

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ İÇİN DİNAMİK SİMÜLASYON PROGRAMI
TASARIMI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Onur KİRAZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

ARALIK 2018

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ İÇİN DİNAMİK SİMÜLASYON PROGRAMI
TASARIMI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Onur KİRAZ
(501151755)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Özlem KARAHAN ÖZGÜN

ARALIK 2018

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501151755 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Onur KİRAZ, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ İÇİN DİNAMİK SİMÜLASYON PROGRAMI TASARIMI” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Özlem KARAHAN ÖZGÜN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Hüseyin Erdem GÖRGÜN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Hüseyin SELÇUK
İstanbul Üniversitesi

Teslim Tarihi : **15 Kasım 2018**
Savunma Tarihi : **27 Aralık 2018**



ÖNSÖZ

İlk olarak, beni aktif çamur modellemesi ve simülasyonu alanında çalışmaya teşvik eden, tez sürecinin başlangıcında başaramayacağımı düşünsem de zamanla işin altından kalkabileceğim konusunda beni cesaretlendiren, bana girişimcilik ve Çevre Mühendisliği'nde yenilikçi alanlarda çalışma vizyonunu kattığına inandığım tez danışmanın Doç. Dr. Özlem KARAHAN ÖZGÜN'e teşekkür ederim.

Tez sürecinde bana karşı her zaman anlayışlı olan ve yardımlarını hiçbir zaman için esirgemeyen iş arkadaşlarım Dr. Ayşe Dudu ALLAR EMEK ve Yük. Çevre Müh. Ceren EROPAK'a teşekkür ederim. Sizin gibi ekip arkadaşlarım olmasaydı bu süreç çok daha zorlu olurdu.

Başta, bana güvenip mesleğime profesyonel olarak ilk adımımı atmamı sağlayan Dr. Ercan ÇİTİL olmak üzere tüm İTÜNOVA Teknoloji A.Ş. ekibine teşekkür ederim.

Bu zorlu süreçte manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen ve beni anlayışla karşılayan değerli kız arkadaşım Esin Zeynep AYDEMİR'e teşekkür ederim.

Son olarak, beni bugüne kadar özveri ile beni yetiştiren, üzerimde sonsuz emekleri olan, maddi ve manevi desteklerini her zaman için yanımda hissettiğim aileme teşekkürlerimi sunarım.

Bu tez çalışması İstanbul Teknik Üniversitesi BAP Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

Kasım 2018

Onur KİRAZ
Çevre Mühendisi



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖNSÖZ	v
İÇİNDEKİLER	vii
KISALTMALAR	ix
SEMBOLLER	xi
ÇİZELGE LİSTESİ	xv
ŞEKİL LİSTESİ	xvii
ÖZET	xxi
SUMMARY	xxv
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı	1
1.2 Tezin Kapsamı.....	1
2. LİTERATÜR	3
2.1 Biyolojik Organik Madde Giderimi	3
2.1.1 Klasik aktif çamur konfigürasyonu	4
2.2 Biyolojik Azot Giderimi.....	5
2.2.1 Modifiye Ludzack-Ettinger konfigürasyonu.....	7
2.2.2 Dört kademeli Bardenpho konfigürasyonu	8
2.3 Aktif Çamur Modellemesi ve Simülasyonu	9
2.3.1 Organik karbon ve azot giderimi için geliştirilen aktif çamur modelleri..	12
2.3.1.1 Aktif çamur modeli no.1	12
2.3.1.2 Aktif çamur modeli no.3	17
2.3.2 Aktif çamur simülasyonunda kullanılan bilgisayar programları.....	20
2.3.2.1 AQUASIM	21
2.3.2.2 BioWin	22
2.3.2.3 GPS-X	22
2.3.2.4 SIMBA	23
2.3.2.5 WEST	24
2.3.2.6 SUMO	25
3. ARAÇLAR VE YÖNTEMLER	27
3.1 Dinamik Aktif Çamur Simülatörünün Tasarımında Kavramsal Yaklaşımlar ..	27
3.1.1 Biyokimyasal proses modeli seçimi.....	27
3.1.2 Çöktürme modeli seçimi	35
3.1.3 Kütle dengelerinin oluşturulması	40
3.1.4 Sayısal çözüm yöntemi seçimi	47
3.2 Dinamik Aktif Çamur Simülatörünün Yapısal İskeleti.....	52
3.2.1 Veri girişi	56
3.2.2 Veri okuma.....	71
3.2.3 İşlemci	73
3.2.4 Veri çıkışı	78
3.2.4.1 Simülasyon sonuçların grafiksel olarak görüntülenmesi	78
3.2.4.2 Simülasyon sonuçların tablosal olarak görüntülenmesi	79

4. BULGULAR VE TARTIŞMALAR.....	85
4.1 Modelin Test Edilmesi	85
4.1.1 Model kalibrasyonu.....	87
4.1.2 Model doğrulaması.....	94
4.1.3 Model kalibrasyonu ve doğrulamasının istatistiksel olarak değerlendirilmesi	98
4.2 Simülatörün Test Edilmesi	100
4.2.1 Uygun zaman adımı seçimi	100
4.2.2 Simülatör sonuçlarının Aquasim ile karşılaştırılması	102
4.2.3 Çalışma performansı	106
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	111
KAYNAKLAR.....	117
EKLER.....	121
ÖZGEÇMİŞ	141



KISALTMALAR

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
AB	: Avrupa Birliği
AKM	: Askıda Katı Madde
ASM1	: Aktif Çamur Modeli No. 1
ASM2	: Aktif Çamur Modeli No. 2
ASM2d	: Aktif Çamur Modeli No. 2d
ASM3	: Aktif Çamur Modeli No. 3
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
HAD	: Hesaplamalı Akışkanlar Dinamiği
IAWPRC	: Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Kuruluşu
IWA	: Uluslararası Su Kuruluşu
IWAQ	: Uluslararası Su Kalitesi Kuruluşu
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MLE	: Modifiye Ludzack-Ettinger
PE	: Çöktürme verimi
pKOİ	: Partiküler KOİ
RMSE	: Kök Ortalama Kare Hatası
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
UCT	: Cape Town Üniversitesi



SEMBOLLER

an	: Anoksik reaktör
an-1	: Anoksik-1 reaktör
an-2	: Anoksik-2 reaktör
b_A	: Ototrofik biyokütle için ölüm hızı
b_H	: Heterotrofik biyokütle için ölüm hızı
C_T	: Toplam KOİ
dt	: Hesap zaman adımı
eff	: Çıkış izleme
f_P	: Biyokütle ölümü sonrası partiküler inert maddeye dönüşen biyokütle fraksiyonu
f_{SH}	: Toplam KOİ içerisindeki hızlı hidrolize olabilen substrat fraksiyonu
f_{S_I}	: Toplam KOİ içerisindeki çözünmüş inert madde fraksiyonu
$f_{S_{ND}}$	: Toplam organik azot içerisindeki biyolojik olarak ayrışabilen çözünmüş azot fraksiyonu
f_{S_S}	: Toplam KOİ içerisindeki kolay biyolojik olarak ayrışabilen substrat fraksiyonu
$f_{X_{B,A}}$	: Toplam KOİ içerisindeki ototrofik biyokütle fraksiyonu
$f_{X_{B,H}}$	: Toplam KOİ içerisindeki heterotrofik biyokütle fraksiyonu
f_{X_I}	: Toplam KOİ içerisindeki partiküler inert madde fraksiyonu
$f_{X_{ND}}$	: Toplam organik azot içerisindeki biyolojik olarak ayrışabilen partiküler azot fraksiyonu
f_{X_P}	: Toplam KOİ içerisindeki inert partiküler ürün fraksiyonu
f_{X_S}	: Toplam KOİ içerisindeki yavaş hidrolize olabilen substrat fraksiyonu

i	: İterasyon adımı
in	: Giriş
i_{XB}	: Biyokütle içerisindeki azot oranı
i_{XP}	: Biyokütle ölümü sonucu oluşan partiküler inert ürün içerisindeki azot oranı
k1	: 4. dereceden Runge Kutta birinci eğim değeri
k2	: 4. dereceden Runge Kutta ikinci eğim değeri
k3	: 4. dereceden Runge Kutta üçüncü eğim değeri
k4	: 4. dereceden Runge Kutta dördüncü eğim değeri
k_a	: Amonifikasyon hızı
K_{hS}	: Hızlı hidrolize olan KOİ için maksimum spesifik hidroliz hızı
K_{hX}	: Yavaş hidrolize olan KOİ için maksimum spesifik hidroliz hızı
k_{La}	: Gaz transfer katsayısı
k_{La-1}	: Oksik-1 reaktöründeki gaz transfer katsayısı
k_{La-2}	: Oksik-2 reaktöründeki gaz transfer katsayısı
$K_{NH,A}$	: Ototrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk konsantrasyonu
$K_{NH,H}$	: Heterotrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk konsantrasyonu
K_{NO}	: Heterotrofik biyokütle için nitrat yarı doygunluk konsantrasyonu
$K_{O,A}$	: Ototrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk konsantrasyonu
$K_{O,H}$	: Heterotrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk konsantrasyonu
K_S	: Heterotrofik biyokütle için KOİ yarı doygunluk konsantrasyonu
K_{XS}	: Hızlı hidrolize olan KOİ için hidroliz yarı doygunluk konsantrasyonu
K_{XX}	: Yavaş hidrolize olan KOİ için hidroliz yarı doygunluk konsantrasyonu
out	: Çıkış
ox	: Oksik reaktör
ox-1	: Oksik-1 reaktör
ox-2	: Oksik-2 reaktör

Q	: Debi
Q_I	: İçsel geri devir debisi
Q_{in}	: Giriş debisi
Q_r	: Çamur geri devir debisi
S	: Çözünmüş
S_{ALK}	: Alkalinite
S_H	: Hızlı hidrolize olabilen substrat
S_I	: İnert çözünmüş madde
S_{N2}	: Azot gazı
S_{ND}	: Biyolojik olarak ayrışabilen organik çözünmüş azot
S_{NH}	: Amonyak azotu
S_{NH_4}	: Amonyak azotu ve amonyum azotu
S_{NO}	: Nitrat azotu
S_{NO_x}	: Nitrat ve nitrit azotu
S_O	: Çözünmüş oksijen
S_s	: Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat
X	: Partiküler
X_A	: Nitrifikasyon organizmaları
$X_{B,A}$	: Ototrofik biyokütle
$X_{B,H}$	: Heterotrofik biyokütle
X_H	: Heterotrofik organizmalar
X_I	: İnert partiküler madde
X_{ND}	: Biyolojik olarak ayrışabilen organik partiküler azot
X_P	: İnert partiküler ürün
X_s	: Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substrat
X_{ss}	: Askıda katı madde

X_{STO}	: Heterotrofik organizmaların hücre içi depo ürünü
Y_A	: Aerobik koşullarda oksitlenen amonyak azotu başına oluşan ototrofik hücre miktarı
Y_H	: Aerobik koşullarda harcanan substrat başına oluşan heterotrofik hücre miktarı
Y_{HD}	: Anoksik koşullarda harcanan substrat başına oluşan heterotrofik hücre miktarı
$\mu_{A,max}$	: Ototrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı
$\mu_{H,max}$	: Heterotrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı
η_d	: Anoksik koşullar altında b_h düzeltme faktörü
η_g	: Anoksik koşullar altında $\mu_{H,max}$ düzeltme faktörü
θ_X	: Çamur yaşı

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : Üç bileşenli basit aktif çamur modeli matris gösterimi (Henze ve diğ., 1987)	10
Çizelge 2.2 : ASM1 durum değişkenleri.	16
Çizelge 2.3 : ASM3 durum değişkenleri.	18
Çizelge 3.1 : Proses modeli.	29
Çizelge 3.2 : Biyokimyasal prosesler ve kaynakları.....	31
Çizelge 3.3 : Proseslerin konfigürasyonlara ve reaktörlere göre dağılımı.....	34
Çizelge 3.4 : Kütle dengesinde yer alan semboller ve açıklamaları.	41
Çizelge 3.5 : Simülatör içerisinde yer alan dosyaların görev tanımları.....	53
Çizelge 3.6 : Veri girişi Excel dosyası sayfa adları ve açıklamaları.....	56
Çizelge 3.7 : Literatürde yer alan giriş atıksuyu KOİ fraksiyonları.	64
Çizelge 3.8 : Giriş atıksuyu organik azot fraksiyonları.	66
Çizelge 3.9 : Sonuçların yazdırıldığı Excel dosyası sayfalarının adları ve açıklamaları.....	80
Çizelge 4.1 : Modelleme çalışması yapılan AAT'ye ait tasarım parametreleri.....	87
Çizelge 4.2 : Kalibrasyon referans katsayıları.	88
Çizelge 4.3 : Kalibre edilen katsayılar.....	90
Çizelge 4.4 : Model parametreleri için hesaplanan RMSE ve Janus katsayısı değerleri.	99
Çizelge 4.5 : Simülasyonların gerçekleştirildiği bilgisayarın özellikleri.....	107
Çizelge F.1 : AAT veri seti.....	125



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 : Aktif çamur sisteminin biyolojik kademesinin temel ünitelerinin gösterimi (Von Sperling, 2007).	4
Şekil 2.2 : Modifiye Ludzack-Ettinger konfigürasyonu.	7
Şekil 2.3 : 4 kademeli Bardenpho prosesi konfigürasyonu.	8
Şekil 2.4 : Ölüm-yenilenme (death-regeneration) konsepti (Henze ve diğ., 2000)... ..	13
Şekil 2.5 : ASM1 KOİ bileşenleri (Jeppsson, 1996).	14
Şekil 2.6 : ASM1 azotlu madde bileşenleri (Jeppsson, 1996).	15
Şekil 2.7 : ASM1 ve ASM3'ün metabolik süreçlerinin karşılaştırılması (Brdjanovic ve diğ., 2015).....	17
Şekil 2.8 : AUQASIM kullanıcı ara yüzü (Eawag, 2018).	22
Şekil 2.9 : BioWin kullanıcı ara yüzü (EnviroSim, 2018).....	22
Şekil 2.10 : GPS-X kullanıcı ara yüzü (Hydromantis, 2018).	23
Şekil 2.11 : SIMBA kullanıcı ara yüzü (ifak, 2018).....	24
Şekil 2.12 : WEST kullanıcı ara yüzü (DHI, 2018).....	24
Şekil 2.13 : SUMO kullanıcı ara yüzü (Dynamita, 2018).	25
Şekil 3.1 : ASM1 ve ASM3 için KOİ akışı (Henze ve diğ., 2000).	33
Şekil 3.2 : Aktif çamur modellemesinde kullanılan çeşitli çöktürme modelleri (Rieger ve diğ., 2012).	36
Şekil 3.3 : Aerobik konfigürasyon partiküler madde akış şeması.	37
Şekil 3.4 : MLE konfigürasyonu partiküler madde akış şeması.	38
Şekil 3.5 : 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu partiküler madde akış şeması. ...	39
Şekil 3.6 : Aerobik konfigürasyon kütleli yük akış şeması.	42
Şekil 3.7 : MLE konfigürasyonu kütleli yük akış şeması.....	43
Şekil 3.8 : 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu kütleli yük akış şeması.	45
Şekil 3.9 : Euler integrasyonunun şekilsel gösterimi.	47
Şekil 3.10 : Simülasyon süresi ve iterasyon sayısı arasındaki ilişkinin zaman doğrusu üzerinde gösterilmesi.....	48
Şekil 3.11 : 4. derece Runge-Kutta denklemi açıklaması.	50
Şekil 3.12 : 4. derece Runge-Kutta yönteminin grafiksel gösterimi.....	50
Şekil 3.13 : Simülatörün genel klasör ve dosya yapısı.	52
Şekil 3.14 : Simülatörün genel akış şeması.	53
Şekil 3.15 : MATLAB programı içerisine ilgili konfigürasyonun çağırılması.	54
Şekil 3.16 : Komut dosyalarını ayrı ayrı yürütülmesi.....	55
Şekil 3.17: “RUN_SIMULATION” MATLAB komut dosyası.	56
Şekil 3.18 : “Configuration” adlı Excel sayfası.....	57
Şekil 3.19 : “Time_and_Design” adlı Excel sayfası.....	58
Şekil 3.20 : “Model_Coefficients” adlı Excel sayfası.	59
Şekil 3.21 : “Initial Conditions” adlı Excel sayfası.	60
Şekil 3.22 : “Input_Data_Selection” adlı Excel sayfası.	60
Şekil 3.23 : Modelde yer alan KOİ bileşenleri fraksiyonları.....	62

Şekil 3.24 : Modelde yer alan azot bileşenleri fraksiyonları.	63
Şekil 3.25 : “Wastewater_Fractions” adlı Excel sayfası.	67
Şekil 3.26 : “Wastewater_Daily_Input” adlı Excel sayfası.	68
Şekil 3.27 : “Wastewater_Hourly_Input” adlı Excel sayfası.	68
Şekil 3.28 : “Wastewater_Fixed_Input” adlı Excel sayfası.	69
Şekil 3.29 : “Graphs_Selection” adlı Excel sayfası.	71
Şekil 3.30 : Veri okuma komut dosyası genel akış şeması.	72
Şekil 3.31 : İşlemci komut dosyası genel akış şeması.	74
Şekil 3.32 : Grafik görüntüleme komut dosyası genel akış şeması.	78
Şekil 3.33 : Simülasyon sonucunda oluşturulan MATLAB grafik örneği.	79
Şekil 3.34 : Sonuç yazdırma komut dosyası genel akış şeması.	81
Şekil 3.35 : “ASM_Results_Aerobic” adlı Excel dosyasının “Daily_Conventional” sayfası görüntüsü.	83
Şekil 3.36 : “ASM_Results_Aerobic” adlı Excel dosyasının “Hourly_Conventional” sayfası görüntüsü.	83
Şekil 4.1 : Modelleme çalışması yapılan AAT’ye ait biyolojik arıtma prosesi akış şeması.	86
Şekil 4.2 : Modelleme çalışması yapılan AAT’ye ait proses akış şemasının MLE konfigürasyonuna dönüştürülmesi.	86
Şekil 4.3 : pKOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	91
Şekil 4.4 : KOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	91
Şekil 4.5 : BOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	92
Şekil 4.6 : NH ₄ -N parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	92
Şekil 4.7 : NO ₃ -N parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	93
Şekil 4.8 : TN parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	94
Şekil 4.9 : TKN parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.	94
Şekil 4.10 : pKOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	95
Şekil 4.11 : KOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	95
Şekil 4.12 : BOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	96
Şekil 4.13 : NH ₄ -N parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	96
Şekil 4.14 : NO ₃ -N parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	97
Şekil 4.15 : TN parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	97
Şekil 4.16 : TKN parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.	98
Şekil 4.17 : 10 ⁻³ gün hesap zaman adımı uzunluğunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu.	101
Şekil 4.18 : 10 ⁻³ gün hesap zaman adımı uzunluğunda gaz transfer katsayısı.	101

Şekil 4.19 : 10^{-4} gün hesap zaman adımı uzunluğunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu.....	102
Şekil 4.20 : 10^{-4} gün hesap zaman adımı uzunluğunda gaz transfer katsayısı.....	102
Şekil 4.21 : KOİ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	104
Şekil 4.22 : BOİ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	104
Şekil 4.23 : NH ₄ -N parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	105
Şekil 4.24 : NO ₃ -N parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	105
Şekil 4.25 : TN parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	106
Şekil 4.26 : TKN parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.	106
Şekil 4.27 : Aerobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları ile gerçekleştirilen 30, 180 ve 365 günlük simülasyonların tamamlanma süreleri.....	107
Şekil 4.28 : Aerobik konfigürasyonda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.....	108
Şekil 4.29 : MLE konfigürasyonunda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.....	108
Şekil 4.30 : Bardenpho konfigürasyonunda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.	109



AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ İÇİN DİNAMİK SİMÜLASYON PROGRAMI TASARIMI

ÖZET

Atıksu debisinin, kirletici madde konsantrasyonlarının ve bileşenlerinin zamansal değişiklikler göstermesi atıksu arıtma proseslerinin dinamik özellikte olmasına yol açmaktadır. Günümüzde, atıksu arıtma proseslerindeki dinamik davranışların sebep olduğu karmaşık ilişkilerin kontrol ve tahmin edilmesinde matematiksel modeller ve bilgisayar simülasyonları yaygın olarak kullanılmaktadır.

Atıksu arıtma tesislerinde (AAT) biyolojik organik karbon gideriminin yanı sıra azot gibi besin maddelerinin atıksudan uzaklaştırılması, alıcı su ortamı kalitesinin korunması bakımından önem arz etmektedir. Uluslararası Su Kuruluşu (IWA) tarafından geliştirilmiş biyokimyasal süreçlerinin matematiksel olarak modellendiği ASM1 ve ASM3 modellerinin karbon ve azot giderimi yapabilen aktif çamur sistemlerinde uygulanması genel kabul görmüş bir durumdur. Söz konusu modellerin uygulanabilmesi bilgisayar programlarının yardımıyla mümkün olmaktadır. Dünya genelinde AAT modelleme çalışmalarında kullanılmak üzere tasarlanmış dinamik simülasyon programları mevcuttur. Bu programlar tesis tasarımı, proses optimizasyonu ve eğitim amacıyla kullanılmaktadır. Buna karşın, bilindiği kadarıyla ülkemizde aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonu için geliştirilmiş herhangi bir bilgisayar programı mevcut değildir. Bu tez çalışması kapsamında ülkemizde bu alanda yapılması muhtemel çalışmalara katkı verebilmek için, içerisinde karbon ve azot giderimine imkân veren AAT konfigürasyonlarının yer aldığı bir dinamik aktif çamur simülatörü programının tasarlanması amaçlanmıştır.

Çalışmanın ilk aşamasında karbon ve azot giderimi için uygun olan AAT konfigürasyonları tespit edilmiştir. Bunlar; klasik aktif çamur (aerobik), Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) ve 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonlarıdır. Yalnızca aerobik reaktör içeren klasik aktif çamur konfigürasyonunda esas olarak organik karbon giderimi hedeflenirken, uygun çamur yaşı koşullarında nitrifikasyon da gerçekleşmektedir. Ancak, bu konfigürasyon azotun atıksudan uzaklaştırılmasını sağlayacak denitrifikasyon prosesi için uygun değildir. MLE konfigürasyonunda ise sistemde yer alan anoksik reaktör sayesinde denitrifikasyon mümkün olmaktadır. Programın son konfigürasyonu olan 4 kademeli Bardenpho'da ise MLE konfigürasyona ilaveten bir anoksik ve oksik reaktör daha bulunmaktadır. Üst seviyede azot gideriminin hedeflendiği tesislerde 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu tercih edilmektedir.

Programda yer alacak aktif çamur konfigürasyonlarının belirlenmesinin ardından biyokimyasal proses modeli oluşturma çalışmalarına geçilmiştir. Bu amaçla karbon ve azot giderimi proseslerini içerisinde barındıran ASM1 ve ASM3 modelleri ayrıntılı olarak araştırılmıştır. Proses modeli oluşturma çalışmasının sonucunda dünya genelinde sıklıkla kullanılan ASM1 modelinin, simülatörün biyokimyasal proses modeli iskeletini oluşturmaya kararlaştırılmıştır. Buna ilaveten, ASM3 modelinde yer alan içsel solunum ve anoksik heterotrofların içsel solunumu prosesinin normal heterotroflardan ayrı olarak tanımlanması konseptleri, ana proses

modeline adapte edilmiştir. Son olarak ASM1 modelinde tek yolla tanımlanan biyoloparçalanabilen organik maddenin hidrolizi yaklaşımı yerine paralel hidroliz yaklaşımı proses modeline ilave edilmiştir. Bu çalışmaların sonucunda 14 bileşen ve 10 prosten meydana gelen nihai biyokimyasal proses modeli elde edilmiştir.

Aktif çamur sistemlerinde biyoreaktörlerin yanı sıra biyokütlenin ve diğer partiküler maddelerin sudan ayrıldığı çöktürme üniteleri de bulunmaktadır. Ayrıca, çöktürme ünitelerinde ayrılan biyokütle, biyoreaktörlere geri devrettirilerek sistemdeki mikroorganizma konsantrasyonunun kontrolü sağlanır. Bu nedenlerden dolayı aktif çamur simülatörü tasarımının çöktürme modeli veya modelleri de içermesi gerekmektedir. Bu tez çalışması kapsamında, özellikle karbon ve azot gideren sistemlerin biyokimyasal modelinin oluşturulması üzerinde durulmuştur. Bu sebeple, çöktürme modeli olarak çöktürme verimi kabulüne dayalı basit bir yaklaşım esas alınmıştır.

Aktif çamur modellerinin dinamik simülasyonu, sistemde yer alan tüm reaktörler veya hesap noktalarında her bir bileşen için yazılan kütle dengesi denklemlerinin çözülmesi ile gerçekleştirilebilir. Aktif çamur prosesindeki kütle dengesi denklemleri lineer olmayan diferansiyel denklem sınıfına girmektedir. Bu denklemlerin analitik olarak çözülmesi mümkün olmadığı için sayısal yöntemler çözüm metodu olarak tercih edilmektedir. Bu çalışmadaki kütle dengesi denklemlerinin çözümünde Euler integrasyonu sayısal yöntemi kullanılmıştır. Ayrıca, kütle dengesi denklemleri, reaktörlerin tam karışımı olduğu kabulüne göre yazılmıştır.

Aktif çamur simülatörü tasarımında tüm bu teorik konseptin oluşturulmasının ardından uygulama aşamasına geçilmiştir. Uygulama aşamasındaki programlama ihtiyaçları için MATLAB™ genel amaçlı yazılımı kullanılmıştır. Programlama yapısı; veri okuma, işlemci, grafik oluşturma ve sonuç yazdırma komut dosyaları olmak üzere dört parçalı olarak tasarlanmıştır. Buna ilaveten, MATLAB™ ve Excel programlarının bağlantılı çalışabilmelerinden faydalanılarak, veri girişi ve sonuçların görüntülenmesi için programın kullanıcı ara yüzü olarak Excel dosyaları kullanılmıştır. Simülasyonun başlatılması ve sürdürülmesi için gerekli veriler, Excel veri dosyası aracılığıyla programa girilmektedir. Bu dosya, zaman ve tasarım, model katsayıları, giriş atıksuyu karakterizasyonu, KOİ ve azot fraksiyonasyonu, model bileşenleri başlangıç değeri ve grafik seçimi Excel sayfalarından oluşmaktadır. Konvansiyonel kirlenici parametrelere (KOİ, TN, vb.) ve model bileşenlerine ait simülasyon sonuçlarının günlük ve saatlik zaman serileri olarak görüntülenebilmesi için, sonuçlar, MATLAB™'da düzenlenerek Excel veri çıkışı dosyasına yazdırılmıştır.

Programın tasarım aşaması tamamlandıktan sonra biyokimyasal proses modeli, tam ölçekli bir AAT'ye ait veri seti kullanılarak test edilmiştir. Söz konusu AAT gerçek hayatta Johannesburg konfigürasyonu ile işletilmektedir. Ancak, tasarlanan simülatörde Johannesburg konfigürasyonu yer almadığından dolayı söz konusu tesisin konfigürasyonunu simülatörde yer alan MLE konfigürasyonuna benzetmek için tesisin geri devir hattındaki anoksik hacim, ana proses hattındaki anoksik reaktör hacmine ilave edilmiştir. Buna ilaveten, AAT proses konfigürasyonunda fosfor giderimi için bulunan anaerobik reaktör hacmi simülasyonda dikkate alınmamıştır. Bu kabuller ile birlikte söz konusu tesise ait 365 günlük verininin 220 günlük kısmı kalibrasyon, geriye kalan kısmı ise doğrulama aşamasında kullanılarak simülasyonlar gerçekleştirilmiştir. Kalibrasyon ve doğrulama aşamalarında elde edilen simülasyon sonuçları AAT çıkış verileri ile kök ortalama kare hatası (RMSE) istatistiksel yöntemi kullanılarak karşılaştırılmıştır. Kalibrasyon sonucunda RMSE değeri amonyak azotu için 1,28, nitrat azotu için 1,54 olarak hesaplanmıştır. Doğrulama aşamasında ise

amonyak azotu ve nitrat azotu için hesaplanan RMSE değeri 1,50'dir. Bu sonuçlar başka bir AAT modelleme çalışması sonuçları ile karşılaştırıldığında bu tezdeki modelin kabul edilebilir sınırlar dahilinde kalibre edildiği ve doğrulandığı anlaşılmaktadır. Buna ilaveten, model bileşenlerinin kalibrasyon aşamasındaki hata oranlarının validasyon aşamasındaki devamlılığını analiz etmek için Janus katsayıları hesaplanmıştır. Buna göre, amonyak ve nitrat azotu için sırasıyla 1,17 ve 0,97 olarak hesaplanan Janus katsayılarının, daha önce yapılmış bir AAT modelleme çalışmasındaki Janus katsayıları göz önüne alındığında güvenilir sınırlar içerisinde olduğu anlaşılmaktadır.

Modelin test edilme sürecinin tamamlanmasının ardından tasarlanan simülatörün hesaplama doğruluğunu test etmek için bu çalışmada oluşturulan proses modeli AQUASIM programına aktararak aynı şartlarda çalıştırılmıştır. Buna göre bu tez çalışmasında tasarlanan dinamik aktif çamur simülatörünün 10^{-4} gün hesap zaman adımını kullanarak verdiği sonuçların AQUASIM programı ile elde edilen sonuçlarla uyumlu olduğu tespit edilmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında tasarlanan dinamik aktif çamur simülatörü son olarak çalışma süresi bakımından test edilmiştir. Test işlemi sırasında sabit disk kapasitesi 222 GB SSD, işlemci hızı normal 2,6 GHz, maksimum 3,2 GHz ve bellek kapasitesi 8 GB özelliklerine sahip ortalama bir bilgisayar kullanılmıştır. Veri okuma, hesaplama (işlemci), grafik oluşturma ve hesaplamadan elde edilen verileri tablolara aktarma işlemlerinin tümünün gerçekleştirildiği 365 günlük simülasyonlarda elde edilen çalışma sürelerine göre; 28 kütle dengesi denklemi içeren Aerobik konfigürasyon (klasik aktif çamur) simülasyon süresinin 1,6 dakika, 42 kütle dengesi denklemi içeren MLE konfigürasyonu simülasyon süresinin 5,6 dakika ve 70 kütle dengesi denklemi içeren 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu simülasyon süresinin 11,0 dakika olduğu tespit edilmiştir. Son olarak, simülatörün toplam çalışma süresi içerisinde her bir komut dosyasının kapladığı zaman dilimi de incelenmiştir. Buna göre, işlemci ve sonuç yazdırma komut dosyalarının simülatörün toplam çalışma süresi içerisinde önemli bir paya sahip olduğu tespit edilmiştir.



DESIGN OF A DYNAMIC SIMULATION PROGRAM FOR ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS

SUMMARY

Wastewater treatment processes have dynamic behavior due to changing conditions of flowrate, pollutant concentration and components. Nowadays, mathematical models and computer simulations are widely used to control and estimate complex relationships caused by dynamic behaviors in wastewater treatment processes.

In addition to biological organic carbon removal in wastewater treatment plants, the removal of nutrients such as nitrogen from wastewater is important in order to protect the quality of the receiving water bodies. ASM1 and ASM3 models, developed by International Water Association (IWA) to model biochemical processes mathematically, are widely accepted in applications of activated sludge systems capable of carbon and nitrogen removal. The application of these models is possible with the help of computer programs. Some dynamic simulation programs developed in order to use in WWTP modelling studies are widely available. These programs are used for plant design, process optimization and training purposes. However, as far as is known there is no computer program developed for the dynamic simulation of activated sludge systems in Turkey. In the scope of this thesis in order to contribute to the further studies in this field in Turkey, it is aimed to design a dynamic activated sludge simulator program, which includes WWTP configurations that are able to remove carbon and nitrogen from the wastewater.

At the first stage of the study, suitable WWTP configurations for carbon and nitrogen removal were identified. These configurations are classic activated sludge (called aerobic in this study), Modified Ludzack-Ettinger and 4 stage Bardenpho. While the aim of the classic activated sludge configuration, which contains only aerobic reactor, is the removal of organic carbon, it also allows nitrification in proper sludge age conditions. However, this configuration is not proper for the removal of nitrogen, which is also known as denitrification, from the wastewater. Denitrification is possible in MLE configuration because it contains anoxic reactor. The last configuration of the program, which is 4 stage Bardenpho, in addition to the MLE configuration, contains an additional anoxic and oxic reactor. 4 stage Bardenpho configuration is preferred in treatment plants aiming high level nitrogen removal.

After the determination of the activated sludge configurations included in the program, biochemical process model building studies were started. For this purpose, ASM1 and ASM3 models, which contain carbon and nitrogen removal processes, were detailedly investigated. As a result of the process model building studies the ASM1 model, which is frequently used worldwide, was decided to be utilized as the biochemical process model structure of the simulator. In addition to this, the concepts of defining endogenous respiration process and endogenous respiration of anoxic heterotrophs separately from normal heterotrophs are adapted to the main biochemical process model. Finally, instead of the one way hydrolysis approach of the biodegradable organic matter defined in the ASM1 model, the parallel hydrolysis

approach is added to the process model. As a result of these studies, the final biochemical process model consisting of 14 components and 10 processes was built. Besides the bioreactors, settling units, which remove particulate matters from wastewater, are part of the activated sludge system. In addition, the control of the microorganism concentration in the system is ensured through the return of the biomass separated in the settling units to the bioreactors. For these reasons, the activated sludge simulator design should also include the settling model or models. Within the scope of this thesis, the biochemical model of the carbon and nitrogen removal systems is especially focused on. Therefore, a simple model approach based on acceptance of precipitation efficiency, was determined as the settling model.

The dynamic simulation of the activated sludge models is only possible by solving the mass balance equations written for each component in all reactors or calculation points in the system. The mass balance equations in the activated sludge process are classified as nonlinear differential equations. To solve these equations numerical methods are preferred as a solution method because it is not possible to solve these equations analytically. Euler integration, one of the those numerical methods, was applied to solve the differential equations in this study. In addition, the mass balance equations have been written according to the assumption that the reactors are completely mixed.

After the formation of all this theoretical concept in the design of activated sludge simulator, implementation stage of this concept was begun. MATLAB™ general-purpose software has been used for programming needs during the implementation stage. The programming structure has been designed as four parts. These are the scripts of data reading, processor, chart creation and printing results. Moreover, Excel files have been used as the user interface of the program for the data entry and the display of the results by utilizing the interoperability of MATLAB™ and Excel. Required data for starting and maintaining the simulation is entered to the program through Excel data file. This file consists of time and design, model coefficients, influent wastewater characterization, COD and nitrogen fractionation, model components initial value and graphs selection Excel sheets. In order to display the simulation results of conventional pollutant parameters (COD, TN, etc.) and model components as daily and hourly time series, the results properly edited in MATLAB™ were printed to Excel data output file.

After the completion of the designing stage, the biochemical process model was tested by using full scale WWTP data set. The WWTP is operated with the Johannesburg configuration in real life. However, since the Johannesburg configuration was not included in the designed simulator, anoxic volume in the return line of the WWTP was added to the anoxic reactor volume in the main process line of MLE configuration in order to simplify the WWTP configuration to the MLE configuration. In addition to this, the anaerobic reactor volume, which is part of the WWTP process configuration for phosphorus removal, was not taken into account in the simulation. Model testing simulations were carried out considering all these assumptions. The 220 days portion of the 365 days data of the WWTP was used for calibration and the remaining part of the data was used in the validation phase. The simulation results obtained during the calibration and validation phases were compared with the WWTP output data by using the root mean square error (RMSE) statistical method. The RMSE value was calculated as 1.28 for ammonia nitrogen and 1.54 for nitrate nitrogen in the calibration phase. On the other hand, RMSE value for ammonia nitrogen and nitrate nitrogen was calculated as 1.50 in the verification phase. When the RMSE values are compared with another WWTP modelling study

RMSE values, it was determined that the model in this thesis is calibrated and validated within acceptable limits. In addition, Janus coefficients were calculated to analyze whether the error rates of the model components in the calibration phase and those of the model components in the validation phase are different or not. As a result, it is identified that the Janus coefficients calculated as 1.17 and 0.97 for ammonia and nitrate nitrogen, respectively are within reliable limits considering the Janus coefficients calculated in another WWTP modeling study.

After the model testing stage was completed, the process model formed in this study was transferred to the AQUASIM program and was run under the same process conditions in order to test calculation accuracy of the designed simulator within the scope of this thesis. Finally, it was detected that the simulation results, which are obtained by using 10^{-4} day calculation time step, of the designed activated sludge simulator is consistent with the AQUASIM simulation results.

The dynamic activated sludge simulator designed within the scope of this thesis was tested in point of run time. An average computer was used during test runs. The computer features are 222 GB SSD hard disk capacity, normal 2.6 GHz, maximum 3.2 GHz processor speed and 8 GB memory capacity. Running time of the 365 days simulations was measured as 1.6 min. for Aerobic configuration with 28 mass balance equations, 5.6 min. for MLE configuration with 42 mass balance equations and 11.0 min. for Bardenpho configuration with 70 mass balance equations. The 365 days simulations contained all of the program steps, which were data reading, processing, printing results as graphical and tabular. Finally, the period of time covered by each script in the total running time of the simulator was also examined. Finally, it has been identified that the processor and printing results (tabular) scripts have significant shares in the total running time of the simulator.



1. GİRİŞ

1.1 Tezin Amacı

Atıksuların alıcı ortam deşarj standartları, özellikle AB sürecinde yenilenen yönetmelikler doğrultusunda, konvansiyonel karbon giderimi ile sağlanamayacak kadar sıkılaştırılmıştır. Bu kapsamda yeni yapılacak arıtma tesislerinin mutlaka karbon gideriminin yanı sıra azot giderimi için de tasarlanması gerekmektedir. Azot gideren sistemlerin tasarımı gerek biyokimyasal prosesler gerekse sistem konfigürasyonları açısından oldukça karmaşıktır. Dolayısı ile bu sistemlerin doğru çözümleri ancak bilgisayar destekli tasarım programları kullanılarak mümkün olmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinin bilgisayar destekli modellenmesi konusunda birçok uluslararası ticari bilgisayar programı mevcuttur. Bu programlar çeşitli koşullar için tasarım ve simülasyonların gerçekleştirilmesi amacıyla kullanılmaktadır. Ancak bu programların ticari oluşunun yanı sıra, kullanıcılar tarafından etkin bir biçimde kullanılmaları için mutlaka ilave kurs ve eğitime ihtiyaç duyulması söz konusu programların lisans ve hatta yüksek lisans eğitiminde kullanılmasını engellemektedir. Ayrıca ülkemizde geliştirilmiş ticari veya serbest kullanıma yönelik herhangi bir aktif çamur simülasyon programı bulunmamaktadır. Bu noktalardan hareketle bu tez çalışmasında karbon ve azot giderebilen aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonunu gerçekleştiren, özellikle bu konu ile ilgili olan Çevre Mühendisliği öğrencilerinin kullanımına yönelik yerli bir program tasarlanması amaçlanmıştır.

1.2 Tezin Kapsamı

Bu tez çalışması karbon ve azot gideren aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonunu gerçekleştirebilen bir simülatör tasarımını kapsamaktadır. Tasarımı gerçekleştirilen simülatör bir atıksu arıtma tesisine ait veri seti ile çalıştırılarak kalibrasyon ve doğrulama prosedürleri gerçekleştirilmiştir. Son olarak hesaplama

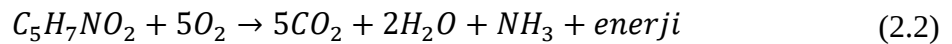
doğruluğunu test etmek adına simülatörün elde ettiği sonuçlar aynı proses şartları ile çalıştırılan AQUASIM programının verdiği sonuçlar ile karşılaştırılmıştır.



2. LİTERATÜR

2.1 Biyolojik Organik Madde Giderimi

Atıksuya uygulanan biyokimyasal işlemlerin çoğunluğu atıksuda çözünmüş organik madde giderimini gerçekleştirmek içindir. Biyolojik yöntemler kullanılarak gerçekleştirilen çözünmüş organik madde giderimi, mikroorganizmaların çözünmüş organik maddeyi bir besin kaynağı olarak kullanarak buradaki karbonunun bir kısmı ile yeni hücreler meydana getirmesi, kalan kısmını da karbon dioksit (CO_2) dönüştürmesi ile gerçekleşir. Karbon dioksit atıksuyu gaz formunda terk ederken biyokütle ise atıksudan çökeltme teknikleri uygulanarak ayrılır. Burada çözünmüş organik maddenin büyük bir kısmı CO_2 'ye oksitlendiği için bu işlem karbon oksidasyonu olarak da adlandırılmaktadır (Grady Jr ve diğ., 2011). Aerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen organik madde gideriminin reaksiyon denklemleri oksidasyon ve yeni hücre yapımı için denklem 2.1 ile, içsel solunum için denklem 2.2 ile verilmektedir.



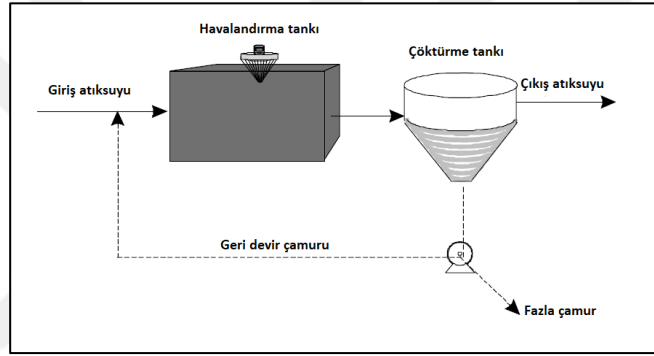
Burada COHNS atıksudaki organik maddeyi simgeler ve oksijenin elektron alıcısı olduğu karbon oksidasyonu reaksiyonunda elektron kaynağı olarak kullanılır. $C_5H_7NO_2$ ise bakteri hücrelerini simgelemektedir. Uzun çamur yaşı değerlerinde bakteri hücrelerinin büyük bir kısmının oksidasyonu sonucu kararlı son ürünler ve enerji açığa çıkar. İçsel solunum olarak adlandırılan ve denklem 2.2 ile verilen bu reaksiyon aerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

Aerobik mikroorganizma kültürleri 50-4000 mg/l KOİ aralığındaki organik madde konsantrasyonlarının giderimi için uygundur. Daha düşük seviyedeki organik madde konsantrasyonlarının giderimi için karbon adsorpsiyonu daha ekonomik bir

yöntemdir. Diğer yandan yüksek KOİ konsantrasyonuna sahip kuvvetli atıksulardan organik karbonun giderilmesinde genellikle anaerobik mikroorganizmalar tercih edilir. Anaerobik mikroorganizmalar büyüme hızları yavaş olmasına karşın oksijene gereksinim duymama, az miktarda çamur oluşturma ve kullanılabilir bir ekonomik ürün olarak metan gazı üretme gibi özelliklere sahiptir (Grady Jr ve diğ., 2011).

2.1.1 Klasik aktif çamur konfigürasyonu

Aktif çamur prosesi evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında, dünya genelinde kullanılan bir biyolojik arıtma prosesidir. Şekil 2.1 ile verilen klasik aktif çamur prosesi; havalandırma tankı (oksik reaktör), çöktürme tankı, çamur geri devir hattı ve fazla çamurun atılması ünitelerinden meydana gelir.



Şekil 2.1 : Aktif çamur sisteminin biyolojik kademesinin temel ünitelerinin gösterimi (Von Sperling, 2007).

Bu sistemde atıksudan organik madde ve belirli koşullar altında (uzun çamur yaşı) azot giderimi sağlayan biyokimyasal reaksiyonlar oksik reaktörde gerçekleşmektedir. Oksik reaktördeki biyokütle, giriş atıksuyunda bulunan substratı kullanarak çoğalır. Oksik reaktörden sonra gelen çöktürme tankında ise biyokütle ve atıksudaki diğer partiküler maddeler çökeltilerek katı maddelerden arındırılmış bir çıkış suyu elde edilir. Reaktördeki biyokütle konsantrasyonunu sürdürebilmek için çökeltilen çamurun bir kısmı oksik reaktöre geri devir ettirilir. Geriye kalan fazla çamur ise sistemden ayrılarak çamur arıtma ünitelerine yönlendirilir.

Çamur geri devrinin bir sonucu olarak aktif çamur sistemindeki oksik reaktörde askıda katı madde konsantrasyonu yüksektir. Aktif çamur prosesinde akışkanın (atıksuyun) sistemde kalma süresi “hidrolik bekletme süresi” olarak adlandırılır ve bu süre saatler mertebesinde dir. Diğer yandan, çamur geri devrinden dolayı katı madde bekletme süresi (çamur yaşı) hidrolik bekletme süresinden daha uzun bir

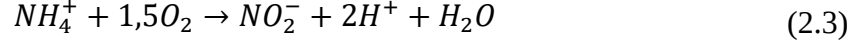
zamanı kapsar. Önemli bir tasarım ve işletme parametresi olan çamur yaşı, reaktördeki biyolojik çamur kütlesinin aktif çamur sisteminden günlük olarak atılan biyolojik çamur kütlesine oranı olarak tanımlanır. Biyolojik çamurun sistemdeki devamlılığının sağlanması, bir başka deyişle sistemde kalma süresinin uzun olması ile biyokütlenin atıksudaki organik maddeyi metabolize etmesi için yeterli zaman tanınmış olur.

Aktif çamur prosesinde kullanılan bir diğer önemli parametre ise besin/mikroorganizma (F/M) oranıdır. Bu parametre ile sistemde birim zamanda biyokütle başına düşen substrat (besin) yükü tanımlanır. Biyokütlenin birim zamanda tüketebileceği substrat miktarı sınırlı olduğundan yüksek F/M oranları mikroorganizmaların tüketebileceğinden daha fazla substratın sistemde bulunmasını sağlayabileceği için organik maddenin metabolize edilmeden çıkış suyuna kaçmasına sebep olabilir. Diğer yandan sistemdeki düşük F/M oranı mikroorganizmaların tüketme kapasitesinden daha az miktarda substratın sistemde bulunduğu anlamına gelir. Bunun sonucunda teorik olarak mikroorganizmalar giriş atıksuyundaki tüm besin maddesini ve aynı zamanda kendi hücre maddelerinin bir bölümünü tüketenlerdir. Yüksek çamur yaşı düşük F/M oranı ile ilişkili iken, düşük çamur yaşı yüksek F/M oranı ile ilişkilidir. Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde genellikle çamur yaşı 4-10 gün, F/M oranı ise 0,25-0,50 kg BOİ/kg MLVSS.gün aralığındadır. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemlerinde ise genellikle çamur yaşı 18-30 gün aralığında iken, F/M oranı 0,07-0,15 BOİ/kg MLVSS.gün aralığındadır.

2.2 Biyolojik Azot Giderimi

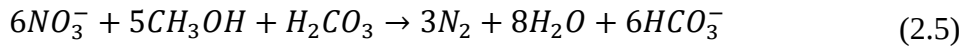
Biyolojik azot gideriminin ilk adımı olan nitrifikasyon prosesi, atıksuda amonyak (NH_4^+) formunda bulunan azotun aerobik çevre koşullarında, biyolojik mekanizmalar kullanılarak sırasıyla önce nitrit (NO_2^-) ve daha sonra nitrata (NO_3^-) dönüştürülmesini içermektedir. Bu biyolojik dönüşüm proseslerini kemoototrofik mikroorganizmalar olan *nitrosamanas* ve *nitrobacter* gerçekleştirir. *Nitrosamanas* amonyak azotunun nitrite dönüşümünde görev alırken, *nitrobacter* ise nitratin nitrite dönüşümünde rol almaktadır. Her iki mikroorganizmada karbon kaynağı olarak karbon dioksiti (CO_2) kullanırlar. Çoğalmak için gerekli enerjiyi elde ettikleri reaksiyonlarda elektron kaynağı olarak; *nitrosamanas* amonyak azotunu (NH_4^+),

nitrobacter ise nitrit azotunu (NO_2^-) kullanmaktadır. İki adımda tamamlanan nitrifikasyon reaksiyonunda *nitrosamans*'ın görev aldığı ilk adımı denklem 2.3 ile, *nitrobacter*'in görev aldığı ikinci adımı ise denklem 2.4 ile verilmektedir.



Nitrifikasyonu gerçekleştiren mikroorganizmalar sıcaklık ve pH değişimlerine karşı oldukça hassastırlar. Nitrifikasyon reaksiyonları 35-42°C aralığındaki sıcaklık şartlarında optimum olarak gerçekleşmekte iken, birçok arıtma tesisi 10-25°C aralığındaki sıcaklık şartlarında işletilmektedir. Diğer yandan nitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için atıksuyun pH değeri 6,5–8,0 aralığında olmalı ve en az 50 mg/l alkalinite içermelidir.

Biyolojik azot gideriminin ikinci adımını oluşturan denitrifikasyon prosesi, atıksuda oksijenin yokluğunda nitratın azot gazına biyolojik mekanizmalar yardımıyla indirgenmesidir. Bir biyolojik ortamda oksijeninin mevcut olmayıp nitrit veya nitratın bulunması durumu anoksik ortam olarak adlandırılmaktadır. Denitrifikasyon bakterileri fakültatif kemoheterotroflardır ve bu canlılar oksijeninin yokluğunda enerji reaksiyonlarında nitratı elektron alıcısı olarak kullanabilme özelliğine sahiptir. Söz konusu mikroorganizmalar aracılığıyla gerçekleştirilen nitratın azot gazına indirgenme reaksiyonu denklem 2.5 ile verilmektedir.



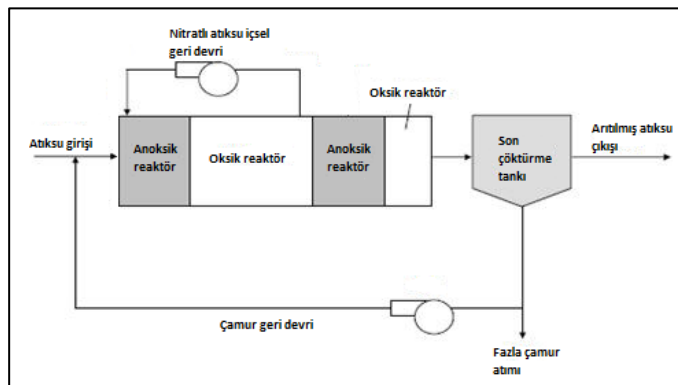
Denitrifikasyon reaksiyonu sonucunda harcanan nitrat azotu başına 3,57 g alkanite (CaCO_3) üretilmektedir. Burada üretilen alkalinite, nitrifikasyon sonucunda ortaya çıkan asiditenin bir kısmının tamponlanmasında kullanılmaktadır (WEF ve EWRI, 2006).

Biyolojik besin maddesi (nütrient) gideren sistemler atıksu arıtımında en karmaşık biyokimyasal uygulamalar arasında yer almaktadır. Bu sistemler temelde aktif çamur prosesinden türetilmiş olup arıtma hedefleri doğrultusunda farklı konfigürasyonlarda tasarlanabilirler. Tüm nütrient giderimi yapabilen proseslerin ortak özelliği, sistemin farklı biyokimyasal koşullar içeren bölgelere bölünmesidir. Bu bölgelerin varlığı

(genellikle metanol) olacaktır. Metabolik hücre artıklarının karbon kaynağı olarak kullanılması durumunda denitrifikasyon hızı oldukça düşük olmaktadır. Bu yüzden post-denitrifikasyon sistemlerde anoksik reaktöre genellikle dışarıdan metanol ilavesi yapılmaktadır.

