

T. C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ
ENSTİTÜSÜ

AKTİF ÇAMUR BİYOKÜTLESİ ÜZERİNE
FARKLI ETKEN MADDELERE SAHİP
ANTİBİYOTİK TÜRLERİNİN TOKSİSİTE
ETKİSİNİN BELİRLENMESİ

Tuğba ÖZTÜRK
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE

2008

T. C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

AKTİF ÇAMUR BİYOKÜTLESİ ÜZERİNE
FARKLI ETKEN MADDELERE SAHİP
ANTİBİYOTİK TÜRLERİNİN TOKSİSİTE
ETKİSİNİN BELİRLENMESİ

Tuğba ÖZTÜRK
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI
Doç. Dr. Güleda ENGİN

GEBZE
2008



**GEBZE YÜKSEK
TEKNOLOJİ
ENSTİTÜSÜ**

**MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
JÜRİ ONAY FORMU**

JÜRİ

ÜYE (BAŞKAN) : Doç. Dr. Elif ERHAN

ÜYE : Yrd. Doç. Dr. İnci ÖZDEMİR

ÜYE : Doç. Dr. Gülelda ENGİN (Danışman)

Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 23/06/2008 tarih ve 2008/22 sayılı kararı ile yukarıdaki öğretim elemanlarından oluşmuş jüri tarafından düzenlenen 10/07/2008 tarihli Tez Savunma Tutanağı neticesinde Yüksek Lisans öğrencisi Tuğba ÖZTÜRK'ün çalışması GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Yönetim Kurulu/...../..... tarih ve/..../..... sayılı kararıyla Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak onaylanmıştır.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

TEZİN BAŞLIĞI: Aktif Çamur Biyokütlesi Üzerine Farklı Etken Maddelere Sahip Antibiyotik Türlerinin Toksikite Etkisinin Belirlenmesi

YAZAR ADI: Tuğba ÖZTÜRK

Türkiye'de satışı en fazla olan ilaç grubu antibiyotiklerdir ve genel olarak bakıldığında %32'si reçetesiz olarak tüketiciye ulaşmaktadır. Bu yüzde antibiyotiklerin bilinçsiz kullanımının ciddi boyutlarda olduğunu göstermektedir. Enfeksiyonun hemen kontrol altına alınmak istenmesi, hastasına en iyi tedavi uygulamak isteyen hekimin "en geniş spektrumlu ve en pahalı antibiyotik en iyi antibiyotiktir" yanılgısı, enfeksiyon olmaksızın kullanılması, antibiyotiklerin bilinçsiz kullanımına sebep olabilecek durumlardır.

İzmit Tütünçiftlik Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'nin biyolojik arıtma prosesinden alınan aktif çamur biyokütlesi üzerinde farklı etken maddeleri (klaritromisin, levoflaksasin, siproflaksasin, sefazolin sodyum, sefuroksim sodyum, ampisilin+sulbaktam) içeren antibiyotik türlerinin toksik etkileri incelenmiştir.

Aktif çamur sistemlerinin işletilmesinde önemli bir problem olan antibiyotik toksisitesi, farklı konsantrasyon ve farklı etken maddelere bağlı olarak solunum hızı prensibine göre incelenmiştir. Etken maddesi ampisilin+sulbaktam olan antibiyotik türü ilavesi sonucunda eklenen hacimdeki artmaya bağlı olarak solunum hızı azalmış ve toksisite değeri artarak %85'lere ulaşmıştır. Bir diğer etken maddesi olan levoflaksasin'in %34'lük bir toksik etki hesaplanmış ve diğer incelenen etken maddelerin içinde daha az toksik etki yaptığı gözlenmiştir.

SUMMARY

THESIS TITLE: Determination of the Toxicity Effect of Antibiotic Species with Various Effective Substances on Activated Sludge Biomass

AUTHOR: Tuğba ÖZTÜRK

The medicine group that has the biggest sale in Turkey is antibiotics and generally 32% of them are taken by the consumer without prescriptions. This percentage shows how serious is the rate of unconscious usage of antibiotics. The antibiotics take infection under control immediately, “the most expensive and antibiotics with widest spectrum are the best ones” delusion of doctor’s who want to apply the best treatment to their patients and the usage without infection are the examples that cause antibiotics to be used unsuitably.

The toxic effect of antibiotic species that contain various effective substances (clarythromycin, levofloxacin, ciprofloxacin, ampicillin+sulbaktam, cephalosporin sodium, cefuroxime sodium) on active sludge biomass which were taken from the biologic treatment process of the Izmit Tutunciftlik Sewage Treatment Plant was investigated.

Toxicity, which has a significant problem on active sludge system process, was calculated by the examination of the effect of the effective substances on the respiration rate depending on different volumes.

As a result of adding ampicillin+sulbaktam antibiotic species at different volumes, the respiration rate decreased and the toxicity value increased up to 85 %. However another effective substance, levofloxacin, reached only up to 34 % toxicity and it was observed that this antibiotic showed much lower toxicity effect compared to the other antibiotics used in this study.

TEŞEKKÜR

Tez çalışmam süresince bana yardımcı olup, desteğini esirgemeyen, zamanını ayıran, görüşlerimi dikkate alan tez danışmanım Doç. Dr. Güleda Engin'e,

Verdikleri bilgi ve emeklerinden dolayı, çalışmam boyunca karşılaştığım sorunlara çözüm bulan ve gerektiğinde çözümü benim bulmam için cesaretlendiren, Arş. Gör. Dr. Mahir İnce ve Arş. Gör. Elif Şentürk'e,

Laboratuvar çalışmalarım boyunca yardımlarından dolayı Arş. Gör. Derya İmer ve Arş. Gör. Nadir Dizge'ye,

Her zaman yanımda olan ve yardımlarından dolayı arkadaşım Zişan Pınar Yıldız'a,

Beni her zaman motive eden ve çalışmam boyunca fazlaca verdiği emeklerinden dolayı Emre Harputlu'ya,

Hayatımın her noktasında maddi manevi desteklerini ve yardımlarını esirgemeyen sevgili aileme,

En içten saygılarımı, şükranlarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Tuğba Öztürk

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET	i
SUMMARY	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
1. GİRİŞ	1
2. ATIKSULARIN ARITIMI	3
2.1. Evsel Atıksular	3
2.2. Evsel Atıksuların Arıtılması	7
2.2.1. Ön Arıtma	7
2.2.2. Biyolojik Arıtma	7
2.2.1.1. Yüksek Hızlı Biyolojik Prosesler	10
2.2.1.2. Düşük Hızlı Biyolojik Prosesler	10
2.2.1.3. Aktif Çamur Prosesi	11
2.2.1.3.1. Havalandırma	12
2.2.1.3.2. Çöktürme	13
2.2.3. İleri Arıtma	13
2.3. Mikroorganizmaların Rolü	14
2.3.1. Mikrobiyal Metabolizmaya Giriş	14
2.3.1.1. Mikrobiyal Büyüme İçin Gerekli Olan Besin Maddeleri	14
2.3.1.2. Karbon ve Enerji Kaynakları	15
2.3.1.3. İnorganik Besi Maddeleri (Nutrient) ve Büyüme Faktörü	
(Organik besi maddeleri) Gereklikleri	16
2.3.2. Mikrobiyal Beslenme ve Biyolojik Arıtma Prosesleri	16
2.3.3. Mikrobiyal Metabolizma Tipleri	16
2.3.4. Bakteriyel büyüme	17
2.3.4.1. Tek kültürün genel büyüme şekli	17
2.3.4.2. Bakteri Sayısı Bakımından Büyüme	18
2.3.4.3. Bakteri Kütlesi Bakımından Büyüme	18

2.3.4.4. Karışık Kültürde Büyüme	19
2.3.5. Proses Mikrobiyolojisi	20
3. ANTİBİYOTİK KULLANIMI	22
3.1. Antibiyotiğin Etkisi ve Giderilme Metotları	24
4. ATIKSULARDAKİ TOKSİSİTE	28
4.1. Toksikite Testi	30
4.2. Respirometrik Analiz Yöntemleri	31
5. MATERYAL METOD	33
5.1. Kullanılan Cihaz	33
5.1.1. PrensiP	34
5.2. Kullanılan Aktif Çamur	35
5.3. Kullanılan Etken Maddeler ve Özellikleri	36
5.4. Sentetik Atıksu İçeriği	38
6. SONUÇLAR	40
6.1. İncelenen Etken Maddelerin Toksik Etkilerinin Belirlenmesi	40
6.1.1. Ampisilin+Sulbaktam Toksik Etkisi	40
6.2.2. Levoflaksasin Toksik Etkisi	43
6.2.3. Sefazolin Sodyum Toksik Etkisi	46
6.2.4. Sefuroksim Sodyum Toksik Etkisi	49
6.2.5. Klaritromisin Toksik Etkisi	51
6.2.6. Siproflaksasin Toksik Etkisi	54
7. DEĞERLENDİRME	57
KAYNAKLAR DİZİNİ	59
ÖZGEÇMİŞ	63

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Tipik bakteri büyüme eğrisi (Kestioğlu, 2001)	18
2.2. Sıvı Ortamda Organik Maddelerin Karışık Kültür ile Stabilizasyonunda Büyüme Eğrileri (Metcalf and Eddy, 1991)	20
3.1. Tedavi gruplarına göre ilaç kullanım oranları 2001 (İlaç Endüstrisi İşverenler Sendikası- IMS/Türkiye)	23
3.2. Avrupa Birliği'nde 1997'deki Antibiyotik Satışları	24
5. 1. Kullanılan BOİ ve Toksikite ölçer cihazı	33
6.1. Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubundan 5 mL ilave edildiğinde oluşan toksik etki.	41
6.2. Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubundan 10 mL eklendiğinde yaptığı toksik etkisi.	42
6.3. Ampisilin+ Sulbaktam etken madde grubundan 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.	43
6. 4. Levoflaksasin etken maddesinden 5mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.	44
6. 5. Levoflaksasin etken maddesinden 10mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.	45
6. 6. Levoflaksasin etken maddesinden 25mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.	45
6.7. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 30 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	46
6.8. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 50mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	47
6.9. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 100 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	48
6.10. Sefuroksim sodyum etken maddesinden 30 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	50
6.11. Sefuroksim Sodyum etken maddesinden 50 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	50

6.12. Sefuroksim Sodyum etken maddesinden 100 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	51
6.13. Klaritromisin etken maddesinden 5 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.	52
6.14. Klaritromisin etken maddesinden 10 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	53
6.15. Klaritromisin etken maddesinden 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	53
6.16. Siproflaksasin etken maddesinden 5 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	54
6.17. Siproflaksasin etken maddesinden 10mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	55
6.18. Siproflaksasin etken maddesinden 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki	56

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Cizelge</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Evsel Atıksuyun Bileşenleri (Samsunlu, 2006)	4
2.2. Evsel Atıksuda Kişi Başına Oluşan Kirlilik Miktarları, gr/kişi.gün	5
2.3. Atıksuların Kanalizasyona/ Atıksu Altyapı Tesislerine Deşarjında Öngörülen Atıksu Standartları (SKKY, 1998)	6
2.4. Enerji ve karbon kaynağı kullanımına göre mikroorganizmaların sınıflandırılması	15
5.1. Kullanılan etken maddeler ve özellikleri	37
5.2. Etken Maddelerin Etki Ettiği Hücre Bölgeleri (www.ilacabak.com)	38
5.3. Kullanılan Sentetik Atıksu	39
7. 1. Etken Maddelerin Toksik Etkileri	58

1. GİRİŞ

Bilindiği gibi birçok hastalığın tedavi sürecinde, hastalığa neden olan mikroorganizmalara göre farklı etken maddesi içeren antibiyotikler kullanılmaktadır. Özellikle ülkemizde, kış aylarında, soğuk algınlığı gibi rahatsızlıkların artması ve enfeksiyonun hemen kontrol altına alınmak istenmesi nedeniyle bilinçsiz ilaç kullanımında da artış olmaktadır. Ülkemizde antibiyotiklerin güçlü ve bağışıklık sistemini güçlendiren ilaçlar olduğu düşüncesi, enfeksiyon olmasa da ilacın kullanılmasına sebebiyet verir.

Enfeksiyon hastalıklarında antibiyotik ve anti mikrobik maddelerin yaygın bir şekilde kullanımı bir taraftan tedavide başarı sağlarken, diğer taraftan enfeksiyona neden olan bakterilerde, kullanılan antibiyotiklere karşı yüksek düzeyde ve hızlı bir şekilde dirençliliğin gelişimine neden olur. Dirençlilik gelişiminde geniş spektrumlu antibiyotiklerin kullanımı etkin olup, nehirlerin denizlere döküldüğü alanlardan, derin deniz suyu ile sedimentinden dirençli bakterilerin izolasyonu, su, su ürünleri ve deniz araçları aracılığı ile geniş alanlara dağılımının bir sonucudur.

Antibiyotiklerin bilinçsiz ve fazla kullanımı evsel atıksularda antibiyotik oranının artışına neden olur. İnsanlar tarafından alınan antibiyotiklerin büyük bölümü vücuttan atılan dışkı vasıtasıyla kanalizasyon sistemine geçer ve atıksu arıtma tesislerine deşarj edilir. Dolayısıyla bu atıksular, evsel atıksu arıtma tesislerinin biyolojik arıtım proseslerine gelir ve aktif çamur biyokütlesine ulaşır.

Bu çalışmada biyolojik arıtma tesislerine gelen antibiyotik içerikli evsel atıksuyun aktif çamur biyokütlesi üzerine nasıl bir toksik etki yaptığı araştırılmıştır.

Oksijen tüketim hızı, karbon giderimi, ATP (Adenozin trifosfat) testi, amonyak tüketim hızı, uçucu askıda katı madde tayini gibi parametrelerle toksik maddenin aktif çamura etkisi ortaya konabilmektedir. Bu parametreler kullanılarak inhibisyon testi yapılabilmektedir. Bu tez çalışması kapsamında adı geçen bu testlerden "Oksijen Tüketim Hızı"na bağlı test kullanılmıştır.

Aktif çamurun oksijen tüketim hızı (solunum hızı) çamurun canlılığının bir ölçüsüdür ve toksik etkilerin belirlenmesinde kullanılacak uygun bir

parametredir. Referans numunesinin ilavesinden önceki solunum hızı ile sonraki solunum hızı arasındaki fark, test edilmek istenen toksik madde numunesinin toksisite ölçüsünü vermektedir.

Oksijen, aerobik koşullarda çalıştırılan aktif çamur ortamında, çoğalan biyokütlenin metabolik fonksiyonları bünyesinde, enerji sağlayan reaksiyonların temel unsurlarından biridir ve bu reaksiyonlarda son elektron alıcısı olarak kullanılmaktadır.

Bu çalışmada aktif çamur biyokütlesi üzerinde farklı etken maddeleri (klaritromisin, levofloksasin, ampisilin+sulbaktam, sefazolin sodyum, sefuroksim sodyum, siproflaksasin) içeren antibiyotiklerin biyokütleyle nasıl bir toksik etki yaptığı oksijen tüketim hızları hesaplanarak tespit edilmiştir.

2. ATIKSULARIN ARITIMI

Endüstrileşme ve nüfus artışı; nehir, göl ya da deniz gibi alıcı ortama verilen atıksu miktarında artışa sebep olmuştur [Kargı, 1995]. Arıtılmayan ya da yeterli arıtma gerçekleştirilmeyen atıksular deşarj edildiği alıcı ortamda ötrofikasyona neden olabilir, bunun sonucu olarak balık gibi yüksek canlılara varan ölümler, koku problemleri ve estetik görünümün bozulması gibi sorunlar ortaya çıkar. Bu sorunlar zinciri içme suyu teminini zorlaştırdığı gibi kolera, tifo, sarılık gibi hastalıkların yayılmasına da neden olabilir. Bu problemlerin ortaya çıkmaması için yapılabilecek işlem, atıksuyun alıcı ortama verilmeden önce etkin arıtma yöntemleri ile arıtılmasıdır [Samsunlu, 2006].

Arıtma sistemleri atıksuyun karakterine ve miktarına göre dizayn edilmelidir. Atıksuları yağmur suyu dışında kaynağına göre,

1. Evsel Atıksular
2. Endüstriyel Atıksular
3. Sızıntı Suları olarak sınıflandırabiliriz.

Bu tez çalışması kapsamında, evsel atıksularla ilgili araştırma yapıldığından yukarıda verilen maddelerden sadece evsel nitelikli atıksular ve bunların arıtma yöntemleri hakkında bilgi verilmiştir.

2.1. Evsel Atıksular

Evsel atıksuyun miktarı ve özellikleri o bölgenin nüfusuna ve yaşam standartlarına bağılı olarak değışim gösterir. Herhangi bir arıtmadan geçmemiş ham evsel atıksuyun özellikleri konsantrasyona bağılı olarak Çizelge 2. 1’de sunulmuştur. Atıksu bileşimi şehir su kaynağının bileşimine, ticari ve endüstriyel kuruluşların tip ve sayısına ve halkın yaşam tarzına bağılıdır. Evsel atıksu bileşiklerin konsantrasyonuna bağılı olarak kuvvetli, orta ve zayıf olarak sınıflandırılabilir. Toplumun yaşam tarzına göre bileşiminin değışmesinin yanı sıra zamana göre de farklılıklar içermesi söz konusudur.

Çizelge 2.1. Evsel Atıksuyun Bileşenleri [Samsunlu, 2006].

Kalite Parametresi	Konsantrasyon, mg/l		
	Kuvvetli	Orta	Zayıf
Toplam Katı Madde	1200	720	350
Çözünmüş Toplam Katı Madde	850	500	250
Toplam Askıda Madde	350	220	100
Çökebilen Madde	20	10	5
BOİ ₅	400	220	110
Toplam Organik Karbon (TOK)	290	160	80
KOİ	1000	500	250
Toplam Azot	85	40	20
Organik Azot	35	15	8
Serbest Amonyak	50	25	12
Nitrit	0	0	0
Nitrat	0	0	0
Toplam Fosfor	15	8	4
Organik Fosfor	5	3	1
İnorganik Fosfor	10	5	3
Klorür	100	50	30
Alkalinite (CaCO ₃ olarak)	200	100	50
Yağ- Gres	150	100	50
Toplam Koliform, sayı/100ml	10 ⁸ - 10 ¹⁰	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁷
Uçucu Organik Bileşikler, µg/l	>400	100-400	<100

Evsel nitelikli atıksular genel olarak insan artıklarından, mutfak ve banyoda kullanılan sulardan, sebze ve yiyecek artıklarından meydana gelmektedir. Evsel atıksuların kişi başına oluşturduğu kirletici madde yükleri Çizelge 2. 2’de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Evsel Atıksuda Kişi Başına Oluşan Kirlilik Miktarları, gr/kişi.gün.

Kirletici Kaynak	İnorganik Katı Madde	Organik Katı Madde	Toplam	BOİ₅
İnsan Dışkısı	19	63	82	24
Mutfak ve banyo	11	47	58	30
İçme suyu	50	-	50	-
Toplam	80	110	190	60

Evsel atıksular bulanık, sarı renkte ve az miktarda kokuya sahip ise taze olarak tanımlanır. Bu atıksuları oluşturan maddelerin zaman içerisinde oksijeni tüketmeleri halinde septik şartlar oluşabileceğinden mümkün mertebe en kısa sürede arıtılmaları gerekmektedir. Mevcut oksijenin tükenmesi halinde H₂S, CH₄ gibi gazlar açığa çıkarak suyun rengi koyulaşır ve biyolojik olarak arıtımı zorlaşır.

Evsel atıksularda bulunan farklı madde içerikleri atıksuyun karakterizasyonunun belirlenmesini gerekli kılmaktadır. Bu ölçümlerdeki amaçlar arıtılacak atıksuyu tanımak, arıtma tesisinin yeterli olup olmadığını kontrol etmek ve tesislerin işletilmesine faydalı olmak olarak sıralanabilir. Dolayısıyla fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılarak karakterizasyon işlemleri gerçekleştirilmektedir. Su Kirliliği Kontrol yönetmeliğinin ilgili parametreleri Çizelge 2. 3 ’te sunulmuştur [Samsunlu, 2006].

Çizelge 2.3. Atıksuların Kanalizasyona/ Atıksu Altyapı Tesislerine Deşarjında Öngörülen Atıksu Standartları [SKKY, 1998]

Parametre, mg/l	Kanalizasyon sistemleri tam arıtma ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde	Kanalizasyon sistemlerinde derin deniz ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde
Sıcaklık, °C	40	40
pH	6,5-10,0	6,0-10,0
Askıda Katı Madde	500	350
Yağ ve gres	250	50
Katran ve petrol kökenli yağlar	50	10
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	4000	600
Sülfat (SO ₄ ⁻)	1000	1000
Toplam Sülfür (S)	2	2
Fenol	20	10
Serbest Klor	5	5
Toplam Azot (N) ^(a)		40
Toplam Fosfor (P) ^(a)		10
Arsenik (As)	3	10
T. Siyanür(Toplam CN ⁻)	10	10
T. Kurşun (Pb)	3	3
T. Kadmiyum (Cd)	2	2
T. Krom (Cr)	5	5
T. Civa (Hg)	0,2	0,2
T. Bakır (Cu)	2	2
T. Nikel (Ni)	5	5
T. Çinko (Zn)	10	10
T. Kalay (Sn)	5	5
T. Gümüş (Ag)	5	5
Klorür (Cl)	1000	-
Yüzey Aktif Maddeler	Biyolojik olarak parçalanması TSE standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır.	

