

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANAEROBİK/ANOKSİK ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRDE
BİYOLOJİK FOSFOR GİDERİMİ

Engin GÜRTEKİN

Tez Yöneticisi:
Prof. Dr. Nusret ŞEKERDAĞ

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ELAZIĞ, 2005

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANAEROBİK/ANOKSİK ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRDE
BİYOLOJİK FOSFOR GİDERİMİ

Engin GÜRTEKİN

Doktora Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Bu tez, 09.09.2005 tarihinde aşağıda belirtilen jüri tarafından oybirliği/oyçokluğu ile başarılı/başarısız olarak değerlendirilmiştir.

Danışman : Prof.Dr. Nusret ŞEKERDAĞ

Üye : Doç. Dr. Kadir ALP

Üye : Doç. Dr. Ayhan ÜNLÜ

Üye : Doç. Dr. Fethi KAMIŞLI

Üye : Yrd.Doç. Dr. Arzu YADİGAR DURSUN

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 05/10/2005 tarih ve 2005/34-3 sayılı kararıyla onaylanmıştır.

TEŞEKKÜR

Tez çalıőmamda bana her tűrlű konuda destek olan, beni yűnlendiren sevgili Hocam Prof. Dr. Nusret ŐEKERDAĐ'a teőekkűr ederim.

Tez projemi destekleyerek bana maddi olarak saĐlayan FűBAP (Fırat Őniversitesi Bilimsel Araőtırmalar Projeleri)'a teőekkűr ederim.



İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEŞEKKÜR

İÇİNDEKİLER	I
ŞEKİLLER LİSTESİ	IV
TABLolar LİSTESİ	VIII
EKLER LİSTESİ	IX
SİMGELER LİSTESİ	X
KISALTMALAR LİSTESİ	XI
ÖZET	XIII
ABSTRACT	XV
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR BİLGİLERİ	3
2.1. Atıksularda Fosforun Kaynakları ve Etkileri	3
2.2. Fosfor Giderme Yöntemleri	4
2.2.1. Kimyasal fosfor giderimi	4
2.2.2. Biyolojik fosfor giderimi	5
2.2.2.1. Aerobik fosfor giderimi (AFG, PBO)	5
2.2.2.2. Anoksik fosfor giderimi (AKFG, DPBO)	6
2.3. Biyolojik Fosfor Gideriminde Kullanılan Proses Biçimleri	10
2.3.1. Yan akım prosesler	10
2.3.1.1. Phostrip prosesi	10
2.3.1.2. Biyolojik-kimyasal fosfor ve azot giderimi (BCFS) prosesi.....	11
2.3.1.3. Renpho ve değiştirilmiş renpho prosesi	12
2.3.2. Ana akım prosesler	12
2.3.2.1. Bardenpho ve phoredox prosesi	12
2.3.2.2. Anaerobik-aerobik (A/O), anaerobik-anoksik (A2) ve anaerobik-anoksik-aerobik (A2/O) prosesi	13
2.3.2.3. Cape town üniversitesi (University of cape town, UCT) prosesi.....	14
2.3.2.4. Virginia ilk tesis (Virginia initiative plant, VIP) prosesi	14
2.3.2.5. Johannesburg prosesi	14
2.3.2.6. İki çamurlu sistemler	15
2.3.2.7. Oksidasyon hendekleri	15
2.3.2.8. Tayvan ulusal merkez üniversitesi-I (The taiwan national central university-I, TNCU-I) prosesi	16

2.3.2.9. Ardışık kesikli reaktörler	16
2.4. Biyolojik Fosfor Giderimine Etki Eden Faktörler	17
2.4.1. Atıksuyun karakterizasyonu	17
2.4.2. Uçucu yağ asitleri	18
2.4.2.1. Farklı karbon kaynaklarının depolama bileşiklerine etkisi	19
2.4.3. Katyonlar	21
2.4.4. Sıcaklık	21
2.4.5. Çözünmüş oksijen	23
2.4.6. Çamur yaşı	24
2.4.7. pH.....	24
2.4.8. Nitrat	26
2.4.9. Nitrit	27
2.5. Biyolojik Fosfor Gideriminin Mikrobiyolojisi	27
2.6. Biyolojik Fosfor Gideriminin Biyokimyası	29
3. MATERYAL VE METOT	50
3.1. Çalışma Düzenegi	50
3.2. Çalışma Şartları	52
3.3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksu	53
3.4. Çalışmada Kullanılan Aşı	54
3.5. Deneysel Çalışma Planı	54
3.6. Çalışmada Yapılan Deneyler	55
4. DENEYSEL SONUÇLAR	56
4.1. Sürekli Deneyler	56
4.1.1. Asetatla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A1-SET A4) çevrim içi deney sonuçları.....	56
4.1.2. Asetatla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A1-SET A4) günlük deney sonuçları.....	64
4.1.3. Asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A3, SET A5-SET A7) çevrim içi deney sonuçları	71
4.1.4. Asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A3, SET A5-SET A7) günlük deney sonuçları	77
4.1.5. Glikozla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G1-SET G4) çevrim içi deney sonuçları.....	85
4.1.6. Glikozla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G1-SET G4) günlük deney sonuçları.....	93

4.1.7. Glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G2, SET G5-SET G7) çevrim içi deney sonuçları	100
4.1.8. Glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G2, SET G5-SET G7) günlük deney sonuçları	106
4.2. Kademe İçi Deneyler	114
5. DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	124
5.1. Çamur Yaşının Etkisi	124
5.2. Hidrolik Bekleme Zamanının Etkisi	130
5.3. Anaerobik Kademede pH'ın Anaerobik Fosfor Salınımına Etkisi	136
6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	139
KAYNAKLAR	142
ÖZGEÇMİŞ	155
EKLER	156



ŞEKİLLER LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Suda Fosfat Devri	3
Şekil 2.2. Phostrip Prosesi	11
Şekil 2.3. Biyolojik-Kimyasal Fosfor ve Azot Giderimi (BCFS) Prosesi.....	11
Şekil 2.4. Renpho Prosesi	12
Şekil 2.5. Bardenpho Prosesi	12
Şekil 2.6. Phoredox Prosesi	13
Şekil 2.7. A/O Prosesi	13
Şekil 2.8. A2 Prosesi	13
Şekil 2.9. A2/O Prosesi	14
Şekil 2.10. Cape Town Üniversitesi (University of Cape Town, UCT) Prosesi	14
Şekil 2.11. Virginia İlk Tesis (Virginia İnitiation Plant, VIP) Prosesi.....	14
Şekil 2.12. Johannesburg Prosesi	15
Şekil 2.13. İki Çamurlu Sistem	15
Şekil 2.14. Oksidasyon Hendeği Prosesi	16
Şekil 2.15. Tayvan ulusal merkez üniversitesi-I (The taiwan national central university-I, TNCU-I) prosesi	16
Şekil 2.16. Ardışık Kesikli Reaktörün Bir Çevriminde Yer Alan Kademeler	16
Şekil 2.17. Anaerobik Şartlar İçin Comeu/Wentzel Modeli	30
Şekil 2.18. Aerobik Şartlar İçin Comeu/Wentzel Modeli	30
Şekil 2.19. Anaerobik Şartlar İçin Mino Modeli	31
Şekil 2.20. Aerobik Şartlar İçin Mino Modeli	31
Şekil 2.21. Anaerobik Şartlar İçin Uyarlanmış Mino Modeli	32
Şekil 2.22. Anaerobik Kademenin Metabolizması	33
Şekil 2.23. Aerobik Kademenin Metabolizması	34
Şekil 2.24. Biyokütle Kompozisyonu ve TAKM Ve UAKM İle İlişkisi	35
Şekil 2.25. Anaerobik Şartlarda Asetat ve Glikojenin P(HB/HV)'a Dönüşümü İçin Sunulan Metabolik Model	35
Şekil 2.26. TCA Çevriminden Enzimler ve Uyarlanmış Sussinat-Propiyonat Yolunun Birlikte İşleyiş Biçimi İçin Sunduğu Metabolik Model	36
Şekil 2.27. BFG Aktif Çamuru Tarafından Farklı Metabolitlerin PHA'a Dönüşümü İçin Sunduğu Biyokimyasal Model	39
Şekil 2.28. İndirgeyici Bileşik Açısından Dengeli Enerji Temini İçin Glikojen Metabolizması	41

Şekil 2.29. Tek Karbon Kaynağı Olarak Glikoz Kullanılması Halinde BFG İçin Metabolik Yol	42
Şekil 2.30. Uyarlanmış Stokiyometrilik GAO İçin Anaerobik Metabolik Model	43
Şekil 2.31. Anaerobik Şartlarda Glikoz Kullanılan BFG Sistem İçin Hipotez Edilen Metabolik Yol	44
Şekil 2.32. Aerobik Şartlarda Glikoz Kullanılan BFG Sistem İçin Hipotez Edilen Metabolik Yol	44
Şekil 2.33. GAO İçin Teklif Edilen Metabolizma	45
Şekil 2.34. PAO İçin Teklif Edilen Metabolizma	45
Şekil 2.35. Anaerobik Şartlar Altında Aktif Çamurda Belirlenen Dört Farklı PHA'a Propiyonat ve Glikojenin Dönüşümü İçin Metabolik Model	46
Şekil 3.1 Bir Çevrim Süresince Yer Alan Kademelerin Şematik Gösterimi	50
Şekil 3.2. Çalışmada Kullanılan Düzenek	51
Şekil 3.3. Çalışmada Kullanılan Düzenegın Şematik Gösterimi	51
Şekil 4.1. SET A1'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	57
Şekil 4.2. SET A2'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	59
Şekil 4.3. SET A3'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	61
Şekil 4.4. SET A4'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	63
Şekil 4.5. SETA1-SETA4'de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi	66
Şekil 4.6. SETA1-SETA4'de KOİ Parametresinin Çevrim İçi Değişimi	67
Şekil 4.7. SETA1-SETA4'de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi	68
Şekil 4.8. SETA1- A4'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi	69
Şekil 4.9. SET1-SET4'DE %P/AKM'nin Günlük Değişimi	70
Şekil 4.10. SET A5'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	72
Şekil 4.11. SET A6'da KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	74
Şekil 4.12. SET A7'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	76
Şekil 4.13. SETA3, SETA5-SET7'de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi	79
Şekil 4.14. SET A3, SET A5-SET A7'de KOİ Parametresinin Günlük Değişimi	80
Şekil 4.15. SET A3, SET A5-SET A7'de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi	81
Şekil 4.16. SET A3, SET A5-SET A7'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi	82
Şekil 4.17. SET A3, SETA5-SET A7'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi	83
Şekil 4.18. SET A1-SET A7'de NH4-N Parametresinin Günlük Değişimi	84
Şekil 4.19. SET G1'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	86
Şekil 4.20. SET G2'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	88
Şekil 4.21. SET G3'de KOİ, NH4-N ve PO4-P Parametresinin Çevrim İçi Değişimi	90

Şekil 4.22. SET G4'de KOİ, NH ₄ -N ve PO ₄ -P Parametresinin Çevrim İçi Değişimi	92
Şekil 4.23. SET G1-G4'de PO ₄ -P Parametresinin Günlük Değişimi	95
Şekil 4.24. SET G1 -G4'de KOİ Parametresinin Günlük Değişimi	96
Şekil 4.25. SET G1-SET G4'de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi	97
Şekil 4.26. SET G1-G4'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi	98
Şekil 4.27. SET G1-SET G4'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi	99
Şekil 4.28. SET G5'de KOİ, NH ₄ -N ve PO ₄ -P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	101
Şekil 4.29. SET G6'da KOİ, NH ₄ -N ve PO ₄ -P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	103
Şekil 4.30. SET G7'de KOİ, NH ₄ -N ve PO ₄ -P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi	105
Şekil 4.31. SET G2, G5-G7'de PO ₄ -P Parametresinin Günlük Değişimi	108
Şekil 4.32. SET G2, SET G5-SET G7'de KOİ Parametresinin Günlük Değişimi	109
Şekil 4.33. SET G2, SET G5-SET G7'de AKM, UKM Parametrelerinin Günlük Değişimi ...	110
Şekil 4.34. SET G2, SET G5-SETG7'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi	111
Şekil 4.35. SET G2, SET G5-SET G7'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi	112
Şekil 4.36. SET G2, SET G5-SET G7'de NH ₄ -N Parametresinin Günlük Değişimi	113
Şekil 4.37. Set A, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	115
Şekil 4.38. Set A, pH=6,5'da KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	116
Şekil 4.39. Set A, pH=7,0'de KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	117
Şekil 4.40. Set A, pH=7,5'da KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	118
Şekil 4.41. Set A, pH= 8,0'de KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	119
Şekil 4.42. Set G, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	120
Şekil 4.43. Set G, pH= 6,5'da KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	121
Şekil 4.44. Set G, pH= 7,0'de KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	122
Şekil 4.45. Set G, pH= 7,5'da KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	123
Şekil 4.46. Set G, pH= 8,0'de KOİ, PO ₄ -P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi	123
Şekil 5.1. SET A1-A4'de KOİ VE PO ₄ -P Giderme Verimlerinin Çamur Yaşı ile Değişimi ...	124
Şekil 5.2. SET A1-A4'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki	125
Şekil 5.3. SET A1-A4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki	126
Şekil 5.4. SET A1-A4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki	127
Şekil 5.5. SET G1-G4'de KOİ ve PO ₄ -P Giderme Verimlerinin Çamur Yaşı ile Değişimi ...	127
Şekil 5.6. SET G1-G4'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki.....	128
Şekil 5.7. SET G1-G4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki	129
Şekil 5.8. SET G1-G4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki	129

Şekil 5.9. SET A3, Set A5-A7'de KOİ ve PO ₄ -P Giderme Verimlerinin Hidrolik Bekleme Zamanı ile Değişimi	130
Şekil 5.10. SET A3, SET A5-A7'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki	131
Şekil 5.11. SET A3, SET A5-A7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki	132
Şekil 5.12. SET A3, SET A5-A7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki	133
Şekil 5.13. SET G2, SET G5-G7'de KOİ ve PO ₄ -P Giderme Verimlerinin Hidrolik Bekleme Zamanı ile Değişimi	134
Şekil 5.14. SET G3, SET G5-G7'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki	135
Şekil 5.15. SET G3, SET G5-G7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki	135
Şekil 5.16. SET G2, SET G5-G7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki	136
Şekil 5.17. Asetatla Beslenen Reaktörün Anaerobik Kademesinde Fosfor Salınımının pH'a Bağlı Olarak Değişimi	137
Şekil 5.18. Asetatla Beslenen Reaktörün Anaerobik Kademesinde Fosfor Salınımının pH'a Bağlı Olarak Değişimi	138
Şekil 5.19. Anaerobik Kademe pH ve P/Ac Oranı Arasındaki İlişki	138

TABLolar LİSTESİ

	Sayfa
Tablo 2.1. Ham Evsel Atıksuda Bulunan Tipik Fosfor Konsantrasyonları	3
Tablo 2.2. PHA'nın Yapısı ve Ön Bileşikleri	10
Tablo 2.3. Giderilen her mg Fosfor İçin Kullanılan KOİ'nin Oranı	18
Tablo 2.4. Fosfor Metabolizmasında Rol Alan Bileşikler	33
Tablo 2.5. Biyolojik Fosfor Gideriminin Anaerobik Kademesindeki Metabolik Reaksiyonlar	34
Tablo 2.6. Biyolojik Fosfor Gideriminin Aerobik Kademesindeki Metabolik Reaksiyonlar	34
Tablo 2.7. Karbon Kaynağı Olarak Asetat Kullanılan BFG İçin Sunulan Metabolik Modeller	38
Tablo 2.8. Biyolojik Fosfor Gideren Sistemler İçin Diğer Araştırmacılar Tarafından Belirtilen Stokiyometrik Değerler	47
Tablo 3.1. Her Bir Çevrimde Yer Alan Kademeler ve Süreleri	52
Tablo 3.2. Deneyde Kullanılan Setler	53
Tablo 3.3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksuyun Bileşimi	54

EKLER LİSTESİ

Tablo A.1. SET A1 ve SET A2'nin Günlük Ölçüm Sonuçları	157
Tablo A.2. SET A3 ve SET A4'ün Günlük Ölçüm Sonuçları	158
Tablo A.3. SET A5 ve SET A6'nın Günlük Ölçüm Sonuçları	159
Tablo A.4. SET A7 ve SET G1'in Günlük Ölçüm Sonuçları	160
Tablo A.5. SET G2 ve SET G3'ün Günlük Ölçüm Sonuçları	161
Tablo A.6. SET G4 ve SET G5'in Günlük Ölçüm Sonuçları	162
Tablo A.7. SET G6 ve SET G7'nin Günlük Ölçüm Sonuçları	163
Tablo B.1. SET A1'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	164
Tablo B.2. SET A2'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	164
Tablo B.3. SET A3'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	164
Tablo B.4. SET A4'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	165
Tablo B.5. SET A5'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	165
Tablo B.6. SET A6'nın Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	166
Tablo B.7. SET A7'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	166
Tablo B.8. SET G1'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	166
Tablo B.9. SET G2'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	167
Tablo B.10. SET G3'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	167
Tablo B.11. SET G4'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	167
Tablo B.12. SET G5'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	168
Tablo B.13. SET G6'nın Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	168
Tablo B.14. SET G7'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler	169
Tablo C.1. SET A, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda Kademe İçinde Ölçülen Değerler	169
Tablo C.2. SET A, pH= 6,5'da Kademe İçinde Ölçülen Değerler	169
Tablo C.3. SET A, pH= 7,0'de Kademe İçinde Ölçülen Değerler	169
Tablo C.4. SET A, pH= 7,5'da Kademe İçinde Ölçülen Değerler	170
Tablo C.5. SET A, pH= 8,0'de Kademe İçinde Ölçülen Değerler	170
Tablo C.6. SET G, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda Kademe İçinde Ölçülen Değerler	170
Tablo C.7. SET G, pH= 6,5'da Kademe İçinde Ölçülen Değerler	170
Tablo C.8. SET G, pH= 7,0'de Kademe İçinde Ölçülen Değerler	171
Tablo C.9. SET A, pH= 7,5'da Kademe İçinde Ölçülen Değerler	171
Tablo C.10. SET A, pH= 8,0'de Kademe İçinde Ölçülen Değerler	171

SİMGELER LİSTESİ

Mg	: Magnezyum
K	: Potasyum
K _m	: Yarı doyumluk konsantrasyonu (C-mmol/L)
Q ₁₀	: Sıcaklık katsayısı
T _m	: Çamur yaşı (gün)
T _h	: Hidrolik bekleme zamanı (saat)
ΔΨ	: Elektriksel potansiyel (kJ/mol)
Δp	: proton hareket gücü (kJ/mol)
pH _{iç, dış}	: Hücre içinde ve dışındaki pH
R	: Gaz sabiti (kJ/mol.K)
T	: Sıcaklık (K)
ΔGH _{ac}	: Asetatın taşınım enerjisi (kJ/mol)
n	: Taşınan asetatın yükü
C _{iç}	: Asetatın iç konsantrasyonu (C-mmol/L)
C _{dış}	: Asetatın dış konsantrasyonu (C-mmol/L)

KISALTMALAR LİSTESİ

ACS	: Asetil CoA senteaz
AK	: Asetat kinaz
AKM	: Askıda katı madde
ADP	: Adenozin difosfat
ATP	: Adenozin trifosfat
API	: Analitik profil indeks
AFG	: Aerobik fosfor giderimi
AKFG	: Anoksik fosfor giderimi
AKR	: Ardışık kesikli reaktör
A/O	: Anaerobik/aerobik
A2	: Anaerobik/anoksik
A2/O	: Anaerobik/anoksik/aerobik
BAFG	: Biyolojik aşırı fosfor giderimi
BCFS	: Biyolojik-kimyasal fosfor ve azot giderimi
BFG	: Biyolojik fosfor giderimi
BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
DNA	: Deoksiribonükleik asit
DGBO	: Denitrifikasyon yeteneğine sahip glikojen biriktiren organizmalar
DPBO	: Denitrifikasyon yeteneğine sahip polifosfat biriktiren organizmalar
ED	: Entner-Doudoroff
EDAX	: Elektron saçan X ışını analizi
EMP	: Embden-Myerhof pathway
FADH ₂	: Flavın adenin dinükleotid
GBO	: Glikojen biriktiren organizmalar
G+C	: Guanin+sitozin
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
LÜO	: Laktik asit üreten organizmalar
NAD	: Nikotinamid adenin dinükleotid
NADH ₂	: İndirgenmiş nikotinamid adenin dinükleotid
NADP	: Nikotinamid adenin dinükleotid fosfat
NADPH ₂	: İndirgenmiş nikotinamid adenin dinükleotid fosfat
NMR	: ³¹ P-nükleer magnetik rezonans
PBO	: Polifosfat biriktiren organizmalar

PHA	: Polihidroksialkanat
PHB	: Polihidroksibütirat
PHV	: Polihidroksivalerat
PTA	: Fosfotransasetilaz
RNA	: Ribonükleik asit
SVI	: Çamur hacim indeksi
TCA	: Trikarboksilik asit
TKN	: Toplam kjehdal azotu
TNCU-I	: Tayvan ulusal merkez üniversitesi-I
UCT	: Cape Town Üniversitesi
UKM	: Uçucu katı madde
VIP	: Virginia İlk Tesis
3 HB	: 3-hidroksibütirat
3 HV	: 3-hidroksivalerat
3 H2MB	: 3-hidroksi-2-hidroksimetilbütirat
3 H2MV	: 3-hidroksi-2-hidroksimetilvalerat

ÖZET

DOKTORA TEZİ

ANAEROBİK/ANOKSİK ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRDE BİYOLOJİK FOSFOR GİDERİMİ

Engin GÜRTEKİN

Fırat Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
2005, Sayfa : 171

Bu çalışmada iki tane anaerobik/anoksik ardışık kesikli reaktör kurulmuştur. Bu reaktörlerden biri asetatla, diğeri glikozla beslenmiştir. Her iki reaktörde, çamur yaşının, hidrolik bekleme zamanının etkisi ve anaerobik kademedeki pH ile fosfor salınımı ve fosfor salınımının karbon bağlanmasına oranı arasındaki ilişki araştırılmıştır. Bu çalışmalar neticesinde, asetat ve glikozun anaerobik/anoksik reaktörde biyolojik fosfor giderimine etkisi de bulunmuştur.

Asetatla beslenen reaktörde; KOİ giderme verimi 20 günlük çamur yaşında % 94, 15 günlük çamur yaşında % 93, 10 günlük çamur yaşında % 90 ve 5 günlük çamur yaşında % 89'dur. PO₄-P giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında % 74, 15 günlük çamur yaşında % 78, 10 günlük çamur yaşında % 87 ve 5 günlük çamur yaşında % 39'dur. Bu sonuçlardan, asetatla beslenen reaktörde çamur yaşının KOİ giderme verimine etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından 10 günlük çamur yaşı (SET A3) optimum olarak bulunmuştur. Glikozla beslenen reaktörde; KOİ giderme verimi, 20 günlük çamur yaşında % 92, 15 günlük çamur yaşında % 91, 10 günlük çamur yaşında % 91 ve 5 günlük çamur yaşında % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında % 45, 15 günlük çamur yaşında % 55, 10 günlük çamur yaşında % 51 ve 5 günlük çamur yaşında % 25'dir. Bu sonuçlardan, glikozla beslenen reaktörde çamur yaşının KOİ giderme verimine etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından 15 günlük çamur yaşı (SET G3) optimum olarak bulunmuştur.

Asetatla beslenen reaktörde; KOİ giderme verimi, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 92 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 87, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 79, 24 saatlik hidrolik

bekleme zamanında % 73 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 79'dur. Bu sonuçlardan, asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının KOİ giderme verimine etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı (SET A3) optimum olarak bulunmuştur. Glikozla beslenen reaktörde; KOİ giderme verimi, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 55, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 57, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 47 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 33'dür. Bu sonuçlardan, glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının KOİ giderme verimine önemli ölçüde bir etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından; 16 saatlik hidrolik bekleme zamanını (SET G5) optimum olarak bulunmuştur. Çamur yaşı ve hidrolik bekleme zamanının NH₄-N giderimine de önemli bir etkisi gözlenmemiştir.

Asetatla beslenen reaktörde, hidrolik bekleme zamanının 8 saatten 24 saate artmasıyla fosfor salınımı ve bağlanması artmıştır. Ancak, fosfor gideriminde artış gerçekleşmemiştir. Glikozla beslenen reaktörde ise, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanının altında ve üstünde fosfor giderimi, fosfor salınımı ve bağlanması miktarlarında düşüş gözlenmiştir. Her iki reaktörün anaerobik kademesinde pH'daki artışla birlikte fosfor salınımı ve fosfor salınımının karbon bağlanmasına oranının arttığı gözlenmiştir. Reaktörlerden biri asetat ve diğeri glikozla beslenerek bunların fosfor giderimindeki etkisi de bulunmuştur. Gerek çamur yaşı gerekse hidrolik bekleme zamanının etkisinin incelendiği her iki reaktördeki verimler değerlendirildiğinde, glikozla biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği, ancak asetatla beslenen reaktörle karşılaştırıldığında daha düşük olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, anaerobik ortamda fosfor salınımı gözlenmiş ve bu anoksik ortamda fosfor alımıyla orantılı bir şekilde gerçekleşmiştir.

Anahtar Kelimeler : Anaerobik/anoksik, biyolojik fosfor giderimi, çamur yaşı, hidrolik bekleme zamanı.

ABSTRACT

PhD Thesis

BIOLOGICAL PHOSPHORUS REMOVAL IN ANAEROBIC/ANOXIC SEQUENCING BATCH REACTOR

Engin GÜRTEKİN

Firat University
Graduate School Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering
2005, Page : 171

In this study, two anaerobic/anoxic sequencing batch reactors were set up. One from this reactors was feed with acetate. The other reactor was feed with glucose. It was investigated to effect of sludge age, hydraulic retention time and relation among phosphorus release and ratio to carbon uptake of phosphorus release with pH in each reactors. In result of this studies, it was also found to effect of acetate and glucose on biological phosphorus removal in anaerobic/anoxic reactor.

In reactor feeding with acetate, efficiency of COD removal was % 94 in sludge time of 20 days, % 93 in sludge time of 15 days, % 90 in sludge time of 10 days and % 89 in sludge time of 5 days. Efficiency of PO₄-P removal was % 74 in sludge time of 20 days, % 78 in sludge time of 15 days, % 87 in sludge time of 10 days and % 39 in sludge time of 5 days. It wasn't observed an effect of sludge age on efficiency of COD removal in reactor feeding with acetate. It was found to be optimum of sludge age of 10 days (SET A3) from point of view efficiency of phosphorus removal. In reactor feeding with glucose, efficiency of COD removal was % 92 in sludge time of 20 days, % 91 in sludge time of 15 days, % 91 in sludge time of 10 days and % 90 in sludge time of 5 days. Efficiency of PO₄-P removal was % 45 in sludge time of 20 days, % 55 in sludge time of 15 days, % 51 in sludge time of 10 days and % 25 in sludge time of 5 days. It wasn't observed an effect of sludge age on efficiency of COD removal in reactor feeding with glucose. It was found to be optimum of sludge age of 15 days (SET G2) from point of view efficiency of phosphorus removal.

In reactor feeding with acetate, efficiency of COD removal was % 91 in hydraulic retention time of 12 hours, % 91 in hydraulic retention time of 16 hours, % 92 in hydraulic retention time of 24 hours and % 90 in hydraulic retention time of 8 hours. Efficiency of PO₄-P

removal was % 87 in hydraulic retention time of 12 hours, % 79 in hydraulic retention time of 16 hours, % 73 in hydraulic retention time of 24 hours and % 79 in hydraulic retention time of 8 hours. It wasn't observed an effect of hydraulic retention time on efficiency of COD removal in reactor feeding with acetate. It was found to be optimum of hydraulic retention time of 12 hours (SET A3) from point of view efficiency of phosphorus removal. In reactor feeding with glucose, efficiency of COD removal was % 91 in hydraulic retention time of 12 hours, % 91 in hydraulic retention time of 16 hours, % 91 in hydraulic retention time of 24 hours and % 90 in hydraulic retention time of 8 hours. Efficiency of PO₄-P removal was % 55 in hydraulic retention time of 12 hours, % 57 in hydraulic retention time of 16 hours, % 47 in hydraulic retention time of 12 hours and % 33 in hydraulic retention time of 12 hours. It wasn't observed an effect of hydraulic retention time on efficiency of COD removal in reactor feeding with glucose. It was found to be optimum of hydraulic retention time of 16 hours from point of view efficiency of phosphorus removal. It wasn't observed an effect of sludge age and hydraulic retention time on efficiency of NH₄-N removal in each reactor.

Phosphorus release and uptake increased by increasing from 8 hours to 24 hours of hydraulic retention time in reactor feed with acetate. However, phosphorus removal didn't increase. It was observed decrease at amounts of phosphorus removal, phosphorus release, phosphorus uptake at below and over of hydraulic retention time of 16 hours in case of glucose feeding. It was observed to increasing of phosphorus removal and of ratio to carbon uptake of phosphorus release with increasing of pH at anaerobic phase of each reactor. It was found the effect of acetate and glucose on phosphorus removal by feeding with acetate and glucose into each reactors. It was evaluated efficiencies in reactors investigated effects of both sludge age and hydraulic retention time. It was found that biological phosphorus removal was obtained with glucose. However, phosphorus removal was smaller in comparison with reactor feed acetate. In addition, it was observed to phosphorus release in anaerobic phase and this was balanced with phosphorus uptake.

Key Words : Anaerobic/anoxic, biological phosphorus removal, sludge retention time, hydraulic retention time.

1. GİRİŞ

Alıcı ortamlara boşaltılan atıksu miktarı, her geçen gün artmaktadır. Bu artış, ekonomik ve uygulanabilir yeni arıtma sistemlerinin geliştirilmesini veya mevcut atıksu arıtma sistemlerinde değişiklikler yapılmasını mecburi hale sokmaktadır.

Biyolojik fosfor giderimi, mikroorganizmaların fosforu normal metabolik faaliyetlerinin aşırısında biriktirdiği bir aktif çamur prosesidir. Biyolojik olarak fosfor giderimi çevresel, ekonomik, ve işletme açısından avantajlar içermektedir. Biyolojik olarak fosfor giderimi ile ötrofikasyon olayı yavaşlayacaktır. Kimyasal madde kullanılmadığından dolayı oluşan çamur miktarı azalacaktır. Böylece hem kimyasal madde hem de çamurun uzaklaştırılması hususunda ekonomik kazanç sağlanacaktır.

Biyolojik fosfor giderimi, atıksu arıtma tesislerinde azot giderimiyle birlikte uygulanmaktadır. Azot giderme proseslerinde son aşama denitrifikasyondur. Klasik fosfor ve azot gideren sistemlerde (anaerobik/aerobik/anoksik); organik besi maddesi, hem azot hem de fosfor giderimi için gereklidir. Şehir atıksuyunda ki organik besi maddesi, azot ve fosfor giderimi için sık sık sınırlayıcı rol oynar. Eğer anoksik ortamda elektron alıcısı olarak nitrat kullanılarak fosfor giderimi gerçekleşirse, organik besi maddesinin fosfor ve azot giderimi için daha etkili kullanımı sağlanmış olur.

Son yıllarda, biyolojik fosfor giderimi için kullanılan klasik anaerobik-aerobik prosese alternatif olarak anaerobik-anoksik proses ortaya konmuştur. Bu yeni proses, oksijen yerine elektron alıcısı olarak nitratı kullanarak yüksek miktarda fosfor biriktirebilen denitrifikasyon yapabilen fosfor biriktiren organizmaların aktivitesine dayanmaktadır. Denitrifikasyon yapabilen fosfor gideren mikroorganizmaların metabolizması için oksijenden ziyade nitratın kullanımı, organik besi maddesi, havalandırma enerjisi gereksiniminde azalma ve aynı reaktörde denitrifikasyonla birlikte fosfat gideriminin meydana gelmesi gibi nedenlerden avantajlıdır. Ayrıca, anaerobik/anoksik sistemde daha düşük çamur üretimi ve daha iyi çamur hacim indeksi sağlanmaktadır.

Biyolojik fosfor gideren sistemlerde, polifosfat biriktiren organizmalar ve glikojen biriktiren organizmalar olmak üzere iki grup bakteri mevcuttur. Anaerobik kademedede, polifosfat biriktiren organizmalar uçucu yağ asitlerini polihidroksibütirat şeklinde depolarlar. Bunun için gerekli enerji, hücre içinde depolanan polifosfatın hidrolizinden sağlanır. Hücrede redoks dengesini muhafaza etmek için bakterinin glikojen muhtevası da azalır. Aerobik veya anoksik kademedede, depolanan polihidroksibütirat büyüme ve fosfatın polifosfat olarak depolanması için kullanılır. Glikojen rezervleri yeniden oluşur. Glikojen biriktiren organizmalar, polihidroksi

bütirat depolaması için gerekli enerjiyi hücre içi glikojenden sağlar. Böylece, anaerobik kademede fosfor salınımı ve aerobik veya anoksik kademede fosfor alımı gerçekleşmez.

Biyolojik fosfor gideriminde glikozun rolü ile ilgili çelişkili bilgiler mevcuttur. Bir kısım araştırmacılar (Cech ve Hartman, 1990; Satoh ve diğ., 1994), fosfor giderimini bozduğunu savunurken diğeri bir kısım (Nakamura ve diğ., 1991; Carucci ve diğ., 1994; Liu, 1998) glikozla iyi sonuçlar elde etmişlerdir. Glikozun anaerobik-anoksik reaktörde fosfor giderimine olan etkisi ile ilgili bir çalışma da bulunmamaktadır.

Biyolojik fosfor gideriminde çamur yaşının önemli ölçüde etkili olmadığı belirtilmiştir (Reddy, 1998). Bazı araştırmacılar ise, fosfor giderimi için 10 günlük çamur yaşını optimum olarak belirlemişlerdir (Chang ve diğ., 1996). Yeni bir proses olan anaerobik-anoksik reaktörde ise, asetat kullanılarak yapılan çalışmada 15 günlük çamur yaşının optimum olduğu belirtilmiştir (Merzouki ve diğ., 2001). Glikoz kullanılarak çamur yaşının etkisi ise literatürde incelenmemiştir.

Chang ve Hao (1996), anaerobik-aerobik ardışık kesikli reaktörde 16 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 15 günlük çamur yaşı ve 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 10 günlük çamur yaşını kullanarak nutrient giderimini incelemişlerdir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 10 günlük çamur yaşı kullanıldığında KOİ gideriminde hemen hemen değişim olmadığını, azot ve fosfor gideriminde artış olduğunu gözlemlemişlerdir. Asetat ve glikoz kullanılarak hidrolik bekleme zamanının anaerobik-anoksik reaktörde fosfor giderimine olan etkisi ile ilgili bir çalışma da bulunmamaktadır.

Anaerobik kademenin pH'ı biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. pH'ın anaerobik kademede gerçekleşen asetat alımını ve fosfor salınımını etkilediği bilinmektedir (Smolders ve diğ., 1994; Liu ve diğ., 1996b). Anaerobik kademede, pH'ın polifosfat biriktiren organizmalar ve glikojen biriktiren organizmalar arasındaki rekabete de etki ettiği bilinmektedir (Filipe ve diğ., 2001a). Reaktörde pH kontrolünün yapılıp yapılmamasıyla ilgili ise net bir bulgu bulunmamaktadır.

Bu çalışmada amaç, asetat ve glikozla beslenen her iki anaerobik-anoksik reaktörde biyolojik fosfor giderimine; çamur yaşı, hidrolik bekleme zamanı ve anaerobik kademede pH'ın anaerobik fosfor salınımına ve fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanmasına oranına olan etkisini araştırmaktır. Bu çalışmalar neticesinde; asetat ve glikozun anaerobik/anoksik reaktörde biyolojik fosfor giderimine olan etkisi de ortaya çıkacaktır.

Bu çalışma, FÜBAP (Fırat Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri)'in 926 nolu projesi olarak desteklenmiştir.

Fosfor, bütün canlı hücreler için gerekli olan bir makronutrienttir. Göllerde alg ve bitkilerin büyümesinde sınırlayıcı nutrienttir. Bakteri ve diğer birçok organizma organik fosfor ve katı fazlı yapıları oluşturmak için ortofosfatları kullanırlar. Adenozin trifosfat (ATP), nükleik asitler (DNA ve RNA) ve hücre membranlarındaki fosfolipitlerin önemli bir bileşenidir. Hem prokaryot hem de ökaryotlarda; fosfor, polifosfat olarak hücre içi volutin granüllerinde depolanabilir.

Doğal şartlarda fosfor konsantrasyonu yüzeysel sularda denge halindedir. Sulara fosfor girişi canlı organizmaların asimile edebileceğinden fazla olursa aşırı fosfor problemi meydana gelir. Aşırı fosfor alg büyümesini hızlandırarak ötrofikasyona neden olur. Göllerde alg büyümesinin temel mekanizması fotosentezdir. Ötrofikasyon olayı fotosentez için gerekli olan şartlar engellenerek kontrol edilebilir. Güneş ışığı ve CO₂ kontrol edilemeyen faktörlerdir. Azot ve fosfor kontrol edilebilir. Ancak atmosferik azotun mavi-yeşil algler tarafından bağlanabildiği bilinmektedir. Alg büyümesi için kullanılabilir tek fosfor kaynağı sulardır. Bu nedenle, ötrofikasyonu önlemede en etkili faktör fosforun giderilmesidir.

2.2. Fosfor Giderme Yöntemleri

2.2.1. Kimyasal fosfor giderimi

Atıksu arıtma tesislerinde fosfor gideriminde kimyasal çökelme yönteminin kullanılması 1950'li yıllara dayanır. Fosfor, atıksuya alum (Al₂(SO₄)₃.18H₂O), sodyum alüminat (NaAlO₂), demir klorür (FeCl₃), demir sülfat (FeSO₄) veya kireç (Ca(OH)₂) ilave edilerek oluşan çözünmeyen metal fosfatların çöktürülmesi ile giderilir. Önemli çamur artışı ve işletme problemlerinden dolayı kireç kullanımından vazgeçilmiştir.

Atıksu arıtma proseslerinde, kimyasal madde ilavesi değişik noktalarda yapılabilmektedir. Birinci çökteltme havuzunun girişine kimyasal madde ilavesi yapıldığı zaman direk çökelme adını alır. Bu proseste, ön çökteltme çıkışı direkt alıcı ortama verilir. Alıcı ortamda, yüksek karbon ve azot konsantrasyonlarının sorun oluşturmadığı ve sadece fosfor konsantrasyonunun kontrol edilmesinin yeterli olduğu durumlarda uygulanır. Devamında biyolojik arıtımın olduğu birinci çökteltme havuzunun girişine yapılan kimyasal madde ilavesi ön çökteltme adını alır. Bu proseste, önemli organik madde ve askıda katı madde giderimi sağlanır. Flokülasyon için polimer ilavesi, oluşan çamurun suyunu verme kapasitesinin azalması ve fazla çamur oluşumu prosesin dezavantajlarından. Ancak çamurun anaerobik olarak çürütülmesi sonucu oluşan biyogazda artış olmaktadır. Kimyasal maddeler, havalandırma havuzunun girişine, direkt havuza veya çıkışına ilave ediliyorsa birlikte çökelme adını alır. Bu şekilde optimum şartların sağlanması için uygun yer tespiti yapılabilir. Kimyasal madde son çökteltmeden sonraki çökelme havuzunun girişine yapılıyorsa son çökelme adını alır.

Fosfor uzaklaştırması için gerekli kimyasal doz; atıksu karakteristikleri, akış hızı, hidrolik yük, kimyasal maddenin cinsi, uygulama noktası ve sıklığı gibi faktörler tarafından etkilenmektedir. Ayrıca karışım, flokülasyon, çökelme karakteristikleri, bekleme zamanı, çamur yaşı, geri devir gibi faktörler de dikkate alınmalıdır.

Kimyasal çökelme yöntemiyle % 70-95 fosfor giderimi elde edilmektedir. Ancak, kimyasal yöntemle fosfor gideriminin çeşitli dezavantajları vardır. Bu dezavantajlar; büyük miktarda çamur oluşumu, kimyasalların maliyeti, demir ve alüminyum tuzlarının ekolojik açıdan olumsuz etkileri şeklinde sıralanabilir.

2.2.2. Biyolojik fosfor giderimi

Biyolojik fosfor giderimi (BFG) ile ilgili çok sayıda mekanizma ileri sürülmüştür. Atıksu arıtma tesislerinde mikroorganizmaların anaerobik-aerobik (polifosfat biriktiren organizmalar, PBO) veya anaerobik-anoksik faza (denitrifikasyon yapabilen polifosfat biriktiren organizmalar, DPBO) ardışık olarak maruz kalmasıyla biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği tespit edilmiştir. Atıksu anaerobik faza girdiği zaman fosfor gideren bakteriler (PBO, DPBO), karbon kaynaklarını polihidroksialkanat (PHA) olarak adlandırılan bir iç polimer olarak depolarlar. PHA'nın başlıca formları polihidroksibütirat (PHB) ve polihidroksivalerattır (PHV). Bu polimerin depolanması için gerekli enerji glikojenin parçalanmasından ve polifosfatın hidrolizinden elde edilir. Polifosfat enerji temini için ortofosfata dönüştüğünden anaerobik ortamda fosfor konsantrasyonu artar. Anaerobik ortamdan sonra aerobik veya anoksik bir ortam gelmelidir. Anaerobik ortamda depolanan PHB, aerobik veya anoksik ortamda fosfatın polifosfata dönüşümü ve glikojenin yeniden teşekkülü için enerji ve karbon kaynağı olarak tüketilir. Biyolojik fosfor giderimi bu şekilde gerçekleşmektedir.

Fosfor gideren bakteriler, anaerobik ortam sayesinde diğer mikroorganizmalarla besi maddesi için rekabet etmeden gerekli karbonu depolayabilmektedir. Ancak daha sonraki araştırmalarda; bu proseslerde, PBO ile besi maddesi için rekabet edebilen ve karbon kaynağını polifosfattan elde edilen enerjiye ihtiyaç duymadan depolayabilen glikojen biriktiren organizmalar (GBO) bulunduğu tespit edilmiştir.

Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleşmesi için, kısa zincirli uçucu yağ asitleri gereklidir. Aksi takdirde, anaerobik ortamda biyolojik parçalanabilir karbon kaynaklarının fermantasyonu gereklidir.

2.2.2.1. Aerobik fosfor giderimi (AFG, PBO)

Aktif çamur sistemlerinde biyolojik fosfor gideriminin temelleri 1940'lı yıllara dayanır (Sawyer, 1944; Rudolfs, 1947 ve Greenburg ve diğ., 1955). Ancak biyolojik fosfor gideriminin gelişimi Levin ve Shapiro (1965) ile başlamıştır. Onlar, yüksek fosfor uzaklaştırmasını "aşırı depolama (luxury uptake)" olarak tanımladılar. Daha sonra yaptıkları araştırmalarda fosfor

bağlanması ve salınmasının ters dönüşümlü bir proses olduğunu gözlemlemişlerdir. Başlangıçta biyolojik fosfor giderimini, kimyasal çökelmeye ve biyolojik çamura adsorbsiyonuna bağladılar. Convery (1970), “luxury uptake” ve fiziksel metotlar ile fosfor gideriminin gerçekleştirileceği atıksu arıtma tesislerinin projelendirilmemesini tavsiye etti. Toksik besi maddelerinin inhibisyon etkisi ve oksijen gereksinimi fosfor bağlanması biyolojik olduğunun ilk işaretleri olmuştur. 1970’li yıllarda, çeşitli atıksu arıtma tesislerinde % 85-95 toplam fosfor giderimi olduğu ve atılan çamurun kuru ağırlığının % 2-7 fosfor muhtevasına sahip olduğu belirtilmiştir. Fush ve Chen (1975), aktif çamur mikroorganizmalarının (*acinetobacter*) fosfatı polifosfat tarzında depoladıklarını gözlemlediler. *Acinetobacter* içinde PHB (poly-beta-hidroksibütirat) birikimini de ilk onlar tespit etmişlerdir. PHB’nin polifosfat birikimi için kullanılabileceğini ileri sürmüşlerdir. Barnard (1974), anaerobik bölgede nitratın bulunmasının fosfor giderimini olumsuz etkilediğini belirtmiştir. Barnard (1975), anaerobik şartlarda fosfor salınımı ve aerobik şartlarda fosfor alımı arasında bir ilişki olduğunu ortaya koydu. Nicholls ve Osborn (1979), anaerobik şartlar altında basit besi maddelerinin PHB olarak depolandığını ve bunun polifosfat hidrolizi sonucu meydana gelen fosfat salınımıyla bağlantılı olduğunu ileri sürdüler.

2.2.2.2. Anoksik fosfor giderimi (AKFG, DPBO)

Başlangıçta BFG’den sorumlu mikroorganizmaların denitrifikasyon yeteneğine sahip olmadığı görüşü hakimdi. Bu görüş; anaerobik kademeye giren nitratın BFG’nin verimini ters yönde etkilemesi, PBO olmayan heterotrof organizmaların hakim olduğu sistemlerle karşılaştırıldığında daha düşük denitrifikasyon hızı ve anoksik şartlarda bağlanmadan ziyade fosfor salınımının meydana gelmesi şeklindeki gözlemlerle destekleniyordu. Ancak, daha sonra yapılan araştırmalar PBO’nun bir kısmının anoksik şartlar altında fosfatı bağlayacağını gösteriyordu.

Malnou ve diğ. (1984), laboratuvar ölçekli biyolojik fosfor gideren sistemde anoksik kademe fosfor bağlanmasını gözlemlemişlerdir. Hatta, ham atıksuda azot muhtevası yüksek olduğunda anaerobik kademeye çökelen çamurla birlikte nitrat geri devir edildiğini ve fosfor gideriminde azalmanın gözlemlendiğini belirtmişlerdir.

Comeau ve diğ. (1986), pilot ölçekli biyolojik fosfor gideren sistemden aldığı çamurla nitratın etkisini belirlemek için kesikli deneyler yaptılar. Polifosfat organizmaların bir kısmının oksijen yokluğunda elektron alıcısı olarak okside edilmiş azotu (nitrat veya nitrit) kullanabileceğini söylemişlerdir.

Comeau ve diğ. (1987), farklı elektron alıcılarının fosfat bağlanması, salınımı ve PHB ve PHV depolanması/tüketimi üzerine etkisini karşılaştırmak için kesikli deneyler yaptılar. Anoksik ortamda tüketilen PHA için bağlanan fosfat 2.3 mol PO₄-P/mol PHA ve aerobik ortamda 2.6 mol PO₄-P/mol PHA’dır.

Gerber ve diğ. (1987), değişen zamanlarda asetatla beslenen aerobik ve anoksik kesikli deneylerde fosfat bağlanmasını ve salınımını karşılaştırdılar. Asetat ilavesinin oksijen veya nitratın mevcudiyetine bakılmaksızın fosfor salınımına neden olduğu gözlenmiştir. Anoksik şartlarda fosfor bağlanma hızı aerobik şartlardan oldukça daha azdır.

Vlekke ve diğ. (1988), biyo-P bakterinin elektron alıcısı olarak nitratı kullanma ihtimalini araştırmak için elektron alıcısı olarak biri oksijen diğeri nitrat olmak üzere iki ardışık kesikli reaktör (AKR) kullandılar. Sonuçlar, biyofosfor bakterinin elektron alıcısı olarak nitratı ($\text{NO}_3\text{-N}$) kullanarak PHA'ı okside edebildiğini gösterdi. Her iki AKR'de fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) bağlanması yaklaşık olarak aynı olduğu zaman elektron alıcısı olarak $\text{NO}_3\text{-N}$ 'in kullanıldığı sistemde yaklaşık % 50 daha fazla PHA tüketildiği gözlenmiştir. Neticede nitratın fosfat bağlanması için oksijen kadar etkili olmadığı belirtilmiştir.

Wentzel ve diğ. (1989a, 1989b), sürekli akışlı sistemlerde çok düşük nitrat giderimi gözlemlemişlerdir. Biyo-P bakteri kültürleriyle anoksik şartlarda yapılan kesikli deneylerde, evsel atıksu arıtan karışık kültür sistemlerdeki diğeri heterotrofik organizmalara göre daha düşük denitrifikasyon hızı gözlenmiştir. Biyo-P bakterinin sadece küçük bir kısmının denitrifikasyon yapabileceğini belirtmişlerdir.

Pokethitiyook ve diğ. (1992), elektron alıcısı olarak oksijen ve nitrat kullanarak BFG'da nitratın rolünü araştırdılar. Fosfor gideriminin elektron alıcısı olarak nitrat kullanılarak elde edilebileceğini gözlemlemişlerdir.

Kuba ve diğ. (1993, 1994), anaerobik-aerobik ve anaerobik-anoksik AKR'de BFG'i çalıştılar. Her iki sistemde tam fosfor giderimi elde edildi. Nitrat elektron alıcısı olarak kullanıldığı zaman transfer edilen her mol elektron için bağlanan fosfor miktarının elektron alıcısı olarak oksijen kullanıldığı zaman transfer edilen her mol elektron için bağlanan fosfor miktarından % 20-30 daha az olduğunu belirtmişlerdir.

Kern-Jespersen ve Henze (1993), biyo-P bakterinin iki gruba ayrılabilceğini söylemişlerdir. Birinci grup elektron alıcısı olarak oksijeni kullanırken diğeri hem oksijen hem de nitratı kullanabilmektedir. Fosfor bağlanması, anoksik ortamla karşılaştırıldığında aerobik ortamda daha hızlı olduğu belirtilmiştir.

Chuang ve diğ. (1996), fosforca zengin çamur kullanarak anoksik şartlarda fosfor salınımını ve denitrifikasyonu araştırdılar. Organik besi maddesinin, P salınımı/Hac bağlanması ve denitrifikasyon kinetiğini belirleyeceğini söylemişlerdir. Fosfor salınımı ve denitrifikasyon anoksik şartlar altında bir kinetik rekabet göstermiştir. Besi maddesi çok olduğunda; biyo-P çamur, fosforu salarken nitrat besi maddesi sınırlı olduğunda fosfor salınımını inhibe edebilir.

Barker ve Dold (1996), bio-P bakterinin denitrifikasyon yeteneğine sahip olduğunu belirtmişlerdir. Ancak, bio-P bakterinin tamamının bu yeteneğe sahip olmadığını da söylemişlerdir.

Denitrifikasyon yeteneğine sahip mikroorganizmalar sayesinde fosforun yanında azot da birlikte giderilmektedir. Fosfor giderimi atıksu arıtma tesislerinde azot giderimiyle (nitrifikasyon, denitrifikasyon) birlikte uygulanmaktadır. Hem denitrifikasyon hem de denitrifikasyon yapabilen fosfor bakterilerinin fosforu giderilmesi için organik besin maddesi gereklidir. Besin maddesi, klasik sistemlerde fosfor ve azot gideren organizmalar arasında rekabet doğurmaktadır. Şehir atıksuyunda organik besin maddesi fosfor ve azot giderimi için sınırlayıcıdır. Besin maddesinin daha etkili kullanımı anoksik ortamda nitratla fosfor gideriminin sağlanmasıyla mümkün olmaktadır.

Kuba ve diğ. (1993), anaerobik/aerobik (A/O) AKR'de büyüme ürününü 0.35 mg AKM/mg KOİ; anaerobik/anoksik (A2) AKR'de 0.25 mg AKM/mg KOİ olarak gözlemişlerdir. Ayrıca, A2 AKR'de çamur hacim indeksi (SVI) 50 ml/g-AKM'den daha az iken A/O AKR'de SVI 100 ml/g-AKM olarak gözlenmiştir. Böylece A2 sistemin diğer bir avantajı daha düşük çamur üretimi ve daha iyi çamur hacim indeksidir. A2 sistemde havalandırma sadece nitrifikasyon için gerekli olduğundan havalandırma için gerekli enerji maliyetinden kurtulmak mümkündür.

Fosfor anoksik olarak uzaklaştırılabilmesine rağmen DPBO için elektron alıcısı olarak nitrat sağlanması için bir aerobik kademe gereklidir. Bu tek veya iki çamurlu sistemde elde edilebilir. Tek çamurlu sistemde DPBO, nitrifikasyon bakterileriyle birlikte bulunur ve çamur; anaerobik, anoksik ve aerobik kademelerin tümünden geçer. Bununla beraber, nitrifikasyon için gerekli uzun aerobik kademe optimum AKFG için uygun değildir (Kuba ve diğ., 1996c). Önemli miktarda hücre içi PHB, uzun havalandırma periyodunda fosfor gideren mikroorganizmalar tarafından aerobik olarak okside edilir. Böylece denitrifikasyon için daha az substrat mevcuttur. Bu nedenle; iki çamurlu sistemlerde, nitrifikasyon bakterileri ile fosfor bakterileri birbirinden ayrıldığından daha optimal olduğu sonucuna varılmıştır.

İki çamurlu sistemde nitrifikasyon reaktörü, biyofilm (Bortone ve diğ. 1994) ve AKR (Kuba ve diğ. 1996a) şeklindedir. Başlangıçta, tek çamurlu sistemler için ön denitrifikasyon (UCT tipinde) işletmeler tavsiye ediliyordu. Çünkü son denitrifikasyonla karşılaştırıldığında DPBO tarafından kullanılacak PHB miktarı azalmaktadır. Bununla beraber, ön denitrifikasyon işletmelerde anoksik kademedan aerobik kademeye çıkışta nitrat konsantrasyonunu azaltmak için büyük geri devir oranı gereklidir. Bu nedenle, iki çamurlu sistemler için son denitrifikasyon işletmeler tavsiye edilir.

Ahn ve diğ. (2002), üç farklı elektron alıcısı (sadece oksijen, nitrat ve oksijen ve sadece nitrat) kullandığı AKR sistemde PBO'nun en az üç farklı tipinin olduğunu belirtmişlerdir: Oksijenle birlikte nitratı kullanabilen, sadece nitratı kullanabilen ve sadece oksijeni kullanabilen.

Hu ve diğ. (2003), üç farklı elektron alıcısının (oksijen, nitrat ve nitrit) fosfor bağlanmasındaki rollerini araştırdılar. Oksijen, nitrat ve nitritin elektron alıcısı olarak kullanılabileceğini gözlemlemişlerdir. Fosfor gideren bakterinin bilinen iki tanesi (sadece oksijeni kullanabilen, hem oksijen hem nitratı kullanabilen) yanında yeni bir fosfor uzaklaştıran bakteri gözlemlemişlerdir (oksijen, nitrat veya nitrit kullanabilen). Nitritin fosfor giderme prosesinde bir inhibitör olmadığını, nitrit konsantrasyonunun hücreyi inhibe edecek konsantrasyonu olan (>115 mg/L)'den büyük olmaması halinde alternatif elektron alıcısı olduğunu belirtmişlerdir.

Biyolojik fosfor gideriminde; polifosfat, glikojen ve polihidroksialkanatlar gibi mikrobiyal iç rezervler önemli rol oynamaktadır.

-Polifosfat

Mikroorganizmalarda polifosfat birikimi yaygın değildir. Polifosfat sentezi; ATP (adenozin trifosfat)'den bir fosfatın polifosfat kinaz enzimi aracılığıyla polifosfata bir fosfor transferi şeklinde gerçekleşir. Polifosfat parçalanması polifosfat enzimi aracılığıyla basit hidroliz yoluyla meydana gelir. Polifosfat hücrelerin çeşitli kısımlarında bulunmaktadır. Polifosfat özellikle nükleik asit ve karbonhidratların metabolizmasında kullanılır.

Biyolojik fosfor gideren bakterilerde polifosfat, boyama metodu (metilen mavisi), elektron saçan X ışını analizi (EDAX), ³¹P-nükleer magnetik rezonans (NMR) ve kimyasal fraksiyon yöntemiyle tayin edilmektedir.

-Glikojen

Glikojen hem prokaryot hem de ökaryotlarda bir depolama materyalidir. Glikojen enzimatik olarak glikozdan sentez edilir. Biyolojik fosfor gideren proseslerde, glikojen ile ilgili gelişmiş bulgular bulunmaktadır. Nicholls ve Osborn (1979), şehir atıksuyunu arıtan biyolojik fosfor arıtma prosesinde glikojen birikiminin gerçekleşmediğini tespit ettiler. Ancak, glikojenin varlığı birçok araştırmacı tarafından tayin edilmiştir (Mino ve diğ., 1987; Arun ve diğ., 1988; Smolders ve diğ., 1994; Liu ve diğ., 1994; Satoh ve diğ., 1992).

-Polihidroksialkanat

PHA, mikrobiyal yağ polimeridir. En yaygın ve en çok araştırılan formu polihidroksibütirat (PHB).

Fush ve Chen (1975), fosfor gideren bakterilerde PHB birikimini ilk açıklayan araştırmacılar. Satoh ve diğ. (1992), PHA'nın polihidroksimetilbütirat ve

polihidroksimetilvalerat şeklinde iki formunu çalışmasında tespit etmiştir. PHA'nın yapısı ve ön bileşikleri Tablo 2.2'de verilmiştir.

Tablo 2.2. PHA'nın Yapısı ve Ön Bileşikleri (Satoh ve diğ., 1992)

Bileşen	Yapı	Ön Bileşikler
3-hidroksibütirat (PHB)	$\begin{array}{c} \text{CH}_3 \quad \text{O} \\ \quad \quad \\ -\text{O}-\text{CH}-\text{CH}_2-\text{C}- \end{array}$	2 Asetil-CoA
3-hidroksivalerat (PHV)	$\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{CH}_2 \quad \text{O} \\ \quad \quad \\ -\text{O}-\text{CH}-\text{CH}_2-\text{C} \end{array}$	Asetil-CoA+Propiyonil-CoA
3-hidroksi- 2-hidroksimetilbütirat (3H2MB)	$\begin{array}{c} \text{CH}_3\text{CH}_3\text{O} \\ \quad \quad \\ -\text{O}-\text{CH}-\text{CH}-\text{C} \end{array}$	Asetil-CoA+Propiyonil-CoA
3-hidroksi- 2-hidroksimetilvalerat (3H2MV)	$\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{CH}_2\text{CH}_3\text{O} \\ \quad \quad \\ -\text{O}-\text{CH}-\text{CH}-\text{C} \end{array}$	2 Propiyonil-CoA

2.3. Biyolojik Fosfor Gideriminde Kullanılan Proses Biçimleri

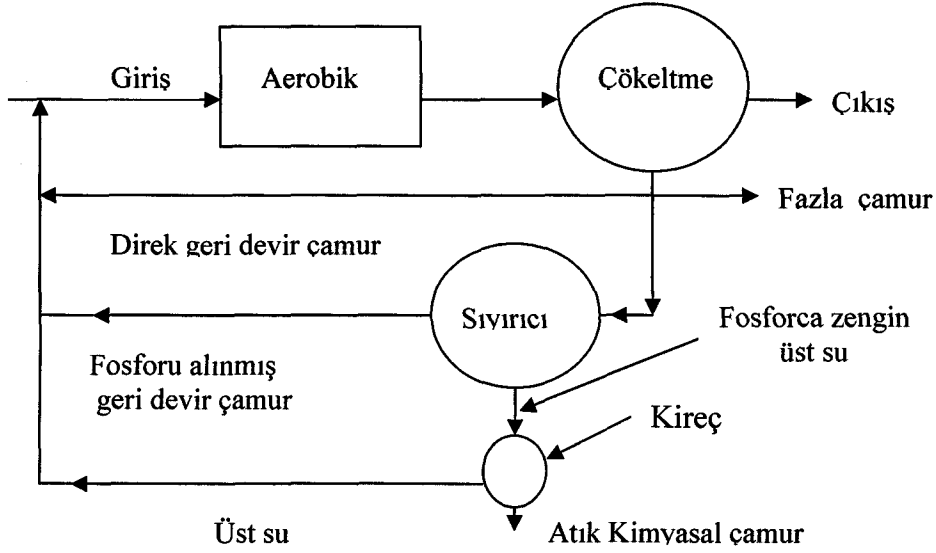
Biyolojik fosfor gideriminde çok sayıda proses biçimi geliştirilmiştir. Bu prosesler, yan akım ve ana akım olmak üzere iki sınıfa ayrılmaktadır.

2.3.1. Yan akım prosesler

2.3.1.1. Phostrip prosesi

Biyolojik fosfor gideriminin tam ölçekli ilk uygulamaları phostrip procese gerçekleştirilmiştir. İlk olarak Shapiro ve diğ. (1965), bağlanan fosforun son çöktürme havuzunun dip kısmında salındığını gözlemlemişlerdir. Bunun neticesinde, fosforun salınmasını sağlamak için geri devir edilen çamurun bu şartlara maruz bırakılması gerektiğini savunmuştur.

Anaerobik sıyırıcının işlevi fosfor salınımı yanında çamurun yoğunlaştırılmasıdır. Bu reaktörde bekleme zamanı 8-12 saat arasında değişir (Metcalf ve Eddy, 1991). Fosforu alınmış çamur aerobik reaktöre geri devir edilir. Fosforca zengin üst su ise bir çöktürme reaktöründe kireç ile çöktürülür. Phostrip procese, biyolojik ve kimyasal şartlar birlikte gerçekleşmektedir. Phostrip prosesin akım şeması Şekil 2.2'de verilmiştir.

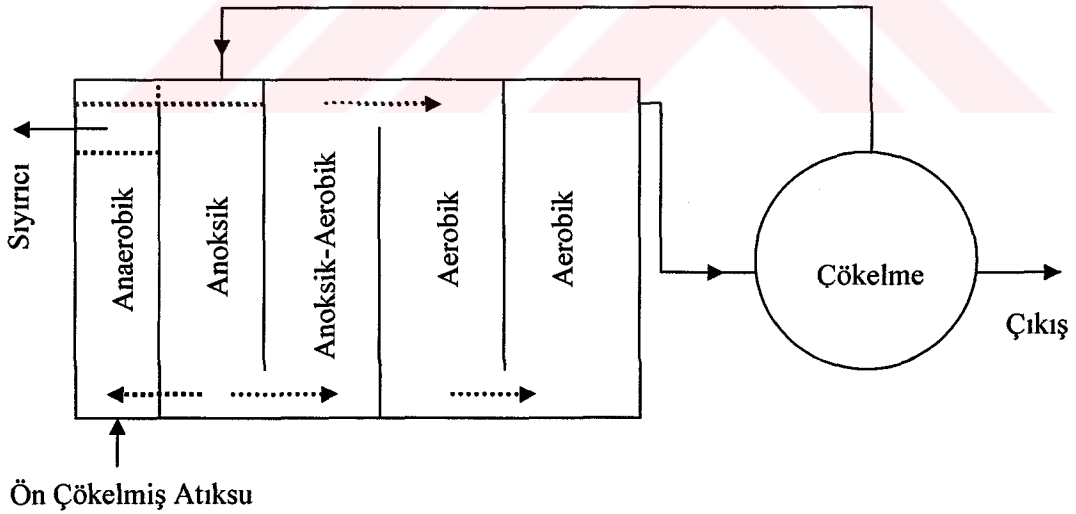


Şekil 2. 2. Phostrip Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

Bu prosesin en önemli avantajları; kontrolünün kolay oluşu, iyi bir çıkış fosfor konsantrasyonu sağlanabilmesidir. Ancak, maliyetinin yüksek oluşu, kompleks bir yapıya sahip olması ve kimyasal kullanılması zorunluluğu phostrip prosesin uygulanmasını engelleyen faktörler olmuştur.

2.3.1.2. Biyolojik-kimyasal fosfor ve azot giderimi (BCFS) prosesi

Prosesin işleyişi phostrip prosese dayanmaktadır. Maliyet açısından phostrip prosese göre daha avantajlıdır.



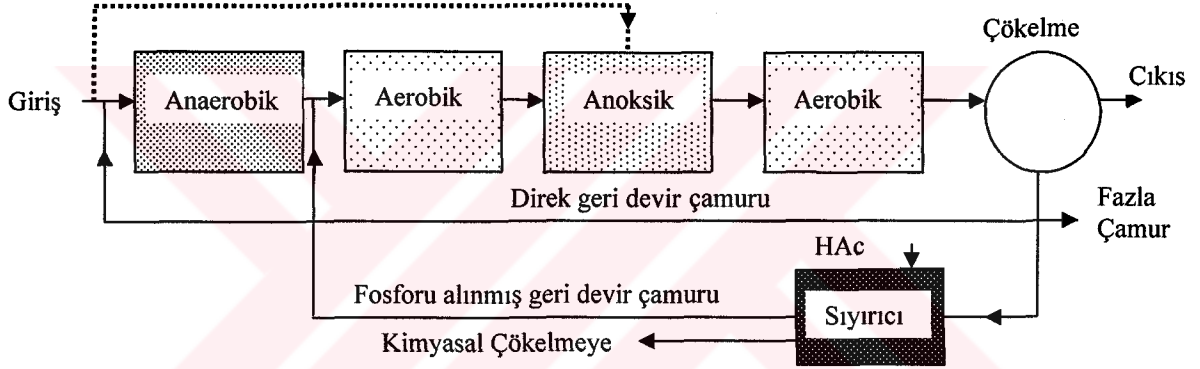
Şekil 2. 3. Biyolojik-Kimyasal Fosfor ve Azot Giderimi (BCFS) Prosesi (Van Veldhuizen ve diğ., 1999)

Proses, özellikle ham atıksuda BOİ/P ve BOİ/N oranı düşük atıksular için projelendirilir. Anaerobik bölgenin sonunda perdeler inşa edilerek akım hattında fosforun sıyırılması sağlanır. BCFS proseste, azot giderimi için uzun çamur yaşı tercih edilir. BCFS prosesin akım şeması Şekil 2.3'de verilmiştir.

