

39541

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

39541

**EVSEL ATIKSULARDAN BİYOLOJİK OLARAK
BESİ MADDESİ GİDERİMİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Müh. Ender ÇETİN

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13 Haziran 1994

Tezin Savunulduğu Tarih : 1 Temmuz 1994

Tez Danışmanı : Prof.Dr. Hasan Z. SARIKAYA

Diğer Jüri Üyeleri : Doç.Dr. İzzet ÖZTÜRK

Yrd.Doç.Dr. Atilla ALTAY

TEMMUZ 1994

ÖNSÖZ

Çalışmalarımın hazırlanmasında büyük katkıları olan değerli hocam Hasan Z. SARIKAYA'ya ve her aşamada ilgi ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocam Yard.Doç.Dr.Atilla ALTAY'a teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Ayrıca, baboratuvar çalışmalarımda yardımlarını esirgemeyen Çevre Mühendisliği laboratuvar çalışanlarına teşekkür ederim.

13.6.1994



İÇİNDEKİLER

Sayfa No:

ÖNSÖZ	ii
TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vi
ÖZET	vii
SUMMARY	viii
BÖLÜM 1	
1.1. Giriş	1
1.2. Amaç ve Kapsam	2
BÖLÜM 2	
2. BİYOLOJİK OLARAK AZOT GİDERME METODLARI	4
2.1. Biyolojik Olarak Azot Giderme Metodları ..	4
2.1.1. Asimilasyon İle Azot Giderme	4
2.2. Nitrifikasyon	5
2.2.1. Nitrifikasyonu Etkileyen Faktörler	7
2.2.1.1. Çözünmüş Oksijen	7
2.2.1.2. Sıcaklık	8
2.2.1.3. pH	9
2.2.1.4. Hidrolik Bekletme Süresi	10
2.3. Denitrifikasyon	10
2.3.1. Denitrifikasyonu Etkileyen Faktörler ...	12
2.3.1.1. Çözünmüş Oksijen	12
2.3.1.2. pH	13
2.3.1.3. Sıcaklık	13
BÖLÜM 3	
3. BİYOLOJİK OLARAK FOSFOR GİDERME METODLARI ..	14
3.1. A/O Proses	14
3.2. Phostrip Proses	15
3.3. Bardenpho Proses	17

BÖLÜM 4	
4. BİYOLOJİK OLARAK FOSFOR GİDERME MEKANİZMASI.	18
4.1. Biyolojik Olarak Fosfor Giderme Mekanizması	18
4.2. Fosfor Giderme Mekanizmasını Etkileyen Faktörler	22
4.2.1. Çözünmüş Oksijen	23
4.2.2. Sıcaklık	23
4.2.3. pH	23
4.2.4. Organik Yük	24
4.2.5. Anaerobik Bölgede Nitratın Etkisi	25
4.2.6. Katı Madde Bekletme Süresi (Çamur Yaşı).	27
BÖLÜM 5	
5. AZOT VE FOSFORUN BİRLİKTE GİDERİLDİĞİ BİYOLOJİK ARITMA SİSTEMLERİ	28
5.1. Phoredoks Proses	28
5.2. A^2/O	30
5.3. UCT	30
5.4. Modifiye UCT Proses	31
BÖLÜM 6	
6. DENEYSEL ÇALIŞMA	33
6.1. Pilot Sistemin Tanıtımı	33
6.2. Pilot Sistemin İşletilmesi	37
6.3. Girişteki Atıksuyun Özellikleri	37
6.4. Sistemin İşletmeye Alınması	38
6.5. Organik Kimyasal Madde İlavesi	38
6.6. Analitik Metodlar	38
6.6.1. MLSS ve MLVSS	38
6.6.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....	39
6.6.3. Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	39
6.6.4. Nitrat (NO_3)	39
6.6.5. Toplam Fosfat (TP)	40
6.6.6. Ortofosfat ($O-PO_4$)	40
6.6.7. Nitrit (NO_2)	40
6.6.8. Amonyak Azotu (NH_3-N)	40
BÖLÜM 7	
7. DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME	41
BÖLÜM 8	
8. SONUÇ VE ÖNERİLER	52
REFERANSLAR	54

TABLO LİSTESİ

Sayfa No :

Tablo 7.1.	Sistemde KOI 'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	42
Tablo 7.2.	Sistemde pH'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	44
Tablo 7.3.	Sistemde MLVSS'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	44
Tablo 7.4.	Sistemde $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	47
Tablo 7.5.	Sistemde $\text{NO}_3\text{-N}$ 'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	47
Tablo 7.6.	Sistemde O-PO_4 'nin Reaktörlere Göre	
	Değişimi	50

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No :

Şekil 3.1. A/O Proses Akım Şeması	15
Şekil 3.2.a. Genel Phostrip Proses Akım Şeması.	16
Şekil 3.2.b. Phostrip Proses (Azot ve Fosforun Birlikte Arıtımı)	16
Şekil 3.3. Bardenpho Proses Akım Şeması	17
Şekil 4.1. Anaerobik-Aerobik Kademelerde Fosfor ve BOI Giderimi	19
Şekil 4.2. KOI ilavesinin Fosfor Giderimine Etkisi (Manning ve Irvine 1985)	25
Şekil 4.3. Nitratin Fosfor Giderimine Etkisi (Manning ve Irvine 1985)	26
Şekil 5.1.a. Üç Kademeli Phoredoks Proses Akım Şeması	29
Şekil 5.1.b. Beş Kademeli Phoredoks Proses Akım Şeması	39
Şekil 5.2. Az/O Proses Akım Şeması	30
Şekil 5.3. UCT Proses Akım Şeması	31
Şekil 5.4. Modifiye Proses Akım Şeması	32
Şekil 6.1. Pilot Sisteminin Genel Akış Diyagramı	34
Şekil 7.1. Sistemde KOI'nin Zamana Göre Değişimi	43
Şekil 7.2. Sistemde KOI'nin Reaktörelere Göre Değişimi	45
Şekil 7.3. Sistemde KOI'nin Reaktörelere Göre Değişimi	45
Şekil 7.4. Sistemde KOI Giderme Veriminin Reaktörlere Göre Değişimi	46
Şekil 7.5. Sistemde pH'nın Reaktörlere Göre Değişimi	48
Şekil 7.6. Sistemde NH ₃ -N'nin Zamana Göre Değişimi	49
Şekil 7.7. Sistemde Amonyak Azotunun Reaktörlere Göre Değişimi	49
Şekil 7.8. Sistemde Ortofosfatın Reaktörlere Göre Değişimi	51

ÖZET

Evsel atıksulardan biyolojik olarak besi maddeleri (azot ve fosfor) gideriminin incelendiği bu çalışma sekiz bölümden oluşmaktadır.

Birinci bölümde, giriş, amaç ve kapsam bölümleri yer almaktadır. Giriş bölümünde, azot ve fosforun su kaynaklarına zararlı etkileri ve bunların giderilmesinin öneminden bahsedilmiştir. Amaç ve kapsam bölümünde biyolojik olarak besi maddesi giderme esaslarından bahsedilmiş, yapılan çalışma hakkında bilgi verilmiştir.

İkinci bölümde, biyolojik olarak azot giderme metodlarından bahsedilmiştir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesi açıklanmış ve bu prosesleri etkileyen faktörler incelenmiştir.

Üçüncü bölümde, biyolojik olarak fosfor giderme metodları verilmiştir. Bu proseslerden A/O, phostrip ve Bardenpho proses tanıtılmış ve proses akım şemaları verilmiştir.

Dördüncü bölümde, biyolojik olarak fosfor giderme mekanizması ve bu mekanizmayı etkileyen faktörler incelenmiştir.

Beşinci bölümde, azot ve fosforun birlikte giderildiği biyolojik arıtma sistemleri açıklanmıştır. Ohoredoks, A²/O, UCT ve modifiye UCT proses tanıtılmış ve proses akım şemaları verilmiştir.

Deneysel çalışmanın yer aldığı altıncı bölümde laboratuvarında kurulmuş olan pilot sistem ve sistemin işletilmesi anlatılmıştır. Analitik metodlardan, MLSS, MLVSS, nitrit, nitrat, TKN, Amonyak azotu, fosfor tayini standard methods (1987)'a göre anlatılmıştır.

Yedinci bölümde, deneysel sonuçlar ve değerlendirme yapılmış, grafiklerle sistemin verimi verilmiştir. Bu grafiklere ve deney sonuçlarına bağlı olarak, anaerobik reaktöre asetik asit ve glikoz ilavesinin daha fazla fosfor açığa çıkmasına ve dolayısıyla fosfor giderme veriminin yüklenmesini sağladığı sonucuna varılmıştır.

Sonuç ve önerilerin yer aldığı sekizinci bölümde, biyolojik olarak azot ve fosfor giderme hakkında, bu çalışmaya bağlı olarak sonuçlar ve öneriler getirilmiştir.

SUMMARY

THE BIOLOGICAL NUTRIENT REMOVAL FROM DOMESTIC WASTEWATER

Due to the effects of nitrogen and phosphorus compounds such as oxygen depletion, fish death eutrophication and hazards to public health, it is important to remove them from the wastewaters .

The source of nitrogen phosphorus in domestic wastes and synthetic detergents. The concentration of nitrogen and phosphorus in domestic wastewaters ranges from 20-85 mg/lt and 5-20 mg/lt depending on wastewater characteristics.

Carbonaceous matter is effectively removed in the conventional treatment plants, while the percent removal of nitrogen and phosphorus is notably low. So far many treatment technologies have been developed for nitrogen and phosphorus removal. These are mainly biological, physical and chemical methods. Chemical removal of phosphorus is achieved by the addition of chemical such as iron salts, aluminum salts and lime. Chemical processes require large quantities of chemicals and generate large quantities of sludge containing lots of phosphorus. Processing and handling of such sludge requires high labor and maintenance costs. The physical process is very costly and is usually accomplished by ultrafiltration, reverse osmosis, and ion exchange-systems. Among these the biological treatment systems are the most economical.

The biological nutrient removal systems are modifications of the activated sludge systems. While phosphorus removal systems consist of anaerobic and aerobic stages, nitrogen removal processes consist of anoxic and aerobic stages. In the systems in which nitrogen and phosphorus are removed together, consist of anaerobic, anoxic and aerobic stages.

The biological phosphorus removal systems are A/O, Phostrip, Bardenpho. The phostrip process consist of biological and Chemical processes.

The basis of the phosphorus removal mechanism is the release of phosphorus in the anaerobic stage and the uptake of phosphorus in the aerobic stage. In nitrogen removal, nitrification occurs in the aerobic stage.

Nitrification is the biological oxidation of ammonia to nitrate with nitrite formation as an intermediate. The microorganisms involved are the autotrophic species *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*.

Denitrification is the conversion of nitrate nitrogen to more reduced forms such as N_2 , N_2O and NO . The process is brought about by a variety of facultative heterotrophs which can utilize nitrate instead of oxygen as the final electron acceptor. Denitrification occurs under the anoxic conditions.

There are numerous factors that have a significant performance of biological removal of nutrient removal systems. These are, temperature, PH, dissolved oxygen level, the solid retention time, sludge age, hydraulic retention time, organic loading etc.

For nitrification processes, the recommended values of PH is the range of 7.5-8.5, temperature is the range of 5-30 °C, dissolved oxygen concentration is above 2 mg/l. For nitrification, the hydraulic retention time must be sufficient. This value is about 1 hour.

Denitrification process depend on the absence of oxygen. The recommended value of PH is the range of 6.5-7.5.

For phosphorus removal systems, anaerobic retention time is very important. The purpose of the anaerobic stage is to provide fermentation products which will be utilized by poly-phosphate (poly-p) bacteria as carbon sources. Gerber and Winter (1984) observed an increase in phosphate removal as the anaerobic retention time was increased. A longer anaerobic retention time than the customary 0.5 to 3h was recommended by their study to achieve high phosphorus removal efficiency.

Maximum phosphate release is observed at pH 4 and maximum phosphate uptake at pH 8 by Portgieter and Evans (1983).

Influent COD and BOD effects on biological treatment systems have been studied by many scientists. Fukase et al (1985) suggested that BOD loading rate and BOD to MLSS ratio have a significant effect on phosphorus release in the anaerobic unit and must be maintained below 2.9 kg BOD/kg-MLSS and 0.1 kg BOD/kg-MLSS, to achieve sufficient P-removal.

The combined nitrogen and phosphorus removal systems are Az/O, phoredox processes, UCT and modified UCT process. In this study, the UCT process is used to investigate the performance of biological nutrient removal systems.

Recently, biological systems the removal of nitrogen and phosphorus together have been developed. These are the modification of phosphorus removal systems.

To carry out the research investigation, a pilot system was constructed. The pilot plant system consisted of four identical reactors and a clarifier. Each reactor constructed of 4.5 mm plexiglass sheet, and each reactor was 13 cm diameter 30 cm high. The volume of each reactor was 2.5 liter and clarifier was 3.5 liter.

Two pumps (ISMATEC Marks) were used to operate the system. The pilot plant was operated as a UCT process. All reactors were operated in series. The first reactor was operated anaerobically, the second reactor was operated as an anoxic reactor and the last two reactors were operated aerobically.

There were three recycle lines within the pilot plant, sludge recycle from the underflow of clarifier to the anoxic unit, mixed liquor and nitrate recycle from the last aerobic reactor to the anoxic reactor and the anoxic recycle from the anoxic unit to the anaerobic unit.

The designed flow rate of the pilot plant system was 15 ml/min. The hydraulic retention times in the anaerobic, anoxic and aerobic zones were 1.4, 0.9, 1.0, 0.9 hours, respectively.

The syntetic domestic wastewater was used as the feed to the pilot plant system. Glucose, urea and $K_2H_2PO_4$ were used to prepare the wastewater. The wastewater was a typical medium strength domestic wastewater. COD concentration was 500 mg/lt, nitrogen concentration was 50n mg/lt, phosphorus concentration was 10 mg/lt. The average TKN/COD ratio was 0.1 and the average P/COD 0.02.

Maintaining anaerobic conditions in the anaerobic zone of excess biological phosphorus removal systems has been stressed by many investigators as an important factor for the success of this systems, efforts were directed towards reducing the dissolved oxygen concentration in the wastewater before treatment. Nitrogen gas was used to strip out dissolved oxygen and reduce it to the required level. The nitrogen gas bubbled through the wastewater for about one hours, until the dissolved oxygen level was less than 0.20 mg/l.

The pilot plant system was operated as UCT process. In order to improve the phosphorus removal, acetic acid and glucose was added to the anaerobic reactor. It is then, that performance of the system was observed. Chemical oxygen demand (COD), nitrate nitrogen (NO_3-N), nitrite nitrogen (NO_2-N), total kjeldahl nitrogen (TKN), ammonia nitrogen (NH_3-N), orthophosphate ($O-PO_4$), total phosphate (TP), MLVSS, pH parameters are analyzed.

It is observed that the ortosphosphate concentration was increased in the anaerobic reactor and was decreased in the aerobic reactor. The effluent phosphorus concentration was arround 3.5 mg/l. The effluent TKN and NH_3-N concentrations ranged as 12-14 mg/l, 11-12 mg/l respectively.

The effluent nitrate-nitrogen (NO_3-N) concentration achieved in the range of 4-5 mg/l. pH was in the range of 6-7.4 mg/l. The COD removal effeciency reached was 92%. The greatest COD removal was in the anaerobic reactor.

On the whole, the maximum removal efficiencies achieved throughout the experimentation period showed that nitrogen removal was 70% and phosphorus removal 70%.

As a conclusion, it can be stated that, the experimental findings are in full agreement with the previous studies taking place in literature.



BÖLÜM 1.

1.1. Giriş

Günümüzde, atıksuların alıcı ortama verilmeden önce arıtılması, su kaynaklarını çeşitli kirletici maddelerden korumak açısından daha fazla önem kazanmaktadır.

Evsel atıksular bünyelerinde hem organik maddeleri hem de azot ve fosfor gibi besi maddelerini içermektedir. Bu maddeler evsel atıksularda insan dışkısı ve deterjanlardan kaynaklanmaktadır.

Azot ve fosfor deşarj edildikleri ortamda, oksijen tüketimi, ötrofikasyon, balıklar üzerinde toksik etki ve özellikle yeraltına karışması durumunda insan sağlığına olumsuz etkileri gibi zararlı etkileri olabilmektedir. Bu nedenle, azot ve fosforun giderimi büyük önem taşımaktadır.

Klasik arıtma sistemlerinde karbonlu maddeler büyük oranda giderilmesine rağmen, azot ve fosfor giderme verimi çok düşüktür. Son zamanlarda azot ve fosfor gidermeye yönelik pekçok arıtma sistemi geliştirilmiştir.

Bu çalışmada biyolojik olarak azot ve fosfor giderme prosesleri incelenmiştir. Ayrıca, laboratuvarında pilot bir sistem kurulmuş, bu prosesin verimi incelenmiştir.

1.2. Amaç ve Kapsam

Evsel atıksular, organik maddelerle birlikte azot ve fosfor gibi besi maddeleri de içermektedir. Azot ve fosfor deşarj edildikleri ortamda oksijen tüketimi, balık ölümleri, ötrofikasyon gibi zararlı etkilere neden olmaktadır. Bu nedenle azot ve fosforun deşarj edilmeden önce arıtılmaları büyük önem taşımaktadır.

Klasik arıtma tesislerinde azot ve fosfor giderme verimi oldukça düşüktür. Son zamanlarda, azot ve fosforun yüksek oranda gideren arıtma sistemleri geliştirilmiştir. Azot ve fosfor giderme, kimyasal, fiziksel ve biyolojik metodlarla sağlanabilmektedir. Kimyasal arıtmada, kimyasal madde maliyeti vardır ve oluşan çamur miktarı fazladır. Ters ozmoz, iyon değiştirme, elektrodializ gibi ileri arıtma metodları ise oldukça pahalı metodlardır. Biyoloji arıtma metodları en ekonomik olarak görülmektedir.