2.2.2 Dört kademeli Bardenpho konfigürasyonu

Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) konfigürasyonu gibi klasik biyolojik azot giderimi gerçekleştiren proseslerinin çıkış sularında daima bir miktar nitrat azotu bulunur. Bunun sebebi son biyoreaktör olan oksik reaktörde meydana gelen nitrifikasyon prosesinden sonra, içsel geri devire dahil olmadan sistemi terk eden çıkış atıksuyundaki nitrattır. Sıkı azot deşarj standartlarının geçerli olduğu durumlar için geliştirilen 4 kademeli Bardenpho prosesinde bu sorunun üstesinden MLE konfigürasyonun devamına birer anoksik ve oksik reaktör eklenerek gelinir. İlave edilen anoksik reaktörde biyokütle ölümü sonucu oluşan metabolizma artıkları, denitrifikasyon bakterileri tarafından karbon kaynağı olarak kullanılır. Ön anoksik reaktördeki denitrifikasyon bakterileri atıksudaki BOİ'yi elektron kaynağı olarak kullandıkları için denitrifikasyon hızları daha fazladır. Eğer son anoksik reaktörde yeterli karbon kaynağı mevcut değilse dışarıdan metanol (CH_3OH) ilavesi yapılır. Ayrıca, 4 kademeli Bardenpho prosesinde son bölüme bir aerobik reaktör ilave edilerek denitrifikasyon prosesi durdurulur ve azot gazından kaynaklanabilecek çökeltme problemleri ortadan kaldırılır. Son eklenen aerobik reaktörün boyutu, mikroorganizmaların ölüm reaksiyonlarının minimize edilmesi açısından küçüktür ve buna bağlı olarak hidrolik bekleme süresi 30 dakika civardadır (WEF ve EWRI, 2006; Grady Jr ve diğ., 2011). 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu gösterimi Şekil 2.3 ile verilmektedir.



Şekil 2.3 : 4 kademeli Bardenpho prosesi konfigürasyonu.

2.3 Aktif Çamur Modellemesi ve Simülasyonu

Modelleme; gerçek bir nesnenin, olgunun veya prosesin basitleştirilerek sunulması olarak tanımlanmaktadır. Modelleme çalışmalarında seçilen sistemin karakteristik davranışlarına veya önemli olduğu düşünülen özelliklerine model içerisinde yer verilir. Modelleme çeşitlerinden biri olan sayısal modelleme ise gerçekteki bir durumun matematiksel denklemler kullanılarak ifade edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Sayısal modellerin bir yazılım paketi içerisinde uygulanması ile simülasyon (benzetim) eylemi gerçekleştirilir.

Modelleme çalışmaları özellikle mühendislikte birçok disiplinde kullanılmaktadır. Atıksu arıtımında ise aktif çamur modellemesi, günümüzde AAT tasarımı ve işletilmesinde yer alan süreçlerden biri haline gelmiştir. Aktif çamur modelleri tasarım, kontrol, eğitim ve araştırma amaçları ile kullanılmaktadır (Rieger ve diğ., 2012).

Kapsamlı ve geniş kabul gören bir aktif çamur modelinin ortaya çıkartılması sürecinde eski adıyla IAWPRC (Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Kuruluşu) şimdiki adıyla IWA (Uluslararası Su Kuruluşu) bir görev grubu kurarak, o zamana kadar üretilmiş olan farklı aktif çamur modellerinin sentezlendiği bir “konsensüs” model oluşturulmasına öncülük etmiştir. Bu görev grubunun geliştirdiği ilk model 1987 yılında yayınlanan Aktif Çamur Modeli No.1 (ASM1)’dir. Bu modelin içeriği ve matris formatında sunulması gelecekteki model çalışmaları için temel oluşturmuştur. Matris gösterimi özellikle karmaşık modellerin anlaşılmasını kolaylaştırarak, ileride daha detaylı biyokimyasal modellerin geliştirilmesine katkı sağlamıştır. ASM1’in yayınlanmasının ardından biyolojik fosfor giderimini de kapsayan ASM2 ve ASM2d modelleri ve aktif çamur prosesindeki anlayışın gelişmesine bağlı olarak hücre içi besin depolama olgusunun ön plana çıktığı, ASM1 modelinin güncellenmiş versiyonu olan, ASM3 yayınlanmıştır (Rieger ve diğ., 2012; Henze ve diğ., 2000).

Aktif çamur modellerindeki durum değişkenleri ve proses ilişkilerinin temel seviyede anlaşılması için matris formatında sunulan üç bileşenli basit aktif çamur modeli örneği Çizelge 2.1 ile verilmektedir.

Çizelge 2.1 : Üç bileşenli basit aktif çamur modeli matris gösterimi (Henze ve diğ., 1987).

Bileşen → i	1	2	3	Proses hızı, p_j [ML ⁻³ T ⁻¹]
j Proses ↓	X_B	S_s	S_o	
1 Çoğalma	1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\mu_{max}S_s}{K_s + S_s}X_B$
2 Ölüm	-1		-1	bX_B
Gözlemlenen dönüşüm oranı [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij}p_j$			
Stokiyometrik parametreler: Gerçek çoğalma verimi(yield): Y	Biyokütle [M(KOİ)L ⁻³]	Substrat [M(KOİ)L ⁻³]	Oksijen (negatif KOİ) [M(-KOİ)L ⁻³]	Kinetik parametreler: Maksimum spesifik çoğalma hızı: μ_{max} Yarı hız sabiti: K_s Spesifik ölüm hızı: b

Bu basitleştirilmiş modelin konseptini heterotrofik biyokütlenin aerobik ortamda enerji ve besin ihtiyacı için substrat tüketimi oluşturmaktadır. Biyokütlenin çoğalması ve ölümü modelin iki temel prosesini oluşturmaktadır. Aynı zamanda bu temel proseslerle birlikte oksijen tüketimi ve substrat giderimi olayları da meydana gelirken, bunlar heterotrofik çoğalma ve ölüm proseslerinin stokiyometisi aracılığıyla ifade edilirler.

IWA görev grubu terminolojideki uyumluluğu sağlamak için belirli kurallar benimsenmiştir. Buna göre su içerisinde çözünemeyen bileşenler X , çözünmüşler S sembolleri ile ifade edilmiştir. Bu bileşenlerin alt simgeleri olarak biyokütle için B , substrat için S ve oksijen için O sembolleri kullanılmaktadır. Bununla beraber matriste yer alan bileşenlerin sıralarını belirten kendilerine ait bir i indeksi bulunmaktadır. Bu 3 bileşenli basit modelde i , soldan sağa doğru 1, 2 ve 3 değerlerini almaktadır.

Matrisin ikinci bölümünü sistemde gerçekleşen biyolojik prosesler oluşturmaktadır. Bunlar modelde yer alan bileşenleri etkileyen biyolojik dönüşümleri ifade etmektedir. Bu basitleştirilmiş modelde biyokütlenin aerobik çoğalması ve biyokütlenin ölümü olmak üzere yalnızca iki proses bulunmaktadır. Bunlar matrisin en soldaki sütununda yer alırken, her bir proses için bir j indeksi bulunmaktadır. Bu basitleştirilmiş modelde j 'nin değerleri yukarıdan aşağıya doğru 1 ve 2'dir. Proses oranları, uygun satırdaki proses adına karşılıklı gelecek şekilde matrisin en sağındaki

sütunda yer almaktadır. Proses oranları p_j ile ifade edilirken, j alt indisi en sol sütunda yer alan prosesin numarasını göstermektedir.

Proses matrisinin içerisinde stokiyometrik katsayılar (v_{ij}) yer almaktadır. Stokiyometrik katsayılar bileşenler ve prosesler arasındaki ilişkilerin düzenlenmesini sağlamaktadırlar. Örneğin biyokütlenin çoğalması (+1); çözünmüş substratın (-1/Y) oranında harcanması ve oksijenin metabolik proseslerde $-(1-Y)/Y$ oranında kullanılması ile gerçekleşir. Tutarlı birimlerle çalışılarak katsayılar mümkün olduğunca sadeleştirilmiştir. Çizelge 2.1 ile verilen matrise bakılacak olursa tüm organik maddeler eşdeğer KOİ biriminde ifade edilirken, oksijen negatif KOİ ile ifade edilmiştir. Matristeki negatif katsayılar tüketim, pozitif katsayılar ise üretim için kullanılmaktadır.

Sistem içerisindeki bir bileşen çok sayıda farklı proses tarafından etkilenebilir. Matris gösteriminin en kullanışlı tarafı sistem içerisindeki bileşenlere etki eden tüm prosesleri hızlı ve kolay biçimde görebilmektir. Bu durum kütle dengesi denklemleri hazırlanırken kolaylık sağlamaktadır. Denklem 2.6 ile verilen kütle dengesi denkleminin reaksiyon basamağı proses matrisi yardımıyla hesaplanmaktadır.

$$Giriş - Çıkış + Reaksiyon = Birikim \quad (2.6)$$

Burada giriş ve çıkış terimleri modellenen sistemin fiziksel karakterine bağlı olan taşınım terimleridir. Sistemdeki i 'nci bileşenin reaksiyon terimi (r_i), denklem 2.7 ile verilen biçimde stokiyometrik katsayıların (v_{ij}) ve proses oranlarının (p_i) çarpım ürünleri toplanarak hesaplanmaktadır.

$$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} p_j \quad (2.7)$$

Örneğin sistemdeki biyokütle (X_B) için reaksiyon oranı denklem 2.8 ile;

$$r_{X_B} = \frac{\mu_{max} S_S}{K_S + S_S} X_B - b X_B \quad (2.8)$$

çözünmüş substrat (S_S) için reaksiyon oranı denklem 2.9 ile;

$$r_{S_S} = -\frac{1}{Y} \frac{\mu_{max} S_S}{K_S + S_S} X_B \quad (2.9)$$

özn oksijen (S_O) için reaksiyon oranı denklem 2.10 ile verilmektedir.

$$r_{S_O} = -\left(\frac{1-Y}{Y}\right)\frac{\mu_{max}S_S}{K_S + S_S}X_B - bX_B \quad (2.10)$$

Matris gösteriminin bir diğerk faydası da aynı birime sahip olan bileşenler için srekliğinin matris satırı boyunca kolaylıkla kontrol edilebilir olmasıdır. Proses matrisinin her satırı için geçerli olmak üzere aynı birime sahip olan bileşenlerin stokiyometrik katsayıları toplamı sıfır olmalıdır (Henze ve diğ.,1987).

2.3.1 Organik karbon ve azot giderimi için geliştirilen aktif çamur modelleri

2.3.1.1 Aktif amur modeli no.1

Biyolojik atıksu arıtma sistemlerinin tasarımı ve işletilmesinde kullanılan modellerin uygulamasının kolaylaştırılması ve yeni modellerin gelişiminin önünün açılması amaçlanarak eski adıyla IAWPRC (Uluslararası Su Kirliliğeri Araştırma ve Kontrolü Kuruluşu) şimdiki adıyla IWA (Uluslararası Su Kuruluşu) tarafından bir görev gurubu oluşturulmuştur. Bu gurubun birinci temel hedefinin bilimsel literatürde var olan aktif çamur modellerini taramak, ikinci temel hedefinin ise karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerekleşiren tek çamurlu sistemler için gerçekçi bir tahmin performansına sahip basit bir matematiksel model üzerinde mutabakat sağlamak olduğu belirtilmiştir. Bu görev grubunun çalışma sonuçları 1987 yılında yayınlanarak Aktif amur Model No.1 (ASM1) olarak isimlendirilmiştir (Jeppsson, 1996). ASM1'in yayınlandığı tarihten bu yana birçok farklı aktif çamur modelleri geliştirilmesine rağmen, ASM1 günümüzde de atıksu arıtma prosesleri tanımlanırken en çok tercih edilen modeller arasında yer almaktadır (Hauduc ve diğ., 2011).

ASM1'in birçok temel prosesi University of Cape Town (UCT) modeli olarak adlandırılan modelden uyarlanmıştır. Bisubstrat ve ölüm-yenilenme hipotezleri ASM1'e adapte edilen önemli konseptlerdir. Bisubstrat konseptinde biyolojik olarak paalanabilen KOİ, kolay paalanabilen ve yavaş paalanabilen KOİ olarak ikiye ayrılmaktadır. Kolay paalanabilen KOİ'nin basit moleküllerden meydana geldiğeri ve hücre duvarından geçerek organizmalar tarafından direkt olarak sentez reaksiyonlarında kullanıldığı kabul edilmektedir. Diğerk yandan yavaş paalanabilen KOİ'yi oluşturan maddeler daha büyük ve karmaşık olarak kabul edilmektedir. Bu maddeler hücre dışı enzimler sayesinde paalanarak hücre içerisine alınıp daha

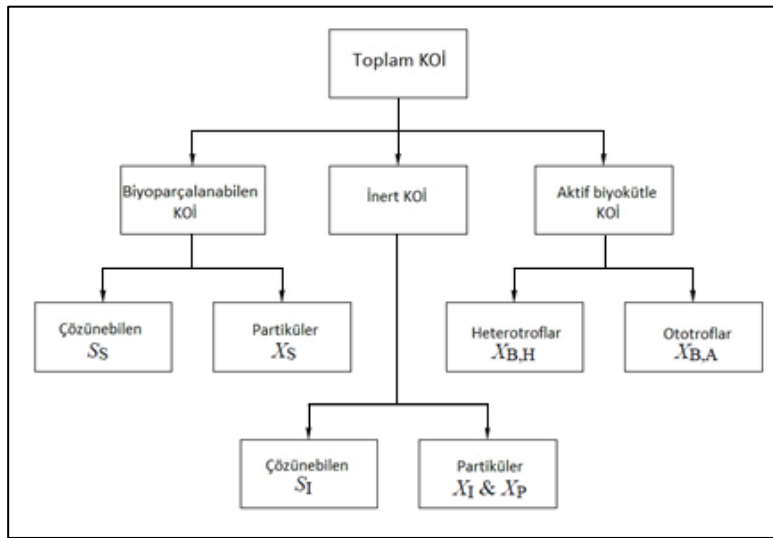
ASM1 modelinde UCT modeline benzer olarak heterotrofik ve ototrofik çoğalma proseslerinin tanımlanmasında Monod yaklaşımı kullanılmıştır. KOİ; organik substrat, biyokütle ve kullanılan oksijen arasında elektron eşdeğerleri olarak bir bağlantı sağladığı için karbonlu maddelerin tanımlanmasında en uygun parametre olarak seçilmiştir.

13

ASM1 modelinde KOİ durum değişkenleri:

ASM1 modelinde karbonlu madde; biyolojik olarak ayrışabilen KOİ, biyolojik olarak ayrışamayan (inert) KOİ ve biyokütle olarak üçe ayrılmıştır. Daha sonra, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ kendi içerisinde biyolojik olarak kolay ayrışabilen KOİ (S_S) ve biyolojik olarak yavaş ayrışabilen KOİ (X_S) olarak ikiye ayrılmaktadır. Buna ilaveten inert KOİ'de çözünmüş (S_I) ve partiküler (X_I) olarak iki sınıfa ayrılmıştır. Bu iki inert sınıfın sistemde gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonlardan etkilenmediği kabul edilmektedir. Çözünmüş inert madde son çöktürme havuzundan sonra sistemi terk ederken, partiküler inert madde ise çamur içerisinde kalarak inert UAKM olarak sistemde birilmektedir. Bunların haricinde aktif biyokütle heterotrofik biyokütle ($X_{B,H}$) ve ototrofik biyokütle ($X_{B,A}$) olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Biyokütlenin ölümünden kaynaklanan inert partiküler ürün (X_P), KOİ bileşenleri arasında yer almaktadır. Özet olarak ASM1'in toplam KOİ dengesi denklem 2.11 ile verilirken KOİ bileşenlerinin sınıflandırılması Şekil 2.5 ile verilmektedir.

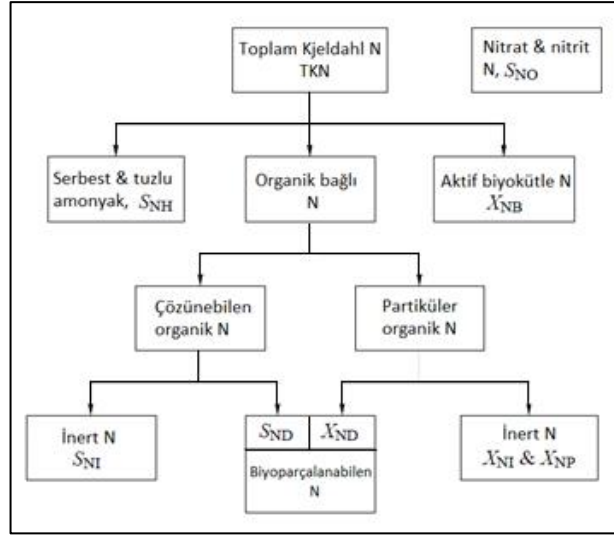
$$KOİ_{toplam} = S_I + S_S + X_S + X_{B,H} + X_{B,A} + X_I + X_P \quad (2.11)$$



Şekil 2.5 : ASM1 KOİ bileşenleri (Jeppsson, 1996).

ASM1 modelinde azotlu durum değişkenleri:

ASM1 model konseptinde atıksudaki azotlu madde Şekil 2.6 ile verildiği biçimde bileşenlerine ayrılmıştır.



Şekil 2.6 : ASM1 azotlu madde bileşenleri (Jeppsson, 1996).

Buna göre azot, toplam Kjeldahl azotu (TKN) ölçümü baz alınarak amonyak azotuna, organik bağılı azota ve aktif biyokütle azotuna ayrılmıştır. Organik maddelerin sınıflandırılmasında olduğu gibi organik bağılı azot, çözünmüş ve partiküler fraksiyonlar olarak ikiye ayrılmıştır. Bu iki fraksiyonda biyolojik olarak ayrışabilen ve inert fraksiyonlar içerebilmektedir. Ancak ASM1 proses matrisinde organik bağılı azot, yalnızca biyolojik olarak ayrışabilen çözünmüş azot (S_{ND}) ve biyolojik olarak ayrışabilen partiküler azot (X_{ND}) olarak dikkate alınmıştır. ASM1 içerisinde aktif biyokütle azotuna yalnızca biyokütle ölümü prosesinde partiküler biyolojik olarak ayrışabilen organik azot üretimini sağlaması amacıyla yer verilmektedir. İnert organik partiküler ürün (X_{NP}) ve inert organik partiküler madde (X_{NI}) kolay hesaplanabilmelerine rağmen ASM1 model matrisinde yer almamaktadırlar. Son olarak ASM1 içerisinde amonyak azotunun (S_{NH}) nitrifikasyon sonucunda nitrat azotuna (S_{NO}) dönüşmesi tek adımlı bir proses olarak dikkate alınmıştır.

ASM1 modelinde diğer durum değişkenleri:

ASM1’de negatif KOİ ile ifade edilen çözünmüş oksijen konsantrasyonu (S_O) ve alkalinite (S_{ALK}) son iki durum değişkenini oluşturmaktadır. Alkalinitenin model içerisindeki hiçbir prosese etkisi bulunmamaktadır (Jeppsson, 1996).

Tüm bu anlatılanlara göre ASM1 içerisinde yer alan model durum değişkenleri Çizelge 2.2 ile verilmektedir.

Çizelge 2.2 : ASM1 durum değişkenleri.

Durum değişkeni	Sembol	Birim
1 Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat	S_S	$g\ KOİ/m^3$
2 Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substrat	X_S	$g\ KOİ/m^3$
3 Heterotrofik biyokütle	$X_{B,H}$	$g\ KOİ/m^3$
4 Ototrofik biyokütle	$X_{B,A}$	$g\ KOİ/m^3$
5 İnert partiküler ürün	X_P	$g\ KOİ/m^3$
6 Çözünmüş oksijen	S_O	$g\ O_2/m^3$
7 Nitrat azotu	S_{NO}	$g\ NO_3-N/m^3$
8 Amonyak azotu	S_{NH}	$g\ NH_3-N/m^3$
9 İnert çözünmüş madde	S_I	$g\ KOİ/m^3$
10 İnert partiküler madde	X_I	$g\ KOİ/m^3$
11 Biyolojik olarak ayrışabilen organik çözünmüş azot	S_{ND}	$g\ N/m^3$
12 Biyolojik olarak ayrışabilen organik partiküler azot	X_{ND}	$g\ N/m^3$
13 Alkalinite	S_{ALK}	mol

Dinamik prosesler:

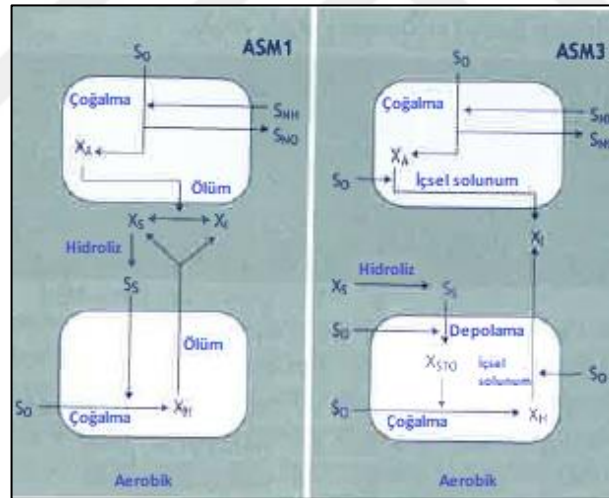
ASM1 yukarıda bahsedilen 13 önemli bileşenin yanı sıra heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen 8 önemli proses içermektedir. Modelde her iki mikroorganizma türü için çoğalma ve ölüm reaksiyonları ayrı olarak yer almaktadır. Buna ilaveten aerobik ve anoksik çevre koşulları için heterotrofların çoğalma prosesleri ayrı olarak tanımlanırken, ölüm prosesinde herhangi bir elektron alıcısı kullanılmadığı için bu proses ortak olarak verilmektedir. Bu proseslerin haricinde çözünmüş organik azotun amonifikasyonu, organik maddelerin hidrolizi ve organik azotun hidrolizi prosesleri de modelde yer almaktadır. Bu reaksiyonların sonucunda gerçekleşen madde dönüşümleri sırasıyla:

1. Heterotrofların aerobik çoğalması: $S_S + S_O + S_{NH} \rightarrow X_{B,H}$
2. Heterotrofların anoksik çoğalması: $S_S + S_{NO} + S_{NH} \rightarrow X_{B,H}$
3. Ototrofların aerobik çoğalması: $S_O + S_{NH} \rightarrow X_{B,A} + S_{NO}$
4. Heterotrofların ölümü: $X_{B,H} \rightarrow X_P + X_S + X_{ND}$
5. Ototrofların ölümü: $X_{B,A} \rightarrow X_P + X_S + X_{ND}$
6. Çözünmüş organik azotun amonifikasyonu: $S_{ND} \rightarrow S_{NH}$
7. Organik maddelerin hidrolizi: $X_S \rightarrow S_S$
8. Organik azotun hidrolizi: $X_{ND} \rightarrow S_{ND}$

biçiminde özetlenebilir (Dochain ve Vanrolleghem, 2001).

2.3.1.2 Aktif çamur modeli no.3

Biyolojik azot giderimi için eski adıyla IWAQ (Uluslararası Su Kalitesi Kuruluşu) yeni adıyla IWA (Uluslararası Su Kuruluşu) görev grubu tarafından 1999 yılında yayınlanan bir diğer aktif çamur modeli Aktif Çamur Modeli No. 3 (ASM3)'tür. ASM3, ASM1'in kullanımından edinilen tecrübelerle göre tespit edilen kusurların düzeltilmesi ile oluşturulan "güncellenmiş ASM1" olarak tanımlanabilir. ASM1 ve ASM3 arasındaki temel fark, ASM3'te heterotrofik mikroorganizmaların metabolik süreçlerinde hücre içi substrat depolama kavramının benimsenmesidir. ASM1'de yer alan biyokütlenin dışarıdan gelen biyolojik olarak kolay ayrışabilen substratı (S_s) direkt olarak çoğalma prosesinde kullanması yaklaşımı ASM3 için geçerli değildir. ASM3'te biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat (S_s), hücre içerisinde depo ürünü (X_{sto}) olarak saklanır ve çoğalma sırasında substrat olarak kullanılır. ASM1 ve ASM3 arasındaki diğer önemli fark ise ASM3'te mikroorganizmaların ölümünde içsel solunum (endogenous respiration) konseptinin benimsenmesidir. İki modelin metabolik süreçlerindeki bu yaklaşım farkları Şekil 2.7 ile verilmektedir.



Şekil 2.7 : ASM1 ve ASM3'ün metabolik süreçlerinin karşılaştırılması (Brdjanovic ve diğ., 2015).

Burada görüldüğü üzere ASM1'de biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substratın (X_s) ölüm prosesinde üretilmesi ve hidrolize edildikten sonra çoğalma prosesinde yeniden kullanılması döngüsellik içermektedir. Bu süreçte bir proses parametresinin değiştirilmesinin döngüdeki diğer prosesleri de etkilemesi ASM1 modelinin kalibrasyonunu zorlaştırmaktadır. ASM3'te mikroorganizma ölüm süreçleri için benimsenen içsel solunum yaklaşımı ile biyokütle direkt olarak partiküler inert

maddeye (X_I) dönüştürülerek biyokimyasal süreçlerin dışına çıkarılır. Model konseptindeki bu sadeleştirme ASM3'ün daha kolay kalibre edilebilmesini beraberinde getirmektedir.

Yapılan AAT modelleme çalışmalarında ASM1 ve ASM3 modellerinin her ikisinde kentsel AAT'lerin dinamik davranışlarını yansıtmaya becerilerinin olduğu, ancak kolay biyoparçalılabilen substrat depolanmasının önemli olduğu durumlarda (endüstriyel atıksuların modellenmesi) veya tesis içerisinde anaerobik proses hacimlerinin azımsanmayacak düzeyde olduğu durumlarda ASM3'ün daha iyi performans gösterdiği belirtilmektedir. (Brdjanovic ve diğ., 2015).

ASM3 modelinde yer alan durum değişkenleri Çizelge 2.3 ile verilmektedir.

Çizelge 2.3 : ASM3 durum değişkenleri.

Durum değişkeni	Sembol	Birim
1 Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat	S_S	$g\ KOI/m^3$
2 Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substrat	X_S	$g\ KOI/m^3$
3 Heterotrofik organizmaların hücre içi depo ürünü	X_{STO}	$g\ KOI/m^3$
4 Heterotrofik organizmalar	X_H	$g\ KOI/m^3$
5 Nitrifikasyon organizmaları	X_A	$g\ KOI/m^3$
6 Askıda katı madde	X_{SS}	$g\ AKM/m^3$
7 Çözünmüş oksijen	S_O	$g\ O_2/m^3$
8 Nitrat ve nitrit azotu	S_{NO_x}	$g\ (NO_3^- - N + NO_2^- - N)/m^3$
9 Amonyak azotu ve amonyum azotu	S_{NH_4}	$g\ (NH_3 - N + NH_4^+ - N)/m^3$
10 Azot gazı	S_{N_2}	$g\ N_2 - N/m^3$
11 İnert çözünmüş madde	S_I	$g\ KOI/m^3$
12 İnert partiküler madde	X_I	$g\ KOI/m^3$
13 Alkalinite	S_{ALK}	mol

Buna göre modelde 13 adet durum değişkeni bulunmaktadır. ASM1'den farklı olarak modele eklenen durum değişkenleri; heterotrofların içsel depo ürünü (X_{STO}), askıda katı madde (X_{SS}) ve azot gazı (S_{N_2})'dir. ASM1'de yer alıp ASM3'te bulunmayan durum değişkenleri ise; inert partiküler ürün (X_P), biyolojik olarak ayrışabilen çözünmüş organik azot (S_{ND}) ve biyolojik olarak ayrışabilen partiküler organik azot (X_{ND})'tur.

ASM3 içerisinde 12 adet biyokinetik proses yer almaktadır. Bu prosesler ASM3 model matrisinde verilen sıralamaya uygun olarak aşağıda özetlenmektedir.

1. Hidroliz: Bu proses giriş atıksuyunda bulunan biyolojik olarak yavaş ayrışabilen (X_s) maddelerin biyolojik olarak kolay ayrışabilen (S_s) maddelere dönüşümünü sağlar. Elektron alıcısının varlığından bağımsız olarak gerçekleşir.
2. Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substratın aerobik depolanması: Bu proses biyolojik olarak kolay ayrışabilen substratın (S_s) hücre içi depo ürününe (X_{STO}) dönüşümünü tanımlamaktadır. Bu proses aerobik solunumla elde edilen enerjiye ihtiyaç duymaktadır. Dolayısıyla bu proses sırasında çözünmüş oksijen (S_o) tüketimi gerçekleşmektedir.
3. Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substratın anoksik depolanması: Bu proses aerobik depolama prosesi ile özdeş olmasına karşın proses sonucunda ortaya çıkan enerji bakımından farklılık gösterir. Anoksik depolama prosesinde aerobik depolamaya göre daha az enerji elde edilir. Dolayısıyla bu proseste aerobik heterotrofik depolama oranı azaltılarak anoksik depolama oranı olarak kullanılır.
4. Heterotrofların aerobik çoğalması: Bu proses elektron alıcısı olarak çözünmüş oksijeni (S_o) kullanan heterotrofların (X_H) çoğalmasını tanımlamaktadır. Bu proseste kullanılan substratın tamamının depolanan organik madde (X_{STO}) olduğu kabul edilir.
5. Heterotrofların anoksik çoğalması: Bu proses heterotrofların aerobik çoğalma prosesine benzer olmakla birlikte elektron alıcısı olarak nitratın kullanılması bakımından farklılık göstermektedir. Bu prosesin kinetik oranı, heterotrofların aerobik çoğalması prosesine anoksik durum için düzeltme faktörü eklenerek tanımlanmaktadır.
6. Heterotrofların aerobik içsel solunumu: Bu proses aerobik şartlar altındaki tüm heterotrofik biyokütle kayıplarını tanımlamaktadır. Proses esnasında çözünmüş oksijen (S_o) elektron alıcısı olarak kullanılarak heterotrofik biyokütle (X_H) inert partiküler (X_I) maddeye dönüştürülmektedir.
7. Heterotrofların anoksik içsel solunumu: Bu proses aerobik içsel solunum prosesine benzer olmasına karşın elektron alıcısı olarak nitratın

kullanılmasından dolayı daha yavaş gerçekleşmektedir. Bu prosesin kinetik oranı aerobik içsel solunum prosesine göre daha düşüktür.

8. Depo ürünlerinin aerobik solunumu: Bu proses içsel solunum ile benzerdir. Depolama ürünlerinin (X_{STO}) biyokütle ile birlikte stabilize olmasını sağlar.
9. Depo ürünlerinin anoksik solunumu: Bu proses aerobik depo ürünlerinin (X_{STO}) solunumu ile benzer olmakla beraber anoksik koşullarda olduğu için daha yavaş gerçekleşir.
10. Ototrofların aerobik çoğalması: Bu proses elektron alıcısı olarak çözünmüş oksijeni (S_O), elektron kaynağı olarak amonyak azotunu (S_{NH}) kullanan ototrofların (X_A) çoğalmasını tanımlamaktadır.
11. Ototrofların aerobik içsel solunumu: Bu proses aerobik şartlar altındaki ototrofik biyokütle kayıplarını tanımlamaktadır. Proses esnasında oksijen (S_O) elektron alıcısı olarak kullanılarak ototrofik biyokütle (X_A) inert partiküler (X_I) maddeye dönüştürülmektedir.
12. Ototrofların anoksik içsel solunumu: Bu proses ototrofların (X_A) aerobik içsel solunumu prosesine benzer olmasına karşın elektron alıcısı olarak nitratın (S_{NO}) kullanılmasından dolayı daha yavaş gerçekleşmektedir. Bu prosese ait kinetik ölüm hızı aerobik içsel solunum prosesine göre daha düşüktür (Gujer ve diğ.,1999).

2.3.2 Aktif çamur simülasyonunda kullanılan bilgisayar programları

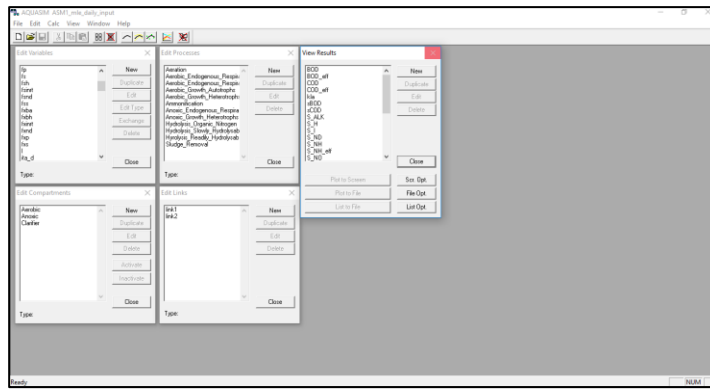
Atıksu arıtma simülatörleri modelcinin çeşitli AAT konfigürasyon modellerini simule etmesine imkân sağlayan yazılımlar olarak tanımlanabilir. AAT simülasyonları genel amaçlı yazılımlar veya spesifik amaçlı yazılımlar kullanılarak gerçekleştirilebilir. Genel amaçlı yazılımlar yüksek esnekliğe sahip olmalarına karşın, kullanıcının AAT konfigürasyonunu ve proses modelini yazılım içerisinde programlamasını gerektirir. Bu durum kullanıcının hem modelleme hem de programlama yeteneğine sahip olmasını zorunlu kılar. Genel amaçlı yazılımlara MATLAB™/SIMULINK™ programı örnek olarak verilebilir. Spesifik amaçlı AAT simülatörlerinde ise içerisinde proses modelleri bulunan birim arıtma blokları, önceden tanımlanmış olarak yer almaktadır. Örneğin simülatörde yer alan birim biyoreaktör bloğunda ASM1 ve ASM3 modelleri mevcut olup, kullanıcı hangi

modelin biyoreaktör içerisinde geçerli olacağını seçebilmektedir. Kullanıcı tarafından simüle edilmek istenilen proses konfigürasyonu, arıtma ünitesi bloklarının birbirlerine bağlanması yoluyla kolaylıkla oluşturulabilir. Buna ilaveten spesifik AAT simülatörlerinde bulunan açılır menüler yardımıyla model parametreleri üzerinde rahatlıkla modifikasyonlar yapılabilir (Brdjanovic ve diğ., 2015).

Bu tezin temel amaçlarının başında genel amaçlı bir simülatörü kullanarak spesifik amaçlı bir aktif çamur simülasyon programı tasarlamak gelmektedir. Bu bölümün devamındaki alt başlıklarda aktif çamur modellemesi ve simülasyonu çalışmalarında sıklıkla tercih edilen spesifik amaçlı AAT simülatörlerinin özelliklerine değinilerek mevcut durumları ortaya konulmuştur.

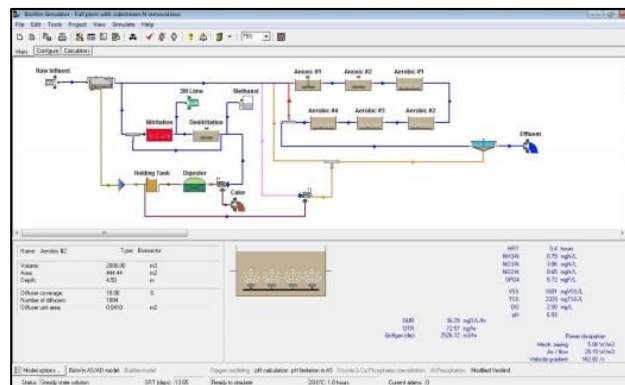
2.3.2.1 AQUASIM

AQUASIM, arıtma tesislerinin ve sucul ortamların analiz edilebilmesi için İsviçre Federal Su ve Teknolojileri Araştırma Merkezi (Eawag) tarafından geliştirilen, C++ dili ile yazılmış, nesne tabanlı bir bilgisayar programıdır. Kullanıcılarına; çeşitli modellerin simülasyonunu gerçekleştirme, deneysel verilere dayanarak model parametrelerini ve belirsizlikleri tahmin edebilme imkânını sağlamaktadır. Program içerisinde spesifik bir proses modeli yer almamasına karşın, kullanıcıya istediği modeli tasarlama serbestliği sunulmaktadır. AQUASIM temel olarak 4 alt sistemden (sınıf) meydana gelmektedir. Bu sınıflar; değişkenler, prosesler, kompartımanlar ve linklerdir. AQUASIM, incelenen sistemin konumsal şeklinin kompartımanlar halinde tanımlanmasını sağlar. Her bir kompartıman diğerine (göller hariç) linkler ile bağlanılabilmektedir. Ayrıca bağlantı yerlerinde çatallaşma yapılabilmesi akışkanın geri devrini mümkün kılar. Programda mevcut bulunan kompartıman çeşitleri; tam karışımli reaktörler, biofilm reaktörler, piston akımlı reaktörler, doymun zemin sütunu, nehir kesitleri ve göllerdir. Kullanıcılar istedikleri durum değişkenini ve dönüşüm proseslerini kompartımanlar içerisinde aktif duruma geçirebilirler ya da pasif durumda kalmasını sağlayabilirler. Kullanıcı tarafından oluşturulan model simüle edilebilir veya deneysel veriler kullanarak parametre tahmini ve hassaslık analizi yapılabilir. Programın hesapladığı sonuçlar grafiksel olarak veya metin dosyası olarak elde edilebilmektedir (Reichert, 1995). AQUASIM kullanıcı ara yüzü Şekil 2.8 ile verilmektedir.



2.3.2.2 BioWin

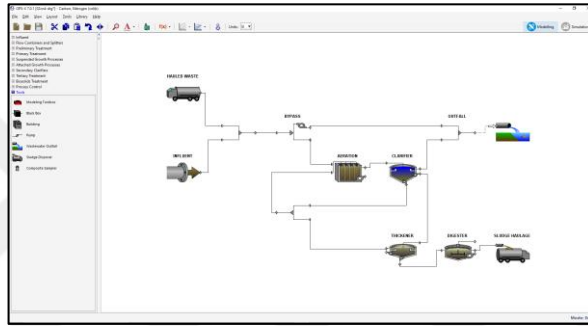
BioWin Kanada merkezli EnviroSim firması tarafından geliştirilen, biyolojik, kimyasal ve fiziksel proseslerin birlikte yer aldığı bir AAT simülasyon programıdır. BioWin'in çekirdeğini oluşturan biyolojik model, diğer fiziksel ve kimyasal proses modelleri (pH hesaplaması için su kimyası modelleri ve diğer gaz-sıvı etkileşimleri) tarafından desteklenmektedir. Programda kararlı hal ve dinamik çözümleme seçenekleri mevcuttur. BioWin çalışma sayfası kullanıcının isteği doğrultusunda özelleştirilebilmektedir. BioWin'in simülasyon sonuçlarının bir arada görülebildiği ve karşılaştırılabildiği “Album” adlı özelliği ve simülasyon sonuçlarının Word dosyası olarak otomatik raporlandığı “report to Word™” özellikleri mevcuttur (EnviroSim, 2018). BioWin kullanıcı ara yüzü Şekil 2.9 ile verilmektedir.



2.3.2.3 GPS-X

GPS-X, Kanada merkezli Hydromantis firmasının geliştirdiği bir AAT simülasyon programıdır. GPS-X programının içerisinde tanımlı olarak birçok AAT proses konfigürasyonu yer almaktadır. Model kütüphanesinde IWA tarafından geliştirilen

aktif çamur modellerinin (ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3) yanı sıra, endüstriyel atıksuların simülasyonunda kullanılan çeşitli proses modelleri de mevcuttur. Bunlara ilaveten, giriş atıksuyunun karakterizasyonuna yardımcı olan “Influent Advisor” ve biyokimyasal modelin matris formatında düzenlenmesini sağlayan “Model Developer” adlı gelişmiş özellikleri de bulunmaktadır. GPS-X, arıtma tesisindeki her bir birimi temsil eden blokların ‘sürükle ve bırak’ yöntemi ile yerleştirilebilmesiyle kullanıcı dostu bir grafiksel çözüm sağlamaktadır. Simülasyon sonuçları Excel formatında raporlanırken; resimler, grafikler, parametre ayarları ve sayısal sonuçlar rapor içerisinde yer almaktadır (Hydromantis, 2018). GPS-X kullanıcı ara yüzü Şekil 2.10 ile verilmektedir.

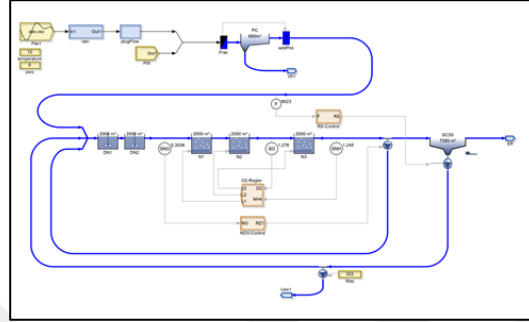


Şekil 2.10 : GPS-X kullanıcı ara yüzü (Hydromantis, 2018).

2.3.2.4 SIMBA

SIMBA, Alman Otomasyon ve Komünikasyon Enstitüsü (ifak) Su ve Enerji Bölümü tarafından geliştirilen, kanalizasyon sistemi, AAT, çamur arıtımı ve alıcı ortamların bütünsel olarak ele alındığı bir simülasyon platformudur. Eski SIMBA sürümleri Matlab®/SIMULINK™ temel yazılımına dayalı iken, en güncel sürüm olan SIMBA#water tek başına bir simülasyon yazılımıdır. Bu yazılım C Sharp'ta programlanmıştır ve Windows 7, 8 ve 10 işletim sistemleri altında çalışmaktadır. SIMBA, mühendislik uygulamaları ve eğitsel amaçlar gibi çok çeşitli görevleri yerine getirebilmek tercih edilmektedir. SIMBA'nın kullanıldığı projelerin kapsamı, tesis ve proses tasarımıyla başlayarak kentsel atıksu sistemlerinin analizi ve işletme optimizasyonuna kadar uzanmaktadır. SIMBA yazılımı içerisinde simülasyon modellerinin kurulması, model bloklarının grafiksel olarak birleştirilmesine ile sağlanmaktadır. Bloklar birim arıtma ünitelerini (ön çöktürme, aktif çamur tankları vb.) temsil etmektedirler. Atıksu ve çamur akımlarının tanımlanması, atıksu akımını bölme veya birleştirme, çeşitli çöktürme tankları ve reaktör modelleri (tam karışım),

piston akımlı reaktörler) de bloklar ile sağlanmaktadır. Petersen matris notasyonuna dayanan biyokimyasal dönüşüm modelleri, SIMBA model editörü kullanılarak serbestçe düzenlenebilir ve değiştirilebilir. Programın model kütüphanesi içerisinde ASM1 ve ASM3 gibi standart aktif çamur modelleri yer almaktadır (ifak, 2018). SIMBA kullanıcı ara yüzü Şekil 2.11 ile verilmektedir.



Şekil 2.11 : SIMBA kullanıcı ara yüzü (ifak, 2018).

2.3.2.5 WEST

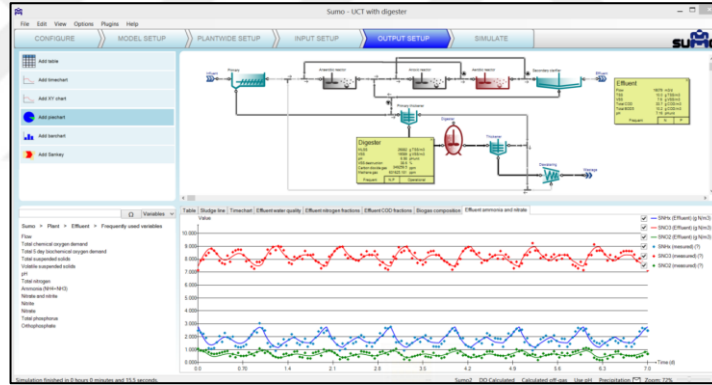
WEST, AAT'lerin ve su kalitesi ile alakalı diğer sistemlerin dinamik modellenmesi ve simülasyonunun gerçekleştirildiği, DHI firması tarafından geliştirilen bir yazılımdır. WEST kullanıcıya yeni AAT tasarlama, AAT optimizasyonu ve gelişmiş kontrol araçları imkânları sunmaktadır (DHI, 2018). Üzerinde çalışılan sistemin dizaynı, proses kütüphanesinde bulunan grafiksel bloklarla yapılır. WEST, model kütüphanesinde birçok popüler aktif çamur ve çöktürme modellerini barındırır. Modelcinin mevcut modeli geliştirmesine veya yeni bir model oluşturmaya olanak vermektedir. Bununla ilgili olarak biyokimyasal model modifikasyonunu mümkün kılan model matrisi düzenleme özelliği de mevcuttur. Ayrıca programa Excel'den data girişi yapılabilmektedir (Makinia, 2010). WEST kullanıcı ara yüzü Şekil 2.12 ile verilmektedir.



Şekil 2.12 : WEST kullanıcı ara yüzü (DHI, 2018).

2.3.2.6 SUMO

SUMO, Dynamita firması tarafından geliştirilen bütüncül bir AAT simülasyon programıdır. Hızlı hesaplama performansı sayesinde program kullanıcısı kısa süre içerisinde birçok işletme veya kontrol senaryosu deneyebilmektedir. Karmaşıklık seviyesi önemli olmaksızın kentsel ve endüstriyel AAT’lerde yer alan birçok arıtma sistemi SUMO içerisinde ele alınabilir. SUMO diğer ticari AAT simülatörlerinden farklı olarak açık proses kaynak kodludur. Bu sayede programdaki modellere, kütle dengelerine ve tüm denklemlere kullanıcının erişimi mümkündür. Dinamik ve karalı hal koşulların her ikisi içinde simülasyon gerçekleştirilmektedir. SUMO, kullanıcıya özgü model tasarımı yapma veya program içerisinde var olan bir modeli değiştirme esnekliğini sunmaktadır. SUMO model kütüphanesinde IWA tarafından geliştirilen aktif çamur modellerinin (ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3) yanı sıra diğer pek çok biyokimyasal ve kimyasal model yer almaktadır (Dynamita, 2018). SUMO kullanıcı ara yüzü Şekil 2.13 ile verilmektedir.



Şekil 2.13 : SUMO kullanıcı ara yüzü (Dynamita, 2018).



3. ARAÇLAR VE YÖNTEMLER

3.1 Dinamik Aktif Çamur Simülatörünün Tasarımında Kavramsal Yaklaşımlar

3.1.1 Biyokimyasal proses modeli seçimi

Bu tez çalışması kapsamında tasarlanan aktif çamur simülatörünün karbon ve azot giderimi yapabilen proses konfigürasyonlarını içermesi hedeflenmiştir. Fosfor giderimi bu çalışmanın kapsamı dışında tutulmuştur. Karbon ve azot giderimi için dünya genelinde kullanılan ASM1 ve ASM3 biyokimyasal proses modelleri hakkında detaylı bilgiler sırasıyla Bölüm 2.3.1.1 ve Bölüm 2.3.1.2’de verilmektedir. Bu bölümlerde değinildiği üzere ASM1 modeli karbon ve azot giderimini sağlayan modellerin temelini oluşturmaktadır. ASM3 ise ASM1’in belirli ihtiyaçlar doğrultusunda güncellenmiş versiyonudur. Bu çalışmada ASM1 modeli temel proses modeli olarak kabul edilmekle birlikte bu model, ASM3 modeli ve Orhon ve diğ. (1998)’nin iki kadmelili hidroliz modelinden adapte edilen yaklaşımlar ile modifiye edilmiştir. Bu çalışmada oluşturulan nihai proses modeli, matris formatında Çizelge 3.1 ile verilmektedir.



Çizelge 3.1 : Proses modeli.

Bileşenler→		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Proses Hızı, [ML ⁻³ T ⁻¹]
Prosesler↓		S _S	X _S	X _{B,H}	X _{B,A}	X _P	S _O	S _{NO}	S _{NH}	S _{ND}	X _{ND}	S _{ALK}	S _I	X _I	S _H	
1	Aerobik Heterotrofların Çoğalması	$\frac{-1}{Y_H}$		1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{-i_{XB}}{14}$				$\mu_{H,max} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{S_O}{S_O + K_{O,H}} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH,H}} X_{B,H}$
2	Anoksik Heterotrofların Çoğalması	$\frac{-1}{Y_{HD}}$		1			$-\frac{(1 - Y_{HD})}{2,86Y_{HD}}$		$-i_{XB}$			$\frac{(1 - Y_{HD})}{14 \cdot 2,86Y_{HD}} - \frac{i_{XB}}{14}$				$\eta_g \mu_{H,max} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{K_{O,H}}{S_O + K_{O,H}} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH,H}} X_{B,H}$
3	Ototrofların Çoğalması				1		$-\frac{4,57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$\frac{-1}{Y_A} - i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$				$\mu_{A,max} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH,A}} \frac{S_O}{S_O + K_{O,A}} X_{B,A}$
4	Aerobik Heterotrofların İçsel Solunumu			-1		f_P	$-(1 - f_P)$				$i_{XB} - (f_P \cdot i_{XP})$					$b_H \frac{S_O}{S_O + K_{O,H}} X_{B,H}$
5	Anoksik Heterotrofların İçsel Solunumu			-1		f_P	$-\frac{(1 - f_P)}{2,86}$				$i_{XB} - (f_P \cdot i_{XP})$					$\eta_d b_H \frac{K_{O,H}}{S_O + K_{O,H}} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} X_{B,H}$
6	Ototrofların İçsel Solunumu				-1	f_P	$-(1 - f_P)$				$i_{XB} - (f_P \cdot i_{XP})$					$b_A \frac{S_O}{S_O + K_{O,A}} X_{B,A}$
7	Çözünmüş Organik Azotun Amonifikasyonu								1	-1		$\frac{1}{14}$				$k_a S_{ND} X_{B,H}$
8	Hızlı Hidrolize Edilebilen KOİ'nin Hidrolizi	1												-1		$K_{hS} \frac{S_H/X_{B,H}}{K_{XS} + (S_H/X_{B,H})} X_{B,H}$
9	Yavaş Hidrolize Edilebilen KOİ'nin Hidrolizi	1	-1													$K_{hX} \frac{X_S/X_{B,H}}{K_{XX} + (X_S/X_{B,H})} X_{B,H}$
10	Partiküler Organik Azotun Hidrolizi									1	-1					$K_{hX} \frac{X_{ND}/X_{B,H}}{K_{XX} + (X_S/X_{B,H})} X_{B,H}$
Dış Prosesler																
11	Havalandırma						1									$k_L a (S_{Osat} - S_O)$
12	Çamur Atımı		-X _S	-X _{B,H}	-X _{B,A}	-X _P					-X _{ND}			-X _I		$1/\theta_x$
Stokiyometrik parametreler: Heterotrofik üreme verimleri: Y _H , Y _{HD} ; Ototrofik üreme verimi: Y _A ; Partiküler inert ürüne dönüşen biyokütle oranı: f _P ; Biyokütle içerisindeki azot oranı: i _{XB} ; Partiküler inert ürünlerdeki azot oranı: i _{XP}		Biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrat, [M(KOI)]L ⁻³	Yavaş hidrolize olan partiküler substrat, [M(KOI)]L ⁻³	Aktif heterotrofik biyokütle, [M(KOI)]L ⁻³	Aktif ototrofik biyokütle, [M(KOI)]L ⁻³	Biyokütle ölümden kaynaklanan partiküler madde, [M(KOI)]L ⁻³	Oksijen (negatif KOİ), [M-(KOI)]L ⁻³	Nitrat ve nitrit azotu, [M(N)]L ⁻³	NH ₄ ⁺ + NH ₃ azotu, [M(N)]L ⁻³	Biyolojik olarak ayrışabilen çözünmüş organik azot, [M(N)]L ⁻³	Biyolojik olarak ayrışabilen partiküler organik azot, [M(N)]L ⁻³	Alkanite, Molar	Çözünmüş inert organik madde, [M(KOI)]L ⁻³	Partiküler inert organik madde, [M(KOI)]L ⁻³	Hızlı hidrolize olan çözünmüş substrat, [M(KOI)]L ⁻³	Kinetik parametreler: Heterotrofik çoğalma ve içsel solunum: μ _{H,max} , K _S , K _{O,H} , K _{NO} , b _H , K _{NH} ; Heterotrofik çoğalma ve içsel solunum: μ _{A,max} , K _{NH,A} , K _{O,A} , b _A ; Anoksik durumda çoğalma ve ölüm için düzeltme faktörü: η _g , η _d ; Amonifikasyon: k _a ; Hidroliz: K _{hS} , K _{hX} , K _{XS} , K _{XX} ; Havalandırma: S _{Osat} , k _L a; Çamur atımı: θ _x



Buna göre nihai model, 10 ana proses ve 2 dış proses olmak üzere toplamda 12 proses içermektedir. 10 ana proses biyokimyasal süreçler ile, 2 dış proses ise mekanik işlemler olan havalandırma ve çamur atımı ile ilgilidir. Havalandırma prosesi yalnızca aerobik reaktörler içerisinde tanımlanmaktadır. Çözünmüş oksijen doygunluk konsantrasyonu ve anlık çözünmüş oksijen konsantrasyonu arasındaki fark ile gaz-sıvı transfer katsayısı (k_{LA}) çarpılarak proses hızı hesaplanır. Reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun kullanıcı tarafından kontrol altında tutulabilmesi, ihtiyaca göre k_{LA} 'nın artırılıp azaltılması ile mümkündür. Bu çalışma kapsamında tasarlanan simülatörde k_{LA} 'nın kullanıcı tarafından tüm simülasyon süresince sabit tutulması veya kullanıcı tarafından belirlenen aerobik reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonuna göre k_{LA} 'nın program tarafından hesaplanması seçenekleri mevcuttur. Diğer bir dış proses olan çamur atımı ise Aerobik ve MLE konfigürasyonlarında oksik reaktör içerisinde, 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonunda ise oksik-2 reaktörü içerisinde tanımlanmaktadır. Çamur atımı prosesinin geçerli olduğu reaktördeki partiküler maddelerin konsantrasyonu çamur yaşına bölünerek, sistemden birim zamanda uzaklaştırılması gereken partiküler madde konsantrasyonu hesaplanır. Çizelge 3.2 ile verilen 10 biyokimyasal prosesden 5 tanesi bu tezdeki biyokimyasal proses modelinin temelini oluşturan ASM1'den alınmıştır. Buna ek olarak, 3 proses için ASM3 ve 2 proses için Orhon ve diğ. (1998)'nin yaklaşımları ana modele adapte edilmiştir.

