

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KENTSEL ATIKSULARIN ÖĞÜTÜLMÜŞ MUTFAK ATIKLARI İLE
BİRLİKTE ARITIMI VE YENİLENEBİLİR ENERJİ KAZANIMI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Fatih YILMAZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

AĞUSTOS 2012

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KENTSEL ATIKSULARIN ÖĞÜTÜLMÜŞ MUTFAK ATIKLARI İLE
BİRLİKTE ARITIMI VE YENİLENEBİLİR ENERJİ KAZANIMI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Fatih YILMAZ
(501091744)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK

AĞUSTOS 2012

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501091744 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Fatih YILMAZ, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı **“KENTSEL ATIKSULARIN ÖĞÜTÜLMÜŞ MUTFAK ATIKLARI İLE BİRLİKTE ARITIMI VE YENİLENEBİLİR ENERJİ KAZANIMI”** başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Barış ÇALLI**

Marmara Üniversitesi

Yrd. Doç. Dr. Mahmut ALTINBAŞ

Boğaziçi Üniversitesi

Teslim Tarihi : **03 Mayıs 2012**

Savunma Tarihi : **09 Ağustos 2012**

ÖNSÖZ

Bu yüksek lisans tez çalışmasının konu tespitinden tamamlanmasına kadar geçen sürede bilgi ve deneyimleri ile bana yön veren danışmanım Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Fikirleriyle tezin olgunlaşmasında yardımcı olan hocam Yrd. Doç. Mahmut ALTINBAŞ'a teşekkür ederim.

Arıtma sisteminin kurulmasında yardımcı olan Prof. Dr. İsmail KOYUNCU'ya ve deneysel aşamalarda katkıda bulunan yüksek lisans öğrencileri Nalan ÖZTÜRK ve Nazlı LERMİOĞLU'na teşekkür ederim.

Benimle fikirlerini, zamanını ve emeğini paylaşan arkadaşlarım Ar. Gör. İlker AKMIRZA, Ar. Gör. Emel TOPUZ, Ar. Gör. Dr. Zeynep Çetecioglu, Ar. Gör. Borte KÖSE ve Ar. Gör. Çisem ECER'e sonsuz teşekkür ederim.

Tezimin her aşamasında sabırları ve desteklerinden dolayı annem Necatiye YILMAZ ve babam Necati YILMAZ'a teşekkürü bir borç bilirim. Ayrıca varlığıyla ve desteğiyle her daim yanımda olan güç kaynağım Aysel HASANOĞLU'na en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ağustos 2012

Fatih YILMAZ
(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ	v
İÇİNDEKİLER	vii
KISALTMALAR	ix
ÇİZELGE LİSTESİ	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY	xvii
1. GİRİŞ	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2 Tezin Amacı ve Kapsamı	2
2. ANAEROBİK ARITMA	5
2.1 Anaerobik Arıtmanın Temeli	5
2.1.1 Hidroliz	5
2.1.2 Asit üretimi	5
2.1.3 Asetat üretimi / Hidrojenotrofik metanojenezis	6
2.1.4 Metan üretimi	6
2.1.5 Organik katı atıkların anaerobik çürütülmesinde kullanılan reaktör tipleri	7
2.1.5.1 Tek kademeli sistemler	8
2.1.5.2 Çift kademeli sistemler	8
2.1.5.3 Kesikli sistemler	10
2.2 Kentsel Atıksuların Anaerobik Arıtımı	13
2.3 Birlikte Arıtım Kavramı	15
2.4 Kentsel Atıksuların Mutfak Atıkları İle Birlikte Arıtımı	16
3. MEMBRAN TEKNOLOJİSİ	21
3.1 Atıksu Arıtma Teknolojilerinde Kullanılan Membranlar	22
3.2 Atıksu Arıtımında Kullanılan Membran Prosesleri	23
3.3 Membran Tipleri	24
3.3.1 Mikrofiltrasyon	25
3.3.2 Ultrafiltrasyon	25
3.3.3 Nanofiltrasyon	26
3.3.4 Ters osmoz	26
3.4 Membran Konfigürasyonu	27
3.4.1 İçi boşluklu tubular modül modül	27
3.4.2 Spiral sargılı modül	28
3.4.3 Tubular modül	29
3.4.4 Tabaka&Çerçeve	30
3.5 Membran Filtrasyonu	31
3.5.1 Ölü uç akış filtrasyon	32
3.5.2 Çapraz akış filtrasyon	32
3.6 Konsantrasyon Polarizasyonu ve Tıkanma	33
4. KATI ATIK YÖNETİMİ	35

4.1 Türkiye'de Katı Atık Yönetimi	35
4.2 Kentsel Katı Atıkların Bileşimi	37
4.2.1 Organik katı atık karakterizasyonu	38
4.2.1.1 Kaynağında ayırma (İkili Toplama) ile elde edilen organik katı atıklar (KA-OKA)	38
4.3 Atık Karakterizasyonu	38
4.4 Gelişmiş Ülkelerde Katı Atık Özellikleri	39
5. MATERYAL VE METODLAR	43
5.1 Mutfak Atıklarının Toplanması ve Karakterizasyonu	43
5.2 Kentsel Atıksu	43
5.3 Basıncı Membran Sisteminde Gerçekleştirilen Arıtılabilirlik Çalışmaları	44
5.3.1 Membran sisteminin tanıtımı	44
5.3.2 Membran sistemin işletilmesi	48
5.3.3 Deneysel sistematik	49
5.4 Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları	49
5.5 Analiz Yöntemleri	53
6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI	55
6.1 Basıncı Membran Sisteminde Gerçekleştirilen Arıtılabilirlik Çalışmaları	56
6.1.1 %3'lük mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	56
6.1.1.1 KOİ giderimi	56
6.1.1.2 Akı değerleri	56
6.1.1.3 Partikül boyut dağılımı	58
6.1.1.4 Anyon ve katyonlar	58
6.1.2 %5'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	59
6.1.2.1 KOİ giderimi	59
6.1.2.2 Akı değerleri	60
6.1.2.3 Partikül boyut dağılımı	62
6.1.2.4 Anyon ve katyonlar	62
6.1.3 %7'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	64
6.1.3.1 KOİ giderimi	64
6.1.3.2 Akı değerleri	64
6.1.3.3 Partikül boyut dağılımı	66
6.1.3.4 Anyon ve katyonlar	66
6.2 Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları	68
6.2.1 %3'lük mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	68
6.2.2 %5'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	70
6.2.3 %7'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları	72
7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	75
EKLER	81
KAYNAKLAR	83
ÖZGEÇMİŞ	87

KISALTMALAR

KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TKN	: Toplam Khejdahl Azotu
TP	: Toplam Fosfor
MF	: Mikrofiltrasyon
UF	: Ultrafiltrasyon
NF	: Nanofiltrasyon
TO	: Ters Osmoz
KKA	: Kentsel Katı Atık
KA-OKA	: Kaynağında Ayrılmış Organik Katı Atıklar
TKM	: Toplam Katı Madde
UKM	: Uçucu Katı Madde
TUKM	: Toplam Uçucu Katı Madde
MBR	: Membran Biyo Reaktör
UYA	: Uçucu Yağ Asidi
BMP	: Biyometan Potansiyeli

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılmasında kullanılan proseslerin karşılaştırılması.	11
Çizelge 2.2 : Kentsel atıksuların karakterizasyonu.....	14
Çizelge 2.3 : İstanbul atıksu karakterizasyonu.	15
Çizelge 3.1 : Membranların sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması.	23
Çizelge 3.2 : Membran tipleri ve özellikleri.....	24
Çizelge 3.3 : Membran modül konfigürasyonu için prosesle ilgili karakteristiklerin karşılaştırılması.....	31
Çizelge 4.1 : Türkiye'de başlıca büyük şehirler için evsel katı atık bileşimi.....	37
Çizelge 4.2 : Farklı çalışmalarda kaynağında ayırma ile elde edilen organik katı atığın karakteristiği.	38
Çizelge 4.3 : İstanbul katı atık karakterizasyonu.....	40
Çizelge 5.1 : Çalışmalarda kullanılan kentsel atıksu özellikleri.....	44
Çizelge 5.2 : Deneylerde kullanılan UF membranların özellikleri.....	47
Çizelge 5.3 : Deneylerde kullanılan NF membranların özellikleri.....	48
Çizelge 5.4 Basınçlı membran sisteminde yapılan çalışmalar.....	49
Çizelge 5.5 : Anaerobik ortam çözeltisinin içeriği.	52
Çizelge 5.6 : Atıksulardaki karakterizasyon ve biyolojik arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında ölçülen parametreler, ölçüm yöntemleri ve kullanılan cihazlar.....	53
Çizelge 6.1 : Mutfak atığının karakterizasyonu.....	55
Çizelge 6.2 : %3'lük atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.	56
Çizelge 6.3 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri.....	58
Çizelge 6.4 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.....	59
Çizelge 6.5 : İleri arıtma çalışmasına ait anyon değerleri.	59
Çizelge 6.6 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.	59
Çizelge 6.7 : %5'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.	60
Çizelge 6.8 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri.....	63
Çizelge 6.9 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.....	63
Çizelge 6.10 : İleri arıtma çalışmalarına ait katyon değerleri.....	63
Çizelge 6.11 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.	63
Çizelge 6.12 : %7'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.	64
Çizelge 6.13 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri.....	66
Çizelge 6.14 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.....	67
Çizelge 6.15 : İleri arıtma çalışmalarına ait katyon değerleri.....	67
Çizelge 6.16 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.	67
Çizelge 6.17 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.	68

Çizelge 6.18 : %3'lük atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları. .	68
Çizelge 6.19 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği.....	70
Çizelge 6.20 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.	70
Çizelge 6.21 : %5'lik atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları. ..	71
Çizelge 6.22 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği.....	72
Çizelge 6.23 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.	72
Çizelge 6.24 : %7'lik atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları. ..	73
Çizelge 6.25 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği.....	74
Çizelge 8.1 : Sulama suyunun kimyasal kalitesinin değerlendirilmesi için geliştirilmiş tablo	81

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 : Kompleks maddelerin biyoreaksiyon adımları.	7
Şekil 3.1 : Membran prosesleri ve geçirdiği maddeler.	24
Şekil 3.2 : Ters osmoz prosesinde membran içi madde akışı.	27
Şekil 3.3 : İçi boşluklu tubular modül.	28
Şekil 3.4 : Spiral sargılı modül.	29
Şekil 3.5 : Tubular modül.	30
Şekil 3.6 : Tabaka&Çerçeve.	30
Şekil 3.7 : Ölü uç akış ve çapraz akış filtrasyon mekanizmaları.	32
Şekil 5.1 : Yapılan çalışmalara ait akım şeması.	44
Şekil 5.2 : Laboratuvar ölçekli basınçlı membran sisteminin genel görünümü.	45
Şekil 5.3 : Basınçlı membran sistemine ait akım şeması.	46
Şekil 5.4 : Kullanılan membranın boyutu.	48
Şekil 5.5 : Anaerobik biyometan reaktörleri.	51
Şekil 6.1 : UF membranına ait akı değerleri.	57
Şekil 6.2 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.	57
Şekil 6.3 : %3'lük atıksu karışımının ait partikül boyut dağılımı.	58
Şekil 6.4 : UF membranına ait akı değerleri.	61
Şekil 6.5 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.	61
Şekil 6.6 : %5'lik atıksu karışımının ait partikül boyut dağılımı.	62
Şekil 6.7 : UF membranına ait akı değerleri.	65
Şekil 6.8 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.	65
Şekil 6.9 : Atıksuya ait partikül boyut dağılımı.	66
Şekil 6.10 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.	69
Şekil 6.11 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.	71
Şekil 6.12 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.	73
Şekil 7.1 : Önerilen arıtma tesisine ait akım şeması.	79

KENTSEL ATIKSULARIN ÖĞÜTÜLMÜŞ MUTFAK ATIKLARI İLE BİRLİKTE ARITIMI VE YENİLENEBİLİR ENERJİ KAZANIMI

ÖZET

Bu çalışmanın amacı, kentsel atıksular ile öğütülmüş mutfak atıklarının birlikte arıtımının, arıtılabilirliğe olan etkisini incelemek ve yenilenebilir enerji kazanımı sağlanarak sürdürülebilir bir atık yönetimi sisteminin oluşturulmasıdır. Bu kapsamda evlerde oluşan mutfak atıklarının tezgahaltı mutfak öğütücülerinde öğütülerek kentsel atıksu toplama sistemine katılması öngörülmektedir. Birlikte arıtım ile sistemin arıtma performansının iyileştirilmesi ve enerji eldesi hedeflenmiştir. Çalışmada yeterli çıkış suyu kalitesini sağlamak amacıyla membran filtrasyon sisteminde fiziksel arıtma gerçekleştirilmiştir. Enerji kazanımının sağlanması amacıyla ise mezofilik şartlar altında anaerobik arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada kullanılan kentsel atıksu İSKİ Baltalimanı Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilmiştir. Mutfak atıkları ise kaynağında ayrı toplanmıştır.

İlk etapta mutfak atıklarının oluşum miktarı ve karakterizasyonu incelenmiştir. Türkiye'deki aile yapısını temsil etmesi amacıyla 4 kişiden oluşan hanelerden belirli periyotlarda mutfak atıkları kaynağında ayrı olarak toplanmış ve kişi başı atık oluşumu belirlenmiştir. Karakterizasyon çalışmaları kapsamında, KOİ, TKN, TKM, UAKM, TP parametreleri incelenmiştir. Elde edilen veriler doğrultusunda deneysel sistematik oluşturularak deneysel çalışmalar yürütülmüştür.

Kentsel atıksu toplama sistemine katılacak olan mutfak atığından kaynaklanacak ilave yüklerin arıtılabilirlik çalışmalarına etkisinin belirlenmesi amacıyla 3 farklı atıksu karışımında çalışılmıştır. Mutfak atıklarının kentsel atıksu toplama sistemine verilmesi halinde, hacimce %3'lük bir artış olacağı öngörülmektedir. Ancak Türkiye'deki tüketim alışkanlıkları ve kişi başı oluşan katı atık miktarı göz önüne alındığında bu değer %3'ün üzerinde olacağı düşünülmektedir. Bu nedenle sırasıyla hacimce %3, %5 ve %7 mutfak atığı içerecek şekilde 3 farklı karışımda çalışılmıştır. Her karışım için biyometan potansiyeli testi yapılarak enerji kazanımları araştırılmıştır.

Deney düzeneği olarak çökeltme tankı, membran filtrasyonu, ve anaerobik reaktörler kullanılmıştır.

Atıksu ilk olarak çökeltme tankına gönderilerek, burada atıksu arıtma tesisi çöktürme tanklarında olduğu gibi, 1,5 saatlik süreyle çökeltme işlemine tabi tutulmuştur. Çökeltme işlemi sonucunda atıksu karışımı içerisindeki partiküler maddeler çökeltmekle birlikte alt faz oluşturmuştur. Partiküler maddelerden büyük oranda arındırılmış olan üst faz atıksu akımı membran filtrasyon ünitesine alınmıştır. Tankın dibine çöken karışımdaki partiküler maddeler ise anaerobik reaktörlerde substrat kaynağı olarak kullanılmıştır.

Membran filtrasyon sisteminde arıtılabilirlik çalışmaları ön arıtma ve ileri arıtma olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Ön arıtma çalışmalarında 1 bar işletme basıncında UC 010T UF membranı kullanılmıştır. Ultrafiltrasyon sonrası elde edilen süzüntü ileri arıtma gönderilmiştir. İleri arıtma çalışmalarında NF90 nanofiltrasyon membranı kullanılmıştır. Uygun akı değerinin belirlenebilmesi amacıyla 3 farklı işletme basıncında arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. İleri arıtma çalışmaları 6, 9 ve 12 bar işletme basıncında gerçekleştirilmiştir. Sistemin işletilmesi esnasında eş zamanlı olarak pH, sıcaklık, iletkenlik ve akı değerleri ölçülmüştür.

Anaerobik reaktörler tankları ısıtmak üzere ve ekstra enerji maliyetinden kaçınmak için mezofilik şartlar altında işletilmiştir. Her atıksu karışımı için substrat miktarı 1000 mg/L de sabit tutularak 4 farklı (0,5-1-1,5-3) aşı/substrat oranında biyometan potansiyeli araştırılmıştır.

Basıncılı membran sisteminde gerçekleştirilen ön arıtma çalışmalarında elde edilen çıkış KOİ değerleri, atıksu içerisindeki partiküler madde oranının artmasına paralel olarak azalma göstermiştir. Atıksu karışımlarının partiküler madde boyut analizleri incelendiğinde atıksu içerisindeki mutfak atığı oranının çökeltme işleminde etkili olduğu görülmüştür. Mutfak atığının oranı arttıkça üst fazda kalan partiküllerin boyut dağılımı da artış göstermiştir. Bu durum neticesinde %7'lik atıksu karışımında nanofiltrasyon membran ile gerçekleştirilen çalışmalarda en düşük akı değeri bulunmuştur. Basıncılı membran sisteminde gerçekleştirilen çalışmalarda en yüksek akı değeri 12 bar işletme basıncında elde edilmiştir.

Biyometan potansiyeli testinin sonuçları incelendiğinde %3'lük ve %7'lik atıksu karışımları ile yapılan çalışmalarda inhibisyon etkisi saptanmıştır. Diğer yandan %5'lik atıksu karışımı ile elde edilen sonuçlar metanojenik yol izinde herhangi bir inhibisyonun gerçekleşmediği fakat 0,5, 1 ve 1,5 I/S oranları için substrat inhibisyonunun gerçekleştiği tespit edilmiştir. I/S=3 oranında çalışıldığında ise sisteme beslenen substratın sorunsuz olarak biyometana dönüşümünün sağlandığı gözlenmiştir.

Membran sistemi ile çökeltme işlemi sonrasında elde edilen üst faz akımının sulama suyu standartlarını sağlayacak düzeyde arıtımının sağlandığı belirlenmiştir. AAT Teknik Usuller Tebliği Tablo E7.2'ye göre tuzluluk parametresine bakıldığında arıtımı sağlanan atıksu I. Sınıf sulama suyu olarak nitelendirilmektedir. Nanofiltrasyon sonrasında tuzluluk haricindeki maddeler %99 oranlarında giderildiğinden çıkış suyunun sulamada kullanılmasının bir mahsuru yoktur. Mevcut lojistik koşulların var olması durumunda arıtılan atıksuyun bahçe ve tarla sulamasında kullanılması düşünülebilir. Bir diğer alternatif olarak ise yakında var olan bir alıcı ortama deşarjı da söz konusu olabilir.

Bundan sonraki enerji kazanımı çalışmalarında %5'lik atıksu karışımında I/S oranının arttırılarak çalışmaların tekrarlanması önerilmektedir.

Mutfak atıklarının kentsel atıksu sistemine verilmesinin arıtılabilirlik açısından herhangi bir problem teşkil etmediği görülmüştür. Çalışmanın enerji kazanımına yönelik kısımları daha kapsamlı bir şekilde araştırılmalıdır. Kentsel atıksuların mutfak atıkları ile birlikte arıtımı ile düzenli depolama sahalarına gönderilen atık miktarının azaltılması ve arıtma maliyetlerinin düşürülmesi mümkün gözükmektedir.

TREATMENT OF MUNICIPAL WASTEWATER MIXED WITH GRINDED KITCHEN WASTE AND RECOVERY OF RENEWABLE ENERGY

SUMMARY

The aim of this study is to investigate the effect of mixing municipal wastewater with grinded kitchen wastes on the treatability and provide a sustainable treatment system with the recovery of renewable energy. In this scope, it is expected to include kitchen waste sourced from houses in municipal wastewater collection systems by grinding in the under-counter kitchen grinders. It is aimed to enhance the performance of the treatment system and recovery of the energy by using co-treatment of kitchen wastes and municipal wastewater. Physical treatment was applied to the supernatant of the mixed waste water by membrane filtration system to provide permeate quality. Precipitate of the mixed waste water was treated by using mesophilic anaerobic treatment to recover energy.

Wastewater used in this study were obtained from İSKİ Baltalimanı Wastewater Treatment Plant. Kitchen waste were collected at their source separately.

First of all, amount of kitchen waste was determined and it was characterized. Kitchen wastes were collected separately at their sources periodically by four-people family who represents Turkish family characteristics and amount of kitchen waste per capita were determined. Several parameters such as COD, TKN, TP, TS, VSS, anions and cations were analyzed to determine the chemical properties of kitchen waste. A systematic experimental approach was developed depending on data obtained from characterization experiments.

The municipal wastewater and grinded kitchen waste were mixed by using three different ratios to evaluate the effects of load of kitchen waste mixed to municipal wastewater collection system. It is expected that mixing of kitchen waste to municipal wastewater collection system will lead to 3% increase in total volume. However, this ratio will be higher than %3 for Turkey, when the consumption habits in Turkey and the amount of solid waste generated per capita were taken into consideration. Therefore, three different mixing ratio (3%, 5% and 7% kitchen waste in volume) were used for mixing kitchen waste with the municipal wastewater. Energy recovery were investigated by applying biomethane potential test to each wastewater mix.

Experimental system includes a settling tank, membrane filtration and anaerobic reactors.

Firstly, wastewater was sent to settling tank and precipitated for 1.5 hours in precipitation tank as it was applied in real wastewater treatment plants. Particulate matters in the mixture of wastewater composed settled phase by settling at the end of the settling process. The supernatant of the precipitation unit that was separated from particulate matters mostly, was transferred to membrane filtration system. Particulate

matters in the wastewater mixture settled at the bottom of the tank were used as a source of substrate for anaerobic reactors.

Treatability studies conducted by using membrane filtration system consisted of a sequential treatment which are wastewater pre-treatment and further purification membranes, respectively. For pre-treatment studies, UC 010T UF membrane was used at 1 bar operation pressure. Permeate of the ultrafiltration process was sent to further purification. NF90 nanofiltration was used for further purification. Three different operation pressure were used for treatability studies in order to determine optimum flux value. Further purification studies were conducted at 6, 9 and 12 bar operation pressure. pH, temperature, conductivity and flux were measured simultaneously during the operation of the system.

Anaerobic reactors were operated under mesophilic conditions due to peak values in biomethane production and extra energy costs. Substrate concentration were fixed as 1000 mg/L for each wastewater mixing ratio and biomethane potential were investigated for different (0,5-1-1,5-3) seed ratio.

COD values obtained from the pre-treatment studies of the effluent of pressurized membrane systems were decreased depending on the increase in the concentration of particulate matter in the wastewater. Investigation of particulate matter size distribution in the wastewater showed that kitchen waste ratio in the wastewater affects settling process significantly. Size distribution of particulate matters in the supernatant increased when the kitchen waste ratio increased. As a result, the smallest flux values of nanofiltration membrane studies were obtained for the studies conducted with the 7% mixing ratio of wastewater. Studies conducted with pressurized membrane systems led to the highest flux values for 12 bar operation pressure.

According to the results of the biomethane potential test, inhibition were observed for the studies 3% and 7% wastewater ratio used. However, 5% mixing ratio did not cause inhibition for methanogenic pathway, substrate inhibition were detected for the I/S ratios of 0.5, 1 and 1.5, respectively. When I/S ratio was increased to 3, substrate fed to the system were converted to biomethane successfully.

Supernatant obtained at the end of the settling process were treated by using membrane systems and it sustains the irrigation water standards. According to the conductivity values stated at Wastewater Treatment Plant Technical Art Notification (Table E7.2 Table used for the evaluation of chemical quality of irrigation water), effluent of membrane filtration systems can be classified as I class irrigation water. As the parameters were treated with efficiency higher than 99% at the end of the nanofiltration process, effluent water can be used as irrigation water. Effluent wastewater can be used for the irrigation of gardens and fields when the necessary logistic conditions were provided for the irrigation. As another alternative, effluent wastewater can be discharged to the nearest receiving water body.

It is suggested to repeat energy recovery studies by increasing I/S ratio for %5 wastewater mixing ratio.

Mixing the kitchen wastes with municipal wastewater systems cause no problem in terms of treatability of the mixture. Energy recovery must be investigated deeply. The amount of municipal solid waste sent to landfills and the treatment costs will decrease with the mixing kitchen wastes with municipal solid waste for the treatment.

In conclusion, an integrated wastewater treatment system has been proposed for the treatment of wastewater mix and recover energy by anaerobic process.

1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Son yıllarda, katı atık yönetimi çevre mühendisliği alanında en çok gelişim gösteren ve üzerine yoğunlaşılacak konulardan biri haline gelmiştir. Gelişmiş ülkelerin çoğu için düzenli depolama pek çok sebepten dolayı tercih edilebilirliğini yitirmiştir. Var olan alanların ekonomik olarak değerlendirilmesi, standartlara uyan alanların bulunamaması, depo sahalarında oluşan gaz emisyonlarının kontrolü ve sızıntı sularının arıtımındaki zorluklar nedeniyle düzenli depolama sürdürülebilir bir atık yönetim metodu olmaktan çıkmaktadır. Düzenli depolama yerine, sürdürülebilirlik açısından daha uygun alternatif yöntemler (kompostlaştırma, anaerobik çürütme, yakma v.b.) giderek yaygınlaşmaktadır. Organik katı atıkların anaerobik şartlar altında biyolojik olarak arıtılması sayesinde atığın organik madde içeriği azaltılmakta, besin maddeleri geri kazanılmakta, elde edilen son ürün toprak şartlandırıcı olarak kullanılmakta ve üretilen biyogaz da enerji kaynağı olarak değerlendirilmektedir. Bilindiği üzere Avrupa Birliği Katı Atık Düzenli Depolama Yönergesi uyarınca AB üyesi ve aday ülkelerde, 1995 yılı ülke toplam organik katı atık miktarları baz alınarak, katı atık düzenli depolama alanlarında bertaraf edilecek biyolojik olarak ayrışabilir organik katı atık miktarlarının 2010, 2013 ve 2020 yıllarına kadar sırasıyla %25, %50 ve %65 oranında azaltılması öngörülmektedir. Türkiye de Avrupa Birliği ile müzakere aşamasında olduğundan dolayı, belirlenen kotaları sağlamakla yükümlüdür. Ülkemizde neredeyse tamamı düzenli depolamaya gönderilen evsel organik atıkların, değerlendirilerek, düzenli depolamaya gönderilmesinin önüne geçilmesi, istenen kotaların sağlanması açısından oldukça önemlidir.

Evsel organik atıkların değerlendirilmesi amacıyla anaerobik şartlar altında metan üretiminin sağlanması, ekonomik kazanç söz konusu olduğundan en uygun seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır. Ancak evsel atıkların verimli bir şekilde tek bir tesiste toplanmasının sağlanması bir çok problemi de beraberinde getirmektedir. Toplumun eğitilmesi, atıkları toplayacak araçların sağlanması gibi sorunlar söz konusudur. Bu

aşamada evsel organik atıkların günümüzde giderek kullanımı yaygınlaşan mutfak tezgahaltı öğütücülerinde, öğütülerek kentsel atıksu sistemine verilmesi uygun bir seçenek olarak görülmektedir. Evsel organik atıkların evsel atıksuların arıtımını iyileştireceği ve anaerobik şartlar altında metan gazı üretim verimliliğini arttıracakı düşünölmektedir.

