

T.C. OSMANGAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ESKİŞEHİR ALKOL FABRİKASI ATIĞI OLAN ŞLEMPENİN
AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİ

Erdal UĞUZDOĞAN

Yüksek Lisans Tezi
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı
1997

ESKİŞEHİR

ESKİŞEHİR ALKOL FABRİKASI ATIĞI OLAN ŞLEMPENİN
AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİ

Erdal UĞUZDOĞAN

Yüksek Lisans Tezi

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

1997

ESKİŞEHİR ALKOL FABRİKASI ATIĞI OLAN ŞLEMPENİN
AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİ

Erdal UĞUZDOĞAN

Osmangazi Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Lisansüstü Yönetmeliği Uyarınca
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı
Kimyasal Teknolojiler Bilim.Dalında
YÜKSEK LİSANS TEZİ
Olarak Hazırlanmıştır.

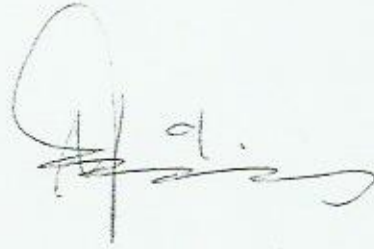
Danışman: Yrd. Doç. Dr. Yalçın ÖZDEMİR

Ocak 1997

Erdal UĞUZDOĞAN'ın YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak hazırladığı "ESKİŞEHİR ALKOL FABRİKASI ATIĞI OLAN ŞLEMPENİN AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİ" başlıklı bu çalışma, jürimizce lisansüstü yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca değerlendirilerek kabul edilmiştir.

04/02/1997

Üye : Yrd. Doç. Dr. Yalçın ÖZDEMİR



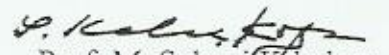
Üye : Prof. Dr. M. Ercengiz YILDIRIM



Üye : Yrd. Doç. Dr. Macit NURBAŞ



Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 3.12.1997 gün
ve 97-2/37 sayılı kararıyla onaylanmıştır.


Prof. M. Selami Kılıçkaya

Enstitü Müdürü

ÖZET

Bu çalışmada, Eskişehir Alkol Fabrikası atığı olan şlempenin aktif çamur yöntemiyle arıtımı incelenmiştir. Giriş ve çıkış akımlarında belirlenen parametreler, Standart Metotlarda (Standard Methods, 1985) tanımlanan tekniklere göre analiz edilmiştir. Bu parametreler; pH, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ve askıda katı maddelerdir (AKM).

Klasik aktif çamur sistemlerinin laboratuvar ölçeğinde bir benzeri olan deney düzeneğinde kullanılan havalandırma tankı, hava ile karıştırılan sürekli tam karıştırmalı bir akım reaktörüdür. Havalandırma tankı 6,8 litre hacminde silindirik, çöktürme tankı 3,26 litre hacminde silindirik-konik olup 304 paslanmaz çeliğinden yapılmıştır. Sistem yatışkın duruma eriştikten sonra çöktürücü üstünden taşan su örnekleri alınmış, santrifüjleme işlemine tabi tutulmadan önce ve sonra analiz edilmiştir. Deneyler sırasında çalışma koşulları değiştirilerek en optimum arıtma sağlanmaya çalışılmıştır. Fakat yapılan deneysel çalışmalarda şlempenin, havalı aktif çamur sistemiyle verimli ve sürekli bir arıtımı yapılamamıştır.

ANAHTAR SÖZCÜKLER : Şlempe arıtımı

Aktif çamur

Biyolojik arıtma

Organik yükleme hızı

SUMMARY

In this work, the vinasse which is the waste of the Eskişehir Alcohol Factory was studied by activated sludge method. The parameters determined in both influent and effluent are analysed according to the techniques described in Standart Methods (Standart Methods, 1985). The parameters were pH, chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD) and suspended solids (SS).

An aeration tank, which was used in conventional activated sludge systems, is a continuous stirred tank reactor with air mixing. The aeration tank is a 6,8 L cylinder and settling tank is a 3,26 L cylinder with conical bottom, both are made of 304 stainless-steel. After the system was reached to steady state condition samples from treaded overflow taken and analysed, first just as they were, then after centrifuging. During the experimental studies experiment conditions were changed in order to provide optimum treatment. However, results of these experimental studies showed that aerobic activated sludge system is not an effective method for vinasse treatment, because test results do not remain on a steady path and working conditions of method is not as efficient as required.

KEY WORDS : Vinasse treatment

Activated sludge

Biological treatment

Organic loading rate

TEŞEKKÜR

Tez çalışmalarım süresince her türlü olanağı sağlayan, çalışmalarımı yöneten ve her zaman yakın ilgi ve yardımlarını gördüğüm Sayın Hocam Yrd. Doç. Dr. Yalçın ÖZDEMİR'e,

Çalışmalarıma katkıda bulunan Sayın Yrd. Doç. Dr. Neşe ÖZTÜRK'e,

Ayrıca çalışmalarım sırasında yardımlarını gördüğüm Kimya Mühendisliği Bölümü öğretim elemanlarına, araştırma görevlisi arkadaşlarıma ve Kimya Mühendisliği Bölümü personeline ,

Şlempe ve aktif çamur örneklerinin alınmasında kolaylık gösteren fabrika müdürü ve arıtım tesisleri yetkililerine en içten teşekkürlerimi sunarım.

Haklarını hiçbir zaman ödeyemeyeceğim sevgili Annem'e, Babam'a ve devamlı desteklerini gördüğüm aileme en içten duygularımı sunarım.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET.....	iv
SUMMARY.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiii
SİMGELER DİZİNİ.....	xv
KISALTMALAR DİZİNİ.....	xviii
 1. GİRİŞ.....	 1
1.1. Suyun Önemi ve Kirliliği.....	2
1.2. Türkiye’de Su Kirliliğinin Yasal Durumu.....	4
1.3. Çalışmanın Amacı	6
1.4. Daha Önce Yapılan Çalışmalar.....	6
 2. ATIKSU ÖZELLİKLERİ	 17
2.1. Fiziksel Özellikler	17
2.1.1. Katı maddeler	17
2.1.2. Sıcaklık	18
2.1.3. Bulanıklık	18
2.1.4. Renk	19
2.1.5. Koku	19
2.2. Kimyasal Özellikler	19
2.2.1. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı	20
2.2.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı	21
2.2.3. Toplam organik karbon	22
2.2.4. Toplam oksijen ihtiyacı	23
2.2.5. pH	23

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
2.2.6. Klorürler	23
2.2.7. Alkalinite	23
2.2.8. Azot	24
2.2.9. Fosfor	24
2.2.10. Kükürt	25
2.2.11. Zehirli bileşikler	25
2.2.12. Ağır metaller	25
2.2.13. Gazlar	25
2.3. Biyolojik Özellikler.....	26
3. ATIKSULARIN ARITIM YÖNTEMLERİ	27
3.1. Fiziksel (Mekanik) Arıtım Yöntemleri	28
3.1.1. Izgaralar	28
3.1.1.1. <u>Döner elek tipi ince ızgaralar</u>	31
3.1.2. Yağ tutucular	31
3.1.3. Kum tutucular	32
3.1.3.1. <u>Yatay ve paralel akışlı kum kutucular</u>	33
3.1.3.2. <u>Dairesel kum tutucular</u>	34
3.1.3.3. <u>Havalandırılmalı kum tutucular</u>	34
3.1.4. Çöktürme havuzları	34
3.1.4.1. <u>Radyal (dairese) akışlı havuzlar</u>	36
3.1.4.2. <u>Yatay akışlı çöktürme havuzları</u>	36
3.2. Biyolojik Arıtım Yöntemleri	38
3.2.1. Havalı (aerobik) sistemler	40
3.2.1.1. <u>Aktif çamur yöntemi</u>	41
3.2.1.2. <u>Damlatılmalı filtreler</u>	41
3.2.1.3. <u>Oksidasyon havuzları</u>	44

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
3.2.2. Havasız (anaerobik) sistemler	45
3.3. Kimyasal ve Fizikokimyasal Arıtım Yöntemleri	49
3.3.1. Adsorpsiyonla arıtım	50
3.3.1.1. <u>Adsorpsiyon türleri</u>	53
3.3.2. İyon değiştirmeyle arıtım	54
3.3.3. Ozonlama.....	58
3.3.4. Azot giderimi	58
3.3.5. Fosfor giderimi	60
4. AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİNİN KURAMSAL TEMELLERİ.....	62
4.1. Genel Bilgiler	62
4.2. Mikrobiyolojik ve Biyolojik Hususlar.....	65
4.3. Aktif Çamur Prosesinin Temel Mekanizmaları	66
4.4. Aktif Çamur Sistemlerinde Piston Akış ve Karma Akış Reaktörleri.....	66
4.4.1. Klasik aktif çamur sistemi	67
4.4.2. Kademeli havalandırmalı aktif çamur sistemi	67
4.4.3. Tam karışımli aktif çamur sistemi	68
4.5. Aktif Çamur Sistemi Matematiksel Modelleri	69
4.5.1. Tepkime kinetik modelleri	69
4.5.2. Mikroorganizma büyüme modelleri	70
4.6. Aktif Çamur Ünitelerinin Tasarım ve İşletme Parametreleri	72
4.6.1. Mikrobiyolojik kütle (MLSS).....	72
4.6.2. Çamur yükü (besinin kütleye oranı F/M)	73
4.6.3. Çamur yaşı	74
4.6.4. Fazla çamur üretimi	75
4.6.5. Aktif çamurun geri dönüş oranı	76
4.6.6. Çamur hacim indeksi (SVI)	76

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
4.6.7. Hidrolik yük	77
4.6.8. Organik yük	77
4.6.9. Kalma süresi	77
4.6.10. Denitrifikasyon bölgeler	78
4.6.11. Çözünmüş oksijen	79
4.6.12. Çamurun çöktürülmesi.....	79
5. ŞEKER ÜRETİMİ VE ATIK MADDESİ.....	81
5.1. Şeker Üretimi	81
5.2. Şeker Fabrikası Atığı Olan Melasın Özellikleri	82
5.3. Melasın Değerlendirilmesi	83
5.3.1. Melasın şekersizlendirilmesi	84
5.3.1.1. <u>Sakkarat yöntemi</u>	84
5.3.1.2. <u>İyon değiştiricileriyle ve kimyasal yolla melastan şeker dışı maddeleri ayırıp, sakkaroz ve invert şekerce zengin şurup elde etme yöntemi</u>	84
5.3.2. Melasın hayvan gıdası olarak kullanılması	84
5.3.3. Melasın kurutulması	85
5.3.4. Melastan maya eldesi	85
5.3.5. Melastan alkol eldesi	86
6.ALKOL ÜRETİMİ VE ATIKSULARI.....	87
6.1. Alkol Üretimi	87
6.2. Alkol Fabrikası Atıksuları	90
6.2.1. Şlempeyi değerlendirme yöntemleri	92
6.2.1.1. <u>Şlempenin koyulaştırılması ve kurutulması</u>	92
6.2.1.2. <u>Şlempenin hayvan yemi olarak kullanılması</u>	92
6.2.1.3. <u>Şlempenin gübre olarak kullanılması</u>	94

İÇİNDEKİLER (devam)

	<u>Sayfa</u>
6.2.1.4. Şlempeden gıda mayası üretimi	95
6.2.1.5. Şlempenin mayşe hazırlamada kullanılması	95
6.2.2. Şlempenin artırılması	96
6.2.2.1. Şlempenin arazide artırılması	96
6.2.2.2. Şlempenin biyolojik arıtım sistemlerinde artırılması	96
6.2.3. Eskişehir alkol fabrikası şlempe arıtım tesisinin tanıtımı	98
7.DENEY DÜZENEGİ VE DENEY YÖNTEMİ	101
7.1. Deney Düzenegi.....	101
7.2. Deneysel Çalışma Yöntemi.....	105
8. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI	107
8.1. Birinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları.....	107
8.2. İkinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları.....	109
8.3. Üçüncü Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları.....	112
8.4. Dördüncü Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları.....	114
9. SONUÇLARIN TARTIŞILMASI; GENEL SONUÇLAR VE ÖNERİLER	116
9.1. Birinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması.....	116
9.2. İkinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması.....	116
9.3. Üçüncü Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması.....	117
9.4. Dördüncü Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması.....	118
9.5. Genel Sonuçlar.....	118
9.6. Öneriler	119
KAYNAKLAR DİZİNİ	120

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
3.1. Yay tipi mekanik temizlemeli ince ızgara.....	30
3.2. Elle temizlemeli çubuk ızgara.....	30
3.3. Yatay akışlı çökeltme havuzu.....	37
3.4. Radyal akışlı dairesel çökeltme havuzu.....	37
3.5. Atıksu arıtımında kullanılan tipik biyolojik arıtma sistemlerinin akım şemaları.....	39
3.6. Organik maddeleri aerobik biyolojik olarak parçalanma mekanizması.....	40
3.7. Damlatmalı filtrenin perspektif ve kesit görünüşü.....	43
3.8. Bir oksidasyon havuzunun şeması.....	44
3.9. Anaerobik çürüme evreleri.....	46
3.10. Su yumuşatma sistemi.....	57
3.11. Su demineralizasyonu a) Konvansiyonel, b) Karma yatak sistemi.....	57
4.2. Tam karışımli geri dönüşlü aktif çamur sürecinin akım diyagramı.....	68
7.1. Aktif çamur deney çalışma düzeneği akım şeması.....	102
7.2. Havalandırma tankının düşey kesiti.....	103
7.4. Çöktürme tankının kesiti.....	104
8.1. Birinci grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği.....	109
8.2. İkinci grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği.....	111
8.3. Üçüncü grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ artışı yüzdesi grafiği.....	113
8.4. Dördüncü grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği.....	115

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
3.1. Aerobik ve anaerobik arıtma sistemlerinin karşılaştırılması.....	47
3.2. Aktif karbonla tutulan atıklar.....	53
3.3. Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun karşılaştırılması.....	54
4.1. Çabuk bozunmaya direnç gösteren organik bileşiklerden bazıları.....	63
4.2. Nitrifikasyon için gerekli çamur yükleri.....	74
4.3. Çeşitli aktif çamur sistemleri için çamur yaşları.....	75
4.4. Son çökeltme havuzları için tipik dizayn kriterleri.....	79
5.1. Melasın normal bileşimi.....	82
5.2. EŞF melasının bileşimi.....	83
6.1. Şlempe, derişik şlempe ve NH ₃ eklenmiş derişik şlempe bileşimleri.....	91
6.2. K ₂ SO ₄ gübresinin bileşimi.....	94
6.3. Arıtım tesisi kademelerindeki kütle denklilikleri.....	99
6.4. 28.09.1993 Tarihinde EAF'den alınan kondensatın bileşimi.....	100
8.1. I. Grup deneylerdeki orjinal şlempe örneğinin bileşimi.....	108
8.2. I. Grup deneylerde 1,5 g/L kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan şlempe örneğinin bileşimi.....	108
8.3. I. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar.....	109
8.4. II. Grup deneysel çalışmalarda orjinal şlempe örneğinin özellikleri.....	110
8.5. II. Grup deneysel çalışmalarda kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempeinin özellikleri.....	111
8.6. II. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar.....	111
8.7. III. Grup deneysel çalışmalarda orjinal şlempe örneğinin özellikleri.....	112
8.8. III. Grup deneysel çalışmalarda kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempeinin özellikleri.....	113

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

<u>Çizelge</u>		<u>Sayfa</u>
8.9.	III. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar.....	113
8.10.	IV. Grup deneysel çalışmalardaki orjinal şlempe örneğinin özellikleri.....	115
8.11.	IV. Grup deneysel çalışmalarda NaOH ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempenin özellikleri.....	115
8.12.	IV. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar.....	115

SİMGELER DİZİNİ

SimgelerA  ı k l a m a

A	Çıkış akımındaki asetik asit derişimi (mg/L)
A ₀	Giriş akımındaki asetik asit derişimi (mg/L)
a	Deneysel sabit
b	Deneysel sabit
B _v	Organik yük (kgm ⁻³ gün ⁻¹)
C	Atıksuda adsorbe edilecek kirli maddenin derişimi (mg/L)
E	Arıtma verimi (%)
F	Birim zamanda tüketilen substrat niceliğı (kg/s)
K _s	Organizmanın karakteristik doygunluk katsayısı
k	Denyesel sabit
k _d	İç solunum katsayısı (kg MLSS/ (kg MLSS gün))
k ₁	1. Mertebeden tepkime hız sabiti
k ₂	2. Mertebeden tepkime hız sabiti
L	BOİ yükü (kg BOİ/gün)
L _s	Yüzey yükü (kg BOİ m ⁻² gün ⁻¹)
M	Sistemdeki aktif biyokütle niceliğı (kg)
n	Deneysel sabit
P	Polarizasyon
P _s	Aktif çamurun net büyüme hızı = Fazla çamur üretimi (kg MLSS/gün)
Q	Tesise gelen atıksu debisi (m ³ /st)
Q _B	Hidrolik yük (1/gün)
Q _b	Havalandırma tankına arıtılmak üzere gelen debi (m ³ /st)
Q _h	Havalandırma hızı (m ³ /gün)
Q _R	Havalandırma tankına geri verilen çamur akış hızı (m ³ /st)
R	Çamur geri dönüş oranı (%)

SİMGELER DİZİNİ (devam)

<u>Simgeler</u>	<u>A ç ı k l a m a</u>
S	Beşi maddesi derişimi (kg/m^3)
S_e	Sistem çıkışındaki besi maddesi derişimi (kg/m^3)
S_o	Havalandırmaya gelen BOİ değeri (kg/m^3)
T	Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$)
t	Bağımsız değişken olarak zaman
t_A	Gerçek bekleme süresi (st)
t_d	Teorik bekleme süresi (st)
t_r	Havalandırma tankında kalma süresi (st)
t_s	Çamur yaşı (gün)
X	Havalandırma tankında aktif çamur derişimi (g/m^3)
X_c	Arıtılmış çıkış akımında aktif çamur derişimi (g/m^3)
X_o	Başlangıçta çamur derişimi (g/m^3)
Y	Dönüşüm hızı (kg/m^3 , çamur) / (kg/m^3 , BOİ)
Y_s	Çamur verim katsayısı (kg MLSS/kg BOİ)
μ	Mikroorganizma özgül çoğalma hızı ($1/\text{Zaman}$)
μ_m	Sınırsız besi maddesi bulunduğunda özgül çoğalma hızı ($1/\text{Zaman}$)

<u>Birimler</u>	<u>A ç ı k l a m a</u>
-----------------	------------------------

cm	Santimetre
dk	Dakika
dm	Desimetre
g	Gram
Kg	Kilogram
L	Litre

SİMGELER DİZİNİ (devam)

BirimlerAçıklama

m	Metre
mg	Miligram
nm	Nanometre
s	Saniye
st	Saat

KISALTMALAR DİZİNİ

KısaltmalarA  ı k l a m a

AKM	Askıda katı madde (mg/L)
APHA	American Public Health Association (U.S.A)
AET	Avrupa Ekonomik Topluluğu
BOİ	Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
Bx	Briks (şekerli çözeltinin 100 kısmında bulunan kuru madde miktarını ifade eder) (%)
Ç.O.	Çözünmüş oksijen (mg/L)
EAF	Eskişehir Alkol Fabrikası
EŞF	Eskişehir Şeker Fabrikası
HTAK	Havalandırma tankında askıda katılar (mg/L)
İSKİ	İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
MLSS	Mixed liquor suspended solids (mg/L)
NATO	Kuzey Atlantik Paktı
rpm	Revolotion per minute (devir/dk)
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
STK	Sabit toplam katılar (mg/L)
SVI	Sludge volume index (L/kg)
TOİ	Toplam oksijen ihtiyacı (mg/L)
TOK	Toplam organik karbon (mg/L)
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
UAK	Uçucu askıda katılar (mg/L)
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
WPCF	Water Pollution Control Federation

1.GİRİŞ

Teknolojinin ilerlemesi, şehirleşme ve endüstrileşme gibi uygarlığın vazgeçilmez aşamaları doğanın dolayısıyla insanlığın başına çok ağır sorunlar zinciri getirmiştir. Çevre kirliliği de bu sorunların en önemlilerinden biri olarak ortaya çıkmıştır. Canlı yaşamının vazgeçilmez gereksinimlerinden olan su, hava ve toprak arasında sürekli bir ilişki ve hassas bir denge vardır. Bunlardan birinin bileşiminin değişmesi yani kirlenmesi diğerlerine de tesir ederek tüm çevrenin kirlenmesine neden olur.

17. Yüzyıla kadar yaşamış olan insanların medeniyeti, diğer bir deyişle teknolojisi insanları bazı hastalıklardan, açlıktan ve diğer felaketlerden koruyabilecek düzeye erişmemişti. Bu nedenle salgın hastalıklar, büyük kıtlıklar ve savaşlar nüfus artışını sınırlıyordu. Daha sonraları gerçekleşen sanayi devrimi ve yeni ilaçların icadı ile birlikte dünya nüfusu hızlı bir şekilde artmaya başladı. Dolayısıyla, insan faaliyetleri sonucu ortaya çıkan kirleticilerin cins ve miktarları da artarak, çeşitli şekillerde çevreye verilmeye başlandı. Bu kirleticilerle beraber, doğal kaynakların bilinçsiz kullanılması, çevrenin tabii yapısını ve ekolojik dengeyi değiştirdi veya bozdu. Bununla beraber, dünya nüfusundaki artış çevredeki bozulmanın tek sorumlusu değildir. Dünya gelirinin %75'inin, dünya nüfusunun %25'i tarafından kullanılmakta olduğu düşünülürse, çevre kirlenmesinin nüfus artışından ziyade tüketimin artmasından kaynaklandığı düşünülebilir.

İnsanoğlu, dünyada yararlanabileceği hammadde topluluklarını, bir mirasyedi açgözlülüğü ile türlü yöntemlerle kullandıktan sonra, yaşama zararlı katı, sıvı, gaz atıklar haline dönüştürerek, çevre kirlenmesi sorununu oluşturmakta ve gelecek nesiller için gerekli hammaddeleri sorumsuzca tüketmektedir.

Özellikle son yıllarda; nüfusun hızlı bir şekilde artması ve sanayi bölgelerinde yoğunlaşmasının yanında, ülkemizdeki bilinçsiz endüstrileşme çabaları, çevre sorunlarını ülkemiz için de gündeme getirmiştir. Sanayi kentlerinde yoğunlaşan nüfusun en önemli sebebi, köyden kente doğru hızlı bir nüfus göçünün yaşanmasıdır. Belli bölgelerdeki bu nüfus yoğunlaşması, oralardaki içme suyu, kanalizasyon ve arıtma gibi

temel altyapı hizmetlerinin talebin gerisinde kalmasına sebep olarak, ciddi çevre sorunlarını ortaya çıkarmıştır. Ayrıca, ülkemizde sanayileşmenin gelişmesiyle birlikte, sanayiden kaynaklanan çevre sorunları da artarak büyümeye başlamıştır.

Hızlı kentleşme, nüfus artışı ve sanayileşme sonucu; hava kirliliği, su kirliliği, toprağın kirlenmesi ve taşınması gibi çevre sorunları insanoğlunun yaşamını tehdit eder duruma gelmiştir. Bunun sonucunda dünya ülkeleri, çevrenin korunması yönünde kararlar ve etkin tedbirler almak durumunda kalmışlardır.

Globalleşen çevre kirliliği sorunu; yukarıda belirtilen zorlayıcı etkenlerden ötürü, başta Birleşmiş Milletlerin gündemine girmiş, Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) kurulmuş ve ardından, NATO, Avrupa Konseyi, OECD, AET vb. birçok uluslararası kuruluşlar çevre ile ilgili konularda kararlar almışlardır.

İnsanoğlunun, kirlenmemiş bir ortamda yaşama arzusu tabiatında olan bir olgudur. İnsanoğlunun, bu arzu doğrultusunda temiz bir çevrede yaşaması en doğal hakkıdır. Hiç kimsenin dikkatsizlik, ihmal, kasıt ve kar amaçlı olarak bu ortamı bozmasına izin verilmemelidir.

1.1. Suyun Önemi ve Kirliliği

Tüm canlı bünyesinin %75'ini suyun teşkil etmesi, dünyanın dörtte üçünün sularla kaplı olması ve bunun yanı sıra yeraltı su potansiyeli ile atmosferik suyu da göz önüne alacak olursak, suyun canlı yaşamı için taşıdığı önem açıkça görülebilir. Su; insanoğlunun yaşamı için hayati öneme sahip olduğu kadar ekonomik bir kaynak ve uygarlığın gelişmesinde önemli bir rol oynayan bir nimet olarak düşünülebilir. Günümüzde içmek için ve çeşitli alanlarda kullanmak için suda belirli standartlar aranmaktadır. Çünkü su kaynakları sürekli kirletilmekte, verimlilik ve özelliklerini yitirmektedir. Bu nedenlerden dolayı su kaynaklarının yalnızca varolması bir anlam ifade etmemekte, varolan bu su kaynağının doğal özelliklerini kaybetmemiş olması gerekmektedir.

Çevre kirliliği kapsamı içerisinde yer alan su kirliliği; su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif, ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen ve doğrudan ya da dolaylı yoldan biyolojik kaynaklardan, insan

sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde, suyun diğer amaçlarla kullanımında engelleyici bozulmalar yaratacak madde ya da enerji atıklarının boşaltılmasını içerir (Resmi gazete, 1988).

Bugün için su kirlenmesinin ana kaynakları; evlerden gelen kullanılmış sular ile sanayi kuruluşları tarafından su yataklarına verilen sıvı atıklardır. Bunların dışında, hidrolojik havzalardaki tarım sahalarından taşınan, azot ve fosfor bileşikler bakımından zengin sulama suyu sızıntıları, erozyon toprakları taşıyan yağış suları, gemi söküm yerleri, sahil doldurmaları ve katı atık boşaltılması gibi kirlletici kaynaklar sayılabilir (Karpuzcu, 1994).

Yeryüzünün herhangi bir noktasında bir yıl içinde hidrolik çevrim tarafından sağlanan su, o yörenin iklimsel özelliklerine bağlı olarak, kısıtlı bir miktardadır. Artan su ihtiyacı nedeniyle hızlanan su kirliliği, bu niceliksel kısıtın yanı sıra zamanla artan bir niteliksel kısıt doğurmaktadır. Bunun sonucunda insan yaşamı için vazgeçilmez ve ikame edilmez bir unsur olan suların kullanıma uygun olan kısmı giderek azalmaktadır. Bu olumsuz gelişmenin önlenmesi için, su kirliliğinin ciddi bir biçimde kontrol edilmesi ve kullanım sonucunda niteliği bozulan suların artırılarak hidrolojik çevrime iade edilmesi gereği ortaya çıkmaktadır.

Kullanılmış suların alıcı ortamlara verilmesi sonucunda ortaya çıkan en önemli sorunlardan biri de ötrofikasyondur. Sulara bakterilerin dengeli bir biçimde yaşayıp gelişmeleri için gerekli olandan çok miktarlarda besin maddesi (Azot, Fosfor) gelirse, aşırı besin maddeleri sudaki biyolojik yaşam için gübreleme etkisi yapar. Bu durumda su ortamında fotosentezle organik madde üretimi ve özellikle alg üremesi aşırı derecede artar. Böylece suya dışarıdan organik madde verilmemiş bile olsa kendiliğinden alıcı ortamda üreyen organik maddenin fazlalaşması oksijen derişiminde olumsuz etkiler yapar.

Su kirliliği sadece atıksularda alıcı ortamlara verilen çeşitli maddelerden kaynaklanmaz. Atıksuların içerdiği atık enerji de su kirliliğine neden olabilir. Su ortamlarının sıcaklığının artması, mevcut ekolojik dengelerin bozulmasına neden olur. Su ortamlarının sıcaklığının artması sonucunda bir yandan oksijen tüketimi, hızlanan biyokimyasal faaliyetler nedeniyle artarken, suların oksijen kazanma hızları yavaşlar.

Alıcı su ortamlarına organik kirlilik yükü vermekle, artık ısı vermek sonuçta aynı etkileri doğurur.

Evsel ve endüstriyel atık sular, alıcı su ortamlarına geldiklerinde onları büyük ölçüde kirllettikleri ve alıcı suyun eğlence ve dinlenme açısından kullanımını da büyük ölçüde engelledikleri söylenebilir. Kullanılmış atıksularla büyük ölçüde kirlenmiş boşaltım ortamlarında yüzme, su sporları, balıkçılık yapma olanakları çok kısıtlanır. Kirlenmenin artması ile de ortadan kalkar.

Kirlenmiş alıcı sular, bu suların değişik amaçlar için kullanımını da engeller. Endüstriyel su temini ve kentsel su temini için bu kirlenmiş alıcı su kaynaklarının artırılması gereklidir. Bu da büyük bir maliyet gerektirdiğinden alıcı su kaynaklarının kirlenmesi ekonomik açıdan da tutarlı değildir. Eğer alıcı su ortamı içme suyu temininde kullanılacaksa, içme suyu için gerekli sınırları sağlamak çok zor olur. Bu durumlarda, ileri arıtma yöntemleri gerekli olur ve artırılmış su maliyeti önemli ölçüde artar (Uslu, 1989).

1.2. Türkiye’de Su Kirliliğinin Yasal Durumu

Su kalitesi kriterleri, sularda bulunabilecek çeşitli kirlletici unsurların, insan ve canlı yaşam üzerindeki etkilerini, hangi konsantrasyonlarda ve hangi koşullar altında ne tür zararların oluşabileceğini belirleyen bilgilerdir. Bu bilgiler konuya ilişkin yeni bilimsel sonuçlar elde edildikçe revize edilir. Standartlar ise, kanun, yönetmelik ve tüzüklerle belirlenir. Standart koyma çalışmalarında büyük ölçüde kriterlerden yararlanılır.

Su kirliliğinin önlenmesi amacıyla ülkemizde ilk olarak 1971 tarih ve 1380 sayılı Su Ürünleri Kanunu çıkarılmıştır. Bu kanun tüm denizlerimizde ve iç sularımızda su ürünleri istihali ile ilgili hükümleri içermektedir (Anonim, 1971).

1982 Anayasasının 56. maddesinde ifade edilen “Sağlıklı bir çevrede yaşama” hakkı ve bu hakkı sağlayacak düzenlemeleri devletin yapma mecburiyeti ilk kez 2872 sayılı ve 1983 tarihli çevre kanunu ile yasal bir çerçeveye kavuşturulmuştur. Çevre kanunu 34 maddeden oluşmakta ve çevrenin korunmasını çok kapsamlı olarak ele almaktadır (Uslu, 1989).

İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) tarafından çıkarılan ve 13 Mart 1984 tarihli Resmi Gazetede yayımlanan “Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği” atıksuların kanalizasyon şebekelerine bağlanmalarına, kanalizasyon şebekesi bulunmayan yerlerde çevre kirlenmesine yol açmayacak bir düzeyde arıtılarak uzaklaştırma ve uygun alıcı ortama verilmeleri ile kanalizasyon şebekelerinin kullanım ve korunmasına ilişkin esas yöntem ve kısıtlamaları belirler (Anonim a, 1984).

4 Eylül 1988 tarihinde “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)” yayımlanmıştır. Bu yönetmeliğin amacı; ülkenin yeraltı ve yerüstü su kaynakları potansiyelinin her türlü kullanımının sağlanmasına ve su kirlenmesinin önlenmesinin ekonomik ve sosyal kalkınma hedefleri ile uyumlu bir şekilde gerçekleştirmek üzere su kirliliğinin kontrolü esaslarının belirlenmesi için gerekli hukuki ve teknik esasları ortaya koymaktadır. Yönetmelikte değişik endüstrilerin ölçülmesi gereken parametreleri ve bunların öngörülen sınır değerleri çizelgeler halinde verilmiştir (Anonim,1988).

Su kirliliğinin tespiti amacıyla uygulaması yapılan su ürünleri yönetmeliğinin 11. maddesine bağlı Ek-5 sayılı listede yer alan alıcı ortam kriterlerinin yanı sıra, kontrollerde kirletici kaynaklarının birbirinden ayırımlarını sağlamak ve deşarj işlemini bir esasa bağlamak üzere atıksu deşarj kriterleri geliştirilmiştir (Anonim, 1990).

12 Mart 1989 tarihinde SKKY’nin öngördüğü “İdari Usuller Tebliği” yayımlanmıştır. Bu tebliğin amacı SKKY’nin öngördüğü izin alma ve sorumluluk esasları ile ilgili idari usul ve uygulamaları düzenlemektir. Aynı tarihli “Suda Tehlikeli ve Zararlı Maddeler Tebliği” nin amacı ise SKKY’nin yeraltı ve yerüstü sularının korunması açısından, suda tehlikeli ve zararlı olarak kabul edilen maddelerle ilgili düzenlemeleri yapmaktır (Anonim,1989).

“Numune Alma ve Analiz Metotları Tebliği” 7 Ocak 1991’de yayımlanmıştır. Su ortamında kalitenin belirlenmesi, evsel ve endüstriyel atıksuların, atıksu altyapı tesislerine boşaltımında, alıcı ortamlarına deşarjda, atıksulardan veya su ortamlarından sürekli veya aralıklı olarak su numunelerinin alınması ve yönetmelikte denetimi istenilen kalite parametrelerinin ölçülmesi gerekmektedir. Bu numunelerde yapılacak analizler için sürekli veya aralıklı numune alma esaslarını ve kullanılabilecek analiz metotlarını tanıtmak amacıyla bu tebliğ hazırlanmıştır (Anonim,1991).

“21 Şubat 1992’de yayımlanan “Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Sirküleri”nin amacı, su ürünleri kaynaklarımızdan; ekonomik olarak yararlanmak, üretimi ve su ürünlerinin ihracatını artırmak için, deniz ve iç sularımızdaki su ürünlerinin kalite ve stoklarının korunması, ekonomik türlerin geliştirilmesi, suların kirlenmesinin önlenmesi ve su ürünlerinin plan hedeflerine uygun gelişmesinin sağlanmasıdır (Anonim,1992).

1.3. Çalışmanın Amacı

Eskişehir Şeker Fabrikası (EŞF)’nın yanında kurulan alkol fabrikası, şeker fabrikasyonunun teknik ve ekonomik koşullarıyla şuruplardan mümkün olan en fazla şeker kristali alındıktan sonra geriye kalan bir şurup olan melası, hammadde olarak almakta ve etil alkol fermantasyon metotları ile etil alkol üretmektedir. Alkol üretimi sırasında damıtma ünitesinden üst ürün olarak etil alkol, alt ürün olarak ise yüksek BOİ (50000-60000) ve KOİ (100000-120000) değerli şlempe atık olarak elde edilmektedir.

Yapılan çalışmada şlempenin havalı aktif çamur yöntemi ile arıtılabilirliği incelenmeye çalışılmıştır. Yapılan çalışmalar laboratuvar ölçeğindeki deney düzeneğinde gerçekleştirilmiş ve bazı parametreler değiştirilerek optimum arıtma koşulları sağlanmaya çalışılmıştır.

1.4 Daha Önce Yapılan Çalışmalar

Sales ve Valcarcel (1987), şaraptan damıtma yoluyla alkol üretiminde; damıtma kolonunun altından alınan şlempenin çürütücülerde aerobik arıtımı ve saflaştırma performansı için, optimum çalışma koşullarının sağlanması üzerinde birtakım çalışmalar yapmışlardır. Çamur döngüsünün olmadığı, tam karıştırmalı aerobik çürütücüler kullanılmış ve aktif çamur tekniğinden yararlanılmıştır. Çürütücüler termostatik banyolar sayesinde $25 \pm 1^\circ\text{C}$ optimum sıcaklığında sabit tutulmuştur. Sistemde nötrleştirilmemiş şlempe asitik ve nötrleştirilmemiş şlempeye 7N NaOH ilavesiyle elde edilen nötrleştirilmiş şlempe, paralel çürütücülerde aerobik arıtıma tabi tutulmuştur. Deneyler esnasında, hem santrifüj edilmiş, hem de santrifüj edilmemiş olan çıkış akımı analiz edilmiştir.

Santrifüj edilmemiş çıkış akımında KOİ ve BOİ uzaklaştırılması sırasıyla %70 ve %75 iken santrifüj edilmiş çıkış akımında ise %80 ve %85'e ulaşmıştır. Yapılan deneyler sonucunda, çıkış akımının santrifüj edilmesi sayesinde KOİ ve BOİ uzaklaştırılmasının arttığı; şlempenin nötrleştirildikten sonra sisteme besleme olarak verilmesinin, süreci basitleştirdiği ve işletme maliyetlerini düşürdüğü gözlenmiştir.

Taygun vd. (1977), şeker fabrikaları atıksularına eşdeğer kirlilikte kirli su hazırlayıp bu kirli suyun pilot tesislerde biyolojik arıtımını incelemişlerdir. Şeker fabrikaları atıksuları kullanım yerlerine göre içerisinde 0,5 ile 3,5 g/L şeker kapsadıklarından, bunların biyolojik arıtımının anaerob ve aerob olmak üzere iki kademede yapılması gerekmektedir. Ayrıca anaerob arıtım kademesi 1.Asidik Fermantasyon, 2.Metan fermantasyonu ve protein parçalanması olarak iki ayrı kademede olmaktadır. Çalışmada şeker fabrikaları atık sularının biyolojik anaerob arıtımının, tek kademeli mi, yoksa iki kademeli mi yürütülmesi, biyolojik arıtımı kolaylaştırır düşüncesiyle deneyler ve analizler yapılmıştır. Yapılan deneyler sonucunda iki kademeli anaerob arıtımın pek önemli bir fayda sağlamayacağı ve ayrıca ekonomik bir yöntem olmadığı görülmüştür.

Diğer bir çalışmada, Musul'daki şeker endüstrisi atıksuyu karakter belirleme çalışmaları yapılmış ve atık su kalitesi parametrelerindeki değişimler belirlenmiştir. Katılarda herhangi artma veya azalmanın atıksudaki askıda katıların organik yapısından dolayı KOİ değerine yansıdığı görülmüştür. Havalı ortamda tam karıştırılmalı kesikli reaktör kullanılarak kinetik katsayılar, bilinen matematiksel yöntemler yardımı ile KOİ değerlerine bağlı olarak hesaplanmıştır (Ahmed And Mahmoud, 1982).

Costa Reis ve Sant'Anna (1985), yaptıkları çalışmada fermantasyona uğratılmış şeker kamışı öz suyundan meydana gelen ve şlempe olarak bilinen yüksek KOİ içeriğine sahip olan atıksuyu arıtmaya çalışmışlardır. Bu çalışmada KOİ'nin %90'nının uzaklaşması için sistemde anaerobik filtreler de kullanılmıştır. Buradaki temel düşünce, anaerobik filtre ve aerobik dolgulu yatak reaktörlerinin birleştirilerek şlempenin arıtımının gerçekleştirilmesi olmasına rağmen, ham şlempe seyreltilerek KOİ değeri, anaerobik reaktör çıkışındaki KOİ seviyesine getirildikten sonra aerobik arıtım gerçekleştirilmiştir. Laboratuvar ölçeğinde, şlempenin arıtımında dolgulu yatak reaktörünün etkinliğini belirlemek amacıyla bir takım deneyler yapılmıştır. Deneylerde

kullanılan dolgulu yatak reaktörünün; yatak yüksekliği 55cm ve iç çapı 14cm olacak şekildedir. Reaktörün alt kısmındaki camdan yapılmış gözenekli difüzleyici; sıvı fazın türbülans ve havalandırılmasının, ayrıca reaktör içindeki küçük hava kabarcıklarını sağlamak amacıyla kullanılmıştır. Yatak 2-3,5 cm arasında değişen çaplara sahip olan küresel yüzeyli, gözenekli taşlardan oluşmuştur. Deneysel çalışmalara 20 günlük ortama alıştırma periyodundan sonra başlanmıştır. Ortama alıştırma süresince, dolgu ortamının biyokütle ile kaplandığı ve KOİ uzaklaştırma etkinliğinin sabit kaldığı gözlenmiştir. Deneylerde değişken olarak, sıvı faz alıkonma zamanı ve hava akış hızı alınmıştır. Yapılan deneylerden sonra; KOİ uzaklaştırılması üzerine, sıvının alıkonma zamanının etkisinin, alıkonma zamanı 10 saatten büyük olduğu zaman daha az dikkate değer olduğu, 8-12 saatlik zaman için etkinliğin %60-70 arasında olduğu gözlenmiştir. Bu orta seviyedeki etkinlikler, yüksek organik yükleme ile elde edilmiştir.

Zhao ve Qui (1991), yaptıkları çalışmada toplam hacmi 300L ve akışkan yatak hacmi 120L olan pilot ölçekteki anaerobik akışkan yataklı reaktör ve birisi laboratuvar ölçekte diğeri pilot ölçekte (çalışma hacmi 50-300L) iki biyodisk reaktöründe şlempe muameleye uğratılmıştır. Reaktöre beslenen şlempe 20-25°C sıcaklıkta pH 4-5 arası ve içinde bulunan askıda katılar 11 g/L, KOİ ise 60-70 g/L'dir. Anaerobik reaktörde toplam KOİ'nin % 60-70'i uzaklaştırılmıştır. Aerobik reaktör için 2 gün alıkonma süresi sabittir. Laboratuvar ölçeğinde şlempe 5 gKOİ/L olacak şekilde seyreltilerek sürekli olarak beslenir. Buradaki artım sonucunda KOİ'nin % 65-70'i BOİ'nin ise % 95'i uzaklaştırılmıştır. Pilot ölçekteki reaktöre seyreltilmemiş şlempe beslenmiştir. Deneysel çalışmalar sonucunda bu reaktördeki KOİ giderimi % 40-50, BOİ giderimi ise % 60-70 oranında olmuştur.

Sales ve Valcarcel (1987), birlikte yapmış oldukları başka bir çalışmada, alkol fabrikası tarafından geniş hacimlerde oluşturulan, yüksek organik içeriğe sahip olan şlempenin karakteristiğinin ve doğasının belirlenmesi, artırılabilmesi için artım tekniklerinin uygulanabilirliği ve kullanılabilir ürünler kazanımıyla ilgili konular üzerinde durmuşlardır. Şlempenin artımı fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik artımdan meydana gelmiştir. Şlempenin karakterini belirlemek amacıyla, damıtma işleminde hammadde olarak şarap ve lies'in (şarabın damıtılmasından elde edilen alt ürün)

kullanıldığı alkol fabrikalarından alınan şlempe ile çalışılmıştır. Farklı damıtma sistemlerinden alınan değişik şlempe tiplerinin her biriyle yapılan çalışmalar sonucunda; şlempenin asidik olduğu, şlempede mevcut olan yüksek KOİ ve BOİ değerlerinin yüksek seviyede organik maddeyi gösterdiği uçucu katıların toplam katının %70-80'nini oluşturduğu, şlempenin toplam ve organik azot içeriğinin şarap içindeki protein maddesi ve maya hücreleri ile tamamen alakalı olduğu sonucuna varılmıştır. Şarap ve lies şlempesinin fiziksel-kimyasal arıtımı NaOH ve Ca(OH)_2 ile kimyasal çökeltme, FeCl_3 ile yapılan kimyasal çökeltme, tekrar santrifüjleme, sepiolit, bentonit ve aktif karbon ile adsorbsiyon, 60°C 'deki vakum buharlaştırıcısında derişik hale getirme kademelerinden oluşmuştur. Santrifüj edilmiş lies ve şarap şlempesi organik yükleme ve karakter açısından birbirine benzemektedir. Bu açıdan her iki şlempe tipinin enerji verimi ve arıtımı açısından birbirine benzer olduğu farz edilerek sadece şarap şlempesinin kullanılmasıyla mikrobiyolojik arıtımla ilgili çalışmalar basitleştirilmiştir. Şarap şlempesinin anaerobik olarak çürütülmesinde, optimum alıkonma zamanı altı gündür. Bu alıkonma zamanı ile yürütülen deneyler sonucunda; pH değerinin 5 civarında kararlı hale geldiği, düşük uçucu asit değerinin yaklaşık litre başına 0,8 g asetik asit olduğu, KOİ ve BOİ uzaklaştırılmasının %82-88 arasında elde edildiği sonucuna varılmıştır.