2.3.1.3. Renpho ve değiştirilmiş renpho prosesi

Renpho sistemde, giriş ve direk geri devir çamuru fosforun salındığı anaerobik kademeye birlikte girer. Karışmış suspansiyon daha sonra fosfatın bağlandığı ve nitrifikasyonun gerçekleştiği aerobik kademeye geçer. Anoksik kademede, giriş atıksuyunun bir kısmının ilavesi ile aerobik kademede oluşan nitrat indirgenir. Son aerobik kademede ise, kalan organik madde ve fosfor giderilir. Renpho proseste okelen çamurun bir kısmı prosesin giriş kısmına geri devir edilirken kalan kısmı fosfor salınımı için anaerobik sınırcıya geri devir edilir. Renpho prosesin akım şeması şekil 2.4'de verilmiştir.

Fosforu ortama salan mikroorganizmalar aerobik ortama devir edilir. Fosforca zengin st sıvı ise kristalleştirme ünitesine gönderilir. Sınırcı reaktöründe 4 saatlik bekleme zamanı yeterlidir (Rensink ve diğ., 1997). Renpho proseste yeterli düzeyde azot giderimi sağlanamadığından değiştirilmiş renpho proses geliştirildi. Bu proseste, ilave olarak anoksik reaktöre fosforu sınırlımiş çamur geri devri söz konusudur.

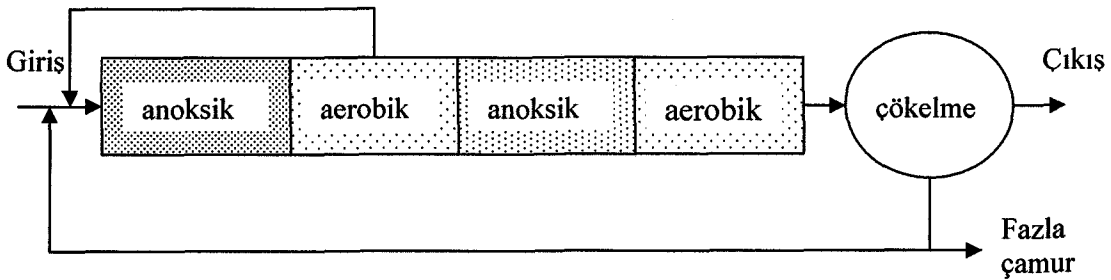


şekil 2. 4. Renpho Prosesi (Rensink ve diğ., 1997)

2.3.2. Ana akım prosesler

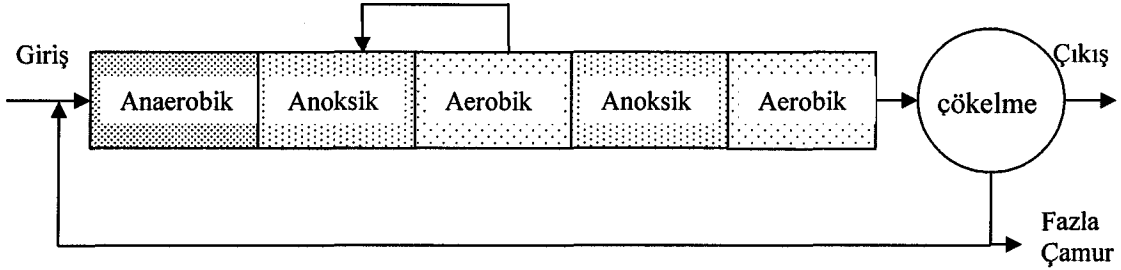
2.3.2.1. Bardenpho ve phoredox prosesi

Ana akım proseste; ilk fosfor giderimi, azot giderimi için projelendirilen Bardenpho diye adlandırılan dört kademeli (anoksik-aerobik-anoksik-aerobik) proseste gözlenmiştir (Barnard, 1975). Son okeltmeden çamur ve birinci aerobik kademeden karışmış suspansiyon birinci anoksik kademeye gönderilir. Bardenpho prosesin akım şeması şekil 2.5'de verilmiştir.



şekil 2. 5. Bardenpho Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

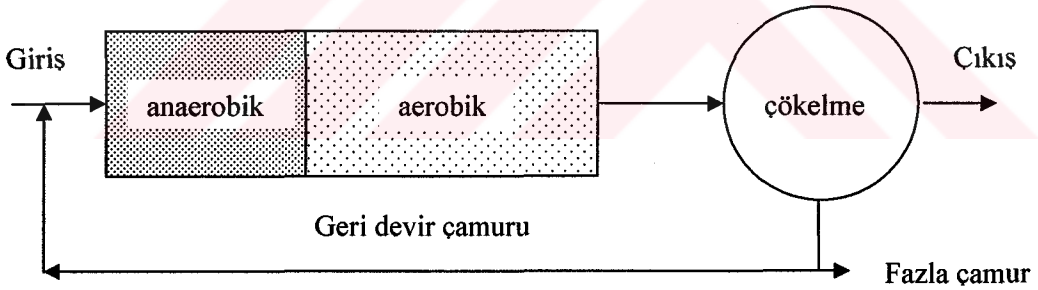
Bardenpho prosete, birinci anoksik kademenin ön kısmına anaerobik kademe yerleştirilerek fosfor giderimi için ideal şartların oluşması sağlanmıştır. Bu proses biçimine; beş kademeli Bardenpho, değiştirilmiş Bardenpho ve Phoredox denilmiştir. Phoredox prosesin akım şeması Şekil 2.6'da verilmiştir.



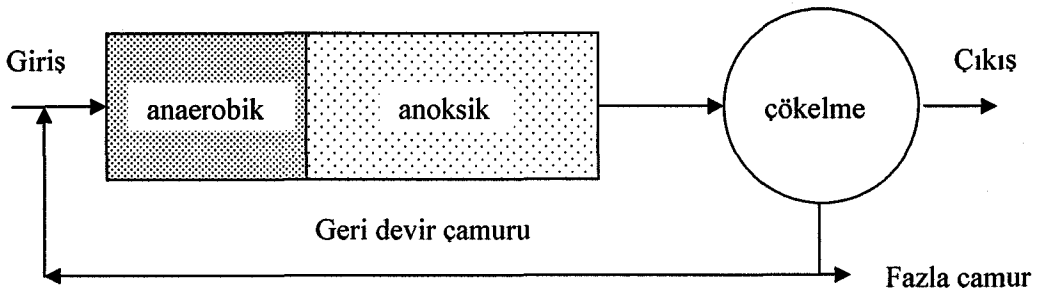
Şekil 2. 6. Phoredox Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.3.2.2. Anaerobik-aerobik (A/O), anaerobik-anoksik (A2) ve anaerobik-anoksik-aerobik (A2/O) prosesi

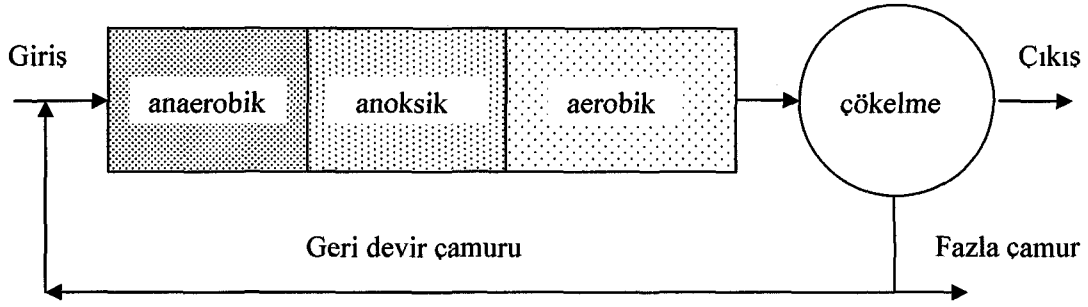
A/O ve A2/O proses, Phoredox prosese benzemektedir. Fosfor giderimi için A/O (anaerobik-aerobik) proses, azot ve fosfor giderimi için A2/O (anaerobik-anoksik-aerobik) proses kullanılmaktadır. A2 (anaerobik-anoksik) proses, A/O prostesten farklı olarak anoksik kademe elektron alıcısı olarak oksijen yerine nitrat kullanılır. A/O, A/2 ve A2/O prosesin akım şeması Şekil 2.7, Şekil 2.8 ve Şekil 2.9'da verilmiştir.



Şekil 2. 7. A/O Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)



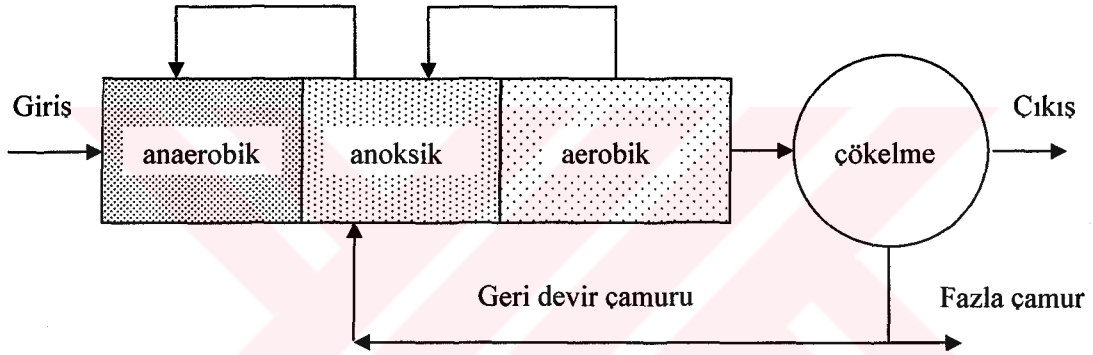
Şekil 2. 8. A2 Prosesi



Şekil 2. 9. A2/O Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.3.2.3. Cape town üniversitesi (University of cape town, UCT) prosesi

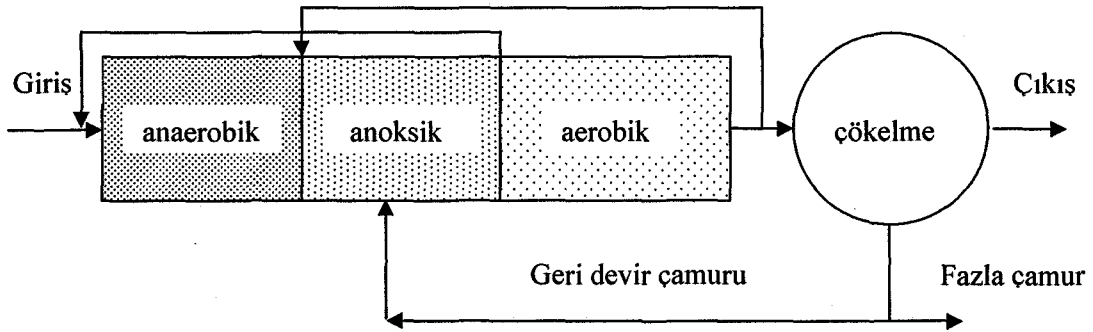
Şekil 2.10, Cape Town Üniversitesi (University of Cape Town, UCT) prosesinin akım şemasını göstermektedir. Giriş suyu, anaerobik, anoksik ve aerobik bölümlere sırasıyla geçer. Anaerobik bölümde nitratın fosfor salınımını olumsuz yönde etkilediği gözlemlendikten sonra geri devir çamurunun anaerobik kademe yerine anoksik kademe geri devir edilmesi fikrinden UCT proses geliştirilmiştir. Ayrıca anoksik kademenin karışımı anaerobik kademe geri devir edilir. UCT prosesin akım şeması Şekil 2.10'da verilmiştir.



Şekil 2. 10. Cape Town Üniversitesi (University of Cape Town, UCT) Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.3.2.4. Virginia ilk tesis (Virginia initiative plant, VIP) prosesi

VIP proses, A2O ve UCT prosese benzemektedir. Ancak; geri devir biçimi bakımından farklıdır. VIP prosesin akım şeması Şekil 2.11'de verilmiştir.

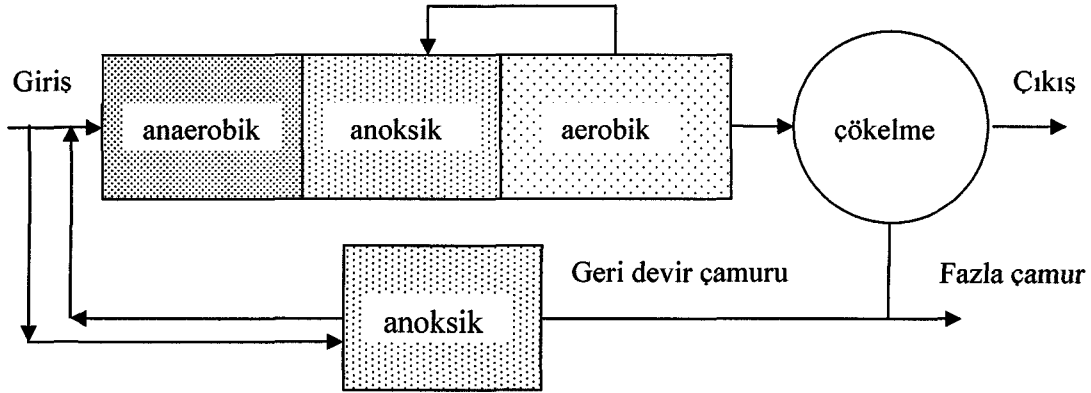


Şekil 2. 11. Virginia İlk Tesis (Virginia Initiative Plant, VIP) Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.3.2.5. Johannesburg prosesi

Bu proseste nitratın anaerobik kademe geçişi, geri devir hattına anoksik kademe yerleştirilerek engellenmiştir. Ayrıca, anaerobik ve anoksik kademeler arasında

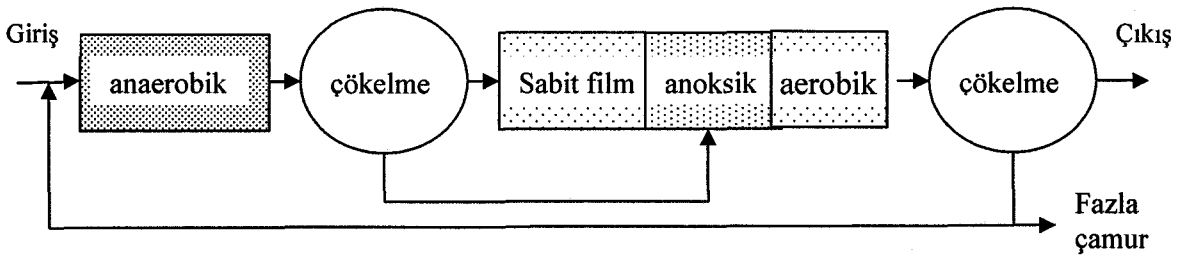
mikroorganizmaların devri bulunmamaktadır. Johannesburg prosesin akım şeması Şekil 2.12’de verilmiştir.



Şekil 2. 12. Johannesburg Prosesi (Randall ve diğ., 1992)

2.3.2.6. İki çamurlu sistemler

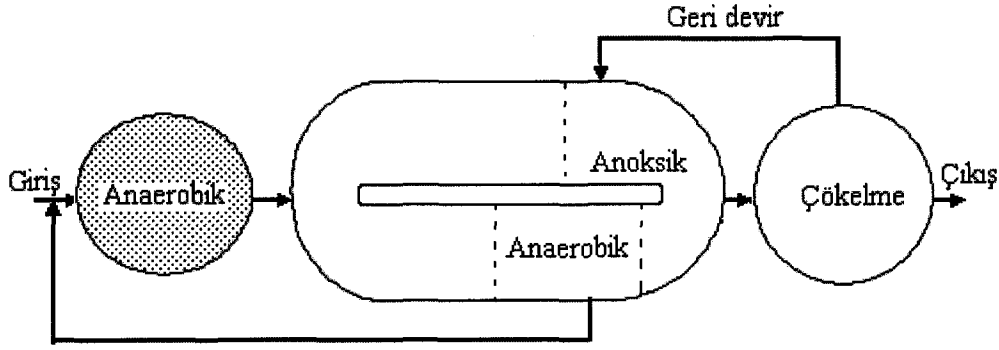
Biyolojik olarak azot ve fosforun birlikte gideriminde karşılaşılan güçlükler nedeniyle tek çamurlu sistemler yerine iki çamurlu sisteme dayanan prosesler geliştirilmiştir. Bu proseslerde, yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterileri ile hızlı büyüyen heterotrof bakterilerin ayrı reaktörlerde faaliyet göstermesi sağlanmıştır. Anaerobik kademedede fosfor salınımı gerçekleşir. Çökeltme tankında ise, yüksek amonyak ve fosfor konsantrasyonuna sahip üst sıvı ile KOİ’si yüksek olan çamur birbirinden ayrılır. Üst sıvı kısmı sabit film reaktöre verilerek, burada nitrifikasyonun gerçekleşmesi sağlanır. Daha sonra KOİ’si zengin çamur ile nitrifikasyon işleminden geçmiş üst sıvı anoksik kademedede yeniden karıştırılır. Bu kademedede denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi birlikte gerçekleşir. Aerobik kademedede ise, polifosfatın ve glikojenin yeniden depolanmasının gerçekleştiği kademedir. İki çamurlu sistemin akım şeması Şekil 2.13’de verilmiştir.



Şekil 2. 13. İki Çamurlu Sistem (Wanner ve diğ., 1992)

2.3.2.7. Oksidasyon hendekleri

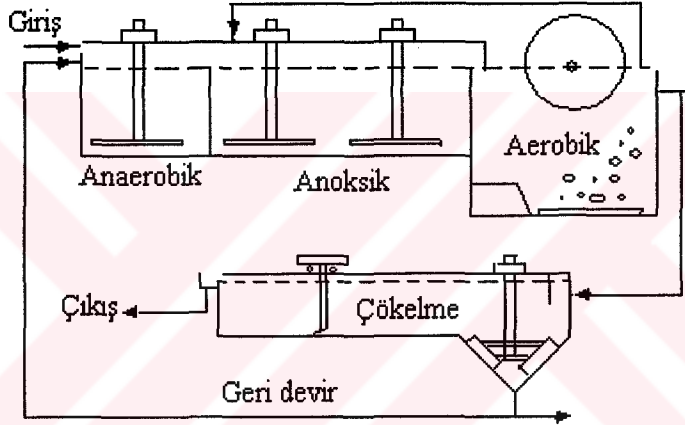
Oksidasyon hendekleri yapılacak değişikliklerle fosfor ve azot giderimi için kullanılabilir. Fosfor giderimini sağlamak için oksidasyon hendeğinin baş kısmına bir anaerobik reaktör yerleştirilir. Azot ve fosfor giderimi için kullanılan oksidasyon hendeğinin akım şeması Şekil 2.14’de verilmiştir.



Şekil 2.14. Oksidasyon Hendeği Prosesi (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.3.2.8. Tayvan ulusal merkez üniversitesi-I (The taiwan national central university-I, TNCU-I) prosesi

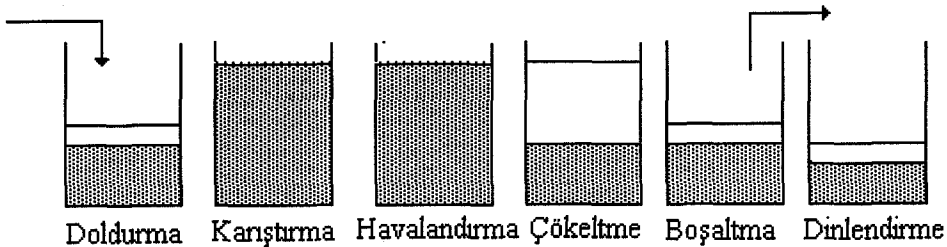
TNCU-I prosesi, klasik A2/O prosenin aerobik kademesine bir dönen biyolojik disk ilavesinden ibarettir (Şekil 2.15). Dönen biyolojik disk nitrifikasyonu artırmak için yerleştirilir.



Şekil 2. 15. Tayvan Ulusal Merkez Üniversitesi-I (The Taiwan National Central University-I, TNCU-I) Prosesi (You ve diğ., 2001)

2.3.2.9. Ardışık Kesikli Reaktörler

Ardışık kesikli reaktörler, doldur-boşalt tarzında işletilen bir prosedir. Ardışık kesikli reaktörde doldurma, reaksiyon, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme kademeleri aynı reaktör içinde gerçekleşmektedir. Ayrıca bir çökeltme tankına ihtiyaç yoktur. Doldurma kademesi, yapılacak arıtımın amacına bağlı olarak statik, karıştırılmalı ve havalandırılmalı olabilir. Ardışık kesikli reaktörün bir çevriminde yer alan kademeler Şekil 2.16'da verilmiştir.



Şekil 2.16. Ardışık Kesikli Reaktörün Bir Çevriminde Yer Alan Kademeler (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.4. Biyolojik Fosfor Giderimine Etki Eden Faktörler

2.4.1. Atıksuyun karakterizasyonu

Atıksuyun karakteri biyolojik fosfor giderimini etkileyen önemli parametrelerden biridir. Stabil bir verim elde etmek için giriş atıksu debisi mümkün olduğunca sabit olmalıdır. Ayrıca, uzun süren yağışlar neticesinde atıksuyun seyrelmesi verimi olumsuz yönde etkileyen faktörlerden biridir.

Optimal KOİ yükleme hızı, biyolojik fosfor gideriminde önemlidir. Morgenroth ve Wilderer (1998), tarafından biyofilm sistem kullanarak yapılan çalışmada, giriş asetat konsantrasyonunun 400 mg/L'ye yükseltilmesi halinde anaerobik fosfor salınımında (>100 mg/L) ve fosfor gideriminde artış gözlemlenmiştir. Asetat konsantrasyonunun 600 mg/L'yi geçmesi durumunda anaerobik fosfor salınımında ve fosfor gideriminde artış gözlenmemiştir. Randall ve Chapin (1997)'de, yüksek asetat konsantrasyonunun biyolojik fosfor giderimine negatif yönde etki yaptığını gözlemlemiştir.

Biyolojik fosfor gideriminde anaerobik bölge polifosfat bakterilerine büyüme avantajı sağlar. Bu büyüme, KOİ veya fosfor kısıtlayıcı olana kadar devam eder. KOİ/P oranı yüksek ise; mikroorganizmaların fosfor depolama kapasitesi aşılmadığından, çamurdaki fosfor içeriği ve çıkıştaki fosfor konsantrasyonu düşük olacaktır. Bu durumda ortamda fazla miktarda bulunan KOİ polifosfat olmayan bakterilerin büyümesi için kullanılabileceğinden polifosfat bakterileri ortamda baskın olmayabilir. KOİ/P oranı düşük olursa; polifosfat bakterilerinin ortamdaki sayısı artacak ve fosfor depolama kapasitesi yükselecektir. KOİ tamamen kullanıldıktan sonra kalan fazla fosfor, sistemden atılacağından çıkış fosfor konsantrasyonu yüksek olacaktır. Bu nedenle, atıksuyun (asetat-KOİ-BOİ)/fosfor oranı biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği proseslerde; 1 mg/L'den daha düşük çıkış fosfor konsantrasyonu elde etmek için, BOİ/P oranının 20/1 ve KOİ/P oranının 40/1 olması konusunda bir görüş birliği bulunmaktadır (Randall ve diğ., 1992). Ayrıca, 1 mg/L nitratı gidermek için 8.6 mg/L KOİ ve 1 mg/L fosforu gidermek için 50-59 mg/L KOİ gerektiğini belirtmiştir.

Liu ve diğ. (1997), P/C oranının PBO ve GBO arasında rekabeti etkileyen anahtar bir faktör olduğunu belirtmişlerdir. P/C = 20/100 olduğunda PBO yüksek oranda polifosfat biriktirebilir ve daha hızlı asetat bağlama hızına sahiptir ve GBO ile rekabet edebilir. P/C oranının 2/100'e düşürülmesi PBO'daki polifosfat muhtevasının azalmasına ve GBO'nun baskın olmasına neden olmuştur Orta P/C oranlarında her iki grubun birlikte bulunduğunu gözlemişlerdir.

Kisoğlu ve diğ. (2000), asetatla besledikleri labotaruvar ölçekli UCT sistemde, yüksek giriş fosfor/KOİ oranının polifosfat biriktiren metabolizmanın aktivitesini daima artırmadığını belirtmişlerdir. Yüksek giriş fosfor/KOİ oranının hücre içi fosfor depolamasının azalmasına

neden olduğunu söylemişlerdir. Azalan PHA depolaması aerobik glikojen sentezi için yeterli olmadığından polifosfat biriktiren bakterilerin yüksek fosfor/KOİ oranında yok olmaya başladığını gözlemlemişlerdir.

2.4.2. Uçucu yağ asitleri

Uçucu yağ asitleri polifosfat bakterileri için temel besi maddesidir (Wentzel ve diğ., 1991). Anaerobik kademedeki polifosfat bakteri için uçucu yağ asidi miktarı biyolojik fosfor giderimi veriminde kritik bir faktördür. Ham atıksularda uçucu yağ asidi konsantrasyonu oldukça azdır. Ancak anaerobik kademedeki fermantasyon bakterileri tarafından organik maddenin fermantasyonu ile bu konsantrasyon artmaktadır. Ayrıca birinci çökeltme çamurunun fermantasyonu sonucu oluşan uçucu yağ asitlerinin de fosfor giderimine olumlu etkisinin olduğu gözlenmiştir (Barnard, 1983).

Marais ve diğ. (1983), karbon kaynağı olarak kanalizasyon besi maddesinin direkt kullanıldığını gözlemlemişlerdir.

Comeu ve diğ. (1987), karbon kaynağı olarak format kullanarak hızlı fosfor salınımı gözlemlemişlerdir. Ayrıca, karbon kaynağı olarak asetat kullanıldığında çok hızlı fosfor salınımı gözlemlemişlerdir.

Wentzel ve diğ. (1991), PBO ile glikozun direkt bağlanmasının mümkün olmadığını belirtmişlerdir.

Abu-ghararah ve Randall (1991), uçucu yağ asitlerinin dallanmış biçiminin (izobütirik, izovalerik) lineer biçimlerine oranla daha iyi fosfor giderimi gerçekleştirdiğini gözlemlemişlerdir. Ayrıca, giderilen her miligram fosfor için gerekli KOİ miktarını deneysel olarak elde etmişlerdir (Tablo 2.3). En yüksek fosfor giderimi elde etmek için en az kullanılan karbon kaynağının asetik asit daha sonra izovalerik asit olduğu görülmektedir.

Tablo 2.3. Giderilen Her mg Fosfor İçin Kullanılan KOİ'nin Oranı (Abu-ghararah ve Randall, 1991)

Karbon kaynağı	Kullanılan KOİ-uçucu yağ asidi/giderilen fosfor
Asetik asit	18,8
İzovalerik asit	23,5
Propiyonik asit	31,5
İzobütirik asit	36,1
Bütirik asit	39
Valerik asit	94

Randall ve diğ. (1994), fermantasyondan önce hızlı bir taşınım ve depolama gözlemlemişlerdir. Ayrıca, glikojen benzeri bir polimer olan nişasta kullanarak BFG aktivitesi gözlemlememişlerdir.

Satoh ve diğ. (1996), asetat ve propiyonatı karbon kaynağı olarak kullandığı zaman laktat, süssinat, malat ve pürivata göre daha fazla fosfor salınımı gözlemişlerdir. Pirüvat süssinat ve laktat'ın asetat, propiyonat ve malat'a göre ortamdaki daha hızlı azaldığını belirtmişlerdir. Pirüvatın öncelikle fosfor salınımı olmadan PHA'nın dışında bir formda depolandığını gözlemlemişlerdir. Depolanan bileşik daha sonra fosfor salımıyla birlikte PHA'a dönüşür. Onlar deneysel olarak ispatlanmadıkça fermantasyonun meydana gelmediğini ve hem iç depolanmanın hem de PHA'a dönüşümünün PBO tarafından yapıldığını kabul etmişlerdir.

Satoh ve diğ. (1996), malatın bağlanmasının en yavaş olduğunu belirtmişlerdir. Salınan fosfor miktarı ve oluşan PHA miktarının da en düşük olduğunu göstermişlerdir. Malat; süssinat, pirüvat ve laktat'dan daha yavaş azalmıştır.

Uçucu yağ asitlerinin fermantasyonunun meydana gelip gelmediği ve bunların PBO tarafından direkt olarak kullanılıp kullanılmadığı sorusu halen çözümlenememiştir.

Glikozun bağlanmasının fermantasyonla birlikte gerçekleşip gerçekleşmediği halen belirsizliğini korumaktadır.

Nakamura ve Dazai (1989) ve Carucci ve diğ. (1999), glikoz ve peptonla beslenen anaerobik kesikli deneylerde laktik asit salınımı gözlemlemişlerdir. Bu fermentasyonun gerçekleştiğini gösterir.

Jeon ve Park (2000), glikozla BFG'nin en az iki çeşit bakteri popülasyonu (laktik asit üreten organizma (LPO) ve polifosfat biriktiren organizma (PBO)) ile tamamlandığını gözlemlemişlerdir.

Suidana ve diğ. (1997), kesikli deneylerde karbon kaynağı olarak glikoz kullanıldığı zaman az miktarda asetat ve propiyonat gözlemlemişlerdir.

Başlangıçta PBO'nun anaerobik şartlar altında kısa zincirli uçucu yağ asitleri dışında karbon kaynaklarını direkt olarak kullanamadıkları kabul edilmiştir. Ancak; deneysel sonuçlar, PBO'nun heterotrof bakteriler tarafından fermantasyon işlemi gerçekleşmeden kısa zincirli uçucu yağ asitleri olmayan karbon kaynaklarının da direkt olarak kullanma mekanizmasına sahip olduğunu göstermektedir. Bunlardan dolayı karbon kaynaklarının fosfor giderimi üzerine etkisi hala karışıklığını korumaktadır (Liu ve diğ. 1996b; Mino ve diğ. 1998).

2.4.2.1. Farklı Karbon Kaynaklarının Depolama Bileşiklerine Etkisi

Farklı karbon kaynakları ve konsantrasyonu PBO tarafından üretilen PHA formunu etkiler. Satoh ve diğ.(1992) asetat ve propiyonatın anaerobik bağlanmasıyla oluşan PHA'nın 3-hidroksibütirat (3HB), 3-hidroksivalerat (3HV), 3-hidroksi-2-hidroksimetilbütirat (3H2MB), 3-hidroksimetilvalerat (3H2MV)'dan oluştuğunu belirtmişlerdir.

Smolders ve diğ. (1994), tek karbon kaynağı olarak asetat kullanarak başlıca PHB üretimi gözlemlediler. Oluşan PHV miktarı PHB'ın sadece % 10'dur. Murnleitner ve diğ. (1997), ortalama değer olarak % 20 PHV ve % 80 PHB olduğunu dikkate aldılar.

Carucci ve diğ. (1995), glikoz ve peptonu birlikte karbon kaynağı olarak kullandıklarında ardışık kesikli reaktörde fosfor salınımı sırasında PHA tespit edilmemiştir. Glikozun azalması ortofosfat salınımına bağlanmamıştır. Ancak iyi fosfor giderimi gözlenmiştir.

Liu ve diğ. (1996b), polifosfat olmayan bakterilerinde asetat, propiyonat, bütirat, valerat pirüvat, laktat ve glukonatı anaerobik şartlar altında PHA oluşturmak için kullanabildiğini deneysel olarak gözlemlemişlerdir. Bu bileşikler depolamak için gerekli enerji, aerobik PHA'dan elde edilen glikojenden temin edildiği belirtilmiştir.

Suidana ve diğ. (1997), asetat ve glikozla beslenen BFG'nin gerçekleştiği sistemlerde toplam PHA muhtevası arasında fark gözlememişlerdir.

Lemos ve diğ. (1998), karbon kaynağı olarak asetat kullanıldığında oluşan depolama bileşiminde PHB konsantrasyonu fazla olmakla birlikte PHB ve PHV'ın birlikte üretildiğini belirtmişlerdir. Karbon kaynağı olarak propiyonat kullandığında ise, başlıca PHV oluşmuştur. Tüketilen her karbon için üretilen polimer miktarı asetat'dan (0.97 C/C), propiyonat (0.61 C/C) ve bütirata (0.21 C/C) doğru azaldığı gözlenmiştir.

Liu (1998), glikozun bağlanmasının çamurun karbonhidrat muhtevasındaki azalmayla birlikte gerçekleştiğini gözlemlediler. Glikojen muhtemelen PHA'a dönüşür. Önemli PHA formları ölçülmemiştir. Sadece PHB ölçülmüştür. Ancak diğer PHA'larında olduğu tahmin edilmiştir.

Jeon ve Park (2000), sentez edilen PHA miktarının ilave edilen glikoz miktarından az olduğu gözlenmişlerdir. Bunun nedenini glikozun LÜO (laktik asit üreten organizmalar) tarafından diğer depolama bileşiklerine çevrilmesine bağlamışlardır.

Louie ve diğ. (2000), karbon kaynağı olarak asetat kullandıklarında hem PHB hem PHV birikimi gözlemlediler. PHV'ın PHB'a oranı 0.6-0.75 olduğu gözlenmiştir. Asetatla birlikte pirüvat beslendiğinde yaklaşık olarak 0.90 PHV/PHB oranında PHB ve PHV birikimi elde ettiler. Sitrata ilavesi PHA üretmedi. Sussinat veya asetatla birlikte sussinat, PHB'dan iki kat daha fazla PHV üretmiştir.

Hood and Randall (2001), asetik asit ve izovalerik asidin PHB olarak depolanırken valerik ve propiyonik asidin 3HV veya 3H2MV olarak depolandığını gözlemlemişlerdir.

Wang ve diğ. (2002), karbon kaynağı olarak glikoz kullandıkları çalışmada PHV'ca zengin PHA birikimi gözlemlediler.

Levantesi ve diğ. (2002), karbon kaynağı olarak propiyonat, asetat ve bütirat karışımını kullandılar ve PHV'dan daha fazla PHB üretimi gözlemlədiler. PHB:PHV oranı, asetat için 3.04, propiyonat için 0.39 ve bütirat için 1.48 olarak gözlemlenmişlerdir.

Lemos ve diğ. (2003), karbon kaynağı olarak propiyonat kullanarak % 74.2 3HV, % 16.9 3H2MV, % 8.6 3H2MB ve % 0.3 3HB oranında PHA birikimi gözlemlədiler.

2.4.3. Katyonlar

Atıksuda bulunan katyon konsantrasyonu biyolojik fosfor gideriminin stabil olmasında önemli bir rol oynar. Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği proseslerde, magnezyum ve potasyumun anaerobik ortamda fosfor ile birlikte salındığı ve aerobik bölgede birlikte alındığı gözlenmiştir (Comeau, 1987).

Rickard ve McClintock (1992), biyolojik fosfor gideren sistemlerde fosforla birlikte magnezyum ve potasyumun taşınımının polifosfatın hücre içi stabilizasyonu için gerekli olduğunu belirtmişlerdir. Anaerobik fosfor salınımı ve aerobik bağlanması sırasında K:P'un molar oranının 0.22, Mg/P'un molar oranının 0.30 olduğunu gözlemlenmişlerdir.

Brdjanovic ve diğ. (1996), atıksuda potasyumun sınırlı olması halinde, fosfor gideriminin olmadığını, biyokütledeki polifosfat konsantrasyonun azaldığını ve anaerobik fosfor salınımı ve asetat bağlanmasının potasyum yokluğundan birkaç gün sonra negatif olarak etkilendiğini gözlemlenmişlerdir. Ayrıca, potasyum aşırı miktarda olduğu zaman tam fosfor gideriminin elde edildiğini belirtmişlerdir.

Jonsson ve diğ. (1996), anaerobik ortamda salınan her bir fosfor molekülü için 0.27-0.36 mol potasyum ve 0.29-0.32 mol magnezyumun birlikte salındığını gözlemlenmişlerdir.

Herhangi bir polifosfat zincirinde, her bir fosfat grubunu stabilize etmek için bir pozitif yük gerekli olup, hücreden her bir fosfat molekülünün salınımı içinde hem potasyum hem de magnezyumdan bir katyonik yük gereklidir (Romanski ve diğ., 1997).

Pattarkine ve diğ. (1999), yaptıkları kesikli deneylerde fosforun bağlanmasının potasyum, magnezyum ve kalsiyum tarafından etkilendiğini gözlemlenmişlerdir. Hem potasyum hem de magnezyumun birlikte gerektiğini, sadece birinin bulunmasının biyolojik fosfor giderimi için yeterli olmadığını belirtmişlerdir. Kalsiyumun ise, biyolojik fosfor giderimi için gerekli olmadığını ifade etmişlerdir.

Şehir atıksuyu katyon bakımından sınırlayıcı değildir. Böyle bir durum söz konusu olduğunda gerekli tedbirler alınmalıdır.

2.4.4. Sıcaklık

Biyolojik fosfor giderimine sıcaklığın etkisini araştırmak için yapılan çalışmalarda birbirinden uyumsuz sonuçlar elde edilmiştir. Daha yüksek sıcaklıklarda (20-37 °C) biyolojik fosfor giderme veriminin arttığı gözlenmiştir (Yeoman ve diğ., 1988, McClintock ve diğ., 1993,

Converti ve diğ., 1995). Buna karşın; daha düşük sıcaklıkla (5-15 °C) yüksek sıcaklık karşılaştırıldığında daha iyi fosfor giderimi de gözlenmiştir (Sell ve diğ., 1981, Kang ve diğ., 1985, Krichen ve diğ., 1985, Barnard ve diğ., 1985, Viconneau ve diğ., 1985, Florentz ve diğ., 1987).

Shapiro ve diğ. (1967), anaerobik fosfor salınım hızının sıcaklığın 10 °C'ye kadar azaltılmasıyla önemli ölçüde azaldığını gözlemlemiştir. Sıcaklık katsayısının (Q10), 10-30 °C aralığında 2.1-2.6 olduğunu belirtmiştir.

Boughton ve diğ. (1971), fosfor bağlanması için optimum sıcaklığın 20-24 °C olduğunu gözlemlemiştir. 10 ve 37 °C'de ise fosfor bağlanmasının önemli ölçüde inhibe olduğunu belirtmişlerdir.

Mamais ve Jenkins (1992), biyolojik fosfor giderimine 2-4 günlük çamur yaşı ve 13.5-20 °C sıcaklık aralığında ikisinin birlikte olan etkisini araştırdılar. Biyolojik aşırı fosfor gideriminin kinetik hızlarını 10-37 °C arasında yaptıkları kesikli deneylerle araştırdılar. Çalışılan sıcaklık aralığında 2.9 gün'den büyük çamur yaşlarında biyolojik fosfor gideriminin çamur yaşından bağımsız olduğunu belirtmişlerdir. Daha düşük çamur yaşlarında sıcaklığa bağlı olarak biyolojik fosfor gideriminin gerçekleşmeyebileceğini ifade etmişlerdir. Aerobik fosfor giderimi için optimum sıcaklığın 28-33 °C olduğunu ve 10-30 °C'de yapılan kesikli deneylerde sıcaklık katsayısının 1.5-1.7 olduğunu da belirtmişlerdir.

Marklund ve Morling (1994), tam ölçekli ardışık kesikli reaktörde atıksu sıcaklığının 4.5-5 °C'nin altına düşürüldüğü zaman biyolojik fosfor giderimi veriminde keskin bir azalmanın olduğunu gözlemlemiştir.

Converti ve diğ. (1995), biyolojik fosfor gideriminin kinetik ve verimine 5, 15, 25, 30 ve 35 °C'deki sıcaklıkların etkisini araştırmışlardır. Çalışılan sıcaklık aralıklarında % 60-62.5 fosfor giderme verimi bulmuşlardır. Sıcaklık azalırken istenen fosfor giderimini elde etmek için gerekli zamanın arttığını da belirtmişlerdir.

Jones ve Stephenson (1996), fosforun anaerobik salınımı ve aerobik bağlanması için optimum sıcaklığın 30 °C olduğunu gözlemlemiştir. 5 °C ve 40 °C'de de biyolojik fosfor giderimi elde etmişlerdir, ancak verim düşmüştür.

Brdjanovic ve diğ. (1997), laboratuvar ölçekli bir reaktör kullanarak biyolojik fosfor giderimi verimine ve 5, 10, 20 ve 30 °C'deki biyolojik fosfor gideriminin kinetiklerine sıcaklığın etkisini araştırmışlardır. Anaerobik fosfor salınımı ve asetat bağlanması için optimum sıcaklığın 20 °C olduğunu gözlemlemiştir. Aerobik fosfor bağlanmasının da 30 °C'ye kadar olan sıcaklık artışıyla arttığını da belirtmişlerdir. Anaerobik ve aerobik sıcaklık katsayılarını 1.078 ve 1.057 olarak vermişlerdir. Biyolojik fosfor gideriminin stokiyometrisinin sıcaklıkla önemli ölçüde değişmediğini belirtmişlerdir.

Brdjanovic ve diğ. (1998a), biyolojik fosfor gideriminin 8 günlük çamur yaşı ve 10 °C sıcaklıkta düşük olduğunu, çamur yaşının 16 güne çıkarılmasıyla tam giderim elde edildiğini gözlemlemişlerdir. Çamur yaşının 32 güne çıkarılmasıyla 5 °C'lik sıcaklıkta da mükemmel bir verim elde etmişlerdir.

Helmer ve Kunst (1998), 15-20 °C arasında değişen sıcaklıklarda aerobik ortamdaki fosfor bağlanmasının anaerobik ortamda salınan fosfor konsantrasyonu ile orantılı olduğunu gözlemlemişlerdir. Ayrıca, 10 °C'nin altına sıcaklığın ani olarak düşmesinin biyolojik fosfor giderimi verimine önemli etkisinin olmadığını belirtmişlerdir.

Beatons ve diğ. (1999), 10 günlük çamur yaşı ve 20, 15, 10 ve 5 °C sıcaklıklarda işletilen ardışık kesikli reaktörde biyolojik fosfor gideriminin verimi ve kinetiğine sıcaklığın etkisini araştırdılar. Anaerobik fosfor salınımının 15-20 °C aralığında maksimum olduğunu ve diğer bütün reaksiyon hızlarının sıcaklık artışıyla arttığını gözlemlemişlerdir.

Whang ve Park (2002), 10 günlük çamur yaşı ve 20 °C'lik sıcaklıkta A/O AKR'de PBO'nun baskınken 10 günlük çamur yaşı ve 30 °C'lik sıcaklıkta GBO'nun baskın olduğunu gözlemlemişlerdir.

Erdal ve diğ. (2002), 5-20 °C aralığında biyolojik fosfor giderimine sıcaklığın etkisini araştırmışlardır. Sıcaklık azalmasına bağlı olarak kinetik hızlar azalmasına rağmen, biyolojik fosfor gideriminin soğuk havalarda daha yüksek olduğunu gözlemlemişlerdir. Sıcaklığın baskın mikroorganizma üzerine seçici bir etkisinin olmayabileceğini ancak sıcaklık azalırken farklı metabolik yolların kullanılmasına etki edebileceğini belirtmişlerdir.

Panswad ve diğ. (2003), polifosfat bakterilerinin mezofilik belki de psikrofilik olduğu ve 20 °C veya altında baskın olduğunu gözlenmişlerdir. Glikojen bakterilerin ise, optimum sıcaklık aralığının 25-32,5 °C arasında ve mezofilik olduğu belirtilmiştir.

Biyolojik fosfor giderimine sıcaklığın etkisindeki çelişkili sonuçlar, farklı besi maddesi ve aktif çamur kullanımıyla açıklanabilir. Sıcaklık aynı zamanda biyolojik fosfor giderimini etkileyen fermentasyon, nitrifikasyon gibi proseslere de etki yapar. Bu faktörler, biyolojik fosfor giderimine sıcaklığın etkisini karışık hale getirir.

2.4.5. Çözünmüş oksijen

Shehab ve diğ. (1996), biyolojik fosfor giderimi proseslerinde anaerobik kademe de çözünmüş oksijen olmamasını (0,0-0,2 mg/L) ve aerobik bölgede çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 3,0-4,0 mg/L arasında olması gerektiğini belirtmişlerdir. İyi bir fosfor giderimi için çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/L olması gerektiği, nitrifikasyonun olması halinde ise, 3-4 mg/L arasında bulunmasını tavsiye etmişlerdir. 4 mg/L'den fazla çözünmüş oksijen konsantrasyonunun havalandırmada kullanılan enerjide israfa neden olacağını da söylemişlerdir.

Brdjanovic ve diğ. (1998b), aşırı havalandırmanın biyolojik fosfor giderimini olumsuz yönde etkilediğini belirtmişlerdir. Aşırı havalandırmanın PHB'ın tüketiminden dolayı fosfor alınımını durdurduğu gözlenmiştir.

2.4.6. Çamur yaşı

Biyolojik fosfor giderimi çamur yaşından çok fazla etkilenmemektedir. Biyolojik fosfor gideriminin 3-68 gün arasında değişen çamur yaşlarında gerçekleştiği gösterilmiştir (Reddy, 1998).

Mamais ve Jenkins (1992), 2,9 gün'den büyük çamur yaşlarında biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiğini belirtmişlerdir.

Wentzel ve diğ. (1989a) ise, biyolojik fosfor gideriminin 3 gün'den daha az çamur yaşında gerçekleştiğini fakat prosesin stabil olmadığını, çıkış suyu kalitesinin düşük olduğunu belirtmişlerdir.

Chang ve diğ. (1996), 5, 10 ve 15 günlük çamur yaşlarında benzer KOİ verimleri elde etmişlerdir. En iyi fosfor giderimini ise 10 günlük çamur yaşında elde etmişlerdir.

Choi ve diğ. (1996)'de 10 günlük çamur yaşında 5 veya 20 günlük çamur yaşıyla karşılaştırıldığında daha yüksek fosfor giderimi elde etmişlerdir.

Rodrigo ve diğ. (1999), anaerobik-aerobik aktif çamur proste baskın mikrroorganizma türü ve çamur yaşı arasındaki ilişkiyi araştırmışlardır. PAO'nun düşük çamur yaşlarında baskın olduğu ve çamur yaşı arttıkça PAO'nun azaldığını belirtmişlerdir.

2.4.7. pH

Tracy ve Flamino (1985), biyolojik fosfor gideriminin pH 5,4'den daha az olduğu zaman gerçekleşmediğini gözlemlemişlerdir.

Smolders ve diğ. (1994), anaerobik kademedede asetat bağlanması ve fosfor salınımı arasındaki oranın pH'a bağlı olduğunu belirtmişlerdir. pH 5,5-8,5 arasında fosfor salınımının asetat bağlanmasına oranının 0,25-0,75 P-mol/C-mol arasında değiştiğini gözlemiştir. Burada fosfor salınımı pH'ın artmasıyla artmıştır. Düşük pH'da asetatın bağlanması için yüksek pH'a göre daha az enerji gerekmektedir. Dolayısıyla daha az fosfor salınımı olur. Aerobik kademedede düşük pH'da daha az fosfor salındığı için fosfor alımı için daha az enerji kullanılacaktır. Geri kalan enerji, biyokütle büyümesi gibi başka maksatlar için kullanılacaktır. Anaerobik kademedede asetat bağlanmasının pH'a bağlı olmadığını gözlemlemişlerdir.

Liu (1996b) ise, pH'ın 5'den az olduğunda asetatın bağlanmadığını, 5'den 6,5'a yükseldiğinde asetat bağlanma hızının 0'dan 50 mgC/gUKM/h'a yükseldiğini gözlemlemişlerdir. pH 6,5-8 aralığında iken pH'dan bağımsız olduğunu ve pH 8'in üstüne çıktığında asetat bağlanmasının azaldığını belirtmişlerdir.

Smolders ve diğ. (1994) ve Liu ve diğ. (1996b), asetat bağlanması ve fosfor salınımının pH'a bağlı olduğunu açıklamak için aynı termal-dinamik modeli kullandılar. Asetatın bağlanması için gerekli enerjiye pH'ın etkisinin; pH gradiyentine pH'ın etkisi ve hücre membranındaki elektrik potansiyel fark ($\Delta\Psi$)'daki değişime bağlı olduğu kabul edilmiştir. Hücre içindeki pH ve bir hücrenin proton hareket gücü (proton motive force, pmf) sabit tutulması halinde elektriksel potansiyel ($\Delta\Psi$), pH'ın fonksiyonu olarak hesap edilebilir.

$$\Delta\Psi = \Delta p + 2.3RT (pH_{iç} - pH_{dış}) \quad (2.1)$$

$\Delta\Psi$: Elektriksel potansiyel

Δp : proton motive force (pmf) (kJ/mol)

$pH_{iç, dış}$: Hücre içinde ve dışındaki pH

R: Gaz sabiti (kJ/K-mol)

T: Sıcaklık (K)

Eğer; dış pH, iç pH'dan düşükse ΔpH negatiftir ve $\Delta\Psi$ 'nin pmf'ya katkısı düşüktür. Dış pH, iç pH'dan yüksek olduğunda ΔpH pozitifdir ve $\Delta\Psi$ sabit pmf sağlamak için yüksek olmalıdır. Dolayısıyla negatif yüklü bir bileşiğin bağlanması için yüksek pH'da daha fazla iş yapılmalıdır. Asetatın taşınım enerjisi aşağıdaki formülle hesaplanabilir.

$$\Delta GHac = n \Delta\Psi + 1/2 * 2,3RT \log(C_{iç}/C_{dış}) \quad (2.2)$$

$\Delta GHac$: Asetatın taşınım enerjisi

n: Taşınan asetatın yükü

$C_{iç}$: Asetatın iç konsantrasyonu

$C_{dış}$: Asetatın dış konsantrasyonu

BFG'nin gerçekleşmesi için gerekli olan şartların sağlanması daima iyi verimlerin elde edilmesini sağlayabilir. Bunun sebebi olarak da, bu sistemlerde PBO ile besi maddesi için rekabet eden GAO'nun baskın hale gelmesinden kaynaklanmaktadır. pH, GBO ile PBO arasında rekabeti kontrol etmek için iyi bir parametredir.

Jeon ve diğ. (2001), AKR'de anaerobik kademenin pH'ın 7.0'de kontrol edilmesiyle ortamda GAO'nun baskın hale geldiğini, pH kontrol edilmediğinde ise denitrifikasyon ve asetat bağlanmasının sonucu anaerobik kademenin pH'nın 8.4'e yükseldiğini ve bu yüksek pH'da hemen hemen tam fosfor gideriminin elde edildiğini gözlemişlerdir.

Filipe ve diğ. (2001a), PBO ve GBO'nun aerobik metabolizmasına pH'ın etkisini araştırmak için pH= 6.5, 7.0 ve 7.5'da kesikli deneyler yapmışlardır. pH = 6.5'da PBO için fosfat bağlanması, PHB tüketimi ve biyokütle büyümesi hızlarının pH = 7.0'de gözlenen hızların sırasıyla % 42, 70 ve 53'ü kadar olduğunu gözlemişlerdir. GBO için ise; hızlar, incelenen pH aralığından nispeten etkilenmediğini belirtilmişlerdir.

Filipe ve diğ. (2001b), anaerobik ortamın pH'ının 7.25'den düşük olduğunda glikojen biriktiren organizmaların, polifosfat biriktiren organizmalardan daha hızlı asetati bağladığını gözlemlemişlerdir. $pH > 7.5$ 'den büyük olduğu zaman PBO'nun asetatin daha hızlı bağlandığını belirtmişlerdir.

Filipe ve diğ. (2001c), GBO'nun anaerobik metabolizmasını araştırmışlardır. pH arttığı zaman asetat bağlanma hızının azaldığını ve asetat bağlanması için tüketilen glikojen miktarının arttığını gözlemlemişlerdir. Bu nedenle, yüksek pH'ın GBO'nun metabolizmasına ters yönde etki yaptığını belirtmişlerdir.

Filipe ve diğ. (2001d), PBO'nun anaerobik şartlarda asetati bağlamasının stokiyometrisi ve kinetiğine pH'ın etkisini araştırmışlardır. Glikojen tüketimi ve PHB birikimi stokiyometrisinin $pH = 6.5-8$ arasında pH'tan etkilenmediğini gözlemlemişlerdir. Fosfor salınımının asetat bağlanmasına oranının, yüksek pH'ta daha fazla enerji gereksiniminden dolayı pH'a lineer olarak bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, asetat bağlanma hızının da $pH = 6.5-8$ arasında pH'tan etkilenmediğini gözlemlemişlerdir.

Schuler ve Jenkins (2002), polifosfat biriktiren metabolizmanın baskın olduğu sistemde 7'den daha büyük pH'da daha hızlı asetat bağlanması ve polifosfat biriktiren metabolizma-glikojen biriktiren metabolizma karışımının baskın olduğu sistemde $pH > 6.8$ 'ten daha düşük olduğunda daha hızlı asetat bağlanması gözlemlemişlerdir.

Serafim ve diğ. (2003), AKR'nin stabilitesine ve verimine pH kontrolünün etkisini araştırmışlardır. pH kontrolü yapılmayan reaktörün kontrol yapılan reaktörden daha yüksek stabilite ve verime sahip olduğunu gözlemlemişlerdir.

Çokgör ve diğ. (2004), anaerobik kademede pH'ın kontrol edilmediği sistem için pH ile fosfor salınımı/asetat bağlanması oranı arasında bir ilişki olduğunu gözlemlemişlerdir.

2.4.8. Nitrat

Biyolojik fosfor giderimi proseslerinde anaerobik kademeye giren nitrat fosfor salınımını engellemekte ve verimi azaltmaktadır. Bir arıtma prosesinin anaerobik kademesine nitrat girişi ham atıksu ve aerobik kademenin geri devir edilmesiyle gerçekleşir. Geri devirden dolayı meydana gelen problem proseslerin uygun projelendirilmesiyle engellenebilir. Geri devir akımında müsaade edilebilir nitrat konsantrasyonu konusunda tam bir belirginlik söz konusu değildir. Osborn ve Nicholls (1978), 2 mg/L'den küçük olmasını, Raper (1983), 5 mg/L'den küçük olması gerektiğini belirtmişlerdir. Aerobik kademedan anaerobik kademeye nitrat girişini engelleyecek şekilde biyolojik fosfor giderimi proseslerinde düzenlemeler yapılabilir. Giriş nitrat konsantrasyonu da önemlidir.

Anaerobik kademedede nitratın olumsuz etkisi denitrifikasyon bakterileri ve polifosfat bakterileri arasında karbon kaynağı için yapılan rekabetten kaynaklanmaktadır (Barker ve Dold, 1996).

Hascoet ve diğ. (1985), 50 mg NO₃-N/L sabit nitrat konsantrasyonunda anaerobik kademeye farklı KOİ yükleri kullanarak yaptıkları çalışmada KOİ konsantrasyonunun 300 mg/L kadar yüksek olduğunda yani KOİ/TKN= 6, net bir fosfor giderimi gözlemişlerdir.

Randall ve diğ. (1992), KOİ/TKN ≤ 9 olduğunda azot uzaklaştırmasını artırmak için ilave karbon kaynaklarının kullanılması gerektiğini belirtmişlerdir.

Carucci ve diğ. (1995), KOİ/TKN= 9.3 olduğunda fosfor giderme veriminin % 61.6 olduğunu, giriş suyundan amonyum uzaklaştırılarak KOİ/TKN oranının 16.1'e yükseltilmesi ile fosfor giderme veriminin % 93.5'e yükseldiğini gözlemlemişlerdir.

2.4.9. Nitrit

Meinhold ve diğ. (1999), NO₂-N'in anoksik fosfor bağlanmasına etkisini pilot ölçekli BAFG sistemden aldığı çamurla yaptığı kesikli deneylerle araştırmışlardır. 4-5 mgNO₂-N/L gibi düşük konsantrasyonlarda anoksik fosfor bağlanmasının bozulmadığını ve anoksik fosfor bağlanmasında elektron alıcısı olarak kullanılabileceğini gözlemlemişlerdir. Anoksik fosfor bağlanmasına nitrit inhibisyonunun kritik konsantrasyonunun çamur şartlarına bağlı olduğunu ve çalışmalarında bunun 5-8 mg NO₂-N/L arasında değiştiğini söylemişlerdir.

Ahn ve diğ. (2001), DPBO'nun metabolik durumunun daha iyi anlaşılması için anoksik fosfor bağlanmasına farklı elektron alıcılarının etkisini araştırmışlardır. Üç farklı elektron alıcısı (nitrat, nitrit, nitrat ve nitrit karışımı), AKR'den çamur kullanarak kesikli deneylerde denenmiştir. Anoksik fosfor bağlanmasına nitrat ve nitritin elektron alıcısı olarak kullanımının inhibisyona neden olmadığını gözlemlemişlerdir. Ayrıca; anoksik fosfor bağlanmasının, elektron alıcısı tipi, miktarı ve AKM konsantrasyonuna bağlı olduğunu belirtmiştir.

Saito ve diğ. (2004), PBO'ca zengin çamur oluşumuna, fosfat bağlanmasına ve çamur solunumuna nitritin etkisini araştırmışlardır. Nitritin hem aerobik hem de anoksik fosfor bağlanmasını inhibe ettiğini, aerobik fosfor bağlanmasını anoksik fosfor bağlanmasından daha fazla etkilediğini, GBO ve PBO arasında besi maddesi rekabetini artıran bir faktör olduğunu gözlemlemişlerdir. Ayrıca, tam ölçekli atıksu arıtma tesislerinde nitritin gözlenmesinin ve kontrolünün gerekliliğini belirtmişlerdir.

2.5. Biyolojik Fosfor Gideriminin Mikrobiyolojisi

Fuhs ve Chen 1975, biyolojik fosfor gideriminden sorumlu bakterinin *Acinetobacter* olduğunu tespit eden ilk araştırmacılar. *Acinetobacter*'in biyolojik fosfor gideren proseslerde önemli konsantrasyonlarda bulunduğu analitik profil indeks (API) sistem gibi kültür bağımsız

metot kullanılarak birçok araştırmacı tarafından tayin edilmiştir (Buchan, 1983; Lotter, 1985; Wentzel ve diğ., 1988).

Deinema ve diğ. (1980, 1985), aktif çamur tesisinden izole ettikleri *Acinetobacter*'in büyüme için uçucu yağ asitlerini, alkol ve laktik asidi tercih ettiğini gözlemlemişlerdir.

Lötter (1985), bakteri hücresinin bir ince tabaka ile kaplandığını ve bunun kümelenmeye sebep olduğunu belirtmiştir. Hascoet ve diğ., (1985), *Acinetobacter* türlerinin tayininde ve sayılarının tespitinde yapılan hatanın bu kümelenmeden kaynaklandığını belirtmişlerdir.

Brodisch (1985), *Acinetobacter* fazla konsantrasyonda olmasına rağmen biyolojik fosfor gideriminin gerçekteşmediğini gözlemlemiştir. *Aeromonas* türlerinin özellikle *Aeromonas punctata*'nın mevcut olması halinde fosfor gideriminin gerçekteştiğini belirtmiştir. *Aeromonas punctata*'nın başlıca fermantasyon ürünü olan asetatı ürettiğini *Acinetobacter*'in ise bunu fosfor giderimini gerçekteştirmek için kullandığını söylemiştir.

Birçok araştırmacı biyolojik fosfor gideriminden sorumlu bakterileri bulmaya çalıştı. Birçok saf kültür; *Pseudomonas* ve *Aeromonas* (Brodisch and Joyner, 1983); *Citrobacter* (Brodisch ve Joyner 1983); *Flavobacterium* (Cloete ve diğ., 1985) *Xanthobacter* ve *Moraxella* (Streichan ve diğ., 1990) biyolojik fosfor gideren proseslerde izole edilmiştir.

Cloete ve Steyn (1988), yaptıkları çalışmada BAFG proseslerde *Acinetobacter* sayısının toplam bakterinin % 10'dan daha az olduğunu açıklamışlardır.

Jenkins ve Tandoi (1991), *Acinetobacter spp.* saf kültüründe biyolojik fosfor giderimi metabolizmasının gözlenmediğini belirtmişlerdir.

Auling ve diğ (1991), *Acinetobacter* tayini için biyolojik parçalyıcı (biyomarker) olan poliamin diamibopropan (DAP) kullanarak yaptığı çalışmada *Acinetobacter spp.*'yi gözleyememişlerdir.

Günümüzde yapılan çoğu deneysel çalışmalarda, fosfor gideren çamurlara tek bir bakteri tarafından değil de birkaç bakteri tarafından hakim bulunduğundan bahsedilmektedir. Ayrıca, *Acinetobacter*'in biyolojik fosfor gideriminde baskın bir tür olmadığını ve toplam bakterinin % 10'dan daha azını teşkil ettiğini belirtmişlerdir (Wagner ve diğ., 1994; Bond ve diğ., 1995; Mino ve diğ., 1998).

BFG proseslerin çok sayıda yüksek guanin+sitozin (G+C) muhtevalı gram pozitif bakterilerden olduğu gözlemlemiştir (Wagner ve diğ., 1994).

Bond ve diğ. (1995), sadece birkaç yüksek G+C muhtevalı gram pozitif bakteri gözlemlemişlerdir. BAFG ve BAFG olmayan proste mikrobiyal yapıdaki farkın *proteobacteria* alt sınıfında olduğunu ve bu grubun biyolojik fosfor gideriminde önemli bir rolü olabileceğini belirtmişlerdir.

PBO'ca zengin çamurlarda baskın elektron taşıyıcılar (quinone), quinone-8 (Q-8) ve menaquinone 8 (H-4)'dür. *Acinetobacter* Q-9'a sahiptir (Hirashi ve diğ. 1989; Hirashi ve Morishita, 1990; I Made ve diğ. 1998).

Acinetobacter spp'nin toplam bakterinin % 10'dan daha az olduğu ve BAFG'de baskın olmadığı gözlenmiştir (Wagner ve diğ. 1994; Bond ve diğ. 1995; Kampfer ve diğ. 1996).

Nakamura ve diğ. (1991, 1995) laboratuvar ölçekli BAFG prosesinden bir polifosfat biriktiren bakteri izole ettiler ve onu *Microlunatus phosphovorus strain NM-1* olarak adlandırdılar. Bu bakteri aerobik şartlarda polifosfatı biriktirir. Bu enerji kaynağını anaerobik şartlarda asetat yerine glikoz ve casamino asitler gibi karbon kaynaklarının bağlanması için kullanmıştır.

Stante ve diğ. (1996), biyolojik fosfor giderimi için projelendirilen ardışık kesikli reaktörde PHB depolayabilen zincir izole ettiler ve onu *Lampropedia spp.* olarak tespit ettiler. Bu bakteri anaerobik şartlar altında asetatı bağlama ve PHB olarak depolayabilme kapasitesine sahiptir.

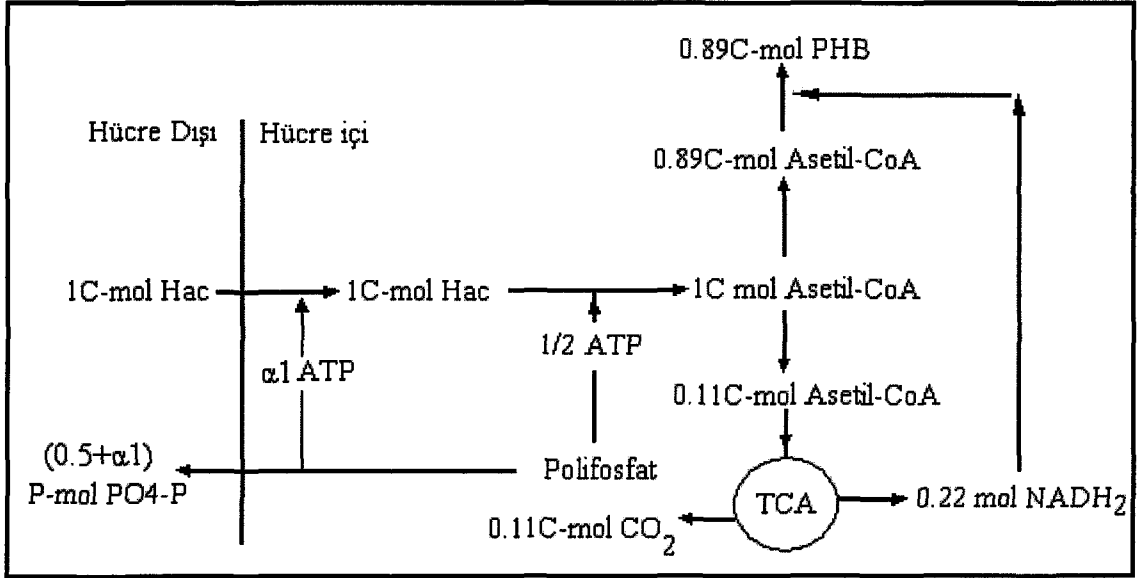
Son yıllarda, *Rhydocyclus* benzeri bakterinin BAFG'de önemli bir rol oynadığı tahmin edilmektedir (Hesselman ve diğ. 1999; Crocetti ve diğ. 2000).

Lin ve diğ. (2003), sadece *Acinetobacter*'lerin değil aynı zamanda *Pseudomonas*'ında PBO organizmalarını temsil ettiği ve baskın türler olduklarını belirtmişlerdir.

2.6. Biyolojik Fosfor Gideriminin Biyokimyası

PHB, asetata göre daha indirgenmiş bir bileşiktir. Bu nedenle asetat'tan PHB sentezi için indirgeyici bileşikler gerekmektedir. İndirgeyici bileşiklerin hangi yoldan temin edildiği, biyolojik fosfor giderimi için geliştirilen modeller arasında temel farklılığı oluşturmaktadır. 1980'den sonra biyolojik fosfor gideriminin metabolizmasını açıklamak için birçok model sunulmuştur. Bunlar arasında üç model (Comeu/Wentzel,1986; Mino, 1987 ve uyarlanmış Mino, (Wentzel ve diğ., 1991) daha sonra geliştirilen modellerinin temelini oluşturup en bilinen modellerdir.