Anaerobik arıtımın var olan mevcut atıksu debisini karşılaması için gerekli olacak tesislerin fazlalığı ve yatırım maliyetleri düşünöldüğünde membran sistemleri ile birlikte bir arıtmanın uygulanmasının gerekliliğı görölmektedir. Membran sistemin hem arıtma verimini hem de metan üretimini iyileştireceğı düşünölmektedir.

Ayrıca Türkiye de dahil birçok öлке organik atıklardan biyometan üretimini teşvik etmek amacıyla, biyogazdan üretilen elektriğın birim fiyatını yüksek tutmakta ve yatırım hibesi sağlamaktadır. Bu kapsamda evsel organik atıkların, kentsel atıksu sistemine verilerek anaerobik olarak arıtılması cazip bir seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır.

1.2 Tezin Amacı ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı evlerde oluşan mutfak atıklarının, tezgahaltı mutfak öğütücülerinde öğütölerek, kentsel atıksu sistemine verilmesinin sisteme etkilerinin belirlenmesi ve arıtılabilirlik çalışmalarının gerçekleştirilmesidir. Bu kapsamda konutlardan mutfak atıkları kaynağında ayrı olarak toplanmıştır. Evsel atıksu olarak ise Baltalimanı Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nin kaba ızgara çıkış akımından gelen atıksu kullanılmıştır. Mutfak atıklarının sisteme getireceğı yükü belirlemek amacıyla karakterizasyon deneyleri yapılmıştır. Mutfak atıkları tezgahaltı mutfak öğütücüsünden geçirildikten sonra evsel atıksu ile karışımı sağlanarak arıtma çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Mutfak atığı hacmen %3, %5 ve %7 olacak şekilde 3 farklı konsantrasyonda evsel atıksu ile karıştırılmıştır. Arıtma çalışmaları, atıksu iki ayrı akıma ayrılarak gerçekleştirilmiştir. Hazırlanan atıksuya ilk olarak çöktürme işlemi uygulanmıştır. Çöktürme işleminden sonra oluşan üst faz membran sistemine gönderilerek, ultrafiltrasyon (UF) ve nanofiltrasyon (NF) membranlarında arıtma tabi tutulmuştur. Çöktürme işlemi sonrasında elde edilen alt fazın ise anaerobik arıtılabilirliği incelenmiştir. Anaerobik çalışmaların gerçekleştirilmesi amacıyla mezofilik sıcaklıkta işletilen reaktörler kurulmuştur. Reaktörlerde 3 farklı konsantrasyondaki karışımların biyometan potansiyelleri ölçölerek, mutfak

atıklarının farklı oranlarda kentsel atıksu sistemine dahil olmasının anaerobik arıtılabilirliğe ve biyogaz üretimine olan etkileri incelenmiştir.

2. ANAEROBİK ARITMA

Anaerobik çürütme, organik maddelerin havasız ortamda ayrışması esnasında gerçekleşen çok adımlı biyokimyasal reaksiyonlardan oluşan biyolojik bir prostedir. Bu prosesin ilk adımında polisakkarit, karbonhidrat, protein, lipid gibi polimerik yapıdaki kompleks organik maddeler hücre dışı enzimler tarafından daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek şekildeki çözünebilir ürünlere dönüştürülmektedir. Nispeten basit ve çözünebilir yapıdaki bu bileşikler fermentasyon veya anaerobik oksidasyonla kısa zincirli yağ asitleri, alkoller, karbondioksit, hidrojen ve amonyağa dönüştürülmektedir. Asetat dışındaki kısa zincirli yağ asitleri ise asetate, hidrojen ve karbondioksite dönüştürülmektedir. Prosesin son safhasında asetatin parçalanması veya H₂ ile CO₂'nin sentezi yoluyla CH₄ üretimi gerçekleştirilmektedir (Ubay, 1993).

2.1 Anaerobik Arıtmanın Temeli

Havasız arıtma proseslerinde kompleks organik bileşiklerin metan gazına dönüştürülmesinde çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma grupları yer almaktadır. Bu kompleks organiklerin havasız ayrıştırılması hidroliz, asit üretimi, asetate üretimi ve metan üretimi olmak üzere dört aşamada gerçekleşmektedir.

2.1.1 Hidroliz

Birinci aşama olan hidroliz kademesinde, katı veya çözülmüş halde olan yağ, polisakkarit, protein ve nükleik asit gibi kompleks organik maddeler daha basit yapıya dönüştürülür. Hidroliz hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır. Yağ, selüloz ve lignin gibi hidroliz hızı yavaş olan maddeler içeren atıksuların havasız arıtımında hidroliz kademesi hız sınırlayıcıdır.

2.1.2 Asit üretimi

Asit üretimi olan ikinci kademe ise asetojenik bakteriler birinci kademe hidroliz ürünlerini asetik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalerik asit gibi ikiden daha fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürürler. Kararlı şartlarda yağ asitleri konsantrasyonu

oldukça düşük seviyelerdedir (100-300 mgHAc/l) (Öztürk, 1999). Kararlı olmayan şartlarda örneğin havasız reaktörün devreye alınması aşamasında uçucu asit konsantrasyonu 1000-1500 mg HAc/l'ye ulaşabilir.

2.1.3 Asetat üretimi / Hidrojenotrofik metanojenesis

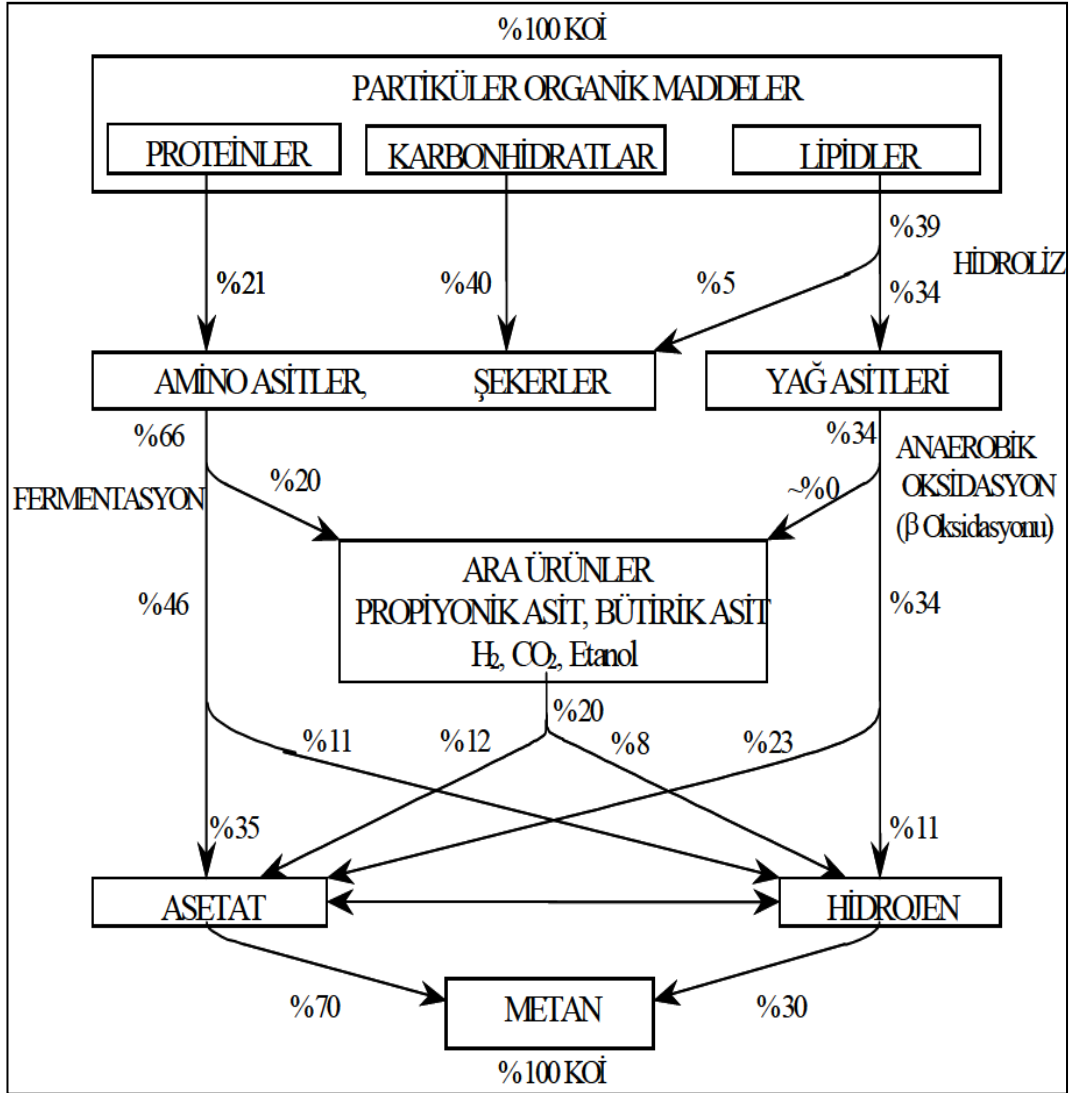
Uzun zincirli yağ asitleri (LCFA) ve uçucu yağ asitleri asetik asit üreten (asetojen) bakteriler tarafından asetat, CO₂ ve H₂'ye dönüştürülür. Uçucu yağ asitleri ve uzun zincirli yağ asitleri bu reaksiyonlarda elektron verici olarak görev yaparlar. Bu reaksiyonların elektron alıcısı hidrojenidir. Reaksiyonların termodinamik olarak ürünler yönünde ilerleyebilmesi için ortamdaki hidrojen konsantrasyonunun düşük olması gerekmektedir. Hidrojen kullanarak metan üreten bakteriler ise H₂'yi elektron verici, CO₂'yi de elektron alıcı olarak kullanarak ortamdaki hidrojen konsantrasyonunu kontrol ederler. Bu nedenle asetat üretimi ve hidrojen kullanarak metan üretimi prosesleri birbirleriyle yakın ilişki içerisindedir. Termodinamik sebeplerden dolayı asetik asit bakterileri sadece H₂ kullanan mikroorganizmalar ile birlikte yaşarlar. Asetik asit bakterileri aynı zamanda H₂ üreten asetojenik bakteriler olarak da bilinmektedir.

2.1.4 Metan üretimi

Dördüncü aşama olan metan üretimi kademesinde de diğer iki kademe de oluşan ürünler metan üreten bakterilerce metan gazına dönüştürülür (Şekil 2.1). Metan üretimi yavaş bir süreç olup havasız arıtmada hız sınırlayıcı safhadır. Metan, asetik asidin parçalanması ve/veya H₂ ile CO₂'in sentezi sonucu üretilir. Oluşan metanın yaklaşık %30'u H₂ ve CO₂'den, %70'i ise asetik asidin parçalanmasından oluşmaktadır. Hidrojenden metan oluşumu, hidrojenin elektron vericisi ve karbondioksidin elektron alıcısı olarak kullanılması ile gerçekleşmektedir. Asetattan metan oluşumu ise, fermantasyon reaksiyonları sonucu asetatin metil grubundan metanın, karboksil grubundan da karbondioksidin oluşması ile gerçekleşmektedir. Bu kompleks ve birbirlerine etki eden prokaryotik organizmalar literatürde temel olarak asit bakterileri ve metanojenler olarak tanımlanmaktadır.

Kompleks organiklerin metan gazına dönüştürülmesi esnasında proseslerde organik asit ve hidrojen oluşum hızı metan oluşum hızına göre daha hızlıdır. Bunun sebebi, ilk aşamada gerçekleşen fermantasyon reaksiyonlarında oluşan serbest enerjinin metan oluşumundakinden daha fazla olmasıdır. Bu nedenle, metanojenlerin çoğalma

hızları düşüktür ve proste hız kısıtlayıcıdır. Ancak, hidrolizi zor olan kompleks yapıdaki organikleri içeren atıksu veya çamurun ayrıştırılmasında hidroliz aşaması hız kısıtlayıcı aşama olmaktadır (Rittmann ve McCarty, 2001).



Şekil 2.1 : Kompleks maddelerin biyoreaksiyon adımları (Alvarez, 2003).

2.1.5 Organik katı atıkların anaerobik çürütülmesinde kullanılan reaktör tipleri

Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtıldığı tesisler, birçok prosesin birleşiminden oluşmaktadır. Organik atıktan elde edilebilecek ürünlerin miktar ve kalitesini, genellikle atığın bileşimi ve yapısı belirlese de, anaerobik reaktörün tasarımı da ürünlerin miktar ve kalitesini etkileyen önemli faktörlerden biridir. Anaerobik reaktör tasarımı, organik atığa uygulanması gereken ön ve son arıtma ihtiyaçlarını da belirlemektedir. Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtıldıkları reaktörler uygulanan kademe sayısına (tek ve çift kademeli sistemler), sıcaklıklarına (mezofilik ve termofilik sistemler) göre sınıflandırılmaktadırlar (Öztürk, 2007).

2.1.5.1 Tek kademeli sistemler

Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılması, ardı ardına gerçekleşen ve birbirlerini tamamlayan biyokimyasal reaksiyonlar ile sağlanmaktadır. Biyokimyasal reaksiyonlar kabaca, birinci adımda (hidroliz, çözülme ve asitleştirme) ve ikinci adımda (asetat, hidrojen ve karbondioksit'in metana dönüştürülmesi) gerçekleşenler olmak üzere ikiye ayrılabilirler. Tek kademeli sistemlerde, tüm biyokimyasal reaksiyonlar eş zamanlı olarak tek bir reaktörün içerisinde gerçekleşmektedirler (Mata-Alvarez, 2003). Organik katı atıkların ve biyo atıkların anaerobik olarak arıtılması amacıyla Avrupa'da kurulmuş bulunan tesislerin yaklaşık olarak %90'ı tek kademeli sistemlerden oluşmaktadır (De Baere, 1999). Tek kademeli sistemler işletme koşullarına göre "Islak tek kademeli sistemler" ve "Kuru tek kademeli sistemler" olmak üzere ikiye ayrılmaktadırlar.

Tek kademeli ıslak sistemler, atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurların anaerobik stabilizasyonunda yıllardır kullanılan arıtma teknolojisine olan benzerliğinden dolayı cazip gelmektedir. Organik katı atıkların kıvamı, tam karışımli bir reaktörde arıtılabilmeleri için yoğunlaştırılmış çamur kıvamına getirilmelidir. Bu amaçla, organik katı atıklar tesiste oluşan proses suyunun tekrar geri devrettirilmesi yada temiz su ilavesi ile katı madde içeriği %15'in altında olacak şekilde seyreltilmektedir. Bu alandaki ilk gerçek ölçekli tesis, Finlandiya'nın Waasa şehrinde 1989 yılında kurulmuştur (Mata-Alvarez, 2003).

Tek kademeli kuru sistemlerde organik katı atıklar çürütülürken reaktör içerisindeki katı madde içeriği %20-40 arasında değişmektedir. Dolayısıyla, %50'den fazla katı madde içeriği olan substratlar dışında seyreltme suyuna ihtiyaç duyulmamaktadır. Atığın yüksek katı madde içeriği gibi fiziksel karakteristiklerinin farklı olması nedeniyle işleme şekli, uygulanacak ön arıtma ve karıştırma adımları tek kademeli ıslak sistemlerde uygulanan şeklinden farklı olmaktadır (Mata-Alvarez, 2003).

2.1.5.2 Çift kademeli sistemler

Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılması, ardı ardına gerçekleşen ve birbirlerini tamamlayan biyokimyasal reaksiyonlar ile sağlanmaktadır. İki ve daha fazla kademeli sistemlerde organik katı atıktan biyogaz elde edilene kadar gerçekleşen tüm biyokimyasal reaksiyonlar aynı optimum çevresel şartlar altında gerçekleşmek zorunda değildir. Bu reaksiyonların, ayrı olarak farklı kademelerde

yada reaktörlerde optimize edilmesi ile toplam reaksiyon hızı ve biyogaz dönüşüm oranı arttırılabilmektedir (Ghosh ve diğ., 1999). Tipik olarak çift kademeli sistemlerin kullanımında, selülozun hidrolizinin hız sınırlayıcı adım olduğu birinci kademede çözülme ve asitleştirme reaksiyonları, yavaş mikrobiyal büyümenin hız kısıtlayıcı adım olduğu ikinci kademede ise asetojenesis ve metanojenesis reaksiyonları gerçekleşmektedir (Liu ve Ghosh, 1997). Çift kademeli sistemler işletme şekline göre “Çift kademeli geri devirsiz sistemler” ve “çift kademeli geri devirli sistemler” olmak üzere ikiye ayrılmaktadırlar.

Özellikle laboratuvar araştırmalarında kullanılan en basit iki kademeli sistem tasarımı tam karışımli iki reaktörün birbiri ardına seri bağlanması ile oluşturulmaktadır (Pavan ve diğ., 1999). Her bir reaktörün teknik özelliği daha önceki kısımlarda bahsedilen “Tek kademeli ıslak sistemler” dekine benzemektedir. Birinci reaktöre beslenecek olan atıklar öğütülmekte ve içeriğindeki katı madde miktarı %10 olacak şekilde proses suyu ilavesi ile seyreltilmektedir.

İkinci kademede reaksiyon hızlarının artması, şok yüklemelere ya da inhibe edici bileşiklere karşı sistemin direnç kazanabilmesi için yavaş büyüyen metan üreten mikroorganizmaların yüksek hücre yoğunluğuna ulaştırılması amaçlanmıştır. Bu hedefe ulaşmak için iki basit yöntem vardır (Mata-Alvarez, 2003). Birinci yöntem ikinci kademede çamur yaşının hidroliz bekletme süresinden daha büyük olmasını sağlamak suretiyle, metanojenlerin konsantrasyonunun arttırılması ile birlikte metan üreten reaktörün katı madde içeriğinin de arttırılmasıdır. Bu işlem, kullanılacak temas reaktörüne içsel bir çöktürme entegre edilerek ya da reaktörün çıkış akımının membran filtreden geçirilmesiyle tutulacak konsantre çamurun reaktöre geri devrettirilmesi ile sağlanabilmektedir. Sisteme geri devrettirilecek çamurun aktif biyokütleyi temsil edebilmesi için bileşiminin %5-15’inden daha fazlasının inorganik katı maddelerden oluşmaması gerekmektedir. Bu nedenle bu tasarım şekli sadece hızlı hidroliz olabilen mutfak ve market atıkları için efektif olabilmektedir (Madokoro ve diğ., 1999). İkinci yöntemde ise ikinci kademede biyofilm oluşumuna imkan verecek destek maddesi kullanılarak, metanojenlerin konsantrasyonunun arttırılması ile birlikte yüksek çamur yoğunluklarına ve çamur yaşlarına ulaşılabilir. Bu tasarımın en önemli kısıdı, ikinci kademeye beslenmesi gereken atığın askıda katı madde içeriğinin az olması gerekliliğidir. Bu nedenle,

birinci kademedede uygulanan hidroliz adımımdan sonra atıkta bulunan fazla askıda katı maddeler uzaklaştırılmaktadır (Mata-Alvarez, 2003).

2.1.5.3 Kesikli sistemler

Kesikli sistemlerde çürütücüler aşılı ilaveli ya da ilavesiz olarak katı madde içeriği %30-40 olan taze organik katı atıkla bir kez doldurulmakta ve tüm çürütme adımlarının ardı ardına “kuru” şartlarda gerçekleşmesi sağlanmaktadır. Kesikli sistemler, katı atık düzenli depolama alanlarına benzer şekilde çalışmalarına rağmen iki temel nedenden dolayı 50-100 kat daha fazla biyogaz üretebilme potansiyeline sahiptirler. Bunlardan ilki, süzüntü suyu sürekli olarak reaktörün üzerine devrettirilerek aşının, besi maddelerinin ve asitlerin yayılmasıyla birlikte organik katı atıkta çözüme arttırılmakta ve kısmi karışımlarda sağlanmaktadır. İkincisi ise, kesikli sistemler katı atık düzenli depolama alanlarına göre daha yüksek sıcaklıklarda çalıştırılmaktadır.

Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılmasında kullanılan proseslerin karşılaştırılması Çizelge 2.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 2.1 : Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılmasında kullanılan proseslerin karşılaştırılması (Öztürk, 2007).

Reaktör	Kriter	Üstünlükler	Kısıtlar
Tek Kademeli Islak Tip	Teknik	<ul style="list-style-type: none"> • Klasik çamur çürütme prosesine benzer (%8-15 KM) 	<ul style="list-style-type: none"> • Kısa devreler • Yüzen ve çöken fazlar • Mekanik ekipmanda aşınma • Komple ön arıtma ihtiyacı • Reaktör muhtevası tam karışımli olduğundan şok yüklere karşı hassasiyet • Atılan inert ve plastikler nedeniyle uçucu madde kaybı • Düşük organik yükleme ($\approx 35 \text{ kg UKM/m}^3 \cdot \text{gün}$) • Fazla su tüketimi ($\approx 1 \text{ m}^3$ musluk suyu/ton katı atık) • Susuzlaştırma ekipmanı gerekmektedir • Oluşan atıksuyun arıtılması gerekmektedir • Büyük reaktör hacimleri • Komplike ön arıtma ihtiyacı • Büyük hacimleri ısıtmak için gereken yüksek enerji ihtiyacı
	Biyolojik	<ul style="list-style-type: none"> • İnhibitörler eklenen temiz su ile seyreltilirler 	
	Ekonomik ve Çevresel	<ul style="list-style-type: none"> • Atığı iletmede kullanılan ekipmanlar ucuzdur 	
Tek Kademeli Kuru Tip	Teknik	<ul style="list-style-type: none"> • Reaktörün içerisinde hareketli parça yoktur • İnert ve plastiklerin ayrılmasına gerek yoktur • Kısa devre oluşmaz 	<ul style="list-style-type: none"> • Islak atıklar ($\text{KM} < \%20$) tek başlarına arıtılamazlar • İnhibitörleri temiz suyla seyreltme imkanı yoktur • Daha dayanıklı ve daha pahalı atık iletme malzemeleri
	Biyolojik	<ul style="list-style-type: none"> • Önarıtımda UKM kaybı daha azdır • Yüksek organik yükleme hızı ($\approx 10-15 \text{ kg UKM/m}^3 \cdot \text{gün}$) • İnhibitörler reaktör içerisine daha az yayılırlar 	
	Ekonomik ve Çevresel	<ul style="list-style-type: none"> • Daha ucuz önarıtma • Daha küçük reaktörler • Tam hijyenizasyon • Çok az su kullanımı • Daha az ısıtma ihtiyacı 	

Çizelge 2.1 (devam) : Organik katı atıkların anaerobik olarak arıtılmasında kullanılan proseslerin karşılaştırılması.

Reaktör	Kriter	Üstünlükler	Kısıtlar
İki Kademeli	Teknik	<ul style="list-style-type: none"> • Değişik tasarımların yapılabilmesine uygunluk 	<ul style="list-style-type: none"> • Karmaşık proses • İşletme zorlukları
	Biyolojik	<ul style="list-style-type: none"> • Selüloz içeriği az olan kolay ayrışan (mutfak atıkları) atıklar için çok uygundur • C/N<20 olan atıkların arıtımı için en uygun tasarım • Kolay hidrolize olabilen substratlar için kararlı proses verimi • Organik yüklemdeki değişimlerden daha az etkilenir • Çamur yaşı düşük sistemlerde organik yükleme ≈ 68 kg UKM/m³.gün • Çamur yaşı yüksek sistemlerde organik yükleme $\approx 10-15$ kg UKM/m³.gün 	<ul style="list-style-type: none"> • Katı kısım metan reaktörüne gönderilmediğinde düşük metan üretimi
	Ekonomik ve Çevresel Teknik	<ul style="list-style-type: none"> • Son üründe (kompost) daha az ağır metal içeriği (katı kısım metan reaktörüne beslenmediğinde) • Basit tasarım • Düşük teknoloji • Safsızlıklardan etkilenmez 	<ul style="list-style-type: none"> • Daha yüksek ilk yatırım ve işletme maliyeti
DoldurBoşalt	Biyolojik	<ul style="list-style-type: none"> • Çok sayıda reaktör kullanıldığından oldukça güvenilir bir procestir 	<ul style="list-style-type: none"> • Tıkanma problemleri • Boşluk arttırıcı madde gereksinimi • Reaktörler boşaltılırken patlama riski • Kanallanmalar nedeniyle düşük biyogaz verimi • Düşük organik yükleme ≈ 35 kg UKM/m³.gün
	Ekonomik ve Çevresel	<ul style="list-style-type: none"> • Düşük ilk yatırım maliyeti, gelişmekte olan ülkeler için uygun • Düşük su tüketimi 	<ul style="list-style-type: none"> • Geniş alan ihtiyacı

2.2 Kentsel Atıksuların Anaerobik Arıtımı

Tuvaletlerden kaynaklanan atıksu ile mutfak ve banyolardan kaynaklanan atıksuyun karışımı kentsel atıksu olarak adlandırılır. Kentsel atıksuların arıtımı amacıyla geliştirilen yeni teknolojilerin amacı maksimum sağlık koruması, minimum emisyon çıkışı olmalıdır. Anaerobik prosesler de son zamanlarda çevrenin korunmasında giderek daha fazla kullanım alanı bulmaktadır. Anaerobik çürütme prosesi enerji, azot, fosfor geri kazanımına ve suyun tekrar kullanımına olanak sağlamaktadır (Leitao ve diğ., 2006; Verstraete ve diğ., 2009). Kentsel atıksuların zayıf karakterde olmasından dolayı üretilen biyogaz miktarı sistemi ısıtmada yetersiz kalmaktadır. Bu sebeple kentsel atıksu arıtımında ortam koşullarında işletilen anaerobik sistemler tercih edilmektedir (Rittmann ve McCarty, 2000).

Evsel atıksuların yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile arıtımında %70 civarında toplam KOİ giderim verimine ulaşılmaktadır. Yapılan çalışmalar mezofilik ve termofilik sıcaklık değerlerinde olmasına rağmen son yıllarda çeşitli sıcaklık koşullarında gerçekleştirilen çalışmalarda, uygun proses tasarımı seçildiğinde, anaerobik arıtmada sıcaklığın kısıtlayıcı faktör olmadığı gösterilmektedir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık koşullarına alıştırılması ile reaktörün sıcak ve soğuk sıcaklık koşullarında işletilebileceği belirtilmektedir. Özellikle evsel atıksuların deşarj sıcaklığı 35°C'nin altında olmasından dolayı düşük sıcaklıklarda (10-20°C) anaerobik arıtma ısıtmaya gerek duyulmayacağı için daha uygun alternatif olmaktadır. Böylece, ılık ve soğuk iklim koşullarına sahip ülkelerde evsel atıksuların anaerobik arıtımı ilgi çekici bir alternatif olmaktadır.