Biyolojik olarak azot ve fosforu birlikte gideren arıtma metodları, Phoredoks, A^2/O , UCT ve modifiye UCT procestir. Bunlar anaerobik, anoksik ve aerobik kademelerden oluşan aktif çamur sistemlerinin bir modifikasyonudur. Anaerobik kademede fosfor açığa çıkar ve aerobik kademede açığa çıkan bu fosfor tüketilir. Azot giderimi ise anoksik kademede denitrifikasyon, aerobik kademede nitrifikasyon esasına dayanmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, biyolojik olarak azot ve fosfor giderme metodlarının incelenmesi ve biyolojik besi maddesi giderme performansına, bekletme süresi, organik madde ilavesi gibi parametrelerin etkisini incelemektir. Bunun için laboratuvarında pilot bir sistem kurulmuştur ve UCT proses olarak işletilmiştir. Başlangıçta hiçbir ilave yapmadan sistemin performansı izlenmiştir. Daha sonra anaerobik reaktöre asetik asit ve glikoz ilavesi yapılmıştır. Anaerobik reaktörde fosforun serbest hale

geçmesi ve aerobik reaktörde fosforun tüketilmesi izlenmiştir. Deneysel çalışmada, KOI, nitrit, nitrat, TKN, NH_3N , TP, ortofosfat, pH ölçümleri yapılmıştır.

Sonuç olarak anaerobik reaktöre asetik asit ve glikoz ilavesinin fosfor giderme verimini yükselttiği gözlenmiştir.



BÖLÜM 2.

2. BİYOLOJİK OLARAK AZOT VE FOSFOR GİDERME METODLARI

2.1. Biyolojik Olarak Azot Giderme Metodları

Biyolojik arıtma sistemlerine giren organik azot veya amonyak azotu giderilir veya başka bir forma dönüşür. Azotun giderilmesi asimilasyon ile azot gazına dönüştürülmesi ise nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile sağlanmaktadır.

2.1.1. Assimilasyon ile Azot Giderme

Azot mikrobiyal hücrelerin temel bir bileşeni olduğu için biyokütledeki herhangi bir büyüme, azot giderilmesine neden olur. Bu mekanizma ile giderilen azot miktarı, net büyüme miktarı ile sınırlandırılır. (atıksulardaki karbonlu organik içerik ve işletme koşullarına bağlı olarak) Mikrobiyal hücredeki azot içeriği % 12.5 (kuru ağırlık bazında) olduğu için asimilasyon ile giderilecek azot miktarı :

$$dNH_3-N/dt = 0.125(dX_v/dt)$$

dNH_3-N/dt : Assimilasyon ile giderilen azot hızı

dX_v/dt : Aktif biyokütle veya biyolojik çamur üretme hızı

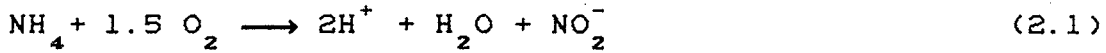
Assimilasyon ile giderilen azot, işletme koşullarına bağlı olarak atıksuyun BOI sinin ancak % 2-5 ile sınırlıdır. Assimilasyon ile azot giderimini maksimum yapmak için organik yüklemeyi artırarak net büyümenin maksimum hale getirilmesi gerekmektedir.

2.2. Nitrifikasyon

Nitrifikasyon, amonyum nitrit ve nitrata çevrildiği biyolojik bir dönüşümdür. Biyolojik nitrifikasyon projesinde iki önemli bakteri rol oynar. Nitrosomas ve Nitrobakter. Bu bakterilerin ikisi de ototrafik organizmalardır ve büyümeleri için gerekli enerjiyi organik maddelerin oksidasyonu yerine inorganik azot bileşiklerinden elde ederler. Bu organizmaların diğer bir özelliği sentez için, organik karbon yerine inorganik karbonu kullanmalarıdır.

Enerji ve Sentez

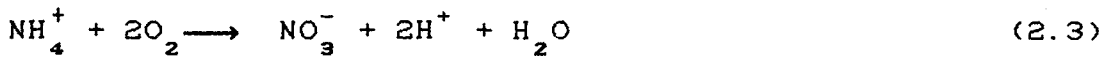
Amonyumun nitrite nitrosomas tarafından oksidasyonunun stokiometrik reaksiyonu



Ara ürün, nitrit daha sonra nitrobakter tarafından nitrata oksitlenir.



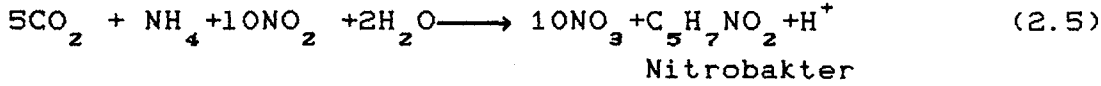
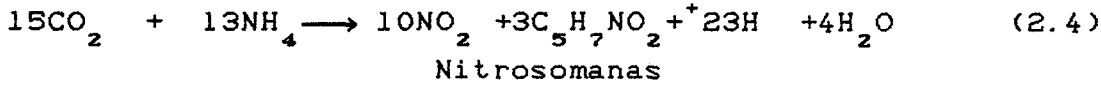
Oksidasyon reaksiyonu toplu olarak şöyle yazılabilir.



Bu reaksiyonlar nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi için gerekli enerjiyi sağlar. Azotun bir kısmı bakteri protolazması içinde assimile edilir ve hücre karbonu için kaynak olarak CO_2 kullanılır. Bakteri hücresi için

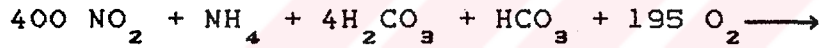
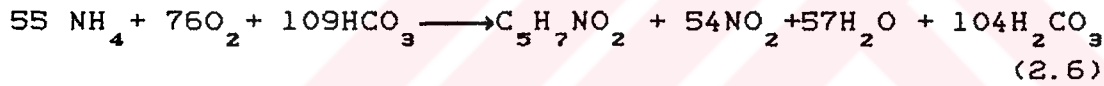
ampirik formül $C_5H_7NO_2$ 'dir.

Nitrosomonas ve Nitrobakter için büyüme denklemi şöyle yazılabilir.

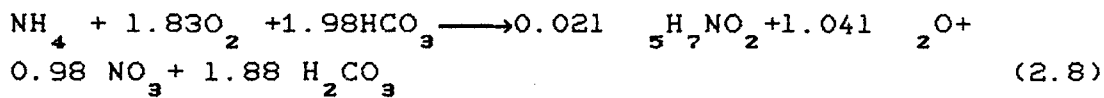


Denklem 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, serbest asit (H^+) üretimini ve CO_2 gazının tüketimini göstermektedir. Gerçekte, bu reaksiyonlar karbonikasit (HCO_3) sistemi koşullarında meydana gelir. Bu reaksiyonlar genellikle PH 8.3 ün altında meydana gelir.

Sentez ve Oksidasyon reaksiyonunu tanımlayan denklem şöyle yazılabilir.



Toplam sentez ve oksidasyon reaksiyonu



Alkalinite ve pH

Denklem 2.8, amonyağın oksidasyonu ile alkalinitenin yok edildiğini göstermektedir. Yaklaşık olarak 7.14 mg alkalinite ($CaCO_3$ olarak), her bir mg okside olan amonyak azotu tarafından yok edilmektedir. Deneysel olarak sap-tanan oran 6.0-7.3 arasındadır. Nitrifikasyon HCO_3^- seviyesini azalttığı ve H_2CO_3 seviyesini arttırdığı için

sistemin pH sı düşer. PH'nın 7'nin altına düşmesi durumunda nitrifikasyon hızı da düşer. Nitrosomonas ve nitrobakter için maksimum büyüme hızının pH 7-9 arasında olduğu rapor edilmiştir.

Oksijen İhtiyacı

Sentez gözardı edildiğinde, nitrifikasyon için teorik oksijen ihtiyacı $4.57 \text{ mgO}_2/\text{mgNH}_3\text{-N}$ dır. (denklem 2.3) sentez oksijen ihtiyacını etkilemektedir, denklem 2.8'den oksijen ihtiyacı $4.19 \text{ mgO}_2/\text{mg NH}_3\text{-N}$ olarak hesaplanabilir.

2.2.1. Nitrifikasyonu Etkileyen Faktörler

2.2.1. Çözünmüş Oksijen

Nitrifikasyon bakterilerinin amonyak oksidasyonunu tamamlayabilmek için oksijen gereklidir. Amonyağın nitrite okside olabilmesi için gerekli oksijen ihtiyacı $3.43 \text{ kg oksijen/kg amonyak azotudur}$. Benzer şekilde, nitritin nitrata dönüşümü için gerekli oksijen miktarı, $1.14 \text{ kg oksijen/kg Nitrit azotudur}$. Toplam oksijen ihtiyacı ise $4.57 \text{ kg oksijen/kg Amonyak azotudur}$. (Williamson ve McCarty, 1976; Adams ve Eckenfelder, 1987)

Çözünmüş oksijenin nitrifikasyonu sınırlandırıcı bir faktör olmaması için, oksijenin amonyağa oranının stokio-metrik orana eşit veya yüksek olması gerekmektedir.

Nitrifikasyon hızının, çözünmüş oksijenden çok etkilendiği rapor edilmiştir. Çözünmüş oksijen 0.2 mg/lt' nin altında ise nitrifikasyon reaksiyonu çok yavaş oluşur, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/lt' nin üstünde ise, nitrifikasyon çok hızlı bir şekilde oluşur. (Terashima ve Ishiawa, 1984)

Çözünmüş oksijenin düşük olmasının (0.5 mg/lt) amonyanın oksidasyonunu etkilemediği fakat nitrit oksidasyonunu inhibe ettiği gözlemlenmiştir. (Hanaki vd. 1990)

2.2.1.2. Sıcaklık

Biyolojik nitrifikasyon hızının, sıcaklığın bir fonksiyonu olduğu bilinmektedir. Sıcaklıktaki herhangi bir değişme, oksidasyonu da doğrudan etkiler. (Wong-Chang 1978)

Sıcaklıkla, reaksiyon hızının birbirine bağımlılığı gösteren ampirik ifadelerde biri Arrhenius kanunudur. Bu kanun aşağıdaki şekilde ifade edilmektedir.

$$K = K^* \cdot e^{-\frac{E}{R(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_0})}}$$

$$K^* = A e^{-E/RT_0}$$

K = Reaksiyon hız sabiti (saat⁻¹)

A = Frekans faktörü

E = Aktivasyon enerjisi (kal/g.mol)

R = Universal gaz sabiti (kal/g.mol)

T = Sıcaklık (°K)

T₀ = Ortalama sıcaklık hızı (°K)

Sıcaklığın giderme hızı üzerinde etkilerini inceleyen pek çok araştırma yapılmıştır. Bunların bazıları şunlardır;

- Sıcaklığın 13°C nin altında olması durumunda, hidrolik yükteki değişme, giderme hızında da değişmelere yol açar. Hidrolik yük sıcaklık ile arttığı için atıksuyun sıcaklığı önem kazanır. Yani, substrata kullanma hızı sıcaklıkla artar. (Lehman vd. 1983)

- Atıksu sıcaklığı 20.7°C'den 29.3°C'ye yükseldiği zaman nitrifikasyon veriminin yükseldiği gözlenmiştir. (Weng ve Molof, 1974)

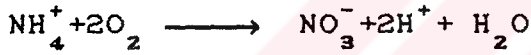
- 15°C ve 20°C sıcaklıklarda giderme hızındaki fark %0.5'den küçüktür. (Anthonie vd. 1974)

- Nitrifikasyon prosesi için sıcaklık yaklaşık 4-45°C arasındadır. Nitrosomonas için optimum sıcaklık 35°C civarındadır. Nitrobakter için optimum sıcaklık 35-42°C civarındadır. (Sutton vd. 1979)

- Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon için uygun sıcaklık 25-30°C ve maksimum nitrifikasyon hızı için optimum sıcaklık 30°C civarındadır. (Bhargava, 1989)

2.2.1.3. pH

Nitrifikasyon prosesi alkaliniteyi tüketir.



denklemden görüleceği gibi her mmol amonyak azotu için, 2 meq alkalinite tüketilir. (Henze, 1984) Başka bir deyişle, 1 mg amonyak azotunun oksidasyonu için 7.2 mg bikarbonat (CaCO_3 olarak) gereklidir. (Sutton vd. 1979)

Genellikle evsel atıksuların nitrifikasyonunda, pH'yı tamponlayan alkalinite yeterlidir. (Lewandowski, 1985) Ancak azotça zengin atıksularda bu problem artmaktadır. Alkalinitenin yeterli olmadığı atıksularda, prosesteki pH değişimi nitrifikasyon hızını ve nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızını düşürmektedir.

Nitrifikasyon için çeşitli optimum pH değerleri rapor edilmiştir. Ancak genel görüş, pH'nın asidik yönde azal-

masının, nitrifikasyon hızını düşürdüğü şeklindedir. Bu görüşlerden bazıları aşağıdaki gibidir:

- Nitrifikasyon için optimum pH 8-9 arasındadır. (Sutton vd. 1979)
- Nitrifikasyon bakterileri için alkali şartlar uygundur. Optimum pH 8.5 civarındadır. Nitrifikasyon hızı, pH'nın düşmesi durumunda düşer ve pH'nın 5'in altına düşmesi durumunda ise tamamen durur. (Winkler, 1981)
- Maksimum nitrifikasyon hızı pH 7.2 civarında meydana gelir. (Metcalf ve Eddy, 1982)

2.2.1.4. Hidrolik Bekletme Süresi

Amonyak giderme veriminin hidrolik bekletme süresinin bir fonksiyonu olduğu bulunmuştur. Bekletme süresinin artması ile giderme veriminde de yükselme gözlenmiştir. Uygun nitrifikasyon bakteri konsantrasyonunu sağlamak için bekletme süresi önemli bir vasıtaadır. (Bag, S.A ve Hassan, N.M, 1985)

2.1.3. Denitrifikasyon

Denitrifikasyon Nitrat (NO_3) azotunun biyolojik olarak daha düşük N_2 , N_2O , NO gibi formlarına dönüşümüdür. Bu proses elektron alıcısı olarak oksijen yerine nitratı kullanan fakültatif heterotroflar tarafından sağlanır.

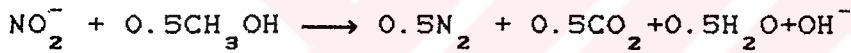
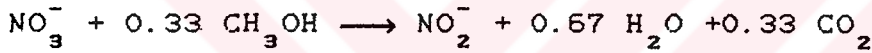
Denitrifikasyonda, oldukça geniş bakteri türü (Pseudomonas, Mikrokoküs, basillüs vs.) rol oynar. Bu türler, anoksik koşullar altında, mikroorganizmaların solunum prosesinde, nitrit ve nitratın oksijenin yerini alması sonucu, nitrat dissimilasyonu olarak bilinen nitrat indirgenmesini sağlarlar.

Enerji ve Sentez

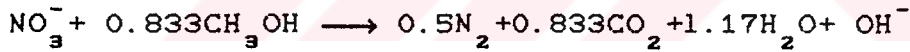
Denitrifikasyon reaksiyonlarında elektron alıcısı olarak oksijenin kullanımı, nitrate nisbeten enerji bakımından daha üstündür. Elektron alıcısı olarak nitrat ve oksijen kullanıldığı zaman, her bir mg glikoz başına enerji verimi nitrat dissimilasyonu için 570 kcal.ve oksijensolunumu için 686kcal.dır.(U.S.EPA 1975)

Oksijenin bulunması durumunda, oksijen için daha büyük enerji serbest hale geçer. Bu yüzden nitratın elektron alıcısı olarak kullanılması için anoksik koşullar sağlanmalıdır.

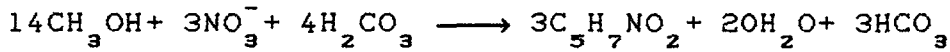
Pekçok uygulamalarda, karbon kaynağı olarak, glikoz ve diğer organiklerden daha çok metanol kullanılmaktadır. Metanol ile denitrifikasyon şöyle ifade edilmektedir.



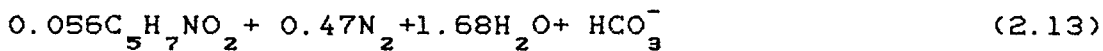
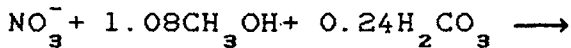
Toplam reaksiyon şöyle yazılabilir.



Bu reaksiyonlar bakterilerin büyümesi için enerji sağlar. Sentez reaksiyonu şöyledir.



Enerji ve Sentez Reaksiyonları



Alkalinite ve pH

Denklem 2.13 gösterir ki, nitrat, azot gazına indirgendiği zaman karbonik asit (HCO_3^-) konsantrasyonu azalır

ve bikarbonat üretilir. Alkanitenin stokiometrik miktarı 3.57 mg alkalinite (CaCO_3 olarak) / mg/lt nitrit veya nitrat azotu, N gazına indirgenir.

Hem alkalinite konsantrasyonu arttığı hem de karbonik asit konsantrasyonu azalttığı için sistemin pH sı yükselir.

Denitrifikasyon için pH 7.5-8.5 arasındadır.

Alternatif Karbon Kaynağı

Organik karbonun tipi, denitrifikasyon bakterilerinin aktivitelerini çok etkiler. Metanol, karbon kaynakları içinde en yaygın olandır ve maksimum denitrifikasyon hızını verdiği gözlenmiştir. Ancak maliyet nedeniyle taze kanal karbonu veya karbonca zengin endüstriyel atıklar gibi diğer karbon alternatifleri de denitrifikasyon sistemlerinde kullanılmaktadır.