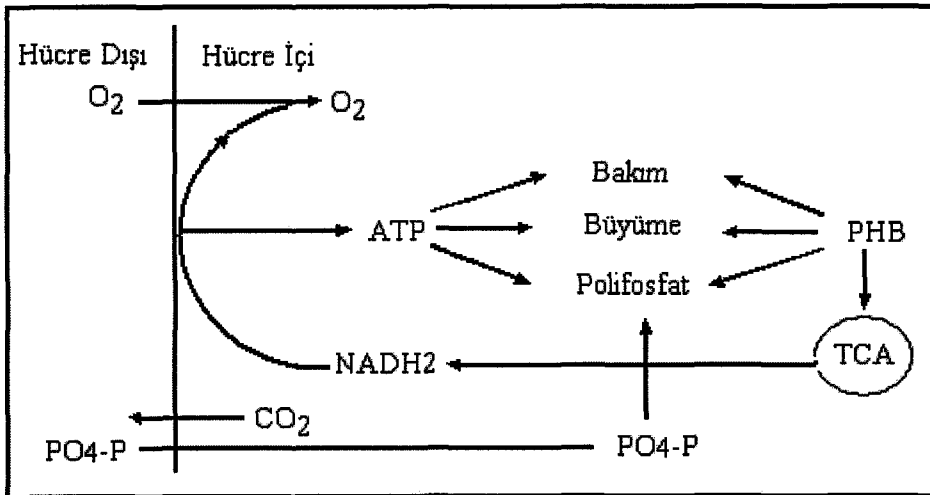
Comeu-Wentzel modeli: Florentz ve diğ. (1983), TCA (Trikarboksilik asit) çevriminde yer alan enzimlerin anaerobik şartlarda aktif olduğunu belirtti. Comeu ve diğ. (1986), buna dayanarak PHB sentezi için gerekli indirgeyici bileşiğin ($NADH_2$), anaerobik şartlarda TCA çevriminden sağlanabileceğini savunmuştur. Wentzel ve diğ. (1986), Comeu ve diğ. (1986)'nin görüşüne katılmıştır. *Acinetobacter* için anaerobik ve aerobik kademeler için biyokimyasal yollar sunmuşlardır. Bu yolların ATP/ADP ve $NADH_2/NAD$ oranları ile nasıl düzenlendiğini göstermişlerdir. Comeu ve diğ. (1986) ve Wentzel ve diğ. (1986)'in sunduğu modeller önemli ölçüde aynı olduğundan Comeu/Wentzel modeli adını almıştır. Anaerobik şartlar için Comeu/Wentzel modeli Şekil 2.17'de verilmiştir.



Şekil 2. 17. Anaerobik Şartlar İçin Comeu/Wentzel Modeli (Filipe ve Daigger, 1998)

Comeu/Wentzel modelinde; asetat hücre membranının içine taşınır. Hücre içine giren asetatın asetil-CoA'ya aktivasyonu ATP'nin hidroliziyle birlikte gerçekleşir. Hücre; azalan ATP/ADP oranını depolanmış polifosfatın hidrolizi sonucu ATP üreterek dengeler. Asetil-CoA'nın bir kısmı, PHB sentezi için gerekli olan indirgeyici bileşiği (NADH₂) temin etmek için TCA çevriminde metabolize edilir.

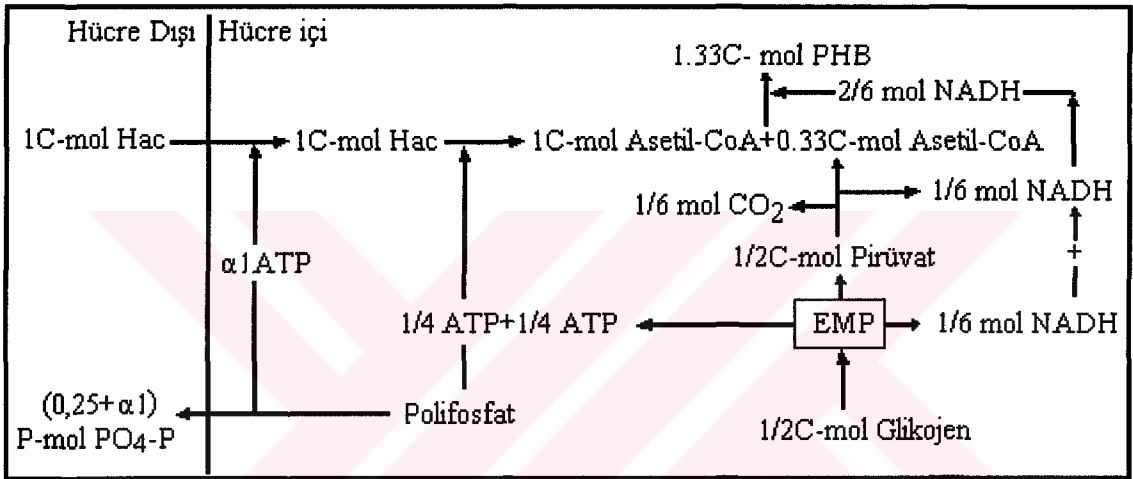
Aerobik şartlarda, atıksuda çözülmüş organik madde az ve fosfat fazladır. Depolanmış olan PHB, TCA çevriminde okside edilir. Oluşan ATP, hücrelerin polifosfat rezervlerini yeniden oluşturmasını sağlar. Aerobik şartlar için Comeu/Wentzel modeli Şekil 2.18'de verilmiştir.



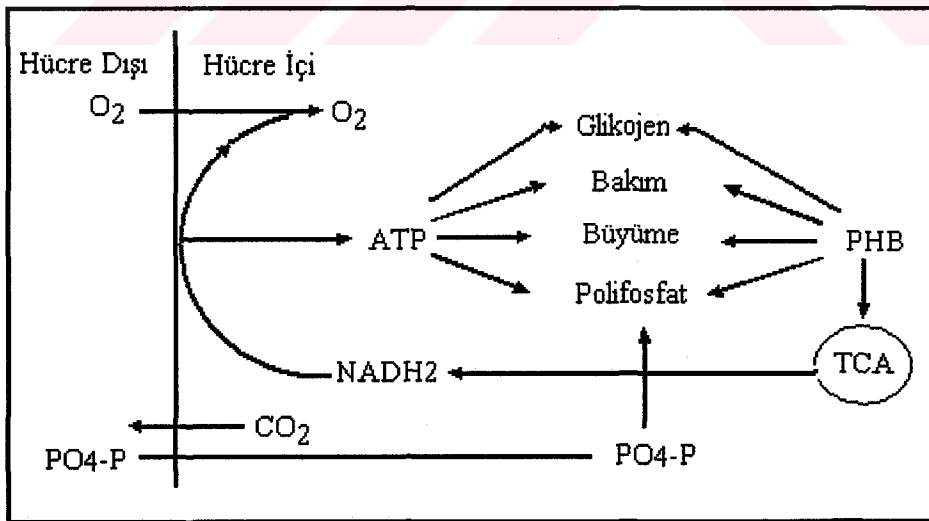
Şekil 2. 18. Aerobik Şartlar İçin Comeu/Wentzel Modeli

Mino modeli:

Mino modeli (1987), Comeu/Wentzel modeline benzemektedir. İki model arasındaki fark indirgeyici bileşiklerin nasıl oluştuğu konusudur. Mino ve diğ. (1987), TCA çevriminin anaerobik şartlar altında aktif olmadığını savunmaktadırlar. Asetat, propiyonat, glukoz, pepton ve maya özü'nü karbon kaynağı olarak kullandığı laboratuvar ölçekli çalışmalarında, anaerobik kademede depolanmış karbonhidratın azaldığını ve aerobik kademede arttığını gözlemlemişlerdir. Mino modelinde, glikojenin EMP yoluyla metabolize olduğu ve pürvik asite dönüştüğü ileri sürülmektedir. Bu arada NADH_2 üretilmektedir. Piruvat ise, asetil-CoA'ya dönüşmektedir. NADH_2 , asetil-CoA'nın PHB'ya dönüşümünde kullanılmaktadır. Anaerobik şartlar için Mino modeli Şekil 2.19 ve aerobik şartlar için Mino modeli Şekil 2.20'de verilmiştir.



Şekil 2. 19. Anaerobik Şartlar İçin Mino Modeli (Filipe ve Daigger, 1998)



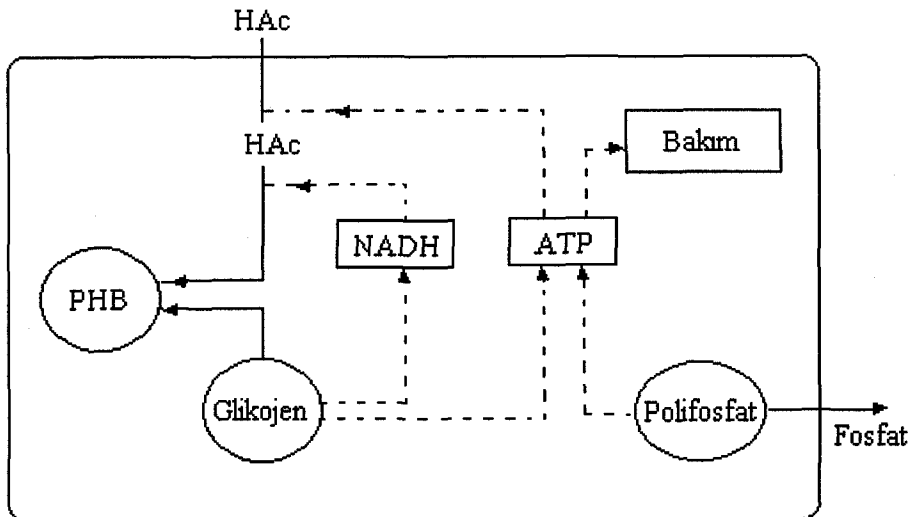
Şekil 2. 20. Aerobik Şartlar İçin Mino Modeli

Uyarlanmış Mino modeli: *Acinetobacter*'in biyolojik fosfor gideriminde önemli bir role sahip olduğu düşünülmekteydi. Juni (1978)'de, *Acinetobacter*'in EMP yoluna sahip olmadığını belirtmiştir. Bu nedenle, Uyarlanmış Mino modeli (Wentzel ve diğ., 1991), indirgeyici

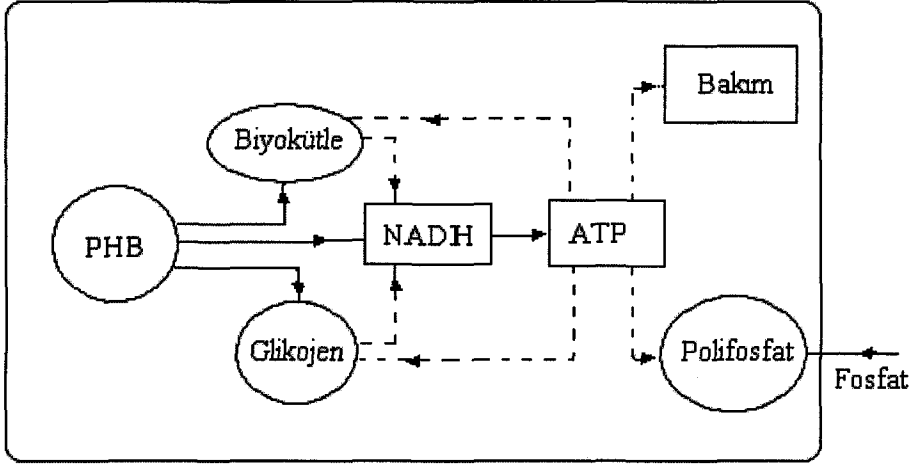
Tablo 2. 4. Fosfor Metabolizmasında Rol Alan Bileşikler (Smolders ve diğ., 1995).

Bileşik	Sembol	Elementel kompozisyonu
Asetat	s	CH ₂ O
Fosfat	p	H ₃ PO ₄
Biyokütle	x	CH _{2.09} O _{0.54} N _{0.2} OP _{0.015}
PHB	phb	CH _{1.5} O _{0.5}
Poifosfat	pp	HPO ₃
Glikojen	gl	CH _{1.67} O _{0.83}
Amonyak	n	NH ₃
Oksijen	o	O ₂
Karbondioksit	c	CO ₂
Su	w	H ₂ O

Smolders ve diğ. (1995), anaerobik ve aerobik kademeler için verdiği metabolizma Şekil 2.22 ve Şekil 2.23’de verilmiştir. Anaerobik kademede; asetat hem polifosfatın fosfata parçalanmasından hem de glikojenin PHB’ya dönüşümünden oluşan enerjiyi kullanarak tutulur ve PHB’ya dönüştürülür. Aerobik kademede; PHB, biyokütle üretimi, fosfatın bağlanması, glikojenin sentezi ve bakım amacıyla kullanılır. PHB’nın biyokütle ve glikojene dönüşümünde fazla miktarda oluşan NADH₂ oksidatif fosforilasyonla ATP üretmek üzere okside edilir (δ, P/O oranı). Biyokütle üretimi (K), glikojen üretimi, bakım, fosfor bağlanması (ε δ) ve polifosfat sentezi için ilave ATP gereklidir. Bu ATP, PHB katabolizmasından üretilir. Aerobik metabolizma, dört bağımsız reaksiyon ve üç bağılı stokiyometrik parametre (K, ε, δ) ile gösterilebilir.



Şekil 2. 22. Anaerobik Kademenin Metabolizması (Smolders ve diğ., 1995).



Şekil 2. 23. Aerobik Kademenin Metabolizması (Smolders ve diğ., 1995).

Ayrıca, biyolojik fosfor gideriminin anaerobik ve aerobik kademelerindeki metabolik reaksiyonlar sırasıyla Tablo 2.5 ve Tablo 2.6’de verilmiştir. pH=7’de asetat bağlanmasının tüm stokiyometrisi Tablo 2.5’de verilmiştir. Bakım için enerji gereksinimleri Tablo 2.5’de görüldüğü gibi polifosfatın parçalanmasından elde edilir.

Tablo 2. 5. Biyolojik Fosfor Gideriminin Anaerobik Kademesindeki Metabolik Reaksiyonlar (Smolders ve diğ., 1995).

Asetat bağlanması	$- \text{CH}_2\text{O} - 0.5 \text{CH}_{10/6}\text{O}_{5/6} - 0.44 \text{HPO}_3 + 1.33 \text{CH}_{1.5}\text{O}_{0.5} + 0.17 \text{CO}_2 + 0.44 \text{H}_3\text{PO}_4 - 0.023 \text{H}_2\text{O} = 0$
Bakım	$- \text{HPO}_3 - \text{H}_2\text{O} + \text{H}_3\text{PO}_4 = 0$

Smolders ve diğ. (1995), dört aerobik reaksiyonun stokiyometrisini katsayılar için elde edilen değerlerden hesaplamışlardır.

Tablo 2. 6. Biyolojik Fosfor Gideriminin Aerobik Kademesindeki Metabolik Reaksiyonlar (Smolders ve diğ., 1995).

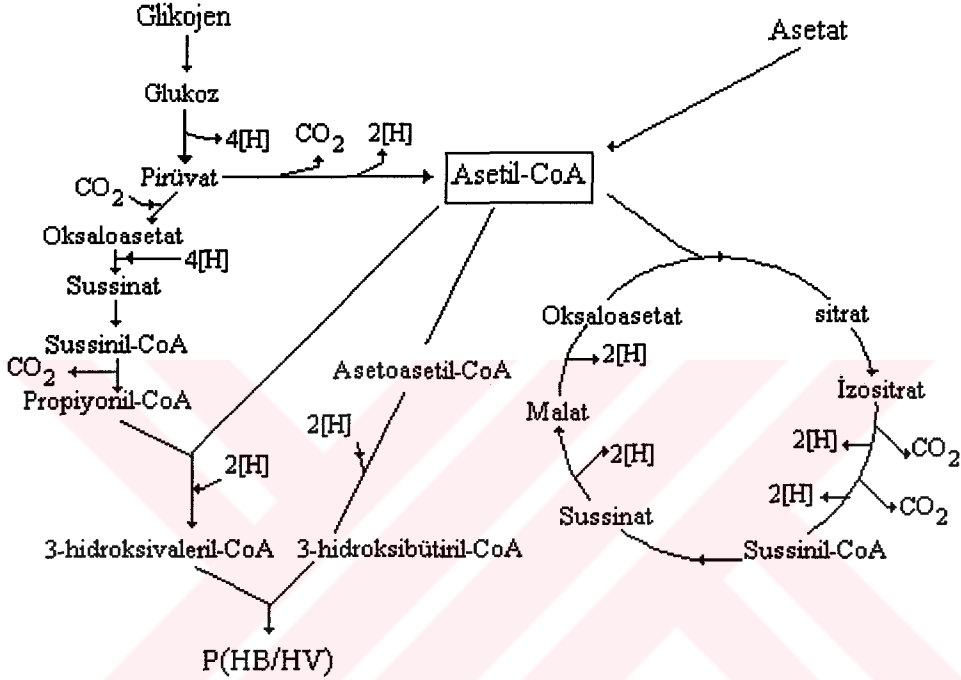
Biyokütle sentezi	$-1.37 \text{CH}_{1.5}\text{O}_{0.5} - 0.20 \text{NH}_3 - 0.015 \text{H}_3\text{PO}_4 - 0.42 \text{O}_2 + \text{CH}_{2.09}\text{O}_{0.54}\text{N}_{0.20}\text{P}_{0.015} + 0.37 \text{CO}_2 + 0.305 \text{H}_2\text{O} = 0$
Fosfat bağlanması	$-0.27 \text{CH}_{1.5}\text{O}_{0.5} - 0.31 \text{O}_2 - \text{H}_3\text{PO}_4 + \text{HPO}_3 + 0.27\text{CO}_2 + 1.20 \text{H}_2\text{O} = 0$
Glikojen oluşumu	$-1.12 \text{CH}_{1.5}\text{O}_{0.5} - 0.26 \text{O}_2 + \text{CH}_{10/6}\text{O}_{5/6} + 0.12 \text{CO}_2 + 0.007 \text{H}_2\text{O} = 0$
Bakım	$- \text{CH}_{1.5}\text{O}_{0.5} - 1.125 \text{O}_2 + \text{CO}_2 + 0.75 \text{H}_2\text{O} = 0$

Biyolojik fosfor giderimi, iç depolama bileşiklerinden dolayı daha kompleks bir atıksu arıtma prosesidir. PHB, polifosfat ve glikojen gibi iç depolama bileşikleri aktif biyokütleden ayrı olarak değerlendirilmelidir. Bütün organizmaların PBO olması durumunda, AKM, UKM, kül, depolama bileşikleri ve aktif biyokütle arasındaki ilişkinin bir örneği Şekil 2.24’de verilmiştir (Smolders ve diğ., 1995).

AKM			
UKM			Kül
PHB	Glikojen	Biyokütle	Polifosfat

Şekil 2.24. Biyokütle Kompozisyonu ve AKM ve UKM İle İlişkisi (Smolders ve diğ., 1995).

Pereira ve diğ. (1996), ^{13}C etiketli asetat kullanarak, asetatın anaerobik şartlar altında bağlandığını ve PHA'a dönüştüğünü gözlemlemişlerdir. Aerobik şartlar altında ise, PHA glikojene dönüşür.

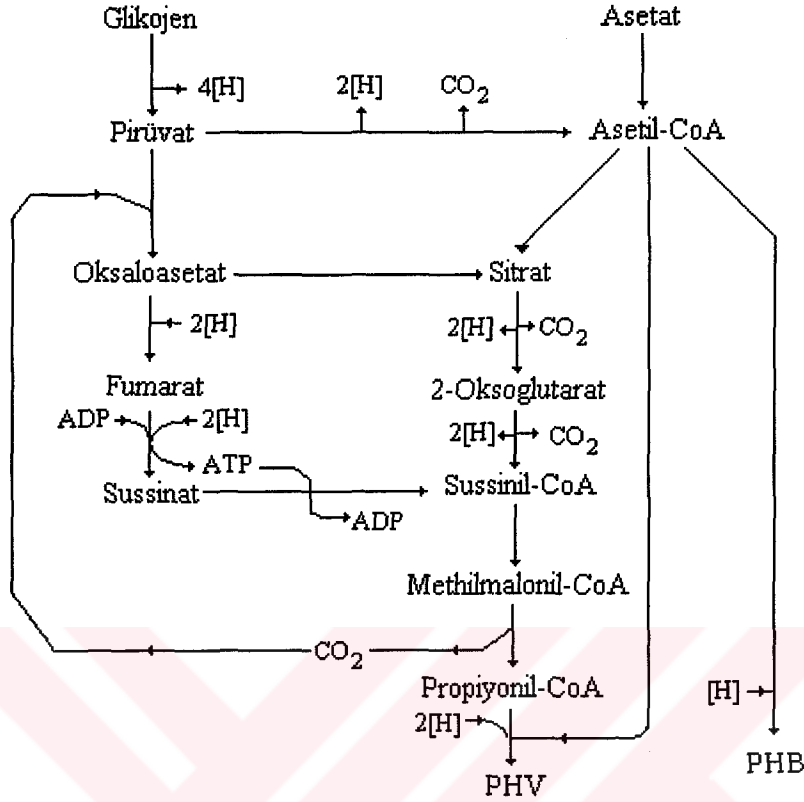


Şekil 2. 25. Anaerobik Şartlarda Asetat ve Glikojenin P(HB/HV)'a Dönüşümü İçin Sunulan Metabolik Model (Pereira ve diğ. 1996).

Glikojen, anaerobik kademedede PHA için karbon kaynağı ve CO₂ oluşumu için kullanılır. Ayrıca, ^{13}C etiketli asetatın bir kısmının anaerobik şartlar altında CO₂ olarak salındığını bulmuştur. Redoks dengesi dikkate alındığında glikojen parçalanmasından oluşan indirgeyici bileşikler PHA üretimi için yeterli değildi. Bu bulgular asetatın bir kısmının anaerobik şartlar altında TCA çevrimiyle metabolize olduğunu ve PHA oluşumu için gerekli olan indirgeyici bileşiklerin % 30'nu sağladığını göstermektedir. Pereira ve diğ. (1996)'nin, anaerobik şartlarda asetat ve glikojenin P(HB/HV)'a dönüşümü için sundukları metabolik model Şekil 2.25'de verilmiştir.

Maurer ve diğ. (1997), polifosfat biriktiren organizmaların anaerobik ve aerobik karbon akışı için bir biyokimyasal modeli tartışmışlardır. Model, PHB depolaması için gerekli indirgeyici bileşiklerin glikojenden sağlandığı ve enerjinin glikojen veya polifosfattan sağlandığına dayanmaktadır. Asetat formunda ^{13}C ile yaptıkları çalışmada glikojenin ED yoluyla parçalandığını göstermiştir.

Hesselman ve diğ. (2000), anaerobik şartlar altında TCA çevriminin aktif olup olmadığıyla ilgili probleme, uyarlanmış süssinat-propiyonat yolunu teklif etmişlerdir.



Şekil 2. 26. TCA Çevriminden Enzimler ve Uyarlanmış Süssinat-Propiyonat Yolunun Birlikte İşleyiş Biçimi İçin Sunduğu Metabolik Model (Hesselman ve diğ. (2000)).

TCA çevriminde süssinate dehidrogenazın FADH₂ üretilmemesi halinde aktivitesini kaybettiğini belirtmiştir. Birikmiş olan süssinil-CoA, uyarlanmış süssinat-propiyonat yoluyla PHV yapısına katılacaktır. Metilmalonil-CoA ve pirüvat arasındaki transkarboksilaz reaksiyonuyla oksaloasetat yeniden oluşacağından tam bir TCA çevrimi gerekli değildir. Oksaloasetatın iki farklı yolu kullanabilmesi ihtimali organizmanın indirgeyici bileşikler için değişen çevreye uyabilmesinde ilave esneklik sağlar. Oksaloasetatın sitrata dönüşüm miktarı bu gereksinime göre düzenlenir. Teklif edilen model yeni olup, doğruluğunun test edilmesi gerekir. Hesselman ve diğ. (2000)'nin, TCA çevriminden enzimler ve uyarlanmış süssinat-propiyonat yolunun birlikte işleyiş biçimi için sundukları metabolik model Şekil 2.26'da verilmiştir.

Asetat aktivasyonu, biyolojik fosfor gideren sistemlerin anaerobik metabolizmasında en yoğun enerji adımı olmasına rağmen açıklığa kavuşmamıştır. Asetil-CoA, hem 2 ATP tüketen asetil-CoA sentetaz (ACS) hem de 1 ATP tüketen asetat kinaz (AK) ve fosfotransasetilaz (PTA)'ın birleşik işleyişiyle oluşturulabilir. AK/PTA sistem, bütün biyolojik fosfor gideren sistemlerde kabul edilmiştir. Bununla beraber; AK ile asetat aktivasyonu, asetat için yarı doygunluk konsantrasyonu (K_M) genel olarak 1 mM'dan büyük olduğu için sadece yüksek

asetat konsantrasyonlu çevrede bulunur. Burada, ACS için K_M 1'den küçüktür. Biyolojik fosfor gideren sistemlerde, asetat bağlanması 0.1 mM'dan az konsantrasyonlarda etkilidir. Böyle düşük konsantrasyonlarda AK/PTA sistem sadece iç asetat konsantrasyonu aktif bağlanmadan dolayı artırıldığında belli bir aktiviteye sahip olabilir. Bununla beraber asetatın aktif bağlanması bakteride bulunmamıştır. Difüzyon asetatın yaygın bakteriyel bağlama mekanizmasıdır. Sonuç olarak ACS, aktif enzimdir (Hesselman ve diğ., 2000).

Polifosfat biriktiren metabolizma için sunulan modeller için asetat bağlanması, glikojen parçalanması ve pHA sentezi arasındaki ilişkiler Tablo 2.7.'de verilmiştir (Schuler and Jenkins, 2003).



Tablo 2.7. Karbon Kaynağı Olarak Asetat Kullanılan BFG İçin Sunulan Metabolik Modeller (Schuler and Jenkins, 2003).

Model	Taşıyım ATP/Acbaş. oranı (α) (mol/C-mol)	Glikolitik yol ED veya EMP	P sal/Acbaş (mol/C-mol)	Glikojen parçalanması/Acbaş oranı (C-mol/C-mol)	PHB sentezi/Acupt oranı (C-mol/C-mol)	PHV sentezi/Acupt oranı (C-mol/C-mol)	PHV-PHA sentezi/Acbaş. Oranı(C-mol/C-mol)	PHA sentezi/Acupt oranı (C-mol/C-mol)	pH
PAM									
Comeau-Wentzel model (Comeau ve diğ. (1986, Wentzel ve diğ. (1986)	0	-	0.5	0	0.89	0	0	0.89	-
Uyarlanmış Comeau- Wentzel model (Comeau ve diğ;1987)	0.25	-	0.75	0	0.89	0	0	0.89	-
Mino model (Mino ve diğ;1987)	0	EM	0.25	0.5	1.33	0	0	1.33	-
Mino-ED model, (Wentzel ve diğ; 1991)	0	ED	0.33	0.5	1.33	0	0	1.33	-
Mino-ED model, $\alpha=0,25$ mol/C-mol	0.25	ED	0.58	0.5	1.33	0	0	1.33	7.0
Smolders-Mino model: ATP taşıyım Mino, (Smolders ve diğ. (1994)	0.25	EM	0.5	0.5	1.33	0	0	1.33	7.0
Filipe-Mino model: ATP taşıyım Mino, Filipe ve diğ. (2001c)	0.32	EM	0.57	0.5	1.33	0	0	1.33	7.0
GAM									
Satoh ve diğ. (1994)	0	EM	0	1.25	1.33	0.63	0.32	1.96	-
Birleşik modeller									
Pereira ve diğ. (1996)	0	-	0.16	0.70	1.02	0.46	0.31	1.48	-
Hesselman ve diğ. (2001)	0	ED	0.37	0.61	1.11	0.29	0.21	1.40	-

Louie ve diğ. (2000), PHA sentezinde TCA çevrimi ve gliksilat yolunun rolünü araştırdılar. TCA çevrimindeki belirli adımların üç yaygın inhibitörü, malonat, α -ketoglutarat ve monofloroasetatı kullandığında PHB birikiminin önemli ölçüde zarar gördüğünü ve bu

ortamda uçucu yağ asidini kullanması ve aerobik ortamda hücre içi depolama bileşiklerini kullanarak büyümesi nedeniyle PBO ile rekabet etme potansiyeline sahiptir. Anaerobik kademedeki GAO, uçucu yağ asitlerini bağlayıp PHA sentezlemesi için gerekli enerji ve indirgeyici bileşiklerini glikojenin hidrolizinden sağlarlar. Aerobik kademedeki PHA, glikojenin yeniden sentezlenmesi ve hücre büyümesi için kullanılmaktadır.

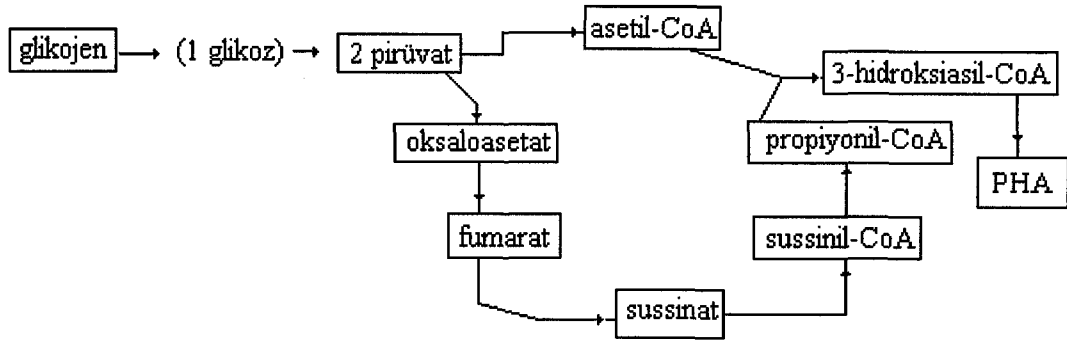
Tracy ve Flammino (1987), PBO'nun glikozun bağlanması ve glikojen olarak depolanması için gerekli enerjinin polifosfattan temin edildiği bir biyokimyasal model sunmuşlardır. PBO tarafından PHB depolanması gözlenmemiştir.

Cech ve Hartman (1990,1993), besi maddesi olarak asetat ve glukoz karışımını kullanarak ardışık kesikli reaktörde yaptığı çalışmada fosfor gideriminin bozulduğunu gözlememişlerdir. Asetatla beslenen sistemde fosfor giderimi gerçekleşiyordu. Bu nedenle, fosfor gideriminin bozulmasını glikoza bağladılar. Ayrıca, reaktörde bir başka bakterinin hakim olduğu gözlenmiştir. Bu mikroorganizmaları 'G' bakteri olarak adlandırmışlardır. G bakterisi; anaerobik şartlarda hücre içindeki glikojeni besi maddesinin bağlanması için indirgeyici bileşik ve ATP kaynağı olarak kullanıyordu. Glikojen GBO için kilit konumunda olduğundan bu tip mikroorganizmalar GBO olarak adlandırılmışlardır (Mino ve diğ. 1994).

Wentzel ve diğ. (1991), biyolojik P bakterilerinin anaerobik şartlarda glikozdan direkt olarak PHB oluşturmadığını belirtmişlerdir. Biyolojik P olmayan bakteriler tarafından glikozun EMP yoluyla SCFA'ya dönüştürülmesini savundular.

Nakamura ve diğ. (1991), glikoz kullandıkları çalışmalarında biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiğini gözlemlemişlerdir.

Satoh ve diğ. (1992), asetat, propiyonat ve laktatın anaerobik bağlanması sırasında hücre içi karbonhidratın tüketildiğini ve 3-hidroksibütirat (3HB), 3-hidroksivalerat (3HV), 3-hidroksi-2-hidroksimetilbütirat (3H2MB), 3-hidroksimetilvalerat (3H2MV)'dan oluşan PHA'ın biriktiğini gözlemlemişlerdir. Asetat ve propiyonatın bağlanması sırasında PBO, indirgeyici bileşik ve ATP temini için hücre içi karbonhidratları kullanırlar (Metabolik yol 1). Anaerobik laktat bağlanması sırasında indirgeyici güç tüketilir (Metabolik yol 2). Glikojen bu şekilde hücre içinde redoks dengesini düzenleyebilir. Bu iki metabolik yolun kombinasyonu Şekil 2.28'de verilmiştir.



Şekil 2.28. İndirgeyici Bileşik Açısından Dengeli Enerji Temini İçin Glikojen Metabolizması (Satoh ve diğ. 1992).

Matsuo (1994), besi maddesi olarak asetat, propiyonat ve pepton ilave ettiği sürekli bir sistemde kötü bir fosfor giderimi elde etmişlerdir.

Satoh ve diğ. (1994), fosfor giderme aktivitesinin bozulduğu bir sistemden aldıkları çamurla yaptıkları çalışmada asetat ve propiyonatın polifosfat salınımı olmadan PHA olarak depolandığını gözlemlemişlerdir. Ayrıca, atıksu yeterli miktarda aminoasit ve protein ihtiva etmediğinde GBO'nun baskın olduğunu belirtmişlerdir.

Carucci ve diğ. (1995), ardışık kesikli reaktörde glikoz kullanarak yaptıkları çalışmada 6 ay sonunda fosfor giderimi gözlemlemişlerdir.

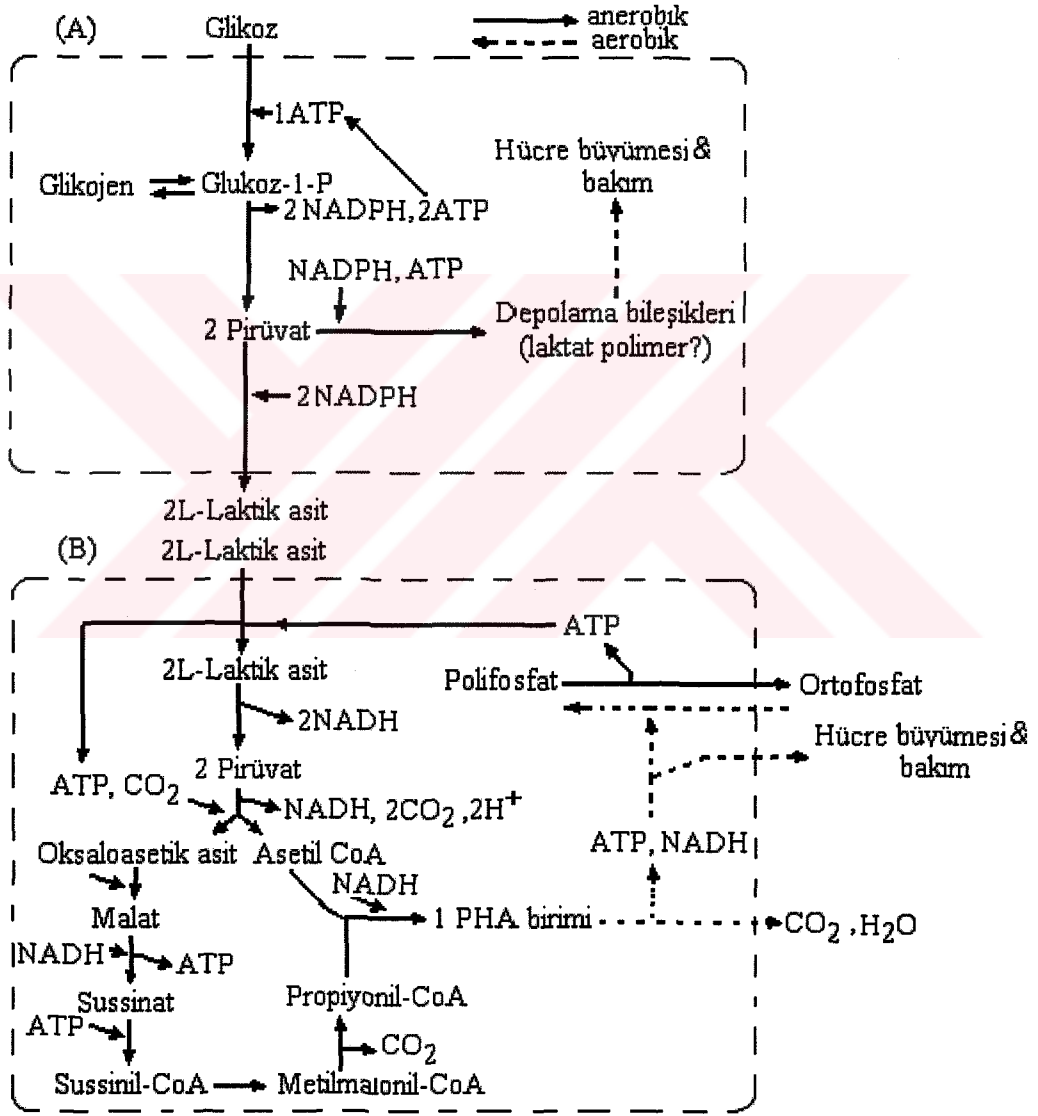
Liu ve diğ. (1996a), düşük fosfor/ karbon oranına (% 2) sahip atıksu kullanarak GBO'nun büyümesini sağladılar. Onlar; asetat, propiyonat, bütirat, valerat, pürivat, laktat ve glukonatın anaerobik bağlanmasının PHA depolanmasıyla sonuçlandığını gözlemlemişlerdir. Glukoz, fruktoz, maltoz, sükroz, trehaloz ve rafinozun bağlanmasının glikojen ve PHA depolanmasıyla sonuçlandığını gözlemlemişlerdir.

Liu (1998), ardışık kesikli reaktörde glikoz kullanarak yaptığı çalışmada biyolojik fosfor giderimi elde ettiler.

Jeon ve Park (2000), karbon kaynağı olarak glukoz kullanılması halinde biyolojik fosfor gideriminin laktik asit üreten organizmalar (LÜO) ve fosfor biriktiren organizmalar (PBO) tarafından gerçekleştiğini belirtmişlerdir. LÜO, glukozu glikojen olarak biriktirir. Glikojen depolanması için enerji gereksinimi polifosfat tüketiminden ziyade glikozun glikozinden oluşan laktattan sağlanır. LÜO'da glikojen anaerobik kademede depolama polimerlerine dönüştürülür fakat glikojenin bir kısmı PHA'a dönüştürülür. LÜO, diğer asidojenik bakteriler glukozu kısa zincirli yağ asidine fermente etmeden hızlı bir şekilde glikojen olarak depolar. PBO ise, laktik asidi polifosfat tüketimiyle PHA'a dönüştürür. Jeon ve Park (2000) tarafından teklif edilen metabolik yol Şekil 2.29'da verilmiştir.

Filipe ve Daigger (2001c), GBO'nun anaerobik şartlarda asetatın bağlanması için bir metabolik model geliştirmişlerdir. Glikojen hem indirgeyici bileşik hem de enerji kaynağı

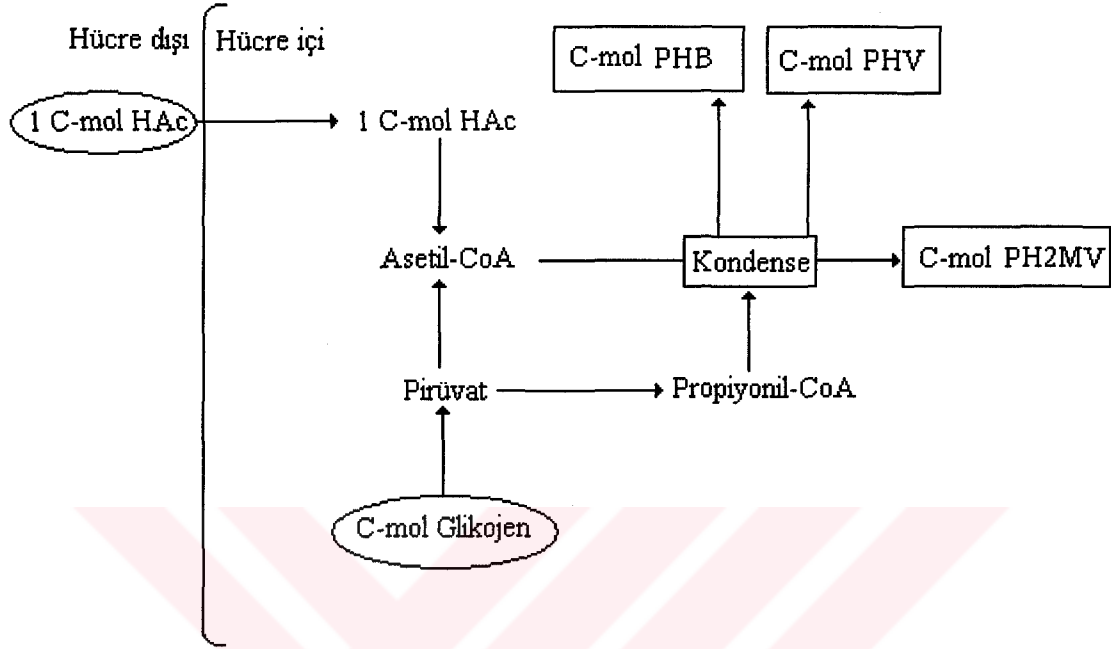
olarak kullanılmaktadır. Tüketilen glikojen ve biriktirilen PHV miktarı pH'ın artmasıyla arttı. Bu pH'ın artmasıyla asetat bağlanması için gerekli enerji gereksiniminin arttığını göstermektedir. PHA kompozisyonu, asetil-CoA ve propiyonil-CoA'nın rastgele birleşerek PHA ürettiği kabulüne dayanarak belirlenmiştir. Asetat bağlanma hızının pH'tan önemli ölçüde etkilendiği gözlenmiştir. Polifosfat biriktiren organizmaların zengin kültürlerinde gözlenen hızlarla karşılaştırıldığında düşük pH'ta asetatın bağlanma hızı, glikojen biriktiren organizmaların belirli şartlarda nutrient gideren sistemlerde polifosfat biriktiren organizmalarla rekabet edebileceğini göstermektedir.



Şekil 2.29. Tek Karbon Kaynağı Olarak Glikoz Kullanılması Halinde BFG İçin Metabolik Yol (Jeon ve Park, 2000).

Zeng ve diğ. (2002a), Filipe ve Daigger'in teklif ettiği modeli uyarlamıştır. Propiyonil CoA'nın sussinat-propiyonat yolunda bir ara ürün olduğunu ve propiyonat yerine propiyonil

CoA'da metabolik yolun son bulmasıyla süssinattan süssinil-CoA'ya 1 ATP tüketiminin meydana geleceğini ve bunun modelde hataya neden olduğunu belirterek gerekli düzenlemeleri yapmışlardır. Anaerobik şartlar için sunulan modelin uyarlanmış biçimi Şekil 2.30'da verilmiştir.



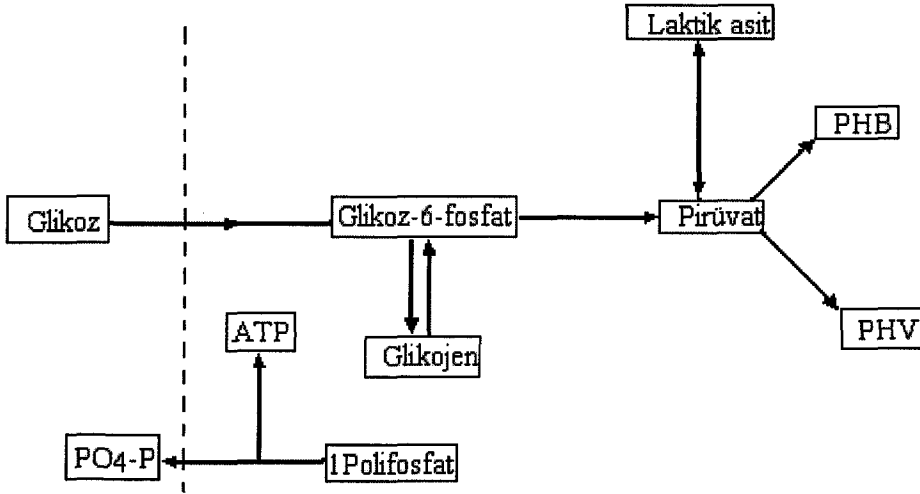
Şekil 2.30. Uyarlanmış Stokiyometrik GBO İçin Anaerobik Metabolik Model (Zeng ve diğ., 2002b).

Wang ve diğ. (2002), besi maddesi olarak glikozu kullanarak yaptığı kesikli deneylerde asetatla beslenen biyolojik fosfor bakterilerine göre ortama daha az fosfor salındığını ve 3-hidroksivaleratca (3-HV) zengin PHA'nın biriktiğini göstermişlerdir. 3-HV'ça zengin PHA'nın anaerobik şartlar altında iç redoksu dengelediğini savunmuşlardır. EMP yoluyla absorbe edilen glikozun anaerobik metabolizması metabolik aktiviteler için yeterli enerji üretir. Polifosfat hidrolizinden oluşan enerjiye ihtiyaç duyulmaz. Bu, başlıca besi maddesi olarak glikoz kullanıldığında fosfor salınımının azalmasına ve fosfor gideriminin bozulmasına neden olur. Bununla beraber, polifosfatın enerji rolünü ön plana çıkarmak ve muhafaza etmek için biyofosfor bakteriler muhtemelen karbonhidrat metabolizması için ED yolunu kullanır. Anaerobik şartlar için glikoz kullanılan BAFG sistemin hipotez edilen metabolik yolu Şekil 2.31'de verilmiştir.

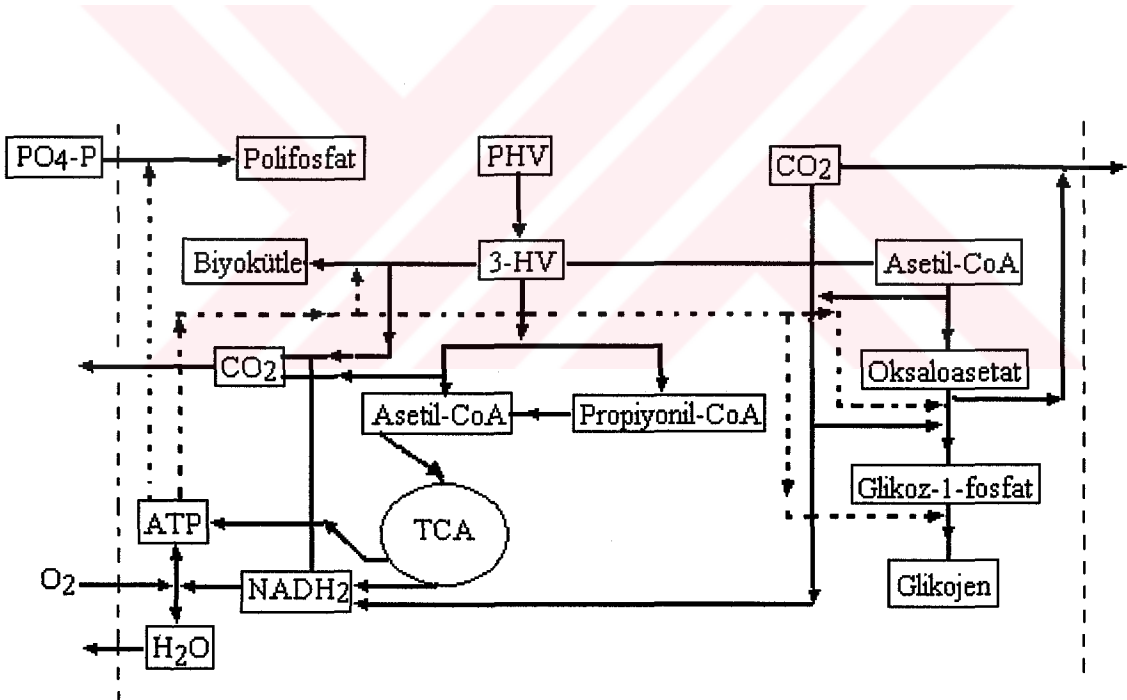
Wang ve diğ. (2002)'nin, aerobik şartlarda glikoz kullanılan BFG sistem için hipotez ettikleri metabolik yol Şekil 2.32'de verilmiştir.

Schuler ve Jenkins (2003), nötr pH'da anaerobik fosfor salınımı/asetat bağlanması oranının ve glikojen parçalanması/asetat bağlanması oranının polifosfat biriktiren metabolizma ve glikojen biriktiren metabolizmanın nispi aktivitesini ölçmede yararlı olacağını söylemişlerdir. Daha yüksek fosfor salınımı/asetat bağlanması oranının ve glikojen

parçalanması/asetat bağlanması oranının glikojen biriktiren metabolizmaya nispeten daha yüksek polifosfat biriktiren metabolizma aktivitesine neden olur.



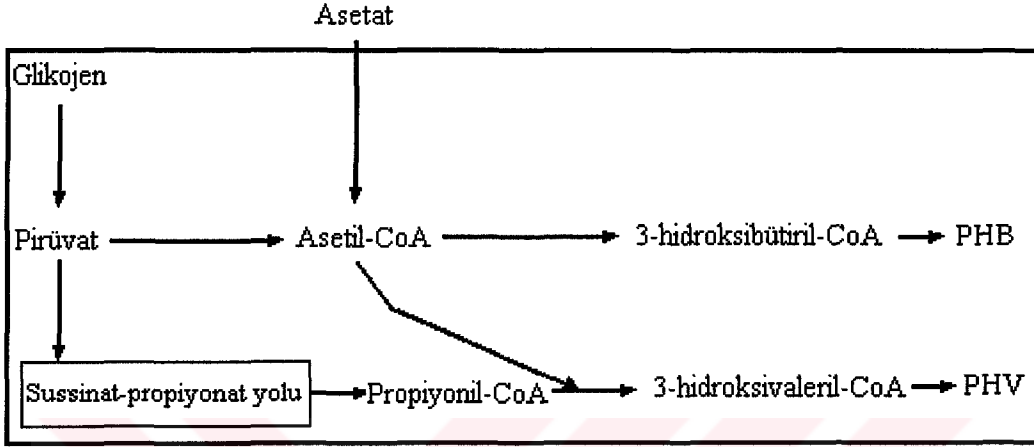
Şekil 2.31. Anaerobik Şartlarda Glukoz Kullanılan BFG Sistem İçin Hipotez Edilen Metabolik Yol (Wang ve diğ., 2002).



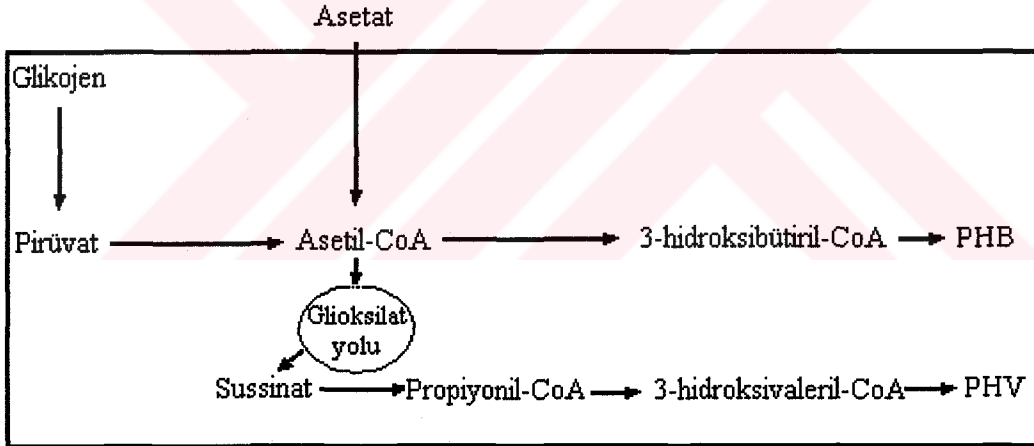
Şekil 2.32. Aerobik Şartlarda Glukoz Kullanılan BFG Sistem İçin Hipotez Edilen Metabolik Yol (Wang ve diğ., 2002).

Yağcı ve diğ. (2003), polifosfat biriktiren organizmalar ve glikojen biriktiren organizmaların karışık kültürünün asetatı bağlaması için bir metabolik model sunmuşlardır. Bütün HAc/P oranlarında glikojen biriktiren organizmaların olduğunu ve özellikle fosfor sınırlı şartlar altında işletilen sistemlerde glikojen biriktiren organizmaların önemli bir oranda olduğunu belirtmişlerdir. Polifosfat biriktiren organizmalar ve glikojen biriktiren organizmaların

metabolizmaları temel olarak kullandıkları enerji kaynağı bakımından farklıdır. Polifosfat biriktiren organizmalar hem polifosfat hem glikojeni enerji kaynağı olarak kullanırken, glikojen biriktiren organizmalar enerji kaynağı olarak sadece glikojeni kullanır. Yağcı ve diğ. (2003)'nin anaerobik şartlarda glikojen biriktiren organizmaların metabolizması için teklif ettikleri metabolizma Şekil 2.33'de ve polifosfat biriktiren organizmalar için teklif ettikleri metabolizma Şekil 2.34'de verilmiştir.

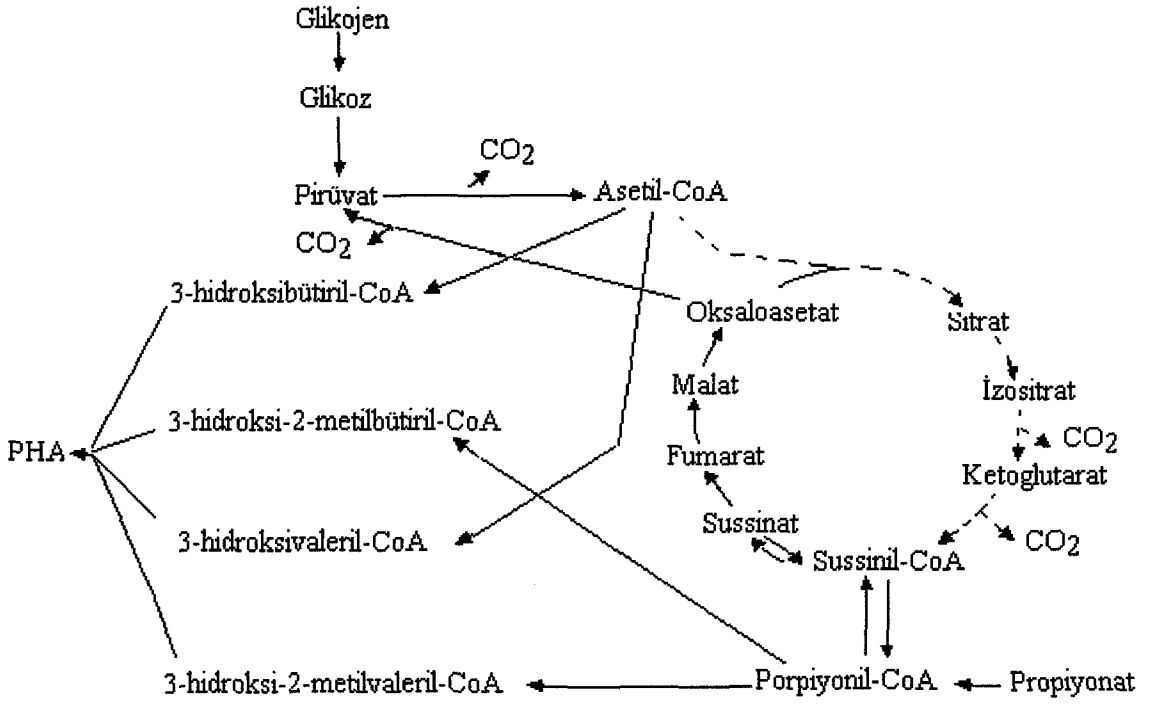


Şekil 2.33. GBO İçin Teklif Edilen Metabolizma (Yağcı ve diğ., 2003).



Şekil 2.34. PBO İçin Teklif Edilen Metabolizma (Yağcı ve diğ., 2003).

Lemos ve diğ. (2003), biyolojik fosfor gideren sistemlerde, *in vivo* ^{13}C ve ^{31}P nükleer manyetik rezonans tekniklerini kullanarak propiyonatın metabolizmasını çalışmışlardır. Anaerobik şartlarda sussinat dehidrogenazın aktif olduğu belirtilmiştir. Propiyonat metabolizmasında glikojenin de yer aldığını göstermişlerdir. Anaerobik şartlarda propiyonat ve glikojenin PHA'nın dört farklı tipine dönüşümü için sundukları metabolik model Şekil 2.35'de verilmiştir.



Şekil 2.35. Anaerobik Şartlar Altında Aktif Çamurda Belirlenen Dört Farklı PHA'a Propiyonat ve Glukojenin Dönüşümü İçin Metabolik Model (Lemos ve diğ., 2003).

Biyolojik fosfor gideren sistemler için diğer araştırmacılar tarafından belirtilen stokiyometrik değerler Tablo 2.8'de verilmiştir.

Tablo 2.8. Biyolojik Fosfor Gideren Sistemler İçin Diğer Araştırmacılar Tarafından Belirtilen Stokiyometrik Değerler (Schuler ve Jenkins, 2003).

Kaynak ^b	Pn/AKM oranı (mg/mg)	P sal/Acbağ (mol/C-mol)	Glikojen parçalanması/Acbağ oranı (C-mol/C-mol)	PHB sentezi/Abağ oranı (C-mol/C-mol)	PHV sentezi/Acbağ oranı (C-mol/C-mol)	PHV/PHA sentezi/Acbağ. Oranı(C-mol/C-mol)	PHA sentezi/Acbağ oranı (C-mol/C-mol)	pH	SRT (gün)	Karbon kaynağı
Jeon ve diğ. (2001) SBR	0.01	0.015	1.21	1.5	0.49	0.24	2.04	7	10	Asetat
Filipe ve diğ. (2001a) SBR	0.015	0.02	0.92	1.2	0.33	0.22	1.53	7	7	Asetat
Cech ve Hartman (1993) SBR 'G1'	0.018	0						7-7.8	18	Asetat Glikoz
Wang ve diğ. (2001) SBR	0.018		0.43	0.95				6.8-7.2		Glikoz
Liu ve diğ. (1994) SBR ^c	0.017	0.01	1.2	1.1	0.41	0.27	1.51	7-8	7.5-8	Asetat Pepton
Bond ve diğ. (1998) SBR 'Çamur'	0.02 ^d	0.02	1.3					6.8-7.2	8	Asetat
Sudiana ve diğ. (1999) SBR	0.02 ^e	0.02	1.3	1.68	0.40	0.22	1.82	6.8-7.2		Asetat
Pereira ve diğ. (1996), SBR	0.025	0.16	0.7	1.02	0.46	0.31	1.48	>7	10	Asetat
Mino ve diğ. (1987), AO	0.033	0.15	0.99	0.51				7.2-7.8	8	Asetat, glikoz, pepton, maya özütü, propiyonat
Iwema ve Meunier (1985) AO	0.035	0.87							5	Asetat, tanımlanamamı ş diğer KOl
Comeu ve diğ. (1987) pilot ölçekli anaerobik-anoksik-aerobik (Deney 1 ve 2'nin ortalaması)	0.041	0.72		1.01	0.32	0.24	1.32	7.2	20	Fermente edilmiş ilk çıkış,asetat

Tablo 2.8'in Devamı

Arun ve diğ. (1988) SBR, 'Sistem 3'	0.043	0.29	0.61	0.56				6.5-7.5	10	Asetat, pepton, maya özütü,
Arun ve diğ.(1988) SBR 'Sistem 4'	0.046	0.21	0.03	0.3				6.5-7.5	10	Asetat, pepton, maya özütü,
Arun ve diğ.(1988) SBR 'Sistem 1'	0.053	0.29	0.59	0.69				6.5-7.5	10	Asetat, pepton, maya özütü,
Arun ve diğ.(1988) AO 'Sistem 2'	0.054	0.39	0.4	0.32				6.5-7.5	10	Asetat, pepton, maya özütü,
Hesselman ve diğ. (2000) SBR	0.06	0.37	0.63	1.11	0.29	0.21	1.40	7.3-5	7	Asetat,
Satoh ve diğ. (1992) AO	0.063	0.43	0.6	1.24	0.08	0.06	1.32	7-8.5	10	Asetat, propiyonat, glutamat, pepton, maya özütü
Jeon ve diğ (2001) SBR	0.063	0.3	0.45	1.4	0.27	0.16	1.75	8.4	10	Asetat
Mino ve diğ. (1987) AO	0.065	0.39	1.02	0.51				7.2-7.8	8	Asetat, glikoz, pepton, maya özütü, propiyonat
Cech ve Hartman (1993), SBR 'G2' 91-107 günler	0.069	0.24						7.0-7.8	18	Asetat
Filpe ve diğ. (2001c) SBR	0.075	0.57	0.5	1.13	0.15	0.11	1.28	7.4	7	Asetat
Sudiana ve diğ. (1999) SBR	0.08	0.28	0.5	1.13	0.15	0.11	1.28	7.4	7	Asetat
Smolders ve diğ. (1995) SBR	0.08	0.48	0.34	1.2	0.14	0.1	1.3	7	8.6	Asetat
Liu ve diğ. (1996) SBR	0.08	0.4						7	7.5-8	Asetat, pepton
Bond ve diğ. (1998) SBR 'Pçamur'	0.088	0.47	0.61					6.8-7.2	6.7	Asetat, pepton
'Cech ve Hartman (1993) SBR 'G2'	0.096	0.37						7-7.8	18	Asetat
Brdjanovic ve diğ. (1998a) SBR ^c	0.097	0.41						6.9-7.1		Asetat
Kisoğlu ve diğ. (2000) UCT	0.098	0.8	0.31				0.83		10	Asetat
Kuba ve diğ. (1993) SBR	0.11	0.46						7-7.3		Asetat

Tablo 2.8'in Devamı

Liu ve diğ. (2001), AO	0.11	0.63	0.38	1.1	0.28	0.20	1.41	7.5-8.1		Asetat, propiyonat, pepton
Brdjanovic ve diğ. (1998b), SBR	0.12	0.53	0.45					7	8.6	Asetat
Liu ve diğ (1996) SBR	0.12	0.55						7	7.5-8	Asetat, pepton
Wang ve diğ. (2001) SBR	0.13		0.53	0.98				7	20	Asetat
Kisoğlu ve diğ. (2000), UCT	0.14 ^e	0.93	0.36				0.95		10	Asetat
Kisoğlu ve diğ. (2000), UCT	0.15 ^e	0.81	0.43				1.06		10	Asetat
Wentzel ve diğ. (1987) 3-kademeli Bardenpho	0.18	0.7							20	Asetat
Wentzel ve diğ. (1988) UCT	0.17	0.53							20	Asetat
Bond ve diğ. (1998) SBR 'Rçamur'		0.47	0.61					>7	8	Asetat
Maurer ve diğ. (1997) uyarlanmış A2/O		0.64	0.89							Asetat, çökeltme iş atıksu
Maurer ve diğ. (1997) uyarlanmış A2/O		0.67	0.62							Asetat, çökeltme iş atıksu
Maurer ve diğ. (1997) uyarlanmış A2/O		0.64	0.94							Asetat, çökeltme iş atıksu
Maurer ve diğ. (1997) uyarlanmış A2/O		0.75	0.81							Asetat, çökeltme iş atıksu

^a Boş değerler rapor edilmemiştir. Bazı değerler makalede verilen grafik bilgilerinden hesaplanmıştır.

^bAO= sürekli anaerobik-oksik sistem, uyarlanmış A2O= anoksik-anaerobik-aerobik sistem, SBR (AKR)= Ardişık kesikli reaktör, UCT= Capetown üniversitesi sistemi.

^cOrtalama değerler gösterilmiştir.

^dP/AKM < 0.02 mg/mg.

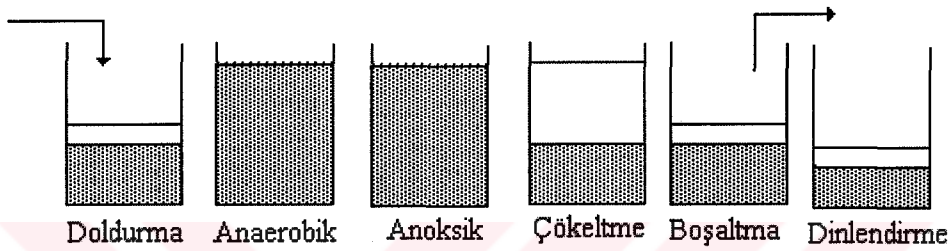
^eKişisel görüşmelerden P/AKM.

^fSmolders ve diğ., (1994)'den P/AKM.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Çalışma Düzenegi

Bu çalışmada, çalışma hacmi 2,0 L olan iki tane laboratuvar ölçekli anaerobik/anoksik ardışık kesikli reaktör kullanılmıştır. Ardışık kesikli reaktörler doldur-boşalt prensibine göre çalışmaktadırlar. Reaktörün doldurulup boşaltılması arasında geçen zamana çevrim süresi denilmektedir. Bir çevrimde, reaktöre yerleştirilen ekipmanlar ve otomatik kontrol sayesinde farklı kademeler yer alabilmektedir. Bu çalışmada kullanılan her iki reaktörde bir çevrim; doldurma, anaerobik, anoksik, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme kademelerinden oluşmaktadır. Bir çevrim süresince yer alan kademelerin şematik gösterimi Şekil 3.1’de verilmiştir.



