

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**İLERİ BİYOLOJİK ARITMA PROSESLERİNDE NÜTRİYENT GİDERİMİ VE
MİKROORGANİZMA TÜRLERİNİN İNCELENMESİ**

NESLİHAN MANAV DEMİR

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN
DOÇ. DR. EYÜP DEBİK**

İSTANBUL, 2012

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

İLERİ BİYOLOJİK ARITMA PROSESLERİNDE NÜTRİYENT GİDERİMİ VE
MİKROORGANİZMA TÜRLERİNİN İNCELENMESİ

Neslihan MANAV DEMİR tarafından hazırlanan tez çalışması 26.11.2012 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Doç. Dr. Eyüp DEBİK
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. Eyüp DEBİK
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Cumali KINACI
İstanbul Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Bestamin ÖZKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Ahmet DEMİR
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Süleyman ÖVEZ
İstanbul Teknik Üniversitesi

Bu çalışma, Yıldız Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Projeleri Koordinatörlüğü'nün 2011-05-02-KAP05 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Herşeyden önce, bu tez çalışmasının başlamasından bitimine kadar her konuda bana yardımcı olan, karar mekanizmasında en önemli rolü üstlenen, aldığım bütün kararlarda desteğini esirgemeyen tez danışmanım, kıymetli hocam Sayın Doç. Dr. Eyüp DEBİK'e,

Tez çalışmamı başından sonuna kadar izleyen ve her ihtiyacım olduğunda yanımda olup yardımlarını esirgemeyen, tecrübeleriyle bana ışık tutan tez izleme komitesi üyeleri hocam Sayın Prof. Dr. Cumali KINACI ve çok değerli hocam Sayın Doç. Dr. Bestamin ÖZKAYA'ya,

Gerek akademik çalışmalarım gerekse tez çalışmamı gerçekleştirme sürecinde hiçbir konuda yardımlarını ve desteğini esirgemeyen İSKİ Genel Müdürü Sayın Hocam Prof. Dr. Ahmet DEMİR'e, çalışmam süresince tesisle ilgili karşılaştığım her türlü sıkıntıda yardımlarını esirgemeyen İSKİ Atıksu Daire Başkanı Sayın Osman YILDIZ'a, Çevre Mühendisi Recep MERAL'e ve İSKİ Ataköy çalışanlarına,

Ataköy İSKİ'de gerçekleştirdiğim çalışmalarda yardımlarını esirgemeyen Makine Mühendisi Birol CENGİZ, Çevre Mühendisi Mehmet Tefik ÖZÇALICI, Kimyager Hilal EKİNCİ, Kimyager Derya BEŞİR, Kimyager Emel KUL, Kimyager Süreyya GÖK'e ve tüm Kalyon İnşaat A.Ş. çalışanlarına,

Bana akademik çalışmalarım için destek veren değerli hocalarım ve bütün araştırma görevlisi arkadaşlarıma,

Bu tez çalışmasının gerçekleştirilmesinde şüphesiz en çok emeği geçen, çalışmalarım boyunca gösterdiği sabır ve manevi desteklerinden ötürü sevgili eşim Yrd. Doç. Dr. Selami DEMİR'e,

Ve en önemlisi, tüm hayatım boyunca, her tökezlediğimde elimden tutan, yaşamımın her anında beni yüreklendiren, her zaman koşulsuz şartsız sevgilerini, desteklerini hissettiğim, onların sayesinde bu noktaya geldiğimi hiç unutmadığım canım annem Nebahat MANAV, canım babam Hayrettin MANAV ve canım kardeşim Çağatay MANAV'a, sonsuz teşekkürü bir borç bilir, saygılarımı sunarım.

Kasım, 2012

Neslihan MANAV DEMİR

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
KISALTMA LİSTESİ	viii
ŞEKİL LİSTESİ	x
ÇİZELGE LİSTESİ	xiv
ÖZET	xv
ABSTRACT	xvii
BÖLÜM 1	
GİRİŞ	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	2
1.3 Orijinal Katkı	2
BÖLÜM 2	
EVSEL ATIKSU ARITIMI	4
2.1 Genel	4
2.2 Evsel Atıksu Karakterizasyonu	5
2.3 Atıksu Arıtımında Kullanılan Biyolojik Proseslerin Temelleri	10
2.3.1 Aerobik Oksidasyon	10
2.3.2 Biyolojik Nitrifikasyon	13
2.3.3 Biyolojik Denitrifikasyon	17
2.3.4 Biyolojik Fosfor Giderimi	20
2.4 Proses Konfigürasyonları	24
2.4.1 A ² /O (Anaerobik/anoksik/aerobik) Prosesi	25
2.4.2 UCT (University of Cape Town) Prosesi	26
2.4.2.1 Standart UCT Prosesi	26
2.4.2.2 Modifiye UCT Prosesi	27
2.4.3 VIP (Virginia Initiative Plant) Prosesi	28
2.4.4 Johannesburg Prosesi	29
2.4.5 AKR (Ardışık kesikli reaktör) Prosesi	30
2.4.6 Beş Kademeli Bardenpho Prosesi	31

2.5	Evsel Atıksuların Biyolojik Olarak Arıtılması	32
2.5.1	Kaskat Beslemenin Etkisi	33
2.5.2	Atıksu Karakterizasyonu ve C/N Oranı.....	37
2.5.3	Harici Karbon Kaynağı.....	41
2.5.4	Sıcaklık	43
2.5.5	Hidrolik Bekletme Süresi ve Çamur Yaşı	44
2.6	Evsel Atıksuların Biyolojik Arıtımında Etkili Olan Mikroorganizmalar.....	46
BÖLÜM 3		
MATERYAL VE METOT		56
3.1	Analiz Yöntemleri	56
3.2	Mikrobiyal Tür Analizleri.....	57
3.2.1	Nükleik Asit Ekstraksiyonu	57
3.2.2	Polimeraz Zincir Reaksiyonu (PCR)	57
3.2.3	Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE)	58
3.2.4	DNA Dizi Analizi	59
3.3	İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi.....	61
3.4	Pilot Ölçekli Tesis.....	63
BÖLÜM 4		
BULGULAR VE TARTIŞMA.....		69
4.1	Yeni Geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi	69
4.1.1	KOİ Giderimi	70
4.1.2	TKN Giderimi	71
4.1.3	NH ₄ -N Giderimi.....	72
4.1.4	NO ₂ -N Giderimi.....	74
4.1.5	NO ₃ -N Giderimi.....	74
4.1.6	TP Giderimi.....	75
4.1.7	PO ₄ -P Giderimi.....	76
4.1.8	AKM Giderimi	78
4.1.9	UAKM Giderimi.....	78
4.1.10	Pilot Ölçekli Tesis için Kararlı Hal Performansı.....	79
4.1.11	Mikrobiyolojik Tür Analizleri	79
4.2	İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi.....	87
4.2.1	KOİ Giderimi	88
4.2.2	TKN Giderimi	89
4.2.3	NH ₄ -N Giderimi.....	90
4.2.4	NO ₂ -N Giderimi.....	92
4.2.5	NO ₃ -N Giderimi.....	92
4.2.6	TP Giderimi.....	93
4.2.7	PO ₄ -P Giderimi.....	94
4.2.8	AKM Giderimi	96
4.2.9	UAKM Giderimi.....	96
4.2.10	Mikrobiyal Tür Analizleri	97
4.3	Proseslerin Literatür ile Karşılaştırılması	105

BÖLÜM 5

SONUÇLAR VE ÖNERİLER	106
KAYNAKLAR	109
ÖZGEÇMİŞ	125

KISALTMA LİSTESİ

AKM	Askıda Katı Madde
AKR	Ardışık Kesikli Reaktör
AN	Anaerobik
AO	Anoksik
AOB	Amonyak Oksitleyen Bakteri
APAO	Aerobik Fosfor Biriktiren Organizma
BAF	Biyolojik Havalandırmalı Filtre
BNR	Biyolojik Nütrient Giderimi
BNRAS	Biyolojik Nütrient Giderim Aktif Çamur
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
C/N	Karbon/Azot oranı
ÇO	Çözünmüş Oksijen
DN	Denitrifikasyon
DGGE	Denatüre Gradyan Jel Elektforezi
DPAO	Denitrifikasyon Fosfor Biriktiren Organizma
EBPR	İleri Biyolojik Fosfor Giderimi
FISH	Fluoresan İn Situ Hibridizasyon
GAO	Glikojen Biriktiren Bakteri
HBS	Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	Membran Biyoreaktör
MLSS	Aktif Çamur Havuzundaki Askıda Katılar
MLVSS	Aktif Çamur Havuzundaki Uçucu Katılar
N	Nitrifikasyon
NH ₄ ⁺ -N	Amonyum Azotu
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit Azotu
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat Azotu
NOB	Nitrit Oksitleyen Bakteri
O	Oksik
OLR	Organik Yük
PAO	Fosfor Biriktiren Organizma
PCR	Polimeraz Zincir Reaksiyonu
PHB	Polihidroksibütrat
PO ₄ ³⁻ -P	Fosfat Fosforu
SMP	Çözünmüş Mikrobiyal Ürün

SND	Eşzamanlı Nitrifikasyon-Denitrifikasyon
SRT	Çamur Yaşı
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TN	Toplam Azot
TOK	Toplam Organik Karbon
TP	Toplam Fosfor
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
UCT	University of Cape Town
UYA	Uçucu Yağ Asidi
VIP	Virginia Initiative Plant
WAS	Atık Aktif Çamur

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1	A ² /O prosesinin şematik görünümü.....26
Şekil 2.2	Standart UCT prosesinin şematik görünümü.....27
Şekil 2.3	Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü28
Şekil 2.4	VIP prosesinin şematik görünümü29
Şekil 2.5	Johannesburg prosesinin şematik görünümü30
Şekil 2.6	AKR prosesinin şematik görünümü30
Şekil 2.7	Beş kademeli Bardenpho prosesinin şematik görünümü31
Şekil 2.8	Peng ve Ge [4] tarafından çalışmada kullanılan pilot ölçekli reaktörler33
Şekil 2.9	Vaiopoulou ve Aivasidis [38] tarafından kullanılan pilot ölçekli reaktör34
Şekil 2.10	Ge vd. [106] tarafından kullanılan pilot ölçekli modifiye kaskat besleme proses35
Şekil 2.11	Wang vd. [6] tarafından kullanılan pilot ölçekli kaskat beslemeli A2O prosesi akım şeması36
Şekil 2.12	Sin vd. [131] tarafından uygulanan işletme senaryoları37
Şekil 2.13	Fan vd. [135] tarafından çalışılan Anqing Atıksu Arıtma Tesisi.....39
Şekil 2.14	Xu vd. [138] tarafından kullanılan laboratuvar ölçekli AOA prosesi akım şeması.....42
Şekil 2.15	Ge vd. [141] tarafından kullanılan pilot ölçekli kaskat beslemeli modifiye UCT prosesi44
Şekil 2.16	Park vd. [8] ve Lee vd. [142] tarafından yapılan çalışmadaki DGGE profilleri45
Şekil 2.17	Kim vd. [143] tarafından kullanılan pilot ölçekli biyolojik nütrient giderim prosesinin şematik görünümü46
Şekil 2.18	Liu vd. [172] tarafından AKR1, AKR2 ve AKR3'te tespit edilen DGGE bant görüntüleri.....54
Şekil 2.19	İnce vd. [173] tarafından belirlenen DGGE profilleri (AOB kom. için)55
Şekil 3.1	Moleküler analiz yöntemlerinin uygulama akış şeması [175]60
Şekil 3.2	İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin akış şeması [176]62
Şekil 3.3	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi akış şeması64
Şekil 3.4	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi genel görünümü64
Şekil 3.5	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi ızgara yapısı.....65
Şekil 3.6	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi ızgara yapısı.....65
Şekil 3.7	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi birinci kademe (solda) ve ikinci kademe (sağda) denitrifikasyon üniteleri66

Şekil 3.8	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi birinci kademe (solda) ve ikinci kademe (sağda) nitrifikasyon üniteleri	66
Şekil 3.9	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi nitrifikasyon kademesi difüzörleri.....	66
Şekil 3.10	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi nitrifikasyon ve denitrifikasyon havuzları arası geri devir sistemleri	67
Şekil 3.11	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi son çöktürme havuzu	67
Şekil 3.12	Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi kumanda panosu.....	68
Şekil 4.1	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimi.	70
Şekil 4.2	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri KOİ konsantrasyonları	71
Şekil 4.3	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış TKN konsantrasyonları ile TKN giderim verimi	71
Şekil 4.4	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TKN konsantrasyonları	72
Şekil 4.5	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış NH ₄ -N konsantrasyonları ile NH ₄ -N giderim verimi.....	73
Şekil 4.6	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NH ₄ -N konsantrasyonları.....	73
Şekil 4.7	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO ₂ -N konsantrasyonları.....	74
Şekil 4.8	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO ₃ -N konsantrasyonları.....	75
Şekil 4.9	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış TP konsantrasyonları ile TP giderim verimi....	76
Şekil 4.10	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TP konsantrasyonları .	76
Şekil 4.11	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış PO ₄ -P konsantrasyonları ile PO ₄ -P giderim verimi.....	77
Şekil 4.12	Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri PO ₄ -P konsantrasyonları	77
Şekil 4.13	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimi	78
Şekil 4.14	Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimi.....	79
Şekil 4.15	PCR1 kademesinden sonra elektroforez1 görüntüsü	80
Şekil 4.16	PCR2 kademesinden sonra elektroforez2 görüntüsü	80
Şekil 4.17	DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantlar	81
Şekil 4.18	DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantların şematik gösterimi.....	82
Şekil 4.19	PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (1-11 arası bantlar)	82
Şekil 4.20	PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (12-21 arası bantlar)	83
Şekil 4.21	Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (1-12 arası bantlar).....	83
Şekil 4.22	Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (13-21 arası bantlar).....	83
Şekil 4.23	İşletmeye alma aşaması için filojenik ağaç görünümü.....	85

Şekil 4.24	Kararlı hal için filojenik ağaç görünümü	86
Şekil 4.25	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimi.....	88
Şekil 4.26	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri KOİ konsantrasyonları.....	89
Şekil 4.27	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış TKN konsantrasyonları ile TKN giderim verimi.....	90
Şekil 4.28	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TKN konsantrasyonları.....	90
Şekil 4.29	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış NH ₄ -N konsantrasyonları ile NH ₄ -N giderim verimi.....	91
Şekil 4.30	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NH ₄ -N konsantrasyonları.....	91
Şekil 4.31	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO ₂ -N konsantrasyonları.....	92
Şekil 4.32	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO ₃ -N konsantrasyonları.....	93
Şekil 4.33	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış TP konsantrasyonları ile TP giderim verimi	94
Şekil 4.34	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TP konsantrasyonları.....	94
Şekil 4.35	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış PO ₄ -P konsantrasyonları ile PO ₄ -P giderim verimi	95
Şekil 4.36	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri PO ₄ -P konsantrasyonları.....	95
Şekil 4.37	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimi.....	96
Şekil 4.38	Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimi.....	97
Şekil 4.39	Kaskat besleme için PCR1 kademesinden sonraki elektroforez1 görüntüsü	98
Şekil 4.40	Kaskat besleme için PCR2 kademesinden sonraki elektroforez2 görüntüsü	98
Şekil 4.41	Kaskat besleme için DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantlar	99
Şekil 4.42	Kaskat besleme için DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantların şematik gösterimi.....	100
Şekil 4.43	Kaskat besleme için PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (1-10 arası bantlar)	100
Şekil 4.44	Kaskat besleme için PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (11-20 arası bantlar)	101

Şekil 4.45	Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (1-10 arası bantlar).....	101
Şekil 4.46	Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (11-20 arası bantlar).....	102
Şekil 4.47	İki Kademeli Kaskat Proses için filojenik ağaç görünümü	104

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2.1	Metcalf ve Eddy [25]'de verilen evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları6
Çizelge 2.2	Çokgör vd. [26] tarafından verilen ham evsel atıksu karakterizasyonu6
Çizelge 2.3	Debik [27] tarafından belirlenen ham evsel atıksu karakterizasyonu7
Çizelge 2.4	Erdoğan vd. [28] tarafından belirlenen İstanbul'un evsel atıksu karakterizasyonu7
Çizelge 2.5	Korkusuz vd. [30] tarafından belirlenen evsel atıksu kompozisyonu8
Çizelge 2.6	Arslan ve Ayberk [32] tarafından belirlenen, İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisine gelen atıksu karakterizasyonu9
Çizelge 2.7	Azman [33] tarafından belirlenen İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisine gelen atıksu karakterizasyonu.....9
Çizelge 2.8	Farklı BOİ ₅ /ΔP ve KOİ/ ΔP seviyeleri için önerilen sistemler29
Çizelge 2.9	Metcalf ve Eddy [25]'de biyolojik fosfor giderimi için kullanılan bazı proses konfigürasyonları için tipik tasarım parametreleri32
Çizelge 2.10	Ge vd. [106] tarafından belirlenen kaskat beslemeli reaktör için giriş-çıkış konsantrasyonları için giderim verimleri36
Çizelge 2.11	Wang vd. [171] tarafından kullanılan atıksu arıtma tesisleri işletme şartları.....54
Çizelge 3.1	Uygulanan PCR1, PCR2 ve PCR3 prosedürleri58
Çizelge 3.2	Uygulanan ısıl çevrim prosedürleri58
Çizelge 3.3	DGGE jel hazırlama prosedürü.....59
Çizelge 3.4	İSKİ Ataköy Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin atıksu karakterizasyonu [177]62
Çizelge 3.5	Arıtma tesisinin tasarım değerleri.....63
Çizelge 4.1	Pilot ölçekli biyolojik atıksu arıtma tesisinin tasarım değerleri.....69
Çizelge 4.2	Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi mikroorganizma türleri.....84
Çizelge 4.3	İki Kademeli Kaskat Proses için mikroorganizma türleri103
Çizelge 4.4	Tez çalışması ile literatür verilerinin karşılaştırılması.....105

İLERİ BİYOLOJİK ARITMA PROSESLERİNDE NÜTRİYENT GİDERİMİ VE MİKROORGANİZMA TÜRLERİNİN İNCELENMESİ

Neslihan MANAV DEMİR

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Eyüp DEBİK

Dünya nüfusunun günden güne artmasına bağlı olarak oluşan atıksu miktarı da artış göstermekte ve bu durum atıksuların arıtılması maksadıyla daha ekonomik ve çevre dostu sistemlerin geliştirilmesi ihtiyacını ortaya çıkarmaktadır.

Bu çalışmada evsel atıksuların arıtılması maksadıyla İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde bulunan 8,6 m³ hacimli 10 m³/gün kapasiteli pilot ölçekli biyolojik atıksu arıtma prosesi kullanılmış olup, çalışmada yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi ve İki Kademeli Kaskat Beslemeli Biyolojik Nutrient Giderim Prosesi olmak üzere iki farklı prosesin arıtma performansı ve işletme sürecinde sistemlerdeki mikroorganizma tipleri ortaya konmuştur.

Bu maksatla çalışmada ilk aşamada KOİ, TKN, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, TP, PO₄-P ve AKM konsantrasyonları sırasıyla 645±115 mg/L; 79±13 mg/L; 52±9 mg/L; 0,04±0,03 mg/L; 0,11±0,10 mg/L; 7,9±0,8 mg/L; 3,4±0,7 mg/L ve 321±156 mg/L olan gerçek evsel atıksu kullanılmış ve geri devir oranı %80 olan yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi kullanılarak biyolojik olarak arıtımı incelenmiştir. Çalışma sonucunda yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesinde tüm işletme süresince elde edilen ortalama KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P ve AKM giderim verimleri sırasıyla %76; %63; %68; %80; %72 ve %80 olarak belirlenmiştir. Ancak çalışmada sekizinci haftadan sonra kararlı duruma ulaşılmış ve bu haftadan sonra elde edilen analiz neticelerine göre giderim verimleri değerlendirilmiştir. Bu durumda kararlı hal durumunda KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P ve AKM için ortalama giderim verimleri sırasıyla

%87; %86; %93; %89; %88 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin uygulandığı ilk aşamada mikrobiyal tür analizleri de gerçekleştirilmiş olup, kararlı hal için arıtmadan sorumlu bakteriler olarak *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Accumulibacter*, *Dechloromonas*, *Firmicutes* cinslerine ait türler ve diğer tanımlanmamış türler belirlenmiştir.

İkinci aşamada iki Kademeli Kaskat Nutrient Giderme Prosesi çalışmalarına geçilmiş olup; bu aşamada giriş atıksuyu ($10 \text{ m}^3/\text{gün}$) ikiye bölünerek %50'si ($\sim 5 \text{ m}^3/\text{gün}$) bio-P ünitesine, %50'si ($\sim 5 \text{ m}^3/\text{gün}$) ise denitrifikasyon ünitesine beslenmiştir. Çalışma parametrelerinin değiştirilmediği bu aşamada giriş KOİ, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$ ve AKM konsantrasyonları sırasıyla $555 \pm 60 \text{ mg/L}$; $72 \pm 7 \text{ mg/L}$; $44 \pm 7 \text{ mg/L}$; $0,03 \pm 0,02 \text{ mg/L}$; $0,06 \pm 0,04 \text{ mg/L}$; $8,1 \pm 0,4 \text{ mg/L}$; $4,0 \pm 0,5 \text{ mg/L}$ ve $316 \pm 47 \text{ mg/L}$ özelliğinde evsel atıksu kullanılmıştır. Prosesin iki Kademeli Kaskat Nutrient Giderme Prosesi şeklinde işletilmesi sonucunda KOİ, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$ ve AKM için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %87; %84; %93; %90; %88 ve %95 olarak belirlenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında da mikrobiyal tür analizleri gerçekleştirilmiştir. Arıtmadan sorumlu bakteriler olarak *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Accumulibacter*, *Dechloromonas* ve diğer tanımlanmamış türler tespit edilmiştir.

Her iki proses için elde edilen verimler ve işletme koşulları dikkate alındığında yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin orta kuvvetli atıksular için daha uygun olacağı ortaya konmuştur. Diğer taraftan literatürde çoğunlukla laboratuvar ölçekli çalışmaların bulunması sebebiyle, çalışmanın literatüre önemli bir katkı sağlayacağı düşünülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Evsel atıksu arıtımı, Bardenpho prosesi, Kaskat proses, Biyolojik nutrient giderimi

ABSTRACT

INVESTIGATION OF NUTRIENT REMOVAL AND ASSOCIATED MICROORGANISMS IN ADVANCED BIOLOGICAL TREATMENT PROCESSES

Neslihan MANAV DEMİR

Department of Environmental Engineering

PhD Thesis

Advisor: Assoc. Prof. Dr. Eyüp DEBİK

Gradual increase in world's population has lead to increase in wastewater generation rates, which, in turn, brings the necessity of development of treatment systems that are more cost-efficient and more environmentally friendly.

This study focuses on the use of a pilot-scale biological treatment process of total volume 8.6 m³ and capacity 10 m³.d⁻¹ installed within the ISKI Ataköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant. Two different processes, one being the newly-developed Modified five-stage Bardenpho process and the other one being two-stage cascade-feed biological nutrient removal process, were evaluated in the aspect their treatment performances. Besides, microorganism speciation was done during the operating period for each process.

In the first stage of the study, the treatment of the domestic wastewater with COD = 645±115 mg.L⁻¹, TKN = 79±13 mg.L⁻¹, NH₄-N = 52±9 mg.L⁻¹, NO₂-N = 0.04±0.03 mg.L⁻¹, NO₃-N = 0.11±0.10 mg.L⁻¹, TP = 7.9±0.8 mg.L⁻¹, PO₄-P = 3.4±0.7 mg.L⁻¹, and SS = 321±156 mg.L⁻¹, by newly-developed Modified five-stage Bardenpho process with a recycle ratio of 80% was investigated. The average treatment efficiencies for COD, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, and SS by the newly developed process during the whole study period were 76%, 63%, 68%, 80%, 72%, and 80%, respectively. The results showed that the system has reached steady-state conditions after 8 weeks of operation. Under steady-state conditions, the treatment efficiencies were calculated as 87%, 86%, 93%, 89%, 88%, and 94%, respectively. Microbial speciation was also done during the whole

period, the results of which suggested that *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Accumulibacter*, *Dechloromonas*, *Firmicutes*, and some other uncultured genus were responsible for the treatment during the steady-state conditions.

In the second stage, the process was converted into a Two-Stage Cascade-Feed Biological Nutrient Removal Process by feeding fifty percent of the inlet wastewater ($5 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$) to the bio-P unit, and the rest ($5 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$) to the denitrification² unit by keeping all other operational parameters constant. Average wastewater characterization during this stage of the study $\text{COD} = 555 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{TKN} = 72 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{NH}_4\text{-N} = 44 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{NO}_2\text{-N} = 0.03 \pm 0.02 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N} = 0.06 \pm 0.04 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{TP} = 8.1 \pm 0.4 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{PO}_4\text{-P} = 4.0 \pm 0.5 \text{ mg.L}^{-1}$, and $\text{SS} = 316 \pm 47 \text{ mg.L}^{-1}$. The treatment efficiencies for COD, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, and SS were calculated as 87%, 84%, 93%, 90%, 88%, and 95%, respectively. It was determined that the microorganisms responsible for the treatment in this Two-Stage Cascade-Feed Biological Nutrient Removal Process were *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Accumulibacter*, *Dechloromonas*, and some other uncultured genus.

Comparing the treatment performances of and operational conditions for both processes, newly-developed Modified five-stage Bardenpho Process would be a better selection for medium-strength domestic wastewaters. On the other hand, this study is to contribute much to the current literature considering the fact that literature data is composed mostly of lab-scale studies.

Key words: Domestic wastewater treatment, Bardenpho process, Cascade process, Biological nutrient removal

1.1 Literatür Özeti

Bugüne kadar evsel atıksuların arıtılması maksadıyla biyolojik prosesler yaygın olarak kullanılmıştır. Biyolojik arıtımın ilk yıllarında sadece karbon gideriminin yeterli olduğu düşünülmeye karşın, evsel atıksuların karbona ek olarak azot ve fosfor gibi nütrientler ihtiva etmesi ve nütrientlerin de alıcı ortamlarda çevresel problemlere sebep olması nedeniyle, bu nütrientlerin de arıtılması ihtiyacı gündeme gelmiş ve yapılan çalışmalar bu yönde gelişme göstermiştir. Bugüne kadar ve günümüzde evsel atıksuların arıtılması maksadıyla birçok farklı proses ve teknoloji geliştirilmiş olmakla birlikte, evsel atıksu karakterinin farklılık göstermesi sebebiyle mevcut proseslerin optimize edilmesi veya o bölgeye uygun arıtma teknolojisinin belirlenmesi önem arz etmektedir.

Literatürde evsel atıksulardan karbon ve nütrient giderimi için; yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı- aktif çamur (UASB-AS), yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı- ardışık kesikli reaktör (UASB-AKR) [1], ardışık kesikli reaktör (AKR) [2], anaerobik/ anoksik/ oksik- biyolojik havalandırmalı filtre (A^2O -BAF) [3], anoksik/ oksik (AO), A^2O , modifiye University of Cape Town (modifiye UCT) [4], kaskat beslemeli UCT [5], kaskat beslemeli A^2O [6], anaerobik/ anoksik/ aerobik- membran biyoreaktör (A^2O -MBR) [7], beş kademeli Bardenpho [8] olmak üzere birçok farklı proses konfigürasyonu uygulanmıştır.

Biyolojik arıtma prosesi, yapısal ve genetik olarak birbirlerinden çok farklı mikroorganizmaların biraraya gelerek atıksudan istenmeyen kirleticilerin giderildiği bir ortamdır. Bu sistemlerde en genel haliyle bakteri, mantar, protozoa, rotiferler ve

nematod rol oynamaktadır. Biyolojik arıtma prosesi, atıksuların arıtılması maksadıyla uzun yıllardır yaygın olarak kullanılmasına rağmen, bazı kısıtlamalardan ötürü, biyolojik atıksu arıtma sistemlerindeki mikroorganizma çeşitleri hakkında geçtiğimiz 10 yıla kadar yeterli sayıda araştırma yapılamamıştır. Halbuki arıtma proseslerinin işletme parametrelerine ve atıksu karakteristiğine bağlı olarak çok farklılık gösteren mikroorganizma kültürünün yapısını bilmek de arıtma sistemlerinin verimini arttırmak açısından son derece önemlidir.

1.2 Tezin Amacı

Evsel atıksuların arıtılması maksadıyla birçok teknoloji uygulanmakta olup, literatürde biyolojik arıtma tesislerinde farklı proses ve işletme şartlarına bağlı olarak karbon-azot-fosfor giderim mekanizmasında rol oynayan mikroorganizma türlerinin tespiti, bu türlerin işletme tipine göre değişimi, sistem performansı ve bulunan sonuçlara bağlı olarak optimum yöntemlerin belirlenmesine halen ihtiyaç duyulmaktadır.

Bu bağlamda tezin amacı, Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin geliştirilmesi ve gerçek evsel atıksu kullanılarak sistem performansının belirlenmesi, daha sonra elde edilen sonuçların karbon ve nütrient giderimi açısından İki Kademeli Kaskat Nütrient Giderme Prosesi'nin performansı ile karşılaştırılmasıdır. Çalışmada ayrıca proseslerde görev alan mikroorganizma türleri polimeraz zincir reaksiyonu (PCR), denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE) ve dizi analizleri ile belirlenerek, prosesler arasındaki tür değişimlerinin belirlenmesi hedeflenmiştir.

Daha önceki çalışmalarda laboratuvar ölçekli olarak yapılan çalışmalar yaygın olmakla birlikte, tez kapsamında her iki proses için de 8,6 m³ hacimli pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi kullanılarak tam ölçekli proseslerin tasarımı için tatmin ve temsil edici verilerin elde edilmesi amaçlanmıştır.

1.3 Orijinal Katkı

Bu çalışma kapsamında evsel atıksulardan karbon ve nütrient giderimi maksadıyla Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi geliştirilmiş ve yatırım maliyetinin düşürüleceği düşünülmüştür. İki Kademeli Kaskat Nütrient Giderme Prosesi ile ilgili literatürde yapılan çalışmalar çok sınırlı olup, her iki proses tipi için de pilot ölçekte

gerçek atıksu kullanılarak nütrient giderme veriminin belirlenmesi ve proseslerde etkin mikroorganizma türlerinin ortaya konmasıyla literatüre önemli katkılar sağlanacaktır.

EVSEL ATIKSU ARITIMI

2.1 Genel

Dünya nüfusunun her geçen gün artmasının bir sonucu olarak atıksu miktarı da artmakta ve sınırlı su kaynaklarının kalitesinin korunması maksadıyla daha ileri arıtma teknolojilerine ihtiyaç duyulmaktadır [9]. İçme ve kullanma suyu kaynaklarından temin edilerek birçok farklı kullanıma tabi tutulan sular nihayetinde bir atıksu kanalına ya da bir alıcı ortama atıksu olarak geri döndürülmektedir [10]. 2006 yılı itibariyle İstanbul'da İSKİ Genel Müdürlüğü'ne ait atıksu arıtma tesislerinde arıtılan günlük evsel atıksu miktarı 2.127.183 m³/gün'dür [11].

Kanalizasyon hizmeti veren belediyeler tarafından, 2003 yılı itibariyle 2,86 milyar m³ atıksuyun %49,2'si akarsuya, %41'i denize, %1,6'sı göl-gölete, %1,5'i araziye, %3,4'ü baraja ve %3,3'ü diğer alıcı ortamlara deşarj edilmiştir. Kanalizasyon şebekesinden deşarj edilen 2,86 milyar m³ atıksuyun 1,59 milyar m³'ü atıksu arıtma tesislerinde arıtılmıştır. Arıtılan atıksuyun %55,3'üne biyolojik, %30,4'üne fiziksel ve %14,3'üne ileri arıtma uygulanmıştır [12].

Herhangi bir ortama kapasitesinin üzerinde atıksuların arıtılmadan deşarjına izin verildiği takdirde bu ortamlarda zamanla septik şartlar gelişmeye başlamakta ve bunun sonucunda da kötü kokular ve rahatsız edici şartlar oluşmaktadır. Buna ek olarak atıksular, arıtılmadan deşarj edildikleri çevrelerde ötrofikasyon, oksijen tüketimi ve toksisite gibi çevresel problemlere sebep olmaktadır [13]. Evsel atıksularda mevcut esas kirletici olarak organik kirleticiler, azot ve fosfor bilinmektedir [14]. Atıksular,

üretildiklerinde, bir an evvel üretim alanından uzaklaştırılmalı, arıtılmalı ve bir alıcı ortama deşarj edilmeli veya yeniden kullanım yöntemleri araştırılmalıdır [15].

2.2 Evsel Atıksu Karakterizasyonu

Evsel atıksular esas olarak organik madde, nütrientler ve askıda katılardan oluşmaktadır [16]. Buna ek olarak, evsel atıksular insan bağırsağında yaşayan birçok patojen mikroorganizmaları da (*Salmonella*, *helminths ova*, *protozoan cysts*, *total coliforms*, *faecal coliforms*, *faecal streptococci*) içermektedir [17], [18], [19]. Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik yöntemlerin amaçları genel olarak (1) alıcı sularda yüksek miktarda çözünmüş oksijen (ÇO) tüketimine neden olan organik maddelerin giderilmesi, (2) koloidal formda ve askıda bulunan katıların giderilmesi ve (3) patojenlerin azaltılması şeklinde sıralanabilir. Evsel atıksuların önemli bir diğer özelliği ise yüksek miktarda nütrient (azot ve fosfor) ihtiva etmeleri olup, bu nütrientler suda yaşayan mikroskobik canlıların gelişmesini teşvik eder ve ötrofikasyona sebep olurlar [20], [21], [22]. Bu etki özellikle göllerde ve yavaş akışlı nehirlerde etkisini göstermektedir [9]. Ötrofikasyona ek olarak yüksek seviyelerde amonyak, balık ve diğer sucul yaşam üzerinde toksik etki yapabilir [23]. Toksikite riskinden dolayı yaz aylarında maksimum izin verilen toplam amonyak konsantrasyonu 0,425 mgN/L seviyeleri kadar düşük olabilmektedir [24].

Günümüzde evsel atıksuların karakterizasyonu ile ilgili olarak yapılmış birçok çalışma mevcuttur. Metcalf ve Eddy [25]'de verilen evsel atıksuların bazı karakteristik özellikleri Çizelge 2.1'de özetlenmiştir. Bu çalışmada İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen atıksu kullanıldığı için evsel atıksu karakterizasyonu hakkında bilgi edinilmesi için özellikle Türkiye'de yapılan çalışmalar da dikkate alınmıştır.

Çokgör vd. [26] gerçekleştirdikleri çalışmada, İstanbul Kadıköy Bölgesi'nden bir yıllık süre zarfında 16 farklı numune alınarak atıksu karakterizasyonu gerçekleştirilmiş olup, farklı çevresel şartların atıksu karakterini etkilediği belirtilmiştir. Çalışmada kullanılan evsel atıksuyun klasik karakterizasyonu Çizelge 2.2'de gösterildiği gibidir.

Çizelge 2.1 Metcalf ve Eddy [25]'de verilen evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları

Parametre	Birim	Tipik Konsantrasyon		
		Zayıf Atıksu	Orta-kuvvetli Atıksu	Kuvvetli Atıksu
BOİ₅	mg/L	110	190	350
KOİ	mg/L	250	430	800
Toplam Katı	mg/L	390	720	1230
Toplam Çözünmüş Madde	mg/L	270	500	860
Uçucu olmayan		160	300	520
Uçucu		110	200	340
Toplam AKM	mg/L	120	210	400
Uçucu olmayan AKM		25	50	85
Uçucu AKM		95	160	315
Çökebilir Katı Madde	mg/L	5	10	20
TOK	mg/L	80	140	260
Azot	mg/L	20	40	70
Organik		8	15	25
Amonyak		12	25	45
Nitrit		0	0	0
Nitrat		0	0	0
Fosfor	mg/L	4	7	12
Organik		1	2	4
İnorganik		3	5	8
Klorlu Bileşikler	mg/L	30	50	90
Sülfat	mg/L	20	30	50
Yağ ve Gres	mg/L	50	90	100
Uçucu Organik Bileşikler	mg/L	<100	100 – 400	>400
Toplam Koliform	No./100 mL	10 ⁶ – 10 ⁸	10 ⁷ – 10 ⁹	10 ⁷ – 10 ¹⁰
Fekal Koliform	No./100 mL	10 ³ – 10 ⁵	10 ⁴ – 10 ⁶	10 ⁵ – 10 ⁸
Cryptosporidium oocysts	No./100 mL	10 ⁻¹ – 10 ⁰	10 ⁻¹ – 10 ¹	10 ⁻¹ – 10 ²
Giardia lamblia cysts	No./100 mL	10 ⁻¹ – 10 ¹	10 ⁻¹ – 10 ²	10 ⁻¹ – 10 ³

Çizelge 2.2 Çokgör vd. [26] tarafından verilen ham evsel atıksu karakterizasyonu

Parametre (mg/L)	Aralık	Ortalama
KOİ (toplam)	410 – 870	587
KOİ (çözünebilir)	125 – 265	183
TKN	45 – 118	62
NH ₃ -N	27 – 61	42
TP	7 – 11,6	9,3
AKM	220 – 505	350
UAKM	190 – 430	260
Alkalinite	260 – 495	350

Debik [27] yaptığı çalışmada İstanbul'daki atıksu karakterizasyonunu belirlenmiş olup, çalışma sonucunda elde edilen atıksu karakterizasyonu Çizelge 2.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 2.3 Debik [27] tarafından belirlenen ham evsel atıksu karakterizasyonu

Parametre (mg/L)	KOİ	AKM	PO ₄ ³⁻ -P	TP	NH ₄ ⁺ -N	TKN
Baltalimanı Ön Arıtma Tesisi						
Ortalama	365	140	-	3,27	14	27
Minimum	175	55	-	2,22	4	12
Maksimum	630	185	-	5,41	24	48
Yenikapı Ön Arıtma Tesisi						
Ortalama	440	303	5,10	9,80	38	58
Minimum	410	214	4,51	8,83	36	51
Maksimum	510	392	5,85	11,33	39	62
Ataköy Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi						
Ortalama	390	195	4,10	5,75	31	40
Minimum	240	123	3,66	4,17	23	29
Maksimum	660	319	4,33	6,70	41	52

İstanbul’da gerçekleştirilen bir başka atıksu karakterizasyonu çalışmasında ise Çizelge 2.4’teki değerler belirlenmiştir [28].

Çizelge 2.4 Erdoğan vd. [28] tarafından belirlenen İstanbul’un evsel atıksu karakterizasyonu

Parametre (mg/L)	Kadıköy		Küçükçekmece		Baltalimanı		Ataköy		Yenikapı	
	Aralık	Ort.	Aralık	Ort.	Aralık	Ort.	Aralık	Ort.	Aralık	Ort.
KOİ	220-775	450	345-480	400	265-645	340	160-350	270	280-1480	680
BOİ ₅	150-410	220	160-210	185	73-200	150	-	-	110-425	300
TKN	22-73	49	38,6-46,7	42	23,9-57	35	22-63	37	27-92	66
NH ₃ -N	25-39	30,5	22,4-30,4	24,7	10-26,3	19,9	12-40	23	24-48,8	37
TP	5-15	8,1	6,1-9,6	7,4	5,8-63	6,8	3-12	7	3,6-13	7
AKM	140-930	310	165-270	200	85-318	140	-	-	110-820	480
UAKM	130-395	210	100-105	103	120-135	125	-	-	65-69	65
pH	-	7,2	7,6-7,7	7,68	7,2-7,5	7,4	6,8-7,5	7,1	7,1-7,3	7,24

Gerçekleştirilen çalışmada Yenikapı deşarjının deri atıksularını içermesi sebebiyle tipik evsel atıksu karakterinden farklılıklar gösterdiği belirtilmiştir.

İstanbul’da atıksu karakterizasyonu için yapılan bir başka çalışmada ise Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’ne gelen atıksu değerlendirilmiş olup; KOİ, BOİ₅, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 448±107; 331±17; 57,2±15,7; 43,6±15,8; 12,1±2,7; 7,2±1,3; 360±46 ve 226±27 olarak belirlenmiştir [15].

Kocadağistan ve Topçu [29], 2007 yılında Erzurum’da yaptıkları çalışmada Erzurum şehrinin gerçek evsel atıksularını kullanmış olup, atıksu karakterizasyonunu 350 – 500 mg/L KOİ, 3 – 4,5 mg/L PO₄-P, 15 – 21 mg/L NH₄-N, 6,5 – 7,8 pH ve 5 – 14°C sıcaklık olarak belirlemişlerdir.

Korkusuz vd. [30] yaptıkları çalışmada kullandıkları ham evsel atıksuyu Ortadoğu Teknik Üniversitesi Kampüsü'nden temin etmiş olup, belirledikleri atıksu karakteri Çizelge 2.5'te gösterilmiştir.

Çizelge 2.5 Korkusuz vd. [30] tarafından belirlenen evsel atıksu kompozisyonu

Parametre (mg/L)	BOİ ₅	KOİ	AKM	PO ₄ ³⁻ -P	TP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN
Ortalama	65	279,45	102,33	3,34	6,14	23,86	0,60	34,69
Standart sapma	30	52,40	9,23	0,74	0,11	6,17	0,34	9,23
Minimum	40	221	80	2,60	5,98	14,03	0,13	28,10
Maksimum	90	348	125	4,34	6,19	29,46	0,91	50,85

Tunçal vd. [31] tarafından gerçekleştirilen çalışmada İzmir Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen atıksuyun KOİ, BOİ₅, TN, NH₄⁺-N, TP ve PO₄-P konsantrasyonları sırasıyla 475±172 mg/L, 210±65 mg/L, 34,5±6,2 mg/L, 23,1±4,7 mg/L, 8,9±2,2 mg/L ve 5,6±1,3 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Arslan ve Ayberk [32] İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen atıksuların karakterizasyonunu belirlemek maksadıyla gerçekleştirdikleri çalışmada, atıksu karakterinin çok geniş bir aralıkta değiştiğini belirtmiş olup, genel olarak KOİ konsantrasyonunun 580 – 1822 mg/L arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Buna ek olarak tesiste KOİ/N/P oranının 272/27/1 olduğunu, bu oranın biyolojik arıtılabilirlik açısından fosfor eksikliğini gösterdiğini ve tesiste BOİ₅/KOİ oranının ortalama olarak 0,20 olduğunu tespit etmişlerdir. Çalışmada KOİ, AKM, UAKM, TKN, NH₃-N, TP ve BOİ₅ konsantrasyonları sırasıyla 1201 mg/L, 575 mg/L, 483 mg/L, 118 mg/L, 71 mg/L, 4,42 mg/L ve 254 mg/L olarak tespit edilmiştir. Ayrıca alkalitenin 1706 mgCaCO₃/L, pH'nın 7,86 olarak belirlendiği çalışmada KOİ için standart sapmanın 621 mg/L olduğu ve TKN'nin yaklaşık %40'ının organik azot olduğu tespit edilmiştir. Çalışmanın gerçekleştirildiği tesise gelen atıksuyun karakterizasyonu Çizelge 2.6'da gösterilmiştir.

Evsel atıksuların karakterizasyonu ile ilgili olarak gerçekleştirilen bir başka çalışmada kişi başına günlük su tüketiminin 180 litre olduğu ve bu suyun %80'inin atıksu kanalizasyon sistemine geri döndüğü kabulü ile elde edilen evsel atıksu karakterizasyonu Çizelge 2.7'de gösterilmiştir [33].

Yukarıda verilen çalışmalardan anlaşılacağı gibi, atıksu karakteri yerleşim bölgesinin iklimi, o bölgede yaşayan çevre halkının kültürel seviyesi ve o bölgede yapılan endüstriyel deşarjlar gibi etkenlere göre değişiklik gösterebilmektedir.

Çizelge 2.6 Arslan ve Ayberk [32] tarafından belirlenen, İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen atıksu karakterizasyonu

Numune Tarihi	pH	KOİ (mg/L)		AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	TP (mg/L)	Reaktif P (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)
		Toplam	Çöz.								
13.03.01	8,03	749	422	305	275	151	67	4,25	1,69	-	-
26.04.01	8,20	653	634	345	255	134	52	3,33	1,86	-	-
14.05.01	8,91	1296	691	580	425	101	95	2,93	0,59	320	-
28.05.01	7,50	864	576	315	285	98	-	-	-	165	1720
28.06.01	8,30	1824	326	910	680	174	-	1,87	1,39	275	-
31.07.01	7,57	1077	59	2765	2470	50	3	8,68	4,92	150	-
30.09.01	7,11	2736	1924	727	600	159	111	7,12	2,01	470	-
15.10.01	7,91	1901	1002	245	215	160	119	5,32	1,58	170	2344
05.11.01	7,45	1505	830	256	232	86	78	5,18	0,13	545	-
24.12.01	7,69	385	206	164	113	74	25	3,23	0,69	55	-
23.01.02	8,05	1241	488	751	631	-	-	-	-	420	-
24.01.02	7,80	789	460	324	288	172	83	4,84	1,62	235	-
27.02.02	7,94	1012	552	220	180	111	103	3,85	1,38	172	1720
08.04.02	7,56	782	434	143	116	68	47	2,43	1,3	70	1040
Ort.	7,86	1201	614,57	575	483,2	118,3	71,2	4,42	1,60	253,9	1706
Std. Sap.	0,44	621,3	446,5	674,3	601,1	42,5	36,6	1,97	1,19	156,7	532,6
Min.	7,42	579,7	168,1	99,3	117,9	75,8	34,6	2,45	0,41	97,2	1173,4
Maks.	8,30	1822,3	1061,0	1249,3	1105,7	160,8	107,8	6,39	2,78	410,6	2238,6
- Ölçülememiştir.											

Çizelge 2.7 Azman [33] tarafından belirlenen İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen atıksu karakterizasyonu

Madde	Atıklarda Bulunma Değeri (g/kişi.gün)	Konsantrasyon (mg/L)
BOİ ₅	45 – 54	300 – 360
KOİ	1,6 – 1,9 x BOİ ₅	576 – 684
Toplam organik karbon	0,6 – 1,0 x BOİ ₅	216 – 360
Toplam katı maddeler	170 – 220	1133 – 1467
Askıda katı maddeler	70 – 145	467 – 967
Grit (inorganik, ≥0,2 mm)	5 – 15	33 – 100
Makine yağı	10 – 30	67 – 200
Alkalinite (CaCO ₃)	20 – 30	133 – 200
Kloridler	4 – 8	27 – 53
Toplam azot, N	6 – 12	40 – 80
Organik azot	~0,4 x toplam N	16 – 32
Serbest azot	~0,6 x toplam N	24 – 48
Nitrit	-	-
Nitrat	~0,0 – 0,5 x toplam N	0 – 20
Toplam fosfor, P	0,6 – 4,5	4 – 30
Organik fosfor	~0,3 x toplam P	1,2 – 9
İnorganik (orto- ve polifosfatlar)	~0,7 x toplam P	2,8 – 21
Potasyum (K ₂ O)	2,0 – 6,0	13 – 40
Atıksuda bulunan mikroorganizmalar (100 mL atıksu içinde)		
Toplam bakteri	10 ⁹ – 10 ¹⁰	
Koliformlar	10 ⁹ – 10 ¹⁰	
Fekal Streptococci	10 ⁵ – 10 ⁶	
<i>Salmonella typhosa</i>	10 ¹ – 10 ⁴	
Protozoa kistleri	10 ³ miktarına kadar	
Helminth yumurtaları	10 ³ miktarına kadar	
Virüsler (plak oluşturan birimler)	10 ² – 10 ⁴	

2.3 Atıksu Arıtımında Kullanılan Biyolojik Proseslerin Temelleri

Mikroorganizmalar hücre sentezi ve büyüme için karbon kaynaklarından başka nütrientlere de ihtiyaç duyarlar. Atıksu arıtımında kullanılan mikroorganizmaların ihtiyaç duyduğu başlıca nütrientler azot ve fosfordur. Bu nütrientler alıcı ortamlarda ötrofikasyona sebep olmaktadır [34], [35]. Nütrientler, yüksek miktarda ihtiyaç duyulan nütrientler (makronütrientler) ve daha az miktarlarda ihtiyaç duyulan nütrientler (mikronütrientler) olarak sıralanabilir. Makronütrientler ve mikronütrientler sülfür, potasyum, magnezyum, kalsiyum, demir, sodyum ve çinko, mangan, molibden, selenyum, kobalt, bakır, nikel [36] olarak sayılabilir. Bu makro ve mikro nütrientler evsel atıksularda genellikle yeterli miktarda bulunmaktadır [25].

Atıksu arıtımı eskiden sadece karbon gideriminden ibaretken, günümüzde karbona ek olarak azot ve fosforun da arıtılma gerekliliği ortaya çıkmıştır [37]. Günümüzde evsel atıksuların arıtılmasında diğer fiziksel ve kimyasal metotlara nazaran biyolojik arıtım prosesleri daha çok uygulanmaktadır [4]. Atıksuların arıtımında genellikle kullanılan biyolojik prosesler aerobik oksidasyon, nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimidir. Evsel atıksulardan karbon, azot ve fosfor giderimi; düşük maliyet ve daha az atık çamur oluşumu gibi özelliklerinden dolayı biyolojik nütrient giderim aktif çamur (BNRAS) sistemleri ile yapılmaktadır [38], [39]. Bu avantajlarına rağmen aynı işletme şartlarında ototrofik bakterilerin, heterotrofik bakterilerin ve fosfor depolayan organizmaların enerji eldesi ve büyüme maksadıyla rekabetlerinden dolayı eş zamanlı organik madde ve nütrient giderimini maksimize etmek çok zordur [4]. Bundan başka, biyolojik nütrient giderme sistemleri ile endüstriyel atıksularda karşılaşılabilen bazı özel durumlarda toksik madde giderimi de mümkün olmaktadır [15].

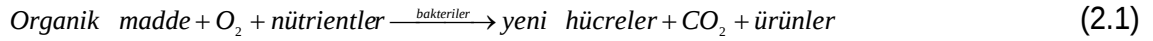
2.3.1 Aerobik Oksidasyon

Atıksuların biyolojik arıtılmasında görev alan mikroorganizmalar, genellikle bakteriler [25], karbon kaynaklı BOİ'yi karbondioksit (CO_2) ve suya (H_2O) dönüştürürlerken bir taraftan da bu işlemle elde ettikleri enerjiyle yeni hücre sentezi yaparlar. Bu dönüşüm ve sentez reaksiyonları neticesinde atıksudaki karbon kaynaklı BOİ giderilir. BOİ gideriminde bu işlem oksijenin bulunduğu aerobik tankta meydana gelirken, havalandırma tankını takip eden bir çöktürme tankı ile arıtılmış su içinde askıda halde

bulunan mikroorganizmaların ayrılması amaçlanmaktadır. Sistemin iyi çalışması için havalandırma tankındaki mikroorganizma konsantrasyonunun sabit tutulabilmesi amacıyla son çöktürmede toplanan çamurun bir kısmı geri devredilirken, her gün üretilen aktif çamur sistemden atılır. Alıcı ortam yüksek arıtma verimliliği (%90-95) gerektiriyorsa bu tip sistemler tercih edilmektedir [40].

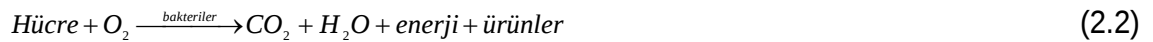
Atıksulardan BOİ giderimi maksadıyla askıda büyüyen ve biyofilm arıtım prosesleri mevcut olup [41], bu proseslerdeki temel esas, atıksuyun heterotrofik bakterilerle yeteri kadar temas etmesi (hidrolik bekletme süresi, HBS), oksijen ve nütrientlerin mevcudiyetidir.

Aerobik proseslerde organik madde giderimi biyokimyasal oksitlenme reaksiyonu ile aşağıda temsil edildiği gibi gerçekleşir:



Bu oksidasyon ve sentez reaksiyonuna göre organik maddeler kullanılarak oksijen eşliğinde son ürünler ve yeni hücreler elde edilir. Burada karbondioksit gaz olduğundan, tankı terk eder. Yeni hücreler ise tank içindeki askıda katı madde (AKM) konsantrasyonuna katılır.

Bundan başka, havalandırma tankında gerçekleşen bir başka oksidasyon işlemi de içsel solunumdur. İçsel solunum prosesi, yaşlanan hücrelerin diğer hücreler tarafından kullanımı ile ortaya çıkan organik maddelerin oksitlenmesi prosesidir ve aşağıda temsil edildiği gibi gerçekleşir.



Bu reaksiyonlarda hücre basitçe $C_5H_7NO_2$ ya da $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ şeklinde yazılabilir. $C_5H_7NO_2$ şeklinde ifade edildiğinde hücrenin BOİ değeri 1,42 mg/L olarak bulunur.