Çizelge 3.2 : Biyokimyasal prosesler ve kaynakları.

Proses	Kaynak
1 Aerobik Heterotrofların Çoğalması	ASM1 (Henze ve diğ., 1987)
2 Anoksik Heterotrofların Çoğalması	ASM1 (Henze ve diğ., 1987)
3 Ototrofların Çoğalması	ASM1 (Henze ve diğ., 1987)
4 Aerobik Heterotrofların İçsel Solunumu	ASM3 (Gujer ve diğ., 1999)
5 Anoksik Heterotrofların İçsel Solunumu	ASM3 (Gujer ve diğ., 1999)
6 Ototrofların İçsel Solunumu	ASM3 (Gujer ve diğ., 1999)
7 Çözünmüş Organik Azotun Amonifikasyonu	ASM1 (Henze ve diğ., 1987)
8 Hızlı Hidrolize Edilebilen KOİ'nin Hidrolizi	(Orhon ve diğ., 1998)
9 Yavaş Hidrolize Edilebilen KOİ'nin Hidrolizi	(Orhon ve diğ., 1998)
10 Partiküler Organik Azotun Hidrolizi	ASM1 (Henze ve diğ., 1987)

Ana modelde anoksik heterotroflar için ölüm prosesi, ASM1'den farklı olarak ayrı bir proses olarak tanımlanmıştır. ASM1'de sıradan heterotroflar ve anoksik heterotroflar için ölüm prosesi ortak olarak verilmektedir. ASM3'de ise bu iki proses ayrı olarak sunulmaktadır. Ana proses modeli oluşturulurken ASM3'deki yaklaşım baz alınarak sıradan heterotroflar ve anoksik heterotroflar için içsel solunum prosesleri ayrı olarak tanımlanmıştır. Anoksik heterotroflar için içsel solunum prosesi, sıradan heterotrofların içsel solunum prosesi oranına yavaşlatma faktörü (η_d) ilave edilerek hesaplanmaktadır.

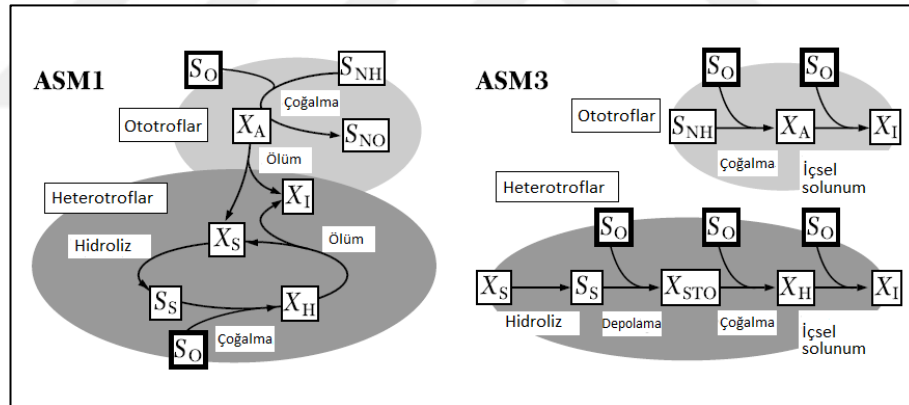
Anoksik çoğalma verimi olarak ifade edilen, tüketilen substrat başına oluşan anoksik heterotrofik hücre miktarı (Y_{HD}) ASM1 modelinde yer almamaktadır. ASM1 modelinde anoksik heterotroflar ve sıradan heterotroflar için çoğalma veriminin eşit olduğu kabul edilmektedir. Bu durum ASM3'de değiştirilerek anoksik heterotrofik çoğalma verimi (Y_{HD}) ayrı olarak tanımlanmıştır. Ana proses modelinde heterotrofların anoksik çoğalması prosesine karşılık gelen durum değişkenlerinin stokiyometrik katsayıları bölümünde Y_H yerine Y_{HD} değeri kullanılmıştır.

Ana proses modeline ASM3'ten uyarlanan bir diğer özellik ise heterotrofik çoğalma proses oranlarına, $\frac{S_{NH}}{S_{NH}+K_{NH,H}}$ ile ifade edilen, amonyak anahtarlama fonksiyonu (switching function) ilavesidir. Buna göre bu prosesin geçerli olduğu reaktörde amonyak mevcut değil ise çoğalma prosesleri yavaşlayacaktır. Ayrıca ASM1'de hidroliz proseslerinin içerisinde yer alan ve $\frac{S_O}{S_O+K_{O,H}}$ oranı ile ifade edilen oksijen anahtarlama fonksiyonları, ASM3 prosesinde yer almamaktadır. Bu çalışmadaki ana proses modelinde hidroliz proseslerinin elektron alıcılarından bağımsız gerçekleştiği kabul edilerek, ASM3 yaklaşımı esas alınmıştır.

ASM1 ve ASM3 modellerinde organik KOİ hidrolizi, yalnızca biyolojik olarak yavaş parçalanabilen KOİ (X_S)'nin hidrolizi olarak tanımlanmaktadır. Orhon ve diğ. (1998) aktif çamur sisteminde paralel hidroliz yaklaşımını ele aldıkları çalışmalarında hidroliz prosesinin iki ayrı yoldan eş zamanlı olarak gerçekleştiğini belirtmişlerdir. Buna göre önerilen hidroliz modelinde, hızlı hidrolize olabilen durum değişkeni olarak tanımlanan S_H fraksiyonu, yavaş hidrolize olabilen X_S fraksiyonu ile eş zamanlı olarak kolay ayrışabilen substrata (S_S) dönüşmektedir. Araştırmacılar, hızlı hidrolize olabilen S_H 'ın hidroliz hızının X_S 'e göre önemli ölçüde yüksek olduğunu tespit ettikleri için böyle bir model tasarladıklarını belirtmişlerdir. Ayrıca, paralel

hidroliz modelinde ASM1'den farklı olarak her iki hidroliz prosesi için de anoksik koşullarda yavaşlatma faktörü tanımlanmamıştır. Bu tez kapsamında oluşturulan ana proses modelinde S_H ve X_S durum değişkenleri, hidrolize olabilen KOİ fraksiyonları olarak tanımlanarak Orhon ve diğ. (1998)'nin paralel hidroliz modeli dikkate alınmıştır. Diğer yandan partiküler organik azotun hidrolizi prosesinde temel olarak ASM1 yaklaşımı esas alınmasına karşın bazı düzenlemeler yapılmıştır. Buna göre elektron alıcısının organik azotun hidrolizine etkisinin olmadığı kabul edilerek oksijen ve nitrat anahtarlama fonksiyonları ASM1 modeli proses denkleminde çıkarılmıştır. Bununla bağlantılı olarak organik azotun hidrolizi proses hızı tüm heterotroflar için aynı kabul edilerek denitrifikasyon bakterileri için ayrıca bir yavaşlatma oranı kullanılmamıştır.

ASM1 ve ASM3 modellerinde çoğalma ve ölüm proseslerindeki KOİ dönüşümü anlayışı birbirinden farklıdır. ASM1 modeli ölüm-yenilenme (death-regeneration) yaklaşımına sahipken, ASM3 modelinde içsel solunum (endogenous respiration) yaklaşımı yer almaktadır. Bu iki yaklaşım Şekil 3.1 ile verilmektedir.



Şekil 3.1 : ASM1 ve ASM3 için KOİ akışı (Henze ve diğ., 2000).

Buna göre ASM1 modelinde ölüm prosesi sonrası heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmanın bir kısmı inert partiküler maddeye (X_I veya X_P) geri kalan kısmı ise biyolojik olarak yavaş ayrışabilen maddeye (X_S) dönüşmektedir. Ölüm prosesi sonrası X_S 'e dönüşen kısım, hidroliz sonucunda S_S 'e dönüşerek heterotrofik çoğalma prosesinde substrat olarak kullanılır. Söz konusu bu konsept ölüm-yenilenme olarak adlandırılmaktadır. Bu döngü içerisinde çözünmüş oksijen yalnızca çoğalma proseslerinde kullanılmaktadır. ASM3 modelinde ise ölüm-yenilenme konsepti yerine içsel solunum konsepti benimsenmiştir. İçsel solunum sonucunda heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmalar nihai olarak inert partiküler maddeye (X_I veya X_P)

dönüşerek biyokimyasal aktifliklerini tamamlarlar. İçsel solunum prosesinde aerobik heterotroflar ve ototroflar elektron alıcısı olarak çözünmüş oksijeni kullanılırken, anoksik heterotroflar ise nitratı kullanmaktadır. Bu duruma göre içsel solunum prosesi yalnızca elektron alıcılarının varlığında gerçekleşeceği için aerobik koşullarda $\frac{S_o}{S_o+K_{O,H}}$, anoksik koşullarda ise $\frac{S_{NO}}{S_{NO}+K_{NO}}$ anahtarlama fonksiyonları içsel solunum prosesi denklemlerinde yer almaktadır. Literatürdeki respirometri deneylerine göre içsel solunum model yaklaşımının ölüm-yenilenme modeline göre gerçek duruma daha yakın olduğu belirtilmiştir (Henze ve diğ., 2000). Ayrıca X_s 'in ölüm prosesinde üretilmesi ve hidrolize edildikten sonra çoğalma prosesinde yeniden kullanılması döngüsünde bir proses parametresinin değiştirilmesi döngüdeki diğer prosesleri de etkilemektedir. Bundan dolayı modelin kalibre edilmesi zorlaşmaktadır (Brdjanovic ve diğ., 2015). Bu sebeplerden ötürü oluşturulan ana proses modelinde, substrat depolama olgusu hariç, ASM3'ün içsel solunum konsepti esas alınmıştır.

Çizelge 3.1 ile verilen bu tezde oluşturulan proses modeli 14 adet durum değişkeni içermektedir. Bu 14 durum değişkeninin 13'ü ASM1 proses matrisinde de yer almaktadır. Paralel hidroliz yaklaşımının modele eklenmesi ile proses modeline dahil olan S_H durum değişkeni, ASM1 modelinden farklı olan tek durum değişkenidir. Ana model içerisinde yer alan biyokimyasal proseslerin konfigürasyonlardaki reaktörlere göre dağılımı Çizelge 3.3 ile verilmektedir.

Çizelge 3.3 : Proseslerin konfigürasyonlara ve reaktörlere göre dağılımı.

Konfigürasyon →				Aerobik		MLE			4 kadememeli Bardenpho				
Prosesler ↓				ox	eff	an	ox	eff	an-1	ox-1	an-2	ox-2	eff
1	Aerobik Heterotrofların Çoğalması			✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
2	Anoksik Heterotrofların Çoğalması			✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
3	Ototrofların Çoğalması			✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
4	Aerobik	Heterotrofların	İçsel	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
5	Anoksik	Heterotrofların	İçsel	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
6	Ototrofların İçsel Solunumu			✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
7	Çözünmüş	Organik	Azotun	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
	Amonifikasyonu												
8	Hızlı	Hidrolize	Edilebilen	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
	Hidrolizi												
9	Yavaş	Hidrolize	Edilebilen	✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
	Hidrolizi												
10	Partiküler Organik Azotun Hidrolizi			✓	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-
Dış Prosesler													
11	Havalandırma			✓	-	-	✓	-	-	✓	-	✓	-
12	Çamur Atımı *			✓	-	-	✓	-	-	-	-	✓	-

* Yalnızca partiküler maddeler için geçerlidir.

an: Anoksik reaktör

ox: Oksik reaktör

eff: Çıkış izleme

Buna göre, biyokimyasal proseslerin tamamı çıkış izleme noktası haricindeki tüm reaktörlerde tanımlanmıştır. Ancak anahtarlama fonksiyonları kullanılarak reaktör şartlarına göre ilgili prosesler yavaşlatılabilir veya durdurulabilir. Örneğin “aerobik heterotrofların çoğalması” prosesinde yer alan oksijen anahtarlama fonksiyonu $\left(\frac{S_O}{S_O+K_{O,H}}\right)$ anoksik reaktörde bu prosesin yavaş çalışmasını veya durmasını sağlamaktadır. Çıkış izleme noktasında hiçbir proses tanımlı değildir. Çıkış izleme noktasının kütle dengesi denklemlerinde sadece taşınım terimleri yer almaktadır. Bu nokta yalnızca durum değişkenlerinin çıkış noktasındaki konsantrasyonlarının izlenebilmesi için oluşturulmuştur. Dış proseslerden biri olan havalandırma süreci yalnızca oksik reaktörler içerisinde tanımlıdır. Diğer dış proses olan çamur atımı ise yalnızca partiküler maddeler için geçerli olmak üzere oksik reaktörlerde (4 kademeli Bardenpho prosesinde oksik-2 reaktöründe) tanımlanmıştır.

3.1.2 Çöktürme modeli seçimi

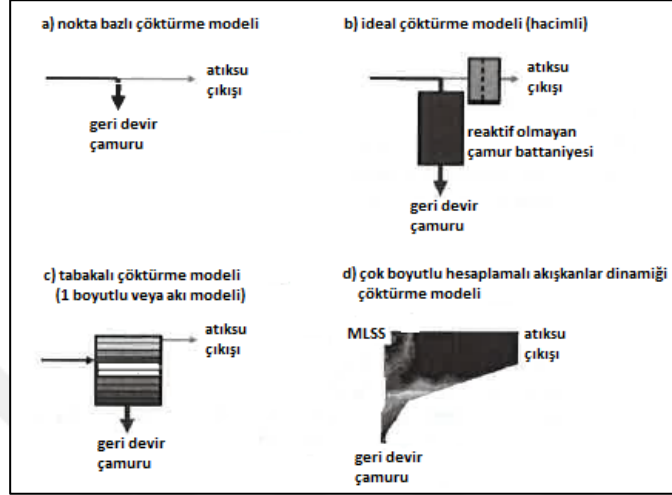
Birçok AAT de bulunan aktif çamur prosesleri genellikle biyolojik reaktörleri takiben, katı maddelerin atıksudan ayrıştırıldığı son çöktürme/yoğunlaştırma ünitesinden meydana gelir. Son çöktürme/yoğunlaştırma ünitesi temel olarak arıtılmış atıksuyu biyolojik çamur kütlelerinden ayırma amacıyla kullanılmaktadır. Son çöktürme ünitesinin fonksiyonları arasında:

- Biyoreaktöre devamlı akım ile geri devrettirilen yoğunlaştırılmış çamuru biriktirme,
- Deşarj edilen atıksuyu katı maddelerden arındırarak mümkün olduğunca berrak bir çıkış suyu sağlama,
- Tesise pik debi geldiği zamanlarda çamur depolama

özellikleri de yer alır.

Son çöktürme ünitesinde ayrılan biyolojik çamurun bir kısmı sistemden atılırken, geriye kalan kısmı ise sisteme geri devrettirilir. Bunun sebebi proses içerisindeki biyokütle konsantrasyonunu artırma için uygun seviyede tutabilmektir. AAT'nin sağlıklı bir şekilde işletilebilmesi için son çöktürme ünitesinin atıksuyu katı maddelerden arındırma ve biyolojik çamuru yoğunlaştırma işlevlerini yerine getirmesi gerekmektedir (Cadet ve diğ., 2015).

Son çöktürme ünitesinin modellenmesinde çeşitli düzeylerde modeller mevcuttur. Bu modeller basitten karmaşığa doğru; nokta bazlı çöktürme modeli, ideal çöktürme modeli, 1 boyutlu tabakalı çöktürme modeli ve çok boyutlu hesaplamalı akışkanlar dinamiği (HAD) çöktürme modeli olarak sıralanabilir. Bu modellere ait grafiksel gösterim Şekil 3.2 ile verilmektedir.



Şekil 3.2 : Aktif çamur modellemesinde kullanılan çeşitli çöktürme modelleri (Rieger ve diğ., 2012).

Çöktürme modelleri arasında en basit olanı nokta bazlı çöktürme modelidir. Herhangi bir hacme sahip olmayan bir noktada, kabul edilen çöktürme verimi ile katı maddelerin tamamı veya bir kısmı atıksudan ayrılarak sisteme geri devrettirilir veya sistemden uzaklaştırılır. Üst akımdaki katı maddelerden arındırılmış atıksu ise deşarja veya ileri arıtma ünitelerine gönderilir. Bu model kullanıcı tarafından tanımlanan çöktürme verimine bağlı olarak çalışmaktadır.

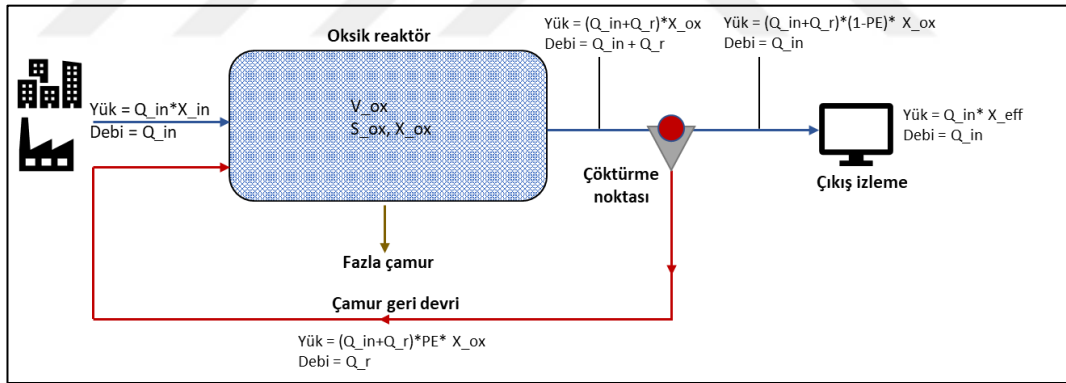
Nokta bazlı çöktürme modeline benzer şekilde oluşturulan ideal çöktürme modelinde de kullanıcı tarafından tanımlanan çöktürme verimine göre katı maddeler atıksudan ayrılmaktadır. Bu modelde ilave olarak atıksudan ayrılan çamur hacmi ve üst akımda kalan atıksu belirli hacimlerde depolanabilir.

Düşey tabakalı 1 boyutlu çöktürme modeli, katı akısı teorisine dayanmaktadır. Bu modeldeki ana varsayımlar sedimentasyon süreci başlamadan askıda katı maddelerin tümünün flokleştirildiği ve sedimentasyon sırasında katı ve sıvı fazlar arasında kütle transferi olmadığıdır. Modeldeki toplam çamur akısı, hidrolik akı ve çökeltme akısından oluşmaktadır. Bu model; birinci dereceden, lineer olmayan, hiperbolik,

kısmi diferansiyel denklemlerin çöktürme tankı içerisinde oluşturulan düşey tabakalarda (genellikle 10 tabaka) çözülmesi ile uygulanabilir.

Çok boyutlu HAD çöktürme modeli ise çökeltme davranışı hakkında detaylı bilgiler sunmasına karşın karmaşık yapısından ötürü genellikle standart bir AAT modelleme çalışmasında tercih edilmemektedir. Bu modeller çoğunlukla araştırma çalışmalarında kullanılmaktadır (Rieger ve diğ., 2012).

Bu tez çalışmasında aktif çamur sistemlerindeki biyokimyasal proses modelleri üzerinde durulmuştur. Çöktürme modelleri fiziksel temellere dayanmaları itibarıyla yapısal olarak biyokimyasal proses modellerinden tamamen farklılardır. Dolayısıyla çöktürme prosesinin detaylı modellenmesi ayrı bir bilgi birikimi ve uzmanlık gerektirmektedir. Bu sebeple yukarıda değinilen çöktürme modelleri arasında uygulanışı en basit olan nokta bazlı çöktürme modeli, aktif çamur simülatörü tasarımında tercih edilmiştir. Buna göre çıkış izleme noktasından önce bir çöktürme noktası kabulü yapılarak yük dengesi bu noktadaki çöktürme verimi varsayımına göre oluşturulmaktadır. Bu durum Şekil 3.3 ile verilen aerobik konfigürasyon partiküler madde akış şeması ile açıklanmaktadır.



Şekil 3.3 : Aerobik konfigürasyon partiküler madde akış şeması.

Buna göre çöktürme prosesi; oksijen reaktör çıkışı, çamur geri devir hattı ve çöktürme noktası sonrasında üst akımdaki partiküler madde yükleri arasında denklem 3.1 ile verilen bir kütle dengesi denklemi kurularak gerçekleştirilir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Oksijen reaktör} \\ \text{çıkışındaki} \\ \text{partiküler madde} \\ \text{yükü} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Çamur geri devir} \\ \text{hattındaki} \\ \text{partiküler madde} \\ \text{yükü} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{c} \text{Çöktürme noktasından} \\ \text{sonra üst akımdaki} \\ \text{partiküler madde yükü} \end{array} \right) \quad (3.1)$$

Yukarıdaki ifadede yer alan oksik reaktör çıkışındaki partiküler madde yükü denklem 3.2 ile verilmektedir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Oksik reaktör} \\ \text{çıkışındaki} \\ \text{partiküler madde} \\ \text{yükü} \end{array} \right) = (Q_{in} \cdot X_{ox}) + (Q_r \cdot X_{ox}) = (Q_{in} + Q_r) \cdot X_{ox} \quad (3.2)$$

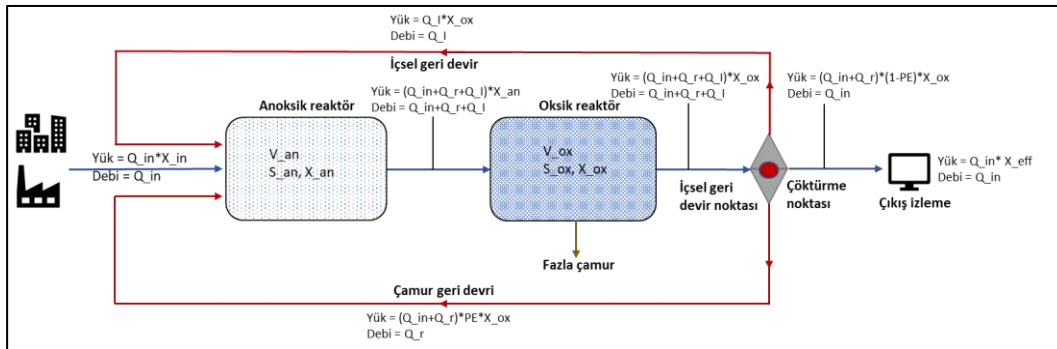
Burada; Q_{in} giriş debisini, X_{ox} oksik reaktördeki partiküler madde konsantrasyonunu ve Q_r geri devir debisini ifade etmektedir. Çöktürme noktasında kullanıcı tarafından belirlenen çöktürme veriminin (PE), oksik reaktör çıkışındaki toplam yük ile çarpılması ile elde edilen çamur geri devir hattındaki partiküler maddelere ait yük ifadesi denklem 3.3 ile verilmektedir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Çamur geri devir} \\ \text{hattındaki} \\ \text{partiküler madde} \\ \text{yükü} \end{array} \right) = (Q_{in} + Q_r) \cdot X_{ox} \cdot PE \quad (3.3)$$

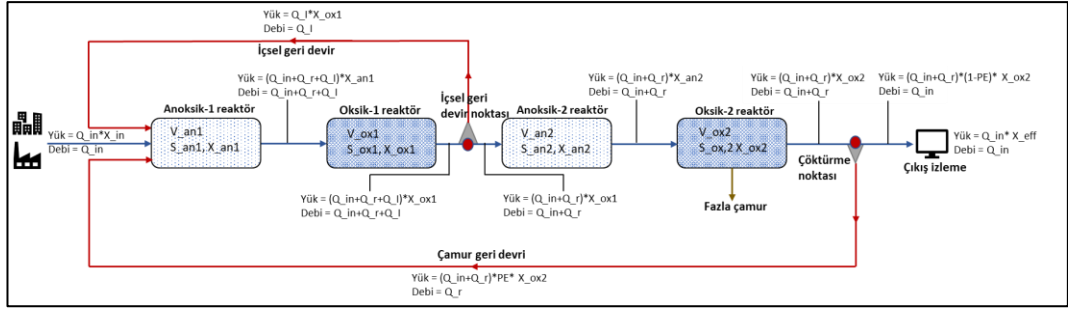
Buna göre yük dengesi uyarınca üst akımda geriye kalan partiküler madde yükü, oksik reaktör çıkışındaki partiküler madde yükünden çamur geri devir hattındaki partiküler madde yükü çıkartılarak hesaplanır. Çöktürme noktasından sonra üst akımdaki partiküler madde yükü denklem 3.4 ile verilmiştir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Çöktürme noktasından} \\ \text{sonra üst akımdaki} \\ \text{partiküler madde yükü} \end{array} \right) = (Q_{in} + Q_r) \cdot X_{ox} \cdot (1 - PE) \quad (3.4)$$

Yukarıda aerobik konfigürasyon örnek verilerek anlatılan çöktürme modeli, MLE ve 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonlarında da aynı şekilde uygulanmaktadır. MLE ve 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonlarına ait partiküler madde akış şemaları sırasıyla Şekil 3.4 ve Şekil 3.5 ile verilmektedir.



Şekil 3.4 : MLE konfigürasyonu partiküler madde akış şeması.



Şekil 3.5 : 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu partiküler madde akış şeması.

Aerobik konfigürasyondan farklı olarak bu iki konfigürasyonda içsel geri devir hattı bulunmaktadır. İçsel geri devir, azot giderim mekanizmasının son aşaması olan denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için oksik reaktördeki atıksuyun belirlenen debi miktarı ile anoksik reaktöre transfer edilmesi şeklinde tanımlanmaktadır. Oksik reaktörde amonyağın yükseltgenmesi ile meydana gelen nitrat azotu, içsel geri devir sayesinde anoksik reaktörde mikroorganizmalar tarafından elektron alıcısı olarak kullanılarak azot gazına indirgenip atıksudan uzaklaştırılır. İçsel geri devirde herhangi bir çöktürme söz konusu olmadığından çözünmüş ve partiküler maddeler içsel geri devir noktasındaki mevcut konsantrasyonları ve kullanıcı tarafından belirlenen içsel geri devir debisi ile oksik reaktör çıkışından anoksik reaktör girişine geri devrettirilir.

Aktif çamur prosesinde mikroorganizma konsantrasyonunu istenilen seviyede tutabilmek için fazla çamurun sistem dışına çıkarılması gerekmektedir. Bu çalışma kapsamında çamur atma işlemi Çizelge 3.1 ile verilen ana proses matrisinde yer alan bir proses olarak tanımlanmıştır. Ancak, çamur atma prosesi bir biyokimyasal proses olmayıp, kullanıcı tarafından belirlenen sabit çamur yaşına ve değişken partiküler madde konsantrasyonlarına bağlı olarak çalışan bir dış proses olarak tanımlanmıştır. Çamur atma prosesi denklem 3.5 ile verilmektedir.

$$\left(\text{Birim hesap zaman adımı} \right) = -X \cdot \frac{1}{\theta_x} \cdot dt \quad (3.5)$$

(atılan çamur konsantrasyonu)

Burada; X , partiküler madde konsantrasyonunu; θ_x , çamur yaşını ve dt , birim hesap zaman adımı uzunluğunu temsil etmektedir. Bu proses, tüm partiküler madde fraksiyonları için Aerobik ve MLE konfigürasyonlarında oksik reaktörde, 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonunda oksik-2 reaktöründe aktifleştirilmektedir. Bu çalışma kapsamında çamur atımı prosesi, partiküler maddelerin konsantrasyonlarını kullanıcı

tarafından tanımlanan çamur yaşına bağlı olarak doğrudan azaltan bir proses olarak tanımlandığı için, çamur atma debisi (Q_w) ihmal edilmektedir.

3.1.3 Kütle dengelerinin oluşturulması

Kütle dengesi denklemleri birçok model açıklamasının temelini oluşturmaktadır. Aktif çamur sistemlerinin dinamik çözümlerinde ise kütle dengesi denklemleri kullanılarak reaktördeki biyokimyasal dönüşümler ve taşınım prosesleri sonucunda zamanla meydana gelen konsantrasyon değişimleri elde edilmektedir. Aktif çamur sistemlerinde reaktör bazında oluşturulan kütle dengesi denkleminin genel formu denklem 3.6 ile verilmektedir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Reaktördeki} \\ \text{bileşen kütlesinde} \\ \text{zamanla meydana} \\ \text{gelen değişim} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Reaktöre} \\ \text{giren bileşen} \\ \text{kütlesi} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{Reaktörden} \\ \text{çıkan bileşen} \\ \text{kütlesi} \end{array} \right) \pm \left(\begin{array}{c} \text{Reaksiyon ile} \\ \text{reaktörde oluşan} \\ \text{veya tüketilen} \\ \text{bileşen kütlesi} \end{array} \right) \quad (3.6)$$

Yukarıda yer alan denklemde giriş ve çıkış terimleri taşınım proseslerini gösterirken, reaksiyon terimi ise biyokimyasal dönüşümleri temsil etmektedir. Son olarak değişim terimi ile de taşınım ve dönüşüm prosesleri sonucunda konsantrasyonda zamanla meydana gelen artış veya azalış ifade edilmektedir. Kararlı hal koşullarında reaktördeki bileşenlerin değişimlerinin sıfır olduğu varsayılarak çözüm gerçekleştirilir. Dinamik durumda ise böyle bir varsayım yapılmaksızın kütle dengesi denklemleri çözülerek reaktördeki bileşenlerin değişim miktarları hesaplanır.

Aktif çamur sistemi içerisinde yer alan her reaktör kompartımanı kendi karışım, kütle transferi ve proses koşullarına bağlı olarak ayrıık şekilde modellenir. Sistem içerisinde yer alan tüm reaktörlere biyokimyasal dönüşüm proseslerini de içeren kütle dengesi denklemleri uygulanır. Aktif çamur model uygulamalarında genellikle tam karışımli reaktör modeli tercih edilmektedir. Tam karışımli reaktörler prensip olarak reaktörün içerisindeki bileşen konsantrasyonunun tüm noktalarda eşit olduğu kabulüne dayanmaktadır. Bu varsayıma göre bileşenin reaktör içerisindeki konsantrasyonu reaktörden çıkış konsantrasyonuna eşit olmaktadır (Dochain ve Vanrolleghem, 2001; Brdjanovic ve diğ., 2015).

Bu tez çalışması kapsamında geliştirilen aktif çamur simülatöründe yer alan konfigürasyonlar, ana proses modeline uygun olarak atıksudan karbon ve azot giderilmesine olanak veren aktif çamur konfigürasyonlarıdır. Bunlar sırasıyla

Bölüm 2.1.1 , Bölüm 2.2.1 ve Bölüm 2.2.2 içerisinde açıklanan Aerobik (klasik aktif çamur), Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) ve 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonlarıdır. Bu konfigürasyonlar içerisinde yer alan her bir reaktörün tam karışımli olduğu kabul edilerek modelleme çalışması buna göre gerçekleştirilmiştir.

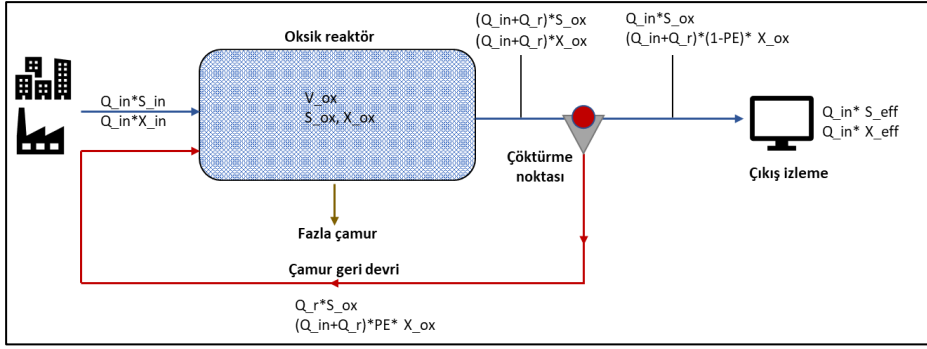
Bu çalışma kapsamında aktif çamur simülatörü içerisinde yer verilen tüm konfigürasyonlara ait kütle dengesi denklemleri bu bölümün devamında verilmektedir. Bu denklemler yazılırken kullanılan semboller ve açıklamaları Çizelge 3.4 ile sunulmaktadır.

Çizelge 3.4 : Kütle dengesinde yer alan semboller ve açıklamaları.

Sembol	Açıklama
an	Anoksik reaktör
dS	Çözünmüş madde konsantrasyonundaki değişim
dt	Hesap zaman adımı uzunluğu
dX	Partiküler madde konsantrasyonundaki değişim
eff	Çıkış izleme noktası
I	İçsel geri devir
i	İterasyon adımı
in	Giriş
ox	Oksik reaktör
PE	Çöktürme verimi
Q	Debi
r	Çamur geri devri
rxn	Reaksiyon
S	Çözünmüş madde konsantrasyonu
V	Hacim
X	Partiküler madde konsantrasyonu

Buna göre bazı sembol örnekleri açıklanırsa; $S_{ox,i}$ ile oksik reaktördeki çözünmüş maddelerin konsantrasyonu, $X_{an,i}$ ile anoksik reaktördeki partiküler maddelerin konsantrasyonu, $dS_{ox1,i}$ ile oksik-1 reaktöründe ki çözünmüş maddelerin değişimi, $rxn(X)_{an2,i}$ ile anoksik-2 reaktöründe ki partiküler maddelerin reaksiyon terimi ifade edilmektedir. Ayrıca tüm durum değişkenleri bir döngü içerisinde iteratif olarak hesaplandıkları için durum değişkeni sembollerinin sonunda iterasyon adım sayısını temsil eden i harfi bulunmaktadır.

İlk olarak bu tez kapsamında oluşturulan aktif çamur simülatörünün yalnızca karbon oksidasyonu ve belirli koşullar altında nitrifikasyon yapabilen konfigürasyonu olan Aerobik konfigürasyona ait kütle yük akış şeması Şekil 3.6 ile verilmektedir.



Şekil 3.6 : Aerobik konfigürasyon kütleli yük akış şeması.

Buna göre, giriş atıksu akımı çöktürme noktasından gelen çamur geri devir akımı ile birlikte oksijen reaktöre gelmektedir. Oksijen reaktörü takip eden çöktürme noktasındaki toplam partiküler madde yükleri, kabul edilen bir çöktürme verimi ile çarpılarak oksijen reaktör girişine geri devrettirilirken kalan partiküler madde yükleri ise çıkış izleme noktasına iletilmektedir. Çözünmüş madde yükleri çöktürme veriminden etkilenmezler. Çözünmüş madde yükleri çamur geri devir debisi oranında oksijen reaktör girişine, giriş atıksuyu debisi oranında da çıkış izleme noktasına iletilirler. Çıkış izleme noktasında herhangi bir reaksiyon gerçekleşmediğinden, çözünmüş ve partiküler maddeler herhangi bir değişime uğramaksızın bu noktayı terk etmektedir. Bu noktanın konfigürasyona ilave edilme amacı çöktürme noktasından sonra çözünmüş ve partiküler madde konsantrasyonlarının izlenebilmesini sağlamaktır.

Aerobik konfigürasyon içerisinde yer alan oksijen reaktöre ait çözünmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.7 ve denklem 3.8 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{ox,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot S_{in,i}) + (Q_{r,i} \cdot S_{ox,i})}{V_{ox}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{ox,i}}{V_{ox}} \right) + rxn(S)_{ox,i} \quad (3.7)$$

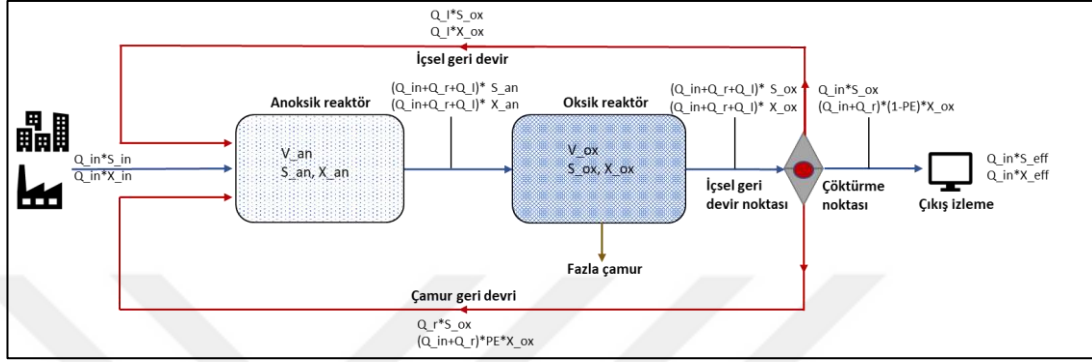
$$\frac{dX_{ox,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot X_{in,i}) + ((Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot PE \cdot X_{ox,i})}{V_{ox}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{ox,i}}{V_{ox}} \right) + rxn(X)_{ox,i} \quad (3.8)$$

Aerobik konfigürasyon içerisinde yer alan çıkış izleme noktasına ait çözünmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.9 ve denklem 3.10 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{ox,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.9)$$

$$\frac{dX_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot (1 - PE) \cdot X_{ox,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot X_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.10)$$

Karbon giderimi ve nitrifikasyona ilave olarak denitrifikasyon özelliği ile atıksulardan azot giderimini de gerçekleştirebilen MLE konfigürasyonuna ait kütlelesel yük akış şeması Şekil 3.7 ile verilmektedir.



Şekil 3.7 : MLE konfigürasyonu kütlelesel yük akış şeması.

Buna göre, giriş atıksuyu akımı, çöktürme noktasından gelen çamur geri devri ve içsel geri devir akımları ile birlikte anoksik reaktöre ulaşmaktadır. Anoksik reaktörden çıkan çözünmüş ve partiküler madde yükleri doğrudan oksik reaktöre taşınmaktadır. Oksik reaktörün ardından gelen çöktürme noktasında bulunan çözünmüş ve partiküler madde yükleri içsel geri devir debisi oranında anoksik reaktör girişine iletilmektedir. İçsel geri devirin ardından geriye kalan toplam partiküler madde yükü, kabul edilen bir çöktürme verimi ile çarpılarak çamur geri devir hattından anoksik reaktör girişine iletilmektedir. Çamur geri devri ve içsel geri devir yapıldıktan sonra geriye kalan partiküler madde yükleri ise çıkış izleme noktasına yönlendirilmektedir. Çöktürme noktasındaki çözünmüş madde yükleri çamur geri devri ve içsel geri devir debileri vasıtasıyla iki farklı hat üzerinden anoksik reaktör girişine ulaştırılırlar. Çözünmüş madde yükleri çöktürme veriminden etkilenmeksizin çıkış izleme noktasına giriş atıksuyu debisi ile iletilmektedir. Çıkış izleme noktasında herhangi bir reaksiyon gerçekleşmediğinden, çözünmüş ve partiküler maddeler herhangi bir değişime uğramaksızın bu noktayı terk etmektedir. Bu noktanın konfigürasyona ilave edilme amacı çöktürme noktasından sonra çözünmüş ve partiküler madde konsantrasyonlarının izlenebilmesini sağlamaktır.

MLE konfigürasyonu içerisinde yer alan anoksik reaktöre ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.11 ve denklem 3.12 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{an,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot S_{in,i}) + (Q_{l,i} \cdot S_{ox,i}) + (Q_{r,i} \cdot S_{ox,i})}{V_{an}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an,i}}{V_{an}} \right) + rxn(S)_{an,i} \quad (3.11)$$

$$\frac{dX_{an,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot X_{in,i}) + (Q_{l,i} \cdot X_{ox,i}) + ((Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot PE \cdot X_{ox,i})}{V_{an}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an,i}}{V_{an}} \right) + rxn(X)_{an,i} \quad (3.12)$$

MLE konfigürasyonu içerisinde yer alan oksik reaktöre ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.13 ve denklem 3.14 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{ox,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an,i}}{V_{ox}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{ox,i}}{V_{ox}} \right) + rxn(S)_{ox,i} \quad (3.13)$$

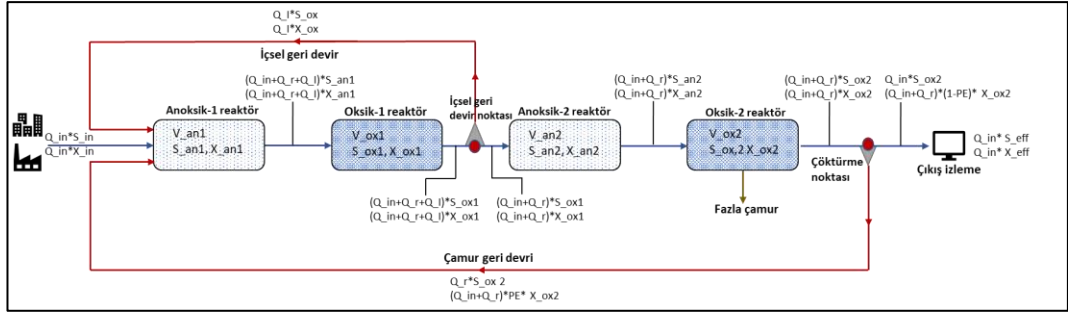
$$\frac{dX_{ox,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an,i}}{V_{ox}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{l,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{ox,i}}{V_{ox}} \right) + rxn(X)_{ox,i} \quad (3.14)$$

MLE konfigürasyonu içerisinde yer alan çıkış izleme noktasına ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.15 ve denklem 3.16 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{ox,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.15)$$

$$\frac{dX_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot (1 - PE) \cdot X_{ox,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot X_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.16)$$

Atıksulardan ileri derecede azot giderimi için tercih edilen ve bu tez çalışmasındaki aktif çamur simülatörünün son konfigürasyonu olan 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonuna ait kütle yük akış şeması Şekil 3.8 ile verilmektedir.



Şekil 3.8 : 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu kütle yük akış şeması.

Buna göre, giriş atıksuyu akımı, içsel geri devir ve çöktürme noktasından gelen çamur geri devri akımları ile birlikte anoksik-1 reaktörüne gelmektedir. Anoksik-1 reaktörden çıkan çözünmüş ve partiküler madde yükleri doğrudan oksik-1 reaktörüne taşınmaktadır. Oksik-1 reaktöründen sonra gelen içsel geri devir noktasında bulunan çözünmüş ve partiküler madde yükleri içsel geri devir debisi ile orantılı olarak anoksik-1 reaktörü girişine geri devir ettirilmektedir. Bunun haricindeki giriş debisi ve çamur geri devir debisi ile taşınan yükler direkt olarak anoksik-2 reaktörüne iletilmektedir. Çözünmüş ve partiküler madde yükleri anoksik-2 reaktörü çıkışından oksik-2 reaktörü girişine herhangi bir kayba uğramadan iletilmektedir. Oksik-2 reaktörü çıkışında bulunan çöktürme noktasındaki toplam partiküler madde yükü, kabul edilen bir çöktürme verimi ile çarpılarak anoksik-1 reaktörü girişine geri devrettirilir. Geriye kalan partiküler madde yükü çıkış izleme noktasına iletilmektedir. Çöktürme noktasındaki çözünmüş madde yüklerinin bir kısmı çamur geri devir debisi ile anoksik-1 reaktörü girişine gönderilirken, kalan kısmı ise giriş atıksuyu debisi ile çıkış izleme noktasına iletilmektedir. Çıkış izleme noktasında herhangi bir reaksiyon gerçekleşmediğinden, çözünmüş ve partiküler maddeler herhangi bir değişime uğramaksızın bu noktayı terk etmektedir. Bu noktanın konfigürasyona ilave edilme amacı çöktürme noktasından sonra çözünmüş ve partiküler madde konsantrasyonlarının izlenebilmesini sağlamaktır.

4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu içerisinde yer alan anoksik-1 reaktöre ait çözünmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.17 ve denklem 3.18 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{an1,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot S_{in,i}) + (Q_{i,i} \cdot S_{ox1,i}) + (Q_{r,i} \cdot S_{ox2,i})}{V_{an1}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{i,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an1,i}}{V_{an1}} \right) + rxn(S)_{an1,i} \quad (3.17)$$

$$\frac{dX_{an1,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} \cdot X_{in,i}) + (Q_{I,i} \cdot X_{ox1,i}) + ((Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot PE \cdot X_{ox2,i})}{V_{an1}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{I,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an1,i}}{V_{an1}} \right) + rxn(X)_{an1,i} \quad (3.18)$$

4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu içerisinde yer alan oksik-1 reaktöre ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.19 ve denklem 3.20 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{ox1,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{I,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an1,i}}{V_{ox1}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{I,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{ox1,i}}{V_{ox1}} \right) + rxn(S)_{ox1,i} \quad (3.19)$$

$$\frac{dX_{ox1,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{I,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an1,i}}{V_{ox1}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{I,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{ox1,i}}{V_{ox1}} \right) + rxn(X)_{ox1,i} \quad (3.20)$$

4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu içerisinde yer alan anoksik-2 reaktöre ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.21 ve denklem 3.22 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{an2,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{ox1,i}}{V_{an2}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an2,i}}{V_{an2}} \right) + rxn(S)_{an2,i} \quad (3.21)$$

$$\frac{dX_{an2,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{ox1,i}}{V_{an2}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an2,i}}{V_{an2}} \right) + rxn(X)_{an2,i} \quad (3.22)$$

4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu içerisinde yer alan oksik-2 reaktöre ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.23 ve denklem 3.24 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{ox2,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{an2,i}}{V_{ox2}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot S_{ox2,i}}{V_{ox2}} \right) + rxn(S)_{ox2,i} \quad (3.23)$$

$$\frac{dX_{ox2,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{an2,i}}{V_{ox2}} \right) - \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot X_{ox2,i}}{V_{ox2}} \right) + rxn(X)_{ox2,i} \quad (3.24)$$

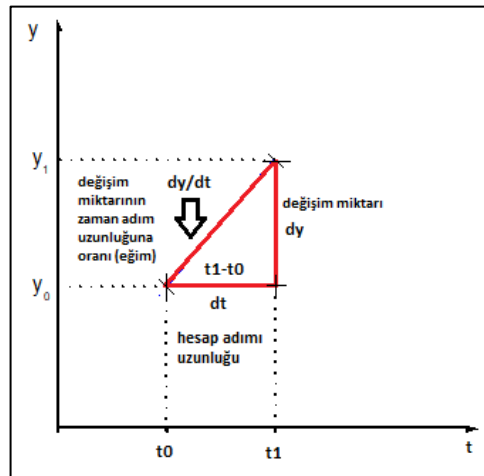
4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu içerisinde yer alan çıkış izleme noktasına ait çözülmüş ve partiküler maddelerin kütle dengesi denklemleri sırasıyla denklem 3.25 ve denklem 3.26 ile verilmektedir.

$$\frac{dS_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{ox2,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot S_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.25)$$

$$\frac{dX_{eff,i}}{dt} = \left(\frac{(Q_{in,i} + Q_{r,i}) \cdot (1 - PE) \cdot X_{ox2,i}}{V_{eff}} \right) - \left(\frac{Q_{in,i} \cdot X_{eff,i}}{V_{eff}} \right) \quad (3.26)$$

3.1.4 Sayısal çözüm yöntemi seçimi

Aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonu, proses içerisinde yer alan reaktörler veya ünitelerin her birisi için yazılan kütle dengesi denklemlerinin çözümü ile mümkündür. Aktif çamur kütle dengesi denklemleri lineer olmayan adi diferansiyel denklemlerdir. Aktif çamur sisteminin simülasyonunun gerçekleşmesi için model içerisinde yer alan tüm durum değişkenlerine ait diferansiyel denklemlerin eş zamanlı (simultane) olarak çözülmesi gerekmektedir. Buna ek olarak, denklemlerin içerisinde yer alan durum değişkenleri çok kısa zaman aralıklarında marjinal değişiklikler gösterdiklerinden çözüm sırasında stabilite problemleri yaşanabilir. Bu tip denklemler stiff diferansiyel denklemler olarak da bilinir. Euler metodu veya onun gelişmiş bir türü olan 4. derece Runge-Kutta metodu gibi nümerik integrasyon teknikleri, aktif çamur sistemindeki diferansiyel denklem takımlarının çözümünde tercih edilmektedir. Bu yöntemler ile çözüme başlayabilmek için durum değişkeninin başlangıç değerine ve eğri denkleminin (türev denklemi) bilinmesine ihtiyaç vardır. Bundan dolayı bu yöntemler ile çözülen problemler başlangıç değer problemleri olarak adlandırılır. Burada türev denklemi eğrinin herhangi bir noktasındaki eğimi (değişim oranı) veren bir formül olarak düşünülebilir. Şekil 3.9 ile verilen Euler integrasyonu gösteriminde t_0 başlangıç anındaki durum değişkeninin değerinin y_0 olduğu görülmektedir. Türevin başlangıç noktasındaki değeri ise dy/dt ifadesi ile verilmektedir.



Şekil 3.9 : Euler integrasyonunun şekilsel gösterimi.

