

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**TEKSTİL ATIKSULARININ ANAEROBİK ARITIMI
(RENK VE KOİ GİDERİMİ)**

Çevre Mühendisi Aslı ÇOBAN

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı : Yrd. Doç. Dr. Eyüp DEBİK

İSTANBUL, 2009

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER.....	ii
KISALTMA LİSTESİ.....	iv
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
ÇİZELGE LİSTESİ	vi
ÖNSÖZ	vii
ÖZET	viii
ABSTRACT	ix
1 GİRİŞ.....	1
2 ANAEROBİK ARITMAYA GENEL BAKIŞ	3
2.1 Anaerobik Arıtma Safhaları.....	5
2.1.1 Hidroliz Safhası.....	5
2.1.2 Asit Üretimi Safhası	6
2.1.3 Metan Üretimi Safhası	7
2.2 Anaerobik Arıtmaya Etki Eden Faktörler.....	8
2.3 Anaerobik Arıtma Sistemleri	15
2.3.1 Anaerobik Sistemleri İşletmeye Alma ve Proses Kontrolü	16
3 TEKSTİL ATIKSULARININ BİYOLOJİK OLARAK ARITIMI	24
3.1 Tekstil Atıksularının Karakteristiği ve Biyolojik Arıtma Üzerindeki Etkileri	24
3.1.1 Renk	26
3.1.2 Nutrientler	27
3.1.3 pH ve Tuz Etkisi.....	27
3.1.4 İnhibisyona Sebep Olan Bileşikler	28
3.2 Tekstil Atıksularının Anaerobik Arıtımı	29
3.2.1 Tekstil Atıksularının SGYAR ile Arıtımı	33
4 MATERYAL VE METOT	35
4.1 Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör (SGYAR).....	35
4.2 Kullanılan Granülün Özellikleri.....	38
4.2.1 Çamur Granülleri.....	38
4.2.2 Granülleşme Süreci.....	39
4.2.3 Granülün İç Yapısı.....	40
4.2.4 Granülün Çökelme Özellikleri	40
4.3 Kullanılan Atıksuyun Özellikleri	41
4.3.1 Proses Atıksuları.....	43
4.3.2 Evsel nitelikli atıksular	44
4.3.3 Proses Dışı Atıksular	44
4.4 Reaktörün İşletilmesi.....	44
4.5 Deneysel Çalışma Süreci	44
5 BULGULAR VE DEĞERLENDİRME	45

6	SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	52
	KAYNAKLAR.....	53
	ÖZGEÇMİŞ.....	57

KISALTMA LİSTESİ

KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOİ _{gid}	Giderilen Kimyasal Oksijen İhtiyacı
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
UYA	Uçucu Yağ Asitleri
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TP	Toplam Fosfor
AKM	Askıda Katı Madde
HRT	Hidrolik Bekletme Süresi
HÇYR	Havasız Çamur Yataklı Reaktör
UKM	Uçucu Katı Madde
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
MLSS	Aktif Çamur Havuzundaki Askıda Katılar
ATP	Adenozin trifosfat
ADP	Adenozin difosfat
SGYAR	Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör
BTU	İngiliz termal birimi, 1 BTU = 0,293 Watt
NH_4^+	Amonyum iyonu
NH ₃	Amonyak
HAc	Asetik Asit
E. coli	Escheria coli
Y	Biyokütle dönüşüm hızı
F/M	Besin/Mikroorganizma oranı
BOİ ₅	5 Günlük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
AKAR	Ardışık Kesikli Anaerobik Reaktör
HS^-	Bisülfid
N	Azot
P	Fosfor
NO ₃	Nitrat
H ₂ O ₂	Hidrojen Peroksit
CaCO ₃	Kalsiyum Karbonat
SO ₄	Sülfat
H ₃ PO ₄	Fosforik Asit
Na	Sodyum
K	Potasyum
Mg	Magnezyum
S	Kükürt
Ni	Nikel
Co	Kobalt
Mo	Molibden
Se	Selenyum
W	Tungsten
FeCl ₂	Demir Klorür
CoCl ₂	Kobalt Klorür
NiCl ₂	Nikel Klorür
NaOH	Sodyum Hidroksit
NaHCO ₃	Sodyum Bikarbonat
HCO ₃	Bikarbonat
AOX	Adsorplanabilen Klorlu Organik Bileşikler

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1 Anaerobik arıtma sürecinin safhaları	5
Şekil 2.2 pH'ya bağlı olarak metanojenlerin aktivitelerindeki değişim	9
Şekil 2.3 H_2S ve HS^- 'in pH'ya göre değişimi.....	10
Şekil 2.4 Hidrojenin kısmi basıncının metan üretimi sürecindeki önemi	12
Şekil 2.5 pH'ya bağlı olarak amonyak ve amonyumun dönüşümü	13
Şekil 2.6 Anaerobik reaktör tipleri	16
Şekil 4.1 Reaktörün tabanında kullanılan çakıl ve telin görüntüsü	35
Şekil 4.2 Reaktörün tabanına yerleştirilen telin ve çakılın görüntüsü	36
Şekil 4.3 Reaktörün tabanında yapılan yeni düzenleme	36
Şekil 4.4 Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör.....	37
Şekil 4.5 Reaktörde kullanılan granülün görüntüsü.....	38
Şekil 4.6 Çamur granülleri	39
Şekil 4.7 Granülleşmenin spagetti teorisi.....	39
Şekil 4.8 Granülün iç yapısı	40
Şekil 4.9 Çeşitli çamurların çökelme özellikleri	41
Şekil 5.1 Pleksiglas malzemeden yapılmış anaerobik reaktörde meydana gelen çatlaklıklar..	46
Şekil 5.2 Krom çelikten yapılmış anaerobik reaktör	47
Şekil 5.3 SGYAR'nin KOİ ve renk giderim verimleri	48
Şekil 5.4 pH'nın günlere göre değişimi (26-36. haftalar arası).....	51
Şekil 5.5 Alkalinitenin haftalara göre değişimi (26-36. haftalar arası).....	51

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1 Anaerobik arıtmanın sağladığı ekonomik faydalar	3
Çizelge 2.2 Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları.....	4
Çizelge 2.3 Anaerobik arıtmada önemli bazı iz elementlerin konsantrasyonları.....	19
Çizelge 3.1 Tekstil atıksularındaki başlıca kirlilik tipleri, kaynakları ve biyolojik arıtmadaki temel etkileri	25
Çizelge 3.2 Tekstil boyar maddelerinin gideriminde farklı anaerobik proseslerin performansı	32
Çizelge 4.1 Tekstil Sanayii-Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri (SKKY).....	41
Çizelge 4.2 İşletmede oluşan atıksu için bazı parametrelerin ortalama değerleri	42
Çizelge 5.1 SGYAR'e verilen tekstil atıksuyu, anaerobik reaktör ve fabrikada mevcut aerobik arıtma tesisi çıkış suyu karakteristikleri	49
Çizelge 5.2 SGYAR'de yüksek verim alındığı dönemde elde edilen veriler (HRT = 48 saat) 50	

ÖNSÖZ

Öncelikle akademik kariyerimin şekillenmesine vesile olan ve bu tezin oluşturulması aşamasında değerli katkılarını ve desteğini benden hiçbir zaman esirgemeyen kıymetli hocam Yrd. Doç. Dr. Eyüp Debik'e; akademik hayatım boyunca bana emeği geçmiş olan, başta Prof. Dr. Ahmet Demir ve Doç. Dr. Göksel Demir olmak üzere bütün hocalarıma; manevi destekleri ile her zaman yanımda olan sevgili arkadaşlarım Araş. Gör. Gül Kaykıoğlu, Araş. Gör. Neslihan Manav, Araş. Gör. Selda Yiğit, Araş. Gör. İrem Fırtına ve Bergin Beril Kayacan'a ve başta anne-babam olmak üzere bu günlere gelmemde en önemli paya sahip olan büyük aileme teşekkürlerimi sunarım.

Bu tez oluşturulurken akademik çalışmaların yapılabilmesi için gerekli mali destek, YTÜ Bilimsel Araştırmalar Proje Koordinatörlüğü 27-05-02-02 ve TÜBİTAK ÇAYDAG 107Y060 no'lu projeler tarafından sağlanmıştır.

Tezin yazımında Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'ün “Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları” adlı eserinden büyük ölçüde yararlanılmıştır.

Hâlihazırda devam eden projelerin bir ürünü olan bu tezin, gelecekte bu konuda yapılacak olan bilimsel çalışmalara kaynak olmasını dilerim.

Ocak 2009

Aslı ÇOBAN

ÖZET

Tekstil endüstrisi oldukça yüksek miktarda su tüketen bir endüstri olduğundan tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksuların miktarı da fazladır. Bu noktada tekstil atıksularının arıtımı çevresel açıdan oldukça önem kazanmaktadır. Bu çalışmada 2000 yılında geliştirilmiş olan sabit granül yataklı anaerobik reaktör (SGYAR) ile tekstil atıksularından renk ve KOİ giderimi çalışılmıştır. Yapılan çalışma ile SGYAR sisteminin dokunmuş kumaş terbiyesi işletmesi yapan bir tekstil fabrikası atıksuyunun arıtımındaki performansı değerlendirilmiştir.

Çalışmanın sonucunda SGYAR sisteminde gerçek tekstil atıksuyu arıtımında 48 saat hidrolik bekletme süresi ve 1 kg/m^3 -gün organik yükleme oranı sonucu yaklaşık % 70 KOİ ve % 60 renk giderimi elde edilmiş, bu giderim verimleri literatürde sentetik atıksuların arıtımında elde edilen verimlere (% 60-90 KOİ ve % 50-99 renk giderimi) göre tatmin edici olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca; SGYAR sisteminin ülkemizde tekstil atıksularından renk gideriminde halen kullanılan aerobik sistemlere alternatif bir yöntem olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Anahtar Kelimeler : Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör (SGYAR), tekstil atıksuyu, renk, KOİ

ABSTRACT

Due to textile industries consume plenty of water, the quantity of effluents that derived from such industries is more. At this point treatment of textile effluents is important regarded as environmental. In this research color and COD removal from textile effluents with Static Granular Bed Reactor (SGBR), which is invented in the year of 2000, was investigated. With this investigation the performance of SGBR on treating finishing textile industries was evaluated.

At the end of this research with SGBR system treatment of real textile effluent % 70 COD removal and % 60 color removal is achieved with HRT = 48 hours and OLR = 1 kg/m³-day. These consequences are promising compared to literature (% 60-90 COD removal and % 50-99 color removal). Moreover, it is concluded that SGBR could be used an alternative method instead of aerobic treatment methods which are used to decolorize the textile effluents in our country.

Keywords : Static Granular Anaerobic Bed Reactor (SGBR), textile effluent, color, COD

1 GİRİŞ

Suların kirletilmesi ve aşırı tüketimi çevresel anlamda yaşanan önemli olumsuzluklardan biridir. Su, insanlığın devamı ve insan faaliyetleri için yıllar geçtikçe daha da büyük önem arz etmektedir. Nüfus artışıyla birlikte endüstriyel alanlardaki yoğunlaşmalar artmakta, buna bağlı olarak hem su kullanımı hem de suların kirlenme ihtimali yükselmektedir. Bu sebeplerle, günümüzde atıksuların arıtılması konusunda daha sıkı çevre mevzuatları uygulanmaya başlanmış ve hatta atıksuların tekrar kullanımı ve geri kazanımı çalışmaları hız kazanmıştır.

Tekstil endüstrisi oldukça yüksek miktarda su tüketen bir endüstri olduğundan tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksuların miktarı da fazladır. Bu noktada tekstil atıksularının arıtımı çevresel açıdan oldukça önem kazanmaktadır. Atıksu arıtımı denildiğinde ilk olarak kirlilik yükünün bir göstergesi olan kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi akla gelir. Bunun yanı sıra tekstil atıksularının renk içeriği de oldukça yüksektir. Alıcı ortama verilen zararı minimuma indirmek için bu rengin de giderilmesi gerekir. Her ne kadar ülkemizdeki deşarj standartlarında renk parametresi bulunmasa da önümüzdeki yıllarda bu standardın da getirileceği beklenmektedir. Dolayısıyla tekstil atıksularının arıtımında bu iki parametre oldukça önemlidir.

Günümüzde, yoğun renk ve kirlilik yüküne sahip tekstil atıksularının arıtılması için daha çok aktif çamur sistemleri kullanılmaktadır. Ancak aktif çamur sistemleri; çamur kabarması, aşırı çamur üretimi, havalandırma için yüksek enerji ihtiyacı gibi olumsuzlukların yanında, atıksudaki rengin gideriminde de başarılı olamamaktadır. Ülkemizde yürürlükte olan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği gereği renk parametresi için bir sınır değer olmaması, kullanılan arıtma sistemlerinden çıkan atıksularda rengin giderilmeden deşarjını yasallaştırmıştır. Ancak, su kaynaklarının azalması, suların geri dönüşümsüz olarak kirletilmesi, su canlılarının zarar görmesi ve suyun kullanım amacının değişmesi gibi sebeplerden dolayı tüm dünyadaki yasalarda daha sıkı yaptırımlar uygulanmaktadır. Ülkemizde de önümüzdeki yıllarda atıksulardan renk gideriminin zorunlu tutulması ihtimali yüksektir.

Tekstil atıksularının arıtımı için birçok alternatif yöntem bulunmaktadır. Ülkemizdeki uygulamalarda tekstil atıksuları genellikle kimyasal çöktürme veya aerobik arıtma prosesiyle arıtılmaktadır. Ancak, bu iki yöntemin de kısıtları olduğundan son yıllarda alternatif arıtma yöntemlerinin kullanılması sıkça gündeme gelmektedir. Anaerobik arıtma hem yüksek renk

ve KOİ giderimi ile hem de arıtma sonucu oluşan enerji eşdeğeri olan metan üretilmesi dolayısıyla diğer yöntemlerden daha çok ön plana çıkmaktadır.

Anaerobik arıtmada farklı birçok reaktör tipi kullanılmakta ve yapılan çalışmalar sonucunda yeni reaktör tipleri de geliştirilmektedir. Bunlardan bir tanesi de SGYAR olarak adlandırılan sabit granül yataklı anaerobik reaktördür. SGYAR daha önce tekstil atıksuyu arıtımında kullanılmamıştır. Bu çalışmada; hem bu reaktör detaylı olarak anlatılacak olup hem de tekstil atıksuyunu arıtma performansı değerlendirilecektir. Ayrıca tekstil atıksuyunun anaerobik olarak arıtılabilirliği de değerlendirilecektir.

2 ANAEROBİK ARITMAYA GENEL BAKIŞ

Tekstil atıksularından renk ve KOİ giderimi ile ilgili birçok araştırma yapılmıştır ve halen bu araştırmalar devam etmektedir. Bu bağlamda kullanılan birçok arıtma yöntemi mevcuttur. Bunlardan biri de biyolojik bir yöntem olan anaerobik arıtmadır. Anaerobik arıtma, en genel tanımıyla organik maddelerin anaerobik mikroorganizmalar tarafından önce hidrolize edilip sonra asitleştirilmesi ile metan ve karbondioksit haline dönüştürülmesidir.

Anaerobik arıtma diğer yöntemlere nazaran birçok avantaja sahiptir. Yüksek KOİ'li atıksuların anaerobik arıtımı aerobik arıtmaya göre daha ekonomiktir. Anaerobik arıtma kullanılarak 2700 kW-sa/1000 kg KOİ enerji üretilebilir. Aerobik arıtmaya göre daha az çamur oluşur. Anaerobik arıtma sonunda KOİ'nin yaklaşık % 98'i biyogaz olarak adlandırılan ve yaklaşık % 70 civarında metan yüzdesine sahip olan gaz karışımına dönüşür. Daha az alan kaplar ve donanım maliyeti düşüktür. Anaerobik mikroorganizmaların soğuğa ve besinsizliğe dayanıklılığı yüksek olduğundan anaerobik arıtma mevsimlik endüstriler için de oldukça uygundur. Anaerobik arıtma diğer arıtma yöntemleriyle kombine edilerek daha yüksek arıtma verimi elde edilebilir. Çizelge 2.1'de anaerobik arıtmanın sağladığı ekonomik faydalar giderilen KOİ'ye bağlı olarak verilmiştir.

Çizelge 2.1 Anaerobik arıtmanın sağladığı ekonomik faydalar (Öztürk, 2007)

Daha az biyolojik çamur oluşumu	50 \$/1000 kg KOİ _{gid} , (100 \$/ton)
Daha az nütrient ihtiyacı	50 \$/1000 kg KOİ _{gid}
Havalandırma enerjisine ihtiyaç göstermemesi	50 \$/1000 kg KOİ _{gid} , 0.05 \$/kW-sa
Üretilen metanın enerji değeri	60 \$/1000 kg KOİ _{gid} , 5 \$/10 ⁶ .BTU

Anaerobik arıtmanın avantajları yanında bazı dezavantajları da bulunmaktadır. En önemli dezavantajı işletmeye alma süresinin uzun olmasıdır. Atıksuyun alkalinitesinin düşük olması da anaerobik arıtma için bir dezavantajdır. Bu sorun kalsiyum karbonat gibi bazı kimyasallar kullanılarak önlenabilir. Atıksuyun sülfat içeriği yüksek ise sülfat indirgeyici bakteriler sülfatı hidrojen sülfüre dönüştürürler. Bu da koku problemine neden olur. Klorlu organikler anaerobik arıtmada aerobik arıtmaya göre daha zararlıdır. Düşük sıcaklıklarda arıtma hızı düşüktür. Anaerobik arıtmanın gerçekleştirilmesi için atıksuyun C/N/P oranı 300/5/1 veya 500/5/1 olacak şekilde ayarlanmalıdır.

Bütün bu avantajlar ve dezavantajlar göz önünde bulundurularak anaerobik arıtma yapılıp yapılmayacağına karar verilmelidir. Bunun için de atıksuyun karakterizasyonu iyi yapılmalıdır.

Anaerobik arıtma biyolojik bir proses olduğundan arıtmada en önemli pay mikroorganizmalara aittir. Dolayısıyla anaerobik arıtmada birçok farklı mikroorganizma türü rol oynar. Ancak temel işlevi iki grup mikroorganizma gerçekleştirir. Bunlar; asit bakterileri ve arkelerin büyük çoğunluğunu oluşturan metanojenlerdir. Çizelge 2.2’de anaerobik sistemlerde etkin olan başlıca mikroorganizma grupları verilmiştir.

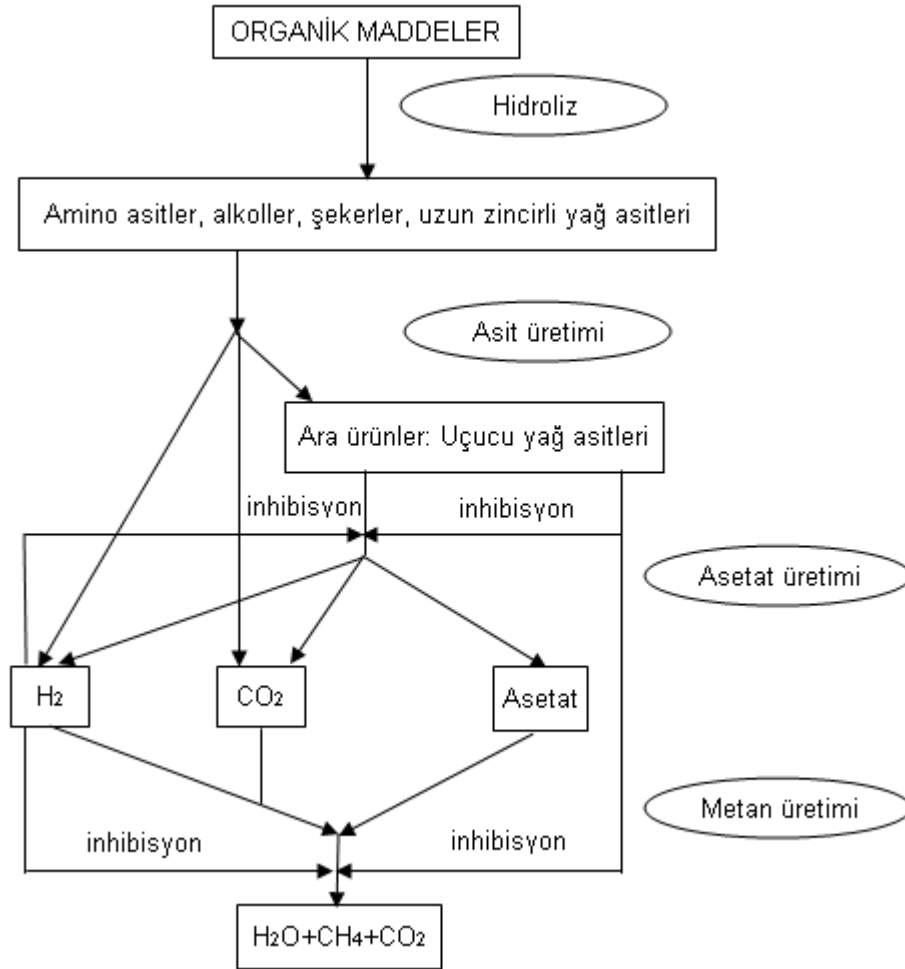
Çizelge 2.2 Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları (Öztürk, 2007)

Asit Bakterileri	Bütirik ve propiyonik asit üretenler
	Asetik asit üretenler
Metan Bakterileri	Asetik asit kullananlar
	Hidrojen kullananlar

Anaerobik arıtma temel olarak üç safhada gerçekleşir (Debik vd., 2008).

1. Yüksek yoğunluklu organik maddelerin hidroliz sonucu düşük yoğunluğa sahip organik maddelere dönüştürülmesi,
2. Düşük yoğunluklu organik maddelerin asit bakterilerince asetata dönüştürülmesi,
3. Metan bakterileri tarafından asetat, H₂ ve CO₂’den metan üretimi.

