

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ATIKSU ARITIM TESİSLERİNİN MODEL ÖNGÖRMELİ
KONTROLÜ**

Evrım AKYÜREK

KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ANKARA

2009

Her hakkı saklıdır

“Sevgili anneme ve babama ithaf ediyorum.”

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ATIKSU ARITIM TESİSLERİNİN MODEL ÖNGÖRMELİ KONTROLÜ

Evrin AKYÜREK

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Rıdvan BERBER
Eş-Danışman: Yrd. Doç. Dr. Erdal KARADURMUŞ

Çevresel sorunlara olan ilginin artması ile atık su arıtım tesislerinin kontrolü ve uygun işletimi üzerine yapılan çalışmaların önemi de artmıştır. Yüzey sularındaki kirlenmenin denetim altına alınabilmesi büyük oranda atık su arıtım tesislerinin etkin yönetim ve işletimine bağlıdır. Bu çalışma kapsamında farklı aktif çamur modelleri kullanılarak üç farklı inceleme gerçekleştirilmiştir. İlk olarak aktif çamur prosesinde çözülmüş oksijen kontrolü için kontrol stratejileri karşılaştırması yapılmıştır. İkinci kısımda ardışık kesikli reaktörde proses çevrim süresinin optimizasyonu gerçekleştirilmiştir. Son kısımda ise ASM3C modeli kullanılarak konvansiyonel sistemde toplam azot ve çözülmüş oksijen kontrolü yapılmıştır.

Aktif çamur prosesi karmaşık, doğrusal olmayan ve çok değişkenli bir yapıya sahiptir ve kontrolü zordur. Atık su arıtma sisteminin iyi bir şekilde denetiminin gerçekleştirilmesi için etkin kontrol stratejileri kullanmak gerekir. Çalışmanın ilk kısmında aktif çamur prosesi kullanılarak altı farklı kontrol stratejisi karşılaştırılmıştır. Bunlar, PID kontrol, Model Öngörmeli Kontrol (MPC), Yapay Sinir Ağı temelli Model Öngörmeli Kontrol (NN-MPC), NARMA-L2 (*Nonlinear Autoregressive-Moving Average*) kontrol ve SQP (*Sequential Quadratic Programming*) kontrolüdür. Kontrol stratejileri set noktasını yakalama zamanı, aşma, IAE (*Integral Absolute Error*) ve ISE (*Integral Square Error*) performans kriterleri kullanılarak karşılaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlarda NARMA-L2 ve SQP kontrol stratejilerinin diğerlerine göre daha iyi sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir.

Enerji kaynaklarının tükenmesi ve çevresel sorunlara olan ilginin artması ile enerjinin verimli kullanımı ve atık su arıtım tesislerinin daha ekonomik çalıştırılması hem akademik hem de endüstriyel anlamda önem kazanmaktadır. Çalışmanın bu kısmında ardışık kesikli reaktörde (SBR) biyolojik atık su arıtımı için proses çevrim süresinin optimizasyonu gerçekleştirilmiş ve bu sayede toplam havalandırma süresi kısaltılarak enerji tasarrufu sağlanmış ve sistem kapasitesi artırılmıştır. Sistemin tanımlanmasında Aktif Çamur Modeli (ASM3) ve Takacs çökme hızı modeli kullanılmıştır. Çıkış akışındaki kimyasal oksijen ihtiyacı (COD), askıda katı madde ve çözülmüş oksijen derişimleri sınır koşulları olarak alınmıştır. Optimizasyon problemi SQP algoritması kullanılarak çözülmüş; oksijen kütle aktarım hızı, besleme, havalandırma ve çöktürme süreleri farklı senaryolar kullanılarak elde edilmiştir. Bulunan sonuçlar SBR reaktör kullanılan atık su arıtım tesislerinin işletimi ve işletme maliyetlerinin azaltılması konularında önemli ipuçları vermektedir.

Yüksek organik karbon miktarına sahip aşırı çamurun uzaklaştırılması sorunu biyolojik atık su arıtım tesisleri için her geçen gün daha da büyümektedir. Bu nedenle çalışmanın son kısmında ASM3-Karbon ile Takacs çökme hızı modeli konvansiyonel bir aktif çamur prosesinin tanımlanmasında kullanılmış ve atık çamurdaki organik karbon derişimi hal değişkeni olarak elde edilmiştir. Yapılan benzetim çalışmaları sonucunda organik karbon oranının diğer hal değişkenleri ile olan ilişkisi elde edilmiştir. Tanımlanan bu modele MPC ve SQP algoritması uygulanarak çözülmüş oksijen ve toplam azot kontrolü gerçekleştirilmiştir. Kontrol çalışmasının üzerine gelecekte eklenebilecek olan bir optimizasyon algoritması ile giriş atık su değerleri ele alınarak ve atık çamurdaki organik karbon derişimi sınırlama olarak kabul edilip sistemde gerekli olan set noktası belirlenebilir.

Mart 2009, 143 sayfa

Anahtar Kelimeler: Aktif Çamur Prosesi, MPC kontrol, NN-MPC kontrol, NARMA-L2 kontrol, SQP (Sequential Quadratic Programming), SBR (Ardışık Kesikli Reaktör), Optimizasyon

ABSTRACT

Master Thesis

MODEL PREDICTIVE CONTROL OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS

Evrin AKYÜREK

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Science
Department of Chemical Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Rıdvan BERBER
Co-Supervisor: Asst. Prof. Dr. Erdal KARADURMUŞ

Studies mainly involving control and operations of wastewater treatment plant (WWTP) are gaining widespread interest due to increasing concern about environmental issues. Eliminating the pollution of surface waters mainly depends on effective control and operation of WWTPs. Stemming from this need, three simulation studies have been conducted within the context of process systems engineering in WWTPs.

Activated sludge process involves complex physical, biological and chemical processes which exhibit non linear behaviour and thus controlling a wastewater treatment plant is a difficult task. In the first section of this study six control strategies; PID control, Model Predictive Control (MPC) with linear model, MPC with non-linear model, Nonlinear Autoregressive-Moving Average (NARMA-L2) control, Neural Network Model Predictive Control (NN-MPC) and optimal control with sequential quadratic programming (SQP) algorithm were comparatively evaluated via simulation of activated sludge wastewater treatment process. Controller performance assessment was based on rise time, overshoot, Integral Absolute Error (IAE) and Integral Square Error (ISE) performance criteria. It was concluded consequently that NARMA-L2 controller and optimal control with SQP would outperform the others in achieving the specified objective.

As energy resources diminish and environmental concerns grow, energy efficient and economical operation of WWTPs receive increasing attention from academic as well as industrial standpoint. Optimization of batch cycle time in a sequencing batch reactor (SBR) for biological wastewater treatment process was carried out in the second part of this study in order to shorten the total operation time so that the cost of aeration be decreased and treatment capacity be increased while meeting the effluent discharge regulations. Activated Sludge Model (ASM3) and Takacs settling velocity model were used to describe the process, which involves three major period's namely feeding, aeration and settling, followed by a withdrawal period. Chemical oxygen demand, suspended solid and dissolved oxygen concentrations in treated wastewater were taken into account as hard constraints in order to achieve the required treatment. Optimization problem was solved by a SQP strategy and optimal values of feeding time, aeration time, settling time, and oxygen mass transfer rate were determined for five different scenarios. The results obtained through simulations indicated that the use of process systems engineering tools such as described can provide very useful hints for considerable savings in operation time and cost of SBRs.

High organic carbon content in the waste sludge being removed from the WWTPs gradually becomes a big problem as the amount of sludge accumulates around the treatment plants and regulations on solid disposal get stricter. In the attempt to tackle this problem, a conventional activated sludge system was described with ASM3-Carbon and Takacs settling velocity model in order to find the organic carbon in waste sludge as state variable. Relationship between the organic carbon in the waste sludge and the other parameters were found during the simulations. SQP and MPC algorithm were evaluated via simulation of activated sludge wastewater treatment process for dissolved oxygen and total nitrogen concentrations in the aeration tank. With using these results, in the future a new optimization algorithm can be added to the system in order to find the required set point value which is needed by the system.

March 2009, 143 pages

Key Words: Activated Sludge Process, MPC control, NN-MPC control, NARMA-L2 control, SQP (Sequential Quadratic Programming), SBR (Sequencing Batch Reactor), Optimization

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimin süresince çalışmalarımı yönlendiren, araştırmalarımın her aşamasında bana bilgi ve deneyimleri ile yol gösteren danışman hocam sayın Prof. Dr. Rıdvan BERBER'e (Ankara Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü) teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam süresince sonsuz desteğini gördüğüm, bana hocalık ve ablalık yapan, her sorunumda yanımda olan Dr. İlknur ATASOY EMRE'ye, engin fikirleri ve tecrübeleri ile yetişme ve gelişmeye katkıda bulunan Dr. Mehmet YÜCEER'e, tecrübeleriyle bana her konuda yardımcı olan eş-danışmanım Yrd. Doç. Dr. Erdal KARADURMUŞ'a (Hitit Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü), bana dostluk ve arkadaşlık eden gurup arkadaşım Araştırma Görevlisi Eda SEMİZER'e şükranlarımı sunarım.

Yaşadığım sevinçleri, sıkıntıları ve hayatı paylaştığım dostlarım Başak KARATEKİN, Özge Deniz YILMAZ ve Nihan KARAKOÇ'a her zaman yanımda oldukları ve sonsuz arkadaşlıkları için teşekkür ederim.

Hayatımın her aşamasında maddi, manevi her konuda beni destekleyen, hep yanımda olan annem Hatice AKYÜREK, babam Şaban AKYÜREK, ablam Özlem AKYÜREK ERKAN ve ağabeyim Serkan ERKAN'a sonsuz şükranlarımı sunarım.

Evrin AKYÜREK

Ankara, Mart 2009

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER DİZİNİ	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiv
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER.....	4
2.1 Türkiye’de Su Durumu, Atık Su Arıtımı ve Bunlarda Kullanılan Prosesler	4
2.2 Atık Su Özellikleri ve İlgili Parametreler	7
2.2.1 Fiziksel özellikler	7
2.2.2 Kimyasal özellikler	7
2.2.3 Biyolojik özellikler	9
2.3 Aktif Çamur Prosesi, Proses Mikrobiyolojisi ve Biyolojik Atık Su Arıtımı.....	9
2.4 Aktif Çamur Modelleri	11
2.5 İkincil Çöktürücü ve Çökme Teorisi.....	12
2.6 Kontrol Yöntemleri.....	14
2.7 Optimizasyon	14
3. KURAMSAL TEMELLER.....	15
3.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması.....	15
3.1.1 PID kontrol	15
3.1.2 MPC (Model öngörmeli kontrol).....	15
3.1.3 NN- MPC (Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol).....	17
3.1.4 NARMA-L2 kontrol.....	19
3.1.5 SQP kontrol	21
3.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu	25
3.2.1 ASM3 modeli	25
3.2.1.1 Bileşenlerin tanımlanması	27

3.2.1.2 Proseslerin tanımlanması	29
3.2.2 Çöktürme modelleri	31
3.2.2.1 Vesilind çökme hızı modeli	32
3.2.2.2 Vitasovic çöktürme modeli	33
3.2.2.3 Takacs çökme hızı modeli	34
3.2.3 Ardışık kesikli reaktör	35
3.2.2 SQP algoritması	36
3.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü	38
3.3.1 ASM3-C modeli	38
3.3.1.1 Bileşenlerin tanımlanması	38
3.3.1.2 Proseslerin tanımlanması	39
3.3.2 Takacs çökme hızı modeli	39
3.3.3 Konvansiyonel sistem	40
3.3.4 Model öngörmeli ve SQP kontrol	41
4. KAYNAK ARAŞTIRMASI	42
4.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması	42
4.1.1 Aktif çamur sisteminin kullanıldığı kontrol çalışmaları	42
4.1.2 Değerlendirme	43
4.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu	44
4.2.1 Ardışık kesikli reaktör ile gerçekleştirilen çalışmalar	44
4.2.2 Değerlendirme	46
4.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü	47
4.3.1 ASM modelleri kullanılarak yapılan kontrol çalışmaları	48
4.3.2 Değerlendirme	50
5. MODELLEME BENZETİM VE KONTROL	53
5.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması	53
5.1.1 Proses model	53
5.1.2 Benzetim çalışması	54

5.1.3 Uygulanan kontrol stratejileri	56
5.1.3.1 PID kontrol	57
5.1.3.2 MPC (Model öngörmeli kontrol)	58
5.1.3.3 NN-MPC (Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol).....	59
5.1.3.4 NARMA-L2 kontrol.....	60
5.1.3.5 SQP kontrol	61
5.1.3.6 Kontrol edici performans kriterleri	62
5.1.4 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması.....	62
5.1.5 SQP kontrol ile sistemin filtreye yaklaştırılarak kontrol edilmesi	64
5.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu	68
5.2.1 Proses modeli	68
5.2.1.1 ASM3 modeli proses ve oluşma/yok olma hızları	69
5.2.1.2 Çöktürücü ve modellenmesi.....	71
5.2.1.3 Besleme periyodu için proses modeli.....	72
5.2.1.4 Havalandırma periyodu için proses modeli.....	74
5.2.1.5 Çöktürme periyodu için proses modeli	75
5.2.1.6 Boşaltma periyodu için proses modeli.....	77
5.2.2 Benzetim çalışması	78
5.2.2.1 İşletmeye alma dönemi benzetim çalışması	80
5.2.2.2 Şartlandırma dönemi benzetim çalışması.....	84
5.2.3 Optimizasyon	89
5.2.3.1 Optimizasyon problemi	89
5.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü	96
5.3.1 Proses modeli	96
5.3.1.1 ASM3C modeli proses ve oluşma/yok olma hızları.....	96
5.3.1.2 Havalandırma havuzu etrafında yazılan kütle korunum denklemleri	97
5.3.1.3 İkincil Çöktürücü ve Modellenmesi	98
5.3.2 Benzetim çalışması	100
5.3.2.1 İşletmeye alma dönemi benzetim çalışması	104
5.3.2.2 Şartlandırma dönemi benzetim çalışması.....	105

5.3.3 Atık çamurda bulunan organik karbon miktarının diğer hal değişkenleri ile ilişkisi	110
5.3.3.1 $k_L a$ 'nin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi.....	110
5.3.3.2 Çamur alım oranının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi	113
5.3.3.3 Çamur geri çevrim oranının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi.....	115
5.3.3.4 Giriş akışındaki substrat derişiminin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi.....	117
5.3.3.5 Giriş akışının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi.....	118
5.3.3.6 Havalandırma havuzu hacminin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi.....	120
5.3.4 Uygulanan kontrol stratejileri	122
5.3.5 Çözünmüş oksijen kontrolü	122
5.3.5.1 MPC (Model öngörmeli kontrol).....	123
5.3.5.2 SQP kontrol	123
5.3.5.3 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması.....	124
5.3.6 Toplam azot kontrolü	126
5.3.6.1 MPC (Model öngörmeli kontrol).....	126
5.3.6.2 SQP kontrol	127
5.3.6.3 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması.....	127
6. SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME	129
6.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması.....	129
6.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu	131
6.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü	134
KAYNAKLAR	139
ÖZGEÇMİŞ.....	143

SİMGELER DİZİNİ

ADM1	Havasız Çürütme Modeli No.1 (<i>Anaerobic Digestion Model No.1</i>)
ASM1	Aktif Çamur Modeli No.1 (<i>Activated Sludge Model No.1</i>)
ASM2	Aktif Çamur Modeli No.2 (<i>Activated Sludge Model No.2</i>)
ASM2d	Aktif Çamur Modeli No.2d (<i>Activated Sludge Model No.2d</i>)
ASM3	Aktif Çamur Modeli No.3 (<i>Activated Sludge Model No.3</i>)
ASM3C	Aktif Çamur Modeli No.3 Karbon (<i>Activated Sludge Model No.3 Carbon</i>)
BFGS	<i>Broyden, Fletcher, Goldfarb and Shanno</i>
BSM1	Benchmark Simulasyon Modeli No.1 (<i>Benchmark simulation Model No.1</i>)
BSM2	Benchmark Simulasyon Modeli No.2 (<i>Benchmark simulation Model No.2</i>)
COD	Kimyasal Oksijen İhtiyacı (<i>Chemical Oxygen Demand</i>)
COD _{eff}	Çıkış Akışındaki Kimyasal Oksijen İhtiyacı (<i>Chemical Oxygen Demand-Effluent</i>)
DMC	<i>Dynamic Matrix Control</i>
DMRAC	<i>Direct Model Reference Adaptive Control</i>
DO	Çözünmüş Oksijen (<i>Dissolved Oxygen</i>)
DOC	Çözünmüş Organik Karbon (<i>Dissolved Organic Carbon</i>)
DO _{eff}	Çıkış Akışındaki Çözünmüş Oksijen (<i>Dissolved Oxygen-Effluent</i>)
DSİ	Devlet Su İşleri
GKT	Geri Karıştırmalı Tank
IAE	Tümlenik Mutlak Hata Ölçütü (<i>Integral Absolute Error</i>)
ISE	Tümlenik Karesel Hata Ölçütü (<i>Integral Square Error</i>)
IWA	Uluslararası Su Birliği (<i>International Water Association</i>)
<i>J</i>	Amaç Fonksiyonu
<i>k_{La}</i>	Oksijen Kütle Aktarım Katsayısı
LQC	<i>Linear Quadratic Control</i>
M	Kontrol Ufku (<i>Control Horizon</i>)
MLVSS	<i>Mixed Liquor Volatile Suspended Solid</i>

MPC	Model Öngörmeli Kontrol (<i>Model Predictive Control</i>)
NARMA-L2	<i>Nonlinear Auto Regressive Moving Average</i>
NMPC	<i>Non-linear Model Predictive Control</i>
NN-MPC	Yapay Sinir Ağı Temelli Model Öngörmeli Kontrol (<i>Neural Network Model Predictive Control</i>)
NPC	<i>Non-linear Predictive Control</i>
OUR	Oksijen Tüketim Hızı (<i>Oxygen Uptake Rate</i>)
P	Tahmin Ufku (<i>Prediction Horizon</i>)
P Kontrol	Oransal Kontrol (<i>Proportional Control</i>)
PAO	<i>Phosphorus Accumulating Organisms</i>
PI Kontrol	Oransal Integral Kontrol (<i>Proportional Integral Control</i>)
PID Kontrol	Oransal Integral Türev Kontrol (<i>Proportional Integral Derivative Control</i>)
POC	Parçacık Organik Karbon (<i>Particulate Organic Carbon</i>)
r	İkincil çöktürücünün altından sisteme beslenen katı-sıvı karışımının debisinin giriş akışı debisine oranı
QP	<i>Quadratic Programming</i>
S _{ALK}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Atık suyun alkalitesi)
SBR	Ardışık Kesikli Reaktör (<i>Sequential Batch Reactor</i>)
S _I	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (İnert çözülebilir organik madde)
S _{N2}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Diazot)
S _{NH4}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Amonyum ve amonyak azotu)
S _{NOX}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Nitrat ve nitrit azotu)
S _{O2}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Çözünmüş oksijen)
SQP	<i>Sequential /Successive Quadaratic Programming</i>
SS	Askıda Katı Madde (<i>Suspended Solid</i>)
S _S	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik madde)
SS _{eff}	Çıkış Akışındaki Askıda Katı Madde (<i>Suspended Solid-Effluent</i>)
t _a	Havalandırma Süresi (<i>Aeration Time</i>)
t _f	Besleme Süresi (<i>Feeding Time</i>)
t _i	Boşaltma Süresi (<i>Idle Time</i>)

TDL	<i>Tapped Delay Line</i>
TN	Toplam Azot (<i>Total Nitrogen</i>)
TOC	Toplam Organik Karbon (<i>Total Organic Carbon</i>)
t_s	Çöktürme Süresi (<i>Settling Time</i>)
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
X_A	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Nitrifiye edici organizmalar)
X_H	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Heterotrofik organizmalar)
X_I	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (İnert parçacık organik madde)
X_S	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat)
X_{SS}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Toplam askıda katı madde)
X_{STO}	ASM3 ve ASM3C model bileşeni (Heterotrofik organizmaların hücre içsel depo ürünü)
β	Sistemden deşerj edilen atık çamur debisinin sistemden çıkan toplam debiye oranı

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Türkiye’de yıllara göre atık su arıtma tesisi sayısı (www.tuik.gov.tr)	5
Şekil 2.2 Türkiye’de yıllara göre atık su arıtma tesislerinde arıtılan atık su miktarları (www.tuik.gov.tr)	5
Şekil 2.3 Türkiye’de yıllara göre deşarj edilen atık su, atık su arıtma tesislerinin kapasitesi ve arıtılan atık su miktarları (www.tuik.gov.tr)	6
Şekil 2.4 Aktif çamur prosesi	10
Şekil 3.1 Model öngörmeli kontrol	16
Şekil 3.2 Sistem tanımlama	18
Şekil 3.3 Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol	19
Şekil 3.4 NARMA-L2 kontrol edici	21
Şekil 3.5 ASM3 ve ASM3C modellerinin dönüşüm prosesleri	25
Şekil 3.6 Ardışık kesikli reaktör (SBR)	35
Şekil 3.7 Konvansiyonel aktif çamur prosesi	40
Şekil 5.1 Proses akım şeması	53
Şekil 5.2 Atık su arıtım tesisinin şematik diyagramı	55
Şekil 5.3 İşletmeye alma dönemi benzetimi	55
Şekil 5.4 PID kontrol edici	57
Şekil 5.5 Doğrusal model kullanan MPC kontrol edici	58
Şekil 5.6 Doğrusal olmayan model kullanan MPC kontrol edici	59
Şekil 5.7 Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol	59
Şekil 5.8 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması	63
Şekil 5.9 $\tau = 0.1$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat)	65
Şekil 5.10 $\tau = 0.2$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat)	65
Şekil 5.11 $\tau = 0.1$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat, havalandırma hızı üst sınır değeri 90 saat^{-1})	66
Şekil 5.12 $\tau = 0.1$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat, havalandırma hızı üst sınır değeri 100 saat^{-1})	67
Şekil 5.13 Ardışık kesikli reaktör için fazların gösterimi	68
Şekil 5.14 Çöktürücü modeli (Takacs <i>et al.</i> 1991)	71
Şekil 5.15 Ardışık kesikli reaktörde besleme fazı	72

Şekil 5.16 Ardışık kesikli reaktörde havalandırma fazı	74
Şekil 5.17 Ardışık kesikli reaktörde çöktürme fazı.....	75
Şekil 5.18 Ardışık kesikli reaktörde boşaltma fazı	77
Şekil 5.19 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde çözünmüş oksijen dinamiği	81
Şekil 5.20 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde hal değişkenlerinin zamanla değişimi (çözünebilir bileşenler)	82
Şekil 5.21 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde hal değişkenlerinin zamanla değişimi (parçacık bileşenler).....	82
Şekil 5.22 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde MLVSS derişiminin zamanla değişimi	83
Şekil 5.23 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde heterotrofik ve ototrofik bakterilerin üremeleri	83
Şekil 5.24 Şartlandırma döneminde çözünmüş oksijen dinamiği	85
Şekil 5.25 Şartlandırma döneminde MLVSS derişiminin zamanla değişimi	86
Şekil 5.26 Şartlandırma döneminde COD derişiminin zamanla değişimi	86
Şekil 5.27 Şartlandırma döneminde Heterotrofik ve Ototrofik bakterilerin zamanla değişimi	87
Şekil 5.28 SQP için algoritma.....	90
Şekil 5.29 Farklı senaryolar için çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi	93
Şekil 5.30 Çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için).....	93
Şekil 5.31 Substrat derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)	94
Şekil 5.32 MLVSS derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için).....	94
Şekil 5.33 COD derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için).....	95
Şekil 5.34 Askıda katı madde derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)	95
Şekil 5.35 Aktif çamur sistemi.....	96
Şekil 5.36 İkincil çöktürücü modeli (Takacs <i>et al.</i> 1991).....	99
Şekil 5.37 İşletmeye alma dönemi benzetimi (çamur geri döngü).....	104
Şekil 5.38 İşletmeye alma dönemi benzetimi (arıtılmış su, çözünebilir bileşenler)	104
Şekil 5.39 Şartlandırma dönemi benzetimi (çamur geri döngü)	105
Şekil 5.40 Şartlandırma dönemi benzetimi (arıtılmış su, çözünebilir bileşenler).....	106
Şekil 5.41 Çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi.....	106
Şekil 5.42 Heterotrofik ve ototrofik bakteri derişiminin zamanla değişimi.....	107

Şekil 5.43 MLVSS derişiminin zamanla değişimi.....	107
Şekil 5.44 Toplam organik karbon derişiminin zamanla değişimi	108
Şekil 5.45 Askıda katı madde derişiminin zamanla değişimi	108
Şekil 5.46 k_{La} değerinin sistemden atılan atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi.....	111
Şekil 5.47 k_{La} değerinin sistemden atılan atık çamurdaki hal değişkenlerine etkisi	113
Şekil 5.48 Sistemden alınan atık çamur oranının atık çamurdaki organik karbona etkisi	114
Şekil 5.49 Çamur geri çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi	116
Şekil 5.50 Giriş akışındaki substrat miktarının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi.....	117
Şekil 5.51 Giriş akışı debisinin atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi.....	119
Şekil 5.52 Havalandırma havuzu hacminin atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi.....	121
Şekil 5.53 MPC kontrol edici.....	123
Şekil 5.54 Çözünmüş oksijen kontrolü için kontrol edicilerin karşılaştırılması	125
Şekil 5.55 MPC kontrol edici.....	127
Şekil 5.56 Toplam azot kontrolü için kontrol edicilerin karşılaştırılması.....	128

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1 Tabakalara bölünmüş ikincil çöktürücü modeli akışların özetlenmesi.....	33
Çizelge 5.1 Aktif çamur prosesinde hal değişkenlerinin işletmeye alma dönemi sonundaki durumu	56
Çizelge 5.2 NN-MPC ve NARMA-L2 kontrol için kullanılan parametreler.....	60
Çizelge 5.3 Kontrol edicilerin IAE, ISE değerleri ve set-noktasını yakalama zamanları	64
Çizelge 5.4 Kontrol edicilerin CPU süreleri	67
Çizelge 5.5 ASM3 ve Takacs çökme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs <i>et al.</i> 1991 and Henze <i>et al.</i> 2002).....	78-79
Çizelge 5.6 Giriş atık su değerleri (Henze <i>et al.</i> 2002).....	79
Çizelge 5.7 Hal değişkenlerinin şartlandırma dönemi sonundaki durumları	87-88
Çizelge 5.8 Parçacık bileşenlerin çöktürme fazı sonundaki durumu	88
Çizelge 5.9 Farklı senaryolar için optimizasyon sonuçları	91
Çizelge 5.10 ASM3C ve Takacs çökme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs <i>et al.</i> 1991 and Henze <i>et al.</i> 2002).....	101-102
Çizelge 5.11 Giriş atıksu değerleri (Henze <i>et al.</i> 2002).....	102
Çizelge 5.12 Açık döngü benzetim sonucu bulunan bileşen derişimleri	109
Çizelge 5.13 Çöktürme havuzundaki bileşenlerin açık döngü benzetim sonuçları	109
Çizelge 5.14 k_1a değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi	111-112
Çizelge 5.15 Atık çamur oranının (β) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi.....	114-115
Çizelge 5.16 Çamur geri çevrim oranının (r) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi.....	116-117
Çizelge 5.17 Substrat değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi	118
Çizelge 5.18 Giriş akışı debisinin (Q) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi.....	119-120
Çizelge 5.19 Havalandırma havuzu hacminin (V) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi.....	121-122

1. GİRİŞ

Su, yaşamın sağlıklı bir şekilde sürdürülmesi sağlayan insan yaşamının en önemli ihtiyaçlarından biridir. Ancak, ülkemizde ve dünyada su kaynakları her geçen gün kirlenmektedir ve atık suların akarsu, nehir ve denizlere boşaltılması ile en önemli çevre sorunlarından biri haline gelmektedir. Bu kapsamda, çevresel sorunlara olan ilginin artması ile atık su arıtım tesislerinin kontrolü ve uygun işletimi üzerine yapılan çalışmaların önemi artmıştır. Sudaki kirlilik kontrolünün verimi büyük oranda atık su arıtım tesislerinin yönetim ve işletimine bağlıdır.

Atık su arıtımı, suların çeşitli kullanımlar sonucunda atık su haline dönüşerek yitirdikleri fiziksel, kimyasal ve bakteriyolojik özelliklerinin bir kısmını veya tamamını tekrar kazanabilmek ve/veya boşaldıkları alıcı ortamın doğal fiziksel, kimyasal, bakteriyolojik ve ekolojik özelliklerini değiştirmeyecek hale getirebilmek için uygulanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemlerdir. Atık su arıtma yöntemleri temel olarak üçe ayrılır; fiziksel arıtma yöntemleri, kimyasal arıtma yöntemleri ve biyolojik arıtma yöntemleri. Değişik karakterdeki atık sular için değişik arıtma yöntemleri kullanılabilir. Evsel atık sular için genelde fiziksel ve biyolojik arıtma yöntemleri tercih edilirken endüstriyel atık suların arıtımı için kimyasal yöntemler kullanılmaktadır.

Aktif çamur prosesi, evsel atık su arıtımında ülkemizde ve dünyada yaygın olarak kullanılan bir prosestir. Biyolojik doğasından dolayı proses temel biyolojik davranış mekanizmaları ile karakterize edilir. Aktif çamur prosesinde çeşitli mikroorganizmaların, başlıca bakterilerin kullanımı ile karbonlu bileşiklerin giderilmesi; çöktürülemeyen katı parçacıkların birleşerek çökmesinin sağlanması ve organik madde kararlılığı biyolojik olarak gerçekleştirilmektedir.

Tez kapsamında aktif çamur prosesinde farklı aktif çamur modelleri kullanılarak üç farklı inceleme gerçekleştirilmiştir. İlk olarak aktif çamur prosesinde çözünmüş oksijen kontrolü için kontrol stratejileri karşılaştırması yapılmıştır. İkinci kısımda ardışık kesikli reaktörde proses işletim süresinin optimizasyonu gerçekleştirilmiştir. Son kısımda ise Aktif Çamur Modeli No.3 Karbon (ASM3C, *Activated Sludge Model No.3 Carbon*)

modeli kullanılarak konvansiyonel sistemde toplam azot ve çözünmüş oksijen kontrolü yapılmıştır.

Atık su arıtma sisteminin iyi bir şekilde denetiminin gerçekleştirilmesi için etkin kontrol stratejileri kullanmak gerekir. Tez kapsamında birinci kısım olan aktif çamur prosesinde çözünmüş oksijen kontrolü için kontrol stratejilerinin karşılaştırılmasında altı farklı kontrol yöntemi değerlendirilmiştir. Bunlar, PID kontrol, Model Öngörmeli Kontrol (MPC, *Model Predictive Control*), Yapay Sinir Ağı temelli Model Öngörmeli Kontrol (NN-MPC, *Neural Network Model Predictive Control*), NARMA-L2 (*Nonlinear Autoregressive Moving Average*) kontrol ve SQP (*Sequential / Successive Quadratic Programming*) kontrolüdür. Literatürde aktif çamur prosesi için yapılmış kapsamlı bir kıyaslamalı kontrol çalışması bulunmamaktadır. Bu amaçla bahsedilen bu altı farklı kontrol tekniği çözünmüş oksijen kontrolü için aktif çamur prosesine uygulanmıştır. Kontrol stratejileri set noktasını yakalama zamanı, aşma, IAE (*Integral Absolute Error*) ve ISE (*Integral Square Error*) performans kriterleri kullanılarak karşılaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlarda NARMA-L2 ve SQP kontrol stratejilerinin diğerlerine göre daha iyi sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir. Ayrıca, SQP algoritması aktif çamur prosesinde filtreye yaklaştırma uygulamasıyla kullanılmış ve farklı örnekleme zamanları kullanılarak sonuçlar karşılaştırılmıştır.

Enerji kaynaklarının tükenmesi ve çevresel sorunlara olan ilginin artması ile enerjinin verimli kullanımı ve atık su arıtım tesislerinin daha ekonomik çalıştırılması hem akademik hem de endüstriyel anlamda önem kazanmaktadır. Mevcut atık su arıtım tesislerinin kullanılmamasının en önemli nedenlerinden biri yüksek enerji maliyetidir. Aktif çamur prosesinde işletme maliyetinin yaklaşık % 70'ini elektrik giderleri oluşturur. Tez kapsamında ardışık kesikli reaktörde (SBR, *Sequencing Batch Reactor*) işletim süresi optimizasyonu başlıklı çalışmada, havalandırma havuzunda yer alan proseslerden oluşan aktif çamur modeli ile çökme hızı modeli birleştirilmiş ve ardışık kesikli reaktör için dinamik bir model oluşturulmuştur. Çalışmadaki amaç maksimum verim ile minimum havalandırma süresinin bulunmasıdır. Bu amaçla SQP (*Sequential / Successive Quadratic Programming*) algoritması proses işletim periyodu süresinin optimize edilmesinde kullanılmıştır. Optimizasyonda, çıkış akışındaki kimyasal oksijen

ihtiyacı (COD, *Chemical Oxygen Demand*), askıda katı madde (SS, *Suspended Solid*) ve çözülmüş oksijen derişimleri sınır koşulları olarak düşünölmüş, atık su arıtım tesisi deşarj sınırları Çevre Orman Bakanlığının ilgili yönetmeliğinden alınmıştır. Optimizasyonda oksijen kütle aktarım hızı ($k_L a$), besleme, havalandırma ve çöktürme süreleri farklı senaryolar kullanılarak elde edilmiştir. Bulunan sonuçlar ardışık kesikli reaktör kullanılan atık su arıtım tesislerinin işletimi ve işletme maliyetlerinin azaltılması konularında önemli ipuçları vermektedir. Elde edilen sonuçlarda toplam havalandırma süresi kısaltılarak enerji tasarrufu sağlanmış ve sistem kapasitesi arttırılmıştır.

Aktif çamur prosesinden deşarj edilen atık çamurdaki organik karbon miktarının fazla olması atık su arıtım tesislerinin işletilmesinde büyük bir sorun oluşturmaktadır. Çalışmanın son kısmında toplam organik karbon (TOC, *Total Organic Carbon*) birimleri ile tanımlanmış aktif çamur modeli konvansiyonel sistemde havalandırma tankının modellenmesinde kullanılmış, ikincil çöktürücü için tanımlanan çökme hızı modeli ile birleştirilmiştir. Sistemden deşarj edilen atık çamurdaki organik karbon derişimi model yardımı ile sistemde hal değışkeni olarak tanımlanmıştır. Tanımlanan bu hal değışkeninin diğere parametreler ile ilişkisi incelenmiştir. Elde edilen sistem modeli çözülmüş oksijen ve toplam azot kontrolü için model öngörmeli kontrolde ve SQP algoritması kullanılarak gerçekleştirilen kontrol çalışmalarında temel olarak alınmıştır.

2. GENEL BİLGİLER

Su, insan yaşamının en önemli ihtiyaçlarından ve sürdürülebilir kalkınma için gereken en önemli kaynaklardan biridir. Dünyada bulunan toplam su miktarının yaklaşık % 3' ü tatlı, kullanılabilir sudur. Su tarım, endüstri ve teknoloji gibi birçok alanda kullanılmaktadır. Bu kısımda Türkiye'de genel su durumu verilmiş ve yüksek lisans çalışması sırasında kullanılan proses, modeller, kontrol yöntemleri ve optimizasyon konularında genel bilgi verilmiştir.

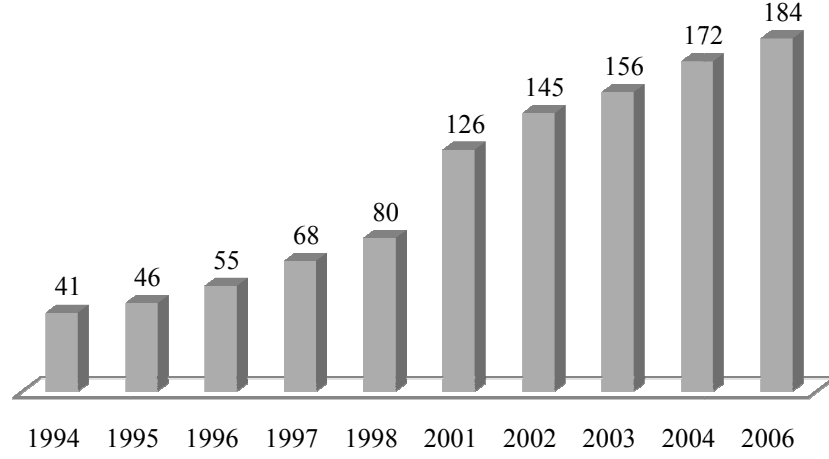
2.1 Türkiye'de Su Durumu, Atık Su Arıtımı ve Bunlarda Kullanılan Prosesler

Ülkemizde toplam kullanılabilir yer altı ve yer üstü su miktarı 112 milyar m³'tür. Türkiye su zengini bir ülke değildir ve kişi başına düşen yıllık su miktarlarına göre su azlığı yaşayan bir ülke konumundadır. 2006 yılı itibariyle kişi başına düşen toplam kullanılabilir su miktarı 1652 m³/kişi.yıl civarındadır. Türkiye İstatistik Kurumu'nun (TÜİK) tahminleri doğrultusunda Türkiye nüfusu 2030 yılında 100 milyona ulaşacaktır ve kişi başına düşen toplam kullanılabilir su miktarı 1000 m³/kişi.yıl civarına düşecektir. 1995-2002 yılları arasında yüzey ve yer altı sularından çekilen toplam su miktarı % 32.9'luk bir artış göstermiştir. Bu doğrultuda, 2003 yılında 40.3 milyar m³ olan su tüketiminin, 2030 yılında 112.0 milyar m³'e ulaşması beklenmektedir. Bu rakam Türkiye'nin toplam kullanılabilir su miktarına eşittir (DSİ in Brief 2007, www.cevreorman.gov.tr, www.tuik.gov.tr).

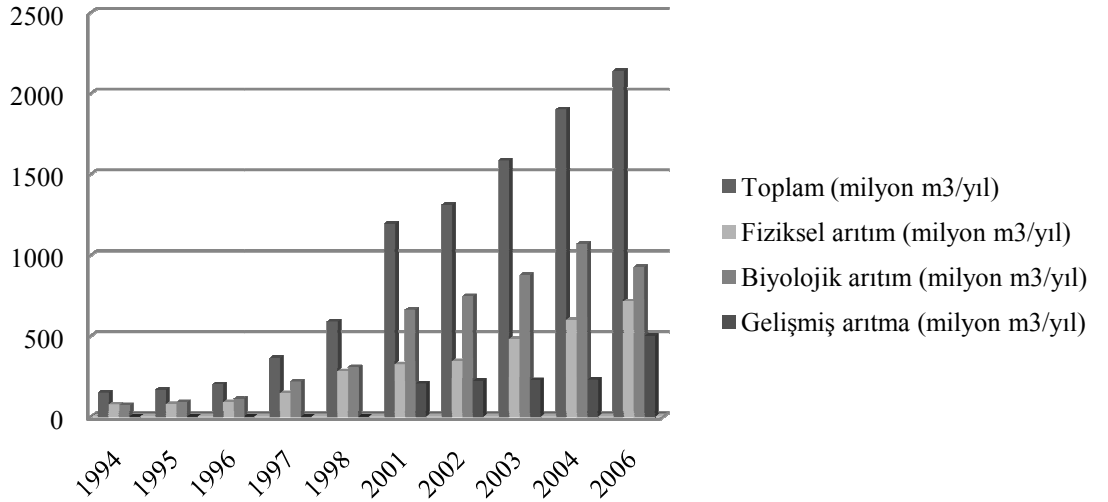
Türkiye gelişme süreci içerisinde olup, hızlı nüfus artışı, endüstriyel, kentsel ve tarımsal faaliyetler büyük ölçüde sınırlı su kaynaklarını kirletmektedir. Bu nedenle mevcut su kaynaklarının korunması, atık su arıtımı ve arıtılan suyun yeniden kullanılması büyük önem taşımaktadır.

Türkiye'de 2006 yılı itibariyle evsel atık su arıtımı bazında 184 tane atık su arıtma tesisi bulunmaktadır. Bunlardan 26 tanesi fiziksel arıtım, 135 tanesi biyolojik arıtım ve 23 tanesi ileri arıtım yapmaktadır. 2006 yılında kanalizasyon sisteminden belediyeler bazında 3367 milyon m³ atık su deşarj edilirken bu miktarın 2140 milyon m³'ü

artılmıştır ve bu artırılan miktarın 714 milyon m³'ü sadece fiziksel/birincil arıtım kullanılarak temizlenmiştir. 1994 ila 2006 yılları arasındaki atık su arıtım tesisi mevcut durumu Şekil 2.1'de ve artırılan atık su miktarları Şekil 2.2'de verilmiştir (www.tuik.gov.tr).



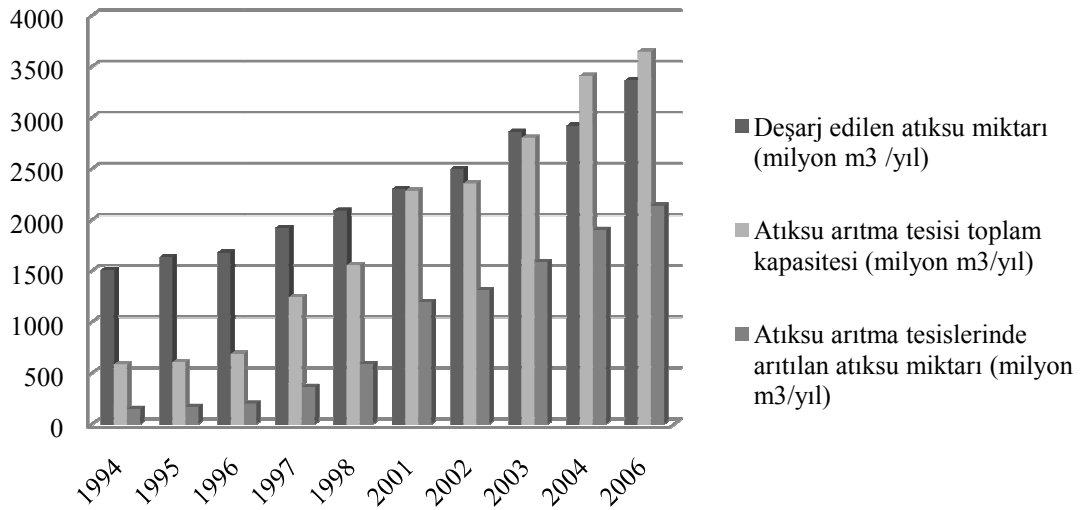
Şekil 2.1 Türkiye’de yıllara göre atık su arıtma tesisi sayısı (www.tuik.gov.tr)



Şekil 2.2 Türkiye’de yıllara göre atık su arıtma tesislerinde artırılan atık su miktarları (www.tuik.gov.tr)

Evsel atık su bazında yıllara göre deşarj edilen atık su miktarı, atık su arıtma tesisi toplam kapasitesi ve atık su arıtma tesislerinde artırılan su miktarları Şekil 2.3’te verilmiştir. 2003 yılı itibariyle toplam atık su arıtma tesislerinin kapasitesi, yıllık deşarj

edilen atık su miktarını karşılamaktadır. Fakat arıtılan su miktarı deşarj edilen atık su miktarının çok altındadır. 2006 yılında hala arıtılan su miktarı istenilen seviyeyi yakalayamamıştır. Deşarj edilen bu atık su miktarı ile arıtılan atık su arasındaki fark mevcut atık su arıtım tesislerinin çalıştırılmamasından kaynaklanmaktadır. Mevcut atık su arıtma tesislerinin çalıştırılmamasının başlıca nedenleri; yüksek enerji ve kimyasal sarfiyatları, tesisin işletilmesi için kalifiye eleman eksikliği, arıtma sistemlerinin ani yüklerle, kapasite artışlarına, debi değişikliklerine uygun olarak tasarlanmamış olmaları, bakım ve onarım hizmetlerinin yetersiz olması ve yaptırım gücü olan merkezler arasındaki koordinasyon ve iletişim eksiklikleridir.



Şekil 2.3 Türkiye’de yıllara göre deşarj edilen atık su, atık su arıtma tesislerinin kapasitesi ve arıtılan atık su miktarları (www.tuik.gov.tr)

İkincil arıtım olarak bilinen biyolojik arıtım evsel atık su arıtımında kullanılan en yaygın yöntemdir ve aktif çamur prosesi atık suyun organik yapısına bağlı olarak kullanılır. Ülkemizde kullanılan suyun % 70-75’nin tarım ve yeşil alan sulamasında, % 25-30 oranının da endüstride ve kullanım suyu olarak kullanıldığı düşünüldüğünde, kentsel atık suların arıtılmasının ve sulama suyu olarak yeniden kullanılmasının önemi daha iyi anlaşılacaktır. İyi bir şekilde dezenfekte edilmiş biyolojik arıtma çıkışı tarımsal veya yeşil alan sulamasında kullanılabilir. Ayrıca aktif çamur sistemi ile arıtılan evsel atık su yeraltına enjekte edilebilmekte veya dinlenme maksatlı kullanılan alanlara beslenebilmektedir.

2.2 Atık Su Özellikleri ve İlgili Parametreler

2.2.1 Fiziksel özellikler

Atık suda bulunan katı maddelerin derişimi, suyun sıcaklığı, pH değeri, kokusu, rengi ve bulanıklığı atık suyun en önemli fiziksel parametrelerini oluşturur.

✓ *Toplam katı madde*

Atık suda bulunan toplam katı madde, çökebilir katıları, askıda katıları ve çözünmüş katıları içerir. Toplam katı madde atık suyun belli sıcaklıkta ısıtılmasından ve içerisindeki suyun buharlaştırılmasından sonra kalan kuru kısmın ağırlığıdır. Askıda katılar kaba kirleticilerin göstergesi olup basit fiziksel arıtım yöntemleri ile arıtılabilirler.

✓ *Sıcaklık ve pH*

Sıcaklık ve pH nehirlerde ve göllerdeki bitkisel ve biyolojik hayatı etkileyen önemli parametrelerdir. Bu iki parametre, çözünmüş oksijen ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOD, *Biological Oxygen Demand*) gibi birçok kalite parametresinin değerini belirleyici rol oynar.

✓ *Koku*

Atık suda bulunan organik maddelerin bozulmasıyla oluşan gazlar kokuya neden olmaktadır.

✓ *Bulanıklık*

Suyun bulanıklık derecesi (türbiditesi), çok güvenilir olmamakla beraber suyun içerdiği katı maddenin derişimi hakkında bilgi verebilir.

2.2.2 Kimyasal özellikler

✓ *Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOD₅)*

Atık sudaki organik maddelerin biyokimyasal oksidasyonu sırasında mikroorganizmalar tarafından kullanılan çözünmüş oksijenin miktarıdır. Biyokimyasal oksidasyon yavaş bir işlemdir ve teorik tamamlanma süresi sonsuzdur.

✓ *Kimyasal Oksijen İhtiyacı (COD)*

Kimyasal oksijen ihtiyacı su numunesinin asidik ortamda kuvvetli bir kimyasal oksitleyiciyle oksitlenebilen organik madde miktarının oksijen eşdeğeri cinsinden ifadesidir. COD testi atık suların organik madde içeriğini ölçmek için yapılmaktadır. Bir atık suyun COD 'si genel olarak BOD 'sinden daha yüksektir. Çünkü biyolojik olarak oksitlenemeyen birçok bileşik kimyasal olarak oksitlenebilmektedir.

✓ *Toplam Organik Karbon (TOC)*

TOC (*Total Organic Carbon*) organik olarak bağlı karbonun bir ölçüsüdür; BOD₅'den farklı olarak, biyolojik olarak zayıf parçalanabilir bileşiklerdeki karbonu da içermektedir.

✓ *pH*

Atık sudaki hidrojen iyonu derişiminin göstergesidir. Atık suyun pH değeri biyolojik ve kimyasal arıtma işlemlerinin belirlenmesinde önemlidir. Evsel atık suyun pH değeri 7-8 arasındadır.

✓ *Alkalinite*

Atık suda alkalinite; kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum gibi elementlerin hidroksit, karbonat ve bikarbonatlarının varlığından veya amonyaktan oluşmaktadır.

✓ *Azot*

Atık sudaki mikroorganizmalar için bir besin maddesidir. Azot yeterli olmadığı durumlarda, atık suyun arıtılması için azot ilavesi gerekebilir. Evsel atık suda azot biyolojik arıtım için gerekli miktarda vardır.

✓ *Fosfor*

Atık sudaki mikroorganizmalar için bir besin maddesidir.

✓ *Klorür*

✓ *Kükürt*

Sülfat iyonu doğal olarak atık suda mevcuttur.

✓ *Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler*

Evsel atık sularda ağır metaller ve zehirli elementler bulunmaz.

✓ *Gazlar*

Evsel atık sularda bulunan gazlar; azot, oksijen, CO₂, H₂S, amonyak ve metandır. Çözünmüş oksijen, aerobik mikroorganizmaların ve diğer aerobik canlıların solunumu

için gereklidir. Atık sulardaki oksijen miktarı, mikroorganizmaların oksijen tüketimi sebebi ile çok düşüktür.

2.2.3 Biyolojik özellikler

Evsel atık sularda bulunan belirgin organizma grupları; bitkiler, hayvanlar, fungi, protozoa, virüsler, bakteriler ve algler gibi mikroorganizmalardır. Evsel atık sudaki mikroorganizmaların birçoğu insanlar ve hayvanlar için hastalık yapıcı özelliktedir. Koliform bakterileri insan atıklarından kaynaklanan kirlenmenin bir göstergesi olarak bilinir. Algler de tat ve koku problemlerine yol açmaktadır. Atık suyun arıtımı esnasında organik maddeler bakteriler aracılığıyla parçalanmaktadır.

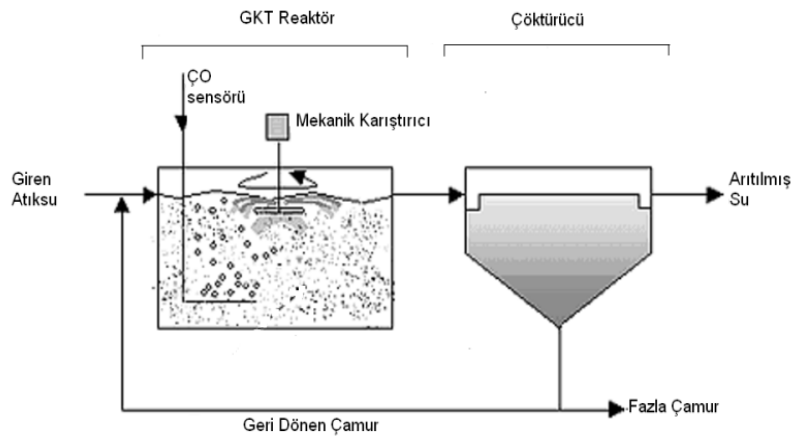
2.3 Aktif Çamur Prosesi, Proses Mikrobiyolojisi ve Biyolojik Atık Su Arıtımı

Aktif çamur prosesi atık su arıtımında yaygın olarak kullanılan bir prostedir. Biyolojik doğasından dolayı proses temel biyolojik davranış mekanizmaları ile karakterize edilir. Atık su arıtım tesislerinde aktif çamur prosesi farklı karakterizasyona sahip atık sulardaki, organik kirleticileri karbondioksit, su ve biyokütleyle dönüştürerek arıtır. Biyokütle, arıtılmış sudan ayrılıp atık çamur denilen yoğunlaştırılmış bir formda uzaklaştırılır.