^(a) -Bu parametrelere atıksu değerlendirilmesinde bakılmayacaktır.

2.2. Evsel Atıksuların Arıtılması

Evsel atıksu arıtımında ana amaç organik madde miktarını azaltmak azot ve fosfor gibi nutrientleri gidermektir. Bazı durumlarda iz organik maddeleride (toksik etkisi olabilecek) ortamdaki gidermek için kullanılır [Metcalf and Eddy, 1991].

Evsel nitelikli atıksu arıtma yöntemlerini ön arıtma, biyolojik arıtma ve ileri arıtma olarak sıralayabiliriz.

2.2.1. Ön Arıtma

Fiziksel işlemler uygulanarak yapılan arıtma yöntemidir. Bu aşamada daha çok gözle görülür kirleticilerin giderimi söz konusudur. Bu aşamadaki ana amaç, çökebilir organik ve inorganik maddeleri çöktürme, yüzen maddeleri ise sıyırma prensibi ile uzaklaştırmaktır [Poyraz, 1991]. Mekanik arıtma ekipmanları; ızgara, elek, kum tutucu, öğütücü, yağ tutucu, çökeltme havuzu, flotasyon havuzudur [Samsunlu,2006]. Organik maddelerin çökmesini önlemek için kum tutucudaki su hızının belli bir oranda tutulması gerekmektedir. İri madde ve kumtaşlarının arıtma tesisinin ileri kademelerindeki ekipmanlara zarar vermesini engellemek maksadıyla bu arıtma kademesi uygulanmaktadır.

Ön arıtma işlemleri sırasında genel olarak KOİ'nin %35-%50'si, BOİ'nin %25-50'si, TAKM (Toplam Askıda Katı Madde)'nin %50-70'i, yağ ve gresin ise %65'i giderilebilmektedir [Poyraz,1991].

2.2.2. Biyolojik Arıtma

Ayrışabilir çözünmüş ve kolloidal organik madde gideriminin biyolojik prosesler kullanılarak sağlandığı aşamadır [Poyraz,1991]. Biyolojik arıtımın evsel atıksu arıtımında kullanımı oldukça yaygındır.

Aerobik şartlarda gerçekleşebilen biyolojik arıtımla evsel atıksuların besi maddesi (N,P) içeriği belirli sınırlarda azaltılabilmektedir. Oksijenli şartlarda mikroorganizmalar oksijeni kullanarak organik maddeleri ayrışmayan son ürünlere çevirirler. Ortamdaki oksijenin tükenmesi halinde mikroorganizmalar görevlerini yapamaz hale gelirler [Samsunlu, 2006].

Organik bileşiklerin parçalanması ve sentezine katkıda bulunan mikroorganizmalar karbon, azot, oksijen, kükürt ve fosfat döngülerinde önemli rol oynarlar. Kullanılan mikroorganizmalar kontrollü şartlar altında çevre için zararlı olan maddeleri zararsız formlara (CO_2 , H_2O , O_2 , N_2 , PO_4 , SO_4) dönüştürme görevi görürler [Kargı, 1995].

Biyolojik arıtım mikroorganizma faaliyetlerinden faydalanılarak gerçekleştirilir. “Biyolojik arıtmada rol oynayan mikroorganizma topluluğuna biyokütle, mikroorganizmalar tarafından besin olarak kullanılan maddelere de substrat (gıda maddesi) denir.” [Samsunlu, 2006]. Çeşitli mikroorganizmaların arıtmada kullanılmasıyla birlikte biyokütle olarak kullanılan en yaygın mikroorganizmalar bakterilerdir.

Biyolojik arıtmada organik maddelerin mikroorganizma hücrelerine dönüşüp çökmesi amaçlanır, atıksu içerisinde mikroorganizmaların tam çökelmiş olması arıtımın gerçekleşmiş olduğunu, bunun tam tersi olarak askıda kalmış olması arıtımın tam olarak gerçekleşmemiş olduğunu gösterir [Samsunlu, 2006].

“Biyolojik arıtma yöntemleri (biyoprosesler) fiziksel ve kimyasal yöntemlerle kıyasla önemli avantajlara sahiptirler [Kargı, 1995].

1. Biyoprosesler normale yakın şartlarda işletilebilirler (oda sıcaklığı, atmosferik basınç, nötrale yakın pH değerleri)
2. Biyolojik yöntemler oldukça spesifik katalitik dönüşümler içerirler.
3. Biyolojik dönüşümler otokatalitik olup dönüşüm devam ettikçe organizma konsantrasyonu artar ve dönüşüm hızlanır.
4. Polimerik ve tehlikeli atıklar biyolojik yöntemlerle giderilebilirler.
5. Biyolojik arıtma sistemleri daha düşük yatırım ve işletme giderleri gerektirdiklerinden kimyasal yöntemlere tercih edilirler.”

Biyolojik arıtım yöntemleri kompleks organik karbon azot bileşikleri içeren atıksuların giderilmesinde daha yaygın kullanılmasına rağmen kimyasal yöntemlere nazaran daha geç gelişmiştir. Az gelişmesinin sebeplerinden biri biyolojik proseslerin kontrol gerekliliğinin daha fazla olmasıdır [Kargı, 1995].

Mikroorganizmaların besin ihtiyacının ve metabolizmasının bilinmesi biyolojik arıtma proses seçiminde kolaylık sağlar.

“Bir organizmanın canlılığını sürdürmesi ve çoğalması için,

1. Enerji Kaynağı
2. Karbon Kaynağı
3. İnorganik Elementler gerekmektedir [Metcalf and Eddy, 1991].”

Mikroorganizmaların biyolojik arıtımda rolü ile ilgili açıklamalar Bölüm 2.3’ te anlatılmıştır.

Organik maddelerin belirlenmesinde önemli olan 3 parametre BOİ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) ve TOK (Toplam organik karbon)’dur. Bu parametreler kurulması planlanan arıtma sistemlerinin tasarımı ve işletmesinde belirleyici niteliktedir. Adı geçen parametrelerden en yaygın kullanılan KOİ parametresidir. Bu parametrenin kullanılmasının genel avantajı organik maddenin tüketilmesi sırasında biyokütlenin kullanıldığı elektron ve enerji dengesini ortaya koymaktadır. Olumsuz yönü ise biyolojik olarak ayrışabilir ve inert organik maddeyi birbirinden ayırmadan ölçmesidir.

Değişme aralığı geniş olan atıksudaki organik maddeler genel olarak çözünmüş ve partiküler olarak ikiye ayrılabilir. Çözünmüş olan kısmın bir bölümü inert olarak kaldığından sistemden değişikliğe uğramadan çıkmaktadır, partiküler kısmın inert kısmı ise çamur fazına geçtiğinden sadece çamur bertarafıyla giderilebilmektedir. Biyolojik arıtma sistemlerinin boyutlandırılması ve işletilmesinde inert organik maddelerin belirlenmesi büyük bir önem taşımaktadır.

Biyolojik arıtma prosesleri yüksek ve yavaş olmak üzere ikiye ayrılırlar. Mikroorganizmalara sağlanan oksijen miktarı ve organik maddeyi ayrıştıran mikroorganizmanın tipine bağlı olarak proses seçimi yapılabilmektedir [Poyraz, 1991].

2.2.1.1.Yüksek Hızlı Biyolojik Prosesler

Bu proseslerin dizaynında küçük havuzlar kullanılmaktadır ayrıca mikroorganizma konsantrasyonları yüksek olarak karakterize edilmektedir. İlk çöktürme gibi işletilmekte ve atılan biyolojik çamur, çamur bertarafının gerçekleştirilmesi için ön arıtma çamuru ile karıştırılmaktadır.

Bir aktif çamur prosesinde reaktör, atıksu ile süspansiyon haldeki mikroorganizmayı içeren havalandırma havuzlarıdır. Bu havuzlarda havalandırma sağlanmak ya sıkıştırılmış havayı bırakan batık difüzörler ya da su yüzeyine karıştırma ile hava sağlayan mekanik yüzey havalandırıcıları kullanılmaktadır. Hidrolik bekleme süreleri 3-8 saat arasında değişmektedir.

Bu proseslerde BOİ ve AKM giderimi oldukça yüksek oranda gerçekleştirilmektedir (%85– 95). Ayrıca ağır metallerin bir kısmı yüksek hızlı biyolojik proseslerle belli oranlarda giderilebilmektedir ancak azot, fosfor, ayrışamayan organikleri ve çözülmüş mineraller için giderim verimi daha düşük değerlerde seyretmektedir.

2.2.1.2. Düşük Hızlı Biyolojik Prosesler

Bu prosesler toprak göl veya lagünden oluşan büyük havuzlarda atıksudaki askıda mikroorganizmalarla karakterize edilir. Bu havuzlardaki mikroorganizma konsantrasyonu ve büyüme hızları düşüktür. Havalandırılmalı lagünler ve stabilizasyon havuzları bu proseslere örnek olarak verilebilmektedir [Poyraz, 1991].

2.2.1.3. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur, bakterilerin ve diğer mikroorganizmaların gelişiminin havalandırma işlemine bağlı olduğu yaygın bir işlemdir. Bu organizmalar havalandırma işlemini takip eden çökeltme esnasında su fazından kolaylıkla ayrılmaktadır [Papadimitriou et al., 2007].

Aktif çamur prosesi, bakterilerin ve diğer mikroorganizmaların gelişiminin havalandırma işlemi ile takviye edilmesi ile organik maddenin kolloidal hale getirilerek stabilizasyonunu sağladığı biyolojik arıtma proseslerinden en yaygın olarak kullanılan şeklidir. Elde edilen kolloidal formdaki biyokütle havalandırma işlemini takip eden çökeltme esnasında su fazından ayrılmaktadır.

Bu proses hem evsel atıksu arıtımında hem de endüstriyel atıksu arıtımında kullanılabilir. Endüstriyel atıksuyun içerisinde inhibitör etkisi yapacak kimyasal madde olmadığı sürece verimli bir prosesdir. Aktif çamur prosesinin evsel ve endüstriyel atıksular için avantajları az yer kaplaması ve kokusuz olmasıdır [Ros, 1993].

Aktif çamur sistemlerinin tasarımında dikkat edilmesi gereken parametreler aşağıdaki gibi sıralanmaktadır [Metcalf and Eddy, 1991],

1. Havalandırma havuzu tipi,
2. F/M oranı, (besi miktarı/mikroorganizma miktarı)
3. Üretilen çamur miktarı,
4. Gerekli oksijen miktarı,
5. Gerekli besi miktarı,
6. Mikroorganizmaların türü ve özellikleri (filamentli mikroorganizmaların bulunması gibi),
7. Deşarj standartlarının sağlanması.

Aktif çamur işleminin başarılı olması, dört temel fonksiyona dayanmaktadır [Ros, 1993),

1. Kirleticilerin atıksudan adsorpsiyon ile giderilmesi
2. Koloidal ve küçük maddelerin flokülasyonu
3. Besin olarak atık bileşenleri kullanan çamurdaki adsorplanmış ve floküle edilmiş organik maddelerin daha basit bileşenlere ayrışması [CO_2 , H_2O , NH_3 ve azotun okside edilmiş formları gibi)
4. Aktif çamurun durgun koşullarda sıvı fazdan askıda organik maddenin ve çözünmüş maddenin çökeltebilme yeteneği.

Aktif çamurun bu işlemleri sağlaması için iki temel operasyonun (havalandırma ve çöktürme) gerçekleşmesi gerekmektedir [Ros, 1993].

2.2.1.3.1. Havalandırma

Bu işlemde biyokütle ile atıksu çözünmüş oksijen varlığı içerisinde karıştırılır. Havalanma esnasında koloidal ve çözünmüş kirleticilerin oksidasyonu ve adsorpsiyonu sağlanmaktadır. Ayrıca bu işlem, arıtım için önemli olan organik maddelerin sentezini ve yeni mikroorganizmaların gelişmesini sağlamaktadır.

Temas süresinin uzunluğuna ve çözünmüş oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak kirleticiler oksidasyon ile giderilmektedir. Çamur karışmış çözülmüş ayrıldıktan sonra yeniden kullanılabilmesi için daha fazla havalandırılması gerekmektedir.

Aktif çamur işlemi genellikle 4 saatten 6 saate kadar olan uzun havalandırma periyotlarına sahiptir. Bu süre içerisinde atıksudaki kirliliğin oksidasyonu ve adsorpsiyonu sağlanır. Daha uzun havalandırma biyokütlenin adsorpsiyonunu hızlandırmakta ve kirleticileri oksidize etmek için kendi kapasitesini yenilemesine imkan sağlamaktadır. Yüksek nitrat miktarına sahip atıksular daha uzun havalandırma periyotlarıyla arıtılabilmektedir. Nitrifikasyonun derecesi belli bir boyuta kadar havalandırma ünitesindeki bekleme süresi ve karışmış çözülmüş çözülmüş oksijen miktarı ile kontrol edilir.

2.2.1.3.2. Çöktürme

İkinci ana işlem olan çöktürme sıvı fazdan katıların ayrışması için gerekli olan durgun koşulları veren çökeltme havuzunda gerçekleşmektedir. Atıksudan uzaklaştırılan organik maddeleri içeren biyokütle çökerek yoğunlaştırılır. Çökelmiş çamurun bir kısmı havalandırma aşamasına geri döndürülür böylece gelen atıksuyun arıtımının devamlılığı sağlanmış olur. Çoğu aktif çamur proseslerinde gelen organik yükün %60-70'i yeni aktif çamur kütlelerine dönüşür. Oluşan bu katı maddenin giderimi tesis işletmecisi için ayrı bir problem olarak ortaya çıkar.

Çökeltme havuzundan ayrılan sıvı deşarj edilebilecek nitelikte olmalıdır. Bazı durumlarda organik, koloidal ve askıda maddenin daha da azaltılması için ileri arıtma işlemlerine tabi tutulması gerekebilmektedir. İleri arıtma, suyun balık avcılığı, tarım veya endüstride yeniden kullanma gibi durumlardan dolayı yüksek arıtım derecesinin önemli olduğunda özellikle önemlidir.

Aktif çamurun sıvı fazdan ayrılabilme yeteneği, aktif çamur maddesinin dört temel fonksiyonunun birisi olarak vurgulanmaktadır. Bu çökeltme kabiliyetinin kaybolması halinde ciddi problemler ortaya çıkmaktadır [Ros, 1993].

2.2.3. İleri Arıtma

İleri arıtma, klasik ikincil kademe arıtmadan sonra kalan askıda ve çözünmüş maddelerin giderilmesi için gereken ilave arıtma işlemleri olarak tanımlanmaktadır. Bu maddeler, organik madde, askıda katı madde ve kalsiyum, potasyum, sülfat, nitrat, fosfat gibi nispeten basit inorganik iyonların yanı sıra oldukça kompleks yapılı sentetik organik maddelerden de oluşabilmektedir.

Yüzeysel suların içme suyu olarak kullanılmasının sakıncası atıksu deşarjı ile bu sulara sürekli ve artan bir şekilde kirletici yüklenmesi yapılmasıdır. Tüm evsel ve endüstriyel atıksular yüzeysel sulara deşarj edildiğinden uzun vadede içme suyu teminini sağlayabilmek için ileri arıtma işleminin uygulanması gerekebilmektedir.

Ayrıca nehir, göl ve baraj içme suyu arıtma tesislerinde, su kalitesini istenen seviyede tutabilmek için bu tesislere yeni arıtma kademelerinin eklenmelidir.

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma işleminin aynı tesiste yapılması durumunda deşarj standartlarının sağlanması güçleşmektedir. Bu durumda kirlilik parametrelerinin istenen seviyeye düşmesi sağlanamayabilir. Bunun için ileri arıtım teknolojilerinden faydalanmak gerekir. Dolayısıyla, deşarj kriterlerinin klasik arıtma yöntemleri ile sağlanamadığı durumlarda ileri arıtım yöntemlerinin uygulanması gerekebilmektedir [Samsunlu, 2006].

2.3. Mikroorganizmaların Rolü

Çökelemeyen kolloidal katıların koagülasyonu ve organik maddelerin stabilizasyonu çeşitli mikroorganizmaların biyolojik faaliyeti ile gerçekleşir. Bu mikroorganizmalar kolloidal ve çözünmüş organik maddeyi değişik gazlara ve hücre dokularına dönüştürür. Hücre dokularının özgül ağırlığı suyunkinden biraz daha fazla olduğundan çöktürme yöntemi ile ortamdan uzaklaştırılabilir.

Burada dikkat edilmesi gereken en önemli husus hücre dokularının su ortamından ayrılmadıkça arıtımın gerçekleşmemiş olduğudur, çünkü hücre dokularının kendileri organik yapıda olduklarından atıksu çıkışında organik madde bir formdan diğer bir forma dönüştürülmüş ancak sıvı fazdan ayrılmadığından arıtım tam manasıyla gerçekleşmiş olmayacaktır.

2.3.1. Mikrobiyal Metabolizmaya Giriş

Biyolojik arıtma tesislerinin dizaynında ve proses seçiminde önemli olan mikroorganizmaların biyolojik aktiviteleri konusunda bilgi sahibi olmaktır.

2.3.1.1. Mikrobiyal Büyüme İçin Gerekli Olan Besin Maddeleri

Üremeye devam edebilmek ve fonksiyonlarını düzenli bir şekilde yerine getirebilmek için her organizma (i) enerji kaynağına, (ii) Yeni hücre sentezi için karbona ve (iii) azot, fosfor, sülfür, potasyum, kalsiyum ve magnezyum gibi

inorganik elementlere (nutrientlere) ihtiyaç vardır. Organik nutrientler de yeni hücre sentezi için gerekli olabilmektedir.

2.3.1.2. Karbon ve Enerji Kaynakları

Mikroorganizmalar için en yaygın iki karbon kaynağı organik madde ve CO₂'dir. Yeni hücre sentezi için organik karbonu karbon kaynağı olarak kullanan mikroorganizmalar "heterotrof" olarak adlandırılır. CO₂'i karbon kaynağı olarak kullanan mikroorganizmalar ise "ototrof" olarak adlandırılır. CO₂'in organik hücre dokusuna dönüşümü bir indirgenme reaksiyonudur ve net bir enerji girişine ihtiyaç vardır. Bu yüzden ototrof organizmalar heterotroflara nazaran daha büyük bir enerji harcarlar. Dolayısıyla ototrof organizmaların büyüme hızları daha düşüktür.

Hücre sentezi için gerekli olan enerji ihtiyacı ise ya ışık kaynağı ya da kimyasal oksidasyon reaksiyonu ile karşılanır. Işık kaynağını enerji kaynağı olarak kullanan organizmalar "fototrof" olarak adlandırılır. Fototroflar, heterotrof (bazı sülfür bakteriler) veya ototrof (alg, fotosentetik bakteriler) olabilir. Enerjisini kimyasal reaksiyonlardan karşılayan mikroorganizmalara "kemotrof" denir. Fototrof mikroorganizmalar gibi kemotrof mikroorganizmalar da heterotrof (protozoa, fungi, çoğu bakteri) veya ototrof (nitrifikasyon bakterileri) olabilir. Kemoototroflar enerjilerini indirgenmiş inorganik bileşiklerin (amonyak, nitrit ve sülfid) oksidasyonu ile karşılarlar.

Çizelge 2.4. Enerji ve karbon kaynağı kullanımına göre mikroorganizmaların sınıflandırılması

Sınıf	Enerji Kaynağı	Karbon Kaynağı
Ototrof		
Fototrof	Işık	CO ₂
Kemoototrof	İnorganik İndirgeme-yükseltgenme reaksiyonları	CO ₂
Heterotrof		
Fotoheterotrof	Işık	Organik Karbon
Kemoheterotrof	Organik İndirgeme- yükseltgenme reaksiyonları	Organik Karbon

2.3.1.3. İnorganik Besi Maddeleri (Nutrient) ve Büyüme Faktörü (Organik besi maddeleri) Gereklilikleri

Karbon veya enerji kaynağına nazaran nutrientler çoğu zaman yeni hücre sentezi ve büyüme için sınırlayıcı faktördür. Temel inorganik nütrientler N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na ve Cl'dur. Önem derecesi daha düşük nütrientler ise Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu, Ni, V ve W'dir.

