

50298

AKTİF ÇAMURUN UZUN SÜRELİ HAVALANDIRILMASINDA
SÜRENİN, AKTİF ÇAMUR VE OKSİJEN KONSANTRASYONUNUN
ARITMA VERİMİNE ETKİSİ

HAKAN DULKADİROĞLU

Ç.Ü.
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

50298

ADANA
EYLÜL 1996



Bu tez .Ü. Araştırma Fonu tarafından FBE 94.163 nolu proje ile desteklenmiştir.

Ç.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne,

Bu çalışma jürimiz tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan : Doç.Dr.Ahmet YÜCEER



Üye : Yrd.Doç.Dr.Belgin BAYAT

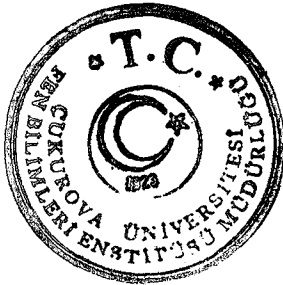



Üye : Yrd.Doç.Dr.Sedat GÖKFİDAN



Kod No: 1134

Yukarıdaki imzaların adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylım.




Prof.Dr.Ural DİNÇ
Enstitü Müdürü

İÇİNDEKİLER

ÇİZELGE LİSTESİ	III
ŞEKİL LİSTESİ	IV
RESİM LİSTESİ	V
ÖZ	1
ABSTRACT	2
1. GİRİŞ	3
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	4
2.1. Atıksuların Özellikleri	4
2.1.1 Fiziksel Özellikler	4
2.1.2. Kimyasal Özellikler	6
2.1.3. Biyolojik Özellikler	8
2.2. Eysel Atıksuların Genel Özellikleri	8
2.3. Biyolojik Arıtma Sistemleri	11
2.3.1 Aerobik Arıtma Sistemleri	11
2.3.1.1. Aktif Çamur Sistemi	13
2.3.1.2. Damlatmalı Filtreler	17
2.3.1.3. Stabilizasyon Havuzları	19
2.3.1.4. Biyodiskler	22
2.3.1.5. Akışkan Yataklı Arıtma Sistemleri	23
2.3.2. Anaerobik Arıtma Sistemleri	23
2.4. Aktif Çamur Sistemi	25
2.4.1. Biyolojik Büyüme Kinetiği	25
2.4.2. Geri Döngülü Tam Karışımli Sistemlerin Analizi	29
2.4.3. Uzun Havalandırmalı Sistemlerde Oksijen İhtiyacı ve Çamur Üretimi	33

3.MATERYAL VE METOD	37
3.1. Deney Düzeneđi	37
3.2. Atıksu Özellikleri	42
3.3. Deneysel Çalışma	45
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	47
4.1. Araştırma Bulguları	47
4.1.1. Arıtma Veriminin Bekletme Süresiyle Değişimi	54
4.1.2. Arıtma Veriminin Aktif Çamur Konsantrasyonu Değişimi	57
4.2. Deney Sonuçlarının Tartışması	61
4.2.1. Bekletme Zamanının Arıtma Verimine Etkisi	61
4.2.2. Oksijen Konsantrasyonunun Arıtma Verimine Etkisi	65
4.2.3. Aktif Çamur Konsantrasyonunun Arıtma Verimine Etkisi	70
5. SONUÇ	71
ÖZET	72
SUMMARY	74
KAYNAKLAR	76
TEŞEKKÜR	
ÖZGEÇMİŞ	

ÇİZELGE LİSTESİ

2.1. Evsel atıksuların genel bileşimi	9
2.2. Çeşitli araştırmacıların evsel atıksularda saptadığı katı madde ve organik madde dağılımları	10
2.3. Uzun havalandırılmalı sistemler için dizayn parametreleri	15
3.1. Sentetik atıksuyun bileşimi	42
3.2. Hücrenin kimyasal bileşenleri	43
3.3. Sentetik atıksuyun kimyasal özellikleri	43
3.4. Kullanılan musluk suyunun özellikleri	43
3.5. Uygulanan organik yükler ve F/M oranları	46
4.1. Deneysel çalışma programı	47
4.2-7. Deney sonuçları	48-53

ŞEKİL LİSTESİ

2.1. Aerobik arıtmanın organik madde giderme mekanizması	11
2.2. Biyolojik oksidasyon prosesinde işletme bölgeleri	16
2.3. Geri döngülü tam karışimli reaktör akım şeması	30
3.1. Model arıtma tesisinin akım şeması	38
3.2. Reaktörün kesiti ve planı	39
3.3. Sentetik atıksu KOI'sinin zamana bağlı değişimi	44
4.1-6. Arıtma veriminin bekletme süresiyle değişimi	54-56
4.7-14. Arıtma veriminin aktif çamur konsantrasyonuyla değişimi	57-60
4.15, 16, 17. 2000, 4000 ve 5000 mg/L MLSS'te F/M karbonlu bileşiklerin oksijen ihtiyacının F/M oranıyla değişimi	67-68

RESİM LİSTESİ

Resim 3.1. Model arıtma tesisinin genel görünüşü	40
Resim 3.2. Reaktörün görünüşü	41
Resim 4.1-a,b. Filamentli bakterilerin mikroskopta görünüşü	64



ÖZ

Küçük yerleşim yerlerinde arıtma tesislerinin verimli işletilmesi ve üretilen çamurun tasfiyesi problem yaratmaktadır. Uzun havalandırmalı tesisler uzman personel ve çamur tasfiyesi gerektirmedikinden dolayı küçük yerleşim yerleri için uygun görülmektedir.

Bu çalışmada uzun havalandırmalı aktif çamur model tesisinde bekletme zamanının, aktif çamur ve oksijen konsantrasyonunun arıtma verimine etkisi araştırılmıştır. Yapılan deneylerde bekletme zamanının ve oksijen konsantrasyonunun artırılması ile arıtma veriminin önemli oranda yükselmediği, ancak çamur üretiminin azaldığı ve çamurun daha stabil olduğu gözlemlenmiştir. Ayrıca bu parametreler çamur kalitesini de etkilemektedir.

Uzun havalandırmalı tesislerde bekletme zamanı ve oksijen konsantrasyonu enerji sarfiyatı ve çamur üretimi en az olacak şekilde belirlenmelidir. Ayrıca aktif çamurun çökeltme özelliği açısından F/M oranı 0.05 mgBOD/mgMLSS.gün, oksijen konsantrasyonu ise 2 mg/L'nin altına düşmemesi öngörülmektedir.

ABSTRACT

In small settlements, efficient operating and sludge removal of wastewater treatment plants have some problems. Since expert personnel and sludge removal aren't required, extended aeration activated sludge plants are suitable for such settlements.

In this study, effects of hydraulic detention time, activated sludge and oxygen concentration on treatment efficiency were investigated by using an extended aeration activated sludge model plant. At the end of laboratory tests, it was observed that, the efficiency of treatment haven't increased by increasing hydraulic detention time and DO concentration but however sludge production have decreased and also better sludge stabilization occurred.

In extended aeration plants, hydraulic detention time and DO concentration should be determined to obtain minimum energy consumption and sludge production. In addition, to obtain good quality sludge, it is recommended that F/M ratio is over 0.05 mgBOD/mgMLSS.day and DO concentration is over 2 mg/L.

1. GİRİŞ

Önemli çevre sorunlarından birisi olan evsel atıksuların arıtılması için çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Bir evsel atıksu arıtma tesisi dizaynında, uygulanacak arıtma yöntemi seçilirken atıksu özellikleri, iklim şartları ve alıcı ortam özellikleri gibi kriterler gözönüne alınır. Bunun yanında yatırım ve işletme masrafları ile işletme problemleri de önemlidir. Özellikle küçük yerleşim yerlerinde fazla bakım ve teknik bilgi gerektirmeyen tesislerin tercih edilmesi avantajlıdır.

Bu özellikleri taşıyan yöntemlerden birisi klasik aktif çamur yönteminin farklı bir uygulaması olan uzun havalandırmalı sistemdir. Bu yöntemde aktif çamur 18-36 saat havalandırılarak organik maddelerin büyük oranda okside olması sağlanır. Çökeltme bölümünde toplanan çamurun tamamı havalandırma tankına geri verilir. Net çamur üretimi çok azdır. Yaklaşık 8-12 ayda bir çamur atılır ve bu çamurun miktarı klasik aktif çamur yöntemine oranla çok düşüktür, tasfiyesi daha kolaydır. Bu yüzden çamur bertarafının zor olduğu küçük yerleşim birimleri için çok uygun bir yöntemdir.

Bu çalışmada, uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminde oksijen konsantrasyonu, bekletme süresi ve aktif çamur konsantrasyonunun arıtma verimini nasıl etkilediği araştırılmıştır. Özellikle sıcak bir iklime sahip olan ve sahil boyunca birçok yazlık yerleşimlerin bulunduğu Adana çevresi için bu sistemin uygunluğunun belirlenmesine çalışılmıştır.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. ATIKSULARIN TANIMI VE ÖZELLİKLERİ

Atıksular, toplumun çeşitli kullanımlar sonucu kirlettiği sulardır. Konutlardan, kurumlardan, ticari ve endüstriyel kuruluşlardan atılan atıkları taşıyan sıvı -veya su- ile yeraltı, yüzeysel ve yağmur suyu gibi suların bir bileşimi olarak tanımlanabilir (Metcalf ve Eddy, 1991). Atıksular fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ile karakterize edilir. Bu özellikler arıtma tesisinin planlanmasında ve işletilmesinde büyük önem taşır.

2.1.1. Fiziksel Özellikler

Atıksuyun en önemli fiziksel özelliği toplam katı madde içeriğidir. Toplam katı madde, yüzen, çökelebilen, kolloidal ve çözünmüş maddelerden oluşur. Diğer önemli fiziksel özellikler ise koku, sıcaklık, yoğunluk, renk ve bulanıklıktır.

a) Toplam Katılar: Atıksuyun toplam katı madde içeriği, 103-105°C'de buharlaşmadan sonra arta kalan bütün maddeler olarak tanımlanır. Toplam katılar filtre edilebilenler ve edilemeyenler olarak sınıflandırılabilir.

Filtre edilemeyen maddeler (askıda katı maddeler), 0.45-1.2 µm gözenek büyüklüğüne sahip filtre kağıtları veya Gooch krozesi kullanılarak tesbit edilir. Askıda katı maddeler, çökelebilenler ve çökelemeyenler olarak sınıflandırılabilir. Toplam çökelebilen katı maddeler, atıksuyun Imhoff Konisi'nde 60 dakika çökelmeye bırakılmasından sonra kabın dibine çökelen katıların mL/L olarak ifade edilen miktarıdır. Bu deney ilk çökeltmede giderilebilecek katı madde miktarı hakkında bir fikir verir.

Atıksu filtre edildikten sonra süzüntüde bulunan katı maddeler ise koloidal ve çözünmüş maddelerden oluşur. Koloidal maddeler yaklaşık 0.001-1.0 µm çapındaki partikül maddelerdir. Çözünmüş maddeler ise organik, inorganik moleküller ve iyonlardan oluşur. Koloidal ve çözünmüş maddeler çökeltmeyle giderilemez. Bunların bertarafı için genellikle biyolojik oksidasyon veya koagülasyon ve sonrasında sedimentasyon uygulanır.

Katı maddelerin herbir kategorisi $550\pm 50^{\circ}\text{C}$ 'de uçucu olup olmamalarına göre sınıflandırılabilir. Bu sıcaklıkta organik maddeler okside edilerek gaz fazına geçer, inorganikler ise kül olarak kalır. Uçucu katı madde analizi genellikle atıksuyun biyolojik olarak stabilitesinin ölçülmesi amacıyla yapılır.

b) Koku: Atıksularda koku genellikle organik maddelerin bozulmasından veya atıksuya verilen çeşitli maddelerden kaynaklanır. Koku, atıksu toplanması, arıtılması ve uzaklaştırılması ile ilgili tesislerin dizaynında gözönüne alınması gereken önemli bir parametredir.

c) Sıcaklık: Atıksuların sıcaklığı, evlerden ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan sıcak sular eklendiği için genellikle su temininde olduğundan daha yüksektir. Suyun sıcaklığı, kimyasal reaksiyonları ve reaksiyon hızlarını, sucul hayatı ve suyun faydalı kullanımlar için uygunluğunu etkilediği için önemli bir parametredir. Bakteriyel faaliyetler için optimum sıcaklık aralığı $25-35^{\circ}\text{C}$ 'dir. Aerobik çürüme ve nitrifikasyon, sıcaklık 50°C 'ye yükseldiğinde durur. Sıcaklık 15°C 'ye düştüğünde ise metan üreten bakteriler tamamen pasif hale gelir ve 5°C 'de ototrofik nitrifikasyon bakterileri fonksiyonlarını kaybederler. 2°C 'de karbonlu maddeler üzerinde etkili olan kemoheterotrofik bakteriler cansızlaşır.

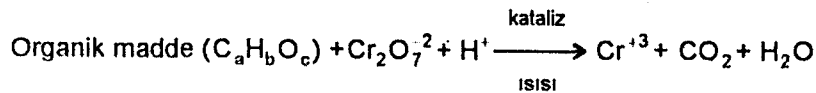
d) Yoğunluk: Atıksuyun yoğunluğu, birim hacimdeki kütlesidir (kg/m^3). Sedimentasyon tanklarında ve diğer arıtma ünitelerinde yoğunluk akımlarının oluşumuna yol açtığı için atıksuyun önemli bir fiziksel özelliğidir. Yoğunluk ve özgül ağırlık sıcaklığa bağlıdır ve atıksudaki toplam katı madde konsantrasyonu ile değişir.

e) Bulanıklık: Suyun ışık geçirme özelliğinin bir ölçüsü olan bulanıklık, deşarj sularının ve doğal suların koloidal madde ve kalıntı süspanse madde bakımından kalitesini gösterir.

2.1.2. Kimyasal Özellikler

a) Organik Maddeler: Bu maddeler hayvan ve bitki topluluklarından ve organik maddelerin sentezi şeklindeki insan aktivitelerinden kaynaklanır. Organik bileşikler karbon, hidrojen ve oksijenin kombinasyonundan oluşur. Azot, kükürt, fosfor ve demir gibi diğer önemli elementler de bulunabilir.

b) Organik İçeriğin Ölçülmesi: Atıksuda bulunan organik maddelerin miktarının belirlenmesinde kullanılan laboratuvar metodları Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) ve Toplam Organik Karbon'dur (TOK). BOİ, organik maddelerin biyolojik olarak stabilizasyonu için gerekli oksijenin yaklaşık olarak belirlendiği ve yaygın olarak kullanılan bir testtir. KOİ ise, asidik ortamda kuvvetli bir oksitleyici kimyasal ajan ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) kullanılarak organik maddenin eşdeğer oksijeninin belirlendiği bir testtir. KOİ testi sırasında oluşan kimyasal reaksiyon aşağıda verilmiştir:



KOI testi, biyolojik yaşam için toksik bileşikler içeren endüstriyel ve evsel atıksulardaki organik maddenin ölçülmesinde de kullanılır. Kimyasal olarak oksitlenebilen bileşikler, biyolojik olarak oksitlenebilenlerden daha fazla olduğu için, bir atıksuyun KOI'si BOI'sinden genellikle büyüktür.

TOK testi özellikle küçük konsantrasyondaki organik maddelerin belirlenmesinde kullanılmaktadır.

Çeşitli organik madde ölçüleri arasında sabit bir ilişki kurulabilir. Ancak bu atıksuyun yapısına ve kaynağına bağlıdır. Bir evsel atıksu için BOI's/KOI oranı 0.4-0.8, BOI's/TOK oranı ise 1.0-1.6 arasında değişir (Metcalf ve Eddy, 1991). Bu ilişkiden faydalanılarak, organik içeriğin ölçülmesinde 5 günlük BOI'nin yerine 2 saatte belirlenebilen KOI'nin kullanılmasının daha pratik olduğu öngörülmektedir.

c) İnorganik Maddeler: Sudaki inorganik maddeler suyun temas ettiği jeolojik yapıdan ve endüstriyel atıklardan kaynaklanır. Bunlar atıksuyun kaynağına bağlı olarak çeşitli tuzlar, Fe, Cr gibi metaller vb. inorganik maddeler olabilir. Atıksular, bazı endüstriyel atıksuların dışında, inorganik bileşiklerin giderilmesi için nadiren arıtılır.

d) Gazlar: Arıtılmamış atıksularda en çok bulunan gazlar azot, oksijen, karbondioksit, hidrojen sülfür, amonyum ve metandır. Bunların ilk üçü atmosferin genel gazlarıdır ve havayla temas eden bütün sularda bulunur. Diğer üçü ise atıksuda bulunan organik maddelerin parçalanmasıyla ortaya çıkar.

2.1.3. Biyolojik Özellikler

Yüzeysel sularda ve atıksularda bulunan organizmalar eucaryotlar, eubakteriler ve archaeobakteriler olmak üzere üç ana grupta toplanır. Eucaryotlar çok hücreli bitkileri (tohumlu bitkiler, yosunlar), hayvanları (omurgalı ve omurgasızlar) ve tek hücrelilerden protistaları (algler, mantarlar, protozoalar) kapsar. Eubakteriler çoğu bakteriyi, archaeobakteriler ise metanojenleri, halofilleri ve termasidofilleri kapsar.

2.2. EVSEL ATIKSULARIN GENEL ÖZELLİKLERİ

Evsel atıksuların rengi genellikle açık kahverengimsi gridir, kendine has bir kokusu vardır. Ancak kanalizasyonda akma süresinin artması ve anaerobik şartların gelişmesiyle atıksuyun rengi griden koyu griye ve daha sonra siyaha doğru değişebilir. Atıksuyun rengi anaerobik şartlarda siyaha doğru döner. Bu renk anaerobik şartlarda oluşan sülfür formlarının atıksudaki metallere reaksiyona girmesiyle oluşan metalik sülfürlerden kaynaklanır. Septik atıksuların kokusu ise kötüdür. Hidrojen sülfürden kaynaklanan çürük yumurta kokusu ve merkaptanlar septik atıksuların ayırt edici özelliğidir. Evsel atıksuların sıcaklığı coğrafi bölgeye ve mevsime bağlı olarak 10-21°C arasında değişir, önemli miktarda endüstriyel atıksu içermiyorsa yoğunluğu aynı sıcaklıktaki suyun yoğunluğuna yakındır (Metcalf ve Eddy, 1991).

Evsel atıksular içerdikleri kirlilik yüküne göre zayıf, orta ve güçlü karakterli olarak sınıflandırılabilir. Evsel atıksuların sınıflandırılması ve genel bileşimi Tablo 2.1'de görülmektedir.

Tablo 2.1. Evsel atıksuların genel bileşimi (Metcalf ve Eddy, 1991).