Evsel atıksu kompozisyonları zaman ve yer farklılıklarından dolayı önemli derecede değişmektedir. Akış, konsantrasyon ve kompozisyon değiştiği zaman, anaerobik arıtma verimi oldukça azalmaktadır (Elmitwalli, 2000). Organik madde konsantrasyonu birkaç saat içerisinde 2-10 kat çeşitlilik göstermekte ve debi, populasyon büyüklüğüne ve atıksu tipine bağlı olarak değişmektedir. Yağmur suyu ile evsel atıksuların birleşik kanal sistemi ile toplanması sonucunda oluşan atıksu karakterizasyonu büyük değişimler göstermektedir (Lens ve diğ., 2001). Askıda katı madde (AKM) evsel atıksuyun önemli KOİ fraksiyonlarını temsil etmektedir ve bu yüzden çamur yatağında çökme ve filtrasyon gerçekleştiği için yüksek AKM giderimi, yüksek toplam KOİ giderimine neden olmaktadır. Çamur yatağı içerisinde

tutulma (entrapment), emilme (sorpsiyon) ve süzülme mekanizmaları filtrasyon sırasında görülen üç mekanizmadır ve giriş konsantrasyonu, sıcaklık, reaktör yüksekliği, hidrolik bekleme süresi, yukarı akış hızı, partikül büyüklüğü ve yoğunluğu AKM giderimini etkileyen temel etkenlerdir. Evsel atıksudaki organik maddenin yaklaşık %70-80'i AKM'yi ve %20-30'u koloidal partikülü temsil etmektedir (Elmitwalli, 2000). Değişik karakterdeki kentsel atıksular kirlilik yüklerine göre sınıflandırılmış olarak Çizelge 2.2'de yer almaktadır. Çizelge incelendiğinde kentsel atıksuların zayıf, orta ve kuvvetli atıksular olarak üçe ayrıldığı görülmektedir. Yağmur suyu ve atıksu şebekesinin birleşik olarak tasarlandığı bölgelerde atıksular yağmur suyu ile seyrelerek zayıf karakterizasyonlu sular sınıfında yer almaktadır.

Çizelge 2.2 : Kentsel atıksuların karakterizasyonu (Metcalf & Eddy,2004).

Kirlilik	Birimi	Atıksu Karakteri		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam Katılar	mg/L	390	720	1230
Toplam Çözünmüş Katılar	mg/L	270	500	860
Sabit	mg/L	160	300	520
Uçucu	mg/L	110	200	340
Toplam Askıda Katı	mg/L	120	210	400
Sabit	mg/L	25	50	85
Uçucu	mg/L	95	160	315
Çökebilir katılar	mg/L	5	10	20
BOİ ₅ (20°C)	mg/L	110	190	350
Toplam Organik Karbon	mg/L	80	140	260
KOİ	mg/L	250	430	800
Azot	mg/L	20	40	70
Organik	mg/L	8	15	25
Amonyak	mg/L	12	25	45
Nitrit	mg/L	0	0	0
Nitrat	mg/L	0	0	0
Fosfor	mg/L	4	7	12
Organik	mg/L	1	2	4
İnorganik	mg/L	3	5	8
Klorür	mg/L	30	50	90

Çizelge 2.2 (devam) : Kentsel atıksuların karakterizasyonu (Metcalf & Eddy,2004).

Kirlilik	Birimi	Atıksu Karakteri		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Sülfat	mg/L	20	30	50
Yağ ve Gres	mg/L	50	90	100
Uçucu Organikler	mg/L	< 100	100 - 400	> 400
Toplam Koliform	adet/100 mL	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ¹⁰
Fekal Koliform	adet/100 mL	10 ³ -10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁸

Çizelge 2.3'te İstanbul, Paşaköy ve Tuzla atıksu arıtma tesislerine ait giriş atıksuyu parametreleri yer almaktadır. Çizelge 2.2 ile karşılaştırıldığında İstanbul'da atıksular zayıf atıksular sınıfına girmektedir.

Çizelge 2.3 : İstanbul atıksu karakterizasyonu (İnsel,2009).

Parametre	Birim	Tuzla	Paşaköy
KOİ	mg/L	975	450
BOİ	mg/L	480	240
BOİ/KOİ	mg/L	0,49	0,53
UYA	mg/L	115	20
AKM	mg/L	1100	240
UAKM	mg/L	520	165
TKN	mg/L	79	50
NH4	mg/L	47	41
TP	mg/L	16	6

Evsel atıksuların yukarı akışlı çamur yataklı reaktör ile arıtımında debi, kirlilik yükü, sülfat (SO_4^{-2}), askıda katılar ve sıcaklık gibi faktörler arıtım verimini etkilemektedir. Atıksuların anaerobik arıtımında sıcaklık; bakterilerin yavaş büyümesi, düşük metanojenik aktivite, yavaş hidroliz ve yüksek asetat konsantrasyonlarında inhibisyon etkisine neden olmaktadır.

2.3 Birlikte Arıtım Kavramı

Birlikte arıtım en az iki farklı atık türünün karışımının arıtımının gerçekleştirilmesi olarak tanımlanmaktadır. Çeşitli atık tiplerinin karışımının, hem anaerobik çürütme

prosesi hem de arıtma ekonomisi açısından pozitif etkileri vardır. Anaerobik çürütme prosesinde birlikte arıtımın faydaları;

- Metan verimini arttırması
- Sistemin denge durumunu sağlaması
- Ortaya yeni bir atık türü çıkarması ve bu atık türünün nütrient bakımından zengin olması nedeniyle daha başarılı bir arıtma performansı sağlaması

olarak sıralanabilir. Birlikte arıtımın arıtma ekonomisi açısından faydaları ise şöyledir:

- Farklı atık akımlarının tek bir arıtma tesisinde toplanmasının getireceği ekonomik yararlar.
- Daha büyük kapasitedeki merkezi arıtma tesisleriyle arıtılabilecek atık miktarının artmasının getireceği yararlar (Mata-Alvarez, 2003).
- Anaerobik çürütme sonucu elde edilecek enerji üretimi.

2.4 Kentsel Atıksuların Mutfak Atıkları İle Birlikte Arıtımı

Kentsel atıksular ile mutfak atıklarının birlikte arıtımını sağlamak için öncelikle mutfak atığının sisteme getireceği yükün ve etkilerin belirlenmesi gerekmektedir. Mutfak atığının kompozisyonunun ve karakterizasyonunun bilinmesi seçilecek olan arıtma stratejisinin belirlenmesi açısından büyük önem arz etmektedir. Mutfak atığının karakterizasyonu bir çok etkene bağlı olarak değişim göstermektedir. Toplanan atığın kalitesi toplama sistemine bağlı olarak değişmektedir. Atıkların toplandığı torbaların seçimi (plastik, kağıt), gruplandırma kriterleri (hangi atıkların organik atıklara dahil edileceği), halkın bilgilendirilmesi, toplama sıklığı ve insanların sisteme yaklaşımı da atık kalitesini etkileyebilmektedir. İnsanların sosyal konumlarının çeşitliliği, gelir düzeyleri ve çevre bilincine sahip olmaları atık kompozisyonunu etkileyen diğer faktörlerdir. Mevsimsel yemek alışkanlıklarının değişmesi ile toplanan atığın kompozisyonu yıl boyunca değişim göstermektedir (Hansen ve diğ, 2006).

Kentsel atıksuların düşük KOİ konsantrasyonlarından dolayı havasız arıtımı tercih edilmemektedir. Özellikle düşük nüfuslu bölgelerde enerji kazanımı az olduğundan maliyeti oldukça yüksektir. Bu aşamada enerji verimliliğinin ve

sürdürülebilir kentsel atıksu arıtımının sağlanabilmesi için, mutfak atıkları ve yüksek biyometan potansiyeline sahip kentsel katı atıkların tamamen entegrasyonu bir alternatif olarak karşımıza çıkmaktadır. Kentsel atıksuların mutfak atığı gibi kolay ayrışabilen bir atık türüyle birlikte arıtımı sürdürülebilir çevre yaklaşımı açısından oldukça önemlidir. Bunun yanında, kentsel bölgelerdeki düzenli depolamaya uygun alanların çevresel, sosyal ve politik nedenlerden dolayı oldukça kısıtlı sayıda olması bir çok şehir için çözülemez bir problem haline almıştır. Bu sebeple atık minimizasyonunu ve geri kazanımını içeren atık yönetimi stratejileri oluşturmak bir gereklilik haline gelmiştir.

Yemek öğütücülerinin kullanımı kaynağında atık azaltımına bir alternatif olarak düşünülmelidir. Yemek öğütücüleri doğrudan mutfak lavabosuna altına monte edilen ve kanalizasyon borularına bağlı sistemlerdir. Mutfak öğütücüleri et parçaları, sebzeler, meyve artıkları, küçük kemikler gibi biyobozunur organik maddelerin öğütülmesi için tasarlanmıştır (Nilsson ve diğ, 1990).

Yemek öğütücüleri ilk olarak 1930'lerde Amerika'da kullanılmaya başlanmıştır. Standart bir birim olarak Amerika'daki evlerin yaklaşık olarak yarısında kullanılmıştır (Macnair, 2000). Öğütücülerin bu kara yaygın kullanımı bazı endişeleri de beraberinde getirmiştir. New York şehri eski kanalizasyon sisteminin gelecek olan ekstra atıksu yükünü kaldıramayacağını düşünerek öğütücülerin kullanımını yasaklamıştır. Ancak var olan depolama sahalarının ömrünün tamamlaması ile birlikte atıkların bertarafı yeniden gündeme gelmiştir. 1995 yılında pilot bir proje başlatılarak öğütücülerin kanalizasyon sistemine etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. 1997 yılında öğütücülerin kullanımına ilişkin yasak kaldırılmış ve rezidanslarda kullanımı yasallaştırılmıştır (Dunham, 2001). Bugün öğütücüler herhangi bir yasal kısıtlama olmadan yaklaşık olarak 50 ülkede kullanılmaktadır (Marashlian ve El-Fadel, 2004).

Yemek öğütücülerinin yemek atıklarının katı atık akımından ayrımını sağlayarak, katı atık yönetiminin maliyetini azaltmaktadır. Diğer yandan öğütücülerin ekstra enerji ihtiyacı, kullanımı sırasında partiküler maddelerin kanalizasyona geçmesini sağlaması bakımından gerekli su miktarı gibi konular öğütücülerin kullanımının yaygınlaşmasını engelleyen faktörlerdir. Kanalizasyona ve arıtma tesislerine gelecek olan atıksu içerisindeki ilave askıda katıların ve organik maddelerin etkileri de araştırılması gereken konulardır. Bu konuda bir çok çalışma gerçekleştirilmiştir.

Öğütücüde kullanılan ekstra su tüketiminin ortalama olarak 4,3 l/kişi gün olduğu ve evlerin toplam ihtiyacının %2,2'sini temsil ettiği belirtilmektedir (Wainberg ve diğ., 2000). Bir başka çalışmada ise mutfak atıklarının kanalizasyon sistemine verilmesi halinde toplam atıksu debisinde, hacimce %3'lük bir artış olacağı öngörülmektedir (Shpiner, 1997).

Buna ek olarak, öğütücünün kullanımı için gerekli olan elektrik ihtiyacı ve sebep olduğu kirlilik göz ardı edilebilecek düzeydedir. New York şehrinde 21 ay boyunca sürdürülen bir çalışmada, öğütücünün günde 2-3 kez toplamda ise 0,6 dakika boyunca çalıştığı tahmin edilmektedir. Endüstrideki üst limit olan 2 dk/gün kullanım süresi için bir hesap yapıldığında 0,5 hp gücündeki bir motor ile öğütücü 75 W gücündeki bir ampulün 10 dakikada tükettiğinden daha az bir enerji tüketmektedir (The Plumbing Foundation of NY, 2001).

Diğer yandan yemek öğütücülerinin kullanımının, atıksu sistemindeki askıda katıların ve organik maddelerin miktarında önemli bir değişime neden olması beklenmektedir. İsviçre'de yapılan pilot ölçekli bir çalışmada öğütücülerin kullanımının ardından kanalizasyon sistemindeki BOİ ve AKM yükünün %50, azot yükünün %12 oranında arttığı, fosforun ise gözardı edilebilecek bir artış gösterdiği belirtilmektedir.

Beyrut'ta yapılan bir çalışmaya göre, yemek öğütücülerin var olan atık yönetimi sistemine entegrasyonu ile bertarafı sağlanacak katı atık miktarı %12-43 arasında azalma gösterecektir. Piyasanın etkisiyle bu oran %25-75 arasında değişim gösterebilir. Mutfak atıklarının öğütülmesi için gerekli olan su ihtiyacının toplam atıksu debisine olan artış önemsiz seviyededir. Diğer yandan atıksuyun BOİ yükü %17-62 AKM yükü ise %1,9-7,1 arasında artış göstermektedir. Çeşitli bertaraf senaryoları için öğütücülerin katı atık ve atıksu yönetimine dahil edilmesinin net ekonomik faydası %7,2-44 arasında değişim göstermektedir. Arıtma çamurundaki artış ve çevreye olan potansiyel etkisi yerleşimin özelliklerine göre değişmektedir. Bu nedenle bölgeye özel stratejilerin uygulanması gerekmektedir (Marashlian ve El-Fadel, 2004).

Kentsel organik atıklar %70'e varan oldukça yüksek su muhtevasına sahip olduğundan öğütme seçeneği ile düzenli depolama alanlarına gönderilen geri kalan atık fraksiyonunun su muhtevası da azalabilmektedir. Katı atık içerisindeki su

muhtevasının azalmasının bir sonucu olarak, atığın kalorifik değeri yükselir ve yakma ile ısı kazanımı prosesinin ekonomik karlılığı da artabilmektedir. Ek olarak düzenli depolama sahalarına gönderilen kentsel organik atık miktarındaki azalma, atığın depolanmasını, bertarafını ve sınıflandırılmasını kolaylaştırmaktadır. Düzenli depolama sahalarındaki sızıntı suyu oluşumu da, kentsel organik atıklardan kaynaklanan yüksek su muhtevasının azalmasına paralel olarak, azalma gösterecektir. Sızıntı suyu oluşumu depolama sahalarındaki en önemli sorunlardan biridir. İçeriğindeki yüksek kirlilik sebebiyle, arıtımı oldukça zor olmaktadır.

Diğer bir yaygın olarak kullanılan atık minimizasyonu ve geri kazanımı metodu ise anaerobik çürütme prosesidir. Atığın hacminin azalması, stabilizasyonu ve biyogazdan enerji eldesi nedeniyle ekonomik açıdan uygun bir prosestir. Evsel atıksu arıtma tesisi birincil çamurları ile O-KKA'ların (hal/pazaryeri atıkları ve lokanta atıkları) birlikte mezofilik anaerobik arıtımı sonunda, evsel AAT ($EN \geq 100.000$ kişi) enerji ihtiyacının asgari 1,5 katı civarında biyometan enerjisi geri kazanılabileceği gösterilmiştir. Biyometandan elde edilecek elektrik enerjisine %100'lük yenilenebilir enerji teşviği uygulanması halinde sözkonusu oran ~3 kata kadar yükselmektedir (Öztürk ve diğ, 2009). Evsel AAT ile bütünleşik biyometan tesisi uygulaması sonunda oluşturulacak AAT – Biyometan Tesisi Entegre Sistemi, atıksu ve atık arıtımı yapan ve dışarıya fazladan enerji satan bir tür yenilenebilir enerji santrali haline dönüştürülebilmektedir. Evsel AAT birincil çamurları ile O-KKA'ların birlikte çürütülmesi sonucu, etkin bir stabilizasyon da gerçekleştirilmiş olduğundan, atık bünyesindeki UKM azaltımı (~%50) yanında bu tür organik atıkların katı atık düzenli depolama tesisleri dışına (tarımsal gübre ve toprak şartlandırıcı olarak kullanım) yönlendirilmesi sağlanmaktadır (AB Düzenli Depolama Direktifi). Entegre AAT – Biyometan Sistemi ile arıtma sonrası açığa çıkan anaerobik kompost ve sıvı gübre çok iyi birer toprak şartlandırıcısı ve organik gübre tamamlayıcısı durumundadır. Türkiye'de kentsel katı atıkların organik madde içeriğinin zengin AB ülkelerine göre ~%50 daha yüksek oluşu (%45 – 65), O-KKA'tan geri kazanılabilecek biyometan miktarı bakımından da özel bir fırsat ve üstünlük oluşturmaktadır. Entegre AAT – Biyometan Sistemi uygulamaları özellikle $EN > 100.000$ olan şehirlerde uygulandığı takdirde organik atıklardan yüksek oranda yenilenebilir enerji geri kazanımı ile Kyoto Protokolü'nde öngörülen yenilenebilir

enerji üretimi hedeflerine ulaşılması bakımından da önemli faydalar temin edilecektir (Öztürk ve diğ, 2009).

Entegre biyometan tesisinden geri kazanılan biyometanın CH₄ bakımından zenginleştirilip (%95 CH₄) basınçlandırıldıktan sonra araç yakıtı olarak kullanılması halinde EN = 100.000 kişilik bir şehir için yılda ~811.000 L dizel yakıt veya 1.019.000 L benzin eşdeğeri akıt elde edilebilmektedir. Arıtma çamurları ve organik kentsel katı atıklardan yenilenebilir enerji (biyometan) geri kazanımının teşvik ve yaygınlaştırılması ülkemizde atıktan enerji üretimi sektörünün gelişerek uluslararası alanda da rekabet edebilecek önemli bir teknolojik üs ve istihdam piyasası oluşturmasına imkan sağlayacaktır (Öztürk ve diğ, 2009).

Bunun yanında, kentsel katı atıkların organik fraksiyonu ve kentsel atıksular gibi iki büyük atık akımının birleştirilmesi, biyoenerji ve nütrient kazanımından dolayı sürdürülebilir ve uygun bir arıtma alternatifi olmaktadır (Mata-Alvarrez, 2003) Özellikle İstanbul gibi düzenli depolama sahası kısıtlı olan metropolitanelerde, kentsel atıksular ile kentsel katı atıkların organik fraksiyonunun birlikte arıtımı, var olan bertaraf stratejilerine bir alternatif olarak düşünülmelidir (Dereli ve diğ, 2010) Anaerobik çürütmeyi takiben Demir-Amonyum-Fosfat (MAP) çöktürmesi ile atıksu içerisindeki amonyum ve fosfat gibi nütrientler etkin bir şekilde geri kazanılabilmektedir (Altınbas ve diğ, 2002). Elde edilen nihai ürün zengin nütrient içeriğinden dolayı toprak iyileştirici olarak kullanılabilir. Nihai ürün yaklaşık olarak, 250 Euro/ton.kuru madde piyasa değerine sahiptir.

3. MEMBRAN TEKNOLOJİSİ

Son yıllarda endüstrileşmenin ve nüfus artışının büyük hız kazanmasıyla dünyada ve ülkemizde su kaynaklarının giderek tükenmesi ve mevcut su kaynaklarının kullanılamayacak duruma gelmesi, su temini konusunu ön plana çıkarmaktadır. Çevrenin korunmasına yönelik getirilen yasal düzenlemeler ve işletmelerde su ihtiyacının giderek artmasından dolayı teknolojilerin iyileştirilmesi ve işletme içi madde çevrimleri öne çıkmakta, atıksu oluşumunun en aza indirilmesi, değerli maddelerin kazanılması ve suların tekrar kullanımı gündeme gelmektedir. Bu noktada membran prosesler atıksu arıtımında su ve kimyasal geri kazanımında ön plana çıkmakta ve gün geçtikçe arıtma sektöründe daha da büyük bir pazara sahip olmaktadır.

Membran, iki fazı veya ortamı birbirinden ayıran ve bir tarafından diğer tarafa maddelerin seçici bir şekilde taşınmasını sağlayan ince ve geçirgen bir tabaka olarak ifade edilir. Basınç farkına dayanarak bu ayırmayı sağlayan membran prosesleri mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmozdur.

Atıksuların ileri arıtılması amacıyla membran teknolojileri diğer arıtma proseslerine tercih edilmektedir. Bunun en önemli nedenleri, membran proseslerinin diğer ayırma teknikleriyle karşılaştırıldığında düşük enerji ihtiyacı gerektirmeleri, kesikli ve sürekli işletilebilmeleri, yüksek saflıkta ürün elde edilebilmesi, sıcaklık değişimlerinden fazla etkilenmemeleri, modüler olarak tasarımlarının yapılabilmesi ve fazla yer kaplamaması, kimyasal katkı ihtiyacının olmamasıdır.

Günümüzde polimer ve dolayısıyla membran teknolojisindeki çok hızlı gelişmeler ve üretim maliyetinin azaltılması sebebiyle gerek içme suyu gerekse de atıksu arıtma alanlarında membran prosesleri (özellikle mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon) konvansiyonel sistemlerle maliyet açısından rekabet edebilir hale gelmiş ve geniş çapta uygulanmaya başlanmıştır. Dolayısıyla, atıksu arıtmada uygulanan MBR'lar da gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde artan bir hızla arıtma tesislerinde devreye alınmıştır. Önümüzdeki yıllarda birçok konvansiyonel atıksu arıtma tesislerinin

teknolojilerini MBR'lara dönüştüreceği ve özellikle de son çökeltim havuzlarının ortadan kalkacağı ABD ve Avrupa'daki uzmanlar tarafından tahmin edilmektedir.

3.1 Atıksu Arıtma Teknolojilerinde Kullanılan Membranlar

Membran, iki faz arasında bulunan seçici geçirgen bir bariyerdir. Bir bölümün geçmesini sağlarken bir bölümün de geçmesini engelleyerek ayırma görevi görür. Membranlar yapılarına göre, simetrik, asimetrik ya da kompozit olur. Membranlar, kütleli geçiş mekanizmasına göre ikiye ayrılır.

- a. Gözenekli membranlar
- b. Gözeneksiz membranlar

Gözenekli membranlar, gözeneksiz membranları desteklemede de önemlidir. Bu nedenle membran, UF ve TO ayırması için yüksek basınçta işletim gücüne dayanmalı ve sulu çözelti tarafından neden olan şişmeye maruz kalmamalıdır. Gözenekli membranlar da maddelerin geçişi konveksiyon ya da elek şeklinde olur. Partikül çapı gözenek çapından büyük olan maddeler geçemez ve membranlar tarafından tutulur. Mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon prosesleri, gözenekli membranlar ile gerçekleştirilir. Gözenekli membran yapısı, döküm prosesi boyunca birbiriyle etkileşim içinde olan polimer ve çözücünün özellikleriyle yakından ilişkilidir. Çözeltideki polimer molekülünün dağılımı onun türüne çözeltideki konsantrasyonuna, molekül ağırlığına, sıcaklığına, çözücü türüne, depolama periyoduna bağlıdır. Gözeneksiz membranların çalışma mekanizmasında ise kütleli membranlardan geçişi, solüsyon difüzyon prensibi ile meydana gelir. Gözeneksiz membranlar, nispeten ince olmasına rağmen, küçük moleküllerin ayırma işleminde önemli bir rol oynar. Poli ve selüloz ester gibi şekilsiz yoğun membranlar ya dökülmüş sıkıştırılmış kalıp ya da bir polimer çözeltinin çözücü şekliyle hazırlanır. Bir gözeneksiz membranın yapısı, sıvı ya da cam gibi bir durum olarak düşünülür. Heterojen gözeneksiz membranlar çoklu ayırma işlevini geliştirme bir durumu olarak özel bir dikkat çeker. Nanofiltrasyon ve ters osmoz membranları gözeneksiz membranlar olarak kabul edilir.

3.2 Atıksu Arıtımında Kullanılan Membran Prosesleri

Membran proseslerle yapılan ayırma işlemlerinde, sürücü kuvvetler etkin rol oynamaktadır. Bu sürücü kuvvetler iki faz arasındaki basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklarıdır. Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırması Çizelge 3.1'de verilmiştir (Mulder, 1996).

Çizelge 3.1 : Membranların sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması (Mulder, 1996).

Basınca Göre	Konsantrasyon Farkına Göre	Sıcaklık Farkına Göre	Elektriksel Potansiyel Farklılığına Göre
Mikrofiltrasyon (MF)	Pervaporasyon	Sıcaklığa Dayalı	Elektrodiyaliz
Ultrafiltrasyon (UF)	Gaz Ayrımı	Ozmos	
Nanofiltrasyon (NF)	Dializ	Membran	
Ters Osmoz	Sıvı Membranlar	Distilasyon	

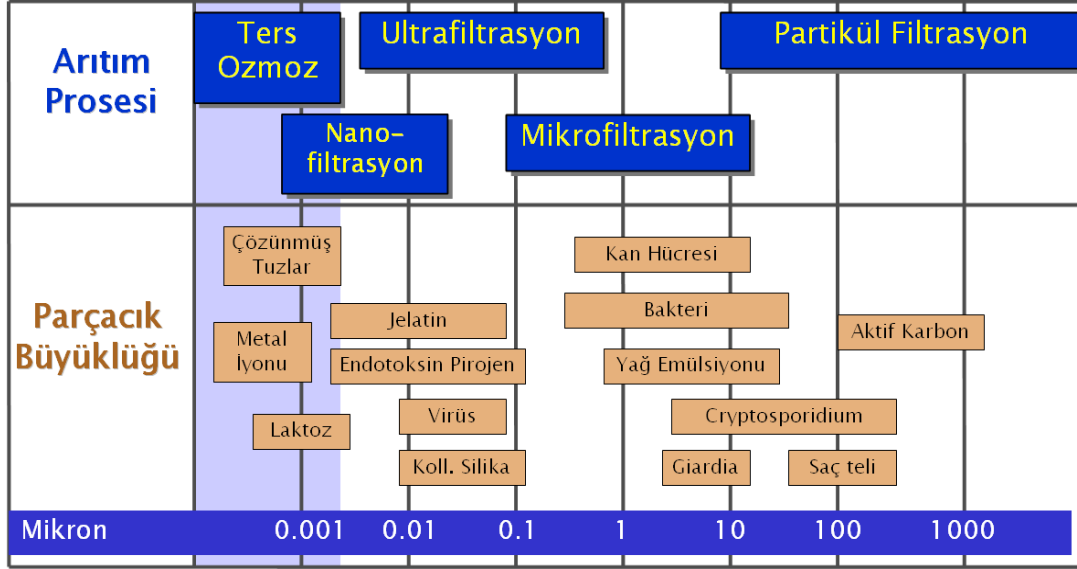
Çevre mühendisliğinde, arıtma ve geri kazanma amaçlı çalışmaların esasını basınç uygulamalı prosesler olan;

- Mikrofiltrasyon
- Ultrafiltrasyon
- Nanofiltrasyon
- Ters Osmoz oluşturmaktadır.

Membran proseslerle seyreltik bir çözelti, arıtılabilir ya da konsantre edilebilir. Bu proseslerin temel özelliği, debinin sürekli olması ve solvent konsantrasyonunun düşük seviyelerde olmasıdır. Arıtılacak suyun içeriğindeki maddelerin partikül çapı ve kimyasal özellikleri, proste kullanılan membranların yapısını ve gözenek çapını belirler.

Yükleme kuvveti ve uygulanan basınç yardımı ile solvent ve çeşitli çözünmüş moleküller membrandan geçer ya da; diğer molekül ve maddelerin geçişi, membranların yapısına göre sonraki arıtma aşamalarına kadar engellenir. Mikrofiltrasyondan başlayarak ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoza doğru gidildikçe partikül çapları ve gözenek çapları küçülmektedir. Bu da membranlardaki direnç kuvvetini ve dolayısıyla aynı debiyi elde etmek için uygulanması gereken

basıncı da artırmaktadır. Şekil 3.1’de membran prosesleri ve geçirdikleri maddeler verilmektedir.



Şekil 3.1 : Membran prosesleri ve geçirdiği maddeler.

3.3 Membran Tipleri

Günümüzde kullanılan membran teknolojileri, çalışma basınçları, mekanizmaları ve bu membranlarda kullanılan malzemeler Çizelge 3.2’de gösterilmektedir.