Şekil 2.1’de bu safhalar detaylı olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.1 Anaerobik arıtma sürecinin safhaları (Bouallagui vd., 2005)

2.1 Anaerobik Arıtma Safhaları

2.1.1 Hidroliz Safhası

Anaerobik arıtmanın hidroliz safhasında; yüksek yoğunluklu organik maddeler düşük yoğunluklu organik maddelere ayrıştırılır. Bir nevi asit ve metan üretimi safhaları için hazırlık yapılır. Hidroliz safhası kimi zaman asitojen safhası ile tek bir safha olarak düşünülüp hidroliz ve asitojen safhası adı altında toplanır. Bu safha temel olarak hücrelerin dış enzimleri tarafından gerçekleştirilir. Dolayısıyla enzimlerin çalışma şartlarını etkileyen faktörler bu safhanın hızını da etkiler. Hidroliz safhasının hızını etkileyen faktörler, hidrolik bekletme süresi, ortamın pH'sı ve sıcaklığıdır. Hidrolik bekletme süresi yeterli olmadığında organik maddelerin hidrolizi tam olarak gerçekleşmez. Dolayısıyla bir sonraki safha olan asit üretimi safhasında asit bakterilerinin uçucu asitlere dönüştüreceği basit yapılu organik maddelerin

miktarı yetersiz olmuş olur. Bu da daha az organik madde giderimine ve daha az metan üretimine sebep olur.

Genel olarak hidroliz safhası anaerobik arıtma için hız sınırlayıcı değildir ancak, atıksuyun içinde düşük yapılı organik maddelere ayrışması zor maddeler mevcut ise hidroliz safhası anaerobik arıtma için hız sınırlayıcı olabilir.

2.1.2 Asit Üretimi Safhası

Asit üretimi safhasında hidroliz ürünleri öncelikle ara ürün olan uçucu yağ asitlerine sonra da asetik asite dönüştürülür. Reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde, hidroliz ürünleri asetik asit yanında propiyonik, butirik, izobutirik, valerik ve izo valerik asit gibi iki karbonludan yüksek yağ asitlerine dönüştürülür. Kararlı anaerobik süreçlerdeki yağ asitleri konsantrasyonu 100-300 mg HAc/L seviyelerindedir. Anaerobik reaktörlerin işletmeye alma safhasında uçucu asit konsantrasyonu < 1000-1500 mg HAc/L olmalıdır. Asit üretimi safhasında rol alan iki farklı bakteri grubundan birinci grup bakteriler (fermantasyon veya asidojenik bakteriler) organik polimerlerin hidrolizinde ve sonrasında da açığa çıkan hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesinde rol alırlar. Asidojenik bakteri türlerinden bazıları (asetojenler) karbonhidratları kullanarak asetik asit üretirler. Asetik asit bakterileri çoğalmaları için gerekli olan enerjiyi, organik asit ve solventlerin asetik asit, H₂ ve CO₂'e parçalanması sonucu açığa çıkan enerjiden sağlarlar. Asetik asit üreten bakteriler sadece H₂ kullanan mikroorganizma alt grupları ile birlikte yaşarlar. Asetik asit bakterileri aynı zamanda H₂ üreten asetojenik bakteriler olarak da anılmaktadır (Öztürk, 2007).

Bir atıksuda sülfat konsantrasyonu yüksek ise sülfür bakterileri, H₂ için metan üretiminden sorumlu olan metanojenler ile yarış halinde olurlar. Dolayısıyla yüksek sülfat konsantrasyonlarında sülfür bakterileri metan üretimini etkileyebilmektedir. Bu bakteriler bir yandan bazı organik asit ve alkollerini asetik asite oksitlerken bir yandan da sülfatları hidrojen sülfüre indirgemektedirler. Ortamda yeterince sülfat olmaması halinde sülfat gideren bakteriler asetik asit üreten bakteriler gibi H₂ üretecek şekilde faaliyet gösterebilmektedir.

Asit üretimi ve metan üretimi birbirini takip eden safhalardır ve iki safhanın da üretim hızı birbirinden farklıdır. Bu iki safhadan asit üretim safhasındaki hız metan üretim safhasındaki hıza göre daha büyüktür. Atıksu içindeki çözünmüş organik madde konsantrasyonu arttıkça asit üretim hızı da artar ve sistemde asit birikimi meydana gelir. Böyle bir durumda sonraki adım olan metan üretim safhası negatif yönde etkilenir ve inhibisyon meydana gelebilir. İnhibisyona sebep olan bir başka olay da düşük yapılı organik maddelerin ayrışmasından

amonyak oluşumudur. Eğer atıksuyun azot içeriği yüksek değilse ve pH da düşük ise bu büyük bir problem teşkil etmez. Anaerobik reaktörde pH yükselmesi mevcut ise ilk olarak amonyak inhibisyonu olabileceği akla gelmelidir.

2.1.3 Metan Üretimi Safhası

Metan üretimi safhasında metanojenler vasıtasıyla asetatin parçalanmasından ve/veya hidrojen ve karbondioksitin sentezinden metan oluşur. Metan iki şekilde oluşmasına karşın % 70 oranında asetik asitin parçalanmasından oluşur (Öztürk, 2007). Metan üretimi süreci asit üretimi sürecine göre yavaştır. Dolayısıyla bu safha arıtmada hız sınırlayıcı faktör olarak karşımıza çıkar. Ancak bazen hidroliz safhası da hız sınırlayıcı olabilmektedir.

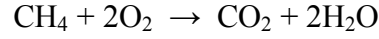
Metan arkeleri, en etkili şekilde pH 6.7-8.0 aralığında faaliyet gösterirler. Metan arkelerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlı olup bunlar asetik asit, metanol, H₂ ve tek karbonlu bileşiklerdir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada en önemli mikroorganizmalar metan arkeleridir. Metan arkeleri asetik asit kullanarak çoğalırlar. Günümüze kadar yapılan araştırmalarda asetatin metana dönüşümünden *Methanosaeta* ve *Methanosarcina* cinslerinin sorumlu olduğu bilinmektedir. *Methanosaeta* cinsleri çubuksu mikroorganizmalar olup sadece asetik asiti karbon ve enerji kaynağı olarak kullanabilirler. *Methanosarcina* cinsleri ise yuvarlak şekilli olup asetat, metanol, metilaminler ve bazen hidrojeni kullanarak kümeler halinde çoğalırlar. Bu cinslerden hangisinin anaerobik arıtma sürecinde etkin rol oynadığını genellikle ortamdaki asetat konsantrasyonu belirler. 60 mg/L'nin üzerinde asetat konsantrasyonunda *Methanosarcina* cinslerinin daha aktif rol aldığı bilinmektedir. Bu değerın altında ise *Methanosaeta* cinsleri asetat kullanımında faaliyet göstermektedirler. Düşük asetat konsantrasyonlarında *Methanosaeta*'nın etkinliği, düşük asetat eşik değerine sahip olmasına da bağlıdır. Bu sebeple yapılan araştırmalarda sürekli fazda çalıştırılan anaerobik reaktörlerde işletme şartlarının kararlı olması halinde *Methanosaeta* cinslerinin aktif organizma topluluğu içerisinde baskın olduğu bulunmuştur (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada metan üretiminde hidrojen kullanarak çoğalan arkelerin faaliyeti oldukça önemlidir. Metan arkeleri arıtma sürecinde H₂ konsantrasyonunu sürekli düşük seviyelerde tutarak sistemdeki diğer organizmaların yaşamalarını sağlamaktadırlar. Biyolojik elektron alıcıları olarak da adlandırılan bu arkeler asetat kullananlara göre daha dağınık bir yapı sergilemektedir. *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanosprillum* ve

Methanococcus cinsleri anaerobik arıtma sürecinde görülen en yaygın arkelerdir. Spesifik çoğalma hızları 0,8-4,1 gün⁻¹ arasında değişmektedir (Öztürk, 2007).

Anaerobik bir arıtma sisteminde metanın KOİ eşdeğeri kütle dengesinden aşağıdaki gibi hesaplanabilir:

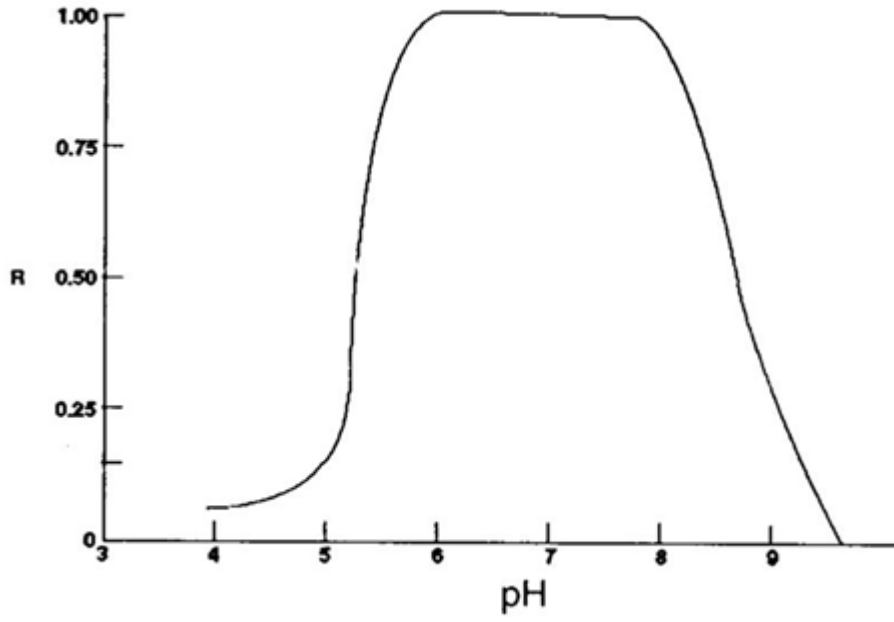


Denklemden de görüldüğü üzere bir mol metan (22,4 L; 0 °C’de) 2 mol oksijen (64 gr) kullanmaktadır. Standart şartlarda (0 °C ve 1 atm) 0,35 L metan (22,4 L/64 gr) 1 gr KOİ’ye eşdeğerdir. Daha yüksek sıcaklıklarda, örneğin 35 °C ve 1 atm’de, 0,395 L metan 1 gr KOİ’ye eşdeğerdir (Debik, 2008).

2.2 Anaerobik Arıtmaya Etki Eden Faktörler

Metanojenler genellikle nötr pH aralığını tercih ederler. Kabul görmüş optimum pH aralığı yaklaşık olarak 6,5-8,2 arasındadır. Çoğunlukla anaerobik sistemlerde görülen metanojen olan *Methanosarcina mazei*’nin diğer metanojenlere göre daha düşük pH’larda çalışabildiği rapor edilmektedir. Yukarıda ifade edilen koşulların altında veya üstünde metan üretimi düşmektedir. Metanojenler pH 6 ve hatta daha düşük pH’larda düşük hızlarla da olsa işlevlerini yürütmektedirler, ancak bu koşullarda bikarbonat alkalinitesi yeterli miktarda tamponlama yapmayacak ve bu durum anaerobik prosesin kararlılığının bozulmasına sebep olmaktadır.

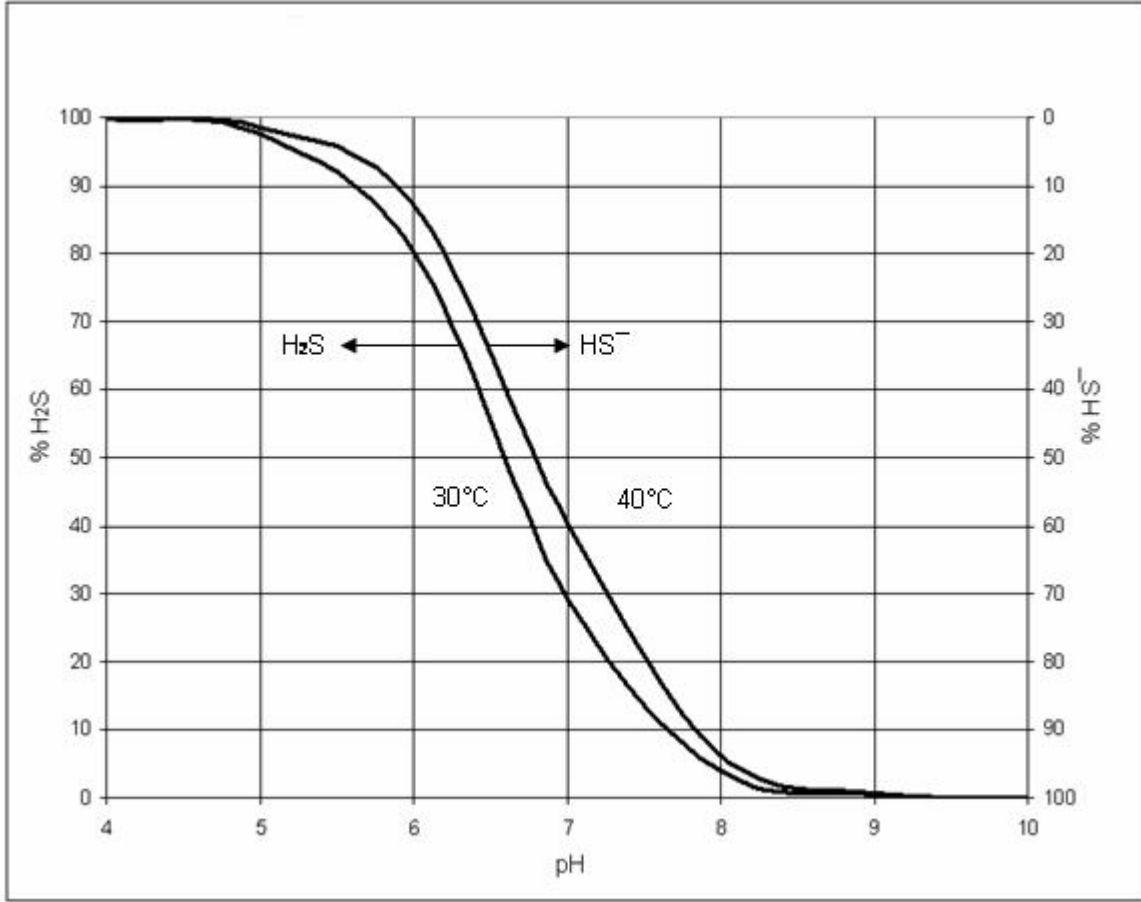
Şekil 2.2’de asetat kullanım hızına bağlı olarak metanojenlerin aktiviteleri (R) gösterilmektedir. Şekilden de görüleceği gibi, yapılan laboratuvar çalışmasına göre metanojenlerin optimum çalışma aralığı pH 6-8 arasındadır. pH > 8 olduğunda aktivitede önemli bir düşme meydana gelmektedir. Bunun sebeplerinden biri pH 8’den sonra amonyum iyonunun, amonyak gazı şekline dönüşerek mikroorganizmaları inhibe etmesi olarak açıklanabilir (Speece, 1995).



Şekil 2.2 pH'ya bağlı olarak metanojenlerin aktivitelerindeki değişim (Speece, 1995)

Azot ve fosforun hem aerobik hem de anaerobik sistemler için önemli iki element olmasına karşın bu elementlere sülfürün de eklenmesi gerekir. Sülfür genellikle sülfat formunda atıksu arıtımında kullanılmaktadır. Metanojenler, her ne kadar reaktördeki düşük konsantrasyondaki sülfür ve fosfor ile ihtiyaçlarını giderirler de bu bileşenler zorunlu makronütrientlerdir. Azot konsantrasyonu mikrobiyolojik aktivitedeki azota bağlı sınırlamayı ortadan kaldırmak için reaktör içerisinde 40-70 mg/L aralığında olmalıdır. Anaerobik sistemlerde azot haricindeki makronütrient ihtiyacı aerobik sistemlerle karşılaştırıldığında sentezlenen hücrenin az olması sebebiyle oldukça az olmaktadır (Speece, 1995).

Şekil 2.3'te H_2S ve HS^- 'in pH'ya göre değişimi verilmiştir.



Şekil 2.3 H₂S ve HS⁻ 'in pH'ya göre değişimi (Coşkun, 2006)

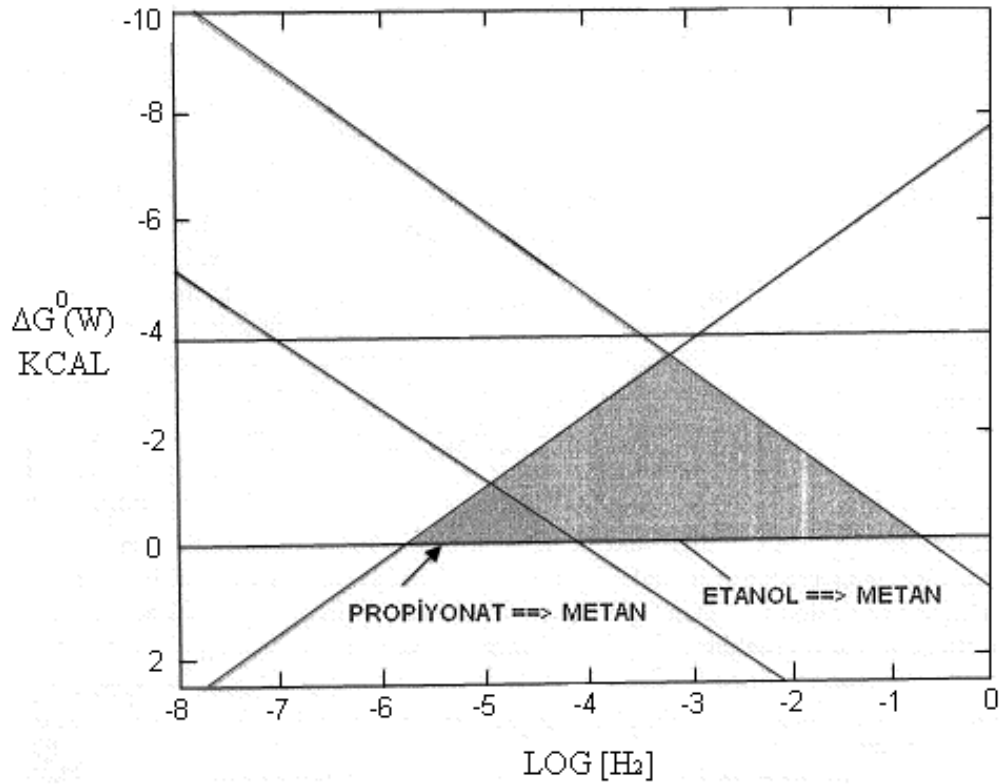
Sıcaklık biyolojik arıtma sistemlerini etkileyen önemli bir faktördür. Metabolik hızı kontrol eder, iyonizasyon dengesini (örneğin amonyak), substratın, yağların ve demirin çözünürlüğünü etkilemektedir. Metan üretiminin 4-100 °C arasında meydana geldiği bilinmektedir. Bu özellik değişik türlerdeki metanojenleri içine alsa da oldukça etkileyici bir özelliktir. Genellikle anaerobik reaktörler 30-37 °C aralığındaki mezofilik şartlarda işletilmekle beraber, bazen daha düşük sıcaklıkta ve daha uzun süre işletilmesi de ekonomik açıdan gerekli olabilir. Seyreltik atıksuların ısıtılması ekonomik açıdan mümkün olmadığından, daha düşük sıcaklıklarda ve daha uzun temas sürelerinde daha fazla biyokütle ile çalışılması gereklidir. Termofilik granüllerle asetat kullanımı için optimum sıcaklık ise 65 °C'dir. Sıcaklık 45 °C olduğunda, mezofilik veya termofilik şartların hangisinin bulunduğu tespit edilmesi zor olduğundan bir takım problemlerle karşılaşılabilir ancak, bazı tam ölçekli tesisler yıllardır başarılı bir şekilde işletilmektedir. Anaerobik arıtmada sıcaklığın değiştirilmesi çok dikkat gerektiren bir işlemdir (Debik, 2008).

Anaerobik arıtma biyolojik bir arıtma olduğundan arıtmayı mikroorganizmalar gerçekleştirir. Hidroliz ve asit üretimini gerçekleştiren fermentasyon bakterileri ile asetat kullanarak metan

üretimini gerçekleştiren metan arkeleri anaerobik arıtmadaki önemli mikroorganizma gruplarıdır ve birlikte çalışarak asetik asit konsantrasyonu ve pH'yı kontrol ederler. Fermantasyon bakterileri asetat kullanan metan arkelerine göre daha hızlı çalışır. Dolayısıyla organik yükün artması ile fermantasyon bakterileri daha hızlı çalışacağından ve metan arkeleri bu asiti aynı hızla tüketemeyeceğinden ortamda asit birikimi problemi ile karşılaşılabilir. Bu da inhibisyona sebep olur.

Anaerobik reaktörlerde arıtma performansı biyogazdaki H_2 konsantrasyonu izlenerek hassas bir şekilde değerlendirilebilir. pH'nın hidrojen iyonları molar konsantrasyonunun eksi logaritması olduğu ve arıtmada oldukça önemli olduğu düşünülürse hidrojenin önemi daha iyi anlaşılabilir. Gaz fazındaki H_2 konsantrasyonunun artması halinde ürün oluşumu daha çok indirgenmiş organik asit formuna kaymaktadır. Sisteme ani glikoz beslemesi yapıldığında, fermantasyon (asit) bakterileri bu şok yüke kısa sürede uyum göstererek organik asit üretirler. Bu durum pH'ı düşürür ve metan arkelerinin rol oynadığı reaksiyonların hızını yavaşlatarak ortamda H_2 birikmesine yol açar. Reaktörde H_2 konsantrasyonunun artması toplam asit üretim hızının düşerek sistemin kararlı hale gelmesi için ek süreye ihtiyaç duyulmasına, bütirik ve propiyonik asit konsantrasyonlarının artarak asetik asit üretimini ve asetat kullanan metan arkelerinin metan üretimlerini engellemesine sebep olur. Hidrojen konsantrasyonunun daha da artması propiyonik asit üretimini hızlandırır ve reaktörde pH daha da düşer (Öztürk, 2007).

