

JURİ ÜYELERİ

Prof.Dr.Mehmet KARPUZCU

Prof.Dr.İbrahim PEKER

Prof.Dr.Bülent KESKİNLER

Prof.Dr.Ö.Faruk ALGUR

Prof.Dr.Avni ÇAKICI

Yrd.Doç.Dr.Nuhi DEMİRCİOĞLU

Yrd.Doç.Dr.Y.Kemal BAYHAN

Mehmet Karpuzcu

İbrahim Peker

Bülent Keskinler

Ö.Faruk Algur

Nuhi Demircioğlu

Y.Kemal Bayhan

19.10.2000 tarihinde 25/287 kararla kurulan jürimiz iş bu Doktora tezini 10/11/2000 tarihinde kabul etmiştir.

96522

TC YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

ERZİNCAN KENTİ EVSEL ATIKSULARININ
KARAKTERİZASYONU VE ATIKSU ARITMA TESİSİNİN
GPS-X BİLGİSAYAR PROGRAMI KULLANILARAK
MODELLENMESİ

Alper NUHOĞLU

Yönetici : Prof.Dr.Bülent KESKİNLER
Ortak Yönetici : Prof Dr. Mehmet KARPUZCU

**TC YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

Doktora Tezi

ÖZET

Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisin’de yürütülen bu çalışma dört ana kademedeki gerçekleştirilmiştir. İlk olarak tesisin mevcut işletme stratejisi ve arıtma performansı değerlendirilmiş ve iyi işletilmediği sonucuna varılmıştır. İkinci kademedeki Erzincan kenti evsel atıksuları karbonlu ve azotlu maddelere göre karakterize edilmiş ve giriş suyuyla ölçülen parametrelerin ortalama değerleri şu şekilde bulunmuştur ; TKOİ : 430 mg/L, ÇKOİ : 233mg/L, S_I : 45.8 mg/L, S_S :86.7 mg/L, X_S : 161.7mg/L, NO₃-N :0.36 mg/L, NH₄-N : 32 mg/L, çözülmüş organik N :11 mg/L, toplam N :43 mg/L ve AKM :199 mg/L. İncelenen periyotta çeşitli parametrelere göre tesisin arıtım performansı şu şekildedir ; TKOİ giderme verimi %80-87, ÇKOİ giderme oranı %73-89 , TN giderim oranının %6.6-36.8 ve NH₄-N giderme veriminin %87.3-95.4 arasında olduğu belirlenmiştir.

Çalışmanın üçüncü kısmında GPS-X bilgisayar programı kullanılarak mevcut tesis matematiksel olarak modellenmiş ve ölçülen değerlerle modelin hesapladığı değerler arasında iyi bir uyum olduğu tespit edilmiştir. Modelde biyokinetik reaksiyonlar için IAWQ Çalışma Grubu 1No’lu modeli, çöktürme havuzu için katmanlı çöktürücü modeli kullanılmıştır.

Çalışmanın son aşaması olan çeşitli senaryoların model ile denenmesi durumunda çıkış suyu kalitesinin nasıl etkilendiği tespit edilmiş ve tesiste uygun işletme şartlarında çıkış suyu TN konsantrasyonunun 15 mg/L seviyelerine ineceği hesaplanmıştır. Ayrıca taşkın durumu ve ani organik yüklemeler durumunda tesiste otomatik kontrol sistemlerinin kullanılmasıyla (P.I.D) tesis performansının artırılacağı görülmüştür.

SUMMARY

There are four major steps in this study in which it was performed at the Erzincan City Wastewater Treatment Plant. Firstly, current operational strategies and treatment performance were evaluated for the plant and it was concluded that the plant was poorly operated. At the second stage, domestic wastewater of Erzincan City were characterized for carbonaceous and nitrogenous substances, and the average values of parameters measured in influent were found as follows; TCOD :430 mg/L, SCOD : 233, S_I :45.8 mg/L, S_S 86.7 mg/L and X_S :161.7 mg/L., NO_3-N :0.36 mg/L, NH_4-N : 32 mg/L, dissolved organic N :11 mg/L, Total N :43 mg/L and SS :199 mg/L. During the field study period, removal rates for TCOD was varied between 80-87 %, SCOD removal rates varied between 73-89%, TN removal rates varied between 6.6-36.8% and NH_4-N removal rates varied between 87.3-95.4%.

As a third stage of the study, treatment plant was modelled mathematically by using GPS-X computer software and for various parameters it was observed that there was a good agreement between measured and computed values. In mathematical modelling, IAWQ Task Group Model No1 was used for biochemical reactions and layered settler model was chosen for final settling tank

At the last stage, the simulation of various scenarios on model, the way which the effluent quality would be effected was evaluated and it was calculated that the effluent TN concentration would be decreased to 15 mg/L under suitable operating conditions. And for the scenarios such as stormwater experience and sudden organic loads, it was calculated that the treatment plant performance would be increased by using automatic controllers (P.I.D. controllers).

TEŞEKKÜR

Tez çalıőmam boyunca gösterdikleri yakın ilgi ve yardımlarından dolayı sayın Prof.Dr. Bülent Keskinler ve sayın Prof Dr. Mehmet Karpuzcu'ya en içten dileklerle teşekkür ederim.

Benden yardımlarını esirgemeyen Prof Dr.Avni akıcı'ya, her zaman fikir alıőveriőinde bulunduğumuz Yrd.Doç Dr Ergün Yıldız ve Uzman Elif Erhan'a, bana destek olan diğer tüm bölüm arkadaşlarıma ve aile fertlerime teőekkürlerimi sunarım. Ayrıca deneysel çalışmaları yrttğim Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinin tüm personeline ve Erzincan Belediyesi Fen İşleri Müdürlüğü'ne, sağladıkları kolaylıklar ve yardımlarından dolayı teşekkür ederim.



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	i
SUMMARY	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
KISALTMALAR VE SİMGELER	vii
1. GİRİŞ	1
2. AKTİF ÇAMUR PROSESİ	5
2.1. Aktif Çamur Proses Tipleri	6
2.1.1. Hızı Azalan Havalandırma	7
2.1.2. Kademeli Yükleme (Besleme)	7
2.1.3. Kısa Süreli Havalandırma	8
2.1.4. Aktif Havalandırma	8
2.1.5. Yüksek Hızlı Havalandırmanın Olduğu Sistemler	9
2.1.6. Uzun Havalandırılmalı Sistemler	9
2.1.7. Hatfield ve Krauss Prosesleri	10
2.1.8. Kontakt Stabilizasyonu	11
2.1.9. Ardışık Kesikli Reaktörler	12
2.2. Aktif Çamur Prosesinde Yer Alan Temel Reaksiyonlar	14
2.2.1. Substrat	14
2.2.1.1. Substrat Kullanımı	15
2.2.1.2. Substrat Biriktirilmesi	15
2.2.1.3. Substratın Floklarda Tutulması	16
2.2.1.4. Substrat Hidrolizi	16
2.2.2. Biyokütle	17
2.2.2.1. Aktif Biyokütle Oluşumu	17
2.2.2.2. Biyokütlenin Azalması	17

2.2.2.3. Biyokütlenin O ₂ Alması ve CO ₂ Üretilmesi	19
2.2.3. Nutrientlerin Bünyeye Alınması (Asimilasyon)	20
2.2.3.1. Azot	20
2.2.3.1.1. Nitrifikasyon	21
2.2.3.1.2. Denitrifikasyon	22
2.2.3.2. Fosfor	23
2.2.3.2.1. Biyolojik Fosfor Giderimi	23
2.2.4. Aktif Çamur Kinetiğini Etkileyen Faktörler	24
2.2.4.1. Çözünmüş Oksijen	24
2.2.4.2. Sıcaklık	25
2.2.4.3. pH	26
2.2.4.4. İnhibisyon	27
3. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ (BİYOKİNETİK MODELLER)	28
3.1. Modelleme ve Simulasyon	28
3.2. Klasik Aktif Çamur Modelleri	31
3.3. Aktif Çamur Modellerinin Matris Formunda Gösterilmesi	35
3.4. Yapısal Modeller	38
3.4.1. Blackwell Modeli	39
3.4.2. Jacquart Modeli	40
3.4.3. Busby ve Andrews Modeli	42
3.4.4. Stenstrom Modeli	44
3.4.5. Marais ve Ekama Modeli	46
3.4.6. Ekama ve Marais Modeli	47
3.4.7. Cliff ve Andrews Modeli	49
3.4.8. Dold, Ekama ve Marais Modeli	52
3.4.9. Orhon modeli	55
3.4.10. IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu Modeli	56
3.4.10.1. Modelde Yer Alan Karbonlu Ve Azotlu Maddelerin Sınıflandırılması	57
3.4.10.2. Modelde Yer Alan Prosesler	62
3.4.10.3. Modelde Kullanılan Parametreler	64

3.4.10.4 .Modelin Matematik İfadesi	65
3.4.10.5. Çalışma Grubu 1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar	67
3.5. Aktif Çamur Prosesinde Solunum Hızlarının (Respirometri) Kullanılması	68
3.5.1. Solunum Hızı ve Ölçülmesi	69
3.5.2.Solunum Hızının Aktif Çamur Prosesindeki Uygulama Alanları	72
3.6. Aktif Çamur Prosesinde Kontrol Uygulamaları	73
3.6.1. Açık-Kapalı (On-Off) Kontrol Sistemleri	75
3.6.2. P.I.D (Oransal-İntegral-Türevsel) Kontrol Sistemleri	76
3.7. Son Çöktürme Havuzları	76
3.7.1. Katmanlı Çöktürücü Modeli	77
3.7.2. Çökme Hızı Modeli	78
3.8. Atıksu Arıtım Tesislerinin Modellenmesi, İşletimi ve Kontrolünde Kullanılan Bilgisayar Yazılımları	79
3.8.1. GPS-X Bilgisayar Programı	80
4. MATERYAL VE METOD	82
4.1. Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi	82
4.1.1. Tesiste Yer Alan Birimler ve Özellikleri	82
4.2. Analitik Yöntemler	87
4.2.1. Heterotrofik Mikroorganizmalar İçin Dönüşüm Oranının (Y_H) Belirlenmesi	89
4.2.2. S_S ve X_S Konsantrasyonlarının Belirlenmesi	90
5. BULGULAR VE TARTIŞMA	93
5.1. Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisin Ekim 1995-Mart 1999 Dönemindeki Arıtma Performansı ve Genel İşletme Stratejisinin Değerlendirilmesi	93
5.2. Erzincan Kenti Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Giriş Suyunun Karbonlu ve Azotlu Maddelere Göre Karakterizasyonu	94
5.3. Tesisin Nisan 1999- Eylül 1999 Tarihleri Arındaki Arıtım Performansı ve İşletme Stratejisi	111

5.4. GPS-X Bilgisayar Programı Kullanılarak Erzincan Kenti Evsel Atıksu Arıtma Tesisinin Modellenmesi	121
5.5. Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi İçin Çeşitli Senaryoların GPS-X Bilgisayar Programında Denenmesi	131
5.5.1. Tesisin Denitrifikasyon Kapasitesinin Araştırılması	131
5.5.2. Taşkın Durumunda Tesis Performansı	136
5.5.2.1. Taşkın Durumunda Havalandırma Havuzu Ç.O. Konsantrasyonunun P.I.D. Algoritması Kullanılarak Kontrolü	141
5.5.3. Giriş Suyu KOİ Değerindeki Ani Yükselmeler ve Tesis Performansı Üzerine Etkileri	143
5.5.3.1. Giriş Suyu KOİ Değerinde Ani Yükselme ve Dalgalanmaların Olduğu Durumda Havalandırma Havuzu Ç.O. Konsantrasyonunun P.I.D. Algoritması Kullanılarak Kontrolü	147
6. SONUÇLAR	151
KAYNAKLAR	157

KISALTMALAR VE SİMGELER

BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı (mg/L)
BOİ ₅	5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı (mg/L)
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
TKOİ	Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
ÇKOİ	Çözünmüş maddeler için kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
KSUAKM	Karışık sıvıdaki uçucu süspanse katı madde (mg/L)
KSAKM	Karışık sıvıdaki süspanse katı madde (mg/L)
AKM	Askıda katı madde (mg/L)
ÇO	Çözünmüş oksijen (mg/L)
S _s	Biyolojik olarak kolay parçalananan substrat konsantrasyonu (mg/L)
X _s	Biyolojik olarak yavaş parçalananan substrat konsantrasyonu (mg/L)
X _{B,H}	Heterotrofik mikroorganizma konsantrasyonu (mg/L)
X _P	Partiküler yapıdaki inert ürün (mg/L)
OKH	Oksijen kullanma hızı (mg/L.saat)
ÖOKH	Özgül oksijen kullanma hızı (mg O ₂ /g MLVSS saat)
TKN	Toplam Kjeldahl azotu (mg N/L)
IAWQ	Uluslararası su kalitesi kurumu
S _{O₂}	Çözünmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L)
K _O	Oksijenin yarı doygunluk sabiti (mg/L)
S	Substrat konsantrasyonu (mg/L)
k	Substrat giderimi için hız sabiti (1/saat)
r _{SU}	Substrat tüketim hızı(mg/L.saat)
r _g	Mikroorganizmaların üreme hızı (mg/L.saat)
μ	Spesifik üreme hızı (1/saat)
X	Mikroorganizma konsantrasyonu (mg/L)
F/M	Besi maddesi-mikroorganizma oranı (mg KOİ/mg KSUAKM.gün)
f _{O₂}	Çözünmüş oksijen için anahtar fonksiyonu
K	Reaksiyon hız sabit (1/saat)
ΔH°	Reaksiyonun standart entalpi değişimi (Kcal/mol)
R	Evrensel gaz sabiti (L.atm/mol.K°)

k_T	T sıcaklığında reaksiyon hızı (mg/L.saat)
k_{20}	20 °C'deki reaksiyon hızı (mg/L.saat)
θ	Sıcaklık aktivite katsayısı
μ_{max}	Maksimum spesifik üreme hızı (1/saat)
K_s	Yarı doygunluk sabiti (mg/L)
Y_H	Heterotrofik biyokütle için dönüşüm oranı (oluşan hücreler için mg KOİ /substrat için mg KOİ)
R_d	Mikroorganizmaların ölüm hızı (mg/L.saat)
b	Mikroorganizmalar için ölüm sabiti (1/saat)
R_g'	Net üreme hızı (mg/L.saat)
K_{SX}	Cantois eşitliğinde kullanılan sabit
k_i	İnhibisyon sabiti
S_0	Başlangıçtaki (giriş suyu) substrat konsantrasyonu (mg/L)
Q_w	Fazla çamur debisi (m ³ /gün)
V	Reaktör hacmi (m ³)
OTH	Oksijen transfer hızı (mg/L.saat)
X_0	Başlangıç (giriş suyu) mikroorganizma konsantrasyonu (mg/L)
X_r	Geri devir çamuru konsantrasyonu (mg/L)
$S_{O_2,0}$	Başlangıçtaki (giriş suyu)çözünmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L)
K_{La}	Oksijen için kütle tranfer katsayısı (1/saat)
C^xL	Çözünmüş oksijenin doygunluk konsantrasyonu (mg/L)
r	Aktif çamurun solunum hızı (mg/L.saat)
Q	Giriş suyu debisi (m ³ /gün)
V_L	Sıvı fazın hacmi (m ³)
S/X	Substrat-mikroorganizma oranı (mg KOİ/mg KOİ)
Q_r	Geri devir debisi (m ³ /gün)
V_{sj}	J katmanındaki katı partiküllerin çökme hızı (m/gün)
V_o	Maksimum Vesilind çökme hızı (m/gün)
$rhin$	Engelli çökme bölgesine ait parametre (m ³ /g)
$rflo$	Floklu çökme bölgesine ait parametre(m ³ /g)
X_j	J katmanındaki askıda katı madde konsantrasyonu (g/m ³)

X_{min}	Erişilebilecek minimum askıda katı madde konsantrasyonu (g/m^3)
J	Toplam Akı ($g/m.gün$)
J_s	Yerçekimi etkisiyle oluşan akı ($g/m.gün$)
J_{dn}	Sıvının bulk hareketiyle oluşan akı ($g/m.gün$)
V_u	Aşağı doğru akış hızı ($m/gün$)
PID	Oransal, İntegral, Türevsel
u	Kontrolcünün t anında verdiği sinyal değeri (mv)
u_0	Kontrolcünün başlangıç referans sinyal değeri (mv)
K_p	Oransal kazanç parametresi
e	Hata
K_i	Integral kazanç parametresi
K_D	Türevsel kazanç parametresi
ATP	Adenozintirifosfat
ATU	Allilthiourea
V_{at}	Atıksu hacmi (L)
V_{bk}	Biyokütle hacmi (L)
ÇHI	Çamur hacim indeksi (ml/g)

1. GİRİŞ

Canlı yaşamının sürmesi için gerekli olan bileşiklerden biri olan su, tüm canlılardaki metabolizmanın büyük bir kısmını oluşturur. Dünya yüzeyinin % 70 ten fazlası sularla kaplı olmasına rağmen, bu miktarın çok küçük bir kısmı (% 0.5) içme, kullanım ve zirai amaçlar için uygundur. Ne yazık ki bu kısıtlı kaynaklar da günden güne azalmakta ve kirletilmektedir. Gerek evsel ve gerekse endüstriyel atıksularla kirlenen su kaynaklarının kalitesinin bozulduğu ve insan sağlığı için bir tehlike oluşturduğu tartışılmaz bir gerçektir. 19. Yüzyılın ortalarına kadar atıksularla kirlenen içme suyu kaynaklarıyla hastalıklar arasında bir ilişkinin olduğu belirlenmemiştir. 1854'te, halk sağlığı uzmanı olan Dr. John Snow, Londradaki kolera salgınına, kanalizasyon sularının karıştığı bir kuyudaki suların içme suyu olarak kullanılmasının sebep olduğunun belirlemiştir^(1,2). Bu tarihten itibaren, içme suları ve atıksuların arıtılması ile ilgili yoğun çalışmalar başlamıştır. İlk önce kurulan atıksu arıtma tesislerinde amaç, karbonlu maddelerden kaynaklanan organik kirliliği gidermek ve bazen de ortamdaki amonyum azotunu nitrat azotuna dönüştürmek olmuştur. Ancak nüfus artışı ve endüstrileşmenin yoğun bir şekilde devam etmesi, özellikle göl ve haliç gibi durgun su ortamlarında ötrofikasyon probleminin hızlı bir şekilde ortaya çıkmasına sebep olmuştur. Bu nedenle özellikle son 10-15 yılda atıksu arıtımında karbonlu maddelerle birlikte azotlu ve fosforlu maddelerin giderimi de önem kazanmış ve son derece sıkı atıksu deşarj limitleri uygulamaya konulmuştur.

1912 yılında Ardenn ve Lockett'in çalışmaları neticesinde İngiltere'de geliştirilen Aktif Çamur prosesi, biyolojik atıksu arıtımı için bir dönüm noktası niteliğindedir. Çünkü bu tarihten itibaren bütün dünyada popülerliği artan bu proses hızlı bir şekilde gelişmiş ve gerek evsel ve gerekse de endüstriyel atıksuların arıtımı için çeşitli tip ve işletme şekillerinde birçok aktif çamur tesisi kullanılmaya başlamıştır. A.B.D. de tüm atıksu arıtma tesislerinin 9000'i, İngiltere'de 500'ü ve Fransa'da 600'den fazlası aktif çamur tipindeki tesislerden oluşmaktadır⁽³⁾.

Biyolojik sistemler modern dünyada, çok net anlaşılammış sistemler arasındadır. Aktif çamur prosesi de yaygın olarak kullanılması ve üzerinde birçok çalışma yapılmış

olmasına rağmen, bünyesinde birçok çözülmemiş problem barındıran karmaşık bir prosestir ⁽⁴⁾. Mikroorganizmaların karışık popülasyonlar halinde bulunması, organik yükün değişiklik gösteren fiziksel ve kimyasal özellikleri ve giriş suyu debisinin zamana göre değişen yapısı aktif çamur prosesini karmaşık hale getiren etkenlerin başındadır. Aktif çamur dinamikleriyle ilgili bilgi eksikliğine bağlı olarak, günümüzde kurulan arıtma tesislerinin çoğu, hizmet verebilecekleri giriş suyu debilerinden çok daha büyük debileri karşılayabilecek şekilde büyük hacimli olarak inşa edilmişlerdir. Bu durum da tesisin ilk yatırım maliyetini önemli ölçüde arttırmaktadır. Yapılan çeşitli araştırmalar en iyi şekilde hizmet veren arıtma tesislerinin bile, çalışma zamanlarının %9-10 unda çıkış suyu standartlarını sağlayamadığını göstermiştir. A.B.D çevre koruma ajansı tarafından 1987 yılında yürütülen bir çalışmada, ülkedeki atıksu arıtma tesislerinin üçte birinin deşarj standartlarını sağlayamadığı tespit edilmiştir. Almanya ve Hollanda'da incelenen aktif çamur tesislerinin yarısına yakın bir kısmında ortak problem olarak çıkış suyundaki AKM değerlerinin son derece yüksek olması belirlenmiştir. Genel olarak atıksu arıtma tesislerinin yetersizliğinin sebepleri arasında, hatalı tasarım, tesise gelen aşırı yükler, işletme personelinin eğitimsizliği ve proses kontrolünün olmayışı sayılabilir^(3,5,6,7,8,76).

Aktif çamur prosesinin dinamiklerinin araştırılmasında proses modellemesi son derece etkili bir yöntem olarak ortaya çıkmaktadır. Başlangıçta kullanılan klasik (üç bileşenli) aktif çamur modelleri, oksijen kullanım hızı ve sistemde oluşan çamur miktarlarının tahmininde yetersiz kalmaktaydı. Bu nedenle özellikle 70'li yıllardan itibaren çok bileşenli modeller geliştirilmiş ve 1987 yılında Çalışma Grubu 1 No'lu modeli olarak adlandırılan ve 13 bileşen ve 8 prosesten oluşan oldukça kapsamlı bir model geliştirilmiştir. Günümüzde IAWQ Çalışma Grubu 2 No'lu modeli yayınlanmış olmasına rağmen, 1 No'lu model evsel atıksular için tek çamurlu sistemlerde karbonlu ve azotlu madde giderimini başarılı bir biçimde ortaya koyan ve en geniş kabul gören modeldir ^(9,10). Özellikle son yıllarda bilgi işlem teknolojisinde yaşanan çarpıcı gelişmeler neticesinde, yüksek işlem gücü gerektiren uygulamalar, özel ve pahalı bilgisayar sistemleri yerine rahatlıkla kişisel bilgisayarlarda gerçekleştirilebilmektedir. Buna bağlı olarak, atıksu arıtma tesislerinin modelleme ve simülasyonu ile ilgili yazılımlar da yaygınlaşmış ve gün geçtikçe daha geniş kapsamlı programlar kullanıma

sunulmuştur. Atıksu arıtım tesislerinin modelleme ve simulasyonunda, kendi sınıfında en gelişmiş program olan GPS-X programı, atıksu arıtım tesisinde yer alan hemen hemen tüm arıtım birimlerini modelleme olanağı sunmakta ve programda duyarlılık analizi, optimizasyon ve kontrol gibi önemli bölümler bulunmaktadır.

Literatürde tam ölçekli evsel bir atıksu arıtma tesisinin performansının IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu modeli kullanılarak ortaya konulduğu çalışmalar kısıtlı olup genelde bu model laboratuvar ölçekli çalışmalarda denenmiştir. Bu modelin kullanıldığı çalışmalarda gerçek tesisten elde edilen veriler çoğunlukla birkaç günlük kısa periyotlarda elde edilen yetersiz verilerdir ve bunun yanında çoğu zaman atıksu için kapsamlı bir karakterizasyona gidilmemektedir. Lessard ve Beck 'in İngiltere'nin Norwich kenti atıksu arıtma tesisinin karbonlu ve azotlu maddeleri giderim performansını değerlendirmek üzere yürüttükleri bir çalışmada, biyokimyasal prosesleri modellemek üzere IAWQ Çalışma Grubu 1.No'lu modelinin basitleştirilmiş bir şekli ve son çöktürme tankı için de klasik berraklaştırma ve akı teorilerine yer veren modeller kullanılmıştır. On günlük yoğun bir veri toplama döneminin olduğu bu çalışma özellikle karbonlu ve azotlu maddelerin Çalışma Grubu1 modelinin gerektirdiği gibi detaylı olarak bileşenlerine ayrılmaması sebebiyle arzu edilen düzeyde başarılı sonuçlar verememiştir⁽⁷⁵⁾. Carucci ve arkadaşları'nın Roma atıksu arıtma tesisin (eşdeğer nüfus 800.000) arıtım performansını iyileştirmek ve enerji tasarrufu sağlayabilmek gayesiyle yürüttükleri modelleme ve simulasyon çalışmasında, atıksu örnekleri Çalışma Grubu 1 No'lu modelinin gerektirdiği gibi karbonlu ve azotlu maddelere göre karakterize edilmiş, daha sonra model parametreleri uygun bir şekilde kalibere edilerek, modelden elde edilen sonuçların ölçülen sonuçlara son derece yakın olduğu gözlenmiştir. Daha sonra yapılan simulasyonlarla Roma Atıksu Arıtma tesisi için hem uygun bir işletme stratejisi hem de arzu edilen enerji tasarrufu sağlanabilmiştir⁽⁵⁹⁾.

Bu çalışma için Erzincan Kenti Arıtma Tesisinin seçilmesinin sebepleri olarak tesiste yaşanan birtakım işletme ve performans problemlerinin önceden bilinmesi, literatürde tam ölçekli arıtma tesislerinde uzun süreli verilerin toplanıp değerlendirildiği çalışmaların kısıtlı olması ve Erzincan Kenti'nin, Atatürk Üniversitesinin bulunduğu Erzurum Kentine olan yakınlığı sayılabilir.

Erzincan Kenti'nde 1992 depreminden sonra Dünya Bankasının sağladığı kredi desteğiyle inşa edilen ve 1995 yılında işletmeye açılan atıksu arıtma tesisinin, ilk aşamada geçmişteki performansı ve işletme stratejileri araştırılmıştır. Daha sonra 5 aylık periyot boyunca, uygun işletme şartlarında yoğun bir numune alma programına girilmiş ve hem tesisin karbonlu ve azotlu maddeleri arıtım performansı ortaya konulmuş ve hem de tesis giriş suyu çok bileşenli modelde kullanılmak üzere karakterize edilmiştir. Tesisin giriş suyunun karakterizasyonunda solunum hızına dayalı yöntemlerden faydalanılmıştır. Modelleme çalışmasında ise tesiste yer alan arıtım birimlerinin tipi, sayısı, fiziksel özellikleri, tesisin işletme şekli ve giriş suyunun özellikleri GPS-X programına girilerek tesis matematiksel olarak modellenmiş ve hesaplanan değerlerle, ölçülen değerler kıyaslanarak gerekli parametreler üzerinde kalibrasyon yapılmıştır. Daha sonra tesisin denitrifikasyon uygulanması durumunda, taşkın durumu ve ani organik madde girişi gibi durumlarda nasıl davranacağı GPS-X programı yardımıyla incelenmiş ve buna göre gerekli öneriler yapılmıştır.

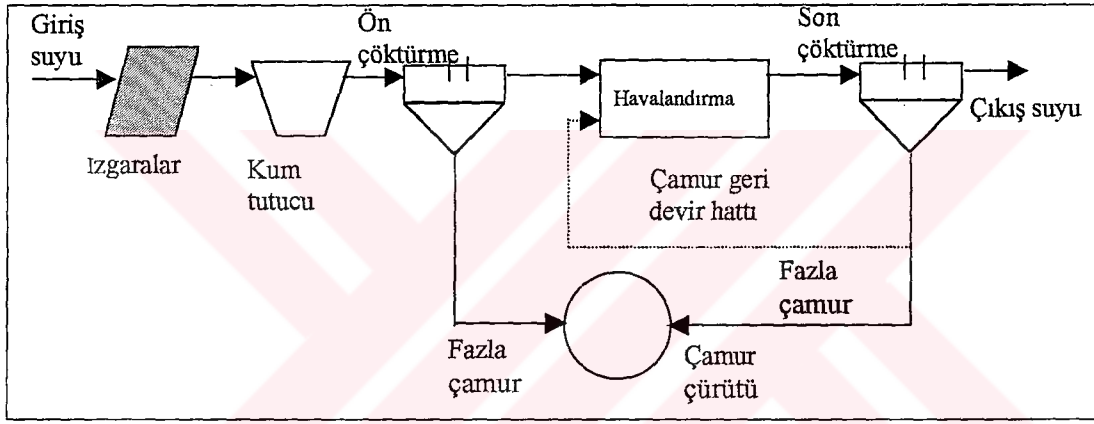
2. AKTİF ÇAMUR PROSESİ

Atık sulardaki organik maddeleri aktifleştirilmiş biyolojik yumaklar ve inorganik maddeler haline dönüştürmeyi hedef alan aktif çamur prosesi, evsel ve endüstriyel atık suların arıtımında yaygın olarak kullanılan aerobik biyolojik arıtım yöntemlerinden birisidir. Bu proses ilk defa 1913-1914 yıllarında Arden ve Lockett'in öncülük ettiği çalışmalar sonucunda Manchester'da keşfedilmiştir. 1880-1910 tarihleri arasında basit havalandırma suretiyle, kullanılmış suların tasfiyesi için çok çalışılmış ise de, tam bir biyolojik tasfiye için gerekli havalandırma süresinin çok fazla çıkması sebebiyle arzu edilen sonuçlar elde edilememiştir. Arden ve Lockett ise kendilerinden önceki araştırmacıların aksine denemelerinde aktif yumakların özelliğinden istifade etmiş ve arıtılacak suya bol miktarda aktif yumaklardan aşılacaklardır. *Aktif çamur* olarak adlandırdıkları bu flokleşmiş katı maddeler, basit bir havalandırma işlemiyle birlikte arıtım potansiyelini önemli ölçüde arttırmıştır. Arden ve Lockett'in doldur-boşalt şeklinde çalıştırdığı ve başarıyla sonuçlanan bu ilk denemede, aktif çamurla temas halindeki atıksudan, yeteri derecede arıtılmış bir çıkış suyu elde edebilmek için gerekli havalandırma süresinin 6-9 saat arasında olması gerektiği sonucuna varılmıştır. 1914 yılındaki ilgi çeken bu buluş, geniş yankılar uyandırmış ve aynı yıl içinde İngiltere ve A.B.D'de aktif çamur prosesini kullanan ve doldur-boşalt şeklinde işletilen tesisler hizmete açılmıştır. 1917 yılında da ilk büyük ölçekli ve sürekli biçimde işletilen tesis Texas'da işletmeye alınmıştır. Bu tarihten itibaren kurulan tesisler için sürekli biçimde işletme şekli temel yöntem olarak benimsenmiştir. Sürekli olarak işletilen Aktif çamur sistemi iki ana birimden oluşmaktadır. Bunlardan ilki, biyolojik oksidasyon reaksiyonlarının meydana geldiği havalandırma tankı, ikincisi de katı-sıvı ayrımının yapıldığı çöktürme tankıdır. Çöktürme tankının tabanından alınan, yoğunlaştırılmış çamur, biyokütle miktarını arzu edilen düzeyde tutmak üzere havalandırılma tankına geri devrettirilmektedir. Sistemde ortaya çıkan fazla çamur ise genellikle geri devir hattı üzerinden atılarak sistemin kontrollü bir çamur alıkonma süresinde (çamur yaşı) işletilmesi amaçlanmıştır^(2,11).

Aerobik (havalı) atık tasfiye sistemleri ile atık sularda bulunan organiklerin büyük bir kısmını daha az zararlı inorganik maddelere ve biyokütleyle, kontrollü bir şekilde

dönüştürmek mümkündür. Aktif çamur prosesinin kullanılması ve farklı yapıdaki sistemlerin kurulmasıyla atıksuda belirli sınır değerlerin üzerinde bulunan karbon, azot ve fosforlu maddeler başarıyla arıtılabilmektedir.

Aktif çamur prosesinin kullanıldığı tipik bir atıksu arıtma sistemi ve bu sistemde yer alan bileşenler Şekil 2.1’de gösterilmiştir. Atıksu arıtma sisteminin başarılı bir şekilde çalışabilmesi sistemde yer alan her bir bileşenin etkin bir şekilde çalışmasına bağlıdır. Ancak havalandırma havuzunun sistemin en önemli bileşeni olduğu tartışılmaz bir gerçektir.



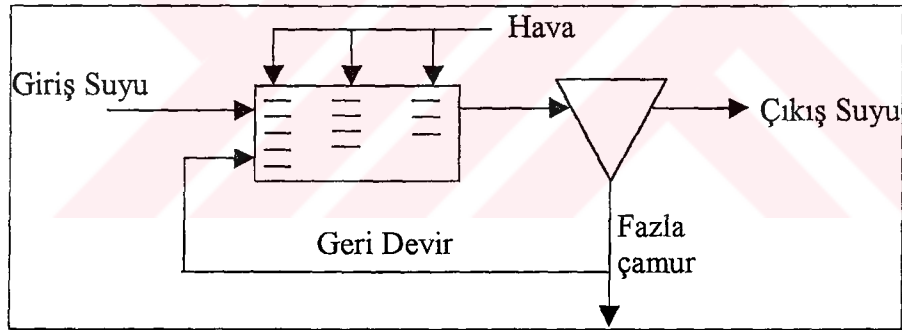
Şekil 2.1 Aktif çamur prosesinin yer aldığı atıksu arıtma tesisinin şematik gösterimi

2.1. Aktif Çamur Proses Tipleri

Atıksuyun karmaşık ve değişken yapısı, aktif çamur tesislerinin işletilmesinde birtakım güçlüklerin ortaya çıkmasına sebep olmuştur. Bu nedenle mevcut tasarım kriterleri ve işletme stratejileri gözden geçirilmiş ve kurulu olan tesislerin daha değişken yapıdaki debi ve organik yükleri arıtmasına olanak sağlayacak bazı proses değişikliklerine gidilmiştir. Bu değişikliklere gidilirken çoğunlukla kapsamlı bilimsel deneyler yerine tesis mühendislerinin tecrübesinden ve deneme yanılma yoluyla ortaya çıkan bulgulardan faydalanılmıştır⁽¹¹⁾. Tablo 2.1’de çeşitli aktif çamur proses tipleri akım modeli, havalandırma sistemi, BOİ giderme verimine göre karşılaştırılmıştır.

2.1.1. Hızı Azalan Havalandırma

Klasik aktif çamur prosesinde, arıtım işlemi devam ederken havalandırma tankı boyunca hızla azalan oksijen ihtiyacı gözlenmektedir. Bundan dolayı tesisin etkili bir şekilde işletilebilmesi için temin edilen hava miktarı, biyokütlenin oksijen ihtiyacı göz önüne alınarak ayarlanmalıdır. Şekil 2.2'de hızı azalan havalandırmalı bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı verilmiştir. Azalan hızdaki havalandırma olarak adlandırılan bu uygulamada, havalandırma ekipmanları, havalandırma tankı boyunca tahmin edilen oksijen ihtiyacına göre boyutlandırılmaktadır. Örneğin difüzörlerin kullanıldığı havalandırma sistemlerinde havalandırma tankının girişindeki difüzör sayısı artırılırken, çıkışa doğru bu sayı azaltılmaktadır. 1930 yılında ilk olarak uygulanan bu havalandırma şekli, günümüzde bir çok tesiste kullanılmaktadır ^(1,2,11).



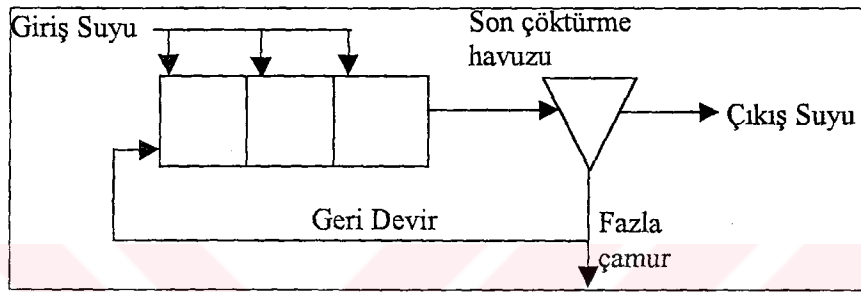
Şekil 2.2 Hızı azalan havalandırma

2.1.2. Kademeli Yükleme (Besleme)

Geri devreden çamurla birlikte giriş suyu, havalandırma havuzunun giriş kısmına verildiğinde, biyokütlenin oksijen ihtiyacını klasik sistemlerle karşılamak zor olmaktadır. Bu gözlem neticesinde Gould, havalandırma havuzuna gelen atıksuyu, çoklu noktalardan havuza dağıtma fikrini ortaya atmıştır. Kademeli besleme sayesinde, çamur şişmesinin kontrol edilebileceği ve ani deşarjların şokunun azaltılabileceği tespit

edilmiştir. Hızı azalan havalandırmayla birlikte kademeli besleme de hem iyi bir arıtma performansı sağlaması ve hem de tank hacminden bir miktar tasarrufu olanaklı kılması

sebebiyle yaygın bir şekilde uygulanmaktadır ^(1,3,11). Kademeli beslemenin yapıldığı aktif çamur tesisinin akış diyagramı Şekil 2.3'te verilmiştir.



Şekil 2.3 Kademeli beslemeli aktif çamur uygulaması

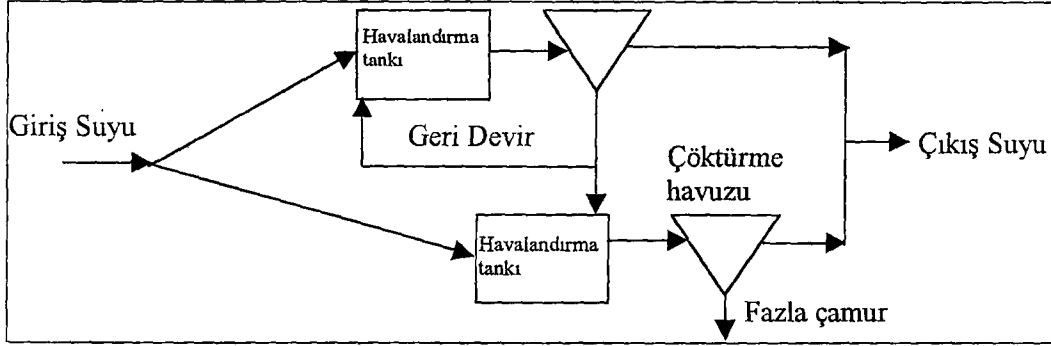
2.1.3. Kısa Süreli Havalandırma

Bu işletme şeklinde havalandırma havuzunda daha az biyokütle tutulmakta ve havalandırma süresi daha az olmaktadır. %65-68 oranında BOİ gideriminin mümkün olduğu bu tip sistemlerde klasik sistemlere kıyasla daha hızlı çökebilen ve sıkışma özellikleri çok daha iyi olan bir çamur meydana gelmektedir. Ancak kısa süreli havalandırma sisteminin kısmi veya ön arıtım uygulaması olduğu unutulmamalıdır ^(1,2,11)

2.1.4. Aktif Havalandırma

Klasik ya da kademeli olarak beslenen sistemlerden açığa çıkan fazla çamurun başka bir havuza aktarıldığı ve aynı zamanda bu havuzun da giriş suyunun belli bir kısmını aldığı işletme şekli Aktif Havalandırma olarak adlandırılmaktadır. Aktif havalandırmanın kullanıldığı bir aktif çamur tesisine ait akış diyagramı Şekil 2.4'te verilmiştir. Bu

systemde yer alan ilave havuzun kendi çöktürücüsü bulunur ancak bu çöktürücüden havuza geri devir yapılmaz. Bu uygulama şekli geniş anlamda kabul görmemiştir^(1,2,11).



Şekil 2.4 Aktif havalandırma

2.1.5. Yüksek Hızlı Havalandırmalı Sistemler

Yüksek kapasiteli havalandırma cihazlarının geliştirilmesiyle birlikte, yüksek hızlı havalandırmanın olduğu sistemler de işletmeye açılmıştır. Bu tip sistemlerdeki yüksek türbülans ve yüksek oksijen verebilme kabiliyeti sayesinde flok boyutu önemli oranda küçülerek difüzyon hızının artması sağlanmış ve böylece daha yüksek derişimli organik madde içeren atıksuların arıtılması mümkün olmuştur. Ayrıca bu uygulamadaki düşük çamur yaşı ve yüksek F/M oranı mikroorganizmaların genelde aktif bir halde olmalarını sağlamaktadır. Yüksek hızlı havalandırmanın uygulandığı sistemlerde çok küçük hacimli havalandırma tankına ihtiyaç duyulması önemli bir avantajdır^(1,2,11,12).

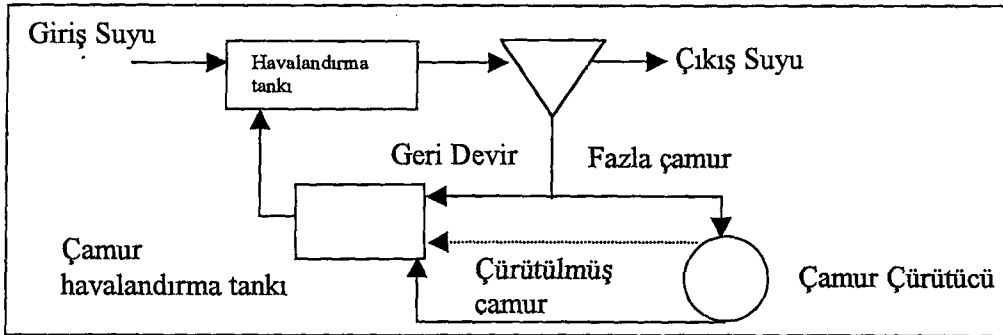
2.1.6. Uzun Havalandırmalı Sistemler

Aktif çamur prosesinden önemli miktarlarda fazla çamur çıkması ve bu çamurun arıtılması ve bertarafı için ilave masrafların gerekli olması, aktif çamur prosesinin küçük yerleşim birimlerinde kabul görmesini azaltmıştır. Uzun havalandırmalı sistemlerde atıksu, havalandırma havuzunda nispeten yüksek biyokütle miktarıyla birlikte 18-48 saat süreyle havalandırılır. İyi bir şekilde stabilize olmuş ve miktarı az olan atık

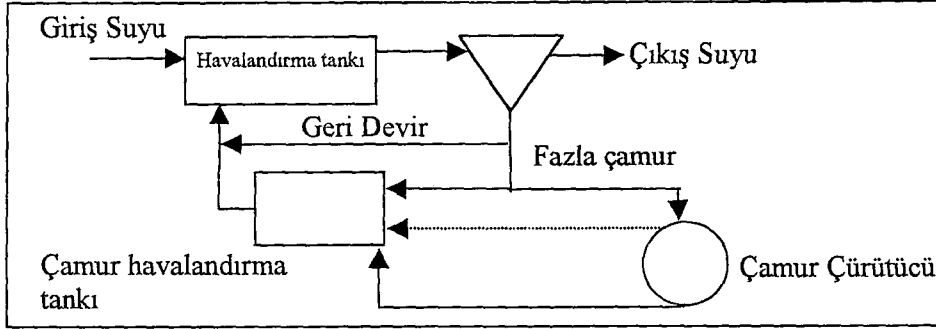
çamurun elde edilebileceği bu sistemler özellikle küçük yerleşim birimleri ve bazı endüstriyel kuruluşlar tarafından tercih edilmektedir^(1,2,3,11).

2.1.7. Hatfield ve Krauss Prosesleri

Hatfield prosesi ilk olarak Illinois'de 1942 yılında uygulanmıştır. Bu uygulama özellikle kesikli endüstriyel arıtmalarla birlikte ortaya çıkan kronik çamur şişmesi olayını ortadan kaldırmak gayesiyle geliştirilmiştir. Hatfield prosesi'nde geri devrettirilen çamur havalandırma tankına verilmeden önce, hacmi havalandırma tankının üçte biri kadar olan bir tanka alınarak 10-14 saat kadar havalandırılmaktadır. Ayrıca çamur çürütücülerden çıkan üst sıvılar ya da çürümüş çamurlar geri devir çamurunun havalandırıldığı tanka gönderilmektedir. Hatfield prosesinin akış diyagramı Şekil 2.5'te gösterilmiştir. Azot içeriği yetersiz olan atıksuların klasik aktif çamur metoduyla arıtılmasının güçlüğü Krauss prosesinin geliştirilmesine sebep olmuştur. Şekil 2.6'da Krauss prosesine ait akış diyagramı yer almaktadır. Bu proseste çamur çürütme yapısının üstündeki sıvı ile, çürümüş çamur ve geri devir çamurunun bir kısmı karıştırılarak ayrı bir tanka alınıp 24 saat havalandırılmaktadır. Bu havalandırma neticesinde amonyak azotu, nitrat azotuna dönüştürülmekte ve bu da tekrar geri devir hattından havalandırma havuzuna verilmektedir. Böylece azot eksikliği olan atıksuların bu eksikliği karşılanmakta ve aynı zamanda çamurun çökelme özelliklerinde iyileşmeler olmaktadır^(1,2,3,11,12).



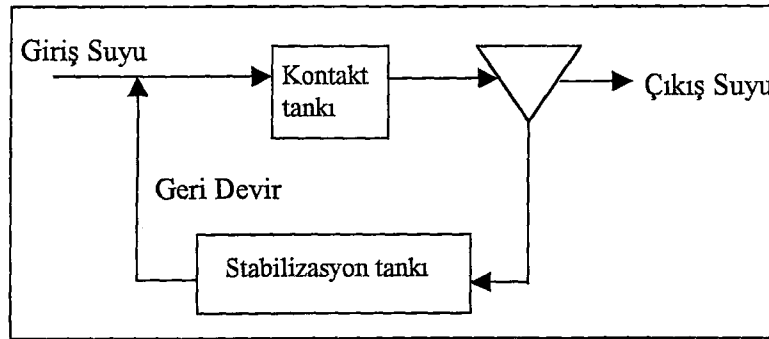
Şekil 2.5 Hatfield prosesi



Şekil 2.6 Krauss prosesi

2.1.8. Kontakt Stabilizasyon Metodu

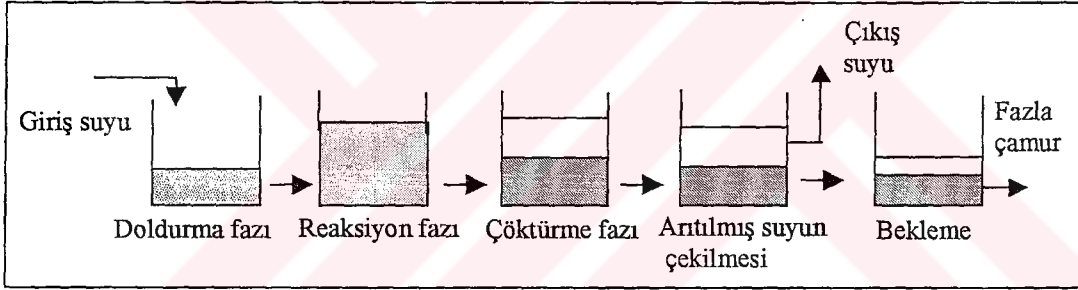
Aktif çamur prosesinde organik madde giderimi iki ayrı fazda gerçekleşmektedir. 20-40 dakika arasında olan ilk fazda, koloidal ve ince süspansiyon halde dağılmış maddelerle çözülmüş organik maddelerin çoğu aktif çamur içine (flok) absorplanır. İkinci fazda ise absorplanmış organik maddeler çeşitli biyokimyasal olaylarla asimile edilir ve ayrıştırılır. Şekil 2.7'de akış diyagramı gösterilen kontakt stabilizasyon prosesinde bu iki ayrı faz göz önüne alınarak absorpsiyon ve stabilizasyon için ayrı havuzlar inşa edilir. Absorpsiyon için kullanılan havuzda bekleme süresi 15-30 dak ve stabilizasyon (havalandırma) havuzunda ise genelde 90 dak olmaktadır. Bu sistemlerde havalandırma havuzu için gerekli olan hacim klasik havalandırmalı sistemlerde kullanılanın yarısı kadardır^(1,3,11).



Şekil 2.7 Kontakt stabilizasyon prosesi

2.1.9. Ardışık Kesikli Reaktörler

Ardışık kesikli reaktör uygulaması doldur-boşalt esasına göre işletilen ve hem evsel hem de endüstriyel atıksular için uygun olan bir aktif çamur prosesidir. Kesikli olarak çalıştırılan bu sistemde çeşitli işletme fazları tek ya da paralel olarak çalışan reaktörlerde gerçekleştirilir. Doldurma, reaksiyon, çöktürme, arıtılmış suyun çekilmesi ve bekleme fazları olarak birbirinden ayrılan bu fazlar için uygun süreler belirlenebilir ve çok farklı işletme stratejileri geliştirilebilir. Ardışık kesikli reaktörlerin işletme kolaylığının olması ve düşük alan ihtiyacı göstermesinin yanında reaktör içinde anoksik ve anaerobik bölgeler oluşturularak pratik bir şekilde azotlu ve fosforlu maddeler giderilebilir^(1,3,11). Şekil 2.8’de ardışık kesikli reaktörler işletme fazlarıyla birlikte gösterilmiştir.



Şekil 2.8 Ardışık kesikli reaktörler ve işletme fazları

Tablo 2.1. Çeşitli aktif çamur sistemlerini karşılaştırılması

Tipi	Akım Modeli	Havalandırma Sistemi	BOİ Giderme Verimi %	Düşünceler
Klasik	Piston akım	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	85-95	Evlerden gelen atıksular için kullanılır. Şok yüklere karşı hassastır.
Tam karışımli	Sürekli akımlı tam karışımli	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	85-95	Şok yüklemelere karşı dirençlidir ancak filamentli organizmalara karşı hassastır
Kademeli besleme	Piston akım	Kabarcıklı havalandırma	85-95	Farklı atıksular ve genel uygulama için uygundur.
Değiştirilmiş havalandırma	Piston akım	Kabarcıklı havalandırma	60-75	Çıkış suyundaki askıda katı maddenin önemli bir kısmı oluşturmadığı, orta dereceli bir artırımın yeterli olduğu durumlar için kullanılır.
Kontakt stabilizasyon	Piston akım	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	80-90	Mevcut sistemin genişlemesi ve portatif tesisler için.
Uzun havalandırma	Piston akım	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	75-95	Küçük yerleşim birimlerinde, paket tesislerde ve nitrifikasyona ihtiyaç duyulan yerlerde kullanılır. Esnek bir yapıya sahiptir
Yüksek hızlı havalandırma	Sürekli akımlı tam karışımli	Mekanik havalandırıcı	75-90	Türbin tipindeki havalandırıcılarla oksijen transfer etmek ve flok büyüklüğünü kontrol etmek için kullanılır.
Kraus prosesi	Piston akım	Kabarcıklı havalandırma	85-95	Azotça fakir, yüksek derişimli atıksular için kullanılır
Saf oksijen sistemi	Sürekli akımlı tam karışımli	Mekanik havalandırıcı	85-95	Arazi kısıtlaması olan yerlerde, yüksek derişimli atıksuların arıtılmasında kullanılır. Rastgele yüklemelere karşı dirençlidir.
Oksidasyon hendeği	Piston akım	Mekanik havalandırıcı	75-95	Küçük yerleşim birimlerinde ya da arazi kısıtlamasının olmadığı durumlarda kullanılır. Esnek bir yapıya sahiptir.
Ardışık kesikli reaktör	Kesikli beslemeli karıştırmalı reaktör	Kabarcıklı havalandırma	85-95	Arazi kısıtlamasının olduğu küçük yerleşim birimlerinde kullanılır. Proses esnek olup azotlu ve fosforlu maddeler giderilebilir.
Derin şaft tipi reaktör	Piston akım	Kabarcıklı havalandırma	85-95	Yüksek organik derişimli atıksuların arıtımı için uygundur. Rastgele yüklemelere karşı dirençlidir.
Tek kademeli nitrifikasyon	Tam karışımli ya da piston akımlı	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	85-95	İnhibisyona yol açan endüstriyel atıkların bulunmadığı durumlarda azotlu madde kontrolü için kullanılabilir
Ayrı kademeli nitrifikasyon	Tam karışımli ya da piston akımlı	Kabarcıklı veya mekanik havalandırma	85-95	Azotlu madde deşarj standartlarının sıkı olduğu durumlarda mevcut tesisi geliştirmek için kullanılır
Denitrifikasyon	Tam karışımli ya da piston akımlı	Denitrifikasyon bölgesinde havalandırma yapılmaz	85-95	Azotlu madde deşarj standartlarının sıkı olduğu durumlarda yüksek bir azotlu madde giderim verimi sağlamak için kullanılır.

2.2. Aktif Çamur Prosesinde Yer Alan Temel Reaksiyonlar

Bu bölümde, aktif çamur prosesinde yer alan temel reaksiyonlar anlatılmıştır. Bu reaksiyonlar; substrat kullanımı, substrat biriktirilmesi, hidroliz, aktif biyokütle oluşumu, biyokütle bozunması, nutrientin bünyeye alınması, nitrifikasyon-denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi olarak sıralanabilir.

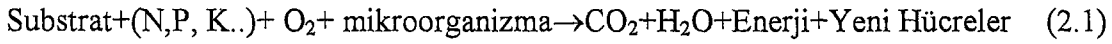
2.2.1. Substrat

Substrat, kullanım, biriktirilme (biyokimyasal) ve çamur floklarında tutulma (fiziksel) gibi yollarla ortamdaki giderilmektedir. Heterotrofik mikroorganizmalar için substrat, karbonlu organik maddedir. Ototoroflar için de substrat inorganik maddelerdir, örneğin nitrifikasyon bakterileri için amonyum ve nitrat, sülfür oksitleyen bakteriler için de sülfid ya da elementer kükürt substrat olarak kullanılır. Araştırmacıların çoğu, giriş suyunda biyolojik olarak parçalanabilen organik maddenin, çözünebilir ve partiküler kısımlardan meydana geldiğini belirtmişlerdir. Ham atıksuların birçoğunda partiküler organik maddenin % 60 civarında olduğu bulunmuştur^(11,13,14,15).

Partiküler substrat, havalandırma tankında çamur floklarıyla temas ettiğinde, hızlı bir şekilde su fazından giderilmiş olur. Bu olayın gerçekleşmesinde adsorpsiyon, koloidal birikim ve fiziksel tutulma gibi çeşitli mekanizmalar rol alabilir. Yapılan çeşitli çalışmalarda koloidal ve askıdaki katı maddelerin % 98'ini aşan kısmının, 8-15 dak'lık çamur temas süresinde giderildiği belirtilmiştir. Aktif çamur sistemlerinde havalandırma süresinin saat mertebesinde olduğu düşünülürse, partiküler madde gideriminin kısa sürede gerçekleşen bir proses olduğu söylenebilir. Yapısal aktif çamur modellerinin çoğunda partiküler substratın su fazından gideriminin çok kısa sürelerde gerçekleştiği konusunda fikir birliği vardır. Ancak partiküler substratın tutulması gibi sonradan gerçekleşen reaksiyonlarda önemli fikir ayrılıkları mevcuttur^(13,14).

2.2.1.1. Substrat Kullanımı

Substrat kullanımı ve hücre üremesi biyolojik proses metabolizmalarının iki temel olayıdır. Bunun dışında oksijen alınması ve karbondioksit açığa çıkması da bu iki temel olayla birlikte olmaktadır. Substratın çözünebilir kısmı nispeten daha basit moleküllerden oluşmakta ve doğrudan metabolize edilebilmektedir. Substratın kullanılarak ayrıştırılması ve yeni hücrenin sentezlenmesi aşağıdaki reaksiyonda basit bir şekilde gösterilmiştir;



(2.1) eşitliğinde reaksiyona giren maddeler ve son ürünler görülmesine rağmen, reaksiyonun hangi yollardan ilerlediği ve muhtemel ara ürünlerle ilgili bilgi yoktur. Gerçekte reaksiyonun takip ettiği yol karmaşık zincirleme reaksiyonları kapsamaktadır. Ancak belirtilen reaksiyon aktif çamur modellemesi için yeterlidir. Substrat kullanımı ve mikroorganizma üreme hızlarını ifade etmek için genelde Monod kinetikleri kullanılmaktadır. Ancak Monod ifadesi kullanılırken dikkatli olunmalıdır. Çünkü çözünmüş substrat Monod kinetiğine uymakta, partiküler substrat ise uymamaktadır^(13,14,16).

2.2.1.2. Substrat Biriktirilmesi

Substrat biriktirilmesi kavramı ilk olarak, Andrews çalışma grubu tarafından geliştirilmiş ve uygulanmıştır. Daha sonra bu kavram, Cape Town Üniversitesi Çalışma grubu tarafından da benimsenmiştir. Kavram şu şekilde açıklanmıştır; çözünmüş ya da partiküler substrat mikroorganizmalar tarafından biriktirilebilmekte ve daha sonra karışık sıvıdaki uçucu askıda katı maddenin (KSUAKM) bir kısmını oluşturan biriktirilmiş kütleye dönüştürülmektedir. Substrat biriktirilmesi gerçek bir mikrobiyal mekanizmadan daha çok bir mühendislik yaklaşımıdır. Yine de mikroorganizma hücrelerinde fosfor granülleri, poly-β-hidroksibütirat (PBH) ve glikojen oluşması ile

ilgili bulgular substrat biriktirilmesi kavramının dayanağını teşkil etmektedir^(14,16,17). Ayrıca aktif çamur prosesindeki dinamik şartların da mikroorganizmalar üzerinde farklı etkilere yol açacağı ve mikroorganizmaların dinamik şartlarda ilave ya da alternatif bir mekanizma olarak substrat biriktirebileceği konusunda bulgular vardır^(14,17). IAWQ Çalışma Grubu, substrat biriktirilmesini, genel bir aktif çamur reaksiyon mekanizması olarak kabul etmemiştir⁽⁹⁾.

2.2.1.3. Substratın Floklarda Tutulması

Giriş suyu havalandırma havuzuna girdiğinde partiküler substratın ve diğer partiküler maddelerin de hızlı bir şekilde sudan uzaklaştırıldığı literatürde kapsamlı bir şekilde yer almaktadır. Araştırmacıların çoğu, partiküler maddenin bu şekilde hızlı gideriminin tutulma mekanizmasıyla olduğunu öne sürmüşlerdir. Aslında bu duruma substratın floklarda tutulmasıyla birlikte, sedimentasyon, sorpsiyon gibi mekanizmalar da katkıda bulunmaktadır. Bunch ve Griffin 1987 yılında yaptıkları bir çalışmada boyutları 0.03-1.5 µm arasında değişen kolloidlerin 5 dakika içinde giderildiğini göstermiştir. Bu durum havalandırma tankındaki 6-8 saatlik hidrolik bekleme süresiyle kıyaslandığında anlık bir olaydır. Çamur floklarında tutulma olayı yapısal aktif çamur modellerinde anlık bir kademe olarak göz önüne alınmış ancak açık bir şekilde modellenmemiştir⁽¹⁶⁾.

2.2.1.4. Substrat Hidrolizi

Hidroliz, mikroorganizmaların hücre dışı enzimatik faaliyetleriyle partiküler ve karmaşık yapıdaki organik maddeleri, çözünebilir, daha az karmaşık yapıdaki organik maddelere dönüştürmesi olayıdır. Aktif çamur prosesinde hidroliz önemli bir reaksiyondur. Evsel atıksulardaki organik maddelerin önemli bir kısmı partiküler yapıdadır ve atıksuyun havalandırma tankında kaldığı sürede bu partiküler madde kısmen hidrolize edilmektedir. Genellikle mikroorganizmalar partiküler yapıdaki substratı doğrudan metabolize edemezler çünkü bu yapıdaki substratın hücreye ulaşması (hücre zarından difüzyonla geçiş) mümkün değildir. Evsel atıksular için karbohidratlar (nişasta ve selüloz), lipitler, proteinler ve nükleik asitler karmaşık moleküllere örnek olarak gösterilebilir. Bu moleküller metabolize edilmeden önce glukoz, kısa zincirli yağ

asitleri ve amino asitler gibi daha basit moleküllere hidrolize edilmelidir. Hidroliz mekanizması heterotrofik üremeden çok daha yavaş olduğundan substrat kullanımının doğru bir şekilde belirlenmesi için hız belirleyici kademe olarak etkin bir rolü vardır. Ayrıca hidroliz mekanizmasının, aerobik ve anoksik şartlar altında elektron alıcı ihtiyacının belirlenmesinde, aktif çamur kompozisyonunun açıklanmasında ve oluşan fazla çamurun hesaplanmasında önemli bir yeri vardır. IAWQ 1 No'lu aktif çamur modelinde hidroliz prosesinde elektron alıcı kullanılmadığı ancak onlara ihtiyaç duyulduğu kabul edilmiştir. Ayrıca hidroliz hızı anoksik şartlarda, aerobik şartlardan daha düşüktür, anaerobik şartlar altında ise belirgin bir şekilde hidroliz mekanizmasının durduğu belirlenmiştir^(9,13,16,18,19,20,21).