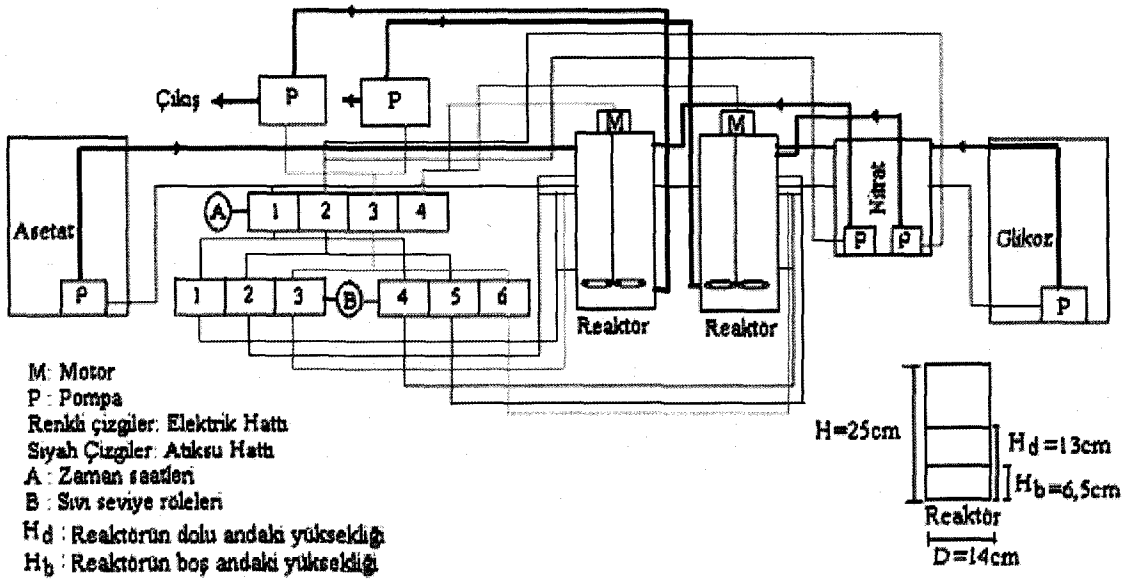
Şekil 3.1 Bir Çevrim Süresince Yer Alan Kademelerin Şematik Gösterimi

Reaktöre atıksuyun doldurulması küçük bir pompa ile sağlanmıştır. Doldurma işlemi, birinci zaman saatine bağlı pompanın devreye girmesiyle başlamaktadır. Reaktöre yerleştirilen birinci sıvı seviye rölesine bağlı üst elektrota atıksuyun temas etmesiyle doldurma işlemi tamamlanmaktadır. Anoksik ortamda nitrat ilavesi, ikinci zaman saatine bağlı pompanın devreye girmesiyle başlamaktadır. Nitrat ilavesi, ikinci sıvı seviye rölesine bağlı üst elektrota atıksuyun temas etmesiyle tamamlanmaktadır. Boşaltma işlemi üçüncü zaman saatine bağlı pompanın devreye girmesiyle başlamaktadır. Boşaltma işlemi üçüncü sıvı seviye rölesine bağlı alt elektrotun atıksuyla temasının kesilmesiyle tamamlanmaktadır. Reaktörün karıştırılması için kullanılan karıştırıcı bir adaptöre, adaptörde dördüncü zaman saatine bağlıdır. Adaptörün üzerindeki farklı volt seçenekleri sayesinde karıştırıcının hızı amaç doğrultusunda ayarlanmıştır. Zaman saati ise, karıştırma işleminin devreye girmesini ve tamamlanmasını kontrol etmiştir. Bu çalışmada kullanılan düzenek Şekil 3.2’de, şematik gösterimi de Şekil 3.3’de verilmiştir.

Reaktörün yüksekliği 25 cm, çapı 14 cm’dir. Boşaltma kademesi sonunda reaktördeki su yüksekliği 6,5 cm’dir. Doldurma kademesi sonunda reaktördeki su yüksekliği 13 cm olmaktadır. Reaktörün boyutları Şekil 3.3 üzerinde gösterilmiştir. Reaktörde her zaman bir önceki çevrimden içinde çökelmiş çamurun bulunduğu 1L atıksu mevcuttur. Her yeni çevrimin doldurma kademesinde 0,9 L sentetik atıksu reaktöre beslenir. Anoksik kademedede ise, 0,1 L nitrat çözeltisi beslenir. Böylece reaktördeki atıksu hacmi 2L’ye tamamlanmış olur. Boşaltma fazında ise, 1 L atıksu reaktörden çekilir.



Şekil 3.2. Çalışmada Kullanılan Düzenek



Şekil 3.3. Çalışmada Kullanılan Düzenegın Şematik Gösterimi

3.2. Çalışma Şartları

Reaktörler dört farklı çamur yaşında (20, 15, 10 ve 5 gün) çalıştırılmıştır. Reaktörler öncelikle 20 günlük çamur yaşında çalıştırılmış, daha sonra sırasıyla 15, 10 ve 5 günlük çamur yaşlarında çalıştırmaya devam edilmiştir. Bu, anoksik kademenin sonunda reaktörden 100, 133, 200 ve 400 ml reaktör karışımı çekilerek sağlanmıştır. Bir çamur yaşından diğer çamur yaşına geçişte reaktörde yer alan kararlı hal bozulabilmektedir. Bu nedenle her bir çamur yaşı değişiminde iki çamur yaşı süreyle reaktör çalıştırılmış, üçüncü çamur yaşı süresi içinde deneyler yapılmıştır. Örneğin, 20 günlük çamur yaşından 15 günlük çamur yaşına geçiş yapıldığında $15 \times 2 = 30$ gün reaktörlerde deney yapılmamış ve 15 günlük çamur yaşındaki deneyler 30 günden sonra yapılmıştır.

Her iki reaktörde en iyi verimin sağlandığı çamur yaşı elde edildikten sonra hidrolik bekleme zamanının (T_h) etkisini bulmak amacıyla reaktörler günde dört farklı çevrimde (2, 3, 4 ve 6 çevrim) çalıştırılmıştır. Her bir çevrim süresi sırasıyla 12, 8, 6 ve 4 saate karşılık gelmektedir. Bu aynı zamanda reaktörlerin 24, 16, 12 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanlarında çalıştırılması demektir. Örneğin, reaktöre günde 2 çevrim sonucu (her bir çevrim süresi = 12 saat) 2 L sentetik atıksu doldurulur. 2L'lik reaktör hacmini 2 L'lik sentetik atıksu debisine bölersek hidrolik bekleme zamanı 1 gün veya 24 saat olmaktadır. Reaktörlerde farklı çevrim sürelerinin uygulanmasıyla bir çevrimde yer alan kademelerin süreleri de değişmiştir. Ancak bu değişim, anoksik kademe süresinin anaerobik kademe süresine oranı yaklaşık olarak sabit olacak şekilde ayarlanmıştır. Her bir çevrimde yer alan kademeler ve süreleri Tablo 3.1.'de verilmiştir.

Tablo 3.1. Her Bir Çevrimde Yer Alan Kademeler ve Süreleri

	Doldurma	Anaerobik	Anoksik	Çökelme	Boşaltma	Dinlendirme
$T_h = 8$ saat	(15 dk.)	(60 dk)	(105 dk)	(30 dk.)	(15 dk.)	(15 dk.)
$T_h = 12$ saat	(15 dk.)	(105 dk.)	(180 dk.)	(30 dk.)	(15 dk.)	(15 dk.)
$T_h = 16$ saat	(15 dk.)	(150 dk)	(255 dk)	(30 dk.)	(15 dk.)	(15 dk.)
$T_h = 24$ saat	(15 dk.)	(240 dk)	(405 dk)	(30 dk.)	(15 dk.)	(15 dk.)

Reaktörlerden biri karbon kaynağı olarak asetatla beslenirken diğeri glikozla beslenmiştir. Asetatla beslenen reaktör A ile gösterilirken glikozla beslenen reaktör G ile gösterilmiştir. Her bir reaktörde, hangi çamur yaşı (T_m) ve hidrolik bekleme zamanında (T_h) çalışıldığını belirtmek üzere SET ifadesi kullanılmış ve her bir çalışma için sırasıyla yanına bir sayı eklenmiştir. Örneğin; SET A1, asetatla beslenen reaktörün 20 günlük çamur yaşı ve 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade eder. SET G1 ise, glikozla beslenen

reaktörün 20 günlük çamur yaşı ve 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade eder. Denede kullanılan SET'ler Tablo 3.2.'de verilmiştir.

Tablo 3.2. Denede Kullanılan Setler

	$T_m = 20$ gün	$T_m = 15$ gün	$T_m = 10$ gün	$T_m = 5$ gün
$T_h = 8$ saat		SET G7	SET A7	
$T_h = 12$ saat	SET A1 SET G1	SET A2 SET G2	SET A3 SET G3	SET A4 SET G4
$T_h = 16$ saat		SET G5	SET A5	
$T_h = 24$ saat		SET G6	SET A6	

Anoksik ortamda ilave edilen nitrat konsantrasyonu, çıkışta 1mg/L'den küçük olacak şekilde ayarlanmıştır. Çünkü çevrim sonundaki nitratın anaerobik fosfor salınımını engellediği ve fosfor giderimini ters yönde etkilediği bilinmektedir. Böylelikle, çalışmada araştırılan çamur yaşı ve hidrolik bekleme zamanının fosfor giderimine olan etkisine nitratın yapacağı etki sabitlenmiştir. Buna göre, SET A1, SET A2, SET A3, SET A5 ve SET A6'da 60 mmol/L NO_3-N ilave edilmiştir. SET A4 ve SET A7'de ise 50 mmol/L NO_3-N ilave edilmiştir. SET G2, SET G3, SET G5 ve SET G6'da 40 mmol/L NO_3-N ilave edilmiştir. SET G1'de 30 mmol/L, SET G4 ve SET G7'de 20 mmol/L NO_3-N ilave edilmiştir. 6, 8 ve 12 saatlik çevrimlerde nitrat 2 saatlik bir zamanda reaktöre beslenmiştir. 4 saatlik çevrimde ise, nitrat 1,5 saatte reaktöre beslenmiştir. Anoksik kademe reaktöre beslenen nitratın belli bir zamanda beslenmesinden amaç, nitratın anoksik kademe bitimine kadar bulunmasını sağlamak olup, nitratın tüketilmesiyle oluşacak ikincil fosfor salınımı da engellenmiştir. Nitrat çözeltisi, $NaNO_3$ kullanılarak hazırlanmıştır.

Her iki reaktörde de pH kontrolü yapılmamıştır. Yapılan ölçümlerde reaktör A'da anaerobik kademe ve anoksik kademe sonunda pH 7.5- 8.0 arasında değişirken; reaktör G'de anaerobik kademe ve anoksik kademe sonunda pH 7.0-7.5 arasında değişmiştir.

Reaktörler 20 ± 2 °C'de sıcaklıkta çalıştırılmışlardır.

3. 3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksu

Çalışmada kullanılan sentetik atıksuyun bileşimi Tablo 3.3'de verilmiştir. Karbon kaynağı olarak reaktörlerden birine asetat değerine glikoz beslenmesi haricinde her iki reaktöre beslenen sentetik atıksuyun bileşimi aynıdır.

Tablo 3.3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksuyun Bileşimi

Kimyasal Bileşik	Miktarı (mg/L)
NaCH ₃ COO. 3H ₂ O (Karbon kaynağı)	850
C ₆ H ₁₂ O ₆ .H ₂ O (Karbon kaynağı)	412,5
NaH ₂ PO ₄ . 2H ₂ O (Fosfor kaynağı)	75,5
<u>Temel bileşikler</u>	
NH ₄ Cl	107
MgSO ₄ .7H ₂ O	90
KCl	36
CaCl ₂ .2H ₂ O	14
İz mineraller	0,3 ml/L
<u>İz Mineraller</u>	
FeCl ₃ . 6H ₂ O	1500
H ₃ BO ₃	150
CuSO ₄ .5H ₂ O	30
KI	180
MnCl ₂ . 2H ₂ O	120
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	60
ZnSO ₄ .7H ₂ O	120
CoCl ₂ . 6H ₂ O	150

3.4. Çalışmada Kullanılan Aşısı

Çalışmada kullanılan aşısı, Elazığ Evsel Atıksu Arıtma Tesisinin geri devir hattından alınmıştır. Klasik aktif çamur yöntemiyle işletilen bu sistemde denitrifikasyon yapabilen polifosfat biriktiren organizmaların olmadığı bilinmektedir. Reaktörde bu mikroorganizmaların çoğalıp baskın hale gelmesi ve kararlı halin sağlanması için üç aylık bir adaptasyon süresi gerekmiştir.

3.5. Deneysel Çalışma Planı

Bu çalışmada sürekli deneyler, günlük ve çevrim içinde numuneler alınarak yapılmıştır. Günlük yapılan deneyler, anaerobik kademe sonundan ve çıkıştan numuneler alınarak yapılmıştır. Giriş için KOİ, fosfat ve amonyum deneyleri yapılmamış, sentetik atıksuyun bileşiminden teorik hesaplama yoluyla elde edilen değer direkt olarak alınmıştır. Ayrıca her bir setin çevrim içinde belli zaman aralıklarıyla numuneler alınarak ölçülen parametrelerin nasıl değiştiği de belirlenmiştir.

Bu deneysel çalışmaların yanında, anaerobik kademede pH ile fosfor salınımı ve pH ile fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanması oranının değişimini belirlemek üzere anaerobik kademe içinde deneyler yapılmıştır.

3.6. Çalışmada Yapılan Deneyler

Bu çalışmada; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), fosfat (PO_4-P), amonyum (NH_4-N), nitrat (NO_3-N), askıda katı madde (AKM) ve uçucu katı madde (UKM) tayinleri yapılmıştır.

Alınan tüm numuneler Whatman GF/C cam elyaf filtreden süzölmüştür. KOİ (dikromat yöntemi), fosfat (vanadomolibdofosforik asit yöntemi), AKM ve UKM tayinleri Standart Metotlara (1989) göre yapılmıştır. Amonyum ve nitrat tayinleri standart analiz kitleri (Merck Spectroquant) ile yapılmıştır.



4. DENEYSEL SONUÇLAR

4.1. Sürekli Deneyler

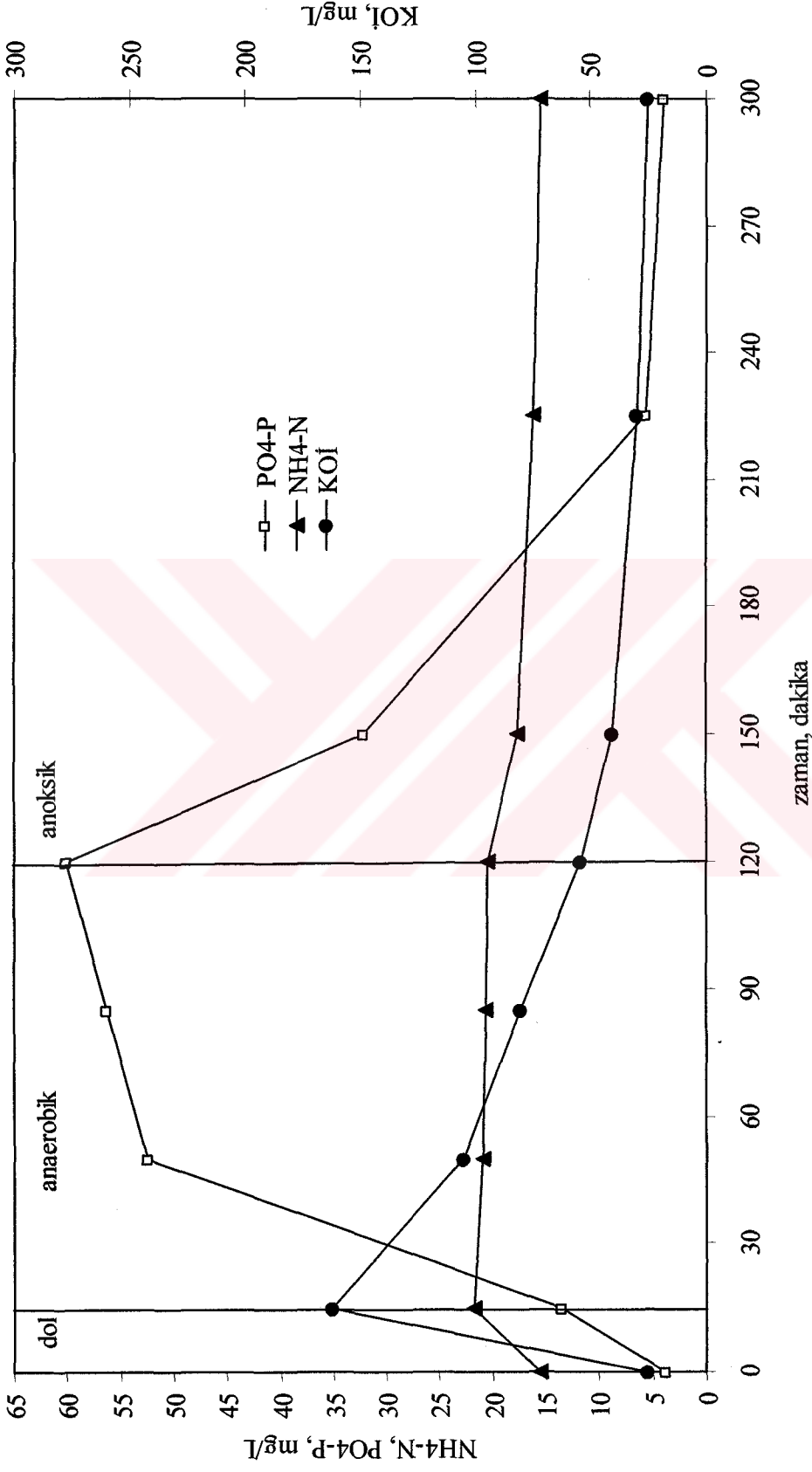
4.1.1. Asetatla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A1-SET A4) çevrim içi deney sonuçları

Asetatla beslenen reaktörde optimum bir çamur yaşı bulmak amacıyla reaktör öncelikle dört farklı çamur yaşında (20, 15, 10 ve 5 gün) çalıştırılmıştır. Tüm çamur yaşlarında reaktördeki hidrolik bekleme zamanı literatürden faydalanarak 12 saat olarak seçilmiştir.

SET A1.

SET A1, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 20 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 104. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.1'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.1'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 3,85 mg/L, KOİ konsantrasyonu 25 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,50 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 13,60 mg/L, KOİ konsantrasyonu 162 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,70 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 60,10 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 54 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,40 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 3,92 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 25 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,50 mg/L olmuştur. Çevrim içinde çökeltme, boşaltma ve dinlendirme kademeleri sonucunda ölçülen parametrelerin konsantrasyonlarının önemli ölçüde değişmediği gözlenmiştir. Bu nedenle, anoksik kademe sonundaki konsantrasyonlar aynı zamanda tüm çalışma boyunca çıkış fosfor konsantrasyonu olarak kabul edilmiştir.

Şekil 4.1'den anaerobik kademe fosfor salınımı ve KOİ bağlanma hızları incelendiğinde, ilk yarım saatlik zaman diliminde bu hızların çok yüksek olduğu ve anaerobik kademenin ilk bir saatlik zaman diliminde fosfor salınımı ve KOİ bağlanmasının önemli ölçüde tamamlandığı görülmektedir. Anoksik kademe fosfor alım hızı incelendiğinde, ilk yarım saatlik zaman diliminde fosfor alımın çok hızlı olduğu görülmektedir. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademe asimilasyon yoluyla azalmaktadır. Anaerobik kademe fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe fosfor alım hızları incelendiğinde, literatüre dayanılarak seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin uygun olduğu görülmektedir.

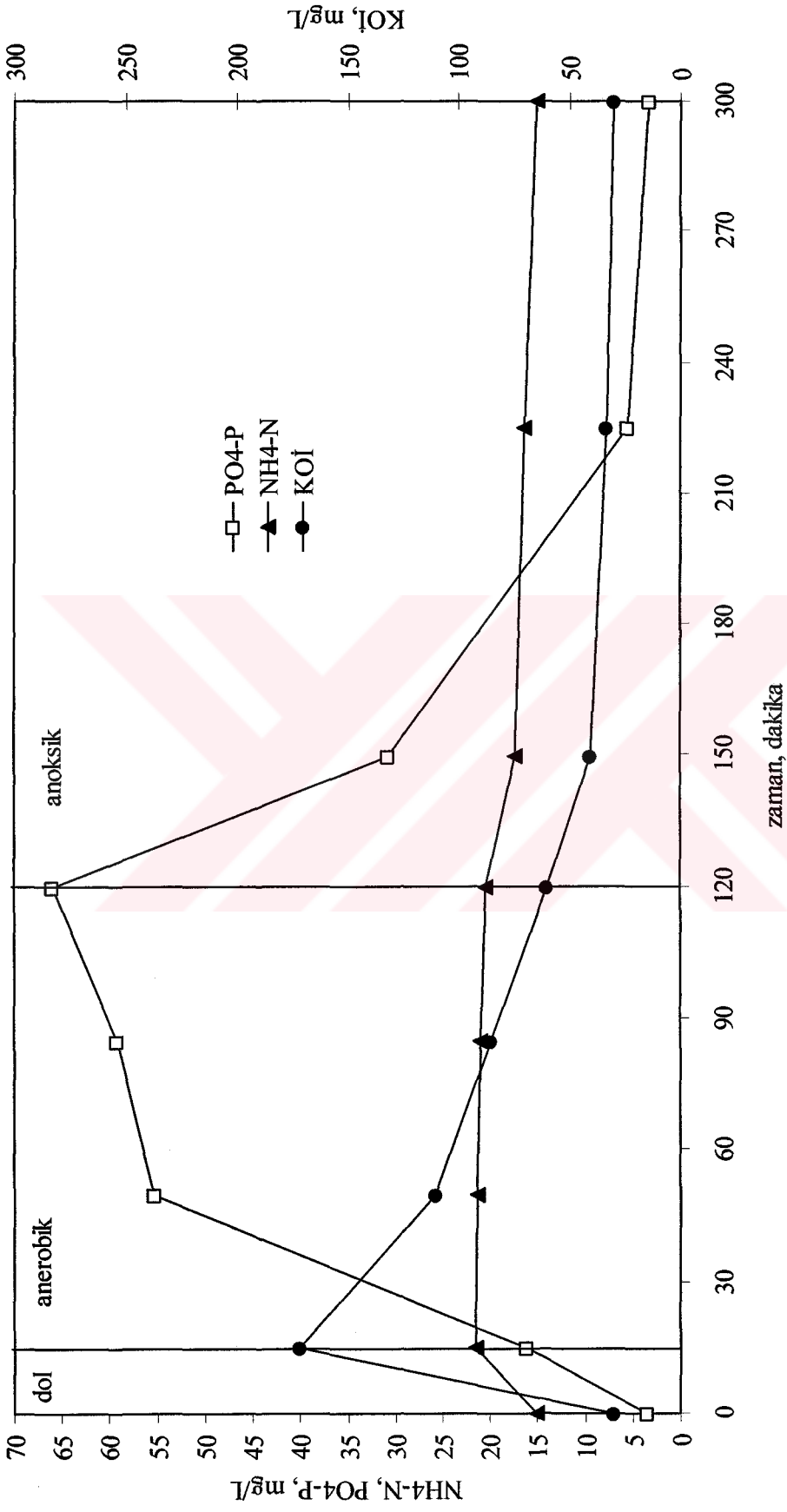


Şekil 4.1. SET A1'de KOI, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET A2.

SET A2, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 15 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 147. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.2'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.2'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 3,40 mg/L, KOİ konsantrasyonu 30 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,10 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 16,20 mg/L, KOİ konsantrasyonu 172 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,55 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 65,90 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 60 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,40 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 3,32 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 30 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,10 mg/L olmuştur.

Şekil 4.2'den görüleceği gibi anaerobik kademe de fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademe de KOİ bağlanma hızı ile 20 günlük çamur yaşında (SET A1) elde edilen KOİ bağlanma hızı karşılaştırıldığında benzerlik söz konusudur. Ancak anaerobik kademe deki fosfor salınım hızı ve anoksik kademe deki fosfor alım hızının 20 günlük çamur yaşında elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir. Dolayısıyla 20 günlük çamur yaşıyla (SET A1) karşılaştırıldığında, anaerobik kademe deki fosfor salınımı ve anoksik kademe deki fosfor alımı daha yüksektir. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademe de asimilasyon yoluyla azalmıştır. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin 15 günlük çamur yaşı (SET A2) için de uygun olduğu görülmektedir.

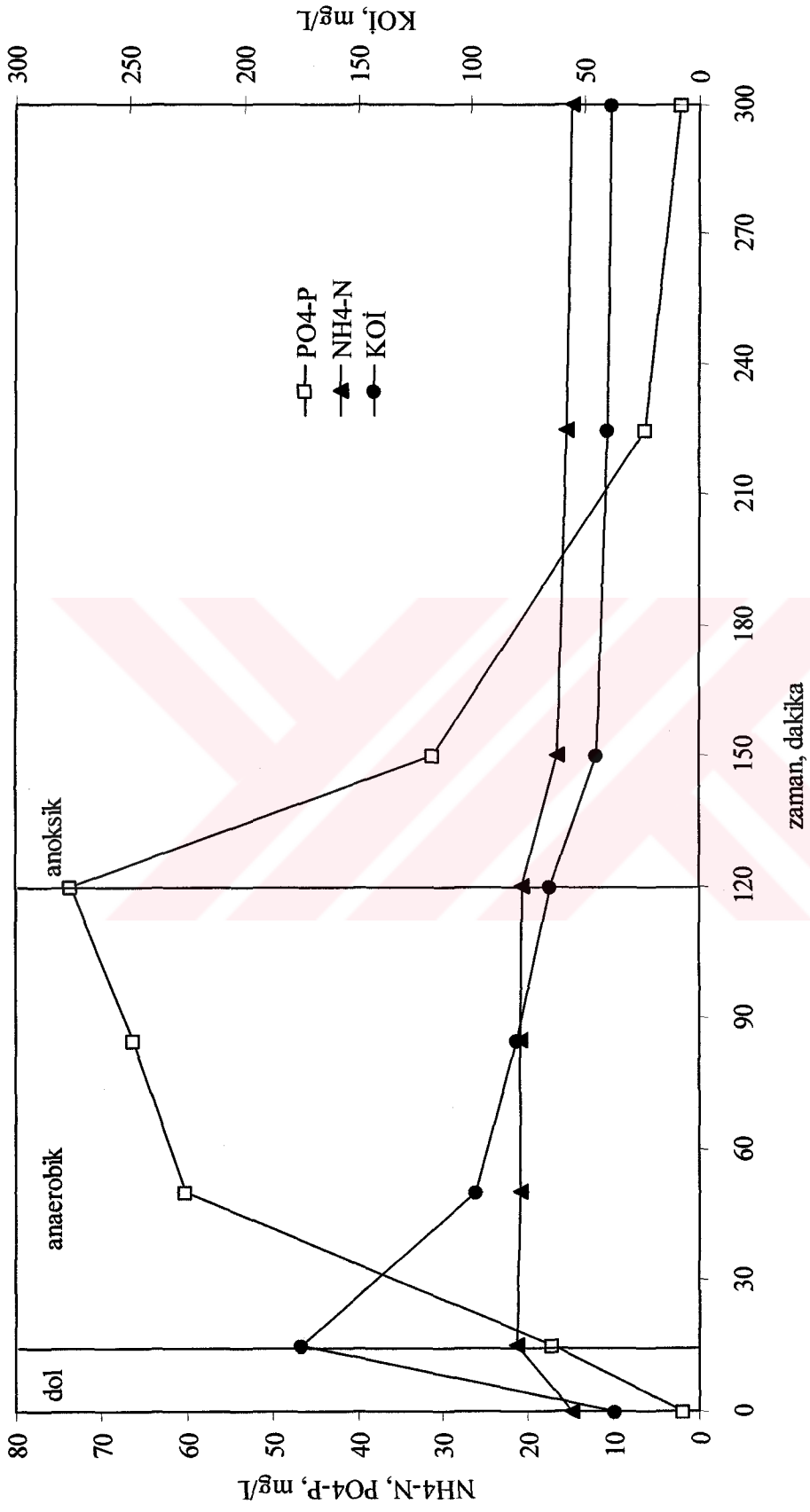


Şekil 4.2. SET A2'de KOI , $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET A3.

SET A3, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 10 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 182. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.3'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.3'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 1,95 mg/L, KOİ konsantrasyonu 37 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 14,80 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 17,10 mg/L, KOİ konsantrasyonu 175 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,40 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 73,50 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 65 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,60 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 2,0 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 38 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 14,80 mg/L olmuştur.

Şekil 4.3'den görüleceği gibi anaerobik kademedeki fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademedeki fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademedeki KOİ bağlanma hızı incelendiğinde 20 günlük çamur yaşı (SET A1) ve 15 günlük çamur yaşıyla (SET A2) benzerlik söz konusudur. Ancak, anaerobik kademedeki fosfor salınım hızının ve anoksik kademedeki fosfor alım hızının hem 20 günlük hem de 15 günlük çamur yaşıyla karşılaştırıldığında daha yüksek olduğu görülmektedir. Dolayısıyla 20 günlük (SET A1) ve 15 günlük çamur yaşıyla (SET A2) karşılaştırıldığında anaerobik kademedeki fosfor salınımı ve anoksik kademedeki fosfor alımı daha yüksektir. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademedeki asimilasyon yoluyla azalmıştır. Anaerobik kademedeki fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademedeki fosfor alım hızları incelendiğinde, seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin 10 günlük çamur yaşı (SET A3) için de uygun olduğu görülmektedir.

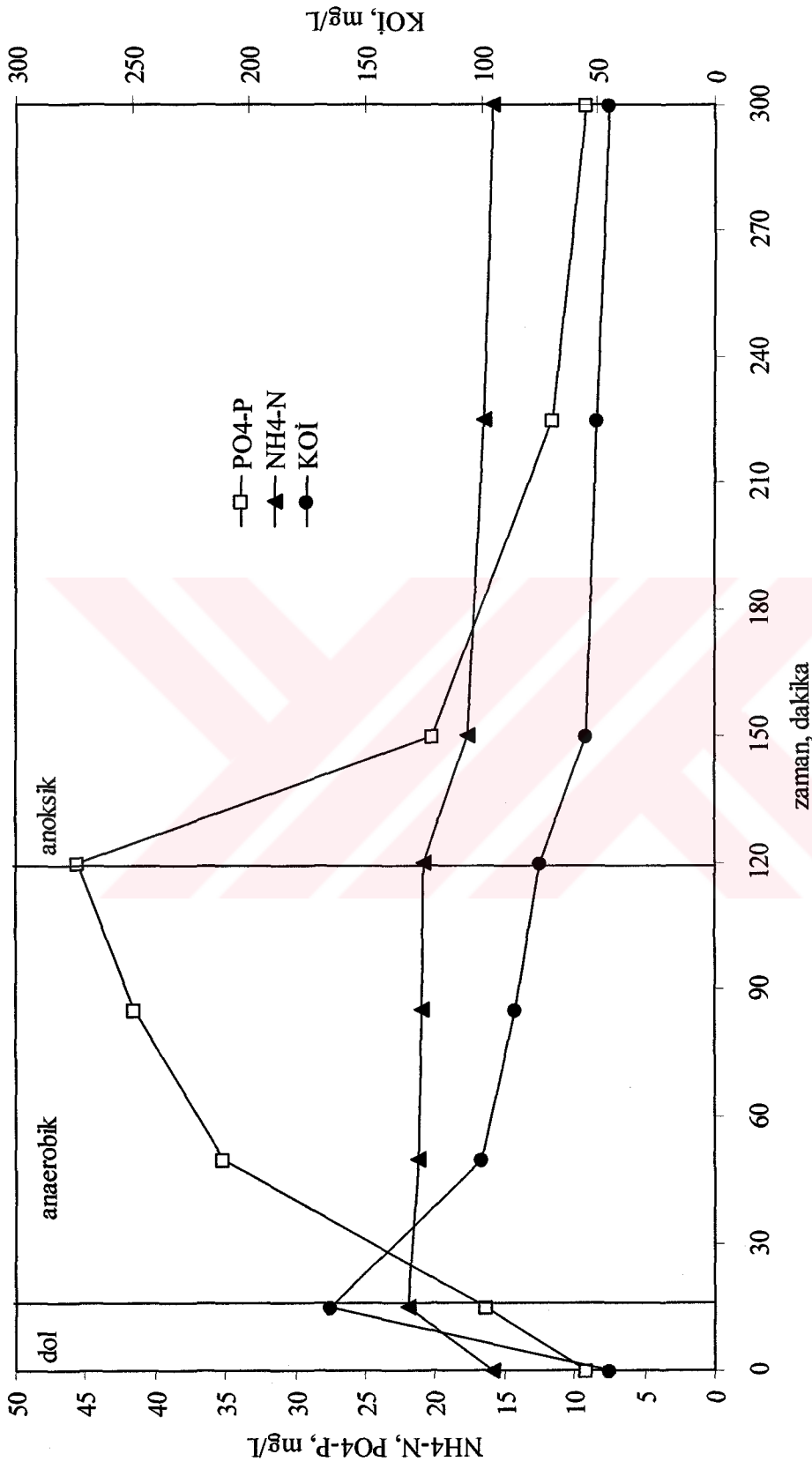


Şekil 4.3. SET A3'de KOI , $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET A4.

SET A4, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 5 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 207. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.4'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.4'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 9,2 mg/L, KOİ konsantrasyonu 45 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,90 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 16,35 mg/L, KOİ konsantrasyonu 165 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,95 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 45,60 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 75 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,80 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 9,1 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 45 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,90 mg/L olmuştur.

Şekil 4.4'den görüleceği gibi anaerobik kademe de fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademe de KOİ bağlanma hızı incelendiğinde 20 günlük çamur yaşı (SET A1), 15 günlük çamur yaşı (SET A2) ve 10 günlük çamur yaşıyla (SET A3) benzerlik söz konusudur. Ancak, anaerobik kademe de fosfor salınım hızının ve anoksik kademe de fosfor alım hızının 20, 15 ve 10 günlük çamur yaşıyla karşılaştırıldığında azaldığı görülmektedir. Dolayısıyla 20 günlük (SET A1), 15 günlük (SET A2) ve 10 günlük çamur yaşıyla (SET A3) karşılaştırıldığında anaerobik kademe de fosfor salınımı ve anoksik kademe de fosfor alımı daha azdır. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademe de asimilasyon yoluyla azalmıştır. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, fosfor gideriminin bozulduğu görülmektedir. Bu, ortamda denitrifikasyon yapabilen polifosfat biriktiren organizmaların reaktörde etkinliğinin azalmasından kaynaklanabilir. Ayrıca, seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin 5 günlük çamur yaşı (SET A4) için yetersiz olduğu görülmektedir.



Şekil 4.4. SET A4'de KOI, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

4.1.2. Asetatla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A1-SET A4) günlük deney sonuçları

Tüm çalışma boyunca reaktöre beslenen atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir.

İlk dört SET A (SET A1-SET A4) çamur yaşındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET A'da ölçülen her bir parametrenin günlük ölçüm sonuçları tek şekil üzerinde gösterilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo A.1 ve Tablo A.2'de verilmiştir.

Fosfat :

İlk dört SET A'daki (SET A1-SET A4) fosfor konsantrasyonunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.5'te verilmiştir. Anaerobik fosfor konsantrasyonu; 20 günlük çamur yaşı (SET A1) 56,40-62,40 mg/L, 15 günlük çamur yaşı (SET A2) 64,75-66,40 mg/L, 10 günlük çamur yaşı (SET A3) 70,58-74,40 mg/L ve 5 günlük çamur yaşı (SET A4) 43,36-47,50 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış fosfor konsantrasyonu ise, SET A1'de 3,82-4,15 mg/L, SET A2'de 3,10-3,45 mg/L, SET A3'de 1,90-2,50 mg/L ve SET A4'de 8,68-9,40 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.5'den görüleceği gibi, 10 günlük çamur yaşı anaerobik kademedeki fosfor salınımı daha fazla olup çıkış konsantrasyonu düşüktür. Bu, 10 günlük çamur yaşının fosfor giderimi bakımından daha uygun olduğunu göstermektedir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı:

İlk dört SET A'daki (SET A1-SET A4) KOİ'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.6'da verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda KOİ konsantrasyonu; 20 günlük çamur yaşı (SET A1) 45-75 mg/L, 15 günlük çamur yaşı (SET A2) 55-70 mg/L, 10 günlük çamur yaşı (SET A3) 65-85 mg/L ve 5 günlük çamur yaşı (SET A4) 55-90 mg/L'ye aralığında değişmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonu ise, SET A1'de 25-32 mg/L, SET A2'de 28-35 mg/L, SET A3'de 32-40 mg/L ve SET A4'de 38-48 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.6'dan çamur yaşının KOİ parametresine etkisinin olmadığı görülmektedir.

AKM/UKM:

İlk dört SET A'daki (SET A1-SET A4) AKM ve UKM'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.7'de verilmiştir. 20 günlük çamur yaşı (SET A1) AKM konsantrasyonu 2500-2540 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1750-1810 mg/L aralığında değişmiştir. 15 günlük çamur yaşı (SET A2) AKM konsantrasyonu 2310-2360 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1590-1640 mg/L aralığında değişmiştir. 10 günlük çamur yaşı (SET A3) AKM konsantrasyonu 2050-2150 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1360-1430 mg/L aralığında değişmiştir. 5 günlük çamur yaşı (SET A4) AKM konsantrasyonu 1820-1900 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1390-

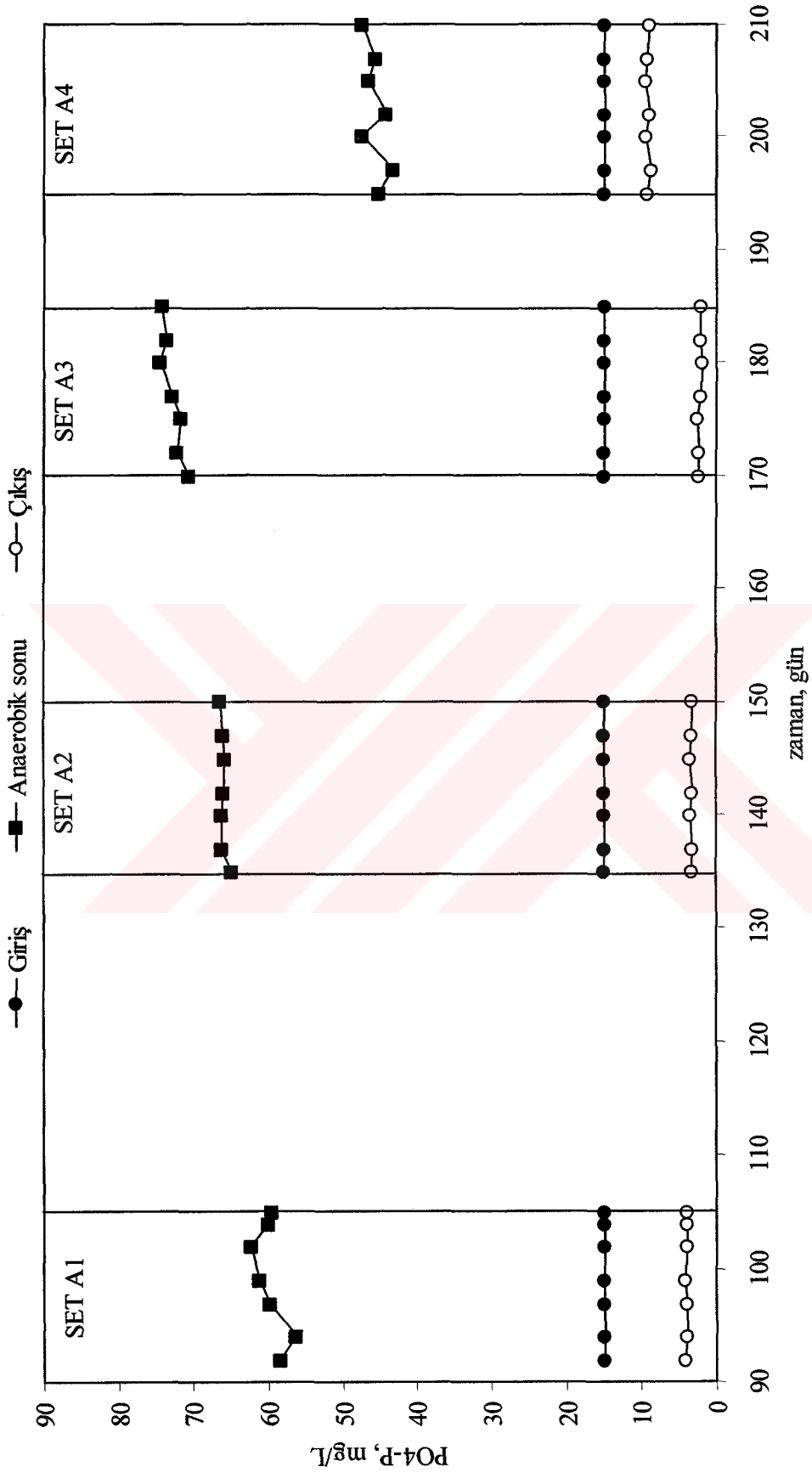
1415 mg/L aralığında değişmiştir. Reaktörde çamur yaşı azalmasına bağlı olarak AKM ve UKM parametrelerinde azalmalar olmuştur.

UKM/AKM:

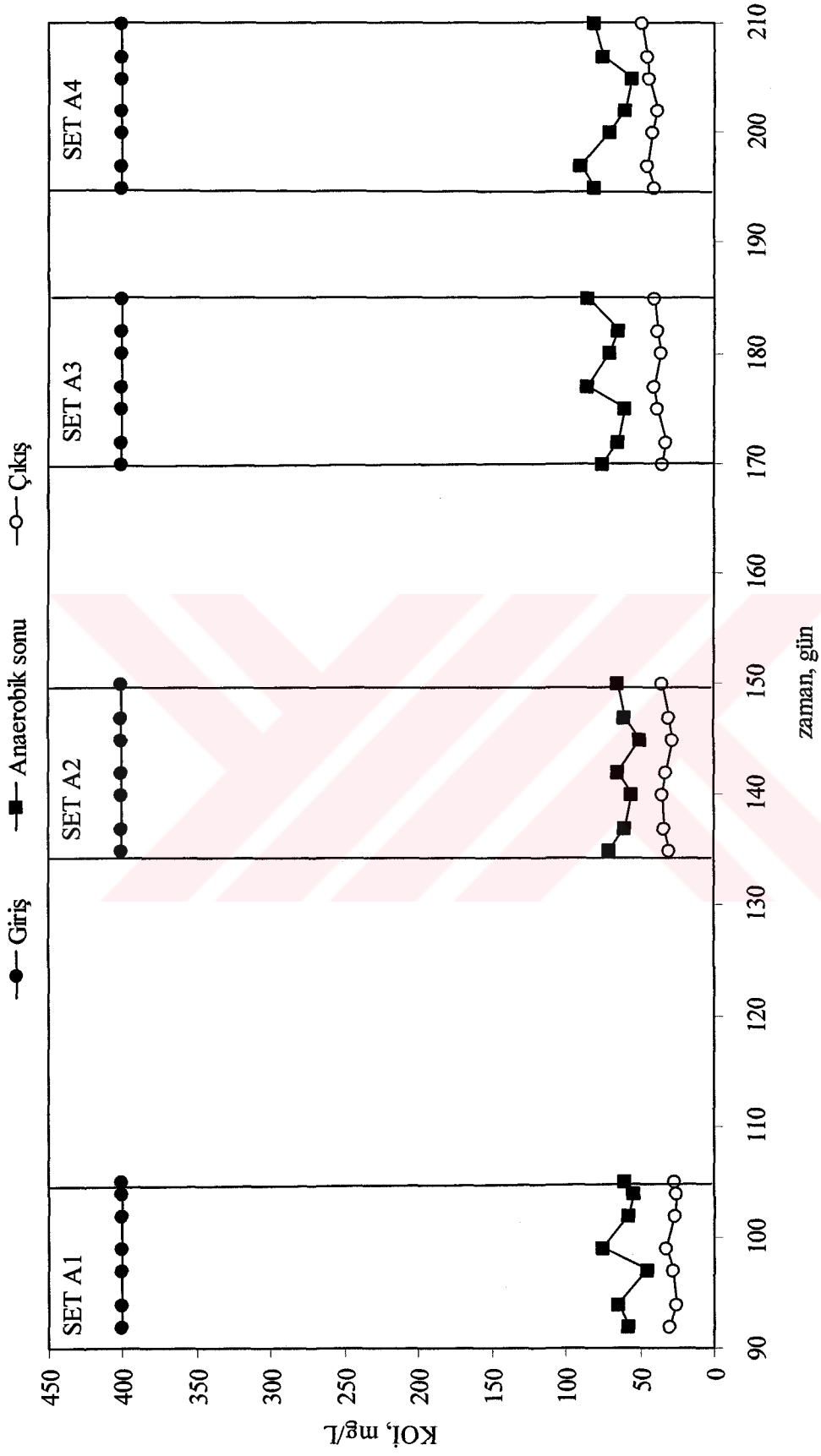
İlk dört SET A'daki (SET A1-SET A4) UKM/AKM oranı Şekil 4.8'de verilmiştir. 20 günlük çamur yaşında (SET A1) UKM/AKM oranı 0,697-0,720, 15 günlük çamur yaşında (SET A2) UKM/AKM oranı 0,691-0,708, 10 günlük çamur yaşında (SET A3) UKM/AKM oranı 0,654-0,684 ve 5 günlük çamur yaşında (SET A4) UKM/AKM oranı 0,731-0,774 olmuştur. Anoksik ortamda mikroorganizmaların bünyelerinde depoladıkları polifosfat miktarı arttıkça UKM/AKM oranı azalmaktadır. Bu nedenle, biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. SET'lerdeki UKM/AKM oranı incelendiğinde 10 günlük çamur yaşında UKM/AKM oranının daha düşük olduğu görülmektedir. UKM/AKM oranının düşük olması fosfor giderimini gerçekleştiren bakterilerin ortama hakim olduğunu gösterir.

%P/AKM:

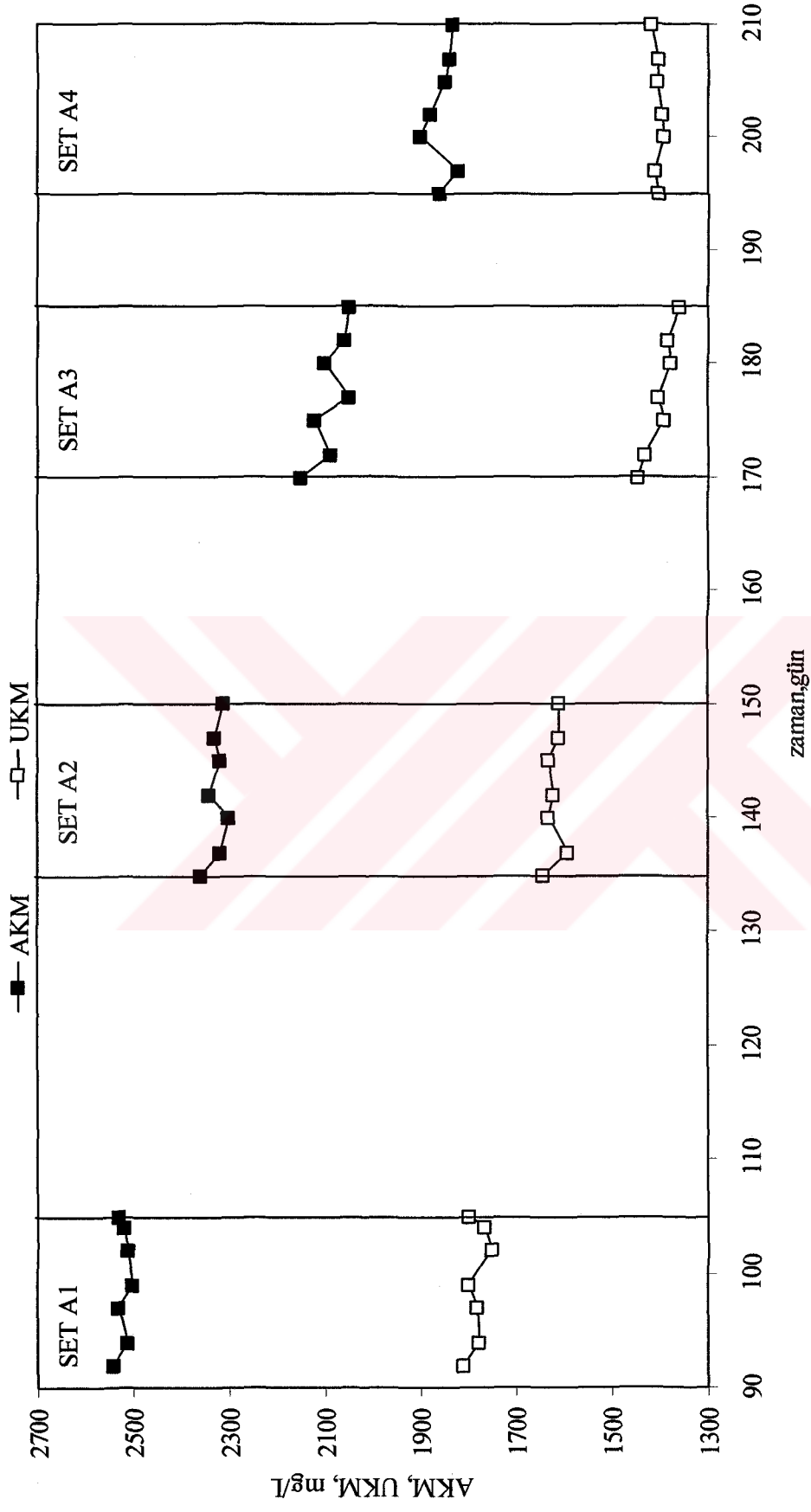
İlk dört SET A'daki (SET A1-SET A4) AKM'nin fosfor yüzdesi Şekil 4.9'da verilmiştir. 20 günlük çamur yaşında (SET A1) AKM'nin fosfor yüzdesi 9,8-10; 15 günlük çamur yaşında (SET A2) AKM'nin fosfor yüzdesi 10,6-10,8; 10 günlük çamur yaşında (SET A3) AKM'nin fosfor yüzdesi 12,0-12,2 ve 5 günlük çamur yaşında (SET A4) AKM'nin fosfor yüzdesi 5,8-6,0'dır. Mikroorganizmaların bünyelerine depoladıkları polifosfat miktarı artıkça AKM'nin fosfor yüzdesi artmaktadır. SET'lerdeki fosfor yüzdeleri incelendiğinde 10 günlük çamur yaşında AKM'nin fosfor yüzdesinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



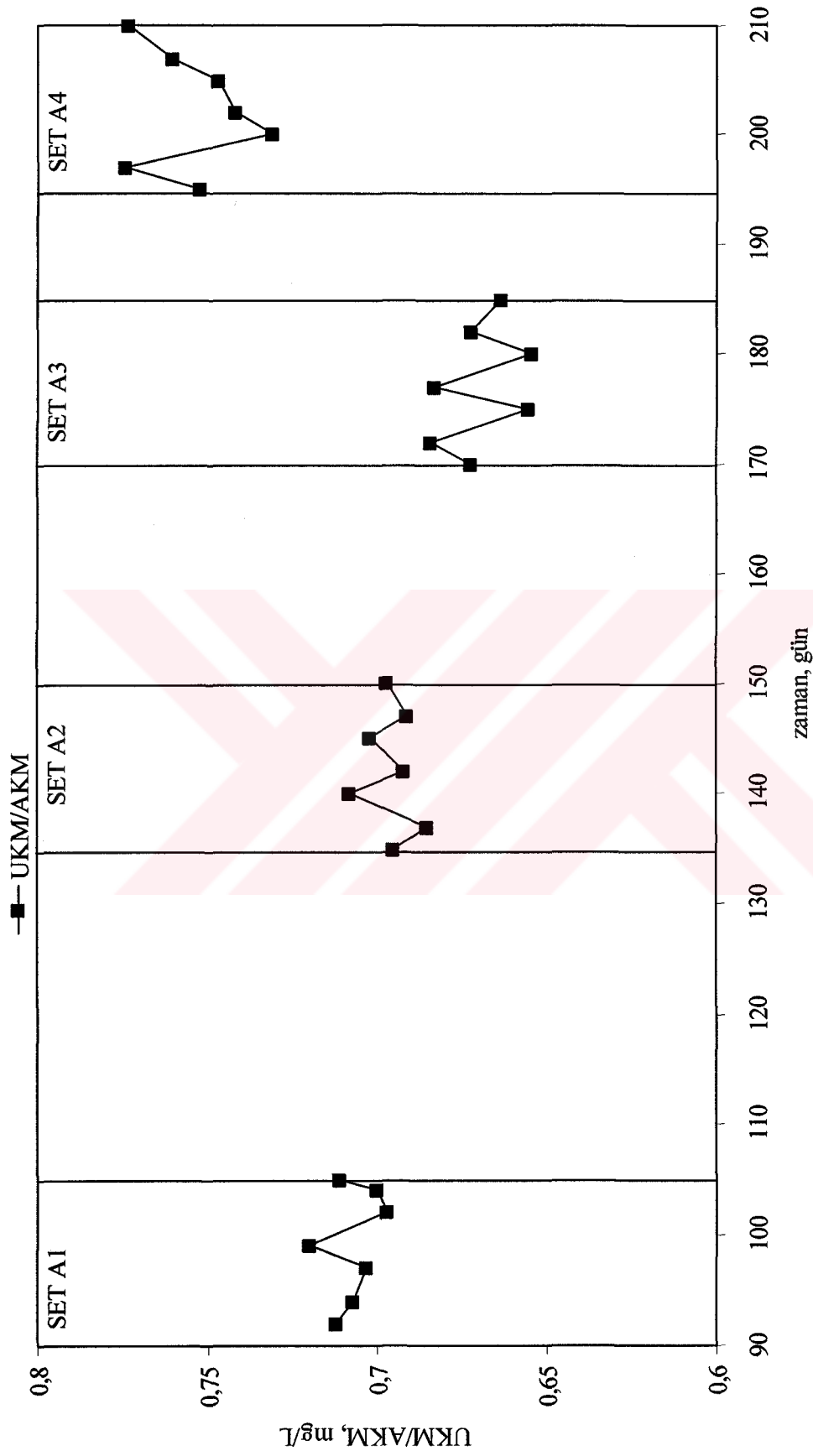
Şekil 4.5. SETA1-SETA4'de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi



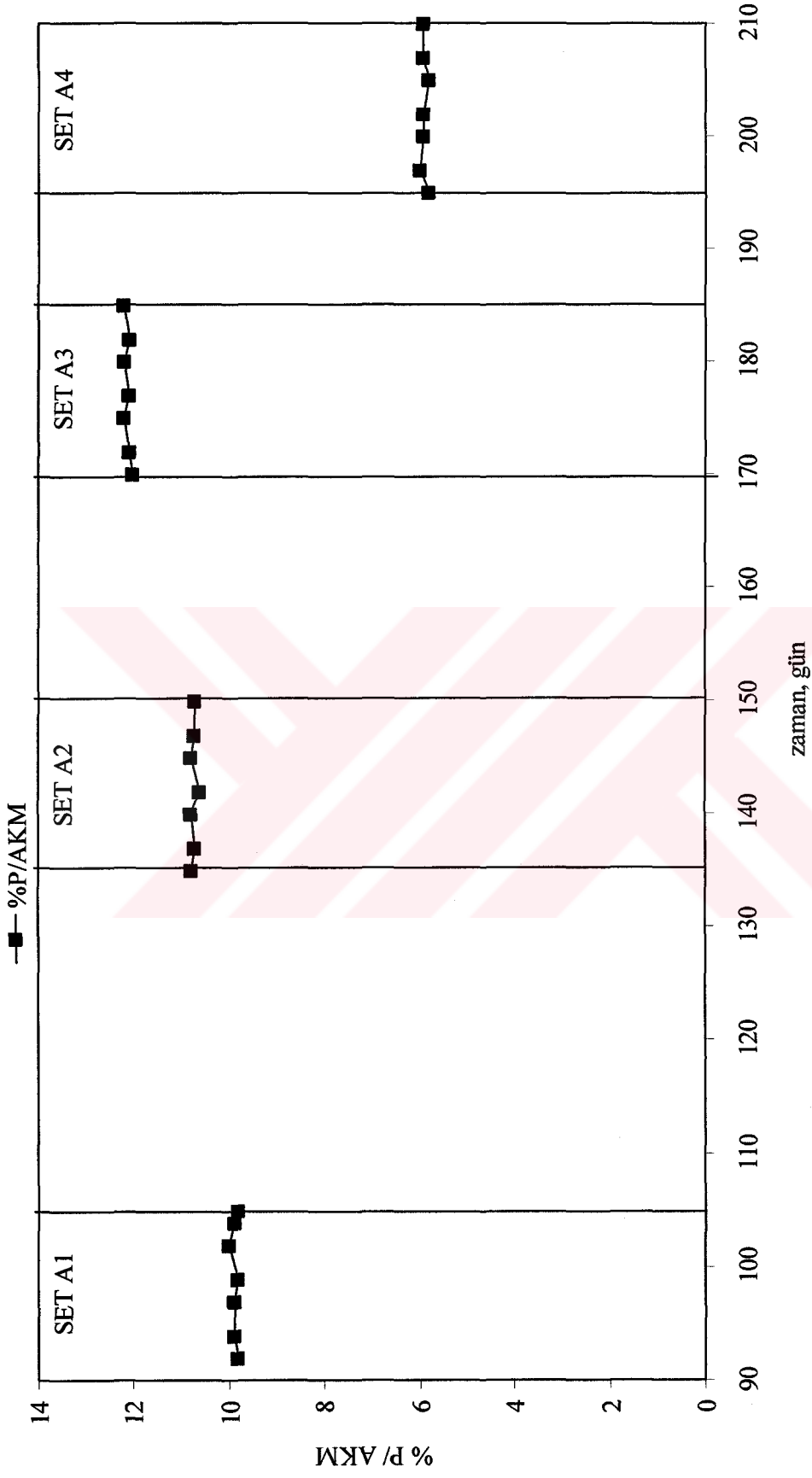
Şekil 4.6. SETA1-SETA4'de KOI Parametresinin Günlük Değişimi



Şekil 4.7. SETA1-SETA4de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi



Şekil 4.8. SETA1- A4'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi



Şekil 4.9. SET1-SET4'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi

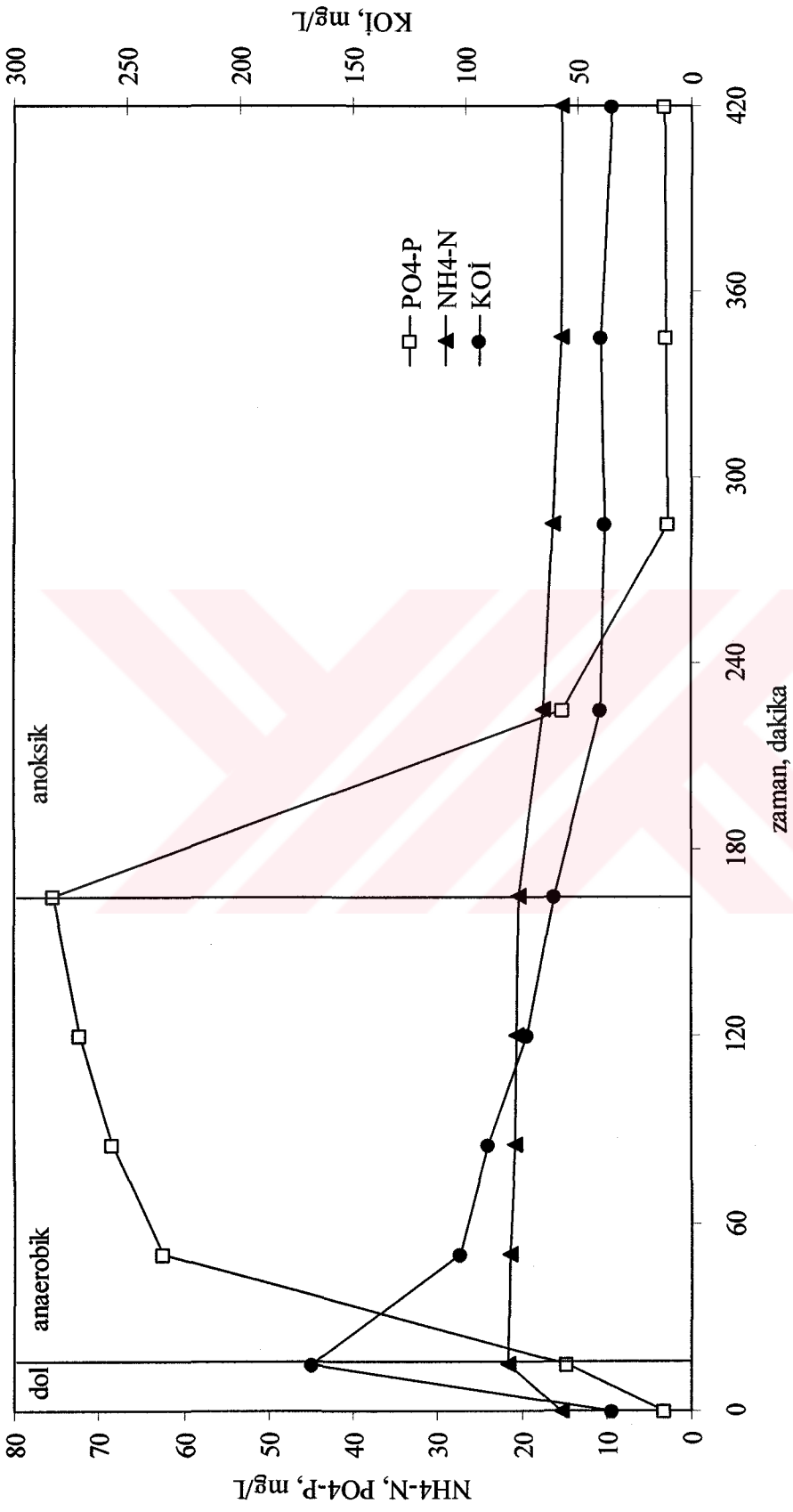
4.1.3. Asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A3, SET A5-SET A7) çevrim içi deney sonuçları

Asetatla beslenen anaerobik/anoksik reaktörde optimum çamur yaşı olarak 10 gün bulunmuştur. Tüm çamur yaşlarında reaktördeki hidrolik bekleme zamanı olarak 12 saat seçilmiştir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında elde edilen 10 günlük optimum çamur yaşında, optimum bir hidrolik bekleme zamanı bulmak amacıyla reaktör, ilave olarak üç farklı hidrolik bekleme zamanında (8, 16 ve 24 saat) çalıştırılmıştır.

SET A5.

SET A5, reaktörün 10 günlük çamur yaşında ve 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 252. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.10'da verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.5'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 3,20 mg/L, KOİ konsantrasyonu 35 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,90 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 14,70 mg/L, KOİ konsantrasyonu 168 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,60 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 75,35 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 60 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,40 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 3,10 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 35 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,20 mg/L olmuştur.

SET A5'de anaerobik KOİ alım hızı, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanıyla (SET A3) karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı incelendiğinde hidrolik bekleme süresinin 16 saate artırılmasına paralel olarak artan anaerobik kademe zamanı nedeniyle fosfor salınımı biraz daha fazladır. Anaerobik kademede fosfor salınımı ve anoksik kademede fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin gereğinden fazla olduğu görülmektedir.

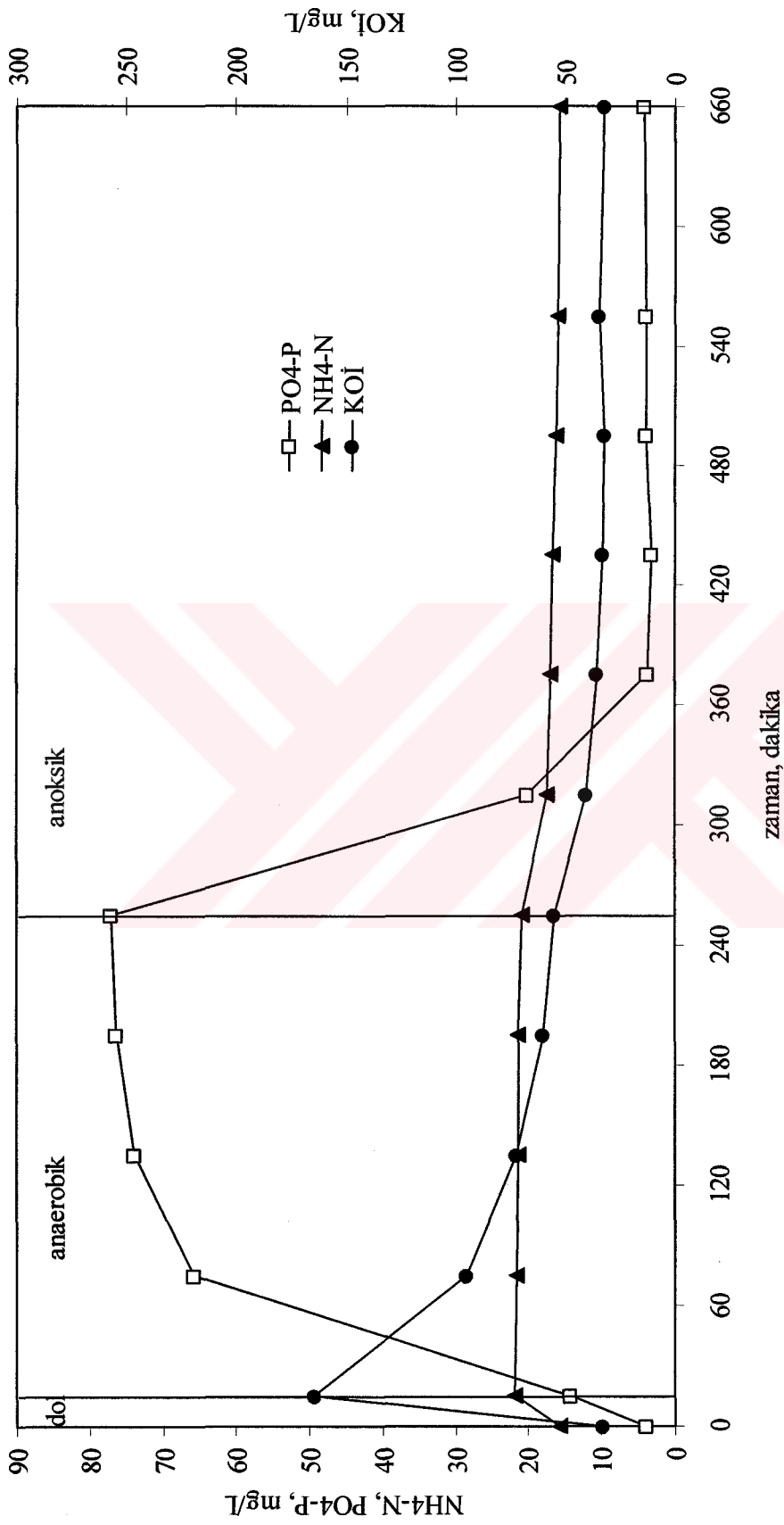


Şekil 4.10. SET A5'de KOİ, NH₄-N ve PO₄-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET A6.