İnorganik besi maddelerinin yanında organik besi maddeleri de hücre sentezi için bazı mikroorganizmalar için gereklidir. Organik nutrientler başka karbon kaynağından sentezlenemeyen, aminoasit, purin ve pirimidin ve vitaminler gibi maddelerdir.

2.3.2. Mikrobiyal Beslenme ve Biyolojik Arıtma Prosesleri

Çoğu biyolojik arıtma prosesinin ana hedefi atıksuyun organik miktarını azaltmaktır. Bu tip arıtmada en önemli organizma tipi hem enerji kaynağı hem de karbon olarak organik maddeyi kullanan kemoheterotrof organizmalardır. Eğer arıtma amonyağın nitrata dönüştürülmesini de içeriyorsa o zaman kemototrofik nitrifikasyon bakterilerinin ortama verilmesi gerekmektedir.

Normal evsel atıksu yeterli organik ve inorganik nutrientleri bünyesinde bulundurur ancak bazı endüstriyel atıksularda nutrientler az olduğundan prosese nutrient ilavesi gerekebilmektedir.

2.3.3. Mikrobiyal Metabolizma Tipleri

Bir elektron vericisinden bir dış elektron alıcısına enzim ortamında elektron taşınımı ile enerji üreten organizmalara "solunum metabolizması"na sahip organizmalar denir. Tersine "fermantasyon metabolizması"ni takip eden organizmalar dış elektron alıcısı ile etkileşimleri yoktur. Fermentasyon, solunuma

göre daha az etkili bir enerji verimi olan bir prosestir. Dolayısıyla fermantasyon metabolizması ile hareket eden heterotrof organizmalar solunum yapan heterotroflara nazaran daha düşük büyüme hızları ve hücre verimi elde etmektedirler.

Solunum metabolizmasında elektron alıcı olarak oksijenin kullanıldığı durumlarda prosese “aerobik solunum” prosesi denir. Enerji ihtiyaçlarını aerobik solunum yoluyla yapabilen organizmalar sadece moleküler oksijen varlığında yaşayabilirler ve bunlara “zorunlu aerobik” mikroorganizmalar denir. Oksidize olmuş nitrat, nitrit gibi inorganik bileşikler bazı solunum yapan mikroorganizmalar için elektron alıcı vazifesi görebilir.

Enerjiyi fermantasyon ile üreten ve sadece oksijensiz ortamda bulunan organizmalara “zorunlu anaerobik” denir. Fakültatif anaeroblar hem oksijenli hem de oksijensiz ortamda yaşayabilirler. Fakültatif organizmaların iki alt grubu bulunmaktadır. Ortamda oksijenin varlığına veya yokluğuna bağlı olarak fakültatif anaeroblar fermantasyondan aerobik solunuma geçiş yaparlar. Fakültatif anaeroblar kesin olarak fermantasyon metabolizmasını takip ederler fakat moleküler oksijen varlığına çok hassas değildir.

2.3.4. Bakteriyel büyüme

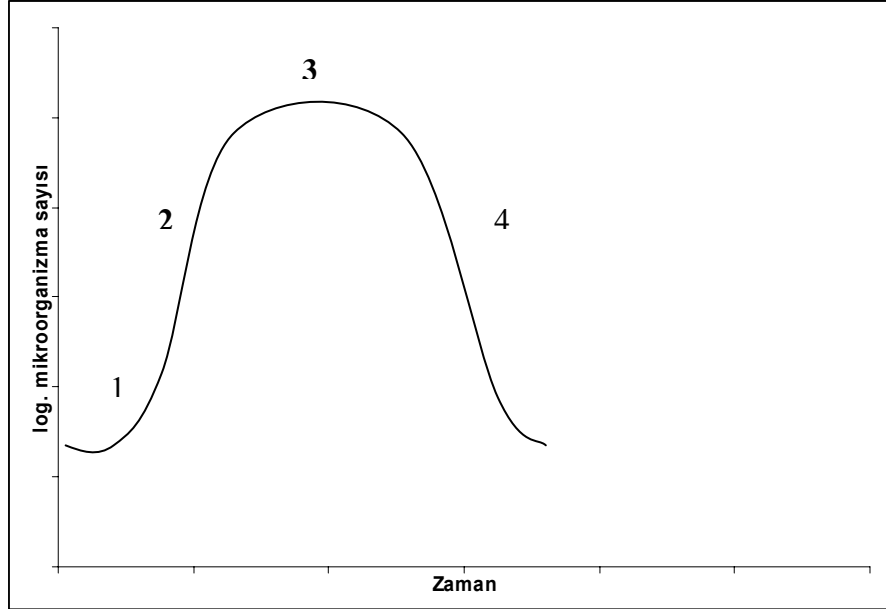
Biyolojik arıtmada mikroorganizma büyümesi basit prensipleriyle aşağıdaki bölümlerde incelenmiştir.

2.3.4.1. Tek kültürün genel büyüme şekli

Bakteriler genelde bölünerek çoğalırlar. Bölünme için gerekli süre günler mertebesinde de olabilir 20 dakikadan az bir süre de gerçekleşebilmektedir.

2.3.4.2. Bakteri Sayısı Bakımından Büyüme

Belli bir kültür için bakteri büyüme şekli zamanın bir fonksiyonu olarak Şekil 2.1’de gösterilmiştir. Şekil üzerinde gösterilen bölgeler aşağıda kısaca açıklanmıştır.



Şekil 2.1. Tipik bakteri büyüme eğrisi [Kestioğlu, 2001].

1. **Başlangıç fazı:** Bu faz mikroorganizmaların ortam şartlarına uymak için gerekli olan zamanı göstermektedir.
2. **Logaritmik büyüme fazı:** Bu faz sırasında hücreler hızla bölünerek çoğalırlar ve besinin tüketilmesi başlar
3. **Durgun faz:** Burada popülasyon durgundur. Durgun faza geçme nedeni ortamdaki substratın azalması veya nutrientlerin tüketilmesidir. Ayrıca ölen hücre sayısı ile yeni hücreler de birbirini dengelemeye başlamıştır.
4. **Logaritmik ölüm fazı:** Bu faz sırasında ölen hücreler yeni üretilen hücrelerden sayıca fazladır. Bu durum ortam şartlarından dolayı oluşur genellikle logaritmik büyüme fazının tersidir.

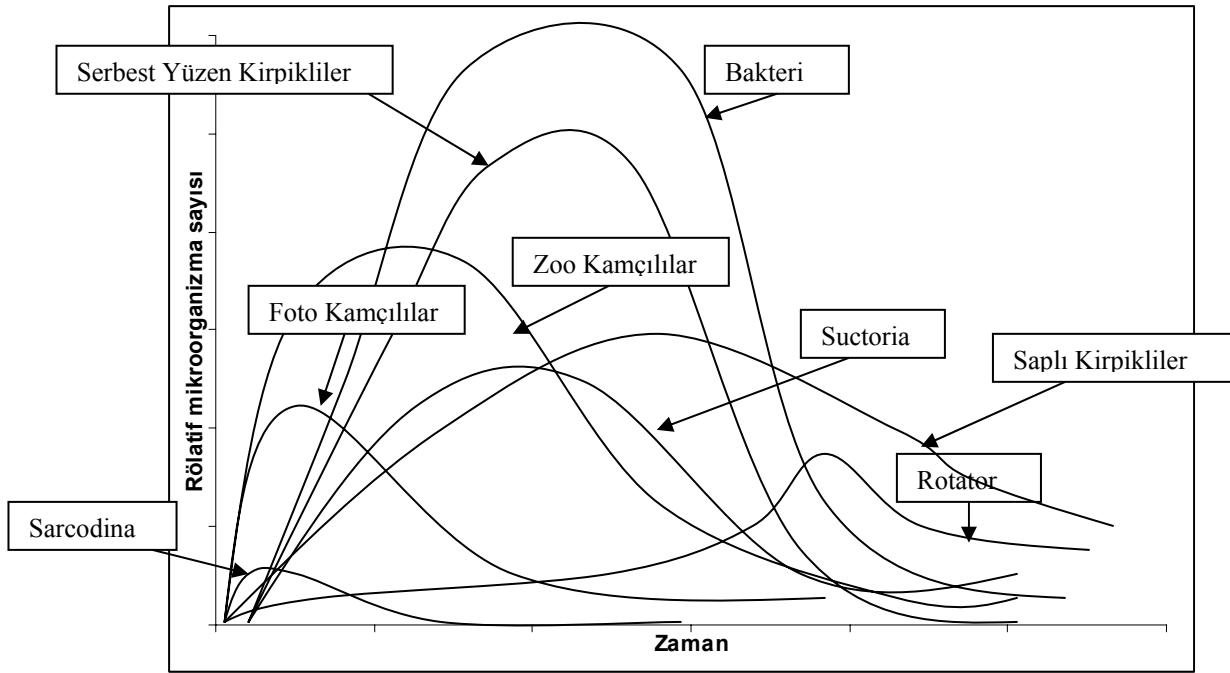
2.3.4.3. Bakteri Kütlesi Bakımından Büyüme

Büyüme, ayrıca, mikroorganizma kütlesinin zamanla değişimi olarak da incelenebilir. Bu da dört fazda incelenebilir.

1. **Başlangıç fazı:** Burada da bakteri besin ortamına uymaya çalışmaktadır. Başlangıç fazı bu sefer daha kısadır, çünkü bakteri sayısı artmaya başlamadan bakteri kütlesi artacaktır.
2. **Logaritmik büyüme fazı:** Her zaman mikroorganizmaları çevreleyen yeterince besin maddesi vardır. Büyüme hızı sadece mikroorganizmaların besin maddelerini proses edebilme hızına bağlıdır.
3. **Azalan büyüme fazı:** Bakteri kütlelerinin arttırma hızı besin maddesinin azalması nedeniyle azalır.
4. **İç solunum fazı (endojen faz):** Besin maddesi konsantrasyonunun azalması ile birlikte mikroorganizmalar kendi protoplazmalarını metabolizma etmeye başlarlar. Bu faz sırasında “lysis” adı verilen ölü hücrelerin parçalanarak canlı hücrelere besin maddesi sağlaması işlemi başlar.

2.3.4.4. Karışık Kültürde Büyüme

Bundan önceki bölümde tek bir türün büyümesi konusundan bahsedilmektedir. Ancak biyolojik arıtma esnasında birden fazla tür bir arada çalışmaktadır. Her türün, doğal olarak, büyüme eğrisi farklıdır. Büyüme eğrisi ortam şartlarına bağlı olarak değişmektedir. Hangi mikroorganizmanın dominant olduğu Şekil 2.2’de verilmiştir. Görüldüğü gibi sıvı organik atıkların stabilizasyonunda bakteriden farklı mikroorganizmalar da etkin bir şekilde sistemde rol almaktadır.



Şekil 2.2. Sıvı Ortamda Organik Maddelerin Karışık Kültür ile Stabilizasyonunda Büyüme Eğrileri [Metcalf and Eddy, 1991].

2.3.5. Proses Mikrobiyolojisi

Verimli bir aktif çamur sistemi dizaynı yapılmak ve işletilmek isteniyorsa, mikroorganizmaların sistem içindeki önemi iyi kavranmalıdır. Aktif çamur prosesinde bakteri en önemli mikroorganizmadır. Reaktör içinde, organik maddenin bir kısmı aerobik ve fakültatif bakteriler tarafından yeni hücre üretiminde kullanılacak enerji ihtiyacını karşılamak için kullanılır. Organik maddenin küçük bir kısmı NO_3^- , SO_4^{2-} ve CO_2 gibi düşük enerjili bileşiklere dönüştürülür. Bu arada son ürünler oluşmadan önce bazı ara ürünler ortaya çıkar [Metcalf and Eddy, 1991].

Aktif çamurun mikroskopik incelenmesi, onun heterojen mikroorganizma çeşidinden oluştuğunu ortaya çıkarmıştır. Bakteri çeşidi atık suyun bileşimlerinin ve çevresel koşulların değişimine bağlı olarak devamlı değişir. Çamurda varolan mikroorganizmalar tek hücreli bakteri, fungi, alg, protozoa ve rotiferlerdir. Bunlardan bakteri, biyolojik arıtma işleminin her çeşidinde bulunması dolayısıyla en önemli olanıdır.

Substrat (organik malzeme ve atık su) bakteri hücresi tarafından kullanımı 3 adımla aşağıdaki gibi açıklanır:

1. Substrat molekülü hücre duvarıyla temas eder
2. Substrat molekülü hücreye geçer
3. Substrat molekülünün hücre tarafından kimyasal değişime uğratılması.

Bakteriye substratın çözünebilir formu gerekmektedir. Bu nedenle hücreye kolaylıkla geçemeyen koloidal moleküller hücre yüzeyine önce adsorbe edilmelidirler, sonra ayrıştırılmalı veya enzimler tarafından taşınabilir bölümlere geçirilmelidirler [Ros, 1993].

Aktif çamur prosesinde kullanılan bakteriler genellikle pseudomonas, zoogloea, achromobacter, flavobakterium, nocardia, bdellovibrio, mycobacterium ve iki tane nitrifikasyon bakterisi olan nitrosomonas ve nitrobakter'den oluşmaktadır. Filamentli gruptan sphaerotilus, beggiatoa, thuothrix, leciythrix ve geotrichum'da proseste yer alabilir.

Bakteriler gibi aktif çamur sistemlerinde bulunan protozoa ve rotiferlerde önemlidir. Protozoalar floklaşmamış ölü bakterileri tüketirler. Rotiferler de küçük biyolojik flokları tüketirler.

Her ne kadar bakterilerin organik maddeyi en kısa sürede parçalamaları istense de, floklaşmanın oluşması için belli bir süre beklenmesi gerekmektedir. Çünkü floklaşma istenen şekilde gerçekleşmezse çöktürme tankında biyolojik katılar verimli bir şekilde uzaklaştırılmazlar. Sistemdeki çamur yaşı arttırıldığında biyolojik flok çökme karakteristiğinin iyileştiği gözlemlenmiştir. Evsel günlük çamur yaşı ile iyi bir çökme verimi elde edildiği bildirilmiştir.

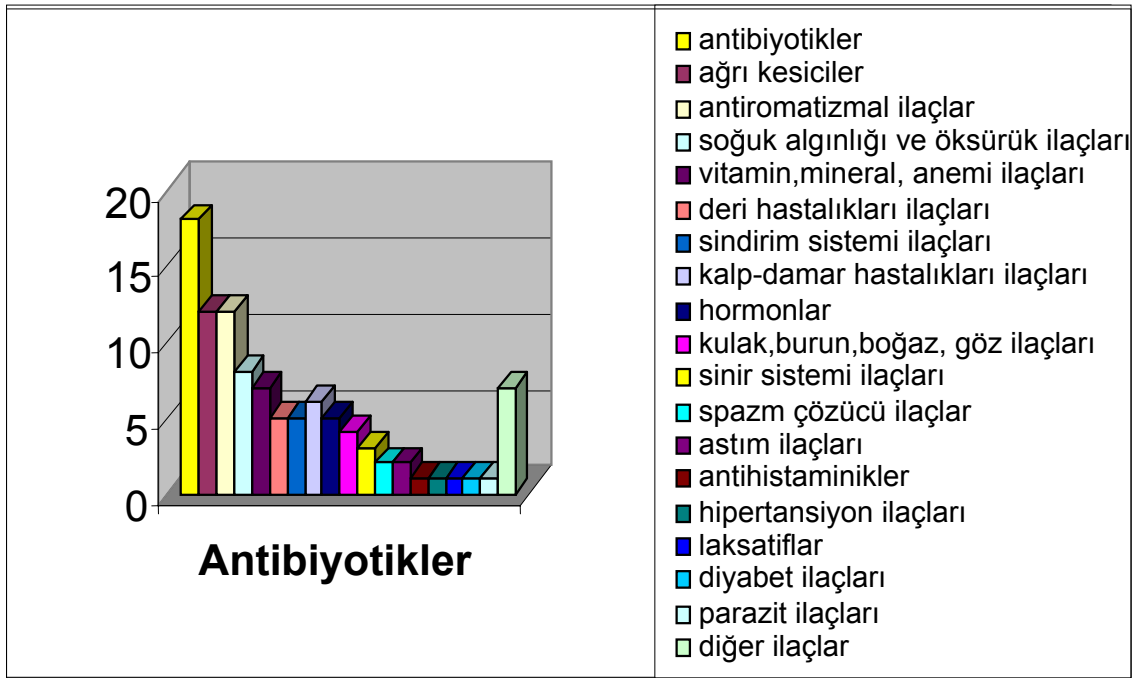
İyi flok elde edildiği halde ikincil çökme tankı verimli bir şekilde çalıştırılmıyorsa havalandırma üniteleri verimli bir şekilde çalıştırılmıyorsa veya ortamda istenmeyen sphaerotilus, E.koli ve mantarlar mevcutsa iyi bir arıtma gerçekleştirilmediği ortaya çıkmaktadır [Metcalf and Eddy, 1991].

3. ANTİBİYOTİK KULLANIMI

Kentsel atık sudaki ilaç ve bunların hammaddeleri, su ortamında mikro-kirletici emisyonunu düşürülmesi için önemli bir odak teşkil ederler. Bu bileşikler bütün yıl boyunca kullanıldıklarından ve yaşayan doku ve organizmalara özgü biyolojik etkiler üretmeleri yönünde tasarlandıklarından, çevrede istenmeyen etkiler yaratabilmeye meyillidirler [Joss et al, 2005].

Antibiyotikler, bakterilerin sebep olduğu enfeksiyon hastalıklarının tedavisinde kullanılan ilaçlardır. Antibiyotiklerin kullanım amacı bakteriyi ya öldürmek ya da üremelerini engellemektir. Doktorların hastalara verdiği ilaçlar arasında ilk sırayı antibiyotikler almaktadır ve 50 yıldır en fazla ve yaygın kullanımı olan ilaçlardır. Enfeksiyonun hemen kontrol altına almak istenmesi bunun alışkanlık hale gelmesi, hastasına en iyi tedavi uygulamak isteyen hekimin “en geniş spektrumlu ve en pahalı antibiyotik en iyi antibiyotiktir” yanılıgısı, enfeksiyon olmaksızın kullanılması, antibiyotiklerin bilinçsiz kullanımına sebep olan durumlardır.

Bulaşıcı bakteri ve mantarlarla savaşmak için yararlanılan antibiyotikler 1940’den bu yana kullanılmaktadır [Li et al., 2004]. Yıllık ilaç tüketiminin %20’den fazlası antibiyotiklerdir ve Türkiye’de en çok satılan ilaç grubudur. Şekil 3.1’de Türkiye’deki ilaç kullanımı ile ilgili grafik verilmiştir.



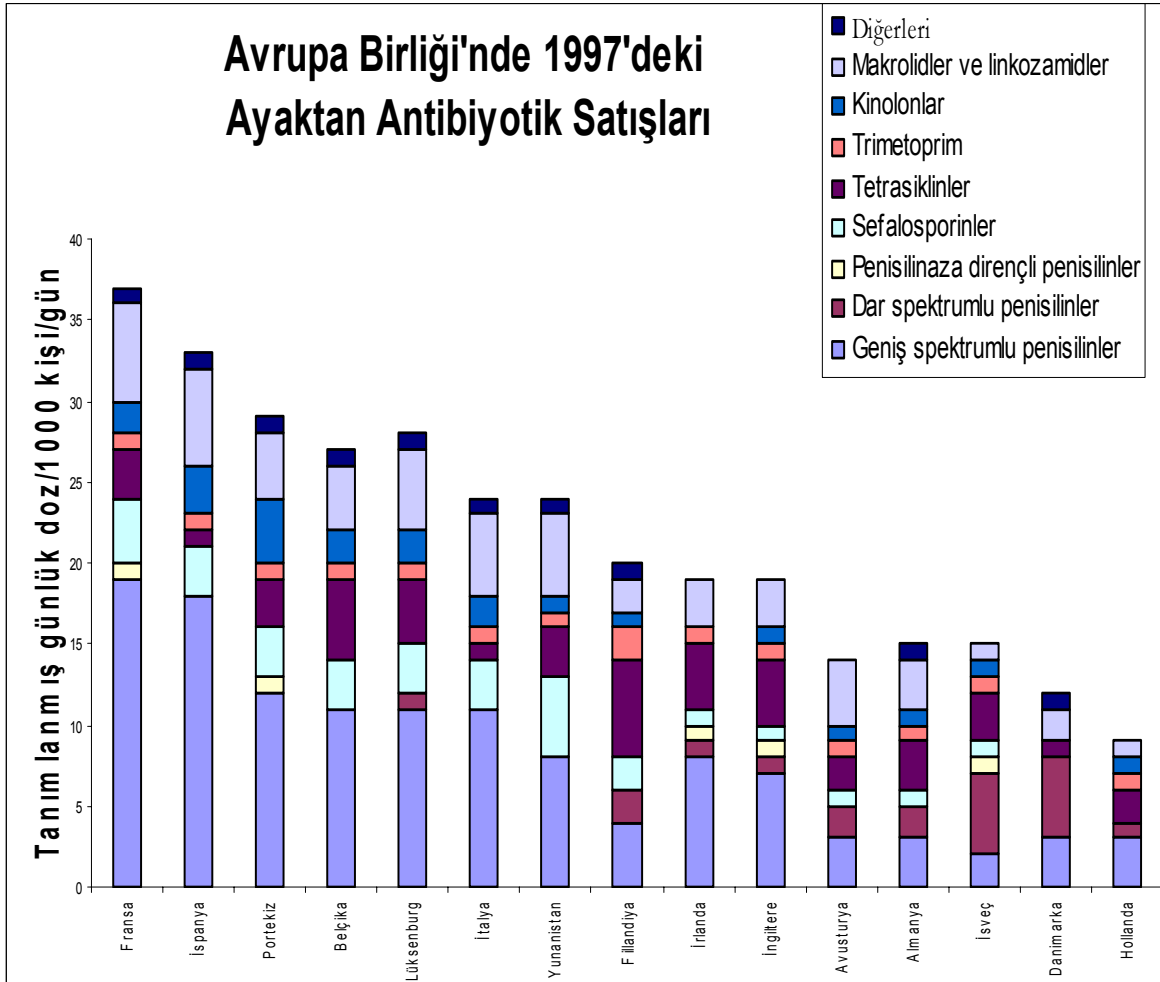
Şekil 3.1. Tedavi gruplarına göre ilaç kullanım oranları 2001 [İlaç Endüstrisi İşverenler Sendikası- IMS/Türkiye].