Kirlenmeler		Konsantrasyon		
		Zayıf	Orta	Güçlü
Toplam Katı Maddeler (TKM)	(mg/L)	350	720	1200
Toplam Çözünmüş Maddeler (TÇM)	(mg/L)	250	500	850
Sabit	(mg/L)	145	300	525
Uçucu	(mg/L)	105	200	325
Askıda Katı Maddeler (AKM)	(mg/L)	100	220	350
Sabit	(mg/L)	20	55	75
Uçucu	(mg/L)	80	165	275
Çökelebilen Katı Maddeler (ÇKM)	(mL/L)	5	10	20
BOİ ₅	(mg/L)	110	220	400
Toplam Organik Karbon (TOK)	(mg/L)	80	160	290
KOİ	(mg/L)	250	500	1000
Toplam Azot	(mg/L)	20	40	85
Toplam Fosfor	(mg/L)	4	8	15
Klorür	(mg/L)	30	50	100
Sülfat	(mg/L)	20	30	50

Yukarıdaki tabloya göre zayıf karakterli bir evsel atıksudaki askıda katı madde miktarı 100 mg/L, orta karakterlide ise 220 mg/L'dir. Yüceer'in Adana evsel atıksularında yaptığı çalışmada ise AKM ortalama 160 mg/L, çökelebilen maddelerin oranı ise %59 olarak bulunmuştur (Yüceer, 1991). Buna göre Adana atıksuları zayıf ve orta karakterli atıksu sınıfları arasındadır. AKM miktarları İngiltere'de 400 mg/L (Tebbutt ve Christoulas, 1975), İskoçya'da 300 mg/L (Yüceer, 1980) ve Almanya'da ise 223 mg/L (Boll ve Kayser, 1986) olarak saptanmıştır. Ülkemizde kişi başına su tüketiminin batıya oranla az oluşu katı madde konsantrasyonunu artırıcı bir etken gibi gözükse de tuvalet kağıtlarının, yemek gibi bozulmuş sulu atıkların kanalizasyona verilmemesi, idareli sabun ve

deterjan kullanımı gibi nedenlerden dolayı AKM miktarı diğer ülkelere göre daha düşüktür (Yüceer, 1991).

Tablo 2.2. Çeşitli araştırmacıların evsel atıksularda saptadığı katı madde ve organik madde dağılımları (Metcalf ve Eddy, 1991; Rickert ve Hunter, 1971, 1972; Heukelekian ve Balmat, 1959; Hunter ve Heukelekian, 1965; Fair ve ark., 1971; Painter ve Viney, 1959).

	Toplam Katılar			Organik Maddeler		
	Çökelebilen (%)	Kolloidal (%)	Çözünmüş (%)	Çökelebilen (%)	Kolloidal (%)	Çözünmüş (%)
Metcalf ve Eddy	22	18	63	30	23	44
Rickert ve Hunter	15	17	68	25	27	48
Heukelekian ve Balmat	17	19	64	31	38	31
Heukelekian ve Hunter	18	18	64	30	29	41
Fair ve ark.	21.4	14.5	64.1	26.3	18.4	55.3
Painter ve Viney	-	-	-	33	32	38

Orta karakterli bir atıksuda askıdaki katı maddelerin (filtre edilemeyen katılar) %75'i ve filtre edilebilen katı maddelerin (kolloidal ve çözünmüş katılar) %40'ı organik yapıdadır. Bu organik bileşiklerin %40-60'ını proteinler, %25-50'sini karbonhidratlar ve %10'unu bitkisel ve hayvansal yağlar oluşturur. Ayrıca taze atıksularda çok çabuk bozulan bir organik bileşik olan üre de bulunur. Bunlardan başka evsel atıksularda yüzey aktif maddeler, uçucu organik bileşikler ve pestisidler gibi, çok basitten karmaşık yapıda olanlara kadar çok çeşitli sentetik organik moleküller bulunur (Metcalf ve Eddy, 1991). Painter ve Viney ise yaptıkları çalışmalarda evsel atıksulardaki toplam katı

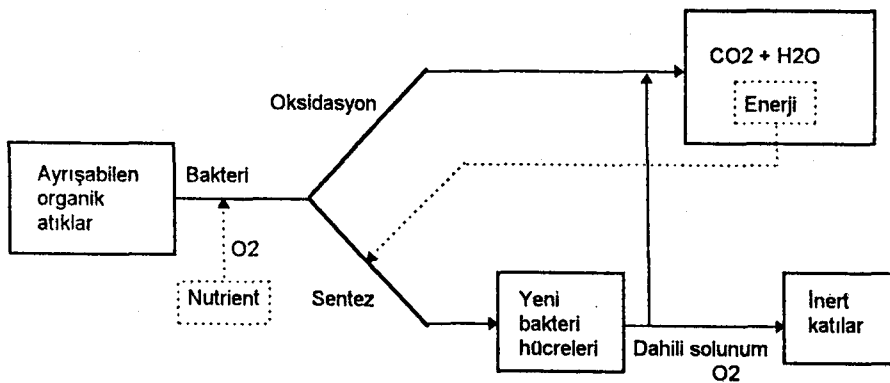
maddenin %25'inin organik kökenli olduğunu ve organik karbonun %63'ünün çökelebilen ve suprakolloidal katı maddeler halinde bulunduğunu saptamışlardır (Painter ve Viney, 1959). Çeşitli araştırmacıların evsel atıksularda saptadığı katı madde ve organik madde dağılımları Tablo 2.2'de verilmiştir. Araştırmacıların bulunduğu sonuçlar genellikle birbirine yakın değerlerdir.

2.3. BİYOLOJİK ARITMA SİSTEMLERİ

Biyolojik arıtma sistemleri serbest ortamda oksijen varlığına göre aerobik ve anaerobik olarak sınıflandırılabilir.

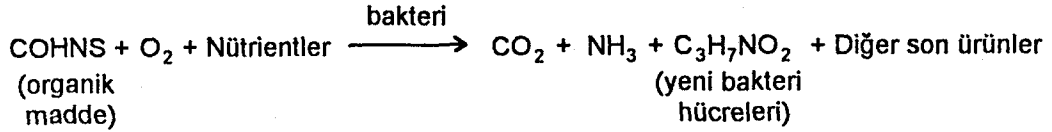
2.3.1. Aerobik Arıtma Sistemleri

Aerobik arıtma sistemleri atıksuda bulunan karbon, azot ve kükürtlü bileşiklerin oksijenli ortamda CO_2 , NO_3^- ve SO_4^{2-} 'a yükseltgenmesini sağlayan proseslerdir. Aerobik arıtmanın organik madde giderme mekanizması Şekil 2.1'de görülmektedir.

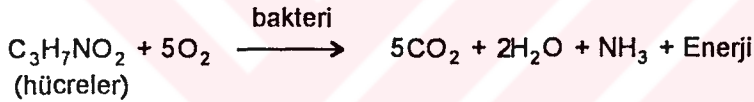


Şekil 2.1. Aerobik arıtmanın organik madde giderme mekanizması.

Organik madde, mikrobiyal büyüme için hem karbon hem de enerji kaynağı olarak görev alır ve yeni hücrelerin sentezinde kullanılır. Oksidasyon ve sentezin oluşum reaksiyonu aşağıdaki şekildedir:



Kısıtlı besin maddesinin varlığında, mikroorganizmanın kendisi, hücresel faaliyetlerin devamı için gerekli olan enerjinin eldesinde kullanılır. Bu olaya "iç solunum" (endogenous respiration) adı verilir ve reaksiyon aşağıdaki şekilde gerçekleşir:



Dahili solunum reaksiyonunun sonuçları nispeten basit son ürünler ve enerji olmasına rağmen, stabil organik son ürünler de oluşturulur. İç solunum baskın olduğu zaman mikroorganizmaların büyümesi durmaz, ancak artan hücresel ayrışma sonucu bakteri kütlelerinde azalma meydana gelir.

Aerobik arıtma sistemleri organizmaların sistemdeki durumuna göre askıda (süspansiyon) ve sabit film prosesleri olarak sınıflandırılabilir. Askıda (süspansiyon) prosesler aktif çamur sistemi ve bunun değişik uygulamalarıdır. Sabit film prosesleri ise damlatmalı filtreler, biyodiskler ve akışkan yataklı sistemlerdir.

2.3.1.1. Aktif Çamur Sistemi

Aktif çamur, organik ve inorganik maddeler içeren atıksu ile hem canlı hem de ölü mikroorganizmaların karışımıdır. Aktif çamur süreci, mikroorganizmaların organik maddeyi oksijen kullanarak ayrıştırmaları esnasından yararlanılarak geliştirilen bir aerobik biyolojik arıtma sistemidir.

Aktif çamur sistemi bir havalandırma tankı ile tankın çıkışına yerleştirilen bir çökeltim tankından oluşur. Havalandırma tankına giren atıksu belirli bir süre havalandırılarak mikroorganizmaların organik maddeleri parçalayarak floklar oluşturması sağlanır ve oluşan aktif çamur çökeltim tankına alınır. Havalandırma tankında istenen biyokütle konsantrasyonunu (MLSS) elde edebilmek için, çökelen çamurun bir kısmı geri döngüyle havalandırma tankına verilir. Fazla çamur ise çamur yatağına veya çamur stabilizasyon prosesine gönderilir.

Reaktördeki aerobik ortam difüzörlü veya mekanik havalandırıcılarla sağlanır. Bu havalandırıcılar aynı zamanda reaktörde tam karışım sağlar.

Aktif çamur sisteminin saf oksijenli, uzun havalandırmalı, kontakt stabilizasyon, oksidasyon hendekleri gibi çeşitli modifikasyonları bulunmaktadır.

a) Saf Oksijenli Sistemler: Bu sistemlerde reaktöre hava yerine saf oksijen verilir. Böylece daha yüksek bir oksijen transfer verimi elde edilerek enerji maliyeti azaltılır. Ancak diğer taraftan oksijenin maliyeti işletme giderlerini artırır. Saf oksijenli sistemler, atıksu özelliklerindeki değişimlere daha iyi adapte olabilir, çamur üretimi hava ile çalışan sistemlerden daha azdır

(Jelfries, 1983). Bu sistemlerde oksijen transfer oranı yüksek olduğu için organik yükü fazla olan endüstriyel atıksular da arıtılabilmektedir. İşletme maliyetinin fazla oluşu ve yetişmiş eleman gerektirmesi ise dezavantajlarıdır (Berkday, 1993).

b) Uzun Havalandırmalı Sistemler: Uzun havalandırmalı sistem, aktif çamurdaki organik maddelerin büyük oranda okside olmasını ve aerobik olarak parçalanmasını sağlayabilmek amacıyla atıksu ve aktif çamur karışımının uzun süre havalandırıldığı bir yöntemdir (Johnstone, 1984). Bu sistemlerde ön çökeltme uygulanmaz. Kum tutuculardan gelen su direkt olarak havalandırma tankına verilir (Gemmell ve Herbert, 1985). Havalandırma tankında 18-36 saat ve ardından son çökeltme tankında 3-6 saat bekletme zamanı uygulanır. Çökeltilen çamurun tamamı havalandırma tankına geri verilir (Middlebrooks ve ark., 1969). Bu yüzden uzun havalandırmalı sistemlerde MLSS, klasik aktif çamur sistemlerinde olduğundan daha yüksektir. Uzun havalandırmalı sistemler için çeşitli kaynaklardan alınan dizayn parametreleri Tablo 2.3'te görülmektedir. Bu sistemlerde BOİ giderme verimi %75-95 oranında olmaktadır. İdeal şartlarda, dahili solunum sonucunda aktif çamur biyokütlesinin tamamen oksitlenmesi ve çamur birikimi olmaması beklenir. Fakat aktif çamur biyokütlesinin yaklaşık %23'ü biyolojik olarak ayrışamaz yapıda olduğundan çamur birikimi meydana gelir (Öztürk ve Eroğlu, 1984). Meydana gelen fazla çamurun miktarı diğer aktif çamur sistemlerine göre çok azdır ve tasfiyesi kolaydır (Gemmell ve Herbert, 1985; Corbitt, 1989).

Uzun havalandırmalı sistemler, havalandırma, çökeltme ve çamur çürütme kısımları tek bir yapıda olacak şekilde dizayn edilebilir. Yatırım, işletme ve bakım masrafları düşüktür (Gemmell ve Herbert, 1985). Sistem sadece birkaç parametrenin (çözünmüş oksijen, geri döngü ve atık çamur oranları)

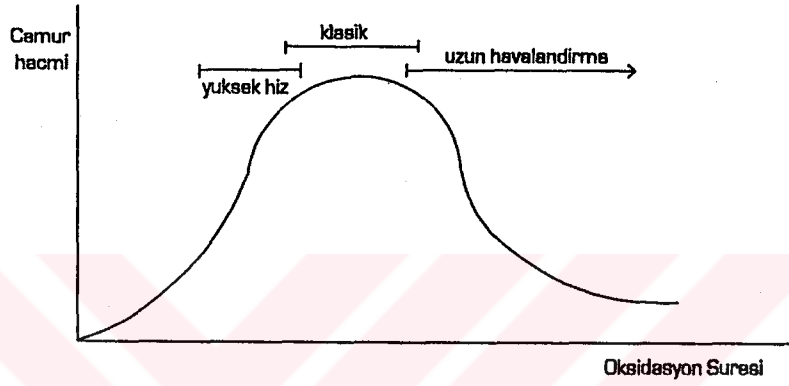
kontrol edilmesiyle işletilebilir. Bu yüzden işletilmesi kolaydır ve uzman gerektirmez. Bu avantajlarından dolayı özellikle küçük yerleşim merkezlerinde paket tesis olarak kullanılabilir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Tablo 2.3. Uzun havalandırmalı sistemler için dizayn parametreleri.

Kaynak	F/M oranı (kgBOD/kg MLSS.gün)	Çamur yaşı (0c gün)	MLSS (mg/L)	V/Q (saat)	Yüzey yükü (m ³ /m ² .gün)	Çamur yükleme (kg/m ² .gün)	Savak yükü (m ³ /m.gün)	SVI (mg/L)
Metcalf & Eddy	0.05-0.15	20-30	3000- 6000	18-36	24-32	168	250-375	-
Barnes & Wilson	0.05-0.15	-	2000- 5000	24-72	22	-	100	-
WPCF Manuel of Practise No.8	0.05	30	2000- 6000	16-24	12-65	98-390	125-250	80-150
US EPA	0.05-0.1	20-100	2000- 6000	48-120	8-16	98-146	124-372	-
Handbook of Env.Eng.,Corbitt	0.05-0.15	20-40	2000- 6000	18-36	-	-	-	-

Uzun hidrolik ve katı madde bekletme zamanı uygulanması, bu sistemlerin minimum bakımla yüksek verimde arıtım yapmasını, hidrolik ve organik aşırı yüklemelere karşı dayanıklı olmasını ve net çamur üretiminin büyük ölçüde azalmasını sağlar. Şekil 2.2'de görüldüğü gibi biyolojik oksidasyonun uzun havalandırma bölümünde, oksidasyon süresinin artmasıyla çamur hacmi azalmaktadır. Arıtma verimi bekletme zamanının artırılmasıyla yükselir. Ancak bekletme zamanı çok arttırıldığında aşırı çamur birikir ve çıkış suyuyla beraber sistemden kaçan çamur miktarı artar ve arıtma verimi düşer. Bu uzun havalandırmalı sistemlerin en önemli işletme problemlerindedir. Sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu çamurun çökeltme özelliğinin ve çıkış suyu kalitesinin iyi olabilmesi için 2 mg/L'nin üstünde olmalıdır. Ayrıca

havalandırma sistemi mikroorganizmalara oksijen temin etmenin yanında katı maddeleri askıda tutabilecek yeterli karışımı da sağlamalıdır. Bu yüzden sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu genellikle yüksektir. Sistemin verimini etkileyen faktörlerden birisi de sıcaklıktır. Sıcaklık arttıkça mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri hızlandığı için, genellikle sıcaklığın artmasıyla arıtma verimi yükselir.



Şekil 2.2. Biyolojik oksidasyon prosesinde işletme bölgeleri.

Son çökeltme de sistemin önemli bir bölümüdür. Çökeltmenin iyi olması biyokütlenin çökeltme özelliğine, yüzeysel hidrolik yüke ve çamur yükleme oranına bağlıdır.

Uzun havalandırmalı sistemler, uzun bekletme süresi uygulanmasından dolayı yüksek derecede nitrifikasyon da sağlar. Fosfor giderimi ise %25'in altındadır (EPA, 1980).

c) **Kontakt Stabilizasyon:** Bu sistemlerde atıksuyun arıtılması ve aktif çamurun stabilizasyonu için iki ayrı tank kullanılır. Ham veya çökeltilmiş atıksu bir tankta 20-40 dakika süreyle aktif çamurla karıştırılır. Bu karışım daha sonra bir çökeltme tankında çökeltilir ve yüzeydeki su alınarak çıkışa verilir. Çökelen aktif çamur ise havalandırma tankına alınarak organik maddelerin stabilizasyonu için 3-4 saat süreyle havalandırılır. Aktif çamur daha sonra tekrar giriş atıksuyuyla karıştırılır. Bu sistemdeki havalandırma tankı hacmi uzun havalandırmalı sistemdekinden daha küçüktür. Kontakt stabilizasyon prosesi küçük yerleşimler ve endüstriyel atıksular için uygundur.

d) **Oksidasyon Hendekleri:** Uzun havalandırmalı sistemlerin bir türü olan oksidasyon hendekleri, mekanik havalandırıcıların bulunduğu dairesel veya oval şekildeki bir kanaldan oluşur. Kanal genellikle 1.5 m derinliğinde ve 2.5-4.0 m genişliğindedir. Izgaralardan geçen atıksu hendeğe girer, burada havalandırılır ve yaklaşık 0.25-0.35 m/s hızla sirküle edilir. Hidrolik bekletme zamanı 1-2 gündür. Bu sistemlerde oksijenli ortamda uzun bekletme zamanı uygulanması ve çamur yaşının yüksek olmasından dolayı nitrifikasyon ve bir dereceye kadar denitrifikasyon da gerçekleşmektedir. Oksidasyon hendeklerinin avantajı, ilk çökeltme gerektirmemesi ve çamur üretiminin az olmasıdır. Ayrıca inşaatının ve makina aksamının basit olmasından dolayı yatırım maaliyeti düşüktür. Arazi sıkıntısının olmadığı küçük yerleşim merkezlerinde uygulanabilir.

2.3.1.2. Damlatmalı Filtreler

Atıksuları, kırma taş veya sentetik malzemeden meydana gelen bir ortam üzerinde gelişen biyofilm ile temas ettiren biyolojik sistemlerdir (Muslu, 1985). Bu yöntemde ön çökeltmeden geçirilen atıksu kırma taş veya sentetik

malzeme yığınlarına serpilir. Atıksuyun yüzeye homojen olarak dağıtılabilmesi için dönen dağıtıcı kollar kullanılır. Filtre işletmeye alındıktan sonra sabit filtre ortamının yüzeyinde bakteri ve diğer mikroorganizmayı içeren viskoz, jel yapısında, yapışkan bir tabaka oluşur. Atıksudaki organik maddelerin bu tabaka tarafından absorbe ve asimile edilmesiyle sabit filtre ortamının üzerinde biyofilm oluşur. Biyofilmin üst kısımlarında aerobik, orta tabakada fakültatif ve alt tabakada anaerobik mikroorganizmalar gelişir. Biyofilmin yapısında bakteriler, protozoalar ve mantarlar bulunur. Ayrıca kurt ve benzeri büyük organizmalar da bunların arasında yer alır. Sıcak havalar sırasında ise güneş ışınları filtrenin yüzeyinde alg oluşumuna sebep olur. Atıksu biyolojik tabaka üzerinden film halinde akarken organik maddeler ve çözünmüş oksijen alınıp karbondioksit gibi metabolizma faaliyeti sonucunda oluşan maddeler suya verilir. Organik maddenin aerobik ayrışımı için gerekli oksijen, filtre ortamında gerçekleştirilen hava sirkülasyonu ve atıksuyun bünyesinde bulunan çözünmüş oksijen ile sağlanır. Zamanla filtre tabakası gittikçe kalınlaşır ve dış yüzeyde bulunan aerobik mikroorganizmalar organik madde ve oksijeni tükettiği için, iç kısımdaki mikroorganizmalar endojen faza girerek yüzeye tutunma özelliklerini kaybeder. Böylece film tabakası gelen atıksuyla beraber koparak reaktörden çıkar. Çıkış suyuna son çökeltme uygulanarak biyofilmler sudan ayrılır.