SET A6, reaktörün 10 günlük çamur yaşında ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 277. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.11'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.6'da verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 3,90 mg/L, KOİ konsantrasyonu 33 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,70 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 14,30 mg/L, KOİ konsantrasyonu 164 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,85 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 77,10 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 55 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,90 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 4,10 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 32 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,70 mg/L olmuştur.

SET A6'da anaerobik KOİ alım hızı, 12 ve 16 saatlik hidrolik bekleme zamanıyla karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı incelendiğinde hidrolik bekleme süresinin 24 saate artırılmasına paralel olarak artan anaerobik kademe zamanı nedeniyle fosfor salınımı SET A3 ve SET A5'e göre biraz daha fazladır. Anaerobik kademe fosfor salınımı ve anoksik kademe fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin gereğinden oldukça fazla olduğu görülmektedir.

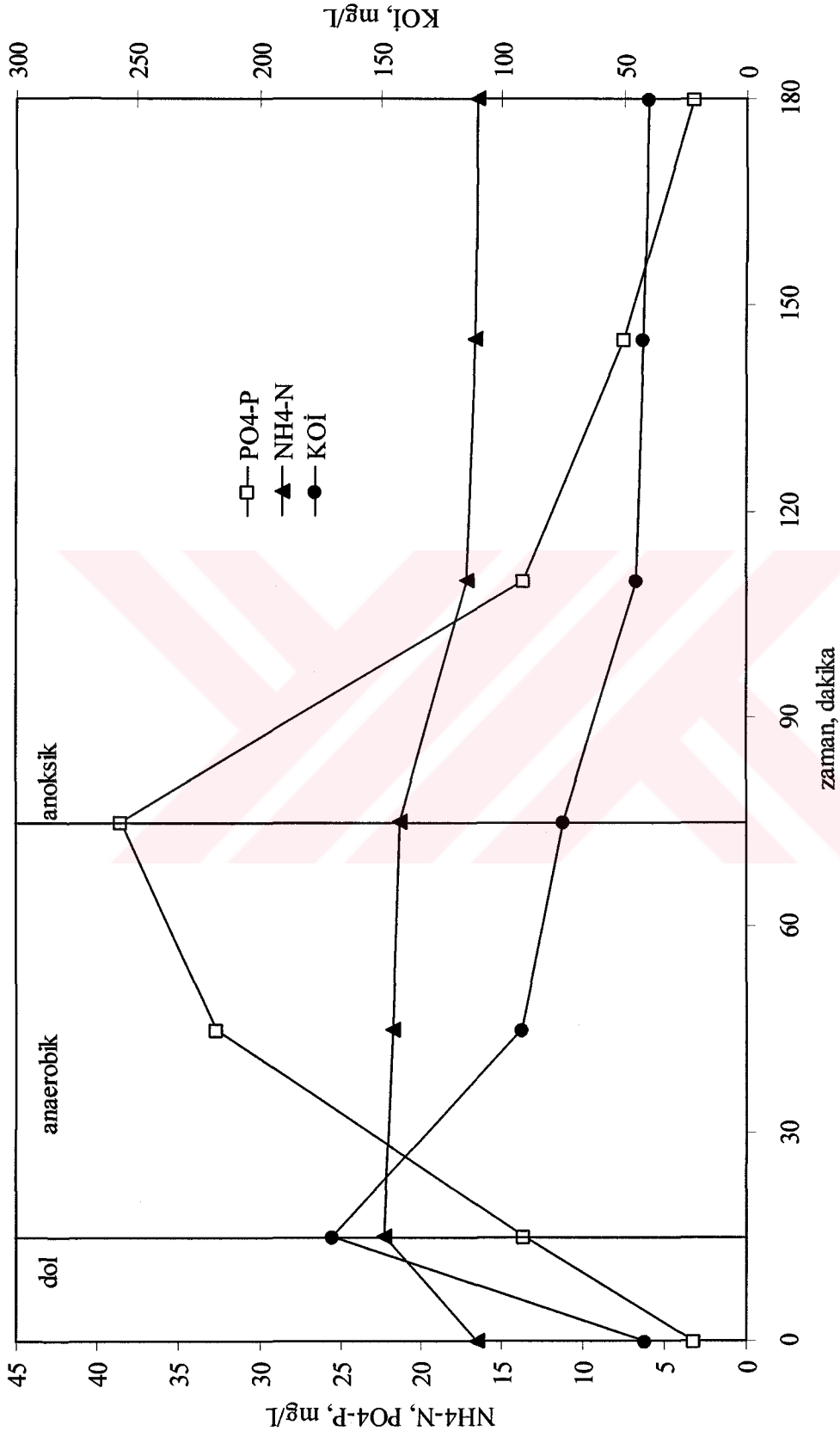


Şekil 4.11. SET A6'da KOI, NH₄-N ve PO₄-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET A7.

SET A7, reaktörün 10 günlük çamur yaşında ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 302. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.12'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.7'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 3,19 mg/L, KOİ konsantrasyonu 41 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 16,50 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 13,65 mg/L, KOİ konsantrasyonu 170 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 22,85 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 38,50 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 75 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 21,30 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 3,20 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 40 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 16,50 mg/L olmuştur.

SET A7'de anaerobik kademe KOİ alım hızı, 12, 16 ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanlarıyla karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı incelendiğinde hidrolik bekleme süresinin 8 saate azaltılmasına paralel olarak azalan anaerobik kademe zamanı nedeniyle fosfor salınımı SET A3, SET A5 ve SET A6'ya göre oldukça azalmıştır. Anaerobik kademe fosfor salınımı ve anoksik kademe fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin yeterli olmadığı görülmektedir.



Şekil 4.12. SET A7de KOI, NH₄-N ve PO₄-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimini

4.1.4. Asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET A3, SET A5-SET A7) günlük deney sonuçları

Tüm çalışma boyunca reaktöre beslenen atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir.

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7 hidrolik bekleme zamanındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET A'da ölçülen her bir parametrenin günlük ölçüm sonuçları tek şekil üzerinde gösterilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo A.2, A3 ve A.4'de verilmiştir.

Fosfat:

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7 hidrolik bekleme zamanındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET A'da ölçülen fosfor konsantrasyonunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.13'te verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A3) 70,58-74,40 mg/L, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A5) 72,65-75,40 mg/L, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A6) 74,90-78,10 mg/L ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A7) 37,55-41,60 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış fosfor konsantrasyonu ise, SET A3'de 1,90-2,50 mg/L, SET A5'de 2,85-3,45 mg/L, SET A6'da 3,59-4,10 mg/L ve SET A7'de 3,12-3,41 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.13'den görüleceği gibi, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında çıkış konsantrasyonu daha düşüktür. Bu nedenle, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı fosfor giderimi bakımından daha uygundur.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı:

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7'de KOİ'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.14'de verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda KOİ konsantrasyonu; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A3) 65-85 mg/L, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A5) 50-70 mg/L, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A6) 50-70 mg/L, 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A7) 70-85 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonu ise, SET A3'de 32-40 mg/L, SET A5'de 32-40 mg/L, SET A6'da 32-35 mg/L, SET A7'de 35-45 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.14'den hidrolik bekleme zamanının KOİ parametresine etkisinin olmadığı görülmektedir.

AKM/UKM:

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7'de AKM ve UKM'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.15'de verilmiştir. SET A3'de AKM konsantrasyonu 2050-2150 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1360-1430 mg/L aralığında değişmiştir. SET A5'de AKM konsantrasyonu 2020-2150 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1400-1510 mg/L aralığında değişmiştir. SET A6'da AKM konsantrasyonu 2060-2120 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1450-1515 mg/L aralığında değişmiştir. SET A7'de AKM konsantrasyonu 2010-2040 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1390-

1415 mg/L aralığında değişmiştir. Reaktörde hidrolik bekleme zamanına bağlı olarak AKM ve UKM parametrelerinde önemli değişim olmamıştır.

UKM/AKM:

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7'de UKM/AKM oranı Şekil 4.16'da verilmiştir. SET A3'de UKM/AKM oranı 0,654-0,684, SET A5'de UKM/AKM oranı 0,682-0,705, SET A6'da UKM/AKM oranı 0,701-0,724 ve SET A7'de UKM/AKM oranı 0,688-0,704 olmuştur. Anoksik ortamda mikroorganizmaların bünyelerinde depoladıkları polifosfat miktarı arttıkça UKM/AKM oranı azalmaktadır. Bu nedenle, biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. SET'lerdeki UKM/AKM oranı incelendiğinde 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında UKM/AKM oranının daha düşük olduğu görülmektedir. UKM/AKM oranının düşük olması fosfor giderimini gerçekleştiren bakterilerin ortama hakim olduğunu gösterir.

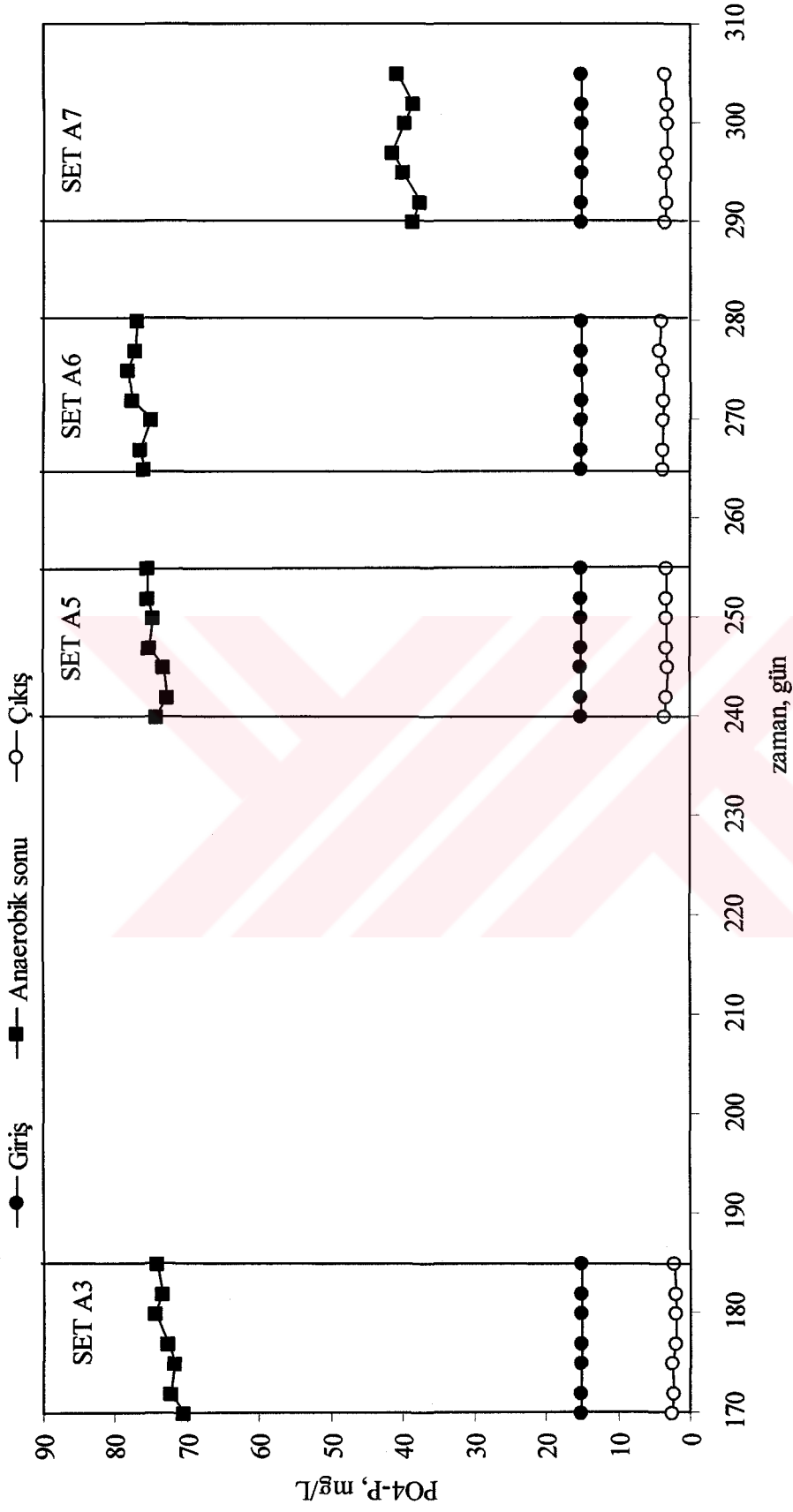
%P/AKM:

SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7'de AKM'nin fosfor yüzdesi Şekil 4.17'de verilmiştir. SET A3'de AKM'nin fosfor yüzdesi 12-12,2; SET A5'de AKM'nin fosfor yüzdesi 10,7-10,9; SET A6'da AKM'nin fosfor yüzdesi 9,8-9,9 ve SET A7'de AKM'nin fosfor yüzdesi 10,8-11,0'dır. Mikroorganizmaların bünyelerine depoladıkları polifosfat miktarı arttıkça AKM'nin fosfor yüzdesi artmaktadır. SET'lerdeki fosfor yüzdeleri incelendiğinde 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında AKM'nin fosfor yüzdesinin daha yüksek olduğu görülmektedir.

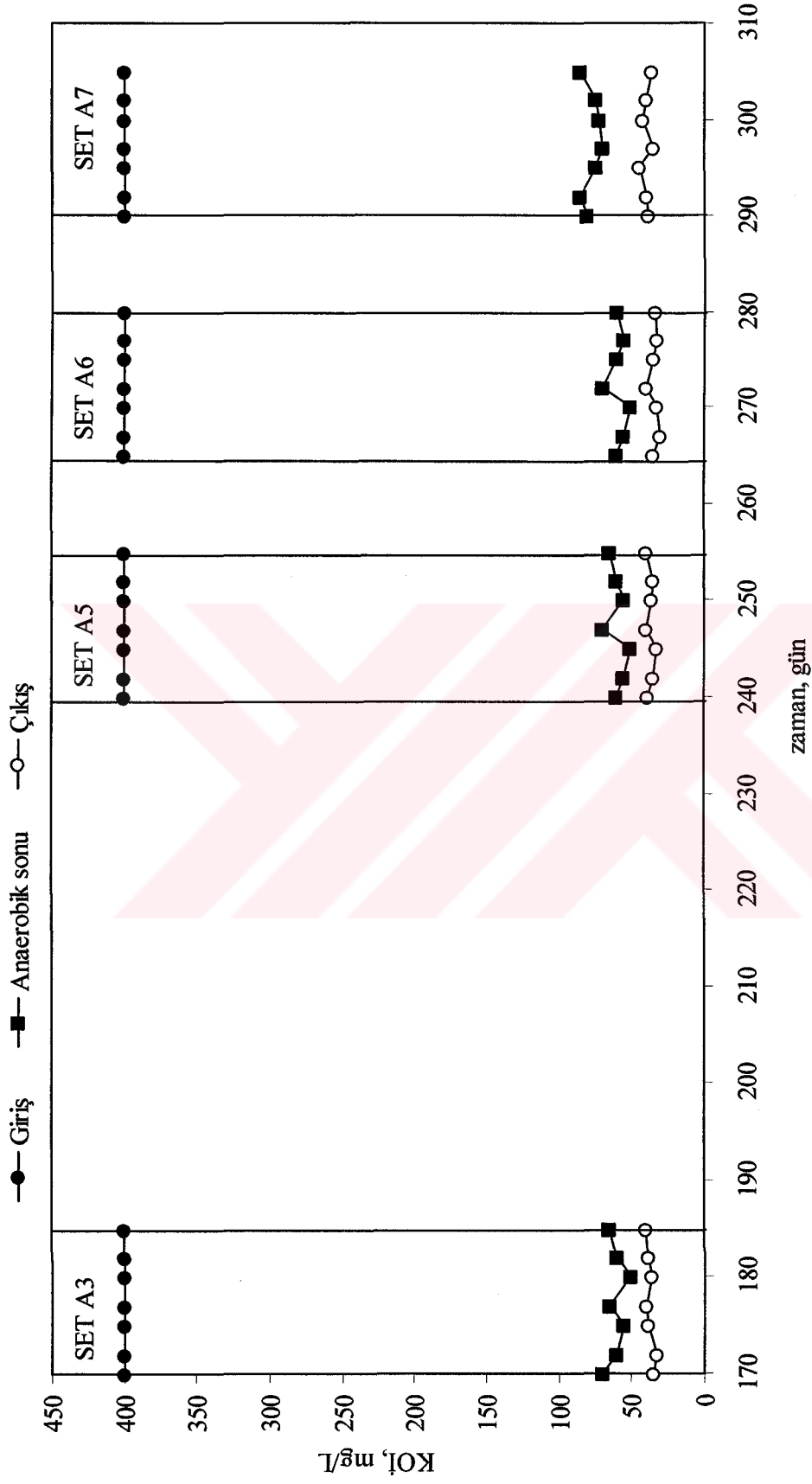
Amonyum Azotu:

Reaktörde aerobik bir kademe yer almadığından amonyumun oksidasyonu söz konusu değildir. Anaerobik ve anoksik kademedeki asimilasyon yoluyla amonyum konsantrasyonu azalacaktır. Amonyum azotu konsantrasyonundaki bu azalma miktarını tespit etmek amacıyla hem çamur yaşı hem de hidrolik bekleme zamanı etkisinin incelendiği SET'lerde birkaç deney yapılmıştır. Tüm setlerde hem anaerobik hem de anoksik kademe sonundaki amonyum azotu konsantrasyonu yakın değerler aldığından tek şekil üzerinde gösterilmiştir. Anoksik ortamda ilave edilen nitrat ise, ortamdaki mikroorganizmalar tarafından elektron alıcısı olarak kullanılır.

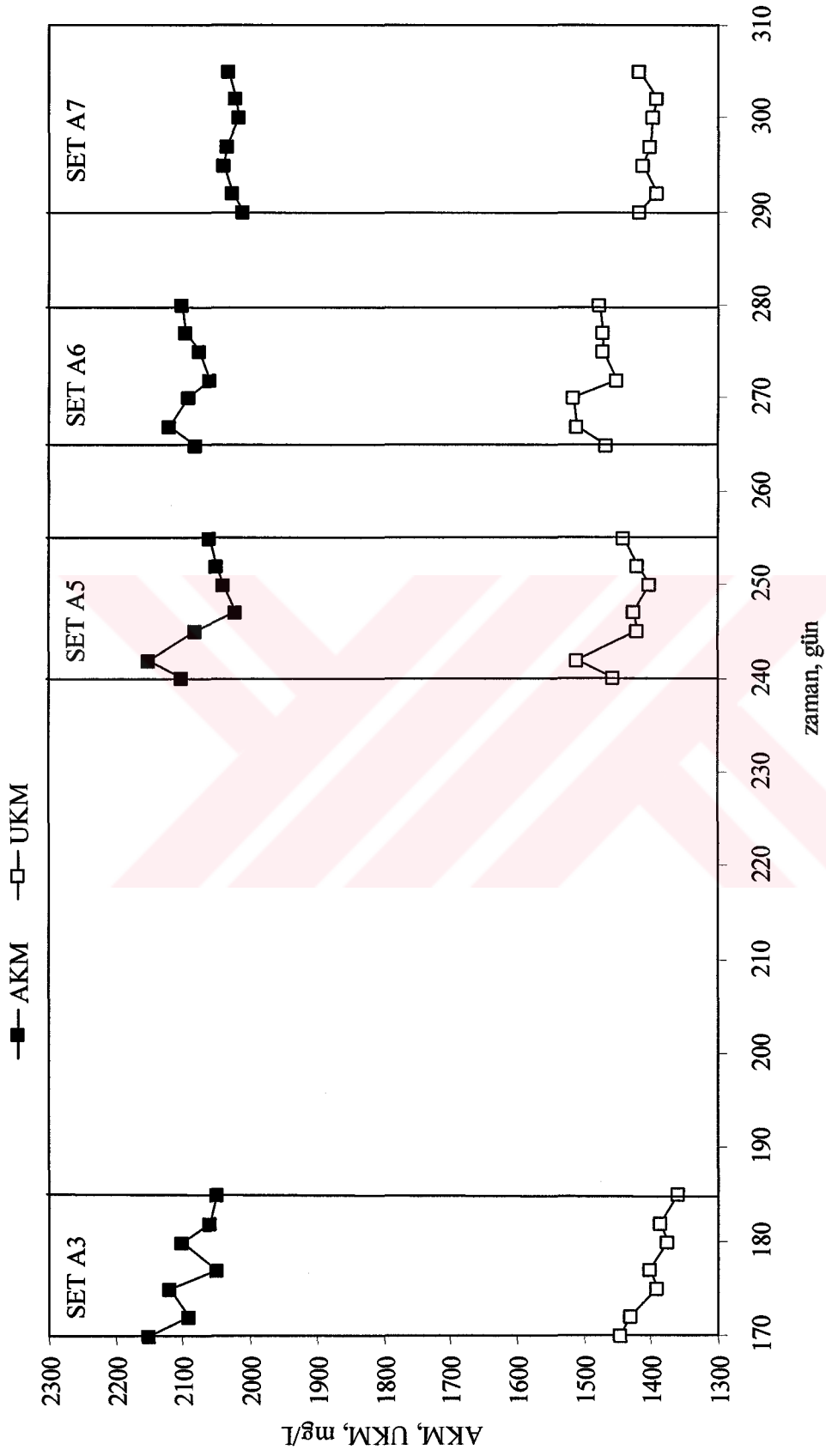
Çamur yaşı etkisinin incelendiği SET'lerde (SET A1, SET A2, SET A3, SET A4) ve hidrolik bekleme zamanının incelendiği SET'lerde (SET A3, SET A5, SET A6 ve SET A7) amonyum azotunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.18'de verilmiştir. Anaerobik faz sonunda amonyum azotu konsantrasyonu SET A1'de 20,40-20,60 mg/L, SET A2'de 20,40-20,50 mg/L, SET A3'de 20,60-20,80 mg/L, SET A4'de 20,70-20,80 mg/L, SET A5'de 20,20-20,40 mg/L, SET A6'da 20,40-20,90 mg/L ve SET A7'de 21,30-21,90 mg/L'dir. Çıkış amonyum azotu konsantrasyonu SET A1'de 14,90-15,50 mg/L, SET A2'de 15,10-15,60 mg/L, SET A3'de 14,80-15,30 mg/L, SET A4'de 15,90-16,40 mg/L, SET A5'de 14,90-15,20 mg/L, SET A6'da 14,70-15,70 mg/L ve SET A7'de 14,50-15,20 mg/L'dir.



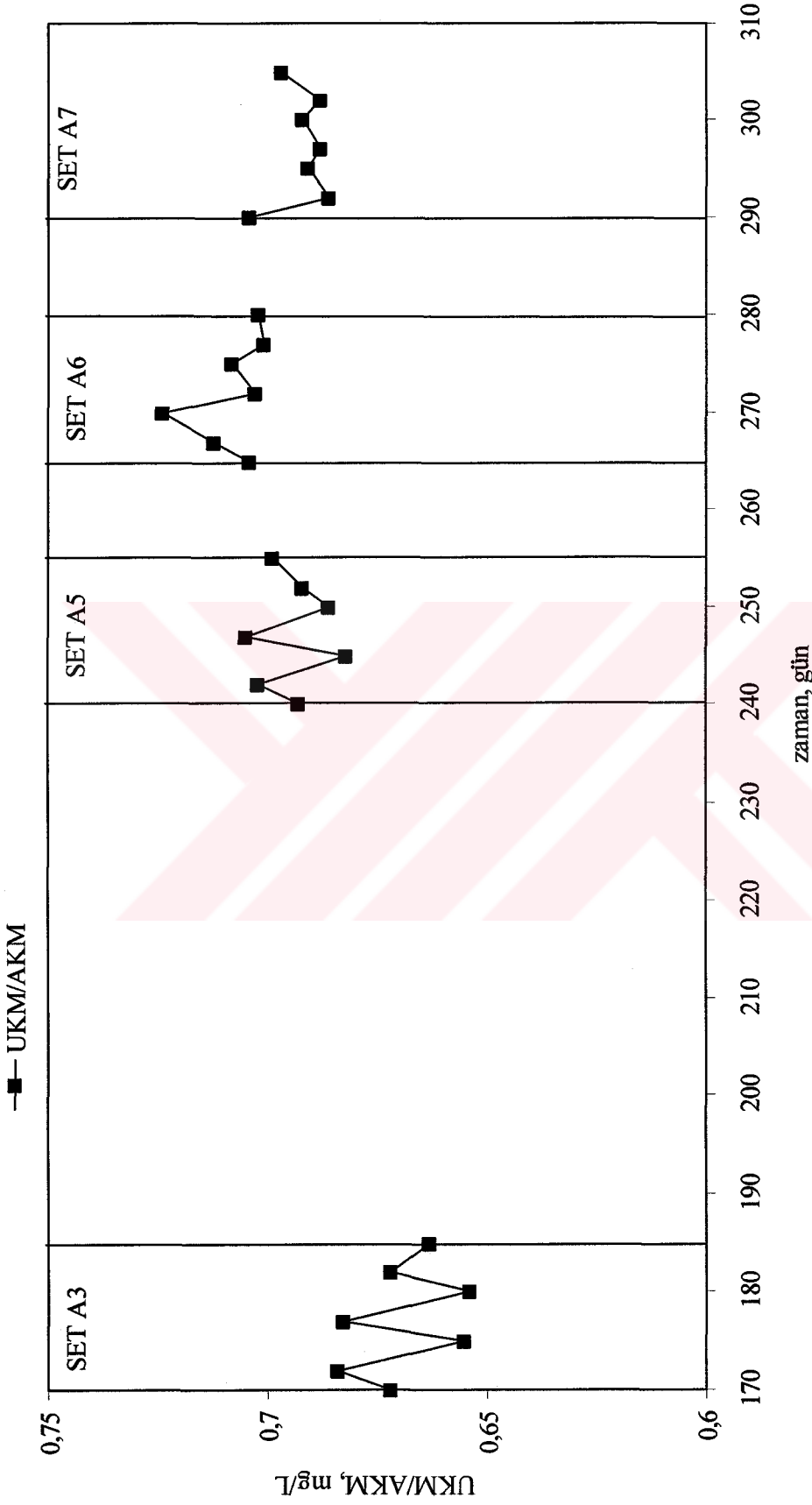
Şekil 4.13. SETA3, SETA5-SET7de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi



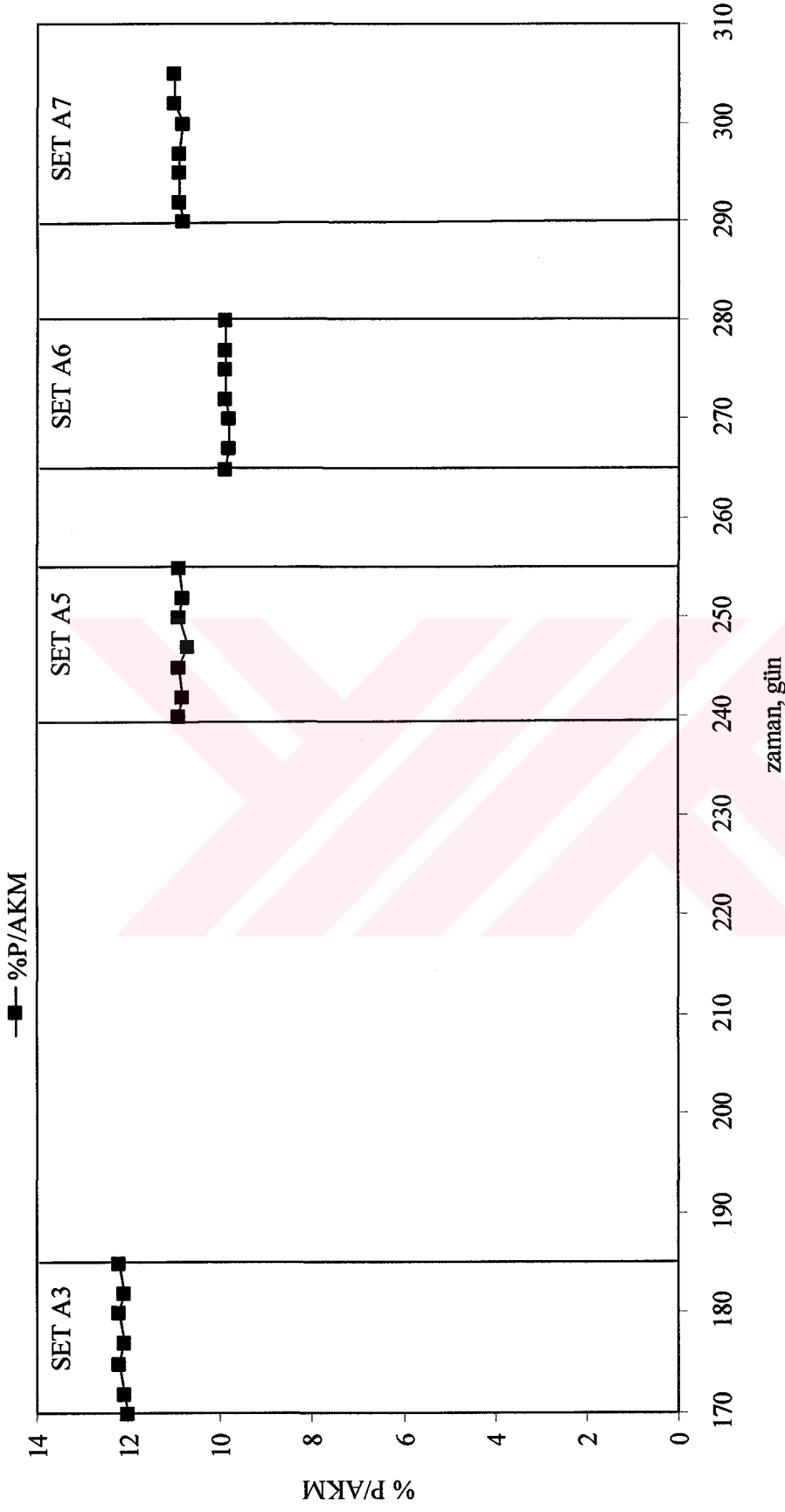
Şekil 4.14. SET A3, SET A5-SET A7'de KOI Parametresinin Günlük Değişimi



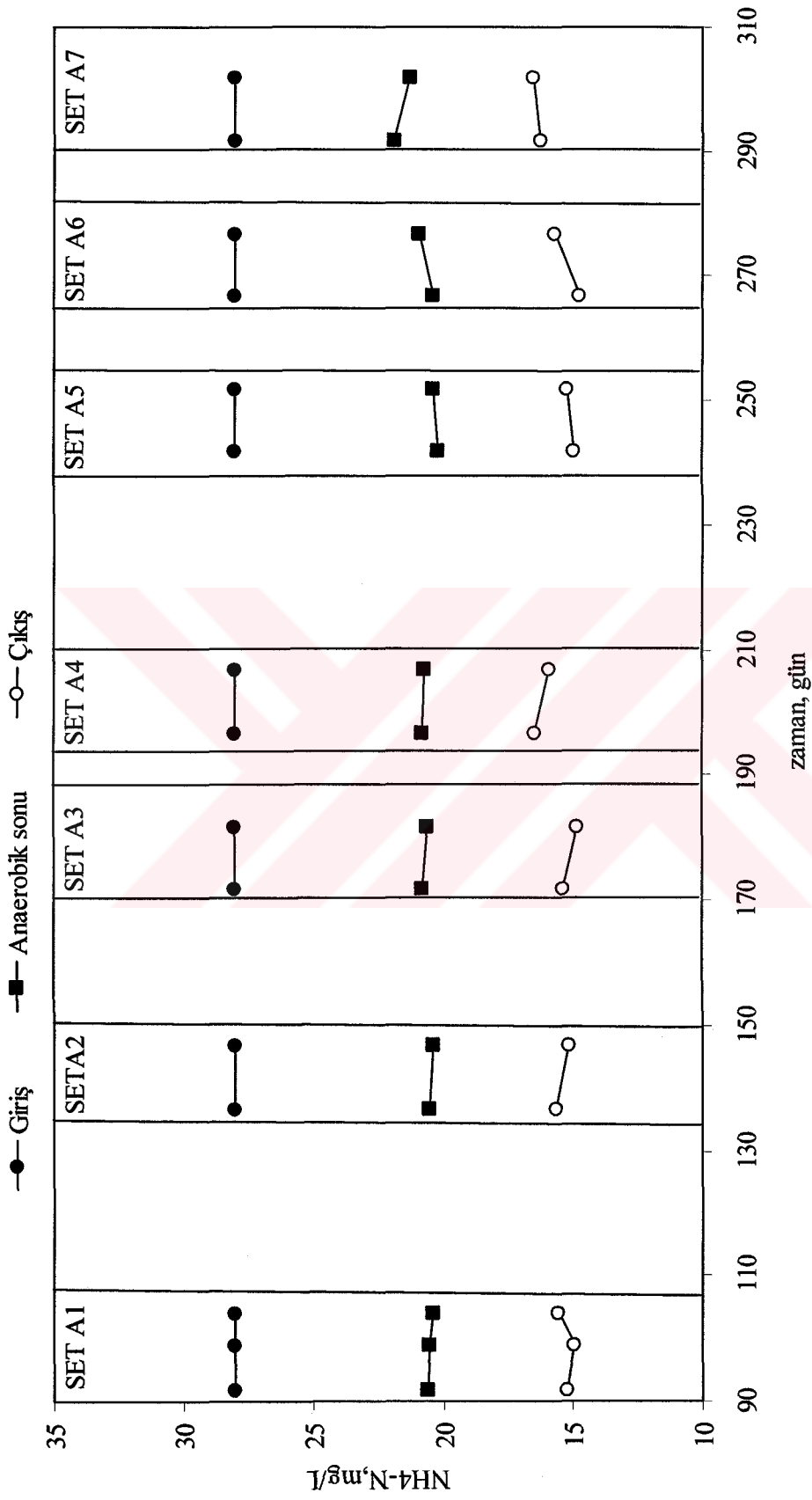
Şekil 4.15. SET A3, SET A5-SET A7de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi



Şekil 4.16. SET A3, SET A5-SET A7'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimini



Şekil 4.17. SET A3, SETA 5-SET A 7de %P/AKM'nin Günlük Değişimi



Şekil 4.18. SET A1-SET A7de NH₄-N Parametresinin Günlük Değişimi

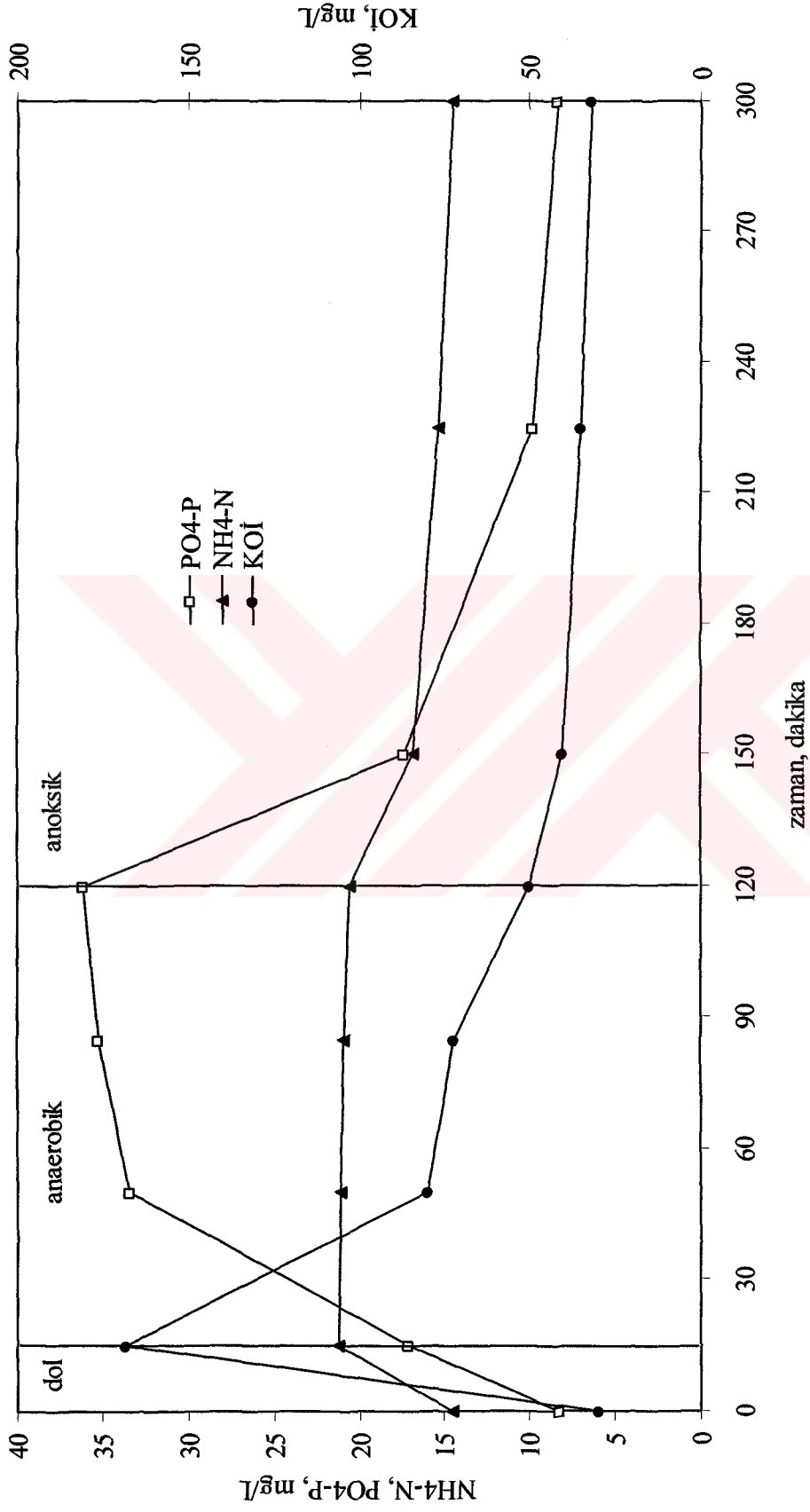
4.1.5. Glikozla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G1-SET G4) çevrim içi deney sonuçları

Glikozla beslenen reaktörde optimum bir çamur yaşı bulmak amacıyla reaktör öncelikle dört farklı çamur yaşında (20, 15, 10 ve 5 gün) çalıştırılmıştır. Tüm çamur yaşlarında reaktördeki hidrolik bekleme zamanı literatürden faydalanarak 12 saat olarak seçilmiştir.

SET G1.

SET G1, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 20 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 104. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.19'da verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.8'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 8,20 mg/L, KOİ konsantrasyonu 30 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,70 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 17,15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 168 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,25 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 36,10 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 55 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,60 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 38,32 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 32 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 14,50 mg/L olmuştur. Çevrim içinde çöktirme, boşaltma ve dinlendirme kademeleri sonucunda ölçülen parametrelerin konsantrasyonlarının önemli ölçüde değişmediği gözlenmiştir. Bu nedenle, anoksik kademe sonundaki konsantrasyonlar aynı zamanda tüm çalışma boyunca çıkış fosfor konsantrasyonu olarak kabul edilmiştir.

Şekil 4.19'dan görüleceği gibi anaerobik kademe de fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanma hızları ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, ilk yarım saatlik zaman diliminde bu hızların daha yüksek olduğu görülmektedir. Amonyum azotu, reaktörde aerobik kademe de mevcut olmadığından oksidasyon söz konusu değildir. Hem anaerobik hem de anoksik kademe de asimilasyon yoluyla amonyum azotu azalmaktadır. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, literatüre dayanılarak seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin uygun olduğu görülmektedir.

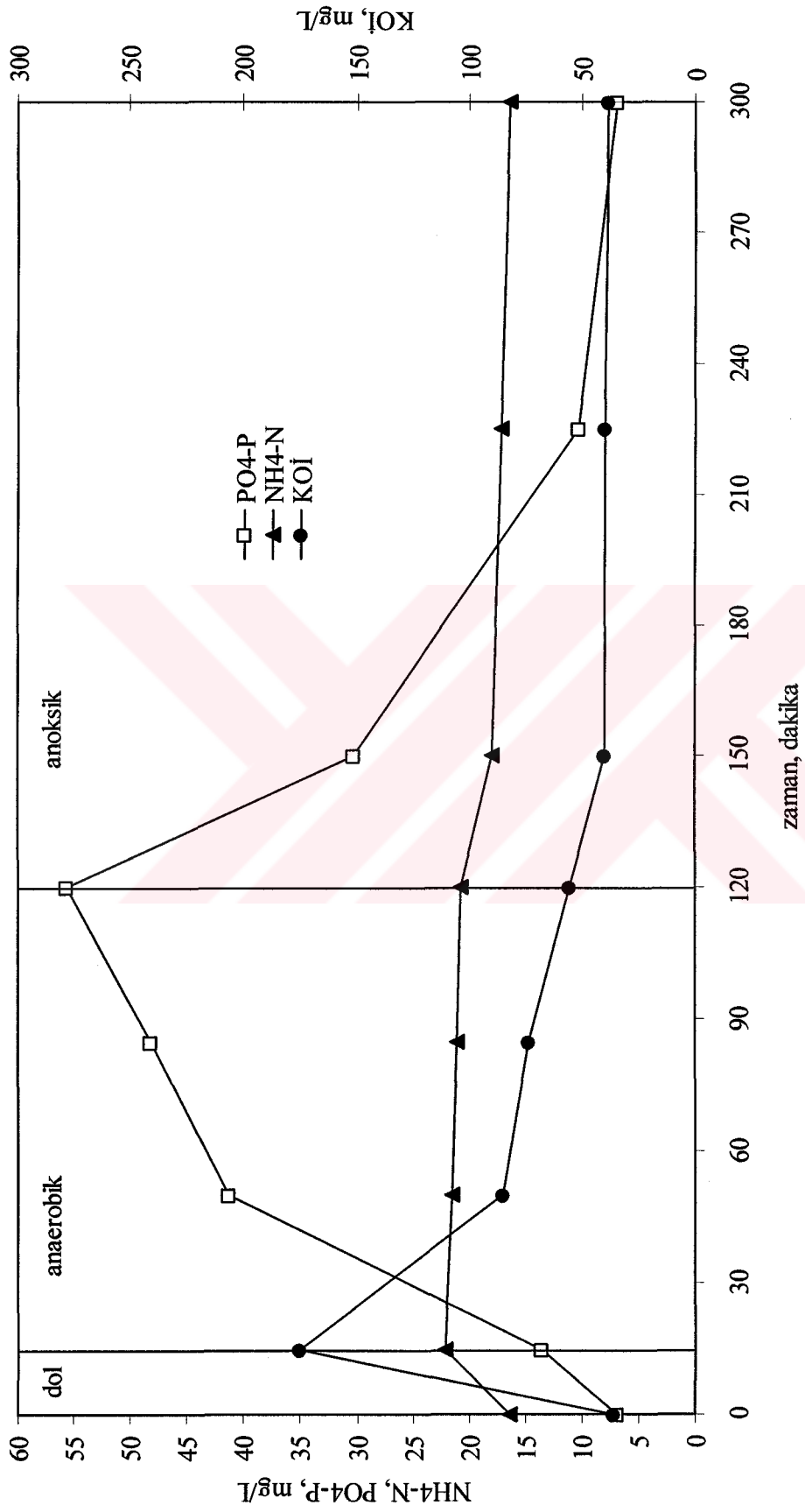


Şekil 4.19. SET Gİ'de KOİ , $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET G2.

SET G2, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 15 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 147. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.20'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.9'da verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 6,80 mg/L, KOİ konsantrasyonu 36 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 16,40 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 13,50 mg/L, KOİ konsantrasyonu 175 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 22,20 mg/L olmuştur. Anaerobik faz sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 55,60 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 55 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,70 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 6,82 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 38 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 16,40 mg/L olmuştur.

Şekil 4.20'den görüleceği gibi anaerobik kademe de fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanma hızları ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, ilk yarım saatlik zaman diliminde bu hızların daha yüksek olduğu görülmektedir. Anaerobik kademe de KOİ bağlanma hızı incelendiğinde 20 günlük çamur yaşıyla (SET G1) benzerlik söz konusudur. Ancak anaerobik kademe de fosfor salınım hızı ve anoksik kademe de fosfor alım hızının, 20 günlük çamur yaşından daha yüksek olduğu görülmektedir. Dolayısıyla 20 günlük çamur yaşıyla (SET G1) karşılaştırıldığında anaerobik kademe de fosfor salınımı ve anoksik kademe de fosfor alımı daha yüksektir. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademe de asimilasyon yoluyla azalmaktadır. Anaerobik kademe de fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe de fosfor alım hızları incelendiğinde, literatüre dayanılarak seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin uygun olduğu görülmektedir.

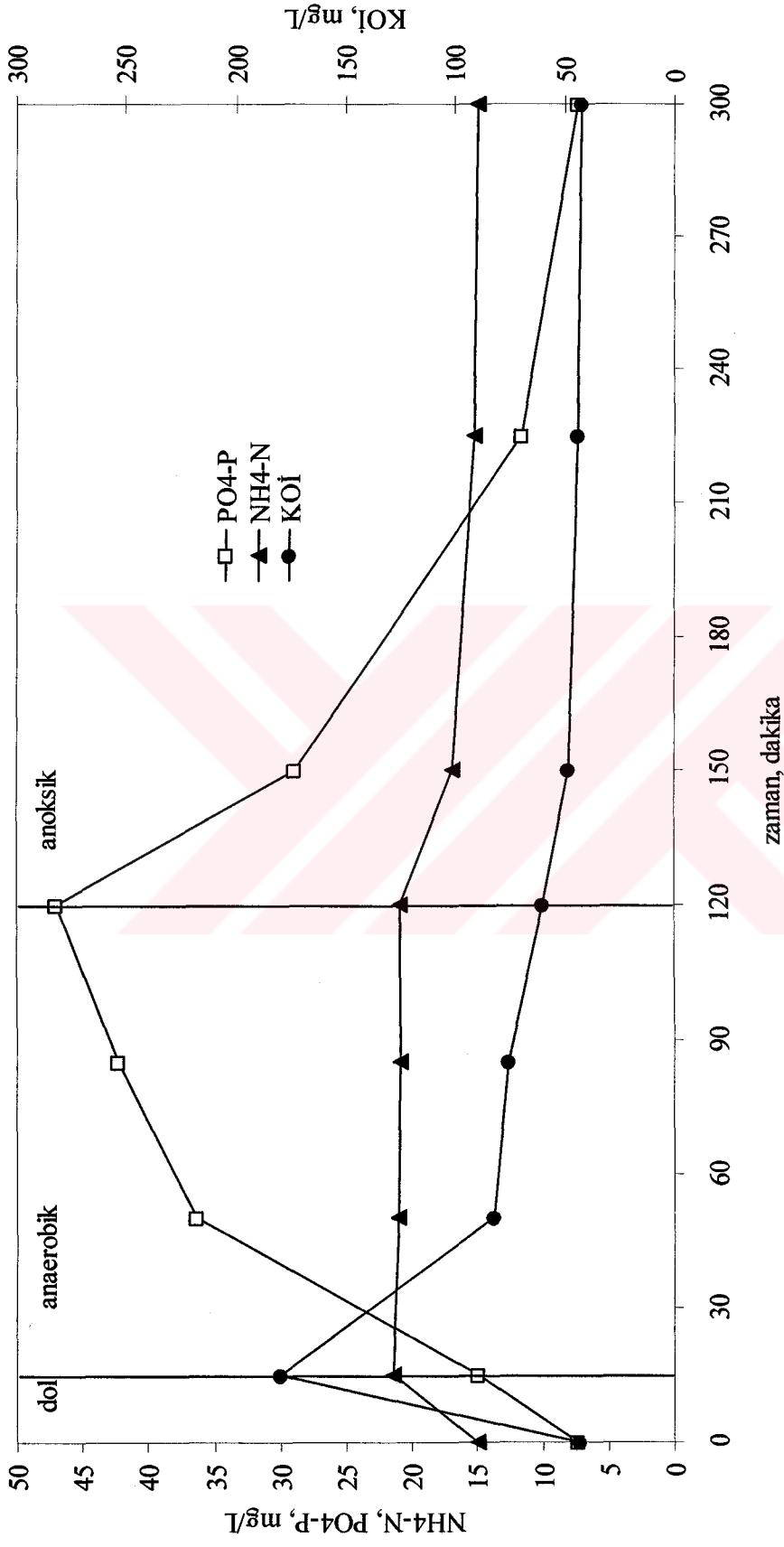


Şekil 4.20. SET G2'de KOI, NH4-N ve PO4-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET G3.

SET G3, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 10 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 182. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.21'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.10'da verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 7,32 mg/L, KOİ konsantrasyonu 43 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 14,90 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 14,90 mg/L, KOİ konsantrasyonu 180 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,45 mg/L olmuştur. Anaerobik faz sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 46,90 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 60 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,80 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 7,30 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 42 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 14,90 mg/L olmuştur.

Şekil 4.21'den görüleceği gibi anaerobik kademedeki fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademedeki fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademedeki KOİ bağlanma hızı incelendiğinde 20 günlük çamur yaşı (SET G1) ve 15 günlük çamur yaşıyla (SET G2) benzerlik söz konusudur. Ancak, anaerobik kademedeki fosfor salınım hızının ve anoksik kademedeki fosfor alım hızının 20 günlük çamur yaşındaki hızlardan daha büyük, 15 günlük çamur yaşıyla karşılaştırıldığında daha küçük olduğu görülmektedir. Dolayısıyla, anaerobik kademedeki fosfor salınımı ve anoksik kademedeki fosfor alımı 20 günlük çamur yaşından (SET G1) daha büyük ve 15 günlük çamur yaşından (SET G2) ise daha küçüktür. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademedeki asimilasyon yoluyla azalmıştır. Anaerobik kademedeki fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademedeki fosfor alım hızları incelendiğinde, seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin 10 günlük çamur yaşı (SET G3) için de uygun olduğu görülmektedir.

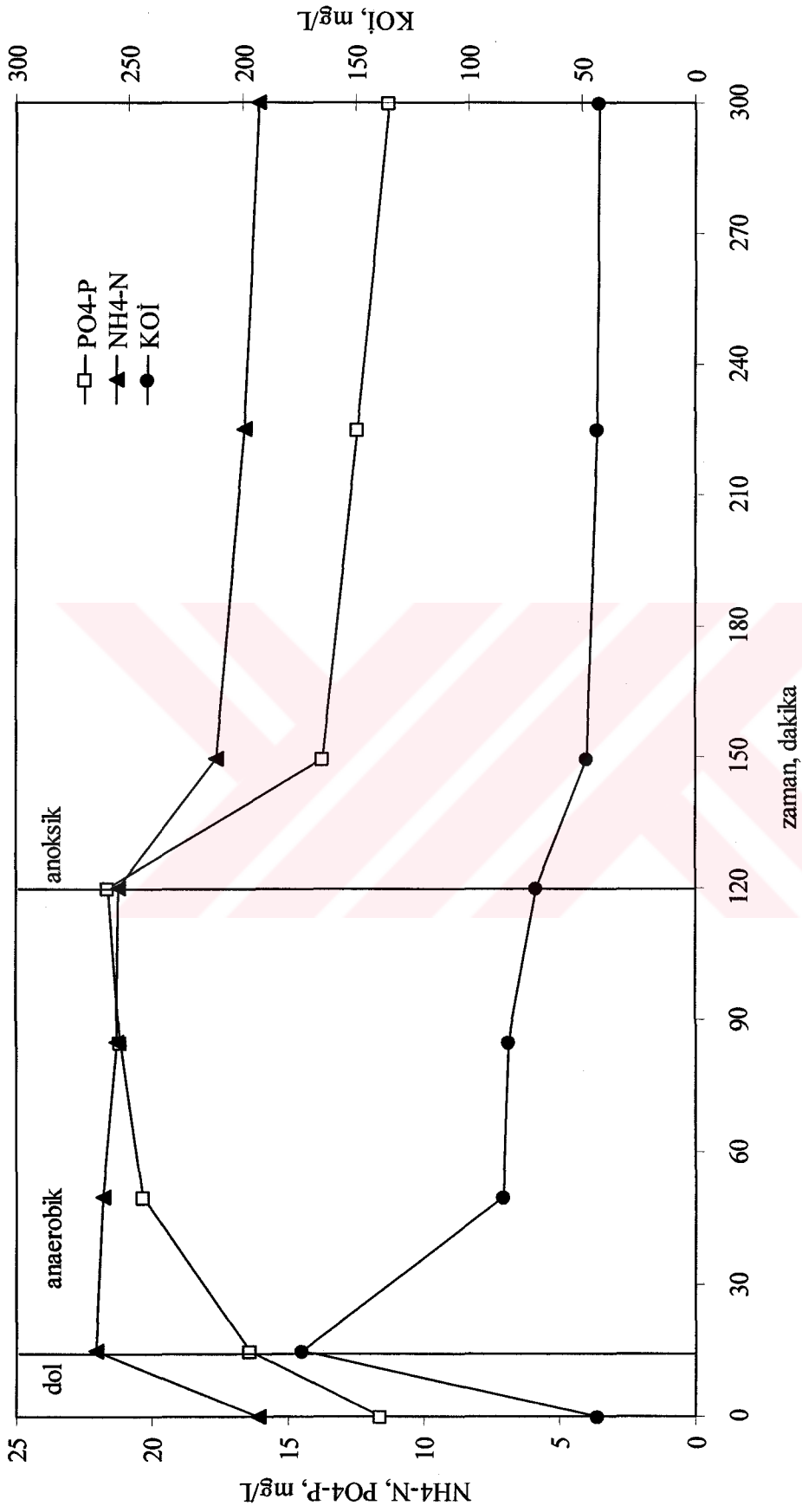


Şekil 4.21. SET G3'de KOI, NH4-N ve PO4-P Parametresinin Çevrim İçi Değişimi

SET G4.

SET G4, reaktörün 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında ve 5 günlük çamur yaşında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 207. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.22'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.11'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 11,40 mg/L, KOİ konsantrasyonu 43 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 16,10 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 16,40 mg/L, KOİ konsantrasyonu 174 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 22,05 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 21,60 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 70 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 21,20 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 11,30 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 42 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 16,10 mg/L olmuştur.

Şekil 4.22'den görüleceği gibi anaerobik kademe fosfor salınımıyla birlikte KOİ bağlanması ve anoksik kademe fosfor bağlanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Anaerobik kademe KOİ bağlanma hızı incelendiğinde 20 günlük çamur yaşı (SET G1), 15 günlük çamur yaşı (SET G2) ve 10 günlük çamur yaşıyla (SET G3) benzerlik söz konusudur. Ancak, anaerobik kademe fosfor salınım hızının ve anoksik kademe fosfor alım hızının 20, 15 ve 10 günlük çamur yaşıyla karşılaştırıldığında oldukça azaldığı görülmektedir. Dolayısıyla 20 günlük (SET G1), 15 günlük (SET G2) ve 10 günlük çamur yaşıyla (SET G3) karşılaştırıldığında anaerobik kademe fosfor salınımı ve anoksik kademe fosfor alımı daha azdır. Amonyum azotu, hem anaerobik hem de anoksik kademe asimilasyon yoluyla azalmıştır. Anaerobik kademe fosfor salınımı, KOİ bağlanması ve anoksik kademe fosfor alım hızları incelendiğinde, seçilen anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin 5 günlük çamur yaşı (SET G4) için de uygun olduğu görülmektedir.



Şekil 4.22. SET G4'de KOI, NH4-N ve PO4-P Parametresinin Çevrim İçi Değişimi

4.1.6. Glikozla beslenen reaktörde çamur yaşı etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G1-SET G4) günlük deney sonuçları

Tüm çalışma boyunca reaktöre beslenen atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir.

İlk dört SET G (SET G1-SET G4) çamur yaşındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET G'de ölçülen her bir parametrenin günlük ölçüm sonuçları tek şekil üzerinde gösterilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo A.4, A5 ve A.6'da verilmiştir.

Fosfat:

İlk dört SET G'deki (SET G1-SET G4) fosfor konsantrasyonunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.23'te verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu; 20 günlük çamur yaşı (SET G1) 33,15-39,70 mg/L, 15 günlük çamur yaşı (SET G2) 52,70-56,30 mg/L, 10 günlük çamur yaşı (SET G3) 45,80-48,10 mg/L ve 5 günlük çamur yaşı (SET G4) 19,75-22,30 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış fosfor konsantrasyonu ise, SET G1'de 8,12-8,50 mg/L, SET G2'de 6,64-7,15 mg/L, SET G3'de 7,10-7,44 mg/L ve SET G4'de 10,65-11,65 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.23'den görüleceği gibi, 15 günlük çamur yaşı anaerobik kademedeki fosfor salınımı daha fazla olup çıkış konsantrasyonu düşüktür. Bu, 15 günlük çamur yaşının fosfor giderimi bakımından daha uygun olduğunu göstermektedir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı:

İlk dört SET G'deki (SET G1-SET G4) KOİ'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.24'de verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda KOİ konsantrasyonu; 20 günlük çamur yaşı (SET G1) 50-65 mg/L, 15 günlük çamur yaşı (SET G2) 50-64 mg/L, 10 günlük çamur yaşı (SET G3) 60-72 mg/L, 5 günlük çamur yaşı (SET G4) 60-75 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonu ise, SET G1'de 32-35 mg/L, SET G2'de 35-44 mg/L, SET G3'de 40-46 mg/L, SET G4'de 40-50 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.24'den çamur yaşının KOİ parametresi üzerinde etkisinin olmadığı görülmektedir.

AKM/UKM:

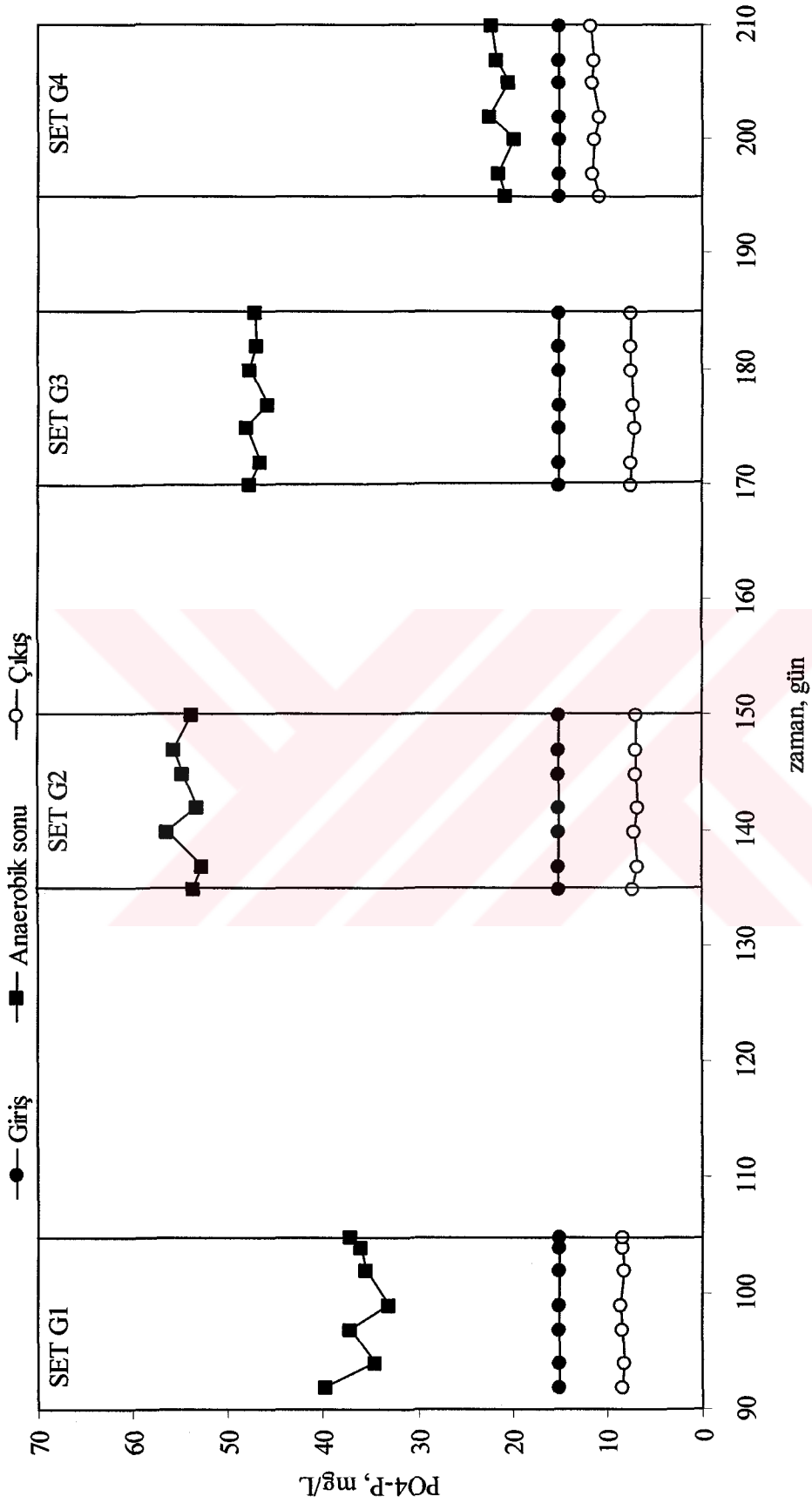
İlk dört SET G'deki (SET G1-SET G4) AKM ve UKM'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.25'de verilmiştir. SET G1'de AKM konsantrasyonu 2500-2620 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1980-2140 mg/L aralığında değişmiştir. SET G2'de AKM konsantrasyonu 2320-2380 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1795-1880 mg/L aralığında değişmiştir. SET G3'de AKM konsantrasyonu 2070-2150 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1630-1730 mg/L arasında değişmiştir. SET G4'de AKM konsantrasyonu 1810-1860 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1540-1595 mg/L aralığında değişmiştir. Reaktörde çamur yaşı azalmasına bağlı olarak AKM ve UKM parametrelerinde azalmalar olmuştur.

UKM/AKM:

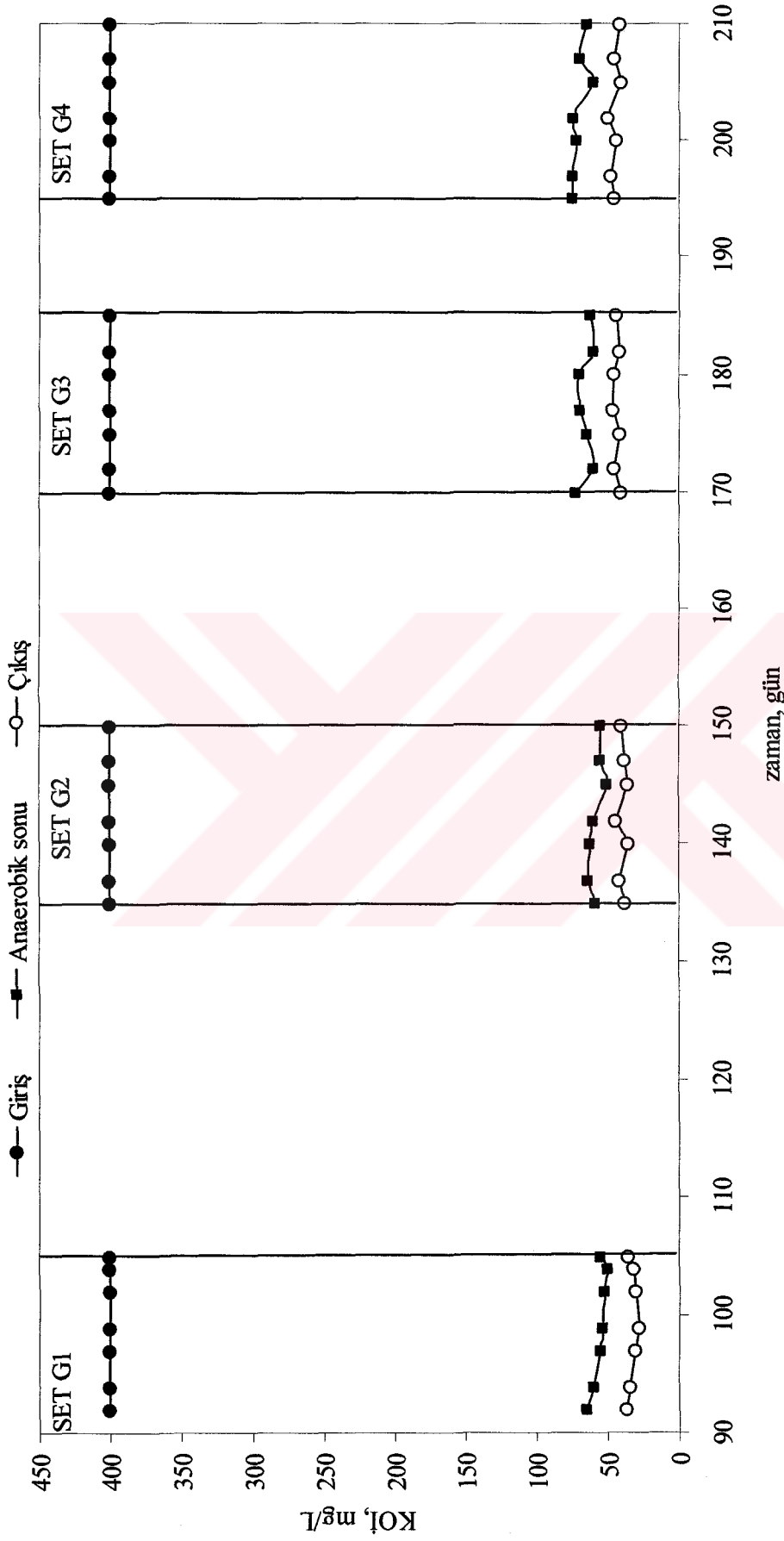
İlk dört SET G'deki (SET G1-SET G4) UKM/AKM oranı Şekil 4.26'da verilmiştir. SET G1'de UKM/AKM oranı 0,792-0,823, SET G2'de UKM/AKM oranı 0,768-0,798, SET G3'de UKM/AKM oranı 0,796-0,808 ve SET G4'de UKM/AKM oranı 0,836-0,870 olmuştur. Anoksik ortamda mikroorganizmaların bünyelerinde depoladıkları polifosfat miktarı arttıkça UKM/AKM oranı azalmaktadır. Bu nedenle, biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. SET'lerdeki UKM/AKM oranı incelendiğinde 15 günlük çamur yaşında UKM/AKM oranının daha düşük olduğu görülmektedir. UKM/AKM oranının düşük olması fosfor giderimini gerçekleştiren bakterilerin ortama hakim olduğunu gösterir.