2.2.2. Biyokütle

2.2.2.1. Aktif Biyokütle Oluşumu

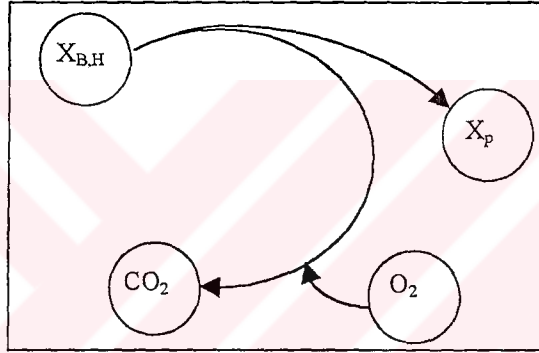
Aktif biyokütle, substratın metabolize edilmesi (kullanım) sonucunda oluşmaktadır. Yalnızca çözünebilir substrat kolayca metabolize edilebildiğinden, aktif biyokütle oluşumu doğrudan çözünebilir substratın kullanımıyla ilgilidir. Cliff ve Andrews'un geliştirdiği aktif çamur modeline göre, hücre dışında yer alan çözülmüş substratla birlikte, biriktirilmiş kütle de metabolize edilebilmektedir.

2.2.2.2. Biyokütlenin Azalması

Reaktörde, çamur yaşının arttırılmasıyla heterotrofik biyokütlenin gözlenen dönüşüm oranının azaldığı tam olarak ortaya konulmuştur. Bu duruma lizis, mikroorganizmanın başka canlıları tarafından tüketilmesi, ölüm ve endojen metabolizmalar gibi çeşitli metabolizmaların yol açtığı düşünülmektedir. Biyokütlenin azalmasını değişik şekillerde modellemek mümkünse de, aerobik şartlar altında en yaygın olarak kullanılan metod, muhtemel tüm mekanizmaları, aktif biyokütle konsantrasyonuna göre birinci mertebeden olan tek bir reaksiyon hız ifadesi ile göstermektir. Daha çok endojen solunum olarak adlandırılan bu yaklaşımda eşdeğer miktarda oksijen kullanılmasıyla, eşdeğer miktarda biyokütle KOİ'si kaybolmaktadır. Endojen solunum yaklaşımı, daha

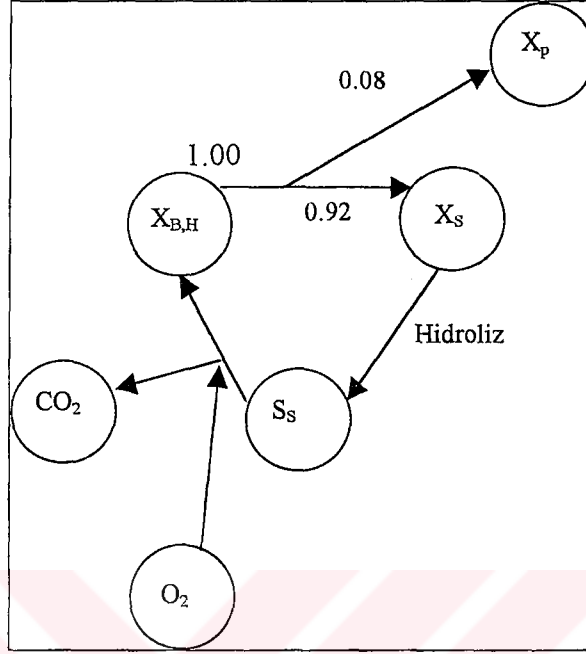
sonra biyokütle azalmasıyla inert organik maddenin açığa çıkmasını içerecek şekilde değiştirilmiştir. Bu yaklaşıma göre, bozunmuş kütlede belli bir kısmı inert kütleyle dönüştürülürken, kalanı da tam olarak oksitlenmekte ve eşdeğer miktarda oksijen kullanımına yol açmaktadır.

Endojen solunum yaklaşımı karbonlu madde oksidasyonu ve nitrifikasyon yapan aerobik sistemlerin modellenmesinde iyi sonuçlar vermiş olsa da, son elektron alıcının çözülmüş oksijen yerine nitrat olduğu denitrifikasyonda birtakım problemler ortaya çıkmaktadır. Şekil 2.9'da endojen bozunma kavramı şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.9 Endojen bozunma kavramının şematik gösterimi

Alternatif bir yaklaşım olan ölüm-yenilenme ise ilk olarak Dold ve arkadaşları tarafından geliştirilmiştir. Ölüm-yenilenme yaklaşımına göre, bozunmuş biyokütle inert organik madde ve biyolojik olarak yavaş parçalanan substrata dönüştürülmektedir. KOİ'nin bu şekilde bölünmesinde elektron alıcı kullanımı söz konusu değildir. Bozunma hızı, elektron alıcının tipinden ve konsantrasyonundan bağımsızdır. Karbonlu madde oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapan sistemlerde ölüm-yenilenme yaklaşımının belirgin bir avantajı vardır. Ölüm-yenilenme çevrimi Şekil 2.10'da gösterilmiştir. Tam aerobik sistemler için endojen solunum yaklaşımı yeterli olmaktadır^(11,22,23,24).



Şekil 2.10. Ölüm yenilenme çevrimi

2.2.2.3. Biyokütlenin O_2 Alması ve CO_2 üretilmesi

Oksijen, su ve organik maddelerin elementer bileşiminde bulunmakta olup, hücrelerin de en önemli bileşenlerinden birisidir. Oksijen, suyla birlikte metabolizmaya önemli miktarlarda alınmaktadır. Enerji ihtiyaçlarını aerobik solunumla karşılayan organizmalarda, moleküler oksijen son elektron alıcı olarak görev yapmaktadır. Hücre, bakım, üreme (biyosentez) ve substratı ilgili son ürünlere oksitlemek üzere oksijen kullanır. Örneğin bir molekül glukozun aerobik solunumda kullanılmasıyla, 6 molekül oksijen tüketilmekte, 6 molekül karbon dioksit üretilmekte ve 38 ATP açığa çıkmaktadır.

Çalışmaların bir çoğunda oksijen kullanma hızı (OKH) ölçülmektedir. OKH ölçümünde, belirli miktarlarda substrat ve mikroorganizma içeren atıksu örneği, çözünmüş oksijenle doyurulur (6-8 mg/L) ve çözünmüş oksijen konsantrasyonun zamanla azalması kaydedilir. OKH değerlerinin, uçucu askıda katı madde konsantrasyonlarına bölünmesiyle, özgül oksijen alma hızı (ÖOKH) elde edilmiş olur.

Birim mikroorganizma başına kullanılan oksijen miktarını gösteren ÖOKH değerleri özellikle tesisin işletilmesiyle ilgili çok faydalı bilgiler verir^(25,26).

OKH, biyolojik aktivitenin bir ölçüsü olarak da değerlendirilebilir. Yüksek OKH değerleri yüksek biyokimyasal aktiviteyi, düşük OKH değerleri de düşük biyokimyasal aktiviteyi göstermektedir. Bundan dolayı OKH ölçümleri, substrat ve biyokütle karakterizasyonunda, stokiyometrik ve kinetik katsayıların ölçümünde ve proses kontrolünde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

Yüksek saflıkta oksijenle çalışan sistemler dışında, aktif çamur modellerinde CO₂ üretilmesi pek fazla ilgi çekmemiştir. Bunun sebebi, mikroorganizmaların açığa çıkardığı CO₂'nin, havalandırma sistemince sisteme verilen havadaki miktara göre ihmal edilebilir düzeyde olmasıdır. Ayrıca, havalandırma tankı kapalı olmadığı için, sıvı fazda CO₂ birikimi olmamaktadır.

2.2.3. Nutrientlerin Bünyeye Alınması (Asimilasyon)

Nutrientlerden özellikle azot ve fosfor mikroorganizmaların sağlıklı bir şekilde gelişmesi için gereklidir. Evsel atıksular, nutrient dengesi açısından yeterlidir bu yüzden arıtım aşamasında nutrient ilavesine gerek yoktur. Ancak, endüstriyel atıksuların arıtımında çoğu zaman nutrient ilavesine gerek duyulur. Örneğin petrol rafinerileri atıksularının arıtımında fosfor ilavesi gerekliyken, kağıt ve selüloz endüstrisi atıksularının arıtımında azot ve fosfor ilavesi beraber yapılmalıdır.

Aktif çamur prosesinde C:N:P için 100:5:1 oranının uygun olacağı konusunda fikir birliği vardır. 1981 yılında yapılan bir çalışmada, laboratuvar ölçekli bir aktif çamur sistemi için optimum KOİ:P oranının 100:1 olduğu sonucuna varılmıştır. Bu da yaygın olarak kullanılan 100:5:1 oranıyla uyumludur^(11,16).

2.2.3.1. Azot

Atıksularda azotlu maddeleri inorganik azot (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N) ve toplam Kjeldhal azotu (NH₄-N ve organik azot) şeklinde azotlu bileşenlerle göstermek

mümkündür. İnorganik azotlar çözünmüş haldedir. Organik azot ise çözünebilir ya da partiküler halde bulunur. Yeni hücrelerin yapısına nütrient olarak çoğunlukla amonyum azotu ve bir miktarda nitrat azotu katılabilir, bu nedenle organik azotun amonyaklaştırılmadan hücre yapısına katılması mümkün değildir. Partiküler haldeki organik maddeyle birlikte ele alınan, partiküler organik azotun öncelikle çamur flokları içinde tutulacağı, ve daha sonra çözünmüş organik azota hidrolize edileceği kabul edilmektedir. Çözünmüş organik azot ise sisteme ya giriş suyundan girmekte ya da hidroliz yoluyla oluşmaktadır ;daha sonra çözünmüş organik azot, amonifikasyonla amonyuma dönüştürülmektedir. Teorik olarak, sistemde çözünmüş ya da partiküler yapıda bulunan inert azot da olmalıdır. Bu teori doğru kabul edilirse, inert partiküler azotun karışık sıvıdaki askıda katı maddenin (KSAKM) azot içeriğini etkileyeceği, çözünmüş inert organik azotun ise çıkış suyu Toplam kjeldahl azotunda(TKN) yer alabileceği düşünülebilir. Yine de inert azot bileşiklerinin aktif çamur modellerine fazla bir katkısı olacağını söylemek mümkün değildir. Özellikle evsel atıksulardaki organik azotun biyolojik olarak parçalanabilir olduğunu söylemek makul bir yaklaşımdır. Çünkü evsel atıksular proteinler, peptitler, amino asitler ve nükleik asitler gibi organik azotlu bileşikler içermektedir^(11,16,23).

Azot ve fosfor içeren maddelerin biyolojik yollarla giderimi söz konusu olduğunda klasik olarak (karbonlu maddeleri gideren) tasarlanmış aktif çamur tesisleri pek verimli olamamaktadır. Karbonlu maddeleri gidermek için tasarlanmış bir aktif çamur sisteminde toplam azotlu madde giderimi % 10-30 , fosforlu madde giderimi ise % 10-25 arasındadır. Ancak ileri arıtım yöntemleri olan nitrifikasyon, denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderim yöntemlerinin aktif çamur tesisine çeşitli şekillerde uyarlanmasıyla azotlu maddelerin gideriminde % 98 fosforlu maddelerin gideriminde ise % 90'lara varan bir giderim verimi elde etmek mümkündür^(1,22).

2.2.3.1.1. Nitrifikasyon

Arıtılmamış ya da klasik arıtmadan çıkan sudaki amonyanın iki kademedен oluşan biyolojik reaksiyonlarla nitrata olan yükseltgenmesine "Biyolojik Nitrifikasyon" denir. Nitrifikasyon prosesinde iki cins aerob ve ototrof bakteri görev almaktadır; organik

karbondan yoksun ortamda yaşayan *Nitrosomonas* cinsi bakteriler amonyağı nitrite yükseltirken, yine organik karbonun bulunmadığı ortamda yaşayabilen *Nitrobacter* cinsleri de nitriti nitrata yükseltirler. Amonyanın bu iki cins bakterinin rol almasıyla nitrata yükseltgenmesi ve yeni hücre sentezlenmesine ilişkin reaksiyonlar aşağıda gösterilmiştir⁽²⁷⁾.

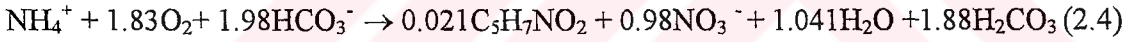
İlk kademede *Nitrosomonaslar* görev yapmaktadır



İkinci kademe, *Nitrobacterlerin* faaliyetiyle gerçekleştirilir ;



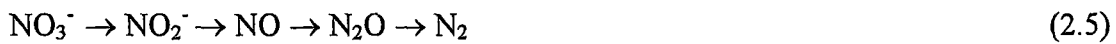
Meydana gelen tüm oksidasyon ve sentez reaksiyonlarını bir arada göstermek mümkündür;



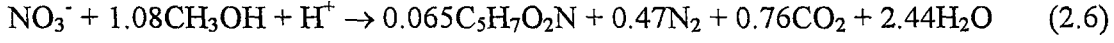
2.2.3.1.2. Denitrifikasyon

Nitratin fakültatif bakteriler yardımıyla anoksik şartlar altında son elektron alıcısı olarak kullanılıp birbirini izleyen dört kademe sonunda azot gazına indirgenmesine "Biyolojik Denitrifikasyon" ya da "Nitrat Solunumu" denilmektedir. Denitrifikasyon bir solunum prosesi olduğundan enerji kaynağı olarak oksitlenebilir bir substrat ya da elektron vericisine ihtiyaç vardır. Metanol, etanol ve asetikasit yaygın olarak kullanılan karbon kaynakları arasındadır^(27,28).

Azot gazına indirgenme kademeleri şu şekildedir;



Metanolün enerji kaynağı olarak kullanıldığı indirgenme ve sentez reaksiyonu aşağıdaki gibidir;



2.2.3.2. Fosfor

Fosfor aktif çamur için önemli nutrientlerden birisidir. Fosfor eksikliği, çökelme özelliklerinin zayıflamasına ve filamentli mikroorganizmaların oluşmasına yol açabilir. Su sistemlerinde fosfor içeren bileşikler arasında ortofosfat, polifosfat, metafosfat ve organik fosfat (fosfolipidler, şeker fosfatları, nükleotitler) sayılabilir. Hücre sentezi için sadece ortofosfat kolaylıkla kullanılabilir. Polifosfat, metafosfat ve organik fosfat, mikroorganizmalar tarafından kullanılmadan önce ortofosfatlara dönüştürülmelidir. Evsel atıksulardaki tipik toplam fosfor konsantrasyonu 6-20mg/L arasında değişmekte olup belirtilen miktarın yarısına yakın bir kısmı deterjanlardan kaynaklanmaktadır^(11,16,29).

2.2.3.2.1. Biyolojik Fosfor Giderimi

Mikroorganizmalar hücre sentezi ve enerjinin açığa çıktığı reaksiyonlardan sonra fosfor kullanmaktadırlar. Bunun sonucu olarak ikincil biyolojik arıtım neticesinde giriş suundaki fosforun %10-30'luk kısmının arıtılması mümkündür. Ancak daha düşük bir fosfor içeriğine sahip çıkış suyu elde etmek için, normal bir hücrenin bakım ve sentez ihtiyaçlarından çok daha fazla miktarlarda fosforun hücre bünyesine alınması gerekmektedir. *Acinetobacter* türüne ait mikroorganizmalar, belirli aerobik şartlar altında ihtiyaç duyduklarından daha fazla miktarlarda fosforu bünyelerine alıp biriktirebilirler. Anoksik şartlar altında ise, hücreler fosfor açığa çıkarabilirler. Bundan dolayı biyolojik fosfor giderimini arzu edilen düzeylerde gerçekleştirebilmek için reaktör içinde uygun aerobik, anaerobik ve anoksik bölgeler tasarlanmalı ve gerekli çevresel koşullar sağlanmalıdır^(3,16,29).

2.2.4. Aktif Çamur Kinetiğini Etkileyen Faktörler

Aktif çamur kinetiğini etkileyen başlıca faktörler; çözünmüş oksijen (Ç.O) konsantrasyonu, sıcaklık, pH, ve toksik maddelerin bulunması olarak belirtilebilir. Bu faktörlerin, hetrotroflar ve nitrifiye edici ototrofik organizmalar üzerine olan etkisi farklıdır. Nitrifiye edici organizmalar, heterotrofik organizmalara göre çevre şartlarına daha duyarlıdır^(11,12,23).

2.2.4.1.Çözünmüş Oksijen

Çözünmüş oksijen, karbonlu madde oksidasyonu ve nitrifikasyonu etkileyen önemli bir çevresel faktördür. Özellikle nitrifikasyon oksijen ihtiyacı yoğun olan bir prosestir. Bir mol amonyumun nitrate tam oksidasyonu için 4.57 mol oksijen gerekmektedir. Ayrıca oksijen eksikliğine *Nitrosomonas* ve *Nitrobacterler*, heterotroflardan daha duyarlıdır. Bu nedenle, tek çamurlu karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon sistemlerinde çözünmüş oksijen ve çamur yaşı nitrifikasyon prosesi esas alınarak kontrol edilmektedir. Son yıllarda yapılan çalışmaların çoğunda, 1-2 mg/L aralığındaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun substrat kullanım ve mikrobiyal üreme için gerekli olduğu belirtilmiştir. Çözünmüş oksijen, aktif çamur kinetiğinde anahtar fonksiyonuyla (switching function) gösterilmektedir.

$$f_{O_2} = \frac{S_{O_2}}{K_0 + S_{O_2}} \quad (2.7)$$

K_0 'nun değerinin küçük olduğu bilinmektedir. Ancak farklı mikrobiyal topluluklar için önemli oranda değişim göstermektedir. Yapılan çalışmalarda K_0 değerinin filamentli bakteriler için 0.01 ve flok oluşturan bakteriler için de 0.15 olduğu bulunmuştur. IAWQ çalışma grubu K_0 değerini 0.2 olarak önermiştir. Normal ÇO aralığında (2-4 mg/L), f_{O_2} yaklaşık olarak 1'e eşit olmakta; düşük ÇO değerleri için de sifıra yaklaşmaktadır.

Bundan dolayı anahtar fonksiyonu, ÇO konsantrasyonuna bağlı olarak aerobik reaksiyonları başlatmakta ya da durdurmaktadır^(12,23).

2.2.4.2.Sıcaklık

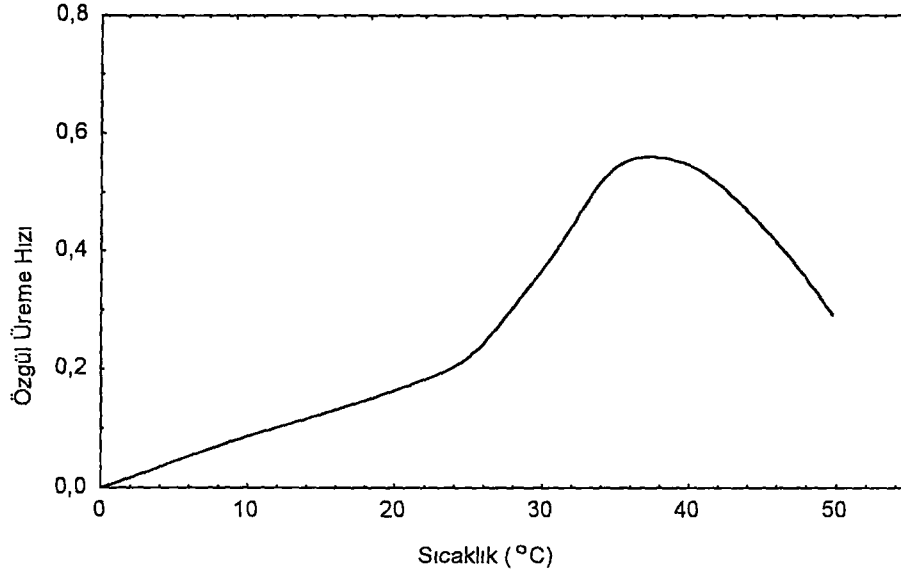
Bakteriyel aktivite için optimum sıcaklık, 25-35 °C arasındadır. Sıcaklık 50 °C'ye çıktığında aerobik çürüme ve nitrifikasyon durmaktadır. Sıcaklık 15 °C'ye düştüğünde ise metan üreten bakterilerin aktivitesi önemli oranda düşmekte ve 5 °C civarında nitrifiye edici ototrofik bakterilerin fonksiyonları durma noktasına gelmektedir. Atıksular için, karşılaşılan tipik su sıcaklıkları olan 10-35 °C arlığında sıcaklık artışıyla reaksiyon hızları da artış göstermektedir. Araştırmaların çoğunda sıcaklığın heterotrofik bakterilerin üremesi üzerine olan etkileri incelenmiştir. Biyokimyasal reaksiyonların hızı üzerine sıcaklığın etkisi, Arrhenius eşitliği ile belirlenebilir;

$$\ln K = -\frac{\Delta H^\circ}{RT} + C \quad (2.8)$$

Ancak atıksu mühendisliğinde daha çok Arrhenius eşitliğinin uyarlanmış şekli kullanılmaktadır;

$$k_T = k_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (2.9)$$

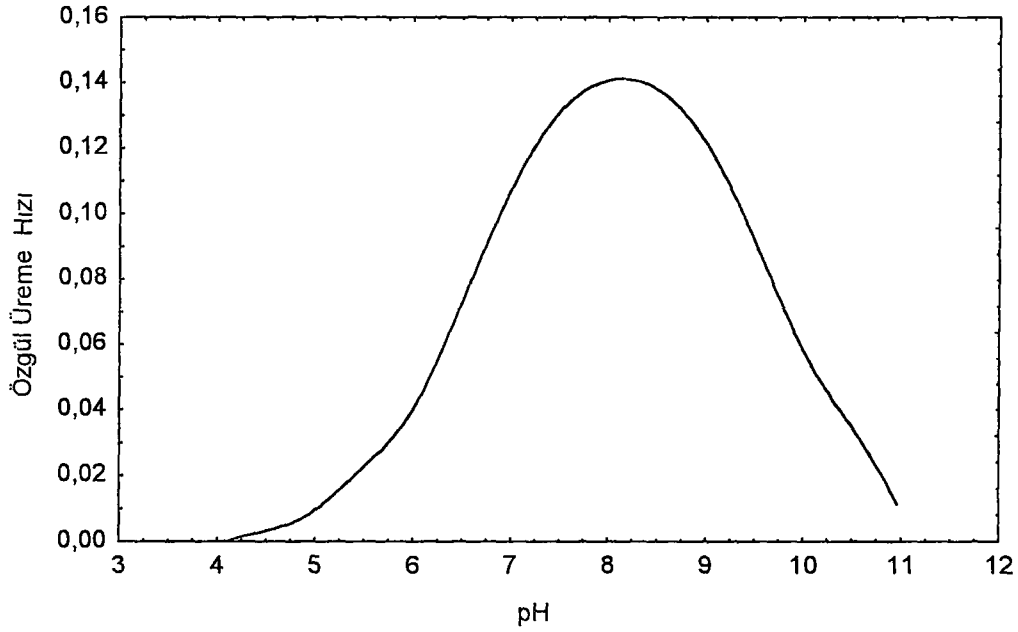
Aktif çamur prosesi için önerilen tipik Θ değeri 1.04'tür^(3,11,16). Şekil 2.11'de sıcaklığın aerobik heterotrof biyokütlenin özgül üreme hızı üzerine etkisi gösterilmiştir.



Şekil 2.11 Sıcaklığın özgül üreme hızı (kinetik parametre) üzerine olan etkisi

2.2.4.3. pH

Literatürde hem düşük hem de yüksek pH değerine sahip ortamların mikroorganizmalar için inhibe edici etki oluşturduğu belirtilmiştir. Mikrobiyal üreme için optimal pH aralığı 6-9 arasındadır. Mikroorganizmalar aslında dokuzdan büyük ve altıdan küçük pH değerine sahip ortamlarda yaşayabilirler. Ancak mikrobiyal metabolizma daha çok pH'daki ani değişimden etkilenmektedir. Enzim kinetiği aktif çamur kinetiğine benzerlik gösterdiğinden, pH'nın etkisi de enzim kinetiğinde kullanılan yaklaşımla modellenebilir^(11,23). Şekil 2.12'de pH'nın özgül üreme hızı üzerine olan etkisi gösterilmiştir.



Şekil 2.12 pH'nın özgül üreme hızı (kinetik parametre) üzerine olan etkisi

2.2.4.4. İnhibisyon

Heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmaların her ikisi de inhibe edici çeşitli maddelerin etkisine maruz kalmakta olup, ototroflar daha duyarlıdır. Fenol, altı değerlikli krom, üç değerlikli arsenik ve toksik organik maddelerin nitrifikasyon prosesi üzerine inhibe edici etkilerinin olduğu tespit edilmiştir. Organik maddelerin birçoğu için aktif çamur mikroorganizmalarını inhibe edebilecek sınır konsantrasyon değerleri mevcuttur. Yüksek substrat konsantrasyonlarının, inhibe edici etki gösterdiği durumlarda Monod kinetiği yerine Haldene kinetiği kullanılmaktadır. İnhibitör eğer substratın kendisi değilse, rekabetli ve rekabetsiz gibi çeşitli inhibisyon yapıları ortaya çıkmaktadır^(11,12,23).

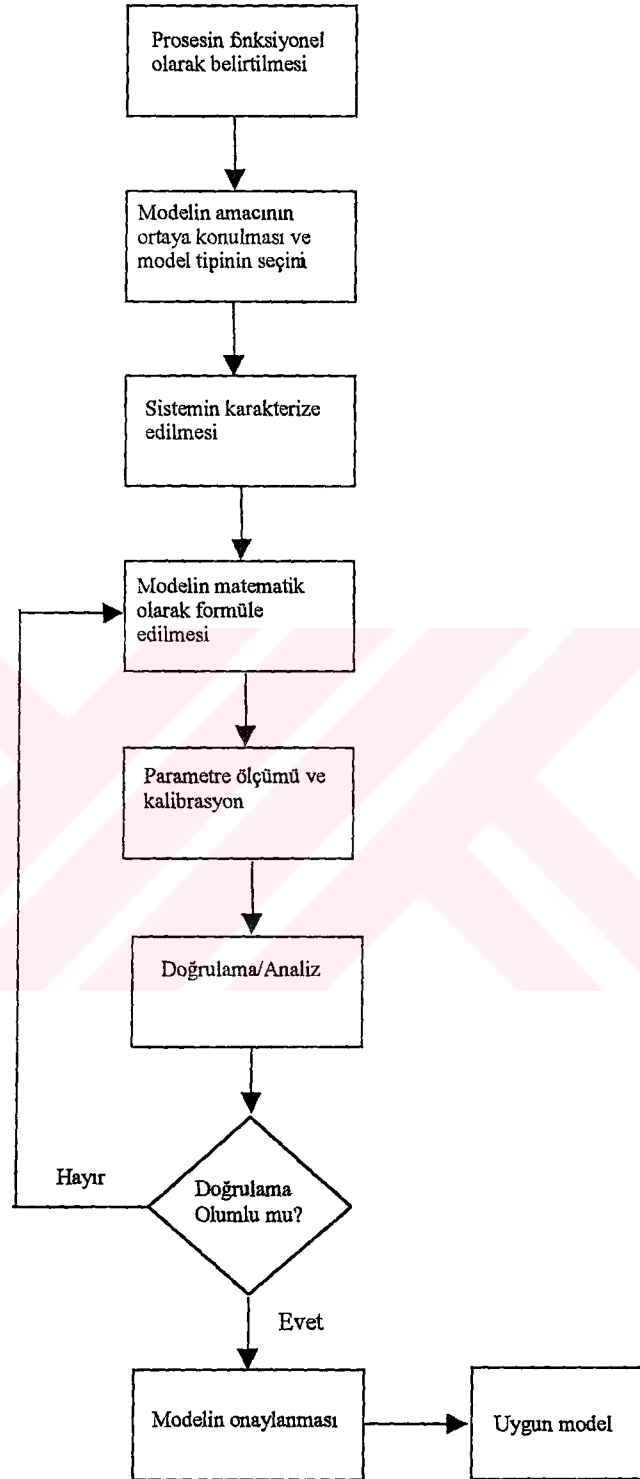
3. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ (BİYOKİNETİK MODELLER)

3.1. Modelleme ve Simulasyon

Model kavramı, bir sisteme yapılan yaklaşım ya da o sistemin anlatılması, tasvir edilmesi anlamında kullanılmaktadır. Modelleme ise, verilen bir sistemle ilgili olan ve organizasyonu sağlayan bilginin işlenmesidir. Modeller, nadir olarak tasvir ettikleri sistemle ilgili olarak tüm gerçekleri yansıtır. Bu nedenle, modeller bir bakıma kısaltma ve özetleme görevi yaparlar. Seçilen bir model için doğruluk tek başına yeterli bir kriter değildir. Aynı zamanda modelin kısa ve öz olması, kullanımının kolay olması ve incelenen proses içindeki sebep sonuç ilişkileri hakkında her şeyi ortaya koyması aranan özellikler arasında olmalıdır. Modelleri, görsel, matematiksel, istatistiksel olarak sınıflandırabiliriz. Matematik modeli şu şekilde tanımlamak mümkündür: Modellenecek sistemdeki değişkenler arasındaki ilişkinin, cebirik eşitlikler, diferansiyel eşitlikler ya da diferansiyel eşitlik sistemi halindeki matematiksel yapıya taşınmasıdır. Modelleme kademeleriyle ilgili genel akış diyagramı Şekil 3.1'de gösterilmiştir. Esas olarak modeller aşağıda belirtilen temel görevleri yerine getirmek üzere kurulurlar: ^(3,30,31,32)

1. Var olan bir sistemde işlemleri aksatmadan, herhangi bir tahribata yol açmadan çalışmak
2. Mevcut olmayan bir sistem üzerinde çalışmak
3. Aşırı derecede zaman alan çeşitli işleri yerine getirmek
4. Çok pahalı olan uygulamaları ve deneyleri uygun modellerle daha ucuza mal etmek.

Simulasyon (benzetim) kavramı, bir model üzerinde yürütülen deney olarak açıklanabilir. Simulasyon, sadece sistemin çeşitli durumlardaki cevap ve davranışlarının analizi için değil, aynı zamanda tasarım amacıyla da kullanılabilir. Günümüzde özellikle, gelişmiş bilgisayar donanım ve yazılımları sayesinde proses modelleme ve simulasyonu hemen hemen bütün mühendislik dallarında başarıyla kullanılmaktadır ^(33,34,35,36).



Şekil 3.1 Modelleme kademeleri için genel akış diyagramı

Atıksu mühendisliği alanında önemli bir yöntem olan matematik modellemenin kullanım amaçlarını şu şekilde özetleyebiliriz:

1-*Proses Tasarımı*: Farklı boyutlardaki birçok tesisi fiziksel olarak kurup, çeşitli tasarım alternatiflerinin etkisini incelemek yerine, çeşitli simulasyon tekniklerini de kapsayan matematik modeller yardımıyla, çok düşük maliyetlerde farklı özelliklerdeki tesisleri tasarlamak mümkündür.

2-*Proses kontrolü ve duyarlılık analizi*: Günümüzde kullanılan etkili kontrol stratejilerinin birçoğu matematik model tabanlıdır. Sistem parametreleri ve prosese uygulanan bozucu etkilerin işletme üzerine olan etkisi matematik model yardımıyla rahatlıkla incelenebilir.

3-*Yeni işletme senaryolarının geliştirilmesi ve performans tahmini*: Atıksu arıtma tesisinin işletilmesiyle ilgili alternatif yaklaşımlarda bulunmak ve bu yaklaşımları değerlendirmek için matematik modellerin kullanılması deneysel metotlardan daha kolay ve daha verimlidir. Modeller tesisin gelecekteki performansını tahmin etmek konusunda yardımcı olabilir.

4-*Eğitim*: Modeller, eğitim ve alıştırma yapmak amacıyla kullanılabilir.

5-*Araştırma*: Modeller kullanılarak, çeşitli hipotezler geliştirilebilir ve denenebilir.

Aktif çamur modeli ve aktif çamur prosesinden bahsederken ikisi arasındaki anlam farklılığına dikkat edilmelidir. Aktif çamur modeli bir biyokinetik model olup, havalandırma tankındaki farklı substratlar ve canlı türleri arasındaki reaksiyon mekanizmalarını ve stokiyometrik-kinetik ilişkileri anlatmaktadır. Aktif çamur modelinin şu gibi sorulara cevap vermesi mümkündür; hangi biyolojik reaksiyonlar meydana gelmektedir (reaksiyonun takip ettiği yol ve mekanizmalar), havalandırma tankında hangi substratlar ve canlı türleri vardır (reaksiyona giren maddeler, ara ürünler ve ürünler), stokiyometrik bağıntılar ve hız ifadeleri ne şekildedir? Aktif çamur proses modeli ise aktif çamur prosesini gösteren bir matematiksel modeldir. Genellikle, kütle ve enerji dengesi gibi temel mühendislik ve bilim kurallarını esas alan bir dizi cebirsel ve diferansiyel eşitlik aktif çamur proses modelinde yer almaktadır. Biyokinetik model ise aktif çamur modeli içerisinde yer alan ve prosesin esasını teşkil eden reaksiyon

terimlerini anlatan bir alt model şeklinde ele alınabilir. Proses modelinde göz önüne alınan diğer faktörler ise hidrolik akış rejimi (piston akışlı, tam karışım), reaktör konfigürasyonu, giriş suyunun ne şekilde dağıtıldığı, sisteme olan girişler ve çeşitli kontrol şekilleri olabilir^(3,35,77).

3.2. Klasik Aktif Çamur Modelleri

Aktif çamur modellerinin ilk grubunu klasik modeller oluşturmaktadır. Klasikten kasıt substrat ve biyokütlenin homojen maddeler olarak ele alınmasıdır. Bu modellerde substrat genellikle BOİ ya da BOİ₅ olarak ölçülmekte, biyokütle ise uçucu askıda katı madde olarak (UAKM) ölçülmektedir. Geleneksel modelleri iki grupta incelemek mümkündür :

1-Pratik modeller: Bu modellerde birinci derecedeki reaksiyon kinetikleri esas alınarak, karbonlu maddelerin giderimi ve biyokütlenin (aktif çamur) üremesi modellenmiştir. Evsel atıksular, farklı büyüme hızlarına sahip çeşitli bakterilerin metabolize ettiği karbonlu substrat karışımları içerdiğinden, bütün atıksu sisteminin kinetiğinin yaklaşık olarak birinci dereceden alınması başarılı sonuçlar doğurmaktadır. Ancak tek bir substratın giderimi söz konusu olduğunda bu kinetik yaklaşımın uygulanması pek uygun olmaz.

Organik maddenin giderimi substrat derişimine göre birinci dereceden olan bir diferansiyel eşitlikle gösterilirse;

$$r_s = \frac{dS}{dt} = -kS \quad (3.1)$$

Biyokütlenin (aktif çamur) üremesi de aşağıdaki gibi gösterilebilir;

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X \quad (3.2)$$

2-Ana modeller: Monod'un 1942 yılında, saf kültürden oluşan mikroorganizmaların üremesini, açıklayan modeli daha sonra geliştirilecek olan modeller için de bir temel oluşturmuştur. Mikroorganizmaların substrat sınırlamasının olduğu bir durumda üremesini açıklayan Monod eşitliği aşağıdaki gibidir;

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} \quad (3.3)$$

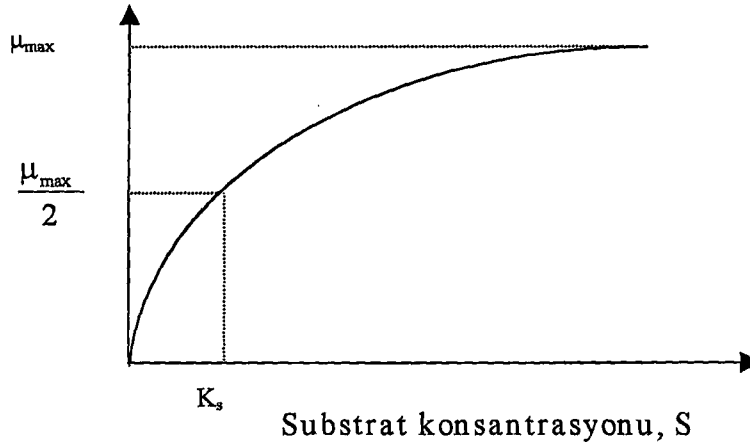
Monod eşitliği, üreme hızını gösteren (3.2) nolu eşitlikte yerine yazılırsa (3.4) no'lu eşitlik elde edilebilir.

$$r_g = \frac{\mu_{\max} SX}{K_s + S} \quad (3.4)$$

S, K_s 'den çok büyük olduğunda olduğunda Monod eşitliğinde(3.3 eşitliği) K_s ihmal edilirse, $\mu = \mu_{\max}$ olmaktadır. Böylece, üreme hızının sıfırcı dereceden olduğu söylenebilir. Eğer S, K_s 'den çok küçük olursa

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s} \quad (3.5)$$

olur. Bu durumda da üreme hızının substrat konsantrasyonuna göre birinci dereceden olduğu söylenebilir. Şekil 3.2'de hiperbolik yapıdaki Monod üreme eğrisi gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Monod üreme eğrisi

Substrat kullanım hızıyla, biyokütle üreme hızı arasında aşağıda belirtilen şekliyle bir ilgi kurmak mümkündür ;

$$r_{su} = -\frac{1}{Y} r_g \quad (3.6)$$

(3.4) eşitliğindeki r_g 'nin (3.6) eşitliğinde yerine yazılmasıyla;

$$r_{su} = -\frac{\mu_{max} SX}{Y(K_s + S)} \quad (3.7)$$

elde edilebilir. Deneysel bulgular, aktif çamur prosesinde mikroorganizmaların yalnızca sınırlı substratla üremesini göz önüne alan Monod kinetikleri kullanılarak yapılan tahminlerin biyokütle üretimini daha yüksek gösterdiğini ortaya koymaktadır. Bu durum, biyokütle kaybına (bozunma) sebep olan başka reaksiyonların olduğunu göstermektedir. Endojen solunum, lizis gibi farklı birçok mekanizmanın biyokütlerde bozunmaya yol açabileceği bulunmuştur. Bu durumu basit bir şekilde anlatmak gayesiyle genel bir terim olan bozunmanın uygun olacağı düşünülmüştür. Mikroorganizmaların bozunmasını anlatmak için birinci mertebeden bir hız ifadesinin kullanılması yeterli olmaktadır;

$$R_d = b.X \quad (3.8)$$

Büyüme hızını ifade eden (3.4) nolu eşitlik düzeltilirse ortaya net üreme hızı kavramı çıkmaktadır (r_g');

$$R_g' = r_g - r_d = \frac{\mu_{max} SX}{K_s + S} - bX \quad (3.9)$$

Ana modelde iki prosesin oksijen tükettiği bilinmektedir. Bunlar heterotrofların aerobik olarak üremesi ve endojen solunumdur. Oksijen kullanma hızı (OKH) aşağıdaki gibi gösterilmiştir;

$$OKH = \frac{1 - Y}{Y} \frac{\mu_{max} SX}{K_s + S} - bX \quad (3.10)$$

Birçok durumda besi sınırlamasını belirten eşitlik olarak kullanılabilen hiperbolik karakterdeki Monod ifadesi genellikle büyümenin yavaş ve hücre değişiminin düşük olduğu durumlarda geçerlidir. Yüksek mikroorganizma değişimlerinde ise μ ile S değişimi arasındaki ilişkiyi Cantois eşitliği vermektedir;

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_{sx} X + S} \quad (3.11)$$

Yüksek substrat değişimlerinin mikroorganizmaların üremesini inhibe etmesi Haldene tarafından ortaya konulan eşitlikte belirtilmiştir;

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{(K_s + S + \frac{S^2}{k_i})} \quad (3.12)$$

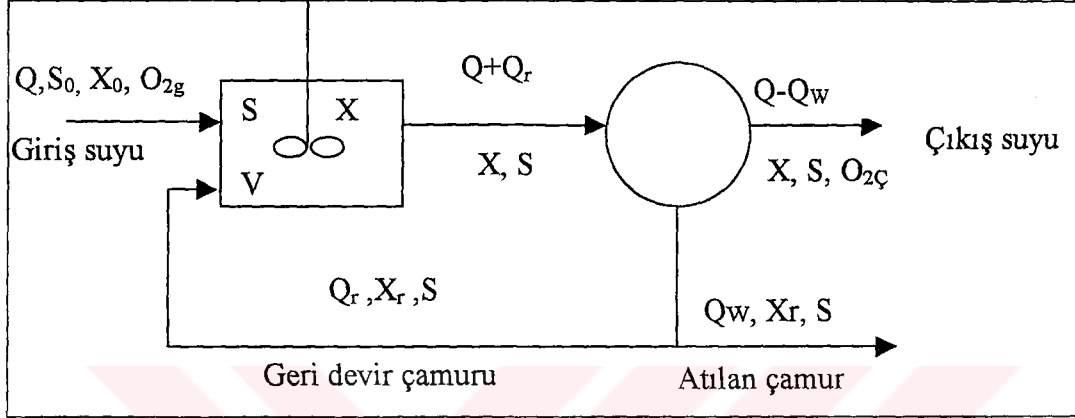
Bir adet havalandırma havuzu ve çöktürme havuzundan oluşan tam karışım, geri devirli bir aktif çamur sisteminde karbonlu maddelerin giderimi için üç bileşenli ana modeli kapsayan bir model kurulursa sistemin akış diyagramı ve kütle dengesi Şekil (3.3)'deki gibidir.

Bu sistem için giriş ve çıkış arasında substrat, mikroorganizma ve çözülmüş oksijen için kütle dengesi eşitlikleri sırasıyla aşağıdaki gibidir;

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 - (Q - Q_w)S - Vr_{su} \quad (3.13)$$

$$V \frac{dX}{dt} = QX_0 - (Q - Q_w)X - Q_w X_r + V r_g \quad (3.14)$$

$$V \frac{dO_2}{dt} = QO_{2,0} - (Q - Q_w)O_{2,C} + (OTH)V - (OKH)V \quad (3.15)$$



Şekil 3.3 Üç bileşenden (O_2, X, S) oluşan bir aktif çamur modelinin bileşenleri

3.3. Aktif Çamur Modellerinin Matris Formunda Gösterilmesi

Karmaşık sistemleri açıklayan modellerin incelenmesindeki en büyük sorun, modeli ortaya koyan araştırmacının fikirlerinin ve modeli oluşturan biyodönüşüm proseslerini gösteren ifadelerin büyük çabalarla metin içinden alınıp bir araya getirilmesidir. Peterson'ın 1965 yılındaki çalışmasını esas alan matris gösterimi, yüksek karmaşıklığa sahip modellerin bileşenlerini, süreçlerini, kinetik ve stokiyometrik özelliklerini ortaya koymakta kolaylık sağlayan bir sunuş yöntemidir. Başka bir deyişle matris gösterimi, incelenen modelle ilgili maksimum bilgiyi kullanıcıya kolay okunur ve anlaşılır bir biçimde taşıma özelliğine sahiptir.

Matris gösteriminde, bileşenler (i) indisiyle tablonun en üst satırına sembollerıyla yazılırken, tablonun en alt satırına ise bileşenlerin isimleri ve birimleri birlikte yazılır. Modelde yer alan prosesler, tablonun en sol sütununda (j) indisiyle yer alırlar. En sağ sütunda ise q_j indisiyle, proseslerin hız ifadeleri yer alır. Matris elemanları (V_{ij}) da

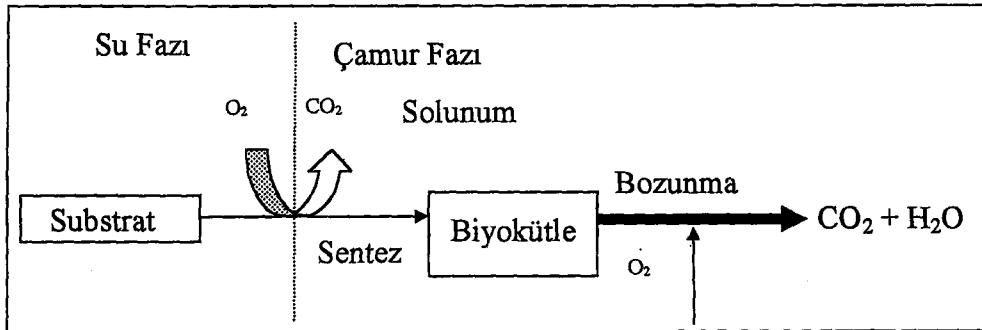
stokiyometrik katsayıları göstermektedir. Tablonun sol alt köşesinde kullanılan stokiyometrik parametreler, sağ alt köşede ise kinetik parametreler açıklanmıştır. Matris gösteriminin en önemli özelliklerinde biri, kütle dengesine girecek reaksiyon ifadelerinin kolayca yazılabilmesine imkan vermesidir. r_i ile gösterilen bu ifadeler, i bileşeni ile ilgisi olan stokiyometrik katsayıların, hız terimleri ile çarpımının toplamına eşittir.

$$r_i = \sum_j v_{ij} q_j \quad (3.16)$$

Bu şekilde her bir reaksiyon ifadesi yazıldıktan sonra, giriş ve çıkış özellikleri ile birleştirilerek, kütle dengelerinde yer alan sistem denklemleri kolayca yazılabilir.

Matris gösteriminin bir başka faydası da aynı birimlerin kullanılması halinde sürekliliğin kontrolüdür. Sürekliliğin sağlanabilmesi için her satırdaki katsayıların toplamının sıfır olması gereklidir. Böyle bir gösterimde, süreklilik incelenirken, oksijenin negatif KOİ almasından dolayı -1 ile çarpılması gerektiği unutulmamalıdır. (3,9,14,37,38,39)

Üç bileşenden oluşan klasik bir aktif çamur modelinin şematik gösterimi Şekil 3.4'de matris formunda gösterimi ise Tablo 3.1'de yer almaktadır.



Şekil 3.4 Üç bileşenden oluşan klasik bir aktif çamur sisteminin akış diyagramı

Tablo 3.1 Üç bileşenden oluşan klasik aktif çamur modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → i J ↓ Prosesler	1 X _B	2 S _s	3 S _o	Proses hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1 Substratın doğrudan kullanımı	1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\mu_{\max} S_s}{K_s + S} X_B$
2 Biyokütlenin bozunması	-1		-1	bX _B
Gözlenen reaksiyon hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$			
Stokiyometrik Parametreler : Gerçek üreme verimi : Y	Biyokütle [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Substrat [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Oksijen - [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Kinetik Parametreler : Maksimum spesifik üreme hızı : μ_{\max} Yarı doygunluk sabiti : K _s Spesifik bozunma hızı : b

Sistem içinde alınan bir noktada X_B, S_s ve S_o hızları tanımlanırsa;

$$r_{XB} = r_1 = v_{11}q_1 + v_{12}q_2 = \frac{\mu_{\max} S X}{K_s + S} - bX \quad (3.17)$$

$$r_{SS} = r_2 = v_{21}q_1 = -\frac{1}{Y} \frac{\mu_{\max} S_s}{K_s + S} X_B \quad (3.18)$$

$$r_{so2} = r_3 = v_{31}q_1 + v_{32}q_2 = -\frac{1-Y}{Y} \frac{\mu_{\max} S_s}{K_s + S} X_B - bX \quad (3.19)$$

Süreklilik incelendiğinde, matris elemanlarının yani stokiyometrik katsayılar toplamının sıfıra eşit olması gerekmektedir.

$$V_{11} + V_{21} + (-1)V_{31} = 0 \quad (3.20)$$

$$1 + \left(-\frac{1}{Y}\right) + (-1) \left(-\frac{1-Y}{Y}\right) = 0 \quad (3.21)$$

(3.21) ifadesinden de görüldüğü gibi 3 bileşenden oluşan matrisin ilk satırındaki stokiyometrik katsayıların toplamı sıfır olmaktadır.

$$V_{12} + V_{22} + V_{32} = 0 \quad (3.22)$$

$$(-1) + 0 + (-1)(-1) = 0 \quad (3.23)$$

(3.23) ifadesi de matrisin ikinci satırında yer alan stokiyometrik katsayılar toplamının sıfıra eşit olduğunu göstermektedir.

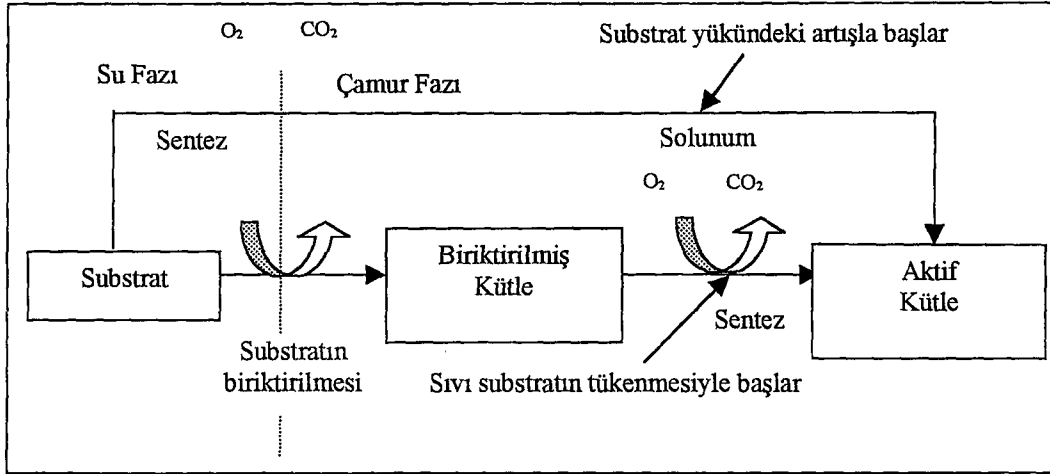
3.4. Yapısal Modeller

Klasik aktif çamur modelleri önemli oranda başarı göstermelerine rağmen, yetersizlikleri kademeli olarak ortaya çıkmıştır. Jacquart ve arkadaşları (1972) ve Marais ve Ekama (1976) evsel atıksuyun oksijen alma hızının bir gecikme evresine sahip olduğunu ve klasik aktif çamur modelinin bunu tahmin edemediğini bulmuşlardır. Aynı zamanda araştırmacılar, gerçek aktif çamur sistemlerindeki oksijen kullanımının klasik aktif çamur sisteminde tahmin edilenden daha az olduğunu tespit etmişlerdir. Çamur floklarının mikrobiyal analizi, aktif biyokütlenin karışık sıvıdaki uçucu askıda katı maddenin (KSUAKM) sadece belli bir oranı şeklinde olduğunu göstermiştir. Bu oran çamur yaşıyla değişmekte ve tipik çamur yaşları (3-12 gün) için KSUAKM'nin % 20-40'ı olmaktadır. Aktif çamur floklarında organik olan ancak canlı olmayan diğer kısımlar da vardır. Klasik aktif çamur modelinde X biyokütle olarak ele alınmaktadır. Ancak klasik aktif çamur modelinde X olarak ele alınan değişkenin substrat kullanımı ve heterotrofik üremeye doğrudan ilişkisi olduğundan gerçekte aktif biyokütleyi tanımlamaktadır. Araştırmacıların çoğu Monod kinetiğinin hücre zarından geçebilen ve mikroorganizmalar tarafından kolayca kullanılabilen çözünebilir substrata uygulandığını bulmuşlardır. Ancak çözünebilir substrat toplam substratın belli bir kısmıdır. Kentsel atıksuların bir kısmında partiküler substrat toplamın % 80'ini teşkil etmektedir. Bu nedenle partiküler substratın kullanımının Monod kinetiğine uyduğunu kabul etmek akıllıca değildir. Substratı çözünebilir ve partiküler olarak iki kısma ayırarak daha iyi tahminler elde edileceğini söylemek daha makuldür. Klasik aktif çamur modelinin barındırdığı kısıtlamalar yapısal aktif çamur modellerinin geliştirilmesi için itici güç

olmuştur. Klasik aktif çamur modellerinden daha iyi tahminler yapabilen yapısal modelleri oluşturmak için birçok çaba sarf edilmiştir^(3,11,14,40).

3.4.1. Blackwell Modeli

Blackwell'in 1971 yılında tasarladığı yapısal modelde depolanmış kütle kavramına yer verilmiştir. Blackwell'in modelinde sıvı fazda yer alan substrat aktif kütleyi sentezlemek üzere ya doğrudan metabolize edilmekte ya da önce depolanmış kütle olarak hücrede biriktirildikten sonra aktif kütleye dönüştürülmektedir. Mikroorganizmaların substratı biriktirilmiş ürünlere çevirmesinin sebebi olarak substrat yükündeki artış kabul edilmiştir. Blackwell'e göre artan miktarda besi maddesinin olması durumunda, mikroorganizmalar bu durumu değerlendirerek sistemden geçmekte olan substratı biriktirmektedirler. Mikroorganizmalar daha yüksek substrat konsantrasyonlarına alıştığında, substratın doğrudan sentez aşamasına yönlendirilmesi, önce depolanmış ürünlerin ve sonra aktif kütlelerin sentezinden daha verimli olmaktadır. Bu modelde biyokütlenin bozunması göz önüne alınmamış ve çözünmüş oksijene de bir bileşen olarak yer verilmemiştir. Substrat ve depolanmış ürünlerin kullanıldığı üreme için spesifik üreme hızları birinci merteye hız eşitlikleri şeklinde gösterilmiştir. K_1 bir anahtar (switching) fonksiyon olup, dış kaynaklı substrat tükendiğinde biriktirilen kütlelerin aktif kütleye dönüşümünü sağlar. Modelde substratın biriktirilmesiyle ilgili hız eşitliğinde sıvı fazdaki substrat konsantrasyonu göz önüne alınmamaktadır. Substrat giderimindeki ikili mekanizma substratın rekabete dayalı kullanımını için bir yoldur^(11,14,41). Üç bileşenden oluşan Blackwell modelinin akış diyagramı Şekil 3.5'de matris formunda gösterimi ise Tablo 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.5 Blackwell modelinin akış diyagramı

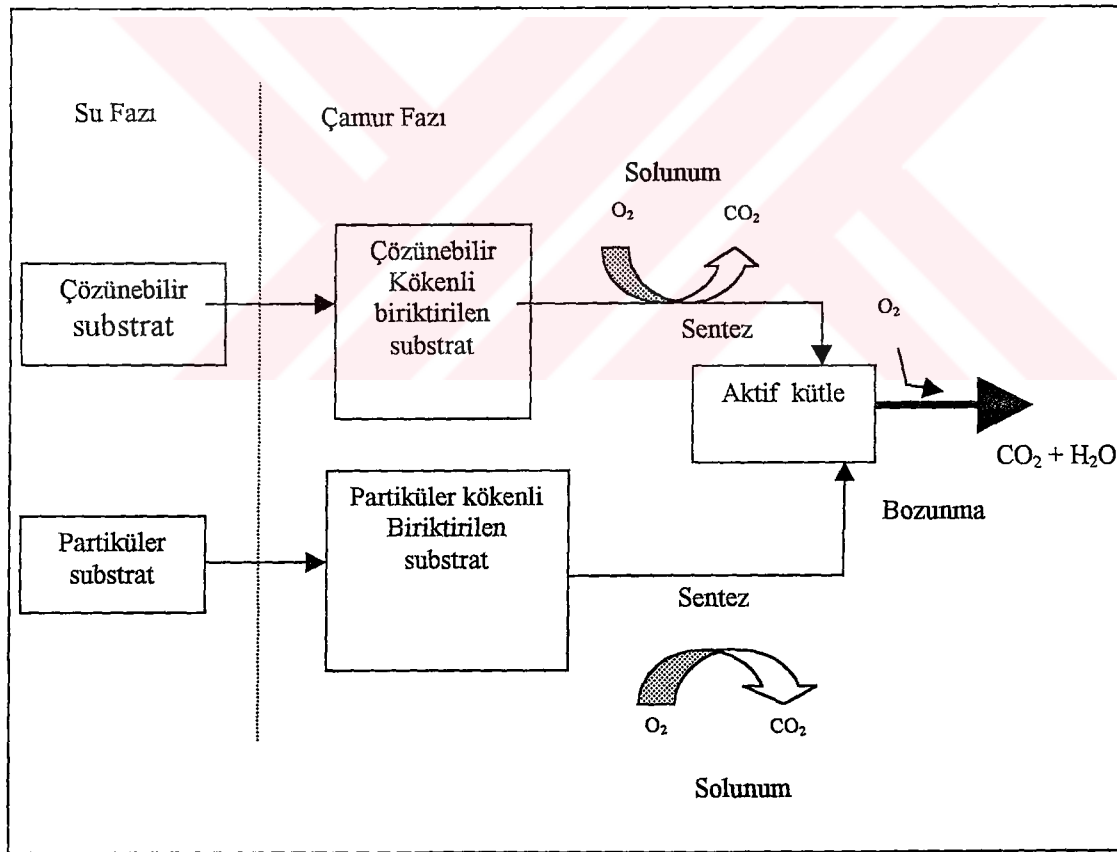
Tablo 3.2 Blackwell modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → j ↓ Prosesler	i	1	2	3	Proses hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1 Substratın doğrudan kullanımı	S	$-\frac{1}{Y}$		1	$\mu_{\max} S X_a$
2 Substratın depolanması		$-\frac{1}{Y_c}$	1		$R_T (f_{s_{\max}} - f_s) X_T$
3 Biriktirilen kütlenin aktif kütleye çevrimi			$-\frac{1}{Y_s}$	1	$K_1 \mu_{c_{\max}} X_s X_a$
Gözlenen reaksiyon hızı		$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$			
Stokiyometrik katsayılar Y, Y _c , Y _s : Bunlar dönüşüm katsayıları olup, Substrat kullanımı, substrat biriktirilmesi ve biriktirilen kütlenin aktif kütleye dönüşümünü göstermektedir.		Substrat [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Biriktirilmiş Kütle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹	Aktif Kütle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹	Kinetik katsayılar : μ_{\max} , $\mu_{c_{\max}}$; Substrat ve biriktirilen kütledeki maksimum spesifik üreme hızları Diğerleri : R_T : Oransal sabit $f_{s_{\max}}$: Biriktirilen kütlenin maksimum oranı $X_T = K S U A K M = X_a + X_s$ $f_s = \frac{X_s}{X_T}$

3.4.2. Jacquart Modeli

Substratı çözünebilir ve partiküler olarak iki kısma ayıran ilk araştırmalar arasında Jacquart ve arkadaşlarının çalışması yer almaktadır. Oksijen alma hızındaki belirgin

gecikme ve azalmayı incelemek üzere bu araştırmacılar substratı sırasıyla çözünmüş kökenli biriktirilmiş kütle ve partiküler kökenli biriktirilmiş kütle olmak üzere iki kısma ayırmışlardır. Biriktirilen kütleler daha sonra aktif kütleye dönüştürülmüş olup, dönüşüm hızları Monod tipindeki fonksiyonlarla ifade edilmiştir. Partiküler substratın biriktirilmesinin anlık bir olay olarak kabul edildiği göz önünde bulundurulmalıdır. Bu kabul birçok yapısal aktif çamur modelinde yer almıştır. Partiküler substratın su fazından çamur fazına taşınımının teorik ve deneysel olarak çok hızlı olduğu bulunmuştur. Bu nedenle aktif çamur modellemesinde anlık bir proses olarak ele alınmıştır. Çözünebilir ve partiküler kökenli biriktirilmiş kütlelerin aktif kütleye dönüşüm oranları aynı olarak kabul edilmiş ve Y ile gösterilmiştir^(3,14). Beş bileşenden oluşan Jacquart ve Arkadaşları'nın geliştirdiği modelinin akış diyagramı Şekil 3.6'da matris formunda gösterimi ise Tablo 3.3'de verilmiştir.