Yüksek yapıli organik maddelerin basit yapıli organik maddelere hidrolize olup daha sonra da metana dönüştürülmesi aşamasında en önemli görevi hidrojen üreten ve hidrojen kullanan mikroorganizmalar üstlenir. Hidrojen üreten ve kullanan mikroorganizmaların önemini kavrayabilmek için hidrojenin kısmi basıncı ile serbest enerji seviyesi arasındaki ilişki iyi bilinmelidir. Propiyonik asidin asetik asit ve hidrojene parçalanabilmesi için ortamdaki hidrojenin kısmi basıncının 10^{-4} atm (100 mg/L)'i aşmaması gerekmektedir. Bu düşük basınç ortamında hidrojen kullanan metan arkeleri için gerekli enerji kısmi basıncın 1 atm olması haline göre önemli ölçüde azaltılmış olmakta ve sonuç olarak reaksiyon kolaylaştırılmaktadır. Diğer bir deyişle birim hacim hidrojeni kullanmak için gerekli mikroorganizma miktarı azalmaktadır. Hidrojenin metana dönüşebilmesi için kısmi basıncının 10^{-6} atm'den büyük olması gerekmektedir (Şekil 2.4). Bu sebeple hidrojen kullanarak metan üreten metan arkelerinin maksimum hızda faaliyet gösterebilmesi için hidrojenin kısmi basıncının 10^{-4} - 10^{-6} atm aralığında tutulması gerekir (Speece, 1995).



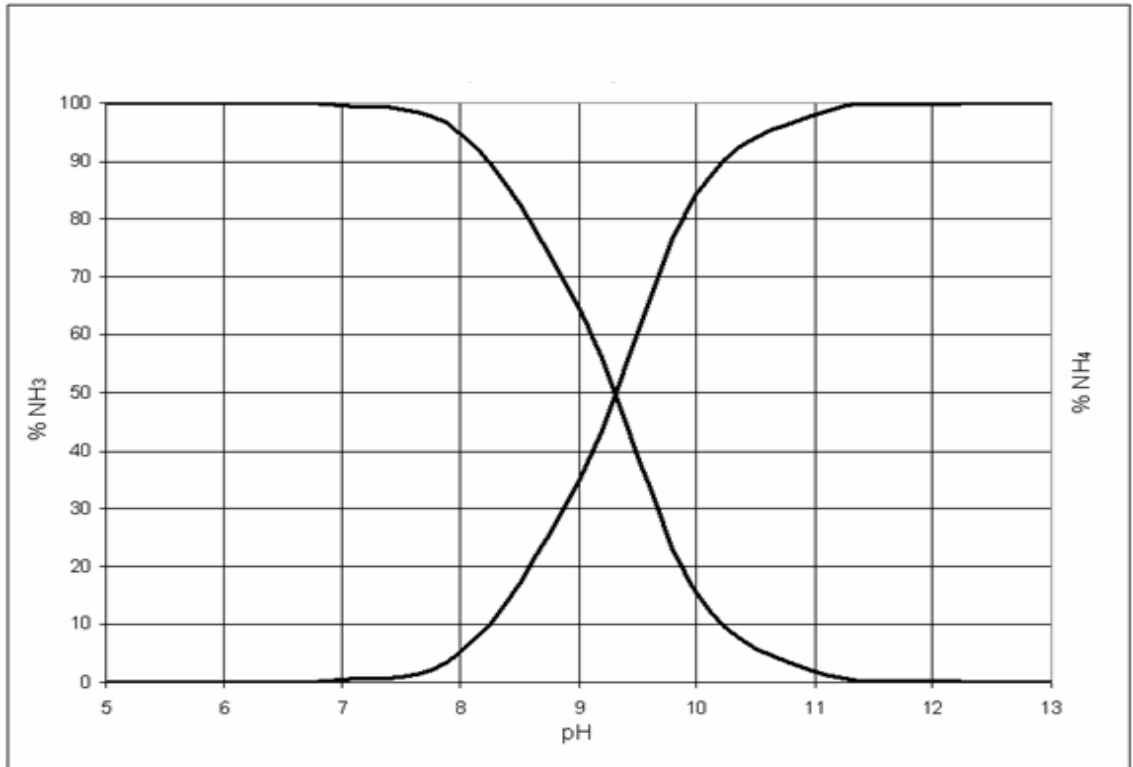
Şekil 2.4 Hidrojenin kısmi basıncının metan üretimi sürecindeki önemi (Speece, 1995)

Anaerobik arıtma birbirini takip eden karmaşık biyokimyasal reaksiyonlar sonucu kararlı son ürünler olan karbondioksit ve suyun oluşumu ile son bulur. Arıtma kademe kademe gerçekleştiğinden ve bir üst kademedeki ürün sonraki kademede besin olarak kullanıldığından herhangi bir kademedeki dengesizlik sonraki kademeye hemen yansır. Örneğin asit üretimi kademesinde yeterli asetik asit üretilmediği takdirde bu sonraki kademe olan metan üretimine hemen yansır ve metan üretimi bundan olumsuz yönde etkilenir.

Mikroorganizmalar her türlü metabolik faaliyetlerini gerçekleştirebilmek için enerjiye ihtiyaç duyarlar. Bu enerji ATP'nin ADP ile hidrolizinden sağlanır. ATP canlı hücrelerinin başlıca enerji kaynağıdır ve ADP ile fosfattan sentezlenir. Dolayısıyla canlı hücre ne kadar ATP ihtiva ediyorsa o kadar aktiftir. ATP sentezi iki farklı yolla gerçekleştirilebilmektedir. Bunlardan birincisi, organik bileşiklerin metabolik olarak parçalanmasıdır. Bu asit üretimi reaksiyonları sırasındaki ATP sentez mekanizması olup anaerobik reaktörlerdeki en önemli ATP kaynağıdır. İkincisi ise, elektron transfer fosforilasyonu olup bir membran civarındaki bileşiklerde bir seri redoks zinciri ile elektron veya hidrojen transferi sırasında ATP sentezidir. Bu mekanizmanın metan arkelerinde gerçekleştiği tahmin edilmektedir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada sistemin kararlılığı bozulduğunda toplam uçucu asit konsantrasyonunda ani bir artış meydana gelir ve bu da metan üretim hızının düşmesine sebep olur. Bunun sonucu olarak da toplam gaz hacminde bir azalma meydana gelir. Böyle bir durum ile karşılaşıldığında ilk olarak reaktöre yapılan besleme durdurulmalı ve uçucu asit birikmesine yol açan sebepler araştırılmalıdır. Uçucu asit birikmesinin sebepleri aşırı ısıtma, aşırı yükleme, gaz geri devir hattından içeri hava emilmesi, atık bileşimindeki ani değişiklikler sonucu oluşan çok düşük veya yüksek amonyak seviyeleri, alkalitenin düşerek pH'daki kararlılığı bozması ve atıksu içerisine toksik maddeler karışması olabilir.

Amonyak (NH_3), anaerobik arıtmada özellikle metan bakterileri üzerinde toksik etki yapan bir bileşiktir. Amonyak zayıf bir asittir ve suda genellikle amonyum iyonu (NH_4^+) şeklinde bulunur. Serbest amonyak ile amonyum azotu arasındaki oran pH'ya bağlı olarak değişir. pH arttıkça serbest amonyağın oranı artar. Metan bakterileri üzerinde toksik etki yapan asıl bileşik serbest amonyaktır. Bu yüzden amonyak inhibisyonu problemi ile özellikle yüksek pH'larda karşılaşılmaktadır. Anaerobik arıtmada serbest amonyak konsantrasyonu yaklaşık 100 mg/L olduğunda toksik etki meydana gelir ancak, bu değere alıştırılarak ulaşırsa sistemdeki toksisite etkisi ortadan kaldırılabilir. Suda amonyak ve amonyumun pH'ya bağlı olarak değişimi Şekil 2.5'te gösterilmektedir.



Şekil 2.5 pH'ya bağlı olarak amonyak ve amonyumun dönüşümü (Coşkun, 2006)

Uçucu asitler anaerobik sistemler için tam olarak toksik etkiye sahip değildir. Evsel atıksu arıtma çamuru çürütme tesislerindeki tipik uçucu asit konsantrasyonu 400 mg HAc/L civarındadır. Bu tip bir reaktöre şok bir sodyum asetat yüklemesi yapıldığında dahi mikroorganizmalar asetatı birkaç gün içerisinde tamamen metan ve karbondioksit'e dönüştürebilmektedir. Anaerobik reaktörlerin işletilmesinde optimum bir uçucu asit seviyesi bulunmamaktadır. Uçucu asit konsantrasyonundaki ani artış reaktörün kararlılığının bozulduğunun ve H_2 konsantrasyonunun yükselmesi sebebiyle metan arkelerinin faaliyetlerinin engellendiğinin bir göstergesidir. Bu sebeple anaerobik sistemlerde proses kararlılığının izlenmesi amacıyla kullanılabilir en iyi parametre ortamdaki H_2 konsantrasyonu veya kısmi basıncıdır (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtma sürecinde önemli bir rol alan metan arkelerinin temel görevi, H_2 konsantrasyonunun düşük tutularak karbon akışının asetat üretimine doğru yönlendirilmesidir. Metan arkeleri (metanojenler) genel olarak hidrojen ve asetat kullanan olmak üzere iki gruba ayrılmaktadırlar. Metan arkelerinin enerji kaynağı olarak kullandıkları maddelerin başlıcaları H_2 , format, asetat ve metanoldür. Aerobik arıtmadaki mikroorganizmaların enzim zincirlerine anaerobik arıtmada, asit bakterileri ve metan arkelerinin birlikte görev aldıkları bir anaerobik besin zinciri karşılık gelir.

Mikroorganizmalar elektron verici olarak organik maddeyi kullanırlar. Bu parçalama sırasında elektronların bir kısmı hücre sentezi için gerekli enerjiyi sağlamak için elektron alıcısına, geriye kalan diğer kısmı ise mikroorganizma hücrelerine aktarılır. Ayrıca mikroorganizmalar içsel solunum sırasında sentez için kullandıkları elektronların bir kısmını daha fazla enerji elde edebilmek için elektron alıcısına aktarırlar. Geriye kalan diğer kısım ise aktif olmayan hücre kalıntısı maddesi olarak açığa çıkar. Enerji oluşumu elektron transferi sonucu gerçekleştiğinden, organik maddenin parçalanması sırasında oluşan enerji transferi elektron eşdeğeri olarak ifade edilmektedir. Sentez reaksiyonuna transfer edilen elektronlar g hücre üretilen/g $KO\dot{I}_{gid}$ cinsinden kütleli birimlere çevrilebilir (Öztürk, 2007).

Mikroorganizmaların çoğalması enerji üretimi ve hücre sentezi olmak üzere iki temel reaksiyondan oluşur. Mikroorganizmalar, canlı faaliyetlerini sürdürebilmek için ortamdaki organik bileşikler parçalayarak enerji elde ederler. Bu enerji, yükseltgenme-indirgenme reaksiyonları sonucu oluşur. Yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları elektron vericisi ve elektron alıcısı yarı reaksiyonlarından meydana gelir. Çevre mühendisliğinde genelde elektron verici bileşik substrat olarak adlandırılır. Fotosentez yapamayan mikroorganizmalar elektron verici bileşik yani substrat olarak organik maddeyi kullanır. Kemolitotrofik

mikroorganizmalar ise elektron verici olarak amonyak ve sülfid gibi indirgenmiş inorganik bileşikler kullanabilmektedir. Aerobik şartlarda en genel elektron alıcı, moleküler oksijendir. Oksijensiz şartlarda ise bazı mikroorganizmalar nitrat, sülfat ve karbondioksit gibi bileşikler elektron alıcısı olarak kullanabilmektedir. Bazı mikroorganizmalar ise fermantasyon prosesinde olduğu gibi elektron vericisi ve alıcısı olarak organik maddeleri kullanabilmektedir. Elektron vericiden elde edilebilecek enerjinin miktarı elektron alıcısının türüne göre değişmektedir. Aerobik mikroorganizmaların aynı miktarda hücre sentezi yapabilmek için daha düşük miktarda enerjiyi elektron alıcısına transfer etmeleri gerekmektedir. Bu sebeple aerobik mikroorganizmaların gerçek hücre verimi anaerobik mikroorganizmalara göre daha yüksek olmaktadır.

Organik bileşikler fermantasyon reaksiyonlarında hem elektron alıcı, hem de elektron verici olarak kullanılırlar. Basit bir fermantasyon örneği olarak glikozdan etanol üretiminde, glikoz elektron verici, etanol ise elektron alıcı olarak kullanılır. Fermantasyon reaksiyonlarının çoğunda birden fazla son ürün oluşur. Örneğin E.coli glikozu asetat, etanol, format ve hidrojen karışımına fermente eder. Aynı şekilde organik maddenin metana dönüşümünde asetat, propiyonat ve bütirat gibi ara ürünler meydana gelir. Karışık fermantasyon reaksiyonlarında oluşan son ürünler ve miktarları mikroorganizma türlerine ve pH gibi ortam şartlarına göre farklılık gösterebilmektedir. Mikroorganizmalar ortamdaki bileşikler parçalayarak temel işlevlerini sürdürebilmek için gerekli olan enerjiyi ATP şeklinde biriktirirler.

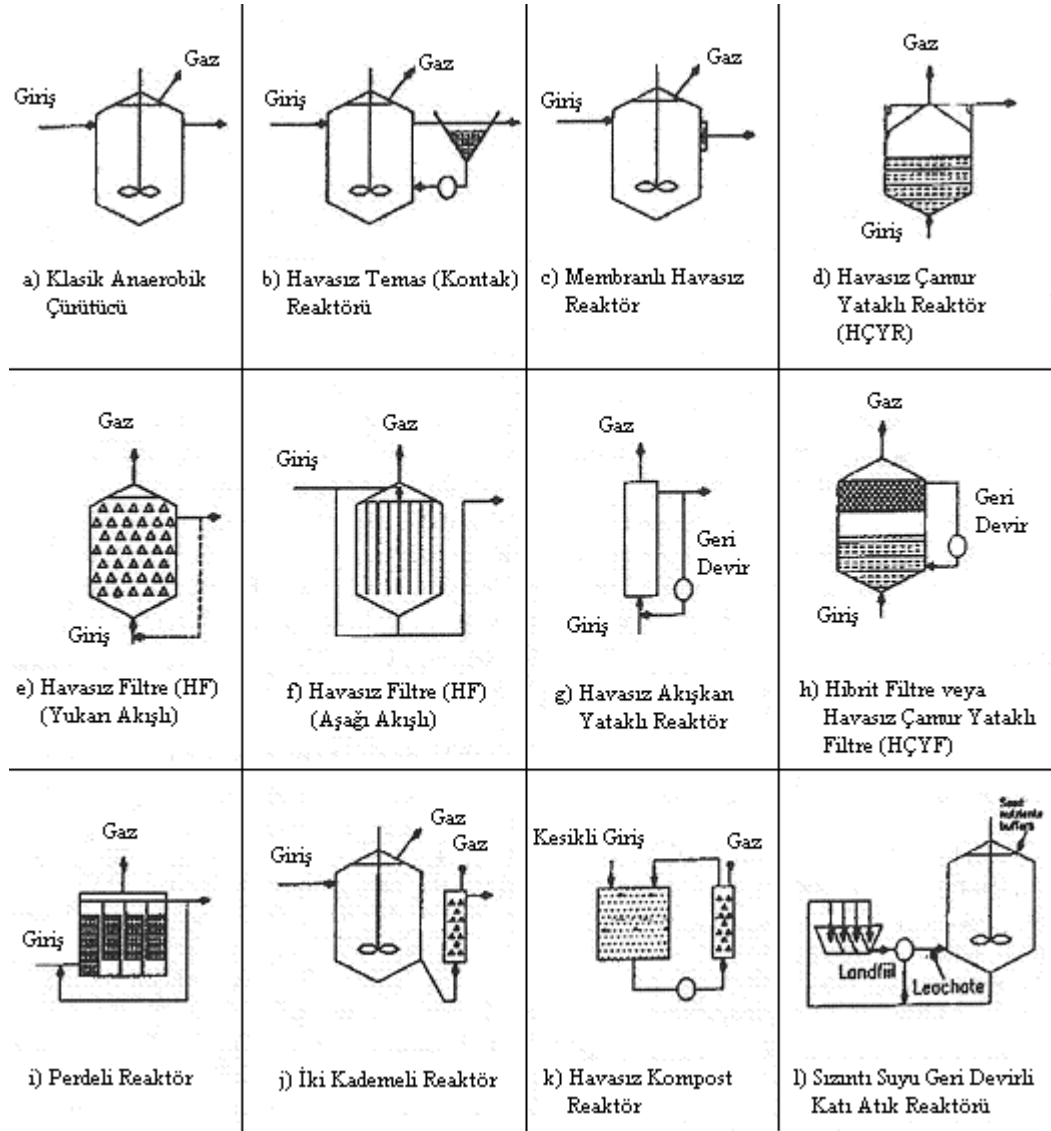
Biyolojik sistemlerin modellenmesi fizikokimyasal sistemlere göre daha zordur. Çünkü fizikokimyasal sistemleri etkileyen belli başlı parametreler mevcut iken biyolojik sistemleri etkileyen pek çok farklı faktör bulunmaktadır. Bu sebeple, anaerobik sistemlerin modellenmesi de oldukça zor ve karmaşıktır. Anaerobik sistemleri modellemek için Chen-Hashimoto, Stover-Kincannon, Grau, Monod ve Contois gibi modeller kullanılmaktadır.

Anaerobik reaktörlerde arıtım sonucu oluşan metan gaz halinde iken karbondioksit, kısmen gaz kısmen ise sıvı fazda bikarbonat veya karbondioksit olarak çözülmüş formda bulunmaktadır.

2.3 Anaerobik Arıtma Sistemleri

Anaerobik arıtma son yıllarda atıksu arıtımı ve kompost sektöründe yaygın olarak kullanılmaya başladığından birçok anaerobik reaktör tipi de geliştirilmiştir. Bunlardan bazıları Şekil 2.6'da verilmiştir. Bunların yanı sıra yeni tip reaktörler de geliştirilmeye devam

edilmektedir. Bu tezin kapsamı içinde ele alınan çalışmada kullanılan statik granül yataklı anaerobik reaktör (SGYAR) de yeni geliştirilmiş bir anaerobik reaktör tipidir.



Şekil 2.6 Anaerobik reaktör tipleri (Öztürk, 2007)

Anaerobik reaktörlerde sıcaklık 30-40 °C aralığında olduğunda hacimsel organik yük 1-60 kg KOİ/m³-gün, KOİ giderme verimi ise % 80-95 arasında değişmektedir (Öztürk, 2007).

2.3.1 Anaerobik Sistemleri İşletmeye Alma ve Proses Kontrolü

Diğer arıtma sistemlerine göre birçok avantaja sahip olmasına rağmen anaerobik arıtma sistemlerinin işletmeye alma süreci uzun ve proses kontrolü oldukça meşakkatlidir. Ancak, sistem kararlı hale ulaştıktan sonra oldukça iyi verimler elde edilmektedir.

Bütün biyolojik reaktörlerde olduğu gibi anaerobik arıtmada da biyokütle birikim hızı, biyokütleyle dönüşüm hızı olan Y parametresine bağlıdır. İşletmeye alma döneminin süresi

hedeflenen hacimsel organik yüke göre değişir. Düşük hızlı reaktörlerde ($1-5 \text{ kg KOİ/m}^3\text{-gün}$) işletmeye alma süresi, daha düşük biyokütle konsantrasyonlarında ve daha kısa sürelerde tamamlanır. Buna karşılık yüksek hızlı ($5-25 \text{ kg KOİ/m}^3\text{-gün}$) anaerobik sistemler için daha yüksek biyokütle konsantrasyonlarına ihtiyaç vardır. F/M oranı $0,5-1 \text{ kg BOİ}_5/\text{kg UKM-gün}$ için düşük ve yüksek hızlı anaerobik reaktörlerde olması gereken aktif biyokütle konsantrasyonları sırasıyla $2000-10000 \text{ mg/L}$ ve $10000-50000 \text{ mg/L}$ arasında olmalıdır. Düşük biyokütle sentezi (Y), aşı özellikleri ve biyokütle birikme verimi gibi çeşitli sebeplere bağlı olarak yüksek hızlı anaerobik sistemlerde kararlı hale ulaşılabilmesi için 2-12 ay gibi uzun süreler gerekebilir. Termofilik arıtma sistemlerinde Y değerinin daha küçük olması sebebiyle bu süre daha da uzayabilir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmanın en büyük dezavantajı işletmeye alma süresinin uzun sürmesidir. İşletmeye alma süresinin uzun sürmesinin en büyük sebebi mikroorganizmaların arıtılacak atığa uyum sağlamasıdır. Eğer mikroorganizma arıtılacak atığa uygun ise bu süre oldukça kısalmır. Dolayısıyla anaerobik arıtmada atığa uygun mikroorganizma topluluğunun bulunması oldukça önemlidir. Eğer kullanılan mikroorganizma arıtılacak atığa uyum sağlamakta zorlanıyorsa evsel atıksu arıtma tesisi çürütücüsünden veya Imhoff tankından alınan çamurla veya hayvan gübresi ile aşılama yapılabilir. Böylece alıştırma devresi kısaltılabilir.

Anaerobik reaktörler ile arıtma yapılan sistemlerde işletmeye alma süresinin kısaltılabilmesi için bu dönemdeki biyokütle kaybının minimum seviyede tutulması gerekir. Bu amaçla yüksek oranda geri devir uygulanabilir veya sistemi terk eden biyokütle geçici olarak tesis edilen bir ultrafiltrasyon biriminde tutularak geri kazanılarak sisteme geri verilebilir. Ayrıca zenginleştirilmiş özel hazır anaerobik mikroorganizma kültürleri de ilave edilebilir.

Anaerobik reaktörlerde istenilen arıtma verimine ulaşılabilmesi için uzun bir alıştırma evresi geçirilmelidir. Bu alıştırma evresinde organik yük dikkatli seçilmelidir. Alıştırma evresi $0,1 \text{ kg KOİ/kg UAKM-gün}$ veya $1-2 \text{ kg KOİ/m}^3\text{-gün}$ 'lük bir organik yük ile başlatılabilir. Mümkünse reaktördeki UAKM konsantrasyonu $10-20 \text{ kg/m}^3$ olacak şekilde veya reaktör hacminin asgari % 15-20'sine eşit hacimde aşı çamuru temin edilmelidir. Gaz debisi arttıkça organik yükün de kademeli olarak arttırılması gerekmektedir. Eğer şartlar uygun ise ve herhangi bir kararsızlık durumu söz konusu değil ise organik yükleme her hafta % 50 oranında arttırılabilir.