İleri adımlı (explicit) Euler integrasyon metodunda, hesaplama aralığının başlangıcındaki türev değeri tüm hesaplama aralığı boyunca aynı kabul edilir. Bu varsayımdan dolayı özellikle kısa zaman aralıklarında oldukça büyük değişiklikler gösteren denklemlerin (stiff) çözümünde, türev tahmini hatasını en aza indirmek için zaman adımı uzunluğu mümkün olabildiğince küçük seçilmelidir. Euler integrasyonu denklem 3.27 ve denklem 3.28 ile matematiksel olarak ifade edilmektedir.

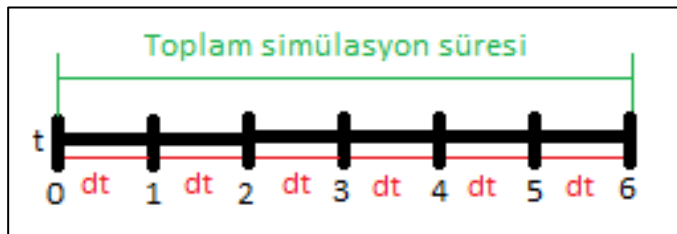
$$y_{i+1} = y_i + \frac{dy_i}{dt} dt \quad (3.27)$$

$$y_{i+1} = y_i + dy_i \quad (3.28)$$

Yukarıdaki denklemlerden görüldüğü üzere fonksiyonun başlangıç noktasındaki türevi (dy_i/dt) ile hesap zaman adımı uzunluğunun (dt) çarpımı, fonksiyonun hesap zaman adımı boyunca uğradığı değişim miktarını (dy_i) vermektedir. Son aşamada ise başlangıç değeri (y_i) ve değişim miktarı (dy_i) toplanarak fonksiyonun hesap zaman adımı sonundaki değeri (y_{i+1}) hesaplanır. Simülasyonunun tamamlanması için bu işlem simülasyon süresinin sonuna kadar iteratif olarak devam ettirilir. Simülasyon süresi boyunca toplam iterasyon sayısı denklem 3.29 ile hesaplanmaktadır.

$$\text{İterasyon sayısı} = \frac{\text{Toplam simülasyon süresi}}{\text{Hesap zaman adımı uzunluğu}} \quad (3.29)$$

Burada toplam simülasyon süresi, simülasyonun başlangıç anından bitiş anına kadar geçen zamanı, hesap zaman adımı uzunluğu ise hesaplamaların yapıldığı birim zamanın uzunluğunu vermektedir. Simülasyon süresi ve hesap zaman adımı uzunluğu arasındaki ilişki Şekil 3.10 ile zaman doğrusu üzerinde verilmektedir.



Şekil 3.10 : Simülasyon süresi ve iterasyon sayısı arasındaki ilişkinin zaman doğrusu üzerinde gösterilmesi.

Burada örnek olarak verilen zaman doğrusunda simülasyon uzunluğunun 6 gün ve hesap zaman adımı uzunluğunun 1 gün olduğu kabul edilirse iterasyon sayısı $6/1=6$

olarak hesaplanır. Simülasyon süresi ve hesap zaman adımı uzunluğunun birimlerinin aynı olmasına dikkat edilmelidir. Şekil 3.10 da siyah çentik ile gösterilen 7 adet nokta, durum değişkeninin hesap elemanlarını temsil etmektedir. $t=0$ ve $t=1$ arasındaki hesaplama süreci örnek olarak ele alınırsa, iki çentik arasındaki dt süresi boyunca durum değişkenine ait diferansiyel denklem çözülerek durum değişkeninin değişim miktarı (dy) hesaplanır. Durum değişkeninin $t=0$ 'daki değeri ve değişim miktarı toplanarak durum değişkeninin $t=1$ 'deki değeri elde edilir. Simülasyonun tamamlanması için $t=0$ ve $t=1$ zamanları arasında örnek olarak verilen hesaplama yöntemi, iteratif olarak tüm zaman aralıklarında ($t=6$ 'ya kadar) uygulanır.

Euler yöntemine kıyasla daha gelişmiş bir yöntem olarak kabul edilen 4. derece Runge-Kutta yöntemi su kalite modellemesinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu yöntemde birim hesap zaman adımı (dt) boyunca sırasıyla denklem 3.30, denklem 3.31, denklem 3.32 ve denklem 3.33 ile ifade edilen 4 adet eğim tahmini hesaplanmaktadır.

$$k_1 = f(t_i, y_i) \quad (3.30)$$

$$k_2 = f\left(t_i + \frac{1}{2}dt, y_i + \frac{1}{2}k_1dt\right) \quad (3.31)$$

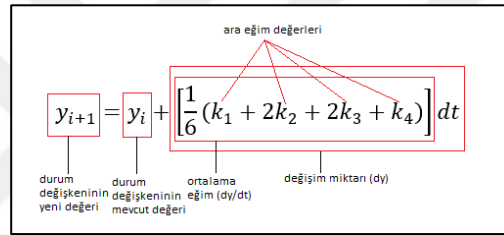
$$k_3 = f\left(t_i + \frac{1}{2}dt, y_i + \frac{1}{2}k_2dt\right) \quad (3.32)$$

$$k_4 = f(t_i + dt, y_i + k_3dt) \quad (3.33)$$

Denklem 3.30 ile verilen birinci hesaplamada, başlangıç değerleri eğim (türev) fonksiyonu içerisinde kullanılarak ilk eğim tahmini olan k_1 hesaplanır. Daha sonra k_1 eğim değeri başlangıç noktasından itibaren hesap zaman adımı uzunluğunun yarısı kadar uygulanarak 1. noktanın değeri tespit edilir. Bu noktanın zaman ve durum değişkeni değerleri kullanılarak hesaplanan ikinci eğim değeri k_2 olmaktadır. Bu eğim değeri, bir önceki adımda olduğu gibi başlangıç noktasından itibaren hesap zaman adımı uzunluğunun yarısı boyunca uygulanarak 2. noktadaki durum değişkeni değeri tespit edilir. 2. noktaya ait zaman ve durum değişkeni değerleri kullanılarak yapılan eğim tahmini hesabında elde edilen değer k_3 eğimini vermektedir. Son olarak k_3 eğimi başlangıç noktasından itibaren hesap zaman adımı uzunluğu boyunca uygulanarak 3. noktanın değeri elde edilir. 3. noktanın zaman ve durum değişkeni

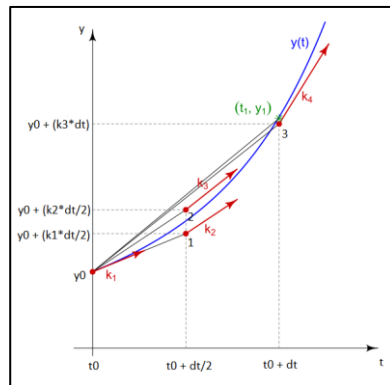
değerleri kullanılarak yapılan eğim tahmini hesabı ile k_4 eğimi hesaplanır. Böylece hesap zaman adımı başlangıcında (k_1), ortasında (k_2 ve k_3) ve sonunda (k_4) olmak üzere toplam 4 adet eğim tahmini hesaplanmıştır. Bunun ardından k_1 , k_2 , k_3 ve k_4 değerlerinin ağırlıklı ortalaması alınarak hesaplanan nihai eğim tahmininin, hesap zaman adımı uzunluğu boyunca fonksiyonun artış oranını temsil ettiği kabul edilmektedir. Son olarak durum değişkeninin hesap zaman adımının sonundaki değerini hesaplamak için, mevcut değeri (y_i) ve ağırlıklı ortalama ile hesaplanan artış miktarı (dy_i) Euler integrasyonunda olduğu gibi toplanır. Ortalama eğim değeri ile durum değişkeninin bir sonraki değerinin hesaplanması denklem 3.34 ve Şekil 3.11 ile verilmektedir.

$$y_{i+1} = y_i + \left[\frac{1}{6} (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4) \right] dt \quad (3.34)$$



Şekil 3.11 : 4. derece Runge-Kutta denklemi açıklaması.

4. derece Runge-Kutta yönteminde, yukarıda bahsedilen birim hesap zaman adımı uzunluğu boyunca yapılan tüm işlemlerin iteratif olarak tüm hesap zaman adımlarında uygulanması ile çözüm tamamlanır. Runge-Kutta yönteminde toplam iterasyon sayısı, Euler yönteminde olduğu gibi denklem 3.29 ile hesaplanmaktadır. 4. derece Runge-Kutta yöntemi ile hesaplanan eğri ve fonksiyon değeri tahminleri Şekil 3.12 ile verilmektedir.



Şekil 3.12 : 4. derece Runge-Kutta yönteminin grafiksel gösterimi.

Burada, ara eğim tahminleri k_1 , k_2 , k_3 ve k_4 , fonksiyonunun analitik çözüm eğrisi $y(t)$ ve ortalama eğim ile hesaplanan fonksiyonun tahmini değeri yeşil nokta (t_1, y_1) ile gösterilmiştir.

Runge-Kutta metodunun Euler metodundan temel farkı, zaman aralığı boyunca daha fazla eğim değeri hesaplamak suretiyle gerçek eğim değerine daha isabetli yaklaşmasıdır. Runge-Kutta yönteminde ilk aşamada hesaplanan k_1 eğim değeri Euler integrasyonunda tüm zaman aralığında geçerli sayılır. Dolayısı ile Euler integrasyonu aynı zamanda 1. dereceden Runge Kutta yöntemi olarak da bilinmektedir. Aynı hesap zaman adımı uzunluğu (dt) için 4.derece Runge-Kutta yöntemi, Euler metoduna göre gerçek değere daha yakın sonuç verse de hesaplama süresi olarak Euler metodu daha hızlıdır. Bunun nedeni bir iterasyon içerisinde Euler metodu ile 2 işlem yapılırken, 4. derece Runge-Kutta metodu ile toplamda 6 işlem yapılmasıdır. Ayrıca Euler integrasyonunun hesap zaman adımı uzunluğu (dt) küçültüldüğü takdirde daha sık aralıklarla eğim hesaplanarak gerçek duruma daha yakın sonuçlar elde edilir. Ancak, hesaplama süresi de buna paralel şekilde artar (Chapra, 2008; Canale ve Chapra, 2002).

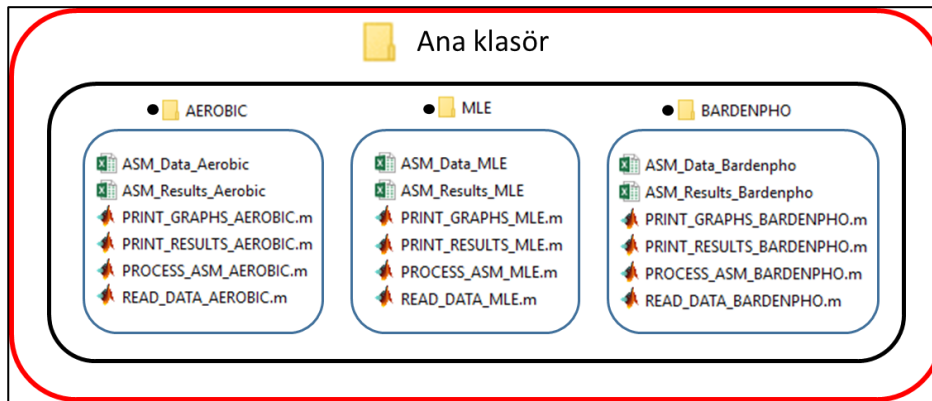
Yukarıda bahsedilen sayısal integreasyon yöntemlerinden Euler integrasyonu, anlaşılmasının ve uygulanmasının basit olması sebebi ile kütle dengesi denklemlerinin çözümünde temel sayısal yöntem olarak seçilmiştir. Euler yöntemi, simülasyonun amacına bağlı olarak az hassasiyette fakat hızlı çözümler sunabilir. Hesap doğruluk derecesi, hesap zaman adımının (dt) azaltılması ile artırılabilir. Bu durumda dt 'nin azaltılmadan önceki değeri ile uygulanan Runge-Kutta metodunda elde edilen hesaplama doğruluğuna ulaşılabilir. Ancak, daha öncede bahsedildiği gibi bu durumda hesaplama süresi artmaktadır. Bu tez kapsamında Euler integrasyon tekniği kullanılarak gerçekleştirilen aktif çamur simülasyonundaki hesap zaman adımı seçimi Bölüm 4.2.1 'de açıklanmaktadır.

Matematiksel modeller uygulanarak AAT performansının tahmin edilmesinde çok çeşitli seviyelerde bilgisayar yazılımları kullanılabilir. Bunlar; kararlı hal simülasyonları ve kütle dengesi çözümleri için uygun olan Excel tabloları, genel amaçlı simülatörler (MATLAB, Python, C++, Mathematica, Stella) ve spesifik olarak AAT simülasyonları için tasarlanmış yazılımlardır. Genel amaçlı yazılımlar yüksek esnekliğe sahip olmalarına karşın AAT modellemesi (model ve konfigürasyon oluşturulması vs.) kullanıcı tarafından yapılır. Bu sebeple genel

amaçlı yazılımları kullanarak bir AAT simülasyonu gerçekleştirebilmek için modelleme bilgisine ve bir yazılım dili kullanabilme yeteneğine sahip olmak gerekmektedir. Spesifik AAT simülatörleri ise kullanıcının programlama bilgisine ihtiyaç duymadan, asgari düzeyde bir eğitim ile simülatörü kullanabilmesi amacına göre tasarlanırlar (Makinia, 2010). Aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonlarını gerçekleştirebilmek için lineer olmayan ve stiff yapıdaki diferansiyel kütle dengesi denklemlerinin simultane çözülmesinin gerektiği bu bölümün başında vurgulanmıştır. Bu denklemlerin çözümü ve diğer programlama gerektiren ihtiyaçlar (veri yönetimi, basit matematiksel işlemler vb.) için genel amaçlı bir yazılım dili olan MATLAB™ programı kullanılarak spesifik amaçlı bir aktif çamur simülatörü meydana getirilmiştir. İstanbul Teknik Üniversitesi öğrencilerinin ücretsiz kullanımına açık olması, öğreniminin ve kullanımının diğer genel amaçlı programlama dillerine kıyasla basit oluşu MATLAB™ yazılımının tercih sebepleridir.

3.2 Dinamik Aktif Çamur Simülatörünün Yapısal İskeleti

Bu tez kapsamında oluşturulan dinamik aktif çamur simülatörü önceki bölümlerde de ifade edildiği gibi Aerobik (klasik aktif çamur), MLE ve 4 kademeli Bardenpho olmak üzere toplamda 3 adet konfigürasyon içermektedir. Bu üç konfigürasyona ait MATLAB komut dosyaları ve Excel dosyaları, ilgili konfigürasyonunun adını taşıyan bir klasör içerisinde yer almaktadır. Excel dosyaları veri girişi ve veri çıkışı yapılabilen program ara yüzü olarak kabul edilebilir. MATLAB komut dosyalarında ise veri okuma, ana işlemci, grafik oluşturma ve sonuç yazdırma program kodları yer almaktadır. Simülatörün klasör ve dosya içeriği yapısı Şekil 3.13 ile verilmektedir.



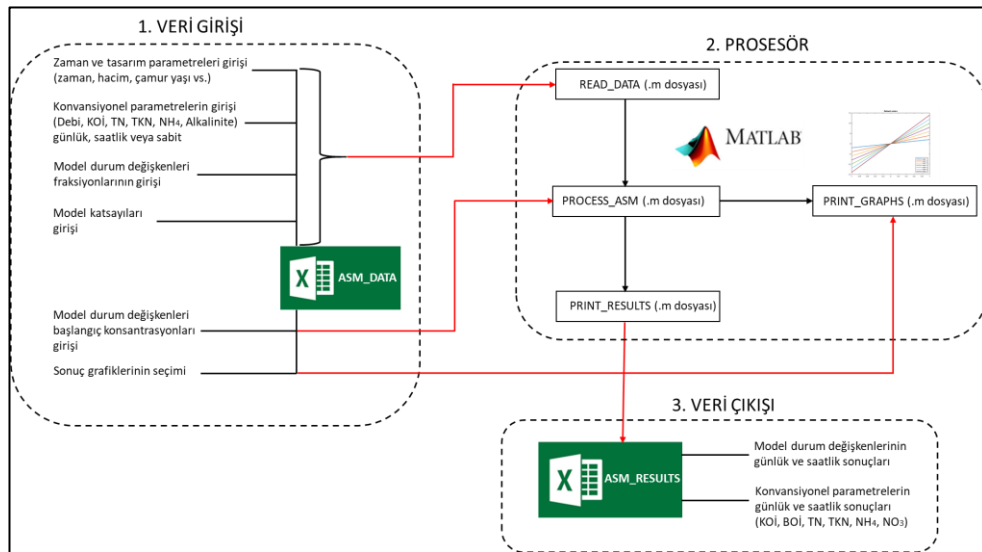
Şekil 3.13 : Simülatörün genel klasör ve dosya yapısı.

Buna göre her konfigürasyon klasörü “ASM_Data” ve “ASM_Results” olmak üzere 2 adet Excel dosyası ve “READ_DATA”, “PROCESS_ASM”, “PRINT_GRAPHS” ve “PRINT_RESULTS” olmak üzere 4 adet MATLAB komut dosyasından oluşmaktadır. Tüm dosyaların (Excel ve MATLAB dosyaları) isim kısmının sonunda ilgili konfigürasyonun adı da yazılıdır. Örneğin; Aerobik konfigürasyona ait veri girişi Excel dosyası “ASM_Data_Aerobic”, MLE konfigürasyonuna ait ana işlemci rolündeki MATLAB kodu “PROCESS_ASM_MLE” olarak isimlendirilmektedir. Simülasyon programı içerisinde yer alan dosyaların görev tanımlarına ait bilgiler Çizelge 3.5 ile verilmektedir.

Çizelge 3.5 : Simülasyon içerisinde yer alan dosyaların görev tanımları.

Dosya adı	Türü	Görevi
ASM_Data	Excel	Kullanıcı tarafından model ve simülasyona ait seçimlerin ve veri girişlerinin yapılmasını sağlamak.
ASM_Results	Excel	Sonuçların görüntülenmesini sağlamak
READ_DATA	MATLAB	Model ve simülasyonla ilgili seçimlerin ve veri girişlerinin Excel dosyasından okumak ve verileri çekirdek kodun yürütülebilmesi için hazırlamak.
PROCESS_ASM	MATLAB	Simülasyona ait diferansiyel denklemlerin çözümünü gerçekleştirmek.
PRINT_GRAPHS	MATLAB	Simülasyon sonuçlarını MATLAB grafiği olarak bastırmak.
PRINT_RESULTS	MATLAB	Simülasyon sonuçlarını ASM_Results Excel dosyasına yazdırmak.

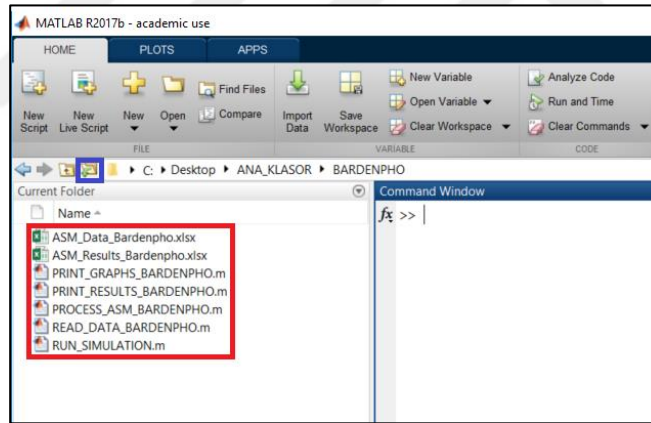
Buna göre simülasyonun yukarıda tanımlanan görevleri yerine getirebilmesi için MATLAB kodlarının belirli bir düzen ile çalıştırılması gerekmektedir. Bu düzeni görsel olarak ifade eden simülasyonun genel akış şeması Şekil 3.14 ile verilmektedir.



Şekil 3.14 : Simülasyonun genel akış şeması.

Buna göre ilk olarak “ASM_DATA” Excel dosyasına kullanıcı tarafından model ve simülasyona ait veri girişleri yapılır ve kaydedilir. Bunun ardından MATLAB programında “READ_DATA” komut dosyası yürütülerek “ASM_Data” Excel dosyasından model ve simülasyona ait veriler MATLAB programı tarafından okunur ve işleme hazır hale getirilir. Daha sonra simülatörün ana işlemcisi olan “PROCESS_ASM” komut dosyası yürütülerek model bileşenlerine ait kütle dengesi diferansiyel denklemleri dinamik durum için çözülerek sonuçlar hesaplanır. Elde edilen sonuçların MATLAB grafiği olarak görüntülenmesi için “PRINT_GRAPHS” komut dosyası yürütülür. “PROCESS_ASM” ve “PRINT_GRAPHS” komut dosyaları da “ASM_Data” Excel dosyasından veri okuması yapmaktadırlar. Son olarak, sonuçların “ASM_Results” Excel dosyası içerisine yazdırılması için “PRINT_RESULTS” komut dosyası yürütülür.

Ana klasör içerisinde yer alan konfigürasyonlara ait komut dosyalarını çalıştırabilmek için ilgili konfigürasyona ait klasör Şekil 3.15 ile verildiği gibi MATLAB programı içerisine çağırılır.



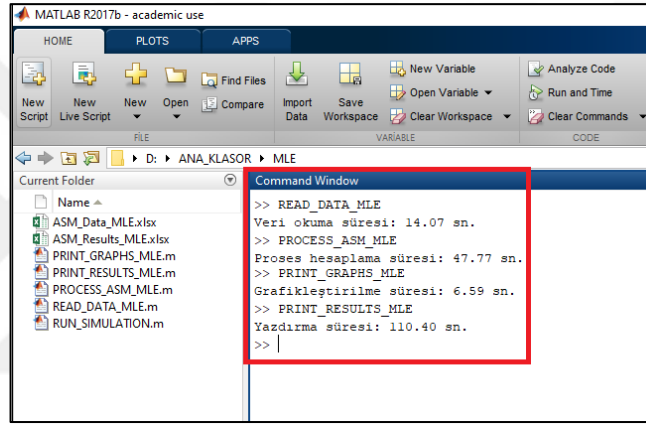
Şekil 3.15 : MATLAB programı içerisine ilgili konfigürasyonun çağırılması.

Buna göre simüle edilecek ilgili konfigürasyona ait dosyaların bulunduğu klasör, MATLAB ara yüzünün sol köşesinde kırmızı dikdörtgen ile işaretlenen “Current Folder (güncel klasör)” bölümüne taşınır. Bu işlem güncel klasör bölümünün hemen üzerinde mavi dikdörtgen ile gösterilen “Browse for folder (klasöre göz at)” butonu ile yapılır. Simülasyonun başarılı bir şekilde gerçekleşebilmesi için ilgili konfigürasyona ait tüm MATLAB komut dosyalarının ve Excel dosyalarının aynı klasörün içerisinde bulunması gerekmektedir. Aksi durumda, programın bütünlüğü bozularak çalışamaz hale gelir. Ayrıca, simülatörde iş akışının doğru şekilde

sağlanabilmesi için MATLAB komut dosyalarının aşağıda verilen prosedür ile çalıştırılması gerekmektedir.

1. READ_DATA
2. PROCESS_ASM
3. PRINT_GRAPHS veya PRINT_RESULTS
4. PRINT_GRAPHS veya PRINT_RESULTS

Buna göre komut dosyası adlarının yukarıdaki prosedüre uygun şekilde MATLAB “Command Window (komut penceresi)” bölümüne yazılıp, enter tuşuna basılarak yürütülmesi Şekil 3.16 ile verilmektedir.

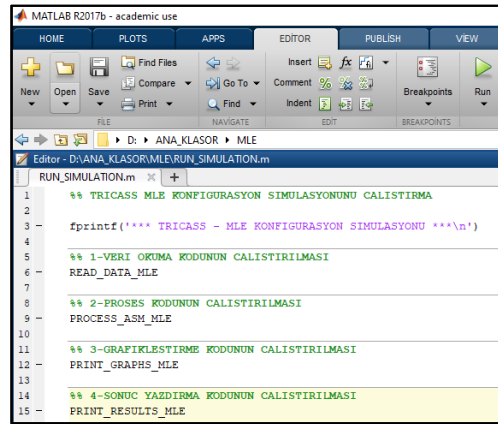


Şekil 3.16 : Komut dosyalarının ayrıık olarak yürütülmesi.

Bunun haricinde simülatörü çalıştırmak için diğerk bir yöntem ise komut dosyası adlarını yukarıda verilen sıralamaya uygun olarak ayrı bir komut dosyasına yazıp, daha sonra yalnızca bu komut dosyasını çalıştırmaktır. Bu sayede yalnızca bir komut dosyası için emir verilerek simülasyonun tüm aşamaları art arda gerçekleştirilebilir.

Bu tez çalışması kapsamında oluşturulan tüm konfigürasyon klasörleri içerisinde, ilgili konfigürasyonlara ait MATLAB komut dosyalarının art arda sıralandığı ve Şekil 3.17 ile MLE konfigürasyonu için örneği verilen “RUN_SIMULATON” adında ayrı bir komut dosyası da bulunmaktadır. Herhangi bir konfigürasyonun simülasyonu gerçekleştirilmek istenirse, MATLAB programının “güncel klasör” bölümünde ilgili konfigürasyona ait klasörün açık olması şartıyla, komut penceresine yalnızca “RUN_SIMULATION” yazılıp “enter” tuşuna basılması yeterli olacaktır. “RUN_SIMULATION” komut dosyalarına ait MATLAB kodları Aerobik, MLE ve

Bardenpho konfigürasyonları için sırasıyla Ek A1, Ek A2 ve Ek A3 içerisinde yer almaktadır.



Şekil 3.17: “RUN_SIMULATION” MATLAB komut dosyası.

3.2.1 Veri girişi

Bu tez kapsamında oluşturulan aktif çamur simülatörünün çalıştırılması için gerekli olan veri girişi bir Excel dosyasını ara yüz olarak kullanarak yapılmaktadır. Her konfigürasyon klasörü içerisinde ilgili konfigürasyonu temsil edecek şekilde adlandırılan bir Excel veri girişi dosyası bulunmaktadır. Veri girişi dosyaları aerobik konfigürasyon için ASM_Data_Aerobic, MLE konfigürasyonu için ASM_Data_MLE ve Bardenpho konfigürasyonu için ASM_Data_Bardenpho olarak adlandırılmaktadır. “READ_DATA” komut dosyasının çalışabilmesi için mutlaka ilgili konfigürasyona ait “ASM_Data” Excel dosyasının konfigürasyon klasörü içerisinde yer alması gerekmektedir. Bu yüzden konfigürasyonlara ait “ASM_Data” Excel dosyalarının konfigürasyon klasörlerinin içerisinde adı değiştirilmeden sabit olarak tutulması gerekmektedir. Giriş verileri dosyası farklı bir isimle kaydedilmek istenirse farklı kaydet seçeneği kullanılmaktadır.

Excel dosyaları içerisinde veri girişi yapılan sayfaların adları ve bunlara ait açıklamalar Çizelge 3.6 ile verilmektedir.

Çizelge 3.6 : Veri girişi Excel dosyası sayfa adları ve açıklamaları.

Sayfa adı	Açıklama
1 Configuration	İlgili konfigürasyon görseli yer almaktadır. Veri girişi yoktur.
2 Time_and_Design	Zaman ve tasarım parametreleri girişi yapılır.
3 Model_Coefficients	Kinetik ve stokiyometrik katsayıların girişi yapılır.

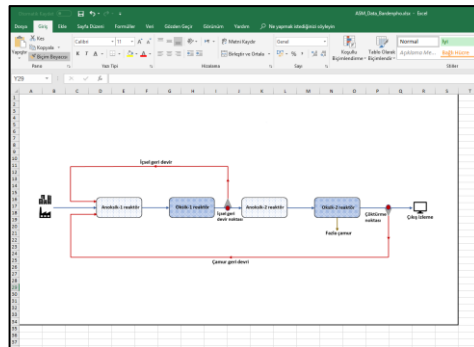
Çizelge 3.6 (devam) : Veri girişi Excel dosyası sayfa adları ve açıklamaları.

Sayfa adı	Açıklama
4 Reactor_Initial_Conditions	Reaktör başlangıç koşulları girişi yapılır.
5 Input_Data_Selection	Giriş atıksuyu parametrelerinin (debi, KOİ vb.) veri türü seçimi (günlük, saatlik veya sabit) yapılır.
6 Wastewater_Fractions	KOİ ve organik azot model durum değişkenlerinin fraksiyonları belirlenir.
7 Wastewater_Daily_Input	Konvansiyonel atıksu parametrelerinin (debi, KOİ vb.) günlük girişi yapılır.
8 Input_Data_Daily	Günlük girişi yapılan konvansiyonel atıksu parametreleri model durum değişkenlerine dönüştürülür. Veri girişi yoktur.
9 Wastewater_Hourly_Input	Konvansiyonel atıksu parametrelerinin (debi, KOİ vb.) saatlik girişi yapılır.
10 Input_Data_Hourly	Saatlik girişi yapılan konvansiyonel atıksu parametreleri model durum değişkenlerine dönüştürülür. Veri girişi yoktur.
11 Wastewater_Fixed_Input	Konvansiyonel atıksu parametrelerinin (debi, KOİ vb.) sabit girişi yapılır.
12 Input_Data_Fixed	Sabit girişi yapılan konvansiyonel atıksu parametreleri model durum değişkenlerine dönüştürülür. Veri girişi yoktur.
13 Graphs_Selection	Simülasyon sonunda görüntülenmek istenilen MATLAB grafikleri seçimi yapılır.

Burada verilen tüm sayfalar simülatör içerisinde yer alan üç konfigürasyona ait veri girişi Excel dosyalarında ortak olarak yer almaktadır. Ancak her konfigürasyon spesifik veri ihtiyacına sahip olduğu için bu sayfaların içerikleri farklılaşmaktadır. Bu bölümün devamında veri girişi Excel ara yüzünde yer alan sayfalar ilgili başlıklar altında detaylandırılmaktadır.

Konfigürasyon sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının ilk sayfasını Şekil 3.18 ile verilen “Configuration” adlı sayfa oluşturmaktadır.

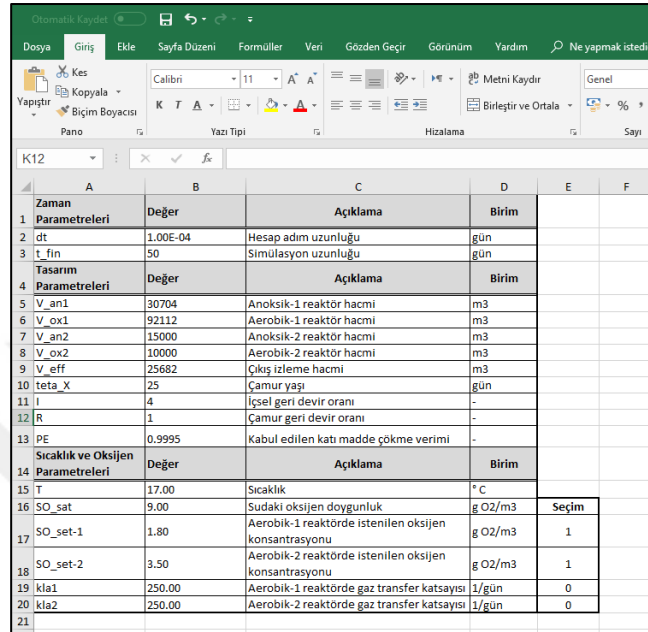


Şekil 3.18 : “Configuration” adlı Excel sayfası.

Bu sayfa aracılığıyla ilgili konfigürasyona ait akış şeması çizimi kullanıcıya görsel olarak sunulmaktadır.

Zaman ve tasarım sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının ikinci sayfasında simülasyona ait zaman ve tasarım parametrelerinin kullanıcı tarafından girişinin yapıldığı Şekil 3.19 ile verilen “Time_and_Design” adlı sayfa bulunmaktadır.



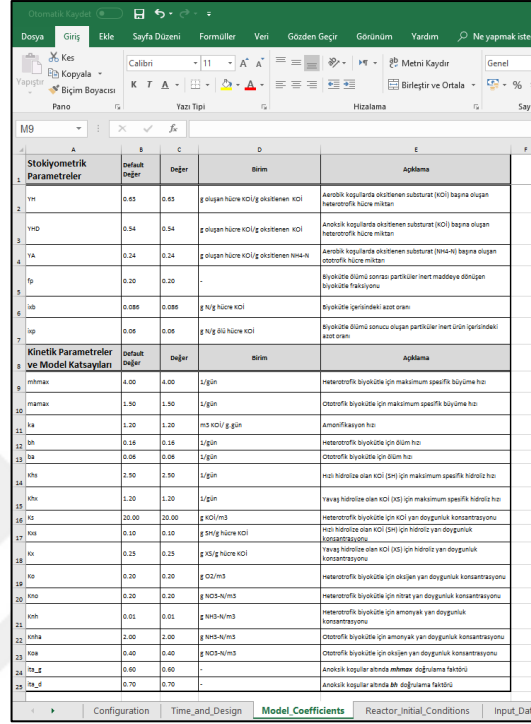
A	B	C	D	E	F
1	Zaman Parametreleri	Değer	Açıklama	Birim	
2	dt	1.00E-04	Hesap adım uzunluğu	gün	
3	t_fin	50	Simülasyon uzunluğu	gün	
4	Tasarım Parametreleri	Değer	Açıklama	Birim	
5	V_an1	30704	Anoksik-1 reaktör hacmi	m3	
6	V_ox1	92112	Aerobik-1 reaktör hacmi	m3	
7	V_an2	15000	Anoksik-2 reaktör hacmi	m3	
8	V_ox2	10000	Aerobik-2 reaktör hacmi	m3	
9	V_eff	25682	Çıkış izleme hacmi	m3	
10	teta_X	25	Çamur yaşı	gün	
11	I	4	İşsel geri devir oranı	-	
12	R	1	Çamur geri devir oranı	-	
13	PE	0.9995	Kabul edilen katı madde çökme verimi	-	
14	Sıcaklık ve Oksijen Parametreleri	Değer	Açıklama	Birim	
15	T	17.00	Sıcaklık	°C	
16	SO_sat	9.00	Sudaki oksijen doygunluk	g O2/m3	Seçim
17	SO_set-1	1.80	Aerobik-1 reaktörde istenilen oksijen konsantrasyonu	g O2/m3	1
18	SO_set-2	3.50	Aerobik-2 reaktörde istenilen oksijen konsantrasyonu	g O2/m3	1
19	kLa1	250.00	Aerobik-1 reaktörde gaz transfer katsayısı	1/gün	0
20	kLa2	250.00	Aerobik-2 reaktörde gaz transfer katsayısı	1/gün	0
21					

Şekil 3.19 : “Time_and_Design” adlı Excel sayfası.

Bu sayfa içerisinde A sütununda parametre isimleri, B sütununda kullanıcı tarafından sayısal değer girişinin yapılacağı bölüm, C sütununda parametrelere ait açıklamalar ve D sütununda da parametrelerin birimleri yer almaktadır. E sütununun oksijen parametreleri bölümünde ise havalandırma opsiyonunu seçimi bulunmaktadır. Bu sayfada birim hesap zaman adımı uzunluğu (dt) ve simülasyon uzunluğu (t_fin) zaman parametrelerini oluşturmaktadır. Tasarım parametreleri ise reaktör hacimleri, çamur yaşı, geri devir oranları ve çöktürme verimi olarak sıralanmaktadır. Ayrıca bu sayfa içerisinde atıksu sıcaklığı ve oksijen doygunluğu ile ilgili parametreler de yer almaktadır. Oksik reaktörlerdeki havalandırma işlemi ya sabit bir k_{La} (gaz transfer katsayısı) değeri ya da sabit bir SO_{set} (oksijen ayar noktası) seçilerek yapılmaktadır. Havalandırma opsiyonu seçimi, E sütunundaki ilgili seçim satırlarına 1 (evet) veya 0 (hayır) yazılarak yapılır. Her konfigürasyonun havalandırma yöntemi seçimi sütununda k_{La} veya SO_{set} opsiyonlarından en az biri tercih edilmelidir. İki opsiyonun aynı anda tercih edilmesi veya tercih edilmemesi durumunda simülasyon hata vererek sonlanır.

Model katsayıları sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının üçüncü sayfasında Şekil 3.20 ile verilen aktif çamur modeli stokiyometrik ve kinetik katsayıların kullanıcı tarafından girişinin yapıldığı “Model_Coefficients” adlı sayfa bulunmaktadır.



	A	B	C	D	E
	Stokiyometrik Parametreler	Default Değer	Değer	Birim	Açıklama
1	YH	0.85	0.85	g oluşan H ₂ O / g okütlenen KCl	Aerobik koşullarda okütlenen substrat (KCl) başına oluşan heterotrofik H ₂ O miktarı
2	YHD	0.54	0.54	g oluşan H ₂ O / g okütlenen KCl	Anoksik koşullarda okütlenen substrat (KCl) başına oluşan heterotrofik H ₂ O miktarı
3	YA	0.24	0.24	g oluşan H ₂ O / g okütlenen NH ₄ -N	Aerobik koşullarda okütlenen substrat (NH ₄ -N) başına oluşan heterotrofik H ₂ O miktarı
4	Yp	0.20	0.20	-	Biyokütle (üslm) sonucu partiküler inert maddeye dönüşen biyokütle fraksiyonu
5	Yb	0.088	0.088	g N/g H ₂ O KCl	Biyokütle (gürlendeki) asit oranı
6	Yp	0.05	0.05	g N/g üslm H ₂ O KCl	Biyokütle (üslm) sonucu oluşan partiküler inert ürün (gürlendeki) asit oranı
7					
8	Kinetik Parametreler ve Model Katsayıları	Default Değer	Değer	Birim	Açıklama
9	YHmax	4.00	4.00	1/gün	Heterotrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı
10	YHmax	1.50	1.50	1/gün	Okütrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı
11	YH	1.20	1.20	MS KCl / g gün	Amoniyasyon hızı
12	YH	0.16	0.16	1/gün	Heterotrofik biyokütle için ölm hızı
13	YH	0.08	0.08	1/gün	Okütrofik biyokütle için ölm hızı
14	YH	2.50	2.50	1/gün	Hiç hidrolize olan KCl (KCl) için maksimum spesifik hidroliz hızı
15	YH	1.20	1.20	1/gün	Yavaş hidrolize olan KCl (KCl) için maksimum spesifik hidroliz hızı
16	YH	20.00	20.00	g KCl/m ³	Heterotrofik biyokütle için KCl yarı-doğruluk konsantrasyonu
17	YH	0.10	0.10	g NH ₄ -N/g KCl	Hiç hidrolize olan KCl (KCl) için hidroliz yarı-doğruluk konsantrasyonu
18	YH	0.25	0.25	g KCl/g H ₂ O KCl	Yavaş hidrolize olan KCl (KCl) için hidroliz yarı-doğruluk konsantrasyonu
19	YH	0.20	0.20	g O ₂ /m ³	Heterotrofik biyokütle için oksijen yarı-doğruluk konsantrasyonu
20	YH	0.20	0.20	g NDS-N/m ³	Heterotrofik biyokütle için nitrat yarı-doğruluk konsantrasyonu
21	YH	0.01	0.01	g NH ₄ -N/m ³	Heterotrofik biyokütle için amonyak yarı-doğruluk konsantrasyonu
22	YH	2.00	2.00	g NH ₄ -N/m ³	Okütrofik biyokütle için amonyak yarı-doğruluk konsantrasyonu
23	YH	0.40	0.40	g NDS-N/m ³	Okütrofik biyokütle için oksijen yarı-doğruluk konsantrasyonu
24	YH_s	0.60	0.60	-	Anoksik koşullarda atımda mükemmel doğrulama faktörü
25	YH_s	0.70	0.70	-	Anoksik koşullarda atımda M ₀ doğrulama faktörü

Şekil 3.20 : “Model_Coefficients” adlı Excel sayfası.

Burada, A sütununda katsayıların kısaltmaları, B sütununda katsayıların literatürde önerilen (default) değerleri, C sütununda katsayıların kullanıcı tarafından belirlenen değerleri, D sütununda katsayıların birimleri ve E sütununda ise katsayıların açıklamaları yer almaktadır. Yukarıda belirtildiği gibi B sütununda yer alan katsayılar yalnızca kullanıcıya önerilen değerler olup, hesaplamada kullanılmamaktadır. Hesaplama dikkate alınacak katsayılar C sütununda bulunmaktadır. Modelin kalibrasyon aşamasında, katsayıların manuel olarak ayarlanması, C sütununda ilgili katsayıların değerleri değiştirilerek yapılmaktadır. Literatür taraması sonucu ulaşılan katsayı değerleri ve referansları Bölüm 4.1.1 içerisinde verilmektedir.

Reaktör başlangıç koşulları sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının dördüncü sayfasında Şekil 3.21 ile verilen, ilgili konfigürasyona ait reaktörlerin içerisinde yer alan durum değişkenlerinin başlangıç

konsantrasyonlarının kullanıcı tarafından girişinin yapıldığı “Initial_Conditions” adlı sayfa bulunmaktadır.

Yazma

Giriş

Ekle

Sayfa Düzeni

Formüller

Veri

Gözetim Geçir

Görünüm

Yardım

Ne yapmayı istediğinizi söyleyin

Xes

Kopyala

Yapıştır

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Çoğaltma

Şekil 3.21 : “Initial Conditions” adlı Excel sayfası.

Burada reaktörler, isimleri en alt satırda yazacak şekilde yan yana sıralanmışlardır. Her reaktör, durum değişkenlerinin kısaltmalarının yer aldığı “Parametre” ve veri girişlerinin yapıldığı “Değer” sütunundan oluşmaktadır. Simülasyonunun başlatılabilmesi için ilgili konfigürasyon içerisinde yer alan tüm durum değişkenlerinin başlangıç konsantrasyon değerleri girişi yapılmalıdır. Durum değişkeninin başlangıç konsantrasyonu değerleri sıfır olarak girilebilmektedir.

Veri girişi türü seçimi sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının beşinci sayfasında Şekil 3.22 ile verilen, durum değişkeni veri girişi türü seçiminin kullanıcı tarafından yapıldığı “Input_Data_Selection” adlı sayfa bulunmaktadır.

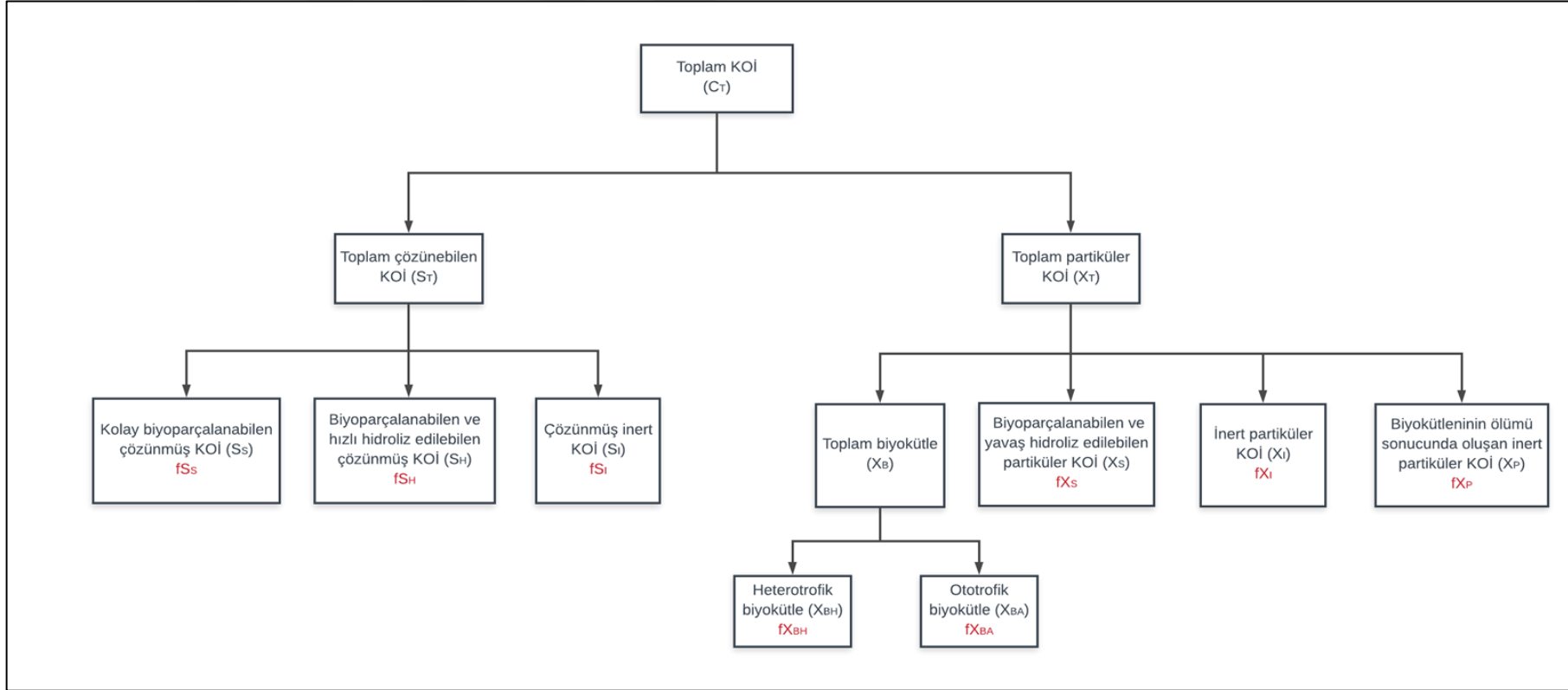
	A	B	C	D
1	Günlük Veri Girişi	Saatlik Veri Girişi	Sabit Veri Girişi	
2	1	0	0	
3				
4				
5				

Şekil 3.22 : “Input_Data_Selection” adlı Excel sayfası.

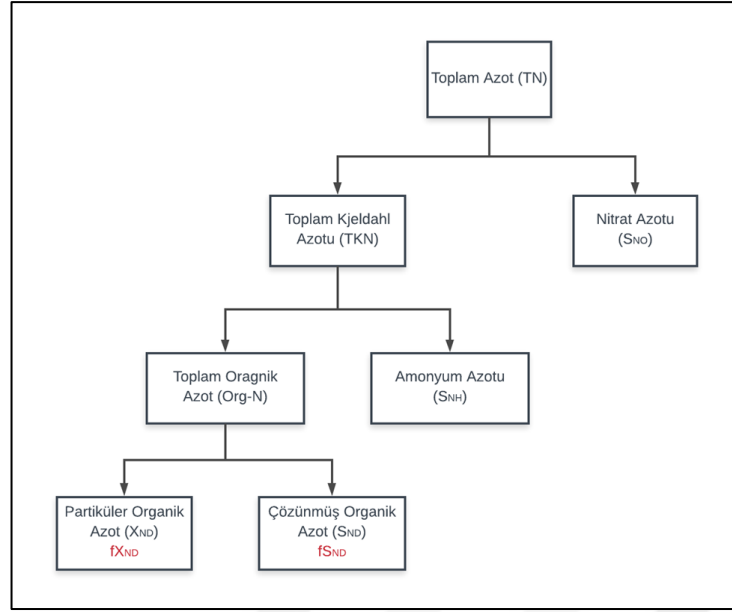
Burada görüldüğü üzere durum değişkeni veri girişi türü günlük, saatlik veya sabit olarak seçilebilmektedir. Günlük veri girişi tipi seçilirse “Input_Data_Daily”, saatlik veri girişi tipi seçilirse “Input_Data_Hourly” ve sabit veri girişi tipi seçilirse “Input_Data_Fixed” Excel sayfası MATLAB programı tarafından okunacaktır. Durum değişkeni veri girişlerinin bulunduğu bu Excel sayfalarına, veri girişi Excel dosyasının daha sonraki bölümlerinde değinilecektir. Kullanıcı tarafından veri girişi türü seçimi yapılabilmesi için ilgili veri girişi türü sütununa 1 yazması gerekmektedir. Seçimin haricindeki diğer veri girişi türü sütunlarına ise 0 yazılmalıdır. En fazla bir adet veri türü seçilebilir. Aksi halde simülasyon tamamlanmadan program hata verecektir.

Konvansiyonel atıksu parametrelerin fraksiyonasyonu sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının altıncı sayfası olan “Wastewater_Fractions”, modelde yer alan durum değişkenlerinin konvansiyonel parametreler (KOİ ve toplam organik azot) içerisindeki fraksiyonlarının kullanıcı tarafından belirlendiği bölümdür. Bu sayfa yardımıyla modele ait KOİ ve organik azot bileşenlerinin fraksiyonları kullanıcı tarafından belirlenmektedir. Modelde yer alan KOİ bileşenleri Şekil 3.23, azot bileşenleri ise Şekil 3.24 ile verilmektedir. Söz konusu şekillerde kullanıcı tarafından belirlenen durum değişkeni fraksiyonları kırmızı renk ile belirtilmektedir. Teknik olarak durum değişkenlerinin fraksiyon değeri en az 0 ve en fazla 1 olabilir. Buna ilaveten, konvansiyonel parametrelere (KOİ ve toplam organik azot) ait fraksiyonların toplamı 1 olmak zorundadır.



Şekil 3.23 : Modelde yer alan KOİ bileşenleri fraksiyonları.



Şekil 3.24 : Modelde yer alan azot bileşenleri fraksiyonları.

Atıksuyun organik madde içeriğini ifade etmek için kullanılan KOİ ve BOİ konvansiyonel analiz parametreleri gerçek sistem durum değişkenleri hakkında bilgi vermemektedirler (Orhon ve Çokgör, 1997). Aktif çamur model simülasyonları her bileşen için yazılan kütle dengesi denklemlerinin çözülmesi sayesinde gerçekleştiği için kütle dengesinin bir parçası olan tüm model bileşenlerine ait giriş konsantrasyonlarının bilinmesi gerekmektedir. Bu durum model bileşenleri için detaylı bir karakterizasyon çalışması yapılmasını gerektirmektedir. KOİ karakterizasyon çalışmaları respirometrik yöntemlerle veya filtrasyon gibi fiziksel metotlarla yapılabilir (Gatti ve diğ., 2010). Bu tez çalışmasının birincil amacı belirli bir biyokimyasal proses modeline dayanan aktif çamur simülasyon ortamı oluşturmak olduğu için atıksudaki KOİ ve organik azot fraksiyonlarının deneysel çalışmalar ile belirlenmesi bu çalışmanın kapsamı dışında tutulmuştur. Buna göre bu çalışma kapsamında kullanıcıyı yönlendirmek için önerilen ön tanımlı (default) KOİ fraksiyonları, literatürde yer alan karakterizasyon çalışmaları dikkate alınarak belirlenmiştir. “Wastewater_Fractions” Excel sayfasında bulunan ön tanımlı KOİ fraksiyonları, bunlar belirlenirken göz önüne alınan kaynaklar ve bu tez kapsamında yapılan AAT modelleme çalışmasında kullanılan KOİ fraksiyonları Çizelge 3.7 ile verilmektedir.

Çizelge 3.7 : Literatürde yer alan giriş atıksuyu KOİ fraksiyonları.