Mikrobiyolojik faaliyetlere göre havalandırma tankında substrat tüketim hızı ve bakteri büyüme hızı sırasıyla aşağıdaki gibi ifade edilebilmektedir:

$$r_{su} = -\frac{kXS}{K_s + S} \quad (2.3)$$

$$r_g = -Yr_{su} - k_d X = Y \frac{kXS}{K_s + S} - k_d X \quad (2.4)$$

Burada; r_{su} , substrat tüketim hızı ($\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$); k , maksimum spesifik substrat tüketim hızı (gün^{-1}); X , havalandırma tankındaki biyokütle konsantrasyonu (mg/L); S , substrat konsantrasyonu (mg/L); r_g , büyüme hızı ($\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$); Y , dönüşüm katsayısı (kgVSS/kgKOİ); K_s , yarı reaksiyon hız sabiti (mg/L) ve k_d , içsel solunum hızı katsayısıdır (gün^{-1}). Substrat tüketim hızı ve büyüme hızı, çamur yaşı (SRT) ve F/M oranı gibi bazı işletme parametrelerinin belirlenmesine yardımcı olmaktadır.

Atıksulardan organik madde gideriminde rol alan mikroorganizmaların en önemlileri aerobik heterotrofik mikroorganizmalardır. Buna ek olarak arıtımda rol alan diğer gruplar protozoalar, rotiferler, nematodlar ve diğer çok hücreli mikroorganizmalar olarak sayılabilir. Arıtımda görev alan mikroorganizmalar, genel olarak çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 1 mg/L 'nin üzerinde ($\sim 2 \text{ mg/L}$) olmasına ihtiyaç duymaktadırlar. Buna ek olarak protozoalar toksik maddelere karşı hassas olduklarından bu grubun aktif çamurdaki varlığı problemsiz bir sistemi temsil etmektedir [25]. Çözünmüş oksijen konsantrasyonuna ek olarak sistem performansını etkileyen bir diğer parametre pH olarak bilinmektedir. Aktif çamur sistemlerinde karbon giderimi için pH değerinin 6,0-9,0 aralığında olması gereklidir. Buna ek olarak heterotrofik bakterilerin toksik maddeleri tolere edebilme gücünün nitrifikasyon bakterilerine nazaran daha iyi olduğu da bilinmektedir [25]. Heterotrofik bakteriler ototrofik bakterilere nazaran daha hızlı büyüme ve daha asidik şartları tolere edebilme kapasitesine sahiptir. Böylece, değişken çevre şartlarında bu mikroorganizmaların gelişmesi ile (a) düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonları, (b) yüksek C/N oranları, (c) kısa çamur yaşı ve (d) asidik şartlarda çalışabilme imkanı sağlanmaktadır [42].

Aerobik proseslerde çamur kabarması, çamur yüzmesi ve köpük oluşumu gibi farklı işletme problemleri ile de karşılaşılabilir [43]. Bu problemlerin en önemli sebebi sistemde *Microthrix parvicella*, *Sphaerotilus natans* ve *Thiothrix* spp. gibi filamentli mikroorganizmaların fazla gelişmiş olmasıdır. Sistemde çamur kabarması oluştuğunda çamur çökelme özelliği bozulduğu için daha düşük çıkış suyu kalitesi, biyokütle kaybı ve maliyetlerde artış meydana gelmektedir [44]. Aerobik proseslerde genellikle karşılaşılan problemler yükleme ve ortam şartlarına bağlıdır. Havalandırma tankı konfigürasyonu ve besleme rejimi gibi proses dizayn parametreleri ile yüksek MLSS, düşük çamur geri devir oranı ve düşük çözünmüş oksijen gibi işletme şartlarına ek

olarak nütrient dengesi ve substrat kompozisyonu gibi kimyasal faktörler *Nocardia amarae* gibi filamentli mikroorganizmaların gelişiminde rol oynamaktadır. Düşük F/M oranlarının da filamentli mikroorganizmaların gelişimine ve çamur kabarmasına sebep olduğu bilinmektedir [45], [46]. Çamur kabarması ve köpük oluşumu gibi işletme problemleri, havalandırma tankına veya çamur geri devir hattına klor veya hidrojen peroksit gibi toksik kimyasalların eklenmesiyle veya kalsiyum, magnezyum, demir gibi metal iyonları ve sentetik polimer ilavesiyle de etkili bir şekilde kontrol edilebilmektedir. Ancak bu kimyasal kontrol metotları oldukça maliyetlidir [47].

2.3.2 Biyolojik Nitrifikasyon

Azot doğada azotlu organik bileşikler, amonyum, nitrit, nitrat gibi formlarda ve N_2 , NO ve N_2O gibi atmosferik gaz ürünleri halinde bulunmaktadır [48]. Atıksularda bulunan azot formları ise amonyak (NH_3), amonyum iyonu (NH_4^+), nitrit (NO_2^-), nitrat (NO_3^-) ve organik azot şeklinde sıralanabilir. Evsel atıksulardaki azotun yaklaşık %60-70'i amonyak azotu, %30-40'ı ise organik azot şeklinde [49]. Alıcı sularda balıklar için toksik etki yapabilen amonyak,  trotfikasyona da neden olabilmektedir. Bu sebeplerle birçok atıksu arıtma tesisinde azot giderimi uygulanmaktadır. Karbon gideriminde olduğu gibi, nitrifikasyonda da hem askıda büyüyen sistemler hem de bağlı büyüyen sistemler kullanılabilir.

Evsel atıksulardan azot giderimi için en ekonomik proseslerden biri nitrifikasyon – denitrifikasyon prosesleridir [13], [50]. Biyolojik azot gideriminde nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemi için aerobik ve anoksik tanklara ihtiyaç duyulmaktadır [51], [52]. Aerobik şartlarda (nitrifikasyon) ototrof mikroorganizmalar, anoksik şartlarda ise (denitrifikasyon) heterotrof mikroorganizmalar görev almakta olup [53], bu işlemler neticesinde azot, azot gazına dönüşmektedir [54].

Nitrifikasyon amonyağın sırasıyla nitrit ve nitrata dönüştürüldüğü iki kademeli bir prosestir [20], [55]. Bazı bakteri türleri elektron verici olarak, karbonlu bileşikler yerine amonyağı (NH_3) kullanırlar. Bu sayede atıksudaki amonyak da aerobik ortamda nitrit (NO_2) ve nitrata (NO_3) dönüştürülebilmektedir.

Biyolojik nitrifikasyon genellikle karbon giderimi ile birlikte gerçekleştirilir. Böyle sistemlerde bir havalandırma ve bir çöktürme tankı kullanılmaktadır. Nitrifikasyon

bakterilerinin büyüme hızları düşük olduğundan, bu tip sistemlerde çamur yaşı daha uzun tutulmakta, nitrifikasyon bakterilerinin gelişmesi sağlanmaktadır [15]. Aynı zamanda bu bakteriler yavaş büyüyen ve toksisiteye karşı hassas olmaları sebebiyle azot giderim proseslerinde nitrifikasyon hız sınırlayıcı adım olarak da bilinmektedir [56].

Enerji elde etmek amacıyla bakteriler tarafından amonyağın nitrata dönüştürülmesini sağlayan iki kademeli reaksiyon sırasıyla aşağıda verilmiştir.



En genel haliyle amonyağın nitrata dönüştürülmesini temsil eden toplam oksidasyon reaksiyonu ise şu şekilde yazılabilir:



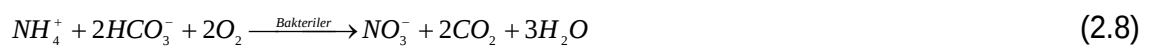
Amonyağın nitrit ve nitrata oksidasyonu ototrofik bakteriler tarafından gerçekleştirilmekte ve bu işlem iki kademe meydana gelmektedir. İlk kademe amonyak nitrite, ikinci kademe ise nitrit nitrata dönüştürülmektedir. Nitrifikasyonda iki bakteri grubu görev yapmakta olup, bunlar amonyak oksitleyen biyokütle (AOB) [57] ve nitrit oksitleyen biyokütle (NOB) olarak bilinmekte [23], [58], [59], [60], [61] olup genel olarak nitrifikasyon bakterileri olarak bilinmektedir [24]. Nitritin yaşayan organizmalara toksik etki etmesi sebebiyle, NOB nitritin giderilmesinde çok önemli rol oynamaktadır [62]. Amonyağın nitrite dönüştürülmesinden sorumlu olan bakteri cinsi *Nitrosomonas* iken nitriti nitrata dönüştüren bakteri cinsi *Nitrobacter*'dir [63], [64], [65], [66]. Bu iki grup aslen birbirinden çok farklı yapıdadırlar. Nitrifikasyon prosesinde rol alan bazı diğer bakteri cinsleri *Nitrosococcus*, *Nitrosospira* [23], [67], *Nitrosolobus* ve *Nitrosorobrio* olarak sayılmaktadır [25]. Klasik mikrobiyal tarama teknikleri kullanıldığında aktif çamur sistemlerinde esas tür olarak *Nitrosomonas europaea* (AOB) ve *Nitrobacter winogradskyi* (NOB) belirlenmiş olup, moleküler biyoloji tekniklerinin kullanıldığı diğer laboratuvar ve tam ölçekli sistemlerde *Nitrosospira* (AOB) ve *Nitrospira* (NOB) cinslerine ait türler esas olarak tespit edilmiştir [68]. Watanabe ve Baker [69] gerçekleştirdikleri çalışmada, literatürde genellikle *Nitrosomonas* (AOB) ve *Nitrobacter* (NOB)'in izole edilmesine rağmen, amonyak oksitleyici olarak

Nitrosococcus, nitrit oksitleyici olarak ise *Nitrospira*'nın daha dominant olduğunu belirtmişlerdir. Siripong ve Rittmann [24] tarafından yapılan bir araştırmada, 7 atıksu arıtma tesisinde yapılan mikrobiyolojik analiz sonuçları ilk kademenin *Nitrosomonas europaea/eutropha*, *Nitrosomonas oligotropha*, *Nitrosomonas communis* ve *Nitrosospira*, ikinci kademenin ise *Nitrobacter* ve *Nitrospira* tarafından gerçekleştirildiğini göstermiştir. Larsen vd. [56] tarafından gerçekleştirilen çalışmada aktif çamur içinde *N. oligotropha* (AOB) ve *Nitrospira* spp. (NOB)'nin güçlü ve dirençli mikrokolonilere sahip olduğu belirtilmiştir. Wagner ve Loy [70] atıksu arıtma tesislerinde AOB olarak *Nitrosomonas europaea*'nın, NOB olarak ise *Nitrobacter* spp.'nin görevli olduğunu belirtmişlerdir [70].

Nitrifikasyon bakterileri toksisiteye karşı çok daha hassas olup aynı zamanda yavaş büyüyen bakteriler olmaları sebebiyle [56], atıksu arıtma tesislerinde nitrifikasyon bakterilerinin varlığı ve aktivitesi, atıksuda toksik maddelerin varlığı ile ilgili genel bir bilgi vermektedir. Toksik bileşikler olarak aminler, proteinler, taninler, fenollü bileşikler, alkoller, siyanatlar, eterler ve benzen sayılabileceği gibi, buna ek olarak ağır metaller (nikel, krom, bakır vb.), serbest amonyak (NH₃) ve serbest nitrit asiti (HNO₂) ve pH'da nitrifikasyon bakterilerini inhibe edebilmektedir.

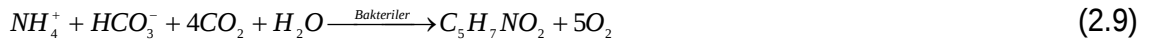
Burada dikkat edilmesi gereken önemli parametrelerden biri pH'dır. Nitrifikasyon bakterileri pH'a karşı hassas olup, pH 6,8'in altında aktiviteleri önemli oranda düşüş gösterir. Optimum nitrifikasyon hızları pH 7,0–8,0 aralığında gözlemlenmektedir.

Amonyakın toplam oksidasyon denklemi dikkate alındığında reaksiyon neticesinde hidrojen iyonu açığa çıkmakta olup bu, atıksuyun pH'sının düşmesine sebebiyet vermektedir. Sistemde bu pH düşüşünü tamponlamaya yetecek kadar alkalinite mevcut değilse, atıksuyun pH'ı düşecek ve bir süre sonra pH çok küçük değerlere ulaşacağından asit inhibisyonuna neden olacaktır. pH'daki bu düşüş sistemin tamamen çökmesine kadar devam edebilmektedir. Bu sebeple, sistemin devamlılığı için, atıksuda, bu düşüşü dengeleyecek kadar doğal alkaliniteye ihtiyaç duyulmaktadır. Atıksudaki doğal alkalinitenin bu pH düşüşünü tamponlaması aşağıda verilen biyokimyasal reaksiyonla temsil edilebilir:



Bu reaksiyona göre, pH düşüşünü dengelemek için gerekli doğal alkalinite 7,14 g $\text{CaCO}_3/\text{gN}_{\text{oksitlenen}}$ olarak hesaplanabilir. Eğer ham atıksuyun alkalinitesi yeterli değilse, pH'yı uygun aralıkta tutabilmek için sisteme kireç ya da sodyum bikarbonat formunda alkalinite ilave edilmesi gerekmektedir. Eklenmesi gereken alkalinite miktarı, giriş suyunun alkalinitesine ve oksitlenmesi beklenen amonyum konsantrasyonuna bağlıdır.

Yukarıdaki birinci ve ikinci kademe reaksiyonlar dikkate alındığında 1 g amonyum azotunun nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesi için 4,57 g oksijene ihtiyaç duyulmaktadır. Ancak burada, bütün azotun oksitlendiği varsayılmış ve hücre yapısına katılan azot dikkate alınmamıştır. Hücre yapısına katılan amonyağı aşağıdaki biyokimyasal reaksiyon ile temsil etmek mümkündür:



Nitrifikasyon sisteminde, birinci ve ikinci kademe reaksiyonlardan nitritin nitrata dönüşmesi, amonyağın nitrite dönüşmesinden daha hızlı gerçekleşmektedir. Böylece sistemde nitrit birikimi meydana gelmemekte ve oluşan nitritin hemen hepsi nitrata dönüştürülmektedir. Bu sebeple nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızları, amonyağın nitrite oksitlenmesi reaksiyonuna göre Monod denklemiyle aşağıdaki gibi açıklanmaktadır:

$$\mu_n = \left(\frac{\mu_{nm} N}{K_n + N} \right) \left(\frac{DO}{K_o + DO} \right) - k_{dn} \quad (2.10)$$

Burada; μ_n , nitrifikasyon bakterilerinin spesifik büyüme hızı (kg/kg.gün); μ_{nm} , nitrifikasyondan sorumlu bakterilerin maksimum spesifik büyüme hızı (kg/kg.gün); N, azot konsantrasyonu (mg/L); K_n , azot giderimi için yarı hız sabiti (mg/L); k_{dn} , nitrifikasyon bakterilerinin azalma hızı (gün^{-1}); DO, çözünmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L); ve K_o çözünmüş oksijen için yarı doygunluk sabitidir (mg/L).

Amonyağın nitrite oksitlenmesi reaksiyonunda en önemli parametreler sıcaklık, pH ve çözünmüş oksijen konsantrasyonudur [71]. Reaksiyon esnasında ÇO konsantrasyonu 3–4 mg/L'ye ulaşıncaya kadar, artan ÇO konsantrasyonu ile birlikte nitrifikasyon hızı artar. 3–4 mg/L'nin üzerindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında ise nitrifikasyon hızında herhangi bir değişiklik olmamaktadır [25].

Nitrifikasyon hızını etkileyen parametreler arasında reaktör tipi de sayılmaktadır. Ancak atıksu arıtma tesislerinin dizayn ve optimizasyonunda kullanılan anahtar büyüme parametreleri (K_O , K_S , Y) ile ilgili bilgiler *Nitrobacter* için mevcutken, *Nitrospira* için çok azdır [72]. Piston akımlı reaktör tipleri için nitrifikasyon hızı ve bakteri büyüme hızı sırasıyla 0,34 mgNH₄-N/gMLVSS.gün ve 0,23 μ_A /gün olarak belirlenirken bu değerler tam karışımli reaktör tipleri için sırasıyla 0,21 mgNH₄-N/gMLVSS.gün ve 0,15 μ_A /gün olarak belirlenmiştir. Yani piston akımlı reaktörde nitrifikasyon hızının daha yüksek olduğu ve bu sebeple tam karışımli reaktörlerde daha uzun çamur yaşı (SRT) gerektiği belirlenmiştir. Çalışmada, reaktör konfigürasyon seçiminin karışık kültürdeki heterotrofik türleri etkileyebileceği, tam karışımli sistemlerde yavaş büyüyen türlerin, piston akımlı sistemlerde ise hızlı büyüyen türlerin geliştiği belirtilmiştir [68].

2.3.3 Biyolojik Denitrifikasyon

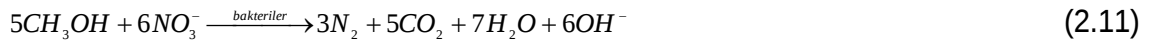
Atıksulardan azot gideriminde, amonyağın nitrata oksitlenmesini takip eden basamak denitrifikasyon aşamasıdır. Atıksu arıtımında denitrifikasyon, nitrat ve nitritin, serbest oksijen yerine elektron alıcısı olarak kullanıldığı ve azot gazına indirgendiği çok aşamalı bir prosestir [55], [73]. Bu aşamada elektron alıcı olarak nitrit ve nitratı kullanabilen bazı özel bakteri türleri (heterotrofik mikroorganizmalar) görev yapmaktadır [74]. Bu bakteriler nitrit ve nitratı elektron alıcı, karbonlu bileşikler ise elektron verici olarak kullanmak suretiyle karbonlu bileşikler giderebilmektedir. Böylece azot, azot gazı olarak (N₂) sudan ayrılırken aynı zamanda karbonlu bileşikler de azalmaktadır. You ve Chen [51] çalışmalarında nitrit denitrifikasyon hızının, nitrat denitrifikasyon hızından 1,5-2 kat daha yüksek olduğunu ve nitrit akümülyasyon prosesi ile nitrifikasyon kademesinde %33-35, denitrifikasyon kademesinde ise %55 daha az çamur üretimi gerçekleştiğini belirtmişlerdir.

Biyolojik azot gideriminin son ürünü N₂'dir [75]. Oluşan azot gazı, kabarcıklar halinde suyu terk eder. Biyolojik denitrifikasyon, atıksu arıtımında önemli bir aşamadır. Yüksek amonyak konsantrasyonuna veya düşük C/N oranına sahip atıksulardan azotun tamamen giderimi, anoksik fazda organik karbon kaynağının azlığı sebebiyle kısıtlıdır [76], [77]. Denitrifikasyon emniyeti açısından biyolojik proses giriş suyu için minimum BOİ/TKN oranı 3/1 civarında olmalıdır [46]. Bu sebeple daha yüksek azot giderimi elde

edebilmek maksadıyla harici karbon kaynağı kullanılabilmekte olup, bu durum deşarj standartlarını sağlamak açısından avantajlı gibi görünse de, çözünmüş mikrobiyal ürünlerin (soluble microbial products – SMPs) artış göstermesi sebebiyle her tesise özel optimum C/N oranı araştırılmalıdır [78]. Buna ek olarak atıksu arıtma tesislerinde harici karbon kaynağı kullanılması hem işletme maliyetini hem de oluşan çamur miktarını arttırmaktadır [79]. Amonyak sıyırma, kırılma noktası klorlaması ve iyon değişimi gibi bazı yöntemlere göre biyolojik denitrifikasyon daha düşük maliyetle azot giderimi sağladığı için sıkça kullanılır [15].

Denitrifikasyon prosesinde rol alan mikroorganizmalar fakültatif aeroblar olarak bilinmekte olup, bu mikroorganizmalar oksijenin varlığında aerobik oksidasyon, ortamda sadece bağlı oksijen (nitrit ve nitrat) bulunması durumunda ise elektron alıcı olarak nitrit ve nitratı kullanabilmektedirler. Bu durumda denitrifikasyon işleminin gerçekleşmesi için sistemde serbest oksijenin olmaması ya da çok düşük konsantrasyonlarda olması gerekmektedir. Serbest oksijenin yüksek konsantrasyonlarda olması halinde nitrat redüktaz enzimi (denitrifikasyonda nitratın nitrite indirgenmesinde rol alan enzim) inhibe olmaktadır [25].

Denitrifikasyon işleminde azot sırasıyla şu formlarda bulunur: NO₃, NO₂, NO, N₂O, N₂ [80]. Elektron alıcı olarak kullanılan bu azot formlarının nihai olarak azot gazına dönüştürüldüğü denitrifikasyon prosesinde elektron kaynağı olarak da – prosese göre değişkenlik göstermekle birlikte – orijinal atıksuda bulunan BOİ, iç solunumla ortaya çıkan BOİ veya metanol ya da asetat gibi dış kaynaklı karbon kullanılabilir. Elektron kaynağı olarak metanol kullanılan bir denitrifikasyon işlemi şu şekilde ifade edilebilir:



Bu denkleme göre nitratın azot gazına indirgenmesi işleminde organik madde tüketilmekte, su ve karbondioksit açığa çıkarken ortamın pH'sı artmaktadır. Denitrifikasyon işleminde üretilen alkalinite miktarı 3,57 gCaCO₃/gN_{giderilen} olarak hesaplanabilir. Nitrifikasyon işleminde kullanılan alkalinite 7,14 gCaCO₃/gN_{oksitlenen} olarak hesaplandığından, azot gideriminin alkalinitede net bir azalmaya neden olduğu söylenebilir. O halde azot gideriminin gerçekleşmesi için arıtılacak atıksuda yeteri kadar doğal alkalinite bulunmak zorundadır [15].

Biyolojik denitrifikasyon, elektron verici kaynağına göre genellikle heterotrofik denitrifikasyon ve ototrofik denitrifikasyon olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Heterotrofik denitrifikasyon evsel atıksulardan azot giderimi maksadıyla yaygın olarak kullanılmakta olup, heterotrofik mikroorganizmalar elektron verici olarak metanol ve etanol gibi organik maddeleri kullanırlar. Ancak metanol ile işlem yapmanın zor olması ve çıkış suyunda kalan metanolün toksik etkilerinden dolayı, heterotrofik denitrifikasyona alternatif olarak karbon kaynağı gerekmemesi sebebiyle ototrofik denitrifikasyon uygulanabilmektedir. Ototrofik denitrifikasyonda sülfür bileşikleri (H_2S , $S_2O_3^{2-}$, $S_4O_6^{2-}$) kullanılmakta ve sülfür bileşikleri için geçerli olan sitokiyometrik denklemler geçerli olmaktadır [81].

Denitrifikasyon yapabilen heterotrofik mikroorganizmaların başta gelen cinsleri *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* ve *Vibrio* olarak sayılabilmektedir [25], [49]. Bunlardan *Pseudomonas* ve *Bacillus* bakterileri atıksu arıtma tesislerinde en yaygın olarak karşılaşılanlarıdır [51]. Ayrıca denitrifikasyon prosesinde aerobik denitrifikasyon yapıcılar olarak bilinen mikroorganizmalar da rol oynayabilmektedir. Aerobik denitrifikasyon yapıcıların en çok bilinenleri *Thiosphaera pantotropha* ve *Microvirgula aerodenitrificans* olarak sıralanabilir [52].

Yukarıda açıklanan iki sistemle (nitrifikasyon-denitrifikasyon) atıksulardan amonyum gideriminde birtakım problemlerle karşılaşılmaktadır. Bunlar (1) nitrifikasyon adımının aşırı yavaş oluşu, (2) ototrofların yüksek amonyum ve organik madde yüklerine karşı hassas oluşu ve (3) sistemin bir aerobik ve bir anoksik tank gerektirmesidir. Bu durum, ototrofik bakterilerin yavaş büyümesinden dolayı, 1000 – 3000 mg/L amonyum içeren kuvvetli atıksuları arıtmak için büyük ölçekli tesisler gerekmesine sebebiyet vermektedir [82].

Son yıllarda klasik metotlarda karşılaşılan problemlerin üstesinden gelebilecek potansiyel mikroorganizmalar olarak *Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas stutzeri*, *Thiosphaera pantotropha*, *Comamonas* sp. ve *Alcaligenes faecalis* gibi heterotrofik nitrifikasyon ve aerobik denitrifikasyon yetenekleri olan bakteriler üzerinde çalışmalar

yapılmaktadır. Ancak bu çalışmalar düşük amonyum konsantrasyonuna sahip atıksulara odaklanmış olup, yüksek amonyum içeren atıksular için gerçekleştirilen çalışmalar oldukça azdır [82].

Biyolojik yöntemle azot gideriminde nitrifikasyon ve denitrifikasyon kademelerinde ardışık olarak aerobik ve anoksik tanklara ihtiyaç duyulmasına karşın, bazı çalışmalar bu iki kademenin tek bir tankta düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında (aerobik) gerçekleştirilebileceğini göstermiştir. Bu proses eş zamanlı nitrifikasyon denitrifikasyon (SND) prosesi olarak isimlendirilmektedir. Ayrıca bu proses ile amonyumun kısmi oksidasyonu (amonyumdan nitrite oksidasyon) gerçekleşmekte olup, daha sonra oluşan nitrit direk olarak azot gazına dönüşmektedir. Bu nitrit denitrifikasyonu prosesi klasik nitrat denitrifikasyonu prosesi ile karşılaştırıldığında KOİ ihtiyacının %40 oranında düştüğü raporlanmıştır. Buna ek olarak bu prosesin daha yüksek denitrifikasyon hızı ve aerobik büyüme sırasında daha düşük biyokütle üretimi gibi avantajları da bulunmaktadır [83], [60]. Aerobik fazda gereken oksijen ihtiyacında da %25'lik bir azalma sağlanmaktadır [60]. Ayrıca basit proses dizaynı, daha küçük anoksik bölge ihtiyacı ve harici karbon kaynağı, alkalinite ve minimum çamur geri devir oranı da yine bu proseslerin avantajlarından [84]. Deneysel çalışmalar *Microvirgula aerodenitrificans*'ın anaerobik ve aerobik fazlardan oluşan ardışık kesikli reaktörde eş zamanlı nitrifikasyon denitrifikasyon sağladığını göstermiştir [52].

Yüksek miktarda azot içeren atıksulardan azotun giderilebilmesi için denitrifikasyon kademesinde yüksek miktarda karbona ihtiyaç duyulduğu bilinmektedir. Fakat atıksularda doğal olarak bulunan organik karbon konsantrasyonu sınırlıdır. Bu sebeple son yıllarda yüksek azot konsantrasyonuna sahip atıksuların arıtılması maksadıyla farklı prosesler geliştirilmiştir. Bu prosesler: (1) yüksek miktardaki amonyanın nitrit üzerinden dönüşümünü içeren tek reaktör sistemi (SHARON), (2) anaerobik amonyum oksidasyonu prosesi (ANAMMOX) ve (3) nitrit üzerinden tamamen ototrofik yolla azot giderimini içeren (CANON) prosesleri olarak sıralanabilir [65].

2.3.4 Biyolojik Fosfor Giderimi

Ötrofikasyona neden olan bir diğer önemli nütrient fosfordur [85]. Fosfor giderimi için başlıca uygulanan yöntemler kimyasal çöktürme, ileri biyolojik fosfor giderim (EBPR)

prosesleri veya bu ikisinin bir kombinasyonudur [86]. 1980'li yıllara kadar atıksulardan fosfor giderimi amacıyla kimyasal yöntemler kullanılmış olup, bu sistemde atıksuya koagülant ve polimer eklenerek fosforun flokleştirilmesi gerçekleştirilmekte ve çöktürme işlemi ile floklar atıksudan ayrılmaktadır. Ancak bu yöntemde kullanılan kimyasalların maliyeti ve oluşan kimyasal çamurun bertaraf maliyeti büyük sorun teşkil etmektedir. Günümüzde biyolojik fosfor giderimi hızla yaygınlaşmış olup bunun en önemli sebepleri arasında düşük maliyet, düşük çamur üretimi ve oluşan çamurda kimyasal çökelek ve ürünlerin bulunmamasıdır [15], [87]. Atıksulardan fosfor gideriminde daha ekonomik ve çevresel açıdan sürdürülebilir olması sebebiyle ileri biyolojik fosfor gideriminin (EBPR) önemi artmaktadır [52], [88], [89]. Bunun sebebi yüksek giderim verimleri sağlaması, ekonomik olması [90], çevre dostu işletiminin olması ve potansiyel fosfor geri kazanımını sağlaması olarak sıralanabilir [84]. Bu proses tipik fosfor konsantrasyonunun 4 – 12 mgPO₄-P/L olduğu evsel atıslarda yaygın bir şekilde uygulanmaktadır [88]. Fosfor atıksularda ortofosforlar, polifosfatlar ve organik fosfor olmak üzere üç şekilde bulunur. Ortofosfor, mikroorganizmalar tarafından hızlıca sindirilebilmekte olup, atıksulardaki fosforun %40-70'i kadar olan polifosfatlar ve organik fosfatlar genellikle mikroorganizmalar tarafından orto şekline hidroliz edilir.

Fosforun atıksulardan uzaklaştırılması azotta olduğu gibi gaz faza dönüştürmekle mümkün olamamaktadır. Atıksulardan biyolojik fosfor gideriminde görev alan mikroorganizmalar PAOlardır (phosphorus accumulating organisms) [46], [80], [91], [92] ve bu bakterilerin enerji depolamak amacıyla ya da yeni hücre sentezi amacıyla atıksudaki fosforu bünyelerine almaları yoluyla biyolojik fosfor giderimi gerçekleştirilir. Biyolojik fosfor giderimi için gerekli olan anaerobik tankta genel olarak PAOlara uçucu yağ asitleri gibi fermentasyon ürünlerini hücre içinde depolarlar ve bununla birlikte hücre içerisinde bulunan polifosfatları fosfat olarak su ortamına verirler [93]. Anaerobik ortamdan sonra aerobik veya anoksik ortama gelindiğinde hücre içinde depolanan ürünlerin oksidasyonu sayesinde bir enerji açığa çıkmakta ve bu enerji fosfatların tekrar bakteri bünyesine alınması ile sonuçlanmaktadır [94], [95].

Anaerobik ortamda, atıksuda bulunan çözünmüş BOİ'nin fermentasyonu neticesinde asetat oluşmaktadır. Anaerobik tankın bekletme süresine bağlı olarak, çözünmüş BOİ'nin yanında daha yavaş asimile olan kolloidal ve partiküler KOİ de hidroliz olmakta

ve asetata dönüştürülmektedir. PAOlar, hücre bünyesinde mevcut olan polifosfatların parçalanması ile açığa çıkan enerjiyi kullanarak asetatı asimile eder ve hücreler arası polihidroksibütiratları (PHB) üretirler. PHB'ler bir taraftan hücrede depolanırken, polifosfatların parçalanması ile de ortofosfat formundaki fosfor atıksuya verilir [15], [96]. Yani atıksudaki çözünmüş fosfor konsantrasyonu anaerobik tank çıkışında giriş atıksuyuna göre daha yüksek olur.

Serbest ya da bağlı oksijenin bulunduğu ortama (aerobik veya anoksik) gelindiğinde, PAOlar depoladıkları PHB'leri metabolize ederek yeni hücre sentezi için enerji ve karbon elde ederler. PHB metabolizmasında bir miktar da glikojen üretilir. PHB oksidasyonundan elde edilen enerji yeni polifosfat üretiminde kullanılır. Bu amaçla atıksuya verilmiş olan ortofosfatlar tekrar atıksudan toplanarak polifosfatlar oluşturulur ve hücre içinde depo edilir [15].

Fosfor bakımından zengin olan bu çamur çöktürme ünitesinde atıksudan ayrılarak, fazla çamurun sistemden uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Bu şekilde hücre yapısına alınan fosfor, fazla çamur ile sistemden uzaklaştırılmış olmaktadır [97].

Biyolojik fosfor giderimi ile ilgili olarak gerçekleştirilen bir çalışmada EBPR süreçlerinin performansının optimizasyonu için ham atıksuda KOİ/TP oranının son derece önemli olduğu ve bünyelerinde yüksek oranda fosfor depolayabilen bakterilerin (PAOs) aktif çamur sisteminde baskın hale gelebilmeleri için, KOİ/TP oranının 65'in üzerinde olması gerektiği saptanmıştır [31].

Biyolojik fosfor gideriminde, fosfor alımı ve salımından hem aerobik PAOlar hem de fakültatif denitrifikasyon fosfor bakterileri (DPB, PAO alt türü) sorumludur [98]. Bu mikroorganizmaların (PAO, phosphorus accumulating organisms) bünyelerinde fazla miktarda fosfor biriktiği bilinmektedir. Biyolojik fosfor gideriminde esas olan bu bakterilerin gelişmesini sağlamak olup, bunun için, aerobik ve anoksik tanklardan önce bir anaerobik tank kullanılmalıdır [87], [99].

Daha önceki araştırmalarda PAOların nitratri elektron alıcı olarak kullanmadığı, büyüme ve fosfor akümüasyonu işlemlerinin yalnızca aerobik şartlarda gerçekleştiği ifade edilmiştir [100]. Fosfor alımı için aerobik şartların kullanılması halinde proste nitrifikasyon bakterileri ve PAOlar oksijen için rekabet halinde olmaktadır [101].

Ancak son yıllardaki araştırmalar denitrifikasyon yapan ve fosfor biriktiren bakterilerin (DPB-DPAOs) fosforu anoksik şartlarda bünyelerine alabildiklerini göstermiştir [102], [103]. Bu yeni yaklaşım “denitrifikasyon fosfor alımı” olarak isimlendirilebilmektedir. UCT gibi bazı eski BNR proseslerinin denitrifikasyon fosfor alımı kapasiteleri bulunmakla birlikte, geçen son on yılda DPBlerin gelişmesini teşvik edici birkaç yeni BNR prosesi geliştirilmiştir [98]. Bu PAOların elektron alıcı olarak NO_x⁻leri kullanarak denitrifikasyon yapabileceğini de göstermektedir [104]. Bu şekilde, PAOlar iki gruba bölünebilir: (1) elektron alıcı olarak yalnızca oksijen kullanan aerobik PAOlar (APAOs) ve (2) elektron alıcı olarak hem oksijen hem de nitrat kullanabilen denitrifikasyon yapabilen PAOlar (DPAOs) [105]. PAOlar tarafından elektron alıcı olarak oksijen yerine nitratın kullanılmasının avantajları da mevcuttur. Anoksik bölgede fosforun nitratla birlikte tüketilmesi daha verimli organik madde kullanımını sağlamaktadır [80], [106], [107]. Buna ek olarak, DPAOlar PAOlarla kıyaslandığında, enerji ihtiya ında %40 azalma ve böylece %20 – 30 daha düşük hücre büyümesi sağlanmaktadır. Bu sebeple biyolojik nütrient giderme tesislerinde DPAOların kullanılmasının daha düşük KOÇ ihtiya ı, havalandırma maliyetinde düşüş ve daha az çamur oluşumu gibi avantajları bulunmaktadır [83], [108].

Birkaç EBPR tesisinde yapılan çalışmaya göre; *Aeromonas* ve *Pseudomonas*’ın esas olarak fosfor gideriminden sorumlu olduğu ve mikrobiyal populasyonun %50’sinden fazlasını oluşturduğu ifade edilmiştir [109]. Diğer taraftan biyolojik azot giderimi de gerçekleştiren sürekli akışlı EBPR sistemlerinde *Aeromonas/Vibrio*, *Coliforms*, *Pseudomonas* ve *Acinetobacter* mevcudiyeti bilinmektedir [89]. Daha eski çalışmalarda fosfor giderim mekanizmasında *Acinetobacter* spp.’nin sorumlu olduğu bilinirken [110], [111], [112], [113], aktif çamurda *Pseudomonas* spp., *Moraxella* spp. ve *Aeromonas* spp.’nin de aerobik olarak polifosfat biriktirebileceği belirtilmiş olup, aynı çalışmada tam ölçekli bir tesisten izole edilen bakteri kolonisinde %56 *Acinetobacter* spp. bulunmasına karşın fosfor gideriminin yalnızca %19 olduğu belirtilmiştir. Ayrıca hem *Acinetobacter*’in hem de *Pseudomonas*’ın fosfat biriktiren organizmalar olarak bakteriyel populasyonda hakim türler olduğu belirtilmiştir [114]. Knight vd. [115] fosfor gideriminde başlıca rol oynayan bakterinin *Acinetobacter* spp. olmasına karşın fosfor gideren diğer bakteri populasyonları hakkında bilginin çok az olduğunu belirtmişlerdir.

Buna ek olarak aktif çamurdan bakterilerin FISH yöntemi ile tayini neticesinde ileri biyolojik fosfor giderim (EBPR) proseslerinde sorumlu bakterilerin *Microlunatus phosphorus*, *Tetrasphaera* spp., *Rhodocyclus* grubu veya *Lampropedia* spp. olduğu belirtilmiştir. Çalışmada *Tetrasphaera* spp.'nin PAOlar içerisinde baskın olduğu belirtilirken, *Microlunatus* spp. ve *Rhodocyclus*'un daha küçük miktarlarda bulunduğu tespit edilmiştir [116]. Bir başka çalışmada ise hem pilot ölçekli hem de tam ölçekli EBPR proseslerinde fosfor gideriminden sorumlu mikroorganizma türünün *Accumulibacter* türleri olduğu belirlenmiştir [97].

2.4 Proses Konfigürasyonları

Son yıllarda, atıksulardan azot ve fosfor gideriminde kimyasal proseslere nazaran daha düşük maliyetleri ve daha düşük çıkış suyu konsantrasyonları sebebiyle biyolojik prosesler daha çok ilgi çekmektedir [5], [69], [117]. Bu avantajlara ek olarak biyolojik proseslerin diğer üstünlükleri; (1) su ortamındaki toksisitenin azaltılması, (2) işletme esnekliği, (3) daha az çamur üretimi, (4) çamur çökeltme özelliğinin iyileştirilebilmesi, (5) oksijen ihtiyacının azaltılabilmesi ve (6) eş zamanlı azot ve fosfor gideriminin sağlanabilmesi şeklinde sıralanabilir [118]. Aktif çamur sistemleri günümüzde biyolojik ve ileri atıksu arıtımı (karbon, azot ve fosfor) maksadıyla yaygın bir şekilde kullanılmaktadır [10], [119], [120], [121]. Aktif çamur prosesleri gibi klasik tekniklerle evsel atıksulardan %95 – 98'in üzerinde organik karbon giderimi sağlanabilmektedir. Bu sistemler hem yüksek giderim verimleri, hem de yüksek işletme esnekliği sağlamaları sebebiyle yaygın olarak uygulanmaktadır [1]. Eğer azot ve fosfor da giderilmek istenirse biyolojik proseslerde farklı adımlar birleştirilerek bu işlem gerçekleştirilir [122]. Atıksulardan azot ve fosfor giderimini optimize etmek maksadıyla farklı işletme sistemleri geliştirilmiştir [10], [116]. Gelişen ülkelerde evsel atıksuların arıtılması için güvenilir teknolojiler geliştirilmesine büyük oranda ihtiyaç duyulmaktadır. Bu tesislerin özellikle basit dizayn, karmaşık olmayan ekipman, yüksek arıtım verimi ve düşük yatırım – işletme maliyetleri gibi ihtiyaçlara cevap verebilmesi istenmektedir [123]. Buna ek olarak arazinin uygunluğu ve maliyeti gibi sınırlayıcı faktörler arıtma sisteminin seçiminde önemli rol oynamaktadır [124]. Sonuç olarak arıtma sistemine karar verirken değerlendirilen parametreler kısaca; (1) arıtmanın amacı, (2) arıtılmış atıksuyun potansiyel kullanımı, (3) atıksuyun özelliği, (4) çeşitli proses ve işlemlerin bir arada

uygulanabilirliği, (5) deşarj standartları, (6) çeşitli sistemlerin çevresel ve ekonomik fizibilitesi şeklinde sıralanabilmektedir. Son yıllarda azot ve fosforun aynı anda giderildiği sistemlerde fizibilite çalışmaları yapılmıştır. Bu sistemlerde fosforun giderimini; pH, HBS, elektron alıcı tipi ve karbon kaynağı gibi parametrelerin etkilediği belirlenmiştir [125].

Atıksulardan karbon, azot ve fosfor giderimi için birçok proses konfigürasyonu kullanılmakta olup, bu bölümde karbon, azot ve fosforun birlikte giderildiği (ileri atıksu arıtımı) proses konfigürasyonlarına değinilmiştir.

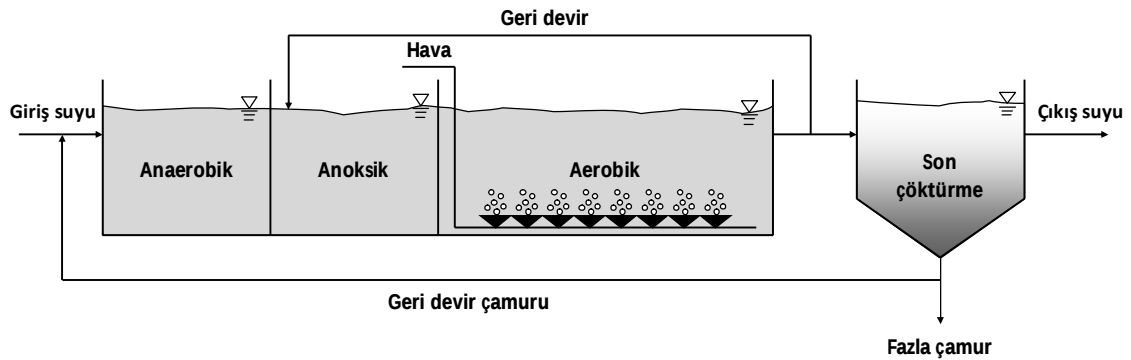
2.4.1 A²/O (Anaerobik/anoksik/aerobik) Prosesi

A²/O (anaerobik/anoksik/aerobik) prosesleri evsel atıksu arıtımında sıkça kullanılan proseslerdendir. A²/O prosesi Phoredox (anaerobik/ aerobik- A/O) prosesinin bir modifikasyonudur. A/O prosesinde anaerobik ve aerobik tanklar arasına bir anoksik tankın eklenmesiyle elde edilmiş olup, bir nitrat geri devrini sağlamak maksadıyla aerobik tankın çıkışı ile anoksik tankın girişi arasında bir hat kullanılır. Anoksik tanktaki bekletme süresi yaklaşık olarak 1 saattir. Bu proste, çamur yaşı A/O proseslerine nazaran daha yüksek tutulur. Bu şekilde sistemde ototrofik mikroorganizmaların gelişmesine de olanak sağlanmaktadır. Ototrofik mikroorganizmaların gelişmesiyle aerobik tankta nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilir. Aerobik tankın çıkışından anoksik tankın girişine sağlanan geri devir ile aerobik tanktaki nitrifikasyon prosesinin ürünleri olan nitrit ve nitrat, anoksik tanka verilir. Burada, gelen ham atıksudaki organik bileşiklerin oksidasyonu için nitrit ve nitrat kullanılmakta ve azot gazı (moleküler azot) prosesin bir ürünü olarak atmosfere atılmaktadır. Anaerobik tankın işlevi A/O prosesindeki ile aynıdır [15].

A²/O, UCT, Bardenpho prosesleri gibi eş zamanlı azot ve fosfor gideriminin gerçekleştirildiği proseslerin hepsinde anaerobik, anoksik ve aerobik sürecin peşpeş gelmesinden dolayı; (1) nitrifikasyon yapıcılarının (uzun SRT) ve fosfor biriktiren bakterilerin (kısa SRT) amur yaşlarının farklı olması, (2) NO₃⁻-N'nun anaerobik bölgeye karışması sonucu inhibisyon etkisi yaratması (denitrifikasyon yapan bakterilerin karbon kaynağı kullanımında PAOlardan daha baskın olması) ve (3) azot ve fosfor gideriminin aynı anda yapıldığı tesislerde karbon kaynağının yetersiz olması halinde verim

düşüklüğü ve dolayısıyla ilave karbona ihtiyaç duyulabilmesi gibi üç temel işletme probleminde bahsetmek mümkündür [3].

Bu sistemin A/O prosesine göre üstünlüğü, fosforun yanı sıra azotu da gidererek tam bir nütrient giderimi sağlamasıdır. Aynı zamanda, organik maddelerin anoksik tankta serbest oksijen olmadan sadece nitrit ve nitratla oksitlenmesi sebebiyle bir oksijen tasarrufu sağlanmakta, bu şekilde işletme maliyeti de büyük oranda azalmaktadır [25]. A²/O prosesi şematik olarak Şekil 2.1'de gösterilmektedir.



Şekil 2.1 A²/O prosesinin şematik görünümü

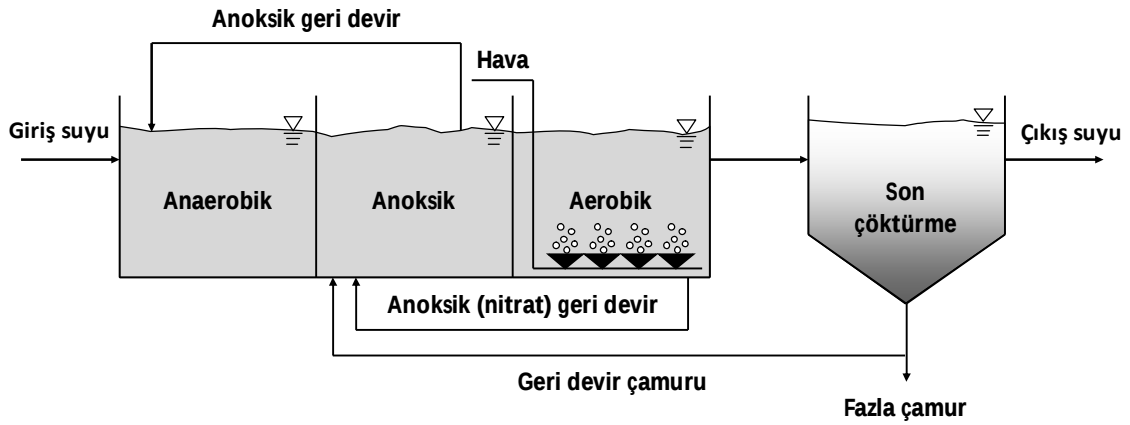
Genel olarak A²/O prosesinin avantajları: (1) Çoğu zaman hiçbir kimyasal ilavesi olmadan azot ve fosfor gideriminin aynı proseste yüksek verimle gerçekleştirebilmesi, (2) geri devir hatları yardımıyla azot ayarlaması yapılabilmesi, (3) sistemin çamur yaşı, hidrolik bekletme süresi ve geri devir oranlarıyla oynanarak sistem veriminin arttırılabilmesi, (4) evsel atıksulardan nütrient giderme amaçlı yapılan fizikokimyasal arıtmaya nazaran daha ekonomik olması, (5) diğer sistemlerle entegre edilerek, hem çamur miktarının azaltılması hem de azot ve fosfor gideriminin aynı anda gerçekleştirilebilmesi şeklinde sayılabilmektedir.

2.4.2 UCT (University of Cape Town) Prosesi

2.4.2.1 Standart UCT Prosesi

University of Cape Town (UCT) prosesi, azot ve fosforun birlikte gideriminde yaygın olarak kullanılan, nütrient giderim verimi yüksek olan bir proses türü olup, A²/O modelindeki aksaklıkları minimize etmek amacıyla tasarlanmıştır. A²/O prosesindeki genel problem, anaerobik tanka geri devir ettirilen çamurda hala bir miktar nitrat

bulunmasıdır. Bilindiği gibi anaerobik proses serbest ya da bağlı oksijene çok hassas olup, herhangi birinin varlığında performansı büyük oranda düşmekte ya da hiç çalışmamaktadır. Bu problemi ortadan kaldırmak maksadıyla, anaerobik tanka gelen nitrat konsantrasyonunu azaltmayı amaçlayan standart UCT prosesinde, A^2/O prosesinden farklı olarak geri devir çamuru anaerobik tank yerine anoksik tanka verilir. Bu tankta gerçekleşen nitrat gideriminden sonra, anaerobik tanka geri devir ettirilmesi gereken mikroorganizmalar, anoksik tankın çıkışından alınarak anaerobik tanka döndürülür. Ayrıca, anoksik tankta denitrifikasyon işleminin gerçekleşebilmesi için aerobik tank çıkışından nitrat geri devri de gerçekleştirilmektedir [25]. Standart UCT prosesi Şekil 2.2’de şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.2 Standart UCT prosesinin şematik görünümü

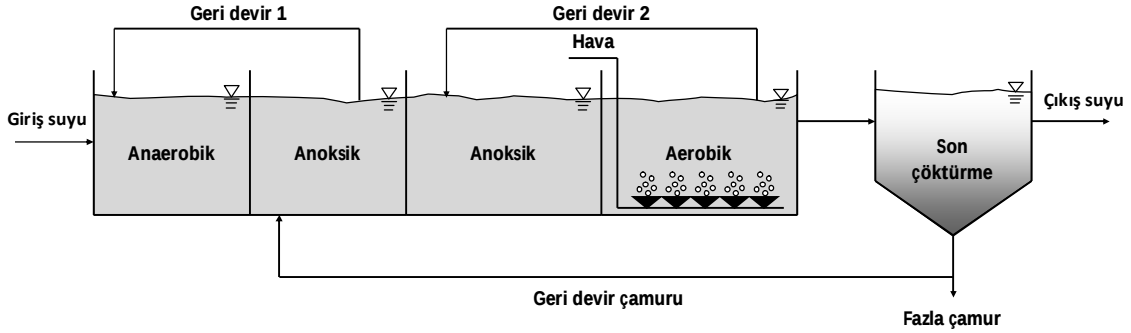
UCT prosesinde, denitrifikasyon için karbon kaynağı en önemli faktördür. Sistemde iyi bir giderim veriminin elde edilebilmesi için karbon kaynağının iyi hesaplanması ve pH değerinin 7 civarında tutulması önem arz etmektedir. Karbon kaynağı ve pH’a ek olarak sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu da önemli bir parametredir. Aerobik reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/L’nin üzerinde olmalıdır.

2.4.2.2 Modifiye UCT Prosesi

Modifiye UCT prosesinde aktif çamur geri devri iç geri devirle beslenmeyen bir anoksik tanka alınır. Bu tankta ön denitrifikasyon işlemi gerçekleşir, nitrat giderilir ve MLSS anaerobik tanka geri devir ettirilir. Bu kısımda sistemdeki uçucu yağ asitlerinin (UYA) tamamı bio-P için kullanılmış olur. Prosesteki ikinci anoksik tank ilk anoksik tanktan sonra gelir ve havalandırma tankından bu tanka yapılan iç geri devir sayesinde

proseste nitrat giderimi yükünün büyük kısmını üstlenir [25]. Modifiye UCT prosesi Şekil 2.3'te şematik olarak gösterilmiştir.

Biyolojik fosfor giderimi atıksudaki UYA konsantrasyonuna bağlıdır. Yüksek konsantrasyonda UYA, biyolojik fosfor giderimi için biyolojik azot gideriminden önce konulacak havasız reaktörlerin daha küçük hacim oranlarında (havasız reaktör hacmi/toplam biyolojik reaktör hacmi) projelendirilmesine imkan sağlamaktadır [126].



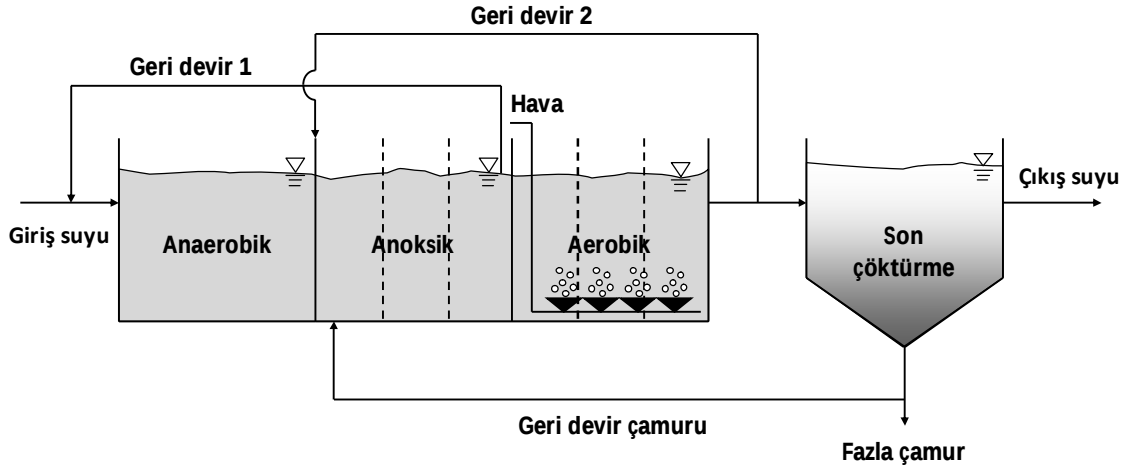
Şekil 2.3 Modifiye UCT prosenin şematik görünümü

Genel olarak UCT prosenin avantajları: (1) A/O prosesindeki genel problem olan nitrat sorununun ortadan kaldırılması (anoksik tankta denitrifikasyon işleminin tam olarak gerçekleşmesiyle anaerobik tankın oksijensiz kalmasının sağlanması) ile fosfor giderme sürecinin daha etkili yapılabilmesi [127], (2) karbon kaynağının daha verimli bir şekilde kullanılması, (3) daha az veya hiç kimyasal kullanımı gerektirmemesi şeklinde sayılabilmektedir.

