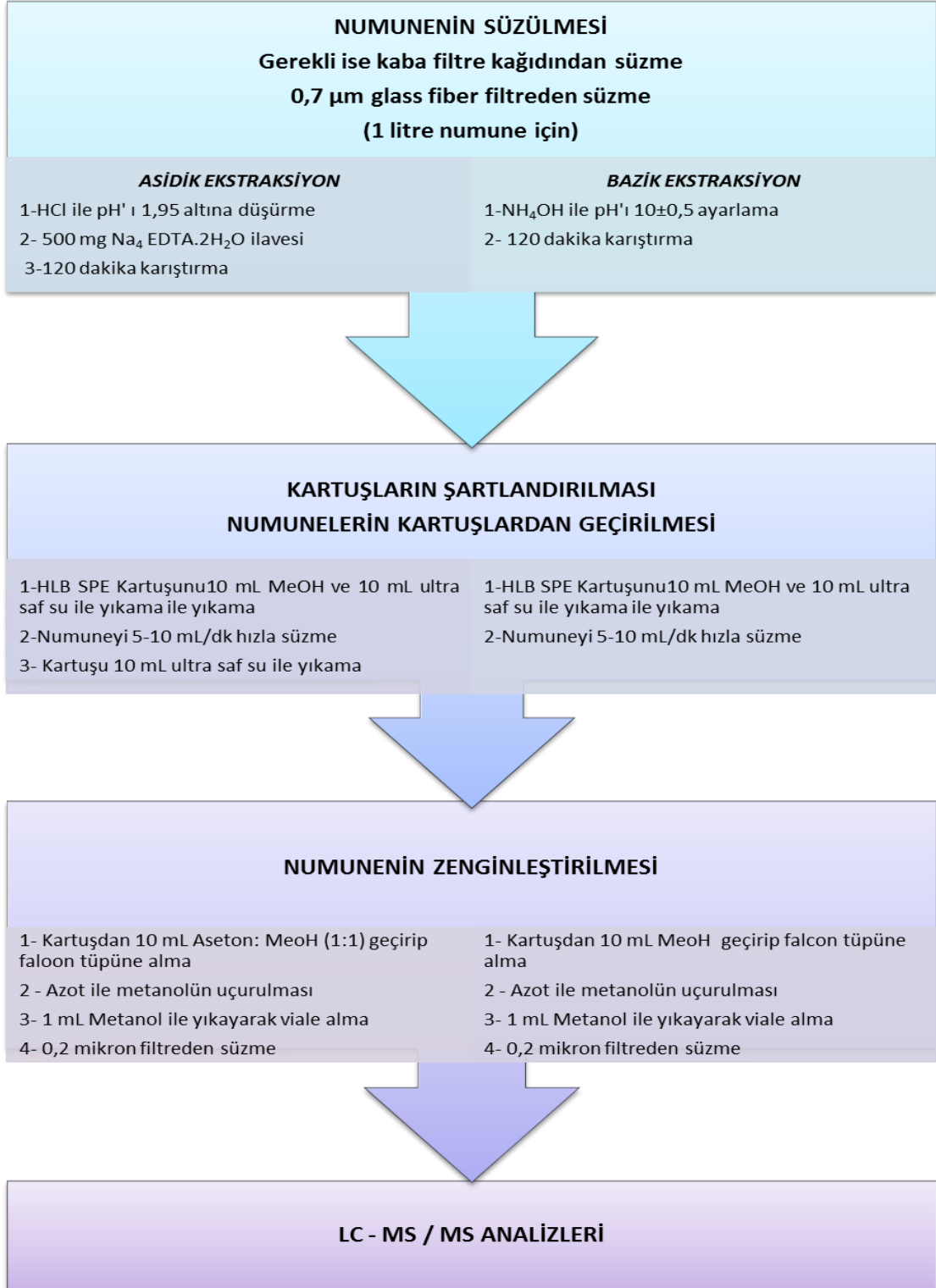
Numune Alma ve Koruma:

Numuneler amber cam şişelerde alınarak buzdolabında +4°C'de saklanmıştır. Analizi yapılacak su numuneleri eğer düşük konsantrasyonda mikrokirletici içeriyorsa 1 L hacminde alınır, yüksek konsantrasyonlar için 100 mL numune alınması uygundur. Hastane atıksuyundaki mikrokirleticilerin yapılan ön çalışmalarda yüksek konsantrasyonda bulunması nedeniyle 100 mL numune alınarak çalışılmıştır. Su numuneleri alındıktan sonra 7 gün içerisinde ekstraksiyon işlemine tabi tutulabilir ancak önerilen süre 48 saattir. Ekstraksiyon işleminden sonra numunelerin analizi 40 gün içerisinde yapılabilir. Ekstraksiyonu yapılmış numuneler buzdolabında +4°C'de saklanmalıdır.

Numunelerin Ön İşlemi:

Numunelerin LC/MS/MS'de analizinden önce Katı Faz Ekstraksiyon (SPE: Solid Phase Extraction) işlemine tabi tutulur. Tutulmak istenen maddenin kimyasal özelliklerine göre uygun SPE kartuşu seçilerek kullanılmıştır. Bu kimyasal özellikler hidrofilit, hidrofobisite, kuvvetli asidiklik ya da baziklik olup, seçilecek kartuş ile kullanılacak solventlerin seçimini doğrudan etkilemektedir. Waters firmasının OASIS SPE kartuşları bu tez çalışmasında incelenen analitlere benzer analizler için yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu nedenle yapılan analizler için kullanılan SPE kartuşu OASIS HLB 3cc 60mg olup, asidik-bazik ve nötral birçok uygulama için tercih edilebilecek şekilde

kuvvetli hidrofilik özelliklere sahip ve özel bir hidrofilik-lipofilik dengeye sahip bir polimer içermektedir. Uygulanan ekstraksiyon işlemi aşağıda özetlenmiştir. Numune hazırlama adımları şematik olarak Şekil 4.6'da gösterilmiştir.



Şekil 4.6 Su numunelerinin LC-MS/MS ile analizi için SPE ve ön hazırlık adımları

Numunelerin Ekstraksiyonu; Amber cam şişede alınan su numuneleri eğer partikül madde içeriyorsa önce kaba filtre kağıdından süzülüp, ardından 0,7 µm glass fiber filtre kâğıdı ile süzölmüştür. Numuneler SPE kartuşlarından geçirilmeden önce kartuşların şartlandırılması gereklidir. Bu nedenle SPE kartuşlarından 10 mL metanol ve 10 mL ultra-distile su geçirilerek kartuşlar şartlandırılmıştır. Numuneler 5-10 ml/dk hızla kartuştan vakum manifoldu kullanılarak süzölmüştür. Yüksek konsantrasyon içeren numuneler 100 mL, düşük konsantrasyonlu numuneler 1 L geçirilmiştir. Ardından 15 dakika hava ile kurutma (tamamen kuruyana kadar) işlemi yapılmıştır ve sonrasında kartuşlar 10 ml metanol ile yıkanarak süzöntüler 15ml'lik ependorf tüplere alınmıştır. Bu işlem kartuş üzerinde tutulan organiklerin metanol ile çözölmerek tekrar sıvı faza geçmesini sağlamaktadır. Bu nedenle metanol kartuştan yavaşça geçirilir. Sonrasında ependorf tüpleri vakum altında azot gazı süpürme işlemine tabi tutulmuştur. Metanolün tamamının uçması için yapılan bu işlem yaklaşık 5-15 saat sürmektedir. Metanolün tamamı giderildiğinde tüpte kalan kirletici 1 mL metanol ile tekrar yıkanarak vialler içerisine alınıp analize hazır hale getirilmiştir. Numunelerin kartuşdan geçirilmesi için 12'li vakum manifoldu kullanılmıştır (Şekil 4.7).



Şekil 4.7 SPE düzeneği ve SPE adımlarına ait görünömler

Numunelerin Analizi:

Bu aşamada cihaz, analizi yapılan parametreler için uygun şartlara getirilmiştir ve teknik özelliklerinin seçimi yapılmıştır. Bu çalışma için seçilen EPA 1694 metodu temel alınarak kütle dedektöründe aşağıda belirtilen özellikler seçilmiş ve şartlar sağlanmıştır (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3 Çalışmada kullanılan sıvı kromatografinin analizlere özel kullanım şartları

Parametre	Özellik
İyon Kaynağı	HESI
Buharlaştırma Sıcaklığı	350 °C
İyon Transfer Tüpü	220 °C
Voltaj	3500 V
Çarpışma Hücresi	1.5 mtorr
Mobil Faz A	% 0.1 Formic Acid + 5mM Amonyum format
Mobil Faz B	% 100 Metanol

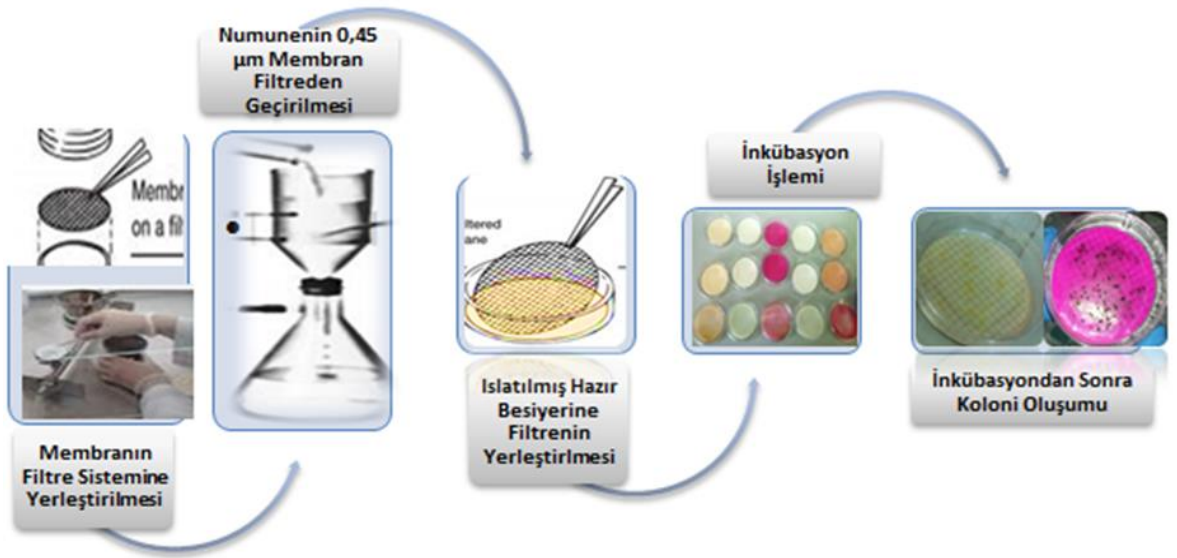
Analiz için HPLC için 5°C sıcaklıkta sabit tutulan oto örnekleyici haznesine numuneler sıralanmıştır. Waters Xterra MS C18 3.5 mikron 2.1x100 mm olarak belirlenen kolon sıcaklığı 30 °C'ye ayarlanmıştır ve mobil faz akışı kademeli olarak değişken seçilmiştir. Numune enjeksiyonu için kullanılan iğne yıkaması % 50 Metanol + % 50 Su ile yapılmıştır. Cihazın ve mobil faz çözeltilerinin hazırlanmasından sonra analizi yapılan her bir parametre için cihazın deteksiyon limiti belirlenmiştir, bu amaçla herbir parametrenin farklı konsantrasyonlardaki standartları kullanılarak kalibrasyon yapılmıştır. Kullanılan bütün kimyasallar hypergrade olarak LC-MS/MS'e uygun saflıkta temin edilmiştir. Kalibrasyon sonunda her bir parametre için geri kazanım işlemi uygulanarak deteksiyon limitleri belirlenmiştir. Bu işlem için hazırlanmış standard karışımı kullanılarak 1000 mL hacimlerde 1, 5, 10 ve 50 µg/L'lik çözeltiler hazırlanarak numune hazırlama aşamasında olduğu gibi ekstraksiyon işlemi gerçekleştirilmiştir. İşlemler sonucu viallere alınan numuneler LC MS/MS cihazı ile analiz edilmiştir.

4.2.2 Bakteriyel Populasyon

Hastane atıksularında bakteriyel popülasyonu belirlemek amacıyla, 5 farklı bakteri türü ile çalışılmıştır. Bunlar *Enterococci*, *Toplam Koliform*, *Pseudomonas Aeruginosa*, *Staphylococci* ve *Salmonella*'dır. Ayrıca toplam bakteri analizi de gerçekleştirilerek hangi türün daha baskın olduğu belirlenmeye çalışılmıştır. Bakteri türlerinin belirlenmesinde Membran Filtre Metoduna göre analizler gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.8'de deneyin yapılışının şematik gösterimi verilmiştir.

Analizi yapılacak numuneler amber renkli steril cam şişelerde alınmıştır ve taşınabilir araç tipi buzdolabı ile en kısa sürede laboratuvara getirilerek analizler gerçekleştirilmiştir. Atıksu numuneleri alındıktan sonra 6 saat içerisinde, temiz su numunelerinin ise 24 saat içerisinde analizin yapılması gerekmektedir [157].

Analizler, farklı seyreltme oranları kullanılarak her bir numune ve her bir tür için 3'lü tekrar yapılarak aseptik şartlar altında gerçekleştirilmiştir. Seyreltmeler için steril İzotonik Çözelti (0,9 NaCl) kullanılmıştır. Bunun nedeni steril saf su ile yapılan seyreltmelerde bakteri hücresi osmoz basınç etkisiyle parçalandığı için koloniler sayılamamaktadır. İzotonik çözelti içerisinde iken hücre içi ve dışındaki konsantrasyon dengesi sağlanmış olur böylece hücre zarından su geçişi yani osmoz gerçekleşmemektedir. Koloniler, koloni sayacı kullanılarak sayılmıştır.



Şekil 4.8 Bakteri popülasyonlarının belirlenmesinde kullanılan membran filtre yönteminin şematik gösterimi

Numuneler saat, gün, ay ve mevsimsel değişimi gözlemek için, ortalama 2 yıl boyunca düzenli olarak günlük ve haftalık alınmıştır ve diğer zamanlarda alınan numunelerde de bakteri analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca hafta sonu da numune alınarak bakteri popülasyonu tespit edilmiştir.

4.2.3 Toksisite Deneyleri

Hastane atıksularının toksik özelliklerinin belirlenmesi amacıyla toksisite çalışmalarında yaygın bir şekilde kullanılan *Daphnia magna* ve *P. Subcapitata* (Akut Toksisite Testleri), Ames Test Yöntemi (Mutajenite), SOS Chromotest Yöntemi (Genotoksik) kullanılmıştır.

Daphnia magna toksisite testi için TK33 Daphtoxkit test kiti kullanılmıştır. Bu test kiti 48 saatlik bir sürede LC50 ve EC50 değerlerinin tespit edilmesini sağlamakta ve numunelerin kısa sürede ve kesin ölçümlerinin gerçekleşmesini sağlamaktadır. *P. Subcapitata* testi için atıksularda algal toksisitenin belirlenmesinde kullanılan Algal Toxkit test kiti kullanılmıştır.

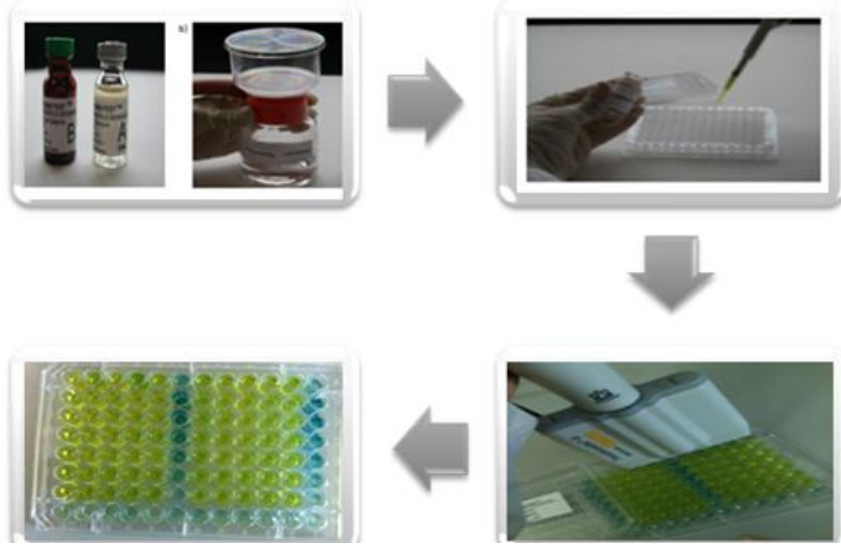
Mutajenite testlerinde yaygın olarak kullanılan AMES test yöntemi için hazırlanmış olan test kitlerinden MUTA-Chromo Plate test kiti kullanılmıştır. Testlerde *Salmonella typhimurium* suşları kullanılmakta olup bu çalışmada bu bakterinin TA98 ve TA100 suşları kullanılmıştır.

Genotoksik özelliklerin belirlenmesinde SOS-Chromo Test Kiti kullanılmıştır. Bu test kiti genotoksisite veya DNA'nın zarar gördüğünün tespitinde kullanılan hızlı ve güvenilir bir test yöntemidir. Bu test sayesinde birkaç saat içerisinde kesin ve güvenilir sonuçlar elde edilebilmektedir. Yapılan çalışmalarda bu test kiti ile elde edilen sonuçların AMES testi ile elde edilen sonuçlar ile uygunluk içerisinde olduğu belirlenmiş ve sonuçların güvenilirliği vurgulanmıştır [83], [84], [85].

4.2.3.1 Genotoksite Testi (SOS Chromo Test)

İlk adımda; aseptik şartlar altında test kitinde hazır bulunan Growth Media ile Bakteri şişesi açılır ve birbirine karıştırılır. Daha sonra 37 °C'de 16-18 saat süre ile inkübe edilir. Bakteri büyümesi bulanıklık gözlemlenerek belirlenir (Şekil 4.9).

İkinci adımda ise; öncelikle kullanılacak numune Şekil 4.9'da gösterilen düzeneğe süzülür. SOS-CHROMOTEST içerisindeki bakteriler farklı solventler içerisinde farklı faaliyetler göstermektedir. Bu nedenle kit içerisinde bulunan solvent şişesi tüm seyreltme işlemlerinde kullanılır. 96 hücreli bir mikro kap alınır ve test için kullanılacak her bir hücreye 10 μ L test kitinde bulunan saline çözeltisi ilave edilir. 4NQO (kontrol çözeltisi) dondurucudan çıkartılır ve 2A hücrelerine 20 μ L ilave edilir.



Şekil 4.9 SOS –CHROMOTEST deneyinin yapılışına ait görüntüler

2A hücrelerinden 10 μ L alınıp 2B hücrelerine aktarılır ve karıştırılır, 2B den 10 μ L alınır 2C ye aktarılır ve karıştırılır, son olarak 2G den 10 μ L alınır ve atılır. 2H hücreleri referans hücrelerdir ve kontrol veya numune içermez. Numunelerden de aynı şekilde seyreltmeler yapılarak hücrelere aktarılır. H hücreleri referans olacaktır. Seyreltme işleminden sonra H hücreleri de dahil olmak üzere her bir hücreye 100 μ L bakteri ilave edilir. Mikro kap 37 °C de 2 saat inkübe edilir.

Kabın her bir hücrelerine 100 μ L Blue Chromogen ilave edilir. Test kabı 37 C° de 60-90 dk inkübe edilir. Hücrelerde mavi renk oluşumuna göre sayım ve değerlendirme yapılmaktadır. Mavi renk oluşumu test için pozitif sonuç anlamına gelir ve numunenin genotoksik özellik gösterdiği şeklinde yorumlanır.

4.2.3.2 Mutajenite Testi (Ames Testi)

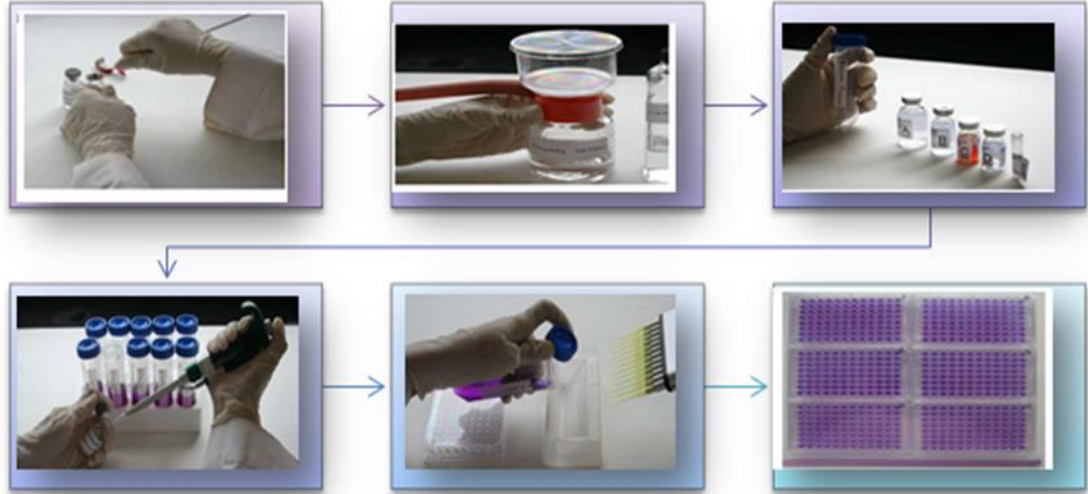
Deneye başlamadan önce aseptik şartlarda, kuru bakteri şisesi nütrient geliştirme şişesine boşaltılıp, karıştırılarak, ardından kapağı kapatılarak 37 °C de 16-18 saat süre ile inkübe edilmiştir. Analiz edilen numunenin hazırlanması ve seyreltme işlemleri deney günü yapılmıştır. Test edilen numuneler 0,22 µm membran filtreden geçirilerek sterilize edilmiştir (Şekil 4.10) ve başka herhangi bir işlem yapmadan önce inkübatörde bakteri çoğalmasının gerçekleşip gerçekleşmediği bulanıklığa bakılarak gözlenmiştir.

Test kitinde belirtilen seyreltme işleminden sonra numunelere reaksiyon karışım çözeltisi ilave edilmiştir. Daha sonra her bir steril tüpe reaksiyon karışım çözeltisi 2,5 mL ve 17,5 mL steril filtrelenmiş numune ilave edilmiştir (Şekil 4.10). Tüplerdeki toplam miktar 20 mL olmalıdır.

Test edilen numunenin yer aldığı her bir tüpe, bir gece önceden hazırlanmış ve inkübe edilmiş 5 µL *S.typhimurium* ilave edilip karıştırılmıştır. Ardından her bir numune steril reagent boat içine alınmış ve 8 kanallı pipet kullanılarak 96 hücreli kaba karışımdan 200 µl alınarak kabın üzeri kapatılmıştır. Buharlaşmayı önlemek için steril plastik torbaları kullanılmıştır (Şekil 4.10). Son olarak kaplar 37 °C de 3-5 gün inkübe edilmiştir.

Deney sonuçları değerlendirilirken aşağıdaki hususlar dikkate alınmıştır:

- Sterilite kontrolü için şahit kontrol edilir eğer tüm hücreler mor renkte ise deneye devam edilir.
- Tamamen sarı, kısmen sarı veya bulanık hücreler pozitif, tamamen mor hücreler negatif olacak kabul edilir.



Şekil 4.10 Mutajenite testi deney aşamalarının ait görüntüler

Her bir kap için pozitif hücrelerin sayısı kaydedilip, numune ilave edilmemiş olan şahit kaptaki pozitif hücrelerin sayısı ile numune ilave edilen kaplardaki pozitif hücrelerin sayısı kaydedilip sonuçlar değerlendirilmiştir.

4.2.3.3 Akut Toksisite Testleri

Hastane atıksuyunun akut toksisitesini belirlemek için 2 farklı akut toksisite testi kullanılmıştır. Bunlar; akut toksisite için yaygın olarak kullanılan *Daphnia Magna* (Daphtox Kit) ve *P. Subcapitata* (AlgalToxkit F) üzerinde gerçekleştirilen testlerdir.

Algal Toksisite

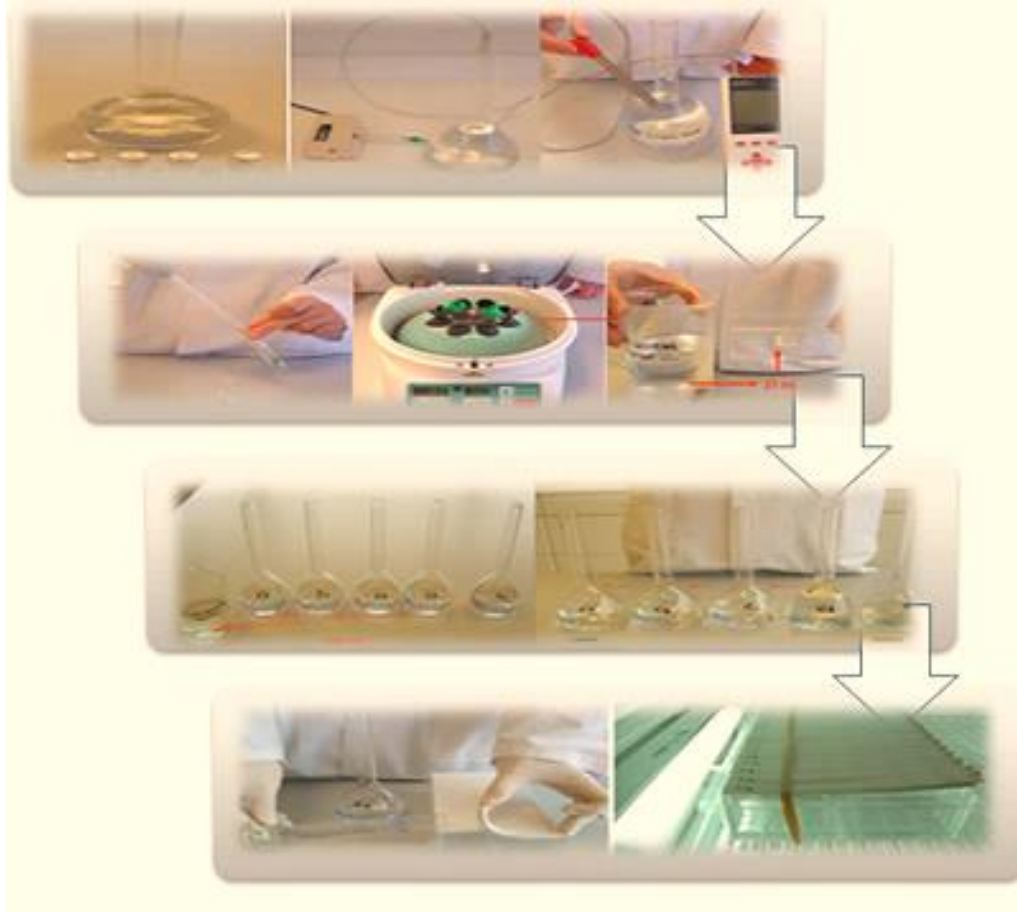
İlk adımda alg kültür besiyeri hazırlanmıştır; 1 litrelik balon jode distile su içine test kitinde bulunan nütrient stoklarından ilave edilmiş ve 30 dakika havalandırdıktan sonra pH=8,1'e ayarlanmıştır (Şekil 4.11).

İkinci adımda ise, konsantre alg aşısı hazırlanmıştır. Bunun için kitte hazır bulunan alg tohumlarına distile su ilave edilmiş ve karıştırılmış, ardından santrifüje tabi tutulmuştur. Daha sonra süpernatant kısmı dökülmüş ve alg kültür besiyeri ilave edilerek spektrofotometre ile 670 nm'de Optik Yoğunluk (OD) okuması yapılmıştır (Şekil 4.11). OD1 ve OD2 değerleri okunmuş ve optik yoğunluk – alg hücre sayısı grafiğinden elde edilen (4.1) eşitliği kullanılarak alg hücrelerinin sayısı bulunmuştur. Bulunan alg

hücresi değeri 1.106 algae/mL olacak şekilde seyreltme yapılmıştır ve alg stok hücresi hazırlanmıştır.

$$y = 1515903x - 50866 \quad (4.1)$$

100 mL alg kültür besiyeri 5 tane 200 mL'lik balon jojeye konarak ve 1 tanesine önceden süzölmüş 200 mL numune konarak numune üzerine nütrient stok çözeltileri ilave edilmiştir. Daha sonra Şekil 4.11'de gösterildiği gibi seyreltme yapılarak numuneler diğer balon jojelere aktarılmıştır. Seyreltme işlemi zincirleme şekilde; 1/1, 1/2, 1/4, 1/8 ve 1/16 oranlarında yapılmıştır. Bütün balon jojelere 1.106 algae/mL'lik alg stok hücrelerinden 1 mL ilave edilmiştir. Numuneler ölçüm yapılan test hücrelerine 3 tekrarlı olacak şekilde alınmıştır ve 72 saat boyunca 23°C ± 2 °C'de 1000 lüx ışık altında inkübe edilmiştir (Şekil 4.11).



Şekil 4.11 Algal toksisite deney adımları

24 sa, 48 sa ve 72 sa sonunda hücreler 670 nm dalga boyunda spektrofotometrede okunarak değerler kaydedilmiştir ve (4.2) ve (4.3) eşitlikleri kullanılarak hesaplamalar yapılmıştır. Ayrıca zamana karşı okunan absorbans değerleri ile grafik çizilerek, oluşan eğrinin özelliğine göre (artan-azalan) hücre büyümesinde inhibisyon olup olmadığı hakkında yorum yapılmıştır.

1. Aşama büyüme oranı hesaplanması;

$$\mu = \frac{\ln X_L - \ln X_0}{t_L - t_0} \quad (4.2)$$

- $\ln X_L$: t zamandaki hücre yoğunluğu
- $\ln X_0$: Başlangıçtaki hücre yoğunluğu
- $t_L - t_0$: Test süresi (gün)
- μ : Büyüme oranı (gün^{-1})

2. Aşama her numune tekrarı için büyüme inhibisyonu hesaplanması;

$$I_{Mi} = \frac{\mu_c - \mu_i}{\mu_c} \times 100 \quad (4.3)$$

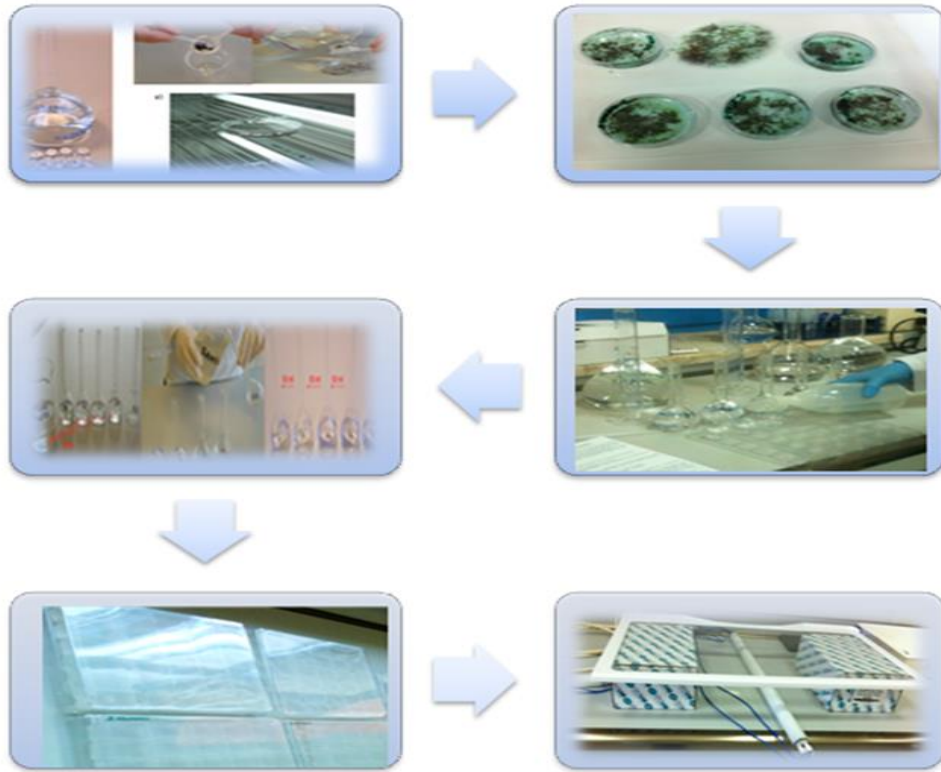
- I_{mi} : İnhibisyon %
- μ_i : Konsantrasyon büyüme oranının ortalaması
- μ_c : Kontrol büyüme oranının ortalaması

Daphnia Magna

İlk adımda test kitinde bulunan 4 farklı nütrient içeren salt çözeltilerinden 2 L distile suya ilave edilmiştir ve ardından 15 dakika boyunca havalandırılmıştır (

Şekil 4.12). Böylece ekim ve seyreltme işlemlerinde kullanılan standart freshwater hazırlanmıştır. Daha sonra Daphnia ekimi yapmak için önce *Efphialar* (Daphnia Magna kurutulmuş kültürü) mikro elekten geçirilmiş ve saf su ile yıkanmasının ardından standart freshwater yardımıyla petri kutusuna alınmıştır. Ardından 72 saat boyunca 6000 Lüks altında 20-22°C'de inkübe edilmiştir. İnkübasyondan sonra her bir petri kabında en az 120 tane yeni hücrenin üremesi gereklidir. Yeterli miktarda yeni hücre

üremesi gerçekleşip gerçekleşmediği sayım yapılarak kontrol edilir. Eğer yeterli hücre üremesi yoksa işlem tekrarlanır.



Şekil 4.12 Daphnia Tokxit Magna testi aşamalarına ait görüntüler

Numuneler 1 kontrol numunesi ve 5 farklı konsantrasyonda olacak şekilde önceden hazırlanan standart freshwater ilave edilerek, 100 mL'lik balon jojelere zincirleme seyreltme (1, 1/2, 1/4, 1/8, 1/16) yapılarak hazırlanmıştır (Şekil 4.12). Ardından inkübasyondan sonra yeni üremiş daphniaların bulunduğu petri kutularına nütrient ilavesi yapılmıştır ve çok hücreli plate alınarak, farklı oranlarda seyreltme yapılmış numuneler plate hücrelerine doldurulmuştur. Her bir konsantrasyon için çok hücreli platede A, B, C ve D olarak adlandırılan 4 hücre doldurulmuştur. Tüm hücrelere 5 tane Daphnia gelecek şekilde petri kutularından plate hücrelerine transfer yapılmıştır. Daphniaların sıçrayıp kaçmamaları için plate üzeri parafilmle kaplandıktan sonra kapakları kapatılmıştır. Son olarak 20-22°C'de karanlıkta 48 saat boyunca inkübe edilmiştir. 24 sa ve 48 sa sonunda her bir konsantrasyondaki ölü ve hareketsiz daphnialar A, B, C, D hücreleri için ayrı ayrı sayılıp, kayıt edilerek gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

4.3 Arıtım Çalışmaları

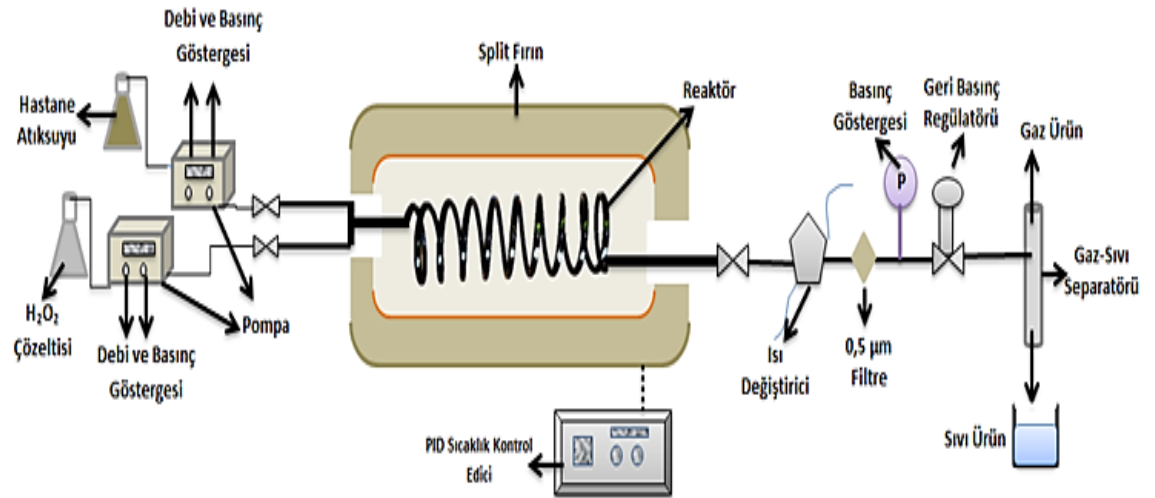
Bu tez çalışmasında, hastane atıksuyunun arıtılabilirliğinin araştırılması için farklı arıtma metotları denenmiştir. Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ve aerobik membran biyoreaktörle arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Arıtım çalışmaları için kullanılan sistemler ve arıtım mekanizmaları aşağıda detaylı olarak açıklanmıştır.

4.3.1 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO)

4.3.1.1 Deney Düzeneği ve Sistemin Çalıştırılması

Arıtma sistemi, Şekil 4.13’de şematik çizimde gösterildiği gibi 2 adet yüksek basınç pompası, PID kontrollü bir fırın ve fırın içerisine yerleştirilmiş paslanmaz çelik reaktör (29,872 mL hacminde), ısı değiştirici, 0,5 µm filtre, PID sıcaklık kontrol edici, ve geri basınç regülatöründen oluşmaktadır.

Hastane atıksuyu ve hidrojen peroksit çözeltisi yüksek basınç pompalarıyla reaktöre beslenmektedir. Fırına bağlı PID sıcaklık kontrol edici ile fırın içerisindeki reaktör istenilen sıcaklığa getirilmektedir. Sistemin basıncı reaktör çıkışında bulunan ısı değiştirici ile çıkış akımının hızlıca soğutulması sağlanmaktadır. Sistemde bulunan geri basınç regülatörü ile sistemin basınç ayarlaması yapılmaktadır (Şekil 4.14).

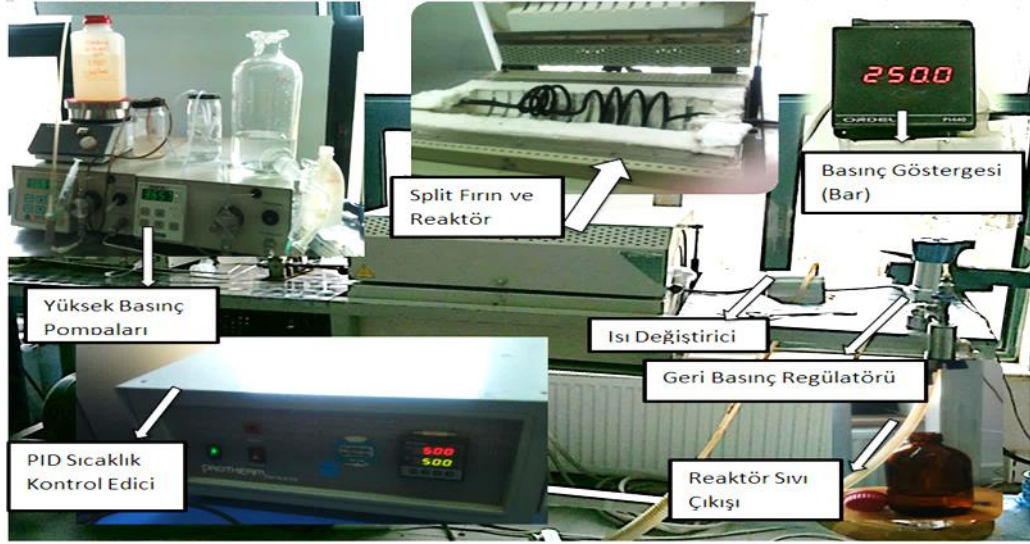


Şekil 4.13 Süperkritik su oksidasyonu ile hastane atıksularının arıtılması için sürekli akışlı sistemin şematik gösterimi [107]

Sistem, her deney çalışmasından önce ve sonra geri basınç regülatörü açılarak saf su ile beslenerek çalıştırılmıştır. Bunun amacı bir önceki deneyden kalabilecek kirliliklerin temizlenerek sisteme zarar vermesini engellemektir. Sistemin zarar görmemesi için arıtımı yapılan atıksular yüksek katı madde muhteva ediyorsa kaba filtreden szldkten sonra besleme yapılması gerekmektedir.

Arıtım alışmaları sırasında sistem şu sırayla işletilmektedir:

- Sistem sıcaklığı, PID kontrollü fırın açılarak çalışma sıcaklığına ayarlanır ve fırının bu sıcaklığa ulaşılması beklenir.
- Basınç pompaları kontrol edilerek içerisinde hava varsa çekilir.
- Sistem sıcaklığı istenen değere ulaştığı zaman, iki hattan saf su beslenmeye başlanılır.
- Saf su beslemesi yapılırken reaktör çıkışındaki geri basınç regülatörü çalışma basıncına gelene kadar yavaş yavaş sıkıştırılır ve basınç pompa üzerindeki göstergelerden psi ve dijital basınç göstergesinden basınç bar olarak takip edilir.
- Sistem sıcaklık ve basınç açısından kararlı hale geldiğinde bir hattan hastane atıksuyu diğer hattan hidrojen peroksit çözeltisi beslemeye başlanır.
- Reaktörde kalma süresi tamamlandıktan sonra reaktör çıkışından numune alınmaya başlanır.
- Numune alma işlemi tamamlandıktan sonra sistem her iki hattan saf su geçirilerek temizlik amaçlı çalıştırılır. Bu esnada basınç düşürülmeye başlanır.
- Sitemin basıncı düşürülür fırın kapatılarak sistem kapatılır.



Şekil 4.14 SCWO sistemine ait görünüm

4.3.1.2 Kullanılan Hesaplamalar

Hidrojen Peroksit Miktarı

Bu çalışma için kullanılan hidrojen peroksit (H_2O_2) ağırlıkça % 35'lik olup $25^\circ C$ 'deki yoğunluğu 1.110 g/L ve mol kütlesi 34,01 g'dır. Hidrojen peroksit çözeltisi saf su ile seyreltilerek istenen konsantrasyonlarda hazırlanmıştır.



Hidrojen peroksit çözeltisi atıksuyun KOİ değerine göre hesaplanarak hazırlanmıştır. Bunun için öncelikle Denklem 4.4 ve 4.5 kullanılarak hidrojen peroksitin molar derişimi hesaplanmıştır.

$$[H_2O_2] = 1110 \frac{g \text{ çözelti}}{L} \times 35 \frac{g H_2O_2}{100 g \text{ çözelti}} \times \frac{1 \text{ mol } H_2O_2}{34,01 g H_2O_2} = 11,423 \frac{mol}{L} \quad (4.5)$$

$$[O_2] = 11,423 \frac{mol H_2O_2}{L} \times \frac{\frac{1}{2} mol O_2}{H_2O_2} = 5,712 \frac{mol}{L} \quad (4.6)$$

Orijinal hidrojen peroksit çözeltisinin sağladığı oksijen Denklem 4.6 kullanılarak 5,712 mol/L olarak bulunmuştur.

$$\frac{(X) \text{ mg } O_2}{L} \times \frac{1 g}{1000 \text{ mg}} \times \frac{mol}{32 g} = (n) \frac{mol}{L} \quad (4.7)$$

$$\frac{1 L H_2O_2 \text{ çözeltisi}}{5,712 \text{ mol } O_2} \times n \text{ mol } O_2 = (y) \text{ mL } H_2O_2 \text{ çözeltisi} \quad (4.8)$$

Arıtım çalışmaları sırasında kullanılan atıksuyun KOİ değeri (X) mg O₂/L, Denklem 4.4 ile mol O₂/L cinsinden hesaplanmıştır. KOİ değerinin % 100'ünü karşılayacak hidrojen peroksit çözeltisi hazırlamak için; Denklem 4.6 ile hesaplanan 1 L orijinal çözeltinin sağladığı oksijen miktarı kullanılarak (n) mol/L oksijen için ne kadar orijinal hidrojen peroksit çözeltisi kullanılacağı Denklem 4.8'de verildiği gibi bir orantı yardımı ile hesaplanmıştır. Çalışma sırasında atıksuyun KOİ değerinin % 100 - % 1000 arasında farklı oranlarda karşılayacak hidrojen peroksit çözeltileri hazırlamak için aynı denklemler kullanılarak gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

Reaktörde Kalma Süresi

Çalışma için belirlenen reaksiyon sürelerinde yapılması gereken besleme debileri Mathcad® paket programı kullanılarak hesaplanmıştır. Hesaplama ile ilgili formüller açıklamalarıyla birlikte aşağıda verilmiştir.

Reaktörde kalma süresi hesabı;

$$\tau = \frac{V_{Reaktör}}{F_T} \frac{\rho_{sc}(P,T)}{\rho_L} \quad (4.9)$$

V_{Reaktör}, reaktör hacmi, p_{sc} (P,T) reaksiyonun meydana geldiği sıcaklık ve basınçta g/mL cinsinden akışkanın yoğunluğu, p_L ise g/mL cinsinden pompaya beslenen akışkan yoğunluğu ve F_T ise ml/s cinsinden sisteme beslenen atıksu karışımı ve oksidantı içeren toplam hacimsel akış oranıdır. Sisteme beslenen atıksu ve H₂O₂'nin tamamına yakını sudan oluştuğu için, besleme akımının yoğunluğunun saf suyun yoğunluğuna eşit olduğu kabul edilerek, reaksiyon koşullarında saf su için Peng–Robinson (Denklem 4.10) hal eşitliği kullanılmıştır.

$$P = \frac{RT}{V-b} - \frac{a}{V(V+b)+b(V-b)} \quad (4.10)$$

a, merkezizlik faktörü (ω) ve indirgenmiş sıcaklığa (Tr) bağlı bir parametredir.

$$a_{(T)} = a_c \times a_{(T)} \quad (4.11)$$

$$a_c = 0,4572 \left(\frac{R^2 T_c^2}{P_c} \right) \quad (4.12)$$

$$\alpha = [1 + \kappa(1 - \sqrt{Tr})]^2 \quad (4.13)$$

$$\kappa = 0,37364 + 1,54226\omega - 0,26992\omega^2 \quad (4.14)$$

b parametresi eş hacim (itici parametre) olarak tanımlanmaktadır.

$$b = 0,07780 \left(\frac{RT_c}{P_c} \right) \quad (4.15)$$

$$Z^3 - (1 - b)Z^2 + (a - 3b^2 - 2b)Z - (ab - b^2 - b^3) = 0 \quad (4.16)$$

Denklem 4.13 yoğunluk cinsinden tekrar düzenlendiğinde;

$$(b^3P + b^2RT - ab)\rho^3 - (3b^2P + 2bRT - a)\rho^2 + (bP - RT)\rho + P = 0 \quad (4.17)$$

- R: Gaz sabiti
- P: Çalışma basıncı
- T: Çalışma sıcaklığı
- ρ : suyun yoğunluğu

Çalışma basıncı ve sıcaklığında Denklem 4.17 çözüldüğünde, bilinen parametreler üzerinden yoğunluk hesabı yapılır ve gerçek kök yoğunluğu bulunur.

Farklı reaksiyon süreleri (30-150 sn) ve sıcaklıkları (400-600°C) için besleme debileri ayrı ayrı hesaplanmıştır ve çalışma setlerinde bu debiler kullanılarak reaktör çalıştırılmıştır.

Aritim Sonrası Kirletici Parametrelerin Dönüşüm Hesabı

Sistemde hidrojen peroksit çözeltisinin ve atıksuyun beslemesi iki ayrı hattan yapılmıştır ve reaktör girişinde bu iki ayrı hat tek hatta birleşmiştir. Bu nedenle her bir akım için hacim iki katına çıkmıştır. Aritim sonrası giderimi incelenen parametrelerin ilk konsantrasyonları ve dönüşümleri Denklem 4.18 ve Denklem 4.19 kullanılarak hesaplanmıştır.

$$[X]_{ilk}/2 = [X]_0 \quad (4.18)$$

- $[X]_{ilk}$: Dönüşümü incelenen parametrenin reaktöre girmeden önceki konsantrasyonu
- $[X]_0$: Dönüşümü incelenen parametrenin reaktöre girişindeki konsantrasyonu

$$\varepsilon = \frac{([X]_0 - [X]_c)}{[X]_0} \quad (4.19)$$

- $[X]_c$: Dönüşümü incelenen parametrenin reaksiyon sonrası reaktör çıkışındaki konsantrasyonu
- ε : İncelenen parametrelerin dönüşüm oranı

4.3.1.3 Arıtım Adımları

Hastane atıksuyunun Süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmaları 3 aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. 1.aşamada sistemin optimum işletme parametreleri gerçek atıksudaki TOK giderim verimleri dikkate alınarak belirlenmiştir. İkinci aşamada ise sentetik stok mikrokirletici çözeltisi ile farklı sıcaklık ve sürelerde çalışarak mikrokirleticilerin süperkritik su oksidasyonu ile giderimi incelenmiştir. 3. Aşamada ise optimum işletme şartlarında gerçek atıksuyla arıtım çalışmaları yürütülmüştür ve Çizelge 4.2’de verilen hastane atıksuyu karakterizasyon çalışmalarında analizi yapılan tüm parametrelerin giderimi incelenmiştir.

Hastane atıksuyunun arıtımında optimum sistem şartlarını belirlemek için farklı süre, farklı sıcaklık ve farklı oksidant oranlarında çalışmalar yapılmıştır. 250 Bar basınç altında; 400°C, 450°C, 500°C, 550°C, 600°C sıcaklık değerlerinin her biri için 30 s, 60 s, 90 s, 120 s, 150 s, reaksiyon sürelerinde %100 oksidant oranında (1/1:O₂/KOİ) toplam 25 set çalışma yapılmıştır. Oksidant olarak H₂O₂ çözeltisi kullanılmıştır.

Optimum sıcaklık ve optimum süre TOK giderim verimleri dikkate alınarak seçilmiştir ve belirlenen optimum sıcaklık ve sürede oksidant taraması yapılmıştır. Oksidant taraması için; %0, %100, %150, %200, %250, %300 ve %1000 oksidant oranlarında arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

4.3.2 Membran Biyoreaktör (MBR)

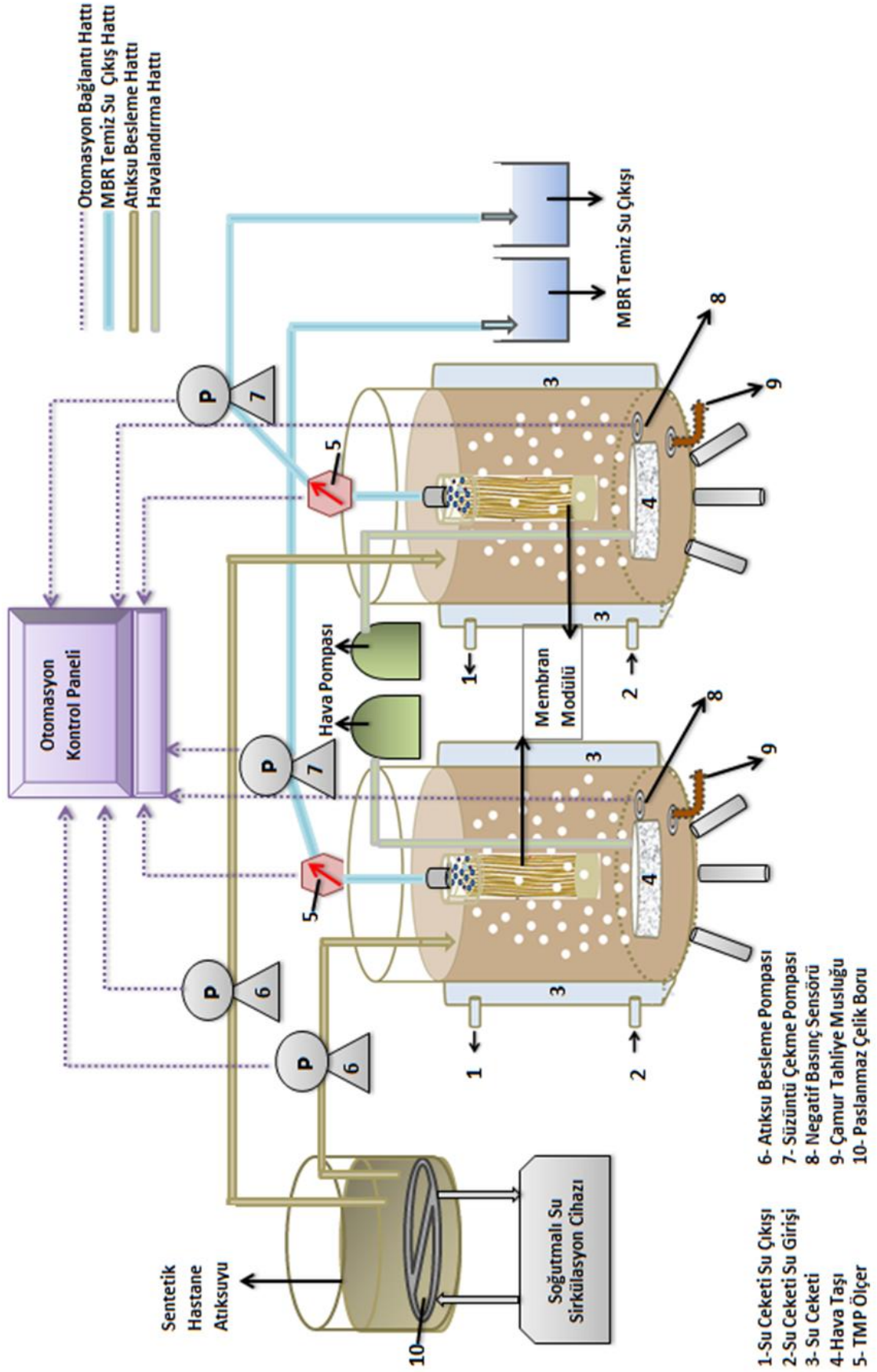
4.3.2.1 Deney Düzeneği

Bu tez çalışmasında, hastane atıksuyunun membran biyoreaktörle arıtılabilirliğinin incelenmesi amacıyla, laboratuvar ölçekli batık MBR sistemi tasarlanmıştır. Şekil 4.15

ve Şekil 4.16’de sistemin şematik çizimi ve sistemin fotoğrafı verilmiştir. Sistem; 4 litre hacminde 2 adet su ceketli plexiglas reaktör, reaktöre bağlı negatif basınç sensörleri, 4 adet peristaltik pompa (besleme ve süzüntü suyu deşarjı), 1 adet besleme tankı, 2 adet 0,034 m² yüzey alanlarına sahip membran ünitesi, 2 adet hava pompası, 2 adet TMP ölçer, sirkülasyon pompası, besleme, süzüntü ve TMP ölçeri kontrol eden panel ve vana ile silikon bağlantı borularından oluşmaktadır.

İki yönlü çalışan süzüntü suyu pompaları normal işletim sırasında reaktörlerden membran modülüne vakum uygulayarak süzüntü suyunu çekmekte, geri yıkama sırasında ise ters yönlü çalışarak pozitif basınçla membranlara süzüntü suyu basmaktadır. Sistem, otomasyon ile besleme, süzüntü çekme ve geri yıkama işlemleri için otomatik olarak kontrol edilmektedir. Otomasyon kontrolü ile besleme, süzüntü suyu çekme, geri yıkama hızları ve süreleri istenilen değerlerde ayarlanabilmektedir.

Otomasyon kontrolü ile reaktörlerden çekilen süzüntü miktarı ve TMP değerleri sürekli kayıt altına alınmıştır. Böylece membran tıkanmasının izlenmesi ve kritik akı çalışmaları için veriler elde edilmiştir. Ayrıca kayıtlarla sistemin çalışmasının izlenmesi de sağlanmıştır.



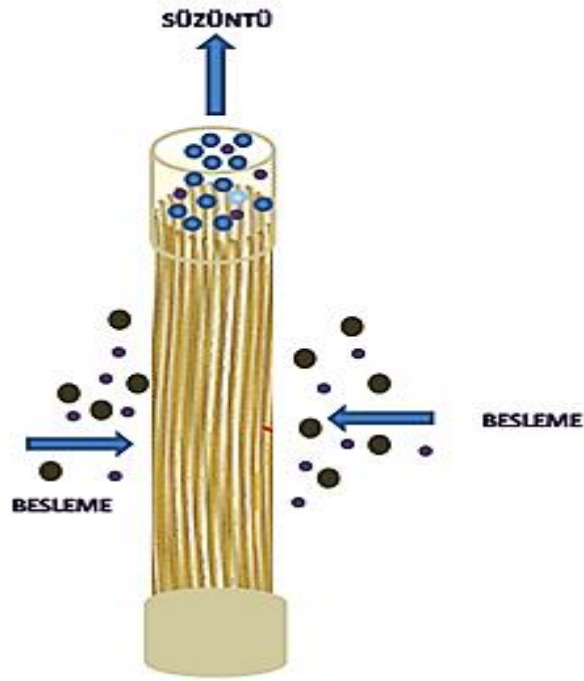
Şekil 4.15 MBR sisteminin şematik görünümü



Şekil 4.16 MBR sistemine ait görünüm

Sistemdeki mevcut hava pompalarına bağlanan difüzörler aracılığı ile reaktörlerde homojen bir şekilde sürekli çözülmüş oksijen seviyesi istenen değerlerde tutulmuştur. Reaktörlerde su sıcaklığını bakterilerin yaşama sıcaklık aralığında sabit tutmak amacıyla reaktörler su ceketli olarak tasarlanmıştır. Böylece ortam sıcaklığı değişikliklerinden reaktörler olumsuz etkilenmemektedir. Sirkülasyon pompası vasıtasıyla suyun reaktörlerden geçişi sağlanmıştır. Ayrıca besleme tankında atıksuyun sıcaklık etkisiyle bozunmasının engellenmesi için besleme tankının sıcaklığı $+4^{\circ}\text{C}$ 'de sabit tutulmuştur. Tank içine paslanmaz çelik borular spiral şeklinde yerleştirilerek soğutmalı su sirkülasyon cihazına bağlanarak besleme tankı sıcaklığı ayarlanmıştır.

Sistemde gözenekli hollow fiber membran modülü kullanılmıştır. Membran modülü 0,4 µm gözenek çaplı güçlendirilmiş (Reinforce) hollow fiber membran (TEKNOMEM) kullanılarak laboratuvar şartlarında yapılmıştır. Membran modülleri, “Outside-in mode” ve tek tarafı kör olacak şekilde silikon borular kullanılarak istenilen toplam membran yüzey alanına göre oluşturulmuştur (Şekil 4.17).



Şekil 4.17 Membran modülünün şematik gösterimi

4.3.2.2 Sentetik Hastane Atıksuyunun Hazırlanması

Hastane atıksuyunun membran biyoreaktörle arıtılması için bu tez çalışmasında hastane atıksuyunu temsil eden sentetik atıksu ile çalışmalar yürütülmüştür. Bu amaçla arıtım öncesi hastane atıksuyu ile yapılan karakterizasyon çalışmaları referans alınarak sentetik hastane atıksuyu hazırlanmıştır. Buna göre sentetik hastane atıksuyunun Kimyasal Oksijen İhtiyacı 800 mg/L olacak şekilde atıksu reçetesi oluşturulmuştur.

İz element çözeltisi ile stok mikrokirletici çözeltisi sırasıyla Çizelge 4.4, Çizelge 4.5'e göre ve sentetik hastane atıksuyu Çizelge 4.6'ya göre yapılmıştır. İz elementler saf su içerisinde, mikrokirleticiler ise metanol içerisinde asitlendirilerek çözülüp çözeltiler hazırlanmıştır.

Çözeltiler karanlıkta ve +4°C’de muhafaza edilmiştir. Sentetik hastane atıksuyu reaktörler için gerekli günlük besleme miktarı kadar hazırlanmıştır ve bileşenler çeşme suyu içerisinde karıştırılmıştır.