Fraksiyon	Açıklama	Kaynak						
		(Orhon ve diğ., 1998)	(Tas ve diğ., 2009)	(Murat - Hocaoglu ve diğ., 2010)	(Jarvis ve diğ., 2014)	(Sözen ve diğ., 2009)	Bu tez (ön tanımlı)	Bu tez (model çalışması)
f_{S_S}	S_S/C_T	0,09	0,09	0,182	0,13	-	0,14	0,06
f_{S_H}	S_H/C_T	0,215	0,13	0,182	0,14	-	0,16	0,06
f_{X_S}	X_S/C_T	0,555	0,55	0,578	0,55	0,84	0,45	0,84
f_{X_I}	X_I/C_T	0,10	0,16	0,013	0,13	-	0,10	0,01
f_{S_I}	S_I/C_T	0,04	0,07	0,045	0,05	-	0,05	0,01
$f_{X_{B,H}}$	$X_{B,H}/C_T$	-	-	-	-	-	0,10	0,02
$f_{X_{B,A}}$	$X_{B,A}/C_T$	-	-	-	-	-	0	0
f_{X_P}	X_P/C_T	-	-	-	-	-	0	0

Buna göre bu tezde yapılan AAT modelleme çalışmasında kullanılan KOİ fraksiyonları ile literatürdeki KOİ fraksiyonlarının farklı olduğu görülmektedir. Deneysel karakterizasyon çalışmalarının yapılmadığı durumlarda karakterizasyon parametreleri de tıpkı stokiometrik ve kinetik katsayılar da olduğu gibi kalibrasyon parametreleri haline dönüşmektedirler. Bu tezdeki AAT modelleme çalışması sırasında literatürdeki KOİ fraksiyon değerleri ile model kalibre edilememiştir. Bu tezde modellenen AAT ile benzer özelliklerde bir tesis için yapılan bir diğer modelleme çalışmasında Sözen ve diğ. (2009) ilgili AAT'nin giriş atıksuyundaki yavaş ayrışan organik madde fraksiyonunun toplam atıksu KOİ'sinin %84'ünü oluşturduğunu deneysel karakterizasyon çalışması ile tespit etmişlerdir. Yavaş ayrışan organik madde KOİ fraksiyonunun (X_S) %84 olduğu durumun bu çalışmada modellenen AAT koşullarını daha iyi yansıttığı kalibrasyon sürecinde anlaşılmıştır. Bu sebeple X_S fraksiyonu (f_{X_S}) 0,84 kabul edilerek diğer KOİ fraksiyonları da bu duruma uygun şekilde dağıtılmıştır.

Evsel atıksular aktif çamur kompozisyonuna etki edecek miktarda biyokütle içerirler. Ham atıksudaki toplam organik madde miktarının %10-20'lik kısmını biyokütlenin oluşturduğu kabul edilebilir. Bazı çalışmalarda biyokütle fraksiyonu ayrı bir fraksiyon olarak belirtilmeyip, biyolojik olarak yavaş ayrışabilen partiküler KOİ

fraksiyonu (f_{X_S}) içerisine dahil edilmektedir (Henze, 1992). Bu çalışmada ise biyokütle fraksiyonu, heterotrofik ($f_{X_{B,H}}$) ve ototrofik ($f_{X_{B,A}}$) olmak üzere bağımsız fraksiyonlar olarak verilmiştir. Ön tanımlı KOİ fraksiyonları oluşturulurken giriş atıksuyundaki biyokütlenin tamamının heterotrofik biyokütleden meydana geldiği ve ham atıksu içerisindeki heterotrofik biyokütle miktarının toplam KOİ konsantrasyonunun %10'unu oluşturduğu kabulü yapılmıştır.

KOİ haricinde diğer bir konvansiyonel atıksu karakterizasyon parametresi olan toplam azota ait 4 durum değişkeni arasında yalnızca organik azot fraksiyonlarının kullanıcı tarafından belirlenmesinin sebebi diğer iki azot fraksiyonu olan amonyum azotu (S_{NH}) ve nitrat azotunun (S_{NO}) AAT analiz sonuçlarından direkt olarak elde edilebileceği varsayımındandır. Giriş atıksuyundaki toplam organik azot ise denklem 3.35 ile hesaplanmaktadır. Bu hesaplamının yapılabilmesi için giriş atıksuyuna ait TKN ve amonyum azotu verisi mevcut olmalıdır. Hesaplanan toplam organik azot, kullanıcı tarafından belirlenen organik azot fraksiyonları olan $f_{S_{ND}}$ ve $f_{X_{ND}}$ ile çarpılarak giriş atıksuyundaki S_{ND} ve X_{ND} durum değişkenlerinin konsantrasyonları elde edilmektedir.

$$\text{Toplam Organik Azot} = \text{TKN} - \text{Amonyum Azotu} \quad (3.35)$$

Organik azotun durum değişkenlerine ait fraksiyonlarının belirlenebilmesi için biyolojik olarak ayrışabilen KOİ fraksiyonları oranından yararlanılabileceği literatürde yer almaktadır (Henze, 1992; Henze ve diğ., 1987). Buna göre denklem 3.36 ile verildiği üzere biyolojik olarak kolay ayrışabilen KOİ'nin toplam biyolojik olarak ayrışabilen KOİ'ye oranının; biyolojik olarak kolay ayrışabilen organik azotun toplam biyolojik olarak ayrışabilen azota oranına eşit olduğu kabul edilmiştir.

$$\frac{S_S}{S_S + X_S + S_H} = \frac{S_{ND}}{S_{ND} + X_{ND}} \quad (3.36)$$

Çizelge 3.7 ile verilen bu çalışmada kabul edilen ön tanımlı (default) KOİ fraksiyon değerlerine göre $f_{S_S}=0,14$, $f_{X_S}=0,45$ ve $f_{S_H}=0,16$ olarak kabul edilmiştir. Bu değerler kullanılarak, simülatör içerisinde ön tanımlı olarak verilen $f_{S_{ND}}$ değeri denklem 3.37 ile hesaplanmaktadır.

$$f_{S_{ND}} = \frac{S_{ND}}{S_{ND} + X_{ND}} = \frac{0,14}{0,14 + 0,45 + 0,16} \cong 0,2 \quad (3.37)$$

Buna göre toplam biyolojik olarak ayrışabilen organik azot içerisindeki biyolojik olarak kolay ayrışabilen çözünmüş organik azot fraksiyonu ($f_{S_{ND}}$) 0,2 olarak hesaplanmıştır. Dolayısı ile geriye kalan 0,8’lik organik azot fraksiyonunu, biyolojik olarak yavaş ayrışabilen partiküler azot fraksiyonunu ($f_{X_{ND}}$) oluşturmaktadır. Simülâtörde ön tanımlı olarak verilen ve modelleme çalışmasında kullanılan giriş atıksuyu organik azot fraksiyonları Çizelge 3.8 ile verilmektedir.

Çizelge 3.8 : Giriş atıksuyu organik azot fraksiyonları.

Fraksiyon	Açıklama	Bu tez (ön tanımlı)	Bu tez (modelleme çalışması)
$f_{S_{ND}}$	$S_{ND}/(S_{ND}+X_{ND})$	0,2	0,1
$f_{X_{ND}}$	$X_{ND}/(S_{ND}+X_{ND})$	0,8	0,9

Buna göre literatürdeki KOİ fraksiyon değerleri ile AAT modelleme çalışmasında kullanılan KOİ fraksiyon değerlerinin farklı olmasından dolayı, KOİ fraksiyon değerleri kullanılarak hesaplanan organik azot fraksiyonlarının ön tanımlı değerleri ve modelleme çalışmasında kullanılan değerleri arasında farklılık mevcuttur. AAT modelleme çalışmasında yapılan $f_{S_{ND}}$ hesaplaması denklem 3.38 ile verilmektedir.

$$f_{S_{ND}} = \frac{S_{ND}}{S_{ND} + X_{ND}} = \frac{0,06}{0,06 + 0,84 + 0,06} = 0,0625 \quad (3.38)$$

Burada 0,0625 olarak hesaplanan $f_{S_{ND}}$, ön tanımlı değerine daha yakın ve küsüratsız bir değer olması için 0,1’e yuvarlanmıştır. $f_{S_{ND}}$ ’nin 0,1 seçilmesi kalibrasyon aşamasında herhangi bir olumsuzluğa sebep olmamıştır. Diğer yandan, geriye kalan 0,9’luk organik azot fraksiyonunu $f_{X_{ND}}$ oluşturmaktadır.

Tüm bu bilgilere dayandırılarak oluşturulan, KOİ ve organik azot model bileşenlerine ait fraksiyonların bulunduğu “Wastewater_Fractions” adlı Excel sayfası Şekil 3.25 ile verilmektedir.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
	Zaman (gün)	Debi (m³/gün)	Toplam KOİ (g KOİ/m³)	Toplam Kjeldahl Azotu, TKN (g TKN/m³)	Amonyak Azotu, NH4-N (g NH4-N/m³)	Nitrat Azotu, NO3-N (g NO3-N/m³)	Çözünmüş Oksijen, SO (g O2/m³)	Alkalinite (molar)		
1	0	154230.00	100.00	15.50	4.90	1.00	2.00	100.00		
2	1	157880.00	238.00	25.70	9.80	1.00	2.00	100.00		
3	2	157660.00	190.00	30.00	14.10	1.00	2.00	100.00		
4	3	156270.00	216.00	27.80	13.70	1.00	2.00	100.00		
5	4	154790.00	311.00	21.10	10.00	1.00	2.00	100.00		
6	5	149510.00	211.00	23.30	7.80	1.00	2.00	100.00		
7	6	157470.00	213.00	25.80	12.20	1.00	2.00	100.00		
8	7	142090.00	280.00	30.50	15.80	1.00	2.00	100.00		
9	8	150780.00	264.00	32.10	16.90	1.00	2.00	100.00		
10	9	153550.00	279.00	20.00	7.40	1.00	2.00	100.00		
11	10	148110.00	154.00	21.70	12.40	1.00	2.00	100.00		
12	11	151960.00	207.00	11.90	4.20	1.00	2.00	100.00		
13	12	150340.00	147.00	18.20	7.10	1.00	2.00	100.00		
14	13	152000.00	153.00	21.80	11.50	1.00	2.00	100.00		
15	14	148150.00	192.00	26.30	15.40	1.00	2.00	100.00		
16	15	149430.00	277.00	34.30	19.20	1.00	2.00	100.00		
17	16	149130.00	292.00	36.20	20.50	1.00	2.00	100.00		
18	17	153340.00	317.00	41.00	23.20	1.00	2.00	100.00		
19	18	150780.00	341.00	32.40	16.80	1.00	2.00	100.00		
20	19	152880.00	392.00	43.10	27.90	1.00	2.00	100.00		
21	20	139440.00	402.00	48.50	27.90	1.00	2.00	100.00		
22	21	145440.00	370.00	49.40	31.10	1.00	2.00	100.00		
23	22	147150.00	513.00	55.80	31.80	1.00	2.00	100.00		
24	23	141850.00	483.00	56.40	36.10	1.00	2.00	100.00		
25	24	138120.00	463.00	56.90	28.00	1.00	2.00	100.00		
26	25	144030.00	534.00	61.10	30.50	1.00	2.00	100.00		
27	26	141620.00	460.00	49.40	27.90	1.00	2.00	100.00		
28	27	143320.00	507.00	26.70	12.40	1.00	2.00	100.00		
29	28	144530.00	291.00	36.50	19.40	1.00	2.00	100.00		
30	29	124730.00	286.00	39.70	22.70	1.00	2.00	100.00		
31	30	125720.00	323.00	44.70	26.90	1.00	2.00	100.00		
32	31	128220.00	359.00	48.60	31.80	1.00	2.00	100.00		
33	32	117100.00	188.00	16.80	8.10	1.00	2.00	100.00		
34	33	107940.00	111.00	15.90	7.70	1.00	2.00	100.00		
35	34	110170.00	257.00	27.20	15.40	1.00	2.00	100.00		
36	35	113810.00	242.00	32.20	17.80	1.00	2.00	100.00		
37	36	114530.00	270.00	34.60	27.20	1.00	2.00	100.00		

Şekil 3.26 : “Wastewater_Daily_Input” adlı Excel sayfası.

Burada A sütununda zaman, günlük formatta yer almaktadır. Bu sütuna kullanıcı tarafından veri girişi yapılmasına gerek yoktur. Kullanıcı tarafından yapılması gereken, atıksuya ait günlük veri girişleri B sütununda debi ile başlayarak sırasıyla C sütununda toplam KOİ, D sütununda TKN, E sütununda amonyak azotu, F sütununda nitrat azotu, G sütununda çözünmüş oksijen ile devam ederek, H sütununda alkalinite ile sonlanmaktadır. Yukarıda sayılan tüm parametrelerin girişleri A sütunundaki ilgili zamana karşılık gelecek biçimde günlük zaman serisi olarak yapılmaktadır.

Veri girişi Excel dosyası içerisinde atıksuya ait karakterizasyon parametrelerinin saatlik olarak girişinin yapıldığı “Wastewater_Hourly_Input” adlı sayfanın görüntüsü Şekil 3.27 ile verilmektedir.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
	Zaman (saat)	Debi (m³/saat)	Toplam KOİ (g KOİ/m³)	Toplam Kjeldahl Azotu, TKN (g TKN/m³)	Amonyak Azotu, NH4-N (g NH4-N/m³)	Nitrat Azotu, NO3-N (g NO3-N/m³)	Çözünmüş Oksijen, SO (g O2/m³)	Alkalinite (molar)		
1	0.00	1	1	154230.00	100.00	15.50	4.90	1.00	2.00	100.00
2	0.04	1	1	157880.00	238.00	25.70	9.80	1.00	2.00	100.00
3	0.08	1	1	157660.00	190.00	30.00	14.10	1.00	2.00	100.00
4	0.13	1	1	156270.00	216.00	27.80	13.70	1.00	2.00	100.00
5	0.17	1	1	154790.00	311.00	21.10	10.00	1.00	2.00	100.00
6	0.21	1	1	149510.00	211.00	23.30	7.80	1.00	2.00	100.00
7	0.25	1	1	157470.00	213.00	25.80	12.20	1.00	2.00	100.00
8	0.29	1	1	142090.00	280.00	30.50	15.80	1.00	2.00	100.00
9	0.33	1	1	150780.00	264.00	32.10	16.90	1.00	2.00	100.00
10	0.38	1	1	153550.00	279.00	20.00	7.40	1.00	2.00	100.00
11	0.42	10	10	148110.00	154.00	21.70	12.40	1.00	2.00	100.00
12	0.46	11	11	151960.00	207.00	11.90	4.20	1.00	2.00	100.00
13	0.50	12	12	150340.00	147.00	18.20	7.10	1.00	2.00	100.00
14	0.54	13	13	152000.00	153.00	21.80	11.50	1.00	2.00	100.00
15	0.58	14	14	148150.00	192.00	26.30	15.40	1.00	2.00	100.00
16	0.63	15	15	149430.00	277.00	34.30	19.20	1.00	2.00	100.00
17	0.67	16	16	149130.00	292.00	36.20	20.50	1.00	2.00	100.00
18	0.71	17	17	153340.00	317.00	41.00	23.20	1.00	2.00	100.00
19	0.75	18	18	150780.00	341.00	32.40	16.80	1.00	2.00	100.00
20	0.79	19	19	152880.00	392.00	43.10	27.90	1.00	2.00	100.00
21	0.83	20	20	139440.00	402.00	48.50	27.90	1.00	2.00	100.00
22	0.88	21	21	145440.00	370.00	49.40	31.10	1.00	2.00	100.00
23	0.92	22	22	147150.00	513.00	55.80	31.80	1.00	2.00	100.00
24	0.96	23	23	141850.00	483.00	56.40	36.10	1.00	2.00	100.00
25	1.00	24	24	138120.00	463.00	56.90	28.00	1.00	2.00	100.00
26	1.04	25	25	144030.00	534.00	61.10	30.50	1.00	2.00	100.00
27	1.08	26	26	141620.00	460.00	49.40	27.90	1.00	2.00	100.00
28	1.13	27	27	143320.00	507.00	26.70	12.40	1.00	2.00	100.00
29	1.17	28	28	144530.00	291.00	36.50	19.40	1.00	2.00	100.00
30	1.21	29	29	124730.00	286.00	39.70	22.70	1.00	2.00	100.00
31	1.25	30	30	125720.00	323.00	44.70	26.90	1.00	2.00	100.00
32	1.29	31	31	128220.00	359.00	48.60	31.80	1.00	2.00	100.00
33	1.33	32	32	117100.00	188.00	16.80	8.10	1.00	2.00	100.00
34	1.38	33	33	107940.00	111.00	15.90	7.70	1.00	2.00	100.00
35	1.42	34	34	110170.00	257.00	27.20	15.40	1.00	2.00	100.00
36	1.46	35	35	113810.00	242.00	32.20	17.80	1.00	2.00	100.00
37	1.50	36	36	114530.00	270.00	34.60	27.20	1.00	2.00	100.00
38	1.54	37	37	114040.00	275.00	41.30	25.10	1.00	2.00	100.00

Şekil 3.27 : “Wastewater_Hourly_Input” adlı Excel sayfası.

Burada A, B ve C sütunlarında zaman bilgileri yer almaktadır. Zaman; A sütununda günlük formatta, B sütununda gün içerisindeki saat formatında ve C sütununda ise kümülatif saat formatında verilmektedir. Zaman bilgilerinin yer aldığı bu sütunlara kullanıcı tarafından veri girişi yapılmasına gerek yoktur. Kullanıcı tarafından yapılması gereken atıksuya ait saatlik veri girişleri D sütununda debi ile başlayarak sırasıyla E sütununda toplam KOİ, F sütununda TKN, G sütununda amonyak azotu, H sütununda nitrat azotu, I sütununda çözünmüş oksijen ile devam ederek, J sütununda alkalinite ile sonlanmaktadır. Yukarıda sayılan tüm parametrelerin girişleri A, B ve C sütunlarındaki ilgili zamana karşılık gelecek biçimde saatlik zaman serisi olarak yapılmaktadır.

Son olarak sabit veri girişinin yapıldığı “Wastewater_Fixed_Input” adlı Excel sayfasının görüntüsü Şekil 3.28 ile verilmektedir.

Parametre	Değer	Birim
Debi	134437.06	m³/gün
Toplam KOİ	473.00	g CO₂/m³
Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	51.45	g TKN/m³
Amonyak Azotu (NH4-N)	31.48	g NH4-N/m³
Nitrat Azotu (NO3-N)	1.00	g NO3-N/m³
Çözünmüş Oksijen (DO)	2.00	g O₂/m³
Alkalinite (SALK)	100.00	molar

Şekil 3.28 : “Wastewater_Fixed_Input” adlı Excel sayfası.

Burada diğer iki veri girişi sayfasından farklı olarak, veri girişleri zamandan bağımsız şekilde yapılmaktadır. Bu sayfada A sütununda veri girişi yapılacak olan parametrenin adı, B sütununda kullanıcı tarafından girilen değer ve C sütununda ilgili parametrelerin birimi yer almaktadır. Veri girişi yapılan B sütununda; ikinci satırda debi, üçüncü satırda toplam KOİ, dördüncü satırda TKN, beşinci satırda amonyum azotu, altıncı satırda nitrat azotu, yedinci satırda çözünmüş oksijen ve son olarak sekizinci satırda alkalinite veri girişi bölümleri yer almaktadır.

Günlük, saatlik veya sabit olarak girişı yapılan konvansiyonel parametrelerin modelde yer alan durum değişkenlerine dönüştürülmesi ayrı bir Excel sayfasında gerçekleşmektedir. Günlük veri girişı için “Input_Data_Daily”, saatlik veri girişı için “Input_Data_Hourly” ve sabit veri girişı için “Input_Data_Fixed” sayfaları konvansiyonel parametrelerin model durum değişkenlerine dönüşümünü sağlamaktadırlar. MATLAB programı giriş atıksuyuna ait model durum değişkenlerini, “Input_Data_Selection” sayfasında yapılan seçim doğrultusunda “Input_Data_Daily”, “Input_Data_Hourly” veya “Input_Data_Fixed” sayfalarından okunmaktadır. Bu sayfalar çeşitli hücre formüllerini içermektedir. Kullanıcı tarafından bu sayfalara veri girişı yapılmadığı için Excel dosyasında karmaşıklık yaratmamak adına bu sayfalar gizlenmiştir. Kullanıcı tarafından istenildiği takdirde sayfalar sekmesinde herhangi bir yere sağ tıklanıp “Göster” komutu seçilerek bu sayfalara ulaşılabilir. Konvansiyonel parametrelerin durum değişkenlerine dönüştürüldüğü Excel sayfalarında yapılan işlemler aşağıda maddeler halinde özetlenmektedir.

- Konvansiyonel parametrelerin günlük ve saatlik veri girişlerinin yapıldığı Excel sayfalarından zamanı belirten sütunlar direkt olarak alınmaktadır.
- Debi, amonyak azotu, nitrat azotu, alkalinite ve çözünmüş oksijen değerleri hiçbir işleme uğramadan, konvansiyonel parametre girişlerinin yapıldığı sayfalardan direkt olarak alınmaktadır.
- Tüm KOİ durum değişkenleri, toplam KOİ değeri ve “Wastewater_Fractions” sayfasındaki ilgili KOİ fraksiyonlarının çarpılması ile elde edilmektedir. Bu işlem, ilgili KOİ durum değişkenlerine ait hücrelerin içerisinde formül olarak yazılmıştır.
- Organik azot durum değişkenleri olan S_{ND} ve X_{ND} ise ilgili hücreler içerisinde toplam organik azot değeri ve “Wastewater_Fractions” sayfasında belirlenen çözünmüş ($f_{S_{ND}}$) ve partiküler ($f_{X_{ND}}$) fraksiyonların çarpılması ile elde edilmektedir.
- Günlük ve saatlik veri girişı durumlarında model bileşenlerine ait sütunlarda yer alan formüller zaman serisi boyunca, simülasyonun son veri girişı zamanına kadar uygulanmaktadır.

Grafik seçimi sayfası:

Veri girişi Excel dosyasının son sayfası olan “Graphs_Selection”, simülasyon sonucunda görüntülenmek istenilen MATLAB grafiklerinin seçiminin kullanıcı tarafından yapıldığı hücrelerden oluşmaktadır. İlgili sayfaya ait görüntü Şekil 3.29 ile verilmektedir.

Parametre adı	Seçim
SS	1
XS	1
XBH	1
XBA	1
XP	0
SO	1
SNO	1
SNH	1
SND	1
XND	1
SALK	1
SINRT	0
SH	1
COD	1
sCOD	1
BOD	1
sBOD	1
TN	1
TKN	1
kLa	1

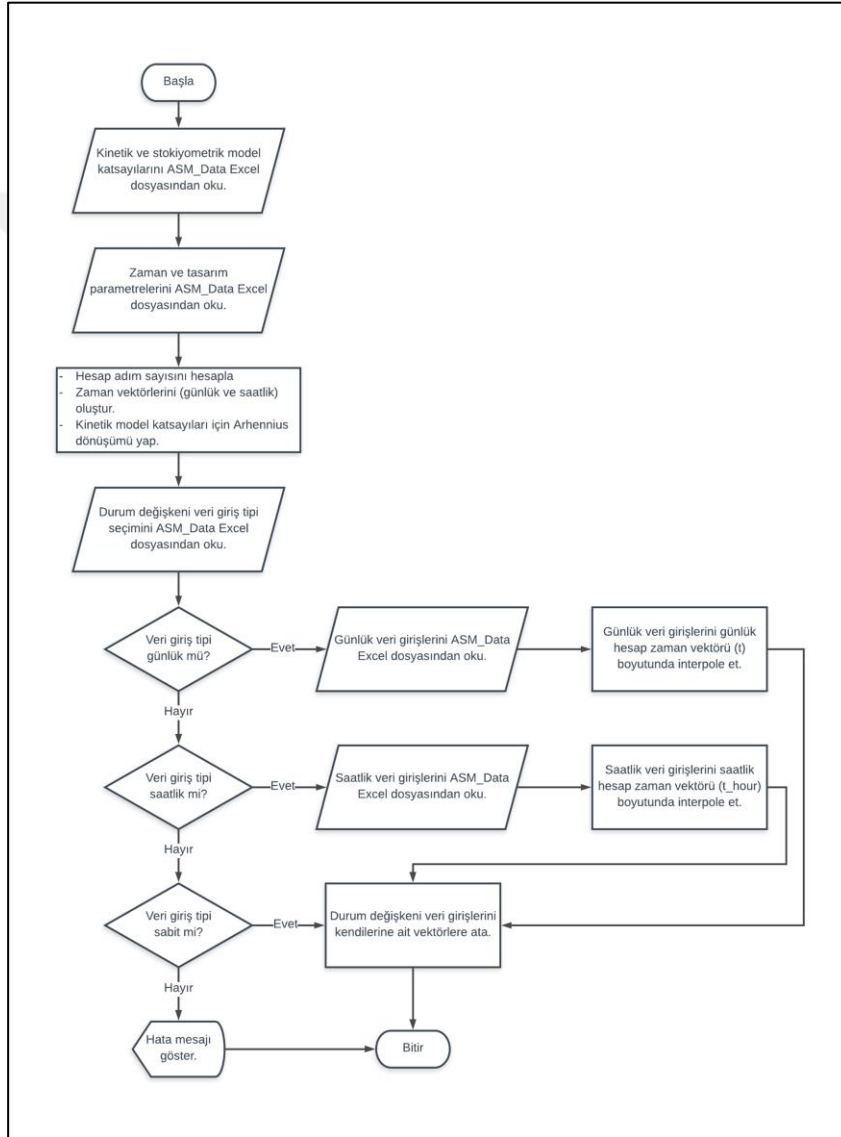
Şekil 3.29 : “Graphs_Selection” adlı Excel sayfası.

Burada A sütununda parametre adları yer alırken B sütununda ise seçim bölümü yer almaktadır. Modelde mevcut olan tüm durum değişkenlerinin yanı sıra toplam KOİ, çözünmüş KOİ, toplam BOİ, çözünmüş BOİ, toplam azot, TKN ve k_{La} (gaz transfer katsayısı) grafikleri de görüntülenebilmektedir. Seçim sütununda ilgili parametreye karşılık gelecek hücrelere 1 (evet) veya 0 (hayır) yazılarak grafik tercihi yapılmaktadır. Tercih yapılan parametre(ler) doğrultusunda simülasyon sonuçlarını içeren MATLAB grafikleri oluşturulmaktadır.

3.2.2 Veri okuma

Bu tezde tasarlanan aktif çamur simülasyon programının ilk adımı olan verilerin okunması ve işleme hazır hale getirilmesinden “READ_DATA” adlı MATLAB komut dosyaları sorumludur. Simülasyonun başlatılması ile ilk olarak ilgili konfigürasyona ait “READ_DATA” komut dosyası yürütülerek Excel ara yüzü üzerinden yapılan veri girişleri MATLAB programı tarafından okunur ve bu veriler çekirdek kod içerisinde kullanılmak üzere işleme hazır hale getirilir. Her konfigürasyon klasörüne ait spesifik veri okuma MATLAB komut dosyası

bulunmaktadır. Buna göre aerobik konfigürasyon klasörü içerisinde “READ_DATA_AEROBIC”, MLE konfigürasyonu klasörü içerisinde “READ_DATA_MLE ve Bardenpho konfigürasyonu klasörü içerisinde “READ_DATA_BARDENPHO” komut dosyaları bulunmaktadır. “READ_DATA” komut dosyalarının genel akış şeması Şekil 3.30 ile verilirken, MATLAB kodları Aeobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları için sırasıyla Ek B1, Ek B2 ve Ek B3 içerisinde yer almaktadır.



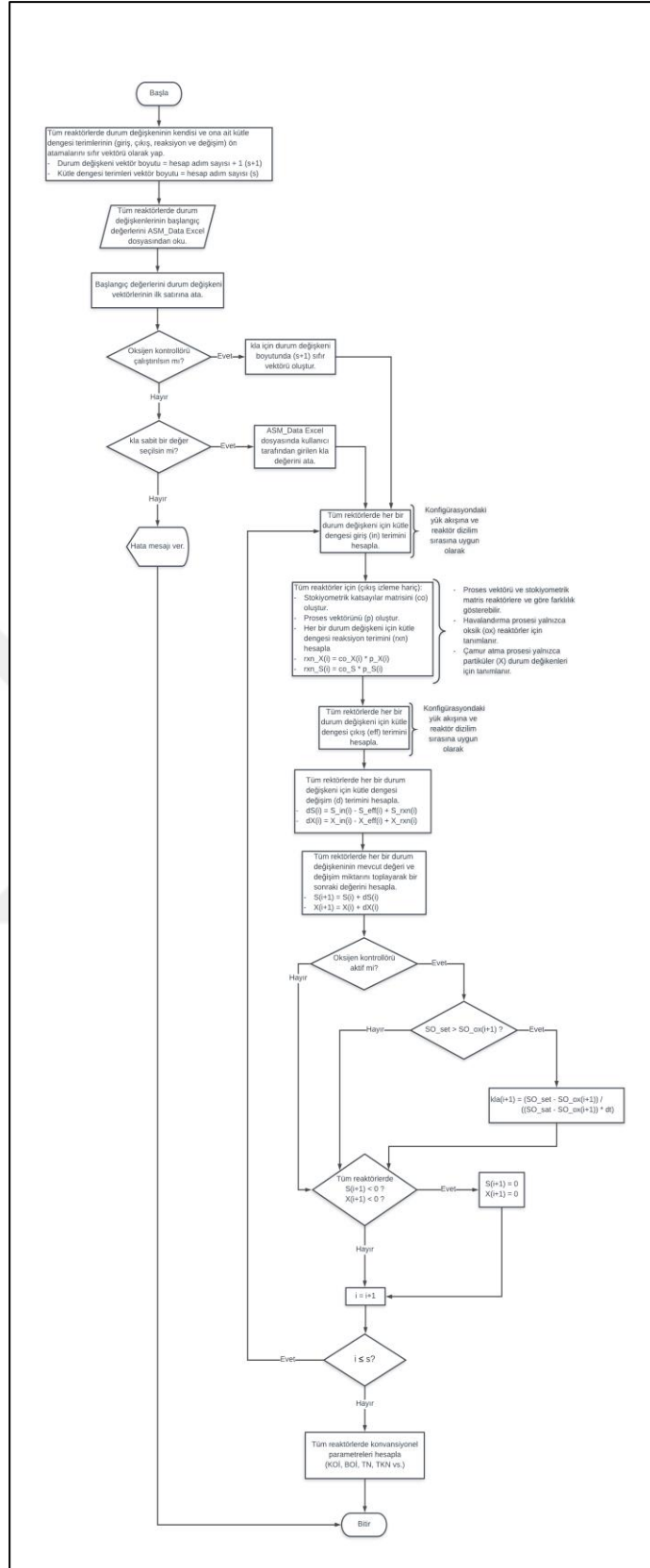
Şekil 3.30 : Veri okuma komut dosyası genel akış şeması.

Buna göre ilk olarak model katsayıları ve zaman–tasarım parametreleri “xlsread” adlı MATLAB fonksiyonu yardımıyla Excel veri girişı dosyasından okunmaktadır. Bu veriler okunduktan “s” harfi ile sembolize edilen hesap sayısı hesaplanır. Simülasyonun başlangıç anı ve sonu arasındaki süre içerisinde günlük ve saatlik

hesap adımı uzunluğu (dt ve dt_hour) kadar atlanılarak elemanları belirlenen zaman vektörleri oluşturulur. Kinetik model katsayılarının mevcut sıcaklığa göre revize edilmesini sağlayan Arrhenius dönüşümleri uygulanır. Bu hesaplamalar tamamlandıktan sonra Excel veri girişi sayfasından giriş atıksuyuna ait veri tipi seçimi okunur. Buna göre eğer veri girişi günlük ise “Input_Data_Daily”, saatlik ise “Input_Data_Hourly” ve son olarak sabit ise “Input_Data_Fixed” adlı Excel sayfaları okunur. Eğer veri girişi tipi günlük veya saatlik ise Excel sayfasından okunan veriler günlük veya saatlik zaman vektörlerine göre “interp1” adlı MATLAB fonksiyonu yardımı ile interpolate edilir. Bunun ardından toplu bir matris içerisinde interpolate edilen tüm durum değişkenleri kendilerine ait $(s + 1) \times 1$ boyutlu vektörlere dağıtılır. Eğer veri girişi sabit ise tüm durum değişkenlerinin değerleri direkt olarak kendilerine ait $(s + 1) \times 1$ boyutlu vektörün her satırına yazılmaktadır. Böylece durum değişkeni atıksu girişi vektörlerinin oluşturulması tamamlanarak, veriler çekirdek kodun çalışabilmesi için hazır hale getirilmiştir. Eğer veri girişi tipi seçimi hiç yapılmamışsa veya yanlış yapılmışsa program hata mesajı gösterecektir.

3.2.3 İşlemci

Aktif çamur kütle dengesi denklemlerinin dinamik olarak çözümünün gerçekleştiği bölüm olan işlemci, simülatör programının çekirdek kodunu oluşturmaktadır. Her konfigürasyon klasörüne ait spesifik işlemci MATLAB komut dosyası bulunmaktadır. Buna göre aerobik konfigürasyon klasörü içerisinde “PROCESS_ASM_AEROBIC”, MLE konfigürasyonu klasörü içerisinde “PROCESS_ASM_MLE ve Bardenpho konfigürasyonu klasörü içerisinde “PROCESS_ASM_BARDENPHO” komut dosyaları yer almaktadır. “PROCESS_ASM” komut dosyalarının genel akış şeması Şekil 3.31 ile verilirken, MATLAB kodları Aerobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları için sırasıyla Ek C1, Ek C2 ve Ek C3 içerisinde yer almaktadır.



Şekil 3.31 : İşlemci komut dosyası genel akış şeması.

İşlemci komut dosyasının genel çalışma prensibi durum değişkenlerinin kütle dengesi denklemleri çözümünün her reaktör için ayrı olarak gerçekleştirilmesi olarak özetlenebilir. Dolayısıyla konfigürasyon içerisindeki hesaplama noktası (reaktör) sayısı kadar her bir durum değişkeni için kütle dengesi denklemi oluşturulmaktadır. Buna ilaveten kütle dengesi terimleri (giriş, çıkış, reaksiyon) bir döngü içerisinde ayrı ayrı hesaplanmaktadır. Daha sonra bu hesaplardan elde edilen değişim terimi değeri ile mevcut durum değişkeni değeri toplanarak durum değişkeninin yeni değeri elde edilir. Bu bölümün devamında işlemci komut dosyası genel akış şemasındaki adımlar detaylandırılmaktadır.

İşlemci komut dosyasının ilk aşamasında durum değişkenlerine ait kütle dengesi terimleri (giriş, çıkış, reaksiyon, değişim, konsantrasyon) vektörlerinin ön atamaları sıfır vektörü olarak yapılır. Burada giriş, çıkış, reaksiyon ve değişim vektörlerinin boyutu $s \times 1$ iken konsantrasyon vektörünün boyutu ise $(s + 1) \times 1$ kadardır. Konsantrasyon vektörünün satır uzunluğunun diğer kütle dengesi terimi vektörlerinden bir fazla olmasının nedeni, konsantrasyon teriminin bir başlangıç değerine sahip olmasıdır. İlgili vektörlerin ön atamaları tamamlandıktan sonra hesaplamanın başlayabilmesi için gerekli olan durum değişkeni başlangıç değerleri Excel veri girişi dosyası “Initial_Conditions” sayfasından okunarak ilgili durum değişkeni konsantrasyon vektörünün ilk satırına atanır. Bunun ardından, veri okuma bölümünde Excel veri girişi dosyasından okunan havalandırma tercihi sorgulaması gerçekleştirilir. Eğer havalandırma opsiyonu olarak oksijen kontrolörünün aktif olması tercih edilmiş ise k_{La} (gaz transfer katsayısı) bir durum değişkeni olarak kabul edilip $(s + 1) \times 1$ boyutlu sıfır vektörü biçiminde oluşturulur. Eğer havalandırma opsiyonu olarak sabit k_{La} kullanımı seçilmiş ise k_{La} değeri olarak Excel veri girişi dosyasında girilen değer atanır. Eğer havalandırma opsiyonu seçimi yapılmamış ise program hata vererek sonlanacaktır.

Tüm bu ön işlemlerin tamamlanmasının ardından ana hesaplama döngüsü başlamaktadır. İlk olarak tüm reaktörlerde durum değişkenlerinin kütle dengesi giriş terimleri hesaplanır. Giriş terimlerinin hesaplanmasının ardından reaksiyon terimleri hesaplanmasına geçilir. Tüm reaktörler için durum değişkeni reaksiyon terimleri Çizelge 3.1 ile verilen stokiyometrik katsayılar matrisinin transpozu ile proses vektörünün çarpılması sonucunda elde edilir. Stokiyometrik katsayılar matrisi içerisinde Excel veri girişi dosyasında kullanıcı tarafından girilen stokiyometrik

katsayılar yer alırken, proses vektöründe ise Excel veri girişi dosyasında kullanıcı tarafından girilen kinetik katsayıların yanı sıra durum değişkeni değerleride bulunmaktadır. Tüm durum değişkenleri için reaksiyon terimi hesaplandıktan sonra kütle dengesi çıkış terimi hesaplanır. Bunun ardından her bir durum değişkeni için önceki adımlarda hesaplanan giriş, çıkış ve reaksiyon terimleri kullanılarak değişim terimi hesaplanır. Bir sonraki adımda ise durum değişkenine ait yeni değer, durum değişkeninin mevcut değeri ile değişim miktarının toplanması ile elde edilir. Partiküler ve çözünmüş durum değişkenlerinin kütle dengesi denklemleri simülatörde yer alan tüm konfigürasyonlar için Bölüm 3.1.3 içerisinde verilmiştir.

Simülasyonun başlangıcında oksijen kontrolörü aktifleştirilmiş ise ana döngü içerisinde durum değişkenlerinin yeni değerleri hesaplandıktan sonra devreye girmektedir. Eğer oksijen kontrolörü aktif ise çözünmüş oksijen ayar noktasının (S_{Oset}) yeni hesaplanan oksijen konsantrasyonundan ($S_{Oox}(i+1,1)$) büyük olup olmadığı kontrol edilir. Eğer büyük değil ise hiçbir işlem yapılmadan akış şemasındaki bir sonraki adıma geçilir. Akış şemasının daha önceki bölümünde k_{La} vektörünün ön ataması sıfır vektörü olarak yapıldığı için otomatik olarak döngünün bir sonraki adımında kullanılacak k_{La} değeri ($k_{La}(i+1)$) sıfır olacaktır. Bu durum havalandırma prosesinin durdurulması anlamına gelmektedir. Eğer S_{Oset} konsantrasyonu yeni hesaplanan oksijen konsantrasyonundan ($S_{Oox}(i+1,1)$) büyük ise $S_{Oox}(i+1,1)$ konsantrasyonunu S_{Oset} konsantrasyonu düzeyine yükseltecek şiddette havalandırma prosesi uygulanır. Burada havalandırma şiddetini gaz transfer katsayısı (k_{La}) büyüklüğü belirlemektedir. Bu durum denklem 3.39 ile sözel olarak ve denklem 3.40 ile matematiksel olarak ifade edilmektedir.

$$\left(\begin{array}{c} \text{Çözünmüş} \\ \text{oksijen} \\ \text{farkı} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Güncel çözünmüş} \\ \text{oksijen} \\ \text{konsantrasyonu} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{c} \text{Havalandırma} \\ \text{prosesi} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{Çözünmüş oksijen} \\ \text{ayar noktası} \end{array} \right) \quad (3.39)$$

$$0 = S_{Oox}(i+1) + (k_{La}(i+1) \cdot (S_{Osat} - S_{Oox}(i+1)) \cdot dt) - S_{Oset} \quad (3.40)$$

Burada tek bilinmeyen olan bir sonraki iterasyon adımında uygulanacak olan havalandırma şiddeti ($k_{La}(i+1)$) yalnız bırakılarak denklem 3.41 ile verilen formül elde edilir.

$$k_{La}(i+1) = \frac{S_{Oset} - S_{Oox}(i+1)}{(S_{Osat} - S_{Oox}(i+1)) \cdot dt} \quad (3.41)$$

Bu denklemlerde; i iterasyon adımını, $k_{LA}(i+1)$ $i+1$ 'nci iterasyon adımıdaki gaz transfer katsayısını, S_{Oset} çözünmüş oksijen ayar noktasını, $S_{Oox}(i+1)$ $i+1$ 'nci iterasyon adımıdaki çözünmüş oksijen değerini, S_{Osat} çözünmüş oksijen doygunluk konsantrasyonunu ve dt ise hesap zaman adımı uzunluğunu vermektedir. Denklem 3.41 ile hesaplanan $k_{LA}(i+1)$ döngünün bir sonraki adımında çözünmüş oksijen konsantrasyonunun istenilen seviyeye ulaşması için havalandırma prosesinde gaz transfer katsayısı olarak kullanılacaktır.

Döngü içerisindeki son aşamada hesaplanan tüm durum değişkeni değerleri kontrol edilerek değeri negatif olanlar sıfıra eşitlenir. Bunun ardından bir sonraki iterasyon adımı için döngü başa döner. Döngü iterasyon adımının (i) hesap adımı sayısını (s) aştığı noktada döngü sonlandırılıp işlemci komut dosyasındaki bir sonraki adıma geçilir.

İşlemci komut dosyasının son aşamasında durum değişkenlerinin meydana getirdiği konvansiyonel atıksu parametreleri olan toplam KOİ, çözünmüş KOİ, partiküler KOİ, toplam BOİ, çözünmüş BOİ, toplam azot ve toplam Kjeldahl azotu hesaplanmaktadır. Bu hesaplamalar toplam KOİ için denklem 3.42 ile, çözümlenen KOİ için denklem 3.43 ile, partiküler KOİ için denklem 3.44 ile, toplam BOİ için denklem 3.45 ile, çözünmüş BOİ için denklem 3.46 ile, toplam azot için denklem 3.47 ile ve toplam Kjeldahl azotu için denklem 3.48 ile verilmektedir.

$$Toplam\ KOİ = S_S + S_H + X_S + X_I + S_I + X_{B,H} + X_{B,A} + X_P \quad (3.42)$$

$$Çözünmüş\ KOİ = S_S + S_H + S_I \quad (3.43)$$

$$Partiküler\ KOİ = X_S + X_I + X_{B,H} + X_{B,A} + X_P \quad (3.44)$$

$$Toplam\ BOİ = S_S + S_H + X_S + X_{B,H} + X_{B,A} \quad (3.45)$$

$$Çözünmüş\ BOİ = S_S + S_H \quad (3.46)$$

$$Toplam\ Azot = S_{NH} + S_{ND} + X_{ND} + S_{NO} \quad (3.47)$$

$$Toplam\ Kjeldahl\ Azotu = S_{NH} + S_{ND} + X_{ND} \quad (3.48)$$

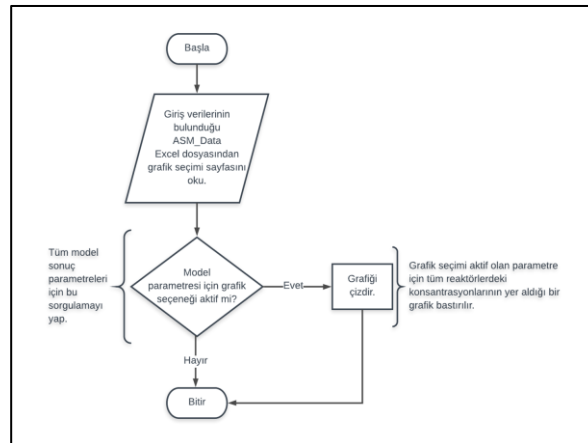
Tüm bu işlemlerin ardından sisteme ait kütle dengesi denklemlerinin dinamik şekilde çözümü tamamlanmıştır. Programın bundan sonraki aşamasını simülasyon sonuçlarının grafik ve tablo formatlarında verilmesi oluşturmaktadır.

3.2.4 Veri çıkışı

Bu tez çalışması kapsamında oluşturulan aktif çamur simülatör programının son modülünü veri çıkışı oluşturmaktadır. Veri çıkışı modülü simülasyon sonuçlarının grafiksel ve tablosal olarak görüntülenmesine imkân verecek şekilde tasarlanmıştır. Sonuçların grafiksel gösterimi “PRINT_GRAPHS” adlı komut dosyası, tablosal gösterimi ise “PRINT_RESULTS” adlı komut dosyaları yürütülerek sağlanmaktadır. Grafiksel ve tablosal gösterime ait detaylar bu bölümün alt başlıkları içerisinde yer almaktadır.

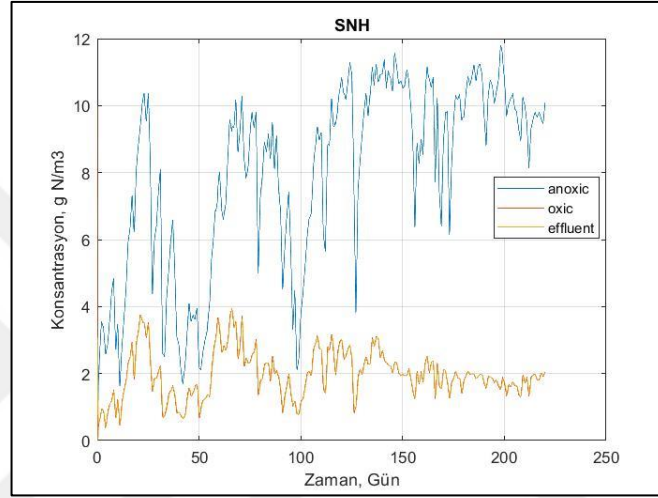
3.2.4.1 Simülasyon sonuçların grafiksel olarak görüntülenmesi

Simülasyon sonuçlarının grafiksel olarak görüntülenebilmesi için “PRINT_GRAPHS” adlı MATLAB komut dosyası yürütülmektedir. Her konfigürasyon klasörüne ait spesifik “PRINT_GRAPHS” komut dosyası bulunmaktadır. Buna göre aerobik konfigürasyonu klasörü içerisinde “PRINT_GRAPHS_AEROBIC”, MLE konfigürasyonu klasörü içerisinde “PRINT_GRAPHS_MLE ve Bardenpho konfigürasyonu klasörü içerisinde “PRINT_GRAPHS_BARDENPHO” komut dosyaları bulunmaktadır. “PRINT_GRAPHS” komut dosyalarının genel akış şeması Şekil 3.32 ile verilirken, MATLAB kodları Aeobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları için sırasıyla Ek D1, Ek D2 ve Ek D3 içerisinde yer almaktadır.



Şekil 3.32 : Grafik görüntüleme komut dosyası genel akış şeması.

Buna göre “PRINT_GARPHS” komut dosyalarının yürütülmesi ile ilk aşamada Excel veri girişi dosyasının “Graphs_Selection” sayfasından kullanıcı tarafından yapılan grafik seçimleri okunmaktadır. Okuma sonuçlarına göre tüm parametreler değerlendirilerek seçimi yapılmış olan parametreler ait MATLAB grafikleri çizdirilmektedir. Bu tez kapsamında yapılan AAT modelleme çalışmasının kalibrasyon aşamasında MLE konfigürasyonu içerisinde yer alan reaktörlerdeki amonyak azotu (S_{NH}) değişimini gösteren grafik, örnek teşkil etmesi bakımından Şekil 3.33 ile verilmektedir.



Şekil 3.33 : Simülasyon sonucunda oluşturulan MATLAB grafik örneği.

Burada MLE konfigürasyonu içerisinde yer alan anoksik (anoxic), oksik (oxic) reaktörlere ve çıkış izleme (effluent) noktasına ait S_{NH} sonuçlarının farklı renklerle verildiği görülmektedir. Grafikteki renklere karşılık gelen ilgili reaktörler ve çıkış izleme noktası grafik içerisinde bulunan lejant kısmında verilmektedir.

3.2.4.2 Simülasyon sonuçların tablosal olarak görüntülenmesi

Simülasyon sonuçlarının tablosal olarak görüntülenebilmesi için “PRINT_RESULTS” adlı MATLAB komut dosyası yürütülmektedir. Her konfigürasyon klasörüne ait spesifik “PRINT_RESULTS” komut dosyası bulunmaktadır. Buna göre aerobik konfigürasyon klasörü içerisinde “PRINT_RESULTS_AEROBIC”, MLE konfigürasyonu klasörü içerisinde “PRINT_RESULTS_MLE” ve Bardenpho konfigürasyonu klasörü içerisinde “PRINT_RESULTS_BARDENPHO” adlı komut dosyaları bulunmaktadır. “PRINT_RESULTS” komut dosyasının yürütülmesi ile simülasyon sonuçları

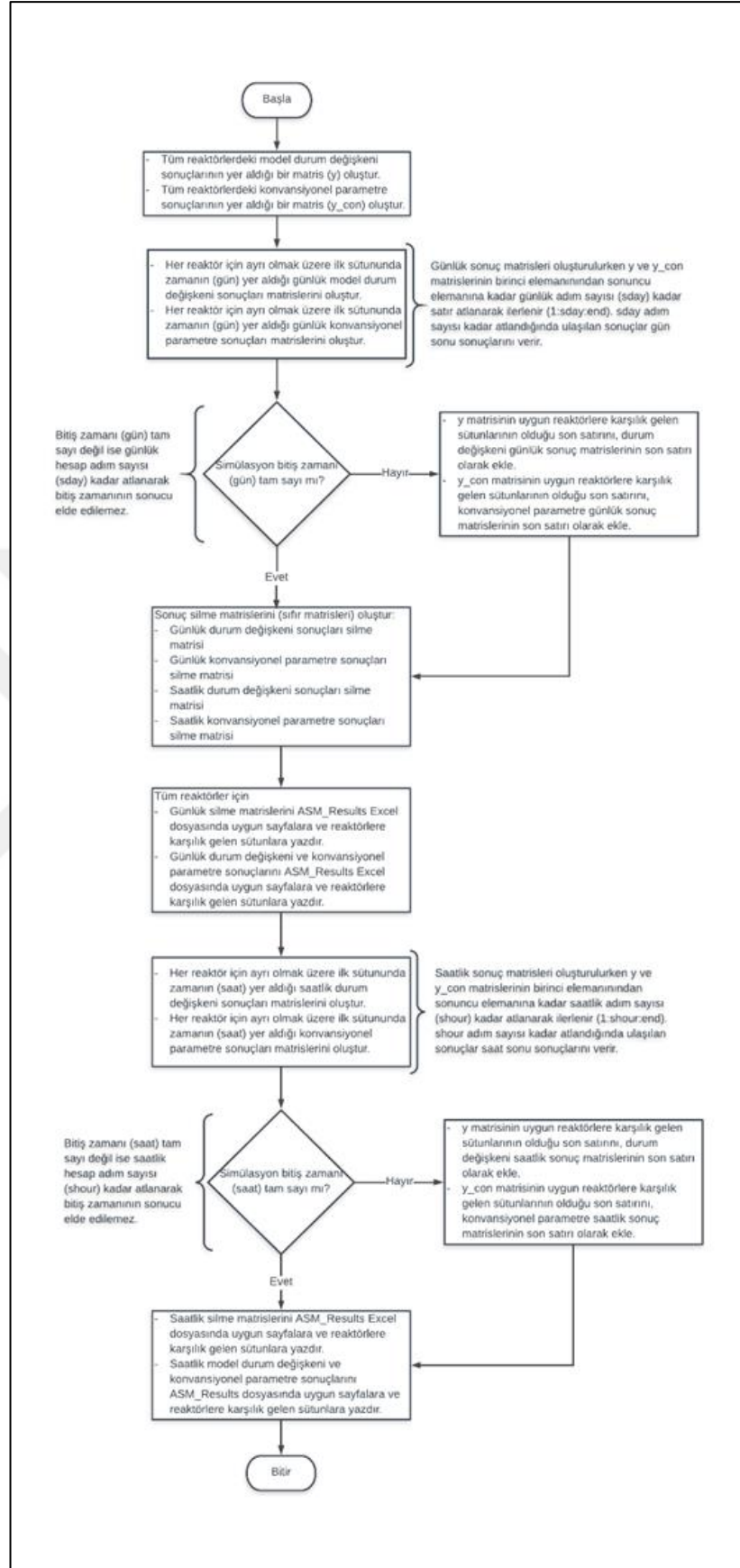
“ASM_Results” adlı Excel dosyasına yazdırılmaktadır. Her konfigürasyon klasörüne ait spesifik “ASM_Results” Excel dosyası bulunmaktadır. Buna göre aerobik konfigürasyon klasörü içerisinde “ASM_Results_Aerobic”, MLE konfigürasyonu klasörü içerisinde “ASM_Results_MLE” ve Bardenpho konfigürasyonu klasörü içerisinde “ASM_Results_Bardenpho” adlı sonuçların yazdırıldığı Excel dosyaları yer almaktadır. “PRINT_RESULTS” komut dosyasının çalışabilmesi için mutlaka ilgili konfigürasyona ait “ASM_Results” Excel dosyasının konfigürasyon klasörü içerisinde yer alması gerekmektedir. Bu yüzden “ASM_Results” Excel dosyalarının konfigürasyon klasörlerinin içerisinde adı değiştirilmeden sabit olarak tutulması gerekmektedir. Sonuçların bulunduğu dosya farklı bir isimle kaydedilmek istenirse farklı kaydet seçeneği kullanılmaktadır.