Çizelge 3.2 : Membran tipleri ve özellikleri.

Teknoloji	Yapısı	İşletme Basıncı	Mekanizma	Membran Malzemesi
Mikrofiltrasyon	Simetrik mikrogözenekler(0,02 10µ)	15 atm	Süzme	Polipropilen Poliyeten Polikarbonat Seramik Polisülfon
Ultrafiltrasyon	Asimetrik mikrogözenekler(120n m)	210 atm	Süzme	Dynel Selüloz Asetat
Nanofiltrasyon	Asimetrik mikrogözenekler(0,01 5nm)	550 atm	Süzme	Polivinil Florit (PVDF) Selüloz
Ters Osmoz	Asimetrik homojen yüzeyli mikrogözenekler	10100 atm	Difüzyon	Asetat Poliamid Naylon

3.3.1 Mikrofiltrasyon

Mikrofiltrasyon, membran prosesleri içinde kaba filtrasyona benzetilebilecek bir prosestir. Bu proses askıdaki mikro partiküllerin, bakterilerin ve emülsiyon zerrelere tutulması için en uygun prosestir. Membrandan geçen akım uygulanan basınçla doğru orantılı olarak değişir. Membran gözenek çapları 0.02–10 µ arasında değişir. 15 atm gibi çok düşük basınçta çalıştırıldıkları için çok az enerji harcamasına sebep olurlar. pH 1-13 arasında, kimyasallara ve oksidantlara oldukça dayanıklıdır. Sıcaklığa olan toleransı oldukça yüksektir. Yüksek sıcaklıklara kadar işletilebilmektedir. Membran temizliği ve sterilizasyonu amacıyla membranlara 110 °C'ye ulaşan sıcaklıklar uygulanabilmektedir. İnorganik membranlar çok daha yüksek sıcaklıklar için de uygundur.

Membran verimini yükseltmek için gözenek çaplarını mümkün olduğunca küçük tutmak gerekir. Verimi düşüren en önemli etkenler; konsantrasyon kutuplaşması, adsorbsiyon ve kirlenmedir. Tıkanmanın neden olduğu bu sorunları gidermek için sistemin temizlenmesi aşamasında geri yıkama yapılırken, membrandan geçen akımın yüksek tutulması ve kimyasal ilavesi gibi tedbirler alınmalıdır.

Mikrofiltrasyon günümüzde Membran Biyo Reaktörlerin bir kısmı olarak önemli bir husus oluşturmaktadır. Mikrofiltrasyon askıda maddeler, büyük kolloidal maddelerin giderilmesinde kullanılmaktadır. Özellikle atıksuda partikül halde bulunan dispers boyarmaddelerin giderilmesinde oldukça faydalıdır.

3.3.2 Ultrafiltrasyon

Ultrafiltrasyon, fonksiyon dağılımı mikrofiltrasyon ile nanofiltrasyon arasında kalan membran proseslerdir. Ultrafiltrasyon membranları yüzeyi üzerindeki ozmotik basınç değişimi ihmal edilebilecek kadar düşük seviyededir. Bu sebeple düşük basınçlarda bile çok yüksek debilere ulaşmak mümkün olmaktadır. Bu membranlarda sudaki yüksek moleküllü çözünmüş maddeler, kolloidler, mikroorganizmalar ve askıda katı maddeler, düşük bir basınç uygulaması ile membran önünde bırakılır ve küçük çözünmüş maddeler ile iyonlar membrandan geçer. Ultrafiltrasyon membranlar 10^{-9} m ve üzerindeki boyutlara sahip maddeleri tutarlar. Membran gözenek çapları 1–100 nm arasında değişir. 2–10 atm basınç aralığında çalışır. Kimyasallara, oksidantlara ve kloro karşı toleransı yüksektir. pH 1-13 arasında çalışabilmektedir. 80 °C'ye kadar

çalışabilir. Verimliliği %95 civarındadır. Genellikle çapraz akışlı olarak dizayn edilir.

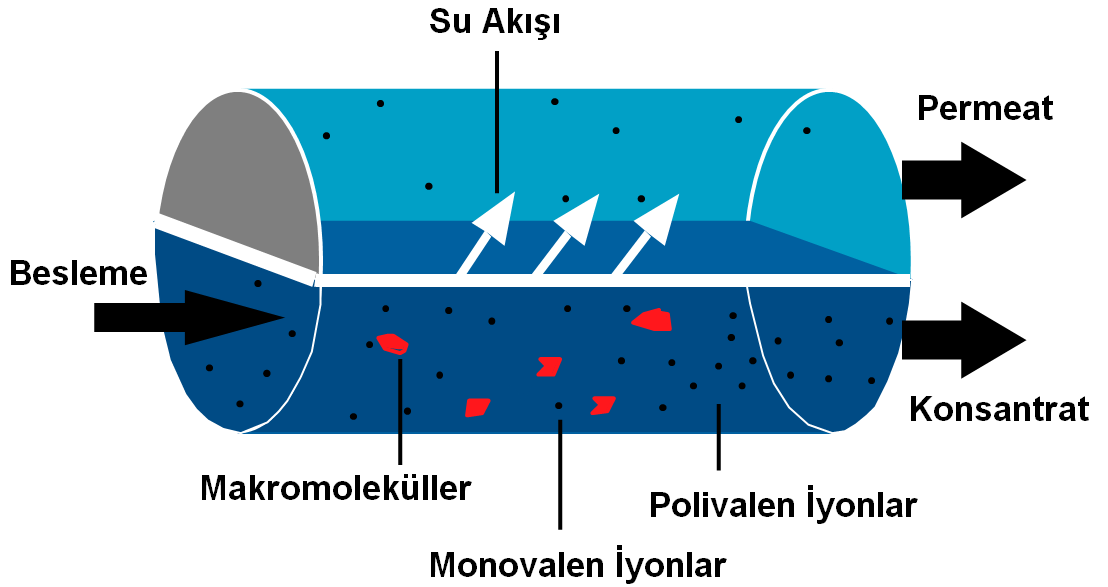
3.3.3 Nanofiltrasyon

Nanofiltrasyon membranları, moleküler ağırlıkları düşük inorganik tuzların, glikoz, sakkaroz gibi küçük organik moleküllerin çözülden ayrılması gerektiğinde kullanılır. Nanofiltrasyon membranları, fonksiyon dağılımı bakımından ultrafiltrasyon ile ters osmoz arasında bulunmaktadır. Nanofiltrasyon, ters osmoz ve ultrafiltrasyon proseslerinin uygun bir çözüm olmadığı proseslerde kullanılabilir. Örneğin demineralizasyon, renk giderimi, ekonomik bir çözüm olmaz ise nanofiltrasyon kullanılabilir. Nanofiltrasyonda su akışı ters osmozdan daha yüksek olduğundan yatırım maliyeti ters osmoza göre daha düşüktür. Membran gözenek çapları 0,01–5 nm arasında değişir. 5–50 atm basınç aralığında çalışır. Nanofiltrasyonda arıtılmış su tek değerlikli iyonlar, düşük molekül ağırlıklı organik maddeler içerir. Nanofiltrasyonda tek değerli iyonlar (Na^+ , Cl), 20–80% oranında, çok değerli iyonlar (Mg^{+2} , SO_4^{-2}), 90-98% oranında giderilir. Buna ek olarak mikrokirleticilerin, herbisitlerin, insektisitlerin ve pestisitlerin, şeker ve boya maddeleri gibi düşük moleküler ağırlığa sahip mikro çözümlerin de tutulma oranları çok yüksektir. Membrandan yük değeri küçük olanlar geçebilirken, yüksek yüktekiler geçememektedirler. Metanol gibi çok küçük moleküllü organikler de etkin biçimde tutulamamaktadır.

3.3.4 Ters osmoz

Ters osmoz, konsantre çözüme çözümlerin ozmotik basıncından daha yüksek basınç uygulanmasıyla ortaya çıkan kütle transfer olayıdır. Ters osmozun prensibinde de seçici geçirgen bir membran ve ozmotik basıncın tersi yönde uygulanan basınç vardır. Doğal osmozun aksine bu sefer, suyun düşük konsantrasyondan yükseğe değil, yüksekten düşüğe geçmesi sağlanır. Böylece aralarında konsantrasyon farkı bulunan iki faz meydana gelmiş olur. Yani kirli su bölgesinden temiz su bölgesine geçiş sağlanarak arı su elde edilir. Bunun için de basınç uygulanması gereklidir. Eğer uygulanan basınç ozmotik basınçtan düşük olursa su seyreltik taraftan derişik tarafa doğru akar. Bu basınç, evsel sistemler gibi küçük sistemlerde 35 bar gibi düşük şebeke basınçlarıyla karşılanabilirken, deniz suyundan içme suyu üretimi yapılan sistemlerde 60 bar gibi yüksek basınç gereksinimleri sebebiyle özel pompalar ile

sağlanır. TO membranları bütün çözülmüş organik ve inorganik türleri ayırabilmektedir. Ters osmoz sistemlerinde su molekülleri membrandan geçerken, kimyasallar, diğer moleküller membran yüzeyinde kalmakta ve geçişine izin verilmemektedir.. Membrandan geçemeyen bu maddeler atıksu olarak deşarj edilir. Membrandan geçen suya permeat, deşarj suyuna ise konsantrat denir. Ters osmoz membranlarında “crossflow” olarak tabir edilen çapraz akışlı filtrasyon gerçekleştirilir. Bu tip filtrasyonun getirisi, membran tıkayıcı maddeleri yüzeyden süpürmesi, konsantrasyon kutuplaşmasını engellemesi, ayrı yollardan konsantrat ve permeat akışını yaratmasıdır. Şekil 3.2’de ters osmoz prosesinde membran içi madde akışı gösterilmektedir.

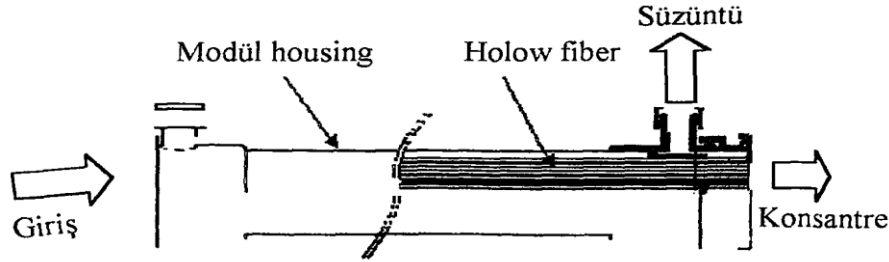


Şekil 3.2 : Ters osmoz prosesinde membran içi madde akışı.

3.4 Membran Konfigürasyonu

3.4.1 İçi boşluklu tubular modül modül

Uzunlamasına dizilmiş binlerce elyafın sıkı bir demetidir. Bu modülde, "U" şeklindeki telirnsi elyafların her biri demet içinde yerini almıştır. Bu oluşturulan demetin her iki ucu bir plaka içinde muhafaza edilirken membran demeti ise cam yününden veya çelikten yapılmış muhafaza içine alınmıştır. Bu modül sisteminde akış yoğunluğu diğer konfigürasyonlardan daha yüksektir. Ancak bir dezavantaj olarak hollow fiber modül sistemi çok hassas olup işletim esnasında zarar görebilir. İçi boşluklu tubular modül örneği Şekil 3.3'te gösterilmiştir (Selçuk, 2000).

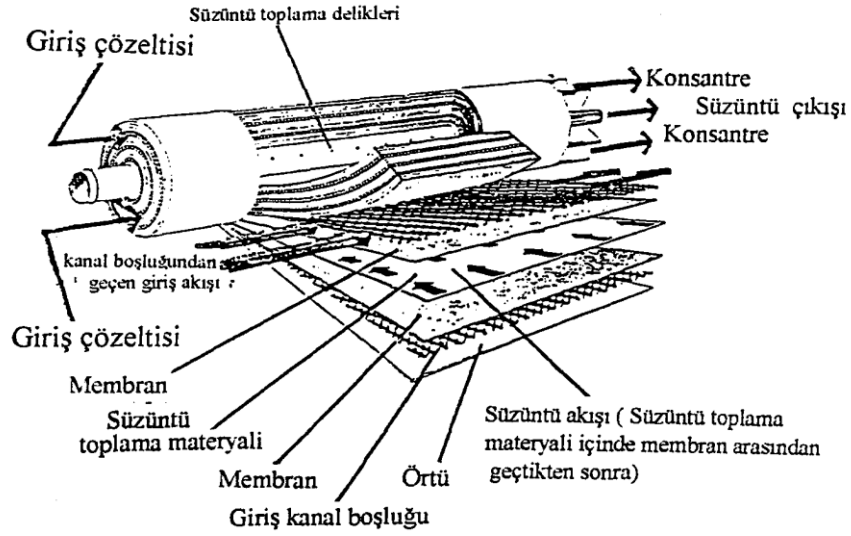


Şekil 3.3 : İçi boşluklu tubular modül.

Bu membran modülü crossflow metotla işletilir. Bu dizaynın avantajı maksimum yüzey alanı ile yüksek süzöntü oranı elde etmektir. Ancak atıksu arıtımında uygun olmayan bir durum olan tıkanma ve kirlenme söz konusu olabilir. Bu da sistem verimini azaltacaktır. Böyle bir modül sistemi, genelde içme suyu, saf su, deniz suyundan yada benzer tuzlu sudan tatlı su elde edilmesinde kullanılan bir modül sistemidir. Genelde ters osmoz membranlarda bu modül sistemi kullanılır.

3.4.2 Spiral sargılı modül

Bu modülde membran su toplama borusu etrafında dolandırılmıştır. Membran sandviç; üretim suyu kanal tabakası, iki kat membran tabakası ve giriş kanal tabakasından oluşur. Spiral sargılı modül bir, iki yada üç tabakadan oluşabilir. Bu tabakalar katlanarak silindirden oluşan delikli tüp etrafına sarılır. Membran birbirinden 0,07 cm'lik süngerimsi hasır ara halkasıyla ayrılmış iki tabaka zardan oluşur. Bu tabakaların yoğun yüzeyleri dışa bakmaktadır. Membran sandviçin 3 kenarı birbirine yapıştırılırken 4. kenar ise üretim suyu toplama borusuna (delikli boru), hasır ara halkası ile olan temasını engellemeyecek şekilde yapıştırılır. Daha sonra 0,05 cm destek zar belirtilen yapının üzerine konularak tüm malzeme merkezi tüp boru etrafına yuvarlanır. Spiral sargılı modül'ü yiyecek endüstrisinde çok yaygın olarak kullanılan bir modül sistemidir. Şekil 3.4'te modül sistemi gösterildiği gibidir (Osada ve diğ, 1992).



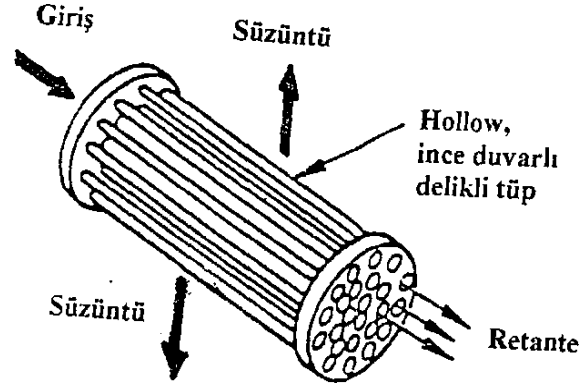
Şekil 3.4 : Spiral sargılı modül (Osada ve diğ 1992).

Spiral sargılı membran modülünün bazıları crossflow akış ile işletilirken, dizayn esnasında çoğunda normal akış kullanılır. Süzüntü oranı ve verim bu çeşit membran modülünde kapiler (kılcal) yada hollow fiber membrandan genelde daha düşüktür. İşletim için yüksek basınç istenir. Ayrıca bu membran modülü çabucak kirlenme eğilimindedir.

Bu tür modül sistemi yiyecek endüstrisi uygulamalarının % 60' dan daha fazlasında kullanılır. Başlıca süt ve çözünmüş protein prosesi, polisakkarit konsantrasyonu için kullanılmaktadır. RO ve NF membranlar bu modül için düşünülebilir.

3.4.3 Tubular modül

Membran ya tüpün içinde yada dış yüzeyinde meydana getirilir. Bu modülde tüpler 30 yada daha fazla miktarda ve uzunluğu 6 m yada üzeri olabilir. Membran poroz bâr metal boru içine yerleştirilir. Borusal konfigürasyonun birçok farklı şekilleri vardır. Tüpler, delikli metal veya süngerimsi cam yününden (fiberglass) yapılmıştır. Akış, membran ile tüp duvar arasından içeri yada dışarı doğru yönlendirilmektedir. İçten dışarı doğru akış tercih edilirse, yüksek basınç tüpün içinde gerçekleşir. Buda uygulanacak osmotik basıncın borunun yapısını bozmayacak şekilde ayarlanmasını gerektirir. Tubular modülün şematik gösterimi Şekil 3.5'te gösterildiği gibidir.

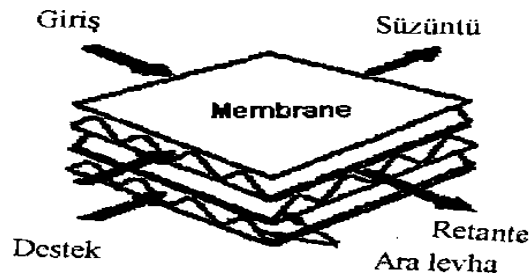


Şekil 3.5 : Tubular modül (Stana ve diğ 1997).

Tubular membran modülü kapiler yada hollow fiber membrana büyük çapı haricinde benzerdir. Bu modül sistemi yiyecek endüstrisi uygulamalarının % 10-15'ini oluşturur. Ayrıca tubular dizaynı yıkamak kolay olup görsel olarak kontrol edilebilir. Bazı diğer membran dizaynlarından daha iyi bir şekilde yüksek katı içeriği ve yüksek askıdaki partiküllere sahip sıvıları arıtabilir. Membran alanının küçük olmasına rağmen tubular membran, meyve suyu içeren lapa ve meşrubat üretimi için uygundur. Tubular modüllerin bazı dezavantajları da vardır. Örnek olarak düşük yüzey/hacim oranı, yüksek akış için yüksek enerji tüketimi ve büyük hacimli olması verilebilir. Bununla beraber temizlenebilmesi ve tıkanmaya karşı dayanıklılık gibi üstün özellikleri de vardır.

3.4.4 Tabaka&Çerçeve

Bir pres filtre gibi davranır. Bu tür membranların temel avantajı basit değişiklikler yapılabilmesidir. Tabaka&Çerçeve membranlar tabaka şeklinde ve elek fonksiyonunun performansı için birbiri üzerine katlanarak üretilir. Normal akışta yüksek işletim basıncı ister. Membran, poroz ve akış için daha az direnç sunan iç destek materyaline yapıştırılır. Tabaka&Çerçeve membran modülü Şekil 3.6 'da gösterildiği gibidir.



Şekil 3.6 : Tabaka&Çerçeve (Hwang ve diğ 1984).

Bu sistemler yiyecek endüstrisi uygulamalarında kullanılır. Örnek olarak Tabaka&Çerçeve sistemler alkolsüz bira elde edilmesinde, Avrupa ve Avustralya'da kullanılmıştır. Ayrıca süt endüstrisinde bazı konsantrasyonları ayırmak içinde bu modül sistemi kullanılmaktadır. Süt endüstrisinde sıkça kullanılan bu sistem, esnek ancak sert destek tabakasına sahip olup kolaylıkla kirlenebilmektedir. Çizelge 3.3'te her bir membran modülü için karakteristikler gösterilmiştir.

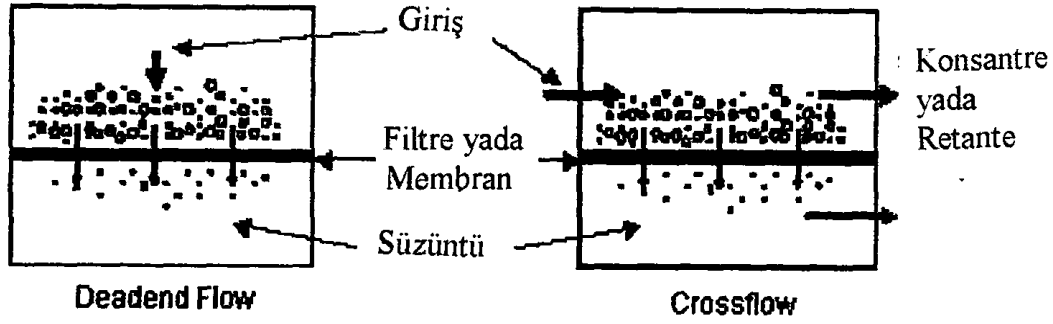
Çizelge 3.3 : Membran modül konfigürasyonu için prosesle ilgili karakteristiklerin karşılaştırılması (Paulsen ve diğ 1984).

Karakteristik	Tabaka&Çerçeve	Spiral Sargılı	Tubular	İçi Boşluklu Tubular
Paketleme Yoğunluğu (frVft ³)	30200	200600	30200	5005000
Süzüntü Akışı (gal/ft.gün)	530	530	530	15
Akış Yoğunluğu (gal/fr.gün)	150600	150015000	5005000	5007500
Giriş Kanal Çapı (inch)	0.020.04	0.030.06	0.251	0.010.03
Yenisini İle Değiştirme	Tabaka Olarak	Modül Olarak	Tüp Yada Modül Olarak	Modül Olarak
Yıkama Kolaylığı	İyi	Kötü	İyi	Kötü

3.5 Membran Filtrasyonu

Filtrasyon; bir filtre aracılığı ile sıvı veya gazdan yabancı maddeleri uzaklaştırma işlemidir. İki tip filtrasyon olup Şekil 3.7'de gösterildiği gibidir.

- Ölü uç (Dead end) akış filtrasyon
- Çapraz akış (Crossflow) filtrasyon



Şekil 3.7 : Ölü uç akış ve çapraz akış filtrasyon mekanizmaları.

3.5.1 Ölü uç akış filtrasyon

Membranın yüzeyine karşı direkt olarak etki eden akışa sahiptir. Su molekülleri membran duvarı aracılığı ile süzülürken kirletici madde membranın üst kısmında tutulur.

Ölü uç akış filtrasyon; klasik kum filtrelerinde olduğu gibi kirletici maddenin filtre ortamı üzerinde zamanla birikmesine yol açar. Dolayısıyla klasik membran filtrasyonlarında, membranların porları çok kısa sürede dolarak bir işletim problemine neden olan tıkanmaya sebep olur (Selçuk, 2000).

3.5.2 Çapraz akış filtrasyon

Akış membran yüzeyine paralel olarak yönlendirilir. Çapraz akış filtrasyon sistemi süzüntü ve konsantre olarak bilinen iki çıkış akışı ve bir giriş akışına sahiptir. Süzüntü yan geçirgen membran arasından geçen akışın bir parçasıdır. Konsantre akış membran üzerinden uzaklaştırılır. Bu yöntemle akışın membrana teğet bir şekilde yüksek hızla geçmesi sağlanarak, membran üzerindeki kirletici maddelerin birikmesinin azaltılması amaçlanmaktadır.

Çapraz akış filtrasyonun en büyük avantajlarından biri hem MF hem de UF membranların bu sistemde kullanılmasıdır. Çapraz akış filtrasyonun teknik açıdan en önemli özelliği, filtre edilen sıvının filtrasyon yüzeyi ile yaptığı akış açısıdır. Sıvının paralel akışı nedeniyle oluşan filtre keki devamlı olarak bozulup uzaklaştırılır. Yani paralel akış membran yüzeyinde oluşabilecek engelleyici tabakayı ortadan kaldıran faktördür. Böylece aktif membran tabakası bu akış ile süpürülmekte ve daima serbest kalmakta, sistemin kapasitesinde önemli bir düşme olmaksızın 20 saat ve hatta daha uzun süre çalışma yapılabilmektedir. Filtre yüzeyinde kirlilik tabakasının

oluşumunun engellenmesinde, sıvı akışın yüzeye paralel akışı yanında türbülans da önemlidir.

3.6 Konsantrasyon Polarizasyonu ve Tıkanma

Membranlar seçici geçirgen yapıya sahip olduklarından, besleme çözeltisi içindeki maddelerin (tuzların) membrandan geçişini engellerken, çözücü formundaki suyun membranın öbür tarafına geçmesine izin verirler. Böylece membranın bir tarafında yüksek konsantrasyonlu, diğer tarafında ise (süzüntü kısmı) çok düşük konsantrasyonlu akımlar oluşur. Membran prosese verilen besleme akımı devam ettikçe membran tarafından tutulan maddeler, membran yüzeyinde birikerek yüksek konsantrasyon artışına sebep olurlar. Bu olay, membran yüzeyindeki tuzların konsantrasyonunun aşırı artışı anlamına gelen “konsantrasyon polarizasyonu” olarak adlandırılır.

Polarizasyon ve tıkanma membran sisteminin ideal durumunda akıda azalmaya neden olarak bir düşüş meydana getirir. Özellikle makromoleküller ve partiküler maddeler, polarizasyon ve tıkanmaya sebep olur. Akıda düşüş meydana getiren polarizasyon ve tıkanma, membran yüzeyinde ilave bir bariyer oluşturarak membranın direncini artırmaktadır (Mulder, 1996).

Konsantrasyon polarizasyonunu azaltmak ve kütle transferini arttırmak için, membran yüzeyine yakın bölgede iyi bir karışım sağlanmalıdır. Bu karışımı sağlamak için, besleme kanalında hız artırılmalı ve türbülanslı akımlar oluşturulmalıdır (Kural, 2000).

Membranlarda tıkanma, besleme suyunda bulunan çözünmüş maddeler, kolloidler ve süspansiyon maddelerin membran yüzeyinde birikmesi, adsorpsiyon vs. gibi etkilerle membran gözeneklerini kapatması sonucu oluşan bir problemdir. Tıkanma ile akıda azalma meydana gelir, membran performansı düşer. Bunu önlemek için besleme akımı membrana verilmeden önce bir ön arıtmadan geçirilir. Ön arıtmanın derecesini besleme suyunun karakteristiği ve kullanılan membran proseslerin yapısı belirler. Bu amaçla, membran girişinde 5-10 µ büyüklüğündeki partikülleri tutan kartuş filtreler kullanılır. Besleme akımında bulunan mikrobiyal organizmalar, membran yüzeyinde kek tabakası oluşturur. Oluşan kek tabakası, hem akıyı azaltır, hem de süzüntü suyunun bakteriyel kirlenmesine sebep olur. Besleme suyunda bulunan çözünmüş

tuzlar da membran gözeneklerinde ve yüzeyinde birikerek akıda düşüş meydana getirir (Yalçın, 1998).