Şekil 3.6 Jacquart modelinin akış diyagramı

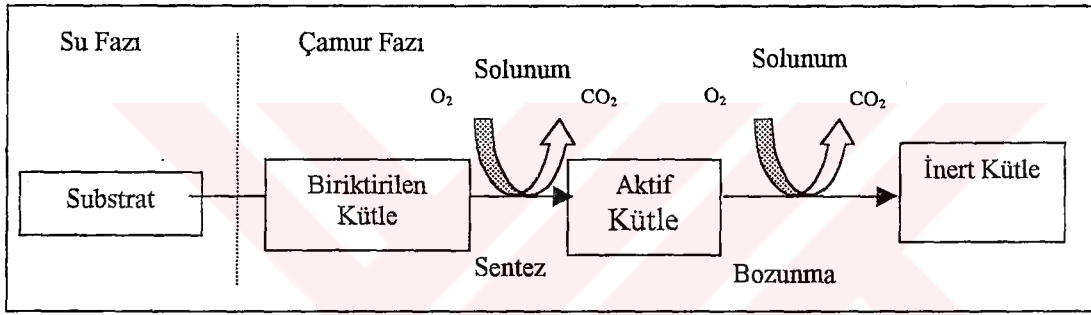
Tablo 3.3 Jacquart modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → Prosesler ↓	1 S _s	2 X _{stor,s}	3 X _{stor,p}	4 X _{BH}	5 So ₂	Proses Hızı, q _j
1-Çözünabilir substratın biriktirilmesi	-1	1				$\mu_{\max S} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) X_{BH}$
2-Biriktirilen kütlenin (çözünabilir yapıda) aktif kütleye dönüşümü		$-\frac{1}{Y}$		1	$\frac{1-Y}{Y}$	$p \left(\frac{X_{stor,s}}{K_{SS} + X_{stor,s}} \right) X_{BH}$
3-Biriktirilen kütlenin (partiküler yapıda) aktif kütleye dönüşümü			$-\frac{1}{Y}$	1	$\frac{1-Y}{Y}$	$q \left(\frac{X_{stor,p}}{K_{SP} + X_{stor,p}} \right) X_{BH}$
4-Bozunma (endojen solunum)				-1	-1	$k_d X_a$
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$					
Stokiyometrik katsayılar: Heterotrofik dönüşüm oranı: Y	Çözünbilir substrat KOI [ML ⁻³ T ⁻¹]	Çözünbilir orijinli biriktirilmiş kütleye KOI [ML ⁻³ T ⁻¹]	Partiküler orijinli biriktirilmiş kütleye KOI [ML ⁻³ T ⁻¹]	Aktif kütleye KOI [ML ⁻³ T ⁻¹]	Çözünmüş oksijen [M(-KOI)L ⁻³ T ⁻¹]	Kinetik parametreler p ve q sırasıyla çözünabilir ve partiküler orijinli biriktirilmiş kütleye kullanılarak sağlanan heterotrofların maksimum üreme hızı

3.4.3. Busby ve Andrews Modeli

Busby ve Andrews 1975 yılında ortaya koydukları modelde substratın tamamının aktif kütleye dönüştürülmeden önce biriktirilmiş kütleye depolandığını kabul etmişler ve substratın aktif kütleye doğrudan dönüşümünün önemli bir mekanizma olduğuna inanmamışlardır. Jacquart ve arkadaşlarından farklı olarak substratı homojen substrat olarak ele almışlar, substratın çözünabilir ve partiküler kısımları arasında bir ayırım yapmamışlardır. Ancak çamur bozunması Jacquart ve arkadaşlarından farklı bir şekilde yorumlanmıştır. Çamur bozunması dış solunum olarak modellenmiştir, ancak bozunma

ürünleri farklıdır. Jacquart ve arkadaşları tam oksidasyon olduğunu kabul etmişlerdir (bir birim aktif kütle KOİ si bir birim oksijen ihtiyacı açığa çıkartmaktadır). Son ürünler karbondioksit ve sudur. Ayrıca son ürün olarak inert kütle de modele dahil edilmiştir. İntert kütle dahil edilmesine önemli ölçüde deneysel bulguların etkisi olmuştur. Çamur bozunmasıyla inert kütle açığa çıkmakta olup, UAKM'nin büyük bir kısmı inert kütle şeklindedir. Modelde spesifik aktif biyokütle bozunma hızı R_{xi} ile gösterilmiştir^(14,35,41). Busby ve Andrews'ın geliştirdiği beş bileşenden oluşan modelin akış diyagramı Şekil 3.7'de matris formunda gösterimi ise Tablo 3.4'de verilmiştir.



Şekil 3.7 Busby ve Andrews modelinin akış diyagramı

Tablo 3.4 Busby ve Andrews modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → i j ↓ Prosesler	1 S	2 X _s	3 X _a	4 X _I	5 S _{O2}	Proses Hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1-Substratın doğrudan kullanımı	-1	1				$R_T X_T \left[f'_s \left(\frac{S}{K_S + S} \right) - f_s \right]$
2-Substratın depolanması		$\frac{1}{Y_1}$	1		$-\frac{1 - Y_1}{Y_1}$	$R_{XA} \left(\frac{X_s}{K_{XS} + X_s} \right) X_A$
3-Biriktirilen kütlenin aktif kütleye çevrimi			-1	Y ₂	-(1-Y ₂)	R _{XI} X _A
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$					
Stokiyometrik katsayılar Y ₁ : Dönüşüm katsayısı (Sentezlenen aktif kütlenin ağırlığı/ kullanılan biriktirilmiş kütlenin ağırlığı) Y ₂ : Dönüşüm katsayısı (üretilen inert kütlenin ağırlığı/ bozunan aktif kütlenin ağırlığı)	Substrat [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Biriktirilmiş Kutle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Aktif Kutle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Inert Kutle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Cozunmus Oksijen M(-KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Kinetik Katsayılar : R _T , f' _s , K _S , R _{XA} , K _{XS} , R _{XI} Diğerleri : X _T = K _S UAKM = X _{stor} + X _a + X _I $f_s = \frac{X_s}{X_T}$

3.4.4. Stenstrom Modeli

Stenstrom, Busby'nin modelinin düşük çamur yaşlarında kullanılamayacağını bulmuştur. Çünkü, biyokütlenin sistemden yıkanarak atılması sebebiyle aktif biyokütle miktarı neredeyse sifıra yaklaşmaktadır. Stenstrom bu duruma biriktirilmiş kütlenin aktif kütleye dönüşümünü gösteren hız ifadesinin yol açtığını göstermiştir. Araştırmacı bu eksikliği gidermek için hız ifadesinde biriktirilmiş kütlenin konsantrasyonunu kullanmak yerine aşağıdaki değişikliği önermiştir; ⁽⁴¹⁾

$$q_2 = R_{XA} \left(\frac{f_s}{K_{fs} + f_s} \right) X_A \quad (3.24)$$

Burada

$$f_s = \frac{X_s}{X_T} \quad (3.25)$$

olup, ifade ampiriktir. Stenstorm'un geliştirdiği beş bileşenden oluşan modelin matris formunda gosterimi Tablo 3.5'te verilmiştir.

Tablo 3.5 Stenstrom modelinin matris formunda gosterimi

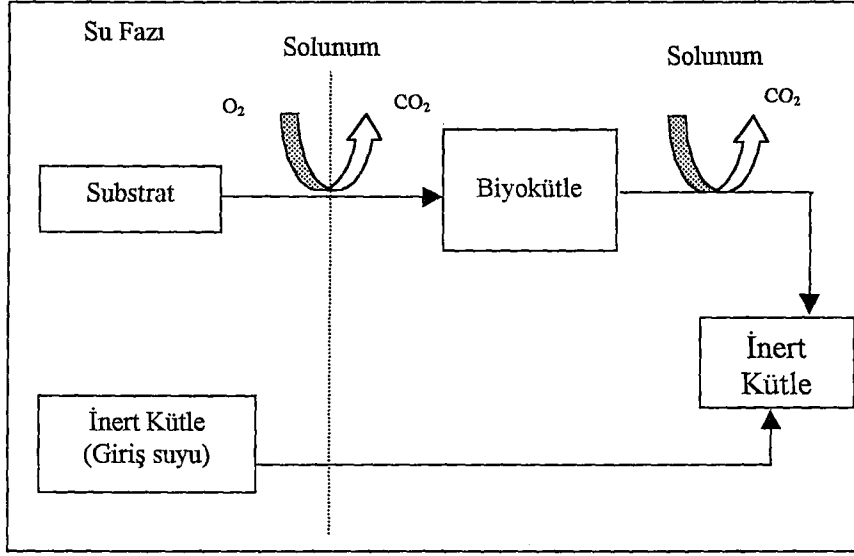
Bileşenler → i j ↓ Prosesler	1 S	2 X _s	3 X _a	4 X _I	5 So ₂	Proses Hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1 Substratın doğrudan kullanımı	-1	1				$R_T X_T \left[f'_s \left(\frac{S}{K_S + S} \right) - f_s \right]$
2 Substratın depolanması		$-\frac{1}{Y_1}$	1		$-\frac{1 - Y_1}{Y_1}$	$R_{XA} \left(\frac{f_s}{K_{fs} + f_s} \right) X_A$
3 Biriktirilen kütlenin aktif kütleye çevrimi			-1	Y ₂	-(1-Y ₂)	R _{XI} X _A
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$					
Stokiyometrik katsayılar Y ₁ : Dönüşüm katsayısı (Sentezlenen aktif kütlenin ağırlığı/ kullanılan biriktirilmiş kütlenin ağırlığı) Y ₂ : Dönüşüm katsayısı (üretilen inert kütlenin ağırlığı/ bozunan aktif kütlenin ağırlığı)	Substrat [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Biriktirilmiş Kütlevin Ağırlığı [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Aktif Kütlenin Ağırlığı [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Inert Kütlenin Ağırlığı [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Cozumun Oksijen Ağırlığı [-M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Kinetik Katsayılar : R _T , f' _s , K _S , R _{XA} , K _{fs} , R _{XI} Diğerleri : X _T = K _S U _A K _M = X _{stor} + X _a + X _I $f_s = \frac{X_s}{X_T}$

3.4.5. Marais ve Ekama Modeli

1976 yılında Marais ve Ekama Güney Afrika'da yer alan Cape Town Üniversitesi çalışma grubunun ilk aktif çamur modelini geliştirmişlerdir. Marais ve Ekama'nın aktif çamur modeli çamur bozunmasıyla açığa çıktığı kabul edilen inert madde dışında Lawrence ve Mccarty'nin geleneksel modelinin uyarlanmış bir şeklidir. Modelde substratın homojen madde olduğu kabul edilmiş ve oksijen kullanma hızı (OKH) için açık bir ifade geliştirilmiştir. Marais ve Ekama toplam organik maddeyi substrat ve inert partikler kütle olarak ikiye böldüklerinde organik maddenin önemli bir miktarının inert olduğu gerçeğini farketmişlerdir. Atıksudaki inert kütlelerin göz önüne alınması ve çamur bozunmasıyla inert kütle oluşması modelin yapısal olarak nitelendirilmesinin ana etkenleridir.^(14,42) Şekil 3.8'de Marais ve Ekama'nın geliştirdiği dört bileşenden oluşan modelin akış diyagramı, Tablo 3.6'da ise matris formunda gösterimi verilmiştir.

Tablo 3.6 Marais ve Ekama (1976) modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → i j ↓ Prosesler	1 S	2 X _e	3 X _a	4 S _{O₂}	Proses Hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1-Substratın doğrudan kullanımı	-1		Y _h	-(1-Y _h)	$K_m \left(\frac{S}{K_s + S} \right) X_a$
2-Substratın depolanması		f	-1	-(1-f)	b _h X _a
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$				
Stokiyometrik katsayılar Y _h : Heterotrofik dönüşüm oranı, aktif kütlelerin ağırlığı/kullanılan substratın ağırlığı F : üretilen inert organik maddenin ağırlığı/ bozunan aktif kütlelerin ağırlığı	Substrat [M(KOI)L ⁻³ T ⁻¹]	Inert Kutle [M(KOI)L ⁻³ T ⁻¹]	Aktif Kutle M(KOI)L ⁻³ T ⁻¹]	Çözünmüş oksijen [M(-KOİ)L ⁻³ T ⁻¹]	Kinetik Katsayılar : K _m : maksimum spesifik substrat kullanım hızı, g ⁻¹ K _s : yarı hız sabiti [M(KOI)L ⁻³] B _h : bozunma sabiti, g ⁻¹



Şekil 3.8 Marais ve Ekama (1976) modelinin akış diyagramı

3.4.6. Ekama ve Marais Modeli

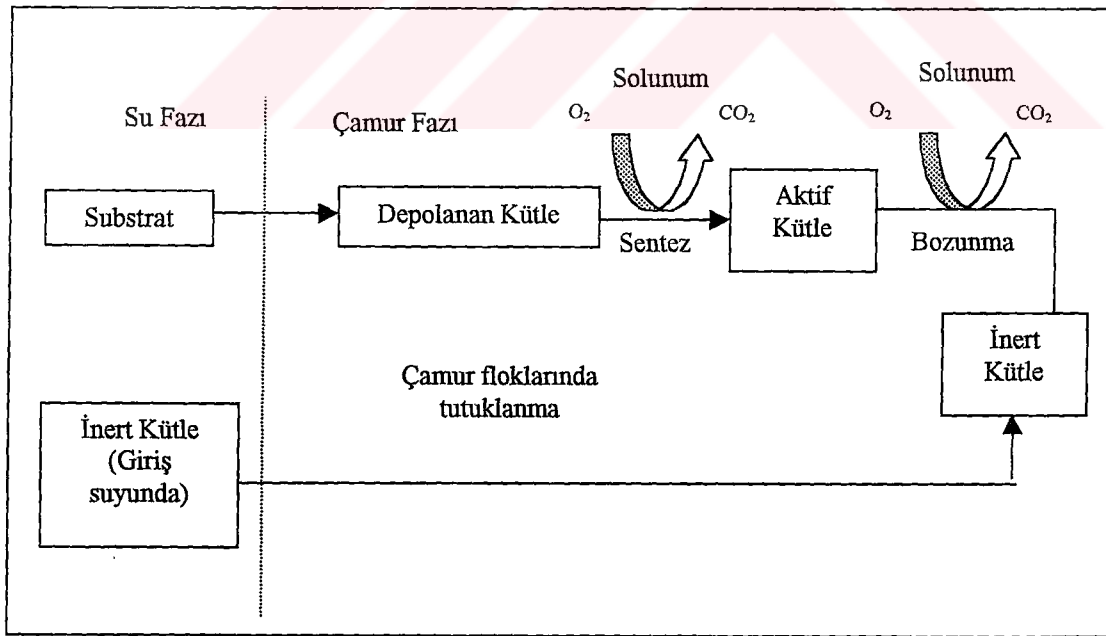
Marais ve Ekamanın 1976'da gerçekleştirdiği aktif çamur modeli sabit yük ve debi şartları altında proses davranışının belirlenmesinde yeterli olsa da , bu modelle evsel atıksuyun arıtıldığı tam karışımli, ardışık kesikli reaktör şeklinde işletilen aktif çamur prosesinin tahmin edilen ve gözlenen oksijen alma hızları arasında bir ilgi kurmak mümkün olmamıştır. Besleme kesildiği anda, oksijen alma hızında keskin bir düşüş gözlenmiştir. Ondan sonra hız 1.5-2 saat kadar daha besleme kesilmeden önceki değerinin %90'ı seviyesinde kalmıştır. Daha sonra bunu oksijen alma hızının kademeli olarak azaldığı 5 saatlik bir periyot izlemiştir, bu periyottan sonra da aniden oksijen alma hızının kararlı bir seyir izlediği endojen solunum fazı takip etmiştir. Araştırmacılar gözlenen ve tahmin edilen değerler arasındaki farkı giriş suyundaki substratın yapısına bağlamışlardır. Evsel atıksularda KOİ'nin % 60-70'i ince partiküler yapıdadır. Partiküler substrat kullanıldığında öncelikle substrat organizmada adsorplanır ve depo edilir, bunu takiben hücre duvarından geçmeden önce hücre dışı enzimler tarafından parçalanır. Bundan dolayı araştırmacılar modele substratın çamur üzerine birikimini gösterecek bir adsorpsiyon mekanizması dahil etmişlerdir. Benimsedikleri adsorpsiyon mekanizması Andrews grubu tarafından kullanılan mekanizmanın değiştirilmiş bir şeklidir;

$$q_i = K_a S_b X_a \left(f_{ma} - \frac{X_s}{X_a} \right) \quad (3.26)$$

Yukarıda gösterilen ifadenin Blackwell'in geliştirdiği ifadeye benzediği söylenebilir, ancak aşağıda belirtilen bazı farklılıkları da taşımaktadır;

- 1) Blackwell'in geliştirdiği hız ifadesinde su fazındaki substrat konsantrasyonu göz önüne alınmamıştır; ancak Ekama ve Marais bunu hesaba katmıştır.
- 2) Blackwell, biriktirilen substrat miktarını KSUAKM üzerinden hesaba katarken Ekama ve Marais bu miktarı aktif kütle üzerinden hesaplamıştır.

Substratın biriktirilmiş kütleye dönüştürülmesi ifade edilirken, hem Ekama ve Marais ve hem de Busby ve Andrews'un geliştirdiği modellerde su fazındaki Substrat konsantrasyonu göz önüne alınmıştır. Yine de ifadeler farklıdır. Busby ve Andrews, hız ifadelerinde Monod tipindeki doygunluk fonksiyonunu kullanırken, Ekama ve Marais Blackwell'in geliştirdiği hız ifadesini S ile çarpmayı yeterli görmüştür^(14,16,42). Ekama ve Marais'in geliştirdiği beş bileşenden oluşan modelin akış diyagramı Şekil 3.9'da, matris formunda gösterimi ise Tablo 3.7'de verilmiştir.



Şekil 3.9 Ekama ve Marais (1979) modelinin akış diyagramı

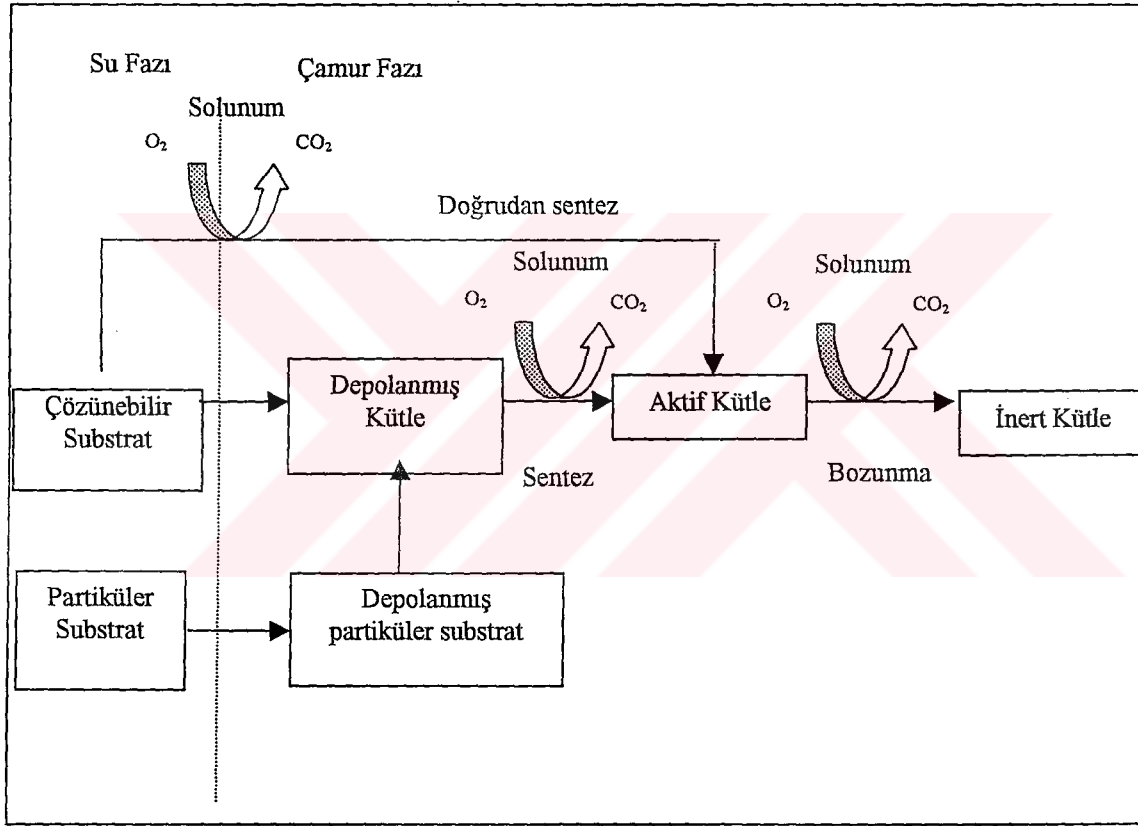
Tablo 3.7 Ekama ve Marais (1979) modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler→ i j ↓Prosesler	1 S _b	2 X _c	3 X _s	4 X _a	5 S _{O₂}	Proses Hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1-Substratın depolanması	-1		1			$K_a S_b X_a \left(f_{ma} - \frac{X_s}{X_a} \right)$
2-Biriktirilen kütlenin aktif kütleye dönüştürülmesi			$-\frac{1}{Y_h}$	1	$-\frac{1-Y_h}{Y_h}$	$K_m \left(\frac{X_s}{K_s + X_s} \right) X_a$
3-Bozunma (Endojen Solunum)		f		-1	-(1-f)	$b_h X_a$
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$					
Stokiyometrik katsayılar Y _h : Heterotrofik dönüşüm oranı f: İnert kütlenin oranı	Substrat [M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Inert Kutle[M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Biriktirilmiş Kutle[M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Aktif Kutle M(KOD)L ⁻³ T ⁻¹]	Cozunmus Oksijen [-M(KOD)L ⁻³ T	X _v = KSUAKM

3.4.7. Cliff ve Andrews Modeli

Cliff ve Andrews, mikrobiyoloji alanındaki önceki deneysel bulgular ve aktif çamur modellemesinde o ana kadar ortaya konan başarılar ışığında, oksijen kullanımındaki gecikme ve azalmayı tahmin edebilen genel amaçlı bir aktif çamur modeli önermişlerdir. 1981 yılında tasarlanan bu modelde substrat çözünebilir ve partiküler olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Çözünebilir substrat ya doğrudan metabolize edilmekte ya da çamur fazındaki biriktirilmiş kütleye dahil edilmektedir. Partiküler substrat çamur floklarıyla temas ederek bir anda çamur fazı içinde tutulmakta ve daha sonra biriktirilmiş kütleye dönüştürülecek (hidroliz) olan biriktirilmiş partiküler substratı oluşturmaktadır. Biriktirilmiş kütle daha sonra aktif kütleye dönüştürülmektedir. İnert

kütle oksijenin tüketildiği çamur bozunmasıyla oluşmaktadır. Daha önceki modellerin etkisi hissedilen bu model Andrews grubunun son modelidir. Daha önceki modellerden Blackwell modelinde substrat ya depolanmış substrat olarak biriktirilmekte ya da sentez amacıyla doğrudan metabolize edilmektedir. Jacquart ve arkadaşlarının modelinde ise substrat partiküler ve çözünebilir kısımlarına ayrılmaktadır. Bu iki model dikkate alındığında Cliff'in ortaya koyduğu model bu modellerin doğal uzantısı sayılabilir^(16,41). Şekil 3.10'da Cliff ve Andrews'ın geliştirdiği yedi bileşenden oluşan modelin akış diyagramı, Tablo 3.8'de ise matris formunda gösterimi verilmiştir.



Şekil 3.10 Cliff ve Andrews modelinin akış diyagramı

Tablo 3. 8 Cliff ve Andrews aktif çamur modelinin matris formunda gösterimi

Bileşenler → i j ↓ Prosesler	1 S _D	2 X _P	3 X _I	4 X _S	5 X _A	6 NH	7 S _{O₂}	Proses Hızı, q _j [ML ⁻³ T ⁻¹]
1 Çözünmüş substratın biriktirilmiş kütleye dönüştürülmesi	-1			1				K _T X _A S _D (f _s - f _s)
2 Çözünmüş substratın aktif kütleye dönüştürülmesi	-1			1	Y ₁	-Y _{NS}	-(1-Y ₁)	R _{SD} X _A S _D
3 Biriktirilmiş substratın biriktirilmiş kütleye dönüştürülmesi		-1		1				$R_{HI} \left(\frac{f_p}{K_{sp} + f_p} \right) X_A$
4 Biriktirilmiş kütlelenin aktif biyokütleye dönüştürülmesi				$-\frac{1}{Y_1}$	1	-Y _{NS}	$-\frac{1-Y_1}{Y_1}$	R _{XA} X _A S _S
5 Aktif biyokütlenin bozunması			Y ₂		-1	Y _{ND}	-(1-Y ₂)	K _D X _A
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$							
Stokiyometrik katsayılar : Y _h : Heterotrofik dönüşüm oranı	Çözünmüş Substrat [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	Partiküler Substrat [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	Inert Kütle [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	Biriktirilmiş kütle [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	Aktif Kütle [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	Amonyum azotu [M(NH ₃ -N) L ⁻³ T ⁻¹]	Çözünmüş oksijen [M(KO) L ⁻³ T ⁻¹]	X _V = KSUAKM Kinetik parametreler: K _T : Taşınım hızı katsayısı R _{SD} : Direkt üreme hızı R _{HI} : Hidroliz hızı katsayısı R _{XA} : Biriktirme esnasında üreme hızı katsayısı K _D : Bozunma hızı katsayısı

3.4.8. Dold, Ekama ve Marais Modeli

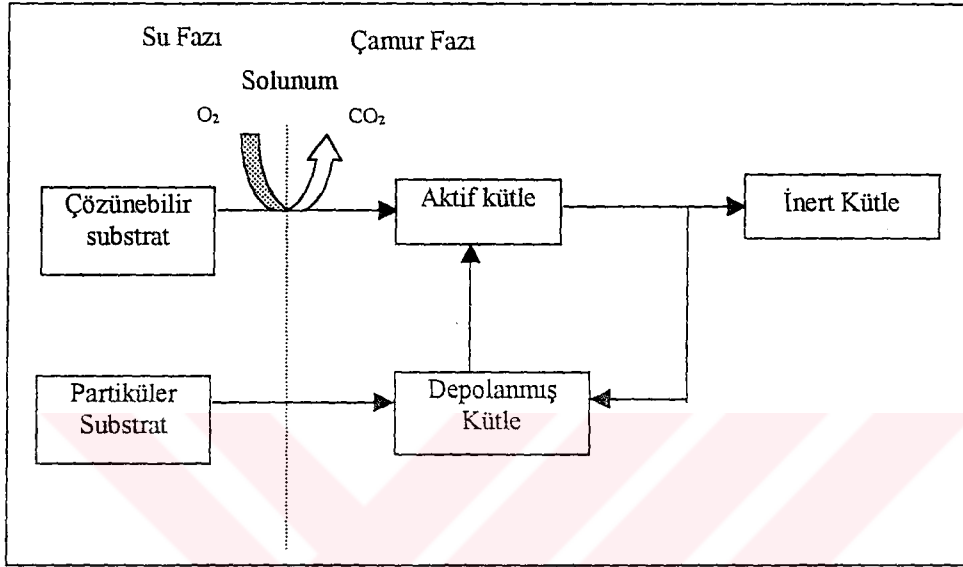
Dold, Ekama ve Marais de Cliff'in gerçekleştirmiş olduğu modelle hemen hemen aynı zamanda yapısal bir aktif çamur modeli oluşturmuştur. İki modelin benzerlikleri şu şekildedir ;

- 1)Her iki modelde de substrat çözünebilir ve partiküler kısımlara ayrılmaktadır
- 2)Her iki model de Andrews çalışma grubunun geliştirdiği substrat depolama kavramını kullanmaktadır.

Dold ve arkadaşlarının farklı yorumlar getirdiği kavramlar şunlardır: Çözünebilir substrat doğrudan metabolize edilmektedir. Çamur bozunması kavramının ele alınışı önceki modellerden farklıdır. Endojen solunum yerine ölüm-yenilenme(rejenerasyon) kavramı benimsenmiştir. Çamur bozunmasında oksijen tüketimi olmadığı, açığa çıkan biyolojik olarak yavaş parçalanan (partiküler) substratın ise tekrar döngüye katıldığı kabul edilmiştir. Araştırmacılar, aerobik bir sistemde uygun katsayılar seçilmesiyle iki yaklaşımında aynı sonuçlar vereceğini göstermişlerdir. Ölüm-yenilenme kavramı aerobik,anoksik ve anaerobik bölgelere uygulanabildiğinden tek çamurlu sistemlerde ilave avantajlar ortaya çıkmaktadır. Dold ve arkadaşları, sıvı fazdaki partiküler substratı substrat depolanması yoluyla biriktirilmiş kütleye aktarmışlardır. Bu prosesin anlık olduğunu gösteren birçok deneysel bulgu olduğundan, substratın bu yolla aktarımı uygun olmayabilir. Teorik olarak bakıldığında, Cliff ve Andrews'un partiküler substratın biriktirilmesini ele alma biçimleri daha akla yatkındır. Partiküler madde, çamur fazı içinde aniden tutulmaktadır. Tutulan partiküler Substrat daha sonra biriktirilmiş kütleye dönüştürülmektedir. Dold ve arkadaşlarının bu iki kademeyi tek kademe haline getirdikleri söylenebilir; ancak araştırmacılar buna pek değinmemişlerdir.

Dold ve arkadaşlarının geliştirdiği bu model, yüksek saflıktaki oksijenle çalışan aktif çamur proseslerinde kullanılmamıştır. Yine de, havanın kullanıldığı aktif çamur sistemlerinin modellenmesinde yaygın olarak faydalanılmaktadır ^(16,43).

Dold, Ekama ve Marais'in geliştirdiği yedi bileşenden oluşan modelin akış diyagramı Şekil 3.11'de, matris formunda gösterimi ise Tablo 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3.11 Dold, Ekama ve Marais aktif çamur modelinin akış diyagramı

Tablo 3.9 Dold, Ekama ve Marais aktif çamur modelinin matris formunda gösterimi

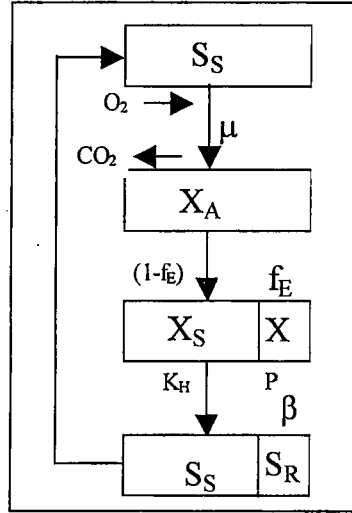
Bileşenler → i j ↓ Prosesler	1 S _i	2 S _s	3 X _i	4 X _s	5 X _{stor}	6 X _{BH}	7 S _o	Proses Hızı, q _j
1-Çözünabilir substrat kullanılarak heterotrofların aerobik üremesi		$\frac{1}{-Y_H}$				1	$\frac{1 - Y_H}{Y_H}$	$\mu_{H \max} \left(\frac{S_s}{K_{SS} + S_s} \right) X_{BH}$
2-Tutulmuş partikül substratın biriktirilen kütleye dönüştürülmesi				-1	1			$k_d X_s X_{BH} \left(f_{sm} - \frac{X_{stor}}{X_{BH}} \right)$
3-Biriktirilen kütleyi kullanarak heterotrofların aerobik üremesi					$\frac{1}{-Y_H}$	1	$\frac{1 - Y_H}{Y_H}$	$k_{em} \left(\frac{X_{stor}}{K_{sp} + X_{stor}} \right) X_{BH}$
4-Heterotrofların bozunması				f _p		-1	-(1-f _p)	k _d X _a
Gözlenen dönüşüm hızı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$							
Stokiyometrik parametreler: Heterotrofik verim: Y _H Biyolojik olarak parçalanabilir substrata dönüşen biyomas oranı: f _p	Çözünbilir inert organik madde [MKO]L ⁻³	Biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat [MKO]L ⁻³	Partikül yapıdaki inert organik madde [MKO]L ⁻³	Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat [MKO]L ⁻³	Biriktirilen kütleye [MKO]L ⁻³	Aktif heterotrofik biyokütle [MKO]L ⁻³	Çözünmüş Oksijen (negatif KOI) [MKO]L ⁻³	Kinetik parametreler: Heterotrofik üreme ve bozunma: μ _H , K _{SS} , k _T , f _{sm} , k _{sp} ve k _d

3.4.9. Orhon Modeli

Çözünmüş inert madde oluşum modeli olarak bilinen bu model Orhon ve arkadaşları tarafından 1986-1988 yılları arasında geliştirilmiştir. Literatürde, aktif çamur sistemlerinin işletme periyodu içinde, biyolojik olarak ayrıştırılmayan, çözünmüş mikrobiyal kökenli inert (atık) ürünlerin açığa çıkabileceğine ilişkin çeşitli bulgular vardır. Mikrobiyal kökenli çözünmüş atık maddelerin açığa çıkmasında biyokütlenin bozunmasının etken mekanizma olabileceği konusu kabul edilmiştir. Biyokütle üremesiyle açığa çıkan metabolik ara ürünler daha çok biyolojik olarak kolay ayrışabilir türdendir. Orhon ve arkadaşlarının geliştirdiği bu model beş bileşenle ifade edilmiştir. Substrat, kolay ayrışan ve yavaş ayrışan olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Bu modele göre, kolay ayrışan substrat mikroorganizmalar tarafından doğrudan doğruya çoğalma işleminde kullanılmasına karşın, yavaş ayrışan substrat hidroliz yolu ile sıvı fazda kolay ayrışır hale gelmesini takiben çoğalma amacıyla kullanılmaktadır. Modelde çoğalma, ölüm ve hidroliz olmak üzere üç proses bulunmaktadır.^(11,14,40) Modelin matris formunda gösterimi Tablo 3.10'da, akış diyagramı ise Şekil 3.12'te verilmiştir.

Tablo 3.10 Orhon ve arkadaşlarının geliştirdiği modelin matris formunda gösterimi

Bileşenler	1	2	3	4	5	Proses Hızı, q_j
Prosesler	S_S	S_R	X_A	X_S	X_P	
Heterotrofların aerobik olarak üremesi	$-\frac{1}{Y}$	α	1			$\mu_{\max H} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) X_A$
Heterotrofların ölümü (canlılık kaybı)			-1	$1-f_E$	f_E	$b_H X_A$
Hidroliz	$1-\beta$	β		-1		$k_h \frac{X_S / X_A}{K_X + X_S / X_A} X$
Gözlenen dönüşüm hızı [$ML^{-3}T^{-1}$]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} q_j$					
Stokiyometrik katsayılar : Y, f_E, β	Cozünebilir substrat [$ML^{-3}T^{-1}$]	Cozünebilir orijinal biriktirilmiş kutle [$ML^{-3}T^{-1}$]	Partikuler orijinal biriktirilmiş kutle [$ML^{-3}T^{-1}$]	Aktif kutle [$ML^{-3}T^{-1}$]	Cozunmuş oksijen [$ML^{-3}T^{-1}$]	Kinetik parametreler : $\mu_{\max H}, K_S, b_H, k_h, K_X$



Şekil 3.12 Orhon modelinin akış diyagramı

3.4.10. IAWQ (Çalışma Grubu) 1 No'lu Modeli

Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Birliği (IAWPRC), 1983 yılında biyolojik atıksu arıtma sistemlerinin tasarım ve işletilmesinde pratik modellerin uygulanmasını kolaylaştırmak ve teşvik etmek gayesiyle bir çalışma grubu oluşturmuştur. Bu çalışma grubunun ilk hedefi mevcut modelleri gözden geçirmek ve daha sonra, karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapan tek çamurlu sistemlerin performansını gerçekçi tahminlerle ortaya koyabilecek basit bir model üzerinde fikir birliğine varmak olmuştur. Grup, 1987 yılında çalışmalarını Çalışma Grubu Modeli No.1 (Aktif Çamur Modeli No.1) adıyla yayınlamıştır. 1987 yılından günümüze kadar, biyolojik fosfor giderimi prosesi, flok oluşturan ve filamentli yapıdaki bakterilerin üreme ve popülasyon dinamiği gibi durumları kapsayan modeller geliştirilmiş olsa da, Çalışma Grubu'nun 1 No'lu modeli, karbon giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri için halen en yaygın olarak kullanılan model durumundadır^(9,44,45). Bu model 13 bileşen ve 8 tane de procesten oluşan kapsamlı bir modeldir.

Çalışma Grubu'nun Dold ve arkadaşlarının 1980 yılında yayınladıkları karbonlu maddelerin oksidasyonu ile ilgili model üzerinde yaptıkları en belirgin değişiklik substrat biriktirme kavramının göz ardı edilmesidir. Bu kavram, orijinal olarak Andrews ve çalışma arkadaşları tarafından geliştirilmiş ve yayınlanmıştır.

3.4.10.1. Modelde Yer Alan Karbonlu Ve Azotlu Maddelerin Sınıflandırılması

Çalışma grubunun yaptığı ilk iş, organik madde için tutarlı bir ölçü belirlemek olmuş ve bu iş için biyokütle, organik madde ve elektron alıcısı ile bağlantı kurmaya imkan vermesi yönünden KOİ seçilmiştir. Çalışmada yer alan tüm konsantrasyonlar, çeşitli azot türleri ve alkalinite haricinde mg KOİ/L olarak verilmiştir. Notasyon olarak da daha önceki çalışma grubunun (Grau ve arkadaşları) uyguladığı yöntem benimsenmiştir⁽⁴⁶⁾. Çözünebilir bileşikler S sembolüyle, çözünemeyenler ise X ile gösterilmiştir. B, S ve O alt indisleri ise sırasıyla, biyokütle, substrat ve oksijeni göstermek için kullanılmıştır.

Modelde belirgin ayırım organik maddenin biyolojik olarak parçalanabilen ve biyolojik olarak parçalanamayan madde şeklinde iki ana gruba ayrılmasıdır. Daha sonra da biyolojik olarak parçalanabilen maddeler, biyolojik olarak kolay parçalanabilen ve yavaş parçalanabilen olarak ikiye ve parçalanamayan maddeler de inert çözünebilir ve inert partiküller olarak yine ikiye ayrılmıştır. Şekil 3.13 ve 3.14'te sırasıyla karbonlu ve azotlu maddelerin sınıflandırılması gösterilmiştir.

1-Biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrat (S₁): Modellemede organik maddenin bu kısmının çözünebilir olduğu kabulü yapılmaktadır. Biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik madde nispeten basit moleküllerden oluşmaktadır ve direkt olarak heterotrofik bakteriler tarafından yeni hücrelerin sentezi gayesiyle kullanılmaktadır. Moleküllerde yer alan enerjinin bir kısmı (KOİ) biyokütleye geçmekte, kalanı ise sentez için ihtiyaç duyulan enerjiyi karşılamak üzere harcanmaktadır. Bu kısımda yer alan elektronlar dış elektron alıcılara transfer edilmektedir (oksijen ya da nitrat).

2-Biyolojik olarak yavaş parçalanabilen substrat (X_s): Substratın yavaş parçalanabilen bu kısmı nispeten daha kompleks moleküllerden oluşmaktadır. Bu tip substrat kullanılmadan önce hücre dışında tutulur ve biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrata dönüştürülür. Bu dönüşüm olayında (hidroliz) enerji kullanımı olmadığı ve dolayısıyla elektron alıcı kullanımının da olmadığı kabul edilmektedir. Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substratın spesifik hidroliz hızı biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrattan önemli ölçüde azdır, bu nedenle X_s substrat olarak tek başına bulunduğu biyokütle üremesi için hız sınırlayıcı faktör haline gelir.

Biyolojik olarak parçalanamayan organik madde ise biyolojik olarak inert olup, aktif çamur sisteminden yapı olarak değişmeden geçmektedir. Biyolojik olarak inert olan organik madde 2'ye ayrılmaktadır;

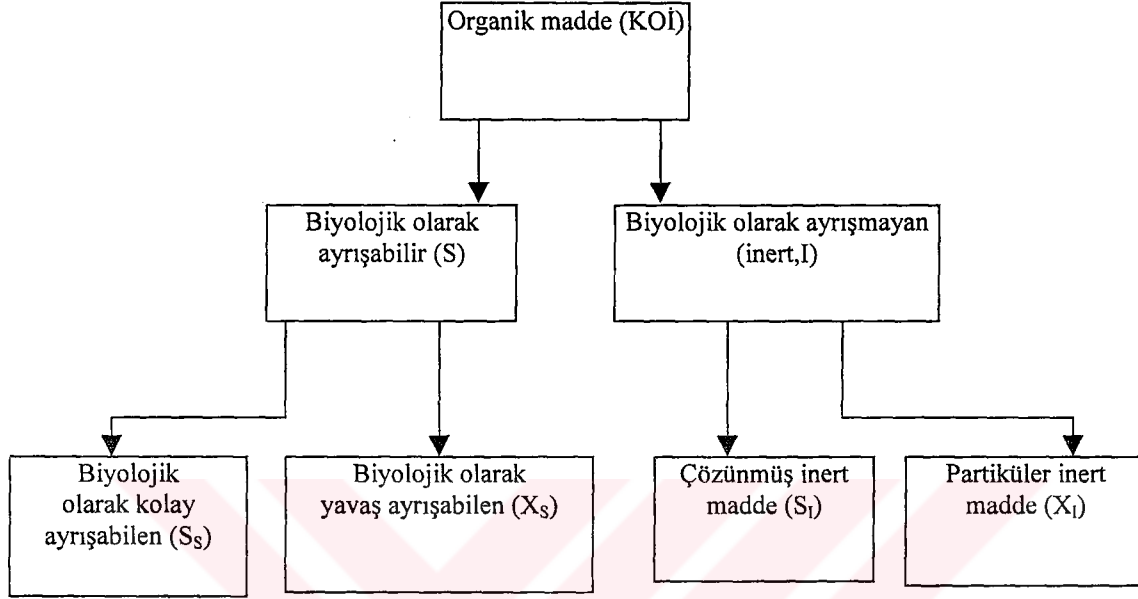
1- *Inert çözülebilir organik madde (S_i)*: Sistemi girdiği konsantrasyonda terk etmektedir.

2- *Inert askıda organik madde (X_i)*: Aktif çamurun yapısında tutunmakta ve çamur atımı yolu ile sistemden uzaklaştırılmaktadır. Atılan çamur debisi, giriş suyu debisinden küçük olduğundan, kurulan kütle dengesinde sistemdeki X_i konsantrasyonunun giriş suyundakinden daha büyük olması gerekmektedir.

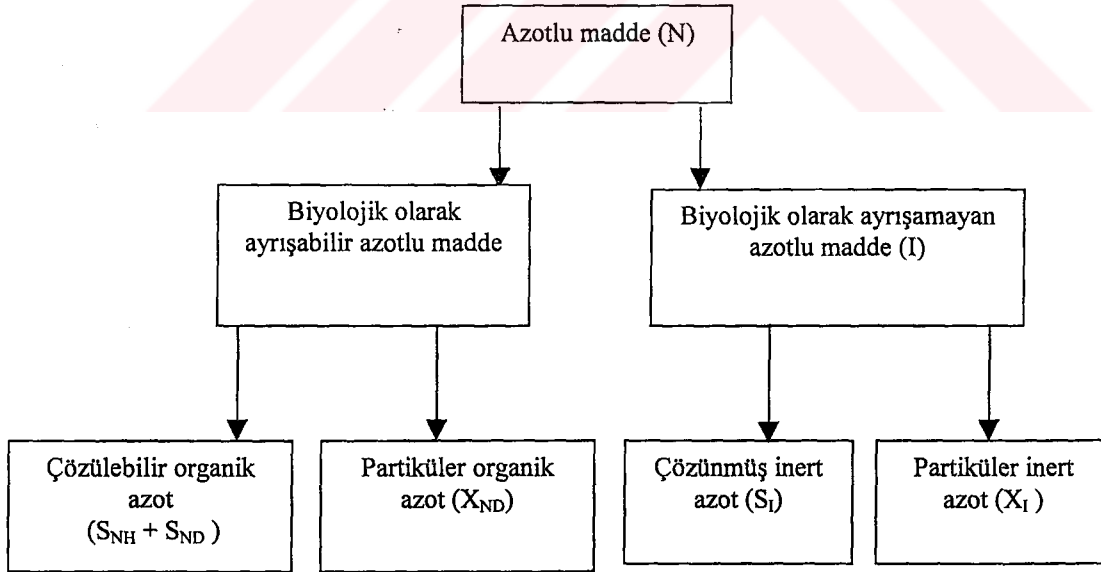
Atıksudaki azotlu maddeler de karbonlu maddeler gibi biyolojik olarak ayrıştırılabilen ve ayrıştırılmayan şeklinde iki ana kategoriye ayrılabilir.

1-Biyolojik olarak ayrıştırılabilen azotlu maddeler: Bu kategorinin içine amonyum azotu, S_{NH} , (Serbest bileşen ve tuzları), çözünebilir organik azot (S_{ND}) ve partikül haldeki organik azot girmektedir. Partikül halindeki organik azot, biyolojik olarak yavaş ayrışan organik maddenin hidrolizine paralel olarak çözünebilir organik azota hidrolize olmaktadır. Çözünebilir organik azot ise heterotrofik bakteri tarafından kullanılmakta ve amonyum azotuna çevrilmektedir. Amonyum azotu heterotrofik biyomas sentezi için azot kaynağı olarak görev yapmakta ve ototrofik nitrifiye edici bakterilerin üremesi için de enerji kaynağı görevini yerine getirmektedir. Basitleştirme gayesiyle, amonyum azotunun nitrat azotuna olan dönüşümü oksijene ihtiyaç duyan tek kademeli proses olarak ele alınmaktadır. Oluşan nitrat, anoksik şartlar altında heterotrofik bakteriler için son elektron alıcı olarak görev yapabilir. Hem ototrofik ve hem de heterotrofik hücrelerin bozunmasıyla tekrar döngüye girebilen partiküler haldeki organik azot açığa çıkmaktadır.

2- *Biyolojik olarak ayrışmayan azotlu maddeler*; Bu maddelerin partiküler kısmı biyolojik olarak ayrışmayan partiküler KOİ ile birlikte ele alınır. Çözünebilir kısım ise genelde ihmal edilebilecek kadar küçük olup, modele dahil edilmemiştir^(9,11,13,37,38).

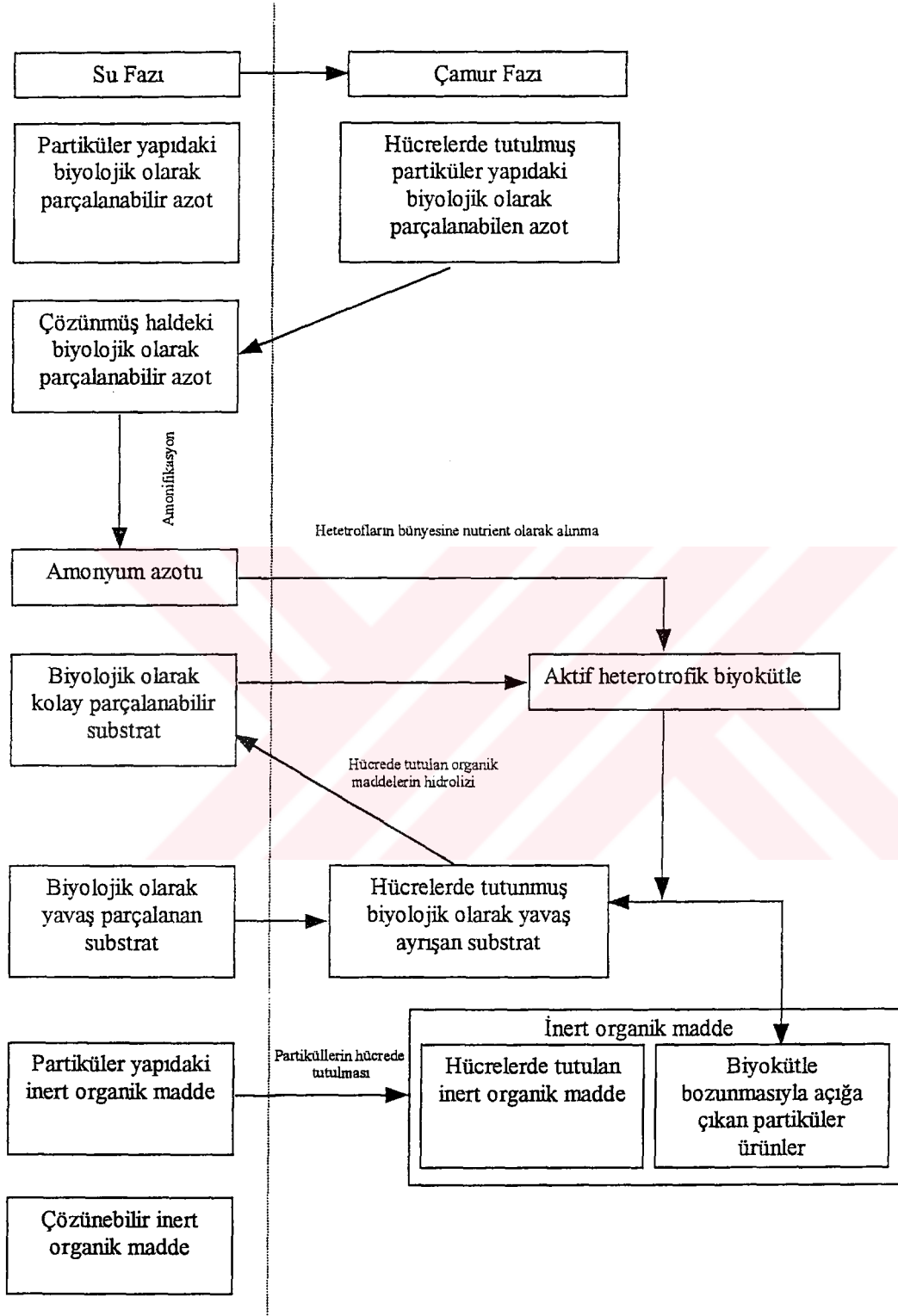


Şekil 3.13 Karbonlu maddelerin sınıflandırılması



Şekil 3.14 Azotlu maddelerin sınıflandırılması

IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu modelinin akış diyagramı Şekil 3.15'te matris formunda gösterimi ise Tablo 3.11'de verilmiştir



Şekil 3.15 IAWQ Çalışma Grubu 1 modeli akış diyagramı

Tablo 3.11 IAWQ Çalışma Grubu 1No' lu Modelin matris gösterimi

Bileşen Proses	1 S ₁	2 S ₂	3 X ₁	4 X _S	5 X _{BH}	6 X _{MA}	7 X _P	8 S _O	9 S _{NO}	10 S _{NI}	11 SND	12 X _{NO}	Proses Hızı, q _j
1-Heterotrofların aerobik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		-i _{XB}			$\mu_{Hmax} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) X_{BH}$
2-Heterotrofların anoksik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$		-i _{XB}			$\mu_H \max \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_H X_{B_A}$
3-Ototrofların aerobik üremesi						1		$\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - Y_A$			$\mu_{Amax} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA}$
4-Heterotrofların bozunması				1-p	-1		d					i _{XB} -p i _{XP}	$b_H X_{BH}$
5-Ototrofların bozunması				1-p		-1	d					i _{XB} -p i _{XP}	$b_A X_{BA}$
6-Çözünbilir organik azotun amonifikasyonu										1	-1		$K_S \text{SND} X_{BH}$
7-Tütümsüz organiklerin hidrolizi		1		-1									$k_h \frac{X_S / X_{BH}}{K_Y + (X_S / X_{BH})} \left[\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right] + \eta_H \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH}$
8-Tütümsüz organik azotun hidrolizi											1	-1	$q_T (X_{NO} / X_S)$
Gözlenen döngünün hızı ML ⁻³ T ⁻¹													$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j V_i q_{ij}$
Situyometrik parametreler: Heterotrofik verim : Y _H Ototrofik verim : Y _A Biyolojik olarak yayılabılır substrata dönüşen biyokütle : f _p Biyokütledeki N/C oranı : i _{XB}		Çözünbilir inerte organik madde [MKOL] ⁻³	Biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat [MKOH] ⁻³	Partikül yapısındaki inerte organik madde [MKOL] ⁻³	Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat [MKOL] ⁻³	Aktif heterotrofik biyokütle [MKOD] ⁻³	Aktif ototrofik biyokütle [MKO] ⁻³	Biyomas bozunmasıyla açığa çıkan partiküller ürünler [MKOL] ⁻³	Oksijen [MKOL] ⁻³	Nitril ve nitril azotlu [M(N)L] ⁻³	Amonyum azotu [M(N)L] ⁻³	Biyolojik olarak parçalanabilir organik azot [M(N)L] ⁻³ Biyolojik olarak parçalanabilir organik azot	Kinetik parametreler: Heterotrofik üreme ve bozunma : μ_{max} , K _s , K _{OH} , K _{NO} , b _H Ototrofik üreme ve bozunma : μ_{Amax} , K _s , K _{OA} , b _A Heterotrofların anoksik üremesi için düzeltme faktörü : η_H Amonyaklaşma : k _s Hidroliz : k _h , K _s Anoksik hidroliz için düzeltme faktörü : η_g

3.4.10.2. Modelde Yer Alan Prosesler

Çalışma Grubunun geliştirdiği 1 No'lu modelde 8 adet proses yer almaktadır. Tablo 3.11'de gösterilen bu proseslerden aşağıda kısaca bahsedilecektir.

Heterotrofların aerobik olarak çoğalması: Tablo 3.11'in 1. satırına bakıldığında aerobik heterotrofik çoğalmada oksijen ve biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat tüketildiği görülmektedir. Çoğalma hızı her iki bileşene Monod tipinde bir ifadeyle bağlıdır. Aynı zamanda amonyum azotu da yeni hücrelerin sentezi için azot kaynağı olarak kullanılıp, hücre yapısına katılmaktadır. Bu proses, yeni biyokütle oluşumu ve KOİ giderimi için genellikle ana proses niteliğindedir.

Heterotrofların anoksik olarak çoğalması: İkinci satırda yer alan anoksik çoğalmada, heterotroflar yine substrat olarak kolay ayrışan organik maddeyi kullanıp çoğalırken, elektron alıcısı olarak nitrat tüketmektedirler. Prosesin sonunda azot gazı açığa çıkmaktadır (denitrifikasyon). Bu proste de amonyum azotu azot kaynağı olarak hücre sentezinde kullanılmaktadır. Anoksik çoğalmanın hız ifadesinde kolay ayrışan substratın etkisi, aerobik çoğalma ile aynı olarak verilmiştir. Halbuki substrat gideriminin anoksik şartlarda daha yavaş olduğu bilinmektedir. Bu etkiyi yansıtabilme için, 1 den küçük bir nümerik değere sahip olan n_g ifadeye düzeltme faktörü olarak ilave edilmiştir.

Ototrofların aerobik olarak çoğalması: Bu proses tablonun 3. satırında yer almaktadır. Buradan görüldüğü gibi, nitrifiye edici mikroorganizmaların (ototrofik) çoğalması için oksijen ve amonyum azotu tüketilmekte ve proses sonunda ototrofik biyokütle ve nitrat azotu açığa çıkmaktadır. Amonyum azotunun belirli bir kısmı azot kaynağı olarak hücre bünyesine alınmaktadır. Prosesin amonyum azotu ve oksijen ile bağlantısı yine Monod tipindeki ifadelerle gösterilmiştir. Ototrofların aerobik olarak çoğalmasının, alkalinite üzerine belirgin bir etkisinin olduğu unutulmamalıdır.

Heterotrofik biyokütlenin bozunması: Tablonun dördüncü satırında yer alan bu proses ölüm-yenilenme hipotezine göre modellenmiştir. Buna göre aktif mikroorganizmanın

belirli bir kısmı bozunmakta ve sonuçta yavaş ayrışan partiküler madde ve inert partiküler ürünler üretilmektedir. Heterotrofik bozunmayı temsil eden katsayı (b_H) klasik bozunma (içsel solunum) katsayısından gerek kavramsal gerekse numerik olarak farklıdır. Ölüm-yenilenme yaklaşımındaki bozunma, sadece aktif biyokütleyi X_s ve X_p haline dönüştürmekte, bu süreçte elektron alıcısı (O_2 ve NO_3 gibi) kullanılmamakta ve KO_2 giderilmemektedir. Ayrıca b_H elektron alıcısının cinsinden ve konsantrasyonundan etkilenmemektedir.

Ototrofik biyokütlenin bozunması: Bu proses de heterotrofik biyokütlenin bozunmasıyla aynı şekilde modellenmiştir.

Çözünabilir organik azotun amonifikasyonu: Altıncı satırda yer alan bu proseste, aktif heterotrofik organizmalar, birinci mertebeden gerçekleşen bir reaksiyonla biyolojik olarak ayrıştırılabilir çözülmüş organik azotu, amonyum azotuna dönüştürmektedir. Hidrojen iyonlarının tüketildiği bu reaksiyon alkalinite değişimine yol açmaktadır.

Tutulmuş organik maddelerin hidrolizi: Yedinci satırda yer alan bu proses, çamur kütlesi içinde tutulan ve biyolojik olarak yavaş ayrışma özelliğine sahip olan substratın hidrolizini açıklamaktadır. Burada biyolojik olarak yavaş ayrışan substrat hücre dışı enzimler vasıtasıyla kolay ayrışan substrata dönüştürülmektedir. Bu olay özellikle elektron alıcısı kullanımı ile ilgili olarak çok önemlidir ve substrat giderimine kıyasla, elektron alıcısı kullanımındaki gecikmeyi temsil edebilmektedir. Hidroliz konusundaki araştırma ve bilgi birikimi doyurucu olmamakla birlikte, bu prosesle ilgili bazı temeller belirlenmiştir. Bunlardan birincisi, hidroliz hızının aktif heterotrofik biyokütleye birinci dereceden bağımlı olduğudur. Ayrıca hidroliz hızı ile X_s/X_{bH} arasındaki ilginin Monod tipindeki bir fonksiyonla açıklanabileceği gösterilmiştir. Hız denklemi yazılırken, anaerobik şartlarda hidrolizin durduğu kabul edilmiştir.

Tutulmuş organik azotun hidrolizi: Tablonun sekizinci satırında organik azotun hidrolizi yer almaktadır. Organik azotun yavaş ayrışan substratta homojen olarak bulunduğu kabul edilerek, hız yavaş ayrışan substratın hidroliz hızıyla orantılı olarak modellenmiştir^(9,16).

3.4.10.3. Modelde Kullanılan Parametreler

Çalışma Grubu 1 No'lu modelinin pratikte yararlı olarak kullanılabilmesi için model parametrelerinin bilinmesi gereklidir. Model 5 adet kinetik ve 14 adet stokiyometrik olmak üzere toplam 19 parametreden oluşmaktadır. Bu parametrelerin IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu Modelinden alınan 20 °C, 10 °C' deki değerleri ve literatürdeki değer aralıkları Tablo 3.12'de verilmiştir.