Aktif çamur prosesi ilk olarak Ardern ve Lockett tarafından 1914 yılında İngiltere’de geliştirilmiştir. Proses adını havalı ortamda atığı stabilize etmeye uygun mikroorganizmaların aktif külesinden almaktadır. Mikroorganizmalar organik atığın hücre dokularına ve çeşitli gazlara dönüşümünü sağlar. Oluşan bu hücre dokuları sudan özgül ağırlık farkından yararlanılarak çöktürme yöntemi ile ayrılır.

Kanalizasyon sistemlerinden veya fabrikadan gelen atık su ilk olarak birincil çöktürücüye alınır. Birincil çöktürücüde atık su içerisindeki büyük parçaların çöktürülmesi sağlandıktan sonra atık su dengeleme havuzuna alınır. Burada atık suyun homojen olarak dağılımı ve pH dengesi sağlanır. Aktif çamur prosesi (Şekil 2.4) bu kısımdan sonra devreye girer. İlk olarak atık su sabit debi ile havalandırma havuzuna alınır.

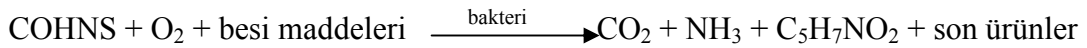
Havalandırma havuzunda çeşitli mikroorganizmalar, başlıca bakterilerin kullanımı ile organik atık kimyasal ve biyolojik dönüşüm proseslerine tabi tutulur. Havalandırma havuzunda organik atığın dönüşümünden elde edilen hücre dokuları, ikincil çöktürücüde yerçekiminin etkisi ile artılmış sudan ayrılır. Arıtılan su ikincil çöktürücüden taşıma yöntemi ile alınırken, elde edilen çamur çöktürücünün altından alınır. Alınan bu çamurun büyük kısmı havalandırma havuzuna verimliliği arttırmak için geri beslenir. Atık çamur, çamur susuzlaştırma ünitesine alınarak kek şeklinde atılır. Elde edilen su ise sisteme geri beslenir.



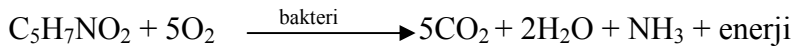
Şekil 2.4 Aktif çamur prosesi

Aktif çamur prosesinde gerçekleşen kimyasal tepkimeler oksidasyon-sentez, içsel soluma, nitrifikasyon ve denitrifikasyondur.

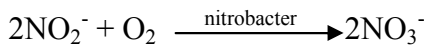
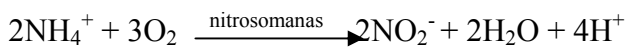
Oksidasyon ve Sentez:



İçsel Soluma:



Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon:



COHNS atık sudaki organik maddeyi temsil etmektedir. Organik madde oksidasyon ve sentez tepkimesinde yeni bakteri hücrelerine dönüşmekte ve bu hücreler içsel solunum sırasında karbondioksit, su, amonyak ve enerjiye dönüşmektedir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon tepkimelerinde ise azot giderimi sağlanır. Aktif çamur prosesinde farklı reaktör tipleri kullanılabilir. Oksijen, yüzey havalandırıcılarıyla veya doğrudan besleme yolu ile havalandırma tankına verilir.

Aktif çamur sisteminde atık su içerisinde organik maddelerin ayrışmasını sağlayan en önemli mikroorganizmalar bakterilerdir. Havalandırma tankında organik atığın bir kısmı kalan organik maddelerin yeni hücrelere sentezinde enerji elde etmek için aerobik ve fakültatif bakterilerce kullanılır. Gerçekte organik atığın yalnızca bir kısmı NO_3 , SO_4 ve CO_2 gibi düşük enerjili bileşiklere oksitlenir. Kalanı hücresel maddeye sentezlenir.

Genel olarak aktif çamur prosesinde yer alan bakteriler *Pseudomonas*, *Nocardia*, *Achromobacter*, *Mycobacterium*, *Zoogloea*, *Bdellovibrio*, *Flavobacterium* ile nitrifikasyondan sorumlu *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter*dir. Gerçekte atık sulardaki organik atığı azaltan mikroorganizmalar bakteriler olsa da diğer mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri de önemlidir.

Aktif çamur sisteminde bakterilerin organik atığı mümkün olduğu kadar çabuk ayrıştırması ve biyolojik katıların çöktürme biriminde etkin biçimde ayrılmasının sağlanması için elverişli bir yumak oluşturmaları iki önemli ön koşuldur. Bir organizmanın yaşamını sürdürmesi ve üremesi için; enerji kaynağına, yeni hücresel maddenin sentezi için karbona ve azot, fosfor, kükürt, potasyum, kalsiyum, magnezyum gibi inorganik besin maddelerinde gereksinimi bulunmaktadır. Hücre sentezi için ayrıca organik besin maddelerine de ihtiyaç duyabilir.

2.4 Aktif Çamur Modelleri

1983 yılında Uluslararası Su Birliği (IWA, *International Water Association*) tarafından, biyolojik atık suların tasarımı ve işletilmesi için matematiksel modelleme konusunda beş ülke temsilcisinden oluşan bir araştırma grubu oluşturulmuştur. Bu çalışma grubu

ilk olarak 1987 yılında 13 hal değişkeni içeren Aktif Çamur Modeli No.1 (ASM1, *Activated Sludge Model No.1*) modeliyle, karbon oksidasyonunu, nitrifikasyon ve denitrifikasyonu tek akışlı bir sistemde organik karbon ve azot yok olma hızları için tanımlamıştır. Geliştirdikleri ASM1 modeli Monod-Herbert tepkime kinetiğine dayanır ve 8 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi ile tanımlanır. Monod-Herbert modelinde heterotrofik bakteriler havalı ortamda çoğalmakta, karbon ve enerji kaynağı olarak çözünebilir substratı kullanmaktadır. Biyokütle hücre çoğalması ile artmakta, ölümü ile azalmaktadır.

ASM1 modeli kendisinden sonra geliştirilen, ASM2 (*Activated Sludge Model No.2*), ASM2d (*Activated Sludge Model No.2d*) ve ASM3 (*Activated Sludge Model No.3*) modellerinin esasını teşkil eder (Henze, Gujer Mino, & van Loosdrect, 2000; Gernaey *et al.* 2004).

2.5 İkincil Çöktürücü ve Çökme Teorisi

Aktif çamur sisteminde iki önemli kısım bulunur; havalandırma havuzu ve ikincil çöktürücü. İkincil çöktürücüde havalandırma havuzundan arıtılmış olarak gelen su parçacık bileşenlerden yer çekiminin etkisi ayrılır. İkincil çöktürücüde gerçekleşen katı-sıvı ayırma teorisini ve akış teorisini kısaca açıklarsak;

Katı-sıvı ayırma teorisi:

Katıların yer çekiminin etkisiyle arıtılan sudan ayrılması ve çökmesi, atık su arıtım tesislerindeki fiziksel proseslerin en önemlilerinden birisidir. Atık su arıtım tesislerinde genel olarak iki çöktürücü bulunur. İlk çöktürücüde sistemde hiç mikroorganizma olmadan gelen atık su büyük katı parçacıklardan ayrılır. İkincil çöktürücüde ise havalandırma havuzunda mikroorganizmalar yardımı ile arıtılan sudan, oluşturulan biyokütle yer çekimi etkisi ile ayrılır. Ayrılan bu biyokütlenin bir kısmı atılırken büyük kısmı uygun substrat-biyokütle oranının sağlanabilmesi ve iyi bir arıtımın olması için reaktöre geri döndürülür.

Sistemin tam olarak tanımlanabilmesi için havalandırma havuzunda kullanılacak modelin ikincil çöktürücüde tanımlanacak olan modelle birleştirilmesi gerekir. Bu amaçla katı-sıvı ayırma teorisini incelersek, karşımıza dört farklı çökme karakteristiği çıkar (Takacs *et al.* 1991). Bunlar;

i. Ayrı Parçacık Çökmesi:

İri ve küçük parçalı kumların uzaklaştırılması, diğer parçacıklarla çok az etkileşim gösteren veya hiç etkileşim göstermeyen bireyler olarak çöken katılar ayrı parçacık çökmesini karakterize ederler.

ii. Yumak Parçacık Çökmesi:

Ön durultucularda ve ikincil çöktürücülerin üst tabakalarında görülen çökme tipidir. Su kolonunda çöken katı parçacıkların yumaklaşması ile karakterize edilir.

iii. Askıda (*Hindered*) Çökme:

Parçacıklar arası kuvvetlerin çökme prosesini geciktirdiği süspansiyon tipi çökme. Parçacıkların kütlesi bir birim olarak çöker.

iv. Sıkıştırılmış Çökme:

Parçacık kütlelerinin sıkışması ile elde edilir. Sisteme ilave edilen parçacıkların ağırlığı sıkıştırılmaya neden olur.

Akış teorisi:

Parçacıkların çökme hızlarının yalnız yerel derişimlere bağlı olduğu varsayılan, Kynch'in katı akış teorisi ile süreklilik denkleminin birleştirildiği tek boyutlu tabaka modeli en bilinen ve en çok kullanılan modeldir. Dupont ve Henze tarafından 1992 yılında geliştirilen çökme modeli Kynch akış teorisine dayanır ve toplam akışı yer çekimi ve yığın akışın toplamı olarak tanımlar. Çökme modelinde; çökme hızı, parçacıklar üzerine etki eden yerçekimi kuvvetine ve parçacıklar arası kuvvetlere dayanmaktadır (Dupont *et al.* 1992).

2.6 Kontrol Yöntemleri

Belli bir amaca yönelik birbirine bağılı iç sistemlerin oluşturduğu genel yapı kontrol sistemi olarak tanımlanabilir. Sistemin genel yapısının anlaşılması, kontrol geçmişi, kontrol edilen süreçlerin dinamik ve statik özelliklerinin incelenmesi kontrol sistemleri için oldukça önemlidir. Kontrol sistemleri genel olarak üretim sürecini geliştirmeyi ve enerjisinin verimli kullanımını sağlamayı amaçlar.

Aktif çamur prosesi karmaşık, doğrusal olmayan ve çok değişkenli bir yapıya sahiptir ve kontrolü zordur. Bu nedenle atık su arıtma sisteminin iyi bir şekilde denetiminin gerçekleştirilmesi için etkin kontrol stratejileri kullanmak gerekir. Bu çalışma kapsamında farklı aktif çamur modelleri üzerinde kontrol stratejilerinin performansları karşılaştırılmıştır.

2.7 Optimizasyon

Optimizasyon terimi; bir gerçel fonksiyonu minimize ya da maksimize etmek amacı ile gerçek ya da tamsayı değerlerini tanımlı bir aralıkta seçip fonksiyona yerleştirerek sistematik olarak bir problemi incelemek ya da çözmek işlemlerini ifade eder.

Çevresel sorunlara olan ilginin artması ile atık su arıtım tesislerinin sayısı gün geçtikçe artmaktadır. Fakat enerji kaynaklarının tükenmesi ile bu atık su arıtım tesislerinin ekonomik çalıştırılması hem akademik hem de endüstriyel anlamda önem kazanmaktadır. Bu nedenle atık su arıtım tesislerinde enerji optimizasyonu giderek daha da önemli olmaktadır. Aktif çamur prosesinde minimum enerji ile maksimum verimliliğin ve kapasitenin sağlanması havalandırma ekipmanının çalışma süresinin minimizasyonu ile mümkün olmaktadır. Bu çalışma kapsamında kullanılan aktif çamur modellerinin ve atık su deşarj kriterlerinin yer aldığı bir dinamik optimizasyon problemi çözülmüştür.

3. KURAMSAL TEMELLER

3.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması

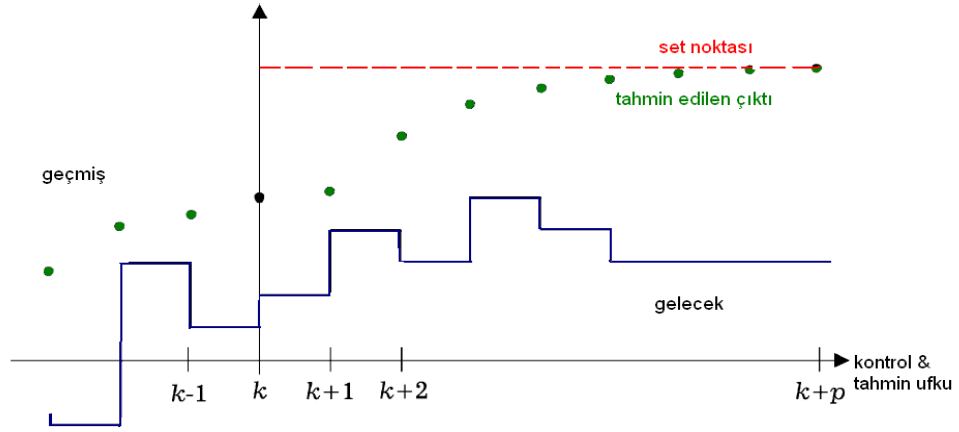
Çalışmanın ilk kısmında, süreli yayınlardaki eski çalışmalardan elde edilen dört hal değişkenli aktif çamur modeline altı farklı kontrol stratejisi uygulanarak performansları karşılaştırılmıştır. Bu bölümde çalışmanın bu ilk kısmında kullanılan kontrol stratejilerine değinilmiştir.

3.1.1 PID kontrol

PID (*Proportional-Integral-Derivative*) kontrol edici endüstride yaygın olarak kullanılır. PID kontrol edici, ölçülen proses değişkeni ile belirlenen set noktası arasındaki hatayı düzeltmek için ayar değişkeni kullanır ve sistemi istenilen koşullarda tutar. PID kontrol edicide 3 farklı ayar parametresi vardır, K , T_I ve T_D . K (*proportional*) değeri geçerli hataya verilen reaksiyonu belirler, T_I (*integral*) değeri olmuş hataların toplamına dayanan kontrol eylemini belirler ve T_D (*derivative*) hataların değişimini temel alan kontrol eylemi katkısını gösterir. PID kontrol edici ile genellikle başarılı sonuçlar elde edilmesine karşın endüstriyel proseslerin birçoğunun doğrusal olmamasından dolayı bu tip basit kontrol edicilerin yetersiz olduğu görülmektedir.

3.1.2 MPC (Model öngörmeli kontrol)

Model öngörmeli kontrol (MPC, *Model Predictive Control*) kimyasal proses endüstrisinde en yaygın olarak kullanılan ileri kontrol tekniğidir. Aktif çamur prosesinin karmaşık, doğrusal olmayan ve çok değişkenli yapısına karşın, iyi bir denetim gerçekleştirebilecek etkin kontrol stratejilerinden birisidir. MPC kontrol stratejisinin temel fikri Şekil 3.1'de verilmiştir. Model öngörmeli kontrol, belirlenmiş proses modelini kullanarak tesisin gelecekteki yanıtını tahmin eder, istenen yanıt ile tahmin edilen yanıt arasındaki farklara göre düzenlenmiş bir amaç fonksiyonunu en aza indirgeyecek şekilde kontrol eylemlerini hesaplar.



Şekil 3.1 Model öngörmeli kontrol

Şekilden de anlaşılacağı gibi, her zaman aralığında (k) optimizasyon problemi çözülür. Model öngörmeli kontrol, P tahmin ufku boyunca her zaman aralığında yapılan çıkış tahminlerini temel alan objektif fonksiyonunun kontrol ufku boyunca M tane kontrol için ayar değişkenlerini seçerek minimizasyonunu yapar (Bequette 2003). Kontrol ufku boyunca amaç fonksiyonunun minimizasyonundan bulunan sonuçlardan sadece ilk kontrol eylemi sisteme uygulanır. Diğerleri bir sonraki optimizasyon için başlangıç değeri olarak kullanılır. Bu işlem sistem istenilen set noktasını yakalayana kadar devam eder.

Model öngörmeli kontrol için bir kaç farklı amaç fonksiyonu seçilebilir. En yaygın olarak kullanılan standart en küçük kareler yöntemidir. Burada, amaç fonksiyonu tahmin edilen hatalar (set noktası ile model çıktısı arasındaki fark) ile kontrol eylemi arasındaki farkların kareleri toplamına eşittir. Bu amaç fonksiyonu tahmin ufku 3, kontrol ufku 2 olan bir sistem için yazılacak olursa Denklem 3.1.1 elde edilir.

$$\phi = (r_{k+1} - \hat{y}_{k+1})^2 + (r_{k+2} - \hat{y}_{k+2})^2 + (r_{k+3} - \hat{y}_{k+3})^2 + w\Delta u_k^2 + w\Delta u_{k+1}^2 \quad (3.1.1)$$

burada \hat{y} : tahmin edilen model çıktısını, r : set noktasını, Δu : bir örnekleme zamanından diğerine ayar değişkenindeki değişimi, w : ayar değişkenindeki değişim için ağırlık faktörünü belirtir. k değerleri farklı örnekleme zamanlarını gösterir (Bequette 2003).

Tahmin ufkunu P, kontrol ufkunu M ile ifade edersek amaç fonksiyonu Denklem 3.1.2'deki şeklini alır.

$$\phi = \sum_{i=1}^P (r_{k+i} - \hat{y}_{k+i})^2 + \sum_{i=0}^{M-1} \Delta u_{k+i}^2 \quad (3.1.2)$$

Model öngörmeli kontrolde kullanılan bir diğer amaç fonksiyonu ise tahmin edilen hata ile kontrol eylemlerinin toplamalarının mutlak değerlerinin minimize edilmesidir. Yine P tahmin ufku, M kontrol ufku için amaç fonksiyonu yazılırsa Denklem 3.1.3 elde edilir.

$$\phi = \sum_{i=1}^P |r_{k+i} - \hat{y}_{k+i}| + w \sum_{i=0}^{M-1} |\Delta u_{k+i}| \quad (3.1.3)$$

Model denklemleri kullanılarak amaç fonksiyonları büyük çoğunlukla minimize edilerek sonuca ulaşılır.

$$\min_{\Delta u_k, \dots, \Delta u_{k+M-1}} \phi \quad (3.1.4)$$

s.t. model denklikleri

Model öngörmeli kontrol edicilerde kullanılan genel optimizasyon problemi Denklem 3.1.4'te verilmiştir. Sonuç olarak, model öngörmeli kontrol gelişmeye çok açık bir yöntem olup kapsamı ve uygulaması açısından endüstriye uygundur ve birçok farklı prosese uygulanabilir.

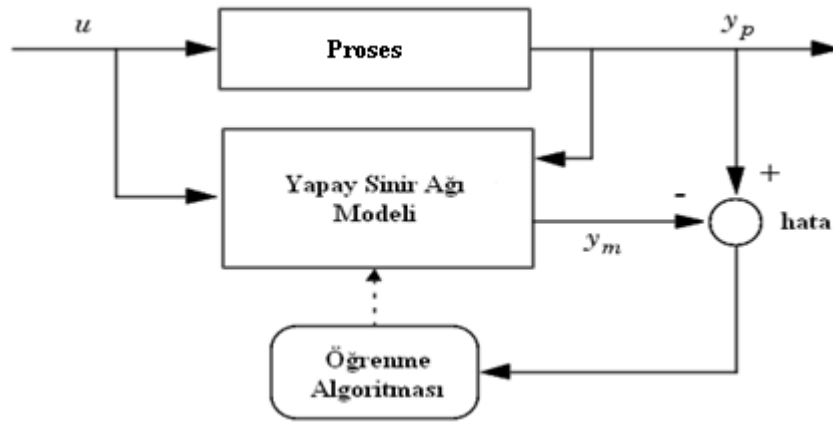
3.1.3 NN- MPC (Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol)

Doğrusal model öngörmeli kontrole dayalı çok sayıda farklı yapay sinir ağı (ANN, *Artificial Neural Network*) öngörmeli kontrol edici mevcuttur. Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrolde, doğrusal olmayan prosesin yapay sinir ağı modeli kullanılarak sistemin gelecek yanıtını öngörülür. Kontrol edici, bir optimizasyon algoritması kullanılarak tanımlanan zaman ufku boyunca sistemin gelecekteki performansı iyileştirecek şekilde kontrol sinyali hesaplar. Model öngörmeli kontrolde ilk basamak ANN proses modelini tanımlamaktır (sistem tanımlama) (Yüceer vd.

2006). Sistem tanımlama kısmında oluşturulan model gelecek performansı öngörmek için kontrol edici tarafından kullanılacaktır. İkinci kısım ise kontrol basamağıdır.

Sistem tanımlama:

Model öngörmeli kontrolün ilk aşaması prosesin ileriye dönük dinamiğini ANN ile eğitmektir. Sistem çıktısı ile ANN modeli çıktısı arasındaki tahmin hatası/farkı ANN eğitim sinyali olarak sisteme geri beslenir. Şekil 3.2’de anlatılan sistem tanımlama adımı görülmektedir.



Şekil 3.2 Sistem tanımlama

Yapay sinir ağı sistem modeli, geçmiş girdileri ve geçmiş sistem çıktıları kullanarak sistemin gelecekteki çıktıları tahmin eder. Sistemin geçmiş çalışmalarından elde edilen verilerle yapay sinir ağı modeli kesikli formda (*off-line*) olarak eğitilir.

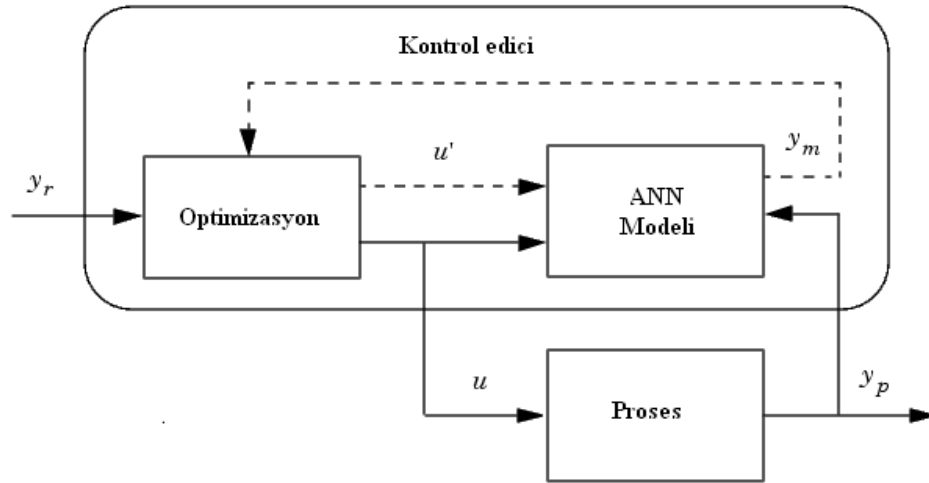
Kontrol basamağı:

Model öngörmeli kontrol yöntemi azalan zaman ufku tekniğini temel alır. ANN modeli tanımlanan bir zaman ufku üzerindeki sistemin cevabını öngörür. Öngörüler aşağıdaki eşitlikte verilen performans kriterini minimize eden kontrol sinyalini bulacak olan sayısal bir optimizasyon yöntemi tarafından kullanılır (Yüceer vd. 2006).

$$J = \sum_{j=N_1}^{N_2} (y_r(k+j) - y_m(k+j))^2 + \rho \sum_{j=11}^{N_u} (u'(k+j-1) - u'(k+j-2))^2 \quad (3.1.5)$$

Burada N_1 , N_2 ve N_u set noktasından sapma hataları ve kontrol artışlarının hesaplandığı zaman ufuklarıdır. u' :deneme kontrol sinyali, y_r :istenen yanıtım ve y_m :ağ modelinin cevabıdır. ρ :performans indeksi üzerine kontrol adımlarının kareleri toplamının katkısını belirler.

Şekil 3.3'de görülen kapalı devre blok diyagramı yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol sistemidir. Kontrol edici, ANN modeli ve optimizasyon kısımlarından oluşur. Optimizasyonda J değerini minimum yapan u' değerleri bulunur ve sonrasında optimal u proses modelinin girdisi olarak kullanılır.



Şekil 3.3 Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol

3.1.4 NARMA-L2 kontrol

Bu tip kontrol edicide temel amaç doğrusal olmayan dinamik sistemin doğrusal dinamik sisteme dönüştürülmesidir. Kontrol edici, kesikli formda (*off-line*) eğitilen ANN proses modelinin yeniden düzenlenmesinden oluşur. Genel NARMA (*Nonlinear Autoregressive-Moving Average*) modeli ile sistemin güvenilir olarak tanımlandığı varsayılır. Genel model Denklem 3.1.6'da verilmiştir.

$$y(k+d) = N[y(k), y(k-1), \dots, y(k-n+1), u(k), u(k-1), \dots, u(k-m+1)] \quad (3.1.6)$$

Burada $y(k)$ proses çıktısını, $u(k)$ proses girdisini ve $N(\cdot)$ doğrusal olmayan fonksiyonel bağlantıyı gösterir. Birinci basamak $N(\cdot)$ fonksiyonunu tanımlayacak yapay sinir ağı modelini bulmak, ikinci basamak doğrusal olmayan kontrol ediciyi yaratmaktır.

$$u(k) = G[y(k), \dots, y(k - n + 1), y_r(k + d), u(k - 1), \dots, u(k - m + 1)] \quad (3.1.7)$$

Sistem çıktısı referans eğriyi takip eder,

$$y(k + d) = y_r(k + d) \quad (3.1.8)$$

Model öngörmeli kontrolde olduğu gibi NARMA-L2 kontroldeki ilk basamak kontrol edilecek olan sistemin tanımlanmasıdır. NARMA-L2 modeli aşağıdaki eşitlikle verilir.

$$\begin{aligned} y'(k + d) = & f[y(k), y(k - 1), \dots, y(k - n + 1), u(k - 1), \dots, u(k - m + 1)] \\ & + g[y(k), y(k - 1), \dots, y(k - n + 1), u(k - 1), \dots, u(k - m + 1)]u(k) \end{aligned} \quad (3.1.9)$$

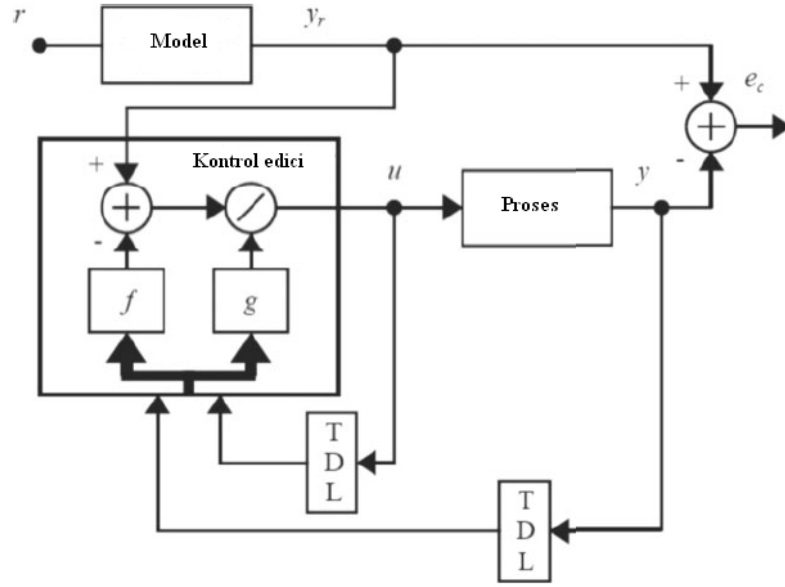
Burada d sistem gecikmesi olup, eşitlik $d \geq 2$ için gerçekleştirilebilir. Bu model kullanıldığında kontrol edici aşağıdaki gibi tanımlanır.

$$u(k + 1) = \frac{y_r(k+d) - f(Y,U)}{g(Y,U)}, \quad (3.1.10)$$

$$Y = [y(k), \dots, y(k - n + 1)], \quad (3.1.11)$$

$$U = [u(k), u(k - 1), \dots, u(k - n + 1)]$$

Şekil 3.4'de NARMA-L2 kontrol edici diyagramı verilmiştir (*TDL: Tapped Delay Line).



Şekil 3.4 NARMA-L2 kontrol edici

3.1.5 SQP kontrol

Sequential / Successive Quadratic Programming (SQP) metodu doğrusal olmayan programlama yöntemlerinin en çok uygulananı ve en gelişmişidir. Her bir iterasyondaki yaklaşıma göre, *Quasi-Newton* güncelleme prosedürü ile Lagrangian fonksiyonunun Hessian'ı hesaplanır ve daha sonra bu değer QP (*Quadratic Programming*) alt probleminde kullanılır. Bulunan çözüm, 'Line search' prosedürüne göre tarama yönünün belirlenmesinde kullanılır.

Lagrangian fonksiyonu;

$$L(x, \lambda) = f(x) + \sum_{i=1}^m \lambda_i \times g_i(x) \quad (3.1.12)$$

QP Alt Problemi;

$$\text{minimize}_{d \in R^n} \frac{1}{2} d^T H_k d + \nabla f(x_k)^T d \quad (3.1.13)$$

$$\nabla g_i(x_k)^T d + g_i(x_k) = 0 \quad i = 1, \dots, m_e$$

$$\nabla g_i(x_k)^T d + g_i(x_k) \leq 0 \quad i = m_e + 1, \dots, m$$

Bu alt problemler herhangi bir QP algoritması ile çözülebilir. Çözüm yeni iterasyon için kullanılır. Elde edilen sonuç Denklem 3.1.14'te verilen eşitlik ile yeni iterasyonda uygulanır.

$$x_{k+1} = x_k + a_k d_k \quad (3.1.14)$$

Adım büyüklüğü parametresi a_k , 'line search' prosedürüne göre bulunur ve amaç fonksiyonunda önemli bir azalma sağlanır. H_k , Lagrangian fonksiyonunun Hessian'ı olup, pozitif tanımlı bir matristir. H_k 'nın güncellenmesi için en çok tercih edilen yöntem 'Broyden, Fletcher, Goldfarb and Shanno' (BFGS) yöntemidir. BFGS ile desteklenmiş SQP algoritması hızlıdır.

Doğrusal olmayan sınırlamalı problemler, sınırlamasız problemlere göre SQP algoritmasında daha az iterasyon sayısı ile çözülür. Bunun bir nedeni optimizasyon uygulanacak olan alan limitlerinin belli olması ve optimizasyonun bu aralıkta gerçekleşmesidir.

SQP algoritmasının uygulanışı genel olarak 3 ana kısımdan oluşur. Bunlar;

- ✓ Lagrangian fonksiyonunun Hessian matrisinin güncellenmesi
- ✓ QP probleminin çözülmesi
- ✓ "Line search" ve amaç fonksiyonunun hesaplanması

Bu adımları kısaca açıklarsak;

Lagrangian fonksiyonunun Hessian matrisinin güncellenmesi:

Her bir iterasyonda, Lagrangian fonksiyonu için Hessian pozitif tanımlı olarak Quasi-Newton yaklaşımına göre BFGS yöntemi kullanılarak hesaplanır. Burada $\lambda_i (i = 1, \dots, m)$ Lagrange çarpanıdır.

$$H_{k+1} = H_k + \frac{q_k q_k^T}{q_k^T s_k} - \frac{H_k^T H_k}{s_k^T H_k s_k} \quad (3.1.15)$$

$$\text{Burada } s_k = x_{k+1} - x_k \quad (3.1.16)$$

$$q_k = \nabla f(x_{k+1}) + \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot \nabla g_i(x_{k+1}) - \{\nabla f(x_k) + \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot \nabla g_i(x_k)\}$$

Hessian'ın her güncelleştirilmesinde $q_k^T s_k$ pozitif tanımlı olması sağlanır. Eğer $q_k^T s_k$ pozitif değilse q_k modifiye edilerek $q_k^T s_k > 0$ sağlanır. Eğer hala $q_k^T s_k$ pozitif değilse q_k sabit bir skalar çarpanlı v vektörü ile modifiye edilir.

$$q_k = q_k + wv \quad (3.1.17)$$

Burada

$$v_i = \nabla g_i(x_{k+1}) \cdot g_i(x_{k+1}) - \nabla g_i(x_k) \cdot g_i(x_k) \quad (3.1.18)$$

eğer $(q_k)_i \cdot w < 0$ ve $(q_k)_i \cdot (s_k)_i < 0$ ($i = 0, \dots, m$) ise

ve $v_i = 0$ değilse $q_k^T s_k$ pozitif olana kadar w sistematik bir şekilde artırılır.

QP probleminin çözülmesi:

SQP metodunun her iterasyonun da verilen QP problemi çözülür. Burada A_i $m \times n$ 'lik bir A matrisinin i . satırıdır.

$$\text{minimize}_{d \in R^n} \quad q(d) = \frac{1}{2} d^T H d + c^T d \quad (3.1.19)$$

$$A_i d = b_i \quad i = 1, \dots, m_e$$

$$A_i d \leq b_i \quad i = m_e + 1, \dots, m$$

Gill *et al.* (1981) tarafından önerilen yöneme benzer olan bu metot '*projection*' yöntemi olarak da bilinir. Bu yöntemde çözüm noktasında aktif kısıtlamaların (sınır kısıtlamaları gibi) bulunması için gerekli olan bir aktif set A_k tanımlanır. Hemen hemen bütün QP algoritmaları aktif ayarlama yöntemi kullanır.

“Line search” ve amaç fonksiyonunun hesaplanması:

QP alt probleminin çözümünde bir d_k vektörü oluşturulur ve bu vektör yeni iterasyon için kullanılır.

$$x_{k+1} = x_k + \alpha d_k \quad (3.1.20)$$

Amaç fonksiyonunda yeterli azalmanın sağlanması için, adım uzunluğu parametresi olan α_k hesaplanır. Amaç fonksiyonu Han ve Powell tarafından aşağıda verildiği gibi tanımlanmıştır.

$$\varphi(x) = f(x) + \sum_{i=1}^{m_e} r_i \cdot g_i(x) + \sum_{i=m_e+1}^m r_i \cdot \max\{0, g_i(x)\} \quad (3.1.21)$$

Penaltı parametresi Powell tarafından aşağıdaki şekilde önerilmiştir.

$$r_i = (r_{k+1})_i = \max_i \left\{ \lambda_i, \frac{1}{2} ((r_k)_i + \lambda_i) \right\}, \quad i = 1, \dots, m \quad (3.1.22)$$

Bu, QP çözümünde aktif olmayan sınırlamaların pozitif etkilerini sağlar. Bu uygulamada penaltı parametresi olan r_i , başlangıçta verildiği şekliyle set edilir.

$$r_i = \frac{\|\nabla f(x)\|}{\|\nabla g_i(x)\|} \quad (3.1.23)$$

(Optimization Toolbox User’s Guide 2004 ve Atasoy 2007)

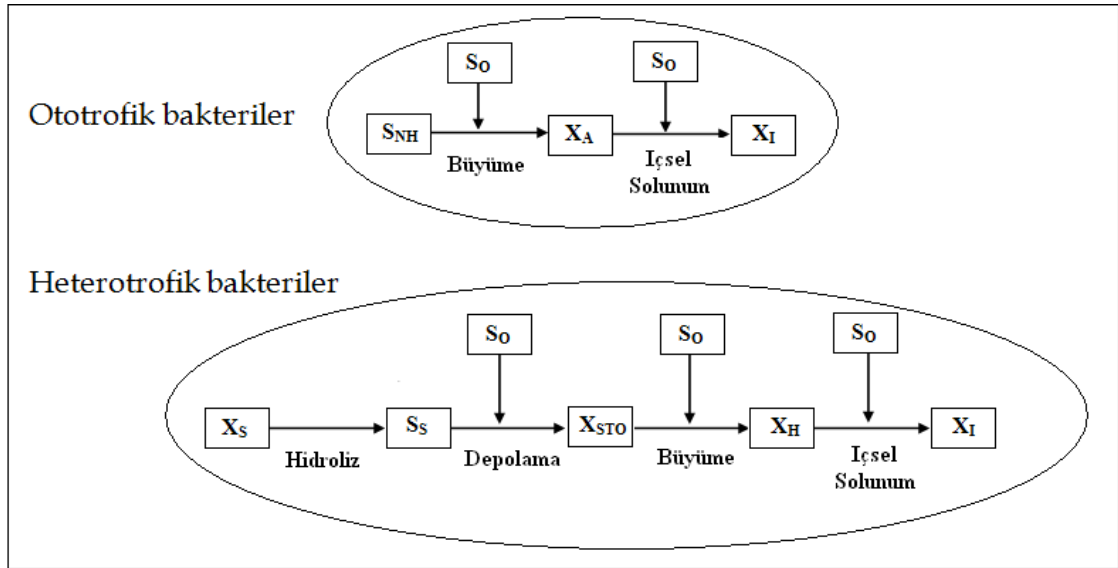
SQP algoritması çalışmanın bu ilk kısmında kontrol edici tasarımında kullanılmıştır. Yazılan algoritma ve uygulaması bölüm 5.1.3.5’te ayrıntılı olarak anlatılmıştır.

3.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu

Çalışmanın bu ikinci kısmında ASM3 modeli ve Takacs çökme hızı modeli kullanılarak aktif çamur prosesi için ardışık kesikli reaktör tanımlanmıştır. Tanımlanan bu modelle, SQP algoritması kullanılarak proses işletim süresi minimize edilmiştir. Bu kısımda, kullanılan ASM3 ve Takacs çökme hızı modeli açıklanmış, kullanılan optimizasyon algoritmasına değinilmiştir.

3.2.1 ASM3 modeli

ASM1 modelinin on yılı aşkın uygulama tecrübelerinden yararlanılarak, söz konusu modelde görülen aksaklıklar düzeltilmiş ve ASM3 modeli geliştirilmiştir (Henze *et al.* 2002). ASM3 modeli, altısı parçacık ve yedisi çözünebilir olmak üzere 13 hal değişkeni ile tanımlanmış; 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi içermektedir. ASM3 modelinin dönüşümleri Şekil 3.5'te verilmiştir. Bu dönüşüm prosesleri ASM3C modeli için de aynıdır.



Şekil 3.5 ASM3 ve ASM3C modellerinin dönüşüm prosesleri

ASM1 modelinde görülen ve ASM3 ve ASM3C modelinde düzeltilen eksiklikler şöyle özetlenebilir (Henze *et al.* 2002).

- ✓ ASM3’de heterotrof bakterilerle ilgili kinetik ifadelerle amonyak ve alkalinite kısıtlamaları ilave edilmiş ve bu şekilde bilgisayar çözümünde bazı koşullarda amonyum azotunun ekşi derişimlerde çıkması önlenmiştir.
- ✓ ASM1’de ölçülmesi zor olan ve gereksiz yere modeli zorlaştıran biyolojik olarak ayrışabilir çözünebilir ve parçacık organik azot bileşenleri ASM3’de kaldırılmıştır.
- ✓ Çok hızlı, ölçülmesi zor ve modeli fazla etkilemeyen ammonifikasyon prosesinin kinetiğine ASM3’de yer verilmemiştir.
- ✓ ASM1’de ayrı olarak yer alan ancak gerçekte ayrılması mümkün olmayan giriş akımında bulunan ve biyokütle ayrışmasından ortaya çıkan inert parçacık organik maddelerin ayrımı ASM3’de yapılmamaktadır.
- ✓ ASM1’de organik maddeler ve organik azot için iki ayrı hidroliz kinetiği yer almaktadır. ASM3’de oksijen tüketim ve denitrifikasyon hızlarına etkisi azaltılmıştır.
- ✓ Aktif çamur sistemlerinde aerobik ve anoksik ortamlarda biyolojik kolay parçalanabilir substratın yüksek derişimlerinde görülen poli-hidroksi-alkanoat ve bazen lipid ve glikojen ASM1’de bulunmamaktadır. ASM3’de hücre iç depo ürünü adı altında model bileşeni olarak bu maddeler yer almış, büyüme proseslerinde (aerobik ve anoksik) heterotrofik madde derişimine orantılı olarak kinetik ifadelerle girmiş, aerobik ve anoksik bozulma prosesleri için de iki ayrı kinetik hız ifadesi yazılarak modele ilave edilmiştir.
- ✓ ASM1’de nitrifiye edici bakteriler ve heterotrof bakteriler için ortam ayrımı yapılmaksızın tek bozunma prosesi bulunmaktadır. ASM3’de bu iki bakteri grubu için de aerobik ve anoksik ortamlarda iki ayrı bozunma prosesine yer verilmiştir.
- ✓ Çok sık kullanılan karışım sıvısı askıda katı madde derişimi (MLSS, *Mixed Liquor Suspended Solid*) ASM3’de tahmin edilmektedir.

- ✓ ASM3’de ototrof ve heterotrof bakteri gruplarının dönüşüm prosesleri tamamen birbirinden ayrılmış ve COD akışı basitleştirilmiştir.
- ✓ Ototrofik nitrifikasyon hızına alkalinite ile ilgili Monod tipi bir terim eklenmiştir.

3.2.1.1 Bileşenlerin tanımlanması

Aktif çamur modellerinde bileşenler çözünebilir ve parçacık bileşen olmak üzere iki grupta incelenir. ASM3 modelinde 7 çözünebilir, 6 parçacık bileşen bulunmaktadır. Çözünebilir bileşenler S ile parçacık bileşenler ise X ile ifade edilir. Çözünebilir bileşenlerin çöktürücüde herhangi bir işlem görmediği, parçacık bileşenlerin ise çöktürücüde yer çekimi ve yığın akış yardımı ile çöktüğü varsayılmaktadır (Henze *et al.* 2002).

Çözünebilir bileşenler;

S_{O_2} : (gO₂/m³) Çözünmüş oksijen. Doğrudan ölçülebilir ve gaz derişimine bağlıdır.

S_I : (gCOD/m³) İnert çözülebilir organik madde. Modelde ayrışmamaktadır ve giriş akımı içindeki mevcut miktardır.

S_S : (gCOD/m³) Biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik madde. Çözünebilir COD’nin bu kısmı heterotrofik organizmalarca doğrudan biyolojik parçalanmaya uygundur. Modele göre tümü önce heterotrofik organizmalarca alınır ve X_{STO} şeklinde depolanır.

S_{NH_4} : (gN/m³) Amonyum ve amonyak azotu (NH₄⁺-N ve NH₃-N). İyonik yüklerin dengesi için S_{NH} ’in tümü NH₄⁺-N varsayılmıştır.

S_{N_2} : (gN/m³) Diazot (N₂). Yalnız denitrifikasyonun ürünü olarak varsayılmıştır. Oksijen gibi gaz derişimine bağlıdır. İkincil çöktürücüde N₂’nin aşırı doyunluğunun neden olduğu sorunların tahmininde kullanılabilir. Alternatif olarak giriş

akımındaki ve gaz değişimindeki N_2 ihmal edilebilir. Bu durumda S_{N_2} denitrifikasyonda kaybedilen sabit azotun toplanmasında kullanılabilir.

S_{NOX} : (gN/m^3) Nitrat ve nitrit azotu (NO_3^- -N ve NO_2^- -N). Nitrit ayrı bir model bileşeni olarak alınmadığından nitrat ve nitrit azotunu dâhil etmektedir. Ancak tüm stokiyometrik hesaplamalarda (COD korunumu) S_{NO} yalnız NO_3^- -N olarak alınmıştır.

S_{ALK} : ($molHCO_3^-/m^3$) (HCO_3^-) Atık suyun alkalinitesi. Biyolojik tepkimelerde iyonik yükün korunumunda alkalinite kullanılmaktadır. Bazı biyolojik prosesleri yavaşlatması olası olan düşük pH değerlerinin önceden bilinmesi için sisteme dahil edilmiştir. Stokiyometrik hesaplamalarda yalnız bikarbonat olarak varsayılmaktadır.

Parçacık Bileşenler;

X_I : ($gCOD/m^3$) İnerit parçacık organik madde. Bu madde sistemde parçalanmamaktadır. Aktif çamur üzerinde yumaklaşmaktadır. Giriş akımında bulunabilir veya biyokütle bozunmasından ortaya çıkabilir.

X_S : ($gCOD/m^3$) Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat. Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir madde yüksek molekül ağırlığına sahiptir, kolloidal ve parçacık şeklindedir. Ayrışmaya uygun hale gelmesi için önce hidroliz olayının gerçekleşmesi gerekmektedir.

X_H : ($gCOD/m^3$) Heterotrofik organizmalar. Genel amaçlı organizmalardır. Aerobik ve anoksik (denitrifikasyon) olarak çoğalırlar. X_S 'in hidrolizinden sorumlulardır ve tüm uygun çevre koşullarında parçalanabilir organik substratın tümünü kullanırlar. Poli-hidroksi-alkanoat veya glikojen formunda organik depo ürünü oluştururlar. ASM3'deki tek anaerobik proses olan hidroliz hariç, bu modelde anaerobik aktiviteleri dahil edilmemiştir.

X_{STO} : (gCOD/m³) Heterotrofik organizmaların hücre içsel depo ürünü. Poli-hidroksi-alkanoat (PHA), glikojen vb. içerir. Yalnız X_H ile oluşur. Ancak X_H kütlesine dâhil değildir Modelin işlevsel bir bileşeni olup, kimyasal yollardan doğrudan bulunamaz. Stokiyometrik hesaplamalarda polihidroksibütirat (C₄H₆O₂)_n olarak alınmıştır.

X_A : (gCOD/m³) Nitriye edici organizmalar, nitrifikasyondan sorumludur, aerobik, kemi-lito-ototrofikdir. Amonyum azotunu, S_{NH} , doğrudan nitrat azotuna okside ederler. Bu modelde nitrit, nitrifikasyonun ara ürünü olarak değerlendirilmemektedir.

X_{SS} : (gSS/m³) Toplam askıda katı madde. Biyokinetik modele stokiyometrik olarak derişim hesaplanması için konulmuştur.

3.2.1.2 Proseslerin tanımlanması

ASM3 modeli 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi içermektedir (Henze *et al.* 2002). Bunlar;

1. Hidroliz:

Bu proses giriş akımındaki biyolojik yavaş parçalanabilir organik madde X_S 'in aktif çamur sistemine uygun yani biyolojik olarak kolay parçalanabilir hale gelmesini sağlar.

2. Biyolojik kolay parçalanabilir substratın aerobik depolanması:

Bu proses biyolojik kolay parçalanabilir substrat S_S 'nin hücre içsel depo ürünü X_{STO} şeklinde depolanmasını tanımlamaktadır. Aerobik solumadan elde edilen adenosin trifosfat (ATP) şeklindeki enerjiyi kullanır. Tüm substratın önce depo maddeye, sonra biyokütleyle dönüştüğü varsayılmaktadır. Gerçekte gözlenmese de en basit varsayım olarak kabul edilmiştir.

3. *Biyolojik kolay parçalanabilir substratın anoksik depolanması:*
Aerobik depolamaya benzerdir. Ancak gerekli enerji aerobik solumadan ziyade denitrifikasyondan sağlanmaktadır. Aktif çamurda heterotrofik organizmaların bir bölümünün mü denitrifikasyonu sağladığı, yoksa tümünün mü aerobik solumaya göre düşük hızda denitrifikasyon yaptığı belirsizdir. ASM3 konuyu anoksik heterotrofik depo hızını aerobik hıza göre azaltarak ele almış, ancak heterotrofik organizmaların iki grubunu ayırmamıştır.
4. *Heterotrofların aerobik çoğalması:*
Heterotrofik organizmaların çoğalması için gerekli substratın tamamen depolanmış organiklerden X_{STO} ibaret olduğu varsayılmıştır.
5. *Heterotrofların anoksik çoğalması:*
Aerobik çoğalmaya benzerdir, ancak soluma denitrifikasyona dayanmaktadır. Deneysel olarak aerobik solumaya göre denitrifikasyon hızı daha düşük gözlenmiştir.
6. *Aerobik iç soluma:*
Bu proses biyokütle kaybının ve çoğalma dışında enerji kullanımının tüm çeşitlerini tanımlamaktadır: Bozunma, hücre onarımı, iç soluma, çözülme, yok etme, hareket, ölüm.
7. *Anoksik iç soluma:*
Aerobik iç solumaya benzerdir. Ancak daha yavaştır. Özellikle protozoa'nın denitrifikasyondaki aktivitesi aerobik koşullarda olduğundan oldukça yavaştır.
8. *Depo ürünlerin aerobik soluması:*
İç soluma ile analogdur. Depo ürünlerin biyokütle ile bozunmasını sağlar.
9. *Depo ürünlerinin anoksik soluması:*
Aerobik solumaya analogtur. Ancak denitrifikasyon koşulları altındadır.

10. *Nitrifikasyon:*

Ototrofların aerobik çoğalması.

11. *Aerobik iç soluma:*

Ototrofların aerobik iç soluma prosesi.

12. *Anoksik iç soluma:*

Ototrofların anoksik iç soluma prosesi.

3.2.2 Çöktürme modelleri

Tabakalara ayırma çöktürme havuzunun modellenmesinde, çökme hızı modelleri ise katı parçacıkların çökme davranışlarını tanımlamakta kullanılır. İkincil çöktürücü ve çökme hızı teorisi genel bilgiler kısmında açıklanmıştır. Bu çalışmanın ardışık kesikli rektörle yapılan kısmında ikincil çöktürücü havalandırma tankıyla aynıdır. Çökme fazına geçildiğinde tankın çöktürücü olarak görev yaptığı düşünülmüştür. Konvansiyonel sisteme uygulanışında ise ikincil çöktürücü havalandırma tankında ayrı olarak sürekli çalışmaktadır. Konvansiyonel sistemlerde ikincil çöktürücüden havalandırma havuzuna geri beslenen aktif çamurla sağlanan substrat-biyokütle oranı, ardışık kesikli reaktörde sistemdeki sıvı-aktif çamur karışımının havuzun içinde kalması ile sağlanmaktadır.

Genel bilgiler kısmında da bahsedildiği gibi en bilinen ve en çok kullanılan model Kynch'ın katı akış teorisi ile süreklilik denkleminin birleştirildiği tek boyutlu tabaka modelidir. Burada parçacıkların çökme hızlarının yalnız yerel değişimlere bağlı olduğu varsayılmaktadır. Dupont ve Henze tarafından (1992) geliştirilen çökme modeli Kynch akış teorisine dayanır ve toplam akışı yer çekimi ve yığın akışın toplamı olarak tanımlar. Bu modelde ikincil çöktürücüdeki toplam katı akışı aşağıda verilen denkliklerle tanımlanmıştır.

$$G_T = G_g + G_U \quad (3.2.1)$$

burada G_T :ikincil çöktürücüdeki toplam akışı, G_g :yer çekiminden kaynaklı akışı, G_U :yığın akışı temsil eder.