Anaerobik arıtmanın en uygun şekilde gerçekleştirilebilmesi için belirli şartların sağlanması gerekir:

- Arıtılacak atık, iz element bakımından yeterli olmalı ve atık içerisinde bağlı oksijen bileşikleri bulunmamalıdır.
- Atığın KOİ/N/P oranı 300/5/1 olmalıdır.
- Atığın pH'sı 6,5-8,2 arasında olmalıdır.
- Sıcaklık mezofilik reaktörler için 35 °C, termofilik reaktörler için ise 55 °C olmalıdır.
- Alkalinite 1000-4000 mg CaCO₃/L olmalıdır. İdeal olanı 2000 mg CaCO₃/L'dir.
- Toplam uçucu yağ asiti asetik asit olarak 1000-1500 mg/L'den küçük olmalıdır.
- Toplam uçucu yağ asiti / alkalinite oranı 0,1'den küçük olmalıdır. Ancak 0,3'e kadar sistem verimli çalışabilmektedir.

Sıcaklık ile çamur yaşı doğrudan ilgilidir. Anaerobik arıtmada çamur yaşı yani biyokütle miktarı arttıkça düşük sıcaklığa karşı tolerans da o derece artar. Anaerobik arıtmada sıcaklığın olabildiğince sabit tutulması ve gün içinde 2 °C'den fazla değişmemesi gerekir. Çoğalma hızları daha yüksek olan asit bakterileri sıcaklık değişimlerine daha çabuk uyum sağlarlar. Ancak metan arkeleri bu değişime aynı hızla uyum gösteremedikleri için sistemde dengesizlik ve uçucu yağ asiti birikimi gözlenir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada metan üretiminde iki önemli safha olan asit ve metan üretimi safhaları pH'dan oldukça etkilenirler. pH>8 olduğunda metan arkelerinin aktiviteleri aniden düşer. Bunun sebebi ortamdaki serbest (iyonize olmamış) amonyak miktarıdır. pH kontrolü ile metan arkeleri üzerindeki inhibisyon etkisi önlenir. pH<5,5 halinde asit bakterileri belli ölçüde inhibisyona uğrarlar. Dolayısıyla anaerobik arıtmada pH kontrolü oldukça önemlidir.

Anaerobik arıtmada oksijen toksik etki yapar. Anaerobik arıtmada kararlılığın sağlanabilmesi için serbest oksijenin yanı sıra bağlı oksijen de ortamda bulunmamalıdır. Her iki formdaki oksijen de arıtma performansını olumsuz yönde etkiler. Eğer arıtılacak olan atık bağlı oksijen bileşiklerini içeriyorsa gerekli ön arıtma yapılarak anaerobik sistem verimi arttırılabilir.

Anaerobik arıtma sistemlerinde başlıca enerji kaynağı olarak asetik asit ve hidrojeni kullanan iki grup mikroorganizma yarış halinde olabilirler. Bunlar metan arkeleri ve sülfür bakterileridir. Sülfat gideren mikroorganizmalar termodinamik olarak metan arkelerine göre daha avantajlı olduklarından, metan üretimine doğru olan elektron akışını sülfat giderimine doğru çevirebilirler. Bu da reaktördeki metan üretiminin düşmesine yol açar. Sülfat gideren mikroorganizmalar pH ve sıcaklık değişimlerine daha dayanıklıdır. Diğer bir olumsuz etkileri de, ortaya çıkan hidrojen sülfürün yüksek konsantrasyonlarda anaerobik arıtmayı inhibe etmesidir. $KOİ/SO_4 \leq 10$ olduğunda inhibisyon önemli ölçüde önlenir. Anaerobik

arıtmada sülfür bakterileri tarafından giderilen her kg sülfat başına 0,67 kg KOİ harcanır ve metan üretiminde bununla orantılı bir düşme gözlenir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada arıtılan atığın KOİ/N/P bakımından dengeli olması çok önemlidir. Bu oran 300/5/1 veya 500/5/1 olacak şekilde ayarlanmalıdır. Eğer bu oran sağlanamıyorsa reaktöre üre, H_3PO_4 veya amonyum dibazik fosfat gibi kimyasal maddelerle destek verilir. Ayrıca çamur yaşının çok uzun tutulduğu durumlarda KOİ/N/P oranı da (nütrient ilavesi) uygun şekilde düşürülmelidir. İşletmeye alma döneminde bu oran 300/5/1-500/5/1 aralığında uygulanırken kararlı işletme hallerinde 700/5/1 oranı uygulanabilir (Speece, 1995).

Anaerobik arıtmada bütün şartlar sağlandığı halde beklenen arıtma performansı gerçekleşmiyor ise Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementlerin yeterli miktarda olup olmadığı kontrol edilmelidir. Çünkü anaerobik arıtma için iz elementler de azot ve fosfor gibi makro nütrientler kadar önemlidir. Çizelge 2.3'te anaerobik arıtmada önemli bazı iz elementlerin konsantrasyonları verilmiştir. Eğer iz element eksikliği söz konusu ise bu durumda Fe, Co ve Ni gibi üç önemli iz elementin reaktörde 0,1 mg/L seviyesi elde edilecek miktarda özel bir formül (1 mg $FeCl_2/L$ -reaktör, 0,1 mg $CoCl_2/L$ -reaktör, 0,1 mg $NiCl_2/L$ -reaktör) ile dozlanması gerekebilir. İz elementlerin mikroorganizmalar tarafından daha etkin kullanımı için, yüksek seviyelerde kesikli olarak beslenmesi tercih edilmelidir (Öztürk, 2007).

Çizelge 2.3 Anaerobik arıtmada önemli bazı iz elementlerin konsantrasyonları (Coşkun, 2006)

İz elementler	Reaktördeki Konsantrasyonları (mg/L)
S	4
Ca	3
Mg	3
Fe	0,5
Ni	<0,01
K	555
Zn	0,05

Anaerobik reaktörler alıştırma devresinde sıcaklık, pH, debi ve atık kompozisyonundaki ani değişikliklere maruz kalmamalıdır ve özellikle toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonu sürekli olarak izlenmelidir. pH değerinin 6,2'nin altına düşmesi metan üretimini büyük ölçüde düşürdüğünden toplam uçucu yağ asiti değeri 1000-1500 mg/L'yi aşmamalıdır. Eğer bu değer

aşılmış ise organik yükün azaltılması gerekir. Anaerobik reaktörlerde toplam uçucu yağ asiti birikmesinin temel sebepleri arasında iz element eksikliği, inhibisyon etkisi, aşırı organik yükleme, hidrolik kısa devre, N veya P yetersizliği, H_2 kısmi basıncının yüksek oluşu ve tek kademeli tam karışımli reaktör hali sayılabilir (Öztürk, 2007).

Anaerobik bir reaktörün pH'ı ve gazın CO_2 kısmi basıncı (yüzdesi) bilindiği takdirde ortamdaki bikarbonat alkalinitesinin tahmini mümkündür. Benzer şekilde pH ve alkalinite bilindiği takdirde gazdaki CO_2 yüzdesi de bulunabilir. Anaerobik arıtmada toplam uçucu yağ asiti/alkalinite oranı oldukça önemlidir. Herhangi bir kararsızlığın meydana gelmemesi için bu değer 0,1'i geçmemelidir. Toplam uçucu yağ asiti/alkalinite oranı yaklaşık 0,3 olduğunda sebebi araştırılmalı ve gerekli önlemler alınmalıdır.

Atıksuyun yüksek amonyum ve/veya protein içeriği anaerobik arıtmada inhibisyona sebep olan önemli bir faktördür. Daha sonraki işletme sürecinde olduğu gibi, alıştırma döneminde de bu maddelerin seviyeleri dikkatli bir şekilde kontrol edilmelidir. Çünkü yüksek seviyede NH_4 ve/veya protein içeren atıksularda NH_3 toksisitesi meydana gelir. Optimum şartlarda, 8500 NH_4^+-N gibi yüksek değerlerde (pH=7'de 84 mg NH_3-N/L) herhangi bir inhibisyon olmadan anaerobik arıtma mümkündür. Ancak pH>7,5 ve artan sıcaklıklarda NH_3 inhibisyonu önemlidir. Dolayısıyla inhibisyona sebep olan bu maddelerin kaynağında kontrolü, seyreltilmesi ve/veya mikroorganizmalara bu maddelere alışmaları için yeterli sürenin sağlanması oldukça önemlidir.

Anaerobik arıtmada inhibisyona sebep olan etkenlerden biri de tuzluluktur. % 1'in üzerinde tuz içeren atıksular aşırı tuzlu olarak kabul edilmekte ve atıksu arıtma tesisi anaerobik çamur çürütücülerinde mevcut anaerobik mikroorganizmaların % 3 tuzluluk seviyesinde yaklaşık % 50 oranında inhibe olduğu bilinmektedir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmanın verimli bir şekilde sağlanabilmesi için arıtma süreci bazı temel parametreler sürekli olarak takip edilmeli ve herhangi bir kararsızlık durumunda gerekli müdahaleler yapılmalıdır. Böylece anaerobik arıtma verimli bir şekilde gerçekleştirilerek hedeflenen arıtma verimi ve biyogaz üretimine ulaşılabilir.

Anaerobik bir arıtma sisteminde kararsızlıkların en erken sürede fark edilebilmesi için arıtma süreci sürekli olarak kontrol edilmelidir. Bu kontrollerde izlenmesi gereken en önemli parametreler sıcaklık, pH ve gaz debisidir. Alkalinite ölçümü günlük olarak yapılmalı ve haftada 3 kere de toplam uçucu yağ asiti, gaz kompozisyonu ile organik yük, KOİ ve arıtma verimi kontrol edilmelidir. Bu parametrelere ek olarak özellikle çamur yaşı ve atık

kompozisyonunun da kontrolü gerekebilir. Ancak yine de pH, alkalinite, toplam uçucu yağ asiti, gaz debisi ve gaz kompozisyonu prosesin durumu hakkında doğrudan ve pratik bilgiler sağlayan temel kontrol parametreleridir.

Anaerobik arıtmada bir kararsızlık söz konusu olduğunda toplam uçucu yağ asiti ve % CO₂ değerlerinde artış, pH, alkalinite, gaz debisi ve % CH₄ değerlerinde bir azalma gözlenir.

Anaerobik reaktörlerde sistemin kararlılığının bozulması pH'daki düşüş ile anlaşılabilir. Bu düşüşün sebebi toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonunun artmasıdır. Bu durumda organik yük azaltılmalı ve alkali kimyasallar kullanılarak sistemin pH'sı anaerobik arıtma için optimum şartlara getirilmelidir. Sistemin pH'sı kontrol altına alındıktan sonra bu kararsızlığın sebebi araştırılmalıdır. Kararsızlık durumu geçici ise reaktörde optimum çevre şartlarının ve pH'nın dikkatli bir şekilde kontrol edilmesiyle kısa sürede daha önceki normal işletme şartlarına ulaşılabilir. Ancak uzun süreli bir kararsızlık söz konusu ise, gerekli önlemler alınsa bile kararlı haldeki verime ulaşmak uzun süre alabilir. Çünkü tekrar uzun bir alıştırma evresinin geçmesi gerekecektir.

Anaerobik sistemlerde kararlılığın bozulması ve toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonunun yükselerek pH'yı düşürmesi ortamdaki H₂ kısmi basıncı ile ilişkilidir. Reaktördeki H₂ kısmi basıncı 10⁻⁴ atmosferi aştığı zaman propiyonik asitin asetik asite parçalanması durur ve toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonu yükselerek metan üretimi safhasına zarar verir. Bu durum özellikle çamur yaşı 10 günden az olduğunda ortaya çıkmaktadır. Dolayısıyla anaerobik reaktörlerde H₂ kısmi basıncı izlenebildiği zaman reaktördeki pH düşmeden önce sistemin kararlılığının bozulmaya başladığı an tespit edilerek yaklaşık 1 gün önceden önlem alınabilir. Reaktördeki pH'nın düşmesi kararsızlığın başlangıcını değil sonucunu yansıtmakta ve önlem almak için yaklaşık 1 gün geç kalınmaktadır. H₂ iyonu kısmi basıncı özel bir düzenekle izlenerek daha etkin bir proses kontrolü mümkün olabilir. Ancak bu konudaki çalışmalar yeni olup henüz yaygın olarak kullanılan bir uygulamaya geçilememiştir (Öztürk, 2007).

Anaerobik arıtmada sistemin kararlılığının bozulması toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonunun yükselmesi ile başlayan bir olaylar zinciridir. Uçucu yağ asiti birikmesini pH'daki düşüş takip eder. Daha sonra yaklaşık bir gün sonra da alkalinite de ani bir düşüş meydana gelir. Bunlara bağlı olarak gaz üretimi yavaşlar ve gaz debisinde bir azalma ve gazdaki metan yüzdesinde bir düşüş gözlenir. Sonuç olarak; sistemin KOİ giderme verimi, dolayısıyla da arıtma verimi düşer (Öztürk, 2007).

Anaerobik sistemlerde çeşitli sebeplerle kararsızlıklar oluşabilir. Bu sebepleri sıralamak gerekirse, ekipman arızaları, sıcaklıktaki ani değişme, organik yükteki ani artış ve/veya atığın bileşimindeki değişiklikler, atıksu içerisindeki zararlı maddeler (inhibisyon), arıtılan atıksuyun veya reaktörün pH'sındaki ani düşüş ve alıştırma devresindeki mikroorganizma çoğalma hızının düşük olması sayılabilir.

Anaerobik arıtmada eğer sistemin kararlılığı bozulmuş ise bunun için çeşitli önlemler alınmalıdır. Bunların başında pH'nın nötrleştirilmesi, kararsızlığa yol açan sebeplerin belirlenmesi ve bunların alınacak uygun önlemlerle giderilmesi ve sistem kararlı duruma gelinceye kadar pH'nın dikkatle izlenmesi gelir.

Anaerobik reaktörlerde sistemin kararlılığının bozulması sonucu pH düşüşleri meydana gelebilir. Bu sorunu aşmak için ilk akla gelen kimyasal kireçtir. Ancak kireç pH'nın 6,5 ve daha altına düşmesi halinde uygulanmalıdır. Çünkü pH'nın 6,5'ten büyük olması halinde kirecin sudaki çözünürlüğü düşer ve CaCO_3 olarak çöker. Ayrıca kireç ortamdaki fosforu bağlayarak nütrient eksikliğine de sebep olur. Bu sebeplerle endüstriyel anaerobik arıtma tesislerinde kireç ile pH kontrolü mecbur kalınmadıkça tercih edilmemektedir (Öztürk, 2007).

Endüstride kullanılan anaerobik reaktörlerde pH kontrolü pH kontrol probu ile otomatik olarak sağlanmaktadır. Ayarlama için genellikle NaOH ve NaHCO_3 birlikte kullanılmaktadır. NaOH, pH'nın normal değerlerin altına düşmesini önlemek için, NaHCO_3 ise bikarbonat alkalinitesi vermek için kullanılır. Suyu ilave alkalinite vermek için en uygun kimyasal NaHCO_3 'tür. Çünkü suda herhangi bir çökelti meydana getirmemektedir.

Kararsızlık gözlenen bir anaerobik reaktörde bazı durumlarda gerekli önlemler alınsa bile sistemdeki uçucu asit konsantrasyonu düşmeyebilir. Bu, reaktörde biriken uçucu asidin propiyonik asit ağırlıklı olduğunu gösterir. Böyle durumlarda, reaktördeki uçucu asidin süratle yıkanmasını sağlamak amacıyla sistemin iyice seyreltilmiş atık ve hatta bazen yangın suyu ile beslenmesi yoluna gidilebilir. Reaktördeki uçucu asit konsantrasyonu asetik asit ağırlıklı ise organik yükün azaltılması veya beslemenin durdurulması ile birlikte uçucu asitler mikroorganizmalarca süratle tüketilerek normal seviyelere düşer. Uçucu asit konsantrasyonu normale döndükten sonra organik yük yeniden kademeli olarak arttırılarak sistemin normal işletme yüküyle çalışması sağlanır. Kararlı bir işletme için genel bir kural olarak asetik asit eşdeğeri cinsinden toplam uçucu yağ asiti konsantrasyonunun CaCO_3 olarak toplam alkaliniteye oranının 0,3'den fazla olmaması tavsiye edilmektedir (Debik vd., 2008).

Anaerobik reaktörler gaz debisi ve metan yüzdesi izlenerek iyi bir şekilde değerlendirilebilir. Eğer bu değerler istenen seviyede değil ise bu, reaktördeki kararsızlığın göstergesidir. İyi işletilen reaktörlerde normalde metan yüzdesi % 70'in üzerindedir. Bu değer altındaki değerler stabilitenin bozulduğunun göstergesidir. Atık ne kadar seyreltik ise metan yüzdesi de o oranda yüksektir. Çünkü oluşan karbondioksitin bir kısmı suda çözünerek sistemi terk eder. Gaz debisi ve metan yüzdesi değerleri kullanılarak anaerobik reaktörlerdeki KOİ giderme verimi hesaplanabilir. Standart şartlarda 1 m³ metanın 2,86 kg KOİ'ye eşdeğer olduğu dikkate alınarak anaerobik bir reaktörün KOİ giderme verimi aşağıdaki formülden hesaplanabilir (Öztürk, 2007).

$$E = \frac{2,86Q_g\alpha}{QS_0}$$

E : KOİ giderme verimi

Q_g : Reaktörde üretilen biyogazın debisi, m³/gün

α : Üretilen gazdaki metan yüzdesi, %

Q : Reaktöre beslenen atıksu debisi, m³/gün

S_0 : Beslenen atığın KOİ değeri, kg/m³

3 TEKSTİL ATIKSULARININ BİYOLOJİK OLARAK ARITIMI

3.1 Tekstil Atıksularının Karakteristiği ve Biyolojik Arıtma Üzerindeki Etkileri

Tekstil endüstrisi, fazla miktarda su tüketimi olan ve yoğun kirlilik yüküne sahip atıksu üreten bir sektördür. Tekstil atıksularındaki renk ve organik maddelerin varlığı bir sorundur ve deşarj edilmeden önce giderilmesi gerekmektedir. Genellikle aktif çamur sistemleriyle arıtmaya çalışılan tekstil atıksuları, halen ülkemizde renk parametresi konusunda bir sınır bulunmaması sebebiyle, renk yoğunluğu yüksek bir şekilde alıcı ortamlara verilmektedir. Boya akımlarının uygun bir arıtmaya tabi tutulmadan deşarj edilmesi, alıcı ortamlarda istenmeyen değişimlere sebep olmaktadır. Artan renk konsantrasyonu, yalnızca evsel ve endüstriyel kullanımı azaltmakla kalmamakta, aynı zamanda ışık geçirgenliğinin azalmasına ve bu sebeple de sudaki bitki büyümesi ve suyun kendi kendini temizleme özelliği için sınırlayıcı olmaktadır. Ayrıca, boyalı atıksuların verildiği alıcı ortamlarda mevcut balık yaşamı da olumsuz etkilenmektedir.

Son yıllarda, tekstil ve boya endüstrilerinde meydana gelen teknolojik ilerlemelerle çok çeşitli özelliklere sahip ürünler elde edilmekle beraber, özellikle atıksuların deşarj edildiği alıcı ortamlarda önemli çevresel problemler meydana gelmektedir. Boyama ve terbiye proseslerinde ve doğal elyafların yıkama ve ağartma basamaklarından oluşan atıksular, büyük miktarlarda ve değişik kompozisyonlarda olmaktadır. Tekstil endüstrisinde her 1 kg ürün başına yaklaşık olarak 40-65 L atıksu meydana gelmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002). Bu atıksular, doğal elyafların, boyaların, proses yardımcıları ve ürünlerin çeşitliliğinden dolayı karmaşık kimyasal yapıda ve çeşitlilikte olmakta ve geleneksel arıtma tesisleriyle yeteri kadar arıtilamamaktadır. Tekstil atıksularında bulunan; biyolojik olarak zor ayrışan organik maddeler, renk, toksik maddeler ve inhibitör bileşikler, adsorplanabilir klorlu bileşikler (AOX), pH ve tuzlar önemli kirleticilerdendir (Şen ve Demirer, 2003). Bir tekstil endüstrisinden gelen atıksular, yüksek görünürlükte renk, yaklaşık 800-1600 mg/L KOİ, 9-11 aralığında pH ve 6000-7000 mg/L toplam katılar ile karakterize edilmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002).

Tekstil endüstrileri, bileşimi uygulanan ıslak prosese göre değişen yüksek miktarda atıksu üretirler. Tekstil endüstrisindeki su tüketimi haşıl sökme için 3-9 L/kg'dır ve yün yıkama için bu değer 334-835 L/kg'a kadar çıkabilir. Tekstil atıksuları temel olarak yağ, kir ve/veya haşıl sökme ve tarama işlemlerinde kullanılan kimyasallardan kaynaklanan yüksek organik yüke sahiptir. Arıtımı en zor tekstil atıksuları, boyahane atıksularıdır. Boyahane atıksularında

bulunan boya kalıntıları suda çözünmüş formda bulunurlar ve klasik arıtma yöntemleri ile arıtılmaları zordur. Boyahaneden kaynaklanan atıksulardaki bir diğer problem de boya katkı maddesi olarak kullanılan maddelerden kaynaklanan nütrient yüküdür. Aynı zamanda ağartma, haşıl sökme, tarama, merseze etme ve reaktif boyamada kullanılan büyük miktarlarda alkaliler reaktör performansı üzerinde önemli olumsuz etkilere sahiptir ve maliyetli pH ayarlaması gerekebilmektedir. Bunun yanı sıra atıksu bünyesindeki sülfür, toksik maddeler ve inert organikler birleşerek anaerobik arıtmada inhibisyon etkisi yapabilirler. Çizelge 3.1’de tekstil atıksularındaki başlıca kirlilik tipleri, kaynakları ve biyolojik arıtmadaki temel etkileri verilmiştir.