Damlatmalı filtrelerde, filtre yatak malzemesinin birim hacmindeki yüzey alanının geniş, maliyeti düşük ve dayanıklı olması, kolay tıkanmaması istenir. Bölgesel olarak temin edilebildiğinde yatak malzemesi olarak kırma taş kullanılması maliyet yönünden avantajlıdır. Yatak malzemesinin çapı 75-100 mm, yatak derinliği ise genellikle 1.5-3.0 m'dir (Metcalf ve Eddy, 1991). Sentetik malzemelerin kullanıldığı filtreler ise "biyolojik kule" veya "oksidasyon kuleleri" olarak adlandırılır. Bunlar kule şeklinde ve genellikle 6 m yüksekliğinde olup, daha yüksek olanları da vardır.

Damlatmalı filtreler, uygulanan hidrolik ve organik yükleme hızına göre sınıflandırılır. "Düşük hızlı" damlatmalı filtrelerin hidrolik yükleme hızları 1.9-3.7 m³/m².gün arasındadır, "yüksek hızlı" filtrelerin ise 9.4 m³/m².gün'den büyüktür. 3.8-9.4 m³/m².gün arasındaki hidrolik yükleme hızlarında çalıştırılan filtreler ise "orta hızlı" olarak adlandırılır (Toprak, 1996).

Damlatmalı filtrelerde, filtre ortamı son derece heterojen olup, radyal ve düşey yönlerde sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen ve organik madde profilleri oluşur. Bu nedenle sistemin kontrolü çok zordur (Kargı, 1995).

2.3.1.3. Stabilizasyon Havuzları

Stabilizasyon havuzları, atıksuyun içerisinde bekletilerek doğal olarak arıtıldığı havuzlar olup 3000 yıllık geçmişe sahip en eski arıtma yöntemidir. Bu havuzlar evselden endüstriyele kadar geniş bir aralığa sahip atıksuların arıtılmasında kullanılabilir. Aynı zamanda, tropik iklim kuşağından kutupsal iklim kuşağına kadar değişen iklim koşulları altında işletilebilmektedir. İlk yatırım ve işletme masrafları düşük olup küçük yerleşimlerde popüler hale gelmektedir. Dezavantajları ise çok geniş alan gerektirmeleridir.

Stabilizasyon havuzları yalnız başlarına kullanılabildikleri gibi diğer arıtma sistemleri ile birlikte de kullanılabilir. Havuzların işletim özelliklerinin daha iyi bilinmesiyle değişik havuz tipleri ortaya çıkmıştır. Bunlar:

- a) Aerobik havuzlar,
- b) Fakültatif havuzlar,
- c) Havalandırmalı havuzlar,
- d) Anaerobik havuzlar ve

e) Olgunlaştırma havuzlarıdır.

a) Aerobik Havuzlar: Bunlar geniş, sığ ve toprak tabanlı havuzlar olup bakteri ve alglerin birlikte yaşayarak atıksuları arıttığı havuzlardır (Metcalf ve Eddy, 1991). Aerobik havuzlarda tüm derinlik boyunca çözünmüş oksijen sağlanır. Güneş ışığının bütün derinliğe ulaşmasını sağlamak için genellikle 30-45 cm derinliğinde yapılıır. Ayrıca bütün alglerin güneş ışığına maruz kalmasını sağlamak, birikintilerin ve sonrasında anaerobik şartların oluşmasını önlemek için genellikle karışım sağlanır. Oksijen fotosentez ve yüzeyden havalanmayla temin edilir ve atıklar aerobik bakteriler tarafından stabilize edilir. Bekletme süresi genellikle 3-5 gündür. Alg giderimi yapılmadığında çıkış suyu yüksek miktarda AKM içerir. Kısa bekletme zamanı, koliform ölümünün az olmasına yol açar (EPA, 1991).

b) Fakültatif Havuzlar: En yaygın kullanılan stabilizasyon havuzu tipidir. Genellikle 1.2-2.5 m derinliğinde olup 5-30 gün arasında bekletme süresi uygulanır. Üst kısımda bir aerobik tabaka ile alt kısımda genellikle bir çamur örtüsünün bulunduğu anaerobik tabakadan meydana gelir. Alt tabakada anaerobik fermentasyon ve üstte aerobik stabilizasyon meydana gelir. Bakteri ve alglerin ortak yaşadıkları fakültatif havuzlarda, alglerin ürettiği oksijen bakterilerin organik maddeyi ayrıştırmaları sırasında kullanılır. Havuz tabanına çökelen maddeler ise anaerobik ayrışımına uğrar. Yüksek BOI ve patojen organizma giderimi sağlar. Fakat çıkış suyunda alg bulunması fakültatif havuzların verimini etkileyen en önemli problemdir. Ayrıca uygun bir aralıkta yüzeysel BOI yükü sağlanabilmesi için çok geniş arazi gerektirirler.

c) Havalandırmalı Lagünler: Bu havuzlarda oksijen, fotosentez ve yüzeysel havalanmadan ziyade mekanik ve difüzörlü havalandırıcılarla

sağlanır. Birçok havalandırılmalı havuz, oksijenlenme kapasitesinin artırılması için havalandırma tesisatı gerektiren aşırı yüklü fakültatif havuzlardan geliştirilmiştir. Genellikle 2-6 m derinliğinde olup bekletme süresi 3-10 gün arasında uygulanır. Başlıca avantajı, diğer havuzlara göre daha az arazi gerektirmesidir. Bu havuzlarda havalandırma tüm katı maddeyi askıda tutmaya yetiyorsa ve son çökeltmeyle birlikte çamur döngüsü de uygulanıyorsa, sistem yüksek BOİs ve AKM giderme verimiyle aktif çamur sistemine yaklaşır. Havalandırılmalı havuzlarda enerji sarfiyatı yüksektir, işletme ve bakımı diğer havuzlardan daha zordur.

d) Anaerobik Havuzlar: Bu havuzlar çok ağır organik yükleri alırlar ve aerobik bölgeleri yoktur. Genellikle 2.5-5.0 m derinliğinde olurlar ve 20-50 gün bekletme süresi uygulanır. Oluşan temel biyolojik reaksiyonlar, asit oluşumu ve metan fermentasyonudur. Anaerobik havuzlar genellikle güçlü endüstriyel ve zirai atıkları arıtılmasında veya evsel atıksu sistemine verilen endüstriyel atıksuların ön arıtımında kullanılır. Önemli bir dezavantajı, kötü kokulu bileşiklerin üretilmesidir. Ayrıca alıcı ortama verilmeden önce ileri arıtım yapılması gerekir.

e) Olgunlaştırma Havuzları: Bunlar düşük hızlı stabilizasyon havuzlarıdır. İkincil arıtma çıkış sularının cilalanması ve nitrifikasyon amacıyla yapılır. Bu havuzlarda, diğer askıda aerobik sistemlerle aynı biyolojik mekanizma yer alır. Biyolojik kalıntılar iç solunuma uğrar, yüzeysel havalanmayla ve alglerin fotosenteziyle sağlanan oksijen kullanılarak amonyum nitrata dönüştürülür. Bekletme süresi genellikle 18-20 gündür. Aerobik şartların sağlanması için organik yükleme düşük tutulmalıdır (Metcalf ve Eddy, 1991).

2.3.1.4. Biyodiskler

Dönen biyolojik reaktörler (biyodiskler), betonarme veya çelikten yapılmış uzun ve sığ tankların içerisinde yer alan PVC veya polistirenden yapılmış 2-3 m çapında ve 2-3 cm kalınlığında plakalardan oluşur. Diskler bir shaft üzerine birbirine paralel olarak ve toplam yüzey alanının %40'ı atıksuya batacak şekilde yerleştirilir ve shaft bir motor yardımıyla dakikada 2-10 devirle döndürülür. Sistem işletmeye alındıktan sonra, atıksuyun içerisindeki organizmalar dönen plakaların üzerine tutunarak hızla büyürler ve bir hafta içerisinde plaka yüzeyleri 1-4 mm kalınlığında biyokütle ile kaplanır. Dönme ile plakaların üzerindeki ince atıksu tabakası hava ile temas eder ve aerobik biyolojik arıtım için gerekli oksijen transfer edilir. Oksijen kazanımı, çok ince damlacıklar halinde plaka yüzeyinden düşen atıksu tanecikleri ile de sağlanır. Bu yüzeye tutulu biyokütle içerisindeki organizmalar organik maddeyi ayrıştırır. Atıksu içerisindeki kullanılmamış çözülmüş oksijen tanktaki atıksuya kazandırılır. Plakaların atıksu içerisinden geçerken yarattığı kesme kuvveti ve gittikçe büyüyen biyofilmin alt tabakalarındaki organizmalar için gerekli besi maddesi ve oksijenin azalması nedeniyle meydana gelen ölümler, kopmalara neden olur. Böylece plakalar üzerinde kalınlığı sabit kalan bir organizma topluluğu oluşur. Kopan katı maddelerin tank içerisinde çökmemesi için gerekli karışım dönme hareketi ile karşılanır. Bu katı maddeler çıkış suyu ile birlikte sistemi terk eder ve bir çökeltme havuzunda tutulur.

Biyodisk üniteleri birbirine seri şekilde bağlanır ve atıksuyun bir reaktörden diğerine geçmesi sağlanır. Genellikle atıksu sistem içerisinden bir kere geçer, geri döngü uygulanmaz. Biyokütlenin yapışık halde sürekli büyümesi nedeniyle çamurun geri döngüsü de söz konusu değildir.

Dönen biyodisk üniteleri daha çok küçük yerleşim merkezlerinin evsel atıksularının arıtılmasında ve bazen de düşük hacimli endüstriyel atıksulardan organik madde giderilmesinde kullanılır.

2.3.1.5. Akışkan Yataklı Arıtma Sistemleri

Damlatmalı filtre ve dolgulu kulelerde karşılaşılan ve heterojen yapıdan kaynaklanan kontrol problemlerini (sıcaklık, pH, ÇO, besi konsantrasyonu) ortadan kaldırmak amacıyla akışkan yataklı biyofilm reaktörleri geliştirilmiştir. Bu tür reaktörlerde organizmalar destek parçacıkları üzerinde film halinde ya da içinde tutulur ve atıksu reaktöre alttan verilerek üstten alınır. Atıksuyun hızı, parçacıkları su içinde asılı halde tutacak şekilde ayarlanır. Katı parçacıklar kum, aktif karbon, plastik, seramik ya da tel örgü parçacıkları olabilir. Atıksu, BOİ giderimini arttırabilmek için geri döngüyle reaktöre verilebilir. Reaktör kesikli ya da sürekli olarak çalıştırılabilir. Geri döngü üzerine konan havalandırma/kontrol tankı ile oksijen gereksinimi sağlandığı gibi sistem kontrol de edilebilir (sıcaklık, pH, ÇO ve besi konsantrasyonu) (Kargı, 1995).

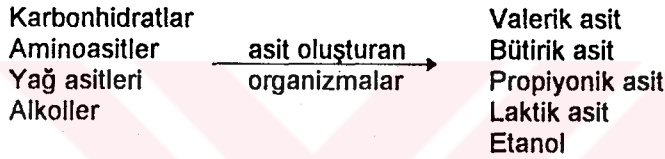
2.3.2. Anaerobik Arıtma Sistemleri

Anaerobik arıtma, organik maddelerin oksijensiz ortamda fakültatif ve anaerobik mikroorganizmaların aracılığıyla karbondioksit, metan ve su gibi son ürünlere dönüştürülmesidir. Anaerobik oksidasyon sırasında çok az miktarda enerji açığa çıktığı için yeni hücre üretimi azdır. Böylece çamur üretimi de az olur (Davis ve Cornwell, 1991). Üretilen çamur ise stabilize olduğundan daha fazla bozunmaz. Anaerobik arıtma, BOİ yükü fazla olan atıksuların arıtılmasında verimli bir şekilde kullanılabilir.

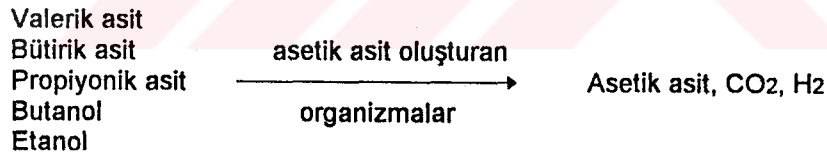
Anaerobik arıtmada organik maddelerin parçalanması dört safhada olur; hidroliz, asit oluşumu, asetik asit oluşumu ve metan oluşumu.

I. Hidroliz: Bu basamakta proteinler aminoasitlere, yağlar yağ asidi ve gliserine, nişasta glükoz ve dekstroza, selüloz da glükoza hidroliz olur.

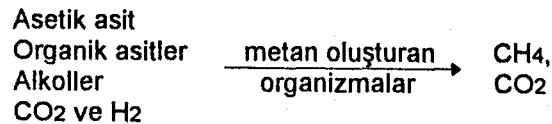
II. Asit oluşumu: Hidrolize uğrayan polimerik bileşiklerden oluşan küçük moleküller (glükoz, dekstroz, amino asit, yağ asidi, alkol vb) organizmalar aracılığıyla organik asitlere (valerik, bütirik, propiyonik) ve alkole dönüşürler.



III. Asetik asit oluşumu: İkinci basamakta oluşan organik asitler bir grup anaerobik organizma tarafından asetik aside dönüştürülür.



IV. Metan oluşumu: Üçüncü basamakta oluşan asit, CO₂ ve H₂, metan oluşturan organizmalar aracılığıyla metana dönüşürler.



Anaerobik reaktörler standart hızlı ve yüksek hızlı reaktörler olmak üzere iki grupta toplanabilirler. Standart sistemlerde reaktör karıştırmasız, ısıtmasız

ve sürekli olarak çalıştırılır. Şartlar optimalden uzak olduğu için bekletme süresi 30-60 gün civarındadır. Yüksek hızlı reaktörler ise, karıştırmalı ve ısıtmalı olup sıcaklık 35°C civarında tutulur. Reaktör sürekli olarak işletilir ve bekletme süresi 10-15 gün olarak uygulanır (Kargı, 1995).

Anaerobik arıtımın avantajları şunlardır:

- Metan oluşumu ile enerji üretimi sağlar. Oysa aerobik prosesler enerji gerektirir.
- Çamuru stabilize ederek daha fazla bozunmasını önler.
- Aerobik arıtıma kıyasla daha az biyokütle ve çamur üretir.
- Aerobik arıtıma göre daha düşük teknoloji ve daha az işletme gideri gerektirir.

Anaerobik arıtımın dezavantajları ise;

- Uzun bekletme süreleri gerektirmesi,
- H₂S gazı oluşturduğundan dolayı koku problemi yaratması ve
- Daha fazla kontrol gerektirmesidir (sıcaklık, pH vb).

2.4. AKTİF ÇAMUR SİSTEMİNİN KİNETİĞİ

2.4.1. Biyolojik Büyüme Kinetiği:

Aktif çamurdaki mikroorganizmalar atıksudaki organik maddeleri kullanarak bir taraftan enerji elde ederken diğer taraftan da yeni mikroorganizma hücreleri sentezleyerek mikrobiyal büyümeyi gerçekleştirirler. Kesikli ve sürekli sistemlerin her ikisinde de bakteri hücrelerinin büyüme hızı aşağıdaki eşitlikle ifade edilir:

$$r_g = \mu X \quad (2.1)$$

Bu ifadede;

r_g = bakteriyel büyüme hızı, (bakteri kütlesi/birim hacim.zaman)

μ = spesifik büyüme hızı, (zaman⁻¹)

X = mikroorganizma konsantrasyonunu (mik.org.kütlesi/birim hacim) gösterir.

Kesikli reaktörler için bu eşitlik

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (2.2)$$

şeklinde de yazılabilir.

Kesikli sistemlerde büyüme için gerekli temel ihtiyaçlardan birisi (substrat veya nütrient) sınırlı miktarda verilirse, ilk önce o madde tüketilir ve çoğalma durur. Sürekli sistemlerde ise büyüme sınırlıdır. Sınırlayıcı bir substratın veya nütrientin etkisi Monod eşitliğiyle tanımlanabilir:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.3)$$

Bu eşitlikte;

μ_m = maksimum spesifik büyüme hızı, (zaman⁻¹)

S = sınırlayıcı substratın çözeltideki konsantrasyonu, (kütle/birim hacim)

K_s = yarı hız sabiti, μ_m 'nün yarısındaki substrat konsantrasyonunu (kütle/birim hacim)

ifade etmektedir. (2.3) eşitliği (2.1) eşitliğinde yerine konulursa aşağıdaki ifade elde edilir:

$$r_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad (2.4)$$

Hem kesikli hem de sürekli sistemlerde substratın bir kısmı yeni hücrelere dönüştürülür, bir kısmı ise inorganik ve organik son ürünlere oksitlenir. Substrat kullanma hızı ile büyüme hızı arasında şu bağıntı vardır:

$$r_g = -Y r_{su} \quad (2.5)$$

Burada,

Y = maksimum verim katsayısı, (mg/mg)

r_{su} = substrat kullanma hızını (kütle/birim hacim.zaman) ifade eder.

Maksimum verim katsayısı, Y , dönüştürülen hücre miktarının, kullanılan substrat miktarına oranıdır. (2.4) eşitliğindeki r_g , (2.5) eşitliğinde yerine konursa, substrat kullanım hızı, r_{su} :

$$r_{su} = -\frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \quad (2.6)$$

şeklinde elde edilir. Buradaki μ_m/Y terimi birim mikroorganizma kütlesi için maksimum substrat kullanma hızı olarak tanımlanır ve k ile ifade edilir.

$$k = \frac{\mu_m}{Y} \quad (2.7)$$

k ifadesi 2.6 eşitliğinde, yerine konulursa;

$$r_{su} = -\frac{k X S}{Y(K_s + S)} \quad (2.8)$$

elde edilir.

Atıksu arıtımında kullanılan bakteriyel sistemlerde, sistemdeki bütün bakteriler logaritmik büyüme fazında değildir. Bundan dolayı, hücreler için gerekli enerji hesaplanırken ölüm gibi faktörler de gözönüne alınmalıdır. Hücre kütlesinde bu faktörlerden kaynaklanan düşme, organizma konsantrasyonu ile orantılıdır ve dahili bozuşma olarak tanımlanır. Dahili bozuşma (r_d) aşağıdaki eşitlikle ifade edilir:

$$r_d = -k_d X \quad (2.9)$$

Burada,

k_d = dahili bozuşma katsayısı, (zaman⁻¹)

X = hücre konsantrasyonunu (kütle/birim hacim) ifade eder.