İkincil çöktürücünün silindirik olduğu kabul edilmiş ve yığın akışları tanımlanmıştır (Denklem 3.2.2-3.2.3). Yer çekiminden dolayı olan akış ise Denklem 3.2.4'te verilmiştir.

$$G_U = -\frac{Q_E}{A} \times X_S \quad h_{max} > h > h_{inlet} \quad (3.2.2)$$

$$G_U = \frac{Q_R+Q_P}{A} \times X_S \quad h_{inlet} > h > h_{min} \quad (3.2.3)$$

burada A :kesit alanı, h_{max} : çöktürücünün maksimum yüksekliğini, h_{min} : minimum yüksekliğini, h_{inlet} :beslemenin olduğu yüksekliği temsil eder.

$$G_g = V_S \times X_S \quad (3.2.4)$$

burada V_S :ikincil çöktürücü içerisindeki istenilen tabakadaki çamurun çökme hızını, X_S :istenilen tabakadaki askıda katı madde miktarını ifade eder.

İkincil çöktürücü içerisindeki çamurun çökme hızı, yer çekimi kuvvetine ve parçacıklar arasındaki kuvvetlere dayanmaktadır. Bu nedenle belirli bir derişimin üzerinde çöktürücü boyunca artan çamur derişimi ile çökme hızı azalmaktadır (Dupont *et al.* 1992).

3.2.2.1 Vesilind çökme hızı modeli

Vesilind çökme hızı modeli 1968 yılında geliştirilmiştir (Takacs *et al.* 1991). Sıvının yığın hareketi nedeniyle katı akışı; derişim ve sıvının yığın hızının çarpımına eşittir, tabakanın besleme noktasına göre olan konumuna bağlı olarak yukarı ve aşağı olabilir. Katıların yer çekimi ile çökmesine bağlı katı akışı, derişim ve katı parçacıkların çökme hızının çarpımına eşittir (Balku 2004). Veslind teorisinde çamur çökme hızı Denklem 3.2.5'te verildiği şekliyle tanımlanmıştır.

$$V_S = V_o \times \exp(-\alpha X) \quad (3.2.5)$$

burada V_S :çamur çökme hızını, V_o : maximum çökme hızını, X : katı derişimini, α :model parametresini ifade eder.

3.2.2.2 Vitasovic çöktürme modeli

Toplam akışın yerçekimi akışı ve yığın akışın toplamına eşit olduğu kabul edilen Vitasovic çöktürme modelinde, katı derişim profili çöktürücünün sabit kalınlıkta 10 tabakaya bölünmesi ile tanımlanmaktadır. Tek boyutta tanımlanmış olan bu model, her tabakada katı derişiminin uniform olduğu ve yalnızca eksenele yönde derişim değişiminin olduğu varsayımlarına dayanmaktadır. Besleme noktasına bağlı olarak çöktürücüdeki tabakalar 5 farklı grupta incelenmiştir (Takacs *et al.* 1991). Bu 5 farklı grup Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1 Tabakalara bölünmüş ikincil çöktürücü modeli akışların özetlenmesi

Tabaka	Giriş			Çıkış	
	Besleme	Çökme	Yığın sıvı akışı	Çökme	Yığın sıvı akışı
<i>En üst</i>	-	-	yukarıya	+	yukarıya
<i>Beslemenin üstünde olanlar</i>	-	+	yukarıya	+	yukarıya
<i>Besleme</i>	+	+	-	+	aşaağıya-yukarıya
<i>Beslemenin altında olanlar</i>	-	+	aşaağıya	+	aşaağıya
<i>En alt</i>	-	+	aşaağıya	-	aşaağıya

Vitasovic çöktürme modeli geleneksel katı akış analizini esas almaktadır. Katıların aşaağıya akışını kısıtlayan eşit derişimine bu modelde yer verilmiştir, 3000 mg/lt. Bir tabakadaki derişim eşik değerinden yüksek veya ona eşitse bir önceki tabakadan çıkan

akış $\min(J(i), J(i + 1))$ 'e eşitlenir. J akışı, i tabakayı ifade eder. Vitasovic çöktürme modeli Veslind çökme hızını esas alır (Takacs *et al.* 1991).

3.2.2.3 Takacs çökme hızı modeli

Tek boyutlu çöktürücüde katı akış konusunu temel alarak, her tabaka etrafında yapılan kütle denklileri ile çöktürücü boyunca katı derişim profilinin benzetimini yapan bu model 1991 yılında Takacs, Patry ve Nolasko tarafından geliştirilmiştir. Birincil çöktürücüde, çökebilir organik maddeler biyolojik reaktöre girmeden önce yerçekimi yardımı ile çökerler. Çözünebilir organik maddeleri biyokütleyle dönüştürme temeline dayanan biyolojik atık su arıtım tesislerinde havalandırma havuzundan sonra arıtılmış sudan biyokütlenin etkili bir şekilde ayrılması gerekir. Ayrılan bu biyokütlenin büyük kısmı uygun substrat-biyokütle oranının sağlanması ve verimliliği arttırmak için havalandırma havuzuna geri beslenir (Takacs *et al.* 1991).

Çökme hızı modeli;

$$v_{sj}(X_j^{set}) = \max \{0, \min \left(v_o'', v_o \left(e^{-rh(X_j^{set} - fns.X_{in}^{set})} - e^{-rp(X_j^{set} - fns.X_{in}^{set})} \right) \right) \} \quad (3.2.6)$$

$$0 \leq v_{sj} \leq v_o' \quad (3.2.7)$$

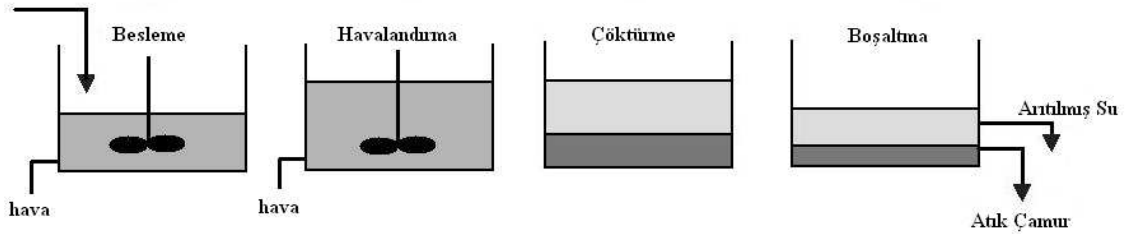
burada v_{sj} : j tabakasındaki katı parçacıkların çökme hızını, X_{in}^{set} : çöktürücü girişinde askıda katı madde derişimi, X_j^{set} : j tabakasındaki askıda katı madde derişimi, v_o : maksimum çökme hızı, v_o'' : ulaşılabilecek maksimum çökme hızı, rh : askıda çökme bölgesi çökme karakteristiği, rp : düşük katı derişimlerinin çökme parametresi karakteristiği, fns : X_{in} 'in çökmeyen kısmına göstermektedir.

Denklemdaki birinci terim büyük, iyi yumaklaşan parçacıkların çökme hızını vermekte, ikinci terim ise küçük yavaş çöken parçacıklar için hız düzeltme faktörünü oluşturmaktadır (Balku 2004).

3.2.3 Ardışık kesikli reaktör

Ardışık kesikli reaktör (SBR) sistemleri, sürekli sistemlere göre işletme maliyetinin az olması ve ekipman ihtiyacının az olması gibi avantajlarından dolayı son yıllarda evsel atık su arıtım sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaya başlamıştır. SBR, 1975'li yıllarda Avustralya' da geliştirilen ve kısa sürede tüm dünyada kullanılmaya başlanan bir biyolojik arıtma yöntemidir. Klasik tip biyolojik arıtma yönteminde olası işletme sorunlarının çözülmesi (İpliksi bakteri üremesi, elektrik sarfiyatının yüksek oluşu vb.) amacıyla geliştirilmiştir.

Ardışık kesikli reaktör prosesi, tepkime kısmında tam karıştırma gerçekleşen ve doldurma, havalandırma ve boşaltma kısımlarının aynı reaktör içinde gerçekleştiği doldur-boşalt reaktör tipine dayalıdır. Genel olarak SBR reaktörlerde 4 faz vardır; bunlar; doldurma, havalandırma, çöktürme ve boşaltmadır. Şekil 3.6'da bu kısımlar verilerek SBR reaktör gösterilmiştir (Metcalf and Eddy 2002).



Şekil 3.6 Ardışık kesikli reaktör (SBR)

Evsel atık su arıtım tesislerinde ardışık kesikli reaktör kullanıldığı zaman en az 2 sistem birbirlerine paralel olarak çalıştırılır. Bir tanesi doldurma fazında iken bir diğeri havalandırma, çöktürme ve boşaltma prosesini gerçekleştirir. Bu sayede atık su arıtım sistemine sürekli olarak atık su girişi sağlanır. Tipik olarak ardışık kesikli reaktörde 6 saatlik çevrimler kullanılır. Bunun 3 saati doldurma, 2 saati havalandırma, 0.5 saati çökeltme ve 0.5 saati boşaltımdır (Metcalf and Eddy, 2002). Tankın yaklaşık % 75'i çevrimler boyunca sabit olarak tutulur, bu sayede tank içerisindeki MLVSS (*Mixed Liquor Volatile Suspended Solid*) oranı sabitlenir ve ikincil çöktürme tankının gerekliliği ortadan kalkar. Sistemdeki MLVSS oranını sistemden alınan fazla çamur

oranı ile bağlantılıdır. SBR reaktörde çamur yaşı 18 ila 30 saat arasında değişir (Metcalf and Eddy, 2002). Bu sayı giriş akışına ve tankın hacmine bağlı olarak sistemler arasında farklılık gösterir.

Sürekli tip reaktör atık su arıtım sistemlerinde kullanılması zorunlu olan bazı ünite ve ekipmanlarının (Dengeleme tankı ve mikseri, çökeltme tankı ve sıyırıcısı, geri devir pompası gibi) kullanılmaması nedeniyle yerleşim alanı ve imalat maliyetlerinin azalması ile ilk yatırım maliyetlerinde ciddi bir tasarruf sağlamıştır. Ayrıca kullanılan yöntem gereği havalandırıcı ekipmanların sürekli çalışmaması nedeniyle de elektrik giderinde de % 50 oranında tasarruf sağlanmaktadır.

Ardışık kesikli reaktörün sürekli sistemlere göre avantajlarını aşağıdaki gibi özetleyebiliriz (Mace *et al.* 2002).

- ✓ Çökeltme tankı yoktur.
- ✓ Dengeleme tankı yoktur.
- ✓ Geri devir pompası yoktur.
- ✓ İpliksi bakteri oluşmaz. (İpliksi bakteri çökemediği için sorun yaratmaktadır.)
- ✓ Şok yüklemelere karşı dayanıklıdır.
- ✓ İşletilmesi kolaydır.
- ✓ Maliyeti düşüktür.
- ✓ Genel giderler düşüktür. (Elektrik giderleri)

3.2.2 SQP algoritması

Sequential quadratic programming (SQP) algoritmasının temeli ve algoritma içerisinde kullanılan eşitlikler bölüm 3.1.5'te ayrıntılı olarak anlatılmıştı. İlk kısımda aktif çamur prosesinin kontrolünde kullanılan bu algoritma, bu kısımda çevrim zamanı optimizasyonunda kullanılmıştır.

Optimizasyon problemleri genel olarak aşağıdaki şekilde tanımlanır:

$$\text{Opt. } J = \varphi(x, u, t) \quad (3.2.8)$$

$$\text{s.t. } dx/dt = f(x) \quad (3.2.9)$$

$$h(x) = 0 \quad (3.2.10)$$

$$g(x) < 0$$

burada J minimize yada maksimize edilmesi istenilen amaç fonksiyonunu, x hal değişkenlerini, u kontrol/optimizasyon parametresini, f vektör fonksiyonunu, h ve g sınır koşullarını belirleyen fonksiyonları ifade etmektedir.

3.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü

Bu kısımda çalışmada kullanılan ASM3C (*Activated Sludge Model No.3 Carbon*) modelinden ve konvansiyonel sistemden bahsedilmiştir.

3.3.1 ASM3-C modeli

Organik bileşenlerin toplam organik karbon (TOC, *Total Organic Carbon*) ile ifade edildiği Aktif Çamur Modeli No.3 Karbon (ASM3C), ASM3 modelinin uygulanabilirliğini arttırmak ve kolaylaştırmak için IWA (*International Water Association*) tarafından geliştirilmiştir. Bu model, aktif çamur ve atık sudaki bileşenlerin TOC birimleri ile elde edilmesini sağlar. Numunelerdeki ön arıtıma bağlı olarak, TOC analizi atık suyun farkı bileşenlerini tanımlama için kullanılır. Toplam organik karbon (TOC) genel olarak çözünmüş organik karbon (DOC, *Dissolved Organic Carbon*) ve parçacık organik karbonun (POC, *Particulate Organic Carbon*) toplamı olarak ifade edilir. (TOC = DOC + POC). Parçacık bileşenler genel olarak DOC ile, parçacık bileşenler ise POC ile ifade edilir (Henze *et al.* 2002).

ASM3C modeli, altısı parçacık ve yedisi çözünebilir olmak üzere 13 hal değişkeni ile tanımlanmış; 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi içermektedir. ASM3C modelinin dönüşümleri bölüm 3.2.1 Şekil 3.5’de verilmiştir.

3.3.1.1 Bileşenlerin tanımlanması

Aktif çamur modellerinde bileşenler çözünebilir ve parçacık bileşen olmak üzere iki grupta incelenir. ASM3C modelinde 7 çözünebilir, 6 parçacık bileşen bulunmaktadır. Çözünebilir bileşenler S ile parçacık bileşenler ise X ile ifade edilir. Çözünebilir bileşenlerin çöktürücüde herhangi bir işlem görmediği, parçacık bileşenlerin ise çöktürücüde yer çekimi ve yığın akış yardımı ile çöktüğü varsayılmaktadır (Henze *et al.* 2002).

Çözünebilir bileşenler; S_{O_2} , S_I , S_S , S_{NH_4} , S_{N_2} , S_{NOX} , S_{ALK}

Parçacık Bileşenler; X_L , X_S , X_H , X_{STO} , X_A , X_{SS}

Çözünebilir ve parçacık bileşenler bölüm 3.2.1.1’de ayrıntılı olarak anlatılmıştır.

3.3.1.2 Proseslerin tanımlanması

ASM3C modeli 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi içermektedir (Henze *et al.* 2002).

Bunlar;

1. Hidroliz
2. Biyolojik kolay parçalanabilir substratın aerobik depolanması
3. Biyolojik kolay parçalanabilir substratın anoksik depolanması
4. Heterotrofların aerobik çoğalması
5. Heterotrofların anoksik çoğalması
6. Aerobik iç soluma
7. Anoksik iç soluma
8. Depo ürünlerin aerobik soluması
9. Depo ürünlerinin anoksik soluması
10. Nitrifikasyon
11. Aerobik iç soluma
12. Anoksik iç soluma

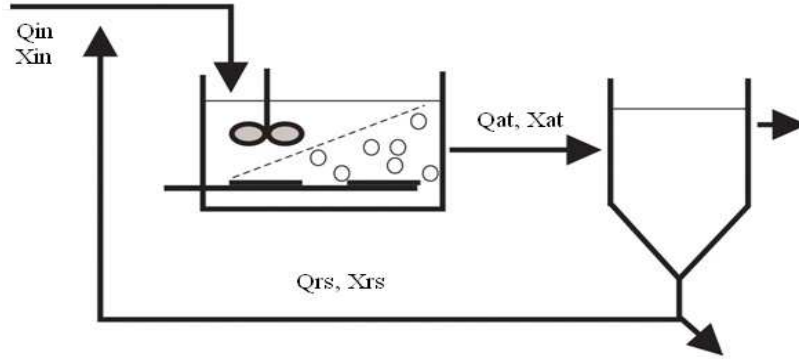
Yukarıda verilen 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi bölüm 3.2.1.1’de ayrıntılı olarak açıklanmıştır.

3.3.2 Takacs çökme hızı modeli

Çalışma kapsamında kullanılan Takacs çökme hızı modeli bölüm 3.2.2.3’te detaylı olarak anlatılmıştı. Konvansiyonel sistemde ikincil çöktürücü, havalandırma havuzundan sonra arıtılmış sudan oluşan biyokütlenin ayrılmasında kullanılır. Bu kısmında sadece fiziksel arıtım olduğu, kimyasal ve biyolojik tepkimelerin devam etmediği düşünülür.

3.3.3 Konvansiyonel sistem

Konvansiyonel aktif çamur sistemi, havalandırma tankı (biyolojik reaktör) ve ikincil çöktürücüden oluşur. Sistemde ikincil çöktürücünün alt kısmından havalandırma tankına geri besleme vardır. Sistemin genel şeması Şekil 3.7’de verilmiştir.



Şekil 3.7 Konvansiyonel aktif çamur prosesi

Birincil çöktürücüden çıkan atık su, kimyasal ve biyolojik tepkimelerin gerçekleştiği havalandırma havuzuna beslenir. Burada yaklaşık 4-8 saat sabit havalandırma hızı ile atık su arıtılır. Aktif çamur, organik atıkları biyokütleyle çeviren aktif mikroorganizmalar içerir. Havalandırma havuzundan çıkan sıvı-katı karışımı ikincil çöktürücüye pompalanır. Burada yer çekimi yardımı ile arıtılan su parçacıklardan ayrılır. Ayrılan fazla çamurun bir kısmı uygun substrat biyokütle oranının sağlanması için havalandırma tankına geri beslenir. Sistemden uzaklaştırılan fazla çamur ise çamur susuzlaştırma bölümüne alınır. Reaktör boyunca arıtım için gerekli olan havalandırma hızı her zaman aynı değildir. Sisteme BOD değeri yüksek atık su girişi olduğu zaman sistem verimli arıtım yapabilmek için daha fazla oksijene ihtiyaç duyar. Çözünmüş oksijen derişiminin reaktör boyunca en az 1-2 mg/l arasında olması gerekir (Sundstrom and Klei 1979). Konvansiyonel sistem tasarımı için kullanılan genel aralıklar aşağıda verilmiştir.

Giriş akışı değerleri	(kgBOD ₅ /kgMLVSS-day)	: 0,2-0,6
Çamur yaşı	(gün)	: 3-14

Kalma süresi	(saat)	: 4-8
Arıtım verimi	(%)	: 85-95
Reaktör katı derişimi	(mgMLVSS/lt)	: 1100-3000
Geri döngü		: 0.15-0.75

3.3.4 Model öngörmeli ve SQP kontrol

Model öngörmeli kontrol edici ve SQP kontrol bölüm 3.1.2 ve bölüm 3.1.5'te detaylı olarak anlatılmıştır.

4. KAYNAK ARAŞTIRMASI

4.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması

Bu bölümde süreli yayınlarda aktif çamur prosesi kullanılarak yapılmış kontrol çalışmaları özetlenmiştir.

4.1.1 Aktif çamur sisteminin kullanıldığı kontrol çalışmaları

Model öngörmeli kontrol stratejisi ilk olarak aktif çamur prosesine Hearsma ve Keesman tarafından 1995 yılında uygulanmıştır. Azot giderimi için tanımlanan modelde doğrusal çözünmüş oksijen dinamiğine dayalı ilk MPC kontrol uygulaması bu çalışmayla yapılmıştır. Daha sonra 2003 yılında Sanches ve Katebi tarafından, doğrusal çözünmüş oksijen dinamiğine dayalı hal uzayı formuna getirilmiş modelle azot giderimi için MPC kontrol uygulaması çalışılmıştır. Aktif çamur prosesinde doğrusal olmayan çok girdi çok çıktılı modelde doğrusal olmayan model öngörmeli kontrol (NMPC, *Non-Linear Model Predictive Control*) uygulaması ilk olarak Brdys ve Diaz-Maiquez tarafından 2002 yılında gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada bulanık MPC ile öngörmeli kontrol doğrusal olmayan çözünmüş oksijen dinamiğini tahmin etmek için yerel doğrusal modeller kullanmıştır (Chotkowski *et al.* 2005).

Lindberg *et al.* (1996) pilot ölçekli aktif çamur sisteminde PI kontrol kullanarak k_{La} ile çözünmüş oksijen kontrolü yapmıştır. Bu çalışmada doğrusal olmayan oksijen aktarım fonksiyonu temel alınarak kontrol edici tasarımı gerçekleştirilmiştir.

Caraman *et al.* (2007), Nejjari *et al.* (1999)'un modeline MPC kontrol uygulamıştır. Seyrelme hızı ile çözünmüş oksijen kontrolü uygulanan bu çalışmada farklı hava şartları kullanılmış ve kontrol eylemleri incelenmiştir. Temizlenen atık su çıkışındaki substrat derişiminin yasayla belirlenen standart limitlerin altında tutulması (<20mg/l) çalışmada dikkate alınmıştır. Bu amaca, çözünmüş oksijen derişimi belli bir seviyede tutularak ulaşılmıştır. Sinir ağları prosesin dâhili modeli olarak öngörmeli kontrol ekipmanında kontrol amacıyla seyreltme hızını değiştirmede kullanılmıştır.

ASM kullanılarak gerçekleştirilen kontrol çalışmaları kısım 4.1.3'te verilmiştir.

4.1.2 Değerlendirme

Çevresel sorunlara olan ilginin artmasından dolayı atık su arıtım tesislerinin kontrolü ve verimli bir şekilde işletimi her geçen gün daha da önem kazanmaktadır. Nehirler ve göller gibi su kaynaklarının korunmasının en etkili yolu atık suların etkin ve verimli bir biçimde arıtılmasıdır. Literatürdeki çalışmalara bakıldığında atık su arıtım tesislerinin kurulum ve işletiminden daha ziyade prosesin kontrolüne ve maksimum verimliliğe gün geçtikçe daha çok önem verildiği görülmektedir. Atık su arıtım tesislerinin kontrolünde tesisin davranışını geniş koşullar altında tanımlayan matematiksel modeller kullanılmaktadır. Bunlar genel olarak belli hal değişkenlerine sahip diferansiyel denklemlerdir. Bilinen en temel aktif çamur modeli 1987 yılında Henze *et al.* tarafından geliştirilen ASM1 modelidir. Literatürdeki çalışmalarda ASM1 modeli ve ASM1 modelini esas olan matematiksel modeller farklı bilgisayar programları kullanılarak prosesin kontrolünde kullanılmıştır. Fakat aktif çamur prosesi kullanılarak yapılan kontrol makalelerinde kapsamlı bir çalışmaya rastlanmamaktadır. Bu amaçla yüksek lisans çalışmasının ilk kısmında 1999 yılında Nejari *et al.* tarafından geliştirilen dört hal değişkenli aktif çamur modeli altı farklı kontrol stratejisinin karşılaştırılmasında ve performanslarının değerlendirilmesinde kullanılmıştır. Aynı model 2007 yılında Caraman *et al.* tarafından MPC algoritması ile havalandırma havuzunda çözünmüş oksijen kontrolü için kullanılmıştır. ASM modelleri kullanılarak yapılan kontrol çalışmaları bölüm 4.1.3'te özetlenmiştir.

Aktif çamur prosesinde genel olarak kullanılan kontrol değişkenleri; çıkış akışındaki çözünmüş oksijen derişimi, nitrat derişimi, amonyak derişimi ve askıda katı madde derişimidir. Bu değişkenler arasında endüstride kullanımı en yaygın olan çözünmüş oksijen kontrolüdür. Havalandırma tankındaki çözünmüş oksijen derişimi, reaktördeki heterotrofik ve ototrofik bakterilerin aktivitesini sağlayan değişken olduğu için en çok tercih edilen kontrollü değişkendir (Holenda *et al.* 2007). Ayrıca çözünmüş oksijen seviyesinin istenilen değerde tutulması proste kullanılan mikroorganizmaların büyüme hızının en uygun değerde kalmasına izin verir (Caraman *et al.* 2007). Bu

nedenle yapılan çalışmada havalandırma tankının çıkış akışındaki çözünmüş oksijen derişimi kontrollü değişken olarak alınmıştır.

Bu kapsamda aktif çamur prosesinde kullanılan ayar değişkenleri ise; k_{La} (oksijen kütle aktarım katsayısı), harici karbon besleme, çözünmüş oksijen set noktası, çamur geri dönüş debisidir. Bu çalışmanın ilk kısmında ayar değişkeni olarak havalandırma hızı seçilmiştir.

Aktif çamur prosesinde oksijenin kütle aktarımı üç aşamada ve 3 fazda gerçekleşir; gaz fazındaki oksijenin sıvı-hava ara yüzeyinde konvektif taşınımı, oksijen baloncuklarının sıvının içinde çözünmesi ve çözünmüş oksijenin hücre duvarından içeriye taşınımı. İkinci basamak oksijen baloncuklarının sıvı içerisinde çözünmesi prosesin kısıtlayıcı basamağı olduğundan, k_{La} burada tanımlanır (Holenda *et al.* 2007).

Yüksek çözünmüş oksijen derişimi yüksek düzeyde havalandırma hızı gerektirir. Fakat havalandırma hızının yüksek olması, enerji harcamasının artmasına ve çamur kalitesinin düşmesine neden olur (Holenda *et al.* 2007). Ayrıca geri döngüde yüksek çözünmüş oksijen derişimi denitrifikasyonun verimliliğini negatif yönde etkiler.

4.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu

Bu bölümde süreli yayınlarda ardışık kesikli reaktör kullanılarak gerçekleştirilmiş kontrol ve optimizasyon çalışmaları özetlenmiştir.

4.2.1 Ardışık kesikli reaktör ile gerçekleştirilen çalışmalar

Furumai *et al.* (1999), ASM2 modeline dayanan entegre edilmiş bir dinamik matematiksel model kullanılarak ardışık kesikli reaktörde gerçekleşen aktif çamur prosesindeki organik maddelerin, azot ve fosforun davranışlarını tanımlamaya çalışmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmalar yapılarak uzun dönem veriler elde edilmiş, model parametreleri ardışık kesikli reaktör için tanımlandıktan sonra toplam organik karbon (TOK), NH_4-N , NH_3-N , NO_2-N ve PO_4-P değerleri tahmin edilmiştir. Ayrıca

modelde PAO (*Phosphorus Accumulating Organisms*) organizmalarının davranışları denitrifikasyon ile tanımlanmıştır. Kalibre edilmiş model farklı giriş akışı değerlerinde, çıkış akışındaki derişimleri başarılı bir şekilde tahmin etmektedir. Bu çalışmadan elde edilen model tabanlı senaryolar işletmeciler için çalışma stratejilerini ve çıkış akımı değişimlerini anlamalarını kolaylaştıracak sonuçlar olarak yorumlanmıştır.

Coelho *et al.* (2000), ardışık kesikli reaktörde biyolojik azot giderimi için toplam periyot süresi minimize edilmeye, aynı zamanda reaktör verimi maksimize edilmeye çalışılmıştır. ASM1 modeli basitleştirilip yeniden düzenlenerek prosesin tanımlanmasında kullanılmıştır. Besleme profili, doldurma süresi ve havalandırma süresi optimizasyon parametreleri olarak seçilmiştir. Azot giderimi için hem modelleme hem de deneysel veriler kullanılarak toplam proses işletim süresinin minimize edilmesinde doldurma süresi ve profilinin büyük etkisi olduğu gözlenmiştir. Laboratuvar ölçekli deney verilerinin ve basitleştirilmiş aktif çamur modelinin kullanıldığı bu çalışmada optimizasyon yapılırken SQP algoritması kullanılmıştır. Çıkış akışındaki KOİ, NH₄⁺ ve NH₃⁻ derişimleri proses sınır koşulları olarak programa verilmiştir.

Souza *et al.* (2008), ardışık kesikli reaktörde en uygun çalışma koşullarını model temelli optimizasyon kullanarak bulmuştur. Laboratuvar ölçekli hazırlanan genel anlamda glikoz ve azot içeren yapay atık su denitrifikasyon aşamasında dışarıdan karbon beslemesi olmadan temizlenmiştir. Proses dinamiğinin tanımlanmasında, deneysel verilerle kalibre edilen altı hal değişkenli basit aktif çamur modeli ve oksijen tüketim hızını tanımlayan cebirsel ilişki kullanılmıştır. İstenilen arıtımın minimum zamanda gerçekleştirilmesi için toplam proses periyodu amaç fonksiyonu olarak alınmıştır. Kesikli reaktör aerobik ve anoksik periyot olmak üzere iki kısımda incelenmiştir. Çıkış akışındaki nitrat, KOİ ve amonyum derişimi proses koşulları olarak alınmış, optimizasyon kısmında SQP algoritması kullanılmıştır. Çalışmanın başında 12 saat olan toplam periyot süresi optimizasyon sonrası 5 saate indirilmiştir.

Gecen on yılda, yüksek amaonyak derişimi içeren atık suların temizlenmesi önem kazanmıştır. Bazı atık sular yüksek azot derişimi içermesinden dolayı özel arıtım prosesleri gerektirir. Pambrun *et al.* (2008) çalışmasında nitrit oluşumuna izin veren

kısmi nitrifikasyon prosesi, laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktör sisteminde (SBR) gerçekleştirilmiştir. Yapılan ilk deneysel çalışmalarda nitrit oluşumu yüksek üretim hızında bulunmuş fakat nitrat üretimi 30-40 gün sonra olmuştur. Bu, prosesin kontrolünün ve optimizasyonun gerekliliğini göstermiştir. Çalışmada kontrol stratejisi, bakteri aktivitesini belirleyen oksijen tüketim hızının (OUR, *Oxygen Uptake Rate*) hat-üstü (*on-line*) ölçümleri temel alınarak gerçekleştirilmiş, çıkış akışındaki maksimum azot yükü 2 kgN/m³ olarak sistemde belirlenmiştir. Amonyakın nitrite dönüşümü 190 gün çalıştırılan proseste % 100 olarak elde edilmiştir. Çalışmada, aktif çamur prosesinde gerçekleşen biyolojik tepkimeleri tanımlamak için basitleştirilmiş matematiksel model kullanmıştır. Temel amaç, nitrat üretimi olmadan nitrit giderimini istikrarlı olarak sağlamaktır. Laboratuvar ölçekli olarak ardışık kesikli reaktörde gerçekleştirilen bu çalışmadaki amaç sistemin kontrol altında tutulmasıdır. Yüksek dönüşümü sağlamak için kontrol altında tutulan parametreler pH, amonyak giriş derişimi ve aerobik fazın süresidir. Çalışma kapsamında önerilen, aynı reaktörde nitrit denitrifikasyonu ile nitrifikasyon, anaerobik faz ve karbon eklemesi ile oksijen ve karbon ihtiyacında sırasıyla % 25 ve % 40 'lık düşüş elde edilmiştir. Aynı zamanda fazla çamur üretiminde de düşüş gözlenmiştir.

4.2.2 Değerlendirme

Enerji kaynaklarının her gecen gün tükenmesi ve çevresel sorunlara olan ilginin artması, enerjinin verimli kullanımı üzerine yapılan optimizasyon çalışmalarının öneminin artmasına neden olmuştur. Bazı atık su arıtım tesislerinde işletme maliyetinin yaklaşık % 70'i elektrik gideri olarak ortaya çıkabilmektedir. Literatür incelendiğinde son yıllarda yapılan çalışmaların havalandırma ekipmanının minimizasyonu üzerine olduğu görülmektedir. Bu sayede ardışık kesikli reaktörlerde minimum enerji ile maksimum verim elde edilebilmektedir. Coelho *et al.* (2000), Souza *et al.* (2008) ardışık kesikli reaktörde SQP algoritması kullanarak proses işletim süresinin optimizasyonunu gerçekleştirmiştir.

Ardışık kesikli reaktör kullanılarak aktif çamur prosesinde yapılan çalışmalar incelendiğinde, ardışık kesikli reaktörün modellenmesi konusunda eksiklikler

görülmektedir. Genel olarak basitleştirilmiş modeller veya laboratuvar ölçekli deney verileri ile kalibre edilmiş basit modeller kullanılmaktadır. Ardışık kesikli reaktör dört fazın arka arkaya ilerlemesi ilkesine dayanarak çalışır. Daha önce yapılan çalışmaların modelleme kısmında sadece besleme ve havalandırma periyotlarının düşünüldüğü, çöktürme fazında herhangi bir kimyasal veya biyolojik tepkimenin gerçekleşmediği varsayılmıştır. Halbuki benzetim çalışmasının tam olarak gerçek sistemi temsil etmesi için kesikli reaktörde her fazın, aktif çamur prosesini tam olarak tanımlayan modeller kullanılarak tanımlanması gerekir. Ancak o zaman model kullanılarak gerçekleştirilen kontrol yada optimizasyon çalışması gerçeğe yakın sonuçlar verir. Havalandırma fazının sonunda sistemde hala çözünmüş oksijenin var olduğu düşünülecek olursa bu periyotta da tepkimelerin karıştırma olmaksızın devam ettiği bir gerçektir. Ayrıca iyi bir arıtımın sağlanabilmesi için sistemde her periyot sonunda belli bir MLVSS derişiminin sabit olarak kalması gerekir. Bu derişimin hesaplanması çökme periyoduna girdiğinde çöktürücü gibi davranan biyolojik reaktörün her tabakasındaki parçacık bileşenlerinin derişim değerlerinin bilinmesinden geçer. Çöktürme periyoduna giren biyolojik reaktör literatürde mevcut olan çöktürücü modelleri ile tanımlanırsa çöktürme aşamasından sonra tank içerisinde kalan sıvı-katı karışımının değerleri tahmin edilebilir. Bu amaçla çalışmanın bu kısmında ardışık kesikli reaktör ASM3 modeli ve Takacs çökme hızı modeli kullanılarak modellenmiştir. Ardışık kesikli reaktör için tanımlanan bu model kullanılarak elektrik giderlerinin minimuma indirilmesi ve sistem kapasitesinin maksimuma yükseltilmesi için bir optimizasyon yapılmıştır. Optimizasyonda Çevre Orman Bakanlığı ve Avrupa Birliğinin evsel atık su deşarj kriterleri ele alınmıştır. Oksijen kütle aktarım katsayısı, besleme, havalandırma ve çöktürme süresi optimizasyon değişkeni olarak probleme alınmıştır.

4.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü

Bu kısımda ASM modelleri kullanılarak gerçekleştirilen modelleme, kontrol ve optimizasyon çalışmaları özetlenmiştir.

4.3.1 ASM modelleri kullanılarak yapılan kontrol çalışmaları

Steffens *et al.* (1999) ASM1 aktif çamur modeli ile Vitasovic ve Andrews'in ikincil çöktürücü modelini kullanılarak aktif çamur sistemini modellemiş ve bu modeli kullanılarak beş farklı kontrol stratejisinin değerlendirmesini yapmıştır. İlk olarak oksijen besleme hızı ve çamur geri döngü oranını (r) kullanılarak, çözünmüş oksijen kontrolü ve dâhili geri dönüş debisi (Q_r) kontrolü P kontrol kullanılarak yapılmıştır. PI kontrol çalışmasında ise harici karbon besleme hızı ile nitrat kontrolü ve çözünmüş oksijen set noktası ile çıkış amonyum derişimi kontrolü yapılmıştır. Uygulanan diğer kontrol stratejisinde ise LQC (*Linear Quadratic Control*) ile çözünmüş oksijen set noktası kullanılarak nitrat kontrolü yapılmıştır. Aynı senaryo DMC (*Dynamic Matrix Control*) ve NPC (*Non-linear Predictive Control*) kontrol stratejileri için tekrarlanmıştır. Uygulanan bu beş farklı kontrol çalışmasında en iyi sonuçlar NPC kontrol ile elde edilmiştir.

Carlsson *et al.* (2002), ileri beslemeli kontrol stratejisini ASM1 modelini Benchmark sisteminde kullanarak gerçekleştirmiştir. Çalışmada harici karbon besleme ile anoksik tankta nitrat kontrolü, geri dönüş debisi ile aerobik tankta nitrat kontrolü yapılmıştır. Daha önce Benchmark atık su arıtım sistemi kullanılarak birçok kontrol stratejisi değerlendirilmiştir. 1998 yılında IWA tarafından oluşturulan Benchmark simülasyon modeli 5 biyolojik tank ve 1 ikincil çöktürücüden oluşmaktadır. İlk iki biyolojik tank karıştırılmalıdır fakat oksijen beslemesi yoktur, daha sonraki 3 biyolojik tank hava beslenerek karıştırılmaktadır. İkincil çöktürücü 10 tabakalı olarak düşünülmüştür (*COST 'Simulation Benchmark' Manual*). Bu kontrol edicilerin hepsi zorlama olmayan periyotlarda başarılı sonuçlar vermiştir, fakat kuru hava koşullarında çıkış amonyak seviyesi olması gerekenin altındadır. Ancak hava akış hızı maksimum değerde tutulduğunda amonyak seviyesinin çok düşmediği gözlenmektedir (Carlsson *et al.* 2002). Bu çalışmada, kontrol edici çıkış akışındaki nitrat derişimini ciddi oranda düşürmek, çıkış akışındaki amonyak seviyesini çok az düşürerek başarılmıştır.

Vrecko *et al.* (2002), ASM1 ve Takacs çökme hızı modellerini kullanarak aktif çamur sisteminde PI kontrol ve ileri beslemeli kontrol çalışması gerçekleştirmiştir. k_{La} ile

çözünmüş oksijen kontrolü, atık çamur debisi ile askıda katı madde kontrolü ve harici karbon besleme ile nitrat kontrolü gerçekleştirilmiştir. Basit kontrol stratejileri kullanılarak Benchmark atık su arıtma sisteminin değerlendirilmesi yapılan bu çalışmada, en iyi performansın alındığı set noktaları analiz edilmiş ve üç farklı hava koşulunda değerlendirilmiştir. Önerilen kontrol stratejisi ile yapılan değerlendirme çalışmaları sonunda, normal çalışma koşullarına göre daha az enerji kullanılarak ve çıkış akışında daha az düzensizlik ile minimum çamur üretimi elde edilmiştir.

Ko *et al.* (2003) çalışmasında atık su arıtım tesislerinin model tabanlı kontrolü için yapay sinir ağlarının gelişen yönleri tartışılmıştır. ASM2d modeli kullanılarak tanımlanan sistemde hava akış hızı ve havalandırma hacmi için yapay sinir ağları sistemin kontrolünde kullanılmıştır.

Chachuat *et al.* (2005) ASM1 modelini kullanarak çıkış azot derişimini ve havalandırma enerjisini minimuma indirmek için optimizasyon çalışması gerçekleştirmiştir.

Chotkowski *et al.* (2005)'un çalışmasında havalandırma havuzunda ASM2d modeli ve ikincil çöktürücüde ideal çöktürücü modeli kullanılarak aktif çamur prosesi modellenmiş ve elde edilen modele iki farklı kontrol stratejisi uygulanmıştır. NMPC (*Non-linear Model Predictive Control*) ve DMRAC (*Direct Model Reference Adaptive Control*) stratejileri k_{La} için çözünmüş oksijen set noktası kontrolünde kullanılmıştır. Öngörmeli kontrolde izleme performansı ve direnç açısından iyi sonuçlar elde edilmiştir. Model referans adaptif kontrol edici ise uygulama açısından çok daha kolaydır. Kontrol edicilerde gerçek veri setleri kullanılmıştır.

Vercko *et al.* (2006), BSM2 (*Benchmark Simulation Model No.2*) aktif çamur modeli ile Takacs çöktürücü modelini ADM1 (*Anaerobic Digestion Model No.1*) havasız çürütme modeli ile birleştirmiştir. Elde edilen modele P ve PI kontrol uygulanmıştır. P kontrolde atık çamur debisi ile askıda katı madde derişimi kontrolü; PI kontrolde ise k_{La} ile çözünmüş oksijen kontrolü ve harici karbon besleme hızı ile nitrat kontrolü yapılmıştır.

Stare *et al.* (2006), ASM1 temeline dayalı model ile PI ve MPC kontrol çalışması gerçekleştirmiştir. Uygulanan üç kontrol stratejisinde de çözünmüş oksijen set noktası ile amonyak kontrolü yapılmıştır. MPC kontrol iki farklı modelle denenmiş ve doğrusal olmayan modelle daha iyi sonuçlar elde edilmiştir.

Stare *et al.* (2007), BSM1 (*Benchmark Simulation Model No.1*) ve Takacs çöktürücü modelini kullanarak dört farklı kontrol çalışması yapmışlardır. Uyguladıkları ilk stratejide PI kontrolü k_{La} ile çözünmüş oksijen kontrolü için, ikinci stratejide PI kontrolü harici karbon besleme ile nitrat kontrolü için ve çözünmüş oksijen set noktası ile amonyak kontrolü için gerçekleştirmiştir. Bir diğer stratejide ise amonyak ve nitrat kontrolünü ileri beslemeli PI kontrol ile yapmışlardır. Son olarak aynı senaryoyu MPC kontrol ile tekrarlamışlar ve uygulanan kontrol stratejilerini karşılaştırmışlardır. En iyi sonuçlar model öngörmeli kontrolden alınmıştır.

Holenda *et al.* (2007), iki farklı aktif çamur sisteminde model öngörmeli kontrol yapmışlardır. İlk olarak havalandırma havuzunda ASM1 modelinin, ikincil çöktürücü kısmında Takacs çöktürücü modelinin kullanıldığı tek havalandırma havuzunun olduğu bir sistemde, k_{La} ile çözünmüş oksijen derişimi kontrolünü MPC stratejisi kullanarak gerçekleştirmişlerdir. Daha sonra Benchmark atık su arıtım sistemini kullanarak MPC ile kontrol çalışmasını tekrarlamışlardır. Kullanılan modeller hal uzayı formunda olup çözünmüş oksijen dışındaki diğer hal değişkenleri ölçülebilir düzensizlik olarak alınmıştır. Çalışmalar sırasında sisteme uygun ayar parametreleri bulunmuş ve sonuçlar ISE ve IAE kullanarak değerlendirilmiştir.

4.3.2 Değerlendirme

Önemli bir çevre sorunu olan yüksek organik karbon miktarına sahip aşırı çamurun uzaklaştırılması biyolojik atık su arıtım tesisleri için her geçen gün daha da kısıtlayıcı olmaktadır. Literatürdeki çalışmalara bakıldığında atık çamurda oluşan organik karbon miktarını azaltma veya kontrol altına alma konusunda herhangi bir süreli yayına rastlanmamaktadır. Hâlbuki son yıllarda çıkan kanunlarla birlikte yüksek organik karbon miktarına sahip aşırı çamurun uzaklaştırılması biyolojik atık su arıtma tesisleri

için her geçen gün daha da kısıtlayıcı olmaktadır (Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, www.cevreorman.gov.tr). Ayrıca yüksek organik karbon oranına sahip atık çamur önemli bir çevre sorunudur. IWA tarafından geliştirilen ASM3C modeli sayesinde parçacık bileşenler toplam organik karbon (TOC) cinsinden tanımlanabilmekte ve atık çamurdaki organik karbon miktarı tahmin edilebilmektedir. Bu amaçla çalışmanın bu üçüncü ve son kısmında ASM3C ve Takacs çökme hızı modelleri kullanılarak konvansiyonel bir atık su arıtma tesisi modellenmiştir. Elde edilen bu model kullanılarak atık çamurdaki organik karbon miktarının nelere bağlı olarak değiştiği gözlemlenmiştir.

Daha önce bölüm 4.1.2’de de bahsedildiği gibi, literatürdeki süreli yayınlar incelendiğinde aktif çamur prosesinde en çok kullanılan kontrollü değişkenlerin çözünmüş oksijen, amonyak ve azot olduğu görülmüştür. Literatürde aktif çamur modelleri kullanılarak gerçekleştirilen kontrol çalışmalarını kısaca özetlersek; 2007 yılında Holenda *et al.* ASM1 + Takacs ve BSM1 (*Benchmark Simulation Model No.1*) +Takacs modeline MPC algoritması kullanarak çözünmüş oksijen kontrolü, Stare *et al.* BSM1 + Takacs modeline PI kontrol edici ve MPC algoritması kullanarak çözünmüş oksijen, nitrat ve amonyak kontrolü yapmıştır. 2006 yılında Stare *et al.* ASM1 temelli modeline PI kontrol edici ve MPC algoritması kullanarak amonyak azotu kontrolü, Vrecko *et al.* BSM2 (*Benchmark Simulation Model No.2*) + Takacs + ADM1 (*Anaerobic Digestion Model No.1*) modeline P ve PI kontrol edici kullanarak substrat, çözünmüş oksijen ve nitrat kontrolü yapmıştır. 2005 yılında Chotkowski *et al.* ASM2d+ideal çöktürücü modeline NMPC (*Nonlinear Model Predictive Control*) ve DMRAC (*Direct Model Reference Adaptive Control*) kontrol edici kullanarak çözünmüş oksijen kontrolü yapmıştır. 2002 yılında Vrecko *et al.* ASM1+Takacs modeline PI kontrol edici ile çözünmüş oksijen, substrat ve nitrat kontrolü, Carlsson *et al.* ASM1 modeline ileri beslemeli kontrol edici ile nitrat kontrolü yapmıştır. 1999 yılında Steffens *et al.* ASM1+ Vitasovic & Andrews modeline P kontrol edici ile çözünmüş oksijen, PI kontrol edici ile nitrat ve amonyum, LQC (*Linear Quadratic Control*), DMC (*Dynamics Matrix Control*) ve NPC (*Nonlinear Model Predictive Control*) kontrol ediciler ile nitrat kontrolü yapmıştır. Son olarak 1996 yılında Lindberg *et al.* PI kontrol edici ile çözünmüş oksijen kontrolü yapmıştır.

Daha öncede bahsedildiği gibi sistemin tanımlanmasında ASM3C modelinin kullanılması hal değişkenlerinin toplam organik karbon cinsinden bulunmasına olanak sağlamış, sistemden bertaraf edilen atık çamurdaki hal değişkenleri bu birimlerle elde edilmiştir. Bu, atık çamurdaki organik karbon derişiminin hangi parametreler ile değiştiiğinin incelenmesine olanak sağlamıştır. Literatürde daha önce ASM3C modeli kullanılarak yapılan bir kontrol çalışmasına ulaşılamamıştır. Bu amaçla çalışmanın bu bölümünde ASM3C modeli Takacs çökme hızı modeli ile birleştirilip çözünmüş oksijen ve toplam azot kontrolü gerçekleştirilmiştir.

5. MODELLEME BENZETİM VE KONTROL

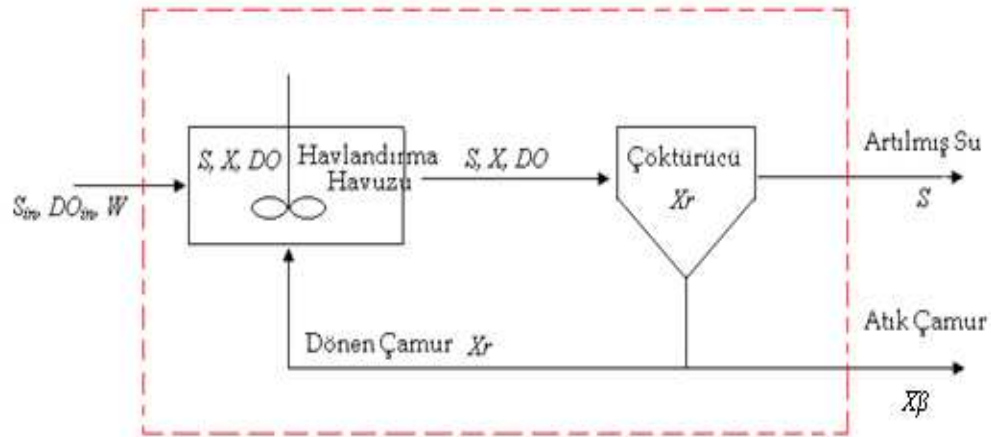
5.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması

Bu bölümde aktif çamur prosesinde çözünmüş oksijen kontrolü için kontrol stratejilerinin karşılaştırılmasının gerçekleştirildiği çalışma anlatılmıştır. Kullanılan model ve yapılan kontroller verilmiştir.

5.1.1 Proses model

Bu çalışmada kullanılan model, kinetik parametreler ve varsayımlar Nijjari ve arkadaşlarının (1999) çalışmasından alınmıştır. Kullanılan model aşağıdaki varsayımlara dayanır.

- ✓ Sistemin yatışkın halde olduğu varsayılmıştır. ($Q_{in}=Q_{out}=Q$, $D=Q/V$)
- ✓ Sistemde dönem çamur miktarı proses akışıyla orantılıdır ve bu oran r ile ifade edilir. ($X_r=r*Q$)
- ✓ Sistemden, ikincil çöktürücüden çıkan çamur proses akışıyla orantılıdır ve bu oran β ile ifade edilir. ($X_\beta=\beta*Q$)
- ✓ Dönem çamur içerisinde substrat ve çözünmüş oksijen derişimlerinin sıfır olduğu kabul edilmiştir.



Şekil 5.1 Proses akım şeması

Aktif çamur prosesinin akış şeması Şekil 5.1'de gösterilmiştir. Katı-sıvı karışımından oluşan ve biyolojik reaktör olan havalandırma havuzunda mikroorganizmalar üreyerek organik atıkların karbondioksit, su ve biyokütleye dönüşmesini sağlar. Havalandırma havuzu aktif çamur prosesinin en önemli kısmını oluşturur. İkincil çöktürücü kısmında biyokütle ve arıtılan su yerçekimi yardımı ile birbirlerinden ayrılır. Bu kısımda alttan fazla çamur çıkarken, üst kısımdan arıtılan su alınır. Çıkan fazla çamurun bir kısmı uygun substrat biyokütle oranının sağlanması için havalandırma havuzuna geri beslenir. Sistem etrafında kullanılan 4 hal değişkenli matematiksel model aşağıda verilmiştir (Denklem 5.1.1-5).

$$\frac{dX}{dt} = \mu(t)X(t) - D(t)(1+r)X(t) + rD(t)Xr(t) \quad (5.1.1)$$

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu(t)}{Y}X(t) - D(t)(1+r)S(t) + D(t)S_{in} \quad (5.1.2)$$

$$\frac{dDO}{dt} = -K_0 \frac{\mu(t)}{Y}X(t) - D(t)(1+r)DO(t) + \alpha W(DO_{max} - DO(t)) + D(t)DO_{in} \quad (5.1.3)$$

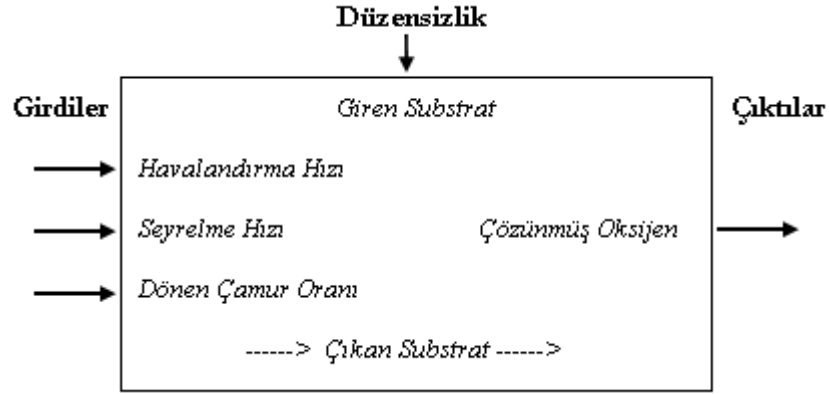
$$\frac{dXr}{dt} = D(t)(1+r)X(t) - D(t)(\beta+r)Xr(t) \quad (5.1.4)$$

$$\mu(t) = \mu_{max}(S(t)/(k_S + S(t)))(DO(t)/(K_{DO} + DO(t))) \quad (5.1.5)$$

burada $X(t)$:biyokütle, $S(t)$:substrat, $DO(t)$:çözünmüş oksijen, DO_{max} :maksimum çözünmüş oksijen, $Xr(t)$:dönen biyokütle, $D(t)$:seyrelme hızı, S_{in} ve DO_{in} :giriş akışındaki substrat ve çözünmüş oksijen, Y :biyokütle verim faktörü, $\mu(t)$:biyokütle büyüme hızı, μ_{max} :maksimum büyüme hızı, k_S ve K_{DO} :doygunluk katsayıları, α :oksijen aktarım hızı, W :havalandırma hızı, K_0 :model sabiti, r ve β :dönen çamur ve atık çamur oranları (Caraman *et al.* 2007).