Tablo 3.12 Modelde kullanılan parametreler ve sıcaklıkla değişimi

Stokiyometrik parametreler	Sembol	Birimi	20 °C	10 °C	Literatür
Heterotrofik biyokütle için dönüşüm oranı	Y_H	gr KOİ/gr KOİ	0.67	0.67	0.38-0.75
Ototrofik biyokütle için dönüşüm oranı	Y_A	gr KOİ/ gr N	0.24	0.24	0.07-0.28
Biyokütlenin inert partiküler ürüne dönüşen oranı	f_p	Birimsiz	0.08	0.08	-
Birim biyokütle KOİ' sinde bulunan azot ağırlığı	i_{NB}	gr N/gr KOİ	0.086	0.086	-
Biyokütleden üretilen inert ürünlerin KOİ' sinde bulunan azot ağırlığı	i_{XB}	gr N/gr KOİ	0.06	0.06	-
Kinetik parametreler					
Heterotrofik biyokütlenin maksimum spesifik üreme hızı	μ_{Hmax}	1/gün	6	3	0.6-13.2
Heterotrofik biyokütlenin yarı doyumluk sabiti	K_S	gr KOİ/m ³	20	20	5-225
Heterotroflar için oksijen yarı doyumluk katsayısı	$K_{O,H}$	gr O ₂ /m ³	0.2	0.2	0.01-0.2
Denitrifikasyon yapan heterotroflar için nitrat yarı doyumluk katsayısı	K_{NO}	gr NO ₃ -N/m ³	0.5	0.5	0.1-0.5
Heterotrofik biyokütle için bozunma katsayısı	b_H	1/gün	0.62	0.2	0.05-1.6
Anoksik koşullarda heterotrofik üreme için düzeltme faktörü	η_g	Birimsiz	0.8	0.8	0.6-1
Anoksik koşullarda hidroliz için düzeltme faktörü	η_h	Birimsiz	0.4	0.4	-
Maksimum spesifik hidroliz hızı	k_h	gr KOİ/gr KOİ.gün	3	1	-
Biyolojik olarak yavaş parçalananan substratın hidrolizi için yarı doyumluk sabiti	K_X	gr KOİ/gr KOİ	0.03	0.01	-
Ototrofik biyokütlenin maksimum spesifik üreme hızı	μ_{Amax}	1/gün	0.80	0.3	
Ototrofik biyokütle için amonyak yarı doyumluk sabiti	K_{NH}	gr NH ₃ -N/m ³	1	1	-
Ototrofik biyokütle için oksijen yarı doyumluk sabiti	$K_{O,A}$	gr O ₂ /m ³	0.4	0.4	0.4-2
Amonyaklaşma hızı katsayısı	k_a	m ³ KOİ/gr.gün	0.08	0.04	-
Ototrofik biyokütle için bozunma katsayısı	b_A	1/gün	0.2	0.1	0.05-0.2

3.4.10.4 Modelin Matematik İfadesi

Matris gösterimi sayesinde Çalışma Grubu 1No'lu modelinin karmaşık yapısı bir bakıma gizlenmiştir. Her bir bileşen için, akım (konvektif) terimleri göz önüne alınmadan hız ifadeleri aşağıda verilmiştir.

Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat için hız ifadesi ;

$$R_{SS} = \frac{dS_s}{dt} = V_{21}q_1 + V_{22}q_2 + V_{27}q_7 = -\frac{\mu_{h,max}}{Y} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) X_{BH} \left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) -$$

$$\frac{\mu_{h,max}}{Y} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{BH} +$$

$$k_h \frac{X_s / X_{BH}}{K_X + (X_s / X_{BH})} \left[\left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{BH} \quad (3.27)$$

Biyolojik olarak yavaş ayrışan substrat için hız ifadesi ;

$$R_{XS} = \frac{dX_s}{dt} = V_{44}q_4 + V_{45}q_5 + V_{47}q_7 = (1-f_p)(b_H X_{BH}) + (1-f_p)(b_A X_{BA}) -$$

$$k_h \frac{X_s / X_{BH}}{K_X + (X_s / X_{BH})} \left[\left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{BH} \quad (3.28)$$

Aktif heterotrofik biyokütle için hız ifadesi;

$$R_{XBH} = \frac{dX_{BH}}{dt} = V_{51}q_1 + V_{52}q_2 + V_{54}q_4 = \mu_{h,max} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) X_{BH} \left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) +$$

$$\mu_{max,h} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{BH} - (b_H X_{BH}) \quad (3.29)$$

Aktif ototrofik biyokütle için hız ifadesi;

$$R_{XBA} = \frac{dX_{BA}}{dt} = V_{63}q_3 + V_{65}q_5 = \mu_{A,max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_o}{K_{OA} + S_o} \right) X_{BA} - (b_A X_{BA}) \quad (3.30)$$

Biyokütle bozunmasıyla açığa çıkan inert partiküler ürünler için hız ifadesi;

$$R_{XP} = \frac{dX_P}{dt} = V_{74}q_4 + V_{75}q_5 = (f_{pbH}X_{BH}) + (f_{pbA}X_{BA}) \quad (3.31)$$

Oksijen için hız ifadesi ;

$$R_{SO} = \frac{dS_O}{dt} = V_{81}q_1 + V_{83}q_3 = \left(-\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \mu_{h,max} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) X_{BH} \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) - \left(\frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \right) \mu_{A,max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} \quad (3.32)$$

Nitrat ve Nitrit azotu için hız ifadesi ;

$$R_{SNO} = \frac{dS_{NO}}{dt} = V_{92}q_2 + V_{93}q_3 = \left(-\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H} \right) \mu_{h,max} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{BH} + \frac{\mu_{A,max}}{Y_A} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} \quad (3.33)$$

Amonyum azotu için hız ifadesi ;

$$R_{SNH} = \frac{dS_{NH}}{dt} = V_{101}q_1 + V_{102}q_2 + V_{103}q_3 + V_{106}q_6 = -i_{XB} \mu_{h,max} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{BH} - i_{XB} \mu_{max,h} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{BH} - \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \mu_{A,max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} + k_a S_{ND} X_{BH} \quad (3.34)$$

Çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışabilir organik azot için hız ifadesi;

$$R_{SND} = \frac{dS_{ND}}{dt} = V_{116}q_6 + V_{118}q_8 = -k_a S_{ND} X_{BH} + q_h \left(\frac{X_{ND}}{X_s} \right)$$

ifadesinde q_h yerine Şekil 3.11'deki tablonun yedinci satırında yer alan hidroliz ifadesinin açık şekli yazılırsa;

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -k_a S_{ND} X_{BH} + k_h \frac{X_{ND} / X_{BH}}{K_X + (X_S / X_{BH})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{BH} \quad (3.35)$$

Partiküler yapıdaki biyolojik olarak ayrışabilir organik azot için hız ifadesi;

$$R_{XND} = \frac{dX_{ND}}{dt} = V_{124}q_4 + V_{125}q_5 + V_{128}q_8 = (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_H X_{BH}) + (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_A X_{BA}) - q_h \left(\frac{X_{ND}}{X_S} \right) \quad (3.36)$$

olup, q_h yerine hidroliz ifadesi açık olarak yazılırsa ;

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_H X_{BH}) + (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_A X_{BA}) - k_h \frac{X_{ND} / X_{BH}}{K_X + (X_S / X_{BH})} * \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{BH} \quad (3.37)$$

3.4.10.5. Çalışma Grubu 1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar

Bir atıksu arıtma sistemine ait modelin pratikte kullanılabilir olması için birtakım kabuller ve basitleştirmelerin yapılması gereklidir. Bunların bazıları doğrudan sistemin kendisiyle bazıları da kullanılan matematik modellerle ilgilidir. Çalışma Grubu 1 modelinde yapılan kabuller ve kısıtlamalar aşağıda özetlenmiştir ;

- Sistem sabit sıcaklıkta işletilmektedir. Model parametreleri üzerine belirli bir aralıktaki sıcaklık değişimlerinin etkisini göstermek için Arrhenius eşitliğinden faydalanılabilir.
- pH değeri sabit olup, nötrale yakındır. pH değerinin katsayılardan birçoğunu etkilediği bilinse de bu etkiyi gösterecek ifade sayısı kısıtlıdır. Bu nedenle pH'nın

sabit olduğu kabul edilmiştir. Modele alkalinitenin dahil edilmesi, kullanıcıya pH kontrolü ile ilgili potansiyel problemleri tespit etme olanağı sağlamaktadır.

- c) Organik maddenin yapısındaki değişimler göz önüne alınmamıştır. Bu nedenle, hız ifadelerinde yer alan katsayıların değerlerinin sabit olduğu kabul edilmiştir. Böylelikle, modelin atıksu karakterinde meydana gelen değişimleri tam olarak yansıtamayacağı söylenebilir.
- d) Organik substrat giderimi ve hücre büyümesi üzerine, azot, fosfor ve diğer inorganik nutrientlerin sınırlandırılmasıyla ortaya çıkacak etkilere değinilmemiştir. Bu nedenle, dengeli bir büyüme için gerekli olan inorganik nutrientlerin yeterli miktarlarda olup olmadığına dikkat edilmelidir
- e) Denitrifikasyon için düzeltme faktörleri olan n_g ve n_h verilen atıksu için sabittir. Bu faktörlerin sistem konfigürasyonundan etkilenmesi muhtemeldir. Ancak bu durum modelde dikkate alınmamıştır.
- f) Nitrifikasyon için verilen katsayıların sabit olduğu kabul edilmiştir. Aynı zamanda bu katsayılar, atıksudaki diğer bileşenlerin inhibe edici etkilerini barındıracak şekilde verilmektedir.
- g) Heterotrofik biyokütle homojen olup, zamanla türlerinin çeşitliliği bir değişim göstermemektedir.
- h) Partiküler yapıdaki organik maddenin çamurda tutunmasının anlık olduğu kabul edilmektedir.
- i) Organik madde ve organik azotun hidrolizleri birbirleriyle bağlantılıdır ve bunun eşit hızlı ve eş zamanlı olarak meydana geldiği kabul edilmiştir.
- j) Mevcut olan elektron alıcının tipi aktif biyokütlenin bozunmayla olan kaybını etkilememektedir^(9,11,37).

3.5. Aktif Çamur Prosesinde Solunum Hızlarının (Respirometri) Kullanılması

Özellikle son 10-15 yıl içerisinde ileri düzeydeki biyolojik atıksu arıtımında yer alan çeşitli mekanizmalarla ilgili olarak hızlı bir şekilde artan bilgi birikimi olmuştur. Artan bu bilgi ve araştırmaları atıksu arıtım proseslerinde uygulamak üzere üst seviyede, çok bileşenli matematik modeller geliştirilmiştir. Ancak bu modellerin atıksu arıtım proseslerinde ve özellikle yaygın olarak kullanılan aktif çamur prosesinde başarılı bir

biçimde uygulanabilmesi için atıksuyun ve aktif çamurun karakteristiklerinin ortaya konması, başka bir deyişle modelde girdi olarak yer alan bileşenlerle ilgili bilginin mevcut olması gerekmektedir^(13,47,48,49,50). İyi tanımlanmış deneysel şartlar altında, aktif çamurun solunum hızının ölçülmesi olarak tanımlanan respirometri, atıksuyun ve aktif çamurun karakteristiklerinin belirlenmesinde önemli bir yöntem olarak ilgi çekmektedir^(51,52,53,54).

Mikroorganizmalar üreme ve hücresel faaliyetleri sürdürmek için, besi maddesi olarak kullanılan maddeyi biyolojik olarak parçalayıp enerji elde ederler. Solunum prosesinde, besi maddesinden koparılan elektronlar, elektron taşıma zincirine girmekte ve son elektron alıcısı tarafından kabul edilmektedir. Aerobik ortamda gerçekleşen biyolojik ayrışmada, son elektron alıcısı moleküler oksijendir. Buradan da görüldüğü gibi, oksijen kullanımı doğrudan biyokütlenin üremesi ve substrat giderimiyle ilgilidir. Anoksik ortamda son elektron alıcısı olarak nitrat ve benzeri diğer elektron alıcılarının kullanıldığı durumlarda da yine aynı bağlantı vardır. Eğer denemelerde son elektron alıcısı olarak çözülmüş oksijen kullanılıyorsa, deneme oksijen alma hızının ölçümü şeklinde adlandırılır^(16,55).

3.5.1. Solunum Hızı ve Ölçülmesi

Çözülmüş oksijen konsantrasyonunun ölçümünü esas alan respirometrik tekniklerin tümünde solunum hızı ifadesini türetmek için, aktif çamurda çözülmüş oksijen dengesi kurulmaktadır. Böyle bir dengenin kurulması için öncelikle sıvı faz, gaz faz ve aktif çamurdan oluşan bir sistem göz önüne alınmakta ancak sadece sıvı fazdaki çözülmüş oksijen konsantrasyonunun ölçülebildiği kabul edilmektedir. Sıvı faz için çözülmüş oksijen dengesi yazılırsa ;

$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = \frac{Q}{V_L} (S_{O_2,0} - S_{O_2}) + K_L a (S^*_{O_2} - S_{O_2}) - r \quad (3.38)$$

denklemini elde edilir.

Pratik uygulamalar için r 'nin belirlenmesi basite indirgenmiştir. Uygulanan yaklaşımlardan birisi, akış terimlerini ve gaz transferini ortadan kaldırmaktır. Bu

durumda kesikli bir deneme yapılmakta ve belirli miktarlarda aktif çamur ve besi maddesi bir kaba konarak kap oksijen girmeyecek şekilde izole edilmektedir. Böylece çözülmüş oksijen için yazılan (3.38) no'lu kütle dengesi denklemi aşağıdaki ifadeye indirgenmiş olur.

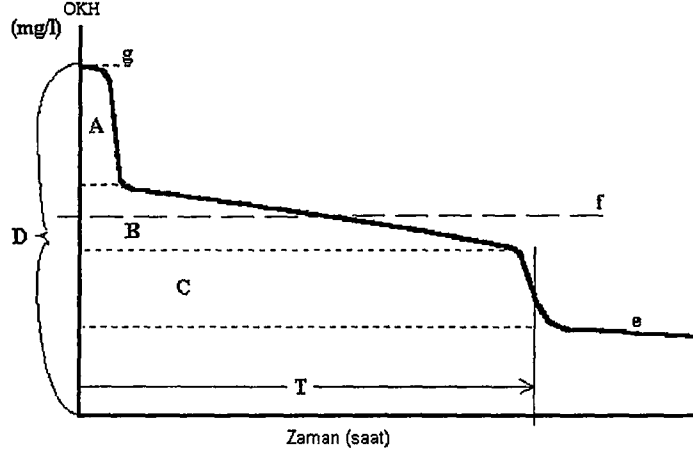
$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = -r \quad (3.39)$$

Bu yaklaşıma göre çözülmüş oksijen tüketilir ve böylelikle r'yi her bir denemede ölçmek için, çözülmüş oksijen konsantrasyonunu daha yüksek değerlere çıkartmak gayesiyle denemenin yapıldığı kap yeniden havalandırılır. Ortamdaki çözülmüş oksijen ve substrat konsantrasyonları çok azaldığında sınırlayıcı hale gelirler ve ÇO'da doğrusal olmayan bir azalmaya yol açarlar^(11,16,56).

Respirometrik tekniklerin çoğunda, devirli olarak işletimi esas alan kısa süreli kesikli denemeler kullanılmaktadır. Bu denemelerde öncelikle belirli bir S/X oranı (özellikle küçük oranlar tercih edilmektedir) ayarlanan reaktöre, çözülmüş oksijen konsantrasyonunu 6-8 mg/L arasına çıkartacak kadar hava ya da saf oksijen verilir. Daha sonra reaktöre verilen hava kesilerek, zamanla çözülmüş oksijen konsantrasyonunun azalması belirli bir periyot için kaydedilir (5-10 dak.) ve uygulanan tüm işlemler yeni bir havalandırma ve kayıt süresi için tekrar edilir. Böylece, oksijen alma hızı ölçülmüş olmaktadır. Aktif çamura, besi maddesi ilave edilmesiyle, solunum hızının gösterdiği değişimin grafiksel olarak ifade edilmesi respirogram olarak adlandırılmaktadır. Ortama ilave edilen substrat derişiminin yeteri derecede yüksek olduğu durumlarda oksijen alma hızı maksimum değerine yaklaşır. Maksimum solunum hızında, biyokütle de maksimum hızda üreyecektir. Şekil 3.16'da Nitrikiye edici mikroorganizmaları barındıran bir aktif çamur için tipik bir oksijen alma hızı (OKH) eğrisi verilmiştir. Bu oksijen alma hızı eğrisindeki alanlar yardımıyla çeşitli bilgiler elde etmek mümkündür.

(A)Alanı: Biyokütlenin oksitlediği biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat konsantrasyonuyla ilgili bilgi vermektedir.

(B)Alanı: Biyolojik olarak yavaş parçalanabilen substrat konsantrasyonunu göstermektedir.



Şekil 3.16 Kesikli bir reaktörde zamanla oksijen kullanma hızının değişimi

(C) Alanı: Amonyak azotunu oksitlemek için gerekli olan oksijen miktarıyla ilgilidir. Bu bilgi doğrudan, başlangıçta mevcut olan amonyak azotu ile ilgili bağlantı kurulmasına yardımcı olabilir.

(D)Alanı(Eğri altındaki toplam alan): Eğrinin altındaki tüm alan , tam bir arıtım için temin edilmesi gereken oksijen miktarını göstermektedir.

e hızı: Eğrinin sonunda yer alan ve organik atığın en azında % 95'inin arıtılmış olduğu andaki solunum hızıdır (İç solunum hızı). Bu hız biyokütle aktivitesiyle orantılıdır.

f hızı (Ortalama canlılık): Bu hız ortalama canlılık olarak adlandırılmakta olup, nitrifikasyon ve biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substratın ayrıştırılması süreci için ortalama solunum hızını göstermektedir.

g hızı: Her solunum hızı denemesinin başlangıcında gözlenen maksimum solunum hızı değeridir.

T zamanı: Örneğin endojen solunum hızına erişmesi için gereken süreyi göstermektedir. Aynı zamanda, % 95 oranında bir arıtım gerçekleştirebilmek için gereken minimum zamanı göstermesi açısından önem taşımaktadır⁽⁵⁴⁾.

3.5.2.Solunum Hızının Aktif Çamur Prosesindeki Uygulama Alanları

Solunum hızı, üreme ve substrat kullanımıyla doğrudan ilişkili olduğu için aktif çamur prosesinde önemli bir değişken niteliğindedir. Bu nedenle solunum hızı ölçümleri sayesinde prosesin etkin bir şekilde kontrolü için gerekli olan bilgilerin teminini mümkündür. Aşağıda solunum hızına dayalı ölçümlerin aktif çamur prosesinde hangi alanlarda uygulanabileceği özetlenmiştir

a) *Biyokütle aktivitesinin belirlenmesi*: Havalandırma tankındaki solunum hızı, tankın organik yükleme durumu ve biyokütle aktivitesiyle ilgili bilgiler verebilir. Solunum hızı KSAKM ölçümüyle birlikte yürütüldüğünde biyokütle aktivitesini belirtmek için daha anlamlı bir ifade olan spesifik oksijen kullanım hızı (SOKH) elde edilmiş olur($KSAKM/OKH=SOKH$). Aynı zamanda SOKH ve tanktaki organik madde konsantrasyonu arasında Monod tipinde bir ilişki olduğundan SOKH ölçümleri organik yükteki ani dalgalanma ve değişiklikleri bildirmede son derece etkili olmaktadır.

b) *Toksisitenin belirlenmesi*: Solunum hızı, doğrudan organik yükün şiddetine bağlı olduğundan, yükmeden kaynaklanan solunum hızı değişimiyle toksik bir maddeden kaynaklanan değişikliği ayırt etmek güçtür. Bu nedenle iki ayrı deneme yapılmalıdır. Denemelerin ilkinde yüksek bir S/X oranı seçilerek maksimum solunum hızına erişilebilir. İlk denmeden elde edilen bu solunum hızı değeri referans olarak alınarak, toksisitesinden şüphelenilen madde ilave edilip referans solunum hızı değerine göre solunum hızının ne oranda değiştiği aşağıdaki şekilde ifade edilebilir.

% Toksisite (İnhibisyon) = $100 * [(OKH \text{ toksik maddeden önce} - OKH \text{ toksik maddeden sonra}) / (OKH, \text{ toksik maddeden önce})]$

c) *Model parametrelerinin ölçülmesi*: Oksijen tüketimi, substrat kullanımı ve biyokütle üremesiyle doğrudan ilişkili olduğundan, solunum hızının ölçülmesi aktif çamur model parametrelerinin hesaplanmasında faydalı olmaktadır. Sürekli respirometrik deneyler stokiyometrik katsayıların ölçümü için uygun olup kinetik parametrelerin tespiti ve atıksu karakterizasyonu kesikli denemelerle yapılabilir. Özellikle, kinetik parametrelerin belirlendiği durumlarda, biyokütlenin çoğalmaması ve popülasyonunun değişmemesi için S/X oranı yeteri derecede küçük tutulur (1/200).

d) *Kontrol değişkeni olarak solunum hızının kullanılması* : Solunum hızı, aktif çamur prosesinde önemli bir değişken olmasının yanı sıra biyokütle aktivitesi ve konsantrasyonu, giriş suyunun özellikleri ve toksisite durumu hakkında bilgi sağladığından bir kontrol değişkeni olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Literatürde respirometre esaslı kontrol kavramı yerleşmiş durumdadır^(7,52,57,58,59,60).

3.6. Aktif Çamur Prosesinde Kontrol Uygulamaları

Atıksu arıtma tesislerinin kararlı yapıda işlediğini söylemek neredeyse imkansızdır. Zira tesise gelen atıksuların debileri, atık kompozisyon ve konsantrasyonları sürekli değişim halindedir. Ayrıca tesiste yer alan çeşitli birimler arasındaki etkileşimler de tesisin kararlılığının bozulmasına sebep olur. Tesis için giriş suyu debisinden kaynaklanan bozucu etkiler (debi salınımları) genlik ve frekans olarak önemli oranda değişiklik gösterebilir. Birleşik sistemli kanalizasyon şebekelerinde, debideki değişimler genellikle büyüktür. Taşkın durumları arıtma sistemi için şok yüklere ve seyrelmelere sebep olmakta ve özellikle son çöktürücüleri (artan partiküler organik madde ile birlikte KSAKM yükü) önemli ölçüde etkileyerek, bütün sistemin performansında düşüşe yol açmaktadır. Hidrolik kökenli bozucu etmenlerin bir kısmı da tesisin kendi içinde olup, geri devir, çamur alma ve giriş suyu besleme debileri değiştiğinde oluşmaktadır.

Atıksu arıtma tesislerinin başarılı bir şekilde işlemesi, performansının geliştirilmesi, daha sıkı hale gelen deşarj limitlerinin karşılanabilmesi, çeşitli bozucu etmenlerin etkisinin kaldırılması ya da hafifletilmesi ve birtakım işletme giderlerinden tasarruf edebilmesi gayesiyle atıksu arıtma tesislerinde proses kontrolü uygulamalarına ihtiyaç vardır. Atıksu arıtma tesisinde yer alan kontrolörlerin bir kısmı tesisin genel anlamda işletilmesiyle ilgiliyken (lokal kontrolör) bir kısmı da doğrudan çıkış suyu kalitesiyle ilgilidir. Debi, su seviyesi ve hava basıncının kontrolü tesisin genel anlamda işletilmesiyle ilgilidir. Havalandırma havuzundaki çözülmüş oksijen ve sistemdeki çamur yaşı kontrolü doğrudan çıkış suyu kalitesiyle ilgili uygulamalardır^(5,7,35,61,62).

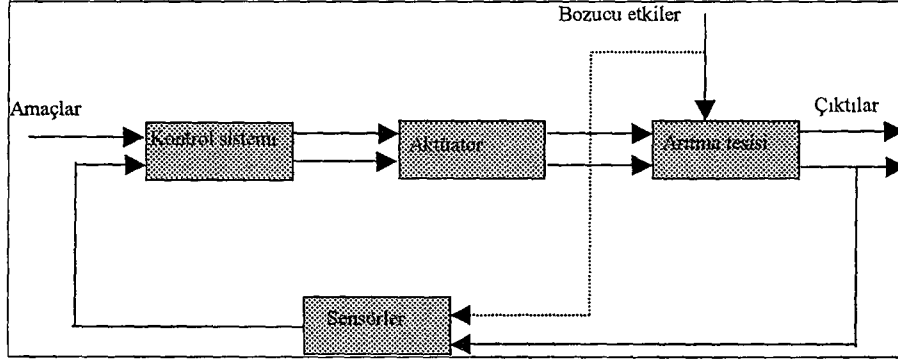
Tesis dinamiklerini çok farklı zaman dilimlerinde ele almak mümkün olduğundan karmaşık yapıdaki çoklu giriş-çoklu çıkış özelliğine sahip kontrol sistemleri yerine biri birinden bağımsız basit kontrol elemanlarının kullanılması daha uygun olacaktır. Dinamik prosesler karakterize edilirken, zaman skalası en önemli faktörlerden biridir. Aktif çamur prosesinde cereyan eden olayların, çeşitli bozucu etkenler ve çeşitli girdilere karşı verdikleri tepki süreleri birbirinden oldukça farklıdır. Örneğin, gaz halindeki oksijenin, çözülmüş oksijen haline geçmesi 15-30 dakikalık bir sürede gerçekleştiğinden, hava debisindeki değişikliğin etkisi anlık olarak hissedilmez. Hücrelerin çoğalması için geçecek süre gün mertebesinde, hücrenin bozunması için de hafta mertebesinde. Anaerobik çoğalma için geçen süre ise çok daha uzundur. Bu da hücre popülasyonunun kontrolünün saatlik bazda ele alınamayacağını göstermektedir. Özellikle sıcaklığın mevsimlere bağlı olarak değişimi, nitrifiye edici bakterilerin üreme hızı üzerinde etkiler oluşturmaktadır. Bu durumda sıcaklıkla hücre çoğalması arasında bir ilgi kurmak için bir kaç ay boyunca ölçüm yapmak gerekir. Böylece aktif çamur prosesi kontrol uygulamalarında değişkenlerin çoğunun ayrı kontrolcülerle kontrol edilmesinin ve kontrolcüyü besleyen ölçüm sinyallerinin uygun ölçüm zaman aralıklarında alınmasının ne kadar gerekli olduğu ortaya çıkmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinin kontrolü için hangi ölçümün yapılacağını ve bunların proses davranışıyla olan ilgisinin anlaşılması önemlidir. Tablo 3.13'de aktif çamur sistemlerinde yaygın olarak kontrol edilen parametreler ve bu parametreleri kontrol etmek için ayarlanan değişkenler gösterilmiştir.

Tablo 3.13. Aktif çamur sistemlerinde kontrol edilen ve ayarlanan değişkenler

Kontrol edilen parametre	Ayarlanan değişken
Çözülmüş oksijen konsantrasyonu	Hava debisi
Çamur yaşı	Çamur atma debisi
Havalandırma tankı KSAKM konsantrasyonu	Geri devir debisi
Nitrat konsantrasyonu (denitrifikasyonda)	İlave karbon kaynağı miktarı
Fosfor konsantrasyonu (kimyasal çöktürme)	Kimyasal madde miktarı

Şekil 3.17’de atıksu arıtım tesisinde geri beslemeli kontrol sisteminin kullanıldığı bir kontrol prosesine ait akış diyagramı verilmektedir.



Şekil 3.17 Aktif çamur sistemlerinin geri beslemeli kontrol sisteminin kullanıldığı bir akış diyagramı

Basit bir şekilde ifade edilirse, kontrol sistemine gelen girdi, çıktıdan elde edilen hata ya da başka bir deyişle referans değeriyle ölçüm arasındaki farktır. Kontrol sisteminden elde edilen çıkış değeri ise kontrol hatasının basit bir fonksiyonudur. Şekil 3.17’de gösterilen bu yapı basit geri beslemeli sistemlerin en yaygın şeklidir^(8,16,30,35,36).

3.6.1. Açık-Kapalı (On-Off) Kontrol Sistemleri

Geri beslemeli kontrol sistemlerinden olan on-off kontrol sistemlerine evlerde kullanılan fırın, ısıtıcı ve klima gibi cihazlarda rastlamak mümkündür. Bu kontrol sisteminin avantajı basit oluşudur. On-off kontrolde bir proses değişkeninin kontrolü, değişkenin tek bir değere eşit olmasından ziyade bir bant içerisinde kalması ile gerçekleştirilir. Doğası gereği bu kontrol sistemleri sürekli çalışmaz. Atıksu arıtma sistemlerinde Ç.O kontrolünde ve giriş suyunu sisteme veren pompaların kontrolünde on-off kontrol sistemlerinden faydalanılmaktadır. Atıksu arıtma tesisinde Ç.O kontrolü için referans değerin 2mg/L alındığı, on-off kontrollü bir uygulama şu şekildedir; Havalandırma havuzu Ç.O değeri 2mg/L’nin altına düştüğünde, kontrol sistemi havalandırıcıların çalışması (açılması) için sinyal göndermekte, Ç.O değeri 2mg/L’nin üstüne çıktığında ise havalandırıcıların durmasını (kapanması) sağlayacak sinyali göndermektedir.

3.6.2. P.I.D. (Oransal-İntegral –Türevsel) Kontrol Sistemleri

Geri beslemeli kontrol sistemleri arasında en yaygın olarak kullanılan kontrol elemanları P.I.D. (Oransal,İntegral ve Türevsel) algoritmalarıyla işleyen kontrolcülerdir. Bu algoritmalara yer veren kontrolcüler çeşitli endüstriyel proseslerde ve atıksu arıtma tesislerinde geniş olarak kabul görmektedir. Oransal,İntegral ve Türevsel elemanları içeren algoritma (3.40) eşitliğinde verilmiştir

$$u=u_0+K_p e+K_I \int e dt + K_D \frac{de}{dt} \quad (3.40)$$

3.7. Son Çöktürme Havuzları

Aktif çamur prosesinin kullanıldığı biyolojik arıtma sistemleri için, katı-sıvı ayırımının yapıldığı çöktürme havuzları havalandırma havuzuyla birlikte sistemin en önemli bileşenidir. Ön çöktürme ve son çöktürme havuzları temelde iki ana görevi yerine getirmek üzere inşa edilirler. Bunlar, birbirlerine bağlı olan berraklaştırma ve yoğunlaştırmadır. Ancak sistemin performansı göz önüne alındığında, son çöktürme havuzlarının, aktif çamur sistemlerinde son derece önemli olduğu ortaya çıkar. Son çöktürme havuzunun etkin bir şekilde işletilmesi, tüm arıtma sisteminin performansını artırır. Son çöktürme havuzunda oluşabilecek bir aksaklık, çıkış suyundaki KOİ ve AKM değerlerinin yüksek olmasına sebep olur. Eğer son çöktürme havuzu, yoğunlaştırma görevini belirli bir düzeyde gerçekleştiremezse, havalandırma havuzuna geri devrettirilen çamur konsantrasyonu azalacağından, havalandırma havuzunun performansında aksaklıklar olabilir. Ayrıca atık çamur işleme birimlerinin performansları da değişir. Özellikle giriş debisinin değişken olduğu ve pik debilerin olduğu yoğun yağış ve sel gibi durumlarda arıtma tesisinin en duyarlı bileşeninin son çöktürme havuzları olduğu unutulmamalıdır. Çöktürme prosesi, biyolojik arıtım sistemlerinde bu kadar önem arz etmesine rağmen, çöktürücülerin berraklaştırma ve yoğunlaştırma fonksiyonlarını bir arada inceleyen matematik modeller çok azdır. Ancak, Vitasoviçin 1986 yılında geliştirdiği katmanlı çöktürücü modeli (yoğunlaştırma fonksiyonunu içermemektedir) ve Takacs ve arkadaşlarının 1991 yılında geliştirdiği ve

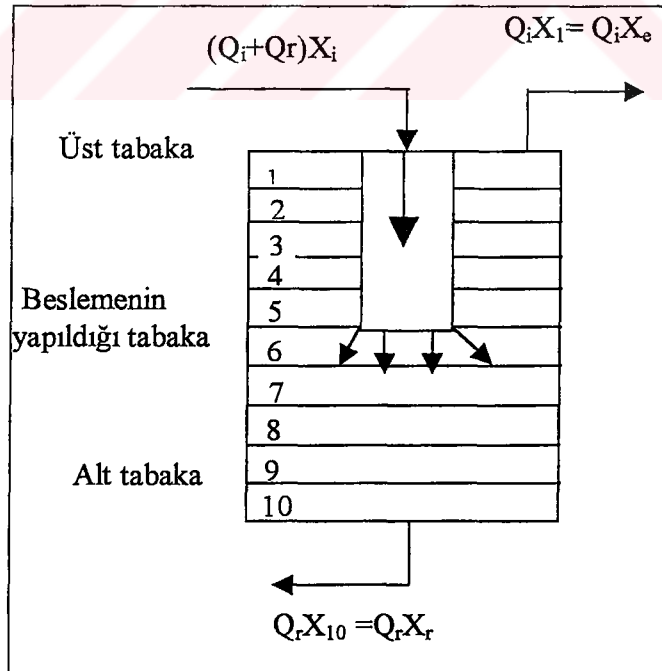
berraklaştırma-yoğunlaştırma prosesinin dinamiklerini ele alan modeller yaygın bir şekilde kabul görmüş olup, birçok çalışmada kullanılmıştır^(35,63,64,65).

3.7.1. Katmanlı Çöktürücü Modeli

Vitasoviç'in 1986 yılında geliştirdiği bu model, çöktürücüyü sabit kalınlıktaki bir dizi katmana bölüp (10-50), her bir katman arasında kütle dengesi kurarak çöktürücüdeki katı madde konsantrasyon profilini tahmin etmektedir. 10 katmandan oluşan örnek bir çöktürücü modeli Şekil 3.18'de gösterilmiştir. Modelde iki ana kabul yapılmıştır;

- Çöktürücüye gelen katı maddeler, çöktürücünün besleme katmanının tüm kesit alanı boyunca anlık ve uniform olarak dağıtılmaktadır
- Modelde sadece düşey akım göz önüne alınmaktadır.

Vitasoviç'in geliştirdiği model temelde geleneksel katı madde akısı teorisi üzerine kurulmuştur. Ancak bu modelde, katı madde akısı teorisinde yer alan sınır konsantrasyon kavramı ihmal edilmiştir^(30,56).



Şekil 3.18 Katmanlı çöktürücü modelinin şematik gösterimi

Bu modelde akı(J), yerçekimi etkisiyle olan akı(J_s) ile sıvının bulk hareketi ile olan akıların (J_{dn}) toplamı şeklinde ifade edilmiştir ;

$$J = J_s + J_{dn} \quad (3.41)$$

Alınan j'inci katmandaki katı madde akısı şu şekilde gösterilmiştir ;

$$J_j = X_j + V_{sj} + X_j v_u \quad (3.42)$$

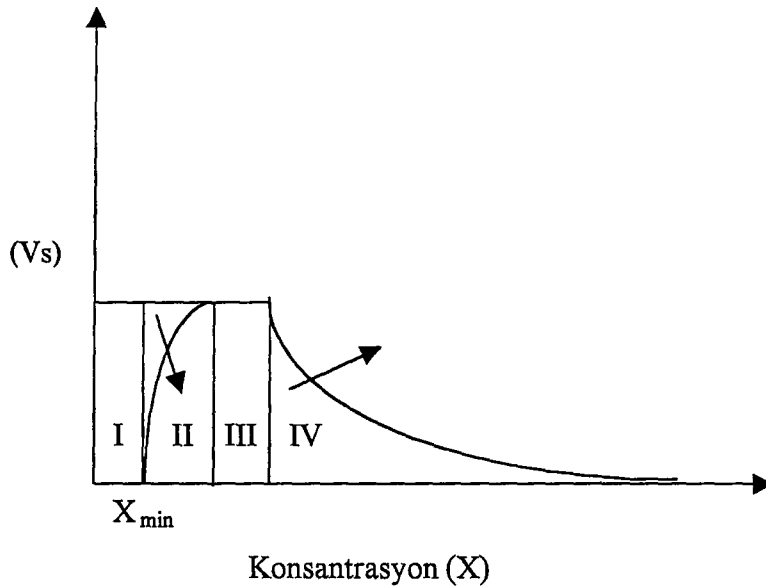
3.7.2. Çökelme Hızı Modeli

Takacs ve arkadaşları tarafından 1991 yılında geliştirilen bu model, kararlı ve dinamik şartlarda hem çöktürme tankı çıkış suyunda ve hem de çöktürme tankının içinde ele alınan katmanlarda askıda katı madde konsantrasyonunu başarılı bir şekilde tahmin edebilmektedir. Bu modelin matematik ifadesi (3.43) eşitliği ile verilmiştir;

$$V_{s_j} = V_0 e^{-r_{hin} * X_j^0} - V_0 e^{-r_{flo} * X_j^0} \quad (3.43)$$

$$X_j^0 = X_j - X_{min} \quad (3.44)$$

Çökelme hızı modelini gösteren grafik Şekil 3.19'da verilmektedir. Bu grafikte dört farklı bölge göz önüne alınmaktadır.



Şekil 3.19 Çökelme hızı modeli

- I) Burada, askıda katı madde konsantrasyonu minimum erişilebilir değere ulaşırken, çökeltme hızı sifıra eşit olmaktadır
- II) Bu bölgede çökeltme hızında etken olan unsur, partiküllerin floklu yapısıdır (partikül çökeltme hızı yavaştır). Bu nedenle çökeltme hızı rflo parametresine karşı duyarlıdır.
- III) Buradaki konsantrasyon aralığında (tipik olarak 200-2000 mg/L) çökeltme hızı konsantrasyondan bağımsızdır ve partiküller maksimum boyutlarına ulaşmıştır.
- IV) Bu bölgede, yavaş çökelen partiküllerin etkisi toplam çökeltme hızına kıyasla küçüktür. Çökeltme hızı daha çok rhin parametresine duyarlıdır ve eşitlik Vesilind eşitliğine indirgenmektedir^(3,30,56,64).

3.8. Atıksu Arıtım Tesislerinin Modellenmesi, İşletimi ve Kontrolünde Kullanılan Bilgisayar Yazılımları

Özellikle son yıllarda bilgi işlem teknolojisinde yaşanan etkileyici gelişmeyle birlikte daha önceleri çok pahalı ve yavaş olan bilgisayar sistemlerinde yapılabilen karmaşık işlemler artık çok daha ucuza ve hızlı olarak kişisel bilgisayarlarda yapılabilmektedir. Bilgisayar sistemlerindeki bu değişim yazılımlara da yansımış hemen hemen her konuda (sayısal çözümleme, bilgisayar destekli tasarım ve üretim, yayıncılık vb.) daha olumlu çözümler sunan, grafik ortamı destekleyen ve esnek yapıdaki bilgisayar programları ortaya çıkmıştır. Günümüzde atıksu arıtım tesislerinin tasarlanması ve analizi konusu da bilgi işlem teknolojisinde yaşanan bu etkili gelişmeden nasibini almıştır. Grafik ortamı destekleyen ve basit kullanıcı arabirimine sahip bu simülasyon programlarının kullanılmasıyla tam ölçekli atıksu arıtım tesis modellerinin kurulması, kontrolü ve işletilmesi kolaylaşmıştır. Bu alanda kullanılan yazılımların başlıcaları; Asim, Gps-x, Simworks, Efor, Sssp, Nimbus, Enviropro Designer' dır. Bu yazılımlar, zaman alan birçok kompleks sayısal ifadenin çözümünü kolaylaştırmış; kullanıcının gerek arıtım tesisin akım şemasında gerekse de çeşitli parametreler üzerinde yaptığı değişimlerle tesiste ne gibi durumların ortaya çıkacağını gerçeğe yakın bir biçimde hesaplamayı başarabilmiştir^(66,67,68,73). Bu çalışmada kullanılan GPS-X programı aşağıda daha detaylı olarak açıklanmıştır.

3.8.1. GPS-X Bilgisayar Programı

Kendi sınıfında üst düzeyde yer alan GPS-X programı Kanadalı Hydromantis firması tarafından geliştirilmiştir. Atıksu arıtım tesislerinin modelleme, simülasyon ve kontrolü için entegre bir yazılım paketi sunan program, son yıllarda gerek arıtım endüstrisindeki firmalardan ve gerekse de araştırma kurumlarından artan bir ilgi görmektedir. GPS-X programının genel özelliklerini şu şekilde sıralayabiliriz ;

a)Çoklu işletim sistemi desteğine (Windows 95,98, NT, UNIX ve SPARC) sahip olan programın kullanımı kolay ve esnektir. Atıksu arıtım tesisinde yer alan çeşitli birimlerin programa tanıtılması, söz konusu birimin menüden alınıp bilgisayar ekranında gösterilmesi ve buna uygun modellerin atanması şeklindedir.

b)Programda bir atıksu arıtma tesisinde bulunan hemen hemen tüm birimler mevcuttur Bunlar; Giriş suyu (sürekli ve kesikli şekilde tanımlanabilir), bağlantı, deşarj, dağıtma yapıları, birleştirme yapıları, pompalama istasyonu, dengeleme tankı, anaerobik çamur çürütücü, biyolojik arıtma birimleri (havalandırmalı tam karışimli ve piston akışlı reaktörler, damlatmalı filtreler, döner biyodiskler), kum tutucu, çöktürme tankları (dairese ve dikdörtgen şeklinde), çamur kurutma cihazı, kum filtrasyonu, dezenfeksiyon ünitesi.

c)Kullanıcı tarafından tanımlanmış regresyon modellerinin kullanımı mümkündür.

d)Modellenecek sisteme ve modellemenin ne oranda detaylandırılacağına bağlı olarak programda 6 adet ana kütüphane yer almaktadır ;

1. CN = 12 tane durum değişkeni (State variable) içermektedir.
2. CN2 = 19 tane durum değişkeni vardır. CN kütüphanesinden çok daha detaylıdır.
3. CNP = 17 tane durum değişkeni vardır. Biyolojik fosfor giderimi için bu kütüphane seçilmelidir.
4. IP = Önceden tanımlanan durum değişkenlerine ilave olarak kullanıcı tarafından tanımlanabilen 10 değişken daha vardır
5. CN2IP = CN2 ile IP kütüphanesinin birleşimi şeklindedir.
6. Açık Kütüphane = Tamamen kişiselleştirilmeye açık yapıdadır ve 15 tane bileşen kullanıcı tarafından tanımlanabilir.

e)Entegre paket içinde kullanıcı tercihine göre yer alan program birimleri şunlardır ;

1. Simulator (Benzetim birimi): GPS-X 'in çalışması için gerekli minimum birimdir, kullanıcı sadece önceden derlenmiş 30 tane akış diyagramını kullanabilir. Programın bu kısmı bir bakıma, programa alışma ve öğrenme amaçlıdır. Kullanıcının kendi geliştirdiği akış diyagramlarını bu kısımda çalıştırılabilir program haline getirmesi mümkün değildir.
2. Builder (Akış diyagramlarını bilgisayar kodu haline getiren birim) : Kullanıcının kendi geliştirdiği tesis akış diyagramları çalıştırılabilir program haline gelmektedir. GPS-X ortamında, tesisin akış diyagramı oluşturulup, *build* (kur) komutu girildiğinde, bilgisayar ekranındaki tesisi sembolize eden görüntüler, dinamik model eşitlikleri haline getirilmektedir. Daha sonra bu eşitlikler FORTRAN programlama dilinde kodlanmakta ve son olarak da çalıştırılabilir program (kod) haline getirilmektedir. Çalıştırılabilir kod oluşturulduğunda ise, artık ekranda etkileşimli simulasyon paneli belirlemekte ve model üzerinde arzu edilen denemeler yapılabilmektedir.
3. Analyzer (Model parametreleri için analiz birimi) : Programın bu biriminde model parametrelerindeki (stokiyometrik, kinetik ya da fiziksel olabilir) değişikliklerin, bağımlı değişkenler üzerinde ne tür etkiler yaratabileceği araştırılabilir. Zaman dinamiklerinin önemli olmadığı durumlarda, kararlı hal duyarlılık analizi, model değişkenlerinin zamanla değişimini anlamak için de dinamik hal duyarlılık analizi uygulanması mümkündür.
4. Optimizer (En iyileme birimi): Model parametrelerini belirlenen amaç fonksiyonuna uydurmak için kullanılmaktadır. Bu birimde zaman seriler kullanılarak optimizasyon yapılacağı gibi, olasılık optimizasyonları da yapılabilir.
5. Ayrıca programda *dinamik parametre ölçümü, respirogram, ileri kontrol, birim dönüştürme ve senaryo yöneticisi* gibi modüller de yer almaktadır^(56,67).

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi

Erzincan Kenti Atıksu arıtma Tesisi, 1992 yılındaki depremden sonra başlatılan altyapı rehabilitasyon projesinin bir bölümü olarak inşa edilmiştir. Bölgede daha önce genel anlamda atıksu arıtılması hiç yapılmamıştır ve bu tesis, Türkiye'nin doğusunda yer alan ilk tesislerden birisidir. 1995 yılının Ekim ayında işletmeye alınan tesiste aktif çamur esasına dayalı olan biyolojik arıtım yapılmaktadır. Şehrin güneyinde yer alan atıksu arıtma tesisi 124.000 kişinin atık sularını arıtacak şekilde tasarlanmıştır.

4.1.1. Tesiste Yer Alan Birimler ve Özellikleri

Giriş yapısı: Atıksular ana kollektörden gelerek giriş yapısına girerler. Giriş yapısında suyu tesise vermeye yarayan bir sürgülü kapak bulunmaktadır. Ayrıca herhangi bir arıza anında atıksu, arıtma tesisine verilmek istenmiyorsa mevcut olan bypass hattı yardımıyla tesis dışına alınabilir.

Mekanik ızgaralar: Sistemde çubuk aralıkları 5 mm olan iki adet ızgara yer almaktadır. Bunlar atıksu seviyesine göre el ile ya da otomatik olarak çalıştırılabilir.

Kum tutucular: Tesiste kumları tutmak için kum tutucu inşa edilmiştir.

Ana pompa istasyonu: Bu istasyonun önünde 3 adet sürgülü kapak yer almaktadır. Ayrıca bu istasyonda üç adet burgulu (arşimet) pompa bulunmaktadır. Pompaların ikisi çalışmakta, birisi de yedek olarak bekletilmektedir. Pompalar atıksu seviyesine göre otomatik olarak ya da elle kumanda edilerek çalıştırılabilmektedir.

Dağıtım yapısı (I): Atıksuların arıtma sistemine dağıtıldığı yapıda, 5 adet sürgülü kapak yer almaktadır. Bu kapaklardan 2 adeti yedek olup, diğer 3 kapak vasıtasıyla sular havalandırma havuzuna sevk edilmektedir. Ayrıca çamur pompa istasyonundan geri devrettirilen sular, çamur yoğunlaştırma tankındaki sular ve çamur kurutma yataklarındaki drenaj suları da bu dağıtım yapısına gelmektedir.

Havalandırma tankları: Sistemde hacimleri yaklaşık olarak 5000 m³ olan üç adet havalandırma havuzu yer almaktadır. *Caroussel* tipinde inşa edilmiş olan havuzların her

birinde 4 adet pervane tipi karıştırıcı bulunmaktadır. Bu karıştırıcılar askıdaki katı maddelerin dibe çökmesini önlemekte ve aynı zamanda tesis için gerekli olan hava miktarının bir kısmını karşılamaktadır. Ayrıca her bir havalandırma havuzunda *Mammoth* tipi 4 adet yüzey havalandırıcı bulunmaktadır. Havalandırıcının fotoğrafı Şekil 4.4'te verilmiştir.

Toplama yapısı: Havalandırma havuzlarından gelen sular burada birleşmektedir.

Dağıtma yapısı (II): buraya gelen sular son çöktürme havuzlarına gönderilmek üzere dağıtılmaktadır. II nolu dağıtma yapısında üç adet sürgülü kapak olup bunların bir tanesi yedektir.

Son çöktürme havuzu: Sistemde çapları 36m olan, iki adet son çöktürme havuzu yer almaktadır.

Toplama odası: Son çöktürme havuzundan savaklanan sular burada toplanmaktadır.

Çamur pompa binası: Bu binada üç adet çamur geri dönüş pompası bulunmaktadır. El ile kumanda edilen pompaların birisi yedektir. Geri dönüş pompaları iki kademeli olarak çalışabilmektedir. İlk kademede $540\text{m}^3/\text{h}$, ikincide ise $882\text{m}^3/\text{h}$ debide atıksuyu geri devrettirmek mümkündür. Ayrıca burada sistemde üreyen fazla çamuru, çamur yoğunlaştırıcıya göndermek için kullanılan $198\text{m}^3/\text{h}$ kapasiteli bir adet çamur pompası da yer almaktadır.

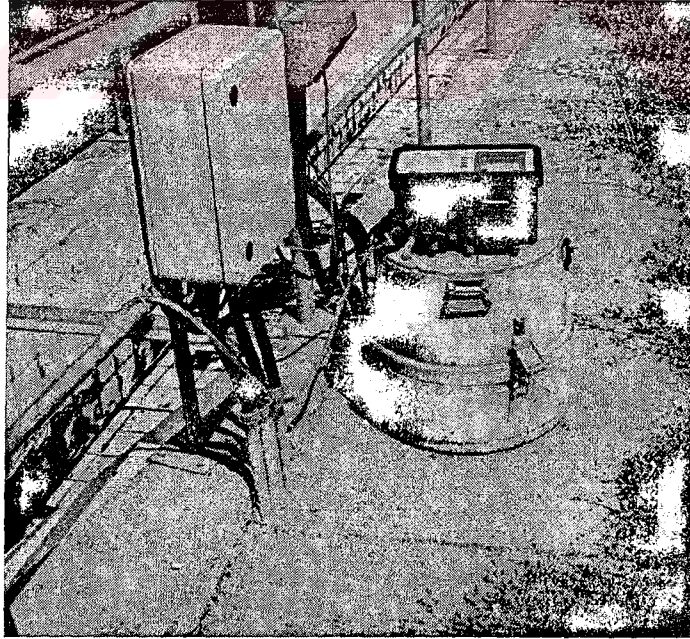
Çamur yoğunlaştırıcı: Sistemden alınan fazla çamurlar, çamur yoğunlaştırma havuzuna üstten girmektedir. Burada yoğunlaşan çamurlar, yaklaşık olarak $36\text{m}^3/\text{h}$ debi ile çamur kurutma yataklarına gönderilebilmektedir. Burada kullanılan pompa el ile ya da otomatik olarak kumanda edilmektedir.

Çamur kurutma yatakları: Çamur kurutma yatakları, çakıl ve üzerine serilen kum tabakalarından oluşmuştur. Tesiste 32 adet çamur kurutma yatağı mevcuttur. Burada, çamurun süzülen suları kum ve çakıl tabakalarından geçerek dren borularından çamur yataklarının yanındaki pompa çukurunda toplanır. Daha sonra toplanan bu sular 1 no'lu dağıtma yapısına basılmaktadır.

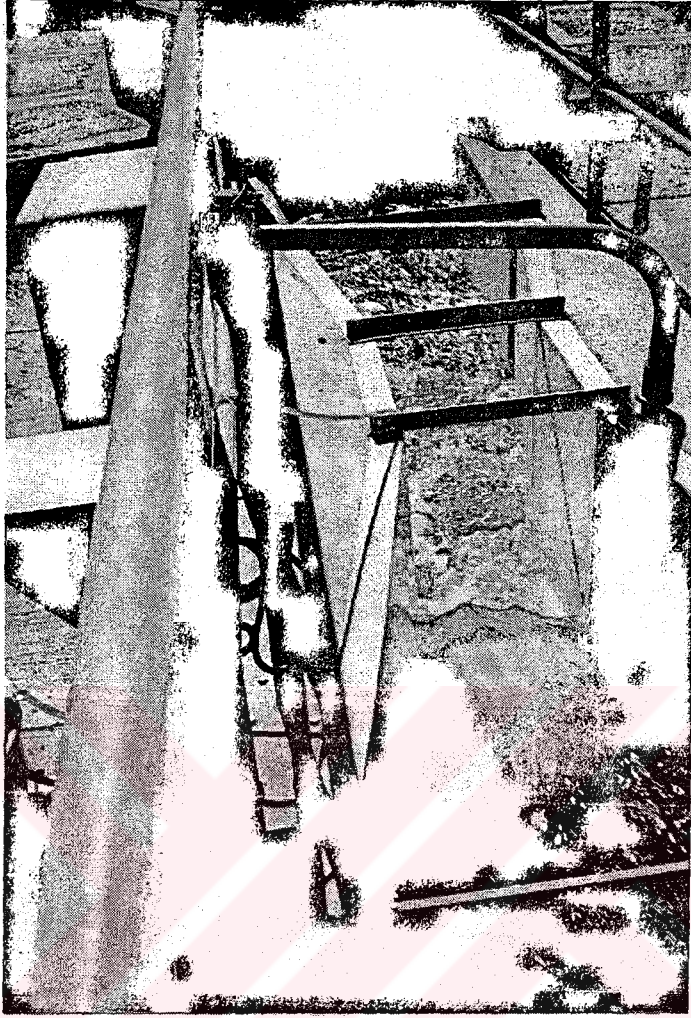
Tesiste bulunan kontrol ve ölçüm elemanları : Tesiste, havalandırma havuzlarındaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunu belirli değer aralıklarında tutabilmek için aç-kapa düzeninde çalışan kontrolör kullanılmaktadır. Havalandırma havuzundaki proplardan gelen sinyallere göre kontrol elemanı, havuzlardaki döner Mammoth tipi havalandırıcıların açılması ya da kapanması yönünde sinyal göndermektedir. Çalışma

süresi boyunca havuzlarda çözülmüş oksijen için kullanılan referans (set-point) değerleri sırasıyla 1.80, 1.80 ve 1.78 mg/L alınmıştır. Çözülmüş oksijen konsantrasyonunun değişimi veri toplayıcılar vasıtasıyla alınmakta ve tesis kayıtlarına geçirmek amacıyla termal yazıcılar kullanılarak yazdırılıp kaydedilmektedir. Şekil 4.3'te Ç.O metre ve havalandırma havuzunda Ç.O ölçümünün yapıldığı bölgenin fotoğrafı verilmiştir. Çalışma periyodu boyunca kullanılan atıksu numuneleri tesisin giriş yapısı ve çıkış savağına yerleştirilen otomatik numune alma cihazı sayesinde alınmıştır. ISCO marka olan bu otomatik numune alma cihazının fotoğrafı Şekil 4.1'de gösterilmiştir. Aynı şekilde tesis giriş ve çıkış suyu debileri de ultrasonik sensörler vasıtasıyla ölçülmekte ve elde edilen ölçüm sinyalleri, data toplayıcıya gönderilip, kayıtlara geçmek üzere termal yazıcıyla yazdırılmaktadır. Şekil 4.2'de ultrasonik debi ölçerin fotoğrafı verilmiştir.

Tesisin laboratuvar imkanları ve personel durumu: Tesiste idare binasının yaklaşık 35 m²'lik bir kısmı laboratuvar olarak kullanılmak üzere düzenlemiştir. Laboratuvarlarda çeşitli cam malzemeler, etüv (180 °C), kül fırını, hassas terazi, mikroskop ve otomatik pipet bulunmaktadır. Tesiste çift vardiya usulüyle çalışılan bir kimyager, bir ustabaşı iki usta ve beş işçi hizmet vermektedir.



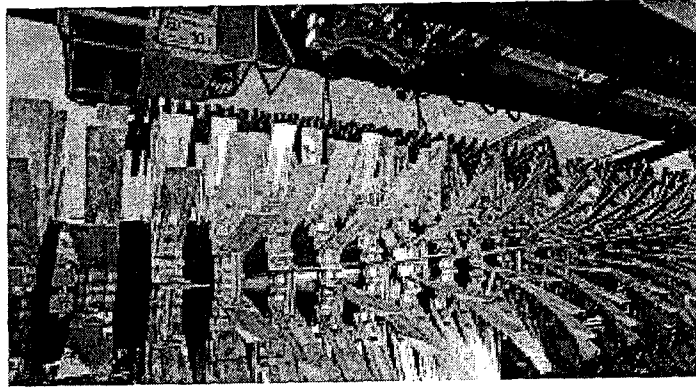
Şekil 4.1 Numune alma cihazı



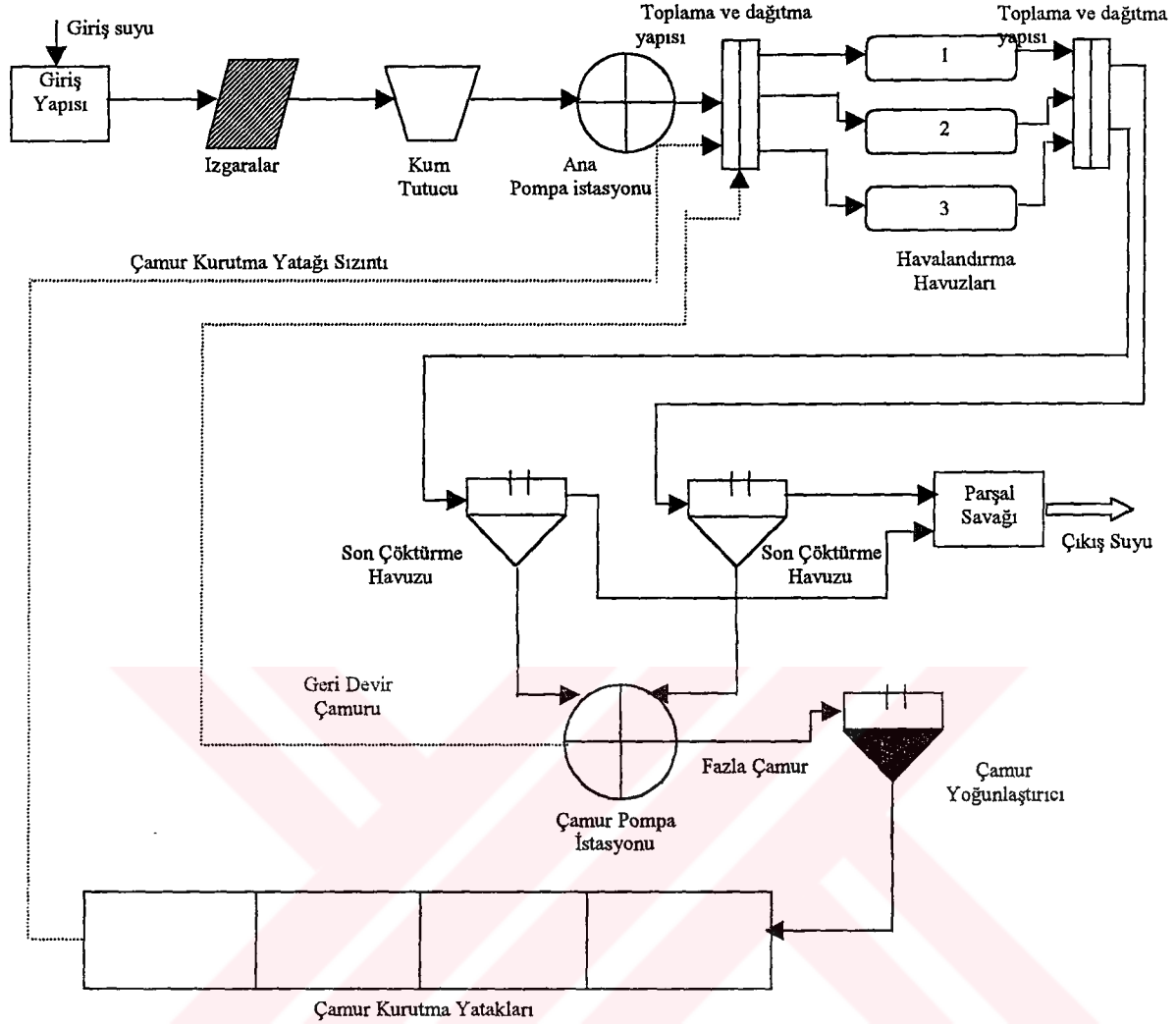
Şekil 4.2 Ultrasonik debi ölçer



Şekil 4.3 Çözünmüş Oksijen metre ve ölçümün yapıldığı bölge



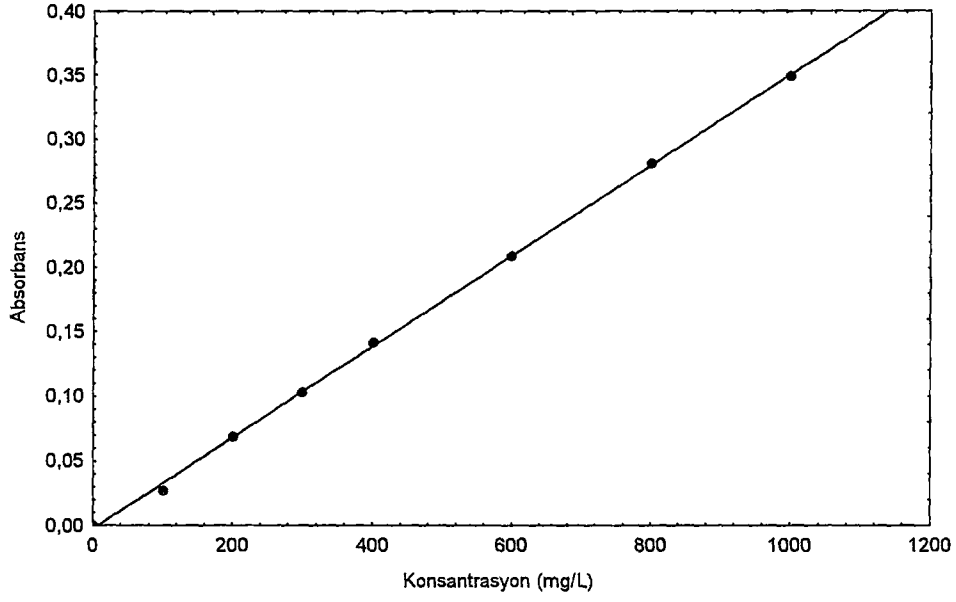
Şekil 4.4 Mammoth tipi rotor havalandırıcı



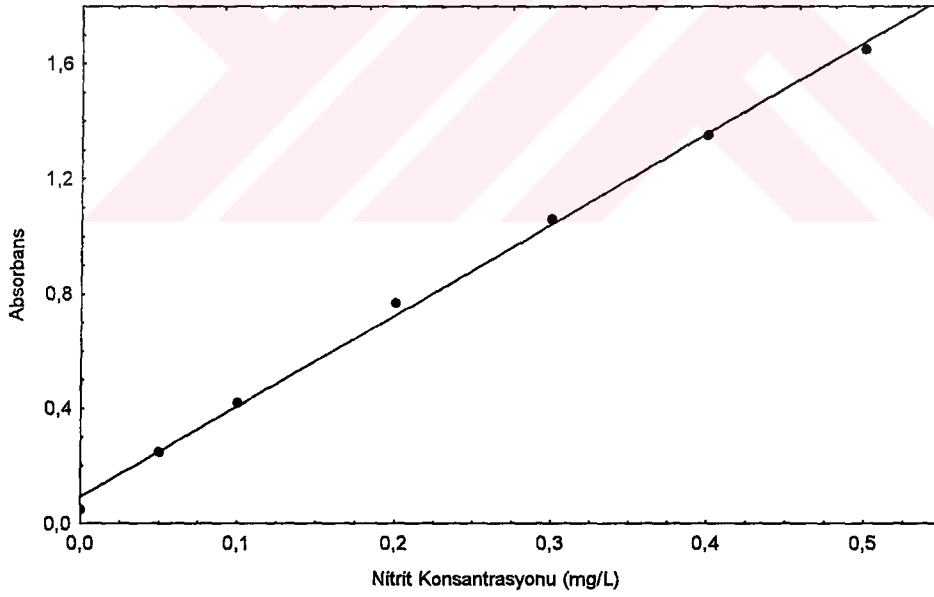
Şekil 4.5 Erzurum kenti atıksu arıtma tesisi akış diyagramı

4.2. Analitik Yöntemler

Çalışma süresi boyunca ölçümü yapılan TKOİ, SKOİ, TN, NH₄-N, NO₃-N ve NO₂-N parametreleri spektrofotometrik olarak tayin edilmiş ve Zeiss firmasının ürettiği taşınabilir özellikteki Spekol 1100 Model spektrofotometre kullanılmıştır. KOİ (TKOİ ve SKOİ) ve NO₂-N ölçümleri standart metotlara göre uygun reaktifler hazırlanarak 585 ve 543 nm dalga boylarında ölçülmüştür. TKOİ analizi için alınan numuneler herhangi bir filtre ortamından geçirilmeden analiz edilirken SKOİ için uygun bir filtre ortamı kullanılmıştır. Şekil 4.6 ve 4.7’de sırasıyla KOİ ve NO₂ analizlerinde kullanılan kalibrasyon eğrileri gösterilmiştir.