Çizelge 4.4 İz element çözeltisi içeriği

Bileşen	Konsantrasyon (g/L)
EDTA H ₂ Na ₂ .H ₂ O	52,5
ZnSO ₄ .7H ₂ O	2,2
MnCl ₂ .7H ₂ O	3,97
(NH ₄) ₆ MoO ₂₄ .H ₂ O	1,21
CuSO ₄ .5H ₂ O	1,57
CoCl ₂ .6H ₂ O	1,61

Çizelge 4.5 Stok mikrokirletici çözeltisi içeriği

Bileşen	Konsantrasyon (g/L)
Paracetamol	0,04
Ciprofloxacın	0,02
Carbamazepine	0,04
Ampicilin	0,04
Diclofenac	0,04
Carbaryl	0,04
Siklofosfamid	0,04
Naproxen	0,04
Warfarin	0,04
Tris(2butoxyethyl)phosphate	0,04

Çizelge 4.6 Sentetik hastane atıksuyu çözeltisi içeriği

Bileşen	Konsantrasyon (mg/L)
Glikoz ($C_6H_{12}O_6 \cdot H_2O$)	330
Sodyum asetat ($NaCH_3COO \cdot 3H_2O$)	690
Nişasta	150
Et ekstresi	128
Üre ($(NH_2)_2CO$)	64
NH_4Cl	190
K_2HPO_4	64
KH_2PO_4	22
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	12
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	10
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	10
İz element çözeltisi	0,6 mL/L
Stok Mikrokirletici Çözeltisi	1 mL/L
AOX Standart Çözeltisi	1 mL/L

4.3.2.3 MBR Reaktörlerinin İşletilmesi

MBR sistemi belli süre aralıklarında sürekli akışlı besleme ile 1 ay manuel, 5,5 ay otomasyona bağlı olarak toplamda 6,5 ay boyunca işletilmiştir. Membran ünitelerinin bulunduğu her iki reaktör aynı işletme şartlarında çalıştırılmıştır. Hem bir reaktör diğerinin yedeği gibi düşünülmüş hem de iki reaktörün aynı işletme şartları altındaki davranışları birbiri ile kıyaslanmıştır. MBR'lar ilk işletmeye alındığında, İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden alınan aktif çamur ile reaktörlere aşılama yapılarak bakterilerin alışması/aklimasyonu sağlanmıştır.

Çamur yaşı (SRT) literatürdeki çalışmalar esas alınara 30 gün seçilmiştir Belirlenen çamur yaşına göre günlük çamur atımına ilk günden itibaren başlanılmıştır. Ortalama süzöntü suyu akısı $9 \text{ L/m}^2\text{-saat}$ ile çalışılarak reaktörlerde yüksek MLSS konsantrasyonlarına ulaşılması beklenilmiştir. MLSS konsantrasyonunun artışı yaklaşık 50 gün sonra durmuş ve sabitlenmiştir. Her 30 dakikada bir 6 dakika boyunca beslenip sonra geri yıkama yapılmıştır. Geri yıkama işlemi reaktörlerden her süzöntü (temiz su) çekişi ardından 10 saniye süreyle süzöntü suyu ile yapılmıştır.

Membran biyoreaktör sistemi ile hastane atıksuyunun arıtım performansını belirlemek için sistemin işletme parametreleri; Transmembran Basıncı (TMP), rutin geri yıkama sıklığı, süzöntü suyu debisi, giriş ve çıkış debileri, günlük süzöntü miktarı sürekli olarak kayıt altına alınmıştır. Bu değerler kullanılarak; anlık akı, net akı, sistemin permeabilitesi ve atıksuyun hidrolik bekletme süresi günlük olarak hesaplanmıştır. Aynı zamanda sistemin performansını belirlemek için biyolojik aktive ile ilgili parametreler; MLSS, MLVSS, çözülmüş oksijen, sıcaklık ve pH sürekli izlenilmiştir. Ayrıca sistemin arıtım performansını tayin etmek için kirletici parametrelerin reaktör girişi ve çıkışında analizleri yapılarak giderim verimleri tespit edilmiştir. Çizelge 4.7'de MBR sisteminin işletilmesi sırasında yapılan analizler ve analizlerin hangi sıklıkla ve sistemin hangi noktasında yapıldığı verilmiştir. Analiz edilen parametrelerin yanında Denklem 4.20 ve Denklem 4.21 kullanılarak F/M oranı ile spesifik substrat giderim hızı ($\mathcal{U}$) her hafta hesaplanmıştır.

$$\frac{F}{M} = \frac{KOI_G * Q_G}{MLSS * V} \quad (\text{kg KOİ/kg MLSS-gün})^* \quad 4.20$$

$$\mathcal{U} = \frac{(KOI_G - KOI_Ç)}{MLVSS * HRT} \quad (\text{mg giderilen KOİ/m}^3\text{-gün})^* \quad 4.21$$

*Bağıntıların orijinalinde $BOİ_5$ değeri kullanılmaktadır.

Çizelge 4.7 MBR sisteminin işletilmesinde izlenen parametrelerin ölçüm sıklığı ve ölçüm noktaları

Parametre	Ölçüm Sıklığı	Ölçüm Noktası
Sıcaklık	Her gün (günde 2 defa)	Reaktör, besleme tankı
Çözünmüş Oksijen	Her gün (günde 2 defa)	Reaktör
pH	Her gün (günde 2 defa)	Reaktör, besleme tankı
TMP	Her gün (24 saat)	Membran Ünitesi
Süzüntü, Besleme Debisi	Her gün	Sistem giriş ve çıkış
KOI	Her gün	Sistem giriş ve çıkış
MLSS	3 günde bir	Aktif Çamur
MLVSS	3 günde bir	Aktif Çamur
TKN	3 günde bir	Sistem giriş ve çıkış
NH ₄ -N	3 günde bir	Sistem giriş ve çıkış
Toplam Fosfor*	3günde bir	Sistem giriş ve çıkış
Ortofosfat	3 günde bir	Sistem giriş ve çıkış
AOX	Haftada bir	Sistem giriş ve çıkış
Kritik Akı	Kararlı Halde	Membran ünitesi
Aktif Çamur Mikrobiyolojisi	Kararlı Halde	Aktif çamur
Mikrokirleticiler(Paracetamol, Ciprofloxacın, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate)	2 haftada bir	Sistem girişi, çıkışı ve reaktör süpürnatantı
Partikül Dane Boyutu	Kararlı Halde	Aktif Çamur

Analizler Çizelge 4.2’de verilen yöntemlere göre yapılmıştır. Çizelgede belirtilmeyen diğer analizlerden Sıcaklık ve Çözünmüş Oksijen taşınabilir probalar (WTW) ile, Partikül Dane Boyut Analizi Master Sizer ve Zeta Sizer cihazları ile MLSS ve MLVSS analizleri ise sırasıyla APHA (2005)-2540 D ve APHA (2005)-2540 E metotlarına göre yapılmıştır.

4.3.2.4 Membranın Tıkanma ve Kritik Akı Özelliklerinin Belirlenmesi

Sistemde sürekli olarak TMP takip edilerek membran tıkanması izlenmiş ve membran yıkama zamanları buna göre belirlenmiştir. Kritik akı ve tıkanma deneyleri Le Clech vd. [158] ve Özgür [159]'da anlatıldığı gibi kademeli akı (flux-step) modeliyle belirlenmiştir. Bu metoda göre, akılar kademeli olarak artırılıp sistem işletilmiştir. Akı kademeleri 5 L/m²-saat'den başlayarak 60 L/m²-saat akı değerine kadar 5 -10 L/m²-saat akı artırımını ile artırılarak sistem çalıştırılmış ve TMP değerleri ile süzöntü miktarları bilgisayara bağlı terazi programı ile kayıt altına alınmıştır. Akı değişimleri pompa hızlarının artırılması ile sağlanmıştır. Bunun için ön çalışma yaparak istenilen akı değerleri için pompa hızları tespit edilmiştir. Her kademe 15 dakika sürdürülmüştür ve her kademe sonunda, geri dönüşümlü tıkanmanın bir sonraki kademeye etki etmemesi için 1 dakika boyunca geri yıkama yapılmıştır.

Deney süresince geri dönüşümsüz tıkanmanın gerçekleşip gerçekleşmediğini belirlemek amacıyla; sistem son akı kademesinden başlayarak aynı akı adımları ile tersine doğru geri yıkama işlemi gerçekleştirilmiştir. Bunun için 60 L/m²-saat'den başlayarak 5 L/m²-saat'lik akı azaltımı ile son olarak 5-10 L/m²-saat akı kademesine gelinmiştir. TMP değerleri, artırılan ve azaltılan kademelerde aynı akılarda kıyaslanarak geri dönüşümsüz tıkanma belirlenmiştir. Ayrıca temiz membran direncini ve temiz su permeabilitesini belirlemek için yeni membran modülü kullanarak çeşme suyu ile kademeli akı metoduna göre çalışılmıştır.

Kritik akı deneyi için yeni bir membran modülü yapılmıştır ve önce temiz membran direnci çalışması sonra kademeli akı artırımını ile tıkanma çalışması ve son olarak da geri dönüşümsüz tıkanma tespiti için çalışmalar gerçekleştirilmiştir.

Her akı kademesi için kayıt altına alınan TMP değerleri ile Denklem 4.22'den Denklem 4.27'e kadar verilen bağıntılar kullanarak; başlangıç TMP artışı, TMP artış hızı (15 dakikalık peryotta), ortalama TMP, permeabilite ve toplam direnç hesaplanmıştır [159].

$$\text{Başlangıç TMP artışı} \quad \Delta P_0 = TMP_i^n - TMP_f^{n-1} \quad 4.22$$

$$\text{TMP artış hızı} \quad \frac{dP}{dt} = \frac{TMP_f^n - TMP_i^n}{t_f^n - t_i^n} \quad 4.23$$

Ortalama TMP
$$P_{ort} = \frac{TMP_f^n + TMP_i^n}{2}$$
 4.24

- n: Kademe sayısı
- TMP_i^n : n. Kademe t=0 TMP değeri (mbar)
- TMP_f^{n-1} : (n-1). Kademe t=15 dk TMP değeri (mbar)
- t: zaman (dakika)
- J: kademe akısı (L/m^2 -saat)

Permeabilite
$$K_n = \frac{J_n}{P_{ort_n}}$$
 4.25

Seri direnç Modeli
$$J = \frac{TMP}{\mu R_t} = \frac{TMP}{\mu(R_m + R_f)}$$
 4.26

- K_n : n. kademedeki permeabilitesi (L/m^2 -saat-bar)
- μ : Viskozite (mPa-s)
- R_t : Her kademe için toplam membran direnci (m^{-1})
- R_m : Temiz su için membran direnci (m^{-1})
- R_f : Atıksu tıkanmasından dolayı membran direnci (m^{-1}) ($R_f = R_t - R_m$)

Kademe Akısı
$$J = \frac{Q_{süzüntü}}{A_{membran}}$$
 4.27

- $Q_{süzüntü}$: Süzüntü suyu debisi (L/saat)
- $A_{membran}$: Kullanılan modülün membran yüzey alanı

DENEYSEL SONUÇLAR ve TARTIŞMA

Bu tez çalışmasında hastane atıksuyu ile ilgili yapılan çalışmalar, karakterizasyon ve arıtım çalışmaları olarak 2 ana grupta gerçekleştirilmiştir. Karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilirken hastane atıksuyundaki kirleticilerin zamana ve çevre şartlarına göre değişimi ortaya konmaya çalışılmıştır. Bu amaçla sık aralıklarla ve uzun süreli bir dönemde numuneler alınmış ve analizler gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar hastane atıksuyu ile yapılmış literatürdeki diğer çalışmalarla karşılaştırılmıştır. Hastane atıksuyunun arıtılabilirliğini incelemek için farklı arıtım metotları denenmiştir. Bu kapsamda süper kiritik su oksidasyonu ile membran reaktör sistemi ile hastane atıksuyunun arıtılarak sistem performansları kıyaslanmış ve literatürdeki diğer hastane atıksuyu arıtım çalışmaları ile karşılaştırılmıştır.

Hastane atıksuyunun arıtımı için seçilen yöntemlerden biri olan süperkritik su oksidasyonu yöntemi, farklı atıksular ile arıtım çalışmaları mevcut olmasına rağmen hastane atıksuyu arıtımı ile ilgili literatürde ilk kez denenmiştir. Bu nedenle mikrokirletici giderimi ve hastane atıksuyu arıtımında yeni bir arıtım yöntemi araştırılmıştır.

Bu tez çalışması boyunca yapılan tüm çalışmaların sonuçları bu bölümde verilmiştir ve sonuçlar yorumlanarak benzer çalışmaları karşılaştırılmıştır.

5.1 Hastane Atıksuyunun Karakterizasyonu

Hastane atıksuyunun karakterizasyon çalışmaları; 2011-2015 yılları arasında belli aralıklarla alınan numuneler üzerinde gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar; klasik fizikokimyasal parametreler, bakteriyel popülasyon, ekotoksikolojik özellikler, mikrokirleticiler ve mikrokirletici-toksisite ilişkisi olarak ayrı başlıklar altında verilmiştir.

Numuneler, kirletici parametrelerin hastane atıksuyunda nasıl bir değişim gösterdiğini belirlemek için günün farklı saatlerinde ve haftanın farklı günlerinde alınmıştır. Ayrıca mevsimsel değişimlerin hastane atıksuyu karakterizasyonuna etkisini belirlemek için 2 yıl boyunca haftalık veya 15 günlük numuneler alınmıştır. Yine bu numuneler alınırken farklı gün ve farklı saatler seçilmiştir. İki yıl boyunca rutin olarak alınan numuneler dışında tez çalışması süresince 15 gün veya aylık olarak alınan numunelerde de karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır. Mikrokirleticilerin tespiti için yeni metot geliştirilerek sonuç elde edilmesi uzun sürdüğünden dolayı mikrokirleticiler yaklaşık bir yıl boyunca izlenebilmiştir.

Kirletici parametrelerin günün farklı saatlerinde konsantrasyon değişimini görmek için 08:00 -11:00, 11:00-14:00 ve 14:00-16:00 olmak üzere 3 farklı zaman dilimi oluşturulmuştur. Bu saat dilimleri seçilirken hastanenin çalışma saatleri ve yoğunluğu göz önüne alınmıştır. Saatlik değerler hesaplanırken tüm çalışma süresince o saat diliminde alınan bütün numunelerin analiz sonuçlarının ortalaması alınmıştır. Böylece hem mevsimsel farklılıklar hem de aylık değişimler ortalama değere etki etmiştir. Aynı şekilde günlük veya aylık değerler için de 2 yılda o gün veya ayda alınan numunelerde yapılan analizlerin ortalaması alınarak sonuçlar oluşturulmuştur. Böylece akut etkiler ortadan kaldırılarak değerler için genellemeler yapılabilmektedir. Karakterizasyon çalışmaları için analizi gerçekleştirilen parametrelerin genel ortalamaları verilirken standart sapma değerleri de hesaplanmıştır. Böylece elde edilen verilerin ortalamaya göre yayılımı belirlenmiştir.

Farklı günlerde numunelerin alınması ile hastane faaliyetlerinin atıksu karakteri üzerine etkisi araştırılmaya çalışılmıştır. Hastanede bulunan poliklinik, klinik ve ameliyathaneler her gün aynı yoğunlukta ve aynı iş tanımı ile çalışmamaktadır. Hastanenin bir eğitim ve araştırma hastanesi olması nedeniyle bazı günler eğitim, bazı günler klinik ve araştırma bazı günlerde ameliyatlara ya da diğer tedavi hizmetleri verilmekte olup her birimin çalışma takvimi farklılık göstermektedir. Örneğin; Kulak Burun Boğaz Kliniği Salı, Perşembe ve Cuma günleri ameliyat yaparken Pazartesi günü ofis başı eğitimi Çarşamba günü ise vizit eğitimi yapmaktadır. Göz Kliniği ise Salı ve Perşembe günleri ve dönüşümlü olarak da Cuma günleri ameliyat yaparken poliklinik günleri Pazartesi ve Çarşamba ve dönüşümlü olarak da Cumadır. Örneklerde de görüldüğü gibi kliniklerin çalışma

takvimine göre yapılan faaliyet sonucu oluşan atıklar da farklılık göstermektedir. Bununla birlikte hasta kapasitesinin çok yüksek olduğu bir sağlık kuruluğu olması nedeniyle poliklinik sayıları neredeyse hergün aynı yoğunluktadır. Bunların dışında hastane atıksuyunun oluşumunda önemli bir etkiye sahip olan laboratuvar sıvı atıkları da günler bazında farklılıklar göstermektedir. Bu durum farklı günlerde alınan hastane atıksuyu numunelerinde kirletici konsantrasyonlarının farklılıklar göstermesine neden olmaktadır. Elde edilen deneysel sonuçlar değerlendirilirken bu hususlar dikkate alınmıştır.

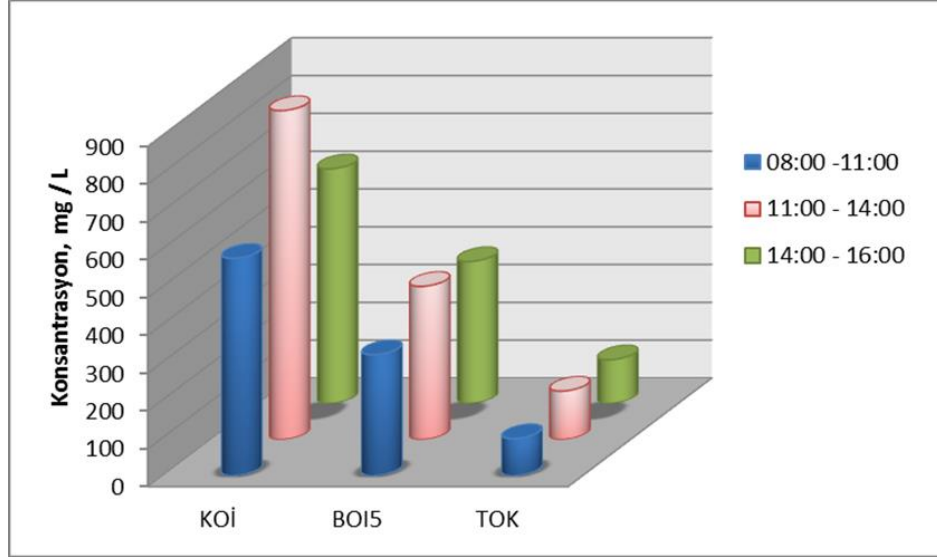
5.1.1 Hastane Atıksuyunun Fizikokimyasal Özellikleri

Hastane atıksularının karakterizasyon çalışmaları için izlenen; KOİ, BOİ₅, TOK, AKM, Ağır Metaller, TKN, Amonyum Azotu, Toplam Fosfor, pH, İletkenlik, Klorür, TN, ortofosfat, Toplam Fenol, AOX, Yüzey Aktif Madde parametrelerinin analiz sonuçları bu bölümde verilmiştir.

5.1.1.1 KOİ, BOİ₅ ve TOK Konsantrasyonları

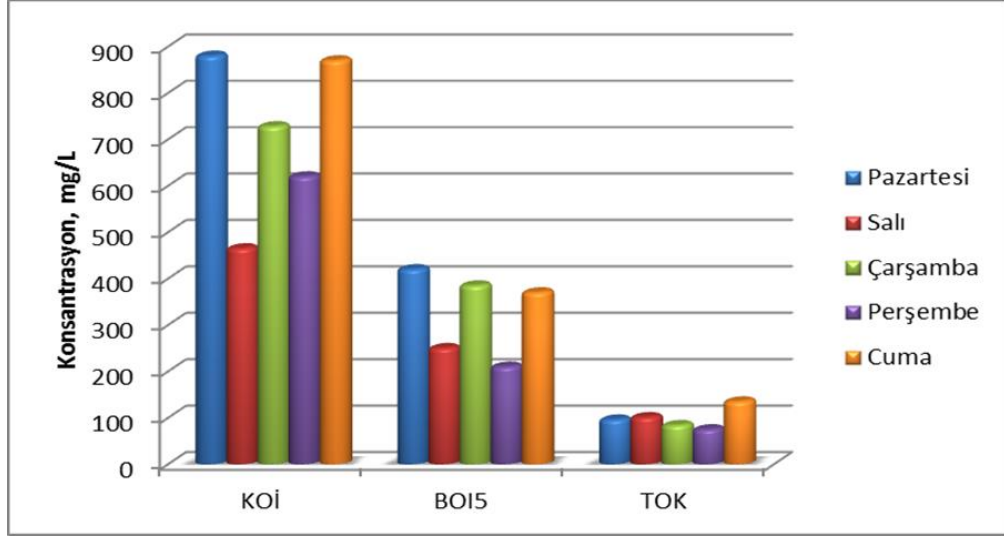
Hastanelerde tanı, tedavi ve diğer hizmetlerinin farklı olması ve/veya hasta yoğunluğu, yatak kapasitesi gibi etkiler hastane atıksuyu karakterini doğrudan etkilemektedir. Bu sebeple farklı yerlerde hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalarda farklı değerlerin bulunması olağandır. Ayrıca aynı hastane için bile farklı saat ve/veya günde farklı değerler elde etmek mümkündür. Bu amaçla bu çalışmada bu değişimi belirlemek için kirletici parametrelerin saatlik, günlük, aylık ve mevsimlik değişimi izlenmiştir.

KOİ, BOİ₅ ve TOK için konsantrasyon değişimlerinin saatlik bazda değişimi Şekil 5.1'de verilmiştir. Şekil 5.1 incelendiğinde KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının öğlen saatlerinde sabah ve öğleden sonraya göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Özellikle KOİ konsantrasyonu 11:00–14:00 saat aralığında diğer saatlere göre daha fazla artış göstermiştir. Öğle saatlerinde hem yemekhane atıklarının artması hem de hasta vs kişi sayısının artması faaliyetleri artırdığı için atıksuyun KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonları diğer saatlere göre daha fazla yükselmektedir.



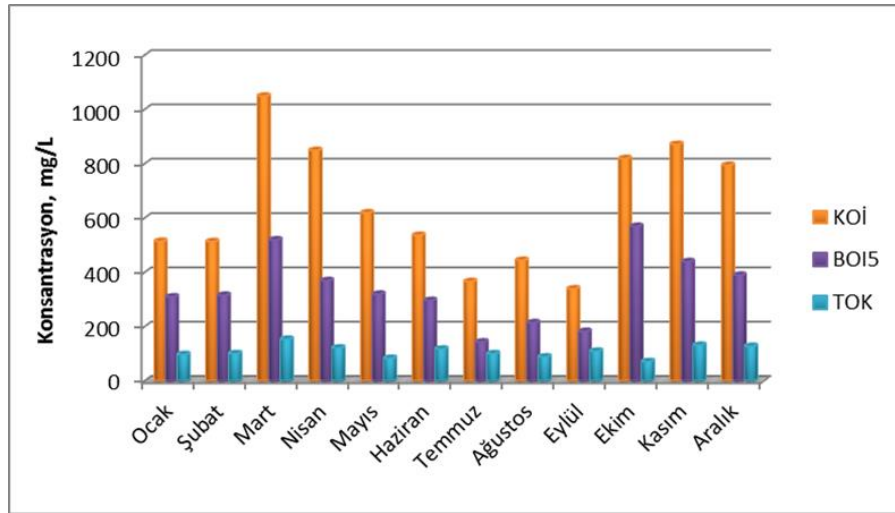
Şekil 5.1 Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının saatlik değişimi

Hastane atıksuyunun KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonları günlere göre farklılıklar göstermektedir. Şekil 5.2’de görüldüğü gibi Hamidiye Şişli Etfal E.A.H’de en yüksek KOİ konsantrasyonu değerleri Pazartesi ve Cuma günleri ölçülmüştür. Pazartesi günü alınan numunelerin ortalaması diğer günlere göre daha yüksektir. Öte yandan Salı günü en düşük KOİ konsantrasyonu ortalaması görülmektedir. Salı günleri hastanenin tanı, tedavi ve ameliyat gibi faaliyetleri ya da temizlik gibi çalışmalar atıksu özelliğini değiştirmektedir. Daha önce de belirtildiği gibi kliniklerin her gün farklı bir iş tanımı mevcuttur ve bu nedenle oluşan atıksu karakteri de buna göre değişmektedir. Ayrıca mevcut tanı amaçlı laboratuvar çalışmalarında Pazartesi ve Cuma günleri incelenen örnek sayısı diğer günlere göre daha fazladır. Bunun yanı sıra yapılan test türleri ve kullanılan cihazlar da bu günlerd daha fazladır. Örneğin, Pazartesi günleri 24 saatlik idrarda kantitatif analizler diğer günlere göre daha çok yapılmaktadır. Cuma günleri nefelometre cihazı daha yoğun olarak kullanılmaktadır. Perşembe günü KOİ konsantrasyonu diğer günlere göre ortalama değerde iken BOİ₅ konsantrasyonu oran olarak daha düşüktür. Bu da yapılan faaliyet sonucu oluşan atıklarda karbonlu bileşiklerin yükünün arttığını ama biyolojik olarak parçalanabilen özellikte olmadığını göstermektedir. TOK konsantrasyonları günlere göre KOİ konsantrasyonlarına benzer bir değişim göstermektedir.



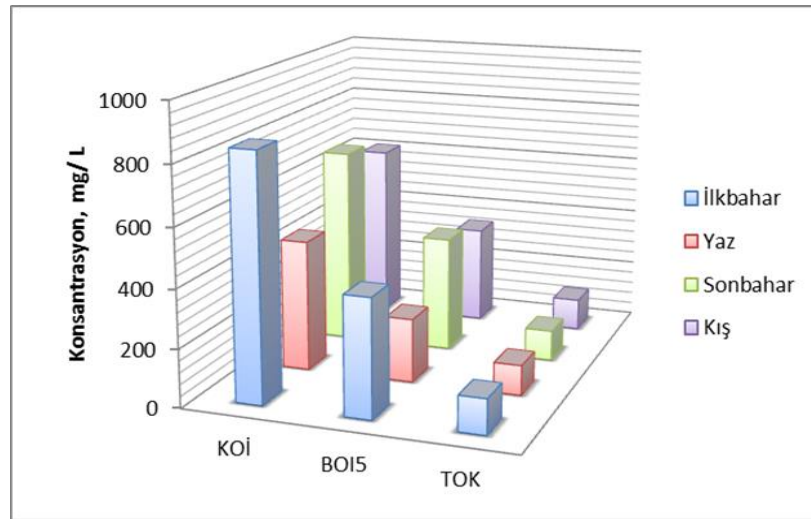
Şekil 5.2 Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının günlük değişimi

KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının aylık değişimi Şekil 5.3’de verilmiştir. Grafik incelendiğinde TOK konsantrasyonunun en yüksek olduğu ay Mart ayıdır, en düşük değerler ise Ekim ayında ölçülmüştür. KOİ konsantrasyonları incelendiğinde en yüksek konsantrasyonlar Mart ayında, en düşük KOİ değeri ise Eylül ayında görülmektedir. En yüksek BOİ₅ konsantrasyonu ise Ekim ve Mart ayında görülmektedir, en düşük değerler ise KOİ gibi eylül ayında tespit edilmiştir. KOİ BOİ₅ ve TOK konsantrasyonları Temmuz, Ağustos ve Eylül aylarında diğer aylara göre daha düşüktür. Bu aylarda hastane faaliyetlerinin azaldığı söylenebilir, hem hasta sayısı hem uygulanan tanı ve tedavi işlemlerinin azalması nedeniyle konsantrasyonlar düşmüştür.



Şekil 5.3 Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının aylık değişimi

Temmuz ve Ağustos'un yaz aylarında olması keza Eylül ayının sonuna doğru okulların açılması nedeniyle insanların tatilde olması ve başka yerlerde bulunmaları ve yaz aylarında hastalıkların daha az olması bu aylarda KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının düşüşünün temel sebepleridir. Şekil 5.4'de görüldüğü gibi yaz mevsiminde konsantrasyonlar en düşük değerlerdedir. En yüksek konsantrasyonların ilkbahar ve sonbahar aylarında olduğu görülmektedir. Eylül ayında düşük konsantrasyon görülmesine rağmen sonbahar mevsiminde KOİ, BOİ₅ ve TOK genel konsantrasyon ortalaması artmıştır.



Şekil 5.4 Hastane atıksuyunda KOİ, BOİ₅ ve TOK konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi

KOI konsantrasyonunu tüm sonuçlara bakıldığında en düşük 340 mg/L, en yüksek 1200 mg/L bulunmuştur. TOK konsantrasyonu ise en düşük 64,9 mg/L, en yüksek 260,3 mg/L olarak bulunmuştur. BOİ₅ için ise en yüksek ve en düşük konsantrasyonlar 300 mg/L ve 570 mg/L olarak ölçülmüştür. Kimyasal Oksijen İhtiyacı, Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı ve Toplam Organik Karbon ortalama konsantrasyonları sırasıyla; 810 mg/L, 450 mg/L ve 104 mg/L bulunmuştur.

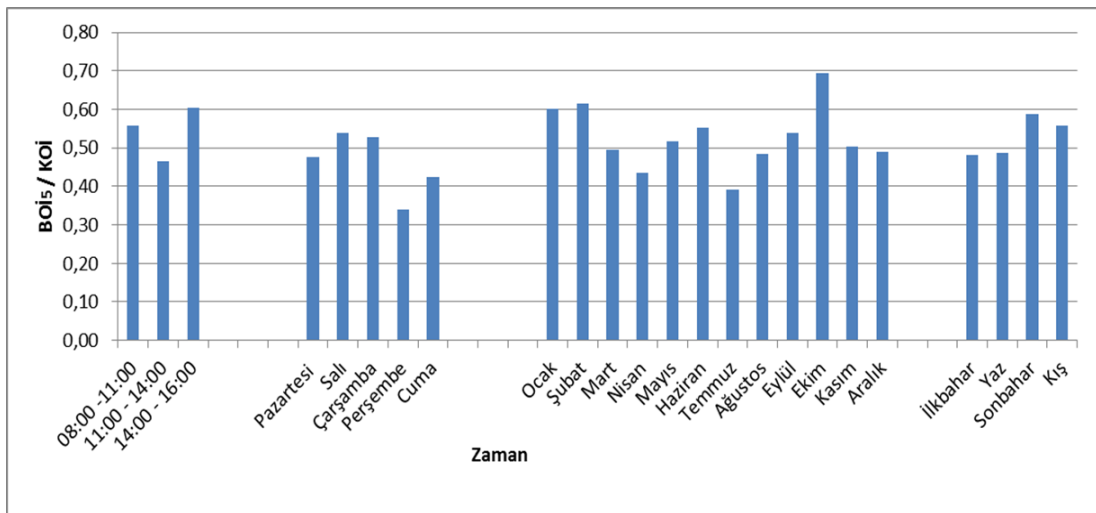
Emmanuel vd. [22] hastane atıksuyu ile yapmış olduğu çalışmada KOİ değerinin maksimum 2664 mg/L olarak bulunduğunu belirtmiştir. Ayrıca Çizelge 5.1'de hastane atıksuyu ile yapılan farklı çalışmalarda elde edilen KOİ değerleri verilmiştir. Elde edilen sonuçlar literatürdeki diğer değerlerle karşılaştırıldığında benzer özellikler göstermektedir. Ortalama KOİ değeri 700-800 mg/L civarında iken, KOİ değerleri 320 mg/L 'den 2664 mg/L'e kadar değişim göstermektedir. Yapılan çalışmalarda numune

alınan zaman, hastanenin faaliyeti, mevsim etkisine bağlı olarak farklı sonuçlar görülmesi mümkündür. Yapılan bu çalışmada da KOİ konsantrasyonları saatlik, günlük ve mevsimsel olarak değişiklik göstermiştir.

Çizelge 5.1 Farklı hastane atıksuyu çalışmalarında KOİ, BOİ₅ ve AKM konsantrasyonları

	Türkiye [118]	Tayland [117]	Nijerya [7]	Hindistan [160]	Endonezya [161]	İran [22]	Çin [122]
KOİ (mg/L)	400	1350	700	850	350	600	320
BOİ ₅ (mg/L)	150	410	40	600	240	250	150
AKM (mg/L)	150	115	100	230	80	220	170

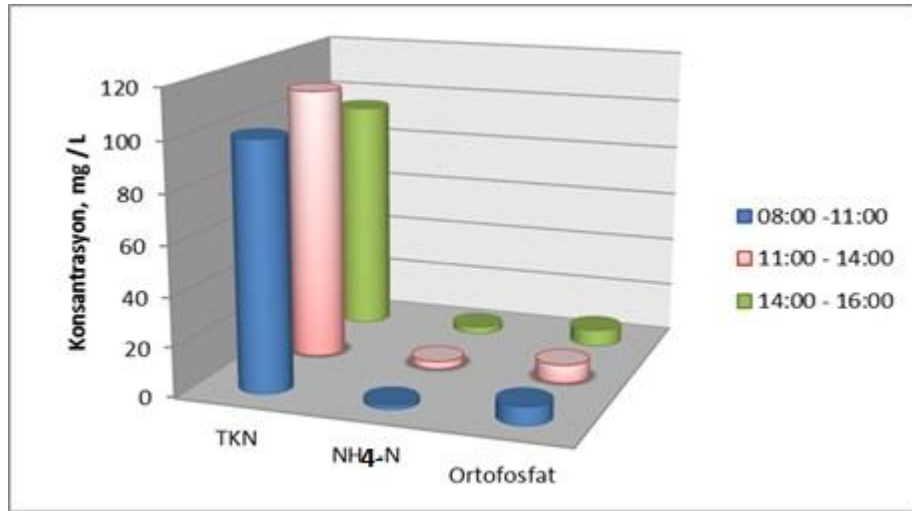
Hastane atıksuyu için elde edilen analiz sonuçlarından BOİ₅/KOİ oranları hesaplanmış ve Şekil 5.5’de verilmiştir. Şekil incelendiğinde genel ortalama 0,5’den yüksektir. Ancak gün bazında bakıldığında Perşembe günü oran 0,3’lere düşmektedir. Haftanın diğer günlerinde BOİ₅/KOİ oranları 0,4 ile 0,5 arasında değişmektedir. BOİ₅/KOİ oranları gün içerisinde tüm saat dilimlerinde 0,4’den büyüktür. Bu sonuçlara göre hastane atıksularının biyolojik olarak arıtılabilir olduğu söylenebilir. Bunun yanı sıra biyolojik sistemi etkileyecek ve/veya ani toksik yüklemeleri de gözönünde bulundurulması gerekir.



Şekil 5.5 Hastane atıksuyu BOİ₅/KOİ oranı

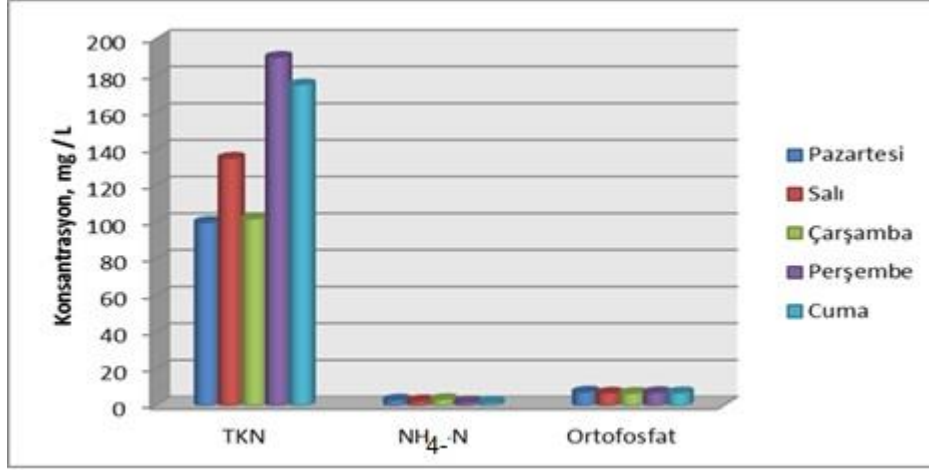
5.1.1.2 TKN, NH₄-N, Ortofosfat, TP ve TN Konsantrasyonları

TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının gün içerisinde farklı saat dilimlerindeki konsantrasyonları Şekil 5.6'da verilmiştir. Şekil incelendiğinde TKN ve ortofosfat konsantrasyonlarının öğlen saatlerinde daha yüksek olduğu görülmektedir. Diğer saat dilimleri ile kıyaslandığında öğlen saatleri aralarında çok büyük bir fark olmadığı görülmektedir. NH₄-N konsantrasyonları saat dilimlerinde birbirine yakın değerlerde tespit edilmiştir. Bununla birlikte diğer parametrelerde olduğu gibi öğle saatlerinde NH₄-N konsantrasyonları daha yüksek ölçülmüştür. Daha önce de belirtildi gibi öğlen saatlerinde hastanenin hem kişi sayısı olarak hem de iş olarak yoğunlaşması ve yemekhanenin atıksuya katkısı ile bu saatlerde hastane atıksuyundaki kirletici konsantrasyonları artmaktadır.



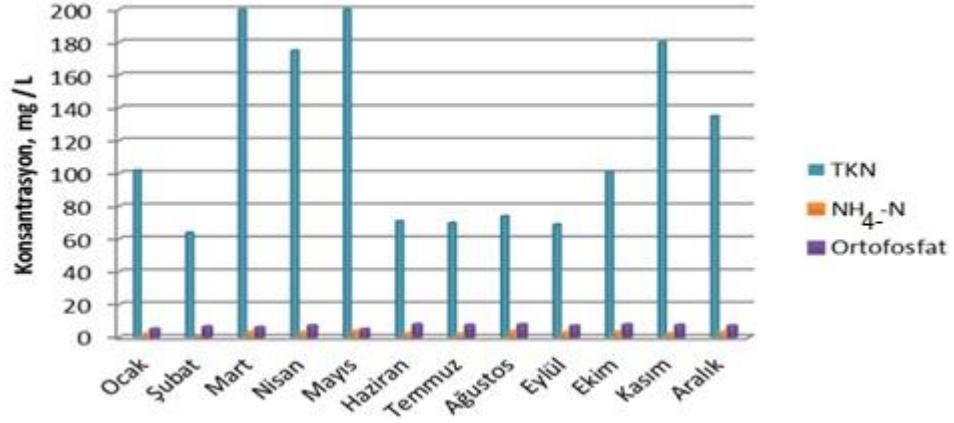
Şekil 5.6 Hastane atıksuyunda TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının saatlik değişimi

TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının gün bazında değişimi incelendiğinde, ortofosfat değerlerinde belirgin bir fark görülmemektedir. Öte yandan TKN konsantrasyonunda gün bazında değişimler görülmektedir (Şekil 5.7). TKN konsantrasyonu en yüksek Perşembe günü tespit edilmiştir, Pazartesi ve Çarşamba günleri ise en düşük TKN değerleri görülmektedir. Ancak bu değerler TKN konsantrasyonun genel ortalamasına çok yakın değerlerde olup belirgin bir fark oluşturmamaktadır. NH₄-N konsantrasyonları gün bazında belirgin bir değişiklik göstermemektedir.



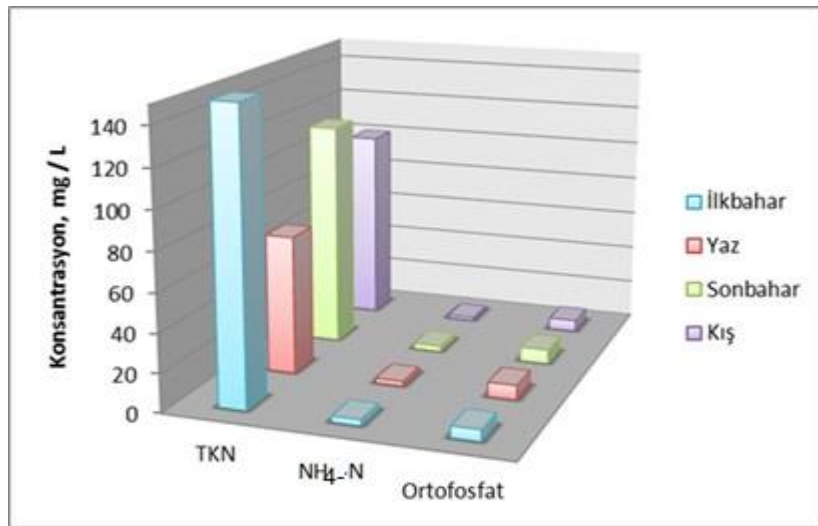
Şekil 5.7 Hastane atıksuyunda TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının günlük değişimi

Aylara göre değişimine baktığımızda TKN konsantrasyonunun en düşük olduğu ayın Şubat olduğu bunun yanı sıra Şubat ayı ortalama konsantrasyonuna yakın olarak Haziran, Temmuz ve Ağustos ayları görülmektedir (Şekil 5.8). Mart ve Mayıs aylarında TKN konsantrasyonları en yüksek değerlere çıkmıştır. Ortofosfat değerleri aylara göre ciddi bir değişim farkı göstermemektedir. Burada da Temmuz ve Ağustos aylarındaki düşüş tatil olması sebebiyle atıksu oluşumu ve kirletici konsantrasyonlarının yoğunluğunun azalmasına bağlıdır. Ortofosfat konsantrasyonlarına bakıldığında Haziran ve Temmuz aylarında hafif bir yükselme görülmekte ve en düşük konsantrasyon ise Mayıs ayında görülmektedir. Ortofosfat değerleri diğer aylarda ortalama değerlerde bulunmuştur. En yüksek NH₄-N konsantrasyonu Mayıs aylarında tespit edilirken en düşük konsantrasyonlar Şubat ayında tespit edilmiştir. Ancak NH₄-N konsantrasyonları birbirine çok yakın değerlerde ölçülmüştür. Aylara göre belirgin ve önem arz edecek bir değişim göstermemektedir.



Şekil 5.8 Hastane atıksuyunda TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının aylık değişimi

TKN, NH₄-N ve ortofosfat için mevsimsel değişimin konsantrasyona etkisi Şekil 5.9'da verilmiştir. Yaz aylarına baktığımızda TKN konsantrasyonunda düşüş gözlenirken ortofosfat konsantrasyonunda az da olsa bir artış söz konusudur. En yüksek TKN konsantrasyonu ilkbahar mevsiminde gözlenirken kış ve sonbaharda birbirine yakın değerdedir. Yaz aylarında diğer parametrelerde olduğu gibi hastane faaliyetine bağlı olarak TKN konsantrasyonu da düşmüştür. Ortofosfat konsantrasyonları kış ve ilkbahar mevsiminde diğer mevsimlere göre daha düşük ölçülmüştür. Ancak ortofosfat konsantrasyonları için mevsimler arasında belirgin bir değişim görülmemiştir. Bunun yanı sıra NH₄-N konsantrasyonları da mevsimlere göre belirgin bir değişim göstermemiştir.



Şekil 5.9 Hastane atıksuyunda TKN, NH₄-N ve ortofosfat konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi

Hastane atıksuyunda yapılan TKN analiz sonuçlarına göre ortalama TKN konsantrasyonu 107 mg/L bulunmuştur ve en düşük ile en yüksek değerler sırasıyla; 55,3 ile 291 mg/L bulunmuştur. NH₄-N için en düşük değer 0,26 ve en yüksek değer 4,55 mg/L olarak bulunmuş ve ortalama ise 2,2 mg/L olarak hesaplanmıştır. Ortofosfat değerlerine bakılacak olursa, ortalama konsantrasyon 7,22 mg/L olarak bulunmuştur. En düşük ve en yüksek konsantrasyonları ise sırasıyla 3,99 mg/L ve 10,8 mg/L olarak bulunmuştur.

Verlicchi v.d. [11], tarafından hastane atıksuyu ile yapılmış çalışmalarda hastane atıksuyunun TKN konsantrasyonunun 5-80 mg/L aralığında değiştiğini ve ortalama TKN konsantrasyonunun 33 mg/L olduğu belirlenmiştir. TKN konsantrasyonunu evsel atıksu değerleriyle kıyaslanacak olursa evsel atıksuya göre çok daha yüksek konsantrasyona sahip olduğu görülmektedir. Evsel atıksuda TKN konsantrasyonu 20-70 mg/L aralığında değişmektedir [11].

Bu çalışmada Toplam Fosfor ortalama konsantrasyonu 15,1 mg/L olarak bulunmuştur. Çizelge 5.2’de verildiği gibi Toplam Fosfor konsantrasyonu en düşük ve en yüksek konsantrasyonlar 7,2 mg/L ve 19,7 mg/L olarak ölçülmüştür. Ayrıca TN konsantrasyonu ortalama 124,1 mg/L olarak bulunmuştur. En düşük ve en yüksek TN konsantrasyonu 58,9 mg/L ve 320,5 mg/L olarak tespit edilmiştir (Çizelge 5.2).

Çizelge 5.2 Hastane atıksuyunda TP ve TN konsantrasyonları

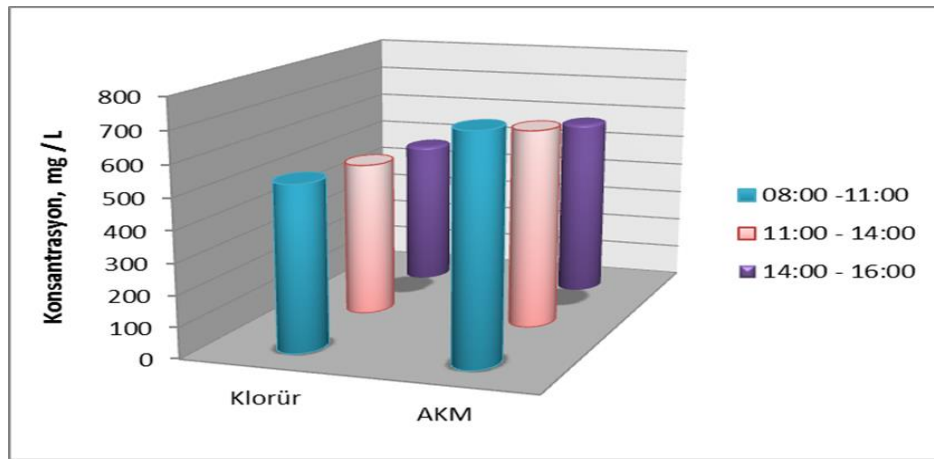
	Toplam Fosfor (mg/L)	Toplam Azot (mg/L)
Nisan	14,9	298,4
Haziran	19,7	82,3
Temmuz	18,4	135,2
Eylül	7,2	101,7
Kasım	12,8	67,9
Şubat	17,6	58,9

Toplam fosfor değeri evsel atıksularda 4–7 mg/L arasında ve ortalama 7 mg/L olarak belirtilmiştir [11]. Bu çalışmada ortalama Toplam Fosfor konsantrasyonunu 15,1 mg/L bulunmuştur. Buna göre hastane atıksuyundaki Toplam fosfor konsantrasyonu evsel

atıksuyun 2 katı değerindedir. Hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalarda Toplam Fosfor için ortalama konsantrasyonu 4 mg/L olarak verilirken T.Fosfor konsantrasyonunun aralığını da 0,2–13 mg/L olarak verilmiştir [11]. Yapılan bu çalışma ile kıyaslandığında bu çalışmada bulunan değerlerin daha yüksek olduğu görülmektedir.

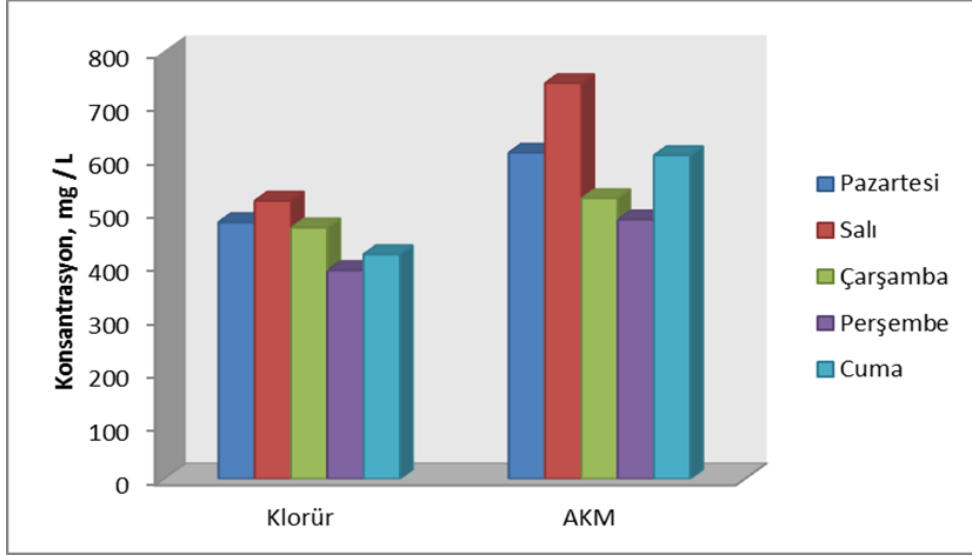
5.1.1.3 AKM, Klorür Konsantrasyonları ve pH, İletkenlik Değerleri

AKM ve Klorür konsantrasyonlarının gün içinde farklı saat dilimlerindeki değişimi **Hata! aşvuru kaynağı bulunamadı.**'da verilmiştir. Buna göre Klorür konsantrasyonu sabah saatlerinde diğer saat dilimlerinden çok küçük bir farkla daha yüksektir. AKM konsantrasyonları saat dilimlerinde büyük bir fark göstermemekle birlikte sabah saatlerinde diğer saat dilimlerine göre daha yüksek tespit edilmiştir.



Şekil 5.10 Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının saatlik değişimi

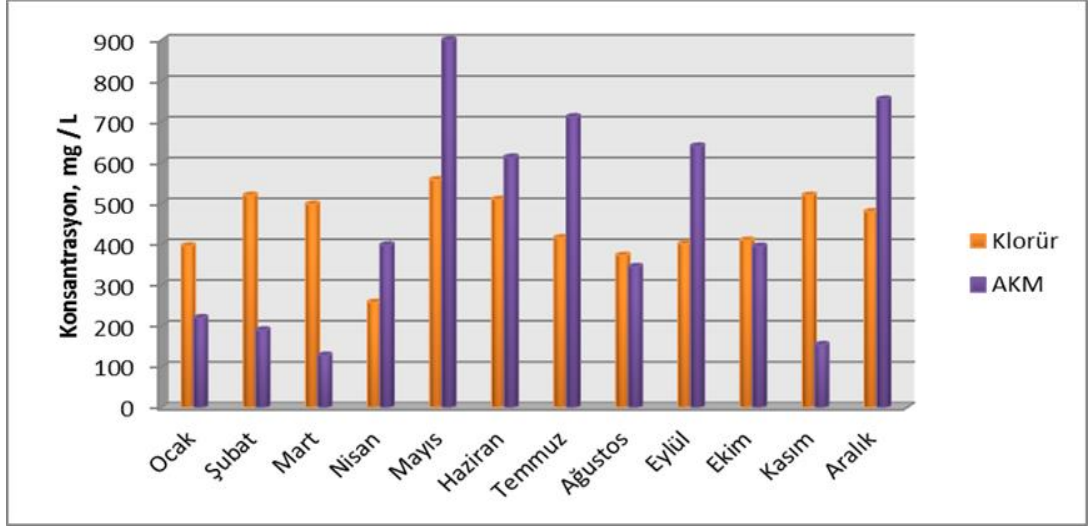
Klorür ve AKM konsantrasyonlarının gün bazında değişimi Şekil 5.11'de verilmiştir. Klorür için en yüksek konsantrasyon Salı günü 550 mg/L civarında belirlenirken en düşük konsantrasyon Perşembe günü 410 mg/L civarında olarak bulunmuştur. Görüldüğü gibi günler arasında Klorür konsantrasyonunun belirgin bir değişimi yoktur. AKM konsantrasyonları incelendiğinde en yüksek değerler Salı günü elde edilmiş ve ortalama 750-800 mg/L aralığındadır. Diğer günlere bakıldığında AKM konsantrasyonunun 500-650 mg/L aralığında değiştiği görülmektedir ve bu değerler ortalama AKM konsantrasyon değerine yakındır. Genel olarak AKM konsantrasyonlarında Salı günü dışında diğer günlerde belirgin bir değişiklik olmamıştır.



Şekil 5.11 Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının günlük değişimi

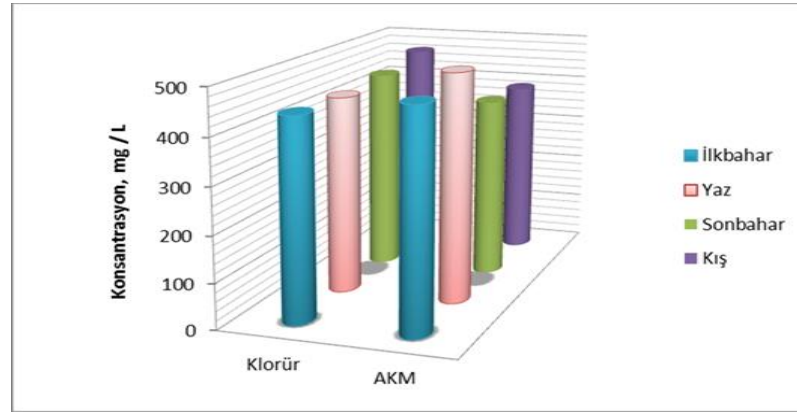
AKM ve Klorür konsantrasyonlarının aylara göre değişimi Şekil 5.12’de verilmiştir. AKM konsantrasyonları incelendiğinde en yüksek değer Mayıs ayında, en düşük AKM konsantrasyonları ise Mart ve Kasım aylarında görülmektedir. Çizelge 5.1’de verilen literatürdeki diğer verilerle kıyaslandığında Mart ve Kasım ayı konsantrasyonları benzer değerlerdedir. Klorür konsantrasyonları incelendiğinde en düşük konsantrasyon Nisan ayında görülmektedir. Bununla birlikte en yüksek klorür konsantrasyonu, AKM parametresinde olduğu gibi Mayıs ayında görülmektedir. Nisan ayı klorür konsantrasyonu ortalamasına en düşük değer olarak görülmektedir.

AKM konsantrasyonunun aylık değişimlerine bakıldığında büyük farklılıklar görülmektedir. AKM konsantrasyonu hava değişimleri ve yağışlardan etkilenmektedir, yağışın yoğun olduğu Aralık, Eylül, Haziran ve Mayıs aylarında AKM konsantrasyonunun yüksek olduğu görülmektedir. Ancak yağışın genelde olmadığı Temmuz ayında AKM konsantrasyonu, ortalama konsantrasyonu olan 571 mg/L’den daha yüksek olarak bulunmuştur. Deneysel çalışmalarda kullanılan numunelerin alındığı 2. yılda Temmuz ayında yağışların fazla olması AKM konsantrasyonunun artmasına ve Temmuz ayı konsantrasyonunun genel ortalamasının yükselmesine sebep olmuştur.



Şekil 5.12 Hastane atıksuyunun klorür ve AKM konsantrasyonlarının aylık değişimi

Şekil 5.13’de AKM ve klorür parametrelerinin konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi verilmiştir. Grafik incelendiğinde klorür konsantrasyonunun mevsim bazında belirgin bir değişiklik göstermediği görülmektedir. Bununla birlikte kış mevsiminde yaklaşık 50 mg/L daha yüksek klorür konsantrasyonu görülmektedir. AKM konsantrasyonuna bakıldığında ise en yüksek ortalamalar yaz ve kış aylarında görülmektedir. Bu mevsimlerde konsantrasyon ortalaması, AKM konsantrasyonu genel ortalamasına yakın değerdedir. Mevsimler arasında AKM konsantrasyonları 100-150 mg/L arasında farklılıklar göstermektedir. Ayrıca analizlerin gerçekleştirdiği ilk yıl AKM konsantrasyonu daha düşük değerlerde iken 2. yıl alınan numunelerde AKM konsantrasyonları daha yüksek çıkmıştır. Bu durum hava şartlarının çalışma yapılan yıllarda farklılık göstermesi ile açıklanabilir.



Şekil 5.13 Hastane atıksuyunun Klorür ve AKM konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi

Hastane atıksularının karakterizasyonunu belirlemek için yapılan AKM ve klorür analiz sonuçlarına göre , AKM ve klorür için tüm numunelerin ortalaması sırasıyla 571 ve 435 mg/L olarak tespit edilmiştir. AKM konsantrasyonu için en düşük 80 mg/L , en yüksek 1020 mg/L olarak ölçülmüştür.

Hastane atıksu ile yapılan çalışmalarda bulunan AKM konsantrasyonları Çizelge 5.1’de verilmiştir ve yapılan başka bir çalışmada da ortalama AKM konsantrasyonu 876 mg/L olarak bulunmuştur [162]. Bulunan değer bu çalışmalarla kıyaslandığında diğer değerlerin ortalaması seviyelerinde belirlenmiştir.

Klorür konsantrasyonları incelendiğinde en düşük değer 258 mg/L, en yüksek değer 647 mg/L olarak ölçülmüştür. Hastane atıksuları ile yapılan çalışmalardan elde edilen değerlere göre Klorür konsantrasyon aralığı 65- 360 mg/L ve ortalama 200 mg/L olarak rapor edilmiştir [11]. Ancak klorür konsantrasyonu biyolojik aktiviteyi etkileyecek ve/veya girişim yapacak kadar yüksek değildir. Ayrıca evsel atıksu ile kıyaslandığında rapor edilen ortalama 50 mg/L değerine göre de yüksektir.

AKM’nin yüksek değerlerde olması arıtım işlemleri için veya analizler öncesi numunelerin süzülmesi gerekliliğini ortaya çıkarmıştır. Membran prosesler ile arıtım yapılırken öncesinde kaba filtre ile filtrasyon işleminin yapılması gerekmektedir.

Erdoğan vd. [163] çalışmasında evsel atıksu ile yapılmış farklı ülkelere ait AKM konsantrasyonlarının aralığını 87–687 mg/L olarak vermiştir. Hastane atıksuyu ile yapılan bu çalışmada bulununan ortalama AKM konsantrasyonu 571 mg/L değeri ile evsel atıksu aralığında kalmaktadır. Ancak birçok numunede AKM konsantrasyonlarının ortalama değerinin üstünde olduğu belirlenmiştir.

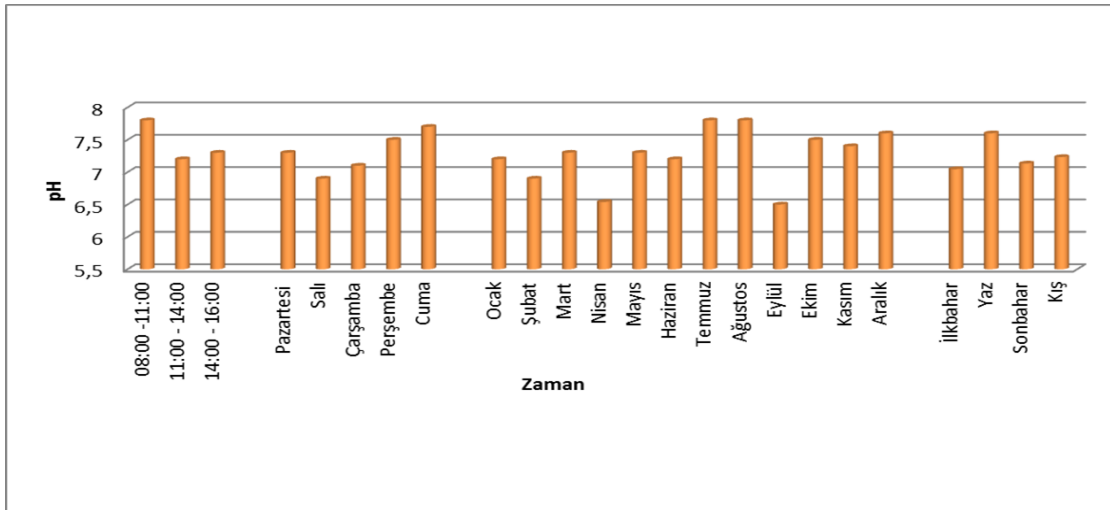
İstanbul için evsel atıksu klorür konsantrasyonunun değişimini belirlemek için yapılan bir çalışmada klorür konsantrasyon aralığı 85–1039 mg/L arasında verilmiş ve ortalama konsantrasyon 150 mg/L olarak rapor edilmiştir [163]. Bu tez çalışmasında hastane atıksuyu klorür konsantrasyonu ortalama 435 mg/L olarak bulunmuştur ve evsel atıksu için verilen aralıklarda kalmasına rağmen ortalama evsel atıksu klorür konsantrasyonu değerine göre çok yüksektir. Bu durum hastane tanı ve tedavi hizmetleri sırasında kullanılan kimyasal ve diğer maddelerin klor bileşikleri içermesi ve atıksuya karışması ile

açıklanabilir. Hastane atıksuları klorlu bileşikleri yüksek konsantrasyonlarda bulundurabilecekleri gibi cıva ve gümüş gibi ağır metalleri de içerebilmektedirler [33].

Hastane atıksuyun pH değerlerinin gün içinde, haftanın farklı günlerinde ve yıl boyunca aylara göre ve mevsimsel değişimi Şekil 5.14’de verilmiştir. Gün içerisinde pH değişimi incelendiğinde sabah saatlerinde pH değerinin daha yüksek olduğu görülmektedir ancak gün içerisinde saat dilimleri arasında pH değişimi belirgin bir fark içermemektedir. Sabah saatlerinde pH değeri 7,5 civarında iken öğlen ve öğleden sonra pH değerleri 7-7,5 arasında değişmektedir. Gün boyunca pH nötr özellik göstermektedir.

pH değerlerini gün bazında incelediğimizde Cuma günü pH değerinin 7,5 üzerine çıktığı görülmektedir ve en düşük Salı günü 6,5-7 değerleri arasında ölçülmüştür. Görüldüğü gibi pH değerleri arasındaki fark çok yüksek değildir. Bu nedenle gün bazında pH değişimi çok önem arz etmemektedir.