2.3.1. Denitrifikasyonu Etkileyen Faktörler

2.3.1.1. Çözünmüş Oksijen

Ortamda oksijen bulunması halinde organizmalar nitrat yerine oksijeni elektron alıcısı olarak kullanacaktır. Araştırmalar kritik etkinin 0.2 gr/m^3 üzerinde başladığını göstermektedir. (Dawson ve Murphy, 1972)

Çözünmüş oksijenin mevcudiyeti genellikle denitrifikasyonu engellemektedir. Nitrat indirgemesinin disimilasyon hızı, aerobik oksidasyon hızından düşüktür.

Literatürde, çözünmüş oksijenin denitrifikasyon üzerinde inhibasyon etkisi olduğu açıklanmıştır. Ancak çok az miktardaki oksijenin toksik etki yapmadığı da sonuçlardan görülmüştür.

2.3.1.2. pH

Denitrifikasyon için optimum pH aralığı 7-7.5 dır. Çalışmalar denitrifikasyon hızının paraboiler çizdiğini ve 7'de pik noktaya çıktığını göstermektedir. (Focht ve Chang 1975). pH 6 ve 8'de hızlar 7'dekine göre yarı yarıya azalmaktadır. Bu çalışmalar hızın pH 4'den 7-8'e kadar lineer arttığını, 9.5'a doğru da azaldığını göstermektedir (USEPA, 1975)

2.3.1.3. Sıcaklık

Diğer biyokimyasal reaksiyonlar gibi denitrifikasyon hızı da sıcaklıktan etkilenmektedir. 5°C'nin altında hız son derece düşmektedir. 20°C'nin üzerinde ise bazı araştırmacılar hızın sabit kaldığını rapor etmişlerdir. (USEPA 1975) Denitrifikasyon için optimum sıcaklığın 40°C olduğu, maksimum hıza ise 50°C'de ulaşıldığı rapor edilmiştir. (Christensen ve Harremoes 1977)

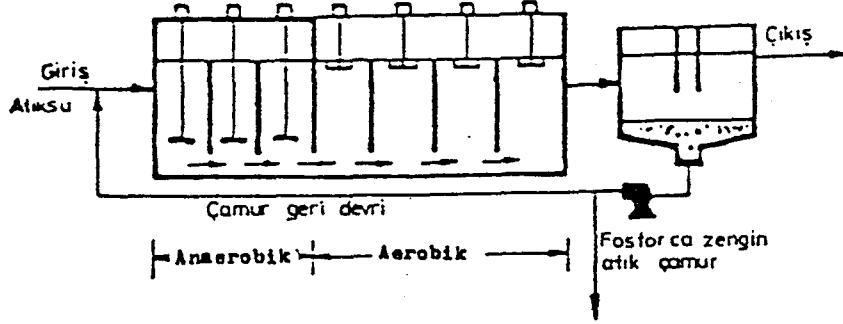
Sıcaklığın 10°C'den 20°C'ye çıkartılması durumunda nitrat giderim hızının 3 kat arttığı gözlenmiştir. (Christensen ve Harremoes, 1972)

BÖLÜM 3. BİYOLOJİK OLARAK FOSFOR GİDERME METODLARI

Biyolojik fosfor gidermede kullanılan sistemlerin hepsi aktif çamur sistemlerinin bir modifikasyonudur. Bu sistemlerde fosfor serbest hale gelmesi ve tüketilmesi için gerekli çevresel şartlar sağlanmıştır. Biyolojik fosfor gideren prosesler, A/O, Phostrip ve Bardenpho prosesidir.

3.1. A/O Proses

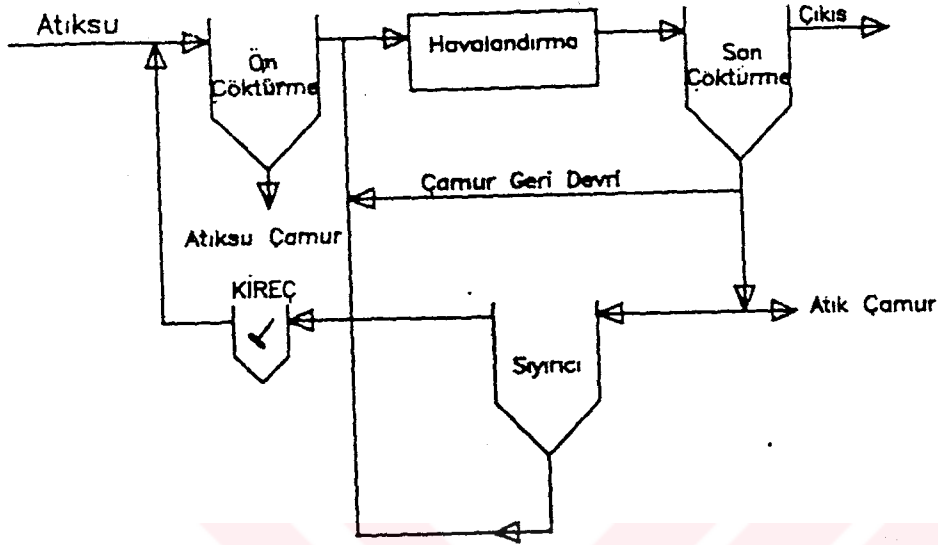
A/O (Anaerobik/oksik) proses; anaerobik kademeyi izleyen aerobik kademedan oluşan bir aktif çamur prosesidir. (Şekil 3.1) Çöktürme havuzunun altından, anaerobik reaktöre geri devir akımı vardır. Anaerobik kademedeki fosfor serbest hale geçer ve ortofosfat ve organik maddede dapolanır. Fosforun tüketilmesi aerobik kademedeki gerçekleşir. Bu sistem, yüksek çamur yaşında uygun değildir, çünkü, nitrifikasyon ürünleri olan azot oksitleri, anaerobik bölgede fermentasyon prosesini ve dolayısıyla biyolojik giderme verimini etkiler. Tasviye edilen MLSS aerobik kademedeki 2000 mg/l organik yük 0.15-0.7 kg BOI₅/kg MLSS-gün (WPCF manual of Practice 1983). Bu proses üç kademeli Phoredoks (Modifiye Bardenpho) prosese eşdeğerdir.



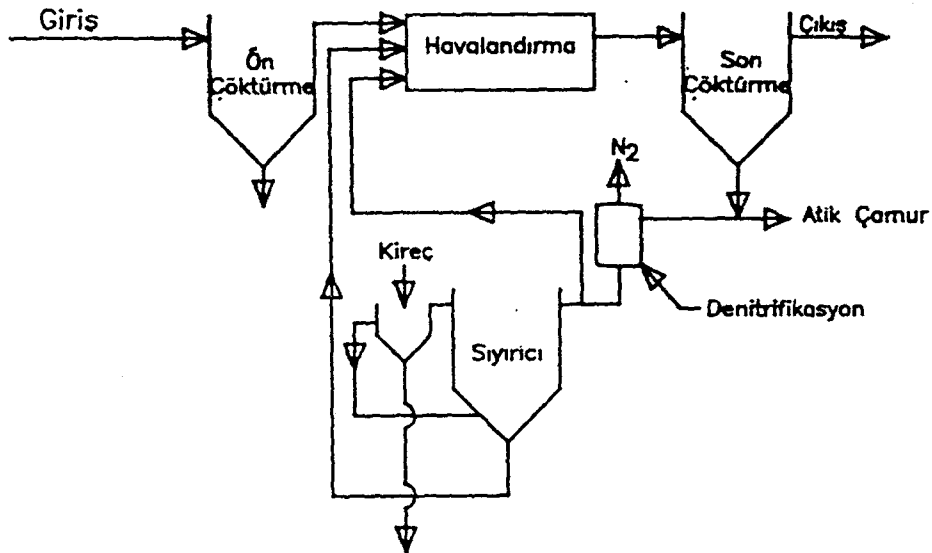
Şekil 3.1. A/O Proses Akım Şeması

3.2. Phostrip Proses

Phostrip prosesi, biyolojik ve kimyasal fosfor giderme ünitelerinin birarada olduğu bir prosestir. (Şekil 3.2.a) Geri devredilen çamur anaerobik çamur sıyrıcı ünitesine gelir. Çamur sıyırma tankında katı madde bekleme süresi 8-12 saat olup 5-20 saat aralığı kullanılabilmektedir. Anaerobik tankta fosforun sıyrıldığı çamur ve fosforca fakir aktif çamur aerobik havuza geri devrettirilir. Fosforca zengin supernatant kireç ile veya başka bir koagülant ile ayrı bir tankta işleme tabi tutulur. Sistemden fosfor kimyasal çöktürme ile giderilir. Phostrip sisteminde, arıtma çıkışında toplam fosfor 1 mg/lt nin altına düşebilmektedir. (Tetreault 1986) Phostrip Prosesi MLSS konsantrasyonu 500-5000 mg/lt arasında başarı ile işletilmektedir. Phostrip proseste toplam fosfor arıtımı % 80-90 sağlanabilmektedir. Azot ve fosforun birlikte arıtıldığı phostrip proses geliştirilmiştir. (Şekil 3.2.b)



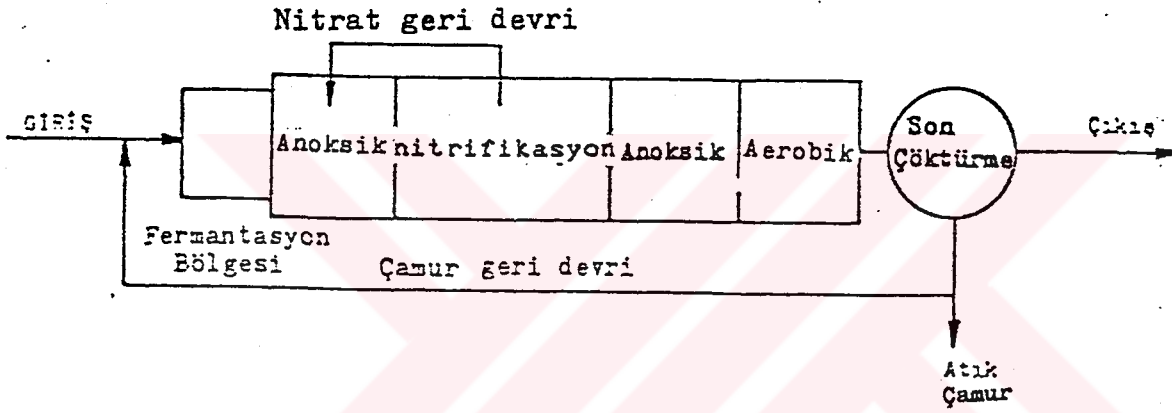
Şekil 3.2.a. Genel Phostrip Proses Akım Şeması



Şekil 3.2.b. Phostrip Proses (Azot ve Fosforun Birlikte Arıtımı)

3.3. Bardenpho Proses

Bardenpho proses azot ve fosforun birlikte giderildiği bir aktif çamur prosesidir. Denitrifikasyon ile biyolojik azot gideriminin sağlandığı iki anoksik kademe vardır. Dört kademedен oluşan bu sistemin en başına fermentasyon kademesi olan anaerobik kademe bulunmaktadır. Bardenpho proseste, dışarıdan karbon kaynağı kullanılmadan %90 oranında azot giderme sağlanabilmektedir.



Şekil 3.3. Bardenpho Proses Akım Şeması

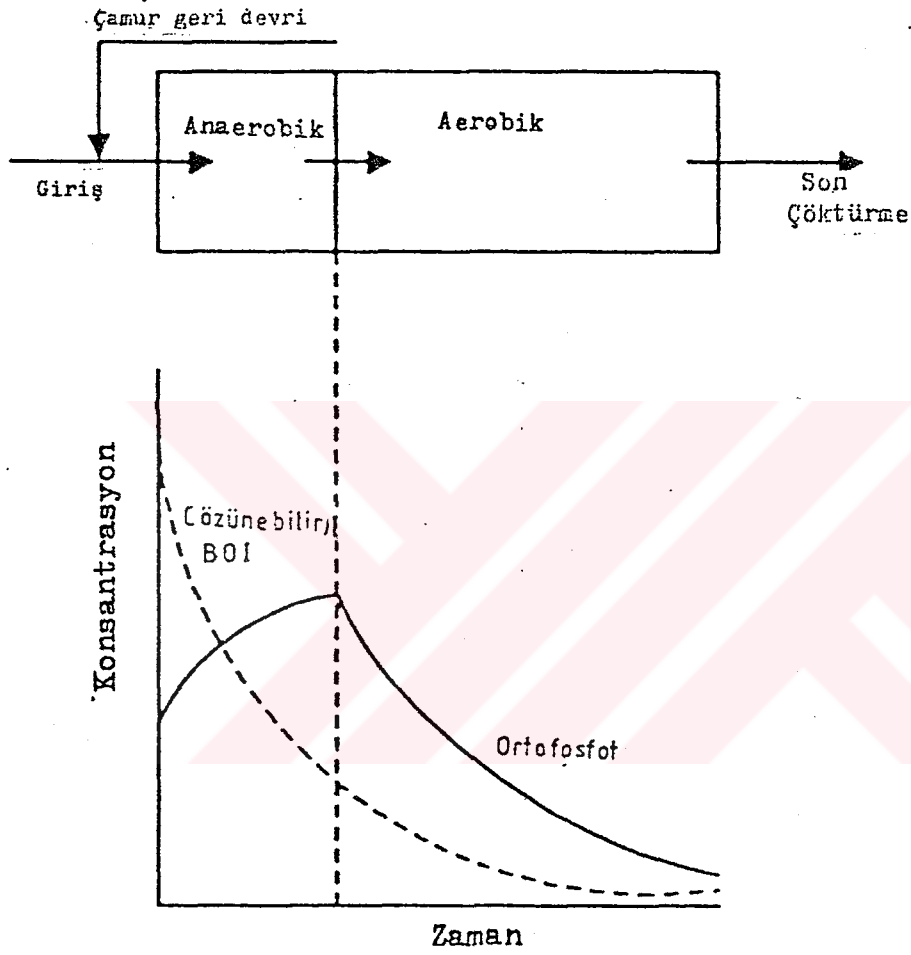
BÖLÜM 4. BİYOLOJİK FOSFOR GİDERME MEKANİZMASI

4.1. Biyolojik Olarak Fosfor Giderme Mekanizması

Fosfor da azot gibi bakteriler tarafından assimilasyon ile ve sistemden fazla çamurun atılması ile giderilmektedir. Biyolojik fosfor gidermede rol oynayan bakteriler fosforu polifosfat olarak bünyelerinde depolama yeteneğine sahiptir. Bu bakteriler, anaerobik bölgede oluşan fermentasyon substratlarının giderilmesini sağlar ve bunları kendi hücrelerinde depolayabilir. Aerobik bölgede, depolanan ürünlerin oksidasyonu ile enerji üretilir ve hücrede depolanan polifosfat artar. Levin ve Shapiro (1965), fosforun yükseltgenmesi ve tüketilmesi konusunu incelediler ve fosfor biriktiren hücrelerin içinde polifosfat granüllerini gözlemlediler. Bu granüllerin aşırı fosforu depoladıkları hipotezini savundular.

Fuhs ve Chen (1975) fosfor ayrıştıran organizmanın asinotobakter türüne bağlı olduğu sonucuna varmıştır. Bu bakteriler kısa, tombul ve yaklaşık 1.5 mm büyüklüğünde gram-negatif karakterli mikroorganizmalardır. Anaerobik bölgede en yaygın olarak elde edilen ürün polihidroksibütrat (PHB)dir. Lawsen ve Tonhazy (1980), asinotobakterilerin PHB ve polifosfat toplayabildiklerini ispatladı. Buchan (1981) ise, biyolojik fosfor giderme sisteminin anaerobik bölgesinde, bakteriyel hücrelerde fosfat taneceklerinin ebatları küçülürken ya da yok olurken polihidroksibütrat (PHB) değerinin arttığını gözlemlemiştir.

Klasik biyolojik arıtma sistemlerinde fosfor, BOI giderimi esnasında biyokütle sentezinde kullanılmak suretiyle giderilmektedir. Fosfor, mikroorganizmalardaki



Şekil 4.1. Anaerobik-Aerobik Kademelerde Fosfor ve BOI Giderimi.

enerji transferi ve fosfolipidler, nükleotitler ve nükleik asitler gibi hücre bileşenleri için önemli bir elementtir. Fosfor RNA veya DNA kütlelerinin % 10-12 lik kısmını oluşturur.

Mikrobiyal katıların tipik fosfor içeriği kuru ağırlık bazında % 15-2 kadardır. BOI/P oranına, çamur yaşına, çamurun işlenme tekniklerine bağlı olarak fazla çamurun atılması ile % 10-30 civarında fosfor gidermek mümkündür.

Greenburg (1955), aktif çamurun, normal mikrobiyal büyüme ihtiyacından daha fazla seviyede fosforu giderebileceğini ileri sürmüştür. Srinath (1959) gerçekleştirdiği deneylerle kullanılan çamurun kuvvetli bir şekilde havalandırılmasının, çözünebilir fosfor konsantrasyonunun büyük bir hızla 1 mg/lt altına düştüğünü rapor etmiştir. Levin ve Shapiro (1965), Columbia'da aktif çamur tesisinden aldıkları aktif çamuru kullanarak biyolojik fosfor gidermede artış gözlediklerini rapor etmişlerdir. Kimyasal madde ilave etmeksizin, kuvvetli havalandırma ile % 80 nin üzerinde fosfor giderimi gözlenmiştir.