Çizelge 3.1 Tekstil atıksularındaki başlıca kirlilik tipleri, kaynakları ve biyolojik arıtmadaki temel etkileri (Delée vd., 1998)

Kirlilikler	Başlıca kimyasal tipleri	Kaynaklandığı ana proses	Biyolojik arıtmadaki temel etkisi/ilgisi
Organik yük	Nişasta, enzimler, yağlar, parafin, yüzey aktif maddeler, asetik asit	Haşıl sökme Tarama Yıkama Boyama	Fazla havalandırma ihtiyacı Aktif çamur kabarma problemleri
Renk	Boyalar, yün tarama kalıntıları	Boyama Tarama	Biyoreaktörlerde yetersiz giderim
Nütrientler (N,P)	Amonyum tuzları, üre, fosfat bazlı tamponlar, tutucular	Boyama	Anaerobik proseslerde giderilemezler. Aerobik arıtmada ise nütrient giderimi gereklidir.
pH ve tuz	NaOH, mineral/organik asitler, NaCl, silikat, sülfat, karbonat	Tarama Haşıl sökme Ağartma Merseze etme Boyama Nötralizasyon	Biyoreaktörlerde inhibisyon
Sülfür	Sülfat, sülfür ve hidrosülfid tuzları, sülfürik asit	Boyama	Anaerobik reaktörlerde sülfat indirgenmesi
Toksik maddeler	Ağır metaller, indirgeyici ve okside edici kimyasallar, biyositler, dördü amonyum tuzları	Haşıl sökme Ağartma Boyama Bitirme/Apre	Biyoreaktörlerdeki hassas mikrobiyal grupların inhibisyonu
İnert organikler	Yüzey aktif maddeler, boyalar, reçineler, sentetik tutkallar, klorlu organik bileşikler, taşıyıcı organik solventler	Tarama Haşıl sökme Ağartma Boyama Yıkama Bitirme/Apre	Biyoreaktörlerde yetersiz giderim. Biyokütledeki olası birikimler inhibisyona sebep olur.

3.1.1 Renk

Sentetik boyar maddeleri, tekstil endüstrileri başta olmak üzere birçok endüstri sektöründe yoğun bir biçimde kullanılmaktadır. Dünyada yıllık tekstil üretimi 30 milyon tondur. Bunun yanında yılda ortalama 7.10^5 tonun üzerinde yaklaşık 10.000 farklı boya üretilmektedir. Ancak, üretilen boyaların % 10'u endüstriyel arıtma tesisi çıkış suları ile alıcı su ortamlarına verilerek çevresel tahribata sebep olmaktadır (Talarposhti vd., 2001; Sponza, 2000).

Azo, antrakuinon ve indigo çekirdeğine sahip sentetik boyalar hidrofilik olmaları sebebiyle mikrobiyal parçalanmaya dirençli olduklarından konvansiyonel aerobik yöntemlerle ayrıştırılamamaktadırlar (Manu ve Chaudhari, 2002; Sponza vd., 2000). Yüksek KOİ değerine sahip bir tekstil atıksuyunun aerobik reaktörde arıtılması sırasında çamur kabarması, aşırı çamur üretimi, havalandırma için yüksek enerji ihtiyacı gibi problemlerle karşılaşmakta ve azo boyar maddelerinden kaynaklanan rengin gideriminde de başarılı olamamaktadır (Işık ve Sponza, 2004). Kimyasal ve fiziksel metotlar içeren koagülasyon-flokülasyon, fenton prosesi ($H_2O_2+Fe^{+2}$) gibi ileri oksidasyon ve elektrokimyasal metotlar renk gideriminde etkili olmaktadır. Ancak, bu metotların pahalı olması ve fazla miktarda çamur oluşumu gibi dezavantajları bulunmaktadır. Aktif karbon gibi adsorbantların renk giderim amacıyla kullanıldığı adsorpsiyon prosesi de pahalı olması ve rejenerasyon ihtiyacı sebebiyle tercih edilmemektedir. Buna rağmen tekstil atıksularından renk giderimi amacıyla anaerobik sistemlerin kullanıldığı birçok çalışmada olumlu sonuçlar elde edilmiştir. Yapılan çalışmalara göre, tekstil atıksularından konvansiyonel yöntemlerle giderilemeyen yoğun renk, anaerobik arıtma sistemleri ile yüksek verimle giderilebilmektedir.

Boyalar genellikle aerobik şartlar altında giderilmeye karşı oldukça dayanıklıdırlar. Klasik aktif çamur sistemlerinde boyar madde giderimi öncelikle ön çöktürme tankında gerçekleşir. Temel boya giderimi ise biyolojik çamura adsorpsiyon ile gerçekleşir. Ancak reaktif boyalar biyolojik çamura çok az adsorbe olurlar. Dolayısıyla deşarj edilen atıksudaki kalıntı rengin asıl kaynağı bu boyalardır.

Atıksulardan renk gideriminde boyanın nüfuz etme derecesi hız sınırlayıcı bir etkindir. Azalan renk giderimi boyanın hidrofilik yapısından dolayı olabilmektedir. Başka bir görüşe göre de boya giderimi bakterinin boya ile etkileşiminden çok sağladığı giderme koşullarına bağlıdır.

Anaerobik mikroorganizmalar toksik şoklara karşı duyarlıdırlar. Bu sebeple proseste renk giderimi olmamasının sebeplerinden biri inhibisyonudur. Sadece boyalar toksik maddeler değildir. Boyaların yanı sıra ağır metaller, sülfür ve tuzlar da potansiyel toksik maddelerdir.

Farklı boyalar farklı metabolik süreçleri inhibe ederler. Reaktif boyalar yüksek çözünürlükleri ve biyokütle ile az etkileşim içinde olmaları dolayısıyla düşük inhibisyon etkisine sahiptirler. Başarılı bir renk giderimi için adaptasyon oldukça önemlidir. Anaerobik mikroorganizma boyaya ne kadar uzun süre maruz kalırsa toksisiteye direnci de o oranda artar.

Tekstil atıksularından iyi bir renk giderimi elde edilebilmesi için yan substratlara da ihtiyaç vardır. En önemli yan substratlar arasında glikoz, ham evsel atıksu ve maya ekstraktı sayılabilir.

Arıtılacak tekstil atıksuyunda nitrat mevcut ise redoks potansiyeli oldukça yüksektir ve nitrat tamamen giderilene kadar hiçbir renk giderimi gerçekleşmez. İlave elektron alıcı olarak sülfatın varlığı boya gideriminde görünürde önemli bir negatif etkiye sahip değildir.

Günümüzde, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde endüstriyel atıksulardan rengin azaltılması ve hatta atıksuların endüstriyel tesisin herhangi bir prosesinde tekrar kullanılabilmesi konusunda teşvikler yapılmakta ve bu konudaki çalışmalara ağırlık verilmektedir. Bu sebeple, fizikokimyasal, biyolojik metotlar ve bunların kombinasyonları gibi yeni atıksu arıtım metotları ile ilgili çalışmalara gereksinim duyulmaktadır.

3.1.2 Nütrientler

Tekstil atıksuyundaki nütrientlerin temel kaynağı boya katkı maddeleridir. Azot giderimi genel olarak anoksik/aerobik biyolojik tesislerde nitrifikasyon/denitrifikasyon yoluyla gerçekleştirilir. Aerobik sistemlerde tekstil atıksuları azot bakterileri için en büyük inhibitörlerdendir. Dolayısıyla tekstil atıksuları azot giderimini engellerler. Eğer atıksu çok düşük $KOİ/N$ oranına sahipse azot giderimi mümkün değildir. Azot gideriminin sağlanabilmesi için atıksuya metil ve etil alkol karışımlarının eklenmesi gereklidir. Yüksek azot içeriğine sahip atıksular anaerobik $KOİ$ 'nin bir kısmının giderilememesine sebep olurlar. Dolayısıyla anaerobik arıtmada $KOİ/N$ oranına büyük önem verilmelidir.

3.1.3 pH ve Tuz Etkisi

Biyolojik reaktörlerde iyi bir reaktör performansı sağlanabilmesi için çok yüksek veya düşük pH değerlerine izin verilmemelidir. Dolayısıyla tekstil endüstrisi proseslerinde kullanılan kimyasallara dikkat edilmelidir. pH ayarlaması yapmak da oldukça maliyetli bir iştir. Bu iş için kullanılan mineral asitleri pH'ı ayarlar ancak tuzluluğa sebep olurlar. Mineral asitleri yerine asetik asit kullanılması herhangi bir tuzluluğa sebep olmaz ancak fazladan organik yük getirir. Ama bu da anaerobik arıtma için bir kısıt değildir. Sonuç olarak boyama prosesinde

pH'ı ayarlamak için asetik asitin kullanılması uygundur. Ancak aerobik arıtma kullanılacaksa bu, arıtma maliyetini artırır.

Tuzların inhibisyon etkisi tamamen olmasa da büyük ölçüde sodyum iyonundan kaynaklanır. Laboratuvar ölçekli anaerobik reaktörler 30 g NaCl/L şok yükleme ile karşılaştıklarında inhibe olmuşlardır ve 35 g NaCl/L şok yüklemede gaz üretimi % 65 azalmıştır. Reaktör kademeli olarak tuz konsantrasyonuna alıştırıldığında 65 g NaCl/L tuz konsantrasyonuna kadar dayanabilmiştir. Alıştırılmış reaktörde tuz konsantrasyonu 95 g NaCl/L olduğunda gaz üretimi % 50 azalmıştır (Delée vd., 1998).

3.1.4 İnhibisyona Sebep Olan Bileşikler

Tekstil endüstrisinden kaynaklanan boyalar da dahil olmak üzere bileşiklerin çoğu anaerobik arıtmayı engelleme özelliğine sahiptir. Yüksek çamur yaşı ve düşük hidrolik bekletme süreleri biyokütlenin inhibe edici bu bileşiklere karşı toleransını artırmak için kullanılabilir.

Tekstil endüstrisi boyahane atıksularında, eğer reaktif boyamada yardımcı kimyasal olarak sodyum sülfat kullanılmışsa yüksek miktarda sülfat içeriği olabilir (20-42 g/L). Sülfürün bir diğer kaynağı da pH kontrolünde kullanılan sülfürik asittir.

Sülfat indirgeyen bakteriler metanojenler ile yarış halinde olduklarından anaerobik olarak arıtılacak atıksuda yüksek sülfat konsantrasyonu istenmez. Eğer sülfat konsantrasyonu yüksek olursa metandan çok hidrojen sülfür üretilir. 200 mg/L'den yüksek hidrojen sülfür konsantrasyonları metanojenik bakterileri inhibe eder. Anaerobik reaktörlerde sülfür probleminin üstesinden gelmek için çeşitli yöntemler bulunmaktadır. Bunlardan bazıları; metanojenleri yüksek sülfür seviyelerine alıştırmak, KOİ/Sülfat oranını yükseltmek, sülfürü çöktürmek için metal tuzları eklemek ve sülfat indirgeyici bakterileri inhibe etmek için molibdat eklemektir. Son durumda artık sülfür oluşmayacaktır ve sülfat da sülfüre göre daha az inhibisyon etkisine sahiptir. Bir başka yol da boyama prosesinde sodyum sülfat yerine sodyum klorür ya da sodyum karbonat kullanmaktır.

Tekstil endüstrisindeki ağır metallerin başlıca kaynağı boyama prosesidir. Anaerobik arıtmada ağır metaller toksik etkiye sahiptir ancak, her proseste farklı işletme şartları uygulandığından kabul edilebilir değerleri de belirlemek zordur. İnhibisyonu etkileyen faktörler ilgili bileşiğin türü, maruz kalma süresi, pH, sıcaklık, alıştırma, çöktürücü kimyasalların varlığı, hidrolik bekletme süresi, çamur yaşı ve çamur konsantrasyonudur. Krom hariç çoğu ağır metalin sülfür tuzları çözünmez çökeltiler oluşturarak inhibisyon etkisini azaltırlar. Dolayısıyla tekstil

atıksularında yüksek konsantrasyonlarda karşımıza çıkan sülfür, ağır metallerin sebep olduğu toksisiteyi gidermek için faydalı da olabilir.

Tekstil endüstrilerinde ağartma işlemi genellikle hidrojen peroksit ya da klorit ile yapılır. Kanserojen olan AOX bileşiklerinin oluşmasına sebep olduğundan kloritin kullanımı giderek azalmaktadır. Yüksek seviyelerde hidrojen peroksit ya da klorit konsantrasyonları biyolojik arıtmada inhibisyona sebep olurlar. Kloritin sebep olduğu AOX biyolojik olarak bir bakıma giderilebilirler. Hidrojen peroksit ise anaerobik arıtmadan önce bir ön-asidifikasyon tankında giderilebilir.

Tekstil endüstrilerinde fiberin su tutma kabiliyetini artırmak için çok çeşitli yüzey aktif maddeler kullanılır. Tamamen mineralize olmaya karşı dayanıklı olan bu bileşikler alıcı ortamlarda toksisite problemlerine yol açarlar. Dolayısıyla tekstil atıksularının zararlı etkilerinin minimize edilebilmesi için biyolojik olarak kolay parçalanabilen yüzey aktif maddelerin seçimi oldukça önemlidir.

3.2 Tekstil Atıksularının Anaerobik Arıtımı *

Aerobik arıtma ile karşılaştırıldığında anaerobik arıtma çok küçük hacimde çamur üretir. Ayrıca aerobik arıtmada büyük maliyet getiren havalandırma gerekir ve çamur kabarma problemi oluşur. Anaerobik arıtma havalandırmaya ihtiyaç duymaması ve çamur kabarma problemi bulunmaması dolayısıyla potansiyel ekonomik avantaj sağlar. Tekstil atıksularından anaerobik olarak rengin giderilebilirliği de anaerobik arıtmayı destekleyen önemli bir özelliktir.

Anaerobik arıtma sistemleri kullanılarak tekstil atıksularından renk giderimi konusunda bir çok çalışma yapılmış ve yapılmaktadır. Biyolojik olarak boyar maddelerin parçalanması amacıyla, aerobik/anaerobik bakteri türleri ile beyaz çürükçül küfler kullanılabilir. Yapılan çalışmalara göre, *Phanerachyta cryosporium*, *Coriolus versicolor* gibi beyaz çürükçül küflerle yüksek renk giderim verimleri elde edilebilmektedir. Ancak, aerobik sistemlerle gerçekleşen renk giderimi, boyar maddenin bakteri üzerine adsorpsiyonu yolu ile gerçekleştiğinden etkili bir yöntem olmamaktadır. Ayrıca, özel besin ihtiyacı gereksinimi, çevre şartlarına karşı hassas olmaları ve düşük pH değerlerinde (pH = 4,5) renk giderimi

* 107Y060 no'lu TÜBİTAK projesi 1. Gelişme Raporu'ndan derlenmiştir.

yapmaları sebebiyle arıtma tesislerinde uygulanabilirliği zor olmaktadır (Manu ve Chaudhari, 2002; Kapdan ve Alparslan, 2004). Ancak, boyaların renk giderimi anaerobik şartlar altında oldukça yüksek verimlerle sağlanabilmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002; Işık ve Sponza, 2003).

Işık ve Sponza (2003), tekstil endüstrisinde kullanılan iki azo boyanın (Congo Red (CR) ve Direkt Black 38 (DB38)) parçalanması için iki fakültatif mikroorganizma (*Escherichia coli* ve *Pseudomonas sp.*) kullanarak, anaerobik ve aerobik şartlar altında çalışmışlardır. CR ve DB38 boyalarından meydana gelen renklerin, anaerobik şartlar altında *E. coli* kullanımı sonucunda, sırasıyla % 98 ve % 72 ve *Pseudomonas sp.* kullanımı sonucunda ise sırasıyla % 100 ve % 83 verimle giderildiğini tespit etmişlerdir. Anaerobik şartlar altında elde edilen bu yüksek giderme verimlerine rağmen, aerobik inkübasyon sonucunda renk giderimi olmadığı belirtilmiştir.

Çetin ve Dönmez (2005) tarafından yapılan çalışmada, tekstil boya atıksularından izole edilerek melasda büyütülmüş karışık kültürler, kesikli bir anaerobik sistemde kullanılarak tekstil atıksularından renk giderimi için optimum şartlar belirlenmiştir. Çalışılan bütün boya numunelerinden rengin giderimi için optimum pH değeri 8 olarak tespit edilmiştir. 24 saatlik inkübasyon süresi sonunda, karışık kültürlerin en yüksek renk giderme verimi Reaktif Red RB için % 94,9, Reaktif Black B için % 91, Remazol Blue için % 63,6 olarak bulunmuştur. 12 saat inkübasyon süresi ve 35 °C’de Reaktif Red RB için renk giderimi % 82-98 civarında elde edilmiştir. Bu çalışma ile anaerobik şartlar altında karışık kültürlerin atıksulardan reaktif boya gideriminde etkili olarak kullanılabileceği ortaya konmuştur.

Kapdan ve Öztekin (2003), kesikli beslemeli reaktörde fakültatif anaerobik bakterileri 1-5 mg/L aşırı konsantrasyonuyla kullanmışlar ve Reaktif Orange 16 boyasının renginin oda sıcaklığında (19 °C) ve nötr pH’da % 90 verimle giderildiğini bulmuşlardır.

Işık (2004), pilot ölçekli havasız çamur yataklı reaktörde (HÇYR) tuzluluk konsantrasyonunun, renk ve KOİ giderimi üzerine etkisini araştırmıştır. Tuz konsantrasyonunun artmasının metan oluşumu ve KOİ giderim verimini etkilediğini ancak, renk gideriminde olumsuz bir etki meydana getirmediğini belirlemiştir. Çalışmada, 20 saat hidrolik bekletme süresi (HRT) kullanılmış olup, tuz konsantrasyonu artırıldığında KOİ giderim verimi % 80’den % 18’e düşerken, renk giderimi % 100 olarak gözlenmiştir.

Talarposhti ve diğerlerinin çalışmasında (2001), mezofilik HÇYR’ye 1000 mg/L boya verilmesi halinde % 90 giderim verimi elde edilmiştir. Ancak, girişteki boya

konsantrasyonunun artmasıyla birlikte renk giderme verimin düştüğü ve bu problemin hidrolik bekletme süresinin (HRT) artırılması ile giderildiği belirtilmiştir.

Santos ve diğerleri (2005), sentetik olarak hazırlanmış tekstil endüstrisi atıksuyunu HÇYR'de farklı hidrolik bekletme süreleri ile çalışmışlar ve HRT'nin 100 saatten 6 saate inmesi halinde KOİ giderme veriminin % 80'den % 59'a düşerken, renk giderme veriminin % 90'dan % 96'ya yükseldiğini tespit etmişlerdir.

Manu ve Chaudhari (2002) çalışmalarında, anaerobik şartlar altında, 24-28 °C sıcaklık ve 10 günlük HRT kullanarak, 100 mg/L Orange II ve Reaktif Black 3HN'nin % 99'un üzerinde bir verimle giderildiğini tespit etmişlerdir. Boyasız atıksuyun beslenmesi halinde KOİ giderimi %95 iken, Orange II'li atıksuda % 92 ve Reaktif Black 3HN'li atıksuda % 94 civarında elde edilmiştir. Boya konsantrasyonunun 400 mg/L'sine kadar metanojenik aktivite etkilenmezken, daha yüksek boya konsantrasyonlarında inhibisyon meydana gelebileceği belirtilmiştir.

Şen ve Demirer (2003), pamuklu tekstil atıksuyunun arıtılabilirliğini yatak malzemesi olarak ponza taşı kullanılan akışkan yataklı anaerobik reaktörde incelemişlerdir. 24 saatlik HRT ve 3 kg KOİ/m³-gün'lük organik yükleme ile % 82 KOİ, % 94 BOİ ve % 59 renk giderim verimi elde edilmiştir. Giriş atıksuyuna 2 g/L kadar karbon kaynağı verilmesinin renk giderme verimini artırdığını, 2 g/L'nin üzerindeki karbon kaynağı ilavesinin renk giderimine herhangi bir katkısının olmadığı görülmüştür.

Sponza ve diğerleri (2000), anaerobik ve granül çamur kültürlerinde, indigo boyar maddesi kullanan tekstil endüstrisi atıksuyundan % 100 renk giderimi elde etmişlerdir. Ancak, KOİ gideriminin, düşük çamur yaşında (20 gün), 50 günlük çamur yaşına göre daha düşük olduğu belirtilmiştir. Çalışmada, yüksek çamur yaşlarında % 70 KOİ giderimi sağlandığı rapor edilmiştir.

Kapdan ve Alparslan (2004), mevcut bir aerobik tesis ile anaerobik-aerobik ardışık reaktör sisteminin renk giderimini mukayese etmeyi amaçlayan bir çalışma yapmışlar ve anaerobik-aerobik ardışık sistem ile renk gideriminde % 60'lık bir iyileşme sağlandığını tespit etmişlerdir. Mevcut sistemin hidrolik bekletme süresinin 36 saat, ardışık sistemin hidrolik bekletme süresinin ise 10 saat olduğu belirtilerek, ardışık sistemin daha avantajlı olduğu vurgulanmıştır.