2.4.3 VIP (Virginia Initiative Plant) Prosesi

VIP prosesi, Virginia Girişim Tesisi'ni temsil eder. Geri devir sistemleri olarak kullanılan yöntemler haricinde VIP prosesi A²O ve UCT prosesleriyle benzerdir. VIP prosesinde bütün bölgeler birbirine bağlı seri en az iki tam karışimli hücreden oluşur. Geri devir çamuru, aerobik tanktan gelen nitrat geri devriyle birlikte anoksik bölgenin girişine verilir. Anoksik bölgenin çıkışından bir geri devir hattı anaerobik tankın girişine bağlıdır. VIP prosesi aynı zamanda yüksek hızlı bir sistem olarak tasarlanmış olup, daha kısa SRT'lerde biyolojik fosfor giderim verimi gerçekleştirilir. Anaerobik ve anoksik bölgelerin toplam SRT'si 1,5 – 3 gün arasında değişirken, bu tankların toplam HBS'si tipik olarak herbiri için 60 – 90 dakikadır [25]. VIP prosesi Şekil 2.4'te şematik olarak gösterilmiştir.

Atıksuda nispeten düşük KO_i/TKN , $KO_i/\Delta P$ seviyelerinde daha iyi biyolojik fosfor giderimi için UCT ve VIP tipi aktif çamur sistemleri tercih edilmelidir. Bunun sebebi havasız tanka geri devir ile (içsel geri devir ve çamur geri devri) giren nitrat ve oksijen yükünün azaltılmasıdır. Ancak, UCT ve VIP sistemlerinde daha yüksek havasız hacim oranlarına ihtiyaç duyulmaktadır. Farklı evsel atıksu karakterizasyonları için biyolojik nütrient gideren aktif çamur sistemleri Çizelge 2.8'deki gibi önerilmektedir [126].



Şekil 2.4 VIP prosesinin şematik görünümü

Çizelge 2.8 Farklı $BOI_5/\Delta P$ ve $KO_i/\Delta P$ seviyeleri için önerilen sistemler

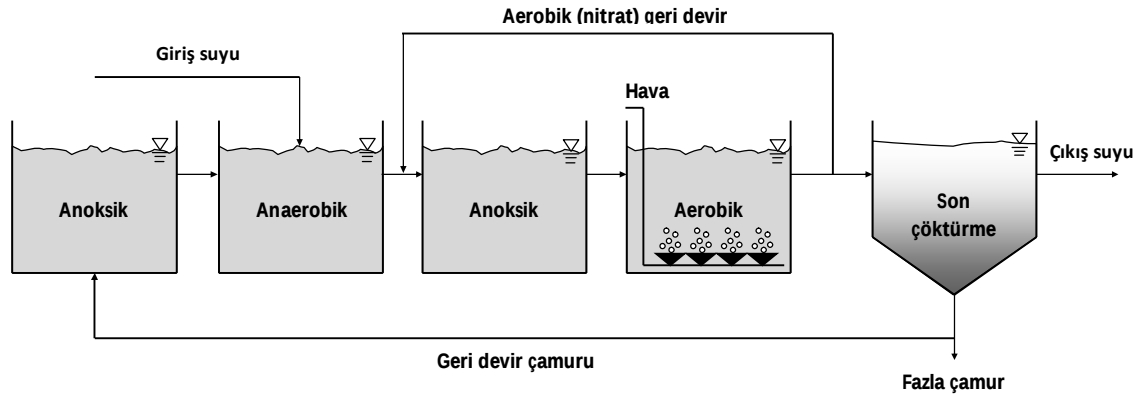
Proses	$BOI_5/\Delta P$	$KO_i/\Delta P$
	mg BOI_5 /mg P	mg KO_i /mg P
VIP, UCT	15-20	26-34
A^2/O , AO	20-25	34-43
Bardenpho	>25	>43

ΔP : Giriş toplam fosfor ile çıkış çözünmüş fosfor konsantrasyonu farkı

2.4.4 Johannesburg Prosesi

Johannesburg (Güney Afrika)'da geliştirilen bu proses, zayıf karakterli atıksulardan biyolojik fosfor giderimini maksimize etmek amacıyla anaerobik bölgeye nitrat geri devrini minimize eden, UCT ve Modifiye UCT proseslerine bir alternatiftir. Geri devir çamuru, anaerobik tanka beslenmeden önce MLSS'deki nitrat konsantrasyonunu azaltmaya yetecek kadar bekletme süresine sahip küçük bir anoksik tanka alınır. Bu tanktaki nitrat giderimi hücrelerin içsel solunumuyla gerçekleştirilirken bu anoksik tankın bekletme süresi MLSS konsantrasyonu, sıcaklık ve geri devir çamurundaki nitrat konsantrasyonuna bağlıdır. UCT prosesine nazaran, bekletme süresi yaklaşık 1 saat

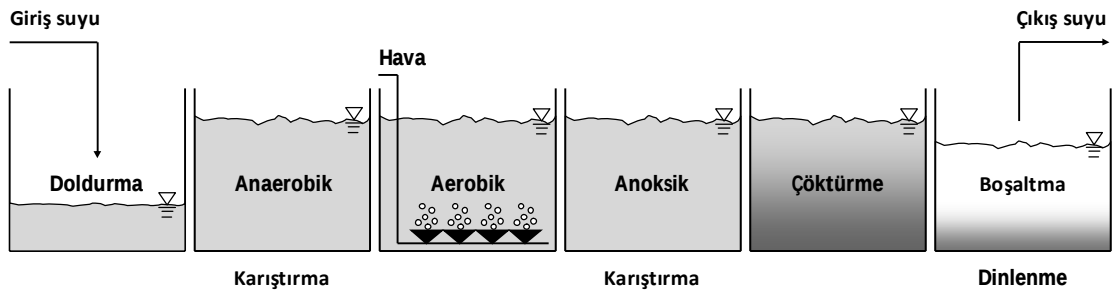
olan anaerobik bölgede daha yüksek MLSS konsantrasyonları elde edilir [25]. Johannesburg prosesi Şekil 2.5'te şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.5 Johannesburg prosenin şematik görünümü

2.4.5 AKR (Ardışık kesikli reaktör) Prosesi

Ardışık kesikli reaktör (AKR) prosesi, aerobik, anaerobik ve anoksik fazların aynı tankta farklı işletme stratejileri ile uygulandığı ve bu sayede karbon giderimi, azot giderimi ve fosfor gideriminin aynı tankta belirli bir sırayla gerçekleştirildiği doldur-boşalt tipi bir prosestir. Genellikle küçük debili tesisler için kullanılır [25]. Proses, genel olarak şu işlemleri içerir: (1) Doldurma, (2) Anaerobik, (3) Aerobik; (4) Anoksik, (5) Çöktürme, (6) Boşaltma ve (7) Dinlenme. AKR prosenin şematik görünümü Şekil 2.6'da gösterilmiştir.



Şekil 2.6 AKR prosenin şematik görünümü

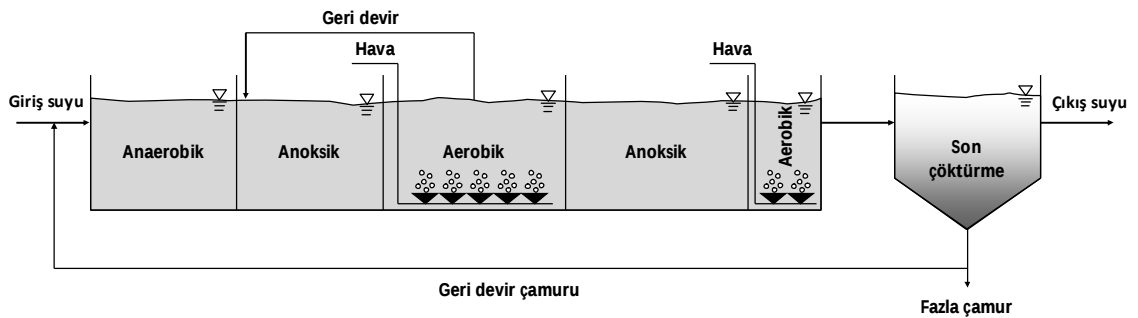
Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) sisteminin farklı arıtma ihtiyaçlarını karşılamadaki esnekliği yanında sistem fiziksel olarak çok basittir. Bu özelliği ile sistem aktif çamur sistemlerinden farklılık göstermektedir. Ayrıca, rekreasyon alanlarından gelen atıksular gibi miktar ve özelliklerinde sürekli dalgalanmalar olan atıksularda organik karbon yanında nütrient giderimi için en güvenilir teknoloji olduğu belirtilmiştir. AKR sistemleri

işletme kolaylığı-esnekliği ve ekonomik sebeplerle daha fazla tercih edilen sistemdir [128].

Genel olarak AKR prosesinin avantajları: (1) Basit ve güvenilir olması, (2) yüksek çıkış suyu kalitesi elde edilmesi, (3) doldurma esnasında bile dengeleme tankı gibi çalışarak pik debileri ve şok BOİ yüklerini çıkış suyu kalitesinde bozulma olmadan tolere edebilmesi, (4) daha düşük alan ihtiyacının olması, (5) ön çöktürme-son çöktürme havuzu gerektirmemesi, (6) operasyonel değişikliklerin kolaylıkla yapılabilmesi, (7) klasik biyolojik atıksu arıtma tesislerine nazaran daha düşük maliyetli olması, (8) çamur geri devri olmaması sebebiyle çamur pompalarına ihtiyaç duyulmaması şeklinde sayılabilmektedir.

2.4.6 Beş Kademeli Bardenpho Prosesi

Bardenpho prosesi, birçok biyolojik kademeyi içeren aktif çamur prosesinin ileri bir modifikasyonudur [129]. Fosfor giderimini de içeren Bardenpho prosesi 5 kademeden oluşur. Bunlardan ilki anaerobik tanktır. Anaerobik tankı takiben sırasıyla anoksik, aerobik, anoksik ve aerobik olmak üzere ikişer adet anoksik ve aerobik tankları içermektedir. İkinci aerobik tanktan alınan atıksu çöktürme tankına alınarak MLSS çöktürülür. Çöktürülerek atıksudan ayrılan çamurun bir kısmı doğrudan anaerobik tanka geri devir ettirilir. Ayrıca ilk aerobik tankın çıkışından ilk anoksik tankın girişine bir nitrat geri devir hattı yerleştirilir. Beş kademeli Bardenpho prosesi Şekil 2.7’de şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.7 Beş kademeli Bardenpho prosesinin şematik görünümü

Bardenpho prosesinde ilk üç tank aslen A^2/O prosesindeki üç biyolojik tank gibi çalışmakta olup, bu prosese eklenen son iki tank ileri arıtımı amaçlamaktadır. Giriş azot konsantrasyonunun yaklaşık 2/3’ü ilk anoksik tankta giderilir [129]. Aerobik tankın

çıkışında, alınan nitrat geri devrinden sonra, nitrat geri devrindeki kadar nitrat hala aerobik tank çıkış suyunda bulunmaktadır. Bu kalan nitratın çıkış suyunda görülmesi muhtemel olmakla birlikte, bunu önlemek amacıyla sisteme eklenen ikinci anoksik tank, ilk aerobik tanktan sonra kalan nitratın denitrifikasyonla giderilmesini amaçlar. Bu anoksik tanktan sonra gelen aerobik tank ise herhangi bir arıtım sağlamayıp sadece denitrifikasyon prosesinden sonra atıksuda kalan azotu uçurmayı amaçlamaktadır [25].

Genel olarak Bardenpho prosesinin avantajları: (1) Uzun çamur yaşında (10-40 gün) çalıştırıldığından dolayı karbon oksidasyon kapasitesinde artış sağlanması [130], (2) klasik aktif çamur sistemlerine göre daha yüksek nütrient giderme verimlerinin sağlanması [130], (3) kimyasal kullanımının olmaması ya da yok denecek kadar az olması [129], (4) tank ihtiyacı sebebiyle ilk yatırım maliyetinin yüksek olmasına karşılık işletme maliyetinin düşük olması [129], (5) çökelme özelliği iyi çamur üretilmesi şeklinde sıralanabilir.

Yukarıda anlatılan proseslerin işletme parametreleri bakımından karşılaştırılması Çizelge 2.9'da verilmiştir.

Çizelge 2.9 Metcalf ve Eddy [25]'de biyolojik fosfor giderimi için kullanılan bazı proses konfigürasyonları için tipik tasarım parametreleri

Tasarım parametresi/ Proses	SRT, gün	MLSS, mg/L	Hidrolik bekletme süresi, saat			Geri devir oranı, %	Nitrat geri devri, %
			Anaerobik	Anoksik	Aerobik		
A ² /O	5-25	3000-4000	0,5-1,5	0,5-1	4-8	25-100	100-400
UCT	10-25	3000-4000	1-2	2-4	4-12	80-100	200-400 (anoksik) 100-300 (aerobik)
VIP	5-10	2000-4000	1-2	1-2	4-6	80-100	100-200 (anoksik) 100-300 (aerobik)
Bardenpho (5 adım)	10-20	3000-4000	0,5-1,5	1-3 (1. adım) 2-4 (2. adım)	4-12 (1. adım) 0,5-1 (2. adım)	50-100	200-400
AKR	20-40	3000-4000	1,5-3	1-3	2-4	-	10-20

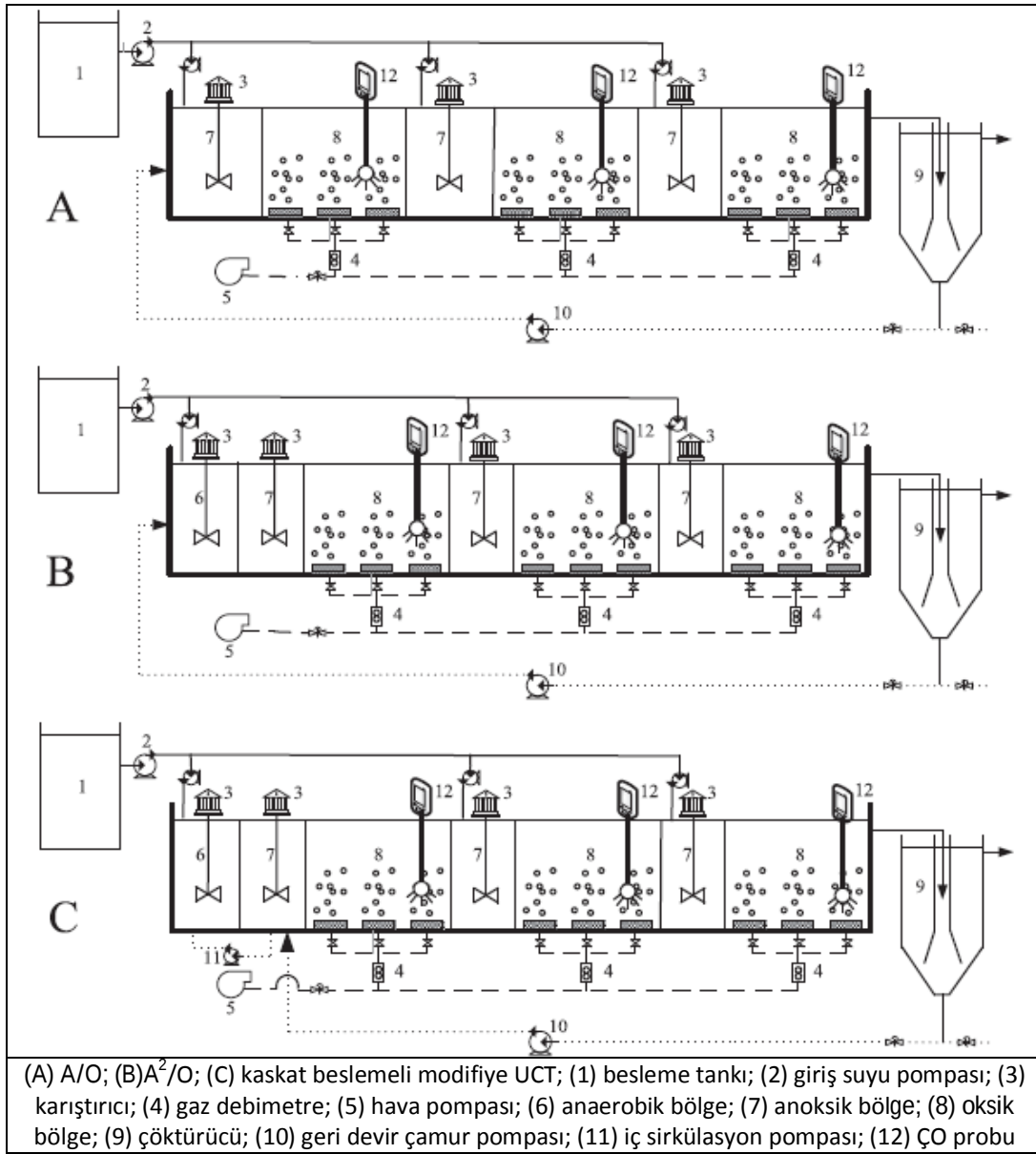
2.5 Evsel Atıksuların Biyolojik Olarak Arıtılması

Evsel atıksulardan karbon, azot ve fosfor giderimini optimize etmek maksadıyla birçok

farklı proses geliştirildiği ve uygulandığı bilinmektedir. Bu farklı proseslerin uygulama şekilleri ve arıtım üzerine etkileri aşağıda verilmiştir.

2.5.1 Kaskat Beslemenin Etkisi

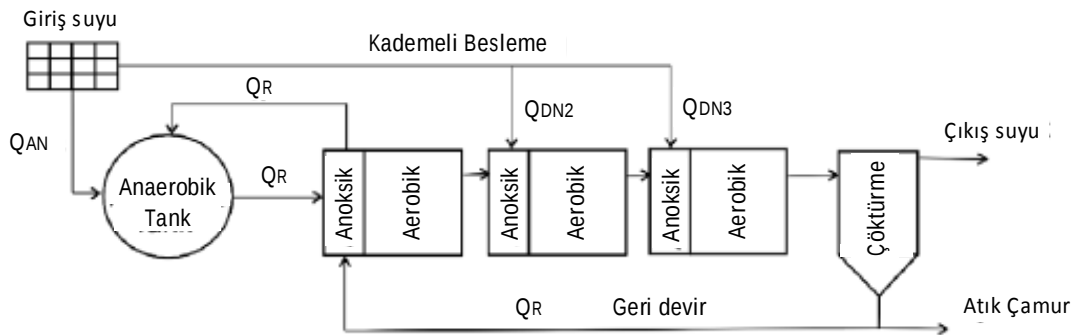
Peng ve Ge [4] evsel atıksulardan ileri nütrient giderimini inceledikleri çalışmada üç farklı pilot ölçekli (340 L) reaktör (kaskat beslemeli A/O prosesi, kaskat beslemeli A²/O prosesi ve kaskat beslemeli modifiye UCT prosesi) kullanmış olup, çalışmalarını iki yıl sürdürmüşlerdir (Şekil 2.8).



Şekil 2.8 Peng ve Ge [4] tarafından çalışmada kullanılan pilot ölçekli reaktörler

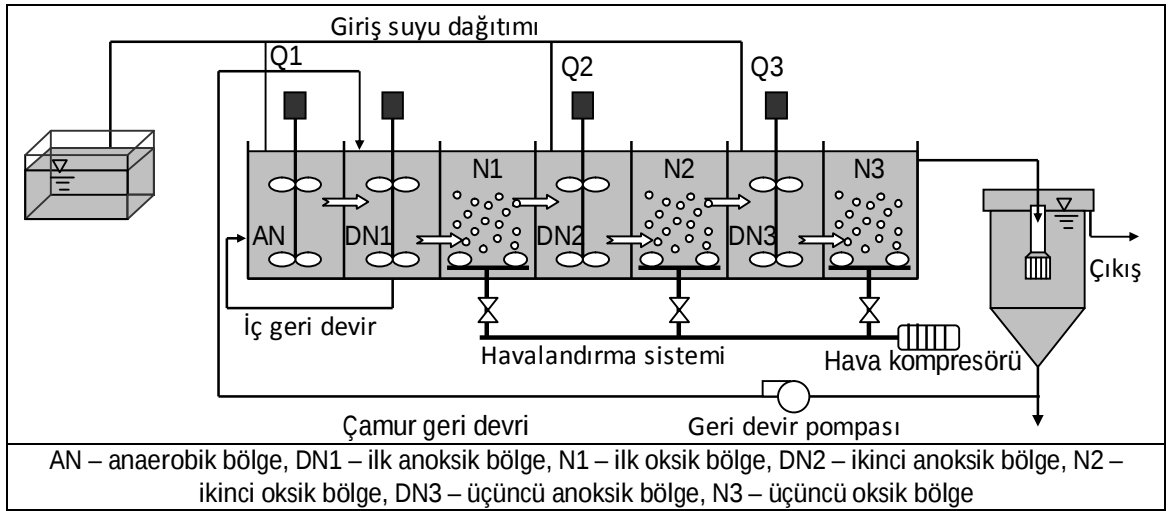
Çalışmada kullanılan aşı çamuru ve atıksu A^2/O prosesi şeklinde işletilen ve Beijing’de (Pekin- Çin) bulunan atıksu arıtma tesisinden temin edilmiş olup, evsel atıksuyun KO_i , NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , TKN, TN, $PO_4^{3-}-P$ ve TP ortalama konsantrasyonları sırasıyla 295 mg/L; 52,4 mg/L; 0,07 mg/L; 0,85 mg/L; 55,3 mg/L; 58,5 mg/L; 4,57 mg/L ve 6,62 mg/L olarak tespit edilmiştir. Çalışma neticesinde her üç reaktör tipinde de hemen hemen tam nitrifikasyon gerçekleştiği, çıkış suyunda NH_4^+-N konsantrasyonunun $0,27 \pm 0,25$ mg/L olarak belirlendiği ve $99,5 \pm 0,5$ giderim verimi elde edildiği belirtilmiştir. Buna ek olarak giriş KO_i konsantrasyonunun değişken yapıda olmasına karşın her üç reaktör tipinde de çıkış KO_i konsantrasyonunun $43,5 \pm 6,5$ mg/L olduğu ve bu değer in deşarj standartlarını sağladığını belirtmişlerdir. Çalışmada ayrıca %75 iç sirkülasyon ve %75 çamur geri devir oranlarına ek olarak, anaerobik/anoksik ve oksik tank hacimlerinin 34L/102L/204L olarak uygulandığı kaskat beslemeli modifiye UCT prosesinin optimum işletme şartlarını sağladığı ve denitrifikasyon fosfor giderim mikroorganizmalarının gelişimini teşvik ettiği belirlenmiştir.

Vaiopoulou ve Aivasidis [38], toplam hacmi 44 litre olan pilot ölçekli reaktörde Xanthi Şehri’nden (Yunanistan) temin ettikleri gerçek evsel atıksuyu kullanmış olup, çalışmada farklı kaskat besleme stratejilerini uygulamışlardır. Kaskat besleme farklı oranlarda anaerobik/denitrifikasyon2/denitrifikasyon3 kademelerine uygulanmış olup, çalışma süresince atıksu debisi 2-7 litre/saat arasında değiştirilmiştir. Çalışmada kullanılan pilot ölçekli reaktörün akım şeması Şekil 2.9’da gösterilmiştir. Çalışmada kaskat besleme sayesinde yüksek giderim verimlerinin elde edildiği ve işletme güvenliği sağlandığı belirtilmiş olup, en yüksek giderim verimlerinin, dokuz saatlik hidrolik bekleme süresinde, %60/%25/%15 kaskat oranları için KO_i , BO_i , $PO_4^{3-}-P$, TN, TKN ve NH_4^+-N için sırasıyla %94, %98, %93, %83, %94 ve %99 olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 2.9 Vaiopoulou ve Aivasidis [38] tarafından kullanılan pilot ölçekli reaktör

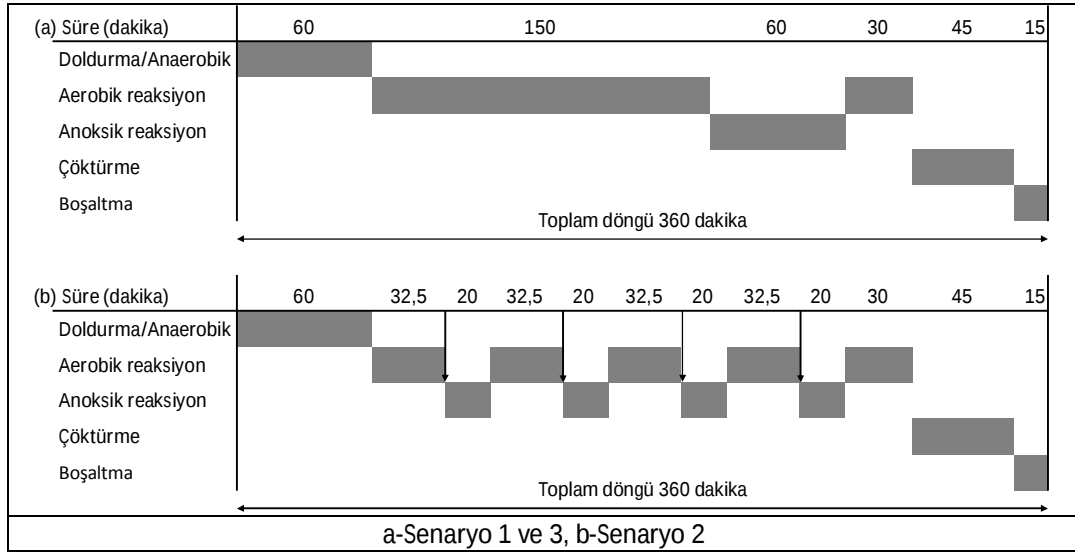
Ge vd. [106], Gaobeidian (Çin) Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen ve KO_i , TN, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P ve TP konsantrasyonları sırasıyla 308 ± 172 mg/L, $52,9 \pm 17,1$ mg/L, $51,0 \pm 18,8$ mg/L, $0,07 \pm 0,32$ mg/L, $0,91 \pm 1,39$ mg/L, $3,92 \pm 5,49$ mg/L ve $6,43 \pm 6,22$ mg/L olan, evsel atıksuyu arıtmak maksadıyla akım şeması Şekil 2.10'da verilen pilot ölçekli kaskat beslemeli modifiye UCT reaktörü kullanmışlardır. Reaktörde anaerobik bölge 34 L, anoksik bölge (34 L) ve aerobik bölge 68 L hacminde olup, 1020 L/gün debi için, 8 saat hidrolik bekletme süresi, 10 gün çamur yaşı ve 4500-7000 mg/L MLSS konsantrasyonu kullanılmıştır. Çalışmada dört farklı döngü test edilmiş olup, her bir döngüdeki kaskat oranları ve elde edilen giderim verimleri Çizelge 2.10'da gösterilmiştir. Araştırmacılar KO_i , NH_4 -N ve TN için en yüksek giderim verimlerinin giriş suyunun %40-%30-%30 şeklinde kaskat olarak beslendiğinde, fosfor giderim veriminin de giriş KO_i /P ve TN/P oranlarının artışıyla elde edildiğini belirtmişlerdir.



Şekil 2.10 Ge vd. [106] tarafından kullanılan pilot ölçekli modifiye kaskat besleme proses

Wang vd. [6] çalışmalarında kampüs arazisinden toplanan atıksuların arıtılması maksadıyla pilot ölçekli kaskat beslemeli A^2O prosesi (320 L) kullanmış olup toplam debiyi (960 L/gün), anaerobik (Q1), anoksik2 (Q2) ve anoksik3 (Q3) tanklarına kademeli olarak beslemişlerdir. Tank hacimlerinin anaerobik ve anoksik tanklar için 32 L, aerobik tanklar için 64 L olduğu tesiste dört farklı kaskat besleme stratejisi (Q1/Q2/Q3) çalışılmış olup, bu stratejiler sırasıyla 0,2:0,3:0,5 (işletme 1), 0,3:0,4:0,3 (işletme 2), 0,45:0,35:0,2 (işletme 3) ve 0,6:0,25:0,15 (işletme 4) şeklinde uygulanmıştır. Aerobik tanklardaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu nitrifikasyon bakterilerinin gelişimi için 2,5 mg/L'nin üzerinde tutulmuştur. Pilot ölçekli reaktör akım şeması Şekil 2.11'de

ardışık kesikli reaktör 80 litre hacimle çalıştırılmış olup, 40 litre hacimli giriş suyu doldurma/anaerobik fazda reaktöre beslenmiştir. Bu senaryoda reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mgO₂/L'ye ayarlanmıştır. Senaryo 2'de ardışık kesikli reaktör 68 litre hacimle çalıştırılmış olup, giriş suyunun 24 litresi doldurma/anaerobik fazda kalan 10 litre giriş suyu ise herbir anoksik fazda 2,5 litre olarak beslenmiştir. Bu senaryoda reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,5 mgO₂/L'ye ayarlanmıştır. Senaryo 3'te, Senaryo 1 ile aynı işletme stratejisi kullanılmış olup, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1 mgO₂/L'ye ayarlanmış, ayrıca giriş suyundaki Ca²⁺ ve Mg²⁺ konsantrasyonları artırılmıştır. Çalışma sonucunda en yüksek giderim verimleri senaryo 2'de KOİ, TN ve PO₄-P için sırasıyla %94, %86 ve %65 olarak belirlenmiştir.



Şekil 2.12 Sin vd. [131] tarafından uygulanan işletme senaryoları

2.5.2 Atıksu Karakterizasyonu ve C/N Oranı

Zhu vd. [132] tarafından yapılan çalışmada, sentetik atıksu kullanılan (240 L/gün) pilot ölçekli kaskat beslemeli anoksik/oksik reaktörde (toplam hacim 80 litre) C/N oranının TN giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Çalışmada C/N oranı 4,83; 5,52; 6,09; 6,8; 7,62; 8,25; 9,13; 10,05; 10,75; 11,68; 12,4; 14 ve 15,51 değerlerini aldığı anda reaktörde TN giderim verimleri sırasıyla %67,63; %76,9; %84,3; %88,86; %92,13; %94,5; %95,81; %96,78; %97,58; %98,03; %98,61; %99,03 ve %99,28 değerlerinde tespit edilmiştir. Çalışmada aynı zamanda C/N oranının 4,91'den düşük olduğu durumlarda karbon kaynağı kullanımının maksimum olduğu belirlenmiştir.

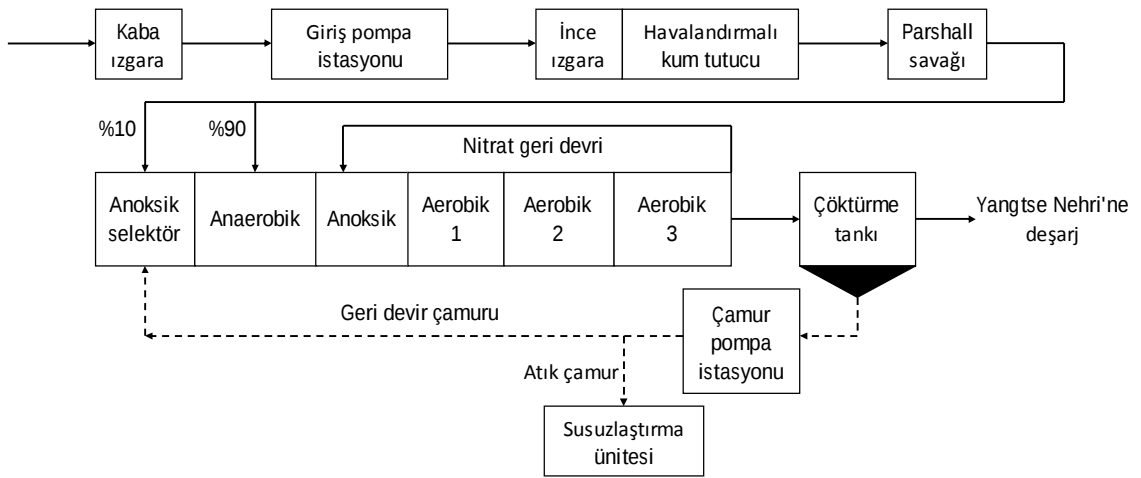
Xia vd. [133] farklı C/N oranlarının nütrient giderimine etkisini inceledikleri araştırmada hareketli biyofilm yataklı reaktörde (SCBR, Suspended Carrier Biofilm Reactor) sentetik atıksu ile çalışmışlardır. C/N oranı 3:1, 5:1 ve 10:1 değerlerinde uygulanmış olup $KOİ_{Cr}$ giderim verimlerinin sırasıyla %90,1; %91,4 ve %95,2 olarak belirlendiği çalışmada C/N oranının 5:1 olduğu durumda en yüksek toplam azot giderme veriminin (%78,4) elde edildiği ifade edilmiştir. Çalışmada ayrıca C/N oranı 3:1 olduğunda yüksek $KOİ_{Cr}$ ve NH_4^+-N giderim verimleri elde edilmesine karşın en düşük toplam azot giderim veriminin elde edildiği belirtilmiştir.

Yang vd. [54], farklı $KOİ/TN$ oranlarının karbon ve azot giderimine etkisini araştırmak amacıyla 30 litre hacimli ardışık kesikli membran biyoreaktörde sentetik atıksu kullanmışlardır. Giriş $KOİ$ konsantrasyonunun 433,8 mg/L olduğu çalışmada, hidrolik bekletme süresi 15.3 saat, anaerobik ve aerobik faz süreleri ise sırasıyla 30 dakika ve 60 dakikadır. Çalışma neticesinde reaktörde $KOİ$ giderim veriminin %93,5 olduğu, $KOİ/TN/TP$ oranındaki değişimin $KOİ$ giderim verimi üzerine bir etkisi olmadığı belirlenirken; NH_4^+-N giderim veriminin %95,4 olduğu ve $KOİ/TN$ oranının değişiminin çalışılan şartlarda NH_4^+-N giderim verimi üzerine önemli bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir. Buna ek olarak en yüksek TP giderim veriminin %84,9 olduğu ve bu verimin $KOİ/TN/TP$ oranının 120,5/9,3/1 değerinde gerçekleştiği belirlenmiştir.

Kim vd. [134], düşük C/N oranına sahip evsel atıksuların arıtılmasında 2 adımlı AKR prosesini inceledikleri çalışmada organik madde yükünü 0,06-4,79 $kgKOİ/m^3.g n$ (38-3301 $mgTKOİ/L$), nütrient yükünü ise 0,05-0,84 $kgN/m^3.g n$ (32-580 $mgTN/L$) ve 0,01-0,09 $kgTP/m^3.g n$ (5-65 $mgTP/L$) arasında kullanmışlardır. Çalışma neticesinde $KOİ$, TN ve TP giderim verimlerini sırasıyla %87, %81 ve %60 olarak belirlemişlerdir. Çalışmada C/N oranı 4' n üzerinde olduğunda TN gideriminin %80'lere ulaştığı söylenmiştir. Ayrıca %60'lık TP gideriminin, giriş TP konsantrasyonunun 20 mg/L 'nin üzerinde ve C/P oranının 30' n üzerinde olduğu zaman gerçekleştiği belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca nitrifikasyon periyodu sırasında dominant mikrobiyal grubun *Nitrosomonas* sp. JL21, *Nitrosomonas* sp. JL2 ve *Nitrosolobus multiformis* gibi AOB'ler (amonyak oksitleyen bakteri) olduğu belirlenmiştir.

Fan vd. [135] Anqing Atıksu Arıtma Tesis'i'nde (Anqing, Çin) yaptıkları çalışmada; zayıf karakterli evsel atıksuların arıtılmasında modifiye A^2/O prosesinin nütrient giderim

performansı ve optimum işletme şartlarının belirlenmesini hedeflemişlerdir. Bu amaçla çalışmada zayıf karakterli atıksuların arıtılması için pre-anoksik/anaerobik/anoksik/üç kademeli oksik tank kullanılmış olup; prosesin şematik görünümü Şekil 2.13'te gösterilmiştir. Proseste çamur yaşı 15 gün, debi 1871 m³/saat, çözünmüş oksijen konsantrasyonu ise 3-4 mg/L'dir. Tesiste KOİ, BOİ₅, TN, TP, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N ve AKM giriş konsantrasyonları sırasıyla 185 mg/L, 52 mg/L, 16 mg/L, 1,56 mg/L, 9,96 mg/L, 2,58 mg/L, 0,011 mg/L ve 86 mg/L'dir. Çalışma neticesinde KOİ, NH₃-N, TN, TP ve AKM için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %81±2,0; %97±3,4; %25±9,1; 53±6,5 ve %80±3,5 şeklinde gerçekleşmiştir (numune sayısı=30 için).



Şekil 2.13 Fan vd. [135] tarafından çalışılan Anqing Atıksu Arıtma Tesisi

Fan vd. [135]'nin yaptıkları çalışmada elde edilen sonuçlardan görüleceği üzere TN giderim verimi çok düşüktür. Çalışmada BOİ₅/KOİ oranının 0,3 olduğu ilave karbon kaynağının gerekip gerekmediği tartışılmış, KOİ/TN oranının artması durumunda ise TN giderim oranının değişmediği belirtilerek TN giderim oranının karbon kaynağıyla sınırlanmadığı, düşük TN gideriminin esas olarak düşük nitrata geri devir oranının (0,5) bir sonucu olduğu belirtilmiştir.

Çalışmada ayrıca çıkış suyu NO₃⁻-N konsantrasyonu arttıkça yine aynı şekilde TP konsantrasyonunun da arttığı belirtilmiştir. Bunun sebebi olarak geri devir çamurunda yüksek nitrat azotu konsantrasyonunun bulunmasını ve bunun sonucu olarak anaerobik safhada PAOların fonksiyonunu etkileyerek TP giderimini etkilediği ve tam olarak gerçekleşmeyen denitrifikasyon işleminin fosfor giderimini etkilediği belirtilmiştir. Diğer taraftan giriş TP konsantrasyonu 1 mg/L'nin altında olduğunda

giderim veriminin %25-43 arasında olduğu, giriş TP konsantrasyonu 1 mg/L'nin üstünde olduğunda ise giderim veriminin %35-72 arasında olduğu belirtilerek giriş TP konsantrasyonunun TP giderim verimini etkilediği ortaya konmuştur.

Çalışmada MLSS konsantrasyonunun proses performansına etkisini ortaya koymak için 1200 – 3500 mg/L MLSS konsantrasyonları uygulanmıştır. MLSS konsantrasyonu 3500 mg/L'ye yükseltildiğinde KOİ giderim verimi %77'den %80'e, NH₃-N giderim verimi %97'den %98'e yükselirken; TN giderim verimi %17'den %13'e, TP giderim verimi ise %55'ten %32'ye düşmüştür. Çalışmada yüksek MLSS değerinin uzun çamur yaşında (SRT) meydana geldiği, bu sebeple BOİ₅ çamur oranının 0,12'den 0,05 kgBOİ₅/kgMLSS değerine düştüğü ve bu sebeple de karbon kaynağı azalmasından dolayı PAOların ölümüne, böylece bu PAOların hücre patlamaları sebebiyle çıkış suyunda yüksek fosfor konsantrasyonuna sebep olduğu söylenmiştir. Bu sebeplerden dolayı optimum MLSS konsantrasyonunun 1200 mg/L olduğu ifade edilmiştir.

Ryu vd. [136] çalışmalarında 65,1±24,1 mg/L SS; 116,9±32,2 mg/L TKOİ; 77,9±1,9 mg/L ÇKOİ; 34,1±3,1 mg/L TKN; 30,3±3,1 mg/L NH₄-N; 2,0±0,6 mg/L PO₄-P; 4,3±1,1 TKOİ/TKN; 2,1±0,6 ÇKOİ/TKN kompozisyonuna sahip evsel atıksu ve biyolojik havalandırılmalı filtre (BAF) kullanmışlardır. 3 ve 6 saatlik hidrolik bekletme süresinde (HBS) TKOİ giderim verimi sırasıyla %80 ve %76; çıkış NH₄-N konsantrasyonları sırasıyla 1,4 mg/L ve 1,1 mg/L, NH₄-N giderim verimleri sırasıyla %95,4 ve %96,3; TKN giderim verimleri sırasıyla %90 ve %89 olarak belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca düşük TKOİ/TKN oranına sahip evsel atıksular için önerilen BAF sisteminin denitrifikasyon üzerinde çok etkili olduğu belirtilmiştir.

Chae ve Shin [137] 232±41mg/L TKOİ; 42±5mg/L TN; 27±3mg/L NH₄-N; 3,2±0,4mg/L TP ve 1,9±0,4mg/L PO₄-P konsantrasyonlarına sahip atıksuyla gerçekleştirdikleri çalışmada pilot ölçekli dikey batık membran biyoreaktör (vertical submerged membrane bioreactor-VSMBR) kullanmışlardır. Giriş suyunda TKOİ/TN oranının 5,5 olduğunu ve bu değer etkili azot giderimi için çok düşük olduğunu belirtmişlerdir. Çalışma neticesinde TKOİ, TN ve TP giderim verimleri sırasıyla %98, %74 ve %78 olarak belirlenmiştir. Buna ek olarak reaktörde farklı sıcaklıklarda (13-25°C) nitrifikasyon veriminin %79-88, toplam fosfor giderim veriminin ise %77-81 arasında değiştiği ve MBR sistemin

nispeten daha yüksek biyokütle konsantrasyonlarında çalışılmasını mümkün kıldığı için klasik aktif çamur proseslerinden daha iyi olduğunu belirtmişlerdir.

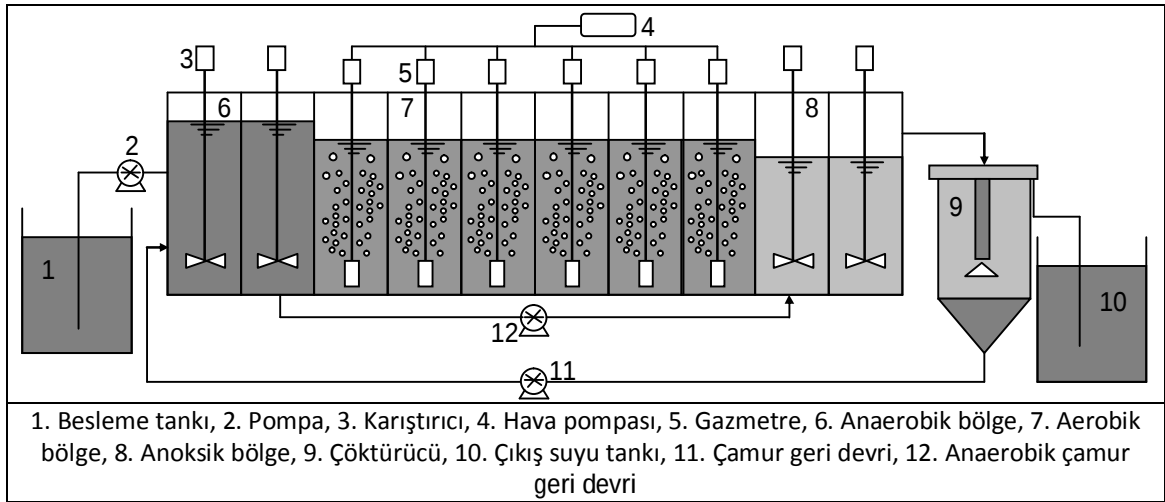
Vaiopolou vd. [5] evsel atıksulardan karbon, azot ve fosfor giderimini inceledikleri çalışmada toplam hacmi 44 litre olan (anaerobik 3,5 litre; birinci anoksik 3,4 litre; birinci aerobik 7,3 litre; ikinci anoksik 3,4 litre; ikinci aerobik 7,3 litre; üçüncü anoksik 3,4 litre; üçüncü aerobik 7,3 litre ve çöktürücü 8,3 litre) pilot ölçekli kaskat beslemeli UCT prosesi kullanmışlardır (Şekil 2.9). Çalışmada 10 günlük çamur yaşı uygulanmış olup, çözünmüş oksijen konsantrasyonu da aerobik reaktörler için 2 mg/L olarak belirlenmiştir. Çalışma neticesinde bir yıllık işletme sonucunda KOİ, BOİ₅, NH₄-N, TKN ve TN giderim verimleri sırasıyla %88, %92, %93-99, %87-97 ve %70 olarak tespit edilmiş olup, giriş PO₄ konsantrasyonundaki dalgalanmalar giriş PO₄ konsantrasyonundaki dalgalanmalar sebebiyle fosfor gideriminin düşük olduğu kaydedilmiştir.

Banu vd. [7], 210±5 mg/L KOİ; 40±1 mg/L TN ve 5,5 mg/L TP konsantrasyonuna sahip sentetik evsel atıksu ile yaptıkları çalışmada 8,4 litre anaerobik (HBS= 1 saat), 25 litre anoksik (HBS=3 saat) ve 50 litre aerobik (HBS=6 saat) bölmelerden meydana gelen ve çalışma hacmi 83,4 litre olan A²O-MBR prosesini kullanmışlardır. Uygulanan proseste biri anaerobik-anoksik arasında (iç sirkülasyon 1, Q=1) ve diğeri anoksik-aerobik arasında (iç sirkülasyon 2, Q=3) olmak üzere iki adet iç geri devir bulunmaktadır. Çalışma neticesinde %60-67 TN ve %74-82 TP giderim verimi elde edilmiştir.

2.5.3 Harici Karbon Kaynağı

Guo vd. [76], Beixiaohe Atıksu Arıtma Tesisi (Beijing, Çin) ön çöktürme çıkışından alınan ve 180-220 mg/L KOİ; 40-60 mg/L NH₄⁺-N; 0,2-0,8 mg/L NO₂⁻-N; 0,2-1,2 mg/L NO₃⁻-N; 50-70 mg/L TKN kompozisyonuna sahip evsel atıksuyu arıtmak amacıyla kademeli beslemeli ardışık kesikli reaktör kullanmışlardır. Çalışma neticesinde kademeli beslemeli AKR ile azot gideriminin etkili bir şekilde sağlandığı, çıkış suyunda TN değerinin 2 mg/L'nin altında olduğu ve ortalama TN giderim veriminin %98'den yüksek olduğu ancak bunların gerçekleşebilmesi için harici karbon kaynağının gerektiği belirlenmiştir (C/N= 3,5). Harici karbon kaynağı olarak %95'lik etanol kullanılmış olup, son anoksik fazda ekleme yapılmıştır.

Xu vd. [138], denitrifikasyon fosfor giderimini araştırdıkları çalışmada laboratuvar ölçekli (33 litre çalışma hacmi ve 10 litre çöktürücü hacmi) AOA prosesi kullanmış olup, reaktörü KOl , NH_4^+-N ve $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ konsantrasyonu sırasıyla 400 mg/L, 40 mg/L ve 6 mg/L olan sentetik atıksu ile beslemişlerdir. Çalışmada kullanılan laboratuvar ölçekli AOA prosesinin akım şeması Şekil 2.14’de gösterilmiştir. Çalışmada çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2-6 mg/L olarak belirlenirken, çamur yaşı 10 gün, hidrolik bekletme süresi 8 saat ve MLSS konsantrasyonu 3830-4720 mg/L arasında değişmiştir. Çalışma süresince üç farklı işletme stratejisi (1- $F=0$ ve $R=2$, 2- $F=0,25$ ve $R=1,25$, 3- $F=0,5$ ve $R=1$) denenmiştir. Burada; F , anaerobik tanktan aerobik tanka çamur transferi amacıyla aktarılan debinin giriş debisine oranını; R , geri devir oranını ifade etmektedir. Çalışmada NH_4^+-N , TN ve $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ için en yüksek giderim verimleri işletme 1’de sırasıyla $99,49 \pm 0,44$; $72,05 \pm 2,00$ ve $99,28 \pm 0,41$ olarak belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca, bir dış karbon kaynağına ihtiyaç duymadan post anoksik proseste %93 oranında amonyak azotu ve %87,3 oranında fosfat fosforu giderimi yapılabileceği görülmüştür.



Şekil 2.14 Xu vd. [138] tarafından kullanılan laboratuvar ölçekli AOA prosesi akım şeması

Zheng vd. [139] Shanghai (Çin) atıksu arıtma tesisi ön çöktürme tankı çıkışından temin edilen atıksu ile çalışmalarını yürütmüşlerdir. Atıksu karakterizasyonunun 7,4-7,6 pH; 170-210 mg/L TKOl ; 132-165 mg/L ÇKOI ; 25-35 mg/L NH_4^+-N ; 28-38 mg/L TN ; 3,0-5,5 mg/L TP olarak belirlendiği çalışmada anaerobik-aerobik (düşük ÇO) fazlı, çalışma hacmi 3,5 litre ve hidrolik bekletme süresi 16 saat olan üç adet AKR kullanılmış olup, ilk reaktör (AKR-A) ham atıksuyla, ikinci reaktör (AKR-B) asetik asit ve evsel atıksuyla, üçüncü reaktör (AKR-C) ise atık aktif çamurun fermentasyonu sonucu yüzeyde oluşan

süpernatant ve evsel atıksuyla beslenmiştir. AKR-B ve AKR-C reaktörlerindeki BOİ konsantrasyonları aynı olup yaklaşık olarak 390 mg/L'dir. Çalışma sonucunda AKR-C için elde edilen KOİ, BOİ, TN ve TP giderim verimleri sırasıyla %89, %94, %83 ve %97 olarak tespit edilmiştir. Gerçekleştirilen çalışma neticesinde ilave karbon kaynağıyla ölçülen bütün parametreler için daha yüksek verimler elde edildiği ve hem asetik asitin hem de atık aktif çamurun fermentasyonu sonucu yüzeyde oluşan süpernatantın ilave karbon kaynağı olarak kullanılabileceği ortaya konmuştur.

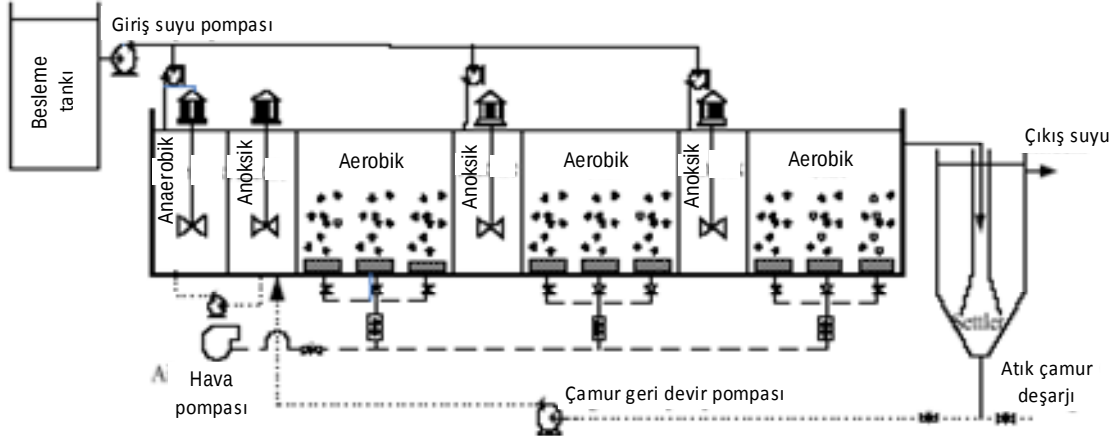
Hagman vd. [140] tarafından yapılan bir çalışmada metanol ve asetat karışımları denitrifikasyon prosesini iyileştirmek için laboratuvar ölçekli bir reaktörde kullanılmıştır. Laboratuvar ölçekli reaktörde herbir substrat ayrı ayrı ve karıştırılarak kullanılmış ve reaktör 20°C'de işletilerek nitrat tüketim hızı incelenmiştir. Karışık substrat kullanıldığında nitrat tüketim hızları, substratların ayrı ayrı kullanıldığı duruma göre daha yüksek olmuştur. Yapılan çalışmada dış kaynaklı karbon olarak tek tür yerine metanol-asetat karışımının kullanılması durumunda daha yüksek denitrifikasyon verimleri elde edileceği sonucuna varılmıştır.