4. KATI ATIK YÖNETİMİ

4.1 Türkiye'de Katı Atık Yönetimi

Türkiye’de katı atık yönetimi konusunda değişik yönetmelikler yayınlanmakta veya sürekli değişikliğe uğramaktadır. 14 Mart 1991’de Resmi Gazetede yayınlanan “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” katı atık yönetiminin ilgi alanının tamamını kapsamaktadır. Bu yönetmelik katı atıkların toplanması, taşınması ve düzenli depolama, yakma ve bu alanların dizaynı ve işletilmesi gibi katı atık bertaraf konularında kriterler getirmiştir. Yönetmelik ayrıca, plastik atıkların azaltılması ve geri dönüşümün teşvik edilmesi konularını kapsamaktadır. Bu amaçla 30 Temmuz 2004’de “Ambalaj ve Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği” Resmi Gazetede yayımlanmıştır. Yönetmeliğin amacı, özellikli kriterlere, temel koşullara ve özelliklere sahip ambalajların üretilmesini sağlamak, atıkların alıcı ortama zarar verecek şekilde doğrudan veya dolaylı olarak çevreye atılmasını engellemek, atık ambalaj oluşumunu engellemek ve ambalaj atıklarını yeniden kullanım, geri dönüşüm ve geri kazanım yoluyla azaltmaktır. Fakat buna rağmen asıl zorluk var olan yönetmeliklere uyan uygulamaların bulunmamasıdır.

Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, Büyükşehir Belediyeleri Yasası (No: 5216 ve 3030) ve Belediyeler Yasası (No. 1580) kuralları gereğince yerel belediyeler katı atıkların toplanmasını ev aktarma istasyonlarına taşınmasını gerçekleştirmek durumundadır. Büyük şehir belediyeleri ise ana caddelerdeki ve kamuya açık parklardaki katı atıkları toplamak ve aktarma istasyonlarına iletmek ve aktarma tesisinde toplanan atıkların yönetimi yapmakla yükümlüdür. Ayrıca, büyükşehir belediyeleri bertaraf noktalarının yapımı ve yönetimini sağlamakla yükümlüdür. İstanbul yönetimi Büyükşehir Belediyesine bağlı 27 İlçe yönetimi ile gerçekleştirilmektedir.

Türkiye, ekonomik açıdan gelişmekte olan bir ülke ve buna bağlı olarak sanayileşme ve yaşam standartlarının artması sonucunda katı atık miktarının ve bunun sonucunda bertaraf sorunları giderek artmıştır. Türkiye’de geleneksel olarak katı atık bertarafı,

2000i aşkın vahşi depolama alanında yada denizlere atılarak yapılmaktadır. 28 Nisan 1993 yılında Ümraniye- Hekimbaşı vahşi depolama sahasında, 39 kişinin ölümüne yol açan bir patlama gelmiştir. Ortamda sıkışan deponi gazının patlaması sonucu bu kazanın meydana geldiği düşünülmektedir. Bu patlama katı atık probleminin ele alınmasını sağlamıştır.

Türkiye'nin şehirleşmesi sonucunda hızlı nüfus artış meydana gelmekte ve kırsal alanlardan kentlere göç gerçekleşmektedir. Düşük popülasyona sahip alanlarda günlük atık oluşumu 1,69 kg/kişi/gün iken, yüksek popülasyona sahip alanlarda ise 1,25 kg/kişi/gün seviyesindedir. Görüldüğü üzere nüfus yoğunluğundaki artışa bağlı olarak katı atık üretiminde düşüş meydana gelmiştir.

Türkiye'de 3225 belediye mevcuttur. Bunların 16'sı büyükşehir belediyesidir. Toplamda 3028 belediye katı atık yönetim hizmeti vermektedir. Türkiye'de yerleşim bölgelerinin çoğunda katı atık toplama ve taşıma birimleri iyi organize olmuştur. Belediyeler zamanın ve bütçenin tümünü bu servisler için kullanmaktadır. Ülkemizde 2 farklı katı atık toplama şekli mevcuttur. Birinci yöntem, kentlerde ve büyük kasabalarda uygulanan kaldırımlardan toplama yöntemidir. Bu yöntemle çöp toplama araçları her binanın önünde durarak plastik torbalar ya da çöp kutuları içindeki atık toplanmaktadır. Bu yöntemin uygulandığı bölgelerde çöpler günlük ve ya günde iki defa toplanmaktadır. Bazı bölgelerde özel üretilmiş plastik torbalar kullanılırken, çoğunlukla farklı boyut ve kalınlıkta ambalaj torbaları kullanılmaktadır. Aynı şekilde kullanılan çöp kutularının da belirli bir boyutu veya malzemesi bulunmamaktadır. İkinci sistem ise daha çok sık yerleşim alanlarında veya gelişmişlik düzeyi daha düşük bölgelerde uygulanan toplu çöp kutusu sistemidir. Bölgenin nüfusuna göre sokaklara değişik boyutlara çöp kutuları yerleştirilmektedir ve toplanan çöpler farklı araçlarla toplanabilmektedir. Bu bidonlar haftada 2 veya 3 defa boşaltılmakta ya da bölgedeki belediyelere taşınmaktadır.

Sağlık hizmetlerinden kaynaklı medikal atıklardan her türlü tehlikeli atıklar özel araçlar ve işçilerle toplanmak yerine çöp kutularına atılmaktadır. Ancak büyük ölçekli belediyeler bu tür atıkların ayrı toplanması için özel toplama ve taşıma yönetimi uygulamaktadır. Türkiye'de az miktarda tıbbi atık yakma yöntemi ile bertaraf edilebilmektedir. Bu atıkların büyük bir kısmı kentsel katı atıklarla birlikte depolama alanlarına atılmaktadır.

Birçok gelişmekte olan ülkede olduğu gibi ülkemizde de Kentsel atık yönetimi oluşturmada ve planlamada sıkıntılar vardır. Bu problemler, yönetmelikler konusunda yetersiz bilgi ve ekonomik sıkıntılardan meydana gelmektedir. Kısa vadede en iyi yöntem atık bertaraf metodlarını devre dışı bırakmak ve varolan kaynakları çevre koruma sistemleri ile geliştirmektir. Uzun vadede ise, yeni düzenli depolama alanları, kompost ve yakma tesislerinin yapımı planları yapılabilir. Önerilen katı atık yönetim planının başarılı olabilmesi için halkın katılımı ve bilinçlendirilmesi oldukça önemlidir. Ancak halkın yönetim planının farkına varması ve önemini anlayıp katılımını etkilemesi zor ve uzun bir süreçtir.

4.2 Kentsel Katı Atıkların Bileşimi

Katı atıklardan kaynaklanan kirlilik ve oluşacak potansiyel risklerin boyutunun her geçen gün artması, doğal kaynakların azalması, ekonomik ve sosyal etkenlerin de katkısıyla, katı atık yönetimi giderek önem kazanmakta ve karmaşık bir hal almaktadır. Günümüzde, Türkiye’de günde yaklaşık 60.000 ton evsel katı atık oluşmaktadır (Öztürk, 2007). Evsel katı atıkların tipik madde grupları bileşimi Çizelge 4.1’de verilmiştir.

Çizelge 4.1 : Türkiye’de başlıca büyük şehirler için evsel katı atık bileşimi (Öztürk, 2007).

Atık Bileşenleri	İstanbul	Bursa	İzmir
Organik, %	43	53,1	46
Geri dönüştürülebilir, %	33,9	36,4	31
Kağıt/Karton, %	7,8	18,4	12
Plastik, %	14,2	11,6	12
Metal, %	5,8	3	3
Cam, %	6,2	3,4	4
Diğer, %	23,1	10,5	23

Oluşan atık miktarı hızla artmasına rağmen, mevcut düzenli depolama alanları ve yakma tesislerinin kapasitesi giderek azalmaktadır. Birçok Avrupa ülkesi için düzenli depolama, alan sıkıntısı ve kontrol edilemeyen gaz emisyonları ile sızıntı suyu sorunu yüzünden kabul edilebilir bir atık yönetim metodu olmaktan çıkmıştır. Bu nedenle, sürdürülebilirlik açısından da büyük öneme sahip kompost ve geri kazanım

uygulamaları 1980'lerin sonundan itibaren giderek önem kazanmaktadır (Öztürk, 2007).

4.2.1 Organik katı atık karakterizasyonu

Organik katı atıkların arıtımında, atıkların toplanma yöntemi ilk arıtma kademesini teşkil etmektedir. Halkın organik katı atık bileşenlerini kaynağında ayırma eğilimi, organik katı atık karakterini belirleyen en önemli faktördür. Kaynağında ayırma, organik katı atık kalitesi açısından çok büyük öneme sahiptir. Organik katı atıklar, karışık toplanmış atıktan mekanik ayırma, ayrı toplama ve kaynağında ayırma olmak üzere üç farklı şekilde toplanmaktadır. Bu toplama yöntemlerinden her biri ile toplanan atığın bileşimi ve biyolojik olarak arıtılabilirliği farklı olmaktadır (Mata-Alvarez, 2003).

4.2.1.1 Kaynağında ayırma (İkili Toplama) ile elde edilen organik katı atıklar (KA-OKA)

Katı atıkların oluştukları yerlerden biri olan evlerde, ayrı kaplarda toplanması ile elde edilen organik katı atıklardır. Evlerde kaynağında ayırma ile toplanan organik katı atıkların kuru madde oranı içerisinde bulunan yemek atıkları, ekmek, sebze ve meyve atıklarının miktarına göre değişiklik göstermektedir. Kaynağında ayırma yöntemi ile toplanan organik katı atıkların karakteristiği Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.2 : Farklı çalışmalarda kaynağında ayırma ile elde edilen organik katı atığın karakteristiği (Mata-Alvarez, 2003).

Parametre	Cecchi ve diğ., 1989	Sans ve diğ., 1995
TKM (g/kg)	200	163,9
TUKM (%TKM)	88	90
TKOİ (gO ₂ /gTKM)	1,1	1,1

Çizelge 4.2'de görüldüğü gibi kaynağında ayırma ile elde edilen organik katı atıkların TKM içeriği %16-20 arasında değişmektedir. TUKM değeri de TKM'nin %88-90'ı kadar olmaktadır.

4.3 Atık Karakterizasyonu

Atık karakterizasyon bilgilerinin yaygın kullanımı vardır. Bu bilgiler katı atık yönetim planı hazırlama, katı atık bertaraf tesislerinin dizaynı, tesis kurma ve kabul

testi işlemleri için temel standart oluşturulması amacıyla referans katık kaarakterizasyonu oluşturmak amacıyla kullanılabilir. Örneklerin seçimine ve derecelendirilmesine göre seçilecek metodlar, katı atık kompozisyonu belirlenir ve raporlanır. Analizi mümkünse, mevsimsel koşullar ve örnek kaynağı da dikkate alınmalıdır. Atık kompozisyon analizi yapılırken, laboratuvar analizleri yapılırken numunenin katı atık bileşenlerini temsil edici özellikte olmasına analizin kullanım amacına hizmet edecek karışımda olmasına dikkat edilmelidir.

4.4 Gelişmiş Ülkelerde Katı Atık Özellikleri

Kentsel Katı Atık (KKA) terimi genellikle, özellikleri bölgelere göre değişiklik gösteren kentsel alanlardan kaynaklanan ve heterojen olarak toplanan katı atıkları tanımlamak için kullanılmaktadır. Katı atıkların karakterizasyonu ve miktarı sadece bölgede yaşayan nüfusun hayat standartlarına bağlı değildir. Bölgenin doğal kaynaklarına ve verimliliğine de bağlıdır. Kentsel atıklar, organik ve inorganik olmak üzere 2 alt kategoriye ayrılmaktadır. Organik bileşenler de genellikle 3 ayrı alt kategoriye ayrılmaktadır; fermente etmeye uygun olanlar, fermentasyonu mümkün olmayanlar ve çürüyebilenler. Çürüyebilen atıklar kolaylıkla parçalanabilirler, ancak kontrol edilmediği takdirde koku oluşumu ve istenmeyen görüntülerle karşılaşılır. Fermente atıklarla hızla parçalanma eğilimindedir, ancak çürümenin istenmeyen sonuçları ile karşılaşılmaz. Fermente olmayan atıklar ise ayrışmaya karşı dirençlidirler bu yüzden parçalanması yavaş gerçekleşmektedir. Çürüyen atıkların çoğunluğu mutfak ve yemek atıklarından kaynaklanmaktadır. Atıkların davranışı, yemeklerin kullanım şekli, ömrü ve mevsimine göre değişiklik göstermektedir. Fermente olan atıklar ise ürün ve pazar atıkları olarak tanımlanabilir. Sanayisi gelişmiş ülkelerle gelişmekte olan ülkeler arasındaki temel fark atığın organik fraksiyonunun daha az olmasıdır.

Nemli, tropikal ve yarı tropikal ülkelerde, yüksek oranda bitki atığına rastlanmaktadır. Buna karşın sıcaklıklarda mevsimsel değişiklikler görülen ya da pişirme sırasında kömür, odun gibi yakıtlardan yararlanan ülkelerde ise küle rastlanmaktadır. Kış aylarında kül miktarının daha yüksek olduğu görülmektedir. İklimsel değişikliklerin yanı sıra, atıklar genellikle az ya da çok fosforlu atıklarıyla kontamine olmuşlardır. Bu tür farklılıklar gelişmekte olan ülkelerin metropollerinde bile meydana gelmektedir. Aslında, katı atıkların fekal madde, üre ya da bu tarz

kirletici karışımları içermemesi olması gereken durumdur. Bu durum yasalarla engellenmelidir. İnsan kaynaklı atıkların evsel atıklarla karışması durumunda, atıkların toplanması çevre sağlığını tehdit etmektedir. Patolojik atıklar, mezbaha atıkları, endüstriyel atıklar, ve benzeri malzemelerin evsel atıklar ile karıştırılarak atılmasına izin verilmemelidir. Ancak, alınan tüm önlemlere rağmen bazı patojenler ve kimyasallar atık içerisinde bulunmaya devam edebilir.

4.5 İstanbul'un Katı Atık Karakterizasyonu

Son özenli katı atık karakterizasyon çalışması 2005 yılında yapılmıştır. Şehrin katı atık karakterizasyonu doğal gaz kullanımının artması ile birlikte değişmiştir. Ayrıca ambalaj kullanımındaki artış ile birlikte plastik atıkların arttığı açıkça görülmüştür. Ancak detaylı bir karşılaştırma yapmak mümkün değildir, çünkü daha önce yapılan analizler istatistiksel değerlendirme için yetersiz ve belirli standartlara göre yapılmamıştır.

Çizelge 4.3'te Gürdal Kanat, 2010 tarafından yapılan çalışmada elde edilen İstanbul katı atık karakterizasyon verileri yer almaktadır. Toplam KKA'nın %14'ü , yani yaklaşık 1672 ton/gün, kağıt atığından oluşmaktadır. Organik maddeler %50 ile 6027 ton/gün olarak belirlenmiştir. Plastik, tekstil ve cam maddelerin miktarı ise 2237, 634, ve 698 ton/gün olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.3 : İstanbul katı atık karakterizasyonu.

Malzeme	Asya Yakası, %	Avrupa Yakası, %	Ortalama, %	Ortalama miktar, ton
Kağıt	6,27	11,27	8,77	1052,43
Karton	3,49	5,56	4,53	543,51
Renkli cam	2,05	3,44	2,74	329,20
Renksiz cam	3,01	3,15	3,08	369,25
PET şişe	0,99	2,05	1,52	182,12
Plastik poşet	8,42	10,55	9,48	1138,15
Plastikler	3,21	3,56	3,39	406,31
Metaller (Demir)	0,89	0,87	0,88	105,47
Alüminyum	0,45	0,92	0,68	81,97

Çizelge 4.3 (devam) : İstanbul katı atık karakterizasyonu.

Malzeme	Asya Yakası, %	Avrupa Yakası, %	Ortalama, %	Ortalama miktar, ton
Diğer metaller	0,13	0,00	0,07	7,83
Organikler	56,31	44,13	50,22	6026,59
Çocuk bezi	3,72	4,08	3,90	468,07
Odun	0,50	0,53	0,51	61,39
Elektrik ekipmanları	0,11	0,20	0,15	18,25
Piller ve aküler	0,02	0,00	0,01	0,92
Tekstil	4,77	5,80	5,28	633,98
Tetra-pak	0,66	0,61	0,64	7629
Diğer yanıcılar	2,62	1,58	2,10	252,53
Kül	1,51	1,17	1,34	160,39
Taş, kaya vs.	0,64	0,09	0,36	43,38
Yoğunluk (kg/m ³)	222,71	127,15	174,93	
pH	7,43	7,31	7,37	
Su muhtevası, %	71,00	70,00	70,50	
Yanıcı, %	80,00	82,00	81,00	

5. MATERYAL VE METODLAR

5.1 Mutfak Atıklarının Toplanması ve Karakterizasyonu

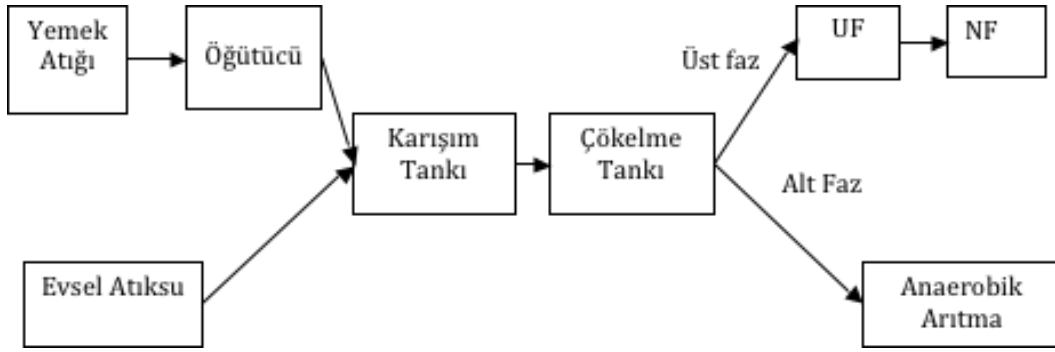
Çalışma kapsamında hanelerde oluşan mutfak atıklarının ayrı olarak toplanması amaçlanmıştır. Çalışmada evde oluşan tüm yiyecek atıkları çalışmaya dahil edilmemiştir. Sadece tezgahaltı mutfak öğütücüsünde işlenebilecek türdeki, sertliği az ve parçalanabilecek atıklar mutfak atığı olarak nitelendirilmiştir. Karpuz kabuğu, kemik, yemiş kabukları gibi ağırlık olarak yüksek olan bazı atıklar çalışmaya dahil edilmemiştir. Bu kapsamda önceden belirlenmiş kişi sayısı bilinen 5 hanenin mutfak atıkları belirli periyotlarla toplanmıştır. Hanelerden toplanan mutfak atıklarının tartımı yapılmış ve kişi başına oluşan günlük mutfak atığı miktarı belirlenmiştir. Toplanan mutfak atıkları öğütücüden geçirilerek atıksu fazına dönüştürülmüştür. Öğütücü sonrasında oluşan atıksu akımının tartımı yapılarak mutfak atığının seyrelme oranı hesaplanmıştır. Çalışmalarda öğütücüde öğütülmüş olan mutfak atığının karakterizasyonu esas alınmıştır. Karakterizasyon çalışmaları kapsamında atıkta, KOİ, TKN, AKM, UAKM ve pH parametrelerinin analizi yapılmıştır.

5.2 Kentsel Atıksu

Kentsel atıksu İSKİ Baltalimanı Atıksu Ön Arıtma Tesisi kaba ızgara çıkışından temin edilmiştir. Kentsel atıksuya ait parametreler Çizelge 5.1'de verilmektedir. Çalışma kapsamında kentsel atıksular ile öğütücüde öğütülmüş mutfak atığı, hacimce %3, %5 ve %7 mutfak atığı içerecek şekilde karıştırılmıştır. Oluşan atıksu karışımları daha sonra 1,5 saat boyunca çökelme işlemine tabi tutularak iki farklı atıksu akımına ayrılmıştır. Çökelme sonucunda oluşan alt faz toplam atıksu hacminin yaklaşık olarak 1/8'ini oluşturmaktadır. Katı partiküler maddelerden büyük ölçüde arındırılmış olan üst faz membran sisteminde arıtımı sağlanmak üzere ayrılmıştır. Geri kalan alt fazda ise biyolojik metan potansiyeli deneyleri gerçekleştirilmiştir. Gerçekleştirilen çalışmalara ait şematik gösterim Şekil 5.1'de verilmektedir.

Çizelge 5.1 : Çalışmalarda kullanılan kentsel atıksu özellikleri.

Kirlilik	Birimi	Konsantrasyon
AKM	mg/L	420
UAKM	mg/L	270
KOİ	mg/L	350
TKN	mg/L	48
Amonyak	mg/L	41
UYA	mg/L	28
pH		6,5



Şekil 5.1 : Yapılan çalışmalara ait akım şeması.

5.3 Basınçlı Membran Sisteminde Gerçekleştirilen Arıtılabilirlik Çalışmaları

5.3.1 Membran sisteminin tanıtımı

Laboratuvar ölçekli deneysel çalışmaların ikinci aşaması, basınçlı membran sistemi ile çökelme işlemi sonrasında oluşan üst akımın ön ve nihai arıtılmasının gerçekleştirilmesidir. Bunun için hem düşük basınçta (0-2 bar aralığı) hem de yüksek basınçta (40-50 bar) çalıştırılabilen bir deneysel çalışma sistemi kurulmuştur. Laboratuvar ölçekte işletilen bu basınçlı membran sistemi aşağıdaki kısımlardan oluşmaktadır:

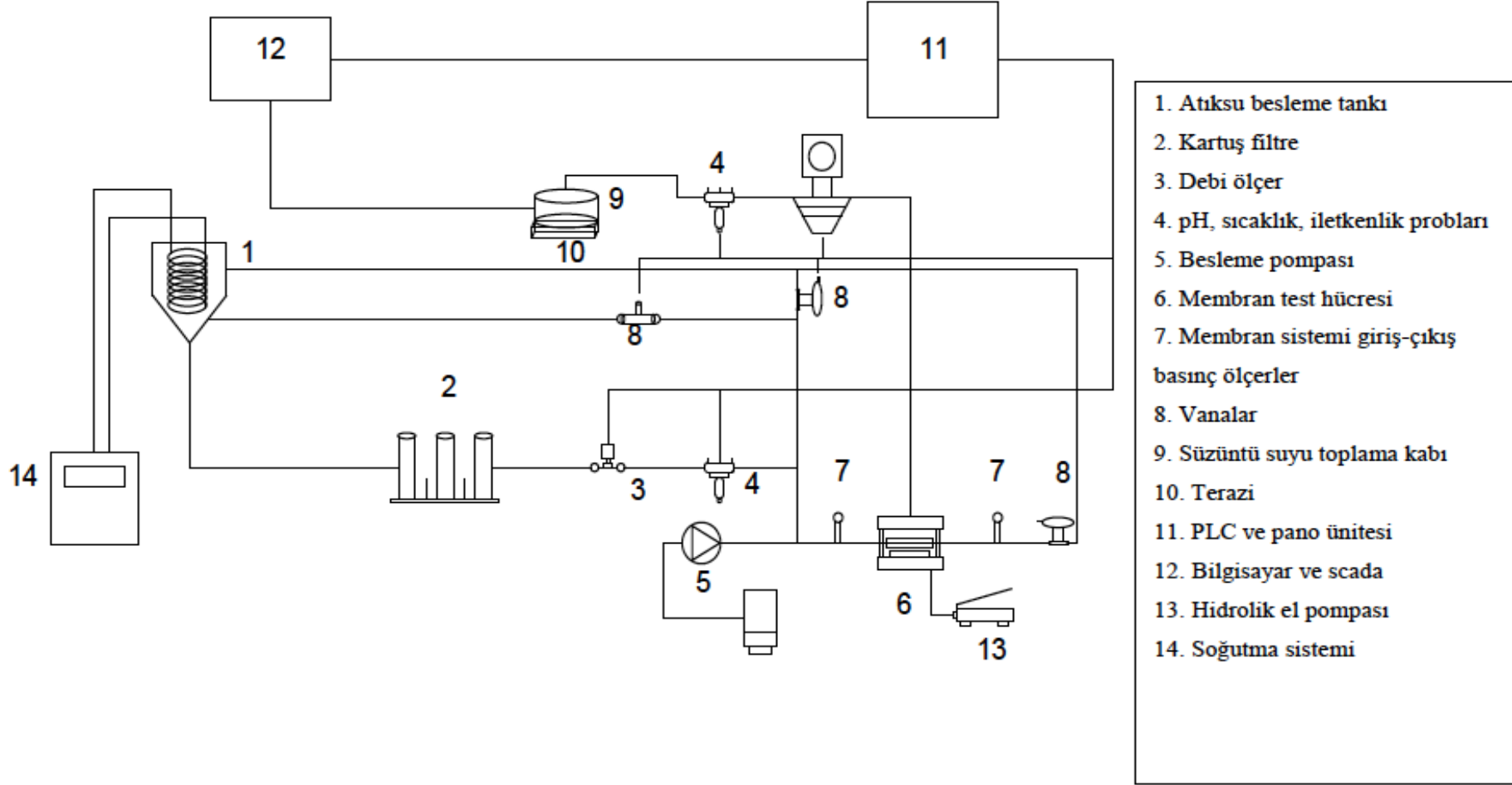
1. Atıksu besleme tankı
2. Kartuş filtre
3. Debi ölçer
4. pH, sıcaklık, iletkenlik probrarı

5. Besleme pompası
6. Membran test hücresi
7. Membran sistemi giriş-çıkış basınç ölçerler
8. Vanalar
9. Süzüntü suyu toplama kabı
10. Terazi
11. PLC ve pano ünitesi
12. Bilgisayar ve scada
13. Hidrolik el pompası
14. Soğutma sistemi

Basınçlı membran sisteminin görünümü ve bu sisteme ait akım şeması Şekil 5.2 ve Şekil 5.3'te verilmektedir.



Şekil 5.2 : Laboratuvar ölçekli basınçlı membran sisteminin genel görünümü.



Şekil 5.3 : Basıncılı membran sistemine ait akım şeması.

Kullanılan membran test hücresi, membran üreticisi GE Infrastructure Water & Process Technologies Firması'ndan temin edilmiştir. Paslanmaz çelikten imal edilmiş bu hücre CAT Pumps marka yüksek basınç pompası ile oluşturulan basınçla işletilmektedir. Bu basınç maksimum 70 bar'dır.

Membran hücresinin genişliği 21,6 cm, uzunluğu 16,5 cm ve yüksekliği 5,3 cm'dir. Membran hücre muhafazasının genişliği 27,6 cm, uzunluğu 22,9 cm ve yüksekliği 20,3 cm'dir. Membran hücresi alttan basınç uygulanarak sıkıştırılmakta ve bu şekilde uygulanan besleme akımındaki basınca dayanıklı olması sağlanmaktadır. Membran hücre muhafazasında bulunan pistonu uygulanan bu basıncın, besleme akımı basıncından büyük olması gerekmektedir. Membran hücre muhafazası piston sistemine uygulanan basınç, hidrolik el pompası ile gerçekleştirilmektedir. Hidrolik el pompasının markası CFTMAK olup, bu pompa ile uygulanabilecek maksimum basınç 700 bar'dır.

Paslanmaz çelikten imal edilmiş olan besleme tankının hacmi 10 L'dir. Besleme tankının içerisinde işletme sıcaklığını 25 C°'de (± 1 C°) tutma amaçlı bir soğutma tertibatı mevcuttur. Bu tertibat spiral yapıda borulardan oluşmaktadır. Soğutucudan gelen soğuk su, besleme tankı içerisine yerleştirilmiş spiral yapıda borular yardımıyla atıksuyu istenilen sıcaklıkta tutmaktadır. Isınan su ise tekrar soğutucuya gönderilmektedir. Bu sirkülasyon sayesinde besleme tankının sıcaklığı istenilen değerde tutulmaktadır.

