

126 901

**ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLERDE SIZINTI SULARINDAN
BİYOLOJİK AZOT GİDERİMİNİN MODELLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Hatice Eser ÖKTEN
(501990054)

T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 02 Ocak 2002
Tezin Savunulduğu Tarih: 18 Ocak 2002

Tez Danışmanı : Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK
Diğer Jüri Üyeleri: Prof. Dr. Nazik ARTAN (İTÜ)
Doç. Dr. Seval SÖZEN (İTÜ)

126 901

OCAK 2002

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesinde ve yönlendirilmesindeki değerli katkılarından ötürü değerli hocam Sn. Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'e, çalışmanın çeşitli aşamalarındaki desteğinden ötürü Sn.Yard. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ'a, sonsuz cesaretlendirme yeteneğinden ötürü Sn. Yard. Doç. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO'ya, her zaman yanımda olduklarını bildiğim sevgili aileme ve çalışma arkadaşlarıma en içten duygularıyla teşekkür ederim.

Ocak, 2002

Hatice Eser ÖKTEN



İÇİNDEKİLER

TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
SEMBOL LİSTESİ	viii
ÖZET	x
SUMMARY	xii
1. GİRİŞ	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR TEKNOLOJİSİ	4
2.1 Giriş	4
2.2 Doldurma Evresi	5
2.3 Reaksiyon Evresi	7
2.4 Literatürde AKR Modellemesi	8
3. MODELLEMeye ESAS ALINAN DENEYSEL ÇALIŞMA	12
3.1 Giriş	12
3.2 Sızıntı Suyunun Anaerobik Arıtımı	12
3.2.1 Ham Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu	12
3.2.2 Havasız Çamur Yataklı Reaktör	16
3.3 Sızıntı Suyunun Ardışık Kesikli Reaktörde Arıtımı	17
3.3.1 Doldurma Evresi	17
3.3.2 Reaksiyon Evresi	20
4. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ	23
4.1 ASM1 (Activated Sludge Model No.1)	23
4.1.1 Modeledeki Bileşenler	23
4.1.2 Model Prosesleri	29
4.2 İçsel Solunum Modeli	33
4.2.1 Model Bileşenleri	36
4.2.2 Model Prosesleri	38
5. MODELLEME ÇALIŞMALARI	39
5.1 Modele Esas Matrisin Oluşturulması	39
5.1.1 ASM1 Modeli	41
5.1.2 İçsel Solunum Modeli	43

5.2 Katsayıların Belirlenmesi	45
5.3 Başlangıç Koşullarının Belirlenmesi	47
6. MODEL ÇIKTILARI	50
6.1 ASM1 Modeline Ait Sonuçlar	50
6.2 İçsel Solunum Modeline Ait Sonuçlar	54
6.3 Model Çıktılarının Deneysel Verilerle Karşılaştırılması	58
6.4 Sonda Anoksik Evre Senaryosu	59
7. SONUÇ VE ÖNERİLER	64
7.1 Sonuçlar	64
7.1.1 Modelleme Çalışmasında Uygulanacak Yaklaşımların Seçimi	64
7.1.2 Modelleme Çalışması Öncesi Gerekli bilgilerin belirlenmesi	65
7.1.3 Modelin Sisteme Uygulanması	65
7.1.4 Yaklaşım Uygunluğu	65
7.2 Öneriler	66
KAYNAKLAR	67
EKLER	69
ÖZGEÇMİŞ	74

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 Ardışık kesikli reaktörlerin işletme stratejileri (Ketchum, 1997)	6
Tablo 3.1 Deneysel çalışmada kullanılan sızıntı suyu karakterizasyonunun mevsimlere göre değişimi(Yılmaz, 2000)	14
Tablo 3.2 Kemerburgaz depo alanı sızıntı suyunun Ekim 1998- Nisan 1999 tarihleri arasındaki karakterizasyonu (Yılmaz, 2000)	15
Tablo 3.3 Anaerobik reaktörün IV. evresine ait işletme parametreleri (Yılmaz, 2000)	16
Tablo 3.4 Ham sızıntı suyu ve anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun kolay ayrışabilir ve inert KOİ oranları (Yılmaz, 2000)	17
Tablo 3.5 Ardışık Kesikli Reaktöre beslenen anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyu karakterizasyonu	18
Tablo 3.6 Havasız Çamur Yataklı Reaktöre ait işletme koşulları (Yılmaz,2000)	19
Tablo 3.7 HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu (Altınbaş ve diğ.,1999)	19
Tablo 3.8 Ardışık kesikli reaktörde bir çevrim içinde parametrelerin değişimi	22
Tablo 4.1 ASM1 Modeli Matrisi, (Henze ve diğ, 2000).	25
Tablo 4.2 İçsel Solunum Model Matrisi, (Hanhan, 1999).	35
Tablo 5.1 Modelleme çalışmasına ait kinetik ve stokiometrik katsayılar	47
Tablo 5.2 Sızıntı suyu giriş değerleri	48
Tablo 5.3 Önceki çevrimden reaktörde kalan bileşenlerin değerleri	48
Tablo 6.1 Doldurma evresinin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	51
Tablo 6.2 Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları	52
Tablo 6.3 Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	53
Tablo 6.4 İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	54
Tablo 6.5 Doldurma evresinin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	55
Tablo 6.6 Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları	56
Tablo 6.7 Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	57

Tablo 6.8	İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları	57
------------------	---	----

Tablo 6.9	İSKİ Atıksuların kanalizasyon şebekesine deşarj yönetmeliğı (Bülbül,2000)	59
------------------	---	----



ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 3.1 Ardışık kesikli reaktörde uygulanan işletme süreleri (Yılmaz, 2000)	17
Şekil 3.2 Birinci aerobik evrede amonyak giderimi (Yılmaz, 2000)	20
Şekil 3.3 Anoksik evrede nitrat giderimi (Yılmaz, 2000)	21
Şekil 4.1 Ölüm yenilenme yaklaşımının şematik gösterimi, (Orhon ve Artan, 1994).	24
Şekil 4.2 İçsel solunum yaklaşımının şematik gösterimi, (Orhon ve Artan, 1994).	34
Şekil 6.1 Doldurma evresinde bileşen konsantrasyonlarının değişimi	50
Şekil 6.2 Birinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin konsantrasyon değişimi	51
Şekil 6.3 Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi	52
Şekil 6.4 İkinci aerobik evredeki bileşen değişimleri	53
Şekil 6.5 Doldurma evresinde bileşen konsantrasyonlarının değişimi	54
Şekil 6.6 Birinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin konsantrasyon değişimi	55
Şekil 6.7 Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi	56
Şekil 6.8 İkinci aerobik evredeki bileşen değişimleri	57
Şekil 6.9 Birinci aerobik evrede model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırması	58
Şekil 6.10 Anoksik evrede model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırması	59
Şekil 6.11 8 saatlik birinci aerobik evrede nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi	61
Şekil 6.12 7 saatlik anoksik evre boyunca nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi	61
Şekil 6.13 İkinci aerobik evrede nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi	62
Şekil 6.14 Son anoksik evrede nitrat konsantrasyonunun değişimi	63

SEMBOL LİSTESİ

b_A	: Ototrofik biyokütle için içsel solunum hızı, T^{-1}
b_H	: Heterotrofik biyokütle için içsel solunum hızı, T^{-1}
f_{ES}	: Endojen biyokütlenin inert çözünebilir ürünlere dönüşen fraksiyonu $M(\text{hücre KOİ}) / M(\text{hücre KOİ})$
f_{EX}	: Endojen biyokütlenin inert partiküler ürünlere dönüşen fraksiyonu $M(\text{hücre KOİ}) / M(\text{hücre KOİ})$
f_P	: Biyokütlenin partiküler ürünlere dönüşen fraksiyonu, $M(\text{hücre KOİ}) / M(\text{hücre KOİ})$
i_{XB}	: Heterotrofik biyokütlenin bünyesindeki amonyak oranı $M(N) / M(\text{hücre KOİ})$
i_{XE}	: İnert partiküler biyokütle bünyesindeki amonyak oranı $M(N) / M(\text{hücre KOİ})$
i_{XP}	: Bozunma sonucu oluşan partiküler ürünlerin bünyesindeki amonyak oranı $M(N) / M(KOİ)$
k_a	: Amonifikasyon hızı, $M(N) / (M(N).T)$
k_h	: Maksimum spesifik hidroliz hızı, $M(KOİ) / (M(\text{hücre KOİ}).T)$
k_{LA}	: Musluk suyunda standart koşullarda oksijen transfer hızı, $M(O_2) / L^3$
K_{NH}	: Ototrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk sabiti, $M(N) / L^3$
K_{NO}	: Denitrifikasyon bakterileri için nitrat yarı doygunluk sabiti, $M(N) / L^3$
$K_{O,A}$	: Ototrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk katsayısı, $M(O_2) / L^3$
$K_{O,H}$	: Heterotrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk katsayısı, $M(O_2) / L^3$
K_S	: Heterotrofik biyokütle için yarı doygunluk katsayısı, $M(KOİ) / L^3$
K_X	: Yavaş ayrışabilir substrat için yarı doygunluk sabiti $M(KOİ) / M(\text{hücre KOİ})$
S_{ALK}	: Alkalinite değeri, $M(CaCO_3) / L^3$
S_H	: Hızlı hidroliz olan KOİ konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
S_I	: Çözünmüş inert KOİ konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
S_{ND}	: Çözünmüş organik azot konsantrasyonu, $M(N) / L^3$
S_{NH}	: Amonyak azotu konsantrasyonu, $M(N) / L^3$
S_{NO}	: Nitrat azotu konsantrasyonu, $M(N) / L^3$
S_O	: Oksijen konsantrasyonu, $M(O_2) / L^3$
S_P	: Çözünmüş inert ürünlerin konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
S_S	: Kolay ayrışabilir KOİ konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
X_A	: Ototrofik biyokütle konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
$X_{B,A}$	: Ototrofik biyokütle konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
$X_{B,H}$	: Heterotrofik biyokütle konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
X_H	: Heterotrofik biyokütle konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
X_I	: Partiküler inert organik madde, $M(KOİ) / L^3$
X_{ND}	: Partiküler organik azot konsantrasyonu, $M(N) / L^3$
X_P	: Partiküler inert ürün konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
X_S	: Yavaş ayrışabilir KOİ konsantrasyonu, $M(KOİ) / L^3$
Y_A	: Ototrofik dönüşüm oranı, $M(\text{hücre KOİ}) / M(N)$

- Y_H : Heterotrofik dönüşüm oranı, $M(\text{hücre KOİ})/ M(\text{KOİ})$
 α : k_{LA} düzeltme faktörü
 α_D : içsel solunum modelinde çoğalma kaynaklı çözünmüş inert ürün oluşumu katsayısı
 α_R : ölüm yenilenme modelinde çoğalma kaynaklı çözünmüş inert ürün oluşumu katsayısı
 η_g : Anoksik heterotrofik çoğalma için düzeltme faktörü
 η_G : Anoksik heterotrofik çoğalma için düzeltme faktörü
 η_h : Anoksik hidroliz için düzeltme faktörü
 η_H : Anoksik hidroliz için düzeltme faktörü
 μ_{Amax} : Ototrofların maksimum spesifik çoğalma hızı, T^{-1}
 μ_{Hmax} : Heterotrofların maksimum spesifik çoğalma hızı, T^{-1}



ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLERDE SIZINTI SULARINDAN BİYOLOJİK AZOT GİDERİMİNİN MODELLENMESİ

ÖZET

Yerleşim bölgelerinde her gün tonlarca oluşan katı atıkların bertarafında en yaygın kullanılan yöntem düzenli depolamadır. Düzenli depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının arıtılması ise, çevredeki yeraltı suyunun ve yüzey suların korunması açısından önemlidir. Yüksek konsantrasyonlarda organik karbon ve azot içeren sızıntı sularının arıtılmasında yöntem seçimi sırasında, depo alanının faydalı ömrü göz önünde bulundurulmalı ve sızıntı suyunun depo alanı yaşıyla değiştiği unutulmamalıdır.

Bu çalışmada, Kemerburgaz Katı Atık Depolama Alanı'ndan kaynaklanan sızıntı sularında yürütülmüş olan arıtılabilirlik çalışmasına ait veriler kullanılarak, modelleme yapılmıştır. Çalışma, yürütülen arıtılabilirlik çalışmasının ikinci safhasını oluşturan, Ardışık Kesikli Reaktörde (AKR) biyolojik azot giderimi için, model yaklaşımlarının belirlenmesi, modelleme çalışması ön bilgilerinin ortaya konması, model yaklaşımlarının sızıntı suyundaki bileşenlere uygulanması, model sonuçlarının eldesi ve model sonuçlarıyla deneysel verilerin karşılaştırmasının yapılması safhalarını kapsamaktadır.

Anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyundan biyolojik azot giderimi aerobik, anoksik ve aerobik döngüde işletilen AKR için modellenmiştir. Modelleme yaklaşımları olarak İçsel Solunum Modeli ve ASM1 (Activated Sludge No.1) kullanılmıştır. Her iki yaklaşıma ait kütle dengesi denklemleri yazıldıktan sonra, reaktördeki işletme şartları yardımıyla, model basitleştirilmiştir.

Modelleme çalışmasına başlamadan önce sistemin giriş koşulları belirlenmiştir. Ayrıca kullanılacak olan bazı kinetik katsayılar ve dönüşüm oranlarında iki model arasındaki yaklaşım farkından kaynaklanan dönüşümler irdelenmiştir. Basitleştirilmiş modele göre Q-Basic programlama dilinde, ardışık kesikli reaktördeki doldurma ve bunu takip eden reaksiyon evresi için, her iki yaklaşıma göre iki ayrı program yazılmıştır. Böylelikle kullanılan yaklaşımların deneysel verileri ne derecede sağladığının saptanması amaçlanmıştır. Deneysel verilerle model sonuçlarının karşılaştırılması yapılmış ve modellemede kullanılan yaklaşımların uygunluğu denenmiştir. Ardışık kesikli reaktörde, anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyundan biyolojik azot gideriminde İçsel Solunum Modeli ile ASM1 Modeli deneysel verilere aynı oranda uyum göstermişlerdir. Her iki modelden elde edilen sonuca göre birinci aerobik evrenin uzundur ve reaktördeki amonyak evre sona ermeden çok önce bitmektedir.

Çıkış suyunun İSKİ kanala deşarj standardını sağlamaması nedeniyle, sistemin kinetik ve stokiometrik katsayılarını değiştirmeden, sadece evre sürelerini değiştirerek ve en sona bir anoksik evre ekleyerek, bir çevrim yaklaşımı denenmiştir. Birinci aerobik evre 2, ikinci aerobik evre ise 1/2 saat kısaltılmış ve toplam 2,5 saatlik bu süre anoksik evreler boyunca değerlendirilmiştir. Reaksiyon evresinin en sonundaki anoksik evreden sonra, azot gazı çıkışı nedeniyle meydana gelebilecek çamur yükselmesi problemini önlemek amacıyla, bir 15 dakikalık havalandırma yapılması uygun görülmüştür. Bunun sonucu olarak İSKİ kanala deşarj standardının azot parametresiyle ilgili olan deşarj limitinin sağlanacağı öngörülmüştür.



MODELLING OF BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL FROM LANDFILL LEACHATE IN SEQUENCING BATCH REACTORS

SUMMARY

The most common method for disposal of solid waste, produced in tones every day in residential areas, is sanitary landfilling. Treatment of leachate sourcing from sanitary landfills is important for nearby surface water body and groundwater protection points of view. In the case of leachate treatment, containing high concentrations of organic carbon and nitrogen, some aspects should be considered in the selection of treatment method such as beneficial age of landfill area and the change occurred in the characteristics of leachate due to the sanitary landfill's age.

In this study, using the data acquired from the treatability study of Kemerburgaz Sanitary Landfill leachate, a simplified approach for sequencing batch reactor modelling has been performed. The thesis covers the following phases :

- ◆ Selection of modelling approaches
- ◆ Application of modelling approaches to the components of leachate
- ◆ Providing the results of modelling study
- ◆ Comparison of modelling study results with experimental data

Here, the modelling has been carried out for anaerobically pre-treated leachate in SBR (Sequencing Batch Reactor) which has been operated in aerobic, anoxic and aerobic cycle. Endogenous Respiration Model and ASM1 (Activated Sludge Model No.1) have been used as modelling approaches. After writing mass balance equations for each approach, the model has been simplified by the help of operational conditions in reactor.

Preceding the modelling study, initial conditions for the system must have been established. Besides, conversions of some kinetic coefficients and conversion factors in the case of two different approaches were examined. Two different programs have been written in Q-Basic programming language, considering the simplified model in SBR for the periods of filling and reaction. Thus, it has been aimed to determine the agreement between experimental data and computational results. The comparison between experimental data and computational results has been done and it is noticed that both models are well suited the experimental data approximately in the same convergence. According to the modelling study, first aerobic phase is too long that the ammonia concentration is depleted too early before the phase is over.

Because that the effluent total nitrogen concentration from the SBR is above the İSKİ sewer discharge limit, a new cycle approach is examined without changing kinetic and stoichiometric coefficients. First aerobic phase is arranged to be two hours less and an additional anoxic phase is added to the end of the reaction phase. At the end of the reaction phase, a 15 minutes time period is also set in order to avoid sludge rising because of the nitrogen gas emergence. As a result of that arrangement, effluent total nitrogen concentration is predicted to stay below discharge limit.



1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Katı atık sızıntı suları, karakterizasyonları mevsimlere göre büyük değişiklikler gösteren yüksek kirlilik potansiyeline sahip atıksulardır. Sızıntı suyunun en önemli kaynağı depolama alanının çevresine düşen yağış sularıdır. Katı atıkların nem içeriği de sızıntı suyu oluşumuna katkı sağlamaktadır. Katı atık sızıntı suyunun debisi ve bileşimi depolama alanına göre değişebileceği gibi her bir depolama alanında mevsimlik ve depo yaşına bağlı değişimler gösterir. Bileşimindeki yüksek organik madde ve çoğu amonyak formundaki yüksek azot konsantrasyonları ile değişik arıtma alternatiflerinin irdelenmesine olanak sağlamaktadır. Zira, sızıntı suyu karakterizasyonunun mevsimsel olduğu kadar, depo alanı yaşıyla da değişmesi, ilk sızıntı suyunun arıtma tesisine ulaşmasıyla, sızıntı suyunun stabil hale gelmesi arasında geçen süre boyunca, sadece klasik biyolojik arıtma ya da kimyasal arıtma yapılabilmesini olanaksız kılar. Arıtma tesisinin tasarımında, sızıntı suyu kalitesinde ve miktarında meydana gelecek değişimler göz önünde bulundurulmalıdır.