Şekil 4.6 KOİ analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi



Şekil 4.7 NO₂ analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi

TN, NO₃-N ve NH₄-N analizleri ise hazır analiz kitleri (WTW marka) kullanılarak sırasıyla 525,495 ve 495 nm dalga boylarında ölçülmüştür. Bu analizler için ayrıca kalibrasyon eğrisi hazırlanmamış ve cihazın içinde bu analizler için uygun olan (kullanılan hazır kitlerle uyumlu) kalibrasyon eğrileri seçilmiştir. TN analizi Koroleff

metoduna göre ortamdaki azotlu bileşenlerin nitrat azotuna indirgenmesini esas almaktadır. TN analizi yürütülürken numuneler uygun bir filtre ortamından geçirilmiş ve metodun KOİ>300mg/l ve Klorür>1000 mg/L için hatalı sonuçlar verdiği bilindiğinden uygun seyreltmeler yapılmıştır. Çözünmüş organik azot ise, Koroleff metoduna göre toplam azotun hesaplanması ve bundan NH₄-N, NO₃-N ve NO₂-N'in çıkartılması ile bulunmuştur. Çözünebilir inert organik maddenin (S_I) tayini IAWQ Çalışma Grubunun 1 No.lu raporunda önerildiği gibi yapılmıştır. Bunun için yüksek çamur yaşında işletilen (20 gün) Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzundan alınan atıksu örneği, kesikli olarak çalıştırılan 2 L hacmindeki bir reaktöre nakledilerek havalandırılmıştır. Daha sonra havalandırılan bu atıksudan periyodik olarak örnekler alınarak çözünmüş KOİ analizi yapılmıştır^(9,11).

4.2.1. Heterotrofik Mikroorganizmalar İçin Dönüşüm Oranının (Y_H) Belirlenmesi

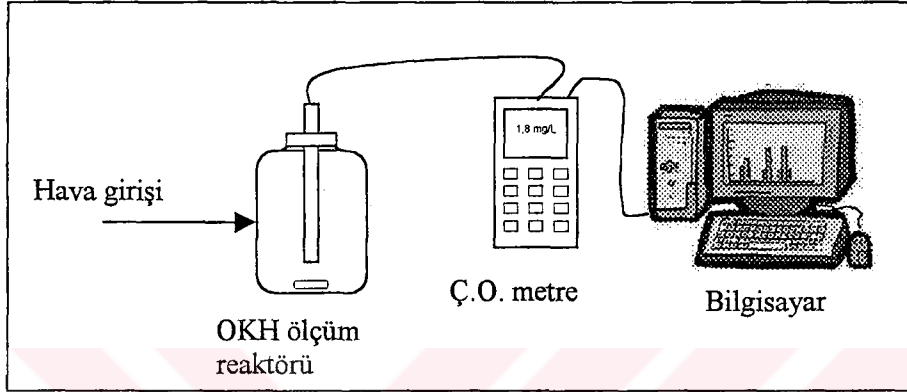
Biyolojik olarak kolay parçalanabilen ve yavaş parçalanabilen substrat konsantrasyonlarını belirleyebilmek için Y_H değerinin bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle, IAWQ çalışma grubunun 1 No.lu raporunda belirtildiği şekilde Y_H değerleri ölçülmüştür. Y_H değerlerin tayini için öncelikle giriş suyundan alınıp filtre ortamından geçirilen atıksu (sadece çözünmüş organik madde), bir miktar biyokütle içeren (çamur yaşı yüksek olan bir tesisten çamur alındığından nitrifiye edici bakterileri yok etmek için ortama 10 mg/L ATU ilave edilmiştir) 2 L'lik reaktöre aktararak havalandırılmaya başlanmıştır. Daha sonra, belirli periyotlarda reaktörden numuneler alınarak SKOİ ve TKOİ analizleri yapılmış ve Y_H aşağıda gösterilen formüle göre hesaplanmıştır^(9,11).

Biyokütlenin KOİ değeri =TKOİ-SKOİ

$$Y_H = \frac{\text{Biyokütlenin son KOİ si} - \text{Biyokütlenin ilk KOİ si}}{\text{ÇKOİ}_{ilk} - \text{ÇKOİ}_{son}} \quad (4.1)$$

4.2.2. S_s ve X_s Konsantrasyonlarının Belirlenmesi

S_s ve X_s konsantrasyonlarının belirlenmesi için kesikli olarak çalıştırılan reaktörlerde oksijen kullanma hızlarının ölçümüne dayalı olan yöntem kullanılmıştır. Bu amaçla kullanılan deney düzeneği Şekil 4.8’de gösterilmiştir.



Şekil 4.8 OKH ölçümü için kullanılan deney düzeneği

Denemelerde kullanılan reaktör 1.25 L hacminde olup sert plastik malzemeden yapılmıştır. Reaktörde karışım sağlamak üzere manyetik karıştırıcı kullanılmış ve reaktör ortamına saf oksijen verilmiştir. Çözünmüş oksijen ve ortam sıcaklığı ölçümleri WTW marka çözünmüş oksijen metre ile yapılmış ve gerekli aralıklarda verilerin toplanıp uygun bir yazılım aracılığıyla işlenmesi gayesiyle çözünmüş oksijen metre taşınabilir bir bilgisayarın (IBM marka) seri giriş birimine bağlanmıştır. OKH değerlerinin ölçülmesi için öncelikle reaktöre belirli S/X oranlarına göre biyokütle ve atıksu konarak çözünmüş oksijen konsantrasyonu 6-8 mg/L aralığına yükseltilmiştir. Çözünmüş oksijen değeri bu değerlere yaklaşıncaya ortama oksijen verilmesi durdurulmuş ve reaktör sıkıca kapatılarak ortama hava giriş çıkışı engellenmiştir. Daha sonra ortamdaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun biyokütlenin kullanımına bağlı olarak azalması 5sn’lik aralıklarla kaydedilip veri işleme programına aktarılacak üzere eş zamanlı olarak bilgisayara gönderilmiştir. Bilgisayara gönderilen ve zamanla çözünmüş oksijen konsantrasyonunun azalmasını gösteren verilerin aşağıda belirtilen eşitliklerde kullanılmasıyla OKH belirlenmiştir. Aslında (4.2) eşitliği (3.39) eşitliği ile aynıdır. Bu eşitlik de Ç.O için kütle dengesi yazılarak türetilmiştir. Sisteme sıvı debisi ile O_2 giriş

çıkışı olmadığından ve deney başlangıcında hava ile transfer edilen O₂ girişi kesildiğinden (4.2) eşitliğini yazmak mümkündür.

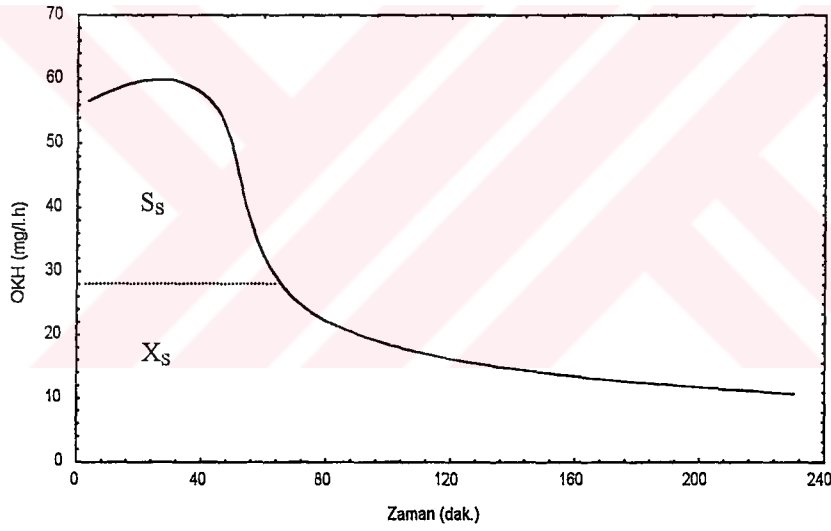
$$\frac{dO_2}{dt} = -OKH \quad (4.2)$$

(4.2) eşitliğinin integre edilmesiyle $O_2 = O_{20} - OKH \cdot t$ formundaki denklem elde edilir ve t anına karşı gelen O₂ değerlerinin grafiğe geçirilip doğrusal regresyon uygulanmasıyla OKH tespit edilir. S_s ve X_s değerlerini hesaplamak için yürütülen işlemler ise OKH değerlerini belirlemek için kesikli olarak yürütülen denemelerin her 10 dakikada bir 4 saat boyunca tekrarlanması şeklinde olmakta ve zamana göre elde edilen OKH değerleri grafiğe geçirilmektedir. Bu zaman zarfında elde edilen oksijen kullanım hızının zamanla değişim eğrisinin altında kalan toplam alan biyolojik olarak parçalanabilen karbonlu organik maddenin miktarına eş değer olan çözülmüş oksijen miktarını göstermektedir (Nitrifikasyon inhibitörü katıldığında). Oksijen kullanım hızına dayalı bu denemelerde çamur yaşının 10 günden büyük olduğu durumlarda nitrifiye edici bakterilerin girişimini önlemek üzere ortama 10 mg/L ATU katılması önerilmektedir. S_s ve X_s tespit edilirken de tesisten alınan çamurun yaşı 10 günün üzerinde olduğundan ATU kullanılmıştır. OKH'nın zamanla değişim eğrisinde OKH değerleri belirli bir müddet yüksek değerlerde sabit kalıp, azalma eğilimine girmektedir. OKH'nın zamanla azalma eğrisinde başlangıç OKH değeri ile eğride ilk düşüşün olduğu kısmın kuyruk tarafı arasında kalan alan S_s e karşılık gelmekte ve toplam alandan geriye kalan kısım ise yaklaşık olarak X_s i vermektedir. Şekil 4.9'da tipik bir OKH eğrisi ve bunun üzerinde S_s ve X_s e karşılık gelen alanlar gösterilmiştir^(52,58,69,70,71,72). S_s ve X_s'in hesaplanması için kullanılan formüller de sırasıyla (4.3) ve (4.4) eşitliklerinde verilmiştir. OKH değerlerinde, S/X oranına bağlı olarak, 10-75 dak. arasında görülen ilk düşüşlerden elde edilen alan S_s'e ve bu il düşüşten sonra deney sonuna kadar (genelde 240 dak) gözlenen alan ise X_s konsantrasyonuna karşı gelmektedir. OKH ölçümlerini, substrat konsantrasyonuna çevirmek için (4.3) ve (4.4) eşitliklerinde de gösterildiği gibi t anına kadar kullanılan oksijen konsantrasyonu $\frac{1}{(1-Y_H)}$ la çarpılmakta ve bu ifadede de gerçek

substrat konsantrasyonunu bulmak üzere seyrelmeyi ifade eden $\frac{V_{at} + V_{bk}}{V_{at}}$ terimi ile çarpılmaktadır.

$$S_s = \frac{1}{1 - Y_H} \int_0^t OKH \cdot dt \cdot \frac{(V_{at} + V_{bk})}{V_{at}} \quad (4.3)$$

$$X_s = \frac{1}{1 - Y_H} \int_0^t OKH \cdot dt \cdot \frac{(V_{at} + V_{bk})}{V_{at}} \quad (4.4)$$



Şekil 4.9 Tipik bir OKH eğrisinin şematik gösterimi

5. BULGULAR VE TARTIŞMA

5.1. Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinin Ekim 1995-Mart 1999 Dönemindeki Arıtma Performansı ve Genel İşletme Stratejisinin Değerlendirilmesi

124.000 kişiye karşılık gelen hidrolik ve kirlilik yükü için tasarlanmış olan tesis 2000 yılı itibarıyla yaklaşık olarak 100.000 kişinin kullanılmış suyunu arıtmaktadır. Tesis işletmeye alındığı 1995 yılı Ekim ayından itibaren altı ay boyunca konusunda uzman yerli ve yabancı iki mühendis gözetiminde işletilmiş ve tesis için uygun işletme stratejileri belirlenmeye çalışılmıştır. Tesis kayıtları incelendiğinde bu altı ay zarfında özellikle havalandırma havuzu biyokütle derişiminin 2500-3000 mg/L arasında tutulduğu ve tesiste önemli bir işletme problemine rastlanmadığı belirtilmiştir. Bu dönemde yapılan ölçümlerde tesiste KOİ giderim veriminin %80-85 arasında olduğu belirtilmektedir (4 ölçüm). Tesiste 1996-1997 ve 1998 yıllarında çıkış suyu organik madde ve askıda katı madde miktarlarını gösterir herhangi bir kayıta rastlanmamıştır. Ancak bu dönemde günlük olarak havalandırma havuzundaki AKM miktarı ve çeşitli periyotlarla da çamur hacim indeksi ölçülmüştür. Tesis personelinden alınan bilgiler ve edinilen izlenimlere göre bu dönemde tesisin performansı havalandırma havuzu AKM değeri, çamur hacim indeksi ve kısmen de tecrübelerle göre değerlendirilmiştir. Uzun havalandırma tipte bir aktif çamur tesisi olarak kurulan ve nitrifikasyon prosesini başarabilecek yapıda olan bu tesiste azotlu maddelerin ne oranda giderildiği konusunda herhangi bir kayıta rastlanmamıştır. Tesis personelinden alınan bilgiler ışığında, çamur yaşının kontrolünde en önemli parametre olan fazla çamurun atılma miktarıyla ilgili olarak tesiste geçmişte herhangi bir kurala uyulmadığı anlaşılmaktadır. (Fazla çamur pompası kimi gün 1 saat, kimi gün de 15 dakika çalıştırılmış ve hatta günlerce çalıştırılmadığı zamanlar olmuştur). Tesis personeli, arıtma tesisinde karşılaşılan en önemli problemin çamur şişmesi olduğunu söylemiştir. Tesis kayıtları incelendiğinde gerçekten de çamur hacim indeksinin zaman zaman 200-300 arasında değiştiği görülmüştür. Ayrıca Ekim 1998 ve Nisan 1999 tarihlerinde de çamur şişmesi olayı ve son çöktürme havuzu savaklarından çıkış suyuna karışan çamur flokları bizzat gözlenmiştir. Çamur şişmesi problemine çözüm getirmek amacıyla tesis işletmesi 1997 yılında tesisi inşa eden firmanın yurtdışındaki iş ortağı olan Danimarkalı firmayla

yazışmışlardır. Danimarkalı firma bu probleme çözüm olarak havalandırıcıların kesikli olarak çalıştırılmasını önermiş ve 1998 yılının başlarında kesikli havalandırma uygulamasına geçilmiş ve havalandırma havuzlarında çözünmüş oksijen için referans değeri 1.5 mg/L düzeyine indirilmiştir. Ancak bu uygulama kısa vadede başarılı sonuçlar vermişse de uzun vadede çamur şişmesi problemi tekrarlanmıştır. Temel işletme bilgilerinden yoksun olan işletme personeli çamur şişmesinin önemli ölçüde problem yarattığı durumlarda çoğu zaman çözümü tesisteki tüm çamuru atmakta bulmuştur. Bütün bu bilgiler ışığında Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinin geçmiş yıllara ait arıtım performansının ne düzeyde olduğunu açıkça söyleyebilmek mümkün değildir.

5.2. Erzincan Kenti Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Giriş Suyunun Karbonlu ve Azotlu Maddelere Göre Karakterizasyonu

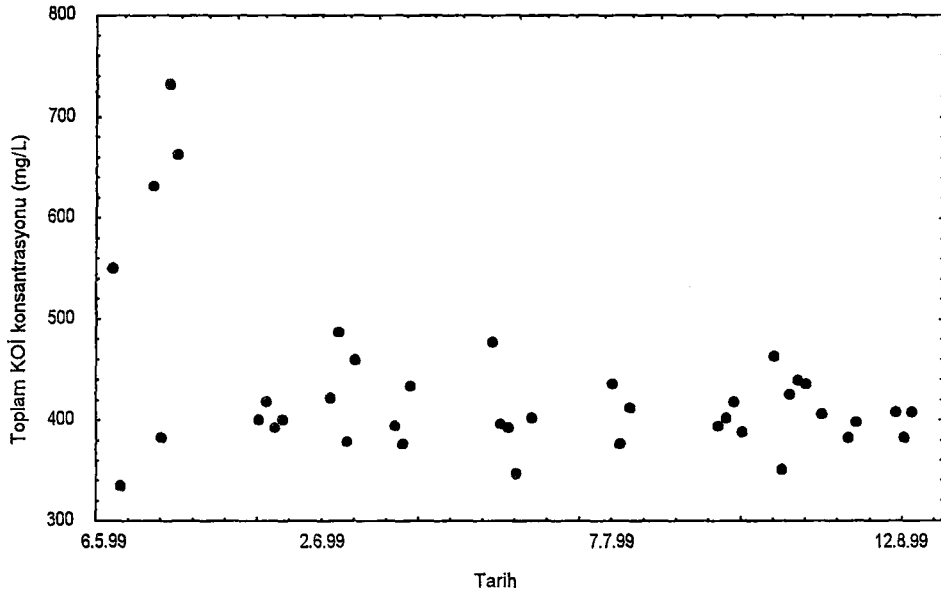
Erzincan kenti atıksu arıtma tesisi için yapılan modelleme çalışmasında, tesiste meydana gelen biyokimyasal reaksiyonlar ve bu reaksiyonlarda yer alan bileşenler, çok bileşenli bir model olan IAWQ Çalışma Grubu1 modeliyle incelenmiştir. Aktif çamur sistemlerinde çok bileşenli modelleri doğru bir şekilde uygulayabilmek ve biyolojik olarak farklı biçimde ayrışma özellikleri olan bileşenleri belirleyebilmek için atıksuyun biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan (inert) kısımlarına ayrılması gerekmektedir. Atıksuların bu şekilde karakterizasyonu hem mevcut proseslerin kontrol ve optimizasyonunda faydalanılan bir yöntem olduğu gibi nitrifikasyon-denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi gibi yeni proseslerin geliştirilmesi için de gereklidir.

Bölüm 4.1.1' de de belirtildiği gibi arıtma tesisi giriş yapısına monte edilen otomatik numune alma cihazı yardımıyla, iki saatte bir olmak üzere günde toplam oniki numune alınıp tek bir şişede toplanarak kompozit örnekler elde edilmiştir. Öncelikle, giriş suyundan elde edilen numunelerde karbonlu maddeler için klasik parametrelerden olan TKOİ, ve ÇKOİ analizleri, azotlu maddeler için de $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, organik azot ve toplam azot analizleri yapılmıştır. Bu analizlere ait sonuçlar, ortalama değerler ve standart sapmalar giriş suyu AKM değerleri ile birlikte Tablo 5.1'de verilmiştir.

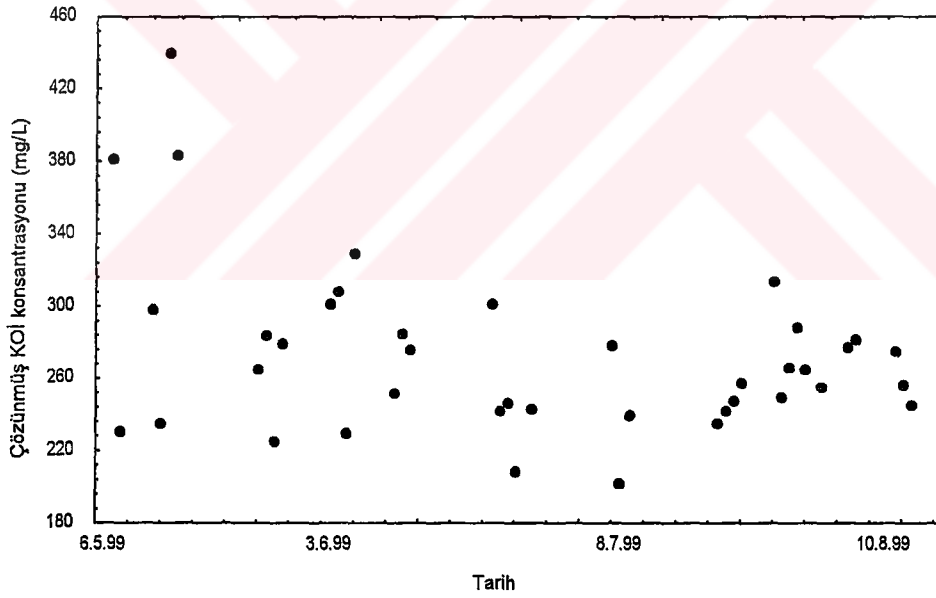
Tablo 5.1 Çalışma periyodu boyunca ölçülen çeşitli parametrelerin günlük değerleri, ortalamaları, standart sapmaları ve değişim aralığı

Deney No	Tarih	Giriş top. COD	Giriş çöz. COD	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Çöz.org-N	Toplam N	AKM
1	6.5.99	552	381	0.27	26.17	-	-	188
2	7.5.99	335	218	0.18	35.78	-	-	200
3	11.5.99	632	298	0.61	30.80	-	-	-
4	12.5.99	383	196	0.34	35	-	-	205
5	13.5.99	733	345	0.39	41.53	7.88	49.8	222
6	14.5.99	664	319	-	-	-	-	-
7	24.5.99	401	211	-	-	-	-	170
8	25.5.99	418	202	0.29	31.27	14.44	46	190
9	26.5.99	392	181	-	-	-	-	193
10	27.5.99	401	280	0.23	39.67	9.70	49,6	202
11	1.6.99	423	236	-	-	-	-	228
12	2.6.99	488	263	-	-	-	-	190
13	3.6.99	379	181	-	-	-	-	190
14	4.6.99	461	230	0.27	30,02	11,11	41,4	168
15	9.6.99	394	229	0.27	30.33	7.6	38.2	192
16	10.6.99	377	218	0.37	37.72	10.61	48.7	202
17	11.6.99	434	231	-	-	-	-	-
18	21.6.99	477	239	-	-	-	-	228
19	22.6.99	396	242	0.43	28.54	8.83	37.8	202
20	23.6.99	392	173	-	-	-	39	-
21	24.6.99	348	206	-	-	-	-	178
22	26.6.99	402	216	-	23.18	-	-	-
23	6.7.99	436	234	0.30	31.52	8.38	40.2	202
24	7.7.99	377	202	0.32	25.43	16.75	42.5	200
25	8.7.99	412	230	0.32	26.76	10.42	37,5	208
26	19.7.99	394	235	-	-	-	-	218
27	20.7.99	402	242	0.25	28.39	13.36	42	-
28	21.7.99	418	248	-	-	-	-	188
29	22.7.99	388	248	0.20	29.87	14.33	44.4	171
30	26.7.99	465	303	0.29	29.34	14.37	44	-
31	27.7.99	351	142	-	-	-	-	248
32	28.7.99	426	266	-	-	-	-	210
33	29.7.99	440	228	-	-	-	-	202
34	30.7.99	436	218	0.46	33.15	11.59	45.2	202
35	1.8.99	406	200	-	-	-	-	195
36	4.8.99	384	169	0.78	31.78	8.27	40.83	-
37	5.8.99	399	214	-	-	-	-	-
38	10.8.99	408	259	-	-	-	-	182
39	11.8.99	384	165	0.58	39.21	6.88	46.67	-
40	12.8.99	409	219	-	-	-	-	200
Ortalama		430	233	0.36	32	11	43	199
Standart sapma		81.91	47.96	0.15	4.92	2.97	4.07	17.78
Aralık		335-733	202-440	0.18-0.78	23.18-41.53	6.88-16.75	37.5-49.8	168-248

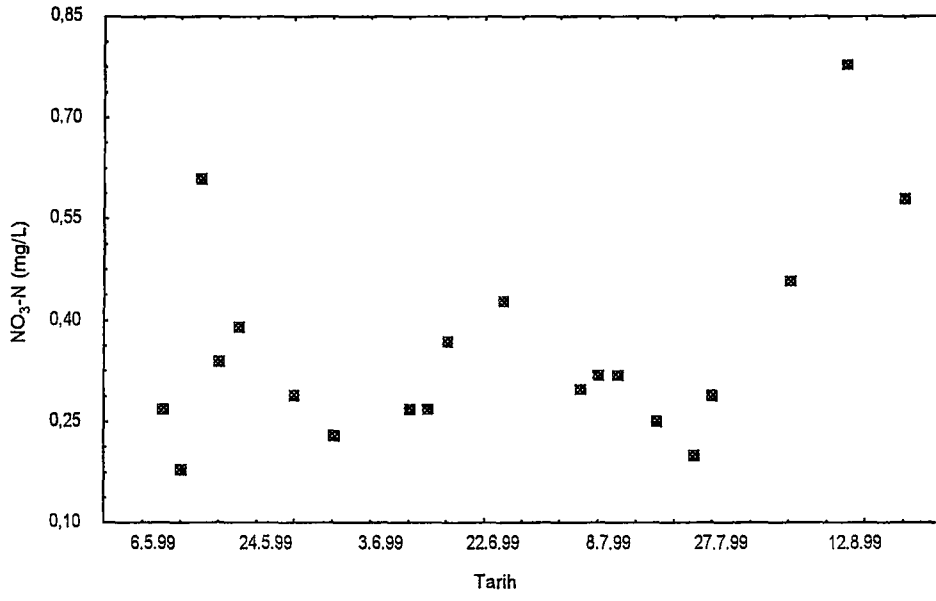
Tablo 5.1'den de görüldüğü gibi yaklaşık 3.5 ay boyunca alınan 40 adet kompozit numunenin ortalama TKOI, ÇKOI, NO₃-N, NH₄-N, Çözünmüş organik-N, Toplam N ve AKM değerleri sırasıyla 430 mg/L, 233mg/L, 0.36 mg/L, 32mg/L, 11mg/L, 43 mg/L ve 199 mg/L olarak bulunmuştur. Bulunan bu ortalama değerler, evsel bir atıksu için olması gereken tipik konsantrasyon aralıkları içindedir. Tesis giriş suyunda NO₂-N'e rastlanmamıştır. 3.5 ay boyunca ölçülmüş olan ve yukarıda bahsedilen parametrelerin değişimi sırasıyla Şekil 5.1-5.7'de gösterilmiştir.



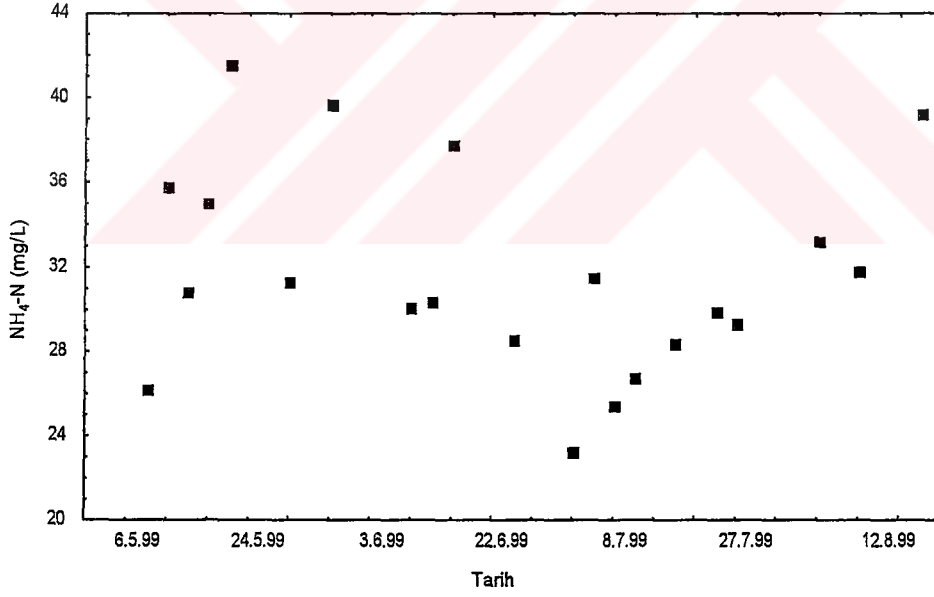
Şekil 5.1 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu TKOI konsantrasyonunun değişimi



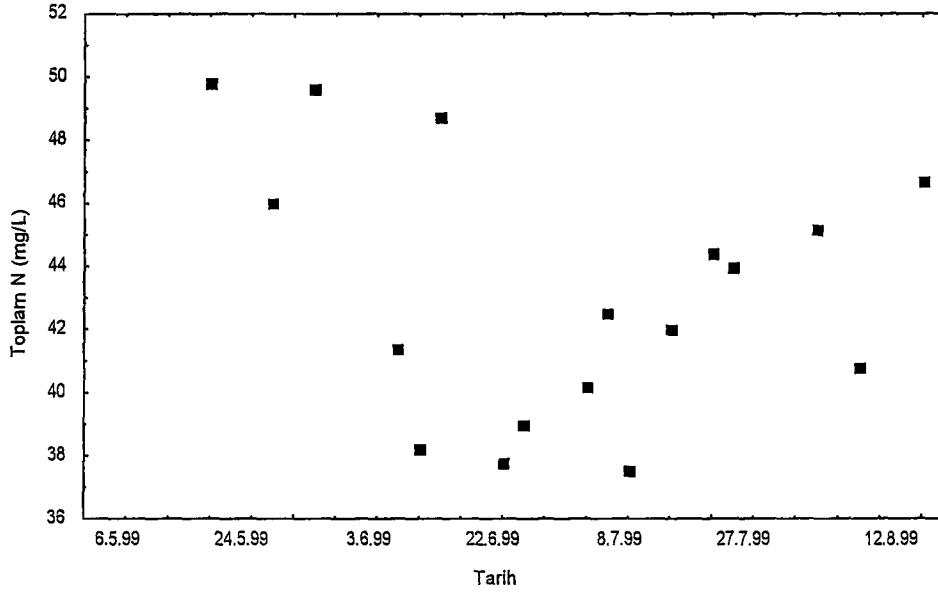
Şekil 5.2 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu ÇKOİ konsantrasyonunun değişimi



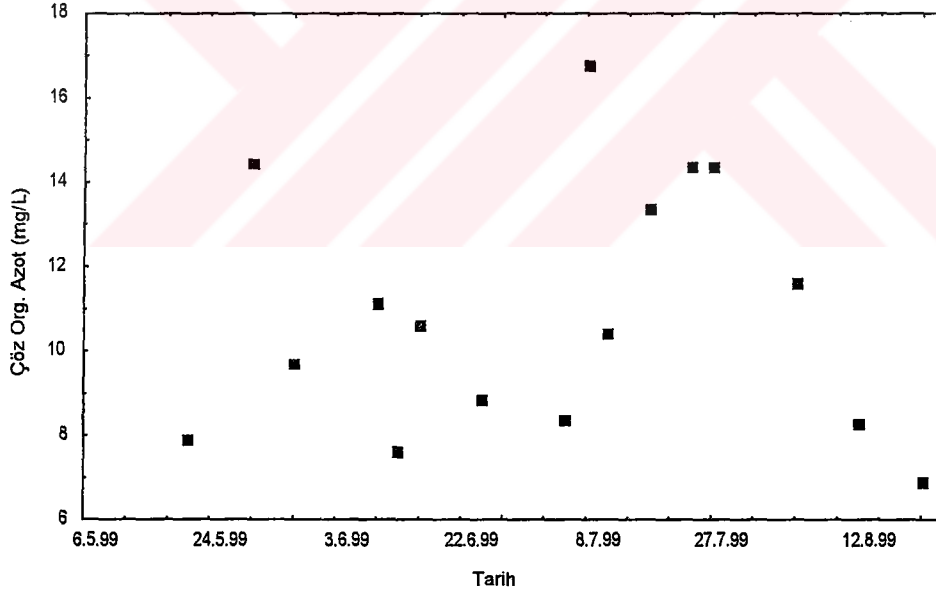
Şekil 5.3 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu NO₃-N konsantrasyonunun değişimi



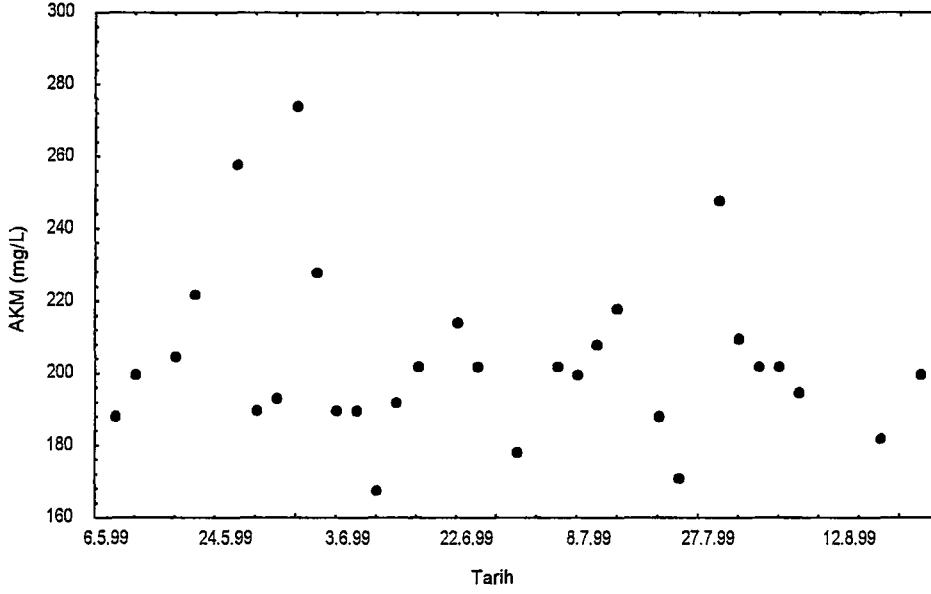
Şekil 5.4 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu NH₄-N konsantrasyonunun değişimi



Şekil 5.5 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu TN konsantrasyonunun değişimi



Şekil 5.6 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu Çöz org-N konsantrasyonunun değişimi



Şekil 5.7 Çalışma periyodu boyunca giriş suyu AKM konsantrasyonunun değişimi

Azotlu maddeler için yapılan atıksu karakterizasyonu, IAWQ Çalışma Grubunun 1 No'lu Modelinde yer alan azotlu bileşenler göz önüne alınırsa hemen hemen yeterlidir. Çalışma Grubu 1 modelinde azotlu bileşenler S_{NO} , S_{NH} , S_{ND} ve X_{ND} olarak yer almaktadır. Bu çalışmada ise azotlu bileşenlerden sadece X_{ND} ölçülememiş ölçülen S_{ND} 'nin de tamamının biyolojik olarak parçalanabilir olduğu kabul edilmiştir. Ancak karbonlu maddeler için yapılan karakterizasyon, Çalışma Grubu 1 modeli için yetersizdir. Çünkü çalışma grubuna göre giriş suyundaki toplam karbonlu maddeleri gösteren $TKOİ$; S_I , S_S , X_I ve X_S toplamından oluşmaktadır. Giriş suyunda yer alan biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrat S_S ve biyolojik olarak yavaş parçalanabilen substrat X_S 'i ölçebilmek için atıksu karakterizasyonunda son yıllarda başarıyla uygulanan ve detayları bölüm 4.2.2'de verilen respirometrik yöntemden faydalanılmıştır. Giriş suyunda yer alan çözünmüş inert substrat S_I ise detayları 4.2'de yer alan yöntemle hesaplanmıştır. Atıksuyun biyolojik olarak kolay parçalanabilen kısmı heterotrofik bakterilerin aerobik ve anoksik üremesinde doğrudan kullanılabilir. Bu kısım daha çok uçucu yağ asitleri, karbonhidratlar, alkoller, peptonlar ve aminoasitlerden oluşmaktadır. S_S , aerobik ve anoksik şartlarda hızlı bir şekilde metabolize edilebilmektedir. Bundan dolayı özellikle kanalizasyon sistemlerindeki taşınım esnasında, aerobik ortamın, organik maddenin bu kısmının

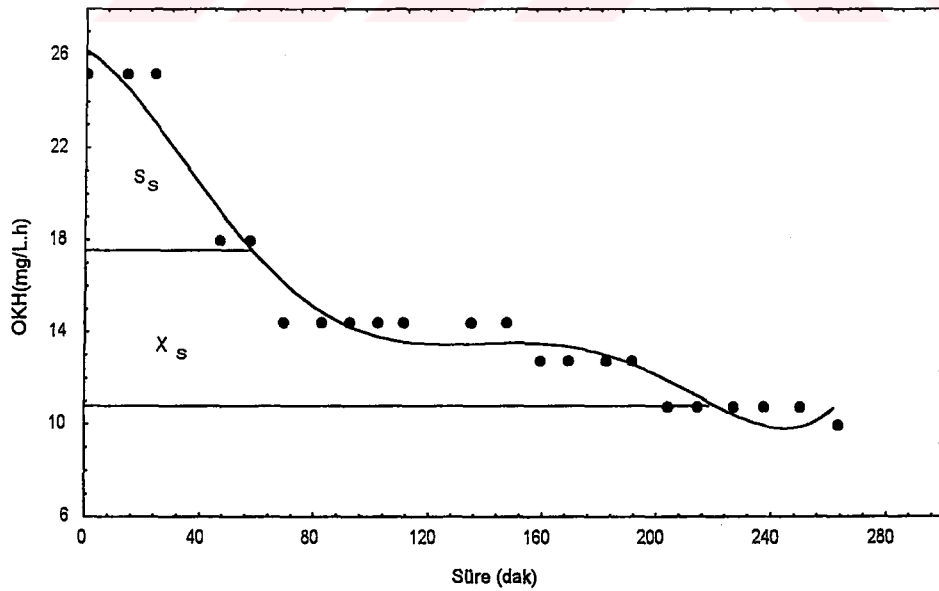
azalmasına yol açabileceği hususunda kuşku ortaya çıkmaktadır⁽⁷⁴⁾. Ham atıksu için biyolojik olarak kolay parçalanabilir substratı oluşturan bileşenler Tablo 5.2 de verilmiştir. Literatür değerlerine göre atıksuyun % 35-60'lık bir kısmını biyolojik olarak yavaş ayrışan substrat oluşturmakta olup bunlar nispeten daha karmaşık moleküllerdir. Özellikle hidroliz prosesinin modellenebilmesi için X_S miktarının belirlenmesi gerekmektedir. Çözünmüş inert maddeler ise prosesin performansını ifade etmek açısından önemli olduğundan, başka bir deyişle çıkış suyu KOI 'sinde yer aldığından ölçülmesi önem taşımaktadır.

Laboratuvar ölçekli kesikli denemelerde açık bir şekilde yorumlanabilir değerler elde etmek için başlangıç substrat konsantrasyonunun, başlangıç biyokütle konsantrasyonuna olan oranının seçimi son derecede önemlidir. S_S ve X_S miktarlarını belirleyebilmek için yürütülen solunum hızına dayalı ölçümlerde sırasıyla S/X oranlarının 0.38, 0.5, 1.0, 1.1, 1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 1.65 ve 1.70 değerleri çalışılmıştır. Çalışma grubu S_S ve X_S 'in tespitinde birbirinden belirgin bir şekilde ayrılabilen alanları teşhis edebilmek için özellikle S/X oranının uygun bir şekilde seçilmesi gerektiğini belirtmektedir. Ancak herhangi bir oran önermemiştir. Deney sonuçlarından da açık bir şekilde görüldüğü gibi bu oran (S/X) doğrudan OKH eğrisinin şeklini belirlemektedir. S/X oranının küçülmesi ortamdaki biyokütle miktarının substrat miktarından daha fazla olmasıyla mümkündür. Biyokütle miktarının substrat miktarından daha fazla olduğu denemeler D-14, D-15 ve D-35 no'lu denemeler olup bunlar Şekil 5.14, Şekil 5.15 ve Şekil 5.23'te gösterilmiştir. Bu denemelere ait oksijen kullanma hızlarının zamanla değişimini gösteren grafikler incelendiğinde, başlangıçta oldukça yüksek OKH değerlerinin olduğu ancak kısa bir sürede OKH değerlerinde keskin düşüşlerin ortaya çıktığı gözlenmektedir. Bu davranışı şu şekilde açıklamak mümkündür ; Başlangıçta ortamdaki tüm biyokütlenin metabolik ihtiyaçlarını karşılamaya yetecek kadar substrat mevcut değildir. Bu nedenle aktif biyoküteller hızlı bir şekilde ortamdaki biyolojik olarak kolay parçalanabilir substratı tüketmekte ve buna bağlı olarak OKH değeri de yüksek olmaktadır. Bunun yanı sıra substrat miktarı az olduğundan bunun tükenmesi de nispeten kısa sürede olmakta ve dolayısıyla OKH değerlerinde de kısa sürelerde keskin düşüşler olmaktadır. Ancak D-14, D-15 ve D-35 no'lu denemelere ait OKH grafiklerinden S_S ve X_S in tespiti için birbirinden ayrılabilir alanları teşhis etmek mümkündür. Tablo 5.3'te kullanılan $TKOI/X$ (S/X) oranları, $TKOI$, S_S , X_S ve S_I yer almaktadır.

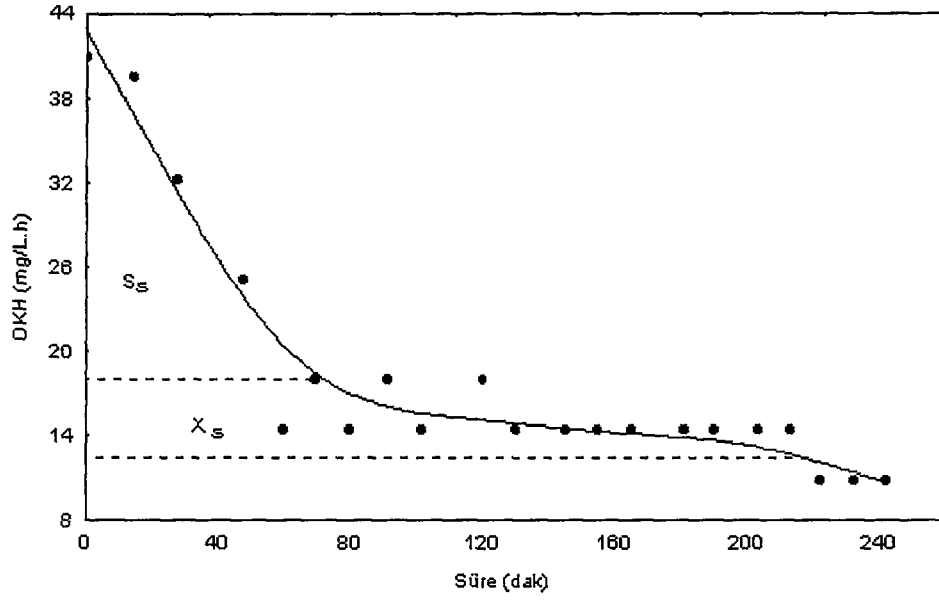
Tablo 5.2 Ham atıksuda biyolojik olarak kolay parçalanabilir substratı oluşturan bileşenler

Bileşen	Miktar (gKOl/ m ³)
Asetik asit	25
Uçucu yağ asitleri	10
Alkoller (etanol, metanol)	5
Amino asitler	10
Basit karbonhidratlar	10

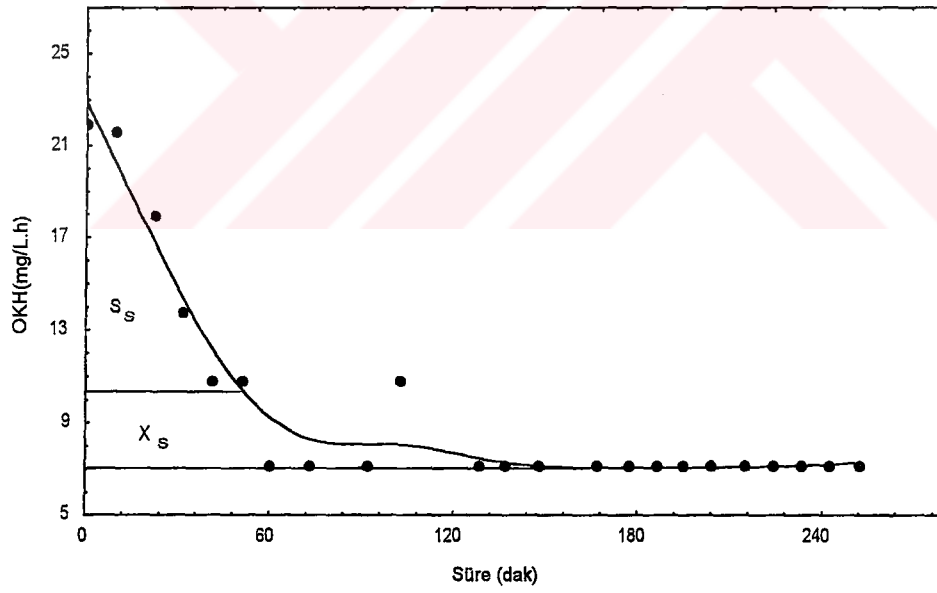
Biyolojik olarak kolay ve yavaş parçalanabilen substrat miktarlarını belirlemek için yapılan 17 adet denemeye elde edilen ve farklı S/X oranları için oksijen kullanma hızlarının zamanla değişimini gösteren grafikler (Şekil 5.8-Şekil5.24) deney numaraları esas alınarak aşağıda gösterilmektedir. Grafikler üzerinde S_s ve X_s miktarlarına karşılık gelen alanlar ayrıca belirtilmiştir.



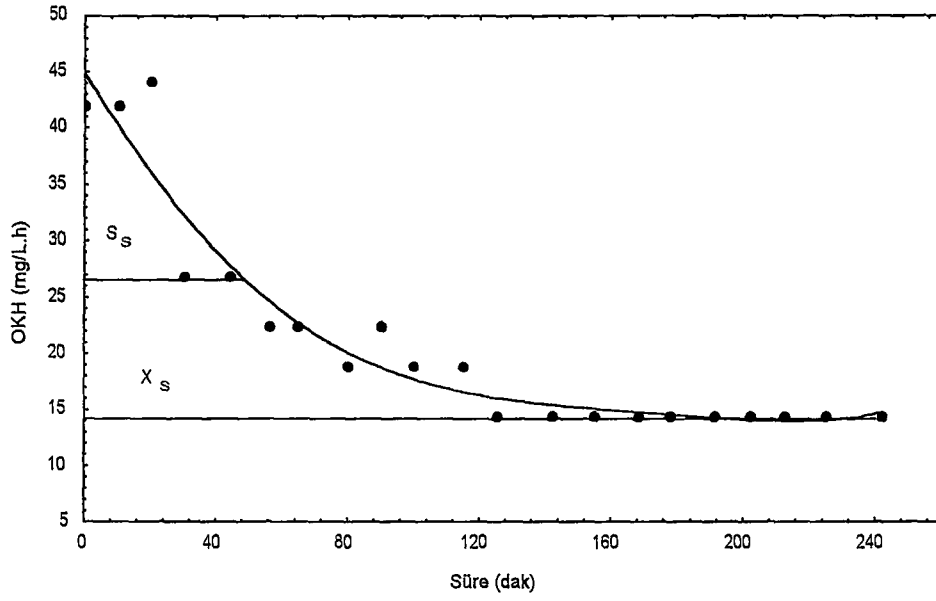
Şekil 5.8 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 3 No lu OKH deneyi (S/X = 1.30)



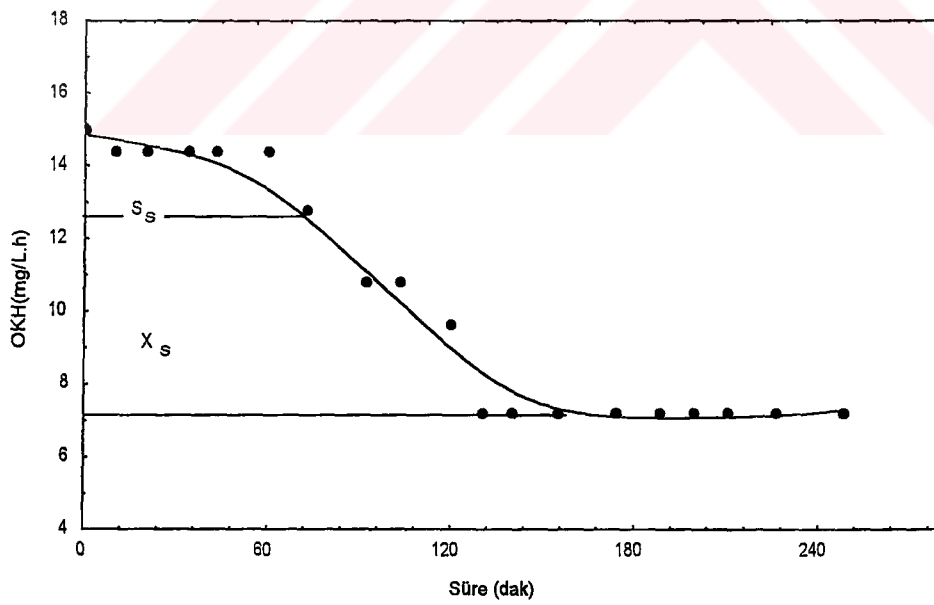
Şekil 5.9 S_S ve X_S 'in belirlenmesi için yapılan 4 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.0$)



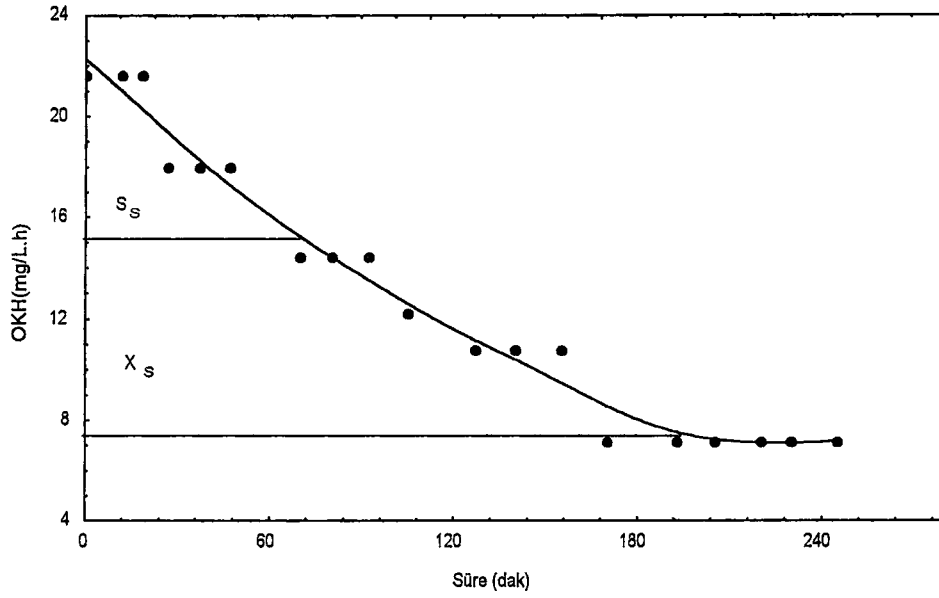
Şekil 5.10 S_S ve X_S 'in belirlenmesi için yapılan 5 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.40$)



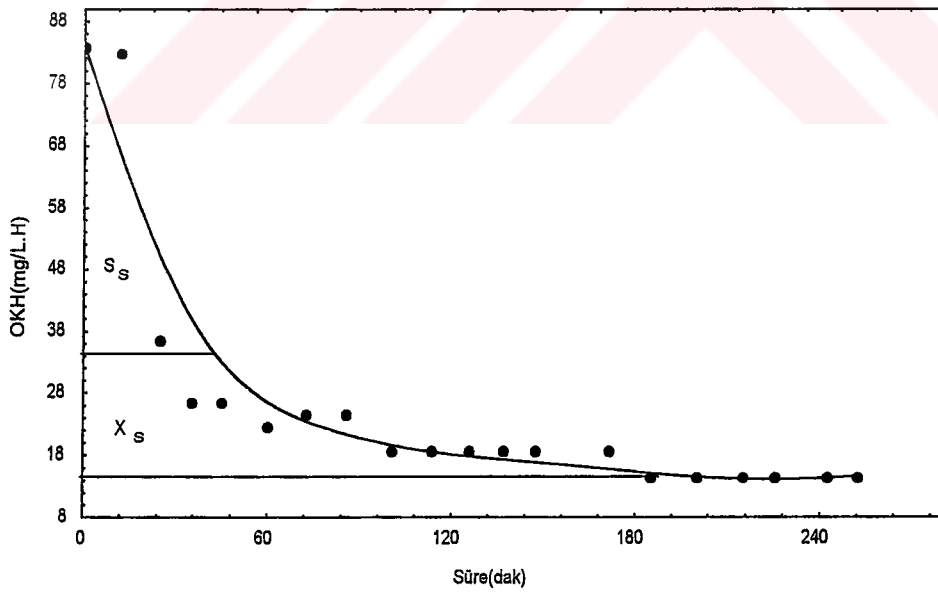
Şekil 5.11 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 7 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.10$)



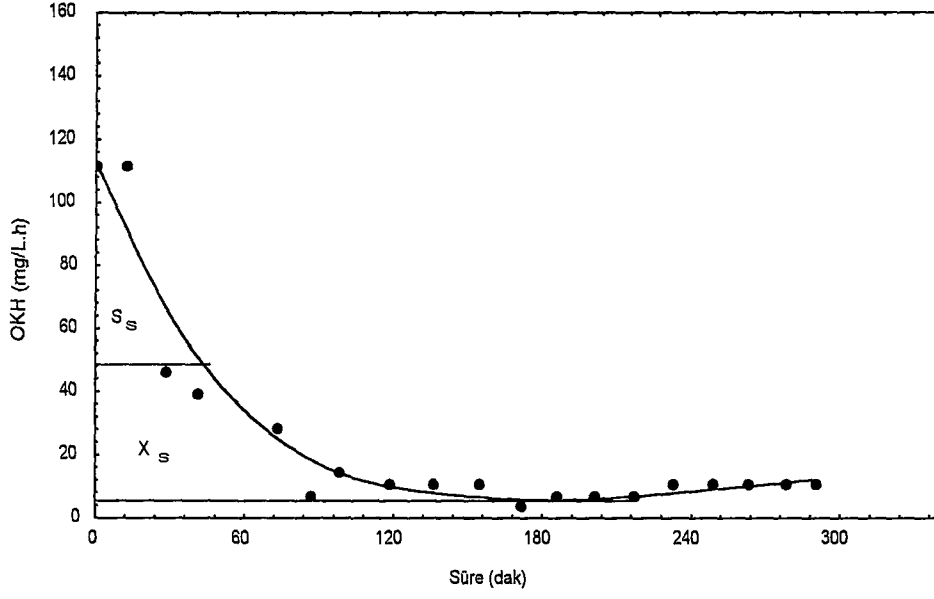
Şekil 5.12 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 8 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.70$)



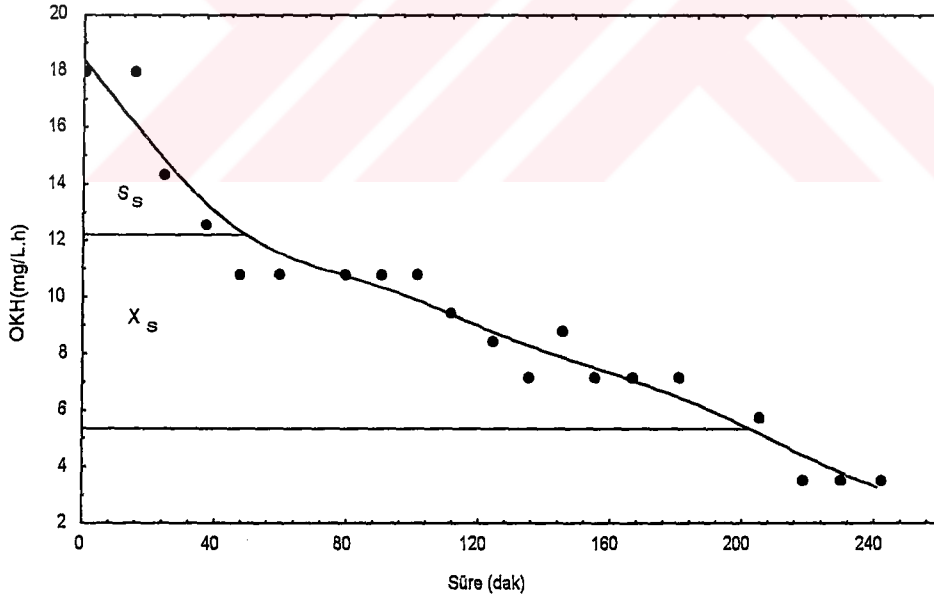
Şekil 5.13 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 9No lu OKH deneyi ($S/X = 1.40$)