Şarap şlempesinin aerobik olarak çürütülmesinde ise optimum alıkonma zamanı sekiz gün olup pH değeri 6,5 ve 8,0 civarında kararlı hale geldiği KOİ ve BOİ uzaklaştırılmasının %78-86 arasında olduğu, çürütücü içindeki çözünmüş oksijen seviyesinin litre başına 1 mg oksijenden daha büyük olduğu sonucuna varılmıştır.

Sauza ve Fuzara (1990) birlikte yapmış oldukları çalışmada Brezilya'da şeker kamışından her yıl $1.2 \cdot 10^{10}$ litre alkol üreten fabrikanın atığı olan şlempenin UASB (Upflow Anaerobik Sludge Blanket =Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Örtülü) reaktöründe termofilik anaerobik olarak çürütebilirliği üzerinde durmuşlardır. Burada gaz geri kazanımı, şlempe arıtımı ve arıtım şartları için mezofilik anaerobik çürütme, uygun olmayan ekonomik dengeye sahip olduğundan dolayı tercih edilmemiştir. Deneysel çalışmalar, paslanmaz çelik ile ceketlendirilmiş, dayanıklı plastik maddeden yapılmış olan 75m^3 net hacimli UASB reaktöründe gerçekleştirilmiştir. Aynı zamanda bu reaktör 6m yüksekliğinde olup 4m'lik bir çapa sahiptir. Gerçek boyutlara sahip bir

tesis gibi çalıştırılan bu büyük pilot tesiste bulunan UASB reaktöründe, aşılama çamuru olarak; mezofilik olarak çürütülmüş pis su çamuru ve inek gübresi karışımı kullanılmıştır. Reaktör 280 gün boyunca çalıştırılmış ve organik yükleme hızı $25-30 \text{ kgKOİm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ aralığında muhafaza edilmiştir. %72'lik KOİ uzaklaştırması ve $10 \text{ Nm}^3\text{gazm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ 'lük biyogaz üretim hızına ulaşılmıştır. Çamur granülasyonunun öncesinde ve sonrasında elde edilen sonuçlar arasında yapılan karşılaştırmalardan, granülasyon işleminin süreç kararlılığı için gerekli olduğu sonucuna varılmıştır.

Yapılan başka bir çalışmada, laboratuvar ölçeğinde, sürekli karıştırılmalı reaktör kullanılarak alkol fabrikasından alınan şlempenin asitleşme evresinde anaerobik fermentasyonu gerçekleştirilmiştir. Sürekli karıştırılmalı reaktörde, yoğun karıştırma manyetik karıştırıcılarla sağlanmıştır ve dış taraftaki su ceketini ile sıcaklık 35°C 'de muhafaza edilmiştir. Bir yıllık sürekli çalışma periyodu esnasında reaktör 2 tipte atıksuyla beslenmiştir. Atıksu A; şeker kamışı suyunun damıtılmasından elde edilen şlempe ve atıksu B; melasın damıtılmasından elde edilen seyreltik şlempedir. Seyreltme işlemi, besleme akımında 10 g/L civarında olan organik madde içeriğini sabit tutmak amacıyla yapılmıştır.

Atık suların pH'ı sodyum bikarbonat ilavesi ile 5,0-5,5 olacak şekilde ayarlanmıştır. 4°C 'de depo edilen şlempe soğutucudan reaktöre pompalanmıştır. Üretilen gaz ise Mariotte şişesinde toplanmıştır. Yukarı akışlı anaerobik reaktörün düşük bölgelerinden alınan biyokütle, asitleşme reaktörü için aşı olarak kullanılmıştır. Deneylerin gerçekleştirilmesi esnasında, değişken parametre olarak hidrolik alıkonma zamanı kullanılmış ve hidrolik alıkonma zamanı 8,2-15,7 saat arasında değişen değerler almıştır. Deneysel çalışmalar sonunda; organik maddeler, organik asitlere tamamen dönüştüğünden dolayı KOİ uzaklaştırılmasının asitleşme evresinde düşük olduğu gözlenmiş, %5-11 arasında KOİ uzaklaştırılmasına ulaşılmış, hidrolik alıkonma zamanının ve şlempe tipinin etkisinin dikkate değer olmadığı sonucuna varılmıştır. Ayrıca gaz üretimi, deneysel çalışmaların hepsinde $57-1,39 \text{ L}_{\text{gaz}}/(\text{L}_{\text{reaktör}} \text{ gün})$ arasında değerler almış olup hidrolik alıkonma zamanı ile görünür bir ilişkisi olmaksızın oldukça düşüktür. Uçucu asitlerin tamamının üretimi $\Delta A = (A - A_0)/A_0$ eşitliği ile ifade edilmiştir. Burada A ve A_0 sırasıyla çıkış ve giriş akımlarının asetik asit derişimidir. ΔA ,

A₀ tarafından muntazam bir şekilde etkilendirilmiş gibi görünmektedir ve bu durum bütün deneysel veriler analiz edildiği zaman doğrulanmıştır. Reaktör akımlarının kalitatif bileşimine bakıldığında ise en önemli ve çok olan bileşen asetik asittir. Bunu propiyonik ve valerik asit izlemiştir. Ayrıca toplam asit derişiminin, çıkış akımında %50 daha fazla olduğu gözlenmiştir (Machado and Sant'anna, 1987).

Tielbard (1992), Hindistan ve Venezuela'daki şeker kamışı melasından alkol üreten fabrikaların atığı olan şlempenin, UASB reaktöründe ayrı ayrı arıtılması üzerinde durmuştur. Atıksu UASB reaktörüne girmeden önce askıda katıların ve yağların uzaklaştırılması, ayrıca sıcaklığın ayarlanması için genellikle ön arıtıma tabi tutulmuştur. pH ayarlanması ve gerektiğinde besi maddesi ilavesi için tamponlayıcı tankta toplanmış ve ön asitlendirme işleminden geçirilmiştir. Söz konusu reaktörde, kalınlığı 1-3 m arasında değişen biyokütle değişik bakteriler içermektedir. Bu bakteriler organik kirleticileri; hidrojen, karbondioksit, alkol ve uçucu yağ asitleri gibi ara ürünler yardımıyla tamamen metan ve karbondioksit'e dönüştürürler. Metan ve karbondioksit karışımı olan biyogaz ise reaktörün tepesinden uzaklaştırılmıştır. UASB reaktöründe deneylerin sürdürülmesi esnasında; ham atıksuyun mümkün olduğunca reaktörün alt yüzeyine dağıtılmasına ve biyokütle ile iyi bir şekilde temas etmesine dikkat edilmiştir. Bakteriler için pH 6,5-7,5 ve sıcaklığın 33-38°C arasında olmasına dikkat edilmiş, yeterli besi maddesi ve mikro besi maddelerinin ilavesi, ön asitleştirmenin uygun seviyesi, zehirlenmenin olmaması gibi uygun koşullar sağlanmıştır. Hindistan şlempesi ile yapılan çalışmada; 10 kgKOİm⁻³gün⁻¹'lük hacimsel yükleme hızı ve 50.000 mg/L'ye seyreltilmiş giriş akımı sayesinde yaklaşık %70'lik KOİ uzaklaştırma etkinliği elde edilmiştir. Venezuela şlempesi ile yapılan çalışmada ise; 16-18 kgKOİm⁻³gün⁻¹'lük hacimsel yükleme hızı ve 25.000-30.000 mg/L'lik giriş KOİ'si ile %65-70'lik uzaklaştırma etkinliğine ulaşılmıştır.

S.Riera vd. (1985), birlikte yapmış oldukları çalışmada, Arjantin'de şeker kamışı melasının fermentasyonu ile alkol üreten fabrikanın damıtma bölümünden alınan yan ürün olan şlempenin, UASB reaktöründe anaerobik olarak arıtımını konu olarak almışlardır. 1m yüksekliğine ve 0,39 m'lik iç çapa sahip olan reaktör, galvanize edilmiş demir levhadan yapılmıştır. Sıcaklığı kontrol etmek amacıyla ceketle çevrelenmiştir.

Ceket içindeki suyun sirkülasyonu sayesinde sıcaklık, 40 ± 2 °C'de muhafaza edilmiştir. Reaktörün 85 litresini çürütücü bölümü, 15 litresini çöktürücü ve 20 litresini de gaz boşluğu oluşturmuştur. Sistem peristaltik pompa yardımıyla sürekli beslenmiştir. Aşılama işlemi uzun bir zaman sürecinde şlempe ile beslenen daha küçük ve benzer bir sistemden alınan çamurla gerçekleştirilmiştir. Şlempe kullanılmadan önce 1/2 oranında demineralize edilmiş suyla seyreltilmiş ve Na_2HPO_4 olarak 0,2g P/L oranında besi maddesi ilave edilmiştir ve pH ayarlanması yapılmamıştır.

Çalışmalar devam ederken gaz miktarı ve bileşimi, akış hızı, pH ve sıcaklık günlük olarak kaydedilirken, uçucu yağ asitleri her iki günde bir ölçülmüştür. 205 cm yüksekliğinde ve 3,5 cm çapında bir cam kolondan yararlanılarak çamur taneciklerinin çökme hızı belirlenmiştir. Sistem 170 gün sonunda seyreltilmemiş şlempe ile çalıştırılmıştır. Besleme olarak, seyreltilmemiş şlempe kullanıldığında, seyreltilmiş şlempe ile ulaşılandan daha düşük yükleme hızı kullanılsa da propiyonik ve asetik asit derişimlerinde çok büyük bir artış gözlenmiştir. Ayrıca gaz üretimi organik yükleme hızı ile artmıştır. Reaktörün hacmi başına 9 hacim gaz üretimi ile maksimuma ulaşılmıştır ve ortalama üretim $396 \pm 35 \text{ L}_{\text{biyogaz}}/\text{kgKOİ}_{\text{bes}}$ olarak kaydedilmiştir. Söz konusu şartlar altında ön arıtım olmaksızın UASB reaktöründe atığın KOİ içeriğine %75'lik bir azalma gözlenmiştir. Bütün durumlarda, yüksek yükleme hızını ($20 \text{ gKOİ L}^{-1} \text{ gün}^{-1}$) ün üzerinde) elde etmek için 1/2 oranında şlempenin seyreltilmesine izin verilmiştir.

Daryapurkar vd. (1991), Hindistan'da bulunan şeker kamışı melasından alkol üreten fabrikadan alınan atık suyun işletme ölçeğinde, plastik dolgulu, sabit filmlili aşağı akışlı anaerobik filtreler yardımıyla arıtımı üzerinde durmuşlardır. Alkol fabrikasında üretilen alkolün litresi başına 15 L civarında şlempe oluşmaktadır. Şlempe koyu kahverengi renkte olup % 6 organik madde ve % 3 inorganik madde içermektedir. Ayrıca 40.000 mg/L civarında BOİ ve 100.000 mg/LKOİ değerine sahiptir. Bu özelliklere sahip olan şlempe, damıtma kolonunun altından alındığında, sıcaklığı 110 °C civarındadır. Süreç mezofilik aralıkta çalıştırıldığından dolayı şlempenin sıcaklığı ya tek etkili ısı değıştiricilerde ya da iki etkili ısı değıştiricilerde 35 °C'a düşürülmüştür. Reaktörün çalıştırılması üç evrede gerçekleştirilmiştir. Kültür transferi veya aşılama için filtrenin hazır hale getirilmesi ön çalıştırma evresinin esas amacı olmakla beraber, aynı

süreçle çalışan başka bir tesisten alınan derişikleştirilmiş aşılama kültürü ile filtrenin aşılama da aşılama evresinde gerçekleştirilmiştir. 20 günlük aşılama evresinden sonra, 100 m³ nötrleştirilmiş şlempenin filtreye beslenmesi ile çalışmalar başlamıştır. Filtre 80000 mg/L'lik giriş akımı KOİ'si yani 18000 kgKOİ/gün'lük yüklemeye 225 m³/gün'lük akış için dizayn edilmiştir. Fakat gerçek şartlarda şlempenin ortalama KOİ değeri 100000 mg/L civarında bulunmuştur. Dizayn için kullanılan 18000 kg/gün'lük KOİ yüklemesi ile karşılaştırma yapılırsa KOİ yüklemesi 22500 kg/gün olacaktır. Bu filtre 225 m³/gün'lük akış ve 22500 kg/gün'lük organik yüklemeye beslendiğinde sistemde % 80'nin üzerinde BOİ giderimi gerçekleşmiştir. İşletme sonuçları sisteme % 125'e kadar aşırı organik yükleme verilebileceğini ve şok yüklemeler gibi oldukça sert aşırı hidrolik yüklemelere karşı da dayanıklı olduğunu göstermiştir.

Kaçar (1995), tarafından yapılan çalışmada, Eskişehir Alkol Fabrikası Şlempe Arıtım Tesisi atığı olan kondensatın aktif çamur yöntemi ile arıtımı incelenmiştir. Bu çalışma laboratuvar ölçekli bir aktif çamur deney düzeneğinde yürütülmüştür. Yapılan çalışmadaki sonuçlar, sistem yatışkın duruma eriştikten sonra çökeltme tankının üstünden taşan arıtılmış su örnekleri alınmış, santrifüjleme işlemine tabi tutulmadan önce ve sonraki örnekler analiz edilerek bulunmuştur. Bu çalışmada besleme hızı, kalma süresi ve çamur geri devir oranı sabit tutulmuştur. Fakat deneyler farklı organik yükleme hızlarında yürütülmüştür. Bu çalışmada 13,92 kgm⁻³gün⁻¹ değerinde olan en düşük organik yükleme hızında, ortalama %60'lık KOİ giderimi ve % 40'lık BOİ giderimi ile en iyi arıtım gerçekleştirilmiştir.

Yapılan başka bir çalışmada, işletme ölçeğinde anaerobik aşağı akışlı, durgun sabit filmli reaktör kullanılarak, beyaz şaraptan kanyak üreten alkol fabrikasının atığı olan şlempenin arıtımı ile ilgili olarak, dört yıllık bir çalışma yapılmış ve dört yıl boyunca her yıl sonunda bu geniş tesisin arıtım performansları karşılaştırılmıştır. Damıtma kolonunun altından alınan şlempe ve yüksek katı içeriğe sahip olan posa (lees), Revico anaerobik arıtım tesisinde bulunan 2000 m³ hacimli çökeltme tankına gönderilmiştir. Fakat posanın hacmi arıtıma tabi tutulan toplam hacmin % 10'nu aşmamaktadır. Karışımdan çöken katılar 4000 m³ hacme sahip olan tam karıştırmalı reaktörde arıtılmıştır. Şarap şlemmesi olarak adlandırılan üste kalan sıvı ise çökeltme

tankından alınarak, anaerobik aşağı akışlı, durgun sabit filmlı reaktörde arıtıma tabi tutulmuştur. Söz konusu reaktörden alınan çıkış akımı ileri biyolojik aerobik arıtıma gönderilmeden önce gaz-sıvı ayırıcısı ve çökeltme tankından geçirilmiştir. Ayrıca gaz-sıvı ayırıcısı tam karıştırmalı reaktörden gelen çıkış akımını da almıştır. Bu durumda aşağı akışlı, durgun sabit filmlı reaktörün performansı belirlenirken sadece 2000 m³ hacimli çökeltme tankı çıkış akımının dikkate alınması hatalı olur. Dört yıllık bir işlemten sonra, Revico tesisinde bulunan sabit biyokütle çürütücüsü ile % 90-95'lik KOİ giderimi ve 9-11 kgKOİm⁻³gün⁻¹ arasında değişen organik yükleme ile uygun fermantasyon rejimi elde edilmiştir. Substrat için en uygun aşının seçimi laboratuvarında yapılan testlerden sonra gerçekleştirilmiştir ve çürütücüler tam karıştırmalı reaktörden alınan çamurla aşılanmıştır. Altı aylık bir duraklamadan sonra çürütücülerin tekrar hızlı bir şekilde çalıştırılması sağlanmış, bir ay içinde önceki dönemlerde elde edilen maksimum organik yüklemeye ulaşılmıştır. Bu şekildeki çürütücülerde işletme parametreleri olan organik yükleme, üretilen gaz, pH, toplam uçucu asitler ve alkalilikte meydana gelen değişiklikleri gözlemek için günlük analizlerin gerekli olduğuna karar verilmiştir (Racoult,1990).

Yapılan başka bir çalışmada, gerek şlempenin kısmi arıtımı gerekse torula mayasının üretilme koşullarının saptanması için araştırmalar yapılmıştır. Bu araştırmalar Şeker Enstitüsü tarafından gerçekleştirilmiştir. Çalışmalarda Eskişehir Alkol Fabrikasından atılan şlempe kullanılmıştır. Önce şlempede bulunan ve mayanın üremesine etkili olabilecek maddelerin analizi yapılmıştır. Ayrıca aminoasitlerin miktarı kağıt kromatografisi ile tayin edilmiş bu tayin esnasında glikoz, früktoz ve xylose'nin oldukları da saptanmıştır. Çalışmalar enstitüde yapılan bir kendi hava emişli test fermantöründe sürdürülmüştür. Mayaların çoğalması için gerekli olan fakat şlempede yeteri kadar bulunmayan azot ve fosfat tuzları sürekli olarak ilave edilmiştir. Sistemde pH, sıcaklık, besi tuzları ve şlempenin beslenmesi ölçülmüş ve kontrol edilmiştir. Bu çalışmalarla en yüksek maya verimi için gerekli koşullar saptanmıştır. Bu yolla şlempenin % 40 civarında arıtıldığı ve bir litre 9 Bx'li şlempeden 14 g kuru maya üretilebileceği saptanmıştır (Işık, 1977).

Köhler (1973), şlempenin anaerob arıtılması ile ilgili yaptığı çalışmalar sonucunda anaerob kontakt-çürüme yöntemi geliştirmiştir. Kontakt-çürüme yönteminin bilinen yöntemlerden üstünlüğü, bakteri taşıyabilecek uygun katı maddeler kullanmak ve bunları dekantörde çöktürdükten sonra fermentöre geri vermektir. Şlempede bakterileri taşıyabilecek belirli miktarda katı maddenin bulunması daha iyi bir arıtım yapılmasını sağlamaktadır. Katı madde olarak odun talaşı veya benzerinin fermentöre ilavesi tavsiye edilmektedir. Köhler geliştirdiği kontakt-çürüme yönteminde böyle katı maddeler kullanmıştır. Bu çalışmalarda tek kademeli ve iki kademeli anaerob koşullar incelenmiş ve şu arıtım verimi elde edilmiştir. İki kademeli olanda % 90-97, tek kademeli olanda ise % 80-90 arıtım sağlanmıştır. Tek kademeli kontakt-çürüme yönteminde fermentörün bir metre küpünde bir günde 2,5 kg BOİ parçalandığı halde çift kademelide 3,2-3,5 kgBOİ/m³ gün kirlilik parçalanmıştır. Tek kademelide bekleme süresi 3,5-4,5 gün çift kademelide ise 6-7 gün olmuştur.

Özdemir (1990), bir kağıt fabrikası endüstriyel atıksuyunun arıtılabilirliğini incelemiştir. Bu çalışmada, alınan atıksu örneklerinin arıtım tesisi, pıhtılaştırıcı kullanımına dayandığı için, önce bazı pıhtılaştırıcılar yedi değişik dozda denenmiştir. Yürütülen çalışmada ikinci olarak aktif karbon ve linyit kömürü külü ile adsorpsiyon deneyleri yürütülerek sonuçlar bulunmuştur. Son olarak da aktif çamur arıtım yöntemi uygulanmıştır. Aktif çamur yöntemi ile biyokimyasal arıtım işlemi, uygulanan koşullarda, ham atıksu az kirli olduğunda tek başına deşarj edilebilir nitelikte atıksu arıtılmıştır. Bununla birlikte ham atıksu çok kirli olduğunda aktif karbon takviyesi ile dahi istenilen nitelikte arıtım sağlanamamıştır. Bu işlemi izleyen küçük dozda bir Al₂(SO₄)₃18H₂O ile pıhtılaştırma-yumaklaştırma işlemi çok yüksek nitelikte bir arıtım sağlamıştır.

Selek (1988), tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, Eskişehir'in bazı evsel ve endüstriyel atıksularının aktif çamur yöntemi ile birlikte arıtılmasının deneysel olarak incelenmesini amaçlamıştır. Endüstriyel atıksular, Sümerbank Basma Fabrikası, Türkiye Lokomotif ve Motor Sanayii A.Ş., Organize Sanayii Bölgesi ve Şeker Fabrikasının Porsuk çayına karışma noktalarından alınmıştır. Arıtım öncesi çözünmüş oksijen, pH, sıcaklık, biyokimyasal oksijen ihtiyacı, kimyasal oksijen ihtiyacı, toplam ve askıda

katılar, azot ve fosfor tayinleri yapılmış ve endüstriyel atıksular için yağ ve gres, siyanür ve bazı ağır metal tayinleri de yapılmıştır. Çalışmada klasik aktif çamur sistemlerinin laboratuvar ölçeğinde bir benzeri olan deney düzeneği kullanılarak (Hava ile karıştırılan sürekli tam karıştırılmalı akım reaktörü), biyolojik arıtmadan önce mekanik arıtma sağlanmış ve sistem yatışkın duruma (steady-state) eriştikten sonra, çöktürücü üzerinden taşan arıtılmış su örnekleri alınarak analiz edilmiştir. Besleme hızı, dolayısıyla kalma süresi ve çamur geri devir oranı sabit tutulmuş, evsel atıksulara artan oranlarda endüstriyel atıksular karıştırılarak arıtma deneyleri yürütülmüştür. Sonuçta, tüm deneylerde beş günlük BOİ giderimi % 80-96 ve KOİ giderimi % 86-98 dolaylarında olduğu, askıda katılarda, toplam katılarda ve renkte önemli ölçüde giderim sağlanmıştır.

Huss ve Skogmen (1975), İsveç'teki bir maya fabrikasında çıkan şlempe için yeni bir sistem geliştirmişlerdir. Bu sisteme göre şlempe önce anaerob tanklarda çürütülerek metan gazı üretilir. Buradan çıkan kirli sudaki azotlu organik maddeler, özellikle betain ve amonyuma indirgenecek şekilde işleme devam edilir. Daha sonra çürütülmüş suya kireç ilave edilerek ortam kalevi yapılır. Kalevileştirilmiş su Strippkolonn'a gönderilir, burada içindeki amonyanın % 80'i uçurulur. Çıkan amonyak absorplama kulesinde amonyum sülfat şeklinde tutulur. Bu tuz maya fabrikasında besin maddesi olarak tekrar kullanılır. Buradan çıkan kirli su aktif çamurla arıtılan sisteme gönderilir, sistemden çıkan aktif çamurlu su dekantöre gider. Burada ayrılan çamurun bir kısmı aerob kademeye bir kısmı da anaerob kademeye geri gönderilir. Böylece artan aktif çamur miktarı da çok azaltılmış olur. Sonuç olarak BOİ'in % 99 arıtılmasına karşın çamur miktarı; 1 kg BOİ için 0,1 kg'dır.

Burada kısaca bilgi verilen çalışmalar, daha önce bu konu ile ilgili yapılan çalışmaların ancak küçük bir bölümüdür. Günümüzde de şlempenin değerlendirilmesi ve arıtılması konusu, üzerinde çalışılmakta olan araştırma alanlarından birisidir.

2.ATIKSU ÖZELLİKLERİ

Atıksu fiziksel, kimyasal ve biyolojik unsurlar içermektedir. Atıksu arıtımını gerçekleştirebilmek için atıksu miktarlarının ve içerdikleri kirletici unsurların konsantrasyonlarının ayrıntılı bir biçimde bilinmesi gereklidir. Bu kirleticilerin konsantrasyonlarına bağlı olarak, atıksu; kuvvetli, orta veya zayıf olarak sınıflandırılır. Atıksu özelliklerinin bilinmesi, uygulanacak arıtma teknolojilerinin seçimlerinin yapılması ve arıtma ünitelerinin boyutlandırılması açısından büyük önem taşır. Yeni kurulmakta olan endüstriler için yapılacak arıtma tesislerinde gerekli olan bilgiler, benzer özellikler taşıyan ve benzer üretim teknolojiler uygulayan endüstrilerde, arıtma konusunda elde edilen deneyimlerden hareket ederek bulunur.

Bu bölümde atıksuların özelliklerinin belirlenebilmesi amacıyla bazı temel parametreler açıklanacaktır.

2.1. Fiziksel Özellikler

Atıksuyun en önemli fiziksel özelliği; su yüzeyinde yüzen, su içerisinde askıda kalan, kolloid ve çözünmüş halde bulunabilen toplam katı madde içeriğidir. Diğer fiziksel özellikler, sıcaklık, bulanıklık, renk ve kokudur.

2.1.1. Katı maddeler

Genelde evsel atıksular, taşınan su miktarıyla mukayese edildiğinde çok az miktarda katı madde ihtiva ederler. Ortalama olarak katı maddenin atıksulardaki konsantrasyonu 500 mg/L'dir. Katı maddelerin yaklaşık yarısı çözünmüş halde, dörtte biri askıda ve dörtte biride çökebilir durumdadır.

Atıksuda katı maddelerin toplamı, yani buharlaştırıldıktan sonra bir numunede geri kalan katı maddelerin miktarı, genellikle, ölçülmesi gereken önemli bir özelliktir. Toplam katı maddeleri; uçucu ve sabit katı maddeler diye alt bölümlere ayrılmaktadır. Uçucu katı maddeler, genel olarak atıksulardaki organik maddeleri, sabit katı maddeler ise inorganik maddeleri temsil etmektedir. Böylece, uçucu katı maddeler atıksuyun

kirlilik derecesinin, yani atıksuyun bozulmasıyla ortaya çıkabilecek sorunların bir ölçüsüdür.

Bu sınıflamadan başka atıksuda katı maddelerin sınıflandırılması; askıdaki katı maddeler ve çözünmüş katı maddeler olarak iki grupta yapılabilir. Arıtma işlemlerinin çoğu, askıdaki katı maddeleri ve uçucu çözünmüş katı maddeleri uzaklaştırmak için tasarlanabilir. Kolloid halinde katı maddeler; yani çok küçük tanecikler halinde olanlar, çözünmüş katı maddeler sınıfında sayılabilir. Bunlar çoğu zaman, ikinci arıtma işleminde uzaklaştırılır.

Çökebilir katı maddeler; çökeltme işlemi sırasında uzaklaştırılabilen maddelerdir. Çökeltme işlemi sırasında oluşacak çamur miktarının ölçüsünü vermektedirler. Genelde arıtma tesislerinin kontrolü için yapılan belli başlı katı madde analizleri; çökebilir katı maddeler, askıdaki katı maddeler ve uçucu askıdaki katı maddelerdir. Toplam katı maddeler deyimi; bir su veya atıksu numunesinin buharlaşmasından ve daha sonra bir fırında kurutulmasından sonra bir kurutma kabında kalan atığı belirtmektedir (Güneri ve Uğurlu, 1989).

2.1.2. Sıcaklık

Atıksuların bu özelliği, alıcı ortamın sıcaklığını artırmak suretiyle burada yaşayan flora ve faunayı etkileyebilir. Alıcı ortamda bulunan balıkların göç etmelerine neden olmaktan başka sıcaklığın artışı, organik maddeleri parçalayan bakterilerin metabolizmasını hızlandırmaktadır. Öte yandan sulardaki oksijen doygunluk konsantrasyonu sıcaklığın artışı ile azalır. Böylece artan sıcaklıklarda bir yandan oksijen tüketimi hızlanan biyokimyasal faaliyetler nedeniyle artarken, suların oksijen kazanma hızları yavaşlar. Bu durum çoğu zaman, yaz aylarında çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında ciddi düşümlere neden olabilir (Kocasoy, 1989).

2.1.3. Bulanıklık

Alıcı ortamın bulanıklığının, içine akıtılan bir atıksudan dolayı artması, suyun estetik görünümünü bozmaktadır. Bulanıklık, çoğunlukla dağılmış kil, çamur, çözünmeyen organik maddeler ve mikroorganizmalardan ileri gelir. Genellikle Jackson

birimiyle ölçülür ve bu ölçüm özel aletlerle gerçekleştirilir. Canlı yaşamının sürmesi istenilen sularda, atıksu deşarjından dolayı bulanıklık 50 Jackson birimini aşmamalıdır (Kirk and Othmer,1984)

Ayrıca bulanıklığın alıcı ortamda patojenik mikroorganizmaların yaşam sürelerini de artırdığı unutulmamalıdır.

2.1.4. Renk

Alıcı ortamın estetik açıdan kullanımını etkileyen renk ve koku gibi parametreler hakkında toplanan bilgiler atıksuların yaşları ve genel özelliklerin tespitinde yardımcı olmaktadır (Kocasoy,1989).

Alıcı sularda boyar maddeler hem estetik açıdan istenmez hem de gün ışığının geçişini azaltacağından canlı yaşamı için zararlıdır. Bir su yüzeyine düşen güneş ışığının en az %10'unu dibe dek erişmezse dipteki bitkisel yaşam olumsuz etkilenir ve sudaki çözünmüş oksijen dengesi bozulur. Bu da hayvansal yaşamı tehdit eder (Tchobanoglous, 1979).

2.1.5. Koku

Atıksu arıtım çalışmalarının gerçekleştirilmesi esnasında ortaya çıkan önemli zorluklardan birisi de fena kokuların oluşmasıdır. Kokuları meydana getiren bileşikler, genellikle atıksuda bulunan organik maddelerin anaerobik bozulmasıyla oluşan gazlardır. Atıksuyun en belirgin kokusu hidrojen sülfürdür. Yağlar, petrol, organik çözücüler de koku sorunlarına neden olmaktadır. Koku kontrolü için; doğrudan yükseltgeme, adsorbsiyon ve koku bileşiklerinin gizlenmesi olmak üzere belli başlı üç metot uygulanabilir (Forster, 1985).

2.2. Kimyasal Özellikler

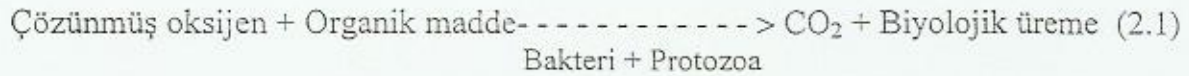
Atıksuları özelliklerinin belirlenebilmesi için kimyasal olarak da incelenmesi gerekir.

2.2.1. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı

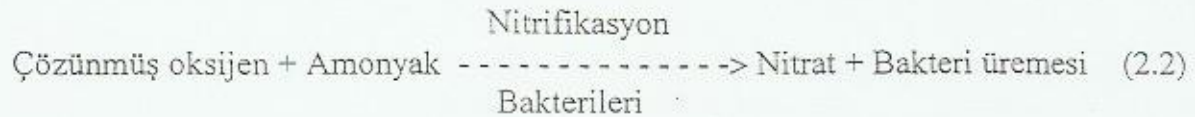
Gerek atıksulara, gerekse yüzey sularına uygulanan en yaygın organik kirlenme parametresi beş günlük biyokimyasal oksijen ihtiyacıdır. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), havalı ortamda bakterilerin organik maddeyi parçalayarak kararlaştırmaları için gereken oksijen miktarıdır. Başka bir ifade ile BOİ₅, atıksu içinde bulunan organik maddelerin beş gün içinde doğada bulunan bakteriler tarafından parçalanmış kısmı için, bakterilerin ihtiyaç duyduğu biyokimyasal oksijen miktarıdır (Şengül, 1982). Mevcut organik maddenin biyolojik olarak stabilizasyonu için gerekli oksijen miktarının yaklaşık olarak belirlenmesi, atıksu arıtım birimlerinin ebatlarının belirlenmesi ve bazı arıtım işlemlerinin veriminin ölçülmesi için BOİ sonuçları kullanılmaktadır.

Biyokimyasal oksidasyon yavaş bir işlemdir ve teorik tamamlanma süresi sonsuzdur. Yirmi günlük bir süre içerisinde, oksitlenme % 95-99 tamamlanır ve BOİ testi için kullanılan beş günde, oksitlenme % 60-70 arasında gerçekleşir. Biyokimyasal tepkime hızları sıcaklığa bağlı olduğundan, değişik sıcaklıklarda değişik sonuçlar alınır.

Çözünmüş oksijenin tükenmesi, organik maddenin parçalanmasından ileri gelen karbona bağlı oksijen talebinin sonucudur.



Yeterli miktarlarda mevcut bulundukları takdirde azot bakterileri amonyağın oksitlenmesi ile ikinci bir oksijen ihtiyacı yaratmaktadır.



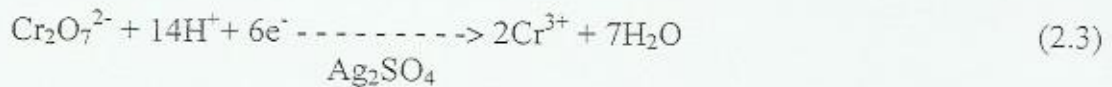
Ortaya çıkan BOİ sadece karbonlu organik maddeyi belirtmesi bakımından, birçok amaçlarla nitrifikasyonun tamamen önlenmesi istenir. BOİ değerini zaman, sıcaklık ve diğer bazı parametreler etkilemektedir. Bu nedenle BOİ değerinin laboratuarda tayini, standart şartlarda ve 20°C sıcaklıkta yapılır.

Türkiye’de sulara boşaltılacak atıksular için verilen BOİ değeri üst sınırı 50 g/m³’tür.

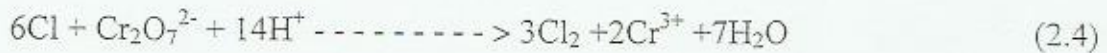
2.2.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), evsel ve endüstriyel atıksuların kirlilik derecesini belirlemede kullanılan önemli bir parametredir. KOİ, atıksu içinde bulunan tüm kirliliğin parçalanması için gerekli kimyasal oksijen miktarıdır. Kimyasal oksijen ihtiyacının belirlenmesi organik maddenin biyokimyasal tepkimelerle değil, redoks tepkimeleri ile yükseltgenmesi esasına dayanır.

KOİ mikroorganizmaların aracılığı olmadan atık bir suyun oksijen ile beslenen kısımlarının oksijen harcamasıdır. Oksitlenebilir maddeye denk olan oksijen, asitli bir ortamda güçlü bir oksitleyici olan potasyum bikromat kullanılarak ölçülebilir. Ancak potasyum bikromatın yağ asitlerini yükseltgeme gücü yetersizdir. Bu gibi durumlarda, ortamda gümüş iyonlarının bulunması (gümüş sülfatlı sülfürik asit), katalitik etki yapmakta ve yükseltgeme kolaylaşmaktadır (Standart Metots, 1985). Test yüksek sıcaklıkta yapılmalıdır. Sudaki birçok organik maddeler sülfürik asit ile asitleştirilmiş ortamda potasyum bikromat ile geri soğutucu altında iki saat ısıtılırsa tamamen kimyasal yükseltgenmeye uğrarlar. Potasyum bikromatın fazlası ferroin belirteci yanında ayarlı amonyum demir (II) sülfat çözeltisi ile geri titre edilerek tayin edilir.

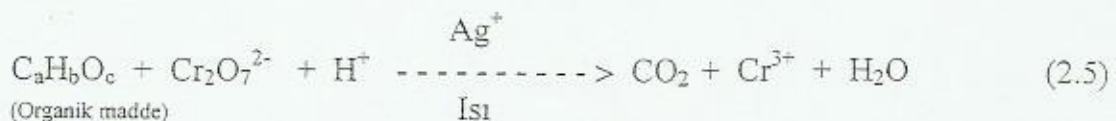


Atıksuda klorür iyonları varsa;



tepkimesi olacağından bunlar civa (II) sülfat ile bağlanmalıdır.

Yükseltgen olarak $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ yerine KMnO_4 çözeltisi kullanılıyorsa permanganatın fazlası Amonyum oksalat ile geri titre edilir. KOİ tayini için en yaygın kullanılan yöntem bikromat yöntemidir. KOİ tayininde biyokimyasal yerine kimyasal yükseltgenme gerçekleşir.



Reaksiyonda Cr^{6+} dan Cr^{3+} ya indirgenir. Organik madde yükseltgenerek, karbon +4 değerini alır. Bu sırada tüketilen bikromatın oksijen değeri KOİ'yi verir.

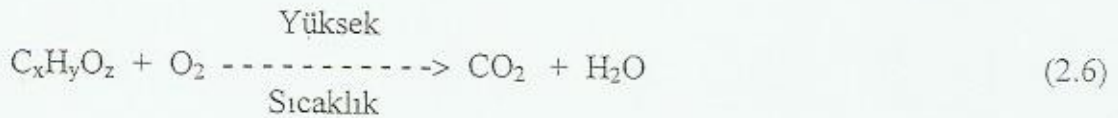
Endüstri atıklarının zehirli maddeler ihtiva etmesi nedeniyle, BOİ deneyinin sonuçları çok küçük çıkar, hatta sıfır olabilir. Bu durumda BOİ deneyi sonucu, bu suyun içerdiği organik madde derişiminin bir ölçüsü olamaz. Biyolojik yaşam için toksik etkili bileşikleri içeren endüstriyel ve evsel atıksularda bulunan organik maddeleri ölçmek için KOİ testi kullanılmaktadır. Bir atıksuyun KOİ'si genel olarak BOİ'den daha yüksektir. Çünkü, biyolojik olarak oksitlenmeyen birçok bileşik kimyasal olarak oksitlenmektedir.

KOİ, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ile karşılaştırılacak olursa, en önemli üstünlüğü kısa bir sürede tayin edilebilmesidir. BOİ için beş gün gerekmesine rağmen KOİ deneyi üç saatte tamamlanabilir. Ancak KOİ deneyinde biyolojik yollarla ayrışabilen ve ayrışamayan maddelerin ayırt edilmesinin olanaksızlığı bu parametrenin en büyük dezavantajıdır (Kocasoy, 1989).

Türkiye'de sulara boşaltılacak atıksular için KOİ değeri üst sınırı 70 g/m^3 tür.

2.2.3. Toplam organik karbon

Toplam organik karbon (TOK) değerinin hesabı, atıksulardaki organik maddelerin yakılarak oluşan karbondioksit miktarını belirlemek için yapılır. Aşağıda verilen tepkimede (Katsayılar denkleştirilmemiştir) görüldüğü gibi;



meydana gelen karbondioksit miktarı, organik madde miktarıyla orantılıdır. Toplam organik karbon tayininde, kimyasal yöntem ile özel olarak geliştirilmiş karbon analizörlerinden yararlanılmaktadır. Karbon analizörlerinde yanma sonucu oluşan CO_2 , ağıta bağlı kırmızı ötesi almaçlar yardımı ile tayin edilmektedir (Pekin, 1983).

2.2.4. Toplam oksijen ihtiyacı

KOI ölçümlerinde; amonyak, benzen ve piridin gibi bazı organik bileşiklerin yükseltgenemediği anlaşıldığından, tüm organik kirliliği belirtmek üzere toplam oksijen ihtiyacı (TOİ) parametresinin kullanılması önerilmiştir.

Bu teste, organik maddeler ve az miktarda inorganik maddeler platin katalizörlüğünde, bir yanma bölmesinde stabil son ürünlere dönüştürülürler. TOİ, azot taşıyıcı gazında mevcut oksijen içeriği izlenmek suretiyle belirlenir.

2.2.5. pH

pH değeri hidrojen iyonu molar derişiminin eksi logaritması olarak tanımlanır. Gerek doğal suların gerekse atıksuların, hidrojen iyonu konsantrasyonu önemli bir nitelik parametresidir. pH değeri, taşınma sırasında değışime uğrayacağından yerinde ölçülmelidir. Atıksuyun pH değeri, biyolojik ve kimyasal arıtma işlemlerinde önemlidir. pH değeri gerektiğinde alkali veya asit ilavesi ile değıştirilebilir.

Birçok biyolojik yaşam türleri için pH aralığı çok dar ve kritiktir (Tchobanoglous, 1979). İçme sularının pH değeri 6,0-8,0, buna karşılık doğal suların pH değeri 7,0 ve deniz suyunun pH değeri 8,0 kadardır. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği hemen hemen bütün atıksular için pH'ın 6,0-9,0 aralığında olmasını öngörmüştür.

2.2.6. Klorürler

Evsel atıksularda, klorürlerin belli başlı kaynağı insan idrarıdır. Su sertliğinin yüksek olduğu yörelerde, su yumuşatıcılar da büyük miktarlarda klorürü atıksuya katmaktadırlar. Klasik atıksu arıtma metotları, önemli ölçülerde klorür giderimi sağlamadığından, normal konsantrasyonlardan daha yüksek miktarlarda klorür konsantrasyonlarının bulunması, alıcı ortamın atıksu deşarjı amacı ile kullanıldığı bir göstergesi olarak alınabilir (Güneri, Uğurlu, 1989).

2.2.7. Alkalinite

Atıksuda alkalinite, kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum gibi elementlerin hidroksit, karbonat ve bikarbonatlarının varlığından veya amonyaktan oluşmaktadır.

Atıksu genelde alkalidir ve alkaliliğini de, su temininden, yeraltı sularından ve evlerde kullanım sırasında ilave edilen maddelerden almaktadır (Güneri, Uğurlu, 1989).

2.2.8. Azot

Önemli bir besin maddesi olan azotun konsantrasyonu flora ve fauna'nın cins ve miktarını önemli bir şekilde etkilemektedir. Sahillere arıtılmadan akıtılan atıksular, daha ziyade akıntıların az olduğu bölgelerde, denizdeki azot miktarını arttırmakta, bu ise denizin işlevini etkilemektedir. Bunun sonucunda denizin ışık geçirgenliği azalmakta ve estetik açıdan olumsuz etkileri olmaktadır.

İçme suyunda pek istenmemesine karşın, atıksularda azotlu maddeler biyolojik arıtım tesislerinde belli oranlarda bulunması zorunlu besleyici unsurlardır. Arıtılacak olan atıksuların mevcut BOİ değerine göre yeterli azot içermemesi halinde, BOİ/N oranı 100/5 değeri dolaylarında olacak şekilde, azot bileşiklerinin dışarıdan suya eklenmesi gereklidir. Bununla birlikte, alıcı suda alglerin büyümesinin kontrol edilmesi gerekli bulunduğunda, deşarjdan önce atıksularda azot miktarının azaltılması veya tamamen uzaklaştırılması istenebilir.

Ham atıksuda mevcut azot, başlıca proteinli maddeler ve ürede bulunur. Bakteriler tarafından parçalanma ile bu bileşikler amonyağa dönüşmektedir. Atıksuyun yaşı varolan amonyağın miktarı ile belirlenir. Oksijenli bir ortamda bakteriler, amonyağı nitrit ve nitrata oksitlerler.