Çizelge 3.2 Tekstil boyar maddelerinin gideriminde farklı anaerobik proseslerin performansı
(Kaykıoğlu ve Debik, 2006)

Boya	Boya Tipi	Reaktör Tipi	Boya Konsantrasyonu mg/L	HRT	Renk Giderimi	Kaynak
Congo Red Direct Black 38	Azo	Kesikli (Esherichia coli)	100	5 gün	% 98 % 72	Işık ve Sponza (2003)
Congo Red Direct Black 38	Azo	Kesikli (Pseudomonas sp.)	100	5 gün	% 100 % 83	Işık ve Sponza (2003)
Red RBN	Azo	Kesikli (Proteus mirabilis)	100	20 saat	% 95	Chen vd. (1999)
Acide Orange 7 Direct Red 254	Monoazo Diazo	HÇYR	60	24 saat	% 92	Br'as vd. (2005)
Reaktif Red RB Reaktif Black B Remazol Blue	Reaktif	Kesikli	953,2 864,9 1031,3	24 saat	% 94,9 % 91 % 63,6	Çetin ve Donmez (2005)
Reaktif Orange 16	Reaktif	Kesikli	350	6 saat	% 80-98	Kapdan ve Oztekin (2003)
Reaktif Black 5 Direct Red 28 Direct Black 38 Direct Brown 2 Direct Yellow 12	Azo	HÇYR	250	20 saat	~% 100	Işık (2004)
Basic Yellow 28 Basic Yellow 21 Basic Red 18.1 Basic Violet Red 16 Basic Red 46 Basic Blue 16 Basic Blue 41	Azo	HÇYR	1000	5 gün	% 90	Talarposhti vd. (2001)
Orange II Reaktif Black 3HN	Reaktif	Kesikli	100	10 gün	% 99	Manu ve Chaudhari (2002)
Reactive Red 195, Sumifix Supra Br Red 3BF	Monoazo	Anaerobik – Aerobik AKR	100	18 saat	% 85	Kapdan vd. (2003)
Bisazo vinilsülfonil, anthraquinon vinilsülfonil, anthraquinon monoklorotriazenil		Anaerobik – Aerobik AKR	20	18 saat	% 63 % 64 % 66	Panswad ve Luangdilok (2000)
Tekstil atıksuyu	İndigo	Kesikli	100	13 gün	~% 100	Sponza vd.(2000)
Tekstil atıksuyu	Reaktif	Akışkan yataklı	20	24 saat	% 59	Şen ve Demirer (2003)

Kapdan ve diğerleri (2003), 1000-8000 mg KOİ/L ve 50-400 mg/L arasında boyar madde konsantrasyonu içeren tekstil endüstrisi atıksuyunun, ardışık anaerobik-aerobik sistem ile oda sıcaklığında (19-22 °C) fakültatif mikroorganizmalar kullanılarak arıtılabilirliğini

araştırmışlardır. En yüksek verimi, 18 saat HRT’de, 3000 mg/L başlangıç KOİ konsantrasyonu ve 100 mg/L boyar madde konsantrasyonu ile elde etmişlerdir. Anaerobik reaktörde % 85 renk giderimi elde edilirken, aerobik şartlar altında renk giderimini % 15 gibi önemsiz değerlerde bulmuşlar, buna karşılık aerobik aşamada % 90 KOİ giderim verimi gözlemlemişlerdir.

Araştırmacıların yaptıkları çalışmalara göre, tekstil boyar maddelerinin gideriminde anaerobik reaktörlerin performansı özet olarak Çizelge 3.2’de verilmiştir.

3.2.1 Tekstil Atıksularının SGYAR ile Arıtımı

SGYAR sistemleri henüz yaygın olarak kullanılmamakla birlikte üzerinde birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmaların bazıları SGYAR tipi sistemleri geliştirmeye yönelik iken, bazıları ise SGYAR tipi sistemleri diğer tip anaerobik sistemlerle karşılaştırmaya yöneliktir.

Jung ve diğerleri (2002) yaptıkları çalışmada; SGYAR ve Ardışık Kesikli Anaerobik Reaktörü (AKAR), gıda endüstrisi atıksularının arıtımında kullanarak çeşitli hidrolik ve organik yüklerde arıtım verimlerini karşılaştırmışlardır. SGYAR’nin, KOİ giderme verimi, çıkış suyundaki askıda katı madde konsantrasyonu ve artan organik yüklere uyum sağlama açısından AKAR sistemine göre daha başarılı olduğunu tespit edilmiştir. Ayrıca, hidrolik bekletme süresinin 24 saatin altında olması durumunda aradaki performans farkının daha belirgin olduğu ifade edilmiştir.

Evans ve Ellis (2004)’in yaptığı çalışmada da, çeşitli hidrolik bekletme sürelerinde SGYAR ve HÇYR karşılaştırılması yapılmıştır. 8 saatlik hidrolik bekletme süresinin sonunda KOİ giderme verimi, SGYAR’de ortalama % 90,7, HÇYR’de ise ortalama % 77,5 olarak bulunmuştur. 8 saatlik bekletme süresinde SGYAR sisteminin HÇYR sistemine nazaran daha başarılı olduğu, 16 ve 24 saatlik bekletme sürelerinde ise, her iki reaktörde benzer sonuçların elde edildiğini belirtmişlerdir.

Mach ve Ellis (2001), farklı yükseklik ve çapta iki adet SGYAR sisteminin arıtma performanslarının birbirleriyle ve diğer reaktörlerle karşılaştırılmasını yapmışlardır. Reaktörlerin birincisi (SGYAR 1) 101 mm iç çapa ve 135 mm granül yüksekliğine, ikincisi (SGYAR 2) ise 64 mm iç çap ve 432 mm granül yüksekliğine sahiptir. Sonuç olarak, SGYAR sistemlerinin hidrolik bekletme süresi değişimlerine karşı duyarlı olduğunu ve çıkış uçucu yağ asiti konsantrasyonlarının düşük olduğunu bulmuşlardır. SGYAR sistemlerinde organik ve hidrolik yüklerin değişmesi durumunda bile sistemden fazla biyokütle kaçıışı olmadığını belirtmişlerdir. SGYAR sistemlerinde granüllerin çaplarının önemli bir unsur olması

sebebiyle yaptıkları ölçümler sonucunda, başlangıçta granüllerin yaklaşık % 60'ının çapının 0,7-1,0 mm arasında, sekiz hafta sonunda ise granüllerin % 89'unun çapının 1,0 mm'den daha büyük olduğunu saptamışlardır. Buna bağlı olarak, granül büyümesi ile reaktördeki yatak seviyesi de yükselmiştir. Bu olay SGYAR 2'de daha büyük olmuş ve yatak yüksekliği 127 mm'ye yükselmiştir. Granül büyümesi ile hem verimin arttığı hem de tıkanma probleminin azaldığını belirtmişlerdir. SGYAR 2 çıkışında, daha düşük askıda katı madde, uçucu yağ asiti konsantrasyonları ile KOİ giderme verimi bakımından daha iyi sonuçlar elde etmişlerdir. Çalışmada ayrıca, SGYAR'nin aktif hacminin tamamında granül kullanılması sebebiyle, HÇYR ve AKAR'a göre daha büyük katı bekleme sürelerinin kullanımının mevcut olduğunu vurgulamışlardır.

Debik vd. (2005), yeni bir sistem olan SGYAR'nin değişik atıksu tiplerinde performansını görebilmek amacıyla SGYAR sisteminde sızıntı sularını arıtmışlar ve SGYAR tipi sistemlerin sızıntı sularının arıtımında iyi bir alternatif olduğunu belirtmişlerdir.

Coşkun (2006) çalışmasında, iki adet SGYAR'den birincisinde yatak malzemesi olarak tamamen granül kullanırken, diğer reaktörde ise yatak malzemesi olarak % 25'lik alt kısımda granül, üst kısımda anaerobik arıtma çamuru kullanmıştır. Bu iki reaktörün hem diğer anaerobik arıtma tipleri ile mukayesesi, hem de birbirleriyle mukayesesi yapılmıştır. İşletme periyodu boyunca SGYAR'de ortalama olarak % 94'lük bir KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Diğer reaktörlerle yapılan mukayeselerden 5,84 kg KOİ/m³-gün organik yük değerinde elde edilen % 97'lik giderme veriminin oldukça başarılı bir değer olduğu tespit edilmiştir. Hidrolik bekletme süresinin azalması ile birlikte debinin artışı SGYAR'de tıkanmayı arttıran bir unsur olmamış, aksine oluşan gazın miktarının artışıyla meydana gelen granül hareketi sebebiyle reaktörün drene edebilme kabiliyeti daha da artmıştır. Bu verilere göre SGYAR'nin yüksek organik kirliliğe sahip atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde uygulanabileceği ifade edilerek, SGYAR'nin iyi bir anaerobik arıtma alternatifi olarak kullanılabileceği ortaya konmuştur.

4 MATERYAL VE METOT

4.1 Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör (SGYAR)

2000 yılında Iowa State Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Biyoteknoloji Laboratuvarı'nda geliştirilmiş anaerobik bir arıtma prosesi olan SGYAR (USA Patent No: 6,709,591) halen yaygın bir şekilde kullanımı bulunmayan ancak, yapılan çalışmalar sonucunda çok yüksek KOİ giderimi elde edilmesi sebebiyle araştırmacıların dikkatini çeken, alternatif bir anaerobik arıtma metodudur. Günümüzde gerçek ölçekli uygulanması konusunda çalışmalar devam etmektedir. Bugüne kadar SGYAR sistemle tekstil atıksularının arıtımı üzerine herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Yapılan literatür araştırmaları sonuçlarına göre tekstil atıksularından renk gideriminde anaerobik sistemlerin oldukça başarılı olduğu görülmüştür. Ayrıca SGYAR sisteminde diğer atıksularla yapılan çalışmalarda çok yüksek KOİ giderme verimleri elde edilebilmiştir. Bu bilgilere dayanarak bu çalışmada dokunmuş kumaş terbiyesi alt kategorisinde bulunan bir tekstil fabrikası atıksularının anaerobik reaktörle arıtılması sonucunda çok yüksek renk ve KOİ giderimi elde edilmesi hedeflenmiştir.

Reaktör öncelikle pleksiglas malzemeden yaptırılmıştır. Ancak reaktörde çatlama meydana gelmesi sebebiyle bu reaktör iptal edilip yeni reaktör krom çelik malzemeden yaptırılmıştır.



Şekil 4.1 Reaktörün tabanında kullanılan çakıl ve telin görüntüsü

Reaktör silindirik şeklinde olup çapı 15 cm yüksekliği 40 cm, aktif hacmi ise 3 L'dir. İstenildiğinde numune alabilmek için reaktörün yan kısmında 3 adet vana, üst tarafında atıksu girişi ve gaz çıkışı için 2 adet vana, alt tarafında ise arıtılmış su çıkışını almak için 1 adet vana bulunmaktadır. Reaktör tabanına kolay drenaj sağlamak için kenarına çentikler atılmış plastik saksı tabağı ters şekilde yerleştirilmiştir (Şekil 4.3). Üzerine çakılların kaçışını önlemek amacıyla 1 mm gözenekli tel yerleştirilmiştir. Telin üzerine granül kaçışını önlemek amacıyla 8 no'lu elekten geçen ve 4 no'lu eleğin üzerinde kalan çakıl 5 cm kalınlığında yerleştirilmiştir.

Onun üzerine ise anaerobik arıtma yapan civardaki bir fabrikanın arıtma tesisinden alınan granül (Şekil 4.5) 17 cm yüksekliğinde yerleştirilmiştir ve azot gazı geçirilmiştir. Şekil 4.1’de reaktörün tabanında kullanılan çakıl ve tel gösterilmektedir. Şekil 4.2’de ise kullanılan çakıl ve tel reaktörün içine yerleştirilmiş olarak gösterilmektedir.



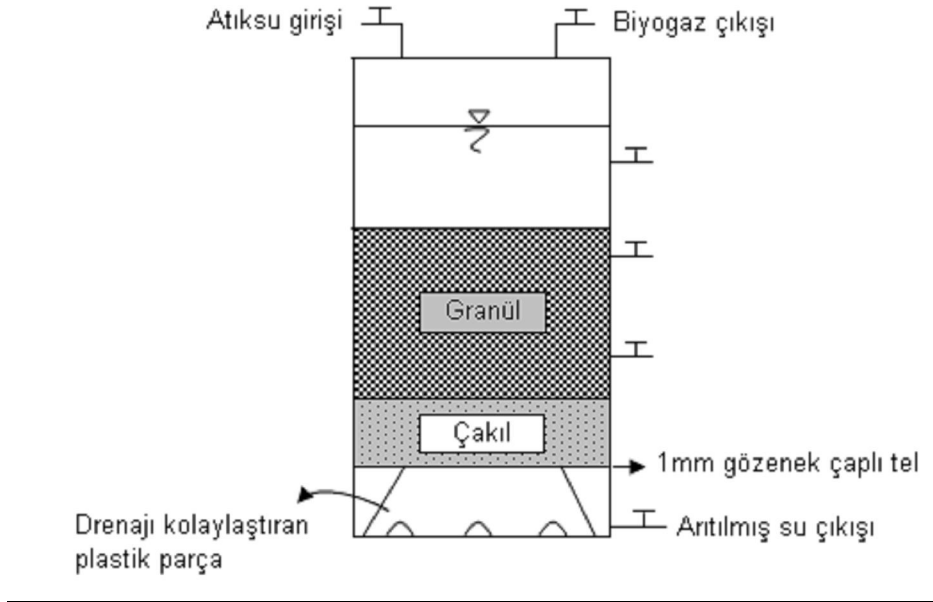
Şekil 4.2 Reaktörün tabanına yerleştirilen telin ve çakılın görüntüsü



Şekil 4.3 Reaktörün tabanında yapılan yeni düzenleme

Atıksu girişi reaktörün üst kısmından peristaltik pompa ile yapılmış olup arıtılmış su çıkışı ise reaktörün alt kısmından toplanmıştır. Gazın toplanması için reaktörün üst bölgesinde boşluk bırakılmış olup, oluşan gaz reaktörün üst kısmından alınmıştır (Şekil 4.4). Bu durumda atıksu ve gaz çıkış yönlerinin farklı olması sağlanarak, bazı reaktörlerde sıklıkla karşılaşılan gazın ve çıkış suyunun ayrılma gücünü ortadan kaldırmıştır. Reaktörün üst kısmından alınan gaz

Ritter marka gazmetreye verilmiştir. Oluşan gaz hacmi verileri günlük olarak bilgisayara aktarılmıştır.



Şekil 4.4 Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör

Diğer anaerobik sistemlerle karşılaştırıldığında SGYAR sistemlerinde, önemli oranda enerji sarfiyatı gerektiren karıştırma işlemi olmaması sebebiyle düşük enerji ihtiyacı ve dolayısıyla düşük işletme maliyeti ortaya çıkmaktadır. SGYAR sisteminde karışım, oluşan gazın aşağıdan yukarı doğru hareketi ile doğal olarak sağlanmaktadır.

SGYAR sistemlerinde karşılaşılan en önemli problem granül yatakta ve taban drenajında meydana gelebilecek tıkanmalardır. Bu tıkanma problemi, üretilen gazın ya da çıkış suyunun reaktöre geri beslenmesi ile kolaylıkla çözümlenebilmektedir.

SGYAR sistemlerinde kullanılacak granülün seçimi de oldukça önemlidir. Düşük yoğunluklu granül kullanılması durumunda verimin düşmesi ve granülün yüzmesi gibi problemlerle karşılaşılabilmesi sebebiyle, seçilen granülün yüksek yoğunluğa sahip olması tercih edilmektedir. İşletmeye alma döneminde çok fazla granül gerekmesi sebebiyle granül maliyeti önemli miktarları bulabilmektedir.



Şekil 4.5 Reaktörde kullanılan granülün görüntüsü

SGYAR sistemlerinde granüllerin adaptasyon süresi yaklaşık bir ay gibi kısa bir zaman iken, diğer reaktörlerde ise bu süre birkaç ayı bulabilmektedir. Ayrıca, granüller hafiflediğinde dahi, diğer reaktörlerde görülen biyokütle kaçıışı bu reaktörlerde görülmemektedir. SGYAR sistemleri, diğer reaktörlere göre çok yüksek çamur yaşı kullanılması sebebiyle, yüksek hidrolik ve organik yüklere dayanıklı olmaktadır.

4.2 Kullanılan Granülün Özellikleri

4.2.1 Çamur Granülleri

SGYAR'nin temelini çamur granülleri oluşturur. Bir çamur granülü, sabit bir hidrolik rejime sahip atıksu arıtımı sırasında oluşan mikroorganizmalar kümesidir. Hiçbir destek materyali olmaksızın akış şartları bu mikroorganizmaların birbirine tutunabilecekleri, yaşamlarını devam ettirebilecekleri ve çoğalabilecekleri seçici bir ortam oluşturur. Neticede oluşan bu mikroorganizma kümeleri yoğun sıkı biyofilmlere dönüşür ve bu form granül olarak adlandırılır (Şekil 4.6). Büyük partikül boyutlarından dolayı (genellikle çapları 0,5-2 mm arasında değişir) granüller reaktörden yikanarak dışarı taşınmaya karşı dirençlidirler bu da yüksek hidrolik yüklemelere imkan verir. Bunun yanı sıra biyofilmler yoğun ve sıkı olduklarından yüksek konsantrasyonda aktif mikroorganizma içerirler dolayısıyla reaktöre yüksek organik yüklemeler yapılmasına da olanak sağlar. Granüler çamur organik maddesinin 1 g'ı (kuru ağırlık olarak) 0,5-1 g/gün KOİ'yi metana dönüştürebilir. Başka bir deyişle granüler çamur günlük olarak kendi ağırlığı kadar atıksu substratını işleyebilir [1].

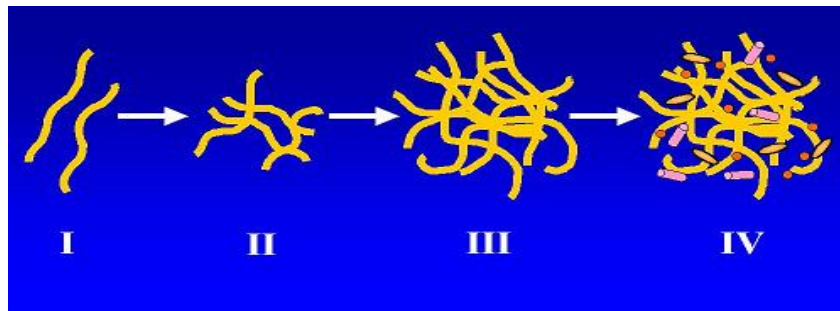


Şekil 4.6 Çamur granülleri [1]

Şekil 4.6’da arka plandaki milimetrik kağıt granüllerin boyutunu, kırmızı oklar ise biyogazın çıktığı gaz menfezlerini göstermektedir.

4.2.2 Granülleşme Süreci

Anaerobik granüler çamur teknolojisinin temellerini anlamaya çalıştığımızda granüler çamurun oluşumu süreci en ilginç ve esrarengiz korulardan birisidir. Bu konuda ilk kümeleşme sürecinde anahtar rol oynayan hücre dışı polisakkarit salgılardan kalsiyuma kadar birçok teori bulunmaktadır. Ancak en popüler teori Dr. W. Wiegant tarafından önerilen spagetti teorisidir. Bu teoride filamentli mikroorganizmalar yakınındaki bir diğer mikroorganizma ile birbirine dolaşarak mantarsı topakları oluştururlar (Şekil 4.7). Bu teoriye göre; atıksu arıtımı için gerekli bir koşul olan düşük substrat konsantrasyonuna daha iyi adapte olan ve *Methanosaeta* olarak bilinen metanojenlerin ilk topakları (spagetti topları) anaerobik ayrışma sürecindeki diğer mikroorganizmalar için tutunma yüzeyi ya da destek materyali olarak görev yaparlar. Çeşitli mikroorganizmaların topağa tutunmasında salgı tabakaları ve kalsiyum önemli rol oynayabilir [1].

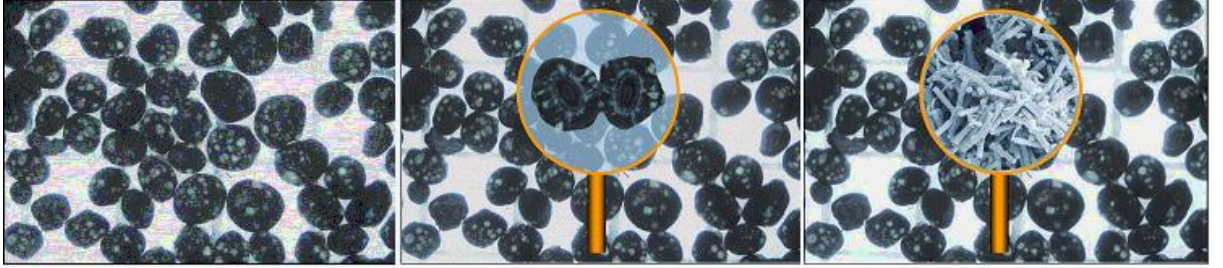


Şekil 4.7 Granülleşmenin spagetti teorisi [1]

Şekil 4.7’de I dağınık haldeki metanojenleri (filamentli Methanosaete), II birbirine dolaşma yoluyla flok (yumak) oluşumunu, III topak oluşumunu (spagetti topları), IV ise üzerine diğer anaerobik mikroorganizmaların da tutunduğu olgun granülü göstermektedir.

4.2.3 Granülün İç Yapısı

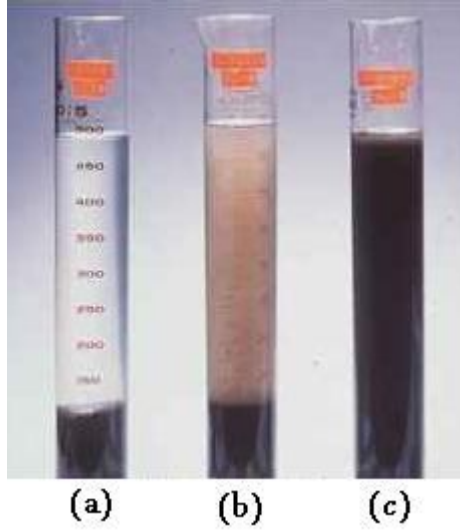
Her bir granül milyarlarca bireysel hücre ve belki de binlerce ya da milyonlarca farklı türü bünyesinde bulunduran muazzam bir mikrop metropolisidir [1]. Şekil 4.8’de granülün iç yapısı detaylı bir şekilde gösterilmektedir.