Hastane atıksuyunun pH değerlerini aylık ve mevsimsel değişimine baktığımızda yaz aylarında 7,5 diğer mevsimlerde yaklaşık 7 değerlerinde ölçülmüştür. Nisan ve Eylül aylarında en düşük pH değerleri kaydedilmiştir, ve ortalama 6,5 değeri hesaplanmıştır. Hastane atıksuyunun pH değerinin yıl içerisinde 6,5 ile 7,5 aralığında değiştiği görülmektedir.



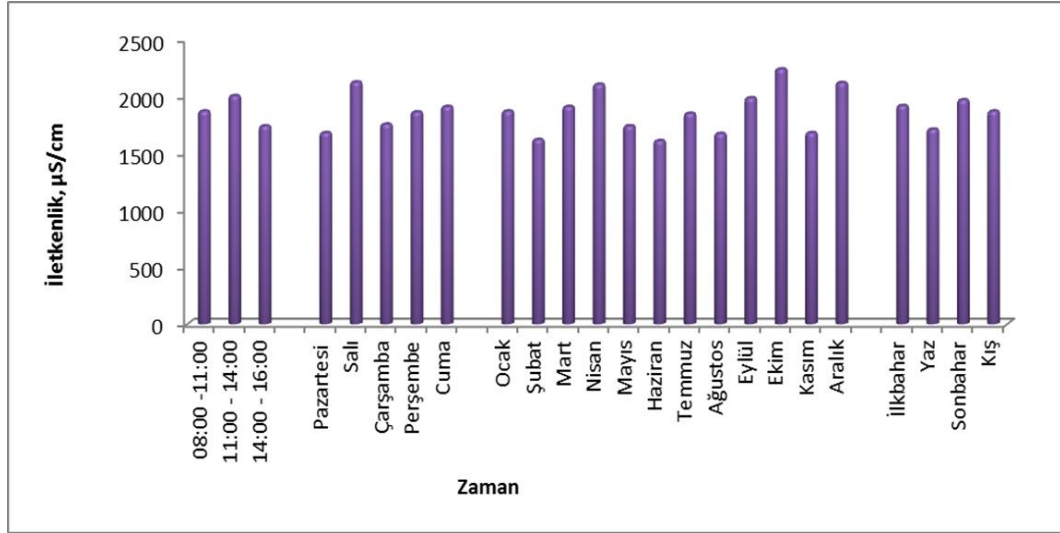
Şekil 5.14 Hastane atıksuyunun pH değerinin saat, gün, ay bazında değişimi

Hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalarda hastane atıksuyunun pH değeri ortalama 7,32 olarak bulunmuştur. Ölçülen en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 6,5 ile 7,96 olarak

tespit edilmiştir. Hastane atıksuyu ile yapılmış çalışmalardan derlenmiş değerlerin verildiği Çizelge 2.9'da pH değeri ortalama 8 ve 7,7 – 8,1 aralığında rapor edilmiştir. Bununla birlikte yapılan başka bir çalışmada İran'da farklı hastanelerde ölçülen pH değerlerinin ortalaması 6,9 ve en düşük değer ile en yüksek değer sırasıyla 5,6 ile 7,8 olarak verilmiştir [162]. Hastane atıksuyu ile yapılan başka bir çalışmada pH değeri 6,54 olarak belirtilmiştir [7]. Bu çalışmada elde edilen pH değerleri genel ortalaması olan 7,32 değeri literatürdeki diğer çalışmalarla kıyaslandığında ortalama bir değer olduğu görülmektedir. Bu çalışmada uzun süreli bir karakterizasyon çalışması yapılarak akut etkilerin değerler üzerinden etkisi kaldırılarak genelleme yapılmıştır. Literatürdeki benzer çalışmalarda daha kısa periyotta ölçümler yapıldığından dolayı belli bir zaman için ortalamalar verilmiştir ve bu çalışmada ölçülen en düşük ve en yüksek değerler literatürde verilen değerlerle örtüşmektedir.

Evsel atıksu ile yapılan çalışmalarda ortalama pH değeri 7,2 olarak rapor edilmiştir [163]. Bu çalışmada belirlenen ortalama pH değeri ile çok yakındır. Hastane atıksuyu pH değerinin evsel atıksu pH değeri ile aynı olduğu söylenebilir.

Hastane atıksuyu karakterizasyon çalışmalarında iletkenlik ölçümleri yapılarak ortalama değer 1583,3 $\mu\text{s}/\text{cm}$ olarak bulunmuştur. Ölçülen en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla, 884 – 2240 $\mu\text{s}/\text{cm}$ olarak belirlenmiştir. Hastane atıksuyunda iletkenliğin gün içerisinde, farklı günlerde ve farklı aylarda senelik değişimi Şekil 5.15'de verilmiştir. Şekil incelendiğinde iletkenlik değerinin gün içerisinde farklı saat dilimlerinde ve farklı günlerde benzer değerlerde olduğu görülmektedir ve belirgin bir değişim gözlenmemiştir. Bununla birlikte aylara göre değişimi incelendiğinde yine iletkenlik değerlerinde birbirine yakın değerler görülmektedir.

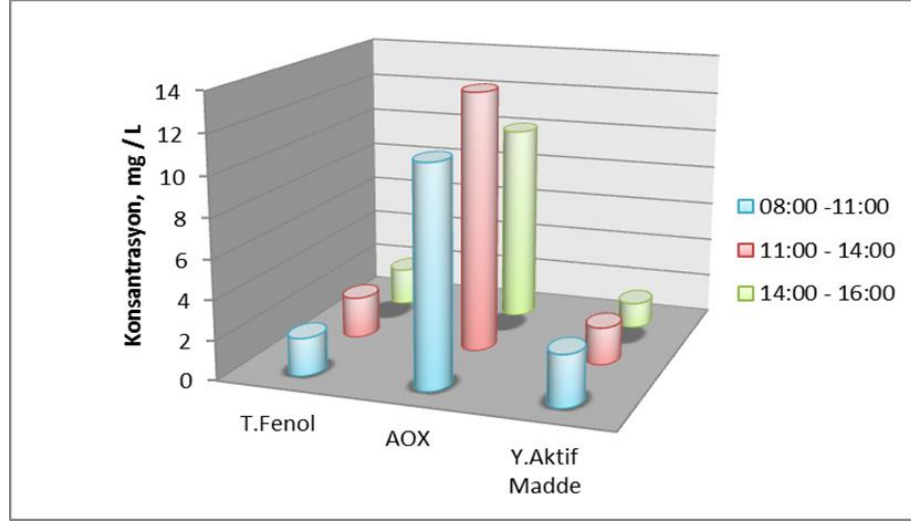


Şekil 5.15 Hastane atıksuyunun iletkenliğinin saat, gün, ay bazında değişimi

5.1.1.4 AOX, T.Fenol, Y.Aktif Madde ve Ağır Metal Konsantrasyonları

Hastane atıksuyunda AOX, T.Fenol ve Yüzekaktif Madde konsantrasyonlarının gün içinde saat dilimlerine göre değişimi Şekil 5.16'da verilmiştir. Şekil incelendiğinde Toplam fenol konsantrasyonunun gün içerisinde belirgin bir değişiklik göstermediği görülmektedir. Her saat diliminde ölçüm sonuçları ortalaması birbirine yakındır. Yüzey aktif madde konsantrasyonları incelendiğinde sabah saat diliminde diğer saatlere göre daha yüksek değerlerde olduğu görülmektedir ve öğleden sonra konsantrasyon en düşük seviyelere inmiştir. Bu durum özellikle sabah saatlerinde temizlik işlemlerin daha yoğun yapılması ile açıklanabilir.

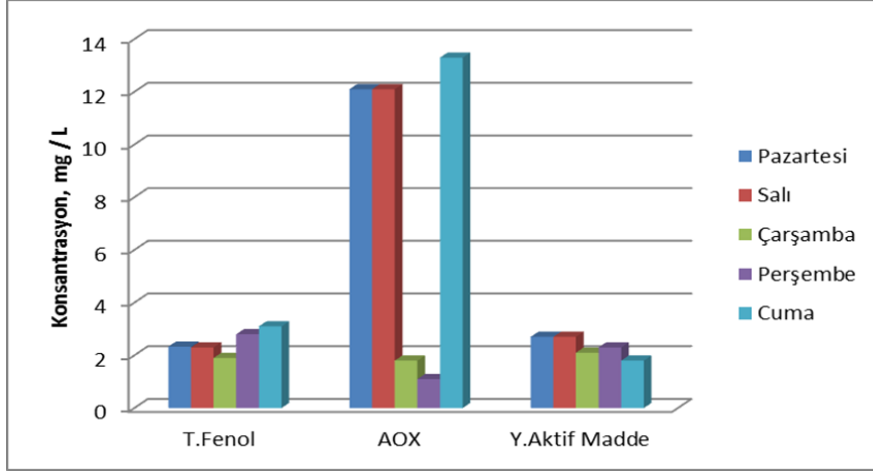
AOX konsantrasyonlarının gün içerisindeki değişimine bakıldığında öğlen saatlerinde diğer saat dilimlerine göre daha yüksek konsantrasyon değerlerinde olduğu görülmektedir. Gün içerisinde AOX konsantrasyonu 8-12 mg/L arasında değişmektedir. Hastane atıksuyunda kirleticilerin saatlik değişimi ile ilgili yapılan bir çalışmada AOX konsantrasyonunun öğlen saatlerinde pik yaptığı rapor edilmiştir [11].



Şekil 5.16 Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının saatlik değişimi

AOX konsantrasyonlarının günlere göre konsantrasyon değişimleri Şekil 5.17’de verilmiştir. Cuma günü en yüksek AOX konsantrasyon ölçümleri kaydedilmiştir ve Pazartesi ile Salı günleri de ortalama 12 mg/L değeri ile yüksek konsantrasyonları ölçülmüştür. Çarşamba ve Perşembe günleri ise AOX için düşük konsantrasyonlar kaydedilmiştir. Bugünlerdeki değerler 1-2 mg/L arasında ölçülmüştür. AOX konsantrasyonları direkt tanı ve tedavi hizmetleri ile bağlantılı olduğu için haftanın bugünlerinde yapılan işlemler AOX oluşumunu artırmıştır. Serbest serum örnekleri ile Nefelometrede yapılan testler Cuma günleri gerçekleştirilmektedir. Ayrıca idrarda immunfloresan testi Cuma günleri daha yoğun yapılmaktadır. Bu durum Cuma günleri AOX konsantrasyonlarının daha yüksek tespit edilmesine sebep olmuştur.

Günlük değişim açısından Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde incelendiğinde; günler arasında çok belirgin bir fark görülmemekle birlikte Toplam Fenol konsantrasyonunun Cuma günü diğer günlere göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Yüzek aktif madde konsantrasyonları ise Pazartesi ve Salı günleri diğer günlere göre daha yüksektir (Şekil 5.17).

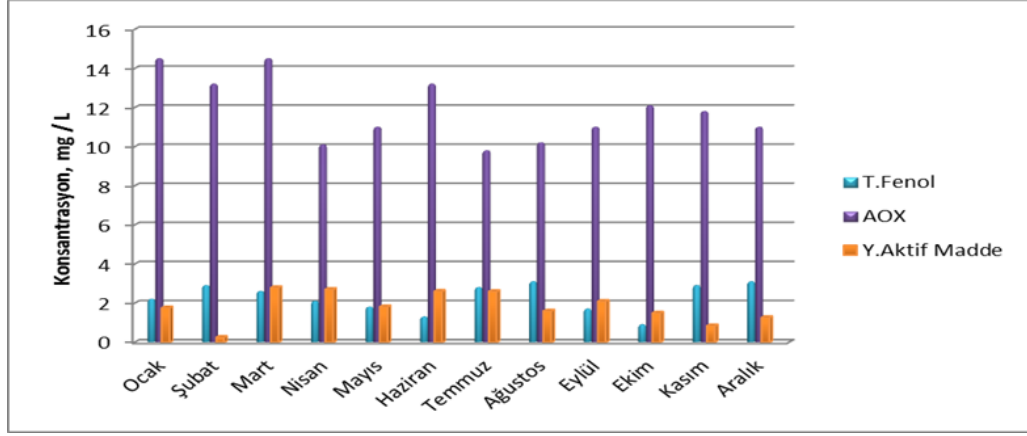


Şekil 5.17 Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının günlük değişimi

Hastane atıksularında AOX, T.Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının aylık değişimleri Şekil 5.18’de gösterilmiştir. Yüzey aktif madde konsantrasyonları incelendiğinde en düşük değerlerin Şubat ayında kaydedildiği görülmektedir ve diğer aylarda birbirine yakın değerler kaydedilmiştir.

Toplam Fenol değişimi aylara göre incelendiğinde Ekim ayında en düşük değerlerin ölçüldüğü görülmektedir. En yüksek konsantrasyonlar ise Şubat ve Aralık aylarında ölçülmüştür. Ekim ayı dışındaki diğer aylarda konsantrasyon değişimi çok farklı değildir, değerler birbirine yakındır.

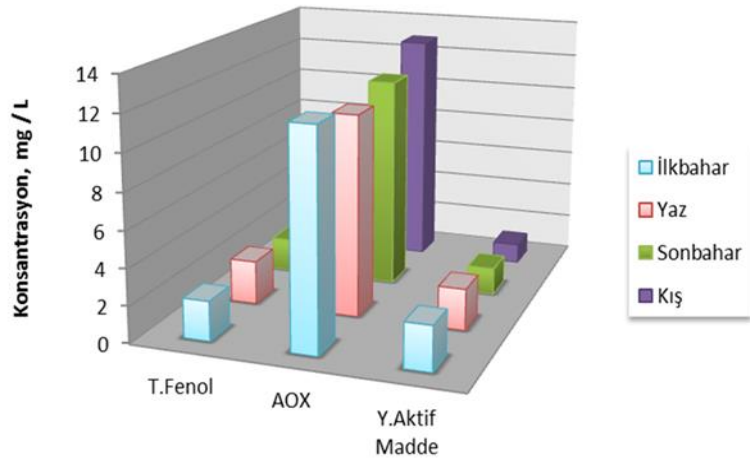
Hastane atıksuyunda AOX konsantrasyonunun aylara göre değişimlerine bakıldığında yaklaşık 10-14 mg/L arasında değişim gösterdiği görülmektedir. En yüksek konsantrasyonlar Ocak ve Mart aylarında ölçülmüş, en düşük değerler ise Temmuz ayında kaydedilmiştir. Daha önceden de belirtildiği gibi AOX konsantrasyonlarının hastanedeki tanı ve tedavi hizmetleri ile doğrudan ilgili olmasından dolayı farklılar söz konusu olmaktadır. AOX konsantrasyonlarının tüm aylar için ortalaması yaklaşık 10 mg/L ‘dir.



Şekil 5.18 Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının aylık değişimi

Hastane atıksuyu özelliklerinin mevsimsel değişimi açısından AOX, T. Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonları değerlendirilmesi Şekil 5.19'da gösterilmiştir. Mevsimler açısından konsantrasyonlarda belirgin bir fark olmamakla birlikte AOX için yüksek konsantrasyonlar kış mevsiminde kaydedilmiştir. Tüm mevsimler için AOX konsantrasyonu yaklaşık olarak 10-12 mg/L arasında seyretmiştir.

Yüzey aktif madde konsantrasyonları ilkbahar ve yaz mevsimlerinde diğer mevsimlere göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Aynı şekilde T. Fenol için daha yüksek değerler ilkbahar ve yaz mevsimlerinde kaydedilmiştir.



Şekil 5.19 Hastane atıksuyunun AOX, Toplam Fenol ve Yüzey Aktif Madde konsantrasyonlarının mevsimlik değişimi

Hastane atıksuları ile yapılan bu çalışmada AOX ortalama konsantrasyonu 11 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçülen en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 1,1 ve 15,2 mg/L olarak ölçülmüştür. Hastane atıksuları içerisinde AOX konsantrasyonları önem taşımaktadır. Almanya’da yapılan bir çalışmada kanalizasyon sistemine deşarj noktasından alınan numunelerde AOX konsantrasyonu 0,13-0,94 mg/L arasında belirlenmiş, ancak hastanenin farklı birimlerinde bu aralığın daha geniş olacağı belirtilmiştir. Emmanuel vd., 2001, Fransa’daki bir üniversite hastanesinde AOX konsantrasyonlarının 0,38-1,24 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda olduğunu belirlemiştir [33]. Emmanuel, vd. [22] tarafından yapılan bir başka çalışmada ise AOX için en yüksek konsantrasyonu farklı yıllar için 1,24 mg/L ve 1,64 mg/L olarak tespit edilmiştir. Ayrıca hastane atıksuyu ile yapılan başka bir çalışmada AOX konsantrasyonu ortalama 1,37 mg/L olarak belirlenmiştir [11].

Bu çalışmada bulunan AOX konsantrasyonları literatürdeki diğer değerlerle kıyaslandığında; 11 mg/L değeri diğer çalışmalara göre yaklaşık 10 kat daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

AOX konsantrasyonunun çalışmalara göre farklılık göstermesi hastane içi faaliyetlere bağlı olarak oluşan atık ürünlerin atıksuya karışması ile ilgilidir. Hastanelerin hizmet verdiği klinik ve poliklinikler ve özellikle laboratuvar hizmetleri ile ilgili çok ciddi farklılıklar ve hasta yoğunluğu ve kapasitesi de farklılıklar göstermektedir. Bu durum oluşan atık türünü ve miktarını değiştirmektedir. Bu nedenle yapılan çalışmalarda AOX için 15 mg/L ve 1,37 mg/L değerleri gibi geniş bir yelpazede konsantrasyon farklılıkları görülmektedir.

Hastane atıksuyunda yüzek aktif madde ya da deterjan konsantrasyonları incelendiğinde genel ortalama 1,96 mg/L olarak bulunmuştur. Ölçülen en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 0,26 ve 2,8 mg/L olarak belirlenmiştir.

Mansotte ve Jestin [35] deterjan konsantrasyonlarının hastane atıksularında yüksek olduğunu belirtmişlerdir [25]. Ayrıca hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalardan derlenen yüzey aktif madde ortalama konsantrasyonu 4,5 mg/L ve aralık olarak da 3-7,2 mg/L arasında verilmiştir [11].

Bu çalışmada bulunan yüzek aktif madde konsantrasyonları literatürde verilen değerlerden daha düşük değerlerdedir. Bunun nedeni, hastane içi faaliyet ya da

kullanılan temizlik malzemesinin türü ve kullanım miktarı ile sıklığına göre farklılık göstermesinden kaynaklı olarak yüzey aktif maddenin atıksuya ulaşma miktarı farklılık göstermektedir.

Hastane atıksuyu için Toplam Fenol konsantrasyonu bu çalışmada ortalama 2,26 mg/L olarak bulunmuştur. En düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 0,7 ve 4 mg/L olarak kaydedilmiştir.

Evsel atıksularla yapılan bir çalışmada evsel atıksularda T.Fenol konsantrasyonu ortalama değeri 0,34 mg/L olarak verilmiştir [163]. Evsel atıksularda yapılan başka bir çalışmada toplam yüzey aktif madde konsantrasyonu ortalama 5 mg/L olarak rapor edilmiştir (Çizelge 2.9). Bu değerler ile hastane atıksuyunda bulunan ortalama konsantrasyonlar kıyaslandığında Toplam fenol değerlerinin evsel atıksulardaki konsantrasyona göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Yüzey aktif madde konsantrasyonu ise evsel atıksulara göre daha düşük değerlerdedir.

Hastane atıksuyu karakterizasyon çalışmaları için ağır metal analizleri gerçekleştirilmiş ve sonuçlar Çizelge 5.3’de verilmiştir. Ağır metal analizlerine 1 yıldan sonra devam edilmemiştir ve numuneler 15 günlük periyotlarla alınmıştır. Bunun sebebi ağır metal konsantrasyonlarının çok düşük seviyelerde çıkmasıdır.

Verlicchi vd. [11] tarafından hastane atıksuyu ile yapılan bir çalışmada bazı ağır metallere rastlanmıştır. Bunlar; sitotoksik cis-platiumdan ve carboplatiumdan kaynaklı platinyum, tanı da kullanılan civa ve MR ölçümlerinde kullanılan gadoliniuma’dır.

Yapılan bu çalışmada hastane atıksuyunda Hg tespit edilememiştir ve Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Ni ile Zn konsantrasyonları µg/L seviyesinde ölçülmüştür. Hastanelerde özellikle tanı işlemleri esnasında ağır metal içerikli bileşikler kullanılmaktadır. Ayrıca onkoloji tedavilerinde de ağır metal içerikli ilaçlar kullanılmaktadır. Bu nedenle hastane atıksuyu içeriğinde ağır metal konsantrasyonlarının yüksek olması beklenmektedir. Ancak ülkemizde hastane laboratuvar hizmetlerinden oluşan atıklarla ilgili bir düzenleme yapılmıştır ve bu atıkların Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliğinde belirtildiği üzere tehlikeli atık sınıfına sokulması gerektiği belirtilmiştir. Bu nedenle hastane laboratuvarında oluşan atıklar tehlikeli atık sınıfında değerlendirilerek bertarafı

gerçekleştirilmektedir. Hastane atıksuyunda ağır metal konsantrasyonlarının beklenin aksine düşük seviyelerde çıkması bu durumla açıklanmaktadır.

Çizelge 5.3 Hastane atıksuyunda ağır metal konsantrasyonları

	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)	Fe (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	Hg (µg/L)
Nisan	37	581	148	154	1523	74	361	T.E.
Mayıs	48	644	84	54	647	45	507	T.E.
Haziran	56	386	186	38	690	48	650	T.E.
Temmuz	10	109	203	64	2895	83	742	T.E.
Ağustos	65	691	98	57	856	113	413	T.E.
Eylül	46	798	61	220	615	75	384	T.E.
Ekim	84	367	169	186	2980	54	486	T.E.
Kasım	73	567	75	102	2561	57	362	T.E.
Aralık	34	482	143	62	2622	69	498	T.E.
Ocak	12	250	725	68	1245	20	105	T.E.
Şubat	15	165	39	110	876	26	650	T.E.
Mart	6	380	42	49	732	300	308	T.E.
Yıllık Ort.	40,5	451,7	164,4	97	1520,2	80,3	455,5	T.E.

*T.E.: Tespit edilemedi

5.1.1.5 Hastane Atıksuyunun Fizikokimyasal Özelliklerinin Genel Değerlendirmesi

Hastane atıksuyunun kapsamlı karakterizasyonunun yapılması için yapılan fizikokimyasal parametre analizlerinden elde edilen sonuçları bu bölümde özetlenmiştir. Ayrıca

sonuçlar standart sapma değerleri hesaplanarak elde edilen değerlerin ortalama değere göre yayılımı belirlenmeye çalışılmıştır. Hastane atıksuyunun fizikokimyasal sonuçlarının genel değerlendirilmesi yapıldığında bir çok parametre açısından tipik bir evsel atıksu özelliği göstermektedir.

Literatürde bulunan hastane atıksuyu ile ilgili yapılan çalışmalar incelendiğinde benzer şekilde bu parametreler açısından evsel atıksu özelliği gösterdiği rapor edilmiştir [7], [11], [22], [162]. Hastane atıksuyu KOİ değeri bu çalışmada ortalama 810 mg/L bulunmuştur ve bu değerler güçlü evsel atıksu sınıfına girmektedir. Ayrıca BOİ₅ analizleri ve BOİ₅/KOİ oranları hastane atıksuyunun biyolojik arıtılabilirliği olduğunu göstermektedir. Ancak hastane atıksuyunda bulunan özel atıklar, mikrokirleticiler ve toksik etkisi yüksek maddeler incelenip bunların etkilerinin de araştırılması gerekmektedir. Hastane atıksuyunda bakteriyel popülasyonun, mikrokirleticilerin ve ekotoksikolojik özelliklerin belirlenmesi ile ilgili çalışmalar sonraki bölümlerde detaylı bir şekilde anlatılmıştır.

Fizikokimyasal parametreler açısından evsel atıksulara göre AOX, T. Fenol, Klorür konsantrasyonları yüksek çıkmıştır. Özellikle AOX konsantrasyonunun yüksek olması hastane atıksuyunun toksik özellik göstermesine ve evsel atıksudan farklı bir işlem görmesi gerekliliğini ortaya koymaktadır. Aynı şekilde fenol konsantrasyonunun da evsel atıksulara göre daha yüksek olması hastane atıksuyunun evsel atıksudan farklı bir atıksu türü olarak dşnlmesi gerektiğini göstermektedir.

Fizikokimyasal parametreler hastane atıksuyunda, hastane faaliyetlerinin çeşitliliğine, sıklığına bağlı olarak ve gün içerisinde ya da farklı günlerdeki iş takvimine göre farklılıklar göstermektedir. Bu bölümde parametrelerin saatlik, günlük, aylık ve mevsimlik değişimleri grafiklerle gösterilmiştir. Böylece hastane atıksuyunun saat, gün, ay ve mevsimsel bazda değişimi belirlenmiştir. Ayrıca parametreler uzun süreli izlenerek, anlık oluşabilecek akut durumların etkisi ortadan kaldırılmış ve bu parametreler için genelleme yaparak ortalama değerler standart sapma değerleri ile birlikte verilmiştir (izelge 5.4). Analiz sonuçları ağır metaller için 24 numunenin ortalaması, TP ve TN için 15 numunenin ortalaması, pH, iletkenliki klorür, AKM, KOİ, BOİ₅, TOK, TKN, NH₄-N, ortofosfat, toplam fenol, AOX ve yüzey aktif madde için 108 numunenin ortalaması

alınarak hesaplanmıştır. Standart sapma değerleri incelendiğinde birçok parametre için tespit edilen konsantrasyonların salınım yaptığı görülmektedir.

Litaretürdeki diğer çalışmalarla oluşan farklılara bir çok faktör etki etmektedir. Bunlar; hastanenin yaşı, hasta kapasitesi, yatak sayısı, verdiği laboratuvar, ameliyat, klinik ve poliklinik hizmetleri, coğrafi bölge, kültür, iklim şartları, hastalık haritası olarak sıralanabilir.

Çizelge 5.4 Hastane atıksuyu fizikokimyasal parametrelerinin ortalama değerleri

Parametre	Aralık	Ortalama Değer	Standart Sapma
pH	6,5-7,96	7,28	±0,54
İletkenlik (µs/cm)	884-2240	1583,3	±434
Klorür (mg/L)	258-647	435	±86,88
AKM (mg/L)	80-1020	571	±299
KOİ (mg/L)	340-1200	810	±169,6
BOİ ₅ (mg/L)	300-570	450	±65,5
TOK (mg/L)	64,9-260,3	104	±27,77
TKN (mg/L)	55,3-291	107	±44,55
NH ₄ -N (mg/L)	0,26-4,5	2,2	±0,75
TN (mg/L)	58,9-320,5	124,1	±89,6
TP (mg/L)	7,2-19,7	15,1	±4,6
Ortofosfat (mg/L)	3,99-10,8	7,22	±1,44
Toplam Fenol (mg/L)	0,7-4	2,26	±0,58
AOX (mg/L)	1,1-15,2	11	±3,51
Yüzey Aktif Madde (mg/L)	0,26-2,8	1,96	±0,69
Cd (µg/L)	6-84	40,5	±26

Çizelge 5.4 Hastane atıksuyu fizikokimyasal parametrelerinin ortalama değerleri
(devamı)

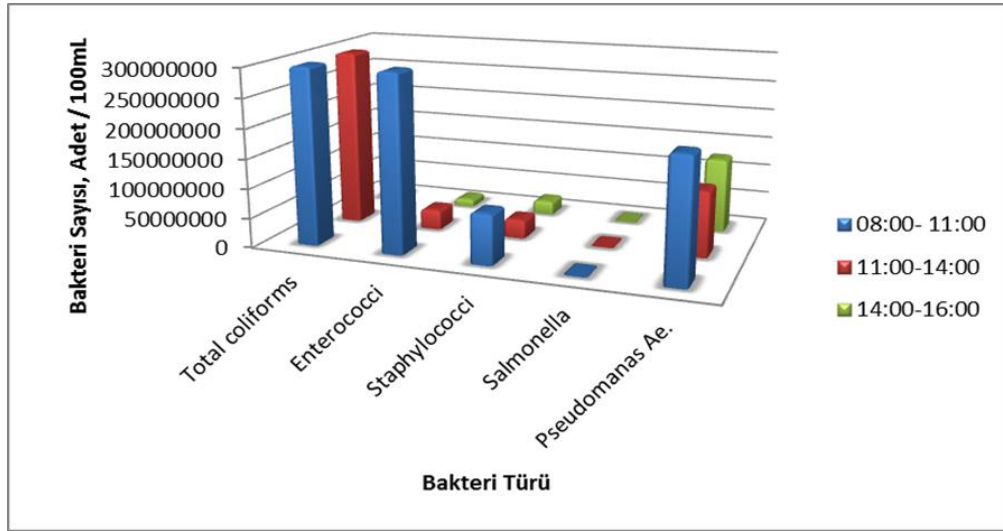
Cr (µg/L)	109-798	451,7	±213
Cu (µg/L)	39-725	164,4	±185
Pb (µg/L)	38-220	97	±59,4
Fe (µg/L)	615-2980	1520,2	±960
Ni (µg/L)	20-300	80,3	±73,6
Zn (µg/L)	105-742	455,5	±173,8
Hg (µg/L)	Tespit Edilemedi		

5.1.2 Hastane Atıksuyunun Mikrobiyolojik Özellikleri

Hastane atıksuyunun mikrobiyolojik özelliklerini belirlemek amacıyla 2012-05-02-KAP03 [164] nolu BAP projesi kapsamında yaklaşık 2 yıl boyunca alınan 98 numunede *Toplam Koliform*, *Entrococci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* analizleri gerçekleştirilmiştir. Hastane atıksularında bakteriyel popülasyonun saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel değişimi incelenmiştir ve genel ortalama değerleri hesaplanarak literatürdeki diğer çalışmalarla kıyaslanmıştır. Bunun dışında toplam bakteri analizi yapılarak bakteri türlerinin dağılımı belirlenmiş ve hangi türün daha baskın olduğu tespit edilmiştir.

Hastane atıksularında bakteriyel popülasyonun gün içerisinde saat dilimlerine göre değişimi Şekil 5.20’de verilmiştir. *Total Koliform* türü bakterileri sabah ve öğlen saatlerinde çok daha fazla iken öğleden sonraki saatlerde sayısında düşüş olmuştur ve öğlen saatlerindeki miktarı sabah saatlerine göre daha düşüktür. Toplam Koliform popülasyonu 08:00-11:00, 11:00-14:00 ve 14:00-16:00 saat dilimleri için sırasıyla $1,5 \times 10^9$, 1×10^9 ve $5,5 \times 10^7$ adet/100mL olarak tespit edilmiştir. *Salmonella* sayısında gün içerisinde belirgin bir değişim görülmemektedir. *Enterococci* türü bakteriler sabah saatlerinde çok daha fazla iken öğlen ve öğleden sonra sayısında ciddi bir düşüş söz

konusudur. *Entrococci* öğlen saatlerinde ve öğleden sonraki saat diliminde hemen hemen aynı sayıdadır. *Pseudomonas aeruginosa* türü bakteriler ise sabah saatlerinde daha fazla sayıda iken öğlen saatlerinde sayısı azalmıştır ve öğleden sonra sayısı artmış ancak sabah saat dilimindeki kadar yükselmemiştir. Tüm türlerin öğlen saatinde azalmasının nedeni, öğlen saatlerinde birçok kirletici ve toksik maddenin konsantrasyonunun bu saat diliminde artış göstermesi ve bakterileri inhibe ettiği söylenebilir. Bir önceki bölümde fizikokimyasal özellikler incelenirken KOİ, AOX gibi parametrelerin öğlen saatinde artış gösterdiği belirlenmiştir.

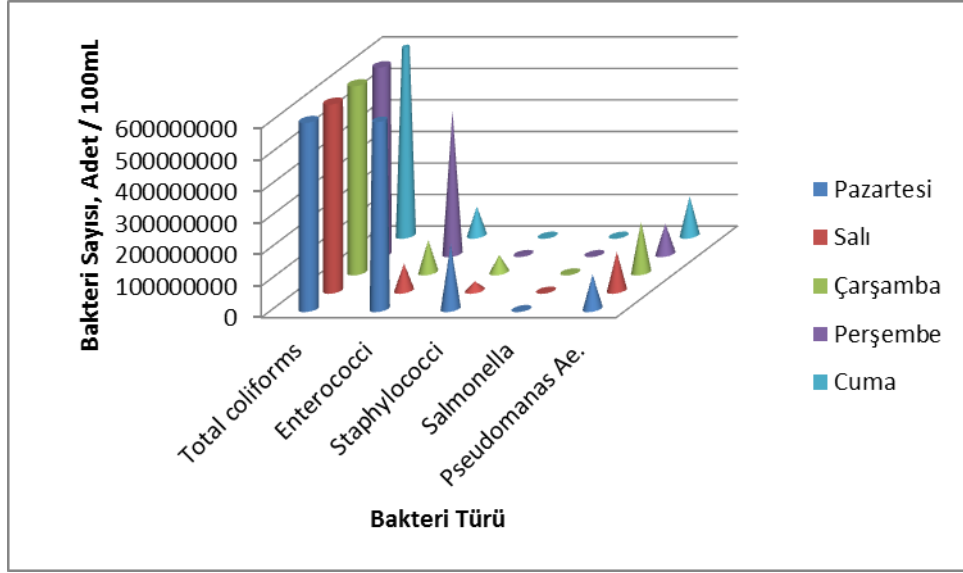


Şekil 5.20 Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun saatlik değişimi

Hastane atıksuyundaki bakteri türlerinin günlere göre değişimi Şekil 5.21’de verilmiştir. *Toplam Koliform* bakterilerinin Cuma günü sayısının diğer günlere göre daha az olduğu görülmektedir. *Entrococci* türü bakteriler ise Salı, Çarşamba ve Cuma günleri hemen hemen aynı değerlerde bulunurken Perşembe ve Pazartesi günü arttığı görülmektedir ve özellikle Pazartesi günü sayı olarak diğer günlerden daha yüksektir. *Pseudomonas aeruginosa* türü bakteriler tüm günlerde hemen hemen birbirine çok yakın değerlerde bulunurken, Çarşamba günü diğer günlere göre sayı olarak biraz daha fazladır. *Staphylococci* türü bakteriler incelendiğinde en yüksek sayıda bulunduğu gün Pazartesi dir ve Çarşamba günü de Salı, Perşembe ve Cuma gününe göre daha fazla sayıdadır.

Gün temelinde tüm bakterilerin genel eğilimine bakılacak olursa Cuma günü tüm bakteri türlerinin sayısı diğer günlere göre daha düşüktür. Bu durum, hastanede gerçekleşen tanı ve tedavi hizmetlerinin günlere göre farklılık göstermesinden dolayı Cuma günü

bakteriyel popülasyonunu inhibe edecek atıkların olduğu faaliyetlerin gerçekleştiği düşünülerek açıklanabilir. Biyokimya laboratuvarında Cuma günleri diğer günlerden farklı olarak analizler (Nefelometrede yapılan testler ve Cuma günleri idrarda immunfloresan testi) gerçekleştirilmekte olup bu farklılığın bakteriyel popülasyonu etkilediği söylenebilir.

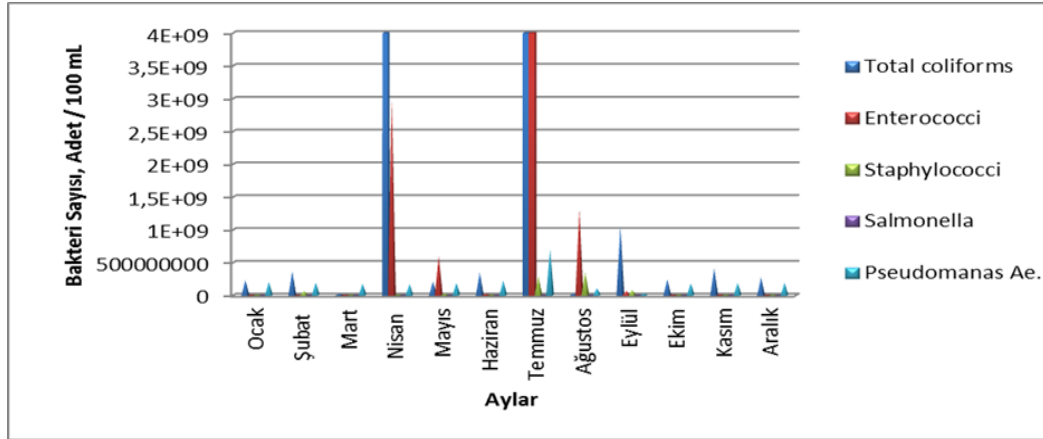


Şekil 5.21 Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonun günlük değişimi

Bakteri türlerinin aylara göre değişimi Şekil 5.22’de verilmiştir. Buna göre, *Total Koliform* bakterileri Temmuz ve Nisan aylarında pik yapmıştır. Yaz aylarında bakteri büyümesi sıcaklığa bağlı olarak artış göstermektedir. Nisan ayında ise çalışmanın yürütüldüğü 1. yılda sıcaklığın mevsim normallerin üstünde olması ile açıklanabilir. *Enterococci* bakteri türleri Temmuz ayında pik değerlere ulaşırken, Nisan, Ağustos ve Ekim aylarında sayısı diğer aylara göre daha fazla, en az sayıda bulunduğu aylar ise Şubat ve Aralık aylarıdır. Hava sıcaklıklarının düşmesi ile birlikte bakteri çoğalması da azalmaktadır. *Salmonella* değerleri aylık olarak belirgin bir farklılık göstermezken sadece Ekim ayında sayı olarak daha fazla olduğu kaydedilmiştir. *Pseudomonas aeruginosa*. türü bakterilerin Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında sayıca daha fazla olduğu tespit edilmiştir. *Staphylococci* türü bakteriler ise Temmuz ve Ağustos aylarında en yüksek sayılara ulaşmıştır.

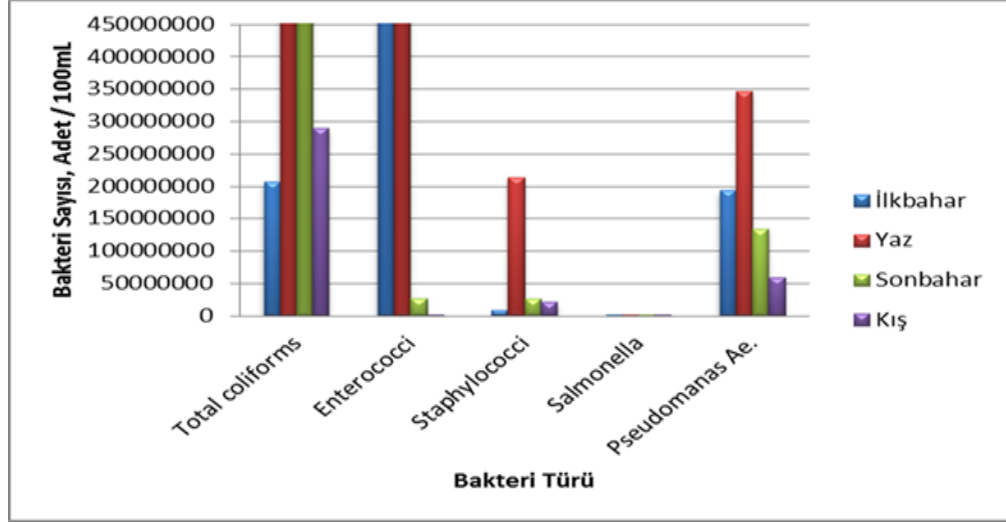
Bakteri türlerinin aylara göre sayısının genel değerlendirilmesi yapılacak olursa; Temmuz ayında hemen hemen tüm türler sayıca artmıştır. Sıcaklığın artması ile birlikte bakteri üreme hızı da artmıştır. Ayrıca Nisan ve Temmuz aylarında *Toplam Koliform* ve

Enterococci bakteri türleri sayıca artış göstermiştir. Aralık, Ocak ve Şubat aylarında tüm türlerin sayısı azalmıştır. Hava sıcaklığının düşmesi ile birlikte bakteri çoğalması da yavaşlamıştır.



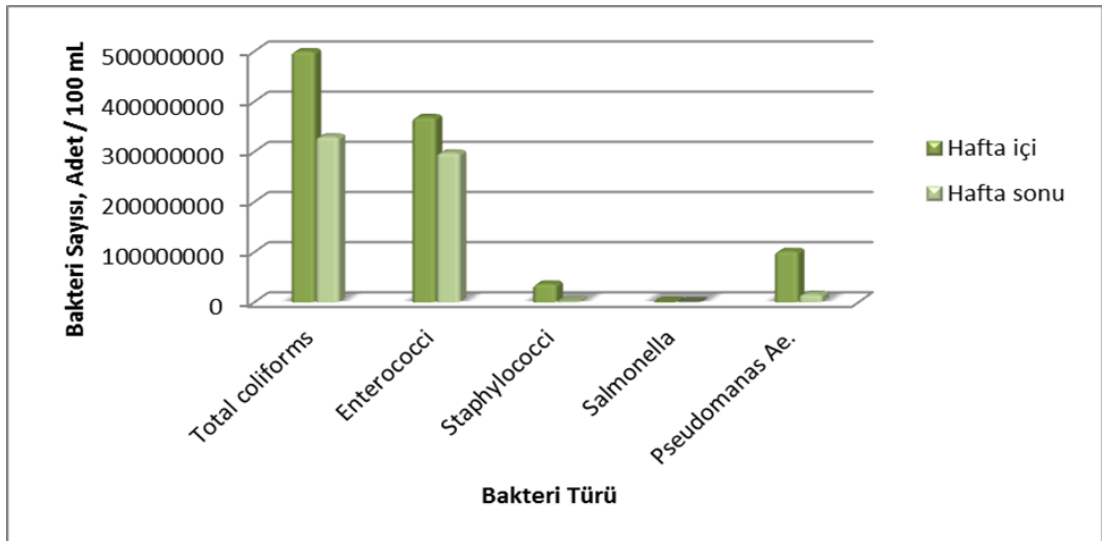
Şekil 5.22 Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun aylık değişimi

Hastane atıksuyunda bakteri türlerinin mevsimsel değişimleri incelendiğinde; yaz mevsiminde tüm bakteri türlerinin sayıca arttığı görülmektedir (Şekil 5.23). Kış mevsiminde ise tüm türlerin sayısında ciddi bir düşüş olduğu gözlenmiştir. Bunun sebebi hava sıcaklık değişimleri ile açıklanabilir. Bakteri büyümesi, çoğulması için sıcaklıkların yüksek olması gerektiğinden yaz mevsiminde tüm bakteriyel popülasyonun artması olağandır. Elde edilen sonuçlar da bu durumla örtüşmektedir. Şekil 5.23 incelendiğinde *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* türlerinin hepsinin yaz mevsiminde en yüksek değerlerde olduğu ve kış mevsiminde en düşük olduğu görülmektedir. *Toplam Koliform* ve *Entroccocci* dışındaki diğer türler sonbahar mevsiminde yaz ve ilbahara göre daha az sayıda tespit edilmiştir.



Şekil 5.23 Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun mevsimlik değişimi

Hastane atıksuyunda bakteriyel popülasyonun hafta içi ve hafta sonu değişimi Şekil 5.24’de gösterildiği gibi hafta içi bakteri türlerinin sayısı hafta sonuna göre daha fazladır. Özellikle *Pseudomonas aeruginosa* bakteri türünde hafta sonu ciddi bir düşüş olduğu görülmektedir. Toplam Koliform sayısı da hafta içine göre daha düşüktür. Hastane faaliyetleri ve hasta yoğunluğu hafta içi daha çoktur ve hafta sonu sadece acil ve yoğun bakım üniteleri ile klinikler hizmet vermektedir. Bu sebeple hem oluşan atıksu miktarı hafta sonu azalmakta hem de bakteri popülasyonu azalmaktadır.



Şekil 5.24 Hastane atıksuyunda hafta içi ve hafta sonu bakteriyel popülasyonun değişimi

Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonunun belirlenmesi için 2 yıl süresince alınan 98 numunede yapılan analizlerden elde edilen sonuçlar her tür için ortalama değer ve en düşük ile en yüksek değer olarak Çizelge 5.5’de verilmiştir. Verilen değerler incelendiğinde *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* bakteri türleri için ortalama sayıları sırasıyla; 31×10^9 , 36×10^7 , 14×10^7 , 35×10^5 ve 12×10^7 adet/100 mL olarak bulunmuştur. Toplam bakteri için ortalama değer 54×10^9 olarak tespit edilmiştir.

Bakteri türlerinin sayısı hastane faaliyetlerine, zamana, çevre şartlarına ve mevsimsel değişimlere bağlı olarak değişmektedir. Bu sebeple çalışma süresince bakteri türlerinin sayısı farklı miktarlarda tespit edilmiş ve elde edilen değerler ortalamaya göre geniş bir yayılım göstermiştir. Özellikle hava sıcaklığı ve mevsimsel değişimler bu farklılığın ortaya çıkmasına sebep olmuştur. *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* bakteri türleri için en yüksek ve en düşük değerler sırasıyla 6×10^3 - 3×10^{10} , 5×10^2 - 9×10^8 , 3×10^2 - 6×10^8 , 3×10^2 - 6×10^6 ve 11×10^2 - 14×10^8 adet/100 mL olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.5 Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonu

Tür	Ortalama Değer (adet/100 mL)	Aralık (adet/100 mL)
<i>Toplam Bakteri</i>	54×10^9	19×10^2 - 52×10^{10}
<i>Toplam Koliform</i>	31×10^9	6×10^3 - 3×10^{10}
<i>Entroccocci</i>	36×10^7	5×10^2 - 9×10^8
<i>Staphylococci</i>	14×10^7	3×10^2 - 6×10^8
<i>Salmonella</i>	35×10^5	3×10^2 - 6×10^6
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	12×10^7	11×10^2 - 14×10^8

Literatürde hastane atıksuyu ile yapılan çalışmalardan bakteriyel popülasyon için elde edilen sonuçlar Çizelge 5.6’da verilmiştir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar ile Çizelge 5.6’daki veriler kıyaslandığında bu çalışmada bulunan bakteri türü sayılarının daha

yüksek olduğu görülmektedir. Bu farklılık, analizlerin gerçekleştirildiği hastane atıksuyunun alındığı hastanenin faaliyetleri, yoğunluğu, çevre ve iklim şartları, kültürel ve coğrafik farklılıklara bağlı olarak oluşmaktadır.

Çizelge 5.6 Hastane atıksuyunda farklı çalışmalarda tespit edilen bakteriyel popülasyon

Tür	Endenozya [165]	İran [166]	Nijerya [7]	Çin [119]
<i>Fekal coli</i>	2×10^3	-	-	-
<i>E. coli</i>	-	1.6×10^3	-	1.6×10^3
<i>Toplam Koliform</i>	-	4×10^3	1.8×10^3	9.9×10^3

Hastane atıksuyu ile yapılan başka bir çalışmada ise *Toplam Koliform* $2,9 \times 10^6$ adet/100 mL, *Staphylococci* $1,2 \times 10^3$ adet/100 mL ve *Pseudomonas aeruginosa* $1,68 \times 10^3$ adet/100 mL olarak bulunmuştur [167]. Sadek vd. [168] hastane atıksuyu ile yaptıkları 14 aylık çalışmada ortalama *Toplam Koliform* sayısı $5,5 \times 10^6$ adet/100 mL olarak bulmuştur. Bu değerler yine bu tez çalışmasında bulunan *Toplam Koliform* sayısından daha düşüktür.

Yapılan başka bir çalışmada *Toplam Koliform* sayısı 10^6 ve aralık 10^5 – 10^8 adet/100 mL olarak verilmiştir (Çizelge 2.15). Bu çalışmada *Toplam Koliform* 31×10^9 aralık ise 6×10^3 – 3×10^{10} adet/100 mL olarak bulunmuştur ve diğer çalışmalara göre ortalama değer çok daha yüksektir.

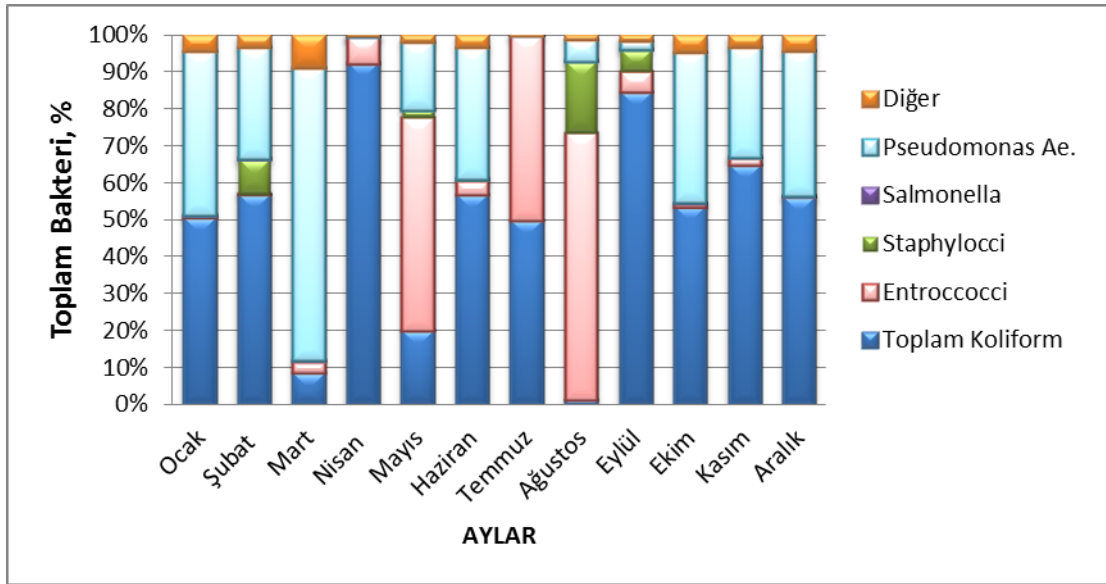
Literatürde hastane atıksuları ile yapılan mikrobiyoloji çalışmalarının bir çoğunda sadece *Toplam Koliform*, *Fekal Koliform* ve/veya *Koliform grubu* ve *Staphylococci* ile çalışmalar yürütülmüştür. Çok az sayıda çalışmada çok sayıda türde analizler gerçekleştirilmiştir. Bu nedenle; bu çalışmada 5 farklı tür ve toplam bakteri analizleri eş zamanlı olarak ve uzun bir periyotta farklı saat, farklı günlerde gerçekleştirilerek hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonu ortaya konmaya çalışılmıştır.

Hastane atıksuyunda bakteriyel popülasyonu belirlemek için analizleri yapılan *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* bakteri

türlerinin, hastane atıksuyunda hangisinin daha baskın olduğunu bulmak için toplam bakteri analizleri de yapılmıştır. Buna göre hastane atıksuyunda bu türlerin yüzdesi aylara göre Şekil 5.25’de verilmiştir.

Elde edilen sonuçlar incelendiğinde tüm yıl ortalamasında en baskın tür Toplam Koliform bakterileri olduğu görülmektedir. İkinci baskın tür ise *Entrococci* ve *Pseudomonas aeruginosa* bakteri türleri olduğu görülmektedir ancak yıl ortalamasına bakıldığında ikinci baskın türün *Pseudomonas aeruginosa* olduğu görülmektedir.

Mart ve Ağustos ayları dışında tüm aylarda en baskın türün *Toplam Koliform* bakterileridir, Ağustos ayında ise baskın tür *Entrococci* türü bakteriler olarak görülmektedir. İkinci baskın türler incelendiğinde Mayıs, Temmuz ve Ağustos aylarında *Entrococci* türü bakteriler iken diğer aylarda ise *Pseudomonas aeruginosa* türü bakteriler 2. en baskın tür olarak karşımıza çıkmaktadır.

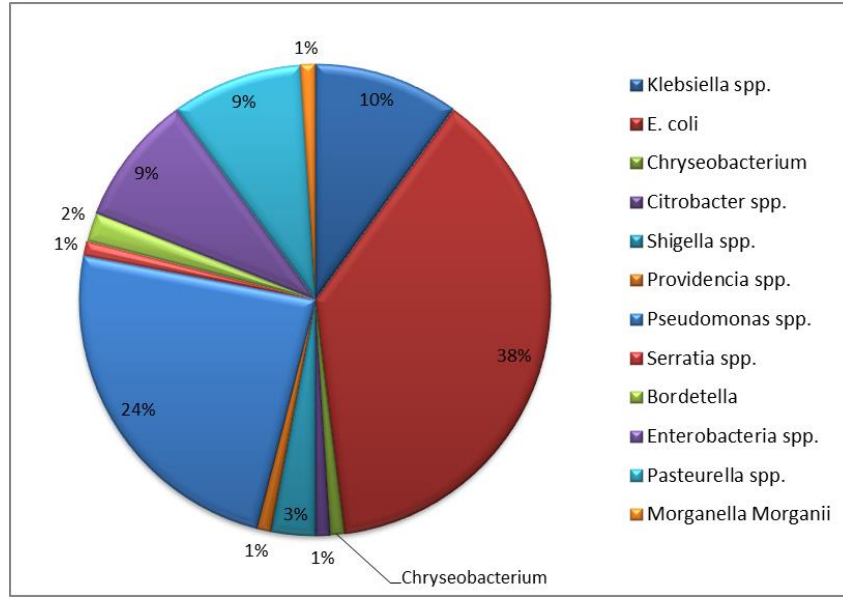


Şekil 5.25 Hastane atıksuyunda bakteri türlerinin yüzdesi

Tsai vd. [169] tarafından 48 farklı hastanede yapılan bir çalışmada en baskın türlerin *Fecal coli*, *E.coli* ve *Toplam Koliform* grubu bakterileri olduğu tespit edilmiş ayrıca *Salmonella* ve *Shigella* gibi patojen bakteri türlerinin sırasıyla %33,3 ve %14,6 olarak belirlenmiştir.

Avustralya’da 5 farklı hastane atıksuyunda yapılan çalışmada bakteri türlerinin yüzdesi belirlenmiştir (Şekil 5.26). Bu çalışmada % 38 oranında *E.coli* türü bakteriler en baskın tür

olarak bulunmuştur. *Toplam Koliform* türlerine topluca bakılmayıp alt türlerin analizi yapılmıştır. *E.coli*, *Toplam Koliform* bakterilerinin içinde bulunan bir alt türdür. Bu durumda her iki çalışmada *Toplam Koliform* bakterilerin en baskın tür olduğu görülmektedir. Avustralya’da yapılan bu çalışmada en baskın 2. tür *Pseudomonas* türleri olarak tespit edilmiştir. buna benzer olarak yapılan bu tez çalışmasında da en baskın 2. tür *Pseudomona aeruginosa* türü bakteri olarak bulunmuştur.



Şekil 5.26 Avustralya’da 5 hastane atıksuyunda bakteri türlerinin dağılımı [170]

Bohra v.d. [171] tarafından yapılan çalışmada Koliform bakterilerinin farklı atıksularda dağılımını incelemişlerdir. Buna göre; kanalizasyon sisteminde Koliform bakterilerini $3,40 \times 10^6$ adet /100 mL, endüstriyel atıksularda $4,40 \times 10^6$ adet /100 mL olarak tespit etmişlerdir. Yapılan bu çalışmaya göre hastane atıksuyunda bulunan *Koliform* türü bakteri miktarları çok yüksektir. Ayrıca Çizelge 2.13’de hastane ve evsel atıksulardaki koliform bakteri sayıları ile bu tez çalışmasında elde edilen değerler karşılaştırıldığında hastane atıksularına göre bakteri sayısı daha yüksek değerlerdedir. Evsel atıksu için ortalama Koliform sayısı 10^8 adet/100 mL olarak verilmiştir. *Toplam Koliform* bakterilerinin sayısı ortalama olarak 10^9 adet/100 mL bulunmuştur. Bu durumda literatürde verilen değerlere göre Toplam Koliform sayısının daha yüksek olduğu görülmektedir.

Hastane atıksularında evsel atıksulara göre daha az miktarda bakteri üremesi beklenir. Bunun sebebi olarak hastane atıksuyunda bulunan toksik etkili ve/veya inhibe edici özellikteki maddelerin bakteri üremesini yavaşlatacağı düşünülmektedir.

Hastane atıksularında bakterilerle ilgili en ciddi durum antimikrobiyal direncin oluşmasıdır. Bakterilerin antibiyotiklere karşı göstermiş olduğu bu direnç öncesinde antibiyotiğe maruz kalarak antibiyotiği tanımaları ve gelecek nesillere bunu aktararak antibiyotiklere karşı kendilerini koruma altına almasıdır. Ayrıca hastane atıksularında özellikle hastalık yapıcı virüslerin ya da helmintlerin evsel atıksulara göre daha çok bulunması beklenmektedir. Çünkü hasta kişilerin hepsinin bir arada bulunması bu mikroorganizmaların yoğunlaşmasına neden olmaktadır [172].

Hastane atıksuyunun bakteriyel popülasyonu, en baskın olarak bulunan 5 tür üzerinden analizler yapılarak değerlendirilmiştir. Hastane faaliyetleri ve çevre şartları ile zaman ve mevsimsel etkilerinin bakteri popülasyonunu nasıl etkilediğinin ortaya konması için numuneler saat, gün ve ay temelinde değerlendirilmiştir. 2 yıl gibi uzun süre çalışılması ile anlık değişimler elimine edilmiştir. Literatürdeki çalışmalardaki bazı sonuçlar ile benzer sonuçlar elde edilirken, bakteri türlerinin miktarı daha yüksek bulunmuştur. Her hastanenin faaliyetleri, kapsamı ve yoğunluğu farklı olduğu için birbirinden farklı sonuçlar ortaya çıkmaktadır. Yapılan analizlerin aralığına bakıldığında aynı hastane için bile birbirinden çok farklı sonuçlar elde edildiği görülmektedir.

Hastane atıksuları bakteriyel popülasyon açısından evsel atıksulara göre daha özel türleri daha fazla yoğunlukta içerdiğinden daha dikkatli muamele görmesi gerekmektedir.

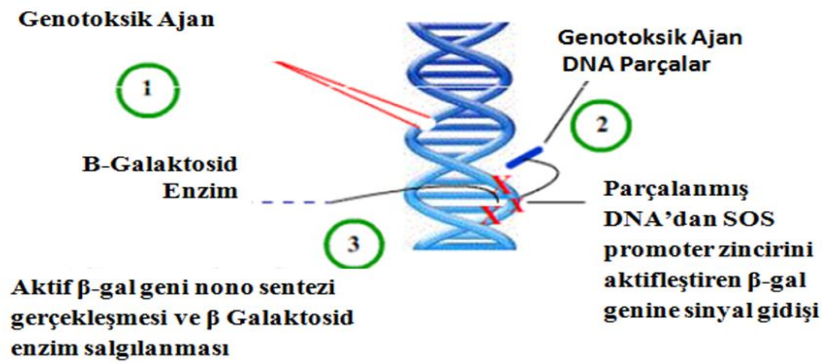
5.1.3 Hastane Atıksuyunun Ekotoksitesitesi

Hastane atıksularının ekotoksikolojik özelliklerinin belirlenmesi için 2011-05-02-GEP01 [173] nolu BAP projesi kapsamında yapılan çalışmalardan elde edilen veriler bu bölümde verilmiştir. Hastane atıksuyunun toksisite çalışmaları 3 ana başlıkta incelenmiştir. Toksik özellikleri belirlemek için genotoksisite testi, mutajinite testi ve 2 farklı akut toksisite testi yapılmıştır. Testlerin birbiri ile kıyaslanabilmesi için aynı numunelerde 4 farklı toksisite testi eş zamanlı gerçekleştirilmiştir. Ayrıca hastane atıksuyunun günlük ve mevsimsel toksisite özelliklerinin nasıl değişim gösterdiğini görmek için haftanın farklı

günleri olacak şekilde (Pazartesi-Salı-Çarşamba-Perşembe-Cuma) ve bunun yanı sıra 4 mevsimi temsil edecek şekilde numuneler alınmış ve numunelerde toksisite testleri gerçekleştirilmiştir.

5.1.3.1 Hastane Atıksuyunun Genotoksisitesi

Hastane atıksuyunun genotoksik özelliğini belirlemek için SOS-Chromo Testi kullanılmıştır. Testin temeli, E.coli'de hasarlı DNA da SOS cevabının uyarılmasına yöneliktir. E.coli'de SOS sisteminin genel reseptörleri ile gen kontrol edildiğinden dolayı SOS kromotest, DNA hasarlarını tespit etme olanağı sağlar. Şekil 5.27'de SOS bakteri hücresinin Genotoksik ajan karşısındaki davranışı gösterilmektedir.