2.5.4 Sıcaklık

Ge vd. [141], evsel atıksulardan azot ve fosfor giderimine sıcaklığın etkisini inceledikleri çalışmada, pilot ölçekli modifiye UCT prosesi kullanılmış olup; çalışma süresince çamur yaşı 8 gün, MLSS konsantrasyonu 4500-7000 mg/L olarak belirlemiştir. Pilot ölçekli reaktör toplam giriş suyunun %40'ı anaerobik bölgeye, %30'u ikinci anaoksik bölgeye, %30'u üçüncü anoksik bölgeye olmak üzere kaskat beslenmiştir. Çalışmada KOİ, TN, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P için ortalama giriş konsantrasyonlarının sırasıyla 308 mg/L, 56,1 mg/L, 52,2 mg/L, 0,05 mg/L, 0,97 mg/L ve 5,80 mg/L olarak belirlendiği çalışmada kullanılan Kaskat Beslemeli Modifiye UCT Prosesi'nin akım şeması Şekil 2.15'te gösterilmiştir.

Çalışma neticesinde sıcaklığın 27,3°C'den 19,2°C'ye düşürüldüğü ilk fazda (HBS: 8 saat) nitrifikasyon kademesinde bir düşüş olmadığı, nitrifikasyonun iyi bir şekilde gerçekleştiği belirlenmiştir. Bu aşamadan sonra sıcaklığın 17°C'ye düşürüldüğü ikinci fazda nitrifikasyonun bozulmaya başladığı ve 98. günde giderim veriminin %100'den %61,7'ye düştüğü belirlenmiştir. Bu aşamada hidrolik bekletme süresi 9 saate

yükseltilerek giderim verimi de %76,7'ye yükseltilmiştir. Üçüncü faza gelindiğinde HBS 10 saate yükseltilerek azot yükü düşürülmüş ve %85,8 giderim verimi elde edilmiştir ($T = 16,5 - 18,6^{\circ}\text{C}$). Çalışma neticesinde $16,5-27,3^{\circ}\text{C}$ arasında da hidrolik bekletme süresini 10 saate yükseltmek suretiyle istenilen seviyede nitrifikasyon-denitrifikasyon verimlerinin sağlanabileceği görülmüştür.



Şekil 2.15 Ge vd. [141] tarafından kullanılan pilot ölçekli kaskat beslemeli modifiye UCT prosesi

Park vd. [8] ve Lee vd. [142] evsel atıksulardan karbon ve nütrient giderimi maksadıyla S-city Atıksu Arıtma Tesisi'nde (Kyunggi-do, Kore) bulunan, $50 \text{ m}^3/\text{gün}$ kapasiteli ve ön-anoksik, anaerobik, anoksik1, anoksik2, oksik tanklardan teşkil edilen pilot ölçekli Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'ni kullanmışlardır.

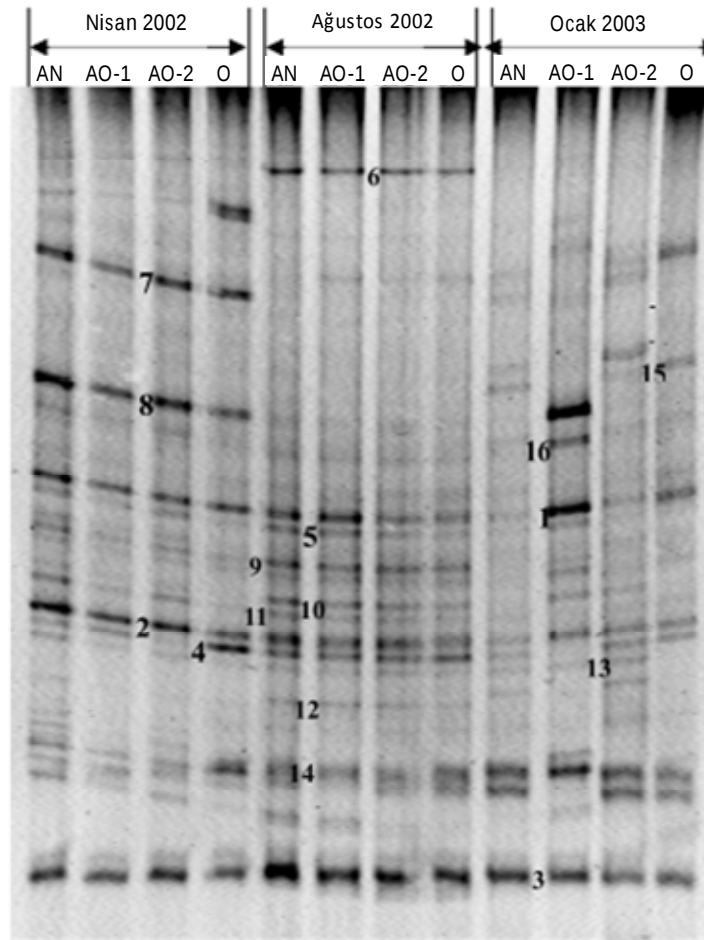
İki yıllık işletme neticesinde KOİ , azot ve fosfor giderim verimlerini sırasıyla %87, %79 ve %87 olarak tespit etmişlerdir. Ayrıca çalışmada giderim verimi üzerine sıcaklık etkisinin araştırıldığı çalışmada, en yüksek giderim verimlerinin sıcaklığın $25-28^{\circ}\text{C}$ olduğunda elde edildiğini tespit etmişlerdir.

Çalışmada ayrıca PCR ve DGGE analizleri ile mikrobiyal tür analizleri gerçekleştirilmiş olup, 2,13 ve 16 numaralı bantların sırasıyla %97 benzerlik ile *Microbacterium*, %98 benzerlik ile *Aquaspirillum psychrophilum* ve %99 benzerlik ile *Actinobacterium* olduğu tespit edilmiştir (Şekil 2.16).

2.5.5 Hidrolik Bekletme Süresi ve Çamur Yaşı

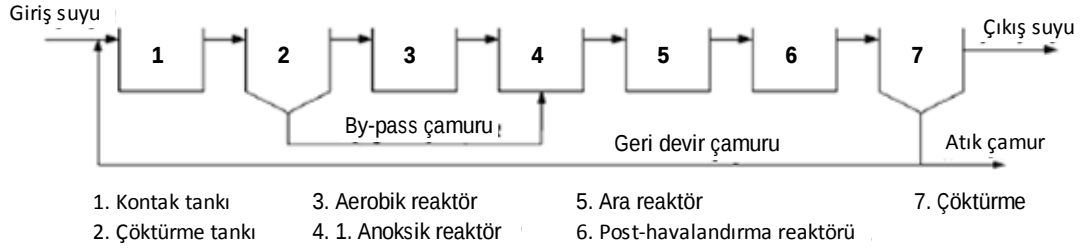
Eschenhagen vd. [116] çalışmalarında evsel atıksuların arıtılması maksadıyla 2 farklı laboratuvar ölçekli reaktör (Reaktör 1: anaerobik-oksik (A/O); Reaktör 2: Phoredox)

kullanmışlardır. Reaktör 1 (74 litre) ve Reaktör 2 (181 litre) için hidrolik bekletme süresi sırasıyla 0,51 gün ve 1,26 gün, çamur yaşı ise 4,4 gün ve 18 gündür. Çalışma neticesinde her iki reaktörde de BOİ_5 ve fosfor giderim verimlerinin %90'ın üzerinde, çıkış $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altında olduğu belirlenmiştir. Buna karşın çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun Reaktör 1 ve Reaktör 2 için sırasıyla 35 mg/L ve 8 mg/L olduğu belirlenirken, çıkış $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun her iki reaktör için de 0,5 mg/L'den düşük olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 2.16 Park vd. [8] ve Lee vd. [142] tarafından yapılan çalışmadaki DGGE profilleri Kim vd. [143] evsel atıksuların arıtılması maksadıyla gerçekleştirdikleri çalışmada gerçek evsel atıksuyun kullanıldığı pilot ölçekli biyolojik nütrient giderme prosesini (6,8 m³/gün) kullanmışlardır. Araştırma için kullanılan atıksu kompozisyonu; 186±101 mg/L TSS; 137±81 mg/L VSS; 304±181 mg/L TKOİ; 100±49 mg/L ÇKOİ; 37,1±9,5 mg/L TKN; 28,2±7,3 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 5,4±2,5 mg/L TP; 2,1±1,0 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$; 7,3±2,3 TKOİ/TN ve 50,4±11,4 TKOİ/TP şeklindedir. Çalışmada kullanılan reaktör Şekil 2.17'de verilmiştir. Çalışmada 5,8 ve 12 gün olmak üzere iki farklı çamur yaşı denenmiştir. Çalışma

neticesinde azot ve fosfor gideriminde proses performansının çamur yaşının artışıyla arttığı, çamur yaşı 12 olduğunda stabil ve yüksek olduğu belirtilmiş olup; KOİ giderim verimi %89 (organik yük 0,42-3,95 kgKOİ/m³.gün), TN giderim verimi %76 (organik yük 0,03-0,27 kgN/m³.gün) ve TP giderim verimi %95 (organik yük 0,01-0,07 kgP/m³.gün) olarak belirlenmiştir.



Şekil 2.17 Kim vd. [143] tarafından kullanılan pilot ölçekli biyolojik nütrient giderim prosesinin şematik görünümü

2.6 Evsel Atıksuların Biyolojik Arıtımında Etkili Olan Mikroorganizmalar

Genel bir ifadeyle aktif çamur proseslerinde reaktör ekosisteminde bir denge mevcut olmakta ve biyolojik arıtım gerçekleştirilmektedir. Atıksu arıtımında biyolojik prosesler yaklaşık 100 yıldır kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma prosesi, yapısal ve genetik olarak birbirlerinden çok farklı mikroorganizmaların biraraya gelerek belirli bir amaç için çoğaltıldığı, bu sayede atıksudan istenmeyen kirleticilerin giderildiği bir ortamdır. Bu işlemde birçok farklı mikroorganizma grubu biraraya gelerek bir topluluk oluştururlar. Aktif çamur sistemlerinde bu mikroorganizma topluluğu aktif çamur olarak isimlendirilir ve bakteri, mantar, protozoa, rotiferlerden oluşur. Bunlara ek olarak sistemde nematod gibi metazoalarda mevcut olabilmektedir. Ayrıca, bu sistemlerde flock yapısında *Pseudomonas* spp., *Zoogloea* spp., *Alcaligenes* spp., *Achromobacter* spp. ve filamentli mikroorganizmalardan da *Nocardia* spp. ve *Rhodococcus* spp. bulunmaktadır [47]. Bu mikroorganizmaların varlığı biyolojik topluluktaki mikroorganizmaların spesifik karakteristiğine ve atıksuyun kimyasal kompozisyonuna dayanmaktadır [144]. Bu toplulukta her bir çeşidin nüfusu, prodesteki elektron alıcı ve verici ile sistemin işletilmesi gibi birçok faktöre bağlı olarak değişkenlik göstermektedir [140], [145]. Biyolojik atıksu arıtımında kullanılan bir mikrobiyal toplulukta yararlı mikroorganizmalar olduğu gibi, çamur kabarması ve köpürme gibi problemlere sebep olan ve sistemin verimini düşüren bazı mikroorganizmalar da mevcuttur [146]. Atıksu

arıtma tesislerinde mikroorganizma kültürünü en çok etkileyen giriş suyu parametresi şüphesiz organik karbondur [147]. Mikroorganizmaların büyüme hızları ve dolayısı ile sistemin arıtım verimleri de organik karbonu ne kadar verimle kullanabildiklerine bağlıdır [148]. Farklı karbon kaynaklarının karbon ve nütrient giderimi üzerindeki etkileri birçok araştırmaya konu olmuş, bu alanda sayısız çalışma yapılmıştır [20], [149], [150], [151]. Uzun bir süredir yaygın olarak kullanılmasına rağmen, bazı metodolojik kısıtlamalardan ötürü, biyolojik atıksu arıtma sistemlerindeki mikroorganizma çeşitleri hakkında geçtiğimiz 10 yıla kadar yeterli sayıda araştırma yapılamamıştır. Halbuki işletme parametreleri ve atıksu karakteristiğine bağlı olarak çok farklılık gösteren mikroorganizma kültürünün yapısını bilmek, bir arıtma sisteminin verimini artırmak açısından önem arz etmektedir [140].

Ötrotfikasyonda önemli rol oynamaları nedeniyle azot ve fosforun, alıcı ortama deşarj edilmeden önce atıksudan giderilmeleri gerekir. Bu amaçla kullanılan biyolojik arıtım teknikleri, kolay işletim ve yüksek kalitede çıkış suyu özelliklerinden ötürü çok geniş bir alana yayılmıştır [139].

Denitrifikasyon bakterilerinin çoğı heterotrof olduklarından metabolizmaları organik karbona ihtiyaç duyar. Bu nedenle, nitrifikasyon aşamasında oksitlenen azotun indirgenerek atıksudan giderilmesi için yeterli miktarda organik karbonun atıksuda mevcut olması gerekmektedir. Atıksudaki organik karbonun yeterli olup olmadığını tayin edebilmek için ortaya çıkmış bir kavram denitrifikasyon potansiyelidir [152]. Denitrifikasyon potansiyeli, giriş suyundaki organik karbon kullanılarak indirgenebilecek nitrat miktarı olarak tanımlanır [25]. Denitrifikasyon potansiyelinin hesaplanmasıyla sistemin çıkış suyundaki nitrat miktarı tahmin edilebilir. Tam denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için atıksudaki C/N oranının yeterli seviyede olması bir gerekliliktir [153]. Teorik olarak, 1 mg nitrat azotunun indirgenebilmesi için ortamda 2,86 mg KOİ olması şarttır [25]. Pratikte, bu oranın 5-10 gKOİ/gN olması ya da en azından 3,5-4 gKOİ/gN seviyesinin altına inmemesi gerekir [152].

Azot ve fosforun giderim verimlerinin atıksudaki mevcut, kısa zincirli yağ asitleri gibi biyoparçalanabilir organik karbon cinsine bağlı olduğu bilinmektedir. Ne var ki, bu yağ asitlerinin atıksudaki konsantrasyonları çok da yüksek değildir [20]. Bu nedenle, böyle durumlarda yeterli seviyede azot ve fosfor giderim verimi elde edebilmek için dış

kaynaklı karbon kullanımı gerekebilmektedir [154], [155], [156]. Denitrifikasyon verimini artırmak için asetat ve metanol gibi dış kaynaklı organik karbon kullanımı yaygın olarak uygulanmıştır [152]. Son çalışmalar etanol ve asetat gibi harici karbon kaynağı kullanıldığında *Azoarcus*, *Dechloromonas*, *Thauera* ve *Acidovorax* gibi denitrifikasyon yapıcıların arıtım prosesinde yaygın olduğunu ve hızlı adapte olduklarını göstermiştir [157]. Yapılan çalışmalarda muhtelif sonuçlar bulunmuş olup, bu çalışmalarda metanol kullanımının azot ve fosfor giderimini iyileştirdiği ifade edilmektedir [158], [159]. Dış kaynaklı karbon kullanımıyla ilgili yapılan bazı çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Bugüne kadar yapılan çalışmalarda atıksu arıtma tesislerinde görülen biyolojik çeşitlilik ortaya konmaya çalışılmıştır. Son yıllarda, mikrobiyal topluluğu belirlemek maksadıyla PCR DGGE [160], klonlama (cloning), slot-blotting hybridization, FISH [160] ve single strand conformation polymorphism gibi farklı moleküler metotlar çalışılmaktadır. Buna ek olarak bazı araştırmalarda mikrobiyal topluluğu belirlemek için PCR ve DGGE birlikte kullanılmaktadır [161].

Ahmed vd. [158] tarafından dört farklı karbon kaynağı kullanılarak yapılan çalışmada ardışık membran biyoreaktördeki giderim verimleri ve mikroorganizma kültürleri incelenmiştir. Kullanılan sentetik atıksular asetat ağırlıklı, propiyonat ağırlıklı, glukoz ağırlıklı ve metanol ağırlıklı olarak sınıflandırılmıştır. Asetat ve propiyonat ağırlıklı beslemede *Proteobacteria*'nın β alt sınıfı baskın olurken glukoz ve metanol ağırlıklı beslemede *Proteobacteria*'nın γ alt sınıfı daha baskın olmuştur. İkinci durumda, aynı zamanda daha yüksek seviyede ve kararlı fosfor giderimi gerçekleştirilmiş olup, glukoz ağırlıklı beslemede *Proteobacteria*'nın α alt sınıfı daha ön plana çıkmış ve bu sırada fosfat giderim verimi azalmıştır. Çalışma sonucunda, metanol ve asetatın dış karbon kaynakları olarak kullanımının daha avantajlı olduğu görülmüştür.

Cui vd. [96] tarafından yapılan çalışmada evsel atıksuların arıtılması maksadıyla üç adet 10'ar litre hacimli modifiye UCT reaktör kullanılmıştır. Reaktörler 2500-3000 mg/L MLSS ve 10 günlük çamur yaşında işletilmiş olup, Beijing University of Technology alanından toplanan 60 numune üzerinde gerçekleştirilen evsel atıksu kompozisyonu şu şekildedir: 258 mg/L KOİ; 165 mg/L BOİ₅; 74 mg/L TN; 52 mg/L NH₄⁺-N; 0,13 mg/L NO₂⁻-N; 0,43 mg/L NO₃⁻-N. Yapılan çalışmada biyolojik arıtmada enerji ve karbon kaynağı

olarak karbonhidrat ve organik asit karışımı kullanıldığından ve evsel atıksuların genellikle bunları içerdiğinden bahsedilmiş olup, A/O sistemlerde karbon kaynağı için PAO (phosphorous accumulating organism) ve GAO (glycogen accumulating organism)'ların rekabet halinde olduğu, aynı zamanda P/C besleme oranının PAO veya GAOların baskınlığını etkilediği belirtilmiştir.

Carvalho vd. [99] farklı karbon kaynaklarının fosfor giderimine etkisini inceledikleri çalışmada 2 adet ardışık kesikli reaktör kullanmış olup, reaktörlerde asetat (1) ve propiyonat (2) kullanılmıştır. Asetat ve propiyonat kullanılan AKR'lerde 4 farklı işletme strateji ((1) 2 saat AN+ 4 saat O; (2) 2 saat AN+ 1 saat AO+ 3 saat O; (3) 2 saat AN+ 2 saat AO+ 2 saat O; (4) 2 saat AN+ 4 saat AO) uygulanmıştır. Asetat ve propiyonat kullanımının uygulanan işletme şartlarında iyi derecede ileri biyolojik fosfor giderimini sağladığı ve her iki reaktörde de %99'un üzerinde fosfor gideriminin gerçekleştiği belirlenmiştir. Çalışmada gerçekleştirilen mikrobiyal analizler neticesinde, her iki reaktörde de *Accumulibacter*'in hakim olduğu tespit edilmiştir.

Lopez-Vazquez vd. [162] tarafından yapılan bir başka çalışmada, Hollanda'daki 7 adet ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinde (1- Hardenberg, Modifiye UCT Prosesi; 2- Deventer, Modifiye UCT Prosesi; 3- Katwoude, Phoredox Prosesi; 4- Hoek van Holland, Phoredox Prosesi; 5- Venlo, Phoredox Prosesi; 6- Waarde, Phoredox Prosesi; 7- Haarlem Waarderpolder, Sidestream Prosesi) mikrobiyal topluluğu etkileyen işletme parametreleri ve atıksu karakteristikleri incelenmiştir. Mikrobiyal topluluğun tespitinde FISH tekniği kullanılmıştır. Buna göre, bazı işletme parametreleri ve atıksu karakteristikleri verilen arıtma tesislerinde incelenen gruplardan en yoğun olan grup ortalama %9,2 ile *Accumulibacter* olup, bundan başka %1,7 ile *Competibacter*'e de rastlanmıştır. *Accumulibacter* mevcudiyetinin pH değeri ile pozitif korelasyon gösterdiği tespit edilmiştir. *Competibacter* mevcudiyetinin giriş suyu organik madde (BOİ ve KOİ) konsantrasyonu ile pozitif korelasyonun olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte *Competibacter*'in EBPR proseslerinin performansında başlıca etkiye sahip olmadığı belirlenmiştir. Sistemlerde DPAO gelişmesinin azot ve fosfor giderimini pozitif yönde etkilediği belirlenmiş olup, incelenen tesislerde *Defluviicoccus cluster 1*, *Defluviicoccus cluster 2* ve *Sphingomonas*'a rastlanmamıştır.

Yamazaki vd. [147] tarafından yapılan çalışmada dış kaynaklı karbon kullanımının mikrobiyal topluluk üzerindeki etkisi incelenmiştir. Metanol ya da asetatın arıtım verimi, çamur üretimi ve mikroflora üzerindeki etkileri laboratuvar ölçekli reaktörde araştırılmıştır. Bulunan sonuçlara göre, mikroorganizmaların metanol tüketim hızı asetat tüketim hızından yüksek olmakla birlikte metanol ya da asetat kullanımı denitrifikasyon performansını etkilememektedir. Ayrıca, FISH testlerinde, metanol kullanılan sistemde hakim grubun sırasıyla β ve α *proteobacteria*, asetat kullanılan sistemde ise sırasıyla β ve γ *proteobacteria* olduğu görülmüştür. Asetat kullanılan sistemde ayrıca grampozitif bakteriler de gözlenmiştir. Çalışmada, protozoa kültürü de incelenmiş ve protozoa nüfusunda metanol ya da asetat kullanımından kaynaklanan bir fark tespit edilmemiştir.

Atıksu arıtma tesislerindeki mikrobiyal topluluk ile ilgili Norström vd. [163] tarafından yapılan çalışmada, biyolojik azot giderebilen bir pilot tesis kurulmuş ve mikrobiyal topluluk 6 ay boyunca FISH tekniği ile takip edilmiştir. FISH analiz sonuçlarına göre tesiste hakim gruplar sırasıyla *Proteobacteria*, *Nitrospirae* ve *Planctomycetes*'tir. FISH analizleri ayrıca amonyum oksitleyen anaerobik *Planctomycetales*'in de mevcudiyetini onaylamıştır.

Zeng vd. [20] C/N oranı 2:1 olan, 0,5 saat çöktürülmüş gerçek evsel atıksu kullandıkları çalışmadaki evsel atıksu kompozisyonunu 188 mg/L KOİ; 65,6 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 0,15 mg/L $\text{NO}_3^-\text{-N}$; 0,08 mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$; 7,61 pH; 521,9 mg $\text{CaCO}_3\text{/L}$ alkalinite şeklinde vermişlerdir. Çalışmada, kısa döngülü havalandırma süresi kontrolüyle nitrifikasyon prosesi güçlendirilmiş; bu sayede amonyak giderim verimi düşmesine rağmen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ yükü artırılarak AOB (ammonia oxidizing bacteria)'lerin NOB (nitrite oxidizing bacteria)'lere nazaran daha baskın duruma geçmeleri sağlanmıştır.

Whang vd. [164] tam ölçekli atıksu arıtma tesisinde gerçekleştirdikleri çalışmada 100±20 mg/L KOİ; 21±3,5 mg/L TKN; 18,6±2 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ atıksu kompozisyonu ile 1200±150 mg/L MLVSS; 0,3-0,6 gün HBS ve 20 günlük çamur yaşına sahip işletme şartlarında çalışmış olup; çalışma neticesinde tesiste AOB (amonyak oksitleyen bakteri) olarak *Nitrosomonas marina*'nın, ve NOB (nitrit oksitleyen bakteri) olarak *Nitrospira*'nın dominant nitrifikasyon-denitrifikasyon cinsleri olduğunu belirlemişlerdir.

Nitrifikasyon popülasyonunun amonyum konsantrasyonu, işletme şartları ve tuzluluğa bağlı olarak değiştiği araştırmacılar tarafından ifade edilmiştir.

Li vd. [165] batık membran biyoreaktörde mikrobiyal topluluğu ve nitrifikasyon performansını değerlendirmek amacıyla kademeli olarak MLSS konsantrasyonunu 4500 mg/L'den 11500 mg/L'ye yükseltmişler ve AOB (ammonia-oxidizing bacteria)'nin 10^9 /L'dan 10^7 /L'ye, NOB (nitrite-oxidizing bacteria)'nin 10^8 /L'den 10^5 /L'e düştüğünü gözlemişlerdir. Çalışmada yapılan FISH deneyleri ile amonyak oksidasyonundan sorumlu mikroorganizmanın *Proteobacteria*'nin beta alt sınıfı (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus mobilis*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* ve *Nitrosolobus*) olduğu, bunların içinde ise *Nitrosomonas* sp.'nin hakim mikroorganizma olduğu, nitrit oksidasyonundan sorumlu hakim mikroorganizma türünün ise *Nitrospira* sp. olduğu, sistemde bazen *Nitrobacter* sp.'nin de mevcut olduğu ancak bütün deneysel çalışma süresince *Nitrobacter* cinslerinin sayısının *Nitrospira* cinslerinin sayısından daha düşük olduğunu ortaya koymuşlardır.

Liang vd. [166] 500 mg/L KOİ; 51,7 mg/L; 30 mg/L NH_4^+ -N ve 6 mg/L TP konsantrasyonlarına sahip sentetik atıksuyla besledikleri membran biyoreaktör ile yaptıkları çalışmada atıksulardan organik karbon ve azot gideriminde mikrobiyal aktiviteyi incelemişlerdir. Çalışma neticesinde amonyak oksidasyonunda baskın bakteri cinsinin *Nitrosomonas*, nitrit oksidasyonunda ise *Nitrospira* ve *Nitrobacter* olduğunu belirlemişlerdir.

Lin vd. [114] laboratuvar ölçekli (5 L) dört adet ardışık kesikli reaktör ile gerçekleştirdikleri çalışmada her bir reaktörü TOK konsantrasyonu 320 mg/L, TP konsantrasyonu ise 15 mg/L olacak şekilde farklı karbon kaynaklarıyla beslemişler ve fosfor giderimini incelemişlerdir. Çalışmada karbon kaynağı olarak (1) asetat, (2) yağsız süt ve glikoz karışımı, (3) polipepton ve (4) maya ve glikoz karışımı kullanılmıştır. Çalışmada fosfor gideriminden sorumlu olarak *Acinetobacter* ve *Pseudomonas* bakterilerinin belirlendiği ve aktif çamur içinde bu bakterilerin popülasyonunun artmasıyla fosfor giderim aktivitesinin arttığını belirlemişlerdir.

Liu vd. [121], iki ayrı atıksu arıtma tesisinde (1- A^2O , 2- AO) gerçekleştirdikleri çalışmada ilk tesisin %90 evsel atıksu %10 endüstriyel atıksu ile beslendiğini, ikinci tesisin ise %100 evsel atıksu ile beslendiğini belirtmişlerdir. Çalışmada BOİ, NH_4^+ -N ve

fosfor giderim verimlerinin birinci tesis için sırasıyla %92,7, %93,6, %97,1, ikinci tesis için sırasıyla %94,3, %66,7 ve %64,0 tespit edilmiş olup; çalışmada azot gideriminden sorumlu bakteri olarak *Nitrosomonas* spp.'yi ve her iki tesisin her kademesinde *Acinetobacter* mevcudiyetini belirlemişlerdir.

Duan vd. [167], farklı çamur yaşlarında (SRT= 3, 5 ve 10 gün) mikrobiyal topluluğun değişimini inceledikleri çalışmada laboratuvar ölçekli membran biyoreaktörde sentetik atıksu (KOİ= 182±30 mg/L) kullanmışlardır. Mikrobiyal topluluğun belirlenmesi maksadıyla birkaç moleküler metodun kullanıldığı çalışmada *Acinetobacter* spp. üç çamur yaşında da gözlenmiştir. Ayrıca çalışma süresince görülen diğer bakteri cinsleri *Myxococcales*, *Flayobacterium*, *Spirosoma*, *Aquaspirillum* sp., *Runella* sp., *Zoogloea* sp., *Nitrosomonas*, *Nitrospira* sp. ve *Nannocystineae* olarak belirtilmiştir. Bakterilerin yarısı, *Bacterioidetes*, *Proteobacteria* ve atıksu arıtımında önemli bir nitrifikasyon grubu olan *Nitrospirae* grubundandır. Üç ayrı çamur yaşının (3 gün, 5 gün ve 10 gün) kullanıldığı çalışmada bakteri türü miktarı SRT'nin artışıyla artış göstermiş olup, *Betaproteobacteria* gibi bakteriyel gruplarının bütün SRT'lerde baskın olduğu tespit edilmiştir. Daha uzun SRT'lerde mikrobiyal yoğunluk artmasına karşılık bu artışın performans parametrelerine herhangi bir etkisi belirlenmemiştir.

Wang vd. [168] 2,5 L aktif hacme sahip laboratuvar ölçekli AKR ile yaptıkları çalışmada biyolojik fosfor giderimini incelemiş ve bu amaçla sentetik atıksu kullanmışlardır. Anaerobik ve aerobik fazlardan oluşan bir ileri biyolojik fosfor giderim prosesinin işletmeye alma dönemi boyunca mikrobiyal topluluğun belirlenmesi ve silsilenin takip edilmesi amacıyla PCR (Polymerase chain reaction) ve DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) protokolü uygulanmıştır. Periyodik olarak yapılan DGGE analizleri sonucunda baskın mikroorganizma türleri belirlenmiş ve *Proteobacterium*, *Actinobacteria*, *Tetrasphaera elongate* ve *Gemmatimonas aurantiaca* türlerinin fosfor gideriminde önemli bir rol üstlendiği belirlenmiştir. Buna ek olarak mikrobiyal topluluktaki hızlı değişimlerin düşük fosfor giderim verimlerine yol açtığı ve yüksek fosfor giderim verimlerinin sabit topluluk kompozisyonunda gerçekleştiğini göstermiştir.

Lemaire vd. [104], eş zamanlı, karbon,azot ve fosfor giderimini inceledikleri çalışmada 5 litre hacimli, 90 dakika anaerobik, 220 dakika havalandırma, 40 dakika çöktürme ve 10

dakika boşaltma periyotlarından oluşan ardışık kesikli reaktörde yaklaşık 20 gün çamur yaşı, 3,94 – 4,64 g/L MLSS ve 2,18 – 2,7 g/L MLVSS konsantrasyonu kullanmışlardır. Mikrobiyal topluluğu belirlemek maksadıyla FISH tekniklerinin kullanıldığı çalışmada, mikrobiyal toplulukta *Accumulibacter* (PAOs) ve *Competibacter* (GAOs)'in baskın olduğu ve biyokütledeki miktarlarının sırasıyla %63 ve %78,5 olduğu ifade edilmiştir.

Wang vd. [169] gerçekleştirdikleri çalışmada 6 m³/gün debili pilot ölçekli A²O reaktöründe MLSS konsantrasyonunu 4,5-6 g/L, çözünmüş oksijen konsantrasyonunu 1,8-2 mg/L civarında tutmuşlardır. Çalışmada giriş BOİ ve TN konsantrasyonlarının sırasıyla 153-288 mg/L ve 50,8 mg/L, giderim verimlerinin ise sırasıyla >%92 ve %70,8 olarak gerçekleştiği belirtilmiştir. Çalışmada reaktörden alınan numunelerde T-RFLP analizi gerçekleştirilerek *α-Proteobacteria*, *β-Proteobacteria*, *γ-Proteobacteria*, *δ-Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Planctomycetes*, *Firmicutes*, *Acidobacteria* ve *Nitrospirae*'nin sırasıyla %6,6, %26,4, %12,3, %8,5, %15,4, %7,8, %15,4, %3,8 ve %3,8 oranlarında bulunduğu tespit edilmiştir.

Ahn vd. [170] 1 L hacimli ardışık kesikli reaktör ile gerçekleştirdikleri çalışmada, farklı elektron alıcılarının (AKR1- oksijen+nitrat, AKR2- oksijen, AKR3- nitrat) fosfor giderimi üzerine etkilerini ve mikrobiyal tür değişimini araştırmışlardır. Ardışık kesikli reaktör 20 dakika doldurma, 90 dakika anaerobik, 315 dakika aerobik veya anoksik, 30 dakika çöktürme ve 25 dakika boşaltma olmak üzere 8 saatlik döngü ile işletilmiş olup, çamur yaşı 20 gündür. Çalışmada mikrobiyal tür analizleri PCR-DGGE ve FISH teknikleri uygulanarak gerçekleştirilmiştir. Çalışmada fosfor alım miktarlarının AKR1, AKR2 ve AKR3 için sırasıyla 13,3 mgP/gMLSS; 12,5 mgP/gMLSS; 10,7 mgP/gMLSS olarak değiştiği belirlenmiş olup, oksijenle birlikte nitrat mevcudiyetinin fosfor alım oranını artırdığı belirtilmiştir. Çalışmada ayrıca DNPAOların aerobik ortamda da nitrat kullanabilme kapasitesinin bulunduğu gözlenmiş olup, *Rhodocyclus* sp.'nin her üç elektron alıcısında da sistemde bulunduğu ortaya konmuştur.

Wang vd. [171], sekiz ayrı tam ölçekli atıksu arıtma tesisinde gerçekleştirdikleri çalışmada mikrobiyal yapının değişimini incelemişlerdir. Çalışmada kullanılan tesisler için işletme şartları, giriş ve çıkış konsantrasyonları Çizelge 2.11'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.11'den anlaşılabileceği gibi tüm tesislerde BOİ giderim verimi %92'nin üzerinde olup, amonyak giderim verimi ise %82 ile %93 arasında değişmektedir.

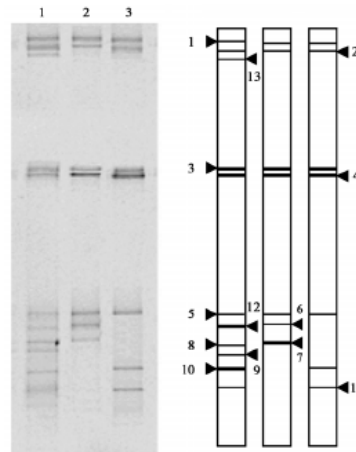
Çalışmada baskın AOB'nin *Nitrosomonas* spp. olduğu; tüm tesislerde *Nitrosomonas oligotropha* ve *Nitrosomonas communis* bulunduğu ve bazı tesislerde *Nitrosomonas europaea*'nın bulunduğu tespit edilmiştir.

Liu vd. [172] ardışık kesikli reaktör ile biyolojik fosfor giderimini inceledikleri çalışmada üç farklı AKR kullanılmış ve herbir reaktör farklı atıksuyla (AKR1: sentetik evsel atıksu, AKR2: glikoz, AKR3: sodyum asetat) beslenmiştir. Ardışık kesikli reaktör 2,5 saat anaerobik, 3 saat aerobik ve 2,5 saat çöktürme olmak üzere 8 saatlik döngü süresinde işletilmiş olup, SRT 7 gün, MLSS ise 3000 mg/L civarındadır. AKR1'de 70 gün sonra %100'e yakın fosfor giderim verimi elde edilirken, AKR2'de 94. günden sonra %96,9; AKR3'te 98. günden sonra %90,94 fosfor giderim verimleri elde edilmiştir. Çalışmada mikrobiyal tür analizleri için PCR ve DGGE çalışmaları gerçekleştirilmiş olup, her 3 reaktörde elde edilen DGGE bantları Şekil 2.18'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.11 Wang vd. [171] tarafından kullanılan atıksu arıtma tesisleri işletme şartları

Artıtım prosesi	Modifiye A ² O	A ² O	A ² O	KAÇ	A ² O	A ² O	AO	KAÇ	Oks. havuzu
Giriş suyu kaynağı	E	E	E+En	E	E+En	E+En	E+En	E	E+En
Giriş BOİ (mg/L)	254	254	225,5	241	175	181,8	175	265	186,39
Çıkış BOİ (mg/L)	10,8	10,9	8,9	9,7	11,7	9,9	10,5	8,3	8,8
Giriş NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	41,0	41,0	-	56,4	45,9	44,5	44,6	66	-
Çıkış NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	1,8	1,9	3	4,0	5,5	5,0	4,7	4,0	4,0
Giriş TN (mg/L)	52,8	52,8	70,4	57,0	52,5	52,9	52,5	79,3	52,1
Çıkış NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,3	0,2	0,2	0,2	0,5	0,6	0,1	0,1	0,3
Çıkış NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	8,7	8,2	9,7	17,8	17,4	13,8	12,7	16,2	4,4
Çıkış TN (mg/L)	21,6	20,5	16,5	23	21,45	25,1	22,5	21,5	-
MLSS (mg/L)	2821	3330	3120	2284	2433	2428	2793	2241	4630
SRT (gün)	13	13	12	-	11	11	11	-	16,3
ÇO (mg/L)	2,61	2,56	2,47	2,20	2,78	2,35	2,36	2,38	2,72

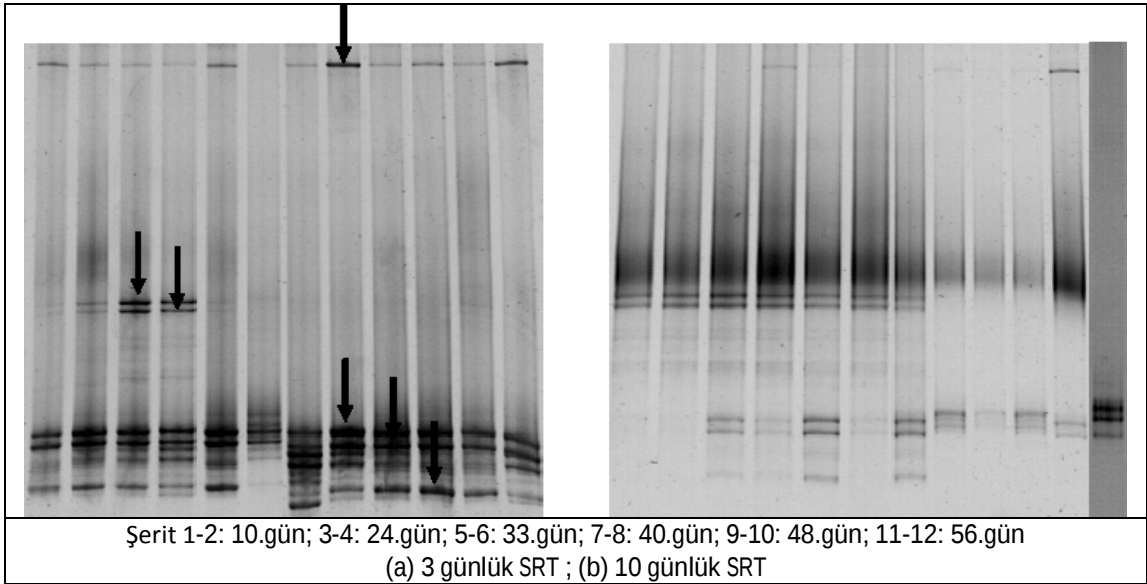
E: Evsel, En: Endüstriyel, KAÇ: Klasik aktif çamur



Şekil 2.18 Liu vd. [172] tarafından AKR1, AKR2 ve AKR3'te tespit edilen DGGE bant görüntüleri

Şekil 2.18’de görülen 1, 2, 3 ve 4 bantları *Flavobacterium*, 5 ve 6 *Bacillales*, 7, 10, 11 ve 12 *Actinobacteridae*, 8 *β-Proteobacteria*, 9 ve 13 *γ-Proteobacteria* olarak tespit edilmiştir. *β-Proteobacteria* ve *γ-Proteobacteria* yalnızca evsel atıksu ile beslenen reaktörde görülmüş olup, araştırmacılar giriş atıksu karakterizasyonunun sistemde gelişen PAO popülasyonunu etkilediğini ifade etmişlerdir.

İnce vd. [173], çamur bekletme süresinin nitrifikasyon sistemlerindeki bakteriyel çeşitliliğe etkisini araştırdıkları çalışmada 4 litre çalışma hacmine sahip 2 adet ardışık kesikli reaktörde, 3 ve 10 günlük çamur yaşında çalışmış olup, reaktörleri 6 saatlik döngü süresinde işletmişlerdir. Mikrobiyal çeşitliliğin tayini için PCR ve DGGE tür analizlerinin yapıldığı çalışmada elde edilen bant görüntüleri Şekil 2.19’da gösterilmiştir.



Şekil 2.19 İnce vd. [173] tarafından belirlenen DGGE profilleri (AOB kom. için)

Çalışmada bantların %97,6 benzerlik ile *Nitrosomonas oligotropha*’ya, %97,4 benzerlik ile *Nitrosomonas* sp.’ye, %97,7’nin üzerinde benzerlik ile henüz kültüre alınmamış *beta-proteobakterilere* ait olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada ayrıca *Nitrosomanas* cinsine ait türlerin nitrifikasyon ünitelerinde en sık rastlanan tür olduğu ve iki reaktörde de çalışma süresince görüldüğü belirtilmiştir.

MATERYAL VE METOT

3.1 Analiz Yöntemleri

Çalışma süresince KOİ, TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, AKM ve UAKM parametrelerinin analizi yapılmış olup, bu parametrelerin analizinde Standart Metotlar [174] uygulanmıştır. Bu parametrelerden KOİ ölçümleri, açık reflüks yöntemine göre (5220-B Open Reflux Method) hem pilot ölçekli reaktörden hem de arıtma tesisinden alınan numunelerde gerçekleştirilmiş olup, pilot ölçekli reaktörde biyolojik arıtma prosesinin her kademesinde, arıtma tesisinde ise sadece giriş ve çıkış suyu numunelerinde analiz edilmiştir.

Amonyak ölçümleri distilasyon yöntemi kullanılarak titrimetrik (4500-NH₃ C. Titrimetric Method) olarak gerçekleştirilmiştir. Yine pilot ölçekli biyolojik nütrient giderme tesisinin her kademesinden temin edilen numunelerdeki TKN ölçümleri de (4500-Norg B. Macro-Kjeldahl Method) parçalama ve distilasyon yöntemi kullanılarak yapılmıştır.

Fosfor ölçümleri için kalay klorür yöntemi (4500-P D. Stannous Chloride Method) kullanılmış olup $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ölçümleri doğrudan renklendirme ile, TP ölçümleri ise “asitle parçalama” işleminden sonra renklendirme ile yapılmıştır. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ için spektrofotometrik okumalar WTW 6600 UV-VIS Spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

SVI ölçümleri, AKM konsantrasyonu belirlenen, 1 litrelik MLSS’in İmhoff Hunisi’nde 30 dakikada çöken çamur hacminin belirlenmesi ile hesaplanmıştır. SVI ölçümleri için kullanılan AKM analizleri de gravimetrik yöntemle (2540 D.Total suspended solids) tayin edilmiştir.

Bu analizlere ek olarak pilot ölçekli yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho ve İki Kademeli Kaskat Nütrient Giderme Prosesi'nin anaerobik, anoksik ve aerobik tanklarından alınan numunelerde mevcut olan mikroorganizma türleri belirlenmiştir. Bu maksatla gerçekleştirilen mikrobiyal tür analizleri aşağıda sırasıyla anlatılmıştır.

3.2 Mikrobiyal Tür Analizleri

Mikrobiyal tür tayini; nükleik asit ekstraksiyonu, PCR (Polimeraz Zincir Reaksiyonu), DGGE (Denatüre Gradyan Jel Elektroforezi) ve Nükleik Asit Dizisinin belirlenmesi kademelerinden oluşmaktadır. Alınan numuneler moleküler tekniklerde kullanılmak üzere hazır hale getirilmiştir. Numunelerden ilk olarak nükleik asitler ekstrakte edilmiştir. Ekstrakte edilen DNA'lar, -20°C'de muhafaza edilmiştir. Ekstrakte edilen DNA karışımlarının 16S rRNA genleri, PCR yöntemi kullanılmak sureti ile ısı çevrim (Thermal Cycler) aleti ile çoğaltılmıştır. Bu işlem sonrası mikrobiyal tür çeşitliliği, DGGE ve DNA dizi analiziyle tespit edilmiştir [175].

Yapılan moleküler çalışmalarda; PCR (BIO-RAD Mycycler Thermal Cycler System) cihazı, Elektroforez Cihazı (SCIE-PLUS), DGGE (BIO-RAD D-Code Universal Mutation Detection System) sistemi ve Jel Görüntüleme Sistemi (WiseDoc) kullanılmıştır.

3.2.1 Nükleik Asit Ekstraksiyonu

DNA izolasyonunda, pilot ölçekli biyolojik atıksu arıtma tesislerinin biyolojik kademelerinden temin edilen numuneler Power Soil DNA Isolation Kit prosedürüne uygun olarak saflaştırılmıştır.

3.2.2 Polimeraz Zincir Reaksiyonu (PCR)

Klasik PCR amplifikasyonu ile çoğaltılan 16S rRNA genleri DGGE analizlerinde kullanılmıştır. 16S rRNA genleri için çeşitli primerler kullanılarak BIO-RAD Mycycler Thermal Cycler System (Isıl çevrim) cihazı ile amplifikasyon gerçekleştirilmiştir.

PCR1 ve PCR2 işlemleri Lee vd. [142]'de tanımlanan prosedür modifiye edilerek uygulanmıştır. PCR1, PCR2 ve PCR3 kademelerinde kullanılan ileri – geri primerler ve diğer kimyasallar Çizelge 3.1'de, ısı çevrim prosedürleri Çizelge 3.2'de gösterilmiştir.

PCR1		PCR2		PCR3	
Kimyasal	Miktar	Kimyasal	Miktar	Kimyasal	Miktar
dH ₂ O	33,3 µL	dH ₂ O	32,8 µL	dH ₂ O	32,8 µL
10*Reaksiyon buffer	5 µL	10*Reaksiyon buffer	5 µL	10*Reaksiyon buffer	5 µL
dNTP	1 µL	dNTP	1 µL	dNTP	1 µL
İleri primer (27F ^a)	1 µL	İleri primer (357F-GC ^c)	1 µL	İleri primer (PRB 357F ^e)	1 µL
Geri primer (1492r ^b)	1 µL	Geri primer (R518 ^d)	1 µL	Geri primer (R518 ^d)	1 µL
Polimeraz	1,2 µL	Polimeraz	1,2 µL	Polimeraz	1,2 µL
BSA	-	BSA	0,5 µL	BSA	0,5 µL
MgCl ₂	1,5 µL	MgCl ₂	1,5 µL	MgCl ₂	1,5 µL
Ekstrakt	6 µL	PCR1 ürünü	6 µL	DGGE ürünü	6 µL
Toplam	50 µL	Toplam	50 µL	Toplam	50 µL

^a 27F: 5'-AGAGTTTGATCTGGCTCAG-3'

^b 1492r: 5'-GGYTACCTTGTTACGACTT-3'

^c 357F-GC: 5'-CGCCGCGCGCGCGGGCGGGGCGGGGCACGGGGGCCCTAC GGGAGGCAGCAG-3'

^d R518: 5'-ATTACCGCGGCTGCTGG-3'

^e PRB 357F: 5'-CCTACGGGAGGCAGCAG-3'

PCR1				PCR2 – PCR3			
Prosedür	Sıcaklık	Süre	Döngü	Prosedür	Sıcaklık	Süre	Döngü
Başlangıç denaturasyon	94°C	3 dk	1	Başlangıç denaturasyon	94°C	3 dk	1
Denaturasyon	94°C	30 sn		Denaturasyon	94°C	30 sn	
Eşleşme	55°C	30 sn	30	Eşleşme	65°C*	30 sn	20
Uzama	72°C	2 dk		Uzama	72°C	45 sn	
Final uzama	72°C	5 dk	1	Denaturasyon	94°C	30 sn	
Final	4°C	∞	1	Eşleşme	55°C	30 sn	10
				Uzama	72°C	45 sn	
				Final uzama	72°C	10 dk	1
				Final	4°C	∞	1

PCR1 prosedürü neticesinde elde edilen ürünler 100 Volt ve 1,5 saat süre ile %1'lik agaroz jelde (5 µL numune ile 1 µL boya karıştırılarak) yürütülerek elektroforez işlemine tabi tutularak kontrol edilmiştir. PCR1 kademesinden elde edilen ürün ile PCR2 kademesine geçilmiş Çizelge 3.2'deki prosedür uygulanmış ve elde edilen PCR2 ürünleri ile ikinci elektroforez aşamasına geçilmiştir. İkinci elektroforez aşamasında ilk aşama ile aynı uygulama (100 V – 1,5 saat - %1'lik agaroz jel) gerçekleştirilmiştir.

Dizi analizi öncesi klonların tür farklılıkları, denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE) tekniği ile tespit edilmiştir. Farklı türlerin tespiti halinde dizi analizi yöntemi ile doğrulamaya gidilmiştir. DGGE, PCR ile çoğaltılan DNA örneklerindeki tek baz değişimlerinin ve polimorfizmin belirlenmesinde etkili bir genetik analiz yöntemidir.

DGGE deneyinde denatüre madde (formamid ve üre karışımı), poliakrilamid jellerdeki yarı erimiş, çift-sarmallı DNA moleküllerinin azalmış elektroforetik hareketine bağlıdır.

Tez çalışmasında PCR2 kademesinden elde edilen ve elektroforez2 görüntüsü alınan ürünler için DGGE aşamasına geçilmiştir. DGGE jeli için iki farklı yoğunluğa sahip jel (casting jel) hazırlanmış olup bu aşamada uygulanan prosedür Çizelge 3.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 3.3 DGGE jel hazırlama prosedürü

Kimyasal	Az yoğun çözelti (%25)	Yoğun çözelti (%65)
Üre	10,5 g	27,3 g
50XTAE	2 mL	2 mL
%40 Akrlamid/Bis (37,5:1)	20 mL	20 mL
Formamid	10 mL	10 mL
dH ₂ O	100 mL'ye tamamlanır	100 mL'ye tamamlanır
TAE: Tris-Asetat-EDTA		

Hazırlanan farklı yoğunluğa sahip her bir çözeltinin 16 mL'sine 5 µL Tetrametilendiamin (TEMED) ve 50 µL %20'lik APS (amonyum persülfat) eklenerek karıştırılmış, DGGE camları (sandwich) arasına doldurma işlemi gerçekleştirilmiş (casting jel) ve hazırlanan DGGE camları 30°C'de 2 saat beklemeye bırakılmıştır. Casting jel üzerine 3 mL ultra saf distile su eklenerek jelin düzgün bir şekilde donması sağlanmıştır. Donma işlemi gerçekleştikten sonra öncelikle casting jel üzerindeki ultra saf su boşaltılmıştır. Daha sonra stacking jel'e (2 mL %40 akrilamid/ bis, 200 µL 50XTAE, 7,8 mL steril su) 10 µL TEMED ve 100 µL APS eklenmiş ve bu karışım casting jel üzerine (DGGE tarakları arasına) pipet yardımı ile doldurulmuştur. Yine 30°C'de 30 dakika bekleme işleminden sonra tarak çıkarılmış ve tarak oyukları 1XTAE ile şırınga kullanılarak üç kez temizlenmiştir. Her bir tarak oyuğuna 25 µL numune ve 5 µL boya karıştırılarak yüklenmiş olup, DGGE yürütme işlemi Lee vd. [142]'teki prosedür modifiye edilerek öncelikle 60°C'de 60 voltta 30 dakika, ardından 60°C'de 120 voltta 4 saat olmak üzere uygulanmıştır. Yürütme işleminden sonra DGGE jeli 100 mL 1XTAE ve 50µL SYBR Gold karışımı ile 30 dakika boyanmış, ardından görüntüleme işlemi gerçekleştirilmiştir. DGGE jel yürütmesi sonucunda elde edilen bantlar numaralandırılmış ve tek tek kesilmiştir.

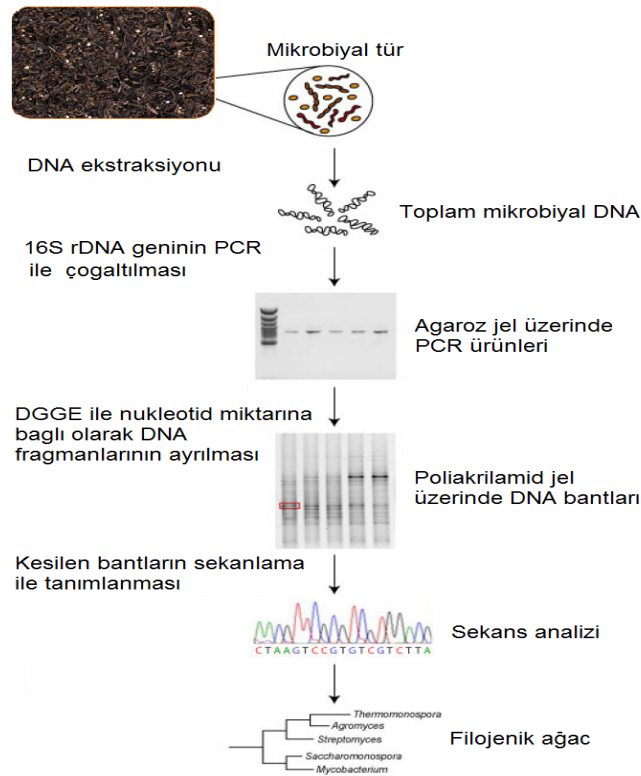
3.2.4 DNA Dizi Analizi

Türlerin birbirinden ayırt edilmesi için klasik PCR ile 16S rRNA genlerinin çoğaltılmasından sonra, DGGE analiziyle türler birbirinden ayırt edilmiştir. Dizi analizi

için seçilen klonların miktarı PCR ve DGGE analizleri sonunda belli olmuştur.