Sonuçların yazdırıldığı “ASM_Results” Excel dosyası sayfalarının adları ve açıklamaları Çizelge 3.9 ile verilmektedir. Bu sayfalar tüm konfigürasyonlara ait “ASM_Results” sonuç Excel dosyalarının içerisinde mevcuttur.

Çizelge 3.9 : Sonuçların yazdırıldığı Excel dosyası sayfalarının adları ve açıklamaları.

Sayfa adı	Açıklama
Daily	Model içerisindeki tüm durum değişkenlerine ait sonuçların günlük olarak yazdırıldığı sayfadır.
Daily_Conventional	Toplam KOİ, çözünmüş KOİ, partiküler KOİ, toplam BOİ, çözünmüş BOİ, toplam azot, TKN, amonyak azotu ve nitrat azotuna ait sonuçların günlük yazdırıldığı sayfadır.
Hourly	Model içerisindeki tüm durum değişkenlerine ait sonuçların saatlik olarak yazdırıldığı sayfadır.
Hourly_Conventional	Toplam KOİ, çözünmüş KOİ, partiküler KOİ, toplam BOİ, çözünmüş BOİ, toplam azot, TKN, amonyak azotu ve nitrat azotuna ait sonuçların saatlik olarak yazdırıldığı sayfadır.

“PRINT_RESULTS” komut dosyalarının genel akış şeması Şekil 3.34 ile verilirken, MATLAB kodları Aeobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları için sırasıyla Ek E1, Ek E2 ve Ek E3 içerisinde yer almaktadır.



Şekil 3.34 : Sonuç yazdırma komut dosyası genel akış şeması.

Buna göre ilk olarak ilgili konfigürasyonun tüm reaktörlerindeki durum değişkeni sonuçları “y” adlı matriste, konvansiyonel parametre sonuçları ise “y_con” adlı matriste toplanmaktadır. Bu iki matris direkt olarak hesaplama sonuçlarından meydana geldiği için henüz günlük veya saatlik olarak sonuç verebilecek formatta değildir. Bunun için y ve y_con matrisindeki satır elemanları günlük sonuçları verecek şekilde ayıklanarak günlük sonuç matrisi formatı oluşturulur. Günlük sonuç matrisleri ilk sütunlarında günlük zaman olacak şekilde reaktörler bazında gruplandırılır. Sonuçlar yazdırılmadan önce “ASM_Results” Excel dosyasında yer alan sonuç hücreleri sıfır matrisleri ile temizlenir. Bunun ardından konvansiyonel parametre ve durum değişkenlerinin sonuçları “ASM_Results” Excel dosyasının “Daily” ve “Daily_Conventional” sayfalarına “xlswrite” adlı MATLAB fonksiyonu aracılığıyla yazdırılır. Bu işlemin ardından saatlik sonuç matrislerinin oluşturulması aşamasına geçilir. Bu aşamada y ve y_con matrisindeki satır elemanları saatlik sonuçları verecek şekilde ayıklanarak saatlik sonuç matrisi formatı oluşturulur. Saatlik sonuç matrisleri ilk sütunlarında saatlik zaman olacak şekilde reaktörler bazında gruplandırılır. Sonuçlar yazdırılmadan önce “ASM_Results” Excel dosyasında yer alan sonuç hücreleri sıfır matrisleri ile temizlenir. Bunun ardından konvansiyonel parametre ve durum değişkenlerinin sonuçları “ASM_Results” Excel dosyasının “Hourly” ve “Hourly_Conventional” sayfalarına “xlswrite” adlı MATLAB fonksiyonu aracılığı ile yazdırılarak “PRINT_RESULTS” komut dosyası sonlandırılmaktadır.

Örnek teşkil etmesi açısından aerobik konfigürasyona ait “ASM_Results_Aerobic” adlı Excel sonuç dosyasının günlük konvansiyonel parametre sonuçlarının yer aldığı “Daily_Conventional” sayfasının görüntüsü Şekil 3.35 ile, saatlik konvansiyonel parametre sonuçlarının yer aldığı “Hourly_Conventional” sayfasının görüntüsü ise Şekil 3.36 ile verilmektedir.

Şekil 3.35 : “ASM_Results_Aerobic” adlı Excel dosyasının “Daily_Conventional” sayfası görüntüsü.

Şekil 3.36 : “ASM_Results_Aerobic” adlı Excel dosyasının “Hourly_Conventional” sayfası görüntüsü.

Şekillerden görüleceği üzere aerobik reaktör ve çıkış izleme noktasının kapsadığı her sütun ayrı bir parametrenin sonucunu vermektedir. Konvansiyonel parametre sonuçlarının günlük olarak yer aldığı sayfadaki sütun gruplarının en başında gri renkli günlük zaman sütunu yer almaktadır. Parametrelerin günlük değişimi satırlar üzerinde hareket edilerek gözlemlenebilmektedir. Saatlik parametre sonuçlarının yer aldığı sayfada ise ilk üç sütununda sırasıyla zaman; gün, gün içerisindeki saat ve toplam saat olarak verilmektedir. Ancak parametre sonuçlarının yer aldığı diğer sütun gruplarında zaman olarak yalnızca toplam saat verilmektedir. Parametrelerin saatlik olarak değişimi satırlar üzerinde hareket edilerek gözlemlenebilmektedir.

“PRINT_RESULTS” komut dosyasının yürütülmesi ile elde edilen “ASM_Results” Excel dosyası kullanıcı tarafından istenilen matematiksel ve grafiksel analizin yapılabileceği bir ara yüz imkânı sunmaktadır. Bu aşamadan sonra sonuçların değerlendirilmesi tamamen kullanıcının inisiyatifindedir.

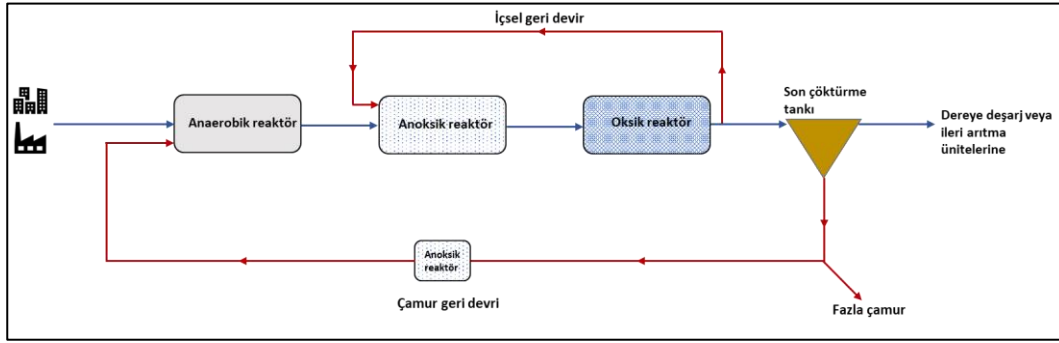


4. BULGULAR VE TARTIŞMALAR

4.1 Modelin Test Edilmesi

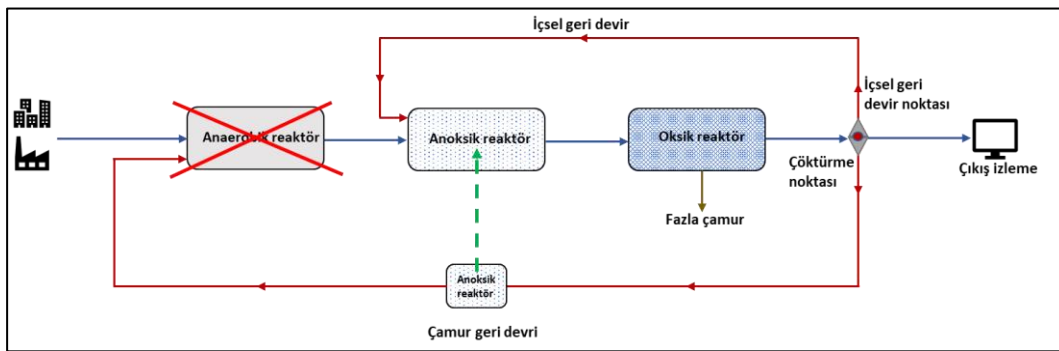
Bu tez çalışması kapsamında tasarlanan aktif çamur simülatörünün biyokimyasal proses modeli Ek F ile verilen tam ölçekli ileri biyolojik bir AAT'ye ait 1 yıllık veri seti kullanılarak test edilmiştir. AAT veri seti, tesis girişinde ve çıkışında ölçülen KOİ, BOİ, toplam azot, TKN, amonyak azotu, nitrat azotu, AKM, pH konsantrasyonlarını ve tesis girişinde ölçülen debiyi içermektedir. Söz konusu AAT'nin ön arıtma bölümünde kaba ızgara, ince ızgara ve kum yağ tutucu üniteleri bulunmaktadır. Biyolojik azot ve fosfor gideriminin yapılabildiği AAT'de biyolojik arıtma prosesi olarak Johannesburg konfigürasyonunu kullanılmaktadır. Bu konfigürasyonun ilk bölümünde biyolojik fosfor giderimini sağlayabilmek için anaerobik reaktör yer almaktadır. Bunun ardından gelen anoksik ve oksik reaktörlerde sırasıyla denitrifikasyon ve nitrifikasyon prosesleri gerçekleşmektedir. Denitrifikasyon bakterilerinin çoğalabilmesi için gerekli olan karbon kaynağını sağlayabilmek adına anoksik reaktörde gerçekleşen denitrifikasyon prosesi oksik reaktörde gerçekleşen nitrifikasyon prosesinin önünde yer almaktadır. Dolayısıyla konfigürasyonun son aşamasında nitrifikasyonu gerçekleştirilmiş atıksuyu denitrifiye edebilmek için proses akışında geride bulunan anoksik reaktöre içsel geri devir yapılmaktadır. Johannesburg prosesinin temel özelliği çamur geri devir hattındaki atıksu içerisinde bulunan nitrati tamamen giderebilmek için ilave bir anoksik hacim bulundurmasıdır. Geri devir çamurunun denitrifiye edilmesindeki amaç, atıksu içerisindeki nitratin fosfor giderim reaktöründeki anaerobik ortamı bozarak fosfor salınımını engellemesinin önüne geçmektir. Bu sayede biyolojik fosfor giderim prosesinin daha verimli çalışması amaçlanır. Biyolojik arıtma prosesleri tamamlandıktan sonra askıda katı madde ve mikroorganizmaları atıksudan ayırmak için son çöktürme havuzları kullanılmaktadır. Son çöktürme ünitesinden çıkan atıksuyun bir kısmı doğrudan dereye deşarj edilirken, bir kısmı da kum filtresi ve UV dezenfeksiyonu ileri arıtma ünitelerinde işlem gördükten sonra park ve bahçe

sulamasında kullanılmaktadır. Modelleme çalışması yapılan AAT'ye ait biyolojik arıtma prosesi akış şeması Şekil 4.1 ile verilmektedir.



Şekil 4.1 : Modelleme çalışması yapılan AAT'ye ait biyolojik arıtma prosesi akış şeması.

Bu tez çalışması kapsamında tasarlanan aktif çamur simülatörü yalnızca biyolojik karbon ve azot giderimini destekleyen bir biyokimyasal proses modeli içermektedir. Simülatör içerisinde yer alan arıtma konfigürasyonu seçenekleri, biyokimyasal proses modeli ile uyumlu olacak şekilde karbon ve azot giderimine olanak vermektedirler. Bu sebepten ötürü biyokimyasal proses modelinin AAT verisi ile test edilmesi aşamasında biyolojik fosfor giderimini sağlayan anaerobik hacim dikkate alınmamıştır. Buna ilaveten çamur geri devri hattında bulunan anoksik hacim, ana proses hattında bulunan anoksik reaktöre ilave edilerek, AAT'nin biyolojik arıtma prosesi akış şeması, simülatörde yer alan MLE konfigürasyonu ile uyumlu hale getirilmiştir. Bu durum Şekil 4.2 ile ifade edilmektedir.



Şekil 4.2 : Modelleme çalışması yapılan AAT'ye ait proses akış şemasının MLE konfigürasyonuna dönüştürülmesi.

Biyokimyasal proses modelinin test edilmesi için proses konfigürasyonu MLE olarak belirlendikten sonra Çizelge 4.1 ile verilen AAT tasarım parametrelerinin ve Ek F ile verilen günlük giriş atıksuyu verilerinin simülatöre girişi gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.1 : Modelleme çalışması yapılan AAT'ye ait tasarım parametreleri.

Parametre	Değer	Birim
Toplam anoksik reaktör hacmi	35.597	m ³
Toplam oksik reaktör hacmi	92.112	m ³
Toplam son çöktürme ünitesi hacmi	46.014	m ³
Çamur yaşı	25-30	gün
İçsel geri devir oranı	0,8-1,1	-

Buna ilaveten AAT içerisinde bulunan oksik hacimlerde çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 1,8 g/m³ olarak ayarlandığı bilgisine ulaşılmıştır. Bu sebeple, modelin test edilmesi için gerçekleştirilen simülasyon sırasında oksijen kontrolörü oksik reaktör içerisinde aktifleştirilerek çözünmüş oksijen ayar noktası 1,8 g/m³ olarak belirlenmiştir.

Biyokimyasal proses modelinin AAT verileri ile test edilmesi için MLE konfigürasyonunun seçilmesi ve testin gerçekleştirileceği AAT'ye ait atıksu verilerinin simülatöre girilmesinin ardından model kalibrasyonu ve doğrulaması aşamalarına geçilmiştir.

4.1.1 Model kalibrasyonu

Biyokimyasal proses modelinin test edilme sürecinin ilk adımını model kalibrasyonu oluşturmaktadır. Model kalibrasyonunun amacı; gerçek AAT verilerini baz alarak, seçilen proses modelini çalıştırıp, AAT çıkış konsantrasyonlarının ve model sonuçlarının mümkün olan en iyi biçimde örtüşmesini sağlamaktır. Bu sayede seçilen proses modeli ilgili AAT ile uyumlu hale getirilerek özdeşleştirilmektedir.

Bu çalışma kapsamında model kalibrasyonu manuel olarak uygulanmıştır. Manuel kalibrasyon sürecinde aşağıda açıklanan 4 temel adım izlenmiştir.

- 1) Kinetik ve stokiyometrik referans katsayıların seçimi: Bu aşamada aktif çamur modellerinde var olan kinetik ve stokiyometrik katsayılar modelcinin esas aldığı rehber doğrultusunda seçilir. Seçilen parametreler model başlangıç parametreleri olup, “referans parametreler” olarak adlandırılmaktadır.
- 2) Modelin başlatılması: Modelci seçtiği referans katsayı seti doğrultusunda modeli çalıştırır. Model sonuçları ile gerçek sonuçları görsel olarak karşılaştırır.

- 3) Parametrelerin ayarlanması: Modelci bir seferde bir katsayı değiştirme koşulu ile modeli çalıştırır. Her çalıştırma sonunda gerçek sonuçlar ile model sonuçlarının uyumluluğunu görsel olarak kontrol eder. Değiştirilecek katsayıların seçimi, parametrelerin değişiminin hangi yönde (arttırılıp veya azaltılması) ve ne kadar büyüklükte yapılacağı modelcinin tecrübesine bağlıdır.
- 4) Kalibrasyonun tamamlanması: Modelci, 3. adımı model sonuçları ve gerçek sonuçlar uygun bir düzeyde örtüşüne kadar uygular. Kalibrasyonun bitirilme aşaması subjektif ve modelcinin tecrübesine bağlı bir karardır (Sin ve diğ., 2008).

Kalibrasyon işlemi 365 günlük AAT giriş konsantrasyon verilerinin 220 günlük bölümü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Geriye kalan 145 günlük veri model doğrulaması aşamasında kullanılmıştır. Kalibrasyonda, KOİ, BOİ, TN, TKN, NH₄-N, NO₃-N ve partiküler KOİ (pKOİ) parametrelerinin gerçek ölçüm sonuçlarının model sonuçları ile uyumlu hale getirilmesi esas alınmıştır. pKOİ kalibrasyonu, kabul edilen çöktürme verimini doğrulamak açısından önemlidir. Tesise ait çıkış pKOİ verisi bulunmadığından dolayı pKOİ konsantrasyonu, tesise ait çıkış TAKM konsantrasyonunun %80'inin UAKM olduğu kabul edilerek hesaplanmıştır. Daha sonrasında UAKM birimindeki çıkış partiküler madde konsantrasyonu 1,42 KOİ/UAKM kabulü ile KOİ'ye dönüştürülerek pKOİ konsantrasyonu hesaplanmıştır. Kalibrasyonunun başlangıç aşamasında esas alınan katsayılar Çizelge 4.2 ile, kalibre edilen katsayılar ise Çizelge 4.3 ile verilmiştir.

Çizelge 4.2 : Kalibrasyon referans katsayıları.

Parametre	Türü	Açıklama	Değer	Birimi	Kaynak
Y_H	Stokiyometrik	Aerobik koşullarda harcanan substrat başına oluşan heterotrofik hücre miktarı	0,67	g oluşan hücre KOİ/g harcanan KOİ	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
Y_{HD}	Stokiyometrik	Anoksik koşullarda harcanan substrat başına oluşan heterotrofik hücre miktarı	0,54	g oluşan hücre KOİ/g harcanan KOİ	ASM3-(Gujer & diğ., 1999)
Y_A	Stokiyometrik	Aerobik koşullarda oksitlenen amonyak azotu başına oluşan ototrofik hücre miktarı	0,24	g oluşan hücre KOİ/g oksitlenen NH ₄ -N	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
f_P	Stokiyometrik	Biyokütle ölümü sonrası partiküler inert maddeye dönüşen biyokütle fraksiyonu	0,08	-	ASM1-(Henze & diğ., 1987)

Çizelge 4.2 (devam) : Kalibrasyon referans katsayıları.

Parametre	Türü	Açıklama	Değer	Birimi	Kaynak
i_{XB}	Stokiyometrik	Biyokütle içerisindeki azot oranı	0,086	g N/g hücre KOİ	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
i_{XP}	Stokiyometrik	Biyokütle ölümü sonucu oluşan partiküler inert ürün içerisindeki azot oranı	0,06	g N/g ölü hücre KOİ	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
$\mu_{H,max}$	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı	6	1/gün	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
$\mu_{A,max}$	Kinetik	Ototrofik biyokütle için maksimum spesifik büyüme hızı	0,80	1/gün	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
k_a	Kinetik	Amonifikasyon hızı	0,08	m ³ KOİ/ g.gün	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
b_H	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için ölüm hızı	0,62	1/gün	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
b_A	Kinetik	Ototrofik biyokütle için ölüm hızı	0,15	1/gün	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
K_{hS}	Kinetik	Hızlı hidrolize olan KOİ için maksimum spesifik hidroliz hızı	3,10	1/gün	(Orhon & diğ., 1998)
K_{hX}	Kinetik	Yavaş hidrolize olan KOİ için maksimum spesifik hidroliz hızı	1,20	1/gün	(Orhon & diğ., 1998)
K_S	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için KOİ yarı doygunluk konsantrasyonu	20	g KOİ/m ³	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
K_{XS}	Kinetik	Hızlı hidrolize olan KOİ için hidroliz yarı doygunluk konsantrasyonu	0,20	g S _H /g hücre KOİ	(Orhon & diğ., 1998)
K_{XX}	Kinetik	Yavaş hidrolize olan KOİ için hidroliz yarı doygunluk konsantrasyonu	0,55	g X _S /g hücre KOİ	(Orhon & diğ., 1998)
$K_{O,H}$	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk konsantrasyonu	0,20	g O ₂ /m ³	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
K_{NO}	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için nitrat yarı doygunluk konsantrasyonu	0,50	g NO ₃ -N/m ³	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
$K_{NH,H}$	Kinetik	Heterotrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk konsantrasyonu	0,01	g NH ₃ -N/m ³	ASM3-(Gujer & diğ., 1999)
$K_{NH,A}$	Kinetik	Ototrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk konsantrasyonu	1	g NH ₃ -N/m ³	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
$K_{O,A}$	Kinetik	Ototrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk konsantrasyonu	0,40	g NO ₃ -N/m ³	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
η_B	Kinetik	Anoksik koşullar altında μ_{Hmax} düzeltme faktörü	0,80	-	ASM1-(Henze & diğ., 1987)
η_d	Kinetik	Anoksik koşullar altında b_H düzeltme faktörü	1	-	-

Çizelge 4.3 : Kalibre edilen katsayılar.

Parametre	Türü	Birim	Tanımlı Değer	Kalibre Edilen Değer	Literatür
Y_H	Stokiyometrik	g oluşan hücre KOİ/g harcanan KOİ	0,67	0,58	0,58 ^[1] -0,63 ^[2]
Y_{HD}	Stokiyometrik	g oluşan hücre KOİ/g harcanan KOİ	0,54	0,50	0,54 ^[2]
$\mu_{H,max}$	Kinetik	1/gün	6	3,50	3,50 ^[1] -4 ^[3]
$\mu_{A,max}$	Kinetik	1/gün	0,80	0,55	0,56 ^[1] -1 ^[2]
b_H	Kinetik	1/gün	0,62	0,20	0,18 ^[3] -0,20 ^{[1], [2]}
K_S	Kinetik	g KOİ/m ³	20	4	2 ^[2] -4 ^{[1], [3]}
K_{XX}	Kinetik	g Xs/g hücre KOİ	0,55	0,02	0,02 ^[1] -0,18 ^[4]
$K_{O,H}$	Kinetik	g O ₂ /m ³	0,20	0,55	0,20 ^[2] -0,50 ^[5]
K_{NO}	Kinetik	g NO ₃ -N/m ³	0,50	0,10	0,10 ^[6] -0,50 ^[2]
$K_{NH,A}$	Kinetik	g NH ₃ -N/m ³	1	3	0,35 ^[1] -2,50 ^[7]

^[1] (Sözen & diğ., 2009)

^[2] (Gujer, Henze, Mino, & Van Loosdrecht, 1999)

^[3] (Murat Hocaoglu, Insel, Ubay Cokgor, Baban, & Orhon, 2010)

^[4] (Okutman, Övez, & Orhon, 2001)

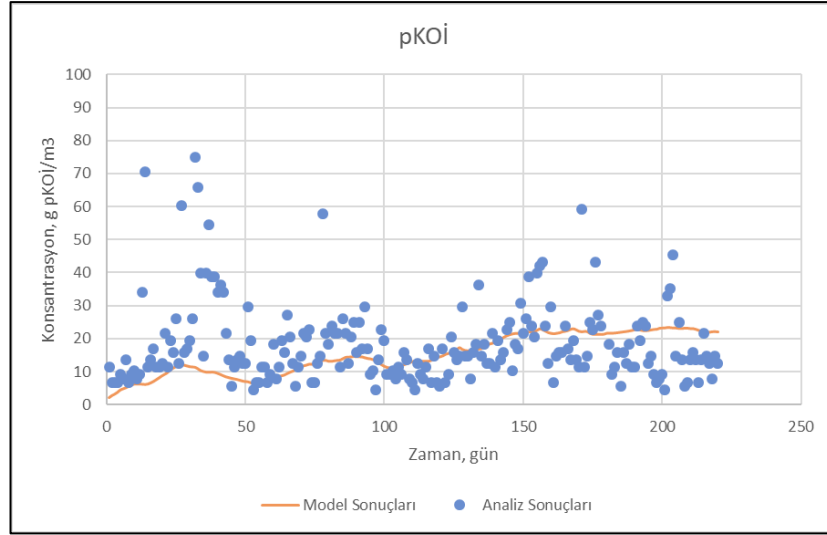
^[5] (Petersen, Vanrolleghem, Gernaey, & Henze, 2002)

^[6] (Hauduc, ve diğerleri, 2011)

^[7] (Nuhoglu, Keskinler, & Yildiz, 2005)

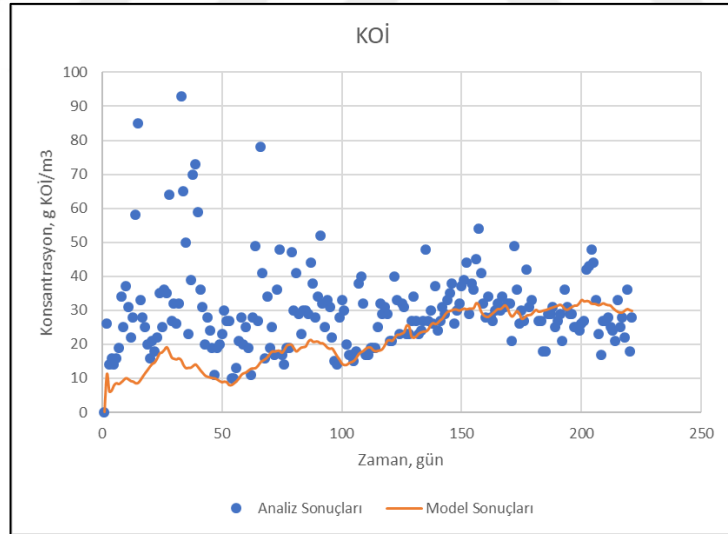
Çizelge 4.3’de görüleceği üzere kalibre edilen model katsayılarının büyük bir kısmı literatürde yer alan değerler ile örtüşmektedir. Buna karşın $\mu_{A,max}$ ve $K_{NH,A}$ kinetik model katsayılarının literatür değerlerinin dışında olduğu görülmüştür. $\mu_{A,max}$ ve $K_{NH,A}$, ototrofik çoğalma prosesi ve dolayısıyla nitrifikasyon ile ilgili katsayılardır. $\mu_{A,max}$ ’ın literatür değerinin altında ve $K_{NH,A}$ ’nın literatür değerinin üzerinde olması modellenen tesiste nitrifikasyon prosesinin yavaş gerçekleştiğini işaret etmektedir. Buna benzer bir durum Sözen ve diğ. (2009)’nin bu çalışmadakine benzer özelliklerde bir AAT kullanarak yaptıkları modelleme çalışmasında da görülmüştür. Araştırmacılar tesisteki ototrofik mikroorganizmaların kinetik katsayılarının normale kıyasla düşük olduğunu ve bu durumun tesise atıksu girişi ile ulaşan toksik maddelerden kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir.

KOİ ve BOİ parametreleri çözünmüş madde fraksiyonların yanı sıra partiküler madde fraksiyonları da içerirler. Dolayısı ile bu parametrelerin kalibrasyonunda çöktürme verimi kabulü önemli hale gelmektedir. %99,70 çöktürme verimi kabulü ile kalibre edilen partiküler KOİ parametresi için model sonuçları ve AAT izleme sonuçları Şekil 4.3 ile verilmektedir. Partiküler KOİ parametresi için model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının örtüştüğü görülmektedir.



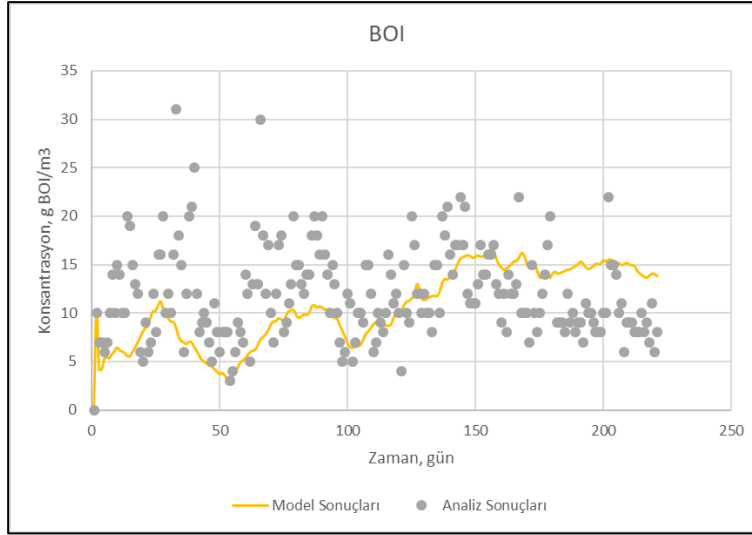
Şekil 4.3 : pKOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

KOİ parametresi için kalibre edilen model sonuçları ve AAT izleme sonuçları Şekil 4.4 ile verilmektedir. KOİ parametresine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü ve çoğunlukla model sonuçlarının analiz sonuçlarının alt sınırında olduğu görülmektedir.



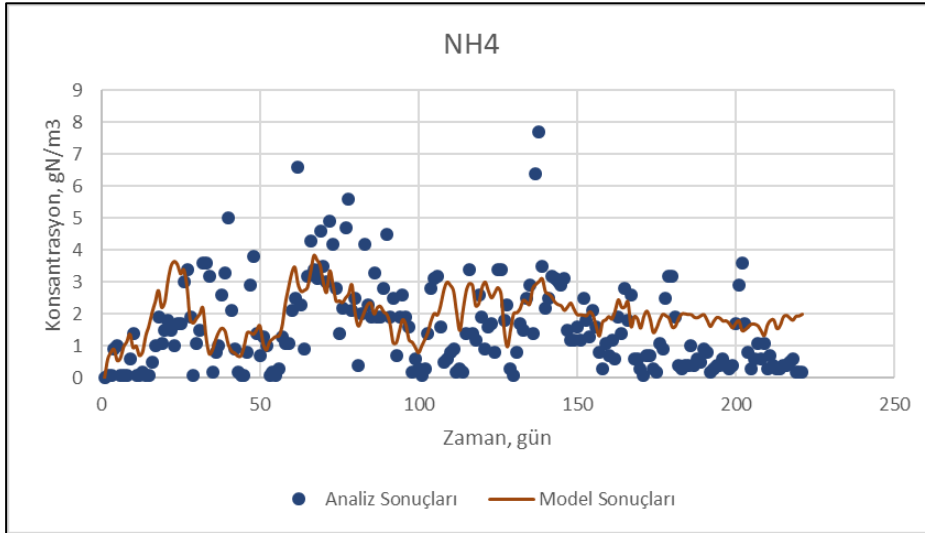
Şekil 4.4 : KOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

BOİ parametresi için kalibre edilen model sonuçları ve AAT izleme sonuçları Şekil 4.5 ile verilmektedir. BOİ parametresine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmektedir.



Şekil 4.5 : BOİ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

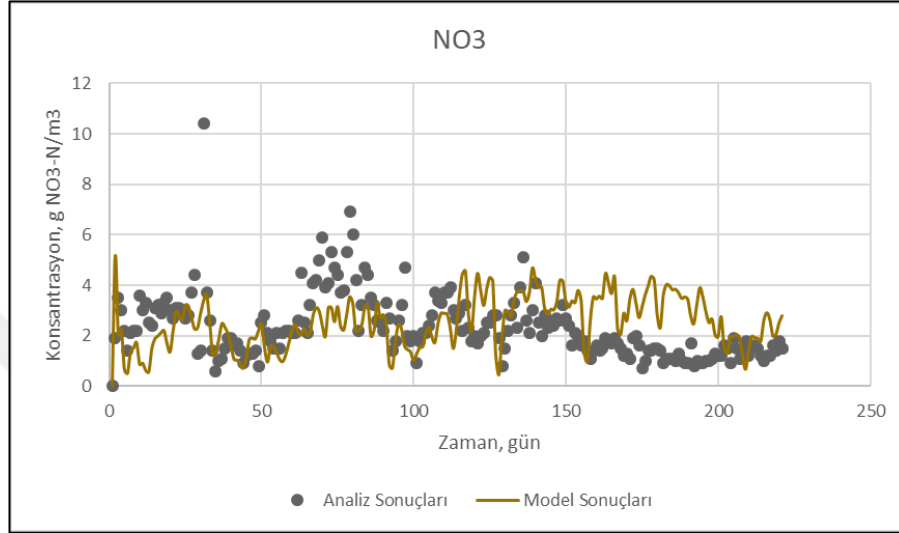
$\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ çözülmüş azot fraksiyonları oldukları için model sonuçları çöktürme veriminden etkilenmez. Dolayısı ile bu parametrelerin kalibrasyonu, modele ait kinetik ve stokiyometrik katsayılar ile ilgilidir. $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için kalibre edilen model sonuçları ve AAT ait izleme sonuçları Şekil 4.6 ile verilmektedir. $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmektedir.



Şekil 4.6 : $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

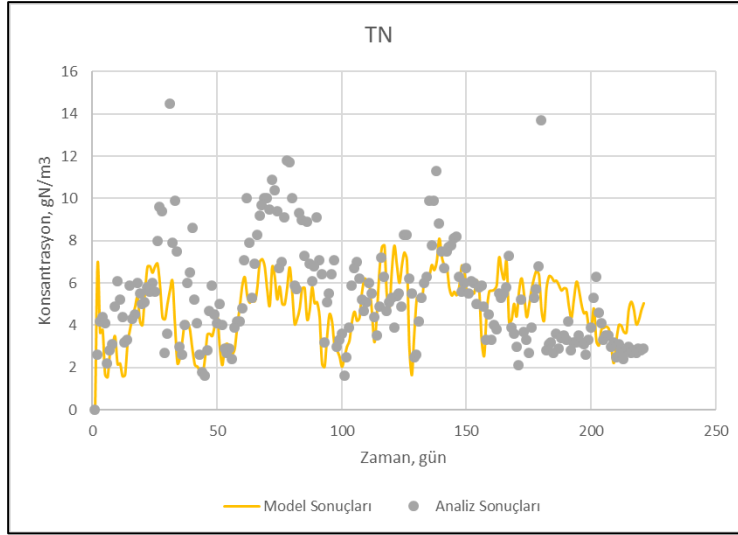
$\text{NO}_3\text{-N}$ parametresi için kalibre edilen model sonuçları ve AAT izleme sonuçları Şekil 4.7 ile verilmektedir. $\text{NO}_3\text{-N}$ parametresine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmekle birlikte 150 – 200 günler arasında

kısmi olarak bir ayrışma gerçekleştiği fark edilmektedir. Model sonuçlarına ait denitrifikasyon veriminin gerçek sonuçlara göre daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durumun, ilgili zaman aralığında tesisteki anoksik heterotrofik bakterilerin çoğalmasında substrat olarak kullanılan, kolay ayrışabilen KOİ fraksiyonunun (S_s) model içerisinde kabul edilenden daha fazla olmasından ve dolayısı ile denitrifikasyon prosesinin hızlanmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

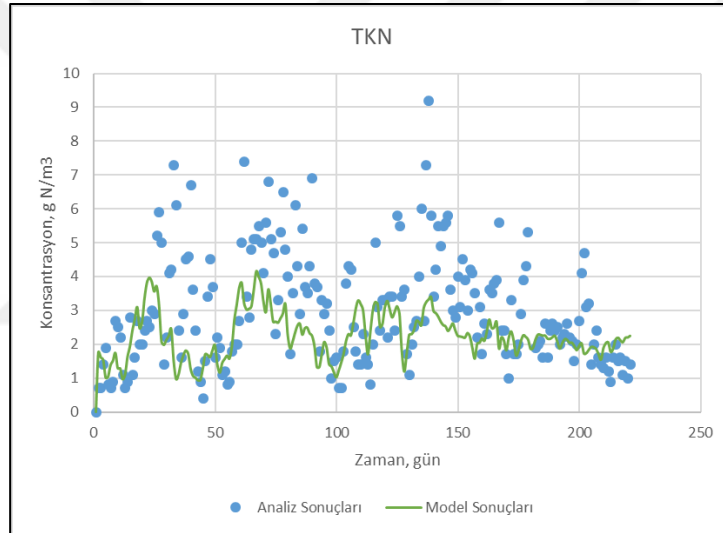


Şekil 4.7 : $\text{NO}_3\text{-N}$ parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

TN ve TKN parametreleri için kalibre edilen model sonuçları ve AAT analiz sonuçları sırasıyla Şekil 4.8 ve Şekil 4.9 ile verilmektedir. İki parametreye ait model ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmektedir. Ayrıca, bu parametrelerin içerisinde çözülmüş azot fraksiyonlarının (S_{ND} , S_{NH} , S_{NO}) yanı sıra partiküler azot fraksiyonu da (X_{ND}) bulunduğundan dolayı seçilen çöktürme veriminin tutarlılığı grafiklerin örtüşmesi ile doğrulanmaktadır.



Şekil 4.8 : TN parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

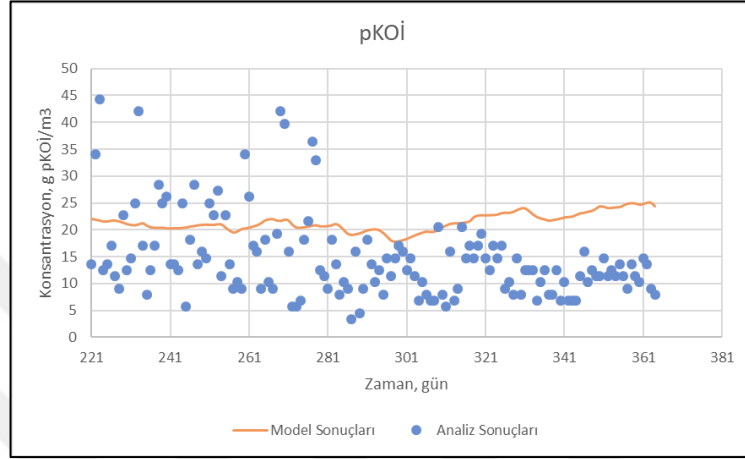


Şekil 4.9 :TKN parametresi için analiz sonuçları ve kalibre model sonuçlarının karşılaştırılması.

4.1.2 Model doğrulaması

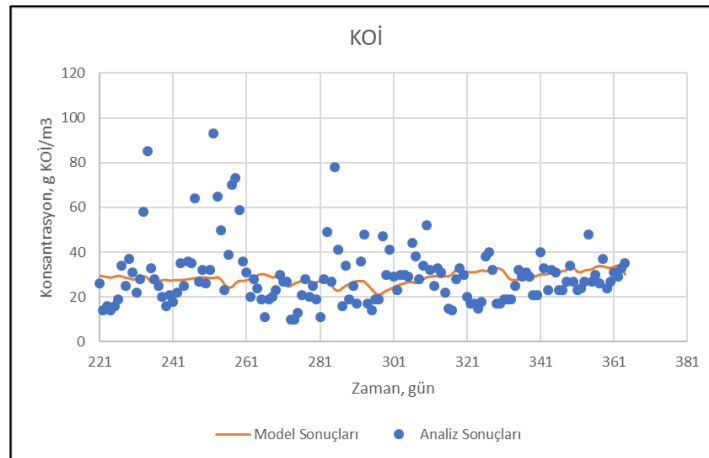
Kalibrasyon sürecinin sonlanması ardından doğrulama sürecine geçilmiştir. Model doğrulamasının amacı, kalibrasyonda kullanılan katsayılar ile modeli bir süre daha çalıştırarak, katsayıların geçerliliğini test etmektir. Doğrulama süreci tesise ait 145 günlük analiz sonuçları ile yapılmıştır. Model doğrulaması, kalibre edilen tüm parametreler için gerçekleştirilmiştir. Doğrulama için kabul edilen model durum değişkenlerinin başlangıç konsantrasyonları kalibrasyonun son gününe (220'ncü gün) ait sonuçlardır. Dolayısı ile doğrulama adımı, kalibrasyonun sonlandığı noktadan devam edilerek modelin çalıştırılması olarak görülebilir.

pKOİ parametresi için doğrulama model sonuçları ve AAT izleme sonuçları Şekil 4.10 ile verilmektedir. pKOİ parametresine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü ancak model sonuçlarının 300'ncü günden sonra analiz sonuçlarının bir miktar üzerinde olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin ilgili zaman aralığında tesisinin çöktürme veriminin model de kabul edilen %99,70 değerinden daha yüksek oranda olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

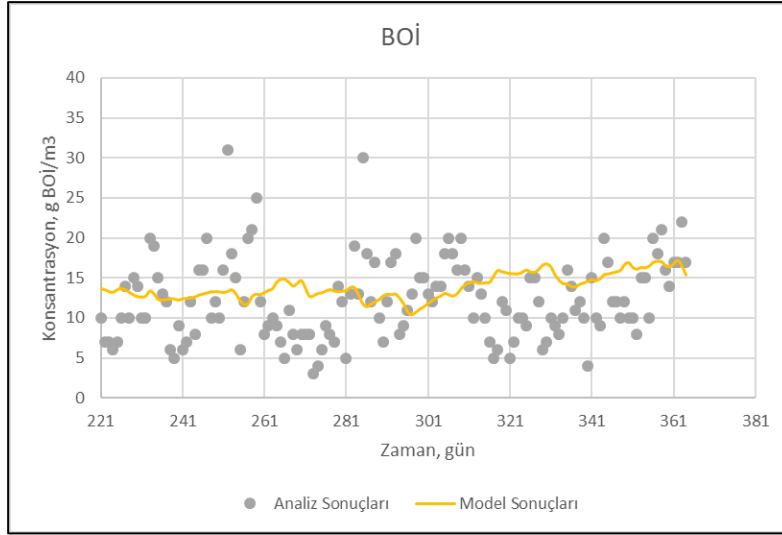


Şekil 4.10 : pKOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

KOİ ve BOİ parametreleri için doğrulama model sonuçları ve AAT izleme sonuçları sırası ile Şekil 4.11 ve Şekil 4.12 ile verilmektedir. KOİ ve BOİ parametrelerine ait model sonuçları ve AAT analiz sonuçlarının birbiri ile uyumlu olduğu görülmektedir.

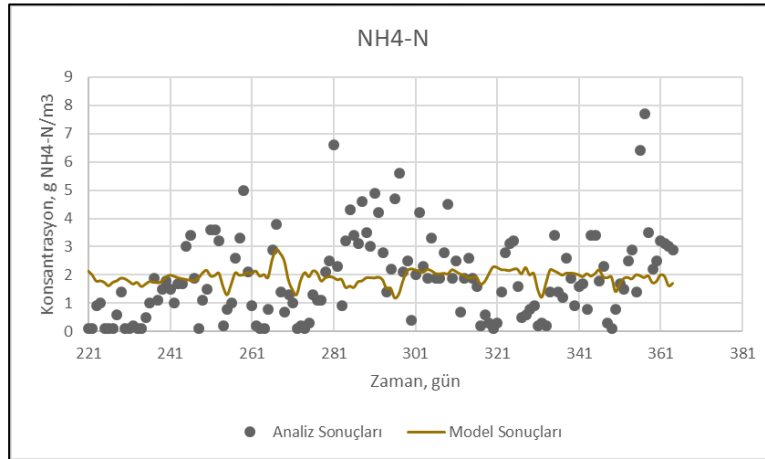


Şekil 4.11 : KOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

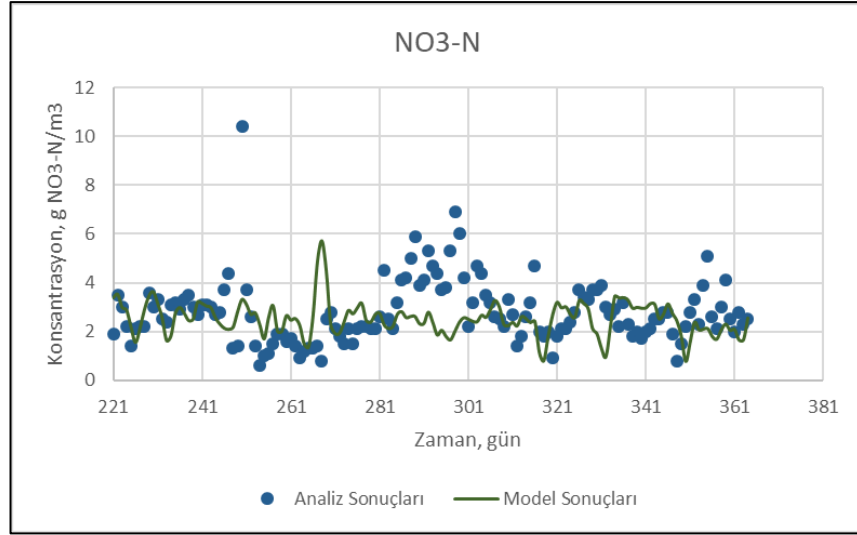


Şekil 4.12 : BOİ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

Çözünmüş azot parametreleri olan $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ parametreleri için model sonuçları ve AAT izleme sonuçları sırası ile Şekil 4.13 ve Şekil 4.14 ile verilmiştir. $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ parametrelerine ait model ve analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmektedir. Bu durum, modelde tanımlanan kinetik ve stokiyometrik katsayıların AAT ile uyumlu olduğunu göstermektedir.

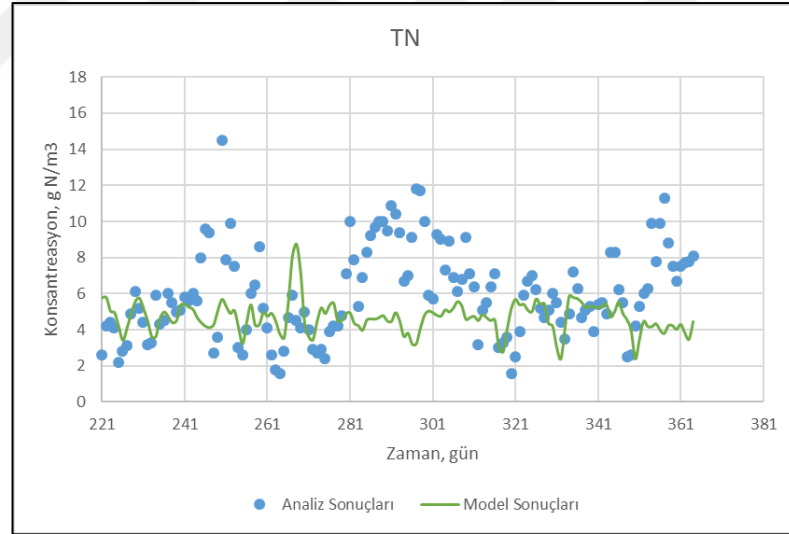


Şekil 4.13 : $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

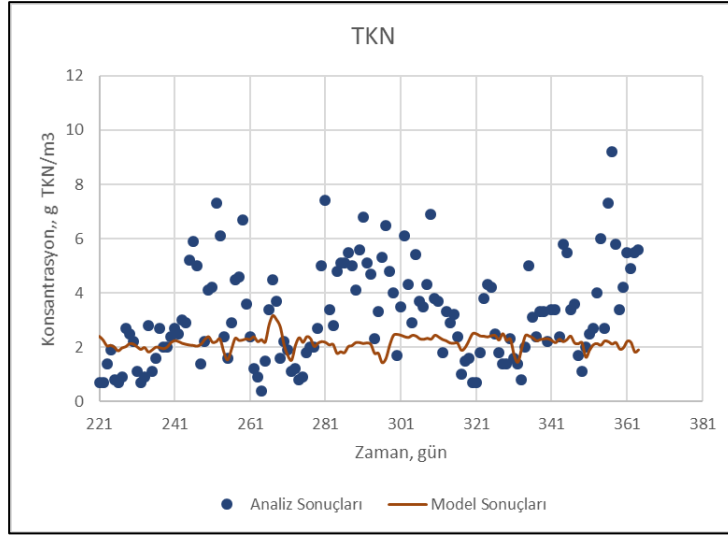


Şekil 4.14 : $\text{NO}_3\text{-N}$ parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

TN ve TKN parametreleri için model sonuçları ve AAT izleme sonuçları sırası ile Şekil 4.15 ve Şekil 4.16 ile verilmiştir. TN ve TKN parametrelerine ait model ve analiz sonuçlarının genel olarak örtüştüğü görülmektedir.



Şekil 4.15 : TN parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.



Şekil 4.16 : TKN parametresi için analiz sonuçları ve model doğrulama sonuçlarının karşılaştırılması.

4.1.3 Model kalibrasyonu ve doğrulamasının istatistiksel olarak değerlendirilmesi

Model sonuçları ve gerçek sonuçların uyumluluğu görsel olarak değerlendirildikten sonra istatistiksel bakımdan da tutarlılıkları test edilmiştir. Bunun için bilimsel literatürde yer alan kök ortalama kare hatası (RMSE) ve Janus katsayısı istatistiksel yöntemleri kullanılmıştır. Denklem 4.1 ile verilen RMSE model tahmininin doğruluğunu test etmek için kullanılmaktadır. Modelin doğruluğu, RMSE değeri azaldıkça artmaktadır. Denklem 4.2 ile verilen Janus katsayısı ise modelin geçerliliğini test etmek için kullanılmaktadır. Janus katsayısı 1'e yaklaştıkça model kalibrasyonu ve doğrulamasında hesaplanan hata büyüklükleri birbirlerine yaklaşır. Her iki adımda birbirine yakın hata büyüklüklerinin olması kalibre edilen modelin doğrulama aşamasında da geçerliliğini koruduğunu göstermektedir.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{meas,i} - y(t_i))^2} \quad (4.1)$$

$$J^2 = \frac{\frac{1}{n_{val}} \sum_{i=1}^{n_{val}} (y_{meas,i} - y(t_i))^2}{\frac{1}{n_{cal}} \sum_{i=1}^{n_{cal}} (y_{meas,i} - y(t_i))^2} \quad (4.2)$$

Yukarıdaki denklemlerde; n ölçüm sayısını, $y_{meas,i}$ durum değişkeni için i 'nci ölçüm değerini, $y(t_i)$ durum değişkeni için i 'nci ölçüm değerine karşılık gelen zamandaki model sonucunu, n_{val} model doğrulaması için kullanılan ölçüm sayısını ve n_{cal} model kalibrasyonu için kullanılan ölçüm sayısını göstermektedir (Sin & diğ., 2008). Bu tez kapsamında hesaplanan ve Sin ve diğ. (2008)'nin çalışmalarında çeşitli model parametreleri için hesapladıkları RMSE ve Janus katsayısı değerleri Çizelge 4.4 ile verilmektedir.

Çizelge 4.4 : Model parametreleri için hesaplanan RMSE ve Janus katsayısı değerleri.