Genel bir değerlendirme yapıldığında bilinçsiz kullanım oranı %40- 50 dolaylarındadır. Reçetesiz antibiyotik kullanım oranı %32'dir. Antibiyotik beklentisi yüksek olan ülkeler Fas, Tayland, Türkiye ve Kolombiya'dır. Türklerin ve Kolombiyalıların antibiyotiklerin güçlü ilaçlar olduğunu ve bağışıklık sistemini güçlendirdiğini düşündükleri bildirilmektedir [Kılıç, 2001].

Avrupa Birliği ülkelerinde 1997 yılında 13.288 ton tüketilen antibiyotiklerin %65'i insan tıbbında, %29'u veteriner hekimlikte, %6'sı ise büyüme faktörü olarak kullanılmıştır. AB ülkelerinde antibiyotiklerin büyüme faktörü olarak kullanımı yasaklandığından veteriner hekimlikte kullanılan bölümü de azalmıştır.

15 Avrupa ülkesinde, 1993- 1997 yılları arasında, 7 ülkede antibiyotik kullanımında artış olduğu görülmüştür. Bu artışın en fazla olduğu ülke %34 ile İngiltere'dir. 5 ülkede ise antibiyotik kullanımında azalma olduğu belirtilmiştir, en fazla azalma olan ülke ise %21 ile İsveç'tir. İtalya'da kullanımı 22.7 DDD (defined daily dose, tanımlanmış günlük doz)/1000 kişidir. Avusturalya antibiyotik kullanım oranları en yüksek olan ülkeler arasındadır. 2000 yılında ABD'de antibiyotik üretimi

16.200 ton'dur [Kılıç, 2001]. Almanya'da insan tıbbında kullanılan antibiyotik miktarı yaklaşık olarak 400 ton/yıl olarak hesaplanmıştır ve bunun 2/ 3'ü kanalizasyon sistemine verilmektedir [Gartiser et al., 2007]. Avrupa'daki çeşitlerine göre antibiyotik satış oranları grafiksel olarak Şekil 3. 2'de verilmiştir.



Şekil 3.2. Avrupa Birliği'nde 1997'deki Antibiyotik Satışları.

3.1. Antibiyotik Etkisi ve Giderilme Metotları

Son yıllarda ilaç sektörüne ait ürünler ve özellikle antibiyotik kullanımı, çevre açısından kaygı verici duruma gelmiştir. Bu sektöre ait ürünler genel olarak insanların mikrobiyal enfeksiyonlardan korunması ve iyileştirilmesi amacı ile kullanılmaktadır. Bu ürünler kullanımının ardından metabolizma tarafından dışarı atılmakta ve evsel atıksulara karışmaktadır. Dolayısıyla evsel atıksu arıtma

tesislerinde özellikle bilinçsiz kullanım sonucu giderek artan miktarlarda gözlenmektedir. Söz konusu arıtma tesisleri bu tür maddeleri gidermek için tasarlanmadığından çeşitli sorunları beraberinde getirmektedir. Atıksuyun içerisinde antibiyotiğin bulunması, suyun yeniden kullanılması ve su kaynak planlanması için mücadele edilmesi gereken bir problemdir [Gulkowska et al., 2008].

Evsel atıksularda ve yüzeysel sularda antibiyotiklerin yüksek orandaki konsantrasyonlarda bulunduğunu göstermektedir. Böyle bir bilgi olmasına rağmen antibiyotiklerin doğada dağılımları, su sistemlerindeki hareketleri hakkında çok fazla şey bilinmemektedir. Sucul ortamda antibiyotiğin varlığı problem yaratabilir. Bu maddeler mikrobiyal ekolojiyi etkileyebilir ki antibiyotiklere dayanıklı patojenlerin üremesini arttırması insan sağlığı üzerinde olumsuz etki yaratır. Dezenfektanlar ve antibiyotiklerin hem atık su arıtma işlemini hem de yüzeysel sulardaki mikrobiyal ekolojiyi olumsuz etkilediği düşünülmektedir [Gautam et al., 2007].

Antibiyotiklerin tüketimlerinin artmasının yanı sıra hassas analitik ölçüm metotlarının da gelişimi, şehir şebekelerinde, atıksu arıtma tesislerinde ve arıtma çamurlarında bulunan antibiyotiklerin tanınmasını arttırmıştır. Antibiyotikler ve diğer ilaçlar doğaya sadece arıtma sonrası çıkış sularıyla değil, deponi sahalarından sızıntı suyu vasıtasıyla da toprağa ve yeraltı sularına ve yüzeysel sulara ulaşmaktadır. Çoğu antibiyotik etken maddesi tamamiyle bozunmadığından ve insan vücudu tarafından emilmeyen kısmı atıldığından, evsel nitelikli atıksu arıtma tesislerinin hemen hepsinde bu tip bileşiklere rastlanmaktadır [Heberer, 2002]. Dolayısıyla evsel nitelikli atıksu arıtma tesisleri ortama antibiyotik etken maddesi veren ciddi birer işletme haline gelmektedir [Brun et al., 2006]. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda 100 kadar ilaç ve bunların etken maddesine arıtma tesisi çıkış sularında ve yüzeysel sularda rastlanmıştır [Blaise et al., 2006; Brun et al., 2006; Fent et al., 2006; Hernando et al., 2006]. Bu tip alıcı ortamdaki canlılara toksik etki yapabilecek bileşiklerin potansiyel toksik etkileri üzerine pek fazla çalışma yapılmamış olduğu da dikkat çekicidir [Quinn et al., 2008].

Antibiyotikler indirgenmediklerinde eninde sonunda sucul ortama girerler. Antibiyotikler ortamdaki bakterileri etkileyebilir ve bunun neticesinde doğal döngüyü bozarlar. Bu nedenle bu maddelerin çevreye etkilerine dikkat edilmesi

gerekir. Oldukça çok miktarda antibiyotik insan ve hayvan tıbbında kullanılmaktadır ve eczacılığa ait en önemli ürünler arasındadır. Eczacılığa ait diğer ürünler gibi antibiyotikler kullanıldıktan sonra vücut tarafından yok edilmemektedir. Kullanıldığı miktara ve salınım oranına bağlı olarak evsel atıksu arıtma tesislerine ulaşırlar ve eğer burada indirgenmezlerse er ya da geç sucul ortama ortama gireceklerdir. Bugüne kadar yapılan çalışmalara bakıldığında antibiyotiklerin çevreye etkisi konusunda çok az bilgi elde edilmektedir. Antibiyotiklerin mikroorganizmalar üstünde ters etkiye sahip olması yönünde tasarlanmasından ötürü bu maddelerin bakteri nüfusu üstündeki etkisinin test edilmesi zorunludur [Alexy et al, 2004].

Arslan-Alaton ve arkadaşlarının daha önce yapmış olduğu çalışmaya göre antibiyotik içerikli atıksuların biyolojik proseslere toksik etki yaptığı ve bu tür atıksuların biyolojik arıtma tesislerine verilmeden önce ön işlemden geçirilmesi gerektiği bildirilmiştir.

Avrupa hastanelerindeki atıksulardaki antibiyotik miktarının yaklaşık 50 mg/L olduğunu ve bu değerın evsel atıksudaki ortalama antibiyotik konsantrasyonu ile benzer değerlerde olduğu belirtilmiştir. Alıcı ortamda antibiyotik atıklarının bulunması mevcut bakterilerin daha dirençli hale gelmesine neden olduğundan şüphelenilmektedir.

Antibiyotiklerin insan vücudu tarafından az miktarda emilmesi ve bunun sonucunda hiç değişmeden ya da dönüşerek idrar ve dışkı olarak vücuttan atıldığı bilinmektedir. Birçok çalışma eczacılık ürünlerinin yerel satışı ile evsel atıksu arıtma tesislerine akışlarını ve bunların konsantrasyonu arasındaki bağlantıyı göstermektedir. Bu da su ile ilgili çevrede evsel atıksu arıtma sistemlerine gelen atıksuyun ciddi olarak insan antibiyotiklerinin kaynağı olabileceği anlamına gelmektedir. Antibiyotiklerin özellikle biyolojik olarak aktif olmak için dizayn edilmelerinden ötürü istenmeyen kronik maruziyet sonucu diğer kimyasallardan daha düşük konsantrasyonlarda dahi olumsuz etki oluşturabildiği bilinmektedir. Buna ek olarak tek bir kimyasala nazaran, farklı etken maddeli antibiyotikler daha düşük konsantrasyonlarda dahi ciddi biçimde olumsuz etkiye sahiptirler [Gulkowska et al., 2008].

İlaç sektörü için hızla önem kazanan konulardan biri de antibiyotikli atıksuyun arıtılmasıdır. Kimyasal ve fiziksel arıtım yöntemleri atıksudaki yüksek organik madde içeriğini uzaklaştırmada etkili değilken biyolojik arıtma için toksik antibiyotik tortular ciddi tehlikeler oluşturmaktadır [Li et al., 2004].

Antibiyotikler, ekosisteme devamlı girişlerinden dolayı “sözde kalıcı (pseudo persistent)” kirletici olarak değerlendirilirler [Gulkowska et al., 2008]. Yaygın olarak kullanılan antibiyotiklerin düşük dozlarda maruz bırakılmış olmasına rağmen farklı organizmalara (bakteri, alg, daphnia manga vs) toksik etki yaptığı bulunmuştur [Çağlayan ve ark., 2006].

Antibiyotik formülasyon prosesinden kaynaklanan atıksular içerdikleri toksik yapıları kimyasallar nedeniyle biyolojik arıtma sistemlerinde inhibisyona neden olurlar. Antibiyotiklerin biyolojik olarak bozunamayan madde konsantrasyonu yüksek olmasından dolayı direk biyolojik arıtma proseslerine verildiğinde iyi bir arıtma veriminden söz edilemez. Çünkü bu tür atıksular aktif çamurda bulunan mikroorganizmalara inhibisyon etkisi yapmaktadır [Arslan-Alaton ve Gürses, 2004a].

Sucul ortamlarda bulunan antibiyotik etken maddelerinin ve benzeri ilaçların biyolojik parçalanabilirliği çok düşük olduğundan genellikle ileri oksidasyon yöntemleriyle (ozonlama, H₂O₂, UV, Fenton, foto-Fenton) giderimi üzerinde yoğunlaşmıştır [Arslan-Alaton and Gürses, 2004b; Arslan-Alaton and Caglayan, 2005b; Trovo et al., 2008; Witte et al., 2008]. Ancak bazı çalışmalarda özellikle evsel atıksu arıtma tesislerinin biyolojik arıtma yapacak şekilde tasarlanmalarından dolayı, antibiyotik ve benzeri bileşiklerin etkin bir şekilde giderilebilmeleri için kimyasal ve biyolojik oksidasyon işlemlerinin ardışık olarak kullanılması gerektiği bildirilmiştir [Arslan Alaton et al., 2004c].

4. ATIKSULARDAKİ TOKSİSİTE

Toksikoloji zehir bilimidir. Zehirin tanımı canlı organizmaya zararlı etki gösteren herhangi bir madde olarak yapılabilir [Saygı, 2003].

Kore’de yapılan çalışmaya göre endüstriyel gelişme ile birlikte bazılarının da su ekosistemlerinde toksisiteden sorumlu olabileceği 39000’den fazla kimyasalın atık olarak çıktığını belirtmiştir. Endüstriyel atıkların içerdiği kimyasal çeşitleri giderek artsa da, Kore endüstri tarafından atılan atıksular biyokimyasal oksijen ihtiyacı, kimyasal oksijen ihtiyacı, askıda katılar, fenol, siyanür ve diğer ölçümler gibi sadece 28 kimyasala özgü parametre tarafından düzenlenmekte ve yönetilmektedir. Atıkları düzenlemek ve yönetmek için olan bu kimyasala özgü yaklaşımlar bilinmeyen kimyasalların etkilerinin yanı sıra su ekosistemine kimyasal karışımın toksisitesi hakkında hiçbir bilgi verilmemektedir [Jo et al, 2008].

Arıtma tesisinde mikrobiyal bozulma için atıksu akışının uygunluğu çok önemlidir. Bozunabilir organik maddelerin biyolojik bozunmasını önlemek için atıksular toksik madde içermemelidir [Ros, 1993]. Ortamda toksik maddenin bulunması aktif çamur ekosisteminin beslenme ağında değişikliklere sebep olabilir ve bu da atıksu arıtma tesisinin işlevini ve biyolojik performansını etkileyebilmektedir [Papadimitriou et al, 2007].

Toksosite, aktif çamur sistemlerinin işletilmesinde önemli bir problem olarak ortaya çıkmaktadır. Yapılan bir araştırmada 25 adet seçilmiş aktif çamur sisteminde 1 yıl boyunca yapılan izlemeler sonucunda %10’unda toksisiteye bağlı işletme problemi çıktığı belirtilmiştir [Richard, 2003]. Özellikle büyük tesislere nazaran küçük yerleşim bölgelerinde bulunan arıtma tesislerinde toksisiteye bağlı problemler, seyrelmenin daha az olması sebebiyle, daha sıklıkla gözlenmektedir.

Birçok madde biyolojik proseslerde toksik etki gösterebilmektedir. Toksik etkinin kısmi veya tamamen olması etki eden maddeye ve bu maddenin konsantrasyonuna bağlıdır. İnhibisyon, ozmotik denge veya enzim sistemi ile karışımdan meydana gelebilir. Toksik maddenin konsantrasyonu aynı zamanda

besin miktarını, sıcaklığı ve organizmaların çeşitliliğini etkiler. Bu yüzden biyolojik popülasyonu toksik maddenin herhangi bir seviyesine alıştırmak gerekir [Ros, 1993].

Organik ve inorganik maddelerin konsantrasyonuna bağılı olarak yapabileceğı etkiler şunlardır [Metcalf and Eddy, 1991];

- Toksik etki ve inhibisyon etkisi oluşturarak arıtma verimini olumsuz yönde etkiler ya da tamamen durmasına neden olabilir.
- Enerji kullanımını artacağından dolayı işletmede sorunlar ortaya çıkabilir.
- Çürütölmüş çamurun ziraatte kullanımını engeller çünkü aktif çamurun bünyesinde yabancı maddelerin birikimine sebebiyet verebilir.
- Yağ ve benzeri maddeler toksik madde veya inhibitör olarak kabul edilmezler ancak biyokütlenin konsantrasyonunu düşürebilir veya çamurun yüzmesine sebep olur.

Bazı maddeler mikroorganizmaların salgıladığı enzimlerin aktif kısımlarına bağlanarak enzim aktivitesini düşürürler. Bu maddelere inhibitör adı verilmiştir.

Aktif çamur mikroorganizmalarına etki eden toksik maddeler istenen çıkış suyu kalitesinin elde edilmesini zorlaştırabilir.

Zehirli organik maddeler sadece tam karışımli aktif çamur sisteminde arıtılabilir. Bu sistemlerde bu toksik maddeler hızla dağıldıklarından seyrelme fazla olur ve giderim kolaylaşır. Piston akımlı reaktörlerde olduğu gibi bakteriler toksik etkiye daha az maruz kalırlar.

Biyolojik sistemlere fazla besin verilmesi halinde de inhibisyon etkisi görülebilir. Substrat inhibisyonu adı verilen bu inhibisyon çeşidi mikroorganizma kinetiğine etki ettiğinden aktivite azalmasına neden olabilir.

Biyolojik arıtma tesislerinde karışık kültür mevcut olduğundan ortam şartlarına göre bazı mikroorganizmalar inaktif hale gelebilir. Ayrıca bir mikroorganizmanın meydana getirdiğı ürünler başka mikroorganizma türü için inhibisyon etkisi yapabilir [Samsunlu, 2006].

Biyolojik oksidasyon sistemlerinde toksisite birçok sebepten dolayı gerçekleşebilir. Bunlardan en önemlileri aşağıda sıralanmıştır;

1. Yüksek konsantrasyonda toksik etki yapan ancak düşük konsantrasyonda biyolojik bozunmaya neden olan organik maddeler (örn. fenol, formaldehit)
2. Az miktarda dahi toksik etkiye neden olan maddeler (örn. ağır metaller)
3. İnorganik tuzlar ve yüksek konsantrasyonlarda engelleyici etki gösteren maddeler (örn. amonyak)

Ağır metaller düşük konsantrasyonlarda biyolojik çamura toksik etki yaparlar. Ancak bazı durumlarda toksik eşik epeyce artarak çamur ortamda toksik etki oluşturan metale alışır. Söz konusu metal ile hücre duvarı kompleks bileşik oluşturarak çamurda yoğunlaşmakta ve alışılmış biyokütle ağır metal varlığına tolerans gösterebilmektedir.

Yüksek konsantrasyondaki inorganik tuzlar bilinen bir toksik etki yapmamakla birlikte artan inhibisyona ve kinetik oranın azalmasına neden olurlar [Ros, 1993].

4.1. Toksikite Testi

Toksikite testi; sucul sistemlerde bulunan düşük konsantrasyonlardaki zehirleyicilerin çevresel etkilerini gözlemlemede esas alınan bir testtir. Ekolojik sistemlerde prokaryotlar önemli bir role sahip olduğu için toksikite testlerinde mikroorganizmalara dayalı yöntemler kullanmak diğer yöntemlere göre daha uygun olmaktadır. Ayrıca bu tür testler basit, hızlı ve ucuzdur. Mikrobiyal testlerde belirleyici parametreler olarak çoğunlukla, ATP içeriği, enzimatik aktivite, substrat kullanım oranı ve solunum oranı kullanılır. Bunlardan en çok kullanılan yöntem ise mikrobiyal solunumu baz alan yöntemdir [Chan et al., 1999].

Toksikite çalışması yapılırken kullanılan maddelerin çözünebilirlik özelliklerine dikkat edilmesi gerekir. Toksik etkisi olan kimyasal maddeler, bir biyolojik sistemin

sıvı fazında çözünebilir özellik taşırlar. Bu çözünebilirlik, kullanılan maddenin hücreler tarafından alınımı sağlar [Saygı, 2003].

Su kirliliği ölçümlerinde toksisite testleri gereklidir. Sadece fiziksel ve kimyasal testler; maddelerin sudaki yaşama olası etkilerini değerlendirmek için yeterli değildir. Örneğin kimyasal faktörlerin etkileşimi ve kompleks hücrelerarası madde matriksinin yaptığı toksik etki hesaplanamaz. Farklı çeşitteki sucul organizmalar ne toksik maddelere aynı derecede hassaslardır ne de belirli organizmalar yaşam çemberinin başından beri aynı derecede toksik maddeye hassasiyet gösterirler. Hatta maruziyet devam ederse önceki hassasiyete göre başkalaşım olabilmektedir [Ros, 2003].

Toksisite testleri farklı amaçlar için kullanılabilir [Ros, 2003],

1. Sucul yaşam için çevre şartlarının uygunluğu
2. Çevre faktörlerinin uygunluğu ve uygunsuzluğu (örn. çözünmüş oksijen, pH, sıcaklık, tuzluluk ve bulanıklık).
3. Atık toksik maddenin çevre faktörlerine etkisi
4. Test türlerine atıkların toksisitesi
5. Toksik madde veya bir atığın sucul organizmalarla hassasiyet ilişkisi
6. Atıksu arıtma metotlarına etkisi
7. Atık deşarj iznine uygunluğu
8. Su kalitesi standartlarına uygunluğu

4.2. Respirometrik Analiz Yöntemleri

Respirometre, aktif çamur proseslerindeki gibi aerobik sistemlerde kullanılır. Bilindiği gibi oksijen kullanımı, yaşayan hücre konsantrasyonu ile spesifik solunum aktivitesinin bir fonksiyonudur [Guwy et al., 1998].