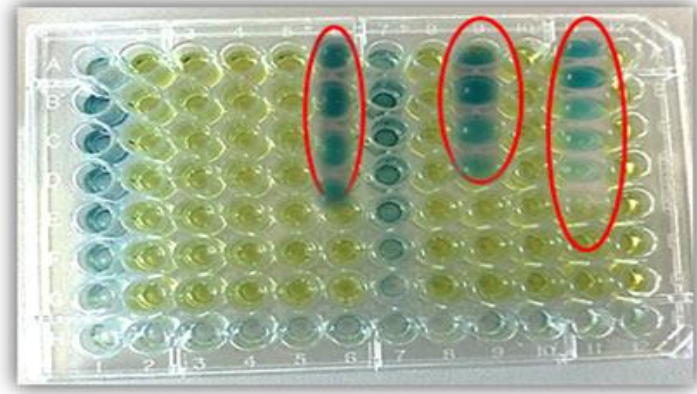


Şekil 5.27 Genetoksik ajanla karşılaştığında SOS bakteri hücresinde oluşan olaylar [174]

Şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastanesi'nden haftanın farklı günlerinde alınan numunelerde genotoksisite testi yapılmıştır. SOS-Chromo Testi sonuçları iki şekilde değerlendirilmektedir. Birinci yöntemde microplate reader ile test plate okunarak optik yoğunluk değerleri elde edilir ve bu değerlerle hesaplamalar yapılarak toksisite sonuçları elde edilir. İkinci yöntemde ise microplate görsel olarak incelenir ve toksisite değerlendirilmesi yapılır. Bu çalışmada SOS-Chromo Testi sonuçları için görsel değerlendirme yöntemi seçilmiştir. Buna göre microplate hücrelerinde hangilerinde renk dönüşümü olduğu ve rengin yoğunluğuna göre yorumlama yapılır. Numuneler test prosedürüne uygun olarak farklı seyreltme oranlarında hücrelere doldurulmuştur. Böylece numunenin konsantrasyonuna göre genotoksisitenin akut mu kronik mi olduğu hakkında da yorum yapılabilir.

Şekil 5.28’de inkübasyon sonrası SOS-Chromo Testinde kullanılan mikro kabın görünümü verilmiştir. Analizi yapılan 5 hastane atıksuyu numunesinden üçünde pozitif sonuçlar elde edilmiştir. Bu numunelerin yüksek konsantrasyonlarında mavi- yeşil dönüşümü daha belirgin iken seyreltilmiş düşük konsantrasyonlar pozitif reaksiyon rengi dip mavisi şeklinde gözlenmiştir. Bunun sebebi yüksek konsantrasyonların akut olarak hücreyi etkilemesi, bunun yanı sıra düşük konsantrasyonların ise kronik genetoksisite göstermesidir [175]. Bu 5 numune haftanın günlerini temsil etmektedir. Sonuçlara göre; Pazartesi, Çarşamba ve Cuma günleri alınan hastane atıksuyu numunelerinde genotoksik özellik görülmekte iken Salı ve Perşembe günü alınan numunelerde genotoksik özellik görülmemiştir. Ayrıca alınan numunelerin % 60’nın genotoksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Hastane laboratuvarlarında yapılan testlerin günlere göre değişiklik göstermesi sebebiyle oluşan atık türü ve miktarı da değişmektedir. Bu durumun hastane atıksuyunun toksik özelliklerine nasıl etki ettiğini görmek için farklı günler de numuneler alınarak genotoksite testleri gerçekleştirilmiştir. Çarşamba ve Cuma günü hastane bünyesindeki biyokimya ve patoloji laboratuvarlarında farklı testler yapılmaktadır ve incelenen örnek sayısı artmaktadır. Bu durum hastane atıksuyunun genotoksik özellikte olması üzerinde etki etmiştir.



Şekil 5.28 SOS Chromotest analiz sonucuna ait görüntü

5.1.3.2 Hastane Atıksuyunun Akut Toksisite Özelliği

Hastane atıksuyunun akut toksisite özelliklerinin belirlenmesi için yaygın olarak kullanılan Daphtoxkit F Magna ve Algaltoxkit F test kitleri kullanılmıştır.

Algol Toksisite

Akut toksisitenin tespit edilmesi için Algaltoxit F ile yapılan test sonuçları için alg hücresinin zamanla büyümesi takip edilip, 670 nm’de spektrofotometrede hücre yoğunluğu ölçümleri yapılmıştır. Yoğunluk ölçümleri 24 saat, 48 saat ve 72 saat sonlarında kontrol numunesi ve her numunenin 5 farklı seyreltme oranı için 3 tekrarlı olarak yapılmış ve elde edilen sonuçlar kaydedilip ortalama değerleri hesaplanmıştır.

Numuneler yazım kolaylığı için harfle ifade edilmiştir: Pazartesi için Numune A, Salı için Numune B, Perşembe için Numune D ve Cuma günü için Numune E (Çarşamba günü alınan numunede teknik sorunlar nedeniyle analiz gerçekleştirelememiştir) olarak adlandırılma yapılmıştır. Çizelge 5.7, Çizelge 5.8, Çizelge 5.9 ve Çizelge 5.10 bulunan “C” değerleri numune konsantrasyonlarını ifade etmektedir. C1’den C5’ doğru; C1:1, C2:1/2, C3:1/4, C4:1/8, C5: 1/16 şeklinde hastane atıksuyu seyreltilerek konsantrasyonlar hazırlanmıştır. Kontrol içerisinde numune bulunmayıp, şahit numune olarak kullanılmıştır.

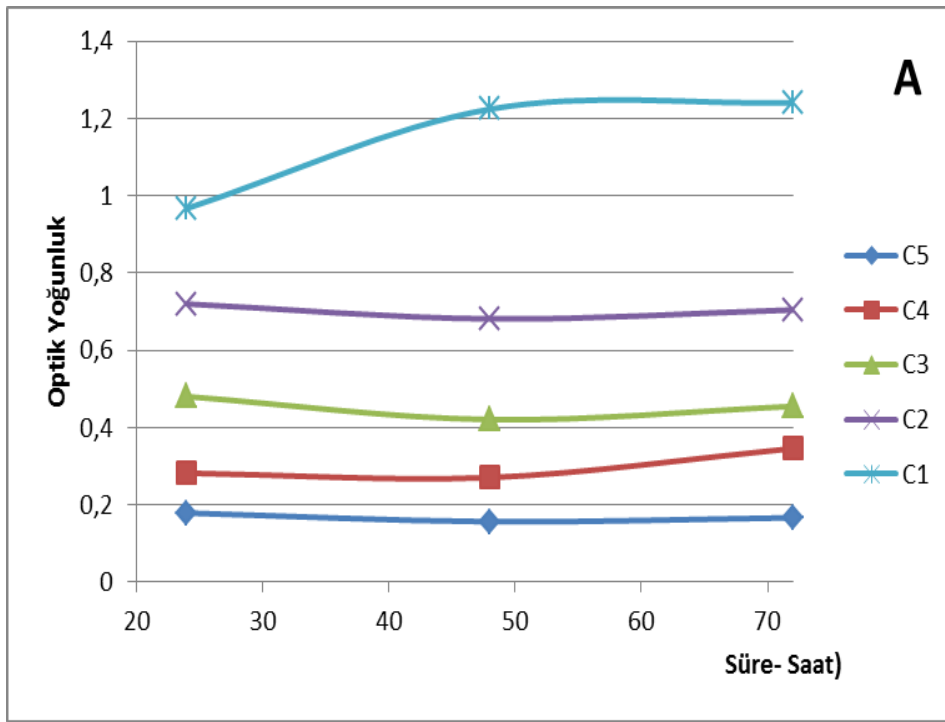
Çizelge 5.7’de Numune A hastane atıksuyu konsantrasyonları için optik yoğunluk ölçüm sonuçları verilmiştir. Her bir konsantrasyon için ve 24 sa, 48 sa ile 72 sa sonundaki optik yoğunluk ölçümleri ortalaması hesaplanarak verilmiştir.

Çizelge 5.7 Numune A için alg hücrelerinin 670 nm’deki optik yoğunlukları

Deney Süresi	Tekrar Sayısı	Kontrol	C5	C4	C3	C2	C1
24 sa	1	0,0284	0,1782	0,2841	0,4661	0,6886	0,9226
	2	0,0106	0,1823	0,2577	0,4568	0,7162	0,9834
	3	0,0390	0,1758	0,3043	0,5180	0,7552	0,9960
	Ortalama	0,026	0,1787	0,282	0,4803	0,72	0,9673
48sa	1	0,0338	0,1599	0,2824	0,4231	0,6805	1,2226
	2	0,0308	0,1515	0,2673	0,4151	0,6787	1,2321
	3	0,0267	0,1581	0,2625	0,4240	0,6846	1,2186
	Ortalama	0,0304	0,1565	0,2707	0,4207	0,6812	1,2244
72sa	1	0,1330	0,1886	0,3768	0,4863	0,6963	1,2073
	2	0,1226	0,1577	0,3207	0,4377	0,7026	1,2891
	3	0,1185	0,1539	0,3404	0,4411	0,7116	1,2260
	Ortalama	0,1247	0,1667	0,3459	0,4550	0,7045	1,2408

Alg hücrelerinin optik yoğunluklarının ortalaması alınarak zamana karşı alg hücresi büyüme grafiği çizilmiştir. Çizilen grafiğin artan-azalan eğilimine göre alg hücresinin büyümesinde inhibisyona uğrayıp uğramadığı yorumlanmıştır. Eğer büyüme inhibisyona uğradıysa toksik özelliklerin buna sebep olduğu belirtilmektedir.

Şekil 5.29'da Numune A için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi tüm seyrelme konsantrasyonları için verilmiştir. Zamana karşı alg hücrelerinin büyümesi incelendiğinde C1 konsantrasyonu hariç büyümenin inhibe olmadığı ancak yavaş bir büyüme olduğu görülmektedir. C1 konsantrasyonunda ise ilk 48 saatte büyümenin olduğu sonrasında ise büyümenin inhibisyona uğradığı görülmektedir.



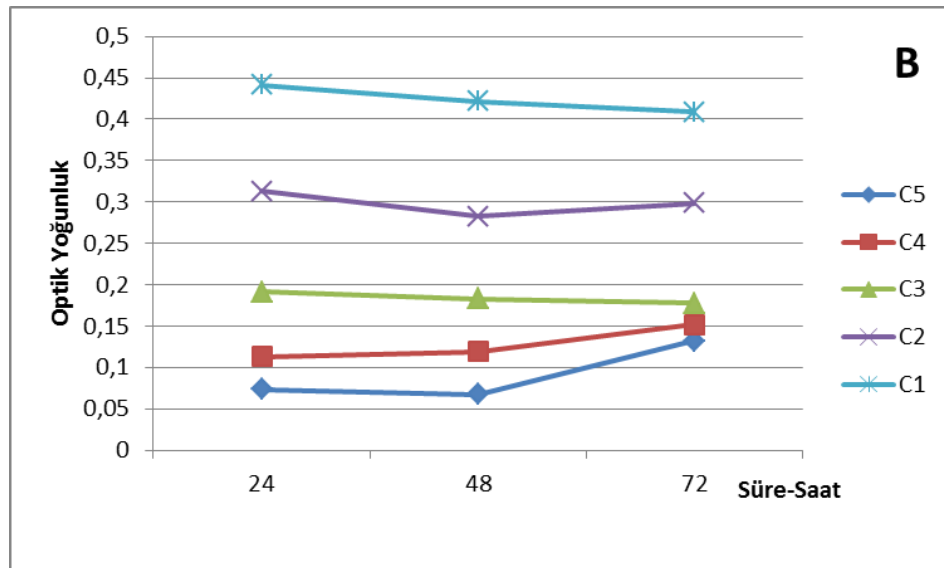
Şekil 5.29 Numune A için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi

Çizelge 5.8'de Numune B hastane atıksuyu konsantrasyonları için optik yoğunluk ölçüm sonuçları verilmiştir. Her bir konsantrasyon için ve 24 sa, 48 sa ile 72 sa sonundaki optik yoğunluk ölçümleri ve ortalamaları hesaplanarak verilmiştir.

Çizelge 5.8 Numune B için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları

Deney Süresi	Tekrar Sayısı	Kontrol	C5	C4	C3	C2	C1
24 sa	1	0,0070	0,0738	0,1166	0,1799	0,2996	0,4341
	2	0,0114	0,0696	0,1148	0,1968	0,3168	0,4416
	3	0,0156	0,0771	0,1081	0,1979	0,3212	0,4481
	Ortalama	0,0113	0,0735	0,1131	0,1915	0,3125	0,4413
48sa	1	0,0330	0,0595	0,1137	0,1701	0,2748	0,4074
	2	0,0276	0,0722	0,1148	0,1907	0,2946	0,4206
	3	0,0331	0,0704	0,1283	0,1873	0,2779	0,4373
	Ortalama	0,0312	0,0674	0,1189	0,1827	0,2824	0,4216
72sa	1	0,0910	0,1291	0,1290	0,1399	0,2483	0,3991
	2	0,0695	0,1117	0,1266	0,2085	0,3075	0,3842
	3	0,0962	0,1542	0,2006	0,1922	0,3394	0,4423
	Ortalama	0,0855	0,1316	0,1521	0,1775	0,2985	0,4085

Şekil 5.30'da Numune B için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi tüm seyrelme konsantrasyonları için verilmiştir. Zamana karşı alg hücrelerinin büyümesi incelendiğinde C1, C2 ve C3 konsantrasyonlarında büyümenin inhibisyona uğradığı büyüme eğrisinin azalma eğiliminde olmasından anlaşılmaktadır. C5 ve C4 konsantrasyonlarında ise 48 saate kadar büyümenin yavaş olduğu daha sonra ise büyümenin hızlandığı görülmektedir.



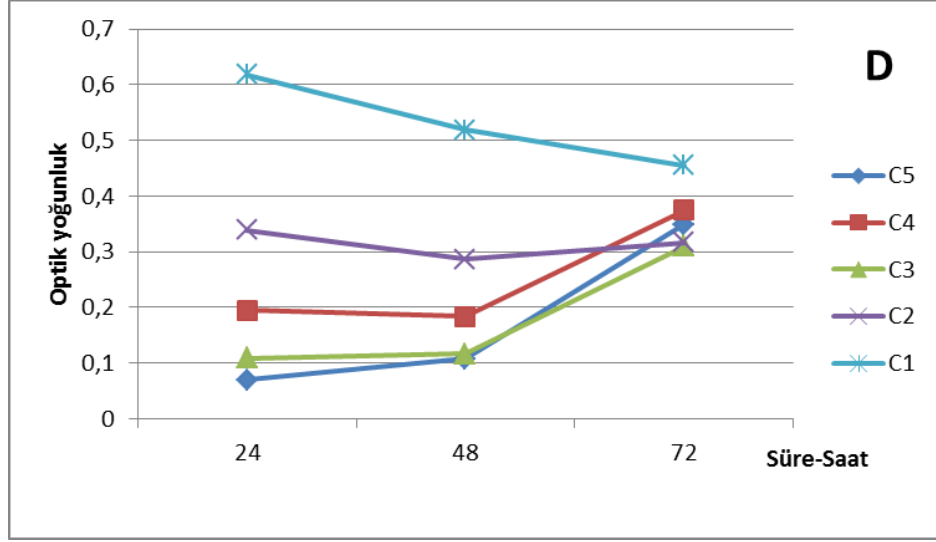
Şekil 5.30 Numune B için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi

Çizelge 5.9’da Numune D hastane atıksuyu konsantrasyonları için optik yoğunluk ölçüm sonuçları verilmiştir. Her bir konsantrasyon için ve 24 sa, 48 sa ile 72 sa sonundaki optik yoğunluk ölçümleri ve ortalama değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.9 Numune D için alg hücrelerinin 670 nm’deki optik yoğunlukları

Deney Süresi	Tekrar Sayısı	Kontrol	C5	C4	C3	C2	C1
24 sa	1	0,0177	0,0622	0,1946	0,1040	0,3459	0,5802
	2	0,0116	0,0831	0,2066	0,1062	0,3373	0,6274
	3	0,0212	0,0632	0,1847	0,1161	0,3336	0,6485
	Ortalama	0,0168	0,0695	0,1953	0,1088	0,3389	0,6187
48sa	1	0,0213	0,1047	0,1731	0,1123	0,2932	0,4853
	2	0,0180	0,1243	0,1879	0,1101	0,2912	0,5301
	3	0,0309	0,0930	0,1886	0,1273	0,2750	0,5399
	Ortalama	0,0234	0,1073	0,1832	0,1166	0,2861	0,5184
72sa	1	0,2231	0,3486	0,3593	0,2766	0,3443	0,4520
	2	0,2175	0,3665	0,3944	0,2798	0,2792	0,4389
	3	0,2530	0,3311	0,3710	0,3737	0,3260	0,4758
	Ortalama	0,2312	0,3487	0,3749	0,3100	0,3165	0,4556

Şekil 5.31’de Numune D için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi tüm seyrelme konsantrasyonları için verilmiştir. Zamana karşı alg hücrelerinin büyümesi incelendiğinde C1 konsantrasyonunda büyümenin inhibisyona uğradığı görülmektedir. Bunun yanı sıra C2 konsantrasyonunda büyüme ilk 48 saatte inhibisyona uğrarken bu süreden sonra büyümenin arttığı görülmektedir. C3, C4 ve C5 konsantrasyonlarında ilk 48 saat süresinde büyüme yavaş iken bu süreden sonra büyüme hızlanmıştır.



Şekil 5.31 Numune D için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi

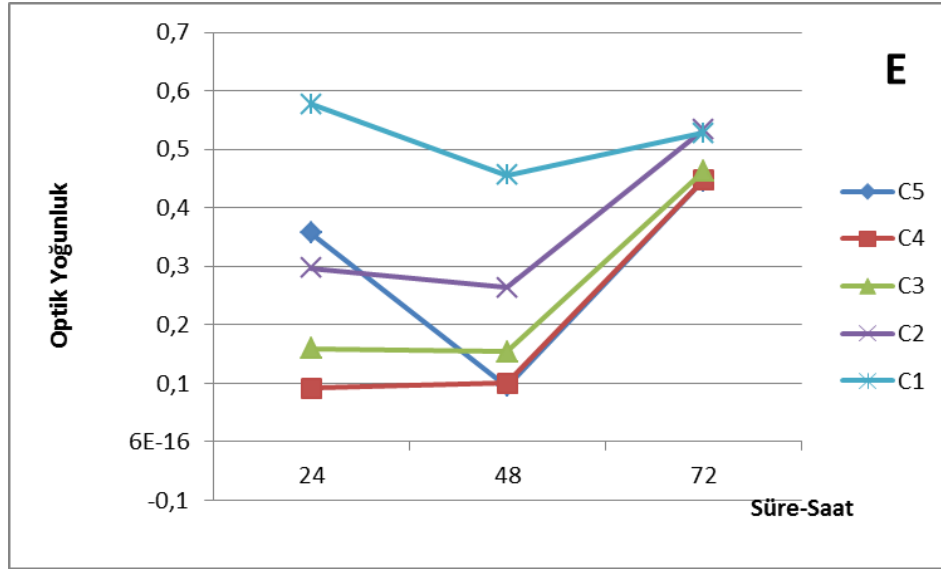
Çizelge 5.10'da Numune E hastane atıksuyu konsantrasyonları için optik yoğunluk ölçüm sonuçları verilmiştir. Her bir konsantrasyon için ve 24 sa, 48 sa ile 72 sa sonundaki optik yoğunluk ölçümleri ve ortalama değerleri hesaplanarak verilmiştir.

Çizelge 5.10 Numune E için alg hücrelerinin 670 nm'deki optik yoğunlukları

Deney Süresi	Tekrar Sayısı	Kontrol	C5	C4	C3	C2	C1
24 sa	1	0,0149	0,0529	0,0828	0,1574	0,2928	0,5975
	2	0,0194	0,0529	0,0968	0,1593	0,2943	0,5628
	3	0,0226	0,0489	0,0948	0,1618	0,3018	0,5705
	Ortalama	0,0189	0,0515	0,0914	0,1595	0,2963	0,5769
48sa	1	0,0003	0,0963	0,0973	0,1502	0,2636	0,4450
	2	0,0133	0,0932	0,1023	0,1497	0,2423	0,4515
	3	0,2381	0,0948	0,0998	0,1616	0,2858	0,4699
	Ortalama	0,0838	0,0947	0,0998	0,1538	0,2639	0,4554
72sa	1	0,2265	0,4368	0,3418	0,4432	0,5270	0,4512
	2	0,2193	0,4375	0,4824	0,4475	0,5490	0,4528
	3	0,2702	0,4655	0,5167	0,4952	0,5253	0,6803
	Ortalama	0,2386	0,4466	0,4479	0,4619	0,5337	0,5281

Şekil 5.32'de Numune E için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi tüm seyrelme konsantrasyonları için verilmiştir. Zamana karşı alg hücrelerinin büyümesi incelendiğinde C1 konsantrasyonunda 48 saat inkubasyon süresinde büyümenin inhibe olduğu görülmektedir. Ancak 72 saat sonuna büyüme artmıştır. Benzer şekilde C2, C3, C4 ve C5

konsantrasyonlarında da 48 saat süresinde büyüme inhibe olurken daha sonra büyüm artmıştır.



Şekil 5.32 Numune E için zamana karşı alg hücresi büyüme eğrisi

Denklem 4.2 ve 4.3 kullanılarak büyüme oranları (μ : gün^{-1}) ve inhibisyon yüzdeleri ($I_{\mu i}$) değerleri hesaplanmış ve bu değerler Çizelge 5.11’de verilmiştir. Buna göre, elde edilen sonuçlar zamana karşı alg hücresi büyüme eğrileri ve hesaplanan inhibisyon yüzdeleri (büyüme oranı yüzdesi) paralellik göstermektedir. Numune D ve E yani Perşembe ve Cuma gününe ait olan numunelerde büyüme oranları daha düşüktür.

Çizelge 5.11 Alg hücrelerinde spesifik büyüme oranları ve inhibisyon yüzdeleri

		Numune A	Numune B	Numune D	Numune E
μ (gün^{-1})	Kontrol	0,7839	1,0118	1,356	1,2678
	C1	0,2145	-0,0386	-0,1313	-0,0441
	C2	-0,01088	-0,0229	-0,0194	0,2942
	C3	-0,02705	-0,0379	0,6169	0,5316
	C4	0,1021	0,1481	0,3208	0,7946
	C5	-0,03475	0,2912	0,7805	1,080
$I_{\mu i}$ (%)		93	80	76	58

Alg hücresi büyüme eğrileri genel olarak değerlendirildiğinde 24-48 saat arasında hücre büyümesi yavaşlamıştır. Perşembe ve Cuma günü numunelerinde 48 saatten sonra büyümede hızlı bir artış gözlenmiştir. Bu durum, hücrelerin ilk olarak atıksu içindeki maddelere duyarlılık gösterdiği daha sonra ortama alıştığını göstermektedir. Tüm numuneler için seyreltik konsantrasyonlarda büyüme oranı daha fazladır. Çünkü toksik etki yapacak maddelerin de miktarı azalmıştır. Toksikite deneylerinde en önemli etkenlerden biri doz diğeri ise temas süresidir. Özellikle 48 saatlik zaman dilimi dikkate alındığında Perşembe ve Cuma günü numunelerinde toksik etki belirgin bir şekilde gözükmemektedir. Cuma günü alınan numune aynı zamanda genotoksik özelliktedir.

Daphnia Magna Toksisitesi

Akut toksisite belirlemede kullanılan yöntemlerden biri de daphnia türlerinin kullanılmasıdır. Daphtokit F Magna testi ile akut toksisite testleri hastane atıksuyu için 2 aşamalı gerçekleştirilmiştir. 1. aşamada haftanın farklı günlerinin toksik özelliklerinin mukayesesi için diğeri toksisite testlerinin de uygulandığı aynı numunelerde daphnia magna testi de uygulanarak gün bazında akut toksisite özellikleri tespit edilmiştir. 2. aşamada ise yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar mevsimlerini temsil edecek şekilde numune alınarak mevsimsel farklılıklar karşılaştırılmıştır.

Numuneler yazım kolaylığı için harfle ifade edilmiştir: Pazartesi için Numune A, Salı için Numune B, Çarşamba günü için Numune C, Perşembe için Numune D ve Cuma günü için Numune E olarak adlandırılma yapılmıştır. Mevsimler bazında ise numuneler mevsim isimleri ile adlandırılmıştır.

Çizelge 5.12’de Numune A için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 24 sa ve 48 sa sonunda sırasıyla %10 ve %35 tespit edilmiştir. C1, C2, C3 ve C4 konsantrasyonları için 24 sa ve 48 sa sonunda ölü ve/veya haraketsiz daphnia kaydedilmemiştir. C5 konsantrasyonu için ölüm oranları 24 sa ve 48 sa için sırasıyla %5 ve %25 olarak belirlenmiştir. Numune A için hiçbir konsantrasyonda ölüm oranı %50’nin üstünde tespit edilmemiştir. Bu hastane atıksuyu numunesi akut toksik özellik göstermediği belirlenmiştir.

Çizelge 5.12 Numune A için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Numune A	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B	1	3	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
C	1	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
D	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Toplam	2/20	7/20	1/20	5/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
% Ölüm	10	35	5	25	0	0	0	0	0	0	0	0

Çizelge 5.13’de Numune B için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa ve 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir. C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları % 100, %90, %40, %10 ve %15 olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.13 Numune B için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Numune B	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4(1/8)</i>		<i>Kons.3(1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	1	-	-	-	2	3	5	5	5
B	-	-	-	-	-	-	-	1	4	5	5	5
C	-	-	-	1	-	1	-	3	4	4	4	5
D	-	-	-	1	-	1	-	2	2	4	5	5
Toplam	0/20	0/20	0/20	3/20	0/20	2/20	0/20	8/20	13/20	18/20	19/20	20/20
% Ölüm	0	0	0	15	0	10	0	40	65	90	95	100

Numune B için C1 ve C2 konsantrasyonlarının akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Daha düşük konsantrasyonlarda ölüm oranları %50'nin altında görüldüğü için bu konsantrasyonlardaki hastane atıksuyu akut toksik özellikte değildir. Ancak C1 ve C2 konsantrasyonlarında ölüm oranları %50'nin çok üstünde tespit edilmiştir. Bu sebeple Numune B akut toksik özelliktedir.

Çizelge 5.12'de Numune C için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir. Ancak 48 sa sonunda ölüm oranı %25 olarak bulunmuştur. C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için 24 sa ve 48 sa sonunda ölüm kaydedilmemiştir. C1 konsantrasyonu için ölüm oramları 24 sa ve 48 sa için sırasıyla %5 ve %10 olarak belirlenmiştir. Numune C'nin akut toksik özellik göstermediği belirlenmiştir.

Çizelge 5.14 Numune C için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Numune C	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5(1/16)</i>		<i>Kons.4(1/8)</i>		<i>Kons.3(1/4)</i>		<i>Kons.2(1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	--	-	-	-	-	-	-	1	1
B	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
C	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D	-	1	-	-	-	-	--	-	-	-	-	-
Toplam	0/20	5/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	1/20	2/20
% Ölüm	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10

Çizelge 5.15'de Numune D için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa ve 48 sa sonunda ölüm oranları sırasıyla %5 ve %10 olarak tespit edilmiştir. C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları % 95, %75, %50, %10 ve %5 olarak tespit edilmiştir. Numune D için C1, C2 ve C3 konsantrasyonlarının akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir. C4 ve C5 gibi daha düşük konsantrasyonlarda ölüm oranları %50'nin altında görüldüğü için bu konsantrasyonlardaki hastane atıksuyu akut toksik özellikte değildir. Ancak bu numune için diğer konsantrasyonlarda akut toksik özellikte olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 5.15 Numune D için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Numune D	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5(1/16)</i>		<i>Kons.4(1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	1	2	-	1	-	-	1	1	2	4	4	5
B	-	-	-	-	-	-	-	2	-	3	4	5
C	-	-	-	-	1	1	2	4	3	3	3	4
D	-	-	-	-	1	1	2	3	2	5	3	5
Toplam	1/20	2/20	0/20	1/20	2/20	2/20	5/20	10/20	7/20	15/20	14/20	19/20
% Ölüm	5	10	-	5	10	10	25	50	35	75	70	95

Çizelge 5.16’da Numune E için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa ve 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiş ve C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için de 24 sa ve 48 sa sonunda ölüm kaydedilmemiştir. C1 konsantrasyonu için ölüm oramları 24 sa ve 48 sa için sırasıyla %5 ve %5 olarak belirlenmiştir. Numune E’nin akut toksik özellik göstermediği belirlenmiştir.

Çizelge 5.16 Numune E için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Numune E	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
B	-	--	-	-	--	-	-	-	-	-	--	-
C	-	-	-	-	-	--	-	-	-	-	--	-
D	-	--	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Toplam	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	1/20	1/20
% Ölüm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5

Haftanın farklı günlerini temsil eden hastane atıksu numunlerinden (Numune A, B, C, D ve E) sadece Salı ve Perşembe günü alınan numunelerde Daphnia Magna üzerinde toksik etki gözlenmiştir. Salı ve Perşembe günü numunelerinde ölüm oranı %50 ve/veya üstü olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.17’de Kış mevsimi için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa ve 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir. C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %85, %0, %35, %25 ve %5 olarak belirlenmiştir. Kış mevsimi için C1 konsantrasyonu akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.17 Kış mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Kış	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3
B	-	--	-	-	--	-	-	1	-	-	3	5
C	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	2	4
D	-	--	1	1	3	3	1	5	-	-	5-	5
Toplam	0/20	0/20	1/20	1/20	4/20	5/20	1/20	7/20	0/20	0/20	11/20	17/20
% Ölüm	0	0	5	5	20	25	5	35	0	0	55	85

Çizelge 5.18’de Sonbahar mevsimi için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 24 sa ve 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir. C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %70, %50, %10, %0 ve %0 olarak belirlenmiştir. Sonbahar mevsimi için C1 ve C2 konsantrasyonu akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.18 Sonbahar mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Sonbahar	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	5
B	-	--	-	-	--	-	-	2-	-	2	3	3
C	-	-	-	-	-	--	-	-	3	4	1	2
D	-	--	1	-	-	-	-	-	-	3	2	4
Toplam	0/20	0/20	1/20	0/20	0/20	0/20	0/20	2/20	3/20	10/20	7/20	14/20
% Ölüm	0	0	5	0	0	0	0	10	15	50	35	70

Çizelge 5.19’da ilkbahar mevsimi için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir. C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %45, %0, %0, %0 ve %15 olarak belirlenmiştir. İlkbahar mevsimi için hiçbir konsantrasyonu akut toksik özellik göstermediği belirlenmiştir.

Çizelge 5.19 İlkbahar mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

İlkbahar	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
B	-	--	1	2	--	-	-	-	-	-	4	5
C	1	-	-	-	-	--	-	-	-	-	--	-
D	-	--	1	1	-	-	-	-	-	-	1	3
Toplam	1/20	/20	2/20	3/20	/20	/20	/20	/20	/20	/20	6/20	9/20
% Ölüm	5	0	10	15	0	0	0	0	0	0	30	45

Çizelge 5.20’de yaz mevsimi için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde 48 sa sonunda ölü ve/veya hareketsiz daphnia tespit edilmemiştir.

C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %15, %10, %0, %0 ve %5 olarak belirlenmiştir. Yaz mevsimi için hiçbir konsantrasyonu akut toksik özellik göstermediği belirlenmiştir.

Çizelge 5.20 Yaz mevsimi için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Yaz	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5 (1/16)</i>		<i>Kons.4 (1/8)</i>		<i>Kons.3 (1/4)</i>		<i>Kons.2 (1/2)</i>		<i>Kons. 1 (1)</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	1	1
B	-	--	1	1	--	-	-	-	-	-	--	-
C	-	-	-	-	-	--	-	-	-	-	2	2
D	-	--	-	-	-	-	-	-	-	1-	-	-
Toplam	0/20	0/20	1/20	1/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	2/20	3/20	3/20
% Ölüm	0	0	5	5	0	0	0	0	0	10	15	15

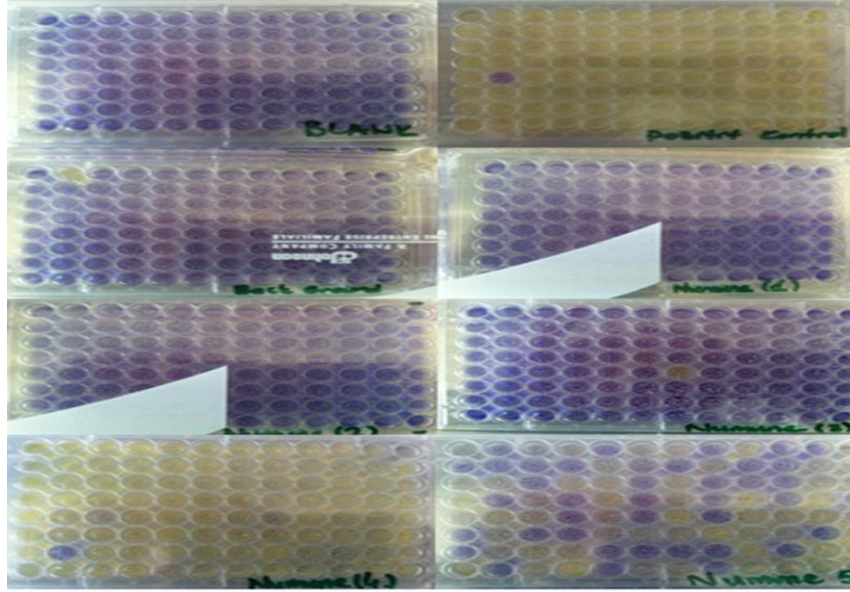
Literatürde bulunan çalışmalarda, hastane atıksuları üzerinde gerçekleştirilen Microtox® ve akut Daphnia magna toksisite testleri, atıksuların yüksek toksisiteye sahip olduğunu göstermiştir [22], [176]. Pseudokirchneriella subcapitata popülasyonunun 72 saatlik büyümesi üzerinde gerçekleştirilen inhibisyon testleri de aynı sonuçları göstermiştir [22]. Bu çalışmada da hastane atıksuyu numuneleri üzerinde gerçekleştirilen Daphnia Magna akut toksisite testlerinin sonucunda numunelerin yarısının Daphnia Magna üzerinde akut toksik özellikte olduğu belirlenmiştir.

5.1.3.3 Hastane Atıksuyunun Mutajenitesi

Hastane atıksuyunun mutajenite testleri de Daphnia magna akut toksisite testi gibi 2 aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. 1. aşamada diğer toksisite testlerinde olduğu gibi günlük değişim aynı numuneler üzerinde izlenmiştir. 2. aşamada ise kış mevsiminde yine haftanın 5 farklı günü ve sonbahar ile ilkbahar mevsimini temsil eden numunelerin mutajenik özellikleri tespit edilmiştir.

Gün bazında mutajenite analizi sonucunda numune ve teste ait pozitif kontrol background ve şahit mikro kaplarının görünümü Şekil 5.33’de verilmiştir. Sarı renk

dönüşümü pozitif sonuç olarak yorumlanmaktadır. Şahit mikro kabında hiçbir hücrede sarı renge dönüşüm yani pozitif sonuç olmamalıdır.



Şekil 5.33 Mutajenite analizinde 5 günlük inkübasyon sonrası mikro kapların görünümü

Sonuçlar yorumlanırken Çizelge 5.21 de verilen Gilbert [177] tarafından hazırlanan istatistiksel tablodan yararlanılmaktadır. İstatistiksel tabloda 96 hücreli mikro plate için pozitif hücre skorlarının sayısı dağılım testi ile belirlenmiştir. Mutajenite analiz sonucu elde edilen pozitif hücre sayılarına Çizelge 5.21’de karşılık gelen değerlere göre numunenin mutajenik özellik gösterip göstermediğine ve/veya hafif mutajenik, mutajenik ya da güçlü mutajenik özellikte olup olmadığına karar verilmektedir.

Hastane atıksuyu ile gün bazında yapılan mutajenite testinden elde edilen sonuçlar Çizelge 5.22’deki analiz raporunda verilmiştir. Raporda analiz sonuçları incelenirken 5. gündeki sonuçlar esas alınmaktadır ve 6. gün sonuçlarına göre mutajenitenin geri dönüşümlü olup olmadığı tespit edilmektedir.

Çizelge 5.21 Dağılım testinde 96 hücreli mikro plate içinde pozitif hücre skorlarının sayısı [177]

Bacgr ound kabın da poziti f hücre sayısı	Numune kabında pozitif hücre sayısı			Bacgr ound kabın da pozitif hücre sayısı	Numune kabında pozitif hücre sayısı			Bacgr ound kabı poz.h ücre sayısı	Numune kabında pozitif hücre sayısı			Bacgr ound kabı poz.h ücre sayısı	Numune kabında pozitif hücre sayısı		
	0.05	0.01	0.001		0.05	0.01	0.001		0.05	0.01	0.001		05	0.01	0.001
0	3	6	10	24	35	40	45	48	60	63	70	72	82	85	89

Çizelge 5.21 Dağılım testinde 96 hücreli mikro plate içinde pozitif hücre skorlarının sayısı
[177] (devamı)

1	5	8	12	25	36	41	46	49	61	66	70	73	83	86	89
2	7	10	14	26	37	42	47	50	62	67	71	74	83	87	90
3	9	12	16	27	39	43	49	51	63	67	72	75	84	87	90
4	10	14	19	28	40	44	50	52	64	68	73	76	85	88	91
5	12	15	20	29	41	45	41	53	65	69	74	77	86	89	92
6	13	17	21	30	42	47	52	54	66	70	75	78	87	89	92
7	15	18	23	31	43	48	53	55	67	71	76	79	87	90	93
8	16	20	25	32	44	49	54	56	68	72	77	80	88	91	93
9	17	21	26	33	45	50	55	57	68	72	77	81	89	91	94
10	19	23	27	34	36	51	56	58	69	74	78	82	90	92	94
11	20	24	29	35	47	52	57	59	70	75	79	83	90	93	95
12	21	25	30	36	48	53	58	60	71	75	80	84	91	94	95
13	22	27	32	37	49	54	59	61	72	76	81	85	92	94	96
14	24	28	33	38	50	55	60	62	73	77	71	86	93	94	96
15	25	29	34	39	51	56	61	63	74	78	82	87	93	95	-
16	26	30	36	40	52	57	62	64	75	79	83	88	94	95	-
17	27	32	37	41	53	58	63	65	76	80	84	89	94	96	-
18	28	33	38	42	54	59	64	66	77	80	84	90	95	96	-
19	30	34	39	43	55	60	65	67	78	81	85	91	96	-	-
20	31	35	40	44	56	61	66	68	78	82	86	92	96	-	-
21	32	36	42	45	57	62	67	69	79	83	87	93	96	-	-
22	33	38	43	46	58	63	68	70	80	84	87				
23	34	39	44	47	59	64	69	71	81	84	88				

Gün bazında Muta analiz raporuna göre 5. günde background için 6 pozitif hücre tespit edilmiştir (Çizelge 5.22). Çizelge 5.21'e göre 0.05 için 13; 0.01 için 17 ve 0.001 için 21 (Çizelge 5.21'de 6 değerine karşılık gelen seyreltme katsayılarına göre muhtemel pozitif hücre sayıları) değerlerine göre kıyaslama yapılmıştır. Numunelerde 5. gün pozitif hücre sayılarına bakıldığında; Perşembe ve Cuma günü numunelerinde sırasıyla 95 ve 62 pozitif hücre sayısı tespit edilmiş ve bu değerler 21'den çok daha büyüktür. Bu da Perşembe ve Cuma günü alınan numunelerin çok güçlü mutajenik olduğunu göstermektedir. Pazartesi ve Salı günü alınan numunelerde pozitif hücre tespit edilmemiştir ve mutajenik özellik göstermedikleri belirlenmiştir. Çarşamba günü alınan numunede ise, 5. Gün pozitif hücre sayısı 2 olarak tespit edilmiştir bu durum mutajenik olarak bir geri dönüşün olduğunu göstermektedir. Ancak Çizelge 5.21'de karşılık gelen 13 sayısından çok daha küçük olduğu için bu numunenin hafif mutajenik özellik gösterdiği anlaşılmaktadır.

Çizelge 5.22 Gün bazında MUTA analiz raporu

No	Micro Kap	Positif Kontrol	Bakteri	3.Gün	4.Gün	5.Gün	6. Gün
1	Şahit (Blank)	-	+	-	-	-	-
2	Background	-	+	1	2	6	7
3	Pozitif Kontrol	-	+	95	95	95	95
4	Pazartesi	-	+	-	-	-	-
5	Salı	-	+	-	-	-	-
6	Çarşamba	-	+	1	2	2	2
7	Perşembe	-	+	95	95	95	95
8	Cuma	-	+	56	62	62	62

Çizelge 5.23'de mevsim bazında muta analiz raporu verilmiştir. Rapora göre 5. günde background için 8 pozitif hücre tespit edilmiştir. Çizelge 5.21'e göre 8 background pozitif hücre sayısına karşılık 16, 20, 25 değerleri gelmektedir (Çizelge 5.21'de 8 değerine karşılık gelen seyreltme katsayılarına göre muhtemel pozitif hücre sayıları).

Numunelerde 5. gün pozitif hücre sayıları incelendiğinde; sonbaharda alınan numune için 12 pozitif hücre sayısı tespit edilmiş ve bu değer 16'dan küçük olduğundan hafif mutajenik özellikte olduğu belirlenmiştir. İlkbaharda alınan numunede ise pozitif hücre sayısı 35 olarak tespit edilmiş ve bu değer 25'den büyük olduğu için mutajenik özellikte olduğu belirlenmiştir. Kış mevsiminde farklı günlerde alınan numuneler incelendiğinde Pazartesi için mutajenik özelliği göstermediği, Salı ve Perşembe günleri için mutajenik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanı sıra Çarşamba ve Cuma günleri alınan numunelerin ise çok güçlü mutajenik özellikte olduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 5.23 Hastane atıksuyunu mevsimler bazında MUTA analiz raporu

No	Micro Kap	Positif Kontrol	Bakteri	3.Gün	4.Gün	5.Gün	6. Gün
1	Şahit (Blank)	-	+	-	-	-	-
2	Background	-	+	1	1	8	10
3	Pozitif Kontrol	-	+	96	96	95	95
4	Kış -Pazartesi	-	+	-	2	3	5
5	Kış - Salı	-	+	-	-	28	45
6	Kış-Çarşamba	-	+	63	63	72	74
7	Kış -Perşembe	-	+	3	8	18	95
8	Kış - Cuma	-	+	44	52	66	66
9	İlkbahar	-	+	5	28	35	36
10	Sonbahar	-	+	1	3	12	17

Hindistan'da 3 büyük hastanenin kanalizasyonundan alınan numunelerle yapılan çalışmada, hastane atıksularının mutajenite analizleri yapılmıştır. TA 98, TA 100 ve TA 102 suşları kullanılmıştır. Özellikle arıtılmayan hastane atıksularının çok güçlü mutajenik özellikte olduğu tespit edilmiştir. Arıtma yapılan atıksularda ise mutajenite derecesi daha düşük bulunmuştur [178].

5.1.3.4 Hastane Atıksuyunun Ekotoksikolojik Değerlendirmesi

Hastane atıksuları ile yapılan toksisite analizleri genel olarak değerlendirilecek olursa Çizelge 5.24’de verildiği gibi farklı gün ve farklı mevsimlerde alınan numunelerin hepsinin toksik özellik gösterdiği görülmektedir.

Gün bazında bakıldığında Cuma günü alınan numunelerde hem genotoksik hem de mutajenik ve akut toksik özelliği gösterdiği belirlenmiştir. Cuma günleri hastane laboratuvarlarında yapılan testlerin sayısının ve türünün artması hastane atıksuyunda toksisiteye sebep olan kirleticilerin tür ve miktar olarak artmasına neden olmaktadır. Ayrıca Pazartesi alınan numune akut veya mutajenik özellik göstermezken genotoksik özellik göstermektedir. Cuma günü ise algal toksisite pozitif iken daphnia magna üzerine toksik bir etki görülmemiştir. Ancak her iki test de akut toksisiteyi ifade ettiği için Cuma günü alınan numune için akut toksik özellik gösterdiği ifade edilebilir. Çarşamba günü alınan numunelerde ise genotoksik ve mutajenik özellik görülürken akut toksik özelliği yoktur. Bununla birlikte yaz aylarında alınan numunelerde Çarşamba günü mutajenik özellik göstermezken, kış aylarında alınan numunede çok güçlü mutajenik çıkmıştır. Sonuçlara genel olarak baktığımızda tüm günlerin en az bir toksik özellik taşıdığı görülmektedir. Hastanedeki tanı, tedavi ve/veya temizlik vs. faaliyetlerine bağlı olarak atıksuya gelen kirleticiler ve yoğunlukları farklılık gösterdiği için farklı günlerde farklı toksik etkiler oluşmaktadır. Özellikle tanı için laboratuvarlarda yapılan analizler sonucu oluşan atıklarla hastane atıksuyu karakteri değişmektedir. Sonuç itibari ile alınan her numune genotoksik ve/veya mutajenik ve/veya akut toksik özelliği göstermiştir.

Hastane atıksularının mevsimsel olarak ekotoksikolojik özelliklerini incelediğimizde kış ve yaz mevsiminde çok güçlü mutajenik özellikte olduğu ve akut toksik özellik gösterdiği tespit edilmiştir. Sonbahar da ise mutajenik özellikte ama akut toksik özellik göstermediği görülmektedir. İlkbahar mevsiminde alınan numunede ise hafif mutajenik özellikte olup akut toksisite özellik göstermemiştir. Bu durum hastane atıksularının ekosisteme toksik etki yaptığını göstermektedir.

Çizelge 5.24 Hastane atıksuyunun genel ekotoksikolojik değerlendirmesi

Toksisite Türü	Genotoksisite	Mutajenite	Akut Toksisite	
			Algal Toksisite	Daphnia Magna
Pazartesi / Yaz	***	Yok	Yok	Yok
Salı / Yaz	Yok	Yok	Yok	***
Çarşamba / Yaz	***	*(Hafif)	Yok	Yok
Perşembe / Yaz	Yok	***(Güçlü)	***	***
Cuma / Yaz	***	***(Güçlü)	***	Yok
Pazartesi / Kış		Yok		
Salı / Kış		**		
Çarşamba / Kış		***(Güçlü)		
Perşembe / Kış		**		
Cuma / Kış		***(Güçlü)		
İlkbahar		**		Yok
Sonbahar		*(Hafif)		***
Kış				***
Yaz				Yok

Hastane atıksularının toksikolojik özellikleri ile ilgili yapılan başka bir çalışmada; 2 yıl boyunca toplanan 38 numunede SOS ve Ames testleri yapılmıştır. Bu numunelerin % 68 'i Ames testinde pozitif sonuçlar vermiştir ve özellikle yaz aylarında alınan numunelerin çok güçlü mutajenik özellik gösterdiği tespit edilmiştir [34].

Monarca vd. [179] farklı dezenfektanların şehir atıksuyu üzerine mutajenite ve toksisite etkilerini araştırmışlardır. ClO₂, O₃ ve PAA gibi dezenfektanlar için; toksisite ve Ames testlerinde pozitif sonuçlar gözlenmiştir.

Leprat [37] tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada hastane atıksularının ekotoksisitelerinin evsel atıksulardan 5-15 kat daha yüksek olduğu ve bu atıksuların arıtma tesisinin havalandırma tankındaki aktif çamurların faaliyetlerini inhibe edebileceği belirlenmiştir [22].

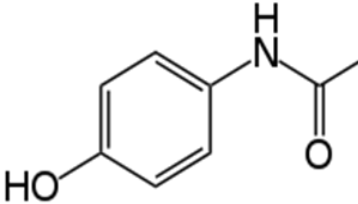
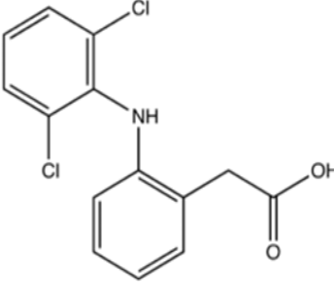
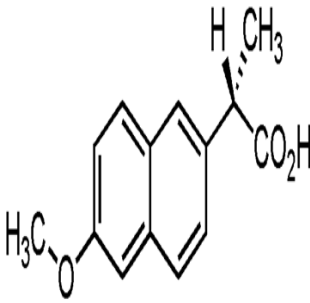
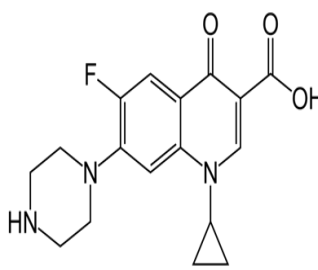
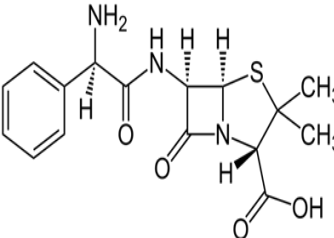
5.1.4 Hastane Atıksuyunda Mikroirleticiler

Hastane atıksuyunda mikroirleticiler ile ilgili çalışmalar iki aşamalı gerçekleştirilmiştir. Birinci aşamada hastane atıksuyunda mikroirleticiler ve konsantrasyonları tespit edilmiştir. İkinci aşamada ise tespit edilen mikroirleticilerle toksisite çalışmaları gerçekleştirilerek mikroirleticilerin doz–toksisite ilişkisi belirlenmiştir.

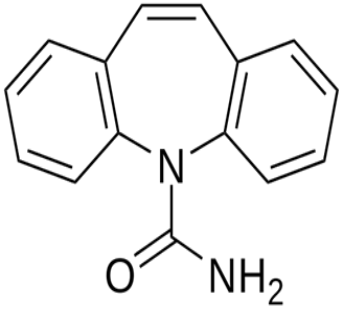
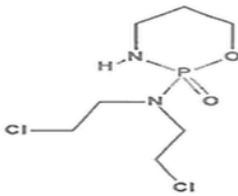
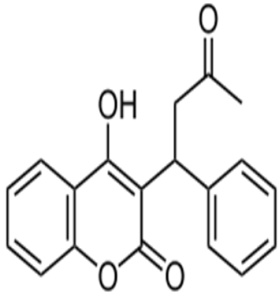
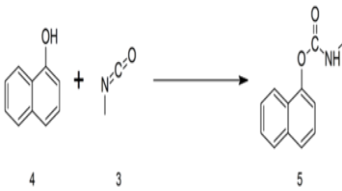
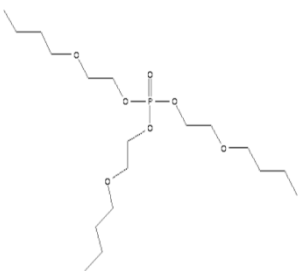
Hastane atıksuyunda mikroirleticileri tespit etmek amacıyla 10 analit seçilmiştir. Bu 10 analit seçilirken öncellikle farklı tedavi gruplarını temsil etmesi ve Türkiye’de yoğun olarak kullanılan ilaçlar olması hedeflenmiştir. Yapılan ön araştırmalarda ülkemizdeki en çok tüketilen ve atıksu numunelerinin alındığı şişli Hamidiye Etfal Eğitim ve Araştırma Hastane’sinde klinikteki hastalara yoğunlukla hangi ilaçların verildiği tespit edilmiştir ve bu ilaçlardan tedavi gruplarına göre bir sıralama yapılarak en çok kullanılanlar belirlenmiştir. Sonrasında ise belirlenen bu ilaçlar ile ölçüm için metot geliştirilmesi yapılmıştır ve ölçümü yapılabilenler hastane atıksuyundan alınan numunelerde taranmıştır ve pik elde edilenler ile ölçüm için geri kazanım oranları yüksek olanlar çalışmada kullanılmak üzere seçilmiştir. Bu seçime göre her grubu temsil edecek şekilde en az bir mikroirletici olması dikkate alınmış ve analjezik, sitotoksik, antibiyotik, nöropatik, nsaid ve pestisit gruplarını içeren Paracetamol, Ciprofloxacın, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate analitleri seçilmiştir. Bunlar dışında seçilen bazı mikroirleticiler hastane atıksuyunda tespit edilemediği için bu analitlerle çalışılmaya devam edilmemiştir. Hastane atıksuyunda izlenmek üzere seçilen pestisitler ön çalışmalar sırasında hastane atıksuyunda tespit edilmesinden sonra çalışmaya dahil edilmiştir.

Analiz yapılacak analitlerin molekül yapısı ölçüm performansı için önem arz etmektedir. Ayrıca lmler kötü spektrofotometresi ile gerçekleştirildiği için analitlerin molekül ağırlıkları da analizler için bilinmesi ve dikkate alınması gereken bir parametredir. Bu çalışmada analizleri gerçekleştirilen analitlerin molekül yapıları ve özellikleri izelge 5.25’de verilmiştir.

Çizelge 5.25 Analizi yapılan mikrokirleticiler ve özellikleri

Mikrokirletici	Tedavi Grubu	Molekül Yapısı	Formülü	Molekül Ağırlığı (g/mol)
Paracetamol	Analjezik		$C_8H_9NO_2$	151,163
Diclofenac	Analjezik (NSAID)		$C_{14}H_{11}Cl_2N_1O_2$	296,148
Naproxen	Analjezik		$C_{14}H_{14}O_3$	230,259
Ciprofloxacin	Antibiyotik		$C_{17}H_{18}FN_3O_3$	331,346
Ampicilin	Antibiyotik		$C_{16}H_{19}N_3O_4S$	349,41

Çizelge 5.25 Analizi yapılan mikrokirleticiler ve özellikleri (devamı)

Carbamazepine	Nöropatik		$C_{15}H_{12}N_2O$	236,269
Siklofosfamid	Sitotoksik		$C_7H_{15}Cl_2N_2O_2P$	261,085 961
Warfarin	Antikoagülant		$C_{19}H_{16}O_4$	308,33
Carbaryl*	Pestisit	$ \begin{array}{c} \text{—NH}_2 + \text{Cl—C(=O)—Cl} \longrightarrow \text{N—C(=O)—O} \\ 1 \quad 2 \quad 3 \end{array} $ 	$C_{12}H_{11}NO_2$	201,22
Tris(2butoxyethyl)phosphate	Pestisit		$C_{18}H_{39}O_7P$	398,473 1

*Carbaryl için molekül formülü üretiminde kullanılan bileşenleri göstermektedir, tek bir kimyasaldan oluşmamaktadır.

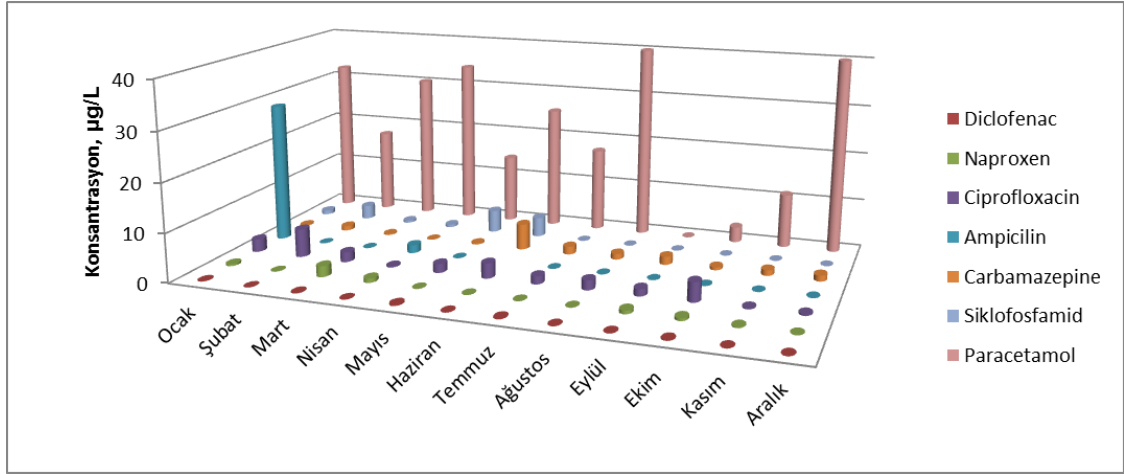
5.1.4.1 Mikrokirletici Konsantrasyonları

Hastanenin poliklinik ve klinik günlerinin farklı olması nedeniyle farklı günlerde hasta profili de değişmektedir ve bu durumda kullanılan ilaç ve buna bağlı olarak atıksuda bulunan ilaç kalıntıları da farklılaşmaktadır. Ayrıca hastalıkların mevsimlere bağlı olarak değişmesi de kullanılan ilaç profilini değiştirmektedir. Bu nedenle analizleri gerçekleştirilen ilaçların/mikrokirleticilerin farklı konsantrasyonlarda çıkması beklenen bir sonuçtur. Diğer taraftan her yaş grubunda sürekli ve yaygın şekilde kullanılan ağrı kesiciler gibi ilaçların konsantrasyonlarının hastane atıksuyunda yüksek çıkması mümkündür.

Bir yıl boyunca izlenen mikrokirleticilerin aylık olarak değişimini gözlemek için numune alınarak analizler gerçekleştirilmiştir. Yapılan analizlerde her analit için farklı numunelerde birbirine yakın olmayan farklı konsantrasyonlar ölçülmüştür. Bazı günler çok yüksek konsantrasyonlarda ölçülen bir parametre bir sonraki numunede tespit edilememiştir. Örneğin Ampicillin bir numunede 2,817 µg/L ölçülürken 2 hafta sonra alınan numunede tespit edilememiştir ve alınan başka bir numunede yaklaşık olarak 1,2 µg/L olarak ölçülmüştür. Bu durum atıksu numunelerinin anlık alınmasına bağlı oluşan bir durumdur. Hastaların ilacı tüketip, ilacın metabolize edilmesi ve idrara çıkmasına kadar geçen sürede hastanede bulunması ve numunenin alındığı zamana denk gelmesi durumuna bağlı olarak bazı numunelerde bu ilaç kalıntıları numunelerde pik değerlere ulaşmaktadır. Bununla birlikte yoğun olarak aynı ilacı kullanan hastaların bir araya gelmesiyle pik değerlerin görülmesi mümkündür. Numunler 1 yıl süreyle sık aralıklarla alınarak konsantrasyonlardaki bu salınımlar elimine edilmeye çalışılmıştır.

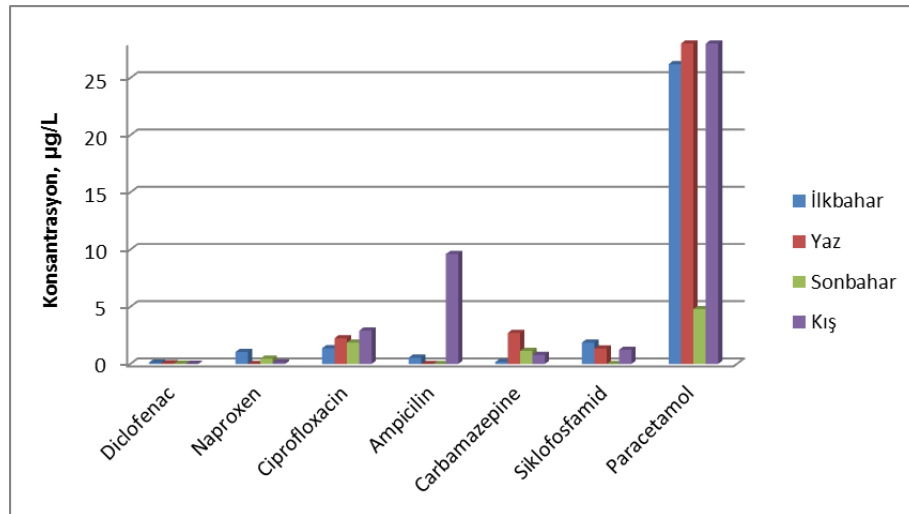
Hastane atıksularındaki mikrokirletici konsantrasyon değişimleri aylık olarak Şekil 5.34’de verilmiştir. Diğer ilaçlara bakıldığında Ampicillin Ocak ayında pik yapmıştır ve en yüksek konsantrasyon 28,8 µg/L olarak bu ayda ölçülmüştür. Nisan ayında 1,5 µg/L civarında ortalama konsantrasyon görülürken diğer aylarda ölçümlerin hiç birinde hastane atıksuyunda tespit edilememiştir. Siklofosmamid Şubat, Mayıs ve Haziran aylarında diğer aylara göre daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. Siklofosfamid onkolojide sitotoksik olarak kullanılan bir ilaçtır. Bu aylarda yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesi, bu zamadaki onkoloji servisindeki hastaların yoğunluğunun diğer aylardan fazla

olması ile açıklanabilir. Ciprofloxacinin aylık konsantrasyon değişikliğine bakıldığında Nisan, Kasım ve Aralık aylarında en düşük değerlerde olduğu görülmektedir. Aylara göre konsantrasyon değişiklikleri hastalıkların olduğu dönemlerin farklılık göstermesi ile açıklanabilir. Grip, soğuk algınlığı gibi hastalıklar bahar ve kış aylarında artmakta iken yaz aylarında daha az görülmektedir. Ciprofloxacin geniş spektrumlu bir antibiyotik olup grip ve üst solunum yolları enfeksiyonu (üsye) vb. hastalıkların tedavisinde yoğun olarak kullanılmaktadır. Hastane atıksuyunda yüksek konsantrasyonlarda tespit edildiği aylarda grip, üsye hastalıklar daha fazla görülmektedir. Bunun yanı sıra sürekli ilaç kullanımını gerektiren rahatsızlıklar da mevcuttur. Örneğin, kalp ve damar rahatsızlıkları, tansiyon diyabet vb. hastalıklarda sürekli ilaç tüketimi söz konusudur. Grip gibi rahatsızlıklarda akut olarak ilaç kullanımı vardır. Bu durum ilaç kalıntılarının atıksularda görülmesinde ve konsantrasyonlarında değişimlerin olmasına neden olmaktadır. Antiepileptik olarak kullanılan Carbamazepine en yüksek konsantrasyonları Haziran ayında ortalama 5,4 µg/L olarak tespit edilmiştir. Diğer aylarda ise birbirine benzer konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Parasetamol bu çalışmada hastane atıksuyunda en sık ve yoğun tespit edilen ilaç etken maddesidir. Parasetamol her yaş grubunda en yaygın kullanılan analjeziklerin başında gelmektedir. Paracetamol Aralık ve Ağustos ayında en yüksek değerlere ulaşmış, Eylül ayında ise en düşük değer kaydedilmiştir. Ağustos, Eylül ve Aralık ayı için Parasetamol ortalama konsantrasyonları sırasıyla 74,1 µg/L, 0,1 µg/L ve 68,2 µg/L olarak tespit edilmiştir. Analjezik grubundan diğer bir ilaç etken maddesi olan Diclofenac bu çalışmada aylar bazında benzer konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra başka bir analjezik olan Naproxen aylara göre hastane atıksuyunda benzer konsantrasyonlarda görülürken en yüksek konsantrasyonlar Mart ayı için tespit edilmiş ve 2,2 µg/L olarak ölçülmüştür. Ayrıca Warfarin, Carbaryl ve Tris(2butoxyethyl)phosphate mikrokirleticileri tüm aylarda ölçümü yapılamadığı için aylık değişimleri değerlendirilmemiştir.