Deneylerde kullanılan ultrafiltrasyon (UC010T) ve nanofiltrasyon (NF 90) membranlarına ait özellikler sırasıyla Çizelge 5.2 ve Çizelge 5.3'te verilmiştir.

Çizelge 5.2 : Deneylerde kullanılan UF membranların özellikleri.

Parametreler	UC010T
Membran malzemesi	Selüloz
Maksimum işletme sıcaklığı	55 °C
Maksimum işletme basıncı	3 bar
pH aralığı	1 – 12
Akı	40 L/m ² .saat
Moleküler ağırlık engelleme sınırı (MWCO)	10 000 Da

Çizelge 5.3 : Deneylerde kullanılan NF membranların özellikleri.

Parametreler	NF90
Membran malzemesi	Poliamid
Maksimum işletme sıcaklığı	35°C
Maksimum işletme basıncı	41 bar
pH aralığı	4 – 11
Moleküler ağırlık engelleme sınırı (MWCO)	200 Da
Giderim yüzdesi – NaCl çözeltisi için	85 – 95

Basınçlı membran sisteminde kullanılan membran alanı 155 cm² olup, membran Şekil 5.4’te verilmiştir.



Şekil 5.4 : Kullanılan membranın boyutu (16,4 x 9,5 cm).

5.3.2 Membran sistemin işletilmesi

Tanktaki besleme suyu ilk olarak kartuş filtreye iletilmektedir. Kartuş filtrede 5-10 mikron boyutundaki partiküller, sisteme zarar vermemeleri için tutulmaktadır. Buradan çıkan atıksuda debi, pH, iletkenlik, sıcaklık değerleri online olarak ölçülmektedir. Besleme ile çekilen atıksuyun frekans konvertörü ile debisi arttırılmaktadır. Konsantre üzerindeki vana ile basınç arttırılmakta, bunun sonucu olarak su membrandan süzülmemektedir. Membran çıkışında ölçülen basınç değerleri ile membran öncesi basınç değerleri ortalamalarının farkı transmembran basıncı olmaktadır. Sistemde çıkış basıncı otomatik olarak ayarlanabilmektedir. Giriş basıncını ayarlamak için vana durum ayarlaması yapılmaktadır. Basınç çok fazla yükselirse sistemde bulunan emniyet vanası devreye girmekte ve atıksuyu besleme tankına geri göndermektedir. Membran test hücresinde akım, konsantre akımı ve

süzüntü akımı olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Konsantre akımı, besleme tankına geri devir ettirilirken, süzüntü akımı akıyı belirleyebilmek amacıyla tartı üzerinde bulunan bir kapta toplanmaktadır. Ayrıca süzüntü akımı hattı üzerinde yer alan iletkenlik, sıcaklık ve pH prob haznesinde bu parametreler ölçülmektedir. Sistem Scada'dan takip edilmekte ve veriler bilgisayarda depolanmaktadır.

5.3.3 Deneysel sistematik

Basınçlı membran sisteminde yapılan çalışmalar Çizelge 5.4'te verilmektedir.

Çizelge 5.4 Basınçlı membran sisteminde yapılan çalışmalar

Deney no	Uygulanan ön arıtma	Uygulanan membran tipi	Basınç değerleri
%3*		NF90	6 bar
			9 bar
			12 bar
%5*	UF (UC010T)	NF90	6 bar
			9 bar
			12 bar
%7*		NF90	6 bar
			9 bar
			12 bar

* Kentsel atıksu ile mutfak atığı karışımındaki mutfak atığının hacimce oranı.

5.4 Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları

Deney düzeneği oluşturulmadan önce deneyde kullanılacak biyokütlenin mezofilik sıcaklıkta aklımasyonu için çalışma yapılmıştır. Deneylede İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nde çalışılan arıtma çamurlarına aklime edilen aşından yararlanılmıştır. Substrat kaynağı olarak, çeşitli hacimlerde karışımı sağlanmış olan mutfak atığı ile kentsel atıksuların çökelme sonrasında elde edilen alt faz akımları kullanılmıştır. Kesikli reaktörde düzenli olarak atıksu beslemesi yapılmış ve gaz çıkışı izlenmiştir. Aşının aklımasyonu sağlandıktan sonra biyometan potansiyelini belirlemek amacıyla mezofilik şartlarda (37 °C) işletilen reaktörler kurulmuştur. Biyometan potansiyeli testi (BMP), anaerobik çamurun metanojenik aktivitesinin bir göstergesidir. Bu

periyod boyunca elde edilen metan üretiminden ve KOİ değerlerinden biyometan potansiyeli değerleri hesaplanmıştır.

Her bir atıksu karışımı için 4 farklı aşı/substrat oranında (0,5-1-1,5-3) arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bunun yanı sıra mutfak atığı ve kentsel atıksuyun da biyometan potansiyeli incelenmiştir. Kentsel atıksu-Yemek atığı karışım atıksularında 1000 mg/L sabit KOİ konsantrasyonunda çalışılmıştır. BMP deneyi kapsamında gaz çıkışının stabil hale gelmesinin ardından serum şişelerinde KOİ, UYA ve gaz kromatografide biyometan analizleri gerçekleştirilmiştir.

Anaerobik ortam çözeltisi hazırlanırken, Çizelge 5.5'te verilen çözelti (I)'den 15ml/L, çözelti (II)'den 15ml/L, tuz ve vitamin çözeltisinden 12,5ml/L, Asit Stok Çözeltisi (I)'den 1ml/L, Alkali Stok Çözeltisi (II)'den 1ml/L, Bikarbonat çözeltisinden 50 ml/L ve resazurin'den 1ml/L olacak şekilde çözelti miktarları distile suya ilave edilerek başlanmıştır. Hazırlanan karışım içerisindeki oksijenin uzaklaştırılması için ocakta kaynatılmıştır. Kaynatma işlemi, kaynama başladıktan 5-10 saniye sonra sonlandırılmıştır. Kaynatma sonrası çözelti, içerisinde azot geçirilerek soğutulmuş ve serum şişelerine doldurulmuştur. Katı madde oranlarını sağlayacak miktarlarda aşı çamuru ve substrat içerisinde anaerobik ortam çözeltisi bulunan şişelere ilave edilmiştir. Serum şişelerindeki karışımların pH'ları ölçülerek, pH değerleri hedeflenen çalışma aralığının dışında olanlar asit/baz ilavesi ile istenilen pH aralığına getirilmiştir. Son olarak serum şişeleri sızdırmazlığı sağlayacak bütül kauçuk tapalar ve alüminyum kapaklar ile kapatılarak basınçlandırma işlemine hazırlanmıştır. Kapatılan serum şişeleri içerisinde 1,7 atm Çizelge 5.1'de verilen indirgeyici ajandan ($\text{Na}_2\text{-CO}_2$ gaz karışımı olacak şekilde doldur-boşalt ekipmanı (GR Instruments B.V., Hollanda) ile içerisindeki oksijen tamamen uzaklaştırılacak şekilde basınçlandırılmıştır. Basınçlandırma işleminden sonra her serum şişesinde anaerobik şartların tamamen sağlanabilmesi için 0,5'er ml $\text{Na}_2\text{S.9H}_2\text{O}$ şırınga yardımıyla ilave edilmiştir. Biyometan potansiyelini ölçmek amacıyla kurulan reaktörleri Şekil 5.5'te verilmektedir.



Şekil 5.5 : Anaerobik biyometan reaktörleri.

Çizelge 5.5 : Anaerobik ortam çözeltisinin içeriği.

Bileşikler		Konsantrasyon, mg/L	Bileşikler		Konsantrasyon, mg/L
Bileşikler	Çözelti (I)		Asit Stok Çözeltisi (I)		
	KH ₂ PO ₄	408	HCl		1,800
	Çözelti (II)		H ₃ BO ₃		0,062
	Na ₂ HPO ₄ .H ₂ O	534	MnCl ₂		0,061
	Tuz Çözeltisi		FeCl ₂		0,944
	NH ₄ Cl	360	CoCl ₂		0,065
	NaCl	360	NiCl ₂		0,013
	MgCl ₂ .6H ₂ O	120	ZnCl ₂		0,068
	CaCl ₂ .2H ₂ O	132	CuCl ₂		0,050
	Bikarbonat Çözeltisi		AlCl ₃		0,050
	NaHCO ₃	4000	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄		0,050
	Vitaminler		Alkali Stok Çözeltisi (II)		
	Biotin	0,02	NaOH		0,400
	Nicotinamid	0,20	Na ₂ SeO ₃		0,017
	p-Aminobenzoic asit	0,10	Na ₂ WO ₄		0,029
	Thiamin (Vitamin B1)	0,20	Na ₂ MoO ₄		0,021
	Panhotenic asit	0,10	İndirgeyici Ajan		
	Pyridoxamine	0,50	Na ₂ S.9H ₂ O		240
	Cyanocobalamine (Vitamin B12)	0,10	Anaerobik Kontrol Ajanı		
	Riboflavine	0,10	Resazurin		5

5.5 Analiz Yöntemleri

Çizelge 5.6'da karakterizasyon çalışmasında yapılan analizler ve analiz yöntemleri ile analizlerde kullanılan cihazlar toplu halde verilmektedir.

Çizelge 5.6 : Atıksulardaki karakterizasyon ve biyolojik artılabilirlik çalışmaları kapsamında ölçülen parametreler, ölçüm yöntemleri ve kullanılan cihazlar.

Parametre	Ölçüm Yöntemi	Cihaz Markası
pH	-	Thermo Orion 720 A
TKM	2540 G:103-105°C Gravimetrik Yöntem	-
TUKM	2540 G : 550°C Gravimetrik Yöntem	-
KOİ	5220 B Titrimetrik Yöntem	-
Anyon ve Katyonlar	İyon Kromatografisi	Dionex ICS – 3000
TKN	Titrimetrik Yöntem	Gerhardt
Amonyak Azotu	Titrimetrik Yöntem	
Toplam Fosfor	Kolorimetrik Yöntem	Pharmacia LKB Novaspec II
Biyogaz Miktarı	-	Lutron PM-9107,7000 mBar Basınç / Vakum Ölçer
UYA	Gaz Kromatografisi	Shimadzu GC-FID dedektör
Metan	Gaz Kromatografisi	Perichrom PR2100 GC- TCD dedektör

6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

Mutfak atıklarının farklı hanelerden toplanması sonucunda bu çalışmada elde edilen kişi başı günlük mutfak atığı üretimi 0,11-0,14 kg/gün arasında değişim göstermektedir. Bu değer literatürde 0,4-0,55 kg/gün arasında verilmektedir. Bu değerlerin literatürün oldukça altında bulunmasının sebebi tüm atıkların mutfak atığı olarak kabul edilmemesi ve atıkların toplandığı hanelerdeki kişilerin atık ayırmada konusunda bilgilerinin yeterli olmamasıdır. Çalışma kapsamında kaynağında ayrı toplanan mutfak atıklarının öğütücüde öğütüldükten sonraki karakterizasyonuna ait bilgiler Çizelge 6.1’de verilmektedir.

Çizelge 6.1 : Mutfak atığının karakterizasyonu.

Numune No	TKM (g/L)	TUKM (g/L)	TUKM /TKM	TKOİ (mg/L)	ÇKOİ (mg/L)	TKN (mg/L)	Amonyak (mg/L)	pH
1	86	73	85	37420	6130	1300	270	4,3
2	145	126	87	39070	7270	-	-	4
3	177	172	97	31530	6940	580	120	4,1

Atığın TKM konsantrasyonu 86 ile 177 g/L arasında değişmiştir. UAKM/AKM oranı kaynağında ayrı toplama yapılması nedeniyle oldukça yüksek bulunmuştur. TKOİ konsantrasyonu 31 ile 39 g/L arasında değişmektedir. Çözünmüş KOİ konsantrasyonu TKOİ konsantrasyonunun %16 ile %23’ü arasında değişim göstermektedir. Atığın pH değeri 4 ile 4,3 arasında değişim göstermiştir. Hanelerden toplanan atıkların ağırlıkları ölçülerek kişi başı oluşan günlük mutfak atığı miktarı hesaplanmıştır. Hesaplamalarda öğütücüye gönderilen mutfak atıkları esas alınmıştır. Hesaplamalara göre kişi başı oluşan günlük mutfak atığı miktarı ortalama 0,12 kg/gün olarak bulunmuştur. Öğütücüden çıkan atığın ağırlığı su muhtevasının artması nedeniyle 2,6 ile 3,5 kat arasında artış göstermektedir. Bu değer kullanıma göre değişim göstermektedir.

6.1 Basınçlı Membran Sisteminde Gerçekleştirilen Arıtılabilirlik Çalışmaları

6.1.1 %3'lük mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

6.1.1.1 KOİ giderimi

%3'lük atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları Çizelge 6.2'de verilmektedir.

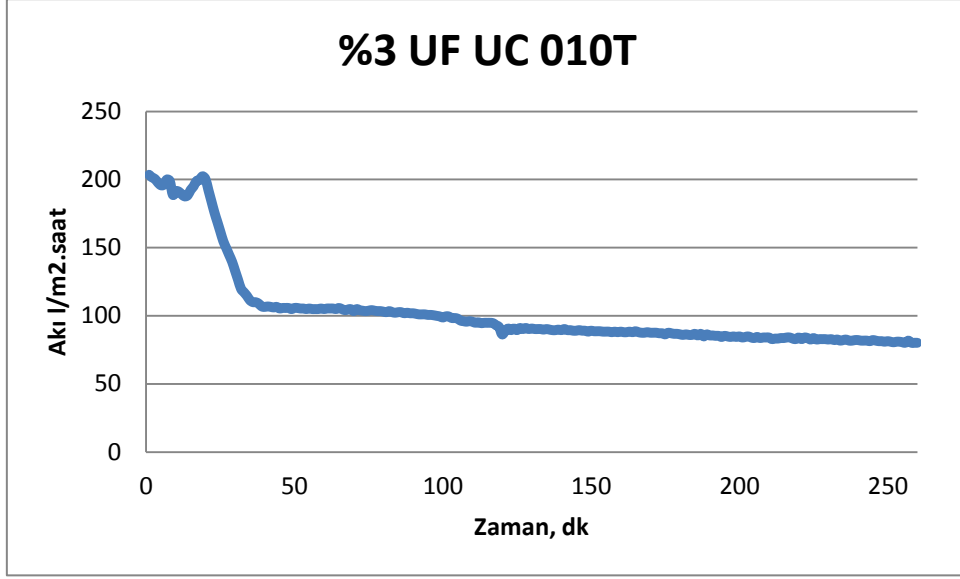
Çizelge 6.2 : %3'lük atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.

Arıtma	Giriş (mg/L)	Çıkış (mg/L)	Verim (%)
UF UC 010T	790	184	77
NF90 6 bar	184	19	90
NF90 9 bar	184	36	80
NF90 12 bar	184	21	89

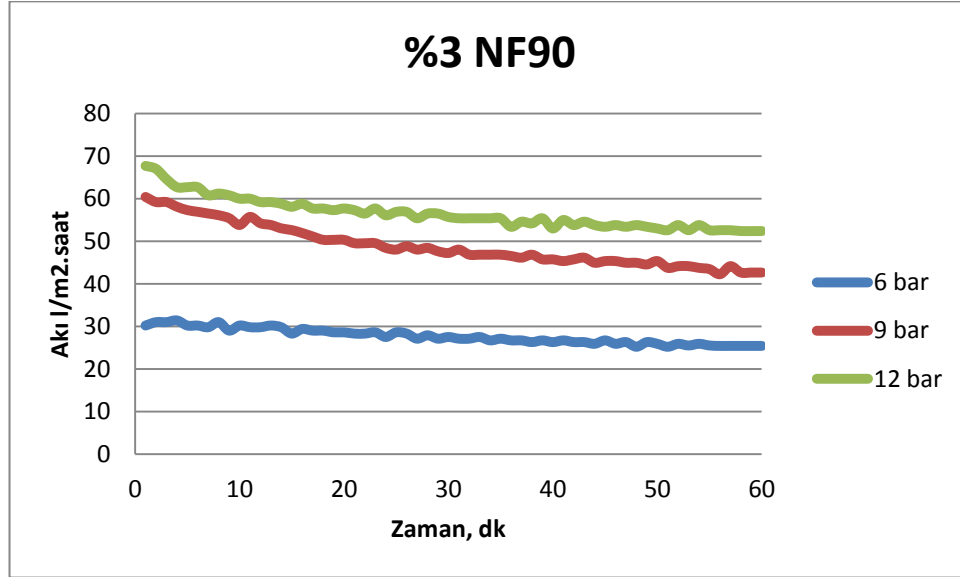
Çizelge 6.2 incelendiğinde %3 lük atıksu karışımının ultrafiltrasyon membranında arıtımının ardından KOİ'nin %77 oranında azaldığı görülmektedir. Ultrafiltrasyon membranında elde edilen süzüntünün NF90 membranında arıtıldığında, işletme basıncından bağımsız olarak KOİ'nin %90 lar civarında giderildiği görülmüştür. 6 bar ile 12 bar işletme basınçlarında KOİ 20 mg/L'ye kadar düşmüştür.

6.1.1.2 Akı değerleri

Atıksu ilk olarak 1 bar işletme basıncında ultrafiltrasyon membranında arıtıma tabi tutulmuştur. Şekil 6.1'de UC 010T UF membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Ultrafiltrasyon membranından elde edilen süzüntü sırasıyla 3, 6 ve 9 bar olmak üzere 3 farklı işletme basıncında nanofiltrasyon membran sisteminde çalışılmıştır. Şekil 6.2'de NF90 membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Akı değerleri her iki membran türünde zamanla azalma göstermiştir.



Şekil 6.1 : UF membranına ait akı değerleri.



Şekil 6.2 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.

Şekil 6.1 incelendiğinde ultrafiltrasyon membranında akının ilk etapta ani bir düşüş gösterdiği görülmektedir. Zamanla akı daha liner bir düşüş göstermiştir. Bunun nedeninin kirletici maddelerin başlangıçta filtrede hızlı bir tıkanmaya sebep olması ve membran sistemdeki basıncında meydana gelen salınımların olduğu düşünülmektedir.

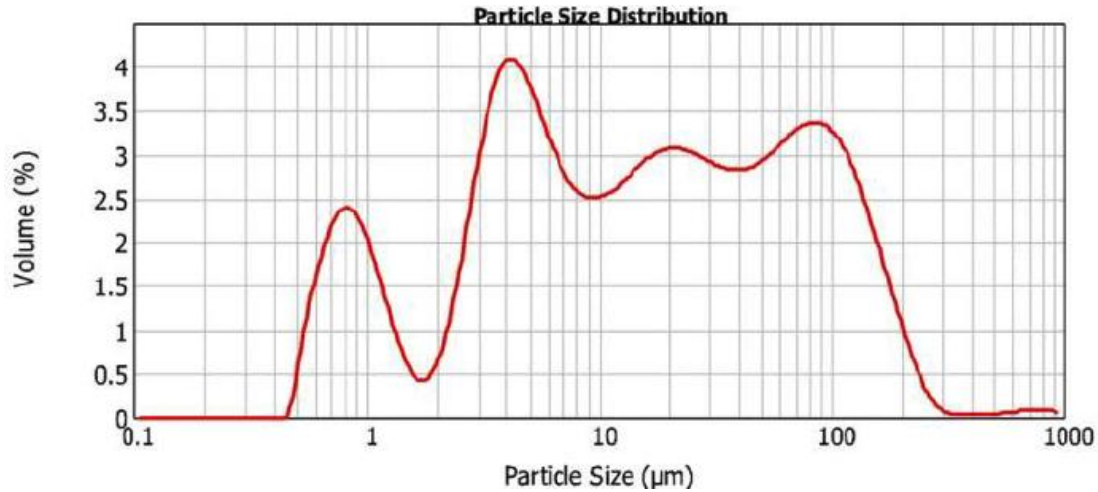
Şekil 6.2'de NF90 membranına ait akı değerleri incelendiğinde en yüksek akı değerinin 12 bar işletme basıncında elde edildiği görülmektedir. 12 bar ve 9 bar

işletme basıncında 1 saatin sonunda akıdaki düşüş $20 \text{ l/m}^2 \cdot \text{saat}$ civarındayken, bu değer 6 bar işletme basıncında $5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{saat}$ civarındadır.

6.1.1.3 Partikül boyut dağılımı

Artılabilirlik çalışmaları kapsamında giriş partiküler KOİ yükünün hangi aşamada giderildiğinin belirlenebilmesi amacıyla atıksuyun partikül boyut dağılımı analizi gerçekleştirilmiştir. Atıksuya ait partikül boyut dağılımı Şekil 6.3'te verilmektedir.

Şekil 6.3 incelendiğinde atıksu içerisindeki partiküler maddelerin büyük bir kısmının $10 \mu\text{m}$ 'nin üzerinde olduğu görülmektedir. Analiz sonucunda partiküler maddelerin yaklaşık olarak %55'inin kartuş filtrede giderildiği görülmüştür. Grafik incelendiğinde partiküler maddelerin tamamına yakınının UF filtrasyonu ile giderildiği görülmektedir.



Şekil 6.3 : %3'lük atıksu karışımının ait partikül boyut dağılımı.

$d(0,1)$: $1,113 \mu\text{m}$ $d(0,5)$: $14,830 \mu\text{m}$ $d(0,9)$: $110,472 \mu\text{m}$

6.1.1.4 Anyon ve katyonlar

Çizelge 6.3 ve Çizelge 6.4'te ultrafiltrasyon membranında gerçekleştirilen çalışmalara ait giriş ve çıkış akımlarındaki, anyon ve katyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 6.3 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
%3 lük atıksu					
karışımı	1108	49,94	62,186	127,914	99,566
UF çıkış	1005	44,2	52,1	109	88

Çizelge 6.4 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.

Anyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
%3 lük atıksu karışımı	2067	5,02	6,98
UF çıkış	1803	4,18	5,68

Çizelge 6.3 ve Çizelge 6.4 incelendiğinde ultrafiltrasyon sonrası katyon ve anyon değerlerinde az miktarda bir giderim olduğu görülmektedir.

Çizelge 6.5 ve Çizelge 6.6'da ileri arıtma çalışmalarına ait anyon ve katyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 6.5 : İleri arıtma çalışmasına ait anyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
Giriş	1005	44,2	52,1	109	88
6 bar	54	4,86	2,67	0,47	0,85
9 bar	102	5,39	4,80	7,69	7,30
12 bar	36	4,74	1,39	0,14	0,52

Çizelge 6.6 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.

Anyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
Giriş	1803	4,18	5,68
6 bar	90	0,32	0,68
9 bar	180	0,48	1,08
12 bar	57	-	0,55

Çizelge 6.5 ve Çizelge 6.6 incelendiğinde anyon ve katyonlarda %90'ın üzerinde bir giderim elde edilmiştir. En yüksek giderim 12 bar işletme basıncında elde edilmiştir. Atıksudaki tuzluluğun temel kaynağı olan sodyum ve klorür %97'lik verimle giderilmiştir.

6.1.2 %5'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

6.1.2.1 KOİ giderimi

%5'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları Çizelge 6.7'de verilmektedir.

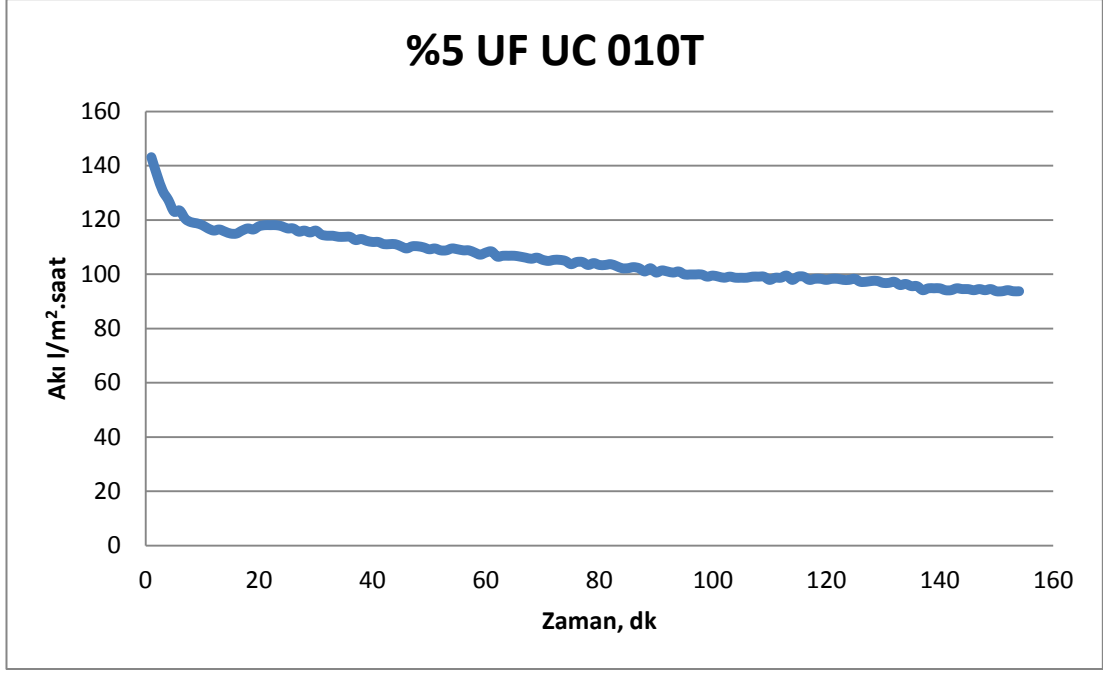
Çizelge 6.7 : %5'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.

Arıtma	Giriş (mg/L)	Çıkış (mg/L)	Verim (%)
UF UC 010T	741	293	60
NF90 6 bar	293	43	85
NF90 9 bar	293	42	86
NF90 12 bar	293	33	89

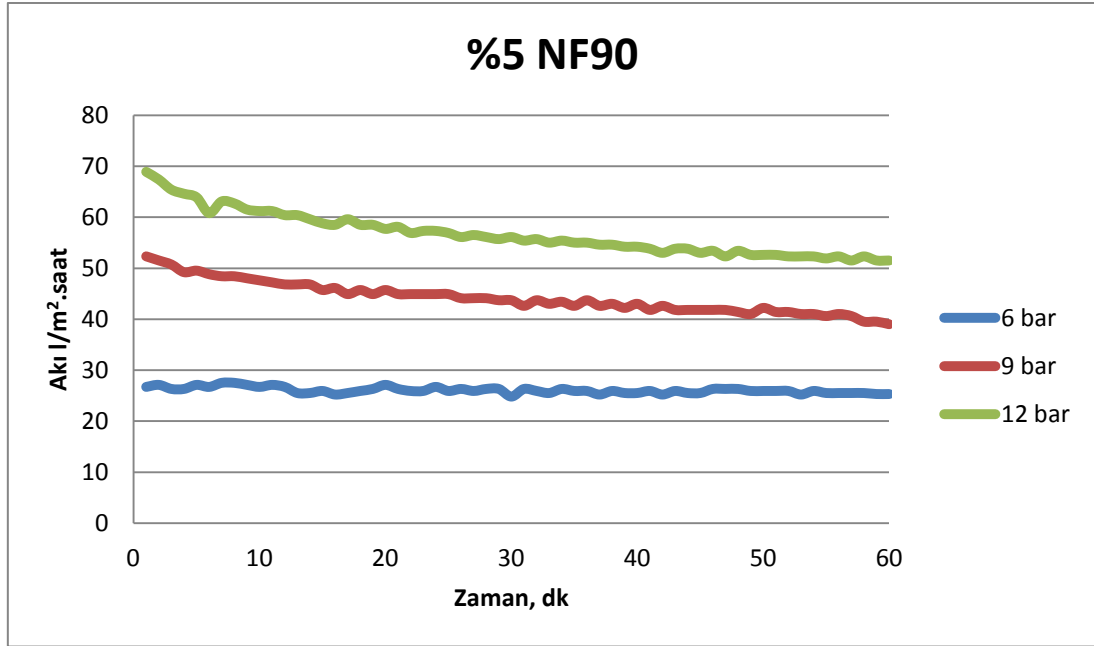
Çizelge 6.7 incelendiğinde %5 lik atıksu karışımının ultrafiltrasyon membranında arıtımının ardından KOİ'nin %60 oranında azaldığı görülmektedir. Ultrafiltrasyon membranında elde edilen süzütünün NF90 membranında arıtıldığında, işletme basıncından bağımsız olarak KOİ'nin %85-90 civarında giderildiği görülmüştür. 12 bar işletme basıncında KOİ giderimi 6 ve 9 bar işletme basıncında elde edilen değerlere göre daha yüksektir. Bunun nedeninin kek tabakası oluşumu ile gözenek çaplarının küçülmesi ve daha ufak boyuttaki maddelerin tutulabilmesi olduğu düşünülmektedir.