Mikrobiyal büyüme hızından dahili bozuşma hızı çıkarılırsa net büyüme hızı;

$$r_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \quad (2.10)$$

olarak elde edilir. (2.5) eşitliği bu ifadede yerine konulursa:

$$r_g = -Y r_{su} - k_d X \quad (2.11)$$

elde edilir. Burada r_g , net bakteri büyüme hızıdır (kütle/br hacim.zaman).

Net spesifik büyüme hızı ise:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} - k_d \quad (2.12)$$

şeklinde olur.

Biyolojik reaksiyon hız sabiti sıcaklıkla değişir ve bu bir biyolojik arıtma prosesinin veriminin hesaplanmasında çok önemlidir. Sıcaklık sadece mikroorganizmaların metabolik aktivitelerini etkilemez, gaz transfer hızı ve yumakların çökeltme özelliği gibi faktörlerde de önemli etkisi vardır. Sıcaklığın bir biyolojik proses üzerine etkisi şöyle ifade edilir:

$$r_T = r_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2.13)$$

Bu eşitlikte,

r_T = T°C sıcaklıktaki reaksiyon hızı

r_{20} = 20°C'deki reaksiyon hızı

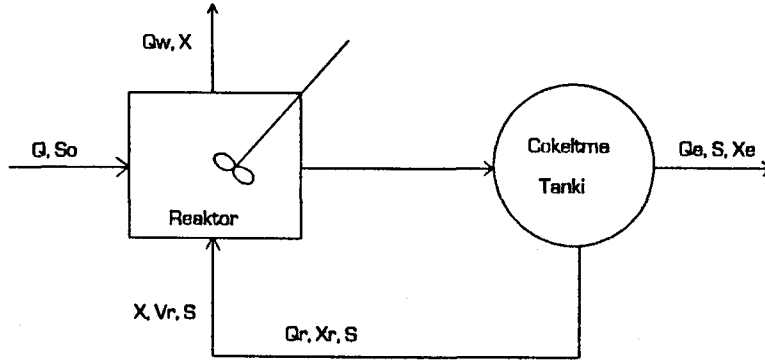
θ = sıcaklık-aktivite katsayısı

T = sıcaklığı (°C) ifade eder.

2.4.2. Geri Döngülü Tam Karışımli Sistemlerin Analizi

Bu sistemlerde reaktör içeriğinin tamamı karıştırılır ve giriş atıksuyunda mikroorganizma bulunmadığı kabul edilir. Son çökeltme tankında ayrılan mikroorganizma hücreleri ise reaktöre geri verilir. Sistemin akım şeması Şekil 2.2'de görülmektedir. Katı madde ayırma ünitesinin varlığından dolayı, sistemin kinetik modeli geliştirilirken şu kabullerin yapılması gerekir:

- Atık stabilizasyonu sadece reaktör ünitesinde meydana gelir.
- Sistem için hücre bekleme zamanının hesaplanmasında sadece reaktör hacmi kullanılır.



Şekil 2.3. Geri döngülü tam karışimli reaktör akım şeması.

Sistem için hidrolik bekleme süresi, θ_s :

$$\theta_s = \frac{V_T}{Q} = \frac{V_r + V_s}{Q} \quad (2.14)$$

ifadesiyle bulunur. Burada,

V_T = reaktör hacmi + çökeltme tankının hacmi,

Q = giriş suyu debisi,

V_r = reaktör hacmi ,

V_s = çökeltme tankı hacmini göstermektedir.

Reaktör için hidrolik bekleme süresi, θ :

$$\theta = \frac{V_r}{Q} \quad (2.15)$$

eşitliğiyle ifade edilir. Hücre bekleme süresi, θ_c , ise reaktördeki mikroorganizma kütlesinin, sistemden günde atılan mikroorganizma kütlesine oranıdır ve aşağıdaki eşitlikle bulunur:

$$\theta_c = \frac{V_r X}{Q_w X_r + Q_e X_e} \quad (2.16)$$

Burada,

θ_c = çamur yaşı,

Q_w = sistemden atılan çamurun debisi,

Q_e = çıkış suyu debisi,

X_e = çıkış suyundaki mikroorganizma konsantrasyonu,

X_r = geri döngü çamurundaki mikroorganizma konsantrasyonudur.

θ_c değeri, reaktör ve çökeltme tankının her ikisindeki organizma kütlesi düşünülerek hesaplanır.

Şekil 2.3'e göre tüm sistem için mikroorganizma kütle dengesi yazılırsa:

Birikme = Giriş - Çıkış + Net büyüme

$$\frac{dX}{dt} V_r = QX_0 - [Q_w X + Q_e X_e] + V_r (r_g) \quad (2.17)$$

Girişteki hücre konsantrasyonunun 0 ve sistemin yatışkın halde olduğu kabul edilirse, (2.11) eşitliği kullanılarak:

$$\frac{Q_w X + Q_e X_e}{V_r X} = -Y \frac{r_{su}}{X} - k_d \quad (2.18)$$

elde edilir. (2.16) ve (2.18) eşitlikleri kullanılarak ifade düzenlendiğinde,

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{r_{su}}{X} - k_d \quad (2.19)$$

elde edilir. Substrat kullanma hızı aşağıdaki eşitlikle bulunur:

$$r_{su} = -\frac{Q}{V_r}(S_0 - S) = -\frac{S_0 - S}{\theta} \quad (2.20)$$

Burada,

- ($S_0 - S$) = kullanılan substratın konsantrasyonu,
- S_0 = girişteki substrat konsantrasyonu,
- S = çıkıştaki substrat konsantrasyonu,
- θ = hidrolik bekletme süresini ifade etmektedir.

(2.19) ve (2.20) eşitlikleri kullanılarak reaktördeki mikroorganizma konsantrasyonu, X :

$$X = \frac{\theta_c Y(S_0 - S)}{\theta (1 + k_d \theta_c)} \quad (2.21)$$

şeklinde elde edilir. Çıkıştaki substrat konsantrasyonu, S , ise:

$$S = \frac{K_s(1 + \theta_c k_d)}{\theta_c(Y_k - k_d) - 1} \quad (2.22)$$

olarak bulunur. Sistemin verimi:

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + k_d \theta_c} \quad (2.23)$$

ifadesiyle elde edilir.

2.4.3. Uzun Havalandırmalı Sistemlerde Oksijen İhtiyacı ve Çamur Üretimi

Sistemdeki toplam oksijen ihtiyacı BOİ, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için ihtiyaç ve dahili solunum için gereken ihtiyaçtan hesaplanabilir.

Karbonlu maddeler için gereken oksijen miktarının hesaplanmasında aşağıdaki eşitlik kullanılabilir (Eckenfelder, 1985; Johnstone, 1984'ten):

$$R = aS + bXV \quad (2.24)$$

Bu eşitlikte,

R = günlük oksijen tüketimi, (kg/gün)

S = giderilen substrat miktarı (BOİ), (kg/gün)

X = mikroorganizma konsantrasyonu (MLSS), (kg/ m³)

V = havalandırma tankı hacmi, (m³)

a ve b = ampirik sabitleri ifade eder.

a katsayısı birim substratın oksidasyonu için gerekli oksijen miktarını, b katsayısı ise dahili solunum oranını ifade eder. Vosloo her iki katsayının uygulanan F/M oranına bağlı olarak geniş limitler içinde değişebileceğini belirtmiştir (Vosloo, 1973; Johnstone, 1984'ten). Örneğin a katsayısı ham evsel atıksularda 1, çökeltme uygulanmış evsel atıksularda 0.75 alınabilir. b katsayısı ise dahili solunum oranına ve atıksuyun sıcaklığına bağlı olarak değişir. Yüksek çamur-yükleme oranlarında, BOİ'nin büyük bir kısmı oksidasyona uğramadan sistemden atılır ve bu durumda a katsayısı düşük olur. Düşük F/M oranlarında ise organik maddeler büyük oranda oksitlenebilecek bir süre çamurda absorbe edilir. Düşük F/M oranlarında çamurun aktivitesi minimumdur ve b katsayısı

düşük olarak ortaya çıkar. Yüksek F/M oranlarında ise çamur daha aktiftir ve b katsayısı yüksek olur. F/M oranı arttıkça daha fazla oksijene ihtiyaç duyulur (Johnstone, 1984).

BOİ/MLSS.gün (F/M) ilişkisi, sisteme verilmesi gereken oksijen miktarı hakkında fikir edinilmesini sağlar. Fakat substrat gideriminde ne kadar, dahili solunumda ne kadar oksijen kullanıldığını tanımlamada yetersiz kalır. Bu eksiklik, uzun havalandırmalı sistemlerde enerji tüketiminin yüksek olduğu sonucunun çıkmasına neden olmuştur. Görünüşte substratın oksidasyonu için gerekli oksijen miktarı yüksek çıkmasına rağmen, aslında artık oksijenin büyük kısmı çamur stabilizasyonunda ve çamur üretiminin azaltılmasında kullanılır.

Water Research Centre (WRC) tarafından yapılan çalışmalar, çökeltilmiş atıksu arıtan klasik yüklemeli aktif çamur tesislerinde günlük toplam oksijen ihtiyacının şu eşitlikten hesaplanabileceğini göstermiştir (Houck ve Boon; Johnstone, 1984'ten):

$$R = 0.75B + 0.048MV \quad (2.25)$$

Bu eşitlik $a=0.75$ ve $b=0.048$ alındığında (2.24) eşitliğiyle aynıdır. İngiltere'deki çalışmalar (2.25) eşitliğinin 0.1-1.0 mdBOİ/kg MLSS.gün aralığındaki F/M oranlarında uygulanabileceğini göstermiştir.

Ilıman iklimlerde ham evsel atıksuların arıtılmasında uzun havalandırmalı sistemler için karbonlu bileşiklerin oksidasyonunda gerekli oksijen miktarı Johnstone ve Carmichael tarafından bulunan şu eşitlikten hesaplanabilir (Johnstone ve Carmichael, 1982; Johnstone, 1984'ten):

$$R = S + 0.024XVr_{20}\theta^{(T-20)} \quad (2.26)$$

Burada,

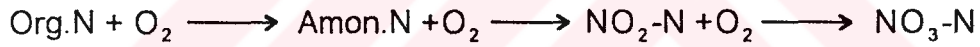
T = aktif çamurun sıcaklığı, ($^{\circ}\text{C}$)

r_{20} = 20°C 'deki dahili solunum oranı ($\text{mgO}_2 / \text{gMLSS.saat}$)'dir.

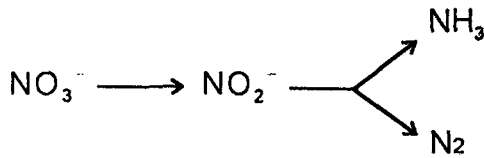
Uzun havalandırmalı sistemler için b değeri, a 'dan çok daha kritiktir. Çamur yükünün düşmesiyle çamur yaşı yükselir, daha fazla miktarda çamur havalandırma tankında tutulur ve eşitlikteki ikinci terimin değeri artar. Bu durumda tesis bir aktif çamur sisteminden çok aerobik çamur çürütücü gibi davranır.

Nitrifikasyon ve denitrifikasyon için gerekli oksijen miktarı stokiyometrik olarak hesaplanabilir.

Nitrifikasyon:



Denitrifikasyon:



Buna göre 1 kg amonyum azotu için 4.57 kg oksijene ihtiyaç vardır. Amonyum azotunun bir kısmı (yaklaşık %5) hücre sentezinde kullanıldığından dolayı oksijen ihtiyacı 4.34 kg'dır. Denitrifikasyonda ise 1 kg nitrat azotunun indirgenmesinden 2.85 kg oksijen açığa çıkar.

Bu durumda toplam oksijen ihtiyacı, R :

$$R = S + 4.34N_H - 2.85N_T + 0.024XV_{r_{20}}\theta^{(T-20)} \quad (2.27)$$

eşitliğinden hesaplanır. Burada,

N_H = nitrata yükseltgenen amonyum azotunun miktarı,

N_T = giderilen toplam azotun miktarını göstermektedir.



3. MATERYAL VE METOD

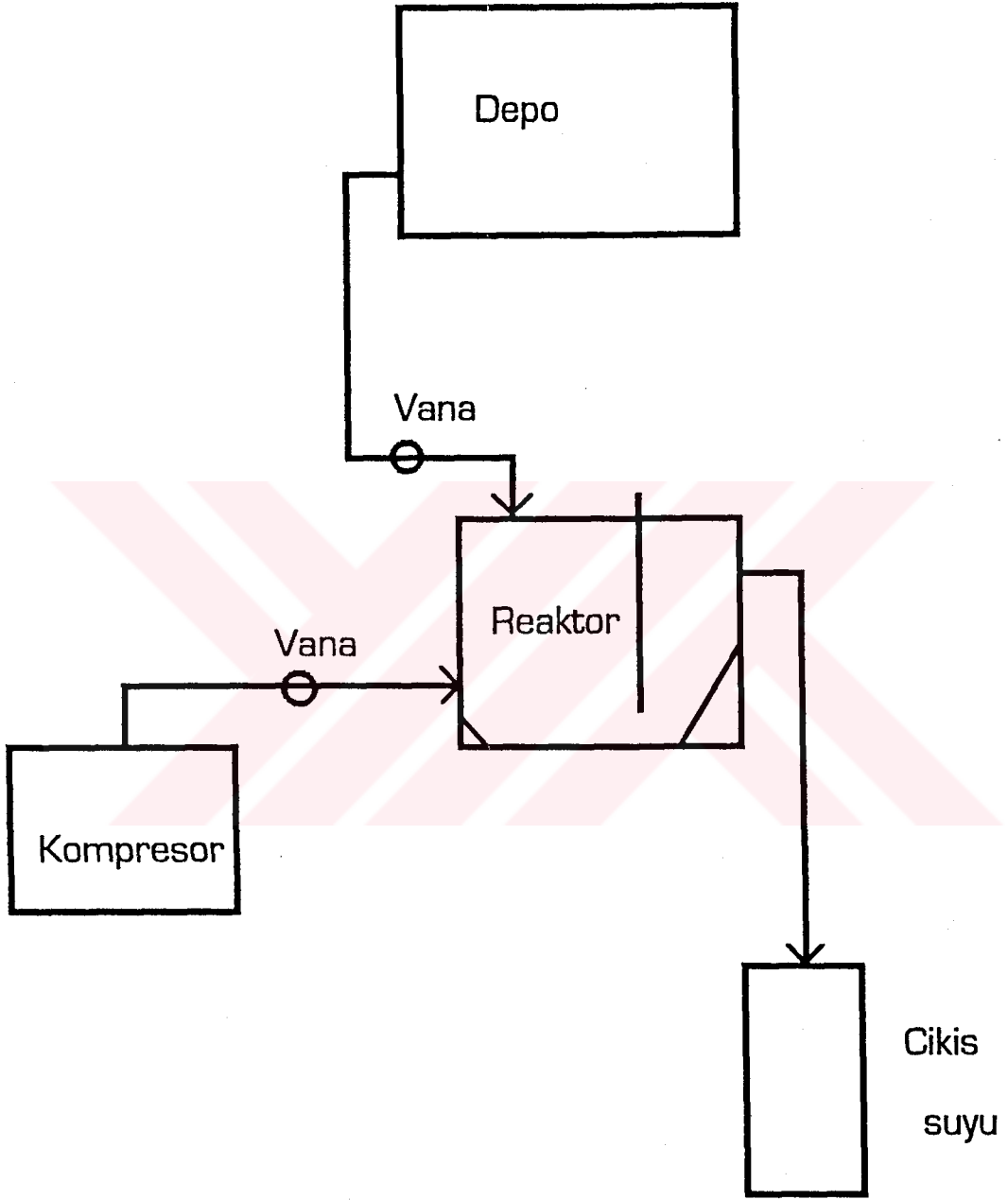
3.1. DENEY DÜZENEGİ

Bu çalışmada sürekli akımlı tam karışimli reaktör kullanılmıştır. Reaktör pleksiglastan yapılmış olup havalandırma ve çökeltme bölümleri birarada bulunmaktadır. İki bölüm, yüksekliği ayarlanabilen bir perde ile birbirinden ayrılmıştır. Havalandırma bölümü 5.09 L, çökeltme bölümü 1.91 L olmak üzere reaktörün toplam hacmi 7 L'dir. Reaktörün kesiti ve planı Şekil 3.1'de görülmektedir.

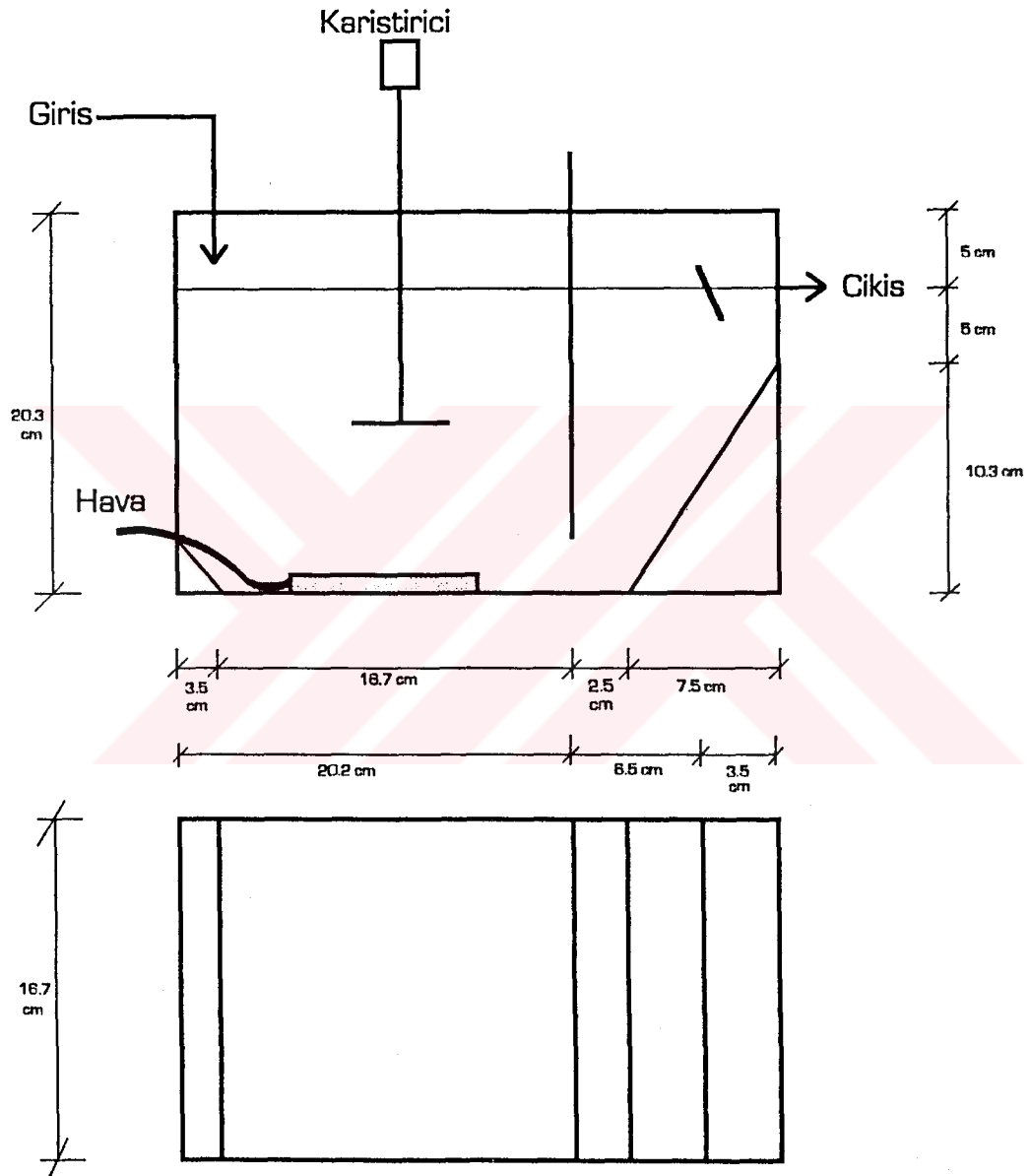
Atıksu reaktöre üst taraftaki depodan cazibe ile gelmektedir. Giriş atıksu debisi bir küresel vana yardımıyla ayarlanmaktadır. Şekil 3.2'de model arıtma tesisinin akım şeması, Resim 3.1 ve 3.2'de tesisin fotoğrafları görülmektedir.