%P/AKM:

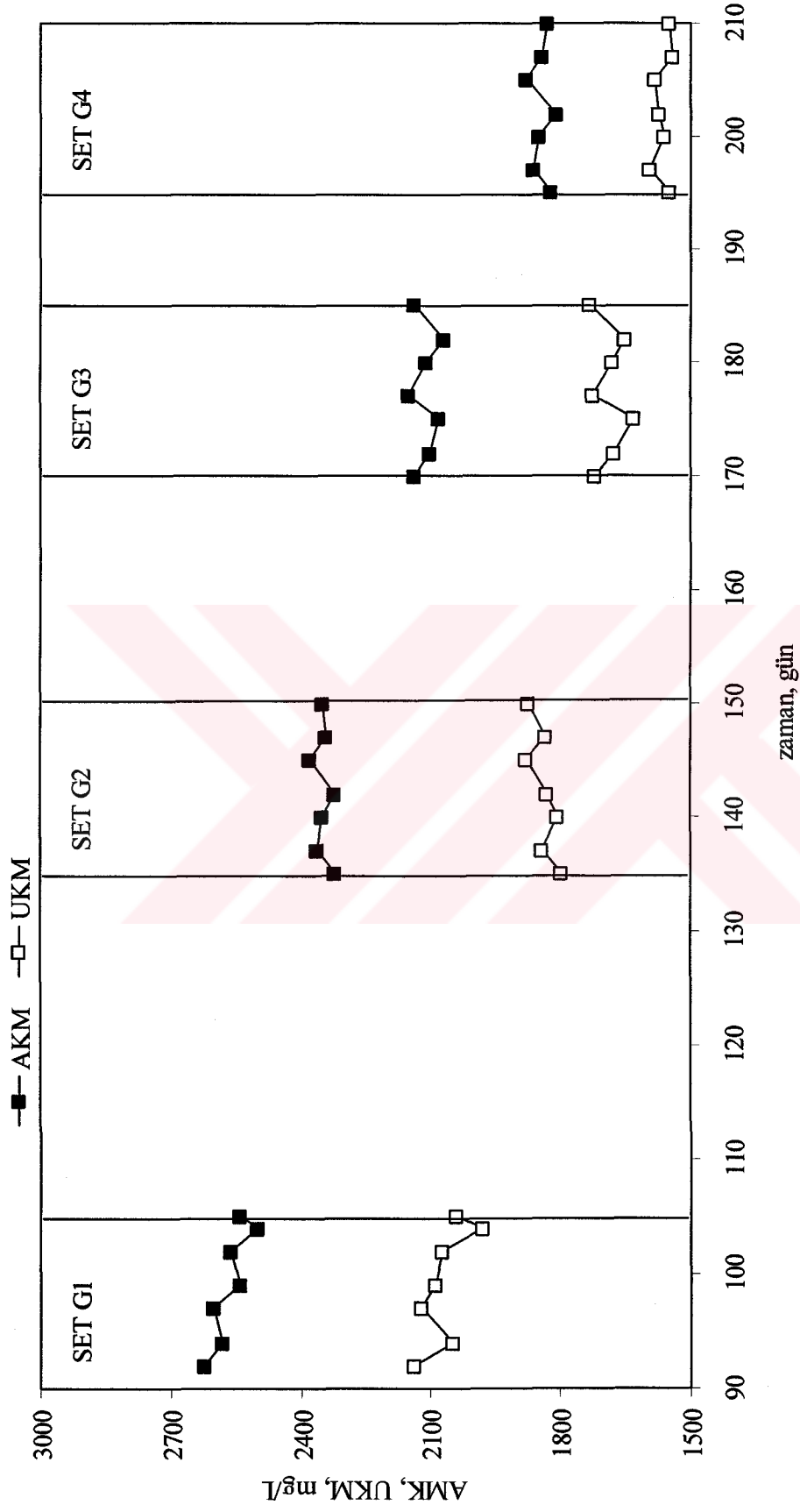
İlk dört SET G'deki (SET G1-SET G4) AKM'nin fosfor yüzdesi Şekil 4.27'de verilmiştir. SET G1'de AKM'nin fosfor yüzdesi 6,0-6,2; SET G2'de AKM'nin fosfor yüzdesi 7,5-7,7; SET G3'de AKM'nin fosfor yüzdesi 7,0-7,2 ve SET G4'de AKM'nin fosfor yüzdesi 3,3-3,5'dur. Mikroorganizmaların bünyelerine depoladıkları polifosfat miktarı arttıkça AKM'nin fosfor yüzdesi artmaktadır. SET'lerdeki fosfor yüzdeleri incelendiğinde 15 günlük çamur yaşında AKM'nin fosfor yüzdesinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



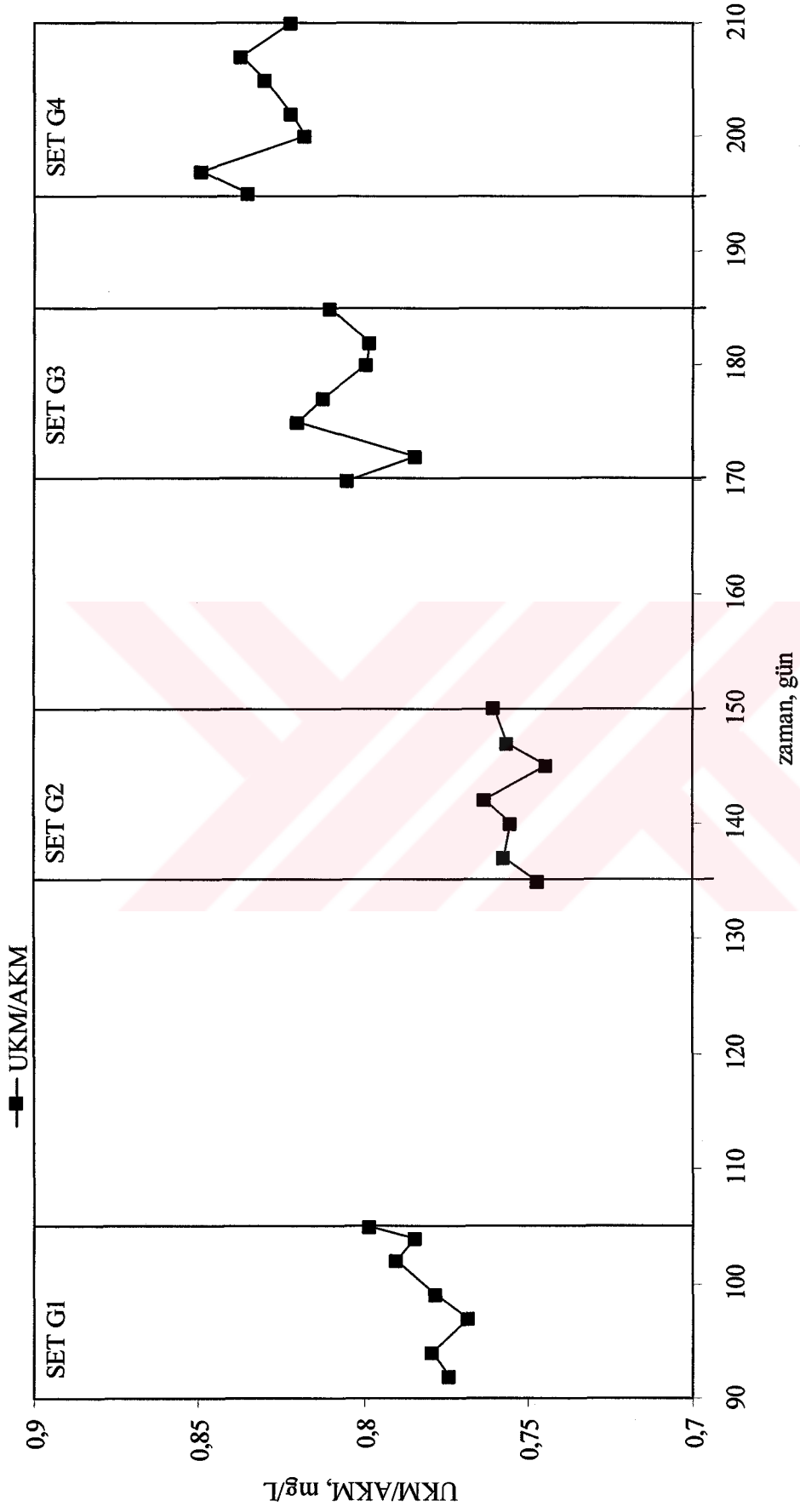
Şekil 4.23. SET G1-G4'de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi



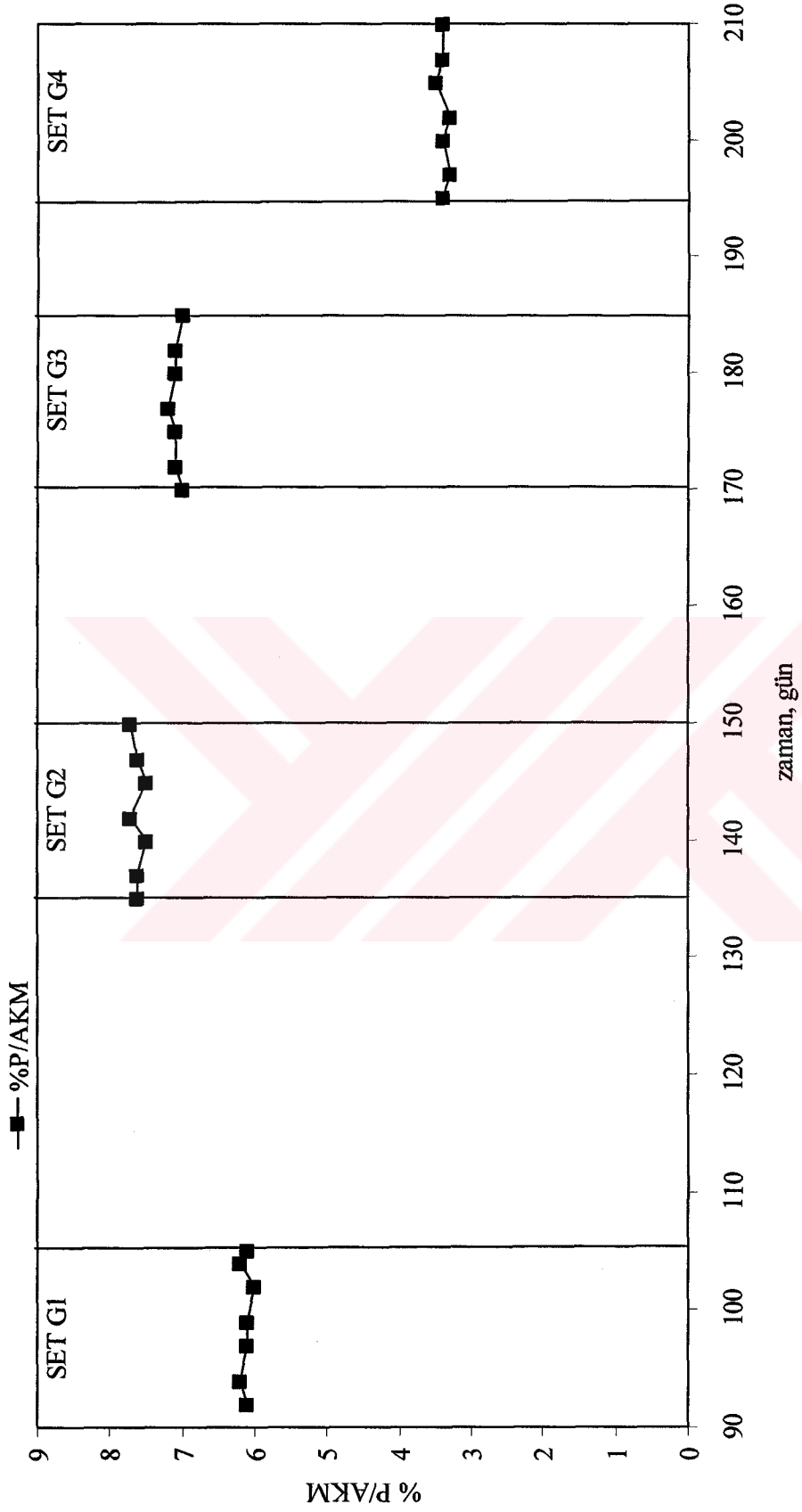
Şekil 4.24. SET G1 -G4'de KOİ Parametresinin Günlük Değişimi



Şekil 4.25. SET G1-SET G4'de AKM,UKM Parametresinin Günlük Değişimi



Şekil 4.2.6. SET G1-G4'de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi



Şekil 4.27. SET G1-SET G4'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi

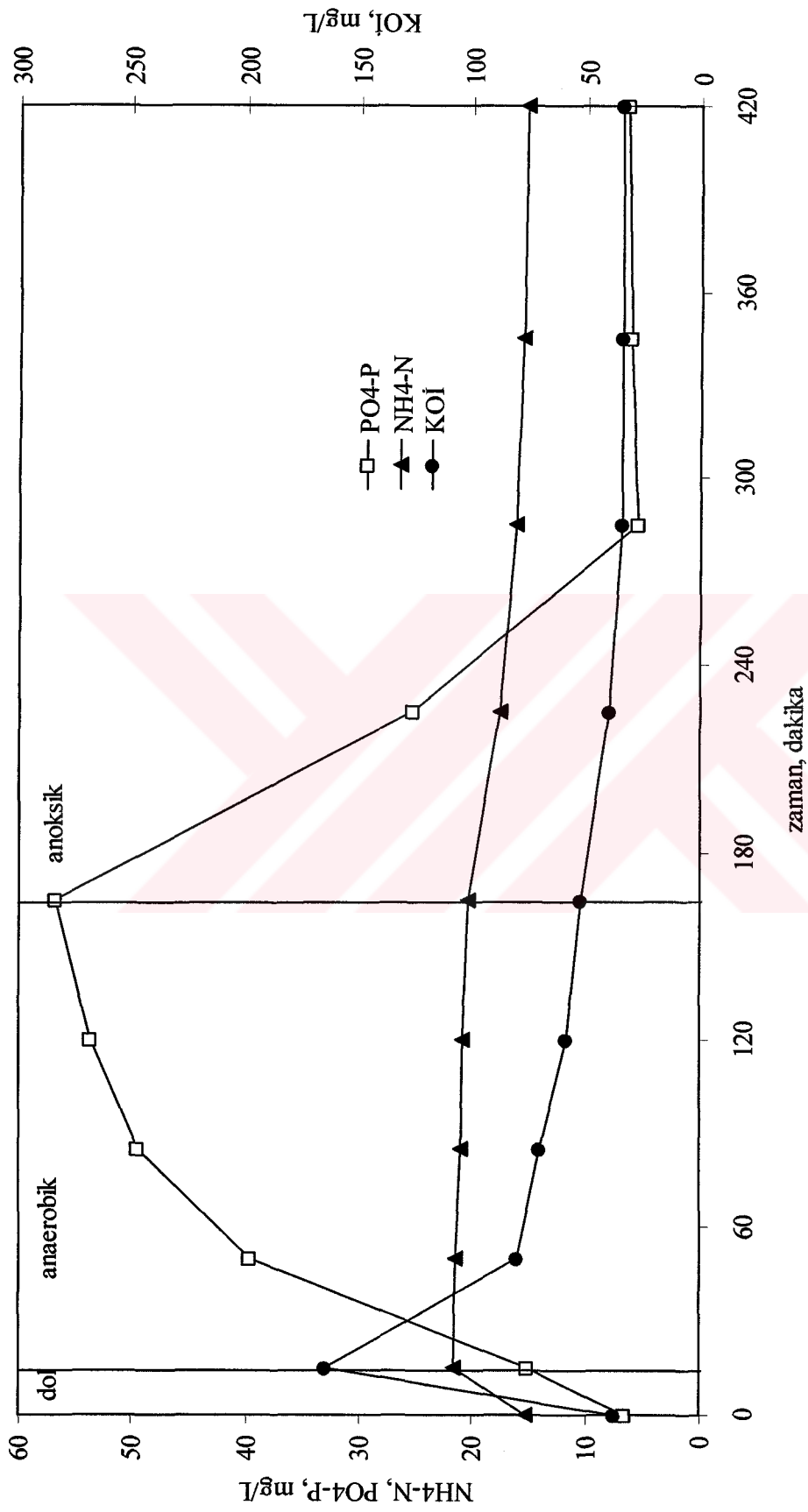
4.1.7. Glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G2, SET G5-SET G7) çevrim içi deney sonuçları

Glikozla beslenen anaerobik/anoksik reaktörde optimum çamur yaşı olarak 15 gün bulunmuştur. Tüm çamur yaşlarında reaktördeki hidrolik bekleme zamanı olarak 12 saat seçilmiştir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında elde edilen 15 günlük optimum çamur yaşında, optimum bir hidrolik bekleme zamanı bulmak amacıyla reaktör ilave olarak üç farklı hidrolik bekleme zamanında (8, 16 ve 24 saat) çalıştırılmıştır.

SET G5.

SET G5, reaktörün 15 günlük çamur yaşında ve 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 252. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.28'de verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.12'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 6,46 mg/L, KOİ konsantrasyonu 37 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,20 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 15,10 mg/L, KOİ konsantrasyonu 165 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,60 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 56,70 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 52 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,40 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 6,44 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 36 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,20 mg/L olmuştur.

SET G5'de anaerobik KOİ alım hızı, 12 saatlik hidrolik bekleme zamanıyla (SET G2) karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı incelendiğinde hidrolik bekleme süresinin 16 saate artırılmasına paralel olarak artan anaerobik kademe zamanı nedeniyle fosfor salınımı biraz daha fazladır. Anaerobik kademe fosfor salınımı ve anoksik kademe fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin uygun olduğu görülmektedir.

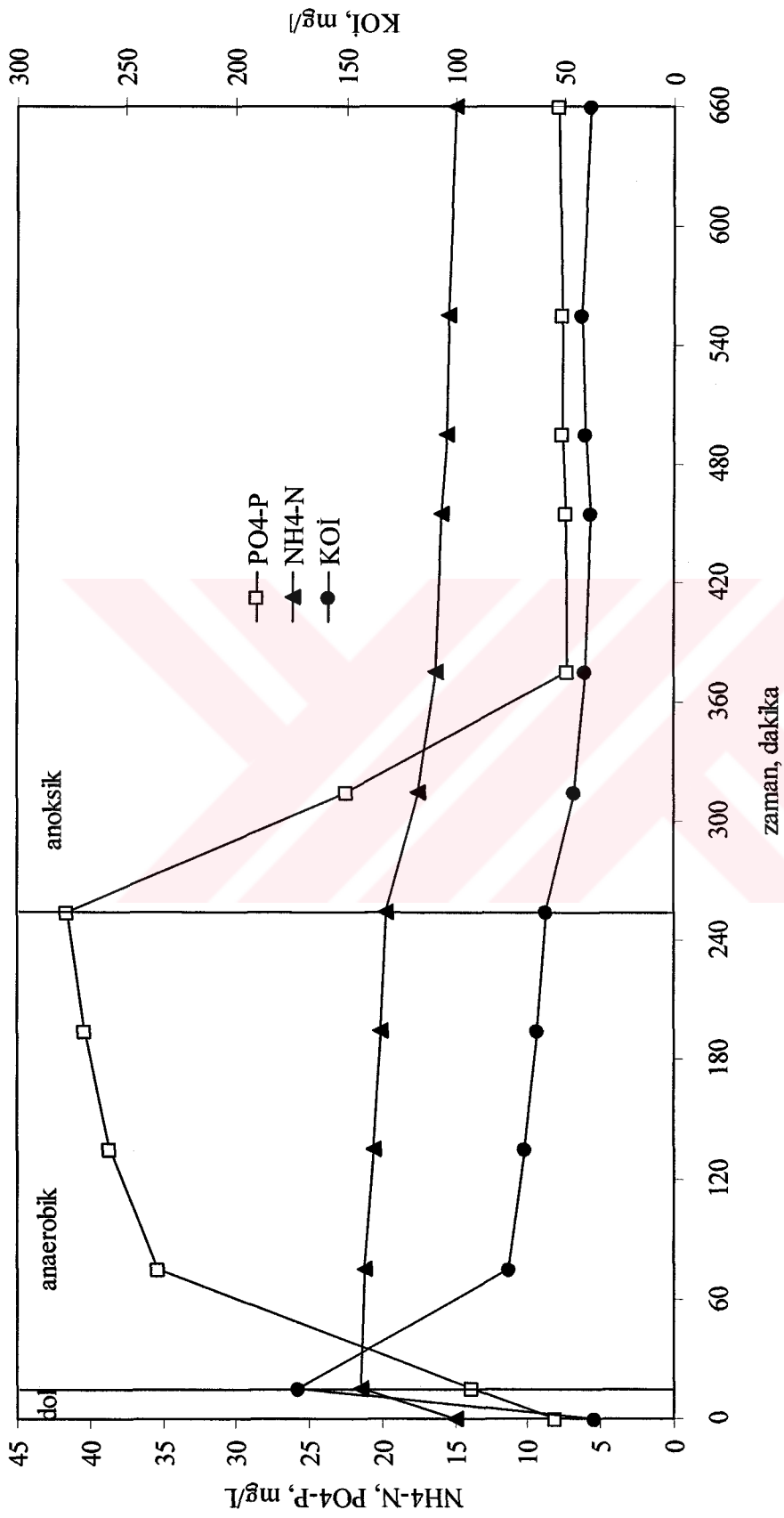


Şekil 4.28. SET G5'de KOI , $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET G6.

SET G6, reaktörün 15 günlük çamur yaşında ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 277. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.29'da verilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo B.13'de verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 8,10 mg/L, KOİ konsantrasyonu 36 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 14,90 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 13,90 mg/L, KOİ konsantrasyonu 172 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,5 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 41,60 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 58 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 19,80 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 7,90 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 38 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 14,90 mg/L olmuştur.

SET G6'da anaerobik KOİ alım hızı, 12 ve 16 saatlik hidrolik bekleme zamanıyla karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı incelendiğinde hidrolik bekleme süresinin 24 saate artırılmasına rağmen fosfor salınımının SET G2 ve SET G5'le karşılaştırıldığında azaldığı görülmektedir. Bu azalma, reaktörde fosfat gideren bakterilerin etkinliğini kaybetmesine bağlanabilir. Anaerobik kademedeki fosfor salınımı ve anoksik kademedeki fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin uygun olduğu görülmektedir.

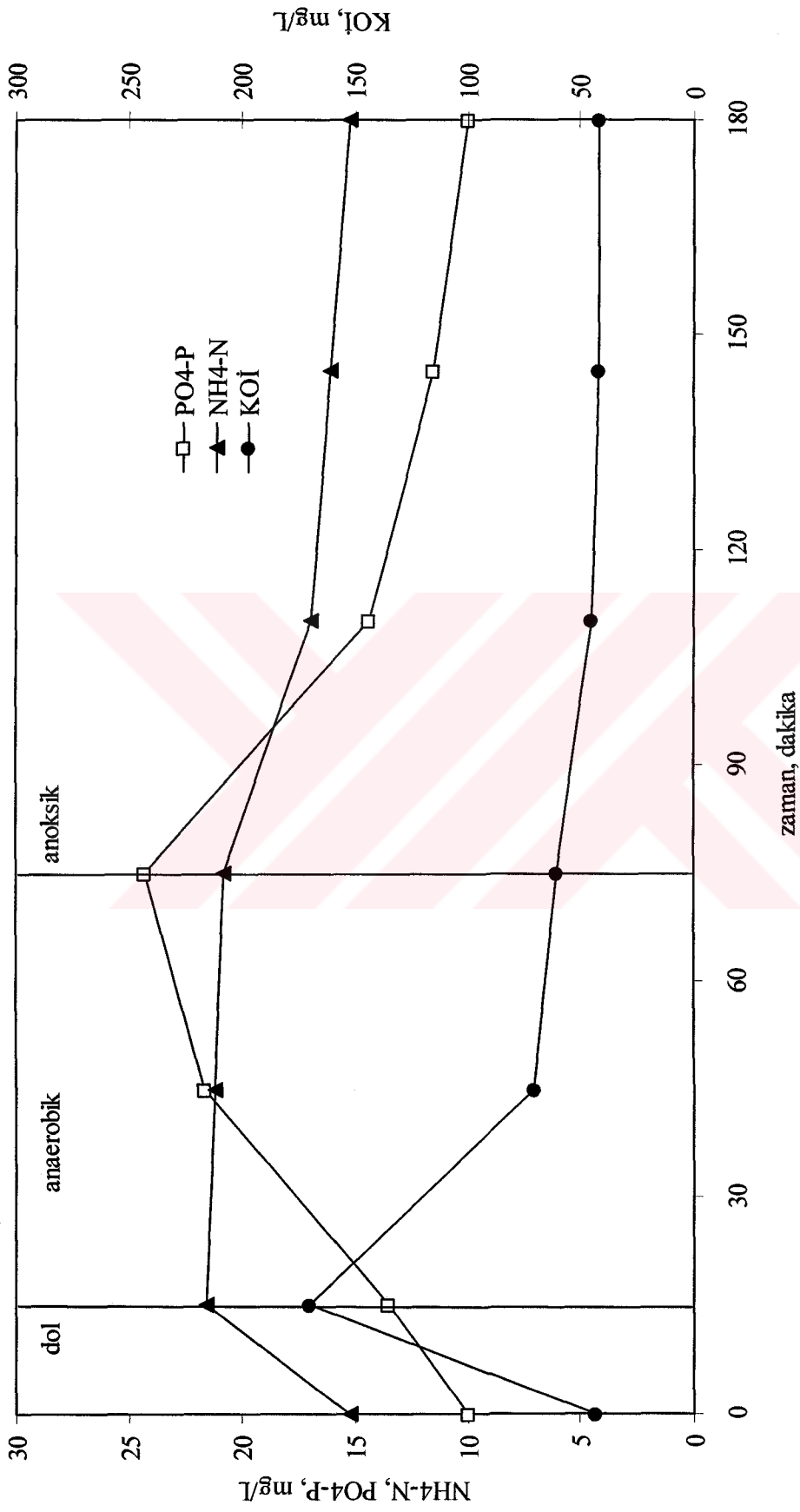


Şekil 4.29. G6'da KOİ, NH₄-N ve PO₄-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

SET G7.

SET G7, reaktörün 15 günlük çamur yaşında ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında çalıştığını ifade etmektedir. Bu seti temsil etmek üzere 302. günde yapılan çevrim içi deney sonuçları Şekil 4.30'da verilmiştir. Önceki çevrimden reaktörün içinde bulunan atıksuyun fosfor konsantrasyonu 9,95 mg/L, KOİ konsantrasyonu 43 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 15,20 mg/L'dir. Çevrim başlangıcında reaktöre beslenen sentetik atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir. 15 dakikalık doldurma kademesi sonunda fosfor konsantrasyonu 13,50 mg/L, KOİ konsantrasyonu 170 mg/L, amonyum azotu konsantrasyonu 21,60 mg/L olmuştur. Anaerobik kademe sonunda fosfor konsantrasyonu gerçekleşen salınım sonucu 24,30 mg/L'ye yükselirken, KOİ konsantrasyonu gerçekleşen alım sonucu 60 mg/L'ye düşmüş ve amonyum azotu konsantrasyonu 20,80 mg/L olmuştur. Anoksik kademe sonunda, gerçekleşen fosfor alımı sonucu fosfor konsantrasyonu 9,98 mg/L'ye azalmış, KOİ konsantrasyonu 42 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 15,20 mg/L olmuştur.

SET G7'de anaerobik kademe KOİ alım hızı, 12 16 ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanlarıyla karşılaştırıldığında benzer olduğu görülmektedir. Anaerobik fosfor salınımı, SET G2, SET G5 ve SET G6 ile karşılaştırıldığında oldukça azalmıştır. Anaerobik kademe fosfor salınımı ve anoksik kademe fosfor bağlanmasının dağılımına bakıldığında anaerobik ve anoksik kademe sürelerinin yeterli olmadığı görülmektedir.



Şekil 4.30. G7'de KOİ, NH₄-N ve PO₄-P Parametrelerinin Çevrim İçi Değişimi

4.1.8. Glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının etkisinin belirlendiği SET'lerin (SET G2, SET G5-SET G7) günlük deney sonuçları

Tüm çalışma boyunca reaktöre beslenen atıksuyun fosfor konsantrasyonu 15 mg/L, KOİ konsantrasyonu 400 mg/L ve amonyum azotu konsantrasyonu 28 mg/L'dir.

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7 hidrolik bekleme zamanındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET G'de ölçülen her bir parametrenin günlük ölçüm sonuçları tek şekil üzerinde gösterilmiştir. Ölçülen değerler Ek'te yer alan Tablo A.5, Tablo A.6 ve Tablo A.7'de verilmiştir.

Fosfat :

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7 hidrolik bekleme zamanındaki değişimin etkisini yansıttığından bu dört SET G'de ölçülen fosfor konsantrasyonunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.31'de verilmiştir. Anaerobik fosfor konsantrasyonu; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G2) 52,70-56,30 mg/L, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G5) 55,10-59,20 mg/L, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G6) 39,70-43,10 mg/L ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G7) 23,65-27,80 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış fosfor konsantrasyonu ise, SET G2'de 6,64-7,15 mg/L, SET G5'de 6,35-6,52 mg/L, SET G6'da 7,76-8,31 mg/L ve SET G7'de 9,85-10,22 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.31'den görüleceği gibi, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında çıkış konsantrasyonu daha düşüktür. Bu nedenle, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanı fosfor giderimi bakımından daha uygundur.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı:

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7'de KOİ'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.32'de verilmiştir. Anaerobik kademe sonunda KOİ konsantrasyonu; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G2) 50-64 mg/L, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G5) 50-65 mg/L, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G6) 55-70 mg/L, 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G7) 60-72 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonu ise, SET G2'de 35-44 mg/L, SET G5'de 32-45 mg/L, SET G6'da 32-45 mg/L, SET G7'de 35-45 mg/L aralığında değişmiştir. Şekil 4.32'den hidrolik bekleme zamanının KOİ parametresi üzerinde etkisinin olmadığı görülmektedir.

AKM/UKM:

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7'de AKM ve UKM'nin günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.33'de verilmiştir. SET G2'de AKM konsantrasyonu 2320-2380 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1795-1880 mg/L aralığında değişmiştir. SET G5'de AKM konsantrasyonu 2310-2380 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1735-1810 mg/L aralığında değişmiştir. SET G6'da AKM konsantrasyonu 2350-2410 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1890-1960 mg/L aralığında değişmiştir. SET G7'de

AKM konsantrasyonu 2290-2340 mg/L arasında değerler alırken, UKM konsantrasyonu 1875-1970 mg/L aralığında değişmiştir. Reaktörde hidrolık bekleme zamanına bağlı olarak AKM ve UKM parametrelerinde önemli değişim olmamıştır.

UKM/AKM:

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7'de UKM/AKM oranı Őekil 4.34'de verilmiştir. SET G2'de UKM/AKM oranı 0,768-0,798, SET G5'de UKM/AKM oranı 0,744-0,763 SET G6'da UKM/AKM oranı 0,784-0,820 ve SET G7'de UKM/AKM oranı 0,818-0,849 olmuştur. Anoksik ortamda mikroorganizmaların bünyelerinde depoladıkları polifosfat miktarı arttıķça UKM/AKM oranı azalmaktadır. Bu nedenle, biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. SET'lerdeki UKM/AKM oranı incelendiğinde 16 saatlik hidrolık bekleme zamanında UKM/AKM oranının daha dūřük olduğu görölmektedir. UKM/AKM oranının dūřük olması fosfor giderimini geręekleřtiren bakterilerin ortama hakim olduğunu gösterir.

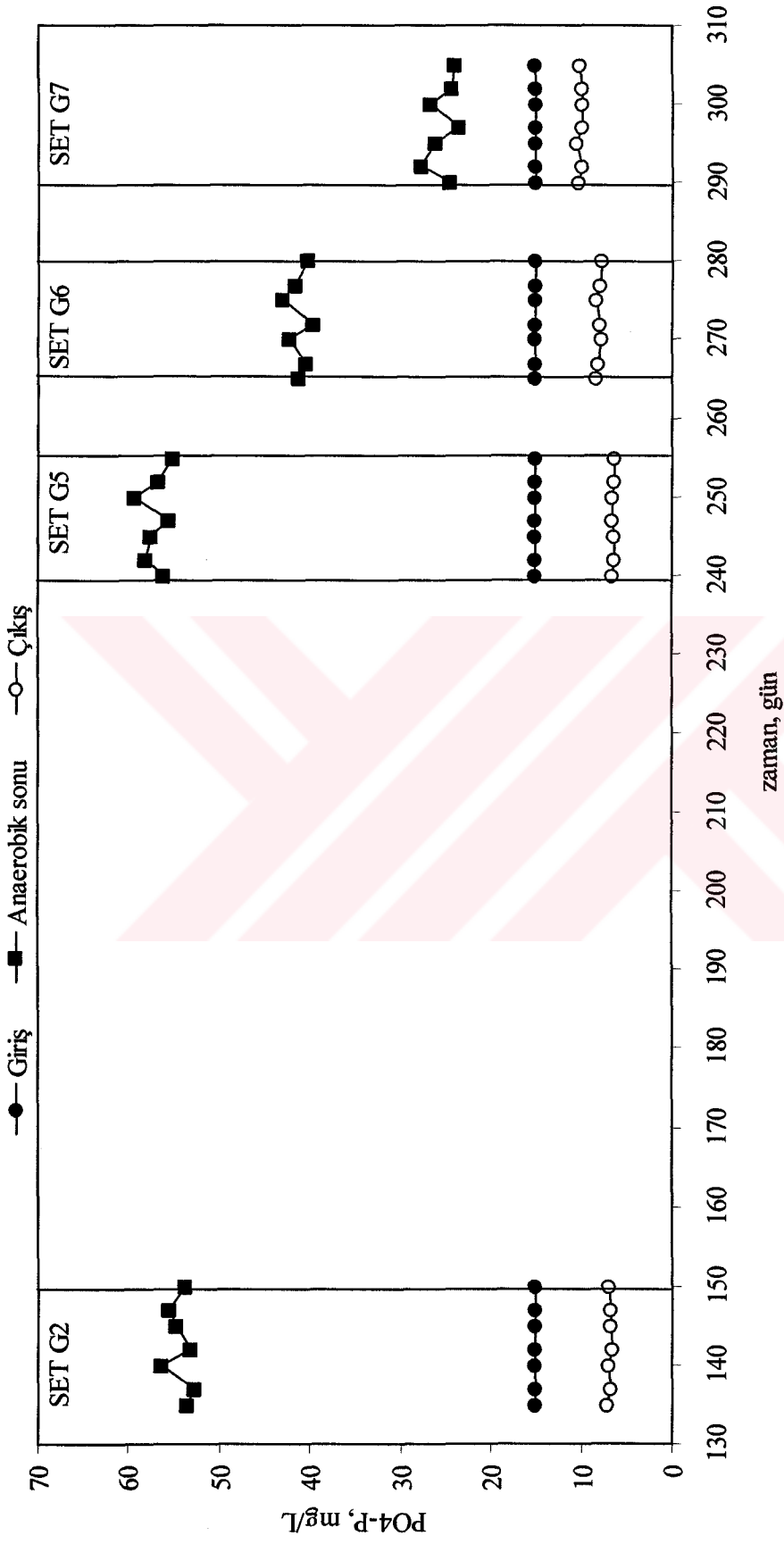
%P/AKM:

SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7'de AKM'nin fosfor yūzdesi Őekil 4.35'de verilmiřtir. SET G2'de AKM'nin fosfor yūzdesi 7,5-7,7; SET G5'de AKM'nin fosfor yūzdesi 7,7-7,9; SET G6'da AKM'nin fosfor yūzdesi 6,5-6,7, ve SET G7'de AKM'nin fosfor yūzdesi 4,4-4,6'dır. Mikroorganizmaların bünyelerine depoladıkları polifosfat miktarı arttıķça AKM'nin fosfor yūzdesi artmaktadır. SET'lerdeki fosfor yūzdeleri incelendięinde 16 saatlik hidrolık bekleme zamanında AKM'nin fosfor yūzdesinin daha yūksek olduęu görölmektedir.

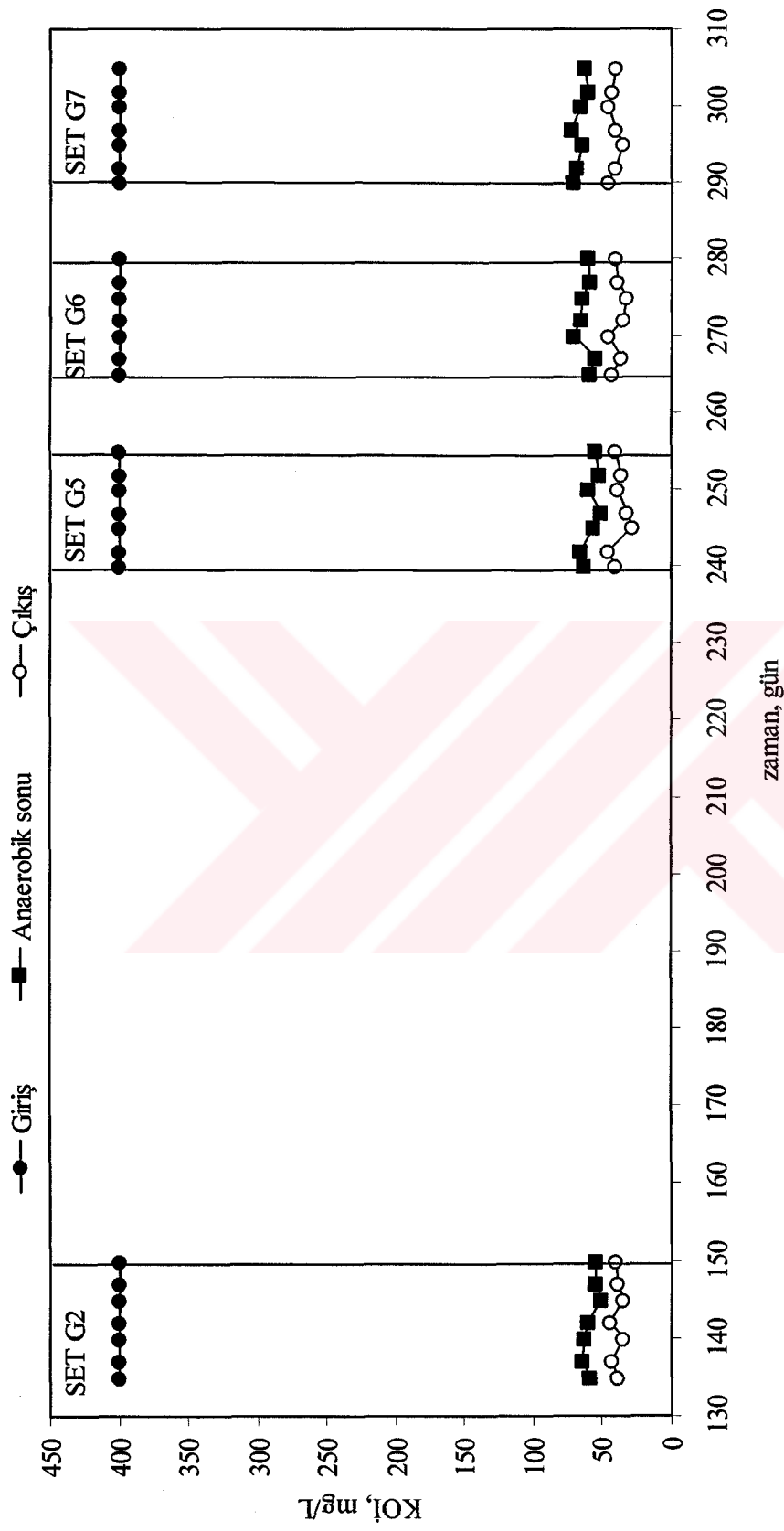
Amonyum Azotu:

Reaktörde aerobik bir kademe yer almadığından amonyumun oksidasyonu söz konusu değildir. Anaerobik ve anoksik kademedede asimilasyon yoluyla amonyum konsantrasyonu azalacaktır. Amonyum azotu konsantrasyonundaki bu azalma miktarını tespit etmek amacıyla hem çamur yaşı hem de hidrolık bekleme zamanı etkisinin incelendiği SET'lerde birkaç deney yapılmıştır. Tüm setlerde hem anarobik hem de anoksik kademe sonundaki amonyum azotu konsantrasyonu yakın değerler aldığından tek Şekil üzerinde gösterilmiştir.

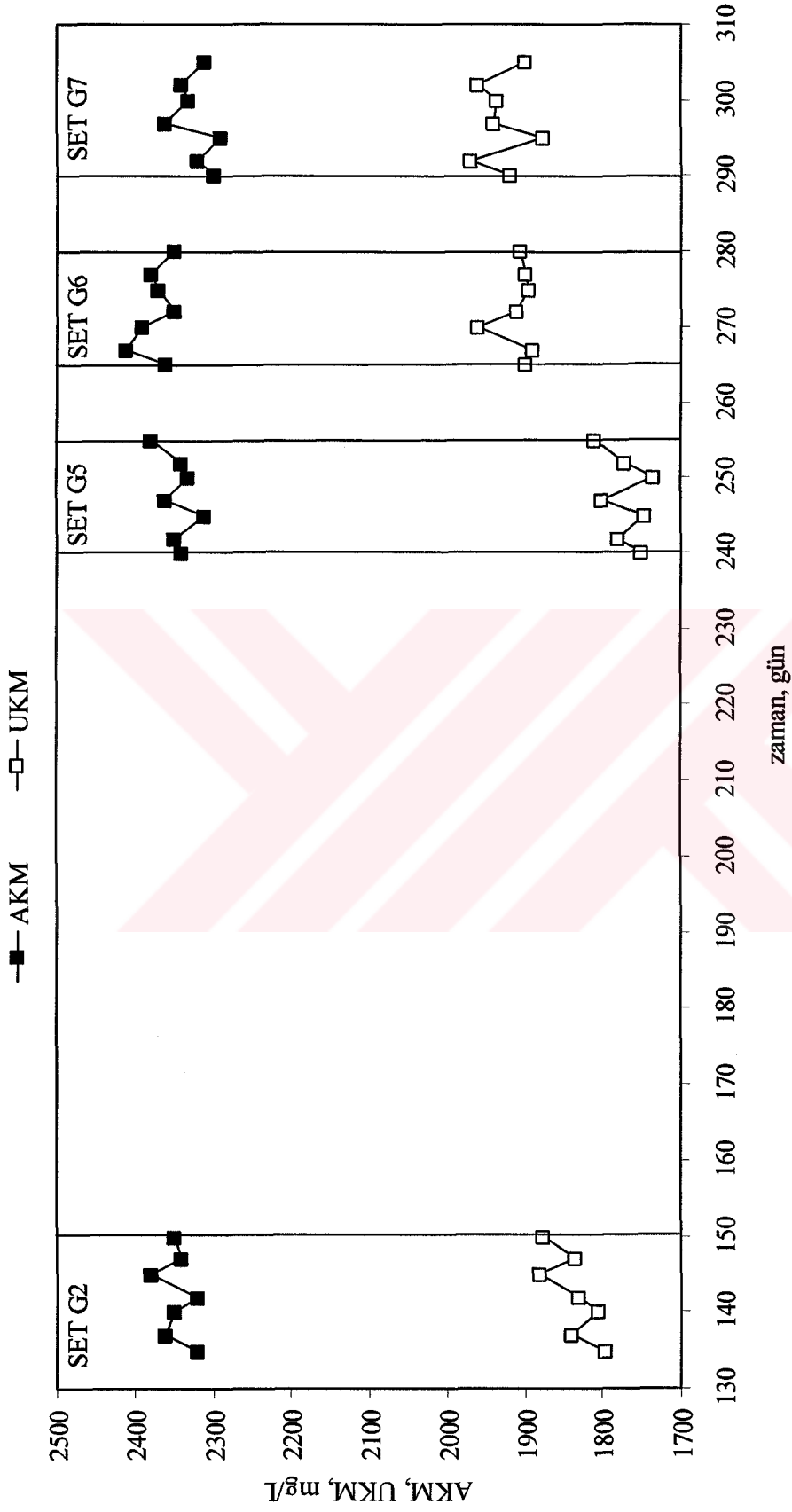
Çamur yaşı etkisinin incelendiği SET'lerde (SET G1, SET G2, SET G3, SET G4) ve hidrolık bekleme zamanının incelendiği SET'lerde (SET G2, SET G5, SET G6 ve SET G7) amonyum azotunun günlük ölçüm sonuçları Şekil 4.36'da verilmiştir. Anaerobik faz sonunda amonyum azotu konsantrasyonu SET G1'de 20,30-20,60 mg/L, SET G2'de 20,40-20,70 mg/L, SET G3'de 20,10-20,80 mg/L, SET G4'de 20,60-21,20 mg/L, SET G5'de 20,80-21,10 mg/L, SET G6'da 19,80-21,40 mg/L ve SET G7'de 20,80-21,30 mg/L'dir. Çıkış amonyum azotu konsantrasyonu SET G1'de 14,50-15,20 mg/L, SET G2'de 13,80-14,90 mg/L, SET G3'de 15,20-16,10 mg/L, SET G4'de 15,20-16,10 mg/L, SET G5'de 15,20-16,70 mg/L, SET G6'da 14,90-15,10 mg/L ve SET G7'de 15,20-15,80 mg/L'dir.



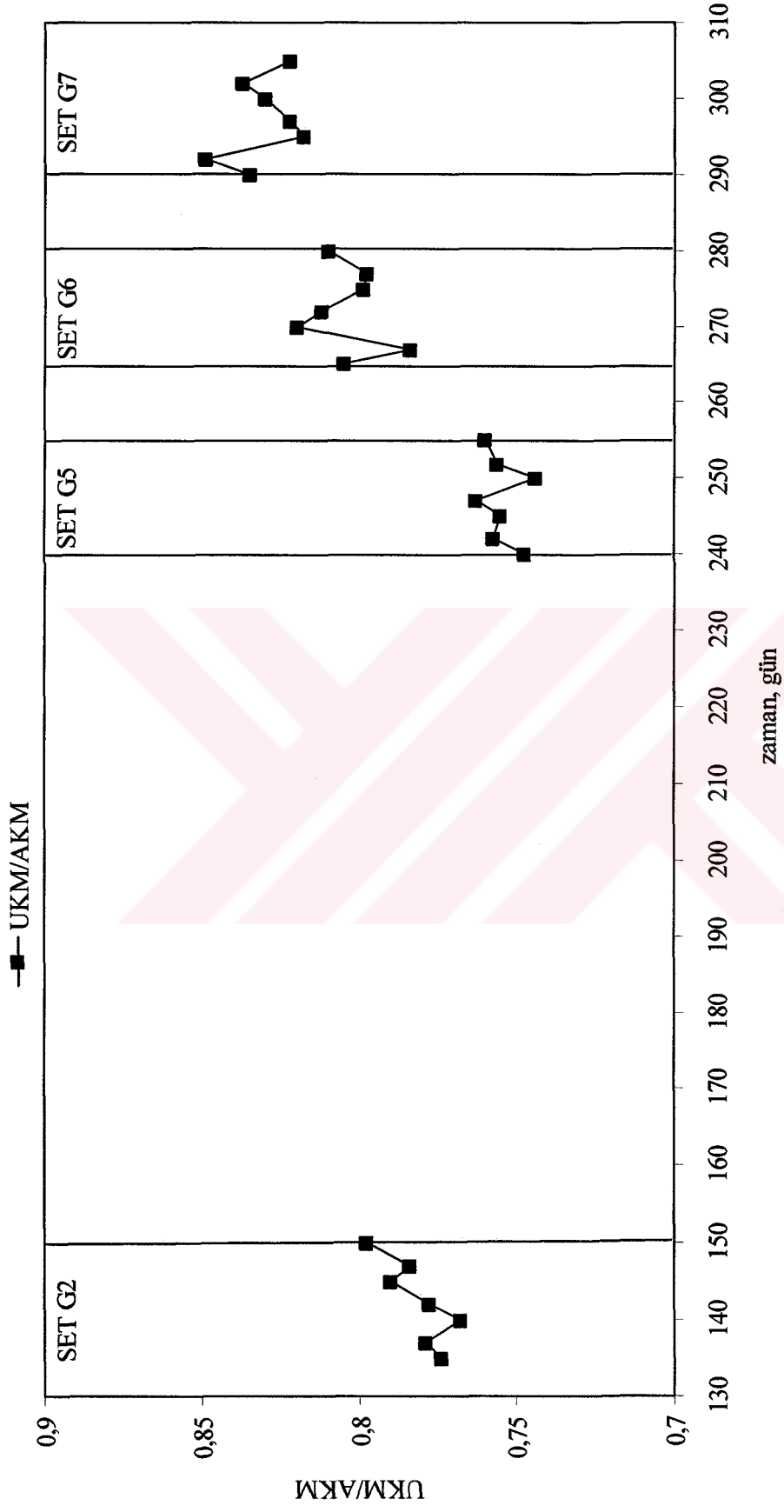
Şekil 4.31. SET G2, G5-G7de PO4-P Parametresinin Günlük Değişimi



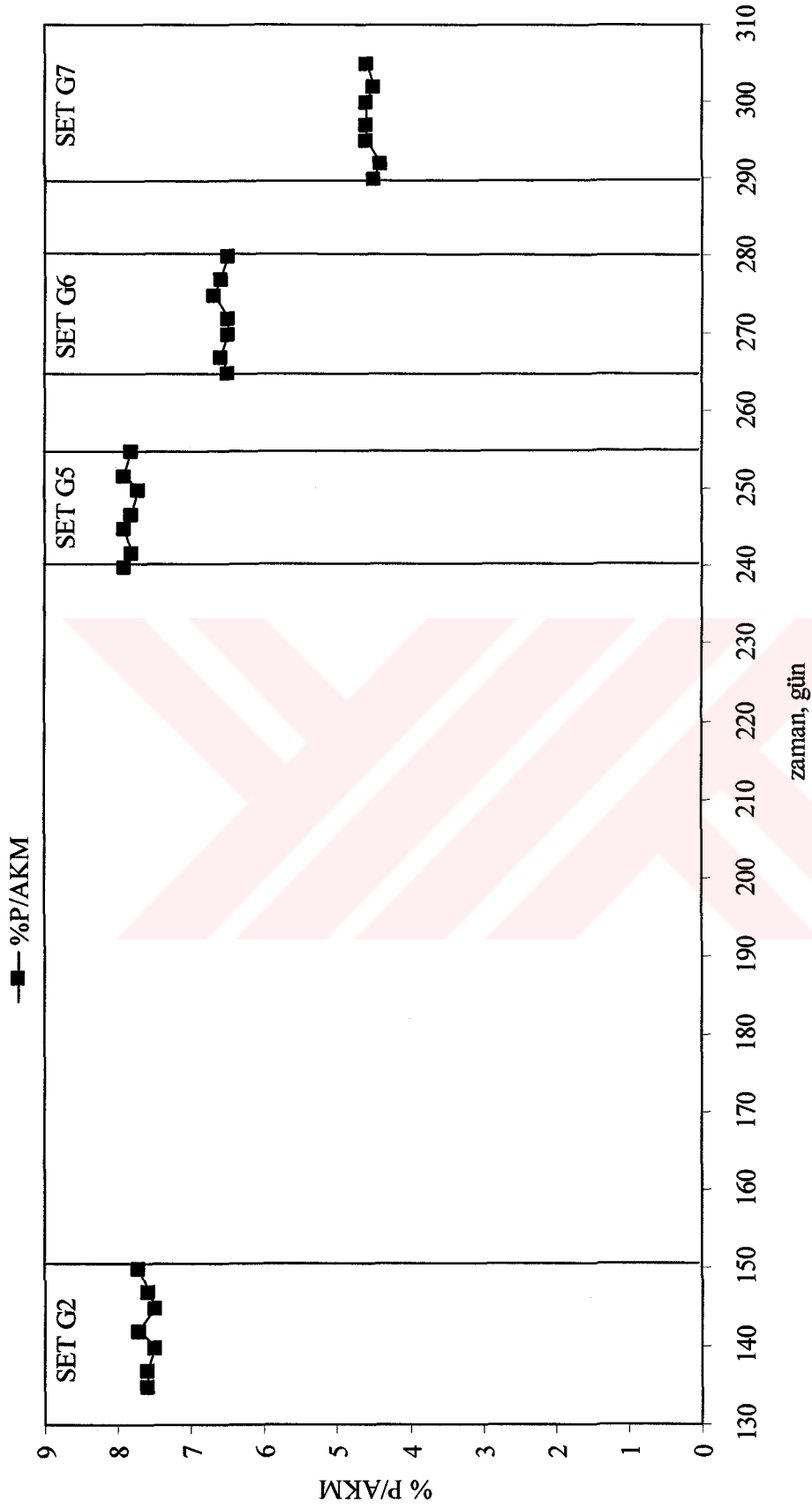
Şekil 4.32. SET G2, SET G5-SET G7de KOİ Parametresinin Günlük Değişimi



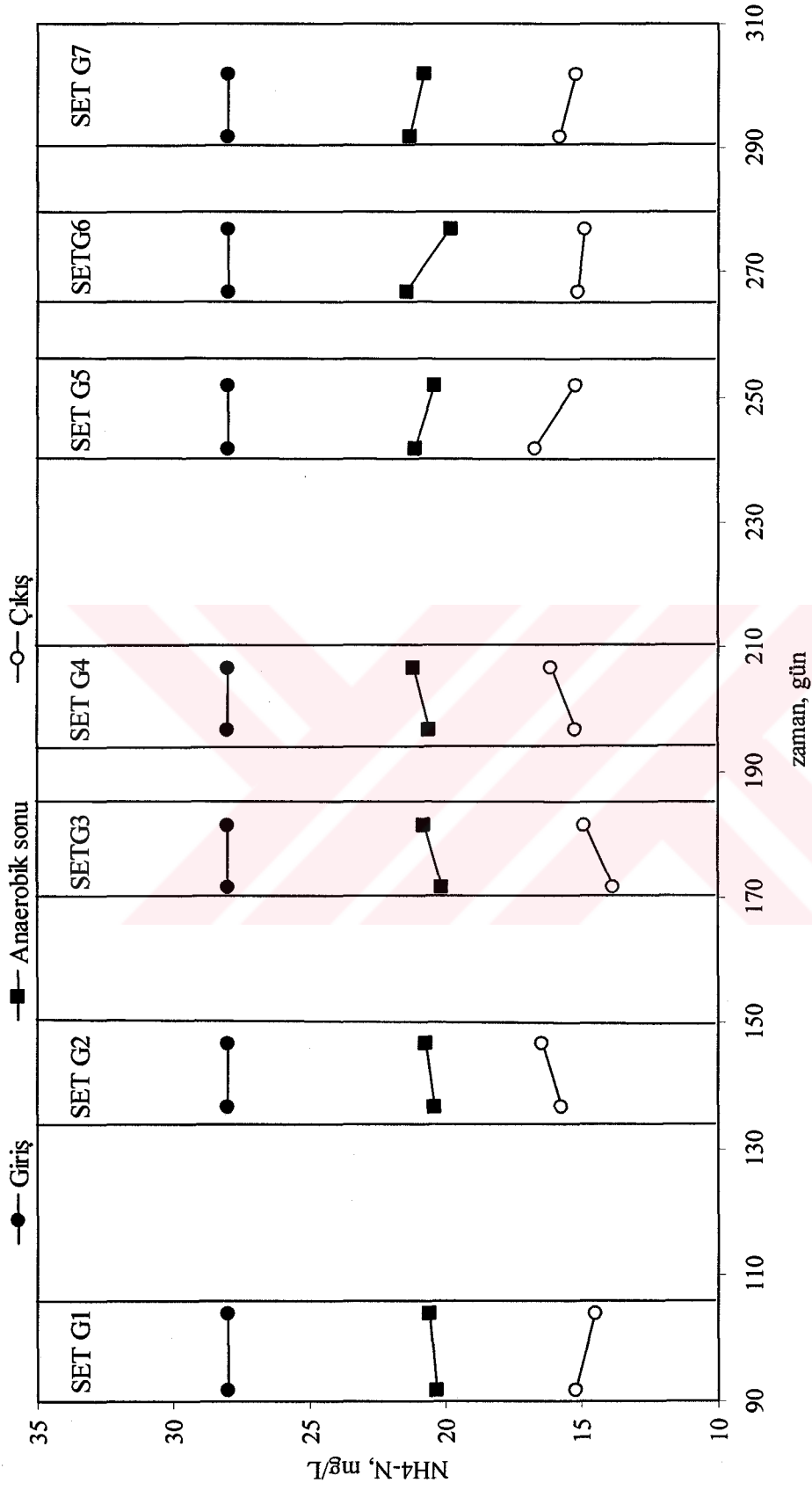
Şekil 4.33. SET G2, SET G5-SET G7de AKM, UKM Parametrelerinin Günlük Değişimi



Şekil 4.34. SET G2, SET G5-SETG7de UKM/AKM Oranının Günlük Değişimi



Şekil 4.35. SET G2, SET G5-SET G7'de %P/AKM'nin Günlük Değişimi



Şekil 4.36. SET G2, SET G5-SET G7de NH_4-N Parametresinin Günlük Değişimi

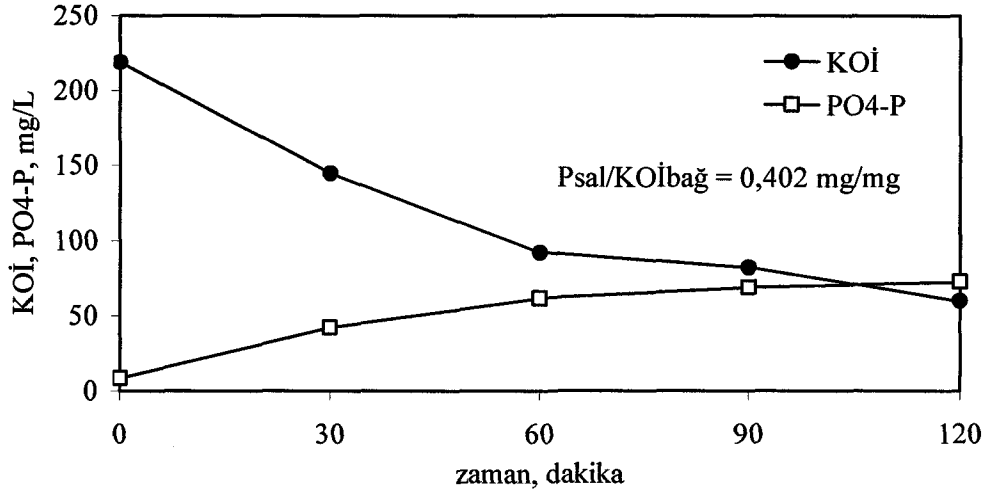
4.2. Anaerobik Kademe İçi Deneyler

Anaerobik kademenin pH'ı biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. pH'ın anaerobik kademe gerçekteşen asetat alımını ve fosfor salınımını etkilediği bilinmektedir (Smolders ve diğ., 1994; Liu ve diğ., 1996b). Anaerobik kademe, pH'ın polifosfat biriktiren organizmalar ve glikojen biriktiren organizmalar arasındaki rekabete de etki ettiği bilinmektedir (Filipe ve diğ., 2001a). Anaerobik kademe pH kontrolünün yapıp yapılmamasıyla ilgili ise çelişkili bulgular mevcuttur.

Bu bağlamda anaerobik kademe içi deneyler, yapılan günlük ve çevrim içi deneylere ilave olarak anaerobik kademe pH'ın belli değerlerde kontrolünün yapılmasıyla fosforun salınımının ve fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanmasına oranının ne yönde değıştiğini belirlemek amacıyla yapılmıştır. Bunun için literatürde reaktörden alınan çamurla kesikli deneyler yapılır. Ancak reaktörde çalışma hacminin küçük olması ve çamur miktarının yeterli olmayışından dolayı reaktörün içinde bu deneyler yapılmıştır. Bu yolun tek sakıncası reaktörün kararlı halinin bozulmasıdır. Ancak yapılan gözlemlerde reaktörün kararlı halinin değışmediği görülmüştür. Anaerobik kademe içi deneyler, SET A3 ve SET G3'de yapılmıştır.

1. Anaerobik kademe içi deney:

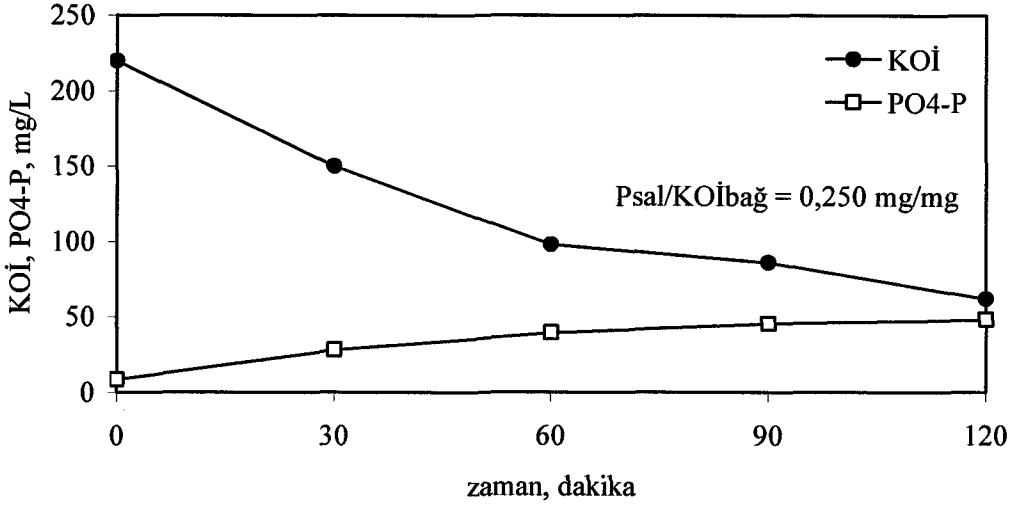
Bu deneyde, asetatla beslenen reaktörün anaerobik kademesinde pH kontrolü yapılmadığından, aynı zamanda reaktörün çalışma şartlarını da temsil eder. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değışimi Şekil 4.37'de verilmiştir. Anaerobik kademe içi yapılan tüm deneylerde reaktör çevrim başlangıcında doldurma fazında ani olarak doldurulmuştur. Bu andaki konsantrasyon başlangıç konsantrasyon değerleri olarak kabul edilmiştir. KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 219 ve 8,55 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 60 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 72,42 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değışimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekteşmiştir. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOİbağ) 0,402 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.1'de verilmiştir.



Şekil 4.37. SET A, pH Kontrolünün olmadığı durumda KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

2. Anaerobik kademe içi deney:

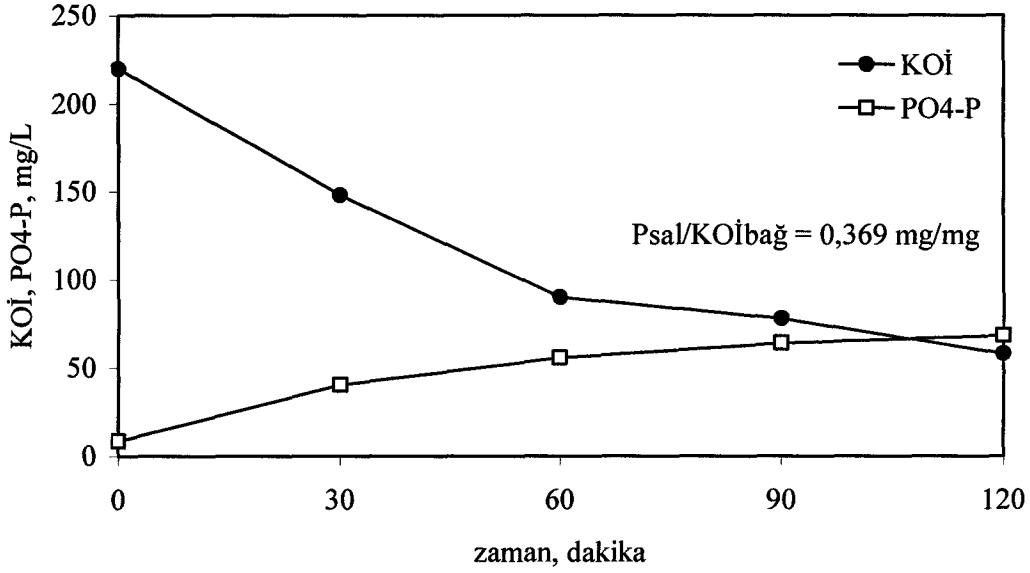
Bu deneyde, SET A'nın anaerobik kademesinde pH 6,5'da kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.38'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 220 ve 8,58 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 62 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 48,20 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOIbağ) 0,250 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.2'de verilmiştir. pH'ın 6,5'da kontrolünün yapılmasıyla KOİ bağlanmasında bir değişim olmamasına rağmen fosfor salınımının azaldığı gözlenmiştir. Smolders ve diğ. (1994), düşük pH'ta asetat bağlanması için daha az enerji gerektiğini gözlemlemiştir. Bu gözlem, bizim çalışmamızda elde edilen sonucun nedeni olabilir.