Aktif çamurun respirometrik ölçümleri sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonundaki değişimlere dayanmaktadır. Sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonundaki değişimler aktif çamurun solunumu (endojen oksijen alım

oranı) ve substrat alımı (ekzojen oksijen alım oranı) gibi faktörlerle değişim göstermektedir.

Respirometre uzun zamandır su kirliliği araştırması alanında çalışanlar için faydalı bir cihaz olmuştur. Bu nedenle yıllarca birçok respirometrik cihaz üretilmiştir. Çoğu respirometre BOİ belirlemek için geliştirilmiştir. Zaman geçtikçe, atık suyu, aktif çamuru ve aktif çamur süspansiyonundaki atıksuyun biyolojik olarak indirgenme kinetiklerini ölçmek ve analiz etmek için değişik respirometreler kullanılmıştır.

Genel olarak respirometreler iki gruba ayrılır:

Kapalı Respirometreler

Manometrik Respirometreler

Volumetrik Respirometreler

Birleşik Respirometreler olarak ayrılırlar.

Açık Respirometreler

Sürekli Olmayan Respirometreler

Sürekli Respirometreler olarak ayrılırlar.

Manometrik respirometreler sabit hacimli sistemlerde basınç değişimlerini ölçerler çünkü oksijen sistem tarafından tüketilmektedir.

Volumetrik respirometreler sistemde sabit basınç altında çalışırlar ve bir elektrolitik hücre sayesinde tüketilen oksijeni hesaplarlar.

Farklı hacimlerde ve basınçlarda basınç değişimlerinin ölçüldüğü bileşik respirometreler de vardır.

Açık respirometreler aktif çamur süspansiyonunun yerleştirildiği ısı denetimi olan cihazlardır. Oksijen probu, oksijen metre, kaydedici ve sonuçların hesaplanması için bir bilgisayarla donatılmıştır.

Önemle dikkat edilmesi gereken şey neredeyse bütün respirometrelerin aktif çamur süspansiyonundaki substrat veya atıksuyun biyolojik indirgenmesini ölçebiliyor oluşudur [Ros, 1993].

5. MATERYAL METOD

Bu çalışmada farklı etken maddeler içeren antibiyotiklerin aktif çamur biyokütlesi üzerine toksisite deneyleri yapılmıştır. Referans madde olarak sentetik evsel nitelikli atıksu kullanılmıştır. Kullanılan cihaz hakkında bilgi, hazırlanan sentetik atıksu içeriği ve etken madde özellikleri aşağıda sunulmuştur.

5.1. Kullanılan Cihaz

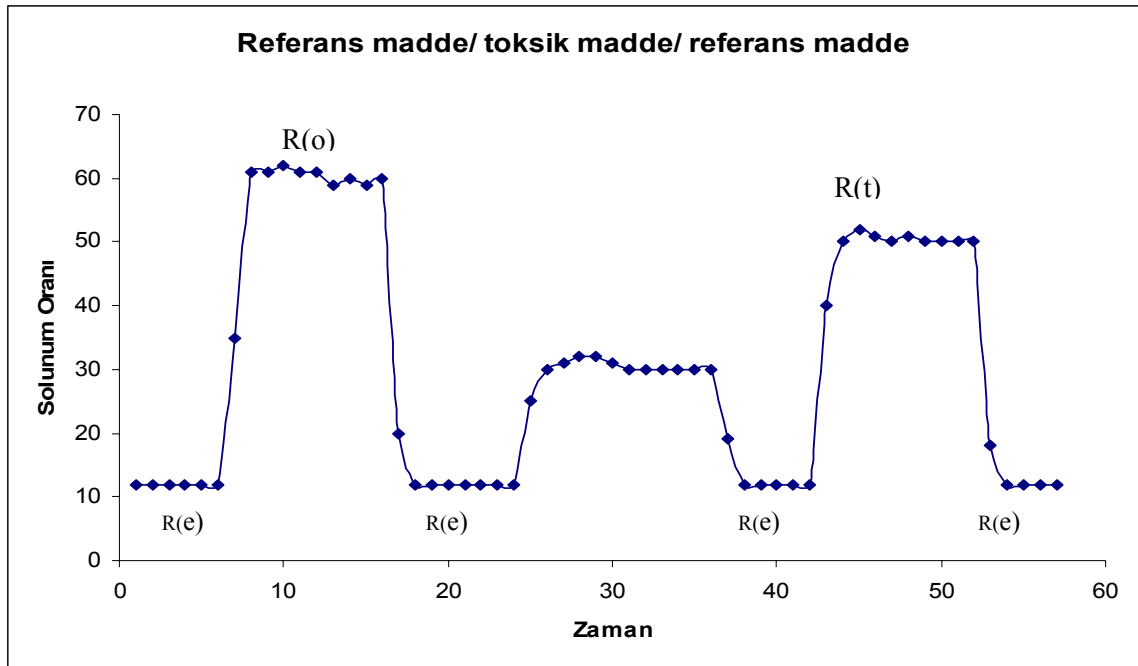
Toksisite deneyleri Şekil 5. 1'de görülen Applitek- Ra COMBO, BOİ ve TOKSİSİTE ölçer cihazında yürütülmüştür.



Şekil 5. 1. Kullanılan BOİ ve Toksisite ölçer cihazı

5.1.1. Prensip

Aktif çamurun oksijen tüketim oranı ya da bir başka deyişle solunum hızı hesabı çamurun canlılığını gösteren bir parametre olduğu için gereklidir ve bu yüzden toksik etkilerin görülebilmesi için uygun bir yöntemdir. Referans maddenin eklenmesinden önceki respirasyon hızı ile birlikte referans madde eklendikten sonraki respirasyon hızının azalması test örneğinin biriken toksisitesinin bir göstergesidir. Bu metotta, referans maddenin ve toksik etki yapan maddenin aktif çamurla muameleleri ayrı ayrı yapılmıştır. Substrat ilavesi olmaksızın havalandırılan aktif çamur bir süre sonra iç solunuma (endojen safha) geçmektedir. En az 5 dakika boyunca sabit bir iç solunum hızına ulaşıldığında bir sonraki adıma geçilir. Endojen seviyeye geldiğinde ilk olarak referans madde eklenir ve maksimum solunum hızı ölçülür. Referans madde aktif çamur tarafından tamamen kullanıldıktan sonra solunum hızı endojen seviyeye geri döner. Endojen solunum evresine ulaşıldıktan sonra, biyokütle üzerine toksik etki yapacağı düşünülen madde eklenerek solunum hızı biyolojik olarak parçalanma tamamlanıp tekrar endojen solunum hızına ulaşıldığı zamana kadar cihaza bağlı bilgisayara otomatik olarak kaydedilmiştir. Bu işlem tamamlandıktan sonra referans madde tekrar eklenerek maksimum solunum hızı tekrar hesaplanmıştır. Deneylede dikkat edilmesi gereken en önemli husus, ilk eklenen referans madde miktarı ile ikinci eklenen referans madde miktarının aynı olması gerekliliğidir. Referans maddenin ilk eklendiği maksimum solunum hızıyla referans maddenin ikinci kez eklenmesinden elde edilen maksimum solunum hızının arasındaki fark hesaplanmıştır. Şekil 5.2’de görüldüğü gibi ilk eklenen referans madde ile birlikte aktif çamurun ulaştığı maksimum solunum hızı, $R(0)$ değeri ile ikinci eklenen referans madde ile aktif çamurun ulaştığı maksimum solunum hızı, $R(t)$ arasında fark oluşmuştur. Bu farkın hesaplanması toksik maddenin mikroorganizmalar üzerindeki etkisini solunum hızındaki değişime bağlı olarak ortaya koymaktadır. Toksikite deneylerinin sağlıklı bir şekilde yürütülebilmesi için her bir deney sırasında yeni aktif çamur numunesinin kullanılması gerekmektedir.



Şekil 5.2. Solunum Hızı Değişimleri [Ra-COMBO lab Kullanma Kılavuzu].

Toksisitenin Hesaplanması

1. Endojen solunum hızı, r_e : referans madde eklenmeden önceki ortalama endojen solunum hızını göstermektedir. (mg O₂/L.sa)
2. Referans değeri, $r_{(0)}$: referans madde eklendikten sonraki maksimum solunum hızını göstermektedir. (mg O₂/L.sa)
3. $r_{(t)}$ değeri: Referans madde ikinci kez eklendikten sonraki maksimum solunum hızını göstermektedir. (mg O₂/L.sa)
4. Toksikite Denklem 5.1' de verilen eşitliğe göre hesaplanır.

$$E(t) = \left\{ \frac{r_{(0)} - r_{(t)}}{r_{(0)} - r_e} \right\} * 100 \quad \text{Denklem 5.1}$$

5.2. Kullanılan Aktif Çamur

Deneylerde kullanılan aktif çamur İzmit Tütünçiftlik Eysel Atıksu Arıtma Tesisinin havalandırma havuzundan temin edilmiştir. Toksikite deneylerinde kullanılmak üzere temin edilen aktif çamur laboratuvar ortamında havalandırmaya bırakılmıştır. Her aktif çamur numunesi aynı özellikte olmadığından dolayı endojen

safhaya ulaşırken oluşan grafiklerde salınımlar olabilmektedir. Bu salınımları en aza indirmek için toksisite testinden önce aktif çamur biyokütlesini bir miktar musluk suyu ile karıştırılıp beklenmiştir [Ros, 1993]. Mikroorganizmalar çöktüğünde üstteki su atılıp çamur, toksisite testi için cihaza yerleştirilmiştir. Bazı deneylerde bu işlem birkaç kez tekrarlanmıştır.

5.3. Kullanılan Etken Maddeler ve Özellikleri

Toksisite çalışması yapılırken kullanılan maddelerin suda çözünebilirlik özelliklerine dikkat edilmesi gerekir. Toksik etkisi olan kimyasal maddeler, bir biyolojik sistemin sıvı fazında çözünebilir özellik taşırlar. Bu çözünebilirlik, kullanılan maddenin hücreler tarafından alımını sağlar [Saygı, 2003]. Bu tez çalışması kapsamında kullanılan etken maddeler ve su içindeki çözünürlükleri Çizelge 5. 1’de sunulmuştur [Avrupa Farmakopesi, 2005]. Farklı eczacılardan alınan bilgiler doğrultusunda, piyasada yaygın olarak tüketilen etken maddeler deneylerde kullanılmak üzere seçilmiştir.

Çizelge 5.1. Kullanılan etken maddeler ve özellikleri.

Etken Madde	Konsantrasyon (mg/L)	KOI eşdeğeri (mg/L)	Çözünürlükleri
Ampisilin+Sulbaktam	40	1610	1 gr madde 1-10 mL H ₂ O
Levoflaksasin*	40	2500	
Sefazolin Sodyum	1	832	1 gr madde 1-10 mL H ₂ O
Sefuroksim Sodyum	1	1104	1 gr madde 1-10 mL H ₂ O
Siproflaksasin	40	6504	1 gr madde 10000 mL H ₂ O (Pratik olarak çözünürlüğü yoktur.)
Klaritromisin	40	1305	1 gr madde 10000 mL H ₂ O (Pratik olarak çözünürlüğü yoktur.)

*pH'ya bağlı olarak çözünürlük değişmektedir. pH= 6.7'de 1gr madde 1-10 ml H₂O'da çözünür. pH artışıyla çözünürlüğün düştüğü bildirilmektedir.

Değişik antibiyotiklerin hücrelerin hücre duvarı, hücre zarı gibi değişik bölgelerine etki ettiği bilinmektedir. Bunların yanında nükleik asit yapısına zarar verdiği ve protein sentezini engellediği de bildirilmiştir. Bu çalışma kapsamında kullanılan etken maddelerin hücrenin hangi bölgesine veya hangi işlevine etki ettiği ile ilgili bilgiler Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Çizelge 5.2. Etken Maddelerin Etki Ettiği Hücre Bölgeleri [www.ilacabak.com].

Ampisilin+Sulbaktam	Hücre duvarı sentezi inhibitörü penisilin ile betalaktamoz inhibitörü (sulbaktam kombinasyonu)
Levoflaksasin	DNA gyrase enzim inhibitörü
Sefazolin Sodyum	Hücre duvarı sentezi inhibitörü
Sefuroksim Sodyum	Hücre duvarı sentezi inhibitörü
Siproflaksasin	DNA gyrase enzim inhibitörü
Klaritromisin	Protein sentezi inhibitörü

5.4. Sentetik Atıksu İçeriği

Solunum hızı ölçüm deneylerinde referans madde (substrat) olarak sentetik evsel nitelikli atıksu hazırlanmış ve içeriği Çizelge 5.3’de verilmiştir. Hazırlanan sentetik evsel nitelikli atıksuyun KOİ değeri 356- 492 mg/L aralığında kullanılmıştır. Sentetik evsel nitelikli atıksuyun uzun süre beklemesi halinde septik şartların gelişmesi göz önünde bulundurularak çalışma boyunca az miktarlarda hazırlanmıştır. Aynı gün içinde kullanılamaması halinde sıcaklığı 4 °C olan soğuk depoda saklanmıştır. Toksikite deneyleri için soğuk depodan alınan atıksu oda sıcaklığına getirilerek referans madde olarak kullanılmıştır.

Çizelge 5.3. Kullanılan Sentetik Atıksu.

Kimyasal Madde	(mg/L)
$C_6H_{12}O_6$	3600
NH_4Cl	462
KH_2PO_4	105
K_2HPO_4	45
$FeCl_3.6H_2O$	15
$MgSO_4.7H_2O$	300
$CaCl_2$	22,5
$NaHCO_3$	882

6. SONUÇLAR

Aktif çamurun oksijen tüketim hızı (solunum hızı), çamurun canlılığının bir ölçüsü olduğundan toksik etkilerin belirlenmesinde belirleyici parametre olarak kullanılmıştır. Referans numunesinin ilavesinden önceki solunum hızı ile sonraki solunum hızı arasındaki fark test edilmek istenen toksik madde numunesinin toksisite ölçüsünü vermektedir.

Atıksuların deşarj edildikleri alıcı ortamlar üzerindeki olumsuz etkilerini fiziksel ve kimyasal testler yeterince belirleyememektedir. Örneğin, kimyasal faktörlerin etkileşimleri ve kompleks matrislerin toksik etkileri tam olarak belirlenemediğinden toksisite analizleri gereklidir. Farklı türdeki sucul organizmalar aynı toksik maddeye aynı derecede hassas değildir. Benzer şekilde daha önce herhangi bir toksik maddeye maruz kalmış mikroorganizmaların aynı toksik maddeye bir süre sonra gösterecekleri tepki ve hassasiyet de değişkenlik arz edebilir [Richard, 2003].

6.1. İncelenen Etken Maddelerin Toksik Etkilerinin Belirlenmesi

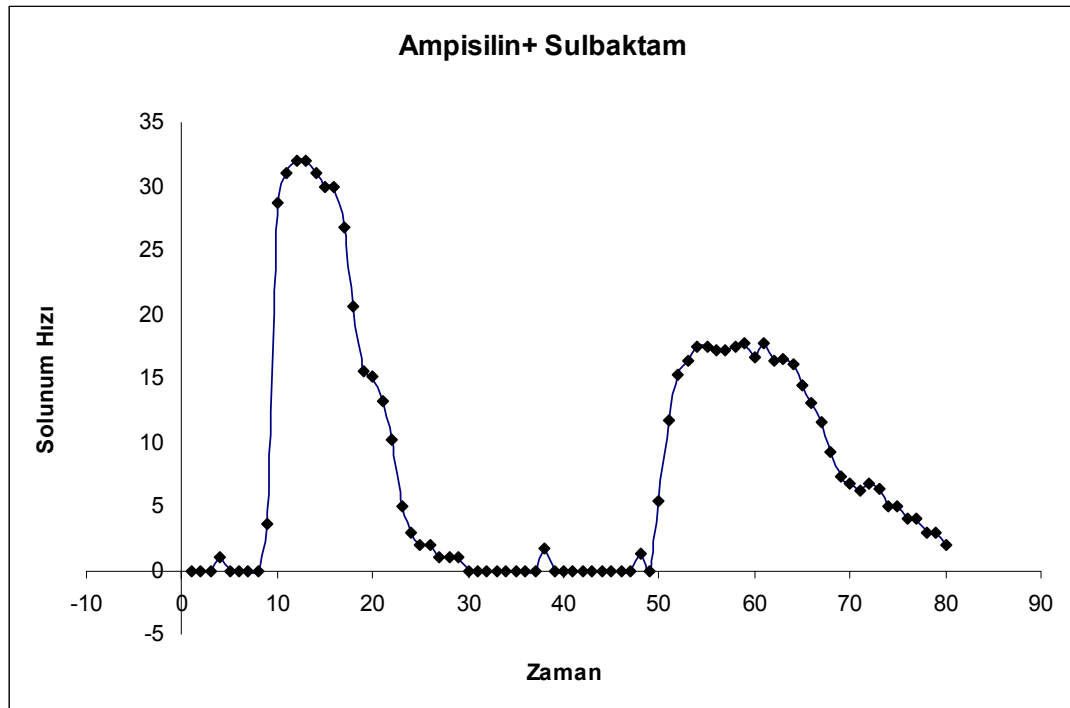
Bu tez kapsamında ampisilin+sulbaktam, levoflaksasin, sefazolin sodyum, sefuroksim sodyum, klaritromisin, siproflaksasin etken maddeleri ihtiva eden antibiyotiklerin biyokütle üzerinde yaptıkları toksik etki solunum hızına bağlı olarak incelenmiş ve elde edilen sonuçlar aşağıdaki bölümlerde sunulmuştur.

6.1.1.Ampisilin+Sulbaktam Toksik Etkisi

Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubunun biyokütle üzerindeki toksik etkisi solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenmiş ve sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6.1-3'de sunulmuştur.

Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisine deney başladıktan 6 dakika sonra 100 mL referans madde olarak seçilen sentetik evsel nitelikli atıksudan ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen substratı tamamen

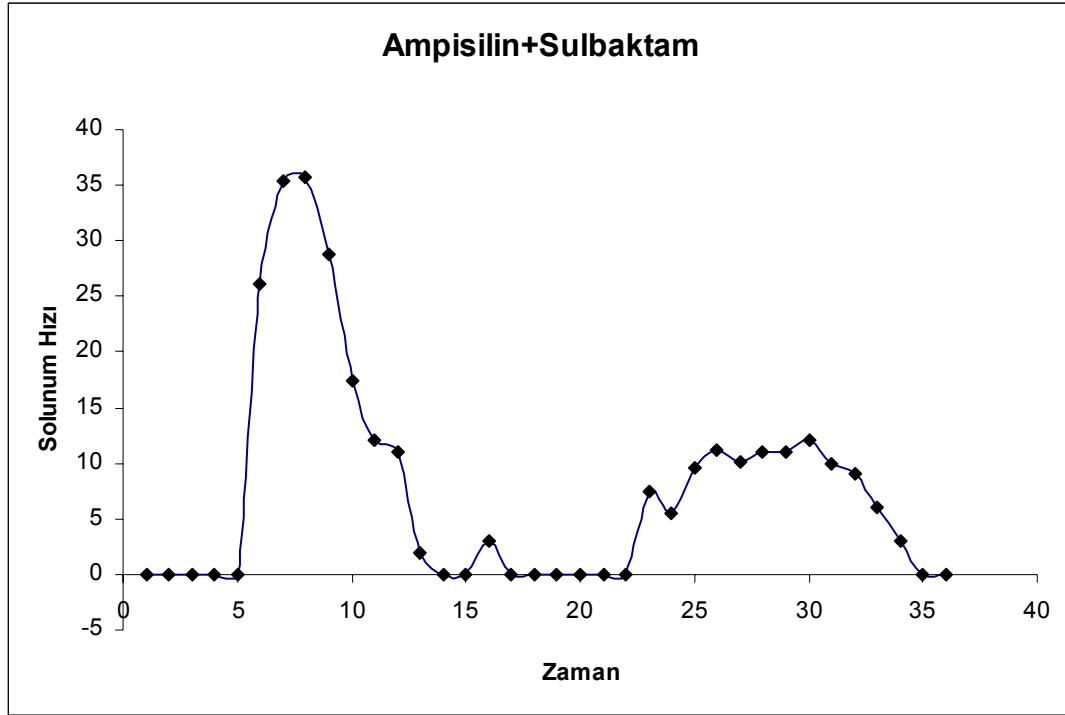
kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 36. dakikada 5mL, 40mg/L konsantrasyona sahip Ampisilin+Sulbaktam etken grubu ilave edilmiştir. Şekil 6.1'den görülebileceği gibi bu etken maddelerin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanılmadığı gözlenmiştir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 48. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Görülebileceği gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde antibiyotik etken madde grubunun yarattığı toksik etki nedeniyle solunum hızında belli bir düşüş gözlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1'de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 47 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 6. 1. Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubundan 5 mL ilave edildiğinde oluşan toksik etki.