DGGE'den kesilen bantlar 0,2 mL'lik mikrosantrifüj tüplerine konmuş, her birine 20 µL DNA'sız su eklenmiş ve 24 saat 4°C'de inkübe edilmiştir. İnkübe edilen her bir numuneye Çizelge 3.1'de PCR3 sütununda gösterilen ileri – geri primerler kullanılarak, PCR2 ile aynı prosedür uygulanmış ve üçüncü elektroforez kademesine geçilmiştir. PCR3 sonrası elde edilen ürünü saflaştırmak için Nucleic Acid Extraction Kit (GF-1) kullanılmış ve bu işlemin ardında tekrar elektroforez yapılarak saflaştırma uygulamasının verimi tespit edilmiştir.

Dizi analizleri için hizmet alımı gerçekleştirilmiş olup elde edilen sonuçlar A-G-C-T dizin dosyaları biçiminde kopyalanarak, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/> internet sitesinde BLAST programında değerlendirmeye alınmış ve bu veri tabanında tanımlanmış mevcut türlerle olan muhtemel farklılıkları raporlanmıştır. Mikrobiyal tür analizleri için uygulanan genel prosedür Şekil 3.1'de gösterilmiştir.



Şekil 3.1 Moleküler analiz yöntemlerinin uygulama akış şeması [175]

3.3 İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis

İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis 2010 yılı başında faaliyete geçmiş olup tesis ön çöktürme tankı (2 adet), anaerobik biyo-fosfor tankı (3 adet), havalandırma tankı (6 adet), son çöktürme tankı (12 adet) ve anaerobik çürütücüden oluşmaktadır.

Ayamama Deresi, Tavukçu Deresi ve sahilden gelen atıksu hatları birleşerek arıtma tesisindeki terfi merkezine aktarılmakta, kaba ve ince ızgaralardan geçirildikten sonra havalandırma kum tutucudan geçmektedir. Atıksu, ön çöktürme ünitelerine alınarak çökebilen organik maddeler burada tutularak çamur ünitelerine pompalanmaktadır. Ön arıtma sonrası atıksu dağıtım yapısı ile biyolojik arıtmaya alınmakta ve ön arıtmadan gelen atıksuyun %56'lık kısmı geri devir çamuruyla karışarak biyolojik fosfor ünitesine girmektedir. Bu ünite üç havuz paralel olarak çalışmakta olup, fosfor salınım işlemi biyolojik anaerobik ortam şartlarında gerçekleşmekte ve daha sonraki adımlarda çamur ile uzaklaştırılmaktadır. Arıtma sistemi karbon, azot ve fosforun biyolojik olarak giderilmesi esasına dayanmakta olup, atıksu ardışık olarak havalandırılan aerobik ve havalandırılmayan anoksik havuzlardan geçirilerek karbon giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon sağlanmış olmaktadır. Her kademede iç sirkülasyon içsel geri devir pompalarıyla sağlanmaktadır. İleri biyolojik arıtmanın sağlanabilmesi için gerekli hava blowerlarla proses havuzlarına verilmektedir. Proses havuzlarında karbon, azot ve fosfordan arındırılan atıksu son çökeltme havuzuna alınarak çökelen çamur geri devir pompa istasyonu sayesinde proses havuzlarına, fazla çamursa çamur ünitelerine aktarılmaktadır. Son çökeltmenin yüzeysel savaklarından alınan arıtılmış su deşarj ünitesine iletilerek sonuçta denize ulaşmaktadır. Primer çamur ve fazla çamur birleştirilerek yoğunlaştırma ünitelerinden geçirilmekte ve oradan da çamur çürütücülere iletilmektedir. Çamur çürütücülerde stabil hale getirilen çamur, susuzlaştırma ünitelerine aktarılmaktadır. Çürütücülerde oluşan biyogaz kojenerasyon ünitelerine gönderilerek burada ısı ve elektrik üretimine katkı sağlanmaktadır. Susuzlaştırmadan %25 katı madde içeriğiyle çıkan çamur, kurutma ünitelerinde katı madde içeriği %90'a çıkarılarak çevreye zararsız hale getirilmektedir. İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis'i'nin akış şeması Şekil 3.2'de verilmiştir.

Ataköy İSKİ İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen atıksuyun karakterizasyonunun ortaya konulması için giriş kanalından düzenli olarak numuneler alınmış ve analiz çalışmaları yapılmıştır. Pilot ölçekli biyolojik nütrient giderme prosesinin giriş atıksuyu da aynı hattan alındığı için bu atıksu karakterizasyonu aynı zamanda pilot ölçekli reaktör giriş atıksuyunu temsil etmektedir. Bu amaçla atıksu karakterizasyonu için atıksu numunelerinde pH, KOİ, BOİ₅, NH₄-N, TN, TP, AKM analizleri gerçekleştirilmiş ve elde edilen neticeler Çizelge 3.4'te aylık ortalama sonuçlar olarak gösterilmiştir.

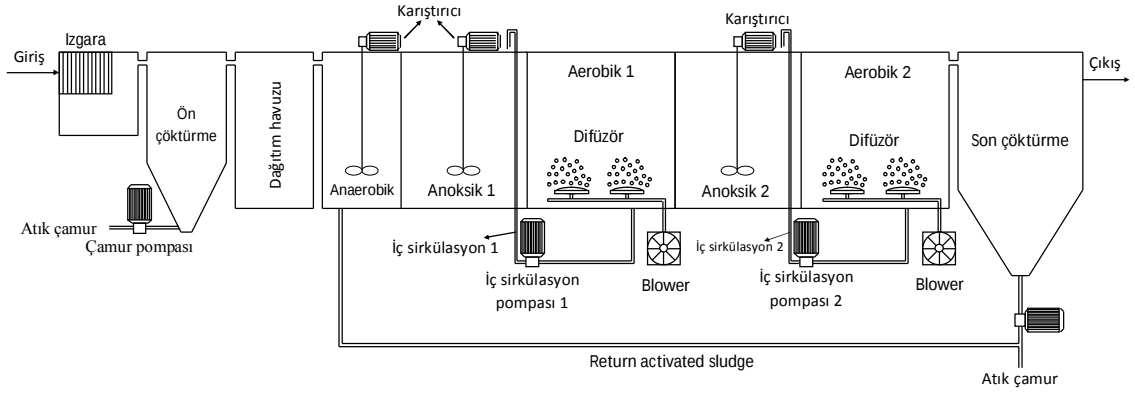
3.4 Pilot Ölçekli Tesis

Tez kapsamında kullanılan pilot ölçekli reaktörün boyutları ve tesisin sahip olduğu ekipmanlar aşağıda açıklanmış olup, pilot tesis tasarım değerleri Çizelge 3.5'te gösterilmiştir.

Çizelge 3.5 Arıtma tesisinin tasarım değerleri

Parametre	Birimi	Değer
Tesis Kapasitesi (Nüfus Eşdeğeri)	kişi/gün	50
Tesise Gelen Kişi Başı Su Miktarı	L/N.gün	200
Atıksu Debisi	m ³ /gün	10
BOİ ₅ Konsantrasyonu	mg/L	250- 300
Ön Çöktürme Havuzu	m ³	0,25
Dağıtım Havuzu	m ³	0,25
Biyofosfor Havuzu	m ³	0,5
Denitrifikasyon Havuzu 1	m ³	1,4
Nitrifikasyon Havuzu 1	m ³	1,7
Denitrifikasyon Havuzu 2	m ³	1,4
Nitrifikasyon Havuzu 2	m ³	1,7
Son Çöktürme Havuzu	m ³	1,4
Toplam Reaktör Hacmi	m ³	8,6

Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisinde bulunan arıtım üniteleri sırasıyla 0,25 m³ ön çöktürme havuzu, 0,25 m³ dağıtım havuzu, 0,5 m³ biyofosfor havuzu (anaerobik), 1,4 m³ birinci kademe denitrifikasyon havuzu (anoksik), 1,7 m³ birinci kademe nitrifikasyon havuzu (aerobik), 1,4 m³ ikinci kademe denitrifikasyon havuzu (anoksik), 1,7 m³ ikinci kademe nitrifikasyon havuzu (aerobik) ve 1,4 m³ son çöktürme havuzu şeklinde olup, toplam reaktör hacmi 8,6 m³'tür. Proses akım şeması Şekil 3.3'te, prosesin genel görüntüleri ise Şekil 3.4'te gösterilmiştir.



Şekil 3.3 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi akış şeması



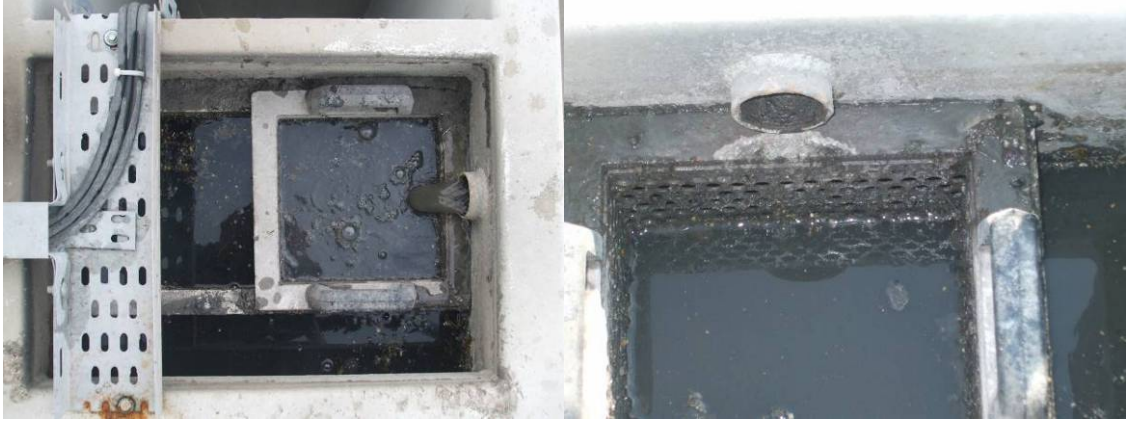
Şekil 3.4 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi genel görünümü

Çalışmada kullanılan pilot ölçekli reaktör genel anlamda Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'ne benzese de, anoksik1 – aerobik1 tankları arasındaki iç sirkülasyona ek olarak anoksik2 – aerobik2 tankları arasında da iç sirkülasyon kullanılmıştır. Ayrıca prosesin Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nden diğer farkı aerobik tank hacimlerinin aynı olmasıdır. Bu özelliklerine dayanarak çalışmanın ilk aşamasında kullanılan proses Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi olarak adlandırılmıştır.

Pilot ölçekli atıksu arıtma sisteminde evsel nitelikli atıksular sistemin ilk giriş noktası olan ızgaraya (Şekil 3.5) alınmakta ve buradan geçen atıksu ön çöktürme havuzuna alınmaktadır.

Ön çöktürme havuzunda atıksu içindeki katı partiküller çökerek havuz tabanından vana ile alınmaktadır. Ön çöktürmeden sonra atıksu fosfor giderimi için mikser ile karıştırılan biyofosfor (anaerobik) tankına (Şekil 3.6) alınmakta olup, bu kısımda pilot tesis kaskat besleme şeklinde işletme için uygun olarak dizayn edilmiştir. Giriş atıksuyu direkt biyofosfor tankına alınabildiği gibi, tesise yerleştirilen vanalar ve boru hatları

yardımları ile ikinci kademe denitrifikasyon ünitesine de istenilen oranda bölünebilmektedir.



Şekil 3.5 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi ızgara yapısı



Şekil 3.6 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi ızgara yapısı

Daha sonra atıksu çift kademe denitrifikasyon (Şekil 3.7) ve nitrifikasyon (Şekil 3.8) havuzlarından oluşan biyolojik arıtma ünitesine alınarak denitrifikasyon ünitesinde azot giderimi, nitrifikasyon ünitesinde ise karbon giderimi sağlanmaktadır. Tesiste denitrifikasyon tankları biyofosfor tankında olduğu gibi mikser ile karıştırılırken, nitrifikasyon ünitelerinde atıksuya blower (hava kompresörü) ve difüzörler (Şekil 3.9) ile hava verilmektedir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon havuzları arasında geri devir sistemleri bulunmaktadır (Şekil 3.10).



Şekil 3.7 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi birinci kademe (solda) ve ikinci kademe (sağda) denitrifikasyon üniteleri



Şekil 3.8 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi birinci kademe (solda) ve ikinci kademe (sağda) nitrifikasyon üniteleri



Şekil 3.9 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi nitrifikasyon kademesi difüzörleri

İkinci kademe nitrifikasyon havuzundan geçen atıksu son çöktürme havuzuna alınmaktadır (Şekil 3.11). Arıtılmış su deşarj edilirken çöktürme havuzu tabanından alınan çamurun bir kısmı biyofosfor tankına geri devrettirilmekte, fazlası ise sistemden uzaklaştırılmaktadır.



Şekil 3.10 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi nitrifikasyon ve denitrifikasyon havuzları arası geri devir sistemleri



Şekil 3.11 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi son çöktürme havuzu

Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisinde arıtma ünitelerine ek olarak bir adet sistem besleme pompası, bir adet ön çöktürme havuzu çamur pompası, iki adet geri devir pompası, bir adet son çöktürme havuzu geri devir pompası, iki adet oksijenmetre (birinci kademe denitrifikasyon ve ikinci kademe nitrifikasyon havuzlarında olmak üzere) ve tesis kumanda panosu (Şekil 3.12) bulunmaktadır.



Şekil 3.12 Pilot ölçekli atıksu arıtma tesisi kumanda panosu

BÖLÜM 4

BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Yeni Geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi

Çalışmada kullanılan yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletme parametreleri Çizelge 4.1'de gösterilmiştir.

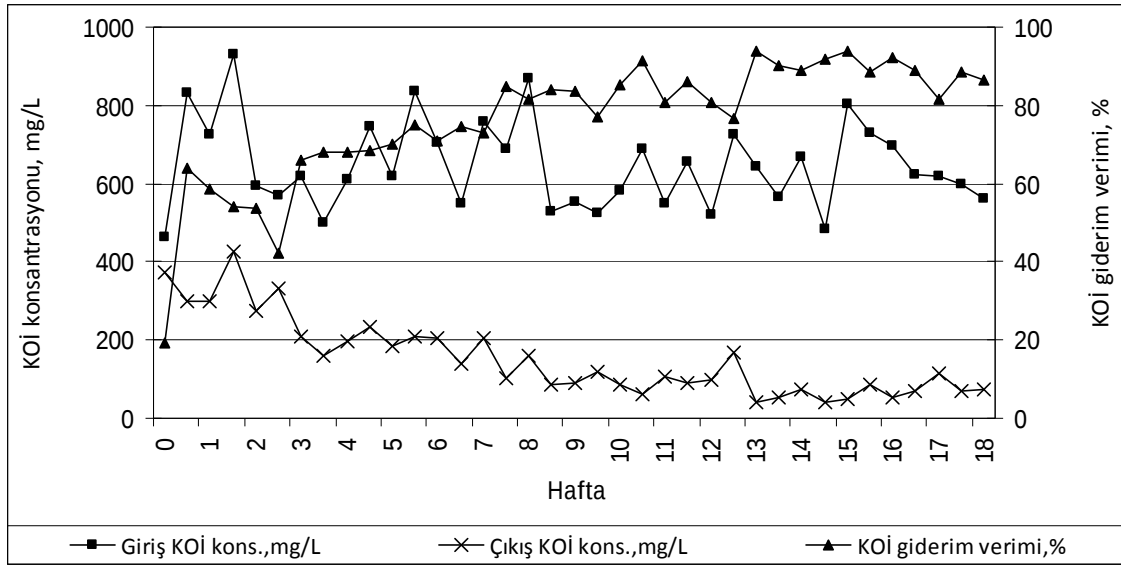
Reaktör İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi geri devir hattından alınan çamur ile aşılanmıştır. Aşılama işlemi gerçekleştirildikten sonra prosesin giriş, bio-P (anaerobik), denitrifikasyon1 (anoksik), nitrifikasyon1 (aerobik), denitrifikasyon2 (anoksik), nitrifikasyon2 (aerobik) ve çıkış ünitelerinde numuneler düzenli olarak alınarak (2 adet/hafta); KOİ, TKN, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM analizleri gerçekleştirilmiştir. Giriş ve çıkış dışındaki AKM ve UAKM analizleri reaktörde MLSS ile MLVSS konsantrasyonu kontrolü için gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.1 Pilot ölçekli biyolojik atıksu arıtma tesisinin tasarım değerleri

Parametre	Birimi	Değer	Hidrolik Bekletme Süresi (θ)
Atıksu Debisi	m ³ /gün	~ 10	-
Çamur yaşı	gün	~ 15	-
AKM	mg/L	4500-5500	-
SVI	mL/g	50-150	-
Kaskat besleme	m ³ /gün	0	-
Ön Çöktürme Havuzu	m ³	0,25	0,6 saat
Dağıtım Havuzu	m ³	0,25	0,6 saat
Biyofosfor Havuzu	m ³	0,5	1,2 saat
Denitrifikasyon Havuzu 1	m ³	1,4	3,36 saat
Nitrifikasyon Havuzu 1	m ³	1,7	4,08 saat
İç sirkülasyon 1	m ³ /gün	43,2	-
Denitrifikasyon Havuzu 2	m ³	1,4	3,36 saat
Nitrifikasyon Havuzu 2	m ³	1,7	4,08 saat
İç sirkülasyon 2	m ³ /gün	47,2	-
Son Çöktürme Havuzu	m ³	1,4	3,36 saat
Geri devir	m ³ /gün	8	-
Toplam Reaktör Hacmi	m ³	8,6	20,64 saat

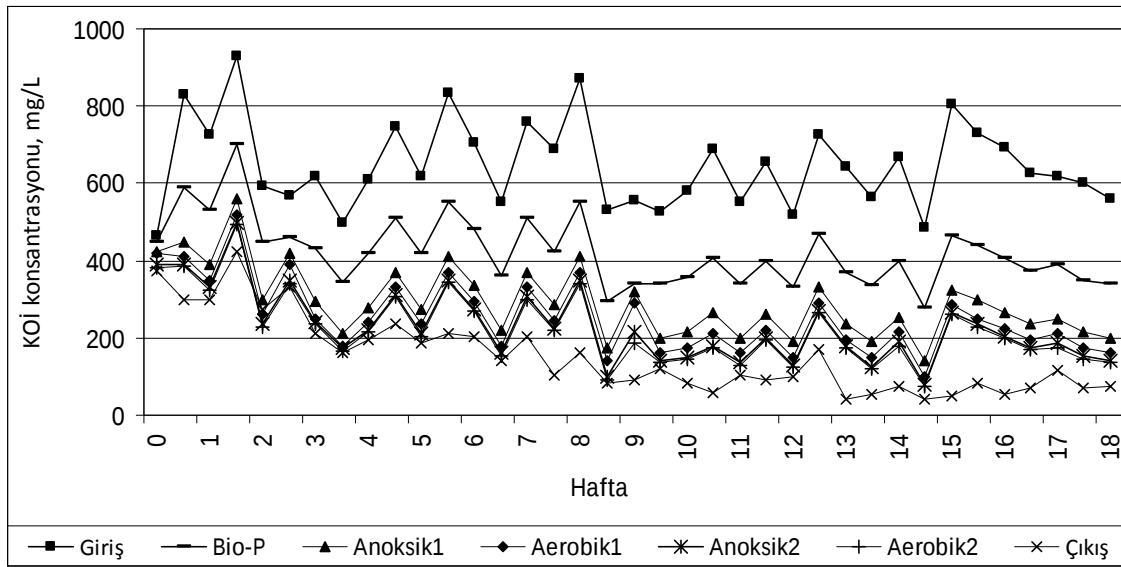
4.1.1 KOİ Giderimi

Tez çalışmasının ilk aşamasında (yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi) pilot ölçekli reaktörün işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış KOİ konsantrasyonları ile elde edilen KOİ giderim verimi Şekil 4.1’de gösterilmiştir. Bu aşamada ortalama giriş KOİ konsantrasyonu 645 ± 115 mg/L olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış KOİ konsantrasyonu ise 155 ± 100 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum KOİ giderim verimi %94, minimum giderim verimi %19 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi %76 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.1 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimi

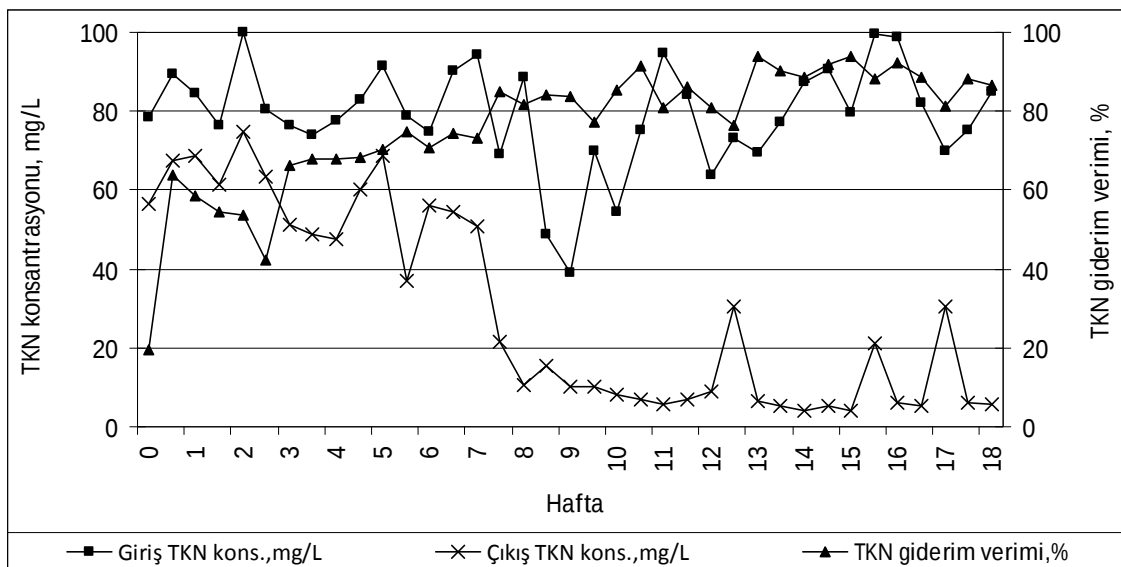
Yeni geliştirilen Modifiye Beş kademeli Bardenpho Prosesi’nin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.2’de gösterilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 için KOİ konsantrasyonları sırasıyla 420 ± 89 mg/L; 290 ± 92 mg/L; 250 ± 94 mg/L; 223 ± 93 mg/L; 220 ± 94 mg/L olarak belirlenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi’nin çıkış KOİ konsantrasyonu ve KOİ giderim verimi dikkate alındığında başarılı performans gösterdiği tespit edilmiştir.



Şekil 4.2 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri KOİ konsantrasyonları

4.1.2 TKN Giderimi

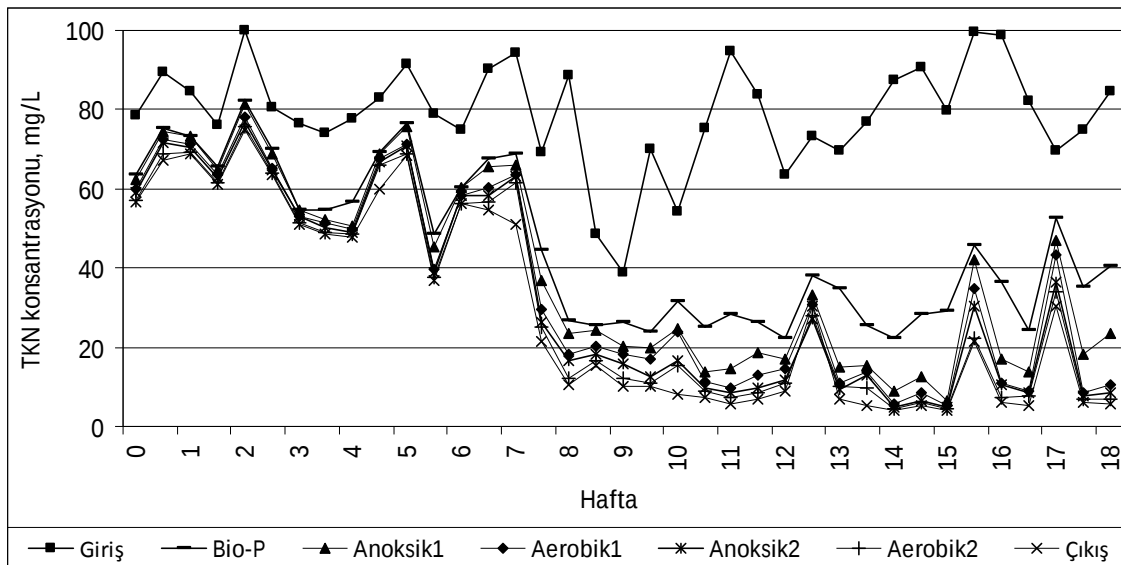
Pilot ölçekli yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Reaktörü'nün işletilmesi neticesinde elde edilen giriş, çıkış TKN konsantrasyonları ile TKN giderim verimi Şekil 4.3'te gösterilmiştir. Çalışmada giriş ortalama TKN konsantrasyonu 79 ± 13 mg/L olarak belirlenmiş olup, çıkış ortalama TKN konsantrasyonu ise 30 ± 25 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu dönemde maksimum TKN giderim verimi %95, minimum giderim verimi %19, ortalama giderim verimi %63 şeklinde gözlenmiştir.



Şekil 4.3 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış TKN konsantrasyonları ile TKN giderim verimi

Çalışmada sekizinci haftadan itibaren TKN giderim verimi %80'in üzerine çıkmış ve bu aşamadan sonra giderim verimi bu civarda devam etmiştir. çalışma süresince 13., 16. ve 18. haftalarda belirlenen verim düşüşleri reaktördeki ekipman arızalarından kaynaklanmış olup, bu arızalar hızlı bir şekilde giderilmiştir.

Giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen TKN konsantrasyonları Şekil 4.4'de gösterilmiştir. Şekilden görüleceği üzere bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 kademeleri için TKN konsantrasyonları sırasıyla 46 ± 19 mg/L, 39 ± 24 mg/L, 35 ± 25 mg/L, 33 ± 25 mg/L, 32 ± 25 mg/L olarak belirlenmiştir. Çalışmada bio-P ünitesinde tespit edilen TKN konsantrasyonundaki düşüşün, reaktörde uygulanan %80 oranındaki geri devir (son çöktürme tankından bio-P tankına) sebebiyle seyrelmeden kaynaklandığı düşünülmektedir.

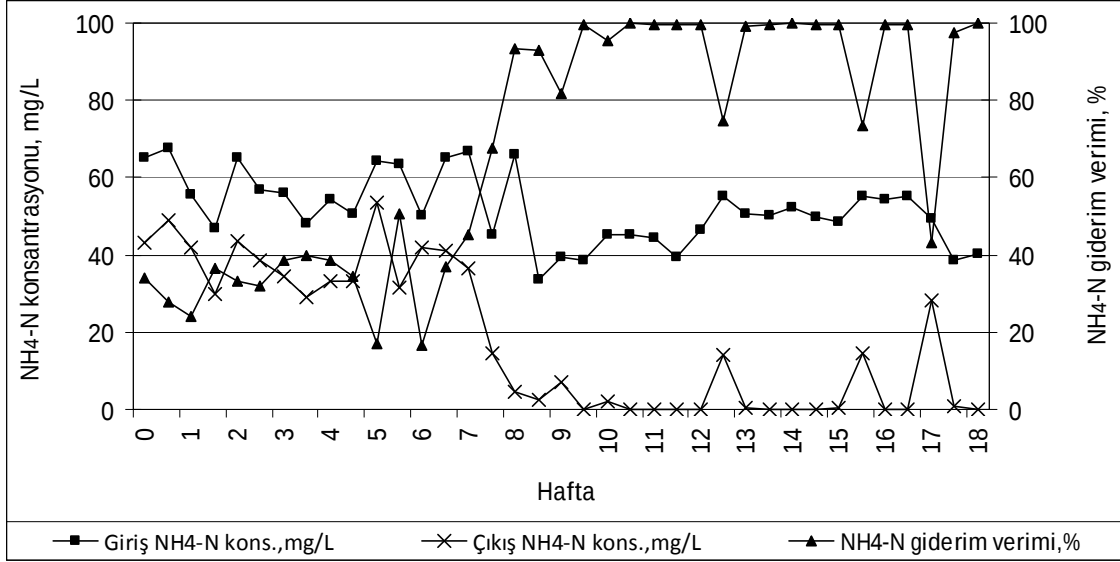


Şekil 4.4 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TKN konsantrasyonları

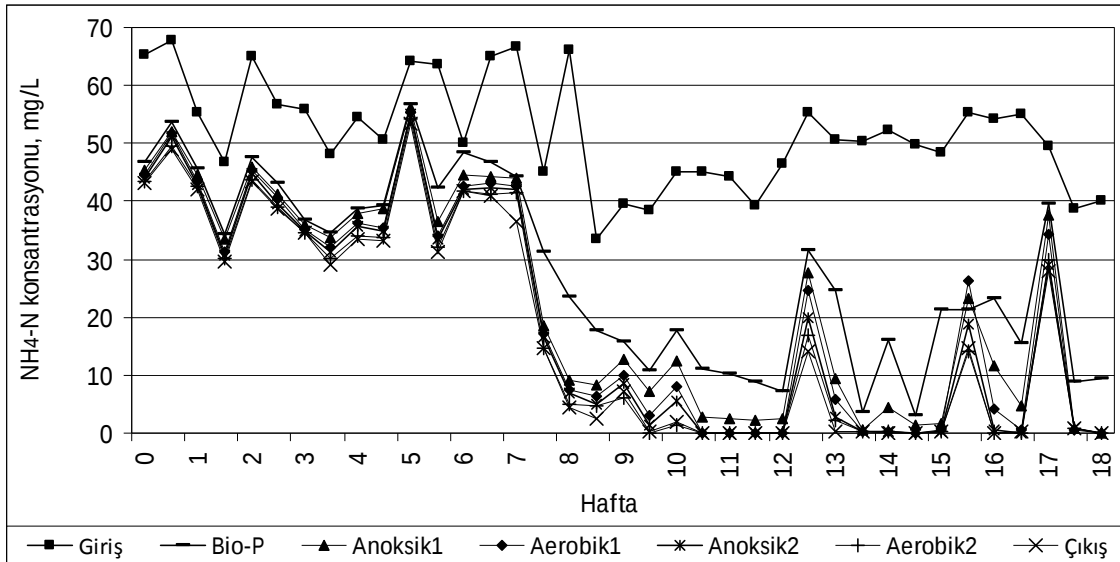
4.1.3 NH₄-N Giderimi

Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış NH₄-N konsantrasyonları ile elde edilen NH₄-N giderim verimleri Şekil 4.5'te gösterilmiştir. Çalışma süresince ortalama giriş NH₄-N konsantrasyonu 52 ± 9 mg/L olarak belirlenmiş olup, çıkış ortalama NH₄-N konsantrasyonu ise 18 ± 19 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu dönemde maksimum NH₄-N giderim verimi %100, minimum

giderim verimi %17, ortalama giderim verimi %68 olarak tespit edilmiştir. Çalışmada sekizinci haftadan itibaren $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi %80'in üzerine çıkarak bu civarda seyretmiştir. 13., 16. ve 18. haftalarda meydana gelen verim düşüşleri reaktörde ekipman arızalarından kaynaklanmıştır. Bu arızalar hızlı bir şekilde giderilmiş ve çalışmaya devam edilmiştir.



Şekil 4.5 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları ile $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi



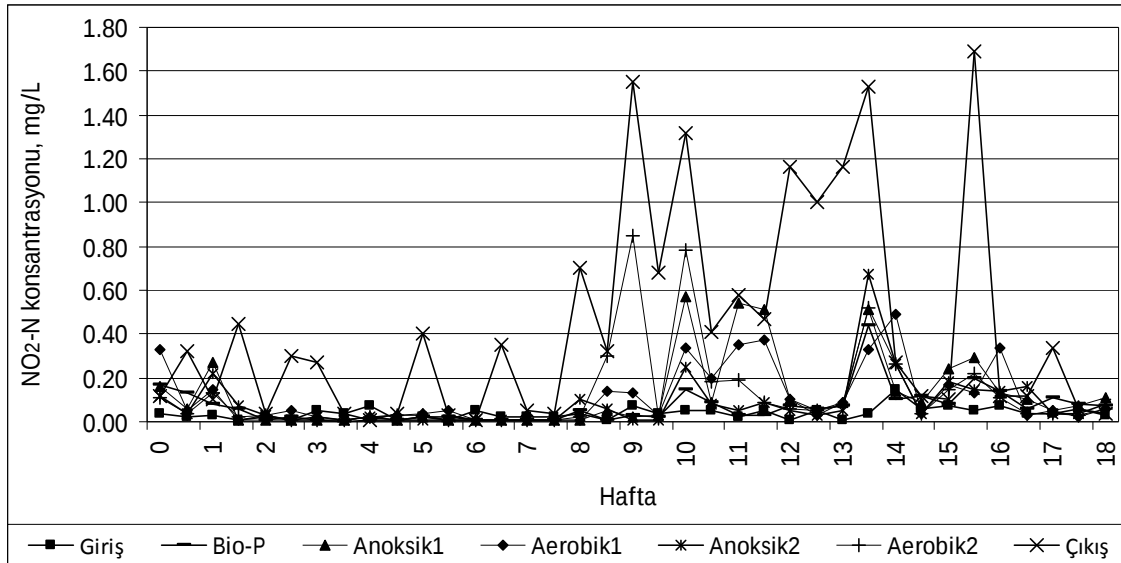
Şekil 4.6 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları

Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi aşamasında giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış

ünitelerinde belirlenen $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları Şekil 4.6'da gösterilmiştir. Bu çalışma süresince bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 kademeleri için ortalama $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları sırasıyla 28 ± 16 mg/L, 23 ± 19 mg/L, 21 ± 19 mg/L, 20 ± 19 mg/L, 19 ± 19 mg/L olarak belirlenmiştir.

4.1.4 $\text{NO}_2\text{-N}$ Giderimi

Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi süresince ortalama giriş $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonu $0,04 \pm 0,03$ mg/L olarak belirlenmiştir. Giriş atıksuyu maksimum ve minimum $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları ise 0,15 mg/L ile 0,01 mg/L arasında değişim göstermiştir. Çıkış maksimum ve minimum $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları ise 1,69 mg/L ile 0,01 mg/L arasında değişim göstermiştir. Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi aşamasında giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları Şekil 4.7'de gösterilmiştir.

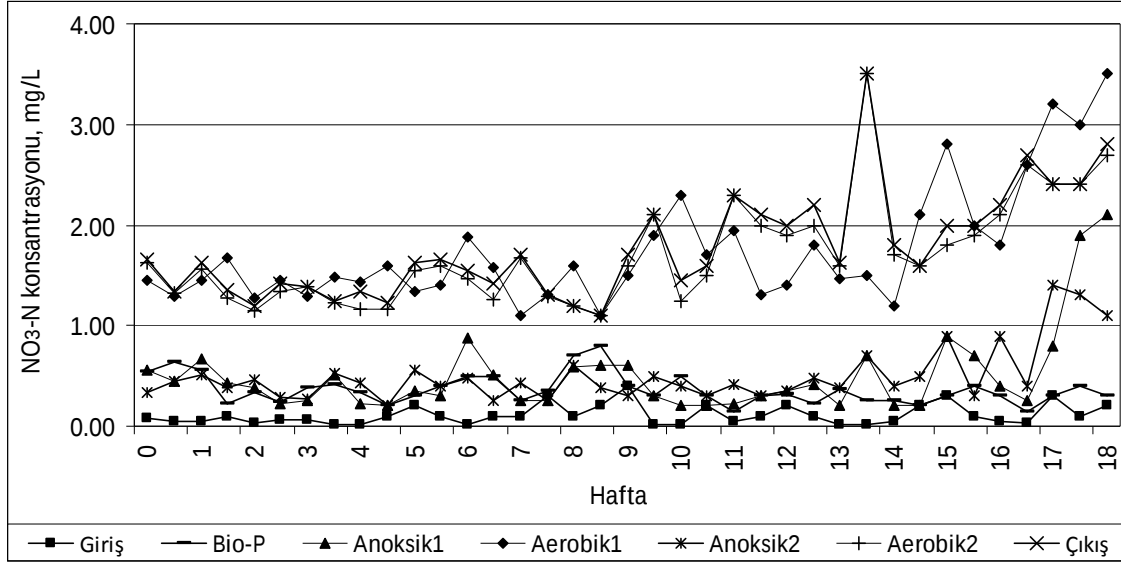


Şekil 4.7 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları

4.1.5 $\text{NO}_3\text{-N}$ Giderimi

Çalışma süresince ortalama giriş $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu $0,11 \pm 0,10$ mg/L olarak belirlenmiştir. Giriş atıksuyu maksimum ve minimum $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları ise 0,40 mg/L ile 0,01 mg/L arasında değişim göstermiştir. Çıkış maksimum ve minimum $\text{NO}_3\text{-N}$

konsantrasyonları ise 3,50 mg/L ile 1,10 mg/L arasında değişim göstermiştir. Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi sürecinde giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen NO₃-N konsantrasyonları Şekil 4.8'de gösterilmiştir.

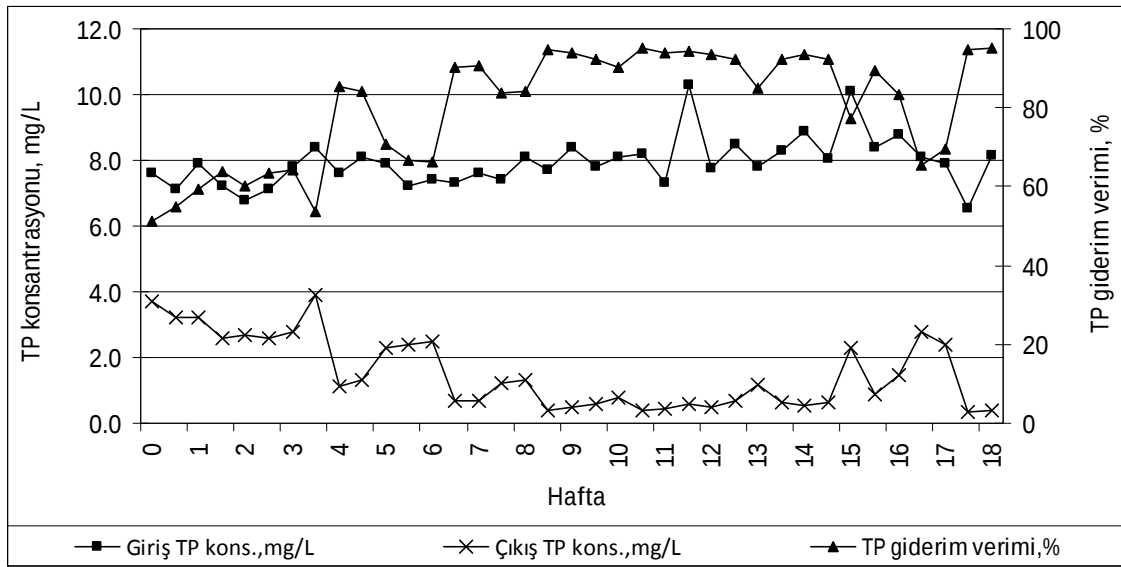


Şekil 4.8 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO₃-N konsantrasyonları

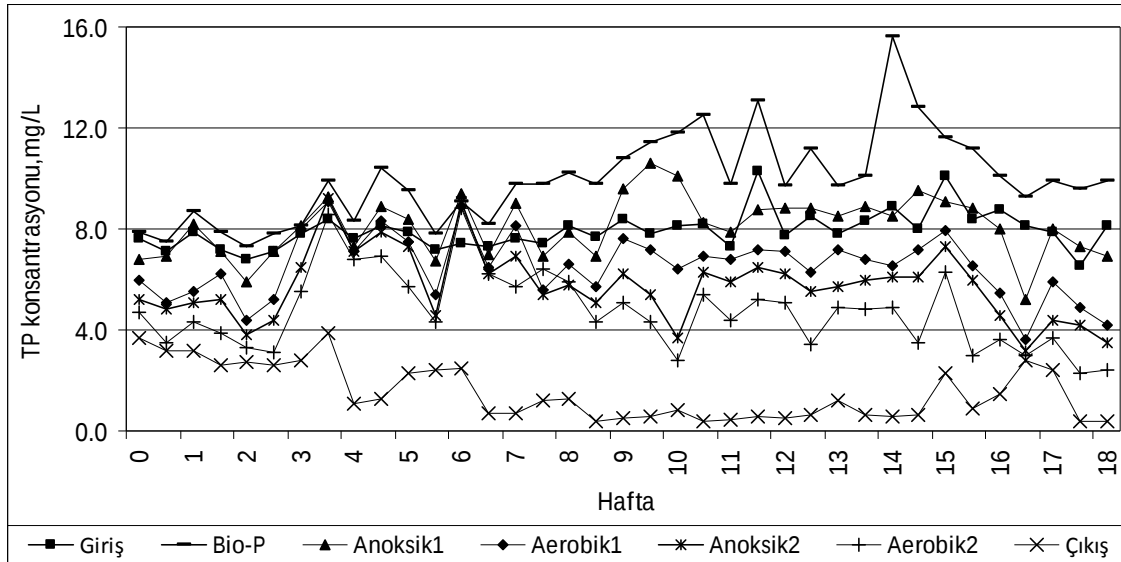
4.1.6 TP Giderimi

Çalışma süresince ortalama giriş TP konsantrasyonu $7,9 \pm 0,8$ mg/L iken ortalama çıkış TP konsantrasyonu ise $1,5 \pm 1,1$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda reaktörde çalışma boyunca elde edilen maksimum, minimum ve ortalama giderim verimleri ise sırasıyla %95, %51 ve %80 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde belirlenen giriş ve çıkış TP konsantrasyonları ile reaktörde elde edilen TP giderim verimleri Şekil 4.9'da gösterilmiştir.

Pilot ölçekli yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numuneler ile gerçekleştirilen TP analiz sonuçları Şekil 4.10'da gösterilmiştir.



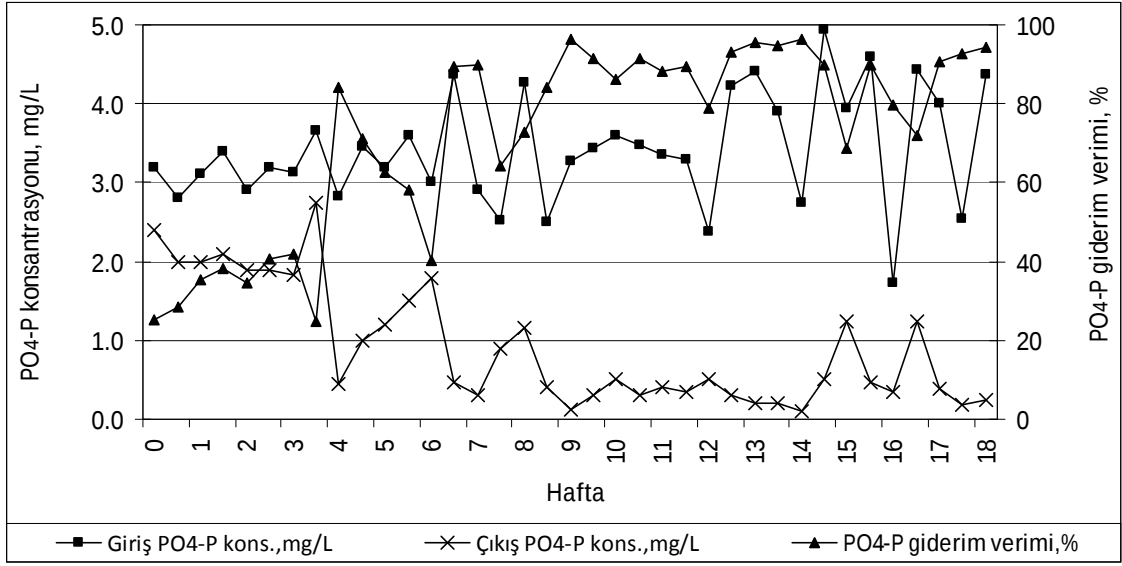
Şekil 4.9 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış TP konsantrasyonları ile TP giderim verimi



Şekil 4.10 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TP konsantrasyonları

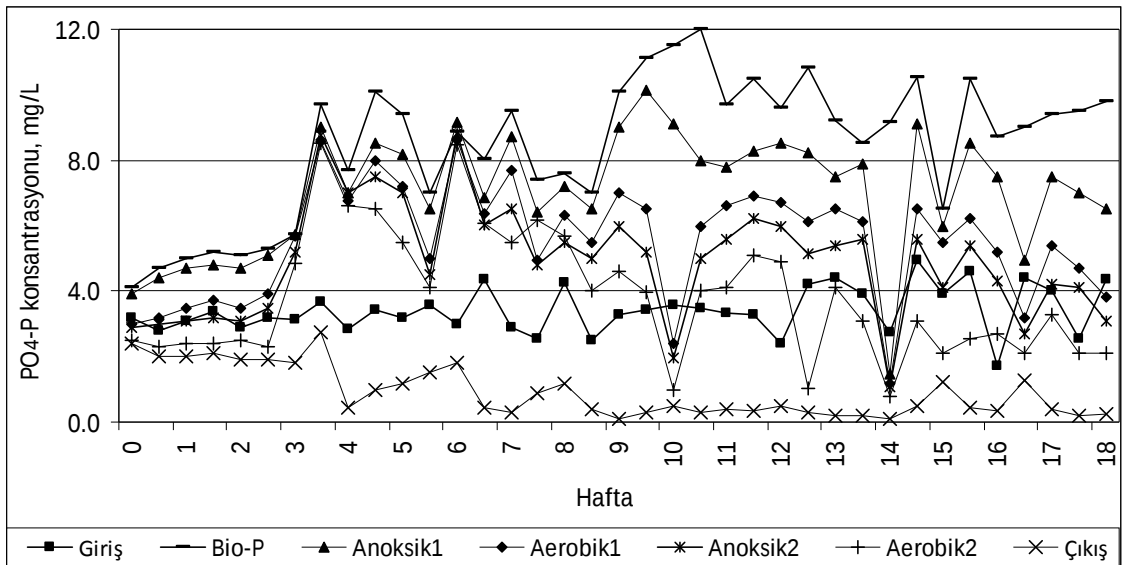
4.1.7 PO₄-P Giderimi

Çalışma süresince ortalama giriş PO₄-P konsantrasyonu $3,4 \pm 0,7$ mg/L iken ortalama çıkış PO₄-P konsantrasyonu ise $0,9 \pm 0,8$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda reaktörde çalışma boyunca elde edilen maksimum, minimum ve ortalama giderim verimleri ise sırasıyla %96; %25 ve %72 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde belirlenen giriş ve çıkış PO₄-P konsantrasyonları ile reaktörde elde edilen PO₄-P giderim verimleri Şekil 4.11'de gösterilmiştir.



Şekil 4.11 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış PO₄-P konsantrasyonları ile PO₄-P giderim verimi

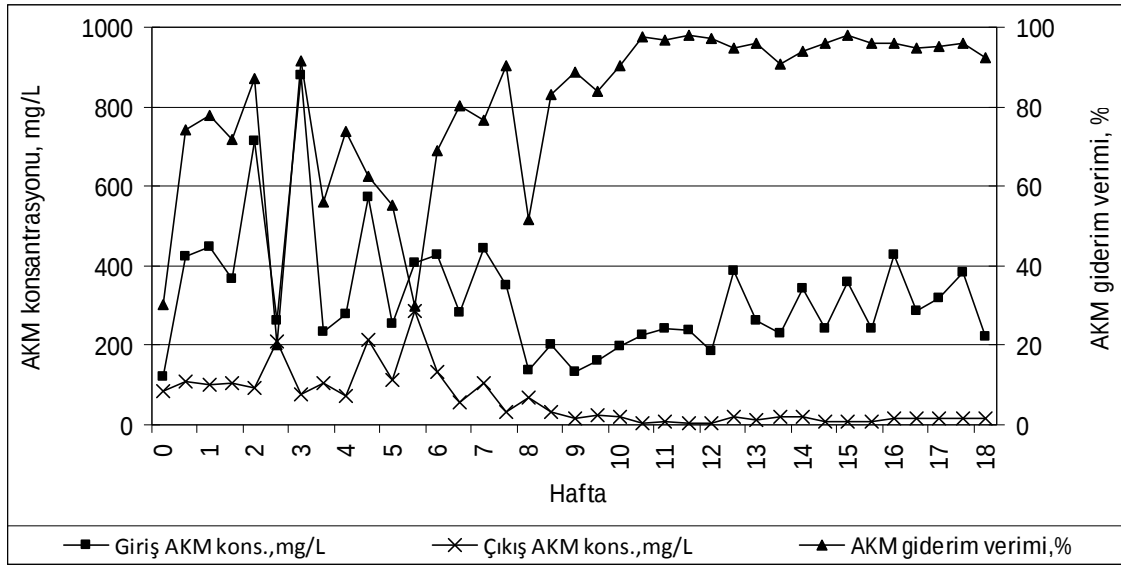
Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numuneler ile gerçekleştirilen PO₄-P analiz sonuçları Şekil 4.12'de gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numunelerde elde edilen ortalama PO₄-P konsantrasyonları sırasıyla, 3,4 mg/L, 8,5 mg/L, 7,0 mg/L, 5,5 mg/L, 4,9 mg/L, 3,9 mg/L ve 0,9 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.12 Pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri PO₄-P konsantrasyonları

4.1.8 AKM Giderimi

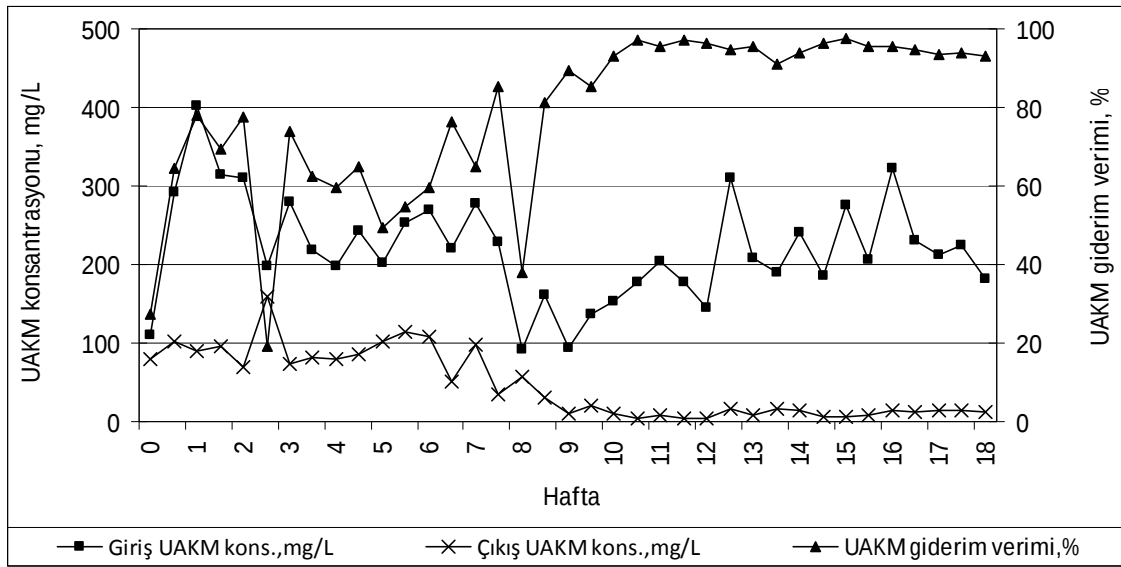
Çalışma süresince ortalama giriş AKM konsantrasyonu 321 ± 156 mg/L olarak belirlenmiştir. Buna ek olarak ortalama çıkış AKM konsantrasyonu ise 61 ± 67 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda maksimum, minimum ve ortalama AKM giderim verimleri sırasıyla %98; %20 ve %80 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde elde edilen ortalama giriş ve çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimleri Şekil 4.13'te gösterilmiştir.