Şekil 4.38. SET A, pH=6,5'da KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

3. Anaerobik kademe içi deney:

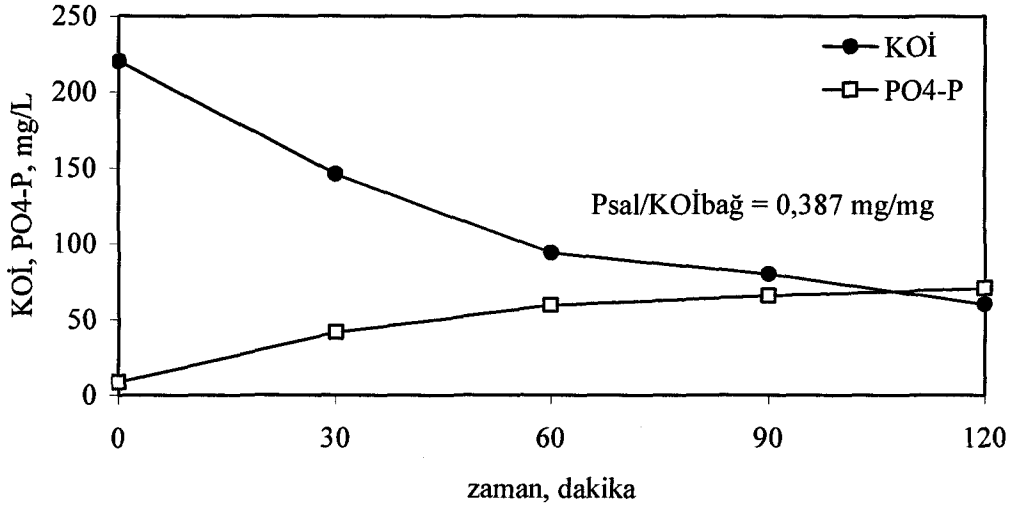
Bu deneyde, SET A'nın anaerobik kademesinde pH 7,0'de kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.39'da verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 220 ve 8,56 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 58 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 68,35 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOIbağ) 0,369 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.3'de verilmiştir. pH'ın 7,0'ye yükseltilmesiyle fosfor salınımının arttığı gözlenmiştir. Ancak pH kontrolü yapılmayan reaktörle karşılaştırıldığında ise, fosfor salınımının daha az olduğu görülmektedir.



Şekil 4.39. SET A, pH=7,0'de KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

4. Anaerobik kademe içi deney:

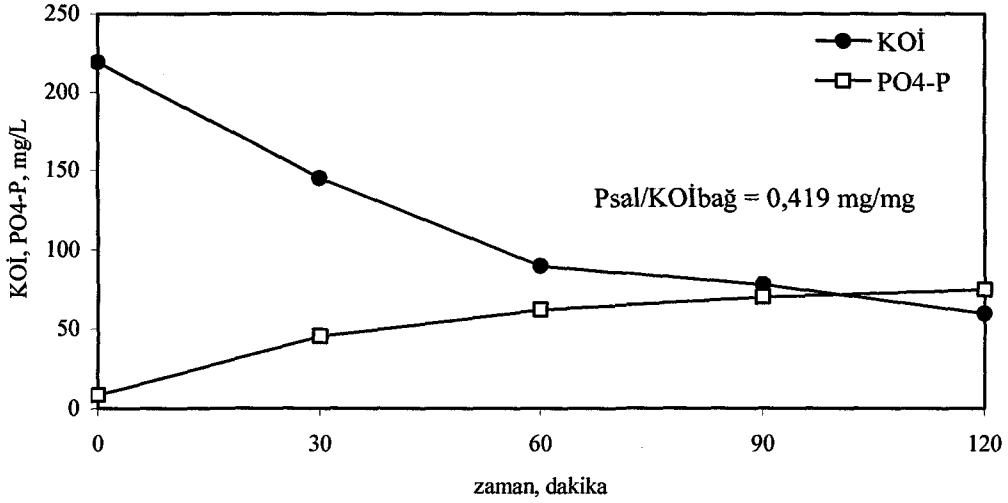
Bu deneyde, SET A'nın anaerobik kademesinde pH 7,5'da kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.40'da verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 220 ve 8,56 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 60 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 70,46 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı ($P_{sa}/KOİ_{bağ}$) 0,387 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.4'de verilmiştir. pH'ın 7,5'a artırılmasıyla fosfor salınımı daha da artmıştır. Fosfor salınımının artması yüksek pH'ta asetat bağlanması için daha fazla enerji gerekmesinden kaynaklanabilir.



Şekil 4.40. SET A, pH=7,5'da KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

5. Anaerobik kademe içi deney:

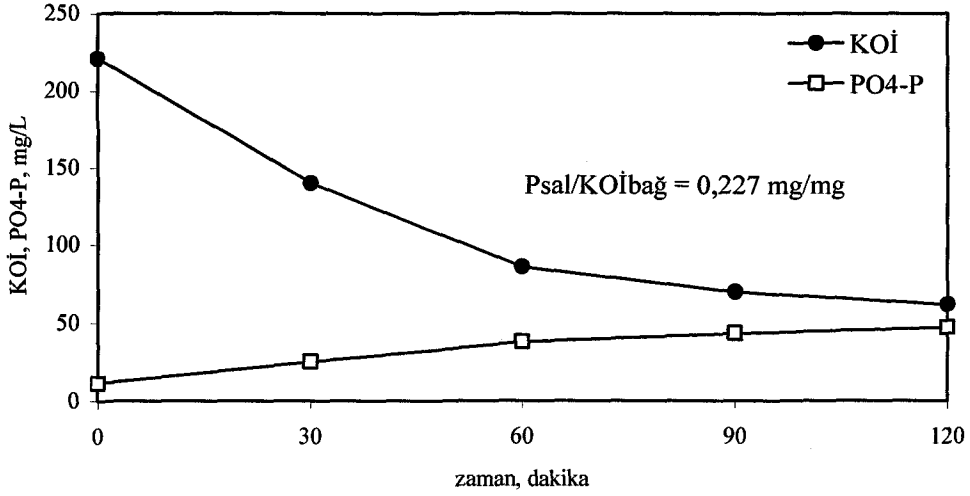
Bu deneyde, SET A'nın anaerobik kademesinde pH 8,0'de kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.41'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 219 ve 8,58 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 60 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 75,20 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOİbağ) 0,419 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.5'de verilmiştir. pH'ın 8'e yükseltilmesiyle fosfor salınımı artmıştır. Literatürde, pH'ın 8 olmasıyla fosfat çökmesinden dolayı fosfor salınımının azaldığı gözlenmiştir (Kuba ve diğ.,1997). Bizim yaptığımız çalışmada fosfor salınımında azalma gözlenmemiştir.



Şekil 4.41. SET A, pH= 8,0'de KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

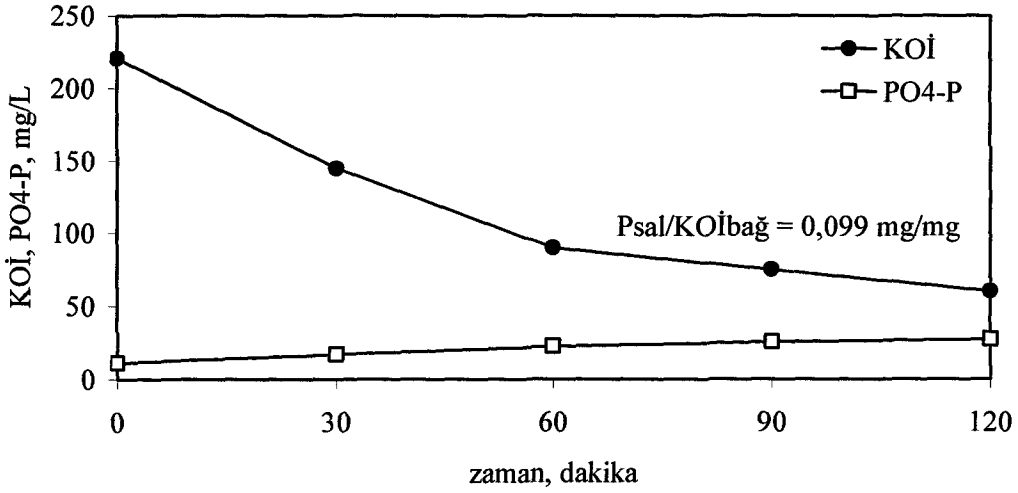
6. Anaerobik kademe içi deney:

Bu deneyde, SET G'nin anaerobik kademesinde pH kontrolü yapılmamış olup, aynı zamanda reaktörün çalışma şartlarını da temsil eder. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.42'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 221 ve 11,15 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 62 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 47,35 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOIbağ) 0,227 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.6'da verilmiştir.



Şekil 4.42. SET G, pH Kontrolünün olmadığı durumda KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi
7. Anaerobik kademe içi deney:

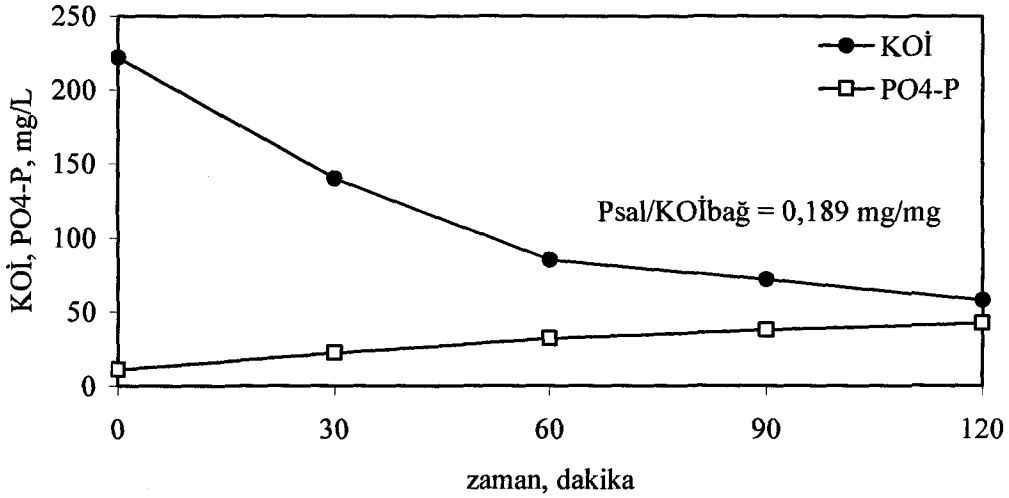
Bu deneyde, SET G'nin anaerobik kademesinde pH 6,5'da kontrol edimiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.43'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 221 ve 11,17 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 60 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 27,16 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOIbağ) 0,099 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.7'de verilmiştir. pH 6,5'da fosfor salınımının oldukça azaldığı görülmektedir.



Şekil 4.43. SET G, pH= 6,5'da KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

8. Anaerobik kademe içi deney:

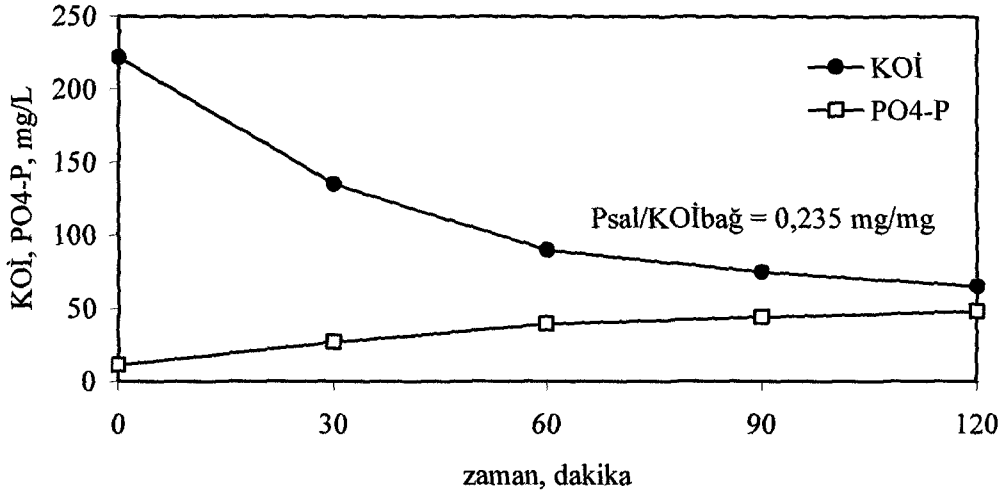
Bu deneyde, SET G'nin anaerobik kademesinde pH 7,0'de kontrol edimiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.44'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 222 ve 11,17 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 58 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 42,25 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOİbağ) 0,189 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.8'de verilmiştir. Fosfor salınımı pH 6,5'daki fosfor salınımından iki kat daha büyüktür.



Şekil 4.44. SET G, pH= 7,0'de KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

9. Anaerobik kademe içi deney:

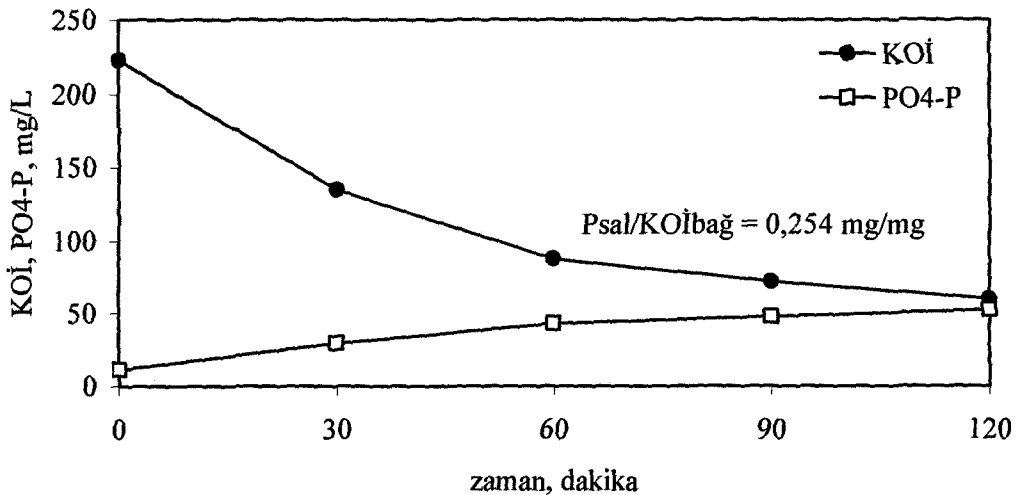
Bu deneyde, SET G'nin anaerobik kademesinde pH 7,5'da kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.45'de verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 222 ve 11,17 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 65 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 48,20 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı (Psal/KOIbağ) 0,235 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.9'da verilmiştir. pH 7 ile karşılaştırıldığında fosfor salınımında artış olduğu gözlenmektedir.



Şekil 4.45. SET G, pH= 7,5'da KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

10. Anaerobik kademe içi deney:

Bu deneyde, SET G'nin anaerobik kademesinde pH 8,0'de kontrol edilmiştir. KOİ, PO₄-P parametrelerinin kademe içi değişimi Şekil 4.46'da verilmiştir. Başlangıç KOİ ve PO₄-P konsantrasyonu sırasıyla 223 ve 11,17 mg/L'dir. KOİ konsantrasyonu 2 saatlik anaerobik faz sonunda 60 mg/L'ye azalmıştır. PO₄-P konsantrasyonu ise, 52,65 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ azalma hızı ve fosfor salınım hızının değişimi her yarım saatte alınan numunelerle belirlenmiştir. İlk yarım saatte KOİ azalma ve fosfor salınım hızı oldukça yüksektir ve ilk bir saat içinde KOİ azalma ve fosfor salınımının büyük bir kısmı gerçekleşmiştir. Geri kalan bir saat içindeki KOİ azalma ve fosfor salınımı oldukça azdır. Bu deneyde, 2 saat süre sonundaki konsantrasyon değerleri ile başlangıç konsantrasyon değerleri kullanılarak, fosfor salınımının KOİ bağlanmasına oranı ($P_{sal}/KOİ_{bağ}$) 0,254 mg/mg bulunmuştur. Ölçülen değerler ise, Ek'te Tablo C.10'da verilmiştir.



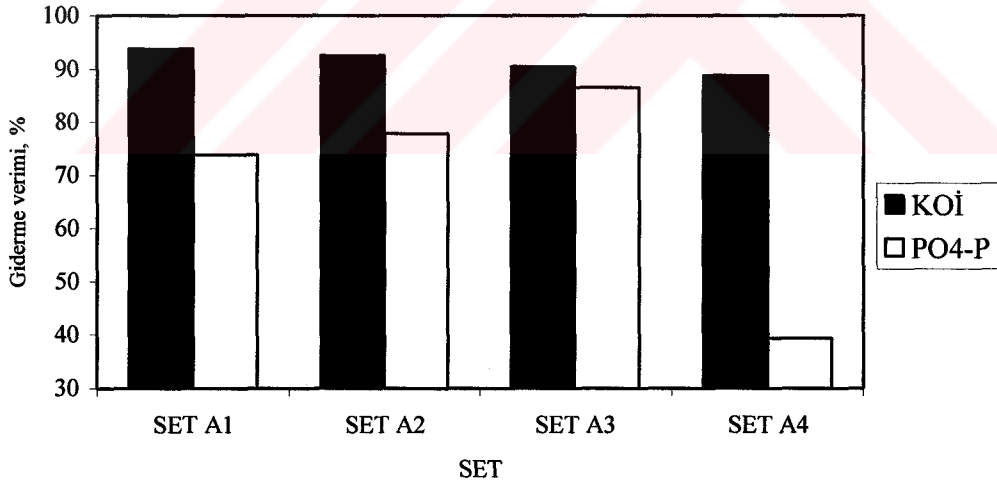
Şekil 4.46. SET G, pH= 8,0'de KOİ, PO₄-P Parametrelerinin Kademe İçi Değişimi

5. DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Deneysel çalışmalarda, asetat ve glikozla beslenen her iki reaktörde; çamur yaşı, hidrolik bekleme zamanı ve anaerobik kademedede pH'ın anaerobik fosfor salınımına ve fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanmasına oranına olan etkisi araştırılmıştır. Bu nedenle, değerlendirmeler üç ayrı başlık altında yapılacaktır.

5.1.Çamur Yaşının Etkisi

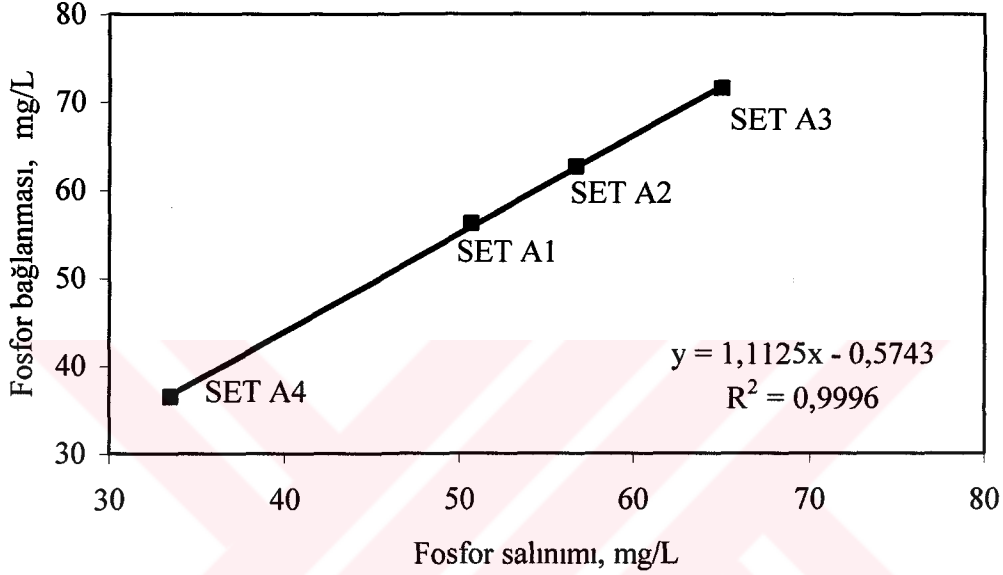
Her bir seti temsil etmek üzere çevrim içi deneylerin yapıldığı günde elde edilen değerler baz alınarak değerlendirmeler yapılmıştır. Asetatla beslenen reaktörde, çamur yaşı değişimine (SET A1-A4) bağlı olarak KOİ ve PO₄-P verimlerinin değişimi Şekil 5.1'de verilmiştir. KOİ giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında (SET A1) % 94, 15 günlük çamur yaşında (SET A2) % 93, 10 günlük çamur yaşında (SET A3) % 90 ve 5 günlük çamur yaşında (SET A4) % 89'dur. PO₄-P giderme verimi; SET A1'de % 74, SET A2'de % 78, SET A3'de % 87 ve SET A4'de % 39'dur. Bu sonuçlardan, asetatla beslenen reaktörde çamur yaşının KOİ giderme verimine önemli ölçüde bir etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından 10 günlük çamur yaşı (SET A3) optimum olarak bulunmuştur. Merzouki ve diğ., (2001), karbon kaynağı olarak asetat kullanarak yaptıkları çalışmalarında biyolojik fosfor gideriminin 15 günlük çamur yaşında optime olduğunu belirtmişlerdir.



Şekil 5.1. SET A1-A4'de KOİ ve PO₄-P Giderme Verimlerinin Çamur Yaşı ile Değişimi

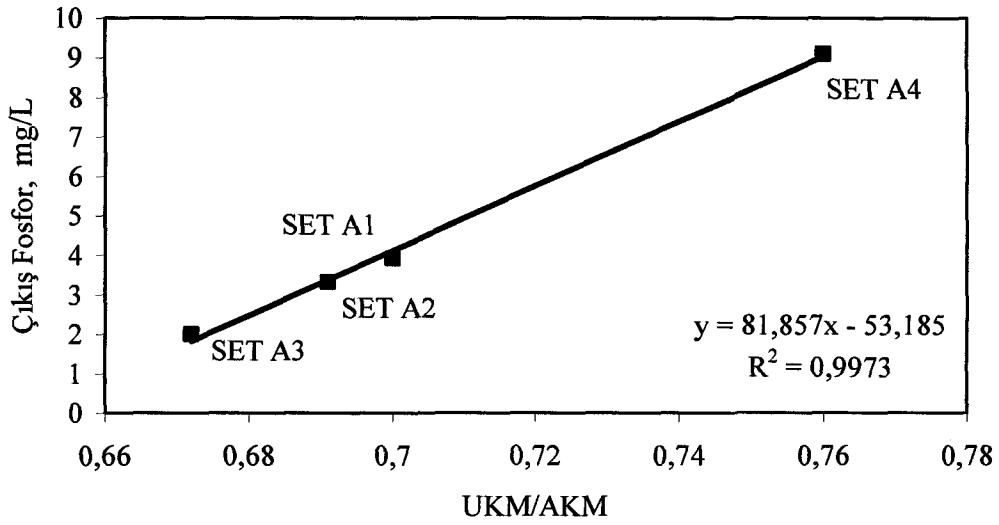
Çamur yaşı değişimine (SET A1-SET A4) bağlı olarak fosfor bağlanması ile fosfor salınımı arasındaki ilişki Şekil 5.2.'de verilmiştir. SET A1'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 50,67 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 56,18 mg/L'dir. SET A2'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 56,70 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 62,58 mg/L'dir. SET A3'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 65,0 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 71,50 mg/L'dir.

SET A4’de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 33,50 mg/L’dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 36,50 mg/L’dir. Reaktördeki çamur yaşı 20 günden (SET A1) 10 günlük çamur yaşına (SET A3) azalırken fosfor salınımı ve alımı miktarlarında artış olmuştur. 10 günlük çamur yaşından (SET A3) 5 günlük çamur yaşına azaldığında ise, fosfor salınımı ve alımında önemli azalmalar olmuştur. Anaerobik kademedeki fosfor salınımının ve anoksik kademedeki fosfor alımının artmasıyla fosfor giderme verimi de artmıştır. SET A1-A4’de, bağlanan fosforun salınan fosfora oranı yaklaşık olarak 1,1 olarak gerçekleşmiştir.



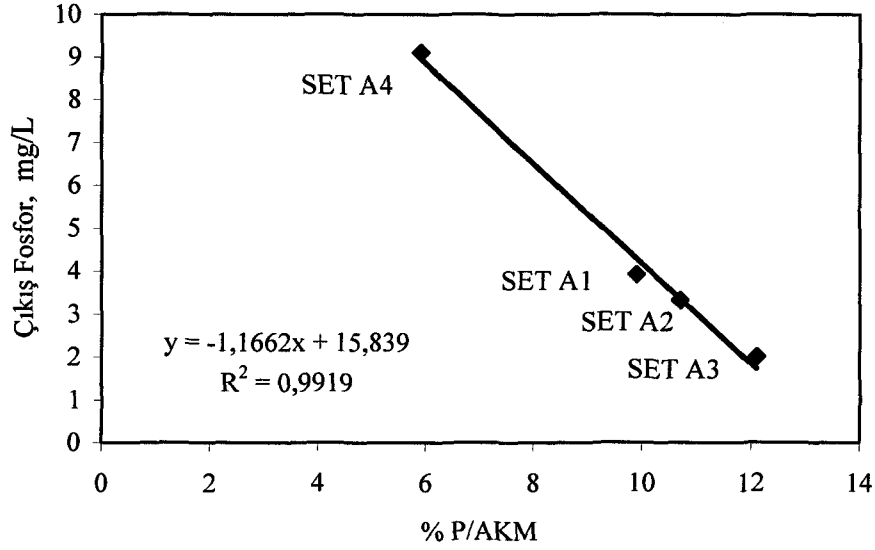
Şekil 5.2. SET A1-A4’de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki

SET A1-A4’de çıkış fosfor konsantrasyonunun UKM/AKM oranına göre değişimi Şekil 5.3.’de verilmiştir. SET A1’de UKM/AKM oranı 0,70’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,92 mg/L’dir. SET A2’de UKM/AKM oranı 0,691’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,32 mg/L’dir. SET A3’de UKM/AKM oranı 0,672’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 2,0 mg/L’dir. SET A4’de UKM/AKM oranı 0,760’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 9,10 mg/L’dir. SET A1’den SET A3’e geçişte UKM/AKM oranı ve buna paralel olarak çıkış fosfor konsantrasyonu azalmıştır. SET A3’den SET A4’e geçişte ise, UKM/AKM oranı ve çıkış fosfor konsantrasyonu artmıştır. UKM/AKM konsantrasyonunun artması mikroorganizmaların bünyesinde depoladığı polifosfat miktarının azalmasından kaynaklanır. Mikroorganizmaların bünyesinde polifosfat depolanmasının azalması fosfor gideriminden sorumlu bakterilerin reaktörde baskınlığının azaldığının göstergesidir.



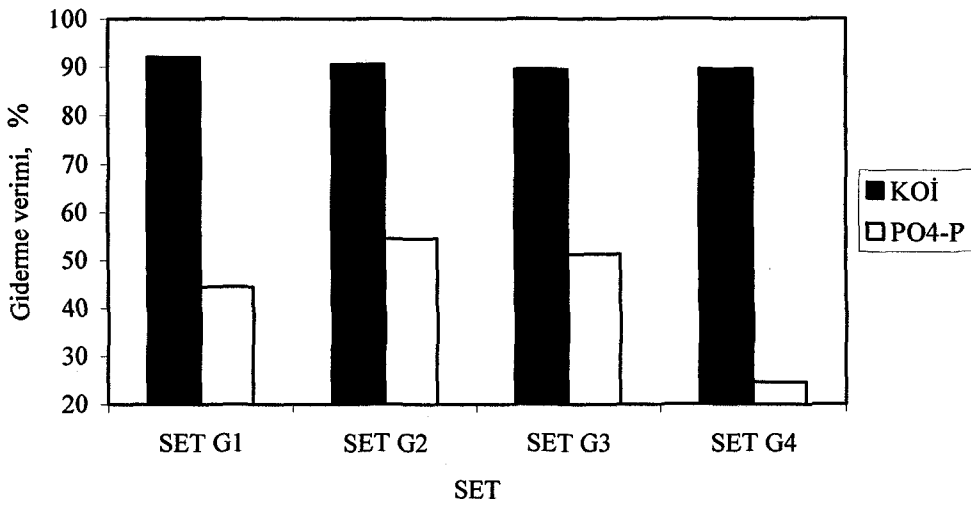
Şekil 5.3. SET A1-A4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki

SET A1-A4'de çıkış fosfor konsantrasyonunun çamurdaki fosfor yüzdesine göre değişimi Şekil 5.4.'de verilmiştir. SET A1'de çamurdaki fosfor yüzdesi 9,9'dur. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,92 mg/L'dir. SET A2'de çamurdaki fosfor yüzdesi 10,7 dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,32 mg/L'dir. SET A3'de çamurdaki fosfor yüzdesi 12,1'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 2,0 mg/L'dir. SET A4'de çamurdaki fosfor yüzdesi 5,9'dur. Çıkış fosfor konsantrasyonu 9,1 mg/L'dir. SET A1'den SET A3'e geçişte çamurdaki fosfor yüzdesi artmış ve çıkış fosfor konsantrasyonu azalmıştır. SET A3'den SET A4'e geçişte çamurdaki fosfor yüzdesi önemli ölçüde azalmış ve çıkış fosfor konsantrasyonu da artmıştır. Fosfor gideriminden sorumlu bakteriler enerji kaynağı olarak bünyesinde bulunan polifosfatı kullanırlar. Mikroorganizma bünyesinde polifosfat miktarı artınca AKM'deki fosfor yüzdesi artmakta ve çıkış fosfor konsantrasyonu azalmaktadır.



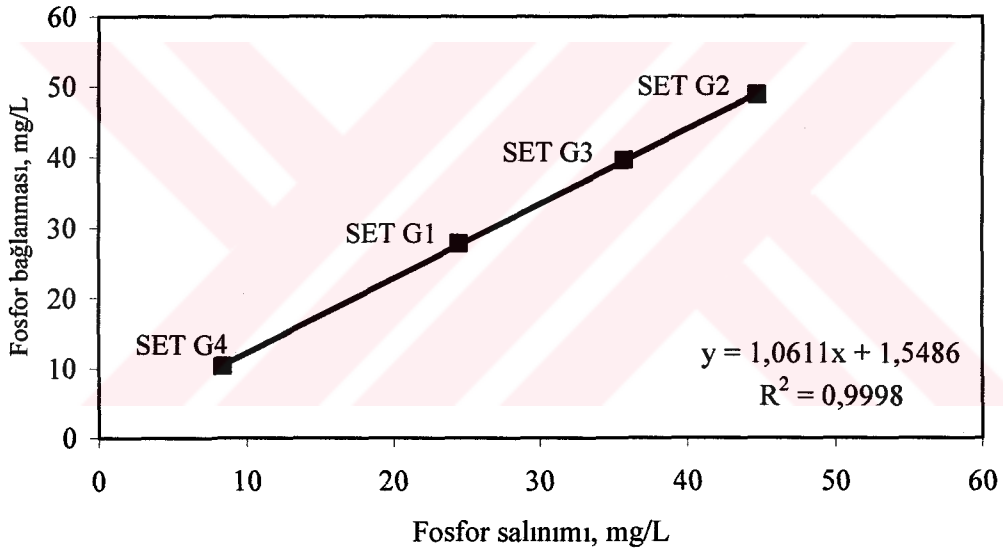
Şekil 5.4. SET A1-A4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki

Glikozla beslenen reaktörde, çamur yaşı değişimine (SET G1-G4) bağlı olarak KOİ ve PO₄-P verimlerinin değişimi Şekil 5.5'de verilmiştir. KOİ giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında (SET G1) % 92, 15 günlük çamur yaşında (SET G2) % 91, 10 günlük çamur yaşında (SET G3) % 91 ve 5 günlük çamur yaşında (SET G4) % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; SET G1'de % 45, SET G2'de % 55, SET G3'de % 51 ve SET G4'de % 25'dir. Bu sonuçlardan, glikozla beslenen reaktörde çamur yaşının KOİ giderme verimine önemli ölçüde bir etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından 15 günlük çamur yaşı (SET G3) optimum olarak bulunmuştur. Literatürde, anaerobik-anoksik reaktörde karbon kaynağı olarak glikoz kullanılarak çamur yaşının etkisinin etkisi araştırılmamıştır.



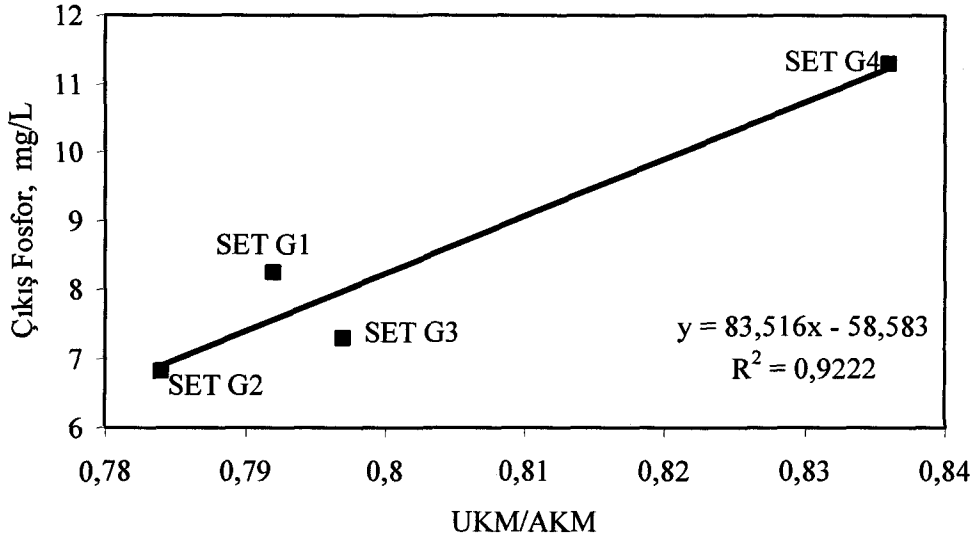
Şekil 5.5. SET G1-G4'de KOİ ve PO₄-P Giderme Verimlerinin Çamur Yaşı ile Değişimi

Çamur yaşı değişimine (SET G1-SET G4) bağlı olarak fosfor bağlanması ile fosfor salınımı arasındaki ilişki Şekil 5.6.'da verilmiştir. SET G1'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 24,5 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 27,78 mg/L'dir. SET G2'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 44,70 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 48,78 mg/L'dir. SET G3'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 35,74 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 39,60 mg/L'dir. SET G4'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 8,40 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 10,30 mg/L'dir. Reaktördeki çamur yaşı 20 günden (SET G1) 15 günlük çamur yaşına (SET G2) azalırken fosfor salınımı ve alımı miktarlarında artış olmuştur. 15 günlük çamur yaşından (SET G2) 10 ve 5 günlük çamur yaşına azaldığında ise, fosfor salınımı ve alımında önemli azalmalar olmuştur. Bu artış ve azalmalar fosfor giderme verimiyle paralellik göstermiştir. SET G1-G4'de, bağlanan fosforun salınan fosfora oranı yaklaşık olarak 1,1 olarak gerçekleşmiştir.



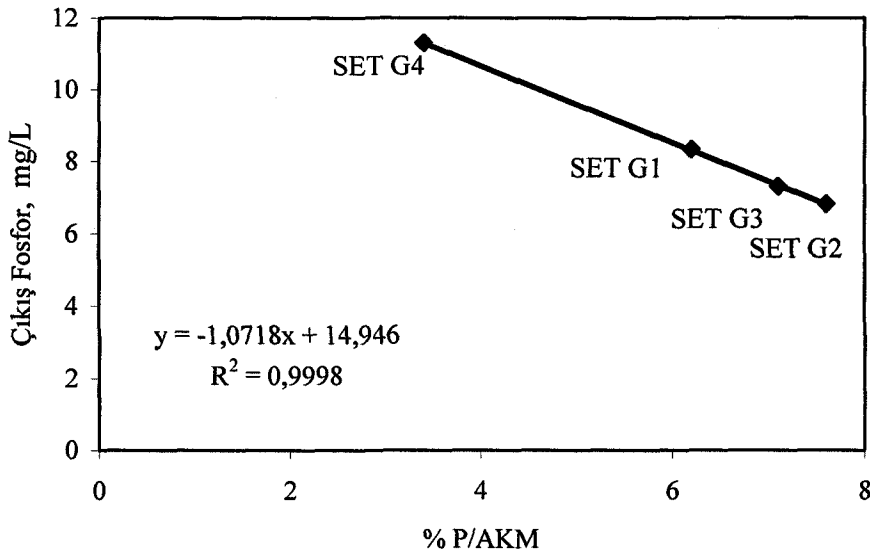
Şekil 5.6. SET G1-G4'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki

SET G1-G4'de çıkış fosfor konsantrasyonunun UKM/AKM oranına göre değişimi Şekil 5.7.'de verilmiştir. SET G1'de UKM/AKM oranı 0,792'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 8,25 mg/L'dir. SET G2'de UKM/AKM oranı 0,784'dür. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,82 mg/L'dir. SET G3'de UKM/AKM oranı 0,797'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 7,3 mg/L'dir. SET G4'de UKM/AKM oranı 0,836'dır. Çıkış fosfor konsantrasyonu 11,3 mg/L'dir. SET G1'den SET G2'e geçişte UKM/AKM oranı ve buna paralel olarak çıkış fosfor konsantrasyonu azalmıştır. SET G2'den SET G3 ve G4'e geçişte ise, UKM/AKM oranı ve çıkış fosfor konsantrasyonu artmıştır.



Şekil 5.7. SET G1-G4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki

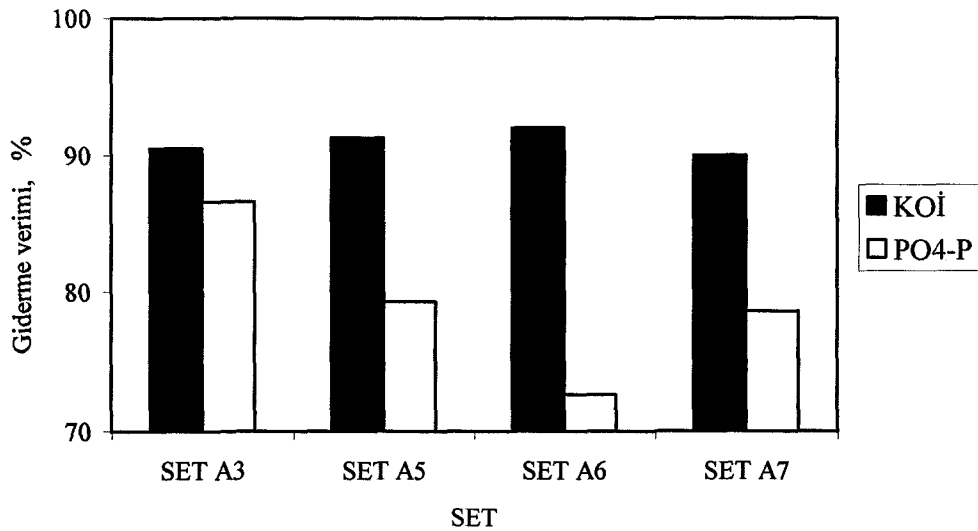
SET G1-G4'de çıkış fosfor konsantrasyonunun çamurdaki fosfor yüzdesine göre değişimi Şekil 5.8.'de verilmiştir. SET G1'de çamurdaki fosfor yüzdesi 6,2'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 8,25 mg/L'dir. SET G2'de çamurdaki fosfor yüzdesi 7,6'dır. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,82 mg/L'dir. SET G3'de çamurdaki fosfor yüzdesi 7,1'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 7,30 mg/L'dir. SET G4'de çamurdaki fosfor yüzdesi 3,4'dür. Çıkış fosfor konsantrasyonu 11,30 mg/L'dir. SET G1'den SET G2'ye geçişte çamurdaki fosfor yüzdesi artmış ve çıkış fosfor konsantrasyonu azalmıştır. SET G2'den SET G3 ve G4'e geçişte çamurdaki fosfor yüzdesi önemli ölçüde azalmış ve çıkış fosfor konsantrasyonu da artmıştır.



Şekil 5.8. SET G1-G4'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki

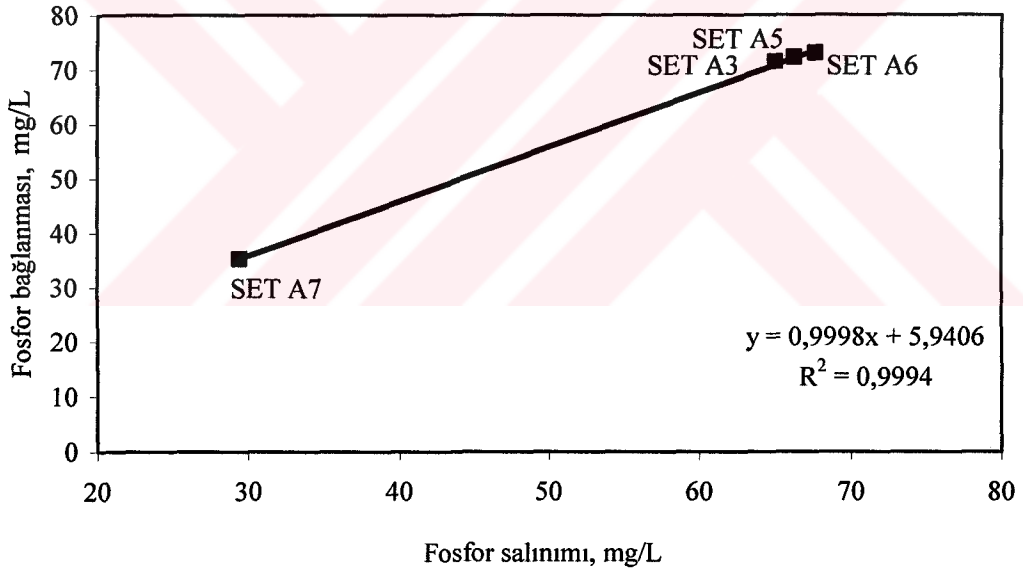
5.2. Hidrolik Bekleme Zamanının Etkisi

Asetatla beslenen reaktörde, hidrolik bekleme zamanı değişimine (SET A3, SET A5-A7) bağlı olarak KOİ ve PO₄-P verimlerinin değişimi Şekil 5.9'da verilmiştir. KOİ giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A3) % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A5) % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A6) % 92 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A7) % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; SET A3'de % 87, SET A5'de % 79, SET A6'da % 73 ve SET A7'de % 79'dur. Bu sonuçlardan, asetatla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının KOİ giderme verimine önemli ölçüde bir etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı (SET A3) optimum olarak bulunmuştur. 16 saatlik hidrolik bekleme zamanı (SET A5) ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında fosfor giderimi verimi (SET A6) aynıdır. 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET A7) ise, diğer hidrolik bekleme zamanlarıyla karşılaştırıldığında fosfor giderme verimi düşmüştür. Chang ve Hao (1996), anaerobik-aerobik ardışık kesikli reaktörde 16 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 15 günlük çamur yaşı ve 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 10 günlük çamur yaşını kullanarak nutrient giderimini incelemişlerdir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı, 10 günlük çamur yaşı kullanıldığında KOİ gideriminde hemen hemen değişim olmadığını, azot ve fosfor gideriminde artış olduğunu gözlemlemişlerdir. Colunga ve Martinez (1996), ardışık kesikli biyofilm reaktörde 16 ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanı ve farklı anaerobik/aerobik zaman oranlarını kullanarak biyolojik fosfor giderimini incelemişlerdir. En yüksek KOİ ve PO₄-P giderimini 24 saatlik hidrolik bekleme zamanı ve 37/63 anaerobik/aerobik süre oranında elde etmişlerdir. Literatürde, anaerobik-anoksik reaktörde asetat kullanılarak yapılan bir çalışma ise bulunmamaktadır.



Şekil 5.9. SET A3, SET A5-A7'de KOİ ve PO₄-P Giderme Verimlerinin Hidrolik Bekleme Zamanı ile Değişimi

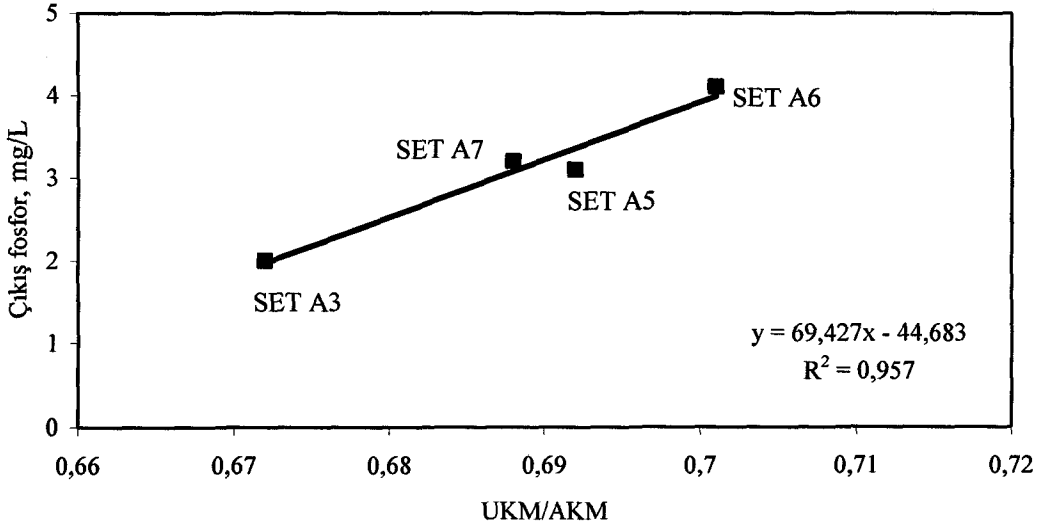
Hidrolik bekleme zamanı değişimine (SET A3, SET A5-A7) bağlı olarak fosfor bağlanması ile fosfor salınımı arasındaki ilişki Şekil 5.10.'da verilmiştir. SET A3'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 65,0 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 71,50 mg/L'dir. SET A5'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 66,25 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 72,25 mg/L'dir. SET A6'da anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 67,65 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 73,0 mg/L'dir. SET A4'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 29,40 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 35,30 mg/L'dir. Reaktördeki hidrolik bekleme zamanı 12 saatten 16 ve 24 saate arttığında fosfor salınımı ve alımı miktarlarında artış gözlenmiştir. Hidrolik bekleme zamanı 12 saatten 8 saate azaldığında ise, fosfor salınımı ve alımı miktarlarında önemli azalmalar olmuştur. Hidrolik bekleme zamanının değişimiyle, fosfor salınımı ve alımı miktarlarında ki artış ve azalmalar ile fosfor giderme veriminde ki artış ve azalmalar arasında paralellik gözlenmemiştir. Ayrıca, anoksik fazda bağlanan fosforun anaerobik fazda salınan fosfora oranı SET A3, SET A5-A7'de yaklaşık olarak 1,1 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 5.10. SET A3, SET A5-A7'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki

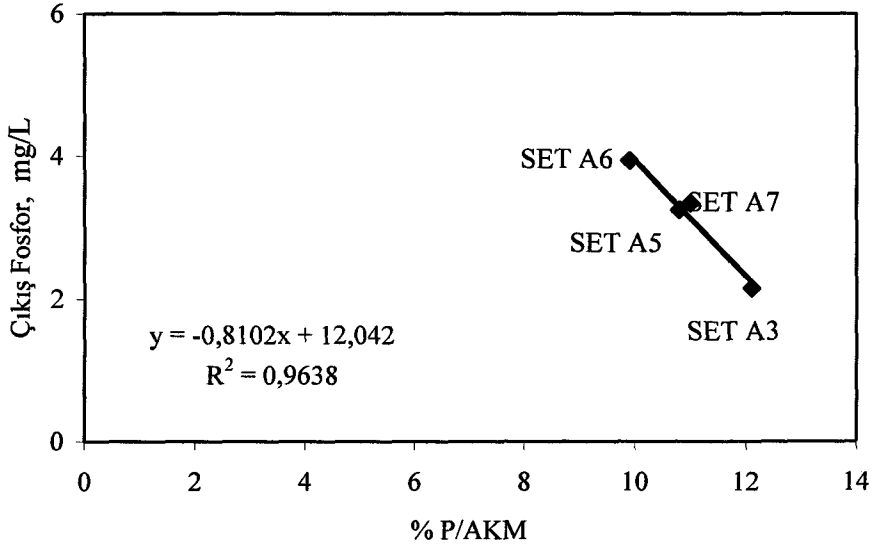
SET A3-SET A5-A7'de çıkış fosfor konsantrasyonunun UKM/AKM oranına göre değişimi Şekil 5.11'de verilmiştir. SET A3'de UKM/AKM oranı 0,672'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 2,0 mg/L'dir. SET A5'de UKM/AKM oranı 0,692'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,10 mg/L'dir. SET A6'da UKM/AKM oranı 0,701'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 4,10 mg/L'dir. SET A7'de UKM/AKM oranı 0,688'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,20 mg/L'dir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanından 16 ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanına geçildiğinde UKM/AKM oranı artmış ve buna bağlı olarak çıkış fosfor

konsantrasyonu da artmıştır. 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında ise, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanına yakın değerler elde edilmiştir.



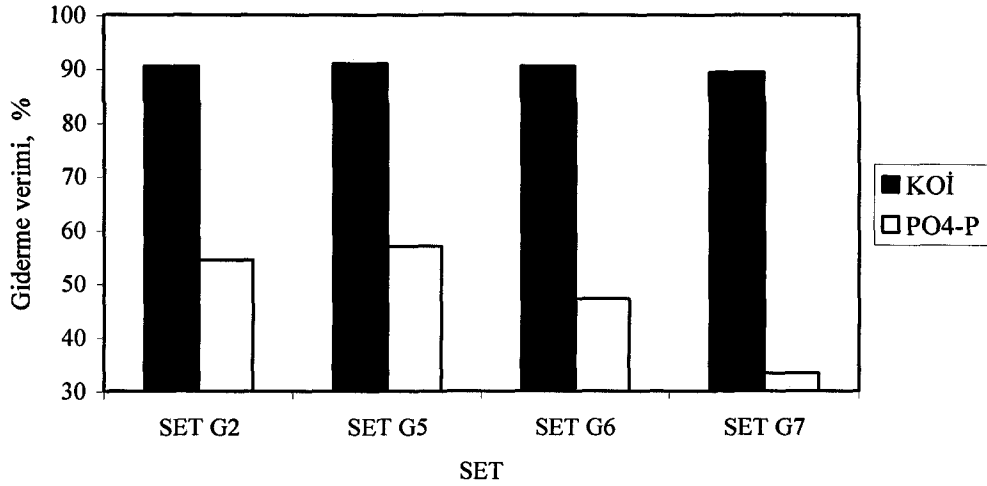
Şekil 5.11. SET A3, SET A5-A7’de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki

SET A3-SET A5-A7’de çıkış fosfor konsantrasyonunun çamurdaki fosfor yüzdesine göre değişimi Şekil 5.12.’de verilmiştir. SET A3’de çamurdaki fosfor yüzdesi 12,1’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 2,0 mg/L’dir. SET A5’de çamurdaki fosfor yüzdesi 10,8’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,10 mg/L’dir. SET A6’da çamurdaki fosfor yüzdesi 9,9’dur. Çıkış fosfor konsantrasyonu 4,10 mg/L’dir. SET A7’de çamurdaki fosfor yüzdesi 11,0’dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 3,20 mg/L’dir. 12 saatlik hidrolik bekleme zamanından 16 ve 24 satlik hidrolik bekleme zamanına geçildiğinde çamurdaki fosfor yüzdesi azalmış ve buna bağlı olarak çıkış fosfor konsantrasyonu artmıştır. 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında elde edilen çamurdaki fosfor yüzdesi ve çıkış fosfor kondantrasyonu değerleri 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında elde edilen değerlerle hemen hemen aynıdır.



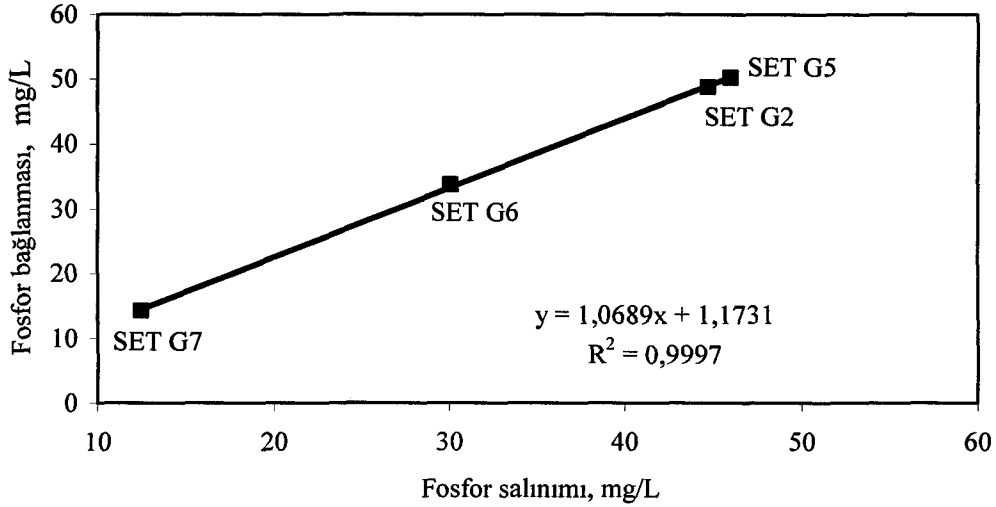
Şekil 5.12. SET A3, SET A5-A7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki

Glikozla beslenen reaktörde, hidrolik bekleme zamanı değişimine (SET G2, SET G5-G7) bağlı olarak KOİ ve PO₄-P verimlerinin değişimi Şekil 5.13'de verilmiştir. KOİ giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G2) % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G5) % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G6) % 91 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G7) % 90'dır. PO₄-P giderme verimi; SET G2'de % 55, SET G5'de % 57, SET G6'da % 47 ve SET G7'de % 33'dür. Bu sonuçlardan, glikozla beslenen reaktörde hidrolik bekleme zamanının KOİ giderme verimine önemli ölçüde bir etkisinin olmadığını göstermektedir. PO₄-P giderme verimi açısından; 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında (SET G5) 12 saatlik hidrolik bekleme zamanından biraz daha yüksek değer elde edilmiştir. 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında fosfor giderme verimi azalmıştır. 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında fosfor giderme verimindeki azalma daha fazladır. Literatürde, anaerobik-anoksik reaktörde glikoz kullanılarak hidrolik bekleme süresinin etkisi araştırılmamıştır.



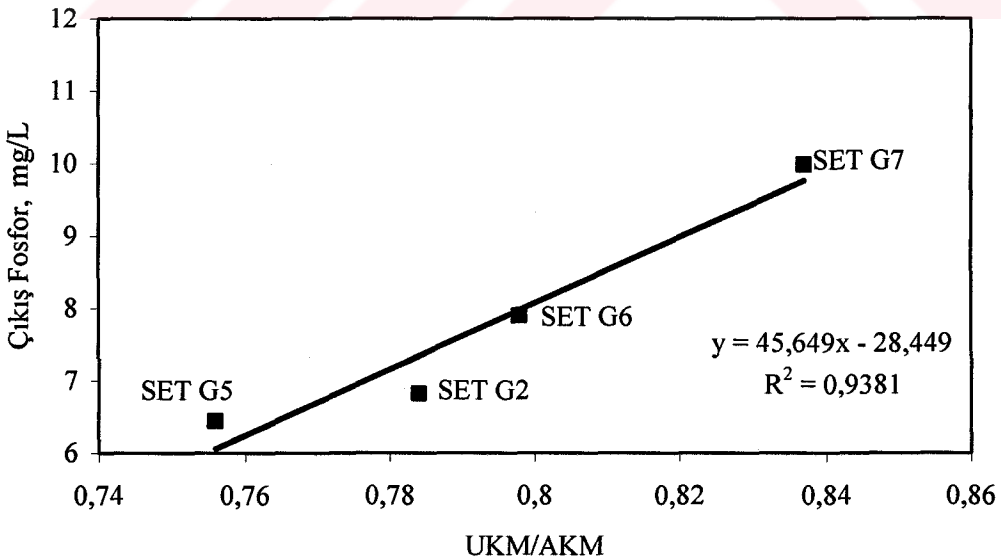
Şekil 5.13. SET G2, SET G5-G7'de KOİ ve PO₄-P Giderme Verimlerinin Hidrolik Bekleme Zamanı ile Değişimi

Hidrolik bekleme zamanı değişimine (SET G2-SET G5-G7) bağlı olarak fosfor bağlanması ile fosfor salınımı arasındaki ilişki Şekil 5.14'de verilmiştir. SET G2'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 44,70 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 48,78 mg/L'dir. SET G5'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 45,97 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 50,26 mg/L'dir. SET G6'da anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 30,0 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 33,70 mg/L'dir. SET G7'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 12,47 mg/L'dir. Anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonu 14,32 mg/L'dir. 16 saatlik hidrolik bekleme zamanından büyük ve küçük hidrolik bekleme zamanlarında anaerobik ortamda salınan fosfor ve anoksik ortamda alınan fosfor konsantrasyonlarında azalmalar olmuştur. Azalma en fazla 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında gerçekleşmiştir. Glikozla beslenen reaktörde, fosfor salınımı ve alımı miktarlarıyla fosfor giderme verimi arasında paralellik gözlenmiştir. Anoksik fazda bağlanan fosforun anaerobik fazda salınan fosfora oranı SET G2, SET G5-G7'de yaklaşık olarak 1,1 olarak gerçekleşmiştir.



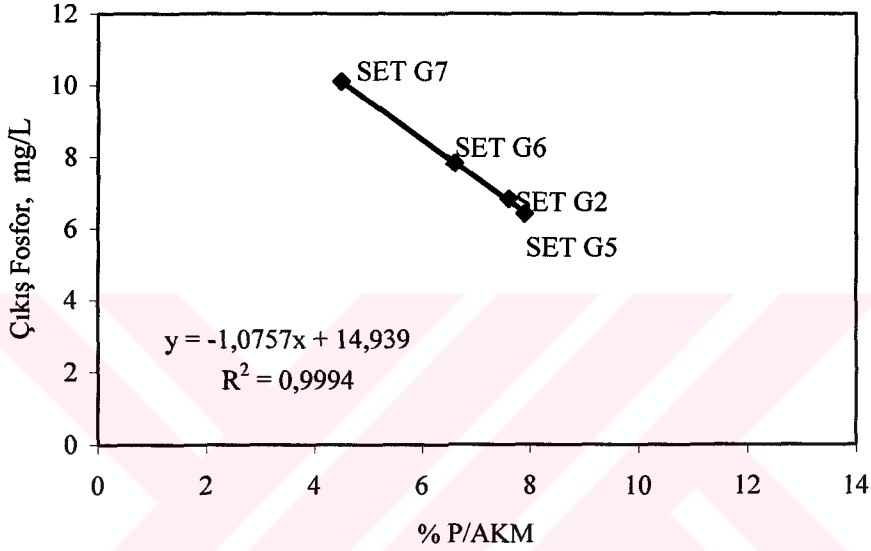
Şekil 5.14. SET G2, SET G5-G7'de Fosfor Salınımı ile Bağlanması Arasındaki İlişki

SET G2-SET G5-G7'de çıkış fosfor konsantrasyonunun UKM/AKM oranına göre değişimi Şekil 5.15'de verilmiştir. SET G2'de UKM/AKM oranı 0,784'dür. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,82 mg/L'dir. SET G5'de UKM/AKM oranı 0,756'dır. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,44 mg/L'dir. SET G6'da UKM/AKM oranı 0,798'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 7,90 mg/L'dir. SET G7'de UKM/AKM oranı 0,837'dir. Çıkış fosfor konsantrasyonu 9,98 mg/L'dir. 16 saatlik hidrolik bekleme zamanından büyük ve küçük hidrolik bekleme zamanlarında UKM/AKM oranı ve buna bağlı olarak çıkış fosfor konsantrasyonu artmıştır.



Şekil 5.15. SET G2, SET G5-G7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile UKM/AKM Arasındaki İlişki

SET G2-SET G5-G7'de çıkış fosfor konsantrasyonunun çamurdaki fosfor yüzdesine göre değişimi Şekil 5.16'da verilmiştir. SET G2'de çamurdaki fosfor yüzdesi 7,6'dır. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,82 mg/L'dir. SET G5'de çamurdaki fosfor yüzdesi 7,9'dur. Çıkış fosfor konsantrasyonu 6,44 mg/L'dir. SET G6'da çamurdaki fosfor yüzdesi 6,6'dır. Çıkış fosfor konsantrasyonu 7,90 mg/L'dir. SET G7'de çamurdaki fosfor yüzdesi 4,5'dur. Çıkış fosfor konsantrasyonu 9,98 mg/L'dir. 16 saatlik hidrolik bekleme zamanından daha büyük ve küçük hidrolik bekleme zamanlarında çamurdaki fosfor yüzdesi azalmış ve çıkış fosfor konsantrasyonu artmıştır.

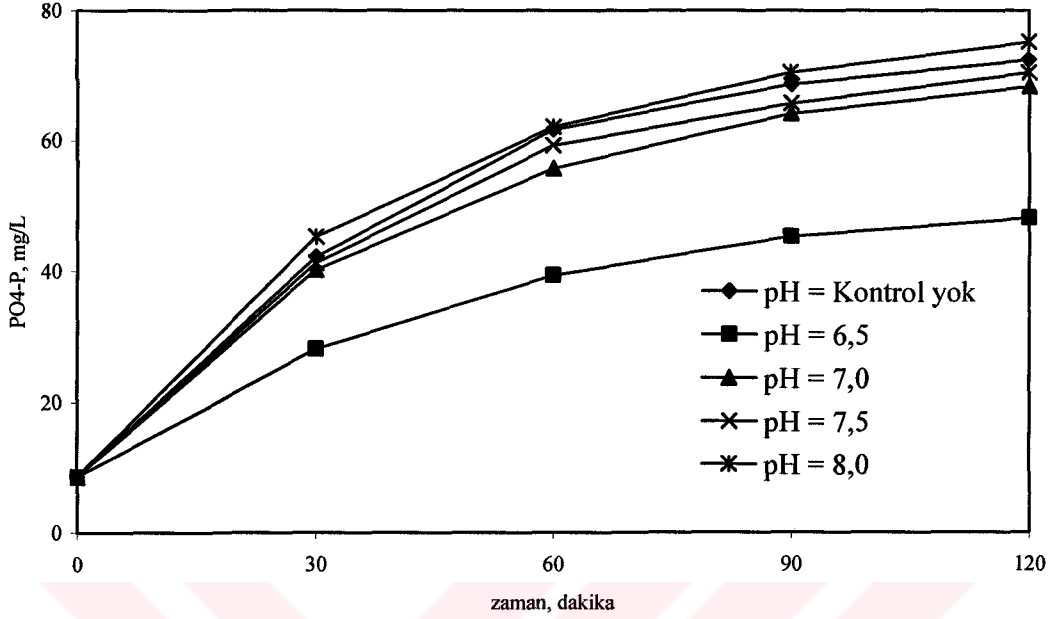


Şekil 5.16. SET G2, SET G5-G7'de Çıkış Fosfor Konsantrasyonu ile % P/AKM Arasındaki İlişki

5.3. Anaerobik Kademe pH'nin Anaerobik Fosfor Salınımına Etkisi

Asetatla beslenen reaktörün anaerobik kademesinde fosfor salınımının pH'a bağlı olarak değişimi Şekil 5.17'de verilmiştir. Şekilden 5.17'den görüleceği gibi, asetatla beslenen reaktörde anaerobik kademe pH'ın 7,5-8,0 aralığında olduğu söylenebilir. Smolders ve diğ. (1994), yüksek pH'ta asetat bağlanması için daha fazla enerji gerektiğini belirtmişlerdir. Filipe ve diğ. (2001b), anaerobik ortamın pH'ının 7.25'den düşük olduğunda glikojen biriktiren organizmaların polifosfat biriktiren organizmalarla rekabet edebileceğini belirtmişlerdir. Filipe ve diğ. (2001d), fosfor salınımının asetat bağlanmasına oranının, yüksek pH'ta daha fazla enerji gereksiniminden dolayı pH'a lineer olarak bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Bu çalışmalar, anaerobik-aerobik ardışık kesikli reaktörlerde yapılmıştır. Anaerobik-anoksik ardışık kesikli reaktörde yapılan bu çalışmada da, fosfor salınımı pH'daki artışa paralel olarak artmıştır. Kuba ve diğ. (1997), asetatla beslenen A2 AKR'den çamurla çeşitli pH değerlerinde yaptıkları kesikli deneylerde fosfor salınımının artan pH'la arttığını gözlemlemişlerdir. pH= 8,0'de ise fosfat

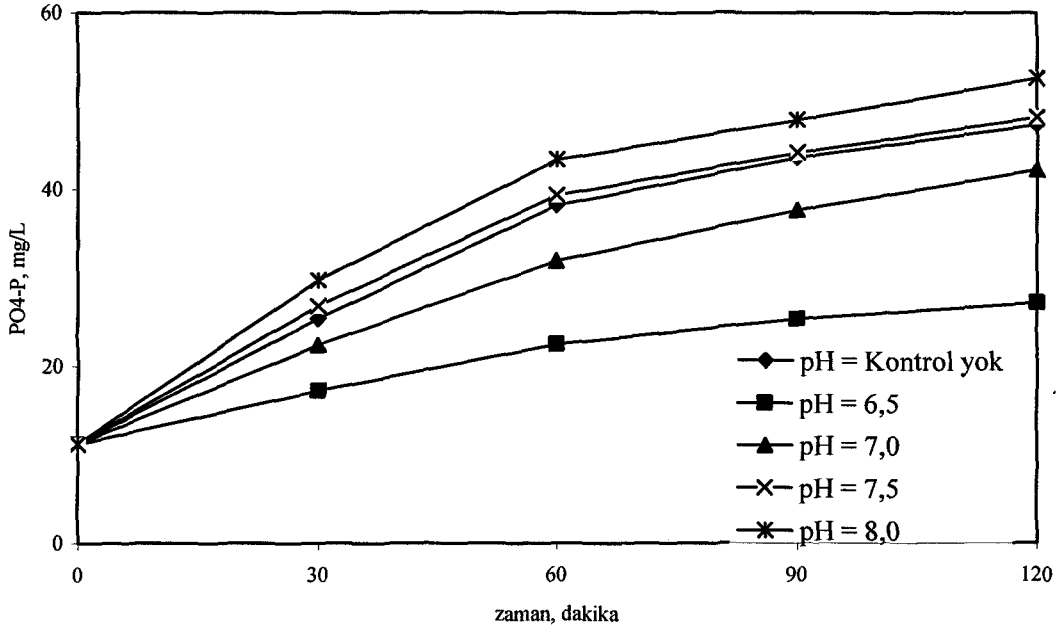
çökmesinden dolayı fosfor salınımının azaldığını belirtmiştir. Bu çalışmada, böyle bir azalma gözlenmemiştir.