Modelleme, kurulan modelde kullanılan yaklaşımdan bağımsız olarak, atıksu arıtma sistemlerinin ayrılmaz bir parçasıdır. Esasen, tasarlanan bir sistemin modeli öncelikle kavramsalıdır. Böylelikle çalışılan karmaşık sistemde, fonksiyonların nasıl yürüdüğü fikri ortaya konur. Bu fikir daha sonra kullanılacak tasarım yaklaşımını belirler. Genellikle tek başına fikir bazındaki model, tasarım için yeterli bilgiyi sağlamaz ve böylece üzerinde çeşitli tasarım fikirlerinin denenebileceği, laboratuvar ölçekli bir reaktör veya bir pilot tesis gibi, fiziksel bir model yapılandırır. Ancak, deneysel çalışmalar çoğu kez, zaman ve para kısıtlamaları dolayısıyla, potansiyel olarak

uygulanabilir çözümlerin tümünün denenmesini olanaksız kılar. Sonuç olarak, uygulanabilir tasarım senaryolarının gerçekleştirilebilmesi için matematik modellerin kullanımına ihtiyaç vardır.

Fiziksel modelde yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçların sağlamasını yapmak üzere, istatistiksel bir yaklaşım içeren amprik modeller geliştirebilir. Ancak sistemdeki bileşen ve proseslerin etkileşimi ve yürüyüşü yeterince anlaşılmışsa, sistem içindeki mekanizmaları ifade eden modeller formüle edilmeye çalışılır. Böylesi modeller daha gerçekçi ve somuttur çünkü, fiziksel modelde tecrübe edilen koşulların ötesinde, tasarımın sağlamasının yapılmasına izin verir. Bu şekilde, çoğu potansiyel olarak uygulanabilir çözümler çabuklukla ve ucuz bir şekilde değerlendirilerek, fiziksel modelde denenmek üzere en uygun olanının seçilmesine imkan verir.

Sonuç olarak, arıtılacak atıksuda problemi iyi tanımlamak kadar, uygulanacak arıtma teknolojisinin denenmesi açısından, sistem bileşen ve proseslerini ve birbirlerinden etkileşimlerini belirleyerek, sistemi bir modele oturtmak da hem para hem de zaman açısından önemlidir. Ancak bir noktayı gözden kaçırmamak gerekir ki, özellikle ardışık kesikli reaktör gibi tek çamurlu sistemlerde, bileşen ve proses sayısının artması ve sebep-sonuç ilişkileri nedeniyle model karmaşıklaşır. Model ne kadar karmaşıklaşırsa uygulanması ve çözümü de o denli zorlaşır. Modelleme çalışmalarında öncelikler iyi belirlenmeli, fiziksel ortamın tamamen gerçeğe uygun şekilde modellenmesi adına uygulanması mümkün olmayan modeller kurmaktan kaçınılmalıdır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, İstanbul-Kemerburgaz Katı Atık Depolama Alanı'ndan gelen sızıntı sularıyla yapılmış arıtılabilirlik çalışması için iki farklı yaklaşımla model oluşturulması, modelin en uygun işletme koşullarının belirlenmesi ve doğru yaklaşımın seçilmesidir.

Bu amaç doğrultusunda çalışmanın kapsamı

- ◆ Sızıntı suyu karakterizasyonuna göre modele esas problemin ortaya konması,
- ◆ Tanımlanan problemin çözümünde kullanılacak model yaklaşımlarının belirlenmesi,
- ◆ Modelleme çalışması öncesi giriş şartlarının ve katsayıların değerlendirilmesi,
- ◆ Kurulan modellerin deneysel çalışma şartlarında işletilmesi ve deneysel çalışma sonuçlarıyla karşılaştırılması,
- ◆ Sistemin optimum işletme şartlarının belirlenmesi, safhalarından oluşmaktadır.



2. ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR TEKNOLOJİSİ

Sürekli akışlı sistemlerde, aktif çamurun yapısını ve sistem içindeki işlevini izlemek zordur. Ayrıca sürekli akışlı sistemler deşarj standartlarının sağlanabilmesi için maksimum yüklemelerde tasarlandığından, hız fonksiyonlarındaki değişimleri kontrolü imkansızlaşır. Bu problemlerin üstesinden gelmek amacıyla yapılan teknoloji araştırmaları bilim adamlarının kesikli teknolojiler üzerine yoğunlaşmaları ile sonuçlanmıştır (Irvine, 1997).

İlk olarak Ardern ve Lockett, 1914 yılında aktif çamur reaktörlerini ardışık kesikli reaktör teknolojisinin prensiplerine göre işletmişler, ancak AKR teknolojisi üzerine sistematik araştırmalar 1971 yılında Irvine ve Davis'le başlamıştır (Irvine, 1997).

2.1 Giriş

Tekil olarak ya da paralel işletilebilen ardışık kesikli reaktörlerde tek bir çevrim boyunca beş ayrı faz gözlemlenir. Bu fazlar doldurma, reaksiyon, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme olarak sıralanır. Her bir fazın süresinin kolaylıkla ayarlanabiliyor olması ardışık kesikli reaktörlerin işletme esnekliğini de beraberinde getirir. Belirlenen arıtma hedefine yönelik olarak, bir fazda birden fazla reaksiyon gelişebilir. Ardışık kesikli reaktörlerin değişik arıtma hedeflerini sağlayabilmesi de yine işletme esnekliğinin bir sonucudur. Başta belirlenmiş bir arıtma hedefini sağlamak üzere işletilen reaktör, zamanla arıtma hedefinde meydana gelebilecek değişimlere kolaylıkla uyum sağlar ve işletme stratejisi değiştirilerek, yeni arıtma hedefine hizmet eder. Ardışık kesikli reaktörlerde özellikle doldurma ve reaksiyon

fazları arıtma hedefini sağlamak üzere değişik stratejilerle işletilirler. İşletme stratejileri Tablo 2.1’de görülmektedir.

2.2 Doldurma Evresi

Arıtma hedefine bağlı olarak statik, karıştırmalı veya havalandırılmalı yapılabilen doldurma safhasında atıksu reaktöre alınır. Statik doldurma, tüm seçenekler arasında en az enerji gereksinimi olan seçenektir. Ayrıca evre sona erdiğinde, eğer doldurma statik yapılmışsa, ve doldurma süresince sistemde herhangi bir biyolojik reaksiyon oluşmamışsa, reaktördeki substrat konsantrasyonu maksimum değerine ulaşır. Ulaşılan substrat konsantrasyonu sadece atıksuyla reaktöre giren substrattan ileri gelmemektedir. Bir önceki çevrimden reaktörde kalan substrat da toplama katılmalı ve elde edilen toplam, doldurma fazı sonundaki dolu hacme bölünerek hesap yapılmalıdır.

Giriş suyuyla beraber reaktöre nitrat alınmışsa, karıştırmalı doldurma tercih edilir. Sadece karıştırma yapılarak nitratin, denitrifikasyon prosesiyle giderimi sağlanır. Bu ise beraberinde oksijen ihtiyacında azalmayı ve buna bağlı olarak enerji gereksiniminde azalmayı getirir. Fazın başlangıcında reaktörde oksijen ve nitrat bulunduğu kabulü yapılırsa, biyolojik reaksiyonlarda öncelikle oksijen tüketilir. Bu yüzden fazın başlangıcında sistemdeki substrat artış hızı, fazın sonuna göre daha yavaştır. Ortamda oksijen tükendiğinde elektron alıcısı olarak nitrat devreye girer ve anoksik şartlar oluşur. Sonuç olarak oksijen ve nitratin her ikisi de tüketildiğinde anaerobik reaksiyonlar başlayacaktır. Bu durum ise fosfor giderimini destekler.

Havalandırılmalı doldurma aerobik reaksiyonları başlatır. Bu fazda substratın tüketilmesi, ortamda oksijen sınırlayıcı olmadığı sürece, substrat ve biyokütle konsantrasyonlarına bağlı proses hızı terimine ve oksijen transfer hızına bağlıdır. Sistemin proses hızıyla sınırlı olması, ardışık kesikli reaktörün küçük boyutlarda olduğunu, ancak oksijen transferinin daha verimli yapılması gerektiğini gösterir. Sistemin oksijen transferiyle sınırlı olması, , daha büyük bir reaktör hacmi gerektir-

Tablo 2.1 Ardışık Kesikli Reaktörlerin Genel İşletme Stratejileri (Ketchum, 1997)

Aritma Hedefi	Doldurma	Reaksiyon	Kaynak
1. Organik karbon ve askıda katı madde giderimi, minimum enerji tüketimi ve çamur oluşumu	Statik, Karıştırma, Havalandırma	Havalandırma	Irvine ve diğ., 1985
2. Organik karbon ve askıda katı madde giderimi, ve nitrifikasyon	Statik, Karıştırma, Havalandırma	Havalandırma	Ketchum ve diğ., 1979
3. Organik karbon ve askıda katı madde giderimi, ve denitrifikasyon	Statik, Karıştırma, Havalandırma	Havalandırmayı takiben karıştırma ve sonra tekrar havalandırma	Alleman ve Irvine, 1980
4. Organik karbon ve askıda katı madde giderimi, ve biyolojik fosfor giderimi	Statik, Karıştırma, Havalandırma	Havalandırma	Ketchum ve diğ., 1987
5. Yüksek konsantrasyonda toksisite içeren endüstriyel organik atıksular	Kısa süreli bir karıştırmayı takiben havalandırma	Uzun süreli havalandırma	Asher ve diğ., 1992

mekle beraber, havalandırma sistemi ve enerji gereksinimi daha küçüktür. Biyolojik reaksiyonlar havalandırma hızı ile sınırlı olduğunda, çözünmüş oksijen konsantrasyonu sıfıra yakın bir değerdedir. Havalandırmalı doldurma ile bu faz boyunca, diğer doldurma alternatiflerine göre minimum substrat konsantrasyonları elde edilir.

Tasarlanacak ardışık kesikli reaktör sayısı, giriş suyu tasarım debisine olduğu kadar çökeltme ve boşaltma sürelerine de bağlıdır. Eğer çökeltme ve boşaltma fazları tamamlanana kadar reaktöre atıksu girişi olmayacaksa tek bir reaktör inşa edilebilir. Ancak giriş suyu debisi yüksekse ve depolanması mümkün değilse, paralel çalışan birden fazla reaktör inşa edilir.

Birkaç reaktörden meydana gelen AKR sistemleri, evsel ve sürekliliğe sahip endüstriyel atıksular için, doldurma fazı ile çökeltme ve boşaltma fazları çakışmayacak şekilde rahatlıkla işletilir. İki reaktörden oluşan bir sistem söz konusu olduğunda dikkat edilmesi gereken husus, birindeki doldurma süresinin, diğerindeki reaksiyon, çökeltme, boşaltma ve dinlendirme sürelerinin toplamına eşit olmasıdır.

2.3 Reaksiyon Evresi

Reaksiyon fazındaki arıtma hedefi organik karbonun giderilmesi, nitrifikasyon yapılması, biyolojik fosfor giderimi ya da bunların her üçüyle, havalandırma yapılır. Yalnızca eğer nitrifikasyon isteniyorsa, yapılan havalandırmanın süresi, ortamdaki amonyağın tümünün oksitlenmesini sağlayacak şekilde uzar. Reaksiyon fazı havalandırmalı yapılarak, doldurma fazı sırasında fosfor salımının gerçekleşmesi için sağlanan anaerobik koşullardan sonra, salınandan daha fazla fosforun atıksudan geri alınması için aerobik koşullar oluşturulmuş olur.

Reaksiyon fazında denitrifikasyon da isteniyorsa, öncelikle reaktöre giren amonyağın havalandırmayla nitrata dönüşümü sağlanır. Amonyak tamamen nitrata oksitlendikten sonra ise, reaktörde anoksik koşulların oluşması açısından sadece

kariştırma yapılır. Denitrifikasyon gerçekleşirken ortamdaki organik karbon kaynağı yeterli değilse dışarıdan organik karbon takviyesi yapılır. En son olarak da sistemde kalmış olabilecek fazla organik karbonun oksitlenmesi için havalandırma yapılır.

Ardışık kesikli reaktör, yüksek konsantrasyonda toksisite içeren, organik endüstriyel atıksuları arıtmak üzere tasarlanmışsa, reaksiyon fazında uzun süreli havalandırma yapılır. Bu tür atıksulara doldurma fazında, substrat konsantrasyonunun toksik seviyelere ulaşmasını önlemek amacıyla uygulanan sürekli havalandırma, çamur çökelme özelliğinin bozulmasına yol açan filamentli mikroorganizmaların çoğalmasını desteklemesi açısından sakıncalıdır. Bu yüzden doldurma fazına kısa süreli bir kariştırma periyodu eklemek uygun olacaktır.

2.4 Literatürde AKR Modellemesi

Furumai ve diğ. (1999), ardışık kesikli reaktördeki aktif çamur prosesindeki nutrientlerin uzun vadede dinamik değişimlerini izlemek üzere ASM2'nin (Activated Sludge Model No.2) modifiye edilmiş bir versiyonunu geliştirmişlerdir. Deneysel veriler laboratuvar ölçekli bir AKR işletilerek elde edilmiştir. Model parametreleri AKR'e uygulandıktan sonra TOK, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ değerleri güvenilir olarak tahmin edilmeye başlanmıştır. Model simülasyonları deneysel verilerle, çok organik yükleme durumlarında bile çok uyumludur. Simülasyon sonuçları fosfor gideriminin iki şekilde gerçekleştiğini göstermektedir: fosfor bakterileri tarafından bünyeye alınarak ve fosfor bakterilerinin reaktörden uzaklaştırılmasıyla.

İbrahim ve Abasaeed (1995), ardışık kesikli reaktörlerin performanslarını belirlemek üzere bir model geliştirmişlerdir. Model substrata bağlı çoğalma, oluşan ürünlere bağlı çoğalma, hidroliz ve bozunma proseslerinden ibarettir. Model bileşenleri ise kolay ayrışabilir KOİ , özünmüş inert KOİ , partiküler ürünler, yavaş ayrışabilir KOİ , aktif biyokütle ve inert partiküler organik maddedir. Çalışmada literatürden edindikleri bir set deneysel veriyi kullanmışlardır. Doldurma süresinin reaksiyon

süresine oranını 1/3 ila 3/1 arasında, KOİ yüklemelerini ise 340-3300 mg/l gibi geniş aralıklarda değiştirmişlerdir. Denedikleri her koşulda model çıktıları, deneysel veriyle mükemmel uyum sağlamıştır.

Zhao ve diğ. (1997), ardışık kesikli reaktörler için dinamik model geliştirmek amacıyla basitleştirilmiş bir proses modeli ve bir yapay sinir ağından oluşan hibrid model kullanmışlardır. Basitleştirilmiş proses modelinde beş adet hız denklemi vardır ve yapay sinir ağıyla paralel bağlantı sağlanmıştır. Basitleştirilmiş modele ve yapay sinir ağına giriş suyunun KOİ, TKN, PO_4^{-3} ve NH_4 verileri ile evre sürelerinin kontrolü için zamanlama bilgileri, giriş bilgileri olarak verilmektedir. Basitleştirilmiş model PO_4^{-3} ve NO_x konsantrasyonlarının dinamik değişimi için tahmin imkanı sağlarken yapay sinir ağı da basitleştirilmiş model çıktılarındaki hata oranını vermektedir. Hibrid model çıktıları, basitleştirilmiş model ve yapay sinir ağının çıktıları toplanarak elde edilir. Hibrid model çıktılarının fiziksel ortam verilerine yakın olması, bu yaklaşımın aktif çamur proseslerinin kontrolünde kullanılabileceğini göstermektedir.

Mavinic (1984), katı atık sızıntı sularında yaptığı aerobik arıtılabilirlik çalışmaları sonucu Y (dönüşüm oranı), k_d (mikroorganizma bozunma katsayısı), k (maksimum birim substrat kullanım hızı) ve K_s (yarı doygunluk sabiti) kinetik katsayıları için değerler belirlemiştir. Kinetik katsayıların yanında minimum çamur yaşları da incelenerek proses tasarımına etkisi araştırılmıştır. Sızıntı sularının büyük oranda değişken ve karmaşık yapısı gözönüne alındığında çalışmalardan elde edilen değerlerin sızıntı suyunun yaşı, kirlilik yükü ve sıcaklığa göre kararlılık içinde olduğu söylenebilir.

Dockhorn ve diğerleri (1997) katı atık sızıntı sularında nitrifikasyon ve denitrifikasyonu incelemek amacıyla bir ardışık kesikli reaktör işletmişlerdir. Nitrifikasyon çalışmaları pH 6.5, 7.0 ve 8.5 değerlerinde yürütülmüş ve en iyi sonucu, inhibisyonun hiç gözlenmediği pH 7.0 vermiştir. Proses sırasında, pH 8.5'da, nitrit konsantrasyonu 100 mg/l'e kadar çıkmış, ve bunun nedeni olarak da

nitritifikasyonun ikinci kademesinde meydana gelen inhibisyon gösterilmiştir. Geçici bir nitrit artışı çalışılan her pH değerinde gözlenmekle beraber, nitrit daha sonra nitrate dönüşerek azalmıştır. Sızıntı sularının nitritifikasyonu sırasında en iyi işletme koşullarının, ardışık kesikli reaktörün pH'sının 7'ye ayarlanmak suretiyle elde edileceği öne sürülmektedir. Denitrifikasyon prosesinde nitrit inhibisyonu gözlenmemekle beraber, nitratin indirgenme reaksiyonu sıfırıncı dereceden bir reaksiyondur. Elektron vericisi olarak metanolden elde edilen sonuçlar tatmin edici değildir, ancak bunun yanında asetik asit ve etandiol ile iyi sonuçlar elde edilmiştir. Reaksiyon hızları bakımında en iyi performans asetik asitte gözlenmiştir. Proses stokiometrisi gözönüne alındığında KOI_4/NO_3 oranının 3.1- 4.9 aralığında olması gerektiği belirtilmektedir.

Chen ve diğerleri (1997), Tayvan, Tatun'daki katı atık sızıntı suyu arıtma tesisinin havalandırma havuzu çıkışından alınan atıksuyla yaptıkları çalışmalar sonucu nitritifikasyon prosesinde bağlı çoğalan reaktörün, askıda çoğalan reaktöre göre daha iyi sonuç verdiğini gözlemlemişlerdir. Ne var ki her iki reaktörün çıkışında da NH_4^+-N konsantrasyonu 3 mg/l'nin altında elde edilmiştir. Denitrifikasyonda karbon kaynaklarının tercih önceliği CH_3OH (ortalama NO_3^-N giderimi %55) > C_2H_5 (%49) > CH_3COONa (%35) > kontrol (karbon kaynağı ilave olmaksızın %27) şeklindedir. Sonuçlar, metanol konsantrasyonunun artırılmasıyla nitrat gideriminin de arttığını göstermektedir. Metanol ilavesiyle %93 nitrat giderimi elde edilebilmektedir. Aynı zamanda karıştırma ve aktif karbon ilavesinin denitrifikasyon kapasitesine etkisi araştırılmış, karıştırmanın azot giderimini desteklediği görülmüştür. Ancak hem karıştırma hem de aktif karbon ilavesiyle denitrifikasyon kabiliyeti daha da artmakta ve kararlı hal performansına daha kısa sürede ulaşılmaktadır. Ortalama nitrat gideriminin, karıştırma ve aktif karbon ilavesinin birlikte yapıldığı reaktörün hidrolik bekletme süresi 5 gün iken %51 olduğu, bu değer arttıkça %90'lara ulaştığı öne sürülmektedir.