Bazı deneylerde, az miktarda 2-4 di-nitrophenol ilavesinin fosfor yükseltgenmesini inhibe ettiği ve fosfor gidermenin biyolojik kökenli olduğu işaret edilmiştir. Shapiro (1967) Baltimore arıtma tesisinde yüksek fosfor tüketimini ve çöktürme havuzunun dibinde, çözünmüş oksijenin çok düşük veya sıfır olduğu koşullarda fosforun serbest hale geçtiğini gözlemlemiştir. Shapiro, geri devir çamurunu, havalandırma havuzuna vermeden önce maksatlı olarak bu koşullara maruz bırakmak suretiyle fosforun giderilebileceğini vurgulanmıştır.

Bu çalışma, phostrip prosesinin gelişmesine ışık tutmuştur.

ABD' de pek çok tam ölçekli aktif çamur tesislerinde

(Rillings Road Tesisi San Antonia' da, Hyperson tesisi Los Angeles'da, Kaliforniya' da ve Back River Tesisi Baltimore' da) yüksek seviyede fosfor giderimi gözlenmiştir. Bu üç tesiste fosfor giderimi % 85-95 ve atılan çamurdaki fosfor içeriği % 2-7.3 arasındadır. Bu tesislerin tümünde difüzörlü havalandırma kullanarak piston akımlı olarak dizayn edilmiştir. Fosfor giderimini maksimum yapmak için aşağıdaki işletme karakteristikleri önerilmiştir.

- 1- Piston akımlı havalandırma havuzlarının ortasından sonuna kadar çözünmüş O_2 konsantrasyonu 2 mg/lt veya daha yüksek olmalı.
- 2- Fosforun geri devirle aktif çamur sistemine geri önlenmelidir.
- 3- Çıkışta fosforun serbest hale geçmesini (yükseltgenmesini) önlemek için ikinci çöktürme havuzunda aerobik şartların sağlanması gerekir.

1970 lerin başlarında ABD' de Phostrip biyolojik fosfor giderme projesinin gelişmesine ek olarak, Barnard (1974) tarafından geliştirilen 4 kademeli nitrifikasyon denitrifikasyon sistemlerinde de biyolojik fosfor giderimi gözlenmiştir. Bu sistem ardışık Anoksik-Aerobik-anoksik-aerobik kademe ve ilk aerobik kademedan ilk anoksik kademeye karışık sıvı geri devrinden oluşmaktadır. Barnard 100 m³/gün debilik pilot tesis çalışması sırasında yüksek fosfor giderimi gözlemiş ve çözünebilir fosfor konsantrasyonunu son aerobik kademedan 0.3 mg/lt olduğunu belirlemiştir. Barnard aslında anaerobik koşulları (nitrat ve çözünmüş oksijenin bulunmadığı) altında olan ikinci anoksik havuzda fosforun yükseltgendiğini ve ikinci aerobik havuzda giderildiğini kabul etmiştir. Barnard, biyolojik fosfor gideriminin, fosforun açığa çıktığı anaerobik kademedan sonra gelen aerobik kademedan gerçekleştiği sonucuna varmıştır. Barnard (1976) daha sonra

yayınlandığı makalede, azot gideriminin gerekli olmadığı zaman, Bardenpho azot giderme sisteminin başına veya aerobik havuzun başına ayrı bir anaeobik havuz kullanılması önermiştir. Bu sisteme Modifiye Bardenpho Prosesi, daha sonra da Phoredoks Prosesi adı verilmiştir.

Barnard'ın pilot sistem çalışmalarından sonra, G.Afrika'da Johannesburg'da, biyolojik fosfor gidermenin fizibilitesini incelemek amacıyla tam ölçekli tesisler geliştirilmiştir. Alexander tesisinde aktif çamur havuzu girişindeki yüzeysel havalandırıcılar, anaerobik bir bölge oluşturmak için kapatılmıştır. Bu tesiste toplam %85 azot ve %46 fosfor giderimi gözlenmiştir. Olifantsvlei tesisinde, dört kademeli sistemde, yüzey havalandırıcılar değişik şekillerde kapatılmış ve tesis çıkışında çözünabilir fosfor konsantrasyonu 0.9 mg/lt olarak rapor edilmiştir.

Bu çalışma esas alınarak, 1978 yılında işletmeye alınan Johannesburg, Goudkuppies atıksu arıtma tesisinde 150.000 m³/gün debili bir Modifiye Bardenpho Prosesi dizayn edilmiştir. 1970 lerin sonlarında, bir modifiye bardenpho prosesi Palmetto, Florida'da çalışmaya başlamış ve Florida'da Largo arıtma tesisinin bir kısmı A/O (Anaerobik-Aerobik biyolojik fosfor giderme) prosesine dönüştürülmüştür.

4.2. Biyolojik Olarak Fosfor Giderme Mekanizmasını Etkileyen Faktörler

Fosfor giderme verimini etkileyen pek çok faktör vardır. Bu faktörler, atıksu karakteristikleri, sistem tasarım ve işletme şartları ile ilgilidir.

4.2.1. Çözünmüş Oksijen

Fosfor giderimi konusunda yapılmış pek çok çalışmada, aerobik bölgede çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/lt nin üzerinde olması önerilmiştir. Fosforun giderilmesi, aerobik bekletme süresinin yeterince uzun tutulması durumunda gerçekleşmektedir.

4.2.2. Sıcaklık

Sell ve arkadaşları, laboratuvarında kesikli sistemlerde 5-15°C arasında sıcaklıklarda çalışmalar yapmıştır. Buna göre 5°C deki fosfor giderme miktarı, 15°C deki giderme verimine göre %40 fazladır. Bu durumu, daha yüksek verime sahip, daha yavaş büyüyen psikrofilik bakterilere popülasyonun yer değiştirmesine bağlamıştır. Pontiac Michigan'da tam ölçekli Anaerobik-Aerobik sistemde sıcaklığın 10°C ye kadar olması durumunda fosfor gidermenin etkilenmediği açıklanmıştır.

Phostrip, modifiye Bardenpho ve A/O prosesleri hem ılık hem de soğuk atıksu sıcaklıklarında başarıyla uygulanmıştır. Peirano, yaptığı testlerin sonuçlarına dayanarak atıksu sıcaklığının phostrip prosesini etkilemediğini rapor etmiştir. Shapiro ise değişik sıcaklıklarda değişik fosfor ayrışım hızı olduğunu göstermiştir. Modifiye Bardenpho sistemleri, atıksu sıcaklığının 10°C olduğu durumlarda sıcaklığın 20° olduğu durumlara göre hidrolik bekletme süreleri iki kat büyük alınarak boyutlandırılmaktadır.

4.2.3. pH

pH nin etkisi üzerine yapılan çalışmalarda, verimli biyolojik fosfor giderme için pH 7.5 -8.0 arasında olması önerilmektedir. Groenestijn ve Deineman saf kültür

çalışmalarında, asinotabakterler için spesifik çoğalma hızı pH 8.5 da, pH 7.0 ye kıyasla %42 daha yüksek olduğunu gözlemlediler. Tracy ve Flammio, aerobik bölgede spesifik fosfor tüketme hızı üzerine pH'nın etkisini incelediler, 6.5 un altında aktivitenin tamamen durduğunu gözlemlemiştir.

Levin ve Shapiro (1965), hidroklorik asit (HCl) ilavesinin çamurdan fosforun sıyrılmasına neden olduğunu gözlemlemiştir.

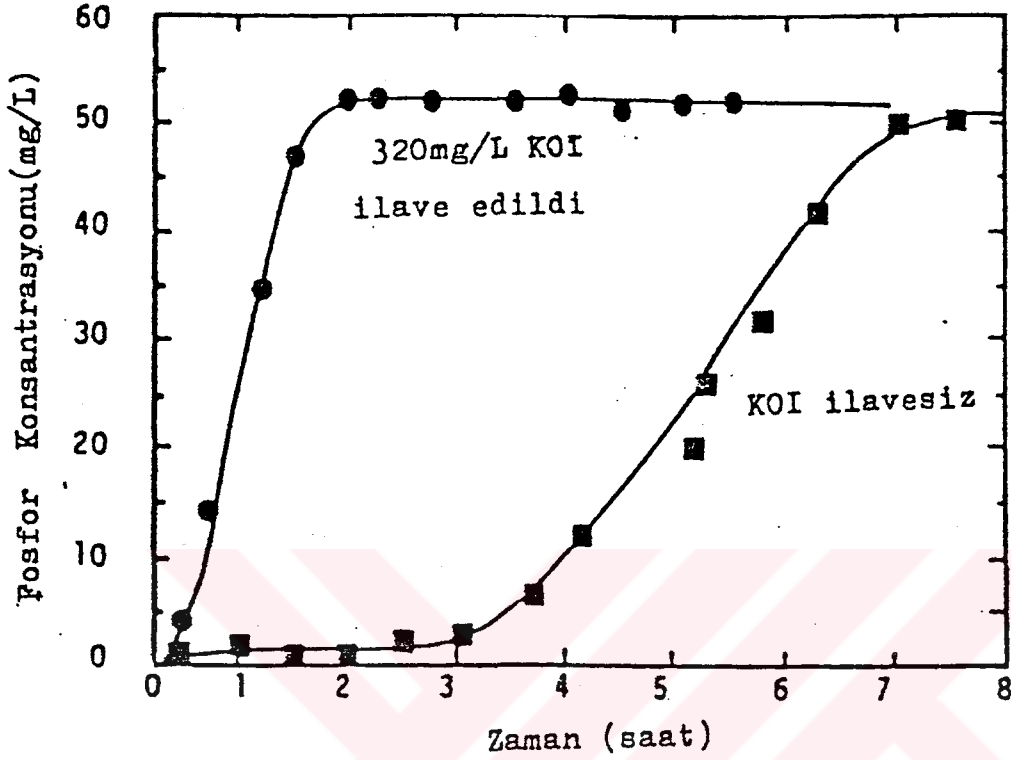
Fuhs ve Chen (1975) anaerobik koşullar altında çamur örneğine karbondioksit (CO_2) ilave ederek benzer etkileri gözlemlemiştir. Son zamanlarda, Potgieter ve Evans (1983) aerobik reaktörden alınmış çamurda fosforun serbest hale geçmesinde pH'nın etkisini incelemiştir. pH 4'de maksimum fosfor serbest hale geçtiğini ve pH 8 de maksimum fosfor tüketimini gözlemlemiştir.

4.2.4. Organik Yük

Girişteki atıksuyun KOI ve BOI sinin biyolojik arıtma sistemlerine etkisi üzerine pek çok araştırma vardır. Fukasa ve diğerleri (1985), BOI nin MLSS ye oranının 2.9 kg BOI/kg MLSS altında olmasını önermektedir. Biyolojik fosfor gideriminin artırılması için anaerobik reaktörde kolay biyolojik parçalanabilen substrata ihtiyaç vardır. KOI ve BOI kolay biyolojik olarak parçalanabilen substratın (asetik asit, propiyonik asit, bütirik asit gibi fermentasyon ürünleri) bir göstergesidir. Siebritz vd. (1982)'e göre anaerobik reaktörde minimum KOI konsantrasyonu 25 mg/l'ten yüksek olmalıdır.

Manning ve Irvine (1985), anaerobik koşullar altında KOI nin fosfor yükseltgenmesine etkisi üzerine çalışmalar yaptı. Bir çamur örneğini iki ayrı şişeye ayırdı. Birincisine 320 mg/l'lik KOI ilave etti, diğerine KOI

ilave etmedi. Sonuçta, KOI ilave ettiği çamurda 2 saat içinde fosfor konsantrasyonu 55 mg/lt ye ulaştı.



Şekil 4.2. KOI İlavesinin Fosfor Giderimine Etkisi
(Manning ve Irvine 1985)

4.2.5. Anaerobik Bölgede Nitratın Etkisi

Biyolojik fosfor giderme sistemlerinin anaerobik kademesinde nitratın bulunması, fosforun serbest hale geçmesini azaltır ve dolayısıyla aerobik reaktörlerde fosforun tüketilmesini azaltır. (Barnard, 1975)

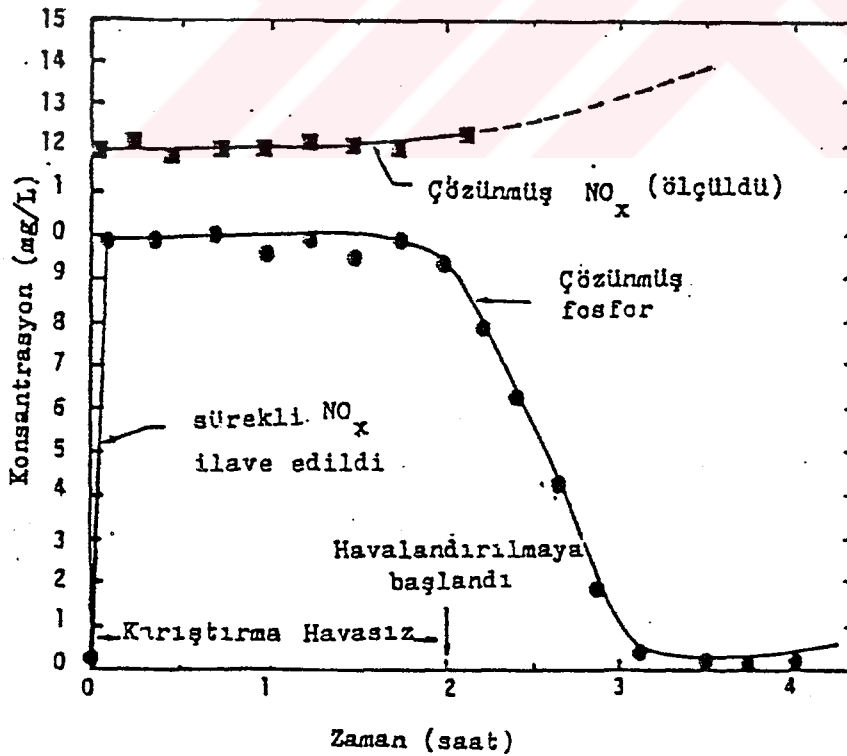
Osborn ve Nicholls (1978), anaerobik kademede fosforun serbest hale geçmesinin sağlanabilmesi için çıkıştaki nitrat konsantrasyonunun 2 mg/lt nin altında tutulması gerektiğini rapor etmiştir. Wenter ve diğerleri (1978), çıkıştaki nitrat konsantrasyonunun 5 mg/lt den yüksek olması durumunda, düşük fosfor serbest hale geç-

mesini gözlemlemiştir. Manning ve Irvine (1985), sürekli nitrat ilave ederek, fosforun serbest hale geçmesinde nitratın etkisini incelemiştir. Şekil 4.3 de görüldüğü gibi, sürekli KOI ilave edildiği ve anaerobik koşullar sağlandığı halde fosfor açığa çıkması sağlanamamıştır.

Nitratın yok edilmesi aerobik kademede nitrifikasyonun bastırılması ve denitrifikasyonun tam gerçekleşmesi ile sağlanabilir. (Barnard,1975)

Pitman vd. (1983) ön çamurun biyolojik fosfor giderme tesislerine ilave edilmesinin anoksik kademedeki denitrifikasyonu artırdığını rapor etmiştir.

Nitratın elektron alıcısı kullanıldığı anoksik reaktörde fosforun tüketildiği gözlenmiştir. (Hascoet vd. 1984, Gober ve Winter, 1984). Bununla birlikte, fosforun anoksikte tüketilme hızı, aerobikte fosfor tüketilme hızından düşüktür. (Osborn ve Nicholls 1978)



Şekil 4.3. Nitratın Fosfor Giderimine Etkisi
(Manning ve Irvine 1985)

4.2.6. Katı Madde Bekletme Süresinin Etkisi (Çamur Yaşı)

Aktif çamurdaki fosfor içeriğinin %4-5 civarında olduğunu kabul ederek, Barth ve Stensel TBOI/TP giderme oranının katı madde bekletme süresinin 25 gün olduğu sistemlerde 33, 8 gün olduğu sistemlerde ise 25 olduğunu ileri sürmüşlerdir. Fukasa, evsel atıksularla pilot tesiste yaptığı çalışmalarda, çamur yaşının 4.3 günden 8 güne yükselmesi durumunda TBOI/TP oranının 19'dan 26'ya yükseldiğini rapor etmiştir. Aynı zamanda fosfor içeriği ise %5.4'den %3.7'ye düşmüştür. Tracy ve Flammio ise F/M yüklemesi 0.44'den 0.24 TBOI/kg MLVSS/gün değerine düştüğünde aerobik bölgedeki fosfor ayrışım hızının 3 kat küçüldüğünü keşfetmiştir.

Sonuç olarak, uzun çamur yaşında çalışmak birim BOI başına açığa çıkan fosfor değerini, yani fosfor ayrışım verimini düşürmektedir. Maksimum verimi elde etmek için, tüm işlemin gerektirdiğinden daha uzun çamur yaşı gerekmektedir. Modifiye Bardenpho gibi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerektiren sistemler çok daha yüksek TBOI/TP oranına ihtiyaç duymaktadır.

BÖLÜM 5. BİYOLOJİK OLARAK AZOT VE FOSFORUN BİRLİKTE GİDERİLDİĞİ METODLAR

Azot ve fosforun birlikte giderildiği pekçok biyolojik proses geliştirilmiştir. Bunların hepsi aktif çamur prosesinin modifikasyonudur. Bu prosesler anaerobik-anoksik-aerobik kademelerin bir kombinasyonudur. Bunların bir kısmı başlangıçta fosfor giderme amacıyla kurulmuş daha sonra azot ve fosforun birlikte giderilmesi için geliştirilmiştir. Azot ve fosforun birlikte giderildiği prosesler 1) Phoredoks Proses, 2) A^2/O , 3) UCT Proses, 4) Modifiye UCT Proses.