Şekil 5.34 Mikrokirletici konsantrasyonlarının aylık değişimi

Hastane atıksularındaki mikrokirletici konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi Şekil 5.35’de verilmiştir. Mevsimsel olarak hastane atıksuyundaki değişimler incelenecek olursa antibiyotik grubundaki Ampicillin ve Ciprofloxacin konsantrasyonları kış aylarında daha yüksektir. Kış mevsiminde antibiyotik kullanımını gerektiren enfeksiyon hastalıkları vb. hastalıklar daha yoğun görülmektedir. Paracetamolün sonbahar mevsimi dışında diğer mevsimlerde yüksek konsantrasyonlarda olduğu görülmektedir. Paracetamolün Eylül ayında düşük konsantrasyonlarda tespit edilmesi sonbahar mevsimi ortalamasını da düşürmüştür. Carbamazepine konsantrasyonlarının yaz aylarında daha yüksek olması bu ilacın yaz dönemlerinde daha yoğun tüketildiğini göstermektedir.



Şekil 5.35 Mikrokirletici konsantrasyonlarının mevsimsel kıyaslanması

Hastane atıksularında mikrokirleticilerin tespiti için yapılan bu çalışmada, yaklaşık bir yıl boyunca alınan 25 civarı numunede (Warfarin, Carbaryl ve Tris(2butoxyethyl)phosphate için 15 numunede) yapılan analizler sonucunda elde edilen değerler Çizelge 5.26'da verilmiştir. Ayrıca deney sonuçlarının standart sapma değerleri hesaplanarak elde edilen sonuçların ortalamaya göre yayılımı belirlenmiştir.

Elde edilen sonuçlar incelendiğinde bu çalışmada hastane atıksuyunda Parasetamol ortalama 29,886 µg/L konsantrasyonunda tespit edilmiştir. Ölçülen en düşük ve en yüksek konsantrasyon 0,960 µg/L ve 74,3 µg/L'dir. Parasetamol her yaş grubunun kullanabildiği ve yan etkililerinin az olmasından dolayı en çok tercih edilen ağrı kesici ve ateş düşürücü etken maddesidir. Piyasada birçok firmanın parasetamol etken maddeli ilacı bulunmaktadır. Çok yaygın olarak ve sürekli kullanılmakta ve hamilelerin dahi kullanabildiği bir ilaç olması nedeniyle tüketimi çok yüksektir. Yapılan bu çalışmada tüm numunelerde parasetamol ölçülebilmıştır ve genelde yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir.

Diclofenac ortalama konsantrasyonu 0,110 µg/L olarak bulunmuştur. En düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 0,024 ile 0,924 µg/L olarak ölçülmüştür. Diclofenac yine ağrı kesici etken maddesi ve NSAID olarak adlandırılan ilaç grubunun içinde yer almaktadır. Yaygın olarak kullanılan bir ağrı kesicidir ve farklı isimlerde bir çok ilaç olarak piyasada bulunmaktadır.

Hastane atıksuyunda analizi gerçekleştirilen başka bir ağrı kesici Naproxen için bu çalışmada ortalama konsantrasyon 0,824 µg/L olarak bulunmuştur. En düşük konsantrasyon 0,168 µg/L ve en yüksek konsantrasyon 3,247 µg/L olarak ölçülmüştür. Görüldüğü gibi naproxen konsantrasyonu geniş bir aralıkta değişim göstermektedir.

Çok yaygın kullanılan antibiyotik etken maddelerinden biri olan Ciprofloksacinin bu çalışmada hastane atıksuyunda ortalama konsantrasyonu 2,386 µg/L olarak bulunmuştur ve en düşük ile en yüksek değerler sırasıyla 0,162 µg/L ile 5,823 µg/L olarak ölçülmüştür.

Başka bir antibiyotik etken maddesi olan Ampicillin ortalama değeri 8,256 µg/L olarak bulunmuştur ve konsantrasyonu 1,21-28,817 µg/L arasında değişmektedir. Ampicillin tüm

numunelerde tespit edilememiştir bu nedenle ortalama değer az sayıda numunenin ortalaması alınarak hesaplanmıştır.

Hastane atıksuyunda, nöropatik ilaçlardan olan antiepilektik Carbamazepininin ortalama konsantrasyonu 1,042 µg/L olarak bulunmuş ve en düşük ile en yüksek değer 0,002 µg/L ile 5,355 µg/L olarak ölçülmüştür.

Siklofosmamid bir sitotoksik olup onkolojide kanser tedavisinde kullanılmaktadır. Bu çalışmada ortalama konsantrasyonu 2,234 µg/L ve en düşük değer ile en yüksek değerler 0,484 µg/L ile 4,607 µg/L olarak ölçülmüştür.

Kalp ve damar hastalıklarında yoğun olarak kullanılan Warfarin bir antikoagülandır yani pıhtılaşmayı önleyici bir ilaç olup, halk arasında kan sulandırıcı olarak bilinmektedir. Yaygın olarak kullanılan bir ilaç olan Warfarinin bu çalışmada hastane atıksuyundaki ortalama değeri 1,950 µg/L olarak bulunmuştur. En düşük konsantrasyonu 0,03 µg/L, en yüksek konsantrasyonu ise 3,450 µg/L olarak ölçülmüştür.

Tris(2butoxyethyl)phosphate bir pestisit yani tarım ilacı olup bu çalışmada hastane atıksuyunda tespit edilmesi üzerine çalışmaya dahil edilmiş bir mikrokirleticidir. Bu çalışmada hastane atıksuyunda ortalama konsantrasyonu 2,578 µg/L olarak bulunmuş ve en düşük değeri ile en yüksek değerleri sırasıyla 0,899 µg/L ile 5,260 µg/L olarak ölçülmüştür. Tris(2butoxyethyl)phosphate hastane atıksuyundaki kaynağı yiyeceklerdir, yemekhanede yiyeceklerin vs. yıkanması ile atıksuya karışmaktadır.

Başka bir pestisit olan Carbaryl için ortalama konsantrasyon 1,825 µg/L olarak tespit edilmiştir. Hastane atıksuyunda en düşük ve en yüksek Carbaryl konsantrasyonu sırasıyla 0,925 µg/L ve 2,763 µg/L olarak ölçülmüştür.

Hastane atıksuyunda mikrokirleticilerin ortalama konsantrasyonları hesaplanmış ve bu ortalama değerlerin hesaplanmasında kullanılan sonuçların ortalamaya göre dağılımlarını değerlendirmek için standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Standart sapma bir veri setindeki sayıların ortalama değerden yayılımını ölçüsüdür ve veri setindeki değişkenliğin bir ölçüsüdür. Standart sapma değerinin yüksek olması verilerde değişkenliğin çok olduğunu göstermektedir. Çizelge 5.26'da mikrokirleticiler için hesaplanan standart sapma değerleri verilmiştir. Değerler incelendiğinde standart

sapmaların yüksek olduğu görülmektedir. Hastane atıksuyunda mikrokirletici konsantrasyonları çok değişkenlik göstermektedir.

Çizelge 5.26 Hastane atıksuyunda mikrokirletici konsantrasyonları

Tedavi Grubu	Etken Madde	Aralık (µg/L)	Ortalama Konsantrasyon (µg/L)	Standart Sapma
Analejzik	Paracetamol	0,960-74,3	29,886	±20,35
	Diclofenac	0,024-0,924	0,110	±0,29
	Naproxen	0,168-3,247	0,824	±0,67
Antibiyotik	Ciprofloxacin	0,162-5,823	2,386	±1,61
	Ampicilin	1,21-28,817	8,256	±11,87
Nöropatik	Carbamazepine	0,002-5,351	1,042	±1,32
Sitotoksik	Siklofosfamid	0,484-4,607	2,234	±1,68
Antikoagülant	Warfarin	0,03-3,450	1,950	±0,65
Pestisit	Carbaryl	0,925-2,763	1,825	±0,71
	Tris(2butoxyethyl)phosphate	0,899-5,260	2,578	±1,48

Hastane atıksuyu ile yapılan bu çalışmada; Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate maddelerinin ortalama konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu değerleri literatürde hastane atıksuyu ile veya diğer sularla ilgili yapılan çalışmalarla kıyaslamak için Çizelge 5.27’de her parametre için konsantrasyonlar ve tespit edildiği su kaynağı verilmiştir.

Paracetamol konsantrasyonun tespiti ile ilgili yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar incelendiğinde hastane atıksuyunda 0,271 µg/L ile 330 µg/L aralığında geniş bir yelpazade konsantrasyonların tespit edildiği görülmektedir (Çizelge 5.27). Diğer mikrokirlaticiler de incelendiğinde hastane atıksularında tespit edilen konsantrasyonlar geniş bir aralıkta olduğu görülmektedir. Bu farklılıklar hastane atıksuyunda mikrokirleticilerin ortalama konsantrasyonu için bir genelleme yapılamamasına sebep olmaktadır. Bu farklıların oluşumunda tüketilen ilaçların hastalıklara, tedavi

yöntemlerine, coğrafik ve kültürel şartlara göre farklılık göstermesi ve kullanım sıklığının değişmesi etkili olmaktadır.

Çizelge 5.27 Analizi gerçekleştirilen mikrokirleticilerin farklı çalışmalarda tespit edilen konsantrasyonları

Etkin Madde	Konsantrasyon (µg/L)	Tespit Edildiği Yer	Referans
Paracetamol	29,886	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	15	Hastane atıksuyu	[180]
	6,9	Hastane atıksuyu	[59]
	107	Hastane atıksuyu	[127]
	0,271-63,1	Hastane atıksuyu	[181]
	1,992	Nehir	[182]
	0,0049-0,0213	Nehir	[183]
	2-330	Hastane atıksuyu	[184]
Diclofenac	0,110	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	0,833	Hastane atıksuyu	[127]
	0,028-6,088	Hastane atıksuyu	[181]
	0,156	Nehir	[182]
	0,0037-0,0368	Nehir	[183]
	0,046-15	Hastane atıksuyu	[184]
Naproxen	0,824	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	1,8-4,6	Eysel atıksu	[60]
	<5,600	Hastane atıksuyu	[127]
	0,306-6,04	Hastane atıksuyu	[181]
	0,001-18	Hastane atıksuyu	[184]
	0,110-0,550	Hastane atıksuyu	[185]

Çizelge 5.27 Analizi gerçekleştirilen mikrokirleticilerin farklı çalışmalarda tespit edilen konsantrasyonları (devamı)

Ciprofloxacin	2,386	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	1,900	Hastane atıksuyu	[180]
	0,7-124,5	Hastane atıksuyu	[186]
	31,98	Hastane atıksuyu	[127]
	0,406-5,03	Hastane atıksuyu	[181]
	0,139-0,680	Nehir	[183]
	0,038-237	Hastane atıksuyu	[184]
Ampicilin	8,256	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	20-80	Hastane atıksuyu	[12]
	45-80	Hastane atıksuyu	[11]
Carbamazepine	1,042	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	1,2	Hastane atıksuyu	[180]
	0,222	Hastane atıksuyu	[127]
	0,271-63,1	Hastane atıksuyu	[181]
	0,265	Nehir	[182]
	0,037-3	Hastane atıksuyu	[184]
	0,164-0,674	Hastane atıksuyu	[185]
	0,088-0,161	Hastane atıksuyu	[187]
Siklofosfamid	2,234	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	0,161	Hastane atıksuyu	[127]
Warfarin	1,950	Hastane atıksuyu	Bu çalışma
	0,0044-0,0345	Nehir	[183]

5.1.4.2 Mikrokirleticiler–Toksiste İlişkisi

Mikrokirleticilerin toksik özelliklerini belirlemek için Daphnia F.Magna akut toksiste testi ve mutajenite testleri yapılmıştır. Hastane atıksuyunda tespit edilen ve ortalama konsantrasyonları ile yıllık konsantrasyon değişimleri belirlenen; Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid'in mutajenik etki gösterip göstermediği ve akut toksiste testi daphnia magna ile bu ilaç etken maddelerinin EC50 değerleri belirlenmiştir. İlk aşamada bu 5 ilaç etken maddesinin mutajenitesini belirlemek için Muta-choromo testi gerçekleştirilmiştir.

İlaç standartları kullanılarak ilaç etken maddeleri için 10 µg/L konsantrasyonunda standart stok çözeltisi hazırlanmıştır ve analizler test prosedürüne göre gerçekleştirilmiştir. Test her bir numune için 3'lü seyreltme yapılarak gerçekleştirilmiştir. Analiz sonunda yapılan okumalar Çizelge 5.28'e kaydedilmiştir.

Çizelge 5.28'de 5. Gün için kaydedilen değerler Çizelge 5.21'de verilen değerlerden yararlanarak yorumlanmıştır. Buna göre 5. günde okunan background 12 değeri için 21, 25 ve 30 (Çizelge 5.21'de 12 değerine karşılık gelen seyreltme katsayılarına göre muhtemel pozitif hücre sayısı) değerlerine göre kıyaslama yapılmıştır. Paracetamol için 5. günde okunan 18 pozitif hücre sayısı değeri ile mutajenik olduğu söylenebilir ancak muhtemel pozitif hücre sayılarından az olduğu için hafif mutajenik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Ciprofloxacin için 5. günde 23 pozitif hücre sayısı ile mutajenik özelliğindedir. 20 pozitif hücre sayısı ile Carbamazepinin hafif mutajenik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Ampicillin için pozitif hücre sayısı 25 olarak okunmuştur ve bu değere göre Ampicillin orta güçte mutajenite özelliğindedir olduğu belirlenmiştir. Siklofosfamid ile yapılan testte 96 hücrenin de pozitif sonuç vermesi ile çok güçlü mutajenik özellik gösterdiği ortaya çıkmıştır. Yapılan bu çalışma ile kullanılan bu 5 ilaç türünün 10 µg/L konsantrasyonda mutajenik özellik gösterdiği tespit edilmiştir. Ayrıca Muta-choromo testi yapılırken numuneler seyreltilerek üçlü tekrar yapılmaktadır bu nedenle hazırlanan stok çözelti bir tekrar testinde 2 µg/L değerlerine kadar seyreltilmiş ve bu seyreltme oranında mutajenite testleri gerçekleştirilmiştir. Bu nedenle bu mikrokirleticiler için 2 µg/L konsantrasyonlarının da mutajenik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Hastane atıksularında karakterizasyon çalışmaları için yapılan analizlerde elde edilen konsantrasyonlara

bakıldığında Paracetamol ve Ampicillin için 10 µg/L üzerinde değerlerde de konsantrasyonlar tespit edilmiştir. Ayrıca Carbamazepine, Siklofosfamid ve Ciprofloxacine konsantrasyonları hastane atıksuyunda 4-5 µg/L değerlerinde tespit edilmiştir. Bu durum göstermektedir ki hastane atıksuyunda bulunan mevcut mikrokirletici seviyeleri mutajenik etkiye sahiptirler. Bu mikrokirleticilerin atıksudan uzaklaştırılmaması durumunda temiz su kaynaklarına ulaşarak ekosistemi olumsuz etkileyecektir.

Çizelge 5.28 Mikrokirleticiler için MUTA analiz raporu

No	Micro Kap	Positif Kontrol	Bakteri	3.Gün	4.Gün	5.Gün	6. Gün
1	Şahit (Blank)	-	+	-	-	-	-
2	Background	-	+	2	7	12	13
3	Pozitif Kontrol	-	+	-	95	95	96
4	Paracetamol	-	+	17	18	18	20
5	Ciprofloxacine	-	+	15	20	23	25
6	Carbamazepine	-	+	-	3	20	20
7	Ampicilin	-	+	3	15	25	25
8	Siklofosfamid	-	+	93	93	96	96

Kümmerer vd. [188] tarafından yapılan çalışmada atıksu içindeki antibiyotik kalıntılarının toksisite etkileri araştırılmıştır. SOS Chromotest ile yaptıkları analizlerin sonucunda; Ciprofloxacinin 0,2-0,4 µg/L ve Ofloxacinin 1-2 µg/L'sinin genotoksik etki yaptığını bulmuşlardır.

İsviçre'de yapılan bir çalışmada yüksek miktarlarda atıksu oluşturan bir genel bir de psikiyatri hastanesinin atıksuları incelenmiştir.100'ün üzerinde ilaç atığı tespit edilmiş ve bunların toksik etkisi araştırılmıştır. Yapılan toksisite çalışmalarında yeşil alg, su piresi (daphnia) ve balık kullanılmıştır. Her maddenin PEC ve PNEC değerleri hesaplanmıştır ve buna göre; en baskın toksik etkiye sahip olan ilaçların; amiodarone, ritonavir, clotrimazole ve diclofenac olduğu tespit edilmiştir [79].

Hartmann vd. [75] tarafından yapılan çalışmada Almanya'da 5 farklı hastaneden 2 yıl boyunca numuneler toplanmış ve hastane atıksuyunda bulunan Ciprofloxacin etken maddeli ilacın toksisite ilişkisini ortaya koymaya çalışılmıştır. Bu amaçla; umuC, Ames ve V79 mutajenite analizleri gerçekleştirilmiştir. Toplam 25 numuneden 14 tanesi yani %56 'sı pozitif çıkmıştır. Bunlardan 4 tanesi mutajenik, 7 tanesi umuC pozitif olup 3 tanesi ise hem mutajenik özellik göstermiş hem de DNA parçalanmasına sebep olmuştur.

Hastane atıksuyu numunelerinde tespit edilen Carbamazepine, Ciprofloxacin, Paracetamol, Ampicilin ve Siklofosfamid ile Daphnia Magna kullanılarak akut toksisite testi gerçekleştirilmiş ve her bir ilaç etken maddesi için EC50 değeri bulunmuştur.

Öncelikle her bir ilaç etken maddesi için 1000 µg/L'lik stok çözelti hazırlanmıştır ve test prosedürüne uygun olarak 5 farklı konsantrasyonda seyreltme yapılmıştır. C1 konsantrasyonu 100 µg/L, C2: 56 µg /L, C3:32 µg/L, C4: 18 µg/L ve C5: 10 µg/L olacak şekilde seyreltmeler yapılmış ve daphnia magna üzerinde etkileri gözlemlenmiştir.

Test prosedüre uygun gerçekleştirilen işlemlerden sonra 24 saat ve 48 saat inkübasyon sonunda sayımlar yapılarak ölü ve hareketsiz olan daphnialar sayılmış ve sonuç çizelgesine her bir konsantrasyon için kaydedilmiştir. Toplam ölü ve hareketsiz daphnialar sayılarak % ölüm oranı hesaplanmıştır ve EC50 değerleri belirlenmiştir.

Çizelge 5.29'da Carbamazepine için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 48 sa sonunda %10 ve C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %60, %55, %15, %30 ve %40 olarak tespit edilmiştir. Carbamazepine için C1 ve C2 konsantrasyonlarında %50'nin üstünde Daphnia ölümü gerçekleşmiştir. Bu konsatrayonlarda Carbamazepine akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.29 Carbamazepine için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Carbamazepine	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5</i>		<i>Kons.4</i>		<i>Kons.3</i>		<i>Kons.2</i>		<i>Kons. 1</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	1	1	2	3	2	2	0	1	0	4	0	2
B	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2	2	2
C	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	4
D	0	0	1	2	2	2	0	0	2	3	0	4
Toplam	2/20	2/20	5/20	8/20	6/20	6/20	2/20	3/20	4/20	11/20	2/20	12/20
% Ölüm	10	10	25	40	30	30	10	15	20	55	10	60

Çizelge 5.30’da Ciprofloxacin için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 48 sa sonunda %10 ve C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %70, %60, %50, %50 ve %65 olarak tespit edilmiştir. Ciprofloxacin için tüm konsantrasyonlarında %50 ve üstü Daphnia ölümü gerçekleşmiştir. Ciprofloxacinin seyreltilen tüm konsantrasyonlarının akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.30 Ciprofloxacin için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Ciprofloxacin	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5</i>		<i>Kons.4</i>		<i>Kons.3</i>		<i>Kons.2</i>		<i>Kons. 1</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	0	0	0	1	1	2	1	2	2	5	1	3
B	0	0	1	4	1	2	2	2	2	4	1	4
C	2	2	1	3	1	3	1	3	2	2	1	3
D	0	0	3	5	1	3	2	3	1	1	1	4
Toplam	2/20	2/20	5/20	13/20	4/20	10/20	6/20	10/20	7/20	12/20	4/20	14/20
% Ölüm	10	10	25	65	20	50	30	50	35	60	20	70

Çizelge 5.31’de Paracetamol için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 48 sa sonunda %5 ve C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %90, %50, %50, %40 ve %35 olarak tespit edilmiştir. Paracetamol için C1, C2, C3 konsantrasyonlarında %50 ve üstü Daphnia ölümü gerçekleşmiştir. Paracetamol için bu konsantrasyonların akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.31 Paracetamol için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Paracetamol	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5</i>		<i>Kons.4</i>		<i>Kons.3</i>		<i>Kons.2</i>		<i>Kons. 1</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	0	0	0	0	1	3	1	3	1	3	3	5
B	0	0	2	3	2	2	1	2	0	1	3	5
C	0	0	1	2	3	3	2	2	1	2	2	4
D	1	1	1	2	0	0	1	3	0	4	3	5
Toplam	1/20	1/20	4/20	7/20	6/20	8/20	5/20	10/20	2/20	10/20	11/20	19/20
% Ölüm	5	5	20	35	30	40	25	50	10	50	55	90

Çizelge 5.32’de Ampicillin için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 48 sa sonunda %5 ve C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa sonunda ölüm oranları %85, %65, %55, %40 ve %25 olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.32 Ampicilin için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Ampicilin	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5</i>		<i>Kons.4</i>		<i>Kons.3</i>		<i>Kons.2</i>		<i>Kons. 1</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	1	1	2	2	1	2	2	3	2	4	4	4
B	0	0	0	1	3	3	2	2	3	3	5	5
C	0	0	1	1	2	2	1	1	2	3	4	4
D	0	0	1	1	1	1	3	4	4	3	4	4
Toplam	1/20	1/20	5/20	5/20	7/20	8/20	10/20	11/20	11/20	13/20	17/20	17/20
% Ölüm	5	5	25	25	30	40	50	55	55	65	85	85

Ampicillin için C1, C2, C3 konsantrasyonlarında %50 ve üstü Daphnia ölümü gerçekleşmiştir. Ampicillin için bu konsantrasyonları akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.33’de Siklofosfasmid için Daphnia Magna akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. Kontrol numunesinde ölüm oranı 48 sa sonunda %5 ve C1, C2, C3, C4 ve C5 konsantrasyonları için sırasıyla 48 sa için ölüm oranları %70, %55, %55, %55 ve %30 olarak tespit edilmiştir. Siklofosfasmid için C1, C2, C3 ve C4 konsantrasyonlarında %50 ve üstü Daphnia ölümü gerçekleşmiştir. Siklofosfasmid için bu konsantrasyonların akut toksik özellik gösterdiği belirlenmiştir.

Çizelge 5.33 Siklofosfasmid için Daphnia toksisite sonuç çizelgesi

Siklofosfamid	<i>Kontrol</i>		<i>Kons.5</i>		<i>Kons.4</i>		<i>Kons.3</i>		<i>Kons.2</i>		<i>Kons. 1</i>	
Süre	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48	24	48
A	0	0	0	1	1	1	2	2	1	2	1	1
B	0	0	0	3	0	2	1	3	1	3	1	4
C	0	0	2	2	1	3	1	2	1	4	1	4
D	1	1	1	0	5	5	0	3	0	2	2	5
Toplam	1/20	1/20	3/20	6/20	7/20	11/20	4/20	11/20	3/20	11/20	5/20	14/20
% Ölüm	5	5	15	30	35	55	20	55	15	55	25	70

Elde edilen ölüm oranları göre EC50 değerleri sırasıyla, Carbamazepine için 56 µg/L, Ciprofloxacin için 10 µg/L, Paracetamol için 32 µg/L, Ampicilin için 32 µg/L ve Siklofosfamid için 18 µg/L olarak bulunmuştur. Ciprofloxacin için 10 µg/L’den daha küçük konsantrasyonlarda da çalışılması gereklidir. Çünkü bu konsantrasyondan daha düşük değerlerde de ölümler gözlenebilir ve EC50 değerinin tam olarak belirlenmesi ancak bu şekilde sağlanır.

Siklofosfamid için bulunan EC50 değerinin altındaki konsantrasyonlarda çok güçlü mutajenik özellik gösterdiği mutajenite testi ile belirlenmiştir. Bu mikrokirleticilerinin hastane atıksuyunda EC50 değerinin altında konsantrasyonlarda bulunması toksik etki yapmayacağı anlamına gelmemektedir çünkü akut toksik özellik göstermese de mutajenik özellik gösterebilmektedir. Ayrıca bu çalışmada ve literatürdeki diğer çalışmalarda

Carbamazepine, Ciprofloxacin, Paracetamol, Ampicilin ve Siklofosfamid için hastane atıksuyunda tespit edilen konsantrasyonları belirlenen EC50 değerlerinin üstünde bulunmuştur. Bu mikrokirleticilerin hastane atıksuyundaki mevcut konsantrasyonlarının ekosistem için toksik özellikte olduğu söylenebilir.

5.2 Hastane Atıksuyunun Arıtımı

Bu tez çalışmasının ikinci kısmını oluşturan hastane atıksularının arıtılabilirliğinin araştırılması için yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar bu bölümde verilmiştir. Çalışma kapsamında hastane atıksularının süperkritik su oksidasyonu ve membran biyoreaktörle arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Arıtma çalışmalarında özellikle hastane atıksuyunda tespit edilen mikrokirleticilerin giderimleri izlenilmiştir. Her iki arıtma yöntemi için işletme şartları, giderim verimleri kıyaslama yapılmıştır.

5.2.1 Süperkritik Su Oksidasyonu (SCWO) ile Arıtım

Süperkritik su oksidasyonu ile hastane atıksularının arıtılması yöntemi ilk defa bu tez çalışmasında kullanılmıştır. Hastane atıksuyunun SCWO ile arıtımı için yöntemin optimum şartları hastane atıksuyunun TOK giderimi üzerinden belirlenmiştir ve ardından optimum işletme şartlarında sentetik mikrokirletici çözeltisiyle arıtım çalışmaları gerçekleştirilerek, mikrokirleticilerin giderim verimleri izlenmiştir. Son olarak optimum şartlarda gerçek hastane atıksuyu ile reaktör işletilmiş ve karakterizasyon çalışmaları sırasında analizi yapılan tüm parametrelerin giderim verimleri izlenmiştir.

5.2.1.1 Optimum İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi

Akışkanlar, kritik noktaları civarında sıvıya benzer çözme yeteneği kazanırlar ve sıvılara göre daha iyi taşınım özellikleri gösterirler. Basınç ve sıcaklığın değiştirilmesiyle kolaylıkla istenen değerlere ayarlanabilen bu özellikler, ayırma işlemlerinin ve kimyasal reaksiyonların gerçekleştirilmesinde önemli rol oynarlar. Doğadaki en önemli çözücü olan suyun, kritik sıcaklık ve kritik basınç değerleri sırasıyla 374,8 °C ve 221,3 Bar'dır.

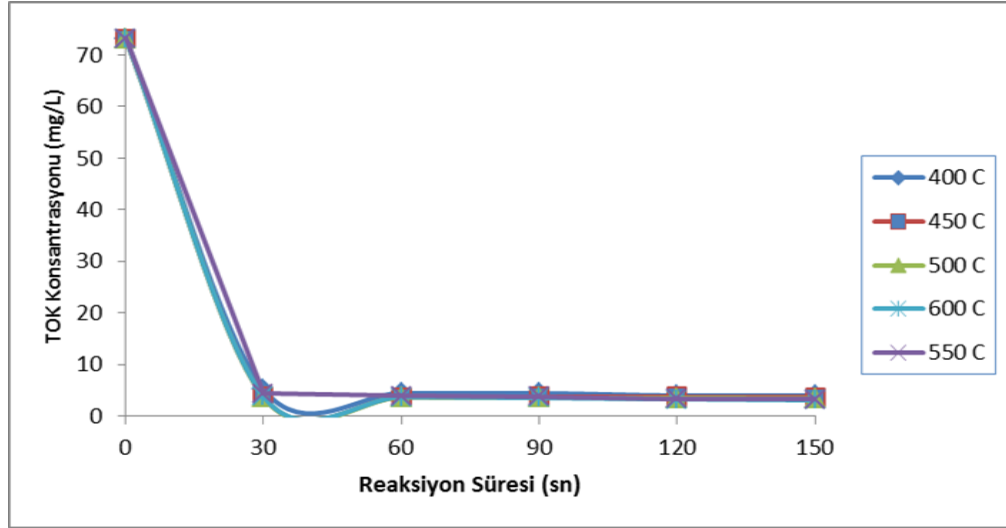
Su ile yüksek sıcaklıklarda çalışılıyor olması, ısıl reaksiyon hızını artırır, bu da reaktördeki karıştırma hızını arttırarak organik maddelerin iyi çözünmesini ve oksijenle hızlı reaksiyona girilmesini sağlar. Bu nedenle süperkritik su, çözünürlüğe dayalı bir kontrol

mekanizması, düşük viskozite ve yüksek difüzyon yeteneğine dayalı mükemmel taşınım özellikleri ve hidroliz veya kısmi oksidasyon için yeni reaksiyon imkânları sunan bir çözücüdür.

Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmalarının ilk adımında çalışma için optimum reaksiyon sıcaklığı ve reaksiyon süresinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla farklı sıcaklık ve farklı süreler için deneysel çalışmalar süperkritik şartlarda gerçekleştirilmiştir. 400°C, 450°C, 500°C, 550°C, 600°C sıcaklık değerlerinin her biri için 30 s, 60 s, 90 s, 120 s, 150 s, reaksiyon sürelerinde %100 oksidant oranında (1/1:O₂/KOİ) toplam 25 set çalışma yapılmıştır. Oksidant olarak hidrojen peroksit çözeltisi kullanılmıştır. Yapılan tüm çalışmalar sabit 250 bar basınç altında gerçekleştirilmiştir.

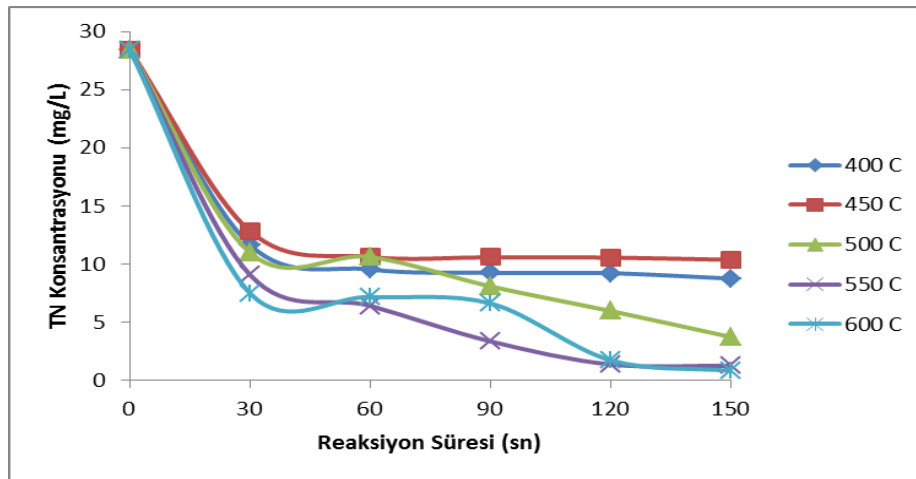
Yapılan bu çalışmaların değerlendirilmesi giriş ve çıkış sularında TOK ve TN analizleri yapılarak gerçekleştirilmiştir. TOK konsantrasyonundaki azalmaya bağlı olarak hangi sıcaklık ve sürede hastane atıksuyu için etkin bir arıtım yapıldığına karar verilmiştir. Şekil 5.36 ve Şekil 5.37 sırasıyla TOK ve TN konsantrasyonlarının reaksiyon sıcaklığı ve süresine bağlı olarak değişimi verilmiştir.

400°C -550°C reaksiyon sıcaklıkları incelendiğinde 30 sn reaksiyon süresinde tüm sıcaklıklıklarda TOK konsantrasyonlarında ciddi bir düşüş olduğu görülmektedir ve 3-5 mg/L seviyesine düşmüştür. Reaksiyon süresinin artması ile TOK konsantrasyonları düşmeye devam etmektedir. Ancak 30 sn reaksiyon süresinde TOK konsantrasyonu çok düşük seviyelere inmiştir ve tüm sıcaklıklıklarda 60, 90, 120 ve 150 sn reaksiyon süreleri için TOK konsantrasyonunda belirgin bir değişim görülmemektedir (Şekil 5.36).



Şekil 5.36 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TOK konsantrasyonunun değişimi

TN konsantrasyonları incelendiğinde 30 sn reaksiyon süresinde tüm sıcaklıklarda düşüş görülmektedir ve TN konsantrasyonu 400°C ile 600°C reaksiyon sıcaklığında sırasıyla 11,65 mg/L ile 7,49 mg/L değerine ulaşmıştır. Tüm reaksiyon sıcaklıklarında sürenin artması ile reaktör çıkışında TN konsantrasyonu daha düşük seviyelere ulaşmıştır. 600°C, 150 sn işletme şartlarında TN konsantrasyonu sıfıra yaklaşmıştır (Şekil 5.37). TOK konsantrasyonu 30 sn'lik kısa bir reaksiyon süresinde çok düşük seviyelere inerken TN konsantrasyonu reaksiyon süresinin artması ile düşük seviyelere inmiştir. Bunun yanı sıra 150 sn reaksiyon süresi için 550-600°C yüksek reaksiyon sıcaklıklarında diğer sıcaklıklara göre TN konsantrasyonu daha düşük seviyelerde tespit edilmiştir.

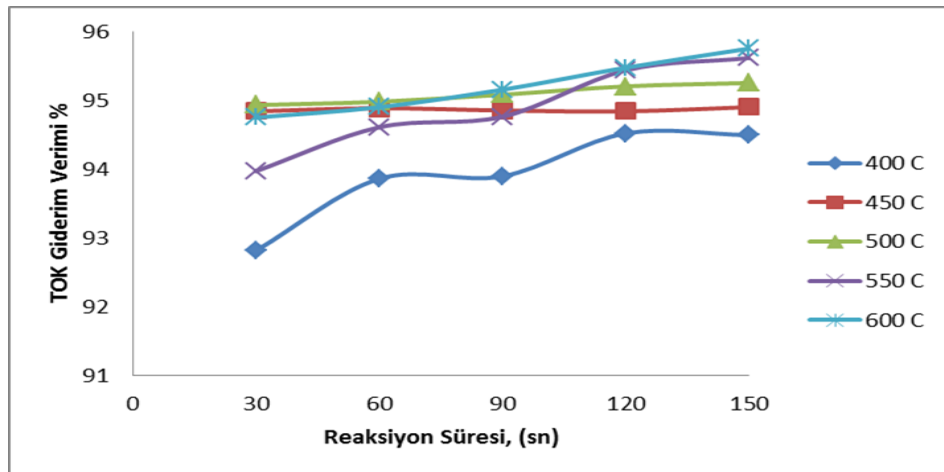


Şekil 5.37 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TN konsantrasyonunun değişimi

Reaktör giriş ve çıkış konsantrasyonları ölçülerek, tüm çalışma setleri için TOK ve TN giderim verimleri hesaplanmış ve sonuçlar sırasıyla Şekil 5.38 ve Şekil 5.39’da verilmiştir. Tüm reaksiyon sıcaklıklarında 30 sn reaksiyon süresinde TOK giderim verimi %92-94 arasında tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra 150 sn reaksiyon süresinde TOK giderim verimi % 94 – 96 arasında değişmektedir (Şekil 5.38). Birbirine çok yakın olan bu değerler kıyaslanırken reaksiyon sıcaklıkları dikkate alınmalıdır. Çünkü reaksiyon sıcaklığının artması hem maliyeti artırmakta hem de sistemin steady-state (kararlı hal) durumuna gelmesi için geçen süreyi artırmaktadır. Sıcaklığın artması ile birlikte reaktörde süperkritik su şartlarının sağlanabilmesi için besleme debisi düşmektedir. Bu durum sistemin kararlı hal durumuna geçmesini geciktirmektedir ve su çıkış debisi de düşük olduğu için yüksek sıcaklıklarda reaktör çıkışında numune toplamak pratikte zorlaşmaktadır. Farklı sıcaklıklarda TOK giderimlerine bakıldığında tüm reaksiyon sürelerinde giderim veriminin % 90’ın üzerinde olduğu görülmektedir (Şekil 5.38).

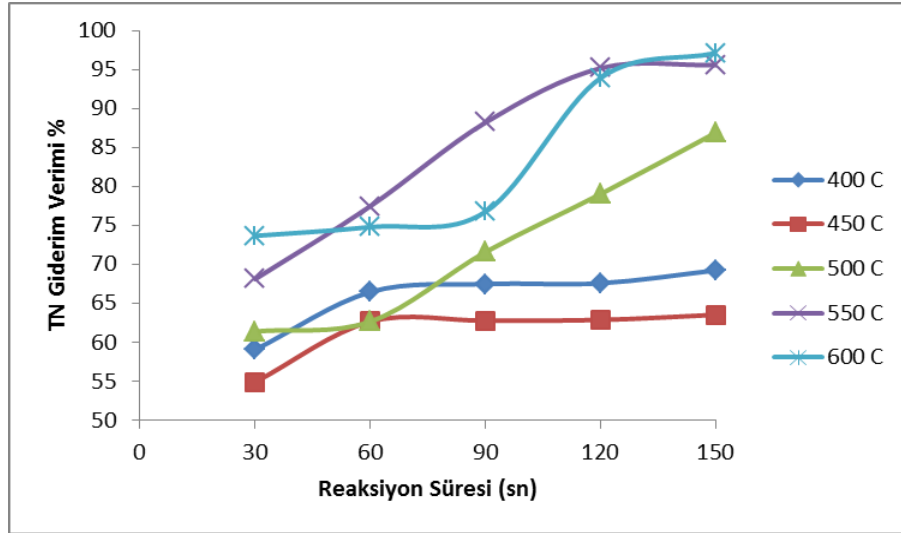
Erkonak vd. [108] tarafından yapılan çalışmada zeytin karasuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımı incelenmiştir. TOK giderim verimi 5-30 sn gibi çok kısa bir reaksiyon süresinde %99,6 değerine ulaşmıştır. Tekstil atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmasında farklı reaksiyon şartlarında KOİ giderim verimi 4 sn ve 12 sn reaksiyon süresi için sırasıyla %86,44 ve %98,52 arak tespit edilmiştir [107].

Optimum süre ve sıcaklığın belirlenmesinde kirletici giderim verimleri temel alınmaktadır. Ancak birbirine çok yakın giderim verimleri söz konusu olduğunda işletme parametreleri seçilirken maliyet ve deney süresi göz önünde bulundurulmalıdır.



Şekil 5.38 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TOK giderim verimi

TN giderim verimleri incelendiğinde tüm sıcaklıklarda reaksiyon süresinin artmasıyla giderim verimi de lineer bir şekilde artmıştır. 450°C’de en yüksek reaksiyon süresinde bile giderim verimi % 50 civarındadır (Şekil 5.39). Bunun yanı sıra 150 sn reaksiyon süresinde, 550°C ve 600°C reaksiyon sıcaklıklarında TN giderim verimi sırasıyla %95,6 ve %95,7 olarak tespit edilmiştir. TOK parametresine göre TN için giderim verimleri düşük sıcaklıklarda ve kısa sürelerde daha düşük oranlarda tespit edilmiştir.



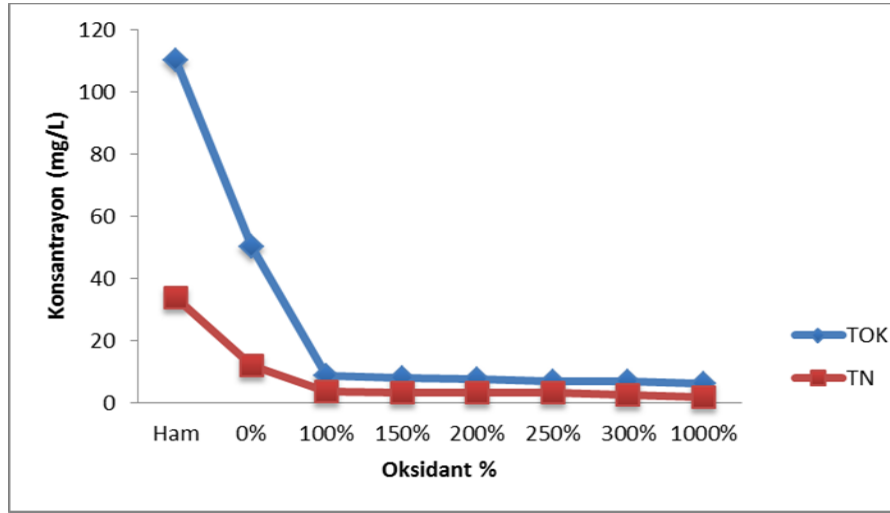
Şekil 5.39 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıkları için TN giderim verimi

Tüm reaksiyon sıcaklıkları ve süreleri için TOK ve TN giderimleri ve maliyet ile işletme kolaylığı dikkate alınarak optimum reaksiyon sıcaklığı ve süresi 450°C ve 60 sn olarak seçilmiştir. 450°C reaksiyon sıcaklığında 30 sn ve 60 sn reaksiyon sürelerinde TOK giderim verimi sırasıyla %94,8 ve %94,9, TN giderim verimi sırasıyla %55 ve %63 olarak tespit edilmiştir. 500°C reaksiyon sıcaklığı ve 30 sn reaksiyon süresinde ise TOK ve TN giderim verimleri sırasıyla %94,9 ve %63 olarak bulunmuştur. Giderim verimleri birbirine çok yakındır ve reaksiyon sıcaklığının artması ile birlikte maliyet artmakta ve sistemin steady state durumuna ulaşması uzun sürmektedir. Bu nedenle en uygun reaksiyon sıcaklığı 450°C olarak seçilmiştir ve TN gideriminin 60 sn reaksiyon süresinde daha iyi olması nedeniyle optimum süre 60 sn olarak seçilmiştir.

Optimum reaksiyon süresinin ve reaksiyon sıcaklığının belirlenmesinin ardından, sistemin diğer önemli bir işletme parametresi olan oksidant yüzdesi optimum değerini belirlemek için çalışmalar yapılmıştır. 450°C’de 60 sn optimum şartları için %0, %100,

%150, %200, %250, %300 ve %1000 oksidant oranları ile deneyler gerçekleştirilmiştir. Buradan elde edilen sonuç ile çalışmalar için gerekli olan optimum koşullar belirlenmiş olacaktır.

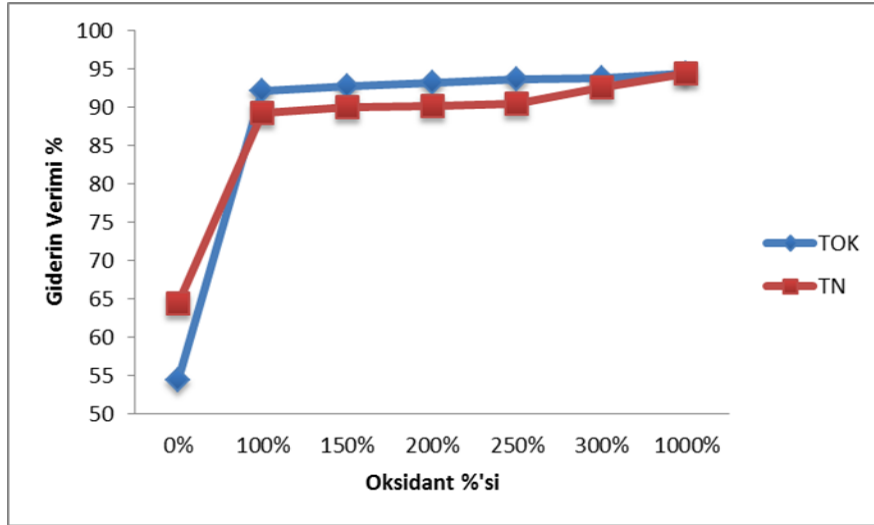
Şekil 5.40'da optimum reaksiyon süresinde ve sıcaklığında oksidant oranı değiştirilerek yapılan çalışmalar sonucu reaktör çıkış TOK ve TN konsantrasyonlarının değişimi verilmiştir. Oksidantın kullanılmadığı çalışmada TOK ve TN konsantrasyonlarında azalma olduğu görülmektedir. Ancak % 100 oranında oksidant kullanımında reaktör çıkışında TOK ve TN konsantrasyonlarında ciddi bir düşüş olduğu görülmektedir ve TOK ile TN konsantrasyonları sırasıyla 8,7 mg/L ile 3,68 mg/L olarak ölçülmüştür. %1000 oranında oksidant kullanımında reaktör çıkışında TOK ve TN konsantrasyonları sırasıyla 6,2 mg/L ve 1,9 mg/L olarak tespit edilmiştir. %100 oranından daha yüksek oranda oksidant kullanımı ile yapılan deney setlerinde reaktör çıkış TOK ve TN konsantrasyonlarında çok belirgin bir değişim görülmemektedir.



Şekil 5.40 Optimum süre ve sıcaklıkta farklı oksidant oranları için TOK ve TN konsantrasyonlarının değişimi

Şekil 5.41'de optimum işletme sıcaklık ve süresi için oksidant taraması sonucu elde edilen TN ve TOK giderim verimleri verilmiştir. Grafik incelendiğinde oksidantın kullanılmadığı durumda TOK ve TN giderimleri sırasıyla %50 ile % 65 oranında olduğu görülmektedir. Oksidant oranı %100 olduğunda TOK ve TN için giderim verimleri % 90'ları geçmiştir ve giderek artan oksidant oranlarında yapılan çalışmalarda giderim verimlerinin artış gösterdiği görülmektedir. Ancak bu artış kayda değer bir artış olmayıp,

%90'lardan %95'lere yükselmektedir. Bu durumda daha fazla oksidant kullanımını gerektericek oran seçilmemelidir. Yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlara göre optimum oksidant oranının 1:1 yani % 100 oksidant oranı olduğuna karar verilmiştir.



Şekil 5.41 Optimum süre ve sıcaklıkta farklı oksidant oranları için TOK ve TN giderim verimi

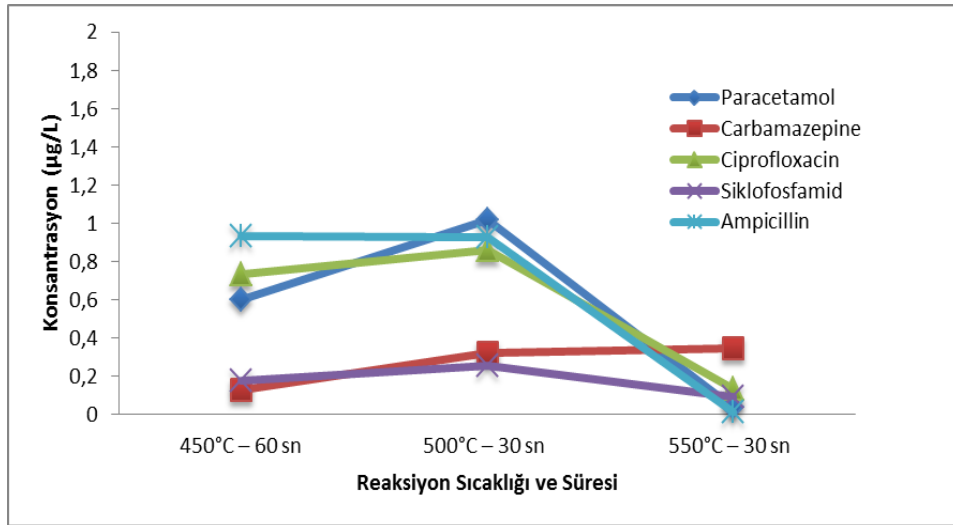
Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımı için optimum işletme şartları olarak reaksiyon sıcaklığı 450°C, reaksiyon süresi 60 sn ve oksidant oranı %100 olarak belirlenmiştir. Çalışmanın bundan sonraki bölümlerinde bu optimum değerler kullanılmıştır.

5.2.1.2 Sentetik Mikrokirletici Çözeltisi ile Yapılan Çalışmalar

Süperkritik su oksidasyonunun mikrokirleticiler üzerine olan etkisini görmek için Parasetamol, Ciprofloxacın, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid standartları ile sentetik mikrokirletici çözeltisi hazırlanarak arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Deneysel çalışma için kullanılan mikrokirletici standart stok çözeltisi tüm etken maddeler için 200 µg/L olarak hazırlanmış ve karıştırılmıştır.

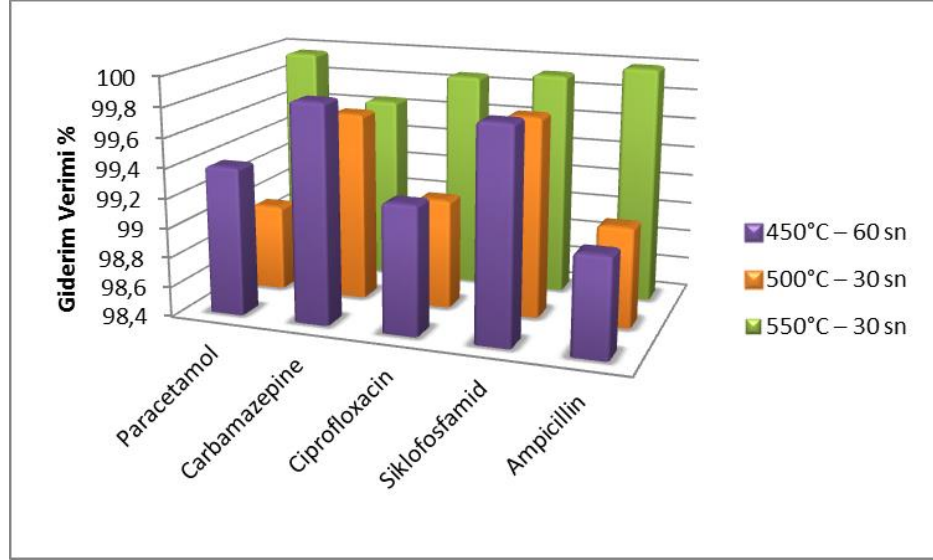
Belirlenen optimum reaksiyon sıcaklığı, süresi ve oksidant oranında çalışılarak miktokirleticilerin giderim verimleri incelenmiştir. Ayrıca optimum şartlara yakın çalışma sıcaklığı ve sürelerinde de çalışılarak mikrokirletici konsatrasyonlarının değişimi incelenmiştir. Optimum reaksiyon sıcaklığı ve süresi dışında 2 farklı reaksiyon süresi ve

sıcaklığı (500°C, 30 sn ve 550°C, 30sn) seçilirken kısa reaksiyon sürelerinde yüksek TOK giderim verimi elde edilmesi göz önünde tutularak 30 sn reaksiyon süresi seçilmiştir. Tüm işletme şartlarında %100 oranında belirlenen miktarda oksidant kullanılmıştır. Şekil 5.42’de mikrokirletilerin farklı sıcaklık ve sürelerde konsantrasyonlarındaki değişim gösterilmektedir. 5 mikrokirletici için de başlangıç konsantrasyonu 200 µg/L’dir ve çalışmadaki tüm işletme şartlarında Paracetamol, Carbamazepine, Ciprofloxacin, Siklofosfamid ve Ampicilin reaktör çıkış konsantrasyonları 1,5 µg/L altına düşmüştür. Carbamazepine dışındaki mikrokirletici reaktör çıkış konsantrasyonları en düşük değerleri 550°C sıcaklık, 30 sn reaksiyon süresi işletme şartlarında elde edilmiştir. 450°C sıcaklık, 60 sn reaksiyon süresi işletme şartlarında Carbamazepine reaktör çıkış konsantrasyonu en düşük değerlerde ölçülmüştür.



Şekil 5.42 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıklarında mikrokirletici konsantrasyonlarının değişimleri (Co: 200 µg/L)

Mikrokirleticilerin farklı işletme şartlarındaki giderim verimleri Şekil 5.43’de verilmiştir. Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid için giderim verimleri tüm işletme şartlarında %99 ve üzeri olarak tespit edilmiştir. 500°C sıcaklık, 30 sn reaksiyon süresi işletme değerlerinde genel olarak mikrokirletici çıkış konsantrasyonları diğer çalışma şartlarına göre daha düşük ölçülmüştür. Reaksiyon sıcaklığının artması ile giderim verimleri de yükselmiştir. Öte yandan giderim veriminin tüm işletme şartlarında birbirine yakın değerlerde olması giderim verimi üzerinden kıyaslamak için anlamlı bir fark oluşturmamaktadır.



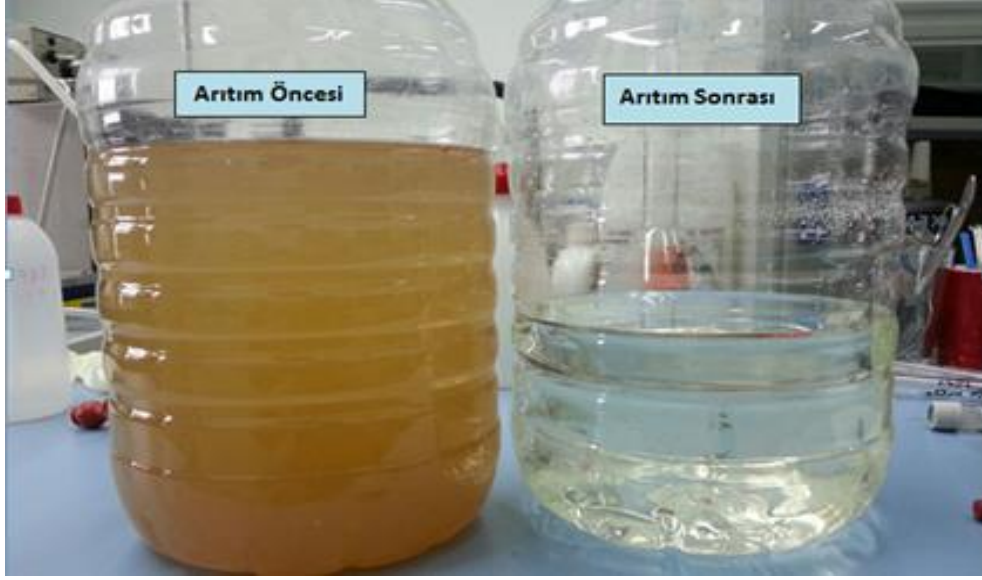
Şekil 5.43 Farklı reaksiyon süre ve sıcaklıklarında mikrokirletici giderim verimleri

Mikrokirleticiler yüksek başlangıç konsantrasyonuna rağmen yüksek giderim verimi ile süperkritik su oksidasyonu ile giderilmiştir. Klasik arıtma yöntemlerinin bu kirleticilerin giderimi üzerinde çok etkili olmadığı bilinmektedir. 30 sn gibi çok kısa reaksiyon süresinde bile Parasetamol, Ciprofloksacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosamid için giderim verimleri %99 değerlerinde elde edilmiştir.

5.2.1.3 Optimum İşletme Şartlarında Kirletici Giderimleri

Süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmalarının üçüncü adımında gerçek atıksu ile belirlenen optimum işletme şartlarında arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiş ve hastane atıksuyunda karakterizasyon çalışmaları sırasında izlenen parametrelerin reaktör giriş ve çıkışında ölçümleri yapılarak arıtım verimleri hesaplanmıştır.

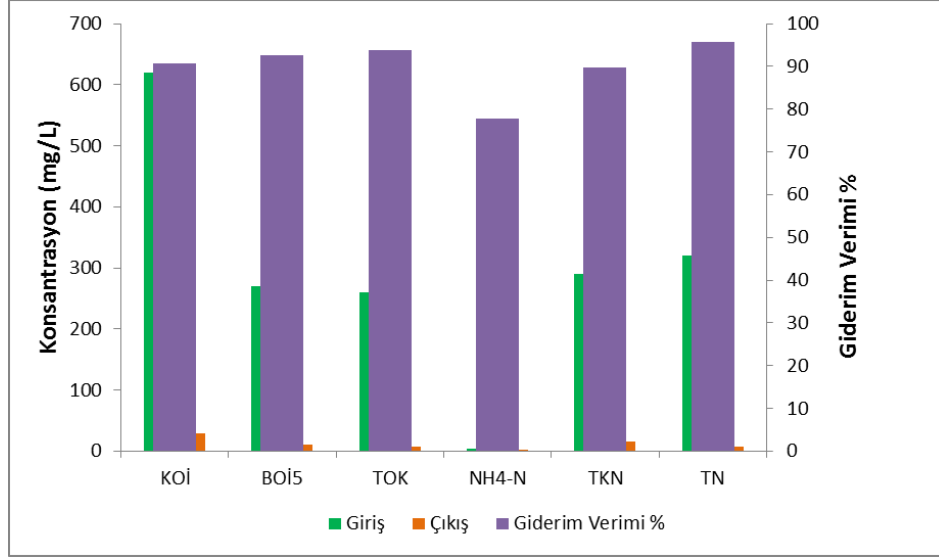
Şekil 5.44’de hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımından önceki ve sonraki görüntüsü verilmiştir. Görsel olarak da hastane atıksuyunun arıtıldığı görülmektedir.



Şekil 5.44 SCWO arıtım öncesi ve sonrası hastane atıksuyu görüntüsü

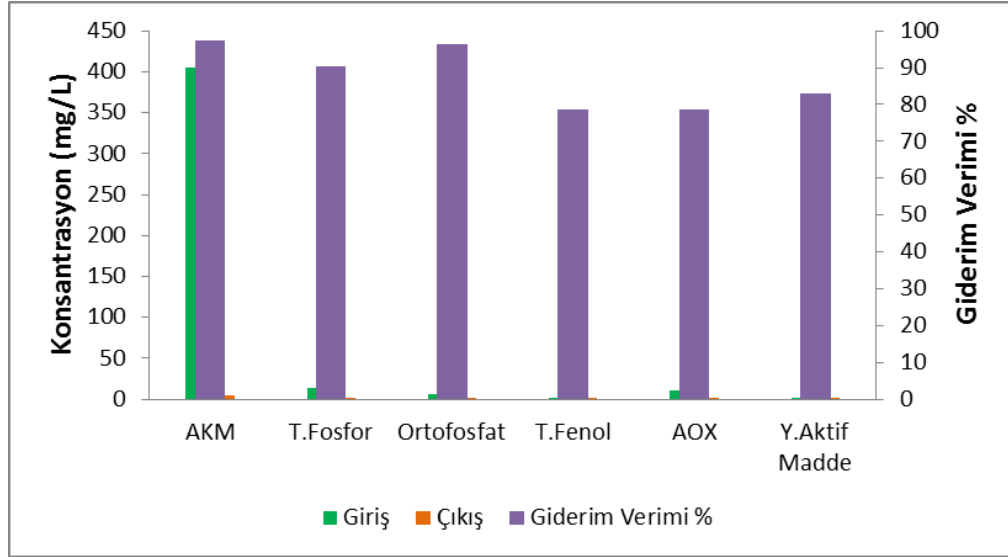
Şekil 5.45’de KOİ, BOİ₅, TOK, NH₄-N, TKN ve TN parametrelerinin reaktör giriş ve çıkışındaki konstrasyonları ile giderim verimleri verilmiştir. Giderim verimleri KOİ, BOİ₅, TOK, NH₄-N, TKN ve TN için sırasıyla %91, %93, %94, %77, %90 ve %96 olarak belirlenmiştir. Giderim verimleri oldukça yüksektir. Çıkış konstrasyonu değerlerine bakıldığında KOİ konsantrasyonunun yaklaşık 29 mg/L’ye kadar düştüğü görülmektedir. NH₄-N dışındaki tüm parametrelerde %90 ve üzeri giderim verimi elde edilmiştir. Ancak reaktör çıkışındaki NH₄-N konsantrasyonu oldukça düşük olup, 0,5 mg/L olarak ölçülmüştür.