Şekil 4.13 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimi

4.1.9 UAKM Giderimi

Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletilmesi süresince ortalama giriş UAKM konsantrasyonu 220 ± 56 mg/L olarak belirlenmiştir. Buna ek olarak ortalama çıkış UAKM konsantrasyonu ise 47 ± 6 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda maksimum, minimum ve ortalama UAKM giderim verimleri sırasıyla %98; %19 ve %78 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde elde edilen ortalama giriş ve çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimleri Şekil 4.14'te gösterilmiştir.



Şekil 4.14 Pilot ölçekli tesis giriş – çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimi

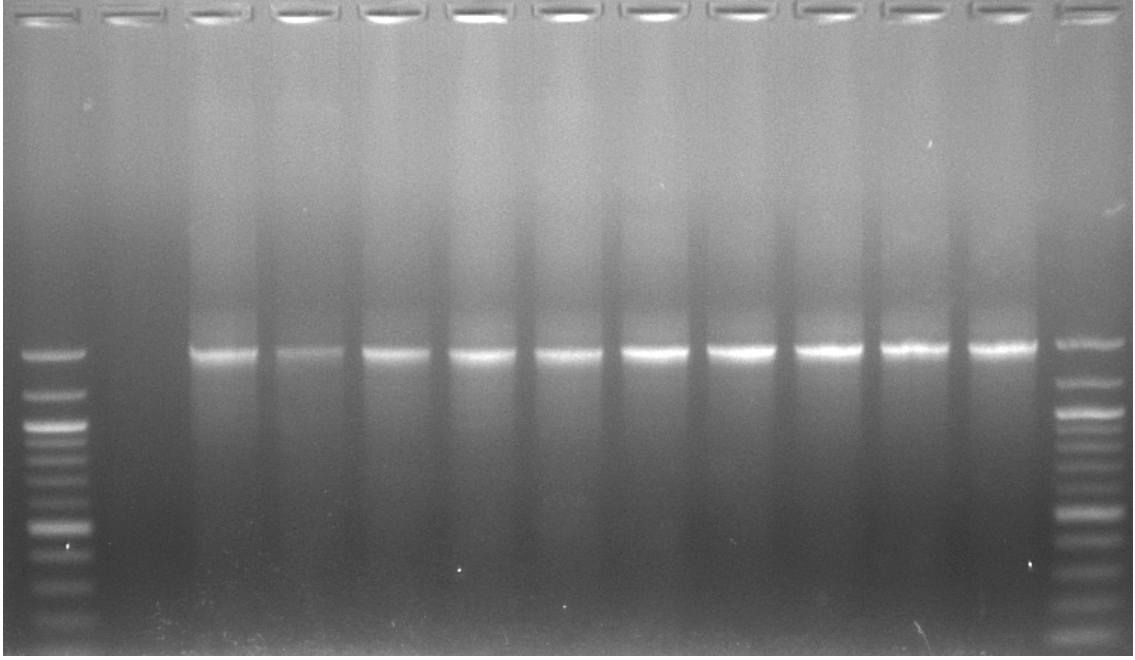
4.1.10 Pilot Ölçekli Tesis için Kararlı Hal Performansı

Pilot ölçekli yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin sekizinci haftadan itibaren kararlı hale ulaştığı belirlenmiştir. Prosesin işletilmesi sürecinde karşılaşılan ekipman arızalarından dolayı kararlı hale ulaşma süresi sekiz haftaya uzamıştır. Reaktör performansının bu haftadan sonra temin edilen numunelerden elde edilen verilerle değerlendirilmesinin daha uygun olacağı düşünülmüştür. Buna göre pilot ölçekli yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nde KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM parametreleri için elde edilen ortalama giderim verimleri sırasıyla %87; %86; %93; %89; %88; %94 ve %94 olarak tespit edilmiştir. Bu verimler literatür özetinde verilen çalışmaların sonuçları ile mukayese edildiğinde tatmin edici bulunmuştur.

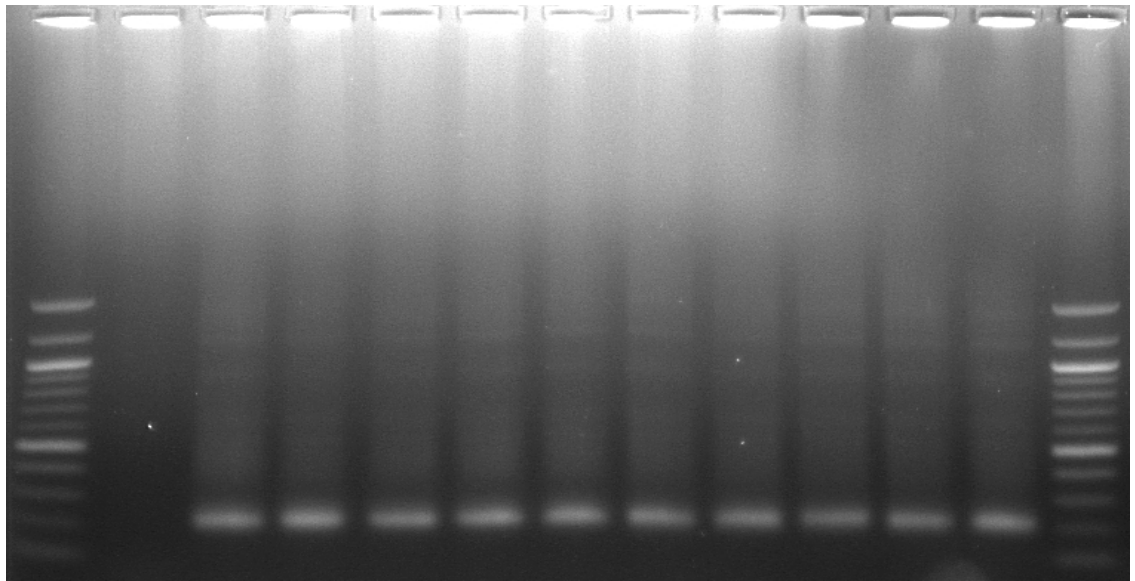
4.1.11 Mikrobiyolojik Tür Analizleri

Çalışmanın bu aşamasında beş kademeli Bardenpho Prosesi'nde rol oynayan mikroorganizma türlerini tespit etmek amacıyla PCR ve DGGE çalışmaları gerçekleştirilmiş olup, bu analizler işletmeye alma ve kararlı hal için ayrı ayrı yürütülmüştür. Çalışmada pilot ölçekli beş kademeli bardenpho prosesinin biyolojik arıtım kademelerinin her birinden alınan numuneler öncelikle "Power soil DNA isolation kit" prosedürüne göre ekstrakte edilmiş ve daha sonra ekstraktlar üzerinde iki

kademeli PCR (PCR1 ve PCR2) uygulanarak elde edilen ürünlere DGGE uygulaması yapılmıştır. PCR1 ve PCR2 işlemlerinden sonra sonra gerçekleştirilen elektroforez1 (Şekil 4.15) ve elektroforez2 (Şekil 4.16) görüntülerinin her ikisinde de ilk ve son sütun ladder (6 μ L) olarak yüklenmiştir. Ladder'dan sonraki sıralama yine her iki görüntü içinde negatif, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 (kararlı hal için), bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 (işletmeye alma hali için) sırasında uygulanmıştır.

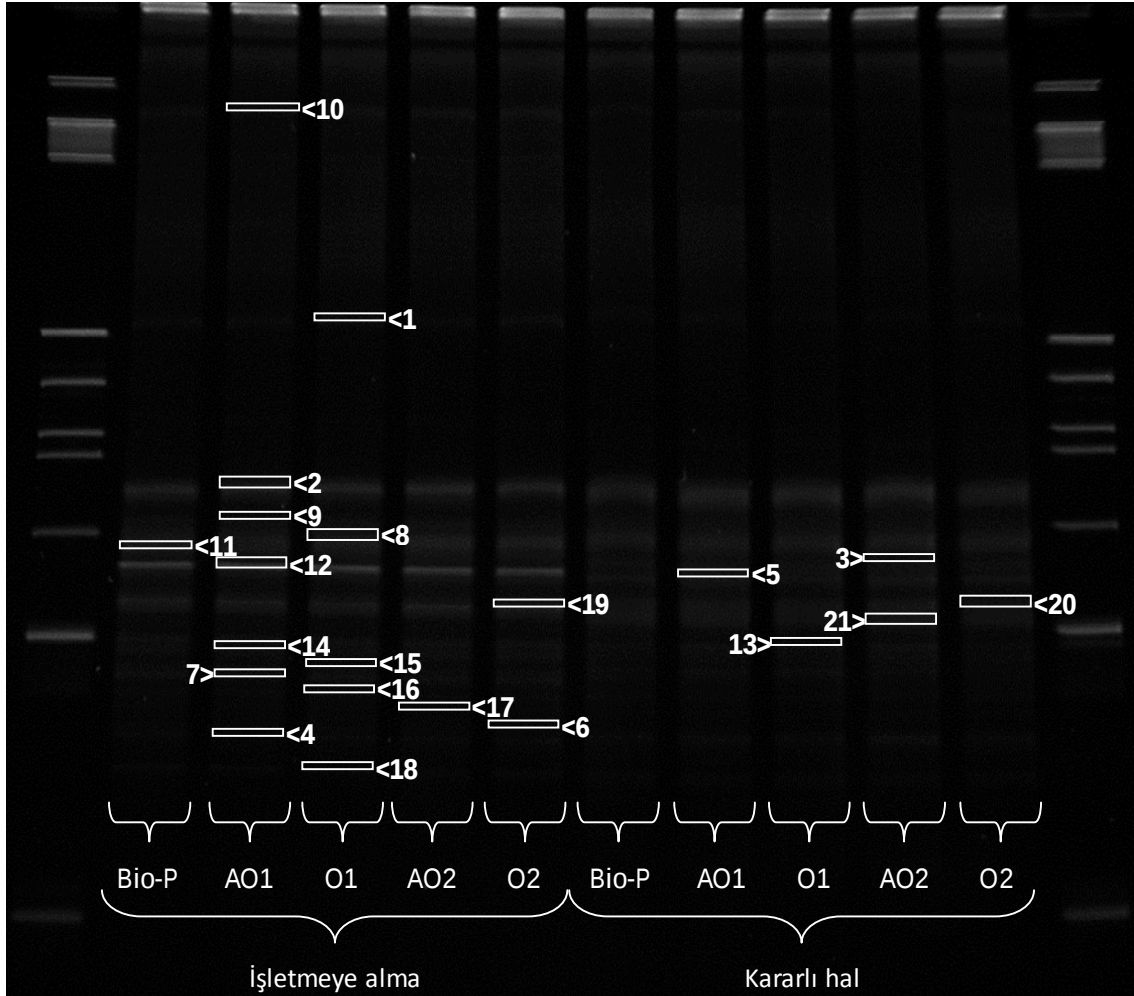


Şekil 4.15 PCR1 kademesinden sonra elektroforez1 görüntüsü



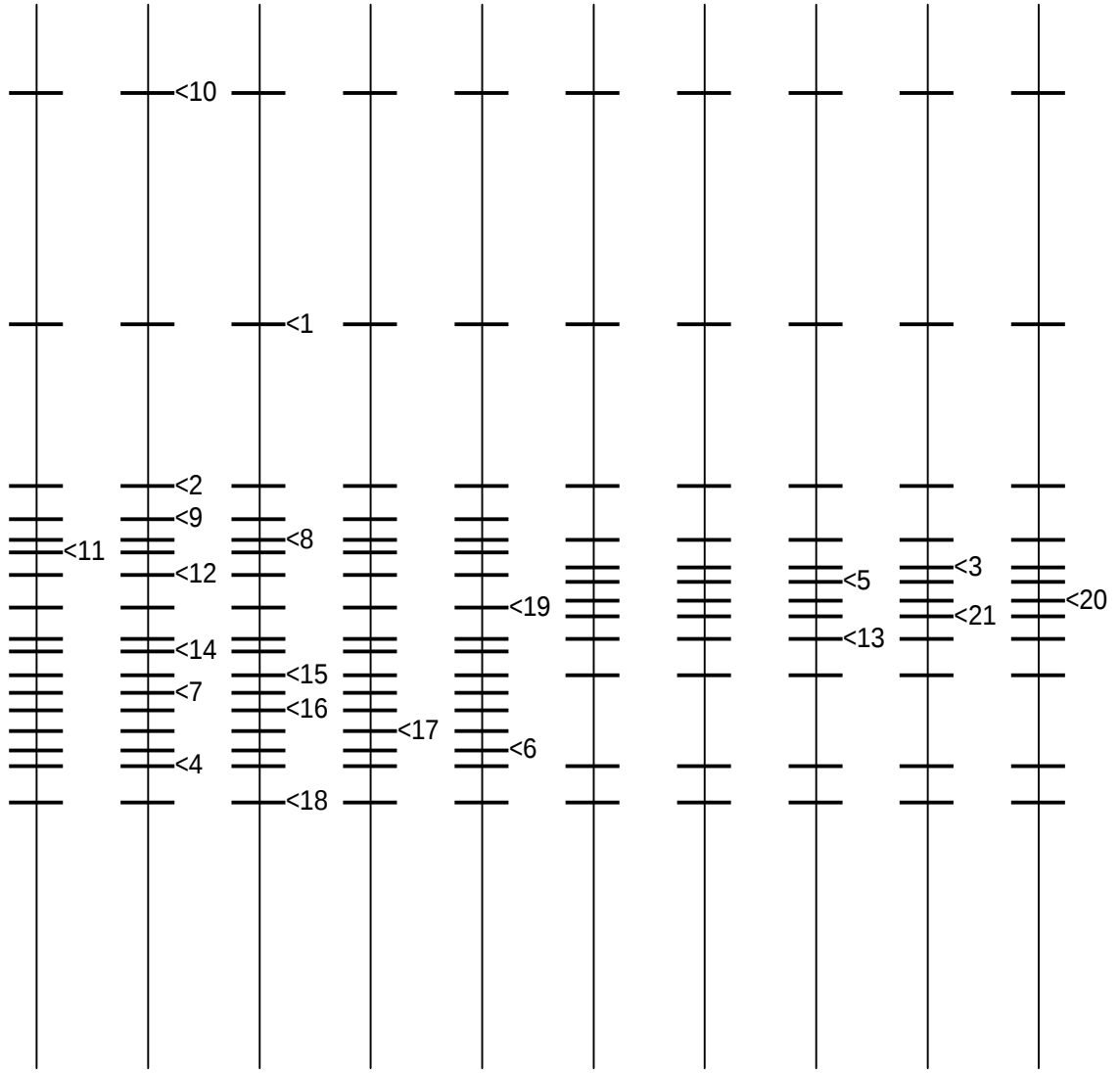
Şekil 4.16 PCR2 kademesinden sonra elektroforez2 görüntüsü

Bu aşamadan sonra çalışmada DGGE kademesine geçilmiş olup, DGGE aşamasından elde edilen görüntü Şekil 4.17’de gösterilmiştir.

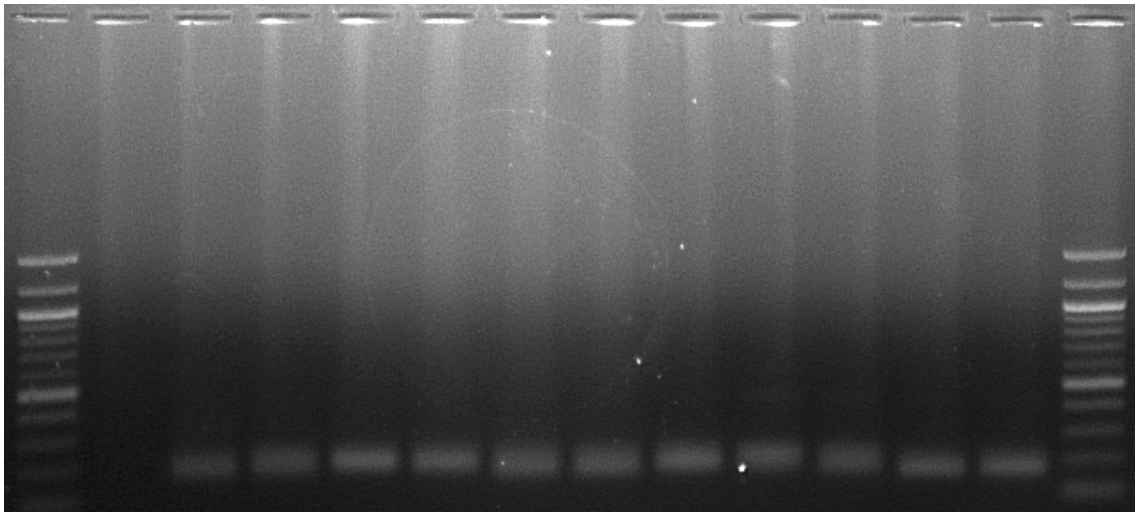


Şekil 4.17 DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantlar

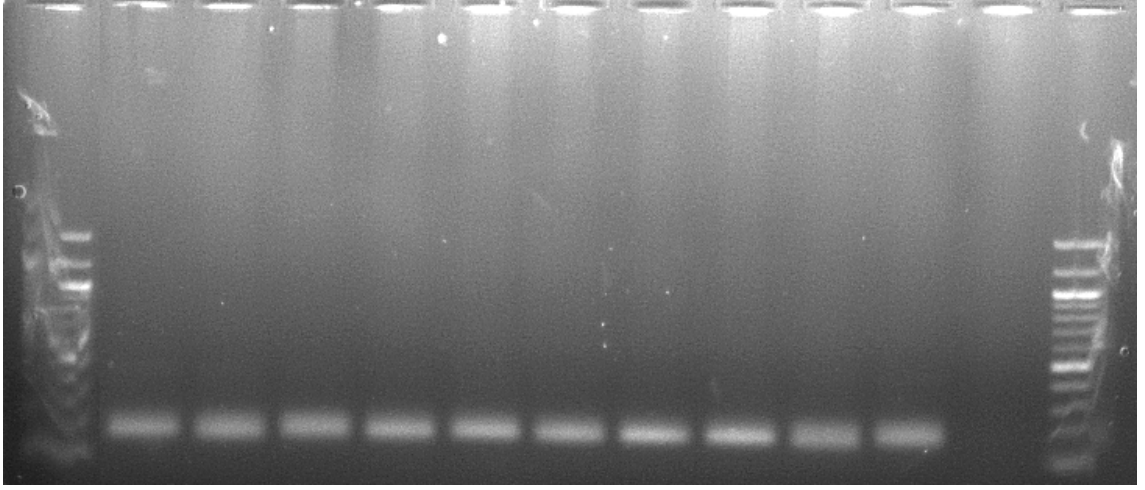
DGGE işleminde ilk beş sütun işletmeye alma aşaması için sırasıyla bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2 ve nitrifikasyon2 şeklinde; son beş sütun ise kararlı hal için sırasıyla bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2 ve nitrifikasyon2 şeklinde yüklenmiştir. Bu aşamada DGGE işleminde 21 bant tespit edilmiş ve her biri tek tek kesilerek (Şekil 4.17 ve Şekil 4.18) PCR3 aşamasına geçilmiştir. PCR3 aşamasından sonra elektroforez3 aşamasına geçilmiş olup, bu aşamada elde edilen görüntüler Şekil 4.19 (1-11 bant) ve Şekil 4.20’de (12-21 arası bantlar) gösterilmiştir. Elektroforez3 aşamasından sonra agaroz jel kesilerek saflaştırma işlemi uygulanmış ve saflaştırma işleminden sonra elektroforez işlemi gerçekleştirilmiştir. Saflaştırma işlemi sonrasında elde edilen elektroforez görüntüleri Şekil 4.21 (1-12 arası bantlar) ve Şekil 4.22’de (13-21 arası bantlar) gösterilmiştir.



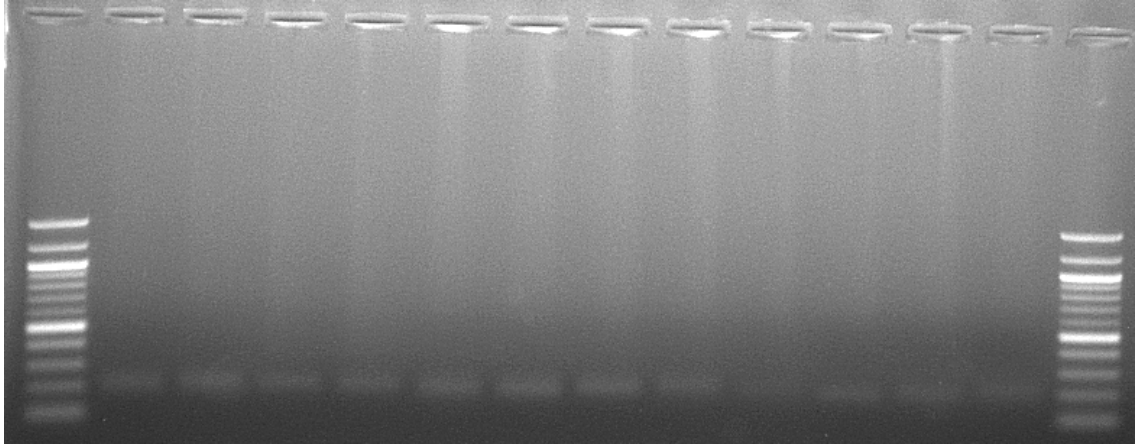
Şekil 4.18 DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantların şematik gösterimi



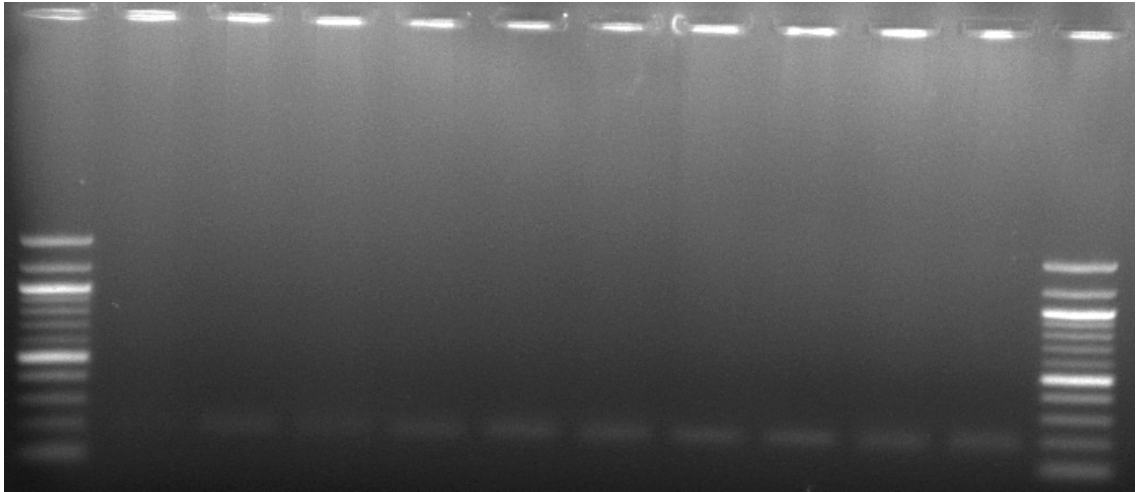
Şekil 4.19 PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (1-11 arası bantlar)



Şekil 4.20 PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (12-21 arası bantlar)



Şekil 4.21 Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (1-12 arası bantlar)



Şekil 4.22 Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (13-21 arası bantlar)

Bu ürünler daha sonra analiz edilmek üzere gönderilmiştir. Analiz verileri, A-G-C-T dizin dosyaları biçiminde kopyalanarak, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/> internet sitesinde

BLAST programında değerlendirmeye alınmış ve bu veri tabanında tanımlanmış mevcut türlerle olan muhtemel farklılıklar raporlanmıştır.

Dizi analizi neticesinde işletmeye alma ve kararlı hal için BLAST programı ile işletmeye alma ve kararlı hal aşamasında belirlenen mikroorganizmalar Çizelge 4.2’de gösterilmiştir. Belirlenen mikrobiyal türler için filojenik ağaç oluşturulmuş ve işletmeye alma aşaması için şekil 4.23’te, kararlı hal için şekil 4.24’te gösterilmiştir.

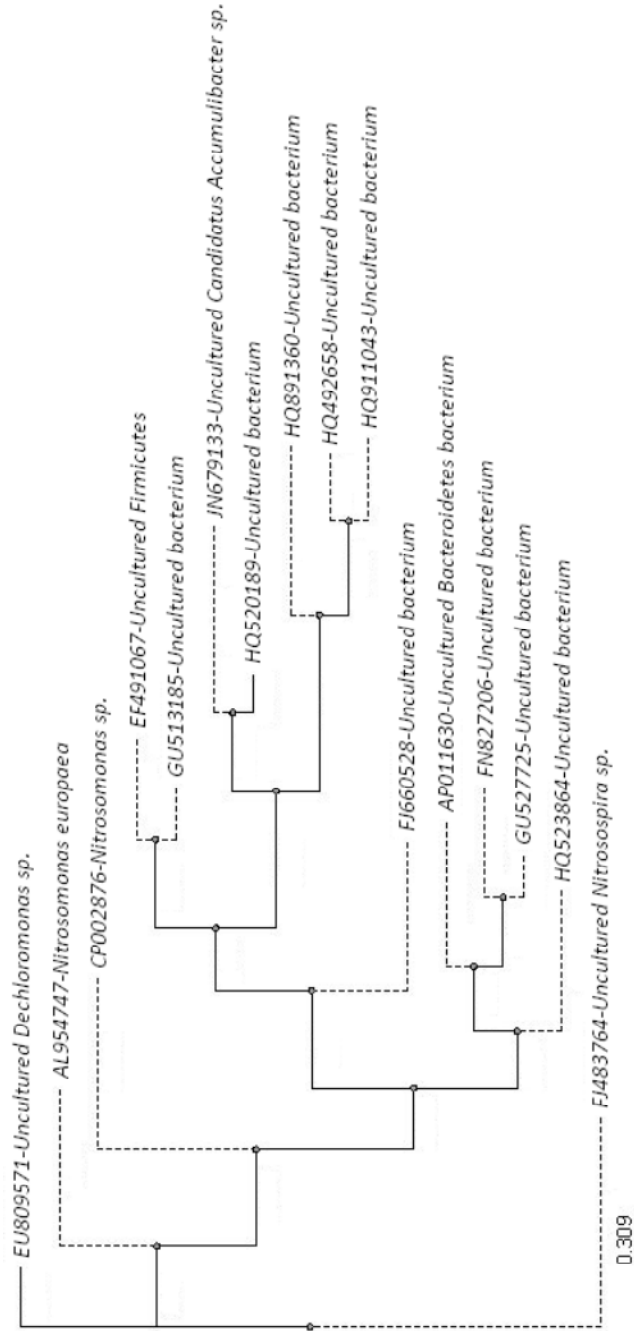
Çizelge 4.2 Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi mikroorganizma türleri

Bant no	Gen Bankası Erişim no	Mikroorganizma adı	İA	KH	Organizma Grubu	Benzerlik	İzolasyon kaynağı	Kaynak
Nitrifikasyondan sorumlu mikroorganizma türleri								
1	AL954747	Nitrosomonas europaea	+	+	Betaproteobacteria	%100	AAT (A ² O)	[171]
2	CP002876	Nitrosomonas sp.	+	+	Betaproteobacteria	%94	AAT (KAÇ)	[178]
3	EU670847	Nitrosomonas sp.	-	+	Betaproteobacteria	%89	AAT (KAÇ)	[178]
4	FJ483764	Uncultured Nitrospira sp.	+	+	Betaproteobacteria	%86	AAT (EAÇ)	[146]
Denitrifikasyondan sorumlu mikroorganizma türleri								
5	FJ525543	Uncultured Dechloromonas sp.	-	+	Betaproteobacteria	%87	AAT (AOA)	[179]
6	EU809571	Uncultured Dechloromonas sp.	+	-	Betaproteobacteria	%90	AAT (AOAÇ)	[13]
7	EF491067	Uncultured Firmicutes	+	-	Firmicutes	%94	AAT (A ² O)	[43]
Fosfor gideriminden sorumlu mikroorganizma türleri								
8	JN679133	Uncultured Candidatus Accumulibacter sp.	+	+	Betaproteobacteria	%87	MBR	[180]
Filamentli mikroorganizma türleri								
9	AP011630	Uncultured Bacteroidetes bacterium	+	-	Bacteroidetes	%93	AAT (KAÇ)	[181]
Tanımlanmamış mikroorganizma türleri								
10	HQ520189	Uncultured bacterium	+	+	Bacteria	%86	AAT (KAÇ)	[178]
11	HQ891360	Uncultured bacterium	+	-	Bacteria	%85	EA (BEAAP)	[182]
12	FN827206	Uncultured bacterium	+	-	Bacteria	%87	MBR	[183]
13	HQ523864	Uncultured bacterium	+	+	Bacteria	%89	AAT (KAÇ)	[178]
14	GU513185	Uncultured bacterium	+	-	Bacteria	%88	AAT (HAÇ)	[184]
15	HQ492658	Uncultured bacterium	+	+	Bacteria	%90	AAT (KAÇ)	[178]
16	HQ911043	Uncultured bacterium	+	-	Bacteria	%98	KAÇ	[185]

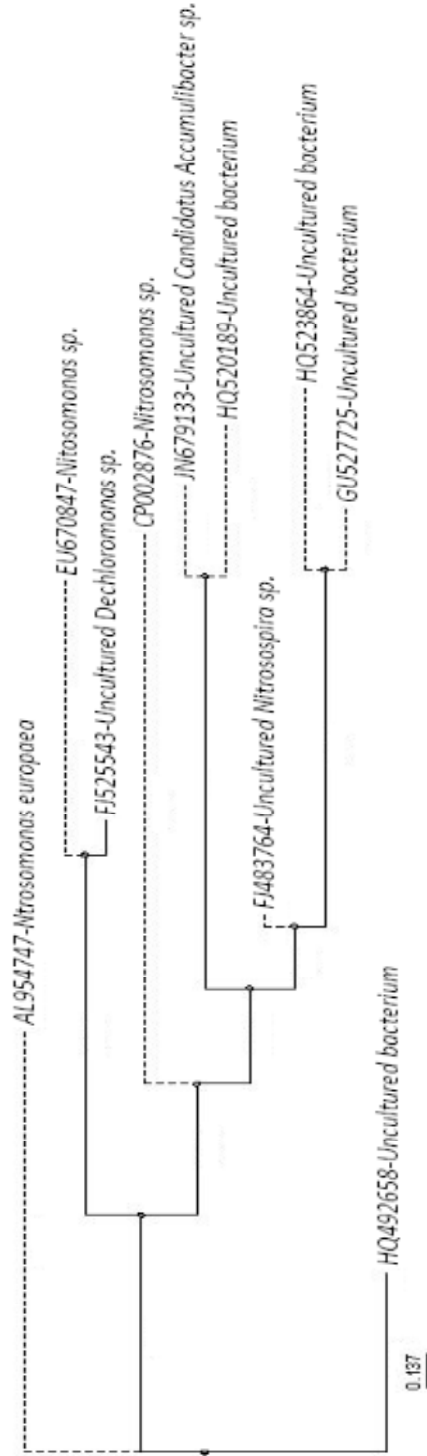
Çizelge 4.2 Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi mikroorganizma türleri (Devamı)

Bant no	Gen Bankası Erişim no	Mikroorganizma adı	İA	KH	Organizma Grubu	Benzerlik	İzolasyon kaynağı	Kaynak
17	FJ660528	Uncultured bacterium	+	-	Bacteria	%100	AÇ (A ² O)	[169]
18	GU527725	Uncultured bacterium	+	+	Bacteria	%83	AAT (HAÇ)	[184]

İA: İşletmeye alma; KH: Kararlı hal; AAT: Atıksu arıtma tesisi; MBR: Membran biyoreaktör; EA: Evsel atıksu; AOA: anaerobik/oksik/anoksik; AOAC: anoksik/oksik aktif çamur; KAÇ: klasik aktif çamur; EAÇ: evsel aktif çamur; HAÇ: hibrid aktif çamur; BEAAP: biyolojik evsel atıksu arıtma prosesi; A²O: anaerobik/anoksik/oksik



Şekil 4.23 İşletmeye alma aşaması için filojenik ağaç görünümü



Şekil 4.24 Kararlı hal için filojenik ağaç görünümü

Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nden temin edilen numunelerde 1, 2, 3 ve 4 numaralı bantlarda tespit edilen *Nitrosomonas europaea* türü, *Nitrosomonas* sp. ve *Uncultured Nitrospira* sp. *Betaproteobacteria* grubunda bulunmakta olup, evsel atıksu arıtma tesislerinde amonyum oksidasyonundan sorumlu cinsler olarak tespit edilmiştir [146], [171], [178]. Çalışmada 1, 2 ve 4 numaralı bantlar

hem işletmeye alma hem de kararlı hal için tespit edilmiş olup, 3 numaralı bant sadece kararlı hal için belirlenmiştir. Pilot ölçekli tesisin kararlı duruma ulaştıktan sonraki tür tayini çalışmalarında amonyak oksitleyen tür sayısının ve buna bağlı olarak amonyak gideriminin de arttığı tespit edilmiştir. Diğer taraftan 9 numaralı bantta tespit edilen *Uncultured Bacteroidetes bacterium* evsel atıksu arıtma tesislerinde çamur kabarmasına sebep olan önemli filamentli mikroorganizma cinslerindendir [181]. Pilot ölçekli tesiste gerçekleştirilen çalışmada 9 nolu bant yalnızca işletmeye alma aşamasında belirlenmiştir. Proses kararlı hale ulaştıktan sonra alınan numunelerde bu türe rastlanmamıştır.

8 numaralı bantta tespit edilen *Uncultured Candidatus Accumulibacter* sp. *Betaproteobacteria* grubunda bulunan ve evsel atıksu arıtma tesislerinde fosfor gideriminden sorumlu olan mikroorganizma türüdür [180], [186]. Ek olarak evsel atıksu arıtma tesislerinde tüm popülasyonda bulunma oranı %21,6'ya kadar ulaşabilmektedir [185]. Pilot ölçekli tesiste 8 numaralı bant her iki durum (işletmeye alma ve kararlı hal) için de tespit edilmiş olup fosfor gideriminden sorumlu olduğu gözlemlenmiştir.

5 ve 6 numaralı bantlarda ise *Uncultured Dechloromonas* sp. tespit edilmiş olup bu cins *Betaproteobacteria* grubundaki denitrifikasyondan sorumlu cins olarak bilinmektedir [13], [179]. Pilot ölçekli tesiste 5 numaralı bant, sistem kararlı hale ulaştıktan sonra; 6 numaralı bant ise işletmeye alma aşamasında tespit edilmiştir. 7 numaralı bant yalnızca prosesin işletmeye alma aşamasında tespit edilmiş olup *Uncultured Firmicutes* olarak belirlenmiştir. Literatürde *Firmicutes* cinsi denitrifikasyondan sorumlu olarak bilinmekte ve evsel atıksu arıtma tesislerinde tespit edilmektedir [43], [187], [188], [189].

Yeni geliştirilen Modifiye beş kademeli Bardenpho Prosesi'nde yapılan çalışmada elde edilen 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 numaralı bantlar ise literatürde evsel atıksuların biyolojik olarak arıtıldığı aktif çamur proseslerinde tespit edilmiş cinslere ait türleri ifade etmekte olup henüz tanımlanmamışlardır [44], [178], [182], [183], [184], [185]. 19, 20 ve 21 numaralı bantların türü tespit edilememiştir.

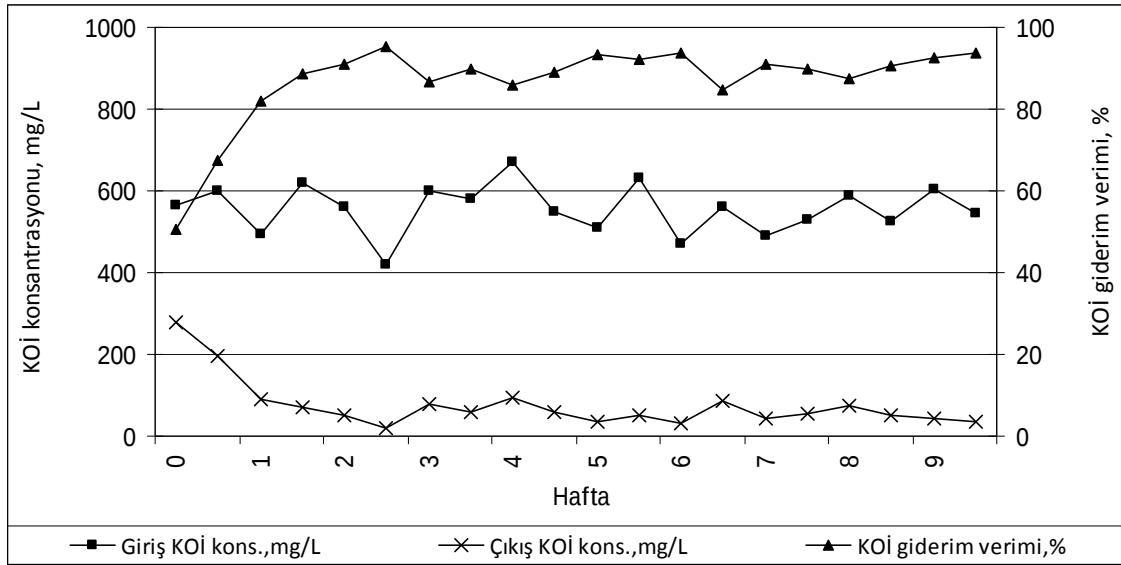
4.2 İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi

Çalışmanın ikinci aşamasında pilot ölçekli biyolojik nutrient giderme prosesinde kaskat

beslemeye geçilmiş olup, giriş atıksuyunun %50'si bio-P (anaerobik) tankına, %50'si anoksik2 tankına beslenmiştir. Reaktörün diğer işletme parametrelerinde değişiklik yapılmamış olup, çalışmanın bu aşamasında prosten numuneler kararlı hale ulaşıldıktan sonra alınmaya başlanmıştır. Bu aşamada proses yine KOİ, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, AKM ve UAKM parametreleri bakımından değerlendirilmiştir.

4.2.1 KOİ Giderimi

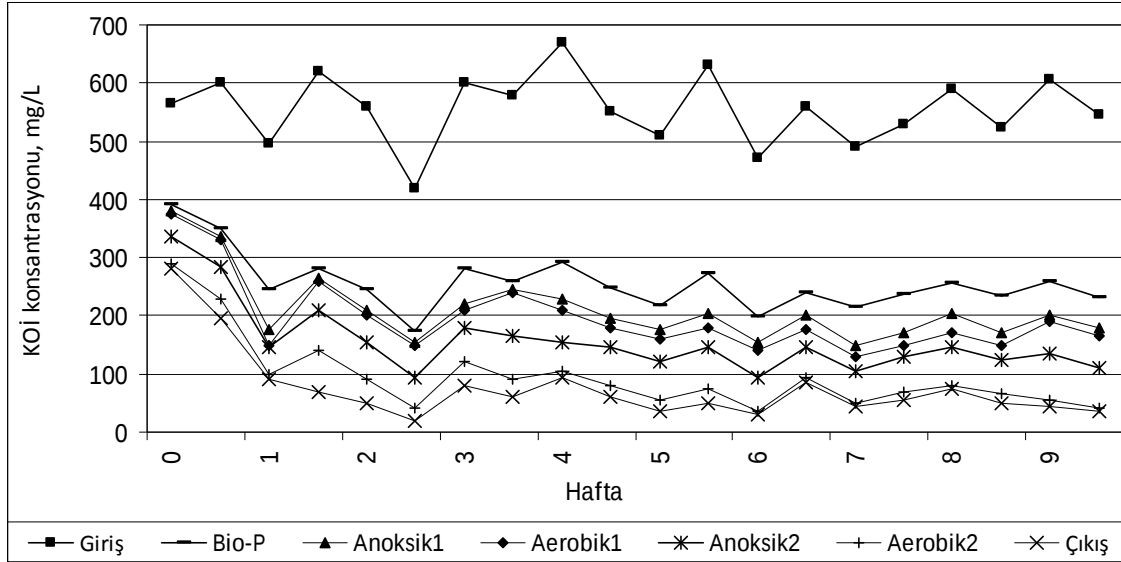
Pilot ölçekli reaktörün İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi şeklinde işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış KOİ konsantrasyonları ile elde edilen KOİ giderim verimi Şekil 4.25'te gösterilmiştir. Bu aşamada ortalama giriş KOİ konsantrasyonu 555 ± 60 mg/L olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış KOİ konsantrasyonu ise 75 ± 61 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu dönemde maksimum KOİ giderim verimi %95, minimum KOİ giderim verimi %50 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi $\%87 \pm 10$ olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.25 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimi

İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi'nin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.26'da gösterilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 için KOİ konsantrasyonları sırasıyla 255 ± 49 mg/L; 210 ± 59 mg/L; 195 ± 63 mg/L; 155 ± 60

mg/L; 95 ± 63 mg/L olarak belirlenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında kaskat beslemeli prosesin, yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nde olduğu gibi KOİ giderim verimi bakımından başarılı performans gösterdiği tespit edilmiştir.

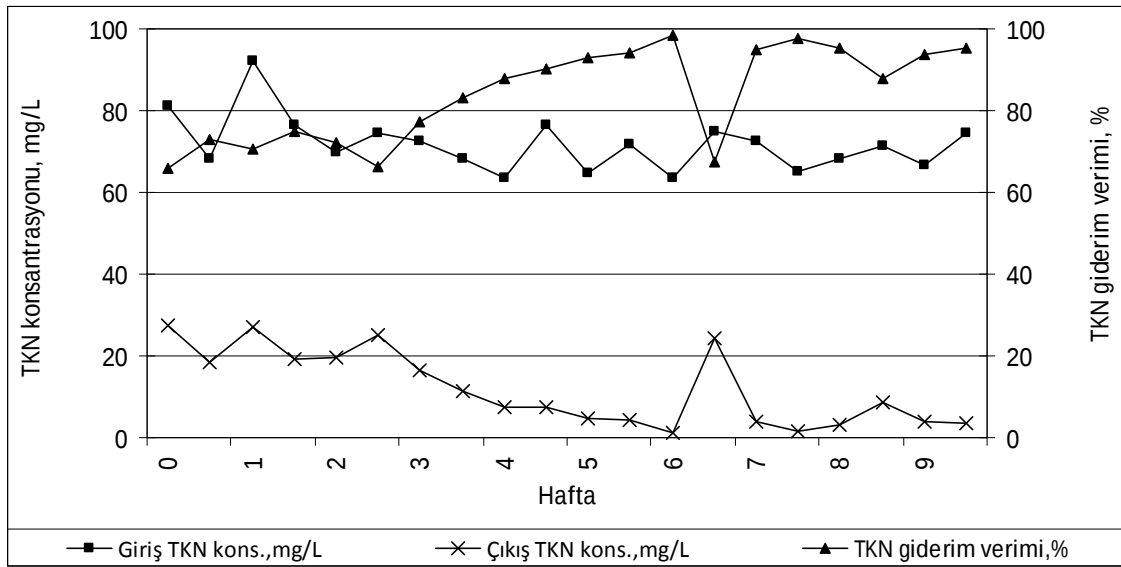


Şekil 4.26 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri KOİ konsantrasyonları

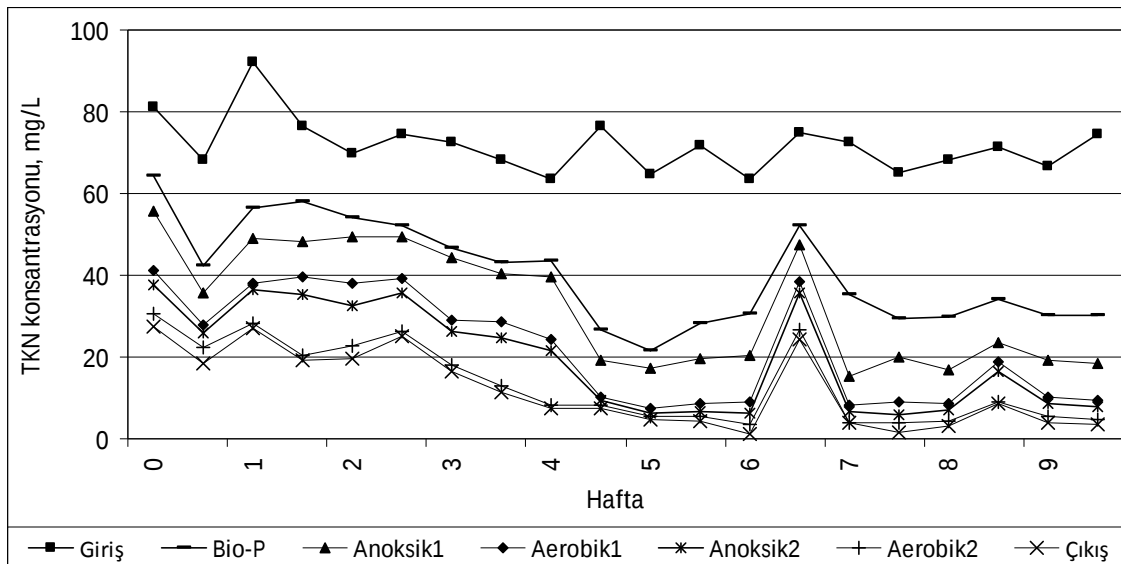
4.2.2 TKN Giderimi

Kaskat pilot ölçekli reaktörde giriş, çıkış TKN konsantrasyonları ile elde edilen TKN giderim verimi Şekil 4.27'de gösterilmiştir. Çalışma sürecinde giriş ortalama TKN konsantrasyonu 72 ± 7 mg/L olarak belirlenmiş olup, çıkış ortalama TKN konsantrasyonu ise 12 ± 9 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu dönemde maksimum TKN giderim verimi %98, minimum giderim verimi %66, ortalama giderim verimi $\%84 \pm 12$ olarak tespit edilmiştir.

Bu süreçte; giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen TKN konsantrasyonları Şekil 4.28'de gösterilmiştir. Şekilden görüleceği üzere bio-p, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 kademeleri için TKN konsantrasyonları sırasıyla 41 ± 13 mg/L; 33 ± 15 mg/L; 22 ± 14 mg/L; 20 ± 13 mg/L; 14 ± 10 mg/L olarak belirlenmiştir. TKN giderim veriminde 7. haftada meydana gelen düşüş tesisteki ekipman arızasından kaynaklanmış ve arıza hızlı bir şekilde giderilmiştir.



Şekil 4.27 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış TKN konsantrasyonları ile TKN giderim verimi

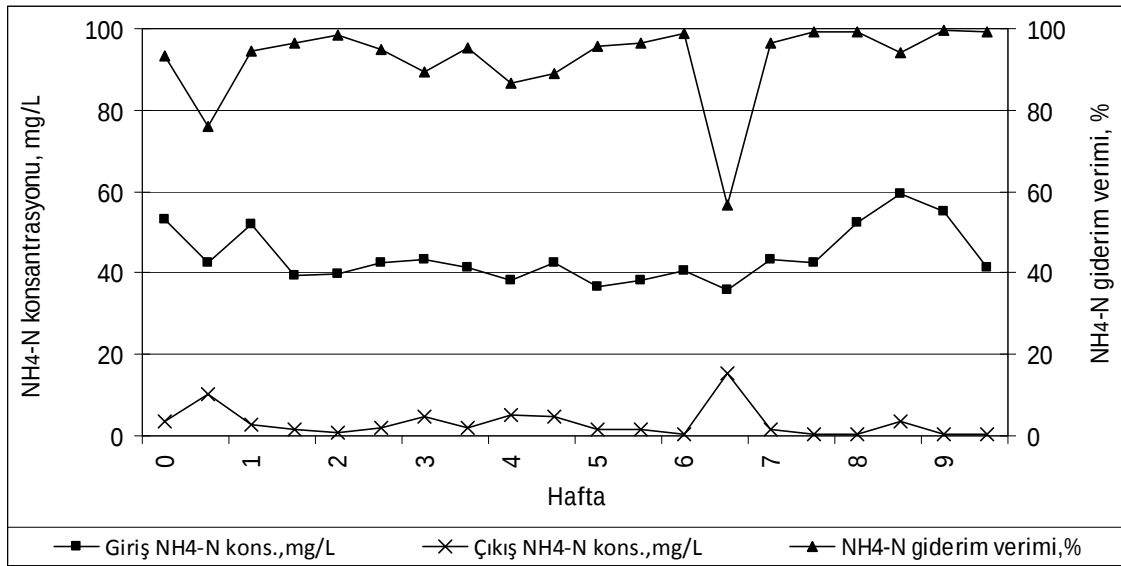


Şekil 4.28 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TKN konsantrasyonları

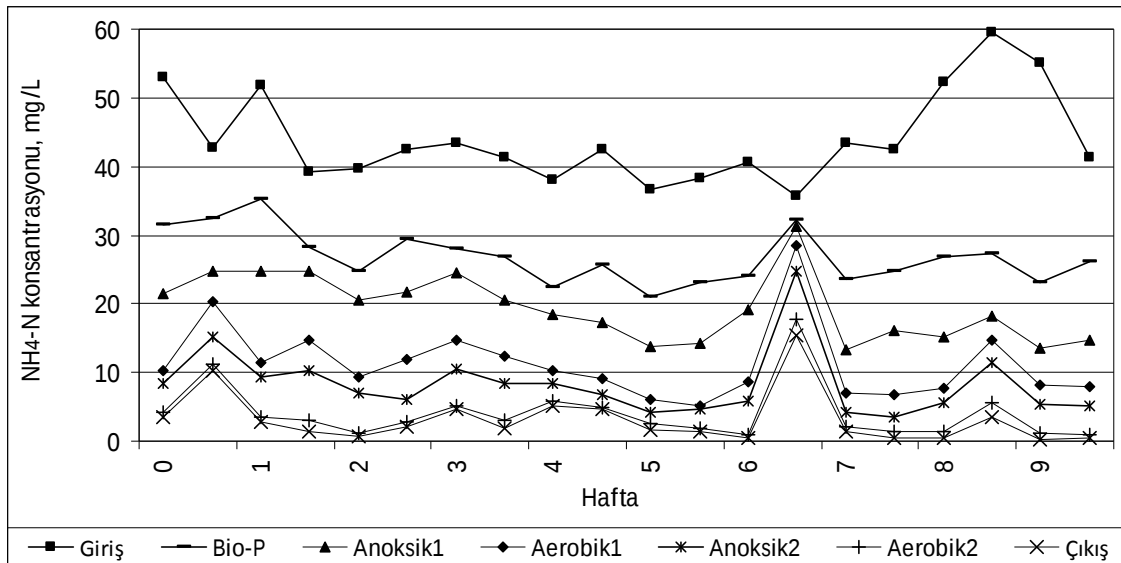
4.2.3 NH₄-N Giderimi

İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi'nin işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış NH₄-N konsantrasyonları ile elde edilen NH₄-N giderim verimi Şekil 4.29'da gösterilmiştir. Çalışma süresince ortalama giriş NH₄-N konsantrasyonu 44 ± 7 mg/L olarak belirlenmiş olup, çıkış ortalama NH₄-N konsantrasyonu ise 3 ± 4 mg/L

olarak tespit edilmiştir. Bu dönemde maksimum $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi %100, minimum giderim verimi %57, ortalama giderim verimi 93 ± 10 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.29 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları ile $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi



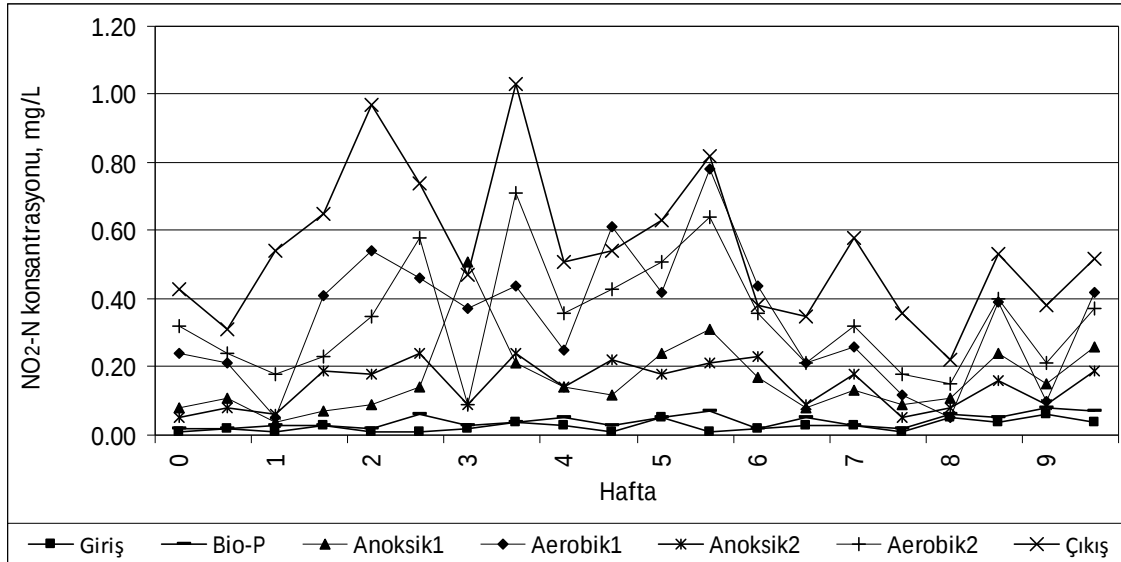
Şekil 4.30 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları

Pilot ölçekli kaskat prosesin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları Şekil 4.30'da gösterilmiştir. Çalışmanın bu periyodunda bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 kademeleri için

ortalama $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları sırasıyla 27 ± 4 mg/L; 19 ± 5 mg/L; 11 ± 6 mg/L; 8 ± 5 mg/L; 4 ± 4 mg/L olarak belirlenmiştir.