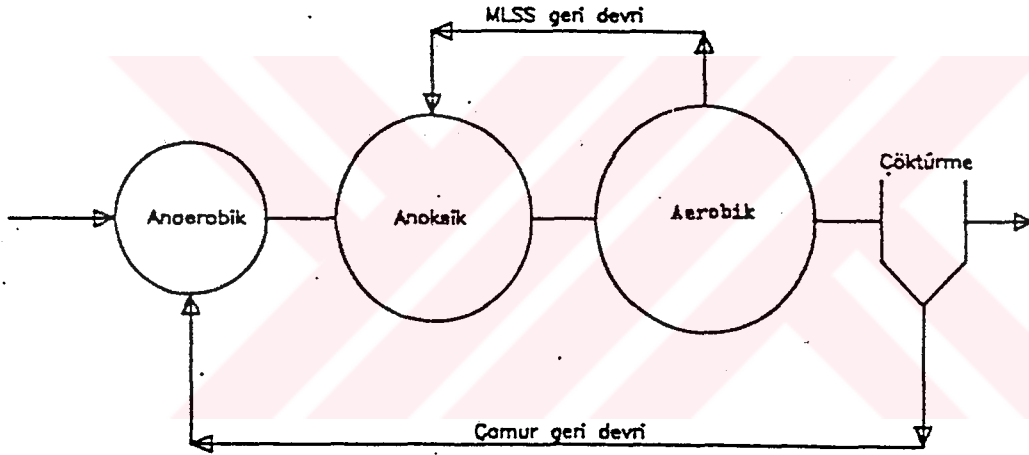
Ayrıca ardışık kesikli reaktörler de azot ve fosfor gidermede kullanılmaktadır.

5.1. Phoredoks Proses

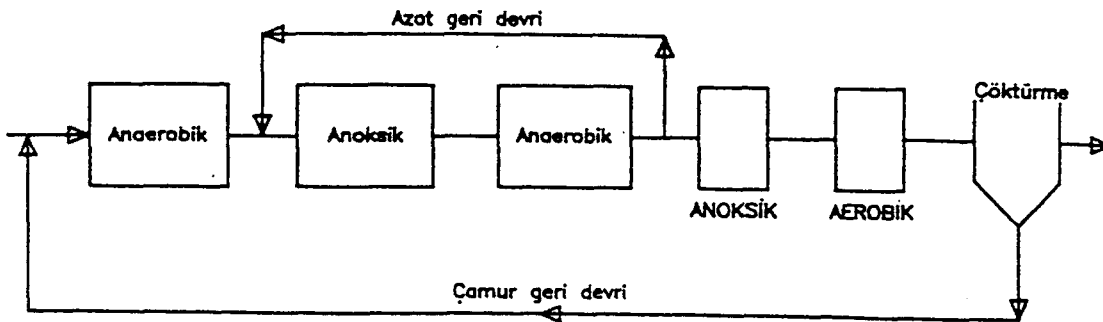
Üç kademeli Phoredoks proses, azot ve fosforun birlikte giderildiği ve Bardenpho prosesin modifikasyonudur. Şematik diyagramı Bardenpho proses için şekil 3.3'de Phoredoks proses şekil 5.1.a. ve 5.1.b.'de verilmiştir. Üç kademeli phoredoks proses, anaerobik, anoksik ve aerobik üç reaktörden oluşmaktadır. Çöktürme havuzunun altından anaerobik havuza çamur geri devri ve anoksik reaktöre MLSS geri devri vardır. Anaerobik ünite, fermentasyon gerçekleşir ve fosfor serbest hale geçer. Aerobik ünite, nitrifikasyon ve fosfor tüketilmesi gerçekleşir. Anoksik reaktörde denitrifikasyon ve bir miktar fosforun tüketilmesi gerçekleşir. Fosfor sisteminde çamurun atılması suretiyle giderilir.

Bu proseste, anaerobik proseste toplam kütlenin çoğu kullanıldığı için, denitrifikasyon için anoksik kütle azdır.

Anoksik bölgede denitrifikasyonu sağlamak için, Bardenpho prosesle kıyaslandığında, Phoredoks proses için daha düşük TKN/KOI oranına izin verilmektedir. Phoredoks proses için TKN/KOI oranı 0.07-0.08 mg N/mg KOI önerilmektedir. (Siebritz vd. 1983) Siebritz vd. (1983) başarılı işletmeleri sonucu 1 mg/lt P ve daha düşük değerleri sağlamışlardır. Girişteki TKN/KOI oranı evsel atıksu için genellikle 0.07-0.09 mg N/mg KOI arasındadır. Çökelmiş çamur için bu oran 0.10 civarındadır.



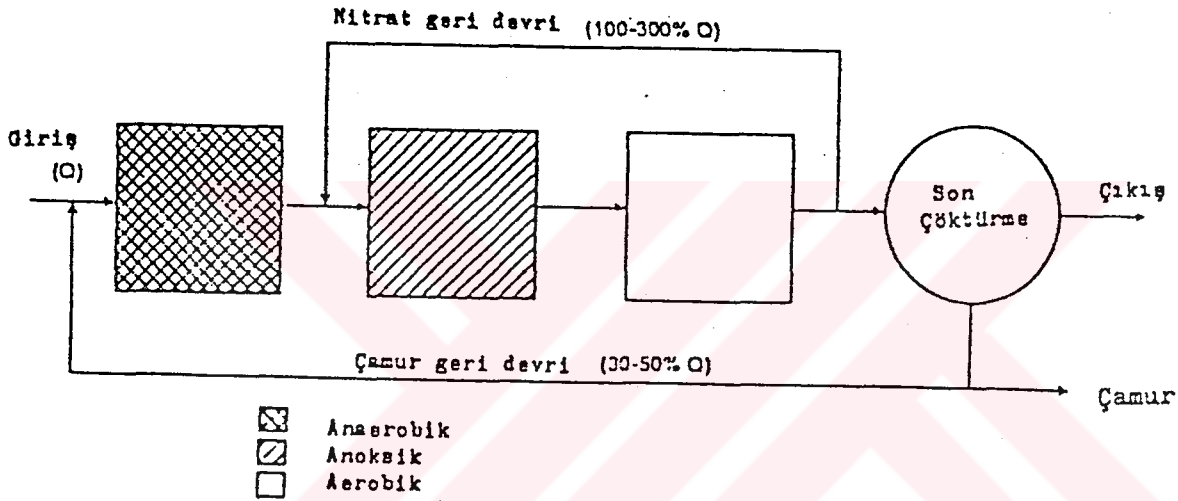
Şekil 5.1.a. Üç Kademeli Phoredoks Proses Akım Şeması



Şekil 5.1.b. Beş Kademeli Phoredoks Proses Akım Şeması

5.2. A^2/O Proses

A^2/O proses, denitrifikasyon için anoksik bölgenin ilave edildiği A/O prosesin bir modifikasyonudur. Anoksik bölgedeki bekletme süresi yaklaşık 1 saattir. Anoksik bölgede serbest oksijen bulunmaz fakat NO_3 , NO_2 gibi kimyasal bağlı oksijen aerobik bölgeden geri devir ile gelir. Çıkıştaki filtre edilmeden fosfor konsantrasyonu 2 mg/lt den düşüktür. Filtre edilmiş fosfor konsantrasyonu 1.5 mg/lt den düşük olabilmektedir.



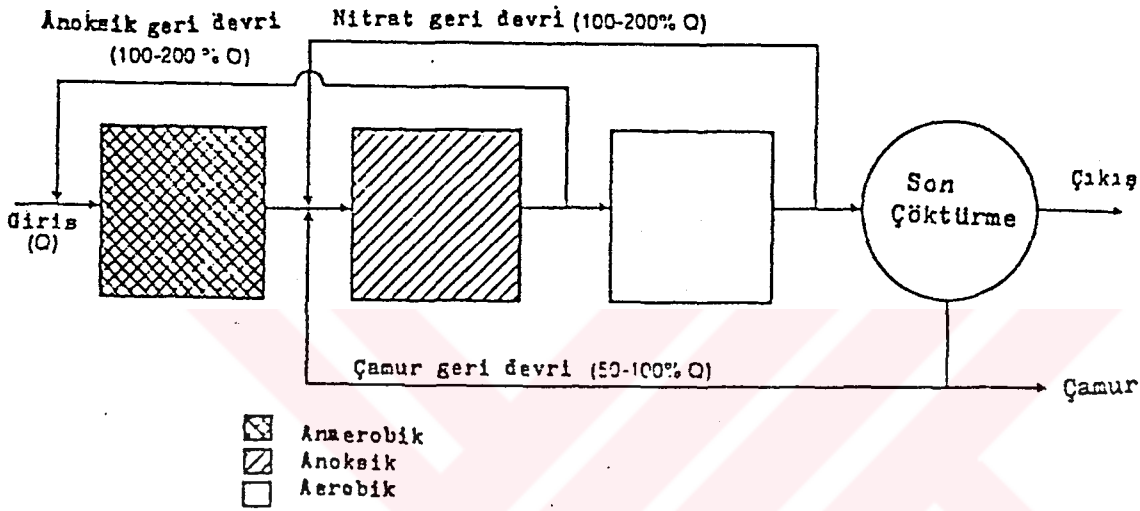
Sekil 5.2. A^2/O Proses Akım Şeması

5.3. UCT Proses

UCT Proses Phoredoks prosesin bir modifikasyonudur. Bu proseste, çöktürme havuzundan çamur anaerobik reaktör yerine anoksik reaktöre geri devretilir. Anoksik reaktörden anaerobik reaktöre geri devir vardır. Bu sistemde nitrata indirgeeme daha yüksek olduğu için, anoksikten anaerobik reaktöre daha az nitrat geri devretilileceğinden, Phoredoks prosesten daha yüksek fosfor giderimi beklenmektedir.

Siebritz vd. (1989), uygun işletme koşullarında UCT

proseste, anoksik reaktöre maksimum geri devir oranı 4 Q, TKN/KOI oranı yaklaşık 0.14 mmg N/mg KOI (14°C de, 25 gün çamur yaşı) rapor edilmiştir. Çıkışta TKN /KOI oranının 0.14 mg N/mg KOI değerinden büyük olması durumunda, çamur geri devri ile anaerobik reaktöre giren nitrat artacak ve fosfor giderme verimi düşecektir. (Evsel atıksu için TKN/KOI oranı yaklaşık 0.08 mgN/mgKOI) dir.



Şekil 5.3. UCT Proses Akım Şeması

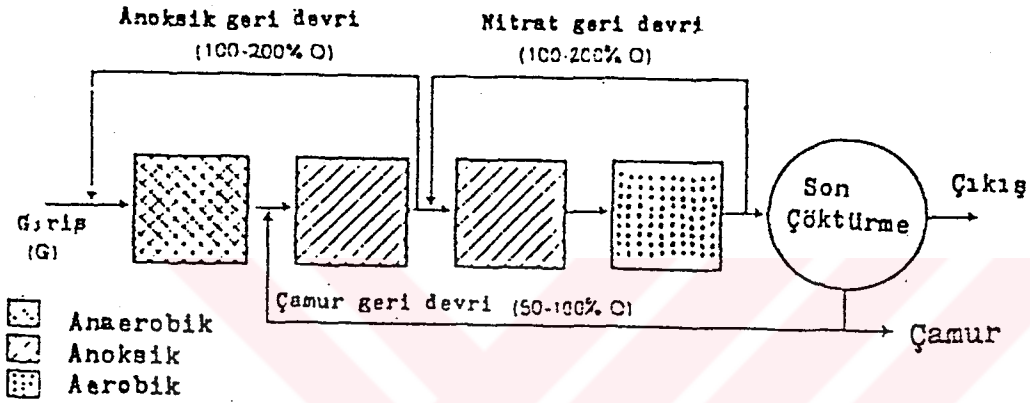
Anaerobik reaktöre fazla nitrat verilmemesi için, geri devir oranı azaltılmaktadır. Bununla birlikte, geri devir oranındaki azalma, anoksik bekletme süresini artıracak ve çamurun çökme özelliklerini zayıflatacaktır. Bu problemlerin çözümü için modifiye UCT proses geliştirilmiştir.

5.4. Modifiye UCT Proses

Modifiye UCT Proses, UCT prosesindeki zayıf çamurun çökme özelliklerine karşı geliştirilmiş bir prosestir. (Ekçma vd. 1983) Bu proses, anaerobik reaktörü takiben iki anoksik üniteden oluşmaktadır. İlk anoksik reaktöre çöktürme havuzundan çamur geri devri ve anoksik reak-

törden anaerobik reaktöre geri devri vardır.

Anaerobik reaktörde aşırı nitrata sebep olmaksızın, nitrat geri devrini artırarak, çamurun çökelebilirliğini artırarak, düşük anoksik bekletme süresi sağlanmalıdır. Modifiye UCT Proses, TKN/KOI oranının 0.1 mgN/mgKOI olması durumunda aşırı fosfor giderme için KOI başarı ile kullanılmaktadır. (Ekama vd. 1983)



Şekil 5.4. Modifiye UCT Proses Akım Şeması

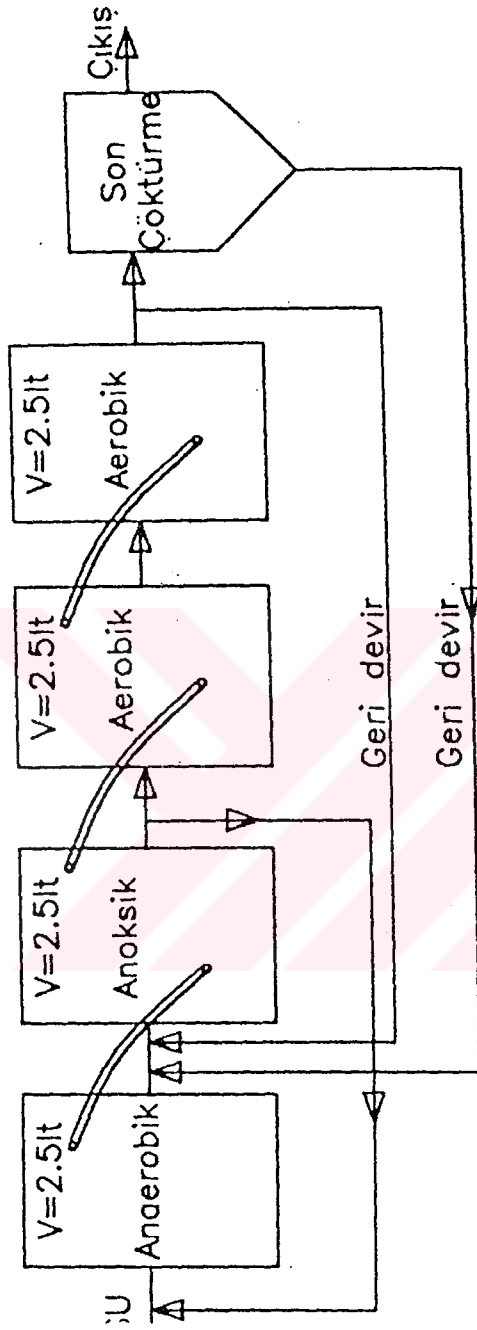
BÖLÜM 6.

6. DENEYSEL ÇALIŞMA

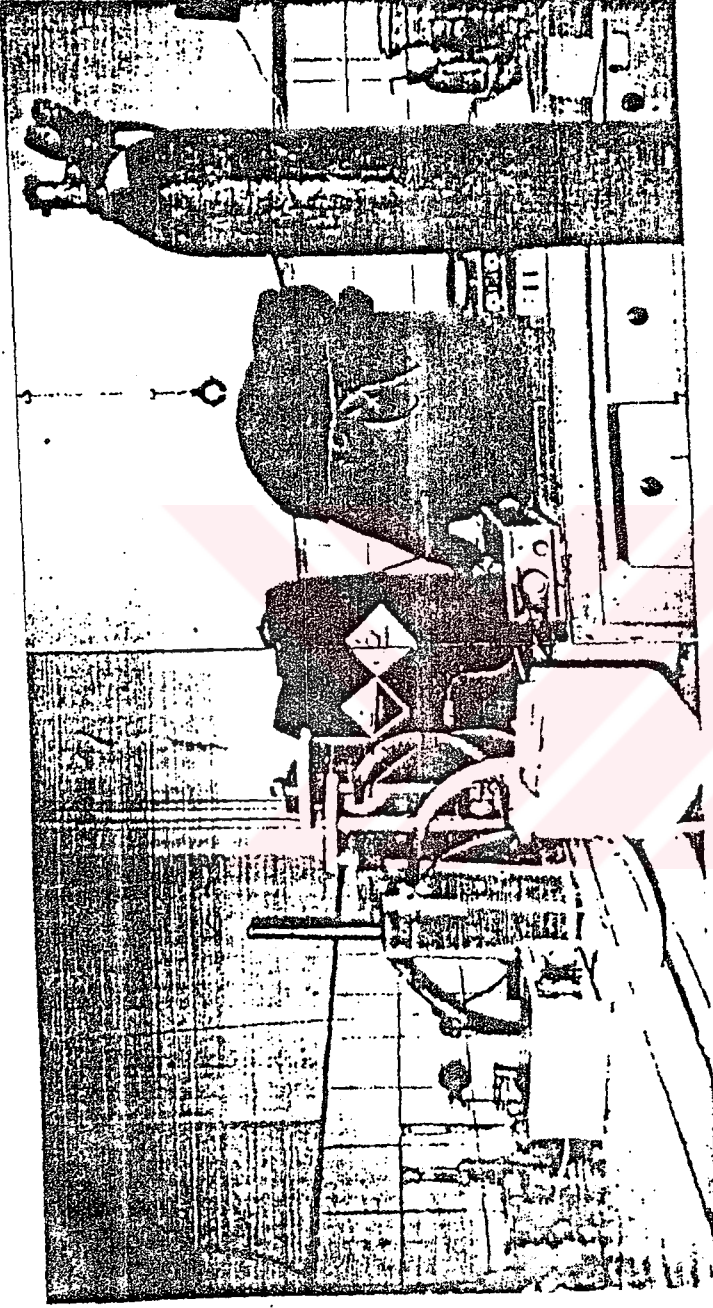
6.1. Pilot Sistemin Tanıtımı

Pilot sistem pleksiglasdan yapılmış birbirine eş dört reaktör ve bir çöktürme havuzundan oluşmaktadır. Reaktörlerin taban çapı 13 cm ve yüksekliği 30 cm dir. Reaktörleri birbirine bağlayan hortumların çapı 2 cm. ve geri devir için kullanılan hortum çapı 0.5 cm dir. Reaktörlerin hacmi 2.5 lt ve çöktürme tankının hacmi 3.5 lt dir. İlk reaktör anaerobik, ikincisi anoksik ve son iki reaktör aerobiktir. Anaerobik reaktöre girişte besleme tankında oksijeni sıyırmak amacıyla 1 saat süreyle azot gazı verilmiştir. Aerobik reaktörleri havalandırma, merkezi sisteme bağlı kompresörlerle sağlanmıştır. Anoksik ve anaerobik reaktörlerin karıştırılması için manyetik karıştırıcılar kullanılmıştır. Sistemde üç adet geri devir hattı vardır. Anoksik reaktörden anaerobik reaktöre, ikinci aerobik reaktörden anoksik reaktöre ve çöktürme havuzunun dibinden anoksik reaktöre çamur geri devri vardır. Sistemde İSMATEC marka iki pompa kullanılmıştır.