Parametre	RMSE		Janus katsayısı	RMSE		Janus katsayısı
	Kalibrasyon	Doğrulama		Kalibrasyon	Doğrulama	
	Bu tez			(Sin & diğ., 2008)		
KOİ	16,75	14,66	0,88	-	-	-
BOİ	5,73	5,62	0,98	-	-	-
TN	2,25	2,94	1,31	-	-	-
TKN	1,64	2,07	1,26	-	-	-
NH ₄ -N	1,28	1,50	1,17	2,55	1,40	0,6
NO ₃ -N	1,54	1,50	0,97	3,03	2,87	0,9
pKOİ	13,44	10,53	0,78	-	-	-

Buna göre bu tez kapsamında NH₄-N ve NO₃-N parametreleri için kalibrasyon aşamasında hesaplanan RMSE değerleri, Sin ve diğ. (2008)'nin çalışmalarında elde edilen değerlere göre daha sıfıra daha yakındır. Yalnızca doğrulama aşamasında NH₄-N parametresi için Sin ve diğ. (2008)'nin çalışmalarında sıfıra daha yakın RMSE değerine ulaşmıştır. Mevcut sonuçlar değerlendirildiğinde kalibrasyon aşamasında, çözünmüş azot parametreleri için modelin kabul edilebilir sınırlar dahilinde kalibre olduğu düşünülmektedir. Buna ilaveten çözünmüş azot parametreleri için Janus katsayıları karşılaştırıldığında bu tezde elde edilen Janus katsayılarının Sin ve diğ. (2008)'nin ulaştıkları sonuçlara kıyasla 1'e daha yakın olduğu görülmektedir. Buradan hareketle çözünmüş azot parametreleri için kalibre edilen modelin doğrulama aşamasında da geçerliliğini koruduğu anlaşılmaktadır.

Tüm parametreler değerlendirildiğinde ise kalibrasyon ve doğrulama aşamasında sıfıra en yakın RMSE değerleri sırasıyla 1,28 ve 1,50 ile NH₄-N parametresi için elde edilmiştir. En büyük RMSE değerleri ise kalibrasyon ve doğrulama aşamasında sırasıyla 16,75 ve 14,66 ile KOİ parametresi için elde edilmiştir. Bu sonuçlara bakılarak en iyi kalibre olan parametrenin NH₄-N ve en zayıf kalibre olan parametrenin KOİ olduğu görülmektedir. KOİ parametresinin diğer parametrelere

göre daha düşük kalibrasyon oranına sahip olması, KOİ'nin daha büyük aralık içerisinde değişim göstermesinden kaynaklanmaktadır. Bu durum KOİ için hesaplanan model sonuçları ile gerçek sonuçlar arasında diğer parametrelere göre daha büyük farklılıklar olmasına yol açmaktadır.

KOİ, BOİ, $\text{NO}_3\text{-N}$ ve pKOİ parametrelerinin RMSE değerleri doğrulama aşamasında azalmaktadır. Dolayısı ile bu parametreler için elde edilen model sonuçları ve gerçek sonuçlar arasındaki hata değeri doğrulama aşamasında azalmıştır. Diğer yandan TN, TKN ve $\text{NH}_4\text{-N}$ parametrelerinin RMSE değerleri doğrulama aşamasında artmaktadır. Dolayısı ile bu parametreler için elde edilen model sonuçları ve gerçek sonuçlar arasındaki hata değeri doğrulama aşamasında artmıştır.

Janus katsayıları tüm parametreler için değerlendirildiğinde 0,98 değeri ile 1'e en yakın ve dolayısı ile doğrulama aşamasında geçerliliği en yüksek parametrenin BOİ olduğu görülmektedir. Diğer yandan geçerliliği en zayıf olan parametrenin ise 1,31 değeri ile TN olduğu görülmektedir. Sin ve diğ. (2008)'nin $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için elde ettikleri 0,6 değeri ile karşılaştırıldığında TN için elde edilen Janus katsayısının kabul edilebilir düzeyde olduğu düşünülmektedir.

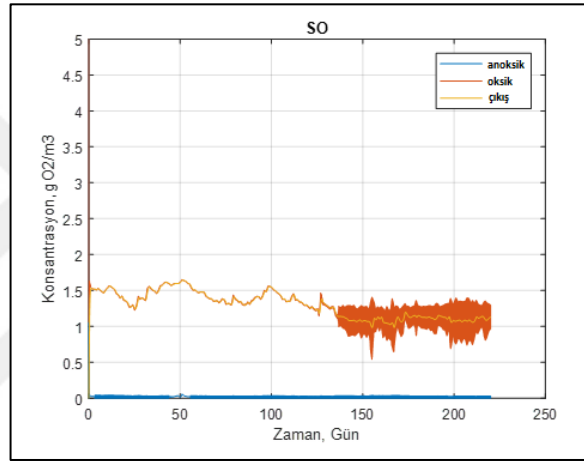
İdeal durumda model sonuçları ve gerçek sonuçlar arasında hatanın sıfıra yakın olması beklenmektedir. Fakat model uygulamalarında birçok varsayım ve belirsizlik vardır. Örneğin ortalama verilere dayanılarak kabul edilen atıksu fraksiyonları ile gerçek atıksu karakteri uyuşmuyor ise model sonuçları ile gerçek sonuçlar arasında hatalar meydana gelebilir. Aktif çamur model uygulamalarında %10-%40 arası bağıl hatalar kabul edilebilir sınırlar içerisinde görülmektedir (Melcer, 2004). Bu durum göz önüne alındığında bu tez kapsamında oluşturulan modelin kabul edilebilir hata sınırları içerisinde kalibre edildiği ve doğrulandığı düşünülmektedir.

4.2 Simülatörün Test Edilmesi

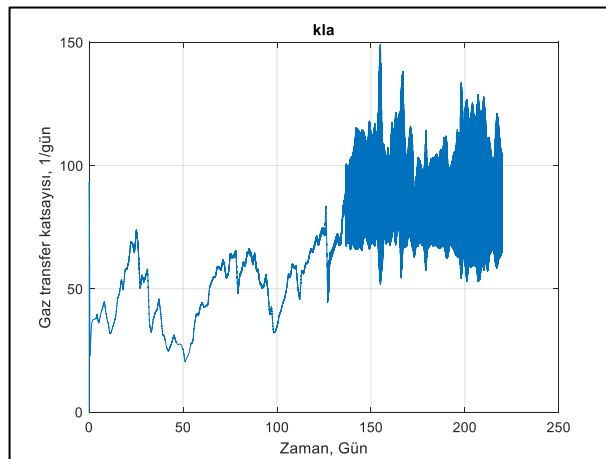
4.2.1 Uygun zaman adımı seçimi

Aktif çamur sisteminin dinamik simülasyonunda çözülmesi gereken diferansiyel denklemlerin stiff yapıda olduklarından önceki bölümlerde bahsedilmiştir. Denklemlerin stiff yapıda olmaları, denklemlerin içerisindeki durum değişkenlerinin

çok küçük zaman aralıklarında marjinal düzeyde değişmesi ile stabilite problemini doğurmaktadır (Rieger, ve diğ., 2012). Buna ilaveten, modelin karmaşıklığı arttıkça denklemlerin stifflik düzeyi artmaktadır. Bu durum dikkate alındığında simülasyon süresince stabilite problemi yaşanmaması için zaman adımı seçimi önem kanmaktadır. Bu çalışma kapsamında oluşturulan modelin simülasyonunda 10^{-4} gün (8,64 saniye) hesap zaman adımı uzunluğunun durum değişkenlerinin stabilitesi açısından yeterli olduğu bulunmuştur. Ayrıca model, 10^{-3} gün (86,4 saniye) hesap zaman adımı uzunluğu ile çalıştırıldığında özellikle çözünmüş oksijen ve gaz transfer katsayısı durum değişkenlerinin yaşadıkları stabilite problemi sırasıyla Şekil 4.17 ve Şekil 4.18 ile verilmektedir.

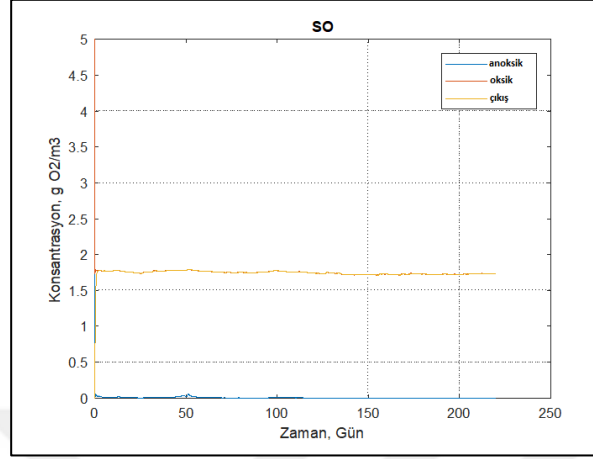


Şekil 4.17 : 10^{-3} gün hesap zaman adımı uzunluğunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu.

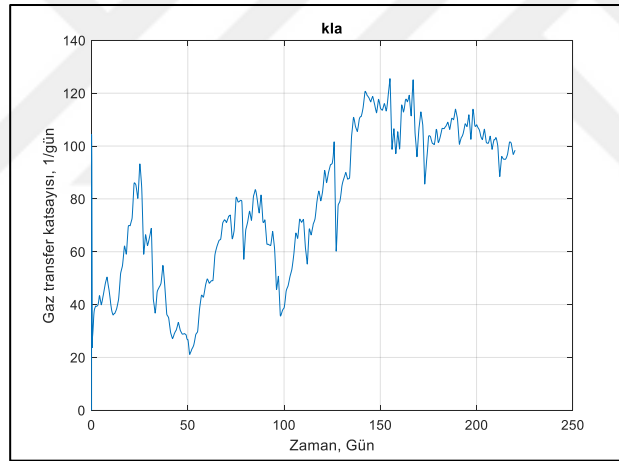


Şekil 4.18 : 10^{-3} gün hesap zaman adımı uzunluğunda gaz transfer katsayısı.

Mevcut model için belirlenen 10^{-4} gün hesap zaman adımı uzunluğundaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu ve gaz transfer katsayısı sırası ile Şekil 4.19 ve Şekil 4.20 ile verilmektedir.



Şekil 4.19 : 10^{-4} gün hesap zaman adımı uzunluğunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu.



Şekil 4.20 : 10^{-4} gün hesap zaman adımı uzunluğunda gaz transfer katsayısı.

Sonuçlardan görüldüğü üzere 10^{-4} gün hesap zaman adımı, stifflikten kaynaklanan stabilite problemini ortadan kaldırarak, durum değişkenlerinin kısa zaman aralıklarındaki marjinal değişimlerine cevap verebilmektedir.

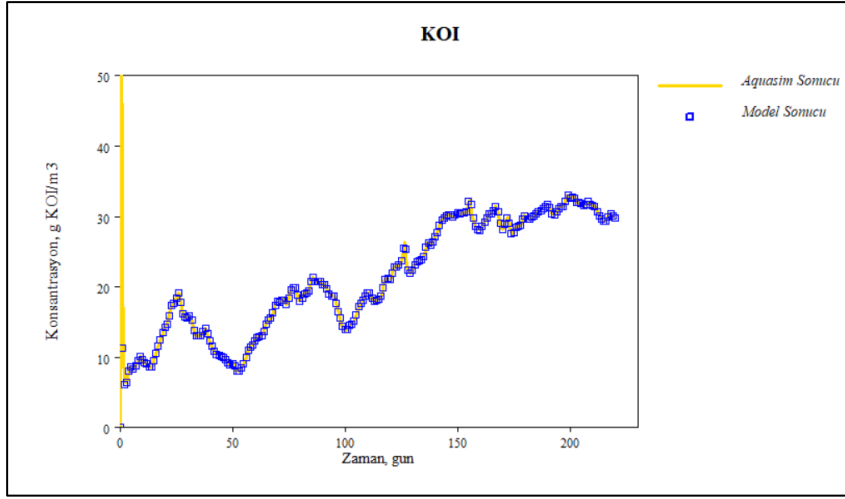
4.2.2 Simülatör sonuçlarının Aquasim ile karşılaştırılması

Bu tez kapsamında oluşturulan proses modelinin, bir AAT'ye ait veri seti kullanılarak simüle edilmesi ve model sonuçlarının gerçek analiz sonuçları ile test edilmesi Bölüm 4.1 de verilmiştir. Bu bölümde ise simülatörün hesaplama doğruluğu test edilmektedir. Test için Bölüm 2.3.2.1'de değinilen AQUASIM programı referans

olarak alınmıştır. AQUASIM programında belirli bir proses veya konfigürasyon önden tanımlı olarak bulunmamaktadır. Proses modeli, modele ait katsayılar, reaksiyon oranları, proses konfigürasyonu ve prosese ait diğer tüm bileşenler kullanıcı tarafından oluşturulmaktadır. AQUASIM programı literatürde çeşitli atıksu modelleme ve simülasyon çalışmalarında kullanılmıştır. Bunlara örnek olarak; Orhon ve diğ. (2002)'nin yaptıkları evsel atıksudaki çökebilir organik maddenin karakterizasyonunun ve biyodegradasyonun incelenmesi, Tas ve diğ. (2009)'nin yaptıkları evsel atıksulardaki çökebilir KOİ'nin biyolojik parçalanabilirliğini ve denitrifikasyon potansiyelini araştırılması ve Murat-Hocaoglu ve diğ. (2010)'nin yaptıkları siyah ve gri su için karakterizasyon ve biyodegradasyon kinetiklerinin belirlenmesi çalışmaları verilebilir.

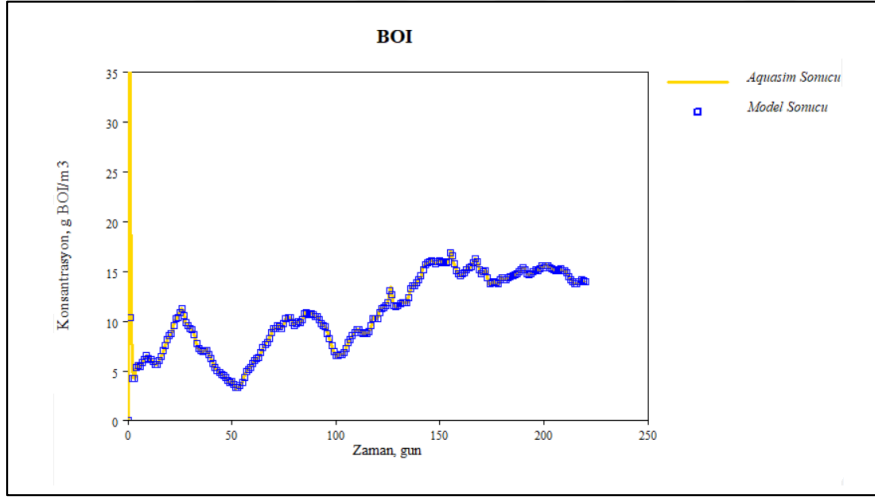
Sonuçları karşılaştırabilmek için simülatör içerisinde kullanılan proses modeli ve proses konfigürasyonu, AQUASIM'e birebir olarak aktarılmıştır. Ayrıca simülatörde kullanıcı tarafından belirlenen simülasyon uzunluğu, model katsayıları, çamur yaşı ve geri devir oranları gibi parametreler de birebir aynı olarak AQUASIM'e girilmiştir. AQUASIM'de oluşturulan model, simülatör ile birebir eşleştikten sonra çalıştırılmıştır. Bu tez kapsamında tasarlanan simülatörde hesaplanan KOİ, BOİ, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TN ve TKN sonuçları günlük zaman serisi olarak, "txt." formatında ve ayrıık şekilde dosyalanarak, karşılaştırılmak üzere AQUASIM'e yüklenmiştir. Bunun ardından KOİ, BOİ, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TN ve TKN parametreleri için simülatörde ve AQUASIM'de hesaplanan sonuçlar grafik üzerinde karşılaştırılarak karşılaştırma yapılmıştır.

KOİ parametresi için simülatör ve AQUASIM sonuçlarının karşılaştırılması Şekil 4.21 ile verilmektedir. Simülatör ve AQUASIM sonuçlarının tamamen örtüştüğü görülmektedir.



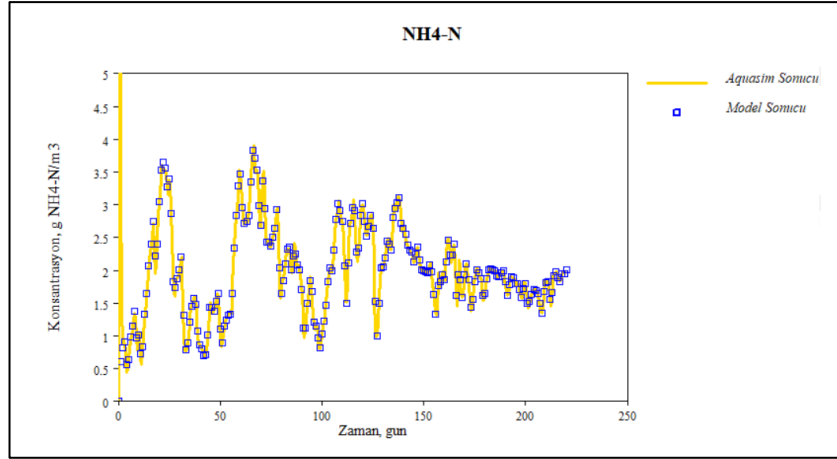
Şekil 4.21 : KOİ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.

BOİ parametresi için simülatör ve AQUASIM sonuçlarının karşılaştırılması Şekil 4.22 ile verilmektedir. Simülatör ve AQUASIM sonuçlarının tamamen örtüştüğü görülmektedir.

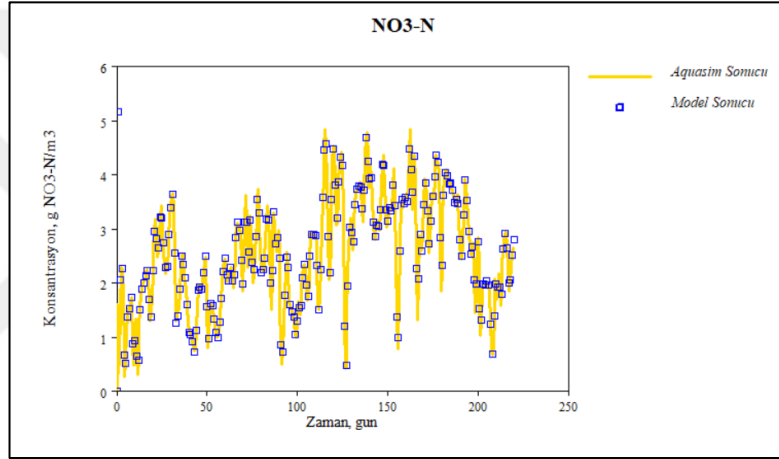


Şekil 4.22 : BOİ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.

Şekil 4.23 ve Şekil 4.24 ile verilen $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ grafiklerinde görüldüğü üzere bu değişkenlerin konsantrasyonlarında kısa zaman periyotları içerisinde ani değişimler gerçekleşmektedir. Buna karşın, her iki değişken için de simülatör ve AQUASIM sonuçlarının birbirleri ile uyumlu oldukları görülmektedir.

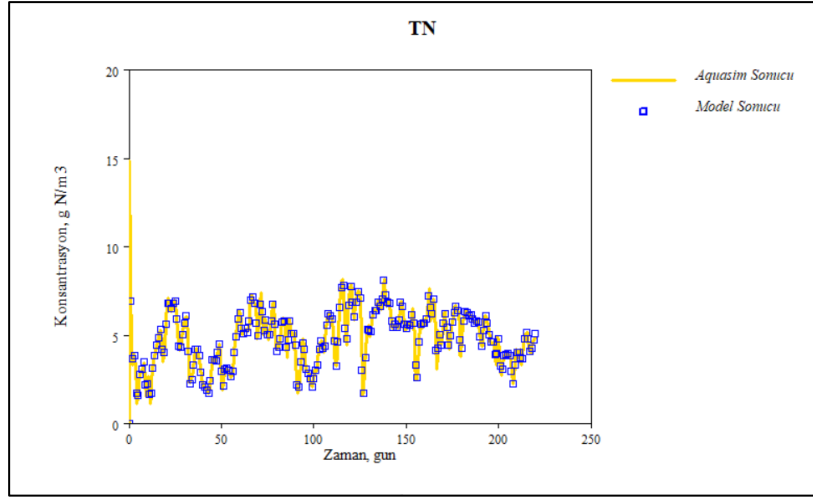


Şekil 4.23 : $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.

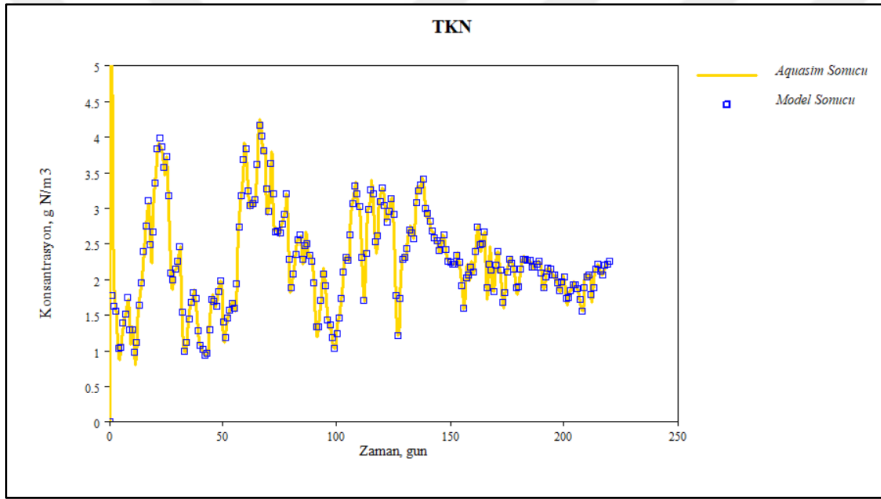


Şekil 4.24 : $\text{NO}_3\text{-N}$ parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.

TN ve TKN parametrelerine ait sonuçların karşılaştırıldığı grafikler sırasıyla Şekil 4.25 ve Şekil 4.26 ile verilmiştir. Grafikler incelendiğinde her iki parametre için de simülatör ve AQUASIM sonuçlarının birbirleri ile çakıştıkları görülmektedir.



Şekil 4.25 : TN parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.



Şekil 4.26 : TKN parametresi için Aquasim sonuçları ve model sonuçlarının karşılaştırılması.

Tüm parametrelerin değerlendirilmesi sonucunda simülör ve AQUASIM de hesaplanan sonuçların birbirleri ile başarılı bir şekilde örtüştüğü görülmektedir.

4.2.3 Çalışma performansı

Bu tez kapsamında tasarlanan aktif çamur simülörünün çalışma performansı Aerobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları için 30gün, 180 gün ve 365 günlük simülasyonlar gerçekleştirilerek ölçülmüştür. Simülasyonlar, özellikleri Çizelge 4.5 ile verilen ortalama bir bilgisayarda, MATLAB 2017b programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.5 : Simülasyonların gerçekleştirildiği bilgisayarın özellikleri.

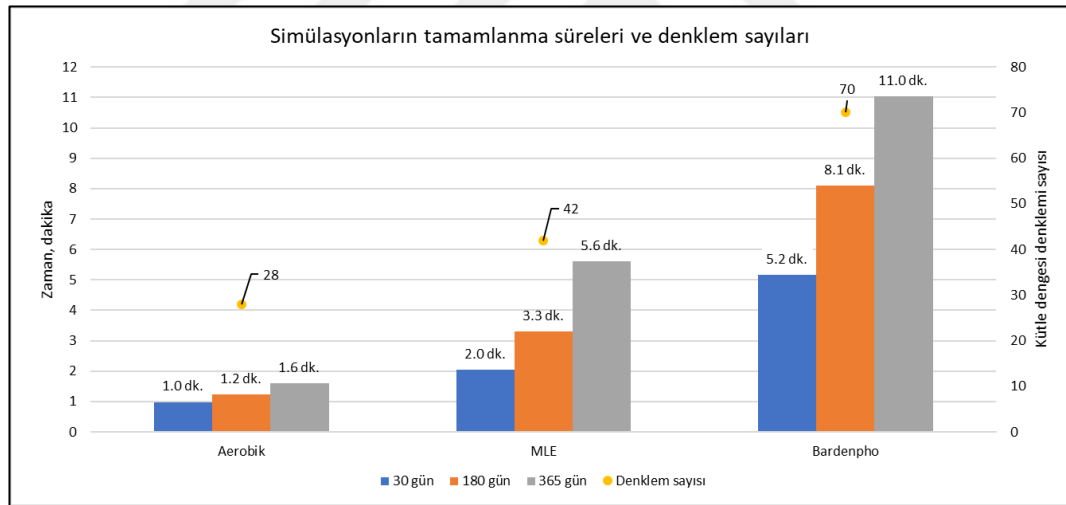
Parametre	Özellik
İşletim sistemi	Windows 10 Pro
Sistem türü	64 bit
İşlemci modeli	Intel® Core™ i5-3230M
İşlemci hızı	2.60 GHz, maksimum: 3.20 GHz
Bellek (RAM)	8 GB
Sabit disk kapasitesi	240 GB SSD

GHz: Gigahertz

GB: Gigabyte

SSD: Katı hal sürücüsü

Simülatörde yer alan tüm konfigürasyonlar 30, 180 ve 365 günlük simülasyon uzunlukları için çalıştırıldığında, simülasyonların tamamlanma süreleri ve her bir konfigürasyona ait kütle dengesi denklemi sayısı Şekil 4.27 ile verilmektedir. Simülasyonun tamamlanması veri okuma (READ_DATA), işlemci (PROCESS_ASM), grafik oluşturma (PRINT_GRAPH) ve sonuçları yazdırma (PRINT_RESULTS) komut dosyalarının tamamının çalıştırılıp bitirilmesi anlamına gelmektedir.

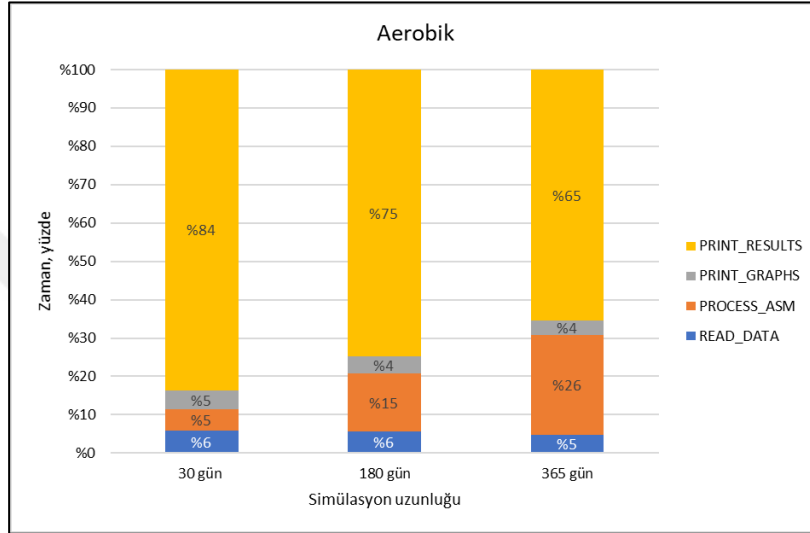


Şekil 4.27 : Aerobik, MLE ve Bardenpho konfigürasyonları ile gerçekleştirilen 30, 180 ve 365 günlük simülasyonların tamamlanma süreleri.

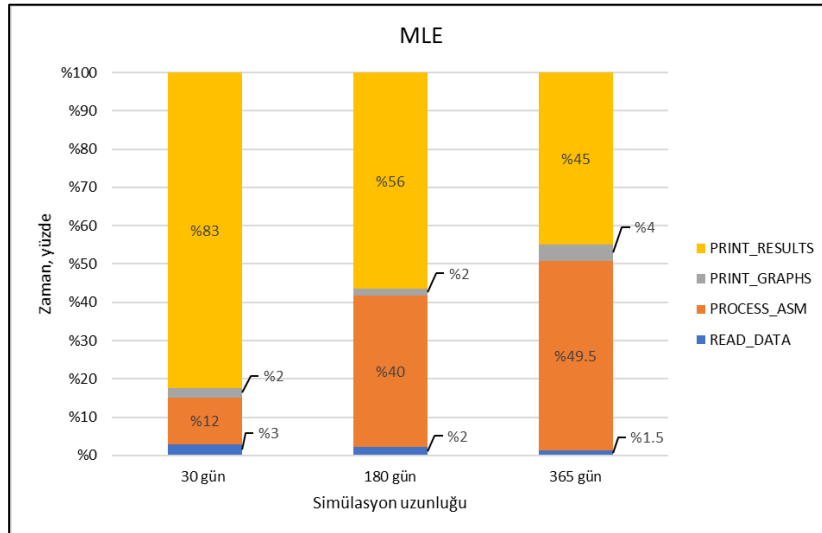
Buna göre konfigürasyonlar simülasyon uzunluklarına (30, 180 ve 365 gün) göre kendi içerisinde karşılaştırıldığında simülasyon uzunluğu arttıkça zaman simülasyonun tamamlanması için geçen sürenin orantılı bir biçimde arttığı görülmektedir. Ayrıca, konfigürasyonlara ait kütle dengesi denklemi sayısı artışının simülasyon tamamlanma sürelerini orantılı olarak arttırdığı anlaşılmaktadır. Aynı simülasyon uzunluğu şartlarında 28 kütle dengesi denklemi içeren Aerobik konfigürasyon en kısa, 42 kütle dengesi denklemi içeren MLE konfigürasyonu orta ve 70 kütle dengesi

denklemini içeren Bardenpho konfigürasyonu en uzun simülasyon tamamlanma süresine sahiptir.

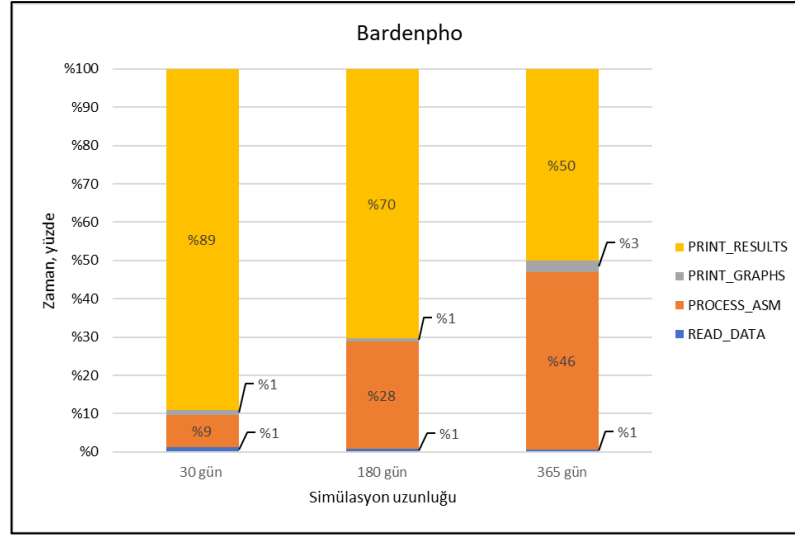
Programın 30, 180 ve 365 günlük simülasyonlar için yürütülmesi esnasında komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımları Aerobik konfigürasyon için Şekil 4.28 ile, MLE konfigürasyonu için Şekil 4.29 ile ve Bardenpho konfigürasyonu için Şekil 4.30 ile verilmektedir.



Şekil 4.28 : Aerobik konfigürasyonda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.



Şekil 4.29 : MLE konfigürasyonunda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.



Şekil 4.30 : Bardenpho konfigürasyonunda komut dosyalarının çalışma sürelerinin toplam simülasyon süresi içerisindeki yüzdelik dağılımı.

Buna göre veri okuma (READ_DATA) komut dosyasının tüm konfigürasyonların çeşitli simülasyon uzunluklarında (30, 180 ve 365 gün) %1 ila %6 aralığında zamanı kapladığı görülmektedir. İşlemci (PROCESS_ASM) komut dosyası tüm konfigürasyonların çeşitli simülasyon uzunluklarında %5 ila %49,5 aralığında zamanı kaplarken, simülasyon uzunluğu artışı ile doğru orantılı olarak işlemci komut dosyasının kapladığı yüzdelik zaman dilimin arttığı tespit edilmiştir. Grafik oluşturma (PRINT_GRAPHS) komut dosyasının tüm konfigürasyonların çeşitli simülasyon uzunluklarında (30, 180 ve 365 gün) %1 ila %5 aralığında zamanı kapladığı görülmektedir. Son olarak sonuçları yazdırma (PRINT_RESULTS) komut dosyasının genel olarak tüm konfigürasyonlarda en fazla zamanı kapladığı ancak simülasyon uzunluğunun artışı ile işlemci komut dosyasının etkisinin artmasından dolayı sonuçları yazdırma komut dosyasının kapladığı yüzdelik zamanın azaldığı anlaşılmaktadır.

Tüm bunlar dikkate alındığında 1 yıllık simülasyon uzunluğuna kadar simülatörün çalıştırılması sırasında en fazla zamanının sonuçları yazdırmak için harcadığı anlaşılmaktadır. Ancak, simülasyon uzunluğunun artması ile beraber işlemci komut dosyasının toplam simülasyon süresi içerisindeki etkinliğinin artacağı anlaşılmaktadır. Diğer yandan, veri okuma ve grafik bastırma komut dosyalarının toplam simülasyon süresi içerisinde kapladığı zamanının sonuç yazdırma ve işlemci komut dosyalarına göre oldukça düşük olduğu görülmektedir. Dolayısı ile simülasyonun tamamlanma süresini esas olarak işlemci ve sonuç yazdırma komut

dosyalarının belirlediği tespit edilmiştir. İşlemci komut dosyasının çalışması simülasyonların gerçekleşebilmesi için zorunlu iken sonuç yazdırma komut dosyasının çalıştırılmaması simülasyonların gerçekleştirilmesini engellemez. Model kalibrasyonu ve doğrulama çalışmaları gibi simülatörün yoğun olarak çalıştırılması gereken durumlarda sonuç yazdırma komut dosyasının yalnızca gerekli durumlarda çalıştırılması ile kullanıcı açısından zaman tasarrufu sağlanabilir.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışması kapsamında karbon ve azot giderebilen aktif çamur sistemlerinin dinamik simülasyonunu gerçekleştiren bir bilgisayar programı tasarlanması amaçlanmıştır. Bu kapsamda öncelikle mevcut literatür taranarak karbon ve azot giderimi yapabilen aktif çamur sistemleri incelenmiştir. Bu araştırmanın sonucunda dinamik aktif çamur simülatörü programının Aerobik (klasik aktif çamur), Modifiye Ludzack-Ettinger ve 4 kademeli Bardenpho proses konfigürasyonlarını içermesi kararlaştırılmıştır.

Aktif çamur içerisindeki biyokimyasal reaksiyonlar, model bileşenlerine ait stokiyometrik dönüşüm katsayılarının ve proses hızlarının yer aldığı proses modeli matrisi aracılığı ile ifade edilirler. Bu çalışmanın hedefi ile uyumlu olarak, karbon ve azot gideren sistemler için dünya genelinde en sık kullanılan proses model matrislerinden biri olan ASM1 (Aktif Çamur Modeli No. 1) dinamik aktif çamur simülatörünün referans proses model matrisi olarak seçilmiştir. Buna ilaveten, referans proses modeline ASM3 (Aktif Çamur Modeli No. 3) modelinden denitrifikasyon yapabilen heterotrofların içsel solunumu prosesi eklenerek reaksiyon hızları farklı olan iki heterotrof türünün içsel solunum prosesleri ayrıştırılmıştır. Ayrıca, Orhon ve diğ. (1998)'nin ortaya koydukları paralel hidroliz konsepti referans proses modeline adapte edilerek hidroliz prosesi detaylandırılmıştır. Proses modeli çalışmaları sonucunda 10 biyokinetik proses ve 14 durum değişkeninden oluşan ana biyokimyasal model matrisi oluşturulmuştur.

Program içerisinde yer alacak aktif çamur konfigürasyonları ve biyokimyasal proses modeli belirleme çalışmaları tamamlandıktan sonra modelde yer alan tüm durum değişkenlerinin, ilgili konfigürasyonlarda bulunan her reaktör için ayrı olmak üzere, kütle dengesi denklemleri oluşturulmuştur. Lineer olmayan adi diferansiyel denklemler sınıfına giren kütle dengesi denklem takımlarının dinamik çözümü Euler interasyonu sayısal yöntemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Kütle dengesi denklemlerinin Euler integrasyonu kullanılarak çözülmesi ve programın ihtiyaç duyduğu diğer hesaplamalar MATLAB™ programında komut dosyaları (script)

yazılarak yapılmıştır. Programa veri girişi ve programdan veri çıkışı Excel dosyaları aracılığı ile gerçekleştirilmiştir. MATLAB ve Excel programlarının bağlantılı çalışabilmeleri sayesinde Excel dosyasından yapılan veri girişleri MATLAB tarafından okunduktan sonra hesaplanan sonuçlar yine Excel dosyası biçiminde oluşturulmuştur.

Dinamik aktif çamur simülatörünün tasarımı tamamlandıktan sonra test aşamasına geçilmiştir. Proses modelinin test edilmesi bir AAT'ye ait veri seti kullanılarak yapılmıştır. Test aşamasında AAT konfigürasyonunu temsilen simülatördeki MLE konfigürasyonu kullanılmıştır. Kalibrasyon ve doğrulama sırasında model sonuçlarının tesis sonuçları ile karşılaştırılması hem görsel hem de istatistiksel olarak yapılmıştır. Konvansiyonel atıksu parametrelerine ait model ve tesis sonuçlarının uyumluluğunu ölçmek için kök ortalama kare hatası (RMSE), kalibre edilen modelin doğrulama aşamasındaki geçerliliğini ölçmek için ise Janus katsayısı hesaplanmıştır. RMSE'nin sıfıra, Janus katsayısının 1'e yakın olması model kalibrasyonu ve geçerliliği bakımından istenilen durumlardır. Buna göre, $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ parametreleri için kalibrasyon aşamasında hesaplanan RMSE değerlerinin, Sin ve diğ. (2008)'nin çalışmalarında elde ettikleri RMSE değerlerine göre sıfıra daha yakın oldukları görülmüştür. Yalnızca doğrulama aşamasında $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için Sin ve diğ. (2008)'nin sıfıra daha yakın RMSE değerine ulaştıkları tespit edilmiştir. Mevcut sonuçlar değerlendirildiğinde kalibrasyon aşamasında, çözünmüş azot parametreleri için modelin kabul edilebilir sınırlar dahilinde kalibre olduğu düşünülmektedir. Buna ilaveten çözünmüş azot parametreleri için Janus katsayıları karşılaştırıldığında bu tezde elde edilen Janus katsayılarının Sin ve diğ. (2008)'nin ulaştıkları sonuçlara kıyasla 1'e daha yakın olduğu görülmektedir. Buradan hareketle çözünmüş azot parametreleri için kalibre edilen modelin doğrulama aşamasında da geçerliliğini koruduğu anlaşılmaktadır. Tüm parametreler değerlendirildiğinde ise kalibrasyon ve doğrulama aşamasında en düşük RMSE değerleri sırasıyla 1,28 ve 1,50 ile $\text{NH}_4\text{-N}$ parametresi için elde edilmiştir. En büyük RMSE değerleri ise kalibrasyon ve doğrulama aşamasında sırasıyla 16,75 ve 14,66 ile KOİ parametresi için elde edilmiştir. Bu sonuçlara bakılarak en iyi kalibre olan parametrenin $\text{NH}_4\text{-N}$ ve en zayıf kalibre olan parametrenin KOİ olduğu görülmektedir. KOİ parametresinin diğer parametrelere göre daha düşük kalibrasyon oranına sahip olması, KOİ 'nin daha büyük aralık içerisinde değişim göstermesinden

kaynaklanmaktadır. Bu durum KOİ için hesaplanan model sonuçları ile gerçek sonuçlar arasında diğer parametrelere göre daha büyük farklılıklar olmasına yol açmaktadır. KOİ, BOİ, NO₃-N ve pKOİ parametrelerinin RMSE değerleri doğrulama aşamasında azalmaktadır. Dolayısı ile bu parametreler için elde edilen model sonuçları ve gerçek sonuçlar arasındaki hata değeri doğrulama aşamasında azalmıştır. Diğer yandan TN, TKN ve NH₄-N parametrelerinin RMSE değerleri doğrulama aşamasında artmaktadır. Dolayısı ile bu parametreler için elde edilen model sonuçları ve gerçek sonuçlar arasındaki hata değeri doğrulama aşamasında artmıştır. Janus katsayıları tüm parametreler için değerlendirildiğinde 0,98 değeri ile 1'e en yakın ve dolayısı ile doğrulama aşamasında geçerliliği en yüksek parametrenin BOİ olduğu görülmektedir. Diğer yandan geçerliliği en zayıf olan parametrenin ise 1,31 değeri ile TN olduğu görülmektedir. Sin ve diğ. (2008)'nin NH₄-N parametresi için elde ettikleri 0,6 değeri ile kıyaslandığında TN için elde edilen Janus katsayısının kabul edilebilir düzeyde olduğu düşünülmektedir.

Programın test aşamasının ikinci bölümünde uygun hesap zaman adımı seçimi ve hesaplama sonuçlarının bir başka dinamik aktif çamur simülasyonu yapabilen program ile karşılaştırılması çalışmaları yürütülmüştür. Bu tez kapsamında tasarlanan dinamik aktif çamur simülatörü çeşitli hesap zaman adımları ile çalıştırılmış ve 10⁻⁴ gün hem hesaplama doğruluğu hem de hesaplama süresi bakımından optimum hesap zaman adımı olarak belirlenmiştir. Ancak şunu belirtmek gerekir ki 10⁻⁴ gün hesap zaman adımı, mevcut proses modeli şartları için önerilen optimum hesap zaman adımıdır. Modelin karmaşıklığı arttıkça bu değer küçültülmesi gerekebilir. Simülasyon sonuçlarının hesaplama doğruluğunun test edilmesi AQUASIM programı referans alınarak gerçekleştirilmiştir. AQUASIM programına bu tez çalışmasındaki proses modeli birebir aktarılmış ve kalibrasyon aşamasında kullanılan veri seti ile çalıştırılmıştır. Bu tez çalışmasında elde edilen hesaplama sonuçları ve AQUASIM programından elde edilen sonuçlar grafik üzerinde karşılaştırılarak incelenmiştir. İnceleme sonucunda dinamik aktif çamur simülatörünün 10⁻⁴ gün hesap zaman adımını kullanarak verdiği sonuçların AQUASIM programı ile elde edilen sonuçlarla uyumlu olduğu tespit edilmiştir.

Dinamik aktif çamur simülatörü son olarak çalışma zamanı bakımından test edilmiştir. Test işlemi sırasında sabit disk kapasitesi 222 GB SSD, işlemci hızı normal: 2,6 GHz, maksimum:3,2 GHz ve bellek kapasitesi 8 GB olan ortalama bir

bilgisayar kullanılmıştır. Veri okuma, hesaplama (işlemci), grafik oluşturma ve hesaplama elde edilen verileri tablolara aktarma işlemlerinin tümünün gerçekleştirildiği 365 günlük simülasyonlarda elde edilen çalışma zamanlarına göre 28 kütle dengesi denklemi içeren Aerobik konfigürasyon (klasik aktif çamur) simülasyon süresinin 1,6 dakika, 42 kütle dengesi denklemi içeren MLE konfigürasyonu simülasyon süresinin 5,6 dakika ve 70 kütle dengesi denklemi içeren 4 kademeli Bardenpho konfigürasyonu simülasyon süresinin 11,0 dakika olduğu tespit edilmiştir. Simülatörün toplam çalışma süresi içerisinde her bir komut dosyasının kapladığı zaman dilimi de incelenmiştir. Buna göre işlemci ve sonuç yazdırma komut dosyalarının simülatörün toplam çalışma süresi içerisinde önemli bir paya sahip olduğu tespit edilmiştir.

Bu tez çalışmasından elde edilen tecrübelerden hareketle ileride geliştirilmesi muhtemel dinamik aktif çamur simülatörü veya buna benzer program tasarımları için öneriler aşağıda sıralanmaktadır.

- Aktif çamur veya AAT simülatörü tasarımında nesne tabanlı programlama tekniği kullanılması esnek ve kullanışlı programların oluşturulması için gereklidir. Bu sayede kullanıcı, nesne tabanlı tasarlanan reaktörleri, bağlantıları (link) ve akım dallandırıcılarını (splitter) kullanarak program içerisinde ihtiyaç duyduğu konfigürasyonları oluşturabilir. Ayrıca, uluslararası alandaki aktif çamur simülatörü programlarının seviyesine ulaşabilmek için sürükle-bırak yöntemi ile konfigürasyonların oluşturulmasına imkân veren bir program tasarımı üzerinde çalışılmalıdır.
- Hesaplama hızının arttırılması ve bununla beraber stabilitenin korunması için kütle dengesi denklemlerinin matematiksel çözüm yöntemi olarak ayarlanabilir zaman adımlı Euler, Runge-Kutta yöntemleri veya genel amaçlı programların içerisinde bulunan adi stiff diferansiyel denklem çözücü (stiff ODE solver) araçlar kullanılabilir.
- Sayısal çözüm yönteminin iyileştirilmesi ile ASM2d gibi fosfor giderimi de içeren daha karmaşık modeller programa dahil edilerek bir proses modeli kütüphanesi oluşturulabilir. Kullanıcı, model kütüphanesi içerisinde istediği proses modelini simülasyonlarda kullanabilmelidir.

- Bu tez çalışmasında tasarlanan dinamik aktif çamur simülatörünü daha ileri seviyeye taşımak için veri girişı-çıkışı yapılabilen bir kullanıcı arayüzü geliştirilmelidir. Bu çalışmada veri girişı-çıkışı için oluşturulan Excel dosyalarındaki çalışma sayfası düzenlerinden arayüz tasarımının ilk aşamalarında faydalanılabilir.
- Kullanıcı tarafından kabul edilen verime göre gerçekleştirilen katı maddelerin çöktürölmesi modeli yerine literatürde yer alan daha detaylı çöktürme modelleri program içerisine dahil edilebilir.





KAYNAKLAR

- Brdjanovic, D., Meijer, S. C., Lopez-Vazquez, C. M., Hooijmans, C. M., & van Loosdrecht, M. C.** (2015). *Applications of Activated Sludge Models*. IWA Publishing.
- Cadet, C., Martins, V. D., & Dochain, D.** (2015). Dynamic modeling of clarifier-thickeners for the control of wastewater treatment plants: a critical analysis. In *System Theory, Control and Computing (ICSTCC), 2015 19th International Conference* (pp. 571-576). IEEE.
- Canale, R. P., & Chapra, S.** (2002). *Numerical methods for engineers: with software and programming applications*. McGraw-Hill.
- Chapra, S. C.** (2008). *Surface Water-Quality Modeling*. Waveland Press.
- Davis, M. L.** (2010). *Water and Wastewater Engineering*. New York: McGraw-Hill.
- DHI.** Eriřim: 23 Ekim 2018, <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/west>
- Dochain, D., & Vanrolleghem, P.** (2001). *Dynamical Modelling and Estimation in Wastewater Treatment Processes*. IWA Publishing.
- Dynamita.** Eriřim: 24 Ekim 2018, <http://www.dynamita.com/the-sumo/>
- Eawag.** Eriřim: 22 Ekim 2018, <https://www.eawag.ch/de/abteilung/siam/software/>
- EnviroSim.** Eriřim: 22 Ekim 2018, <https://envirosim.com/products/biowin>
- Gatti, M. N., García-Usach, F., Seco, A., & Ferrer, J.** (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(4), 536-544.
- Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D.** (2011). *Biological Wastewater Treatment*. CRC press.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Van Loosdrecht, M.** (1999). Activated sludge model no. 3. *Water science and technology*, 39(1), 183-193.
- Hauduc, H., Rieger, L., Ohtsuki, T., Shaw, A., Tak cs, I., Winkler, S. ..., & Gillot, S.** (2011). Activated sludge modelling: development and potential use of a practical applications database. *Water Science and Technology*, 63(10), 2164-2182.
- Henze, M.** (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science and Technology*, 25(6), 1-15.
- Henze, M., Grady, C. P., W., G., Marais, G. v., & Matsuo, T.** (1987). *Activated Sludge Model No.1*. London: International Association on Water Pollution Research and Control.

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & Van Loosdrecht, M. C.** (2000). *Scientific and Technical Report No. 9. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA publishing.
- Hydromantis.** Eriřim: 22 Ekim 2018, <http://www.hydromantis.com/GPSX.html>
- ifak.** Eriřim: 22 Ekim 2018, <https://simba.ifak.eu/content/simba-sharp-water>
- Jarvis, S., Burger, G., Du, W., Bye, C., & Dold, P.** (2014). Crude COD Characteristics Significant for Biological P Removal: A U.K. Example. *8th European Waste Water Management Conference*.
- Jeppsson, U.** (1996). *Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes (Doktora tezi)*. Lund University, Lund Institute of Technology (LTH), Lund.
- Makinia, J.** (2010). *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*. IWA Publishing.
- Melcer, H.** (2004). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling*. IWA publishing.
- Murat Hocaoglu, S., Insel, G., Ubay Cokgor, E., Baban, A., & Orhon, D.** (2010). COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(9), 1241-124.
- Nuhoglu, A., Keskinler, B., & Yildiz, E.** (2005). Mathematical modelling of the activated sludge process—the Erzincan case. *Process Biochemistry*, 40(7), 2467-2473.
- Okutman, D., Övez, S., & Orhon, D.** (2001). Hydrolysis of settleable substrate in domestic sewage. *Biotechnology Letters*, 23(23), 1907-1914.
- Orhon, D., & Çokgör, E. U.** (1997). COD fractionation in wastewater characterization—the state of the art. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental and Clean Technology*, 68(3), 283-293.
- Orhon, D., Çokgör, E. U., & Sözen, S.** (1998). Dual hydrolysis model of the slowly biodegradable substrate in activated sludge systems. *Biotechnology techniques*, 12(10), 737-741.
- Orhon, D., Okutman, D., & Insel, G.** (2002). Characterisation and biodegradation of settleable organic matter for domestic wastewater. *Water Sa*, 28(3), 299-306.
- Petersen, B., Vanrolleghem, P. A., Gernaey, K., & Henze, M.** (2002). Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, 4(1), 15-38.
- Reichert, P.** (1995). Design techniques of a computer program for the identification of processes and the simulation of water quality in aquatic systems. *Environmental Software*, 10(3), 199-210.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takacs, I., & Winkler, S.** (2012). *Guidelines for using activated sludge models*. IWA publishing.

- Sin, G., De Pauw, D. J., Weijers, S., & Vanrolleghem, P. A.** (2008). An efficient approach to automate the manual trial and error calibration of activated sludge models. *Biotechnology and bioengineering*, 100(3), 516-528.
- Sözen, S., Orhon, D., Çokgör, E. U., Insel, G., Karahan, Ö., Yağci, N. .., & Dülekgürgen, E.** (2009). İleri biyolojik atıksu arıtma tesislerinde model bazlı proses optimizasyonu. *ITU Journal Series E: Water Pollution Control*, 19.
- Tas, D. O., Karahan, Ö., Övez, S., Orhon, D., & Spanjers, H.** (2009). Biodegradability and denitrification potential of settleable chemical oxygen demand in domestic wastewater. *Water Environment Research*, 81(7), 715-727.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D.** (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Higher Education.
- Von Sperling, M.** (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. London: IWA publishing.
- WEF (Water Environment Federation) & EWRI (Environmental and Water Resources Institute)** (2006). *Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants*. New York: McGraw-Hill.