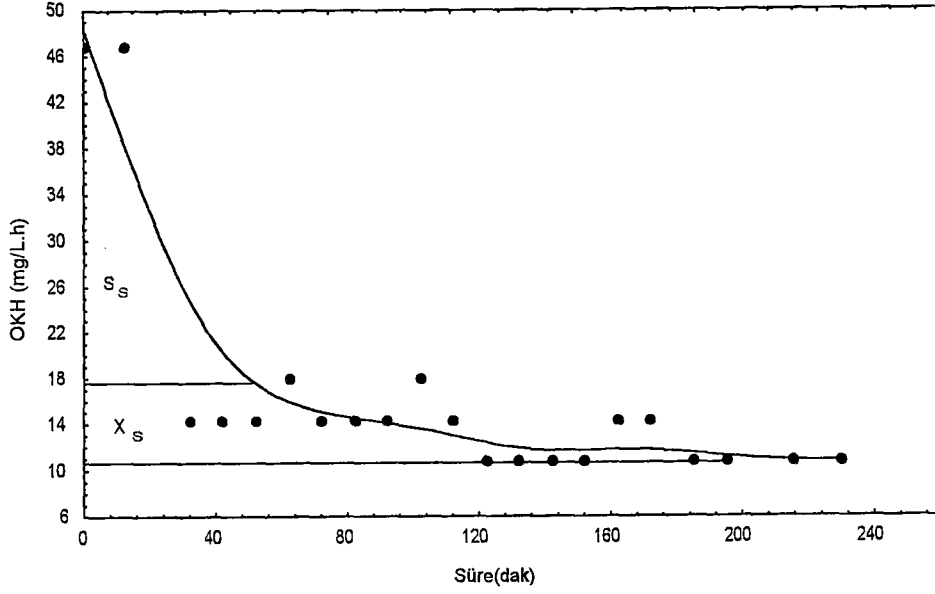
Şekil 5.14 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 14 No lu OKH deneyi ($S/X = 0.50$)



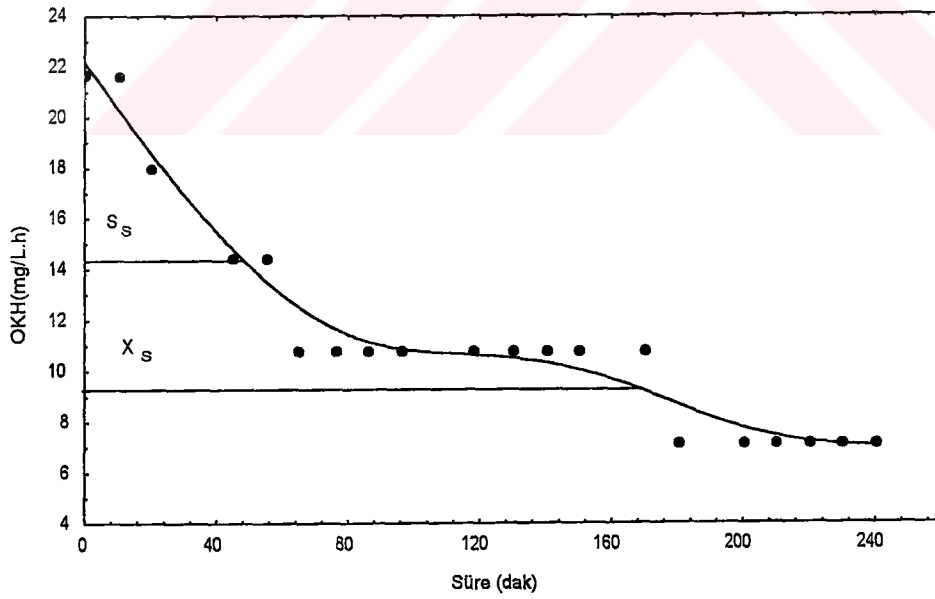
Şekil 5.15 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 15 No lu OKH deneyi ($S/X=0.38$)



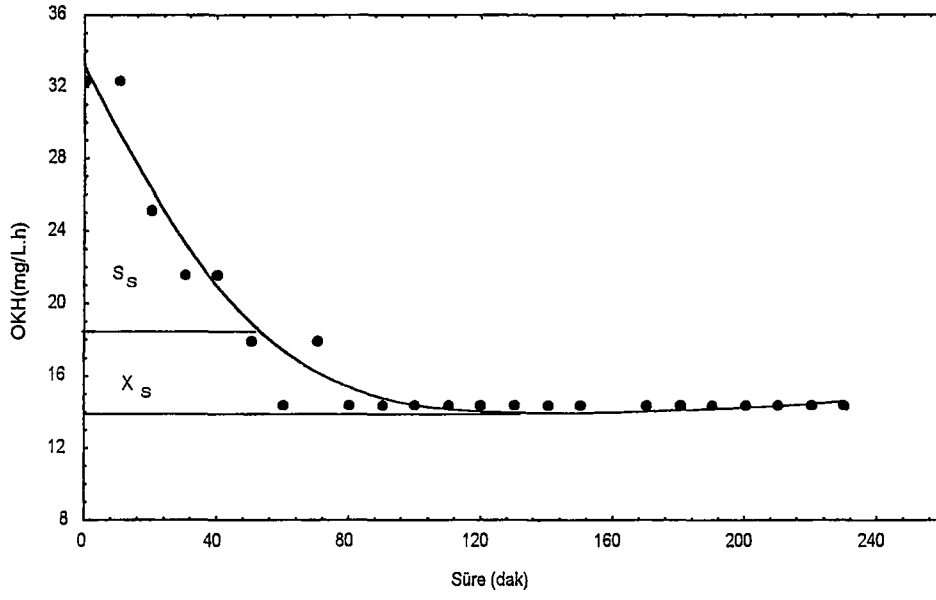
Şekil 5.16 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 16 No lu OKH deneyi ($S/X=1.50$)



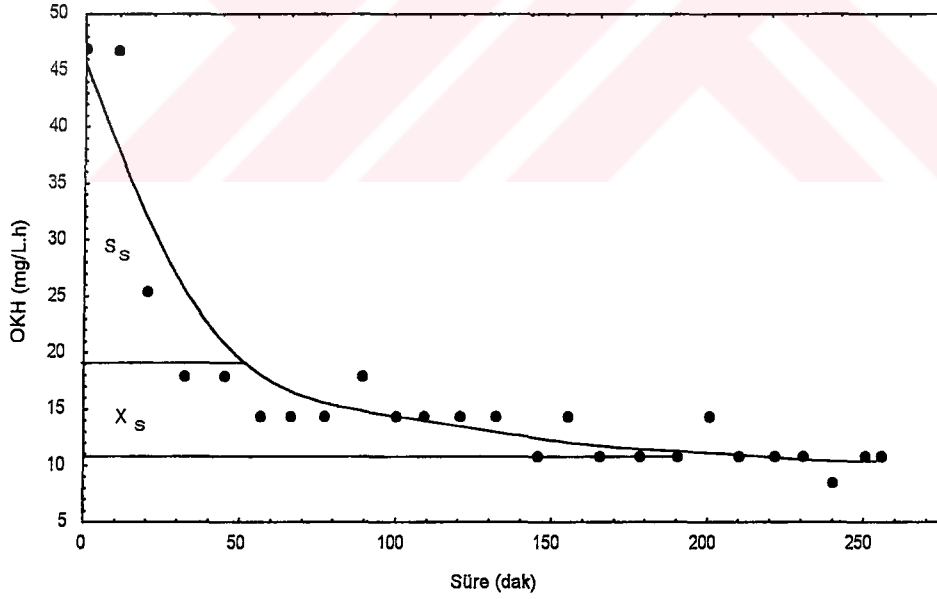
Şekil 5.17 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 17 No lu OKH deneyi ($S/X=1.0$)



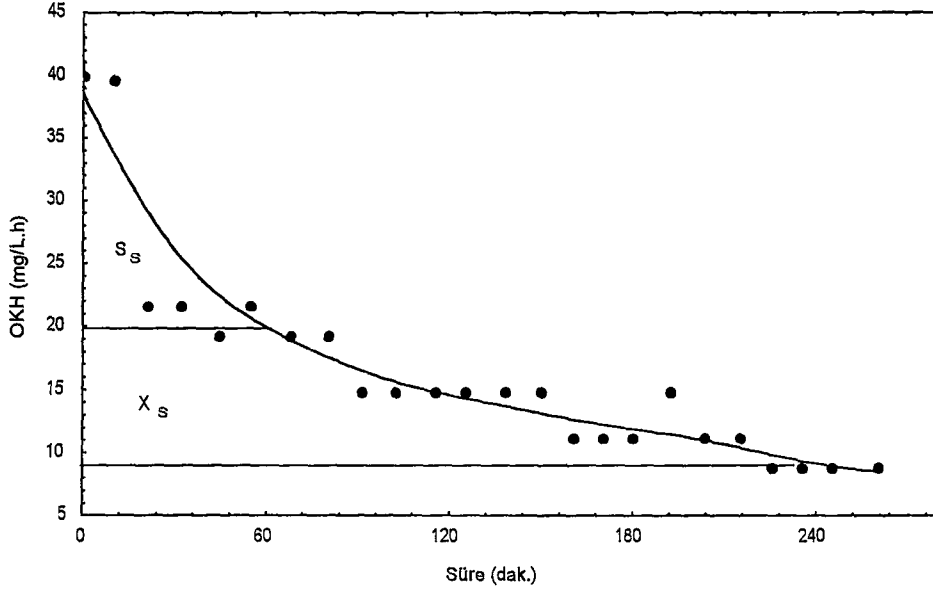
Şekil 5.18 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 18 No lu OKH deneyi ($S/X=1.30$)



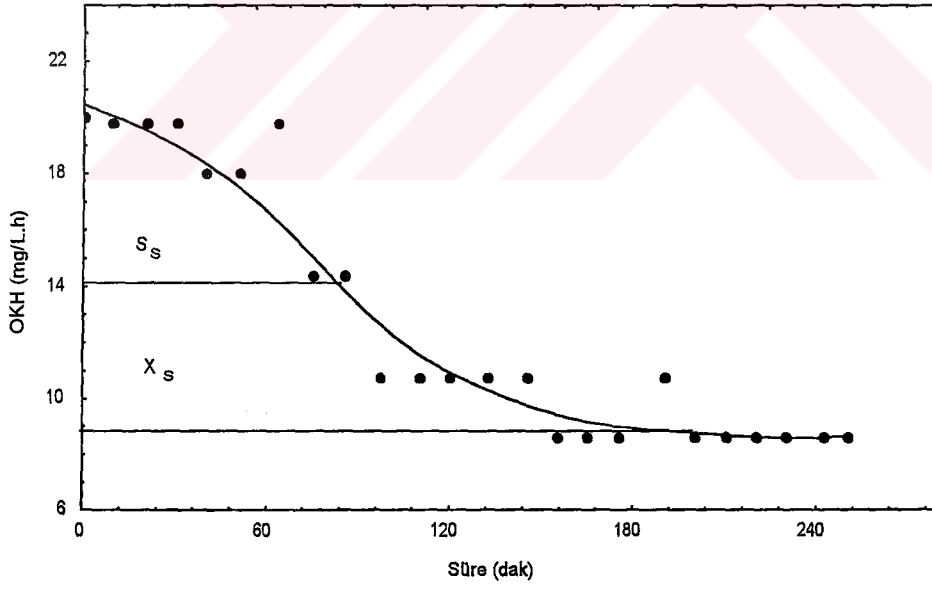
Şekil 5.19 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 19 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.20$)



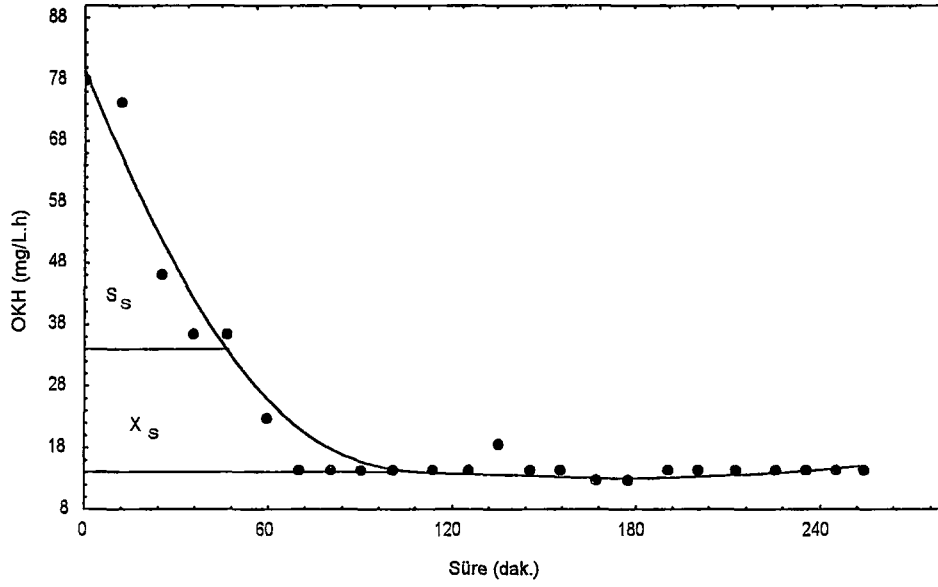
Şekil 5.20 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 25 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.0$)



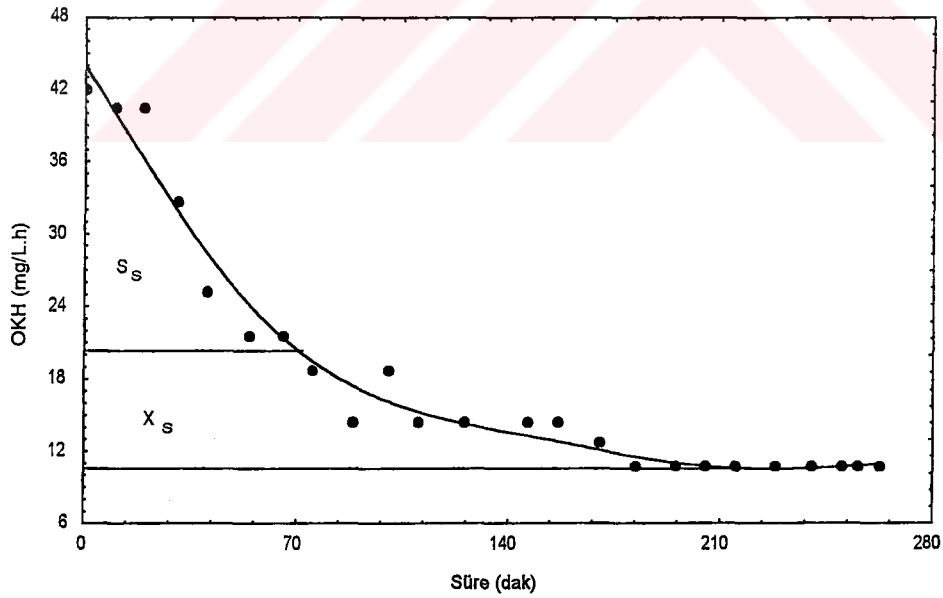
Şekil 5.21 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 27 No lu OKH deneyi ($S/X=1.0$)



Şekil 5.22 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 28 No lu OKH deneyi ($S/X=1.65$)



Şekil 5.23 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 35 No lu OKH deneyi ($S/X = 0.5$)



Şekil 5.24 S_s ve X_s 'in belirlenmesi için yapılan 37 No lu OKH deneyi ($S/X = 1.0$)

Tablo 5.3 Giriş suyunda ölçülen TKOİ, S_s, X_s ve S_t nin günlük değerleri, ortalamaları standart sapmaları ve değişim aralığı

Deney No	Tarih	TKOİ	S/X	S _s	X _s	S _t
1	6.5.99	552	-	-	-	-
2	7.5.99	335	-	-	-	42
3	11.5.99	632	1.30	59.24	144.93	52
4	12.5.99	383	1	99.98	126.93	-
5	13.5.99	733	1.4	51.61	95.29	46
6	14.5.99	664	-	-	-	-
7	24.5.99	401	1.1	98.60	207.03	-
8	25.5.99	418	1.7	59.82	85.09	42
9	26.5.99	392	1.4	82.53	109.22	-
10	27.5.99	401	-	-	-	49
11	1.6.99	423	-	-	-	48
12	2.6.99	488	-	-	-	-
13	3.6.99	379	-	-	-	44
14	4.6.99	461	0.5	151.98	296.07	-
15	9.6.99	394	0.38	169.76	251.11	50
16	10.6.99	377	1.5	29.98	66.75	-
17	11.6.99	434	1	55.30	179.14	38
18	21.6.99	477	1.3	47.06	110.63	-
19	22.6.99	396	1.2	100.76	198.90	45
20	23.6.99	392	-	-	-	-
21	24.6.99	348	-	-	-	-
22	26.6.99	402	-	-	-	39
23	6.7.99	436	-	-	-	-
24	7.7.99	377	-	-	-	45
25	8.7.99	412	1	68	183.95	-
26	19.7.99	394	-	-	-	-
27	20.7.99	402	1	75.89	185.55	-
28	21.7.99	418	1.65	82.29	103.43	53
29	22.7.99	388	-	-	-	-
30	26.7.99	465	-	-	-	-
31	27.7.99	351	-	-	-	-
32	28.7.99	426	-	-	-	-
33	29.7.99	440	-	-	-	-
34	30.7.99	436	-	-	-	-
35	1.8.99	406	0.5	128.65	222.15	56
36	4.8.99	384	-	-	-	-
37	5.8.99	399	1	112.23	182.33	-
38	10.8.99	408	-	-	-	-
39	11.8.99	384	-	-	-	38
40	12.8.99	409	-	-	-	-
Ortalama		430.43		86.69	161.68	45.8
Standart sapma		81.91		37.97	63.48	5.53
Aralık		335-733		29.98-169.76	85.09-296.07	38-56

Tablo 5.4 Hesaplanan S_I, S_s, X_s ve (X_H+X_I) parametrelerinin diğer çalışmalarda bulunan değerlerle kıyaslanması

Çalışmanın yapıldığı yer	S_I	S_s	X_s	X_H	X_I
Güney Afrika	5	20	62	-	13
İsviçre	11	32	45	-	11
Macaristan	9	29	43	-	20
Danimarka	8	24	49	-	19
Flawil (22 °C)	20	11	53	7	9
Tuffenwies (13°C)	10	7	60	15	8
Dietikon (15°C)	12	8	55	15	10
Lundtofe	2	20	40	20	18
Ankara	20	22	50	-	8
Erzincan (Bu çalışma)	10.6	20.1	37.6	31.7	

5.3. Tesisin Nisan 1999- Eylül 1999 Tarihleri Arasındaki Arıtım Performansı ve İşletme Stratejisi

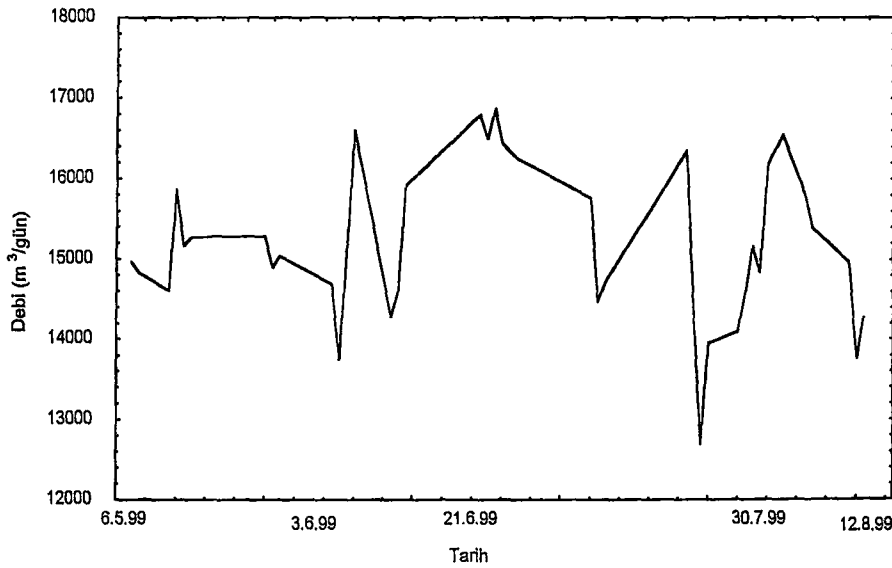
Giriş suyunun karbonlu ve azotlu maddelere göre karakterize edildiği ve havalandırma havuzu, geri devir hattı ve çıkış suyundan programlı bir şekilde örnekler alındığı bu dönemde her şeyden önce uzun havalandırma sistemleri için uygun olan ve literatürde önerilen işletme stratejilerine uyulmuştur. Tesiste çamur yaşının 20 gün civarında tutulmasına özen gösterilmiş ve bu değeri sağlamak için günde yaklaşık olarak 400-415 m³ çamurun atılmasının gerekli olduğu hesaplanmıştır. Fazla çamur pompasının kapasitesinin 198m³/h olduğu bilindiğinden, bu pompanın yaklaşık olarak günde 2 saat çalıştırılması yeterli olmuştur. Bu dönemde havalandırıcıların kesikli olarak çalıştırılması uygulamasından vazgeçilmiş ve havalandırıcılar sürekli olarak çalışacak şekilde devreye alınmıştır. Havalandırma havuzundaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu için (üç havuzdaki) referans değerler sırasıyla 1.80, 1.80 ve 1.75 mg/L olarak ayarlanmıştır. Daha önceki dönemlerde tesiste 15-20 günlük deneme süresinde kullanılmış olan otomatik numune alma cihazı devreye sokularak giriş ve çıkış suyundan istenilen sıklıkta ve miktarlarda kontrollü bir şekilde numune alınması

sağlanmıştır. Tesiste geri devri sağlayan pompalar iki kademelidir. Geçmiş uygulamaların çoğunda bu pompalar ilk kademedede (540m³/h) çalıştırılmıştır. Ancak tesisin geçmişinde yoğun bir şekilde katı-sıvı ayrımıyla ilgili problemler yaşandığından ve geri devir oranının da bu problemde bir parametre olduğu bilindiğinden bu dönem için geri devir pompaları 882 m³/h debide çalıştırılmıştır. Önceki dönemlerde de tesisin giriş suyu debisi ve havalandırma havuzu çözünmüş oksijen değerleri veri toplayıcıdan çıktı olarak alınarak saklanmıştır. Ne var ki veri toplayıcının verileri işleme özelliğinden faydalanılarak, debilerin günlük toplam, günlük ortalamasının bulunması gibi özellikleri kullanılmamış, sadece günlük en büyük ve en küçük değerler (fabrikadan ayarlanmış özellik) kaydedilip yazdırılmıştır. Tesisin Nisan 1999-Eylül 1999 dönemine ait temel işletme verileri ve giriş atık suyunun bazı özellikleri Tablo 5.5'te verilmiştir.

Tablo 5.5 Nisan 1999-Eylül 1999 dönemine ait temel işletme verileri ve giriş atık suyunun özellikleri

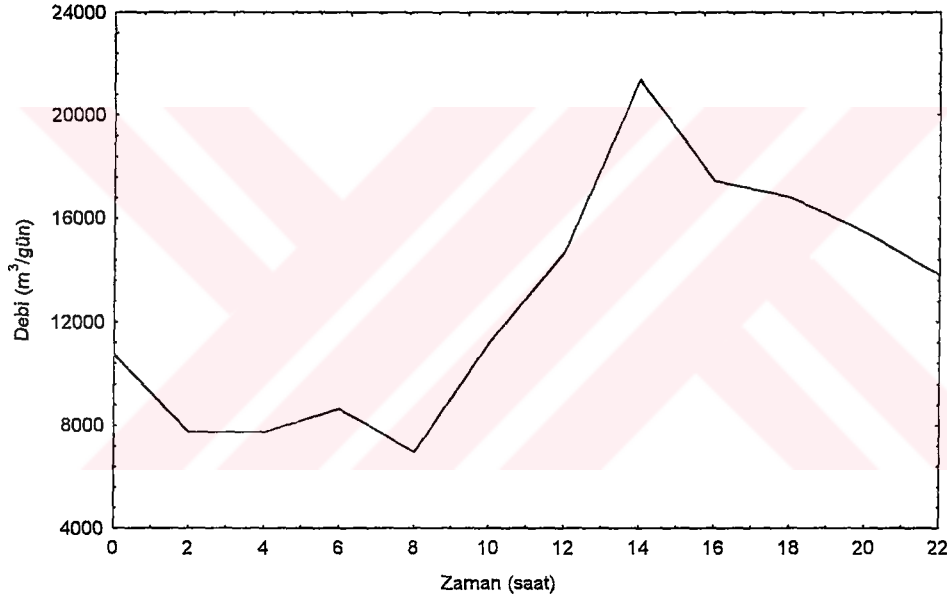
Hizmet edilen nüfus	100.000 kişi
İşletme parametreleri	
Günlük ortalama debi	15163 m ³ /gün
Çamur yaşı	20 gün
Fazla çamur debisi	415 m ³ /gün
Geri devir debisi	882 m ³ /saat
Geri devir oranı	1.40
F/M oranı	0.19 gr KOİ/ gr KSUAKM.gün
Giriş suyuna ait bazı özellikler	
Giriş suyu ortalama TKOİ miktarı	430 mg/L
Giriş suyu ortalama çözünmüş KOİ miktarı	233 mg/L
Giriş suyu ortalama toplam azot miktarı	43 mg/L
Hacimsel TKOİ yükleme hızı	0.43 kg TKOİ /m ³ .gün
Hacimsel azot yükleme hızı	0.043 kg N/m ³ .gün

Tesiste günlük olarak toplam debi ve giriş suyundaki bileşenlerin konsantrasyonları ölçülmüş olduğundan tesis performansındaki değişimleri günlük olarak izlemek mümkün olmuştur. Şekil 5.25' te Mayıs 1999-Ağustos 1999 tarihleri arasındaki debi değişimleri görülmektedir. Grafikten de görüldüğü gibi, çalışma ağırlıklı olarak yağışın az olduğu ya da yağışsız günlerde yürütülmüş olduğundan günlük toplam debiler, çalışılan periyotta dar sayılabilecek bir aralıkta dalgalanmaktadır. Ortalama debi 15163 m³/gün olarak hesaplanmış ve minimum debi 12693 m³/gün (25 Temmuz) ve maksimum debi de 16870 m³/gün (23 Haziran) olarak kaydedilmiştir. Ultrasonik sensörlerden gelen debi sinyallerini toplayan veri toplayıcı, tesisten geçen debiyi günlük toplam olarak kaydetmesine rağmen, gün içinde tanımlanan belirli saatler içinde tesisten geçen debinin yazdırılmasında bir sınırlama vardır (günlük olarak belirlenen 4 zaman dilimindeki anlık debileri yazdırılabilir). Bu nedenle gün içindeki debi değişimlerini belirleyebilmek için cihazın kaydettiği dört adet veriye ilave olarak, sekiz adet veri de cihazın dijital göstergeli panelinden okunarak elle kayıt yapılmış ve böylece iki saatte bir olmak üzere günde toplam oniki adet debi verisi elde edilmiştir. Bu şekilde elde edilen verilerle (altı gün boyunca), belirli saatlerdeki debilerin günlük toplam debiye olan oranları çıkartılmış ve bu oranlar günlük ortalama debi için de aynen kullanılarak tesisin yaklaşık olarak günlük bazda debi değişim profili belirlenmiştir.



Şekil 5.25 Mayıs 1999-Ağustos 1999 tarihleri arasındaki günlük giriş suyu debi değişimleri

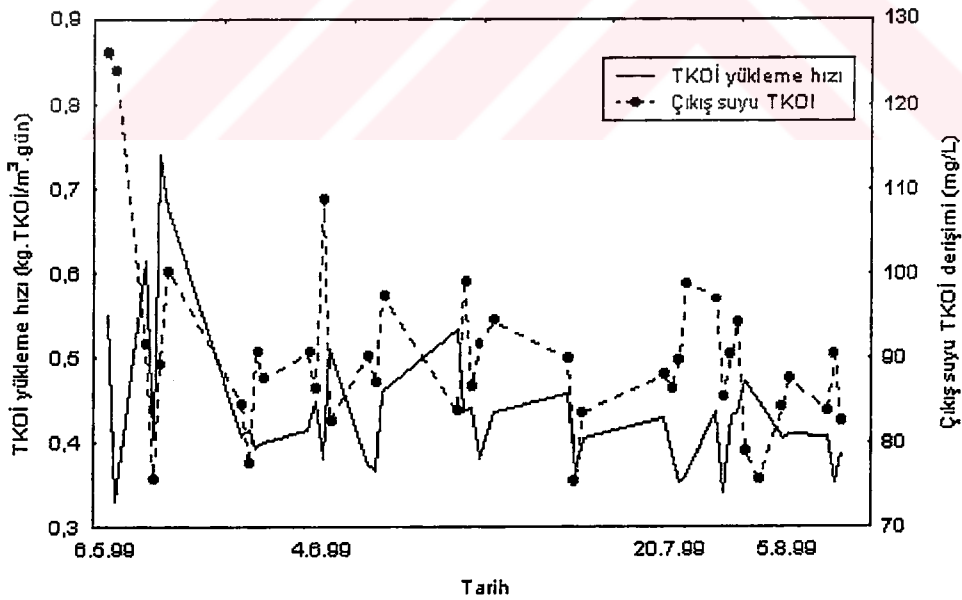
Ancak tesiste giriş ve çıkış suyundan alınan ve tesisin arıtım performansını gösteren numuneler kompozit olarak alındığından, debilerin alındığı saatlerde (anlık), tesisin performansını gösterir veriler mevcut değildir. Tesisin günlük debi değişimi Şekil 5.26 da gösterilmiştir. Grafikten de görüldüğü gibi yapılan ölçümler neticesinde, saat 8 civarında tesise minimum düzeyde debi girişi olmaktadır. Bu minimum değer yaklaşık olarak günlük ortalama debinin %46'sı kadardır ($6975\text{m}^3/\text{gün}$). Tesis maksimum debiyi ise saat 14 civarında almaktadır bu debi günlük ortalama debinin % 141'i kadardır ($21380\text{ m}^3/\text{gün}$).



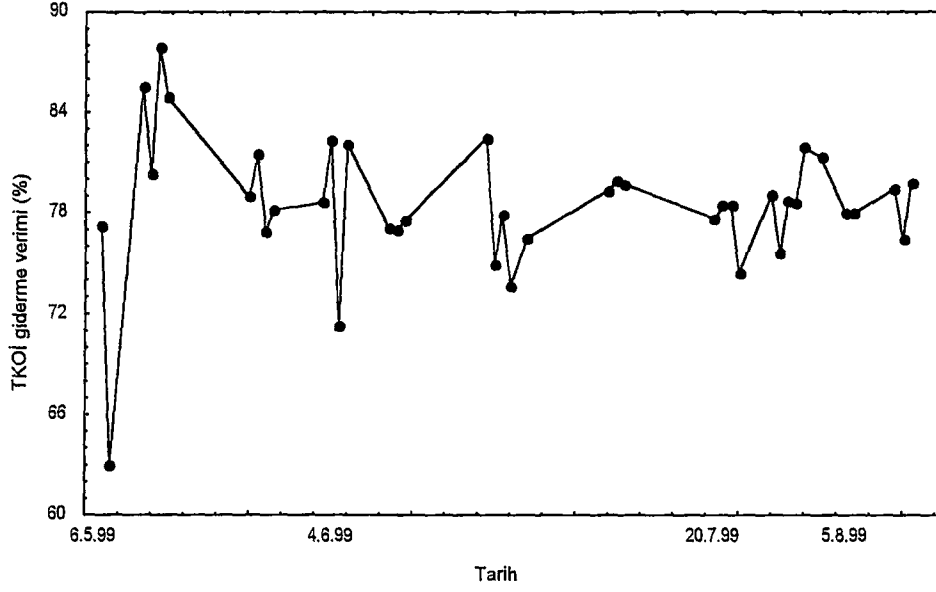
Şekil 5.26 Günlük debi değişimleri

Tesisin çalışma periyodu boyunca maruz kaldığı hacimsel TKOİ yükleme hızları ve bu yükler altında ölçülen çıkış suyu TKOİ değerleri 5.27 no'lu grafikte gösterilmektedir. Tesise gelen günlük toplam debideki ve giriş suyu TKOİ derişimindeki değişmelere bağlı olarak tesisin maruz kaldığı hacimsel TKOİ yükleme hızları $0.33-0.74\text{ kg KOİ}/\text{m}^3.\text{gün}$ arasında değişmektedir. Çıkış suyu TKOİ derişimleri ise $75-126\text{ mg/L}$ arasında değişmektedir. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği nüfusu 100000'den büyük yerleşim yerlerinde evsel nitelikli atıksular için çıkış suyu sınır KOİ değerini 100mg/L (24 saatlik kompozit numunelerde) olarak belirlemiştir. Bu dönemde, yapılan ölçümlerden sadece dört tanesinin sınır değerlerin üzerinde kalması, tesisin TKOİ

giderimi açısından başarılı olduğunun göstergesidir. Çalışma periyodunun tümü göz önüne alındığında TKOİ yükleme hızıyla çıkış suyu TKOİ derişimi arasında doğrudan bir ilgi kurmak mümkün değildir. Belirtildiği gibi TKOİ kompozit bir değişkendir ve bünyesinde S_s , X_s , S_I , X_I , X_{BH} ve X_A 'yı barındırmaktadır. S_s ve X_s 'in giderilmesi tamamen biyolojik aktiviteye bağlı iken X_{BH} , X_A ve X_I 'nin giderimi tamamen katı- sıvı ayırımına dolaysıyla son çöktürücünün performansına bağlıdır. Havalandırma havuzuna gelen atıksuların havalanma süresi günlük debi değişimlerine bağlı olarak 21-28 saat arasında değişmektedir. S_s ve X_s 'in tamamen oksidasyonu için gereken toplam sürenin 3-5 saat arasında olduğu düşünülürse çıkış suyunda KOİ olarak ölçülen bileşenlerin aslında S_I (ortalama olarak 45.8 mg/L) X_I , X_{BH} ve X_A 'dan oluşacağı açıktır. Grafik 5.28 göz önüne alındığında 6 Mayıs tarihli deneme dışında TKOİ giderimi % 80'ler civarında olmaktadır. Gözlenen en yüksek TKOİ giderme verimi %87.2 olarak belirlenmiştir. Ortalama S_I 'nın ortalama TKOİ'nin %10.8'i olduğu göz önüne alınırsa %80 civarındaki TKOİ gideriminin oldukça iyi düzeylerde olduğunu söylemek mümkündür.

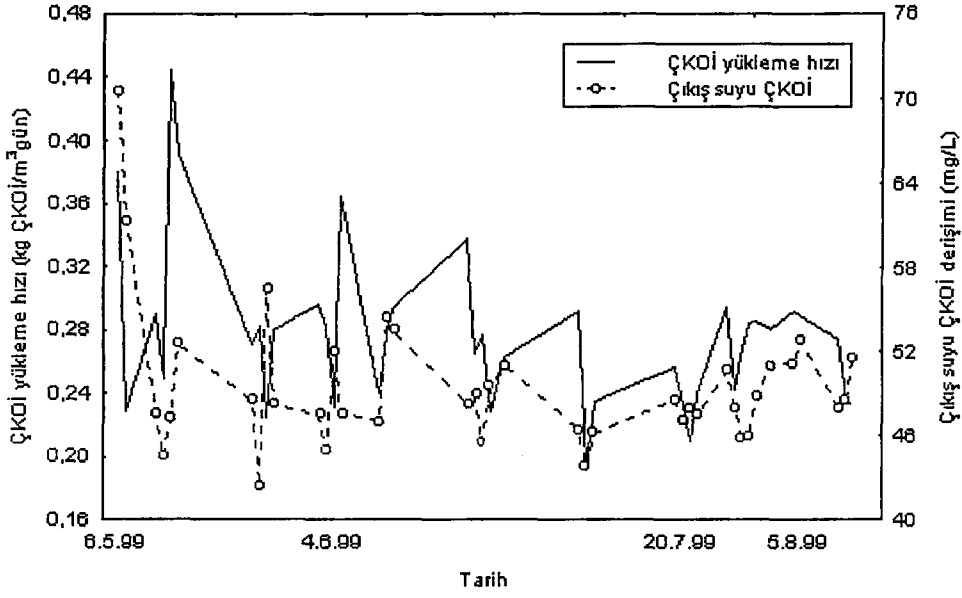


Şekil 5.27 Hacimsel TKOİ yükleme hızları ve bu yükler altında çıkış suyu TKOİ konsantrasyonunun değişimi

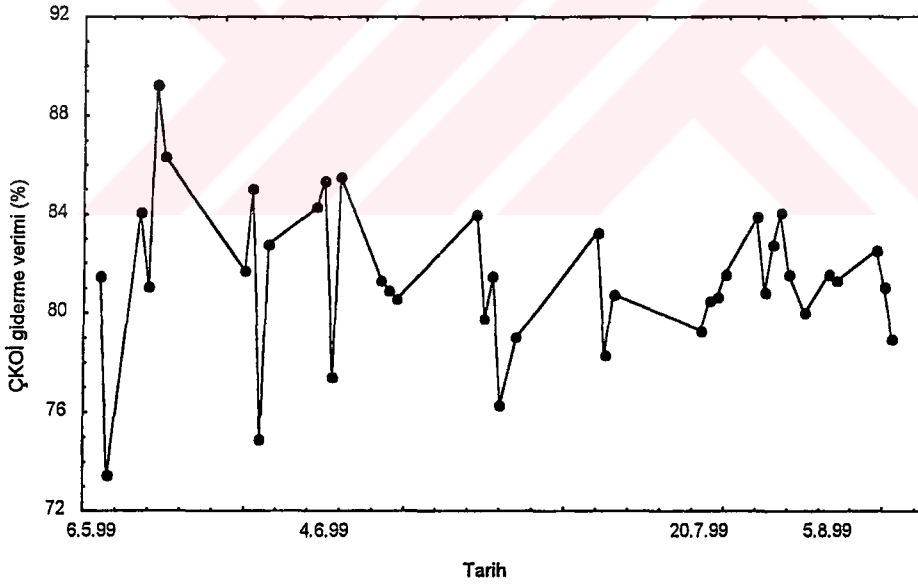


Şekil 5.28 TKOİ giderme veriminin zamanla değişimi

Şekil 5.29’da hacimsel ÇKOİ yükleme hızları ve bu yükler altında çıkış suyu ÇKOİ konsantrasyonlarının değişimi gösterilmiştir. Giriş suyu TKOİ sinin yaklaşık %54 lük bir kısmını oluşturan ÇKOİ, ağırlık olarak S_s , S_I ve bir miktarda X_s ’ten oluşmaktadır. $0.19-0.44$ kg ÇKOİ/ m^3 .gün arasında uygulanan yükleme hızlarında çıkış suyunda ölçülen ÇKOİ derişimi $42.45-70.57$ mg/L arasında değişmiştir. 6 Mayıs tarihinde ölçülen 70.57 mg/L değerindeki ÇKOİ değeri göz ardı edilirse genelde çıkış suyu ÇKOİ değerlerinin dar bir aralıkta ve yükleme hızlarına bağlı olmadan dalgalandığı görülmektedir. ÇKOİ çözünmüş bileşenleri ifade eden kompozit bir parametredir ve ÇKOİ giderim performansı doğrudan havalandırma havuzundaki biyokimyasal aktiviteye bağlıdır. Tesisin uzun havalandırma olarak dizayn edildiği ve debiye bağlı olarak havalandırma süresinin 21-28 saat arasında değiştiği ve çamur yaşının 20 gün civarında olduğu göz önüne alınırsa çıkış suyunda ÇKOİ olarak ölçülen KOİ değerinin aslında S_I yi içerdiği anlaşılabilir. Gerçekten de ölçülmüş olan ortalama S_I değerleri 45.8 mg/L dir ve ölçülen çıkış suyu ÇKOİ değerlerinin de bu değere yakın değerler olduğu 5.29 no’lu şekilden açıkça görülmektedir. Şekil 5.30 da görüldüğü gibi ÇKOİ giderim performansları %73- 89 arasında değişmektedir.



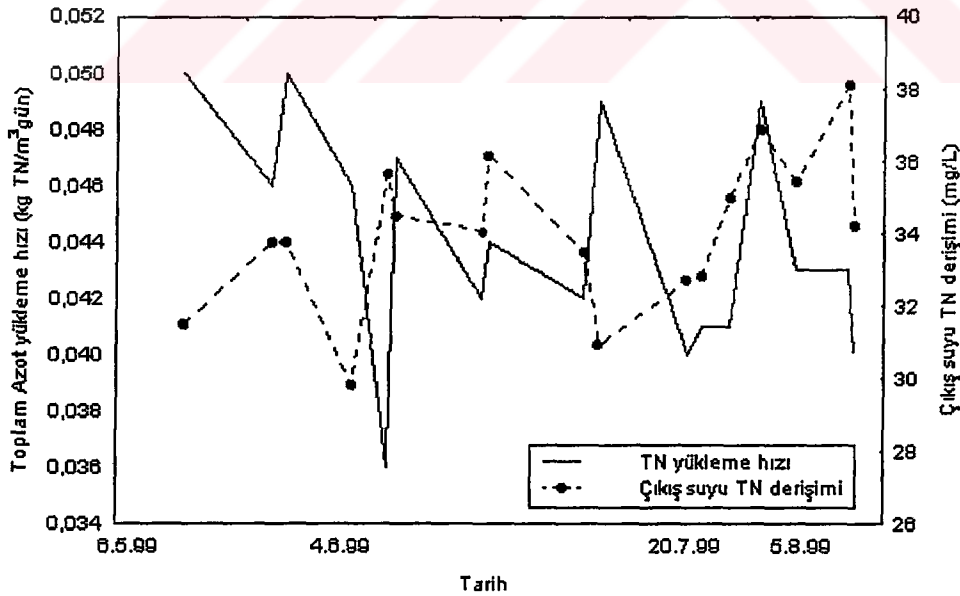
Şekil 5.29 Hacimsel ÇKOİ yükleme hızları ve bu yükler altında çıkış suyu ÇKOİ konsantrasyonunun değişimi



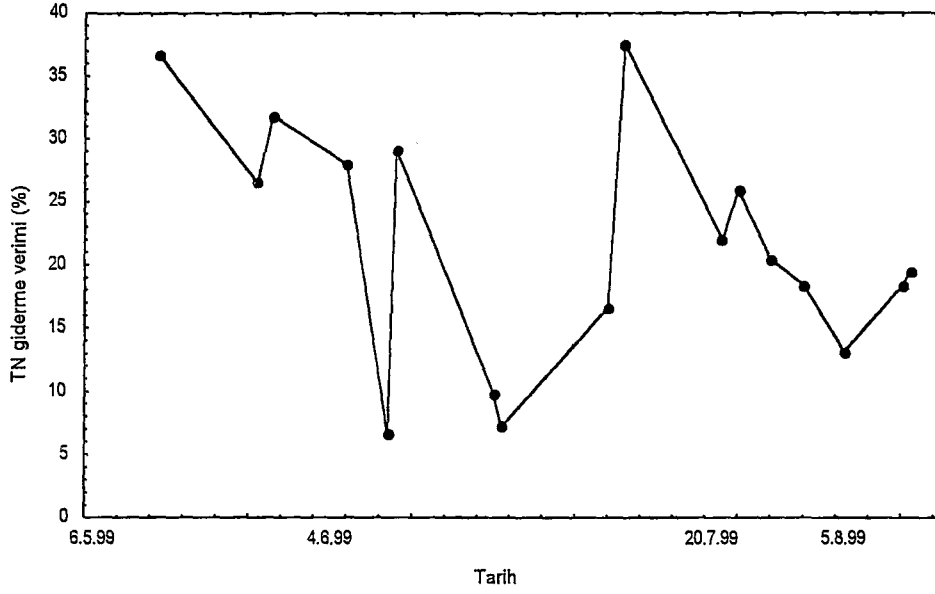
Şekil 5.30 ÇKOİ giderme veriminin zamanla değişimi

Şekil 5.31 'de, uygulanan hacimsel TN yükleme hızları ve bu yükler altında çıkış suyu TN konsantrasyonları gösterilmiştir. Kompozit bir değişken olan TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve organik azot (çözünmüş ve partiküler) tan oluşmaktadır. Materyal ve metod

kısımında da belirtildiği gibi çalışma süresi boyunca TN ölçümleri Koroleff yöntemiyle yapılmıştır ve organik azotun partiküler kısmını içermemektedir. Şekil 5.31 den de görüldüğü gibi 0.036 –0.049 Kg TN/m³.gün aralığında değişen TN yükleri için çıkış suyu TN derişimi 29.8-38.12 mg/L aralığında değişmektedir. Çalışma periyodu boyunca TN yükleme hızının artmasının çıkış suyu TN miktarını arttırdığını söylemek mümkün değildir. Uzun havalandırmalı olarak işletilen (değişen günlük debilere göre havalandırma süresi 21-28 saat arasındadır) ve 20 günlük çamur yaşının uygulanmaya çalışıldığı tesiste ortamdaki biyolojik olarak ayrıştırılabilir organik azotun amonyum azotuna dönüşeceği ve amonyum azotunun da nitrifiye olacağını teorik olarak söylemek mümkündür. Ayrıca amonyum azotunun bir kısmı da doğrudan bakteri bünyesine alınarak ortamdan uzaklaştırılmaktadır. Literatürde nitrifikasyon prosesinin uygulandığı aktif çamur prosesleri için toplam azot giderim oranlarının % 5-30 arasında değiştiği belirtilmektedir. Şekil 5.32’de ise toplam azot giderim oranları verilmiştir. Bu giderim oranları %6.62-36.75 arasındadır. Çıkış suyu TN giderim oranında özellikle dört ölçümde kaydedilen keskin düşüşler, tesiste hafta sonlarında havalandırıcıların elle kumanda edilip kapatılmış olabileceği kuşkusunu doğurmaktadır.



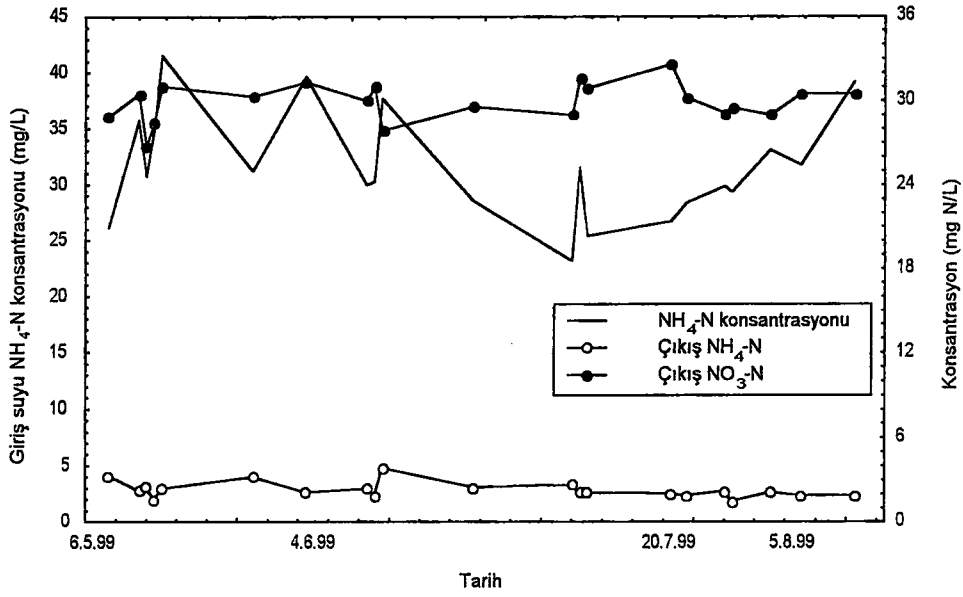
Şekil 5.31 Hacimsel TN yükleme hızları ve bu yükler altında çıkış suyu TN konsantrasyonunun değişimi



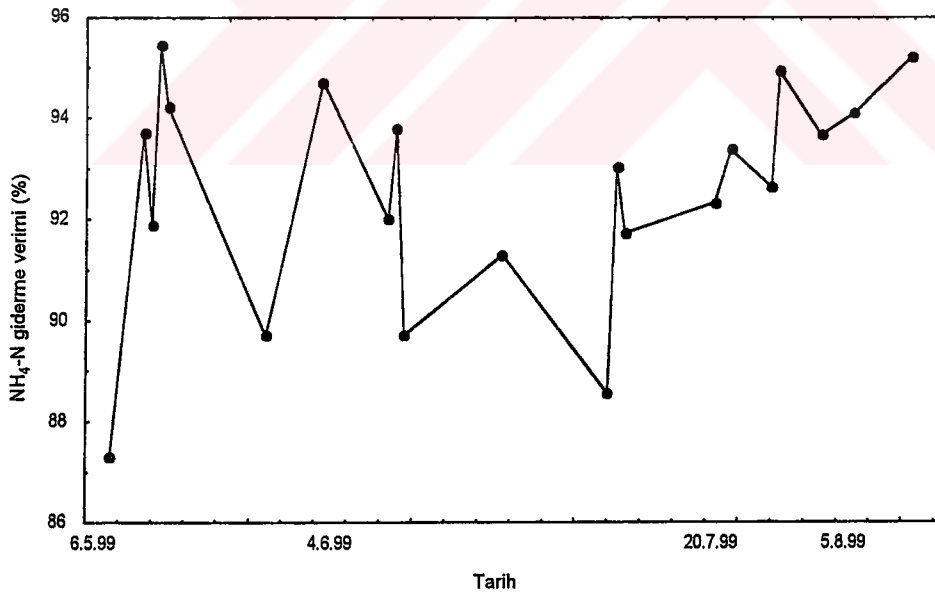
Şekil 5.32 TN giderme veriminin zamanla değişimi

Tesiste uygulanan işletme şartları altında nitrifikasyon prosesinin ne ölçüde başarılı olduğunu ortaya koymak için Şekil 5.33'te tesis giriş suyunda yaklaşık olarak 3.5 ay boyunca ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları ve bu süre zarfında çıkış suyundaki $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi siteme konsantrasyonu 23.18-41.53 mg/L arasında değişen $\text{NH}_4\text{-N}$ girişi olmakta ve tesis nitrifikasyon için gerekli şartları taşıdığından, çıkış suyunda $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 1.49-3.88 mg/L aralığına düşmekte ($\text{NH}_4\text{-N}$ 'in bir kısmı da doğrudan hücre materyaline katılmaktadır) ve çıkış suyunda $\text{NO}_3\text{-N}$ azotu oluşmaktadır

Şekil 5.34'te ise arıtma sisteminin $\text{NH}_4\text{-N}$ giderme verimleri gösterilmiştir. Verimlerin %87-95 arasında değiştiği görülmekte olup, verimlerdeki düşüşler özellikle hafta sonlarında havalandırıcıların kapatılmış olabileceği kuşkusunu doğurmaktadır



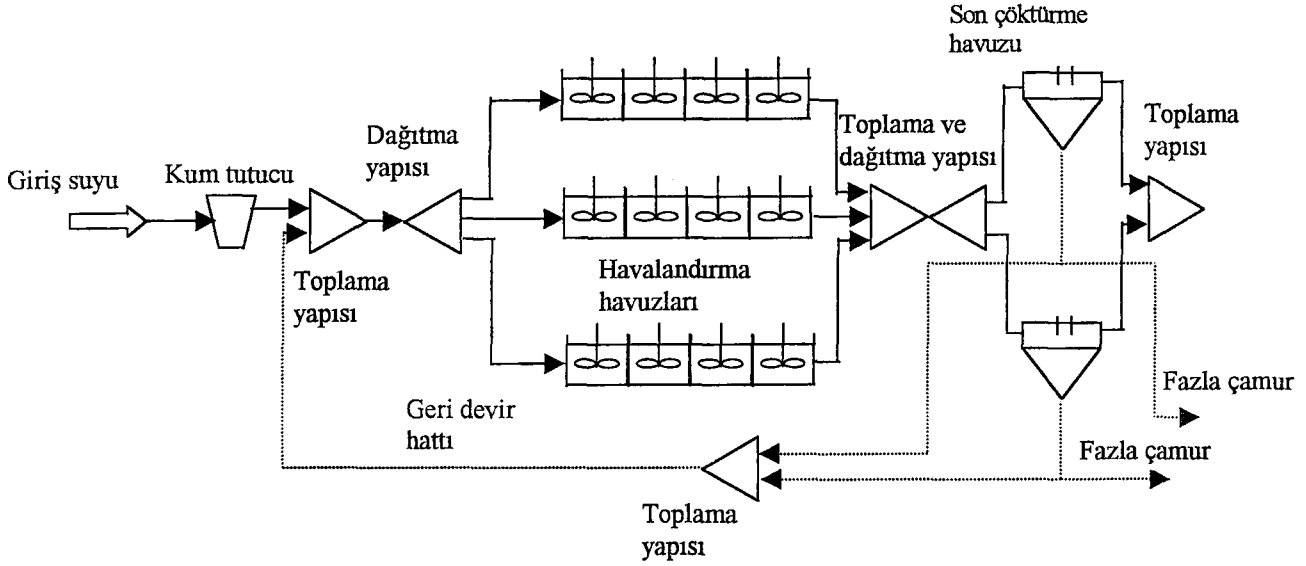
Şekil 5.33 Giriş suyunda NH₄-N konsantrasyon değişimleriyle birlikte çıkış suyu NH₄-N ve NO₃-N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 5.34 NH₄-N giderme veriminin zamanla değişimi

5.4. GPS-X Bilgisayar Programı Kullanılarak Erzincan Kenti Evsel Atıksu Arıtma Tesisinin Modellenmesi

Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisi için yapılan modelleme çalışmaları GPS-X bilgisayar programının NT.4.0 işletim sistemi altında çalıştırılan 2.3 versiyonu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. GPS-X ortamında Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisini modellemek için öncelikle tesisin akış diyagramı ve bu diyagramda yer alan birimler GPS-X'in uygun proses birimi seçme menüsünden seçilerek ekrana grafiksel olarak aktarılmış ve aralarındaki bağlantılar gerçeğine benzer bir biçimde yapılmıştır. Kullanılan akış diyagramında bir adet kum tutucu, üçer adet dağıtma ve toplama yapısı, üç adet havalandırma havuzu ve iki adet de son çöktürme havuzu yer almaktadır. Carrousel tipindeki havalandırma havuzlarından her biri, birbirine seri olarak bağlanmış dört adet tam karışimli reaktörle gösterilmiştir. Tesisini grafiksel olarak sembolize eden akış diyagramı oluşturulduktan sonra GPS-X klasörü içine (lyt uzantılı) bir dosya olarak kaydedilmiştir. Bu aşamadan sonra tesisin GPS-X ortamına aktarılan akış diyagramında yer alan birimler için uygun modeller seçilmiş (giriş suyu için KOİ tabanlı, havalandırma havuzu için IAWQ No1. ve son çöktürme havuzu için de bir boyutlu olan ve Takacs ve arkadaşlarının geliştirdiği model) ve fiziksel özellikler (hacimler, reaktör derinlikleri, son çöktürücünün yüzey alanı), su sıcaklığı, deniz seviyesinden olan yükseklik, kullanılan havalandırıcının (Mammoth tipi rotor) gücü gibi bilgiler programın veri girme bölümüne aktarılmıştır. Stokiyometrik ve kinetik parametreler için 20°C su sıcaklığında evsel atıksular için tavsiye edilen değerler başlangıç için uygun olarak kabul edilmiştir. Son olarak da programın menülerinde yer alan kur (build) seçeneği işaretlenerek grafiksel olarak kurulan model çalıştırılabilir yapıdaki programa dönüştürülmüştür. Şekil 5.35'te Erzincan kenti atıksu arıtma tesisinin GPS-X programı grafik ekranına aktarılmış olan akış diyagramı gösterilmektedir. Tablo 5.6'da kullanılan kinetik parametrelerin başlangıç değerleri, Tablo 5.7'de stokiyometrik ve çökmeyle ilgili parametrelerin başlangıç değerleri ve Tablo 5.8'de ise tesiste yer alan birimlerin fiziksel özellikleriyle birlikte havalandırıcıya ait özellikler gösterilmiştir.



Şekil 5.35 Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi için GPS-X programında kullanılan akış diyagramı

Tablo 5.6 GPS-X programında Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisinin modelleme çalışmasında kullanılan kinetik parametrelerin başlangıç değerleri

Kinetik parametreler	Değerleri
Heterotroflar için maksimum özgül üreme hızı	6 gün ⁻¹
Heterotroflar için yarı doyumluk katsayısı	20 g KOİ/m ³
Heterotroflar için bozunma hızı	0.62 g ⁻¹
Anoksik hidroliz faktörü	0.37
Maksimum özgül hidroliz hızı	2.81 gün ⁻¹
Amonifikasyon hızı	0.08 gün ⁻¹
Ototroflar için maksimum özgül üreme hızı	0.75 gün ⁻¹
Ototroflar için yarı doyumluk katsayısı	1 gN/m ³
Ototroflar için bozunma hızı	0.04 gün ⁻¹
O ₂ yarı doyumluk katsayısı (heterotroflar için)	0.2 g O ₂ /m ³
O ₂ yarı doyumluk katsayısı	0.4 g O ₂ /m ³
Nitrat için yarı doyumluk katsayısı	0.5 g N/m ³

Tablo 5.7 GPS-X programında Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisinin modelleme çalışmasında kullanılan stokiyometrik ve çökeltmeyle ilgili parametrelerin başlangıç değerleri

Stokiyometrik parametreler	
Patiküler KOI'nin VSS ye oranı	1.48 gKOI/gVS
VSS'nin TSS'ye oranı	0.75 gVSS/gTSS
Aktif biyokütlenin azot içeriği	0.086 gN/gKOI
Endojen kütlenin azot içeriği	0.06 gN/gKOI
Heterotroflar için dönüşüm oranı	0.58
Ototroflar için dönüşüm oranı	0.24
Çökeltmeyle ilgili parametreler	
Çökelemeyen katıların maksimum miktarı	20 gTSS/m ³
Maksimum çökeltme hızı	274 m/gün
Maksimum Vesilind çökeltme hızı	410 m/gün

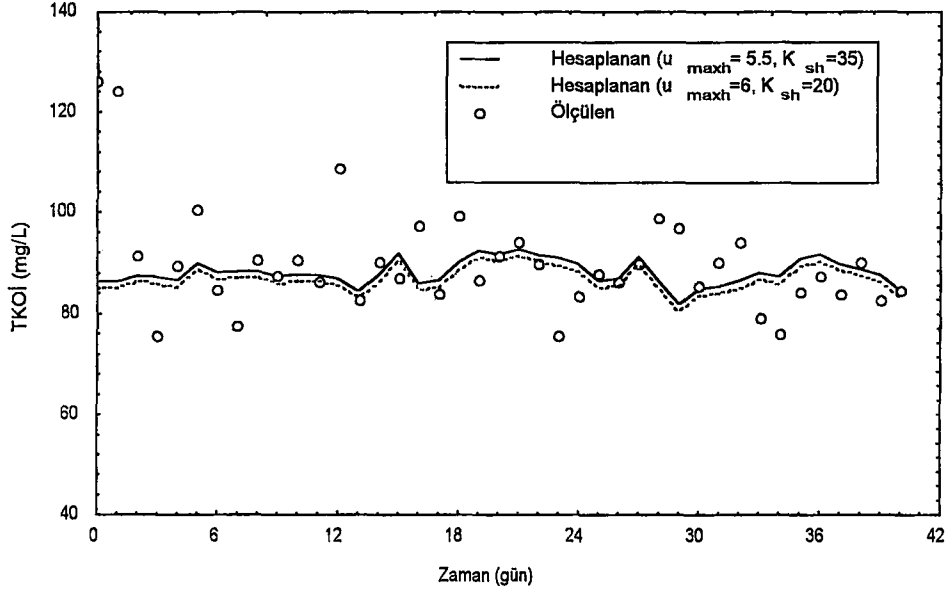
Tablo 5.8 Havalandırma havuzu ile son çöktürme havuzunun fiziksel özellikleri ve havalandırıcının bazı özellikler

Havalandırma havuzu	Son çöktürme havuzu
Sayı: Üç adet	Sayı : İki adet
Hacim : 5000 m ³	Yüzey alanı : 1017.36m ²
Havalandırma havuzu derinliği :3.85 m	Maksimum su yüksekliği : 3.5m
Havalandırıcı ^(77,78)	
Tip :Mammoth tipi yüzey havalandırıcı	
Sayı :Herbir havuzda dört adet	
Güç :40 kw	
Özgül oksijenlenme kapasitesi :1.5kg O ₂ /kwh	

Modelden elde edilen sonuçları, ölçümü yapılan sonuçlara olabildiğince yaklaştırmak gayesiyle çeşitli kinetik ve stokiyometrik parametreler seçilerek model kalibre edilmiştir. Bu amaçla, çıkış suyu kalitesi ile ilgisi olan parametreler için ayarlamalar yapılmıştır. Bu ayarlamalarda kullanılan parametrelerin değerleri, literatüre uygun aralıklar dahilinde, belirli miktarlarda artırılarak, modelden elde edilen değerlerin ölçülmüş olan değerlere ne ölçüde yaklaştığı tespit edilmeye çalışılmıştır. Tablo 5.9'da kalibrasyon için seçilen parametreler ve bunların değerleri gösterilmiştir.