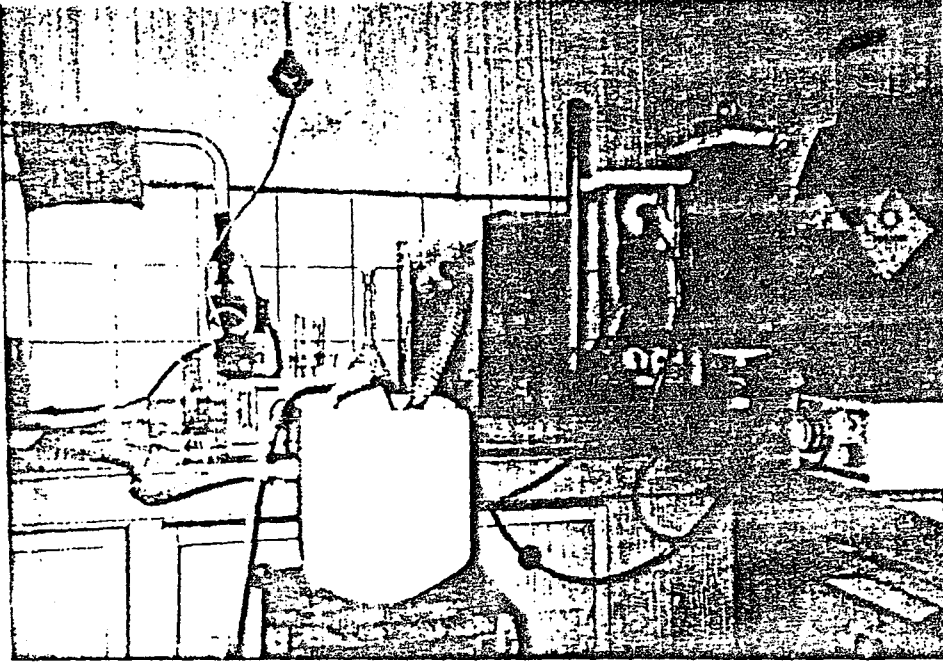
Sistemde besleme atıksuyu orta şiddette evsel atıksu niteliğinde sentetik olarak hazırlanmıştır. Bunun için glikoz, üre ve $K_2H_2PO_4$ kullanılmıştır.



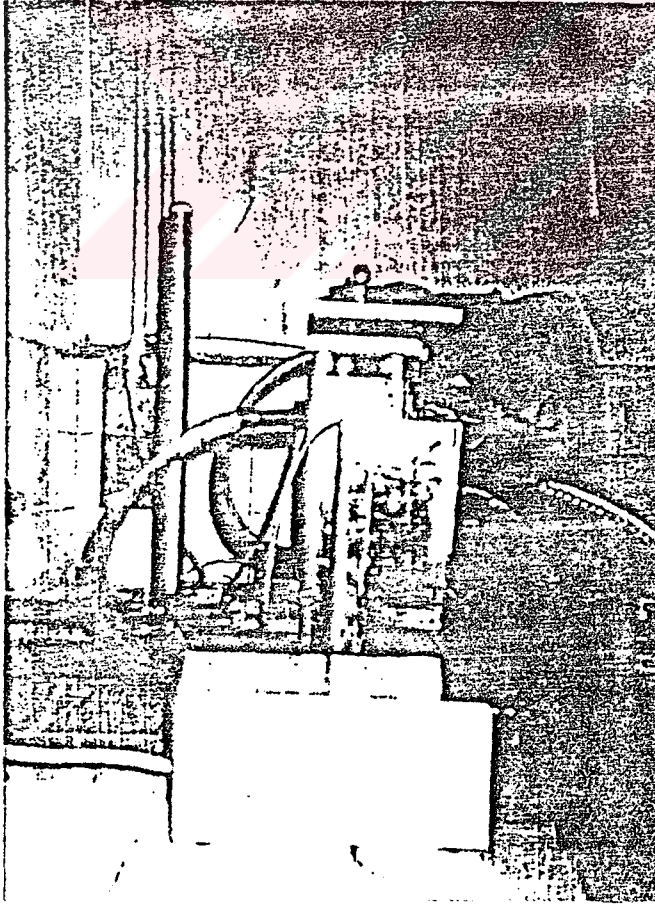
Şekil 6.1. Pilot Sistemin Genel Akış Diyagramı



Fotoğraf 6.1. Pilot Sistemin Yandan Görünüşü



Fotoğraf 6.2. Pilot Sistemin Önden Görünüşü



Fotoğraf 6.3. Pilot Sistemin Yandan Görünüşü

6.2. Sistemin İşletilmesi

Pilot sistem UCT (University of Cape Town) proses olarak işletilmiştir. İlk reaktör anaerobik, ikincisi anoksik ve son iki reaktör aerobik olarak işletilmiştir. Pilot sistemde üç geri devir hattı vardır. Son çöktürmenin altından anoksik reaktöre çamur geri devri, ikinci anoksikten anaerobike geri devir vardır. Sistemin giriş debisi 15 ml/dak, ve diğer geri devirler de 15 ml/dak dır. Hidrolik bekletme süresi anaerobik için 1.4 saat, anoksik için 0.9 saat, aerobik 1 havuzu için 0.9 saat aerobik 2 için 1.4 saat ve çöktürme havuzu için 3.8 saattir.

6.3. Girişteki Atıksuyun Özellikleri

Besleme atıksuyu için bekletilmiş musluk suyu kullanılmıştır. Orta şiddetteki evsel atıksu niteliğinde sentetik olarak hazırlanan atıksu için glikoz, üre ve $K_2H_2PO_4$ kullanılmıştır. Bunun için stok çözeltiler hazırlanmıştır. Azot konsantrasyonunun 50 mg/lt olması için 44.8 gr üre, 1 lt distile suda çözülerek stok çözelti hazırlanmıştır. Bu stok çözeltiden 50 lt'lik besleme tankına 40 ml ilave edilmiştir. Atıksuyun fosfor konsantrasyonunu 10 mg/l sağlamak için stok çözelti hazırlanmıştır. Bunun için 104.8 gr $K_2H_2PO_4$ 1 lt distile suda çözünmüştür. Bu stok çözeltiden 50 lt'lik besleme tankına 50 ml ilave edilmiştir.

Sentetik atıksuyun KOI si 500 mg/lt toplam azot 50 mg/lt toplam fosfor 10 mg/lt dir. TKN/KOI 0.1 ve P/KOI, 0.02 dir.

İlk reaktör anaerobik olduğu için besleme tankındaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunu 0.2 mg/lt nin altına düşürmek amacıyla 1 saat süreyle azot gazı verilmiştir.

6.4. Sistemin İşletmeye Alınması

Aerobik reaktörlere aktif çamur ve anaerobik reaktöre anaerobik çamur konmuş ve 1 saat azot gazı verilmiş sentetik atıksu ile beslenmeye başlanmıştır. İki hafta süresince fazla çamur atılmamıştır. Daha sonra günde 500 ml. çamur atılmıştır. Çamur yaşı 20 gün olarak işletilmiştir.

6.5. Organik Kimyasal Madde İlavesi

Yapılan araştırmalar göstermiştir ki, anaerobik reaktöre asetik asit gibi uçucu yağ asidi ilavesi fosfor giderimini olumlu yönde etkilemektedir.

Pilot sistem uzun süre uçucu yağ asiti ilave edilmeden işletilmiştir. Daha sonra anaerobik reaktöre asetik asit ve glikoz ilavesi yapılmıştır. 100 mg/lt KOI eşdeğeri kadar glikoz ve günde 4 kez olmak üzere çeşitli aman birimlerinde pipetle asetik asit ilavesi yapılmıştır. Bunun sonucu fosfor giderme veriminin yükseldiği görülmüştür.

6.6. Analitik Metodlar

6.6.1. MLSS ve MLVSS

MLSS, GFC kağıdından süzülen numunenin 104°C'de 1 saat ısıtıldıktan sonra madde kaybı olarak hesaplanmıştır (Standart Methods, 1987, bölüm 2540 D). MLVSS ise 550°C'de 1 saat ısıtıldıktan sonra madde kaybı olarak hesaplanmıştır (Standart Methods 1987, bölüm 2540 E).

6.6.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) girişte filtre edilmeden, reaktörler ve son çöktürme havuzunda GFC kağıdından filtre edildikten sonra, Open Refluks metoduna göre tayin edilmiştir (Standart Methods 1987, bölüm 5220B). KOİ %50 sülfirik asitli ve gümüş katalizli kaynayan bir ortamda, geri soğutma altınd numunenin 2 saat içinde indirgediği potasyum dikromat miktarı ile ölçülür. Reaksiyonda belli ve aşırı bir miktar dikromat kullanılır ve reaksiyondan arta kalan dikromat demir amonyum sülfat ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$) geri filtrasyonuyla tayin edilerek organik maddenin yükseltgenmesinde harcanan dikromat kantitatif olarak tayin edilir.

6.6.3. Toplam Kjeldahl Azotu Tayini (TKN)

Toplam Kjeldahl azotu (TKN), Standart Methods 1987, bölüm 4500 Norg B'de verilen Makro Kjeldahl metodu ile tayin edilmiştir. Süzölmüş 50 ml lik numuneler kullanılarak distilasyon işlemi yapılmış ve amonyak borik asit karışımında absorblanarak tayin edilmiştir. Bulunan değer organik azot ve amonyak azotunun toplamıdır.

6.6.4. Nitrat (NO_3) Tayini

Nitrat (NO_3) tayini Standart Methods 1987, bölüm 4500 NO_3E 'de verilen kadmiyum indirgeme metodu ile yapılmıştır. 0.45 μm membran filtrelerden süzülen numuneler kadmiyum indirgeme kolonundan geçirilmiş ve 543 nm dalga boyunda spektrofotometrede okunmuştur. Nitrit miktarı bu değerden düşürülerek nitrat miktarı bulunmuştur.

6.6.5. Toplam Fosfat Tayini

Toplam fosfat, Standart Methods, bölüm 4500-P'de verilen kalay klorür kolorimetrik metodu ile tayin edilmiştir. Kaynatma ve renk dönüşümünden sonra spektrofotometrede 690 nm dalga boyunda renk ölçümü yapılmıştır.

6.6.6. Ortofosfat Tayini

Standart Methods 1987, bölüm 4500-P'de verilen kalay klorür metodu ile tayin edilmiştir. Spektrofotometrede 690 nm dalga boyunda renk ölçümü yapılmıştır.

6.6.7. Nitrit Tayini

Nitrit (NO_2) tayini, Standart Methods 1987, bölüm 4500- NO_2 'de verilen kolorimetrik metoda göre yapılmıştır. 0.45 μm membran filtreden süzülen numuneler renklendirilerek 543 nm dalga boyunda spektrofotometrede okunmuştur.

6.6.8. Amonyak Azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) Tayini

Amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) tayini Standart Methods 1987, bölüm 4500- NH_3 B'de verilen ön distilasyon metodu ile yapılmıştır. Süzülmeden alınan numuneler pH ayarı yapılarak, destilasyon yapılmış ve amonyak borik asit içinde toplanmıştır. 0.02 N NH_2SO_4 ile titrasyon yapılarak amonyak azotu tayini yapılmıştır.

BÖLÜM 7.

7. DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRİLMESİ

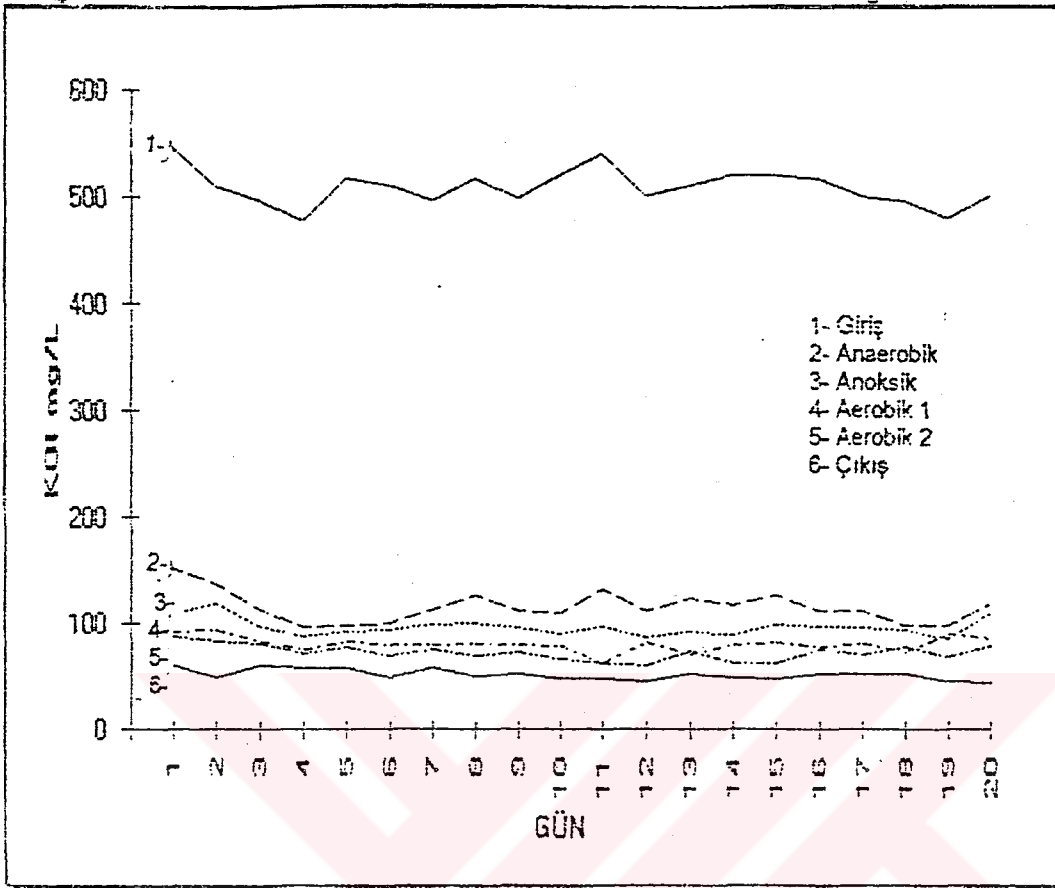
Biyolojik besi maddesi giderme sistemlerinden, laboratuvar ölçekli UCT sistemi üzerinde, girişte anaerobik, anoksik, aerobik 1, aerobik 2 ve çöktürme havuzu çıkışında numunelerde KOI, pH, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, MLVSS, MLSS, Toplam Fosfor, Ortofosfat, TKN analizleri yapılmış ve sistemin performansı izlenmiştir. Bu parametreler aşağıda incelenmiştir.

Sistemi besleyen atıksuyun KOI'si 500 mg/l olacak şekilde sentetik olarak hazırlanmıştır. Bunun için glikoz kullanılmıştır. Çalışma süresince sistemin KOI'si 460±40 mg/l aralığında olduğu hesaplanmıştır.

Reaktörlerin çıkışından ve son çöktürme havuzu çıkışından alınan süzölmüş numunelerde KOI ölçümleri yapılmıştır. KOI'nin zamana bağlı olarak değişimi her bir reaktör çıkışı için Tablo 7.1 ve Şekil 7.1'de verilmiştir. Reaktörlere göre KOI'nin değişimi Şekil 7.2 ve Şekil 7.3'te verilmiştir.