Nitrat azotu atıksularda bulunan azot bileşiklerinin son oksidasyon kademesidir. NO_3^- iyonlarının sularda fazla miktarda bulunmasının, bu suyu içen toplumlarda bebekler arasında kalp ve dolaşım bozukluğuna neden olduğu ileri sürülmektedir. Arıtılmış atıksularda nitrat azotu konsantrasyonu 0-20 mg/L oranındadır.

2.2.9. Fosfor

Fosfor; sulu çözeltilerde ortafosfat, polifosfat ve organik fosfat olarak bulunur. Alglerin ve diğer biyolojik organizmaların büyümeleri ve gelişmeleri için fosfor da gereklidir. Arıtılacak olan atıksuların mevcut BOİ değerine göre, yeterli fosfor içermemesi halinde BOİ/P oranı 100/1 değeri dolaylarında olacak şekilde fosfor bileşiklerinin dışarıdan suya eklenmesi gereklidir. Yüzey sularında ortaya çıkan zararlı

alg büyümleri nedeniyle, evlerden ve sanayilerden atıksu boşaltmalarında ve doğal yüzey suyu akışlarında fosfor bileşikleri miktarının kontrol edilmesi yoluna gidilmelidir.

2.2.10. Kükürt

Sülfat iyonu, doğal olarak, çoğu içme sularında ve atıksularda mevcuttur. Sülfür proteinlerin sentezi için gereklidir ve parçalanmaları esnasında serbest kalır. Sülfatlar kimyasal olarak, anaerobik koşullar altında, bakteriler tarafından sülfürlere ve hidrojen sülfüre (H_2S) indirgenir. Daha sonra H_2S ; biyolojik olarak sülfürik aside oksitlenir. Bunun sonucunda kanalizasyon borularında korozyon meydana gelir.

2.2.11. Zehirli bileşikler

Zehirli olmaları nedeniyle, bazı elementler atıksuların arıtılma ve deşarjında büyük önem taşırlar. Bakır, kurşun, gümüş, krom, arsenik ve bor; mikroorganizmalar için zehirlidirler ve bu nedenle de biyolojik arıtımın projelendirilmesinde göz önüne alınmalıdır. Bazı sanayi artık maddelerinde bulunan organik bileşiklerde zehirleyicidir.

2.2.12. Ağır metaller

Özellikle metal kaplama ve demir çelik endüstrilerinden gelen atıksuların içinde bazen eser miktarlarda bazen de yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller bulunur. Bu tip sular boşaltım ortamlarında, konsantrasyonları ile orantılı olarak, canlı yaşamı üzerinde toksik etki yaparlar. Özellikle kadmiyum, çinko, civa, kurşun, nikel, bakır ve krom gibi ağır metaller, besi zinciri ile girdikleri canlı bünyelerinden atılmadıkları için, canlılarda fizyolojik olarak birikime neden olurlar ve bünyede belirli sınır konsantrasyonların aşılması halinde toksik etki yaparlar. Bu birikim sonucunda balıklar ve diğer canlılar ölebilir. Hatta bu tür su ürünleri ile beslenen insanların bile yaşamı tehlikeye girebilir. Bu ağır metaller atıksularda yüksek konsantrasyonlarda bulunuyorsa bakterileri öldürerek biyolojik arıtma işlemini bozabilir.

2.2.13. Gazlar

Arıtılmamış atıksularda bulunan gazlar azot, oksijen, CO_2 , H_2S , amonyak ve metandır. Çözülmüş oksijen; aerobik mikroorganizmaların ve aynı zamanda diğer

aerobik canlıların solunumu için gereklidir. Atıksuda bulunan oksijen miktarı, atıksudaki organizmaların organik maddeyi parçalamak için oksijeni kullanmaları nedeniyle çok düşük veya sıfırdır.

Atıksuda bulunan organik maddelerin anaerobik parçalanmasının, en önemli yan ürünü metan gazıdır. Metan çok çabuk tutuşan ve patlama tehlikesi olan bir gazdır. Bu nedenle metan gazının toplanma olasılığı bulunan bacalarda, pis su borularının bileşim noktalarında; muayene, yenileme veya onarım için içlerine girilmeden önce portatif hava üfleyicileri vasıtasıyla havalandırma yapılmalıdır. Atıksularda bulunan H_2S gazı düşük konsantrasyonlarda bile toksik etki yapar (Güneri ve Uğurlu, 1989).

2.3. Biyolojik Özellikler

Yüzey sularında ve atıksularda bulunan belli başlı organizma grupları, bitkiler, hayvanlar, fungi, protozoa ve algler gibi mikroorganizmalardır.

Organik maddelerin parçalanmasında, stabilizasyonunda, bakteriler önemli rol oynar. Koliform bakterileri, insan atıklarından kaynaklanan kirlenmenin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. Koliformlar alıcı ortamın kirlenmesinin tayininde kullanılan en önemli parametrelerden biridir. Alglerin varlığı ise, tat ve koku sorunları yarattıklarından su temininde suyun kalitesini etkilemektedir.

3. ATIKSULARIN ARITIM YÖNTEMLERİ

Su, çeşitli kullanımlar sonucu bünyesine değişik organik ve mineral maddeleri alır. Bunlar kendiliğinden dibe çöken, askıda kalan, kolloidler halinde ve çözünmüş olarak bulunan maddelerdir. Bu maddeler suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak bozulmasına sebep olurlar ve bunun sonucu olarak da, boşaltıldıkları alıcı ortamın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirirler.

Atıksu arıtım yöntemleri, ilk olarak halk sağlığına ve çevreye, atıksuların boşaltılmasının neden olduğu, kötü sonuçlara cevap verecek şekilde geliştirilmiştir. Arıtımın amacı; nispeten küçük arıtma tesislerinde, kontrollü koşullar altında tabii temizleme işlemini hızlandırmaktır. Atıksulardan askıdaki katı maddelerin uzaklaştırılması, biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin arıtılması ve patojenik organizmaların uzaklaştırılması, arıtmanın hedefleri olarak sayılabilir (Uğurlu, 1989).

Atıksu arıtımı, genelde üç değişik düzeyde yapılabilir. Bunlar; birincil, ikincil ve üçüncül arıtmılardır. Birincil arıtım, çok fazla kirli olmayan sadece basit fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemleri ile atıksu standartlarına getirilebilen atıksulara uygulanabilir. Çoğu zaman ikincil arıtım birincil arıtımı takip eder, ikincil arıtmıda esas süreç biyolojiktir. İleri arıtım, atıksuyun çok saflaştırılmasını gerektiren özel durumlarda kullanılır. Bu arıtmıda fiziksel ve kimyasal yöntemler birlikte kullanılır (Özbelge, 1992).

Atıksudaki organik maddeler mikroorganizmaların besisi ve enerji ihtiyacını karşılar. Bu mikroorganizmalar rahatsız edici kokular oluşturabilir ve bulaşıcı hastalık taşıyabilir. Arıtılmamış veya yetersiz arıtılmış atıksuların yaratacağı kirlilik, klorlama veya ozonlama ile giderilemez. Ayrıca klor ilavesi ile atıksularda bulunan kimyasal maddelerin yeni bileşikler oluşturması, kirliliğin boyutunu arttırabilir. Ancak, arıtım yapıldıktan sonra dezenfeksiyon açısından klorlama veya ozonlama yapılması iyidir (Baykut vd. ,1987).

Atıksu arıtma tesislerinde üç grup temel arıtma yöntemi vardır. Bunlar ;

- a) Fiziksel (Mekanik) arıtım yöntemleri,
- b) Biyolojik arıtım yöntemleri,
- c) Kimyasal ve Fizikokimyasal arıtım yöntemleri,

şeklinde sıralanabilir.

3.1. Fiziksel (Mekanik) Arıtım Yöntemleri

Fiziksel arıtımda atıksu içerisinde daha sonraki arıtma kademelerine çeşitli zararlar verecek olan maddeler, sudan çeşitli işlemlerle ayrılır. Atıksularda bulunan kaba maddeler ile kum; borularda, vanalarda, pompalarda ve arıtma ekipmanında tıkanmalara, hasara ve aşınmalara neden olabilir. Atıksularda bulunan askıdaki veya yüzen maddeler fiziksel (mekanik) arıtma üniteleri ile sulardan uzaklaşabilir. Mekanik arıtma ünitelerini iki ana prensip içerisinde sınıflandırmak mümkündür :

- a) Atıksuların içerdiği büyük boyutlu parçacıkların sabit veya hareketli düzenekler tarafından tutulmaları; bu grubun en önemli elemanları ızgaralar ve eleklerdir;
- b) Atıksuların içerdiği askıda veya yüzücü maddelerin yoğunluk farkı nedeniyle çöktürülerek ve yüzdürülerek tutulması; bu gruba kum tutucular, yağ tutucular, ön çökeltim ve son çökeltim tankları, flotasyon üniteleri örnek olarak verilebilir.

Ekonomik açıdan bakıldığında; fiziksel arıtımın uygulanabilecek diğer tüm arıtma yöntemleri arasında en ucuzu olduğu söylenebilir. Mekanik arıtmanın amacı, bu işlemin ardından gelen ana arıtma birimlerinin korunmasıdır.

3.1.1. Iızgaralar

Mekanik arıtmada ızgaralar, genel olarak, kum tutucularının önüne yerleştirilir. Evsel ve endüstriyel atıksuların içerdiği kaba maddeler, ızgaralar tarafından tutulur. Ayrıca ızgaralar, kanal ve boruları tıkayabilecek ya da pompalara zarar verebilecek döküntü, odun parçaları, büyük paçavralar gibi maddeleri tutarak taşıma hatlarını korur. Iızgaralarda yüzücü maddeler tutularak atıksuyun görüntüsü düzeltilir. Atıksular

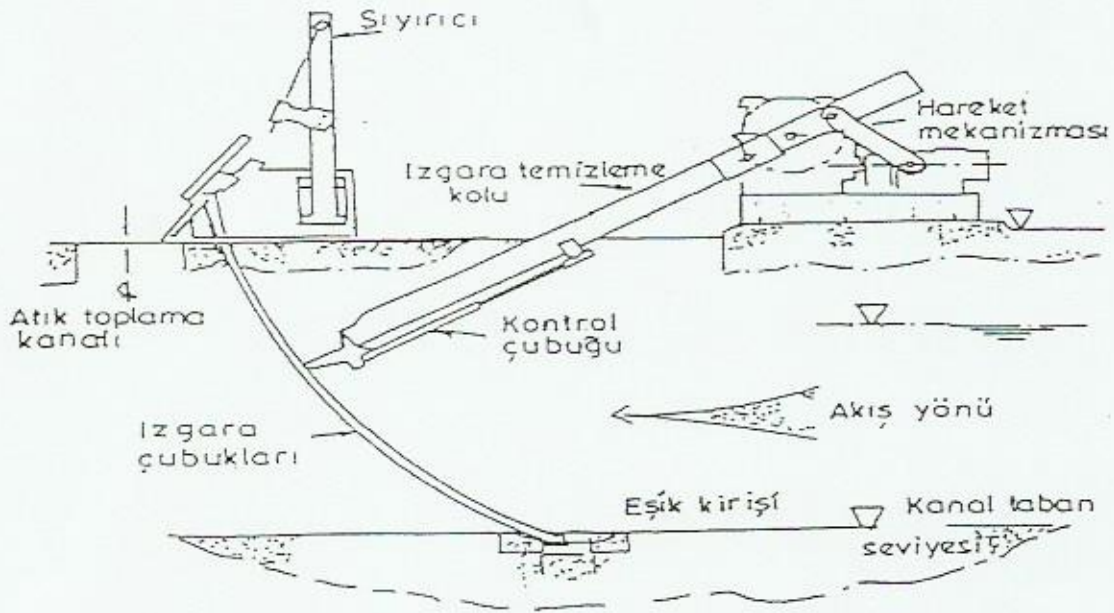
içerisinde bulunan kaba maddelerin daha ileri arıtım kademelerine kadar ilerlemesi bu kirletici unsurların arıtılması için daha masraflı işlemlerin uygulanmasını gerektirir. Ayrıca bu kaba maddeler ileri arıtma kademelerinde elde edilecek çamurların, tasfiyesinde güçlükler yaratır.

Izgaralar kaba ve ince ızgaralar olarak sınıflandırılabilir. İnce ızgaralar önemli ölçüde askıdaki katı maddenin ayrılmasını sağlayabilir; kaba ızgaralar esas itibarı ile koruyucu donanım olarak kullanılmaktadır. Genelde ızgara aralıkları kaba ızgaralarda; 75-50 mm ince ızgaralarda ise 20-30 mm'dir. Kaba ızgaralar elle veya mekanik olarak temizlenebilir, ince ızgaralar ise sadece mekanik olarak temizlenir. Elle temizlenen ızgaraların, düşük eğimle yerleştirilmesi temizleme kolaylığını artırmakta ve temizlemeler arasında tıkanma ihtimalini azaltmaktadır. Mekanik temizlemeli ızgaralar yerden kazanmak amacı ile genellikle daha dik eğimli olarak yerleştirilirler. Mekanik olarak temizlenen çubuk ızgaraların (Bkz. Şekil 3.1), yatay ile 45° - 90° arasında değişen eğimleri vardır. Elle temizlenen ızgaraların (Bkz. Şekil 3.2), eğimleri ise 30° - 75° arasında değişmektedir. Izgaralar sabit, kaldırılabilen veya bir eksen etrafında dönebilen şekilde olabilir.

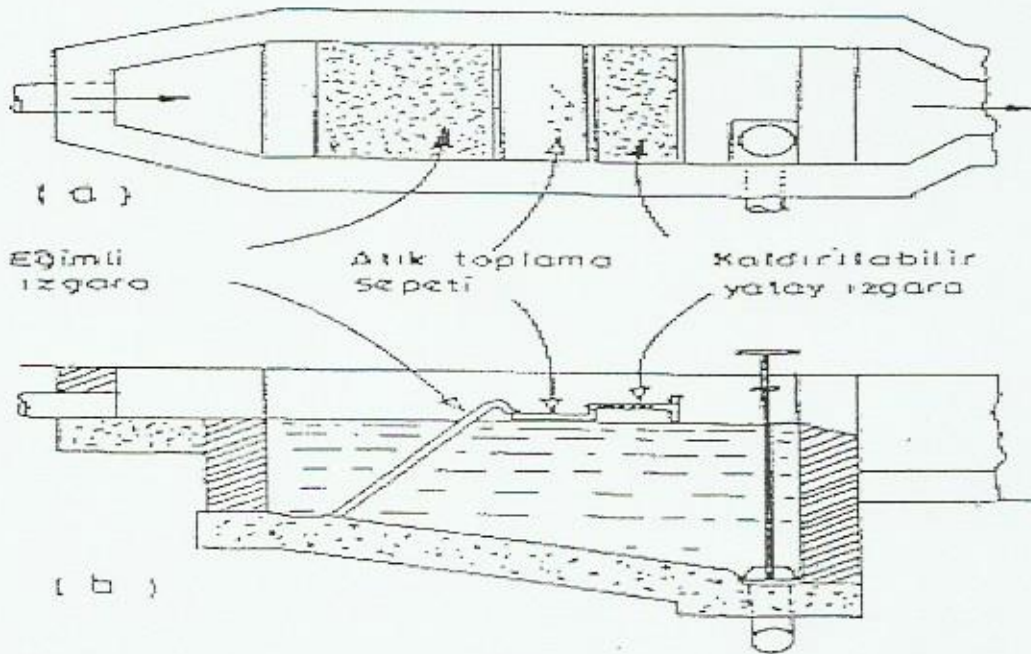
Tamir, arıza ve esas ızgaranın tıkanması gibi haller ve yağmurlu havalarda sel (feyezan) suları düşünülerek ızgaranın çevresine bir by-pass ve taşıma kanalı yerleştirilmelidir. Bu kanal girişine de ayrıca, kaba bir ızgaranın, düşey olarak ve 100 mm çubuk aralıklı konulması yararlıdır.

Bazı ızgaralar üzerine kok, maden kömürü, yüksek fırın cürufu ve kaba kum konularak madde tutma özellikleri artırılabilir (Peavy, 1986).

Elle temizlenen ızgaraların ve mekanik olarak temizlenen çubuk ızgaraların pek çok çeşidi vardır. Izgara seçiminde tesisin özel koşulları göz önüne alınır.



Şekil 3.1. Yay tipi mekanik temizlemeli ince ızgara (Uğurlu, 1989)



Şekil 3.2. Elle temizlemeli çubuk ızgara

(a) Plan (b) Boyuna kesit (Uğurlu, 1989)

3.1.1.1. Döner elek tipi ince ızgaralar

Döner elek tipli ince ızgaralarda 4-10 mm ebatlarında açıklıklar vardır ve genel olarak çanak veya tambur ızgaralar diye adlandırılırlar. Bunlar sürekli olarak temizlenen ızgaralardır. Bu süzgeç tipi ızgaralar, paslanmaz çelikten, naylondan veya polyesterden yapılan bir kaplama malzemesinin döner bir silindirin çevre yüzeyine monte edilmesi ile oluşturulmaktadır. Her ne kadar, genelde bu tip ızgaralar deniz dışarısı tesislerinde kullanılmakta iseler de, son yıllarda atıksu arıtma tesislerinde de kullanımları yaygınlaşmıştır.

Çanak tipi ızgaralarda; atıksu silindirik eleğin merkezinden girmekte ve çaprazlamasına içerisinden geçerek taşıdığı katı maddeleri eleğin iç yüzeyinde bırakmaktadır. Burada toplanan malzemeler ızgaranın dönmesi ile, belirli bir seviyeye yükseldiğinde ızgaranın dış yüzeyine yöneltilmiş basınçlı su vasıtasıyla bir toplama kabına dökülmektedir.

Tambur tipi elekler; yatay bir eksen etrafında dönen ve bir açık kanalın kesitini kaplayacak şekilde boyutlandırılan silindir eleklerden oluşur. Kanaldan gelen ham atıksu silindir yüzeyindeki eleklerle taşıdığı katı maddeleri bırakarak, silindir dönme eksenine doğrultusunda açık kanaldan uzaklaşır. Elek dış yüzeyinde toplanan maddeler tambur döndükçe, elekten ayrılarak tambur eleğin yerleştirildiği yapının altında yer alan bir çukurda toplanır ve buradan da pompa veya kovalı yükselticilerle uzaklaştırılır. Bu tip elekler genellikle kendi kendine temizleme yapabilmektedir ve fırçalama veya diğer temizleme araçlarına ihtiyaç göstermezler.

3.1.2. Yağ tutucular

Yağlar; evlerden, garaj, benzin istasyonları, hastaneler, lokantalar, mezbahaneler gibi çeşitli tesislerden ve gıda, petrol vb. gibi çeşitli endüstri dallarından gelen atıksularda bulunur.

Yağın yoğunluğu sudan hafif olduğu için suyun yüzeyini bir tabaka halinde kaplar, bu tabakanın iki zararı vardır. Birincisi havanın sıvı içine oksijen transferini kısıtlar, hatta engeller ve dolayısıyla suda bir anaerobik durum meydana gelir. Bu da

sudaki biyolojik hayatın sonu olur. İkinci zarar ise atıksuda çökmesi gereken tanelerin yağ tarafından adsorbe edilerek çökmemesidir. Aynı zamanda yağ arıtma tesisindeki makine aksamlarına da zarar verir (Samsunlu, 1987).

Yağların bu zararlı etkilerinden dolayı arıtma tesislerinde ızgara ve eleklerden hemen sonra yağ tutucu kurmak gereklidir. Hatta bolca yağ veren tesislerin atıksularını, kanala vermeden önce muhakkak bir yağ tutucudan geçirmek gereklidir.

Önemli miktarda petrol, gres, sabun ve yağları içeren atıksuların arıtımı için bu maddeleri sudan ayıracak özel havuzlar kullanılır. Kısa bir süre ile (3,15 dk) suya hava verilmesi, bu maddelerin sudan ayrılmasına yardım eder. Gres ve petrol zerrecikleri hava kabarcıklarına yapışarak yüzeye taşınır, az miktarda asit veya klor ilavesi bunların sudan ayrılmasını hızlandırır. Yüzeyde toplanan bu maddeler elle veya mekanik olarak su yüzeyinden ayrılır. Bunlar toprağa gömülür, çamur çürütme tesisine verilir veya ızgaralarda tutulan maddelerle birlikte yakılır (Rudolfs, 1967).

3.1.3. Kum tutucular

Atıksu arıtma tesislerinde kum tutma diye tabir edilen işlem kum, çakıl, kül, hatta yumurta kabuğu, kemik parçası, cam ve metal gibi bazı maddeleri atıksudan ayırmak için yapılmaktadır. Arıtma tesislerinde bulunan kum tutucuların iki amacı vardır;

- a) Boru ve pompa gibi mekanik aksamın kum taneciklerinin sürtünmesiyle vaktinden önce aşınmasını önleme,
- b) Çökeltim havuzlarının çamur toplama çukurlarında, çamur bacalarında, yoğunlaştırıcılarda ve çamur çürütme ünitelerinde kum içeren ağır çamurların, katı ve uzaklaştırılması güç birimler oluşturmamasını önlemek.

Kum tutucularda kolay ayrışabilen ve koku yapan askıdaki organik maddelerin çökmesi istenmez. Bu tür maddeler arıtma tesisinin daha ilerideki ünitelerinde tutulur. Atıksuda yaklaşık saniyede 0.3 metre kadar bir akış hızı sağlandığı takdirde, hafif organik maddeler taşınırken kum çöker ve böylece sadece kum uzaklaştırılmış olur.

Kum tutucular elle veya mekanik olarak temizlenebilirler. Elle temizlenen kum tutucular için tabanda bulunan kum biriktirme haznesinin altına bir drenaj yerleştirilir. Bu drenaj kum tutucu temizleneceği zaman açılarak birikmiş olan kumun suyunu bırakması ve kürekle alınabilir kıvama gelmesi sağlanır.

Hijyenik ve estetik nedenlerle kum tutucuların mekanik olarak temizlenmesi tercih edilen bir seçenektir. Bu avantajların yanı sıra mekanik temizleyici kum tutucular işletmede kesinti yapmaya gerek olmadan da temizlenebilirler. Böylece çok sık temizlenen kum tutucularda kumlarla birlikte çökelmiş olan organik maddelerin bozularak koku yapması da önlenmiş olur. Zaman içinde değişim gösteren atıksu debileri için, bu sabit yatay akış hızı koşulunun sağlanması kum tutucu tasarımının en önemli unsurudur. Bu amaçla çok çeşitli kum tutucu tipleri geliştirilmiştir. Burada çok kullanılan birkaç kum tutucu tipleri açıklanacaktır.

3.1.3.1. Yatay ve paralel akışlı kum tutucular

Yatay ve paralel akışlı kum tutucular da istenen sabit akış hızı, kesit alanına uygun bir biçim verilerek veya kesitin dikdörtgen biçiminde olması halinde, çıkışta oluşturulacak bir kontrol yapısı ile su seviyesi düzenlenerek sağlanır. Yatay akış tipinde akış kanal şeklindeki kum tutucu boyunca yatay yöndedir ve akışın doğrusal hızını ünitenin boyutları veya çıkıştaki özel savağın boyutları belirler.

Bu tür kum tutucular bir veya birden fazla paralel kanaldan oluşur. Bu kanalların kesitleri, kum tutucuya gelen değişken debiler altında bile yatay yöndeki akım hızları saniyede 0,3-0,4 metre arasında kalacak biçimde boyutlandırılır. Bu akış sınırları içinde kalınması durumunda, askıdaki organik parçacıkların kum tutucudan uzaklaşması, özgül kütlesi daha yüksek olan kum taneciklerinin de çökmesi sağlanabilir. Yatay akışlı kum tutucular için ikinci önemli tasarım parametresi, debinin kum tutucu yüzey alanına bölünmesi ile elde edilen yüzeysel hidrolik yük olmaktadır. Bu parametre kum tutucuda hangi çaptaki kum taneciklerinin çöktürebileceğini gösteren önemli bir kriter olmaktadır.

3.1.3.2. Dairesel kum tutucular

Kesik koni biçimindeki bu tür kum tutuculara atıksu teğetsel olarak girer ve 180°'den daha büyük bir açı etrafında dönerek kum tutucuyu terk eder. Bu tür kum tutucuların çalışma prensibi, merkezkaç kuvvetleri nedeniyle kenarlarda yükselen su seviyesinin kum tutucuda helezonik bir ikincil akım oluşturmaya ve bu akımın tabanda kum taneciklerini merkeze doğru sürüklemesidir. Böylece atıksuyun içerdiği kum tanecikleri tabanda bulunan bir kum toplama haznesinde birikir ve buradan pompa ile uzaklaştırılır.

3.1.3.3. Havalandırılmalı kum tutucular

Havalandırılmalı kum tutucularda atıksu, tank tabanının 0,6 ile 0,9 metre yukarısında, tankın bir kenarı boyunca yerleştirilmiş hava üfleyicilerden verilen basınçlı havanın suda yarattığı spiral hareketle kanal boyunca ilerler. Buradaki amaç tankın tabanında saniyede 0,3 metre hız sağlanmasıdır. Böylece kumun tabanda bulunan kum toplama haznesinde toplanması sağlanır. Buradan hava kaldırmalı veya diğer pompalarla alınan kum, bir depolama bölmesine boşaltılır. Havalandırılmalı kum tutucuların bilinen diğer yöntemlere göre üstünlükleri aşağıda belirtilmiştir (Uğurlu, 1989).

- a) Atıksuya oksijen katılımı sağlanır, bu arada bir miktar askıdaki katı madde ve BOİ giderimi sağlanır,
- b) Kum tutucuda yük kaybı asgari düzeydedir,
- c) Değişken debiler için kum tutucudan aynı verimi almak mümkündür,
- d) Yağ uzaklaştırılması amacıyla, köpüklerin toplanmasında da kullanılabilir.

3.1.4. Çöktürme havuzları

Kaba katı maddeler ve çözünmemiş inorganik maddelerden çoğu ızgara ve kum tutucuda uzaklaştırılmakta, ancak organik esaslı ve büyük ölçüde kirletici olan geriye kalan askıdaki katı maddeler sıvı kütlesi içerisinde bu üniteleri geçmektedir.

Çöktürmenin amacı katı partüküllerin dibe çökerek sıvı fazdan ayrılmasını sağlamaktır. Çökeltme havuzları askıdaki katı maddelerin %50-70'ini ve BOİ'nin %25-40'ını uzaklaştırmalıdır.

Ön çökeltme; atıksuyun hızının, askıdaki katı maddeleri taşıyabileceği noktanın altına düşürülmesi böylece askıdaki katı maddelerin çoğunun çökmesi ve çamur olarak uzaklaştırılması işlemidir. Çökeltme tankları, genel olarak, sürekli akış esasına göre çalışmak üzere projelendirilirler. Çökeltme tankları genellikle dikdörtgen veya daire biçimindedirler. Çökelen çamurun biriktirilmesi için çamur konileri veya olukları ve tabandaki çamuru, çamur konisine veya oluğuna taşıyan motorla çalışan çamur sıyırma ekipmanları vardır. Ayrıca çökeltme tanklarında yüzeyde biriken köpükleri sıyırmak için köpük sıyrıcılar da bulunmaktadır.

Çökeltim havuzları arıtma tesislerinin çeşitli aşamalarında yer alırlar. Bunlardan ön çökeltim havuzları olarak adlandırılan tipleri, ızgara ve kum tutuculardan geçmiş olan ham atıksuların içerdiği askıdaki organik maddelerin tutulmasında ve uzaklaştırılmasında kullanılırlar. Biyolojik arıtma ünitelerinden geçen atıksular ise bu ünitelerde oluşan mikroorganizma yumaklarını içerirler. Bu yumakçıklar son çökeltim havuzları olarak adlandırılan ünitelerde tutulurlar. Son çökeltim havuzlarından elde edilen bu biyolojik çamurun büyük bir kısmı tekrar arıtma ünitelerine geri döndürülerek tesisteki biyolojik süreçlerin devamı sağlanır. Çökeltim havuzları kimyasal arıtma ünitelerinde de yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Kimyasal çöktürme ve yumaklaştırma işlemlerinden sonra suda çökebilecek hale getirilen koloidal veya askıdaki katı maddeler bu tür havuzlarda sulardan uzaklaştırılırlar (Uslu,1989)

Çökelme hızına tesir eden faktörler, atıksuyun viskozitesi, sıcaklığı, kullanılmış suyun karakteri, kirlilik derecesi, tazeliği, akış hızı; taneciklerin büyüklüğü, şekli, özgül ağırlığı, havuzun şekli, atıksuyun havuzda bekleme süresi ve atıksu çamurlarının havuzdan uzaklaştırılma şekli olarak belirtilir (Topacık,1987).

Çökeltme işlemini kesmeksizin veya büyük ölçüde etkilemeksizin havuzlardan birinin servis dışına alınabileceği tarzda havuzların sayısı tasarlanmalıdır. Dolayısıyla küçük bir tesiste bile en azından iki adet çökeltme havuzu bulunmalıdır. Üç çeşit çökeltme havuzu vardır. Bunlar; yatay akışlı havuzlar (Bkz. Şekil 3.3), radyal (Dairesel)

akışlı havuzlar (Bkz. Şekil 3.4), yukarıya doğru akışlı havuzlar olarak sınıflandırılabilirler. Çökeltme havuzları aynı zamanda; çamur toplama ve almada kullanılan yöntemlere göre de sınıflandırılabilirler. Bu sınıflandırmada, çökeltme tankları elle temizlemeli ve mekanik çamur almalı diye iki şekildedir. Mekanik çamur almalı çökeltme tanklarında, çamur mekanik olarak uzaklaştırıldığında, çamurun depolanması için daha az yere gereksinim duyulmaktadır. Bu tanklardan, çamurun elle alınmasından daha sık çamur çekilebildiğinden dolayı daha az iş gücüne gereksinim vardır.

3.1.4.1. Radyal (dairesel) akışlı havuzlar

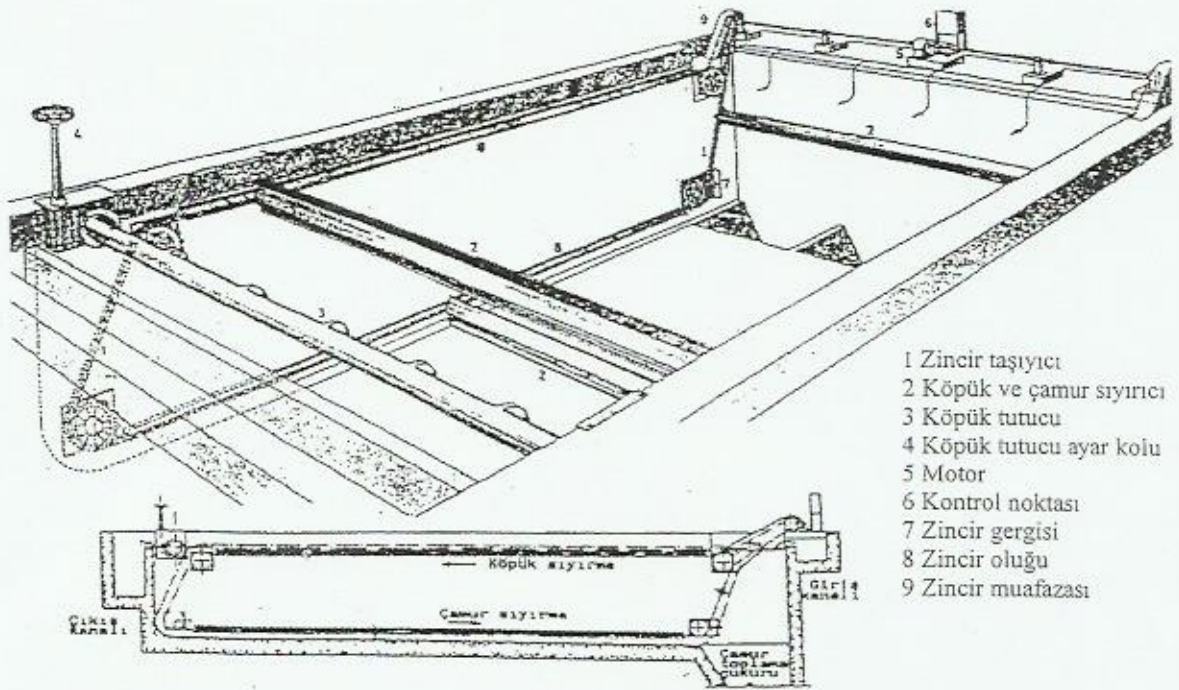
Bu havuzlar tabanların merkezi bir toplama çukuruna eğimli olmak üzere daire biçimindedir. Giriş merkezdendir ve havuza atıksuyun girdiği kot çıkış savağının kotundan daha aşağıda olduğu için, havuz içerisinde hem radyal hem de yukarıya doğru akış vardır. Besleme borusu genellikle, havuzun tabanından merkeze gelir ve buradan yukarıya döner, su seviyesinin biraz altında geniş bir ağızla veya yüzeyin altına suyu dağıtan dairesel veya dikdörtgen çıkış ağızları bulunan dağıtıcı içerisinde sona erer.

Havuz tabanı, koni biçiminde olan merkezdeki çamur toplama odasına doğru çevreden eğimlidir. Çamur toplama konisinin yan duvarları yatay ile en az 60° eğimli olmalıdır ve havuzdan çamur günde bir defa alındığında, çamur toplama konisi en az bir günlük çamuru depolayabilecek kapasitede projelendirilmelidir.

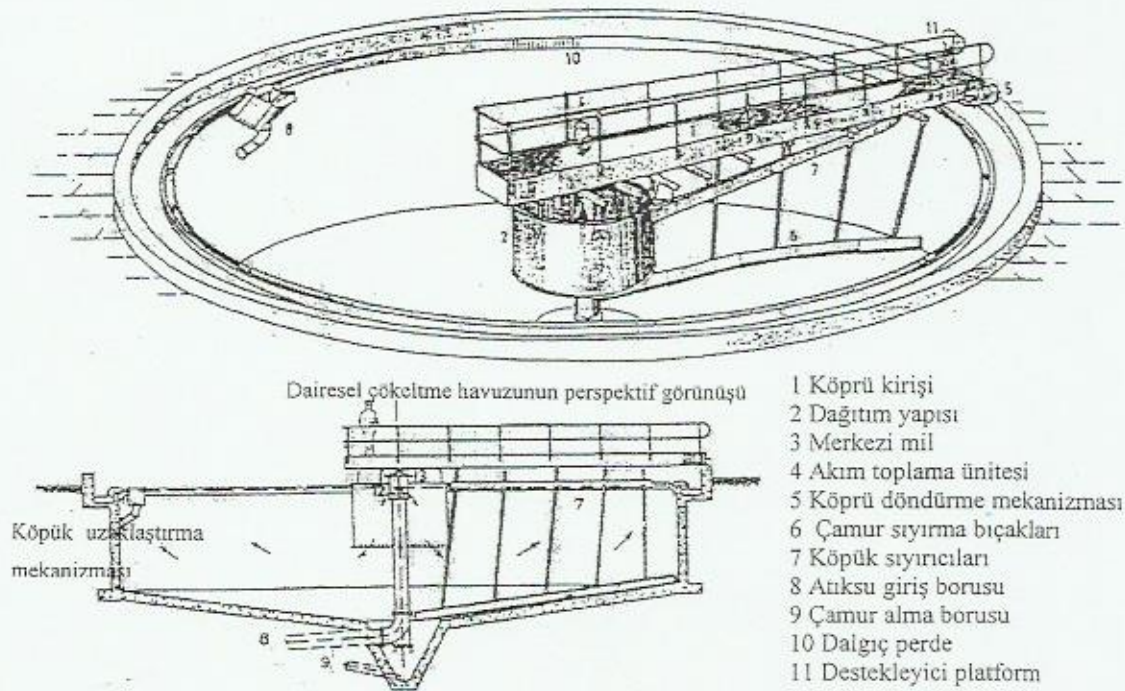
3.1.4.2. Yatay akışlı çökeltme havuzları

Bunlar dikdörtgen şeklindedir ve havuz tabanı pis su giriş ucunda bulunan bir çamur toplama haznesine doğru meyillidir. Atıksu çıkış savak kotundan daha alçak bir kotta havuza girmekte ve havuz içerisinden geçiş esnasında, daha ağır katı maddeler girişte ve nispeten daha hafif katı maddeler havuz boyunca çökelmektedirler.

Havuz girişinde hız, saniyede 0,005 m'ye kadar düşürülmelidir. Projede bu hız azalması türbülans olmadan sağlanmalıdır. Havuz çıkışı önüne bir köpük perdesi yerleştirilmiştir ve bu havuzun tüm eni boyunca yer alan bir savaktır. Bazı durumlarda savak yükünü azaltmak ve katı madde kaçışını önlemek için çift taraflı savaklarda kullanılmaktadır (Uğurlu, 1989).



Şekil 3.3. Yatay akışlı çökteltme havuzu (Uğurlu 1989).



Şekil 3.4. Radyal akışlı dairesel çökteltme havuzu (Uğurlu 1989).

3.2. Biyolojik Arıtım Yöntemleri

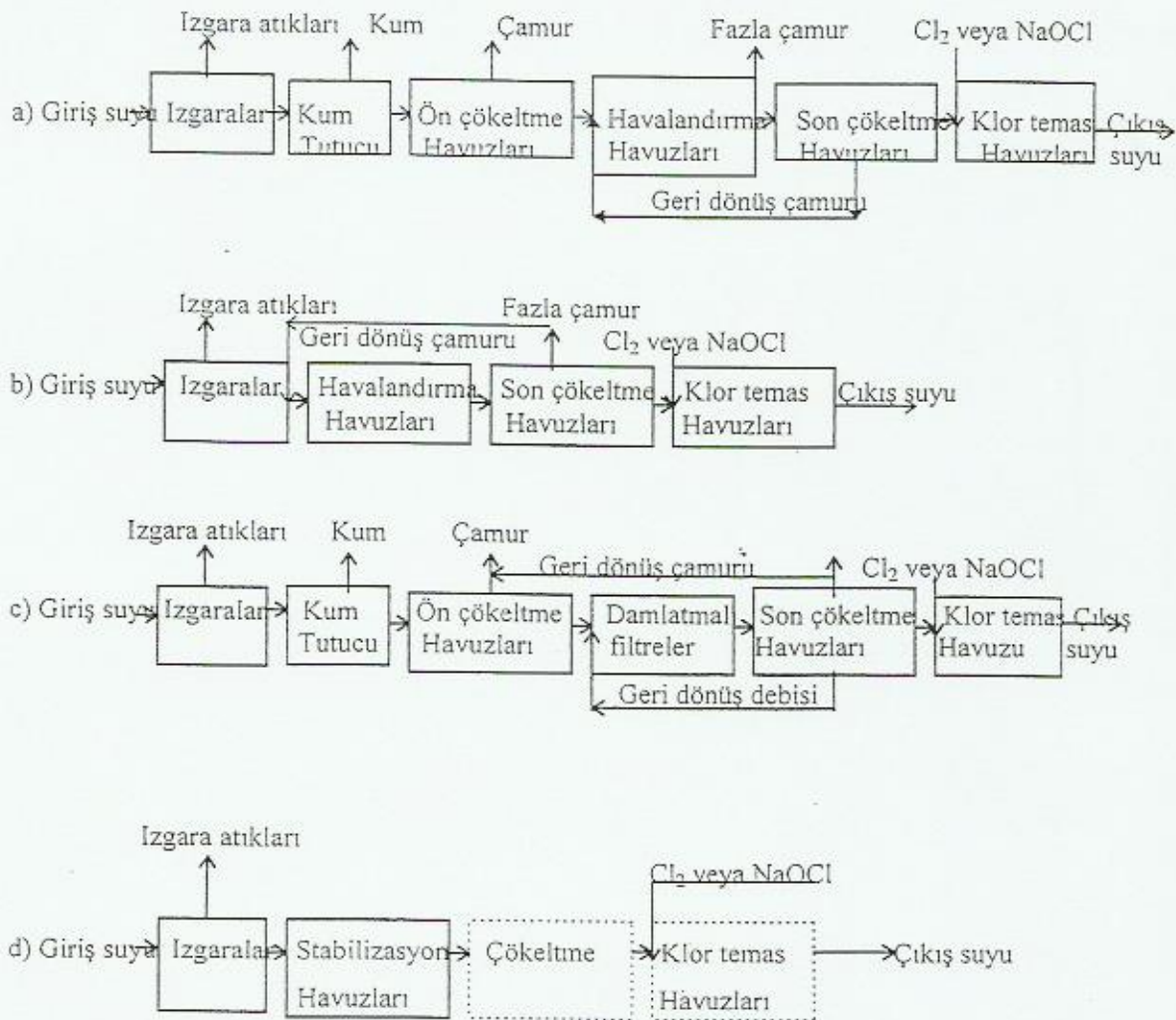
Evsel ve endüstriyel atıksuların içerdği askıdaki katı maddelerin genellikle fiziksel olayların etkin olduğu mekanik arıtma ünitelerinde uzaklaştırılmasından sonra, biyolojik olarak ayrışabilir çözünmüş haldeki organik maddeler, biyolojik arıtma üniteleri adı verilen tesis kademelerinde arıtılır. Biyolojik arıtma sırasında atıksuyun içerisinde bulunan askıdaki koloidal veya erimiş organik maddeler bakterilerce parçalanmakta ve çökebilen biyolojik floklar ile sıvının içinde kalan, veya gaz olarak atmosfere kaçan sabit inorganik bileşkenlere dönüşmektedir. Biyolojik arıtma, aslında organik kirleticilerin doğada yok edilmeleri için yer alan biyoflokülasyon ve mineralizasyon proseslerinin, kontrollü bir çevrede ve optimum şartlarda tekrarlanmasından başka bir şey değildir. Böylece doğadaki reaksiyonlar hızlandırılarak daha kısa bir sürede, emniyetli bir ortamda gerçekleştirilmektedirler (Curi, 1991). Atıksu arıtımındaki biyolojik yöntemler, mikroorganizmalar ile gerçekleştirilir; bu organizmaların başlıcaları, bakteriler, mantarlar, algler, protozoalar, rotiferler, kabuklular ve virüslerdir. Yüksek arıtım gücündeki biyolojik arıtım yöntemleri günümüzde geniş şekilde kullanılmaktadır.

Biyolojik arıtımda atıksudaki organik maddeler, mikroorganizmalar tarafından besin ve enerji kaynağı olarak kullanılır. Organizmalar ve buna bağlı olarak arıtım, oksijen kullanımına göre ikiye ayrılır. Birinci grup moleküler oksijen kullanan ve onun bulunduğu ortamda yaşayabilen organizmalar (havalı); ikinci grup ise, moleküler oksijen bulunmadığı yerlerde yaşayabilen organizmalardır (havasız). Ayrıca oksijen olması halinde aerobik organizmalar, oksijensiz ortamda ise anaerobik organizmalar gibi hareket eden ve fakültatif organizmalar diye adlandırılan organizmalarda organik maddelerin parçalanmasında aktif rol oynarlar.

Mikroorganizmaların yaşamlarına etki eden başlıca faktörler; pH, sıcaklık, gerekli besin maddelerinin, eser elementlerin, yeterli oksijenin bulunması yada bulunmaması ve uygun karıştırma dır.

Ön arıtma işlemi genelde iri katı parçacıkların uzaklaştırılmasında etkili olurken, biyolojik yöntemler ise çözünmüş ya da koloidal halde bulunan organik maddeleri

uzaklaştırılmasında etkilidirler. Ön arıtmada genelde ham atıksuda bulunan BOİ'nin % 35'i, askıdaki katı maddelerin % 60'ı uzaklaştırılmaktadır. Biyolojik arıtma kullanılarak BOİ ve askıdaki katı maddelerin gideriminin istenilen ölçüde sağlanması mümkündür. Atıksu arıtımında kullanılan tipik biyolojik arıtma sistemlerinin akım şemaları Şekil 3.5'de gösterilmiştir.