Süperkritik su oksidasyonu ile 60 sn gibi kısa bir reaksiyon süresinde kirletici maddelerin dönüşümü hızlıca gerçekleşmiştir. Söğüt vd. [189] tarafından farklı atıksularda (tekstil atıksuyu, zeytin karasuyu, peyniraltı suyu) süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmaları yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda 30 sn reaksiyon süresinde tüm atıksularda TOK giderimi %100’ e yaklaşmıştır.



Şekil 5.45 SCWO arıtım sonrası KOİ, BOİ₅, TOK, NH₄-N, TKN ve TN giderimleri

Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımı çalışmalarında Toplam Fenol, AOX, AKM, Ortofosfat, Toplam Fosfor ve Yüzey Aktif Madde parametrelerinin reaktör giriş, çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri Şekil 5.46'da verilmiştir. Giderim verimleri incelendiğinde AKM, Toplam Fosfor, Ortofosfat, Toplam Fenol, AOX ve Yüzey Aktif Madde için sırasıyla %98, %90, %96, %78,5, %79 ve %83 giderim verimleri elde edilmiştir. Klasik biyolojik yöntemlerle giderilemeyen AOX için bu çalışmada elde edilen giderim verimi oldukça yüksektir. Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile AOX reaktör çıkış konsantrasyonu 1,2 mg/L olarak tespit edilmiştir. Hastane atıksuyunda AOX konsantrasyonu evsel atıksulara göre çok daha yüksektir ve elde edilen bu çıkış değeri evsel atıksulardaki AOX konsantrasyonuna benzerdir. AKM ve fosfor bileşikleri için de 60 sn'lik reaksiyon süresinde yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. AKM konsantrasyonu reaktör çıkışında 5 mg/L olarak ölçülmüştür. Farklı arıtım metotları ile de AKM, fosfor bileşikleri yüksek verimlerde giderilebilmektedir fakat AOX gibi kirleticiler için aynı durum söz konusu değildir. Hastane atıksularında klasik fizikokimyasal parametrelerden ziyade bu tarz özel kirleticiler daha fazla önem arz ettiği için bu kirleticilerin giderim verimlerinin yüksek elde edildiği arıtım metotları hastane atıksularının arıtımı için daha uygun olacaktır.



Şekil 5.46 SCWO arıtım sonrası AKM, TP, Ortofosfat, Toplam Fenol, AOX ve Yüzey Aktif Madde giderimleri

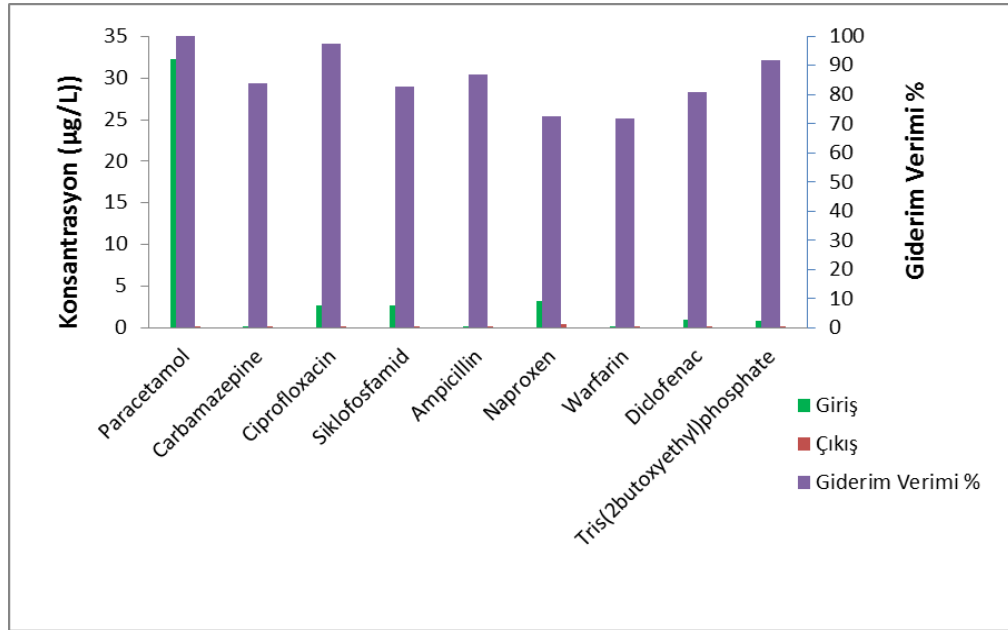
Şekil 5.47’de hastane atıksuyundaki mikrokirlerticilerin süperkritik su oksidasyonu ile arıtımı öncesi ve sonrası konsantrasyonları ile giderim verimleri verilmiştir. Grafik incelendiğinde 9 mikrokirlertici için giderimlerin yüksek olduğu görülmektedir. En yüksek giderim verimi Parasetamol için bulunmuştur (%99,9). En düşük verim ise Warfarin için kaydedilmiştir (%72). Bunun yanı sıra Carbamazepine, Ciprofloxacın, Siklofosfamid, Ampicillin, Naproxen, Diclofenac ve Tris(2butoxyethyl)phosphate için giderim verimleri sırasıyla %84, %97,6, %83, %87, %73, %81 ve %91,9 olarak tespit edilmiştir. Klasik arıtım metotları ile giderilemeyen bu kirlerticiler için elde edilen giderim verimleri oldukça yüksektir.

Pestisitler biyodegradasyona karşı dirençli, kimyasal bir yapıya sahiptirler. Buna benzer şekilde ilaç kalıntıları üzerinde de biyodegradasyon prosesi etkili değildir. Bu birleticiler su içerisinde çözünerek yeraltı sularına kadar ulaşmaktadırlar. Klasik oksidasyon proseslerinde mutajenik bileşiklerin kısıtlı olarak organik dönüşümleri gerçekleşmektedir ve bu durum sucul ortamlar için tehlike oluşturmaktadır [190].

Süperkritik su oksidasyonu ile çok kısa reaksiyon sürelerinde bile kompleks yapıdaki organik bileşikler CO_2 ve H_2O gibi basit yapılara dönüşebilmektedir. Bu nedenle bu çalışmada incelenen mikrokirlerticiler de yüksek sıcaklık ve oksidant eşliğinde kısa sürede basit yapılara dönüşmüşlerdir ve yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Bu tez

çalışmasında sentetik mikrokirletici çözeltisi ile yapılan süperkritik su oksidasyonu arıtım çalışmasında da giderim verimleri için benzer sonuçlar elde edilmiştir.

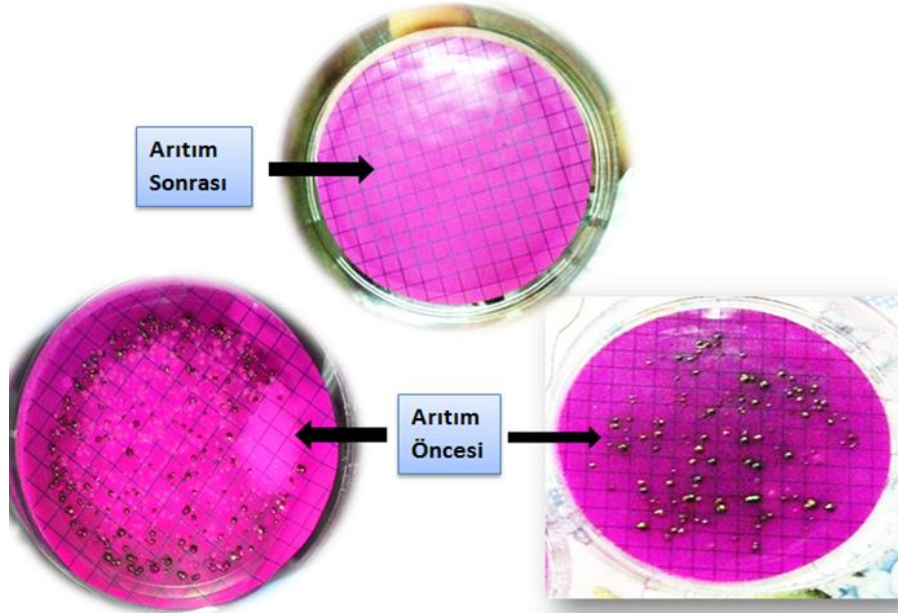
Süperkritik su oksidasyonu ile pestisit (so,o–dimethyl–2, 2–dichloro vinyl phosphate) içeren atıksuların arıtım çalışması gerçekleştirilmiştir ve farklı işletme şartlarında TOK giderim verimi 7 sn ve 21 sn reaksiyon süreleri için sırasıyla %70,4- %100 olarak tespit edilmiştir [189].



Şekil 5.47 SCWO arıtım sonrası mikrokirletici giderimleri

Şekil 5.48’de hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımında giriş ve çıkışta bakteri analiz sonuçlarına ait görüntü verilmiştir. Karakterizasyon çalışmaları sırasında bakteriyel popülasyonun yoğunluğu tespit edilen hastane atıksuyu süperkritik su oksidasyonu ile arıtım sonrası yapılan analizlerde bakteri üremesine rastlanmamıştır. Tüm türler (*Toplam Bakteri*, *Toplam Koliform*, *Entroccocci*, *Staphylococci*, *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa*) için yapılan analizlerde bakteri üremesi görülmemiştir. Süperkritik su oksidasyonun çok yüksek sıcaklık, basınç altında gerçekleşmesi ve oksidant kullanılması nedeniyle bakterilerin yaşaması ve üremesi bu şartlarda mümkün değildir. Bu nedenle mikrobiyal olarak çıkış suyunda negatif sonuçlar elde edilmiştir. Özellikle hastane atıksuyunun birçok patojen ve virüs türleri içerdiği düşünüldüğünde süperkritik su oksidasyonu prosesinin dezenfeksiyon ve/veya strelizasyon işlemi olarak da görev

yapabileceği düşünülebilir. Böylece hastane atıksuyunun arıtımı için ilave bir dezenfeksiyon ve/veya strelizasyon ünitesine gerek kalmayacaktır.



Şekil 5.48 SCWO arıtım öncesi ve sonrası bakteri analizleri sonuç görüntüsü

Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışmalarında çıkış suyunda yapılan analizler Çizelge 5.34’de verilmiştir. Çıkış konsantrasyonları incelendiğinde tüm parametreler için değerlerin önemli oranda düştüğü görülmektedir ve bir çok parametrenin derin deniz deşarjı limitleri için uygun olduğu görülmektedir. Özellikle çıkış suyunda AOX ve mikrokirletici konsantrasyonları düşük değerlerde tespit edilmiştir ve bakteri bulunmaktadır. Hastane atıksuyunda bu çıkış değerleri çok kısa reaksiyon süresinde gerçekleşmiştir. Hastane atıksuyu ile ilgili yapılan çalışmalarda tek bir arıtım metodunun yeterli olmadığı belirtilmiştir. Bu durum birçok arıtım yönteminin beraber kullanılmasını gerektirmekte ve bunun sonucu olarak da maliyetin artması ve işletme zorluklarının oluşması söz konusudur. Ancak hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu ile arıtımında çıkış suyu kalitesi yüksektir ve ilave bir arıtım gerektirmemektedir.

Çizelge 5.34 Hastane atıksuyunun SCWO arıtımı sonrası çıkış konsantrasyonları

Parametre	Çıkış Değeri
KOİ (mg/L)	29
BOİ ₅ (mg/L)	10
TOK (mg/L)	7,94
AKM (mg/L)	5
TKN (mg/L)	15
TN (mg/L)	7,01
NH ₄ -N (mg/L)	0,5
T.Fosfor (mg/L)	0,657
Ortofosfat (mg/L)	0,12
T.Fenol (mg/L)	0,2
AOX (mg/L)	1,2
Y.Aktif Madde (mg/L)	0,15
Paracetamol (µg/L)	0,001
Carbamazepine (µg/L)	0,02
Ciprofloxacin (µg/L)	0,032
Siklofosfamid (µg/L)	0,236
Ampicillin (µg/L)	0,01
Naproxen (µg/L)	0,445
Warfarin (µg/L)	0,017
Diclofenac (µg/L)	0,0877
Tris(2butoxyethyl)phosphate (µg/L)	0,016
Toplam Bakteri (adet/100 mL)	0
Toplam Koliform (adet/100 mL)	0
Entroccocci (adet/100 mL)	0
Staphylococci (adet/100 mL)	0
Salmonella (adet/100 mL)	0
Pseudomonas aeruginosa (adet/100 mL)	0

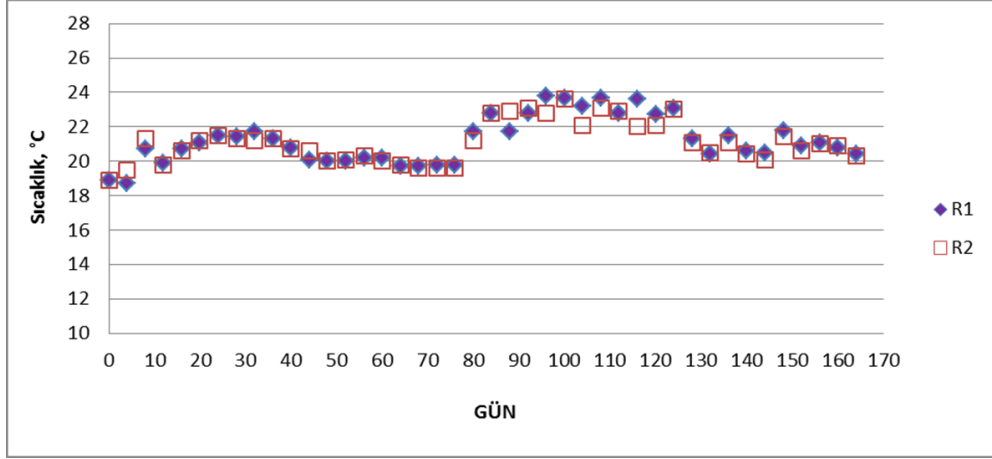
5.2.2 Membran Biyoreaktörle (MBR) Arıtım

Hastane atıksuyunun MBR ile arıtım çalışmaları 2013-05-02-DOP01 nolu BAP projesi [191] kapsamında, 4 L hacminde 2 reaktör ile 30 gün çamur yaşı ve sentetik hastane atıksuyu ile gerçekleştirilmiştir. Reaktörler birbirinin yedeği şeklinde aynı şartlar altında işletilmiştir ve yazım kolaylığı için R1 ve R2 olarak adlandırılmıştır. Sistemde otomasyona bağlı olarak besleme miktarı, süzöntü miktarı ve TMP izlemesi yapılmıştır ve günlük olarak değerler kaydedilmiştir. Sistemin işletme performansı için Sıcaklık, pH, Çözünmüş Oksijen, MLSS, MLVSS ve HRT günlük olarak takip edilmiştir. MBR sisteminde hastane atıksuyunda tespit edilen Parasetamol, Ciprofloksacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate ile AOX, KOİ, BOİ₅, TKN, NH₄-N, fosfor giderimleri izlenmiştir. Ayrıca membran tıkanma özelliklerinin belirlenmesi için TMP değerleri takip edilmiştir ve kritik akı çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

5.2.2.1 MBR İşletme Parametreleri

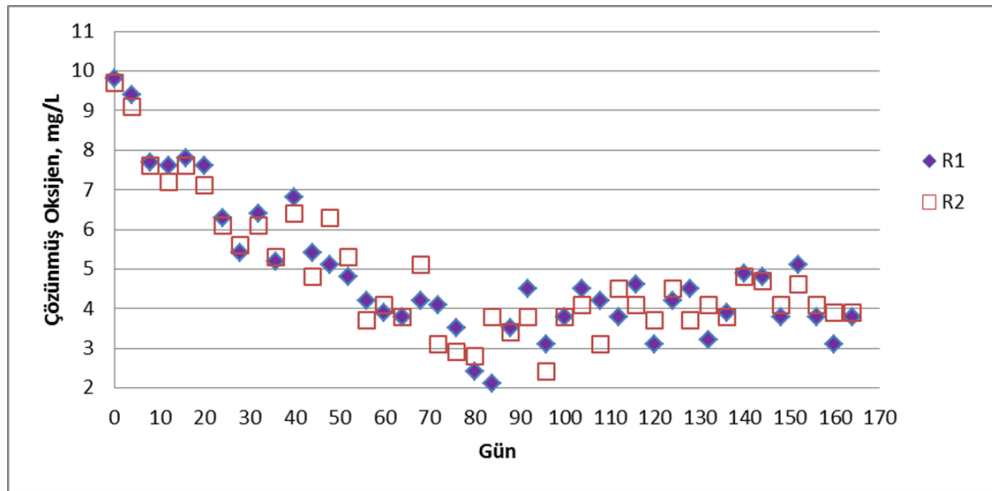
Bu çalışmada kullanılan MBR sisteminin işletilmesi sırasında günlük olarak sıcaklık, pH, Çözünmüş Oksijen, MLSS, MLVSS ve HRT takip edilerek sistemin performansı değerlendirilmiştir. Sıcaklık, pH ve Çözünmüş oksijen parametreleri biyolojik aktiviteyi doğrudan etkileyen parametrelerdir. Çamur karakterinin değişimine etki yapan bu parametreler dolaylı olarak da membran performansını etkilemektedir.

Şekil 5.49'da MBR sisteminin işletilmesi süresince reaktörlerdeki sıcaklık değişimleri verilmiştir. Reaktör sıcaklıkları işletim süresince ortalama 20-21°C değerinde seyretilmiştir. Bazı günlerde ani sıcaklık değişimleri gözlenmiştir fakat bu ani sıcaklık değişimleri sistemi olumsuz etkilememiştir. Yaz aylarında ortam sıcaklığının artması ile reaktör sıcaklıkları da artmıştır. Ancak su ceketinin sıcaklığı ayarlanarak reaktörlerin ortam sıcaklığından aşırı etkilenmemesi sağlanmıştır. İşletmenin yaz aylarına tekabül eden 90-120 günlerinde reaktör sıcaklıkları 23-24°C olarak ölçülmüştür. Böylece biyolojik aktivite sıcaklık değişimlerinden olumsuz etkilenmemiştir. Düşük sıcaklıklarda SMP üretimi artmaktadır ve bu durum verimin düşmesine neden olmaktadır [100]. Ayrıca sıcaklık değişimleri membran akısı üzerinde etkilidir, sıcaklığın artması ile akı da artmaktadır.



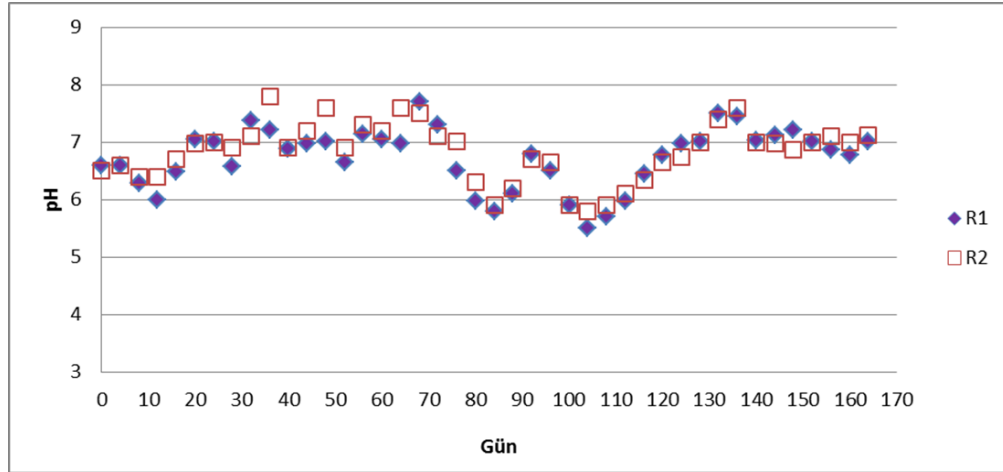
Şekil 5.49 MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki sıcaklık değişimleri

MBR sisteminin işletildiği sürede R1 ve R2 reaktörlerindeki Çözünmüş Oksijen değişimleri Şekil 5.50’de verilmiştir. Reaktörlerdeki Çözünmüş Oksijen konsantrasyonları sistemin ilk işletmeye alındığı günlerde MLSS konsantrasyonunun düşük olması nedeniyle 9-10 mg/L olarak ölçülmüştür. Zamanla mikroorganizmaların artması ile Çözünmüş Oksijen değerleri düşmeye başlamıştır ve ortalama 3-5 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. İşletme süresince Ç.O. konsantrasyonunun bazı günlerde 2 mg/L’nin altına düştüğü kaydedilmiştir. Ancak bu durum uzun süreli olmadığından dolayı sistem performansını olumsuz etkilememiştir. Reaktörlerdeki Çözünmüş Oksijen değerleri aktif çamurun yani bakterilerin faaliyetleri ile değişmektedir. Biyokütlenin artması ile ihtiyaç duyulan Çözünmüş Oksijen miktarı artmaktadır. Aktif çamur sistemlerinde Çözünmüş Oksijen seviyesinin 2 mg/L’nin altına düşmemesi gereklidir ve 2-4 mg/l olması önerilir [192].



Şekil 5.50 MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki Ç.O. konsantrasyonu değişimleri

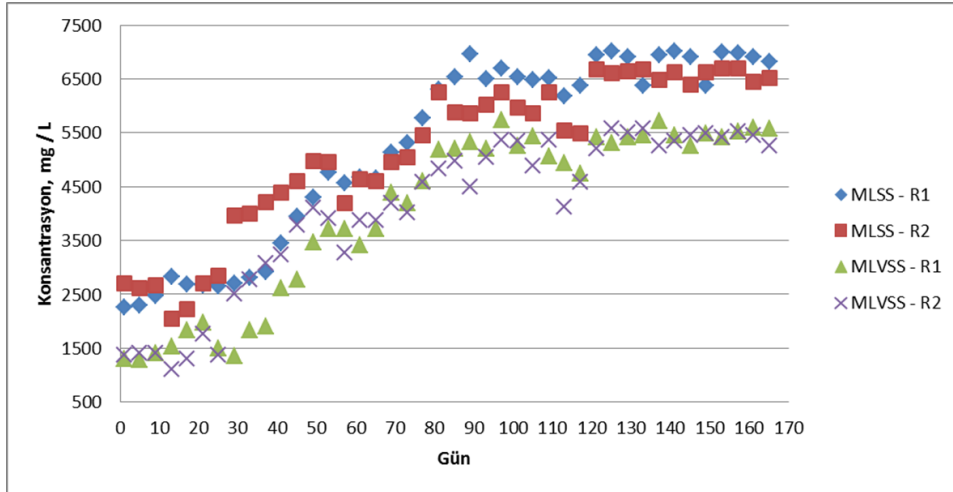
Şekil 5.51’de MBR sisteminin işletildiği sürede reaktörlerdeki pH değerlerinin değişimi verilmiştir. Reaktörlerdeki pH’ın 6-7,5 değerleri arasında değiştiği görülmektedir. Ancak yazın sıcaklığın artmasına bağlı olarak pH değerleri 5,5 seviyelerine düşmüştür. Sistemde biyolojik aktivitenin olumsuz etkilenmemesi için reaktörlere dışarıdan müdahale edilerek pH’ın optimum çalışma aralığında kalması sağlanmıştır. Bunun için 1 M NaHCO₃ çözeltisi hazırlanmıştır ve reaktörlere ilave edilmiştir. Evsel atıksu arıtımında kullanılan aktif çamur prosesleri için optimum pH aralığı 7,0-7,5 aralığındadır. pH, aktif çamur prosesinde aşırı çamur üretiminin azaltılmasında etkili bir parametre değildir. Ancak biyolojik aktiviteyi doğrudan etkilediği için biyokütle oluşumunda önemli bir parametredir [193].



Şekil 5.51 MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki pH değişimleri

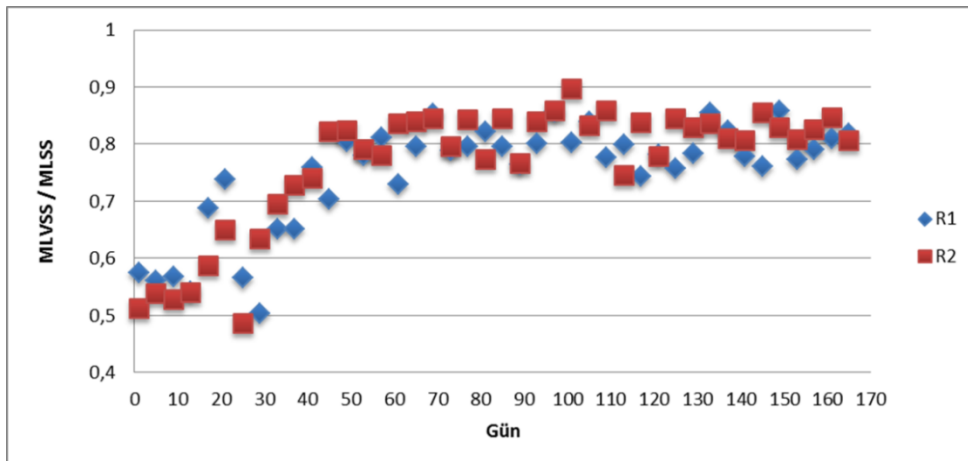
Reaktörlerin MLSS ve MLVSS değerleri haftada 2 gün ölçülmüştür. Ancak sistemin biyolojik aktivitesini daha iyi takip etmek için çoğunlukla 2 günde bir analizler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen değerlere Şekil 5.52’de verilmiştir. MLSS ve MLVSS parametreleri mikroorganizma konsantrasyonunun bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. Bu parametelerdeki konsantrasyon artışı mikroorganizmaların çoğaldığını göstermektedir. Sonuçlara bakıldığında sistemin ilk işletmeye alındığı günlerde her 2 reaktörde MLSS konsantrasyonları 1500-2000 mg/L değerlerindeyken zamanla artmış ve bir süre sonra artış durarak MLSS konsantrasyonu sabitlenmiş ve R1 ve R2 reaktörleri için MLSS konsantrasyonları 6500-7000 mg/L arasında ölçülmüştür. MLVSS konsantrasyonları sistemin ilk işletmeye alındığı günlerde 1000-1500 mg/L ve reaktörlerin kararlı hale gelmesinden sonra her iki reaktör için ortalama 5500-6000 mg/L

olarak tespit edilmiştir. Sistemde aynı işletme şartlarında çalıştırılan R1 ve R2 reaktörleri için MLSS ve MLVSS konsantrasyonları benzerlik göstermektedir.



Şekil 5.52 MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki MLSS ve MLVSS değişimleri

MLSS konsantrasyonu tek başına bakteri çoğalması olduğunu göstermez. Bu sebeple MLVSS de ölçülerek organik kısmın değeri ile bakteri çoğalması değerlendirilir. Literatürde aktif çamur sistemlerinde MLVSS/MLSS oranının en az 0,75 olması gerektiği belirtilmiştir [194]. Şekil 5.53'de MBR sisteminin işletildiği süre boyunca R1 ve R2 reaktörleri için MLVSS/MLSS oranları verilmiştir. Sistemi ilk işletmeye alındığı ve aşılamanın yeni yapıldığı zamanlarda MLVSS/MLSS oranı 0,5 civarındayken sistemin aklımasyonu ile bu oran giderek artmış ve sistem işletildiği sürece 0,7-0,9 arasında tespit edilmiştir. MBR sistemi işletmeye alındıktan 30 gün sonra MLVSS/MLSS oranı 0,7 değerine ulaşmıştır. Sistem işletildiği süre boyunca çamur yaşı ve diğer işletme şartları değiştirilmemiştir. MLVSS/MLSS oranı dikkate alındığında sistemin biyolojik aktivitesinin iyi olduğu söylenebilir.

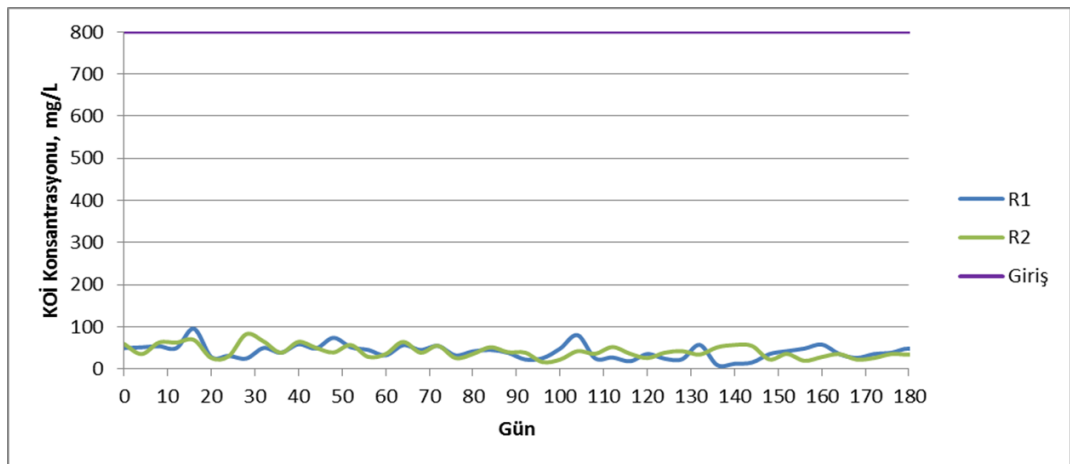


Şekil 5.53 MBR işletilmesi süresince reaktörlerdeki MVLSS/MLSS oranlarının değişimi

5.2.2.2 MBR Sisteminde Kirletici Madde Giderimleri

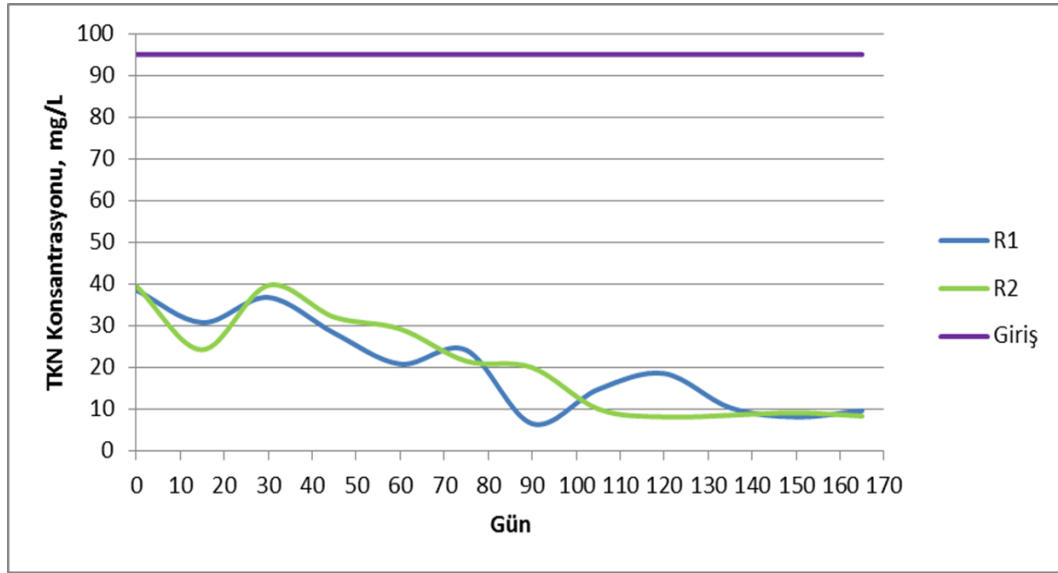
Bu tez çalışmasında hastane atıksuyunun MBR ile arıtımı için sentetik hastane atıksuyu kullanılmıştır. Sentetik hastane atıksuyu hazırlanırken, karakterizasyon çalışmalarından elde edilen ortalama KOİ konsantrasyonu temel alınmıştır. KOİ değeri 800 mg/L olacak şekilde sentetik atıksu günlük olarak hazırlanmıştır. Reaktörlerin giriş KOİ konsantrasyonu her zaman 800 mg/L olup sisteme farklı KOİ yüklemeleri yapılmamıştır.

MBR sisteminin işletildiği 180 gün boyunca R1 ve R2 reaktörleri için KOİ konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri Şekil 5.54’de verilmiştir. Sistemin işletilmeye alındığı ilk zamanlardan itibaren her iki reaktör için de çıkış KOİ konsantrasyonları 100 mg/L’nin altında tespit edilmiştir. İşletme süresince R1 ve R2 reaktörleri için benzer eğilimler gözlenmiştir. Reaktörlerin işletilmeye alınmasından 20 gün içinde reaktörlerin adaptasyonları gerçekleşmiş ve KOİ çıkış konsantrasyonları R1 ve R2 için sırasıyla 27,9 mg/L ve 25,8 mg/L olarak tespit edilmiştir. Zamana karşı KOİ çıkış konsantrasyonları mikrobiyal faaaliyetlere bağlı olarak salınım gösterse de belirgin bir fark görülmemiştir. İşletmeye alındıktan yaklaşık 120 gün sonra R1 reaktöründe KOİ çıkış konsantrasyonu 10 mg/L’nin altına düşmüştür ve işletme süresince en fazla 80 mg/L olarak tespit edilmiştir. R2 reaktöründe ise 90 gün sonrasında KOİ çıkış konsantrasyonu 20 mg/L’nin altında tespit edilmiştir.



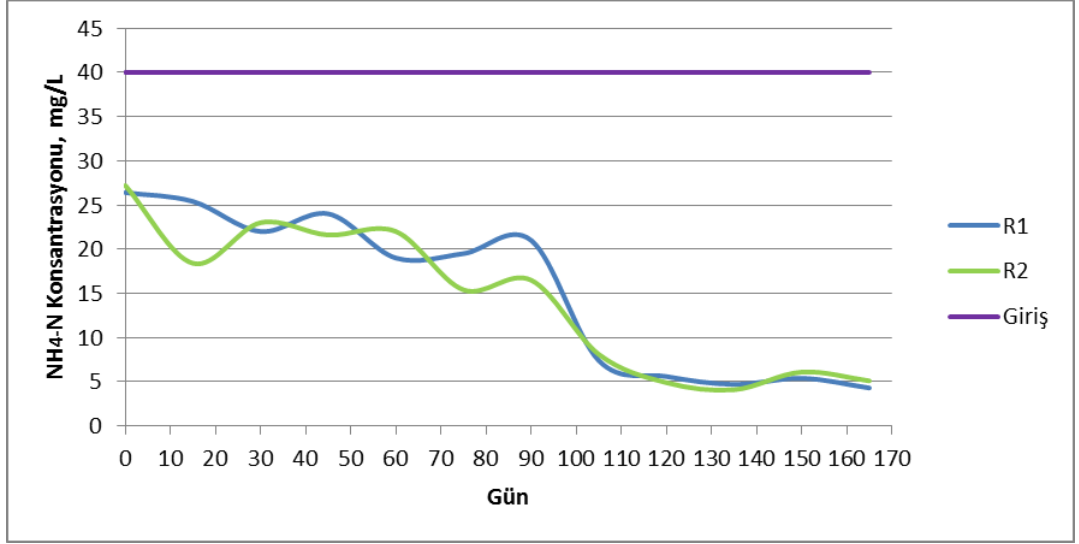
Şekil 5.54 MBR işletme süresince reaktörlerdeki KOİ çıkış konsantrasyonlarının değişimleri

TKN giriş konsantrasyonu 95 mg/L olup, sistem işletildiği sürece aynı konsantrasyonda besleme yapılmıştır. R1 ve R2 reaktörü için işletme süresince TKN giriş ve çıkış konsantrasyonları Şekil 5.55’de verilmiştir. Sistemin ilk işletilmeye alındığı günlerde R1 ve R2 reaktörleri çıkış TKN konsantrasyonları 30-40 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. 90 günün ardından her iki reaktör için de TKN çıkış konsantrasyonları düşmüştür ve işletme sonuna kadar ortalama 10 mg/L olarak tespit edilmiştir. Ancak R1 reaktörü için 100 ile 140 gün arasında TKN konsantrasyonları 20 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir.



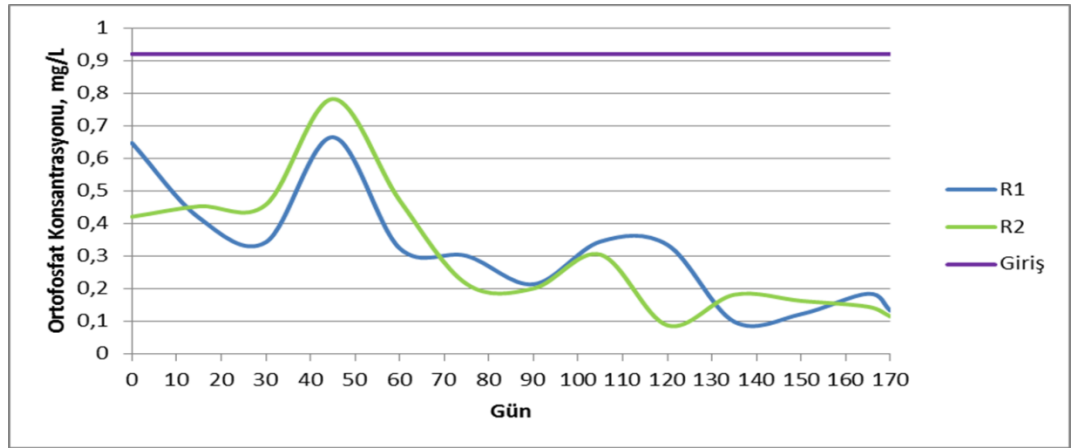
Şekil 5.55 MBR işletme süresince reaktörlerdeki TKN çıkış konsantrasyonlarının değişimleri

Şekil 5.56’da $\text{NH}_4\text{-N}$ giriş ve çıkış konsantrasyonları işletme süresince R1 ve R2 reaktörleri için verilmiştir. $\text{NH}_4\text{-N}$ giriş konsantrasyonu 40 mg/L olup, sistem ilk işletmeye alındığı günlerde çıkış konsantrasyonları her iki reaktör için de 25-30 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. Her iki reaktörde işletme süresince benzer eğilimler göstermiştir. $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonları TKN ve KOİ parametreleri gibi işletmenin ilk günlerinde düşük seviyelerde tespit edilmemiştir. 100 gün sonrasında R1 ve R2 reaktörleri $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonları ortalama 5 mg/L seviyelerinde tespit edilmiştir.



Şekil 5.56 MBR işletme süresince reaktörlerdeki $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonlarının değişimleri

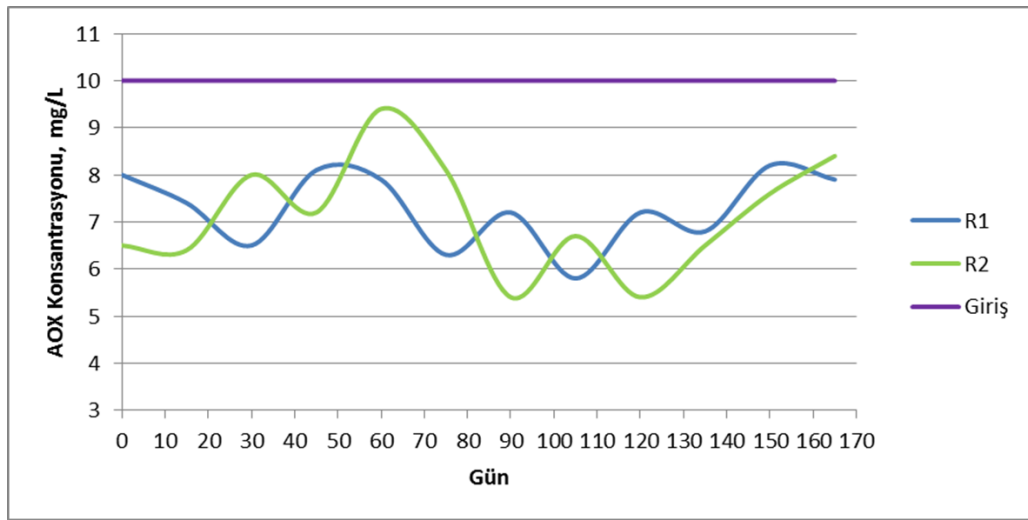
MBR sisteminin işletildiği sürece R1 ve R2 reaktörleri için ortofosfat çıkış konsantrasyonlarının değişimi Şekil 5.57’de verilmiştir. Ortofosfat giriş konsantrasyonu 0,92 mg/L olup, sistemin işletmeye alındığı ilk günlerde çıkış konsantrasyonları her iki reaktör için de salınım göstermektedir. İşletmenin 120.gününden sonra 0,2 mg/L civarlarında tespit edilmiştir.



Şekil 5.57 MBR işletme süresince reaktörlerdeki Ortofosfat çıkış konsantrasyonlarının değişimleri

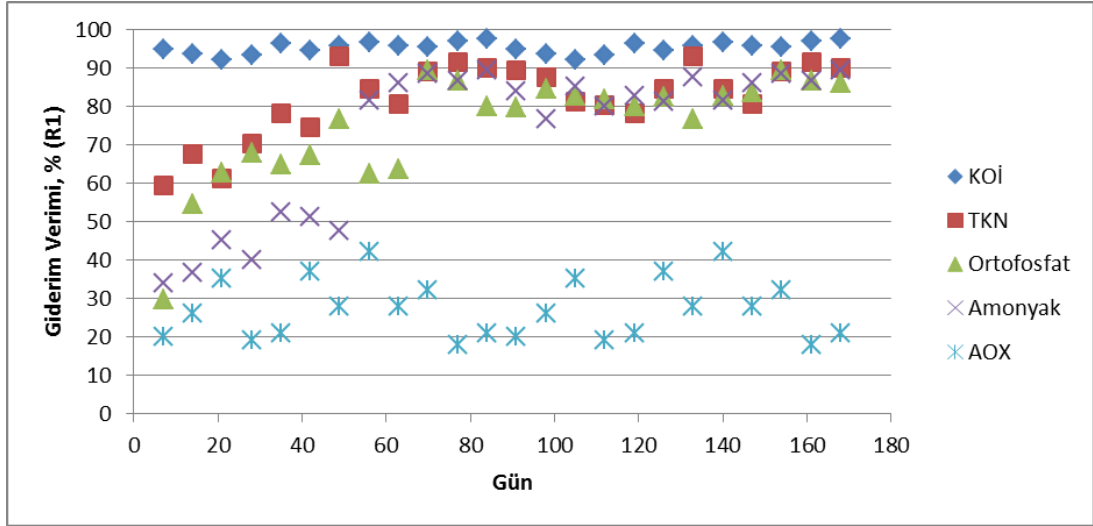
Hastane atıksularında evsel atıksulara göre daha yüksek konsantrasyonlarda bulunan AOX parametresinin MBR ile atılabilirliğinin araştırılması için sentetik hastane atıksuyu kompozisyonuna AOX parametresi de ilave edilmiştir. Sentetik hastane atıksuyunda AOX konsantrasyonu 10 mg/L olarak ayarlanmıştır. Karakterizasyon çalışmalarından elde edilen verilere göre AOX ortalama konsantrasyonu 11 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Şekil 5.58’de R1 ve R2 reaktörleri için AOX giriş ve çıkış konsantrasyonlarının MBR sisteminin işletildiği süre zarfında değişimleri verilmiştir. AOX çıkış konsantrasyonları her iki reaktörde de işletme süresince salınımlar göstermiştir. AOX biyodegradasyona karşı dirençli bir parametredir. Bu sebeple MBR ile arıtım çalışmasında AOX için çıkış konsantrasyonları yüksek tespit edilmiştir. İşletmenin 80 ile 120 günü arasında en düşük AOX çıkış konsantrasyonları her iki reaktör için de tespit edilmiştir. Bu zaman aralığında ortalama AOX çıkış konsantrasyonları R1 ve R2 için sırasıyla 7 mg/L ve 6 mg/L olarak belirlenmiştir. AOX çıkış konsantrasyonları her iki reaktör için de işletme süresince genel olarak yüksek tespit edilmiştir.



Şekil 5.58 MBR işletme süresince reaktörlerdeki AOX çıkış konsantrasyonlarının değişimleri

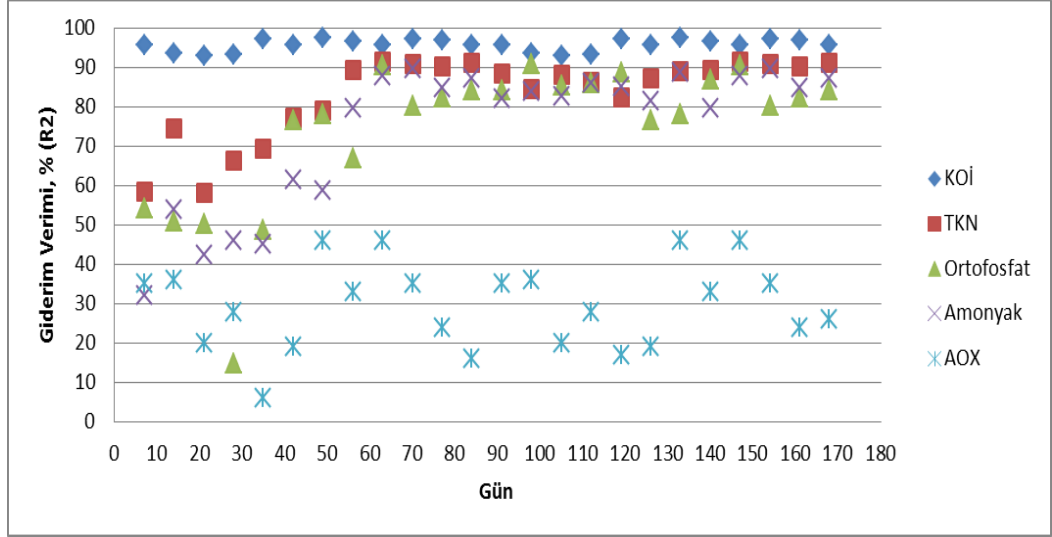
Şekil 5.59’da MBR işletme süresince R1 reaktöründeki KOİ, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, ortofosfat ve AOX parametreleri için giderim verimleri verilmiştir. Elde edilen veriler incelendiğinde en düşük giderim verimi AOX için tespit edilmiş ve en yüksek giderim verimi KOİ için belirlenmiştir. Bunun yanı sıra TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, ortofosfat parametreleri için giderim verimleri sistemin işletmeye alındığı ilk zamanlar düşükken zamanla giderim verimleri artmıştır. KOİ için işletme süresi boyunca giderim verimi %90’ın üzerinde tespit edilmiştir. AOX giderim verimi işletme süresince %20-30 seviyelerinde belirlenmiştir. 120 günden sonra TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, ortofosfat giderim verimleri artmış ve %80’in üstünde tespit edilmiştir.



Şekil 5.59 MBR işletme süresince R1 reaktöründeki kirletici giderim verimleri

Şekil 5.60'da MBR işletme süresince R2 reaktöründeki KOİ, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, ortofosfat ve AOX parametreleri için giderim verimleri verilmiştir. Giderim verimleri incelendiğinde R1 reaktörüne benzer özellikte değerler tespit edildiği görülmektedir. R2 reaktörü için de en düşük giderim verimi AOX için tespit edilmiş ve en yüksek giderim verimi KOİ için belirlenmiştir. Bunun yanı sıra TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, ortofosfat parametreleri için giderim verimleri sistemin işletmeye alındığı ilk zamanlar düşükken zamanla giderim verimleri artmıştır. Bunun yanı sıra orofosfat giderim verimi işletme süresince ciddi bir salınım göstermiştir. KOİ için işletme süresi boyunca giderim verimi %90'ın üzerinde tespit edilmiştir. AOX giderim verimi işletme süresince %10-45 seviyelerinde belirlenmiştir. 80 günden sonra TKN giderim verimi %80'nin üzerinde belirlenmiştir. Bununla birlikte 110 günden sonra $\text{NH}_4\text{-N}$ ve ortofosfat giderim verimleri artmış ve %80'in üstünde tespit edilmiştir.

Her iki reaktör de işletme süresince AOX dışındaki parametrelerde yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Hastane atıksuları için önemli bir kirletici olan AOX toksik etkilere sahip olması sebebiyle hastane atıksularında gideriminin sağlanarak su kaynaklarına geçmesi engellenmelidir.

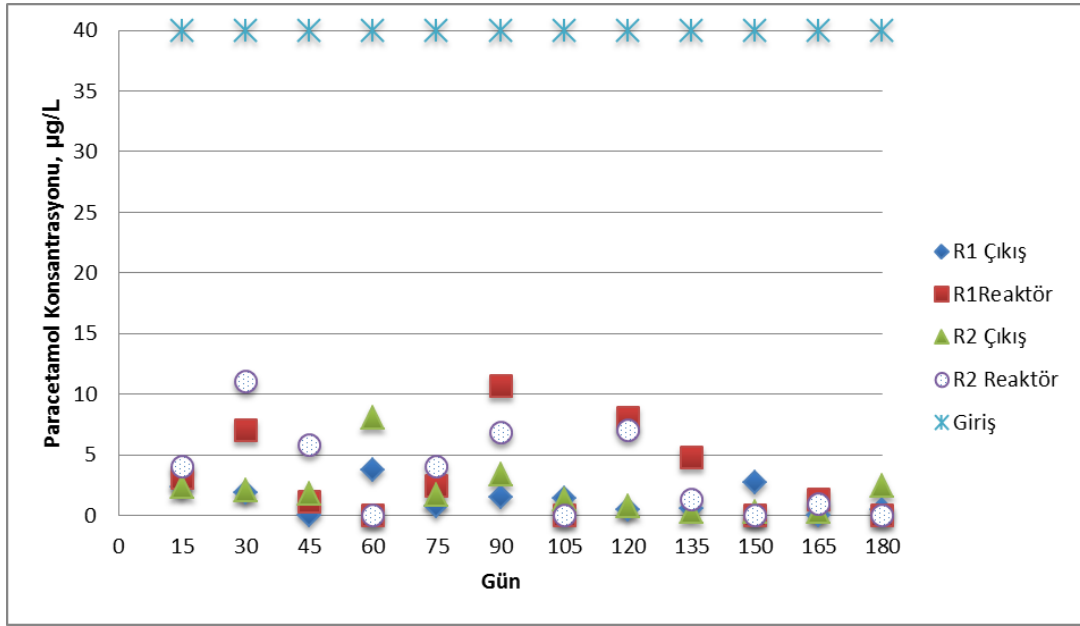


Şekil 5.60 MBR işletme süresince R2 reaktöründeki kirlenici giderim verimleri

Bu tez çalışmasında hastane atıksularının arıtımında özellikle mikrokirleticiler gibi parametrelerin giderim performanslarının incelenmesi hedeflenmiştir. Bu bağlamda mikrokirletici standartları ile stok mikrokirletici çözeltisi hazırlanarak sentetik hastane atıksuyuna ilave edilmiştir. Tüm mikrokirleticiler için 40 µg/L konsantrasyonunda stok çözelti hazırlanmış ve sistem işletildiği sürece bu konsantrasyonda sistem beslenmiştir. Mikrokirleticiler için seçilen bu giriş konsantrasyonu değeri hastane atıksuyunun karakterizasyon çalışmalarında tespit edilen mikrokirletici konsantrasyonları ve literatürdeki değerler dikkate alınarak belirlenmiştir. Reaktör girişinde, reaktör supernatandında ve reaktör çıkışında mikrokirletici konsantrasyonları tespit edilmiştir. Reaktör supernatandında mikrokirletici konsantrasyonlarının tespiti yapılarak mikrokirleticilerin gideriminde hangi mekanizmaların etkili olduğu belirlenmeye çalışılmıştır. Analizler 15 günde bir gerçekleştirilmiştir. Aktif çamur sistemlerinde mikrokirleticilerin gideriminde 4 mekanizma etkilidir. Bu mekanizmalar biyodegradasyon, oksidasyon, buharlaşma ve adsorpsiyondur. Mikrokirleticilerin biyodegradasyona karşı dirençli maddeler olduğu bilinmektedir. Bu sebeple mikrokirleticilerin gideriminde bu mekanizma çok etkili değildir. En etkili mekanizma adsorpsiyondur. Mikrokirleticiler ya lipofilik hücre membranına ya da hücre yüzeyine adsorplanırlar.

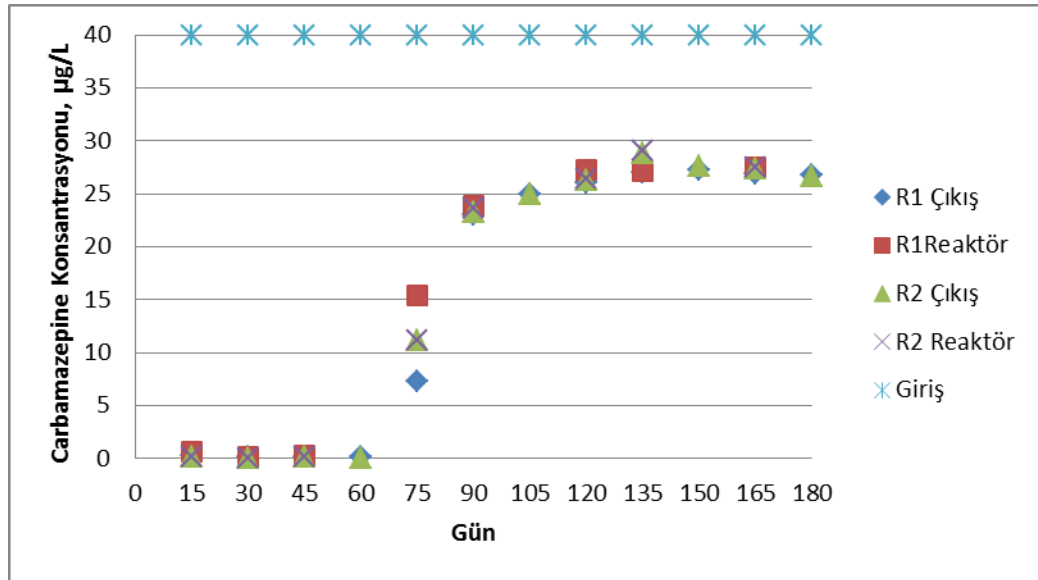
Şekil 5.61’de MBR sisteminin işletildiği sürede Parasetamol çıkış konsantrasyonlarının değişimi R1 ve R2 reaktörleri için verilmiştir. Parasetamol konsantrasyonları sistemin ilk

işletilmeye alındığı günlerden itibaren düşük seviyelerde tespit edilmiştir. Reaktörlerin işletildiği süre boyunca parasetamol konsantrasyonları hem reaktör çıkışında hem de reaktör supernatandında düşük konsantrasyonlarda ölçülmüştür. R1 ve R2 reaktörleri için parasetamol çıkış konsantrasyonları 5 µg/L'nin altında tespit edilmiştir.



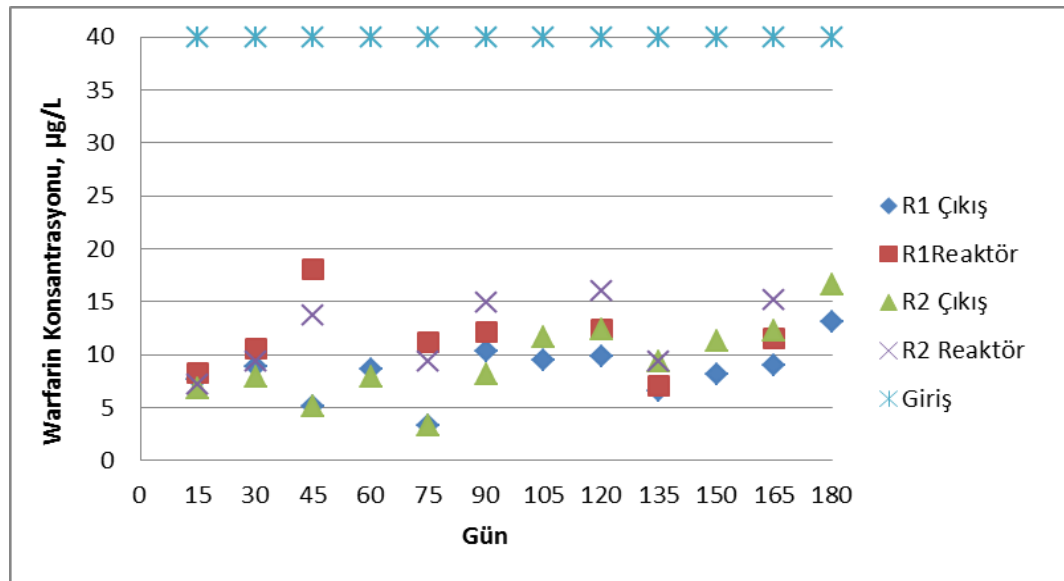
Şekil 5.61 Parasetamol konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

MBR sisteminin işletildiği süre boyunca Carbamazepine reaktör çıkışındaki konsantrasyonlarının ve reaktör süpernatantı konsantrasyonlarının değişimi R1 ve R2 reaktörleri için Şekil 5.62’de verilmiştir. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde reaktörlerin işletmeye alındığı günden 60. güne kadar Carbamazepine çıkış konsantrasyonlarının 1 µg/L’nin altında tespit edildiği görülmektedir. 60. günden sonra Carbamazepine konsantrasyonları artış göstermeye başlamış ve 120 günün ardından 25-30 µg/L konsantrasyon aralığında tespit edilmiştir. Mikrokirleticilerin aktif çamurdaki en etkin giderim mekanizmasının adsorpsiyon olduğu daha önce de açıklanmıştı. Carbamazepine ilk 60 gün boyunca adsorplanması neticesinde çıkış konsantrasyonları düşük seviyelerde tespit edilmiştir. Ancak bu süreden sonra adsorplama doygunluğa ulaşmış ve adsorpsiyon işletmenin ilk günlerindeki kadar etkin olmamıştır. Bu sebeple Carbamazepine çıkış konsantrasyonları yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir.



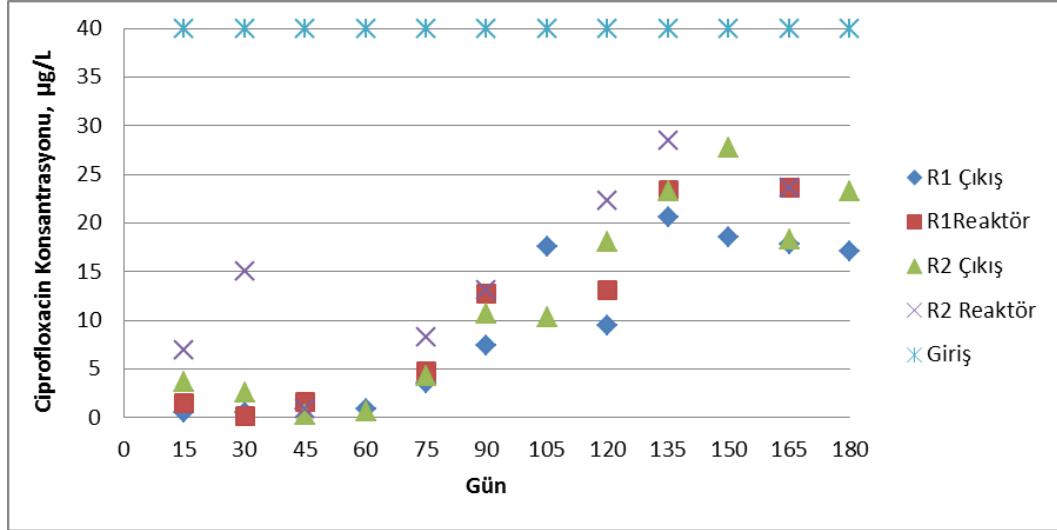
Şekil 5.62 Carbamazepine konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Warfarin reaktör çıkışı ve reaktör süpernatantındaki konsantrasyonlarının işletme süresince değişimi Şekil 5.63’de verilmiştir. Sistemin işletildiği süre boyunca warfarin çıkış konsantrasyonları benzer konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. En düşük warfarin çıkış konsantrasyonu 75. günde 5 µg/L’nin altında tespit edilmiştir. Genel olarak R1 ve R2 reaktörleri için çıkış konsantrasyonları benzerlik göstermektedir. MBR sistemi işletildiği süre boyunca Warfarin çıkış konsantrasyonları ortalama 5-20 µg/L aralığında tespit edilmiştir.