Tablo 7.1. Sistemde KOI'nin Reaktörlere Göre Değişimi (mg/l)

GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	546	152	110	93	87.6	60.8
2	510	137	119	93.6	83.2	49.7
3	496	113	96.7	83.2	80.6	61.2
4	476	96.7	88.3	73.2	72.2	58.1
5	516	98.6	92.5	83.2	78.2	58.6
6	510	100.6	93.2	79.2	69.7	49.6
7	496	113	99.7	80.5	75.6	58.6
8	516	126	100.7	80.2	70.2	50.7
9	498	112	96.2	80.6	72.8	52.4
10	520	110	90.6	80.5	66.7	48.6
11	540	132	96.7	78.3	62.6	48.7
12	500	112	86.7	62.5	60.6	45.7
13	510	123	92.5	82.7	73.8	52.5
14	520	118	88.6	70.6	62.6	49.5
15	520	126	99.6	80.2	62.5	48.6
16	516	112	96.8	82.6	75.2	52.7
17	500	112	96.2	78.2	78.2	49
18	496	98.6	93.2	80.7	68.3	46.7
19	480	98.6	86.2	73.4	78.7	44.7
20	500	119	110	90.6	76.9	46.5



Şekil 7.1. Sistemde KOI'nin Zamana Göre Değişimi

Sistemin çıkışta KOI konsantrasyonu 45±5 mg/l olup, sistemin KOI giderme oranı %92 civarındadır. KOI giderim verimleri Şekil 7.4'te verilmiştir. Bu KOI gideriminin %80'nin anaerobik reaktörde gerçekleştiği gözlenmiştir.

Sistemin pH'sı 6.0-7.4 arasında değişmektedir. Evsel atıksular yeterli alkaliniteye sahiptir. Bu nedenle sistemde, pH'nın tamponlanması için ilave alkaliniteye ihtiyaç kalmamıştır. Sistemin pH'sının reaktörlere göre değişimi Tablo 7.2 ve Şekil 7.5'te verilmiştir. Sistemde MLVSS'nin reaktörlere göre değişimi Tablo 7.3'te verilmiştir.

Sistemi besleyen atıksuyun amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$), konsantrasyonu 45±5 mg/l civarında ölçülmüştür.

Tablo 7.2. Sistemde pH'nın Reaktörlere Göre Değişimi

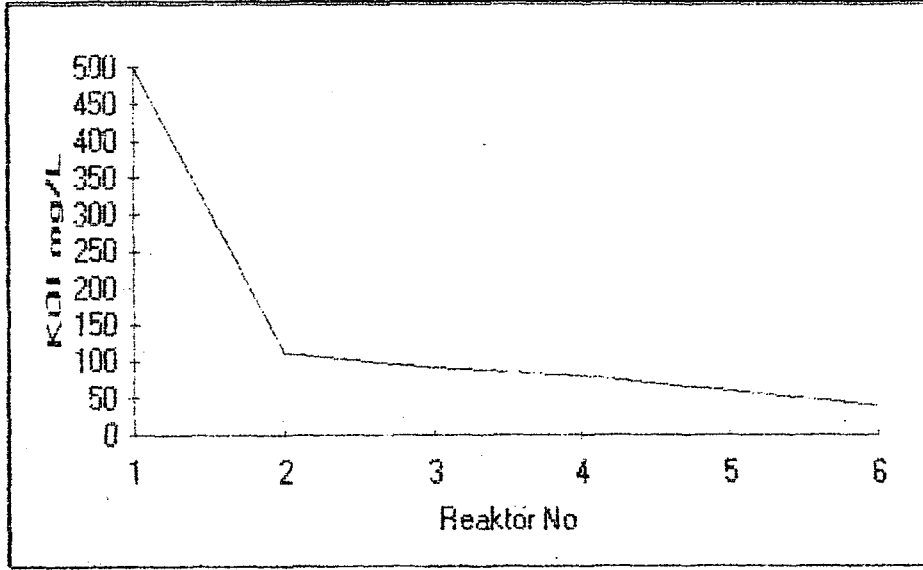
GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	6.2	6.1	6.3	7.1	7.4	7
2	6.5	6.5	6.7	6.9	7.1	6.9
3	6	6.7	6.8	7.6	7.4	7.4
4	6	6.2	6.5	7	6.9	7
5	6.1	6.2	6.4	6.9	7.1	7
6	6.1	6.2	6.7	7.4	7.3	7.1
7	5.9	6.1	6.2	6.9	7.1	7.1
8	6.2	6.1	6.3	7.2	7.4	7.2
9	6	6.2	6.3	7.1	7.3	7.1
10	6.4	6.3	6.3	7.2	7.3	7.2
11	6.2	6.1	6.4	7.2	7.4	7
12	6	6.3	6.3	7.3	7.3	7
13	5.9	6.2	6.6	7.1	7.2	7.1
14	6.2	6.4	6.4	7.2	7.1	7.2
15	6.3	6.5	6.5	7.1	7.2	7
16	6.1	6.3	6.7	7	7.2	7.3
17	6	6.3	6.6	7.2	7.4	7.3
18	6	6.4	6.3	7.3	7.2	7
19	6.2	6.2	6.4	6.9	7.1	7.1
20	6.2	6.2	6.3	6.9	7.1	7.1
21	6	6.2	6.6	7.1	7.3	7.1
22	6	6.3	6.4	7.3	7.4	7.2
23	6.2	6.2	6.3	7.2	7.4	7.2
24	6.1	6.3	6.4	7.1	7.3	7.2
25	6.2	6.2	6.3	7.2	7.1	7.1
26	5.9	6.2	6.3	7.3	7.2	7.1
27	6.1	6.3	6.6	7.4	7.2	7.1

Tablo 7.3.- Sistemde MLVSS'nin Reaktörlere Göre Değişimi

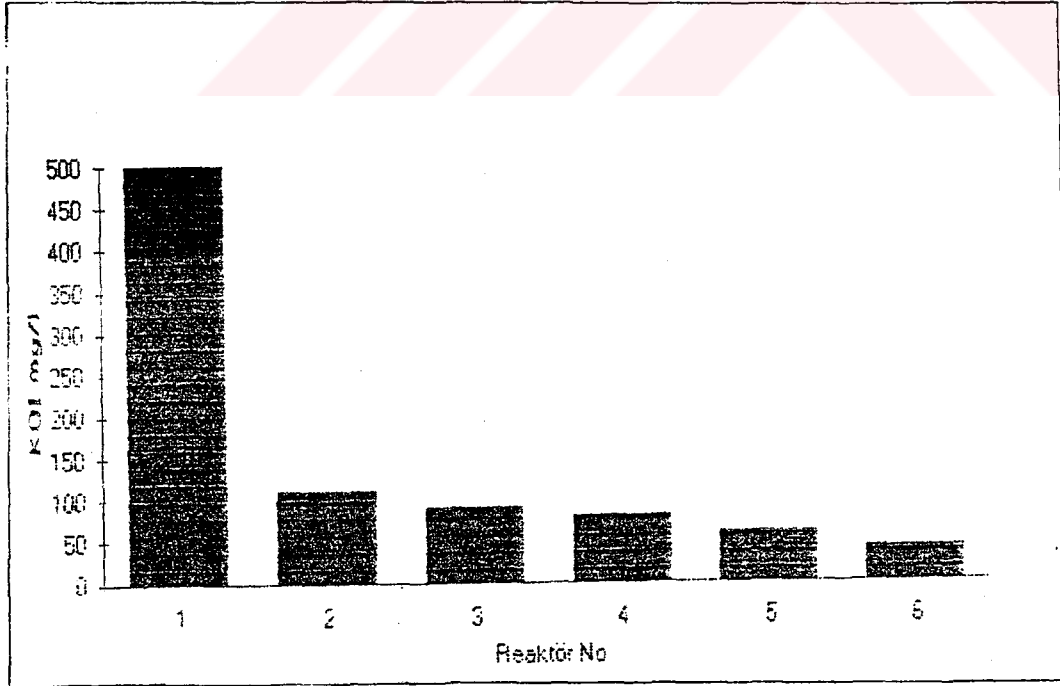
(mg/l)

GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	-	1900	2000	2300	2400	-
2	-	2000	2100	2200	2200	-
3	-	1800	2000	2400	2200	-
4	-	1600	1800	2000	2000	-
5	-	1900	2000	2300	2100	-
6	-	1800	2200	2500	2300	-
7	-	2000	2100	2300	2200	-

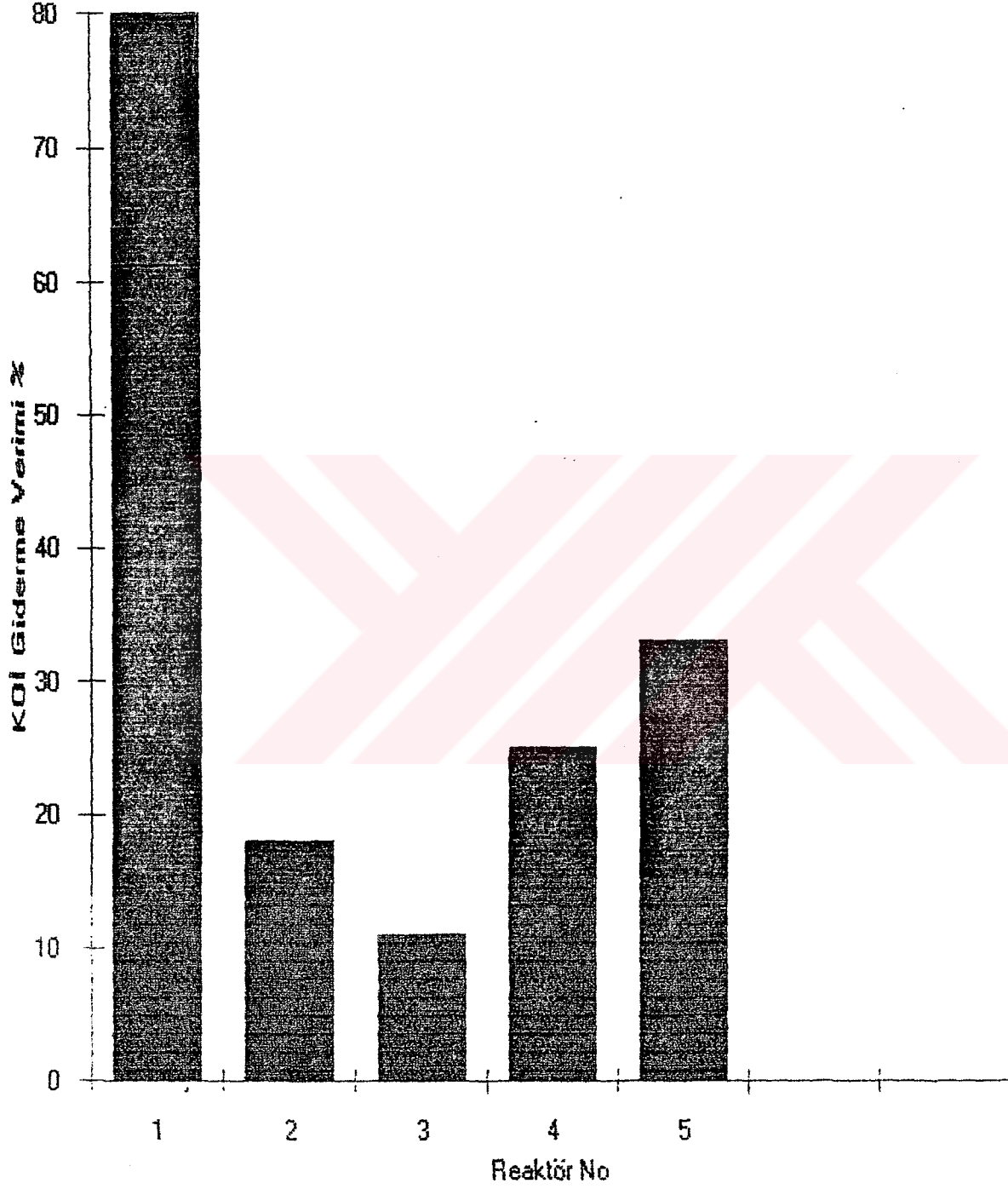
Sistemin zamana bağılı olarak amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) değişimi Tablo 7.4 ve Şekil 7.6'da verilmiştir.



Şekil 7.2. Sistemde KOI'nin Reaktörlere Göre Değişimi



Şekil 7.3. Sistemde KOI'nin Reaktörlere Göre Değişimi



Şekil 7.4. Sistemde KOI Giderme Veriminin Reaktörlere Göre Değişimi

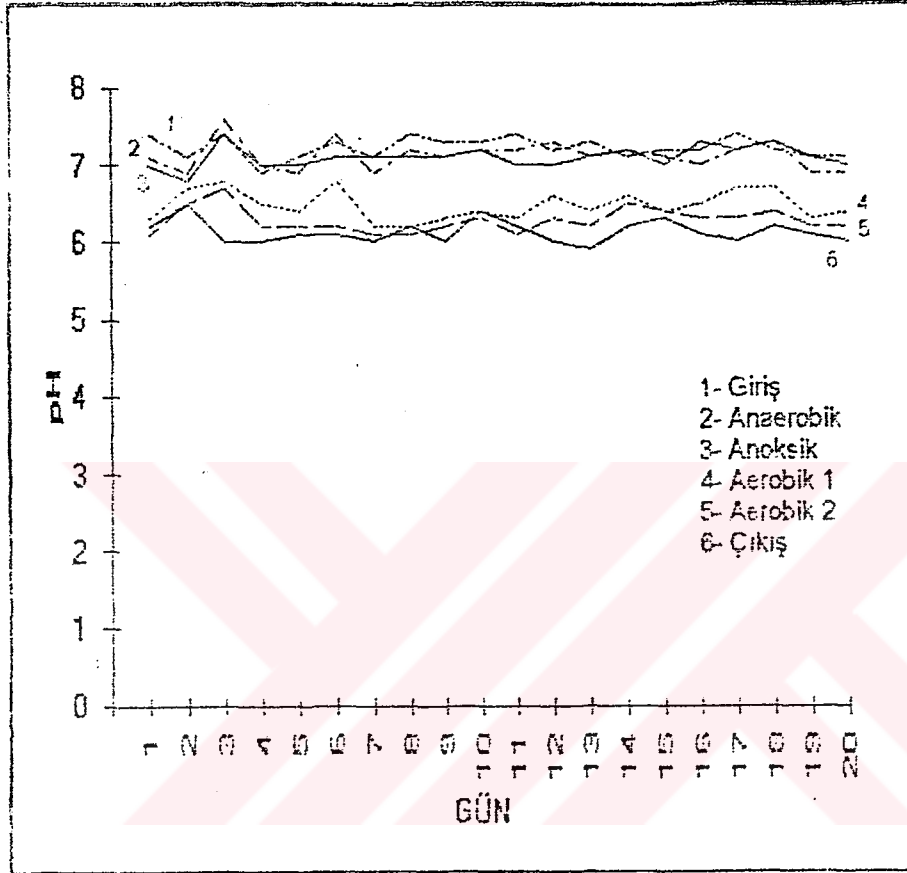
Tablo 7.4. Sistemde $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin Reaktörlere Göre Değişimi
(mg/l)

GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	46.2	38.6	35.2	26.6	22.7	19.2
2	42.5	37.4	25.2	18.6	12.6	11.2
3	49.5	38.5	30.3	22.7	19.7	12.6
4	42	36.5	35.5	23.3	20.3	13.4
5	42.6	38.6	39.6	24.7	19.7	12.9
6	43.5	38	39.5	27.8	20.3	12.5
7	42.5	39.4	32.6	25.6	21.6	14.5
8	43.1	40.6	30.6	25.4	18.6	15.3
9	42.1	47.2	30.3	22.4	20.4	14.5
10	39.8	45.2	31	25.4	20.4	14.4
11	45.6	42.3	32.5	22.7	21.3	15.7
12	40.9	40	33.2	26	19.6	14.7
13	45.6	36.8	38.7	25.6	20.7	13.6
14	43.6	41	37.8	23.2	20.6	13.8
15	40	36.5	33.5	21.6	19.5	13.5
16	46.7	39.5	32.6	25.4	18.9	11
17	45.6	41.2	30.6	20.2	18.2	12.4
18	49	42.2	29.4	25.6	16.8	11.4
19	45.3	38.7	28	21.6	17	11.2
20	46.0	35.6	27.3	20.3	16.2	11

Tablo 7.5. Sistemde $\text{NO}_3\text{-N}$ 'nin Reaktörlere Göre Değişimi
(mg/l)

GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	-	-	-	2.1	2.1	2.2
2	-	-	-	2.8	3	3.2
3	-	-	-	4.3	4.4	4.2
4	-	-	-	4.6	4.8	4.5
5	-	-	-	4.7	4.8	4.9
6	-	-	-	3.2	3.4	3.5
7	-	-	-	2.8	3	3.2
8	-	-	-	4.6	4.7	4.7
9	-	-	-	4.8	5	5.5
10	-	-	-	5	5.5	5.5

Anaerobik reaktörde amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) konsantrasyonu 36 ± 5 mg/l olarak ölçülmüştür. Sistemde nitrat azotunun ($\text{NO}_3\text{-N}$) reaktörlere göre değişimi Tablo 7.5'te verilmiştir.