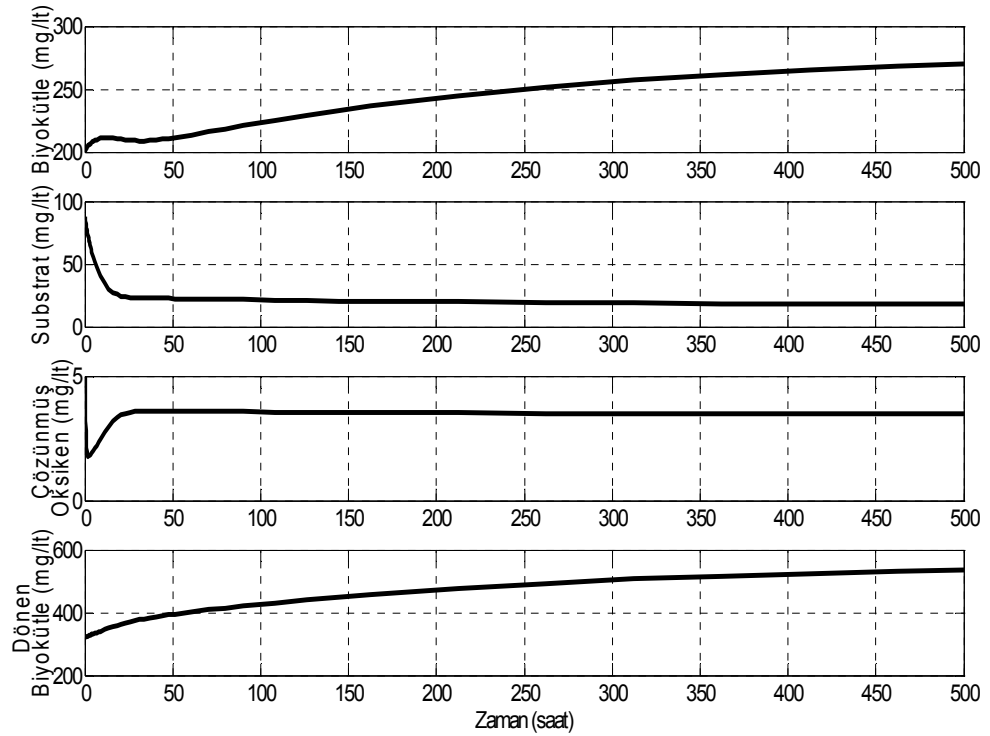
5.1.2 Benzetim çalışması

Yukarıda verilen 4 hal değişkenli matematiksel model kullanılarak MATLAB ortamında sistemin dinamik benzetimi yapılmıştır. Benzetim çalışmasında kullanılan kinetik parametreler; $Y = 0.65$; $b = 0.2$; $a = 0.018$; $K_{DO} = 2\text{mg/l}$; $K_0 = 0.5$; $\mu_{max} = 0.15\text{mg/l}$; $k_S = 100\text{mg/l}$; $r = 0.6$.



Şekil 5.2 Atık su arıtım tesisinin şematik diyagramı

Kullanılan atık su arıtım tesisinin şematik diyagramı Şekil 5.2’de verilmiştir. Havalandırma hızı ayar değişkeni, havalandırma havuzundaki çözünmüş oksijen derişimi kontrollü değişken ve giriş akışındaki substrat derişimi ölçülemeyen düzensizlik olarak kabul edilmiştir. İşletmeye alma benzetiminde kullanılan başlangıç koşulları şöyledir; $X(0)=200\text{mg/l}$, $S(0)=88\text{mg/l}$, $\text{DO}(0)=5\text{mg/l}$, $X_r(0)=320\text{mg/l}$, $S_{in}=200\text{ mg/l}$, $\text{DO}_{in}=0.5\text{mg/l}$, $\text{DO}_{max}=5\text{mg/l}$, $W=50\text{ saat}^{-1}$ ve $D=0.035\text{ saat}^{-1}$.



Şekil 5.3 İşletmeye alma dönemi benzetimi

İlk olarak çoklu-girdi çoklu-çıkı, doğrusal olmayan diferansiyel modelin, kinetik parametreler kullanılarak MATLAB ortamında dinamik benzetimi yapılmıştır. Benzetim çalışmasının açık devre yanıtlarında havalandırma hızı, çözünmüş oksijen giriş değeri ve giriş akışındaki substrat derişimi sabit alınmıştır. Yapılan dinamik benzetiminin sonuçları Şekil 5.3'te verilmiştir. Yaklaşık 500 saatlik bir işletim süresi için program çalıştırılmış ve yataşkın hal değeri elde edilmiştir. Yapılan dinamik benzetim sonucunda elde edilen yataşkın hal değeri Çizelge 5.1'de verilmiştir.

Çizelge 5.1 Aktif çamur prosesinde hal değışkenlerinin işletmeye alma dönemi sonundaki durumu

	<i>Havalandırma havuzu başlangıç değeri (mg/l)</i>	<i>İşletmeye alma dönemi sonundaki hal değışkeni değeri (mg/l)</i>
Biyokütle (X)	200	280.0553
Substrat (S)	88	17.2864
Çözünmüş Oksijen (DO)	5	3.4535
Dönen Biyokütle (Xr)	320	560.1105

5.1.3 Uygulanan kontrol stratejileri

Kullanılan matematiksel model açık döngü benzetim çalışmalarından elde edilen hal değışkenlerinin yataşkın hal değeri etrafında *Jacobian* kullanılarak doğrusallaştırılmıştır. Sistemin transfer fonksiyonu ve doğrusallaştırma sonucunda elde edilen A,B,C,D değeri aşağıda verilmiştir.

Sistemin transfer fonksiyonu;

$$g = \frac{0.06384 \times s^3 + 0.02704 \times s^2 + 0.001846 \times s + 7.445 \times 10^{-6}}{s^4 + 1.7 \times s^3 + 0.4786 \times s^2 + 0.02939 \times s + 0.0001185} \quad (5.1.6)$$

ve doğrusal model aşağıda ifade edilen şekliyle elde edilmiştir.

$$\frac{dx}{dt} = Ax + Bu \quad y = Cx + Du \quad (5.1.7)$$

$$A = \begin{bmatrix} -0.0420 & 0.1934 & 0.4164 & 0.0210 \\ -0.0215 & -0.3535 & -0.6406 & 0 \\ -0.0108 & -0.1488 & -1.2763 & 0 \\ 0.0560 & 0 & 0 & -0.0280 \end{bmatrix} \quad (5.1.8)$$

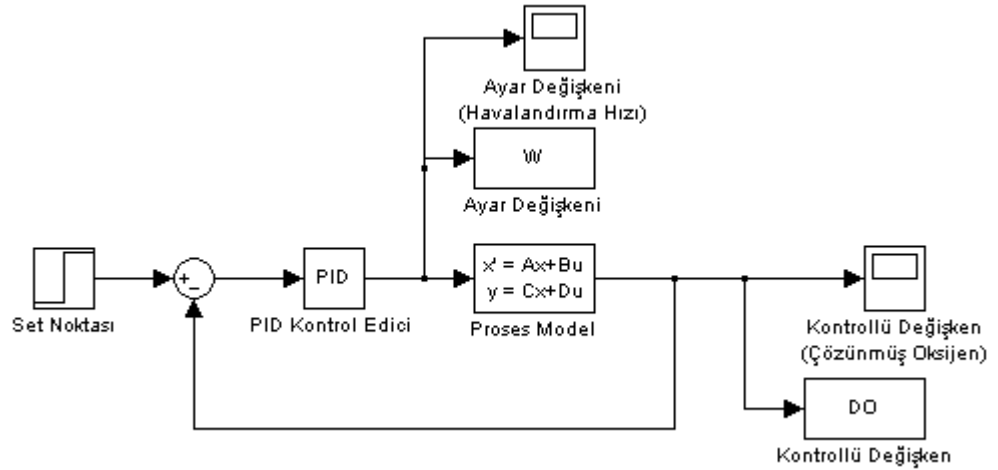
$$B = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0.0638 \\ 0 \end{bmatrix}$$

$$C = [0 \ 0 \ 1 \ 0]$$

$$D = 0$$

Elde edilen bu yatışkın hal değerleri kontrol çalışmaları gerçekleştirilirken hal değişkenlerine başlangıç değerleri olarak verilmiştir. Kontrol stratejilerinin ayar parametrelerinin bulunmasında genel olarak deneme yanılma yöntemi kullanılmıştır. Ayar değişkeninin ve kontrollü değişkenin alt ve üst sınır değerleri her kontrol çalışmasında aynı alınmıştır. Havalandırma hızı için alt sınır değeri 40 saat⁻¹, üst sınır değeri 80 saat⁻¹'dir. Çözünmüş oksijen için ise alt sınır değeri 0 mg/lt, üst sınır değeri 7 mg/lt'dir.

5.1.3.1 PID kontrol



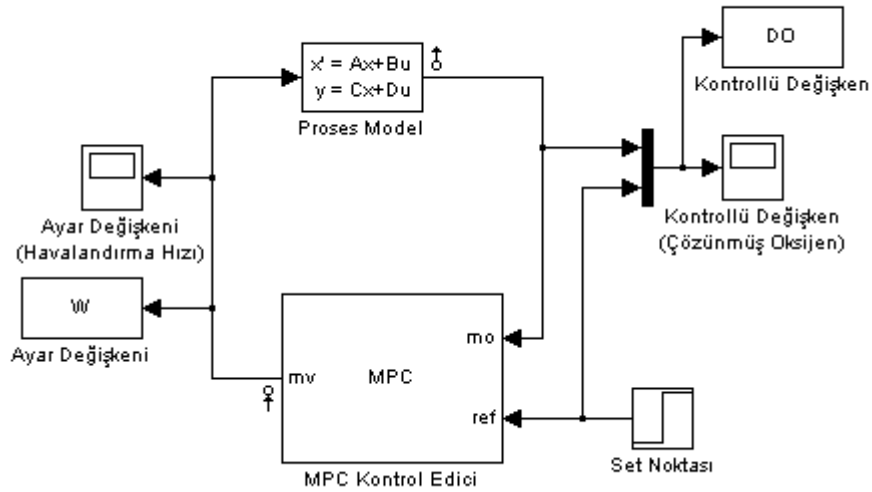
Şekil 5.4 PID kontrol edici

Bu kontrol çalışmasında *Jacobian* kullanılarak elde edilen doğrusal model kullanılmıştır. Sistem köklerinin pozitif bulunmasından dolayı K_u değeri deneme yanılma yöntemi ile eş salınım elde edilerek bulunmuştur. PID kontrol edicinin ayar parametreleri *Ziegler-Nichols* yöntemi kullanılarak elde edilmiştir. PID kontrol edicide

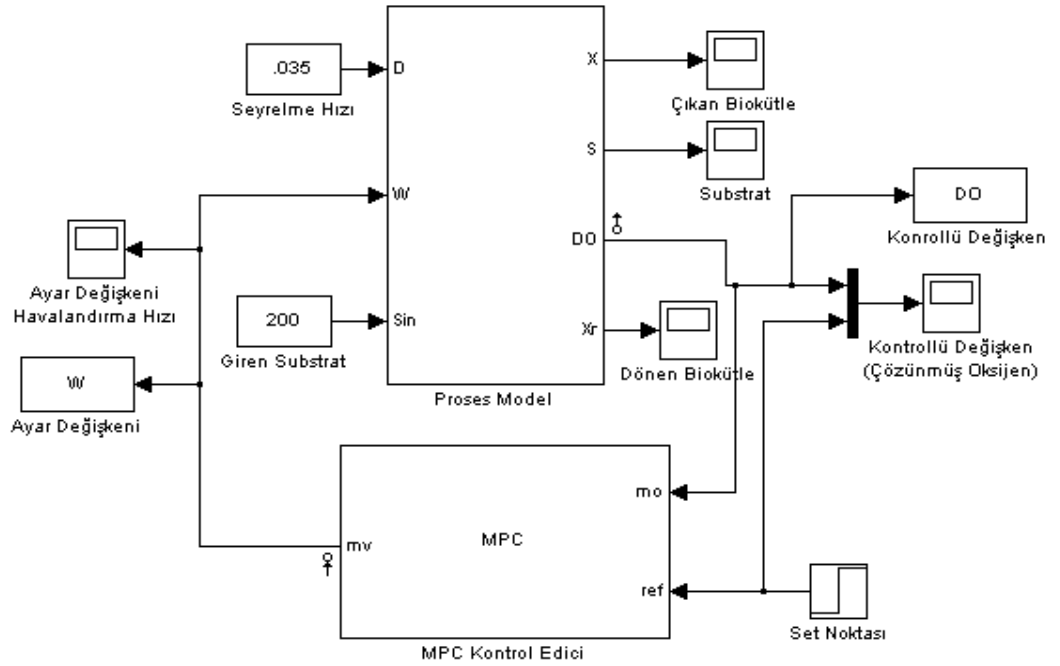
kullanılan ayar parametreleri, $K_p=46$, $\tau_i=115$, $\tau_d=4.6$ 'dir. Şekil 5.4'te PID kontrol edicinin şeması verilmiştir.

5.1.3.2 MPC (Model öngörmeli kontrol)

Model öngörmeli kontrol (MPC) atık su arıtım tesislerinde en yaygın olarak kullanılan ileri kontrol tekniğidir. Ele alınan aktif çamur prosesinde model öngörmeli kontrol stratejisi hem doğrusal hem de doğrusal olmayan model kullanılarak MATLAB ortamında MPC araç kutusu yardımı ile gerçekleştirilmiştir. Benzetim çalışmaları sırasında havalandırma hızı ayar değişkeni olarak, seyrelme hızı ise sabit alınmıştır. MPC kontrol edicinin ayar parametreleri deneme yanılma yöntemi kullanılarak elde edilmiştir. Tahmin ufku 60, kontrol ufku ise 20 aralık olarak belirlenmiştir. Örnekleme zamanı ise 0.25 saat olarak alınmıştır. Şekil 5.5 ve Şekil 5.6'da doğrusal ve doğrusal olmayan model kullanan iki farklı model öngörmeli kontrol edici gösterilmiştir.



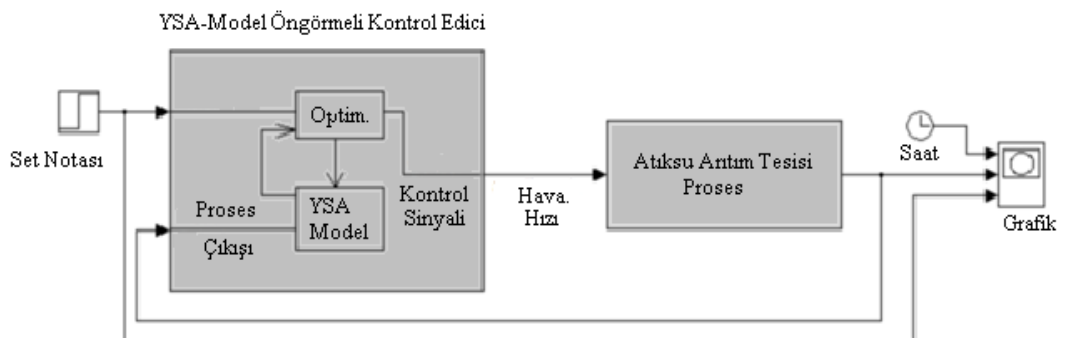
Şekil 5.5 Doğrusal model kullanan MPC kontrol edici



Şekil 5.6 Doğrusal olmayan model kullanan MPC kontrol edici

5.1.3.3 NN-MPC (Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol)

Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol edici için ilk aşama sistem modelinin elde edilmesidir. Ağın eğitimi tamamlandıktan sonra Şekil 5.7’de verilen sistem oluşturulmuştur.



Şekil 5.7 Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol

Açık döngü benzetim çalışmasından elde edilen veriler NN-MPC’nin eğitiminde kullanılmıştır. Bu ilk basamak olan sistem tanımlama işleminde gizli katmanda 3 nöron

kullanılmıştır. Örnekleme aralığı 0.25 saat olarak alınmıştır. Oluşturulan model verileri normalize edilerek ağın eğitiminde kullanılmış ve yaklaşık 10^{-9} 'luk bir hataya ulaşıldığında eğitim sonuçlandırılmıştır. Optimizasyon için oldukça hızlı ve iyi sonuç veren *Levenberg-Marquardt* algoritması seçilmiştir. İkinci basamak olan kontrol basamağında Çizelge 5.2'de verilen parametre değerleri kullanılarak sonuca ulaşılmıştır. Yapay sinir ağı temelli model öngörmeli kontrol için geri takip tekniği (*backtracking*) kullanılarak tek boyutlu minimizasyon tekniği seçilmiştir.

Çizelge 5.2 NN-MPC ve NARMA-L2 kontrol için kullanılan parametreler

<i>Parametreler</i>	<i>YSA-MPC</i>	<i>NARMA-L2</i>
Saklı katmanda bulunan nöron sayısı	3	5
Eğitim algoritması	Levenberg-Marquardt	Levenberg-Marquardt
Eğitim verisi	Normalize edilmiş	Normalize edilmiş
Eğitimdeki maksimum iterasyon sayısı	10000	10000
Optimizasyon ufku (N_2)	20	-
Kontrol ufku (N_u)	2	-
Minimizasyon rutini	Geri takip tekniği kullanılarak, tek boyutlu minimizasyon yöntemi	-
Kontrol ağırlık faktörü (ρ):	0.1	-
Tarama parametresi (α):	0.1	-

5.1.3.4 NARMA-L2 kontrol

NARMA-L2 kontrol için 5 gizli katman kullanılmış ve örnekleme zamanı 0.25 saat olarak alınmıştır. Oluşturulan model verileri ağın eğitilmesinde kullanılmış ve ANN model öngörmeli kontrol uygulamasında olduğu gibi yaklaşık 10^{-9} 'luk bir hataya

ulaşıldığında eğitim tamamlanmıştır. Optimizasyon için *Levenberg-Marquardt* algoritması seçilmiştir. Çizelge 5.2'de kontrol edici için kullanılan parametreler verilmiştir.

5.1.3.5 SQP kontrol

SQP algoritması genel olarak optimizasyon problemlerinin çözümünde kullanılır. Bu çalışmada SQP algoritması kontrol amaçlı olarak kullanılmış, kontrollü değişkenin verilen set noktasına yaklaşmasını sağlayacak optimum havalandırma hızı bulunmuştur. Literatürde daha önce SQP algoritması bu tip bir kontrol çalışmasında kullanılmamıştır. Uygulanan algoritmanın genel mantığı model öngörmeli kontrole benzemektedir. Uygulanacak olan profil kayan pencere şeklinde düşünülmüş, her adımda kontrol ufku (20 aralık) boyunca uygulanması gereken değerler bulunmuş, kontrol profilinin ilk değerinin sisteme uygulandığı düşünülmüştür. Bir sonraki adımda önceki optimizasyondan bulunan değerler başlangıç değerleri olarak alınıp, 20 adımlık yeni bir profil elde edilmiştir. Bu işlem tahmin ufku tamamlanacak şekilde tekrarlanmıştır. Program aktif çamur sisteminin kontrolünde aşağıda verilen şekilde kodlanmıştır;

- ✓ İlk olarak hal değişkenleri ve optimizasyon değişkeni (havalandırma hızı) için başlangıç değerleri tanımlanır ($x(0), u(0)$)
- ✓ Optimizasyon değişkeni, u için alt ve üst sınır değerleri tanımlanır
- ✓ Model 0.25 saat (örnekleme zamanı) adım aralığı ile t_{final} 'a kadar çözülür
- ✓ Her adım aralığı sonunda bulunan x 'ler bir sonraki adım için başlangıç değeri olarak kullanılır
- ✓ Model çözümünden elde edilen değerler ile (DO, çözülmüş oksijen derişimi) set noktası arasındaki farkların karelerinin toplamı minimum olacak şekilde amaç fonksiyonu hesaplanır
- ✓ İstenen kriter sağlandığında optimizasyon sona erer ve u profili elde edilir (20 parça: kontrol ufku kadar)
- ✓ Elde edilen bu u profili ile yeni optimizasyon işlemi için başlangıç oluşturulur. Bu başlangıçta x_0 , $t=0.25$ anındaki x 'ler olarak alınır. u_0 ise [bulunan $u(2:20)$ bulunan $u(20)$] olarak alınır

- ✓ Bulunan u 'lar uygulanması gereken optimizasyon değişkeni olarak bir vektörde toplanır
- ✓ Bu işlem tahmin ufku tamamlanana kadar devam eder. Program sonucunda elde edilen u vektörü uygulanması gereken profili verir.

5.1.3.6 Kontrol edici performans kriterleri

Kapalı devre kontrol sistemlerinde dinamik performans kriterleri $t=0$ anından yatışkın koşula gelene kadar, aşağıda verilen formüller kullanılarak hesaplanmıştır.

Tümlenik Mutlak Hata Ölçütü (IAE, *Integral Absolute Error*);

$$IAE = \int_0^{\infty} |\epsilon(t)| dt \quad (5.1.9)$$

Tümlenik Karesel Hata Ölçütü (ISE, *Integral Square Error*);

$$ISE = \int_0^{\infty} \epsilon(t)^2 dt \quad (5.1.10)$$

Burada $\epsilon(t) = y_{sp}(t) - y(t)$ istenilen set noktası ile sistemin yanıtını arasındaki hata farkını gösterir.

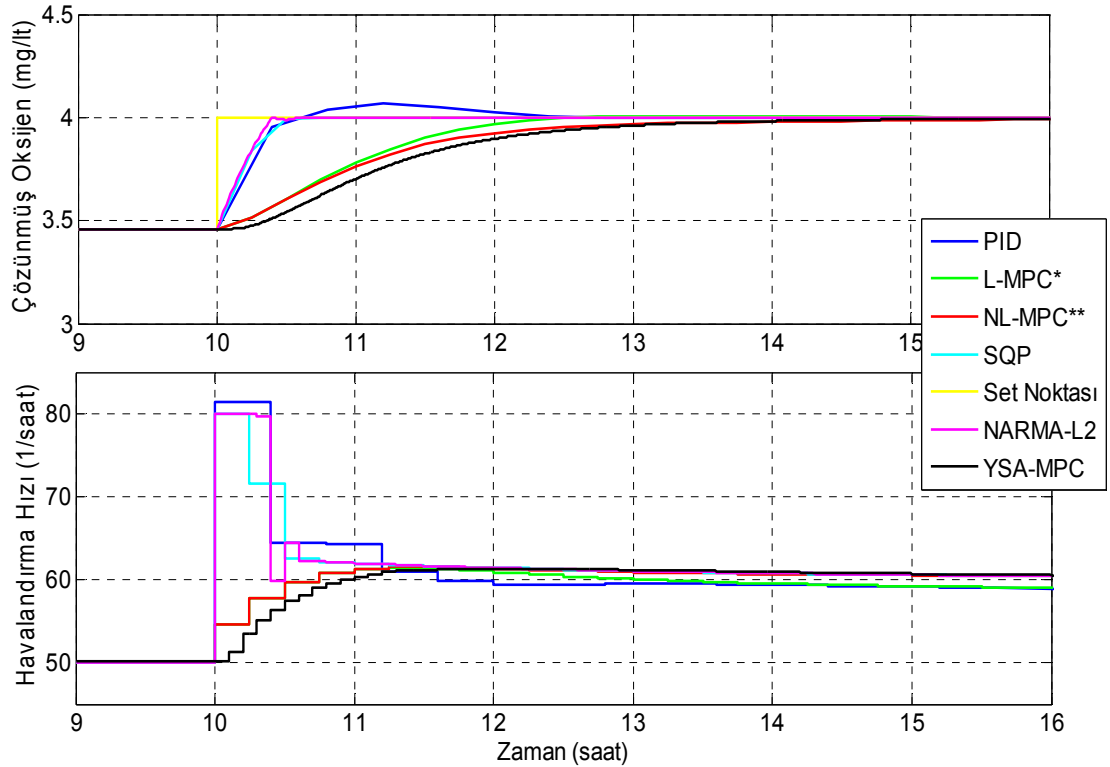
5.1.4 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması

Çalışmanın bu ilk kısmında aktif çamur prosesinde 6 farklı kontrol stratejisi MATLAB ortamında karşılaştırılmıştır. Havalandırma havuzundaki çözülmüş oksijen derişimi kontrollü değişken, havalandırma hızı ise ayar değişkeni olarak alınmıştır. Havalandırma havuzu içerisindeki mikroorganizmaların çoğalması büyük ölçüde sistem içerisinde yeterli çözülmüş oksijenin var olmasına bağlıdır.

Seçilen çözülmüş oksijen set noktasına bağlı olarak sistem performansı ciddi şekilde etkilenmektedir. Yüksek çözülmüş oksijen derişimi fazla enerji harcanmasına sebep olurken, düşük çözülmüş oksijen derişiminde yeterli artım sağlanamaz. Çıkış akışındaki substrat derişiminin 30 mg/l'tnin üzerine çıkmamasına dikkat edilmiştir.

Çevre Orman Bakanlığı ve Avrupa Birliği evsel atık su arıtım tesisi deşarj kriterlerine göre çıkış akışındaki substrat miktarının bu değerin üzerine çıkmaması gerekir.

Kontrol çalışmalarında sisteme verilecek olan çözünmüş oksijen set noktası değeri 4 mg/lt olarak belirlenmiştir. Şekil 5.8’de verilen bu set noktasına kontrol edicilerin verdiği yanıtlar görülmektedir.



Şekil 5.8 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması

*L-MPC: doğrusal model kullanan MPC kontrol edici

** NL-MPC: doğrusal olmayan model kullanan MPC kontrol edici

En büyük aşma değeri % 13.2 olarak PID kontrol edicide ortaya çıkmıştır. PID kontrol edici set noktasını 12 saatte yakalamıştır. Doğrusal model kullanan MPC kontrol edici, doğrusal olmayan model kullanan MPC kontrol ediciye göre daha iyi sonuçlar vermiştir. MPC kontrol edicilerin set noktasını yakalama zamanları sırasıyla 10 ve 20 saattir. NN-MPC diğerlerine göre biraz daha kısa zamanda 9 saatte set noktasını yakalamıştır. NARMA-L2 ve SQP kontrolden diğer kontrol stratejileri ile karşılaştırıldığında çok daha iyi sonuçlar elde edilmiştir. NARMA-L2 kontrol 0.6 saate,

SQP kontrol 1 saate set noktasına ulaşmıştır. Kontrol edicilerden elde edilen yanıtlardan hesaplanan IAE (*Integral Absolute Error*) ve ISA (*Integral Square Error*) değerleri ve kontrol edicilerin set noktasını yakalama zamanları Çizelge 5.3'te özetlenmiştir.

Çizelge 5.3 Kontrol edicilerin IAE, ISE değerleri ve set-noktasını yakalama zamanları

<i>Kontrol edici</i>	<i>IAE</i>	<i>ISE</i>	<i>Set-noktasını yakalama zamanı (saat)</i>
NARMA-L2	0.1018	0.0346	0.6
SQP	0.1820	0.0812	1.0
PID	0.3188	0.1241	12.0
YSA-NMPC	0.7546	0.2508	9.0
Doğrusal model + MPC	0.8668	0.3663	10.0
Doğrusal olmayan model + MPC	1.0046	0.3801	20.0

5.1.5 SQP kontrol ile sistemin filtreye yaklaştırılarak kontrol edilmesi

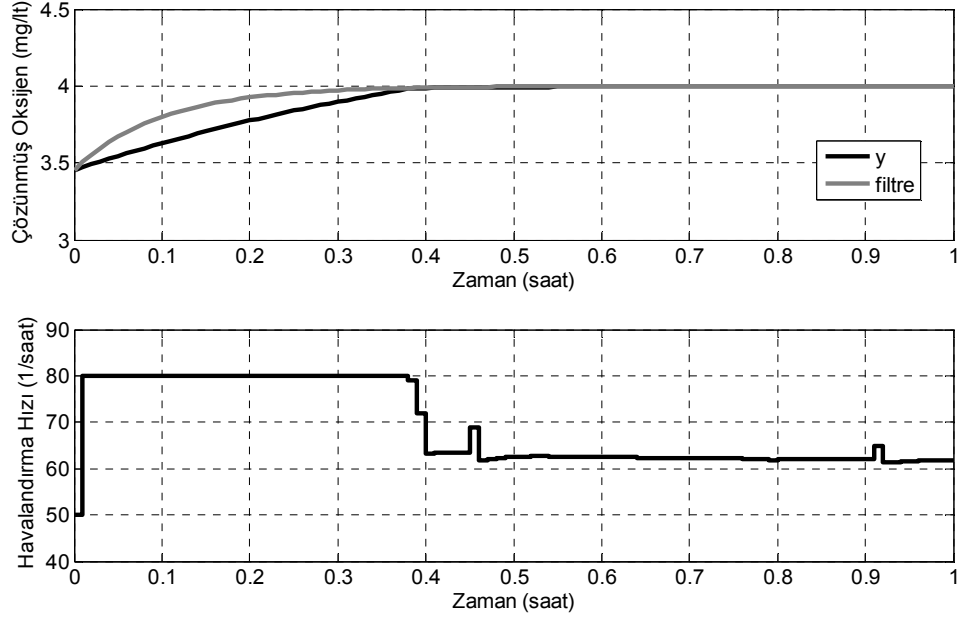
Çalışmanın bu kısmında SQP kontrol stratejisi kullanılarak bir referans filtreye yaklaştırma uygulanmıştır. İki farklı τ değerlerinde sistem incelenmiştir. Havalandırma havuzundaki çözülmüş oksijen derişimi kontrollü değişken, havalandırma hızı ise ayar değişkeni olarak alınmıştır. SQP kontrol algoritması bölüm 5.1.3.5'te anlatıldığı gibi uygulanmış, ayar değişkeni ve kontrollü değişkene sınır değerleri verilmiştir. Havalandırma hızı için en yüksek değer 80 saat⁻¹, en düşük değer 20 saat⁻¹; çözülmüş oksijen için en yüksek değer 7 mg/lt, en düşük değer 0 mg/lt'dir. Benzetimler esnasında örnekleme Aralığı 0.01 saat olarak alınmıştır. Bir önceki set noktasına yaklaştırma kontrol algoritmasından farklı olarak sisteme y_{set} değerleri aşağıda verilen filtrelerin çıktısı olarak tanımlanmış, proses çıktısının filtreden elde edilen grafiği izlemesi amaçlanmıştır.

Kullanılan filtrelere ait transfer fonksiyonları aşağıda verilmiştir (Denklem 5.1.9-10).

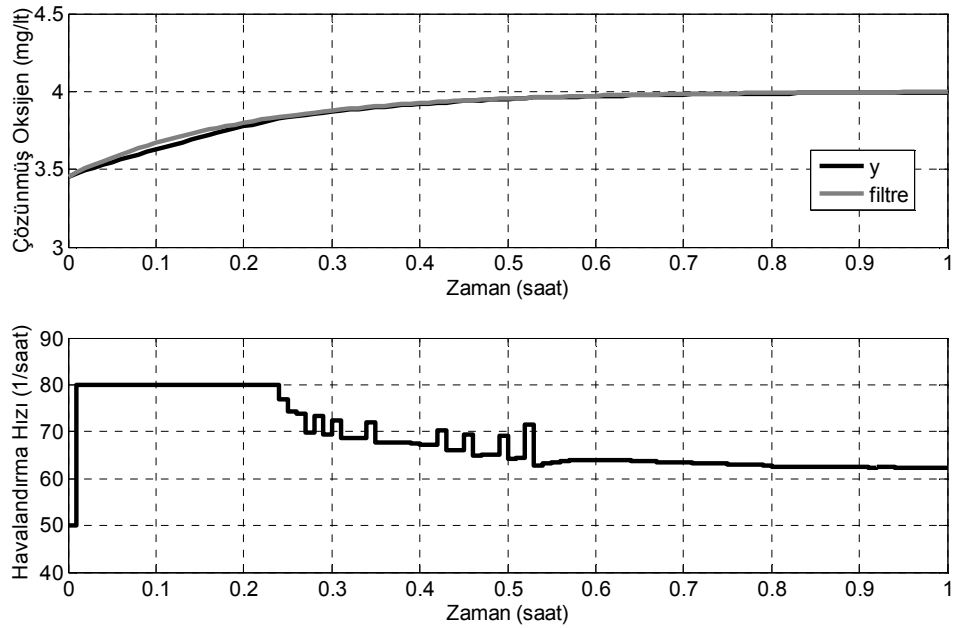
$$g = \frac{1}{0.1s+1} \quad (5.1.11)$$

$$g = \frac{1}{0.2s+1} \quad (5.1.12)$$

Kontrol çalışması sonucunda elde edilen grafikler, iki farklı τ değeri için Şekil 5.9 ve 5.10'da verilmiştir.



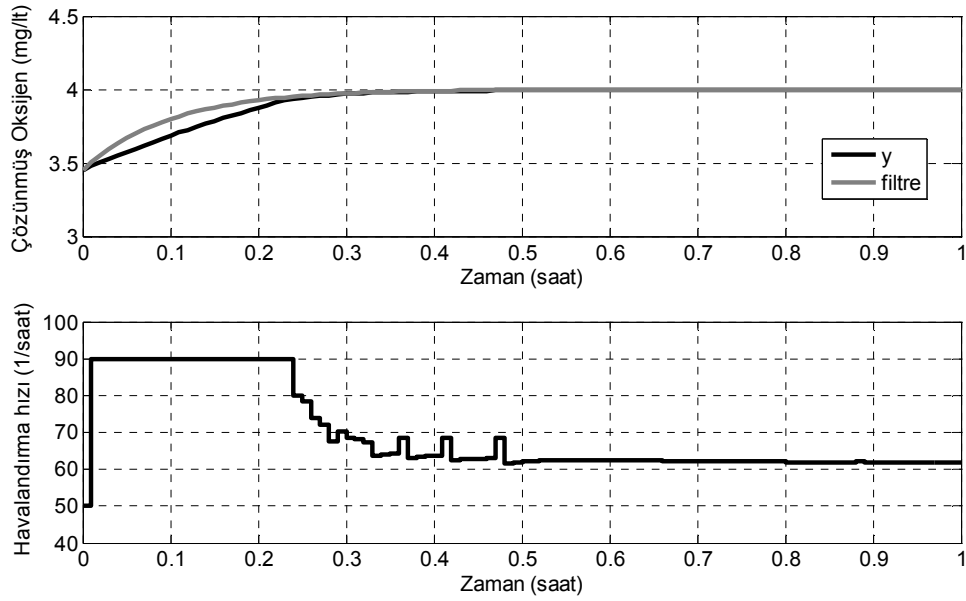
Şekil 5.9 $\tau = 0.1$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat)



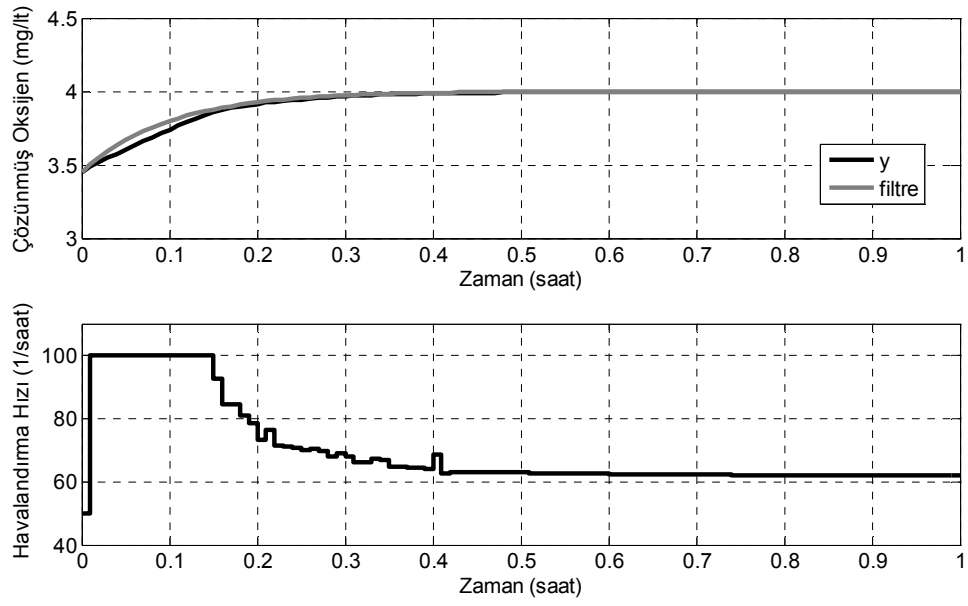
Şekil 5.10 $\tau = 0.2$ için benzetim sonucu ($t_s = 0.01$ saat)

Yanıtlar incelendiğinde $\tau = 0.2$ değerinde sistemin filtreyi çok iyi takip ettiği görülmektedir. Fakat $\tau = 0.1$ değerinde aynı performans elde edilememiştir. Bunun sebebi ayar değişkenine verilen sınır değerleridir. $\tau = 0.1$ değerinde sistem daha çabuk davranır fakat kontrol eylemi 80 saat^{-1} üst sınırına dayandığı için set noktası bu hızı yakalayamamaktadır. Bu nedenle benzetimler ayar değişkenine verilen üst sınır değeri yükseltilerek tekrar edilmiştir.

Havalandırma hızı üst sınır değeri 90 saat^{-1} 'e yükseltildiği zaman elde edilen grafik Şekil 5.11'de, 100 saat^{-1} 'e yükseltildiği zaman elde edilen grafik Şekil 5.12'de verilmiştir. Havalandırma hızı sınır değerleri değiştirilerek yapılan benzetimlerden anlaşılmaktadır ki, Şekil 5.9'da görülen fark kontrol eyleminin doygunluğa ulaşmasından kaynaklanmaktadır. Havalandırma hızı üst sınırına 100 saat^{-1} verildiği durumda sistem filtreyi tam olarak takip edebilmektedir.



Şekil 5.11 $\tau=0.1$ için benzetim sonucu ($t_s=0.01$ saat, havalandırma hızı üst sınır değeri 90 saat^{-1})



Şekil 5. $12 \tau=0.1$ için benzetim sonucu ($t_s=0.01$ saat, havalandırma hızı üst sınır değeri 100 saat^{-1})

Kontrol çalışmalarının CPU zamanlarını Çizelge 5.4’te verilmiştir. Kontrol çalışmalarına ilk olarak 20 aralık kontrol ufku ile başlanmıştır. Örnekleme zamanı 0.01 saat / 36 saniye olan çalışmalarda ilk elde edilen CPU zamanları örnekleme süresinden daha fazladır. Bu nedenle kontrol ufku 20 aralık olarak alınan kontrol çalışmalarının on-line olarak sisteme uygulanabilirliği yoktur. Bu amaçla kontrol ufku 10 aralığa düşürülerek benzetimler tekrarlanmıştır. 20 ve 10 aralık kontrol ufkuyla yapılan kontrol çalışmalarından elde edilen grafikler arasında fark gözlenmemesine karşın CPU süreleri ciddi oranda düşmektedir.

Çizelge 5.4 Kontrol edicilerin CPU süreleri

Filtre	Ayar değişkeni sınır değerleri	CPU süresi (saniye)	
		M: 20 aralık	M: 10 aralık
$\tau=0.1$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 80 \text{ saat}^{-1}$	56.57	12.98
$\tau=0.1$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 90 \text{ saat}^{-1}$	64.65	12.06
$\tau=0.1$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 100 \text{ saat}^{-1}$	56.39	13.26
$\tau=0.2$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 80 \text{ saat}^{-1}$	66.75	12.23

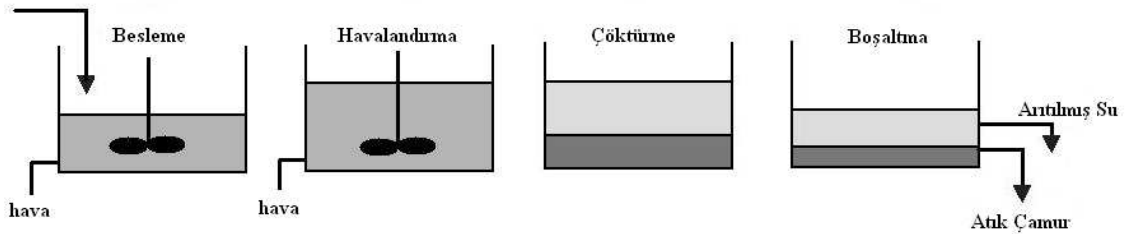
* W: havalandırma hızı, M: kontrol ufku

5.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu

Bu kısımda optimizasyon çalışmasının temelini teşkil eden ardışık kesikli reaktör için yazılan aktif çamur modeli anlatılmış; ASM3, Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modellerinin sisteme uygulanışı, yazılan kütle korunum denklemleri verilmiştir. Tanımlanan aktif çamur modeli kullanılarak uygulanan optimizasyon çalışması anlatılmış, elde edilen sonuçlar verilmiştir.

5.2.1 Proses modeli

Ardışık kesikli reaktörler besleme, havalandırma, çökme ve boşaltma fazlarının birbiri ardına sırasıyla gerçekleşmesi ilkesine dayanır. Uygulanacak olan optimizasyon veya kontrol çalışmasının iyi sonuçlar verebilmesi için reaktörün gerçeğe yakın etkin modellerle tanımlanması gerekir. Bu amaçla bu çalışma kapsamında Aktif Çamur Modeli no.3 (ASM3) ve Takacs çökme hızı modeli prosesin tanımlanmasında kullanılmıştır. Kütle korunum denklemlerinden yararlanarak reaktörün her fazı için ayrı bir model oluşturulmuş ve bu modellerin birbiri ile ardışık olarak çalışması sağlanmıştır. Besleme ve havalandırma fazlarında ASM3 modelinin hız denklemleri kütle korunum denklemleri ile birleştirilmiş ve sistem bu fazlar için tanımlanmıştır. Bu fazlarda sistem tam karıştırmalı tank gibi düşünülmüş, tepkimelerin aerobik ortamda gerçekleştiği kabul edilmiştir. Çöktürme fazında ise ASM3 modelinin anoksik periyotta çalıştığı kabul edilmiş, Takacs çökme hızı modeli kullanılarak parçacık bileşenlerin matematiksel tanımları yapılmıştır. Şekil 5.13'te ardışık kesikli reaktörün fazları gösterilmiştir.



Şekil 5.13 Ardışık kesikli reaktör için fazların gösterimi

5.2.1.1 ASM3 modeli proses ve oluşma/yok olma hızları

Fazlar için yazılan kütle korunum denklemlerine ve oluşturulan modellerden önce ASM3 modelinin proses hızları ve oluşma/yok olma hızları verilmiştir. ASM3 modelinin içerdiği 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi bölüm 3.2.1.2’de ayrıntılı olarak açıklanmıştır. Bu dönüşüm proseslerinin matematiksel ifadeleri Denklem 5.2.1-12’de verilmiştir (Henze *et al.* 2002). Kinetik parametreler Çizelge 5.5’te verilmiştir.

1.Hidroliz hızı:

$$q1 = k_H \times \frac{X_S/X_H}{K_X+X_S/X_H} \times X_H \quad (5.2.1)$$

2.COD’nin aerobik depolanma hızı:

$$q2 = k_{STO} \times \frac{S_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_S}{K_S+S_S} \times X_H \quad (5.2.2)$$

3.COD’nin anoksik depolanma hızı:

$$q3 = k_{STO} \times \eta_{NO} \times \frac{K_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \times \frac{S_S}{K_S+S_S} \times X_H \quad (5.2.3)$$

4.Aerobik çoğalma hızı:

$$q4 = \mu_H \times \frac{S_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \times \frac{S_{HCO}}{K_{HCO}+S_{HCO}} \times \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO}+X_{STO}/X_H} \times X_H \quad (5.2.4)$$

5.Anoksik çoğalma (denitrifikasyon) hızı:

$$q5 = \mu_H \times \eta_{NO} \times \frac{K_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \times \frac{S_{HCO}}{K_{HCO}+S_{HCO}} \times \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO}+X_{STO}/X_H} \times X_H \quad (5.2.5)$$

6.Aerobik iç soluma hızı:

$$q6 = b_{H,O2} \times \frac{S_O}{K_O+S_O} \times X_H \quad (5.2.6)$$

7.Anoksik iç soluma hızı:

$$q7 = b_{H,O2} \times \frac{K_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \times X_H \quad (5.2.7)$$

8. X_{STO} ’nun aerobik soluma hızı:

$$q8 = b_{STO,O2} \times \frac{S_O}{K_O+S_O} \times X_{STO} \quad (5.2.8)$$

9. X_{STO} ’nun anoksik soluma hızı:

$$q9 = b_{STO,NO} \times \frac{K_O}{K_O+S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \times X_{STO} \quad (5.2.9)$$

10. Nitrifikasyon hızı:

$$q_{10} = \mu_A \times \frac{S_O}{K_{A,O} + S_O} \times \frac{S_{NH}}{K_{A,NH} + S_{NH}} \times \frac{S_{HCO}}{K_{A,HCO} + S_{HCO}} \times X_A \quad (5.2.10)$$

11. Aerobik iç soluma hızı:

$$q_{11} = b_{A,O_2} \times \frac{S_O}{K_O + S_O} \times X_A \quad (5.2.11)$$

12. Anoksik iç soluma hızı:

$$q_{12} = b_{A,O_2} \times \frac{K_O}{K_O + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \times X_A \quad (5.2.12)$$

Yukarıda verilen mikrobiyolojik dönüşüm prosesleri kullanılarak ASM3 modelinin 13 bileşeninin oluşma/yok olma hızlarını ifade eden R_i 'ler Denklem 5.2.13-25'te verilmiştir. Kullanılan stokiometrik katsayılar literatürden alınmıştır (Henze *et al.* 2002).

$$R_{SO} = -0.15q_2 - 0.60q_4 - 0.80q_6 - 1.0q_8 - 18.04q_{10} - 0.80q_{11} \quad (5.2.13)$$

$$R_{SI} = 0 \quad (5.2.14)$$

$$R_{SS} = 1q_1 - 1q_2 - 1q_3 \quad (5.2.15)$$

$$R_{SNH} = 0.01q_1 + 0.03q_2 + 0.03q_3 - 0.07q_4 - 0.07q_5 + 0.066q_6 + 0.066q_7 - 4.24q_{10} + 0.066q_{11} + 0.066q_{12} \quad (5.2.16)$$

$$R_{SN_2} = 0.07q_3 + 0.30q_5 + 0.28q_7 + 0.35q_9 + 0.28q_{12} \quad (5.2.17)$$

$$R_{SNO} = -0.07q_3 - 0.30q_5 - 0.28q_7 - 0.35q_9 + 4.17q_{10} - 0.28q_{12} \quad (5.2.18)$$

$$R_{SHCO} = 0.001q_1 + 0.002q_2 + 0.007q_3 - 0.005q_4 + 0.016q_5 + 0.005q_6 + 0.025q_7 + 0.025q_9 - 0.600q_{10} + 0.005q_{11} + 0.025q_{12} \quad (5.2.19)$$

$$R_{XI} = 0.20q_6 + 0.20q_7 + 0.20q_{11} + 0.20q_{12} \quad (5.2.20)$$

$$R_{XS} = -1q_1 \quad (5.2.21)$$

$$R_{XH} = 1q_4 + 1q_5 - 1q_6 - 1q_7 \quad (5.2.22)$$

$$R_{XSTO} = 0.85q_2 + 0.80q_3 - 1.60q_4 - 1.85q_5 - 1q_8 - 1q_9 \quad (5.2.23)$$

$$R_{XA} = 1q_{10} - 1q_{11} - 1q_{12} \quad (5.2.24)$$

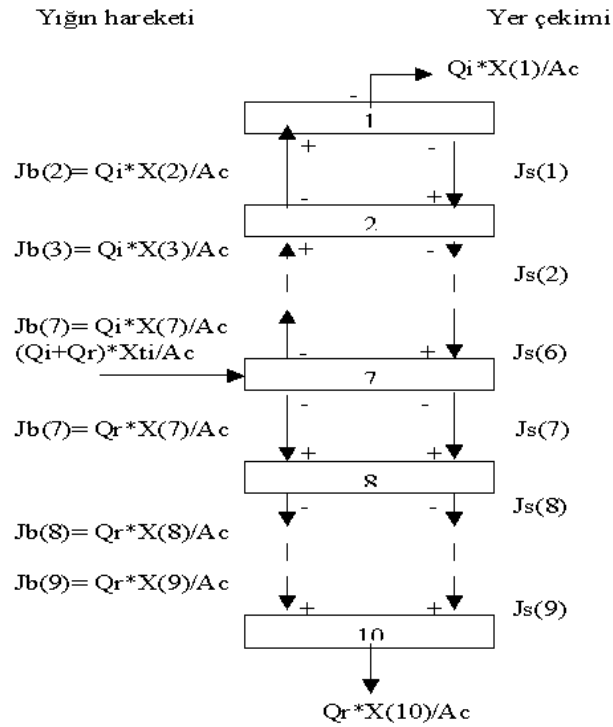
$$R_{XTS} = -0.75q_1 + 0.51q_2 + 0.48q_3 - 0.06q_4 - 0.21q_5 - 0.75q_6 - 0.75q_7 - 0.60q_8 - 0.60q_9 + 0.90q_{10} - 0.75q_{11} - 0.75q_{12} \quad (5.2.25)$$

5.2.1.2 Çöktürücü ve modellenmesi

Ardışık kesikli reaktör sisteminde etkin bir arıtımın sağlanabilmesi için her çevrim sonunda biyolojik reaktörde kalan sıvı-katı karışımında MLVSS (*Mixed Liquor Volatile Suspended Solid*) değerinin 1100-3000 mg/l arasında olması gerekir (Sundstrom and Klei 1979). Biyolojik reaktör içerisindeki MLVSS derişimi aşağıda verilen eşitlik kullanılarak hesaplanır (Henze *et al.* 2002).

$$MLVSS = 0.75 \times (X_I + X_S) + 0.90 \times (X_H + X_A) + 0.60 \times X_{STO} \quad (5.2.26)$$

Bu değerin hesaplanabilmesi için parçacık bileşenlerin derişimlerinin her tabaka için tanımlanması gerekir. Bu amaçla Takacs çökme hızı modeli ve Vitasovic çöktürücü modeli çökme fazındaki ardışık kesikli reaktöre uygulanmıştır. Çöktürücü modeli Şekil 5.14'te verilmiştir (Takacs *et al.* 1991).