EKLER

EK A1: Aerobik konfigürasyona ait tüm komut dosyalarını sırasıyla çalıştıran RUN_SIMULATION adlı MATLAB komut dosyası kodları

EK A2: MLE konfigürasyona ait tüm komut dosyalarını sırasıyla çalıştıran RUN_SIMULATION adlı MATLAB komut dosyası kodları

EK A3: Bardenpho konfigürasyona ait tüm komut dosyalarını sırasıyla çalıştıran RUN_SIMULATION adlı MATLAB komut dosyası kodları

EK B1: Aerobik konfigürasyona ait READ_DATA_AEROBIC adlı veri okuma MATLAB komut dosyası kodları

EK B2: MLE konfigürasyonuna ait READ_DATA_MLE adlı veri okuma MATLAB komut dosyası kodları

EK B3: Bardenpho konfigürasyonuna ait READ_DATA_BARDENPHO adlı veri okuma MATLAB komut dosyası kodları

EK C1: Aerobik konfigürasyona ait PROCESS_ASM_AEROBIC adlı işlemci MATLAB komut dosyası kodları

EK C2: MLE konfigürasyonuna ait PROCESS_ASM_MLE adlı işlemci MATLAB komut dosyası kodları

EK C3: Bardenpho konfigürasyonuna ait PROCESS_ASM_BARDENPHO adlı işlemci MATLAB komut dosyası kodları

EK D1: Aerobik konfigürasyona ait PRINT_GRAPHS_AEROBIC adlı grafik bastırma MATLAB komut dosyası kodları

EK D2: MLE konfigürasyonuna ait PRINT_GRAPHS_MLE adlı grafik bastırma MATLAB komut dosyası kodları

EK D3: Bardenpho konfigürasyonuna ait PRINT_GRAPHS_BARDENPHO adlı grafik bastırma MATLAB komut dosyası kodları

EK E1: Aerobik konfigürasyona ait PRINT_RESULTS_AEROBIC adlı sonuç yazdırma MATLAB komut dosyası kodları

EK E2: MLE konfigürasyonuna ait PRINT_RESULTS_MLE adlı sonuç yazdırma MATLAB komut dosyası kodları

EK E3: Bardenpho konfigürasyonuna ait PRINT_RESULTS_BARDENPHO adlı sonuç yazdırma MATLAB komut dosyası kodları

EK F: AAT veri seti



EK A1

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK A2

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK A3

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK B1

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK B2

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK B3

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK C1

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK C2

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK C3

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK D1

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK D2

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK D3

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK E1

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK E2

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.

EK E3

Bu ek elektronik olarak verilmiştir.



EK F

Çizelge F.1 : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
0	154.230	100	26	48	10	16,5	2,6	15,5	0,7	4,9	0,1	1	1,9	75	10	7,47	7,55
1	157.880	228	14	110	7	26,7	4,2	25,7	0,7	9,8	0,1	1	3,5	257	6	7,53	7,51
2	157.660	190	16	90	7	31	4,4	30	1,4	14,1	0,9	1	3	164	6	7,62	7,37
3	156.270	216	14	110	6	28,8	4,1	27,8	1,9	13,7	1	1	2,2	208	6	7,56	7,46
4	154.790	321	16	120	7	22,1	2,2	21,1	0,8	10	0,1	1	1,4	342	8	7,55	7,54
5	149.510	211	19	110	10	24,3	2,8	23,3	0,7	7,8	0,1	1	2,1	338	7	7,53	7,44
6	157.470	219	34	110	14	26,8	3,1	25,8	0,9	12,2	0,1	1	2,2	203	12	7,57	7,62
7	142.890	280	25	125	10	31,5	4,9	30,5	2,7	15,8	0,6	1	2,2	209	6	7,46	7,23
8	150.780	264	37	120	15	33,1	6,1	32,1	2,5	16,9	1,4	1	3,6	207	8	7,44	7,18
9	153.550	279	31	130	14	21	5,2	20	2,2	7,4	0,1	1	3	168	9	7,35	7,66
10	148.110	154	22	80	10	22,7	4,4	21,7	1,1	12,4	0,1	1	3,3	121	7	7,46	7,18
11	151.960	207	28	90	10	12,9	3,2	11,9	0,7	4,2	0,2	1	2,5	176	8	7,2	7,29
12	150.340	147	58	70	20	19,2	3,3	18,2	0,9	7,1	0,1	1	2,4	109	30	7,39	7,2
13	152.200	153	85	42	19	22,8	5,9	21,8	2,8	11,5	0,1	1	3,1	111	62	7,52	7,22
14	148.150	192	33	80	15	27,3	4,3	26,3	1,1	15,4	0,5	1	3,2	162	10	7,79	7,33
15	149.430	277	28	130	13	35,3	4,5	34,3	1,6	19,2	1	1	2,9	224	12	7,75	7,4
16	149.130	292	25	150	12	37,2	6	36,2	2,7	20,5	1,9	1	3,3	175	15	7,73	7,41
17	153.360	337	20	180	6	42	5,5	41	2	23,2	1,1	1	3,5	197	10	8	7,47
18	150.780	341	16	185	5	33,4	5	32,4	2	26,8	1,5	1	3	174	10	7,74	7,39

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
19	152.880	392	21	190	9	44,1	5,1	43,1	2,4	27,9	1,8	1	2,7	210	11	7,58	7,2
20	136.460	402	18	250	6	49,5	5,8	48,5	2,7	27,9	1,5	1	3,1	273	19	7,61	7,35
21	145.840	370	22	225	7	50,4	5,6	49,4	2,5	31,1	1	1	3,1	167	10	7,62	7,47
22	147.150	513	35	260	12	56,8	6	55,8	3	31,8	1,7	1	3	347	17	7,71	7,31
23	141.850	483	25	280	8	57,4	5,6	56,4	2,9	36,1	1,7	1	2,7	344	14	7,63	7,46
24	126.120	463	36	270	16	57,9	8	56,9	5,2	28	3	1	2,8	213	23	7,6	7,36
25	144.030	534	35	300	16	62,1	9,6	61,1	5,9	30,5	3,4	1	3,7	259	11	7,58	7,4
26	141.620	460	64	260	20	50,4	9,4	49,4	5	27,9	1,9	1	4,4	399	53	7,61	7,36
27	143.320	207	27	130	10	27,7	2,7	26,7	1,4	12,4	0,1	1	1,3	139	14	7,54	7,39
28	144.530	291	32	170	12	37,5	3,6	36,5	2,2	19,4	1,1	1	1,4	212	15	7,57	7,33
29	124.730	286	26	170	10	40,7	14,5	39,7	4,1	21,7	1,5	1	10,4	153	17	7,68	7,34
30	125.720	323	32	200	16	45,7	7,9	44,7	4,2	28,9	3,6	1	3,7	196	23	7,49	7,6
31	128.220	359	93	210	31	49,6	9,9	48,6	7,3	31,8	3,6	1	2,6	210	66	7,68	7,39
32	117.100	188	65	105	18	17,8	7,5	16,8	6,1	8,1	3,2	1	1,4	290	58	7,42	7,41
33	107.360	131	50	70	15	16,9	3	15,9	2,4	7,7	0,2	1	0,6	106	35	7,55	7,37
34	110.170	257	23	130	6	28,2	2,6	27,2	1,6	15,4	0,8	1	1	196	13	7,59	7,34
35	113.810	242	39	125	12	33,2	4	32,2	2,9	17,8	1	1	1,1	147	35	7,65	7,33
36	114.530	270	70	150	20	35,6	6	34,6	4,5	27,2	2,6	1	1,5	146	48	7,51	7,53
37	114.540	373	73	200	21	42,1	6,5	41,1	4,6	25,1	3,3	1	1,9	216	34	7,58	7,44
38	117.410	263	59	140	25	31,7	8,6	30,7	6,7	21,2	5	1	1,9	226	34	7,67	7,39
39	115.490	181	36	100	12	19,3	5,2	18,3	3,6	13,2	2,1	1	1,6	131	30	7,72	7,38
40	121.000	168	31	90	8	18,7	4,1	17,7	2,4	10,8	0,9	1	1,7	148	32	7,71	7,36
41	112.220	128	20	55	9	15,2	2,6	14,2	1,2	6	0,2	1	1,4	75	30	7,72	7,46
42	112.300	126	28	55	10	13,4	1,8	12,4	0,9	3	0,1	1	0,9	135	19	7,36	7,46

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
43	115.910	162	24	70	9	16,1	1,6	15,1	0,4	6,1	0,1	1	1,2	105	12	7,69	7,7
44	119.480	138	19	60	7	21,5	2,8	20,5	1,5	8,6	0,8	1	1,3	122	5	7,61	7,42
45	124.960	164	11	100	5	25,2	4,7	24,2	3,4	15,1	2,9	1	1,3	151	10	7,57	7,66
46	123.800	149	19	80	11	21,6	5,9	20,6	4,5	14	3,8	1	1,4	137	12	7,55	7,26
47	122.550	123	20	75	8	21,9	4,5	20,9	3,7	15,4	1,4	1	0,8	145	13	7,59	7,34
48	122.560	117	23	90	6	23,6	4,1	22,6	1,6	10,7	0,7	1	2,5	121	11	7,69	7,19
49	121.760	116	30	80	8	24	5	23	2,2	13,7	1,3	1	2,8	106	11	7,49	7,16
50	120.260	198	27	100	8	16,5	4	15,5	1,9	7,3	1	1	2,1	236	26	7,44	7,26
51	124.430	50	27	20	8	14	2,9	13	1,1	6,6	0,1	1	1,8	31	17	7,59	7,46
52	123.850	103	10	65	3	18,1	2,7	17,1	1,2	8,8	0,2	1	1,5	53	4	7,56	7,34
53	121.410	138	10	75	4	20,1	2,9	19,1	0,8	10,8	0,1	1	2,1	116	6	7,61	7,4
54	126.800	184	13	110	6	22,2	2,4	21,2	0,9	10,8	0,3	1	1,5	129	6	7,65	7,47
55	127.890	197	21	120	9	21,2	3,9	20,2	1,8	18,8	1,3	1	2,1	122	10	7,62	7,34
56	121.550	285	28	140	8	31,7	4,2	30,7	2	18,7	1,1	1	2,2	152	10	7,75	7,36
57	127.690	306	20	170	7	35,1	4,2	34,1	2	16,5	1,1	1	2,2	242	6	7,66	7,32
58	122.730	274	25	150	14	35,9	4,8	34,9	2,7	22,9	2,1	1	2,1	133	8	7,57	7,41
59	123.240	298	19	160	12	41	7,1	40	5	15,9	2,5	1	2,1	156	16	7,67	7,37
60	118.710	344	11	185	5	42,1	10	41,1	7,4	26,4	6,6	1	2,6	240	7	7,67	7,4
61	123.200	310	28	200	13	36,7	7,9	35,7	3,4	25,6	2,3	1	4,5	295	10	7,69	7,4
62	121.080	305	49	175	19	38,9	5,3	37,9	2,8	17,3	0,9	1	2,5	199	17	7,7	7,4
63	118.130	310	27	180	13	38,8	6,9	37,8	4,8	23,5	3,2	1	2,1	168	14	7,72	7,42
64	126.780	401	78	195	30	44,2	8,3	43,2	5,1	30,9	4,3	1	3,2	165	24	7,7	7,39
65	123.410	400	41	220	18	49,9	9,2	48,9	5,1	34,6	3,4	1	4,1	198	18	7,65	7,42
66	123.910	396	16	220	12	52,1	9,7	51,1	5,5	24	3,1	1	4,2	234	11	7,76	7,36

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
67	121.150	411	34	230	17	51	10	50	5	31,6	4,6	1	5	167	5	7,66	7,42
68	122.460	460	19	280	10	56	10	55	4,1	35,7	3,5	1	5,9	251	10	7,55	7,31
69	122.800	509	25	240	7	50,2	9,5	49,2	5,6	29,4	3	1	3,9	209	13	7,66	7,36
70	120.310	450	17	220	12	52,1	10,9	51,1	6,8	32,8	4,9	1	4,1	243	19	7,54	7,32
71	124.630	404	36	220	17	57,3	10,4	56,3	5,1	34,9	4,2	1	5,3	255	18	7,78	7,41
72	123.130	496	48	250	18	49,8	9,4	48,8	4,7	31,5	2,8	1	4,7	410	20	7,7	7,44
73	119.200	332	17	190	8	46,6	6,7	45,6	2,3	26,4	1,4	1	4,4	156	6	7,86	7,44
74	121.470	397	14	230	9	48,1	7	47,1	3,3	30,5	2,2	1	3,7	178	6	7,59	7,34
75	122.690	562	19	280	11	56,5	9,1	55,5	5,3	30,1	4,7	1	3,8	236	11	7,48	7,17
76	121.890	493	19	270	13	56,1	11,8	55,1	6,5	38,6	5,6	1	5,3	222	13	7,37	7,03
77	118.970	494	47	250	20	58,2	11,7	57,2	4,8	28,3	2,1	1	6,9	242	51	7,38	7,1
78	125.210	430	30	240	15	58,6	10	57,6	4	33,2	2,5	1	6	231	19	7,38	7,27
79	126.630	255	41	140	15	30,2	5,9	29,2	1,7	18,6	0,4	1	4,2	229	16	7,43	7,17
80	121.090	398	29	230	13	45,2	5,7	44,2	3,5	25,8	2	1	2,2	208	21	7,59	7,41
81	121.890	436	23	225	12	47,3	9,3	46,3	6,1	31	4,2	1	3,2	208	19	7,61	7,43
82	122.550	453	30	235	14	53,4	9	52,4	4,3	34,2	2,3	1	4,7	271	19	7,59	7,28
83	123.150	387	30	245	14	51,1	7,3	50,1	2,9	34,5	1,9	1	4,4	185	10	7,53	7,28
84	124.600	512	29	260	18	57,2	8,9	56,2	5,4	32	3,3	1	3,5	264	23	7,51	7,35
85	123.090	590	44	285	20	53,5	6,9	52,5	3,7	27,5	1,9	1	3,2	394	19	7,45	7,43
86	120.820	445	38	220	18	57,7	6,1	56,7	3,5	33,7	1,9	1	2,6	267	11	7,58	7,29
87	121.900	423	28	260	16	49,6	6,8	48,6	4,3	30,2	2,8	1	2,5	224	18	7,5	7,35
88	119.920	524	34	300	20	56,7	9,1	55,7	6,9	33,1	4,5	1	2,2	251	22	7,56	7,4
89	116.630	384	52	200	16	48,4	7,1	47,4	3,8	24,7	1,9	1	3,3	311	14	7,53	7,38
90	124.160	434	32	215	14	43,1	6,4	42,1	3,7	25,2	2,5	1	2,7	283	22	7,48	7,36

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
91	124.940	393	25	185	10	28,2	3,2	27,2	1,8	16	0,7	1	1,4	216	15	7,55	7,31
92	122.670	332	33	150	15	34,4	5,1	33,4	3,3	21,1	1,9	1	1,8	257	26	7,55	7,32
93	121.940	317	31	165	13	38,1	5,5	37,1	2,9	29,6	2,6	1	2,6	155	15	7,57	7,27
94	122.300	376	22	220	10	46,2	6,4	45,2	3,2	26,5	1,9	1	3,2	155	8	7,49	7,3
95	124.030	343	15	170	7	35,8	7,1	34,8	2,4	21,2	1,6	1	4,7	306	9	7,45	7,53
96	131.330	162	14	60	5	20,3	3	19,3	1	11,6	0,2	1	2	127	4	7,46	7,32
97	125.750	257	28	135	6	28,2	3,3	27,2	1,5	17,2	0,6	1	1,8	154	12	7,63	7,37
98	130.970	100	33	50	12	13,7	3,6	12,7	1,6	6,5	0,3	1	2	153	20	7,49	7,36
99	122.900	174	30	100	11	17,6	1,6	16,6	0,7	6,4	0,1	1	0,9	232	17	7,51	7,28
100	124.840	160	20	75	5	23	2,5	22	0,7	16,1	0,3	1	1,8	117	8	7,61	7,5
101	125.170	265	17	140	7	28,4	3,9	27,4	1,8	15,7	1,4	1	2,1	131	8	7,47	7,25
102	127.120	257	17	130	10	32	5,9	31	3,8	18,6	2,8	1	2,1	144	9	7,46	7,2
103	127.990	283	15	140	10	36,6	6,7	35,6	4,3	21,8	3,1	1	2,4	164	7	7,38	7,16
104	123.940	323	18	165	9	39,8	7	38,8	4,2	24,5	3,2	1	2,8	180	10	7,47	7,32
105	126.240	399	38	220	15	41,1	6,2	40,1	2,5	24,3	1,6	1	3,7	163	8	7,54	7,35
106	128.820	438	40	210	15	49,2	5,2	48,2	1,8	23,5	0,5	1	3,4	215	14	7,45	7,33
107	126.050	384	32	220	12	48,8	4,7	47,8	1,4	32,8	0,6	1	3,3	220	12	7,57	7,37
108	127.520	455	17	290	6	54,7	5,1	53,7	1,4	30,7	0,8	1	3,7	249	7	7,47	7,31
109	124.780	443	17	300	7	52,1	6	51,1	2,3	31,8	0,9	1	3,7	241	6	7,45	7,29
110	121.970	451	19	220	10	54	5,5	53	1,6	33	0,2	1	3,9	284	4	7,38	7,18
111	124.080	371	19	230	9	37	4,4	36	1,4	23,3	0,3	1	3	180	11	7,64	7,27
112	121.040	297	19	150	8	31,9	3,5	30,9	0,8	24,7	0,2	1	2,7	142	8	7,56	7,33
113	126.000	385	25	210	10	51,1	4,9	50,1	2	31,8	1,4	1	2,9	267	7	7,58	7,19
114	116.440	377	32	210	16	52,8	7,2	51,8	5	30,9	3,4	1	2,2	177	10	7,52	7,31

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
115	108.880	423	29	220	14	63,7	6,3	62,7	3,1	32,6	1,4	1	3,2	432	15	7,53	7,2
116	119.810	447	31	250	11	56,5	4,7	55,5	2,4	35	1,2	1	2,3	176	6	7,41	7,13
117	121.450	569	29	300	12	55	5,1	54	3,3	42	2,6	1	1,8	316	13	7,57	7,27
118	122.330	537	21	320	10	61,4	5,3	60,4	3,3	31,7	1,9	1	2	313	6	7,55	7,29
119	120.640	447	21	270	4	61,4	3,9	60,4	2,2	40	0,9	1	1,7	198	5	7,57	7,35
120	118.410	501	40	300	15	66,7	5,4	65,7	3,4	38	1,6	1	2	235	15	7,51	7,29
121	122.290	624	33	380	10	66	5,5	65	3,4	33,9	1,7	1	2,1	343	6	7,46	7,34
122	119.140	523	23	290	9	63,6	4,9	62,6	2,4	34,9	0,8	1	2,5	279	8	7,72	7,48
123	121.400	543	32	230	20	67,5	8,3	66,5	5,8	35,1	3,4	1	2,5	260	18	7,65	7,38
124	120.150	564	31	350	17	71,4	8,3	70,4	5,5	37,7	3,4	1	2,8	290	14	7,55	7,33
125	120.830	590	23	360	12	67,8	6,2	66,8	3,4	41,4	1,8	1	2,8	356	12	7,43	7,27
126	125.000	846	23	340	12	52,1	5,5	51,1	3,6	27	2,3	1	1,9	570	13	7,6	7,4
127	121.200	202	27	140	10	23,1	2,5	22,1	1,7	9,8	0,3	1	0,8	271	26	7,59	7,41
128	125.840	395	34	270	12	47,4	2,6	46,4	1,1	23,5	0,1	1	1,5	204	13	7,75	7,74
129	122.890	419	27	280	10	52,6	4,2	51,6	2	27,6	0,8	1	2,2	225	13	7,7	7,41
130	122.900	525	23	320	10	55,6	5,3	54,6	2,5	34,8	1,7	1	2,8	199	7	7,66	7,32
131	122.830	519	24	260	8	60,5	6	59,5	2,7	35,7	1,5	1	3,3	268	14	7,5	7,33
132	121.530	535	27	310	15	64,7	6,3	63,7	4	36,7	2,5	1	2,3	299	16	7,62	7,51
133	118.640	521	48	210	15	62,4	9,9	61,4	6	31,5	2,9	1	3,9	287	32	7,62	7,27
134	119.120	516	27	320	10	63,1	7,8	62,1	2,7	41,3	1,4	1	5,1	236	13	7,63	7,43
135	148.840	540	30	250	20	66,3	9,9	65,3	7,3	42,4	6,4	1	2,6	393	16	7,63	7,55
136	150.500	613	26	340	18	67,3	11,3	66,3	9,2	33,4	7,7	1	2,1	318	11	7,52	7,47
137	145.360	534	37	300	21	69,1	8,8	68,1	5,8	38,7	3,5	1	3	189	11	7,62	7,4
138	147.620	492	24	280	16	67,3	7,5	66,3	3,4	35,7	2,2	1	4,1	210	19	7,56	7,39

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
139	141.610	606	27	350	14	68,8	6,7	67,8	4,2	40	2,5	1	2,5	271	10	7,49	7,4
140	144.050	561	31	350	17	70,1	7,5	69,1	5,5	37,3	3,2	1	2	278	17	7,33	7,19
141	141.400	628	29	370	17	70,7	7,7	69,7	4,9	44	3,1	1	2,8	302	12	7,59	7,41
142	149.260	654	33	380	22	69,4	7,8	68,4	5,5	32,9	3	1	2,3	433	14	7,48	7,4
143	147.650	629	35	380	17	67,6	8,1	66,6	5,6	43,1	2,9	1	2,5	374	20	7,52	7,39
144	139.870	635	38	420	21	70,2	8,2	69,2	5,8	36,1	3,1	1	2,4	277	22	7,4	7,32
145	136.180	648	26	350	12	68,2	6,3	67,2	3,6	33,8	1,5	1	2,7	278	9	7,46	7,29
146	134.480	636	30	380	11	73,8	5,6	72,8	3	41,4	1,2	1	2,6	318	16	7,48	7,36
147	132.900	598	32	360	11	73,2	6	72,2	2,8	38,1	1,2	1	3,2	278	15	7,5	7,41
148	131.110	603	37	360	11	69,1	6,7	68,1	4	38,6	1,6	1	2,7	305	27	7,61	7,6
149	135.790	658	39	370	13	69,5	5,5	68,5	3,1	38,3	1,2	1	2,4	327	19	7,46	7,46
150	138.830	586	44	400	17	66,1	6,1	65,1	4,5	41,2	2,5	1	1,6	310	23	7,56	7,34
151	134.940	599	29	300	14	67,3	6	66,3	3,9	40,9	1,8	1	2,1	272	34	7,42	7,3
152	131.790	650	38	320	14	70,5	5	69,5	3	42,5	1,3	1	2	293	21	7,53	7,38
153	133.950	566	36	380	16	70,2	5,8	69,2	4,2	38,4	2,1	1	1,6	271	18	7,61	7,43
154	140.060	665	45	410	16	67,3	5,9	66,3	4,1	31,7	1,6	1	1,8	325	35	7,57	7,47
155	153.330	716	54	410	17	60	4,9	59	3,5	26,7	0,8	1	1,4	522	37	7,58	7,52
156	145.340	443	41	270	13	42,2	3,3	41,2	2,2	17,1	0,3	1	1,1	462	38	7,44	7,67
157	147.920	450	32	280	12	57,9	4,5	56,9	3,1	29,6	1,1	1	1,4	215	21	7,63	7,44
158	144.990	412	28	230	9	49,9	3,3	48,9	1,7	36,7	0,7	1	1,6	249	11	7,58	7,45
159	152.880	462	34	280	12	58	4	57	2,6	32,7	1,2	1	1,4	244	26	7,52	7,4
160	140.810	462	28	260	8	55,2	3,8	54,2	2,3	31,9	0,6	1	1,5	474	6	7,47	7,51
161	156.100	556	27	350	14	65,9	5,5	64,9	3,6	36,7	1,9	1	1,9	310	13	7,54	7,26
162	141.200	541	30	320	12	72,6	5,3	71,6	3,5	40,1	1,4	1	1,8	271	14	7,49	7,53

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
163	148.230	625	32	330	12	67,2	5,5	66,2	3,8	44,7	2,8	1	1,7	285	14	7,53	7,42
164	150.020	550	30	330	13	68,8	5,8	67,8	3,9	37,2	1,8	1	1,9	295	21	7,54	7,4
165	152.700	564	34	350	22	69,9	7,3	68,9	5,6	40,4	2,6	1	1,7	287	15	7,52	7,23
166	152.530	609	31	280	10	51,2	3,9	50,2	2,4	25,2	0,6	1	1,5	442	12	7,53	7,34
167	162.410	580	32	340	10	66,9	3,6	65,9	2,4	34,5	0,6	1	1,2	326	17	7,52	7,51
168	163.870	430	32	260	10	48,1	3	47,1	1,7	26	0,3	1	1,3	472	12	7,54	7,34
169	167.620	348	21	200	7	42,3	2,1	41,3	1	21,6	0,1	1	1,1	305	10	7,58	7,47
170	158.430	441	49	280	15	58,2	5,2	57,2	3,3	32	0,7	1	1,9	270	52	7,56	7,47
171	149.420	558	36	380	10	65,2	3,7	64,2	1,7	33,4	0,7	1	2	283	10	7,53	7,44
172	133.700	595	26	350	8	64,3	3,3	63,3	1,7	35,6	0,3	1	1,6	362	13	7,53	7,48
173	143.210	346	30	220	10	40,2	2,7	39,2	2	21,7	0,2	1	0,7	372	22	7,46	7,51
174	141.230	421	27	270	12	54,6	3,9	53,6	2,9	29,1	1,1	1	1	262	20	7,57	7,51
175	138.990	546	42	340	14	63	5,3	62	3,9	34,2	0,9	1	1,4	325	38	7,45	7,44
176	132.680	536	31	310	17	68,1	5,7	67,1	4,3	37,4	2,5	1	1,4	252	24	7,54	7,48
177	124.750	566	33	340	20	68,1	6,8	67,1	5,3	36,4	3,2	1	1,5	288	21	7,44	7,54
*178	121.320	576	172	370	55	69,5	13,7	68,5	12,2	36,4	3,2	1	1,5	288	186	7,42	7,43
*179	127.500	704	361	270	110	63,3	24,3	62,3	22,9	33	1,9	1	1,4	366	403	7,39	7,35
180	126.720	551	46	350	14	63,9	3,3	62,9	2,3	32,5	0,6	1	1	249	16	7,46	7,49
181	124.180	586	27	370	9	68,9	2,8	67,9	1,9	35	0,4	1	0,9	301	8	7,46	7,54
182	124.030	617	27	390	9	72,9	3,1	71,9	2	36,2	0,3	1	1,1	281	10	7,53	7,44
183	128.410	603	18	390	9	69,3	3,2	68,3	2,1	38,7	0,4	1	1,1	286	14	7,35	7,5
184	126.460	616	18	380	8	71,2	2,7	70,2	1,6	38,9	0,4	1	1,1	272	5	7,44	7,57
185	122.240	658	29	430	12	74,2	3,6	73,2	2,6	39,3	1	1	1	363	14	7,53	7,56
186	120.500	637	29	380	9	71	2,9	70	1,6	37,2	0,4	1	1,3	311	11	7,52	7,46

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
187	123.620	670	31	450	10	73	3,4	72	2,4	39,5	0,6	1	1	309	16	7,57	7,47
188	123.850	644	25	440	8	72,7	3,5	71,7	2,6	41,5	0,5	1	0,9	345	10	7,57	7,59
189	130.630	664	27	400	9	71,7	3,3	70,7	2,4	38,1	0,9	1	0,9	339	10	7,47	7,45
190	130.590	644	29	390	9	65,1	4,2	64,1	2,5	29,9	0,8	1	1,7	466	21	7,53	7,53
191	127.270	542	21	290	7	57,6	2,8	56,6	2	29,7	0,2	1	0,8	409	17	7,54	7,68
192	122.760	558	36	350	11	67,3	3,2	66,3	2,2	36,5	0,3	1	1	293	22	7,48	7,48
193	120.440	611	31	380	10	69,9	3,2	68,9	2,3	40,2	0,4	1	0,9	352	21	7,55	7,48
194	123.790	651	29	410	10	70,3	3,5	69,3	2,6	35,9	0,4	1	0,9	365	11	7,47	7,44
195	126.720	633	29	390	9	65,6	3,2	64,6	2,2	35,3	0,6	1	1	307	13	7,53	7,55
196	133.770	646	25	410	8	66	3,1	65	2,1	38,9	0,4	1	1	273	8	7,48	7,58
197	108.500	663	25	380	8	69,6	2,6	68,6	1,5	38,1	0,3	1	1,1	171	6	7,43	7,55
198	106.710	902	24	540	8	77,4	3,3	76,4	2	36,9	0,4	1	1,3	395	7	7,53	7,67
199	111.910	669	26	390	10	72,7	3,9	71,7	2,7	42	1,7	1	1,2	308	8	7,57	7,54
200	115.980	696	27	370	10	68,9	5,3	67,9	4,1	38,8	2,9	1	1,2	330	4	7,43	7,41
201	117.030	733	42	500	22	60,4	6,3	59,4	4,7	35,7	3,6	1	1,6	395	29	7,6	7,5
202	119.810	614	43	400	15	61,5	4,6	60,5	3,1	38,9	1,7	1	1,5	321	31	7,52	7,48
203	114.360	647	48	380	15	62,5	4,1	61,5	3,2	40,8	0,8	1	0,9	326	40	7,42	7,48
204	119.410	662	44	370	14	65,1	3,3	64,1	1,4	37,1	0,3	1	1,9	386	13	7,5	7,57
205	117.460	617	33	380	10	60,6	3,5	59,6	2	39,4	0,6	1	1,5	317	22	7,47	7,57
206	117.040	624	23	360	11	60,8	3,5	59,8	2,4	37,1	1,1	1	1,1	290	12	7,52	7,54
207	118.630	709	17	360	6	58	3	57	1,6	33,2	0,6	1	1,4	322	5	7,52	7,66
208	116.660	645	27	370	9	53,3	3,2	52,3	1,4	36,5	1,1	1	1,8	339	6	7,58	7,53
209	119.410	598	27	390	9	63	2,5	62	1,3	37,5	0,3	1	1,2	283	12	7,54	7,63
210	118.550	664	28	420	9	61,4	3,1	60,4	1,6	37,5	0,7	1	1,5	342	14	7,51	7,59

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
211	120.270	575	25	360	8	60,4	2,8	59,4	1,2	30,3	0,4	1	1,6	287	12	7,6	7,69
212	108.310	557	24	290	8	49,9	2,4	48,9	0,9	30,1	0,3	1	1,5	392	6	7,65	7,71
213	127.110	521	21	310	8	56,2	2,8	55,2	1,6	35,8	0,3	1	1,2	322	12	7,78	7,84
214	121.590	536	33	320	10	59	3	58	2	36,2	0,4	1	1	283	19	7,91	7,79
215	121.460	539	25	320	8	60,2	2,7	59,2	1,5	38	0,4	1	1,2	270	13	7,77	7,8
216	122.820	586	28	310	9	59,3	2,8	58,3	1,6	37,9	0,5	1	1,2	293	11	7,83	7,88
217	122.190	649	22	320	7	62,5	2,7	61,5	1,1	32,6	0,6	1	1,6	300	7	7,83	7,84
218	128.540	580	36	360	11	60,8	2,9	59,8	1,5	32	0,2	1	1,4	387	13	7,9	7,99
219	120.030	572	18	330	6	60,9	2,8	59,9	1	30,2	0,2	1	1,8	442	11	7,86	7,99
220	121.650	576	28	350	8	63,4	2,9	62,4	1,4	36,3	0,2	1	1,5	307	14	7,84	7,94
221	117.580	576	23	350	8	68,2	2,7	67,2	1	35,2	0,3	1	1,7	337	12	7,62	7,7
222	117.010	555	46	380	14	61,1	3,9	60,1	2,5	31,5	0,2	1	1,4	287	30	7,56	7,71
223	115.140	551	46	330	15	59,8	3,9	58,8	2,6	24,3	0,4	1	1,3	289	39	7,54	7,6
224	118.890	557	28	360	9	61,1	2,5	60,1	1,6	27,1	0,3	1	0,9	280	11	7,62	7,71
225	130.740	617	26	380	8	57,4	2,1	56,4	1,1	31,5	0,3	1	1	359	12	7,51	7,6
226	122.370	584	30	370	9	56,4	2,9	55,4	1,5	32,7	0,2	1	1,4	356	15	7,55	7,72
227	122.350	524	20	310	7	57,5	3,1	56,5	1,8	36,5	0,5	1	1,3	243	10	7,55	7,59
228	104.660	587	22	370	7	64,4	3	63,4	1,7	43,2	0,7	1	1,3	318	8	7,44	7,61
229	113.650	498	29	310	9	61,6	3,2	60,6	1,5	32,9	0,2	1	1,7	297	20	7,51	7,71
230	109.260	570	31	350	10	63,2	2,8	62,2	1,3	35,6	0,1	1	1,5	273	11	7,57	7,75
231	109.470	582	26	340	8	63	2,5	62	1,5	39,8	0,2	1	1	253	13	7,58	7,82
232	111.320	633	36	360	11	62	2,7	61	1,4	36,4	0,1	1	1,3	273	22	7,48	7,81
233	137.380	637	42	370	13	58,7	3,7	57,7	2,5	35,5	0,1	1	1,2	496	37	7,5	7,84
234	138.190	320	28	180	9	38,4	2	37,4	0,8	24,5	0,1	1	1,2	270	15	7,64	7,74

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
235	118.680	456	23	260	7	54,4	2,5	53,4	0,9	36,4	0,2	1	1,6	210	7	7,57	7,55
236	114.270	553	29	320	9	59,4	2,6	58,4	1	36,1	0,2	1	1,6	277	11	7,55	7,69
237	108.730	586	32	310	10	62,2	3	61,2	1,2	42,4	0,2	1	1,8	276	15	7,56	7,68
238	113.340	611	37	340	12	60,8	3,7	59,8	1,9	45,2	0,2	1	1,8	286	25	7,57	7,68
239	113.480	519	38	320	12	59	3,5	58	2,4	32,9	0,3	1	1,1	288	22	7,57	7,76
240	112.040	557	36	330	12	64,1	3,3	63,1	1,7	40,3	0,4	1	1,6	256	23	7,61	7,71
241	118.550	599	29	360	10	64	3,1	63	1,3	37,9	0,3	1	1,8	275	12	7,62	7,73
242	114.030	544	29	320	9	62,2	2,8	61,2	1,4	35,4	0,3	1	1,4	259	12	7,62	7,68
243	119.900	571	26	340	8	60,3	2,4	59,3	1,2	42,2	0,3	1	1,2	285	11	7,61	7,68
244	122.650	561	33	330	10	59,6	3	58,6	1,6	37,5	0,3	1	1,4	289	22	7,59	7,62
245	120.800	614	24	360	8	61,1	2,8	60,1	1,6	39,6	0,5	1	1,2	294	5	7,54	7,64
246	119.950	580	29	320	9	59,7	2,8	58,7	1,9	30,7	0,3	1	0,9	258	16	7,62	7,72
247	116.630	636	31	370	9	61,9	2,6	60,9	1,5	39,8	0,5	1	1,1	442	25	7,65	7,7
248	118.200	606	27	370	9	63,6	3,3	62,6	2	48,4	1	1	1,3	292	12	7,7	7,59
249	116.160	606	27	340	9	67	2,3	66	1,1	48,2	0,2	1	1,2	397	14	7,74	7,77
250	116.210	585	29	330	9	66,8	2,5	65,8	0,7	50,8	0,2	1	1,8	284	13	7,6	7,7
251	116.090	575	33	360	10	60,3	2,2	59,3	1,1	40,2	0,2	1	1,1	309	22	7,54	7,8
252	124.910	593	32	370	10	64,1	2,6	63,1	1,4	48,1	0,2	1	1,2	326	20	7,68	7,78
253	123.220	609	35	390	11	64,7	2,6	63,7	1,5	38,2	0,2	1	1,1	314	24	7,56	7,79
254	146.610	298	29	130	10	32,9	1,9	31,9	1,1	19,3	0,1	1	0,8	636	10	7,61	7,71
255	156.040	296	25	160	8	32,3	1,9	31,3	0,8	16,8	0,1	1	1,1	259	20	7,87	7,88
256	144.090	314	21	190	7	44,2	2,5	43,2	0,8	31	0,1	1	1,7	204	12	7,8	7,87
257	154.400	450	21	260	7	52,3	2,8	51,3	0,7	34	0,3	1	2,1	265	8	7,79	7,79
258	152.580	579	25	285	8	54,9	3	53,9	1,1	33,9	0,1	1	1,9	259	9	7,66	7,82

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
259	143.500	483	22	300	7	54,5	2,7	53,5	1	35,5	0,1	1	1,7	252	8	7,714	7,73
260	138.260	520	36	310	11	57	3,6	56	1,9	47,6	0,3	1	1,7	265	30	7,72	7,75
261	134.630	574	21	330	7	59,9	3,2	58,9	1,5	36,7	0,2	1	1,7	283	23	7,82	7,69
262	133.860	577	26	350	8	62,6	3,2	61,6	1,7	43,3	0,3	1	1,5	272	15	7,68	7,89
263	128.820	612	29	380	9	59,3	2,9	58,3	1,3	35,1	0,2	1	1,6	269	14	7,69	7,81
264	146.390	685	25	390	8	63,5	3,6	62,5	1,9	37	0,2	1	1,7	418	8	7,55	7,68
265	146.120	537	33	320	10	51,8	2,8	50,8	1,6	20,2	0,1	1	1,2	328	16	7,58	7,73
266	137.130	615	29	380	9	73,3	2,8	72,3	1,3	36,2	0,2	1	1,5	198	9	7,63	7,73
267	118.940	507	25	330	8	73,1	4	72,1	1,5	44,3	0,7	1	2,5	211	8	7,7	7,65
268	122.190	562	31	390	10	75,1	5,9	74,1	2,4	49,8	0,4	1	3,5	245	17	7,72	7,81
269	138.390	617	44	370	13	68,5	6,4	67,5	2,6	43,2	1,1	1	3,8	336	37	7,77	7,62
270	157.590	503	39	240	13	47,7	6,8	46,7	3,7	25,8	1,3	1	3,1	389	35	7,63	7,54
271	190.270	200	22	140	6	28,3	3,4	27,3	1,3	22,7	0,4	1	2,1	203	14	7,76	7,47
272	181.110	255	16	150	5	29,4	2,4	28,4	0,5	16,9	0,1	1	1,9	133	5	7,26	7,12
273	169.510	408	20	210	7	49,8	6	48,8	1,3	32,4	0,8	1	4,7	156	5	7,63	7,35
274	163.690	444	23	250	7	51,9	6,1	50,9	0,9	32	0,4	1	5,2	212	6	7,57	7,22
275	150.490	471	31	260	13	52,6	6,6	51,6	2,2	38,8	1,9	1	4,4	182	16	7,58	7,59
276	147.510	536	33	300	12	62,6	7,2	61,6	2,3	44,1	1,3	1	4,9	353	19	7,62	7,48
277	134.900	553	24	310	9	61,1	7,2	60,1	2,7	41,3	0,5	1	4,5	300	32	7,5	7,61
278	184.330	321	41	200	13	37,6	5,4	36,6	1,5	24,4	0,5	1	3,9	452	29	7,59	7,66
279	179.050	401	22	220	6	47,2	4,6	46,2	1	30,5	0,3	1	3,6	244	11	7,61	7,72
280	149.500	473	28	270	7	53,7	5,3	52,7	1,1	30,9	0,3	1	4,2	271	10	7,61	7,58
281	143.590	510	22	220	6	56,7	5,9	55,7	1,2	33,4	0,9	1	4,7	285	8	7,68	7,48
282	139.060	612	31	320	9	59,9	5,3	58,9	0,9	39,7	0,3	1	4,4	495	16	7,64	7,77

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
283	186.960	320	28	170	9	39,5	4,1	38,5	1,4	22	0,3	1	2,7	318	12	7,48	7,24
284	191.910	242	23	120	7	30,2	3,2	29,2	0,9	23,1	0,1	1	2,3	147	7	7,71	7,35
285	188.450	177	15	98	5	31,4	3,5	30,4	0,4	21,4	0,1	1	3,1	84	9	7,57	7,49
286	153.130	340	23	205	7	40,7	4,6	39,7	0,9	25,6	0,5	1	3,7	232	8	7,65	7,69
287	158.170	434	19	160	6	50,3	5,2	49,3	0,8	31,3	0,5	1	4,4	364	3	7,52	7,45
288	135.330	504	26	320	6	55	5,5	54	1,3	32,5	0,5	1	4,2	436	14	7,66	7,4
289	146.870	495	23	280	8	55,6	4,5	54,6	0,5	33,5	0,3	1	4	387	4	7,69	7,42
290	146.930	550	23	320	8	55,9	5,3	54,9	1	35	0,4	1	4,3	472	8	7,76	7,56
291	135.260	525	33	310	10	57,7	5,2	56,7	1	41	0,1	1	4,2	359	16	7,65	7,48
292	127.830	540	29	310	9	60,1	4,9	59,1	0,8	39,1	0,1	1	4,1	323	12	7,58	7,68
293	171.040	384	27	260	8	42,1	4,1	41,1	1	22	0,1	1	3,1	418	9	7,63	7,53
294	186.610	265	22	130	7	30,9	4	29,9	0,7	18,5	0,1	1	3,3	327	11	7,2	7,26
295	191.820	230	19	85	6	30,9	3,1	29,9	0,8	19,6	0,1	1	2,3	210	7	7,75	7,38
296	195.080	146	10	96	3	19,4	2,3	18,4	0,8	8,8	0,1	1	1,5	106	13	7,57	7,26
297	196.060	242	19	130	6	29,5	4,3	28,5	0,8	17,2	0,2	1	3,5	189	10	7,39	7,13
298	190.060	325	20	175	6	39,2	6,2	38,2	1,4	22,7	0,4	1	4,8	195	13	7,45	7,1
299	183.070	369	23	220	7	44,7	7,2	43,7	2	26,4	1,1	1	5,2	239	15	7,28	7,13
300	173.470	395	22	220	6	46,9	6,9	45,9	1,6	35,5	0,7	1	5,3	297	14	7,36	7,06
301	161.040	460	24	320	7	51,7	6,2	50,7	1,5	34,3	0,7	1	4,7	318	11	7,27	7,19
302	152.300	494	28	290	9	53,8	5,7	52,8	1,4	37,1	0,2	1	4,3	277	13	7,34	7,13
303	146.100	512	32	300	10	55,7	5,6	54,7	1,2	34,4	0,4	1	4,4	273	10	7,31	7,1
304	141.880	520	22	290	7	58,7	5,6	57,7	0,9	43	0,4	1	4,7	278	6	7,46	7,25
305	140.340	568	25	330	8	59,5	5,3	58,5	1,1	32,9	0,2	1	4,2	295	9	7,33	7,2
306	128.240	461	22	280	7	56,4	5	55,4	1,3	33,9	0,6	1	3,7	255	7	7,46	7,26

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
307	128.620	533	24	180	8	60,2	5,6	59,2	1,2	37,4	0,6	1	4,4	329	6	7,31	7,16
308	128.370	578	21	350	7	63,3	5,5	62,3	1,3	33,8	0,4	1	4,2	281	6	7,39	7,25
309	134.660	685	32	350	15	65,1	5,6	64,1	1,4	42,6	0,1	1	4,2	335	18	7,38	7,29
310	137.140	589	27	370	8	64,8	4,8	63,8	0,7	39,9	0,2	1	4,1	317	7	7,49	7,47
311	135.720	639	23	330	7	62,5	5,6	61,5	1,3	38	0,6	1	4,3	293	5	7,36	7,21
312	127.710	610	27	370	8	64,4	5,4	63,4	1,1	37,8	0,2	1	4,3	319	14	7,34	7,35
313	126.480	568	23	210	7	60,6	5	59,6	0,7	34,3	0,2	1	4,3	292	6	7,44	7,22
314	123.000	603	24	370	11	62,2	4,5	61,2	1,1	26,4	0,2	1	3,4	341	8	7,41	7,42
315	123.470	641	28	380	9	64,7	4,8	63,7	1,2	46	0,7	1	3,6	420	18	7,39	7,25
316	129.440	560	29	360	11	59,7	6,7	58,7	2,1	43	1,1	1	4,6	442	13	7,42	7,5
317	131.820	843	29	390	15	64,4	6,2	63,4	2,6	50,7	2	1	3,6	582	15	7,39	7,2
318	132.930	666	25	380	10	63,1	6,2	62,1	2,2	41,3	1,2	1	4	357	13	7,54	7,65
319	126.320	638	27	380	10	64,3	6,6	63,3	2,7	51,1	1,4	1	3,9	407	15	7,45	7,3
320	122.660	658	32	380	11	72,7	7,3	71,7	1,7	47,4	0,8	1	5,6	444	17	7,44	7,29
321	123.430	621	28	380	8	66,8	6,1	65,8	1	49,7	0,3	1	5,1	384	13	7,44	7,38
322	126.040	653	25	400	8	69,5	5,2	68,5	1,2	48,1	0,5	1	4	511	11	7,37	7,24
323	127.280	617	18	390	8	67,2	4,9	66,2	1,4	48,4	0,4	1	3,5	356	15	7,49	7,32
324	132.070	695	33	430	10	69,7	5,5	68,7	2,1	49,7	0,7	1	3,4	364	13	7,49	7,35
325	134.470	645	30	410	9	68,7	6,3	67,7	2,9	50,2	1,5	1	3,4	358	15	7,44	7,47
326	124.430	600	23	370	10	69,3	4,9	68,3	1,6	48,5	1	1	3,3	315	8	7,49	7,2
327	122.180	704	37	400	12	70,6	5,2	69,6	1,7	48,5	0,7	1	3,5	325	9	7,44	7,18
328	130.760	717	24	460	7	78,6	4,7	77,6	1,6	53,6	0,5	1	3,1	502	7	7,48	7,31
329	161.290	598	28	390	9	53,8	4,4	52,8	1,5	31,5	0,4	1	2,9	591	13	7,32	7,28
330	151.460	595	25	360	8	64,2	4,1	63,2	1,2	40,3	0,6	1	2,9	328	7	7,37	7,27

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

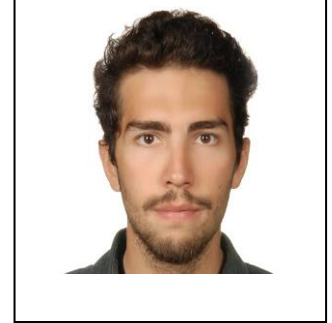
Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
331	192.840	356	26	190	8	29,8	3,4	28,8	1,3	16,7	0,4	1	2,1	374	11	7,2	7,01
332	186.370	291	24	170	8	30	3,2	29	1,1	14,6	0,2	1	2,1	295	11	7,38	7,07
333	168.040	359	24	225	10	44,8	5,4	43,8	1,4	26,3	0,8	1	4	236	11	7,46	7,2
334	158.300	397	23	250	7	53,8	5,8	52,8	1,4	31,4	0,6	1	4,4	244	6	7,55	7,3
335	162.700	458	24	300	10	53,1	6	52,1	1,6	32	0,7	1	4,4	285	9	7,37	7,19
336	157.110	385	21	250	13	51,8	6,8	50,8	2,1	29,4	1,1	1	4,7	186	11	7,57	7,25
337	152.760	502	25	280	10	56,2	6,1	55,2	2,3	40,8	1,5	1	3,8	233	7	7,55	7,56
338	155.500	520	22	290	15	59,5	7,2	58,5	3,5	49	3	1	3,7	289	7	7,68	7,26
339	154.810	509	26	300	13	57,9	6,4	56,9	2,2	36,3	1,6	1	4,2	285	11	7,63	7,46
340	142.690	597	28	280	9	65,1	6,7	64,1	2,3	40,1	1,5	1	4,4	291	6	7,64	7,4
341	137.460	590	29	350	9	64,4	6,4	63,4	1,8	44,5	1,2	1	4,6	285	9	7,58	7,38
342	134.700	547	27	350	10	62,4	7,2	61,4	2,4	46,3	1,6	1	4,8	251	6	7,64	7,53
343	140.000	635	26	410	8	68,6	6,1	67,6	1,1	41,2	0,5	1	5	345	6	7,59	7,4
344	139.940	667	29	370	9	65,6	5,6	64,6	0,8	45,7	0,4	1	4,8	506	6	7,59	7,31
345	145.640	542	27	340	8	63,2	6,6	62,2	2	44,9	1,4	1	4,6	336	10	7,65	7,35
346	148.330	619	32	430	21	66,7	8,8	65,7	5,4	48,4	4,2	1	3,4	341	14	7,66	7,43
347	134.280	612	42	412	18	63,6	8,6	62,6	3,6	47,3	2,1	1	5	370	9	7,51	7,48
348	133.590	704	37	430	15	70,5	7,2	69,5	2,6	49,9	1,6	1	4,6	472	11	7,6	7,64
349	154.670	682	31	420	10	63,5	6,9	62,5	1,6	43,6	0,8	1	5,3	453	10	7,59	7,35
350	184.090	453	24	250	8	36,7	4,3	35,7	1	24,5	0,5	1	3,3	478	10	7,61	7,39
351	150.880	476	40	300	13	53,8	6	52,8	1,7	37,8	0,7	1	4,3	298	13	7,56	7,19
352	145.747	568	31	340	12	57,8	6,9	56,8	2,5	42,9	1,4	1	4,4	314	10	7,42	7,06
353	144.768	629	28	370	10	62,6	7,4	61,6	2,9	45	2,3	1	4,5	405	11	7,7	7,43
354	144.660	546	29	350	14	56,3	6,7	55,3	2,6	44	1,1	1	4,1	344	10	7,66	7,35

Çizelge F.1 (devam) : AAT veri seti.

Gün	Debi (m ³ /gün)	Giriş KOİ (g/m ³)	Çıkış KOİ (g/m ³)	Giriş BOİ (g/m ³)	Çıkış BOİ (g/m ³)	Giriş TN (g/m ³)	Çıkış TN (g/m ³)	Giriş TKN (g/m ³)	Çıkış TKN (g/m ³)	Giriş NH ₄ (g/m ³)	Çıkış NH ₄ (g/m ³)	Giriş NO ₃ (g/m ³)	Çıkış NO ₃ (g/m ³)	Giriş AKM (g/m ³)	Çıkış AKM (g/m ³)	Giriş pH	Çıkış pH
355	147.060	664	27	460	15	66,3	6,4	65,3	2,5	46,5	1,7	1	3,9	630	12	7,76	7,54
356	142.660	695	27	430	15	65	6,6	64	2,7	46,2	1,6	1	3,9	407	10	7,73	7,45
357	142.040	638	30	400	14	62,3	6,6	61,3	1,7	50,8	1,4	1	4,9	296	8	7,64	7,49
358	135.560	659	18	430	11	66,6	7	65,6	2,6	55	2,3	1	4,4	293	12	7,64	7,6
359	114.480	595	30	360	16	60	5,1	59	1,6	44,2	0,8	1	3,5	363	10	7,6	7,54
360	138.490	653	35	380	15	63,4	6,3	62,4	3	46,1	2,2	1	3,3	316	9	7,71	7,49
361	137.160	674	33	410	19	68,3	6,2	67,3	2,7	50,2	1,9	1	3,5	342	13	7,7	7,53
362	168.610	589	16	360	10	54,3	5,7	53,3	2	38,8	1,2	1	3,7	410	12	7,71	7,5
363	153.910	383	25	240	8	41,7	4,1	40,7	0,5	31,3	0,3	1	3,6	298	8	7,82	7,54
364	162.670	334	26	200	10	43	5,7	42	2,1	34,5	1,6	1	3,6	176	7	7,77	7,62

* AAT çıkış değerleri marjinal olarak artış gösterdiğinden RMSE hesaplanırken dikkate alınmamıştır.

ÖZGEÇMİŞ



Ad-Soyad : Onur KİRAZ
Doğum Tarihi ve Yeri : 23.07.1992
E-posta : kiraz16@itu.edu.tr

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2016, Yıldız Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER:

- Şubat 2017'den itibaren İTÜNOVA Teknoloji A.Ş.'de proje uzman yardımcısı olarak çalışmaktadır.