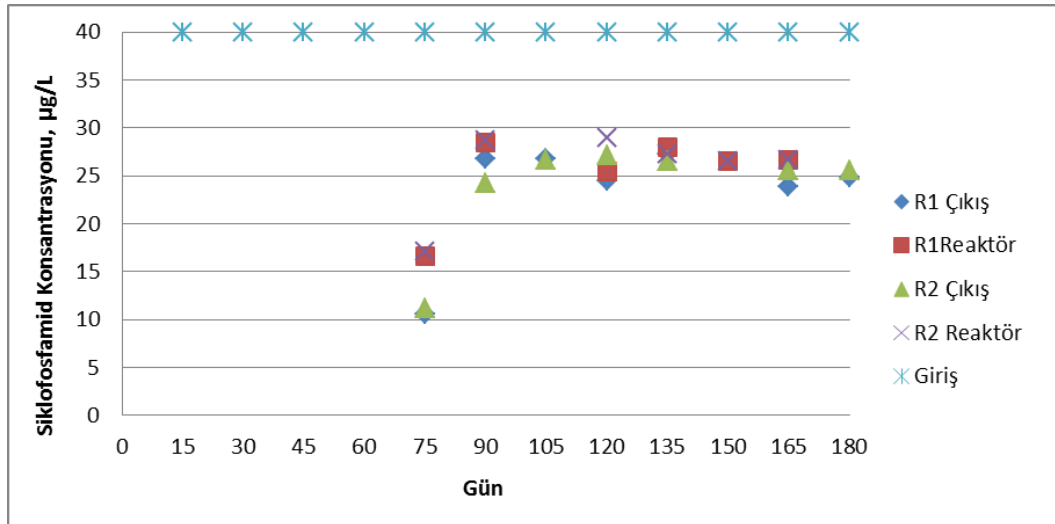
Şekil 5.63 Warfarin konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Ciprofloxacin konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi Şekil 5.64’de verilmiştir. Ciprofloxacin de Carbamazepine benzer bir eğilim göstermiştir. Sistemin ilk işletmeye alındığı günlerde çıkış konsantrasyonları 5 µg/L’nin altında tespit edilirken 60 günden sonra çıkış konsantrasyonları artmıştır. 135 güne kadar konsantrasyondaki artış devam etmiş ve sonrasında çıkış konsantrasyonları 15-25 µg/L seviyelerinde belirlenmiştir.



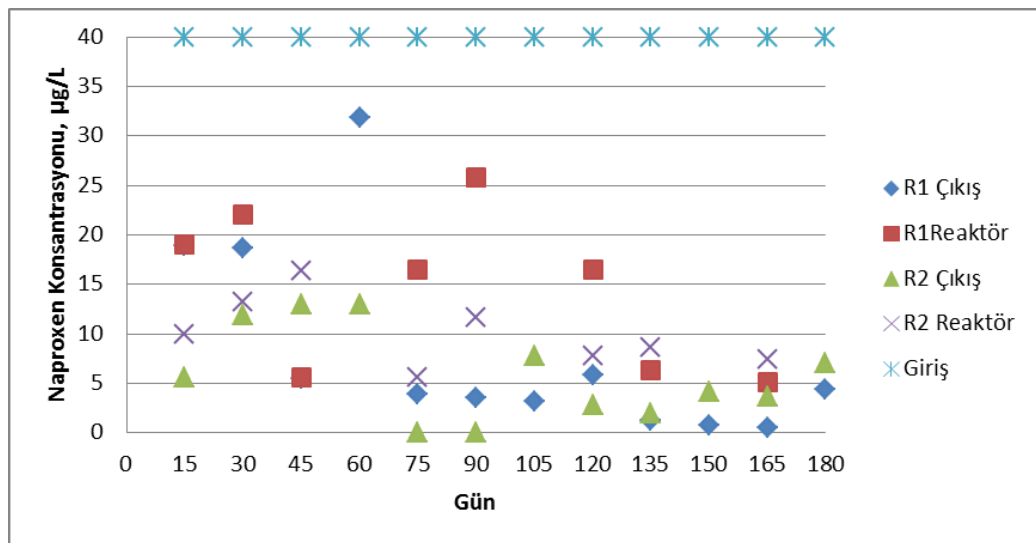
Şekil 5.64 Ciprofloxacin konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Şekil 5.65’de Siklofosfamid çıkış konsantrasyonlarının MBR işletme süresince olan değişimleri verilmiştir. Sistemin ilk 75 günlük süresinde siklofosfamid reaktör çıkışında ve reaktör suparnatantında tespit edilememiştir. Ancak bu çıkış konsantrasyonlarının sıfır olduğu anlamına gelmemektedir. Çıkış konsantrasyonlarının çok düşük seviyelere inerek sıfıra yaklaştığı için ölçüm aralığının çok altında kalmıştır. Bu sebeple çıkış konsantrasyonlarının tam değeri tespit edilememiş ve grafiğe işlenmemiştir. Bununla birlikte ilk 75 gün için siklofosfamid konsantrasyonlarının çok düşük seviyelerde olduğu söylenebilir. Siklofosfamid çıkış konsantrasyonları 75 günden 90 güne kadar artış göstermiş daha sonrasında belirli bir aralıkta sabitlenmiştir. 90 günden sonra siklofosfamid çıkış konsantrasyonları her iki reaktör için de 25-30 µg/L seviyelerinde tespit edilmiştir. Bu durum carbamazepine ve ciprofloxacin için elde edilen sonuçlara benzerlik göstermektedir.



Şekil 5.65 Siklofosmamid konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

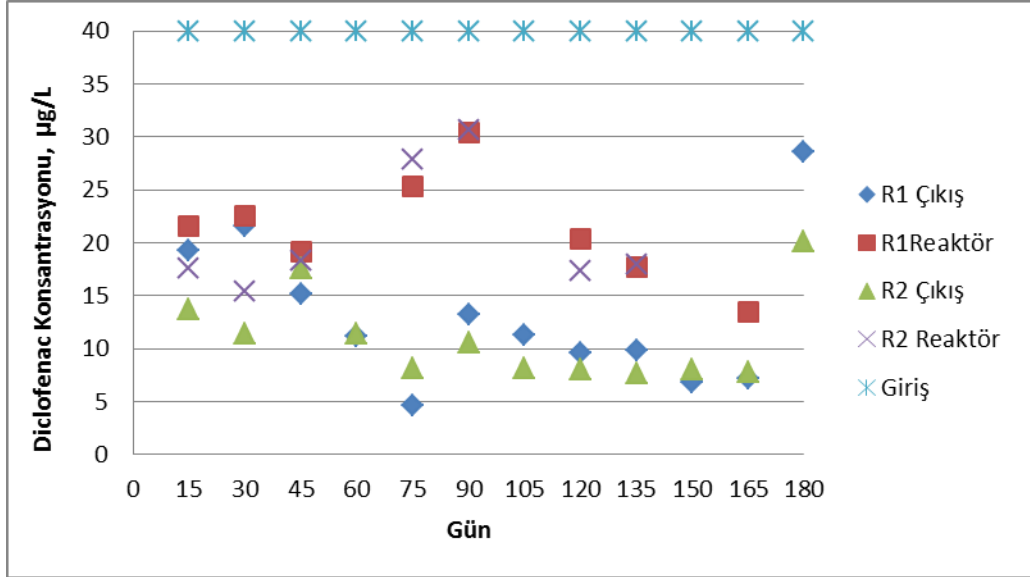
Naproxen için tespit edilen çıkış konsantrasyonlarının işletme süresince değişimi Şekil 5.66'da verilmiştir. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde naproxen için çıkış konsantrasyonlarının işletmenin ilk 75 gününde salınım gösterdiği görülmektedir. Diğer mikrokirleticilerde reaktör çıkış konsantrasyonu ve reaktör süpernatant konsantrasyonları paralellik gösterirken Naproxen için ilk 75 gün için aynı durum söz konusu değildir. 75 günlük işletme süresinden sonra naproxen çıkış konsantrasyonları azalmıştır ve birbiri ile paralellik göstermiştir. R1 ve R2 reaktörü için çıkış konsantrasyonları 5 µg/L'nin altında tespit edilmiştir.



Şekil 5.66 Naproxen konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

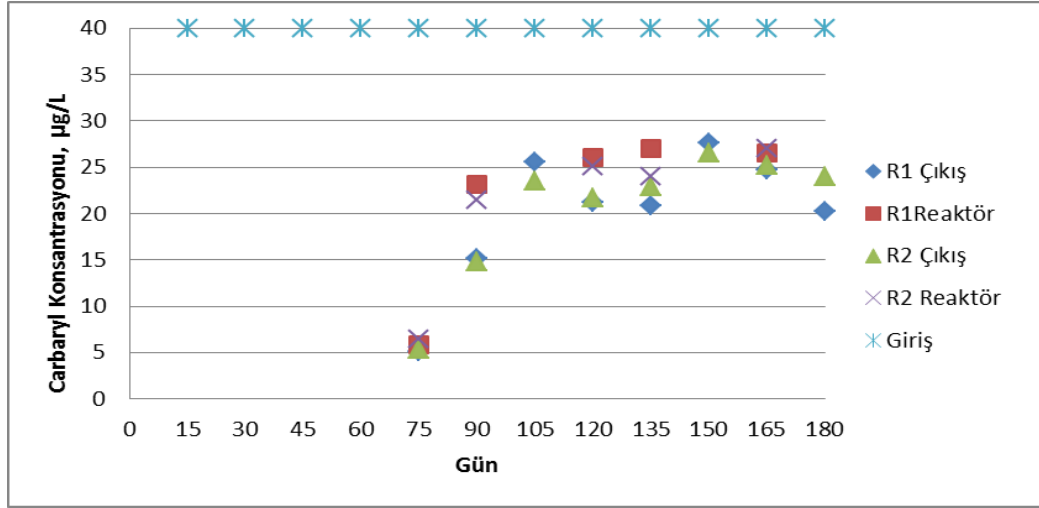
Diclofenac çıkış konsantrasyonlarının işletme süresince değişimi Şekil 5.67'de verilmiştir. Elde edilen değerler incelendiğinde reaktörlerin işletmeye ilk alındığı günlerde çıkış

konsantrasyonları 10-20 µg/L seviyelerinde tespit edildiği görülmektedir. Çıkış konsantrasyonları işletme süresince azalmaya devam etmiş ve R1 ve R2 reaktörleri için çıkış konsantrasyonları 5-10 µg/L seviyelerinde belirlenmiştir. 180. günde R1 ve R2 reaktörü için en yüksek çıkış konsantrasyonları tespit edilmiştir. R1 ve R2 180. günde çıkış konsantrasyonları sırasıyla 28 µg/L ve 20 µg/L olarak belirlenmiştir.



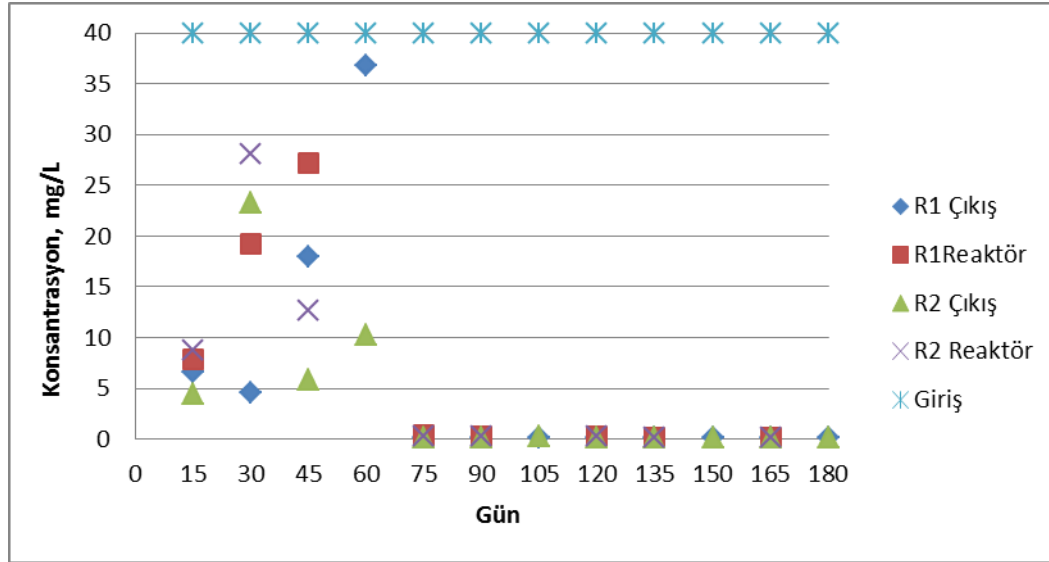
Şekil 5.67 Diclofenac konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Carbaryl çıkış konsantrasyonlarının sistemin işletildiği süre zarfında değişimi Şekil 5.68’de verilmiştir. Carbaryl, siklofosfaide benzeri bir davranış göstermiştir. İlk 75 günlük işletme süresinde carbaryl konsantrasyonu hiçbir çıkış numunesinde tespit edilememiştir. Daha sonra 105. güne kadar çıkış konsantrasyonları artış göstermiş ve ardından benzer konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. 75. günde R1 ve R2 reaktörleri için carbaryl çıkış konsantrasyonları 5 µg/L olarak belirlenmiş ve 105. günde her iki reaktör için de çıkış konsantrasyonu 25 µg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.68 Carbaryl konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Tris2butoxyEthylfosfat konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi Şekil 5.69'da verilmiştir. Tris2butoxyEthylfosfat çıkış konsantrasyonları her iki reaktör içinde ilk 60 günde çok salınım göstermiştir. 60 günden sonraki işletme süresinde tüm çıkış konsantrasyonları sıfıra yakın değerlerde tespit edilmiştir.



Şekil 5.69 Tris2butoxyEthylfosfat konsantrasyonlarının MBR işletme süresince değişimi

Ampicillin analizleri sırasında yaşanan teknik sorunlardan dolayı ampicillin çıkış konsantrasyonları MBR işletildiği sürede düzenli olarak tespit edilememiştir. Bu sebeple ampicillin için işletme süresince konsantrasyon değişim grafiği çizilmemiştir.

MBR ile giderimi incelen mikrokirleticiler için genel ortalama bir giderim verimi hesaplanamamıştır. Çünkü sistemin işletildiği süre zarfında giderim verimleri ciddi

salınımlar gösterdiğinden, giderim verimleri her parametre için aralık olarak verilmiştir (Çizelge 5.35).

Ayrıca Çizelge 5.35’de literatürde MBR ile yapılmış çeşitli çalışmalardan elde edilen mikrokirletici giderim verimleri özetlenmiş ve bu çalışmada MBR ile elde edilen mikrokirletici giderimleri ile kıyaslanmıştır. Çizelge 5.35’deki veriler incelendiğinde parasetamol giderim verimi bu çalışma için %79-100 arasında tespit edilmiştir. literatürdeki diğer çalışmalarda %90’nın üzerinde giderim verimleri elde edildiği görülmektedir.

Diclofenac için bu çalışmada giderim verimi %28 ile %83 arasında değişen değerlerde belirlenmiştir. Literatürdeki diğer sonuçlara bakıldığında %19 ile %100 arasında farklı değerlerde giderim verimleri tespit edilmiştir (Çizelge 5.35). özellikle MBR-PAC, MBR AC, MBR-GAC gibi modifiye MBR sistemlerinde giderim veriminin çok yüksek olduğu görülmektedir.

Naproxen için giderim verimleri bu çalışmada %53-100 arasında tespit edilmiştir. Literatürdeki diğer çalışmalarda naproxen giderim verimleri için sadece MBR kullanılan sistemlerde bu çalışmaya benzer sonuçlar elde edilirken, modifiye MBR sistemlerinde naproxen giderim verimi %95’in üzerinde belirlenmiştir (Çizelge 5.35).

Ciprofloxacin ve Carbamazepinin bu çalışmadaki giderim verimleri sırasıyla %41-99 ve %31-99,6 olarak tespit edilmiştir. Literatürdeki çalışmalarda Carbamazepine için giderim verimleri klasik MBR sistemleri için düşük değerlerde tespit edilmiş ve modifiye MBR sistemlerinde yüksek değerlerde tespit edilmiştir (Çizelge 5.35).

Bu çalışmada Siklofosfamid, Warfarin, Carbaryl ve Tris2butoxyEthylfosfat için giderim verimleri sırasıyla %32-73, %53-99, %3-87 ve % 42-97 olarak tespit edilmiştir.

Laboratuvar ölçekli MBR sistemi ile arıtımı gerçekleştirilen bu mikrokirleticilerin giderim verimleri işletme süresi boyunca salınım göstermiştir. Literatürde yapılan çalışmalarda MBR sistemine ilave bir arıtım ya da modifiye MBR sistemi kullanılarak mikrokirleticilerin giderim verimleri artırılmıştır.

Çizelge 5.35 Çeşitli çalışmalarda tespit edilmiş mikrokirletici giderim verimleri

Etken Madde	Giderim Verimi (%)	Sistem/Yöntem	Referans
Paracetamol	79 - 100	MBR	Bu çalışma
	99,6	MBR (Evsel Atıksu)	[195]
	91	MBR	[196]
	100	MBR – A.C.	[129]
	>99	MBR	[127]
	>99	MBR	[132]
Diclofenac	28 - 83	MBR	Bu çalışma
	87,4	MBR (Evsel Atıksu)	[195]
	20	MBR	[196]
	100	MBR – A.C.	[129]
	19 - 87	MBR	[197]
	>93	MBR-PAC	[197]
	>98	MBR-GAC	[197]
	>88	MBR - RO	[197]
	-5 ± 3	MBR	[127]
Naproxen	53 - 100	MBR	Bu çalışma
	99,3	MBR (Evsel Atıksu)	[195]
	40	MBR	[196]
	100	MBR – A.C.	[129]
	16 - 99	MBR	[197]
	>95	MBR-PAC	[197]
	>95	MBR-GAC	[197]

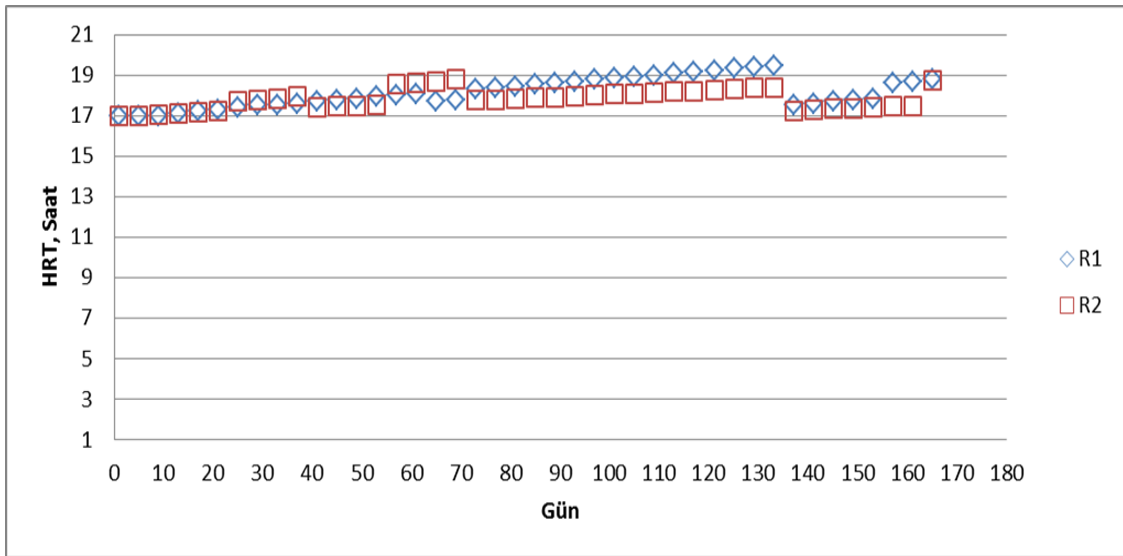
Çizelge 5.35 Çeşitli çalışmalarda tespit edilmiş mikrokirletici giderim verimleri (devamı)

Naproxen	>95	MBR - RO	[197]
	47±5	MBR	[127]
	<1	MBR	[132]
Ciprofloxacin	41 - 99	MBR	Bu çalışma
	>90	MBR	[127]
	18 - 41	MBR	[132]
Carbamazepine	31 – 99,6	MBR	Bu çalışma
	<10	MBR (Evsel Atıksu)	[195]
	24 - 58	MBR	[197]
	>95	MBR-PAC	[197]
	>98	MBR-GAC	[197]
	>82	MBR - RO	[197]
	-6 ± 12	MBR	[127]
	3 - 12	MBR	[132]
Siklofosfamid	32 - 73	MBR	Bu çalışma
	<20	MBR	[127]
Warfarin	53 - 99	MBR	Bu çalışma
Carbaryl	3 - 87	MBR	Bu çalışma
Tris2butoxyEthylfosfat	42 - 97	MBR	Bu çalışma

5.2.2.3 Membran Tıkanması ve Aktif Çamur Özellikleri

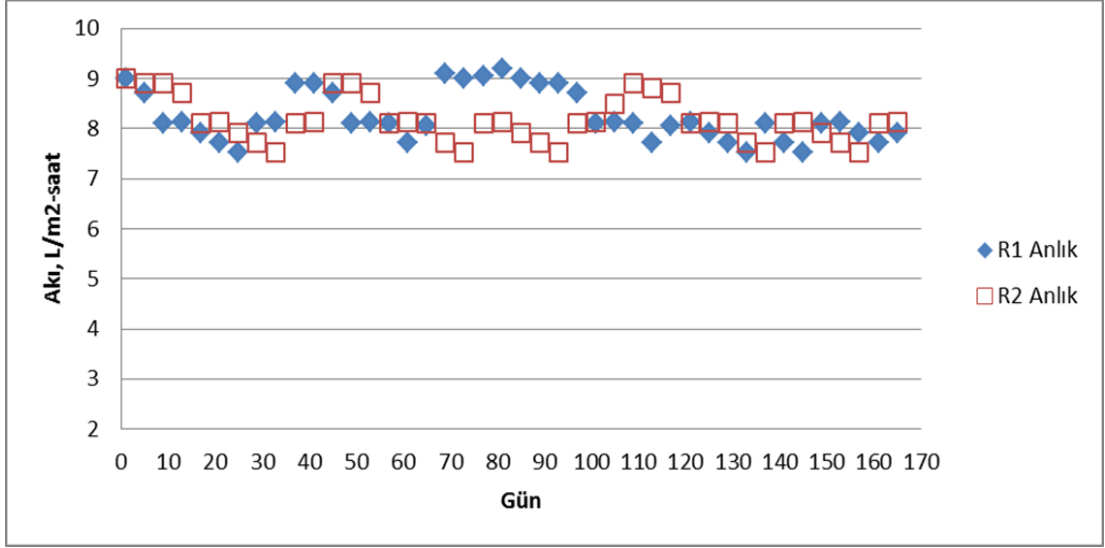
Hastane atıksularının arıtılması için kullanılan laboratuvar ölçekli MBR sisteminde membran tıkanması için sistemin HRT, TMP, akı ve permeabilite değerleri günlük olarak izlenmiştir.

Şekil 5.70’de MBR sisteminin işletildiği süre boyunca R1 ve R2 reaktörleri için HRT değişimleri verilmiştir. MBR’larda uygulanan yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı HRT değerleri klasik aktif çamur sistemlerine göre daha azdır. Sistemin ilk devreye alındığı zamalarda HRT 17 sa iken tıkanmaların oluşması ile HRT değeri artış göstermiştir. 18 sa çıkan HRT değeri membran yıkanmasıyla tekrar 17 sa olarak kaydedilmiştir. Sistem işletildiği sürece HRT değeri 17 sa ile 19 sa arasında değişim göstermiştir.



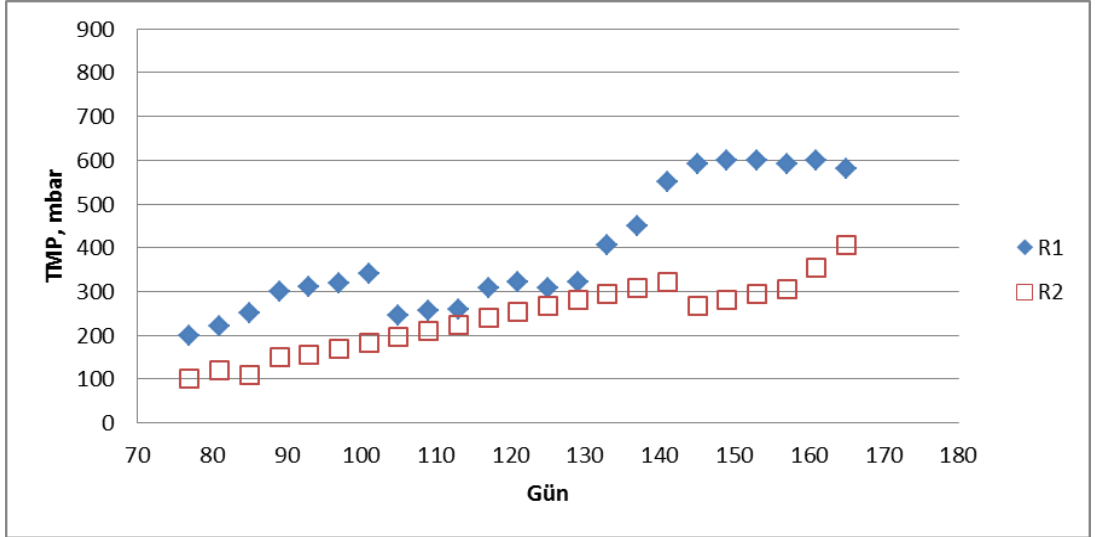
Şekil 5.70 MBR işletme süresince reaktörlerdeki HRT değişimleri

Şekil 5.71’de MBR sisteminin işletildiği süre boyunca R1 ve R2 reaktörleri için akı değişimleri verilmiştir. Sistem ilk işletmeye alındığında akı değeri 9 L/m²-sa iken tıkanmaların oluşmasıyla akı değerleri düşmeye başlamıştır. Sistemin işletildiği süre boyunca akı değeri 7-9 L/m²-sa aralığında tespit edilmiştir. MBR sisteminde tıkanmalar çok fazla olmadığı için ve geri yıkama ile giderilebildiğinden reaktörlerde akı değişimleri sistemin işletilmesini olumsuz etkileyecek boyutta olmamıştır.



Şekil 5.71 MBR işletme süresince reaktörlerdeki akı değişimleri

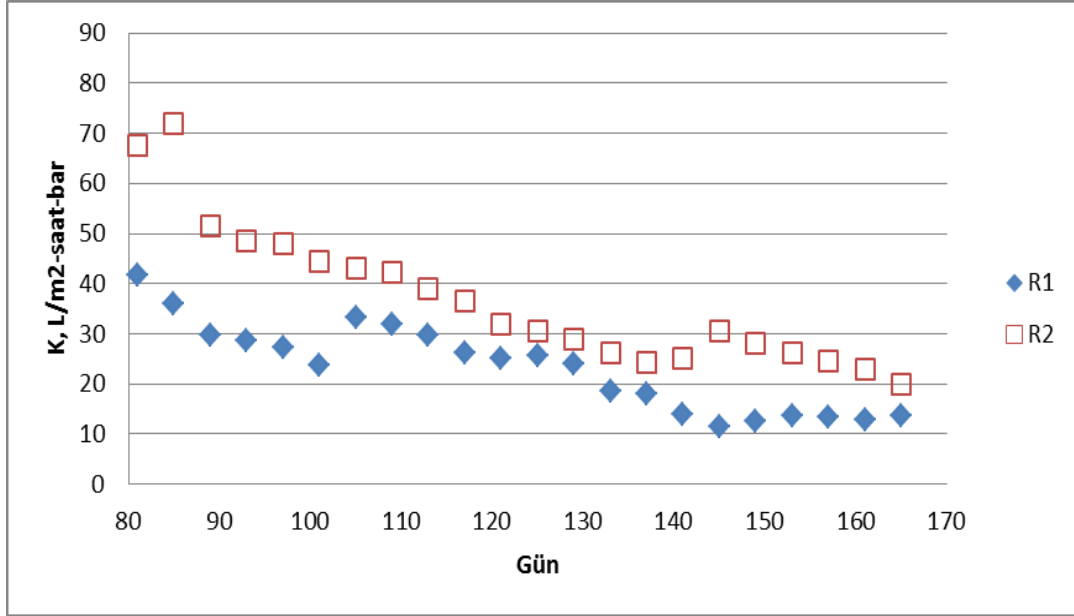
Şekil 5.72'de MBR sisteminin işletildiği süre boyunca R1 ve R2 reaktörleri için TMP değişimleri verilmiştir. R1 ve R2 reaktörleri için en yüksek ölçülen TMP değerleri sırasıyla 600 mbar ve 400 mbar olarak tespit edilmiştir. TMP değerleri geri yıkama ile düşmektedir. Sistemin tüm işletme süresinde membranlarda geri dönüşümsüz tıkanma oluşmadığı belirlenmiştir. Membranlara kimyasal temizleme işlemi yapılmamıştır.



Şekil 5.72 MBR işletme süresince reaktörlerdeki TMP değişimleri

Şekil 5.73'de MBR sisteminin işletildiği süre boyunca R1 ve R2 reaktörleri için permeabilite (K) değişimleri verilmiştir. Batık membranbiyoreaktörler daha düşük işletme akılarında çalıştırıldıkları için daha fazla geçirimsizliğe (permeabiliteye) dolayısıyla da daha fazla hidrolik verimsizliğe sahiptirler. Membranlardaki tıkanma membran

permeabilitesini sınırlandırmaktadır. R1 ve R2 reaktörleri için permeabilite değerleri işletmenin 140 gün sonrasında düşmeye başlamıştır. Bu sürelerde reaktörlerde TMP değerleri artış göstermiştir yani membran tıkanmasını meydana gelmiştir. Ancak bu tıkanmalar geri dönüşümsüz değildir ve sistem performansını olumsuz etkilememiştir.



Şekil 5.73 MBR işletme süresince reaktörlerdeki permeabilite değişimleri

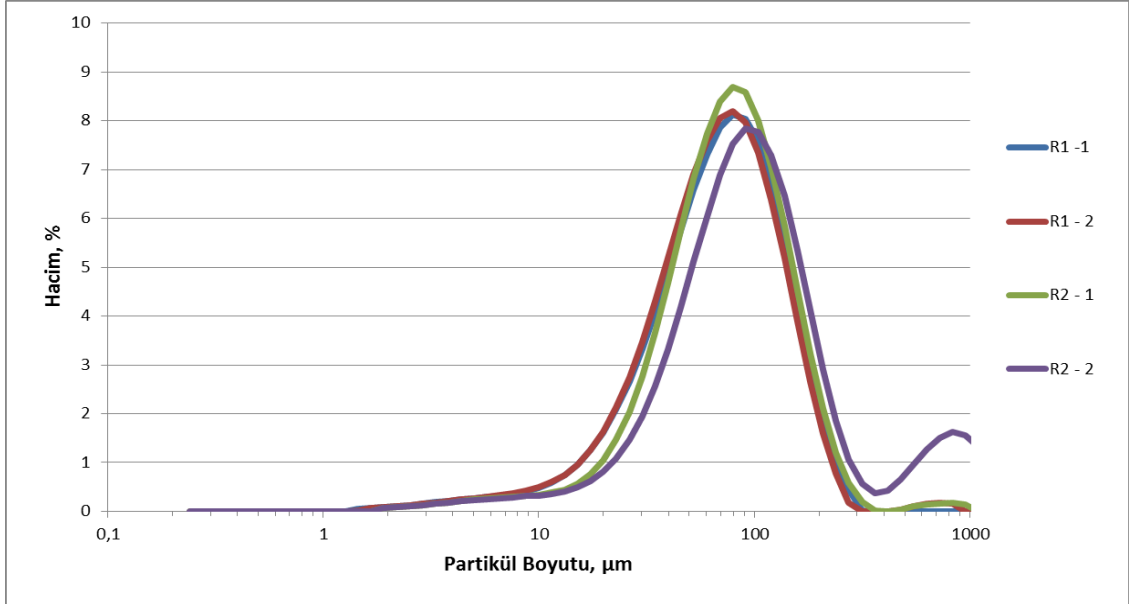
R1 ve R2 reaktörleri için kritik akı çalışması, kademeli akı (flux-step) modeliyle belirlenmiştir. Bu metoda göre, akılar kademeli olarak artırılıp sistem işletilmiş ve TMP değerleri ile süzüntü miktarları kayıt altına alınmıştır.

Elde edilen verilere göre her iki reaktör için de kritik akı 20 L/m²-sa olarak belirlenmiştir. Sistem 9 L/m²-sa değerinde yani kritik akının altında çalıştırılmıştır. Böylece ciddi tıkanma problemleri ile karşılaşılmamış ve sistem performansı tıkanma sebebiyle olumsuz etkilenmemiştir.

Deney süresince geri dönüşümsüz tıkanmanın gerçekleşip gerçekleşmediğini belirlemek amacıyla; sistem son akı kademesinden başlayarak aynı akı adımları ile tersine doğru geri yıkama işlemi gerçekleştirilmiştir. TMP değerleri, artırılan ve azaltılan kademelerde aynı akılarda kıyaslandığında geri dönüşümsüz tıkanma olmadığı tespit edilmiştir.

Şekil 5.74'de R1 ve R2 reaktörleri için aktif çamur partikül dane boyut dağılımları verilmiştir. Aktif çamurun partikül dağılımı filtrasyon, çökeltme gibi proselerde önem arz etmektedir. Partikül boyutlarına göre çamurun çökebilirliği hakkında yorum

yapılabilmektedir. R1 ve R2 reaktörleri için partikül dane boyut dağılımına bakıldığında her iki reaktöründe benzer özellikte olduğu görülmektedir. Ortalama partikül boyutu R1 ve R2 reaktörleri için tüm numunelerde 100 μm olarak belirlenmiştir. Bu değer hem çamurun iyi çökebilir özellikte olduğunu hem de mevcut MBR sistemi membranı gözeneklerinden geçemeyecek kadar büyük olduğunu göstermektedir.



Şekil 5.74 R1 ve R2 reaktörleri aktif çamur partikül dane boyut dağılımları

SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında özellikleri çok iyi bilinmeyen hastane atıksuyunun karakterizasyonun belirlenmesi ve hastane atıksuyunun arıtılabilirliğinin araştırılması amaçlanmıştır. Bu kapsamda öncelikle hastane atıksuyunun karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Ardından farklı arıtma metotları denenerek hastane atıksuyu arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Hastane atıksuyu ile yapılan uzun süreli karakterizasyon çalışmaları sonucunda; hastane atıksuyunda KOİ, BOİ₅, TOK, AKM, TKN, NH₄-N, pH, iletkenlik, Klorür, Ortofosfat, Toplam Fenol, AOX, Yüzey Aktif Madde parametreleri için ortalama konsantrasyonlar belirlenmiştir. Ayrıca saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel konsantrasyon değişimleri 2 yıl boyunca incelenmiştir. Toplam Fosfor, TN ve Ağır Metaller 1 yıl izlenerek ortalama konsantrasyonları tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra analiz sonuçları için standart sapma değerleri hesaplanmıştır.

Gerçekleştirilen analizlerden fizikokimyasal parametrelerin ortalama konsantrasyonları ve standart sapma değerleri; pH: 7,28±0,54, iletkenlik:1583,3 ±434 µs/cm, Klorür:435 ±86,88 mg/L, AKM:571±299 mg/L, KOİ:810±169,6 mg/L, BOİ₅:450±65,5 mg/L, TOK:104 ±27,77 mg/L, TKN:107±44,55 mg/L, NH₄-N: 2,2±0,75 mg/L, TN:124,1±89,6 mg/L, TP: 15,1±4,6 mg/L, Ortofosfat:7,22±1,44mg/L, AOX:11±3,51 mg/L, Yüzey Aktif Madde: 1,96 ±0,69 mg/L, Toplam Fenol: 2,26±0,58 mg/L, Cd: 40,5±26 µg/L, Cr: 451,7±213 µg/L, Cu: 164,4±185 µg/L, Pb:97±59,4 µg/L, Fe:1520,2±960 µg/L, Ni:80,3±73,6 µg/L, Zn:455,5 ±173,8 µg/L olarak tespit edilmiştir.

Klasik fizikokimyasal parametreler için bulunan ortalama değerler tipik evsel atıksu özelliği göstermiştir. KOİ ortalama konsantrasyonu 810 mg/L ve AOX ortalama konsantrasyonu 11 mg/L olarak bulunmuştur. Tespit edilen bu AOX konsantrasyonu evsel atıksulara göre yaklaşık 10 kat daha fazladır. Fizikokimyasal parametreler açısından evsel atıksulara göre AOX, T. Fenol, Klorür konsantrasyonları yüksek çıkmıştır. Özellikle AOX konsantrasyonun yüksek olması hastane atıksuyunun toksik özellik göstermesine ve evsel atıksudan farklı bir işlem görmesi gerekliliğini ortaya çıkarmaktadır. Aynı şekilde Toplam Fenol konsantrasyonunun da evsel atıksulara göre daha yüksek olması hastane atıksuyunun evsel atıksudan farklı bir atıksu türü olarak düşünölmesi gerektiğini göstermektedir. Fizikokimyasal parametreler hastane atıksuyunda, hastane faaliyetlerinin çeşitliliğine, sıklığına bağlı olarak ve gün içerisinde ya da farklı günlerdeki iş takvimine ve laboratuvar çalışmalarına göre farklılıklar göstermektedir.

Ayrıca hastane atıksuyunun mikrobiyolojik özelliklerini belirlemek amacıyla yaklaşık 2 yıl boyunca alınan numunelerde; *Toplam Koliform*, *Entrococci*, *Staphylococci*, *Salmonella* ve *Pseudomonas aeruginosa* analizleri gerçekleştirilerek, ortalama sayıları sırasıyla; 31×10^9 , 36×10^7 , 14×10^7 , 35×10^5 ve 12×10^7 adet/100 mL olarak belirlenmiştir. Bunun yanı sıra toplam bakteri analizleri yapılarak hangi bakteri türünün baskın olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışmada hastane atıksuyunda en baskın tür Toplam Koliform bakterileri olarak tespit edilmiştir. Ayrıca bakteriyel popülasyonun saatlik, günlük, aylık ve mevsimsel değişimi incelenmiştir. Hastane atıksularında evsel atıksulara göre daha az miktarda bakteri üremesi beklenir. Bunun sebebi olarak hastane atıksuyunda bulunan toksik ve/veya inhibe edici özellikteki maddelerin bakteri üremesini yavaşlatacağı düşünölmektedir. Hastane atıksularında bakterilerle ilgili en ciddi durum antimikrobiyal direncin oluşmasıdır. Bakterilerin antibiyotiklere karşı göstermiş olduğu bu direnç öncesinde antibiyotiğe maruz kalarak antibiyotiğ tanımarı ve gelecek nesillere bunu aktararak antibiyotiklere karşı kendilerini koruma altına almasıdır.

Hastane atıksularının ekotoksikolojik özelliklerinin belirlenmesi için genotoksisite, mutajenite ve 2 akut toksisite testi gerçekleştirilmiştir. Testlerin birbiri ile kıyaslanabilmesi için aynı numunelerde 4 farklı toksisite testi eş zamanlı olarak gerçekleştirilmiştir. Ayrıca hastane atıksuyunun günlük ve mevsimsel toksisite

özelliklerinin nasıl değişim gösterdiğini görmek için haftanın farklı günlerinde ve 4 mevsimi temsil edecek şekilde numuneler alınmış ve numunelerde toksisite testleri yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda tüm günlerde alınan numunelerin toksik özellik taşıdığı tespit edilmiştir. Hastanedeki faaliyetlere bağlı olarak atıksuya gelen kirleticiler ve yoğunlukları farklılık gösterdiği için farklı günlerde farklı toksik etkiler oluşmaktadır ama alınan her numune genotoksik ve/veya mutajenik ve/veya akut toksik özelliği göstermiştir. Gün bazında toksik özellikler incelendiğinde Cuma günü alınan numunelerde tüm testlerde pozitif sonuç elde edilmiştir yani hem genotoksik hem de mutajenik ve akut toksik özelliği gösterdiği belirlenmiştir. Bunun temel sebeplerinden biri Cuma günü tanı laboratuvarlarında gerçekleşen faaliyetlerdir. Hastanedeki tanı, tedavi ve/veya temizlik vs. faaliyetlerine bağlı olarak atıksuya gelen kirleticiler ve yoğunlukları farklılık gösterdiği için farklı günlerde farklı toksik etkiler oluşmaktadır.

Hastane atıksuyunda mikrokirleticileri tespit etmek amacıyla Parasetamol, Ciprofloksacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosfamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate analitleri seçilmiş ve hastane atıksuyundaki konsantrasyonları tespit edilmiştir. Parasetamol, Carbamazepine, Ciprofloksacin ve Diclofenac tüm numunelerde tespit edilirken diğer mikrokirleticiler bazı numunelerde ya çok yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiş ya da hiç bulunamamıştır. Mikrokirleticiler hastane atıksuyunda 1 yıl boyunca izlenmiş ve aylık ve mevsimler değişimleri incelenmiştir. Mikrokirleticiler için tespit edilen konsantrasyonların genel ortalaması ve standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Buna göre Parasetamol, Diclofenac, Naproxen, Ciprofloksacin, Ampicilin, Carbamazepine, Siklofosfamid, Warfarin, Carbaryl, Tris(2butoxyethyl)phosphate mikrokirleticileri için ortalama konsantrasyonlar sırasıyla $29,886 \pm 20,35 \mu\text{g/L}$, $0,110 \pm 0,29 \mu\text{g/L}$, $0,824 \pm 0,67 \mu\text{g/L}$, $2,386 \pm 1,61 \mu\text{g/L}$, $8,256 \pm 11,87 \mu\text{g/L}$, $1,042 \pm 1,32 \mu\text{g/L}$, $2,234 \pm 1,68 \mu\text{g/L}$, $1,950 \pm 0,65 \mu\text{g/L}$, $1,825 \pm 0,71 \mu\text{g/L}$, $2,578 \pm 1,48 \mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir.

Hastane atıksuyunda en yüksek konsantrasyonları ölçülen ilaç etken maddesi Parasetamoldür. Aylara göre mikrokirletici konsantrasyonları değişiklikler göstermektedir. Bu durum hastalıkların olduğu dönemlerin farklılık göstermesi ile açıklanabilir. Grip, soğuk algınlığı gibi hastalıklar bahar ve kış aylarında artmakta iken yaz aylarında daha az görülmektedir. Bu tarz hastalıklarda kısa süreli ilaç kullanımları söz konusudur ve bu

durum atıksuda bu ilaç etken maddelerinin konsantrasyonlarında değişime neden olmaktadır.

Mikrokirleticilerin toksik özelliklerini belirlemek için Daphnia F. Magna akut testi ve mutajenite testleri yapılmıştır. Hastane atıksuyunda karakterizasyon çalışmalarında tespit edilen Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid için mutajenik etki gösterip göstermediği ve akut toksisite testi daphnia magna ile bu ilaç etken maddelerinin EC50 değerleri belirlenmiştir. Mevcut durumda hastane atıksuyunda bulunan mikrokirletici konsantrasyonlarının mutajeniteye sebep olabileceği görülmüştür. Akut toksiste testi sonuçlarına göre, EC50 değerleri sırasıyla, Carbamazepine için 56 µg/L, Ciprofloxacin için 10 µg/L, Paracetamol için 32 µg/L, Ampicilin için 32 µg/L ve Siklofosfamid için 18 µg/L olarak belirlenmiştir.

Hastane atıksuyunun süperkritik su oksidasyonu (SCWO) ile arıtım çalışmalarında optimum reaksiyon sıcaklığı 450°C, optimum reaksiyon süresi 60 sn olarak belirlenmiştir. Ayrıca yapılan oksidant taraması sonucu en iyi verimin % 100 oksidant oranında elde edildiği görülmüştür. Mikrokirleticilerin giderimi için Paracetamol, Ciprofloxacin, Carbamazepine, Ampicilin ve Siklofosfamid standartları ile sentetik mikrokirletici çözeltisi hazırlanarak arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Optimum işletme şartlarında 5 mikrokirletici için de ortalama giderim verimi % 99 ve üzeri elde edilmiştir. Hastane atıksuyundaki kirleticilerin giderimlerini belirlemek için gerçek hastane atıksuyu ile optimum işletme şartlarında süperkritik su oksidasyonu ile arıtım çalışması gerçekleştirilmiştir. SCWO arıtımı sonrası çıkış suyunda hiçbir bakteri türü tespit edilmemiştir. Kirletici parametreler KOİ, BOİ₅, TOK, NH₄-N, TKN , TN, AKM, Toplam Fosfor, Ortofosfat, Toplam Fenol, AOX ve Yüzey Aktif Madde için giderim verimleri sırasıyla %91, %93, %94, %77, %90, %96, %98, %90, %96, %78,5, %79 ve %83 olarak tespit edilmiştir. Ayrıca mikrokirleticiler Paracetamol, Warfarin, Carbamazepine, Ciprofloxacin, Siklofosfamid, Ampicillin, Naproxen, Diclofenac ve Tris(2butoxyethyl)phosphate için giderim verimleri sırasıyla %99,9, %72, %84, %97,6, %83, %87, %73, %81 ve %91,9 olarak tespit edilmiştir.

Hastane atıksuyunun MBR ile yapılan arıtma çalışmaları, 4 L hacminde 2 reaktör ile 30 gün çamur yaşında aerobik olarak işletilmiş ve sentetik hastane atıksuyu ile çalışmalar

gerçekleştirilmiştir. Reaktörler aynı işletme şartlarında işletilmiştir. Sistem otomasyona bağlı olarak besleme miktarı, süzüntü miktarı ve TMP izlemesi yapılmıştır ve günlük olarak değerler kaydedilmiştir. Sistemin işletme performansı için Sıcaklık, pH, Çözünmüş Oksijen, MLSS, MLVSS ve HRT günlük olarak takip edilmiştir. MBR sisteminde hastane atıksuyunda tespit edilen Parasetamol, Ciprofloksacin, Carbamazepine, Ampicilin, Diclofenac, Carbaryl, Siklofosamid, Naproxen, Warfarin, Tris(2butoxyethyl)phosphate ile AOX, KOİ BOİ₅, TKN, NH₄-N, fosfor giderimleri izlenmiştir. Ayrıca membran tıkanma özelliklerinin belirlenmesi için TMP değerleri takip edilmiştir ve kritik akı çalışmaları gerçekleştirilmiştir. MBR sisteminin işletildiği sürede AOX giderim verimi 2 reaktör için de ortalama % 32'dir ve KOİ giderim verimi ortalama %95'dir. Mikrokirleticilerin giderim verimleri Parasetamol için ortalama %90 olarak bulunmuştur ve diğer mikrokirleticilerin giderim verimleri reaktörlerin işletildiği sürede çok fazla salınım gösterdiğinden ortalama bir değer hesaplanamamıştır. Mikrokirleticilerin birçoğu işletmenin başlarında yüksek giderim verimlerle giderilirken zamanla giderim verimleri ile giderilirken zamanla giderim verimi düşmüştür. Mikrokirleticiler aktif çamur üzerine adsorplanarak atıksudan uzaklaşmaktadır ve zamanla adsorpsiyon işlemi doygunluğa ulaşmaktadır. Bu durum mikrokirleticilerin giderim verimini düşürmektedir. Reaktörler işletildiği sürece kritik akının üstüne çıkılmamıştır ve membran tıkanması geri yıkamalarla giderilmiştir. Membranların kimyasal temizlemesine gerek duyulmamıştır. HRT değerleri zamanla membran tıkanması ile artmıştır ama sistemin işletilmesini etkileyecek değerlere ulaşmamıştır.

Bu tez çalışmasından elde edilen sonuçlara göre hastane atıksuyu mikrokirleticiler ve AOX gibi parametreleri yüksek konsantrasyonda içeren toksik etkilere sahip bir atıksudur. Hastane atıksuları evsel atıksularla benzer fizikokimyasal özellikler gösterse de içeriğindeki özel kirleticiler açısından ciddi farklılıklar göstermektedir. Bu sebeple hastane atıksularının evsel atıksulardan özellikle farklı düşünülmesi ve hastanede oluşan atıksuların ayrı toplanarak doğrudan şehir kanalizasyonuna verilmesi engellenmelidir. Hastanelerdeki mevcut altyapı sistemleri değiştirilerek hastanede oluşan atıksuların ayrı toplanabilmesine olanak sağlanmalıdır. Atıksu kaynakları içerisinde hastane atıksuları evsel ve endüstriyel atıksular gibi farklı bir atıksu türü olarak kabul edilmelidir.

Hastane atıksularının oluşumuna sebep olan hastane faaliyetlerinin ve bu faaliyetler sonucu oluşan atıkların kapsamlı bir şekilde ortaya konması gereklidir. Mevcut sistemde ve yönetmeliklerde bu konuda ciddi bir eksiklik vardır. Bu sebeple hastanede oluşan sıvı atıkların ve/veya atıksularının yönetiminde ciddi problemler yaşanmaktadır. Mevzuat ve pratik uygulama açısından gerekli çalışmalar yapılarak hastane atıksularının yönetimi konusundaki eksiklik giderilmelidir.

Hastane atıksularında bulunan mikrokirleticilerin birçoğu evsel atıksuda ve yüzeysel sularda da tespit edilebilmektedir. Ancak hasta ve ilaç kullanan kişiler bir noktada toplanmaları ve yatarak tedavi gören hastaların bulunması hastanede mikrokirleticilerin konsantrasyonlarının noktasal olarak artmasına sebep olmaktadır. Bu tez çalışmasında bazı mikrokirleticilerin hastane atıksuyundaki konsantrasyonları ve değişimi incelenmiştir. Bunun yanı sıra toksik özellikleri araştırılmıştır. Ancak mikrokirleticilerle ilgili çalışmalar artırılarak mikrokirleticilerin ekosistemdeki davranışlarının nasıl olduğuna ve özelliklerine dair daha detaylı bilgi sahibi olunması gereklidir. Her mikrokirletici için deşarj limitlerinin belirlenmesi ve bunların kontrolü için ilgili yönetmeliklerin düzenlenmesi gereklidir.

Ayrıca hastane atıksuyu kompozisyonunun kapsamlı karakterizasyon çalışmaları ile belirlenmesi gereklidir. Yapılan bu tez çalışması ile ülkemizde ilk defa hastane atıksuları ile ilgili bu kadar ayrıntılı bir karakterizasyon çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma hastane atıksularının karakterizasyonu ile ilgili olarak literatürde bir kaynak oluşturacak ve yapılacak çalışmalar için yol gösterecektir. Ancak hastane atıksuları ile ilgili çalışmaların arttırılması gereklidir. Genel bir hastane atıksuyu kompozisyonu ortaya konmalıdır.

Hastane atıksularının şehir kanalizasyonuna verilmeden önce arıtılması gereklidir. Bu tez çalışmasında, az yer kaplayan ve yüksek verimli arıtma alternatifleri hastane atıksularının arıtılması için denenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre MBR'lerin tek başına hastane atıksuyundaki kirleticilerin giderimi için yeterli olmadığı ve ilave yöntemlere ihtiyaç duyulduğu görülmüştür. Literatürdeki çalışmalarda MBR sistemi modifiye edilerek giderim verimleri artırılmıştır. Hastane atıksularının MBR ile arıtılması için ileri arıtım yöntemlerinin ilave edilmesi veya modifiye bir MBR sisteminin

kullanılması gereklidir. Ayrıca mikrokirleticilerin gideriminde etkili olan mikrobiyal türlerin belirlenmesi gereklidir.

Bu tez çalışmasında hastane atıksularının arıtılması için kullanılan diğer bir yöntem süperkritik su oksidasyonudur. Bu yöntem hastane atıksuyunun arıtılması için dünyada ilk defa bu tez çalışmasında kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre hastane atıksuyundaki kirletici giderim verimleri oldukça yüksek olarak tespit edilmiştir. Özellikle AOX ve mikrokirleticiler gibi biyodegradasyona dirençli parametrelerde yüksek giderimler sağlanmıştır. Ayrıca reaktör çıkışında hiçbir bakteri türü tespit edilmemiştir. İlave bir arıtım adımına gerek kalmadan kirleticilerinin giderimleri yüksek bir verimle sağlanmıştır. SWCO sisteminde reaksiyon süresinin saniyeler mertebesinde olması da ayrı bir avantaj olarak yöntemi öne çıkarmaktadır. Bu nedenle bu sistemin daha fizibil kullanılabilmesi için sistemin geliştirilmesi için gerekli çalışmalar yapılmalıdır. Litretürde tam ölçekli kullanılan sistemler mevcuttur. Hastane atıksuyunun arıtılması için SCWO gerekli çalışmalar yapılarak tam ölçekli tasarlanarak kullanılabilir ya da daha küçük hacimli çalışmalarda kullanılabilir. Örneğin hastane laboratuvarlarında oluşan sıvı atıkların ayrı toplanarak süperkritik su oksidasyonu ile arıtıldıktan sonra deşarj edilmesi sağlanabilir.

Hastane atıksularının karakterizasyonunun belirlenmesi ve arıtılabiliriliğinin araştırıldığı bu çalışma ile gerek ülkemizde gerek diğer ülkelerde yapılan kısıtlı çalışmalara katkı sağlanmıştır. Hastane atıksularının su kaynakları için önemli bir kirlilik kaynağı olduğu ve kontrollü bir şekilde toplanıp, arıtılması gerektiği ortaya çıkmıştır. Bu konuda gerekli çalışmaların artırılması ve hızlanması gereklidir. İnsan sağlığını korumak ve iyileştirmek için hizmet veren bu sağlık kuruluşlarının ekosisteme olan zararlı etkileri ortadan kaldırılarak insan sağlığına dolaylı yoldan zarar vermesi engellenmelidir.

KAYNAKLAR

- [1] Tomatis, L., (1979). "The Predictive Value of Rodent Carcinogenicity Tests in the Evaluation of Human Risks", *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, 19: 511-530.
- [2] Ekhaïse, F. ve Omavwoya, B., (2008). "Influence of Hospital Wastewater Discharged from University of Benin Teaching Hospital (UBTH), Benin City on its Receiving Environment", *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, 4(4): 484-488.
- [3] Nuñez, L. Ve Moretton, J., (2007). "Disinfectant-Resistant Bacteria in Buenos Aires City Hospital Wastewater", *Brazilian Journal of Microbiology*, 38:644-648.
- [4] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2015). Sağlık İstatistikleri Yıllığı 2014, Yayın No:1010, Ankara.
- [5] Demir A., Şengün R.B. ve Özkaya B., (2002). "The Management of Medical Wastes in Istanbul", *ISWA-2002 Appropriate Environmental and Solid Waste Management and Technologies for Developing Countries*, 8-12 July 2002, Istanbul.
- [6] Eker, H. H., Bilgili, M. S., Sekman, E., ve Top, S. (2010). "Evaluation of the regulation changes in medical waste management in Turkey", *Waste Management & Research*, 28(11):1034-1038.
- [7] Ekhaïse, F.O., Ighosewe, O.U. ve Ajakpori O.D., (2008). "Hospital Indoor Airborne Microflora in Private and Government Owned Hospitals in Benin City, Nigeria", *World J Med Sci.*, 3(1):34–38.
- [8] Birpınar, M. E., Bilgili, M. S., ve Erdogan, T., (2009). "Medical waste management in Turkey: A case study of Istanbul", *Waste Management*, 29(1):445-448.
- [9] Daughton, C.G. ve Ternes, T.A., (1999). "Pharmaceuticals And Personal Care Products In The Environment: Agents Of Subtle Change", *Environ. Health Persp.* 107(6):907–938.
- [10] Heberer, T., (2002). "Occurrence, Fate, And Removal Of Pharmaceutical Residues In The Aquatic Environment: A Review Of Recent Research Data", *Toxicol. Lett.*, 131:5–17.

- [11] Verlicchi, A., Galletti, A., Petrovic, M. ve Barcelo, D., (2010). "Hospital Effluents As A Source of Emerging Pollutants: An Overview Of Micropollutants and Sustainable Treatment Options", Journal of Hydrology, 389:416-428.
- [12] Kümmerer, K., (2001). "Drugs In The Environment: Emission Of Drugs, Diagnostic Aids And Disinfectants Into Wastewater By Hospitals In Relation To Other Sources – A Review", Chemosphere, 45:957-969.
- [13] Onesios, K.M., Yu, J.T. ve Bouwer, E.J., (2009). "Biodegradation And Removal Of Pharmaceuticals And Personal Care Products İn Treatment Systems: A Review", Biodegradation, 20:441-466.
- [14] Taşlı, R., Mikrokirleticilerin Atıksu Arıtma Tesislerindeki Akıbeti ve Yüzeysel Sularda Azaltılması için Alınacak Önlemler, http://www.nihankara.org/wp-content/uploads/2013/09/Ders-5-RuyaTasli_NIHA_YazOkulu_Sunus.pdf, 25 Kasım 2014.
- [15] Sarıgül, E., Tıbbi Sıvı Atıkların Nötralizasyon ve Dezenfeksiyonu, http://www.tehlikeliatik.com/public/dosyalar/Sunumlar/tibbi_atiklar/tibbi-sivi-atiklar.pdf, 02 Eylül 2015.
- [16] World Health Organization, (1999) "Guidelines for safe disposal of unwanted pharmaceuticals in and after emergencies", Geneva, Switzerland. pp: 180 http://www.who.int/water_sanitation_health/medicalwaste/002to019.pdf
- [17] Marcos, R., (2014). Hospital Wastewater Treatment By Using A High Pressured Membrane Filtration System, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [18] Özcan, E., (2014), Türkiye de Atıksu Yönetimi, <http://www.csb.gov.tr/db/tay/webmenu/webmenu13378.pdf>, 2 Ocak 2015.
- [19] Top, S. ve Bilgili, M.S., (2012). "Hastane Atıksularının Özellikleri ve Yönetimi", 1.Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 29-30 Kasım 2012, İstanbul.
- [20] Laboratuvar ve Diyaliz Atıkları İçin Rehber (Taslak) http://www.turkbiyokimyadernegi.org.tr/dosyalar/belgeler/haber/Lab_ve_Diyaliz_Atu0131klaru0131_Rehber_u00C7alu0131u015Fmasu0131_14_Temmuz_2014.pdf, 15 Ekim 2015.
- [21] Massachusetts Water Resources Authority Water Use Case Study: Norwood Hospital, <http://www.mwra.state.ma.us/04water/html/bullet1.htm>.
- [22] Emmanuel, E., Perrodin, Y., Keck, G., Blanchard, J.M. ve Vermande, P., (2005). "Ecotoxicological Risk Assessment Of Hospital Wastewater: A Proposed Framework For Raw Effluents Discharging Into Urban Sewer Network", J. Hazard. Mater., A117:1-11.
- [23] Emmanuel, E., Perrodin, Y., Keck, G., Blanchard, J.M. ve Vermande, P., (2002). "Effect Of Hospital Wastewater On Aquatic Ecosystem", XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Cancún, México, 27-31 October 2002, Meksika.