Şekil 5.14 Çöktürücü modeli (Takacs *et al.* 1991)

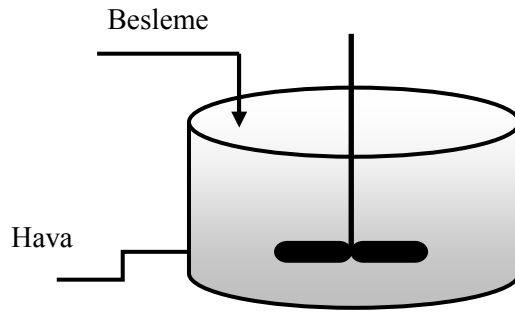
Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modeli kullanılarak tanımlanan tek boyutlu ikincil çöktürücüde aşağıdaki varsayımlar yapılmıştır.

- ✓ Çöktürücünün silindirik geometriye sahip olduğu düşünülmüştür.
- ✓ Çöktürücü 10 tabakaya bölünmüş, her tabakanın yüksekliği aynı kabul edilmiştir.
- ✓ Radyal yönde herhangi bir derişim değişimi olmadığı, yalnızca aksenal yönde derişim değişimi olduğu kabul edilmiştir.

Çöktürücü modelinin sisteme uygulanması ve yazılan eşitlikler bölüm 5.2.1.5'te verilmiştir.

5.2.1.3 Besleme periyodu için proses modeli

Besleme fazında sistemin tam karıştırmalı biyolojik reaktör gibi davrandığı kabul edilmiş ve sisteme sürekli hava beslendiği varsayılmıştır. Gerçekleşen tepkimeler aerobik fazda veya havalı ortamda gerçekleşmekte, denitrifikasyonun gerçekleştiği anoksik veya havasız periyot düşünülmemektedir. Periyot sonlarında sistemde sıvı-katı karışımının % 75'i sürekli sabit kalmaktadır. Besleme periyodunda uygun besleme hızı ile sistem hacmi % 100'e tamamlanmaktadır. İlk faz olan besleme fazı Şekil 5.15'te verilmiştir.



Şekil 5.15 Ardışık kesikli reaktörde besleme fazı

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_{in} \times C_{in} - Q_{eff} \times C_{eff} + \Sigma r \quad (5.2.27)$$

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{eff} \quad (5.2.28)$$

Denklem 5.2.27-28 sistemin genel kütle korunum denklemleridir. Bu denklemleri besleme fazına uygulanırsa aşağıda verilen denklikler elde edilir. Denklem 5.2.29'a

havalandırmanın sürekli olduğu düşünülerek oksijen aktarımını ifade eden bir terim eklenmiştir. ($+ k_{La} (S_o^{sat} - S_o^{at})$)

$$\frac{dS_{O_2}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{O_2}^{in} - Q_{in} \times S_{O_2}^{at}}{V_{at}} + R_{SO_2} + k_{La} \times (S_{O_2}^{sat} - S_{O_2}^{at}) \quad (5.2.29)$$

$$\frac{dS_I^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_I^{in} - Q_{in} \times S_I^{at}}{V_{at}} + R_{SI} \quad (5.2.30)$$

$$\frac{dS_S^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_S^{in} - Q_{in} \times S_S^{at}}{V_{at}} + R_{SS} \quad (5.2.31)$$

$$\frac{dS_{NH_4}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{NH_4}^{in} - Q_{in} \times S_{NH_4}^{at}}{V_{at}} + R_{SNH_4} \quad (5.2.32)$$

$$\frac{dS_{N_2}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{N_2}^{in} - Q_{in} \times S_{N_2}^{at}}{V_{at}} + R_{SN_2} \quad (5.2.33)$$

$$\frac{dS_{NO}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{NO}^{in} - Q_{in} \times S_{NO}^{at}}{V_{at}} + R_{SNO} \quad (5.2.34)$$

$$\frac{dS_{HCO}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{HCO}^{in} - Q_{in} \times S_{HCO}^{at}}{V_{at}} + R_{SHCO} \quad (5.2.35)$$

$$\frac{dX_I^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_I^{in} - Q_{in} \times X_I^{at}}{V_{at}} + R_{XI} \quad (5.2.36)$$

$$\frac{dX_S^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_S^{in} - Q_{in} \times X_S^{at}}{V_{at}} + R_{XS} \quad (5.2.37)$$

$$\frac{dX_H^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_H^{in} - Q_{in} \times X_H^{at}}{V_{at}} + R_{XH} \quad (5.2.38)$$

$$\frac{dX_{STO}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_{STO}^{in} - Q_{in} \times X_{STO}^{at}}{V_{at}} + R_{XSTO} \quad (5.2.39)$$

$$\frac{dX_A^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_A^{in} - Q_{in} \times X_A^{at}}{V_{at}} + R_{XA} \quad (5.2.40)$$

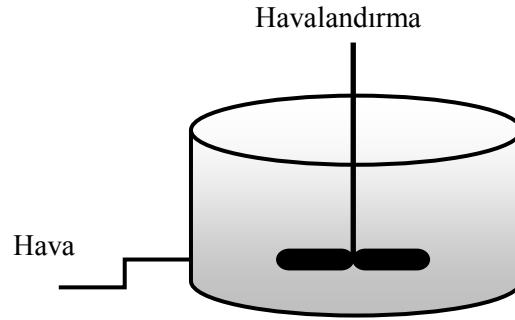
$$\frac{dX_{TS}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_{TS}^{in} - Q_{in} \times X_{TS}^{at}}{V_{at}} + R_{XTS} \quad (5.2.41)$$

$$\frac{dV_{at}}{dt} = Q^{in} \quad (5.2.42)$$

ASM3 modelinin 13 değişkeninin her biri için bir denklem (5.2.29-41) ve sistemdeki hacim değişim için (5.2.42) bir denklem yazılmış, toplamda 14 hal değişkenli olarak besleme periyodu tanımlanmıştır. Sistem hacmi besleme periyodu boyunca sürekli değiştiği için hacim elemanı 14. hal değişkeni olarak modele katılmıştır.

5.2.1.4 Havalandırma periyodu için proses modeli

Havalandırma fazında sistemin yine tam karıştırılmalı biyolojik reaktör gibi davrandığı düşünülmüş, sisteme sürekli hava beslenerek tepkimelerin aerobik fazda gerçekleştiği varsayılmıştır. Havalandırma fazı için oluşturulacak modele yine denklem 5.2.27-28 kullanılarak başlanmıştır ve sistemin homojen olarak karıştığı varsayılmıştır. Bu fazda sistemin hacmi değişmemekte, sisteme herhangi bir besleme ya da boşaltma olmamaktadır. Bu nedenle besleme fazında 14.hal değişkeni olarak yazılan hacim elemanı bu modelde yoktur. Denklem 5.2.42-54 ASM3 modelinin 13 hal değişkeni için yazılmış denklemlerdir. Şekil 5.16'da ardışık kesikli reaktör için havalandırma fazı verilmiştir.



Şekil 5.16 Ardışık kesikli reaktörde havalandırma fazı

$$\frac{dS_{O_2}^{at}}{dt} = R_{SO_2} + k_{La} \times (S_{O_2}^{sat} - S_{O_2}^{at}) \quad (5.2.42)$$

$$\frac{dS_I^{at}}{dt} = R_{SI} \quad (5.2.43)$$

$$\frac{dS_S^{at}}{dt} = R_{SS} \quad (5.2.44)$$

$$\frac{dS_{NH_4}^{at}}{dt} = R_{SNH_4} \quad (5.2.45)$$

$$\frac{dS_{N_2}^{at}}{dt} = R_{SN_2} \quad (5.2.46)$$

$$\frac{dS_{NO}^{at}}{dt} = R_{SNO} \quad (5.2.47)$$

$$\frac{dS_{HCO}^{at}}{dt} = R_{SHCO} \quad (5.2.48)$$

$$\frac{dX_I^{at}}{dt} = R_{XI} \quad (5.2.49)$$

$$\frac{dX_S^{at}}{dt} = R_{XS} \quad (5.2.50)$$

$$\frac{dX_H^{at}}{dt} = R_{XH} \quad (5.2.51)$$

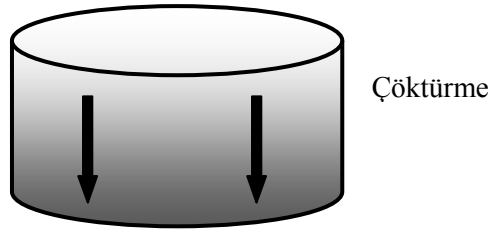
$$\frac{dX_{STO}^{at}}{dt} = R_{XSTO} \quad (5.2.52)$$

$$\frac{dX_A^{at}}{dt} = R_{XA} \quad (5.2.53)$$

$$\frac{dX_{TS}^{at}}{dt} = R_{XTS} \quad (5.2.54)$$

5.2.1.5 Çöktürme periyodu için proses modeli

Çöktürme fazında sistem kendi haline bırakılarak, yer çekiminin etkiyle parçacık bileşenlerin çökmesi sağlanır. Sistemin karıştırılmadığı ve sisteme oksijen beslenmediği düşünülerek model denklemleri yazılmıştır. Şekil 5.17’de çöktürme fazı verilmiştir.



Şekil 5.17 Ardışık kesikli reaktörde çöktürme fazı

Bu fazda sisteme herhangi bir oksijen beslemesi yoktur fakat havalandırma fazından çıkan reaktörün içerisinde hala çözülmüş oksijen bulunduğu bir gerçektir. Bu durumda mikrobiyolojik tepkimelerin anoksik fazda devam etmesi gerekir. ASM3 modeli kullanılarak gerçekleşen bu anoksik tepkimeler tanımlanmış, 6 parçacık bileşenin çökme karakteristikleri Takacs çökme hızı modeli kullanılarak yazılmıştır. Anoksik ortamda 13 hal değişkeninin oluşma/yok olma hızlarını tanımlayan eşitlikler Denklem 5.2.55-67’de verilmiştir.

$$\frac{dS_{O_2}^{at}}{dt} = R_{SO_2} \quad (5.2.55)$$

$$\frac{dS_I^{at}}{dt} = R_{SI} \quad (5.2.56)$$

$$\frac{dS_S^{at}}{dt} = R_{SS} \quad (5.2.57)$$

$$\frac{dS_{NH_4}^{at}}{dt} = R_{SNH_4} \quad (5.2.58)$$

$$\frac{dS_{N_2}^{at}}{dt} = R_{SN_2} \quad (5.2.59)$$

$$\frac{dS_{NO}^{at}}{dt} = R_{SNO} \quad (5.2.60)$$

$$\frac{dS_{HCO}^{at}}{dt} = R_{SHCO} \quad (5.2.61)$$

$$\frac{dX_I^{at}}{dt} = R_{XI} \quad (5.2.62)$$

$$\frac{dX_S^{at}}{dt} = R_{XS} \quad (5.2.63)$$

$$\frac{dX_H^{at}}{dt} = R_{XH} \quad (5.2.64)$$

$$\frac{dX_{STO}^{at}}{dt} = R_{XSTO} \quad (5.2.65)$$

$$\frac{dX_A^{at}}{dt} = R_{XA} \quad (5.2.66)$$

$$\frac{dX_{TS}^{at}}{dt} = R_{XTS} \quad (5.2.67)$$

Çöktürücü Vitasovic çöktürücü ve Takacs çökme hızı modelleri kullanılarak tanımlanmıştır. Çöktürücünün her tabakasinda ASM3 modelinin 6 parçacık bileşeni için kütle denklığı yazılmış, yerçekimi ve yığın akımlarını dikkate alan sayısal akış terimleri ile derişimler dinamik olarak güncelleştirilmiştir. Sisteme herhangi bir besleme ve çıkış olmadığı için yığın akış terimleri sıfırlanmış, sadece yer çekimine bağlı denklemler kalmıştır. Her bir parçacık bileşen için 10 tabakadaki derişimleri tanımlayan eşitlikler Denklem 5.2-68-77'da verilmiştir. Bu 10 eşitlik her bir parçacık bileşen için tekrarlanarak toplamda 60 diferansiyel denklem ile çökme karakteristiğı tanımlanmıştır. Çözünebilir bileşenlerin biyolojik reaktörün her bir tabakasinda aynı derişime sahip olduğu varsayılmış, yerçekiminden etkilenmedikleri düşünölmüştür.

$$\frac{dX_1}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{-J_{s,1}\} \quad (5.2.68)$$

$$\frac{dX_2}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,1} - J_{s,2}\} \quad (5.2.69)$$

$$\frac{dX_3}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,2} - J_{s,3}\} \quad (5.2.70)$$

$$\frac{dX_4}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,3} - J_{s,4}\} \quad (5.2.71)$$

$$\frac{dX_5}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,4} - J_{s,5}\} \quad (5.2.72)$$

$$\frac{dX_6}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,5} - J_{s,6}\} \quad (5.2.73)$$

$$\frac{dX_7}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,6} - J_{s,7}\} \quad (5.2.74)$$

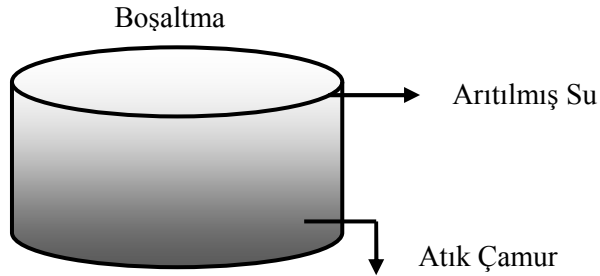
$$\frac{dX_8}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,7} - J_{s,8}\} \quad (5.2.75)$$

$$\frac{dX_9}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,8} - J_{s,9}\} \quad (5.2.76)$$

$$\frac{dX_{10}}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \{J_{s,9}\} \quad (5.2.77)$$

5.2.1.6 Boşaltma periyodu için proses modeli

Boşaltma periyodu için herhangi bir model yazılmamış, bu fazda sadece sistemden arıtılan suyun ve fazla çamurun alındığı düşünülmüştür. Arıtılan su biyolojik reaktörün üstünden alınırken, fazla çamur en alt tabakadan alınmaktadır. Şekil 5.18’de boşaltma fazının şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 5.18 Ardışık kesikli reaktörde boşaltma fazı

Çöktürme fazından çıkan biyolojik reaktör 10 tabaka olarak düşünülecek olursa her bir tabakada bulunan 13 hal değişkeninin derişimleri bilinmektedir. Pratik uygulamalardan hareketle sistemden toplam hacmin % 25’i kadar arıtılan su ve atık çamur alınacağı düşünülmüştür. Bu fazda önemli olan alınan fazla çamurun miktarıdır. Çünkü reaktör içerisinde kalan sıvı-katı karışımının belli bir MLVSS oranının üstünde olması gerekir ve bu, alınan çamurun hacmi ile bağlantılıdır. Benzetim çalışmaları esnasında alınacak olan fazla çamurun hacmi deneme yanılma yöntemi ile farklı değerlerde program çalıştırılarak elde edilmiştir. Fazla çamurdaki derişimler reaktörün en alt tabakası ile

aynıdır. Arıtılan sudaki derişimler ise hacmine bağlı olarak en üst üç tabakanın derişimlerinden elde edilir.

5.2.2 Benzetim çalışması

Benzetim çalışması iki kısımda gerçekleştirilmiştir; işletmeye alma donemi benzetimi şartlandırma donemi benzetimi. Giriş atık su değerleri ve kullanılan kinetik parametreler 20°C için literatürden alınmıştır. Çizelge 5.5'te kullanılan kinetik parametreler verilmiştir. Çizelge 5.6'da giriş atık su değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.5 ASM3 ve Takacs okme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs *et al.* 1991 and Henze *et al.* 2002)

Parametre		Birim	Değer @20°C
k_H	Hidroliz hız sabiti	$\text{gCOD}_{XS} (\text{gCOD}_{XH})^{-1} \text{d}^{-1}$	3
K_X	Hidroliz doygunluk sabiti	$\text{gCOD}_{XS} (\text{gCOD}_{XH})^{-1}$	1
<i>Heterotrofik organizmalar X_H, aerobik ve denitrifikasyon aktiviteleri</i>			
k_{STO}	Depolama hız sabiti	$\text{gCOD}_{SS} (\text{gCOD}_{XH})^{-1} \text{d}^{-1}$	5
η_{NO}	Anoksik indirgeme faktoru	-	0,6
K_O	S_O için doygunluk sabiti	$\text{gO}_2 \text{m}^{-3}$	0,2
K_{NO}	S_{NO} için doygunluk sabiti	$\text{gNO}_3^- \text{-N m}^3$	0,5
K_S	S_S için doygunluk sabiti	$\text{gCOD}_{SS} \text{m}^3$	2
K_{STO}	X_{STO} için doygunluk sabiti	$\text{gCOD}_{XSTO} (\text{gCOD}_{XH})^{-1}$	1
μ_H	Heterotrofik bakteriler için maksimum çoğalma hızı	d^{-1}	2
K_{NH}	S_{NH} için doygunluk sabiti	gN m^{-3}	0,01
K_{HCO}	X_H 'in bikarbonat doygunluk sabiti	$\text{mole HCO}_3^- \text{m}^{-3}$	0,1
b_{H,O_2}	X_H 'in aerobik i soluma hızı	d^{-1}	0,2
$b_{H,NO}$	X_H 'in anoksik i soluma hızı	d^{-1}	0,1
b_{STO,O_2}	X_{STO} 'in aerobik i soluma hızı	d^{-1}	0,2
$b_{STO,NO}$	X_{STO} 'in anoksik i soluma hızı	d^{-1}	0,1

Çizelge 5.5 ASM3 ve Takacs çökme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs *et al.* 1991 and Henze *et al.* 2002) (devam)

<i>Ototrofik organizmalar X_A, nitrifikasyon aktivitesi</i>			
μ_A	Ototrof bakteriler için maksimum çoğalma hızı	d^{-1}	1,0
$K_{A,NH}$	X_A için amonyum substrat doygunluk sabiti	$gN\ m^{-3}$	1
$K_{A,O}$	Nitrifiyer için oksijen doygunluk sabiti	$gO_2\ m^{-3}$	0,5
$K_{A,HCO}$	Nitrifiyer için bikarbonat doygunluk sabiti	mole $HCO_3^-\ m^{-3}$	0,5
b_{A,O_2}	X_A için aerobik iç soluma hızı	d^{-1}	0,15
$b_{A,NO}$	X_A için anoksik iç soluma hızı	d^{-1}	0,05
<i>Çöktürücü hızı modeli için uygulanan parametreler</i>			
f_{ns}	Giren askıda katı maddenin çökmemeyen kısmı	-	$1,23*10^{-3}$
r_h	Askıda çökme bölgesi çökme parametresi karakteristiği	m^3/g	$3,64*10^{-4}$
r_p	Düşük katı derişimlerinin çökme parametresi karakteristiği	m^3/g	$5,71*10^{-3}$
v_o	Maksimum teorik çökme hızı	m/saat	8,925
v_o'	Maksimum ulaşılabilir çökme hızı	m/saat	6,258

Çizelge 5.6 Giriş atık su değerleri (Henze *et al.* 2002)

S_O	: 0 gO_2/m^3	X_I	: 25 $gCOD/m^3$
S_I	: 30 $gCOD/m^3$	X_S	: 115 $gCOD/m^3$
S_S	: 60 $gCOD/m^3$	X_H	: 30 $gCOD/m^3$
S_{NH_4}	: 16 gN/m^3	X_{STO}	: 0 $gCOD/m^3$
S_{N_2}	: 0 gN/m^3	X_A	: 0,1 $gCOD/m^3$
S_{NOX}	: 0 gN/m^3	X_{SS}	: 125 gSS/m^3
S_{ALK}	: 5 $molHCO_3^- /m^3$		

Benzetim çalışmaları esnasında yapılan varsayımlar şöyledir:

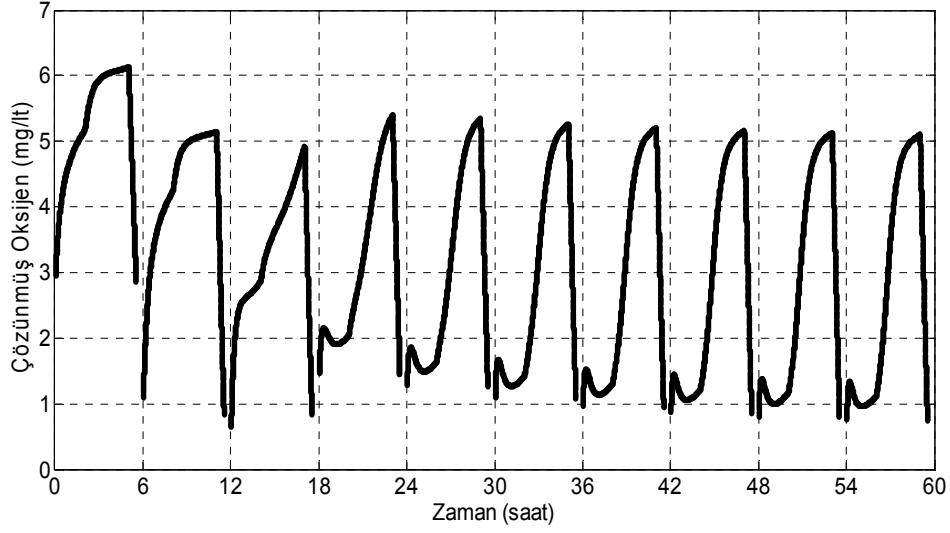
- ✓ Çözünmüş oksijen derişiminin doyunluk değeri 20°C'de 8,637 g/m³ olarak alınmıştır.
- ✓ Reaktörün % 75'inin başlangıçta tam olarak dolu olduğu kabul edilmiş, giriş atık su derişim değerleri ile reaktörün tam olarak dolu olduğu varsayılmıştır.
- ✓ Çöktürme fazında reaktörün 10 tabaka olduğu düşünölmüştür.
- ✓ Çöktürme periyodu için eşit değeri 3000 g/m³ olarak alınmıştır (Jeppsson and Diehl 1996).

5.2.2.1 İşletmeye alma dönemi benzetim çalışması

İşletmeye alma döneminde mikroorganizmalar yeterli çözünmüş oksijenle büyütölür. Etkili ve iyi bir arıtımın gerçekleşmesi büyük ölçüde biyolojik reaktör içerisinde bulunan mikroorganizma derişimine bağlıdır. Reaktör içerisinde kalan sıvı-katı karışımının COD birimleri ile 1100-3000 mg/lit MLVSS içermesi gerekir (Sundstrom and Klei 1979). Uygun çökmenin sağlanmasında diğeri bir yaklaşım ise havalandırma havuzunda aktif çamur derişiminin COD birimleri ile 750-7500 g/m³ arasında olmasıdır (Henze *et al.* 2002). Bu amaçla aktif çamur tesisinde mikroorganizma derişiminin artırılabilmesi için sistem için oluşturulan model denklikleri sabit havalandırma hızı ile yatışkın olmayan durumda çözülmüştür. Evsel atık su arıtımındaki genel ilkeler dikkate alınarak tesis verileri aşağıda verildiği gibi seçilmiştir.

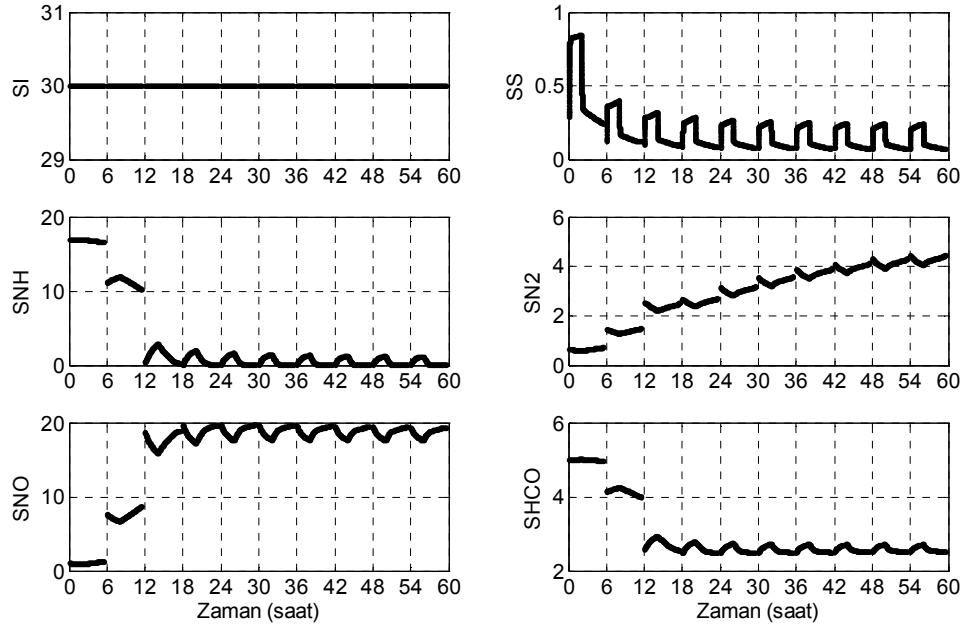
Biyolojik reaktör hacmi	: 100 m ³
k _L a	: 2,5 saat ⁻¹
Proses işletim periyodu	: 6 saat
Besleme fazı süresi	: 2 saat
Havalandırma fazı süresi	: 3 saat
Çöktürme fazı süresi	: 0,5 saat
Boşaltma fazı süresi	: 0,5 saat
Giriş debisi	: 12,5 m ³ /saat
Reaktör yüksekliği	: 2 m
Reaktör kesit alanı	: 50 m ²

İşletmeye alma döneminde sistemden hiç çamur alınmayarak ototrofik ve heterotrofik bakterilerin büyümesi sağlanmıştır. Sistem sabit havalandırma hızında ($k_{La}=2,5 \text{ saat}^{-1}$) 60 saat (10 periyot) çalıştırılmış ve verilen grafikler elde edilmiştir. Şekil 5.19'da sistemdeki çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi verilmiştir. Şekil 5.20-21'de hal değişkenlerinin zamanla değişimi görölmektedir.

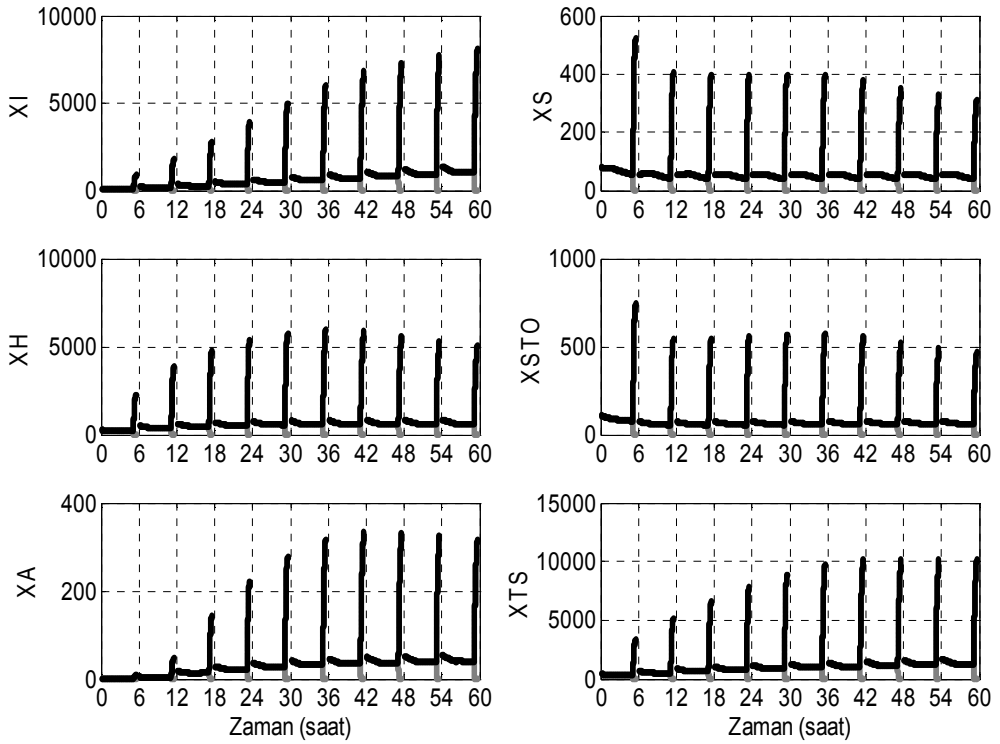


Şekil 5.19 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde çözünmüş oksijen dinamiği

Besleme ve havalandırma dönemlerinde reaktörün homojen kabul edilmesinden dolayı parçacık bileşenlerin derişimleri reaktörün her yerinde aynıdır. Biyolojik reaktör çöktürme dönemine geçtikten sonra parçacık bileşenler yer çekiminin etkisi ile çökmeye başlamaktadır. Çözünebilir bileşenler ise yer çekiminden etkilenmemekte ve yine reaktörde homojen olarak dağılmaktadır. Parçacık bileşenlerin gösterildiği grafikte (Şekil 5.21) siyah çizgi ile gösterilen derişimler reaktörün en alt tabakasından alınan atık çamuru gösterirken, gri ile çizilen kısım reaktörden alınan arıtılmış su içerisindeki derişimleri verir. Reaktörün besleme ve havalandırma dönemlerinde (homojen dağılımdan dolayı) bu iki eğri üst üste çizilmiş, reaktör çöktürme dönemine girdikten sonra zamanla birbirlerinden farklı yollar izlemektedir.

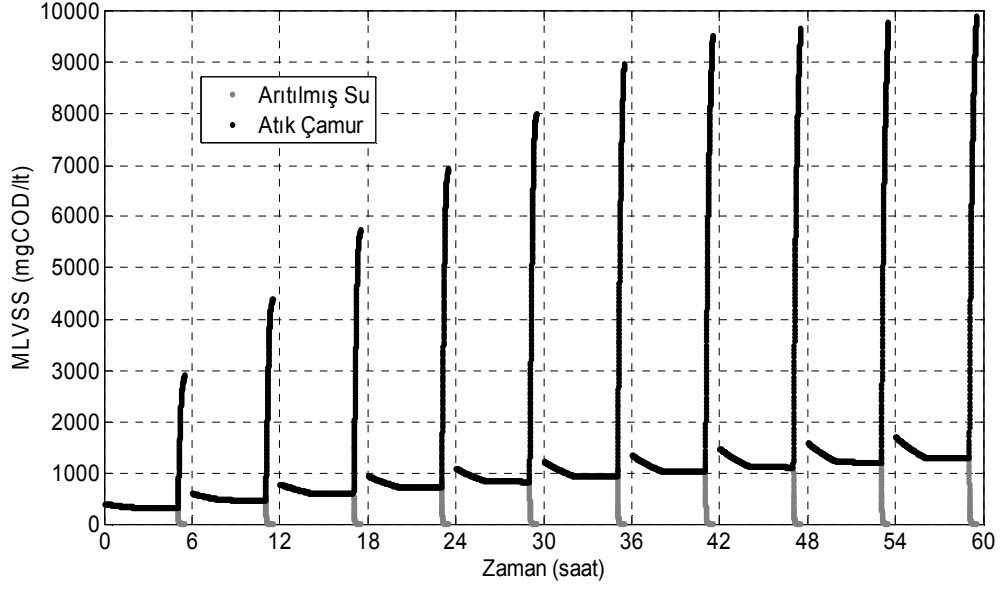


Şekil 5.20 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde hal değişkenlerinin zamanla değişimi (çözünabilir bileşenler)

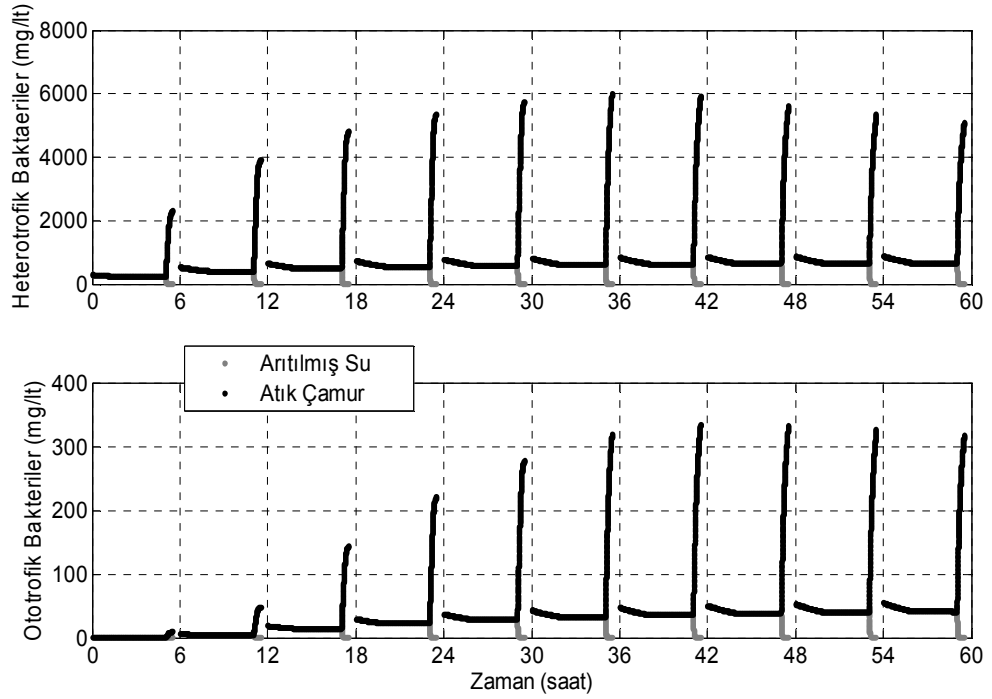


Şekil 5.21 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde hal değişkenlerinin zamanla değişimi (parçacık bileşenler)

İşletmeye alma döneminde sistemde MLVSS miktarının zamanla değişimi Şekil 5.22’de verilmiştir. Heterotrofik ve ototrofik bakterilerin büyümesi ve derişimlerinin zamanla değişimi Şekil 5.23’te izlenebilir.



Şekil 5.22 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde MLVSS derişiminin zamanla değişimi



Şekil 5.23 SBR reaktörde işletmeye alma döneminde heterotrofik ve ototrofik bakterilerin üremeleri

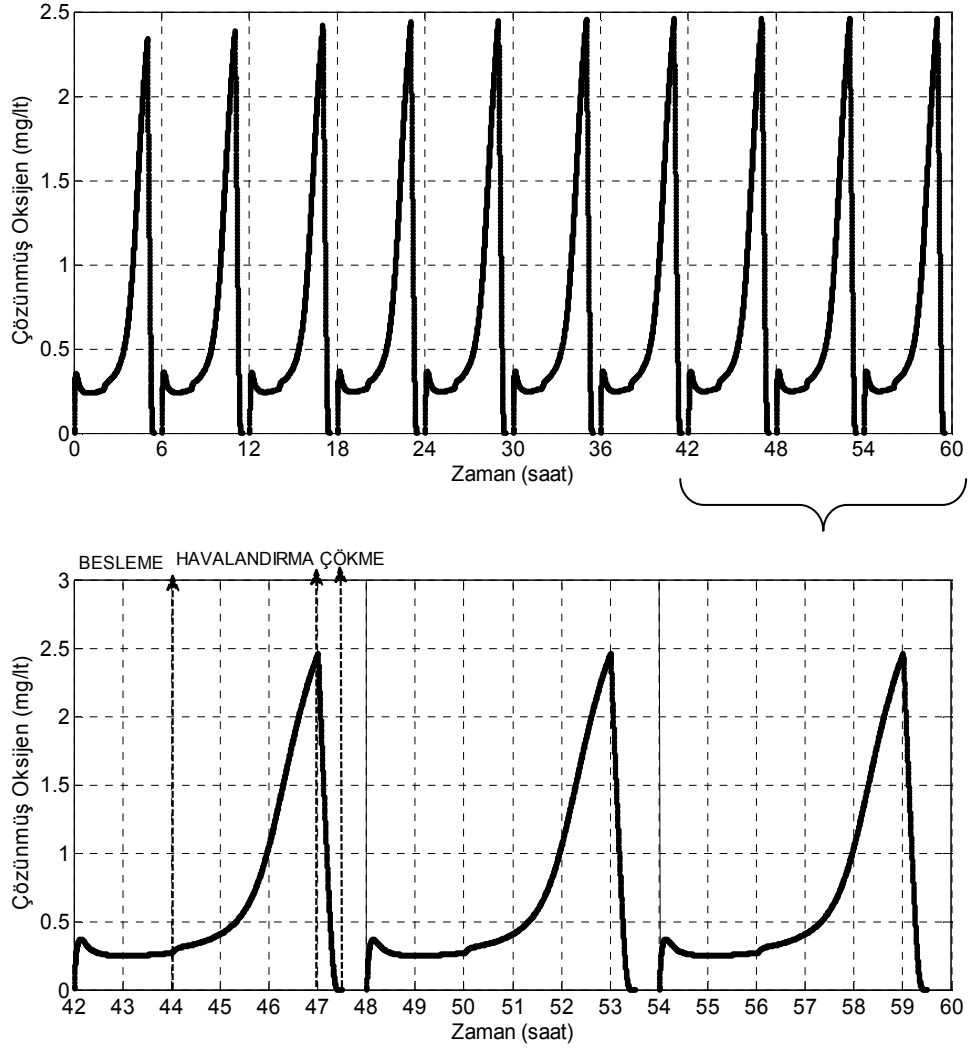
Aynı parçacık bileşenlerde açıklandığı gibi siyah çizilen eğri atık çamur içerisindeki derişimi verirken, gri eğri arıtılmış su içerisindeki derişimleri vermektedir. Besleme ve havalandırma dönemlerinde reaktör içerisindeki MLVSS ve bakteri derişimleri her yerde aynıdır. Çöktürme dönemine girdikten sonra 10 tabaka şeklinde düşünölmüş olan reaktör içerisindeki MLVSS ve bakteri derişimleri grafiklerden (Şekil 5.22-23) izlenebilmektedir.

5.2.2.2 Şartlandırma dönemi benzetim çalışması

İşletmeye alma döneminde hiç çamur alınmadan yeterli mikroorganizma büyümesi gerçekleştirilmiş ve sistemin yatışkın hale gelmesi için şartlandırma dönemi benzetimi yapılmıştır. Bir önceki benzetim çalışmasından elde edilen hal değişkeni değerleri şartlandırma dönemi benzetimi için başlangıç değerleri olarak kabul edilmiştir. Bu dönemde sistemden alınan çamur miktarı deneme yanılma yöntemi ile atık çamur için farklı çıkış hacimleri kullanılarak bulunmuştur. Boşaltma fazı sonunda reaktör içinde kalan sıvı-katı karışımı içerisindeki MLVSS değeri yaklaşık 1510 mg/lt olarak elde edilmiştir. Benzetim çalışmasında kullanılan tesis verileri aşağıdaki gibi alınmıştır.

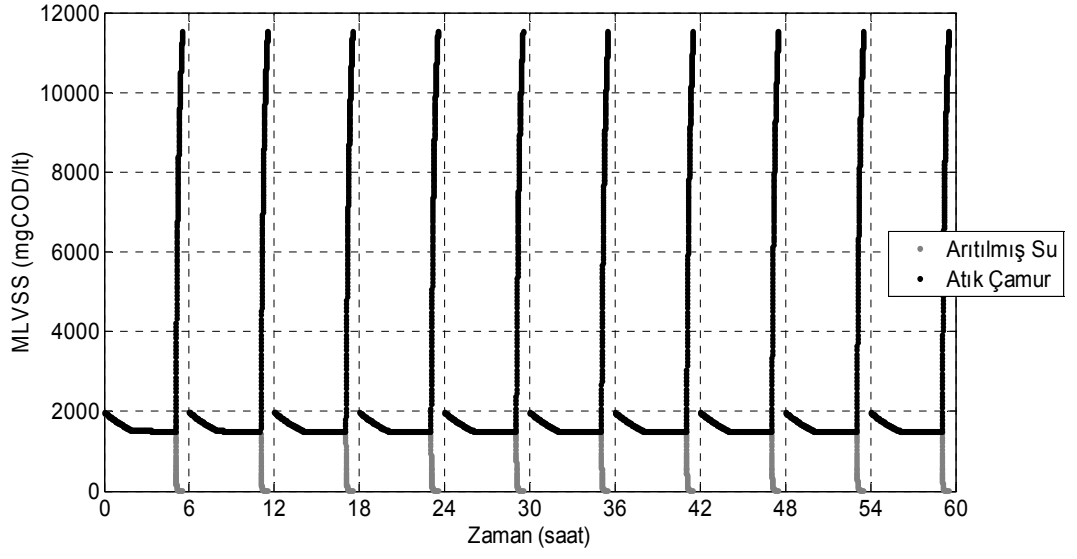
Biyolojik reaktör hacmi	: 100 m ³
k _L a	: 1.5 saat ⁻¹
Proses işletim periyodu	: 6 saat
Besleme fazı süresi	: 2 saat
Havalandırma fazı süresi	: 3 saat
Çöktürme fazı süresi	: 0.5 saat
Boşaltma fazı süresi	: 0.5 saat
Giriş debisi	: 12.5 m ³ /saat
Arıtılan su çıkış hacmi	: 24.91 m ³ /periyot
Fazla çamur hacmi	: 0.09 m ³ /periyot
Reaktör yüksekliği	: 2 m
Reaktör kesit alanı	: 50 m ²

Şartlandırma dönemi benzetim çalışmasından elde edilen sonuçlar Şekil 5.24-27’de verilmiştir. Biyolojik reaktör içerisindeki çözünmüş oksijen derişiminin değeri periyot sonlarında 2-2.5 mg/lt arasında olacak şekilde düşünölmüş ve sistem 60 saat (10 periyot) çalıştırılarak yatışkın hale getirilmiştir. Şekil 5.24’te verilen çözünmüş oksijen grafiğı daha iyi izlenebilmesi için son 3 periyodu kapsayacak şekilde tekrarlanmıştır.



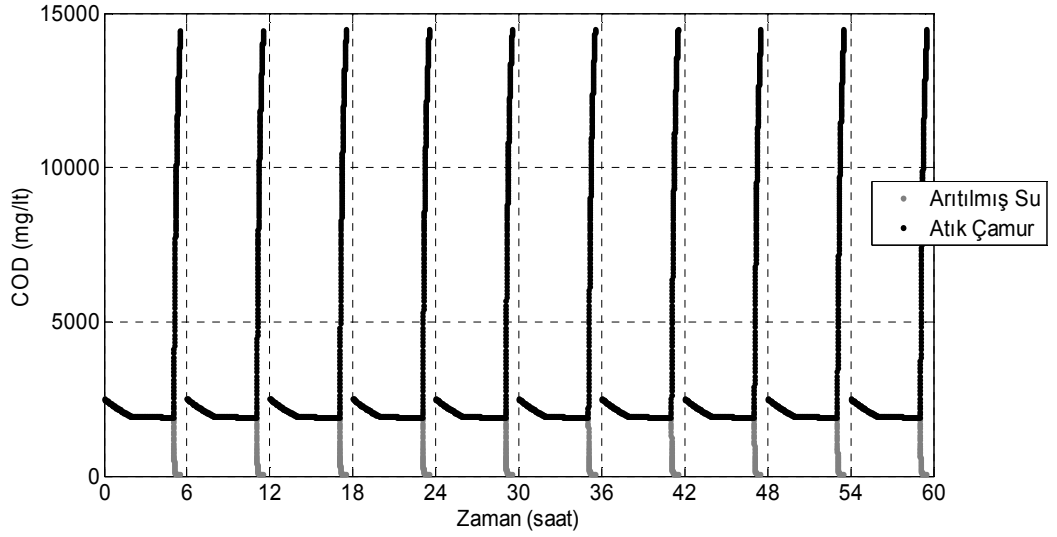
Şekil 5.24 Şartlandırma döneminde çözünmüş oksijen dinamiğı

Şartlandırma dönemi benzetimi boyunca atık çamur ve arıtılan suda bulunan MLVSS değeri Şekil 5.25’de verilmiştir. 60 saat sonunda sistemdeki MLVSS derişimi sabitlenmektedir.



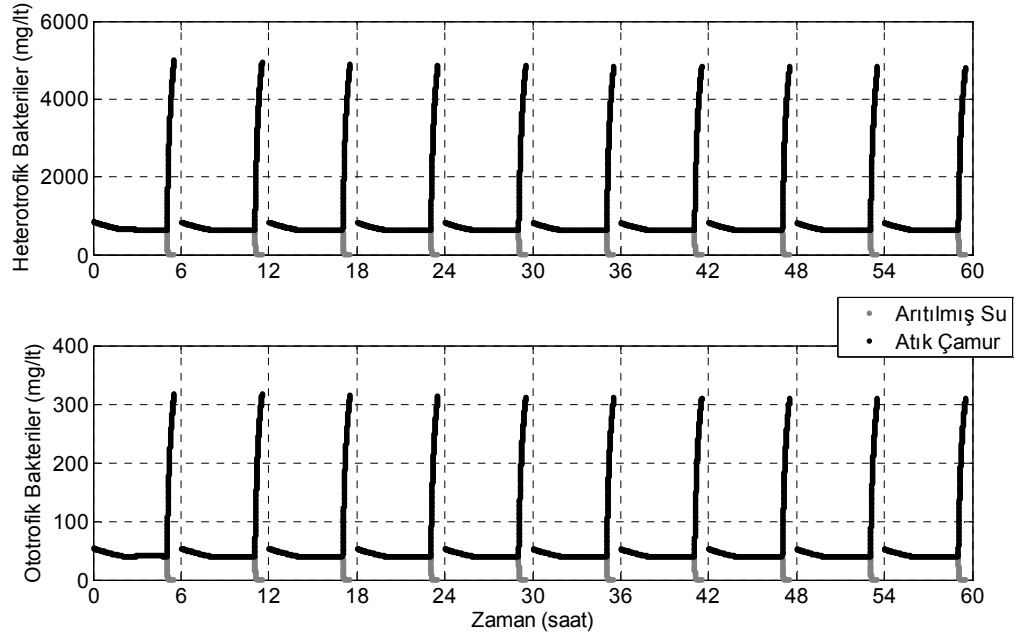
Şekil 5.25 Şartlandırma döneminde MLVSS derişiminin zamanla değişimi

Şartlandırma döneminde arıtılan suda ve atık çamurda COD derişiminin zamanla değişimi Şekil 5.26'da verilmiştir.



Şekil 5.26 Şartlandırma döneminde COD derişiminin zamanla değişimi

Heterotrofik ve ototrofik bakterilerin zamanla değişimi Şekil 5.27'de yer almaktadır. Bu grafiklerden 60 saat boyunca reaktör içerisindeki bakteri değişiminin sabit tutulduğu, sistemin yakışkın hale getirildiği anlaşılmaktadır.



Şekil 5.27 Şartlandırma döneminde Heterotrofik ve Ototrofik bakterilerin zamanla değişimi

Benzetim çalışmaları sonunda bulunan hal değişkenlerinin yatışkın değerleri Çizelge 5.7’de verilmiştir. Optimizasyon çalışmasında elde edilen bu değerler başlangıç koşulları olarak sisteme verilmiştir. Çizelge 5.8’de çöktürme periyodu sonunda parçacık bileşenlerin tabakalardaki derişimleri verilmiştir. Çöktürme fazında sistem 10 tabaka olarak düşünüldüğü için parçacık bileşenlerin tabaka derişimleri farklıdır.

Çizelge 5.7 Hal değişkenlerinin şartlandırma dönemi sonundaki durumları

Bileşenler	Besleme	Havalandırma	Çöktürme	Boşaltma
<i>Çözünebilir Bileşenler</i>				
S_O	0.2721	2.4638	0.0001	0.0001
S_I	30.0000	30.0000	30.0000	30.0000
S_S	0.3049	0.0789	0.1307	0.1307
S_{NH4}	2.5123	0.0592	0.1015	0.1015
S_{N2}	12.9219	14.2850	14.6908	14.6908
S_{NOX}	6.4927	8.2849	7.9517	7.9517
S_{ALK}	3.5989	3.3018	3.3293	3.3293

Çizelge 5.7 Hal değişkenlerinin şartlandırma dönemi sonundaki durumları (devam)

<i>Parçacık Bileşenler</i>				
X_I	1101.0063	1103.8660	*	1457.5916
X_S	57.6508	40.7078	*	53.7523
X_H	627.4115	626.2148	*	826.8806
X_{STO}	70.0452	62.6024	*	82.6628
X_A	39.9856	40.1138	*	52.9680
X_{SS}	1330.2901	1314.3002	*	1735.4579
<i>Hacim Elemanı</i>				
V	100.0000	100.0000	100.0000	75.0000

*Çöktürme döneminde biyolojik reaktör 10 tabaka olarak düşünüldüğü için her tabakadaki parçacık bileşen derişimleri farklıdır.

Çöktürme periyodu sonunda parçacık bileşenlerin tabakalardaki değişimleri grafiklerden takip edilebileceği gibi, aşağıdaki çizelge (5.8) incelenerek anlaşılabilir.

Çizelge 5.8 Parçacık bileşenlerin çöktürme fazı sonundaki durumu

	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_A	X_{SS}
1. tabaka	8.0666	0.2975	4.5761	0.4575	0.2931	9.6044
2. tabaka	13.0862	0.4826	7.4237	0.7421	0.4755	15.5809
3. tabaka	18.1652	0.6699	10.3050	1.0302	0.6601	21.6281
4. tabaka	23.5479	0.8684	13.3586	1.3354	0.8557	28.0370
5. tabaka	29.4159	1.0848	16.6874	1.6682	1.0690	35.0236
6. tabaka	35.9925	1.3273	20.4183	2.0412	1.3079	42.8539
7. tabaka	43.6220	1.6087	24.7464	2.4739	1.5852	51.9378
8. tabaka	52.9110	1.9512	30.0160	3.0007	1.9228	62.9977
9. tabaka	2297.0294	84.7086	1303.0872	130.2689	83.4727	2734.9209
10. tabaka	8516.8236	314.0787	4831.5289	483.0054	309.4962	10140.4182

5.2.3 Optimizasyon

ASM3, Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modelleri kullanılarak tanımlanan aktif çamur sisteminin, 60 saatlik işletmeye alma ve 60 saatlik şartlandırma döneminden sonra yatışkın hal değerleri bulunmuştur. Bulunan yatışkın hal değerleri ve oluşturulan model kullanılarak öngörülen optimizasyon problemi sisteme uygulanmıştır. Optimizasyon problemindeki temel amaç, sistemde maksimum verimle minimum enerji sarfiyatını sağlayacak proses işletim periyodunun bulunmasıdır. Aynı zamanda periyot süresinin kısılması sistemin kapasitesini artırır. Bu kısımda optimum proses işletim periyodunun ve oksijen kütle aktarım katsayısının bulunabilmesi için optimizasyon probleminin matematiksel olarak ifade edilmesi ve çözümü anlatılmış, elde edilen sonuçlar verilmiştir.