Mikosz ve diğerleri (2001), Polonya'nın Nowy Targ şehrinde kurulu olan ve ardışık kesikli reaktör teknolojisiyle işletilen atıksu arıtma tesisinde kış aylarında gözlenen

verim düşüşüyle ilgili bir çalışma yapmışlardır. Biyolojik nütrient giderimi üzerine düşük sıcaklıkların etkisini en aza indirmek amacıyla, ardışık kesikli reaktörün çevrim süreleri ve yapılarını ayarlamak üzere bilgisayar simülasyonları yapılmıştır. 6°C atıksu sıcaklığında gerçekleştirilen simülasyonlar, çevrim süresinin 6 saatten 8 saate ve havalandırma evresinin 2.75 saatten 5 saate çıkarılmasının, biyolojik azot giderim verimini %50'den %80'e ve fosfor giderim verimini de %45'den %75'e yükselttiğini göstermektedir. Simülasyonlara dayanarak Nowy Targ Atıksu Arıtma Tesisi için yeni bir işletme stratejisi önerilmiştir.



3. MODELLEMESİNE ESAS ALINAN DENEYSEL ÇALIŞMA

3.1 Giriş

Modellemeye esas teşkil eden deneysel çalışma, Yılmaz (2000) tarafından iki kademedede yürütülmüştür. Deneysel çalışmanın ilk safhasını, ham sızıntı suyunun yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörde (UASBR) arıtılması oluşturmaktadır. Böylelikle ham sızıntı suyunun bileşimindeki yüksek organik karbon konsantrasyonunun, biyolojik azot giderimi için uygun değerlere indirilmesi amaçlanmıştır. İkinci safhada ise anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyu ardışık kesikli reaktörde biyolojik azot giderimine tabi tutulmuştur.

3.2 Sızıntı Suyunun Anaerobik Arıtımı

Sızıntı suyunun anaerobik arıtımında öncelikle ham sızıntı suyunun karakterizasyon çalışması yapılmıştır (Yılmaz ,2000). Ayrıca reaktörün modellemeye esas oluşturan işletme evresine ait bilgiler verilmiştir.

3.2.1 Ham Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu

Katı atık depo sahasına düşen yağış sularının, buradaki katı atık kütlesi arasından süzülmesi sırasında birtakım kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar meydana gelir. Böylece organik ve inorganik bileşikler sızıntı suyuna geçer. Sızıntı suyu kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suyu kalitesi depolama alanındaki katı atığın depolama derinliği, katı atığın türü, depolama yaşı, geri devreden sızıntı suyunun oranı, depolama alanının tasarımı ve işletilmesi, sızıntı suyunun çevresel etkileşimi gibi birbirine etki eden pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir.

Katı atık depolama sahasında bir çeşit anaerobik arıtma gerçekleştiğinden, depo yaşı sızıntı suyu karakterinde oldukça belirleyici bir etkidir. Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularında uçucu yağ asitlerinin oranı yüksekken, depo yaşı arttıkça sızıntı suyunun kolay ayrışabilir organik madde içeriği azalır. Genç depo alanlarındaki sızıntı sularında $BOI/KOI > 0.5$ iken yaşlı depo alanlarındaki sızıntı sularında bu oran 0.2'den küçüktür.

Çalışmada kullanılan ham sızıntı suları, Kemerburgaz Katı Atık Düzenli Depolama Alanı'ndan 1-2 ayda bir alınmış ve $+4^{\circ}C$ 'da saklanmıştır, Yılmaz(2000). Tablo 3.1'de 1998 yılına ait mevsimsel karakterizasyon, Tablo 3.2'de ise Ekim 1998 ile Nisan 1999 tarihleri arasında, Yılmaz tarafından yapılan sızıntı suyuna ait karakterizasyon verilmektedir. Tablolara göre Kemerburgaz Katı Atık Düzenli Depolama Alanı'nın genç bir depolama sahası, ve burada oluşan sızıntı sularının da kuvvetli sızıntı suları olduğu söylenebilir.

Sızıntı suyu karakterizasyonu mevsimsel değişiklikler göstermektedir. Örneğin, Tablo 3.1'e bakılacak olursa Temmuz ayındaki organik kirlilik, Mart ya da Ekim ayındaki organik kirlilikten daha düşüktür. Tablo 3.2'den ise kış aylarındaki organik kirliliğin düşük olduğu görülmektedir. Bunun muhtemel sebebi, kış aylarında katı atığın bileşiminde, inorganik katıların artış göstermesidir.

Tablo 3.1 Deneysel çalışmada kullanılan sızıntı suyu karakterizasyonunun mevsimlere göre değişimi, (Yılmaz, 2000).

Parametre*	Ocak 1998	Mart 1998	Temmuz 1998	Ekim 1998
PH	7.6	6.98	7.74	6.9
KOİ _{TOP}	10,300	34,000	15,600	44,000
KOİ _{SÜZ}	10,000	33,500	15,000	40,000
BOİ ₅	6,500	21,000	9,000	30,000
TKN	2,300	2,500	2,400	2,050
NH ₄ -N	1,900	1,650	2,000	1,950
NO ₃ -N	0.5	4.5	1.5	2
NO ₂ -N	-	1	0.8	0,5
Orto-P	5	3.3	4.1	-
AKM	585	1,150	800	2,000
UAKM	310	715	500	1,300
SO ₄ ²⁻	200	**	**	**
Tfe	**	50	**	100
Zn	**	2	**	**
Pb	**	1.7	**	**
Ni	**	0.68	**	**
Mn	**	39	**	**
Alkalinite	11,000	9,250	11,500	8,500

* Birimler pH hariç mg/L' dir.

** Analiz yapılmamıştır.

Tablo 3.2 Kemerburgaz depo alanı sızıntı suyunun Ekim 1998-Nisan 1999 tarihleri arasındaki karakterizasyonu (İ.T.Ü. Çevre Müh. Lab.), (Yılmaz,2000).

Parametre*	Ekim 98	Kasım 98	Aralık 98	Ocak 99	Şubat 99	Mart 99	Nisan 99	Ortalama	Std. Sapma
PH	**	6.8	7.2	7.3	7.3	7.5	7.8	7.31	0.33116
KOİ(mg/l)	39,500	31,600	21,000	26,900	29,200	19,000	10,150	25,336	9,546.3
BOİ ₅ (mg/l)	29,500	19,000	15,000	18,500	23,000	12,800	8,900	18,100	6,798
AKM(mg/l)	1,165	640	560	645	210	500	560	611.429	284.967
TÇM(mg/l)	29,800	23,100	16,600	22,000	15,900	19,400	15,350	20,307.14	5,153.351
TKN(mg/l)	1,890	2,033	1,345	2,350	1,610	1,700	1,800	1,818.286	320.3315
NH ₄ -N(mg/l)	1,525	2,010	630	1,435	1,360	1,690	1,740	1,484.286	434.6304
TP(mg/l)	70	21	19,2	45	8.5	21.6	77	34.4714	26.99906
Pb(mg/l)	0.5	0.5	0,8	1	1	1	0.6	0.7714	0.236
Cd(mg/l)	0.1	0.05	0,1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1357	0.0626
Cr(mg/l)	0.05	1.4	4,5	0.85	0.5	0.5	0.7	1.214	1.506
Fe(mg/l)	2.5	193	23,5	60	45	1	37	51.714	65.932
Zn(mg/l)	10.5	2.1	0,8	1.25	0.7	0.1	0.9	2.3357	3.6511
İletkenlik(mmho)	32,000	33,000	24,500	32,000	26,000	32,400	30,000	29,985.714	3,391.3756

3.2.2 Havasız Çamur Yataklı Reaktör

Sızıntı suyunun anaerobik ön arıtılması üzerine yürütülen çalışmalara, alıştırma döneminden sonra dört ayrı işletme koşulunda devam edilmiş ve her işletme koşulu bir evre olarak adlandırılmıştır. Ardışık kesikli reaktörde azot giderimi amacıyla yapılan çalışmada ise IV. evrede arıtılan çıkış suları kullanılmıştır. Bu evreye ait işletme parametreleri Tablo 4.3'deki gibidir.

Tablo 3.3. Anaerobik reaktörün IV. evresine ait işletme parametreleri (Yılmaz, 2000)

Parametre	Evre IV
KOİ _{giriş} (mg/l)	15,500
KOİ _{çıkış} (mg/l)	1200
NH ₄ ⁺ -N _{çıkış} (mg/l)	670
L _v (kgKOİ/m ³ g)	5.17
θ _h (gün)	3
Verim (%)	92

Ardışık kesikli reaktörün modelleme çalışmasında, reaktöre giriş değerleri olarak bu evrenin çıkış değerleri kullanılmıştır.

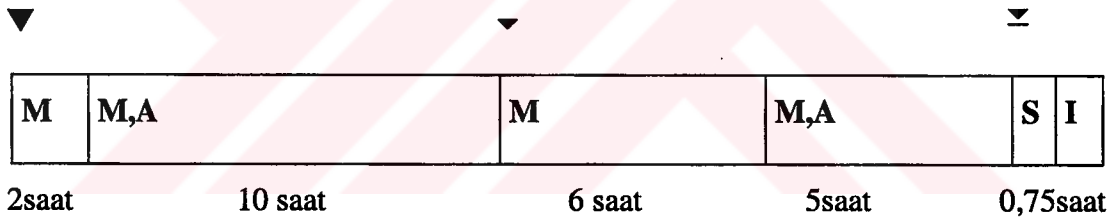
Yılmaz (2000) tarafından ham sızıntı suyunun ve anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun kolay ayrışabilir KOİ ve inert KOİ oranları Tablo 3.4'deki gibi belirlenmiştir.

Tablo 3.4. Ham sızıntı suyu ve anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun kolay ayrışabilir ve inert KOİ oranları (Yılmaz, 2000)

Atıksu / KOİ oranı	Kolay Ayrış. KOİ/ Süz..KOİ	İnert KOİ/Süz.KOİ
Ham Sızıntı Suyu	0.90	0.05
Anaerobik Ön Arıt. Sız. Suyu	0.1	0.60

3.3 Sızıntı Suyunun Ardışık Kesikli Reaktörde Arıtımı

Anaerobik reaktörün işletilmesi sırasında IV. evreden elde edilen çıkış suyuyla beslenen ardışık kesikli reaktör azot giderimi amacını taşımaktadır. Reaktör 2 saat süresince sadece karıştırılarak doldurulmaktadır. Doldurma evresini takip eden reaksiyon evresinde 10 saat boyunca havalandırma, 6 saat karıştırma ve sonra tekrar 5 saat havalandırma yapılmaktadır. Reaksiyon evresinin sonunda ise havalandırma durdurulup, biyokütle çökmeye bırakılmaktadır.



M : Karıştırma ; A : Havalandırma ; S : Çöktürme ; I : Dinlendirme

▼ : Doldurma ; ▼ : Karbon kaynağı ilavesi ; ≡ : Boşaltma

Şekil 3.1. Ardışık kesikli reaktörde uygulanan işletme süreleri (Yılmaz,2000).

3.3.1 Doldurma Evresi

Bu evrede, bir önceki çevrimde 2.25L seviyesine kadar boşaltılan reaktör iki saatte tekrar 5L seviyesine kadar doldurulmaktadır. Reaktörün içinde bir önceki çevrimden

mevcut bulunan bileşenler ve atıksu girişiyle reaktöre giren bileşenlerin 2 saat süresindeki değişimleri iki açıdan değerlendirilmelidir:

- ◆ Reaktör hacmindeki değişmeden kaynaklanan seyrelmeler
- ◆ Doldurma evresinin işletme koşullarından kaynaklanan mikrobiyolojik aktivite dolayısıyla değişme

Reaktör hacminin artması dolayısıyla bileşen konsantrasyonlarında meydana gelecek değişimlerin hesaplanabilmesi amacıyla reaktörde bir önceki çevrimden hangi bileşenlerin kaldığının ve atıksuyla reaktöre hangi bileşenlerin girdiğinin belirlenmesi gerekir. Ayrıca gözden kaçırılmaması gereken bir husus da bu evrede meydana gelen reaksiyonların hacim ve zaman değişkenli olduğudur. Çalışmanın amacı modelleme olduğundan kullanılan yaklaşımlar ve bu yaklaşımlar çerçevesinde ele alınan sistem bileşenleri ileriki bölümlerde daha kapsamlı olarak ele alınacaktır. Sisteme giriş atıksuyunun karakterizasyonu Tablo 3.5’de verilmektedir.

Tablo 3.5. Ardışık Kesikli Reaktöre beslenen anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyu karakterizasyonu

S_S (mg/l)	120
S_I (mg/l)	720
X_s (mg/l)	360
S_{NO} (mg/l)	0
S_{NH} (mg/l)	670

Verilen atıksu bileşenleri arasında azot, sadece amonyak formu olarak verilmektedir. Deneysel çalışmada amonyağın yanında sızıntı suyunun toplam kjeldahl azotu değerine bakılmamasının sebebi olarak, sızıntı sularında bu iki değer birbirine çok yakın olması gösterilebilir. Bir örnek teşkil etmesi ve ileride yapılacak modelleme

çalışmasındaki kabullere dayanak oluşturması bakımından, Öztürk ve diğ. (1999) tarafından yapılmış bir çalışmaya ait sızıntı suyu karakterizasyonu Tablo 3.6'da verilmektedir.

Tablo 3.6. Havasız Çamur Yataklı Reaktöre ait işletme koşulları (Yılmaz,2000)

Gün	Hidrolik Bekletme Süresi (gün)	KOİ _{giriş}	TKN _{giriş}	TKN _{çıkış}	NH ₃ -N _{giriş}	NH ₃ -N _{çıkış}
50-63	1.7	14700	568	470	473	395
64-115	2.35	25250	1288	875	1099	804

Tablodan da görüldüğü gibi havasız çamur yataklı reaktörde arıtmadan önce ve sonra sızıntı suyundaki toplam kjeldahl azotunun %83-91'ini amonyak azotu oluşturmaktadır. Altınbaş ve diğ.(1999) tarafından yapılan bir başka çalışmada ise İstanbul Büyükşehir Belediyesi Odayeri Düzenli Depolama Sahası'ndan alınan iki numuneye ait havasız çamur yataklı reaktör çıkış suyu karakterizasyonu yapılmıştır. Karakterizasyon verileri Tablo 3.7'de verildiği gibidir.

Tablo 3.7. HÇYR çıkış suyu karakterizasyonu (Altınbaş ve diğ.,1999)

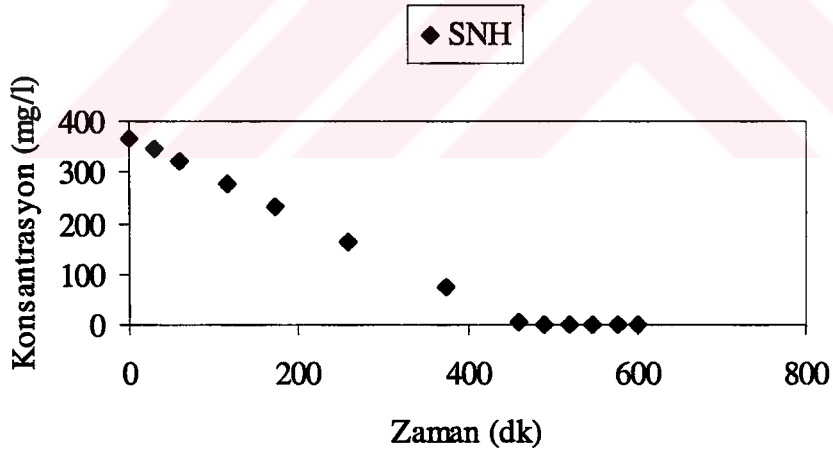
Parametre	Birim	Numune1	Numune2
Toplam KOİ	mg/l	180	175
Çözünmüş KOİ	mg/l	170	150
TKN	mgN/l	85	100
NH ₃ -N	mgN/l	65	90
PO ₄ -P	mgP/l	3.14	5.12
pH	-	8.44	8.6
AKM	mg/l	4	12
TÇM	mg/l	5.7	2.5
Ca	mg/l	140	130
Toplam Cr	mg/l	<0.1	<0.1
Toplam Fe	mg/l	<1	<1
ToplamMn	mg/l	<0.3	<0.3
Zn	mg/l	0.05	0.05
Cu	mg/l	<0.5	<0.5
Pb	mg/l	<0.2	<0.2
Cd	mg/l	<0.2	<0.2

Tablodaki veriler Tablo 3.6’da verilen amonyak/TKN oranlarını doğrulamakla kalmayıp aynı zamanda HÇYR çıkışındaki atıksuyun KOİ’sinin yüksek oranda çözünmüş olduğunu da söylemektedir.

3.3.2 Reaksiyon Evresi

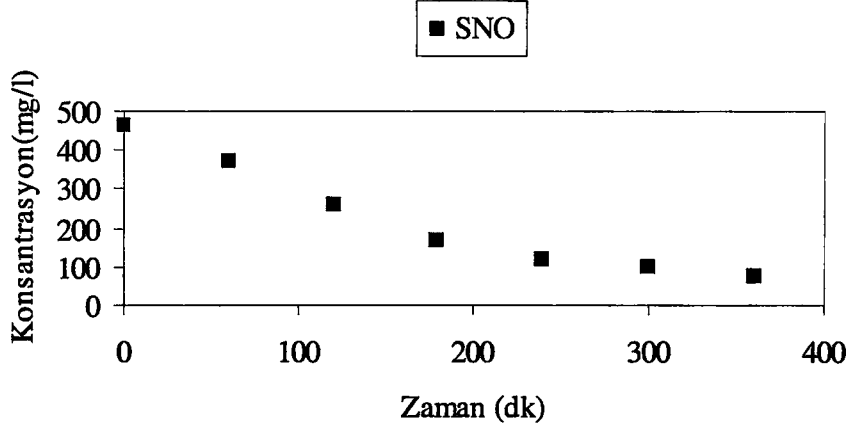
Yılmaz (2000) tarafından yürütülen deneysel çalışmada reaktörün reaksiyon evresi 21 saat sürmektedir. Bu evre, doldurma evresi bitiminde, 10 saatlik bir aerobik evreyle başlamakta, 6 saatlik bir anoksik evreyle devam etmekte ve 5 saatlik bir aerobik evreyle sona ermektedir. Reaksiyon evresinde herhangi bir hacim değişimi olmamaktadır. Dolayısıyla bu evrede gerçekleşen tüm reaksiyonlar zaman değişkenlidir. Anoksik evrenin başlangıcında reaktöre ilave karbon kaynağı eklenmiştir. Bu ilave karbon kaynağı ise, sistemin ekonomikliğı açısından ham sızıntı suyu olarak seçilmiştir.