Şekil 4.8 Granülün iç yapısı [1]

4.2.4 Granülün Çökelme Özellikleri

Stoke yasasına göre çökelme hızı partikül boyutunun karesinin bir fonksiyonudur. Büyük partikül boyutlarından dolayı anaerobik çamur granülleri olağanüstü çökelme özelliklerine sahiptirler. Hızlı çökelme özelliği bu çamur granüllerinin kullanıldığı reaktörlerde yüksek hidrolik yüklerin reaktörden hiç bir mikroorganizma kaçıışı olmadan uygulanmasına imkan verir. Ayrıca bu tip reaktörler yüksek hidrolik yükleri tolere edebildiklerinden nispeten düşük substrat konsantrasyonuna sahip atıksular (bir kaç yüz mg KOİ/L kadar düşük) ile de işletilebilir. Şekil 4.9’da da görüldüğü gibi granüller çamur çok hızlı bir şekilde çöker ve birkaç dakika içinde üstte duru faz oluşur. Bu süre zarfında disperse çamur duru faz oluşturmaya henüz başlamamış iken floküle çamur oluşturmaya başlamıştır ancak o da granüler çamur kadar hızlı değildir [1].



Şekil 4.9 Çeşitli çamurların çökelme özellikleri [1]

Şekil 4.9’da granüler (a), floküle (b) ve disperse (c) çamurun 5 dakikalık çökelme süresinden sonraki çökelme özellikleri gösterilmektedir. Şekilden de görüldüğü üzere granüler çamur en iyi çökelme özelliğine sahiptir.

4.3 Kullanılan Atıksuyun Özellikleri

Bu çalışmada dokunmuş kumaş terbiyesi yapan tekstil endüstrisinden temin edilen atıksular kullanılmıştır. Dokunmuş kumaş terbiyesi yapan tekstil endüstrilerinden deşarj edilebilecek atıksu kalite kriterleri Çizelge 4.1’de Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)’ne bağlı olarak verilmiştir.

Çizelge 4.1 Tekstil Sanayii-Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri (SKKY)

Parametre	Birim	2 saatlik numune	24 saatlik numune
KOİ	Mg/L	400	300
AKM	Mg/L	140	100
Amonyum Azotu	Mg/L	5	-
Serbest Klor	Mg/L	0,3	-
Toplam Krom	Mg/L	2	1
Sülfür	Mg/L	0,1	-
Sülfid	Mg/L	1	-
Fenol	Mg/L	1	0,5
Balık Biyodeneyi	-	-	3
pH	-	6-9	6-9

Çalışma için kullanılan atıksuyun temin edildiği fabrikada halen atıksular aktif çamur sistemiyle arıtılmaktadır. İşletmede çoğunlukla reaktif boyalar olmak üzere kükürtlü boyalar ve indigo boyalar kullanılmaktadır. İşletmede oluşan atıksu için bazı parametrelerin ortalama değerleri Çizelge 4.2’de verilmiştir.

Çizelge 4.2 İşletmede oluşan atıksu için bazı parametrelerin ortalama değerleri

Parametre	Birim	Analiz Sonuçları
pH	-	11-14
KOİ	mg/L	1500-4000
Amonyum Azotu	mg/L	5-16
Toplam Fosfor	mg/L	3-6
AKM	mg/L	150-300

Atıksuyun temin edildiği tesiste 3000 m³/gün’lük proses suyunun 600 m³/gün’lük kısmı kükürt ihtiva eden atıksulardan kaynaklanmaktadır. Bu yüzden sisteme gelen atıksu hattı kükürtlü ve kükürtsüz atıksular olmak üzere ayrılmışlardır. Proses suyunda karışım halinde yüksek miktarlarda katı madde vardır. Bu maddeler önce her iki hatta da ayrı olmak üzere el ile temizlemeli kaba ızgaralardan geçirilerek hem sistemdeki mekanik ekipman korunmakta, hem de sistemin arıtma yükü hafifletilmiş olmaktadır. Tutulan katı atıklar çöplerle birlikte uzaklaştırılmaktadır.

Kükürt ihtiva eden atıksular, kükürtlü atıksu dengeleme havuzuna alınarak burada bir adet redoksmetre atıksuyu kontrolü ile permanganat dozlaması yapılmaktadır. Bu işlemde ayrıca bir adet hızlı karıştırıcı ve bir adet kimyasal tank ve iki adet otomatik dozaj pompası görev yapmaktadır. Bir adet dalgıç karıştırıcı aracılığıyla gerekli oksijen ihtiyacı sağlanmaktadır. Atıksu buradan ortak dengeleme havuzuna alınmaktadır.

Izgaradan geçen kükürtlü atıksular, ortak dengeleme havuzuna alınmaktadır. Dengeleme havuzunda dubalı tip aeratör ile atıksuyun karışması ve homojen bir şekilde dağılması sağlanmaktadır. Buradan iki adet ana besleme dalgıç pompası ile sistem beslemesi yapılmaktadır. Bu pompalardan birisi olası arızalara karşı yedekleme amaçlıdır.

Tekstil endüstrisi atıksuyunda genellikle pH 9-11 arasında olmaktadır. Ancak biyolojik arıtma işlemleri için pH değerinin 7’ye çekilmesi gerekmektedir. Bu sebeple bir adet pH kontrol ünitesiyle, atıksu kontrol edilmekte ve asit dozlaması yapılmaktadır. Bu işlemde ayrıca bir adet mekanik karıştırıcı, bir asit tankı, bir adet otomatik dozaj pompası görev yapmaktadır.

Biyolojik arıtma için kullanılan sistem ardışık kesikli reaktör sistemidir. Sistemin en önemli özelliği bakterilerin şok yüklemelere karşı çok dayanıklı olmasıdır. Ayrıca, MLSS ayarının çok rahat bir şekilde kontrolü ve işletme parametrelerinin kolayca değiştirilebilmesi diğer önemli noktadır.

Biyolojik havalandırma havuzu olarak 4 adet havuz bulunmaktadır. Biyolojik arıtma için gerekli oksijen suya 4 adet aeratör aracılığıyla verilirken aynı zamanda havuzda tam karışım da sağlanmaktadır. Atıksuyun içindeki organik maddeler bir dizi biyokimyasal reaksiyon sonucu aktif çamur adı verilen mikroorganizmalar topluluğu tarafından biyolojik olarak parçalandıktan sonra çöktürme fazına geçilmektedir. Çöktürme fazını takiben arıtılmış su hava kontrollü vana aracılığıyla son noktaya deşarj edilmektedir.

Sistemde oluşan biyolojik çamur ise çamur pompaları aracılığıyla çamur susuzlaştırma ünitesine verilmektedir.

Biyolojik çamur öncelikle çamur yoğunlaştırma ünitesinde mekanik yoğunlaştırıcı aracılığıyla yoğunlaştırma işlemine tabi tutulmaktadır. Daha sonra bir adet yüksek basınçlı piston pompası ile filtre prese verilip susuzlaştırılarak kek haline getirilip uzaklaştırılmaktadır. Filtrat suyu bir adet atıksu pompası ile biyolojik arıtmaya geri devrettirilmektedir. Presleme işleminde ayrıca polimer dozlaması yapılmaktadır. Bu işlem için bir adet kimyasal tankı, bir adet otomatik dozaj pompası kullanılmaktadır.

Atıksu temin edilen tesisin atıksu kaynakları şunlardır:

- Proses atıksuları
- Evsel nitelikli atıksular
- Proses dışı atıksular

4.3.1 Proses Atıksuları

Endüstriyel sistem içerisinde proses veya işlemlerde su kullanımı sonucu veya proses sırasında oluşan atıksulardır.

Tesiste atıksu oluşturan kaynaklar aşağıdaki gibidir:

- Haşılama
- Haşıl sökme
- Boyama-Yıkama
- Merserizasyon
- Kassarlama (Ağartma)

4.3.2 Evsel nitelikli atıksular

Personelin ve çalışanların duş, tuvalet kullanımı ile kafeterya, mutfak gibi evsel nitelikli faaliyetlerin gerçekleştirildiği yerlerden ve ortam temizliği ile oluşan atıksulardır. Tesiste 197 kişi çalışmaktadır Kişi başına günlük su tüketimi 200 L kabul edilmektedir. Buna göre evsel nitelikli atıksu miktarı $40 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'dür.

4.3.3 Proses Dışı Atıksular

Tesiste kazan dairesi, yardımcı tesis olarak görev yapmaktadır. Kazan dairesinde günde 100 m^3 su kullanılmaktadır. Ancak bunun tamamı buhar şekline dönüştüğünden atıksu oluşumu yoktur. Soğutma silindirlerinde günde $2,81 \text{ m}^3$ su kullanılmakta olup bunun tamamı buhar haline dönüştüğünden atıksu oluşmamaktadır.

4.4 Reaktörün İşletilmesi

Reaktör alıştırma devresinde KOİ'si 2000 mg/L olan süt tozu çözeltisi ile 48 saatlik HRT ile oda sıcaklığında beslenmiştir. Kararlı bir gaz üretimi ile KOİ ve renk giderimi elde edildikten sonra alıştırma devresinin tamamlandığına karar verilip reaktör 2000 mg/L KOİ'si olan gerçek atıksu ile 48 saat HRT ile oda sıcaklığında beslenmeye başlanmıştır. Atıksuyun özellikleri göz önünde bulundurularak anaerobik reaktöre atıksu beslemesi yapılmadan önce pH ve nütrient dengelemesi yapılmıştır. Reaktör kararlı hale geldiğinde periyodik olarak giriş ve çıkıştan numune alınarak ve gaz ölçümleri yapılarak reaktör verimi kontrol edilmiştir.

4.5 Deneysel Çalışma Süreci

Anaerobik reaktörün performansının belirlenmesi maksadıyla reaktörün giriş ve çıkışından alınan numunelerde; KOİ, AKM, renk, TKN, amonyum azotu, toplam fosfor, ortofosfat, pH, alkalinite, uçucu yağ asitleri ve üretilen biyogaz miktarı ölçümleri yapılmıştır. Bu parametrelerden pH ve biyogaz ölçümleri günlük, KOİ ve renk ölçümleri haftada bir, diğer ölçümler ise belirli aralıklarla yapılmıştır. Ayrıca atıksu karakterini belirlemek maksadıyla, endüstriden her numune alındığında; toplam krom, sülfür ve fenol ölçümleri de ilave olarak yapılmıştır. Reaktörün performansını belirlemek için yapılan analizlerde Standart Metotlar (2005) kullanılmıştır.

5 BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

Yapılan çalışma ile SGYAR sisteminin dokunmuş kumaş terbiyesi işletmesi yapan bir tekstil fabrikası atıksuyunun arıtımındaki performansı değerlendirilmiştir.

Çalışmada kullanılan atıksu dokunmuş kumaş terbiyesi yapan bir fabrikadan temin edilmiştir. İşletmede çoğunlukla reaktif boyalar olmak üzere kükürtlü boyalar ve indigo boyalar ile pamuklu kumaş boyaması yapılmaktadır. Fikse malzemesi olarak sodyum klorür (NaCl) ve üre kullanılmaktadır. Bu fabrikada halen atıksular aktif çamur sistemiyle arıtılmaktadır.

Tekstil atıksularından renk giderimi ile ilgili yapılan çalışmaların büyük çoğunluğunda simüle edilmiş atıksular ya da simüle edilmiş boyalı sular kullanılmış olup, gerçek tekstil atıksularıyla yapılacak çalışmalara gerek duyulmaktadır. Bu anlamda, yapılan çalışma gerçek atıksu kullanılması sebebiyle ayrı bir öneme sahiptir.

Reaktöre besleme 33 mL/dak (pompanın minimum debisi) olacak şekilde günde 3 defa 15 dakikalık sürelerle yapılmıştır. Böylece; hidrolik bekletme süresi, $\theta = 3000 \text{ mL} / 1485 \text{ mL-gün} = 2.02 \text{ gün} \approx 48 \text{ saat}$ olarak gerçekleşmiştir. Organik yükleme oranı ise bu şartlarda $1 \text{ kg/m}^3\text{-gün}$ olmuştur. Anaerobik reaktöre atıksu beslemesi yapılmadan önce pH ayarlaması ile KOİ/Azot/Fosfor oranı 300/5/1 olacak şekilde nütrient dengelemesi yapılmıştır. Alkalinite miktarları girişte 1000-1500 mg/L olacak şekilde tutulmaya çalışılmıştır. Gerekğinde alkalinite desteği NaHCO_3 kullanılarak yapılmıştır. Reaktör çıkışından numune alınarak ve gaz ölçümleri yapılarak reaktör verimi kontrol edilmiştir.

Çalışmada kullanılan SGYAR başlangıçta pleksiglas malzemeden silindirik olarak yaptırılmıştır. Aktif hacim 5 L olacak şekilde granül ile doldurulmuş ve HRT 48 saat olacak şekilde 2000 mg/L KOİ'si olan süt tozu çözeltisi ile beslenmeye başlamıştır. Zamanla granül tabakasında kabarma ve kopmalar gözlenmiştir. Bunun üzerine reaktör boşaltılarak aktif hacim 3 L ve HRT 48 saat olmak üzere tekrar işletmeye alınmıştır. Girişte düşük olan alkalinite NaHCO_3 ile yükseltilmiştir. Atıksu beslenmeye başladıktan sonra C/N/P oranını dengelemek için beslemeye azot için üre, fosfor için KH_2PO_4 ilave edilmiştir. Atıksu beslenmeye başladığında ilk KOİ giderme verimi % 10 olarak gerçekleşmiştir. Daha sonra bu oran % 70'e kadar yükselmiştir. Renk giderimi de aynı şekilde önceleri % 10 civarında iken daha sonra % 60'a kadar yükselmiştir. Ancak bir dönem reaktörde kayda değer bir gaz üretimi gözlenememiştir. Bunun sebebi araştırılırken reaktörün birçok yerinden çatlamış olduğu fark edilmiştir (Şekil 5.1). Bunun üzerine pleksiglas olan reaktör iptal edilerek yerine krom çelik malzemeden yeni bir reaktör yaptırılmıştır (Şekil 5.2). Bu reaktör de pleksiglas reaktör ile

aynı boyutlarda yaptırılarak aynı drenaj sistemi ve şartlarda işletmeye alınmıştır. Alıştırma evresinde yine aynı şartlarda süt tozu ile beslenip yeterli bir renk ve KOİ giderimi ile gaz üretimi olduktan sonra gerçek atıksu ile beslenmeye başlamıştır.



Şekil 5.1 Pleksiglas malzemedan yapılmış anaerobik reaktörde meydana gelen çatlaklıklar

Reaktörü işletirken ortaya çıkan bir diğer sorun da gazın verimli bir şekilde toplanamamasıdır. Bunun için öncelikle Ritter marka gazölçer kullanılmış ancak daha sonra gazölçer gaz debisi küçük geldiğinden verimli olarak kullanılamamıştır. Bunun yerine hacim deplasman, belli bir hacmi doldurdukça atan sensörlü küçük bir gazölçer gibi birçok yöntem kullanılsa da başarılı olunamamıştır. Son olarak üretilen gazın bir gaz torbasında biriktirilmesi gündeme gelmiştir. Reaktörün çıkışı sifona bağlanmış, sifon çıkışı da gaz torbasına bağlanmıştır. Gaz torbasında belli bir süre gaz toplandıktan sonra bu süre kaydedilmiştir ve gaz torbası gazölçere bağlanarak içinde toplanan gaz kontrollü bir şekilde gazölçere verilmiştir. İçindeki gaz tamamen bittikten sonra gazölçerdeki hacim değeri okunarak kaydedilen süreye bölünmüş ve üretilen gaz miktarı bulunmuştur.



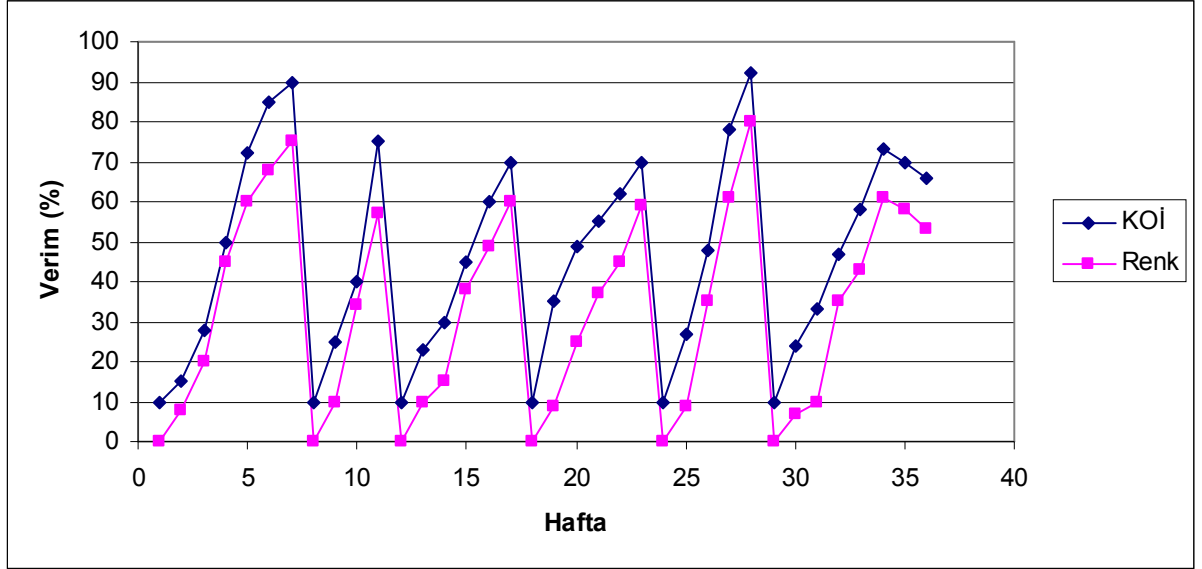
Şekil 5.2 Krom çelikten yapılmış anaerobik reaktör

Reaktörün işletilmesi sırasında sürekli olarak Çorlu'daki fabrikadan atıksu getirilmiştir. Ancak her getirilen atıksuyun karakteri farklı olmuştur. Bu sebeple süt tozu ile hazırlanan sentetik atıksu ile beslenirken % 93-96 KOİ ve % 70-80 renk giderme verimleri elde edilirken reaktör atıksu ile ilk beslendiğinde KOİ ve renk giderme verimleri % 10'lara kadar düşmüştür. Reaktör atıksuya alıştıktan sonra bu değerler yükselmeye başlamıştır. Ancak, besleme atıksuyunun bitip yeni atıksu ile her besleme yapıldığında giderme verimleri tekrar düşmüştür.

Anaerobik arıtmanın biyolojik bir arıtma olduğu düşünülürse; reaktöre verilen atıksuyun BOİ'si ne kadar yüksek ise arıtma verimi de o oranda yüksek olacaktır. Ancak bu tesisten kaynaklanan atıksuların BOİ'si KOİ'sinin yaklaşık % 30'u kadardır. Dolayısıyla bu açıdan bakıldığında da reaktörün % 70 KOİ giderim verimi oldukça iyi olarak değerlendirilebilir. Buradan anaerobik mikroorganizmaların atıksuya alıştıktan sonra atıksu içindeki biyolojik olarak zor ayrışan organik maddeleri de arıttığı sonucuna varılabilir.

SGYAR'e giren ve çıkan atıksu karakteristiği

Çizelge 5.1’de verilmiştir. SGYAR sistemde gerçek tekstil atıksuyu arıtımında 48 saat hidrolik bekletme süresi ve 1 kg/m^3 -gün organik yükleme oranı sonucu yaklaşık % 70 KOİ ve % 60 renk giderimi elde edilmiş, bu giderim verimleri literatür sonuçlarına göre (% 60-90 KOİ ve % 50-99 renk giderimi) tatmin edici olarak değerlendirilmiştir (Şekil 5.3). Şekilden KOİ ve renk verimlerinin benzer eğilimde olduğu ve belli dönemlerde düşüp daha sonra yükseldiği görülmektedir.



Şekil 5.3 SGYAR’nin KOİ ve renk giderim verimleri

Şekil 5.3’te görülen KOİ ve renk giderim verimlerindeki ani düşüşler atıksu karakterinin değiştiği döneme rast gelmektedir. Sonraki dönemlerde reaktör atıksuya alışmaya başlamakta ve giderim verimleri yükselmektedir. Süt tozu çözeltisi ile besleme yapılırken KOİ giderimi % 96’ya renk giderimi de % 80’e kadar yükselmiştir. Gerçek atıksu ile besleme yapıldığında ise KOİ giderimi en fazla % 72, renk giderimi ise en fazla % 60 olarak gerçekleşmiştir. Grafikte 36. haftaya kadar olan değerler ele alınmıştır. Bu tarihten sonra bölümün Davutpaşa kampüsüne taşınma süreci başlamıştır. 15 Eylül 2008 tarihine denk gelen 39. haftadan itibaren taşınma ve yerleşme süreci devam etmiştir.