5.2.3.1 Optimizasyon problemi

Sistemin genel modeli biyolojik reaktör için besleme, havalandırma ve çökme fazları için yazılan denklemlerden oluşmaktadır. Amaç fonksiyonu proses işletim zamanını en aza indirgeyecek besleme, havalandırma ve çöktürme sürelerinin bulunmasıdır. Çalışma kapsamında uygulanan optimizasyon problemi aşağıda verilmiştir.

$$\min J_{t_f, t_a, t_s, k_{La}} = t_f + t_a + t_s \quad (5.2.78)$$

$$\text{S.t.}; \quad dx/dt = f^{(1)}(x, u) \quad \text{besleme fazı } [0 < t \leq t_f] \quad (5.2.79)$$

$$dy/dt = f^{(2)}(y, u) \quad \text{havalandırma fazı } [t_f < t \leq (t_f + t_a)]$$

$$dz/dt = f^{(3)}(z, u) \quad \text{çöktürme fazı } [(t_f + t_a) < t \leq (t_f + t_a + t_s)]$$

$$COD_{eff} \leq 120 \text{ mg/lit} \quad (5.2.80)$$

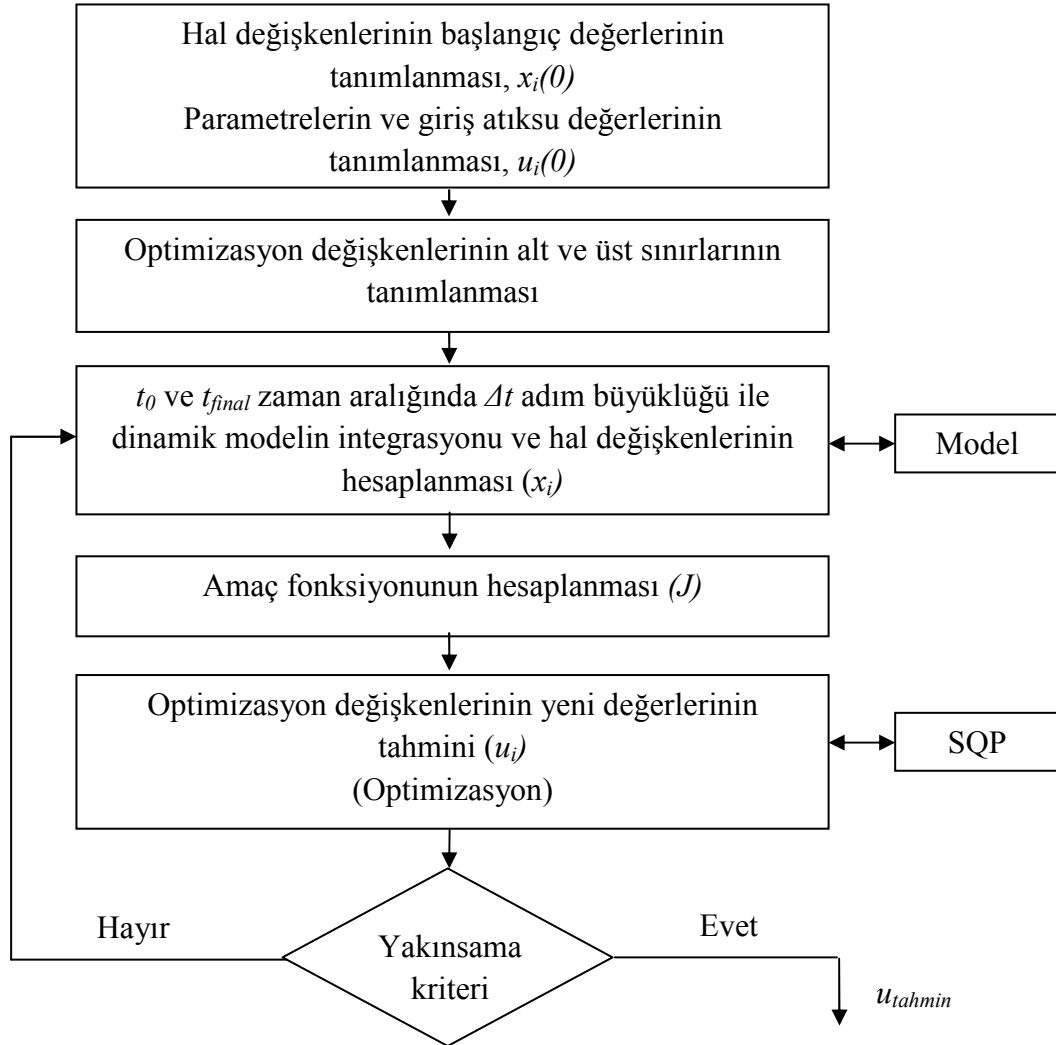
$$SS_{eff} \leq 25 \text{ mg/lit}$$

$$DO_{eff} \geq 2 \text{ mg/lit}$$

Burada t_f : besleme süresini, t_a : havalandırma süresini, t_s : çöktürme süresini, k_{La} : oksijen aktarım katsayısı, COD_{eff} : arıtılmış sudaki kimyasal oksijen ihtiyacını, SS_{eff} : arıtılmış

sudaki askıda katı madde miktarı, DO_{eff} : artırılmış sudaki çözülmüş oksijen derişimini ifade etmektedir.

Sistem denklikleri Denklem 5.2.79’de verilmiştir. Besleme fazı için verilen denklem (dx/dt) 13 ASM3 hal değişkeni ve bir hacim elemanından oluşan 14 elemanlı bir vektördür. Havalandırma fazı için verilen denklem (dy/dt) 13 ASM3 hal değişkenini tanımlayan 13 elemanlı bir vektördür. Çöktürme fazı için verilen denklem (dz/dt) 13 ASM3 değişkenini ve çökme hızı modeli kapsamında yazılan 6 parçacık değişkeninin 10 tabakadaki değişimlerini ifade eden 60 değişkeni tanımlayan 73 elemanlı bir vektördür. Optimizasyon probleminde SQP algoritması kullanılmış, uygulanan akış şeması Şekil 5.28’de verilmiştir.



Şekil 5.28 SQP için algoritma

Amaç fonksiyonu içerisinde yer alan değişkenler besleme, havalandırma ve çöktürme süreleridir. Bu amaçla sistemdeki proses işletim süresi ve oksijen kütle aktarım katsayısı (k_La) optimize edilmektedir. Atık su arıtım tesislerinin deşarj edilen suyun COD ve toplam askıda katı madde (SS) kriterleri Çevre Orman Bakanlığı'nın ilgili yönetmeliğinden alınmıştır (Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği). Arıtılan sudaki çözünmüş oksijen derişiminin 2 mg/l'tnin altına düşmemesi istenir. Genel olarak atık su arıtım tesislerinden arıtılan sular akarsu ve denizlere boşaltılmaktadır ve 2 mg/l'tnin altında birçok balık yaşayamamaktadır. Bu amaçla çözünmüş oksijendeki sınır değeri 2 mg/l olarak alınmıştır. SQP algoritması bu değişkenleri ASM3 modelinin bileşenlerinden hesaplar ve belirtilen kriterler programda sınırlama olarak algılanır. Besleme, havalandırma, çöktürme süreleri ve oksijen kütle aktarım katsayısının programda kullanılan alt ve üst değerleri Denklem 5.2.81-84'te verilmiştir.

$$1 \leq t_f \leq 6 \quad (5.2.81)$$

$$2 \leq t_a \leq 10 \quad (5.2.82)$$

$$0,1 \leq t_s \leq 3 \quad (5.2.83)$$

$$0.2 \leq k_La \leq 3 \quad (5.2.84)$$

Aktif çamur prosesinde SBR reaktör için 4 farklı optimizasyon, yazılan model denkliklerini kullanarak MATLAB ortamında minimum havalandırma süresini bulmak için gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Çizelge 5.9'da verilmiştir. 4 farklı optimizasyon, parametrelerin sisteme olan etkisinin tam olarak anlaşılması ve en uygun çalışma koşullarının bulunması için yapılmıştır. Optimizasyon, araç kutusu kullanılarak MATLAB ortamında gerçekleştirilmiştir.

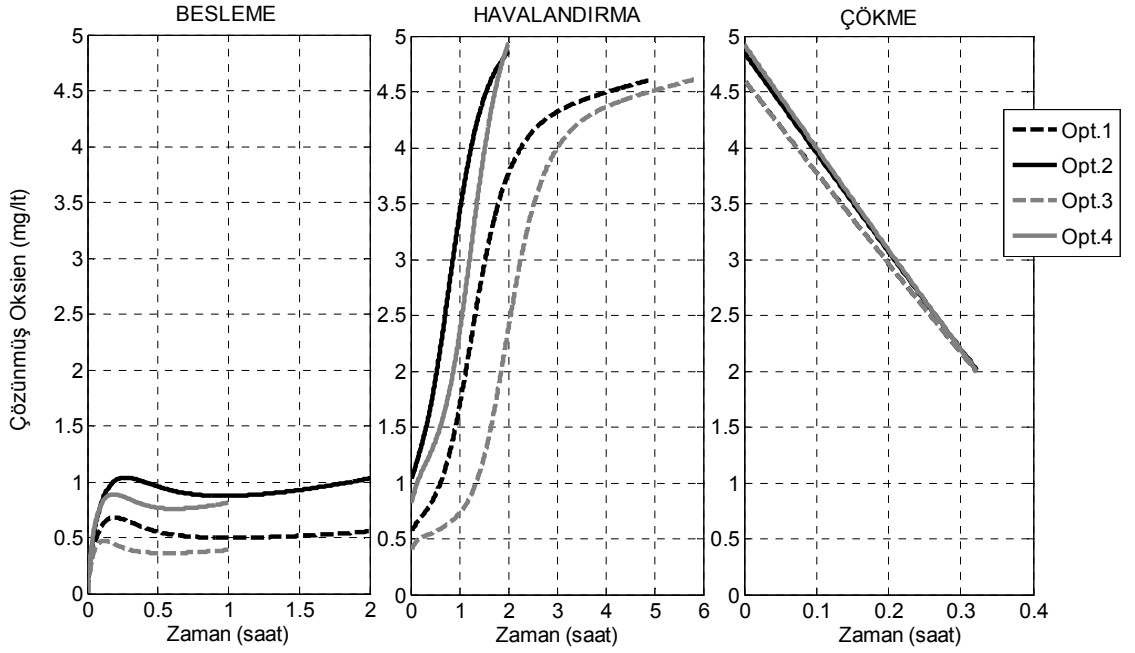
Çizelge 5.9 Farklı senaryolar için optimizasyon sonuçları

Opt. No.	J	t_f (saat)	t_a (saat)	t_s (saat)	k_La (s^{-1})	COD_{eff} (mg/l)	SS_{eff} (mg/l)	DO_{eff} (mg/l)
1	7.2486	2 (sbt)	4.9279	0.3207	2 (sbt)	65.7158	25.0000	2.0000
2	4.3216	2 (sbt)	2.0000	0.3216	2.4008	65.7247	25.0000	2.0147
3	7.1282	1.0000	5.8075	0.3207	2 (sbt)	65.7144	25.0000	2.0000
4	3.3219	1.0000	2.0000	0.3219	2.6945	65.7286	25.0000	2.0006

Uygulanan birinci senaryoda oksijen aktarım katsayısı (k_{La}) ve besleme zamanı (t_f) sabit alınmıştır. Bu senaryoda havalandırma süresi (t_a) 4.92 saat olarak bulunmuştur. Havalandırma süresinin uzun olması sistemde istenilmeyen bir durumdur, çünkü uzun havalandırma süresi çok elektrik sarfiyatı ve sistem kapasitesinin düşmesi demektir. Bu sebeple ikinci senaryoda oksijen aktarım katsayısı da optimizasyon değişkeni olarak programa katılmıştır. İlk senaryodan farklı olarak havalandırma süresinde ciddi bir azalma vardır. k_{La} değeri ise ilk senaryoya göre çok az bir artma göstermiştir. Bu iki senaryo bize k_{La} değerinin havalandırma süresini belirleyen en önemli parametre olduğunu gösterir. Üçüncü senaryoda ise k_{La} sabit alınmış, optimizasyon değişkenlerine besleme süresi de eklenmiştir. Bu senaryo birinci ile büyük benzerlik göstermektedir. k_{La} 'nın 2 saat^{-1} 'de sabit olması toplam sürenin aynı bulunmasına yol açmıştır. Ama birinciden farklı olarak bu senaryoda besleme zamanı 1 saat olarak bulunmuş, kalan 1 saat havalandırma süresine kaymıştır. Son olarak bütün değişkenleri optimizasyona aldığımızda, sistem için en uygun koşulları elde ederiz. Bütün senaryolarda arıtılan sudaki askıda katı madde ve COD derişimi istenilen değerleri sağlamıştır.

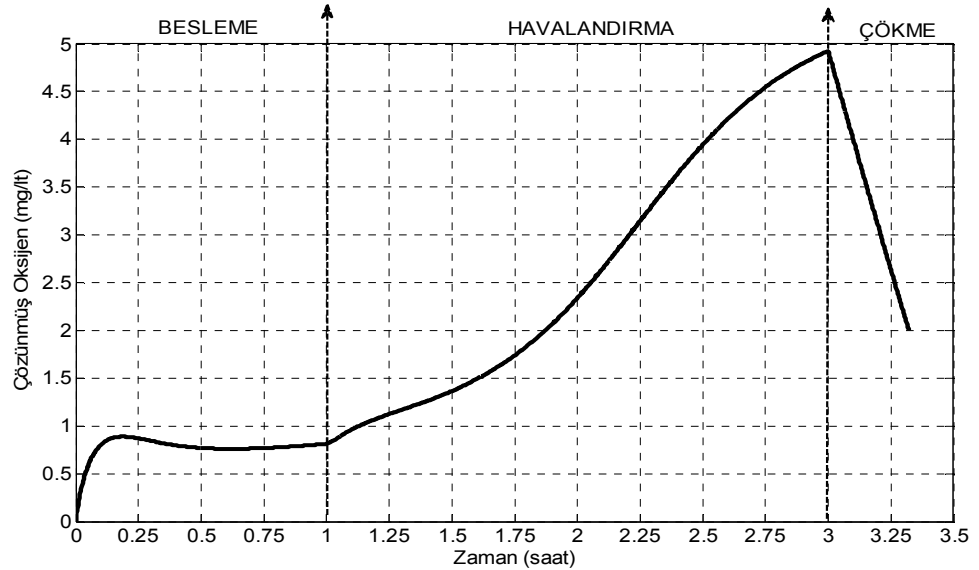
Uygulanan bu 4 farklı senaryo değerlendirildiğinde en iyi sonuçların son senaryodan elde edildiği görülmektedir. Fakat bazı sistemlerde besleme hızının sabit tutulması gerekir. Optimizasyon değişkenlerine besleme süresi dâhil edildiğinde giriş akışı debisi Q/t_f ($25\text{m}^3/t_f$) olarak tanımlanmaktadır. Bu ise besleme zamanının değişmesi halinde giriş atık su debisinin değişmesi anlamına gelir. Bu sebeple eğer sistem sabit besleme hızı gerektirmekte ise en iyi senaryo ikincidir. Sonuç olarak bu senaryolar toplam proses işletim süresinin büyük ölçüde sisteme verilen k_{La} değerine bağlı olduğunu gösterir. Normal çalışma koşullarında 6 saat olan proses işletim süresi optimizasyon çalışmaları ile 3.82 ($3.32+0.5$) saate düşmüştür. Bu sistem kapasitesinde % 57'lik bir artış ve yüzey havalandırıcılarının kullanımında % 40'lık azalma demektir.

Bu 4 farklı senaryo için sistemdeki çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi Şekil 5.29'da verilmiştir.

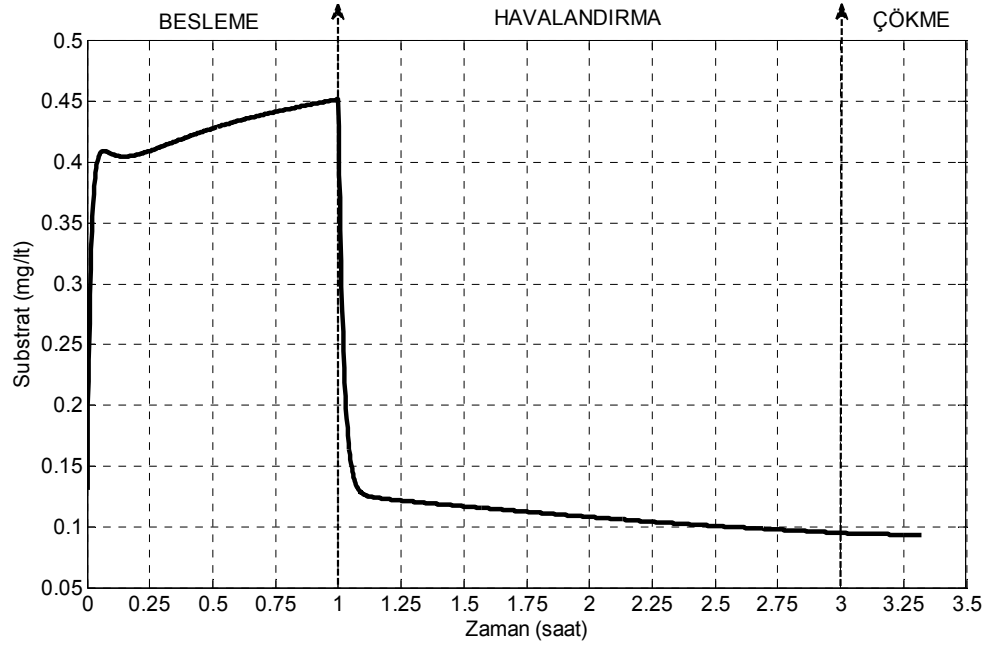


Şekil 5.29 Farklı senaryolar için çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi

Besleme, havalandırma, çökme ve $k_L a$ parametrelerinin optimizasyon değişkeni olarak kullanıldığı son senaryodan elde edilen sonuçlar incelediği zaman sistemin verimli çalıştığı söylenebilir. Sistemdeki çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi Şekil 5.30'da, substrat derişiminin zamanla değişimi Şekil 5.31'de verilmiştir.

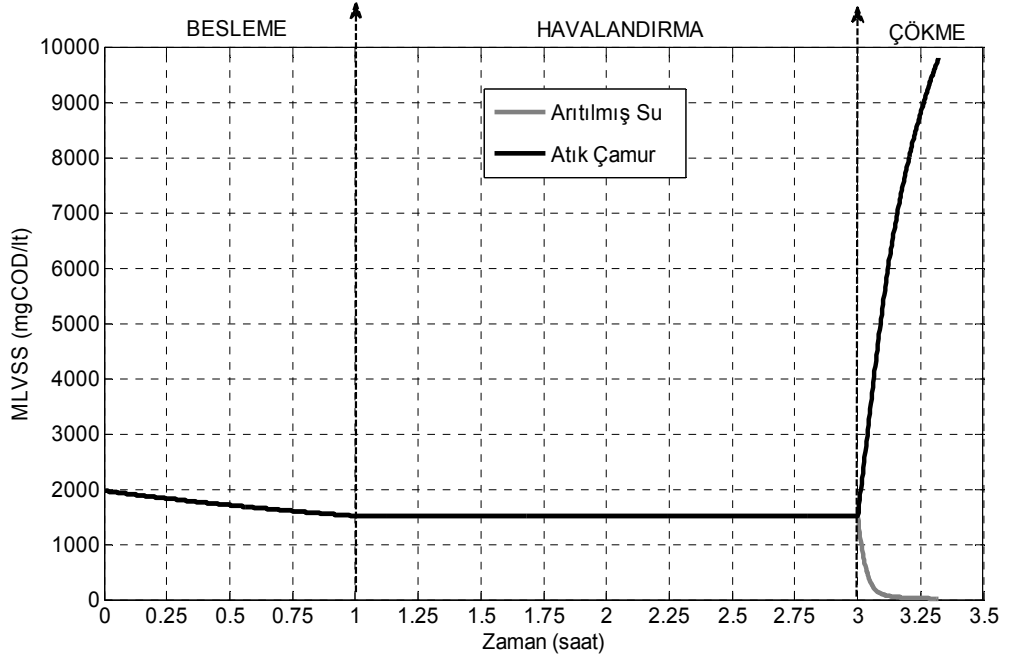


Şekil 5.30 Çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)

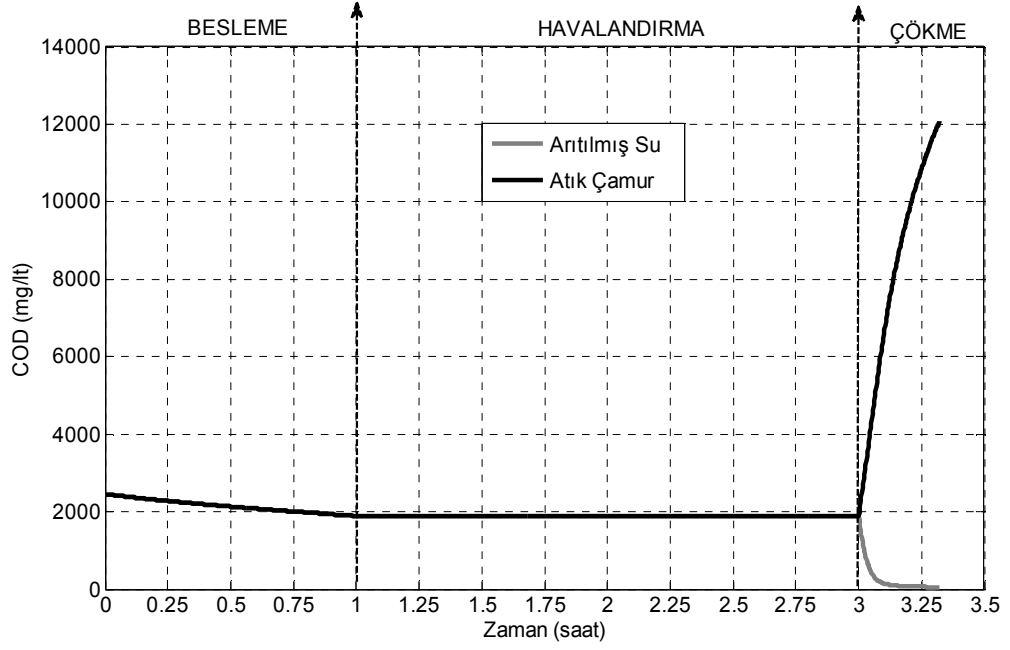


Şekil 5.31 Substrat derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)

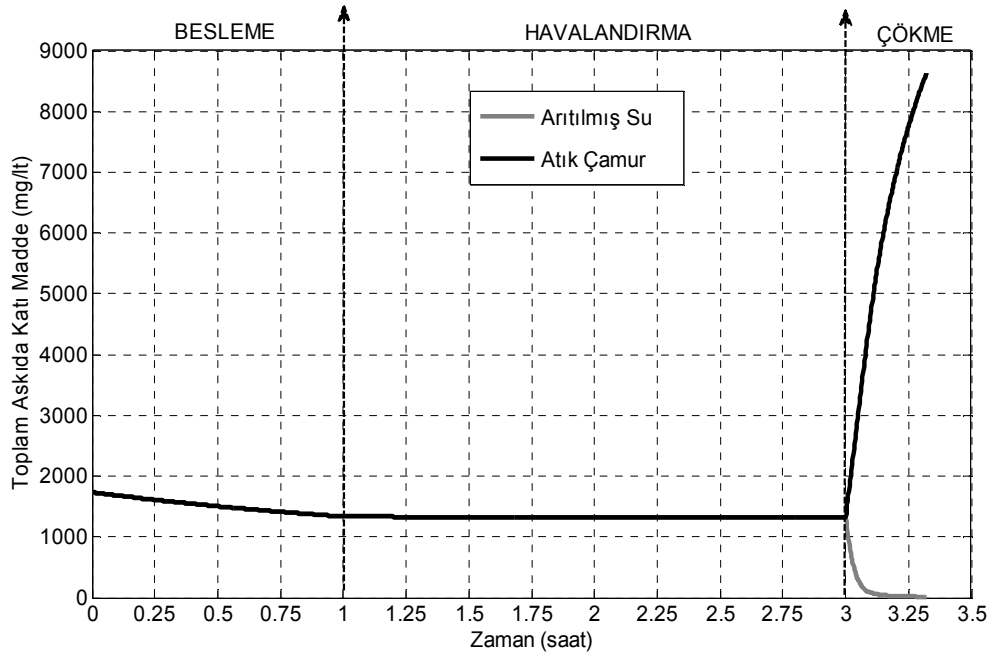
Sistemdeki MLVSS, COD ve askıda katı madde derişimleri sırasıyla Şekil 5.32, 5.33 ve 5.34’de görölmektedir.



Şekil 5.32 MLVSS derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)



Şekil 5.33 COD derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)



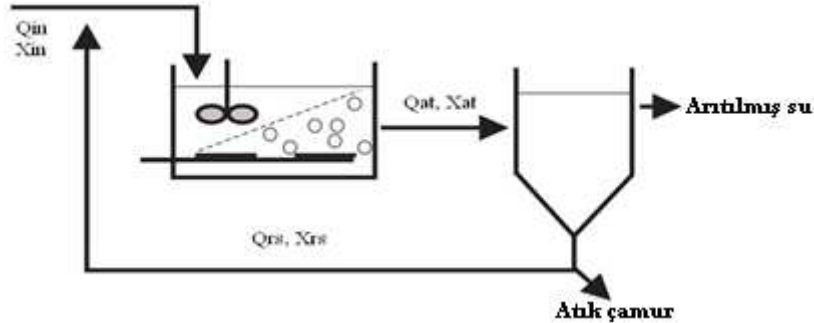
Şekil 5.34 Askıda katı madde derişiminin zamanla değişimi (1 periyot için)

5.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü

Konvansiyonel atık su arıtım sisteminin tanımlanmasında Aktif Çamur Modeli No.3 Karbon (ASM3C), Takacs çökme hızı modeli ve Vitasovic çöktürücü modeli kullanılmıştır. Bu kısımda çalışma kapsamında kullanılan aktif çamur modeli ve çöktürücü modeli açıklanmış; uygulama esnasında yazılan kütle korunum denklemleri ve yapılan varsayımlar verilmiştir. Uygulanan kontrol stratejileri ve elde edilen sonuçlar sunulmuştur.

5.3.1 Proses modeli

Konvansiyonel aktif çamur sistemi, havalandırma tankı (biyolojik reaktör) ve ikincil çöktürücüden oluşur. Sistemde ikincil çöktürücünün alt kısmından havalandırma tankına geri besleme vardır. Şekil 5.35’de aktif çamur sistemi verilmiştir. Konvansiyonel sistem bölüm 3.3.3’te ayrıntılı olarak açıklanmıştır.



Şekil 5.35 Aktif çamur sistemi

5.3.1.1 ASM3C modeli proses ve oluşma/yok olma hızları

Havalandırma havuzu ve ikincil çöktürücü için yazılan kütle korunum denklemlerinden ve oluşturulan modelden önce ASM3C modelinin proses hızları ve oluşma/yok olma hızları verilmiştir. Burada q ile ifade edilen terimler 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesini ifade etmektedir. ASM3C modelinin içerdiği 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi ASM3 modeli ile aynıdır. Bölüm 3.2.1.2’de bu prosesler ayrıntılı olarak

açıklandığı ve mikrobiyolojik dönüşüm proseslerinin denklemleri Denklem 5.2.1-12 bölüm 5.2.1.1’de verildiği için tekrar edilmemiştir. Bu mikrobiyolojik dönüşüm prosesleri kullanılarak ASM3C modelinin 13 bileşeninin oluşma/yok olma hızlarını ifade eden R_i ’ler Denklem 5.3.1-13’te verilmiştir. Kullanılan stokiyometrik katsayılar literatürden alınmıştır (Henze *et al.* 2002). Kinetik parametreler Çizelge 5.10’da verilmiştir.

$$R_{SO} = -0.47q_2 - 1.61q_4 - 2.24q_6 - 3.0q_8 - 48.0q_{10} - 2.24q_{11} \quad (5.3.1)$$

$$R_{SI} = 0 \quad (5.3.2)$$

$$R_{SS} = 1q_1 - 1q_2 - 1q_3 \quad (5.3.3)$$

$$R_{SNH_4} = 0.03q_1 + 0.10q_2 + 0.10q_3 - 0.20q_4 - 0.20q_5 + 0.19q_6 + 0.19q_7 - 11.3q_{10} + 0.19q_{11} + 0.19q_{12} \quad (5.3.4)$$

$$R_{SN_2} = 0.23q_3 + 0.83q_5 + 0.78q_7 + 1.05q_9 + 0.78q_{12} \quad (5.3.5)$$

$$R_{SNOX} = -0.23q_3 - 0.83q_5 - 0.78q_7 - 1.05q_9 + 11.1q_{10} - 0.78q_{12} \quad (5.3.6)$$

$$R_{Salk} = 0.002q_1 + 0.007q_2 + 0.023q_3 - 0.014q_4 + 0.045q_5 + 0.013q_6 + 0.069q_7 + 0.075q_9 - 1.60q_{10} + 0.013q_{11} + 0.069q_{12} \quad (5.3.7)$$

$$R_{XI} = 0.20q_6 + 0.20q_7 + 0.20q_{11} + 0.20q_{12} \quad (5.3.8)$$

$$R_{XS} = -1q_1 \quad (5.3.9)$$

$$R_{XH} = 1q_4 + 1q_5 - 1q_6 - 1q_7 \quad (5.3.10)$$

$$R_{XSTO} = 0.91q_2 + 0.85q_3 - 1.47q_4 - 1.72q_5 - 1q_8 - 1q_9 \quad (5.3.11)$$

$$R_{XA} = 1q_{10} - 1q_{11} - 1q_{12} \quad (5.3.12)$$

$$R_{XTS} = -2.40q_1 + 1.64q_2 + 1.53q_3 - 0.15q_4 - 0.60q_5 - 2.08q_6 - 2.08q_7 - 1.80q_8 - 1.80q_9 + 2.50q_{10} - 2.08q_{11} - 2.08q_{12} \quad (5.3.13)$$

5.3.1.2 Havalandırma havuzu etrafında yazılan kütle korunum denklemleri

ASM3C modeli kapsamında tanımlanan bileşen oluşma ve yok olma hızlarını kullanarak havalandırma havuzu etrafında kütle korunum denklemleri yazılmıştır. Havalandırma havuzunun modellenmesi yapılırken, havuz tam karıştırmalı tepkime kabı (GKT reaktör) olarak düşünülmüş ve kütle denklikleri bu temele dayanarak oluşturulmuştur. Havalandırma havuzu / biyolojik reaktör için yazılan kütle korunum denklemleri Denklem 5.3.14-26’te verilmiştir. Havalandırmanın sürekli olduğu

düşünülerek çözülmüş oksijen ile ilgili denkleme oksijen aktarımını ifade eden bir terim eklenmiştir. ($+ k_{La} * (S_o^{sat} - S_o^{at})$)

$$\frac{dS_{O_2}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{O_2}^{in} + Q_{rs} \times S_{O_2}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_{O_2}^{at}}{V_{at}} + R_{SO_2} + k_{La} \times (S_{O_2}^{sat} - S_{O_2}^{at}) \quad (5.3.14)$$

$$\frac{dS_I^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_I^{in} + Q_{rs} \times S_I^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_I^{at}}{V_{at}} + R_{SI} \quad (5.3.15)$$

$$\frac{dS_S^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_S^{in} + Q_{rs} \times S_S^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_S^{at}}{V_{at}} + R_{SS} \quad (5.3.16)$$

$$\frac{dS_{NH_4}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{NH_4}^{in} + Q_{rs} \times S_{NH_4}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_{NH_4}^{at}}{V_{at}} + R_{SNH_4} \quad (5.3.17)$$

$$\frac{dS_{N_2}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{N_2}^{in} + Q_{rs} \times S_{N_2}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_{N_2}^{at}}{V_{at}} + R_{SN_2} \quad (5.3.18)$$

$$\frac{dS_{NOX}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{NOX}^{in} + Q_{rs} \times S_{NOX}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_{NOX}^{at}}{V_{at}} + R_{SNOX} \quad (5.3.19)$$

$$\frac{dS_{ALK}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times S_{ALK}^{in} + Q_{rs} \times S_{ALK}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times S_{ALK}^{at}}{V_{at}} + R_{SALK} \quad (5.3.20)$$

$$\frac{dX_I^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_I^{in} + Q_{rs} \times X_I^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_I^{at}}{V_{at}} + R_{XI} \quad (5.3.21)$$

$$\frac{dX_S^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_S^{in} + Q_{rs} \times X_S^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_S^{at}}{V_{at}} + R_{XS} \quad (5.3.22)$$

$$\frac{dX_H^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_H^{in} + Q_{rs} \times X_H^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_H^{at}}{V_{at}} + R_{XH} \quad (5.3.23)$$

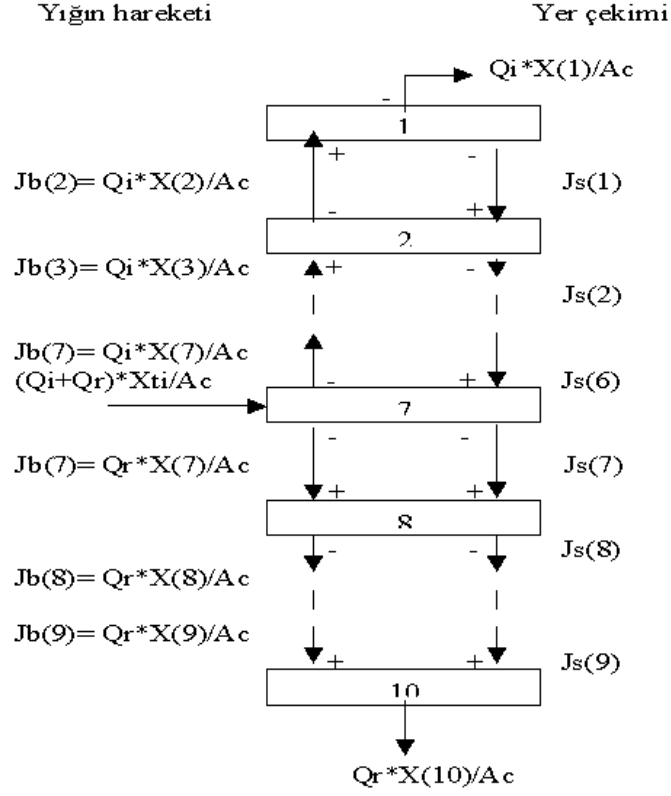
$$\frac{dX_{STO}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_{STO}^{in} + Q_{rs} \times X_{STO}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_{STO}^{at}}{V_{at}} + R_{XSTO} \quad (5.3.24)$$

$$\frac{dX_A^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_A^{in} + Q_{rs} \times X_A^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_A^{at}}{V_{at}} + R_{XA} \quad (5.3.25)$$

$$\frac{dX_{SS}^{at}}{dt} = \frac{Q_{in} \times X_{SS}^{in} + Q_{rs} \times X_{SS}^{rs} - (Q_{in} + Q_{rs}) \times X_{SS}^{at}}{V_{at}} + R_{XSS} \quad (5.3.26)$$

5.3.1.3 İkincil Çöktürücü ve Modellenmesi

ASM3C modelinin 13 bileşeni için havalandırma havuzu etrafında yazılan kütle denkliklerinin çözülebilmesi için geri döngüden gelen bileşenlerin derişimlerinin de bilinmesi gerekir. Bu amaçla ikincil çöktürücü ve havalandırma havuzunun birlikte değerlendirilmesi zorunludur. Bu çalışmada ikincil çöktürücüde Takacs çökme hızı modeli ve Vitasovic çöktürücü modeli kullanılmıştır. Şekil 5.36'da ikincil çöktürücü modeli verilmiştir.



Şekil 5.36 İkincil çöktürücü modeli (Takacs *et al.* 1991)

Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modeli kullanılan, tek boyutlu ikincil çöktürücü modellenmesinde aşağıdaki varsayımlar yapılmıştır.

- ✓ Çöktürücünün silindirik geometriye sahip olduğu düşünülmüş ve işletme kolaylığı için yapılan en altta bulunan huni şeklindeki kısım ihmal edilmiş, modelleme içerisine alınmamıştır.
- ✓ Çöktürücü 10 tabakaya bölünmüş, her tabakanın yüksekliği aynı kabul edilmiştir.
- ✓ Radyal yönde herhangi bir derişim değişimi olmadığı, yalnızca eksenel yönde derişim değişimi olduğu kabul edilmiştir.
- ✓ Çöktürücüde kimyasal ve biyolojik tepkime gerçekleşmediği sadece fiziksel ayırım olduğu varsayılmıştır.

Çöktürücünün her tabakasında ASM3C modelinin 6 parçacık bileşeni için kütle denkleği yazılmış, yerçekimi ve yığın akımlarını dikkate alan sayısal akış terimleri ile derişimler dinamik olarak güncellenmiştir. Beslemenin yedinci tabakadan olduğu kabul edilmiştir. ASM3C modelinin diğer bileşenleri; 7 çözünebilir bileşenin geri döngüdeki derişimleri

çöktürücüde herhangi bir proses olmadığı varsayıldığından havalandırma havuzu derişimleri ile aynı kabul edilmiştir.

$$\frac{dX_1}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_2 - X_1)}{A_c} - J_{s,1} \right\} \quad (5.3.27)$$

$$\frac{dX_2}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_3 - X_2)}{A_c} + J_{s,1} - J_{s,2} \right\} \quad (5.3.28)$$

$$\frac{dX_3}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_4 - X_3)}{A_c} + J_{s,2} - J_{s,3} \right\} \quad (5.3.29)$$

$$\frac{dX_4}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_5 - X_4)}{A_c} + J_{s,3} - J_{s,4} \right\} \quad (5.3.30)$$

$$\frac{dX_5}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_6 - X_5)}{A_c} + J_{s,4} - J_{s,5} \right\} \quad (5.3.31)$$

$$\frac{dX_6}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{eff} \times (X_7 - X_6)}{A_c} + J_{s,5} - J_{s,6} \right\} \quad (5.3.32)$$

$$\frac{dX_7}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{-(Q_{eff} + Q_{down}) \times X_7}{A_c} + J_{s,6} - J_{s,7} + \frac{(Q_{in} + Q_{rs}) \times X_t}{A_c} \right\} \quad (5.3.33)$$

$$\frac{dX_8}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{down} \times (X_7 - X_8)}{A_c} + J_{s,7} - J_{s,8} \right\} \quad (5.3.34)$$

$$\frac{dX_9}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{down} \times (X_8 - X_9)}{A_c} + J_{s,8} - J_{s,9} \right\} \quad (5.3.35)$$

$$\frac{dX_{10}}{dt} = \left(\frac{1}{h}\right) \times \left\{ \frac{Q_{down} \times (X_9 - X_{10})}{A_c} + J_{s,9} \right\} \quad (5.3.36)$$

Yukarıda verilen 10 denklem (5.3.27-36) her parçacık bileşeni için yazılmış ve toplamda ikincil çöktürücüde 60 diferansiyel denklem elde edilmiştir. Bu denklemler havalandırma havuzunda bulunan 13 diferansiyel denklem (5.3.14-26) ile birleştirilmiş ve toplamda 73 diferansiyel denklem ile aktif çamur sistemi tanımlanmıştır.

5.3.2 Benzetim çalışması

Benzetim çalışması iki kısımda gerçekleştirilmiştir; işletmeye alma benzetimi ve şartlandırma dönemi benzetimi. Kullanılan kinetik parametreler ve giriş atık su değerleri 20°C için literatürden alınmıştır. Çizelge 5.10'da kullanılan kinetik parametreler verilmiştir. Çizelge 5.11'de giriş atık su değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.10 ASM3C ve Takacs çökme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs *et al.* 1991 and Henze *et al.* 2002)

Parametre		Birim	Değer @20°C
k_H	Hidroliz hız sabiti	$\text{gTOC}_{XS} (\text{gTOC}_{XH})^{-1} \text{d}^{-1}$	3.4
K_X	Hidroliz doygunluk sabiti	$\text{gTOC}_{XS} (\text{gTOC}_{XH})^{-1}$	1
<i>Heterotrofik organizmalar X_H, aerobik ve denitrifikasyon aktiviteleri</i>			
k_{STO}	Depolama hız sabiti	$\text{gTOC}_{SS} (\text{gTOC}_{XH})^{-1} \text{d}^{-1}$	5.7
η_{NO}	Anoksik indirgeme faktörü	-	0,6
K_O	S_O için doygunluk sabiti	$\text{gO}_2 \text{m}^{-3}$	0,2
K_{NO}	S_{NO} için doygunluk sabiti	$\text{gNO}_3^- \text{-N m}^3$	0,5
K_S	S_S için doygunluk sabiti	$\text{gTOC}_{SS} \text{m}^3$	0.6
K_{STO}	X_{STO} için doygunluk sabiti	$\text{gTOC}_{XSTO} (\text{gTOC}_{XH})^{-1}$	1.1
μ_H	Heterotrofik bakteriler için maksimum çoğalma hızı	d^{-1}	2
K_{NH}	S_{NH} için doygunluk sabiti	gN m^{-3}	0,01
K_{HCO}	X_H 'in bikarbonat doygunluk sabiti	$\text{mole HCO}_3^- \text{m}^{-3}$	0,1
b_{H,O_2}	X_H 'in aerobik iç soluma hızı	d^{-1}	0,2
$b_{H,NO}$	X_H 'in anoksik iç soluma hızı	d^{-1}	0,1
b_{STO,O_2}	X_{STO} 'in aerobik iç soluma hızı	d^{-1}	0,2
$b_{STO,NO}$	X_{STO} 'in anoksik iç soluma hızı	d^{-1}	0,1
<i>Ototrofik organizmalar X_A, nitrifikasyon aktivitesi</i>			
μ_A	Ototrof bakteriler için maksimum çoğalma hızı	d^{-1}	1,0
$K_{A,NH}$	X_A için amonyum substrat doygunluk sabiti	gN m^{-3}	1
$K_{A,O}$	Nitrifiyer için oksijen doygunluk sabiti	$\text{gO}_2 \text{m}^{-3}$	0,5
$K_{A,HCO}$	Nitrifiyer için bikarbonat doygunluk sabiti	$\text{mole HCO}_3^- \text{m}^{-3}$	0,5
b_{A,O_2}	X_A için aerobik iç soluma hızı	d^{-1}	0,15
$b_{A,NO}$	X_A için anoksik iç soluma hızı	d^{-1}	0,05

Çizelge 5.10 ASM3C ve Takacs çökme hızı modeli kullanılan kinetik parametreler (Takacs *et al.* 1991 and Henze *et al.* 2002) (devam)

Çöktürücü hızı modeli için uygulanan parametreler			
f_{ns}	Giren askıda katı maddenin çökelmeyen kısmı	-	$1,23 \cdot 10^{-3}$
r_h	Askıda çökme bölgesi çökme parametresi karakteristiği	m^3/g	$3,64 \cdot 10^{-4}$
r_p	Düşük katı derişimlerinin çökme parametresi karakteristiği	m^3/g	$5,71 \cdot 10^{-3}$
v_o	Maksimum teorik çökme hızı	m/saat	8.925
v_o	Maksimum ulaşılabilecek çökme hızı	m/saat	6,258

Çizelge 5.11 Giriş atıksu değerleri (Henze *et al.* 2002)

S_O	: 0 gO_2/m^3	X_I	: 9 $gTOC/m^3$
S_I	: 11 $gTOC/m^3$	X_S	: 36 $gTOC/m^3$
S_S	: 19 $gTOC/m^3$	X_H	: 11 $gTOC/m^3$
S_{NH_4}	: 15.4 gN/m^3	X_{STO}	: 0 $gTOC/m^3$
S_{N_2}	: 0 gN/m^3	X_A	: 0,1 $gTOC/m^3$
S_{NOX}	: 0 gN/m^3	X_{SS}	: 125 gSS/m^3
S_{ALK}	: 5 $molHCO_3^- /m^3$		

İlk olarak kütle korunum denklemleri ile tanımlanan aktif çamur sisteminde uygun yatışkın hal değerlerinin bulunması ve biyokütlenin çoğalması için sistem hiç çamur almadan çalıştırılmıştır. Uygun çökmenin sağlanmasında genel bir yaklaşım havalandırma havuzunda aktif çamur derişiminin (COD birimleri ile) 750-7500 g/m^3 olmasıdır (Henze *et al.* 2002). Aktif çamur sisteminde etkin bir arıtımın sağlanabilmesi için biyolojik reaktördeki sıvı-katı karışımında MLVSS değerinin 1100-3000 mg/lt arasında olması gerekir (Sundstrom and Klei 1979). Tipik evsel atık su BOD/COD ve BOD/TOC değerleri aşağıda verilmiştir (Metcalf and Eddy 2004).

Atık su	BOD/COD	BOD/TOC
Arıtılmamış	: 0.3 - 0.8	: 1.2 – 2.0
Birincil arıtım sonrası	: 0.4 – 0.6	: 0.8 – 1.2
Arıtılmış su	: 0.1 – 0.3	: 0.2 – 0.5

Bu değerlerden yola çıkararak birincil arıtım sonrası COD/TOC değeri 2 olarak alınabilir. ASM3C modeli kullanılarak tanımlanan sistemde havalandırma havuzu içersindeki MLVSS miktarının TOC birimleri ile 550-1500 mg/l olması gerekmektedir. Sistemdeki MLVSS miktarı Denklem 5.3.37’de verilmiştir (Henze *et al.* 2002).

$$MLVSS = 0.75 \times (X_I + X_S) + 0.90 \times (X_H + X_A) + 0.60 \times X_{STO} \quad (5.3.37)$$

Bu nedenle işletmeye alma dönemimde sistemden hiç çamur almadan sabit havalandırma hızı kullanılarak sistem 480 saat çalıştırılır. Uygun aktif çamur derişimi ve yeterli bakteri miktarı sağlandıktan sonra şartlandırma döneminde geçilir. şartlandırma döneminde sistemden çamur almaya başlanır ve bileşenler yatışkın hale gelene kadar çalıştırılır. Benzetim alışmaları boyunca her zaman aralığı sonunda bulunan değerler bir sonraki zaman aralığı için başlangıç noktası olarak alınmıştır. Sistemde kullanılan veriler aşağıdaki gibidir.

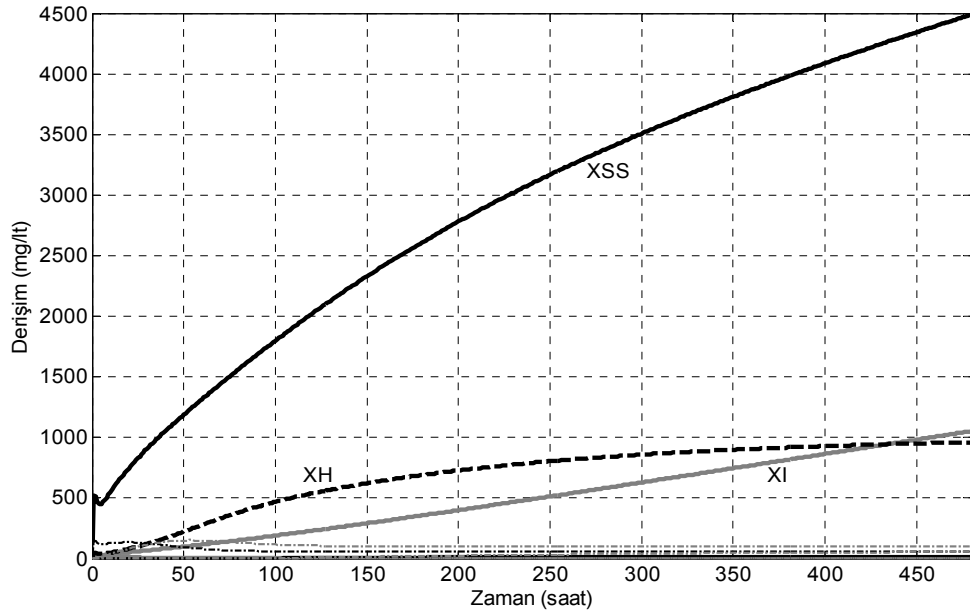
Havalandırma havuzu hacmi	: 450 m ³
k _L a (işletmeye alma dönemi)	: 4.5 saat ⁻¹
k _L a (şartlandırma dönemi)	: 3 saat ⁻¹
Giriş debisi	: 41.66 m ³ /saat
Çamur alım oranı (β)	: 0.988
ktrme havuzu hacmi	: 400 m ³
ktrme havuzu yüksekliği	: 3.5 m

Kullanılan veriler Balku *et al.* 2005’ten alınmıştır. Yapılan varsayımlar şoyledir;

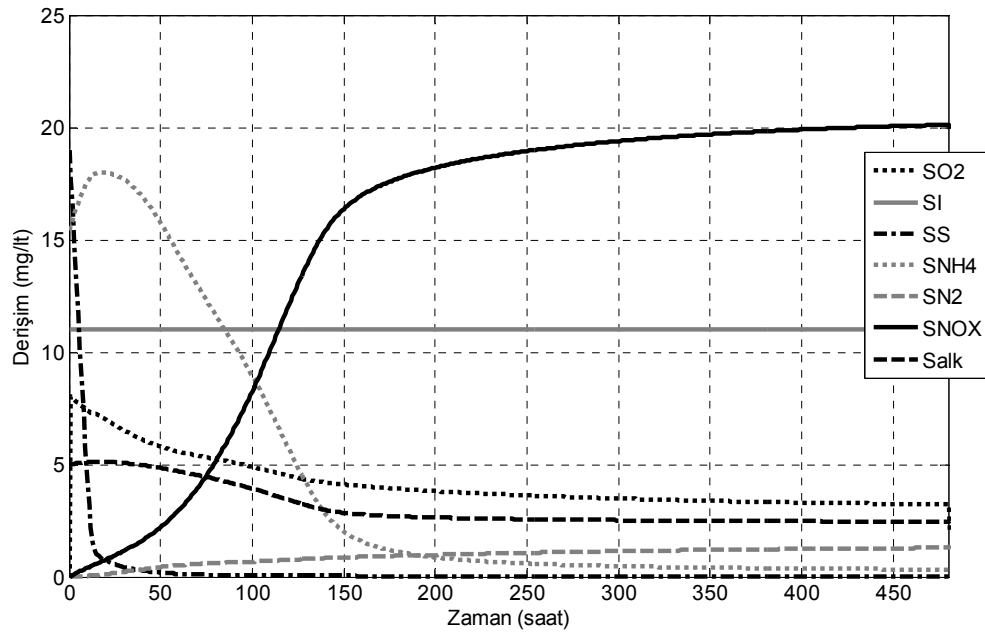
- ✓ çözünmüş oksijen derişiminin duygunluk değeri programa ikinci dereceden bir denklemle tanımlanmış ve benzetim çalışmasında sıcaklık 20°C olarak belirlenmiştir.
- ✓ Havalandırma ve çöktürme havuzunun başlangıçta giriş atık su derişim değerleri ile dolu olduğu varsayılmıştır.
- ✓ çöktürme havuzundan geri dönüşte çözünmüş oksijen ve diazot (N₂) değerleri sıfır olarak kabul edilmiştir.