Havalandırma bölümünde tam karışım sağlanamadığı için ölü bölgeler oluşmuş ve çökeltme meydana geldiği gözlenmiştir. Bundan dolayı, sistemin tamamının hava ile temasını sağlamak amacıyla havalandırma bölümüne karıştırıcı yerleştirilmiştir. Karıştırıcı 12 voltluk bir elektrik motorundan yapılmış olup 90 devir/dakika hızla dönmektedir. Karıştırıcının hızı çökeltme ve ölü bölge oluşumunu engelleyecek fakat flokları bozmayacak şekilde ayarlanmıştır. Ayrıca köşelerde ölü bölgelerin oluşmasını engellemek amacıyla akım yönlendirici parça eklenmiştir.

Çökeltme bölümünün tabanı eğimlidir ve burada çökelen çamur havalandırma bölümündeki karışımın etkisiyle perdenin altındaki açık kısımdan havalandırma bölümüne geri dönmektedir. Çamurdan ayrılan arıtılmış su ise



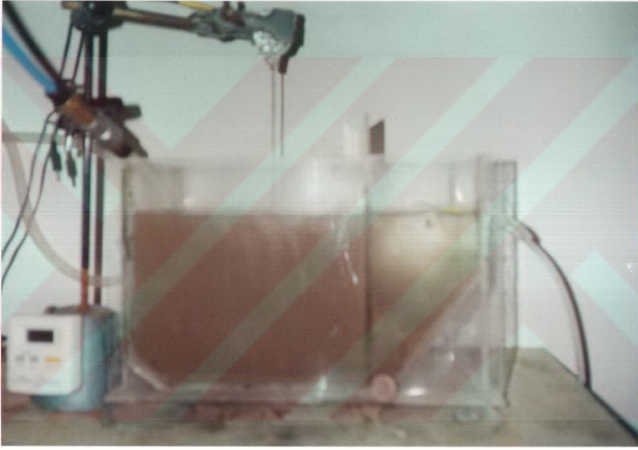
Şekil 3.2. Model arıtma tesisinin akım şeması.



Şekil 3.1. Reaktörün kesiti ve planı.



Resim 3.1. Model arıtma tesisinin genel görünüşü.



Resim 3.2. Reaktörün görünüşü.

üst taraftaki savaklardan dışarı çıkmaktadır. Savakların önüne bir engel koyularak çıkıştan çamur kaçması önlenmeye çalışılmıştır.

Reaktöre hava temini Aksa marka 12 L hava depolama kapasitesine sahip 0.75 kW gücündeki kompresörle sağlanmaktadır. Kompresör, basınç 2 atm'e düştüğünde çalışmakta, 6 atm'e çıktığında durmaktadır. Verilen hava miktarı bir küresel vana yardımıyla ayarlanmaktadır. Bu yolla reaktördeki oksijen konsantrasyonu istenen seviyede tutulmaktadır. Reaktörde havalandırıcı olarak 125x30 mm boyutlarında taş difüzör kullanılmıştır.

3.2. ATIKSU ÖZELLİKLERİ

Deneylerde orta karakterli evsel atıksuya eşdeğer miktarda organik madde içeren sentetik atıksu kullanılmıştır. Sentetik atıksuyun bileşimi Tablo 3.1'de verilmiştir.

Tablo 3.1. Sentetik atıksuyun bileşimi (Bisogni ve Lawrence, 1971).

Bileşen	Amaç	Kons.(mg/L)
Glükoz	karbon, enerji	240
Maya ekstraktı	karbon, N	60
NH ₄ Cl	N	90
MgSO ₄ .7H ₂ O	Mg, S	25
FeSO ₄ .7H ₂ O	Fe	1
MnSO ₄ .H ₂ O	Mn	1
CaCl ₂ .2H ₂ O	Ca	1
KH ₂ PO ₄	K, P, tampon	290
K ₂ HPO ₄	tampon	785

Atıksu organik madde olarak glükoz ve maya ekstraktı, ayrıca besleyici elementler içermektedir. Bu maddeler hücrenin kimyasal bileşimine bağlı olarak tespit edilmiştir. Tablo 3.2'de hücrenin kimyasal bileşenleri verilmiştir.

Tablo 3.2. Hücrenin kimyasal bileşenleri (Kargı, 1995).

Oran	Bileşen
%50	C
%20	O
%14	N
%8	H
%3	P
%1	S
K, Na, Ca, Mg, Cl ve vitaminler	

Tablo 3.3. Sentetik atıksuyun kimyasal özellikleri.

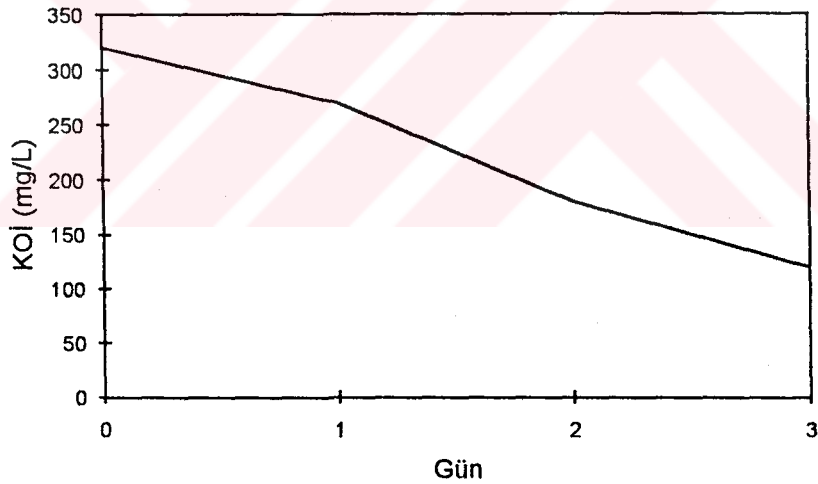
Parametre	Konsantrasyon
KOİ	320 mg/L
BOİs	150 mg/L
pH	7.2
El. İletkenlik	960 μ S

Tablo 3.4. Kullanılan musluk suyunun özellikleri.

Sıcaklık	17°C
pH	7.80
İletkenlik	592 μ S
TÇM	338 mg/L

Deneyleerde sentetik atıksu kullanılmasının nedeni, sabit ve istenen özellikte hazırlanabilmesi ve toksik madde içermemesidir. Kullanılan sentetik atıksuyun kimyasal özellikleri Tablo 3.3'te verilmiştir.

Hazırlanan sentetik atıksuyun KOİ değeri günlük olarak ölçülmüş ve zamanla düştüğü gözlenmiştir. Sentetik atıksuyun KOİ değerinin zamanla değişimi Şekil 3.3'te gösterilmiştir. KOİ değerinin zamanla düşmesinin sebebi, sentetik atıksuya dışarıdan karışan mikroorganizmaların faaliyetleri sonucu organik maddelerin oksidasyona uğraması olarak açıklanabilmektedir. Bundan dolayı sentetik atıksu günlük hazırlanarak kullanılmıştır. Kimyasal maddeler musluk suyunda ayrı ayrı çözülerek karıştırılmış ve 10 L'ye tamamlanmıştır. Musluk suyunun özellikleri Tablo 3.4'te verilmiştir.



Şekil 3.3. Sentetik atıksu KOİ'sinin zamana bağlı değişimi.

3.3. DENEYSEL ÇALIŞMA

Yapılan çalışmalarda uzun havalandırmalı aktif çamur model tesisinde arıtma veriminin, aktif çamur konsantrasyonu, çözülmüş oksijen konsantrasyonu ve hidrolik bekleme süresiyle değişimi incelenmiştir.

Deneylerin başlangıcında bir arıtma tesisinden aktif çamur alınarak yoğunlaştırılmış ve reaktöre konmuştur. Daha sonra çamurun yoğunluğu istenen seviyeye ayarlanmıştır. Üç ayrı çamur konsantrasyonunda (MLSS: Mixed-Liquor Suspended Solids) çalışılmıştır. Bu değerler çok yaklaşık olarak 2000, 4000 ve 5000 mg/L civarında ayarlanmıştır. Her çamur konsantrasyonunda sisteme verilen hava miktarına bağlı olarak 2 ve 5 mg/L çözülmüş oksijen konsantrasyonlarında 18, 24, 30 ve 36 saatlik hidrolik bekletme süreleri uygulanarak çıkış suyunun KO₂'si ölçülmüştür. Her ölçüm en az üçer defa tekrar edilerek ortalaması alınmış ve arıtma verimi hesaplanmıştır. Ayrıca reaktördeki fiziksel ve kimyasal şartlar sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen konsantrasyonu ve elektriksel iletkenlik ölçülerek kontrol edilmiştir. Çamur özelliklerinin belirlenmesi amacıyla çamur hacim indeksi ve biyolojik aktivite ölçülmüş, üreyen mikroorganizmalar mikroskopla incelenmiştir. Deneyler oda sıcaklığında yapılmıştır. Sıcaklık değişimleri Tablo 4.2,3,4,5,6 ve 7'de verilmiştir. Ayrıca, deneylerde uygulanan aktif çamur konsantrasyonu, hidrolik bekletme süresi, günlük organik yük ve F/M oranları Tablo 3.5'te verilmiştir.

Araştırmada, kimyasal oksijen ihtiyacı Nanocolor 100D spektrofotometre ile, çözülmüş oksijen YSI Model 51B oksijenmetre ile, pH Hanna Instruments Checker pHmetre ile, elektriksel iletkenlik Hanna Instruments HI8633 iletkenlik ölçer ile ölçülmüştür. Aktif çamurdaki katı madde konsantrasyonu (MLSS),

Whatman GF/C filtre kağıtları kullanılarak tesbit edilmiştir. Deneyler Standart Metodlara uygun olarak yapılmıştır.

Tablo 3.5. Uygulanan organik yükler ve F/M oranları.

MLSS (mg/L)	Hidrolik Bekleme Süresi, (saat)	Günlük Organik Yük, (mgBOL/gün)	F/M Oranı, (mgBOL/mgMLSS.gün)
2000	18	1018	0.100
	24	763.5	0.075
	30	610.8	0.060
	36	509	0.050
4000	18	1018	0.050
	24	763.5	0.0375
	30	610.8	0.030
	36	509	0.040
5000	18	1018	0.040
	24	763.5	0.030
	30	610.8	0.024
	36	509	0.020

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. ARAŞTIRMA BULGULARI

Deneyler 6 seri halinde yapılmıştır. Her seride aktif çamur konsantrasyonu (MLSS) ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu (ÇO) sabit tutulmaya çalışılmış, bu şartlardaki arıtma verimleri giriş ve çıkış sularının kimyasal oksijen ihtiyacı ölçülerek tespit edilmiştir. Deneysel çalışma Tablo 4.1'deki şekilde yapılmıştır. Deneylerden elde edilen sonuçlar diğer parametrelerle birlikte (sıcaklık, pH, iletkenlik vb) Tablo 4.2, 3, 4, 5, 6 ve 7'de verilmiştir.

Tablo 4.1. Deneysel çalışma programı.

Deney Seri No	Sabitler	Değişken
I.Seri	MLSS = 5000 mg/L ÇO = 2 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat
II.Seri	MLSS = 5000 mg/L ÇO = 5 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat
III.Seri	MLSS = 4000 mg/L ÇO = 2 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat
IV.Seri	MLSS = 4000 mg/L ÇO = 5 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat
V.Seri	MLSS = 2000 mg/L ÇO = 2 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat
VI.Seri	MLSS = 2000 mg/L ÇO = 5 mg/L Giriş KOİ = 300 mg/L	Hidrolik Bekletme Süresi = 18,24,30 ve 36 saat

Tablo 4.2. I.SERİ DENEY SONUÇLARI:

Ortalama MLSS = 5000 mg/L

Çözünmüş oksijen = 2.0 mg/L

Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektriksel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Ort. % Verim
18	1	24	7.25	835	2.0	190	315	47	85.4
	2	22.5	7.27	843	2.2		295	40	
	3	23	7.24	840	2.2		295	45	
24	1	24	7.24	847	2.5	195	290	37	87.4
	2	24	7.32	855	2.3		300	40	
	3	22	7.28	860	2.3		300	35	
30	1	23.5	7.32	865	2.0	198	320	33	88.9
	2	22.5	7.35	870	2.2		310	32	
	3	23.5	7.28	868	2.5		270	34	
36	1	24	7.26	878	2.6	189	306	30	90.6
	2	21	7.19	880	2.3		280	25	
	3	22.5	7.22	885	2.3		278	26	

Tablo 4.3. II.SERİ DENEY SONUÇLARI:

Ortalama MLSS = 5000 mg/L
 Çözünmüş Oksijen = 5.0 mg/L

Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektrik-sel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Ort. % Verim
18	1	19	7.56	935	5.4	193	295	40	85.8
	2	19	7.62	915	5.3		315	47	
	3	18	7.45	921	4.8		292	41	
24	1	19	7.13	886	5.2	197	324	45	86.4
	2	17	6.94	879	5.3		300	34	
	3	18	7.17	875	5.0		285	44	
30	1	18	6.97	877	4.8	189	310	32	88.6
	2	17	7.11	885	5.3		305	35	
	3	18	7.12	870	5.3		300	37	
36	1	19	7.21	881	5.2	190	305	22	90.5
	2	20	7.22	879	5.0		305	37	
	3	18	7.07	870	5.2		292	27	

Tablo 4.4. III.SERİ DENEY SONULARI:

Ortalama MLSS = 4000 mg/L
 Çözünmüş Oksijen = 2.0 mg/L

Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektrik-sel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOI (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	Ort. % Verim	
18	1	19	7.29	852	2.0	189	297	26	91.5	
	2	19	7.33	842	2.3		4100	318		28
	3	20	7.26	861	2.1		4000	295		24
24	1	19	7.40	859	2.4	196	300	32	89.9	
	2	18	7.25	845	2.0		4100	308		28
	3	20	7.46	861	2.3		4100	295		31
30	1	18	7.55	822	2.2	192	295	38	89.4	
	2	18	7.48	823	2.3		4200	305		36
	3	19	7.43	850	2.5		4100	280		20
36	1	18	7.38	875	2.3	198	285	30	91.1	
	2	19	7.40	868	2.5		3950	300		25
	3	19	7.42	870	2.1		3950	295		23

Tablo 4.5. IV.SERİ DENEY SONUÇLARI

Ortalama MLSS = 4000 mg/L
 Çözünmüş Oksijen = 5.0 mg/L

Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektrik-sel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Ort. % Verim
18	1	18	7.21	870	5.5	192	300	19	93.3
	2	20	7.11	885	5.8		315	20	
	3	19	7.12	884	5.2		303	22	
24	1	20	6.97	881	5.7	193	320	26	92.7
	2	18	7.21	870	5.5		300	20	
	3	18.5	7.22	880	5.8		308	22	
30	1	17	7.32	880	5.5	198	290	22	92.7
	2	17.5	7.28	875	5.3		295	24	
	3	18	7.30	878	5.7		304	19	
36	1	20	7.11	885	5.8	196	310	19	93.0
	2	18	7.20	857	5.5		305	22	
	3	18.5	7.21	882	5.7		300	23	

Tablo 4.6. V.SERİ DENEY SONULARI:

Ortalama MLSS = 2000 mg/L
 Çözünmüş Oksijen = 2.0 mg/L

Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektriksel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Ort. % Verim	
18	1	19	7.47	861	2.0	185	295	35	90.0	
	2	19	7.45	885	1.8		2130	304		33
	3	17	7.30	857	2.1		2180	313		27
24	1	18	7.38	864	2.0	193	285	29	90.3	
	2	17	7.42	870	2.1		2050	305		26
	3	17	7.36	859	2.3		2040	295		30
30	1	18	7.56	876	2.3	178	312	22	91.7	
	2	19	7.44	848	1.9		2080	325		28
	3	18	7.32	854	2.5		1970	290		27
36	1	17	7.55	868	2.3	188	320	32	89.7	
	2	18	7.33	831	1.6		1980	316		34
	3	18	7.56	876	1.9		2050	290		29

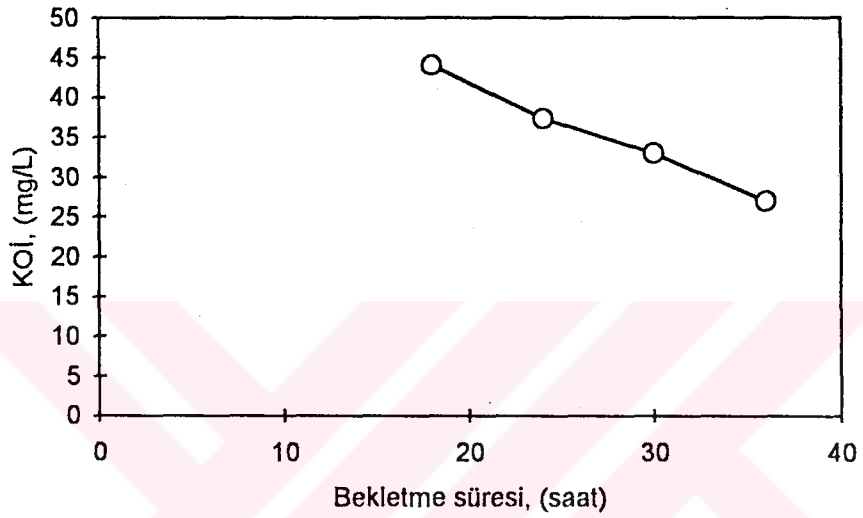
Tablo 4.7. VI.SERİ DENEY SONULARI:

Ortalama MLSS = 2000 mg/L
 Çözünmüş Oksijen = 5.0 mg/L

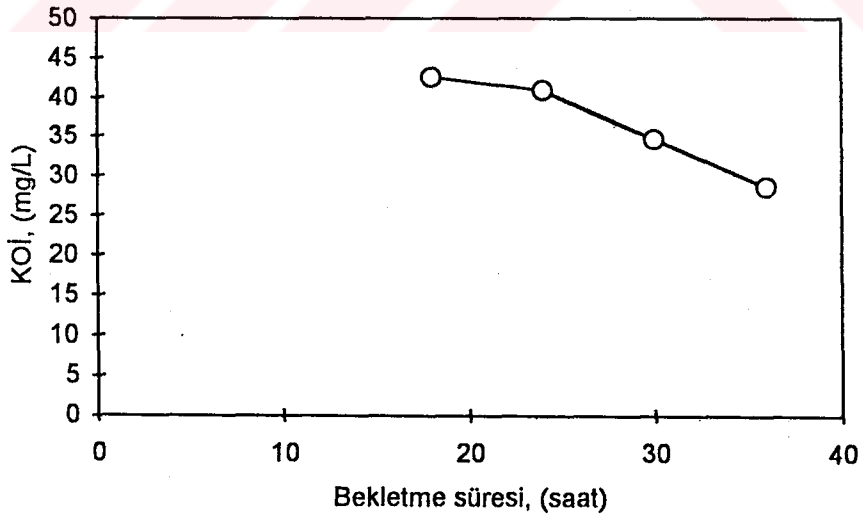
Hidrolik Bekletme Zamanı (saat)	T (°C)	pH	Elektriksel İletkenlik (µS)	ÇO (mg/L)	MLSS (mg/L)	Çamur Hacim İndeksi (mL/g)	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Ort. % Verim
18	1	19	7.63	856	5.1	2020	321	37	88.5
	2	17	7.58	840	4.8	2060	300	35	
	3	17	7.35	847	5.1	2100	298	34	
24	1	18	7.29	854	5.0	2000	295	30	90.7
	2	18	7.41	898	4.9	1990	315	27	
	3	18	7.39	875	4.9	1970	300	27	
30	1	17	7.52	895	5.3	2030	314	25	91.3
	2	17	7.47	863	5.2	2080	307	27	
	3	18	7.43	856	5.0	2100	321	30	
36	1	16	7.45	861	4.7	2200	295	27	90.5
	2	17	7.33	875	4.9	2010	315	33	
	3	17	7.28	870	5.2	2050	290	26	

4.1.1. ARITMA VERİMİNİN BEKLETME SÜRESİYLE DEĞİŞİMİ

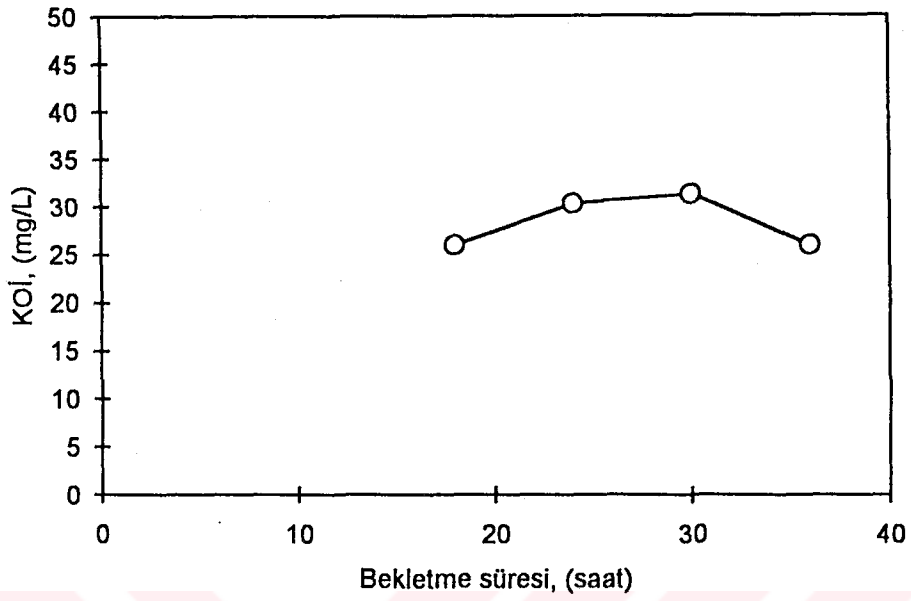
Bu deneylerde MLSS ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu sabit tutulmaya çalışılmış, bekleme süreleri değiştirilerek çıkış suyunun KOİ ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.1-6'da grafik halinde verilmiştir.



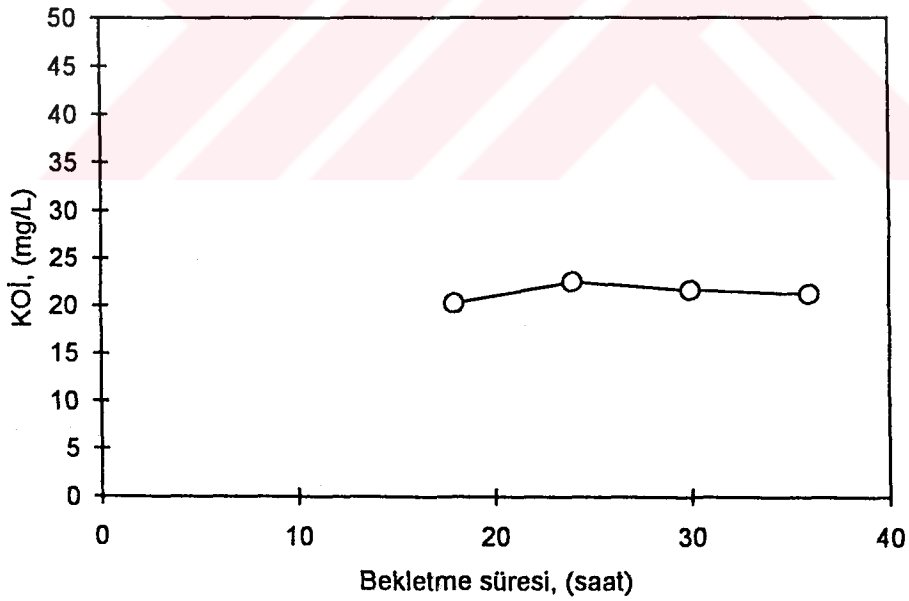
Şekil 4.1. MLSS = 5000 mg/L, ÇO = 2 mg/L



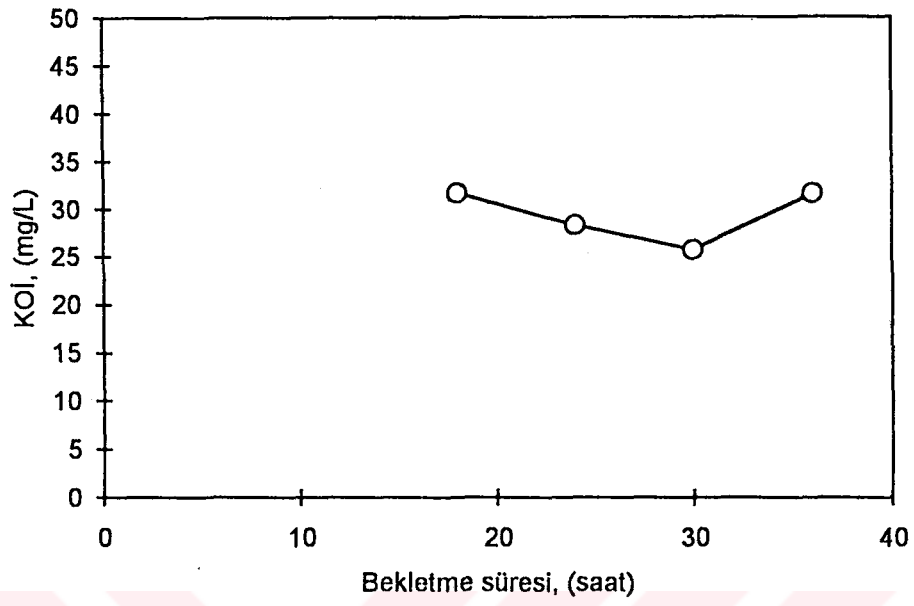
Şekil 4.2. MLSS = 5000 mg/L, ÇO = 5 mg/L



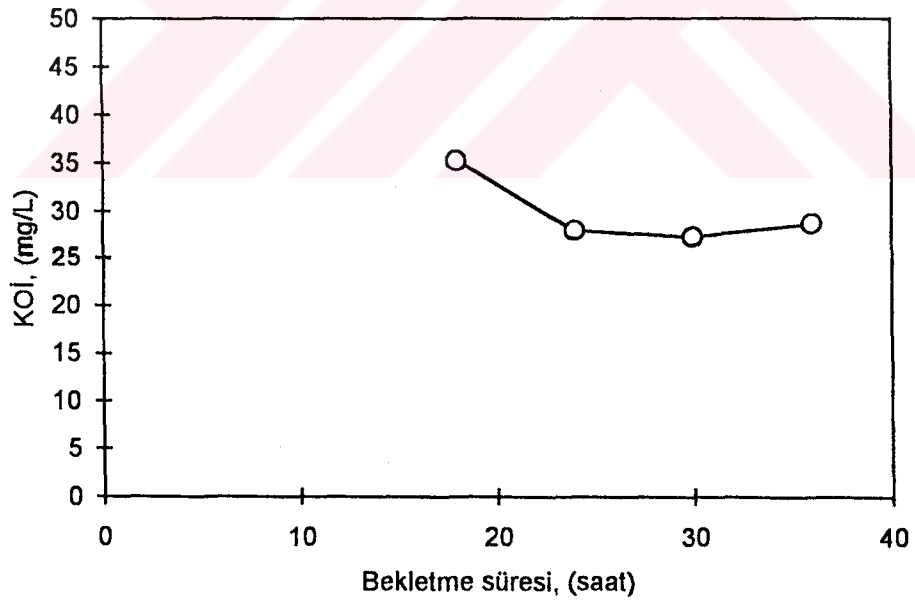
Şekil 4.3. MLSS = 4000 mg/L, ÇO = 2.0 mg/L



Şekil 4.4. MLSS = 4000 mg/L, ÇO = 5 mg/L



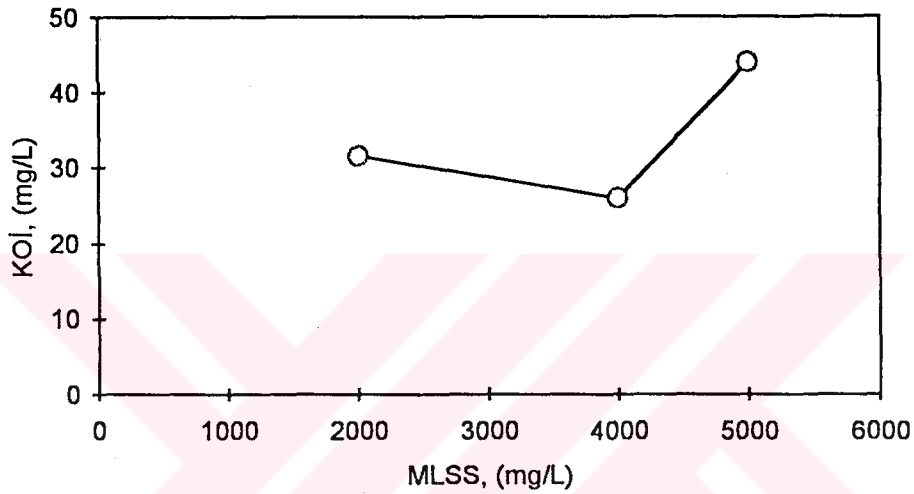
Şekil 4.5. MLSS = 2000 mg/L, ÇO = 2 mg/L



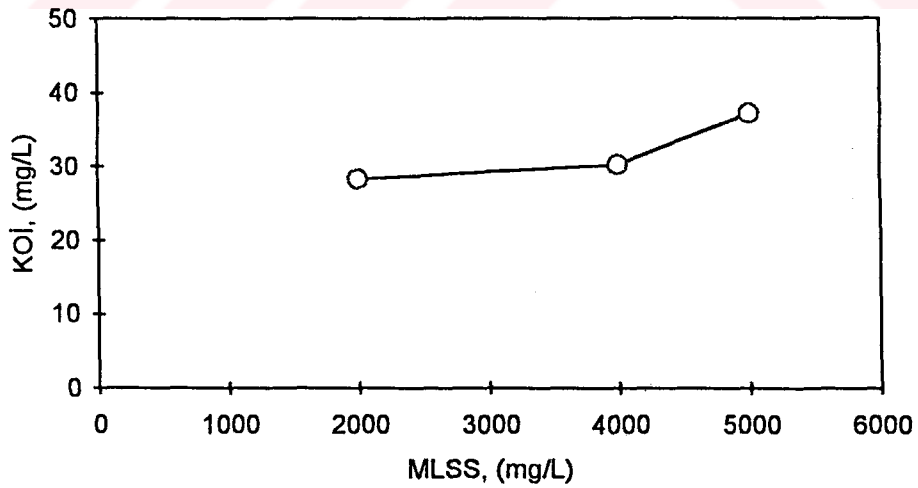
Şekil 4.5. MLSS = 2000 mg/L, ÇO = 5 mg/L

4.1.2. ARITMA VERİMİNİN AKTİF ÇAMUR KONSANTRASYONU İLE DEĞİŞİMİ

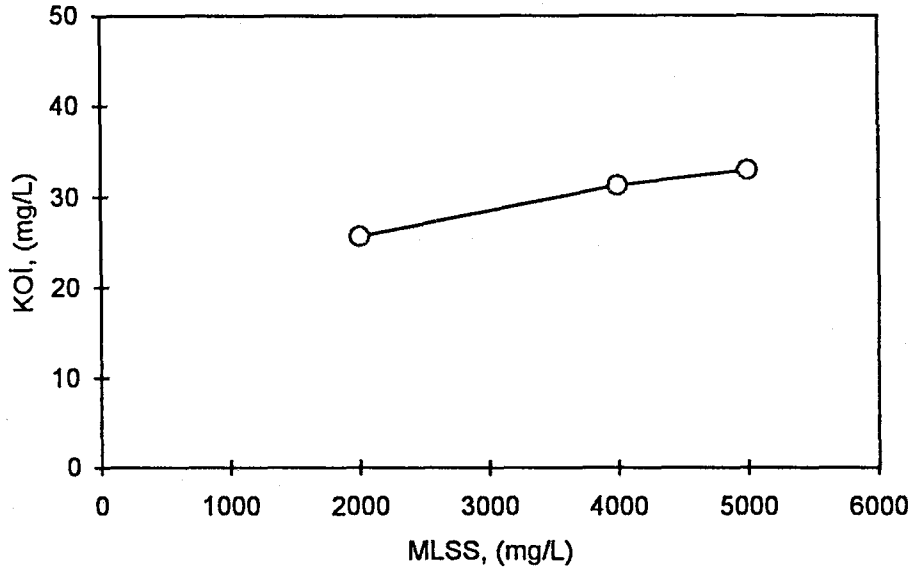
Bu deneylerde arıtma veriminin sabit çözünmüş oksijen konsantrasyonu ve bekletme zamanında, MLSS konsantrasyonu ile değişimi incelenmiştir. Deney sonuçları Şekil 4.7-14'te grafik halinde verilmiştir.



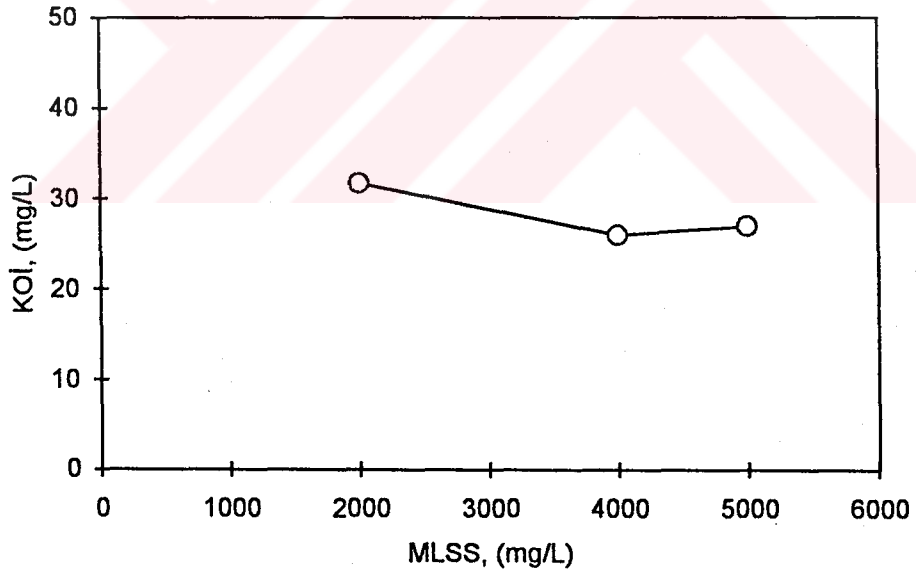
Şekil 4.7. ÇO = 2 mg/L, Bekletme Süresi = 18 saat



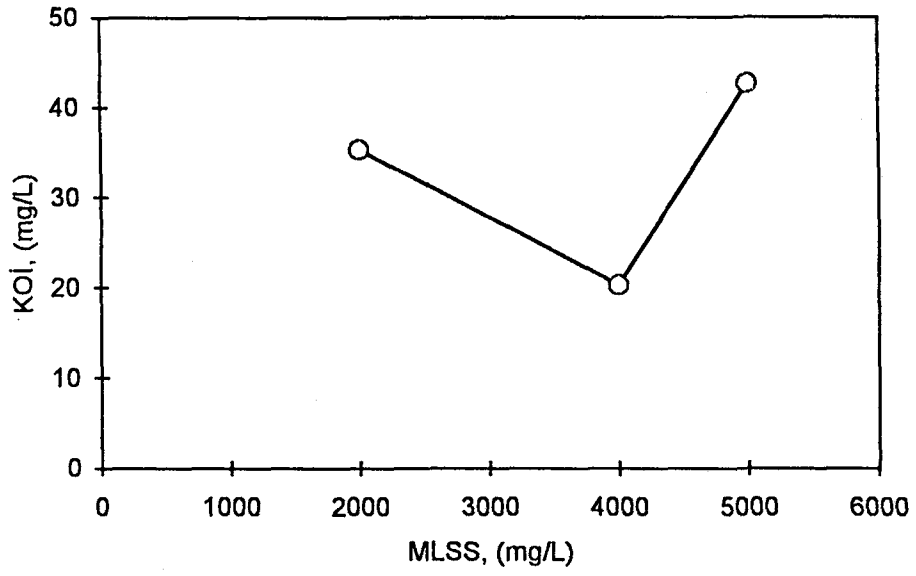
Şekil 4.8. ÇO = 2 mg/L, Bekletme Süresi = 24 saat



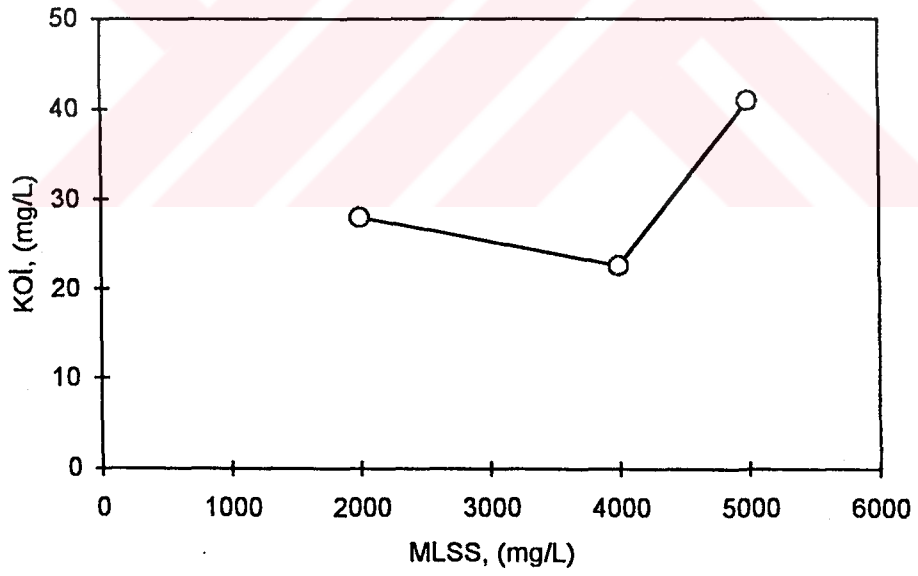
Şekil 4.9. ÇO = 2 mg/L, Bekletme Süresi = 30 saat