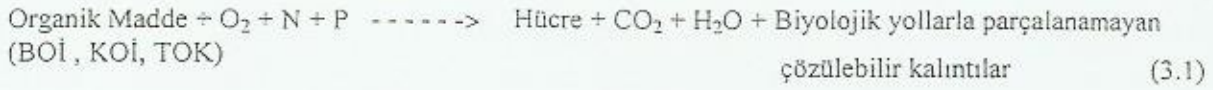


Şekil 3.5. Atıksu arıtımında kullanılan tipik biyolojik arıtma sistemlerinin akım şemaları

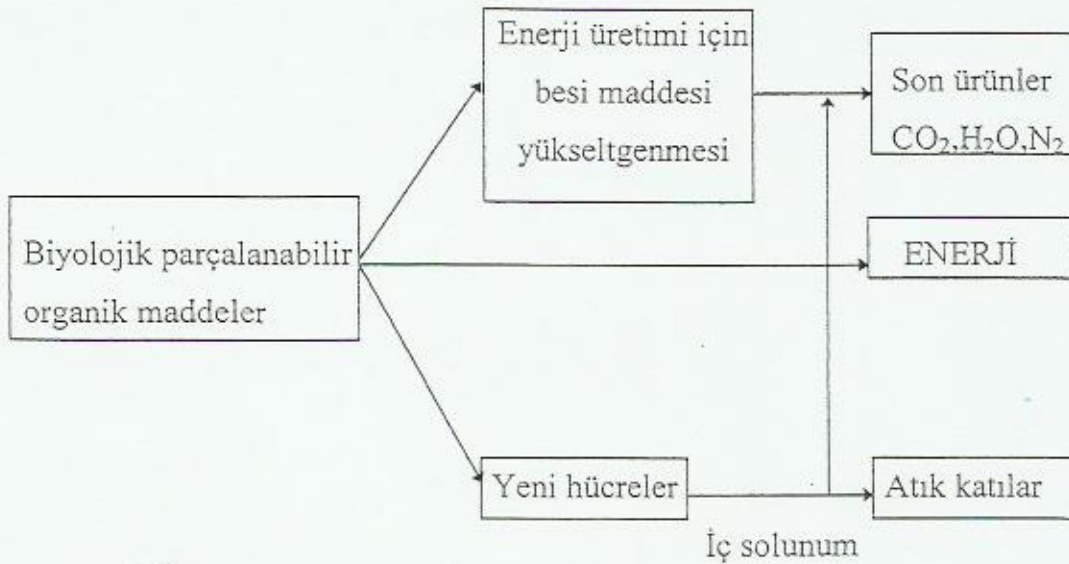
a) Aktif çamur yöntemi b) Havalandırılmalı lagünler c) Damlatmalı filtreler.

3.2.1. Havalı (aerobik) sistemler

Bütün aerobik arıtma proseslerinde organik atıklar, sentez ve oksidasyon yolu ile parçalanırlar, yani organik maddelerin bir kısmı yeni hücrelere dönüşürken geri kalan kısım, gerekli enerjiyi üretmek amacı ile oksidasyona tabi tutulur. Organik maddeler yok olmaya başlayınca biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak amacı ile kendi kendini oksitler (İçsel solunum). Bu değişim aşağıdaki reaksiyonlarla ifade edilebilir (Curi, 1989).



Sıvı atıkların aerobik arıtımında kullanılan sistemler ya asıltı halindeki organizmalarla (aktif çamur) ya da film halinde tutturulmuş organizmalarla (damlatmalı filtre, biyodisk, akışkan yatak) gerçekleştirilir. Şekil 3.6' da organik maddelerin aerobik biyolojik olarak parçalanma mekanizması verilmiştir. Havalı sistemler; aktif çamur yöntemi, damlatmalı filtreler ve oksidasyon havuzları olmak üzere üç gruba ayrılabilir.



Şekil 3.6. Organik maddelerin aerobik biyolojik olarak parçalanma mekanizması (Tübitak Bülteni, 1985).

3.2.1.1. Aktif çamur yöntemi

Yüzyılımızın başında İngiltere’de geliştirilen süreç, çok çeşitli atıklara uygulanabilmesi ve yüksek verim sağlaması nedeni ile günümüzde en çok kullanılan bir arıtma yöntemidir. Aktif çamur sisteminde mikroorganizmalar atıksudaki organik maddeleri çözümleyip oksidasyon-sentez işlemi ile organik maddeleri CO_2 , H_2O , NO_3 , SO_4 gibi son ürünlere dönüştürmektedir.

Bu çalışmada yapılan aktif çamur yöntemi ile yapıldığı için bu yöntem ayrıntılı olarak daha sonraki bölümde açıklanacaktır.

3.2.1.2. Damlatmalı filtreler

Damlatmalı filtre sistemlerinde, mikroorganizmalar mekanik bir dayanma yüzeyinde yapışmış biyofilmler halinde bulunurlar. Damlatmalı filtrelerde organik maddeler biyofilm tabakalarına nüfus ederek özümленirler. Özellikle küçük boyutlu işletmelerde bu filtreler tercih edilir.

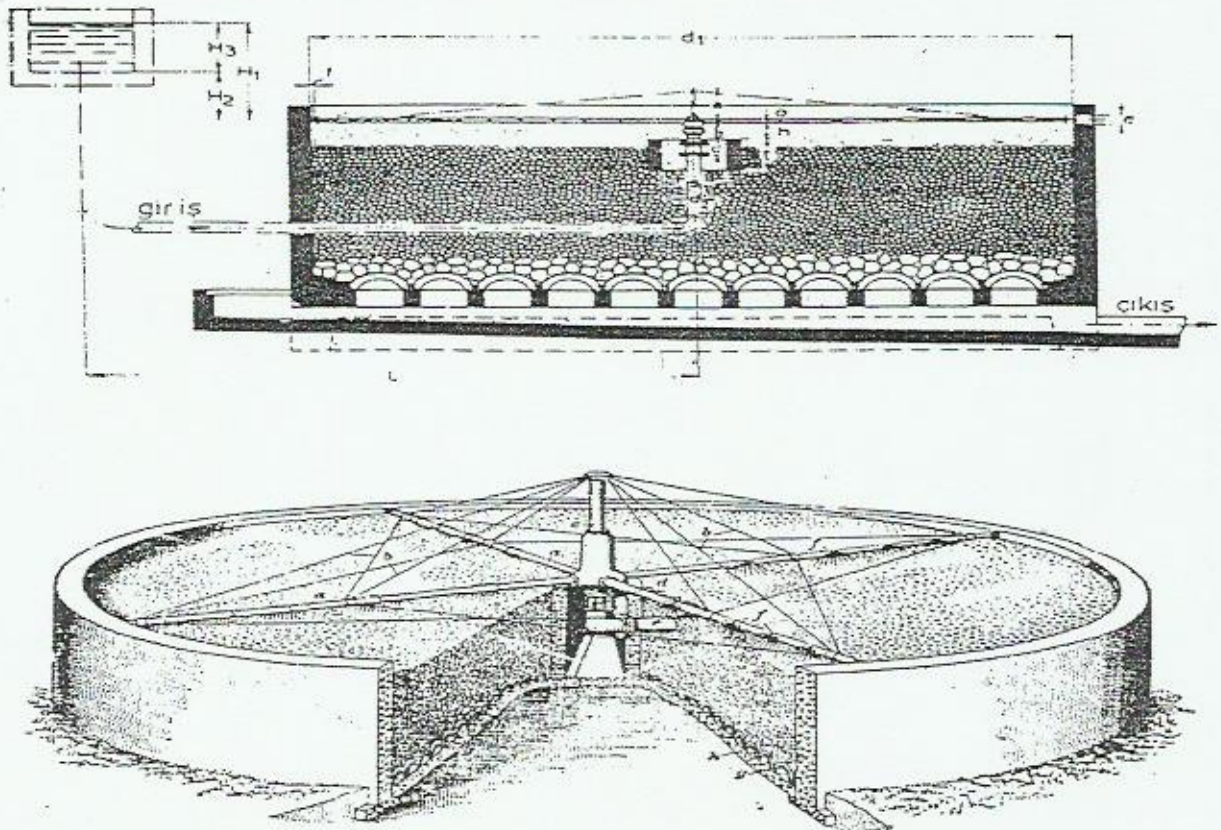
Damlatmalı filtreler dairesel (Bkz. Şekil 3.7) yada dikdörtgen kesitli yataklardan oluşur. Yataktaki ızgaranın üzeri iri taneli kırma taş, çakıl, kok kömürü, yüksek fırın cürufu, ahşap tahta, çalı, seramik vs. gibi bir malzeme ile doldurulmuştur. Dolgu yatağına havanın girmesi ve yukarıdan akan suların, taşların yüzeyi ile teması temin edilir. Atıksu, filtre tabakasının üstüne çoğunlukla dönen bir dağıtıcı kullanılarak düzgün bir şekilde yayılır. Filtre tabanında toplanan sular bir boşaltım sistemiyle alınır ve aynı zamanda tabandan, filtrede oluşan tepkimeler için gerekli olan havalandırma yapılır. Katı bir yüzey üzerinden besin ve mikroorganizma içeren bir su akıtıldığında katı madde üzerinde zamanla bir film tabakası oluşur. Film üzerinde mikroorganizma büyümesi ve kopması sürekli devam eden bir olay olduğundan biyofilm reaktörleri kararsız sistemlerdir ve film kalınlığı devamlı olarak değişir. Film kalınlığı belli bir boyutu aştığında film kopması denen olay oluşur. Film kalınlığını etkileyen diğer unsur ise mikroorganizmalar topluluğudur. Sentez sonucunda biyofilm kalınlaşacağından yüzeyden kazanılan oksijen biyofilmin tüm derinliğine, difüzyon yolu ile giremez ve daha üst katmanlardaki mikroorganizmalar tarafından tüketilir. Biyofilm içinde

çözünmüş oksijen kullanarak organik maddeleri ayrıştıran mikroorganizmalara aerobik mikroorganizmalar denir. Biyofilm içinde sıvıdan difüzyon ile girmiş olan organik madde çözünmüş oksijen kullanarak sıvıya yakın bölgelerde ayrıştırılır. Ancak biyofilm içinde sıvı ara kesitinden dayanma yüzeyine doğru ilerlerken belirli bir mesafede difüzyonla biyofilm içine girmiş olan çözünmüş oksijen biter. Bu mesafeden sonra ayrışma işlemi oksijensiz yani anaerobik olarak devam eder. Bu bölgede anaerobik organizmalar faaliyet gösterir. Arıtma olayında aerobik mikroorganizmalar anaerobik mikroorganizmalara göre çok daha hızlı ayrıştırma işlemi yaptıklarından, her iki tabakayı içeren biyofilmlerde anaerobik bölgenin arıtma kapasitesi ihmal edilebilir.

Damlatmalı filtrelerde faaliyet gösteren organizma ve mikroorganizmalar şunlardır; aerobik, anaerobik, fakültatif bakteriler, funguslar, protozoalar, mantarlar, algler, kurtçuklar, solucanlardan oluşmaktadır. Aerobik olarak yaşamlarını sürdüren bakteriler arıtmada en etkili olanlardır. Filmin ilk kısmında aerobik daha sonra ki kısmında anaerobik bakteriler vardır. Biyofilm tabakası içerisinde bulunan bu tür organizma ve mikroorganizmaların arıtma esnasında ayrı ayrı işlevleri vardır. Bakterilerden başka, damlatmalı filtrelerde düşük pH'da mantarlarda, organik maddeleri parçalar. Algler damlatmalı filtrelerde pek etkili değildir. Işık nüfus eden yerlerde, gündüz oksijen temin etmelerine karşılık algler, tıkanmalara neden olarak bazen sıvının yolunu keserler. Protozoalar ayrışmalardan çok bakteri nüfusunu kontrol eder. Daha ileri seviyede gelişmiş organizmalar filtredeki biyolojik tabakalardan beslenmektedir ve bunun sonucu, bakteri topluluğunun hızlı büyümesi veya hızlı besin tüketmesine yardımcı olmaktadır. Damlatmalı filtrelerde en önemli husus havalandırma sistemlerinin olması ve doğrudan doğruya havadan oksijen almasıdır. Dolgu malzemelerinin aralarındaki boşluk hacimlerinden su ve hava akımı olur. Atıksu, yatak üzerinden sabit duran veya hareket eden ağızlardan veya fiskiyelerden veya üzerinde suları püskürten üzerinde su püskürten delikleri bulunan döner bir dağıtıcı tarafından üniform olarak filtre yüzeyine verilir. Hava duvarın alt tarafındaki deliklerden girerek düşey olarak dolgu malzemesi kütlesi arasından hızla yukarı doğru cereyan eder. Yukarı doğru veya aşağı doğru hava hareketine dışarıdaki hava ile sistemdeki hava arasındaki sıcaklık farkından (2°C) ileri gelen yoğunluk farkı sebep olur. 5 mm/sn'lik düşey hava

cereyanı için tabanda, sistem üst yüzeyinin % 0,5-1'i kadar hava giriş alanı bırakılmalıdır (Uslu,1989).

Bir damlatmalı filtreden çıkan atıksu genellikle koyu renkte, nispeten kokusuz ve yüzde olarak oldukça yüksek oranda askıdaki katı madde içermektedir. Atıksu ızgara, kum tutucu ve çökeltme havuzundan geçerek önceden arıtılmış olsa bile, damlatmalı filtre çıkış suyu, nispeten yüksek miktarda askıda katı madde içerecektir bunun nedeni bakteri faaliyetinin, işlemin temel hedefi olan çözünmüş ve kolloid halindeki maddeleri, çöktürülebilir katı maddeler haline dönüştürmesidir. Bu sebeplerden dolayı, dozlama ünitesinde, filtre kollarındaki ağızlarda, tıkanmalardan doğabilecek problemlerin önlenmesi, filtrenin daha etkili çalışması ve temiz bir çıkış suyu elde etmek için ön arıtma işlemi gereklidir. Damlatmalı filtre işleminde, aktif mikroorganizmaların çoğu filtre ortamına yapışmış durumdadır ve aktif çamur işleminde olduğu gibi reaktörü terk etmemektedir (Uğurlu ve Kalaoğlu,1989). Damlatmalı filtreler, hidrolik veya organik yükleme hızlarına göre düşük hızlı, orta hızlı, yüksek hızlı ve süper hızlı filtreler diye sınıflandırılırlar.

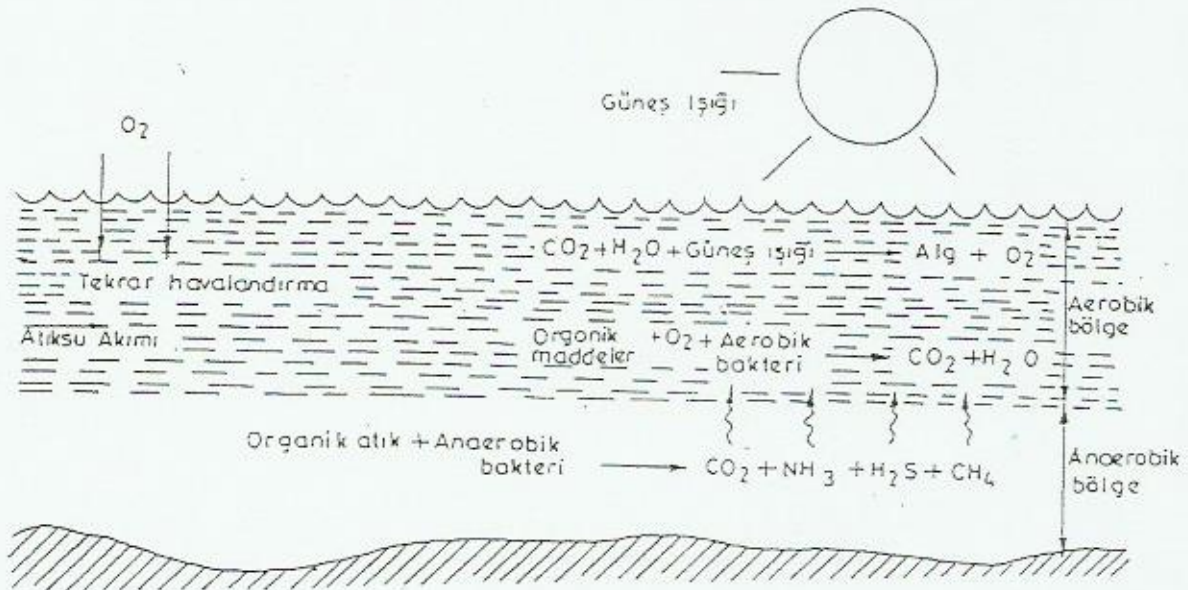


Şekil 3.7. Damlatmalı filtrenin perspektif ve kesit görünüşü

3.2.1.3. Oksidasyon havuzları

Atıksu arıtım yöntemlerinin en basitidir ve birincil mekanik işlemlerden geçmiş atıksuların havalandırılmak üzere bırakıldığı, 1-2 metre derinliğinde geniş, sığ havuzlardır. Bu havuzlarda günlerce bekletilen atıksular birtakım fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimlere uğrarlar. Bu havuzlarda, sudaki yabancı maddeler, bakteri, protozoa, ve algler gibi mikroorganizma topluluğu tarafından doğal olarak oksitlenmeye uğratılırlar. Böyle sistemlerde bakteriler tarafından ortama verilen CO_2 , NH_3 ve PO_4^{3-} gibi suda çözünebilen maddeleri klorofil içeren algler kullanır. Alglerde meydana gelen fotosentez olayından açığa çıkan moleküler oksijende çözünmüş oksijen miktarını artırarak bakterilerin daha hızlı gelişmelerini sağlar. Bu nedenle yaz aylarında arıtım olayı daha hızlı olur (Pekin, 1983; Ellis, 1982).

Havuzlar tamamen havalı şartların elde edilmesi için dizayn edilir. Fakat çoğu zaman yüzeye yakın yerlerde havalı alt kısımlarda ise havasız koşullar meydana gelir. Havalı ve havasız şartların karışımına sahip olan bu şekildeki havuzlar fakültatif havuzlar olarak adlandırılır. Şekil 3.8'de bu havuzlara ilişkin bir model şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.8. Bir oksidasyon havuzunun şeması (Masters, 1991)

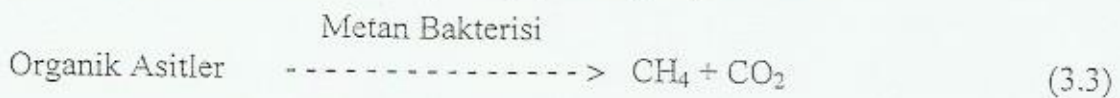
Havuz suyunun dikey karışması sağlandığından, rüzgarın fakültatif havuzların faaliyetleri üzerinde önemli bir etkisi vardır. İyi karışım BOI'nin, çözünmüş oksijenin bakteri ve alglerin eşit dağılımını sağlamaktadır. Rüzgarın karışımında etkisiz olduğu zamanlarda konsantre olmuş alg kümelerinin havuzun üstten 50 cm'sinde, aşağı yukarı hareketi, ışık etkisindeki değişimden dolayıdır. Buda çıkış kalitesinde değişimlere sebep olmaktadır.

3.2.2. Havasız (anaerobik) sistemler

Sudaki çözünmüş oksijenin tükenmesine karşın organik madde verilmesi devam etmesi halinde oksijensiz ortamda yaşayabilen mikroorganizmalar üreyerek çoğalır ve doğal parçalanma sürdürülür. Havasız sistemlerde arıtım için atıksuyun organik madde içeriğinin çok fazla olması gereklidir. Ayrıca havasız ortamda parçalanmanın devamı için katalizöre ve belli bir sıcaklığa gerek vardır. Çok yavaş süren bu olayda organik maddeler birinci kademede hidrolize uğrayarak aminoasitlere, yağ asitlerine ve gliserine parçalanır. Suda çözünen hidroliz ürünlerinin olduğu bu evreye "sıvılaştırma evresi" adı verilir. İkinci kademe de ise kararlı moleküller olan H_2 , CH_4 , CO_2 oluşur.

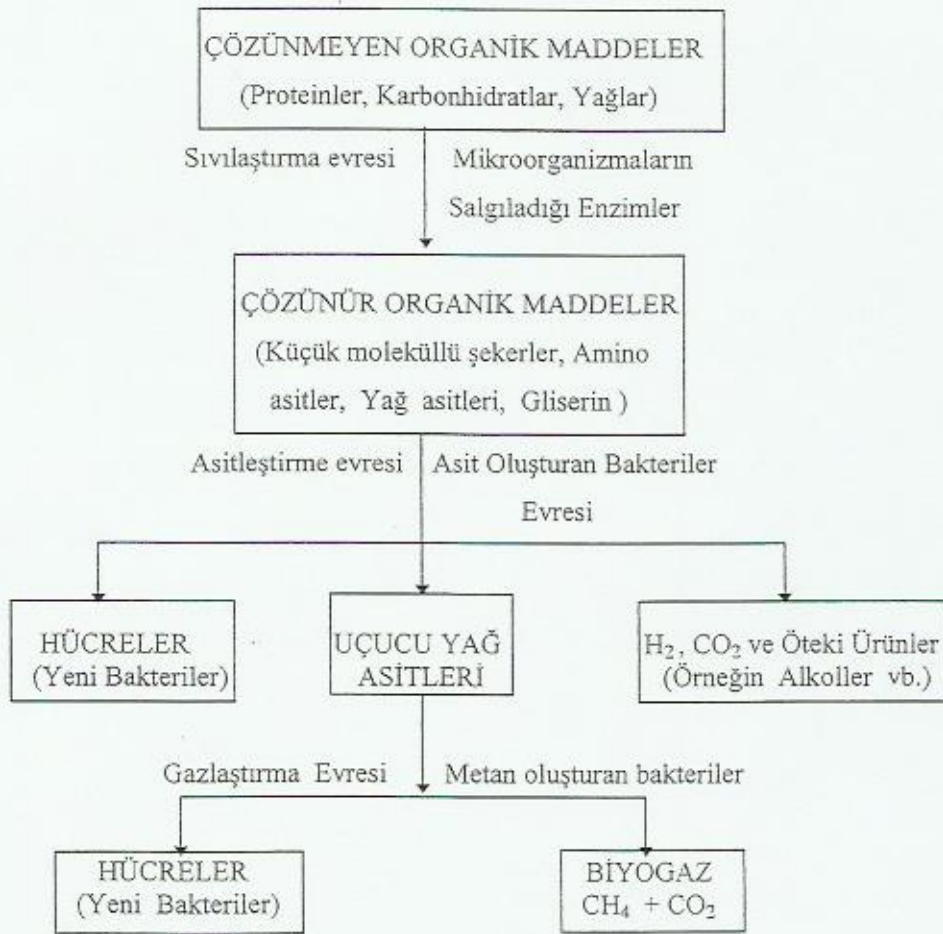
Atıksuların bu yolla arıtılabilmesi için organik madde içeriğinin diğer yöntemlere göre 10 kat fazla olması, protein ve yağ içeriğinin daha fazla ve yeterli alkaliliğe sahip olması gerekir. Havasız tepkimeler normal sıcaklığın üstünde oluşur. Tepkime sıcaklığına göre 30 °C dolayında mezofilik çürüme, 50 °C dolayında termofilik çürüme oluşur. İşlemin süresi uygulanan yöntemle göre bir iki ay olabilir (Tünay, 1976).

Havasız parçalanma esnasında en çok rastlanılan bakteri türleri arasında, *Pseudomonas*, *Flavobakterium*, *Alcagigenes*, *Escherichia* ve *Aerobacter* sayılabilir. Bu mikroorganizmalar belirli pH sınırında gelişirler. Metan üreten bakteriler ise asit formundaki organik ürünleri kullanarak hayatlarını devam ettirirler ve bu arada metan ve karbondioksit üretirler. Havasız süreç esnasında metan üretim hızı organik asit üretim hızından düşüktür ve yaklaşık 6,7-7,4 gibi oldukça sınırlı pH aralıklarında gerçekleşir. Metan bakterilerinin faaliyeti aşağıdaki gibi yazılabilir:



Uygun bir şekilde işletilen sistemlerde, gaz üretiminin yaklaşık % 55-75'i CH_4 , % 25-45'i CO_2 ve geriye kalanı da H_2S , H_2 ve N_2 gibi gazlardır. Oluşan gazlar içindeki CO_2 devamlı kontrol edilmelidir. Çünkü CO_2 derişimi arıtımın hangi aşamada olduğunu gösterir (Muslu, 1985).

Havasız arıtımın en çok uygulandığı birimler çamur çürütme tankları, havasız filtreler, havasız havuz ve lagünlerdir (Keskinler vd.,1994). Anaerobik arıtımın bütün aşamaları oluşan ürünler ile birlikte Şekil 3.9'da şemasal olarak gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Anaerobik Çürüme Evreleri (Tübitak Bülteni, 1985).

Şekilde de görüldüğü gibi karbonhidratlar, proteinler ve yağlar önce hidrolize uğrayarak suda çözünen küçük moleküllü organik bileşiklere ve bunlar da yağ asitlerine dönüşürler. Bu sıra da proteinli maddeler önce amino asitlere parçalanırlar. Bu amino asitler de içerdikleri azotu, amonyak halinde ortama salarlar. Oluşan uçucu yağ asitleri

arasında değişik türler bulunabilir. Ancak bunlarda CO_2 ve CH_4 veren kademeler üzerinden asetik asite, o da CH_4 ve CO_2 'ye dönüşür. Organik maddelerin kapalı bir yerde anaerobik olarak ayrıştırılması iki evrede olur. Anaerobik arıtımın kararlı olabilmesi bu iki biyolojik kademenin dengeli olarak yürümesine bağlıdır.

Aerob arıtma ile mukayese ettiğimizde sıcaklık, pH değeri, boyutlandırma parametreleri gibi konularda büyük farklılıklar gösteren anaerob arıtmada çamur yükü, havuzda kalma süresi gibi parametrelerden faydalanılamaz. En çok kullanılan parametre "hacimsel yük" parametresidir. Bu iki sistemin karşılaştırılması Çizelge 3.1'de görülmektedir.

Çizelge 3.1. Aerobik ve anaerobik arıtma sistemlerinin karşılaştırılması
(Samsunlu,1987)

PARAMETRE	AEROBİK ARITMA	ANAEROBİK ARITMA
SICAKLIK	5-20°C (Gelen suyun, sıcaklığına bağlı)	30-37°C Mezofil bakteriler için optimum sıcaklık sağlanacak (Genellikle ısıtma işlemi gerekli)
pH DEĞERİ	Nötr	Bakteri cinsine göre asidik veya nötral
İNDİRGENME	Arıtılan maddeler CO_2 'ye, H_2O ve biyomasa dönüşür	Çeşitli bakteriler tarafından arıtılan maddeler kademeli olarak CO_2 , CH_4 ve biyomasa dönüşürler
BÜYÜME	Hızlı büyüme, kısa oluşum zamanı (ortalama 2 saat) yüksek miktarda biyomas üretimi	Oldukça yavaş büyüme, oluşum zamanı 12 saat ile 15 gün arası bu nedenle oldukça az biyomas üretimi
PROSES TEKNİĞİ	Bir kademeli proses uygulanması mümkün, reaktör tekniği, proste etken değil.	Çok kademeli proses uygulanması, prosesin akışı ve reaktör tekniği proste etkin çok kademeli proses akışı oldukça kapsamlı olup hassas çalıştırmayı gerektirir.
BOYUTLANDIRMA	Çamur yükü, alı konma süresi, hacimsel yük, çamur yaşı, parametrelerine göre boyutlandırma mümkün olmaktadır (oluşum zamanı kısa)	Bilinen kriterlere göre boyutlandırma mümkün değil (farklı oluşum zamanı) yüksek çamur yaşı, çamur geri dönüşünü gerektirmektedir. En çok kullanılabilen parametre hacimsel yüküdür.

Anaerobik arıtma, aerobik arıtma proseslerine göre aşağıdaki üstünlüklere sahiptir.

- $KOİ > 1500$ mg/L olan atıksuların havasız arıtımı, havalı arıtmaya göre daha ekonomiktir.

- Havasız arıtma ile enerji tüketilmez, biyoenerji üretilir. Özellikle kuvvetli atıkların arıtımında, havasız arıtma adeta bir enerji jeneratörü hüviyeti kazanır. Havasız arıtma yolu ile 1000 kgKOİ giderimi sonunda 3500 kwh eşdeğeri enerji üretilebilir.

- Havasız arıtma sistemlerinde oluşan biyolojik çamur miktarı havalı sistemlere göre çok azdır. Genelde havalı arıtmaya giren 1000 g organik karbondan takriben 50 g biyolojik çamur oluştuğu halde havasız arıtmada buna karşı ortaya çıkan biyolojik çamur miktarı 1-5 g civarındadır. Dolayısı ile havasız arıtmada giderilen organik karbonun % 90-98'i biyogaza dönüştürülür.

- Havasız arıtma tesisleri, havalı sistemlere göre daha az alan kaplarlar.

- Havasız arıtma sistemlerinde nütrient (N , P) ihtiyacı daha azdır, kararlı işletme halinde KOİ/N/P oranı 750/5/1 gibi çok düşük seviyede tutulabilir.

- Havasız arıtma üretilen biyogaz dolayısı ile, önemli bir maddi kazanç sağladığı için kullanıcılarca maksimum kapasitede ve erimde işletilirler. Böylece gönüllü bir oto-kontrol sağlanmış olur.

- Havasız arıtma şeker ve konserve gibi mevsimlik endüstriler için çok uygundur. Zira havasız mikroorganizmalar 15 °C'dan daha az sıcaklıkta tutulmak kaydıyla beslenmeksizin, aktivitelerini uzun süre koruyabilirler.

- Çok farklı işletme şartlarında arıtma verimleri değişmeksizin kullanılabilirler.

- Havasız arıtma, müteakip basit havalı arıtma sistemleri ile birlikte çevre dostu entegre bir arıtma sistemi halinde uygulanabilir. Bu tür uygulama ile atıksularda balık yetiştirilip hayvan yemi (alg) üretilebildiği gibi kükürt geri kazanılabilir, ayrıca zirai sulama yolu ile amonyum (NH_4) ve fosfat (PO_4) tuzları gübre olarak değerlendirilebilir.

Enerji maliyetlerindeki hızlı artış ve ekonomik olarak kullanılabilir, fosil yakıt rezervlerindeki azalma, atıklardan enerji (biyogaz) üretme imkanı veren anaerobik biyoteknolojiye dayanan havasız arıtma sistemlerine olan ilgiyi giderek artırmaktadır. Yakın zamana kadar hemen sadece biyolojik arıtma tesisi çamurlarının çürütülmesinde

kullanılan anaerobik arıtma, özellikle son 10 yıldan bu yana endüstriyel ve hatta evsel atıkların ayrıca organik katı atıkların (Çöpler) arıtımında geniş ölçüde kullanılmaya başlanılmıştır.

3.3. Kimyasal ve Fizikokimyasal Arıtım Yöntemleri

Su insan hayatında çok büyük öneme sahiptir. Başta ilaç, gıda, meyve suyu sanayileri olmak üzere tüm sanayi suları ve özellikle de içme suları berrak, kokusuz, lezzetli olmalı ve sağlığa zarar verecek organizmalardan, metal iyonlarından arındırılmış bulunmalıdır. Yeryüzündeki su kaynakları kısıtlı olduğuna, bir kez kullanarak doğaya terk ettiğimiz suyu yeniden kullanmak durumunda olduğumuza göre, attığımız suyu en ileri yöntemlerle arıtarak doğaya vermemiz gerekir. Çünkü o suya çok kısa bir süre sonra yeniden ihtiyaç duyulmaktadır (İpekoğlu, 1991).

Atıksuda bulunan ve mekanik yöntemlerle çöktürülemeyen katıların kimyasal madde ilavesi ile çöktürülmesi modern fizikokimyasal arıtım işlemi olarak bilinir. Bu yöntemde ilave edilen kimyasal maddeler sudaki kolloidleri birleştirip bir araya getirerek yoğunluğun artmasını ve bunun sonucu olarakta çökelmeyi sağlar. Atıksu miktarına bağlı olarak iyi bir pıhtılaştırma sağlayabilmek için pıhtılaştırıcı kimyasal madde suya kuru veya çözelti halinde eklenir ve pıhtılaştırıcı kimyasal madde ile atıksudaki kolloidlerin tam olarak etkileşebilmesi için hızlı bir karışım yapılması gereklidir. Yumaklaştırma basamağında ise yavaş bir karışım yapılmalıdır, yaygın olarak kullanılan çeşitli pıhtılaştırıcılar; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, CaO ve klorlu FeSO_4 'tür. Kimyasal arıtımın verimliliği pıhtılaştırıcı maddeye ve atık suyun özelliklerine göre değişir (Rudolfs, 1967).

Yüzeysel suların kalitesinin korunmasında mekanik ve biyolojik arıtma yöntemlerinin yetersiz kaldığının gözlenmesi üzerine, özellikle endüstrileşen ülkeler yeni arıtım teknolojileri geliştirmişlerdir. Bunlar; atıksuyun özelliklerini düzeltmek amacıyla yapılan ileri düzeydeki arıtım yöntemleridir. Bu ileri düzeydeki arıtım yöntemleri değişik başlıklar altında toplanmıştır.

3.3.1. Adsorpsiyonla arıtım

Adsorpsiyonla arıtım işlemi, klasik arıtma ile arıtılması güç olan ve zehirlilik, renk, koku kirliliği yaratan kimyasal maddelerin adsorplayıcı bir katı madde (Adsorban) yüzeyinde kimyasal ve fiziksel bağlarla tutulmasıdır. Bazı durumlarda istenen bir atıksu kalitesinin sağlanabilmesi için; biyolojik veya kimyasal arıtmadan çıkan su, bir aktif karbon ortamından geçirilerek suda kalan kirletici maddeler giderilebilir. Yerine göre adsorpsiyon bir ara kademe işlemi olarak da kullanılabilir.

Atıksularda, adsorpsiyonla arıtmada kullanılan adsorbanın kapasitesinin yüksek olması, istenen bir durumdur. Adsorpsiyonun yüksek olması adsorbanın yüzey alanı ile doğru orantılıdır. Bu nedenle adsorbanın özgül yüzey alanının fazla olması gerekir.

Adsorpsiyon, kısaca çözeltideki atom, iyon veya moleküllerin fiziksel ve kimyasal bağlarla katı yüzeyine tutunması şeklinde tanımlanır. Adsorban ile adsorplanan arasındaki bağlar çok zayıf (Vander Wals, Dipol-Dipol) bağ ise fiziksel; çok kuvvetli (kimyasal, kovalent) bağlar ise kimyasal adsorpsiyon meydana gelir. Adsorban ile adsorplanan arasında kimyasal adsorpsiyonun meydana gelmesi için ilgili katı molekül, iyon veya atomlar arasında elektron transferi olabilecek kadar veya yeni bağ teşekkül edecek kadar kuvvetli bir etkileşim olmalıdır. Bunun sonucunda adsorplanan ve adsorbanın bağ yapısında değişme olur ve yeni bağlar oluşur (Anonim 2, 1984).

Günümüzde su ve atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan adsorban aktif karbondur. Aktif karbon organik kökenli maddelerin (Kömür, odun, fındık kabuğu gibi) havasız ortamda yaklaşık 600 °C'ye kadar ısıtılıp, kok haline getirildikten sonra ani olarak hava ile temas haline getirilmesi sonucu hazırlanır. Bu işlem sonucu, çok geniş aktif yüzey alanına sahip çok gözenekli bir yapı oluşturulur (Yurteri vd., 1992).

Atıksu temizlenmesinde kullanılan aktif karbon, toz veya granüle halde kullanılmaktadır. Toz halindeki aktif karbon sulu çözeltiye doğrudan ilave edilir, kesikli bir sistemde gerçekleştirilen bu uygulamada sistem uygun bir süre karıştırılır ve çökteltmeye terk edilir. Dispers hale gelmiş olan karbon süzme ile geri alınır. Gerekliyse koagülant ile muamele edilir, arıtılamayan sularda aynı işlem ikişer kez tekrarlanır. Temas süresi yeterli olunca karbonun havuzun dibine çökmesi sağlanır ve arıtılmış su, havuzdan uzaklaştırılır. Ender olarak toz aktif karbonun biyolojik üniteye

ilave edilmesi mümkündür. Toz aktif karbonun rejenerasyonu ise çok zordur (Anonim 2, 1991). Bu yöntem koku ve renk giderme gibi giderilecek madde konsantrasyonunun az olduğu durumlarda kullanılır.

Diğer yandan eğer büyük miktarlarda organik madde giderilmek isteniyorsa, toz halinde aktif karbon kullanmak hiç de ekonomik değildir. Böyle durumlarda granüle haldeki aktif karbon dolgulu kolonlar halinde kullanılabilir, su girişi amaca göre kolonun üstünden veya altından yapılabilir. Granüle haldeki karbon kullanımı; reaksiyonun yavaşlığından etkilenmez. Çünkü herhangi bir anda karbon yüzeyi/sıvı oranı çok yüksektir ve granüller yıllarca kullanılabilir.

Aktif karbon adsorpsiyonu, karbonun atılma durumu hariç çok pahalı bir yöntem değildir. Çünkü kullanılmış karbon fırınlarda 900 °C civarında ısıtılacak olursa, organik madde buharlaşır ve karbonlaşarak uzaklaşır, aktif karbon parçacıklarının yüzeyi restore olur ve yeniden kullanılır hale gelir. İlk rejenerasyonda kapasitenin % 10'u kaybolur, bir karbon yatağı en az 9 kez rejenere edilebilir, fakat her defasında kapasitenin % 5'ini kaybeder. Karbon rejenerasyonunun maliyeti yeni karbonun yaklaşık % 10'udur, ayrıca her rejenerasyonda yatağın % 15-20'si kadar yeni karbon ilave etmek gereklidir (İpekoğlu,1991).

Adsorbe edilen maddenin miktarı sıcaklığa ve o maddenin atıksudaki konsantrasyonuna bağlıdır. Sıcaklık sabit ise sadece konsantrasyona bağlıdır, sabit sıcaklıkta Freundlich ve Langmuir tarafından adsorpsiyon izoterm eşitlikleri geliştirilmiştir (Samsunlu, 1987).

Freundlich izoterm eşitliği :

$$X/M = kC^{1/n}$$

X/M = Birim adsorbanın (aktif kömürün) adsorbe ettiği madde miktarı

C = Atıksudaki adsorbe edilecek kirli maddenin konsantrasyonu

k, n = Deneysel sabitler

$$\log X/M = \log k + 1/n \log C$$

logX/M ile logC arasında grafik çizilirse, doğru verir ve buradan da k, n bulunur

Langmuir izoterm eşitliği :

$$X/M = (abC) / (1 + bC)$$

Burada;

C = Adsorpsiyondan sonra çözeltideki absorban denge konsantrasyonu

a.b = Deneysel sabitler

$$C / (X/M) = 1 / (ab) + (1/a) C$$

$C / (X/M)$ ile C arasında grafik çizilirse, bir doğru gösterir ve bu doğrudan a ve b sabitleri bulunur.

Aktif karbonlu adsorpsiyon, su arıtımında kullanımı gittikçe yaygınlaşan bir yöntemdir. Bu yöntemle, düşük kaliteli sular arıtılarak yüksek kaliteli sular elde edilmektedir. Atıksularda fiziksel-kimyasal arıtımla safsızlıkların giderimi için de aktif karbon kullanılabilir.

Aktif karbonla su arıtımı erimiş halde, tat ve kokuya sebep olan klorlu-hidrokarbon bileşikler ve bazı ağır metallerin giderimi ve son zamanlarda, atıksu arıtımında, çürümeyen erimiş biyolojik atıkların, yüzey aktif maddelerin, tarım ilaçları ve bazı zehirli metal iyonları gibi atıkların giderimi için kullanılmaktadır. İyi bir adsorban olan aktif karbonda tutulabilen atıklar çizelge 3.2' de verilmiştir.

İçme suyu arıtımında (tat ve koku giderimi için), sanayi ve evsel atıksu arıtımında deterjan, gıda, meşrubat, fenol, petrokimya, hidroksil türevleri ve klorlu hidrokarbonlu atıksuların arıtımı; aktif karbonla arıtımın pratik uygulama sahaları içerisine girer. Yüksek kaliteli su elde etmek dışında adsorpsiyon yönteminin kullanımı sınırlıdır.

İçme suyu arıtımında, kimyasal pıhtılaştırma-yumaklaştırma ve yüzdürme-çökeltme arıtma üniteleri ardından aynı zamanda, atıksu arıtımında ise, biyolojik arıtmadan sonra adsorpsiyonla arıtım uygulanmaktadır. Bu arıtım yöntemi genelde, yüksek ve dar basınçlı kolon içerisinde geçekleşmektedir (Harfuş, 1991).

Çizelge 3.2. Aktif karbonla tutulan atıklar (Harfuş, 1991)

<i>Kolay tutunan maddeler :</i>
Kokulu solventler : Benzin, toluen, nitrobenzenler vs...
Klorlu kokulu maddeler: FCB'ler, klorobenzen, kloronaftalen fenol ve klorofenoller
Çok çekirdekli kokulu maddeler: Asenaften, benzopren vs...
Böcek öldürme ve tarım ilaçlar: DDT, aldrin, klordan BHC'ler, hepklor vs...
Kokulu olmayan klorlu atıklar: Karbon tetraklorür, kloroalkil eterler, hekza klorobutadien
Yüksek molekül ağırlıklı hidrokarbonlar: Boya, benzin, aminler vs...
<i>Zor tutunan maddeler :</i>
Alkoller
Düşük molekül ağırlıklı ketonlar, asitler ve aldehitler
Şeker ve nişasta maddeleri
Çok yüksek molekül ağırlıklı veya kolloidsel organik maddeler
Düşük molekül ağırlıklı alifatikler
<i>Kolay tutunan metaller :</i>
Antimon, arsenik, bizmut, krom, kalay, gümüş, civa, kobalt, zirkonyum
<i>Zor tutunan metaller :</i>
Kurşun, nikel, titanyum, vanadyum, demir, bakır, kadminyum, çinko, baryum,
<i>Kolay tutunan inorganik bileşikler :</i>
Klorlu, bromlu, iyotlu, florür
<i>Zor tutunan inorganik bileşikler :</i>
Nitrat, fosfat, klorür, bromür, iyodür.

3.3.1.1 Adsorpsiyon türleri

Gaz, sıvı veya herhangi bir çözeltide çözünmüş katı maddelere ait molekül atom veya iyonların katı bir maddenin yüzeyinde toplanması olarak tanımlanan adsorpsiyon işlemi, fiziksel veya kimyasal olarak gerçekleşir (Satterfield, 1980).