Reaksiyon evresinin başlangıcı olan ilk 10 saatlik aerobik evreye ait amonyak giderim profili deneysel olarak Yılmaz(2000) tarafından Şekil 3.2’deki gibi verilmektedir.



Şekil 3.2 Birinci aerobik evrede amonyak giderimi (Yılmaz,2000)

Deneysel verilere göre birinci aerobik evrede amonyak konsantrasyonu evrenin başlamasından 460 dakika sonra sıfırlanmıştır. Reaksiyon evresinin ikinci kısmı olan 6 saatlik anoksik evreye ait nitrat giderim profili ise Şekil 3.3’de görülmektedir.



Şekil 3.3 Anoksik evrede nitrat giderimi (Yılmaz,2000)

Anoksik evrenin başlangıcında, denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için, ortama ilave karbon kaynağı eklenmektedir. Anoksik evre 6 saat sürmekte ve evre sonunda nitrat konsantrasyonu 75 mg/l ölçülmektedir. Sızıntı suyunun havasız çamur yataklı reaktörde arıtımından sonra ardışık kesikli reaktöre beslenmesi esasen, atıksudan biyolojik azot giderimi amacına hizmet ettiğinden, deneysel çalışmada birinci aerobik ve anoksik evrelerde sırasıyla amonyak ve nitrat giderimleri incelenmiştir. Ayrıca deneysel veri olarak atıksu bileşenlerinin bir çevrim içindeki değişimi de mevcuttur ve Tablo 3.8’de verilmektedir.

Tablo 3.8 Ardışık kesikli reaktörde bir çevrim içinde parametrelerin değişimi

Zaman (sa)	KOİ(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N(mg/l)	NO ₂ -N(mg/l)
0	820	5,6	208	16,2
2	995	378	118	13
12	860	76	446	14,5
18	885	123	60	15,4
23	885	8,9	322	15,6
24	885	8,9	322	15,6

Modelleme çalışmasına başlayabilmek için gerekli çevrim içi ölçümler ve giriş atıksuyu karakterizasyonu mevcut olduğuna göre bundan sonraki adım modellemedir. Modelleme çalışmaları çerçevesinde öncelikle kullanılan yaklaşımlar tanıtılacaktır.

4. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ

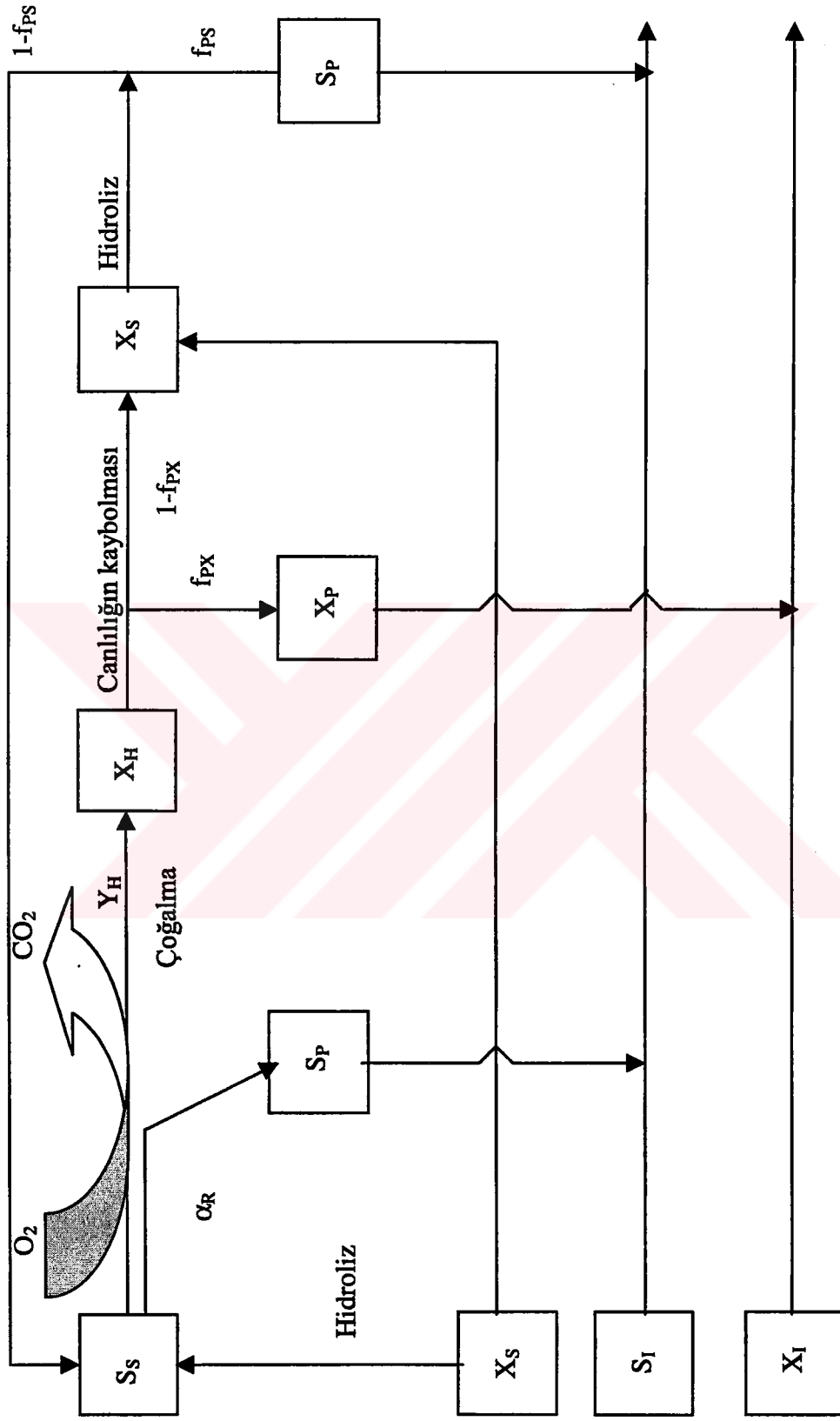
Bu bölümde modelleme çalışmalarında kullanılan ölüm yenilenme ve içsel solunum yaklaşımları ve bu yaklaşımların matris bazında ifadelerinden oluşan, sırasıyla ASM1 ve İçsel Solunum modelleri tanıtılmaktadır.

4.1 ASM1 (Activated Sludge Model No.1)

Matematik modellemeden elde edilecek olan faydaları gözönünde tutarak, IAWPRC biyolojik atıksu arıtma sistemlerinin tasarımı ve işletilmesi konusunda pratik modellerin uygulamaya geçmesini sağlamak ve geliştirilmesini desteklemek amacıyla 1983 yılında bir grup oluşturmuştur. Amaç, öncelikle mevcut modellerin tekrar gözden geçirilmesi ve daha sonra da karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapan tek çamurlu sistemlerin performansının gerçekçi bir şekilde tahmin edilebilen en basit model hakkında bir fikir birliğine varmaktır. ASM1 modeli bu amaçla yola çıkan Henze ve diğ. (2000) tarafından geliştirilmiştir. Model Şekil 4.1’de gösterilen ölüm yenilenme yaklaşımına dayanmaktadır. Ölüm yenilenme yaklaşımı, heterotrofik biyokütlenin bozunması sonucu inert partiküler ürünlere X_p ve yavaş ayrışan substrata X_s ’e dönüştüğünü varsayar. Bu yaklaşımda bozunma sırasında herhangi bir KOİ kaybı olmadığı gibi elektron alıcısı da tüketilmemektedir. Bu yaklaşımın esas alındığı ASM1 modeli aşağıda tanıtılmaktadır.

4.1.1 Modeldeki Bileşenler

Modeldeki bileşenler Tablo 4.1’de gösterilmiştir. Çözünmüş inert ve partiküler inert organik madde, SI ve XI, herhangi bir dönüşüm prosesinde yer almamaktadır ve böylelikle bu bileşenlere ait kolonlarda stokiometrik katsayılar yoktur. Bununla



Şekil 4.1 Ölümlenme yaklaşımının şematik gösterimi, (Orhon ve Artan, 1994).

Tablo 4.1 ASM1 Modeli Matrisi, (Henze ve diğ, 2000).

Bileşen J	Proses ↓ i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Proses Hızı ρ_i (ML ⁻³ T ⁻¹)
		S_i	S_s	X_i	X_s	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_p	S_o	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1	Heterotrofların aerobik büyümesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_o}{K_{o,H} + S_o} \right) \cdot X_{B,H}$
2	Heterotrofların anoksik büyümesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$\frac{1-Y_H}{286 Y_H}$	$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 \cdot Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{o,H}}{K_{o,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \eta_i \cdot X_{B,H}$
3	Ototrofların aerobik büyümesi						1		$\frac{457-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 \cdot Y_A}$	$\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_o}{K_{o,A} + S_o} \right) \cdot X_{B,A}$
4	Heterotrofların ölümü				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XT}$		$b_H \cdot X_{B,H}$
5	Ototrofların ölümü				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XT}$		$b_A \cdot X_{B,A}$
6	Çözünmüş organik azotun amonifikasyonu										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a \cdot S_{ND} \cdot X_{B,H}$
7	Organik maddenin hidrolizi		1		-1										$k_h \frac{X_{ND}}{K_h + (X_{ND}/X_{NH})} \left(\frac{S_o}{K_{o,H} + S_o} \right) \left(\frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{NH}$
8	Organik azotun hidrolizi											1	-1		$\rho_1 \cdot (X_{ND}/X_S)$

birlikte, proses performansı açısından önemli oldukları için modele dahil edilmişlerdir. Çözünmüş inert organik madde çıkış suyundaki $KOİ$ 'ye katılır. Partiküler inert organik madde aktif çamur sistemindeki uçucu askıda katıların bir parçası haline gelir. Partiküler olanlar da dahil olmak üzere organik bileşenlerin tümü $KOİ$ cinsinden ifade edilmiştir.

Tabloda kolay ayrışabilir substrat S_s 'e ait ikinci kolonda yukarıdan aşağıya doğru inildiğinde, bu bileşenin hem aerobik hem de anoksik koşullarda heterotrofik bakterinin çoğalmasıyla giderildiği görülmektedir. Ayrıca kolay ayrışabilir substratın sistemde oluşması da biyofloklar içine alınmış partiküler organik maddenin hidrolizi ile gerçekleşmektedir. Dördüncü kolon ise yavaş ayrışabilen substrat X_s hakkında bilgi vermektedir. Bu bileşen proses sırasında hidroliz ile giderilirken, gerek heterotrofik gerekse ototrofik biyokütlenin bozunması ile ortama yeniden katılmaktadır. Başka bir deyişle, ölüm hücre maddesinin yavaş ayrışabilen substrata dönüşümü ile sonuçlanır. Aktif biyokütlenin canlılığının kaybolması ile bir kısmının $(1-f_p)$ yavaş ayrışan substrata dönüşmesi ölüm yenilenme yaklaşımı ile içsel solunum yaklaşımı arasındaki önemli farklardan biridir.

Beşinci ve altıncı kolonlar sırasıyla heterotrofik biyokütle, X_{BH} ve ototrofik biyokütle X_{BA} bileşenlerine ayrılmıştır ve sistemdeki toplam biyokütleyi temsil ederler. Beşinci kolonda yukarıdan aşağıya doğru inildiğinde heterotrofik biyokütlenin hem aerobik hem de anoksik koşullarda oluşabileceği görülmektedir. Sistemde heterotrofik biyokütlenin azalması bozunma prosesi ile gerçekleşir.. Altıncı kolonda ise ototrofik çoğalmanın sadece aerobik koşullarda gerçekleştiği görülür. Ototrofik biyokütle de bozunma prosesi ile azalır.

Yedinci kolonda biyokütle bozunması sonucu oluşan partiküler ürünler, X_p yer almaktadır. Proses kinetiği ve stokiometrisinin elverdiği ölçüde hem heterotrofik hem de ototrofik biyokütlenin bozunması ile oluşur, ancak yokolmaz. Gerçekte, biyokütlenin bu fraksiyonu biyolojik parçalanmaya karşı muhtemelen tamamiyle inert değildir. Buna rağmen parçalanma hızı o denli düşüktür ki, aktif çamur sistemlerindeki çamur yaşlarıyla karşılaştırıldığında pratik olması açısından inert olduğu kabul edilir. Bu bileşene modelde yer verilmesinin nedeni, aktif çamur sistemlerindeki biyokütlenin tamamının aktif olmadığına modelde hesaba katılmak istenmesidir.

Aktif çamur sistemindeki uçucu katı konsantrasyonu X_S , X_{BH} , X_{BA} , X_P ve X_I 'nin toplamından oluşur. Bu bileşenlerin tümü modelde KOİ biriminden olmakla beraber uygun bir dönüşüm faktörüyle uçucu askıda katılar birimine dönüşebilirler.

Sekizinci kolonda reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu, S_O bulunmaktadır. Matriste yer alan proseslerin hepsi oksijeni sadece tüketirler, oksijen üretmeye yönelik faaliyette bulunmazlar. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunda meydana gelen değişimleri ifade etmek üzere oksijen için kütle dengesi denklemlerini kurarken oksijen transferi için uygun proses hızı ifadelerinin kullanılması gereklidir. Oksijen transfer terimleri denkleme katılmasa dahi, sekizinci kolonda verilen bilgiler kullanılarak bakterinin metabolik ihtiyaçlarını karşılamak için gerekli oksijen miktarı hesaplanabilir. Bu kolon incelendiğinde, oksijen tüketiminin sadece heterotrofik ve ototrofik biyokütlenin çoğalması sırasında meydana geldiği görülür. Oksijen tüketiminin hücre ölümü ile ilgisi yoktur. Bu da ayrıca içsel solunum yaklaşımı ile ölüm yenilenme yaklaşımı arasındaki önemli bir farktır. Biyokütle bozunması, yavaş ayrışan substratın serbest kalmasıyla sonuçlanır. Yavaş ayrışan substrat da kolay ayrışan substrata dönüştürülerek yeni hücre sentezinde kullanılır. Böylelikle normal olarak doğrudan biyokütle ölümü ile ilgili olan oksijen tüketimi, dolaylı olarak, serbest kalan substrat üzerinden meydana gelen biyokütle çoğalması ile ilgiliymiş gibi hesaplanır. Heterotrofik dönüşüm oranı, Y_H birden küçük olduğundan, hücre ölümüyle serbest kalan substrat kullanılarak oluşturulan yeni biyokütle, her zaman, kaybolan biyokütleden daha az olacaktır. Ototrofların aerobik çoğalmasında verilen stokiometrik katsayısının içindeki 4,57 sayısı, amonyak azotunun nitrat azotuna yükseltgenmesi için gerekli teorik oksijen ihtiyacıdır.

Model içinde yer alan bir diğer elektron alıcısı da nitrat azotudur, S_{NO} . Ototrofların aerobik ortamda çoğalması sırasında üretilirken, heterotrofların anoksik ortamda çoğalması sırasında tüketilir. Matrisin 9 no'lu kolonunda yer almaktadır. Her ne kadar nitrifikasyon ara ürünü olarak nitrit de oluşsa da, modellemenin karmaşık olmaması için mevcut azotun tek oksitlenmiş formunun nitrat olduğu kabulü yapılır. Heterotrofik biyokütlenin anoksik ortamda çoğalması sırasında yazılan stokiometrik katsayısının içindeki 2,86 faktörü, nitrat azotunun azot gazına dönüşümü için gerekli oksijen eşdeğeridir. Modelden açıkça görülmesi de nitrat da oksijen gibi biyokütle bozunması ile giderilir. Biyokütlenin bozunmasıyla ortama geri dönen organik

madde heterotroflar tarafından anoksik koşullarda elektron alıcısı olarak nitrat kullanılarak tüketilir.

Modelde 10 no'lu kolonda iyonize (amonyum) ve serbest (amonyak) formların toplamını ifade eden çözünmüş amonyak azotu, S_{NH} yer almaktadır. Nötre yakın pH değerlerinde serbest amonyak sistemde ihmal edilebilir düzeyde olduğundan modelde, toplam amonyak azotu konsantrasyonu cinsinden sadece amonyağın oksidasyonu yazılabilir. Matristen de görüldüğü gibi amonyak azotu, çözünmüş ayrışabilir organik azotunun amonifikasyonu ile oluşurken, biyokütle çoğalması sırasında da giderilir. Amonyak azotunun gideriminde en büyük pay, amonyağı aerobik koşullarda çoğalmada enerji kaynağı olarak kullanan ($1/Y_A$) ototrofik biyokütleyle aittir. Ancak amonyak aynı zamanda hem heterotroflar hem de ototroflar tarafından hücre sentezinde kullanılır.

Çözünmüş organik azot, S_{ND} , matrisin 11 no'lu kolonundadır. Bu bileşen partiküler organik azotun, X_{ND} , hidrolizi ile oluşur ve amonifikasyon prosesiyle amonyak azotuna çevrilir. X_{ND} bileşeni matrisin 12 no'lu kolonunda yer almaktadır. Heterotrofik ve ototrofik biyokütlenin bozunması ile oluşan partiküler inert ürünlerin haricindeki biyokütle bünyesinde bulunan azot kadar serbest kalırken, amonifikasyonla kaybolur. Organik azotun bu formu partiküler olduğu halde, sistemdeki uçucu katı madde konsantrasyonunu hesaplarırken diğer partiküler formlarla toplanmaz. Bunun nedeni ise partiküler organik azot bileşenin diğer partiküler bileşenlerin içinde zaten mevcut olmasıdır.

Sistemde mevcut olan diğer üç organik azot formu ise biyokütle bünyesindeki azot, X_{NB} ; partiküler ürünlerin bünyesindeki azot, X_{NP} ; ve inert partiküler organik maddenin bünyesindeki azottur, X_{NI} . Ancak şu halde bu bileşenleri matriste göstermeye gerek yoktur. Bunun nedeni ise denitrifikasyon sırasında oluşan azot gazı matriste yer almamaktadır ve dolayısıyla azotun süreklilik kontrolü yapılamaz. Sonuç olarak bu bileşenlerin herhangi birine matriste yer verilmemiştir.

Gelinen noktaya kadar anlatılan 12 bileşen, karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleştiren bir aktif çamur sistemini modelleyebilmek için gerekli minimumu sağlamaktadır. Sonuç olarak, sistemi tam anlamıyla ifade eden bir modelde en az 12 adet kütle dengesi denklemi yazılabilir. Ancak arıtma hedefleri

gerektirmediği sürece modelden bileşenler çıkarılıp, yazılması gereken kütle dengesi denklemlerinin sayısı azaltılmalıdır.