4.2.4 $\text{NO}_2\text{-N}$ Giderimi

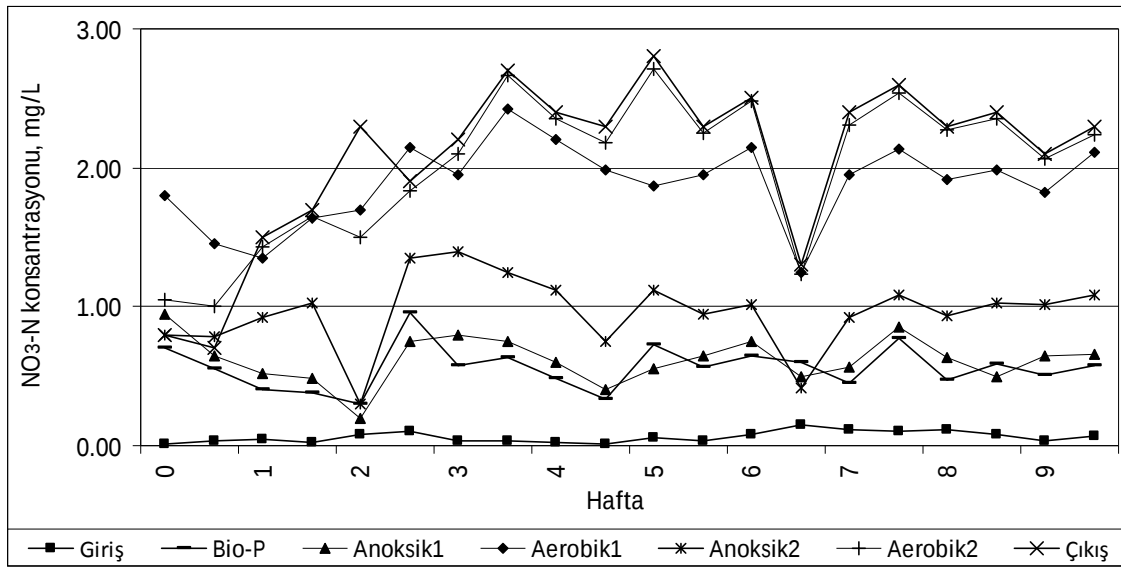
Çalışmada İki Kademeli Kaskat Nutrient Giderme Prosesi'nin ortalama giriş $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonu $0,03 \pm 0,02$ mg/L olarak belirlenmiştir. Giriş atıksuyu maksimum ve minimum $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları ise 0,06 mg/L ile 0,01 mg/L arasında değişim göstermiştir. Çıkış maksimum ve minimum $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları ise 1,03 mg/L ile 0,22 mg/L arasında değişim göstermiştir. Proseste giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış üniteleri için belirlenen $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları Şekil 4.31'de gösterilmiştir.



Şekil 4.31 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları

4.2.5 $\text{NO}_3\text{-N}$ Giderimi

Ortalama giriş $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu kademeli besleme sürecinde $0,06 \pm 0,04$ mg/L olarak belirlenmiştir. Giriş atıksuyu maksimum ve minimum $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları 0,15 mg/L ile 0,01 mg/L arasında değişim gösterirken çıkış maksimum ve minimum $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları ise 2,80 mg/L ile 0,70 mg/L arasında değişim göstermiştir. Bu aşamada giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinde belirlenen $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları Şekil 4.32'de gösterilmiştir.

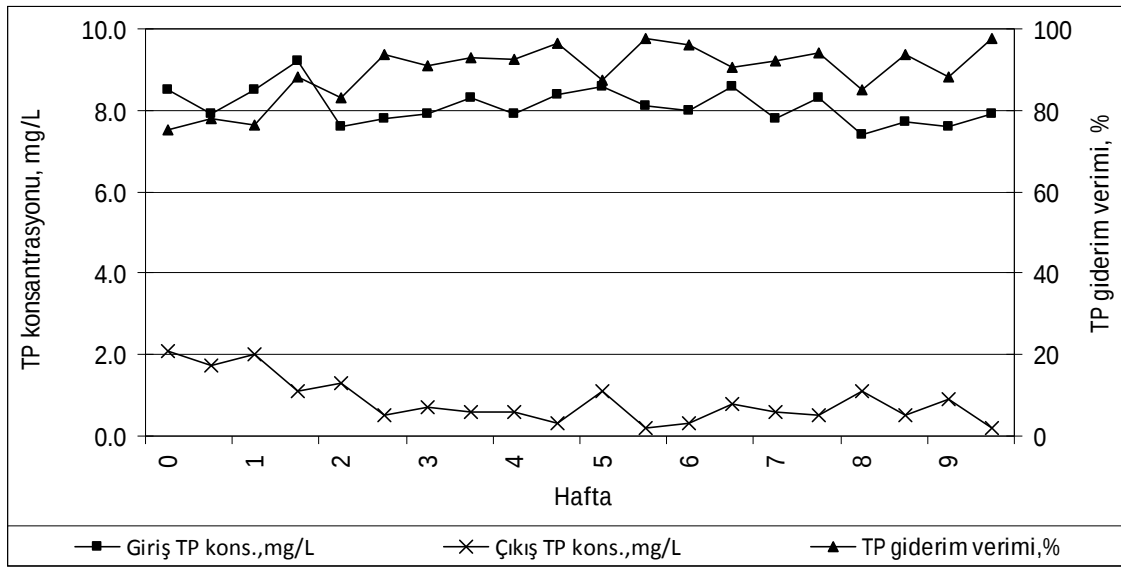


Şekil 4.32 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri NO₃-N konsantrasyonları

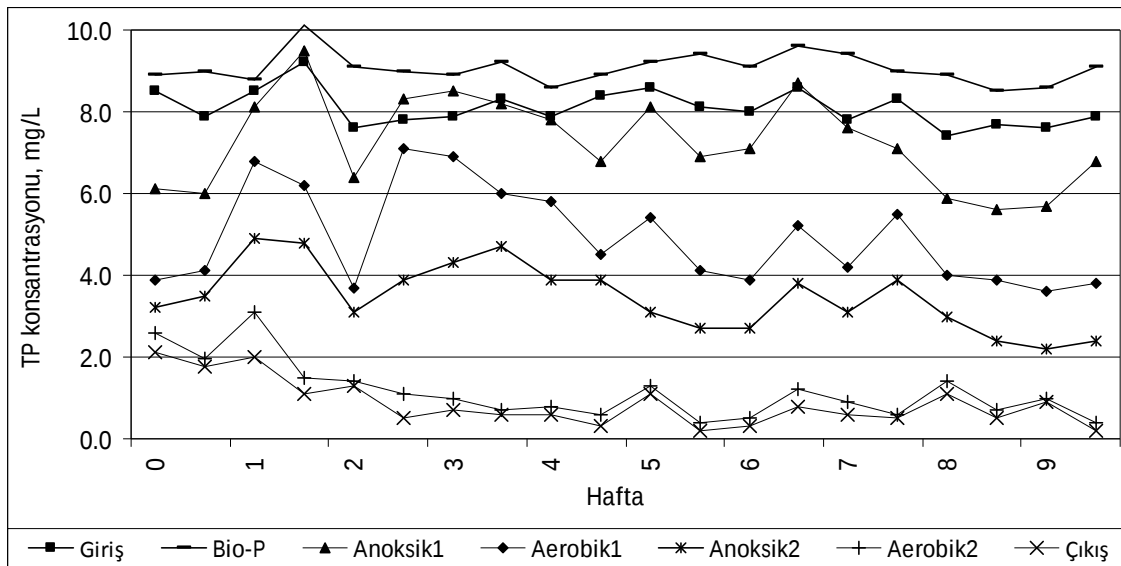
4.2.6 TP Giderimi

Pilot tesisin kaskat tip şeklinde işletilmesi sürecinde ortalama giriş TP konsantrasyonu $8,1 \pm 0,4$ mg/L iken ortalama çıkış TP konsantrasyonu ise $0,9 \pm 0,6$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Reaktörde çalışma boyunca elde edilen maksimum, minimum ve ortalama giderim verimleri ise sırasıyla %98, %75 ve 90 ± 7 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde belirlenen giriş ve çıkış TP konsantrasyonları ile reaktörde elde edilen TP giderim verimleri Şekil 4.33’de gösterilmiştir.

Tesisin giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numuneler ile gerçekleştirilen TP analiz sonuçları Şekil 4.34’de gösterilmiştir. Çalışmanın bu periyodu süresince bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 kademeleri için ortalama TP konsantrasyonları sırasıyla $9,1 \pm 0,4$ mg/L; $7,3 \pm 1,1$ mg/L; $4,9 \pm 1,2$ mg/L; $3,5 \pm 0,8$ mg/L; $1,2 \pm 0,7$ mg/L olarak belirlenmiştir.



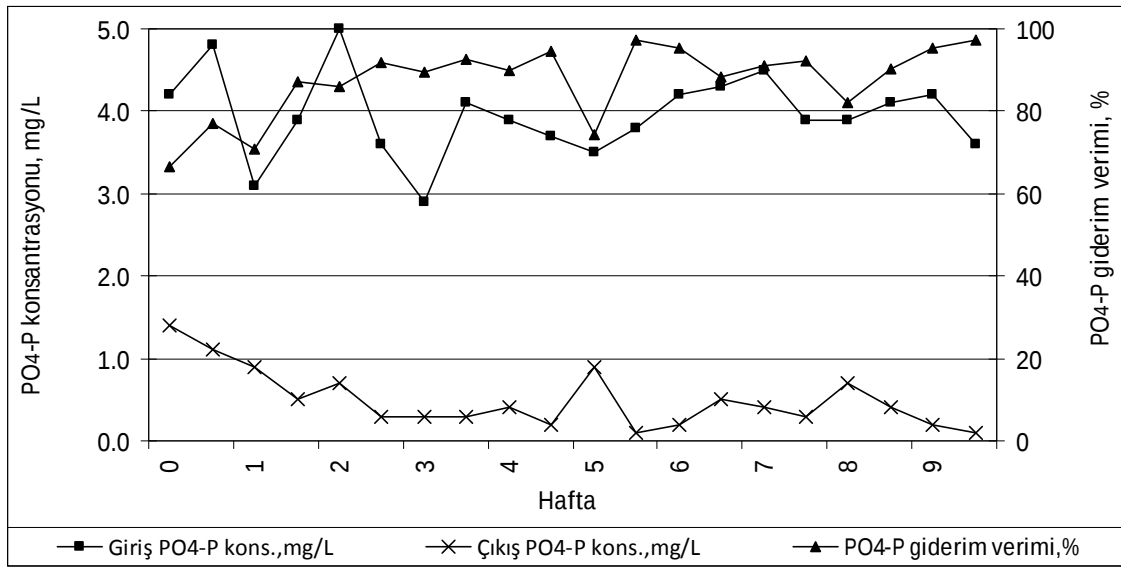
Şekil 4.33 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış TP konsantrasyonları ile TP giderim verimi



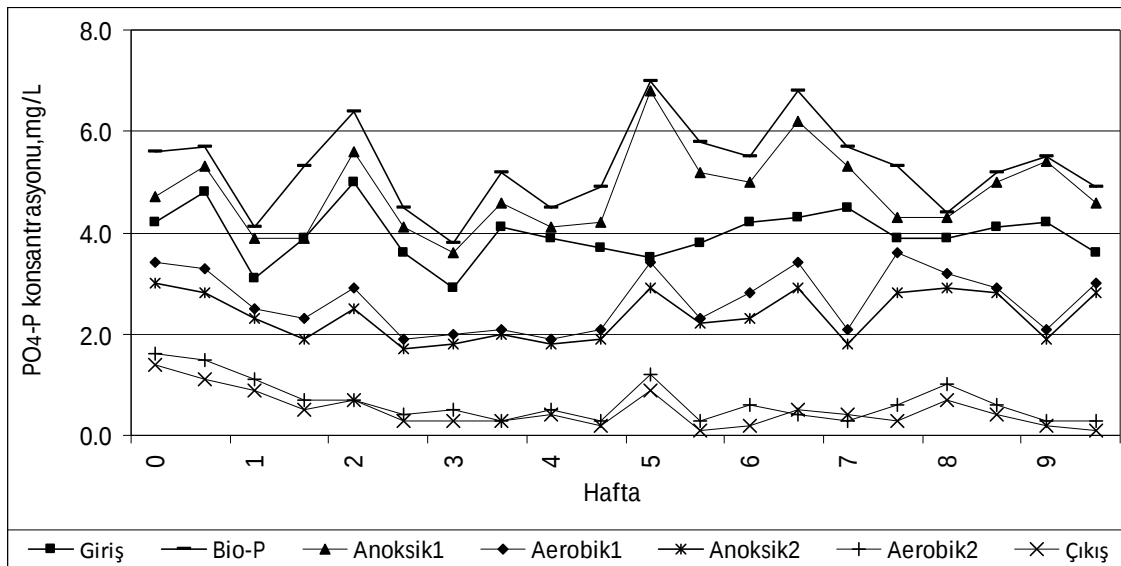
Şekil 4.34 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri TP konsantrasyonları

4.2.7 PO₄-P Giderimi

Kaskat tipli çalışmada ortalama giriş PO₄-P konsantrasyonu $4,0 \pm 0,5$ mg/L iken ortalama çıkış PO₄-P konsantrasyonu ise $0,5 \pm 0,4$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda reaktörde çalışma boyunca elde edilen maksimum, minimum ve ortalama giderim verimleri sırasıyla %97, %67 ve 88 ± 9 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde belirlenen giriş ve çıkış PO₄-P konsantrasyonları ile reaktörde elde edilen PO₄-P giderim verimleri Şekil 4.35'de gösterilmiştir.



Şekil 4.35 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış PO₄-P konsantrasyonları ile PO₄-P giderim verimi



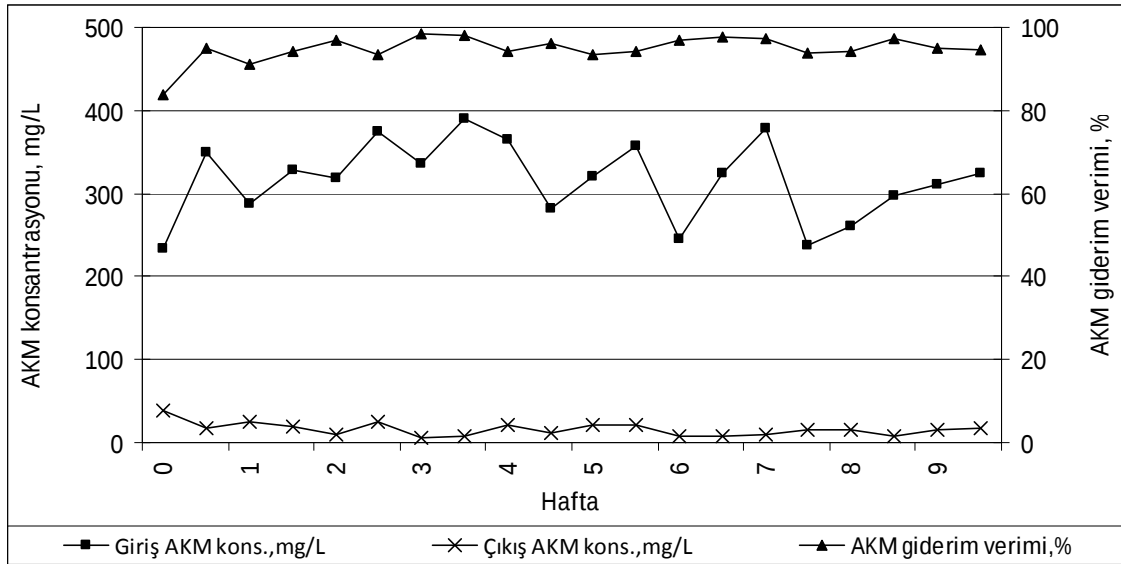
Şekil 4.36 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış kademeleri PO₄-P konsantrasyonları

Bu aşamada giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numuneler ile gerçekleştirilen PO₄-P analiz sonuçları Şekil 4.36'da gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi giriş, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 ve çıkış ünitelerinden alınan numunelerde elde edilen ortalama PO₄-P konsantrasyonları sırasıyla,

4,0±0,5mg/L; 5,3 ± 0,8 mg/L; 4,8 ± 0,8 mg/L; 2,7 ± 0,6 mg/L; 2,4 ± 0,5 mg/L; 0,7±0,4mg/L ve 0,5 ± 0,4 mg/L olarak tespit edilmiştir.

4.2.8 AKM Giderimi

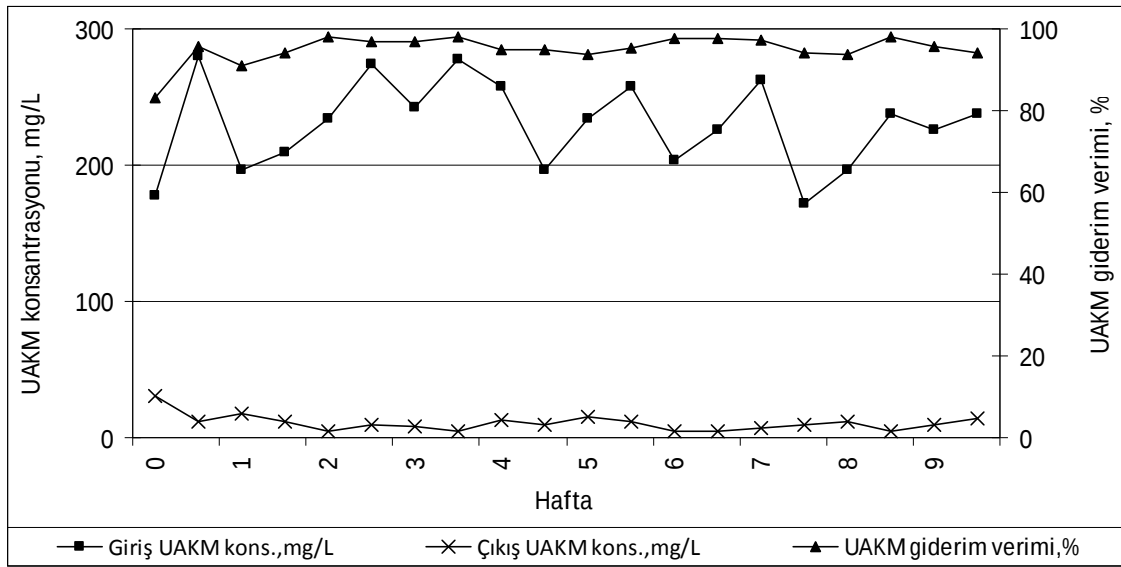
Çalışma süresince İki Kademeli Kaskat Beslemeli Tesis'te ortalama giriş AKM konsantrasyonu 316 ± 47 mg/L olarak belirlenmiştir. Buna ek olarak ortalama çıkış AKM konsantrasyonu ise 16 ± 8 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda maksimum, minimum ve ortalama AKM giderim verimleri sırasıyla %99, %84 ve %95 ± 3 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde elde edilen ortalama giriş ve çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimleri Şekil 4.37'de gösterilmiştir.



Şekil 4.37 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış AKM konsantrasyonları ile AKM giderim verimi

4.2.9 UAKM Giderimi

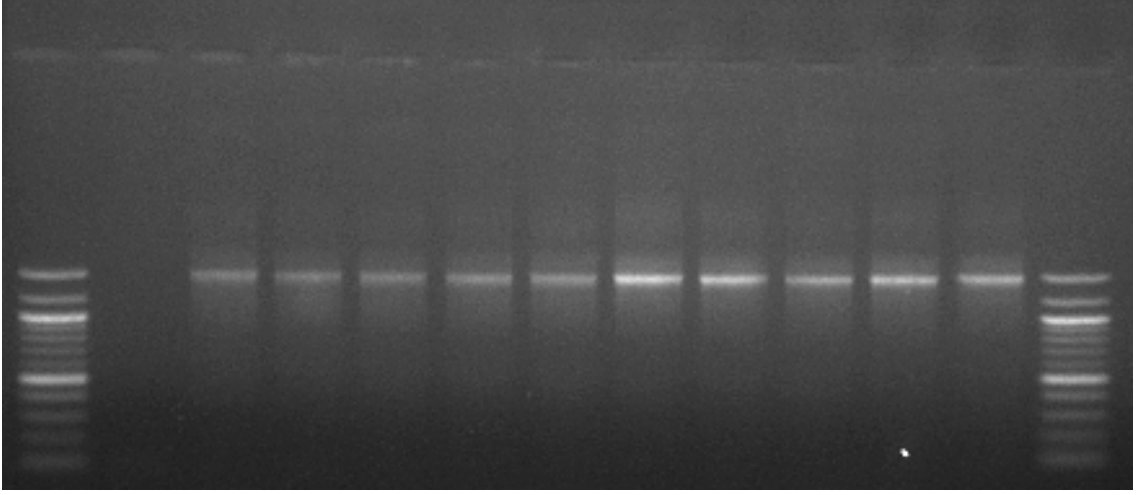
Kaskat besleme aşamasında ortalama giriş UAKM konsantrasyonu 230 ± 33 mg/L olarak belirlenmiştir. Buna ek olarak ortalama çıkış UAKM konsantrasyonu ise 11 ± 6 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu durumda maksimum, minimum ve ortalama UAKM giderim verimleri sırasıyla %98, %83 ve %95 ± 3 olarak tespit edilmiştir. Reaktörde elde edilen ortalama giriş ve çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimleri Şekil 4.38'de gösterilmiştir.



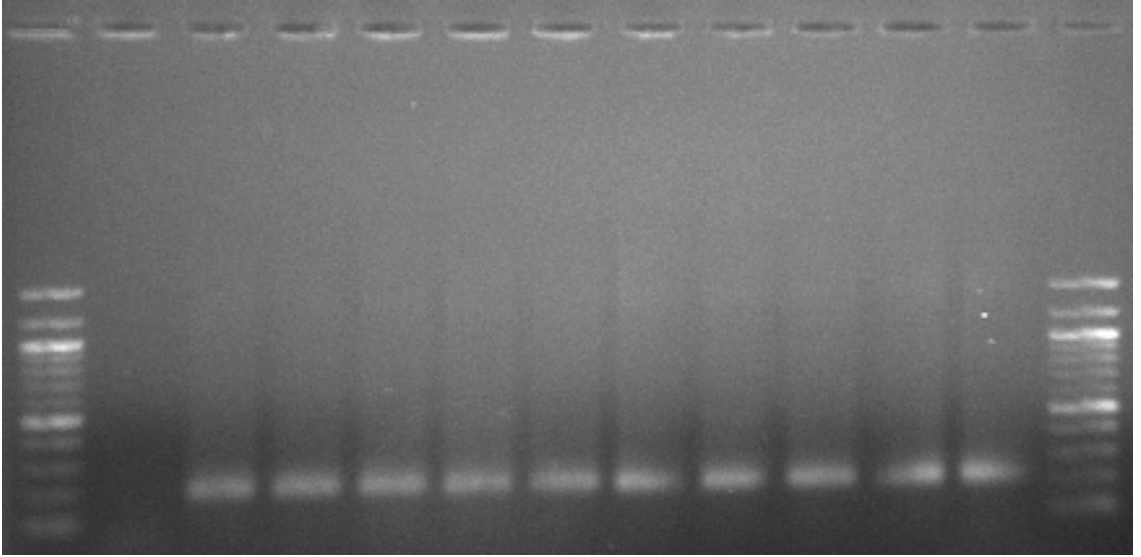
Şekil 4.38 Kaskat beslemeli pilot ölçekli reaktör giriş – çıkış UAKM konsantrasyonları ile UAKM giderim verimi

4.2.10 Mikrobiyal Tür Analizleri

Çalışmanın bu aşamasında pilot ölçekli İki Kademeli Kaskat Biyolojik nütrient giderme prosesi'nde rol oynayan mikroorganizma türlerini tespit etmek amacıyla yine PCR ve DGGE çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu aşamada yürütülen çalışmaya yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nden sonra başlanması sebebiyle, yalnızca kararlı hal için sonuçlar verilmiştir. Daha önceki aşamayla aynı şekilde pilot ölçekli prosesin biyolojik arıtım kademelerinin her birinden alınan numuneler öncelikle "Power soil DNA isolation kit" prosedürüne göre ekstrakte edilmiş ve daha sonra ekstraktlar üzerinde iki kademeli PCR (PCR1 ve PCR2) uygulanarak elde edilen ürünlere DGGE uygulaması yapılmıştır. PCR1 ve PCR2 işlemlerinden sonra gerçekleştirilen elektroforez1 (Şekil 4.39) ve elektroforez2 (Şekil 4.40) görüntülerinin her ikisinde de ilk ve son sütun ladder (6 µL) olarak yüklenmiştir. Ladder'dan sonraki sıralama çift tekrarlı olarak yine her iki görüntü içinde negatif, bio-P, denitrifikasyon1, nitrifikasyon1, denitrifikasyon2, nitrifikasyon2 sırasında uygulanmıştır.

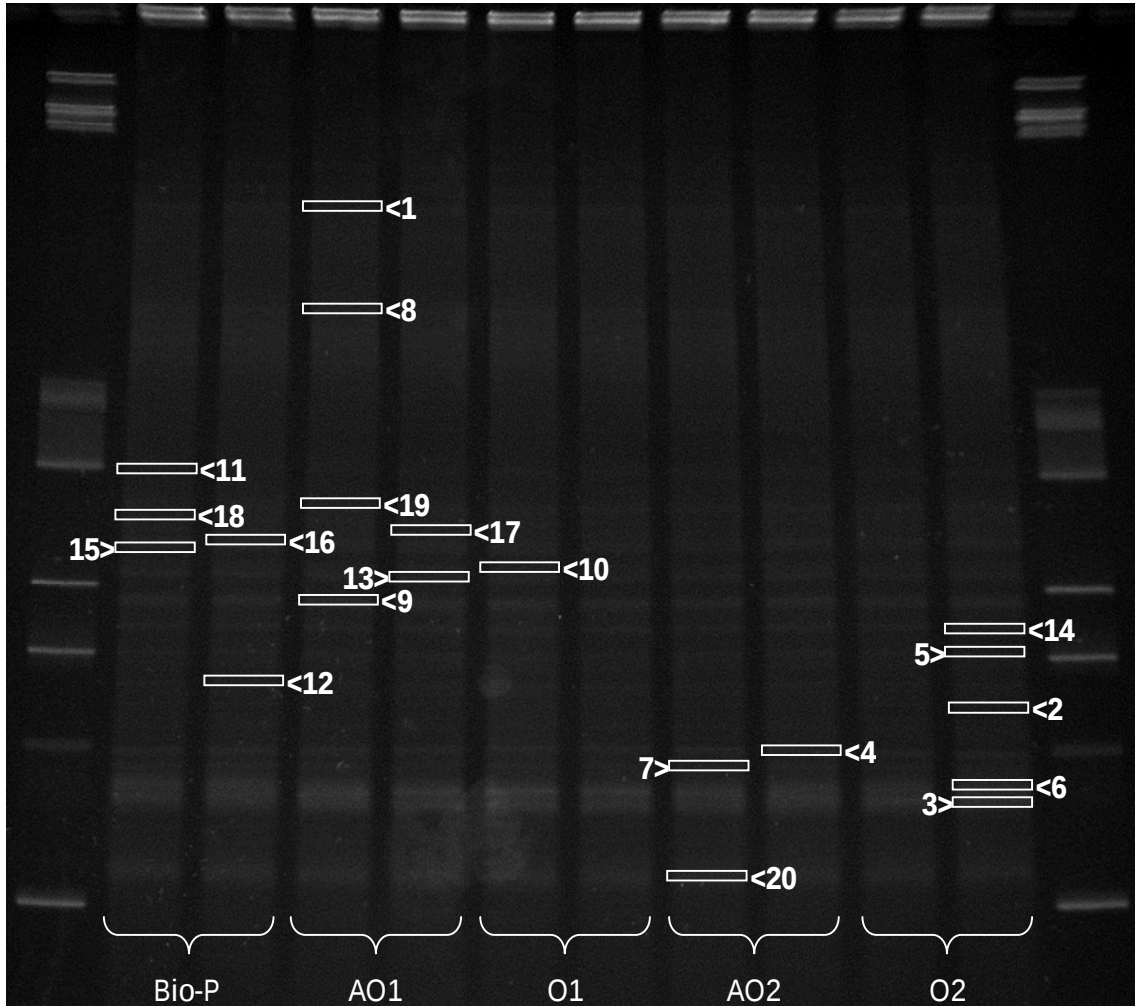


Şekil 4.39 Kaskat besleme için PCR1 kademesinden sonraki elektroforez1 görüntüsü

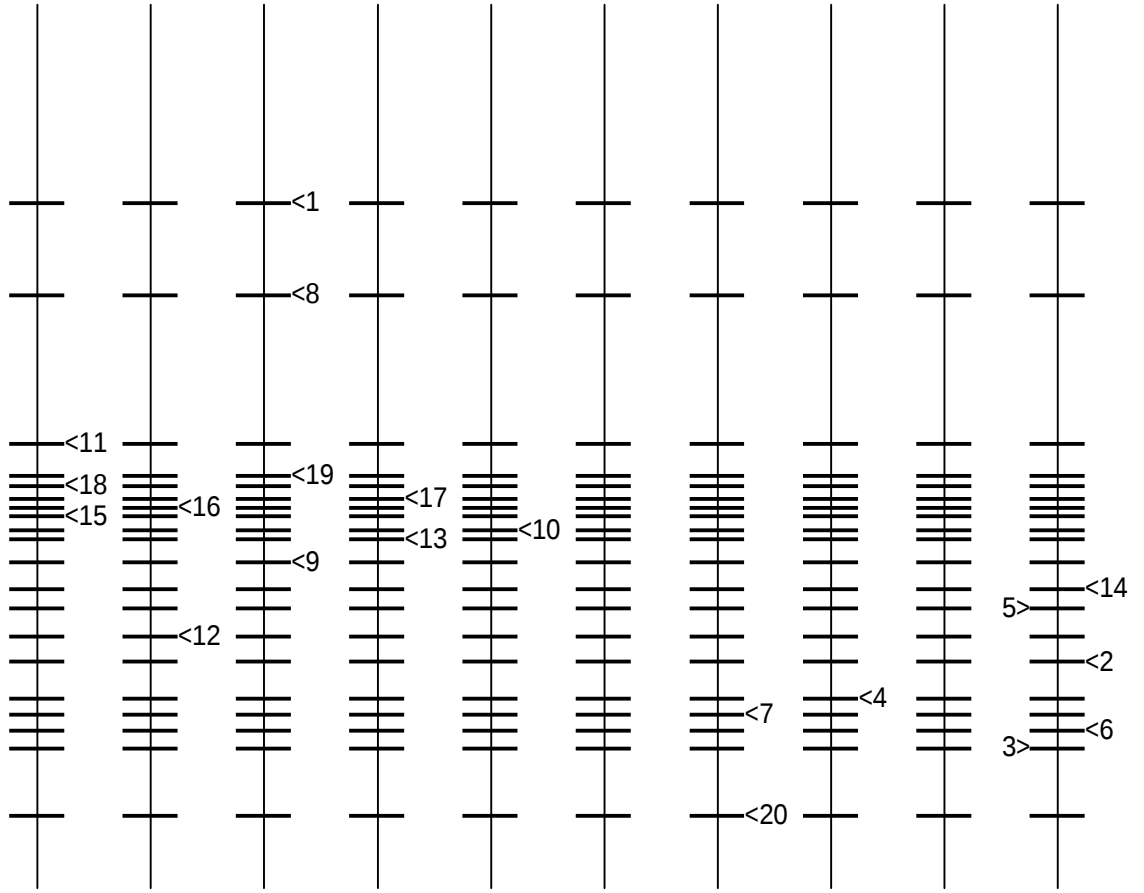


Şekil 4.40 Kaskat besleme için PCR2 kademesinden sonraki elektroforez2 görüntüsü

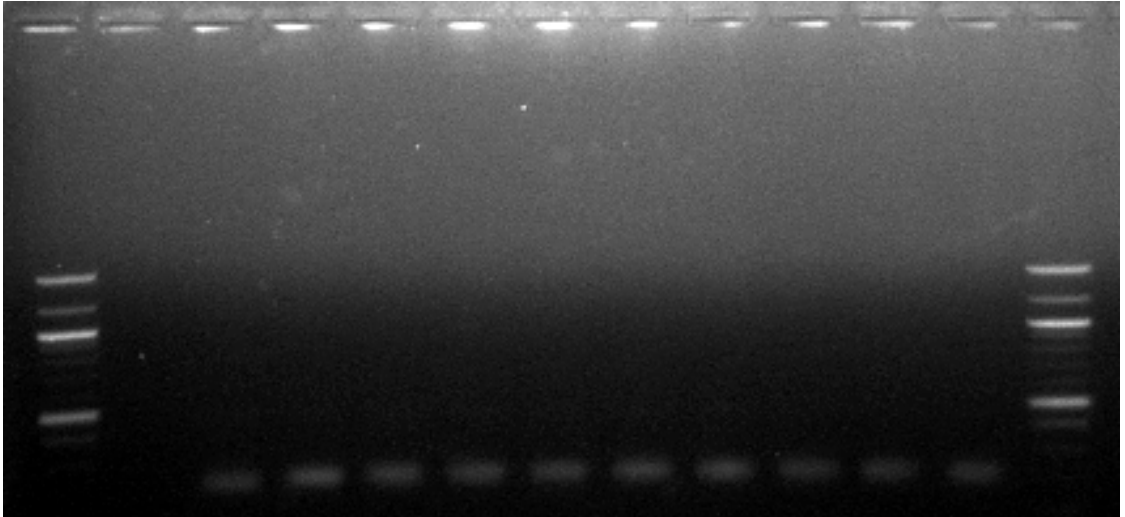
Bu aşamadan sonra çalışmada DGGE kademesine geçilmiş olup, DGGE işleminde 20 bant tespit edilmiş ve her biri tek tek kesilerek (Şekil 4.41 ve Şekil 4.42) PCR3 aşamasına geçilmiştir. PCR3 aşamasından sonra elektroforez3 aşamasına geçilmiş olup, bu aşamada elde edilen görüntüler Şekil 4.43 (1-10 bant) ve Şekil 4.44'de (11-20 arası bantlar) gösterilmiştir. Elektroforez3 aşamasından sonra agaroz jel kesilerek saflaştırma işlemi uygulanmış ve saflaştırma işleminden sonra elektroforez işlemi gerçekleştirilmiştir. Saflaştırma işlemi sonrasında elde edilen elektroforez görüntüleri Şekil 4.45 (1-10 arası bantlar) ve Şekil 4.46'da (11-20 arası bantlar) gösterilmiştir.



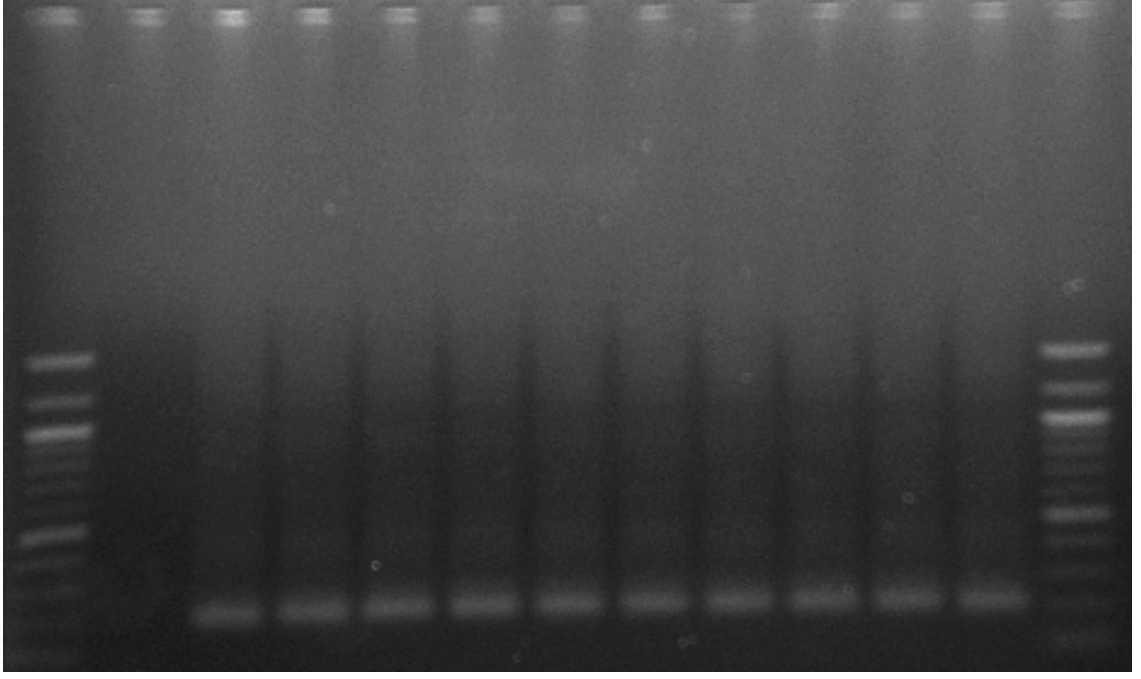
Şekil 4.41 Kaskat besleme için DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantlar



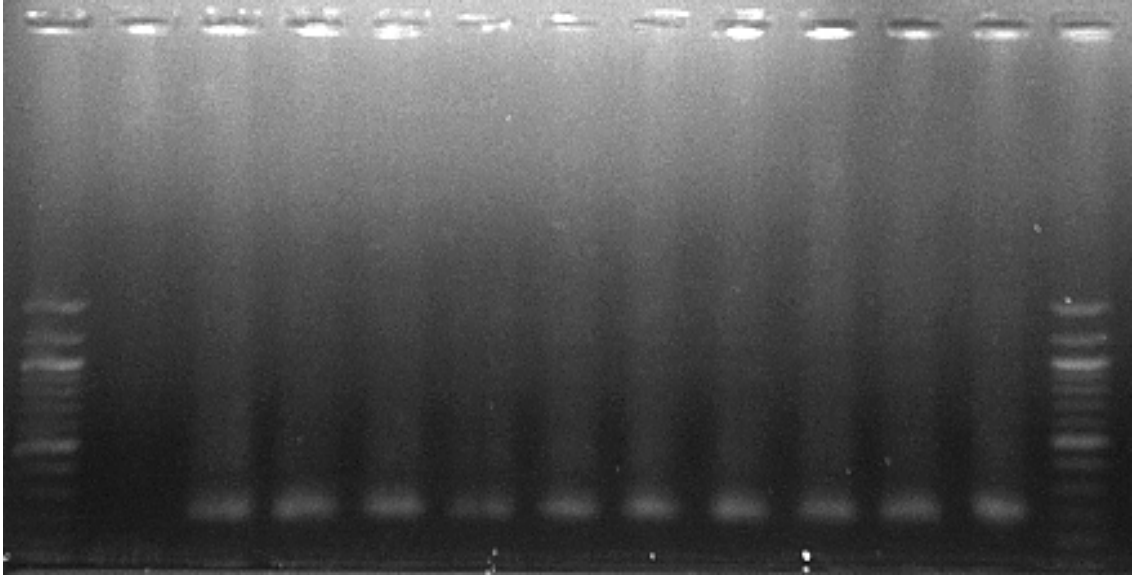
Şekil 4.42 Kaskat besleme için DGGE jel yürütmesi sonucunda kesilen bantların şematik gösterimi



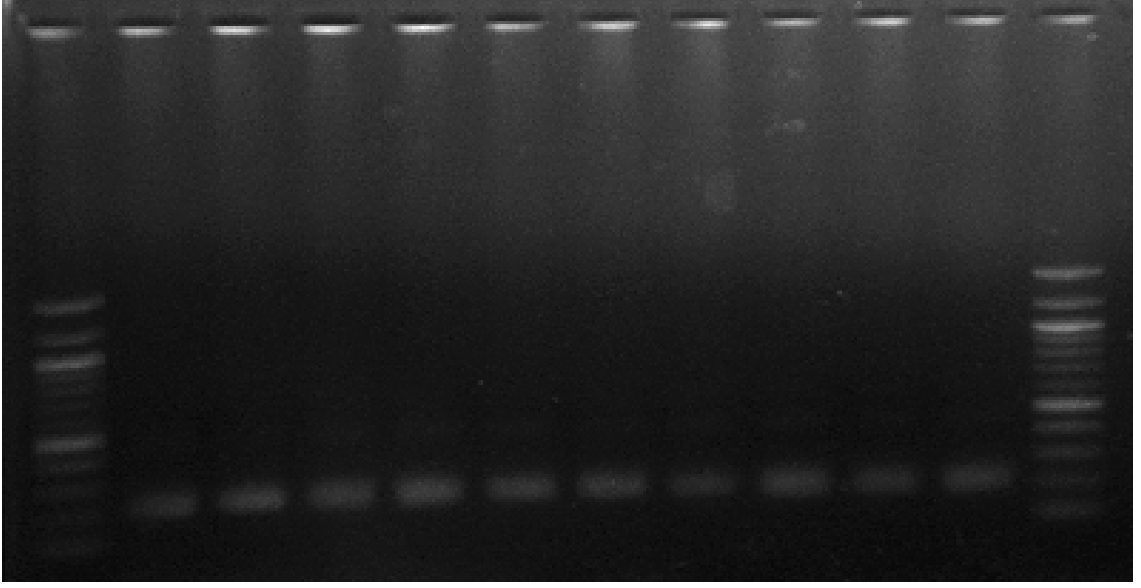
Şekil 4.43 Kaskat besleme için PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (1-10 arası bantlar)



Şekil 4.44 Kaskat besleme için PCR3 sonrası elektroforez görüntüsü (11-20 arası bantlar)



Şekil 4.45 Saflaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (1-10 arası bantlar)



Şekil 4.46 Safılaştırma sonrası elektroforez görüntüsü (11-20 arası bantlar)

Bu ürünler daha sonra analiz edilmek üzere özel bir laboratuvara gönderilmiştir. Laboratuvardan elde edilen analiz verileri, A-G-C-T dizin dosyaları biçiminde kopyalanarak, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/> internet sitesinde BLAST programında değerlendirmeye alınmış ve bu veri tabanında tanımlanmış mevcut türlerle olan muhtemel farklılıkları raporlanmıştır.

Dizi analizi neticesince kaskat beslemeli durum için BLAST programı ile belirlenen mikroorganizma türleri Çizelge 4.3'de verilmiştir. Belirlenen mikrobiyal türler için filogenik ağaç oluşturulmuş ve Şekil 4.47'de gösterilmiştir.

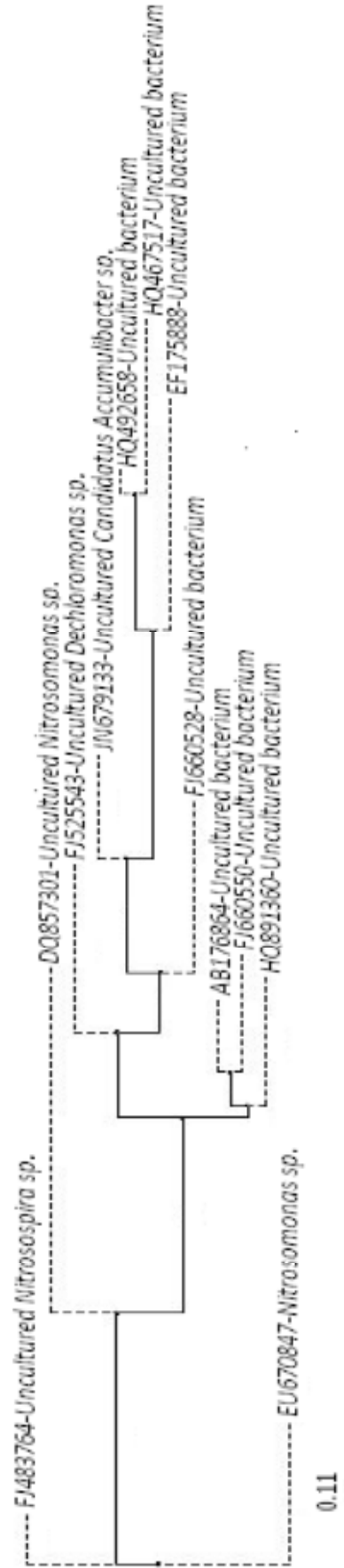
İki kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi'nden temin edilen numunelerle yapılan çalışmalarda tüm tanklarda aynı bakteri topluluğu görülmüştür. 1, 2 ve 3 numaralı bantlarda tespit edilen *Uncultured Nitrosomonas* sp. ve *Uncultured Nitrospira* sp. cinsleri, *Betaproteobacteria* grubunda bulunmakta olup evsel atıksu arıtma tesislerinde amonyum oksidasyonundan sorumlu cinsler olarak tespit edilmiştir [146], [190]. 4 numaralı bant ile tespit edilen *Uncultured Dechloromonas* sp., *Betaproteobacteria* grubunda bulunmakta olup evsel atıksu arıtma tesislerinde denitrifikasyondan sorumlu cins olarak bilinmektedir [13], [179]. İki kademeli Kaskat Biyolojik Nutrient Giderme Prosesi'nden alınan numunelerde 5 numaralı bantta tespit edilen *Uncultured Candidatus Accumolibacter* sp., *Betaproteobacteria* grubunda

bulunmakta olup evsel atıksu arıtma tesislerinde fosfor gideriminden sorumlu olan mikroorganizma türü olarak tanımlanmaktadır [191].

Çizelge 4.3 İki Kademeli Kaskat Proses için mikroorganizma türleri

Bant no	Gen Bankası Erişim no	Mikroorganizma adı	Organizma Grubu	Benzerlik	İzolasyon kaynağı	Kaynak
Nitrifikasyondan sorumlu mikroorganizma türleri						
1	DQ857301	Uncultured Nitrosomonas sp.	Betaproteobacteria	%100	AAT (KAÇ)	[190]
2	EU670847	Nitrosomonas sp.	Betaproteobacteria	%88	AAT (KAÇ)	[178]
3	FJ483764	Uncultured Nitrospira sp.	Betaproteobacteria	%86	AAT (EAÇ)	[146]
Denitrifikasyondan sorumlu mikroorganizma türleri						
4	FJ525543	Uncultured Dechloromonas sp.	Betaproteobacteria	%89	AAT (AOA)	[179]
Fosfor gideriminden sorumlu mikroorganizma türleri						
5	JN679133	Uncultured Candidatus Accumulibacter sp.	Betaproteobacteria	%87	MBR	[180]
Tanımlanmamış mikroorganizma türleri						
6	FJ660528	Uncultured bacterium	Bacteria	%100	AÇ (A ² O)	[169]
7	HQ492658	Uncultured bacterium	Bacteria	%92	AAT (KAÇ)	[178]
8	EF175888	Uncultured bacterium	Bacteria	%100	AAT (KAÇ)	[192]
9	AB176864	Uncultured bacterium	Bacteria	%100	AAT (A ² O)	[193]
10	HQ467517	Uncultured bacterium	Bacteria	%88	AAT (AOA)	[179]
11	FJ660550	Uncultured bacterium	Bacteria	%100	AÇ (A ² O)	[169]
12	HQ891360	Uncultured bacterium	Bacteria	%85	EA (BEAAP)	[182]

AAT: Atıksu arıtma tesisi; MBR: Membran biyoreaktör; EA: Evsel atıksu; AÇ: Aktif çamur; KAÇ: klasik aktif çamur; EAÇ: evsel aktif çamur; BEAAP: biyolojik evsel atıksu arıtma prosesi; A²O: anaerobik/anoksik/oksik



Şekil 4.47 İki Kademeli Kaskat Proses için filojenik ağaç görünümü

İki kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi'nden alınan numunelerde bulunan 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 numaralı bantlar ile tespit edilen bakteriler literatürde evsel atıksuların biyolojik olarak arıtıldığı aktif çamur proseslerinde tespit edilmiş olup tanımlanmamış bakterilerdir [44], [169], [178], [182], [184], [192], [193]. 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 numaralı bantların türü tespit edilememiştir.

4.3 Proseslerin Literatür ile Karşılaştırılması

Her iki proses için elde edilen veriler ile literatür çalışmalarının karşılaştırılması Çizelge 4.4'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.4 Tez çalışması ile literatür verilerinin karşılaştırılması

Referans	Reaktör tipi	Reaktör hacmi	Atıksu tipi	HBS, sa	Giderim verimi, %					
					KOİ	TN	NH ₄ -N	TP	PO ₄ -P	AKM
Tez (A)	Modifiye 5-Kademeli Bardenpho	8,6 m ³	Evsel	16	87	82	93	89	88	94
Tez (B)	2 Kademeli Kaskat	8,6 m ³	Evsel	16	87	80	93	90	88	95
[8]	5-Kademeli BNR	16,2 m ³	Evsel	7,5	87,0	79,0		87,0		
[137]	VSMBR	1333 L	Evsel	8	96,0	74,0	-	78,0	-	100,0
[135]	Modifiye A ² O	1871 m ³	Evsel	25,99	86,6	73,6	98,0	89,8	-	50,4
[106]	Kaskat BNR	340 L	Evsel	8	81,9	-	85,3	-	63,6	-
[143]	BNR	1,7 m ³	Evsel	6	89,0	76,0	-	95,0	-	-
[142]	5-Kademeli BNR	16,2 m ³	Evsel	7,5	87,0	79,0	88,0	-	87,0	90,0
[131]	AKR	68 L	Sentetik	12	94,0	86,0	-	-	65,0	-
[138]	AOA	43 L	Sentetik	8	-	70,3	93,0	-	87,3	-

VSMBR – Dikey batık membran biyoreaktör

BNR – Biyolojik nütrient giderimi

AOA – anaerobik/aerobik/anoksik

AKR – Ardışık kesikli reaktör

A²O - anaerobik /anoksik/aerobik

Gerek yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin gerekse İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi'nin giderim verimleri literatürde belediye atıksularından organik madde ve nütrient giderimi açısından elde edilen verilere göre oldukça tatmin edici bulunmuştur. Ayrıca her iki proses içinde arıtmadan sorumlu olarak belirlenen bakteri cins ve türlerinin (*Uncultured Nitrosomonas* sp., *Uncultured Nitrosospira* sp., *Nitrosomonas europaea*, *Uncultured Dechloromonas* sp., *Uncultured Candidatus Accumulibacter* sp., *Uncultured Bacteroidetes bacterium*, *Uncultured Firmicutes*) çalışmanın literatür kısmı ile uyumlu olduğu tespit edilmiştir.

BÖLÜM 5

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Tez çalışması kapsamında İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Sahası'nda bulunan 10 m³/gün debili pilot ölçekli reaktör (8,6 m³) kullanılmış olup; reaktör sırasıyla, ızgara, ön çöktürme, dağıtım yapısı, bio-P (anaerobik), denitrifikasyon1 (anoksik), nitrifikasyon1 (aerobik), denitrifikasyon2 (anoksik), nitrifikasyon2 (aerobik), son çöktürme tanklarından meydana gelmekte ve biyolojik arıtım üniteleri beş kademedен oluşmaktadır. Tez kapsamında Klasik Beş Kademeli Bardenpho Prosesi geliştirilerek, denitrifikasyon2 ve nitrifikasyon2 tankları arasına da iç sirkülasyon hattı eklenmiş ve ikinci nitrifikasyon tank hacmi büyütülerek ilk nitrifikasyon tank hacmi ile eşit olarak uygulanmıştır. Bu şekilde proseste ikinci aerobik tankın da arıtmada etkin olması ve daha iyi amonyak gideriminin gerçekleşmesi planlanmıştır. Bu farklılıklarından dolayı yeni geliştirilen proses Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi olarak adlandırılmıştır.