Adsorban ile adsorplanan arasındaki bağ, dipol-dipol etkileşmesi ve vander wals kuvvetleri sonucunda oluşuyorsa, adsorpsiyon fiziksel adsorpsiyondur. Adsorban ile adsorplanan arasındaki elektron aktarımı ile gerçekleşen, yani aralarındaki bağı

kimyasal bağların oluşturduğu adsorpsiyon ise kimyasal adsorpsiyondur (Berkem, 1980). Fiziksel adsorpsiyon, karışımdaki bileşiklerin bir fazdan diğer faza aktarılmasında; adsorbanların yüzey alanını, gözenek büyüklüğünü, gözeneklerin dağılımını belirlemede ve heterojen katalizli reaksiyonlarda önem kazanır. Fiziksel adsorpsiyon ısısı düşük olup, çoğu gazlarda sıvılaşma ısısı mertebesindedir. Bu tür adsorpsiyonda adsorplanmış tabaka birden fazla molekül kalınlığındadır. Fiziksel adsorpsiyon genellikle çok hızlı olduğundan gözlenen hız, adsorpsiyon süreci yerine, moleküllerin yüzeye aktarım hızı ile kontrol edilir.

Kimyasal adsorpsiyon aktivasyon enerjisi, kimyasal reaksiyon ısısı mertebesindedir. Adsorplanmış tabaka monomoleküler tabaka kalınlıktadır. Kimyasal adsorpsiyon ısısı fiziksel adsorpsiyona göre daha düşüktür. Kimyasal adsorpsiyon süreçleri belirli bir aktivasyon enerjisi ile karakterize edilir. Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun karşılaştırılması çizelge 3.3'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. Fiziksel ve Kimyasal Adsorpsiyonun Karşılaştırılması (Doğan, 1989)

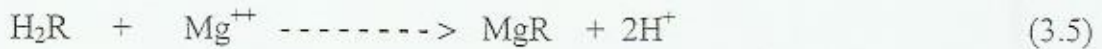
Parametre	Kimyasal Adsorpsiyon	Fiziksel Adsorpsiyon
Bağ kuvvetleri	Moleküller içinde	Moleküller arasında
Adsorplayıcı	Bazı katı maddeler	Tüm katı maddeler
Adsorplanan	Kimyasal reaktif maddeler	Kritik sıcaklığın altındaki tüm maddeler
Tersinirlik	Tersinir veya tersinmez olabilir	Tersinir
Hız	Sıcaklığa bağlı olarak hızlı veya yavaş olabilir	Hızlı ve difüzyonla denetimli
Entalpi etkisi	Çoğunlukla egzotermik reaksiyon ısıları mertebesinde	Daima egzotermik reaksiyon mertebesinde

3.3.2. İyon değiştirmeyele arıtım

Özel durumlarda, endüstriyel atıksu arıtımında ve endüstriyel proses sularının hazırlanmasında bir ileri arıtım metodu olan iyon değiştirme metodu kullanılır. İyon

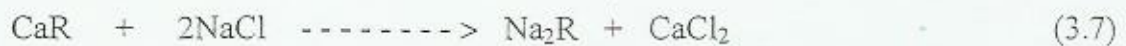
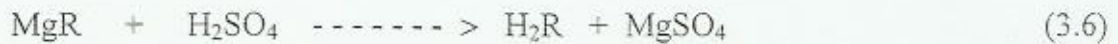
değiştirme işlemi, su veya atıksu bünyesindeki istenmeyen anyon veya katyonların uygun anyon veya katyon tipi değiştiricilerle kolonda hidrolize iyonların eşdeğeri eşdeğerine çözeltilde bulunan benzer yükteki iyonlarla yer değiştirmesi şeklinde oluşan bir kimyasal reaksiyondur. Genellikle katyonlar H^+ ve Na^+ ile anyonlar ise OH^- ile değiştirilir. İyon değiştiriciler balık ağı veya petek şeklinde örgülü bir yapıya sahip ve hareketli iyonları elektriksel yönden nötr veya yüklü olarak, gruplar halinde bir katıya bağlanmışlardır. İyon değiştiricilerin sabit yüklü iyonları negatif olduğunda katyon değiştirici, pozitif olduğunda anyon değiştirici olarak adlandırılır. İyon değişimini sağlayan maddeler zeolit, sentetik reçineler ve sülfolanmış karbonlu maddelerdir (Shreve and Bring, 1985).

Katyon değişiminde HSO_3^- aktif grubunu oluşturan reçineler, anyon değişiminde ise amin gruplarını oluşturan reçineler kullanılır. Suda bulunan Ca^{++} ve Mg^{++} katyonları bu yolla aşağıdaki şekilde ortamdan uzaklaştırılır.



Ca^{++} ve Mg^{++} iyonları reçineye bağlanmıştır. Reçine sabit bir yatakta bulunmakta ve bunun üzerinden atıksu geçirilmektedir. Gerçek Ca^{++} ve Mg^{++} katyonları Na^+ ve H^+ 'dan daha fazla ise yukarıdaki reaksiyon dengesi sağ tarafa kayacaktır.

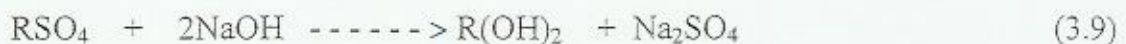
Burada kullanılan reçinenin birim hacmi başına, belli miktarda katyon bağlayabileceği bir kapasitesi vardır. Kullanılan reçine atılmayıp rejenere edilir. Rejenerasyon aşağıdaki gibi yapılır. Bu işlem için %5-10'luk $NaCl$ ve %2-10'luk H_2SO_4 kullanılır.



Katyonların değişimi ise aşağıdaki şekilde olmaktadır.



Rejenerasyon ise %5-10'luk $NaOH$ ile yapılır

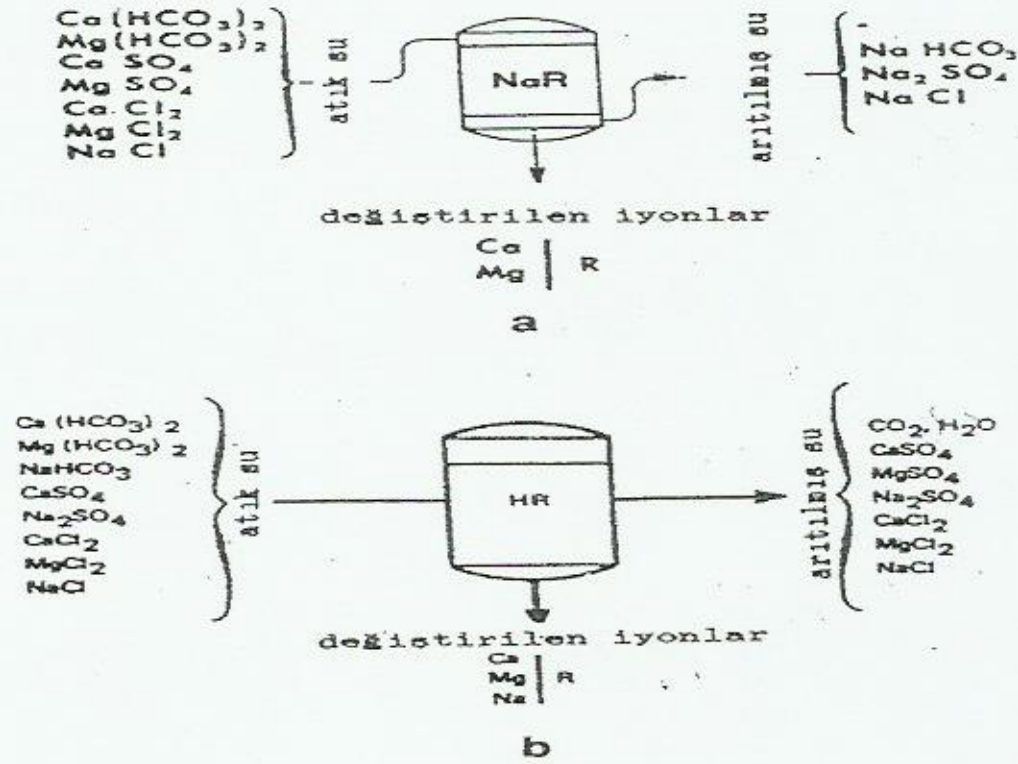


İyon değiştirme işleminin verimi ve ekonomisi reçinenin iyon değiştirme kapasitesine ve rejenerasyon için kullanılacak çözelti miktarına bağlıdır. Bir atıksuda uzaklaştırılacak iyon miktarı, 1 litre atıksu için eşdeğer iyon miktarları olarak ifade edilir.

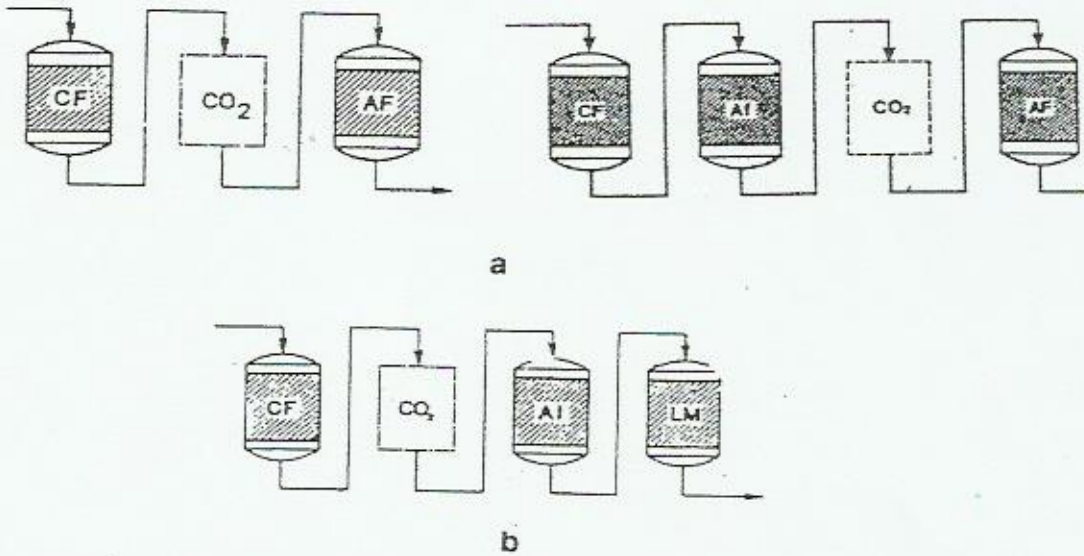
İyon değiştiricinin kullanım süresi, değiştirilen iyon miktarına, geçen atıksu debisine ve iyon değiştirici ortamı rejenere etmek için kullanılan çözeltinin derişimine bağlıdır. Genellikle anyon ve katyon değiştirici olarak reçineler kullanılır. Suların bulanık olması ve kolloid içermesi, reçinenin aktif yüzeyini azalttığı için sakıncalıdır (Anonim 2, 1991). İyon değişimiyle su arıtımında; çeşitli erimiş katyonların ve anyonların giderimi, atıksu arıtımında ise; çinko, bakır, nikel, krom vs. gibi çeşitli erimiş metal iyonları; siyanür, fenol, formaldehit gibi bazı organik bileşiklerin; anilin, piridin, formik asidi, klorlu organik maddelerin, tarım ilaçları ve bazı tuzlar gibi atıkların giderimi, etkin şekilde sağlanmaktadır (Harfuş, 1991).

İçme suyu arıtımında, yumuşatma veya sertlik gidermek için ve demineralizasyon; diğer yanda bazı sanayi atıksularının arıtımı ve çeşitli araştırma merkezlerinin atıksularının arıtımı; iyon değişimi ile su arıtımının, pratik uygulama sahaları içinde yer alır. Ayrıca elektronik, farmasötik veya tıp alanında, aşırı-saf proses suyu elde etmek amacıyla, iyon değişimi uygulanmaktadır. Su ve atıksu arıtma tesislerinde, genelde iyon değiştirici, adsorpsiyon yerine veya ardından, basınçlı kolon içinde son tasfiye ünitesi olarak teşkil etmektedir. Adsorpsiyonla arıtımla olduğu gibi, iyon değiştirme ile arıtımda kesikli ve sürekli sistem uygulanmaktadır. Atıksuyun cinsine göre hafif veya kuvvetli katyonlu ve hafif veya kuvvetli anyonlu reçineli yataklar, ayrı ünite olarak veya karma tek ünite kullanılmaktadır.

Sudaki karbonat ve magnezyum sertliğini gidermek suretiyle, suyun yumuşatılması için; tek aşamalı sodyum (R-Na), (Bkz. şekil 3,10 a) veya hidrojen (R-H), (Bkz. şekil 3,10 b) kuvvetli ve hafif asit katyonlu tip iyon reçinesi kullanılmaktadır. Suyun bütün katyonları ve anyonlarından arındırılarak demineralisasyonu için; kuvvetli asit - katyonlu tip iyon reçinesi (R-H) ile birlikte hafif veya kuvvetli R-OH baz anyonlu tip iyon reçinesi kullanılmaktadır. Su demineralizasyonunun, konvansiyonel sistemi ve karma yatak sistemi şekil 3,11'de gösterilmiştir (Harfuş, 1991).



Şekil 3.10. Su Yumuşatma Sistemi



Şekil 3.11. Su Demineralizasyonu. a) Konvansiyonel sistem, b) Karma yatak sistemi

CO₂ : Havalandırma ünitesi

CF : Kuvvetli tip asit katyonlu tip iyon reçinesi

Af : Hafif baz anyonlu tip iyon reçinesi

AF : Kuvvetli baz anyonlu tip iyon reçinesi

LM : Hafif ve kuvvetli baz anyonlu tip iyon reçineleri bir arada (karma)

3.3.3. Ozonlama

İleri bir arıtım yöntemi olan ozonlama, kirli bir su akımının, ozon içeren bir gaz karışımı (ozon-hava veya ozon-oksijen) ile temasının sağlanması ilkesine dayanmaktadır. Sıvı ve gaz fazlarının teması, tam karıştırmalı tanklardan boş veya dolgulu kulelere kadar uzanan çok değişik türde reaktör içerisinde gerçekleştirilebilmektedir.

Her ne kadar ozon, evvelce özellikle su arıtılması alanında dezenfeksiyon için kullanılmış ise de, ozon üretme ve eriyik hazırlama teknolojisinde yakınlarda yapılan geliştirmeler, atıksu dezenfeksiyonu için ozonu ekonomik bakımından daha etkin hale getirmiştir. Ozon, aynı zamanda, koku kontrolü ve ileri atıksu arıtılmasında karbon adsorplama işlemi yerine çözünebilir arıtılması güç organik maddelerin uzaklaştırılmalarında da kullanılabilir.

Ozon, oksijen içeren bir gazın varlığında bir boşaltma aralığı üzerinden bir yüksek gerilim verilmesiyle üretilmektedir. Ozon nispeten kararsız bir gaz olması nedeniyle, mahallinde havadan veya saf oksijenden üretilmektedir.

Ozon suya katıldığında hızlı bir şekilde oksijene dönüşmektedir. Bu nedenle, klor artıklarında olduğu gibi, arıtılmış atıksuda uzaklaştırılmayı gerektiren hiçbir kimyasal artığın kalması mümkün değildir. Ozonlama, çözülmüş katı maddeler oluşturmamaktadır ve amonyak iyonu veya pH ile etkilenmemektedir. Dezenfeksiyon için ozonun kullanılması sırasında çıkan atıksuyun havalandırılması da ayrı bir yarar sağlamaktadır. Bu nedenlerle, ozonlama, özellikle klor giderimi gerekli olduğunda, ya klorlamaya yada hipoklorlamaya bir seçenek olarak kabul edilmektedir.

3.3.4. Azot giderimi

Akarsulardaki azotun % 60'ı biyolojik çevrimden ve doğal taşınmadan, % 40'ı ise insanların yaşam faaliyetleri atıklarından gelmektedir. Topraktaki azot bileşiklerinin kaynağı, gübreler ve toprakta bulunan organik maddelerin mineralleşmesidir. Bu bileşikler topraktan kolaylıkla yıkanarak suya geçmekte, böylece tarımsal drenaj suyu önemli miktarda azot bileşikleri içermektedir. Bu değer 50 g/hektar mertebesindedir.

Yoğun tarımsal faaliyetin olduğu yerlerde azotun % 70'i bu kesimden, geri kalanı da kentsel pis sulardan gelmektedir.

Evsel atıksular ülkemizde su ortamına çoğunlukla doğrudan verilmektedir. Evsel atıksuya, kişi başına 8-15 g/gün azot katkısı vardır. Kişi başına atıksudaki azot konsantrasyonu 25-85 mg/L arasındadır.

Endüstriyel tesislerden de imalat cinslerine bağlı olarak çok miktarda azot su ortamına verilebilmektedir. Azot yükü veren endüstriler arasında gübre, selüloz, tekstil, gıda, deri, bira endüstrileri ile mezbahaneler sayılabilir.

Su ortamına giren azot bu ortamda bir takım olumsuz sonuçlara sebep olur. Bunlardan en önemlileri şunlardır; nitrifikasyon süresince oksijen tüketimi nedeniyle suyun oksijen konsantrasyonunda azalma olur, ötrofikasyon sorununa yol açar, amonyak azotu suda yaşayan canlılar üzerinde toksik etki yapar, sudaki serbest amonyak balıklarda merkezi sinir sistemi ile kan dolaşımını etkiler. Bunların yanı sıra nitrat konsantrasyonunun su ortamında artışı ve içme suyuna ulaşması, sağlık açısından önemli sorunlara yol açar. Çeşitli yollarla yüzeysel sulara karışan ve içme suyunun niteliğini bozan azot bileşiklerinin giderilmesi suların korunması açısından öncelik arz etmektedir (Samsunlu, 1987).

Azot arıtımı ile ilgili olarak amonyak sıyırması, klorlama ve seçici iyon değiştirme gibi fizikokimyasal yöntemler geliştirilmiş olmakla beraber, bunların ekonomik olmayışları ve sadece amonyak azotuna etkili olmaları, biyolojik azot giderimini tek seçenek olarak ortaya çıkarmaktadır. Biyolojik azot giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerinin artarda sıralanmasından meydana gelmektedir.

Nitrifikasyon amonyağın nitrik asite oksitlenmesi ile alkaliliğin azalmasına neden olmaktadır. Nitratın gaz halinde azota dönüşü denitrifikasyona neden olmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon için, birlikte nitrifikasyon ve ayrı nitrifikasyon olmak üzere iki seçenek mevcuttur. Birlikte arıtım özellikle azot derişiminin pek yüksek olmadığı atıklar için uygun görülmektedir. Genellikle diğerine nazaran ucuz bir çözümdür. Ancak biyolojik süreçler üzerinde kontrol sınırlıdır. Ayrı arıtımda ise ilk yatırım maliyeti yüksek olmakla beraber, biyolojik arıtım süreçlerini ayrı ayrı kontrol altında tutma ve optimum arıtım koşullarını yakalama imkânını sağlar.

Nitrifikasyon ve denitrifikasyon uzun yıllardan beri atıksu arıtımında kullanılan bir azot giderme yöntemidir. Aktif çamur tesislerinde nitrifikasyonun gerçekleştirilebilmesi için gerekli olanlar dışında bazı düzenlemeler getirilmelidir. Bunlardan en önemlileri, nitrifikasyon için gerekli ilave oksijenin sağlanması ve daha uzun bir alı konma süresinin kullanılmasıdır. Çünkü nitrifikasyonu sağlayan bakterilerin ototrof olması ve organik madde ayrışmasını sağlayan hetetrof bakterilerden çok farklı yapıda olmasıdır. Nitrifiye edici bakterilerin gelişme hızı hetetrof bakterilerden çok daha yavaştır. Alınması gerekli bir diğer tedbir ise, mikrobiyal dönüşümün pH'da düşme yaratması nedeniyle, düşük alkaliniteli sularda kireç veya kostik eklenmesi gereklidir.

Atıksularda denitrifikasyonun belli başlı nedeni, nitrifikasyonun maliyetini minimuma indirmek için serbest kalan oksijeni yeniden kullanmak ve çıkış suyundaki nitrat konsantrasyonunu düşürmektir. Nitrifikasyon ünitesinden sonra bir denitrifikasyon bölmesi oluşturularak, hem nitrifikasyon sonucu artan nitrat konsantrasyonunu azot gazına dönüştürerek azaltmış hem de son çökeltim tankında çamur yükselmesi olayı engellenmiş olur (Samsunlu, 1987).

3.3.5. Fosfor giderimi

Evsel atıksularda fosforun yaklaşık % 50'si evsel nitelikli atıklarda geri kalanı da evlerde kullanılan deterjan yapısındaki fosfattan gelir. Alıcı ortam suya, fosforun %91'i evsel pis sulardan gelirken %9'uda tarımsal alanlardan gelmektedir, fosforda azot gibi alg patlamalarına yol açarak yüzeysel suların yaşlanma süresini hızlandırır. Atıksularda bulunan ve sorunlara yol açan fosfor değişik yöntemlerle sudan uzaklaştırılabilir.

Kimyasal çöktürme ile fosfor giderme, alüminyum, demir tuzları ve kireç kullanmak suretiyle yapılmaktadır. Kimyasal çöktürme reaksiyonları çok karışık ve az bilinen şekilde olmasına rağmen fosfor gidermede ilk iş, ortofosfatın metal katyonları ile birleşmesidir. Polifosfatlar ve organik fosfat bileşikleri; flok içine veya flok partükülleri üzerinde, adsorplanmak suretiyle uzaklaştırılabilir. Demirli kaogülant maddeler de fosfatı çöktürür. Demir iyonları $FePO_4$ oluşumu için fosfatla birebir oranında birleşirler.

Aktif çamur ünitesinde atıksuyla gelen fosforun ortalama %30'u mikroorganizmaların asimilasyonu sonucunda uzaklaşmaktadır. Geri kalan fosfor

derişiminin 1 mg/L altına indirilebilmesi için ileri arıtım yapılması gerekir. İlave veya ileri arıtımda, aktif çamurda bulunan iki grup organizmadan yararlanılır. Bunlardan *Acinetobacter* grubu, yağ asitleri ile birlikte, anaerobik şartlarda hücre içinde kısa yağ asitlerinden polihidroksibütiratdan meydana gelen rezerv polimerlerini oluştururlar. Fosfor arıtımında görev alan diğer bakteri grubu ise asitleşme (örneğin *Aeromonas*) bakterileridir. Bu grup bakteriler anaerobik şartlarda fermentasyon ile organik bileşikleri ufak moleküllu organik asitlere dönüştürürler.

Biyolojik arıtmadan sonra kimyasal çöktürme ile de fosfor arıtılabilir. Bu proseste, biyolojik arıtma ünitesini takiben bir kimyasal arıtma ünitesi kurulur. Burada hızlı karıştırma, yavaş karıştırma ve çökelme işlemleri yapılır. Bu üç işlem aynı havuzda da yapılabilir. Bu işlemi takiben bir filtrasyon işlemi gereklidir. Burada en önemli husus çökelen çamurun işlenmesi ve uzaklaştırılmasıdır. Kireç ile koagülasyon suretiyle ayrılamayan organik maddeler aktif karbon sureti ile giderilir (Samsunlu, 1987).

4. AKTİF ÇAMUR YÖNTEMİNİN KURAMSAL TEMELLERİ

Aktif çamur yöntemi 1914 yıllarında İngiliz Ardern, Lockett tarafından Amerikalı Clark'ın çalışmalarına dayanarak geliştirildi. Buradaki esas, mikroorganizmaların atıksuyun içerisindeki biyolojik bir kıymeti olan maddelerden yapı değişimi için veya enerji kazanılmasında faydanılmasıdır. Imhoff bu metodu, nehirlerde meydana gelen temizleme olayının bir kısmına benzetmektedir. Nehirlerde meydana gelen bu olaylar daha küçük bir hacim içerisine toplanmakta ve daha hızlı olarak neticelenmektedir.

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında günümüzde en yaygın olarak kullanılan yöntem, aktif çamur süreçleri olmaktadır. Aktif çamur süreçlerinin sahip olduğu esneklik ve çok değişik nitelikli sulara uygulanabilecek şekilde modifikasyonlara olanak tanınması ve süreçleri özellikle endüstriyel atıksu arıtımı açısından ilginç kılmaktadır.

4.1. Genel Bilgiler

Süspansiyon halde kolloid ve çözünmüş organik ve inorganik maddeler içeren bir atıksuda süspansiyon haldeki mikroorganizmalara aktif çamur denir. Aktif çamur işlemi, kabul edilebilir bir çıkış suyu kalitesine erişebilmesi için mikroorganizmaların metabolik tepkimelerinden yararlanan aerobik, biyolojik bir süreçtir. Aktif çamur yöntemi, sisteme gelen atıksudaki çözünmüş organik maddelerin sistemde bulunan mikroorganizmalar tarafından besin maddesi olarak tüketilmesini sağlamak, daha sonra mikroorganizmaların yumaklaşma özelliğinden yararlanmak suretiyle çöktürmek ve sistemden uzaklaştırılması şeklinde yürür.

Aktif çamur sisteminin esası; havalandırılmış ve karıştırılmış ortamda yumaklaşmış biçimde bulunan karışık mikroorganizma topluluğu ile atıksuyun temasa getirilmesidir. Askıda ve kolloidal maddeler, atıksudan, mikroorganizma çamurları tarafından yüzeyde soğurularak ve kümeleşme ile hızla uzaklaştırılır. Bu maddeler ve çözünmüş besin maddeleri mikroorganizmaların metabolizması ile daha yavaş parçalanır; bu basamak kararlaştırma basamağıdır. Bu basamakta besin maddelerinin bir kısmı karbondioksit gibi basit maddelere yükseltgenir ki bu mineralleşme basamağıdır; bir

kısmı da benzeşme basamağında yeni hücrelere dönüştürülür. Mikroorganizma kütlelerinin bir kısmı da hücre içinde parçalanır; bu süreç iç solunum olarak bilinir. Yükseltgenme süreçleri; adsorpsiyon ve benzeşme süreçleri için gereken enerjiyi sağlar (Winkler, 1981). Bozundurulamayan bir kısım organik molekül ve bu arada bazı anorganik madde ve iyonlar, bakteri yumakları üzerinde absorbe edilir. Organik maddenin tamamen tüketilmesi mümkün olmayıp, bozunma sonucu dayanıklı yeni tür bileşikler oluşuyor ise, bunlar da adsorpsiyonla uzaklaşabilecekleri gibi; uzaklaşmıyorlarsa daha ilerideki fizikokimyasal arıtım adımlarında giderilebilirler. Bazı organik bileşikler biyolojik bozunmaya karşı direnç gösterirler. Bunlardan bazıları çizelge 4.1’de verilmiştir (Baykut vd., 1987).

Çizelge 4.1. Çabuk Bozunmaya Direnç Gösteren Organik Bileşiklerden Bazıları
(Baykut vd., 1987)

Amino benzen sülfonik asitler	
Anisidinler	Etilendiamin tetra asetik asit
t-Amil alkol	Kloroanilinler
t-Bütanol	Kloronitrobenzenler
Diaminobenzenler	m-Klorofenol’ler
Dietilanilin	Nitroanilin’ler
Dietilenglikol	Nitroanisol’ler
Dietileter	Nitrotoluen’ler
Dikloroasetik asit	Pentaeritritol
Dimetilmalon asiti	Poly (etilen glikol) 400
Dinitrobenzen’ler	Tetraetilenglikol
Dioksan	Trietanolamin
bis -2-Etoksi etileter	Trietilenglikol
Pestisid’ler; PCB’ler; sentetik polimer ve yüzey aktif maddeler hariç.	

Bakteriler, organik maddeleri besin olarak kullanır. Bu önemli rolü oynayanlar *Zoogloea ramigera* gibi belli Zoogloea bakterilerdir, bunların etrafında hacimli jelatinimsi bir madde bulunur. Bu bakteri jölesi çözültiden organik maddeleri soğurma (absorplama) ve kolloidal katılarla ince askıda katıları tutma özelliğine sahiptir. Jelatinimsi madde üretimi yumakların oluşumu için de gereklidir (Ljubisavljevic, 1991).

Mikroorganizmaların %70-90'nı organik, %10-30'u inorganik maddeler oluşturmaktadır. Son çökeltme havuzunda çökelmiş mikrobiyolojik kütle, atıksuda bulunan organik maddelerin parçalanması için yeterli konsantrasyonda bakteri sağlamak üzere reaktör havuzuna geri devir yaptırılır. Bu işlemde, sürekli olarak oluşan mikrobiyolojik kütlenin bir kısmının uzaklaştırılması gerekmektedir. Fazla çamurun atılması, her ne kadar havalandırma havuzundan da yapılabiliriyorsa da genelde çökeltme havuzundan yapılmaktadır.

Aktif çamur sisteminin başlıca birimleri aşağıdaki gibidir:

- Tam karışımli yada piston akışı için tasarlanmış bir veya birden fazla reaktör (tepkime) havuzu; her havuz yarım saat ile yirmi dört saat arasında hidrolik bekleme süresini sağlayacak şekilde yeterli büyüklükte olmalıdır,
- Reaktör havuzuna basınçlı veya atmosferden hava yada oksijen içeren gazlar dağıtan bir oksijen kaynağı,
- Reaktör havuzunun karıştırılması için bir donanım,
- Mikrobiyolojik kütlenin arıtılmış atıksudan ayrılması için bir çökeltme havuzu,
- Çökeltme havuzunda toplanan katıların havalandırma havuzuna yeniden devir yapılabilmesi için bir donanım ,
- Sistemden fazla biyolojik katı maddelerin arıtılması için bir donanım .

Biyolojik arıtma yöntemlerinden olan, aktif çamur ve damlatmalı filtre yöntemlerinden hangisinin seçileceği; ekonomik düşünceler (özellikle enerji ve işçilik giderleri), iklim durumu, işletme ve yönetim için eğitilmiş, bilgili personelin bulunması gibi etkenlere bağlıdır.

4.2. Mikrobiyolojik ve Biyolojik Hususlar

Aktif çamur sisteminde, sürekli karıştırma ve çamurun yeniden devrettirilmesi ortamı; çok olan mikroorganizmanın oluşması için ideal haline getirmekte, buna karşılık daha büyük organizmanın meydana gelmesini önlemektedir. Bakteriler, funguslar, protozoalar, rotiferalar aktif çamurda olağan olarak bulunmaktadır. Aktif çamur prosesi ile işleyen bir tesisin başarısı atık organik maddeleri asimile eden bir mikroorganizma topluluğunun sistemde sağlanmasına bağlıdır. Mikrobiyolojik canlılar genellikle heterotrofik bakterilerden (karbon ve enerjilerini temin eden organik bileşiklere ihtiyacı olan) oluşuyor ise de ortada önemli miktarda fungi ve protozoa da bulunmaktadır. Heterotrof organizmalar yeni hücre üretimi için gerekli olan enerjiyi organik redoks reaksiyonlarından alır ve karbon kaynağı olarak organik karbon kullanırlar. Hücre büyümeleri için inorganik bileşikler kullanan ototrofik nitrifiye bakteriler azotlu karbon konsantrasyonlarına ve işletme şartlarına bağlı olarak değişik miktarlarda bulunmaktadır. Ototrof organizmalar ise yeni hücre üretimi için gerekli enerjiyi güneş enerjisinden alarak fotosentetik olarak veya anorganik redoks reaksiyonlarından alarak kemosentetik olarak CO₂ karbonu kullanırlar. Rotiferalar, çoğu zaman, havalandırmanın uzun olduğu (6 ile 3 saat) veya çamur yaşının 10 günden daha fazla olduğu sistemlerde bulunmaktadır. Aktif çamurda fungi oluşumunun başlıca nedenleri olarak düşük pH, düşük azot, düşük oksijen ve düşük karbonhidratlar gösterilmektedir. Ancak fungusların bulunması, işlemin tamamı için yararlı olmayabilir; çünkü birçok fungi arıtmayı zayıflatan ve son çökeltme havuzunda mikrobiyolojik katıların kaybına neden olan filamentleri üretmektedir. Mükemmel beslenme olanaklarından dolayı pis su içinde bakteri yiyici protozoalar mevcuttur. Bunlar amipler, flagellatlar ve siliatlardır. Bu aileden olan silli hayvancıklar, bakteri kolonilerine, bağlı olmadan serbestçe dolaşan bakterileri yiyerek, suyu daha berraklaştırır ve BOİ miktarını da düşürürler. Silli hayvanların özel hareket şekilleri, kolloid halindeki maddelerin flokleşmesini kolaylaştırır ve dolayısıyla suyun berraklığını düzenlemeye faydalı olur. Amipler ve flagellatların ise özellikleri tam bilinmemektedir. Çeşitli flagellat türlerinin tesislerin ilk aşama zamanındaki çalışmalarda oksijen miktarı çok düşük olduğunda ve tesislerin mümkün olandan fazla yüklenme alanlarında görülmeleri, aktif çamur tesislerindeki

uygun olmayan şartları sevdiklerini gösterir. Bu sebeple flagellatlar ve amipler tesisin kötü çalışmasının bir işaretidir. Aktif çamur sistemlerinde mevcut mikroorganizmalar için uygun ortamın temin edilebilmesi ve etkili arıtımın sağlanabilmesi; yeterli besi maddesi ve oksijen varlığı, uygun kullanılmış su sıcaklığı ve zehirli atıkların elimasyonunun sağlanması ile mümkündür.

4.3. Aktif Çamur Prosesinin Temel Mekanizmaları

Yaygın olarak kullanılan aktif çamur sistemleri BOİ'nin karbonlu ve azotlu kısımlarını uzaklaştırabilmektedir. Dolayısıyla oksijen ihtiyacı karbonlu ve azotlu diye iki kategoriye ayrılabilir. Karbonlu kısım için gerekli oksijen miktarı, talebin ölçüleceği gün sayısının fonksiyonu olarak ifade edilmesi gerekir. Bu genel olarak 5 günlük bir sürede ölçülmektedir. Atıksuyun arıtımı için gereken oksijen miktarının önemli bir kısmını amonyağın nitrata dönüştürülmesi için gereken oksijen ihtiyacı oluşturmaktadır. Aktif çamurda bulunan normal bakterilerle karşılaştırıldığında; nitrifiye bakterilerin üremeleri çok yavaş olmaktadır ve bu bakteriler toksik bileşiklerden çok çabuk etkilenmektedirler.

Atıksuların çoğu, karbon uzaklaştırılmasını sağlayan, üreme hızı çok fazla olan bakterilere göre tasarlanmış olduklarından, mevcut tesislerde nitrifikasyon olmamaktadır. Katı maddelerin bekleme süresi (Çamur yaşı) uzadıkça, nitrifikasyon oluşacaktır. Nitrifikasyonun tamamlanabilmesi için oksijen gereksinimi yüksektir. Bu yüzden nitrifikasyon evsel atıksuların çoğu için, gerekli oksijen miktarını artırmaktadır. Bu yüzden karbonlu BOİ için güç gereksinimi % 75-100 oranında yükselecektir. Çünkü nitrifikasyonun tamamlanması için nitrata dönüştürülen amonyak azotunun her 1 mg'ı için 4,3-4,6 mg oksijen gerekmektedir. Atıksular genel olarak 20-30 mg/L indirgenmiş azot içermektedirler (Uğurlu ve Kalaoğlu, 1989).

4.4. Aktif Çamur Sistemlerinde Piston Akış ve Karma Akış Reaktörleri

Klasik aktif çamur sistemi ve kademeli havalandırılmalı aktif çamur sisteminde piston akış reaktörleri; tam karışımli aktif çamur sistemlerinde ise karma akış reaktörleri kullanılmaktadır.

4.4.1. Klasik aktif çamur sistemi

Mekanik arıtmadan geçirilen atıksu çökebilir askıda katı maddelerin uzaklaştırılması için ön çökeltmeye gelir. Buradan geçen atıksu aktif çamur geri dönüş debisi ile atıksuyun aktif biyolojik kütle ile aşılması için karıştırılır ve karışım biyolojik reaktöre girer. Bu karışım reaktör içerisinde geçerken, aktif çamur organik maddeleri absorbe ederek bunları, karbondioksit, su diğer son ürünlere oksitler ve yeni hücrelerin oluşmasını sağlar. Aerobik koşullar basınçlı hava veya mekanik havalandırma birimleri ile sağlanır. Bu aletler reaktör boyunca eşit aralıklarla yerleştirilmektedir. İşletmede oksijen seviyesi 0,5-2,0 mg/L arasında tutulur.

Karışım suyu reaktörden son çökeltme havuzuna geçer. Burada aktif çamur flokları kendi ağırlıkları ile çöker. Çökelen çamur geri devir pompalarıyla pompalanır ve geri dönüş çamurunun önemli kısmı reaktöre beslenen atıksu ile karıştırılır. Geri devir oranı mikrobiyolojik kütle ve çamur yoğunluğuna bağlı olarak %30-100 arasındadır (Uğurlu ve Kalaoğlu, 1989).

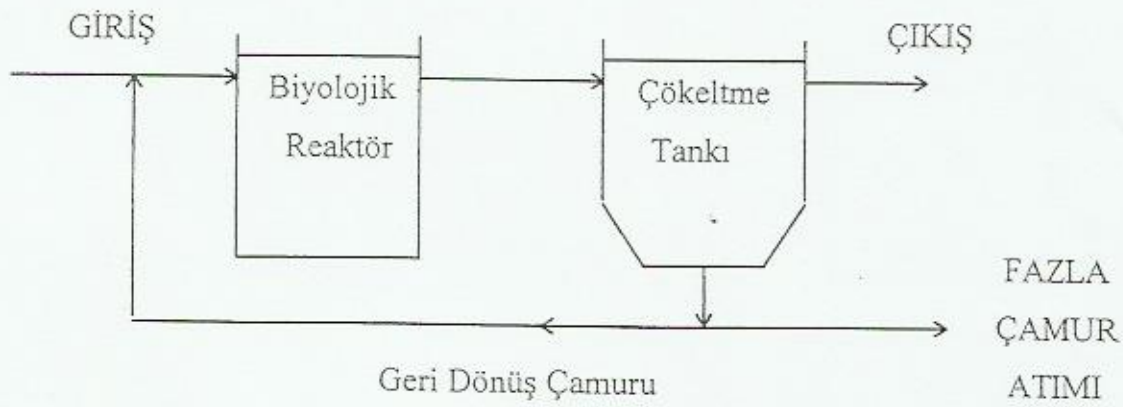
4.4.2. Kademeli havalandırmalı aktif çamur sistemi

Bu sadece klasik arıtma sistemlerinin değiştirilmiş bir şeklidir. Havalandırıcıların oksijen ihtiyacına göre reaktör boyunca yerleştirilmelerinin dışında klasik sistemle aynıdır. Reaktör girişinde BOİ'nin aynı olması nedeniyle, oksijen gereksinimide yüksektir. Atıksu, biyokütle karışımı içerisinde geçerken, BOİ kademe kademe azalmakta; dolayısıyla oksijen gereksinimide kademe kademe azalmaktadır. Gerek BOİ gerekse oksijen ihtiyacı atıksu çıkış ucunda minimuma düşmektedir.

Klasik veya kademeli havalandırma işleminde kullanılan biyolojik reaktörde akış rejimi, piston tipi akıştır. Piston akımlı reaktörde partiküller, tank içine girdiklerinde birbirlerine olan konumlarını bozmaksızın, aynı sıra ve yolu izleyerek geçer ve yine aynı düzende çıkarlar. Bundan dolayı, reaktörde boyuna yönde bir dispersiyon söz konusu olmamaktadır. Burada partiküllerin gerçek bekleme süresi (t_a), teorik bekleme süresi (t_d) tanımlanırsa $t_a = t_d$ olmakta; başka bir deyişle partiküllerin tank içinde kalma süreleri teorik bekleme sürelerine eşit olmaktadır.

4.4.3. Tam karışımli aktif çamur sistemi

Daha öncekiler gibi aktif biyolojik kütle ile aşılınmış olan karışım, reaktöre girmekte ve burada reaktör hacminin tamamına hızla yayılmaktadır. Tanktan çıkan su içindeki konsantrasyon, doğal olarak tankın içinde, tam karışım sonucunda oluşacak konsantrasyona eşittir. Tam karışımli ve geri dönüşlü sistemlere ait akım diyagramı Şekil 4.2' de verilmiştir.



Şekil 4.2. Tam karışımli geri dönüşlü aktif çamur sürecinin akım diyagramı (Uslu,1989)

Tam karışımli geri dönüşlü sistemde mikroorganizma üretimi biyolojik reaktörde olmakta, çökeltme tankında ise yumaklanan mikroorganizmalar tutularak bir kısmı atılmakta bir kısmı ise istenen mikroorganizma konsantrasyonun sağlanabilmesi için biyolojik reaktöre geri döndürülmektedir. Tam karışımli geri dönüşlü aktif çamur sistemi, piston akımlıya oranla karışımın bağlandığı ani seyrelme açısından daha avantajlıdır. Böylelikle sisteme gelen toksik maddelerin ve şok yüklemelerinin etkisi azalmaktadır. Karışım aynı zamanda reaktör içindeki biyolojik ve diğer koşulların aynı kalmasını, dolayısıyla tank içindeki mikroorganizmalar etrafında üniform bir substrat dağılımı oluşmasını sağlar. Sistemdeki geri dönüş çamuru ise reaktörün mikroorganizma konsantrasyonunu arttırdığından reaktör hacmi küçük tutulabilmektedir. Buna karşın tam karışımli geri dönüşlü sistemlerin işletilmesi diğer sistemlere oranla daha karışık ve güçtür (Uslu,1989). Bu sistemde aerobik koşullar genellikle mekanik havalandırıcılar kullanılarak sağlanmaktadır. Tam karışımli aktif çamur prosesinde geri devir oranı % 50-100 arasındadır. Evsel atıksular için ortalama çamur yaşı en az on günse ve çözünmüş oksijen varsa nitrifikasyon oluşacaktır.

4.5. Aktif Çamur Sistemi Matematiksel Modelleri

Aktif çamur sistemlerinin kuramsal incelenmesinde ve tasarımında matematiksel modellerin kullanımı önemli bir yer tutar. Bu modeller, başlıca iki grupta toplanabilir (Winkler, 1981).

4.5.1. Tepkime kinetik modelleri

Havalandırma tankı bir reaktör olarak düşünülebilir. Besi maddesi derişimindeki zamanla azalma $(-dS/dt)$ çamur derişimi (x) ve besi maddesi derişimi (s) ile orantılıdır ve orantı katsayısı 2.mertebeden tepkime sabiti k_2 'dir. Buna göre biyokimyasal tepkimenin modeli şöyledir:

$$-dS / dt = k_2 Sx \quad (4.1)$$

Tüketilen besi maddelerinin bir kısmı, yeni mikroorganizmalara dönüştürülür. Büyüme katsayısı cinsinden dönüşüm hızı,

$$Y = -dx / dS \quad (4.2)$$

uzaklaştırılan besi maddesi kütlesi başına oluşan hücre miktarını verir. Y boyutsuzdur fakat $(\text{kg/m}^3, \text{çamur})/(\text{kg/m}^3, \text{BOİ})$ olarak birimi vardır. Y sabit alınarak (4.2) denkleminin integrali alınır,

$$x - x_0 = Y (S_0 - S) \quad (4.3)$$

elde edilir. Burada x_0 ve S_0 çamur ve besi maddesi başlangıç derişimleridir. Denklem 4.1 ve 4.3 birleştirilirse,

$$-dS / dt = k_2 S (x_0 + YS_0) - k_2 YS^2 \quad (4.4)$$

bulunur ve k_2 ve Y sabit varsayılarak integral alınır,

$$\ln(S_0 / S) + \ln(1 + (S_0 - S) / (x_0 / Y)) = k_2 Y (x_0 / Y S_0) t \quad (4.5)$$

elde edilir. Bu varsayım BOİ uzaklaştırma hız katsayısının, besi maddesi derişiminden bağımsız olduğu anlamına gelir ve (4.5) denklemi BOİ değerinin zamanla değişimini, kesikli ve piston akışlı sistemler için verir.