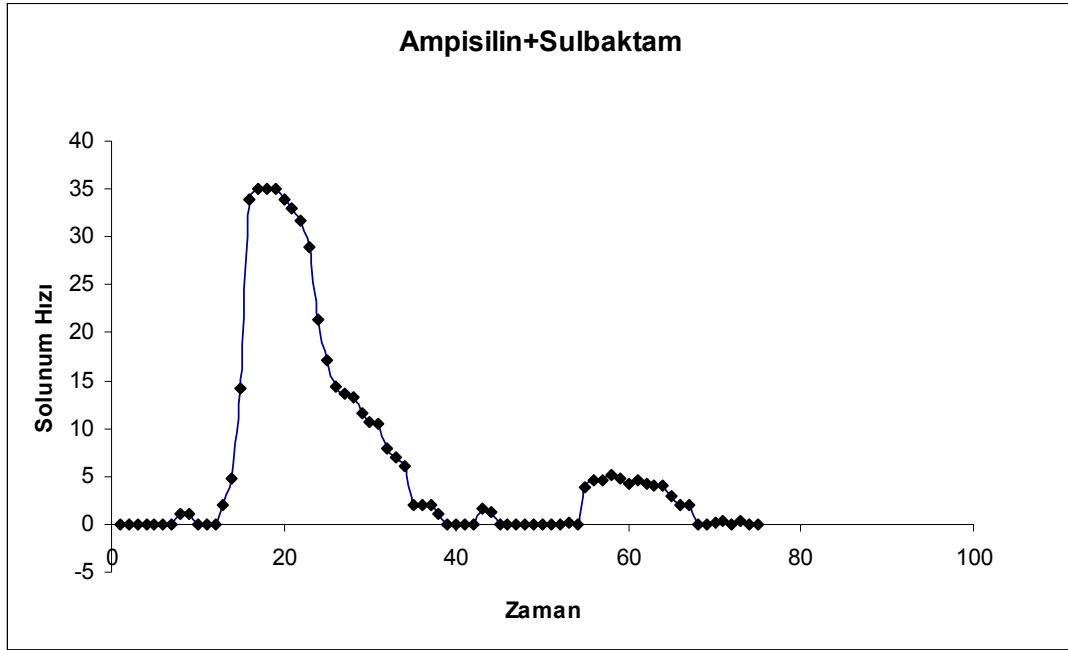
Etken madde hacmi 10 mL'ye çıkartıldığında Şekil 6. 2'de görüldüğü gibi bir grafik elde edilmiştir. Endojen safhaya ulaşan aktif çamurun 4. dakikada eklenen referans madde sonrasında maksimum solunum hızına ulaşması beklenmektedir. Maksimum solunuma ulaşıp tekrar endojen safhaya gelen sisteme bir süre sonra 40 mg/L konsantrasyona sahip antibiyotik çözeltisinden 10 mL eklenmiş ve Şekil 6. 2'de görüldüğü gibi antibiyotik ilavesinden sonra solunum hızında fazla bir değişim olmamıştır ancak 22. dakikada ikinci kez referans madde ilave edildikten sonra birinci eklenen referans maddenin solunum hızına kıyasla ciddi bir düşüş

gözlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1’de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun 10 mL ilavesinden oluşan toksisite % 63 olarak bulunmuştur.



Şekil 6.2. Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubundan 10 mL eklendiğinde yaptığı toksik etkisi.

Kullanılan Ampisilin+Sulbaktam etken maddesinin 40mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden son olarak 25 mL ilave edilerek deney gerçekleştirilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 6.3’te sunulmuştur. 15. dakikada eklenen referans madde sonrasında ulaşılan maksimum solunum hızından sonra endojen safhaya gelmesi beklenmiştir. Bir süre sonra ampisilin+sulbaktam etken maddeli antibiyotik çözeltisinden 25mL eklenmiştir. Tekrar endojen safhaya ulaştığı 55. dakikada ikinci kez referans madde ilavesi yapılmıştır. Maksimum solunum hızına ulaştıktan sonra endojen safhaya gelmesi beklenip Denklem 5.1’e göre toksisite hesabı yapılmıştır. Toksisite değeri % 85 olarak hesaplanmıştır.



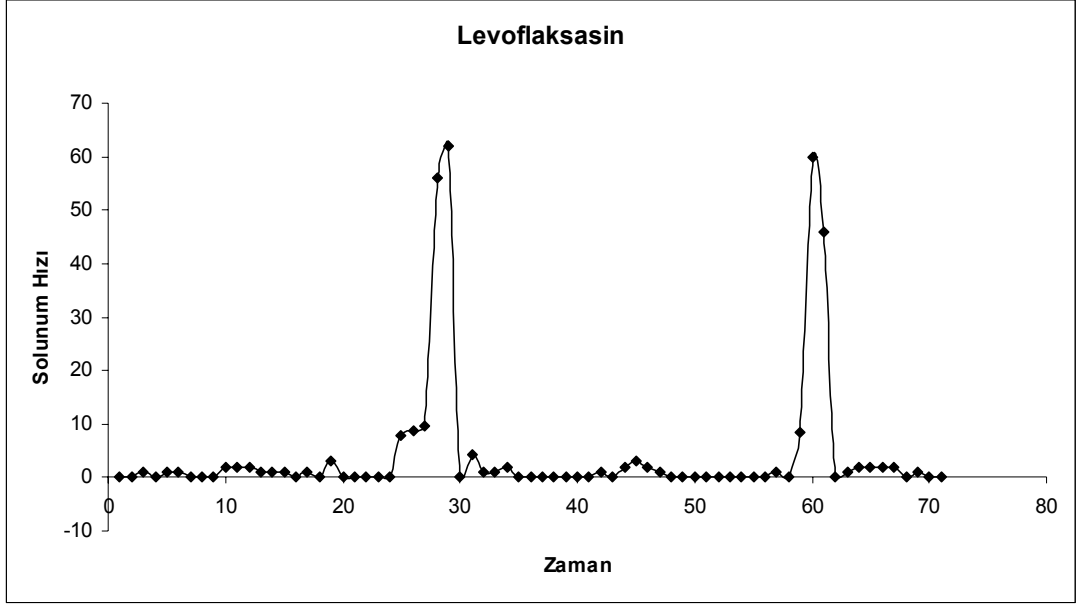
Şekil 6.3. Ampisilin+ Sulbaktam etken madde grubundan 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

6.2.2. Levoflaksasin Toksik Etkisi

Levoflaksasin etken maddesinin biyokütle üzerindeki toksik etkisi solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenmiş ve sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6. 4-6'da sunulmuştur.

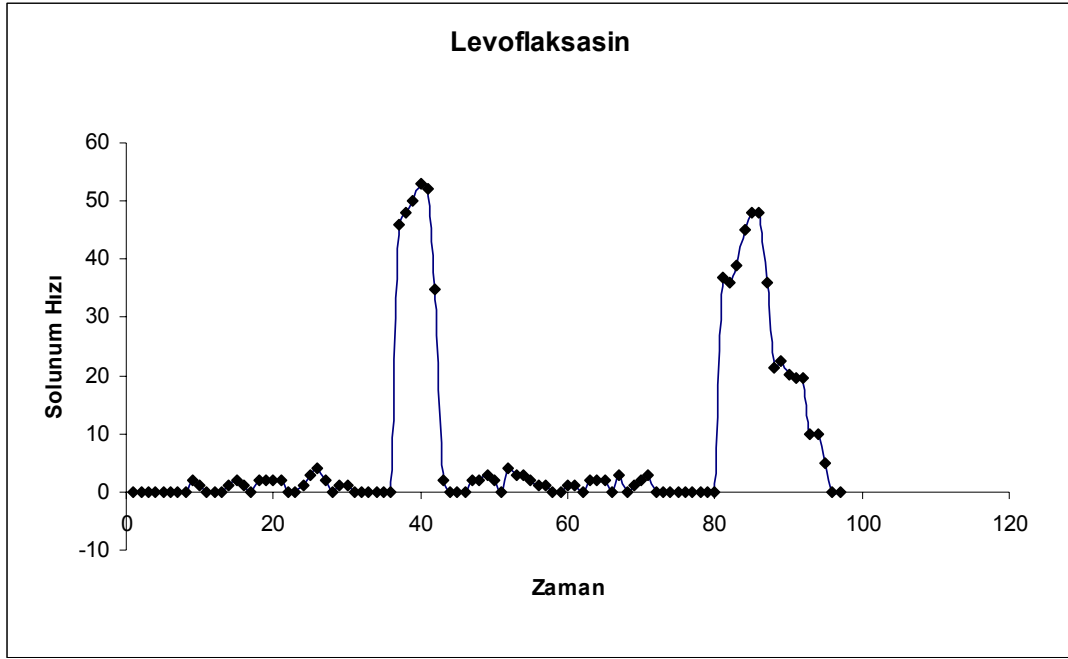
Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisinde deney başladıktan 26 dakika sonra 100 mL referans madde olarak seçilen sentetik evsel nitelikli atıksudan ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen substratı tamamen kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 43. dakikada 5 mL, 40 mg/L konsantrasyona sahip levoflaksasin etken grubu ilave edilmiştir. Şekil 6.4'den görülebileceği gibi bu etken maddelerin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak çok az kullanıldığı gözlenmiştir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 57. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Görülebileceği gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde antibiyotik etken madde grubunun yarattığı toksik etki çok azdır. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1'de

verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 2 olarak hesaplanmıştır



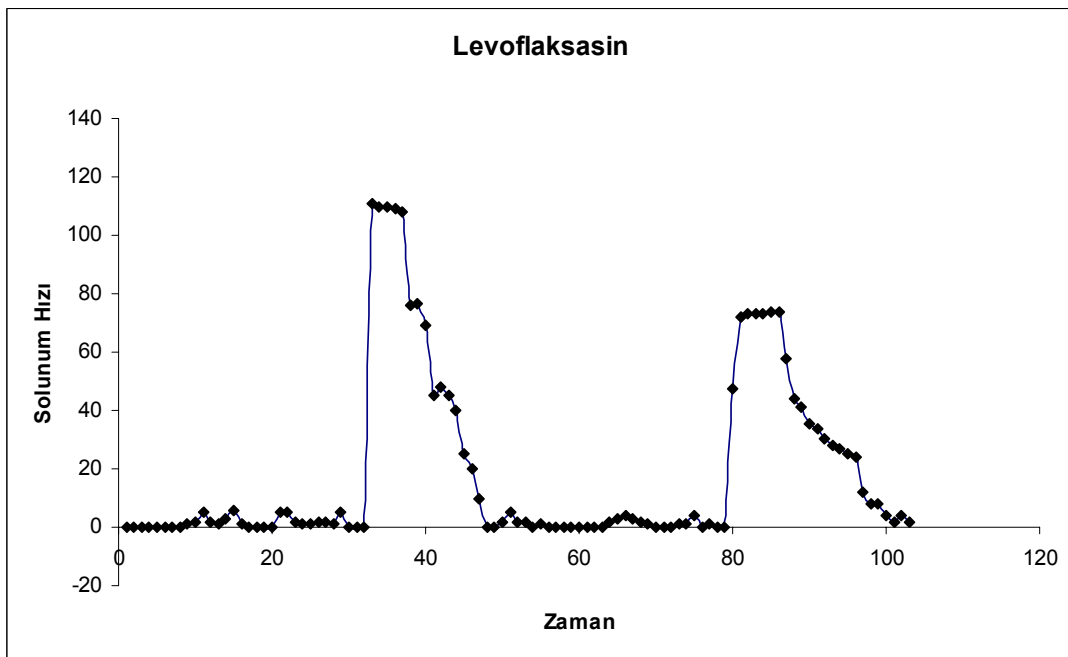
Şekil 6. 4. Levoflaksasin etken maddesinden 5mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Levoflaksasin etken maddesinin hacmi artırılarak yapılan deney sonucu Şekil 6.5'te sunulmuştur. 38. dakikada referans madde ilavesi yapılmıştır. Maksimum solunum hızı kaydedildikten sonra endojen safhaya gelmesi beklenmiştir ve 40 mg/L konsantrasyona sahip etken madde grubundan 10 mL ilave edilmiştir. Adı geçen etken madde Şekil 6.5'te de görüldüğü gibi mikroorganizmalar tarafından kullanılmamıştır. 80. dakikada ikinci kez ilave edilen referans madde sonrasında solunum hızında çok az bir düşüş olduğu gözlenmiştir. Denklem 5.1'e hesaplama yapıldığında etken maddenin % 10 oranında toksik etkiye sahip olduğu görülmüştür.



Şekil 6. 5. Levoflaksasin etken maddesinden 10mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Levoflaksasin etken maddesinin hacmi artırılarak 25 mL ilavesinde ise Şekil 6.6'da görüldüğü gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde diğer eklenen hacim değerlerine göre daha fazla düşüş olmuştur. Dolayısıyla toksisite değeri de artmış ve Denklem 5.1'e göre hesaplandığında toksisite değeri % 34 olarak bulunmuştur.

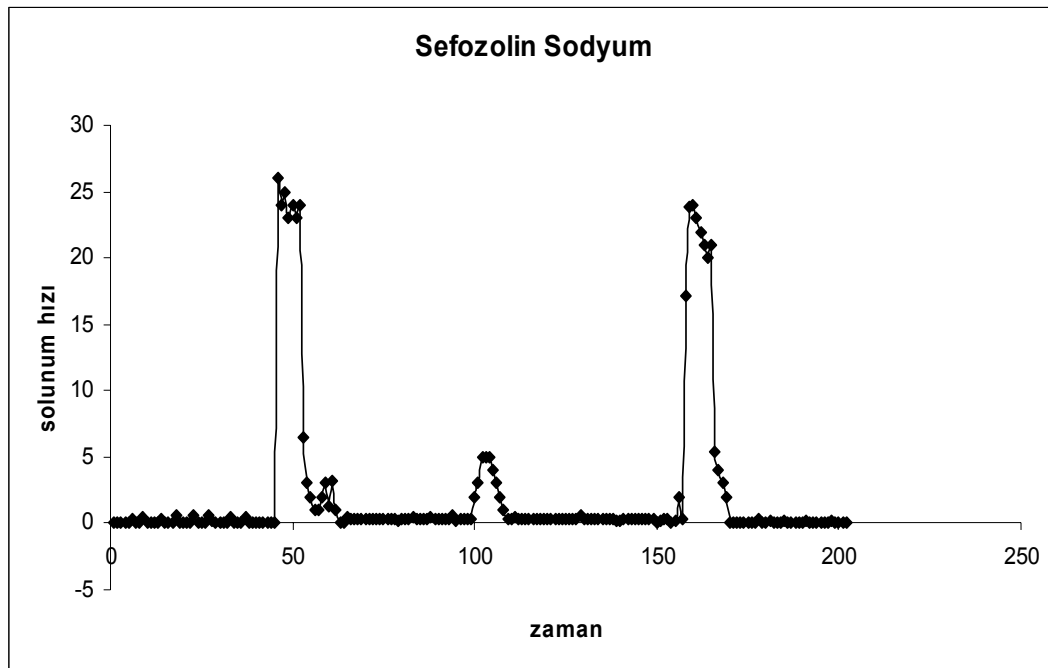


Şekil 6. 6. Levoflaksasin etken maddesinden 25mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

6.2.3. Sefazolin Sodyum Toksik Etkisi

Sefazolin Sodyum etken madde grubunun biyokütle üzerindeki toksik etkisi solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenerek sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6.7-9'da sunulmuştur.

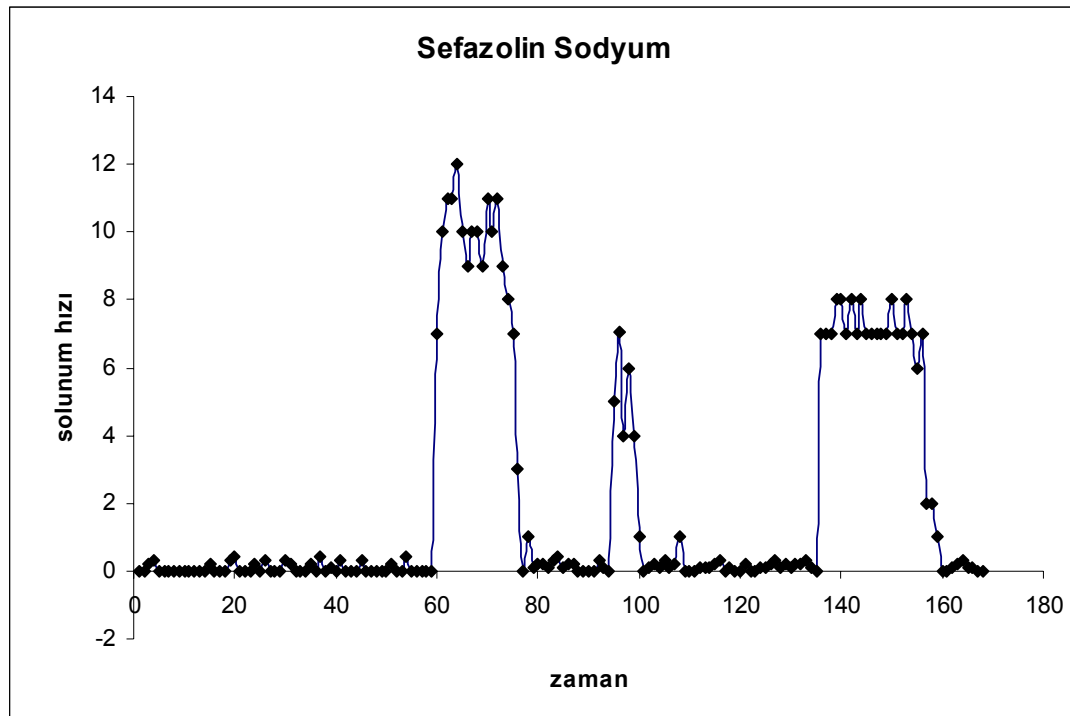
Deney basamakları Ampisilin+Sulbaktam etken madde grubunda takip edilen basamaklarla aynı olarak yürütülmüştür. 48. dakikada 20 mL evsel sentetik atıksu ilavesi yapıp maksimum solunum hızına ulaştıktan sonra endojen safhaya gelmesi beklenip 1 mg/L konsantrasyona sahip etken maddeden 100. dakikada 30 mL ilave edilmiştir. 153. dakikada ikinci kez eklenen referans madde ilavesinde Şekil 6.7'de görüldüğü gibi çok az düşüş olmuştur. Bu durumda Denklem 5. 1'e göre toksisite değeri yaklaşık % 8.3 olarak bulunmuştur.



Şekil 6.7. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 30 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

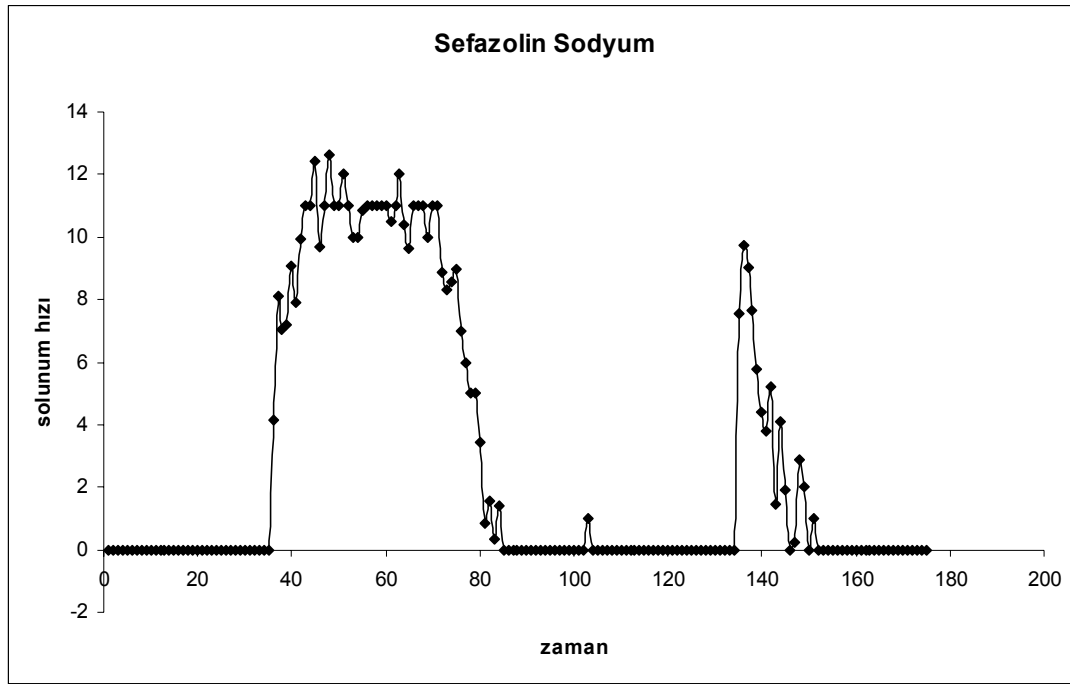
Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisinde deney başladıktan 60 dakika sonra 20 mL referans madde ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen

substratı tamamen kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 90. dakikada 50 mL, 1 mg/L konsantrasyona sahip sefazolin sodyum etken maddesi ilave edilmiştir. Şekil 6.8'den görülebileceği gibi bu etken maddelerin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanıldığı gözlenmiştir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 138. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Görülebileceği gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde antibiyotik etken madde grubunun yarattığı toksik etki nedeniyle solunum hızında belli bir düşüş gözlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1.'de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 27 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 6.8. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 50mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Sefazolin Sodyum etken maddesinin 1 mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden 100 mL ilavesinden elde edilen sonuç grafiği Şekil 6.9'da sunulmuştur. İlk referans madde eklenmesi 35. dakikada 100 mL, etken madde ilavesi 100. dakikada 100 mL, ikinci referans madde ilavesi ise 140. dakikada 100 mL'dir. Denklem 5.1.'e göre toksisite değeri %35 olarak bulunmuştur.