- [24] Emmanuel E., Pierre, M.G. ve Perrodin, Y., (2009). "Groundwater Contamination by Microbiological and Chemical Substances Released from Hospital Wastewater: Health Risk Assessment for Drinking Water Consumers", *Environment International*, 35:718-726.
- [25] Boillot, C., Bazin, C., Tissot-Guerraz, F., Droguet, J., Perraud, M., Cetre, J.C., Trepo, D. ve Perrodin, Y., (2008) "Daily physicochemical, Microbiological And Ecotoxicological Fluctuations Of A Hospital Effluent According To Technical And Care Activities", *Sci. Total Environ.* 403:113–129.
- [26] Jones, O., Voulvoulis, N. ve Lester, J. (2001). "Human Pharmaceuticals In The Aquatic Environment – A Review", *Environ. Technol.* 22:1383–1394.
- [27] Kolpin, D., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurmann, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B. ve Buxton, H.T., (2002). "Pharmaceuticals, Hormones, And Other Organic Wastewater Contaminants In U.S. Streams, 1999–2000: A National Reconnaissance", *Environ. Sci. Technol.* 36:1202–1211.
- [28] Andreozzi, R., Raffaele, M., ve Nicklas, P., (2003). "Pharmaceuticals In STP Effluents And Their Solar Photodegradation In Aquatic Environment", *Chemosphere*, 50: 1319–1330.
- [29] Petrovic, M., Gonzalez, S. ve Barcelo, D., (2003). "Analysis And Removal Of Emerging Contaminants In Wastewater And Drinking Water", *Trends in Analytical Chemistry TrAC*, 22(10):685–696.
- [30] Snyder, S.A., Westerhoff, P., Yoon, Y. ve Sedlak, D.L., (2003). "Pharmaceuticals, Personal Care Products, And Endocrine Disruptors In Water: Implications For The Water Industry", *Environ. Engng. Sci.*, 20(5):449–469.
- [31] Debska, J., Kot-Wasik, A. ve Namiesnik, J.,(2004). "Fate And Analysis Of Pharmaceutical Residues In The Aquatic Environment", *Crit. Rev. Anal. Chem.*, 34(1):51–67.
- [32] Pauwels, B. ve Verstraete, W., (2006). "The Treatment Of Hospital Wastewater: An Appraisal", *J. Water Health*, 405-416.
- [33] Gautam, A.K., Kumar, S. ve Sabumon, P.C., (2007). "Preliminary Study Of Physico-Chemical Treatment Options For Hospital Wastewater", *J. Environ. Manage.* 83:298–306.
- [34] Jolibois, B., ve Guerbet, M., (2005). "Hospital Wastewater Genotoxicity", *Ann. Occup. Hyg.* 1-8.
- [35] Mansotte, F. ve Jestin, E., (2000). "Les rejets liquides des établissements de santé: Caractérisation à la source et impact sur l'environnement marin côtier", Agence de l'Eau de la Seine Normandie.
- [36] MASCO, (2000) "Types of hospital wastewater", MASCO-Mercury Work Group-Technology Identification Subgroup Report, Boston.

- [37] Leprat, P., (1998). Liquid Rejects, What Agents, What Technical Solution? 3rd Day of regional Network for Health at Basse-Normandie, Caen. 1998. Available on <http://www.pharmacie.unicaen.fr/rrh/Documents/resi3/Res2.htm>
- [38] Jolibois, B., Guerbet, M. ve Vassal, S.,(2003). "Detection Of Hospital Wastewater Genotoxicity With The SOS Chromotest And Ames Fluctuation Test", Chemosphere, 51:539–543.
- [39] Top, S. ve Bilgili, M.S., (2014). "Hastane Atıksularının Fizokokimyasal ve Mikrobiyolojik Özellikleri", II. Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 22-23 Mayıs 2014, İstanbul.
- [40] Jolibois, B., Guerbet, M. ve Vassal S., (2002). "Glutaraldehyde in hospital wastewater", Arch Environ Contam Toxicol, 42:137–44.
- [41] T.C. Resmi Gazete, Radyasyon Güvenliği Yönetmeliği TAEK, 23999, 24.3.2000.
- [42] Önsel, Ç., (2014). "İ.Ü. Cerrahpaşa Tıp Fakültesi Nükleer Tıp Anabilim Dalında Radyoaktif Atıkların Yönetilmesi", II. Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 22-23 Mayıs 2014, İstanbul.
- [43] Parlar, G. ve Ergülen, A., (2009). Trakya Üniversitesi Hastanesi Radyasyon Güvenliği El Kitabı, <http://bys.trakya.edu.tr/data/file.php?id=90481916>, 10 Mayıs 2015.
- [44] Kümmerer, K., Steger-Hartmann, T. ve Meyer, M., (1997). "Biodegradability Of The Anti-Tumour Agent Ifosfamide And Its Occurrence In Hospital Effluents And Communal Sewage", Water Res. 31:2705–2710.
- [45] Ülger, B., (2015). Hastane Atıksularında Bakteriyal Populasyonun Ve Mikrokirleticilerin İncelenmesi, Lisans Bitirme Tezi, YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [46] IMS,İEİS, Tedavi Gruplarına Göre İlaç Tüketimi <http://www.ieis.org.tr/ieis/tr/indicators/33/turkiye-ilac-pazari>, 6Aralık 2015.
- [47] Bound, J.P. ve Voulvoulis, N., (2005). "Household Disposal of Pharmaceuticals as a Pathway for Aquatic Contamination in the United Kingdom", Environ Health Perspect., 13(12): 1705–1711.
- [48] Scheytt, T.J., Mersmann, P. ve Heberer, T., (2006). "Mobility of pharmaceuticals carbamazepine, diclofenac, ibuprofen, and propyphenazone in miscible-displacement experiments", Journal of Contaminant Hydrology, 83(1-2): 53-69.
- [49] Drewes, J.E., Heberer, T. ve Reddersen, K., (2002). "Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse", Water Sci Technol, 46:73–80.
- [50] Ferrari, B., Paxeus, N., Giudice, R.L., Pollio, A. ve Garric, J., (2003). "Ecotoxicological Impact of Pharmaceuticals Found In Treated Wastewaters: Study Of Carbamazepine, Clofibric Acid, And Diclofenac", Ecotoxicol. Environ. Saf., 55:359–370.
- [51] Giger, W., Alder, A.C., Golet, E.M., Kohler, H.P., McArdell, C.S., Molnar, E., Siegrist, H.R. ve Suter, M., (2003). "Occurrence and Fate Of Antibiotics As

Trace Contaminants In Wastewaters, Sewage Sludges and Surface Waters”, *Chimia*, 57:485–491.

- [52] Hirsch, R., Ternes T., Heberer K. Ve Kratz, K., (1999). “Occurrence of Antibiotics in the Aquatic Environment”, *Sci. Total Environ.*, 225(1-2):6030-6035.
- [53] Weissbrodt, D., Kovalo, L., Ort, C., Pazhepurackel, V., Moser, R., Hollender, J., Seigrist, H. Ve Mcardell, C., (2009). “Mass Flows of X-ray Contrast Media and Cytostatics in Hospital Wastewater”, *Environ. Sci. Technol.*, 43:4810–4817.
- [54] Halling, S.B., Nielsens, B.N., Lanzky, P.F., Ingerslew F., Halton Lützhoft, H.C. ve Jorgeen, S.E., (1998). “Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A Review”, *Chemosphere*, 36:357-393.
- [55] Zuccato, E., Chiabrando, C., Castiglioni, S., Calamari, D., Bagnati, R., Schiarea, S. ve Fanelli, R., (2005). “Cocaine in surface waters: a new evidence-based tool to monitor community drug use”, *Environmental Health*, 4:14–21.
- [56] Heberer, T., (2002). “Occurrence, Fate, And Removal Of Pharmaceutical Residues In The Aquatic Environment: A Review Of Recent Research Data”, *Toxicol. Lett.*, 131:5–17.
- [57] Metcalf & Eddy., Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4th ed.). Boston: McGraw-Hill.
- [58] Ternes, T., Stumpf, M., Schuppert, B. ve Heberer, K., (1998). “Simultaneous determination of antiseptics and acidic drugs in sewage and river water”, *Vom Wasser*, 90:295-309.
- [59] Roberts, P.H. ve Thomas, K.V., (2006). “The occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of the lower Tyne catchment”, *Science of the Total Environment*, 356:143–153.
- [60] Carbella, M., Omil, F., Lema, J.M., Llompart, M., Garcia-Jares, C., Rodriquez, I., Gomez, M. ve Ternes, T., (2004). “Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a conventional wastewater treatment plant”, *Water Research* 38:2918–2926.
- [61] Perez, F., Endimiani, A. Ve Bomomo, R.A., (2008). “Why are we afraid of *Acinetobacter baumannii*?”, *Expert Rev Anti Infect Ther*, 6:269-271.
- [62] Emmanuel, E., Blanchard, J.M., Keck, G. ve Perrodin, Y., (2001). “Chemical, Biological And Ecotoxicological Characterisation Of Hospital Effluents”, *De’ chets Sciences et Techniques, revue francophone d’e’ cologie industrielle*, 22(2e):31–33.
- [63] Casson, L.W., Ritter M.OD., Cossentino L.M., ve Gupta P., (1997).” Survival and recovery of seeded HIV in water and wastewater”, *Water Environment Research*, 69(2)
- [64] Lue-Hing, C., Zmuda, J T., Sedita, S.J. ve Taka, P., (1999) Indigenous levels of HIV in wastewater: an empirical estimate and discussion. In *HIV in Wastewater, Presence, Survivability, and Risk to Wastewater Treatment Plant Workers*. Water Environment Federation, USA.

- [65] Blanch, A. R., Caplin, J. L., Iversen, A., Kühn, I., Manero, A., Taylor, H. D. ve Vilanova, X., (2003). "Comparison Of Enterococcal Populations Related To Urban And Hospital Wastewater In Various Climatic And Geographic European Regions", J. Appl. Microbiol, 94:994–1002.
- [66] Schwartz, T., Kohnen, W., Jansen, B. ve Obst, U., (2003). "Detection Of Antibiotic-Resistant Bacteria And Their Resistance Genes In Wastewater, Surface Water, And Water Biofilms", FEMS Microbiol. Ecol., 43:325–335.
- [67] Guillaume, G., Verbrugge, D., Chasseur-Libotte, M.L., Moens, W. ve Collard, J.M., (2000). "PCR Typing Of Tetracycline Resistance Determinants (Tet A-E) In Salmonella Enterica Serotype Hadar And In The Microbial Community Of Activated Sludges From Hospital And Urban Wastewater Treatment Facilities In Belgium", FEMS Microbiol. Ecol. 32:77–85.
- [68] Ruiz, L., Dominguez, M.A., Ruiz, N. ve Vinas, M., (2004). "Relationship Between Clinical And Environmental Isolates Of Pseudomonas Aeruginosa In A Hospital Setting", Arch. Med. Res., 35:251–257.
- [69] Jung, R., Fish, D.N., Obritsch, M.D. ve MacLaren, R., (2004). "Surveillance Of Multi-Drug Resistant Pseudomonas Aeruginosa In An Urban Tertiary-Care Teaching Hospital", J. Hosp. Inf., 57:105–111.
- [70] Elmanama, A., Elaiwa, N., El-Ottol, A. ve Abu-Elamreen, F., (2006). "Antibiotic resistance of uropathogens isolated from Al-shifa hospital in gaza strip in 2002", J Chemother., Vol18(3):298-302.
- [71] Panouillères ,M., Boillot C. ve Perrodin Y., (2007) "Study of the combined effects of a paracetic acidbased disinfectant and surfactants contained in hospital effluents on Daphnia magna", Ecotoxicology, 16: 327–331.
- [72] Antimikrobiyal Direnç Epidemiyolojisi <http://www.phac-aspc.gc.ca/cipars-picra/about-eng.php>, 21 Temmuz 2015.
- [73] Dong, X.Y., Shen, R.F., Chen, R.F., Zhu, Z.L. ve Ma, J.F., (2008). "Secretion of malate and citrate from roots is related to high Al-resistance in *Lespedeza bicolor*", Plant and Soil, 306:139–147.
- [74] Kümmerer, K., Erbe, T., Gartiser, S. ve Brinker, L., (1998). "AOX — Emissions From Hospitals Into Municipal Waste Water", Chemosphere, 36:2437–2445.
- [75] Hartmann, A., Alder, A.C., Koller, T. ve Rosa M., (1998). "Widmer Identification of fluoroquinolone antibiotics as the main source of umuC genotoxicity in native hospital wastewater". Environmetal Toxicology and Chemistry, 17(3):377–382.
- [76] Atasoy, A.R., (2010) Determination of Genotoxic Pollution of Some Hospital Wastewater With Genotoxicity Test Method, Fatih Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- [77] Kümmerer, K., Al-Ahmad, A. ve Mersch-Sundermann, V., (2000). "Biodegradability Of Some Antibiotics, Elimination Of The Genotoxicity And Affection Of Wastewater Bacteria In A Simple Test", Chemosphere, 40:701–710.

- [78] Kajitvichyanukul, P. ve Suntronvipart, N., (2006). "Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method", J Hazard Mater., 138(2):384-91.
- [79] Escher, B.I., Ashauser, R. ve Dyer, S., (2011). "Crucial role of mechanisms and modes of toxic action for understanding tissue residue toxicity and internal effect concentrations of organic chemical", Integr. Environ. Assess. Manag., 7:28-49.
- [80] Chen, j.Q. ve Guo, R.X., (2012). "Access the toxic effect of the antibiotic cefradine and its UV light degradation products on two freshwater algae", Journal of Hazardous Materials, 209-210:520-223.
- [81] Bhat, G., Jordan, J.J., Sokalski, S., Bojaj, V., Marshall, R., ve Berkelhammer, C. (1998). "Minocycline-induced hepatitis with autoimmune features and neutropaenia", J. Clin. Gastroenterol. 27 (1): 74-75.
- [82] Vural, N., (1996). Toksikoloji, A.Ü.Ecz.F. Yayınları, 73, Ankara.
- [83] Sepici-Dinçel, A., Karasu Benli, A.Ç., Selvi, M., Sarıkaya, R., Şahin, D., Özkul, İ.A. ve Erkoç, F., (2009). "Sublethal cyfluthrin toxicity to carp (Cyprinus carpio L.) fingerlings: Biochemical, hematological, histopathological alterations" *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1433(1439).
- [84] Saygı, Ş., (2003). "Deneyisel Toksikolojide Toksisite Testleri ve Test Sonuçlarının Önemi", GATA Analitik Toksikoloji BD., 291-298.
- [85] Mumcu, E., (2005). Seydi Çayı (Eskişehir) çevresinden toplanan su ve toprak örneklerinde Ames/Salmonella/mutajenitetesti ile bor elementinin mutajenitesinin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- [86] Tayran, Z., (2015). Hastane Atıksularında Bulunan İlaç Kalıntılarının ve EC_{50} Değerlerinin Tespiti, Lisans Bitirme Tezi, YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [87] Mikrokirlerticilerin Giderim Mekanizmaları
<http://www.degremont.com/en/about-us/publications/editions/editions/>, 5 Eylül 2015.
- [88] Jinsong, Z., Chuan, C.H., Jiti, Z., ve Fane, A.G., (2006). "Effect Of Sludge Retention Time On Membran Bio-Fouling Intensity In A Submerged Membran Bioreactor", Sep. Sci. Technol., 41:1313-1329.
- [89] Visvanathan, C., Ben Aim, R. ve Parameshwaran, K., (2000). "Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment", Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(1):1-48.
- [90] Hasar, H., Kınacı, C., Ünlü, A., Toğrul, H. ve İpek, U., (2004). "Rheological Properties Of Activated Sludge In A sMBR", Biochem. Eng. J., 20:1-6.
- [91] Judd, S., (2006). The MBR BOOK Principles And Applications Of Membrane Bioreactors In Water And Wastewater Treatment, Elsevier.

- [92] Judd, S., (2005). "Fouling Control In Submerged Membrane Bioreactors", Water Sci. Technol., 51(6-7):27-34.
- [93] Le-Clech, P., Jefferson, B. ve Judd, S.J., (2005). "A Comparison Of Submerged And Side-Stream Tubular Membrane Bioreactor Configurations", Desalination, 173:113-122.
- [94] Tardieu, E., Grasmick, A., Geaugey, V. ve Manem, J., (1999). "Influence Of Hydrodynamics On Fouling Velocity In A Recirculated MBR For Wastewater Treatment", J. Membrane Sci., 156:131-140.
- [95] Chang, I.S., Bag, S.O. ve Lee, C.H., (2001). "Effects of Membrane Fouling on Solute Rejection during Membrane Filtration of Activated Sludge", Process Biochemistry, 36(8-9):855-860.
- [96] Cho, B.D. ve Fane, A.G., (2002). "Fouling Transients in Nominally Sub-critical Flux Operation of a Membrane Bioreactor", J. of Membrane Science, 209:391-403.
- [97] Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S., ve Jefferson, B., (2000). "Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment", ISBN 1-900222-07-8, IWA Publishing, UK.
- [98] Lin H., Peng W., Zhan M., Chen J., Hong H. ve Zhang Y. (2013). "A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives", Desalination, 314:169-188.
- [99] Meng F., Chae S., Drews A., Kraume M., Shin H. ve Yang F. (2009). "Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material", Water Res., 43:1489-1512.
- [100] Şahinkaya, E., (2014). Membran Biyoreaktörler: Uygulama Alanları, Son Gelişmeler Ve Araştırma Gereken Alanlar, <http://aves.medeniyet.edu.tr/erkan.sahinkaya/dokumanlar>, 12 Eylül 2015.
- [101] Kootenaei, F.G. ve Aminirad, H, (2014). "Membrane Biological Reactors (MBR) and Their Applications for Water Reuse", Int. J. Adv. Biol. Biom. Res, 2(7):2208-2216
- [102] Judd, S.J., (2001). "A Review of Fouling of Membrane Bioreactors in Sewage Treatment", School of Water Sciences, Cranfield University, UK.
- [103] Suyun faz diyagramı <http://prodromos.co.za/technologies/organic-waste-destruction/>, 2 Mayıs 2015.
- [104] Akgün, M. (2013). Proses Dinamiği ve Kontrolü, Kimya Mühendisliğine Giriş, 317-368, İstanbul.
- [105] Civan, F., (2014). Çöp Sızıntı Suyunun Ni/Al₂O₃ Katalizörü Kullanılarak Süperkritik Su Oksidasyonu ile Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [106] Overview of Supercritical Water Oxidation (SCWO), <http://www.turbosynthesis.com/summitresearch/sumscw1.htm>, 21 Ekim 2015.

- [107] Söğüt, O. Ö. ve Akgün, M., (2007). "Treatment of textile wastewater by SCWO in a tube reactor". *Journal Of Supercritical Fluids*, 43(1):106-111.
- [108] Erkonak, H., Söğüt, O. Ö., ve Akgün, M. (2008). "Treatment of Olive Mill Wastewater by Supercritical Water Oxidation", *Journal Of Supercritical Fluids*, 46(2):142-148.
- [109] Griffiths, J.W. ve Raymond, D.H., (2002). "The first commercial supercritical water oxidation sludge processing plant", *Waste Management*, 22:453–459.
- [110] Membrane Filtration, <http://www.hydrogroup.biz/areas-of-use/water-treatment/membrane-filtration.html>, 06 Aralık 2015.
- [111] Bruggen, B.V., Vandecasteele, C., Gestel, T., Doyen, W. ve Leysen R., (2003). "A review of pressure driven membrane processes", *Environ. Prog.*, 22(1):46–56
- [112] Kurniawan, A.T., Lo, W. ve Chan, G.Y.S., (2006). "Physico-Chemical Treatments For Removal Of Recalcitrant Contaminants From Landfill Leachate", *Jour. of Hazardous Materials*, B129:80-100.
- [113] Li, Z., Zhou, S., Qiu, J., (2007). "Combined Treatment Of Landfill Leachate By Biological And Membrane Filtration Technology", *Environ. Eng. Sci.*, 24(9):1245-1256.
- [114] Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaouen P., ve Quemeneuer F. (2001). "Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration process", *Water Research* 35(12): 2935-2942.
- [115] Ortega, L. M., Lebrun, R., Noel, I. M. ve Hausler, R. (2005). "Application of nanofiltration in the recovery of chromium (III) from tannery effluents". *Sep. Purif. Technol.*, 44:45-52.
- [116] Kaleli, B. (2006). Atık Suların İleri Arıtımında Membran Proseslerinin Kullanımının Araştırılması. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 83s, İstanbul.
- [117] Chiang, C.F., Tsai, C.T., Lin, S.T., Huo, C.P., ve Lo, K.W., (2003). "Disinfection Of Hospital Wastewater By Continuous Ozonization, *J. Environ. Sci. Health., Part A*, 38(12):2895—2908.
- [118] Altın, A., Altın, S. ve Değirmenci, M., (2003). "Characteristics And Treatability Of Hospital (Medical) Wastewaters, *Fresenius Environmental Bulletin*", 12(9):1098-1108.
- [119] Wen X., Ding H., Huang X. Ve Liu R., (2004). "Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane reactor", *Process Biochemistry* 39:1427–1431.
- [120] Pauwels, B., Ngwa, F.F., Deconinck, S. ve Verstraete, W., (2006). "Effluent Quality Of A Conventional Activated Sludge And A Membrane Bioreactor System Treating Hospital Wastewater, *Environmental Technology*, 27(4):395-402.

- [121] Radjenovic, J., Petrovic, M. ve Barcelo, D., (2007). "Analysis Of Pharmaceuticals In Wastewater And Removal Using Membrane Bioreactor", *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387:1365-1377.
- [122] Liu, Q., Zhou, Y., Chen, L. ve Zheng, X., (2010). "Application Of MBR For Hospital Wastewater Treatment In China", *Desalination*, 250:605-608.
- [123] Delgado, L.F., Schetrite, S., Gonzalez, C. ve Albasi, C., (2010). "Effect Of Cytostatic Drugs In Microbial Behaviour In Membrane Bioreactor System", *Bioresource Technology*, 101:527-536.
- [124] Chen, Z., Hongcheng, W., Chen, Z., Ren, N., Wang, A., Shi, Y. ve Li, X., (2011). "Performance and model of a full-scale up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) to treat the pharmaceutical wastewater containing 6-APA and amoxicillin", *Journal of Hazardous Materials*, 185:905-913.
- [125] Xue, W., Wu, C., Xiao, K., Huang, X., Zhou, H., Tsuno, H. ve Tanaka, H., (2010). "Elimination and Fate of Selected Micro-organic Pollutants in a Full-Scale Anaerobic /Anoxic/Aerobic Process Combined with Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Reclamation", *Water Research*, 44:5999-6010.
- [126] Tambosi, J.L., Sena, R.F., Favier, M., Gebhardt, W., Jose, H.J., Schröder, H.F. ve Moreira, R.F.P.M., (2010). "Removal of Pharmaceutical Compounds in Membrane Bioreactors (MBR) Applying Submerged Membranes", *Desalination*, 261:148-156.
- [127] Kovalova, L., Siegrist, H., Singer, H., Wittmer, A. ve McArdell, C.S., (2012). "Hospital Wastewater Treatment by Membrane Bioreactor: Performance and Efficiency for Organic Micropollutant Elimination", *Environmental Science & Technology*, 1536–1545.
- [128] Pollice, A; Giordano, C; Laera, G; Saturno, D. ve Mininni, G., (2010). "(UASB) to treat the pharmaceutical wastewater containing 6-APA and amoxicillin".
- [129] Alrhoun, M., Casellas, M., Baudu, M. ve Dagot, C., (2014). "Efficiency of Modified Granular Activated Carbon Coupled with Membrane Bioreactor for Trace Organic Contaminants Removal", *World Academy of Science, Engineering and Technology International Journal of Chemical, Nuclear, Metallurgical and Materials Engineering*, 8(1):43-49.
- [130] Li, C., Cabassud, C. ve Guigui, C., (2014). "Evaluation of membrane bioreactor on removal of pharmaceutical micropollutants: a review", *Desalination and Water Treatment*, 55(4):845-858.
- [131] Cazes, M., Abejón, R., Belleville, M.P. ve Marcano J.S., (2014). "Membrane Bioprocesses for Pharmaceutical Micropollutant Removal from Waters", *Membranes*, 4(4):692-729.
- [132] Nielsen, C. Hastrup, M. M. Klausen, B. M. Pedersen, G. H. Kristensen, J. L. C. Jansen, S. N. Bak ve J. Tuerk (2013). "Removal of APIs and bacteria from hospital wastewater by MBR plus O₃, O₃ + H₂O₂, PAC or ClO₂ U", *IWA Publishing 2013 Water Science & Technology*, 67(4).

- [133] Nguyen, N.G., Hai, F.I., Kang, J., Price, W.E. ve Nghiem, L.D., (2013). "Removal of emerging trace organic contaminants by MBR-based hybrid treatment processes", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85:474-482.
- [134] Nguyen, N.G., Hai, F.I., Yang, S., Kang, J., Frederic D.L. Leusch, Roddick, F., Price W.E., Long D. ve Nghiem, L.D., (2013). "Removal of trace organic contaminants by an MBR comprising a mixed culture of bacteria and white-rot fungi", *Bioresource Technology*, 148:234–241.
- [135] Yang, S., (2012). Removal of micropollutants by a fungus –augmented membrane bioreactor, Yüksek Lisans Tezi, Wollongong Üniversitesi, New South Wales.
- [136] Kimura, K, Yamato, N, Yamamura, H. ve Watanabe, Y., (2005). "Membrane fouling in pilot-scale membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater", *Environ Sci Technol*, 39(16): 6293–6299.
- [137] Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N. Ve Kroiss, H., (2005). "Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants", *Water Research*, 39:4797–4807.
- [138] Kootenaei F.G. ve Rad H.A., (2013). "Treatment of Hospital Wastewater by Novel Nano-Filtration Membrane Bioreactor (NF-MBR)", *Iranica Journal of Energy & Environment*, 4(1):60-67.
- [139] Al-Hasimi, M.A., Abbas, T.R. ve Jasem Y.I., (2014). "Use of Membrane Bioreactor for Medical Wastewater Treatment", *Eng. & Tech. Journal*, 32(A3):720-730.
- [140] Ikehata, K., Naghashkar, N.J. ve El-Din, M.G., (2006). "Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: a review", *Ozone: Sci. Eng.*, 28:353–414.
- [141] Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S. ve Wang, X.C., (2014). "A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment", *Science of The Total Environment*, 473-474:619-641.
- [142] Reungoat, J.; Escher, B.I., Macova, M. ve Keller, J., (2011). "Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity", *Water Research*, doi: 10.1016/j.watres.2011.02.013.
- [143] Cruz, D., Giménez, J., Espluga, S., Grandjean, D., Alencastro, L.F. ve Pulgarín, C., (2012). "Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge", *Water Research*, 46:1947-1957.
- [144] Kabak, H., Başbüyük, M., (2012). "Diklofenak ve Parasetamol'ün Aktif Çamur Tarafından Adsorbsiyonu", *Ekoloji* 21(85):41-48.
- [145] Amouei, A., Asgharnia, H.A., Mohammadi A.A., Fallah, H., Dehghani, R. ve Miranzadeh, M.B., (2012). "Investigation of hospital wastewater treatment

plant efficiency in north of Iran during 2010-2011", International Journal of Physical Sciences, 7(31):5213 – 5217.

- [146] Yehya, T., Favier, L., Kadmi, Y., Audonnet, F., Fayad, N., Gavrilescu, M., Vial, C., (2015). "Removal Of Carbamazepine By Electrocoagulation: Investigation Of Some Key Operational Parameters", Environmental Engineering and Management Journal, 14(3):639-645.
- [147] Mahajan, R., Khandegar, V. ve Saroha, A.K., (2013). "Treatment of hospital operation theatre effluent by electrocoagulation", International Journal of Chemical and Environmental Engineering, 4(2):104-107.
- [148] Dehghani, M., Seresht, S.S. ve Hashemi, H., (2014). "Treatment of hospital wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes", International Journal of Environmental Health Engineering, 3(15).
- [149] PILLS Project, <http://www.pills-project.eu/>, 10 Mayıs 2014.
- [150] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2005). Yataklı Tedavi Kurumları İstatistik Yıllığı 2004, Yayın No:683, Ankara.
- [151] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2007). Yataklı Tedavi Kurumları İstatistik Yıllığı 2006, Yayın No:, Ankara.
- [152] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2008). Yataklı Tedavi Kurumları İstatistik Yıllığı 2007, Yayın No:744, Ankara.
- [153] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2009). Yataklı Tedavi Kurumları İstatistik Yıllığı 2008, Yayın No:683, Ankara.
- [154] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2011). Kamu Hastaneleri İstatistik Yıllığı 2010, Ankara
- [155] T.C. Sağlık Bakanlığı, (2015). Kamu Hastaneleri İstatistik Yıllığı 2014, Yayın No:1000, Ankara
- [156] Çetin B., (2011). Hastane Atıksularının Karakterizasyonu, Lisans Bitirme Tezi, YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [157] APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- [158] Le-Clech P., Jefferson B., Chang I.S. ve Judd S.J., (2003). "Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor", J. Membr. Sci., 227:81-93.
- [159] Yiğit, N.Ö., (2007). Membran Biyoreaktörü İle (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı, Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- [160] Kumar A., Kumar S. ve Sabumon P.C., (2007). "Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater", Journal of Environmental Management, 83:298–306.
- [161] Sarafraz Sh., Khani M.R. ve Yaghmaeian K., (2006). "Quality and quantity survey of hospital wastewaters in Hormozgan province", Iran J. Environ. Health Sci. Eng. 4(1):43–50.

- [162] Mahmoudkhani, R., Azar, A.M. ve Khani, R.M.,(2012). "A Survey of Tehran Hospitals Wastewater", International Conference on Future Environment and Energy IPCBEE, 28.
- [163] Erdoğan, A.O., Zengin, G.E. ve Orhon D. (2005). "Türkiye’de evsel atıksu oluşum miktarları ve karakterizasyonu" İTÜ Dergisi/Su Kirlenmesi Kontrolü, 15(1-3):57-69.
- [164] YTÜ BAP 2012-05-02-KAP03 nolu Proje, Sağlık Sektörü Atıksularının Karakterizasyonu Ve Mikrobiyolojik Özelliklerinin Belirlenmesi.
- [165] Prayitno, Kusuma, Z., Yanuwadi, B. ve Laksmono ,R.W., (2013) "Study of hospital wastewater characteristic in Malang City", International Journal of Engineering and Science 2(2): 13–16.
- [166] Rezaee, A., Ansari, M., ve Khavanin, A., (2005) "Hospital Wastewater treatment using an integrated anaerobic aerobic fixed film biorreactor", American Journal of Environmental Science, 1(4):259–263.
- [167] Chitnisa, V. Chitnisa, S., Vaidyaa, K., Ravikanta, S., Patilb, S. ve Chitnisa, D.S., (2004). "Bacterial population changes in hospital effluent treatment plant in central India", Water Res., 38(2):441-7.
- [168] Sadek, S., Harkati, F.B., Elkharrim, K., Jeddi, F., Moufouad, R.F.,Elmarkhi, M., Khadmaoui, A., Mouden, S., Dakir, Z. ve Belghyt D., (2013). "The Bacterial Load of Hospital Discharges (Sidi Kacem, Morocco)", Advances in Microbiology, 3:511-514.
- [169] Tsai C.T., Lai T.S., Lin S.T., (1998) "Quantification of pathogenic micro-organisms in the sludge from treated hospital wastewater", Journal of Applied Microbiology 86: 171–176.
- [170] Le Corre., Katouli., Stratton., (2012) "Hospital wastewater", Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 76.
- [171] Bohra,D.L., Modasiya,Vikas, ve Bahura,C.K., (2012). "The distribution of coliform bacteria in waste water. Micobiology Research, 3(2):5 - 7.
- [172] Top, S., Bilgili, M.S, Sekman, E. ve Varank, G., (2014). "Bacterial Population in Hospital Wastewater in İstanbul". 3rd ScienceOne International Conference on Environmental Sciences, 21-23 January 2014, Dubai, BAE.
- [173] YTÜ BAP 2011-05-02-GEP01 nolu Proje, Hastane Atıksularının Ekotoksikolojik Özelliklerinin Belirlenmesi.
- [174] Yazıcı, Ş.A. ve İnel, Z., (2012). Hastane Atıksularının Toksisitesi, Lisans Bitirme Tezi, YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [175] Top, S., Sekman, E., Varank, G., Bilgili, M.S. ve Engin, G., (2012). "Hastane Atıksularının Genetoksik Özellikleri", Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu VII, 22-23 Kasım 2012, İstanbul, 118.
- [176] Villegas-Navarro, A., Santiago, M.R., Perez, F.R., Torres, R.R., Abularach, T.D. ve Reyes, J.L., (1997). "Determination of LC₅₀ from *Daphnia magna* in treated

industrial waste waters and non-treated hospital effluents”, *Environment International*, 23(4):535–540.

- [177] Gilbert, R.I. (1980). “The analysis of fluctuation tests”, *Mutat Res*, 74:283–289.
- [178] Gupta, P., Mathur, N., Bhatnagar, P., Nagar, P. ve Srivastava, S., (2009). “Genotoxicity evaluation of hospital wastewaters”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(7):1925–1932.
- [179] Monarca, S., Feretti, D., Collivignarelli, C., Guzzella, L., Zerbini, I., Bertanza, G. ve Pedrazzani, R., (2000). “The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater”, *Water Research*, 34(17):4261–4269.
- [180] Yılmaz, G., Kaya, Y., Vergili, İ., Gönder, Z.B., Özhan, G., Çelik, B.Ö., Altinkum, S.M. ve Bağdatlı, Y., (2014). “Hastane Atıksularının Yönetimi”, II. Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 22-23 Mayıs 2014, İstanbul.
- [181] Sim, W.-J., Lee, J.-W., Lee, E.-S., Shin, S.-K., Hwang, S.-R. ve Oh, J.-E., (2011). “Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures”, *Chemosphere*, 82, 179–186.
- [182] Nödler, K., Licha, T., Besterb, K. ve Sautera, M., (2010). “Development of a multi-residue analytical method, based on liquid chromatography–tandem mass spectrometry, for the simultaneous determination of 46 micro-contaminants in aqueous samples”, *Journal of Chromatography A*, 1217:6511–6521
- [183] Srinivasan, V.N., (2012). *Developing a Watershed-Level Protocol for Choosing Indicator Compounds for EDCs/PPCPs Using Analytical Methods and Chemometrics*, University of Massachusetts – Amherst, Yüksek Lisans Tezi, ABD.
- [184] Aukidy, M.A., Verlicchi, P. ve Voulvoulis, N., (2014). “A framework for the assessment of the environmental risk posed by pharmaceuticals originating from hospital effluents”, *Science of the Total Environment*, 493:54–64.
- [185] Tran, N.H., Urase, T. ve Ta, T.T., (2013). “A Preliminary Study on the Occurrence of Pharmaceutically Active Compounds in Hospital Wastewater and Surface Water in Hanoi, Vietnam”, *Clean – Soil, Air, Water*, 42 (3), 267–275.
- [186] Kümmerer, K., (2003). “Significance of antibiotics in the environment”, *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 52: 5–7.
- [187] Yuan, S., Jiang, X., Xia, X., Zhang, H. ve Zheng, S., (2013). “Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China”, *Chemosphere*, 90:2520–2525.
- [188] Kümmerer, K., Al-Ahmad, A. ve Mersch-Sundermann, V. (2000). “Biodegradability Of Some Antibiotics, Elimination Of The Genotoxicity And

- Affection Of Wastewater Bacteria In A Simple Test”, Chemosphere, 40:701–710.
- [189] Söğüt, O. Ö., Yildirim, E. K., ve Akgün, M. (2011). “The Treatment of Wastewaters by Supercritical Water Oxidation. Desalination and Water Treatment”, 26(1-3):131-138.
- [190] Badawy, M.I., Ghaly, M.Y., Tarek ve Gad–Allah, A., (2006). “Advanced oxidation processes for the removal of organophosphorus pesticides from wastewater”, Desalination, 194:166–175.
- [191] YTÜ BAP 2013-05-02DOP01 nolu Proje, Hastane Atıksularının MBR ile Arıtılması.
- [192] Uğurlu, A., Atıksu Arıtımı, <http://www.nihankara.org/wp-content/uploads/2013/09/ders-8-ATIKSU-ay%C5%9Fenur-u%C4%9Furlu.ppt>, 12 Mart 2015.
- [193] Gürtekin, E., Şekerdağ, N., (2006). “Aktif Çamur Proseste Aşırı Çamur Üretimini Azaltmak İçin Kullanılan Yöntemler”, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, 11(1):1-8.
- [194] Toprak, H., Aktif Çamur Sürecinin Tasarımı, <https://www.google.com.tr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjucTrnOLLAhWCsxQKHQQcDmgQFggaMAA&url=http%3A%2F%2Fweb.deu.edu.tr%2Fatıksu%2Fana58%2Faktifkurs.doc&usg=AFQjCNE7ly5nH4RsMIQ3AW4OmcBGtVuIyQ>, 06 Nisan 2015.
- [195] Radjenovic, J., Petrovic, M. ve Barcelo, D., (2007). “Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor”, Anal Bioanal Chem, 387:1365–1377.
- [196] Alturki, A. A., Tadkaew, N., Mcdonald, J. A., Khan, S. J., Price, W. E. ve Nghiem, L. D. (2010). “Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications”, Journal of Membrane Science, 365(1–2):206-215.
- [197] Li, C., Cabassuda, C., Guiguia, C., (2014). “Evaluation of membrane bioreactor on removal of pharmaceutical micropollutants: a review”, Desalination and Water Treatment, 1(14):1-8.

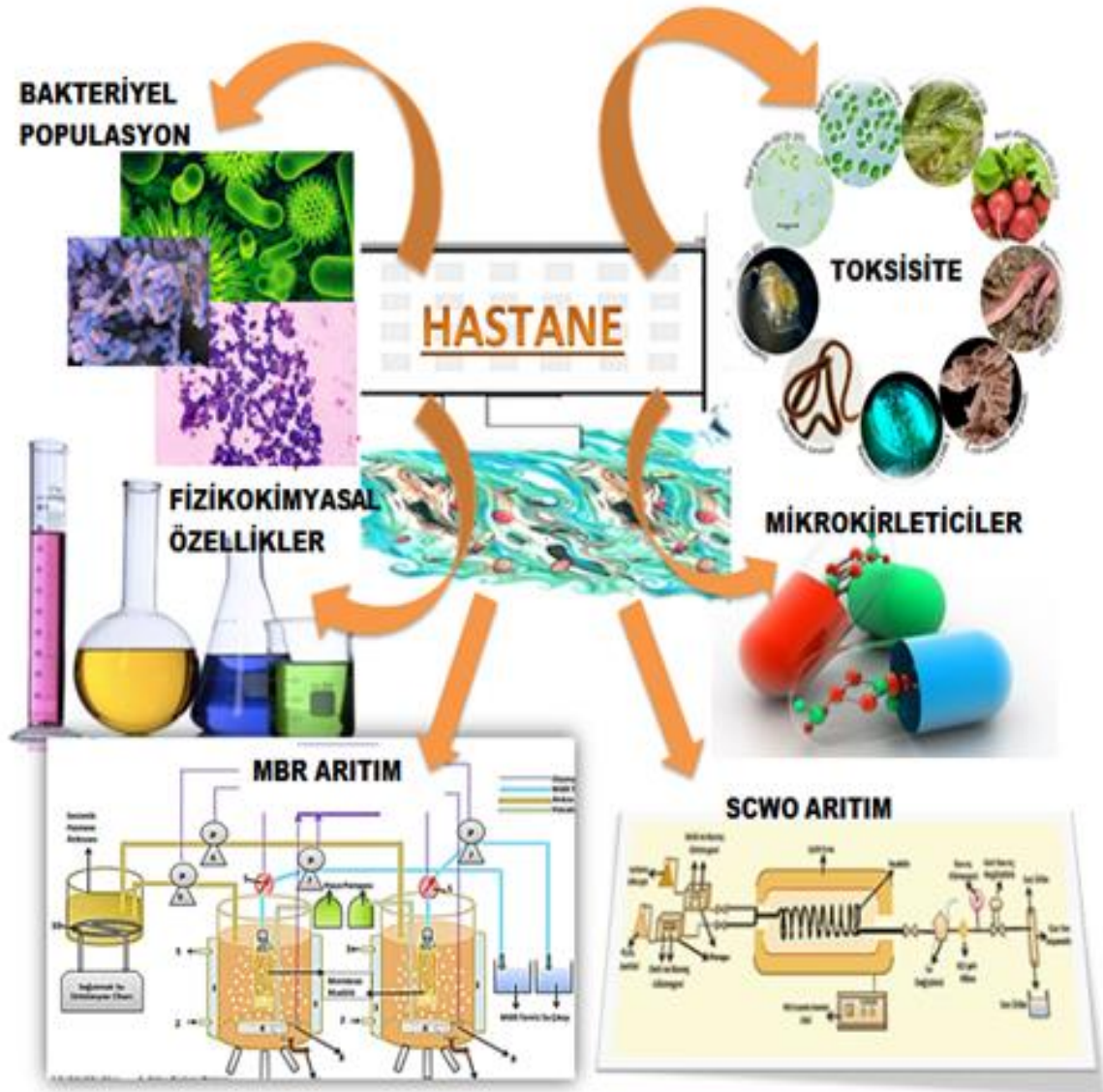
ŞİŞLİ HAMİDİYE ETFAL E.A.H. TANI VE TEDAVİ BİRİMLERİ

Ana Birim	Alt Birimler
Cerrahi Birimler	Beyin Cerrahisi Kliniği, Çocuk Cerrahisi Kliniği, Ortopedi Kliniği, Üroloji Kliniği, Genel Cerrahi Kliniği, Kulak Burun Boğaz Kliniği, Kadın Doğum Kliniği, Kalp Damar Cerrahisi Kliniği, Plastik Cerrahi Kliniği, Göz Kliniği
Dahili Birimler (Yatarak Tedavi Hizmeti Veren)	Çocuk Hastalıkları Kliniği, Nöroloji Kliniği, İç Hastalıkları Kliniği, Deri ve Zührevi Hastalıklar Kliniği, Endokrinoloji Kliniği, Yeni Doğan Yoğun Bakım, Fizik Tedavi ve Rehabilitasyon Kliniği, Nefroloji Kliniği, Gastroenteroloji Kliniği, Büyük Enfeksiyon Kliniği, Göğüs Hastalıkları, Radyasyon Onkolojisi Kliniği, Nükleer Tıp Kliniği, Psikiyatri Kliniği, Anestezi Kliniği, Aile Hekimliği Kliniği, Kardiyoloji Kliniği
Acil Birimler	Acil Tıp Kliniği, Acil Kadın Doğum, Acil Ortopedi, Acil Çocuk
Ameliyathaneler	Kadın Doğum Ameliyathane, Merkezi Ameliyathane
Teşhis Üniteleri	Eeg, Ekg, Emg, Kan Merkezi, Laboratuvarlar, Biyokimya, Mikrobiyoloji, Mr, Mr 1, Mr 2, Nükleer Tıp Merkezi, PET-CT, Radyasyon Onkoloji, Lineer Akselatör, Brakiterapi, Radyoloji, Angiografi, Radyoloji 1, Radyoloji 2, Tomografi, Tomografi 1, Tomografi 2, Usg, Patoloji üniteleri
Yoğun Bakım Üniteleri	Genel Cerrahi Yoğun Bakım, Hemodiyaliz Merkezi, Nöroloji Yoğun Bakım, Periton Dializ Merkezi, Reanimasyon Yoğun Bakım, Yanık Ünitesi, Yenidoğan Yoğun Bakım, Koroner Yoğun Bakımı

Poliklinikler

Aile Planlaması Polikliniği, Aile Hekimliği, Anestezi Polikliniği, Aşı Merkezi, Beslenme Polikliniği, Beyin ve Sinir Cerrahisi Polikliniği, Böbrek Nakli Hazırlık Poliklinikleri, Cildiye Poliklinikleri, Çocuk Cerrahi Hastalıkları Polikliniği, Çocuk Dahiliye Hastalıkları Poliklinikleri, Sedef(Psoriasis) Polikliniği, Çocuk Allerji ve İmmünoloji, Çocuk Endokrin Poliklinikleri, Çocuk Enfeksiyon Hastalıkları Polikliniği, Çocuk Göğüs Hastalıkları, Çocuk Hematolojisi Polikliniği, Çocuk Nefroloji Polikliniği, Çocuk Nörolojisi Polikliniği, Çocuk Onkolojisi Polikliniği, Çocuk Psikiyatri Polikliniği, Dahiliye Poliklinikleri, Çocuk, Diabet Polikliniği, Çocuk Gastroenteroloji Polikliniği, Diyabet Poliklinikleri, El Cerrahisi, Fizik Tedavi ve Rehabilitasyon Poliklinikleri, Ramotoloji, Çocuk Omuz, Diabet Eğitim Polikliniği, Gastroenteroloji Poliklinikleri, Göğüs Cerrahi Poliklinikleri, Genel Cerrahi Poliklinikleri, Göğüs Hastalıkları ve Tbc. Polikliniği, Büyük Enfeksiyon Hastalıkları Polikliniği, Göz Poliklinikleri, Hemotoloji Poliklinikleri, Kardiyoloji Poliklinikleri, Horlama Polikliniği, Diş Poliklinikleri, Hemodializ Polikliniği, Kadın Doğum Poliklinikleri, Medikal Onkoloji Polikliniği, Kalp Damar Cerrahi Poliklinikleri, Meme Polikliniği, Organ Nakli Poliklinikleri, Osteopoz, Nöroloji Poliklinikleri, Nefroloji Poliklinikleri, Epilepsi, Kulak Burun, Boğaz Poliklinikleri, Parkinson, MS Polikliniği, Nükleer Tıp Polikliniği, Ortopedi Poliklinikleri, Psikiyatri Poliklinikleri, Perinatoloji Poliklinikleri, Periton Dializ Poliklinikleri, Plastik Cerrahi Poliklinikleri, Radyasyon Onkoloji Poliklinikleri, Sigara Bırakma Poliklinikleri, Tıbbi Genetik Polikliniği, SVA Polikliniği, Endokrinoloji Polikliniği, Üroloji Poliklinikleri, Yenidoğan Poliklinikleri, Yanık Polikliniği (Çocuk), Tıbbi Onkoloji Poliklinikleri, Psikodermatoloji Polikliniği

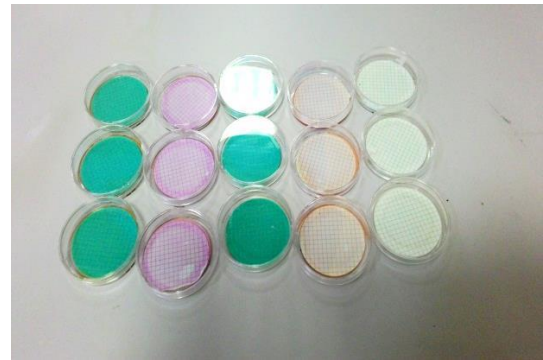
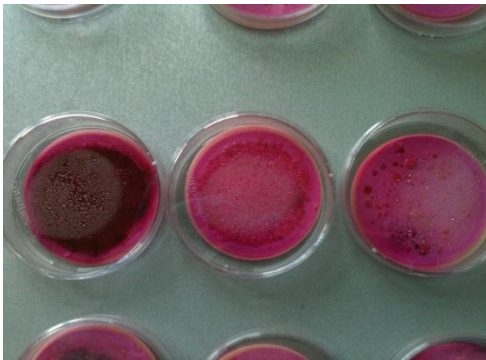
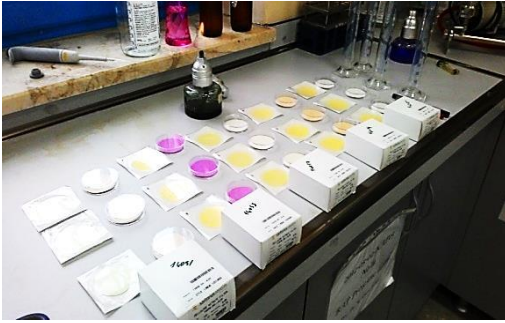
TEZ ÇALIŞMASINA AİT GÖRÜNTÜLER



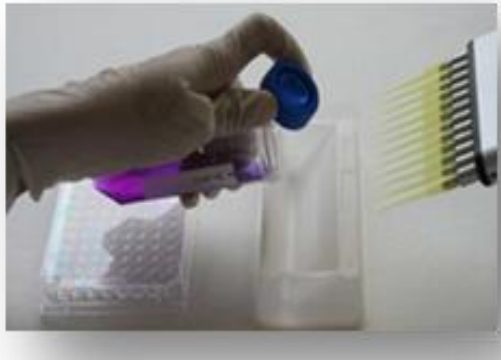
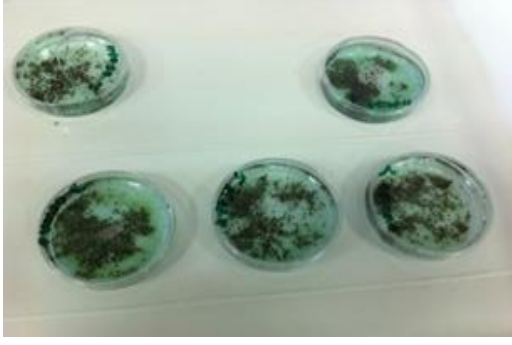
Tez çalışmasının grafiksel özeti



Numune alma işlemine ait görüntüler



Mikrobiyolojik analizlere ait görüntüler



Toksisite analizlerine ait görüntüler



Mikrokirletici analizlerine ait görüntüler



Süperkritik su oksidasyonu çalışmalarına ait görüntüler



MBR sistemine ait görüntüler

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı :Selin TOP
Doğum Tarihi ve Yeri :13.08.1982-Çayırılı
Yabancı Dili :İngilizce
E-posta :selintop@hotmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2009
Lisans	Çevre Mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2006
Lise	Fen Bilimleri	Yabancı Dil Ağırlıklı Tuzla Lisesi	2000

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2010-2015	Yıldız Teknik Üniversitesi	Araştırma Görevlisi

YAYINLARI

Makale

- [1] Varank, G., Demir, A., Bilgili, M.S., **Top, S.**, Sekman, E., Yazıcı, S. ve Sarı Erkan, H., (2014). "Investigation of Sorption Characteristics of Anaerobically Digested Dewatered Municipal Sewage Sludge", Environmental Protection Engineering, 40(4):119-133.
- [2] Varank, G., Demir, A., Bilgili, M.S., **Top, S.**, Sekman, E., Yazıcı, S. ve Sarı Erkan, H., (2014). "Equilibrium and kinetic studies on the removal of heavy metal ions by natural low-cost adsorbents", Environmental Protection Engineering, 40(3):43-61.
- [3] Bilgili, M.S., Varank, G., Sekman, E., **Top, S.**, Özçimen, D. Ve Yazıcı, R., (2012). "Modeling 4-Chlorophenol Removal from Aqueous Solutions, Environ Model Assessment", 17(3):289-300.
- [4] Yazıcı, R., Sekman, E., **Top, S.**, Varank, G. ve Bilgili, M.S., (2012). "Degradation of phenolic compounds in aerobic and anaerobic landfills: A pilot scale study", Waste Management & Research, 30(5):542-556.
- [5] Varank, G., Demir, A., Yetilmezsoy, K., **Top, S.**, Sekman, E. Ve Bilgili M.S., (2012). "Removal of 4-nitrophenol from aqueous solution by natural low-cost adsorbents", Indian Journal of Chemical Technology, 19(1):7-25.
- [6] Varank, G., Demir, A., Yetilmezsoy, K., Bilgili, M.S., **Top S.** ve Sekman E. (2011). "Estimation of transport parameters of phenolic compounds and inorganic contaminants through composite landfill liners using one dimensional mass transport model", Waste Management, 31(11):2263-2274.
- [7] Sekman, E., **Top, S.**, Uslu, E., Varank, G. Ve Bilgili M.S., (2011). "Treatment of Oily Wastewater From Port Waste Reception Facilities by Electrocoagulation", International Journal of Environmental Research, 5(4):1079-1086.
- [8] Varank, G., Demir, A., **Top, S.**, Sekman, E., Akkaya, E., Yetilmezsoy, K. Ve Bilgili, M.S., (2011). "Migration behavior of landfill leachate contaminants through alternative composite liners", Science of the Total Environment, 409(17):3183-3196.

- [9] Sekman, E., **Top, S.**, Varank, G. ve Bilgili, M.S., (2011). "Pilot-Scale Investigation Of Aeration Rate Effect On Leachate Characteristics In Landfills", Fresenius Environmental Bulletin, 20(7):1841-1852.
- [10] **Top, S.**, Sekman, E., Hoşver, S. ve Bilgili, M.S., (2011). "Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant", Desalination, 268(1):158-162.
- [11] Eker, H.H., Bilgili, M.S., Sekman, E. Ve **Top S.**, (2010). "Evaluation of the regulation changes in medical waste management in Turkey", Waste Management & Research, 28(11):1034-1038.
- [12] **Top, S.**, Sekman, E., Yazıcı, R., Demir, A., Bilgili, A., (2011). "Düzenli Depo Sahalarında Aerobik ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin İncelenmesi", Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 3(1):99-108.

Bildiri

- [1] **Top, S.**, Bilgili, M.S, Sekman, E. ve Varank, G., (2014). "Bacterial Population in Hospital Wastewater in Istanbul". 3rd ScienceOne International Conference on Environmental Sciences, 21-23 January 2014, Dubai, BAE.
- [2] **Top, S.**, Sekman, E., Demir, A., Varank, G., Yıldız, Ş., Balahorli, V. ve Bilgili, M.S., (2014). "Field-Scale Investigation of Alternative Landfilling Methods in Test Cells: A Long-Term Study", EurAsia Waste Management Symposium, 28-30 April, İstanbul.
- [3] Adar, E., Demir, A., Varank, G., **Top, S.**, ve Bilgili, M.S., (2014). "Transport of Conventional Contaminants Through Liner Systems", EurAsia Waste Management Symposium, 28-30 April, İstanbul.
- [4] **Top, S.**, ve Bilgili, M.S., (2014). "Hastane Atıksularının Fizokokimyasal ve Mikrobiyolojik Özellikleri", II. Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 22-23 Mayıs 2014, İstanbul.
- [5] **Top, S.** ve Bilgili, M.S., (2012). "Hastane Atıksularının Özellikleri ve Yönetimi", 1. Ulusal Sağlık Kuruluşları Çevre Yönetimi Sempozyumu, 29-30 Kasım 2012, İstanbul.

- [6] **Top, S.**, Sekman, E., Varank, G., Bilgili, M.S. ve Engin, G., (2012). “Hastane Atıksularının Genetoksik Özellikleri”, Türkiye’de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu VII, 22-23 Kasım 2012, İstanbul, 118.
- [7] Sekman, E., **Top, S.**, Varank, G., Bilgili, M.S. ve Engin, G, (2012). “Gemi Kaynaklı Petrol Türevi Atıksuların (Sintine) MBR ile Arıtımı”, Türkiye de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu VII, 22-23 Kasım 2012, İstanbul, 2.
- [8] Varank, G., **Top, S.**, Sekman, E., Bilgili, M.S. ve Demir, A., (2011), “Kinetic Modelling of Degradation of Contaminants in Landfill Leachate”, Eurasia Waste Management Symposium, 14-17 November 2011, Istanbul.
- [9] Sekman, E., **Top, S.**, Varank, G., Bilgili, M.S. ve Demir, A., (2011). “Determination And Modelling COD Fractions of Leachate from Aerobic and Anaerobic Field-Scale Landfill Reactors”, Eurasia Waste Management Symposium, 14-17 November 2011, Istanbul.
- [10] Bilgili, M.S., Demir, A., Varank, G., **Top, S.** ve Sekman, E., (2011). “Quality of Aerobically and Anaerobically Degraded Municipal Solid Waste in Pilot-Scale Reactors”, ISWA Conference - Solid Waste Treatment and Disposal: Leading Edge Technologies, 31 May-2 June 2011, Russia.
- [11] **Top, S.**, Varank, G., Demir, A., Sekman, E. ve Bilgili, M.S, (2011). “Modelling of Groundwater Contamination By Landfill Leachate”, Sixth International Conference on Sustainable Water Resources Management, 23-25 May 2011, Riverside, U.S.A., 459-470.
- [12] Sekman, E., Varank, G., Demir, A., **Top, S.** ve Bilgili, M.S., (2011). “Kinetic Modelling of Degradation of Phenolic Compounds in Leachate”. Sixth International Conference on Sustainable Water Resources Management, 23-25 May 2011, Riverside, U.S.A.
- [13] Sekman, E., **Top, S.**, Uslu, E., Hoşver, S. ve Bilgili, M.S., (2010). “Treatment of wastewater of waste reception facilities treating oil and its derivatives originated from ships by electrocoagulation”, 27-29 September 2010,

Second International Symposium on Green Chemistry for Environment and Health, Mykonos Island, Greece.

- [14] **Top, S.**, Sekman, E., Hoşver, S., Uslu, E. ve Bilgili, M.S. “Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant”, Second International Symposium on Green Chemistry for Environment and Health, 27-29 September 2010, Mykonos Island, Greece.
- [15] Bilgili, M.S., Sekman, E., **Top, S.** ve Varank, G., (2010). “Assessment Of Landfill Gas Potential In Turkey: A Case Study”, Sixth Asian-Pacific Landfill Symposium, 27-29 October 2010, Korea.
- [16] **Top, S.**, Yazıcı, R., Sekman, E., Varank, G., Akkaya, E., Demir, A. Ve Bilgili, M.S, (2009). “Aerobic and Anaerobic Degradation Processes of Solid Waste in Landfill Test Cells”, Second International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE 09) & SECOTOX Conference, 21-26 June 2009, Mykonos Island, Greece.
- [17] **Top, S.**, Sekman, E., Yazıcı, R., Demir, A. Ve Bilgili, M.S., (2009). “Düzenli Depo Sahalarında Aerobik ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin İncelenmesi”, Türkiye'de Katı Atık Yönetim Sempozyumu, Haziran 2009, İstanbul, 363-368.
- [18] Sekman, E., **Top, S.**, Yazıcı, R., Demir, A. ve Bilgili, M.S., (2009). “Aerobik ve Anaerobik Biyoreaktör Depo Sahalarının Maliyet Bileşenleri”, Türkiye'de Katı Atık Yönetim Sempozyumu, Haziran 2009, İstanbul, 349-353.
- [19] Yazıcı, R., **Top, S.**, Sekman, E., Bilgili, M.S., Demir, A. Ve Varank, G., (2008), “Aerobik ve Anaerobik Depo Sahalarında Oluşan Sızıntı Suyunda Fenol Bileşiklerinin Tayini”, Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu'08, 2-6 Kasım 2008, İstanbul, 249-254.
- [20] Sekman, E., **Top, S.**, Yazıcı, R., Bilgili, M.S., Demir, A. ve Varank, G., (2008). “Aerobik Düzenli Depo Sahalarında Gerekli Olan Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi”, Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu'08, 2-6 Kasım 2008, İstanbul, 421-428.

- [21] Çevik, T., **Top, S.**, Sekman, E., Yazıcı, R., Bilgili, M.S., Demir, A., Varank, G. Ve Akkaya, E., (2008). “Nikelin Bentonitle Adsorpsiyonunun İzoterm, Kinetik ve Termodinamik Analizi”, Üniversite Öğrencileri III. Çevre Sorunları Kongresi, 16-18 Mayıs 2008, İstanbul, 156-162.
- [22] Oymak, İ., Sekman, E., **Top, S.**, Yazıcı, R., Bilgili, M.S., Demir, A. ve Varank, G., (2008). “Kurşunun Zeolitle Adsorpsiyonunun İzoterm Ve Kinetik Analizi”, Üniversite Öğrencileri III. Çevre Sorunları Kongresi, 16-18 Mayıs 2008, İstanbul, 328-334.
- [23] Yılmaz, E., Yazıcı, R., **Top, S.**, Sekman, E., Bilgili, M.S., Varank, G. ve Demir, A., (2008). “4-Nitrofenolün Bentonitle Adsorpsiyonu”, Üniversite Öğrencileri III. Çevre Sorunları Kongresi, 16-18 Mayıs 2008, İstanbul, 321-327.

Proje

- [1] Alternatif Taban Sistemlerinden Sızıntı Suyu Kirleticilerinin Geçişinin Ve Taban Sistemlerinde Kullanılan Malzemeler Üzerine Sızıntı Suyu Etkisinin İncelenmesi, Proje No: 2011-05-02-KAP01, Araştırmacı, 2011.
- [2] Arıtma Çamuru Nihai Ürününün Düzenli Depolama Sahaları Nihai Örtü Tabakasında Kil Veya Toprakla Birlikte Kullanılabilirliğinin Araştırılması, Proje No: 2012-05-02-KAP08,
- [3] Sağlık Sektörü Atıksularının Karakterizasyonu Ve Mikrobiyolojik Özelliklerinin Belirlenmesi, Proje No: 2012-05-02-KAP03, Araştırmacı, 2012.
- [4] Hastane Atıksularının Membran Bioreaktörle Arıtılması, Proje No: 2013-05-02-DOP01, Araştırmacı, 2013.
- [5] Titanyum Dioksit Nanopartiküllerinin Organik Katı Atıkların Aerobik Stabilizasyonuna Etkilerinin Araştırılması, Proje No: 2013-05-02-KAP04, Araştırmacı, 2013.

- [6] Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Aerobik Ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin Arazi Ölçekli Test Hücrelerinde İncelenmesi” adlı 106Y228 TÜBİTAK Projesi bursiyeri
- [7] Sintine Suyunun Biyolojik Arıtımı, 2009-05-02-KAP02, Araştırmacı
- [8] Hastane Atıksularının Ekotoksikolojik Özelliklerinin Belirlenmesi, 2011-05-02-GEP01, Araştırmacı.
- [9] Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Katı Atıklarla Birlikte Kompostlaştırılması, 2011-05-02-GEP02, Araştırmacı.

ÖDÜLLERİ

- [1] 2011 – 2012 Akademik yılı en çok yayın yapan araştırma görevlileri arasında 3. lik ödülü.
- [2] 2010 – 2011 Akademik yılı en çok yayın yapan araştırma görevlileri arasında 2. lik ödülü