Sürekli tam karıştırmalı bir sistemde yataşkın durumda çamur derişimi sabittir. Bu durumda (4.1) denklemi birinci mertebeden tepkime hızı denklemine dönüşür ve

$-dS/dt$, besi maddesi uzaklaştırma hızı, tankta kalan besi maddesi derişimi ile doğru orantılıdır.

$$-dS/dt = (S_0 - S_e) / t_r = (k_1 \times S_e) \quad (4.6)$$

S_e , kalan veya çıkıştaki besi maddesi derişimidir.

Birinci mertebe modeli, besi maddesi derişiminin düşük ve çamur derişiminin yüksek olduğu kesikli ve piston akış sistemlerine de uygulanabilir. (4.6) denklemi integre edilirse,

$$S = S_0 \exp(-k_1 x t) \quad (4.7)$$

Besi maddesi uzaklaştırma hızı, kalan besi maddesi derişimi ile kontrol edilebilir ve üstel bozunma eğrisi elde edilir.

Besi maddesi ve çamur derişiminin her ikisi de yüksek olduğu zaman (4.1) denkleminin sağ tarafı sabit kabul edilebilir ve besi maddesi uzaklaştırma hızı sabittir. Tepkime sıfırncı mertebededir ve kalan BOİ zamanla doğrusal olarak azalır, gerçek azalma hızı çamur etkinliğine ve derişimine bağımlıdır.

Bu tepkime kinetik modelleri, Eckenfelder tarafından gösterildiği gibi arıtım tesisleri tasarımında faydalı temel eşitliklerdir (Winkler, 1981).

Kesikli bir arıtma prosesinin toplam gelişmesi üç aşamada olur. Başlangıç sıfırncı mertebe aşamasında hem çamur hem de besi maddesi derişimleri yüksektir, BOİ zamanla azalır. Son birinci mertebe aşamasında uzaklaştırma hızı, zamanla üstel azalma gösteren kalan besi maddesi derişimi ile kontrol edilir. Aradaki aşama ikinci mertebededir, fakat k_2 ve x değerleri her aşamada aynı olmayacaktır.

4.5.2. Mikroorganizma büyüme modelleri

Aktif çamur süreci bir mikroorganizma büyüme sistemidir ve büyüme hızı besi maddesi ile etkilenir. Çoğu arıtım süreçlerinde mikroorganizma büyüme miktarının oldukça az olmasına karşın, kinetik yaklaşım kabul edilebilir yaklaşıklıkta sonuç verdiğinden kullanılabilir.

En basit durum büyüme hızının var olan mikroorganizmaların, sayı veya derişim olarak, nüfusu ile orantılı olmasıdır. Buna göre,

$$dx/dt = \mu x \quad (4.8)$$

yazılabilir. Buradaki μ katsayısına özgül çoğalma hızı denir; 1/zaman birimine sahiptir ve (4,8) denkleminin yeniden düzenlenmesi ile şöyle tanımlanabilir :

$$\mu = d (\ln x) / dt \quad (4.9)$$

Deneyler bir nüfusun çoğalma hızının besi maddelerinin varlığına bağlı olduğunu gösterir ve (4.1) ve (4.2) tepkime kinetik modellerine göre,

$$\mu = k_2 YS \quad (4.10)$$

elde edilir. Denklem (4.10)'a göre artan besi maddesi ile büyüme hızı sınırsız olarak artmaktadır. Oysa pratikte sınırsız besi maddesi bulunsa da özgül çoğalma hızı bir maksimum değere erişmektedir. Bu nedenle 1942'de Monod tarafından çoğalma hızı üzerine besi maddesi derişiminin etkisi için aşağıdaki model önerilmiş ve kabul görmüştür.

$$\mu = \mu_m S / (K_s + S) \quad (4.11)$$

Burada μ_m , sınırsız besi maddesi bulunduğunda özgül çoğalma hızı; K_s , organizmanın karakteristik doygunluk katsayısı ve S , besi maddesi derişimidir. K_s ile S 'nin sayısal değerleri aynı olduğunda $\mu = \mu_m/2$ olacağından, K_s 'ye bazen "yarı hız sabiti" de denir.

Denklem (4.2) mikroorganizma büyümesi ve besi maddesi uzaklaştırma hızı ile ifade edilirse,

$$Y = (dx / dt) / (-dS / dt) \quad (4.12)$$

yazılabilir. (4.8), (4.11) ve (4.12) denklemleri birleştirilirse :

$$-dS / dt = (\mu_m x / Y) (S / (K_s + S)) \quad (4.13)$$

elde edilir. Besi maddesi derişimi yüksek olduğu zaman, $S \gg K_s$ olduğundan denklem (4.13) aşağıdaki şekli alır.

$$-dS / dt = \mu_m x / Y \quad (4.14)$$

Mikroorganizma derişimi x , çok büyükse denklem (4.14)'ün sağ tarafı hemen hemen sabittir ve besi maddesi uzaklaştırma hızı sıfırcı mertebe kinetiğine uyacaktır.

Besi maddesi derişimi düşük olduğu zaman, $S \ll K_s$ olur ve denklem (4.11), (4.13) aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$\mu = \mu_m S / K_s \quad (4.15)$$

$$-dS / dt = (\mu_m x / Y K_s) S \quad (4.16)$$

Düşük besi maddesi derişimlerinde, mikroorganizma derişimi artışı küçük olacağından x sabit alınabilir ve tepkime birinci mertebeden olur.

$$k_1 = \mu_m / Yk_s \quad (4.17)$$

ve bu da (4.6) denkleminde kullanılabilir.

4.6. Aktif Çamur Ünitelerinin Tasarım ve İşletme Parametreleri

Teorik temelleri açıklanan aktif çamur süreçlerinin tasarımının yapılabilmesi için bu temellerden hareketle bir çok tasarım yöntemi geliştirilmiştir. Bu bölümde aktif çamur ünitelerinin tasarımında yaygın olan parametreler açıklanacak ve tasarım esasları belirlenecektir.

4.6.1. Mikrobiyolojik kütle (MLSS)

Aktif çamur ile atıksu karışımı karışık sıvı olarak isimlendirilir. Karışık sıvı askıda katıları (Mixed Liquor Suspended Solids) İngilizce adının baş harfleri olan MLSS kısaltması ile gösterilecektir. Aktif çamur ünitelerindeki mikroorganizma konsantrasyonu arıtma hız verimini etkileyici bir faktör olmaktadır. Bu konsantrasyon aktif çamur tankındaki askıda katı madde konsantrasyonu olarak adlandırılır. Askıda katıların bir kısmı anorganik olabilir ve mikroorganizma içeriğinin daha yaygın bir ölçütü olan yanabilir madde içeriği "Uçucu askıda katılar, UAK(Volatile suspended solids, VSS)" olarak bilinir.

MLSS, mg/L olarak ifade edilir. Ulaşılabilecek maksimum MLSS konsantrasyonu çamurun çökebilirliğine ve çökeltme tankının yüzey alanına bağlı bulunmaktadır. Karışım suyunda bulunan optimum askıda katı madde konsantrasyonu tesislere göre değişmekte ve gerekli arıtma dereçesini göstermektedir. En fazla kullanılan aralık 500-3000 mg/L'dir. Nitrifikasyonlu sistemde MLSS 6000 mg/L'ye çıkmaktadır. Havalandırma havuzundaki MLSS konsantrasyonu, besin, mikroorganizma oranını veren çamur yüklemesini etkilemektedir.

MLSS derişimi çok düşük ise, bunun sonucu olarak arıtma verimi düşer ve tesisin çıkış suyu kalitesi bozulur. Maksimum MLSS derişiminin aşılması ise, katı maddelerin pik debide sistemden uzaklaşarak kaybına neden olur (Yüzücü Çamur

Oluşması). MLSS derişimini sabit tutmak amacıyla, biyolojik yükseltgenmede kullanılan maddeler yeni mikrobiyal hücrelerin sentezi ve solunumu için kullanıldığından, net hücre üretimi (artık aktif çamur) sistemden uzaklaştırılmalıdır. Genel olarak sistemden uzaklaştırılan artık aktif çamurun debisi; havalandırma havuzuna giren atıksu debisinin % 1-6'sı arasındadır.

Aktif çamur sistemi tasarım hesaplarında genellikle ilk adım çamur yükünün (L_s) ve MLSS derişiminin (M) seçimidir. Seçilen L_s ve M değerleri ile havalandırma tankı hacmi,

$$V_A = L / L_s M \quad (4.18)$$

denklemini yardımı ile hesaplanır.

4.6.2. Çamur yükü (besinin kütleye oranı F/M)

Çamur yükü, aktif çamur ünitelerinin tasarımında kullanılan en önemli parametredir. Bu parametre birim zamanda tesise gelen BOİ yükünün, havalandırma ünitesinde bulunan mikroorganizma ünitesine bölünmesi ile elde edilir.

Havalandırma ünitesinde belirli bir miktar biyokütle BOİ yükünün uzaklaştırılması için gerekecektir. Besin (F) ile biyokütle (M) arasındaki ilişki F/M oranı veya çamur yükleme diye bilinir ve uygulanan günlük $\text{kgBOİ}'\text{nin kg MLSS}$ oranı olarak tanımlanır. Bu parametre teknik terimlerle şöyle tanımlanabilir;

$$L_s = (L / V_A M) = (L / W_s) (\text{kg BOİ} / \text{kg MLSS gün}) \quad (4.19)$$

burada L_s çamur yükünü, L BOİ yükünü, V_A havalandırma tankının hacmini ve M havalandırma tankındaki mikroorganizma konsantrasyonunu ifade etmektedir.

Çamur yükünün aktif çamur tasarımındaki önemi, bu parametrenin atıksuda bulunan organik karbonun süreç içindeki kullanımını belirleyen anahtar değişken olmasıdır. Yüksek çamur yüklerinde ($L_s > 0.5$ (kgBOİ/kgMLSS gün)) mikroorganizmalar tarafından gıda solunumu ve iç solunumu için tüketilen organik madde miktarı düşük, buna karşın net mikroorganizma üretimi yüksektir. Düşük çamur yüklerinde mikroorganizma üretimi artmasına rağmen buna paralel olarak iç solunumun da artması, üretilen net mikroorganizma miktarını azaltmaktadır. Bu yüzden çamur yükü düşük olan

ünitelerde yüksek BOİ gideriminin yanı sıra, az ve stabilize olmuş atık çamur çıkışı görülmektedir. Çamur yükü ile, arıtma ünitesinde azotlu madde oksidasyonu arasında da yakın bir ilişki vardır. Bilindiği gibi karbonlu organik maddelerin yanı sıra, atıksuların içerdiği organik azot ve amonyak, yüzeysel sularda oksijen tüketimine neden olarak çok olumsuz etkileri beraberinde getirmektedirler. Bu yüzden ileri derecede arıtma yapılması istenen tesislerde azotlu madde oksidasyonu (nitrifikasyon) da amaçlanabilir. Nitrifikasyon ancak düşük çamur yüklerinde gerçekleşebilen bir süreçtir ve bu süreç sıcaklığa karşı oldukça duyarlıdır. Çizelge 4.2’de çeşitli sıcaklıklarda nitrifikasyonun gerçekleşmesi için gerekli çamur yükleri verilmektedir.

Çizelge 4.2. Nitrifikasyon için gerekli çamur yükleri (Uslu, 1989)

T (°C)	17	12	7
L _s (kg BOİ / kg MLSS gün)	0.3	0.2	0.1

Çok düşük çamur yüklerinde ($L_s < 0,05$ (kg BOİ/kg MLSS gün)) arıtma ünitelerinde çamur tam stabilize olur ve böylece bir çamur arıtımına gerek kalmaz. Stabilize çamur koku yapmayacağı için doğrudan açık havada kurutulabilir.

4.6.3. Çamur yaşı

Çamur yükü ile çamur yaşı arasında yakın bir ilişki vardır ve bunlar aktif çamur süreçlerinin performanslarını belirtmek için kullanılırlar. Örneğin yüksek F/M oranı ve düşük çamur yaşı filamentli (ipliksi) büyümelere sebep olur ve kötü çökeltme özelliğine sahip çamurlar meydana gelir. Diğer taraftan düşük çamur yükü ve yüksek çamur yaşı ise hücre dispersiyonu ve iç parçalanmaya maruz kalan biyolojik katıların oluşmasına neden olur (Keskinler vd.,1994). Ancak günümüzdeki uygulamalarda tasarım genellikle çamur yükü esas alınarak yapılmaktadır. Aktif çamur ünitelerinde çamur yaşı, havalandırma havuzundaki toplam mikrobiyolojik katı maddelerin, havalandırılmak üzere sistemde ortalama tutulma süreleridir.

$$t_s = (V_{AM} / P_s) = W_s / P_s \text{ (gün)} \quad (4.20)$$

Burada t_s çamur yaşı (gün), V_A havalandırma havuzu hacmini (m^3), M askıda katı madde konsantrasyonunu ($kg\ MLSS/m^3$), P_s ise birim zamanda üretilen mikroorganizma kütlesini ($kg\ MLSS / gün$) ifade etmektedir. Çizelge 4.3'te çeşitli aktif çamur sistemleri için çamur yaşları verilmiştir.

Çizelge 4.3. Çeşitli aktif çamur sistemleri için çamur yaşları (Uslu, 1989)

Sistem	Çamur Yaşı t_s (Gün)
Klasik aktif sistemleri ($L_s = 0,3 - 0,4$)	3 - 4
Yüksek hızlı aktif çamur sistemleri	1
Nitrifikasyon sistemleri	10 -15
Çamur stabilizasyonu	30 - 40

4.6.4. Fazla çamur üretimi

Aktif çamur sisteminde oluşan, mikroorganizma fazlalığının sürekli olarak atılması gerekir. Atılan bu çamura "Fazla çamur" veya atık çamur denir. Birim zamanda üretilen atık çamur bağıntısı ile hesaplanabilir. Burada P_s atık çamur üretimini ($kg\ MLSS / gün$), Y_s verim katsayısını ($kgMLSS/kgBOİ$), E arıtma verimini (%), L BOİ yükünü ($kgBOİ/gün$), k_d iç solunum katsayısını ($kgMLSS\ gün$), M askıda katı madde konsantrasyonunu ($kg\ MLSS/m^3$), V_A havalandırma havuz hacmini ifade etmektedir. Çeşitli atıksular için ,

$$P_s = Y_s (E / 100) L - k_d M V_A \quad (4.21)$$

$$Y_s = 0,5 - 0,65 (kg\ MLSS / kg\ BOİ) \quad (4.22)$$

$$k_d = 0,03 - 0,15 (kg\ MLSS / kg\ MLSS\ gün) \quad (4.23)$$

değerleri bulunmuştur.Özellikleri bilinmeyen bir atıksu için bu parametrelerin, laboratuvarıda pilot tesis deneyleri ile bulunması gerekmektedir.Evsel nitelikte atıksular için,

$$P_s = 1,2 L_s^{0,23} (E / 100) L \quad (4.24)$$

ampirik bağıntısı geliştirilmiştir (Uslu, 1989).

Fazla çamurun atılma hızı nitrifiye organizmaların büyüme hızlarından, daha hızlı bir şekilde sistemden atılmalarını önleyecek şekilde olmalıdır. Fazla çamurun atılması kontrollü bir hızla, sürekli olarak yapılır. Fazla aktif çamur polielektrolit kullanılarak koşullandırılmaktadır.

4.6.5. Aktif çamurun geri dönüş oranı

Çöktirilen mikroorganizmaların tümünün fazla çamur olarak uzaklaştırılması halinde, havalandırma havuzunda istenen askıda katı madde konsantrasyonunu sağlamak mümkün olmayacağından, çöktirilen mikroorganizmaların büyük bir bölümü tekrar havalandırma tankına geri döndürülür ve mikroorganizmaların uzun bir süre (ortalama olarak çamur yaşı kadar) arıtma işlemine devam etmeleri sağlanır. Geri dönen bu mikroorganizmalara geri dönüş çamuru adı verilir.

$$Q_R = Q (R / 100) \quad (4.25)$$

şeklinde tanımlanır. Burada Q_R geri dönüş çamuru debisini ($m^3/saat$), Q tesise gelen atıksu debisini ($m^3/saat$) ve R geri dönüş oranını (%) ifade etmektedir. Geri dönüşün amacı, havalandırma tankındaki askıda katı madde konsantrasyonunun sabit tutulması olduğuna göre, geri dönüş çamurunun içerdiği katı madde konsantrasyonunun geri dönüş oranının bulunmasında önem taşıdığı kolayca görülmektedir. Eğer nitrifikasyon özellikle gerekiyorsa % 50-100 oranında çamur geri döndürülür.

4.6.6. Çamur hacim indeksi (SVI)

Çamur hacim indeksi, aktif çamurun tam kontrolü için önemli bir parametredir. Bu parametre çamurun çökelme özelliklerini belirlemek amacıyla geliştirilmiştir. Çamur hacim indeksi karışım suyunun 30 dakika çöktirilmesinden sonra 1 gram MLSS'nin kapsadığı mililitre olarak hacim diye tanımlanmaktadır. Çökelme bir litrelik dereceli silindirde yapılmakta ve ml/g olarak ifade edilmektedir. Çamurun çökebilirliği azaldıkça indeks yükselmektedir.

Çamur hacim indeksi aktif çamur oluşturan mikroorganizma türlerine, sıcaklığa, atıksuyun içerdiği C/N/H oranına ve atıksuda bulunan toksik maddelere bağlı olarak

değişmektedir. Düşük çamur hacim indeksleri ($SVI < 100$), iyi çökelebilen çamurları, yüksek çamur hacim indeksleri ise ($SVI > 200$), çökmesi güç şişkin çamurları ifade eder. Çamur şişmesi, arıtma tesislerinde zaman zaman rastlanan ve işletme açısından büyük sorunlar doğuran bir olaydır.

Çamur geri dönüş oranı, çamur çökeltme özelliklerini belirleyen çamur hacim indeksi cinsinden ifade edilebilir.

$$R = (M \text{ SVI } 10^{-1}) / (1 - M \text{ SVI } 10^{-3}) \quad (4.26)$$

4.6.7. Hidrolik yük

Hidrolik yük birim zamanda (1 günde) havalandırma tankına giren su hacminin, birim tank hacmine karşılık gelen değeridir ve Q_v ile gösterilir (Muslu,1985),

$$Q_v = Q_b / V_A \quad (1 / \text{gün}) \quad (4.27)$$

Burada Q_b , havalandırma tankına arıtılmak üzere gelen debi olup ($\text{m}^3/\text{gün}$), içinde geri devir debisi yoktur. V_A , havalandırma tankı hacmidir (m^3).

4.6.8. Organik yük

Organik yük birim zamanda (1 günde) havalandırma tankına gelen suyun BOİ değerinin (ki bu , besi maddesi girişinin bir ölçütü olarak düşünülebilir), tank hacmine bölünmesiyle bulunur. Organik yük B_v ile gösterilir ve aşağıdaki gibi formüllendirilebilir (Muslu, 1985),

$$B_v = L / V_A \quad (\text{kg BOİ} / (\text{m}^3 \text{gün})) \quad (4.28)$$

Burada L besi maddesi giriş hızı ($\text{kg BOİ} / \text{gün}$), V_A havalandırma tankı hacmidir (m^3).

4.6.9. Kalma süresi

Kalma süresi, havalandırma tankında atıksuyun ortalama alı konma süresidir ve çamur ile atıksu arasındaki değme süresini verir. Bu parametre sürekli bir sistemde;

havalandırma tankı hacminin, giren atıksuyun hacimsel akış hızına oranı olarak hesaplanır (Winkler, 1981),

$$t_T = V_A / Q \quad (st) \quad (4.29)$$

Kalma süresi (retention time), havalandırma süresi (aeration time) ya da alıkonma süresi (detention time) olarak da adlandırılır. Kalma süresi ve hidrolik yük arasındaki ilişki $t_r = 1/Q_V$ şeklindedir.

4.6.10. Denitrifikasyon bölgeler

Atıksularda denitrifikasyonun belli başlı nedenleri, nitrifikasyonun maliyetini minimuma indirmek için serbest kalan oksijeni yeniden kullanmak ve çıkış suyunda nitrat konsantrasyonunu düşürmektir. Denitrifikasyonun diğer avantajları şunlardır :

- Son çökeltme havuzunda denitrifikasyon olması, çıkış suyunda yüksek konsantrasyonda askıda katı maddenin bulunmasına neden olacaktır. Denitrifikasyon bu olasılığı azaltmaktadır,
- Aktif çamurun çökebilirliği artırılmaktadır,
- Alkali kimyasal maddeler ilave edilmeden nitrifikasyonun oluşmasını sağlayacak pH değerini artırmaktadır.

Nitrifiye bir aktif çamur sisteminde, havalandırma havuzu girişinde oluşturulan oksijensiz (anoksik) bir bölgede geri dönüş çamuru ile atıksu karışımının 30-40 dakika reaksiyona girmesi ile yeterli denitrifikasyon elde edilebilir. Bu bekleme süresi mevcut nitrat oksijeninin en azından %50'sinin geriye alınmasını sağlamaya yeterlidir. Deneyler denitrifikasyon ile çamur hacim indeksinin (SVI) 150 ml/g'dan 50-60 ml/g'a düşürülebileceğini göstermiştir. Çökebilirliğin artırılması daha küçük çökeltme havuzlarının kullanılmasına imkan vermektedir (Uğurlu ve Kalaoğlu, 1989).

4.6.11. Çözünmüş oksijen

Difüzörler veya mekanik havalandırıcılar, çözünmüş oksijeni temin etmekle birlikte katı maddelerin yüzer halde tutulmasını ve tam karışımı sağlamaktadır. Sabit bir havalandırma hızında çözünmüş oksijen konsantrasyonu, çökeltiyerek gelen atıksuyun hacmi ve kirliliğine bağlı ÇO ihtiyacı ve geri dönüş çamurunun miktarı ile değişecektir.

Karbonlu sistemler için minimum çözünmüş oksijen değeri 1,0 mg/L ve nitrifikasyonlu sistemler için 2,0 mg/L verilmektedir. Tesisin optimum çalışması için çözünmüş oksijen konsantrasyonu havalandırma havuzu boyunca bir profil çıkartılması için değişik noktalarda ölçülmelidir. Çözünmüş oksijen etüdü çoğu zaman piston akışlı tesislerde haftalık yapılmaktadır.

4.6.12. Çamurun çöktürülmesi

Aktif çamurun çökmesinde kullanılan havuzlar, genellikle, dairesel ve radyal akışlı ünitelerdir. Karışım suyu bir dağıtma haznesi vasıtasıyla havuzun merkezinden verilir ve çöken çamur taban merkezinde koni biçiminde bir toplama hunisine sıyrılır. Havuz tabanı genellikle merkeze doğru eğimlidir. Düz zeminler zemin koşullarının konik tabanın inşa maliyetinin yüksek olduğu zamanlarda kullanılmaktadır. Çizelge 4.4'de son çökeltme havuzları için tipik dizayn kriterleri verilmiştir.

Çizelge 4.4. Son çökeltme havuzları için tipik dizayn kriterleri (Metcalf Eddy)

ARITMA TİPİ	Hidrolik Yükleme $m^3 / m^2 / d$ (gün)		Katı Yüklemesi $kg / m^2 / st$		DERİNLİK (metre)
	ORT.	MAX.	ORT.	MAX.	
Damlatmalı filtreleri takip eden çökeltme	16 - 24	40 - 48	3,0 - 5,0	8,0	3 - 4
Aktif çamur ünitesini takip eden çökeltme (uzun havalandırma sistemler hariç)	16 - 32	40 - 48	3,0 - 6,0	9,0	3,5 - 5
Uzun havalandırma ünitelerini takip eden çökeltme	8 - 16	24 - 32	1,0 - 5,0	7,0	3,5 - 5

Taban eğimi yatayla 30°'ye kadar değişmektedir. Bu eğimde, havuz çapı merkezdeki derinliğin artması nedeniyle 20 metreden daha fazla olmamalıdır. Taban eğimi genellikle 5-15° arasındadır ve havuz çapı genel olarak, havuz çevresinden merkeze çamurun iletilmesi için gerekli süre dikkate alınarak 30 metreden fazla olmamaktadır. Düz tabanlı havuzlar, 45 metreye kadar varan çapları, emişli tip sıyrıcılarla donatılmış olarak kullanılmaktadır.

Maksimum debide bekleme süresi iki saattir. Uygulamada dağıtma odasının çapı, havuzun iç çapının % 10-20'si kadardır. Bu oda, havuzun merkezindeki su derinliğinin yarısından daha fazla suya batmamalıdır.

V çentikli ayarlanabilir savak levhalarıyla donatılmış çevre çıkış savakları geniş ölçüde kullanılmaktadır. Çentik başına maksimum debi 30-40 m³/gün'dür. Savaklarda su yüksekliği maksimum 35mm ile sınırlıdır. Savak yükü 250 m³/m/gün'ü geçmemelidir. Köpük perdeleri (dalgıç perde) su seviyesinin altına 300 mm kadar yerleştirilmeli ve çıkış savağından 300-600 mm mesafede olmalıdır.

Havuz sayısının en az iki olması istenilmektedir. Arazi mevcut bulunduğu ve maliyet kabul edilebilir bir düzeyde olduğunda, az miktarda büyük birimler yerine nispeten çok sayıda küçük havuzların temininde yarar vardır. Bu, işletmede esnekliği sağlamaktadır.

5. ŞEKER ÜRETİMİ VE ATIK MADDESİ

Bu bölümde şeker üretimiyle, bu üretim işlemleri sonucu açığa çıkan atık maddeler ile ilgili bilgiler verilecektir.

5.1. Şeker Üretimi

Şeker sadece tatlı lezzeti için gerekli olmayıp, aktif vücut için yakıt sağlar. Çünkü şeker, insanın varolması için gerekli enerjinin yaklaşık % 13'nü sağlar. Bunun bir sonucu olarak şeker rafinasyonu çok büyük bir endüstri grubu oluşturmuştur (Shreve, 1983).

Şeker pancarından şeker üretimi, fabrikaya getirilen pancarın basınçlı su püskürtülerek pancar silolarına veya kanallara boşaltılmasıyla başlar. Silolara veya kanallara boşaltılan pancar basınçlı suyun etkisiyle sürüklenerek ayırıcılara gelir. Ayırıcılara gelen pancardaki taşlar özgül ağırlıklarının fazla olması nedeniyle taş tutucularda, otlar ise ot tutucularda pancardan ayrılırlar. Su yardımıyla fabrikaya sürüklenen pancar, pancar dolabı vasıtasıyla yıkama teknesine dökülür. Temiz su ile yıkanan pancar, kovalı elavatörlerle bıçakların olduğu bölüme dökülür. Buradan kıyılarak pancar lastik bantlarla otomatik kantardan geçerek separatör yardımıyla haşlama teknesine dökülür. Buradan haşlanmış olarak çıkan şekerli kıyım difüzere altdan verilerek paletlerle bir uçtan bir uca hareket ettirilmek suretiyle yani ters akım prensibine göre, 70-72 °C 'deki suyla karşılaşması sağlanır. Bu esnada kıyımın şekeri suda kalır. Böylece safsızlıklar ve % 17-18 şeker ihtiva eden siyah renkli ham şerbet elde edilir. Şekerini suya bırakan yaş küspe helezonlar yardımıyla küspe preslerine gönderilerek suyu alınır ve hayvan yemi olarak değerlendirilebilir. Ham şerbet pulp tutucudan geçirilip, ham şerbet ısıtıcısında ısıtılarak bir kısmı şekerli kıyımı haşlamak üzere separatöre diğer kısmı ham şerbet deposuna gönderilir.

Ham şerbet, 40 °C'de 20 bome derecesindeki kireç sütü ile karıştırılarak yabancı maddeler pıhtılaştırılır. İkinci kireçleme ısıtıcısından geçen ham şerbet 80-85 °C'a getirilir ve burada fazla miktarda kireç sütü ile karıştırılır. Birinci saturasyon kazanında ham şerbete CO₂ verilerek fazla kireç sütü CaCO₃'a dönüştürülür. Burada CaCO₃

çökerken birinci kireçlemedeki pıhtıları sürükler ve ham şerbet birinci saturasyondan 90 °C'de çıkar. Ham şerbet ikinci saturasyon ısıtıcısından geçerek ikinci saturasyon kazanında tekrar CO₂ muamele edilir. Daha sonra SO₂ gazıyla muamele edilip torba süzgeçten süzülür ve depolanır. Bundan sonra şerbet 100 °C'a ısıtılarak havalandırma kazanına gider ve süzildükten sonra sulu şerbet, şerbet deposunda depolanıp ısıtıcıdan geçirilerek buharlaştırma kazanına gönderilir. Buradâ şerbetin şeker oranı % 14'den % 35'e çıkarılır ve sulu şerbet koyu şerbet adını alır. Daha sonra çok kademeli buharlaştırıcılarda buharlaştırma işlemi yapılır.

Bundan sonra koyu şerbet torba filtreden süzülerek aktif kömürle muamele edilir. Tekrar torba filtrede süzülen temizlenmiş şerbet kristal pişirme kazanında pişirilerek kristal şeker lapası elde edilir. Lapa soğutucuda karıştırılarak soğutulur ve santrifüjlerde süzülerek kristal şeker elde edilir. Şeker buradan ambalajlamaya gönderilerek üretimi sona erdirilir.

5.2. Şeker Fabrikası Atığı Olan Melasın Özellikleri

Günümüzde melas atık olmaktan çıkıp şeker fabrikalarının yan ürünü olmuştur. Kullanılan hammaddeye bağlı olarak, pancar melası ve şeker kamışı melası olmak üzere iki tip melas elde edilir. Ülkemizde yalnız şeker pancarı üretildiğinden şeker fabrikalarından çıkan melas pancar melasıdır. Kamış ve pancar şekeri fabrikalarında, sakkorozun kristal halinde elde edilmesi için yapılan kademeli işlemlerin en sonunda geriye kalan koyu kahve renkli yaklaşık % 50 şeker ihtiva eden ve yüksek viskoziteli şuruba melas denir. Melas bileşimindeki şeker miktarıyla değer kazanır.

Çizelge 5.1. Melasın normal bileşimi (Taygun,1980)

Su	%15
Şeker	%50
Şeker dışı maddeler	%35

Şeker dışı maddeleri anorganik tuzlar ve organik maddeler oluşturur. Organik maddelerin çoğu azotlu bileşiklerdir. Melasın bileşimindeki şekeri fabrikada kristallendirerek ayırmak olanaksızdır. Melas, şeker fabrikasyonunun teknik ve

ekonomik koşulları ile şuruplardan mümkün olan en fazla kristal alındıktan sonra arta kalan bir şuruptur (Taygun, 1980).

Melasta bulunan şeker dışı maddelerin cinsleri genellikle aynı olmakla beraber miktarları değişik olabilir. Buda pancarın teknolojik özelliklerinden ve fabrikasyonda uygulanan teknolojik koşullardan kaynaklanır. Bunlara bağlı olarak her fabrikanın melası bileşim bakımından farklılık gösterir. Pancarın teknolojik özelliklerine ise pancarın yetiştiği bölgenin iklim koşulları, toprağın özellikleri, verilen gübrenin cins ve miktarı aynı zamanda pancarın yetiştirilmesinde verilen su miktarı etki eder. Fabrikasyonda uygulanan teknik koşullar olarak, çalışma sıcaklıkları, zaman, pH ve arıtımda kullanılan kireç miktarı melasın bileşimini etkiler (Taygun,1980).

Yukarıda açıklanan sebeplerden dolayı şeker fabrikalarından çıkan melasın bileşimi sürekli olarak değişir. Buna rağmen EŞF (Eskişehir Şeker Fabrikası)'dan çıkan melasın bileşimi Çizelge 5.2'deki değerler arasında verilebilir.

Çizelge 5.2. EŞF melasının bileşimi (EŞF,1994)

P (Polarisasyon)	48-51
S (Kuru Madde)	82-85
Q (Safiyet)	58-61
Kül (g / 100 Bx)	12-13
İnvert Şeker (g / 100 P)	0,25-0,9

Şeker endüstrisinin kuruluşundan bu yana fazla miktarda şeker ihtiva eden melastan, şeker eldesi için çeşitli yöntemler denenmiştir. Ayrıca melasa birtakım teknikler uygulanarak, yeni ürünler elde edilmeye çalışılmıştır.

5.3. Melasın Değerlendirilmesi

Şeker fabrikalarının yan ürünü olan melas, kimya endüstrisi için ucuz ve değerli bir hammadde dir. Melastan elde edilmesi mümkün olan maddeler bitmemiştir. Ancak bugünkü teknoloji ile melasın değerlendirilebilme yöntemleri alt bölümlerde kısaca açıklanacaktır.

5.3.1. Melasın şekersizlendirilmesi

Şekersizlendirme yöntemlerinin tümü melas bileşiminde mevcut ve normal kristallendirme yollarıyla alınamayan şekeri, elde etmek amacıyla yapılır. Bu işlem güncel olan iki yöntemle yapılabilir.

5.3.1.1. Sakkarat yöntemi

Burada melas şekerini alarak normal şeker fabrikasyonu işletmesine kazanılan şekerin katılmasından ibarettir. İlke kolay çözünebilen ve kompleks teşkil edebilen toprak alkalisi metalleri ile (Kalsiyum, Baryum, Stronsiyum, Radyum) sakkarozun bazı şartlar altında suda güç çözünen sakkaratlar teşkil edip ayrılmasından ibarettir.

5.3.1.2. İyon değiştiricileriyle ve kimyasal volla melastan şeker dışı maddeleri ayırıp, sakkaroz ve invert şekerce zengin şurup elde etme yöntemi

Buradaki amaç, melastaki şeker dışı maddeleri uzaklaştırarak bünyesindeki şekeri kristallendirme suretiyle ayırabilecek duruma getirmektir. Yapılan teknolojik işlem sonucunda şekerli çözeltide artan sodyum ve potasyum gibi anti-kristalizatör tesirli katyonlarda benzer bir metotla kalsiyum iyonları ile tekrar değiştirilebilir.

5.3.2. Melasın hayvan gıdası olarak kullanılması

Melas canlı organizmaların fonksiyonunu devam ettirebilmeleri için gerekli olan oligo-element (Demir, Mangan, Magnezyum, Bor) ve yüksek şeker miktarı ile kıymetli bir besin maddesidir. Melas hayvanlara 1/4 nispetinde suda eritilerek direkt olarak veya küspeye ve diğer yemlere emdirilerek; yem fabrikalarında ot, saman ve küspe üzerine püskürtülerek dolaylı olarak verilebilir.

Melasın hayvan yemi olarak kullanılmasındaki faydalar:

- a) % 50 şeker içerdiğinden, çok fazla enerji veren bir maddedir.
- b) Hayvanların yemlerine ilave edilen melas ot ve saman gibi selülozlu kısımların hazmına yardım ettiği gibi, proteinli maddelerden istifadeyi artırır.

- c) Hayvanlar vücutlarındaki yağları, şekeri kullanarak yaparlar. Melasta fazla şekerli olduğundan yağlanmaya yardımcı olur.
- d) Melaslı yem yiyen hayvanların sütleri koyu ve yağ nispeti de fazladır.
- e) Besi hayvanlarında et verimini artırır.

5.3.3. Melasın kurutulması

Melas yüksek viskozitesinden dolayı nakli kolay değildir. Kara ve deniz yolundan tankerle nakli büyük masraf ister. Bugün birçok firma kamış ve pancar melasının kurutulması için çeşitli tesisler geliştirmişlerdir. Bu tesislerde kurutulan melas toz veya talaş halinde ambalaj edilerek piyasaya sürülür.

5.3.4. Melastan maya eldesi

Melastan maya eldesinde de melasın içerisindeki şekerden faydalanılır. Maya eldesinde fermentasyona uğratılacak kütlenin bol miktarda hava ile karıştırılması gereklidir.

Maya eldesinde, melas su ile 30-40 brikse seyreltilir ve daima karıştırılarak çözeltinin pH'ı yaklaşık 5 oluncaya kadar sülfat asidi ile asitlendirilir. Sonra melasa göre % 5 oranında süper fosfat ilave edilir. Isıtılması neticesinde kolloidler süper fosfatla birlikte çökerler. Berrak melas çözeltisi başka kaba aktarılıp, 10-15 brikse sulandırılır. Bu çözeltiye kuvvetli hava ile özel kaplarda yetiştirilmiş maya ilave edilir. Fermentasyon süresince sıcaklık 25 °C civarında tutulur. Ana fermentasyon kabına gelişmekte olan mayanın ihtiyacını karşılayacak şekilde şeker verilir. Bu suretle verilen şekerin tümü maya üretiminde kullanılmış olur ve alkol haline geçmesi önlenir. Bu işlem yaklaşık 24 saat sürer. Maya hücrelerinin çoğalabilmesi için şeker ve fosfattan başka amonyum tuzlarını da çözeltiye ilavesi gereklidir.

Maya başlı başına bir protein kaynağıdır, bileşiminde fazla miktarda B kompleksi vitaminlerini ihtiva etmesi bakımından, gerek insanlar ve gerek hayvanlar için iyi bir besin maddesidir. Vitaminlerin çok olması nedeniyle hayvanlara verilen maya ineklerde süt veriminin artmasına, sütte yağ ve D vitamini fazlalaşmasına neden olur.

5.3.5. Melastan alkol eldesi

Fermantasyon yolu ile alkol üretiminde melas kullanılmaktadır. Şeker fabrikalarının yanına kurulan alkol fabrikaları, melası hammadde olarak alırlar ve etil alkol fermantasyon metotları ile etil alkol elde ederler.

Çalışmamda, alkol fabrikası atıksuyu kullanıldığından dolayı bu konu daha sonraki bölümde ayrıntılı olarak anlatılacaktır.

6. ALKOL ÜRETİMİ VE ATIKSULARI

Alkol üretiminde hammadde olarak şeker içeren melas, nişastalı hububatlar ve selülozlu artıklar kullanılır. Yurdumuzda fermantasyon yolu ile alkol üretiminde, genellikle üzüm ve melas kullanılmaktadır. Avrupa'da ise nişastalı maddeler de önemli miktarlarda kullanılmaktadır. Bunların dışında patates, odun şekeri, sülfür şurubu, çeşitli meyveler ve peynir altı suyu da alkol üretiminde kullanılan hammaddeler arasında yer alır.

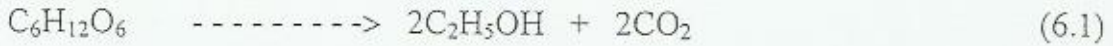
6.1. Alkol Üretimi

Meyvelerin alkole fermantasyonunun ilkel insanlar tarafından da bilinmesi ve yine yüzyıllar öncesinde meyve ve tahıllardan çeşitli içkilerin yapımı, iyi bir şekilde yerleşmiş olmasına karşın son yıllarda uygulama alanı giderek yaygınlaşmaktadır. Günümüzde bilim adamları mayaların, bakterilerin ve küflerin hayat proseslerini, kimyasal maddelerin üretimine yönlendirmektedirler. Alkolün bu yolla üretimi eskiden beri gözlenmiştir. Fakat aseton, bütanol, asetik asit, laktik asit ve pek çok antibiyotiğin üretimi son yıllarda gerçekleştirilen başarılarıdır (Shreve and Brink, 1985).

Mikroorganizmaların neden olduğu kimyasal reaksiyonlar karmaşık bir yapıya sahiptir bu sebeple kolaylıkla sınıflandırılmazlar; bunun üzerine fermantasyonun kendisinin, kimyasal bir dönüşüm olduğu düşüncesi geliştirilmiştir. Fermantasyon süreci aşağıdaki işlemlerden oluşur (Şengül, 1991):

- Maltın malt değirmenlerinde ince olarak öğütülmesi,
- Maltın sıcak su ile karıştırılarak mayşe hazırlanması,
- Maltın faaliyeti ile nişastaların şekere dönüşmesi,
- Tatlı suyun mayşe hazırlama tankından, fermantasyon tankına verilmesi,
- Mayalar yardımı ile şekerlerin alkole fermantasyonu,
- Fermente edilmiş sıvının soğutulması, sıyrılması ve berraklaştırılması,
- Paketlenmesi ve muhafazası.

Etil alkol fermentasyonunda en önemli mikroorganizmalar mayalardır. Bunların başında *Saccharomyces cerevisiae* türü gelir. Ayrıca *Schizosacc haromyces pombe*, *Torulopsis cremoris* ve *Candida tropicalis* gibi bazı maya türleri de alkol üretiminde kullanabilmektedir. Bunların tümü anaerobik mikroorganizmalardır. Mayalar dışında havasız koşullarda *Mucar*, *Rhizopus* ve *Aspergillus* türü küf mantarları da kullanılabilir. Bunlar nişastayı hidroliz edici amilaz enzimlerini de salgıladığı için fermentasyon sırasında bir yandan nişastayı hidroliz ederken bir yandan da hidroliz sonucu oluşan glikozu;



reaksiyonuna göre alkole dönüştürürler.

Fermentasyon olayında açığa çıkan CO_2 'in tamamen ayrılması ekonomik bir olay değildir. Yararlanılabilen kısmı % 40 civarındadır. Bu CO_2 basınç altında sıvılaştırılıp çelik şişelerde sıvı halde muhafaza edilir. Bu ürün bilhassa meşrubat sanayisinde çok kullanılır.

Saccharomyces cerevisiae ise nişastayı hidroliz edici enzimleri içermediği için nişastanın tarımsal ürünlerin ve bunların atıksularının alkol fermentasyonundan önce asit, enzim yada mikropsal yoldan hidrolize uğratılması gerekir. Asit hidrolizi uygulandığı zaman nişastalı maddeler tam hidrolize uğrar ve elde edilen glikoz şurubu nötralize edildikten sonra fermantöre gönderilerek alkol fermentasyonu uygulanır (Pekin, 1983).

Alkol fabrikalarında, maya üretmek ve alkol fermentasyonunda kullanmak üzere iki farklı mayşe hazırlanır. Maya üretiminde kullanılan ekşi mayşe; melas 12-4 Bx'e kadar sulandırılır ve sülfürik asit ile gıda maddeleri olan Di Amonyum Fosfat ve Magnezyum Sülfat eklenerek hazırlanır. Alkol fermentasyonunda kullanılan tatlı mayşenin hazırlanması ise daha basittir. İşletmeye tartılarak alınan melas su ile 22-25 Bx'e ve % 12-13 şeker ihtiva edecek şekilde sulandırılıp, daha önce elde edilen maya ile havasız ortamda karıştırılarak hazırlanır. Tatlı mayşe, iyi bir karışım için dolgu maddesi bulunan bir kolondan geçirilir ve daha sonra fermantöre gönderilir (Özdemir vd., 1977).

Maya üretimi kesikli çalışan fermantör gruplarında yapılır. Bu fermantörler gittikçe büyüyen kapasitede gruplardan meydana gelmiştir. Bir fermantörde üreyen mayanın $\frac{2}{3}$ 'ü bir üst kademeye aktarılır. Burada mayanın üzerine ekşi mayşe ilave edilip havalandırmak suretiyle 6 - 7 saat süre içerisinde fermantasyon tamamlanır.