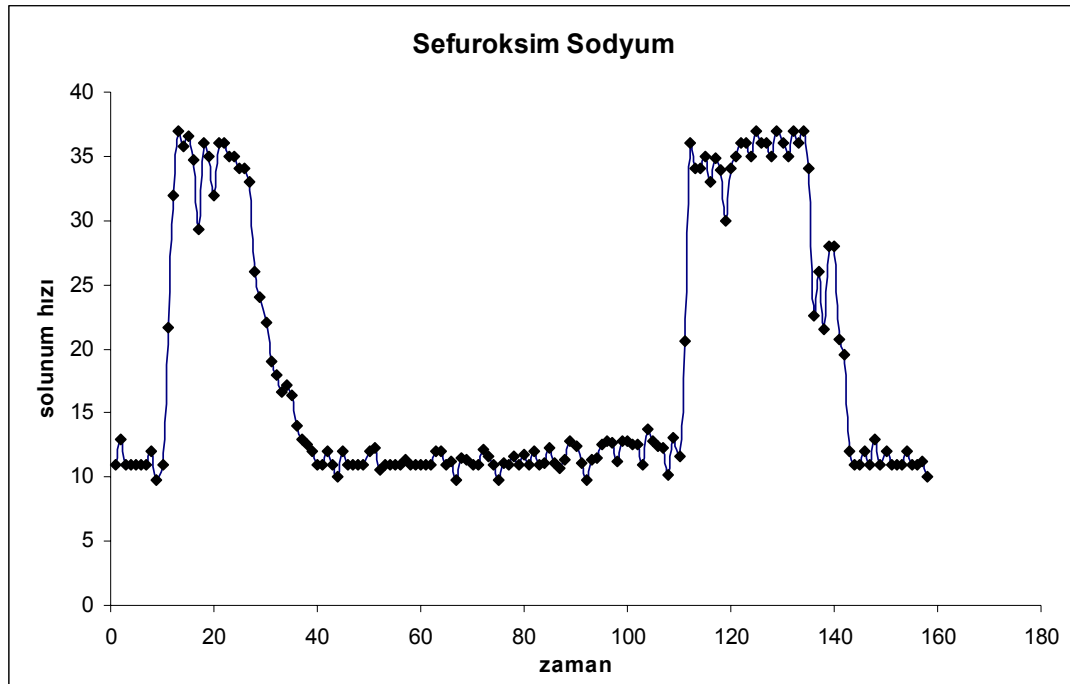
Şekil 6.9. Sefazolin Sodyum etken maddesinden 100 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

6.2.4. Sefuroksim Sodyum Toksik Etkisi

Bir diğer etken maddesi olan Sefuroksim sodyum'un biyokütle üzerindeki toksik etkisi önceki etken maddelerde uygulanan yöntemle solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenmiş ve sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6.10-12'de sunulmuştur.

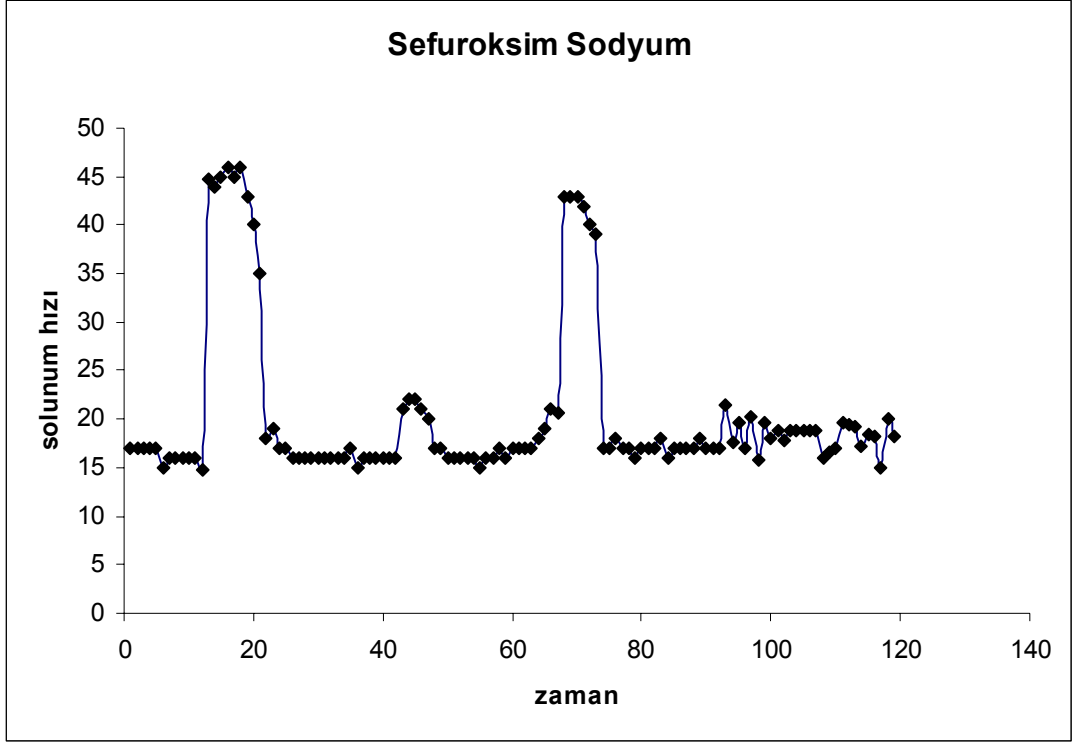
Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisinde deney başladıktan 10 dakika sonra 20 mL referans madde olarak seçilen sentetik evsel nitelikli atıksudan ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen substratı tamamen kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 56. dakikada 30 mL, 1 mg/L konsantrasyona sahip sefuroksim etken maddesi ilave edilmiştir. Şekil 6.10'da görülebileceği gibi bu etken maddelerin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanmadığı gözlenmiştir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 110. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Görülebileceği gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde antibiyotik etken madde grubunun yarattığı toksik etki nedeniyle solunum hızında çok az bir düşüş gözlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı

değerlerine göre Denklem 5.1'de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 11 olarak hesaplanmıştır.



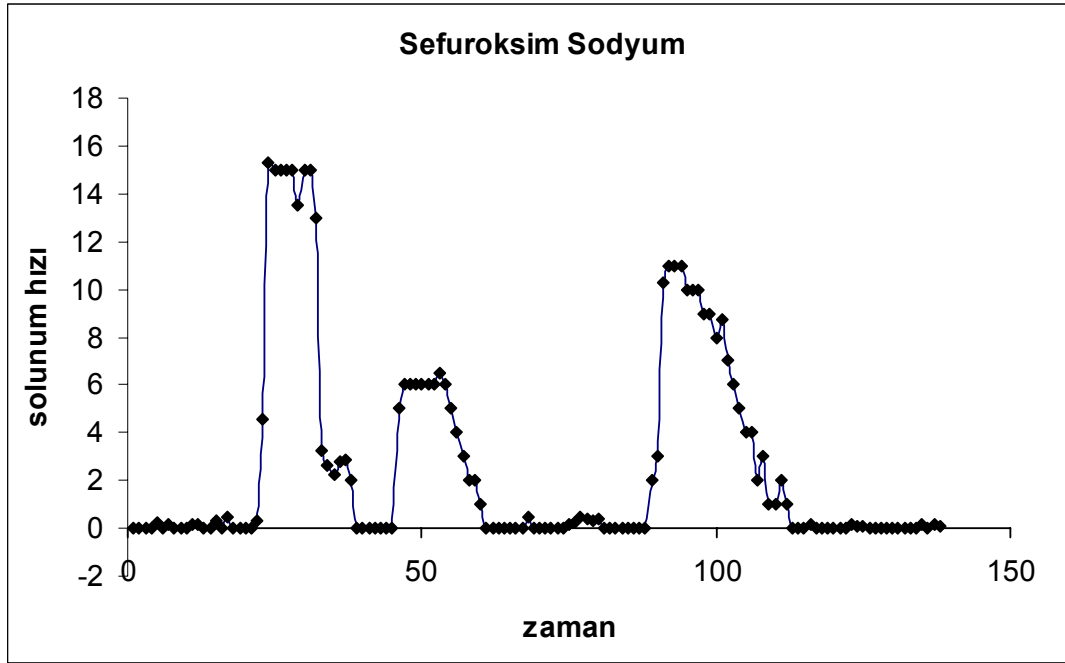
Şekil 6.10. Sefuroksim sodyum etken maddesinden 30 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Sefuroksim sodyum etken maddesi hacminden 50 mL eklenerek yapılan deneyde Şekil 6.11'da görüldüğü gibi 30 mL eklenen deneye göre birinci eklenen referans maddenin oluşturduğu maksimum solunum hızı ile ikinci kez eklenen referans maddenin oluşturduğu maksimum solunum arasındaki fark daha fazladır. Dolayısıyla hacim arttıkça beklendiği gibi toksisite değeri de artmıştır. Ayrıca Şekil 6.11'den anlaşılacağı gibi mikroorganizmalar adı geçen etken maddeyi substrat olarak kullanmışlardır. Denklem 5.1'e göre yapılan toksisite hesaplamasında 50 mL sefuroks sodyum etken maddesi eklenmesi durumunda sonuç % 13 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 6.11. Sefuroksim Sodyum etken maddesinden 50 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Endojen safhaya gelmiş aktif çamura 20. dakikada 10 mL evsel sentetik atıksu ilavesi yapıp maksimum solunum hızına ulaşması beklenmiştir. Maksimum solunum hızına ulaştıktan sonra endojen safhaya gelmesinin ardından 45. dakikada sefuroksim sodyum etken maddesinden 100 mL eklenerek Şekil 6.12’de görüldüğü gibi mikroorganizmalar etken maddeyi substrat olarak kullanması beklenmiştir. Tekrar endojen safhaya geldikten bir süre sonra 90. dakikada ikinci kez 10 mL referans maddesi eklenir. Bu durumda Denklem 5.1’le hesaplanan toksisite değeri % 26 olarak kaydedilmiştir.



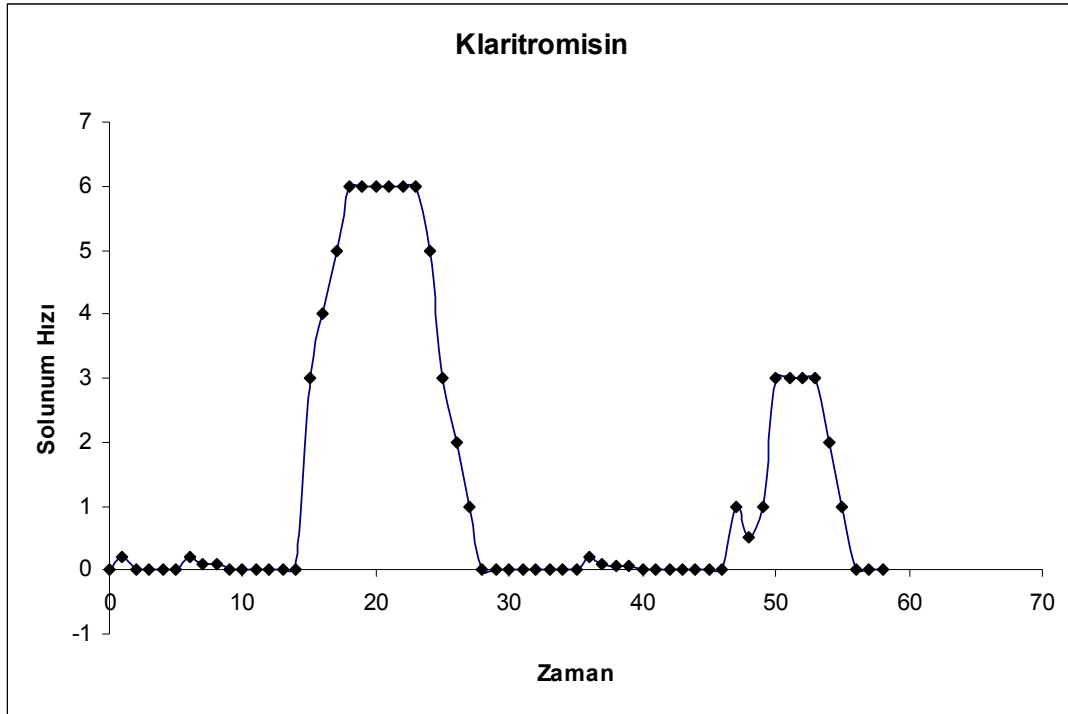
Şekil 6.12. Sefuroksim Sodyum etken maddesinden 100 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

6.2.5. Klaritromisin Toksik Etkisi

Klaritromisin etken maddesinin biyokütle üzerindeki toksik etkisi solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenmiş ve sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6.13-14'te sunulmuştur.

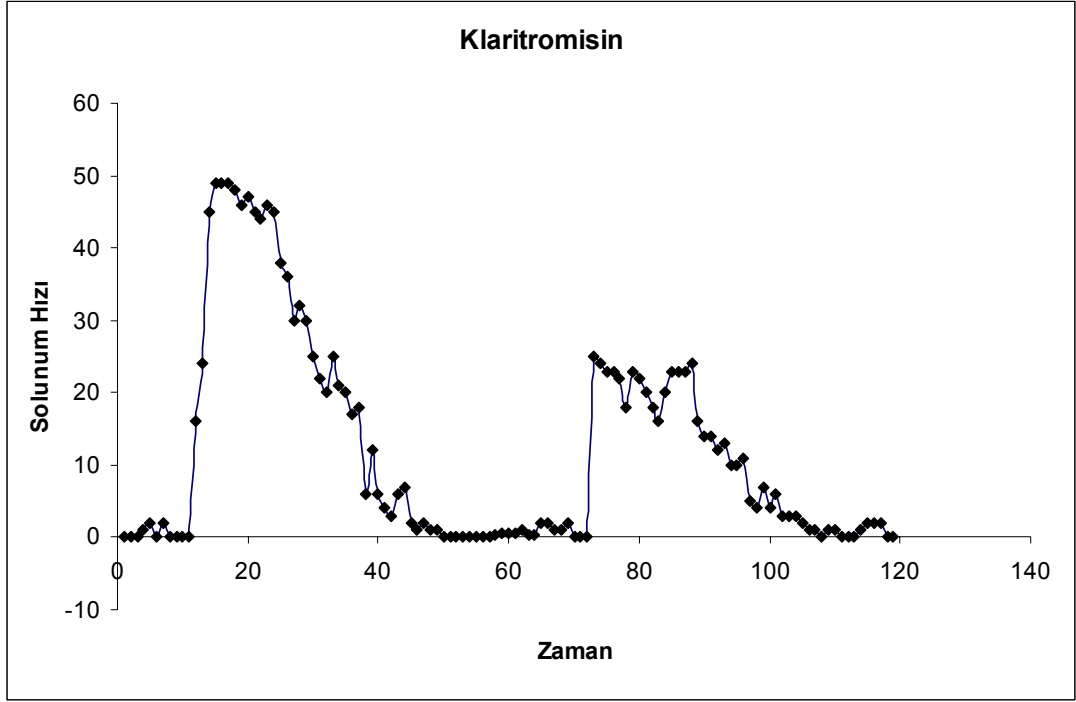
Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisinde deney başladıktan 13 dakika sonra 100 mL referans madde olarak seçilen sentetik evsel nitelikli atıksudan ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen substratı tamamen kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 30. dakikada 5 mL, 40 mg/L konsantrasyona sahip klaritromisin etken maddesi ilave edilmiştir. Şekil 6.13'ten görülebileceği gibi bu etken maddelerin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanılmadığı gözlenmiştir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 45. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Görülebileceği gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde antibiyotik etken madde grubunun yarattığı toksik etki nedeniyle solunum hızında belli bir düşüş gözlenmiştir. Elde edilen maksimum

solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1’de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 50 olarak hesaplanmıştır.



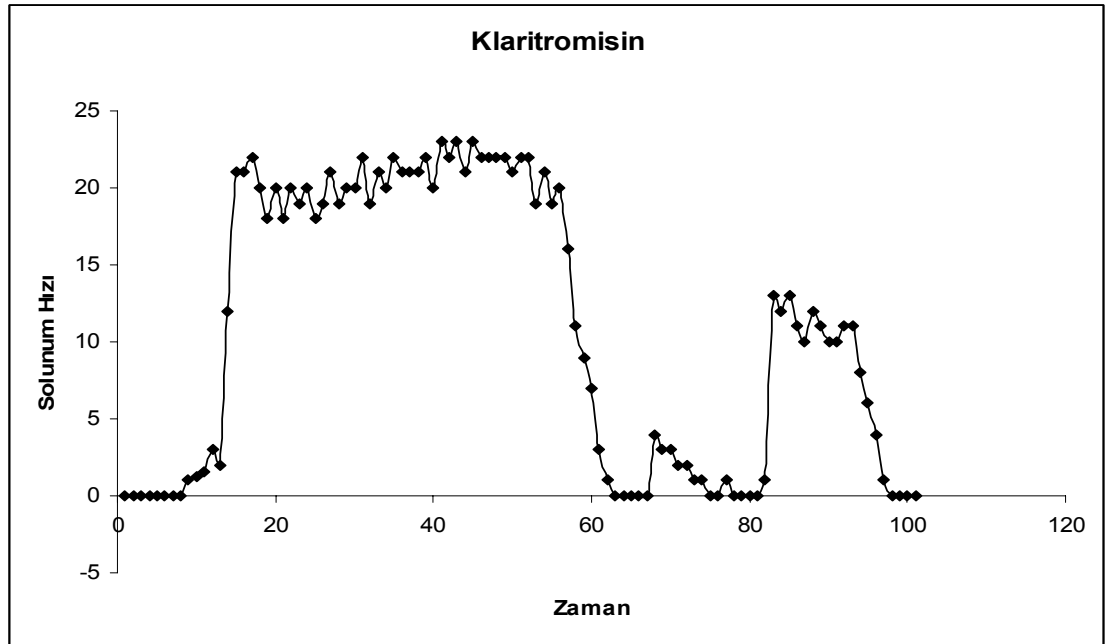
Şekil 6.13. Klaritromisin etken maddesinden 5 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Klaritromisin etken maddesinin hacmi artırılıp 40 mg/L konsantrasyona sahip çözeltiden 10 mL eklendiğinde toksik etkininde arttığı Şekil 6.14’te görülmektedir. 15. dakikada ilk olarak referans madde eklenip maksimum solunum hızı belirlendikten sonra endojen safhaya geldiğinde 10mL etken madde ilave edilmiştir. Şekil 6.14’te görüldüğü gibi mikroorganizmalar etken maddeyi substrat olarak kullanmamışlardır. Etken madde ilavesinden sonra bir süre endojen safhada beklenip 70. dakikada ikinci kez referans madde eklenmiştir. İlk eklenen referans madde ile ikinci kez eklenen referans maddenin oluşturduğu farktan toksisite değeri hesaplanmıştır ve Denklem 5.1 ile hesaplanan toksisite değeri beklendiği şekilde artarak % 53 olarak bulunmuştur.



Şekil 6.14. Klaritromisin etken maddesinden 10 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Klaritromisin etken maddesinin hacmi artırılarak 25 mL ilavesinde ise Şekil 6.15’de görüldüğü gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde diğer eklenen hacim değerlerine göre daha fazla düşüş olmuştur. Dolayısıyla toksisite değeri de artmış ve Denklem 5.1’e göre hesaplandığında toksisite değeri % 57 olarak bulunmuştur.