Çizelge 5.1 SGYAR’ e verilen tekstil atıksuyu, anaerobik reaktör ve fabrikada mevcut aerobik arıtma tesisi çıkış suyu karakteristikleri

Parametre	Birim	Tekstil atıksuyu karakteristiği	Anaerobik arıtma çıkış suyu karakteristiği	Aerobik arıtma çıkış suyu karakteristiği	SKKY 10.2 (Tekstil Sanayii - Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri) 2 saatlik numune
KOİ	mg/L	2300±400	630±10	650	400
AKM	mg/L	300±100	250±50	70	140
Sülfat	mg/L	300±100	250±100	370	
Amonyum Azotu	mg/L	230±100	150±30	47,6	5
Toplam Fosfor	mg/L	1,75±1	0,38	0,41	
TKN	mg/L	80±40	20,4±10	-	
Ortofosfat	mg/L	<0,1	<0,1	<0,1	
Fenol	mg/L	2,35±2	0,5	2,19	1
Sülfür	mg/L	0,99	<0,02	<0,02	0,1
Sülfid	mg/L	7,5	1,3±0,5	0,8	1
Renk	Hazen	775±175	300±100	822	
pH		13±1	7,2±0,5	7,1	6-9
Toplam Krom	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	2
Kobalt	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	
Kurşun	mg/L	0,39	0,35	0,4	
Çinko	mg/L	0,48	0,51	0,34	
Bakır	mg/L	0,43	0,41	<0,01	
Demir	mg/L	0,54	0,48	0,82	
Mangan	mg/L	0,53	0,62	0,15	
Kadmiyum	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	

Çizelge 5.1’de SGYAR çıkışından 34. haftada alınan 6’şar adet analiz sonucu ile ham atıksu ve aerobik arıtma çıkışı analiz sonuçları verilmiştir. Çizelgeden görüldüğü gibi, SGYAR çıkışından elde edilen ve anlık olarak fabrikanın aerobik arıtma tesisi çıkışından alınan numunelerde KOİ giderimi yaklaşık % 70-75 elde edilmiştir. Bu sonuçlar da Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği deşarj limitleri sınır değerlerinin üzerinde görülmüştür. Sınır değerlerin üzerindeki diğer parametreler

Çizelge 5.1’de koyu renkli olarak gösterilmiştir. SGYAR çıkışında AKM miktarı da limit değerlerin üzerindedir. Bunun sebebi, reaktörün alt tarafındaki çakıllardan parçalanmış granül kaçıışı olarak düşünülmektedir. Amonyum azotu konsantrasyonu da hem aerobik hem de anaerobik arıtma çıkışında yüksek olarak gözlenmiştir. Giderimin az olması anaerobik reaktörde normal olarak karşılanırsa da aerobik reaktörlerde giderimin daha da artması için çalışmaların yapılması gerekmektedir. Anaerobik reaktörlerde, azotlu bileşiklerin fermentasyonu sonucunda formik, asetik, propiyonik ve laktik asit gibi yağ asitleri ile CO₂ ve H₂ gibi gazlar oluşmaktadır. Bu reaktörlerde beklenen amonyak azotu giderim oranı yaklaşık % 10 dur (Öztürk, 2007).

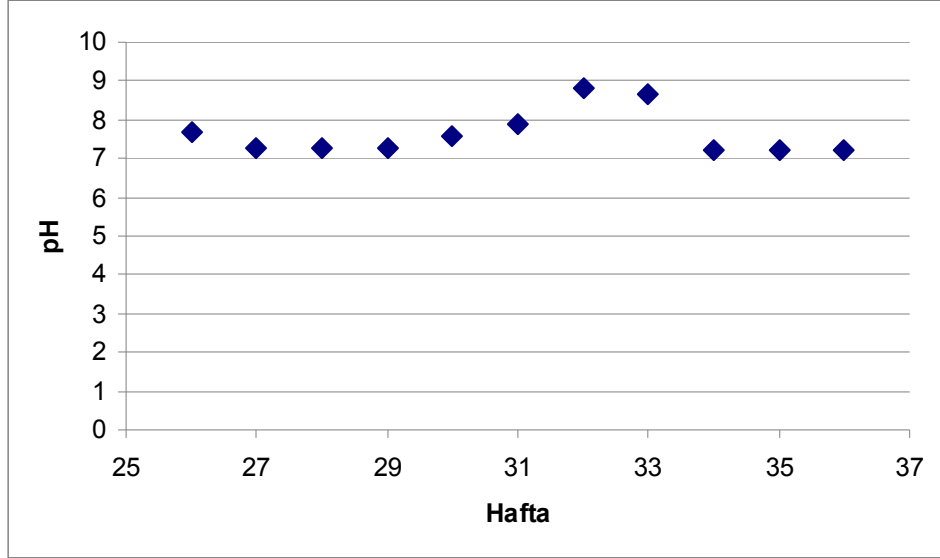
Çizelge 5.2 SGYAR’de yüksek verim alındığı dönemde elde edilen veriler (HRT = 48 saat)

Parametre	Birim	Değer
pH	-	7,2 ±0,5
Toplam Uçucu Yağ Asidi	mg CH ₃ COOH/L	550 ±106
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	2125 ±50
TUA/Alkalinite	-	0,25 ±0,1
Çıkış KOİ	mg/L	630 ±10
KOİ giderimi	%	70,35 ±2,5
Renk Giderimi	%	62,5 ±5
Toplam Gaz Üretimi	mL/gün	1028 ±248
Metan Gazı Üretimi	mL/gün	754 ±75
Metan Yüzdesi	%	67 ±2,2

Çizelge 5.2’de SGYAR’de yüksek verim alındığı dönemde (34. hafta) elde edilen veriler verilmiştir. SGYAR’de % 90’ın üzerinde hedeflenen renk ve KOİ giderimi elde edilemese de, literatür ile uyumlu verimlere ulaşılmıştır. SGYAR farklı hidrolik bekletme sürelerinde de çalıştırılacaktır. Ancak bu çalışmanın farklı hidrolik bekletme sürelerini kapsamaya yeterli olmamıştır.

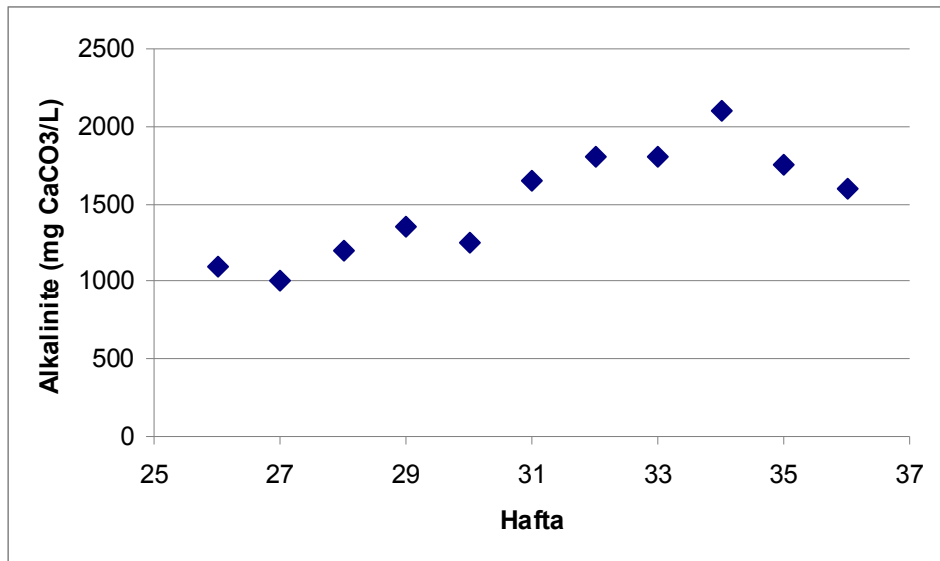
Şekil 5.4’te 26. haftadan itibaren 36. haftaya kadar pH’nın günlere göre değişimi verilmiştir. Şekilden de görüldüğü üzere 10 hafta boyunca pH genellikle 7-8 arasında değişmektedir. Ancak 215 ve 235. günler arasındaki 20 günlük sürede pH 8’in üzerinde seyretmiştir. Beslenen atıksuyun içindeki organik maddelerin hidroliz safhasının yavaş gerçekleşerek hidrolizin asit ve metan üretimi safhaları için sınırlayıcı bir faktör olarak gelişmesi bunun sebebi olduğu düşünülmektedir. Çünkü hidroliz safhası tam gerçekleşmediğinde asit üretimi

safhası da bundan olumsuz etkilenir ve pH bir miktar yükselir. CO₂ ve UYA (uçucu yağ asiti) gibi bileşenler düşük pH oluşumuna sebep olurken protein parçalanması sebebiyle oluşan amonyum gibi alkalinite üreten katyonlar ve sabunların parçalanmasından oluşan sodyum, alkalinite ve pH'nın yükselmesine sebep olabilirler.



Şekil 5.4 pH'nın günlere göre değişimi (26-36. haftalar arası)

Şekil 5.5'te de 26. haftadan itibaren 36. haftaya kadar alkalinitenin haftalara göre değişimi verilmiştir. Şekilden de görüldüğü üzere 10 hafta boyunca alkalinite anaerobik arıtma prosesleri için uygun aralıkta seyretmiştir.



Şekil 5.5 Alkalinitenin haftalara göre değişimi (26-36. haftalar arası)

6 SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Yeni geliştirilen SGYAR ile tekstil atıksularından renk ve KOİ gideriminin incelendiği bu çalışmanın sonuçları aşağıdaki gibidir:

- 3 L aktif hacme sahip SGYAR ile dokunmuş kumaş terbiyesi yapan bir tekstil fabrikasından kaynaklanan atıksular arıtılmış olup; % 70 KOİ ve % 60 mertebelerinde renk giderimi elde edilmiştir. Ayrıca gaz üretimi yaklaşık olarak 1000 mL/gün (0,3 L CH₄/g KOİ_{gid}) olarak gerçekleşmiştir. Bu değerler çalışmada öngörülen değerleri sağlayamamış olmakla beraber literatür ile karşılaştırıldığında ümit vericidir. Başlangıçta öngörülen değerlerin sağlanamamasının sebebi atıksu karakterinin sürekli değişken olmasıdır. Atıksu karakterinin değişmesi ile birlikte KOİ giderim verimi % 10'lara kadar düşmüş, daha sonra kademeli olarak % 70'e kadar yükselmiştir. Dolayısıyla reaktör daha uzun süre aynı tip atıksu ile çalıştırıldığında başlangıçta öngörülen değerlerin sağlanabileceği düşünülmektedir.
- Giderme verimlerinin beklenenden düşük olmasında atıksuyun BOİ/KOİ oranının 0,3 civarında olmasının da etkisinin olduğu düşünülmektedir. Buradan yola çıkarak anaerobik mikroorganizmaların zamanla atıksuya uyum sağlayarak biyolojik olarak arıtmı zor olan atıksuları da belli oranda arıtabildiği söylenebilir.
- Tesisten kaynaklanan atıksu karakteri sürekli olarak değiştiğinden; gerçek ölçekte, SGYAR sisteminin gelen atıksulara zaman içinde uyum sağlayarak yüksek verimde çalışacağı düşünülmektedir.
- Bu çalışmanın farklı hidrolik bekletme süreleri için de devam ettirilmesi sistemin performansının daha net ortaya konması açısından faydalı olacaktır.
- Tekstil atıksularının daha homojen karakterli toplanarak anaerobik arıtma verimini artırmak maksadıyla tesis içerisinde atıksuların kategorilere ayrılarak (biyolojik veya kimyasal karakterli olarak) uygun arıtma alternatiflerinin kullanımı da önemli bir yaklaşım olarak düşünülmektedir.

Sonuç olarak yeni geliştirilmiş bir reaktör tipi olan SGYAR ile tekstil atıksularından renk ve KOİ gideriminin araştırıldığı bu çalışmada önceden öngörülen % 90'ın üzerinde renk ve KOİ giderimi elde edilemese de literatür ile uyumlu sonuçlar elde edilmiştir. Böylece SGYAR'ın tekstil endüstrisi atıksularından renk ve KOİ gideriminde alternatif bir anaerobik reaktör olarak kullanılabileceği ortaya konmuştur.

KAYNAKLAR

- Al-Degs, Y., Kharaisheh, M.A.M., Allen, S.J., et al., (2000), "Effect of carbon surface chemistry on the removal of reactive dyes from textile effluent", *Water Res.*, 34: 927-935.
- APHA, AWWA, and WPCF, (2005), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 20th Ed., Washington, D.C.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, B.R., et al., (2005), "Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes", *Process Biochemistry*, 40: 989-995.
- Br'as, R., Ferra, M.I.A., Gomes, A., et al., (2005), "Monoazo and diazo dye decolourisation studies in a methanogenic UASB reactor", *Journal of Biotechnology*, 115: 57-66.
- Cervantes, F.J., Van der Zee, F.P., Lettinga, G., et al., (2001), "Enhanced decolourisation of Acid Orange 7 in a continuous UASB reactor with quinones as redox mediators", *Water Sci. Technol.*, 44: 123-128.
- Chen, K.C., Huang, W.T., Wu, J.Y., et al., (1999), "Microbial decolorization of azo dyes by *Proteus mirabilis*", *J Ind Microbiol Biotechnol.*, 23(1): 686-690.
- Chu, W., Ma, C., (2000), "Quantitative prediction of direct and indirect dye ozonation kinetics", *Water Res.*, 34: 3153-3160.
- Chung, K.T., Stevens, S.E., (1993), "Degradation of Azo Dyes by Environmental Microorganisms", *Helminits*, *Environ Toxicol Chem.*, 12: 2121-2132.
- Coşkun, T., (2006), "Tavuk Kesimhanesi Atıksularının Yeni Geliştirilen Bir Anaerobik Reaktörle Arıtımı", YTÜ Fen bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Çetin, D. ve Donmez, G., (2006), "Decolorization of reactive dyes by mixed cultures isolated from textile effluent under anaerobic conditions", *Enzyme and Microbial Technology*, 38: 926-930.
- Daneshvar, N., Sorkhabi, H.A., Tizpar, A., (2003), "Decolorization of Orange II by electrocoagulation method", *Separat. Purific. Technol.*, 31: 153-162.
- Debik, E., Park, J. ve Ellis, T.G., (2005), "Leachate Treatment Using The Static Granular Bed Reactor", 78 th Annual Water Environment Federation Annual Technical Exhibition and Conference, Washington, D.C., 29 Oct.-2 Nov. 2005.
- Debik, E., (2008) "Anaerobik Arıtma Teknolojileri Lisansüstü Ders Notları", Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- Debik, E., Manav, N., Coşkun, T., (2008), "Biyolojik Temel İşlemler Ders Notları", Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- Delée, W., O'Neill, C., Hawkes, F.R., et al., (1998), "Anaerobic Treatment of Textile Effluents: a Review", *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 73: 323-335.
- Demir, A., Kanat, G., Debik, E., (2000), "Atıksu Arıtımında Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Metotlar", YTÜ Basım-Yayın Merkezi, İstanbul.
- EPA, (1997), Office of Compliance Sector Notebook Project: "Profile of the textile industry", EAA/310-R-97-009, September 1997.
- Evans, E.A. ve Ellis, T.G., (2005), "78 th Annual Water Environment Federation Annual Technical Exhibition and Conference", Washington, D.C., 29 Oct.-2 Nov. 2005.
- Hu, T.L., (2001), "Kinetic of azo reductase and assessment of toxicity of metabolic products from azo dyes by *Pseudomonas luteola*", *Water Sci Technol.*, 43(2): 261-269.

- Işık, M., Sponza, D.T., (2003), "Effect of oxygen on decolorization of azo dyes by *Escherichia coli* and *Pseudomonas* sp. and fate of aromatic amines", *Process Biochemistry*, 38: 1183-1192.
- Işık, M., Sponza, D.T., (2004), "Simüle tekstil atıksuyunun anaerobik/aerobik arıtımı", *Ekoloji Dergisi*, 14, 53: 1-8.
- Işık, M., (2004), "Efficiency of simulated textile wastewater decolorization process based on the methanogenic activity of upflow anaerobic sludge blanket reactor in salt inhibition condition", *Enzyme and Microbial Technology*, 35: 399-404.
- Işık, M., Sponza, D.T., (2005), "Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater", *Process Biochemistry*, 40: 1189-1198.
- Jung, J., Mach, K.F., Ellis, T.G., et al., (2002), "Anaerobic Treatment of Packing Plant Wastewater; A Comparison Study of the Anaerobic Sequencing Batch Reactor and the Static Granular Bed Reactor", Final Report to the Hormel Foods Corporation, Iowa, 10 Oct. 2002.
- Kapdan, İ.K., Tekol, M., Sengul, F., (2003), "Decolorization of simulated textile wastewater in an anaerobic-aerobic sequential treatment system", *Process Biochemistry*, 38: 1031-1037.
- Kapdan, İ.K., Oztekin, R., (2003), "Decolorization of textile dyestuff Reactive Orange 16 in fed-batch reactor under anaerobic condition", *Enzyme and Microbial Technology*, 33: 231-235.
- Kapdan, İ.K., Alparslan, S., (2004), "Tekstil endüstrisi atıksularından anaerobik-aerobik ardışık reaktör sisteminde KOİ ve renk giderimi", *ÇEVRE 2004 I. Ulusal Çevre Kongresi, Cumhuriyet Üniversitesi*, 217-223, Ekim 2004.
- Kapdan, İ.K., Kargi, F., (2002), "Simultaneous biodegradation and adsorption of textile dyestuff in an activated sludge unit", *Process Biochem.*, 37: 973-981.
- Kaykıoğlu, G., Debik, E., (2006), "Anaerobik arıtım prosesleri ile tekstil atıksularından renk giderimi", *Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 2006(4): 59-68.
- Ketelsen, H., Windel, M.S., (1999), "Adsorption of brilliant blue FCF by soils", *Geoderma*, 90: 31-145.
- Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B., et al., (2004), "Decolorization of disperse and reactive dye solutions using ferric chloride", *Desalination*, 161: 49-58.
- Lourenço, N.D., Novais, J.M., Pinheiro, H.M., (2001), "Effect of some operational parameters on textile dye biodegradation in a sequential batch reactor", *J.Biotechnol.*, 89: 163-174.
- Mach, K.F. ve Ellis, T.G., (2001), "Performance Evaluations of Two Static Granular Bed Reactor", *IWA 9 th World Congress on Anaerobic Digestion*, Antwerp, 2-6 Sep. 2001.
- Manu, B., Chaudhari, S., (2002), "Anaerobic decolorisation of simulated textile wastewater containing azo dyes", *Bioresource Technology*, 82: 225-231.
- Metcalf ve Eddy, (2004), "Wastewater Engineering Treatment and Reuse", *Tata McGraw-Hill*, New Delhi.
- Nicolet, L., Rott, V., (1999), "Recirculation of powdered activated carbon for the adsorption of dyes in municipal wastewater treatment plants", *Water Sci Technol.*, 40: 191-198.
- Öztürk, İ., (2007), "Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları", *Su Vakfı*, İstanbul.

- Panswad, T., Luangdilok, W., (2000), "Decolorization of reactive dyes with different molecular structures under different environmental conditions", *Wat. Res.*, 34(17): 4177-4184.
- Rathi, A., Rajor, H.K., Sharma, R.K., (2003), "Photodegradation of Direct Yellow-12 using UV/H₂O₂/Fe⁺²", *J. Hazard. Mater.*, 102: 231-241.
- Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B.A., et.al., (1997), "Biodegradation of selected azo dye under methanogenic conditions", *Water Sci Technol.*, 36 (6/7): 65-72.
- Samsunlu, A., (2006), "Atıksuların Arıtılması", Birsen Yayınevi, İstanbul.
- Sani, R.K., Banerjee, U.C., (1999), "Decolorization of triphenylmethane dyes and textile and dye-stuff effluent by *Kurthia* sp.", *Enzyme Microb Technol.*, 24: 433-437.
- Santos, A.B., Cervantes, F.J., Lier, J.B., (2007), "Review paper on current Technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology", *Bioresource Technology*, 98: 2369-2385.
- Santos, A.B., Bisschops, I.A.E., Cervantes, F. J., et.al., (2005), "The transformation and toxicity of anthraquinone dyes during thermophilic (55 °C) and mesophilic (30 °C) anaerobic treatments", *Journal of Biotechnology*, 115: 345-353.
- Santos, A., Bisschops, I.A.E., Cervantes, F.J., et al., (2004), "Effect of different redox mediators during thermophilic azo dye reduction by anaerobic granular sludge and comparative study between mesophilic (30 °C) and thermophilic (55 °C) treatments for decolourisation of textile wastewaters", *Chemosphere*, 55: 1149-1157.
- Sarıoğlu, M., Dean, C., (1998), "Tekstil atıksularından renk giderimi için UASB (Yukarı akışlı çamur yatağı) reaktörünün kullanılması örneği", *İ.T.Ü. 6. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu*, 37-42, 3-5 Haziran 1998.
- Selcuk, H., (2005), "Decolorization and detoxification of textile wastewater by ozonation and coagulation processes", *Dyes Pigments*, 64: 217-222.
- Speece, R.E., (1995), "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater", Vanderbilt University, Tennessee.
- Sponza, D., Işık, M., Atalay, H., (2000), "İndigo boyar maddelerinin anaerobik arıtılabilirliklerinin incelenmesi", *DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen Mühendislik Dergisi*, 2(3): 23-34.
- Sponza, D.T., Işık, M., (2002), "Decolorization and azo dye degradation by anaerobic/aerobic sequential process", *Enzyme Microb Technol.*, 31(2): 102-110.
- Şen, S., Demirer, G.N., (2003), "Anaerobic treatment of real textile wastewater with a fluidized bed reactor", *Water Research*, 37: 1868-1878.
- Talarposhti, A.M., Donnelly, T., Anderson, G.K., (2001), "Colour removal from a simulated dye wastewater using a two - phase anaerobic packed bed reactor", *Wat. Res.*, 35(2): 425-432.
- Tan, L., Sudan, R.G., (1992), "Removing color from a groundwater source", *J Am Water Works Assoc.*, 84: 79-87.
- Tan, B.T., Teng, T.T., Omar, A.K., (2000), "Removal of dyes and industrial dye wastes by magnesium chloride.", *Water Res.*, 34: 597-601.
- TÜBİTAK/ÇAYDAG, (2007), "Sabit Granül Yataklı Anaerobik Reaktör ile Tekstil Atıksularından Renk ve KOİ Giderimi", Proje No: 107Y060, 1. Gelişme Raporu, İstanbul.

Uzal, N., Yılmaz, L., Yetiş, Ü., (2005), “İndigo boyama atıklarının ön arıtımı: Kimyasal çöktürme ve ön filtrasyon süreçlerinin karşılaştırması”, 6. Ulusal Çevre Müh. Kongresi, 429-437, Kasım 2005.

Whiteley, C.G., Lee, D.-J., (2006), “Enzyme technology and biological remediation”, Enzyme and Microbial Technology, 38: 291-316.

Zee, VFP., Lettinga, G., Field, J.A., (2001), “Azo dye decolorization by anaerobic granular sludge”, Chemosphere, 44: 1169-1176.

Zissi, U., Lyberatos, G., (1996), “Azo dye biodegradation under anoxic conditions”, Water Sci Technol., 34 (5/6): 495-500.

İnternet Kaynakları:

[1] <http://www.uasb.org>

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 07.11.1982

Doğum yeri İstanbul

Lise 1996-1999 Kadıköy Gözcübaba Lisesi

Lisans 2000-2004 Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2006- -- Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Bölümü