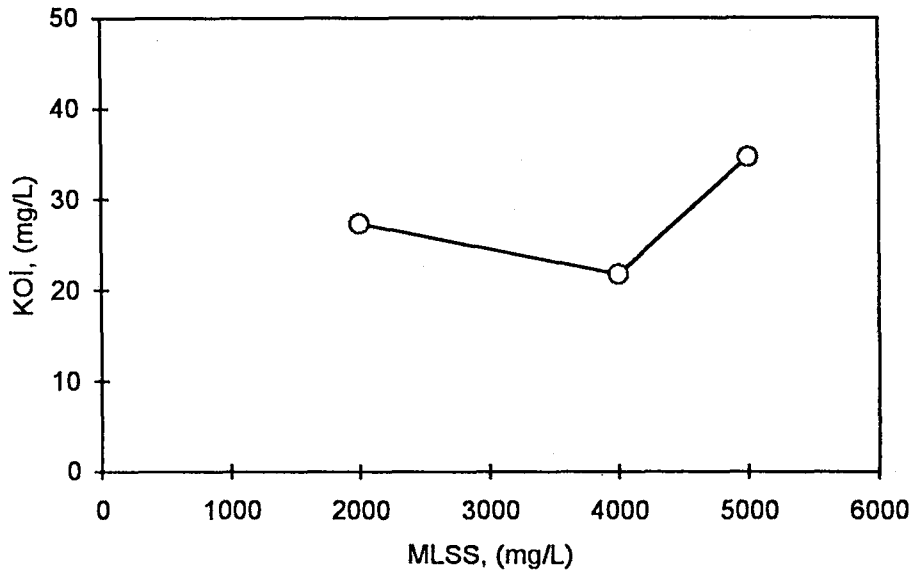
Şekil 4.10. ÇO = 2 mg/L, Bekletme Süresi = 36 saat



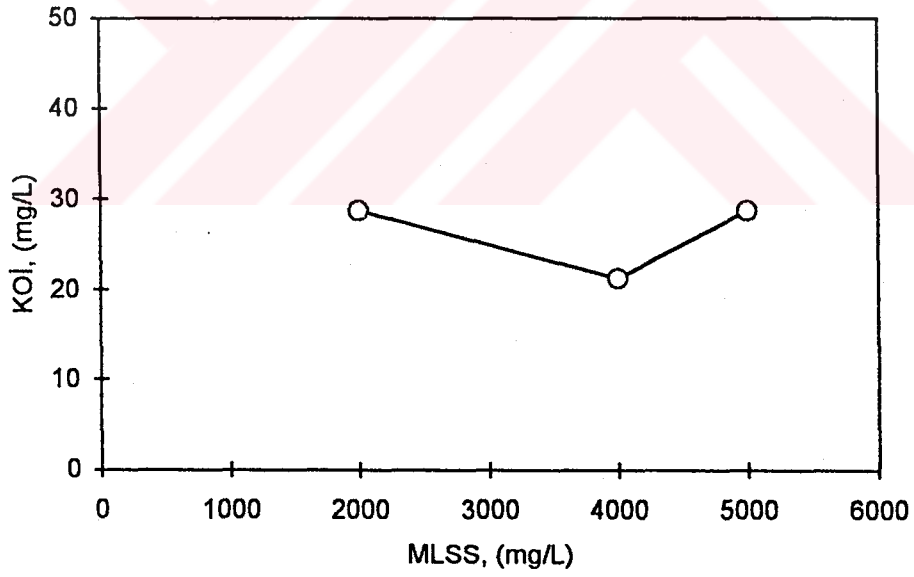
Şekil 4.11. ÇO = 5 mg/L, Bekletme Süresi = 18 saat



Şekil 4.12. ÇO = 5 mg/L, Bekletme Süresi = 24 saat



Şekil 4.13. ÇO = 5 mg/L, Bekletme Süresi = 30 saat



Şekil 4.14. ÇO = 5 mg/L, Bekletme Süresi = 36 saat

4.2. DENEY SONUÇLARININ TARTIŞMASI

4.2.1. Bekletme Süresinin Arıtma Verimine Etkisi

İlk iki seri deneylerden elde edilen sonuçlara bakıldığında, 18 ve 36 saatlik bekletme süreleri arasındaki verim farkının %5.2 ve %4.7 olduğu görülmektedir (Tablo 4.1 ve 4.2). Yani bekletme süresi iki katına çıkmasına rağmen arıtma veriminde yaklaşık %5 oranında bir artış gözlenmiştir. Diğer deney serilerinde ise bekletme zamanı ile arıtma verimlerinde meydana gelen değişimler daha küçüktür: III. seride %0.5 artmış, IV.seride %0.3 azalmış, V.seride %0.5 azalmış ve VI.seride ise %2 artmıştır. Her ne kadar grafikte değişimler çarpıcı gibi görünse de, KOİ skalası büyük alınırsa grafiklerin yaklaşık olarak bir doğru olabileceği görülür. Ayrıca KOİ'deki 25-30 mg/L arasındaki değişimler de pek fazla önem taşımamaktadır. Bu değişimler diğer parametrelerdeki (MLSS, giriş KOİ, sıcaklık vb) basit değişimlerden veya ölçümlerden de kaynaklanabilir.

Coackley yaptığı çalışmalarda, giriş suyundaki biyolojik oksijen ihtiyacının %75'inin havalandırmanın ilk 20 dakikasında giderildiğini tespit etmiştir (Coackley, 1975). Uygulanan bekletme süreleri 18 ile 36 saat arasında olduğundan, deneylerde elde edilen sonuçlar da buna paralel olarak, bekletme süresinin arttırılmasıyla arıtma veriminin belirgin bir şekilde artmadığını göstermektedir.

Ayrıca hazırlanan sentetik atıksuda 30-40 mg/L civarında giderilemeyen, yani biyolojik olarak okside olmayan karbonlu maddelerin bulunabileceği görüşü güç kazanmaktadır.

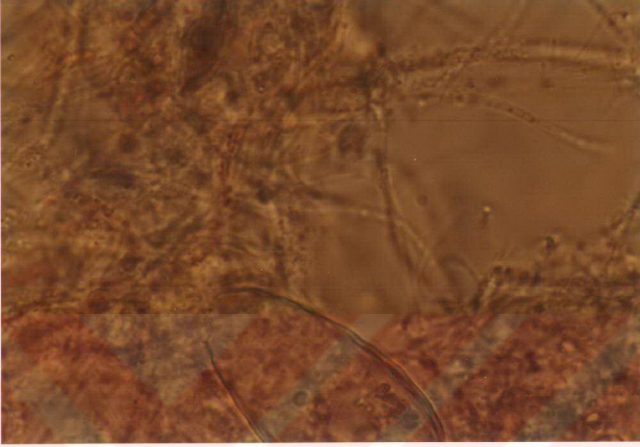
Bununla beraber, bekletme zamanının artırılması günlük organik yükün ve dolayısıyla çamur-yükleme oranının (F/M : Food-to-Microorganism) azalması anlamına gelir (Tablo 3.4). Bunun sonucunda çamur yaşı yükselir, daha fazla çamur havalandırma tankında tutulur ve dahili solunumun baskınlığı artar. Johnstone, F/M oranı 0.048 kgBOİ/kgMLSS.gün değerinin altına düştüğünde, uzun havalandırılmalı tesislerin bir aktif çamur sisteminden çok aerobik çamur çürütücü gibi davrandığını belirtmiştir (Johnstone, 1984). Buna göre, sistemde substratın kısa bir sürede tüketilmesinden sonra dahili solunum (endogenous respiration) baskın hale gelmekte ve çamur, bekletme süresine bağlı olarak daha fazla stabilize olup son ürünlere dönüşmekte, çamur üretimi de azalmaktadır. Her ne kadar bekletme süresinin fazla olması enerji giderlerini arttırsa da, çamur tasfiyesinin gerekmemesi yatırım ve işletme maliyetlerini düşürmektedir.

Diğer taraftan I. ve II. seri deneyler sırasında çamur hacim indeksi (SVI: Sludge Volume Index) çok yüksek çıkmış (Tablo 4.1 ve 4.2) ve mikroskopla yapılan incelemelerde filamentli bakterilerin ürediği görülmüştür. Sezgin, çamur hacim indeksinin filamentli bakteri miktarıyla ilişkili olduğunu belirtmiştir (Sezgin, 1982). Filamentli bakterilerin üreme sebebinin ise düşük organik yüklemeler olabileceği literatürde belirtilmekte ve uzun havalandırılmalı sistemler için minimum F/M oranı 0.05 kgBOİ/kgMLSS.gün olarak verilmektedir (Metcalf ve Eddy, 1991; Corbitt, 1989; EPA, 1980). Bu bilgilere paralel olarak 5000 mg/L MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) konsantrasyonunda 0.05 kgBOİ/kgMLSS.gün F/M oranının altında çalışıldığında çamurda filamentli bakteriler üremiştir. Aktif çamurda aşırı miktarda filamentli bakteri bulunmasının "çamur şişmesi" (sludge bulking) adı verilen olayın sebebi olduğu Bisogni ve Lawrence'ın çalışmalarında ortaya çıkmıştır (Bisogni ve Lawrence, 1971). Ayrıca Vesilind, SVI 100'ün üzerine çıktığında çamur şişmesi olduğunu kabul

etmekte (Vesilind, 1979), buna karşılık Tebbutt ise 40-100 SVI'da çökeltme özelliğinin iyi olduğunu, 200'ün üstündeyse çamur şişmesi olabileceğini kabul etmektedir (Tebbutt, 1977). Çalışmalar sırasında ise filametli bakteriler ürediğinde SVI 200'ün üstünde çıkmıştır. Filamentli bakterilerin mikroskopta çekilen fotoğrafları Resim 4.1'de görülmektedir. Literatürde filamentli bakterilerin giderilmesi için çeşitli yöntemler bulunmasına rağmen, zaman kaybetmemek amacıyla bu yöntemlere başvurulmamış ve çalışmakta olan bir aktif çamur tesisinden alınan çamurla reaktördeki çamur değiştirilmiştir. Bundan sonraki ölçümlerde ise SVI yine 200'e yakın değerlerde çıkmasına rağmen mikroskopta filamentli bakteri tespit edilememiştir.

Coackley, düşük SVI'ın yüksek kalitede çıkış suyu elde edebilmek için şart olmadığını, yüksek SVI'a sahip bir aktif çamurla da iyi kalitede çıkış suyu elde edilebileceğini ancak yüksek SVI'a sahip çamurların son çökeltme tankında sorun yaratabileceğini belirtmiştir (Coackley, 1975). Deneylerden elde edilen sonuçlar da bu bilgileri doğrulayacak şekilde olup, arıtma veriminin SVI ile pek fazla değişmediğini göstermiş, fakat çamur şişmesi olduğunda reaktör çıkışında tıkanmalar meydana gelmiştir.

Sonuç olarak, bekletme zamanının 18 saatten 36 saate yükseltilmesinin, KOİ giderme verimini pek fazla etkilemediği, fakat çamur üretiminin azalmasına ve çamurun çökeltme özelliğinin bozulmasına sebep olduğu söylenebilir.



Resim 4.1-a. Filamentli bakterilerin mikroskopta görünüşü.



Resim 4.1-b. Filamentli bakterilerin mikroskopta görünüşü.

4.2.2. Oksijen Konsantrasyonunun Arıtma Verimine Etkisi

Deneylerden elde edilen sonuçlar incelendiğinde, oksijen konsantrasyonunun yükselmesiyle arıtma veriminin belirgin bir şekilde artmadığını görülmektedir. Örneğin I. ve II. seri deneylerde 18 saatlik bekletme süresinde ÇO konsantrasyonu 2 mg/L'den 5 mg/L' ye yükseltildiğinde arıtma verimi %0.4 artmış, 24 saat bekletme süresinde %1 azalmış, 30 saat bekletme süresinde %0.3 azalmış ve 36 saat bekletme süresinde %0.1 azalmıştır (Tablo 4.1 ve 4.2). Aynı karşılaştırma III. ve IV. seri deneyler için yapıldığında arıtma verimleri arasındaki farkların 18, 24, 30 ve 36 saatlik bekletme süreleri için sırasıyla %1.8, %2.8, %3.3 ve %1.9 olduğu görülür (Tablo 4.3 ve 4.4). V. ve VI. seri deneylerde ise arıtma verimleri arasındaki farklar yine sırasıyla %1.5, %0.4, %0.4 ve %0.8'dir (Tablo 4.5 ve 4.6). Görüldüğü gibi 2 ve 5 mg/L ÇO konsantrasyonlarındaki arıtma verimleri birbirine çok yakındır.

Arıtma veriminin çözünmüş oksijen konsantrasyonu ile ilişkisinin ortaya çıkarılabilmesi için sistemin oksijen ihtiyacının ve verilen oksijenin ne şekilde kullanıldığının belirlenmesi gerekir. Uzun havalandırmalı sistemlerle evsel atıksuların arıtımında karbonlu bileşikler için oksijen ihtiyacının hesaplanmasında Johnstone ve Carmichael tarafından bulunan (2.25) eşitliğinden yararlanılabilir (Johnstone ve Carmichael, 1982):

$$R = S + 0.024XVr_{20}\theta^{(T-20)} \quad (2.25)$$

Johnstone ve Carmichael bu eşitlikteki r_{20} değerini 3.9 mg/MLSS.saat ve $\theta=1.07$, (6-20°C arasında) olarak almışlar ve buna göre 10°C sıcaklık için b katsayısını yaklaşık 0.048 olarak bulmuşlardır. Bu çalışmada ise deneyler oda

sıcaklığında yapılmış ve ortalama sıcaklık 20°C olarak ölçülmüştür. Bu sıcaklık için b katsayısı hesaplandığında:

$$b = 0.024r_{20}\theta^{(T-20)} \quad (4.1)$$

$$b = 0.024 \times 3.9 \times 1.07^{(20-20)} \cong 0.094 \quad (4.2)$$

olarak elde edilir. Bulunan b katsayısı (2.25) eşitliğinde yerine konursa:

$$R = S + 0.094XV \quad (4.3)$$

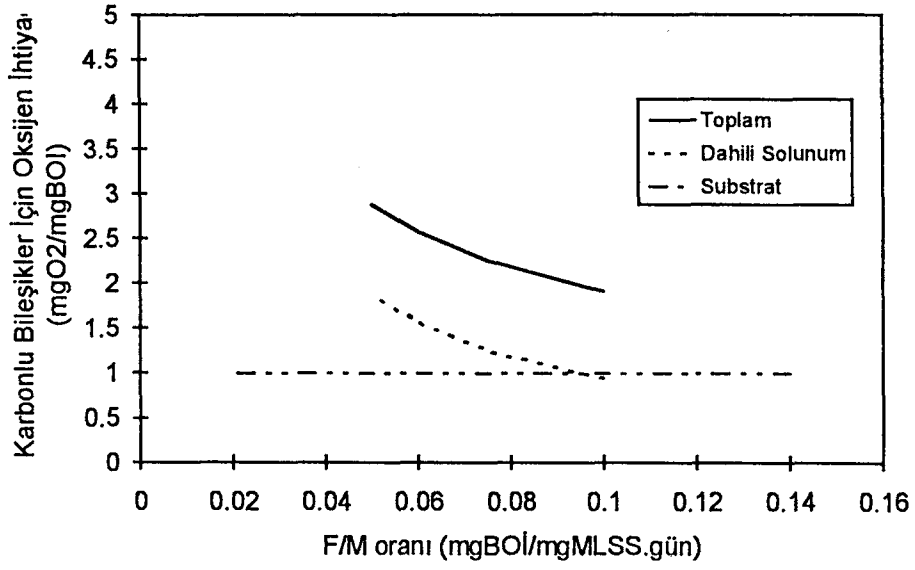
bulunur ve bu eşitliğin her iki tarafı S ile bölündüğünde:

$$\frac{R}{S} = 1 + \frac{0.094XV}{S} \quad (4.4)$$

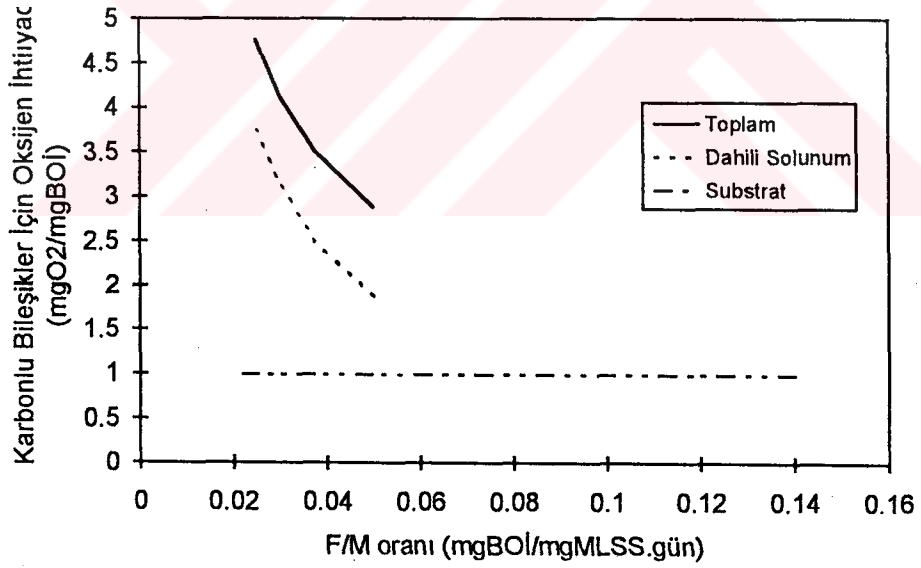
elde edilir. F/M oranının S/XV'ye eşit olduğu düşünülür ve bu terim U ile ifade edilirse (4.4) eşitliği yeniden düzenlenerek:

$$\frac{R}{S} = 1 + \frac{0.094}{U} \quad (4.5)$$

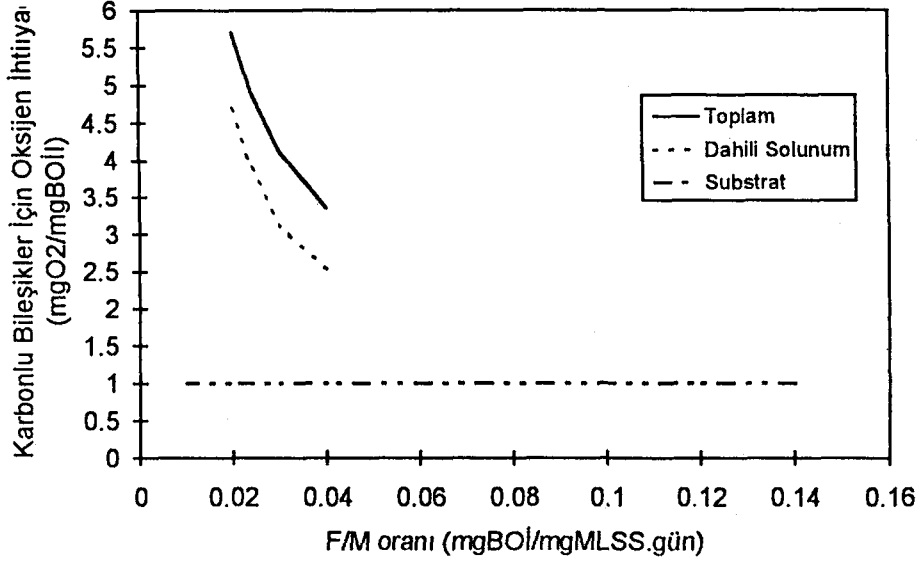
olarak yazılabilir. Bu eşitlikteki birinci terim sisteme verilen birim organik yüke karşılık toplam oksijen ihtiyacını, ikinci terim substrat için gerekli olan oksijen ihtiyacını ve üçüncü terim de dahili solunumda kullanılan oksijen miktarını ifade etmektedir. Bu üç ifadenin 2000, 4000 ve 5000 mg/L MLSS konsantrasyonlarında 18, 24, 30 ve 36 saatlik bekletme sürelerindeki organik yüklemeler için grafikleri çizilmiştir (Şekil 4.7.a, b, c).