Son maya üretme kazanından alınan maya, fermantasyon kazanının $\frac{1}{3}$ 'üne kadar doldurulur ve üzerine tatlı mayşe ilave edilir. Fermantörün tatlı mayşe ile doldurulması yaklaşık 10 saatte tamamlanır. Kazana kesinlikle hava verilmez ve fermantasyona terk edilir. Yaklaşık 8-10 saat sonra fermantasyon tamamlanmış olup, bu sıvıya alkollü mayşe adı verilir. Mayanın geri kazanılarak kullanılması düşünüldüğünden dolayı, alkollü mayşe önce birinci kademe seperasyona, sonra ikinci kademe seperasyona tabi tutulmakta, geriye kalan alkollü mayşe damıtma bölümü üst deposuna basılmaktadır. alkollü mayşe, mayşe kolonlarının birinci deflektörlerinden geçirilerek kolona beslenir. Mayşe üst taraftan platolardan aşağı doğru süzülürken, alttan gelen buharla karşılaştığı için içindeki alkölü bırakarak aşağıya kayar ve alkolce gittikçe fakirleşerek şlempe adı altında ve sıcaklığı yaklaşık 100 °C olarak kolondan dışarı alınır. Üst tarafa doğru alkolce zenginleşen buhar fazı içerisinde yaklaşık hacimce % 50-55 civarında alkol bulunmaktadır. Kolonun üstünden alınan % 50-55'lik alkol buradan baş mahsul kolonuna verilir. Kolonun üst tarafından alınan % 95'lik alkol buharları soğutucudan geçirilerek yoğunlaştırılır ve ham alkol adı altında depolanır. Kolonun alt tarafından alınan aldehitsiz ama derecesi % 20-25 arasında olan füzelli alkol saf alkol üretiminde kullanılmak üzere tasfiye kolonlarına verilir. Tasfiye kolonunun üst tarafından alınan alkolce zengin buharlar, üçlü bir yoğunlaştırma işleminden geçirilerek sıvı hale getirilir. Soğutuculardan çıkan alkölün bir kısmı kolona verilirken diğer bir kısmı ise saf alkol olarak depolanır. Tasfiye kolonunun 11. ve 24. platoları arasında, füzeli çıkış muslukları mevcut olup, buradan çıkan füzelli alkol bir soğutucudan geçirilerek depolanır. Bu ürün içindeki alkölün alınabilmesi için, son mahsul dediğimiz bir kolondan tasfiye edilerek, üstten şartlara bağlı olarak ya ham alkol ya da saf alkol elde edilir. Kolonun altından ise füzeli yağı alınır (Töre, 1993).

Melasın fermantasyonu sonucunda etil alkölün yanında az miktarda yüksek moleküllü alkollerde meydana gelir. Bu yüksek moleküllü alkoller karışımına füzeli yağı

adı verilir. Bütil, propil ve amil alkoller bu yağların bileşimini oluşturur. Su ile her oranda karışmayan bu maddeler, melas içindeki şekerlerden dolayı değil, fermantasyona uğratılan maddelerdeki proteinlerden dolayı meydana gelir.

6.2. Alkol Fabrikası Atıksuları

Şlempe alkol üreten fabrikalarda mayşenin distile edilmesinden sonra, distilasyon kolonunun altından alınan atıktır. Alkol fabrikalarından atılan, melas şlempe ile nişastalı maddelerden elde edilen şlempe birbirinden farklı özellikler gösterir. Bu özellikler şlempenin değerlendirilmesinde önemli rol oynar. Alkol fabrikalarının en büyük sorunu üretim teknolojisiinden ziyade, fabrikaların kirli suyu olan şlempeyi değerlendirme sorunudur. Fabrikada üretilen 1 L alkole karşılık 12,5 L şlempe açığa çıkar. İçerisinde anorganik tuzlarla birlikte %6-7 oranında organik maddeler bulunmaktadır. Bu organik maddeler şlempenin çevre sağlığı yönünden sakıncalı bir madde olmasına yol açmaktadır. Yapılan deneylerde şlempenin kimyasal oksijen ihtiyacı 70000-80000 mg/L, biyolojik oksijen ihtiyacı ise 40000-50000 mg/L civarında bulunmuştur. Bunlara ilaveten şlempenin pH'ının düşük olması da çevre sağlığı yönünden ayrı bir sakıncadır. Şlempe, şlempeye arıtım tesisinde bir dizi işlem uygulandıktan sonra elde edilen derişik şlempe ve derişik şlempenin hayvan yemi olarak kullanılması amacı ile NH_3 'ın ilave edildiğı, NH_3 eklenen derişik şlempenin bileşimleri Çizelge 6.1'de verilmiştir.

Çizelge 6.1. Şlempe, derişik şlempe ve NH_3 eklenmiş derişik şlempe bileşimleri
(Töre, 1993)

	Şlempe	Derişik Şlempe	NH_3 Eklenen Derişik Şlempe
Briks	9,1	67,3	65,6
pH, 20 °C	4,92	5,58	6,67
Yoğunluk (kg/L) 20 °C	1,0359	1,2816	1,2552
İletkenlik (μmho)	23900	5600	8400
Sülfat külü (%)	3,9	13,85	15,20
Sodyum (mg/kg)	1590	12670	14530
Potasyum (mg/kg)	12500	44480	50120
Kalsiyum (mg/kg)	835	1520	3020
Demir (mg/kg)	61	113	63
Magnezyum (mg/kg)	135	1280	1290
Sülfat (mg/kg)	3088	3284	3012
Klorür (mg/kg)	1000	12000	12000
Fosfat (mg/kg)	56	448	850
Amonyak azotu (mg/kg)	80	1464	12121
Amid azotu (mg/kg)	182	1105	1326
Toplam azot (mg/kg)	5698	45606	52569
Ham Protein (%)	3,56	28,50	32,86
Betain azotu (mg/kg)	179	1626	1666
Betain (mg/kg)	1500	13667	14000
KOİ (mg/L)	58968	687960	622440
AKM (mg/L)	5392	-----	-----

6.2.1. Şlempeyi değerlendirme yöntemleri

Şlempeyi değerlendirilmesinde uygulanabilecek değişik yöntemler vardır. Bunlardan bazıları şöyledir:

- Şlempeyi koyulaştırılması ve kurutulması,
- Şlempeyi gıda mayası üretimi,
- Şlempeyi hayvan yemi olarak kullanılması,
- Şlempeyi gübre olarak kullanılması,
- Şlempeyi mayşe hazırlama da kullanılması.

6.2.1.1. Şlempeyi koyulaştırılması ve kurutulması

Şlempe hangi amaçla kullanılırsa kullanılsın, gübre, hayvan yemi vb., bunun önce bozulmadan uzun süre depo edilebilir ve kolayca nakledilebilir şekle dönüştürülmesi zorunludur. Bunun için, ilk önce şlempe kurutulmalıdır. şlempeyi kuruması çok zor olduğundan özel kurutma yöntemleri uygulaması gereklidir.

Şlempe ilk olarak buharlaştırıcıda koyulaştırılır ve daha sonra özel bir taşıyıcı madde ile karıştırılır. Bu taşıyıcı madde önceden kurutulmuş olan şlempeyi kendisi olabilir ve ayrıca torf gibi organik, kizelgur gibi anorganik bir madde de olabilir. Koyulaştırmanın ekonomik olması için kademeli buharlaştırma sistemi kullanılmalıdır.

6.2.1.2. Şlempeyi hayvan yemi olarak kullanılması

Melas şlempeyi ile hububat şlempeyi arasındaki en önemli fark kapsadıkları kül miktarıdır. Bu durum, melas şlempeyi yem değerini düşürmek ve kısıtlı miktarda kullanılmasına neden olmaktadır.

Şlempe,şeker hariç, melasta bulunan gıda maddelerini kapsar. Şayet şlempeyi içinde fermantasyonda kullanılan maya'da varsa şlempeyi kapsadığı ham protein miktarı daha da artar. Ayrıca mayada bulunan B-vitamini kompleksi, D-vitamini ve değişik enzimler şlempeyi gıda değerini daha da artırır. B-vitamini 120 °C civarında parçalanır. D-vitamini ise kaynatmaya karşı dayanıklıdır. Şlempeyi koyulaştırılması

esnasında bu durum da göz önüne alınmalıdır. Melas şlempesinin 100 kuru maddesinde 29.3 kısım ham protein bulunur. Bunu 7 kısmı hayvan vücudu tarafından yararlanılmayan azotlu maddelerdir ki, bunun esasını Betain teşkil eder. Melas şlempesinin 100 kuru maddesinde 13.4 kısım değerlendirilebilir ham protein vardır. Şlempenin yem değerini arttıran şey, şlempenin kapsadığı amidlerdir. Melas şlempesinin hazmedilebilir azotlu maddelerinden, şekersiz beslenme yapıldığı zaman yararlanılmaz.

Hayvanlar, genel olarak yedikleri bitkisel yemlerle önemli miktarda potasyum tuzu alırlar fakat zararlı etkisini görmezler. Karışık yemlerde, örneğin pancar yaprağı ile karıştırılmış yeşil yemlerde aynı miktarda potasyum tuzu bulunduğu halde potasyumun zararlı etkisi görülmez. Ancak şlempede sülfat iyonlarının bulunması ve potasyum şeklinde hayvanlar tarafından alınması sakıncalı olmaktadır. Muhtemelen, fazla miktardaki potasyum sülfat'ın osmotik etkisi sonucu bağırsağın ritmik hareketi hızlanır. Bunun sonucunda gıdalar yeteri kadar yararlanılmadan kalın bağırsağa geçerek dışarı atılır. Potasyum sülfat tuzunun hayvanlar üzerinde yan etkisi olduğu gibi besi maddelerinden tam olarak yararlanılmasını da önler.

Şlempe fabrikadan çıktığı şekli ile sulu olarak veya koyulaştırılmış olarak hayvanlara verilebilir. Doğrudan besi maddesi olarak kullanılacak şlempenin, hayvanlara belli bir sıcaklıkta verilmesi gerekmektedir. Çünkü fabrikadan sıcak olarak çıkan sulu şlempe uzun zaman bekletilirse sıcaklığı düşer ve düşük sıcaklıkta mikroorganizmalar faaliyete geçerek şlempenin normal yapısını bozarlar. Bunun sonucunda şlempenin lezzeti bozulduğu gibi oluşan yan ürünler de hayvanlar için zararlı olabilir. Aşağıda belirtilen yollardan biri ile şlempenin zararlı etkisi yok edilerek iyi bir hayvan yemi haline getirilmesi sağlanır.

- a) Alkol fabrikalarında, mayşedeki potasyum sülfat miktarının artmasını önleyici önlemler almak,
- b) İyon değiştiriciler kullanarak, koyu şlempeden potasyum tuzlarını uzaklaştırmak,

c) Şlempeyi taşıyıcı olabilecek başka yemlerle karıştırmak ve böylece şlempenin zararlı etkisini azaltmak.

6.2.1.3. Şlempenin gübre olarak kullanılması

Şlempe önemli miktarda anorganik ve organik maddeleri kapsar. Anorganik madde olarak özellikle potasyum bakımından zengindir ve az miktarda da olsa fosforlu maddeler de şlempe içerisinde bulunmaktadır. Bu maddelerin bulunması şlempenin gübre olarak kullanılmasını mümkün kılmaktadır. Şlempe aşağıdaki yollardan biri ile tarlaya verilerek, şlempenin gübre olarak değerlendirilmesi mümkün olabilir.

- Şlempeyi fabrikadan çıktığı şekli ile yani sulu halde tarlaya vermek,
- Şlempeyi 80 Bx'e kadar koyulaştırmak ve daha sonra tarlaya vermek,
- Koyulaştırılmış şlempeyi organik maddesi zengin bir taşıyıcı maddeye emdirmek ve daha sonra tarlaya vermek.

Ayrıca K_2SO_4 gübresi, şlempe arıtım tesisinde buharlaştırma yolu ile kuru maddesi yükseltileşen şlempenin içindeki K^+ iyonlarının kristalizöre H_2SO_4 ilavesi ile K_2SO_4 şeklinde çöktürülüp seperatörden geçirilerek çözeltiden ayrılması ile elde edilir. Elde edilen potasyum sülfatın EAF tarafından yapılan kantitatif analizi Çizelge 6.2'de verilmiştir.

Çizelge 6.2. K_2SO_4 gübresinin bileşimi (Töre, 1994)

Bileşen	%
Nem	2,49
Potasyum	41,18
Kalsiyum	5,80
Sodyum	0,11
Magnezyum	0,005
Demir	0,0017
Sülfat	50,4133

6.2.1.4. Şlempeden gıda mayası üretimi

Melastan alkol üreten fabrikaların artık ürünü olan şlempenin değerlendirme yöntemlerinden biri de gıda mayası üretimidir. Böylece şlempedeki organik madde miktarı azalmakta, dolayısıyla çevre kirlenmesi sorununa bir ölçüde yardımcı olunurken gıda değeri yüksek olan bir besin maddesi elde edilmektedir. Yapılan deneylerden çıkan sonuçlar optimal şartlarda 1 L şlempeden (9 Bx) 13,35 g kuru maya elde etmenin mümkün olduğunu göstermiştir. Genellikle gıda mayası olarak *Torulopsis Utilis* mayası kullanılır. Aşağıda verilen özellikler torula mayasını gıda mayası üretiminde diğer mayalara üstün kılmaktadır;

- a) Torula mayası alkol mayasının kullanılmadığı pentoz şekerleri ile birlikte birçok organik maddeleri asimile edebilmektedir,
- b) Besi değeri düşük ortamlara kolayca adapte olabilmektedir ve üreme için herhangi bir vitamin gereksinimi yoktur,
- c) Tadı, kokusu ve besin değeri oldukça üstündür.

Torula mayasındaki protein miktarı % 50 civarındadır. Bu miktar etteki protein miktarına yakın, tahıllarının ise çok üzerindedir. Methionine hariç maya proteinindeki temel aminoasitlerin dağılımı hayvansal proteininkine yakındır. Tahıllara karıştırılarak bu eksiklik oranını % 35, buğday ununa eklenen % 9 maya ise % 50 artırmaktadır. Maya, protein dışında B grubu vitaminler ve mineraller bakımından da oldukça zengindir.

6.2.1.5. Şlempenin mayşe hazırlamada kullanılması

Şlempenin mayşe hazırlamada kullanılması beraberinde bazı avantajlar getirmektedir. Bunlardan ilki şlempenin distilasyon kolonundan steril şartlarda, 100 °C dolayında çıkmasıdır. Böylece hem melasın eritilmesi kolaylaşmakta hem de bir ölçüde steril mayşe elde edilmektedir. Diğer bir avantaj ise, şlempenin düşük pH'da olmasıdır. Düşük pH'daki şlempe ekşi mayşede kullanıldığında asit sarfiyatı azalmakta, tatlı

mayşede kullanıldığında ise daha düşük pH'da bir mayşe elde edilmektedir. Düşük pH'lı mayşede ise enfeksiyon olasılığı daha düşüktür.

Üçüncü bir avantaj, şlempede bulunan azot ve fosfor tuzlarıdır. Bunlar maya fermentasyonu sırasında kullanılan tuzların fazlasıdır. Şlempeyi geri almakla tuz sarfıyatı da azaltılmış olacaktır. Ayrıca ekşi mayşe hazırlamada kullanıldığında şlempede bulunan organik maddelerden bir kısmı maya tarafından asimile edilebildiğinden verim artacaktır. Son olarak fabrikanın taze su ihtiyacında şlempenin geri alınma oranı kadar bir azalma sağlanacaktır.

Bu avantajlara rağmen şlempenin mayşe hazırlamada kullanılması bazı sebeplerden dolayı sınırlıdır. Bunlardan en önemlisi mayşe briksinin yükselmesinin fermentasyonu yavaşlatıcı ve randımanı azaltıcı etkisidir. Yüksek briksli ortamlarda osmotik basıncın artmasıyla maya hücreleri su kaybetmekte ve normal fonksiyonunu yerine getirememektedir. ayrıca şlempenin geri alınmasıyla, fermentasyonu yavaşlatıcı bazı maddelerin ortamda birikmesi sakıncalı olmaktadır.

6.2.2. Şlempenin artırılması

Şayet şlempe herhangi bir amaçla kullanılmayacak ise, ırmaklara verilmeden önce artırılması zorunludur. Şlempenin artırılması için çok değişik yöntemler kullanılmaktadır. Burada şlempenin artırılmasıyla ilgili yöntemler hakkında kısaca bilgi verilecektir.

6.2.2.1. Şlempenin arazide artırılması

Yöntemin en büyük sakıncası; arıtım için çok geniş araziye gereksinim duyulmasıdır. Bir hektar arazide bir günde ancak 45 m³ şlempe artırılabilir. İkinci bir sakınca ise kışın soğuktan donan topraktan yararlanılamamasıdır.

6.2.2.2. Şlempenin biyolojik arıtım sistemlerinde artırılması

Bu yöntemin esası çözünmüş halde şlempede bulunan ve kirliliğe neden olan organik maddeleri mikroorganizmalara yedirerek yok etmektir. Organik maddelerin bakteriler tarafından yenmesi sonucu bir taraftan aktif çamuru oluşturan bakterilerin

miktarı artar. Diğer taraftan parçalanma ürünü gazlar oluşur. Aerob koşullarda CO_2 anaerob koşullarda ise CH_4 ve CO_2 gazları oluşur.

Aerob biyolojik arıtmada; şlempede bulunan organik maddeleri aerob olarak parçalamak için ya aktif çamurla çalışan arıtım tesisleri veya biyolojik filtreler kullanılır. Aktif çamurla arıtmada flok yapma özelliğine sahip bakterilerden yararlanılır. Bu bakteriler bol hava verilen bir ortamda yaşarlar. Organik maddelerin bir kısmı bakteriler tarafından asimile edilerek bakterilerin miktarını artırırken diğer taraftan yükseltgenerek CO_2 ve H_2O 'ya dönüşürler. Arıtım tek kademeli veya çok kademeli olarak uygulanabilir. Şayet ortama yeteri kadar hava veriliyor ve şlempedeki besi maddelerinin dengesi bakterilerin çoğalmasına uygun bir oranda ise, şlempede bulunan organik maddelerin yarısı yeni bakterilerin oluşması için kullanılırken yarısı da oksitlenerek uzaklaşır. Böylece 1 kg BOI_5 'in parçalanmasında 0,55 g biyokütle oluşur.

Aerob sistemle yapılan arıtmada küçümsenmeyecek miktarda aktif çamur oluşur. Bu çamur değerlendirilmediği takdirde ikinci bir sorun olmaktadır. Bu çamur özel sistemlerde çürütülerek gübre olarak veya toksik maddeler kapsamadığı sürece hayvan yemi olarak kullanılabilir.

Alkol fabrikasından veya maya fabrikasından çıkan melas şlempesi anaerobik yolla da arıtılabilmektedir. Hatta şlempede bulunan organik maddeler anaerob koşullarda parçalanmaya daha yatkındır. Ayrıca anaerob arıtım, aerob arıtmaya kıyasla daha da ucuz olmaktadır. Aerob koşullarda 1 kg BOI_5 'in parçalanması için 40-60 m^3 havanın kullanılması gerekir. Bu da fazla miktarda elektrik enerjisinin harcanmasına neden olur. Anaerob koşullarda hava kullanılmadığından elektrik enerjisi sadece şlempenin karışması için kullanılır ki, bu miktar da çok azdır. Anaerob yöntemin sakıncalı tarafı ise, ortamda organik asitlerin ve H_2S 'in oluşmasıdır. Organik asit miktarının 2000 mg/L'den fazla olması fermentasyonu menfi yönde etkiler. H_2S 'de aynı şekilde zehirli etki yaptığı gibi etrafın çok kötü kokmasına da neden olur.

Anaerob arıtmada şu üç husus çok önemli olmaktadır:

- Şlempenin fermentöre sürekli olarak gönderilmesi,
- Fermantörde şlempenin sürekli ve etkili olarak karıştırılması,
- Fermantörde yeteri kadar bakterinin bulundurulması.

Şlempede bulunan organik maddelerin anaerob ortamda parçalanması iki kademede yürür. İlk kademede organik maddeler organik asitlere kadar dönüşür. Buna asidik fermentasyon denir. Proteinler parçalanarak amino asitlere, karbonhidratlar ise organik asitlere dönüşür. İkinci kademede ise oluşan bu asitlerden değişik türde gaz teşekkül eder. Bunlar CH_4 , CO_2 , H_2S ve NH_3 gibi gazlardır. Şlempenin anaerob parçalanması için en uygun sıcaklık 34-36 °C'dir. En uygun pH değeri 7,5 civarındır. Şlempenin parçalanması esnasında oluşan NH_3 ortamın pH'ını yeteri kadar yükseltir. Bu nedenle dışarıdan ayrıca alkali bir maddenin ilavesine gerek duyulmaz.

Sadece aerob ve anaerob biyolojik arıtımla şlempenin arıtılması kısmi bir arıtım olmaktadır. Şlempenin tam olarak arıtılabilmesi için bu iki yöntemin beraberce kullanılması uygun olmaktadır. Genel olarak, şlempenin ön arıtımının yapılması için bir anaerob arıtım kademesinden veya yüksek kapasiteli bir aktif filtreden yararlanılması uygun olmaktadır. Buradan çıkan kısmen arıtılmış şlempe ya bir aktif filtreye veya aktif çamurlu arıtım sistemine gönderilir.

6.2.3 Eskişehir alkol fabrikası şlempe arıtım tesisinin tanıtımı

Buharlaştırma ünitesinden meydana gelen şlempe arıtım tesisi Fransız Swenson firması tarafından yapılmış ve 01.06.1993 tarihinde faaliyete geçmiştir. Tesisin kapasitesi 600 m³ şlempe/gün'dür. Tesisten günde 6-8 ton K_2SO_4 ve 60-70 ton derişik şlempe elde edilmektedir.

Arıtım tesisi, üçü buharlaştırıcı, ikisi kristalizatör olmak üzere 5 kademeden oluşmuştur. Şlempe buharlaştırıcıda yaklaşık % 30 kuru madde içerecek şekilde derişik hale getirilir. Buharlaştırıcıda derişik hale getirilen şlempe kristalizatöre gönderilir. Kristalizatörün üç fonksiyonu vardır:

- Kristalizatöre H_2SO_4 ilavesiyle kuru maddesi yükseltilen şlempenin içindeki K^+ iyonları K_2SO_4 şeklinde çöktürülür,
- Sürekli kristal yüzdelerini koruyarak kristallerin artmasını sağlar,
- Tasfiye ayağında kristalleri organik maddelerden ayırır.

Organik maddeler kristalizatörün yukarı bölümüne gönderilir. Bu işlem saf ve iyi kristaller elde etmeyi sağlar. Kristalizatör çıkışında kristalleri, kristalizatörlerin içinde tutabilmek için şlepme hidrosiklondan geçirilir. Temizlenmiş şlepme yüksek sıcaklıktadır (100 °C'den fazla). Daha sonra şlepme, sıcaklığının 50 °C civarına düşürüldüğü flaş tankına gönderilir. Burada şlepme % 70 kuru madde içerecek şekilde derişik hale getirilir. Derişik şlepme ana depo tankına boşaltılır.

Bu tesiste birinci kademede kazan dairesinden gelen buhar, diğer kademelerde bir önceki kademelerde üretilen buhar kullanılmaktadır. Kademelere göre elde edilen buhar miktarları, besleme akım oranı, çıkış akım oranı ve Bx değerleri Çizelge 6.3'de verilmiştir. Arıtım tesisinde şlepme içindeki potasyum ayrılmadan elde edilen derişik şlepme hayvan yemi olarak kullanılmaz. Potasyumu alınmış derişik şlepme hayvan yemine karıştırılarak besicilikte, tarlaya verilerek gübrelemede ve içine amonyak katılarak ham proteini yükseltilip hayvan yemi olarak kullanılabilir. Çizelge 6.4'de arıtım tesisinden çıkan tek atık olan kondensatın bileşimi verilmiştir.

Çizelge 6.3. Arıtım tesisi kademelerindeki kütle denklikleri (EAF, 1993)

	Besleme Akım Oranı (kg/h)	Çıkış Akım Oranı (kg/h)	Buhar Miktarı (kg/h)	Bx
1.Kademe	10353	5108	5245	66,6
2.Kademe	13933	9093	4840	41,5
3.Kademe	18014	13483	4531	29,5
4.Kademe	22193	17881	4312	22,2
5.Kademe	28263	22060	6203	18,0

Çizelge 6.4. 28.09.1993 Tarihinde EAF'den alınan kondensatın bileşimi

pH, 20 °C		2,77
Sertlik,	(mg/CaO/100ml)	0,4
Demir,	(mg/kg)	----
Klorür,	(mg/kg)	----
Sülfat,	(mg/L)	7,2
Toplam kükürt,	(mg/L)	3,1
Toplam Azot,	(mg/L)	7,53
Uçucu Organik Asitler,	(mg/L)	2275
(Butric asit cinsinden)		
Permanganat Sarfıyatı,	(mg/L)	1794
KOİ	(mg/L)	2910

7. DENEY DÜZENEGİ VE DENEY YÖNTEMİ

Bu bölümde deneysel çalışmaların gerçekleştirildiği deney düzeneği tanıtılacak ve deney yöntemi hakkında kısaca bilgi verilecektir.

7.1. Deney Düzeneği

Deneylerin yapıldığı tek kademeli aktif çamurla atıksu arıtım düzeneği şekil 7.1’de gösterilmiştir. Ham atıksu olarak çalıştığımız şlempenin besleme tankı 30 litrelik polietilen bir bidondur ve havalandırma tankından daha yükseğe yerleştirilmiştir. Bidonun sisteme besleme yapılan çıkış musluğu dipten 10 cm yukarıya monte edilmiştir. Böylece çalışılan atıksudaki katıların dibe çökerek sisteme girmesi engellenmiştir.

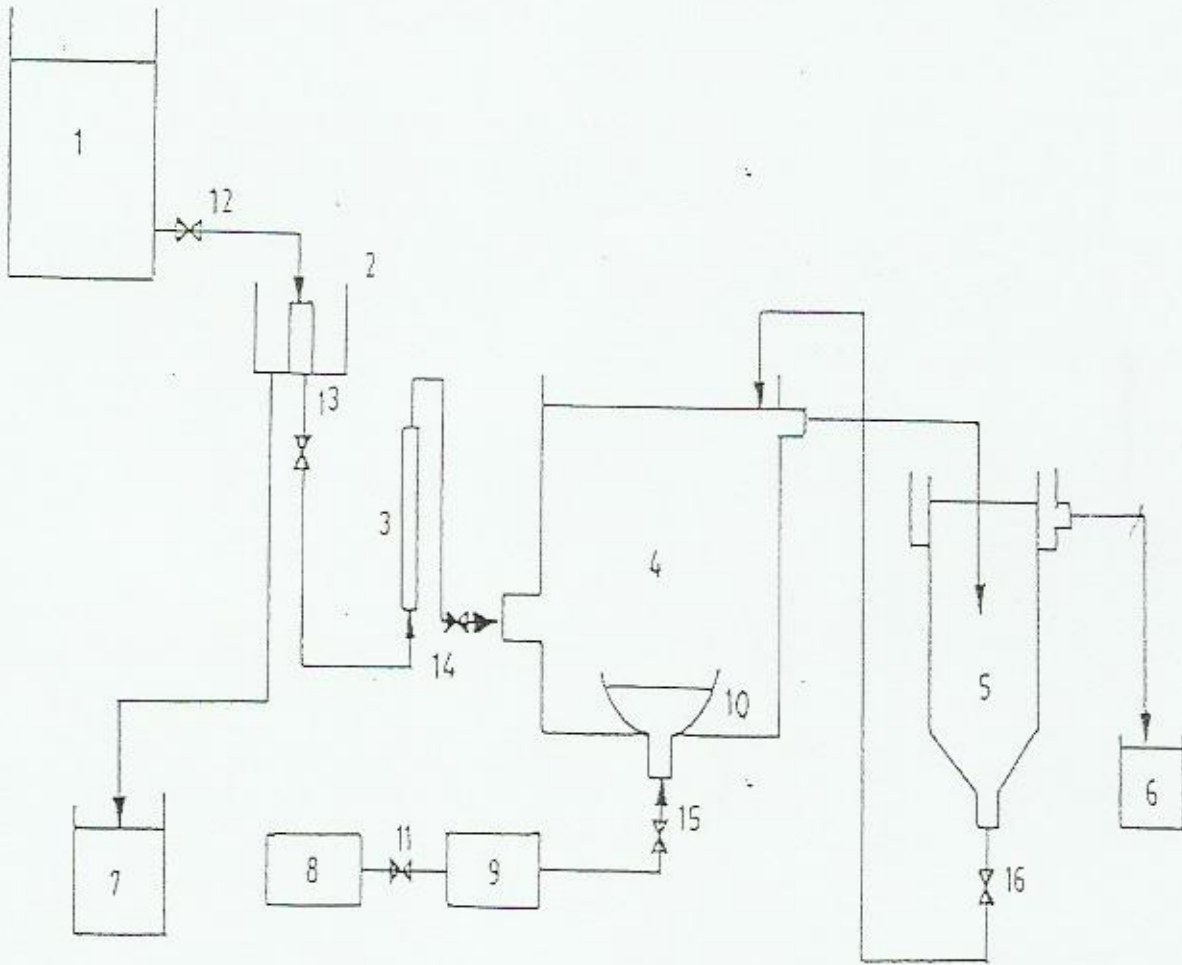
Sabit debi düzeneği iç içe eş eksenli iki demir silindirden yapılmıştır. İçteki kabın üstünden taşan atıksuyun fazlası, fazla atıksu toplama kabında birikmekte ve zaman zaman besleme tankına ilave edilmektedir. Atıksu debisinin ölçümünü gerçekleştiren rotametre 1-10 L/st kapasitelidir.

Sistemdeki havalandırma tankı tam karıştırmalı bir akım reaktörü olarak da düşünülebilir. Bu reaktörde karışma alttan verilen hava ile sağlanmaktadır. Aerobik koşulların oluşması için havanın verilmesi gerektiğinden reaktörde mekanik bir karıştırmaya gerek duyulmamıştır. Paslanmaz çelikten (304) yapılan bu tank 25 cm yüksekliğinde ve 20 cm çapında olup bir silindir şeklindedir. Bu tank ayrıca 1 mm et kalınlığında ve 6,8 L kapasitelidir (bkz.Şekil 7.2). Tankın dibinde bulunan boruya uygun lastik contalarla sızdırmazlık sağlanarak, 7 cm çaplı por 1 borosilikat gözenekli cam filtre yerleştirilmiştir. Bu cam filtre iyi bir hava dağıtıcı görevini görmüştür.

Havalandırma tankına hava Trumpif marka güçlü bir akvaryum pompası ile sağlanmıştır. Pompanın sağladığı hava Teksan marka 0,06-12 m³/saat kapasiteli körüklü havagazı sayacına gelir. Buradan geçen hava ölçülmüş olarak havalandırma tankına girer. Mevcut vanalar yardımıyla hava debisi deney için istenen değere ayarlanabilir.

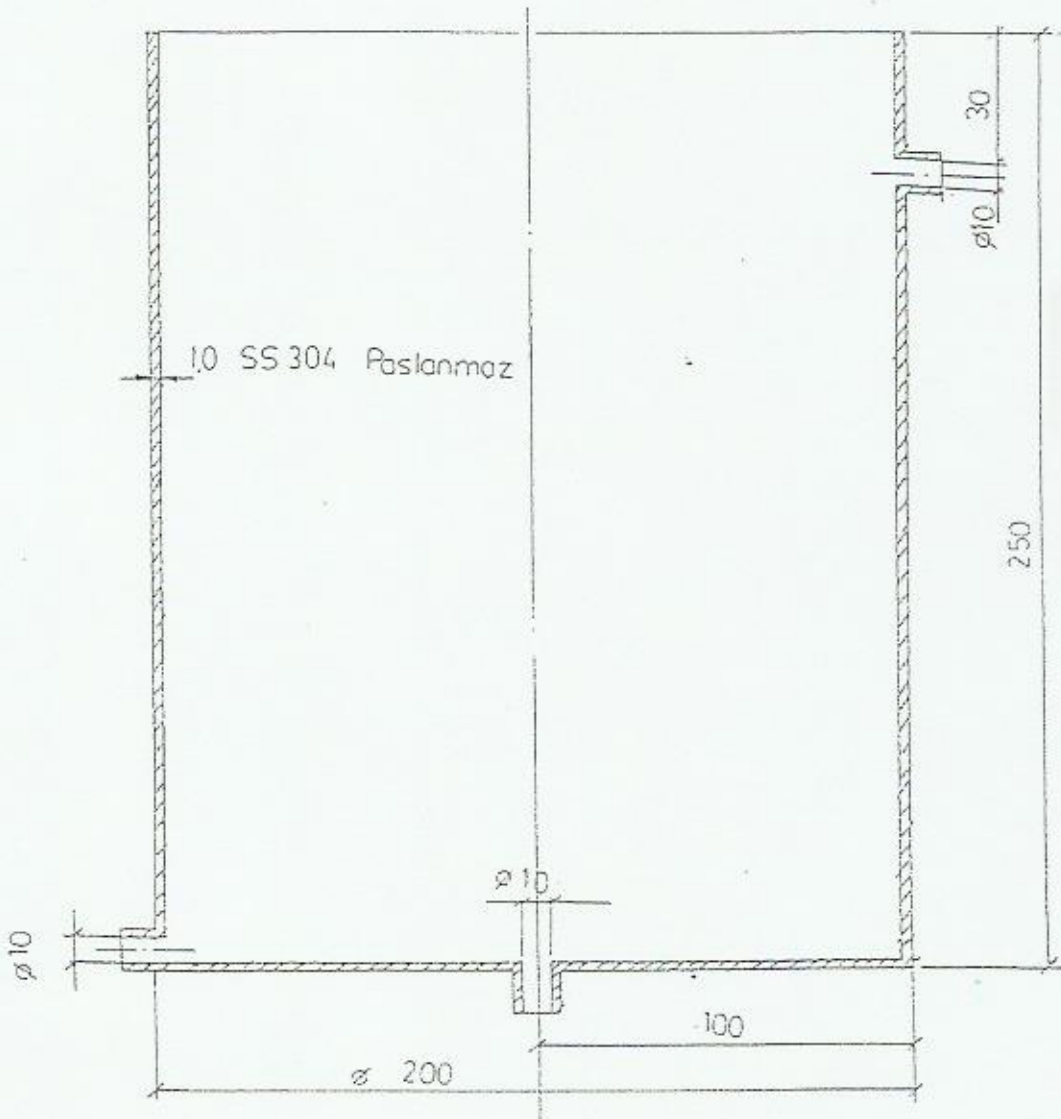
Sistemdeki çökeltme tankı 304 paslanmaz çeliğinden yapılmış, yaklaşık olarak havalandırma tankının yarısı büyüklüğünde silindirik olup dibi konik biçimindedir

(Bkz. Şekil 7.3). Çökeltme tankının üst çevresinde taşkan toplama kısmı bulunur ve burada toplanan duru arıtılmış su çıkış borusundan alınır. Sistemde kullanılan cam vanaların hareketli parçaları teflondandır ve 6 mm dış, 5 mm iç çaplıdır. Tüm bağlantılar 6 mm iç çaplı, lastik hortumlarla sağlanmıştır.

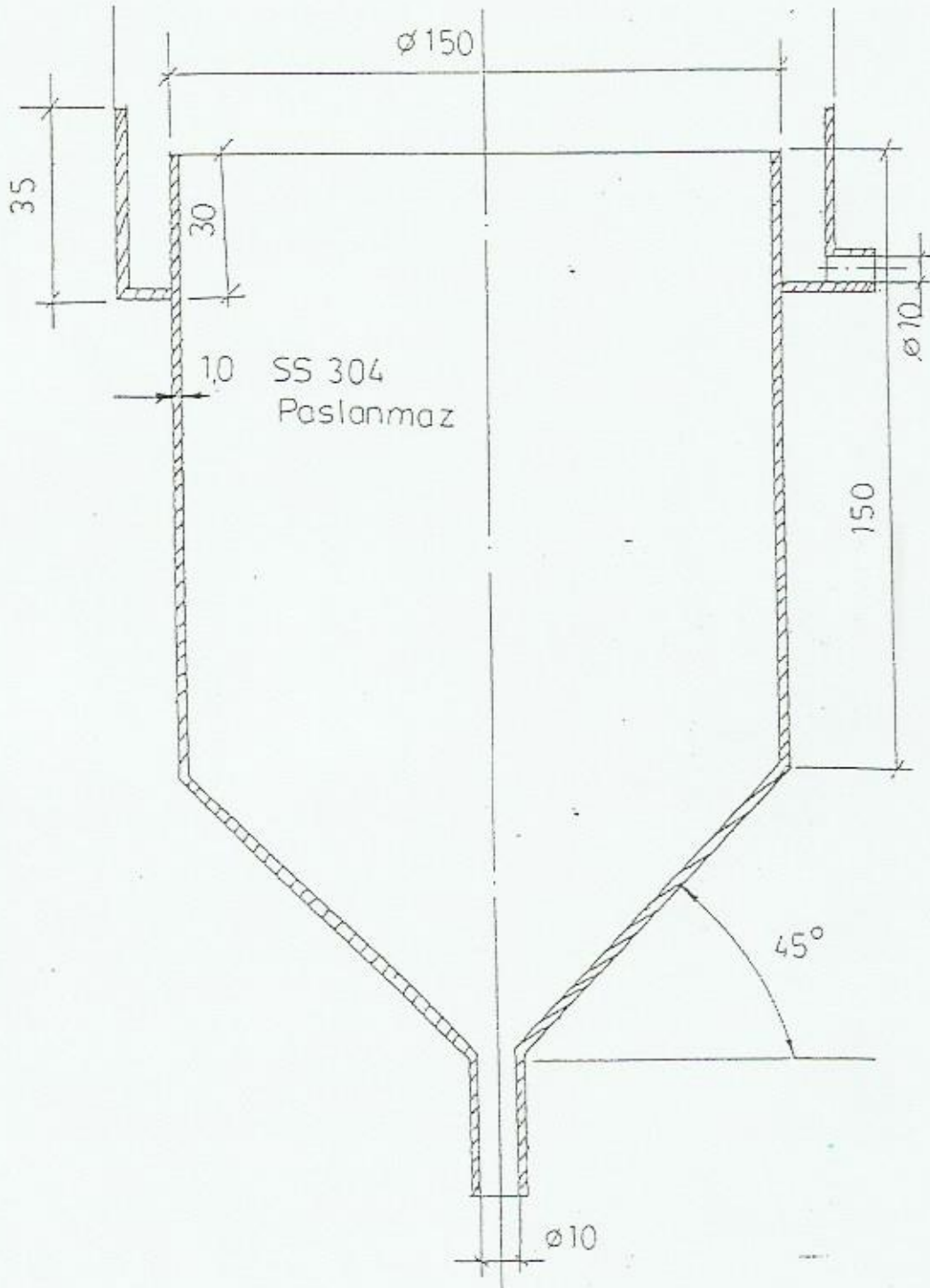


Şekil 7.1. Aktif çamur deney çalışma düzeneği akım şeması:

- 1) Besleme tankı, 2) Sabit debi düzeneği, 3) Rotametre, 4) Havalandırma tankı,
- 5) Çöktürme tankı, 6) Arıtılmış su toplama kabı, 7) Fazla atıksu toplama kabı,
- 8) Hava pompası, 9) Kuru gaz sayacı, 10) Hava dağıtıcısı, 11) Üç yollu cam
- vana, 12, 13, 14, 15, 16) Teflonlu cam vanalar



Şekil 7.2. Havalandırma tankının düşey kesiti



Şekil 7.4.Çöktürme tankının düşey kesiti

7.2. Deneysel Çalışma Yöntemi

Deneysel çalışmalarda amaç, Eskişehir Alkol Fabrikasının atığı olan şlempenin havalı aktif çamur yöntemiyle arıtma olanaklarının araştırılması, şlempenin aerobik mikroorganizmalar için iyi bir besi ortamı oluşturma şartlarını sağlamak ve deneysel çalışmalar esnasında bir takım parametreleri değiştirerek optimum arıtma koşullarını bulmaktır. Bu amaçla deneysel çalışmalarda ilk önce şlempe aktif çamur yöntemiyle arıtmaya çalışılmıştır. Bu çalışmalarda kullanılan şlempe örnekleri Eskişehir Alkol Fabrikasından günün herhangi bir saatinde alınan tek örneklerdir. Elde edilecek deneysel sonuçlardan doğrudan doğruya arıtma tesisi tasarımına gidilmesi düşünülmendiğinden anlık örneklerle çalışılmasının sakıncası yoktur.

Deneysel çalışmalarda kullanılan şlempe örnekleri aynı fabrikanın atıksuyu olmasına rağmen KOİ değerleri farklı olduğundan dolayı değişen başlıca parametre organik yüklemedir. Bununla beraber sisteme verilen hava debisi de değişmiştir. Sistemdeki sıcaklık başlangıçtaki deneysel çalışmalarda oda sıcaklığında yürütülmüştür. Daha sonraki deneysel çalışmalarda ise aerobik mikroorganizmaların faaliyetlerinin daha iyi olabileceği bir sıcaklık olan 27 ± 2 °C'de sabit tutulmaya çalışılmıştır. Bu sıcaklık bir akvaryum ısıtıcısıyla sağlanmıştır.

Şlempe örnekleri gerekli oldukça Eskişehir Alkol Fabrikasından 20 litrelik temiz plastik bidonlarla temin edilmiş ve hızla laboratuvara getirilerek $+4$ °C'de muhafaza edilmiştir. Atıksuda pH değerleri pH metre (Hanna Instrument) ve pH kağıtlarıyla laboratuvara getirildiği anda ölçülmüştür. Gerekli diğer analizler, izin verilen süreler içerisinde standart yöntemler izlenerek yapılmıştır.

Deneysel çalışmaların gerçekleştirildiği aktif çamur, Anadolu Üniversitesi Evsel Atıksu Arıtım Tesisinden ve İzmit Pakmaya Endüstriyel Atıksu Arıtım Tesisinden temin edilmiş ve bu çamurlarla deneysel çalışmalar yürütülmüştür. Aktif çamur laboratuvara getirildiği anda havalandırma tankına konarak havalandırılmaya başlanmıştır. Hava, aerobik mikroorganizmalara oksijen sağlamak için verildiği gibi bir görevi de çamur-atıksu karışımını etkin bir şekilde karıştırmak ve mikroorganizmaların dibe çökmelerini önlemektir. Bundan dolayı hava hızında bir kısıtlama yapılmayarak hava

hattındaki vanalar iyice açılmaya çalışılmıştır. Her deneyde hava hızı kuru gaz sayacıyla ölçülmüştür.

Laboratuvara getirilen şlempe örnekleri ilk deneylerde doğrudan daha sonraki deneylerde 10 kat seyreltilerek düşük hızlarda havalandırma tankına verilmiştir. Çalışmalarda pH ayarlaması ilk önceleri kireçle ve deneylerin başında birkez yapılmıştır. En son çalışmalarda ise pH NaOH ile ayarlanmış ve deneyler süresince devamlı olarak 7 değerinde sabit tutulmaya çalışılmıştır. Şlempenin içerisinde bulunan azot ve fosfor bileşiklerinin aktif çamurdaki mikroorganizmalar için yeterli olduğu düşünülmüş, bunun sonucunda azot ve fosfor tayinlerinin yapılmasına gerek duyulmamıştır.

Şlempenin havalandırma tankına besleme hızı 0,3-0,5 L/st arasındaki değerlerde tutulmuş ve deneyler bu besleme hız aralıklarında yürütülmüştür. Havalandırma tankındaki askıda katıları sabit tutabilmek için, tank içi sulu çamurda belli aralıklarla çökebilen katı madde ölçümü yapılmıştır. Çökebilen katı madde miktarı 150 mL/L değerinde sabit tutulmaya çalışılmıştır.