5.3.2.1 İşletmeye alma dönemi benzetim çalışması

İşletmeye alma döneminde sistemin hiç çamur alınmadan, 480 saat sonunda elde edilen bileşenlerin geri döngüdeki zamana karşı derişim grafiği Şekil 5.37’de ve artırılmış sudaki derişim grafiği Şekil 5.38’de verildiği gibidir.



Şekil 5.37 İşletmeye alma dönemi benzetimi (çamur geri döngü)

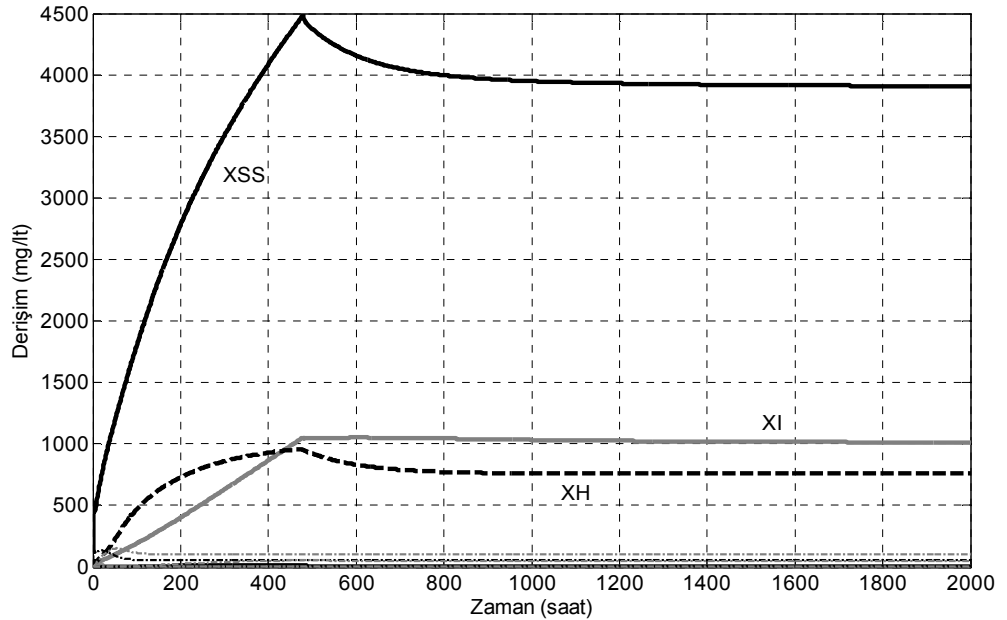


Şekil 5.38 İşletmeye alma dönemi benzetimi (artırılmış su, çözünebilir bileşenler)

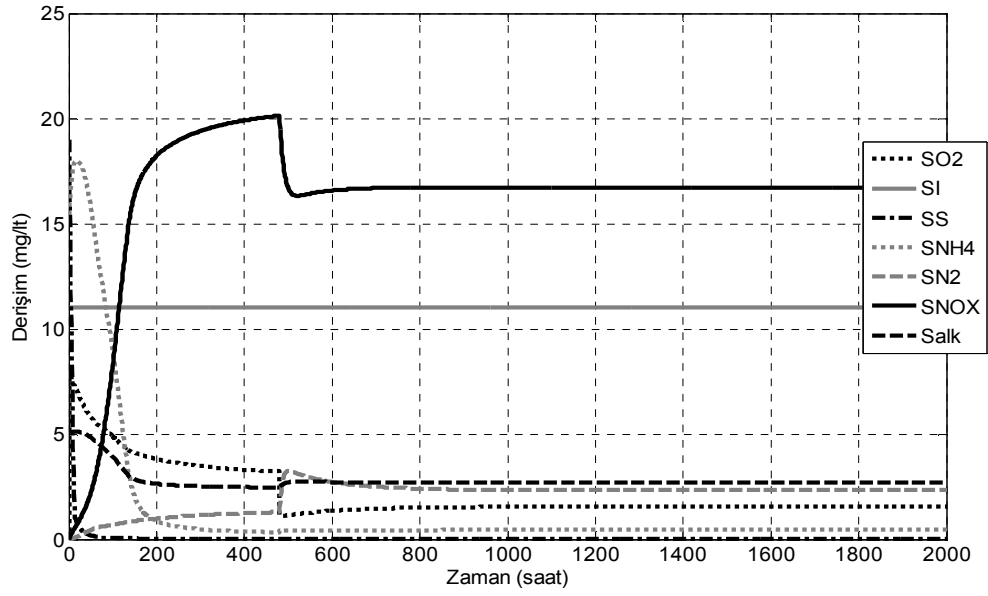
5.3.2.2 Şartlandırma dönemi benzetim çalışması

Şartlandırma döneminde sistemden çıkan toplam debinin % 1.2'si atık çamur olarak çöktürücünün altından deşarj edilirken, kalan % 98.8'lik miktar arıtılmış su olarak çöktürücünün üst kısmından yüzdürme yolu ile alınmaktadır. Bu şartlar altında sistem 1520 saat çalıştırılarak yatışkın hale getirilmiştir. İşletmeye alma ve şartlandırma dönemi benzetimlerinden elde edilen, bileşenlerin zamana karşı derişim grafiği şekil 5.39-40'da verilmiştir.

Şekil 5.39-45'de verilen grafiklerde işletmeye alma dönemi ve şartlandırma dönemi birlikte verilmiştir. İlk 480 saat işletmeye alma dönemini, sonraki 1520 saat şartlandırma dönemini göstermektedir. Grafikler incelendiğinde 480. saatte hal değişkenlerinin derişim değerlerinde ani değerşimler gözlenmektedir. İşletmeye alma döneminden şartlandırma dönemine geçildiğinde sistemden çamur alınmaya başlamakta ve oksijen kütle transfer katsayısı (k_{La}) 4.5 saat^{-1} den, 3 saat^{-1} 'e düşürülmektedir. Grafiklerden izlenen değerşimler bu geçişi ifade etmektedir.

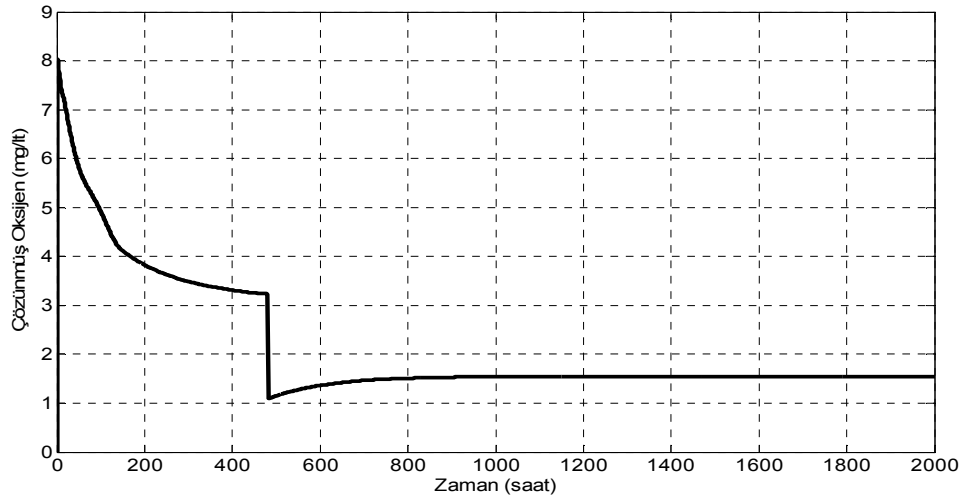


Şekil 5.39 Şartlandırma dönemi benzetimi (çamur geri döngü)



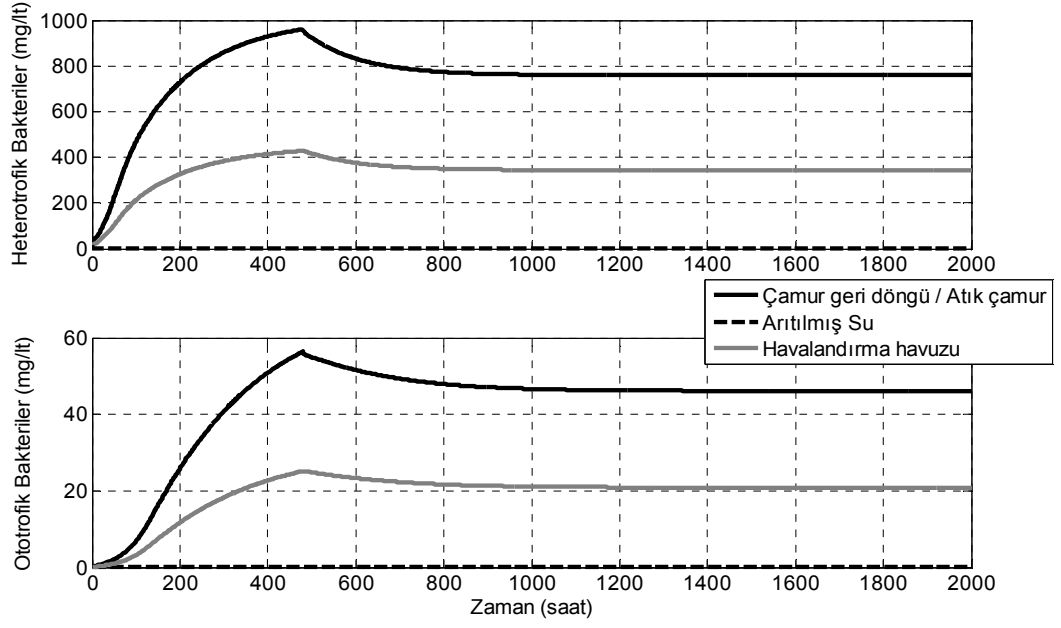
Şekil 5.40 Şartlandırma dönemi benzetimi (arıtılmış su, çözünebilir bileşenler)

Sistemdeki çözünmüş oksijen derişiminin zamana karşı değişimi Şekil 5.41’de dir. Şartlandırma dönemi sonunda sistemdeki çözünmüş oksijen derişiminin 1.55 mg/lt ‘de sabit kaldığı görülmektedir.



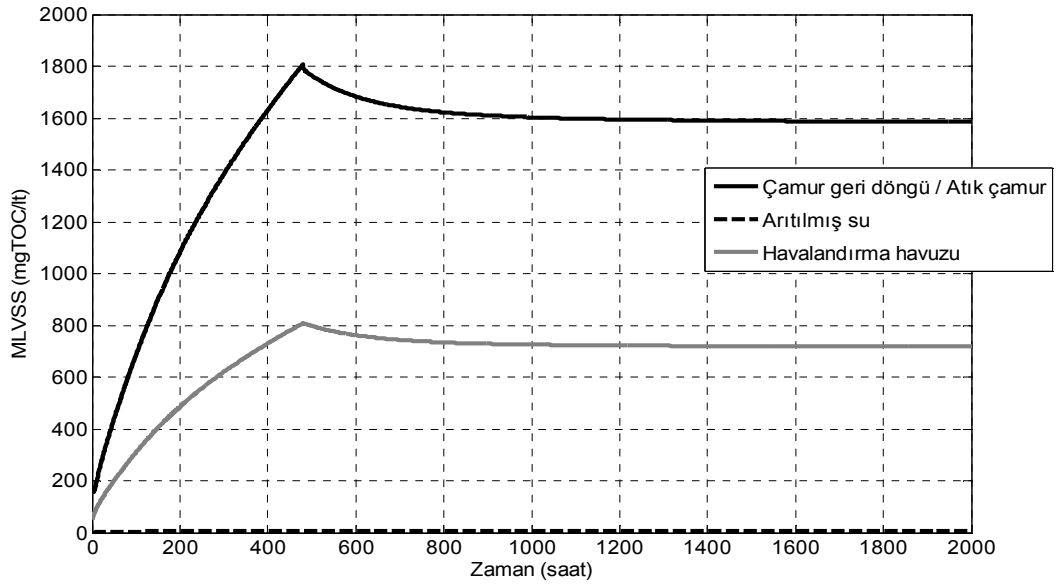
Şekil 5.41 Çözünmüş oksijen derişiminin zamanla değişimi

Sistemdeki heterotrofik ve ototrofik bakterilerin büyümesi Şekil 5.42’de verilmiştir. Şartlandırma dönemi sonunda sistemdeki aktif çamur miktarı havalandırma havuzunda 365 mg/lt, atık çamurda 806 mg/lt olarak bulunmuştur.



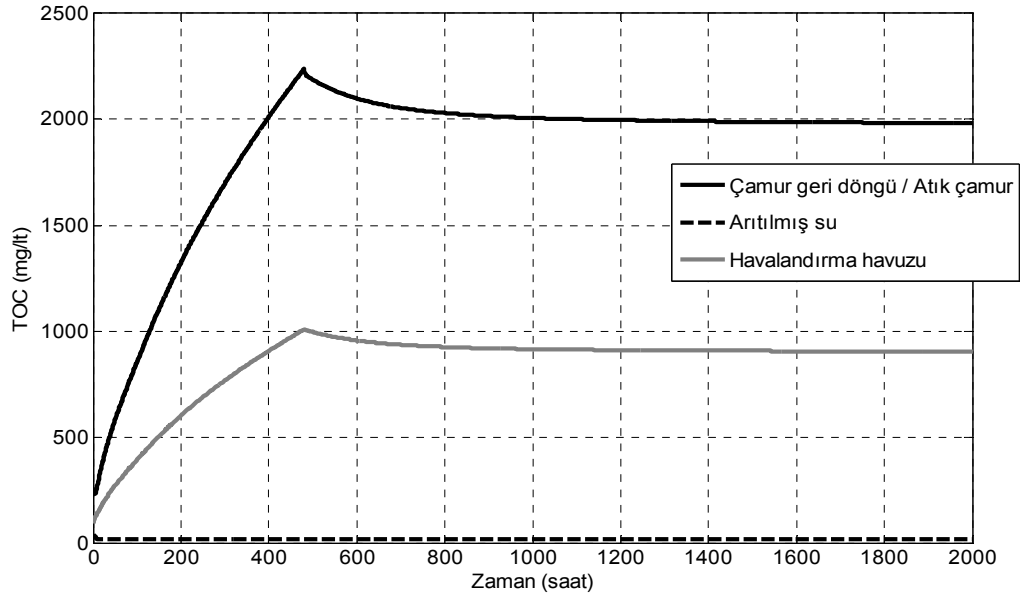
Şekil 5.42 Heterotrofik ve ototrofik bakteri derişiminin zamanla değişimi

Sistemdeki MLVSS değişimi Şekil 5.43’da verilmiştir. Havalandırma havuzu içersindeki MLVSS derişimi TOC birimleri ile yaklaşık 720 mg/lt olarak bulunmuştur.

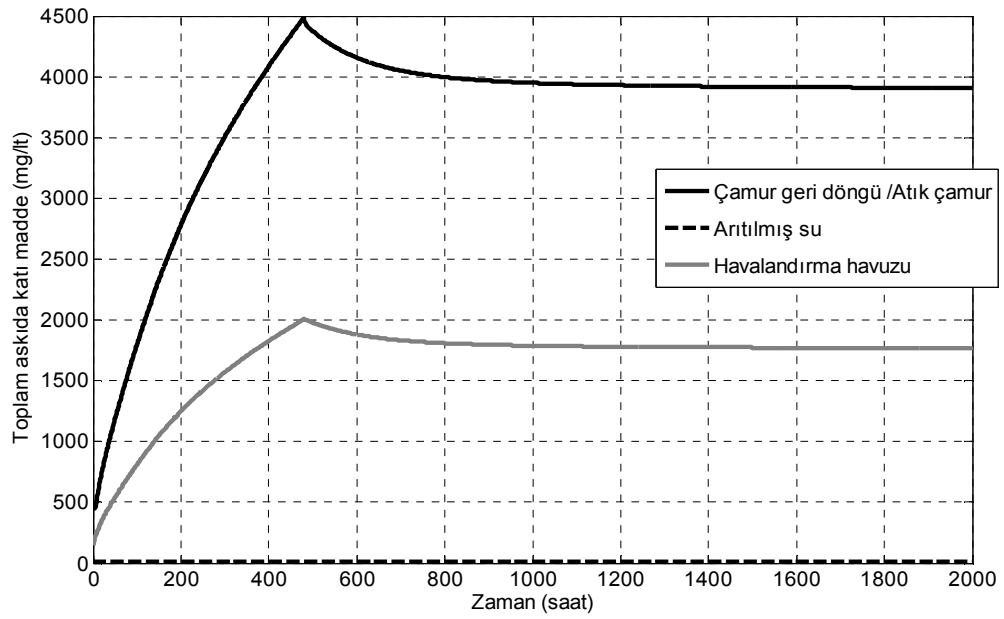


Şekil 5.43 MLVSS derişiminin zamanla değişimi

İşletmeye alma ve şartlandırma dönemi boyunca sistemdeki toplam organik karbon ve askıda katı madde derişimi sırasıyla Şekil 5.44 ve 5.45’da verilmiştir.



Şekil 5.44 Toplam organik karbon derişiminin zamanla değişimi



Şekil 5.45 Askıda katı madde derişiminin zamanla değişimi

Açık döngü benzetim çalışmasından elde edilen arıtılmış su, geri dönen çamur ve atık çamur derişimleri ise Çizelge 5.12’de gösterilmiştir. İkincil çöktürücüde parçacık bileşenlerin tabakalardaki değerleri Çizelge 5.13’te verilmiştir. Fazla çamurdaki çözülmüş oksijen ve diazot derişimleri sıfır kabul edilmiştir. İkincil çöktürücüde tepkime olmadığı varsayıldığından çözünebilir bileşenlerin derişimleri aynı kalmıştır.

Çizelge 5.12 Açık döngü benzetim sonucu bulunan bileşen derişimleri

	Birim	Giriş akışı değerleri	Hav. Havuzu çıkış	Çöktürücü fazla çamur	Çöktürücü Arıtılmış su
<i>Çözünebilir bileşenler</i>					
S_{O_2}	gO_2/m^3	0	1.55	0.00	1.55
S_I	$gTOC/m^3$	11	11.00	11.00	11.00
SS	$gTOC/m^3$	19	0.04	0.04	0.04
S_{NH_4}	gN/m^3	15.4	0.46	0.46	0.46
S_{N_2}	gN/m^4	0	2.33	0.00	2.33
S_{NOX}	gN/m^5	0	16.73	16.73	16.73
S_{ALK}	$moleHCO_3^-/m^3$	5	2.71	2.71	2.71
<i>Parçacık bileşenler</i>					
X_I	$gTOC/m^3$	9	458.94	1013.73	2.99
X_S	$gTOC/m^3$	36	24.65	54.44	0.16
X_H	$gTOC/m^3$	11	343.71	759.19	2.24
X_{STO}	$gTOC/m^3$	0	44.76	98.86	0.29
X_A	$gTOC/m^3$	0.01	20.85	46.06	0.14
X_{SS}	gSS/m^3	125	1769.46	3908.47	11.51

Çizelge 5.13 Çöktürme havuzundaki bileşenlerin açık döngü benzetim sonuçları

	X_I $gTOC/m^3$	X_S $gTOC/m^3$	X_H $gTOC/m^3$	X_{STO} $gTOC/m^3$	X_A $gTOC/m^3$	X_{SS} gSS/m^3
1.tabaka	2.99	0.16	2.24	0.29	0.14	11.51
2.tabaka	3.95	0.21	2.96	0.39	0.18	15.24
3.tabaka	5.03	0.27	3.77	0.49	0.23	19.41
4.tabaka	6.68	0.36	4.99	0.65	0.30	25.74
5.tabaka	10.03	0.54	7.51	0.98	0.46	38.67
6.tabaka	20.02	1.08	14.99	1.95	0.91	77.20
7.tabaka	72.99	3.92	54.66	7.12	3.32	281.41
8.tabaka	72.99	3.92	54.66	7.12	3.32	281.41
9.tabaka	72.99	3.92	54.66	7.12	3.32	281.41
10.tabaka	1013.73	54.44	759.19	98.86	46.06	3908.47

İşletmeye alma dönemi ve şartlandırma dönemi benzetiminden elde edilen bileşenlerin yataşkın hal değerleri model öngörmeli kontrolün uygulanabilmesi için denklemleri doğrusallaştırmakta kullanılmıştır.

5.3.3 Atık çamurda bulunan organik karbon miktarının diğer hal değişkenleri ile ilişkisi

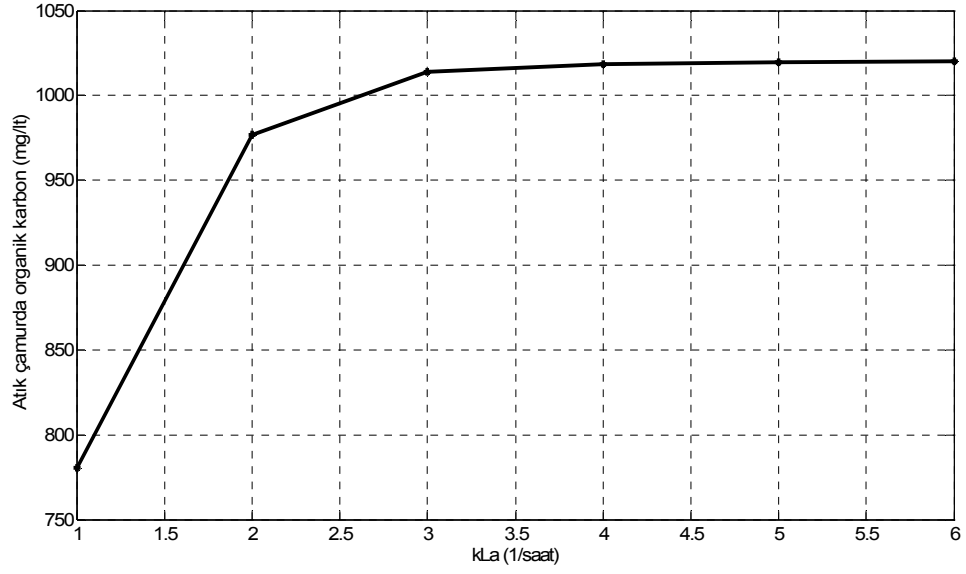
Yüksek organik karbon miktarına sahip aşırı çamurun sistemden uzaklaştırılması atık su arıtım tesisleri için önemli bir çevre sorunudur. Bu amaçla, çalışmanın bu kısmında ASM3C ve Takacs çökme hızı modeli kullanılarak tanımlanan konvansiyonel sistemde atık çamurdaki organik karbon ile k_{La} , çamur alım oranı, çamur geri çevrim oranı, giriş akışındaki substrat miktarı, giriş akışı debisi ve havalandırma havuzu hacmi arasındaki bağlantı incelenmiştir. Benzetim çalışmaları MATLAB ortamında gerçekleştirilmiştir.

5.3.3.1 k_{La} 'nin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Sistem 480 saat işletmeye alma ve 720 saat olan şartlandırma döneminde sabit havalandırma hızı ile çalıştırılmış ve yataşkın hale getirilmiştir. Bu dönemlerde sistemdeki k_{La} değeri 4.5 saat^{-1} 'de sabit alınmıştır. Daha sonra farklı havalandırma hızlarında sistem 800 saat çalıştırılarak, k_{La} 'nın hal değişkenlerine ve atık çamurdaki organik karbona olan etkisi incelenmiştir. Şekil 5.46'da farklı k_{La} değerlerinde elde edilen organik karbon derişimleri verilmiştir.

k_{La} değerinin yüksek olması sistemin fazla havalandırılması ya da sisteme fazla oksijen beslenmesi anlamına gelir. Sistemde k_{La} değerinin artması atık çamurdaki organik karbon miktarının artmasına sebep olmaktadır. Çizelge 5.14'de k_{La} 'nın farklı değerleri için hal değişkenlerini atık çamur ve arıtılmış suda elde edilen değerleri verilmiştir.

Çizelge 5.14 incelenerek sistemdeki hal değişkenlerinin, S_{O_2} olarak ifade edilen çözünmüş oksijen derişimi ile aralarındaki bağıntılar görülebilmektedir. Bu tablo, çalışmanın son kısmında yapılacak olan kontrol çalışmaları için önemli ipuçları taşımaktadır.



Şekil 5.46 k_{La} değerinin sistemden atılan atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi

Çizelge 5.14 k_{La} değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
k_{La} (saat ⁻¹)	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
1	0,03	11,00	0,19	16,68	1,14	0,01	5,08
2	0,22	11,00	0,05	1,47	9,63	2,24	3,82
3	1,55	11,00	0,04	0,46	2,33	16,73	2,71
4	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
5	4,22	11,00	0,04	0,39	0,91	19,41	2,52
6	4,96	11,00	0,04	0,38	0,77	19,66	2,50

<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
k_{La} (saat ⁻¹)	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
1	1,74	0,12	3,64	1,70	0,05	14,96
2	2,77	0,15	2,49	0,33	0,15	11,83
3	2,99	0,16	2,24	0,29	0,14	11,51

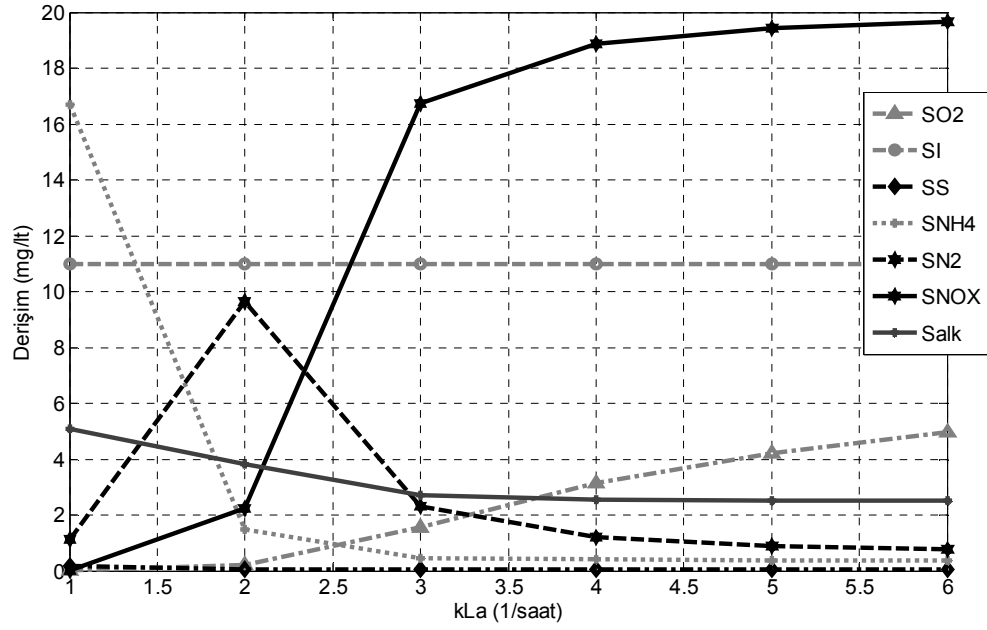
Çizelge 5.14 k_{La} değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi (devam)

k_{La} (saat ⁻¹)	X_I (mgTOC/l)	X_S (mgTOC/l)	X_H (mgTOC/l)	X_{STO} (mgTOC/l)	X_A (mgTOC/l)	X_{SS} (mgSS/l)
4	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
5	3,02	0,16	2,20	0,29	0,13	11,47
6	3,02	0,16	2,20	0,29	0,13	11,47

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
k_{La} (saat ⁻¹)	X_I (mgTOC/l)	X_S (mgTOC/l)	X_H (mgTOC/l)	X_{STO} (mgTOC/l)	X_A (mgTOC/l)	X_{SS} (mgSS/l)
1	780,58	52,58	1635,00	762,03	22,12	67192,20
2	976,69	53,95	879,36	114,77	53,13	4172,10
3	1014,00	54,44	759,17	98,86	46,05	3909,00
4	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
5	1019,50	54,52	743,58	97,53	44,80	3877,00
6	1020,00	54,53	742,16	97,41	44,68	3874,10

k_{La} 'nın 1 saat⁻¹ olduğu değerde 780 mgTOC/l olan organik karbon derişimi k_{La} 'nın 6 olduğu değerde 1020 mgTOC/l'dir. Bu iki değer arasında atık çamurdaki organik karbon derişiminde yaklaşık % 31'lik bir artış gözlenmiştir. Buradan anlaşılmaktadır ki ortamdaki çözünmüş oksijen derişiminin fazla olması veya sistemin fazla havalandırılması atıktaki organik karbon miktarını arttırmaktadır.

k_{La} değerindeki farklılıklar sistemdeki S_{NH_4} , S_{N_2} ve S_{NOX} derişimlerini etkilemektedir. k_{La} 'nın düşük değerlerinde denitrifikasyondan dolayı sistemdeki S_{NOX} azalırken S_{NH_4} oranı artmaktadır. Sistemin çözünebilir hal değişkenlerinin k_{La} 'nın farklı değerlerinde olan derişimleri Şekil 5.47'de verilmiştir.

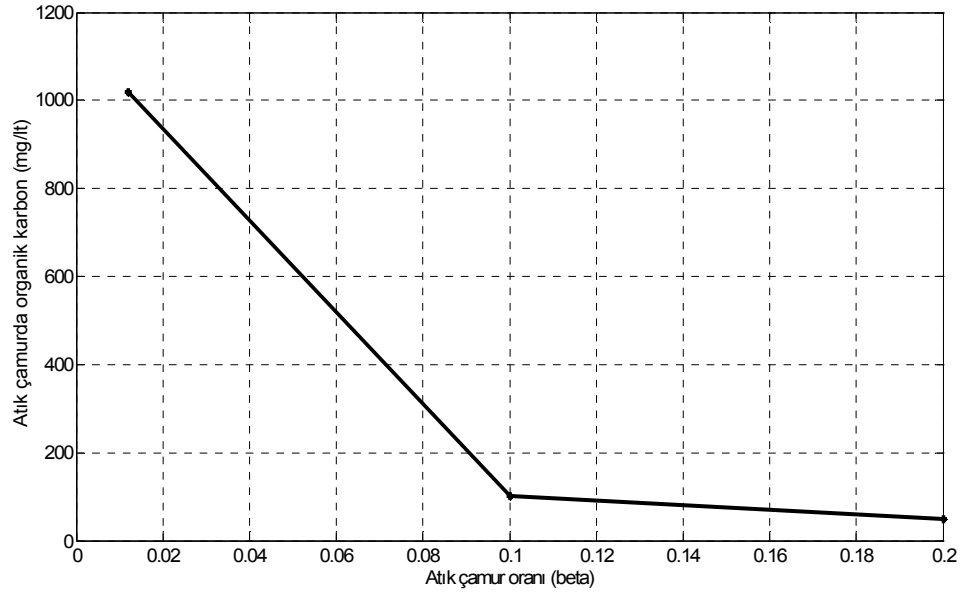


Şekil 5.47 k_{La} değerinin sistemden atılan atık çamurdaki hal değişkenlerine etkisi

5.3.3.2 Çamur alım oranının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Çamur alım oranı (β) ikincil çökrücünden altından alınan atık çamur debisinin sisteme çıkan toplam debiye oranıdır. Ele alınan konvansiyonel sistemin normal çalışma koşullarında, sisteme beslenen toplam atık suyun % 1.2'si ikincil çöktürücünün altından atık çamur olarak alınırken, % 98.8'i arıtılmış su olarak üstten alınır. İşletmeye alma ve şartlandırma dönemi sonunda yatışkın hale getirilen sistem 800'er saat farklı çamur alım miktarlarında çalıştırılmıştır. Şekil 5.48'de çamur alım oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi verilmiştir. Grafikte yatay eksen sistemden alınan atık çamur debisinin sisteme giren giriş akışı debisine olan oranını (β) gösterir.

Çizelge 5.15'de atık çamur oranının sistemin hal değişkenlerine ve atık çamurdaki organik karbon derişimine olan etkisi verilmiştir.



Şekil 5.48 Sistemden alınan atık çamur oranının atık çamurdaki organik karbona etkisi

Çizelge 5.15 Atık çamur oranının (β) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
β	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
0.012	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
0.1	4,97	11,00	0,13	2,90	0,50	14,59	3,05
0.2	6,51	11,00	0,25	13,88	0,28	3,83	4,61

<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
β	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
0.012	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
0.1	0,92	0,44	1,98	0,68	0,10	8,74
0.2	0,66	0,60	1,50	0,81	0,03	7,58

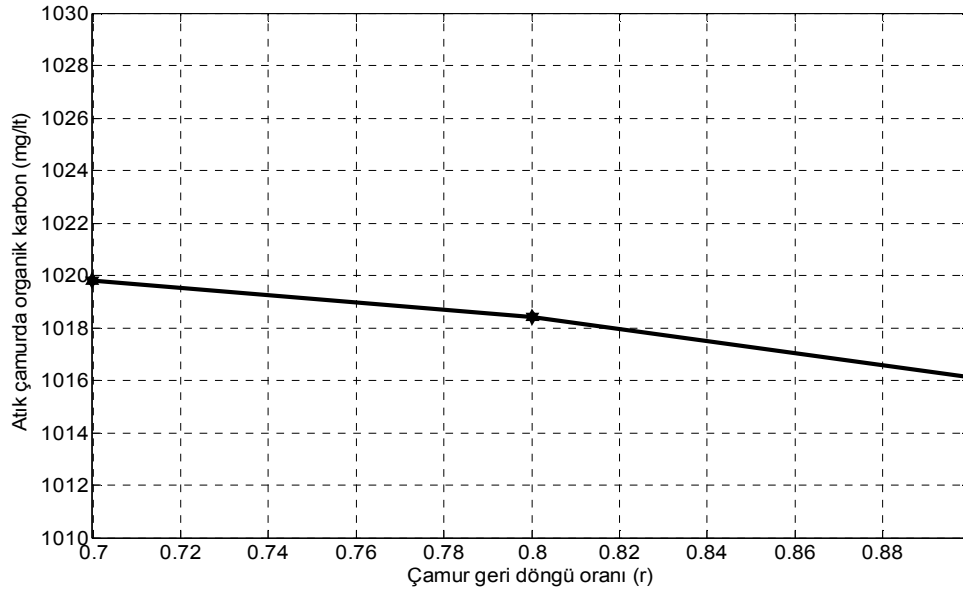
Çizelge 5.15 Atık çamur oranının (β) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi (devam)

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
β	X_I (mgTOC/l)	X_S (mgTOC/l)	X_H (mgTOC/l)	X_{STO} (mgTOC/l)	X_A (mgTOC/l)	X_{SS} (mgSS/l)
0.012	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
0.1	102,09	48,60	220,79	76,03	10,59	971,94
0.2	47,90	43,58	109,78	59,26	1,98	553,18

Sistemden alınan çamur miktarı atık çamurdaki organik karbon derişimini ciddi şekilde etkilemektedir. Sistemden alınan çamur miktarı yükseldikçe atık çamurdaki organik karbon miktarı düşmektedir. Aynı zamanda havalandırma tankı içerisindeki MLVSS miktarı, heterotrofik ve ototrofik bakterilerin derişimleri de düşmektedir ki bu istenmeyen bir durumdur.

5.3.3.3 Çamur geri çevrim oranının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Çamur geri çevrim oranı (r) ikincil çöktürücüden havalandırma havuzuna beslenen atık çamur debisinin giriş akışı debisine oranıdır. Ele alınan sistemin normal çalışma koşullarında, giriş akışı debisinin % 80'i kadar çamur, verimli arıtımın sağlanması için ikincil çöktürücünün altından havalandırma havuzuna verilir. Çamur geri çevrim oranı iyi bir arıtımın sağlanabilmesi için havalandırma havuzundaki substrat biyokütle oranının sağlanması için en önemli parametredir. Yakışkın hale getirilmiş olan aktif çamur sistemi 800'er saat farklı çevrim oranlarında çalıştırılmış ve çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine ve hal değişkenlerine etkisi incelenmiştir. Şekil 5.49'da çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi verilmiştir. Çizelge 5.16'da r değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi yer alır. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda, çamur geri çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimi üzerinde çok az etkisinin olduğu gözlemlenmiş, hal değişkenlerinde de önemli bir farklılık görülmemiştir.



Şekil 5.49 Çamur geri çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi

Çizelge 5.16 Çamur geri çevrim oranının (r) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
r	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
0,7	3,20	11,00	0,04	0,41	1,24	18,79	2,56
0,8	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
0,9	3,11	11,00	0,04	0,39	1,16	18,91	2,55

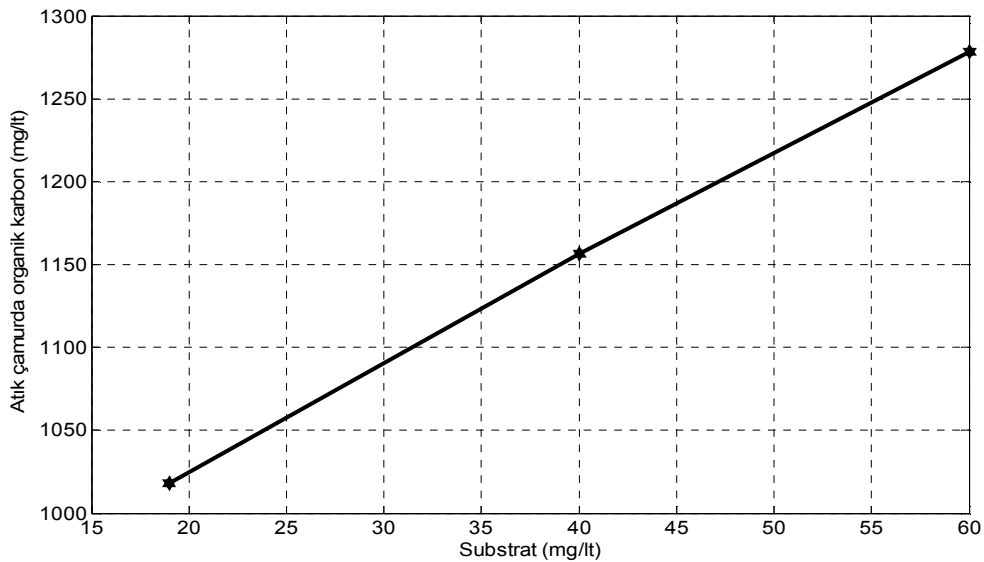
<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
r	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
0,7	2,89	0,17	2,23	0,30	0,13	11,35
0,8	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
0,9	3,12	0,16	2,19	0,28	0,13	11,60

Çizelge 5.16 Çamur geri çevrim oranının (r) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi (devam)

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
r	X_I (mgTOC/l)	X_S (mgTOC/l)	X_H (mgTOC/l)	X_{STO} (mgTOC/l)	X_A (mgTOC/l)	X_{SS} (mgSS/l)
0,7	1019,80	58,68	787,42	105,07	47,16	4011,30
0,8	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
0,9	1016,10	51,24	713,81	92,09	43,33	3778,60

5.3.3.4 Giriş akışındaki substrat derişiminin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Giriş akışında sisteme giren atık su içerisindeki substrat derişiminin atık çamurda bulunan organik karbon derişimine ve sistemdeki hal değişkenlerine etkisi incelenmiştir. Normal çalışma koşullarında giriş akışındaki substrat derişimi 19 mg/l'tir. Sistem 800 saat 40 ve 60 mg/l substrat derişimi değerlerinde çalıştırılmış ve aşağıda verilen sonuçlar elde edilmiştir. Şekil 5.50'de farklı substrat derişimlerinde atık çamurda bulunan organik karbon derişimleri, Çizelge 5.17'de arıtılmış suda ve atık çamurda bulunan hal değişkeni değerleri verilmiştir.



Şekil 5.50 Giriş akışındaki substrat miktarının atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi

Çizelge 5.17 Substrat değerinin atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
S_S (mg/l)	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
19	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
40	2,00	11,00	0,04	0,43	2,50	17,89	2,62
60	1,10	11,00	0,05	0,50	5,35	13,99	2,90

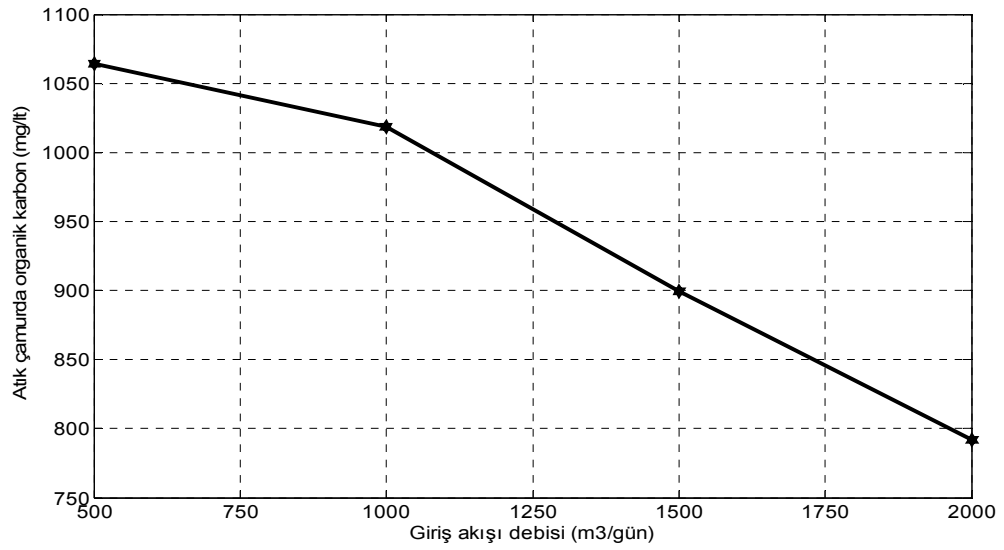
<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
S_S (mg/l)	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
19	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
40	3,03	0,14	2,55	0,36	0,13	12,58
60	3,05	0,13	2,88	0,42	0,13	13,64

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
S_S (mg/l)	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
19	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
40	1156,50	53,67	973,02	137,90	48,94	4802,20
60	1278,60	53,15	1204,80	177,85	53,40	5714,40

Sisteme beslenen atık sudaki substrat derişimi arttıkça, sistemden alınan atık çamurdaki organik karbon miktarı artmaktadır. Ayrıca sistemdeki çözünmüş oksijen derişimi düşmekte, bakteri derişimi ve toplam askıda katı madde miktarı artmaktadır.

5.3.3.5 Giriş akışının sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Sistem farklı giriş akışı debilerinde çalıştırılmış ve değişimler incelenmiştir. Sistemin yüksek giriş akışı debisinde çalıştırılması, atık suyun sistemde kalış süresinin kısılması anlamına gelir. Şekil 5.51’de giriş akışı debisinin atık çamurda bulunan organik karbon derişimine etkisi görülebilir.



Şekil 5.51 Giriş akışı debisinin atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi

Çizelge 5.18’de arıtılmış su ve atık çamurda farklı giriş akışı debilerinde elde edilen hal değışkeni değerleri verilmiştir. Giriş akışı debisinin fazla olması sistemdeki çözünmüş oksijen miktarını düşürmekte, bakteri derişimi ve askıda katı madde miktarını arttırmaktadır. Giriş akışı debisinin çok yüksek olduğu değerlerde etkin arıtım sağlanamamaktadır. Fakat atık çamurdaki organik karbon derişimi düşmektedir.

Çizelge 5.18 Giriş akışı debisinin (Q) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değışkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
Q (m ³ /gün)	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
500	5,68	11,00	0,03	0,29	0,73	20,84	2,41
1000	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
1500	1,29	11,00	0,05	0,64	2,57	15,31	2,83
2000	0,47	11,00	0,06	1,69	5,54	8,18	3,41

Çizelge 5.18 Giriş akışı debisinin (Q) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi (devam)

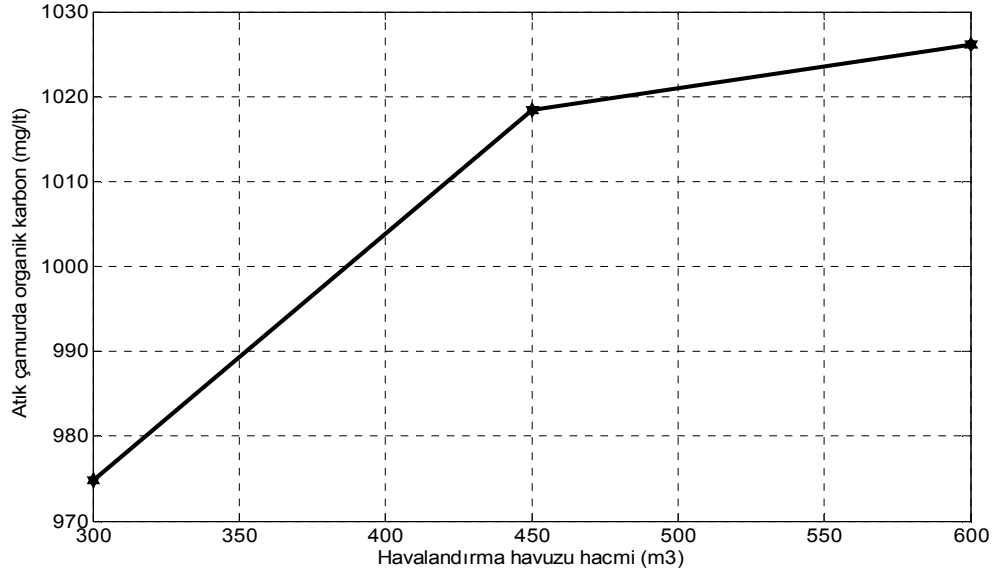
<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
Q (m ³ /gün)	X _I (mgTOC/l)	X _S (mgTOC/l)	X _H (mgTOC/l)	X _{STO} (mgTOC/l)	X _A (mgTOC/l)	X _{SS} (mgSS/l)
500	2,27	0,06	0,94	0,11	0,06	6,48
1000	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
1500	3,38	0,31	3,62	0,55	0,21	16,46
2000	3,58	0,49	5,10	0,91	0,27	21,54

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
Q (m ³ /gün)	X _I (mgTOC/l)	X _S (mgTOC/l)	X _H (mgTOC/l)	X _{STO} (mgTOC/l)	X _A (mgTOC/l)	X _{SS} (mgSS/l)
500	1064,40	27,33	440,63	49,57	28,42	3034,50
1000	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
1500	899,25	81,46	964,38	146,49	55,35	4382,40
2000	791,90	108,06	1129,40	201,20	60,65	4768,90

5.3.3.6 Havalandırma havuzu hacminin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbona etkisi

Son olarak havalandırma havuzu hacminin sisteme ve fazla çamurdaki organik karbon miktarına olan etkisi incelenmiştir. Şekil 5.52’de havalandırma havuzu hacmi ile atıktaki organik karbon derişimin değişimi, Çizelge 5.19’da sistemin hal değişkenleri verilmiştir. Havalandırma havuzu hacminin artması sistemden alınan fazla çamurdaki organik karbon miktarını arttırmıştır.

Havalandırma havuzu hacminin artması atık çamurdaki parçacık bileşenlerin derişimlerini düşürmekte, sistemdeki çözünmüş oksijen derişimini arttırmaktadır. Sistemdeki çözünmüş oksijen derişimin artmasına ve bakteri derişimin düşmesine bağlı olarak arıtılmış sudaki çözünebilir parçacık bileşenler değişim göstermektedir.



Şekil 5.52 Havalandırma havuzu hacminin atık çamurdaki organik karbon derişimine etkisi

Çizelge 5.19 Havalandırma havuzu hacminin (V) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi

<i>Arıtılmış Su / Atık Çamur (Çözünebilir Bileşenler)</i>							
V (m ³)	S_{O_2} (mgO ₂ /lt)	S_I (mgTOC/lt)	S_S (mgTOC/lt)	S_{NH_4} (mgN/lt)	S_{N_2} (mgN/lt)	S_{NOX} (mgN/lt)	S_{ALK} (molHCO ₃ ⁻¹ /lt)
300	1,23	11,00	0,05	0,62	2,71	15,19	2,84
450	3,15	11,00	0,04	0,40	1,20	18,86	2,56
600	4,36	11,00	0,04	0,34	0,91	19,87	2,48

<i>Arıtılmış Su (Parçacık Bileşenler)</i>						
V (m ³)	X_I (mgTOC/lt)	X_S (mgTOC/lt)	X_H (mgTOC/lt)	X_{STO} (mgTOC/lt)	X_A (mgTOC/lt)	X_{SS} (mgSS/lt)
300	2,62	0,22	2,68	0,40	0,16	12,35
450	3,01	0,16	2,21	0,29	0,13	11,48
600	3,26	0,13	1,91	0,23	0,12	10,95

Çizelge 5.19 Havalandırma havuzu hacminin (V) atık çamur ve arıtılmış sudaki hal değişkenlerine etkisi (devam)

<i>Atık Çamur (Parçacık Bileşenler)</i>						
V (m ³)	X_I (mgTOC/l)	X_S (mgTOC/l)	X_H (mgTOC/l)	X_{STO} (mgTOC/l)	X_A (mgTOC/l)	X_{SS} (mgSS/l)
300	974,82	81,57	995,57	147,26	57,67	4588,90
450	1018,40	54,51	746,78	97,79	45,06	3883,60
600	1026,10	40,90	601,09	73,66	37,25	3452,90

5.3.4 Uygulanan kontrol stratejileri

ASM3C, Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modelleri kullanılarak geliştirilen model şartlandırma ve benzetim çalışmasından elde edilen yataşkın hal değerleri kullanılarak doğrusallaştırılmıştır. Kontrol kısmında çözünmüş oksijen kontrolü ve toplam azot kontrolü olmak üzere iki farklı çalışma gerçekleştirilmiştir.