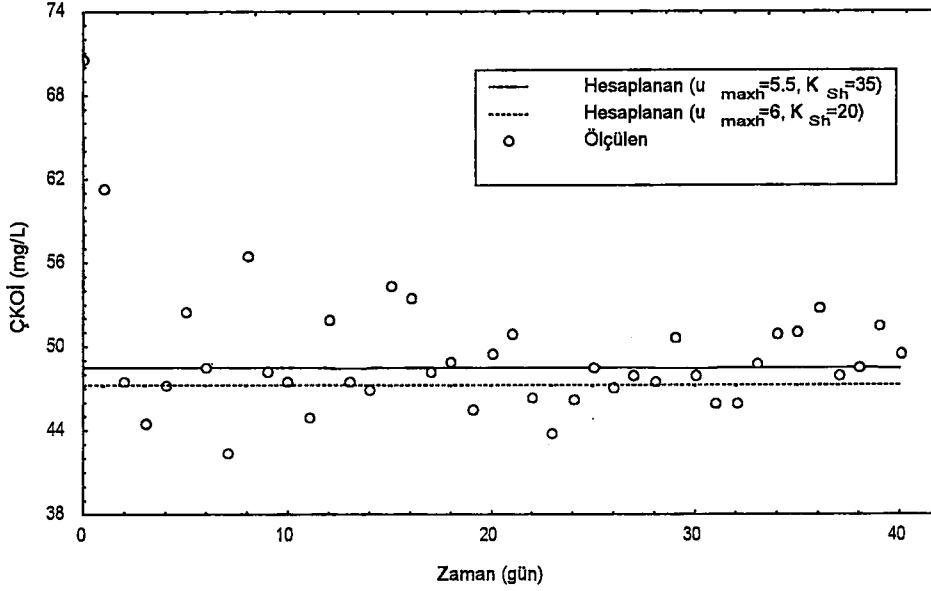
Tablo 5.9 Kalibrasyon için seçilen parametre değerleri

Heterotroflar için maksimum özgül üreme hızı	5.5 gün ⁻¹
Heterotroflar için yarı doygunluk katsayısı	35 g KOI/m ³
Ototroflar için maksimum özgül üreme hızı	0.19 gün ⁻¹
Ototroflar için yarı doygunluk katsayısı	2.5 gN/m ³



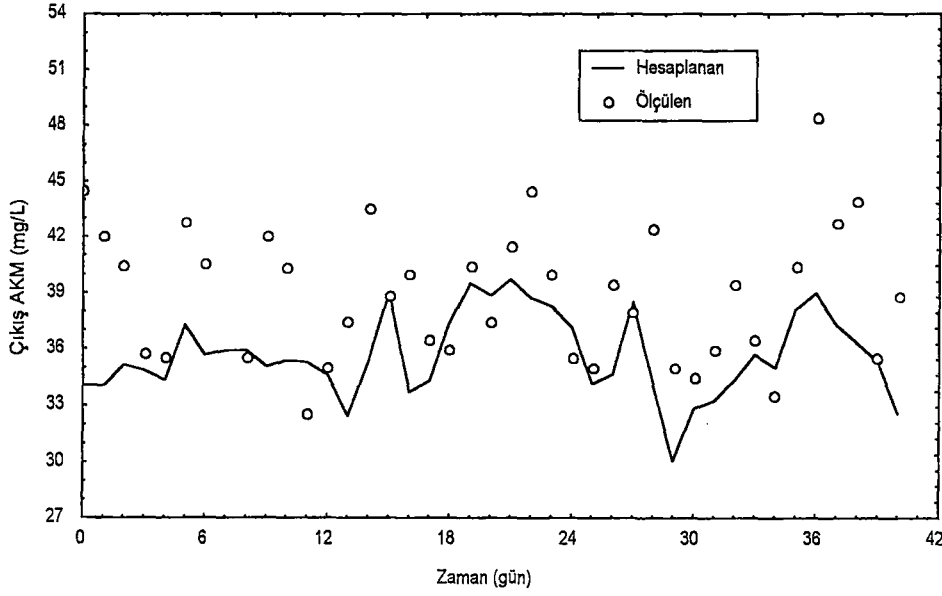
Şekil 5.36 Çıkış suyu TKOİ için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Şekil 5.36 da tesis çıkışında ölçülen TKOİ değerleri ve model ile hesaplanan çıkış suyu TKOİ değerleri gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi çalışılan 40 gün süresince ölçülen ve hesaplanan TKOİ değerleri arasında, ilk iki gün elde edilen değerlerin dışında iyi olarak nitelendirilebilecek bir uyum vardır. Model ile hesaplanan değerleri çıkış suyunda ölçülen TKOİ değerlerine yaklaştırmak gayesiyle, duyarlı parametreler olan u_{maxh} ve K_{SH} parametreleri uygun hale getirilmiştir. Şekil 5.36 dan da açıkça görüldüğü gibi başlangıçta kullanılan 6 ve 20 değerleri de ölçülen değerlerle yakın değerler verme açısından uygundur. Ancak K_{SH} için 35 u_{maxh} için de 5.5 değerlerinin kullanılmasıyla hesaplanan TKOİ değerlerinin ölçülen değerlere bir miktar daha yaklaştığı görülmüş ve bunların en uygun değerler olduğu kanaatine varılmıştır. Kompozit bir değişken olan TKOİ, daha önce de belirtildiği gibi aslında S_s , X_s , S_I , X_I , X_{BH} ve X_A 'nın toplamından oluşmaktadır. Model ile çıkış suyu TKOİ değerlerini başarılı bir şekilde hesaplanmış olması, giriş suyunda klasik ÇKOİ ve TKOİ ölçümü dışında S_s , X_s ve S_I şeklindeki bileşenlerinin de ölçülmüş olmasıyla yakından ilgilidir. Ayrıca, TKOİ'nin başarılı bir şekilde hesaplanmış olması, çıkış suyundaki askıda katı maddelerin de model (Takacs ve arkadaşlarının geliştirdiği çökeltme hızı modeli) ile uygun bir biçimde hesap edildiğini göstermektedir. Zira çıkış suyundaki X_s , X_{BH} , X_A ve X_I partiküler yapıdaki bileşenlerdir.



Şekil 5.37 Çıkış suyu ÇKOİ için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

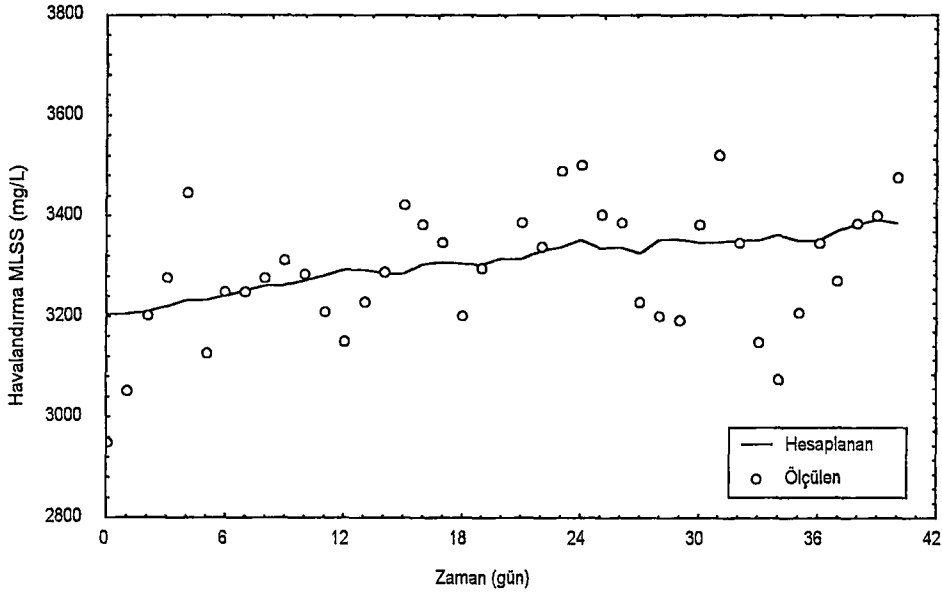
Birkaç ekstrem ölçüm neticesinin dışında hesaplanan ve ölçülen ÇKOİ değerleri arasında uyumun orta derecede olduğu başka bir deyişle modelden elde edilen sonuçların ÇKOİ'yi orta derecede temsil ettiği Şekil 5.37 ye bakarak söylenebilir. TKOİ gibi kompozit bir değişken olan ÇKOİ de S_s ve S_I bileşenlerini ve kısmen X_s ' i içermektedir. Ancak biyokütle'nin biyokimyasal aktivitesi sonucunda , kısa sürelerde S_s ve X_s giderildiğinden çıkış suyundaki ÇKOİ yalnızca S_I bileşenini içerecektir. Kullanılan modelde de S_I bir bileşen olarak yer almakta ve sisteme girdiği miktarlarda değişikliğe uğramadan sistemi terk etmektedir. Denemelerde giriş suyundaki ölçülen ortalama S_I miktarının 45.8 mg/L olduğu ve kullanılan modeldeki yaklaşıma göre bu miktarın sistemi değişmeden terk edeceği göz önüne alınırsa, modelden hesaplanan 48.5 mg/L civarındaki ÇKOİ değeri uygun bir değer olarak düşünülebilir. Teorik olarak sadece S_I yı içermesi gereken ölçülmüş ÇKOİ değerlerinin 42.5-70.57 mg/L aralığında değişmesinin spektrofotometrik olarak yapılan KOİ ölçümlerinde az da olsa dalgalanmaların görülmesi ve numunelerde yeterli filtrasyonun sağlanamamış olmasından ileri geldiği düşünülmektedir.



Şekil 5.38 Çıkış suyu AKM için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Çıkış suyu AKM için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması Şekil 5.38’de gösterilmiştir. Burada modelden elde edilen sonuçların, ölçülen değerleri başarılı bir şekilde yansıttığını söylemek mümkün değildir. Ancak model, çıkış suyu AKM değerlerindeki değişim eğilimini başarılı bir şekilde yansıtabilmektedir. Modele göre kompozit bir değişken olan AKM, X_S , X_I , X_{BH} ve X_A ’ dan oluşmaktadır. Çıkış suyu AKM konsantrasyonu, son çöktürme havuzuna gelen yüzey yükü değişimlerine duyarlıdır. Şekil 5.38 den de görüldüğü gibi debinin en yüksek değerler aldığı 20 ve 37. günlerde modelden elde edilen ve ölçülen çıkış suyu AKM değerleri en yüksek değerlerine ulaşmışlardır. Cashion ve Keinath tarafından 1983 yılında yürütülen bir çalışmada, son çöktürme havuzuna gelen çeşitli yüzey yükleri altında ($40 \text{ m}^3/\text{m}^2$.günden küçük) gözlenmiş olan çıkış suyu AKM değerlerinin dar bir aralıkta değiştiği tespit edilmiştir⁽⁶³⁾. Bu çalışmada ise $13.5\text{-}16.5 \text{ m}^3/\text{m}^2$.gün aralığında değişen yüzey yükleri için modelden elde edilen çıkış suyu AKM değerleri $32.4\text{-}39.8 \text{ mg/L}$, ölçülen değerler ise $33.5\text{-}48.5 \text{ mg/L}$ aralığında olmuştur.

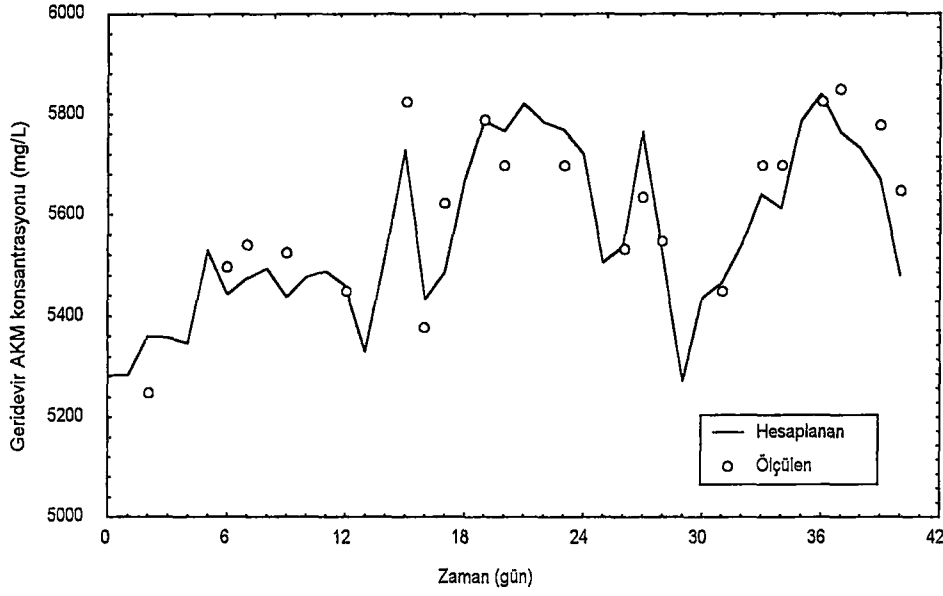
Havalandırma havuzu KSAKM konsantrasyonu için modelden hesaplanan değerlerle ölçülmüş olan KSAKM konsantrasyon değerleri arasındaki karşılaştırma Şekil 5.39’da gösterilmiştir. 41 günlük değerlendirme periyodu göz önüne alındığında hesaplanan ve ölçülen KSAKM değerleri arasında arzu edilen bir yakınlığın olduğu söylenemez



Şekil 5.39 Havalandırma havuzu KSAKM konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Hesaplanan KSAKM değerlerini, ölçülen değerlere yaklaştırmak için modeldeki üreme hızı sabiti, ölüm sabiti gibi parametrelere çeşitli değerler verilmiş ancak Şekil 5.39'da gözlenen eğilimden daha uygun olanı sağlanamamıştır. Her ne kadar ölçülen KSAKM değerleri 2950-3525 mg/L aralığında dalgalanan bir artış eğilimi gösterse de model artış eğilimini yakalama da başarılı olmuştur. Model ile hesaplanan KSAKM değerleri, dalgalanmaksızın 3205-3388 mg/L aralığında doğrusal bir şekilde artış eğilimindedir.

Şekil 5.40' ta geri devir hattı AKM konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi model geri devir hattındaki AKM konsantrasyonunu hesaplamada başarılı olmuştur. Ölçülen ve hesaplanan değerler arasındaki 19-24 ve 37-42. günler arasındaki uyumsuzluk ise son derece küçüktür (en fazla %2 mertebesindedir). Sonuç olarak kullanılan çöktürücü modelinin (bir boyutlu ve 10 katmanlı), yoğunlaşan çamur konsantrasyonunu belirlemede başlangıçta girilmiş olan parametre değerlerinde herhangi bir düzeltmeye gidilmeksizin yeterli sonuçlar alınmıştır.

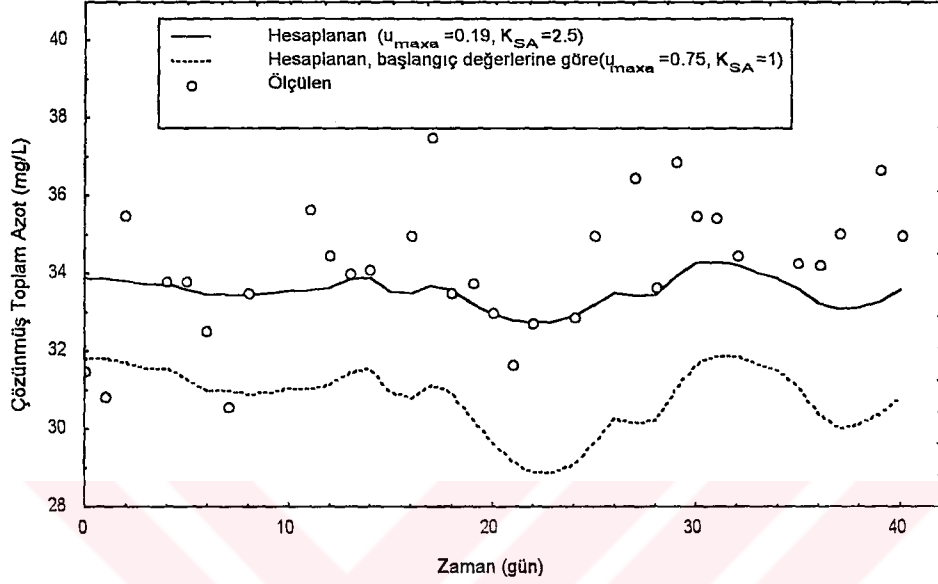


Şekil 5.40 Geri devir hattı AKM konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Şekil 5.41'de çıkış suyunda ölçülmüş olan toplam azot konsantrasyonunun model ile hesaplanan değerlerle karşılaştırılması yapılmıştır. Şekilden de görüldüğü gibi başlangıçta u_{maxa} ve K_{SA} ya verilen değerler, hesaplanan çıkış suyu Toplam azot değerlerinin başarılı bir şekilde ölçülen değerleri yansıtması için uygun olmamıştır. Bu nedenle u_{maxa} ve K_{SA} 'ya sırasıyla 0.16 ve 2.5 değerleri verilmiş ve hesaplanan değerlerin ölçülen değerlere yeteri ölçüde yaklaştığı sonucuna varılmıştır.

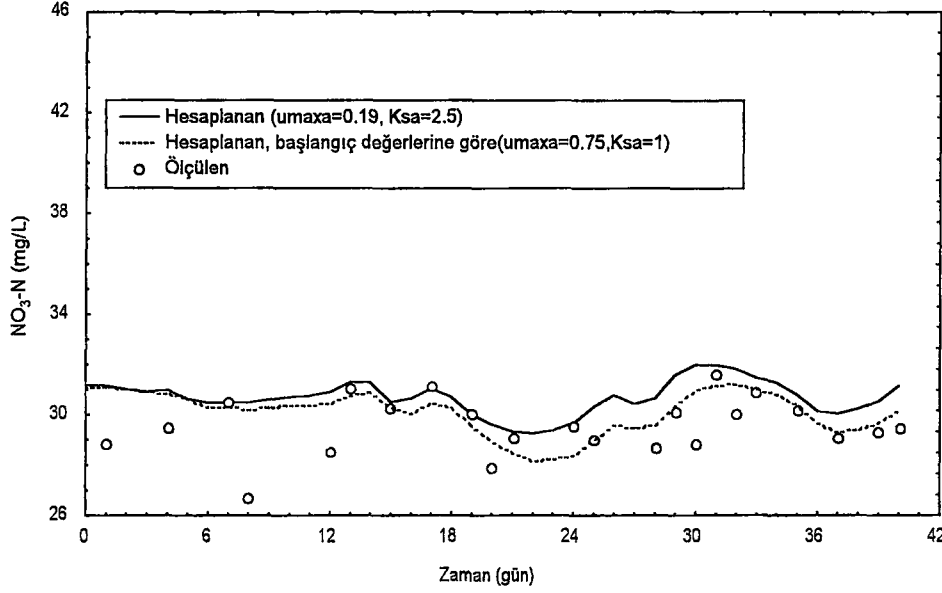
Model özellikle 1,7 ve 17. günlerde, ölçülen değerlerin altında kalan değerler vermekte (%10 nispetinde daha büyük) ve 24. günden itibaren özellikle 25, 27, 29 ve 34. günlerde hesaplanan değerler ölçülen toplam çözünmüş azot değerlerinin altında kalmaktadır (yaklaşık %10 daha küçük). NH_4-N , NO_3-N ve çözünmüş organik azot ve çözünmüş inert organik azottan oluşan çıkış suyu TN konsantrasyonu, tamamen havalandırma havuzundaki nitrifiye edici biyokütlenin miktarı ve ortamdaki Ç.O konsantrasyonundan etkilenmektedir. Sistemde, Ç.O konsantrasyonu kontrol edildiğinden, modelden elde edilen Çıkış suyu TN değerlerinde görülen çok küçük dalgalanma ortamdaki nitrifiye edici biyokütle oranındaki değişimlerden kaynaklanabilir. Ancak, ölçülmüş olan ve modelle uyuşmayan yüksek TN değerleri şu şekilde açıklanabilir ;Son çöktürme havuzunda yoğunlaşmış olan biyokütle zamanla bozunarak (lisis) hücre yapısında yer

alan çözünmüş organik azot açığa çıkmakta ve çıkış suyuna azotlu madde olarak karışmakta ve bu da ölçülen TN değerlerini yükseltmektedir.



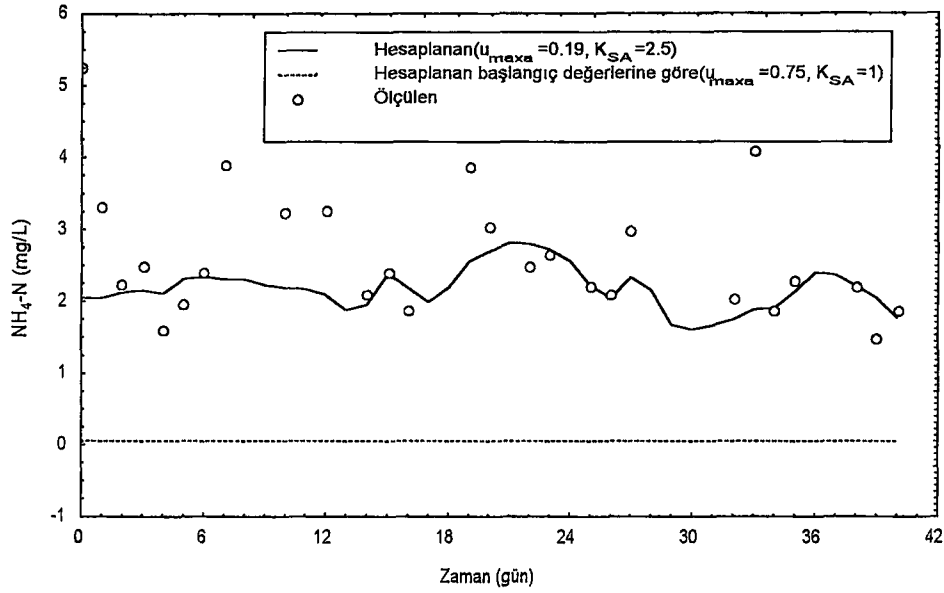
Şekil 5.41 Çıkış suyu toplam çözünmüş azot konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Şekil 5.42'de çıkış suyunda ölçülen NO₃-N konsantrasyon değerleri ve model yardımıyla hesaplanan NO₃-N değerlerinin karşılaştırılması gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi model ile hesaplanan NO₃-N değerleri ile 7,15,17,19,21 ve 24. günlerde ölçülen çıkış suyu ile NO₃-N değerleri birbirine uyumludur. Ancak diğer günlerde hesaplanan değerler, ölçülen değerlerden daha yüksek olarak bulunmuştur Buna rağmen modelin 24. günden sonraki hesaplanan değerlerinde genel eğilime uyduğunu söylemek mümkündür. Başlangıçta ototrofik biyokütle için kullanılan 0.75 mg N/L değerindeki maksimum üreme hızı ve 1 mg N/L değerindeki yarı doygunluk sabiti, modelin çıkış suyunda ölçülen NO₃-N değerine arzu edilen seviyede yaklaşmasını sağlayamamış ve bu değerler için GPS-X programında belirli hassasiyette ayarlamalar yapılarak çıkış suyu NO₃-N değerinin değişimi izlenmiştir. Sonuç olarak u_{max} için 0.75 mgN/L ve K_{sA} için 2.5 mg N/L değerlerinin en uygun değerler olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 5.42 Çıkış suyu NO₃-N konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

Şekil 5.43'te çıkış suyu NH₄-N konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırması verilmiştir. Modelin genel olarak çıkış suyu NH₄-N konsantrasyonunun değişimi için ölçülen değerlerle yakın seviyede bir eğilim sergilediği görülmektedir. Nitrifikasyon prosesinde, biyokütle tarafından enerji kaynağı olarak NH₄-N'nin ölçülen değerlere daha yakın bir şekilde hesaplanabilmesi için proste rol alan ototrofik biyokütlenin kinetik sabitleriyle ilgili ayarlama işlemi yapılmış ve netice olarak u_{maxa} için 0.75 mgN/L ve K_{SA} için 2.5 mg N/L nin en uygun değerler olduğu belirlenmiştir. Ancak modelden elde edilen değerlerin sekiz tanesi ölçülen değerlerin altında kalmış ve özellikle 33. günde hesaplanan değerin ölçülen değerden %53 oranında daha küçük olduğu belirlenmiştir.



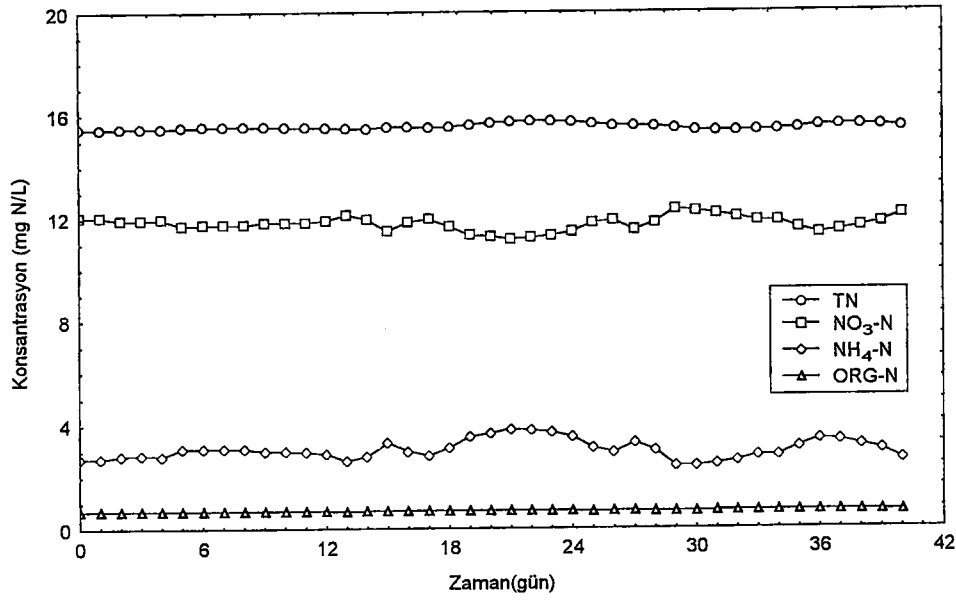
Şekil 5.43 Çıkış suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu için hesaplanan ve ölçülen değerlerin karşılaştırılması

5.5. Arıtma Tesisi İçin Çeşitli Senaryoların GPS-X Bigisayar Programında Denenmesi

5.5.1. Tesisin Denitrifikasyon Kapasitesinin Araştırılması

Daha önceki bölümlerde de belirtildiği gibi Erzincan Kenti Atıksu arıtma tesisinde nitrifikasyon prosesi, karbonlu maddelerin oksidasyonu ile birlikte başarılı bir şekilde yürütülmektedir. Öyle ki giriş suyunda ortalama konsantrasyonu 31.69 mg/L olan $\text{NH}_4\text{-N}$ nitrifiye edilmektedir; Çalışılan 41 günlük periyot boyunca çıkış suyunda $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarının sadece 1.49-4.10 mg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Nitrifiye edilen çıkış suyundaki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun ise 26.75-31.60 mg/L arasında değiştiği ve çıkış suyunda $\text{NO}_2\text{-N}$ 'e rastlanmadığı tespit edilmiştir. Ancak sistem bu şekliyle toplam azot giderimi açısından göz önüne alınırsa, bu oranın %7-34 (çıkış suyu toplam N =30.59-38.11 mg/L) arasında değiştiği görülmektedir. Toplam azot deşarjı açısından Su Kirliliği kontrol yönetmeliği (Limit 30 mg N /L) ve İSKİ (limit 35 mg N /L) deşarj limitleri dikkate alınır ise tesisin 41 günlük periyot boyunca ortalama değerleri

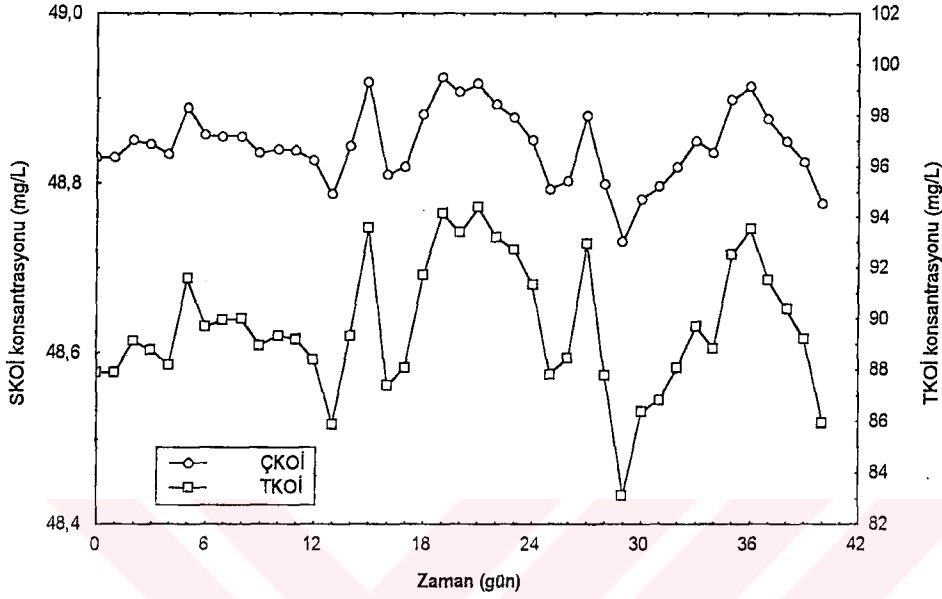
itibarıyla bu limit değerlerini karşıladığı söylenebilir. Ancak gün geçtikçe sıkılaştıran standartlar düşünüldüğünde ve Avrupa Topluluğu içinde toplam N için deşarj standardının (100000-100000 eşdeğer nüfus için) 15 mg/L olduğu göz önüne alındığında Erzincan'daki atıksu arıtma tesisi için denitrifikasyon prosesinin ne ölçüde başarılı olacağı araştırılmalıdır. Atıksu arıtma tesisinin işletme giderlerinin Erzincan Belediyesi için büyük bir yük oluşturduğu ve yeni ekipman alımı için ayrılacak kaynakların son derece kıt olduğu bilindiğinden, tesiste denitrifikasyon prosesi için olabildiğince ekonomik çözüm bulunmalıdır. Bu nedenle denitrifikasyon prosesinin, nitrifikasyon ve karbonlu maddelerin giderilmesiyle birlikte tek bir reaktör içinde (tek çamurlu) gerçekleşmesinin uygun olacağı düşünülmüş ve önde denitrifikasyon prosesinin gerçekleşeceği bölgenin yer alacağı reaktör sistemleri göz önüne alınmıştır. Bu amaçla her bir reaktörün giriş bölgeleri (atıksuyun geri devir çamuruyla birlikte reaktöre girdiği kısım) anoksik olarak ayarlanmalı ve geri kalan bölgeler nitrifikasyon ve karbonlu madde oksidasyonunu gerçekleştirecek biçimde aerobik olarak bırakılmalıdır. Ayrıca evsel atıksudan oluşan giriş sularında nitrat azotu hemen hemen mevcut olmadığından, öndeki anoksik bölgeye nitrat temin edilmesi gereklidir. Bu da aerobik bölgeden ve son çöktürücüden uygun oranında geri devir yapılarak sağlanabilir. Önde denitrifikasyon yapan tek çamurlu sistemlerde anoksik bölge, oluşan nitratın en fazla %80'ini giderebilecek şekilde tasarlanmalıdır. Aksi takdirde çok yüksek geri devir oranları gerekli olacaktır ($R > 4$). Bütün bunlar dikkate alınarak, GPS-X programında denitrifikasyon prosesi için bir senaryo tasarlanmış ve bu senaryoda her bir havalandırma havuzunun giriş bölgesindeki (reaktör hacminin dörtte biri hacimde) rotor havalandırıcılar kapatılmıştır (bu durum havalandırıcıların gücü 0 kw ya ayarlanarak gerçekleştirilmiştir). Bununla birlikte havalandırma havuzlarının sonunda yer alan bölgesinden, denitrifikasyonun gerçekleşeceği giriş bölgesine $600 \text{ m}^3 / \text{gün}$ hacminde içsel geri devir yapılmış ve ayrıca geri devir debisi (son çöktürmeden havalandırma havuzuna) $40000 \text{ m}^3 / \text{güne}$ çıkartılmıştır ($R = 2.67$). Son olarak giriş suyu debisi, tesiste 41 gün boyunca ölçülen debi (dinamik) olarak ayarlanmış (Şekil 5.25) ve daha önce belirtilen giriş suyu değerleri, sitokiyometrik ve kinetik parametreler aynen programa girilerek denitrifikasyon senaryosu için sırasıyla Şekil 5.44-5.47'de görülen sonuçlar elde edilmiştir.



Şekil 5.44 Denitrifikasyon senaryosunda çıkış suyunda hesaplanan TN, NO₃-N, NH₄-N ve Org-N konsantrasyon değerlerinin zamanla değişimi.

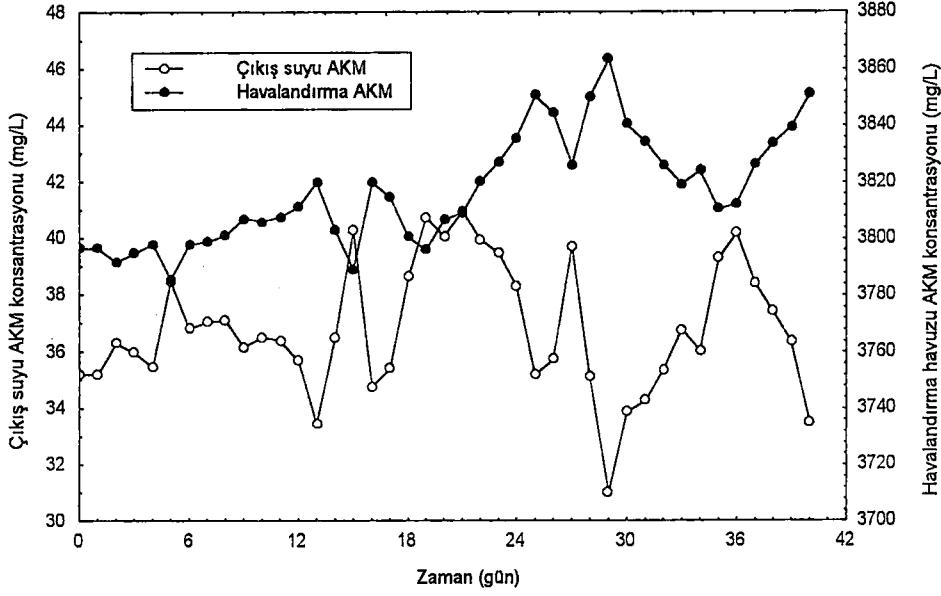
Şekil 5.44'de denitrifikasyon senaryosu için çıkış suyundaki TN, NO₃-N, NH₄-N ve Organik-N konsantrasyon değerlerinin zamanla değişimi gösterilmiştir. Şekilden de açıkça görüldüğü gibi sistemde TN giderimi açısından belirgin bir iyileşme olmuş ve çıkış suyunda TN değerlerinin 15.48-15.77 mg/L arasında değişim gösterebileceği tahmin edilmiştir. Bu değerlerin ortalama olarak Avrupa Birliği TN deşarj limit değerlerini nispeten karşıladığı söylenebilir. Giriş suyu ortalama TN değeri 43.16 mg/L olduğundan, denitrifikasyonla sistemde %65 civarında bir TN giderimi mümkün olabilmektedir. Yine tek çamurlu sistemde nitrifikasyon prosesi de başarılı bir şekilde yürümekte ve çıkış suyundaki NH₄-N değeri 2.62-3.83 mg/L aralığında değişmektedir. Literatürde tek çamurlu sistemler için, debi salınımlarına göre, kontrol değeri olarak 3mg/L NH₄-N değerinin uygun olduğu belirtilmektedir. Buna göre denitrifikasyon senaryosunda tahmin edilen NH₄-N değerleri literatüre uygunluk göstermektedir. Denitrifikasyon senaryosu için, çıkış suyunda daha düşük NH₄-N değerleri, ototrofik mikroorganizmaların maksimum özgül üreme değerleri yükseltilerek sağlanabilir ($\mu_{maxA} = 0.75$ için çıkış suyu NH₄-N 0.1 mg/L civarında kalmıştır). Ancak ölçülmüş olan verilerle yapılan kalibrasyon çalışmasında $\mu_{maxA} = 0.19$ olarak tespit edilmiş, bu sebeple denitrifikasyon senaryosu için de bu değer kullanılmıştır. Denitrifikasyon prosesi

uygulandığından, çıkış suyundaki $\text{NO}_3\text{-N}$ değerlerinin 11.4-12.37 arasında değişeceği tahmin edilmiştir ve bu değerler sadece nitrifikasyon uygulandığında 26.75-31.60 mg/L arasında değişmektedir.



Şekil 5.45 Denitrifikasyon senaryosunda çıkış suyunda hesaplanan ÇKOİ ve TKOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi.

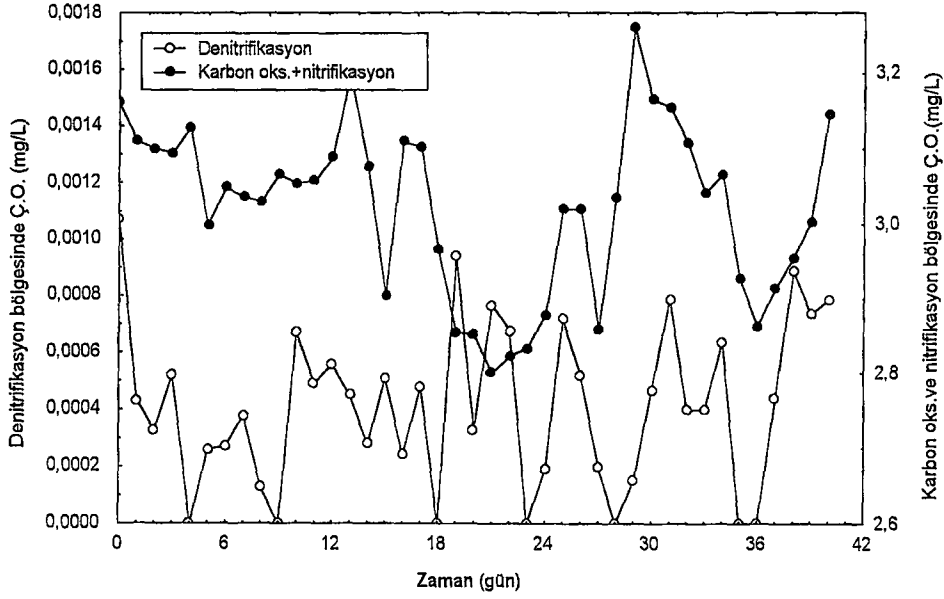
Şekil 5.45’de denitrifikasyon senaryosunda, çıkış suyunda TKOİ ve ÇKOİ değerlerinin nasıl değişeceği gösterilmiştir. ÇKOİ değerleri 40 gün boyunca 48.90 mg/L civarında kalırken TKOİ ise 87.30-94.16 mg/L değerleri arasında değişmektedir. Havalandırma havuzları denitrifikasyon için değiştirilip, her bir havuzun 1250 m³’lük hacmi anoksik bölge olarak ayarlandığı için, karbonlu maddelerin gideriminde havalandırma süresinin azalmasına bağlı olarak düşüş beklenebilir. Ancak denitrifikasyon prosesinde elektron verici olarak giriş suyundaki karbonlu maddeden faydalandığı için karbonlu madde giderim performansında denitrifikasyon yapılmayan duruma göre dikkate değer bir değişme olmamıştır. Böylece Erzincan için tek çamurlu olan ve denitrifiye edici bölgenin önde yer aldığı proses alternatifinin azotlu maddelerle birlikte karbonlu maddeleri de başarılı bir şekilde arıtılabileceğini söylemek mümkün olmaktadır.



Şekil 5.46 Denitrifikasyon senaryosunda hesaplanan çıkış suyu AKM ve havalandırma havuzu KSAKM değerlerinin zamanla değişimi

Şekil 5.46'da denitrifikasyon prosesi uygulandığında tesis çıkış suyu AKM ve havalandırma havuzunda KSAKM konsantrasyonunun ne şekilde değişeceği gösterilmiştir. Artan geri devir debisine bağlı olarak denitrifikasyon prosesinde havalandırma havuzundaki KSAKM konsantrasyonu 3865 mg/L ye kadar çıkmıştır. Son çöktürme havuzuna gelen AKM yükü, denitrifikasyonun uygulanmadığı duruma göre biraz artsa da son çöktürme havuzu çıkış suyundaki AKM değerleri (35-41 mg/L arasında değişmekte) 45 mg/L olan çıkış suyu evsel atıksu deşarj limitlerini sağlamaktadır.

Denitrifikasyon prosesi esnasında havalandırma havuzunda denitrifikasyonun gerçekleştiği anoksik bölge ve karbonlu madde oksidasyonu ile birlikte nitrifikasyonun gerçekleştiği bölgeler için Ç.O. değerlerinin değişimi Şekil 5.47'de gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi denitrifikasyonun gerçekleştirildiği bölgenin havalandırıcısının kapatılması sebebiyle, bu bölgede (reaktör toplam hacminin dörtte biri) Ç.O. konsantrasyonları arzu edildiği gibi 0 ya da 0'a çok yakın değerler almaktadır.



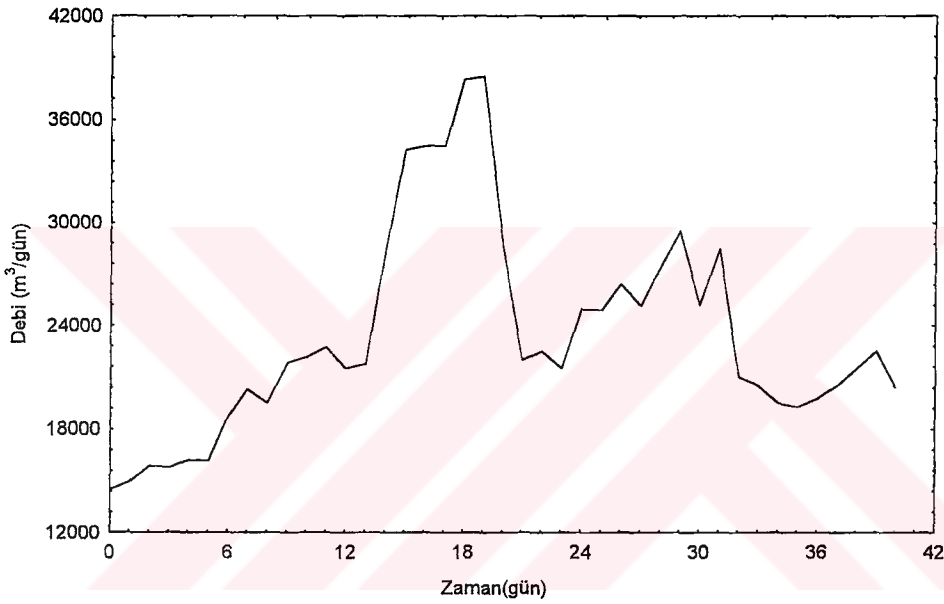
Şekil 5.47 Denitrifikasyon senaryosunda havalandırma havuzlarındaki hesaplanan Ç.O. konsantrasyon değişimleri

Havalandırıcıların kapatılmadığı havuzun diğer bölgelerinde ise Ç.O. konsantrasyonlarının 2.80-3.20 mg/L aralığında değiştiği görülmektedir. Bu değerler tavsiye edilen 2 mg/L'lik değerlerin üzerindedir. Bu durum karbonlu maddelerin bir kısmının havalandırma havuzunun anoksik bölgesinde denitrifikasyon prosesi için elektron verici olarak kullanılmasından ve karbonlu madde oksidasyonu için kullanılan bölgelere daha az karbonlu madde yükü gelmesinden kaynaklanmaktadır. Uzun vadede yüksek Ç.O. değerleri çamurun çökme özelliklerini olumsuz yönde etkileyebilir. Bu nedenle bu bölgede Ç.O için tam otomatik kontrol uygulanmasında fayda vardır.

5.5.2. Taşkın Durumunda Tesis Performansı

Erzincan Kenti atıksu arıtma tesisinin ani debi artışlarında ya da sel baskını gibi durumlarda ne şekilde bir davranış sergileyeceğini ortaya koymak üzere GPS-X programında bir senaryo geliştirilmiştir. Bu senaryoda sadece sistem giriş suyu debisi için taşkın durumunu yansıtacak yeni değerler seçilmiş ve bu değerler bir veri dosyası haline getirilerek GPS-X programı için yeni girdi dosyası oluşturulmuştur. Şekil 5.48

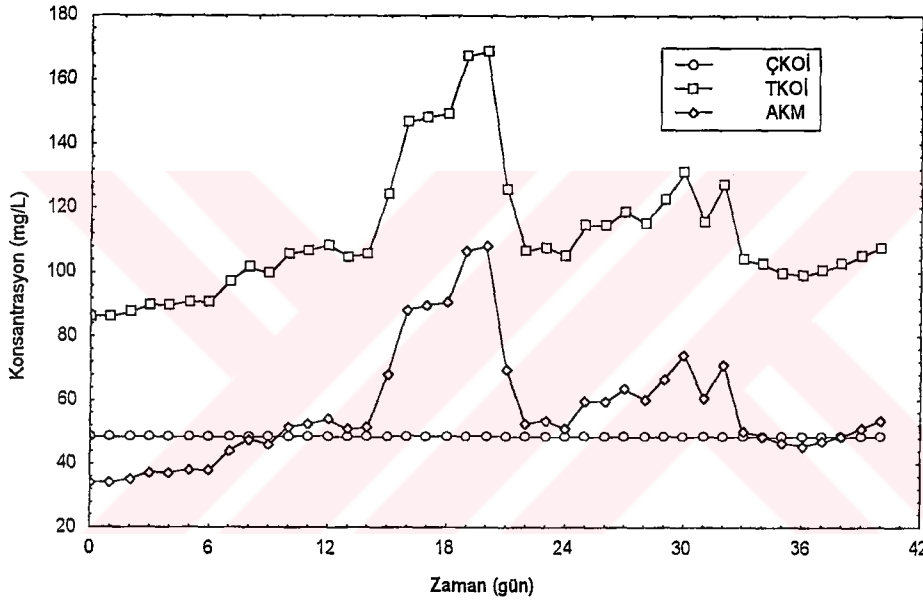
de taşkın durumu için kullanılan giriş suyu debilerinin zamanla değişimi gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi başlangıçta ortalama $15163\text{m}^3/\text{gün}$ civarında olan debi artan yağış şiddetine bağlı olarak yükselmekte ve 13. günde $21750\text{m}^3/\text{gün}$ değerine 14. günde ise aniden $28500\text{m}^3/\text{gün}$ ve 19. günde de en yüksek değeri olan $38500\text{m}^3/\text{gün}$ ulaşmaktadır. $38500\text{m}^3/\text{gün}$ değerindeki debi, günlük ortalama giriş suyu debisinin yaklaşık olarak 2.5 katıdır.



Şekil 5.48 Taşkın debisi

Bu şekilde gelişen taşkın durumunda çıkış suyundaki TKOİ, ÇKOİ ve AKM değerlerinin ne şekilde etkilenebileceği Şekil 5.49'da gösterilmiştir. Şekilden görüldüğü gibi çıkış suyu ÇKOİ değerleri ani debi değişiminden etkilenmemekte, yani havalandırma havuzunda 25 - 9.5 saat arasında değişen bekletme süreleri çözünmüş olan ve çoğunlukla biyolojik olarak kolay parçalanabilen substratlardan oluşan ÇKOİ nin giderimi için problem yaratmamaktadır. Çıkış suyunda yaklaşık olarak 48.5mg/L olarak hesaplanan ÇKOİ değerleri sel durumunun söz konusu olmadığı kurak hava işletme şartları için ölçülmüş olan değerle aynıdır. Ancak çıkış suyu TKOİ değerleri incelendiğinde durum değişmekte ve TKOİ debi değişimlerine tepki vermektedir. Bu tepki TKOİ'nin partiküler organik maddeyi de barındıran kompozit bir parametre

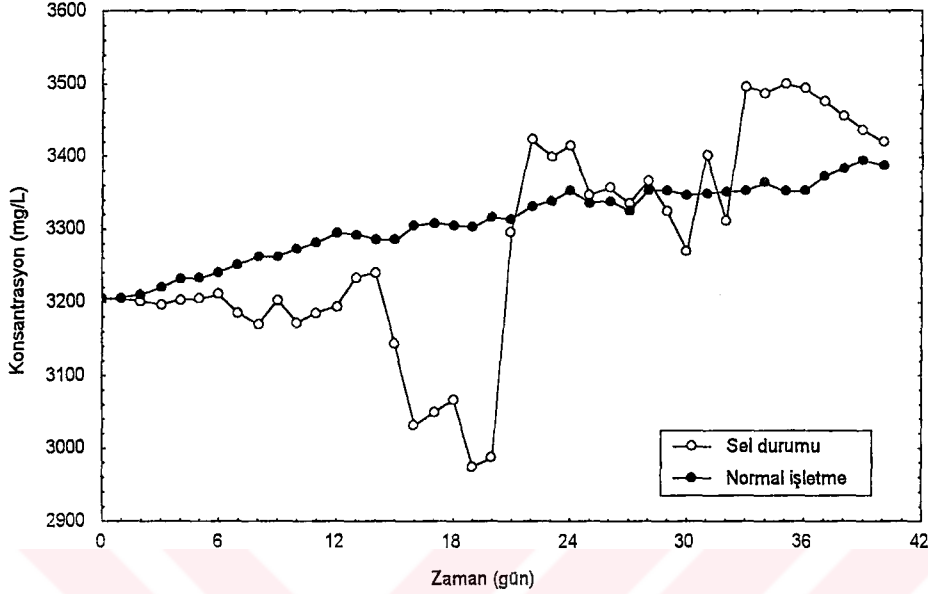
olmasından kaynaklanmaktadır. Debideki ani artış havalandırma havuzundaki partiküler organik maddeyi KSAKM ile birlikte gereğinden fazla bir şekilde son çöktürme havuzuna taşımakta bu da son çöktürme havuzunun katı madde yükünü arttırmaktadır. Katı madde yükünün artmasıyla son çöktürme havuzu çıkış suyunda AKM değerleri de yükselmekte bu da doğrudan TKOİ değerinin yükselmesine yol açmaktadır. Şekil 5.49 'da görüldüğü gibi 9. günden itibaren debinin 20.000 m³/gün değerini geçmesiyle çıkış suyu AKM ve TKOİ değerleri yükselmekte ve 20. günde çıkış suyu AKM ve TKOİ değerleri sırasıyla en yüksek değerleri olan 108.04 mg/L ve 168.73 mg/L değerlerine ulaşmaktadır.



Şekil 5.49 Taşkın durumu için çıkış suyunda hesaplanan TKOİ, ÇKOİ ve AKM değerlerinin zamanla değişimi

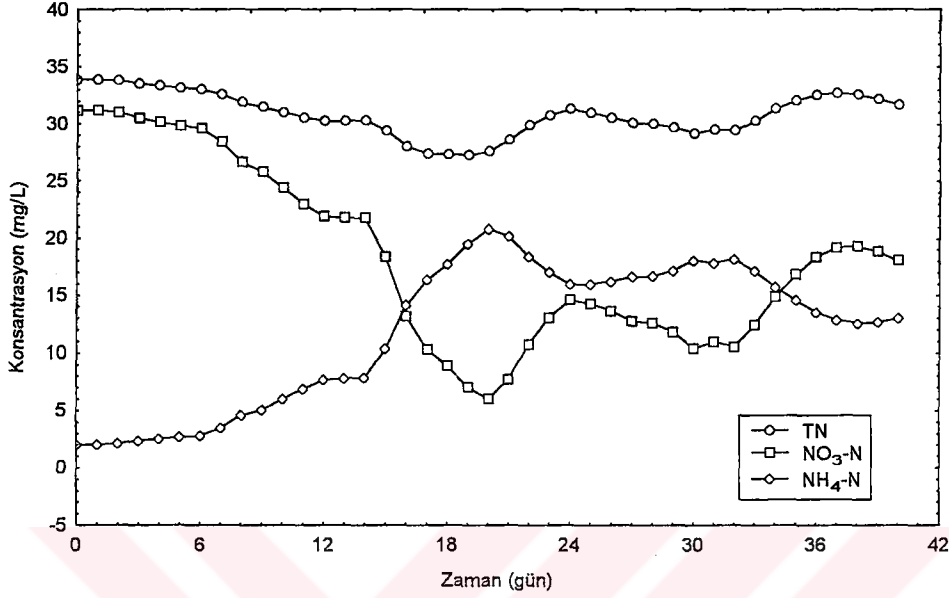
Şekil 5.50'de ise ani debi değişimlerinin havalandırma havuzundaki KSAKM konsantrasyonunu ne şekilde etkilediği, ani debi değişiminin olmadığı durumla kıyaslanarak gösterilmiştir. Debideki artışlar havalandırma havuzunda KSAKM için bir seyreltici etkiye yol açmakta ve son çöktürme havuzuna normalin üzerinde katı madde taşınmaktadır. Özellikle debinin en yüksek değere ulaştığı 19.günde havalandırma havuzu KSAKM konsantrasyonu da en yüksek oranda seyrelmektedir. Biyokimyasal reaksiyonların etkili bir şekilde sürmesi için havalandırma havuzunda belirli KSAKM konsantrasyonlarının sağlanması şarttır. Bu nedenle ani debi artışı gibi durumlara

hazırlıklı olunmalı ve bu gibi durumlar için tesiste çamur geri devir oranlarının ne şekilde ayarlanabileceği kararlaştırılmalıdır



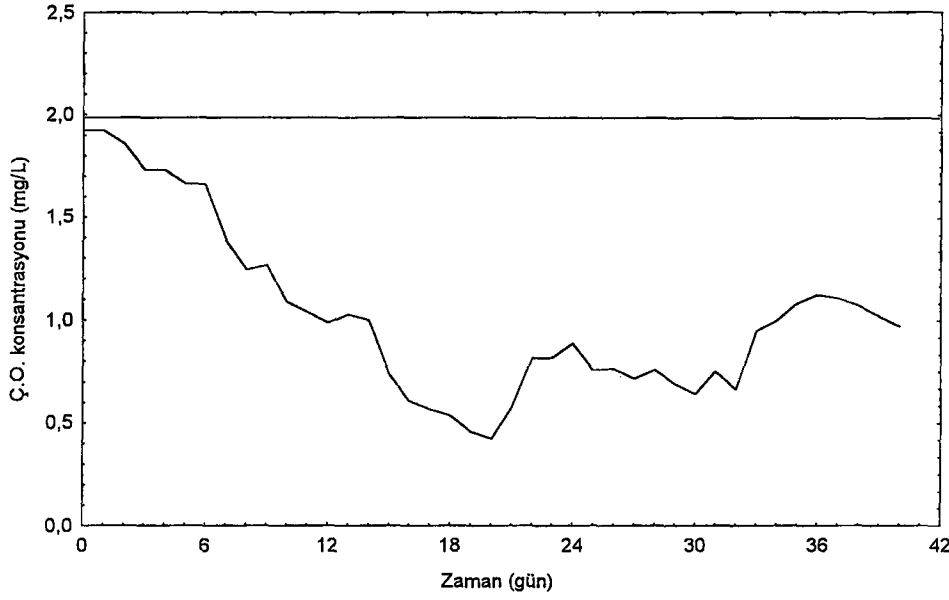
Şekil 5.50 Taşkın durumu ve normal işletme durumlarında havalandırma havuzundaki KSAKM konsantrasyonunun değişimi

Şekil 5.51’de, taşkın durumundan çıkış suyundaki azotlu bileşenlerin nasıl etkileneceği gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi taşkın durumundan nitrifikasyon prosesi olumsuz olarak etkilenmektedir. Normal işletme şartlarında çıkış suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 1.60-3.88 mg/L ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu 26.75-32.60 arasında değişmektedir. Ancak taşkın durumunda, özellikle havalandırma havuzundaki çözülmüş oksijen konsantrasyon değerinin 2 mg/L’nin altına düşmesi ve zaten sayıca az olan ototrofik biyokütlenin seyrelmesi sebebiyle nitrifikasyon performansı önemli oranda kötüleşmektedir. Sel durumunda çıkış suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri 2.04-20.87 mg/L aralığında değişirken, $\text{NO}_3\text{-N}$ değerleri de 6.07-31.17 mg/L aralığında değişmektedir. 19. günde tesise gelen maksimum debinin ($38500\text{m}^3/\text{gün}$) ototrofik biyokütle için en olumsuz etki 21.günde meydana gelmektedir. 21. gün için tesis çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 20,87 mg/L ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu da 6.87mg/L olarak hesaplanmıştır. Halbuki normal işletme şartlarında 21. gün için bu değerler sırasıyla 2.48 ve 30.5 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 5.42 ve 5.43).



Şekil 5.51 Taşkın durumu için tesis çıkış suyundaki TN, NO₃-N ve NH₄-N konsantrasyonlarının değişimi

Şekil 5.52’de taşkın durumundan havalandırma tankındaki çözülmüş oksijen miktarının ne şekilde etkilenebileceği gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi ani debi artışlarının seyreltici etkisine bağlı olarak havalandırma havuzundaki Ç.O konsantrasyonu karbonlu madde oksidasyonu ve nitrifikasyon için önerilen sınır değer olan 2 mg/L’nin altına düşmekte ve taşkın debisine maruz kalınan süre zarfında 0.42-1.92 mg/L aralığında değişmektedir. Görüldüğü gibi düşen Ç.O konsantrasyonu karbonlu madde oksidasyonu için bir problem yaratmamaktadır. Ancak nitrifikasyonu gerçekleştiren ototrofik bakterilerin aktiviteleri özellikle 2 mg/L’nin altındaki Ç.O konsantrasyonlarında yavaşlamaktadır. Ayrıca uzun vadede 1.5 mg/L’nin altında kalan Ç.O. derişimlerinde filamentli bakterilerin popülasyonunun artacağı bunun da çöktürme problemlerine yol açacağı bilinmektedir. Bu nedenle Ç.O. konsantrasyonunun 2 mg/L civarında tutulması önem kazanmaktadır.