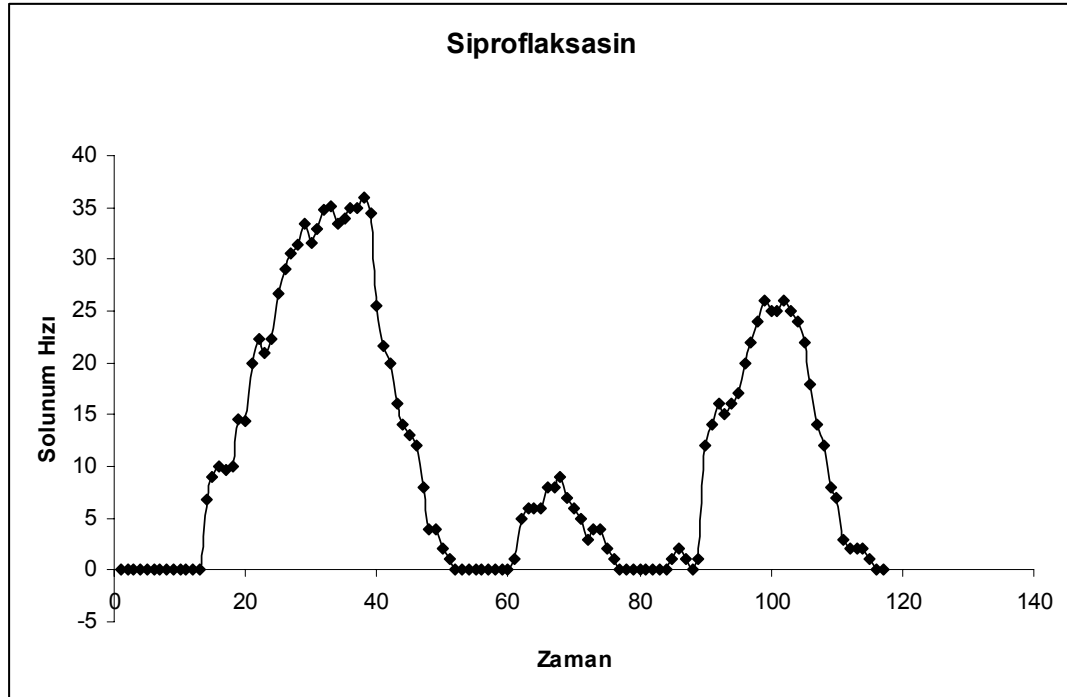


Şekil 6.15. Klaritromisin etken maddesinden 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

6.2.6. Siproflaksasin Toksik Etkisi

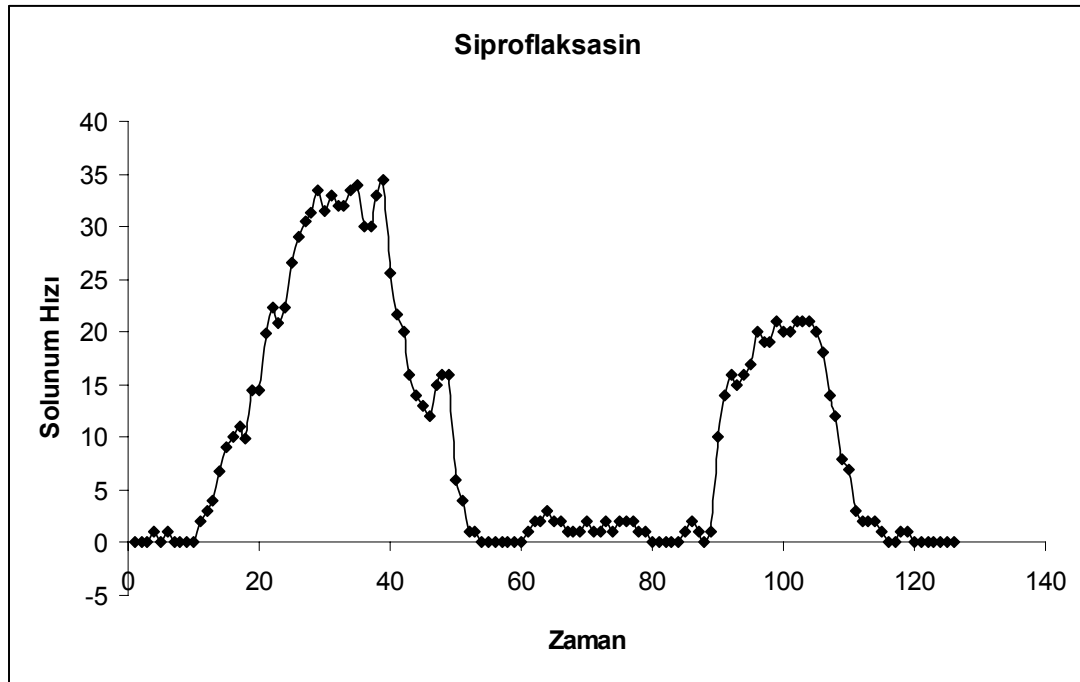
Son olarak Siproflaksasin etken maddesinin aktif çamur biyokütlesi üzerindeki toksik etkisi önceki etken maddelerde uygulanan yöntemle solunum hızına bağlı olarak belli bir konsantrasyon değerinde ancak farklı hacimlerde incelenmiş ve sonuçlar grafiksel olarak Şekil 6.16-18 'de sunulmuştur.

Endojen solunum safhasına gelmiş olan aktif çamur içerisine deney başladıktan 12 dakika sonra 40 mL referans madde olarak seçilen sentetik evsel nitelikli atıksudan ilave edilmiş ve mikroorganizmaların verilen substratı tamamen kullanması beklendikten sonra tekrar endojen safhaya gelen aktif çamura 61. dakikada 5 mL, 40 mg/L konsantrasyona sahip siproflaksasin etken maddesi ilave edilmiştir. Etken madde mikroorganizmalar tarafından kullanıldıktan sonra aktif çamurun yeniden endojen safhaya gelmesi beklenir. Yeterli bekleme süresi sonunda referans madde 90. dakikada sisteme tekrar verilmiş ve mikroorganizmaların bu besini kullanması izlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1'de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun toksisitesi % 30 olarak hesaplanmıştır.



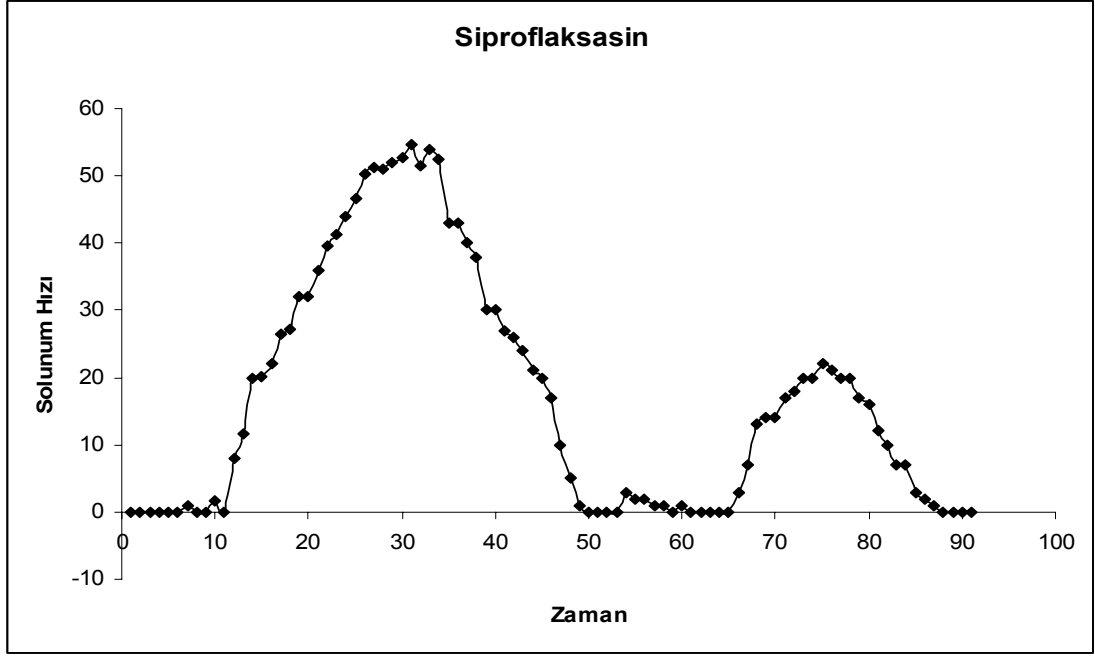
Şekil 6.16. Siproflaksasin etken maddesinden 5 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Etken madde hacmi 10 mL'ye çıkartıldığında Şekil 6.17'de görüldüğü gibi bir grafik elde edilmiştir. Endojen safhaya ulaşan aktif çamurun 9. dakikada eklenen referans madde sonrasında maksimum solunum hızına ulaşması beklenmektedir. Maksimum solunuma ulaşıp tekrar endojen safhaya gelen sisteme bir süre sonra 40 mg/L konsantrasyona sahip antibiyotik çözeltisinden 10 mL eklenmiş ve Şekil 6.17'de görüldüğü gibi antibiyotik ilavesinden sonra solunum hızında fazla bir değişim olmamıştır ancak 90. dakikada ikinci kez referans madde ilave edildikten sonra birinci eklenen referans maddenin solunum hızına kıyasla ciddi bir düşüş gözlenmiştir. Elde edilen maksimum solunum hızı değerlerine göre Denklem 5.1'de verilen eşitliğe göre adı geçen etken madde grubunun 10 mL ilavesinden oluşan toksisite % 41 olarak bulunmuştur.



Şekil 6.17. Siproflaksasin etken maddesinden 10mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Siproflaksasin etken maddesinin hacmi arttırılarak 25 mL ilavesinde ise Şekil 6.18'da görüldüğü gibi referans maddenin ikinci kez ilavesinde diğer eklenen hacim değerlerine göre daha fazla düşüş olmuştur. Dolayısıyla toksisite değeri de artmış ve Denklem 5.1'e göre hesaplandığında toksisite değeri %60 olarak bulunmuştur.



Şekil 6.18. Siproflaksasin etken maddesinden 25 mL eklendiğinde yaptığı toksik etki.

Yukarıdaki sonuçlara göre aktif çamur biyokütlesi üzerinde en fazla toksik etkiyi % 85 değeriyle ampisilin+sulbaktam etken madde grubunun 40 mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden 25 mL eklendiği zaman oluşturduğu belirlenmiştir. En az toksik etki değeri ise levoflaksasin etken maddesinin 40 mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden 5 mL ilave edildiğinde olduğu gözlenmiş bu değer % 2 olarak hesaplanmıştır.

7. DEĞERLENDİRME

Bu tez çalışmasında, insan kullanımı sonucu evsel atıksu arıtma tesislerine gelen antibiyotik türlerinin aktif çamur biyokütlesine yaptığı toksik etki incelenmiştir. Çalışmada kullanılan aktif çamur İzmit Tütünçiftlik Evsel Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilmiştir. Toksik etkisi incelenen etken maddeler ise, ampisilin+sulbaktam etken maddesi grubu, levoflaksasin, sefazolin sodyum, sefuroksim sodyum, klaritromisindir ve siproflaksasindir.

Çizelge 7. 1’de belirli konsantrasyonlarda fakat farklı hacimlerde toksik etkileri incelenen etken maddelerinin toksisite değerleri verilmiştir. Bu çizelgeye göre belirli konsantrasyona sahip etken maddelerin hacimsel değeri arttırılarak yapılan deneylerde toksisitenin de artmış olduğu görülmüştür. Tüm denemeler belli konsantrasyon değerinde gerçekleştirilmiş ve kullanılan konsantrasyon değerinin yaklaşık olarak atıksuyun % 10’una tekabül etmesi hedeflenmiştir. Elde edilen verilere göre aktif çamur biyokütlesi adsorplama yeteneğine bağlı olarak en fazla toksik etkiyi % 85 değeriyle ampisilin+sulbaktam etken madde grubunun 40 mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden 25 mL eklendiği zaman oluşturduğu belirlenmiştir. En az toksik etki değeri ise levoflaksasin etken maddesinin 40 mg/L konsantrasyona sahip çözeltisinden 5 mL ilave edildiğinde oluştuğu gözlenmiş bu değer % 2 olduğu gözlenmiştir.

Yapılan deneylerde göz önünde bulundurulması gereken en önemli husus toksisite analizlerinin aktif çamurun özelliğine göre farklı sonuçlar ortaya koyduğudur. Bu çalışma kapsamında yürütülen tekrar deneylerinde farklı zamanlarda alınan aktif çamur biyokütlesi üzerinde, kullanılan etken maddelerin yaptığı toksik etkinin aynı olmadığı gözlenmiştir. Dolayısıyla, değişik arıtma tesislerinde antibiyotiklerin biyokütle üzerine yaptığı toksik etkinin belirlenebilmesi ancak bu analizlerin tekrar yapılmasıyla sağlıklı bir şekilde elde edilebilir.

Çizelge 7. 1. Etken Maddelerin Toksik Etkileri.

Etken Madde	Konsantrasyon (mg/L)	İlave Edilen Hacim (mL)	Toksisite (%)
Ampisilin+Sulbaktam	40	5	47
		10	63
		25	85
Levoflaksasin	40	5	2
		10	10
		25	34
Sefazolin Sodyum	1	30	8,3
		50	27
		100	35
Sefuroksim Sodyum	1	30	11
		50	13
		100	26
Klaritromisin	40	5	50
		10	53
		25	57
Siproflaksasin	40	5	30
		10	41
		25	60

Bu çalışma kapsamında biyokütle üzerine çeşitli etken maddelerine sahip antibiyotiklerin toksik etkileri tek tek incelenmiştir. Ancak bilindiği gibi atıksu arıtma tesislerine gelen atıksular farklı antibiyotikleri bir arada içerdiğinden ileriki çalışmalarda atıksuyla sisteme gelen antibiyotiklerin ortak sinerjik etkileri ve spesifik kinetikleri de ayrıca incelenmelidir.

Aktif çamur biyokütlesi üzerine toksisite çeşitli çalışmalarda incelenmişse de bunlar genellikle inorganik maddeler özellikle de ağır metaller üzerinde yoğunlaşmıştır. Antibiyotik ve benzeri farmakolojik ürünlerin toksisiteleri üzerine yapılan çalışmalar ise oldukça kısıtlı olduğundan yapılan çalışmanın bu alana ışık tutacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Alexy,R., Kümpel T., Kümmerer, K., (2004) Assessment of degradation of 18 antibiotics in the Closed Bottle Test, *Chemosphere* 57, 505–512

Arslan-Alaton, İ., Gürses, F., (2004a) Photo-Fenton-like and photo-fenton-like oxidation of Procaine Penicillin G formulation effluent J. *Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 165, 165-175.

Arslan-Alaton, İ., Gürses, F., (2004b) Penisilin Prokain G Antibiyotik Formülasyon Atıksuyunun Fenton- Benzeri ve Foto-Fenton-Benzeri İleri Oksidasyon Prosesleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. *SKKD*. 14, 11-16.

Arslan-Alaton, İ., Dogruel, S., Baykal, E., Gerone, G., (2004c) Combined chemical and biological oxidation of penicilin formulation effluent, *Journal of Environmental Management* 73, 155–163.

Arslan-Alaton, İ., Caglayan, A.E., (2005) Ozonation of Procaine Penicillin G formulation effluent Part I: Process optimization and kinetics, *Chemosphere* 59, 31–39

Avrupa Farmakopesi, 2005

Blaise C., Gagné F., Eullaffroy P. (2006) Férard JF., Ecotoxicity of selected pharmaceuticals of urban origin discharged to the Saint-Lawrence River (Quebec, Canada): a review. *Braz J Aquat Sci Tech* 10(2):29–51.

Brun, GL., Bernier, M., Losier, R., Doe, K., Jackman, P., Lee, HB. (2006) Pharmaceutically active compounds in Atlantic Canadian sewage treatment plant effluents and receiving waters and potential for environmental effects as measured by acute and chronic aquatic toxicity. *Environ Toxicol Chem* 25 (8):2163–76.

Chan, C.M., Lo, W., Wong, K.Y. and Chung W.F. (1999) Monitoring the Toxicity of Phenolic Chemicals to Activated Sludge Using a Novel Optical Scanning Respirometer. *Pergamon*. 39, 1421- 1432

Çağlayan, A.E., Arslan-Alaton, İ. (2006) Toxicity and Biodegradability Assessment of Raw and Ozonated Procaine Penicilin G Formulation Effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 63, 131- 140

Fent, K., Weston, AA., Caminada, D. (2006) Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquat Toxicol*. 76, 122–59.

Gartiser, S., Urich, E., Alexy, R., Kümmerer, K., (2007) Ultimate Biodegradation and Elimination of Antibiotics in Inherent Tests. *Elsevier*. 67, 604- 613

Gautam, A.K., Kumar, S., Sabumon, P.C., (2007) Preliminary Study of Physico-Chemical Treatment Options for Hospital Wastewater. *Journal of Environmental Management*.83, 298- 306

Gulkowska, A., Leung, H.W., So, M.K., Taniyasu, S., Yamashita. N., Yeung, L.W.Y., Richardson, B.J., Lei, A.P., Giesy, J.P., Lam, P.K.S. (2008) Removal of Antibiotics from Wastewater by Sewage Treatment Facilities in Hong Kong and Shenzhen, China. *Water Research*. 42, 395- 403

Guwy, A. J., Buckland, H., Hawkes, F.R. and Hawkes, D.L., (1998) Active Biomass in Activated Sludge; Comparison of Respirometry With Catalase Activity Measured Using an On-Line Monitor. *Pergamon*. 32, 3705- 3709

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.

Hernando, MD., Mezcua, M., Fernandez-Alba, AR., Barcelo, D. (2006) Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*. 69,334–42.

Jo, H.J., Park, E.J., Cho, K., Kim, E.H., Jung,J., (2008) Toxicity identification and reduction of wastewaters from a pigment manufacturing factory, *Chemosphere*.70, 949–957.

Joss A., Keller E., Alder, Göbel, A.C. A., McArdella, C.S., Ternesb, T., Siegrista H., (2005) Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment, *Water Research*. 39, 3139–3152.

Kargı, F., (1995) Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.

Kestioğlu, K., (2001) “Atıksu Arıtımında Biyokimyasal Prosesler”, Cilt-1, Uludağ Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Vipaş yayını, Bursa.

Kılıç, D., Dünyada ve Türkiye’de Antibiyotik Kullanımı http://www.gata.edu.tr/infkom/dosyalar/27SUBAT_SUNULARI/dunyada%20ve%20Turkiyede%20ab%20kullan%C4%B1m%C4%B1.ppt.

Li, S.Z., Li, X.Y. and Wang, D.Z. (2004) Membrane (RO-UF) Filtration for Antibiotic Wastewater Treatment and Recovery of Antibiotics. *Separation and Purification Technology*. 34, 109- 114.

Metcalf and Eddy (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd ed., McGraw- Hill Publishing, New York.

Papadimitriou, C. Palaska, G., Lazaridou, M. Samaras, P., Sakellaropoulos, G.P. (2007) The Effect of Toxic Substance on the Activated Sludge Microfauna. *Desalination*. 211, 177- 191.

Poyraz, H. (1991) Eysel Atıksularda İnert KOİ oranı ve Biyolojik Arıtlabilirlik Üzerindeki Etkileri, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Richard, M. (2003), *Activated sludge microbiology problems and their control*, 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference Buffalo, NY.

Roš, M. (1993) *Respirometry of activated sludge*, Technomic Publishing Co., Pennsylvania, USA.

Quinn, B., Gagné, F., Blaise, C., (2008) The effects of pharmaceuticals on the regeneration of the cnidarian, *Hydra attenuata*, *Science of the Total Environment*. 402, 62 – 69.

Samsunlu, A., (2006) *Atıksuların Arıtılması*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

Saygı, Ş., (2003) Deneysel Toksikolojide Toksikite Testleri ve Test Sonuçlarının Önemi. *Gülhane Tıp Dergisi*. 45, 291-298.

Trovó, A.G., Melo, S.A.S., Nogueira, RFP. (2008) Photodegradation of the pharmaceuticals amoxicillin, bezafibrate and paracetamol by the photo-Fenton process—Application to sewage treatment plant effluent, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. 198, 215-220.

Witte, B.D., Dewulf, J. (2008) Demeestere, K., Langenhove, H. V., Ozonation and advanced oxidation by the peroxone process of ciprofloxacin in water, *Journal of Hazardous Materials*, *in pres*.

www.ilacabak.com

ÖZGEÇMİŞ

1982 yılında İstanbul'da doğan Tuğba Öztürk ilk, orta ve lise öğrenimini İstanbul'da tamamladı. 2005 yılında Kocaeli Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans eğitimini bitirdi. 2005- 2006 bahar yarıyıl döneminde Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans programına başladı.