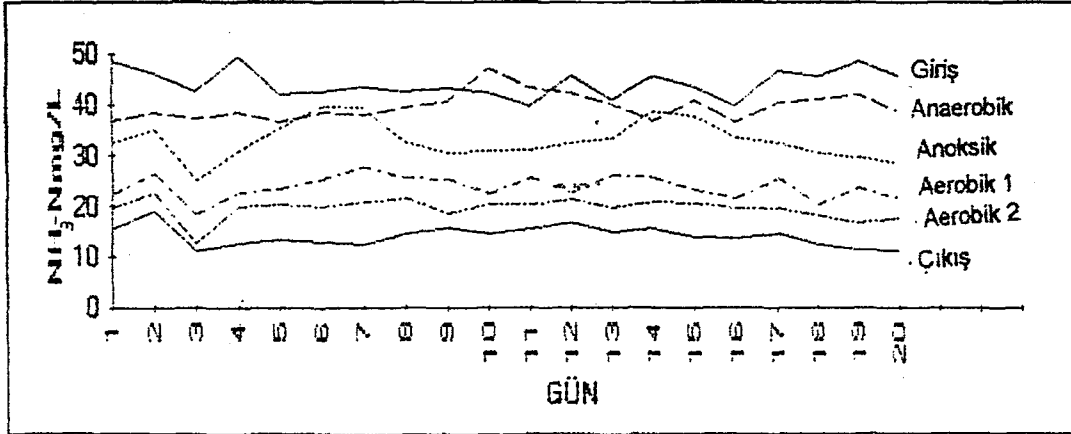


Şekil 7.5. Sistemde pH'nın Reaktörlere Göre Değişimi

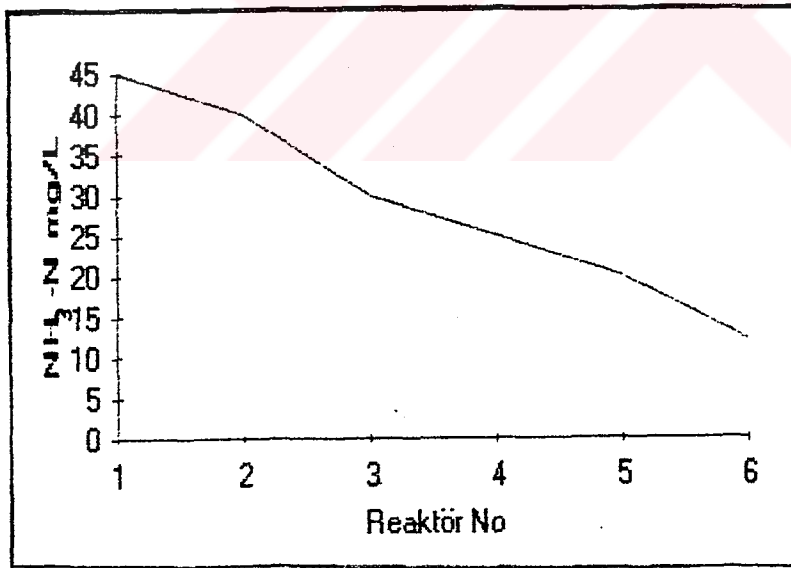
Aerobik reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ nitrifikasyona uğramaktadır. Bu reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ değerinin 20 ± 2 mg/l ve 15 ± 3 mg/l değerlerine düştüğü, nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) ve nitrit azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$) konsantrasyonu 5 ± 1 mg/l ve 0.02 ± 0.01 mg/l olarak ölçülmüştür. Aerobik reaktörlerde nitrat ve nitritin oluşumu nitrifikasyonun gerçekleştiğinin göstergesidir. Laboratuvar ölçekli sistemin $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi %65-70 arasında olduğu belirlenmiştir.

Besleme atıksuyunda orta şiddetli bir evsel atıksu

için hazırlanan fosfat konsantrasyonu 10 mg/l civarında tutulmuştur. Besleme atıksuyundan alınan numunelerde ortafosfat konsantrasyonu 10 ± 1 mg/l olarak ölçülmüştür.



Şekil 7.6 Sistemde NH₃-N'nin Zamana Göre Değişimi

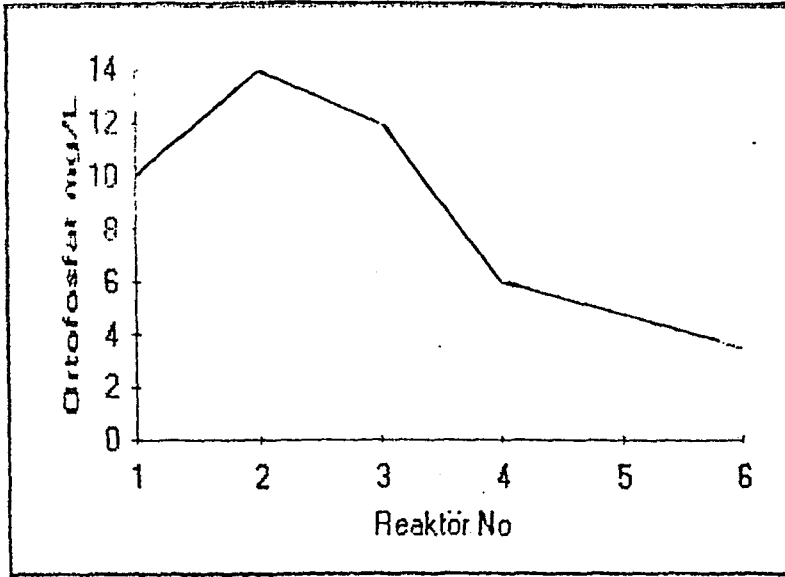


Şekil 7.7 Sistemde Amonyak Azotunun Reaktörlere Göre Değişimi

Anaerobik reaktörde ölçülen ortafosfat konsantrasyonunun ise 15 ± 1 mg/l'ye çıktığı ölçülmüştür. Ölçülen bu değerler de Tablo 7.6 ve Şekil 7.7'de verilmiştir.

TABLO 7.6. Sistemde $O-PO_4$ nin reaktörlere göre değişimi
(mg/l)

GÜN	GİRİŞ	Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Aerobik	ÇIKIŞ
1	9.8	10.2	9.9	9.6	9.5	9.5
2	11.2	12.2	10.8	9.8	9.6	9.5
3	9.8	10.1	10.4	9.6	9.4	9.6
4	9.9	11.2	10.2	9.8	9.3	9
5	10	11.6	10.8	9.5	8.8	9
6	10	10.6	10.5	9.6	8.9	8.8
7	10.2	10.8	10.5	9.2	9.2	8.9
8	11.2	12.3	11	9.2	9	8.6
9	10.7	11.2	10.6	9	8.5	8.3
10	10	11.2	10	9.2	8	8
11	10.6	12	11	8.3	8.6	8
12	9.9	12.3	9.2	8.2	8	8
13	11	14	12.6	7.2	8	7.8
14	10.2	13	11	7	7	7
15	10.5	13.5	12	6.8	6.8	6.8
16	10.7	12.9	11	6	6	5.8
17	10.6	14.5	11	6.9	6	5
18	10.5	14	12	6.5	6.2	5.2
19	10.2	13.8	12.6	6.5	5.2	4.6
20	10.6	13.3	12.5	6.1	6	5.2
21	11	12.9	12.5	6.2	5.8	4.5
22	10.2	13.2	13	6.5	5.2	4.8
23	10.5	13.6	13	6.1	5.6	4.2
24	9.9	12.9	13	6.2	5.5	4.4
25	10	13.2	13	6.5	5.8	3.6
26	10.5	13.2	13.2	6.1	5	3
27	10.5	14.8	13	6.1	4.8	3.5
28	10.8	15	12.2	6	4.6	3.2
29	10.5	15.2	12.5	6	4.5	3.2



Şekil 7.8. Sistemde Ortofosfatın Reaktörlere Göre Değişimi

Anaerobik reaktörde ortofosfat konsantrasyonu yükselmesi reaktördeki asinotabakterlerin bünyelerindeki fosforu tahliye etmelerinden kaynaklanmaktadır. Bakteriler tahliy ettikleri fosfordan daha fazlasını aerobik bölgede bünyelerine alırlar. Böylece sistemden fosfor, fazla çamur olarak dışarı atılır. Aerobik reaktörler çıkışında ortofosfat konsantrasyonu 6 ± 1 mg/l ve 4 ± 1 mg/l değerlerine ulaşılmıştır. Son çöktürme havuzu çıkışında ise ortofosfat konsantrasyonu 3.5 ± 0.5 mg/l olarak ölçülmüştür. Laboratuvar ölçekli UCT sistemi ile %65-70 bir ortofosfat giderimi elde edilmiştir.

Sistemin çıkışındaki ortofosfat konsantrasyonu 3 mg/l't'nin altına düşürülememiştir. Bunun nedenlerinin son çöktürme havuzundan geri devrim tam sağlanamaması ve pompa arızaları olduğu tahmin edilmektedir.

BÖLÜM 8. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Laboratuvar ölçekli UCT sistemi ile yapılan deneysel çalışma sonunda aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

1) Sistemin BOI ve KOI giderimi %90'nın üzerindedir. BOI ve KOI gideriminde problem yoktur. Anaerobik reaktörde BOI ve KOI'nin büyük kısmı giderilmektedir.

2) Sistemin azot giderimi %65 mertebesinde gerçekleştirilmiştir. Aerobik reaktörlerde çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/l'nin üzerinde olması gerekmektedir. Ancak çözünmüş oksijenin yüksek olması aerobik reaktörden anoksik reaktöre ve anoksik reaktörden anaerobik reaktöre geri devir nedeniyle inhibisyon etkisi yapabilmektedir. Aerobik reaktörden anoksik reaktöre fazla çözünmüş oksijen ve nitrat geri devri yapılmaktadır. Anoksik reaktörden anaerobik reaktöre nitrat geri devri sistemi olumsuz etkilemektedir. Bu nedenle azot ve fosforun birlikte giderildiği biyolojik arıtma sistemlerinde aerobik kademede çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/lt nin üzerinde olmakla birlikte çok yüksek olmamaktadır.

3) Sistemin fosfor verimi %65-70 civarında gerçekleştirilmiştir. Daha yüksek oranlarda fosfor giderimi için sistem kontrolünün (çözünmüş oksijen ve nitrat geri devri) çok iyi yapılması gerekmektedir.

Anaerobik reaktörde fosforun açığa çıkmasının arttırılması için uçucu yağ asitlerinin (asetik asit, bütirik asit vs.) ilavesinin gerekli olduğu belirlenmiştir. Bu durum sisteme asetik asit ilave edilmesi ile gözlenmiştir.

4. Yapılan çalışma orta şiddetteki evsel atıksu için değerlendirilmiştir. Azot ve fosforca zengin atıksularda bu sistemin denenmesi önerilmektedir. Bu atıksularda azot ve fosfor gideriminin yüksek olacağı tahmin edilmektedir.

5. İleriki çalışmalarda anaerobik reaktöre değişik organik uçucu yağ asitlerinin fosfor giderimine tesiri belirlenebilir.

6. Biyolojik azot ve fosfor gideren sistemlerde çeşitli işletme problemleri ile karşılaşılacaktır. Pratikte de aynı problemlerle karşılaşılacağı tahmin edilmektedir. Problemlere anında müdahale edilmediği takdirde sistemin veriminin düştüğü gözlenmiştir.

REFERANSLAR

- Adams, C.E., Eckenfelder, W.W., Nitrification Design Approach for High Strength Ammonia Wastewaters, Journal of WPCF, Vol.49,p.413, 1977.
- Antonie, R.I., Kluge, D.L., Mielke, J.H., Evaluation of a Rotating Disc Wastewater, Treatment Plant, Journal of WPCF, Vol.46, p.498, 1974.
- Arvin, E., Biological Removal in Biological Systems. CRC Critical Reviews in Environmental Control, V.15, 1985.
- Barnard, J.L., Nutrient Removal in Biological Systems, Journal of WPCF, V.74, p.143-154, 1975.
- Beg, S.A., Hassan, M.M., Nitrification Studies in Bubble Packed Bed Reactor, Journal Environ. Sci. Health, Vol.A20, p.315, 1975.
- Benefield, L., Randal, C.W., Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice- Hall, Environmental Sciences, Printed in U.S.A., 1980.
- Bhargava, D.S., Datar, M.T., An Analysis of Nitrification During the Aerobic Digestion of Secondary Sludges, Environmental Pollution, Vol.58, p.57, 1989.
- Buchan, L., Possible Biological Mechanism of Phosphorus Removal, Journal of Wat. Sci. Tech., Vo.15, p.87, 1983.
- Christensen, M.H., Harremoës, P., Biological Denitrification of Sewage: A Literature Review, Prog. Wat. Tech., Vol.8, p.509, 1977.
- Ekama, G.A., Siebritz, I.P., Marais, G.V.R., Considerations in the Process Design of Nutrient Removal Activated Sludge Processes, Journal of Wat. Sci. Tech., Vol.15, p.283, 1983.

- Fush, G.W., Chen, M., Microbiological Basis of Phosphate Removal in the Activated Sludge Process for the Treatment of Wastewater, Journal of Microbial Ecol., Vol.2, p.119, 1975.
- Fukase, T., Shibate, M., Miyaji, X., Studies on the Mechanisms of Biological Phosphorus Removal, Trans. C.J. Mardon, ed. Chemical Technol., Japan, J., Wat. Pollut. Res., Vol. 5, p.309, 1982.
- Ghararah, A.Z., The Effect of Organic Compounds on the Performance of Biological Nutrient Removal Systems, Ph.D Thesis, Virginia University, 1988.
- Gerber, A., Winter, C.T., The Influence of Extended Anaerobic Retention Time on the Performance of Phoredox Nutrient Removal Plants, Journal of Wat. Sci. Tech. Vol.17, p.81, 1985.
- Hanaki, K., Wantawin, C., Ohgaki, S., Nitrification at Low Levels of Dissolved Oxygen with and Without Organic Loading in a Suspended Growth Reactor, Water Research, Vol.24, p.297, 1990.
- Henze, M., Nitrification-Denitrification of Wastewater in Combined Processes, Priabram 84 - Moderne Methoden Der Aswassareinigung, Piabram Chekoslavakia, 1984.
- Lehman, P.J. et al., Start up and Operating Characteristics of RBC Facility in Cold Climate, Journal of WPCF, Vol.55, p.1233, 1983.
- Levin, G.V., Shapiro, J., Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms, Journal of Wat. Pollut. Cont. Fed., Vo.37, p.800, 1965.
- Lewandowski, Z., Nitrification Processes in Activated Sludge with Suspended Marble Particles, Technical Note, Water Research, Vol.19, p.535, 1985.
- Manning, J.P., Irvine, R.L., The Biological Removal of Phosphorus in Sequencing Batch Reactor, Journal of WPCF, Vol, 57, p.87, 1985.
- Metcallf and Eddy Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, Newyork, McGraw-Hill, 2nd. ed., 1979.
- Murphy, K.L., Suttan, P.M., Wilson, R.W., Jank, B.E., Nitrogen Control: Design Considerations for Supported Growth Systems, Journal of WPCF, Vol.49, p.549, 1977.

- Nicholls, H.A., Osborn, D.W., Bacterial Stress: Prerequisite for Biological Removal of Phosphorus, Journal of WPCF, Vol.51, p.556, 1979.
- Nicholls, H.A., Pitman, A.R., Osborn, D.W., The Readily Biodegradable Fraction of Sewage: Its Influence on Phosphorus Removal and Measurement, Journal of Wat. Sci. Tech., Vol.17, p.73, 1985.
- Osborn, D.W., Nicholls, H.A., Optimization of the Activated Sludge Process for the Biological Removal of Phosphorus, Progress Wat. Tech. Vol.10, p.261, 1978.
- Pitman, A.R., Venter, S.L.V., Nicholls, H.A., Practical Experience with Biological Phosphorus Removal Plants in Johannesburg, Journal of Wat. Sci. Tech., Vol.15, P.233, 1983.
- Potgieter, D.J.J., Evans, B.W., Biochemical Changes Associated with Luxury Phosphate in a Modified Phoredox Activated Sludge System, Journal of Wat. Sci. Tech., Vol.15, p.105, 1983.
- Shapiro, J., Induced Rapid Release and Uptake of Phosphate by Microorganisms, Science, Vol.155, p.1269, 1967.
- Shapiro, J., Levin, G.V., Zea, G.H., Anoxically Induced Release of Phosphate in Wastewater Treatment, Journal of WPCF, Vol.39, p.1810, 1967.
- Siebritz, I.P., Ekama, G.A., Marais, G.V.R., A Parametric Model for Biological Excess Phosphorus Removal, Journal of Wat. Sci. Tech., Vol.15, p.127, 1983.
- Sözen, S., Hanhan, O., Nitrifikasyon, Denitrifikasyon Proseslerini Tanımlayan Standart ve Kinetik Parametreler, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, Cilt 3, Sayı 2, 1993.
- Standad Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th Edition, American Public Health Association, Washington, 1987.
- Sutton, P.M. et al., Nitrification in Single Sludge Systems, Single Sludge Nitrogen Removal Systems Research Report, No:88, Environmental Canada.
- Terashima, Y., Ishikawa, M., The Kinetic Analysis of BOD and Nitrogen Removal in an Oxidation Ditch, Water Science and Technology, Vol.17, p.291, 1984.

U.S.EPA, Process Design Manual for Nitrogen Control,
U.S. Environmental Protection Agency, (1975).

U.S.EPA, Design Manual Phosphorus Removal, U.S.EPA
Cincinnati, Ohio, 1987.

Water Pollution Control Federation, Nutrient Control
Manual of Practice FD-7, 1983.

Weng, C., Molof, A.H., Journal of WPCF, Vol.45, p.2302,
1973.

Williamson, K., McCarty, P.L., A Model of Substrate
Utilization by Bacterial Films, Journal of
WPCF, Vol.48, p.9, 1976.

Winkler, M., Biological Treatment of Wastewater Published
by Ellis Harwood Limited, Printed in the USA by
Eastern Graphics Inc.

Wong-Chong, G.M, Loehr, R.C., Kinetics of Microbial
Nitrification: Nitrite-Nitrogen Oxidation,
Water Research, Vol.12, p.605, 1978.

ÖZGEÇMİŞ

Ender Çetin, 1965 yılında Erzincan'da doğdu. İlk öğrenimini Feriköy ilkokulu, ortaöğrenimini İstanbul Şişli Lisesi'nde tamamladı.

1985 yılında girdiği İstanbul Teknik Üniversite'si İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 1990 yılında mezun olmuştur. Aynı yıl adı geçen fakültede yüksek lisans ingilizce hazırlık eğitimine başlamıştır. Halen, İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi olarak görev yapmaktadır.

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**