Matrisin 13 no'lu kolonu toplam alkaliniteyi, S_{ALK} , göstermektedir. Alkalinitenin modele dahil edilmesi zorunlu olmamakla birlikte, pH'da meydana gelebilecek değişimler hakkında bilgi vermesi açısından önemlidir. Proton alma kapasitesine sahip türlerin ortama katılması ya da giderilmesi reaksiyonları ve/veya ortama proton katılması ya da ortamdan protonun giderilmesi alkalinitede değişime neden olur. Otoroflar amonyağı, enerji elde etmek amacıyla yükseltgediğinde, 8 elektron ve 10 proton açığa çıkar. Elektronların tümü aynı sayıda protonla beraber oksijen tarafından alınır. Böylece iki proton serbest kalarak alkalinitenin azalmasına neden olur. Denitrifikasyon sırasında nitratın elektron alıcısı olarak kullanılmasıyla net bir proton alımı gerçekleşir ve alkalinite yükselir. Alkalinitede değişime neden olan prosesler arasında en büyük değişimi, nitrifikasyon, azaltma yönünde etki ederek gösterir. Eğer sistemde toplam alkalinite 50 mg/L CaCO_3 değerinin altına düşerse, pH kararlılığını yitirerek düşer. Düşük pH ise nitrifikasyon hızını düşürür ve korozyon, sert çıkış suları ve kabarma gibi problemleri de beraberinde getirir.

4.1.2 Model Prosesleri

Biyokütlenin çoğalması, biyokütlenin bozunması, organik azotun amonifikasyonu ve biyoflok içine alınmış partiküler organik maddenin hidrolizi, modelde esas olarak alınan dört proseslerdir. Daha önce incelenen model bileşenlerinden kolay ayrışabilir substratın heterotrofların, çoğalmaları sırasında kullandıkları tek substrat olduğu kabul edilir. Yavaş ayrışabilen madde ise atıksu ortamından biyofloklar içine alınmak suretiyle ayrılır ve burada kolay ayrışabilir substrata dönüştürülür. Modelde bu dönüştürme olayı, hidroliz olarak adlandırılrsa da, gerçekte çok daha karmaşık reaksiyonlar söz konusudur. Yavaş ayrışabilen substratın kolay ayrışabilir substrata dönüştürüldükten sonra organizmalar tarafından kullanılıyor olması, sistemdeki oksijenin tüketilmesi açısından bir gecikmeyi de beraberinde getirir. Biyokütle ölümü, aktif biyokütlenin inert partiküler ürünlere, X_P , ve yavaş ayrışabilen substrata, X_S , dönüşümü ile sonuçlanır. Oluşan X_S ise hidroliz ile başlayıp biyokütle bozunması ile sonlanan çevrime yeniden girer.

Matrisin ilk satırında bulunan birinci proses heterotrofik biyokütlenin aerobik koşullarda çoğalmasıdır. Çoğalma, ortamda çözünmüş substratın varlığında gerçekleşmekte ve heterotrofik biyokütlenin çoğalmasıyla sonuçlanmaktadır. Bu sırada, sistem içindeki KOİ'de meydana gelen net giderim kadar oksijen tüketilir. Sisteme verilen substrat ve sonuçta oluşan substrat KOİ birimiyle ifade edilmekte ve oksijenin de negatif KOİ olduğu kabul edilmektedir. Buna göre, ortama verilen substratın KOİ değerinden, oluşan biyokütlenin KOİ değerini çıkardığımızda, tüketilecek oksijen miktarı KOİ biriminden bulunur. Heterotrofik biyokütlenin aerobik çoğalması sırasında amonyak azotu, S_{NH} , yeni hücre sentezi için gereken miktarda atıksu ortamından biyokütle bünyesine alınır. Prosesin kinetiği hem kolay ayrışabilir substratın, S_s , hem de çözünmüş oksijenin, S_o , konsantrasyonlarının hız belirleyici olmasıyla sınırlandırılmıştır. Her iki bileşenin proses hızına etkisi doygunluk fonksiyonlarının denkleme dahil edilmesiyle tanımlanmıştır. Doygunluk fonksiyonlarının kullanılması, dinamik koşullarda substrat gideriminin modellenmesinde kuşkusuz en iyi yöntem değildir. Ancak uygulamada verdiği hatalar küçük olduğundan kullanılmasında sakınca yoktur. Proses hızında yer alan oksijen terimi, düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında aerobik çoğalmanın duracağını ifade eden bir anahtar fonksiyondur ve bu yüzden ki doygunluk katsayısı, $K_{O,H}$, düşük bir değerdir. Kolay ayrışabilir substratın giderimini çoğalmayla orantılı olduğu düşünülür. Bununla beraber sistemde biyokütle çoğalmasından bağımsız substrat giderimi de gözlenebilir. Model buna “yavaş ayrışabilen substratın biyoflok içine alınması suretiyle substrat giderimi olmaktadır” şeklinde bir açıklama getirmektedir.

Matrisin ikinci satırı, nitrat azotunu nihai elektron alıcısı olarak kullanan heterotrofik biyokütlenin, anoksik çoğalmasını göstermektedir. Aerobik çoğalmada olduğu gibi bu proses de kolay ayrışabilir substratın varlığında gerçekleşir ve heterotrofik biyokütlenin çoğalmasıyla sonuçlanır. Nitrat azotu sistemde, ortama verilen kolay ayrışabilir substratla, yeni oluşan biyokütlenin farkı kadar tüketilir. Amonyak azotu biyokütle bünyesinde organik azota çevrilir. Anoksik çoğalma için yazılan hız ifadesi aerobik çoğalma için yazılana benzerdir. Kolay ayrışabilir substratın hız üzerine etkisi ise her iki durumda da aynıdır. Ancak anoksik koşullarda maksimum substrat giderim hızı, aerobik koşullarda olduğundan daha düşüktür. Bunun nedeni, heterotrofların maksimum spesifik çoğalma hızının, μ_H , anoksik koşullarda daha

düşük olması veya heterotrofik biyokütlenin sadece bir bölümünün nitrata nihai elektron alıcısı olarak kullanabilmesi olabilir. Şu ana kadar geline nokta bu olasılıkların hangisinin gerçek sebep olduğu belirlenememiştir. Böylece modelleme açısından bu problemin çözümünde 1'den küçük, amprik bir katsayı olan η_g eklenerek, anoksik koşulların hız azaltıcı etkisi ifade edilir. Anoksik çoğalmada nitrat azotu konsantrasyonunun üstlendiği görev, aerobik çoğalmada oksijenin üstlendiği görevin aynısıdır. Dahası, oksijenin varlığında anoksik çoğalma durur ve bu da hız ifadesindeki $K_{O,H}/(K_{O,H}+S_O)$ anahtar fonksiyonundan rahatlıkla görülmektedir.

Ototrofik biyokütlenin aerobik koşullarda çoğalması matrisin 3. satırında yer almaktadır. Nitrifikasyon bakterileri çözünmüş amonyak azotunu çoğalma prosesinde enerji kaynağı olarak kullanarak yeni ototrofik biyokütle sentezi yaparlar ve sonuç olarak nitrat azotu üretirler. Çoğalma sırasında bir kısım amonyak azotu aynı zamanda biyokütle bünyesine de alınır. Yükseltgenen amonyak azotuyla orantılı olarak oksijen tüketilir. Ototrofların spesifik çoğalma hızının hem amonyak hem de oksijen konsantrasyonlarına bağımlılığı ikili doygunluk fonksiyonuyla ifade edilir. Prosesin oksijene olan bağımlılığı modelde, oksijen konsantrasyonunun hız ifadesinde anahtar fonksiyon olmasıyla tanımlanır.

Bir reaktörün çamur yaşı yükseldikçe heterotrofların gözlenen dönüşüm oranının küçüldüğü bilinmektedir. Bunun nedeni zaman geçtikçe, organizmaların yeni hücre sentezlemek yerine bakım için daha fazla enerji harcamaları, vs. gibi mekanizmalar olabilir. Aerobik koşullarda tüm mekanizmaları birinci dereceden tek bir hız ifadesi ile tanımlayıp, genelde yapıldığı gibi modeli basitleştirmek mümkündür. Sadece karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon yapan aktif çamur sistemlerinde, bu yaklaşım rahatlıkla uygulanabilmekle beraber, nihai elektron alıcısının oksijen olmaması durumunda birçok soru ortaya çıkar. Birçok çalışmada bozunmanın anoksik koşullarda da, nihai elektron alıcısı olarak nitrata kullanabilen biyokütle fraksiyonu için, devam ettiği söylenmektedir. Ancak bu sefer de, bu fraksiyon dışındaki heterotrofik biyokütlenin ya da oksijen veya nitrata bulunmadığı, anaerobik koşullar oluştuğunda denitrifikasyon bakterilerinin ne olduğu soruları sorulmaktadır. Çoğu organizma için bozunmanın anaerobik koşullarda devam ettiği savı mantıklıdır, ancak sistemin KOI 'sinde bir değişim meydana gelmez, çünkü hücrede meydana gelen tüm organik yükseltgeme reaksiyonları indirgeme reaksiyonlarıyla

çiftlenmektedir. Bu yaklaşım benimsendiğinde modelde en az dört farklı hız ifadesi yazmak gereklidir. Bunlar aerobik koşullarda bozunma, denitrifikasyon bakterilerinin anoksik koşullarda bozunması, denitrifikasyon yapamayan heterotrofların anoksik koşullarda bozunması ve anaerobik koşullarda bozunmadır. Fakat bu durumda hem çok fazla anahtar fonksiyon nedeniyle denklemler karmaşık olacak hem de gerek denklemlerin sağlamlasını yapmak gerekse parametreleri değerlendirmek için elde çok az veri olacaktır.

Matrisin 4 no'lu satırında bulunan heterotrofik biyokütlenin bozunması prosesinin modellenmesinde 1980 yılında Dold ve arkadaşları tarafından öne sürülen ölüm-yenilenme yaklaşımı kullanılmıştır. Bu yaklaşımda biyokütle bozunması, partiküler ürünler ve yavaş ayrışabilir substrat oluşumuna neden olur. Sistem KOİ cinsinden değer kaybetmediği gibi, herhangi bir şekilde elektron alıcısı da tüketmez. Üstelik, biyokütle bozunmasının çevresel şartlardan bağımsız olarak sabit bir hızda devam ettiği düşünülür. Yavaş ayrışabilen substrat daha sonra eşdeğer miktarda kolay ayrışabilir substrat verecek şekilde hidroliz olur. Eğer koşullar aerobikse, oluşan substrat eşzamanlı bir oksijen tüketimiyle; koşullar anoksikse, nitrat tüketimiyle, yeni hücre sentezi yapılır. Eğer ortamda oksijen ya da nitratın her ikisi de mevcut değilse, dönüşüm gerçekleşmez ve yavaş ayrışabilen substrat ortamda birikmeye başlar. Sadece aerobik ya da anoksik koşullar tekrar oluştuğunda substrat biyokütleye dönüşür ve tüketilir.

Bu yaklaşımda kullanılan bozunma katsayısı, meydana gelen substrat çevriminden dolayı genelde kullanılan hız sabitinden farklıdır. Genelde kullanılan yaklaşıma göre, hücre KOİ'sindeki bir birimlik azalma, bir birim oksijenle bozunma sonucu oluşan inert partiküler ürünlerin KOİ değerinin farkı kadar oksijen tüketilmesine neden olur. ASM1 modelinde ise hücre KOİ'sindeki bir birimlik azalma, inert partiküler ürünlerin KOİ değeri ile kolay ayrışabilir substratın farkı olan bir birim KOİ'nin oluşumuyla sonuçlanır. Hücre sentezi için kolay ayrışabilir KOİ kullanıldığında, bir birim oksijenin bir kısmı sentez için kullanılırken, kalan kısmı da hücrenin enerji ihtiyacını karşılamak için tüketilir. Bir birim oksijen tamamen tüketilmeden önce hücre bozunmaya başlamalıdır. Sonuç olarak, bozunmaya göre aynı miktarda oksijen tüketimini vermek için, bozunma katsayısının daha büyük olması gerekir. Böylece, belirli bir çamur yaşı için biyokütle çoğalma hızı artar.

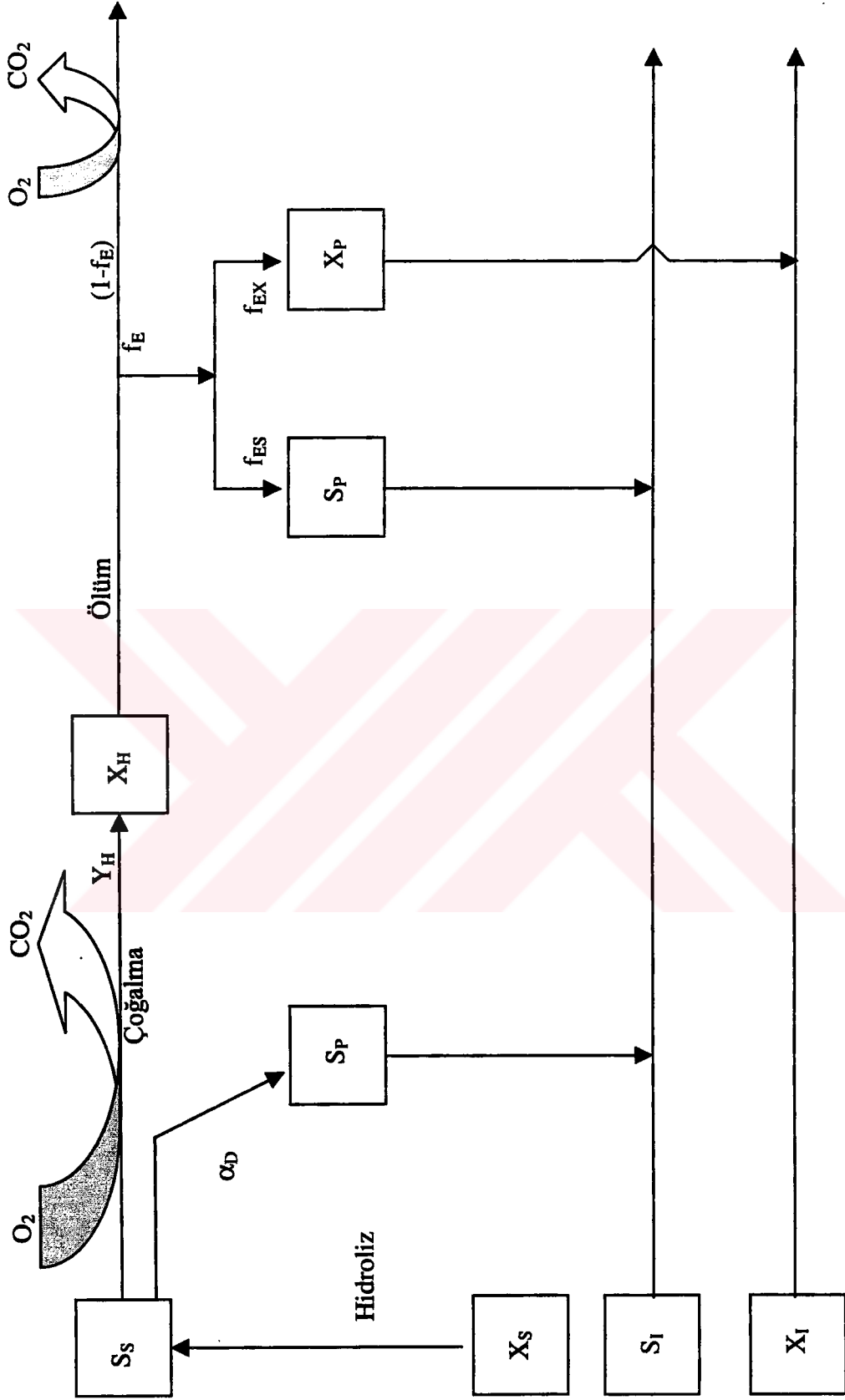
Matrisin 5. Satırında yer alan ototrofların bozunması, heterotrofların bozunmasına benzer şekilde ele alınmıştır. Ototrofik bakteri için bozunma katsayısı, heterotrofik bakterinin bozunma katsayısından küçüktür.

Biyokütle bozunmasının sistem üzerine olan bir başka etkisi ise sistem içindeki azot çevrimidir. Biyokütlenin öncelikle yavaş ayrışabilen substrata, sonra da kolay ayrışabilir substrata dönüşümü, organik azotun amonyak azotuna dönüşümü ile paralel yürür. Matrisin 6. satırında yazılan amonifikasyon prosesi gereğince çözünmüş organik azot amonyak azotuna dönüştürülür. Proses için yazılan basit, birinci dereceden denklem, organik azotun hidrolizi için yazılan proses hızı denklemi ile birlikte ele alındığında modelleme açısından yeterlidir.

7 ve 8 no'lu satırlarda yavaş ayrışabilen organik maddenin ve ayrışabilir organik azotun hidrolizi prosesleri yer almaktadır. Yavaş ayrışabilen organik maddenin parçalanması olayı, yapılan modellemenin gerçeğe yakınlığı açısından önemlidir. Nedeni ise, bu prosesin yersel değişken ya da zamansal değişken elektron alıcısı profilinin çıkarılmasında birincil derecede sorumlu olmasıdır. Konuyla ilgili elde olan az sayıda veriye bakarak varılacak az sayıda sonuç vardır. Bunlardan biri, ortamda aktif heterotrofik biyokütle mevcut olduğunda proses hızının birinci derece olduğudur. Bir diğeri ise, biyoflok içine alınmış substratın biyokütleyle olan oranı büyüdükçe, hız ifadesi doygunluğa yaklaşır. En son olarak da ortamda mevcut elektron alıcısı konsantrasyonunun hız üzerine etkisi olduğu söylenebilir. Anaerobik koşullarda hidroliz hakkında elde çok az veri bulunduğundan, sistemde oksijen veya nitratın her ikisi de yoksa hidrolizin gerçekleşmediği kabul edilir.

4.2 İçsel Solunum Modeli

İçsel solunum modelinin temel kabulü, heterotrofik mikroorganizmaların içsel solunum sırasında elektron alıcısı tükettikleridir. Orhon ve Artan (1994) tarafından geliştirilmiştir. Şekil 4.2'de görülen proses şemasından da anlaşılacağı gibi, heterotrofik biyokütlenin, X_H , bozunması sonucu oluşan çözünmüş ve partiküler ürünler, S_P ve X_P , inert özelliktedir. Modeldeki proses ve bileşenler arasındaki etkileşim Tablo 4.2'deki model matrisi kullanılarak anlatılacaktır.



Şekil 4.2 İçsel çözüm yaklaşımının şematik gösterimi, (Orhon ve Artan, 1994).

Tablo 4.2 İçsel Solumum Model Matrisi, (Hanhan, 1999).