Sistemin yatışkın duruma erişme süresi; tank hacmi besleme hızına bölünerek tespit edilmiş ve bu süreden sonra artırılmış sudan örnekler alınmaya başlanmıştır. Çalışmaların bir kısmında arıtımda santrifüjlemenin etkisini görmek amacıyla alınan örneklerin bir kısmı santrifüjde (Hettich marka toplam 6000 rpm kapasitede), 3500 rpm sabit dönüş hızında belli bir süre santrifüjleme işlemine tabi tutulmuştur. Hem santrifüjlenmiş hem de santrifüjlenmemiş örneklerde BOİ ve KOİ tayinleri yapılmaya çalışılmıştır. Fakat çalışmalar esnasında BOİ tayini için gerekli olan inkübatör cihazı arızalı olduğundan dolayı BOİ tayinleri sağlıklı bir şekilde yapılamamıştır. Daha çok deneysel çalışmaların arıtım verimleri KOİ değeri üzerinden ele alınmıştır.

Bir grup deney gerçekleştirildikten sonra deney düzeneği sökülüp iyice temizlenerek daha sonraki deneyler için hazır hale getirilmiştir.

8. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

Arıtım deneyleri; Şekil 7.1’de görülen deney düzeneğinde ve 7.2 alt bölümünde anlatıldığı gibi yürütülmüştür. Deneysel çalışmalarda bazı parametreler değiştirilerek arıtım için optimum koşullar sağlanmaya çalışılmıştır. Deneyler sonucunda elde edilen arıtım sonuçları istenilen düzeyde olmayınca deneylere ara verilerek; çalışma şartları değiştirilip değiştirilen şartlara göre deneysel çalışmalara devam edilmiştir.

İzleyen alt bölümlerde çalışma koşulları, yapılan deneylerde besleme olarak kullanılan şlempenin giriş özellikleri, arıtmadan sonraki çıkış özellikleri ve bu özelliklerdeki yüzde azalma değerleri çizelgeler ve grafikler halinde verilmiştir.

Deneysel çalışmalar boyunca sabit tutulan parametrelerin değerleri şöyledir: Havalandırma tankı hacmi $V_A = 6,8$ L, çöktürme tankı hacmi $V_B = 3,26$ L. İsteyerek değiştirilen yada elde olmayan nedenlerle değişen parametrelerin değerleri deney sonuçlarından önce verilmiştir.

8.1. Birinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları

Bu gruptaki deneysel çalışmalarda aktif çamur örneği İzmit Pakmaya biyolojik atıksu arıtma tesisinden getirilmiş ve mikroorganizmalar melasa alışık olduklarından dolayı besi olarak havalandırma tankına belirli miktarda melas ilave edilerek mikroorganizmaların üremesi sağlanmaya çalışılmıştır.

Çalışmaların yürüteleceği şlempe örneği 05.04.1996 tarihinde Eskişehir Alkol Fabrikasından alınmıştır. Şlempe örneği laboratuvara getirildikten sonra gereken analizler hemen yapılmış ve şlempe örneği buzdolabında saklanmıştır. Şlempenini analiz sonucundaki özellikleri Çizelge 8.1’de verilmiştir. Yapılan analizler sonucunda şlempenin pH değeri düşük bulunmuş ve litreye yaklaşık 1.5 g kireç ilave edilerek pH değeri 7’ye ayarlanmıştır. pH ayarlanmasından sonraki şlempe özellikleri Çizelge 8.2’de verilmiştir. Bu deneyler oda sıcaklığında (18 ± 2) yürütülmüştür.

Bu gruptaki deneylerde bazı parametreler şu değerlerde tutulmaya çalışılmıştır. Şlempe besleme hızı $Q = 0,3$ L/st (bu da kalma süresi $t_A = 23$ st, hidrolik yük $Q_B = 1,06$ l/gün demektir), hava akış hızı $Q_h = 50$ L/st fakat bu değer zamanla 45 L/st’ye kadar

düştüğü gözlenmiştir. Bu gruptaki deneylerde organik yük $B_v = 114,4 \text{ kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ değerindedir.

Buradaki deneysel çalışmada hem bakterilerin ortama alışmasını sağlamak hemde sistemin yatışkın duruma erişmesini sağlamak için, pH'ı kireçle ayarlanan şlempe çalışmaların yürütüldüğü akış hızında sisteme uzunca bir süre doğrudan beslenmiştir. Sisteme besleme sürekli olarak yapılmış ve sistem yatışkın duruma eriştikten sonra 24 saat ara ile örnekler alınmış ve analiz edilmiştir. Ayrıca arıtımda santrifüjlemenin etkisinin gözlenmesi amacıyla çıkışta alınan örneklerin bir kısmı 3500 rpm sabit dönüş hızında 3 dakika santrifüjleme işlemine tabi tutulmuştur. Çizelge 8.3'de bu grupta yürütülen deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlar ve Şekil 8.1'de ise bu sonuçların grafiksel gösterimi verilmiştir.

Çizelge 8.1. I. Grup deneylerindeki orjinal şlempe örneğinin bileşimi

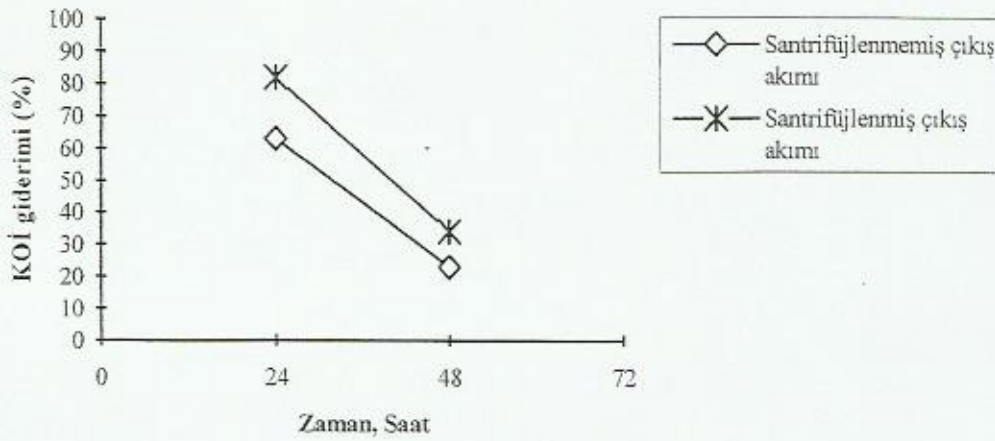
pH, 18 °C	4,8
KOİ (mg/L)	104102
AKM (mg/L)	5100

Çizelge 8.2. I. Grup deneylerde 1,5 g/L kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan şlempe örneğinin bileşimi

pH, 18 °C	7
KOİ (mg/L)	108049
AKM (mg/L)	5348

Çizelge 8.3. I. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar

		Santrifüjlenmemiş çıkış akımı		Santrifüjlenmiş çıkış akımı	
Saat	pH	KOİ (mg/L)	% KOİ giderimi	KOİ (mg/L)	% KOİ giderimi
Orjinal	7	108049	-----	108049	-----
24	6,5	39963	63	19241	82
48	5,5	82887	23	71046	34



Şekil 8.1. Birinci grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği.

8.2. İkinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçları

Bu grupta yürütülen deneysel çalışmalarda kullanılan aktif çamur örneği Anadolu Üniversitesi evsel atıksu arıtım tesisinden temin edildi ve atıksu olarak kullanılan şlempe örneği 10 kat seyreltilerek ve pH'ı kireçle ayarlanarak çalışmaların yürütüleceği besleme hızında uzunca bir süre havalandırma tankına beslenerek aktif çamurdaki mikroorganizmalar şlempeye alıştırılmaya çalışılmıştır.

Şlempe örneği 08.05.1996 tarihinde Eskişehir Alkol Fabrikasından temin edilerek laboratuara getirilmiştir. Gerekli analizler yapıldıktan sonra deneysel çalışmalar başlayıncaya kadar buzdolabında muhafaza edilmiştir. Temin edilen şlempe örneğinin özellikleri Çizelge 8.4'de verilmiştir.

Bu gruptaki deneysel çalışmalarda şlempe 10 kat distile su ile seyreltilmiş ve pH ayarlaması kireç ile yapılmış ve deneyler hazırlanan bu seyreltik şlempe ile yürütülmüştür. Ayrıca buradaki çalışmalarda havalandırma tankına bir akvaryum ısıtıcısı konarak havalandırma tankının sıcaklığı 27 ± 2 °C'de sabit tutulmaya çalışılmıştır. Deneylerde diğer parametreler şu değerlerde tutulmaya çalışılmıştır: Şlempe besleme hızı $Q = 0,45$ L/st (buda kalma süresi $t_A = 15,1$ st; hidrolik yük $Q_B = 1,59$ l/gün demektir), ortalama hava akış hızı $Q_h = 65$ L/st'dir. Bu gruptaki deneylerde organik yük $17,8 \text{ kg m}^{-3} \text{ gün}^{-1}$ değerindedir.

Bu gruptaki deneylerde de sisteme besleme sürekli olarak yapılmış ve sistem yatışkın duruma eriştikten sonra çıkış akımından örnekler 12'şer saat ara ile alınıp analiz edilmiştir. Çıkış akımından alınan örneklerin bir kısmı buradaki deneylerde 3500 rpm sabit dönüş hızında 10 dakika santrifüjleme işlemine tabi tutulmuştur. Aşağıdaki çizelgelerde verilen santrifüjlenmiş, santrifüjlenmemiş ve giriş akımındaki değerler seyreltme oranları gözönüne alınarak verilmiştir. Çizelge 8.5 pH'ı 7'ye ayarlanan ve 10 kat seyreltilen şlempenin özelliklerini, Çizelge 8.6'da ise bu gruptaki deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar verilmiştir. Şekil 8.2'de elde edilen sonuçların grafiksel gösterimi verilmiştir.

Çizelge 8.4 II. Grup deneysel çalışmalardaki orjinal şlempe örneğinin özellikleri

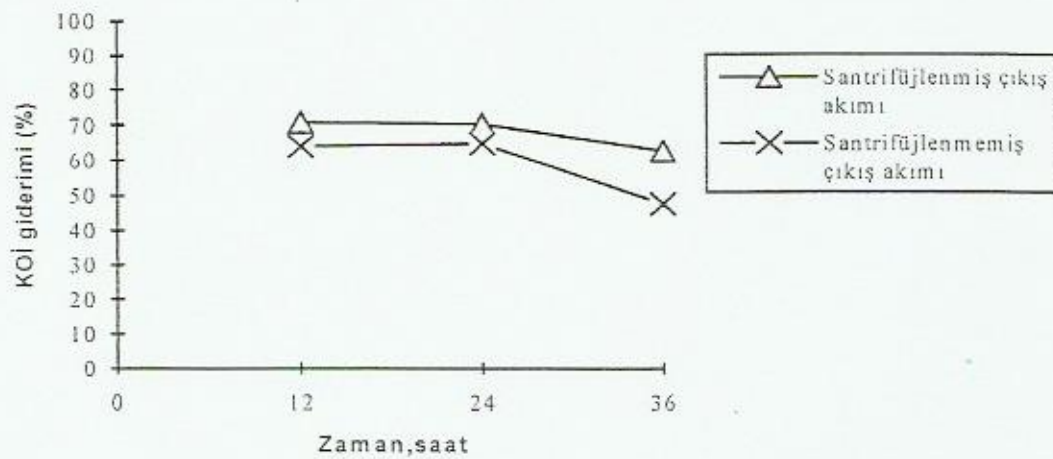
pH 20 °C	5
KOİ (mg/L)	86926
BOİ (mg/L)	57200
AKM (mg/L)	4320

Çizelge 8.5. II. Grup deneysel çalışmalarda kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempenin özellikleri

pH 20 °C	7
KOI (mg/L)	11212
BOİ (mg/L)	6051
AKM (mg/L)	413

Çizelge 8.6.II. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar

		Santrifüjlenmemiş çıkış akımı		Santrifüjlenmiş çıkış akımı	
Saat	pH	KOI (mg/L)	% KOİ giderimi	KOI (mg/L)	% KOİ giderimi
Orjinal	7	11212	-----	11212	-----
12	6,7	4050	64	3270	70,8
24	6,2	3894	65	3302	70,5
36	5,8	5841	48	4137	63



Şekil 8.2. İkinci grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği

8.3. Üçüncü Grup Deneysel Çalışma Sonuçları

Buradaki deneysel çalışmalarda kullanılan aktif çamur örneğinde Anadolu Üniversitesi evsel atıksu arıtım tesisinden taze olarak getirilip havalandırma tankına konmuştur. pH değeri 7'ye ayarlanan ve 10 kat seyreltilen seyreltik şlempe beslenme hızında uzunca bir süre havalandırma tankına verilip aktif çamurdaki mikroorganizmaların şlempeye alışması sağlanmaya çalışılmıştır.

Bu grupta yürütülen deneylerin çalışma şartları hemen hemen ikinci grupta yürütülen deneysel çalışma koşullarıyla aynıdır. Burada ve buraya kadar yürütülen deneylerde pH ayarlaması beslemeye başlarken birkez yapılmış ve daha sonra pH ayarlaması yapılmamıştır. Bu deneylerde şlempe besleme hızı 0,4 L/st, (buda kalma süresi $t_A = 17$ st, hidrolik yük $Q_B = 1,4$ l/gün demektir), ortalama hava akış hızı $Q_h = 70$ L/st; ayrıca bu gruptaki deneylerde organik yük $B_v = 11,33$ $\text{kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ değerlerindedir. Diğer parametrelerde daha önceki deneylerdeki değerlerinde tutulmuştur.

Çizelge 8.7'de orjinal şlempe örneğinin özellikleri, Çizelge 8.8 pH'ı 7'ye ayarlanan ve 10 kat seyreltilen şlempenin özelliklerini, Çizelge 8.9'da ise bu gruptaki deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar verilmiştir. Şekil 8.3'de ise elde edilen sonuçların grafiksel gösterimi verilmiştir.

Çizelge 8.7 III. Grup deneysel çalışmalardaki orjinal şlempe örneğinin özellikleri

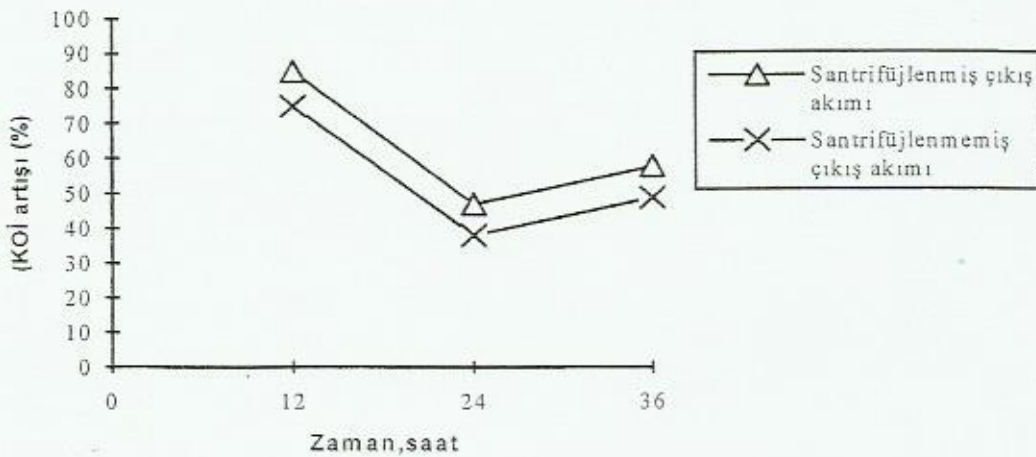
pH 20 °C	4,5
KOİ (mg/L)	71691
BOİ (mg/L)	50163
AKM (mg/L)	4143

Çizelge 8.8. III. Grup deneysel çalışmalarda kireç ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempenin özellikleri

pH 20 °C	7
KOI (mg/L)	8026
BOİ (mg/L)	5380
AKM (mg/L)	405

Çizelge 8.9.III. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar

		Santrifüjlenmemiş çıkış akımı		Santrifüjlenmiş çıkış akımı	
Saat	pH	KOI (mg/L)	% KOİ artışı	KOI (mg/L)	% KOİ artışı
Orjinal	7	8026	-----	8026	-----
12	6,5	14850	85	14051	75
24	5,8	11827	47	11079	38
36	5,2	12696	58	11993	49



Şekil 8.3. Üçüncü grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ artışı yüzdesi grafiği.

8.4. Dördüncü Grup Deneysel Çalışma Sonuçları

Bu grupta yürütülen deneysel çalışmalarda kullanılan aktif çamur örnekleri; İzmit Pakmaya Endüstriyel Atıksu Arıtım tesisinden ve Anadolu Üniversitesi Evsel Atıksu arıtım tesisinden getirilmiştir. Getirilen bu aktif çamur örnekleri karıştırılıp, aktif çamur içindeki mikroorganizma çeşitliliği arttırılmaya çalışılmış ve daha kaliteli bir çamurla çalışmak hedeflenmiştir. Bu gruptaki deneysel çalışmalarda orjinal şlempe örneği distile su ile on kat seyreltilmiş ve seyreltik şlempenin pH'ı NaOH ilavesi ile ayarlanmıştır. Üçüncü gruptaki ve bu gruptaki deneylerde 08.05.1996 tarihinde Eskişehir Alkol Fabrikasından getirilen ve buzdolabında muhafaza edilen şlempe örneği kullanılmıştır. Bu şlempenin özellikleri Çizelge 8.10'da verilmiştir. Çalışmalar esnasında orjinal şlempe 10 kat seyretildiğinden dolayı o tarihte getirilen şlempe örneği daha sonraki çalışmalar için de yeterli olmuştur.

Buradaki deneysel çalışmada kullanılan seyreltik şlempe; 3,5 L orjinal şlempe, 31,5 L distile su ile 35 L olarak hazırlanmış ve pH'ı 8 g NaOH ilavesi ile 7,5'e ayarlanmıştır. Bu seyreltik şlempenin özellikleri Çizelge 8.11'de verilmiştir. Bu grupta yürütülen çalışmalarda pH ölçümü devamlı olarak yapılmış ve pH değeri değiştikçe NaOH ilavesi ile; pH değeri 7-8 aralığında sabit tutulmaya çalışılmıştır. Deneysel çalışmalar esnasında havalandırma tankının sıcaklığı II. ve III. grup deneysel çalışmalarında olduğu gibi 27 ± 2 °C'de sabit tutulmuştur. Bu gruptaki deneylerde diğer parametreler şu değerlerdedir: Şlempe besleme hızı $Q = 0,5$ L/st (bu da kalma süresi $t_A = 13,6$ st; hidrolik yük $Q_B = 1,8$ l/gün demektir), hava akış hızı $Q_h = 68$ L/st ve organik yük $B_V = 13,82$ $\text{kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ 'dir.

Bu gruptaki çalışmada da havalandırma tankına besleme sürekli olarak yapılmıştır. Aktif çamurun, atıksu olan seyreltik şlempeye alışması sağlandıktan ve sistem yatışkın duruma geldikten sonra çıkış akımından örnekler 12'şer saat ara ile alınıp analiz edilmiştir. Bütün deneylerde olduğu gibi çıkış akımından alınan örneklerin bir kısmı santrifüjleme işlemine tabi tutularak analiz edilmiş ve santrifüjlemenin etkisi gözlenmiştir. Çizelge 8.12'de çıkış akımından alınan santrifüjlenmemiş ve santrifüjlenmiş örneklerin analiz sonuçları verilmiştir. Şekil 8.4'de ise bu sonuçların grafiksel gösterimi verilmiştir.

Çizelge 8.10 IV. Grup deneysel çalışmalardaki orjinal şlempe örneğinin özellikleri

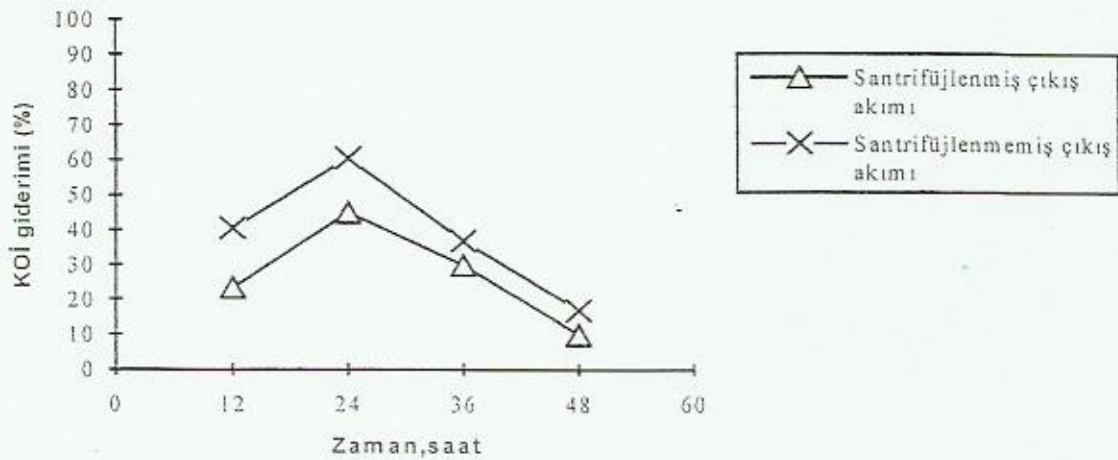
pH 20 °C	4,5
KOİ (mg/L)	72812
BOİ (mg/L)	49853
AKM (mg/L)	4313

Çizelge 8.11. IV. Grup deneysel çalışmalarda NaOH ilavesi ile pH'ı ayarlanan ve on kat seyreltilen şlempenin özellikleri

pH 20 °C	7
KOİ (mg/L)	7833
BOİ (mg/L)	5145
AKM (mg/L)	378

Çizelge 8.12.IV. Grup deneylerden elde edilen sonuçlar

Saat	pH	Santrifüjlenmemiş çıkış akımı		Santrifüjlenmiş çıkış akımı	
		KOİ (mg/L)	% KOİ giderim	KOİ (mg/L)	% KOİ giderim
Orjinal	7,5	7839	-----	7833	-----
12	7,3	6000	23,4	4650	40,6
24	7,3	4292	45	3083	60,6
36	7,2	5500	30	4925	37
48	7,0	7000	10	6500	17



Şekil 8.4. IV. Grup deneysel çalışmaların yürütüldüğü şlempe örneğinin zamana karşı KOİ giderim yüzdesi grafiği

9. SONUÇLARIN TARTIŞILMASI, GENEL SONUÇLAR VE ÖNERİLER

9.1. Birinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması

Eskişehir Alkol Fabrikası atığı olan şlempenin analiz sonuçları Çizelge 8.1’de verilmiştir. Çizelge 8.1’deki veriler incelendiğinde şlempenin KOİ değerinin çok yüksek olduğu; pH değerinin de düşük olduğu görülmektedir. Bu gruptaki deneysel çalışmalara başlamadan önce şlempenin pH değeri kireç ilavesi ile 7’ye ayarlanmıştır. Kireç ilavesi neticesinde şlempe örneği tekrar analiz edilmiş ve Çizelge 8.2’deki değerler bulunmuştur. Çizelge 8.2 incelendiğinde kireç ilavesi neticesinde şlempenin KOİ değerinin bir miktar daha arttığı görülmektedir.

Şlempeye aktif çamur yöntemiyle artım deneyleri yapılmış ve bu deneylerin sonuçları Çizelge 8.3’de verilmiştir. Buradaki sonuçlardan da görüleceği gibi ilk 24 saat sonundaki KOİ giderimi, santrifüjlenmemiş çıkış akımı örneklerinde %63, santrifüjlenmiş çıkış akımı örneklerinde %82’dir. Fakat ikinci 24 saat sonundaki alınan örneklerde KOİ giderim yüzdesinin çok düşük olduğu aynı çizelgede görülmektedir. Burada görülen KOİ giderim yüzdesindeki yaklaşık %50’lik düşme; bizi aktif çamurun aktifliğinin kaybolmaya başladığı sonucuna götürmüş ve deneyler burada kesilmiştir.

Bu gruptaki çalışmada aktif çamurun aktifliğinin bu kadar kısa sürede kaybolması irdelenmiş ve bunun sonucunda $114,4 \text{ kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ değerinde olan organik yükün çok fazla olduğu ayrıca 50 L/st değerinde olan hava akış hızının da düşük olduğu sonucuna varılmıştır. Daha sonraki çalışmalara bu çalışma parametreleri değiştirilerek başlanmıştır.

9.2. İkinci Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması

Bu gruptaki çalışmalara I. gruptan farklı olarak EAF’den getirilen şlempe örneği distile su ile 10 kat seyreltilmiş ve bu seyreltmeden sonra kireç ilavesi ile pH ayarlaması yapılmıştır. Buradaki çalışmada seyreltik şlempenin havalandırma tankına besleme hızı 0,45 L/st ve girişteki KOİ değeri 11212 mg/L’dir. Değiştirilen bu parametreler

neticesinde organik yük $17,5 \text{ kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ değerine düşürülmüştür. Ayrıca buradaki çalışmada çıkış akımından örnekler 12'şer saat ara ile alınmıştır.

Bu gruptaki çalışmalarda elde edilen sonuçlar Çizelge 8.6'da verilmiştir. Çizelge 8.6'ya bakıldığında arıtımın KOİ giderim yüzdesi açısından olumlu olduğu söylenebilir. Burada 36 saat sonundaki arıtım neticesinde sanrifüjlenmemiş çıkış akımında % 48'lik KOİ giderimi, sanrifüjlenmiş çıkış akımında ise % 63'lük KOİ giderimi sağlanmıştır. Bu değerler alınan ilk örneklerdeki KOİ giderim yüzdelerine yakındır.

Bu gruptaki çalışmada diğer çalışmaya göre düşük organik yük ile çalışıldığından dolayı arıtım verimi artmıştır. Buradaki sonuçlarda 65 L/st değerinde olan hava akış hızının olumlu etkisi kaçınılmaz bir gerçektir.

9.3. Üçüncü Grup Deneysel Çalışmaların Sonuçlarının Tartışılması

Bu gruptaki çalışmada arıtılacak olan şlempeye ikinci gruptaki seyreltme ve pH ayarlaması işlemleri aynen yapılmıştır. Deneysel çalışmada arıtımı yapılacak olan şlempenin özellikleri Çizelge 8.8'de verilmiştir. Bu çizelge incelendiğinde arıtıma tabi tutulacak olan şlempenin KOİ değerinin daha öncekilerden düşük olduğu görülebilir.

Buradaki çalışmada organik yük $11,33 \text{ kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ değerine düşürülmüş hava akış hızı ise 70 L/st değerine yükseltilmiştir. İkinci grup deney sonuçlarından bu değerlerin arıtım verimini arttıracakı düşünülmüştür.

Yapılan deneylerden elde edilen sonuçlar Çizelge 8.9'da verilmiştir. Bu çizelge incelendiğinde karşımıza değişik bir sonuç çıkmaktadır. Çalışmalarda KOİ giderimi hedeflendiği halde KOİ artışı olmuştur yani çıkış akımı giriş akımından daha kirlidir. Bu artışın sebebi, bu grup deneysel çalışmalarda kullanılan aktif çamurun arıtım özelliği olmadığı ve çıkış akımına karışarak kirliliği arttırması olarak açıklanabilir. KOİ artışı 36 saat sonunda da devam ettiğinden dolayı deneylere son verilmiş ve aktif çamurun yenilenmesine karar verilmiştir.

9.4. Dördüncü Grup Deneysel Çalışma Sonuçlarının Tartışılması

Bu grupta yürütülen deneysel çalışmalarda kullanılan aktif çamur örnekleri iki değişik biyolojik atıksu arıtım tesisinden getirilerek karıştırılmış ve aktif çamur içindeki mikroorganizmaların çeşitliliği artırılmaya çalışılmıştır. Ayrıca buradaki çalışmada pH ayarlaması NaOH ile yapılmış ve pH değerinin devamlı olarak 7 değerinde tutulması, NaOH ilavesi ile gerçekleştirilmiştir. Daha önceki çalışmalarda pH ölçümü yapıldığı ve bu değer ayarladığımız değer altına düştüğü gözlemlendiği halde pH'a müdahale edilmemiştir. Çalışmaların yürütüldüğü şlempenin özellikleri Çizelge 8.11'de verilmiştir. Buradan da görüleceği gibi NaOH ilavesi de şlempenin KOİ değerini yükseltmiştir.

Deneysel çalışmalar sırasında değiştirilen parametreler bu gruptaki deneylerde şu değerlerdedir: Şlempe besleme hızı 0,5 L/st, hava akış hızı 68 L/st ve organik yük $13,82 \text{ kgm}^{-3}\text{gün}^{-1}$ 'dir. Bu değerler ikinci ve üçüncü grup deneysel çalışmalardaki değerlere yakındır.

Bu çalışmalarda elde edilen sonuçlar Çizelge 8.12'de verilmiştir. Bu sonuçlar irdelendiğinde 12 saat sonundaki arıtımın düşük olduğu ve 48 saat sonra alınan örneğin yüzde KOİ gideriminin daha da düştüğü görülebilir.

9.5. Genel Sonuçlar

Yapılan çalışmalarda yüksek KOİ ve BOİ değerine sahip olan şlempenin çalışmaların yürütüldüğü deney düzeneğinde ve deney şartlarında verimli ve sürekli bir arıtımı yapılamamıştır.

Yapılan deneylerde çalışma süreleri içerisinde bir miktar arıtım sağlanmıştır. Fakat çıkış akımının çok yüksek KOİ değerinde olması engellenememiştir. Arıtıma tabi tutulmuş şlempe örneklerinin bir kısmının sanrifüjlenmesi KOİ giderim yüzdesini arttırmıştır.

Çalışmalarda belli bir süre sonunda besleme tankındaki şlempenin fiziksel ve kimyasal özellikleri değişmiştir. Buradaki bu değişiklikler ve deneysel çalışmamıza etkileri şöyle olmuştur; beslenen şlempe tankta bir anaerob ortam oluşturarak organik

parçalanmaya uğramış ve bunun sonucunda kötü kokuların çıkmasına ve yüzen katı maddelerin oluşmasına neden olmuştur. Bu yüzen katılar besleme hızımız düşük olduğundan dolayı bağlantılarda ve rotametrede tıkanmalara yol açarak besleme hızının sık sık değişmesine neden olmuştur. Buradaki çalışmaların en uzununu olan 48 saatlik çalışma süresi bile normalde kısa bir süredir. Fakat yukarıda anlatılan sebeplerden dolayı besleme hızındaki değişme kontrol edilemediğinden dolayı çalışmalar bu kadar kısa sürelerde kesilmek zorunda kalmıştır. Kimyasal özelliklerdeki değişimde ise pH değeri devamlı şekilde düşerek bizim çalışmamızı etkilemiştir.

Çalışmada şlempenin aktif çamur sistemiyle arıtımı verimli bir şekilde gerçekleştirildikten sonra; ağır metal kirlilikleri içeren atıksuların şlempe ile belli oranlarda karıştırılarak birlikte arıtımı amaçlanmıştır. Fakat deneysel çalışmalarda ilk aşama olan şlempenin aerobik aktif çamur sistemiyle verimli ve sürekli arıtımı gerçekleştirilemediğinden dolayı ikinci aşamada yeralan şlempenin ağır metal kirlilikleri içeren atıksular ile birlikte arıtım deneyleri yapılamamıştır.

9.6. Öneriler

Şlempenin aerobik aktif çamur sistemiyle arıtımında seyreltme oranı artırılarak girişteki KOİ değeri daha da düşürülebilir. Ayrıca daha kaliteli bir aktif çamur temin edilerek aktif çamurdaki mikroorganizmaların; arıtımın yapılacağı atıksuda üreme ve alışma koşulları araştırılıp iyi sonuç veren koşullarda deneylere devam edilebilir. Şlempeye aerobik aktif çamurla arıtım işlemi çok kademeli olarak yapılabilir. Bu da mevcut olan deney düzeneğine ikinci bir havalandırma tankı eklenerek arıtım verimi artırılabilir.

Çalışmalar sırasında şlempede bulunan organik maddeler anaerob koşullarda parçalanmaya daha da yatkın oldukları görülmüştür. Bu nedenle şlempenin anaerobik olarak arıtılması daha iyi neticeler verebilir. Burada da istenilen neticeler alınmassa şlempe, kombine biyolojik arıtıma tabi tutulabilir. Yani şlempe ön arıtımın yapılması için bir anaerob arıtım kademesinden daha sonra kısmen arıtılmış olan şlempe aerob arıtım kademesine gönderilerek arıtımı gerçekleştirilebilir. Burada belirtilen biyolojik arıtım yöntemleri denenerek şlempenin yüksek verimle ve sürekli arıtımı incelenebilir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Ahmad, S. and Mahmoud, T.A., 1982, Wastewater from a sugar refining industry, Water Research, 16, 345 - 355.
- Anonim, 1971: Resmi Gazete, 4 Nisan 1971, Su Ürünleri Kanunu No:1380, Sayı:13779.
- Anonim a, 1984: Resmi Gazete, 13 Mart 1984, Atıksuların Kanalizasyon Şebekesine Deşarj Yönetmeliği, Sayı:18340.
- Anonim b, 1984: Kimya Mühendisliği Odası, Şubat 1984, Sayı: 80.
- Anonim, 1988: Resmi Gazete, 4 Eylül 1988, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Sayı:19919.
- Anonim, 1989: Resmi Gazete, 12 Mart 1989, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Sayı:20106.
- Anonim, 1990:Resmi Gazete, 28 Şubat 1990, Su Kirlenmesi İle İlgili Hükümler, Sayı:20447.
- Anonim a, 1991: Resmi Gazete, 7 Ocak 1991, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Numune Alma ve Analiz Metodları Tebliği, Sayı:20748.
- Anonim b, 1991: Resmi Gazete, 7 Ocak 1991, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Teknik Usuller Tebliği, Sayı:20748.
- Anonim, 1992: Resmi Gazete, 21 Şubat 1992, Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Sirküleri, Sayı:20748.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Baykut, F.; Aydın, A.; Baykut, S.,1987, Çevre Sorunları ve Koruma, İstanbul Üni. Müh.Fak. Yayınları, 419 s.
- Berkem, A. R.; ve Baykut, S., 1980, Fizikokimya, İstanbul Üni. Yayınları, 812 s.
- Bronn, W. K., 1977 Die technologischen Möglichkeiten der Abwasserreinigung oder Ablaufverwertung bei Hafefabriken und Melassebrennereien , s. 409-414.
- Costa Reis, L. G:Sant'Anna, G.l.,1985, Aerobic treatment of concentrated wastewater in a submerged bed reactor, Water Research, 9(11), 1341-45.
- Curi, K.,1989, Biyolojik Arıtım, Atıksu Arıtım Sistemleri, G. Kocasoy (Der.), TMMOB Kimya Mühendisleri Odası İstanbul Şubesi, 224s.
- Daryapurkar, R. A.; Kau, S.N.,1991, Experience with full-scale anaerobic fixed film reactor, J.Envion. Sci. Health, A26(3),317-33.
- Doğan, A.,1988, Atıksulardaki Eser Elementlerin Bitki Büyümesine Etkileri, Topraktaki Davranışları, Seminer, Anadolu Üni. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Müh. Bölümü 22s (yayımlanmamıştır).
- EAF, 1993: Töre, S., 1993, Eskişehir Alkol Fabrikası .
- Ellis, K.V., 1982, Tecniques for the treatment of strong biodegradable industrial wastewater in developing nations, Management of industrial wastewater in developing nations, D. Stuckey and A. Hamza (Eds.), Pergamon Press Ltd, 499p.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Forster, C.F., 1985, Biotechnology and Wastewater Treatment, Cambridge University Press., Cambridge, 376 p.
- Güneri, K.; Uğurlu, A., 1989, Atıksu ve Kanalizasyon, Atıksu Arıtma Tesisleri Proses-İşletme Bakım El Kitabı, İller Bankası Yayınları, TUR/86/01/14.
- Harfuş, N., 1991, Atıksu Arıtma Sistemleri, TMMOB Kimya Mühendisleri Odası, İstanbul Şubesi, 226 s.
- Kaçar, Y., 1995, Eskişehir Alkol Fabrikası Şleşme Arıtım Tesisinin Atığı Olan Kondensatın Aktif Çamur Yöntemi İle Arıtılabilirliği, Yüksek Lisans Tezi, O.Ü. Müh. Mim. Fak. Kimya Müh. Bölümü 118 s. (Yayımlanmamış)
- Karman, E., 1990, Türkiye Kağıt ve Selüloz Sanayii ile Çevre Sorunları, Kağıt Sanayi ve Çevre Paneli, 26 Mart 1990, İstanbul.
- Karpuzcu, M., Çevre Kirlenmesi ve Kontrolü Kubbealtı Neşriyat 28, İstanbul 1994 212s.
- Keskinler, B.; Çakıcı, A.; Yıldız, E., 1994 Çevre Mühendisliği Temel İşlem ve Prosesleri Ders Notları, Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, No:35, Erzurum, 356 s.
- Kirk-Othmer, 1984, Encyclopedia of Chemical Technology, John Wiley and Sons, A Wiley-Interscience Publication, vol.24.
- Kocasoy, G., 1989, Kirlenici Parametrelerin Özellikleri, Atıksu Arıtma Sistemleri, G. Kocasoy (Der.), TMMOB Kimya Mühendisleri Odası İstanbul Şubesi, 224 s.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Köhler, R., Anaerobes Abbau von Hefe Fabrikabwasser Wasser luft und betrieb 17 (1973) Nr. 10, s. 11
- Ljubisavljevic, D., 1991, Wastewater Treatment International Course on Water Resources Engineering, June 17 September 13, 1991, Belgrade, 60 p.
- Machado, M.M., Sant'Anna, G.L., 1987, Study of the acidogenic phase of the anaerobic fermentation of stillage from distilleries, Biotechnology Letters, 9(7), 517-22.
- Masters, G.M., 1991, Introduction to Environmental Engineering and Science, Prentice Hall, New Jersey, 241-52.
- Metcalf and Eddy, Inc., 1991, Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse, B.J. Clark and J.M. Morriss (Eds.), Third Edition, Mc Graw Hill Publishing Company Ltd., Singapore, 1337 p.
- Muslu, Y., 1985, Su Temini ve Çevre Sağlığı, Cilt:3, İTÜ Kütüphanesi Sayı:1314, Gümüşsuyu, İstanbul, 792 s.
- Özbelge, T., 1992, Atıksu Fiziksel Arıtım Yöntemleri, Endüstriyel Atıksu Arıtım, A. Tanyolaç ve S.S. Çelebi (Derl.), TMMOB Kimya Mühendisleri Odası Ankara Şubesi, 327 s
- Özdemir, Y., 1990, Bir Kağıt Fabrikası Endüstriyel Atıksuyunun Arıtılabilirliğinin Deneyisel Olarak İncelenmesi Doktora Tezi, A.Ü. Müh. Mim. Fak. Kimya Müh. Bölümü, 107 s (yayımlanmamış).

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Öztürk, İ., 1993, Türkiye’de Endüstriyel Atıksularda Havasız Arıtma Tatbikatları Türk Devletleri Arasında 2. İlmi İşbirliği Konferansı, Almaata-Kazakistan, 218 s.
- Peavy, S.H., Rove, D.R. and Tchobanoglous, G., 1986, Environmental Engineering, Mc Graw Hill Book Company, 700 p.
- Pekin, B., 1983, Biyokimya Mühendisliği (Biyoteknoloji), Ege Üni. Kimya Fak. Yayınları, Cilt 2, 409 s.
- Racault, Y., 1990, Treatment of distillery wastewater using an anaerobic downflow stationary fixed film reactor: performance of a large plant in operation for four years, Water Science and Technology, 22(1/2), 361-72.
- Rudolfs, W., 1967, Pis Su Tasfiyesinin Prensipleri, (Çev. Y. Muslu), İTÜ Kütüphanesi Sayı:692, 141 s.
- Sales, D.; Valcarcel, M. J.; Martnes-Ossa, E.; Peres, L., 1987, A depurative process for wine distilleries wastes, Process Biochemistry, 22(2), 64-66.
- Samsunlu, A., 1987, Kullanılmış Suların Arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi MM/ÇEV-87 EY 106.
- Sanchez Riera, F.; Cordoba, P.; Sineris, F., 1985, Use of the UASB reactor for the anaerobic treatment of stillage from sugar cane molasses, Biotechnology and Bioengineering, 27(12), 1710-16.
- Satterfield, C.N; 1980, Heterogeneous Catalysis in Practice, Mc Graw Hill Book Company Ltd., USA, 416 p.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Selek, A., 1988, Eskişehir Evsel ve Endüstriyel Atıksularının Aktif Çamur Yöntemiyle Birlikte Arıtılabilirliği, Doktora Tezi, A.Ü. Müh. Mim. Fak. Kimya Müh. Bölümü 172 s (yayımlanmamış).
- Shreve, R.N.; Bring, J.A., 1985, Kimyasal Proses Endüstrileri (Çev. A.İ. Çataltaş), İnkılap ve Aka Basımevi cilt 2 564 s.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1985, 16th Edition, APHA, AWWA, WPCF, American Public, Health Asociation, Washington D.C, 1268 p.
- Şengül, F.; Müezzinoğlu, A.; Samsunlu, A., 1982, Çevre Mühendisliği Kimyası, Ege Üniversitesi İnşaat Fakültesi Ders Notları, No: 39 267 s.
- Şengül, F., 1991, Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi Müh. Mim. Fak. Yayınları, No:42, İzmir, 476 s.
- Taygun, N., Ülkü, G., Işık, H., 1977, TÜBİTAK 6. Bilim Kongresi Çevre Araştırma Grubu Tebliğleri Ankara 387 s.
- Taygun, N., 1978, Şeker Dergisi Sayı 109.
- Tchobanoglous, G., 1979, Wastewater Engineering: Treatment Disposal, and Reuse, Second Edition, Tata-McGraw Hill, Delhi 920 p.
- Topacık, D., 1987, Atıksu Arıtım Tesisleri İşletmesi İlker Bankası Yayınları, No:42
- Töre, S., 1993, Eskişehir Alkol Fabrikası Yayınları.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Töre, S., 1994, Eskişehir Alkol Fabrikası Yayınları.

Tübitak Bülteni, 1985, Yüksek Organik Madde İçerikli Endüstriyel Atıksuların Arıtılması, Biyogaz ve Gübre Üretimi, Cilt:2 Sayı:6, Tübitak Matbaası, Ankara 18 s.

Tünay, O., 1976, Kullanılmış Suların Arıtılmasında Biyolojik Yöntemler, Kimya Mühendisliği Dergisi Ekim Sayısı, 28-34

Uslu, O., 1989, Atıksu Arıtımında Biyolojik ve Mekanik Yöntemler, T.C.Sanayi ve Ticaret Bakanlığı Sınai Eğitim ve Geliştirme Merkezi Genel Müdürlüğü Ankara 6,7.

Winkler, M. A., 1981, Biological Treatment of Wastewater Ellis-Horwood Publishers, John Wiley and Sons Ltd., 301 p.

Yurteri, C.; Yetiş, Ü.; Atımtay, A.; Gökçay, F.C., 1992, İleri Atıksu Arıtım Yöntemleri, Endüstriyel Atıksu Arıtımı, A. Tanyolaç ve S.S. Çelebi (Derl.), TMMOB Kimya Mühendisleri Odası Ankara Şubesi, 327 s.

Zhao, Y., Qui, Rongchu, 1991, Winery Water Treatment Using a High Load Upflow Anaerobic Sludge Blanket, Shuichuli Jishu, 112-17.