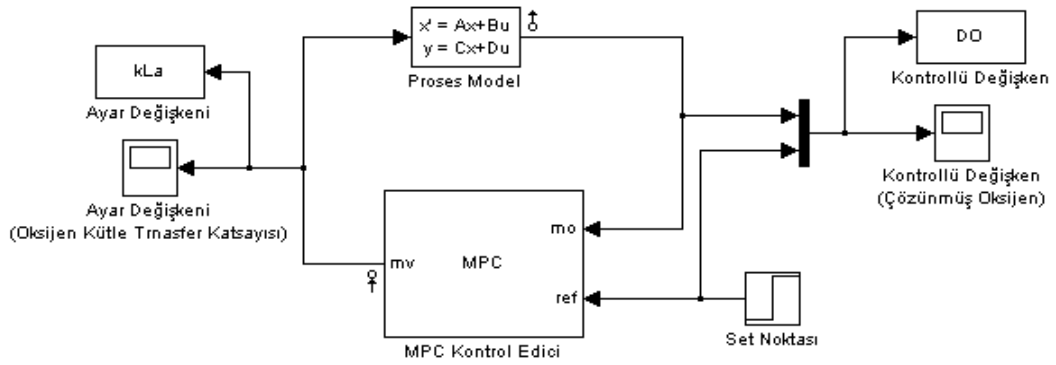
5.3.5 Çözünmüş oksijen kontrolü

Çalışmanın bu kısmında havalandırma havuzundaki çözünmüş oksijen derişimi, oksijen kütle aktarım katsayısı (k_{La}) ile kontrol edilmiştir. Ayar değişkeni olarak kullandığımız k_{La} değeri pratik anlamda havalandırma hızı veya sisteme oksijen besleme hızıyla aynıdır. k_{La} değeri gerçek sistemlerde yapılan kalibrasyon çalışmaları ile sistemin havalandırma hızı veya sisteme beslenen oksijen miktarına bağlanır. Geliştirilen modelde birinci hal değişkeni sistemdeki çözünmüş oksijen derişimini göstermektedir. Çözünmüş oksijen kontrolü için doğrusallaştırma esnasında *Jacobian* kullanılmış 73 diferansiyel denklemin 73 hal değişkeni ve 1 ayar değişkeni olmak üzere 74 değişkene göre; bulanık yataşkın hal değerleri etrafında türevi alınmıştır. Transfer fonksiyonu 73. dereceden bulunmuştur.

Sisteme MPC kontrol ve SQP kontrol uygulanmış, set noktası takibi incelenmiştir. MPC kontrol edicide *Jacobian* kullanılarak elde edilen doğrusal model, SQP algoritması kullanılarak yapılan kontrol çalışmasında doğrusal olmayan model kullanılmıştır.

5.3.5.1 MPC (Model öngörmeli kontrol)

Model öngörmeli kontrol endüstride yaygın olarak kullanılan bir ileri kontrol algoritmasıdır. Çalışmanın bu kısmında, MATLAB ortamında MPC araç kutusu kullanılarak konvansiyonel sistem için tanımlanmış model sistemde çözülmüş oksijen kontrolünde kullanılmıştır. MPC kontrol edicinin ayar parametreleri deneme yanılma metodu ile farklı değerlerde benzetim yapılarak elde edilmiştir. Çalışma esnasında örnekleme aralığı 0.01 saat, kontrol ufku 5 aralık ve tahmin ufku 15 aralık olarak alınmıştır. Ayar değişkeni olarak alınan oksijen kütle aktarım katsayısını alt sınır değerine 1 saat⁻¹ ve üst sınır değerine 6 saat⁻¹ verilmiştir. Şekil 5.53’de MPC kontrol edicinin MATLAB benzetim şeması görülmektedir.



Şekil 5.53 MPC kontrol edici

5.3.5.2 SQP kontrol

SQP kontrol algoritması çözülmüş oksijen kontrolü için tanımlanan sisteme uygulanmıştır. Optimizasyon algoritmasındaki amaç kontrollü değişkenin tanımlanan set noktasına yaklaşmasını sağlayacak optimum oksijen aktarım katsayısı (k_{La}) profiline bulunmasıdır. Bölüm 5.1.3.5’te anlatılan mantık kullanılmıştır. İterasyon adımları tekrar özetlenirse;

- ✓ İlk olarak hal değişkenleri ve optimizasyon değişkeni (oksijen kütle aktarım katsayısı) için başlangıç değerleri tanımlanır ($x(0), u(0)$)

- ✓ Optizasyon değişkeni, u için alt ve üst sınır değerleri tanımlanır
- ✓ Model 0.01 saat (örnekleme zamanı) adım aralığı ile t_{final} 'a kadar çözülr
- ✓ Her adım aralığı sonunda bulunan x 'ler bir sonraki adım için başlangıç değeri olarak kullanılır
- ✓ Model çözümlünden elde edilen değerler ile (DO, çözümlü oksijen derişimi) set noktası arasındaki farkların karelerinin toplamı minimum olacak şekilde amaç fonksiyonu hesaplanır
- ✓ İstenen kriter sağlandığında optimizasyon sona erer ve u profili elde edilir (5 parça: kontrol ufku kadar)
- ✓ Elde edilen bu u profili ile yeni bir optimizasyon işlemi için yeni bir başlangıç oluşturulur. Bu başlangıçta x_0 , $t=0.01$ anındaki x 'ler olarak alınır. u_0 ise [bulunan $u(2:5)$ bulunan $u(5)$] olarak alınır
- ✓ Bulunan u 'lar uygulanması gereken optimizasyon değişkeni olarak bir vektörde toplanır
- ✓ Bu işlem tahmin ufku tamamlanana kadar devam eder. Program sonucunda elde edilen u vektörü uygulanması gereken profili verir.

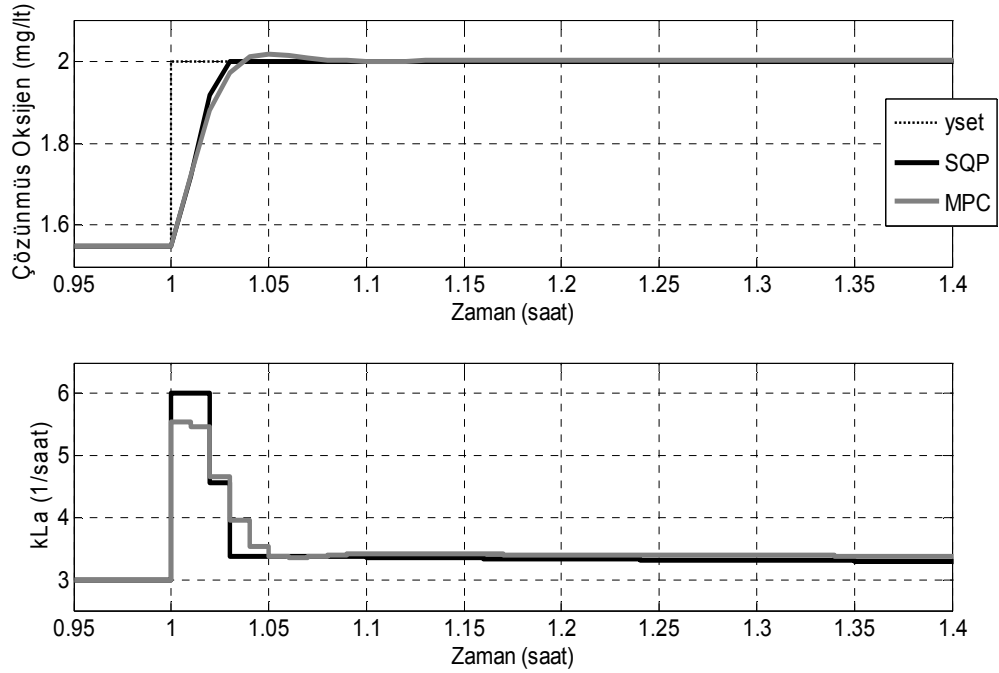
Bu çalışmada kontrol ufku 5, örnekleme aralığı 0.01 saat olarak alınmış; ayar değişkeninin alt ve üst sınır değerlerine sırasıyla 1 ve 6 saat⁻¹ verilmiştir.

5.3.5.3 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması

ASM3C modeli kullanılarak tanımlanan konvansiyonel aktif çamur sisteminde iki farklı kontrol stratejisi çözümlü oksijen kontrolü için uygulanmıştır. Havalandırma havuzundaki çözümlü oksijen derişimi kontrollü değişken, oksijen kütle aktarım katsayısı ayar değişkeni alınarak sistem değerlendirilmiştir. Havalandırma havuzundaki mikroorganizmaların çoğalması sistemdeki çözümlü oksijen derişimine bağlı olduğu için çözümlü oksijen kontrollü değişken olarak seçilmiştir.

Yapılan benzetim çalışmaları sonucunda sistemdeki çözümlü oksijen derişiminin yataşkın hal değeri 1.55 mg/lt olarak bulunmuştur. Kontrol çalışmalarında çözümlü oksijen derişimi set noktası olarak 2 mg/lt kullanılmıştır. Set noktası takibi için kontrol

edici performansları Şekil 5.54’de görülmektedir. MPC kontrol edici set noktasını yaklaşık 0.086 saatte yakalarken SQP kontrol edici set noktasını 0.03 saatte yakalamaktadır. Başka bir ifadeyle SQP algoritması istenilen set noktasına üç adımda ulaşmaktadır.



Şekil 5.54 Çözünmüş oksijen kontrolü için kontrol edicilerin karşılaştırılması

Grafik incelendiğinde MPC ve SQP kontrol edicilerden elde edilen yanıtlarda çıkan ayar değişkeninin farklı değerlerde yatışkın hale geldiği gözlemlenmektedir. Bunun sebebi MPC kontrol edicinin doğrusal model, SQP kontrol edicinin ise doğrusal olmayan model kullanmasıdır. Çözünmüş oksijen derişimi için model 1.55 mg/l etrafında doğrusallaştırıldığından dolayı bu değerden farklı değerlerde doğrusal modelde sapma gözlemlenmektedir.

SQP kontrol algoritması kullanılarak yapılan çalışmada iterasyon zamanı yani CPU süresi 32 saniye olarak bulunmuştur. Örnekleme zamanının 0.01 saat yani 36 saniye olduğu düşünülecek olursa, geliştirilen kontrol algoritması on-line olarak uygulanabilir gözükmektedir.

5.3.6 Toplam azot kontrolü

ASM3C modeli kullanılarak tanımlanan konvansiyonel aktif çamur sisteminde toplam azot kontrolü yapılmıştır. Çevre Orman Bakanlığında alınan atık su deşarj kriterlerine göre, sistemden uzaklaştırılan arıtılmış su içerisindeki toplam azot derişiminin 15 mg/lt'nin altında olması gerekir (Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, www.cevreorman.gov.tr). Bu amaçla Denklem 5.3.38'de verilen eşitlik kullanılarak sistemdeki toplam azot miktarı belirlenmiş ve toplam azot kontrolü iki farklı kontrol algoritması kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

$$TN = S_{NH} + S_{NO} + 0.01 \times S_I + 0.03 \times S_S + 0.02 \times X_I + 0.04 \times X_S + 0.07 \times (X_H + X_A) \quad (5.3.38)$$

Sistemdeki toplam azot derişiminin kontrollü değişken olarak alındığı kontrol çalışmasında, ayar değişkeni olarak oksijen kütle aktarım katsayısı (k_{La}) kullanılmıştır. bölüm 5.3.3.1 Çizelge 5.14'de verilen sonuçlara bakıldığında, k_{La} değerinin sistemdeki toplam azot derişimine olan etkisi açıkça görölmektedir.

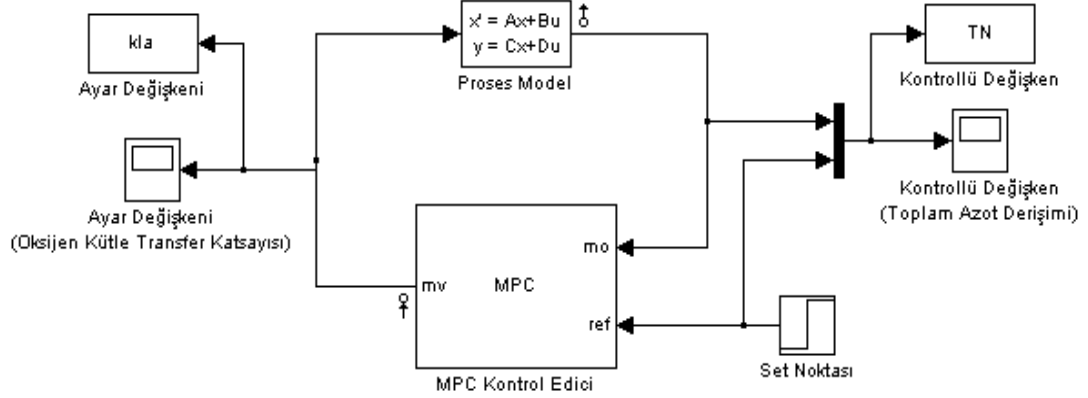
Toplam azot kontrolü için yapılan doğrusallaştırma çalışmasında, sistemin tanımlandığı 73 diferansiyel denklemin, 73 hal değişkeni ve 1 ayar değişkeni olmak üzere 74 değişkene göre Jacobian'ı alınmıştır. Çalışma esnasında benzetim çalışmalarından bulunan yatışkın hal değerleri kullanılmıştır. Elde edilen doğrusal modelde toplam azot derişimi Denklem 5.3.38'de verilen eşitlik kullanılarak bulunmuştur.

Sistemde MPC ve SQP algoritması set noktası takibi için yapılmış, set noktasını yakalama zamanları temel alınarak kontrol algoritmaları karşılaştırılmıştır.

5.3.6.1 MPC (Model öngörmeli kontrol)

MPC kontrol edici MATLAB ortamında MPC araç kutusu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışma esnasında örnekleme zamanı 0.1 saat, kontrol ufku 20

aralık ve tahmin ufku 60 aralık olarak alınmıştır. Ayar değişkeninin alt ve üst sınır değerleri 1 ve 6 saat⁻¹ dir. Şekil 5.55’de sistemin MATLAB diyağramı verilmiştir.



Şekil 5.55 MPC kontrol edici

5.3.6.2 SQP kontrol

SQP algoritması sisteme toplam azot kontrolü için uygulanmıştır. Amaç, tanımlanan set noktasına yaklaşmasını sağlayacak optimum oksijen kütle aktarım katsayısını hesaplamaktır. Program verilen set noktası ile sistemden elde edilen yanıtım arasındaki farkların karelerini minimuma indirmek için, ayar değişkeninin optimum değerini bulur. Kullanılan basamaklar çözülmüş oksijen kontrolü için verilen basamakların aynısı olup, sistemdeki toplam azot derişimi verilen eşitlik yardımı ile programa tanımlanmıştır. Programda kontrol ufku 20 aralık, örnekleme zamanı 0.1 saat, ayar değişkeni sınır değerleri 1-6 saat⁻¹ olarak alınmıştır.

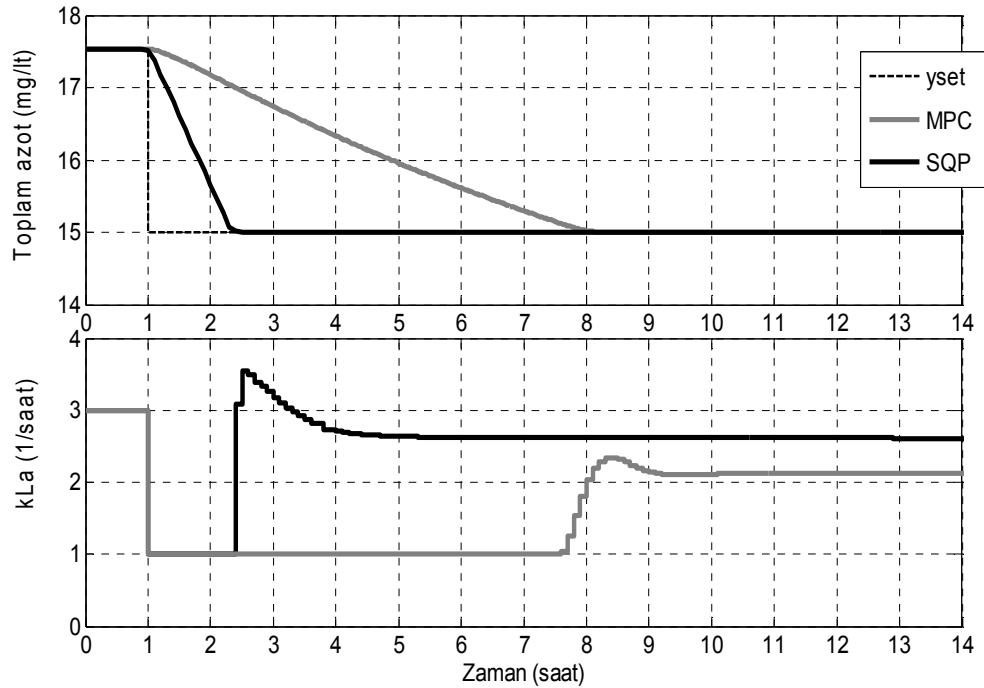
5.3.6.3 Kontrol stratejilerinin karşılaştırılması

ASM3C modeli kullanılarak tanımlanan konvansiyonel aktif çamur sisteminde iki farklı kontrol stratejisi toplam azot kontrolü için uygulanmıştır. Sistemdeki toplam azot derişimi kontrollü değişken, oksijen kütle aktarım katsayısı ayar değişkeni olarak alınmıştır. Yasalarla belirlenen artırılmış su deşarj kriterleri göz önüne alınarak,

sistemdeki toplam azot derişimi kontrol edilmiştir. Toplam azot için üst limit değeri 15 mg/l'tir (www.cevreorman.gov.tr).

Yapılan benzetim çalışmalara sonucunda sistemdeki toplam azot derişimin yatışkın hal değeri 17.53 mg/l'te bulunmuştu. Kontrol çalışmaları sırasında bu değer 15 mg/l'te çekilmiştir. Elde edilen yanıtım Şekil 5.56'da verilmiştir.

MPC kontrol edici istenilen set noktasını 7 saate yakalarken, SQP kontrol algoritması bu değeri 1.4 saatte yakalamıştır. Çözünmüş oksijen kontrolü çalışmasında olduğu gibi iki kontrol ediciden çıkan ayar değişkenleri, MPC ve SQP kontrol edicilerde kullanılan modellerin doğrusal ve doğrusal olmayan model olmalarından dolayı farklı iki noktada yatışkın hale gelmektedir. Toplam azot derişimi *Jacobian* çalışmasında kullanılan değerden uzaklaştıkça, kontrol eyleminin istenilen set noktasını sağlayacak yatışkın hal değeri farklılaşmaktadır, sapma artmaktadır. SQP kontrol edici için CPU zamanı 328 saniye olarak bulunmuştur ki bu değer 360 saniye olan örnekleme zamanından daha küçük bir süredir.



Şekil 5.56 Toplam azot kontrolü için kontrol edicilerin karşılaştırılması

6. SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME

Bu tez kapsamında evsel atık su arıtımında yaygın olarak kullanılan bir yöntem olan aktif çamur prosesinde farklı modeller kullanılarak üç farklı çalışma yapılmıştır. İlk olarak biyolojik atık su arıtım tesisinde aktif çamur modeli kullanılarak çözünmüş oksijen kontrolü için farklı kontrol stratejileri karşılaştırılmıştır. İkinci kısımda, son yıllarda yaygın olarak kullanılmaya başlanan ardışık kesikli reaktör (SBR) incelenmiştir. Prosesin tanımlanmasında ASM3 (Aktif Çamur Modeli No.3) modeli, Takacs çökme hızı modeli ve Vitasovic çöktürücü modeli kullanılmıştır. Tanımlanan sistemde enerji optimizasyonu gerçekleştirilmiştir. Son kısımda ise hal değişkenleri toplam organik karbon cinsinden tanımlanan ASM3C (Aktif Çamur Modeli No.3 Karbon) modeli, Takacs çökme hızı modeli ve Vitasovic çöktürücü modeli konvansiyonel sistemin tanımlanmasında kullanılmıştır. Tanımlanan sistemde atık çamurdaki organik karbonun diğer hal değişkenleri ile olan bağlantısı incelenmiş, SQP algoritması ve model öngörmeli kontrol (MPC) stratejisi kullanılarak sistemde çözünmüş oksijen ve toplam azot kontrolü gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada tüm çözümler 4 GB RAM, 2.40 GHz Intel® Core2 Quad işlemcili bilgisayar ile MATLAB R2007b ortamında gerçekleştirilmiştir. Diferansiyel denklemlerin çözümünde *ode15s* ve *ode45* kullanılmıştır.

6.1 Aktif Çamur Prosesinde Çözünmüş Oksijen Kontrolü için Kontrol Stratejilerinin Karşılaştırılması

Bu çalışmada kullanılan 4 hal değişkenli aktif çamur modeli Nijjari *et al.* (1999) çalışmasından alınmıştır. Model önce dinamik benzetimler yardımı ile yatışkın hale getirilmiştir. Benzetim çalışmaları esnasında Çevre Orman Bakanlığı ve Avrupa Birliği arıtılmış su deşarj kriterleri dikkate alınmış, çıkış akışındaki substrat miktarının 30 mg/lit 'nin altında olması sağlanmıştır. Elde edilen yatışkın hal değerleri doğrusal olmayan model kullanan kontrol stratejilerinde başlangıç koşulu olarak kullanılmıştır. Doğrusal model gerektiren kontrol stratejileri için yine bu yatışkın hal değerleri kullanılarak model *Jacobian* yardımı ile doğrusallaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.8'de bölüm 5.1.4'te verilmiştir. Uygulanan kontrol stratejilerinin performansları

karşılaştırılmıştır. Sonuçlar NARMA-L2 ve SQP kontrol stratejisinde diğer kontrol algoritmalarına göre çok daha iyi performans elde edildiğini göstermektedir. Her iki kontrol edicide de doğrusal olmayan sistem modeli kullanılmıştır.

<i>Kontrol edici</i>	<i>IAE</i>	<i>ISE</i>	<i>y_{set} yakalama süresi (s)</i>
NARMA-L2	0.1018	0.0346	0.6
SQP	0.1820	0.0812	1.0
PID	0.3188	0.1241	12.0
NN-NMPC	0.7546	0.2508	9.0
Doğrusal model+ MPC	0.8668	0.3663	10.0
Doğrusal olmayan model+ MPC	1.0046	0.3801	20.0

SQP kontrol algoritmasından iyi sonuçlar elde edilmesi doğrultusunda yine aynı aktif çamur modeli kullanılarak çözülmüş oksijen kontrolü için bir referans filtreye yaklaştırma çalışması yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar bölüm 5.1.5'te verilmiştir. İki farklı τ değerinde gerçekleştirilen kontrol çalışmalarında, τ değerinin 0.2 alındığı zaman sistemin filtreyi çok iyi takip edebildiği gözlenmiştir. Fakat τ değerinin 0.1 olduğu çalışmada aynı performans elde edilememiştir. Bu nedenle ayar değişkenine verilen sınır değerleri değiştirilerek çalışma tekrarlanmış ve ayar değişkeni olan havalandırma hızına verilen üst sınır değerinin yükseltilmesi ile istenilen yanıtım elde edilmiştir. Bilindiği gibi τ değerinin 0.1 olduğu referans filtre 0.2 değerine göre set noktasını daha kısa sürede yakalamaktadır. Fakat kontrol eylemi üst sınır değerine dayandığı için set noktası bu hızı yakalayamayabilir. Havalandırma hızının yani ayar değişkeninin üst sınır değerinin 100 saat⁻¹ alındığı çalışmada istenilen yanıtımlar elde edilmiştir.

SQP algoritması kullanılarak uygulanan kontrol stratejisinde model 20 aralık ve 10 aralık olarak iki farklı kontrol ufku değerinde çözülmüştür. İterasyondan bulunan ilk adım sisteme uygulanmıştır. Bulunan diğer kontrol adımları bir sonraki iterasyonda başlangıç değeri olarak kullanılmıştır. Kontrol ufkunun 20 aralık olarak alındığı çalışmada, sistem 0.01 saat örnekleme zamanı ile her iterasyonda 0.2 saat boyunca çözülmüştür. Kontrol ufkunun 10 aralık olduğu çalışmada bu süre 0.1 saate düşmektedir. Elde edilen grafiklerde herhangi bir fark gözlenmemesinin karşın, iterasyon

süresi ciddi şekilde düşmüştür. 0.01 saat (36 saniye) örnekleme aralığı için elde edilen sonuçları özetlersek;

<i>Filtre</i>	Ayar değişkeni sınır değerleri	<i>CPU süresi (saniye)</i>	
		M: 20 aralık	M: 10 aralık
$\tau=0.1$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 100 \text{ saat}^{-1}$	56.39	13.26
$\tau=0.2$	$20 \text{ saat}^{-1} < W < 80 \text{ saat}^{-1}$	66.75	12.23

İki farklı τ değerinde elde edilen sonuçlar incelendiğinde kontrol ufkunun 10 aralık olarak alındığı benzetimlerde, CPU zamanı sisteme verilen örnekleme aralığından daha küçüktür. Bu bağlamda yazılan kontrol algoritmasının on-line olarak gerçek sistemlerde kullanılabileceği söylenebilir.

6.2 Ardışık Kesikli Reaktörde İşletim Süresi Optimizasyonu

Bu kısımda ardışık kesikli reaktör sisteminde çalışan aktif çamur prosesi için enerji optimizasyonu ve sistem kapasitesi artırımına yönelik bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Biyolojik reaktörün işletme periyodundaki her fazı için ayrı bir model yazılmış ve bunların ardışık olarak çalışması sağlanmıştır. Aktif çamur prosesinin modellenmesinde karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyonun tanımlandığı 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi içeren 13 hal değişkenli ASM3 modeli temel alınmıştır. Çöktürme fazının modellenmesinde Vitasovic tarafından tanımlanan 10 tabakalı çöktürücü modeli ve Takacs çökme hızı modeli kullanılmış, bunlar ASM3 bileşenleri ile birleştirilmiştir. Besleme, havalandırma ve çöktürme fazları için ASM3 ve Takacs çökme hızı modeli kullanılarak yazılan denklemler birleştirilerek aktif çamur sistemi için genel bir model oluşturulmuştur. Oluşturulan bu modelin MATLAB ortamında dinamik olarak benzetimi yapılmıştır. Benzetim çalışmaları işletmeye alma dönemi ve şartlandırma dönemi benzetimi olmak üzere iki aşamada tamamlanmıştır. İşletmeye alma dönemi benzetiminde sistem hiç çamur alınmadan 60 saat süresince çalıştırılmış ve mikroorganizmaların büyümesi sağlanmıştır. Şartlandırma döneminde ise sistem normal çalışma koşullarında 60 saat çalıştırılarak yakışkın hale getirilmiştir. Benzetim çalışmalarından elde edilen sonuçlar ve grafikler bölüm 5.2.2'de verilmiştir.

Bu uygulamada aktif çamur sisteminde karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve çöktürme aynı biyolojik reaktörde gerçekleşmektedir. Tepkimeler aerobik ortamda gerçekleşmekte olup anoksik ortamda oluşan denitrifikasyon ele alınmamıştır. Besleme ve havalandırma fazından çıkan biyolojik reaktörde hala çözülmüş oksijen varlığı düşünülerek çöktürme fazında biyolojik tepkimeler ile aynı anda çökmenin olduğu düşünülmüş ve model bu temele dayanarak oluşturulmuştur.

Optimizasyon probleminde doğrusal olmayan programlama yöntemlerinin en çok kullanılanı ve en gelişmiş olan *Sequential Quadratic Programming* (SQP) yöntemi kullanılmıştır. Optimizasyon probleminde amaç minimum enerji ile maksimum verimliliği bulmaktır. Bu amaçla besleme, havalandırma, çöktürme süreleri ve oksijen kütle aktarım katsayısı optimizasyon değişkeni olarak alınmış, reaktörün toplam işletim periyodunun minimizasyonu sağlanmıştır. Biyolojik atık su arıtım tesisi çıkış değerleri için Çevre Orman Bakanlığı ve Avrupa Birliği deşarj kriterleri dikkate alınmıştır. Çıkış akışındaki kimyasal oksijen ihtiyacı (COD), askıda katı madde ve çözülmüş oksijen derişimleri sınırlama olarak programa verilmiştir. Biyolojik atık su arıtım tesislerinden deşarj edilen arıtılmış suyun genel olarak akarsu ve göller bırakıldığı düşünülerek, çıkış akışındaki çözülmüş oksijen derişiminin 2 mg/l'tnin altında olmaması istenmektedir.

Optimizasyon problemi 4 farklı senaryo için çözülmüştür. Elde edilen grafikler ve sonuçlar bölüm 5.2.3'te verilmiştir. En iyi sonuçlar besleme, havalandırma, çöktürme süreleri ve oksijen kütle aktarım katsayısının hepsinin probleme optimizasyon değişkeni olarak verildiği durumda bulunmuştur. Elde edilen optimum besleme, havalandırma, çöktürme süreleri ve oksijen kütle aktarım katsayısı aşağıda verilmiştir.

J	t_f (s)	t_a (s)	t_s (s)	k_{La} (s^{-1})	COD_{eff} (mg/l)	SS_{eff} (mg/l)	DO_{eff} (mg/l)
3.32	:1.00	:2.00	:0.32	:2.69	:65.72	:25.00	:2.00

Sonuçlar incelendiğinde oksijen kütle aktarım katsayısının proses işletim süresini etkileyen en önemli parametre olduğu gözlenmektedir. Normal çalışma koşullarında proses işletim süresi 6 saat olarak alınmıştı. Optimizasyon problemi çözüldükten sonra

elde edilen süreleri, enerji tasarrufunu ve kapasite artırımını aşağıdaki şekilde özetleyebiliriz.

	<i>Normal Çalışma Dönemi</i>	<i>Optimizasyon Sonrası</i>	<i>% değişim</i>
t_f (s)	2.00	1.00	50
t_a (s)	3.00	2.00	33
t_s (s)	0.5	0.32	-
t_i (s)	0.5	0.5	-
<i>Toplam proses</i>	6	3.82	40
<i>işletim süresi</i>			
k_{La} (s^{-1})	1.5	2.69	-
COD_{eff} (mg/l)	43.82	65.72	-
SS_{eff} (mg/l)	9.60	25.00	-
DO_{eff} (mg/l)	0.27	2.00	-
Q	25 m ³ /periyot	25 m ³ /periyot	-
Periyot	4 periyot/gün	6.28 periyot/gün	57.1
Kapasite	100 m ³ /gün	157.1 m ³ /gün	57.1

Elde edilen sonuçlar incelendiğinde sistem kapasitesinde % 57.1'lik artış ve yüzey havalandırıcılarının kullanımında yaklaşık % 40'luk tasarruf elde edildiği gözlenmiştir. Normal çalışma döneminde sistem kapasitesi 100 m³/gün iken optimizasyon sonrası 157 m³/gün'e yükselmiştir. Normal çalışma dönemi sonunda arıtılmış suda bulunan çözülmüş oksijen derişimi 0.27 mg/l iken optimizasyon sonunda 2 mg/l olarak bulunmuştur. Başka bir ifadeyle normal çalışma koşullarında arıtılmış su doğaya deşarj edildiği zaman deşarj edildiği ortamdaki çözülmüş oksijen derişimini belli bir alanda değiştirecek ve doğaya zarar verecektir. Buna karşın optimizasyon probleminde oksijen kütle aktarım katsayısı normal çalışma koşullarına göre yükselmiştir. Bu yüzey havalandırıcılarının daha güçlü çalışması veya sisteme daha fazla oksijen beslenmesi demektir. Normal çalışma koşullarında elde edilen çıkış akımındaki kimyasal oksijen ihtiyacı ve askıda katı madde derişimleri optimizasyon sonucuna göre daha düşüktür. Ama optimizasyon algoritmasına bu değerler sınırlama olarak tanımlandığından dolayı arıtılmış su deşarj kriterlerinin altındadır ve yasalarla uyumludur. Sonuç olarak

tanımlanan sistem ve uygulanan optimizasyon yardımı ile sistemin maksimum kapasitesi ve en uygun çalışma koşulları elde edilmiş, enerji sarfiyatında azalma sağlanmıştır. Ayrıca uygulanan senaryolar toplam proses işletim süresi üzerinde en etkin olan parametrenin oksijen kütle aktarım katsayısı olduğunu göstermiştir. Modelleme ve benzetim çalışmasından elde edilen diğer bir sonuç ise biyolojik reaktör içerisinde en iyi verimin elde edilmesi için katı-sıvı karışımındaki MLVSS oranının büyük oranda sistemden alınan atık çamur miktarına bağlı olduğunu göstermiştir. Ardışık kesikli reaktör için tanımlanmış bu model yardımı ile benzetim çalışmasının her aşamasında çözünmüş oksijen derişimi, MLVSS derişimi, COD derişimi vb. değerler rahatlıkla takip edilebilmektedir.

Çalışmada giriş atık su değerleri ve modelin stokiyometrik parametreleri literatürden alınarak kullanılmıştır. Çalışmanın devamında ardışık kesikli reaktör için oluşturulan model gerçek veriler kullanılarak kalibre edilebilir ve ele alınan biyolojik atık su arıtım tesisine özel yeni parametreler bulunabilir. Daha sonra elde edilen yani parametreler ve gerçek giriş atık su değerlerinde benzetim çalışmaları tekrarlanarak, gerçek sistemde optimum proses işletim süresi elde edilebilir. Giriş atık su değerlerine göre genelleştirilebilecek olan optimizasyon problemi, her seferinde farklı giriş atık su değerleri kullanılarak tekrarlanabileceği gibi, tesis işletmecilerine büyük kolaylıklar sağlayacaktır.

6.3 ASM3C Modeli Kullanılarak Konvansiyonel Sistemde Toplam Azot ve Çözünmüş Oksijen Kontrolü

Çalışmanın bu üçüncü ve son kısmında konvansiyonel sistemde çalışan aktif çamur prosesinde atık çamurdaki organik karbon miktarının diğer parametrelerle olan ilişkisi incelenmiş, havalandırma havuzunda çözünmüş oksijen ve toplam azot kontrolü gerçekleştirilmiştir. Havalandırma havuzunun modellenmesinde ASM3C modeli kullanılmıştır. İkincil çöktürücünün tanımlanmasında Vitasovic 10 tabakalı çöktürücü modeli ve Takacs çökme hızı modeli kullanılmış, havalandırma havuzundaki tepkimeleri tanımlamak için kullanılan ASM3C modeli ile birleştirilmiştir. Mikrobiyolojik tepkimelerin aerobik ortamda gerçekleştiği düşünülerek denitrifikasyon dikkate alınmamıştır. Kütle korunum denklemleri yardımı ile oluşturulan bu modelin

MATLAB ortamında dinamik benzetimi yapılmıştır. Benzetim çalışmaları; işletmeye alma ve şartlandırma dönemi benzetimi olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilmiştir. İşletmeye alma döneminde sistem 480 saat hiç çamur alınmadan çalıştırılmış ve mikroorganizmaların büyümesi sağlanmıştır. Şartlandırma dönemi benzetim çalışmasında ise sistem 1520 saat çalıştırılarak yatışkın hale getirilmiştir. Elde edilen sonuçlar ve grafikler bölüm 5.3.2’de verilmiştir.

Aktif çamur prosesinden çıkan fazla çamur farklı yöntemlerle bertaraf edilebilir veya farklı alanlarda kullanılabilir. Bunlardan ilki havasız çürütme yöntemi ile atık çamurdan biyogaz üretimidir. Yenilenebilir enerji teknolojileri arasında yer alan bu yöntem üzerine son yıllarda birçok çalışma yapılmıştır. Fakat bu yöntem sisteme ek maliyet getirmekle birlikte uygulamasında tasarım ve işletme güçlükleri vardır. Atık çamur gideriminde uygulanan bir diğer yol ise atık çamurun açık alanlarda değerlendirilmesidir. Bunlardan en yaygını atık çamurun tarım alanlarında gübre olarak kullanılmasıdır. Kentsel atık su arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların azot ve fosfor içeriyor olması tarımsal alanlarda kullanılmasına olanak sağlamaktadır. Fakat son yıllarda çamurun tarımda kullanılması sınırlandırılmış ve bununla birlikte atık çamur sorunu daha da büyümüştür. Bu sınırlandırmaya neden olarak, çamur miktarındaki artış, çamurun gübre olarak yalnızca toprağın ürün verme zamanları dışında kullanılabilmesi, ağır metaller ve inatçı organik bileşikler gibi çamurun içermesi muhtemel zararlı maddelerin varlığı sayılabilir (Ayvaz, 2000). Aktif çamur sisteminden çıkan atık çamurun daha birçok kullanım alanı ve bertaraf yöntemi vardır. Fakat arıtma işlemleri sonucunda oluşan çamurun biyolojik arıtma sistemlerinde arıtımı ve bertaraf edilmesi yaklaşık olarak toplam atık su arıtma maliyetinin yarısını oluşturmaktadır (Yasui *et al.* 1994). Bu amaçla çalışmanın bu kısmında konvansiyonel sistemde çalışan bir aktif çamur prosesi, bileşenleri toplam organik karbon cinsinden tanımlanan ASM3C modeli kullanılarak modellenmiştir. Biyolojik atık su arıtım tesisinden çıkan atık çamur içerisindeki toplam organik karbon derişimi sistemde hal değişkeni olarak tanımlanmış ve diğer parametrelerle olan bağıntısı benzetimler yardımı ile elde edilmiştir. Her ne kadar bu bahsedilen sorun için kesin bir çözüm değilse de, atık çamurdaki organik karbon miktarının nelere bağlı olduğunun bulunması ve bu bağıntılar kullanılarak kontrol altında tutulması tesis işletimi için önemli ipuçları taşımaktadır.

Benzetim çalışmalarından elde edilen sonuçlar ve grafikler bölüm 5.3.3'te verilmiştir. Oksijen kütle aktarım katsayısının, çamur alım oranının/miktarının, çamur geri çevrim oranının, giriş akışındaki substrat miktarının, giriş akışı debisinin ve havalandırma havuzu hacminin atık çamurdaki organik karbon miktarı üzerine etkisi incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar kısaca şöyle özetlenebilir;

- ✓ Düşük k_{La} değerlerinde atık çamurdaki organik karbon derişiminin yüksek k_{La} değerlerine göre daha düşük olduğu gözlenmektedir. Fakat düşük k_{La} değerlerinde sistemden çıkan arıtılmış sudaki çözünmüş oksijen derişimi ciddi şekilde düşmekte ve amonyak derişimi artmaktadır.
- ✓ Çamur alım oranı/miktarı sistemden çıkan atık çamurdaki organik karbon miktarını çok ciddi etkilemektedir. Fakat hal değişkeni olarak tanımlanan bu değer derişim olduğu düşünülecek olursa, gerçek sonuçların çamur kurutma ünitesinden sonra elde edileceği görülmektedir. Alınan çamur miktarının artması sistem içerisindeki heterotrofik ve ototrofik bakterilerin miktarını düşürmektedir.
- ✓ Sistemdeki çamur geri çevrim oranının atık çamurdaki organik karbon derişimine herhangi bir etkisi gözlenmemiştir.
- ✓ Giriş akışındaki substrat miktarının artması atık çamurdaki organik karbon derişiminde artışa sebep olmaktadır. Aynı zamanda sistemdeki çözünmüş oksijen miktarının düşmesine ve bakteri derişiminin yükselmesine sebep olmaktadır. Bu durum sistem daha fazla havalandırılarak dengelenebilir.
- ✓ Giriş akışı debisi atık çamurdaki organik karbon miktarı üzerinde ciddi bir etkiye sahiptir. Giriş akışını yükseltmek atık suyun sistemde alıkonma süresini düşürür. Yüksek debilerde organik karbon derişimi düşmekle birlikte, sistemdeki bakteri miktarı artmakta ve çözünmüş oksijen miktarı düşmektedir. Buna bağlı olarak amonyum, azot ve nitrat derişimleri etkilenmektedir.

✓ Havalandırma havuzu hacminin büyümesi atık çamurdaki organik karbon derişiminde artışa sebep olmuştur. Havalandırma havuzu hacmini büyötmek atık suyun sistemde alıkonma zamanını yükseltmektedir.

Benzetimler sonucunda parametrelerin atık çamurdaki organik karbon derişimini nasıl etkilediği elde edilmiştir. Bu sonuçlar doğrultusunda gelecekte, atık çamurdaki organik karbon derişimini belli değerler arasında tutacak bir optimizasyon gerçekleştirilebilir. Oluşturulan model, gerçek sistem verileri ve giriş atık su değerleri kullanılarak kalibre edilebilir ve biyolojik atık su tesisinin kendine özel katsayıları bulunabilir. Bulunan bu değerler ile benzetim çalışmaları tekrarlanır. Giriş atık su değerleri için genelleştirilmiş bir optimizasyon algoritması sisteme uygulanarak, sistemdeki havalandırma hızı, çamur alım oranı gibi parametreler ayar değişkeni olarak sistemde kullanılabilir. Bu sayede sisteme beslenen giriş atık su değerleri on-line olarak ölçölüp sisteme beslendiği zaman yazılan optimizasyon algoritması bize uygulanması gereken havalandırma hızı gibi değerleri verir.

ASM3C, Takacs çökme hızı ve Vitasovic çöktürücü modelleri kullanılarak tanımlanan konvansiyonel aktif çamur sisteminde, MPC ve SQP kontrol algoritmaları kullanılarak çözünmüş oksijen ve toplam azot kontrolü gerçekleştirilmiştir. Elde edilen model Jacobian yardımı ile çözünmüş oksijen ve toplam azot için ayrı ayrı doğrusallaştırılmış ve MPC kontrol algoritmasında kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlar bölüm 5.3.5 ve 5.3.6'da verilmiştir. Doğrusal olmayan model kullanan SQP algoritması doğrusal model kullanan MPC algoritmasına göre daha kısa zamanda set noktasını yakalamakta ve daha iyi sonuçlar vermektedir.

SQP algoritması kullanılarak toplam azot ve çözünmüş oksijen kontrol çalışmalarında bulunan CPU zamanı örnekleme zamanından daha düşük olduğu için, on-line olarak sisteme uygulanabilir.

Gelecekte yazılan model ve kontrol algoritmalarına optimizasyon algoritması eklenerek, sistemde kullanılması gereken set noktası bulunabilir. Giriş atık su değerlerinin on-line (hat-üstü) ölçümleri kullanılarak gerçekleştirilebilecek olan optimizasyon probleminden

elde edilen yeni set noktası kontrol edici tarafından kullanılarak sistemde olması gereken çözünmüş oksijen veya toplam azot değerini sağlanabilir.

KAYNAKLAR

- Anderson, J.S., Kim, H., McAvoy, T. and Hao, O.J. 1999. Control of an alternating aerobic-anoxic activated sludge system-Part1: development of a linearization-based modeling approach. *Control Engineering Practice*. 8, 271-278.
- Atasoy-Emre, I. 2007. Yarı-kesikli fermantasyonda besleme ve havalandırma profillerinin optimizasyonu, Doktora tezi, Ankara Üniversitesi
- Ayvaz, Z. 2000. Atıksu arıtma çamurlarının değerlendirilmesi. *Çev-Kor*. 9(35), 3-12.
- Balku, Ş. 2004. Azot giderimli aktif çamur sisteminde enerji optimizasyonu, Doktora tezi, Ankara Üniversitesi.
- Balku, Ş. and Berber, R. 2005. Dynamics of an activated sludge process with nitrification and denitrification: Start-up simulation and optimization using evolutionary algorithm. *Computers and Chemical Engineering*. 30, 490-499.
- Balku, Ş. 2007. Comparison between alternating aerobic-anoxic and conventional activated sludge systems. *Water Research*. 41, 2220-2228.
- Bequette, B. W. 2003. *Process Control: Modeling design and simulation*. Prentice Hall.
- Brdys, M.A., Grochowski, M., Gminski, T., Konarczak, K. and Drewa, M. 2007. Hierarchical predictive control of integrated wastewater treatment systems. *Control Engineering Practice*. In press
- Caraman, S., Sbarciog, M. and Barbu, M. 2007. Predictive control of a wastewater treatment process. *International Journal of Computers, Communications and Control*. 2(2), 132-142.
- Carlsson, B. and Rehnström, A. 2002. Control of an activated sludge process with nitrogen removal- a benchmark study. *Water Science and Technology*. 45(4-5), 135-142.
- Chachuat, B., Roche, N. and Latifi, M.A. 2005. Optimal aeration control of industrial alternating activated sludge plants. *Biochemical Engineering Journal*. 23, 277-289.
- Chotkowski, W., Brdys, M.A. and Konarczak, K. 2005. Dissolved oxygen control for activated sludge process. *International Journal of Systems Science*. 36(12), 727-736.

- Coelho, M. A. Z., Russo, C. and Araujo, O. Q. F. 2000. Optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. *Water Research*. 34(10), 2809-2817.
- Çevre Orman Bakanlığı. Web sitesi: <http://www.cevreorman.gov.tr>. Erişim Tarihi: 01.12.2008
- DSI in Brief 2007. General Directorate of Static Hydraulic Works 1954-2007.
- Dupont, R. and Henze, M. 1992. Modeling of the secondary clarifier combined with the activated sludge model no.1. *Water Science and Thecnology*. 25(6), 285-300.
- EU Integrated Environmental Approximation Strategy (2007 - 2023), Ministry of Environment and Forestry, 2006
- Gernaey, K.V., Van Loosdrecht, M.C.M., Henze, M., Lind, M. and Jorgensen, B.S. 2003. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of art. *Environmental Modelling and Software*. 19, 763-783.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T. and Loosdrecht, M. 1999. Activated Sludge Model No.3. *Water Science and Technology*. 39(1), 183-193.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and Loosdrecht, M. 2002. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report No9.
- Holenda, B., Domokos, E., Redey, A. and Fazakas, J. 2007. Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. *Computers and Chemical Engineering*. In press.
- Jeppsson, U. and Diehl, S. 1996. An evaluation of a dynamic model of the secondary clarifier. *Water Science Technology*, 34 (5-6), 19-26.
- Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği - Çevre Orman Bakanlığı. Web sitesi: <http://www.cevreorman.gov.tr/yasa/y/26047.doc>. Erişim Tarihi: 08.03.2009
- Ko, K., Patry, G.G., Cretu, A. and Petriu, E.M. 2003. Neural network model for wastewater treatment plant control. SCIMA2003_International Workshop.
- Lindberg, C.F. and Carlsson, B. 1996. Nonlinear and set-point control of the dissolved oxygen concentration in an activated sludge process. *Water Science and Technology*. 34(3-4), 135-142.
- Mace, S. and Mata-Alvarez, J. (2002). Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview, *Industrial Engineering Chemistry Research*, 41, 5539-5553.

- Metcalf and Eddy 2004. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Mc Graw Hill.
(Revised by Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D.)
- Miller, R.M., Itoyama, K., Uda, A., Takada, H. and Brat, N. 1997. Modeling and control of a chemical wastewater treatment plant. *Computers Chemical Engineering*. 21, 947-952.
- Nejjari, F., Benhammou, A., Dahhou, B. and Roux, G. 1999. Non-linear multivariable adaptive control of an activated sludge wastewater treatment process. *International Journal of Adaptive Control Signal Process*, 13, 347-365.
- Optimization Toolbox For Use with MATLAB, User's Guide, Version 3, 2004. The Mathworks, Inc.
- Pambrun, V., Paul, E. and Sperandio, M. 2008. Control and modeling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor. *Chemical Engineering and Processing*. 47, 323-329.
- Souza, S. M., Araujo, O. Q. F. and Coelho, M. A. Z. 2008. Model-based optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. *Bioresource Technology*. 99, 3213-3223.
- Stare, A., Hvala, N. and Vrecko, D. 2005. Modeling, identification and validation of models for predictive ammonia control in a wastewater treatment plant- A case study. *ISA Transactions*. 45(2), 159-174.
- Stare, A., Vrecko, D., Hvala, N. and Strmcnik, S. 2007. Comparison control strategies for nitrogen removal in an activated sludge process in terms of operating costs: A simulation study. *Water Research*. 41, 2004-2014.
- Steffens, M.A. and Lant, P.A. 1998. Multivariable control of nutrient removing activated sludge systems. *Water Research*. 33(12), 2864-2878.
- Sundsstrom, D.W. and Klei, H.E. Wastewater Treatment. Prentice Hall, 1979.
- Şahin, R. 2007. Legal Issues Pertaining Wastewater Treatment And Reuse In Turkey, Ministry of Environment and Forestry, INNOVA-MED Sixth Framework
- Takacs, I., Patry, G.G. and Nolasco, D. 1991. A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Resource*. 25(10), 1263-1271.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D. 2004. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Fourth edition. McGraw Hill.

- Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği - Çevre Orman Bakanlığı. Web sitesi: www.atikyonetimi.cevreorman.gov.tr/yonetmelikler/tehlike.doc. Erişim Tarihi: 08.03.2009
- The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual (a product of COST Action 624 & COST Action 682), *Edited by* John B. Copp.
- The Mathworks, Inc. 2007. www.mathworks.com.
- Türkiye İstatistik Kurumu. Web sitesi: <http://www.tuik.gov.tr>. Erişim Tarihi: 01.12.2008.
- Vrecko, D., Hvala, N. and Kocijan, J. 2002. Wastewater treatment benchmark: what can be achieved with simple control?. *Water Science and Thecnology*. 45(4), 127-134.
- Vrecko, D., Gernaey, K.V., Rosen, C. and Jeppsson, U. 2006. Benchmark simulation model no.2 in Matlab-Simulink: Towards plant-wide WWTP control strategy evaluation. *Water Science and Technology*. 54(8), 65-72.
- Yasui, H. and Shibata, M. 1994. An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, 30, 9, 11-20.
- Yüceer, M., Atasoy, I. ve Berber, R. 2006. İzotermal olmayan sürekli karıştırmalı bir tank reaktörde yapay sinir ağı ile derişim kontrolü. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 21(4), 721-727.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Evrim AKYÜREK
Doğum Yeri : Kayseri
Doğum Tarihi : 26.02.1983
Medeni Hali : Bekar
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Nuh Mehmet Baldöktü Anadolu Lisesi (Kayseri, 2000)
Lisans : Orta Doğu Teknik Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Kimya Mühendisliği Bölümü (Ankara, 2006)
Yüksek Lisans : Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı / (Şubat 2007-Nisan 2009)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl

Kayseri Şeker Fabrikası A.Ş., Boğazlıyan Şeker Mamülleri Entegre Tesisi /
Kayseri, 2006-2007

Yayınlar (SCI ve diğer)

Akyürek, E., Atasoy, İ., Yüceer, M., Berber, R. Aktif çamur prosesinin model öngörme ve NARMA-L2 teknikleri ile kontrolü, UKMK-8 Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi, İnönü Ün. Malatya, 26-29 Ağustos 2008, Poster bildiri, PKT-03. Bildiri Özetleri Kitabı, s. 305-306.

Akyürek, E., Yuceer, M., Atasoy, I., Berber, R. Comparison of control strategies for dissolved oxygen control in activated sludge process, ESCAPE-19 European Symposium on Computer Aided Process Engineering, Cracow, Polonya, 14-17 Haziran 2009, Sözlü bildiri.

Akyurek, E., Atasoy, I., Berber, R. Optimization of batch cycle time in a sequencing batch reactor, WCCE8 8th World Congress of Chemical Engineering, Montréal, Kanada, 23-27 Ağustos 2009, Bildiri.