6.1.2.2 Akı değerleri

Çalışmanın bu bölümünde, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon uygulamaları sonucunda elde edilen akı hesaplamaları verilmektedir. Atıksu ilk olarak 1 bar işletme basıncında ultrafiltrasyon membranında arıtıma tabi tutulmuştur. Şekil 6.4'te UC 010T UF membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Ultrafiltrasyon membranından elde edilen süzüntü sırasıyla 3, 6 ve 9 bar olmak üzere 3 farklı işletme basıncında nanofiltrasyon membran sisteminde çalışılmıştır. Şekil 6.5'te NF90 membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Akı değerleri her iki membran türünde zamanla azalma göstermiştir.



Şekil 6.4 : UF membranına ait akı değerleri.



Şekil 6.5 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.

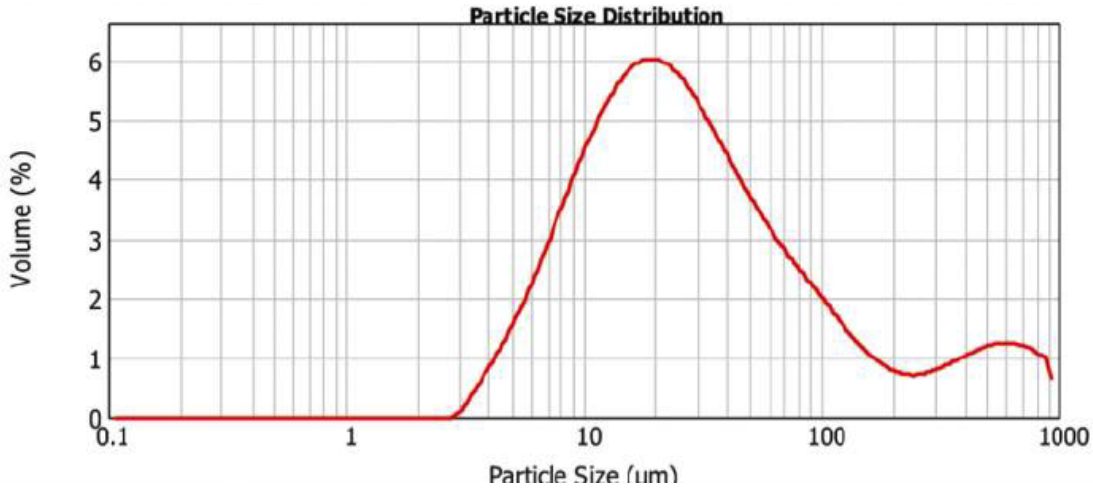
Şekil 6.4 incelendiğinde ultrafiltrasyon membranında akının ilk etapta ani bir düşüş gösterdiği görülmektedir. Zamanla akı daha liner bir düşüş göstermiştir. Bunun nedeninin kirletici maddelerin başlangıçta filtrede hızlı bir tıkanmaya sebep olduğu düşünülmektedir.

Şekil 6.5'te NF90 membranına ait akı değerleri incelendiğinde en yüksek akı değerinin 12 bar işletme basıncında elde edildiği görülmektedir. Aynı zamanda en

yüksek akı düşüşünün de 12 bar işletme basıncında olduğu görülmektedir. 12 bar işletme basıncında 1 saatin sonunda akıdaki düşüş 20 l/m².saat civarındayken, bu değer 9 bar işletme basıncında 10 l/m².saat civarındadır. 6 bar işletme basıncında ise akıda belirgin bir düşüş görülmemektedir. Tıkanma filtreden geçen debi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir.

6.1.2.3 Partikül boyut dağılımı

Atıksuya ait partikül boyut dağılımı Şekil 6.6'da verilmektedir.



Şekil 6.6 : %5'lik atıksu karışımının ait partikül boyut dağılımı.

d(0,1): 7,963 µm d(0,5): 25,302 µm d(0,9): 200,409 µm

Şekil 6.6 incelendiğinde atıksu içerisindeki partiküler maddelerin büyük bir kısmının 10 µm'nin üzerinde olduğu görülmektedir. Analiz sonucunda partiküler maddelerin yaklaşık olarak %85'inin kartuş filtrede giderildiği görülmüştür. Grafik incelendiğinde partiküler maddelerin tamamına yakınının UF filtrasyonu ile giderildiği görülmektedir.

6.1.2.4 Anyon ve katyonlar

Çizelge 6.8 ve Çizelge6.9'da ultrafiltrasyon membranında gerçekleştirilen çalışmalara ait giriş ve çıkış akımlarındaki, anyon ve katyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 6.8 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
%5 lik atıksu					
karışımı	1282	61,66	69,658	149,9	108,722
UF çıkış	1066	48,6	54,5	123	93

Çizelge 6.9 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.

Anyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
%5 lik atıksu			
karışımı	2401	5,94	7,49
UF çıkış	1973	4,80	3,62

Çizelge 6.8 ve Çizelge 6.9 incelendiğinde ultrafiltrasyon sonrası katyon ve anyon değerlerinde az miktarda bir giderim olduğu görülmektedir.

Çizelge 6.10 ve Çizelge 6.11’de ileri arıtma çalışmalarına ait anyon ve katyon değerleri verilmektedir

Çizelge 6.10 : İleri arıtma çalışmalarına ait katyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
Giriş	1066	48,6	54,5	123	93
6 bar	105	7,16	5,77	1,00	0,97
9 bar	72	6,26	3,86	0,26	0,52
12 bar	67	6,29	3,60	0,25	0,81

Çizelge 6.11 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
Giriş	1973	4,80	3,62
6 bar	183	0,60	1,63
9 bar	122	0,41	1,10
12 bar	112	0,35	0,41

Çizelge 6.10 ve Çizelge 6.11 incelendiğinde anyon ve katyonlarda %90’ın üzerinde bir giderim elde edilmiştir. En yüksek giderim 12 bar işletme basıncında elde edilmiştir. 9 bar işletme basıncında elde edilen giderim verimi ile 12 barda elde edilen değerler birbirine oldukça yakın bulunmuştur. Atıksudaki tuzluluğun temel kaynağı olan sodyum ve klorür %94’lük verimle giderilmiştir.

6.1.3 %7'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

6.1.3.1 KOİ giderimi

%7'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları Çizelge 6.12'de verilmektedir.

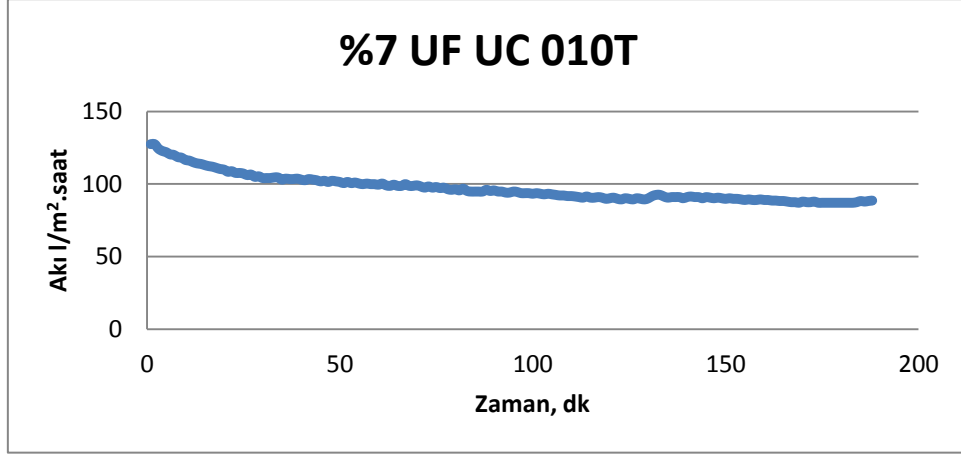
Çizelge 6.12 : %7'lik atıksu karışımında gerçekleştirilen basınçlı membran sistemine ait KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları.

Arıtma	Giriş (mg/L)	Çıkış (mg/L)	Verim (%)
UF UC 010T	659	245	63
NF90 6 bar	245	65	73
NF90 9 bar	184	28	85
NF90 12 bar	184	26	86

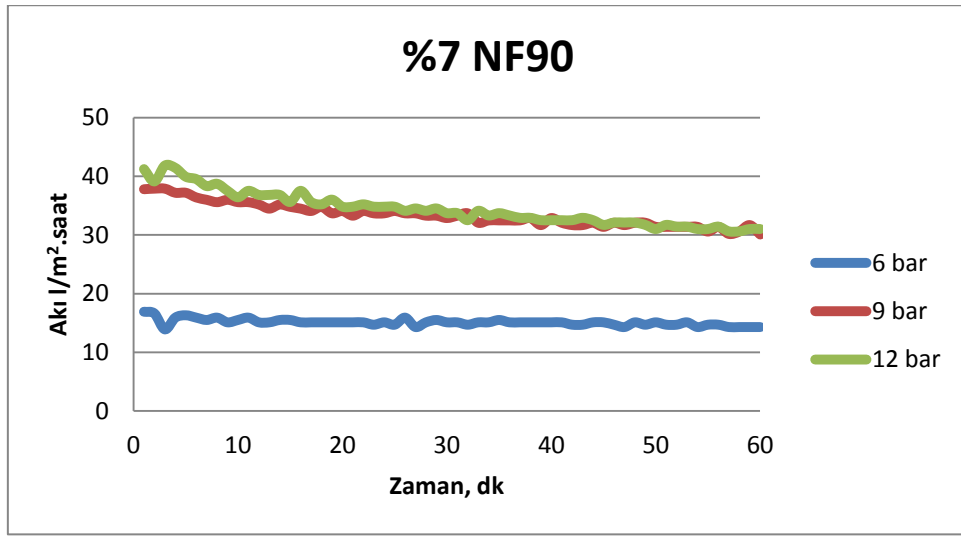
Çizelge 6.12 incelendiğinde %7'lik atıksu karışımının ultrafiltrasyon membranında arıtımının ardından KOİ'nin %63 oranında azaldığı görülmektedir. Ultrafiltrasyon membranında elde edilen süzütünün NF90 membranında arıtıldığında, 6 bar işletme basıncında %73 oranında giderilmiştir. 9 bar ve 12 bar işletme basıncında ise %85 oranında bir KOİ giderimi elde edilmiştir. Bunun nedeninin 9 ve 12 bar işletme basıncında filtreden geçemeyen kirletici madde miktarının zaman içinde artış göstererek, kek tabakası oluşturması olduğu düşünülmektedir. Gözenek çaplarının küçülmesi ve daha ufak boyuttaki maddelerin tutulabilmesi giderim verimini arttırmıştır.

6.1.3.2 Akı değerleri

Atıksu ilk olarak 1 bar işletme basıncında ultrafiltrasyon membranında arıtıma tabi tutulmuştur. Şekil 6.7'de UC 010T UF membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Ultrafiltrasyon membranından elde edilen süzüntü sırasıyla 3, 6 ve 9 bar olmak üzere 3 farklı işletme basıncında nanofiltrasyon membran sisteminde çalışılmıştır. Şekil 6.8'de NF90 membranıyla zamana bağlı olarak elde edilen akı değerleri verilmiştir. Akı değerleri her iki membran türünde zamanla azalma göstermiştir.



Şekil 6.7 : UF membranına ait akı değerleri.



Şekil 6.8 : Farklı işletme basınçlarında NF90 membranına ait akı değerleri.

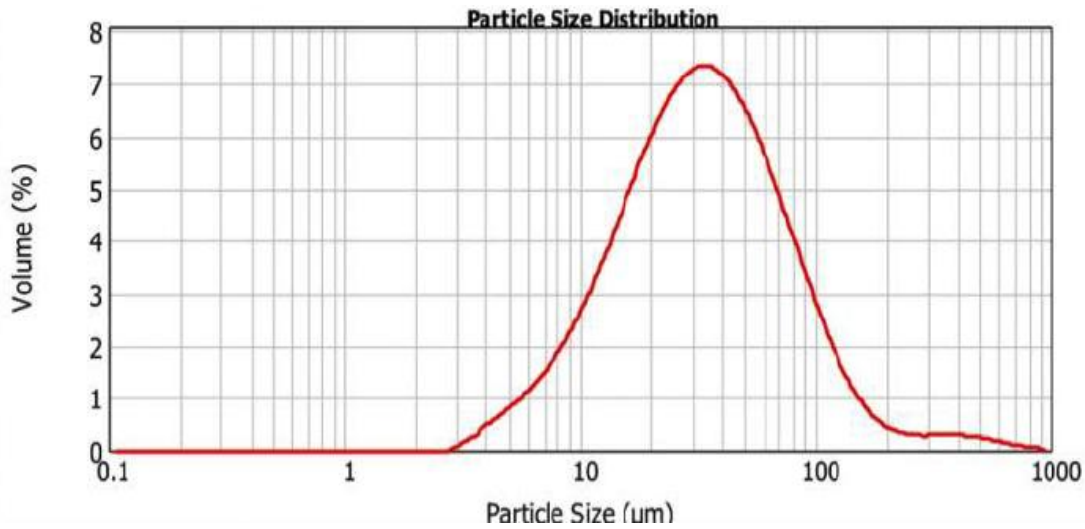
Şekil 6.7 incelendiğinde ultrafiltrasyon membranında akının ilk etapta liner bir azalma gösterdiği görülmektedir. 100. dakikadan sonra ise akıdaki azalma yavaşlamıştır ve stabil bir akı çıkışı gözlenmiştir.

Şekil 6.8'te NF90 membranına ait akı değerleri incelendiğinde en yüksek akı değerinin 12 bar işletme basıncında elde edildiği görülmektedir. Aynı zamanda en yüksek akı düşüşü de 12 bar işletme basıncında olduğu görülmektedir. 12 bar işletme basıncında 1 saatin sonunda akıdaki düşüş 20 l/m².saat civarındayken, bu değer 9 bar işletme basıncında 10 l/m².saat civarındadır. 6 bar işletme basıncında ise akıda belirgin bir düşüş görülmemektedir. Tıkanma filtreden geçen debi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir.

6.1.3.3 Partikül boyut dağılımı

Atıksuya ait partikül boyut dağılımı Şekil 6.9’da verilmektedir.

Şekil 6.9 incelendiğinde atıksu içerisindeki partiküler maddelerin büyük bir kısmının 10 µm’nin üzerinde olduğu görülmektedir. Analiz sonucunda partiküler maddelerin yaklaşık olarak %90’ının kartuş filtrede giderildiği görülmüştür. Grafik incelendiğinde partiküler maddelerin tamamına yakınının UF filtrasyonu ile giderildiği görülmektedir.



Şekil 6.9 : Atıksuya ait partikül boyut dağılımı.

$d(0,1)$: 10,831 µm $d(0,5)$: 32,637 µm $d(0,9)$: 93,028 µm

6.1.3.4 Anyon ve katyonlar

Çizelge 6.13 ve Çizelge 6.14’te ultrafiltrasyon membranında gerçekleştirilen çalışmalara ait giriş ve çıkış akımlarındaki, anyon ve katyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 6.13 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait katyon değerleri

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
%7 lik atıksu					
karışımı	1389	67,6	78,3	163	116
UF çıkış	1316	48,1	75	153	111

Çizelge 6.14 : Ultrafiltrasyon membran çalışmasına ait anyon değerleri.

Anyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
%7 lik atıksu			
karışımı	2570	6,59	5,20
UF çıkış	2455	6,29	4,94

Çizelge 6.13 ve Çizelge 6.14 incelendiğinde ultrafiltrasyon sonrası katyon ve anyon değerlerinde az miktarda bir giderim olduğu görülmektedir.

Çizelge 6.15 ve Çizelge 6.16'da ileri arıtma çalışmalarına ait anyon ve katyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 6.15 : İleri arıtma çalışmalarına ait katyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Sodyum	Amonyum	Potasyum	Magnezyum	Kalsiyum
Giriş	1316	48,1	75	153	111
6 bar	363	21,4	29,5	5,72	5,44
9 bar	104	5,77	5,72	0,39	0,78
12 bar	131	7,09	8,17	0,64	0,65

Çizelge 6.16 : İleri arıtma çalışmalarına ait anyon değerleri.

Katyonlar (mg/L)	Klorür	Bromür	Nitrat
Giriş	2455	6,29	4,94
6 bar	625	2,12	2,56
9 bar	177	0,60	1,95
12 bar	225	0,78	0,64

Çizelge 6.15 ve Çizelge 6.16 incelendiğinde anyon ve katyonlarda %90'ın üzerinde bir giderim elde edilmiştir. En yüksek giderim 12 bar işletme basıncında elde edilmiştir. 9 bar işletme basıncında elde edilen giderim verimi ile 12 barda elde edilen değerler birbirine oldukça yakın bulunmuştur. Atıksudaki tuzluluğun temel kaynağı olan sodyum ve klorür %91'lik verimle giderilmiştir.

6.2 Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları

6.2.1 %3'lük mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

Arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda serum şişelerinde yapılan ölçümlerde elde edilen KOİ konsantrasyonları Çizelge 6.17'de verilmektedir.

Çizelge 6.17 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.

I/S	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)	Giderilen KOİ (mg/L)	Çıkış Çöz. KOİ (mg/L)
0,5	1500	1145	24	355	335
1	2000	1442	28	558	289
1,5	2500	2009	20	491	856
3	4000	2812	30	1188	297

Çizelge 6.17 incelendiğinde I/S=3 için en yüksek KOİ gideriminin gerçekleştiği görülmektedir. I/S oranının artmasına paralel olarak giderilen KOİ miktarında artış göstermiştir.

Çizelge 6.18'de arıtılabilirlik çalışmalarında elde edilen farklı I/S oranlarına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları verilmektedir.

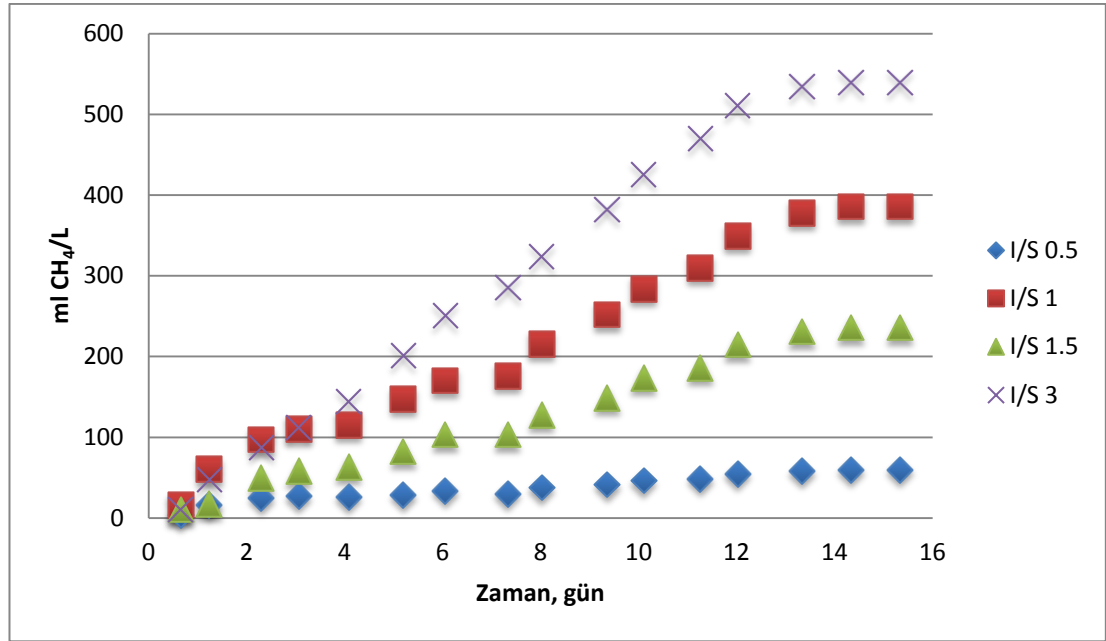
Çizelge 6.18 : %3'lük atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları.

UYA	Giriş (mg KOİ/L)	Çıkış (mgKOİ/L)			
		I/S			
		0,5	1	1,5	3
Asetik asit	0	82,1	0	441,4	0
Propiyonik asit	0	0	0	26,2	60,6
Bütrik asit	0	0	0	40,9	0
İzo valerik asit	0	23,4	29,5	40,7	0
Toplam	0	105,5	29,5	549,3	60,6

Çizelge 6.18 incelendiğinde I/S=0,5 için UYA konsantrasyonu 105,5 mg/L çıkış KOİ konsantrasyonu ise 1145 mg/L olarak bulunmuştur. I/S=0,5 için hidroliz aşamasında substrat inhibisyonu gerçekleştiği düşünülmektedir. I/S=1 için UYA konsantrasyonu 29,5 mg/L, çıkış KOİ konsantrasyonu 1442 mg/L olarak bulunmuştur. I/S= 1 için

hidroliz aşamasında substrat inhibisyonu gerçekleştiği düşünülmektedir. I/S=1,5 için UYA konsantrasyonu 549,3 mg/L, çıkış KOİ konsantrasyonu 2009 mg/L olarak bulunmuştur. Toplam UYA konsantrasyonunun yaklaşık olarak %90'ını asetik asitler oluşturmaktadır. Ayrıca KOİ giderim miktarında genel eğilimin aksine düşüş göstermiştir. Bu durum çıkıştaki UYA konsantrasyonundan da anlaşılabilir. I/S=1,5 için metan oluşumu safhasında substrat inhibisyonu olduğu düşünülmektedir. I/S=3 için UYA konsantrasyonu 60,6 mg/L olarak bulunmuştur.

Şekil 6.10'da farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları verilmektedir.



Şekil 6.10 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.

Şekil 6.10 incelendiğinde, I/S oranı arttıkça oluşan metan oluşumunun arttığı görülmektedir. I/S=3 için en yüksek metan oluşumu elde edilmiştir. 0,5-1-1,5 I/S oranlarına ait metan miktarları incelendiğinde substrat inhibisyonu nedeniyle oluşan metan miktarının I/S=3 oranında işletilen reaktöre nazaran oldukça düşük olduğu görülmüştür.

Çizelge 6.19'da farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği verilmektedir.

Çizelge 6.19 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği.

I/S	CH ₄ /Biyogaz (%)
0,5	25
1	43
1,5	29
3	56

Çizelge 6.19 incelendiğinde biyogaz içerisindeki metan içeriğinin I/S oranına paralel olarak artış gösterdiği görülmektedir. I/S=1,5 oranı için metan yüzdesi düşüş göstermektedir. Ölçülen düşük KOİ giderimi ve UYA birikimi de bu sonucu desteklemektedir.

6.2.2 %5'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

Arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda serum şişelerinde yapılan ölçümlerde elde edilen KOİ konsantrasyonu değerleri Çizelge 6.20'de verilmektedir.

Çizelge 6.20 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.

I/S	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)	Giderilen KOİ (mg/L)	Çıkış Çöz. KOİ (mg/L)
0,5	1500	792	47	708	147
1	2000	1140	43	860	300
1,5	2500	1507	40	993	897
3	4000	2594	35	1406	480

Çizelge 6.20 incelendiğinde I/S=3 için en yüksek KOİ gideriminin gerçekleştiği görülmektedir. I/S oranının artmasına paralel olarak giderilen KOİ miktarında artış göstermiştir. %3'lük atıksu karışımında elde edilen çıkış KOİ konsantrasyonları ile kıyaslandığında elde edilen KOİ giderim miktarının sabit substrat beslemesi yapılması rağmen artış gösterdiği görülmektedir.

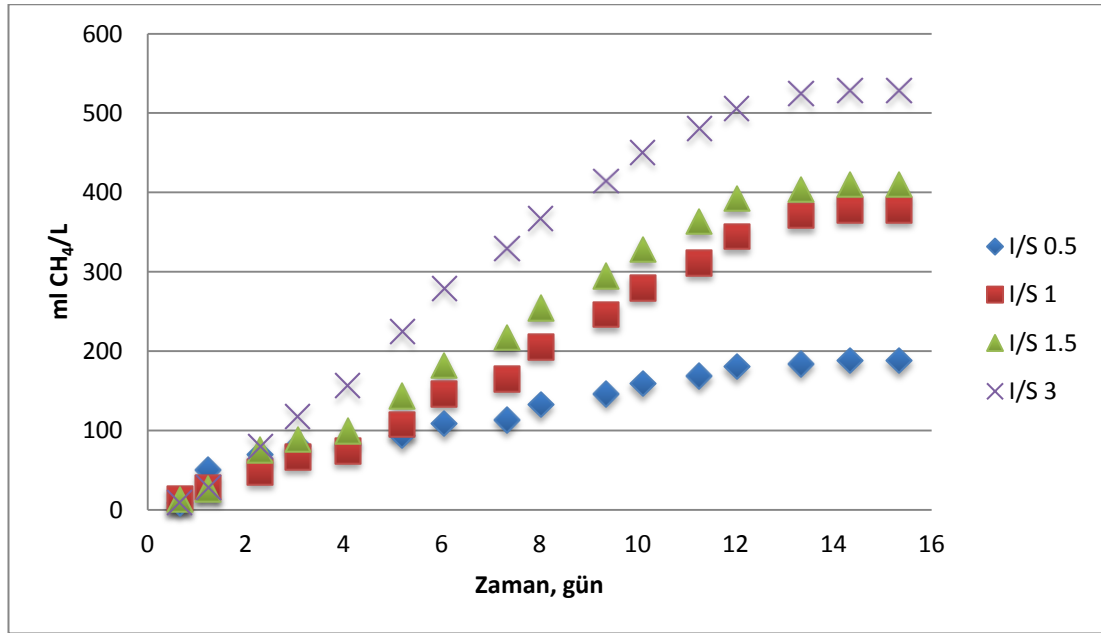
Çizelge 6.21'de arıtılabilirlik çalışmalarında elde edilen farklı I/S oranlarına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları verilmektedir.

Çizelge 6.21 : %5'lik atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları.