Bileşen → i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Proses Hızı
j	Proses ↓	X _H	X _A	X _P	X _S	S _P	S _O	S _{NH}	S _{NO}	S _{ALK}	
1	Aerobik heterotrofik biyotime	1			$-\frac{1}{Y_H}$		$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	-i _{XB}		$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H^* \frac{S_S}{K_S + S_S} * X_H$
2	Anoksik het. biyotime	1			$-\frac{1}{Y_H}$			-i _{XB}	$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{14.286Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\eta_O^* \mu_H^* \frac{S_S}{K_S + S_S} * X_H$
3	Aerobik heterotrofik bozunma	-1		f _{EX}		f _{ES}	-(1-f _{EX})	i _{XB} -f _{EX} *i _{XE}		$\frac{i_{XB}}{14}$	b _H *X _H
4	Anoksik heterotrofik bozunma	-1		f _{EX}		f _{ES}		i _{XB} -f _{EX} *i _{XE}	$-\frac{1-f_{EX}}{2.86}$	$\frac{i_{XB}}{14}$	$\eta_E^* b_H^* X_H$
5	Ototrofik biyotime	1					$-\frac{457-Y_A}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A} - i_{XB}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{1}{7*Y_A} - i_{XB}$	$\mu_A^* \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} * X_A$
6	Ototrofik bozunma	-1		f _{EX}			-(1-f _{EX})				b _A *X _A
7	Aerobik hidroliz				1						K _H *X _S
8	Anoksik hidroliz				1						$\eta_H^* K_H^* X_S$

4.2.1 Model Bileşenleri

Heterotrofik biyokütle, X_H , aktif çamur prosesinin en önemli partiküler bileşenidir. Aerobik koşullarda kolay ayrışabilir substrat, S_S , üzerinden çoğalır. Nitekim heterotrofik biyokütlenin çoğalma sırasında kullanabileceği tek substrat kolay ayrışabilir organik maddedir. Heterotrofik biyokütle anoksik koşullar altında, aerobik koşullara benzer şekilde, yalnız bir η_G düzeltme faktörü kadar yavaş çoğalır. Modele göre heterotrofik biyokütle çoğalmada olduğu gibi, bozunma sırasında da aerobik koşullardan anoksik koşullara geçtiğinde yavaşlar. Ancak bu sefer yavaşlama bir η_E düzeltme faktörü kadardır.

Ototrofik biyokütle, X_A , sistemde nütrient gideriminden sorumludur. Karbon akynası olarak inorganik karbonu, elektron vericisi olarak amonyak azotunu ve elektron alıcısı olarak da oksijeni kullanarak, aerobik koşullarda çoğalır. Bu çoğalma sırasında oksijen anahtar fonksiyon görevindedir. Sistemde oksijenin mevcut olmadığı durumlarda ototrofik çoğalma mümkün olmaz. Ototrofik bozunma birinci dereceden bir kinetikle gerçekleşir.

Heterotrofik ve ototrofik biyokütlenin bozunması sonucu sistemde inert partiküler ürünler, X_P , oluşur. Bozunan biyokütlenin f_{EX} ile çarpılan kadar bir kısmı inert partiküler ürünlere dönüşerek, sistemden atılan fazla çamurla reaktörü terkeder.

Modelde yavaş ayrışabilen organik maddenin, X_S , biyokütle çamur içinde tutularak hücre dışı enzimlerle kolay ayrışabilir substrata hidroliz edildiği kabul edilir. Modele göre sistemde kolay ayrışabilir substrat sürekli azalma eğilimindedir, bu bileşeni üreten herhangi bir proses bulunmamaktadır.

Kolay ayrışabilir substrat, S_S , daha önce de belirtildiği gibi heterotrofik biyokütlenin çoğalması için gerekli tek substrattır. İçsel solunum modelinde S_S konsantrasyonu sadece çoğalma ile değişir ve tüketilme hızı, Y_H dönüşüm katsayısı ile çoğalan heterotrofik biyokütlenin çoğalmasıyla doğrudan bağlantılıdır. Kolay ayrışabilir

substrat konsantrasyonu heterotrofik çoğalma ile azalırken, yavaş ayrışabilen organik maddenin hidrolizi ile de bir taraftan artar.

Bozunma sonucu aktif biyokütlenin bir kısmı çözünmüş inert ürünlere, S_P , dönüşür. Anoksik koşullarda dönüşüm hızı η_E düzeltme faktörü kadar yavaşlar.

Oksijen tüketimi aerobik koşullarda hem heterotrofik hem de ototrofik çoğalma ile gerçekleşir. Ayrıca içsel solunum modelinin esas gereğince, gerek heterotrofik gerekse ototrofik biyokütlenin bozunması sırasında da elektron alıcısı olarak oksijen tüketilir. Bozunma sırasında çözünmüş ya da partiküler inert ürünlere dönüşmeyen biyokütle fraksiyonu oksijen tüketir.

Sistemdeki amonyak, S_{NH} , heterotrofik biyokütle tarafından aerobik koşullarda, metabolik ihtiyacı karşılamak üzere azot kaynağı olarak bünyeye alınır. Heterotroflar tarafından amonyağın tüketilmesi anoksik koşullarda, yine aynı amaca yönelik, ancak daha yavaş bir hızla devam eder. Ototrofik biyokütle aerobik koşullarda amonyağı, hem biyokütlenin metabolik ihtiyaçlarını karşılamak üzere hem de çoğalma prosesinde elektron vericisi olarak kullanır. Bu proses sonucu amonyak tüketilirken, ortamda nitrat konsantrasyonu artar. Sistemdeki biyokütlenin bozunması ile, bozunan kısmın bünyesinde bulunan amonyak sisteme geri verilmiş olur.

Matrisin 9 no'lu kolonunda yer alan nitrat konsantrasyonu, S_{NO} , anoksik koşullarda heterotrofik biyokütlenin çoğalma sırasında elektron alıcısı olarak kullanılarak tüketilir. Bu proses denitrifikasyon adıyla bilinmektedir. Anoksik koşullarda bozunma sırasında, aerobik koşullarda bozunma sırasında oksijenin elektron alıcısı olarak yaptığı görevi, nitrat üstlenir ve bu şekilde de tüketilir. Ototrofik biyokütlenin çoğalma prosesi sırasında amonyağın nitrata yükseltgenmesi ile artar.

Sistemde alkalinitenin değişimi hem artma hem de azalma yönündedir. Aerobik koşullarda heterotrofik ve ototrofik çoğalma ile alkalinite tüketilirken, bozunma prosesleri ile alkalinitede artış gözlenir. Anoksik heterotrofik çoğalma veya bir başka

deyişle denitrifikasyon sırasında, nitrat elektron alıcısı olarak kullanıldığından ortamdan proton alımı gerçekleşir ve alkalinite artar.

4.2.2 Model Prosesleri

İçsel Solunum Modelindeki prosesler çoğalma, hidroliz ve içsel solunum (bozunma) olarak üç ana gruba ayrılır. Çoğalma ve içsel solunum prosesleri elektron alıcısı tüketir. Hidroliz prosesinde ise herhangi bir elektron alıcısı tüketimi olmaz ve yavaş ayrışabilen organik madde kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşür.

Model proseslerinden anoksik ve aerobik heterotrofik çoğalmada biyokütle, substrat olarak kolay ayrışabilen substat üzerinden, elektron alıcısı olarak ilkinde nitratı, ikincisinde ise oksijeni kullanarak çoğalır. Dolayısıyla heterotrofik çoğalma gerek aerobik gerekse anoksik ortamda elektron alıcısı tüketir.

Model matrisinin 3. ve 4. satırlarında bulunan aerobik ve anoksik heterotrofik bozunma prosesleri, içsel solunum yaklaşımı uyarınca, elektron alıcısı tüketen proseslerdir. Bozunma sonucu ortaya f_{ES} kadar inert çözünmüş mikrobiyal ürün, S_p ve f_{EX} kadar da inert partiküler mikrobiyal ürün, X_p salınır. S_p ortamdaki inert çözünmüş organik maddeye, X_p ise ortamdaki inert partiküler organik maddeye katkı olarak düşünülür. Bozunma prosesi sonucu biyokütle bünyesindeki azotun bir kısmı amonyak formunda sisteme geri döner.

Ototrofik büyüme sadece elektron alıcısı olarak oksijenin varlığında gerçekleşir. Bu proses aynı zamanda nitrifikasyon olarak da bilinir. Amonyak, nitrifikasyon yapabilen mikroorganizmalar tarafından nitrata yükseltgenir. Ototrofik biyokütlenin bozunmasıyla sisteme, bozunan kısmın f_{EX} kadarı bir inert partiküler mikrobiyal madde eklenir. Bu proses de oksijen tüketen bir prosestir.

Modelde hidroliz mekanizması yavaş ayrışabilir substratın belli bir hızda kolay ayrışabilir substrata dönüşümünü sağlar. Anoksik ortamda bu hız aerobik ortamda olduğundan daha düşüktür.

5. MODELLEME ÇALIŞMALARI

Modelleme çalışmalarının ilk adımını, sistemin hangi modele oturtulmasının daha uygun olacağının seçilmesi oluşturmaktadır. Anaerobik olarak ön arıtma görmüş sızıntı suyundan, biyolojik azot gideriminin modelleneyeceği göz önünde bulundurularak, İçsel Solunum Modeli ve ASM1'in (Activated Sludge Model No.1) kullanılmasına karar verilmiştir.

5.1 Modele Esas Matrisin Oluşturulması

Deneyisel çalışmada biyolojik azot giderimini araştırmak üzere ardışık kesikli reaktöre verilen anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun karakterine bakılarak, model bileşenlerinin hepsinin çözümde kullanılmasına gerek olmadığına karar verilmiştir.

İlk olarak modellenen doldurma evresi, giriş atıksuyu anaerobik karakterde olduğundan ve ardışık kesikli reaktörde bir önceki çevrimden kalan nitrat bulunduğundan anoksik karakterdedir. Reaktörün doldurma evresinde, reaktöre dışarıdan kolay ayrışabilir substrat S_s , yavaş ayrışabilir substrat X_s ve amonyak S_{NH} girişi olmaktadır. Giriş atıksuyunda nitrat konsantrasyonu sıfırdır. Daha önce de belirtildiği gibi sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonu hemen hemen TKN konsantrasyonuna eşit olduğundan, sisteme çözünmüş ya da partiküler organik azot girişi olmadığı varsayılmıştır. Deneyisel çalışmada ardışık kesikli reaktöre beslenen sızıntı suyu süzülerek kolay ayrışabilir substrat S_s ve çözünmüş inert organik madde S_i bakılmıştır. Bu iki bileşenin toplamı, süzölmüş KOI değerinin %70'i kadardır. Dolayısıyla süzölmüş KOI 'nin %30'u kadar organik maddenin bir fraksiyonu reaktöre beslenmektedir. Modelleme çalışmasında bu fraksiyonun yavaş ayrışabilir

substrat olduğu kabulü yapılmıştır. Bu kabulün yapılmasında iki etken rol oynamıştır.

- Yavaş ayrışabilir substrat, X_S yüksek molekül ağırlığına sahip, çözünmüş, kolloidal ve partiküler organik substrattır (IWA, 2000).
- 0.45 μm membran filtreden yapılan süzme ile modeldeki çözünmüş bileşenler partiküler bileşenlerden ayırdedilemezler (IWA, 2000).

Bir önceki çevrimin sonunda reaktörün boşaltılmayan kısmında ise nitrat S_{NO} , heterotrofik biyokütle X_{BH} , yavaş ayrışabilir substrat X_S ve ototrofik biyokütle X_{BA} mevcuttur.

Reaksiyon fazında ilk olarak aerobik koşullar oluştuğundan ve reaktöre yüksek konsantrasyonda amonyak girişi olduğundan, nitrifikasyon gözlenir. Birinci aerobik bölgede gelişmesi istenen nitrifikasyon prosesi, ortamdaki amonyak konsantrasyonuna bağlıdır. Bu safhayı takip eden anoksik koşullarda ise denitrifikasyon prosesi meydana gelir. Denitrifikasyonda ortamda bulunan heterotrofik biyokütle nitratı elektron alıcısı olarak, kolay ayrışabilir organik karbonu ise karbon ve enerji kaynağı olarak kullanacaklardır. Dolayısıyla denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için ortamda yeter derecede kolay ayrışabilir organik karbona ihtiyaç vardır.

Kullanılan yaklaşımdan bağımsız olarak, reaktörde meydana gelen biyolojik azot giderimi prosesinin modele oturtulması açısından aerobik ve anoksik koşullar için bazı kabuller yapılmıştır.

- ♦ Aerobik koşullarda oksijen sınırlayıcı bir faktör değildir, reaktör aerobik proseslerin rahatça işlemesine imkan verecek derecede havalandırılmaktadır. Anoksik koşullara geçilip, havalandırma kapatıldığında ise ortamdaki oksijen hızla tüketilmekte ve sistem denitrifikasyona başlamaktadır.

♦ AKR girişinde düşük konsantrasyondaki kolay ayrışabilir organik madde, S_s , heterotrofik biyokütle tarafından, hızlı bir şekilde tüketilir. Reaktöre beslenen atıksudaki yavaş ayrışabilir substrat hidroliz mekanizması ile kolay ayrışabilir substrata dönüşecektir.

♦ Anoksik koşulların başlangıcında ilave edilen karbon kaynağı ile, reaktörde artan kolay ayrışabilir karbon kaynağı, denitrifikasyon prosesi boyunca değişken kabul edilmiştir.

Dolayısıyla modelleme çalışması sırasında değişimi izlenen parametreler kolay ayrışabilir substrat S_s , yavaş ayrışabilir substrat X_s , amonyak S_{NH} , nitrat S_{NO} , heterotrofik biyokütle X_H ve ototrofik biyokütle X_A 'dir.

Modelin bilgisayarda Q-Basic programlama dilinde yazılan programının çözümünde aerobik ve anoksik koşullarda, iki farklı yaklaşım için değişken kabul edilen bileşenler aşağıdaki gibidir.

5.1.1 ASM1 Modeli

Aerobik koşullarda kolay ayrışabilir substrat, nitrat, amonyak, heterotrofik biyokütle, ototrofik biyokütle ve yavaş ayrışabilir substrat konsantrasyonlarındaki değişim aşağıdaki gibi olacaktır.

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{\mu_H}{Y_H} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \right) * X_{BH} + \left[k_h * \frac{X_s/X_{BH}}{K_x + (X_s/X_{BH})} * \frac{S_o}{K_{OH} + S_o} * X_{BH} \right] \quad (5.1)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{\mu_A}{Y_A} * \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} * \frac{S_o}{S_o + K_{OA}} * X_{BA} \quad (5.2)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \left(\frac{1}{Y_A} + i_{XB} \right) * \frac{\mu_A}{Y_A} * \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} * \frac{S_o}{S_o + K_{OA}} * X_{BA} - i_{XB} * \frac{\mu_H}{Y_H} * \frac{S_s}{K_s + S_s} * \frac{S_o}{S_o + K_{OH}} * X_{BH} \quad (5.3)$$

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = \mu_H^{\wedge} * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) * X_{B,H} - b_H * X_{B,H} \quad (5.4)$$

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = \mu_A^{\wedge} * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) * X_{B,A} - b_A * X_{B,A} \quad (5.5)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = (1-f_p) * (b_H * X_{B,H} + b_A * X_{B,A}) - \left[k_h * \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} * X_{B,H} \right] \quad (5.6)$$

Anoksik koşullarda nitrat, kolay ayrışabilir substrat, amonyak, heterotrofik biyokütle, yavaş ayrışabilir substrat ve ototrofik biyokütle konsantrasyonlarındaki değişimler aşağıdaki gibi olacaktır.

$$\begin{aligned} \frac{dS_S}{dt} = & -\frac{\mu_H^{\wedge}}{Y_H} * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{B,H} \\ & + \left[k_h * \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} * \eta_h * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * X_{B,H} \right] \end{aligned} \quad (5.7)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{(1-Y_H)}{2,86 * Y_H} * \mu_H^{\wedge} * \frac{S_S}{S_S + K_S} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} * \eta_g * X_{B,H} \quad (5.8)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = i_{XB} * \mu_H^{\wedge} * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} * \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} * \eta_g * X_{B,H} \quad (5.9)$$

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = \mu_H^{\wedge} * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_g * X_{B,H} - b_H * X_{B,H} \quad (5.10)$$

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = -b_A * X_{B,A} \quad (5.11)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = (1-f_p) * (b_H * X_{B,H} + b_A * X_{B,A}) - \left[k_h * \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} * \eta_h * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * X_{B,H} \right] \quad (5.12)$$

5.1.2 İçsel Solunum Modeli

Aerobik koşullarda kolay ayrışabilir substrat, nitrat ,amonyak heterotrofik biyokütle, ototrofik biyokütle ve yavaş ayrışabilir substrat konsantrasyonlarındaki değişim kütle dengesi denklemlerindeki gibi olacaktır.

$$\frac{dS_S}{dt} = \frac{\mu_H}{Y_H} * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) * X_H + \left[k_h * \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} * X_H \right] \quad (5.13)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{\mu_A}{Y_A} * \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} * \frac{S_O}{S_O + K_{OA}} * X_A \quad (5.14)$$

$$\begin{aligned} \frac{dS_{NH}}{dt} = & \left(\frac{1}{Y_A} + i_{XB} \right) * \mu_A * \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} * \frac{S_O}{S_O + K_{OA}} * X_A - i_{XB} * \mu_H * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_O}{S_O + K_{OH}} * X_H \\ & + (i_{XB} - f_{EX} * i_{XB}) * b_H * X_H \end{aligned} \quad (5.15)$$

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H * \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) * X_H - b_H * X_H \quad (5.16)$$

$$\frac{dX_A}{dt} = \mu_A * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) * X_A - b_A * X_A \quad (5.17)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = - \left[k_h * \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} * X_H \right] \quad (5.18)$$

Anoksik koşullarda kolay ayrışabilir substrat, nitrat, amonyak, heterotrofik biyokütle, ototrofik biyokütle ve yavaş ayrışabilir substrat konsantrasyonlarındaki değişimler kütle dengesi denklemlerindeki gibi oluşacaktır.

$$\begin{aligned} \frac{dS_s}{dt} = & -\frac{\mu_H}{Y_H} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_G * X_H \\ & + \left[k_h * \frac{X_s/X_{B,H}}{K_x + (X_s/X_{B,H})} * \eta_H * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * X_H \right] \end{aligned} \quad (5.19)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{(1-f_{EX})}{2,86} * b_H * \eta_E * X_H - \frac{(1-Y_H)}{2,86 Y_H} * \mu_H * \frac{S_s}{K_s + S_s} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \eta_G * X_H \quad (5.20)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -i_{XB} * \mu_H * \frac{S_s}{K_s + S_s} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \eta_G * X_H + (i_{XB} - f_{EX} * i_{XE}) * b_H * \eta_E * X_H \quad (5.21)$$

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * \left(\frac{K_{OH}}{K_{O,H} + S_O} \right) * \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) * \eta_G * X_H - b_H * \eta_E * X_H \quad (5.22)$$

$$\frac{dX_A}{dt} = -b_A * \eta_E * X_A \quad (5.23)$$

$$\frac{dX_s}{dt} = - \left[k_h * \frac{X_s/X_{B,H}}{K_x + (X_s/X_{B,H})} * \eta_H * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * X_H \right] \quad (5.24)$$

Sistemin modellenmesinde kullanılacak olan tüm kütle dengesi denklemleri kurulduktan sonra sıra, çözümde kullanılacak kinetik ve stokiometrik katsayıların seçimine gelir.