Şekil 5.17. Asetatla Beslenen Reaktörün Anaerobik Kademesinde Fosfor Salınımının pH'a Bağlı Olarak Değişimi

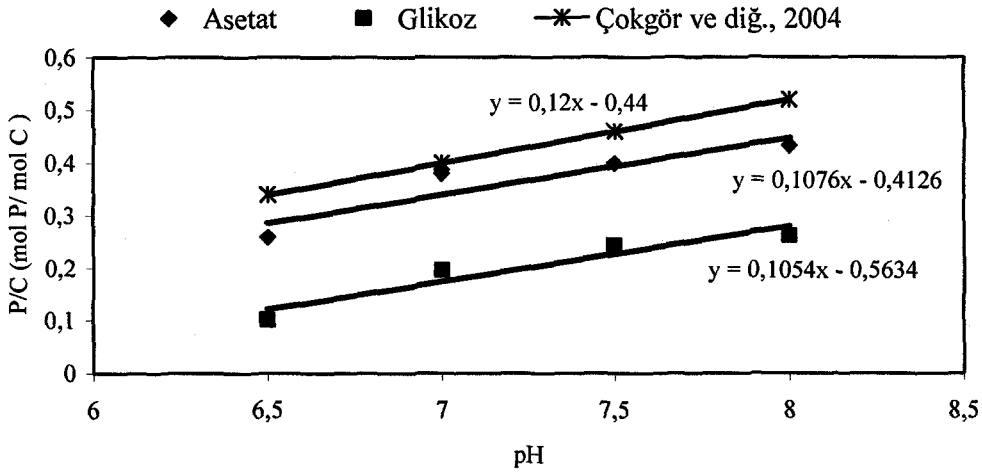
Jeon ve diğ. (2001), anaerobik-aerobik ardışık kesikli reaktörde pH kontrolü yapılmadığında fosfor salınımı ve fosfor giderme veriminin arttığını belirtmiştir. Filipe ve diğ. (2001a), aerobik pH'ın 7,0'den az olmamasını aksi takdirde GBO'nun ortama hakim olmaya başladığını belirtmiştir. Buradan pH kontrolü yapılmamasının pH kontrolü yapılmasıyla karşılaştırıldığında daha uygun olduğu söylenebilir.

Glikozla beslenen reaktörün anaerobik kademesinde fosfor salınımının pH'a bağlı olarak değişimi Şekil 5.18'de verilmiştir. Şekilden 5.18'den de görüleceği gibi, glikozla beslenen reaktörde anaerobik kademe pH'ın 7,0-7,5 aralığında olduğu söylenebilir. Ayrıca, fosfor salınımı pH'daki artışa paralel olarak artmıştır. Ancak, glikozla beslenen reaktörde anaerobik kademe ki fosfor salınımı asetatla beslenen reaktörle karşılaştırıldığında daha azdır. Zeng ve diğ. (2003), asetatla besledikleri anaerobik-anoksik reaktörde metabolizması GBO'ya benzeyen denitrifikasyon yapabilen fosfor biriktiren organizmaların (DGBO) olduğunu belirtmiştir. Asetatla beslenen reaktörde fosfor yüzdesi 12.1; glikozla beslenen reaktörde fosfor yüzdesi 7.1'dir. Her iki reaktör, sabit KOİ (400 mg/L) ve fosfat (15 mg/L) konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu ile beslenmiştir. Dolayısıyla KOİ/fosfor (C/P) oranı 26.7'dir. Fosfor yüzdesinin ve C/P oranının büyük olmasından dolayı her iki reaktördeki organizmaların DPBO olduğu söylenebilir.



Şekil 5.18. Glikozla Beslenen Reaktörün Anaerobik Kademesinde Fosfor Salınımının pH'a Bağlı Olarak Değişimi

Anaerobik kademe, pH'a bağlı olarak fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanmasına oranı Şekil 5.19'da verilmiştir. Bu çalışmada, asetat için $P/C = 0,10$ pH – 0.41 bulunurken glikoz için $P/C = 0,10$ pH – 0.56 bulunmuştur. Çokgör ve diğ. (2004), anaerobik-aerobik reaktörde 10 günlük çamur yaşında asetat kullanarak pH kontrolü yapılmadığı çalışmada $P/C = 0,12$ pH – 0.44 bulmuştur. Bu çalışmada, anaerobik kademe gerçekleşen fosfor salınımının, pH ve besi maddesine bağlı olarak değiştiği gözlenmiştir.



Şekil 5.19. Anaerobik Kademe pH ve P/C Oranı Arasındaki İlişki

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Klasik anaerobik-aerobik proseste biyolojik fosfor giderimi için elektron alıcısı olarak oksijen kullanılır. Son yıllarda elektron alıcısı olarak oksijen yerine nitratın kullanıldığı anaerobik-anoksik proses geliştirilmiştir. Bu yeni proses, organik besi maddesi, havalandırma enerjisi gereksiniminde azalma, aynı reaktörde denitrifikasyonla birlikte fosfat gideriminin meydana gelmesi, daha düşük çamur üretimi ve daha iyi çamur hacim indeksi sağlanması gibi avantajlara sahiptir. Ancak, nitrat elektron alıcısı olarak oksijen kadar etkili olmadığından daha düşük verim söz konusudur. Anaerobik-aerobik proseste fosfor giderimi ile ilgili oldukça fazla çalışma mevcuttur. Yeni bir proses olan ve birçok avantaja sahip anaerobik-anoksik proseste fosfor giderimi ile ilgili fazla çalışma bulunmamaktadır. Bu çalışmada, anaerobik-anoksik proseste fosfor giderimini daha verimli hale getirmek için çamur yaşı, hidrolik bekleme zamanı, pH ve besi maddesinin cinsinin etkisi incelenmiş ve optimum değerler elde edilmesi amaçlanmıştır.

Bu amaç doğrultusunda çalışma anaerobik-anoksik ardışık kesikli reaktör kullanılarak yapılmıştır. İki adet reaktör kullanılmış, bunlardan biri asetat diğeri glikozla beslenmiştir. Her iki reaktörde çamur yaşı ve hidrolik bekleme zamanının etkisi araştırılmıştır. Ayrıca, pH kontrolü yapılmayan sistemin anaerobik kademesinde pH kontrolü yapılarak fosfor salınımı ve fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanması oranına olan etkisi de araştırılmıştır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar şunlardır:

1. Her iki reaktör; 20, 15, 10 ve 5 günlük çamur yaşında olmak üzere dört farklı çamur yaşında çalıştırılmıştır. Asetatla beslenen reaktörde, $PO_4\text{-P}$ giderme verimi 20 günlük çamur yaşında % 74, 15 günlük çamur yaşında % 78, 10 günlük çamur yaşında % 87 ve 5 günlük çamur yaşında % 39'dur. Fosfor giderme verimi açısından 10 günlük çamur yaşı optimum olarak bulunmuştur. KOİ giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında % 94, 15 günlük çamur yaşında % 93, 10 günlük çamur yaşında % 90 ve 5 günlük çamur yaşında % 89'dur. KOİ giderme verimi çamur yaşından etkilenmemiştir. Glikozla beslenen reaktörde ise, $PO_4\text{-P}$ giderme verimi 20 günlük çamur yaşında % 45, 15 günlük çamur yaşında % 55, 10 günlük çamur yaşında % 51 ve 5 günlük çamur yaşında % 25'dir. Fosfor giderme verimi açısından 15 günlük çamur yaşı optimum olarak bulunmuştur. KOİ giderme verimi; 20 günlük çamur yaşında % 92, 15 günlük çamur yaşında % 91, 10 günlük çamur yaşında % 91 ve 5 günlük çamur yaşında % 90'dır. KOİ giderme verimi çamur yaşından etkilenmemiştir. Amonyumun asimilasyon ile giderimi söz konusu olup çamur yaşından etkilenmemiştir. Bu nedenle, fosfor giderimi açısından elde edilen optimum çamur yaşları, sistem için de optimumdur denilebilir.

2. Her iki reaktörde, optimum çamur yaşı bulunduktan sonra bu optimum çamur yaşlarında 8, 12, 16 ve 24 saatlik hidrolik bekleme zamanları reaktörlerde denenmiştir. Asetatla beslenen reaktörde, PO₄-P giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 87, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 79, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 73 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 79'dur. Fosfor giderimi bakımından 12 saatlik hidrolik bekleme zamanı optimum olarak bulunmuştur. KOİ giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 92 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 90'dır. KOİ giderme verimi hidrolik bekleme zamanından etkilenmemiştir. Glikozla beslenen reaktörde ise, PO₄-P giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 55, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 57, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 47 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 33'dür. Fosfor giderimi bakımından 16 saatlik hidrolik bekleme zamanı optimumdur. KOİ giderme verimi; 12 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91, 24 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 91 ve 8 saatlik hidrolik bekleme zamanında % 90'dır. KOİ giderme verimi hidrolik bekleme zamanından etkilenmemiştir. Amonyumun asimilasyon ile giderimi söz konusu olup hidrolik bekleme zamanından etkilenmemiştir. Bu nedenle, fosfor giderimi açısından elde edilen optimum hidrolik bekleme zamanı, sistem için de optimumdur denilebilir.

3. Asetatla beslenen reaktörde çamur yaşının 10 gün ve glikozla beslenen reaktörde 15 gün olmasıyla, fosfor giderimindeki artış veya çıkış fosfor konsantrasyonundaki azalmayla beraber fosfor salınımı ve bağlanması miktarında artış gözlenmiştir. Her iki reaktörde tüm çamur yaşlarında fosfor bağlanması/ fosfor salınımı oranı değişmemiş, yaklaşık olarak 1,1 olarak elde edilmiştir.

4. Hidrolik bekleme zamanının 8 saatten 24 saate artmasıyla, asetatla beslenen reaktörde fosfor salınımı ve bağlanması artmıştır. Bu artışa hidrolik bekleme süresinin artmasıyla anaerobik ve anoksik kademenin sürelerinin artması neden olmuş, çıkış fosfor konsantrasyonunda azalmayı beraberinde getirmemiştir. Glikozla beslenen reaktörde ise, 16 saatlik hidrolik bekleme zamanının altında ve üstünde fosfor giderimi, fosfor salınımı ve bağlanması miktarlarında düşüş gözlenmiştir.

5. Her iki reaktörün anaerobik kademesinde pH'ın 6,5'dan 8'e artmasıyla fosfor salınımı ve fosfor salınımının karbon bağlanmasına oranının arttığı gözlenmiştir. Fosfor salınımları incelendiğinde, her iki reaktör için de pH kontrolünün yapılmayışının daha uygun olduğu söylenebilir.

6. Her iki reaktörde pH kontrolü yapılmamıştır. pH kontrolü yapılmayan her iki reaktörün anaerobik kademesinde pH'ın 6,5; 7; 7,5 ve 8,0'de kontrolü yapılarak elde edilen sonuçlarda

pH ile fosfor salınımının asetat ve glikoz bağlanmasına oranı arasında lineer bir ilişki olduğu gözlenmiştir.

7. Literatürde asetatın biyolojik fosfor gideriminin gerçekleşmesinde en etkili uçucu yağ asiti olduğu bilinmektedir. Glikozun ise, biyolojik fosfor giderimine olan etkisi ile ilgili çelişkili sonuçlar mevcuttur. Bu çalışmada, reaktörlerden biri asetat ve diğeri glikozla beslenerek bunların fosfor giderimindeki etkisi de bulunmuştur. Gerek çamur yaşı gerekse hidrolik bekleme zamanının etkisinin incelendiği her iki reaktördeki verimler değerlendirildiğinde, glikozla biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği, ancak asetatla beslenen reaktörle karşılaştırıldığında daha düşük olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, anaerobik ortamda fosfor salınımı gözlenmiş ve bu anoksik ortamda fosfor alımıyla orantılı bir şekilde gerçekleşmiştir. Buradan glikozun fosfor giderimini bozmadığı, ancak asetat kadar da etkili olmadığı söylenebilir.

Arıtma tesisleri, artık sadece karbonlu maddeleri gidermek için değil azot ve fosforu da gideren bir yapıya dönüştürülmelidir. Bu ise, öncelikle atıksuyun daha iyi karakterizasyonunu zorunlu hale getirmektedir. Arıtma tesislerinde birden çok parametrenin giderilmesinde yüksek verim elde etme zorunluluğu, bu yapıların inşasını ve işletilmesini daha kompleks hale getirmektedir. Azot ve fosfor gideren tesislerde, mikroorganizmaların anaerobik kademedeki metabolizması tam olarak açığa kavuşturulamamıştır. Bu tesislerde, farklı mikroorganizmaların bulunması ve her birinin farklı enerji kaynağını kullanma yeteneğine sahip olması kompleksliği daha da artırmaktadır. Laboratuvar ve pilot ölçekli yapılacak her çalışma bu proseslerdeki kompleks yapının anlaşılmasına ve çözülmesine yardımcı olacaktır.

KAYNAKLAR

- APHA, 1989, Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th Edition, Washington, D.C.
- Abu-ghararah, Z., and Randall, C.W., 1991, The Effect of Organic Compounds on Biological Phosphorus Removal, *Water Science and Technology*, 23, 585-594.
- Ahn, J., Daidou, T., Tsuneda, S. and 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.
- Arun, V., Mino, T., and Matuo, T., 1988, Biological Mechanism of Acetate Uptake Mediated by Carbohydrate Consumption in Excess Phosphorus Removal Systems. *Water Research*, 22, 565-570.
- Auling, G., Pilz, F., Buse, H.J., Karrasch, S., Streichan, M. And Schön, G., 2001, Analysis of Polyphosphate-Accumulating Microflora in Phosphorus-Eliminating Anaerobic-Aerobic Activated Sludge Systems by Using Diaminopropane as a Biomarker for Rapid Estimation of *Acinetobacter* spp., *Applied Environmental Microbiology*, 57, 3585-3592.
- Barker, P.S. and Dold, P.L., 1996, Denitrification Behaviour in Biological Excess Phosphorus Removal Activated Sludge Systems, *Water Research*, 30 (4), 769-780.
- Barnard, J.L., 1974, Cut N and P without Chemicals. *Water and Wastes Engineering*, 11 (7), 33-39.
- Barnard, J.L., 1975, Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals, *Water Research*, 9, 485-490.
- Barnard, J.L., 1983, Design Consideration Regarding Phosphorus Removal in Activated Sludge Plants, *Water Science and Technology*, 15, 319-328.
- Barnard, J.L., Stevens, G.M. ve Leslie, P.J., 1985, Design Strategies for Nutrient Removal Plant. *Water Science and Technology*, 17 (11/12), 233-242.
- Beatons, D., Vanrolleghem, P.A., vanLoosdtrecht, M.C.M. and Hosten, L.H., 1999, Temperature Effects in Bio-P Removal, *Water Science and Technology*, 39 (1) 215-225.
- Bond, P., Hugenholtz, P., Keller, J., and Blackall, L., 1995, Bacterial Community Structures of Phosphate-Removing and Non-Phosphate-Removing Activated Sludge from Sequencing Batch Reactor, *Applied Environmental Microbiology*, 61, 1910-1916.
- Bond, P., Keller, J., and Blackall, L., 1999, Anaerobic Phosphate Release from Activated Sludge with Enhanced Biological Phosphorus Removal. A Possible Mechanism of Intracellular pH Control, *Biotechnology and Bioengineering*, 63, 507-515.

Bortone, G., Malaspina, F., Stante, L. And Tilche, A., 1994, Biological Nitrogen and Phosphorus Removal in an Anaerobic/Anoxic Sequencing Batch Reactor with Seperated Biofilm Nitrification, *Water Science and Technology*, 30, 303-313.

Boughton, W.H., Gotfried, R.J., Sinclair, N.A., Yall, I., 1971, Metabolic Factors Affecting Enhanced Phosphorus Uptake by Activated Sludge. *Applied Microbiology.*, 22 (4), 571-577.

Brdjanovic, D, Hoojmans, C.M., van Loosdrecht, M.C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J., 1996, The Dynamic Effects of Potassium Limitation on Biological Phosphorus Removal, *Water Research*, 30(10), 2323-2328.

Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M.C.M., Hoojmans, C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J., 1997, Temperature Effects on Physiology of Biological Phosphorus Removal. *Journal of Environmental Engineering*, 123 (2), 144-153.

Brdjanovic, D., Slamet, A., van Loodsdrecht, M.C.M., Hooijmans, C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J., 1998a, Influence of Temperature on BPR: Process and Molecular Ecological Studies, *Water Research*, 32(4) 1035-1048.

Brdjanovic, D., Slamet, A., van Loosdrecht, M.C.M., Hoojmans, C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J., 1998b, Impact of Excessive Aeration on Biological Phosphorus Removal From Wastewater, *Water Research*, 200-208.

Brodisch, K.E.U., and Joyner, S.J., 1983, The Role of Microorganisms Other Than Acinetobacter in Biological Phosphate Removal in Activated Sludge Process, *Water Acience and Technology*, 15, 117-125.

Brodisch, K.E.U., 1985, Interactions of Different Groups of Microorganisms in Biological Phosphate Removal, *Water Science and Technology*, 17(11/12), 89-97.

Buchan, L., 1983, The Possible Biological Mechanisms of Phosphorus Removal. *Water Science and Technology*, 15 (3/4), 87-103.

Carucci, A., Lindrea, K., Majone, M. and Ramadori, R., 1995, Dynamics of The Anaerobic Utilization of Organic Substrates in an Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Reactor, *Water Science and Technology*, 31 (2), 35-43.

Carucci, A., Majone, M. and Ramadori, R., 1999, Comment on Microbiology and Biochemistry of the Enhanced Biological Phosphate Removal Process, *Water Resesarch*, 33 (10), 2465-2466.

Cech, J.S. and Hartman, P., 1990, Glucose Induced Breakdown of Enhanced Biological Phosphate Removal, *Environmental Technology*, 11, 651-656.

Cech, J.S. and Hartman, P., 1993, Competition between Polyphosphate and Polysaccharide Accumulating Bacteria in Enhanced Biological Phosphate Removal Systems, *Water Research*, 27(7), 1219-1225.

- Chang, C.H., and Hao, O.J., 1996, Sequencing Batch Reactor System for Nutrient Removal: ORP and pH Profiles, *Journal Chemical Technology Biotechnology*, 67, 27-38.
- Chang, W.C., Chiou, R.J., Quyang, C.F., 1996, The Effect of Residual Substrate Utilisation on Sludge Settling in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Water Science and Technology*, 34 (1-2), 425-430.
- Chuang, S.H., Quyang, C.F. and Wang, Y.B., 1996, Kinetic Competition Between Phosphorus Release and Denitrification on Sludge under Anoxic Condition, *Water Research*, 30 (12), 2961-2968.
- Cloete, T.E., Steyn, P.L. and Buchan, L., 1985, An Auto-Ecological Study of *Acinetobacter* in Activated Sludge, *Water Science and Technology*, 17(11/12), 139-146.
- Cloete, T.E. and Steyn, P.L., 1988, The Role of *Acinetobacter* as a Phosphorus Removing Agent in Activated Sludge, *Water Research*, 22(8), 971-976.
- Colunga, A.M., and Martinez, S.G., 1996, Effects of Population Displacements on Biological Phosphorus Removal in a Biofilm SBR, *Water Science and Technology*, 34, 303-313.
- Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W. and Oldham, K., 1986, Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Water Research*, 20, 1511-1521.
- Comeau, Y., Rabionwitz, B., Hall, K.J., and Oldham, K., 1987, Phosphate Release and Uptake in Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, *Journall Water Pollution Control Federation*, 59 (7), 707-715.
- Converti, A., Rovatti, M. Ve Del Borghi, M., 1995, Biological Removal of Phosphorus from Wastewater by Alternating Aerobic and Anaerobic Conditions. *Water Research*, 29(1), 263-269.
- Convery, J.J., 1970, Treatment Techniques for Removing Phosphorus from Municipal Wastewaters. *Water Pollution Control Research Series*, EPA, Water Quality Office.
- Çokgör, E.U., Yağcı, N.O., Randall, C.W., Artan, N. And Orhon, D., 2004, Effects of pH and Substrate on the Competition Between Glycogen and Phosphorus Accumulating Organisms, *Journal of Environmental Science and Health Part A- Toxic/Hazardous Substances& Environmental Engineering*, vol. A39 (7), 1695-1704.
- Crocetti, G.R., Hugenholtz, P., Bomd, P.L., Schuler, A., Keller, J., Jenkins, D., and Blackall L.L., 2000, Identification of Polyphosphate-Accumulating Organisms and Design of 16S Rrna-Directed Probes for Their Detection and Quantitation, *Applied Environmental Microbiology*, 66, 1175-1182.
- Deinema, M.H., van Loosdrecht, M. And Scholten, J., Turkstra, E. and Webers, H.A.A.M., 1980, The Accumulation of Polyphosphate in *Acinetobacter* Spp. *FEMS Microbiol. Lett.*, 9, 275-279.

- Deinema, M.H., Habets, L.H.A., Scholten, A., 1985, Some Physiological Characteristics of *Acinetobacter* spp Accumulating Large Amounts of Phosphate, *Water Science and Technology*, 17 (11/12), 119-125.
- Erdal U.G., Erdal Z.K., Randall C.W., 2003, The Competition Between PAOs (phosphorus accumulating organisms) and GAOs (glycogen accumulating organisms) in EBPR (enhanced biological phosphorus removal) Systems at Different Temperatures and the Effects on System Performance, *Water Science and Technology*, 47(11), 1-8.
- Filipe C.D., Daigger G.T., Grady C.P.L Jr., 2001a, Effects of pH on the Rates of Aerobic Metabolism of Phosphate-Accumulating and Glycogen-Accumulating Organisms, *Water Environment Research*, 73, 213-222.
- Filipe C.D., Daigger G.T., Grady C.P.L.Jr., 2001b, pH as a Key Factor in The Competition Between Glycogen-Accumulating Organisms and Phosphorus-Accumulating Organisms, *Water Environment Research*, 73, 223-232.
- Filipe, C.D.M., Daigger, G.T., Grady, C.P.L.Jr., 2001c, A Metabolic Model for Acetate Uptake under Anaerobic Conditions by Glycogen Accumulating Organisms: Stoichiometry, Kinetics, and the Effects of pH, *Biotechnology and Bioengineering*, 76, 17-31.
- Filipe, C.D.M., Daigger, G.T., Grady, C.P.L.Jr., 2001d, Stoichiometry and Kinetics of Acetate Uptake under Anaerobic Conditions by an Enriched Culture of Phosphorus Accumulating Organisms at Different pHs, *Biotechnology and Bioengineering*, 76, 32-43
- Florentz, M., and Granger, P., 1983, Phosphorus -31 Nuclear Magnetic Resonance of Activated Sludge: Use for the Study of the Biological Removal of Phosphates from Wastewater, *Environmental Technology Letters*, 4, 9-14.
- Florentz, M., Caille, D., Bourdon, F. And Sibony, J., 1987, Biological Phosphorus Removal in France. *Water Science and Technology*, 19 (4), 1171-1173.
- Fuhs, G.W. ve Chen, M., 1975, Mikrobiological Basis of Phosphate Removal in the Activated Sludge Process for Treatment of Wastewater. *Microbiological Ecology*, 2(2), 119-138.
- Gerber, A., Mostert, E.S., Winter, C.T. and Villiers, R.H., 1987, Interactions between Phosphate, Nitrate and Organic Substrate in Biological Nutrient Removal Process, *Water Science and Technology*, 19, 183-194.
- Greenburg, A.E., Levin, G. VE Kauffman, W.G., 1955, The Effect of Phosphorus Removal on the Activated Sludge Process. *Sewage and Industrial Wastes*, 27, 277.
- Hascoet, M.C., Florentz, M. And Granger, P., 1985, Biochemical aspects of Enhanced Biological Phosphorus Removal from wastewater, *Water Science and Technology*, 17(11/12), 23-41.

Helmer, C., and Kunts, S., 1998, Low Temperature Effects on Phosphorus Release and Uptake by Microorganisms in EBPR Plants, *Water Science and Technology*, 37, 531-539.

Hesselman, R.P.X., Werlen, C., Hahn, D. Meer, J.R. van der, Zehnder A.J.B., 1999, Enrichment, Phylogenetic Analysis and Detection of a Bacterium that Performs Enhanced Biological Phosphate Removal in Activated Sludge, *Syst. Applied Microbiology*, 22, 454-465.

Hesselman, R.P.X., von Rummell, R., Resnick, S.M., Hany, R. and Zehnder A.J.B., 2000, Anaerobic Metabolism of Bacteria Performing Enhanced Biological Phosphate Removal, *Water Research*, 34(14), 3487-3494.

Hirashi, A., Masamune, K. and Kitamura, H., 1989, Characterization of the Bacterial Population Structure in an Anaerobic-Aerobic Activated Sludge System on the Basis of Respiratory Quinone Profiles, *Applied Environmental Microbiology*, 30, 197-210.

Hirashi, A. and Morishita, Y., 1990, Capacity of Polyphosphate Accumulation of Predominant Bacteria in Activated Sludge Showing Enhanced Phosphate Removal, *Journal Fermentation Bioengineering*, 69, 368-371.

Hood, C.R., and Randall, A.A., 2001, A Biochemical Hypothesis Explaining the Response of Enhanced Biological Phosphorus Removal Biomass to Organic Substrates, *Water Research*, 35 (11), 2758-2766.

Hu, J.Y., Ong, S.L., Ng, W.J., Lu, F. and Fan X.J., 2003, A New Method for Characterizing Denitrifying Phosphorus Removal Bacteria by Using Three Different Types of Electron Acceptors, *Water Research*, 37, 3463-3471.

I Made, S., Satoh, H., Mino, T. and Matsuo, T., 1998, Morphology, in situ Identification with Rrna Targeted Probe and Respiratory Quinone Profile of Enhanced Biological and Non-Enhanced Biological Phosphorus Removal Sludge. 19th IAWQ Biennial Conference, Vancouver.

Jenkins, D., ve Hermanowicz, S. 1991, Principles of Chemical Phosphate Removal. Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater. The Soap and Detergent Association. New York, NY.

Jenkins, D. and Tandoi, V., 1991, The Applied Microbiology of Enhanced Biological Phosphate Removal – Accomplishments and Needs, *Water Research*, 25(12), 1471-1478.

Jonsson, K., Johansson, P., Christensson, M., Lee, N., Lie, E., and Welander, T., 1996, Operational Factors Affecting Enhanced Biological Phosphorus Removal at The Wastewater Treatment Plant in Helsingborg, Sweden, *Water Science and Technology*, 34(1-2), 67-74.

Jeon, C.O. and Park, J.M., 2000, Enhanced Biological Phosphorus Removal in a Sequencing Batch Reactor Supplied with Glucose as Sole Carbon Source, *Water Research*, 34 (7), 2160-2170.

- Jeon, C.O., Lee, D.S., Lee, M.W. and Park, J.M., 2001, Enhanced Biological Phosphorus Removal in an Anaerobic-Aerobic Sequencing Batch Reactor: Effect of pH, *Water Environment Research*, 73, 301-306.
- Jones, M. and Stephenson, T., 1996, The Effect of Temperature on Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Environmental Technology*, 17, 965-976.
- Juni, E., 1978, Genetics and Physiology of *Acinetobacter*, *Annu. Rev. Microbiol.*, 32, 349-371.
- Kampfer, P., Erhart, R., Beimfohr, C., Wagner, M., and Amann R., 1996, Characterization of Bacterial Communities from Activated Sludge: Culture-Dependent Numerical Identification Using Group and Genus-Specific rRNA-targeted Oligonucleotide Probes, *Microbial Ecology*, 32, 101-121.
- Kang, S.J., Horvatin, P.J. and Brisco, L., 1985, Full-scale Biological Phosphorus Removal Using A/O Process in a Cold Climate, *Proc. Int. Conf. Mgmt. Strategies for Phosphorus in The Environment*, Selper Ltd, U.K., 72-77.
- Kern-Jespersen, J.P. and Henze, M., 1993, Biological Phosphorus Uptake under Anoxic and Aerobic Conditions. *Water Research*, 27(4), 617-624.
- Kisoğlu, Z., Erdal, U., Randall, C.W., 2000, The Effect of COD/TP Ratio on Intracellular Storage Materials, System Performance and Kinetic Parameters in a BNR System, *Proceedings of the 73rd Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference*, Anaheim, California, 14-18.
- Krichten, D.J., Hong, S.N. and Tracy, K.D., 1985, Applied Biological Phosphorus Removal Technology for Municipal Wastewater by the A/O Process, *Proc. Int. Conf. Mgmt. Strategies for Phosphorus in the Environment*, Selper Ltd, U.K., 399-404.
- Kuba, T., Smolders, G.J.F., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1993, Biological Phosphorus Removal from Wastewater by Anaerobic Anoxic Sequencing Batch Reactor, *Water Science and Technology*, 27(5/6), 241-252.
- Kuba, T., Smolders, G.J.F., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1994, Effect of Nitrate on Phosphorus Release in Biological Phosphorus Removal Systems, *Water Science and Technology*, 30(6), 263-269.
- Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1996a, Phosphorus and Nitrogen Removal with Minimal COD Requirement by Integration of Denitrifying Dephosphatation and Nitrification in A Two-Sludge System. *Water Research*, 30(7), 1702-1710.
- Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1996b, A Metabolic Model for Biological Phosphorus Removal by Denitrifying Organisms, *Biotechnology and Bioengineering*, 52, 685-695.

- Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1996c, Effect of Cyclic Oxygen Exposure on the Activity of Dentrifying Phosphorus Removing Bacteria, *Water Science and Technology*, 34 (1-2), 33-40.
- Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1997, Biological Dephosphatation by Activated Sludge under Denitrifying Conditions: pH Influence and Occurrence of Denitrifying Dephosphatation in a Full-Scale Wastewater Treatment Plant, *Water Science and Technology*, 36, 12, 75-82.
- Lemos, P.C., Viana, C., Salgueiro, E.N., Ramos, A.M., Crespo, J.P.S.G. and Reis, M.A.M., 1998, Effect of Carbon Source on the Formation of Polyhydroxyalkanoates (PHA) by a Phosphate Accumulating Mixed Culture, *Enzyme and Microbial Technology*, 22, 662-671.
- Lemos, P.C., Serafim, L.S., Santos, M., Reis, M.A.M., and Santos, H., 2003, Metabolic Pathway for Propionate Utilization by Phosphorus Accumulating Organisms in Activated Sludge: ¹³C Labelling and in vivo Nuclear Magnetic Resonance, *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 241-251.
- Levantesi, C., Serafim, L.S., Crocetti, G.R., Lemos, P.C., Rossetti, S., Blackall, L.L., Reis, M.A.M., and Tandoi, V., 2002, Analysis of the Microbial Community Structure and Function of a Laboratory Scale Enhanced Biological Phosphorus Removal Reactor, *Environmental Microbiology*, 4, 559-569.
- Levin, G.V. ve Shapiro, J., 1965, Metabolik Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms. *Journal Water Pollution Control Federation*, 37, 800-821.
- Lin, C.K., Katayama, Y., Hosomi, M., Murakami, A., and 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.
- Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K., ve Matsuo, T., 1994, Role of Glycogen in Acetate Uptake and Polyhydroxyalkanoate Synthesis in Anaerobic-Aerobic Activated Sludge with a Minimized Polyphosphate Content, *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 77, 535-540.
- Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K., ve Matsuo, T., 1996a, Glycogen Accumulating Population and its Anaerobic Substrate Uptake in Anaerobic-Aerobic Activated Sludge without Biological Phosphorus Removal, *Water Research*, 30 (1), 75-82.
- Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K., ve Matsuo, T., 1996b, Biological Phosphorus Removal Process – Effect of pH on Anaerobic Substrate Metabolisms, *Water Science and Technology*, 34, 24-31.
- Liu, W.T., Mino, T., Nakamura, K., ve Matsuo, T., 1997, Internal Energy-Based Competition Between Polyphosphate and Glycogen-Accumulating Bacteria in Biological Phosphorus Removal Reactors – Effect of P/C Feeding Ratio, *Water Research*, 1997, 31 (6), 1430-1438.

Liu, Y.H., 1998, Relation Between Sludge Carbonhydrate Content and Biological Phosphate Removal, *Water Research*, 32 (5), 1635-1641.

Lötter, L.H., 1985, The Role of Bacterial Phosphate Metabolism in Enhanced Phosphorus Removal from the Activated Sludge Process, *Water Science and Technology*, 17(11/12), 127-138.

Louie, T.M., Mah, T.J., Oldham, W. And Ramey, W.D., 2000, Use of Metabolic Inhibitors and Gas Chromatography/Mass Spectroscopy to Study Poly- β -Hydroxyalkanoates Metabolism Involving Cryptic Nutrients in Enhanced Biological Phosphorus Removal Systems, *Water Research*, 34 (5), 1507-1514.

Malnou, D., Meganck, M., Faup, G.M and du Rotsu, M., 1984, Biological Phosphorus Removal: Study of the Main Parameters. *Water Science and Technology*, 16(10/11), 173-185.

Mamais, D. and Jenkins, D., 1992, The Effects of MCRT and Temperature on Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Water Science and Technology*, 26 (5-6), 955-965.

Marais, G.v.R, Loewenthal, R.E. and Siebritz, I.P., 1983, Observations Supporting Phosphate Removal by Biological Excess Uptake-A Review, *Water Science and Technology*, 15 (3/4), 15-41.

Marklund, S., and Morling, S., 1994, Biological Phosphorus Removal at Temperatures From 3 to 10 °C A Full Scale Study of a Sequencing Batch Reactor Unit, *Canada Journal Civil Engineering*, 121, 81-88.

Matsuo, Y., 1994, Effect of the Anaerobic SRT on Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Water Science and Technology*, 28(1), 127-136.

Maurer, M., Gujer, W., Hany, R. and Bachmann, S., 1997, Intracellular Carbon Flow in Phosphorus Accumulating Organisms from Activated Sludge Systems, *Water Research*, 31(4) 907-917.

McClintock S.A., Randall, C.W. and Pattarkine, V.M., 1993, Effects of Temperature and Mean Cell Residence Time on Biological Nutrient Removal Processes, *Water Environment Research*, 65 (5), 110-118.

Meinhold, J., Arnold, E. and Isaacs, S., 1999, Effect of Nitrite on Anoxic Phosphate Uptake in Biological Phosphorus Removal Activated Sludge, *Water Research*, 33 (8), 1871-1883.

Merzouki, M., Bernet, N., Delgenes, J.P., Moletta, R., and Benlemlih, M., 2001, Biological Denitrifying Phosphorus Removal in SBR: Effect of Added Nitrate Concentration and Sludge Retention Time, *Water Science and Technology*, 43, 3, 191-194.

Metcalf and Eddy, 1991, *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, New York.

Mino, T., Tsuzuki, Y., and Matsuo, T., 1987, Effect of Phosphorus Accumulation on Acetate Metabolism in the Biological Phosphorus Removal Process. Proc. IAWPRC Int. Conf. on Biological Phosphate Removal from Wastewaters, Rome, Italy, Adv. Water Pollt. Cont., 27-38.

Mino, T., Satoh, H., and Matsuo, T., 1994, Metabolisms of Different Bacterial Populations in Enhanced Biological Phosphate Removal Process, Water Science and Technology, 29(7), 67-70.

Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1998, Microbiology and Biochemistry of the Enhanced Biological Phosphate Removal Process, Water Research, 32 (11), 3193-3207.

Morgenroth, E. and Wilderer, P.A., 1998, Modeling of Enhanced Biological Phosphorus Removal in a Sequencing Batch Biofilm Reactor, Water Science and Technology, 37 (4-5), 583-587.

Murnleitner, E., Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1997, An Integrated Metabolic Model for the Aerobic and Denitrifying Biological Phosphorus Removal, Biotechnology and Bioengineering, 54 (5), 434-450.

Nakamura, K. And Dazai, M., 1989, Growth Characteristics of Batch-Cultured Activated Sludge Adits Phosphate Elimination Capacity, Journal Fermentation Bioengineering, 64, 433-439.

Nakamura, K., Masuda, K., and Mikami, E., 1991, Isolation of a New Type of Polyphosphate Accumulating Bacteria and its Phosphate Removal Characteristics, Journal Fermentation Bioengineering, 71, 258-263.

Nakamura, K., Hirashi, A., Yoshimi, Y., Kawarasaki, M., Masuda, K., and Kamagata, Y., 1995, *Micrococcus Phosphovorus* gen. nov., sp. Nov., a New Gram-positive Polyphosphate Accumulating Bacterium Isolated from Activated Sludge, Int. J. Syst. Bacteriol., 45(1), 17-22.

Nicholls, H.A. and Osborn, D.W., 1979, Bacterial stres: Prerequisite for Biological Removal of Phosphorus. Journal Water Pollution Control Federation, 51(3), 557-569.

Osborn, D.W., and Nicholls, H.A., 1978, Optimisation of Activated Sludge Process for the Biological Removal of Phosphorus, Prog. Water Technology, 10(1/29), 261-277.

Panswad, T., Dounghchai, A., and Anotai, J., 2003, Temperature Effect on Microbial Community of Enhanced Biological Phosphorus Removal System, Water Research, 37, 409-415.

Pattarkine, V.M., and Randall, C.W., 1999, The Requirement of Metal Cations for Enhanced Biological Phosphorus Removal by Activated Sludge, Water Science and Technology, 40(2), 159-165.

Pereira, H., Lemos, P.C., Reis, M.A., Crespo, J.P.S.G., Carrondo, M.J.T. and Santos, H., 1996, Model for Carbon Metabolism in Biological Phosphorus Removal Processes Based on in vivo ¹³C-NMR Labeling Experiments, Water Research, 30 (9), 2128-2138.

Pokethitiyook, P., McClintock S.A. and Randall, C.W., 1992, The Role of Nitrate in Biological Phosphorus Removal, Virginia Polytechnolgy Institute and State University, Blacksburg.

Randall, C.W., Stensel, H.D. and Barnard, J.L., 1992, Design of Activated Sludge Biological Nutrient Removal Plants, in Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. (ed. Randall), Techomic Publishing Co. Inc., 125-126.

Randall, A.A., Benefield, L.D. and Hill, W.E., 1994, The Effect of Fermentation Products on Enhanced Biological Phosphorus Removal, Polyphosphate Storage and Microbial Population Dynamics, *Water Science and Technology*, 30 (6), 213-219.

Randall, C.W. and Chapin, R.W., 1997, Acetic Acid Inhibition of Biological Phosphorus Removal, *Water Environment Research*, 69 (5), 955-960.

Raper, W.G.C., 1983, Biologically Enhanced Removal of Phosphorus from Domestic Wastewater, 10th Fed. Conven. Australian Water and Wastewater Assoc., 369-376.

Reddy, M., 1998, Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal, WEF.

Rensink, J.H., van der Ven, J., van Pamelan, G., Fedder, F. And Majoor, E, 1997, The Modified Renphosystem: A High Biological Nutrient Removal System. *Water Science and Technology*, 35 (10), 137-146.

Rickard, L.F., and McClintock, S.A., 1992, Potassium and Magnesium Requirement for Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, *Water Science and Technology*, 26(9-11), 2203-2206.

Rodrigo, M.A., Seco A., Ferrer J., and Peña-Roja J.M., 1999, The Effect of Sludge Age on the Deterioration of the Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Environmental Technology*, 20(10), 1055-1063.

Romanski, J., Heider, M., and Wiesmann, U., 1997, Kinetics of Anaerobic Orthophosphate Release and Substrate Uptake in Enhanced Biological Phosphorus Removal from Synthetic Wastewater, *Water Research*, 31(12), 3137-3145.

Rudolfs, W., 1947, Phosphates in Sewage Treatment: I. Quantities of Phosphates. *Sewage Works Journal*, 19,43-47.

Saito, T., Brdjanovic, D. and van Loosdrecht, M.C.M., 2004, Effect of Nitrite on Phosphate Uptake by Phosphate Accumulating Organisms, *Water Research*, 38, 3760-3768.

Satoh, H., Mino, T., ve Matsuo, T., 1992, Uptake of Organic Substrate and Accumulation of Polyhydroxyalkanoates Linked with Glycolysis of Intracellular Carbonhydrates under Anaerobic Conditions in the Biological Excess Phosphate Removal Process, *Water Science and Technology*, 26, 933-942.

Satoh, H., Mino, T., ve Matsuo, T., 1994, Deterioration of Enhanced Biological Phosphorus by the Domination of Micro-Organisms without Polyphosphate Accumulation, *Water Science and Technology*, 30 (6), 203-211.

Satoh, H., Ramey, W.D., Koch, F.A., Oldham, W.K., Mino, T. and Matsuo T., 1996, Anaerobic Substrate Uptake by the Enhanced Biological Phosphorus Removal Activated Sludge Treating Real Sewage, *Water Science and Technology*, 34 (1/2), 9-16.

Sawyer, C.N. 1944. Biological Engineering in Sewage Treatment. *Sewage Works Journal*, 16, 925-95.

Schuler, A.J. and Jenkins, D., 2002, Effects of pH on Enhanced Biological Phosphorus Removal Metabolisms, *Water Science and Technology*, 46 (4/5) 171.

Schuler, A.J. and Jenkins, D., 2003, Enhanced Biological Phosphorus from Wastewater by Biomass with Varing Phosphorus Contents, Part I: Experimental Methods and Results, *Water Environment Research*, 75, 485-499.

Sell, R.L., Krichen, D.J., Noichl, O.J. and Hartzog, D.G., 1981, Low Temperature Biological Phosphorus Removal, Proc., 54th Water Pollution Control Federation Conferation, Detroit.

Serafim L.S., Lemos P.C., Reis M.A., 2002, Effect of pH Control on EBPR Stability and Efficiency, *Water Science and Technology*, 46(4-5), 179-184.

Shapiro, J., Levin, G.V. and Humberto, Z.G., 1965, Metabolik Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms, *Journal Water Pollution Control Federation*, 37 (6), 800-824.

Shapiro, J., Levin, G.V. and Zea, H.G., 1967, Anoxically Induced Release of Phosphate in Wastewater Treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, 39 (11), 1811-1818.

Shehab, O., Deininger, R., Porta, F., and Wojewski, T., 1996, Optimising Phosphorus Removal at the Ann Arbor Wastewater Treatment Plant, *Water Science and Technology*, 34(1-2), 493-499.

Smolders, G.J.F., van der Meij, J., van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen, J.J., 1994a, Model of The Anaerobic Metabolism of the Biological Phosphorus Removal Process: Stoichiometry and pH Influence, *Biotechnology and Bioengineering*, 43, 461-470.

Smolders, G.J.F., van der Meij, J., van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen, J.J., 1994b, Stoichiometric Model of the Aerobic Metabolism of the Biological Phosphorus Removal Process *Biotechnology and Bioengineering*, 44, 837-848.

Smolders, G.J.F., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen, J.J., 1995, A Metabolic Model for the Biological Phosphorus Removal Process, *Water Science and Technology*, 31(2), 79-93.

Spatzierer, G., Ludwig, C. and Matsche, N., 1985, Biological Phosphorus Removal in Combination with Simultaneous Precipitation, *Water Science and Technology*, 17 (11/12), 163-176.

- Stante, L., Cellamare, C.M., Mamaspina, F., and Tilche, A., 1996, Production of Poly-Beta-Hydroxybutyrate by *Lamproedia* Spp. Isolated from Activated Sludge for Phosphorus Removal, *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent.*, 61(4b), 2101-2108.
- Streichan M., Golecki, J.R. and Schön, G., 1990, Polyphosphate-Accumulating Bacteria from Sewage Plants with Different Processes for Biological Phosphorus Removal, *FEMS Microb. Ecol.*, 73, 113-129.
- Suidiana, I.M., Mino, T., Satoh, H., Nakamura, K. and Matsuo, T., 1997, Metabolism of Enhanced Biological Phosphorus Removal and Non Enhanced Biological Phosphorus Removal Sludge with Acetate and Glucose As Carbon Source, *BRN3 Conference*, Brisbane, 41-47.
- Tracy, K.D. and Flammino, A., 1987, Biochemistry and Energetics of Biological Phosphorus Removal, *Proc. IAWPRC Int. Conf. On Biological Phosphate Removal from Wastewaters*, Rome, Italy, 15-26.
- Veldhuizen, H.M.V., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 1999, Modelling Biological Phosphorus and Nitrogen Removal in a Full Scale Activated Sludge Process, *Water Research*, 33, 16, 3459-3468.
- Viconneau, J.C., Hascoet, M.C. and Florentz, M., 1985, The First Application of Biological Phosphorus Removal in France, *Proc. Int. Conf. Mgmt. Strategies for Phosphorus in the Environment*, Selper Ltd, U.K., 47-53.
- Vlekke, G.J.F., Comeu, Y. and Oldham, W.K., 1988, Biological Phosphate Removal from Wastewater with Oxygen or Nitrate in Sequencing Batch Reactors. *Environmental Technology Letters*, 9, 791-796.
- Wanner, J., Cech, J.S. and Kos, M., 1992, New Process Design for Biological Nutrient Removal, *Water Science and Technology*, 25, (4-5), 445-448.
- Wagner, M., Erhart, R., Manz, W., Aman, R., Lemmer, H., Wedi, D. and Schleifer, K.H., 1994, Development of an rRNA-targeted Oligonucleotide Probe Specific for The Genus *Acinetobacter* and its Application for in situ Monitoring in Activated Sludge, *Applied Environmental Microbiology*, 60(3), 792-800.
- Wang, N., Hill, G., Peng, J., 2002, The Role of Glucose in Developing Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Environmental Engineering Policy*, 3, 45-54.
- Wentzel, M.C., Lötter, L.H., Loewenthal, R.E., and Marais, GvR., 1986, Metabolic Behavior of *Acinetobacter* Spp. in Enhanced Biological Phosphate Removal – A Biochemical Model, *Water SA*, 12(4), 209-214.
- Wentzel, M.C., Lötter, L.H., Ekama, G.A. and Marais, G.V.R., 1988, Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated Sludge – Part I: Enhanced Culture Development, *Water SA*, 14(2), 81-92.

- Wentzel, M.C., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E., Dold, P.L. and Marais, G.V.R., 1989a, Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated System. Part II: Experimental Behaviour. *Water SA*, 15(2), 71-88.
- Wentzel, M.C., Dold, P.L., Ekama, G.A. and Marais, G.V.R., 1989b, Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated System. Part III. Kinetic Model. *Water SA*, 15(2), 89-102.
- Wentzel, M.C., Lötter, L.H., Ekama, G.A., and Marais, G.v.R., 1991, Kinetics of Nitrification Denitrification Biological Excess Phosphorus Removal Systems – A Review, *Water Science and Technology*, 23, 555-565.
- Wentzel, M.C., Lötter, L.H., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E. and Marais, G.v.R., 1991, Evaluation of Biochemical Models for Biological Excess Phosphorus Removal, *Water Science and Technology*, 23, 567-576.
- Whang L.M., and Park J.K., 2002, Competition Between Polyphosphate- and Glycogen-Accumulating Organisms in Biological Phosphorus Removal Systems-Effect of Temperature, 46 (1-2), 191-194.
- Yağcı, N., Artan, N., Çokgör, E.U., Randall, C.W., Orhon, D., 2003, Metabolic Model for Acetate Uptake by a Mixed Culture of Phosphate and Glycogen Accumulating Organisms under Anaerobic Conditions, *Biotechnology and Bioengineering*, 84, 359-373.
- Yeoman, S., Hunter, M., Stephenson, T., Lester, J.N. and Perry, R., 1988, The Removal of Phosphorus During Wastewater Treatment, *Environmental Pollution*, 49, 183-233.
- You, S.J., Quyang, C.F., and Chuang, S.H., 2001, The Polyhydroxyalkanoates Characteristics of Denitrifying and Non-Denitrifying Phosphate Accumulating Organisms, *Journal Environmental Science and Health A*, 36(9), 1811-1824.
- Zeng, R., Yuan, Z., van Loosdrecht, M.C.M., Keller, J., 2002a, Proposed Modifications to Metabolic Model for Glycogen Accumulating Organisms Under Anaerobic Conditions, *Biotechnology and Bioengineering*, 80, 3, 277-279.
- Zeng, R., van Loosdrecht, M.C.M., Yuan, Z., Keller, J., 2002b, Metabolic Model for Glycogen-Accumulating Organisms in Anaerobic/Aerobic Activated Systems, *Biotechnology and Bioengineering*, 81, 92-105.
- Zeng, R., Yuan, Z., Keller, J., 2003, Enrichment of Denitrifying Glycogen-Accumulating Organisms in Anaerobic/Anoxic Activated Sludge System, *Biotechnology and Bioengineering*, 81, 397-404.

ÖZGEÇMİŞ

Engin GÜRTEKİN, 1975 yılında Elazığ'da doğdu. İlk ve orta öğretimini Elazığ'da tamamladı. 1998 yılında Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans eğitimini tamamladı. 2001 yılında ise, aynı bölümde yüksek lisans eğitimini tamamlayarak yüksek lisans unvanı aldı.





EKLER

Tablo A.1. SET A1 ve SET A2'nin Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET A1 92	400	58	30	15	58,32	4,15	28	20,6	15,2	2540	1810	0,712	9,8
94	400	65	25	15	56,4	3,82	28	-	-	2510	1775	0,707	9,9
97	400	45	28	15	59,75	3,95	28	-	-	2530	1780	0,703	9,9
99	400	75	32	15	61,15	4,1	28	20,5	14,9	2500	1800	0,720	9,8
102	400	58	26	15	62,4	3,85	28	-	-	2510	1750	0,697	10,0
104	400	54	25	15	60,1	3,92	28	20,4	15,5	2520	1765	0,700	9,9
105	400	60	27	15	59,6	3,9	28	-	-	2530	1800	0,711	9,8
SET A2 135	400	70	30	15	64,75	3,25	28	-	-	2360	1640	0,695	10,8
137	400	60	33	15	66,2	3,1	28	20,5	15,6	2320	1590	0,685	10,7
140	400	55	35	15	66,2	3,4	28	-	-	2300	1630	0,708	10,8
142	400	65	32	15	65,85	3,2	28	-	-	2340	1620	0,692	10,6
145	400	50	28	15	65,70	3,45	28	-	-	2320	1630	0,702	10,8
147	400	60	30	15	65,9	3,32	28	20,4	15,1	2330	1610	0,691	10,7
150	400	65	35	15	66,4	3,28	28	-	-	2310	1610	0,697	10,7

Tablo A.2. SET A3 ve SET A4'ün Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET A3 170	400	75	35	15	70,58	2,40	28	-	2150	1445	0,672	12,0	
172	400	65	32	15	72,20	2,25	28	15,30	2090	1430	0,684	12,1	
175	400	60	38	15	71,60	2,50	28	-	2120	1390	0,655	12,2	
177	400	85	40	15	72,80	2,10	28	-	2050	1400	0,683	12,1	
180	400	70	36	15	74,40	1,90	28	-	2100	1375	0,654	12,2	
182	400	65	38	15	73,50	2,00	28	14,80	2060	1385	0,672	12,1	
185	400	85	40	15	74,15	2,15	28	-	2050	1360	0,663	12,2	
SET A4 195	400	80	40	15	45,10	9,25	28	-	1860	1400	0,752	5,8	
197	400	90	45	15	43,36	8,68	28	16,40	1820	1410	0,774	6,0	
200	400	70	42	15	47,50	9,40	28	-	1900	1390	0,731	5,9	
202	400	60	38	15	44,16	8,90	28	-	1880	1395	0,742	5,9	
205	400	55	44	15	46,58	9,30	28	-	1850	1405	0,747	5,8	
207	400	75	45	15	45,60	9,10	28	15,90	1840	1400	0,760	5,9	
210	400	80	48	15	47,40	8,95	28	-	1830	1415	0,773	5,9	

Tablo A.3. SET A5 ve SET A6'nın Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET A5 240	400	60	38	15	74,20	3,45	28	-	-	2100	1455	0,693	10,9
242	400	55	35	15	72,65	3,10	28	20,20	14,90	2150	1510	0,702	10,8
245	400	50	32	15	73,30	2,85	28	-	-	2080	1420	0,682	10,9
247	400	70	40	15	75,10	3,22	28	-	-	2020	1425	0,705	10,7
250	400	55	36	15	74,75	3,30	28	-	-	2040	1400	0,686	10,9
252	400	60	35	15	75,35	3,10	28	20,40	15,20	2050	1420	0,692	10,8
255	400	65	40	15	75,40	3,25	28	-	-	2060	1440	0,699	10,9
SET A6 265	400	60	35	15	75,80	3,82	28	-	-	2080	1465	0,704	9,9
267	400	55	30	15	76,40	3,70	28	20,40	14,70	2120	1510	0,712	9,8
270	400	50	32	15	74,90	3,59	28	-	-	2090	1515	0,724	9,8
272	400	70	40	15	77,65	3,76	28	-	-	2060	1450	0,703	9,9
275	400	60	35	15	78,10	3,65	28	-	-	2075	1470	0,708	9,9
277	400	55	32	15	77,10	4,10	28	20,90	15,70	2095	1470	0,701	9,8
280	400	60	34	15	76,90	3,94	28	-	-	2100	1475	0,702	9,9

Tablo A.4. SET A7 ve SET G1'in Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET A7290	400	80	38	15	38,60	3,36	28	-	-	2010	1415	0,704	10,8
292	400	85	40	15	37,55	3,12	28	21,90	16,20	2025	1390	0,686	10,9
295	400	75	45	15	40,10	3,41	28	-	-	2040	1410	0,691	10,9
297	400	70	35	15	41,60	3,25	28	-	-	2035	1400	0,688	10,9
300	400	72	42	15	39,75	3,17	28	-	-	2015	1395	0,692	10,8
302	400	75	40	15	38,50	3,20	28	21,30	16,50	2020	1390	0,688	11,0
305	400	85	36	15	40,80	3,34	28	-	-	2030	1415	0,697	11,0
SET G1 92	400	65	36	15	39,70	8,40	28	-	-	2620	2140	0,816	6,1
94	400	60	34	15	34,60	8,12	28	20,30	15,20	2580	2050	0,794	6,2
97	400	55	30	15	37,10	8,34	28	-	-	2600	2120	0,815	6,1
99	400	54	28	15	33,15	8,50	28	-	-	2540	2090	0,823	6,1
102	400	52	30	15	35,40	8,14	28	-	-	2560	2075	0,810	6,0
104	400	50	32	15	36,10	8,25	28	20,60	14,50	2500	1980	0,792	6,2
105	400	55	35	15	37,20	8,32	28	-	-	2540	2040	0,803	6,1

Tablo A.5. SET G2 ve SET G3'ün Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET G2 135	400	58	38	15	53,50	7,15	28	-	-	2320	1795	0,774	7,6
137	400	64	42	15	52,70	6,72	28	20,40	13,80	2360	1840	0,779	7,6
140	400	62	35	15	56,30	6,95	28	-	-	2350	1805	0,768	7,5
142	400	60	44	15	53,20	6,64	28	-	-	2320	1830	0,778	7,7
145	400	50	35	15	54,75	6,78	28	-	-	2380	1880	0,790	7,5
147	400	55	38	15	55,60	6,82	28	20,70	14,90	2340	1835	0,784	7,6
150	400	55	40	15	53,80	6,85	28	-	-	2350	1875	0,798	7,7
SET G3 170	400	72	40	15	47,60	7,44	28	-	-	2140	1720	0,803	7,0
172	400	60	45	15	46,55	7,36	28	20,10	15,20	2100	1675	0,797	7,1
175	400	65	42	15	48,10	7,10	28	-	-	2080	1630	0,783	7,1
177	400	70	46	15	45,80	7,28	28	-	-	2150	1725	0,802	7,2
180	400	70	45	15	47,60	7,34	28	-	-	2110	1680	0,796	7,1
182	400	60	42	15	46,90	7,30	28	20,80	16,10	2070	1650	0,797	7,1
185	400	62	44	15	47,10	7,40	28	-	-	2140	1730	0,808	7,0

Tablo A.6. SET G4 ve SET G5'in Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOİ (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%P/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET G4 195	400	75	45	15	20,60	10,80	28	-	-	1820	1550	0,851	3,4
197	400	74	48	15	21,40	11,40	28	20,60	15,20	1860	1595	0,857	3,3
200	400	72	44	15	19,75	11,28	28	-	-	1850	1560	0,843	3,4
202	400	75	50	15	22,30	10,65	28	-	-	1810	1575	0,870	3,3
205	400	60	40	15	20,35	11,50	28	-	-	1880	1580	0,840	3,5
207	400	70	45	15	21,60	11,30	28	21,20	16,10	1840	1540	0,836	3,4
210	400	65	42	15	22,10	11,62	28	-	-	1830	1550	0,847	3,4
SET G5 240	400	62	40	15	56,20	6,52	28	-	-	2340	1750	0,747	7,9
242	400	65	45	15	58,10	6,40	28	21,10	16,70	2350	1780	0,757	7,8
245	400	56	38	15	57,60	6,35	28	-	-	2310	1745	0,755	7,9
247	400	50	32	15	55,60	6,45	28	-	-	2360	1800	0,763	7,8
250	400	60	38	15	59,20	6,48	28	-	-	2330	1735	0,744	7,7
252	400	52	36	15	56,70	6,44	28	20,80	15,20	2340	1770	0,756	7,9
255	400	55	40	15	55,10	6,40	28	-	-	2380	1810	0,760	7,8

Tablo A.7. SET G6 ve SET G7'nin Günlük Ölçüm Sonuçları

Gün	KOl (mg/L)			PO ₄ -P (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			AKM	UKM	UKM/AKM	%OP/AKM
	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış	Giriş	Anae. sonu	Çıkış				
SET G6 265	400	58	42	15	41,20	8,24	28	-	-	2360	1900	6,5	0,805
267	400	55	36	15	40,50	8,15	28	21,40	15,10	2410	1890	6,6	0,784
270	400	70	45	15	42,30	7,76	28	-	-	2390	1960	6,5	0,820
272	400	65	35	15	39,70	7,85	28	-	-	2350	1910	6,5	0,812
275	400	64	32	15	43,10	8,31	28	-	-	2370	1895	6,7	0,799
277	400	58	38	15	41,60	7,90	28	19,80	14,90	2380	1900	6,6	0,798
280	400	60	40	15	40,35	7,82	28	-	-	2350	1905	6,5	0,810
SET G7 290	400	70	45	15	24,50	10,22	28	-	-	2300	1920	4,5	0,835
292	400	68	40	15	27,80	9,95	28	21,30	15,80	2320	1970	4,4	0,849
295	400	64	35	15	26,10	10,46	28	-	-	2290	1875	4,6	0,818
297	400	72	40	15	23,65	9,85	28	-	-	2360	1940	4,6	0,822
300	400	65	45	15	26,70	9,90	28	-	-	2330	1935	4,6	0,830
302	400	60	42	15	24,30	9,98	28	20,80	15,20	2340	1960	4,5	0,837
305	400	62	40	15	23,90	10,10	28	-	-	2310	1900	4,6	0,822

Tablo B.1. SET A1'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	25	3,85	15,5
15	162	13,6	21,7
50	105	52,5	20,9
85	80	56,3	20,6
120	54	60,1	20,4
150	40	32,15	17,6
225	30	5,6	16,2
300	25	3,92	15,5

Tablo B.2. SET A2'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	30	3,4	15,1
15	172	16,2	21,55
50	110	55,35	21,4
85	85	59,2	21,0
120	60	65,9	20,4
150	40	30,65	17,3
225	33	5,5	16,4
300	30	3,32	15,1

Tablo B.3. SET A3'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	37	1,95	14,8
15	175	17,1	21,4
50	98	60,25	20,9
85	80	66,3	20,8
120	65	73,5	20,6
150	45	31,2	16,4
225	40	6,35	15,5
300	38	2,0	14,8

Tablo B.4. SET A4'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	45	9,2	15,9
15	165	16,35	21,95
50	100	35,1	21,2
85	85	41,5	21,0
120	75	45,6	20,8
150	55	20,15	17,6
225	50	11,5	16,5
300	45	9,1	15,9

Tablo B.5. SET A5'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	35	3,2	15,2
15	168	14,7	21,6
50	102	62,45	21,3
85	90	68,3	20,8
120	72	72,16	20,5
165	60	75,35	20,4
225	40	15,1	17,3
285	38	2,85	16,2
345	40	3,05	15,3
420	35	3,1	15,2

Tablo B.6. SET A6'nın Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	33	3,9	15,7
15	164	14,3	21,85
75	95	65,7	21,5
135	72	73,85	21,4
195	60	76,3	21,3
255	55	77,1	20,9
315	40	20,15	17,5
375	35	3,6	16,8
435	33	3,1	16,6
495	32	3,85	16,2
555	34	3,9	15,9
660	32	4,1	15,7

Tablo B.7. SET A7'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	41	3,19	16,5
15	170	13,65	22,85
45	92	32,6	21,8
75	75	38,5	21,3
110	45	13,6	17,2
145	42	7,45	16,6
180	40	3,2	16,5

Tablo B.8. SET G1'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	30	8,2	14,5
15	168	17,15	21,25
50	80	33,4	21,1
85	72	35,2	20,9
120	50	36,1	20,6
150	40	17,3	16,8
225	35	9,85	15,4
300	32	8,32	14,5

Tablo B.9. SET G2'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	36	6,8	16,4
15	175	13,5	22,2
50	85	41,25	21,5
85	73	48,1	21,1
120	55	55,6	20,7
150	40	30,25	17,9
225	40	10,35	17,1
300	38	6,82	16,4

Tablo B.10. SET G3'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	43	7,32	14,9
15	180	14,9	21,45
50	82	36,3	21,0
85	75	42,25	20,9
120	60	46,9	20,8
150	48	28,9	16,8
225	44	11,6	15,2
300	42	7,3	14,9

Tablo B.11. SET G4'ün Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	43	11,4	16,1
15	174	16,4	22,05
50	85	20,35	21,8
85	82	21,15	21,3
120	70	21,6	21,2
150	48	13,75	17,6
225	43	12,45	16,6
300	42	11,3	16,1

Tablo B.12. SET G5'in Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	37	6,46	15,2
15	165	15,1	21,6
50	80	39,6	21,4
85	70	49,45	21,0
120	58	53,6	20,8
165	52	56,7	20,4
225	40	25,4	17,5
285	34	5,5	16,2
345	34	6,1	15,5
420	36	6,44	15,2

Tablo B.13. SET G6'nın Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	36	8,1	14,9
15	172	13,9	21,45
75	75	35,3	21,2
135	68	38,65	20,6
195	62	40,3	20,1
255	58	41,6	19,8
315	45	22,4	17,5
375	40	7,25	16,3
455	38	7,3	16,0
495	40	7,6	15,6
555	42	7,55	15,4
660	38	7,9	14,9

Tablo B.14. SET G7'nin Çevrim İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
0	43	9,95	15,2
15	170	13,5	21,6
50	70	21,65	21,2
85	60	24,3	20,8
150	45	14,4	16,9
225	42	11,5	16,1
300	42	9,98	15,2

Tablo C.1. SET A, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda Kademe İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	219	8,55
30	145	42,8
60	92	61,74
90	82	68,65
120	60	72,42

Tablo C.2. SET A, pH= 6,5'da Kademe İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	220	8,58
30	150	28,16
60	98	39,40
90	86	45,32
120	62	48,20

Tablo C.3. SET A, pH= 7,0'de Kademe İçinde Ölçülen Değerler

Zaman (dakika)	KOİ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	220	8,56
30	148	40,24
60	90	55,82
90	78	64,16
120	58	68,35

Tablo C.4. SET A, pH= 7,5'da Kademe İçinde lülen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	220	8,56
30	146	41,3
60	94	59,25
90	80	65,74
120	60	70,46

Tablo C.5. SET A, pH= 8,0'de Kademe İçinde lülen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	219	8,58
30	145	45,3
60	90	62,1
90	78	70,45
120	60	75,2

Tablo C.6. SET G, pH Kontrolünün Olmadığı Durumda Kademe İçinde lülen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	221	11,15
30	140	25,34
60	86	38,22
90	70	43,6
120	62	47,35

Tablo C.7. SET G, pH= 6,5'da Kademe İçinde lülen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	221	11,17
30	145	17,25
60	90	22,48
90	75	25,32
120	60	27,16

Tablo C.8. SET G, pH= 7,0'de Kademe İçinde ltilen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	222	11,17
30	140	26,76
60	85	39,34
90	72	44,15
120	58	48,20

Tablo C.9. SET A, pH= 7,5'da Kademe İçinde ltilen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	222	11,17
30	135	26,76
60	90	39,34
90	75	44,15
120	65	48,20

Tablo C.10. SET A, pH= 8,0'de Kademe İçinde ltilen Değerler

Zaman (dakika)	KOI (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
0	223	11,17
30	135	29,7
60	88	43,35
90	72	47,9
120	60	52,65