Tezin ilk aşamasında, yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi pilot ölçekli olarak işletilmiştir. Tezin ikinci aşamasında, pilot ölçekli tesis, İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi olarak işletilmiş olup; giriş debisi, bio-P (anaerobik - 5m³/gün) ve denitrifikasyon2 (anoksik - 5m³/gün) tanklarına eşit olarak dağıtılmıştır. Her iki aşamada da giriş, çıkış ve biyolojik arıtma kademelerinin her birinden numuneler alınarak proses performansı KOİ, TKN, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM parametreleri açısından değerlendirilmiştir.

İki pilot ölçekli biyolojik arıtma prosesinin işletilmesine ek olarak yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi için hem işletmeye alma hem de kararlı hal

durumları için, İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi'nde ise kararlı hal aşaması için mikrobiyal tür analizleri gerçekleştirilmiştir.

Tez kapsamında yapılan çalışmalar neticesinde elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- Yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nde kararlı hale ulaştıktan sonra KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM parametreleri için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %87 ± 5; %86 ± 12; %93 ± 14 ; %89 ± 9; %88 ± 8; %94 ± 4 ve %94 ± 4 olarak tespit edilmiştir.
- İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi'nde KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM ve UAKM için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %87 ± 10; %84 ± 12; %93 ± 10; %90 ± 7; %88 ± 9; %95 ± 3 ve %95 ± 3 olarak belirlenmiştir.
- Yapılan PCR – DGGE ve dizi analizleri neticesinde yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin işletmeye alma aşamasında amonyum oksidasyonunda rol alan mikroorganizmalar *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosomonas* sp. ve *Uncultured Nitrosospira* sp. olarak tespit edilmiştir. Proses kararlı duruma ulaştıktan sonraki tür tayini çalışmalarında amonyak oksitleyen tür sayısının ve buna bağlı olarak amonyak gideriminin de arttığı tespit edilmiştir. İşletmeye alma aşamasında tespit edilen *Uncultured Bacteroidetes bacterium* evsel atıksu arıtma tesislerinde çamur kabarmasına sebep olan önemli filamentli mikroorganizmalardan olup, bu cinse kararlı hal durumunda rastlanmamıştır. Proseste belirlenen *Uncultured Candidatus Accumulibacter* sp., evsel atıksu arıtma tesislerinde fosfor gideriminden sorumlu olan mikroorganizma türü olup, hem işletmeye alma hem de kararlı hal durumları için gözlenmiştir. *Uncultured Dechloromonas* sp. ve *Uncultured Firmicutes* denitrifikasyondan sorumlu cinsler olarak sistemde belirlenmiştir. Diğer taraftan hem işletmeye alma hem de kararlı hal durumlarında tespit edilen *Uncultured bacterium* türleri ise literatürde evsel atıksuların biyolojik olarak arıtıldığı aktif çamur proseslerinde rastlanan mikroorganizmalar olarak ifade edilmekte olup henüz tanımlanmamış türlerdir.
- İki kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi'nden alınan numunelerle yapılan PCR – DGGE ve dizi analizi çalışmalarında; amonyum oksidasyonundan

sorumlu cinsler olarak *Uncultured Nitrosomonas* sp. ve *Uncultured Nitrosospira* sp., denitrifikasyon sorumlu cins olarak *Uncultured Dechloromonas* sp., fosfor gideriminden sorumlu tür olarak *Uncultured Candidatus Accumulibacter* sp. ve gen bankasında tanımlanmamış (*Uncultured bacterium*) fakat evsel atıksu arıtan biyolojik proseslerde sıklıkla rastlanan bakteri cinsleri tespit edilmiştir.

- İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne gelen evsel atıksu literatür çalışmalarında verilen atıksu karakterizasyonu ile karşılaştırıldığında kuvvetli atıksu sınıfına girmektedir. Çalışma neticesinde Klasik Beş Kademeli Bardenpho Prosesi'nin modifiye edilmesiyle yeni geliştirilen prosesin, kuvvetli karakterli evsel atıksuların arıtılması için tatmin edici performansa sahip olduğu için bu tip atıksuların arıtımında her iki prosesinde (yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi ve İki Kademeli Kaskat Biyolojik Nütrient Giderme Prosesi) verimli bir şekilde uygulanabileceği görülmüştür.

İleriki çalışmalarda farklı arıtma prosesleri uygulanarak, yeni geliştirilen Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesi ile giderim verimleri karşılaştırılmalı ve değerlendirilmelidir.

Her iki proseste de tespit edilen *Uncultured bacterium* türleri, ilgili bilim dalları tarafından uygun analiz metotları kullanılmak suretiyle kesin olarak belirlenmeli, böylece arıtmadan sorumlu türler net olarak ortaya konmalı ve literatüre katkı sağlanmalıdır.

KAYNAKLAR

- [1] Kassab, G., Halalsheh, M., Klapwijk, A., Fayyad, M. ve Lier, J.B., (2010). "Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater – A review", *Bioresource Technology* 101: 3299–3310.
- [2] Debik, E. ve Manav, N., (2010). "Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater", *Bioprocess Biosyst. Eng.*, 33: 533-540.
- [3] Chen, Y., Peng, C., Wang, J., Ye, L., Zhang, L. ve Peng, Y., (2011). "Effect of nitrate recycling ratio on simultaneous biological nutrient removal in a novel anaerobic/anoxic/oxic (A²/O)-biological aerated filter (BAF) system", *Bioresource Technology*, 102: 5722-5727.
- [4] Peng, Y. ve Ge, S., (2011). "Enhanced nutrient removal in three types of step feeding process from municipal wastewater", *Bioresource Technology*, 102(11): 6405-6413.
- [5] Vaiopoulou, E., Melidis, P. ve Aivasidis, A., (2007). "An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon, nitrogen and phosphorus", *Desalination*, 211: 192-199.
- [6] Wang, W., Wang, S., Peng, Y., Zhang, S. ve Yin, F., (2009a). "Enhanced biological nutrients removal in modified step-feed anaerobic/anoxic/oxic process", *Biotechnology and Bioengineering, Chinese Journal of Chemical Engineering*, 17(5): 840-848.
- [7] Banu, J.R., Uan, D.K. ve Yeom, I.T., (2009). "Nutrient removal in an A2O-MBR reactor with sludge reduction", *Bioresource Technology*, 100: 3820-3824.
- [8] Park, J.B., Lee, H.W., Lee, S.Y., Lee, J.O., Bang, I.S., Choi, E.S., Park, D.H. ve Park, Y.K., (2002). "Microbial Community Analysis of 5-stage biological nutrient removal process with step feed system", *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 12(6): 929-935.
- [9] Mulkerrins, D., Dobson, A.D.W. ve Colleran, E., (2004). "Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters", *Environment International*, 30: 249-259.
- [10] Sarkar, U., Dasgupta, D., Bhattacharya, T., Pal, S. ve Chakroborty, T., (2010). "Dynamic simulation of activated sludge based wastewater treatment

processes: Case studies with Titagarh Sewage Treatment Plant, India”, Desalination, 252(1-3): 120-126.

- [11] http://www.rewistanbul.com/pe_sunumlar/sehnaz%20ozdemir%20tr%20-%2019%20Haziran%202008%20-15.00-15.30%20-%202.Oturum.doc
- [12] Türkiye İstatistik Kurumu, Belediye Atıksu İstatistikleri, <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=45>, 29 Haziran 2005.
- [13] Ding, L., Zhou, Q., Wang, L. ve Zhang, Q., (2011). “Dynamics of bacterial community structure in a fullscale wastewater treatment plant with anoxic-oxic configuration using 16S rDNA PCR-DGGE fingerprints”, African Journal of Biotechnology, 10 (4): 589-600.
- [14] Wang, L., Huang, L.J., Yun, L.J., Tang, F., Zhao, J.H., Liu, Y.Q., Zeng, X. ve Luo, Q.F., (2008). “Removal of nitrogen, phosphorus, and organic pollutants from water using seeding type immobilized microorganisms”, Biomedical and Environmental Sciences, 21: 150-156.
- [15] Manav, N., (2006). Ardışık Kesikli Reaktör ile Evsel Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [16] Chan, S.Y., Tsang, Y.F., Cui, L.H. ve Chua, H., (2008). “Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal”, Process Biochemistry, 43: 297-305.
- [17] Sekaran, G., Ramani, K., Kumar, A.G., Ravindran, B., Kennedy, L.J. ve Gnanamani, A., (2007). “Oxidative destabilization of dissolved organics and E. coli in domestic wastewater through immobilized cell reactor system”, Journal of Environmental Management, 84(2): 123-133.
- [18] Ellouze, M., Saddoud, A., Dhouib, A. ve Sayadi, S., (2009). “Assessment of the impact of excessive chemical additions to municipal wastewaters and comparison of three Technologies in the removal performance of pathogens and toxicity”, Microbiological Research, 164: 138-148.
- [19] Kadam, A.M., Oza, G.H., Nemade, P.D. ve Shankar, H.S., (2008). “Pathogen removal from municipal wastewater in Constructed Soil Filter”, Ecological Engineering, 33: 37-44.
- [20] Zeng, W., Zhang, Y, Li, L., Peng, Y. ve Wang, S., (2009). “Control and optimization of nitrifying communities for nitrification from domestic wastewater at room temperatures”, Enzyme and Microbial Technology, 45: 226-232.
- [21] Oehmen, A., Lemos, P.C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L.L. ve Reis, M.A.M., (2007). “Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale”, Water Research, 41: 2271-2300.
- [22] Kim, J.K., Park, K.J., Cho, K.S., Nam, S.W., Park, T.J. ve Bajpai, R., (2005). “Aerobic nitrification–denitrification by heterotrophic Bacillus strains”, Bioresource Technology, 96: 1897-1906.

- [23] Zhang, B., Sun, B., Ji, M. ve Liu, H., (2009). "Population dynamic succession and quantification of ammonia-oxidizing bacteria in a membrane bioreactor treating municipal wastewater", *Journal of Hazardous Materials*, 165: 796–803.
- [24] Siripong, S. ve Rittmann, B.E., (2007). "Diversity Study of Nitrifying Bacteria in Full-Scale Municipal Wastewater Treatment Plants", *Water Research*, 41: 1110-1120.
- [25] Metcalf ve Eddy, (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Fourth Edition, Tata McGraw-Hill Publishing Co., New Delhi.
- [26] Çokgör, E.U., Sözen, S., Orhon, D. ve Henze, M.. (1998), "Respirometric Analysis of Activated Sludge Behaviour-I. Assessment of the Readily Biodegradable Substrate", *Water Research*, 32(2):461-475.
- [27] Debik, E., (1999). *Evsel Atıksuların Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirliğinin Tam Ölçekli Bir Tesiste Araştırılması*, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [28] Erdoğan, A.O., Zengin, G.E. ve Orhon, D., (2005). "Türkiye’de evsel atıksu oluşum miktarları ve karakterizasyonu", *İTÜ Dergisi*, 15(1-3): 57-69.
- [29] Kocadagistan, E. ve Topcu, N., (2007). "Treatment investigation of the Erzurum City municipal wastewaters with anaerobic membrane bioreactors", *Desalination*, 216(1-3): 367-376.
- [30] Korkusuz, E.A., Beklioğlu, M. ve Demirer, G.N., (2005). "Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey", *Ecological Engineering*, 24(3): 187-200.
- [31] Tunçal, T., (2008). *Management of phosphorus removal in municipal wastewater treatment plants*, Ph.D. Thesis, Dokuz Eylül University Graduate School of Natural and Applied Sciences, İzmir.
- [32] Arslan, A. ve Ayberk, S., (2005). "İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Atıklarının Konvansiyonel Karakterizasyonu ve Değerlendirilmesi", *Ekoloji*, 14(54): 7-12.
- [33] Azman, H.E., (2005). *Evsel atıksuların arıtılmasında arıtma verimi – enerji ilişkisinin incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen bilimleri Enstitüsü, Adana.
- [34] Usharani, K. ve Lakshmanaperumalsamy, P., (2010). "Bio-treatment of phosphate from synthetic wastewater using *Pseudomonas* sp YLW-7", *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, 14(2): 75-80.
- [35] Sommariva, C., Converti, A. ve Del Borghi, M., (1996). "Increase in phosphate removal from wastewater by alternating aerobic and anaerobic conditions", *Desalination*, 108: 255-260.
- [36] Gikas, P., (2008). "Single and combined effects of nickel (Ni(II)) and cobalt (Co(II)) ions on activated sludge and on other aerobic microorganisms: A review", *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3): 187-203.

- [37] Villaverde, S., (2004). "Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment", *Environmental Science and Biotechnology*, 3: 171-183.
- [38] Vaioopoulou, E. ve Aivasidis, A., (2008). "A modified UCT method for biological nutrient removal: Configuration and performance", *Chemosphere*, 72: 1062-1068.
- [39] Mines, R.O., (1996). "Assessment of AWT systems in Tampa bay area", *Journal of Environmental Engineering*, 122(7): 605-611.
- [40] Dağ, M.C. Evsel Nitelikli Atıksular Arıtma Prosesleri, [http://www.biokim-aritma.com/Evsel Nitelikli Atyksularyn Arytym Yontemleri.pdf](http://www.biokim-aritma.com/Evsel_Nitelikli_Atyksularyn_Arytym_Yontemleri.pdf)
- [41] Chen, Z., Wen, Q., Wang, J. ve Li, F., (2006). "Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC)", *Process Biochemistry*, 41: 2468-2472.
- [42] Zhao, H.W., Mavinic, D.S., Oldham, W.K. ve Koch, F.A., (1999). "Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage", *Water Research*, 33(4): 961-970.
- [43] Hesham, A., Qi, R. ve Yang, M., (2011). "Comparison of bacterial community structures in two systems of a sewage treatment plant using PCR-DGGE analysis", *Journal of Environmental Sciences*, 23(12): 2049–2054.
- [44] Jin, D., Wang, P., Bai, Z., Wang, X., Peng, H., Qi, R., Yu, Z. ve Zhuang, G., (2011). "Analysis of bacterial community in bulking sludge using culture-dependent and -independent approaches", *Journal of Environmental Sciences*, 23(11): 1880–1887.
- [45] Tsai, M.W., Wentzel, M.C. ve Ekama, G.A., (2003). "The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants", *Water Research*, 37: 3009-3015.
- [46] Jeyanayagam, S., (2005). "True confessiond of the biological nutrient removal process", *Florida Water Resources Journal*, 37-46. <http://www.fwrj.com/TechArticle05/0105%20tech2.pdf>
- [47] Tsang, Y.F., Sin, S.N. ve Chua, H., (2008). "Nocardia foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater", *Bioresource Technology*, 99: 3381-3388.
- [48] Kıvanç, M., Güven, K., Uçan, N.K., Sarıözlü, N.Y., Mutlu, M.B. ve Yılmaz, M., (2004). "Porsuk Çayı'nda azot miktarı ve nitrifikasyon bakterilerinin dağılımı", *Orlab On-Line Mikrobiyoloji Dergisi*, 2(1): 2-11.
- [49] EPA, (2009). Nutrient control design manual: State of technology review report, EPA/600/R-09/012, January 2009.
- [50] Gupta, A.B. ve Gupta, S.K., (2001). "Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm", *Water Research*, 35(7): 1714-1722.

- [51] You, S.J. ve Chen, W.Y., (2008). "Ammonia oxidizing bacteria in a nitrite-accumulating membrane bioreactor", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62: 244-249.
- [52] Patureau, D., Helloin, E., Rustrian, E., Bouchez, T., Delgenes, J.P. ve Moletta, R., (2001). "Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*", *Water Research*, 35(1): 189-197.
- [53] Fu, Z., Yang, F., An, Y. ve Xue, Y., (2009). "Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR)", *Biochemical Engineering Journal*, 43: 191-196.
- [54] Yang, S., Yang, F., Fu, Z., Wang, T. ve Lei, R., (2010). "Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment", *Journal of Hazardous Materials*, 175: 551-557.
- [55] Texier, A.C. ve Gomez, J., (2007). " Simultaneous nitrification and p-cresol oxidation in a nitrifying sequencing batch reactor", *Water Research*, 41: 315-322.
- [56] Larsen, P., Nielsen, J.L., Svendsen, T.C. ve Nielsen, P.H., (2008). "Adhesion characteristics of nitrifying bacteria in activated sludge", *Water Research*, 42: 2814-2826.
- [57] Hirooka, K., Asani, R. ve Nakai, Y., (2009). "Change in the community structure of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge during selective incubation for MPN determination", *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 36: 679-685.
- [58] Guisasola, A., Petzet, S., Baeza, J.A., Carrera, J. ve Lafuente, J., (2007). "Inorganic carbon limitations on nitrification: Experimental assessment and modelling", *Water Research*, 41: 277-286.
- [59] Vadivelu, V.M., Keller, J. ve Yuan, Z., (2007). "Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture", *Water Research*, 41: 826-834.
- [60] Nittami, T., Magura, T., Imai, Y. ve Matsumoto, K., (2009). "Influence of the electron acceptor on nitrite reductase gene (*nir*) diversity in an activated sludge community", *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 108(5): 394-399.
- [61] Huang, Z., Gedalanga, P.B., Asvapathanagul, P. ve Olson, B.H., (2010). "Influence of physicochemical and operational parameters on *Nitrobacter* and *Nitrospira* communities in an aerobic activated sludge bioreactor", *Water Research*, 44: 4351-4358.
- [62] Alawi, M., Lipski, A., Sanders, T., Pfeiffer, E.M. ve Spieck, E., (2007). "Cultivation of a novel cold-adapted nitrite oxidizing betaproteobacterium from the Siberian Arctic", *International Society for Microbial Ecology*, 1: 256-264.

- [63] Rittmann, B.E. ve McCarty, P.L., (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, McGraw-Hill International Editions.
- [64] Ye, F. ve Li, Y., (2009). "Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities", *Ecological Engineering*, 35(7): 1043-1050.
- [65] Can-Doğan, E. ve Kırılı, L., (2008). "ANAMMOX (anaerobik amonyum oksidasyonu) prosesi", *C.B.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*, 4(2): 153-168.
- [66] Lim, E.T., Jeong, G.T., Bhang, S.H., Park, S.H. ve Park, D.H., (2009). "Evaluation of pilot-scale modified A2O processes for the removal of nitrogen compounds from sewage", *Bioresource Technology*, 100: 6149-6154.
- [67] Mertoğlu, B., (2008). "Long-term assessment of nitrification in a full-scale wastewater treatment plant", *Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 43(5): 538-546.
- [68] Jimenez, J., Melcer, H., Parker, D. ve Bratby, J., (2011). "The effect of degree of recycle on the nitrifier growth rate", *Water Environment Research*, 83(1): 26-35.
- [69] Watanabe, K. ve Baker, P.W., (2000). "Environmentally Relevant Microorganisms", *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 89(1): 1-11.
- [70] Wagner, M. ve Loy, A., (2002). "Bacterial community composition and function in sewage treatment systems", *Current Opinion in Biotechnology*, 13: 218-227.
- [71] Ducey, T.F., Vanotti, M.B., Shriner, A.D., Szogi, A.A. ve Ellison, A.Q., (2010). "Characterization of a microbial community capable of nitrification at cold temperature", *Bioresource Technology*, 101: 491-500.
- [72] Blackburne, R., Vadivelu, V.M., Yuan, Z. ve Keller, J., (2007). "Kinetic characterisation of an enriched *Nitrospira* culture with comparison to *Nitrobacter*", *Water Research*, 41: 3033-3042.
- [73] Daniel, L.M.C., Pozzi, E., Foresti, E. ve Chinalia, F.A., (2009). "Removal of ammonium via simultaneous nitrification–denitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor", *Bioresource Technology*, 100: 1100–1107.
- [74] Bernat, K. ve Wojnowska-Baryla, I., (2007). "Carbon source in aerobic denitrification", *Biochemical Engineering Journal*, 36: 116-122.
- [75] Liu, X., Peng, Y., Wu, C., Akio, T. ve Peng, Y., (2008). "Nitrous oxide production during nitrogen removal from domestic wastewater in lab-scale sequencing batch reactor", *Journal of Environmental Sciences*, 20: 641-645.
- [76] Guo, J., Yang, Q., Peng, Y., Yang, A. ve Wang, S., (2007). "Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology", *Enzyme and Microbial Technology*, 40: 1564-1569.
- [77] Zeng, W., Li, L., Yang, Y., Wang, S. ve Peng, Y., (2010). "Nitritation and denitritation of domestic wastewater using a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process at ambient temperatures", *Bioresource Technology*, 101: 8074–8082.

- [78] Sattayatewa, C., Pagilla, K., Pitt, P., Selock, K. ve Bruton, T., (2009). "Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON", *Water Research*, 43: 4507-4516.
- [79] Gao, Y., Peng, Y., Zhang, J., Wang, S., Guo, J. ve Ye, L., (2011). "Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A2O process", *Bioresource Technology*, 102: 4091–4097.
- [80] Zhou, S., Zhang, X. ve Feng, L., (2010). "Effect of different types of electron acceptors on the anoxic phosphorus uptake activity of denitrifying phosphorus removing bacteria", *Bioresource Technology*, 101(6):1603-1610.
- [81] Park, S., Seon, J., Byun, I., Cho, S., Park, T. ve Lee, T., (2010). "Comparison of nitrogen removal and microbial distribution in wastewater treatment process under different electron donor conditions", *Bioresource Technology*, 101: 2988-2995.
- [82] Joo, H.S., Hirai, M. ve Shoda, M., (2005). "Characteristics of Ammonium Removal by Heterotrophic Nitrification-Aerobic Denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4", *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100(2): 184-191.
- [83] Zeng, R.J., Lemaire, R., Yuan, Z. ve Keller, J., (2003). "Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor", *Biotechnology and Bioengineering*, 84(2): 170-178.
- [84] Tian, W.D., Li, W.G., Zhang, H., Kang, X.R. ve Loosdrecht, M.C.M.V., (2011). "Limited filamentous bulking in order to enhance integrated nutrient removal and effluent quality", *Water Research*, 45(16): 4877-4884.
- [85] Soejima, K., Matsumoto, S., Ohgushi, S., Naraki, K., Terada, A., Tsuneda, S. ve Hirata, A., (2008). "Modeling and experimental study on the anaerobic/aerobic/anoxic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: The effect of acetate addition", *Process Biochemistry*, 43: 605-614.
- [86] Manyumba, F., Wood, E. ve Horan, N., (2009). "Meeting the phosphorus consent with biological nutrient removal under UK winter conditions", *Water and Environment Journal*, 23(2): 83-90.
- [87] Li, H., Chen, Y. ve Gu, G., (2008). "The effect of propionic to acetic acid ratio on anaerobic–aerobic (low dissolved oxygen) biological phosphorus and nitrogen removal", *Bioresource Technology*, 99: 4400-4407.
- [88] Broughton, A., Pratt, S. ve Shilton, A., (2008). "Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio", *Bioresource Technology*, 99: 1236-1241.
- [89] Sarıoğlu, M., (2005). "Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures", *Process Biochemistry*, 40: 1599-1603.
- [90] Zafiriadis, I., Ntougias, S., Nikolaidis, C., Kapagiannidis, A.G. ve Aivasidis, A., (2011). "Denitrifying polyphosphate accumulating organisms population and nitrite reductase gene diversity shift in a DEPHANOX-type activated sludge

- system fed with municipal wastewater”, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 111(2): 185–192.
- [91] Gonzalez-Gil, G. ve Holliger, C., (2011). “Dynamics of Microbial Community Structure of and Enhanced Biological Phosphorus Removal by Aerobic Granules Cultivated on Propionate or Acetate”, *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22): 8041–8051.
 - [92] Shoji, T., Nittami, T., Onuki, M., Satoh, H. ve Mino, T., (2006). “Microbial community of biological phosphorus removal process fed with municipal wastewater under different electron acceptor conditions”, *Water Sci Technol.*, 54(1): 81-89.
 - [93] Monclus, H., Sipma, J., Ferrero, G., Comas, J. ve Rodriguez-Roda, I., (2010). “Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up”, *Desalination*, 250: 592-597.
 - [94] Rijn, J.V., Tal, Y. ve Schreier, H.J., (2006). “Denitrification in recirculating systems: Theory and applications”, *Aquacultural Engineering*, 34: 364-376.
 - [95] Barak, Y. ve Rijn, J., (2000). “Atypical Polyphosphate Accumulation by the Denitrifying Bacterium *Paracoccus denitrificans*”, *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(3): 1209–1212.
 - [96] Cui, Y., Wang, S. ve Li, J., (2009). “On-line Monitoring for Phosphorus Removal Process and Bacterial Community in Sequencing Batch Reactor”, *Biotechnology and Bioengineering, Chinese Journal of Chemical Engineering*, 17(3): 484-492.
 - [97] He, S., Gu, A.Z. ve McMahon, K.D., (2008). “Progress Toward Understanding the Distribution of *Accumulibacter* Among Full-Scale Enhanced Biological Phosphorus Removal Systems”, *Microb. Ecol.*, 55(2): 229–236.
 - [98] Hao, X., Loosdrecht, M.C.M.V., Meijer, S.C.F. ve Qian, Y., (2001). “Model-based evaluation of two BNR processes-UCT and A2N”, *Water Research*, 35(12): 2851-2860.
 - [99] Carvalho, G., Lemos, P.C., Oehmen, A. ve Reis, M.A.M., (2007). “Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure”, *Water Research*, 41: 4383-4396.
 - [100] Gürtekin, E. ve Şekerdag, N., (2007). “Elazığ Evsel Atıksu Arıtma Tesisindeki Fosfor Formlarının Belirlenmesi ve Giderilmesi”, *Fırat Üniv. Fen ve Müh. Bil. Dergisi*, 19(1): 41-44.
 - [101] Guo, H., Zhou, J., Zhang, S. ve Guo, Z., (2011). “Characteristics of nitrogen and phosphorus removal in a sequencing batch reactor”, *Journal of Environmental Sciences*, 23: 110-113.
 - [102] Hu, Z.R., Wentzel, M.C. ve Ekama, G.A., (2003). “Modelling biological nutrient removal activated sludge systems – a review”, *Water Research*, 37: 3430-3444.
 - [103] Juan, L., Yin, C., Gu, G. ve Wei, G., (2009). “Characteristics of nitrogen and phosphorus removal by a sequencing batch reactor”, 2009 International

- [104] Lemaire, R., Meyer, R., Taske, A., Crocetti, G.R., Keller, J. ve Yuan, Z., (2006). "Identifying causes for N₂O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal", *Journal of Biotechnology*, 122: 62-72.
- [105] Hu, Z.R., Wentzel, M.C. ve Ekama, G.A., (2002). "Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems", *Water Research*, 36: 4927-4937.
- [106] Ge, S., Peng, Y., Wang, S., Guo, J., Ma, B., Zhang, L. ve Cao, X., (2010). "Enhanced nutrient removal in a modified step feed process treating municipal wastewater with different inflow distribution ratios and nutrient ratios", *Bioresource Technology*, 101(23): 9012-9019.
- [107] Wang, Y., Peng, Y. ve Stephenson, T., (2009c). "Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process", *Bioresource Technology*, 100(14): 3506-3512.
- [108] Kishida, N., Kim, J., Tsuneda, S. ve Sudo, R., (2006). "Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms", *Water Research*, 40: 2303 – 2310.
- [109] Stante, L., Cellamare, C.M., Malaspina, F., Bortone, G. ve Tilche, A., (1997). "Biological Phosphorus Removal by Pure Culture of *Lamproedia* spp.", *Water Research*, 31(6): 1317-1324.
- [110] Jeon, C.O., Lee, D.S. ve Park, J.M., (2003). "Microbial communities in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor", *Water Research*, 37: 2195-2205.
- [111] Ren, Y., Wei, C. ve Xiao, K., (2007). "Characterisation of microorganisms responsible for EBPR in a sequencing batch reactor by using the 16S rDNA-DGGE method", *Water SA*, 33(1): 123-128.
- [112] Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J.N. ve Perry, R., (1986). "Biotechnology for phosphorus removal during wastewater treatment", *Biotech. Adv.*, 4:13-26.
- [113] Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J.N. ve Perry, R., (1988). "The Removal of Phosphorus During Wastewater Treatment: A Review", *Environmental Pollution*, 49: 183-233.
- [114] Lin, C.K., Katayama, Y., Hosomi, M., Murakami, A. ve Okada, M., (2003). "The characteristics of the bacterial community structure and population dynamics for phosphorus removal in SBR activated sludge processes", *Water Research*, 37, 2944-2952.
- [115] Knight, K.C., Seviour, E.M., Seviour, R.J., Soddell, J.A., Lindrea, K.C., Strachan, W., De Grey, B. ve Bayly, R.C., (1995). "Development of the Microbial

Community of a Full Scale Biological Nutrient Removal Activated Sludge Plant During Start-up”, *Water Research*, 29(9): 2085-2093.

- [116] Eschenhagen, M., Schuppler, M. ve Röske, I., (2003). “Molecular characterization of the microbial community structure in two activated sludge systems for the advanced treatment of domestic effluents”, *Water Research*, 37: 3224-3232.
- [117] Ye, L. ve Zhang, T., (2012). “Bacterial communities in different sections of a municipal wastewater treatment plant revealed by 16S rDNA 454 pyrosequencing”, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, DOI 10.1007/s00253-012-4082-4.
- [118] Akpor, O.B. ve Muchie, M., (2010). “Bioremediation of polluted wastewater influent: Phosphorus and nitrogen removal”, *Scientific Research and Essays*, 5(21): 3222-3230.
- [119] Cronje, G.L., Beeharry, A.O., Wentzel, M.C. ve Ekama, G.A., (2002). “Active biomass in activated sludge mixed liquor”, *Water Research*, 36: 439-444.
- [120] Machado, V.C., Gabriel, D., Lafuente, J. ve Baeza, J.A., (2009). “Cost and effluent quality controllers design based on the relative gain array for a nutrient removal WWTP”, *Water Research*, 43: 5129–5141.
- [121] Liu, X., Zhang, Y., Yang, M., Wang, Z. ve Lv, W., (2007a). “Analysis of bacterial community structures in two sewage treatment plants with different sludge properties and treatment performance by nested PCR-DGGE method”, *Journal of Environmental Sciences*, 19: 60-66.
- [122] Witzig, R., Manz, W., Rosenberger, S., Krüger, U., Kraume, M. ve Szewzyk, U., (2002). “Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater”, *Water Research*, 36: 394-402.
- [123] Li, X.M., Guo, L., Yang, Q., Zeng, G.M. ve Liao, D.X., (2007). “Removal of carbon and nutrients from low strength domestic wastewater by expanded granular sludge bed-zeolite bed filtration (EGSB-ZBF) integrated treatment concept”, *Process Biochemistry*, 42: 1173-1179.
- [124] Aiyuk, S., Amoako, J., Raskin, L., Haandel, A.V. ve Verstraete, W., (2004). “Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept”, *Water Research*, 38: 3031-3042.
- [125] Wang, Y., Jiang, F., Zhang, Z., Xing, M., Lu, Z., Wu, M., Yang, J. ve Peng, Y., (2010a). “The long-term effect of carbon source on the competition between polyphosphorus accumulating organisms and glycogen accumulating organism in a continuous plug-flow anaerobic/aerobic (A/O) process”, *Bioresource Technology*, 101(1): 98-104.
- [126] Çevre ve Orman Bakanlığı, Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, 20 Mart 2010 Cumartesi, Sayı 27527.
- [127] İller Bankası Genel Müdürlüğü, Türkiye’deki Küçük ve Orta Ölçekli Belediyelerde Atıksu Arıtımı için Rehber, El kitabı, Ekim 2010.

http://www.ilbank.gov.tr/g2g/pdf/G2GTUR_Handbook_TR.pdf

- [128] Öztürk, İ., Gençsoy, E.B., Aydın, A.F., Kırmızı, Y. ve Eker, Z., (2003). "Patates İşleme Endüstrisi Atıksularının İki Kademeli Biyolojik Arıtımı", SKKD, 13(1): 1-9.
- [129] EIMCO Water Technologies, (2007). Bardenpho Process Biological Nutrient Removal System. <http://www.itepro.cl/pdf/sistemas-remocion-biologica.pdf>
- [130] Öztürk, İ., Timur, H. ve Koşkan, U., (2005). "Atıksu arıtımının esasları-Evsel, endüstriyel atıksu arıtımı ve arıtma çamurlarının kontrolü", İTÜ Ders notları.
- [131] Sin, G., Govoreanu, R., Boon, N., Schelstraete, G. ve Vanrolleghem, P.A., (2006). "Evaluation of the impacts of model-based operation of SBRs on activated sludge microbial community", Water Science & Technology, 54(1): 157-166.
- [132] Zhu, G., Peng, Y., Zhai, L., Wang, Y. ve Wang, S., (2009). "Performance and optimization of biological nitrogen removal process enhanced by anoxic/oxic step feeding", Biochemical Engineering Journal, 43(3): 280-287.
- [133] Xia, S., Li, J. ve Wang, R., (2008). "Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor", Ecological Engineering, 32: 256-262.
- [134] Kim, D., Kim, T.S., Ryu, H.D. ve Lee, S., (2008). "Treatment of low carbon-to-nitrogen wastewater using two-stage sequencing batch reactor with independent nitrification", Process Biochemistry, 43: 406-413.
- [135] Fan, J., Tao, T., Zhang, J. ve You, G.L., (2009). "Performance evaluation of a modified anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) process treating low strength wastewater", Desalination, 249: 822-827.
- [136] Ryu, H.D., Kim, D., Lim, H.E. ve Lee, S., (2008). "Nitrogen removal from low carbon-to-nitrogen wastewater in four-stage biological aerated filter system", Process Biochemistry, 43: 729-735.
- [137] Chae, S.R. ve Shin, H.S., (2007). "Characteristics of simultaneous organic and nutrient removal in a pilot-scale vertical submerged membrane bioreactor (VSMBR) treating municipal wastewater at various temperatures", Process Biochemistry, 42: 193-198.
- [138] Xu, X., Liu, G. ve Zhu, L., (2011). "Enhanced denitrifying phosphorus removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (AOA) process with the diversion of internal carbon source", Bioresource Technology, 102(22): 10340-10345.
- [139] Zheng, X., Tong, J., Li, H. ve Chen, Y., (2009). "The investigation of effect of organic carbon sources addition in anaerobic-aerobic (low dissolved oxygen) sequencing batch reactor for nutrients removal from wastewaters", Bioresource Technology, 100(9): 2515-2520.
- [140] Hagman, M., Nielsen, J.L., Nielsen, P.H. ve Jansen, J.C., (2008). "Mixed carbon sources for nitrate reduction in activated sludge-identification of bacteria and process activity studies", Water Research, 42(6-7): 1539-1546.

- [141] Ge, S., Peng, Y. ve Wang, S., (2011). "Nutrient removal performance at low temperatures in the modified UCT step feed process", 978-1-61284-340-7/11/IEEE, 2003-2006.
- [142] Lee, S.Y., Kim, H.G., Park, J.B. ve Park, Y.K., (2004). "Denaturing gradient gel electrophoresis analysis of bacterial populations in 5-stage biological nutrient removal process with step feed system for wastewater treatment", *The Journal of Microbiology*, 42(1): 1-8.
- [143] Kim, D., Kim, K.Y., Ryu, H.D., Min, K.K. ve Lee, S., (2009). "Long term operation of pilot-scale biological nutrient removal process in treating municipal wastewater", *Bioresource Technology*, 100: 3180-3184.
- [144] Okoh, A.I., Odjadjare, E.E., Igbinsosa, E.O. ve Osode, A.N., (2007). "Wastewater treatment plants as a source of microbial pathogens in receiving watersheds", *African Journal of Biotechnology*, 6(25): 2932-2944.
- [145] Osaka, T., Shirotani, K., Yoshie, S. ve Tsuneda, S., (2008). "Effects of carbon source on denitrification efficiency and microbial community structure in a saline wastewater treatment process", *Water Research*, 42(14): 3709-3718.
- [146] Wagner, M., Loy, A., Nogueira, R., Purkhold, U., Lee, N. ve Daims, H., (2002). "Microbial community composition and function in wastewater treatment plants", *Antoine van Leeuwenhoek*, 81: 665-680.
- [147] Yamazaki, H., Hoshino, K., Hasegawa, K., Suzuki, R., Ebie, Y., Iwami, N. ve Inamori, Y., (2005). "Influence of BOD Adjuster on Domestic Wastewater Treatment and Microbial Community", *Japanese Journal of Water Treatment Biology*, 41(1): 17-24.
- [148] Kargı, F. ve Uygur, A., (2003). "Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor", *Bioresource Technology*, 89: 89-93.
- [149] Louzeiro, N.R., Mavinic, D.S., Oldham, W.K., Meisen, A. ve Gardner, I.S., (2002). "Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor", *Water Research*, 36: 2721-2732.
- [150] Quan, Z.X., Jin, Y.S., Yin, C.R., Lee, J.J. ve Lee, S.T., (2005). "Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal", *Bioresource Technology*, 96(15): 1690-1695.
- [151] Cho, E. ve Molof, A.H., (2004). "Effect of sequentially combining methanol and acetic acid on the performance of biological nitrogen and phosphorus removal", *Journal of Environmental Management*, 73: 183-187.
- [152] Bernat, K., Wojnowska-Baryla, I. ve Dobrzynska, A., (2008). "Denitrification with endogenous carbon source at low C/N and its effect on P(3HB) accumulation", *Bioresource Technology*, 99: 2410-2418.
- [153] Henze, M., (1991). "Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater", *Water Science and Technology*, 23(4-6): 669-679.
- [154] Kampas, P., Parsons, S.A., Pearce, P., Ledoux, S., Vale, P., Cartmell, E. ve Soares, A., (2009). "An internal carbon source for improving biological nutrient removal", *Bioresource Technology*, 100: 149-154.

- [155] Lim, S.J., Kim, E.Y., Ahn, Y.H. ve Chang, H.N., (2008). "Biological nutrient removal with volatile fatty acids from food wastes in sequencing batch reactor", *Korean Journal of Chemical Engineering*, 25(1): 129-133.
- [156] Thomas, M., Wright, P., Blackall, L., Urbain, V. ve Keller, J., (2003). "Optimisation of Noosa BNR plant to improve performance and reduce operating costs", *Water Science and Technology*, 47 (12): 141-148.
- [157] Hallin, S., Throback, I.N., Dicksved, J. ve Pell, M., (2006). "Metabolic profiles and genetic diversity of denitrifying communities in activated sludge after addition of methanol or ethanol", *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(8): 5445-5452.
- [158] Ahmed, Z., Lim, B.R., Cho, J., Song, K.G., Kim, K.P. ve Ahn, K.H., (2008). "Biological nitrogen and phosphorus removal and changes in microbial community structure in a membrane bioreactor: Effect of different carbon sources", *Water Research*, 42: 198-210.
- [159] Tam, N.F.Y., Wong, Y.S. ve Leung, G., (1992). "Significance of external carbon source on simultaneous removal of nutrients from wastewater", *Water Science and Technology*, 26(5-6): 1047-1055.
- [160] Yu, S., Liu, Y., Jing, G., Zhao, B. ve Guo, S., (2005). "Analysis of phosphate-accumulating organisms cultivated under different carbon sources with polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay", *Journal of Environmental Sciences*, 17(4): 611-614.
- [161] Zhang, T. ve Fang, H.H.P., (2000). "Digitization of DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) profile and cluster analysis of microbial communities", *Biotechnology Letters*, 22: 399-405.
- [162] Lopez-Vazquez, C.M., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D., Gijzen, H.J. ve van Loosdrecht, M.C.M., (2008). "Factors affecting the microbial populations at full-scale enhanced biological phosphorus removal (EBPR) wastewater treatment plants in The Netherlands", *Water Research*, 42: 2349-2360.
- [163] Norström, A., Dalhammar, G. ve Lee, N.M., (2008). "The microbial characterization of a hydroponic treatment step for domestic wastewater - towards an expanded view on the plant-microbial hydroecology", *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7(6): 635-644.
- [164] Whang, L.M., Chien, I-C., Yuan, S.L. ve Wu, Y.J., (2009). "Nitrifying community structures and nitrification performance of full-scale municipal and swine wastewater treatment plants", *Chemosphere*, 75: 234-242.
- [165] Li, H., Yang, M., Zhang, Y., Yu, T. ve Kamagata, Y., (2006). "Nitrification performance and microbial community dynamics in a submerged membrane bioreactor with complete sludge retention", *Journal of Biotechnology*, 123: 60-70.
- [166] Liang, Z., Das, A., Beerman, D. ve Hu, Z., (2010). "Biomass characteristics of two types of submerged membrane bioreactors for nitrogen removal from wastewater", *Water Research*, xxx, 1-8.

- [167] Duan, L., Moreno-Andrade, I., Huang, C., Xia, S. ve Hermanowicz, S.W., (2009). "Effects of short solids retention time on microbial community in a membrane bioreactor", *Bioresource Technology*, 100: 3489-3496.
- [168] Wang, X., Zhang, K., Ren, N., Li, N. ve Ren, L., (2009b). "Monitoring microbial community structure and succession of an A/O SBR during start-up period using PCR-DGGE", *Journal of Environmental Sciences*, 21: 223-228.
- [169] Wang, X., Wen, X., Yan, H., Ding, K., Zhao, F. ve Hu, M., (2011). "Bacterial community dynamics in a functionally stable pilot-scale wastewater treatment plant", *Bioresource Technology*, 102: 2352-2357.
- [170] Ahn, J., Daidou, T., Tsuneda, S. ve Hirata, A., (2002). "Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay", *Water Research*, 36: 403-412.
- [171] Wang, X., Wen, X., Criddle, C., Wells, G., Zhang, J. ve Zhao, Y., (2010b). "Community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of eight wastewater treatment systems", *Journal of Environmental Sciences*, 22(4): 627-634.
- [172] Liu, Y., Xue, G. ve Yu, S., (2007b). "Comparing results of cultured and uncultured biological methods used in biological phosphorus removal", *Journal of Environmental Sciences*, 19: 1373-1379.
- [173] İnce, O., Eyice, Ö. ve Kasapgil İnce, B., (2008). "Çamur bekletme süresinin nitrifikasyon sistemlerindeki bakteriyel çeşitliliğe ve sistem stabilitesine etkisi", *İTÜ Dergisi*, 18(2-3): 63-72.
- [174] APHA, (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st edition, American Public Health Association, Washington, DC.
- [175] Ozkaya, B. ve Demir, A., (2011). "Microbial Community Analysis with PCR-DGGE-SEQUENCING Based Molecular Methods in Municipal Solid Waste Management", *Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 3: 219-227.
- [176] İstanbul Büyükşehir Belediyesi, İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Tanıtım Kitapçığı.
http://www.iski.gov.tr/web/UserFiles%5CImage%5Cresimler%5Catıksu%5CAtakoy%5CAtakoy_Tesis.pdf
- [177] İstanbul Büyükşehir Belediyesi, (2012). İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Laboratuvar veri tabanı, İstanbul.
- [178] Kim, T.S. ve Park, H.D., (2011). "Bacterial Community Structure of a Activated Sludge Process as Investigated by Pyrosequencing", *Direct Submission*.
- [179] Kondo, T., Tsuneda, S., Ebie, Y., Inamori, Y. ve Xu, K., (2009). "Characterization of the microbial community in the anaerobic/oxic/anoxic process combined with sludge ozonation and phosphorus adsorption", *Journal of Water and Environment Technology*, 7(3): 155-162.

- [180] Burow, L.C., Kong, Y., Nielsen, J.L., Blackall, L.L. ve Nielsen, P.H., (2007). "Abundance and ecophysiology of *Defluviicoccus* spp., glycogen-accumulating organisms in full-scale wastewater treatment processes", *Microbiology*, 153(1): 178-185.
- [181] Kragelund, C., Levantesi, C., Borger, A., Thelen, K., Eikelboom, D., Tandoi, V., Kong, Y., Krooneman, J., Larsen, P., Thomsen, T.R. ve Nielsen, P.H., (2008). "Identity, abundance and ecophysiology of filamentous bacteria belonging to the Bacteroidetes present in activated sludge plants", *Microbiology*, 154(3): 886-894.
- [182] Kang, X., (2011). "Characteristics of the isolated bacteria communities structure from the biological treatment process of municipal wastewater", Direct Submission.
- [183] Wan, C.Y., Wever, H., Diels, L., Thoeye, C., Liang, J.B. ve Huang, L.N, (2011). "Biodiversity and population dynamics of microorganisms in a full-scale membrane bioreactor for municipal wastewater treatment", *Water Research*, 45: 1129-1138.
- [184] Kwon, S., Kim, T.S, Yu, G.H., Jung, J.H. ve Park, H.D., (2010). "Bacterial community composition and diversity of a full-scale integrated fixed-film activated sludge system as investigated by pyrosequencing", *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 20(12): 293-298.
- [185] Mehlig, L., Heder, C., Petzold, M., Roeske, K., Ludwig, F., Guenther, S., Mueller, S., Muecklich, A., Eschenhagen, M. ve Roeske, I., (2011). "Biodiversity studies of polyphosphate accumulating bacteria in eight WWTPs with different modes of operation", Direct Submission.
- [186] Coats, E.R., Watkins, D.L., Brinkman, C.K. ve Loge, F.J., (2011). "Effect of Anaerobic HRT on Biological Phosphorus Removal and the Enrichment of Phosphorus Accumulating Organisms", *Water Environ. Res.*, 83(5): 461-469.
- [187] Heylen, K., Vanparys, B., Wittebolle, L., Verstraete, W., Boon, N. ve De Vos, P., (2006). "Cultivation of Denitrifying Bacteria: Optimization of Isolation Conditions and Diversity Study", *Applied and Environmental Microbiology*, 72(4): 2637-2643.
- [188] Lim, Y.W., Lee, S.A., Kim, S.B., Yong, H.Y., Yeon, S.H., Park, Y.K., Jeong, D.W. ve Park, J.S., (2005). "Diversity of Denitrifying Bacteria Isolated from Daejeon Sewage Treatment Plant", *The Journal of Microbiology*, 43(5): 383-390.
- [189] Chouari, R., Le Paslier, D., Daegelen, P., Dauga, C., Weissenbach, J. ve Sghir, A. (2010). "Molecular analyses of the microbial community composition of an anoxic basin of a municipal wastewater treatment plant reveal a novel lineage of proteobacteria", *Microb. Ecol.*, 60(2): 272-281.
- [190] Geets, J., de Cooman, M., Wittebolle, L., Heylen, K., Vanparys, B., De Vos, P., Verstraete, W. ve Boon, N., (2007). "Real-time PCR assay for the simultaneous quantification of nitrifying and denitrifying bacteria in activated sludge", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 75 (1): 211-221.

- [191] Mehandjiyska, L., (1995). "Microbiological Analysis of Activated Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plant at "Kremikovtzi" Holding", *Journal of Culture Collections*, 1: 18-22.
- [192] Hornek, R., Farnleitner, A.H., Kreuzinger, N. ve Mach, R.L., (2011). "Gene versus transcript analyses of 16S rRNA and amoA genes revealed corresponding DGGE band patterns for beta-proteobacterial ammonia oxidizers from activated sewage sludge", Direct submission.
- [193] Limpiyakorn, T., Shinohara, Y., Kurisu, F. ve Yagi, O., (2005). "Communities of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of various sewage treatment plants in Tokyo", *FEMS Microbiol Ecol.*, 54(2): 205-217.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı	Neslihan MANAV DEMİR
Doğum Tarihi ve Yeri	07 Eylül 1980, Kayseri
Yabancı Dili	İngilizce
E-posta	nmanav@yildiz.edu.tr

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2006
Lisans	Çevre mühendisliği	Trakya Üniversitesi	2002

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2005-halen	Yıldız Teknik Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2009-2009	Tampere University of Technology / Department of Chemistry and Bioengineering	Researcher

YAYINLARI

Makale

2012	Coskun, T., Yildirim, A., Balcik, C., Manav Demir, N. , Debik, E., (2012). "Performances of Reverse Osmosis Membranes for Treatment of Olive Mill Wastewater", Clean – Soil, Air, Water. DOI: 10.1002/clen.201200075.
------	--

- 2012 Coskun, T., İlhan, F., **Manav Demir, N.**, Debik, E., Kurt, U., (2012). "Optimization of energy costs in the pretreatment of olive mill wastewaters by electrocoagulation", *Environmental Technology*, 33(7), 801–807.
- 2012 Coşkun, T., **Manav Demir, N.** and Debik, E., (2012). "The effect of centrifugation and ultrafiltration as a preliminary treatment and performance of reverse osmosis membranes in olive oil mill wastewater (OMW)", *Fresenius Environmental Bulletin*, 21(5), 1158-1164.
- 2012 Coskun, T., Debik, E. and **Manav Demir, N.**, (2012). "Operational Cost Comparison of Several Pre-Treatment Techniques for OMW Treatment", *Clean-Soil, Air, Water*, 40(1), 95-99.
- 2011 Tosun, C., Binici, M.S., Mehmetli, E., Baban, A., **Manav, N.**, Coşkun, T., Debik, E., (2011). "Büyükbaş Hayvan Atıklarının Kompostlaştırılması", *Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 3(1), 117-125.
- 2011 Coşkun, T., **Manav, N.**, Debik, E., Binici, M.S., Tosun, C., Mehmetli, E., Baban, A., (2011). "Büyükbaş Hayvan Atıklarının Anaerobik Çürütülmesi", *Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 3(1), 1-9.
- 2010 Debik, E., **Manav, N.**, (2010). "Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater", *Bioprocess Biosyst Eng*, 33: 533-540.
- 2010 Coskun, T., Debik, E., **Manav Demir, N.**, (2010). "Treatment of olive mill wastewaters by nanofiltration and reverse osmosis membranes", *Desalination*, 259(1): 65–70.
- 2008 Demir, S., Yetilmezsoy, K., **Manav, N.**, (2008). "Development of a Modified Hardy-Cross Algorithm for Time-Dependent Simulations of Water Distribution Networks", *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(8a), 1045-1053.

Bildiri

- 2011 Coskun, T., **Manav Demir, N.**, Debik, E., (2011). "Stabilization of Cattle Manure with Anaerobic Digestion Process: A Pilot Plant Study", *Eurasia Waste Management Symposium*, 14-16 November 2011, Haliç Congress Center, İstanbul/Türkiye.
- 2011 **Manav Demir, N.**, Coskun, T., Debik, E., (2011). "The Effect of Distinct Operational Conditions on Organic Material Removal and Biogas Production in The Anaerobic Treatment of Cattle Manure",

World Renewable Energy Congress 2011, 8-11 May 2011, Linköping/ Sweden.

- 2010 **Manav Demir, N.**, Debik, E., (2010). "Change of Concentrations of Pollutant Parameters in the Treatment of Domestic Wastewaters by Sequencing Batch Reactors and Control of System by ORP Measurements", *International Sustainable Water and Wastewater Management Symposium*, 26-28 October 2010 – Konya/Turkey.
- 2010 **Manav, N.**, Coşkun, T., Debik, E., Binici, M.S., Tosun, C., Mehmetli, E., Baban, A., (2010). "Büyükbaş Hayvan Atıklarının Anaerobik Çürütme ile Stabilize Edilmesi", *ORAK 2010 Organik Atıklardan Kompost ve Yenilenebilir Enerji Üretimi & Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı*, 08-09 Haziran 2010 – İstanbul.
- 2010 Mehmetli, E., Tosun, C., Binici, M.S., Baban, A., **Manav, N.**, Coşkun, T., Debik, E., (2010). "Büyükbaş Hayvan Atıklarının Aerobik Kompostlaştırılmasında Mevsimsel Etkilerin İncelenmesi", *ORAK 2010 Organik Atıklardan Kompost ve Yenilenebilir Enerji Üretimi & Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı*, 08-09 Haziran 2010 – İstanbul.
- 2008 **Manav, N.**, Coşkun, T., Debik, E., "Büyükbaş Hayvan Atıklarının Yönetimi", *Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları '08 Symposium*, November 2008, İstanbul.
- 2007 Debik E., **Manav N.**, (2007). "Ardisik Kesikli Reaktor ile Evsel Atıksuların Arıtılması", *Yıldız Technical University, Faculty of Civil Engineering, First Project Workshop*, June 2007, İstanbul.

Proje

1. Debik, E., Coşkun, T., **Manav Demir, N.**, Yıldırım, A., Balçık, Ç., (2011). "Kaskat tip evsel atıksu arıtma sistemlerinde aktif çamur ve aerobik granül çamurun arıtma verimi üzerine etkisinin araştırılması", 2011-05-02-KAP05 no.lu YTÜ BAP projesi.
2. Coşkun, T., Debik, E., , **Manav Demir, N.**, Kabuk, H., (2011). "Tavuk Kesimhanesi Atıksularından Santrifüj ve Membran Prosesleri Kullanarak Faydalı Ürün Eldesi", 2011-05-02-GEP03 no.lu YTÜ BAP projesi.
3. **Manav, N.**, "Hayvansal Atık Yönetimi", TÜBİTAK Projesi, KAMAG-107G016, **Araştırmacı**, Devam Ediyor.