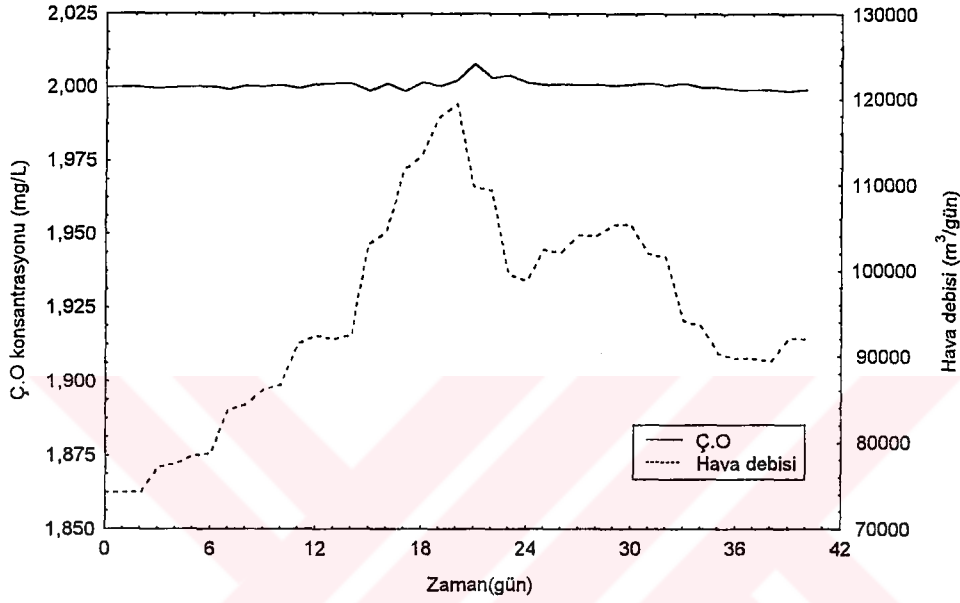


Şekil 5.52 Taşkın durumu için havalandırma havuzundaki Ç.O. konsantrasyon değişimi

5.5.2.1. Taşkın Durumunda Havalandırma Havuzu Ç.O. Konsantrasyonunun P.I.D. Algoritması Kullanılarak Kontrolü

Taşkın durumu gibi bozucu etkilerin bulunduğu durumlarda Ç.O konsantrasyonunun sisteme sabit miktarlarda hava verilerek arzu edilen değerde tutulamayacağı Şekil 5.52 de açıkça görülmektedir. Bundan dolayı atıksu arıtma tesisine tam otomatik kontrol ünitelerinin kurulması önem kazanmaktadır. Ç.O için taşkın durumundan kaynaklanan bozucu etkileri otomatik kontrolle dengelemek mümkündür. Bu durumu araştırmak için GPS-X programında havalandırma tankındaki Ç.O. için otomatik kontrol seçeneği aktif hale getirilerek, gerekli olan Ç.O referans değeri (2.0 mg/L), hangi geri beslemeli kontrol algoritmasının seçileceği (P.I.D.), kontrol elemanının örnek alma periyodu (1.5 dak.) gibi bilgiler programa girilip yeni bir deneme yapılmıştır. Şekil 5.53'de bu denemenin (simulasyon) sonuçları verilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi kullanılan P.I.D algoritması, debinin Ç.O. konsantrasyonu üzerinde yarattığı bozucu etkileri son derece kararlı bir şekilde dengeleyerek Ç.O konsantrasyonunu 2mg/L civarında tutmakta ve bu esnada sisteme $73413-119450\text{m}^3/\text{gün}$ arasında değişen debilerde hava girişi olmaktadır. Ç.O. konsantrasyonu için en büyük seyrelmenin olduğu 19-21. günlerde havalandırma havuzuna en yüksek hava debisi girişinin olması normaldir (20.

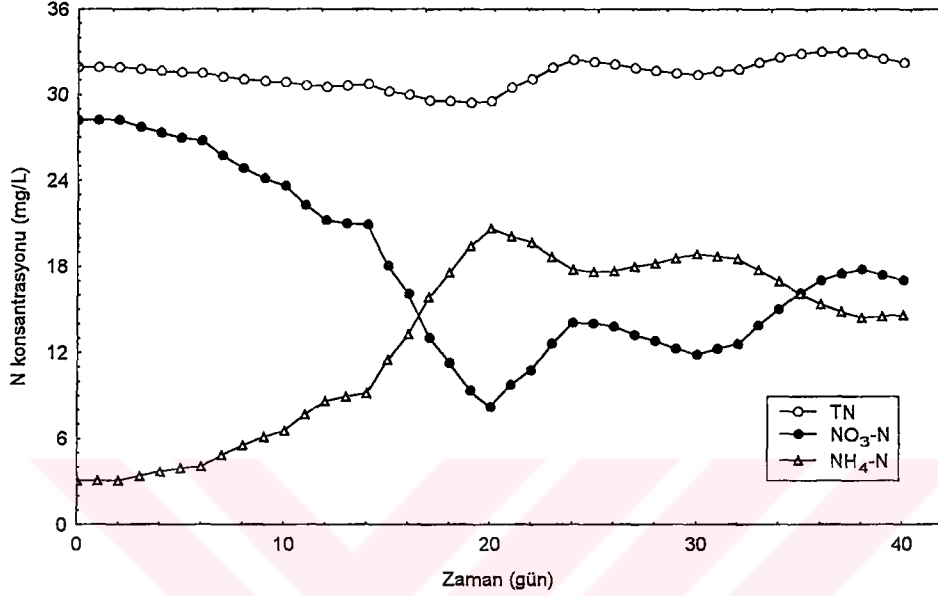
günde $119450 \text{ m}^3/\text{gün}$). P.I.D algoritmasında yer alan sabitlerin ayarlanması için GPS-X programında her bir sabit için belirli bir aralık tanımlanmış ve bu aralık içinde deneme yanılma yöntemiyle uygun değerler bulunmuştur. Bu değerler ,oransal kazanç sabiti için 1, integral zaman sabiti için 5 ve türevsel zaman sabiti için de 0.1 olarak alınmıştır.



Şekil 5.53 Taşkın durumunda Ç.O 'nun P.I.D. algoritması ile ayarlanması

Daha önceden de belirtildiği gibi nitrifikasyonu gerçekleştiren ototrofik bakterilerin aktivitesi 2 mg/L 'nin altındaki Ç.O. derişimlerinde oldukça yavaşlamaktadır. Bu nedenle Ç.O için tam otomatik kontrol uygulanıp, Ç.O derişimi 2 mg/L civarında sabit tutulduğunda çıkış suyundaki azotlu bileşenlerin kalitesinde ne ölçüde düzelme olacağı araştırılmış ve bulgular Şekil 5.54'de gösterilmiştir. Ancak görüldüğü gibi çıkış suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu $3.07\text{-}20.66 \text{ mg/L}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ 'de $8.22\text{-}28.81 \text{ mg/L}$ aralığında değişmektedir. Ç.O kontrolünün yapılmadığı ve debinin bozucu etkisinin çıkış suyundaki $\text{NH}_4\text{-N}$ 'i 20.87 mg/L ye düşürdüğü 21. gün için Ç.O kontrolü yapılması durumunda elde edilen $\text{NH}_4\text{-N}$ değerinin 20.11 mg/L olduğu belirlenmiştir. Açıkça görüldüğü gibi yalnız başına Ç.O. kontrolü, nitrifikasyon prosesinde arzu edilen düzelmeyi sağlamaya yetmemektedir. Nitrifikasyon için esas üzerinde durulması

gereken nokta havalandırma havuzundaki ototrofik biyokütlenin hızlı bir şekilde havalandırma havuzundan atılmasıdır.

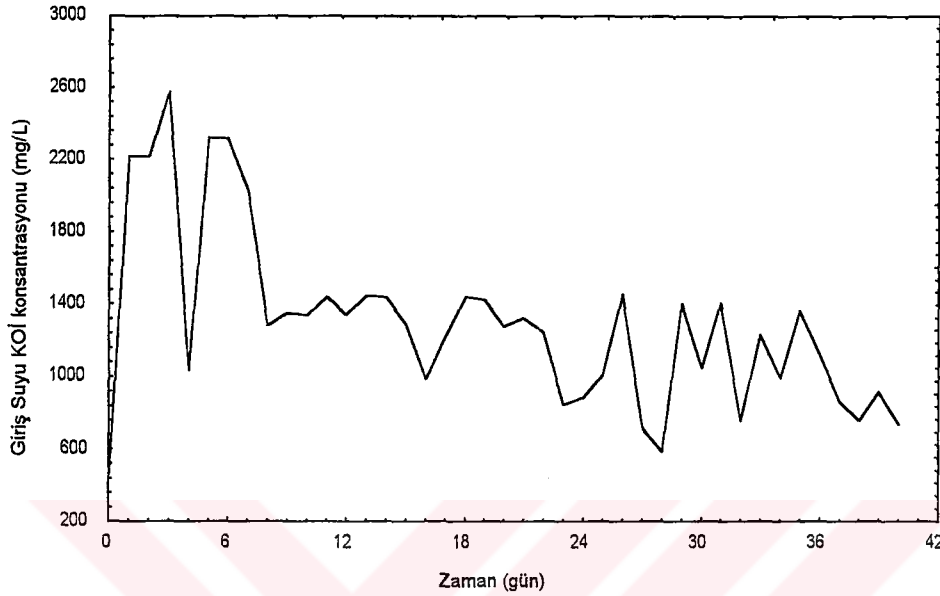


Şekil 5.54 Taşkın durumunda Ç.O'nun otomatik kontrolle 2 mg/L de tutulmasının azotlu bileşenler üzerine etkisi

5.5.3. Giriş Suyu KOİ Değerindeki Ani Yükselmeler ve Tesis Performansına Üzerine Etkileri

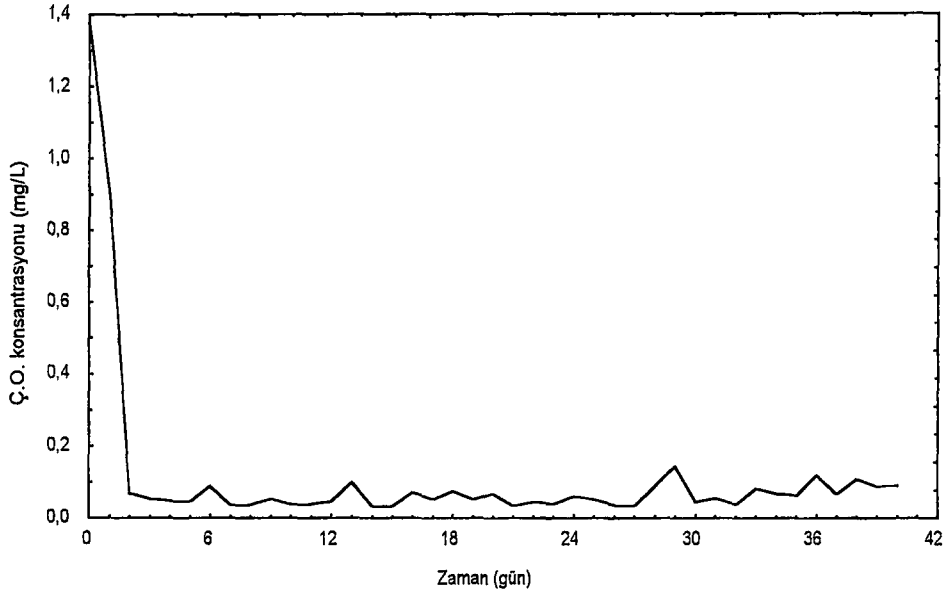
Atıksu arıtma tesislerinin performansını tehdit eden unsurlardan birisi de tesise gelen atıksuların konsantrasyonlarında olan ani yükselme ve dalgalanmalardır. Bu dalgalanmalar başlangıçta belirli bir organik yük için hesaplanan oksijen miktarının yetersiz kalmasına yol açmaktadır. Eğer organik madde girişindeki bu ani yükselme ve dalgalanmalar için tesiste yeterli önlem alınmamışsa (tam otomatik kontrol, seyreltme vb.) verilen oksijenin yetersiz kalması sebebiyle tesis çıkış suyunda karbonlu ve azotlu maddeler için önemli oranda performans düşüşleri yaşanacaktır. Bu durumu incelemek amacıyla Erzincan kenti Atıksu Arıtma tesisi için ani organik madde girişi durumunu yansıtacak bir senaryo denenmiştir. Bu senaryoda tesis akış diyagramı, kinetik ve stokiyometrik parametreler ve günlük debiler sabit tutularak sadece tesis giriş suyu

TKOİ değerleri değiştirilmiştir. GPS-X programına yeni bir veri dosyası olarak aktarılan giriş suyu TKOİ değerleri Şekil 5.55’de gösterilmiştir.



Şekil 5.55 Giriş suyu KOİ değerindeki ani değişimler

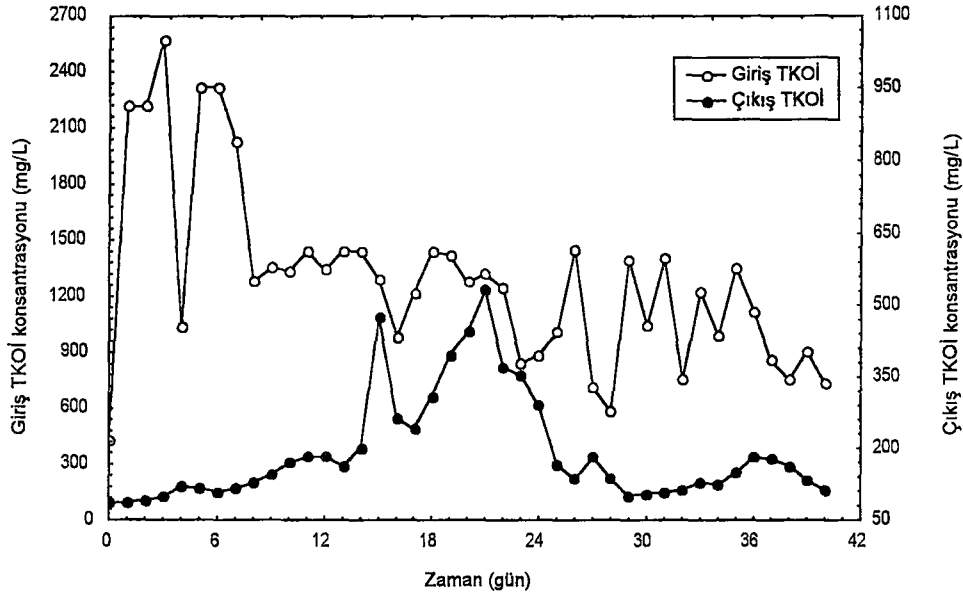
T_0 anında tesis giriş suyu TKOİ değeri, ortalama TKOİ değeri (normal işletme şartları için) olan 430 mg/L’dir. Ancak 1.günde tesise ani bir deşarj yapılmakta ve TKOİ değeri 2215 mg/L’ye ve 3. günde ise kullanılan en yüksek değer olan 2575.90 mg/L (normal işletme şartlarındaki değerin yaklaşık 6 katı) ye çıkmaktadır. 4. günde 1035.90 mg/L’ye inen konsantrasyon dalgalı bir seyir izleyecek şekilde ayarlanmıştır. Tesise bu senaryoda gönderilen TKOİ’nin yaklaşık %80’lik kısmı biyolojik olarak parçalanabilir karakterdedir. Normalde aktif çamur tesisleri 4000mg/L’ye kadar biyolojik olarak parçalanabilir organik maddeyi arıtmak için uygundur. Ancak bu denemede kullanılan organik madde profili de tesisi oldukça zorlayıcı karakterdedir. Havalandırma tankındaki Ç.O. konsantrasyonunun, böyle bir denemede organik madde konsantrasyonunun ani değişiminden nasıl etkileneceği Şekil 5.56’da gösterilmiştir.



Şekil 5.56 Giriş suyu KOİ değerindeki ani değişimlerin havalandırma havuzundaki Ç.O üzerine olan etkisi

T_0 anında 1.38mg/L olan Ç.O konsantrasyonu, giriş suyu TKOİ değerinin aniden 430.43mg/L'den 2215mg/L'ye yükselmesiyle hızlı bir şekilde 0.90 mg/L'ye ve 2.gün sonunda da 0.07 mg/L'ye düşmekte ve kalan diğer günlerde 0.03-0.14 mg/L arasında dalgalanmaktadır. Oldukça düşük olan bu Ç.O konsantrasyonlarının hem karbonlu maddelerin oksidasyonu için yetersiz kalacağı ve hem de nitrifikasyon için gereken ilave oksijen ihtiyacını karşılamayacağı açıktır. Giriş suyundaki karbonlu madde konsantrasyonunun ani değişimiyle hemen hemen 0 değerine yaklaşan bu Ç.O değerlerinde çıkış suyundaki karbonlu ve azotlu maddelerin ne şekilde değişeceği sırasıyla Şekil 5.57 ve 5.58'de gösterilmiştir.

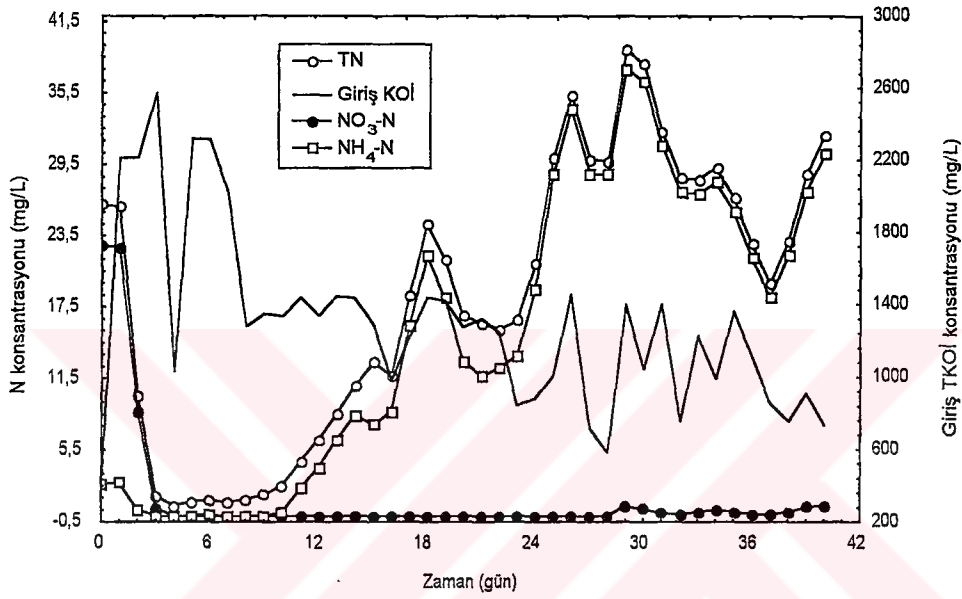
Giriş suyu TKOİ değerinin ani olarak 2575 mg/L gibi oldukça yüksek bir değere çıkması ve 800 ila 2300 mg/L arasında dalgalanması çıkış suyu TKOİ değerinin de oldukça kötüleşmesine yol açmıştır. Şekil 5.57'den görüldüğü gibi 6.güne kadar 85- 110 mg/L civarında olan çıkış suyu TKOİ değeri 14. Günde 200 mg/L ve 21.günde de en yüksek değeri olan 530 mg/L ye yükselmiştir. İlk altı güne kadar sisteme verilen hava organik yükü karşılamaya nispeten yeterli olsa da giriş TKOİ sinin yüksek ve dalgalı seyirinin devam etmesi sebebiyle sisteme verilen hava (sabit debide) yetersiz kalmıştır.



Şekil 5.57 Giriş suyu KOİ değerindeki ani değişimlerin çıkış suyu TKOI konsantrasyonu üzerine olan etkisi

Nitrifikasyonu gerçekleştiren ototrofik mikroorganizmalar ancak karbonlu madde oksidasyonu tamamlandıktan sonra amonyum azotunu enerji kaynağı olarak kullanıp, yükseltgeyebilmektedir. Başka bir deyişle karbonlu madde oksidasyonu tamamlandıktan sonra ilave oksijen ihtiyacı doğmaktadır. Ancak giriş suyu TKOI değerini ani yükselme ve dalgalanmasına bağlı olarak sisteme verilen havanın yetersiz kalması ve bunun sonucu olarak havalandırma havuzu Ç.O değerinin 0 mg/L civarına düşmesi nitrifikasyonu gerçekleştirecek ototrofik bakteriler için hayat şansı tanımamaktadır. Şekil 5.58'de T_0 anında çıkış suyunda $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları sırasıyla 2.75 mg/L ve 22.75 mg/L olup nitrifikasyon prosesi başarılı bir şekilde yürümektedir. Ancak ani organik madde girişinin olması ile birlikte Ç.O. konsantrasyonunun neredeyse 0 mg/L 'ye düşmesi sebebiyle ortamda bir anda anoksik şartlar oluşmakta ve tankta t_0 anında mevcut olan $\text{NO}_3\text{-N}$ denitrifiye edilmektedir. Ortamdaki $\text{NO}_3\text{-N}$ nin tükenmesi ile birlikte (giriş suyundaki $\text{NO}_3\text{-N}$ hemen hemen çıkış suyundaki $\text{NO}_3\text{-N}$ 'e eşit olmakta) denitrifikasyon aktivitesi de sona ermektedir. Durum $\text{NH}_4\text{-N}$ açısından incelendiğinde ani organik yük değişimine verilen tepkiler şu şekilde olmaktadır : 4. günde ortamdaki Ç.O. değerinin 0 mg/L civarına düşmesine bağlı olarak

nitrifikasyon aktivitesi de tamamen durmuştur. Ancak 10.güne kadar gözlenen çok düşük $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarının, $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in hem karbonlu madde oksidasyonunu gerçekleştiren biyokütlenin ve hem de denitrifikasyon yapan heterotrofik biyokütlenin protein sentezinde kullanılması sebebiyle olduğu düşünülmektedir. 10. günden itibaren denitrifikasyon prosesinin durması ve karbonlu madde oksidasyonunun yavaşlaması ile birlikte ortamdaki $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri de hızlı bir şekilde yükselmektedir.

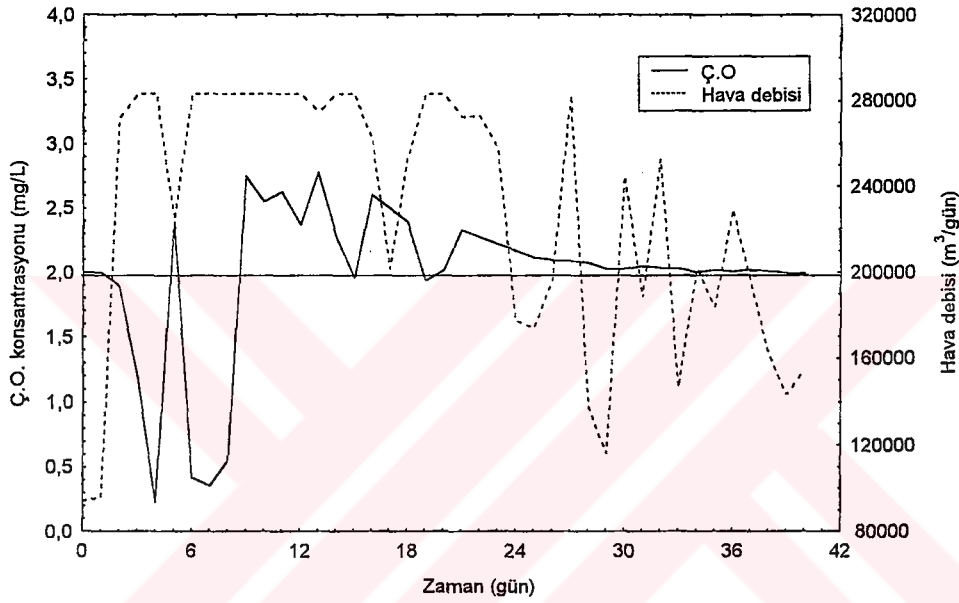


Şekil 5.58 Giriş suyu KOİ değerindeki ani değişimlerin çıkış suyu TN, $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ 'e etkisi

5.5.3.1. Giriş Suyu KOİ Değerinde Ani Yükselme ve Dalgalanmaların Olduğu Durumda Havalandırma Havuzu Ç.O. Konsantrasyonunun P.I.D. Algoritması Kullanılarak Kontrolü

Giriş suyu KOİ konsantrasyonundaki ani yükselme ve dalgalanmaların havalandırma havuzundaki Ç.O konsantrasyonunu 0 mg/L' ye kadar düşürmesi ve bunun neticesinde çıkış suyu KOİ ve azotlu madde konsantrasyonlarındaki aşırı bozulmalar, havalandırma havuzu Ç.O. konsantrasyonunun kontrolünü gerektiren önemli sebeplerdir. Havalandırma havuzundaki Ç.O konsantrasyonunun otomatik kontrolü için GPS-X programında otomatik kontrol için gerekli düzenlemeler yapılmıştır. Bu senaryoda da taşkın durumunu yansıtan senaryoda olduğu gibi geri beslemeli kontrol algoritması olarak P.I.D. seçilmiş, kontrol elemanının örnek alma periyodu 1.5 dak ve Ç.O konsantrasyonunun referans değeri de 2mg/L olacak şekilde ayarlanmıştır. P.I.D.

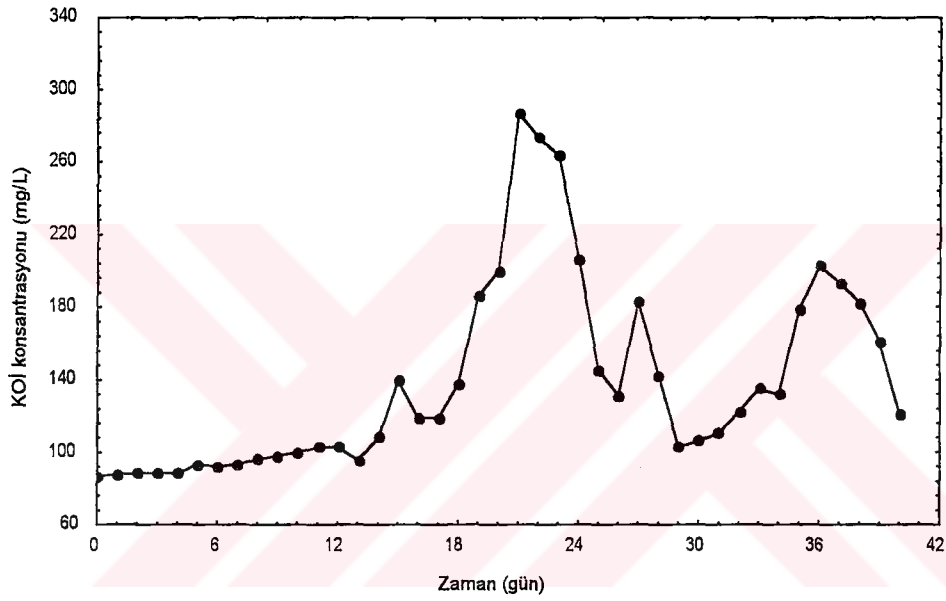
algoritmasında yer alan sabitler seçilirken için her sabit için belirli aralık tanımlanmış ve bu aralık içinde deneme yanılma yöntemiyle amaca en uygun (Ç.O konsantrasyonunu referans değer civarında tutabilen) değerler elde edilmeye çalışılmıştır. Bu değerler oransal kazanç sabiti için 0.9, integral zaman sabiti için 2.5 ve türevsel zaman sabiti için de 0.5'tir. Şekil 5.59'da giriş suyu KOİ değerinde ani yükselme ve dalgalanmaların olduğu durumlarda havalandırma havuzundaki Ç.O. konsantrasyonun P.I.D. algoritması kullanılarak kontrol edilmesi ve bu esnada hava debisinin değişimi gösterilmiştir.



Şekil 5.59 Giriş suyu KOİ değerinde ani değişimlerin olduğu durumda havalandırma havuzundaki Ç.O' nun P.I.D. algoritması kullanılarak kontrolü

Giriş suyu KOİ değerinin bir anda 6 katına kadar yükselmiş olmasının yarattığı bozucu etki o kadar güçlüdür ki kullanılan P.I.D algoritması 3-8. günler arasında Ç.O referans değerini 2 mg/L ye yaklaştırmada başarılı olamamış ve 4. Günde Ç.O. değeri 0.23 mg/L değerinde kalmıştır. 9 ve 24. günler arasında ise Ç.O değerinin 2.17-2.75 mg/L arasında dalgalandığı görülmektedir. Kontrolcünün 9.günden itibaren Ç.O. değerini referans değeri olan 2 mg/L'ye (2.75-2.17mg/L) yaklaştırabilmesindeki en önemli etken 8.günden itibaren tesise gelen giriş suyu KOİ değerlerinin 1300 mg/L civarına düşmesidir. 25.günden itibaren kontrolcü Ç.O. değerlerini referans değerine yaklaştırmada son derece başarılı olmuştur (2.11-2.01). Bunun en önemli sebebi de bu dönemde tesis giriş suyu KOİ değerinde ani yükselmelerin olmaması ve KOİ

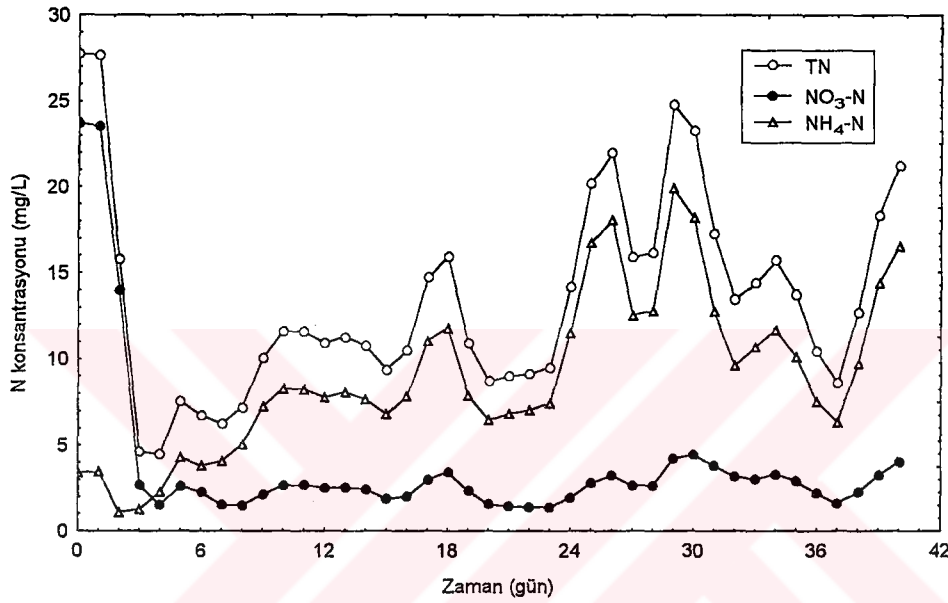
değerlerinin nispeten dar bir aralık içinde dalgalanmasıdır. Havalandırma havuzu Ç.O. konsantrasyonunun kontrol edildiği bu denemede ayarlanabilen değişken durumunda olan hava debileri 94558-283240 m³/gün arasında değişmektedir. Literatürde ani ve rasgele değişim gösteren bozucu etkilerin olduğu durumda P.I.D. algoritmasındaki sabitlerin, duruma göre kendi kendini ayarlayabilir yapıda olmasının (self tuning) kontrol edilen değişkeni referans değer civarında tutmak için son derece etkili olduğunu belirten çalışmalar vardır.



Şekil 5.60 Giriş suyu KOİ değerinde ani değişmelerin olduğu durumda Ç.O'nun otomatik kontrolünün çıkış suyu TKOİ üzerine etkisi

Şekil 5.60'da giriş suyu KOİ değerinde ani değişmelerin olduğu durumda havalandırma havuzundaki Ç.O. konsantrasyonunun P.I.D kontrol algoritması kullanılarak kontrolünün, bozulan çıkış suyu KOİ konsantrasyonunu ne ölçüde iyileştirebileceği gösterilmiştir. P.I.D. kontrol algoritması kullanan kontrolcünün 15. güne kadar havalandırma havuzu Ç.O değerini kontrol ederek nispeten deşarj sınır değerlerine yakın bir çıkış suyu KOİ değeri elde edilmesini sağlama hususunda başarılı olduğu söylenebilir. Ancak giriş suyu KOİ'sinden kaynaklanan bozucu etkiler o denli güçlüdür ki, kullanılan kontrol senaryosu, kontrol uygulanmayan duruma göre çıkış suyu KOİ

konsantrasyonunu kısmen iyileştirse de (21. günde kontrol uygulanmayan durumda çıkış suyu KOİ değeri 530.16 mg/L, kontrol uygulanması durumunda ise 182.39 mg/L olmaktadır) özellikle 15. günden sonra elde edilen değerler çıkış suyu deşarj standartlarını (100 mg/L) karşılamaktan uzaktır.



Şekil 5.61 Giriş suyu KOİ değerinde ani değişmelerin olduğu durumda Ç.O'nun otomatik kontrolünün çıkış suyu TN,NO₃-N ve NH₄-N üzerine etkisi

Şekil 5.61'de ise giriş suyu KOİ değerinde ani değişmelerin olduğu durumda, havalandırma havuzu Ç.O konsantrasyonunun P.I.D. algoritması kullanılarak kontrolünün çıkış suyu azotlu madde konsantrasyonlarını ne ölçüde etkileyebileceği gösterilmiştir. Burada özellikle kontrol uygulanmayan duruma göre nitrifikasyon performansında bir düzelmenin olduğu göze çarpmaktadır. Ancak yine de çıkış suyunda 18 mg/L civarında NH₄-N konsantrasyonlarına rastlanması, uygulanan kontrolün nitrifikasyon prosesi için arzu edilen oranda etkili sonuçlar doğurmadığını göstermiştir.

6. SONUÇLAR

Türkiye'nin doğusunda aktif çamur prosesi uygulayan ilk tesislerinden biri olan ve 1992 yılındaki deprem felaketinden sonra Dünya Bankası'ndan sağlanan kredi desteğiyle inşa edilen Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisin'de yürütülen bu çalışma dört kademedен oluşmaktadır. İlk olarak, çalışmaya başlamadan önceki dönemde tesis işletme stratejisinin ne olduğu ve arıtma performansının ne düzeyde olduğu araştırılmıştır. İkinci kademedede tesis için uygun bir işletme stratejisi belirlenip, 3.5 ay boyunca tesis giriş ve çıkış suyundan atıksu numuneleri alınarak, evsel atıksuyun karbonlu ve azotlu maddelere göre karakterizasyonu yapılmış ve arıtım performansı belirlenmiştir. Üçüncü kademe ise bilgisayar ortamında GPS-X programı kullanılarak Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinin matematik modelinin oluşturulduğu çalışmaları kapsamaktadır. Son kademedede ise kalibre edilen ve doğrulanan model ile, Erzincan Kenti Arıtma tesisi için denitrifikasyon prosesinin ne oranda başarılı olabileceği, taşkın durumu ve yüksek konsantrasyonlu ani organik madde deşarjı gibi senaryoların ne gibi sonuçlar verebileceği araştırılmıştır. Tüm çalışma kademeleri boyunca elde edilen sonuç ve öneriler aşağıda maddeler halinde verilmiştir.

1-Arıtma tesisi kayıtları incelendiğinde ve personelden alınan bilgiler ışığında, tesisin işletmeye açıldığı Ekim 1995 ve Nisan 1996 tarihleri arasında KOİ giderim verimlerinin (4 ölçüm neticesi) %80-85 aralığında olduğu belirlenmiştir. Ancak bu dönemden sonra, arıtma tesisinde özellikle çamur şişmesi probleminin sık olarak yaşandığı, bu problemin çözümü için çeşitli yollar denendiği ancak başarılı olunamadığı personel tarafından belirtilmiştir. Ayrıca, tesis kayıtlarında yer alan yüksek çamur hacim indeksi (ÇHİ) değerleri de çamur şişmesi ya da çamur da bir problem olduğunu doğrulamaktadır. Personelden alınan bilgilere göre çamur şişmesinin olduğu çoğu durumda tesisin işleyişi durdurulmuş ve sistemdeki çamurun tamamı atılmıştır.

2- Tesis kayıtları incelendiğinde Nisan 1996'dan sonra, tesis giriş ve çıkış suyunda arıtım performansını ortaya koyacak herhangi bir analizin yapılmadığı görülmüştür. Personel bu dönemde tesis performansını, çıkış suyunun rengine, kokusuna ve tecrübelerine göre değerlendirdiğini söylemiştir. Bu bilgilere dayanarak Kararlı ve

düzenli bir işletme stratejisi olmayan tesisin geçmiş yıllar boyunca başarılı bir arıtım performansı sergileyemediğini söylemek mümkündür.

3- Nisan 1999 tarihinden itibaren, öncelikli olarak uzun havalandırılmalı sistemler için uygun olan ve literatürde önerilen işletme stratejilerine uyulmuştur; Çamur yaşının 20 gün civarında tutulması için ,yaklaşık olarak 400-415m³ fazla çamurun atılmasının gerekli olduğu hesaplanmış ve fazla çamur pompalarının günde 2 saat çalışmasının yeterli olacağı belirlenmiştir. Önceki dönemde uygulanan havalandırıcıların kesikli çalıştırılması terk edilerek havalandırıcılar sürekli çalışacak şekilde devreye alınmış, iki kademeli olan geri devir pompası 882m³/sa debiye ayarlanmıştır. Yine bu dönemde otomatik numune alma cihazı ve elektronik veri toplayıcı (giriş, çıkış atıksu debiler ve Ç.O. değerlerini çeşitli periyotlarda saklamak için) devreye sokulmuştur.

4- Giriş suyunda karbonlu ve azotlu maddelere göre karakterizasyon yapıldığı çalışma döneminde, ölçülen parametrelerin ortalama değerleri şunlardır ;TKOİ : 430 mg/L, ÇKOİ : 233 mg/L, NO₃-N :0.36 mg/L, NH₄-N : 32 mg/L, Çözünmüş organik N :11 mg/L, Toplam N :43 mg/L ve AKM :199 mg/L.

5- TKOİ; S_s, X_s ve S_i gibi bileşenlere ayrılmış ve S_s ile X_s'in tayininde solunum hızına dayalı yöntemden faydalanılmıştır. Yapılan ölçümler neticesinde ortalama değerler şu şekilde belirlenmiştir ; S_i : 45.8 mg/L, S_s :86.69 mg/L, X_s : 161.68mg/L. Ayrıca X_H+X_I toplamı da S_i, S_s ve X_s bileşenlerininin TKOİ'den çıkartılması neticesinde hesaplanmıştır.

6- Çalışma ağırlıklı olarak yağışın az olduğu ya da yağışsız günlerde yürütülmüştür. Ortalama debi 15163m³/gün, minimum debi 12693 m³/gün ve maksimum debi de 16870 m³/gün olarak hesaplanmıştır. Tesis debilerinin günlük değişimleri gözönüne alındığında saat 8 civarında debinin minimum olduğu (6975m³/gün), saat 14'de ise maksimum olduğu (21380m³/gün) tespit edilmiştir.

7- Çalışma periyodu boyunca TKOİ giderme veriminin % 80 civarında olduğu ve en yüksek TKOİ giderme veriminin %87.2 olduğu hesaplanmıştır. Çıkış suyu TKOİ

konsantrasyonları, 75-126 mg/L arasında değişmektedir. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği nüfusu 100000'den büyük yerleşim yerlerinde evsel nitelikli atıksular için çıkış suyu sınır KOİ değerini 100mg/L (24 saatlik kompozit numunelerde) olarak belirlemiştir. Bu dönemde, yapılan ölçümlerden sadece dört tanesinin sınır değerlerin üzerinde kalması, tesisin TKOİ giderimi açısından başarılı olduğunun göstergesidir. Çıkış suyu ÇKOİ giderim performanslarının %73-89 arasında değiştiği hesaplanmıştır. Ortalama S_I değerlerinin 45.8 mg/L olması ve çıkış suyu ÇKOİ değerlerinin de bu değere yakın olması ölçülen değerlerin S_I 'yi yansıttığını göstermektedir.

8- Tesiste daha önce azotlu maddelerin giderimiyle ilgili herhangi bir veri yoktur. Uzun havalandırılmalı olarak işletilen ve 20 günlük çamur yaşının uygulandığı Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinde nitrifikasyon prosesinin başarılacağını teorik olarak söylemek mümkündür. Yapılan ölçümlerde TN giderim oranının %6.62-36.75 arasında değiştiği hesaplanmıştır. Bu da nitrifikasyon yapan aktif çamur tesisleri için uygun aralıklarda bir TN giderme verimidir. Ayrıca tesisin NH_4-N giderme veriminin %87-95 arasında değiştiği belirlenmiş olup, NH_4-N verimindeki düşüşlerin özellikle hafta sonlarında havalandırıcıların kapatılmış olmasıyla ya da elle kumanda edilmiş olmasıyla ilgisinin olduğu düşünülmektedir.

9- Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisinin matematiksel modelleme çalışması GPS-X bilgisayar programında yapılmıştır. Programda havalandırma havuzunda yer alan biyokinetik olayları modellemek için IAWQ Çalışma Grubu'nun 1 No'lu modeli, son çöktürme havuzu için de Takacs ve arkadaşlarının geliştirdiği model kullanılmıştır. Modelin hesapladığı TKOİ değerleri ile ölçülen çıkış suyu değerleri arasında iyi bir uyum olduğu gözlenmiştir. Modelin çıkış suyu TKOİ değerlerini başarılı bir şekilde yansıtmasının ana sebebi giriş suyu TKOİ'sinin S_I, S_S ve X_S bileşenlerine ayrılmasıdır. Modelle hesaplanan ÇKOİ değerlerinin, ölçülen değerler ile arzu edilen seviyede uygun olmadığı görülmüştür. Bunun sebebi olarak spektrofotometrik olarak yapılan KOİ ölçümlerinde, numunelerde yeterli filtrasyonun sağlanamamış olması düşünülmektedir.

10-Modelle hesaplanan havalandırma havuzu KSAKM konsantrasyonlarının, ölçülen değerlerle uyumunun orta düzeyde olduğu tespit edilmiştir. Ancak modelin KSAKM

konsantrasyonundaki artış eğilimini yansıtmada başarılı olduğu gözlenmiştir. Modelin hesapladığı, geri devir çamuru KSAKM konsantrasyonlarının, ölçülen değerlerle iyi bir şekilde uyumlu olduğu belirlenmiştir. Bu da kullanılan katmanlı çöktürücü modelinin, başarılı olduğunun bir göstergesidir.

11-Çıkış suyunda, modelin hesapladığı ve ölçülen TN konsantrasyonları arasında orta seviyede bir uyumun olduğu görülmüştür. Özellikle 24,25,27 ,29 ve 34. günlerde ölçülen değerler modelin hesapladığı TN değerlerinin üzerinde kalmıştır. Ölçülen yüksek TN konsantrasyon değerlerinin , son çöktürme havuzunda yoğunlaşmış olan biyokütlenin zamanla bozunarak, yapısında yer alan çözünmüş organik azotu açığa çıkarması sebebiyle olduğu düşünülmektedir. $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu için modelin yaptığı hesaplar, 24. güne kadar, ölçülen değerle iyi bir uyum sağlamıştır. Bu günden sonra ölçülmüş olan değerler hesaplanan değerlerden çok az da olsa daha küçük bulunmuştur. $\text{NH}_4\text{-N}$ için ,modelin hesapladığı değerlerin genel olarak ölçülen değerlere uygun bir eğilim sergilediği söylenebilir.

12- Modelden hesaplanan değerleri ölçülen değerlere yaklaştırmak gayesiyle, literatürden temin edilen parametreler kalibre edilmiştir. Kalibre edilen parametreler ve değerleri şunlardır ; Heterotroflar için maksimum özgül üreme hızı (5.5 gün^{-1}), Heterotroflar için yarı doyumluk katsayısı (35 g KOI/m^3), Ototroflar için maksimum özgül üreme hızı (0.19 gün^{-1}), Ototroflar için yarı doyumluk katsayısı (2.5 gN/m^3).

13- Gün geçtikçe sıkılaştıran standartlar düşünüldüğünde ve Avrupa topluluğu içinde toplam N için deşarj standardının 15 mg/L alındığında Erzincan Kenti Atıksu Arıtma Tesisi için denitrifikasyon prosesinin ne ölçüde başarılı olacağı GPS-X programında kurulan model ile araştırılmıştır. Burada, Erzincan için en ekonomik çözüm olduğuna inanılan, önde anoksik bölgenin olduğu tek çamurlu bir sistemin performansı araştırılmıştır. Sonuç olarak model, böyle bir sistemde çıkış suyu TN değerlerinin $15.48\text{-}15.77 \text{ mg/L}$ arasında değişebileceğini göstermiştir.

14-Taşkın durumunu yansıtacak giriş suyu debileri GPS-X programına girilerek model üzerinde tesis performansının taşkın durumundan ne şekilde etkileneceği araştırılmıştır.

ÇKOİ giderim performansının taşkın durumundan etkilenmediği görülmüş olup, bunun sebebi, havalandırma havuzunda 9-25 saat arası değişen bekletme sürelerinin, çoğunluğu biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrattan ÇKOİ için yeterli olmasıdır. Çıkış suyu TKOİ giderim performansının taşkın durumundan olumsuz olarak etkilendiği tespit edilmiştir. Taşkın durumunda, havalandırma havuzundaki partiküler yapıdaki organik madde KSAKM ile birlikte gereğinden fazla bir şekilde son çöktürme havuzuna taşınacak bu da son çöktürme havuzunun katı madde yükünü arttırarak, çıkış suyunda TKOİ olarak ölçülen organik madde de artışa yol açacaktır. Taşkın durumunda hesaplanan en yüksek çıkış suyu TKOİ ve AKM değerleri sırasıyla 168.73 mg/L ve 108.04 mg/L olmuştur.

15- Taşkın durumu havalandırma havuzu KSAKM konsantrasyonu için seyreltici bir etkiye yol açmaktadır. Bu nedenle taşkın durumları için hazırlıklı olunmalı ve bu gibi durumlarda havalandırma havuzunda belirli bir KSAKM konsantrasyonunu muhafaza etmek için geri devir oranlarının ne şekilde ayarlanabileceği kararlaştırılmalıdır.

16- Taşkın durumunda debi artışlarının seyreltici etkisine bağlı olarak çözülmüş oksijen konsantrasyonunun 0.42-1.92 mg/L aralığında değişeceği hesaplanmıştır. Taşkın durumundan en olumsuz etkilenen prosesin nitrifikasyon prosesi olacağı belirlenmiş ve çıkış suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun 20.87 mg/L'ye kadar yükseleceği hesaplanmıştır. Nitrifikasyon prosesinin etkilenmesinin başlıca sebebi sayıca az olan ototrofik biyokütlenin seyrelmesi ve Ç.O konsantrasyonunda yaşanan düşüşlerdir.

17-Taşkın durumunun yarattığı bozucu etkileri ortadan kaldırmak ya da yavaşlatmak gayesiyle havalandırma havuzu Ç.O konsantrasyonu, GPS-X programında yer alan P.I.D algoritması kullanılarak kontrol edilmiştir (Ç.O referans değeri 2 mg/L olarak alınmıştır). P.I.D algoritmasında yer alan sabitlerin değerleri sırasıyla 1,5 ve 0.1 olarak alınmıştır. Kullanılan kontrol sisteminin Ç.O değerini 2 mg/L'de başarıyla tutabileceği hesaplanmıştır. Ancak Ç.O değerinin 2mg/L'de tutulmasının taşkın durumunda bozulan nitrifikasyon prosesini düzeltmek için tek başına yeterli olmayacağı görülmüştür.

18- Giriş suyu KOİ konsantrasyonunda ani yükselme ve dalgalanmaların yaratıldığı senaryoda ise (giriş KOİ değeri 2215 mg/L'ye kadar yükseltilmiştir) havalandırma havuzuna verilen sabit hava debisinin artan organik yükü karşılayamadığı ve Ç.O konsantrasyonunun 0.03 mg/L'ye kadar düşebileceği hesaplanmıştır. Bu durumda çıkış suyu TKOİ değerinin 530 mg/L'ye kadar yükseleceği, nitrifikasyonun dahemen hemen duracağı belirlenmiştir.

19- Giriş suyu KOİ konsantrasyonundaki ani yükselme ve dalgalanmaların yarattığı bozucu etkileri ortadan kaldırmak ya da yavaşlatmak gayesiyle havalandırma havuzu Ç.O konsantrasyonu, GPS-X programında yer alan P.I.D algoritması kullanılarak kontrol edilmiştir (Ç.O referans değeri 2 mg/L olarak alınmıştır). P.I.D algoritması için kullanılan sabitler sırasıyla 0.9, 2.5 ve 0.5 olarak ayarlanmıştır. Kontrol sisteminin özellikle 25. günden itibaren Ç.O değerini referans değerine yaklaştırmada başarılı olduğu tespit edilmiştir. Kontrol sistemi kullanılmasıyla çıkış suyu KOİ ve NH₄-N değerlerinde , kontrol uygulanmayan duruma göre kısmen bir iyileşme sağlamıştır.

20- Karbonlu ve azotlu maddelerin giderim performansı dikkate alındığında tesiste 4 ay boyunca uygulanan işletme stratejisinin olumlu olduğu sonucuna varılmıştır.

21- Tesisten fazla çamur olarak atılan ve çamur kurutma yataklarında bekletilen çamurun bugüne kadar herhangi bir şekilde değerlendirilmediği tespit edilmiştir. Oysa bu tip çamurların tarımda gübre olarak kullanılma potansiyelleri vardır

KAYNAKLAR

1. Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991., Wastewater Engineering :Treatment Disposal and Reuse., McGraw-Hill International Editions, p 529-603
2. Muslu, Y., 1994., Atıksuların Arıtılması., İ.T.Ü. Rektörlüğü Matbaası, İstanbul,s 320-430
3. Jeppson, U., 1996., Modelling Aspects of Wastewater treatment Processes., Phd Thesis., Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Sweeden, p 12-85
4. Siegrist, H. and Tschui, M., 1992., Interpretation of experimental data with regard to the activated sludge model n.1 and calibration of the model for municipal wastewater treatment plants., Wat.Sci.Tech., 25,(6),167.
5. Wahlberg, E.J. and Crowley, J.P., 1995., Why the activated sludge process is so hard to operate: Modeling brings new light to operations., Research Report, Walnut Creek, California, USA, p1-8.
6. Harremoes, P., Haarbo, A., Winther-Nielsen, M. and Thirsing, C., 1998., Six years of pilot plant studies for design of treatment plants for nutrient removal., Wat.Sci.Tech., 38,(1), 219.
7. Lukasse, L., 1999., Control and Identification in Activated Sludge Process., PhD Thesis., Wageningen Agricultural University,Holland, p 3-45.
8. Novonty, V., Jones, H., Feng, X. and Capodaglio, A.,1991.,Time series analaysis models of activated sludge plants., Wat.Sci.Tech., 23,(1), 1107.
9. Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R. and Matsuo, T., 1987., Activated Sludge No.1-IAWPRC Scientific and Technical Report No.1, London,UK, p 1-35
10. Puteh, M., Minekawa, K., Hashimoto, N. and Kawase, Y., 1999., Modeling of activated sludge wastewater treatment processes., Bioprocess Eng.,21,(2) 249.
11. Orhon, D. and Artan, N., 1994., Modelling of Activated Sludge Systems., Technomic Publishing Company, Inc., U.S.A, p 5-108
12. Eckenfelder, W.W. and Grau, P., Activated Sludge Process Design and Control (Theory and Practice),1992., Technomic Publishing Company, Inc., U.S.A, p110-165.

13. Henze, M., 1992., Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes., *Wat.Sci.Tech.*, 25, (6), 1.
14. Orhon, D. and Baykal, B.B., Behavior of aerobic Biological Treatment Systems Under Intermittent Loadings., 1988., Nato Scientific Affairs division Science for Stability Programme, p 36-85
15. Ellis, G.T., Higgins, M.J., Kaiser, S.K., Lay, J.J. and Schmit, C.G., 1999., Activated Sludge and other aerobic suspended culture processes., *Water Environment Research.*, 71,(5), 618.
16. Grady, C.P.L., Daigger, G.T. and Lim, H., 1999., *Biological Wastewater Treatment.*, Marcel Dekker, Inc., USA, p 129-295
17. Majone, M., Dircks, K. and Beun, J.J., 1999., Aerobic Storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art., *Wat.Sci.Tech.*, 39,(1),61.
18. Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C. and Marais, G.V.R., 1995., Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2 : Biological phosphorus removal., *Wat.Sci Tech.*, 31, (2), 13.
19. Kappeler, J. and Gujer, W., 1992., Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass Under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling., *Wat.Sci.Tech*, 25,(6), 125.
20. Orhon, D., Çokgör, E.U. and Sözen, S., 1999., Experimental Basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewaters., *Wat.Sci.Tech.*, 39, (1), 87.
21. Nowak, O., Svardal, K., Franz, A. and Kuhn, V., 1999., Degradation of particulate organic matter-a comparison of different model concepts., *Wat.Sci.Tech.*, 39,(1), 119.
22. Irvine, R.L., Alleman, J.E., Miller, G. and Dennis, R.W., 1980., Stoichiometry and kinetics of biological waste treatment., *Journal WPCF.*, 52,(7),1997.
23. Horan, N.J., 1990., *Biological Wastewater Treatment Systems :Theory and Operation.*, John Wiley & Sons Ltd. England, p 51-73
24. Van Loosdrecht, M.C. and Henze, M., 1999., Maintenance, Endogeneous Respiration, Lysis, Decay and Predation., *Wat.Sci.Tech.*, 39,(1),107.
25. Brouwer, H., Klapwijk, A. and Keesman, K.J., 1994., Modelling and Control of Activated Sludge Plants on the Basis of Respirometry., *Wat.Sci.Tech.*, 30,(4), 265.

26. Huang Jerry, Y.C. and Cheng, M.D., 1984., Measurement and new applications of oxygen uptake rates in activated sludge processes., *Journal WPCF.*, 56,(3), 259.
27. Artan, N., Orhon D. and Sözen, S., 1993., Tek çamurlu nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerinin tasarım esasları., *SKKD.*, 3,(2), 73.
28. Orhon, D., Hanhan, O., Görgün, E. and Sözen, S., 1998., A unified basis for the design of nitrogen removal activated sludge process-The Braunschweig exercise., *Wat.Sci.Tech.*, 38,(1), 227.
29. Wentzel, M.C., Ekama, G.A. and Marais, G.V.R.,1992., Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems-a review., *Wat.Sci.Tech*,25,(6) , 59.
30. Patry, G.G. and Chapman, D., 1989.,Dynamic modeling and Expert Systems in Wastewater Engineering., Lewis Publishers, Inc., USA, p 55-85
31. Berthouex, P.M.,Lai, W. and Darjatmoko, A., 1989., Statistics-based approach to wastewater treatment plant operations., *Journal of Env.Eng.*, 115, (3), 650.
32. James, A., 1978.,Mathematical models in water pollution control., John Wiley & Sons Ltd., Great Britain, p 23-88
33. Reichert,P.,1994., Aquasim-a tool for simulation and data analysis of aquatic systems *Wat.Sci.Tech*, 30 , (2), 21.
34. Andrews, J.F., 1994., Modeling and Simulation of wastewater treatment processes., *Wat.Sci.Tech.*, 28,(11), 141.
35. Andrews, J.F., 1992., Dynamics and Control of the Activated sludge Process., Technomic Publishing Company, Inc., U.S.A., p 33-105
36. Kabouris, J.C., 1997., Modeling, Instrumentation and optimization of wastewater treatment facilities., *Water Environment Research.*, 69,(4), 562.
37. Henze, M., Leslie Grady, C.P., Gujer, W., Marais, G.V.R. and Matsuo, T., 1987.,A general model for single-sludge wastewater treatment systems ., *Water Res.*,21, (5) , 505.
38. Gujer, W and Larsen,T.,1995., The implementation of biokinetics and conservation principles in ASIM., *Wat.Sci.Tech*, 31, (2), 257.
39. Grady, C.P.L., Willy, G., Henze, M., Marais, G.V.R. and Matsuo, T., 1986., A model for single sludge wastewater treatment systems., *Wat.Sci.Tech.*, 18, (1),47.
40. Baykal, B.B. and Büktel, D., 1992., Canlılığın dahil edildiği modellerle aktif çamur sistem simülasyonları., *SKKD.*, 2,(1), 29.

41. Tanthapanichakoon, W and Himmelblau, D.M., 1981., Simulation of a time dependent activated sludge wastewater treatment plant., *Water Research.*, 15, 1185.
42. Ekama, G. and Marais, G.V.R., 1977., The Activated Sludge Process. Part II- Dynamic Behaviour., *Water SA.*, 3,(1), 17.
43. Wentzel, C.M and Ekama, G.A., 1997., Principles in the design of single sludge activated sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen and phosphorus., *Water Environment Research.*, 69,(7), 1222.
44. Finsson, A., 1994., Simulation of a strategy to start up nitrification at bromma sewage plant using a model based on the IAWPRC model No.1., *Wat.Sci.Tech.*, 28,(11), 185.
45. Weijers, S.R., Kok, J.J., Preisig, H.A., Buunen, A. and Wouda, T.W.M., 1996., Parameter identifiability in the IAWQ model No 1 for modelling A.S.P for enhanced nitrogen removal ., *Computers chem.Eng.*, 20, Suppl, 1455.
46. Grau, P., Henze, M., Elmaleh, S., Grady, C.P and Gujer, W., 1995., Recommended notation for use in the description of biological wastewater treatment process., *Wat.Sci.Tech.*, 31,(2), 267.
47. Watson, B., Rupke, M., Takacs, I., 1997., Modelling of full-scale wastewater treatment plants: How detailed should it be?., *Water Sci. Tech.*, 30,(2), 141.
48. Daigger, G.T and Nolasco, D., 1995., Evaluation and design of full-scale wastewater treatment plants using biological process models ., *Wat.Sci. Tech.*, 31,(2), 245.
49. Reichert, P. and Wild, D., 1995., The use of Aquasim for estimating parameters of activated sludge models ., *Wat.Sci.Tech* , 31, (2), 135.
50. Rauch, W., Aalderink, H., Krebs, P., Schilling, W. and Vanrolleghem, P., 1998., Requirements for integrated wastewater models-driven by receiving water objectives., 19th IAWQ Biennial Conference 21-26 June, Vancouver, Canada, p 1-8
51. Rozich, A.F., 1992., Design and operational analyses of activated sludge processes using respirometrically calibrated models., *Wat.Sci.Tech.*, 26,(3), 753.
52. Vanrolleghem, P.A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P. and Takacs, I., 1999., Estimating (Combinations of) Activated Sludge Model No.1 Parameters and Components by Respirometry., *Wat.Sci.Tech.*, 39,(1), 195.
53. Spanjers, H. and Vanrolleghem, P., 1995., Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge., *Wat.Sci.Tech.*, 31,(2), 105.

68. Gabaldon, C., Ferrer, J., Seco, A. and Marzal, P., 1998., A software for the integrated design of wastewater treatment plants., *Environmental Modelling & Software.*, 13,(1), 31.
69. Çokgör, E.U., Sözen, S., Orhon, D. and Henze, M., 1998., Respiriometric Analysis of activated sludge behaviour-I. Assesment of the readily biodegradable substrate *Wat.Res.*, 32, (2), 461.
70. Sözen, S., Çokgör, E.U., Orhon, D. and Henze, M., 1988., Respiriometric Analysis of activated sludge behaviour-II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions *Wat.Res.*, 32, (2), 476.
71. Kristensen, G.H., Jorgensen, P.E. and Henze, M., 1992., Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by aur, nur and our., *Wat.Sci.Tech.*, 25,(6), 43.
72. Chang, J., Chudoba, P. and Capdeville, B., 1993., Determination of the maintenance requirements of activated sludge., *Wat.Sci.Tech.*, 28,(7), 139.
73. Kao, J.J., Brill, E.D., Pfeffer, J.T. and Geselbracht, J.J., 1993., Computer based environment for wastewater treatment plant design., *Journal of Env.Eng.*, 119, (5), 931.
74. Nielsen, P.H., Raunkjaer, K., Norsker, N.H., Jensen, N.A. and Jacobsen, T.H., 1992., Transformation of wastewater in sewer systems-A review., *Wat.Sci.Tech.*, 25,(6), 17.
75. Lessard, P. and Beck, M.B., 1994., Dynamic Modelling of the activated sludge process : A case study., *Water Res.*, 27, (6), 963.
76. Lessard, P. and Beck, M.B., 1994., Dynamic Modelling of wastewater treatment processes : Its current status ., *Environ.Sci.Technol.*, 25, (1), 30.
77. Frey, W., 1992., A comparsion of different aeration systems., *Wat.Sci.Tech.*, 25,(4), 143.
78. Rees, J.T. and Skelet, C.F., 1974., Performance of a Passavant Mammoth Aeration plant., *Special Report, Bath corporation*, p 1-12