5.2. Katsayıların Belirlenmesi

İki model arasındaki yaklaşım farkından dolayı bir modelde kullanılan katsayıların diğerinde de kullanılabilmesi için dönüştürme yapılmasına ihtiyaç vardır. Her iki modelde ele alınan prosesler çoğalma, bozunma ve hidroliz olarak üç ana başlık altında incelenebilir.

Heterotrofik maksimum spesifik çoğalma hızı $\mu_{max,H}$ için içsel solunum ve ölüm yenilenme yaklaşımlarına göre ilk andaki Oksijen Tüketim Hızları formüle edilip, birbirine eşitlenirse,

$$OUR_{O_{içsel}} = ((1-Y_H)/Y_H) * \mu_{max,H} * X_{H0} + (1-f_E) * b_H * X_{H0}$$

$$OUR_{O_{ölüm}} = ((1-Y_H)/Y_H) * \mu'_{max,H} * X_{H0}$$

$$OUR_{O_{içsel}} = OUR_{O_{ölüm}}$$

$$\mu_{max,H} + (1-f_E) * b_H * (Y_H/(1-Y_H)) = \mu'_{max,H} \quad \text{bulunur. Burada,}$$

$$\mu'_{max,H} = \text{ölüm yenilenme yaklaşımındaki maks. spesifik çoğalma hızı, gün}^{-1}$$

$$\mu_{max,H} = \text{içsel solunum yaklaşımındaki maks. spesifik çoğalma hızı, gün}^{-1}$$

$$f_E = \text{içsel solunum yaklaşımında biyokütlenin mikrobiyal ürünlere dönüşen kısmı}$$

$$b_H = \text{içsel solunum yaklaşımında heterotrofik bozunma hızı, gün}^{-1}$$

$$Y_H = \text{heterotrofik dönüşüm oranı, g KOİ/g KOİ}$$

Aynı şekilde heterotrofik bozunma hızları da iki yaklaşımda farketmektedir. Oksijen tüketim hızının zamana karşı çizilen grafiğinde öncelikle kolay ayrışabilir substratın oksijen tüketimi görülür. Grafiğin ikinci kısmında gözlenen oksijen tüketimi için içsel solunum ve ölüm yenilenme yaklaşımlarının birbirinden farklı açıklamaları vardır. İçsel solunum yaklaşımına göre ikinci kısımdaki oksijen tüketimi, aktif biyokütlenin bozunması dolayısıyla bir kısım biyokütlenin oksijen tüketmesidir.

Ölüm yenilenme yaklaşımında ise, canlılığı kaybolan bir kısım aktif biyokütle yavaş ayrışabilir substrata dönüşerek tekrar hidroliz mekanizmasına dahil olmakta ve yavaş ayrışabilir substrata dönüşerek oksijen tüketmektedir.

$$OUR_{O\dot{i}\dot{s}e\dot{l}} = (1-Y_H) \cdot (S_{S0}/dt) + (1-f_E) \cdot b_H \cdot X_{H0}$$

$$OUR_{Ö\dot{l}ü\dot{m}} = (1-Y_H) \cdot (S_{S0}/dt) + (1-Y_H) \cdot (1-f_P) \cdot b'_H \cdot X_{H0}$$

$$OUR_{O\dot{i}\dot{s}e\dot{l}} = OUR_{Ö\dot{l}ü\dot{m}}$$

$$b_H = [1-Y_H \cdot (1-f_P)] \cdot b'_H \quad \text{Burada,}$$

$$b'_H = \text{ölüm yenilenme yaklaşımında heterotrofik bozunma hızı, gün}^{-1}$$

$$f_P = \text{ölüm yenilenme yaklaşımında biyokütlenin mikrobiyal ürünlere dönüşen kısmı}$$

Ototrofik bozunma hızları ise iki yaklaşım için de aynıdır. Bunun nedeni ise bozunma dolayısıyla sisteme yeniden organik madde girişi, heterotrofik biyokütlenin aktivitesi sonucu oluşmaktadır.

$$b_A = b'_A \quad \text{Burada,}$$

$$b_A = \text{işsel solunum yaklaşımında ototrofik bozunma hızı, gün}^{-1}$$

$$b'_A = \text{işsel solunum yaklaşımında ototrofik bozunma hızı, gün}^{-1}$$

Ayrıca her iki yaklaşımda aktif biyokütlenin inert mikrobiyal ürünlere dönüşen fraksiyonları arasında da bir dönüşüm söz konusudur.

$$f_P = ((1-Y_H)/(1-(Y_H \cdot f_E))) \cdot f_E \quad \text{bağıntısı mevcuttur.}$$

Ölüm yenilenme yaklaşımında aktif biyokütlenin canlılığının kaybolması dolayısıyla ortama yeniden katılan yavaş ayrışabilir substrat, X_S gözönüne alınırsa her iki yaklaşım için heterotrofik maksimum spesifik çoğalma hızı birbirine eşit olur.

$$\mu_{\max,H} = \mu'_{\max,H}$$

Modellemede kullanılan tüm kinetik ve stokiometrik katsayılar Tablo 5.1’de verilmektedir.

Tablo 5.1 Modelleme çalışmasına ait kinetik ve stokiometrik katsayılar

i_{XB} , gN/gKOİ	0.086	b_H , gün ⁻¹	0.0935
i_{XE} , gN/gKOİ	0.06	b'_H , gün ⁻¹	0.15
Y_H , gKOİ/gKOİ	0.43	b_A , gün ⁻¹	0.05
Y_A , gKOİ/gN	0.14	k_h ,gKOİ/(gKOİ*gün)	0.8
$\mu_{max,H}$, gün ⁻¹	4	K_X , gKOİ/gKOİ	0.3
$\mu_{max,A}$, gün ⁻¹	0.8	η_g	0.8
f_{EX}	0.2	η_E	0.8
f_{ES}	0.05	η_h	0.4
f_P	0.124	K_{NH} , mgNH ₃ /l	6
K_S , mgKOİ/l	100	K_{NO} , mgNO ₃ /l	0.2

5.3. Başlangıç Koşullarının Belirlenmesi

Ardışık kesikli reaktörün başlangıç koşulları, bir çevrimin başlangıcında, doldurma evresinde t=0 anı için, izlenecek parametrelerin başlangıç değerleridir. Reaktöre beslenen sızıntı suyunda, kütle dengesi denklemlerini yazdığımız bileşenlerin değerleri Tablo 5.2’deki gibidir.

Tablo 5.2 Sızıntı suyu giriş değerleri

SSo, mg/l	120
SNHo,mg/l	670
SNOo,mg/l	0
XBHo,mg/l	0
XBAo,mg/l	0
XSo,mg/l	360

Ayrıca reaktör içerisinde bir önceki çevrimden, reaktörün boşaltılmamış kısmında kalan sistem bileşenleri sözkonusudur. Tablo 5.3’de önceki çevrimden reaktörde kalan bileşenlerin değerleri verilmiştir.

Tablo 5.3 Önceki çevrimden reaktörde kalan bileşenlerin değerleri

SS, mg/l	0
SNH,mg/l	5
SNO,mg/l	300
XBH,mg/l	7100
XBA,mg/l	497
XS,mg/l	40

Yapılan deneysel çalışmada reaktörde ölçülen toplam uçucu askıda katı madde miktarı 4500 mg UAKM/L’dir. Bu değer yarısının aktif heterotrofik biyokütle olduğu ve aynı zamanda aktif ototrofik biyokütlenin de toplam uçucu katıların %3.5’u kadar olduğu kabulüyle,

$$XBH = (4500 * 0.5) * (V_t / V_o) * 1.42$$

$$XBA = (4500 * 0.035) * (V_t / V_o) * 1.42$$

Burada V_t = reaktörün dolu hacmi

V_o = doldurma evresinin başlangıcındaki reaktör hacmi

Reaktöre beslenen sızıntı suyunun ve reaktörde bir önceki çevrimden kalan bileşen konsantrasyonları bilindikten sonra, doldurma evresi modellenir. Doldurma evresi hem zaman hem de hacim değişkenlidir. Sadece zaman değişkenli süreçlerde ardışık kesikli reaktör için kurulan reaksiyon denklemleri aynı zamanda sistemin kütle dengesi denklemleridir. Doldurma evresinde aynı zamanda iki saat boyunca doldurma da yapıldığından, her bir bileşenin reaksiyon denklemlerinin başına

$\{Q/[V_o+(Q \cdot T_f)]\} \cdot (A_o-A)$ ifadesini koymak gerekir. Burada,

Q = reaktöre beslenen debi, l/gün

V_o = doldurma evresinin başlangıcında reaktör hacmi, l

T_f = doldurma süresi, gün

A_o = bileşenin besleme suyundaki konsantrasyonu, mg/l

A = bileşenin bir önceki çevrimden kalan konsantrasyonu, mg/l

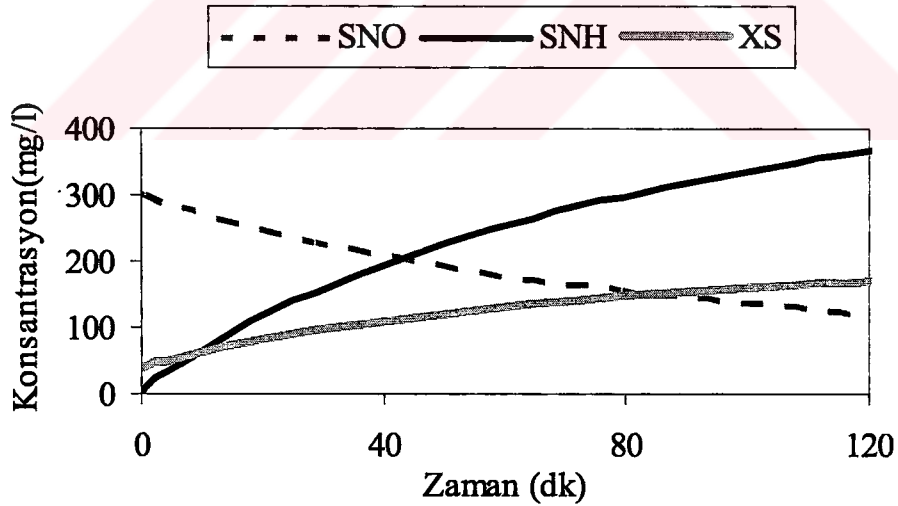
Böylelikle doldurma evresi hem hacim hem de zaman değişkenli olarak modellenmeye başlanır.

6. MODEL ÇIKTILARI

Bu bölümde, reaktörün işletme koşullarına göre uygulanan modellerden elde edilen sonuçlar grafikler halinde verilmiştir. Kurulan modelin bilgisayar ortamında çözümünü yapmak üzere Q-Basic programlama dilinde 8 adet program yazılmıştır. Programların dördü ASM1 modelinde doldurma, birinci aerobik, anoksik ve ikinci aerobik evrelerini çözümlerken, diğer dördü de aynı evreleri İçsel Solunum Modeli'ne göre çözümlenmektedir. Daha sonra ise deneysel çalışma verileri ile modelleme sonuçları aynı grafikler üzerine çizilerek karşılaştırma yapılmıştır.

6.1 ASM1 Modeline Ait Sonuçlar

Doldurma evresine ait sonuçlar Şekil 6.1'de gösterilmektedir.



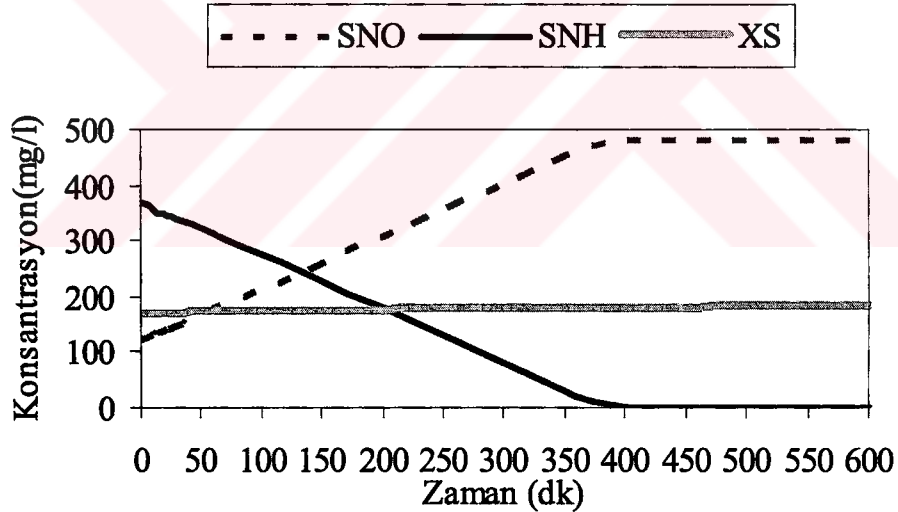
Şekil 6.1 Doldurma evresinde bileşen konsantrasyonlarının değişimi

Doldurma evresinin başlangıç ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.1’de verildiği gibidir. Doldurma safhasının başında reaktördeki hacmin 2,25 L olması dolayısıyla konsantre durumda olan heterotrofik ve ototrofik biyokütle doldurma evresi boyunca seyrelir. Reaktörde seyreلمeye uğrayan bir başka bileşen ise nitrat konsantrasyonudur. Kolay ayrışabilir substrat, amonyak ve yavaş ayrışabilir substrat konsantrasyonları ise bu evre boyunca artar.

Tablo 6.1 Doldurma evresinin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

Tf	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	0	300	5	7100	497	40
120	4	122	367	3196	223	171

Birinci aerobik evrede bileşen konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.2’de verilmektedir.



Şekil 6.2 Birinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin konsantrasyon değişimi

Birinci aerobik evrede, sisteme giren amonyağın ototrof mikroorganizmalarca nitrata oksitlenmesi söz konusudur. Reaktördeki kolay ayrışabilir substratı kullanarak

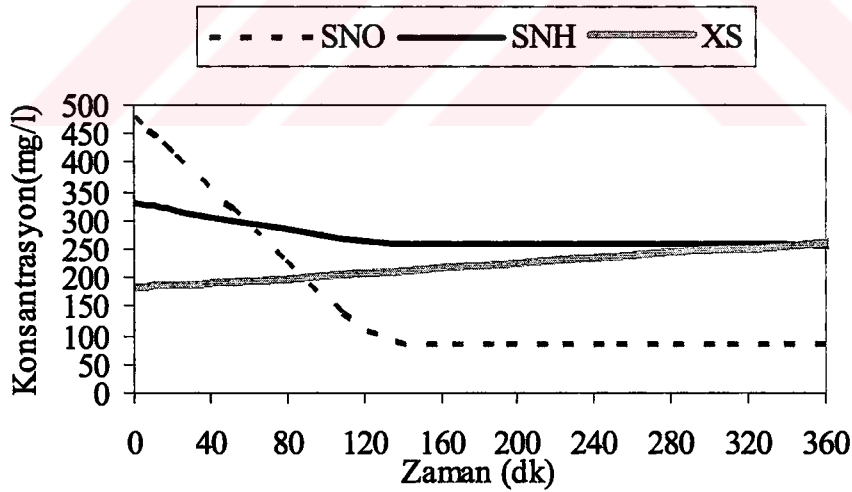
çoğalma prosesini gerçekleştiren heterotrofik biyokütlenin bozunma hızı daha yüksek olduğundan, bu evrede azalma eğilimindedir. Ototrofik biyokütle ise sistemdeki amonyak konsantrasyonu sıfırlanana kadar artmakta bu noktadan sonra ise azalmaya başlamaktadır. Amonyak konsantrasyonu I. Aerobik evrenin sonuna 200 dakika kala sıfırlanmaktadır.

Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları Tablo 6.2’de verilmektedir.

Tablo 6.2 Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları

T1	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	4	122	367	3196	223	171
600	0	479	0	3072	263	183

Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi Şekil 6.3’de verilmektedir.



Şekil 6.3 Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi

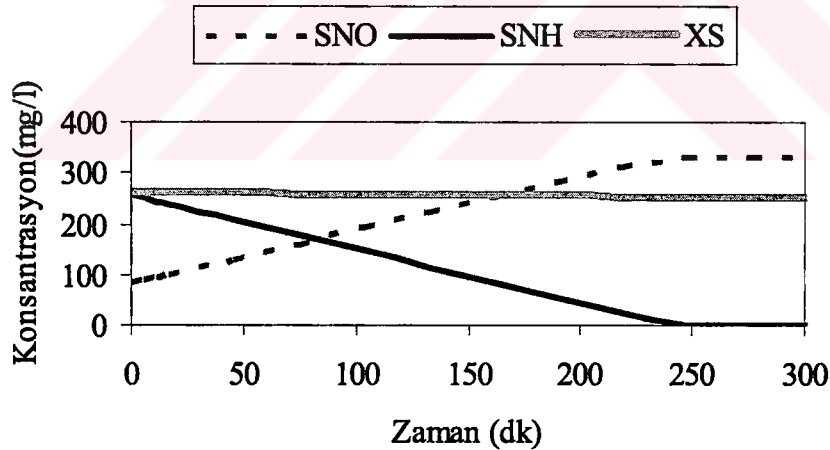
Anoksik evrede, bir önceki evre olan aerobik evrede oluşan nitrat konsantrasyonu denitrifikasyon prosesi dolayısıyla azalır, ancak sıfırlanmaz. Anoksik evrenin başında reaktöre litre başına KOİ'si 2145 mg/L ve amonyağı 330 mg/L olan ham sızıntı suyu eklenmektedir. Deneysel çalışmada kullanılan ham sızıntı suyunun KOİ'sinin %90'ının kolay ayrışabilir organik madde olduğu bilgisinden yola çıkarak, anoksik evrenin başlangıcındaki S_s konsantrasyonu 1930 mg/L alınır. Anoksik evrenin başına ham sızıntı suyu eklemenin arıtma hedeflerini sağlama açısından mahzuru, yüksek miktarda amonyak içermesidir.

Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.3'de verilmektedir.

Tablo 6.3 Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

T2	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	1930	479	330	3072	263	183
360	0	84	257	3782	259	262

İkinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin değişimi Şekil 6.4'de verilmektedir.



Şekil 6.4 İkinci aerobik evredeki bileşen değişimleri

Anoksik evrenin başında reaktöre ham sızıntı suyunun bir bileşeni olarak giren amonyak, bu evrede nitrifikasyona uğrar. Bu evre reaksiyon evresinin son safhası olması dolayısıyla, çıkış suyunda yüksek konsantrasyonlarda nitrat gözlenir.

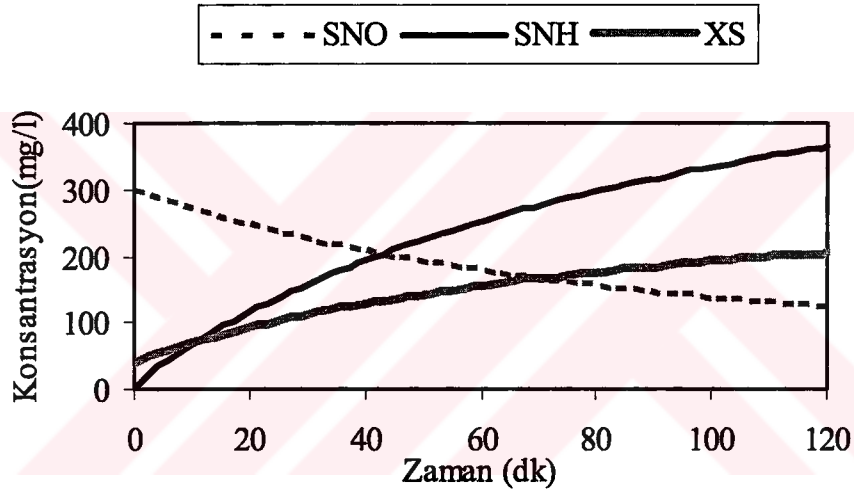
İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.4’de verildiği gibidir.