UYA	Giriş (mgKOİ/L)	Çıkış (mgKOİ/L)			
		0,5	1	1,5	3
Asetik asit	0	0	0	0	0
Propiyonik asit	0	0	23,8	29,3	0
Bütrik asit	0	0	0	0	0
İzo valerik asit	0	0	24,3	0	0
Toplam	0	0	48	29,3	0

Çizelge 6.20 ve çizelge 6.21 incelendiğinde I/S=0,5 ve I/S= 3 oranlarına ait şişelerde UYA çıkışı görülmemiştir. I/S=1 ve I/S=1,5 şişelerinde var olan UYA konsantrasyonları da oldukça düşük miktarda ölçülmüştür. KOİ giderimlerinin de yüksek bulunması metanojenik yol izinde bir problem olmadığını desteklemektedir.

Şekil 6.11'de farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları verilmektedir.



Şekil 6.11 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.

Şekil 6.11 incelendiğinde, I/S oranı arttıkça oluşan metan oluşumunun arttığı görülmektedir. I/S=3 için en yüksek metan oluşumu elde edilmiştir. 0,5-1-1,5 I/S oranlarına ait metan miktarları incelendiğinde substrat inhibisyonu nedeniyle oluşan metan miktarının I/S=3 oranında işletilen reaktöre nazaran oldukça düşük olduğu görülmüştür. I/S=0,5 oranında KOİ giderimi çok yüksek olmasına karşın metan

üretimi oldukça düşük olduğu görülmektedir. Giderilen KOİ metan ve UYA'ya dönüşmeksizin CO₂ gazına dönüşmüştür.

Çizelge 6.22'de farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği verilmektedir.

Çizelge 6.22 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriği.

I/S	CH ₄ /Biyogaz (%)
0,5	24
1	30
1,5	45
3	55

Çizelge 6.22 incelendiğinde biyogaz içerisindeki metan içeriğinin I/S oranına paralel olarak artış gösterdiği görülmektedir.

6.2.3 %7'lik mutfak atığı-kentsel atıksu karışımında gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmaları

Arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda serum şişelerinde yapılan ölçümlerde elde edilen KOİ konsantrasyonu değerleri Çizelge 6.23'te verilmektedir.

Çizelge 6.23 : Elde edilen KOİ konsantrasyonları.

I/S	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	Verim (%)	Giderilen KOİ (mg/L)	Çıkış Çöz. KOİ (mg/L)
0,5	1500	1224	18	276	342
1	2000	1187	41	813	337
1,5	2500	1642	34	858	441
3	4000	2499	38	1501	518

Çizelge 6.23 incelendiğinde I/S=3 için en yüksek KOİ gideriminin gerçekleştiği görülmektedir. I/S oranının artmasına paralel olarak giderilen KOİ miktarında artış göstermiştir. I/S=0,5 için KOİ giderimi çok düşük bulunmuştur. Bunun sebebinin I/S=0,5 için substrat inhibisyonunun gerçekleşmesi olduğu düşünülmektedir.

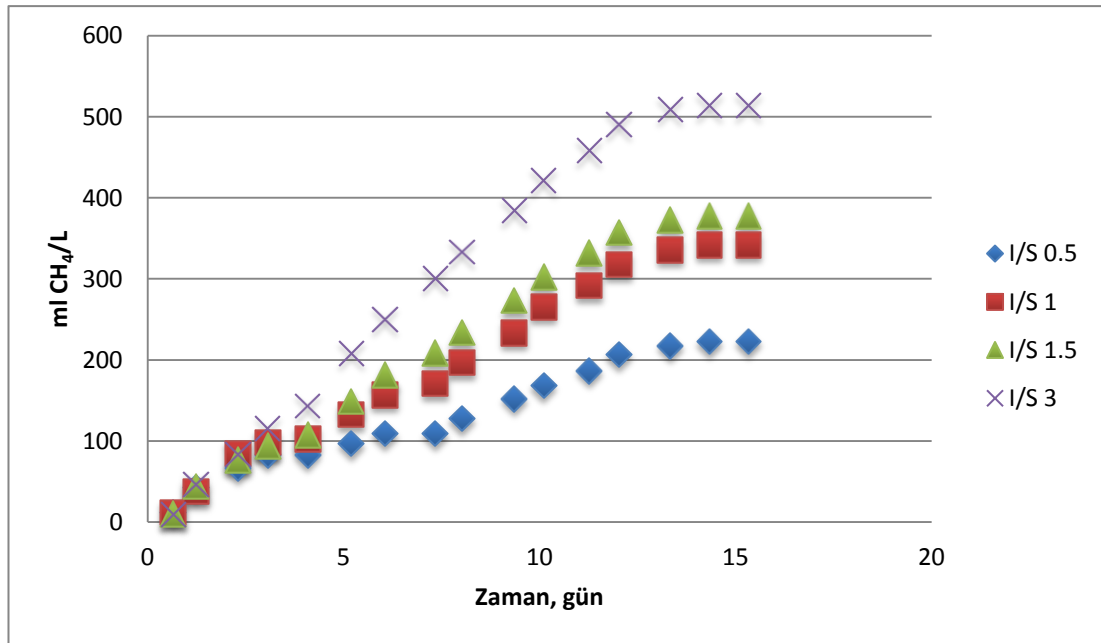
Çizelge 6.24'te arıtılabilirlik çalışmalarında elde edilen farklı I/S oranlarına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları verilmektedir.

Çizelge 6.24 : %7'lik atıksu karışımına ait giriş ve çıkış UYA konsantrasyonları.

UYA	Giriş (mgKOİ/L)	Çıkış (mgKOİ/L)			
		0,5	1	1,5	3
Asetik asit	34,9	47,6	0	0	0
Propiyonik asit	0	0	0	172,7	267,7
Bütrik asit	0	0	26,4	30,4	0
İzo valerik asit	0	23,1	32	39,8	0
Toplam	34,9	70,7	58,4	242,8	267,7

Çizelge 6.23 ve Çizelge 6.24 incelendiğinde I/S=0,5 oranında KOİ giderimin oldukça düşük olduğu ve çıkışta asetik asit olduğu tespit edilmiştir. Bu durum sistemde bir inhibisyonun gerçekleştiğini göstermektedir. I/S= 1,5 oranlarına ait şişelerde çıkışta görülen UYA konsantrasyonu 150,5 mg/L seviyesindedir. Çıkış UYA konsantrasyonu Propiyonik asit, Bütrik asit ve İzo- valerik asitten oluşmaktadır. Bu durum sistemde asitojenik üretim fazının tamamlanmadığının göstergesidir. I/S=3 oranında da sistemde propiyonik asit birikmesinin gerçekleştiği görülmektedir. 1,5 ve 3 I/S oranları için bir inhibisyon gerçekleştiği düşünülmektedir.

Şekil 6.12'de farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları verilmektedir.



Şekil 6.12 : Farklı I/S oranlarındaki metan oluşum miktarları.

Şekil 6.12 incelendiğinde, I/S oranı arttıkça oluşan metan oluşumunun arttığı görülmektedir. I/S=3 için en yüksek metan oluşumu elde edilmiştir. 0,5-1-1,5 I/S

biyokütlenin var olan substratı giderimine bağı olarak oluşan metan miktarının I/S=3 oranında işletilen reaktöre nazaran oldukça düşük olduğu görülmüştür. Metan üretimi KOİ giderime bağı olarak artış göstermektedir.

Çizelge 6.25 : Farklı I/S oranları için biyogazın metan içeriğı.

I/S	CH₄/Biyogaz (%)
0,5	28
1	39
1,5	43
3	54

Çizelge 6.25 incelendiğinde biyogaz içerisindeki metan içeriğinin I/S oranına paralel olarak artış gösterdiği görülmektedir.

7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tezde kentsel atıksular ile mutfak atıklarının birlikte arıtımı ve yenilebilir enerji kazanımı incelenmiştir. Bu kapsamda öncelikli olarak kaynağında ayrı toplanan mutfak atıkları karakterize edilmiş ve kentsel atıksu belirli oranlarda karıştırılmıştır. Elde edilen atıksu karışımları çökelme işlemine tabii tutulmuş ve ardından üst ile alt faz olmak üzere 2 farklı akıma ayrılmıştır. Üst faz akımının basınçlı membran sisteminde arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu tezin ikinci aşamasında ise yemek atığı ile aklime edilen anaerobik reaktör çamuru ile biyometan potansiyeli araştırılmıştır. Bu kapsamda hacimce %3, %5 ve %7 oranında yemek atığı içeren kentsel atıksu-yemek atığı karışımları ile farklı aşı/substrat oranlarında biyometan potansiyelleri incelenmiştir.

Basınçlı membran sisteminde gerçekleştirilen ön arıtma çalışmalarında elde edilen çıkış KOİ değerleri, atıksu içerisindeki partiküler madde oranının artmasına paralel olarak azalma göstermiştir. Atıksu karışımlarının partiküler madde boyut analizleri incelendiğinde atıksu içerisindeki mutfak atığı oranının çökelme işlemine etkili olduğu görülmüştür. Mutfak atığının oranı arttıkça üst fazda kalan partiküllerin boyut dağılımı da artış göstermiştir. Basınçlı membran sisteminde gerçekleştirilen çalışmalarda en yüksek akı değeri 12 bar işletme basıncında elde edilmiştir. Sadece %7'lik atıksu karışımında yüksek partiküler madde içeriği nedeniyle 9 ve 12 bar işletme basınçlarında birbirine yakın akı değerleri elde edilmiştir. Mutfak atığının oranının artmasına paralel olarak akı değerleri düşüş göstermiştir.

Anaerobik biyometan potansiyeli deneyleri sonucunda, %3'lük atıksu karışımı ile çalışılan setlerde aşı/substrat oranı 0,5'ten 3'e doğru arttırıldığında KOİ giderim verimini ve biyometan üretiminin arttığı görülmüştür. Ancak I/S=1,5 olan test şişelerinde beklenmedik bir şekilde KOİ giderim verimi I/S oranı 1 olan test şişelerine göre daha düşük bulunmuştur. Biyometan üretimi ve UYA sonuçları da KOİ giderimi sonuçları ile paralellik göstermektedir. Çıkış atıksuyunda yapılan UYA ölçümleri incelendiğinde I/S=1,5 olan test şişelerinde yüksek asetik asit birikimi

tespit edilmiştir. Elde edilen KOİ, biyometan ve UYA sonuçları neticesinde asetoklastik metanojenik yollarda üzerinde bir inhibisyon olduğu düşünülmektedir.

%5'lik atıksu karışımı ile çalışılan setlerde %3'lük atıksu karışımı ile gerçekleştirilen çalışmalardan farklı olarak KOİ giderimi ve biyometan oluşumu eğilimi, aşı/substrat oranı ile paralel bir artış göstermiştir. UYA sonuçları ise elde edilen KOİ giderimi ve biyometan üretimi sonuçları ile ilişkili olarak sistemde herhangi bir birikimin gerçekleşmediği göstermektedir.

%7'lik atıksu karışımı ile çalışılan setlerde KOİ giderimi ve biyometan oluşum eğilimi %5'lik atıksu karışımı setleri ile paralellik gösterirken, I/S=1,5 ve 3 olan setlerin çıkışında yapılan UYA ölçümleri sistemde ciddi miktarlarda propiyonik asit birikimini göstermiştir.

Farklı atıksu karışım oranlarının biyometan oluşumu incelendiğinde, değişen partiküler madde oranlarının biyometan oluşum miktarlarına ve kompozisyonuna önemli bir etkisinin olmadığı görülmüştür. Ancak artan I/S oranına paralel olarak oluşan biyogazın metan içeriği de artış göstermektedir. Bu durum düşük I/S oranlarında substrat inhibisyonunun gerçekleştiğinin göstergesidir. Deneyler neticesinde, %5'lik atıksu karışımı ile çalışılan setlerde I/S=3 için herhangi bir inhibisyon gerçekleşmediği ve UYA birikimi olmadığı görülmüştür.

DeneySEL çalışma sonuçları incelendiğinde, membran sistemi kullanılarak çökelme işlemi sonrasında elde edilen üst faz akımının sulama suyu standartlarını sağlayacak mertebelerde arıtımının sağlandığı görülmektedir. Ek A'da verilen AAT Teknik Usuller Tebliği Tablo E7.2'ye (Sulama suyunun kimyasal kalitesinin değerlendirilmesi için geliştirilmiş tablo) göre tuzluluk parametresine bakıldığında arıtımı sağlanan atıksu I. Sınıf sulama suyu olarak nitelendirilmektedir. Nanofiltrasyon sonrasında tuzluluk haricindeki maddeler %99 oranlarında giderildiğinden çıkış suyunun sulamada kullanılmasının bir mahsuru yoktur. Mevcut lojistik koşulların var olması durumunda arıtılan atıksuyun bahçe ve tarla sulamasında kullanılması düşünülebilir. Bir diğer alternatif olarak ise yakında var olan bir alıcı ortama deşarjı da söz konusu olabilir.

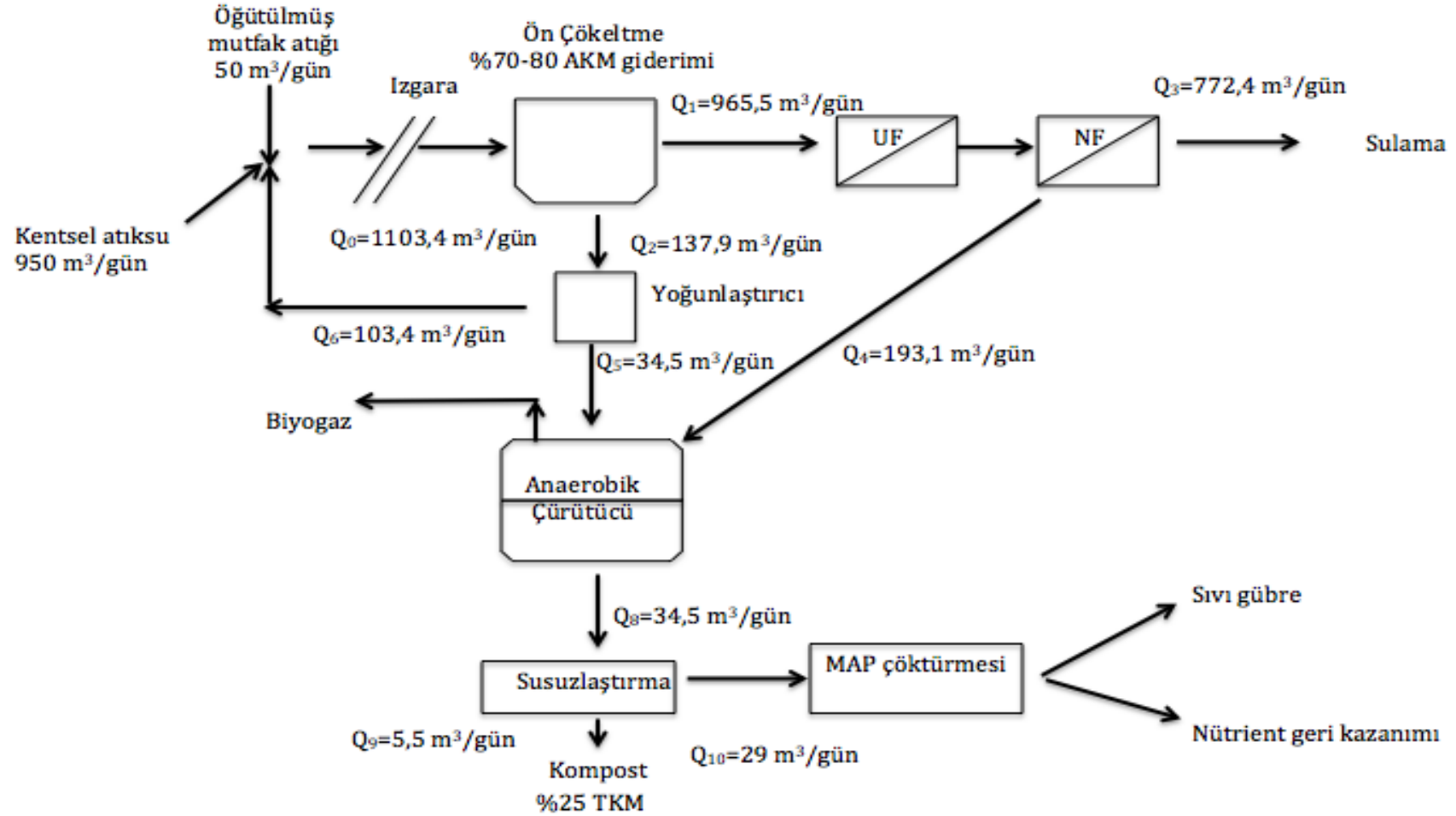
Elde edilen sonuçlar incelendiğinde, %5'lik atıksu karışımında, %3 ve %7'lik atıksu karışımlarındaki çalışmalarda olduğu gibi I/S=3 için inhibisyona uğramadığı ve sorunsuz bir şekilde substratın biyometana dönüşümünün sağlandığı görülmektedir.

Bundan sonraki çalışmalarda %5'lik atıksu karışımında I/S oranının artırılarak çalışmaların tekrarlanması önerilmektedir. Ayrıca %3'lük atıksu karışımında I/S=1,5 için gerçekleşen düşük KOİ giderimi ve biyometan oluşumunun nedeninin anlaşılması için moleküler bazlı mikrobiyolojik çalışmaların yapılması önerilmektedir.

Sonuç olarak, mutfak atıklarının kentsel atıksu sistemine verilmesinin arıtılabilirlik açısından herhangi problem teşkil etmediği görülmüştür. Çalışmanın enerji kazanımına yönelik kısımları daha kapsamlı bir şekilde araştırılmalıdır. Kentsel atıksuların mutfak atıkları ile birlikte arıtımı ile düzenli depolama sahalarına gönderilen atık miktarının azaltılması ve arıtma maliyetlerinin düşürülmesi mümkün görülmektedir.

Çalışma kapsamında kentsel atıksular ile mutfak atıklarının birlikte arıtımı amacıyla önerilen sistem Şekil 7.1'de verilmektedir. Bu sistemde kentsel atıksular ile mutfak atıkları ilk olarak bir karışım tankında karıştırılmaktadır. Karışımı sağlanan atıksular ilk olarak ön çökeltme havuzunda çökeltme işlemine tabi tutulmaktadır. Ön çökeltme havuzuna gelen atıksuyun 1/8'i mekanik yoğunlaştırıcıya gönderilerek %4 KM içerecek şekilde susuzlaştırılacaktır. Yoğunlaştırıcıdan çıkan üst faz sistemin başına devrettirilmektedir. Yoğunlaşan çamur ise anaerobik çürütücüye gönderilmektedir. Çökeltme havuzundan çıkan atıksu ilk olarak ultrafiltrasyon membranında ön arıtıma tabi tutulmaktadır. Ardından atıksuyun ileri arıtımının sağlanması amacıyla nanofiltrasyon membranında arıtımı gerçekleştirilecektir. Ultrafiltrasyon membranında ölü akış filtrasyonu gerçekleştirilecek olup atıksuyun %100 geri kazanımı öngörülmektedir. Nanofiltrasyon membranında ise çapraz akış filtrasyonu gerçekleştirilecektir. Nanofiltrasyon membrnında %80 geri kazanım öngörülmektedir. Geri kazanımı sağlanan atıksu sulama suyu olarak kullanılacaktır. %20 oranındaki atıksu ise anaerobik çürütücüye gönderilecektir. Yoğunlaştırıcıdan gelen çamur ve nanofiltrasyondan gelen konsantré akım anaerobik çürütücüde birleşecektir. Anaerobik çürütücüden çıkan çamur ise susuzlaştırma ünitesine gönderilecektir. Susuzlaştırma sonrası %25'lik KM içeriğinin sağlanması hedeflenmektedir. Susuzlaştırma sonrası elde edilen kek çamurunun kompost tesisine gönderilmesi düşünülmektedir. Susuzlaştırma ünitesinden elde edilen üst akım ise MAP çöktürmesine tabi tutulacaktır. MAP prosesi sonucu elde edilen çökelti nütrient geri kazanımında kullanılacak, üst sıvı faz ise sıvı gübre olarak kullanılacaktır. Nihai

olarak elde edilen ürünler sistemin uygulanacağı bölgenin koşullarına göre modifiye edilecektir.



Şekil 7.1 : Önerilen arıtma sistemi akım şeması (1000 m³/gün'lük toplam debi için).

EKLER

EK A.

Çizelge A.1 : Sulama suyunun kimyasal kalitesinin değerlendirilmesi için geliştirilmiş tablo (AAT Teknik Usuller Tebliği Tablo E7.2).

Parametreler	Birimler	Kullanımında zarar derecesi		
		Yok (I. sınıf su)	Az – orta (II. sınıf su)	Tehlikeli (III. sınıf su)
Tuzluluk				
İletkenlik	µS/cm	< 700	700-3000	>3000
Toplam çözünmüş Madde	mg/L	< 500	500-2000	>2000
Geçirgenlik				
SAR _{Tad}	0-3	EC ≥ 0.7	0.7-0.2	< 0.2
	3-6	≥ 1.2	1.2-0.3	< 0.3
	6-12	≥ 1.9	1.9-0.5	< 0.5
	12-20	≥ 2.9	2.9-1.3	< 1.3
	20-40	≥ 5.0	5.0-2.9	< 2.9
Özgül iyon toksisitesi				
Sodyum (Na)				
Yüzey sulaması	mg/L	< 3	3-9	> 9
Damlatmalı sulama	mg/L	< 70	> 70	
Klorür (Cl)				
Yüzey sulaması	mg/L	< 140	140 –350	> 350
Damlatmalı sulama	mg/L	< 100	> 100	
Bor (B)	mg/L	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0

KAYNAKLAR

- Altinbas, M., Yangin, C. Ve Ozturk, I.,** 2002. Sutrivite Precipitation from Anaerobically Treated Municipal and Landfill Wastewaters, *Water Science and Technology*, 46 (9), 271-278.
- De Baere, L.,** 1999. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the art. In *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999* (Eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), vol. 1, pp. 290-299, Int. Assoc. on Wat. Qual.
- Dereli, R.K., Ersahin, M.E., Gomec, C.Y., Ozturk, I. Ve Ozdemir, O.,** 2010. Co-digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste with Primary Sludge at a Municipal Treatment Plant in Turkey, *Waste Management and Research*, 28 (5), 404-410.
- Dunham, A.B.,** 2001. Garbage grinders. *Gotham Gazette*. Adres: <http://www.gothamgazette.com/environment/mar.01.shtml>, Eylül, 2004.
- Ghosh, S., Henry, M.P., Sajjad, A, Mensinger, M.C. ve Arora, J.L.,** 1999. Pilot-scale gasification of MSW by high-rate and two-phase anaerobic digestion. In *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999* (Eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), vol. 1, pp. 83-90, Int. Assoc. on Wat. Qual.
- Hansen, T.L., Jansen, J.C., Spliid, Henrik., Davidsson, T.C. ve Christensen, T.H.,** 2007. Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities. *Waste Management* 27, 510-518.
- Kural, E.,** 2000. Tekstil boyahane atıksularının nanofiltrasyon membranları ile geri kazanımı ve renk giderimi, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Leitao, R.C., Haandel, A.C., Zeeman, G., Lettinga, G.,** 2006. The Effects of Operational and Environmental Variations on Anaerobic Wastewater Treatment Systems: A Review, *Bioresou Technol.*,97 (9), 1105-1118.
- Liu, T. ve Ghosh, S.,** 1997. Phase separation during anaerobic fermentation of solid substrates in an innovative plug-flow reactor. In *Proc. 8th Int. Conf. on Anaerobic Dig., Sendai, May 25-29, 1997*, vol. 2, pp. 17-24, Int. Assoc. on Wat. Qual.
- Macnair, D.,** 2000. A new look at food disposers, *Reeves Journal*. Adres: http://www.reevesjournal.com/CDA/ArticleInformation/features/Featu res_Index/1,3816,27-619,00.html, Eylül, 2004

- Madokoro, T., Ueno, M., Moro, M., Yamamoto, T. ve Shibata, T.,** 1999. Anaerobic digestion system with micro-filtration membrane for kitchen refuse. In *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999* (Eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), vol. **2**, pp. 105-108, Int. Assoc. on Wat. Qual.
- Marashlian, N. El-Fadel, M.,** 2005. The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management, *Waste Management and Research*.
- Mata-Alvarez, J.,** 2003. *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*, IWA Publishing, UK.
- Mulder, M.,** 1996. *Basic principles of membrane technology*, Kluwe Academic Publisher, 0-7923-4248-8, Netherlands.
- Nilsson, P., Hallin, P., Johansson, J., Lennart, K. Lilja, G. Petersson, B. ve Petersson, J.,** 1990. Waste Management at the Source Utilizing Food Waste Disposers in the Home: a Case Study in the Town of Staffanstop. Department of Environmental Engineering, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden.
- Öztürk, İ.,** 2007. *Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları*, Su vakfı, İstanbul.
- Öztürk, İ., Bir, A., Aydın, A.F., Çokgör, E.U., Gömeç, Ç.Y., İnel, G., Arıkan, O., Altınbaş, M., Dereli, R.K., Erşahin, M.E., Ustoğlu, I.,** 2009. Eysel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması Projesi Sonuç Raporu. Proje no: 105G024, TÜBİTAK, Ankara, Türkiye.
- Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F. ve Mata-Alvarez, J.,** 1999. Two-phase anaerobic digestion of source-sorted OFMSW: performance and kinetic study. In *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste, Barcelona, June 15-17, 1999* (Eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), vol. **1**, pp. 91-98, Int. Assoc. on Wat. Qual.
- Rittmann, B.E., McCarty, P.L.,** 2000. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, McGraw-Hill Publishing Co. New York, USA.
- Shpiner, R.,** 1997. The Effects of Domestic Garbage Grinding on Sewerage Systems and Wastewater Treatment Plant, *M.Sc. Thesis*, Department of Civil Engineering, Technion-Israel Institute of Technology, Haifa, Israel.
- The Plumbing Foundation of New York.,** 2001. Benefits of Food Waste Disposers to New York City. Adres: <http://www.kverna.no/no/artikler/benefitsnyc.html>, Eylül, 2004.
- Ubay, G.,** 1993. Eysel Atıksuların Havasız Biyolojik Arıtımı Üzerine Bir Araştırma, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Verstraete, W., Caveye, P.V., Diamantidis, V.,** 2009. Maximum Use of Resources Present in Domestic Used Water", *Biores. Tech.*, 100 (23), 5537-5545.

Wainberg, R., Nielsen, J., Lundie, S., Peters, G., Asholt, N., Russel, D. ve Janckelson, C., 2000. Assessment of Food Disposal Options in Multiunit Dwellings in Sydney. CRC for Waste Management and Pollution Control Limited.

Adres:<http://www.crewmpc.com.au/Publications/FoodWasteDisposalReport/FoodWasteDisposalReport.pdf>, Eylül, 2004.

Yalçın, F., 1998. Membran proseslerle endüstriyel atıksularda renk giderimi, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.

ÖZGEÇMİŞ



Ad Soyad: Fatih Yılmaz
Doğum Yeri ve Tarihi: Fatih 03/08/1987
Adres: İTÜ Ayazağa Çevre Mühendisliği/İstanbul
E-Posta: fatihyilmaz@itu.edu.tr
Lisans: Yıldız Teknik Üniversitesi/Çevre Mühendisliği