Sekil 4.7-a. 2000 mg/L MLSS'te karbonlu bileşiklerin oksijen ihtiyacına karşı F/M grafiği.



Sekil 4.7-b. 4000 mg/L MLSS'te karbonlu bileşiklerin oksijen ihtiyacına karşı F/M grafiği.



Sekil 4.7-c. 5000 mg/L MLSS'te karbonlu bileşiklerin oksijen ihtiyacına karşı F/M grafiği.

Grafiklerden görüldüğü gibi, dahili solunum için gereken oksijen ihtiyacı F/M oranının artmasıyla düşmekte, substrat için gerekli oksijen ise sabit kalmaktadır. Vosloo, belirli miktardaki mikroorganizmanın, belirli şartlar altında, fazla miktarda oksijen temin edilse bile, ancak sınırlı miktarda organik maddeyi oksitleyebileceğini ifade etmiştir (Vosloo, 1970). 2000 mg/L MLSS konsantrasyonunda 0.1 mgBOD/mgMLSS.gün F/M oranında, dahili solunum ve substrat için gereken oksijen ihtiyaçları yaklaşık olarak eşittir. İki oksijen ihtiyacı arasındaki fark F/M oranının düşmesiyle açılmaktadır. Aynı şekilde sabit organik yüklemelerde MLSS konsantrasyonu yükseldikçe F/M oranı düştüğü için dahili solunumun baskınlığı artmaktadır. Substratın oksidasyonundan artan oksijenin büyük kısmı dahili solunumda kullanılmaktadır. Bunun sonucunda çamur daha fazla stabilize olmakta ve çamur üretimi azalmakta (Johnstone, 1984), oksitlenen organik madde miktarı ise sabit kalmaktadır. Ancak Thabaray ve Gaudy, kritik oksijen konsantrasyonunun altında substrat kullanımının

oksijen miktarı tarafından etkilendiğini belirtmişlerdir (Thabaray ve Gaudy, 1969). Aynı şekilde Downing ve arkadaşları da çözünmüş oksijen konsantrasyonu (ÇO) kritik seviyenin altındayken, substrat kullanımının ÇO seviyesine bağlı olarak indirgeendiğini, ÇO kritik konsantrasyonun üstünde olduğunda ise ÇO seviyesinin substrat kullanımını etkilemediğini belirtmişlerdir (Downing ve ark., 1964). Aktif çamur sistemleri için tavsiye edilen minimum ÇO konsantrasyonu 2 mg/L olup, deneyler 2 ve 5 mg/L konsantrasyonlarda yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara bakıldığında ise (Tablo 4.2, 3, 4, 5, 6 ve 7) iki ÇO konsantrasyonundaki arıtma verimleri arasındaki farklar %3.3-0.1 arasında olup, belirgin farklar gözlenememektedir. Buna göre ÇO konsantrasyonunun kritik seviyenin altına düşmediği fakat 5 mg/L'ye yükseltilmesinin de arıtma verimini arttırmadığı söylenebilir. Bundan dolayı sistemin 5 mg/L ÇO konsantrasyonunda çalıştırılmasının arıtma verimini arttırmaya bile çamur üretimini indirgeediği söylenebilir.

Diğer taraftan literatürde, aktif çamur sistemleri 2 mg/L'nin altındaki ÇO konsantrasyonlarında işletildiğinde filamentli bakterilerin üreyebileceği belirtilmiştir (Metcalf ve Eddy, 1991). Bundan dolayı hem çamur şişmesi probleminin yaşanmaması hem de substrat kullanımının ÇO seviyesiyle sınırlanmaması için ÇO konsantrasyonu 2 mg/L'nin altına düşmemelidir.

Sonuç olarak, elde edilen bulgular ve literatür bilgileri, uzun havalandırılmalı sistemlerde ÇO konsantrasyonunun, eğer çamurun daha fazla stabilize olması ve çamur üretiminin azalması isteniyorsa 2 mg/L'nin üstünde uygulanabileceğini, ancak bu konsantrasyonun altında filamentli bakterilerin üremesi ve substrat oksidasyonunun indirgenmesi gibi problemlerin yaşanabileceğini göstermektedir. Bunun yanında fazla oksijen verildiğinde arıtma veriminin yükselmesi de beklenmemelidir.

4.2.3. Aktif Çamur Konsantrasyonunun Arıtma Verimine Etkisi

Deney sonuçlarına bakıldığında, 18 saatlik bekletme süresinde MLSS konsantrasyonunun 5000 mg/L'den 4000 mg/L'ye düşürülmesiyle 2 mg/L ÇO konsantrasyonunda arıtma veriminin ortalama %6.8, 5 mg/L ÇO konsantrasyonunda ortalama %7.5 arttığı görülmektedir. 36 saatlik bekletme süresinde ise arıtma verimindeki ortalama artış 2 mg/L ÇO konsantrasyonunda %1.5, 5 mg/L ÇO konsantrasyonunda ise %2.5 olmuştur. Bu artışların F/M oranının yükselmesinden kaynaklandığı düşünülebilir. Çünkü Johnstone yüksek F/M oranlarında çamurun aktivitesinin daha yüksek olduğunu belirtmiştir (Johnstone, 1984). Bunun yanında deneysel hataların olabileceği de düşünüldüğünde, çalışılan 2000-5000 mg/L MLSS konsantrasyonu aralığında, MLSS konsantrasyonunun arıtma verimi üzerinde fazla etkili olmadığı sonucu da çıkarılabilir. Ancak işletmede problemlerle karşılaşılması için (filamentli bakteriler gibi) MLSS konsantrasyonunun daha önce açıklandığı gibi (Bölüm 4.2.1), gelen organik yükün durumuna göre, F/M oranı 0.05 kgBOİ/kgMLSS.gün değerinin altına düşmeyecek şekilde ayarlanması gerekir.

5. SONUÇ

Deneyler uzun havalandırılmalı aktif çamur model arıtma tesisi ve orta karakterli evsel atıksu özelliklerine benzetilerek hazırlanan sentetik atıksu ile yapılmıştır. Elde edilen bulguların değerlendirilmesiyle ortaya çıkan sonuçlar şöyledir:

1. Uygulanan aralıkta (18-36 saat) bekletme zamanının arıtma verimine belirgin bir etkisi yoktur. Ancak bekletme zamanının arttırılması çamur üretimini azaltmakta, çamurun daha fazla stabilize olmasını sağlamaktadır.

2. Oksijen konsantrasyonunun yükseltilmesi arıtma verimini arttırmamaktadır. Çünkü verilen oksijenin büyük kısmı dahili solunumda kullanılmakta, substrat için kullanılan oksijen sabit kalmaktadır.

3. Çamur konsantrasyonunun arttırılmasıyla arıtma verimi artmamaktadır. Fakat, bekletme zamanına da bağlı olarak, uygulanan F/M oranı çamur kalitesini değiştirmektedir. Yüksek MLSS konsantrasyonlarında düşük bekletme zamanı uygulanması sonucunda çamur şişmesi problemleri ortaya çıkmaktadır.

4. Bekletme zamanı, oksijen konsantrasyonu ve aktif çamur konsantrasyonu arıtma verimini önemli ölçüde etkilememekle beraber, bu parametreler sistemin sağlıklı çalışması ve çamur üretiminin azaltılabilmesi yönünden önemlidir.

ÖZET

Uzun havalandırmalı sistem, aktif çamurdaki organik maddelerin büyük oranda okside olmasını ve aerobik olarak parçalanabilmesini sağlayabilmek amacıyla atıksu ve aktif çamur karışımının uzun süre havalandırıldığı bir yöntemdir. Havalandırma süresi genellikle 18-36 saattir ve çökeltilen çamurun tamamı havalandırma tankına geri verilir. Dahili solunum sonucunda çamur büyük oranda okside olduğu için, meydana gelen fazla çamurun miktarı diğer aktif çamur sistemlerine göre çok azdır ve tasfiyesi kolaydır.

Bu çalışmada bir uzun havalandırmalı aktif çamur model tesisi kullanılarak arıtma veriminin bekletme süresi, aktif çamur ve oksijen konsantrasyonu ile değişimi incelenmiştir. Çalışmalar orta karakterli evsel atıksuya eşdeğer miktarda organik madde içeren sentetik atıksuyla yapılmıştır. Deneylerde sentetik atıksu kullanılmasının nedeni, sabit ve istenen özellikte hazırlanabilmesi ve toksik madde içermemesidir. Sistem sürekli akımlı ve tam karışımolu olarak işletilmiştir. Üç ayrı çamur konsantrasyonunda çalışılmıştır: 2000, 4000 ve 5000 mg/L. Her çamur konsantrasyonunda 2 ve 5 mg/L çözünmüş oksijen konsantrasyonu uygulanarak 18, 24, 30 ve 36 saatlik bekletme sürelerindeki çıkış suyu KOİ değeri ölçülmüş ve KOİ giderme verimi hesaplanmıştır.

Deneylerden elde edilen sonuçlar literatürle birlikte değerlendirilmiştir. Bu sonuçlara göre, bekletme süresinin 18 saatten 36 saate yükseltilmesi, arıtma verimini önemli derecede etkilememiştir. Fakat, bilindiği gibi, bekletme süresinin artırılması çamur üretimini düşürür. Bu, aktif çamur arıtma tesisi dizaynında çeşitli amaçlar için kullanılabilir. Diğer taraftan, aktif çamur konsantrasyonunun 2000 mg/L'den 5000 mg/L'ye yükseltilmesi, F/M oranı

düştüğünden dolayı, arıtma verimini düşürmüştür. Çözünmüş oksijen seviyesinin 2 mg/L'den 5 mg/L'ye yükseltilmesi ise arıtma verimini arttırmamıştır fakat çamurun stabilizasyonunda etkilidir.

Sonuç olarak, bir aktif çamur tesisinin dizaynında, özellikle yatırım ve işletme maliyetleri ile çamur tasfiyesi düşünüldüğünde, bu üç parametreye dikkat edilmelidir.



SUMMARY

Extended aeration system is a wastewater treatment method that the mixture of wastewater and activated sludge is aerated to obtain oxidation of organic matter in activated sludge. Aeration time is usually 18-36 hours and settled activated sludge is returned to aeration tank. Since activated sludge is oxidized at high rate as the result of endogenous respiration, the amount of waste sludge is less than that occurred in other activated sludge systems and easy to treat.

In this study, variation of treatment efficiency by hydraulic detention time, activated sludge and dissolved oxygen concentrations were investigated using an extended aeration activated sludge model plant. Synthetic wastewater that includes organic matter approximately equal to medium strong municipal wastewater was used in the experiments. The reasons of using synthetic wastewater are that it can be prepared in desired and constant characteristics and does not include toxic matter. The system was operated as a continuous flow complete mix reactor. Three different MLSS concentration was applied: 2000, 4000 and 5000 mg/L. For each MLSS concentration, 2 and 5 mg/L dissolved oxygen concentrations were applied and effluent COD values were measured for 18, 24, 30 and 36 hours detention times, and then COD treatment efficiencies were calculated.

The results were discussed with literature together. According to the, the results obtained from the experiments, increasing hydraulic detention time from 18 h to 36 h did not effect treatment efficiency considerably. However, it is known that, increasing detention time decreases sludge production. This may be used in designing activated sludge treatment systems for different purposes.

Beside these, increasing MLSS concentration from 2000 mg/L to 5000 mg/L decreased the treatment efficiency due to the lower F/M ratio. Increasing dissolved DO level from 2 mg/L to 5 mg/L did not increase the treatment efficiency but however it is affective on the sludge stabilization.

As a result, in designing an activated sludge plant, special attention should be paid for these three parameters, especially when considering initial investment, operating costs and sludge disposal.



KAYNAKLAR

BERKTAY, A., (1993). The Effects of Pressure on Aerobic Biological Wastewater Treatment Using Rotating Biological Contactors. PhD Thesis, UK.

BISOONI Jr., J.J., LAWRENCE, A.W., (1971). Relationships Between Solids Retention Time and Settling Characteristics of Activated Sludge. Water Research, Pergamon Press, 5, 753-763.

COACKLEY, P., (1969). Some Aspects of Activated Sludge. Process Biochemistry, October 1969, 27-37.

COACKLEY, P., O'NEILL, J., (1975). Sludge Activity and Full-Scale Plant Control. Water Pollution Control, 404-411.

DAVIS, M.L., CORNWELL, D.A., (1991). Introduction to Environmental Engineering. McGraw-Hill Inc.

DOWNING, A.L., PAINTER, H.A., KNOWLES, G., (1964). Nitrification in the Activated Sludge Process. J.Inst.Sewage Purif., 130-153.

ECKENFELDER, W.W., (1980). Principles of Water Quality Monitoring. CBI Publishing Co., Inc., Boston, Mass.

EPA Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems, (1980). EPA 625/1-80-012, 143-155.

EPA Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds, (1989).
EPA625/1-83/015, 2-5

FAIR, G.M., GEYER, J.C., OKUN, D.A., (1971). Elements of Water Supply and
Wastewater Disposal. 2nd ed., John Wiley and Sons, Inc., New York.

GEMMEL, J.S., HERBERT, J.C., (1985). The Design and Operation of an
Extended Aeration Plant in Western Canada. Water Pollution Control, 84, 4,
535-543.

HOUCK, D.H., BOON, A.G. Survey and Evaluation of Fine-Bubble Dome
Diffusor Aeration Equipment. EPA Report Submitted Under Grant No. R806-
990-010 to Richard R. Bremner, Municipal Environmental Research Laboratory,
Cincinnati, Ohio.

HUNTER, J.V., HEUKELEKIAN, H., (1965). The Composition of Domestic
Sewage Fractions. JWPCF, 37, 1142.

HEUKELEKIAN, H., BALMAT, J.L., (1959). Chemical Composition of the
Particulate Fractions of Domestic Sewage. Sew. Indl. Wastes, 31, 413.

JELFRIES, (1983). Review of the Use of Commercial Oxygen in Wastewater
Treatment. Journal IPHE, 11, 4, 39.

JOHNSTONE, D.W.M., CARMICHAEL, W.F., (1982). Cirencester Corrousel
Plant: Some Process Considerations. Water Pollution Control, 81, 5, 587.

JOHNSTONE, D.W.M., (1984). Oxygen Requirements, Energy Consumption and Sludge Production in Extended-Aeration Plants. *Water Pollution Control*, 83, 1, 100-115.

KARGI, F.,(1995). Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, No.234, İzmir.

METCALF, EDDY, (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Inc., Third Edition.

MIDDLEBROOKS, E.J.,JENKINS, D.,NEAL, R.C., PHILLIPS, J.L., (1969). Kinetics and Effluent Quality in Extended Aeration. *Water Research*, Pergamon Press, 3, 39-46.

MUSLU, Y., (1985). Su Temini ve Çevre Sağlığı. İTÜ Kütüphanesi, Sayı.1302, Cilt 3.

ÖZTÜRK, İ., EROĞLU, V., (1984). Pis Su Tasfiyesinde Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur Sistemi. Atatürk Üniversitesi, Çevre Sorunları Araştırma Merkezi, Simpozyum, Erzurum, 520-533.

PAINTER, H.A., VINEY, M., (1959). Composition of a Domestic Sewage. *J. Biochem. Microbiol. Tech. Eng.*, 1, 143.

RICKERT, D.A., HUNTER, J.V., (1971). General Nature of Soluble and Particulate Organics in Sewage and Secondary Effluent. *Water Res.*, 5, 421.

RICKERT, D.A., HUNTER, J.V., (1972). Colloidal Matter in Wastewater and Secondary Effluent. JWPCF, 44, 134.

SEZGİN, M., (1982). Variation of Sludge Volume Index with Activated Sludge Characteristics. Water Research, Pergamon Press, 16, 83-88.

TEBBUTT, T.H.Y., (1977). Principles of Water Quality Control. Second Edition, Pergamon Press.

THABARAY, G.J., GAUDY Jr., A.I., (1969). Effect of DO Concentration on the Methabolic Response of Completely Mixed Activated Sludge. Journal of WPCF, 41, 322-335.

TOPRAK, H., (1996). Atıksu Arıtma Sistemlerinin Tasarım Esasları, Cilt I. Dokuz Eylül Üni. Müh. Fak. Yayınları, No .240.

VESILIND, P.A., (1979). Treatment and Disposal of Wastewater Sludges, 2nd Edition. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.

VOSLOO, P.B.B., (1970). Some Factors Relating to the Design of Activated-Sludge Plants. Water Pollution Control, 486-495.

VOSLOO, P.B.B., (1973). Oxygen Requirements in the Activated Sludge Process. Water Pollution Control, 72, 2, 209.

YÜCEER, A. (1980). Effect of Waste Activated Sludge on Primary Settlement. MSc Thesis, UK.

YÜCEER, A., DİZDAR, Ö.C., (1991). Evsel Atıksularda Askıda Katı Madde Oranları ve Çökelme Özellikleri. Ç.Ü. Müh. Mim. Fak. Dergisi, Cilt 6, Sayı 1, 99.



TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans öğrenimimin her aşamasında değerli bilgi ve yardımlarını benden esirgemeyen sayın hocam Doç.Dr.Ahmet YÜCEER'e teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca, özellikle deneysel çalışmalarım sırasında bana çok yardımcı olan Turan YILMAZ ve Olcayto KESKİNKAN'a teşekkür ederim.



ÖZGEÇMİŞ

1970 yılında Muğla'da doğdum. İlk ve Orta öğrenimimi Bursa'da, Liseyi Taşova'da tamamladım. 1991 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden mezun oldum. 1993 yılında Ç.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü'nde Yüksek Lisans öğrenimime başladım. 1994 yılında Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü'ne Araştırma Görevlisi olarak girdim ve halen bu bölümde görevime devam ediyorum.