Tablo 6.4 İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

T3	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	0	84	257	3782	259	262
300	2	331	0	3713	289	252

6.2 İçsel Solunum Modeline Ait Sonuçlar

Doldurma evresine ait sonuçlar Şekil 6.5’de gösterilmektedir.



Şekil 6.5 Doldurma evresinde bileşen konsantrasyonlarının değişimi

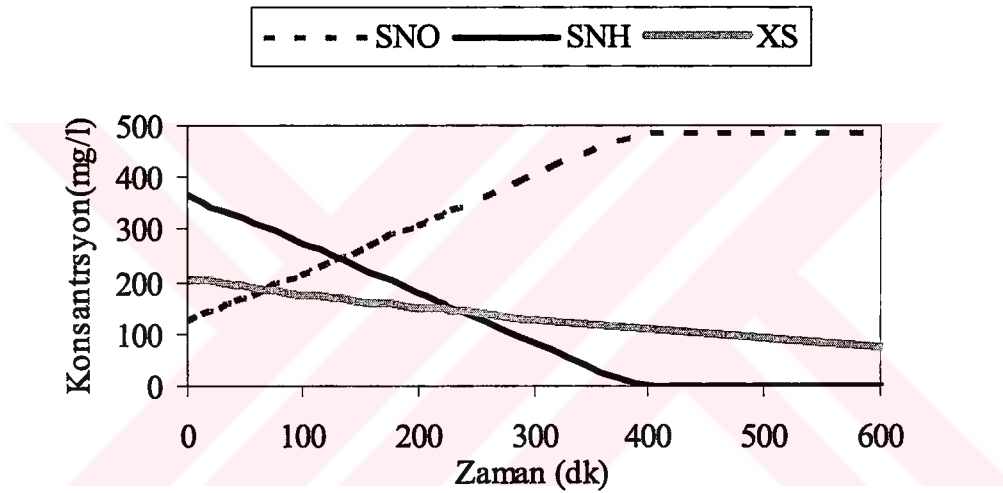
İçsel solunum modeline göre doldurma evresinde, aynen ASM1 modelinde olduğu gibi, anoksik koşullar mevcuttur. Reaktördeki bileşenler için anoksik koşullarda meydana gelen değişimler geçerli olduğu gibi, iki saat boyunca reaktörün hacim artışında kaynaklanan değişimler de söz konusudur. Aradaki tek fark yaklaşım ayrılığından doğan sayısal farklılıklardır. Şekilden de görüldüğü üzere doldurma evresi boyunca nitrat konsantrasyonu azalırken, amonyak konsantrasyonu artmaktadır.

Doldurma evresinin başlangıç ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.5’de verildiği gibidir.

Tablo 6.5 Doldurma evresinin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

Tf	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	0	300	5	7100	497	40
120	4	123	365	3262	226	205

Birinci aerobik evrede bileşen konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.6’de verilmektedir.



Şekil 6.6 Birinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin konsantrasyon değişimi

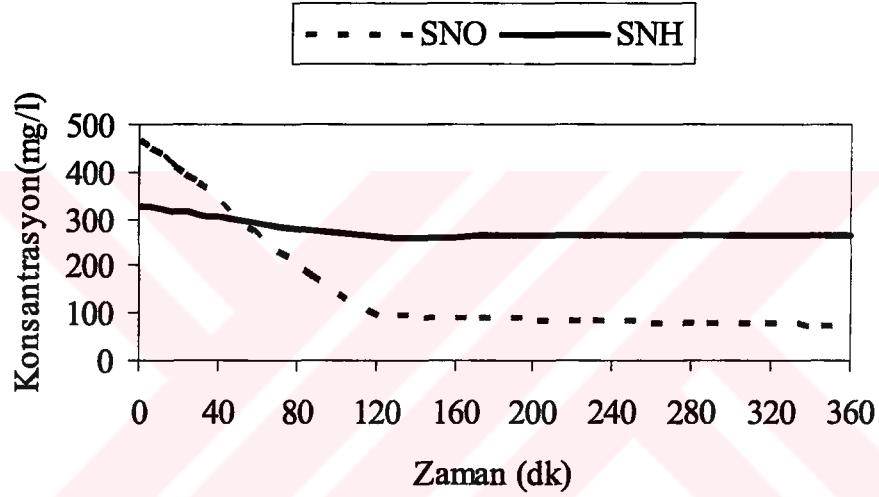
Birinci aerobik evrede gerçekleşen nitrifikasyon ile beraber amonyak konsantrasyonu sıfır değerine inmektedir. Bununla beraber nitrat konsantrasyonu artmaktadır. Heterotrofik biyokütle, ortamdaki kolay ayrışabilir substatın azlığından bu evrede azalma eğilimindedir. Ototrofik biyokütle ise ortamdaki amonyağı oksitleyerek çoğalma prosesini gerçekleştirir.

Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları Tablo 6.6'de verilmektedir.

Tablo 6.6 Birinci aerobik evrenin başlangıcında ve sonunda bileşen konsantrasyonları

T1	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	4	123	365	3262	226	205
600	0	487	0	3152	270	76

Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi Şekil 6.7'de verilmektedir.



Şekil 6.7 Anoksik evrede sistem bileşenlerinin değişimi

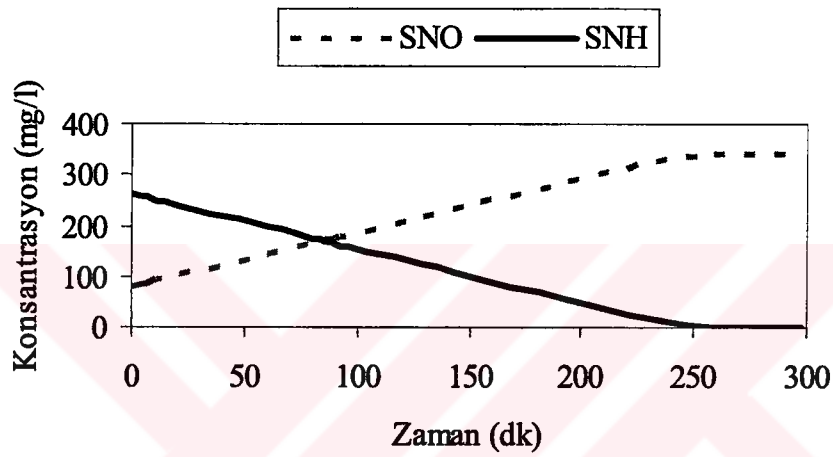
Anoksik evrede gerçekleşen denitrifikasyon prosesi dolayısıyla nitrat konsantrasyonu 75 mg/l'e inmektedir. Amonyak ise anoksik koşullarda heterotrofik biyokütlenin çoğalma reaksiyonunda bünyeye alınarak giderilirken, bir taraftan da heterotrofik biyokütlenin bozunması dolayısıyla ortama geri salınmaktadır. Kolay ayrışabilir substrat bu evrede denitrifikasyon mekanizmasıyla tüketilirken, hidroliz mekanizmasıyla artırılmaya çalışılmaktadır. Ancak denitrifikasyon prosesi daha hızlı geliştiğinden, bu evrede kolay ayrışabilir organik madde 115 ila 140 dakikaları arasında tükenir.

Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.7’de verilmektedir.

Tablo 6.7 Anoksik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

T2	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	1930	487	330	3152	270	76
360	0	75	264	3911	267	61

İkinci aerobik evrede sistem bileşenlerinin değişimi Şekil 6.8’de verilmektedir.



Şekil 6.8 İkinci aerobik evredeki bileşen değişimleri

Reaksiyon evresinin sonunda reaktörde 340 mg/l nitrat konsantrasyonu mevcuttur. Amonyak ise tamamen nitrifiye edilmiştir.

İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları Tablo 6.8’de verildiği gibidir.

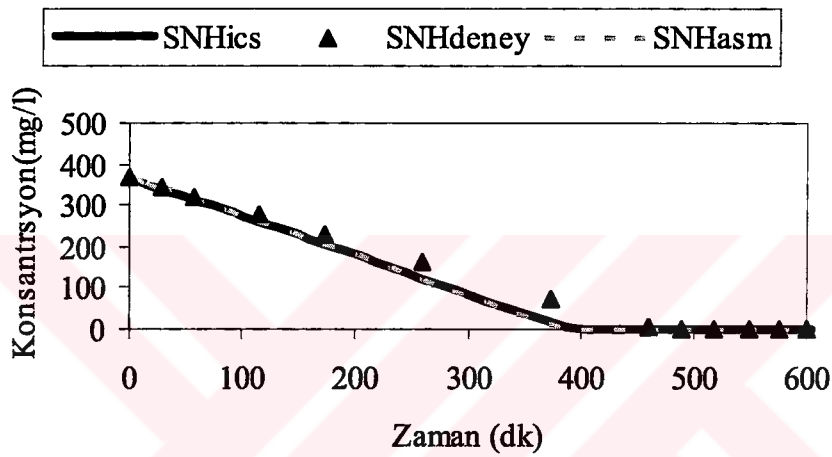
Tablo 6.8 İkinci aerobik evrenin başında ve sonundaki bileşen konsantrasyonları

T3	SS	SNO	SNH	XBH	XBA	XS
0	0	75	264	3917	267	61
300	0	340	0	3845	301	36

6.3 Model Çıktılarının Deneysel Verilerle Karşılaştırılması

Anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun ardışık kesikli reaktörde arıtımı biyolojik azot giderimi amacı taşıdığından, Yılmaz(2000) tarafından yapılan deneysel çalışmada birinci aerobik evrede amonyak konsantrasyonu değişimi ve anoksik evrede nitrat konsantrasyonu değişimi için çevrim içi veriler mevcuttur.

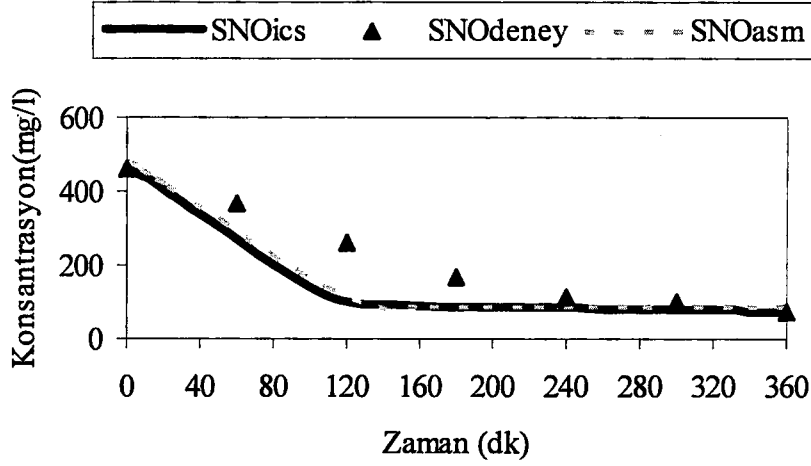
Birinci aerobik evrede amonyak değişimi grafiği Şekil 3.2’de verilmiştir. Buna göre model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırması Şekil 6.9’da görülmektedir.



Şekil 6.9 Birinci aerobik evrede model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırması

Şekilden de görüldüğü gibi iki modelin çıktıları üst üste gelmiştir. Bunun nedeni olarak modelleme çalışmasında yapılan katsayı dönüşümleri gösterilebilir. Ayrıca model çıktılarıyla deneysel veriler birinci aerobik evrede birbirleriyle oldukça uyumludurlar.

Anoksik evrede nitrat giderim profili daha önce Şekil 3.3’de verilmiştir. Bu evrede model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırılması Şekil 6.10’da verilmektedir.



Şekil 6.10 Anoksik evrede model çıktılarıyla deneysel verilerin karşılaştırması

Bu evrede de model çıktıları bire bir uyum sağlamıştır. Model çıktıları deneysel verilerle evre boyunca farklı yollar izleseler evre sonuna yaklaşıldıkça aynı sonuçları vermişlerdir.

6.4 Sonda Anoksik Evre Senaryosu

İçsel solunum ve ASM1 modelleri reaktörün verilen işletme şartları için hemen hemen aynı sonuçları vermektedir. Her iki yaklaşıma göre de çıkış suyunda ki nitrat konsantrasyonu yüksektir. Kemerburgaz Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan gelen sızıntı sularını arıtacak olan arıtma tesisi, henüz inşaat aşamasında olsa da, nihai deşarj İSKİ kanalına yapılacaktır. Dolayısıyla tesis için İSKİ mevzuatındaki kanala deşarj yönetmeliği geçerlidir.

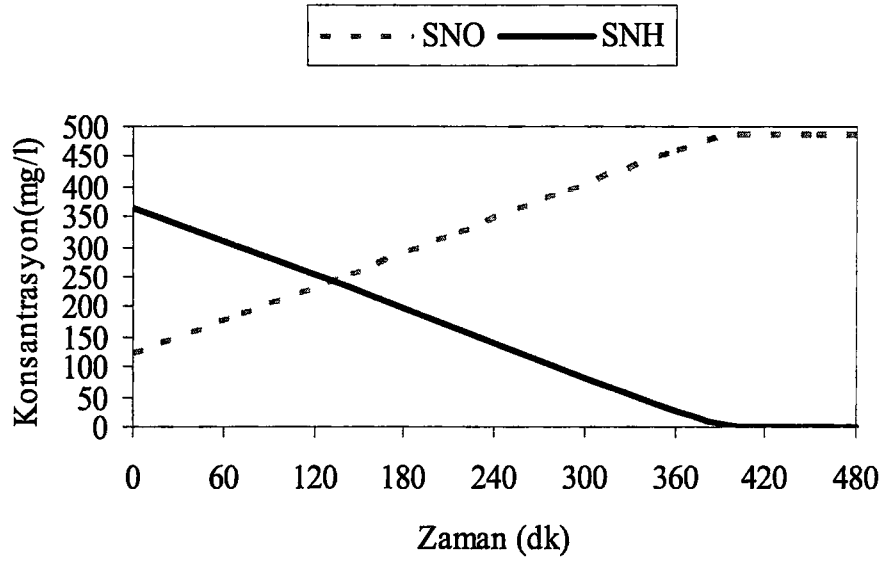
Tablo 6.9 İSKİ Atıksuların Kanalizasyon Şebekesine Deşarj Yönetmeliği Limitleri

Parametreler (mg/l)	İki saatlik kompozit atıksu örneğinde izin verilebilir değer
KOİ	800
AKM	350
TN	100
TP	10

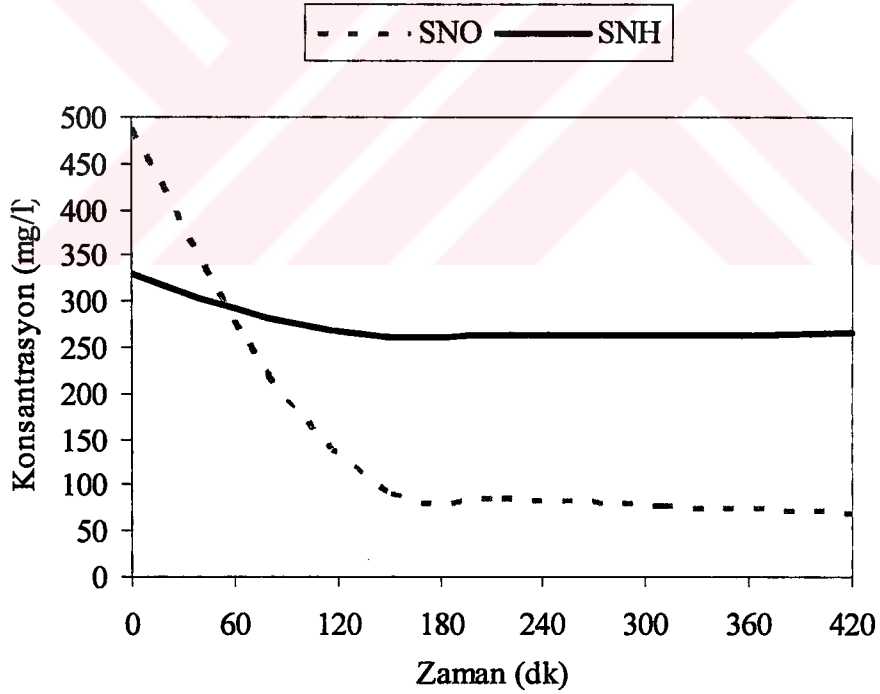
Yönetmelikte kanala deşarj edilen atıksuyun azot bileşenlerine dair bir ayırmaya gidilmemiş, sadece bir toplam azot sınır değeri verilmiştir. KOİ limiti ise 800 mg/l olarak belirlenmiştir. Ardışık kesikli reaktöre 1200 mg/l KOİ konsantrasyonunna sahip anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyu beslenmektedir ve bu değerin %10'unun kolay ayrışabilir, %30'unun ise yavaş ayrışabilir organik madde olduğu kabul edilmiştir. Geriye kalan ve %60'lık kısmı oluşturan 720 mg/l KOİ inert karakterdedir. Bu noktadan yola çıkarak AKR çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunun, İSKİ kanala deşarj standardını sağlaması zordur. Her ne kadar ardışık kesikli reaktörün reaksiyon evresinin sonunda, çıkış suyunda kolay ayrışabilir organik madde gözlenemiyorsa da, bir miktar yavaş ayrışabilir substrat sistemde kalmaktadır. Ayrıca reaktöre beslenen atıksuyun KOİ değeri arttığında, buna bağlı olarak inert fraksiyonun değeri de artacak ve deşarj limitini sağlamak iyice zorlaşacaktır.

Reaksiyon evresinde I. Aerobik evrenin gereğinden uzun olduğu model çalışmasıyla saptanmış, deneysel verilerle karşılaştırılarak sağlaması yapılmıştır. Aerobik evreyi 2 saat kısaltıp, 8 saate indirerek ve ikinci aerobik evreyi de ½ saat kısaltıp, 3,5 saate indirerek, bu 2,5 saati reaksiyon evresinin sonunda ek bir anoksik evre olarak ve ayrıca varolan anoksik evreyi 1 saat uzatarak değerlendirdiğimiz taktirde, çıkış suyu konsantrasyonlarının nasıl etkileneceğini irdeleyelim. Bu aşamada iki modelden İçsel Solunum Modeli seçilerek hesap yapılmıştır.

Doldurma evresinde, reaktöre giriş şartlarında bir değişme olmadığı için Tablo 6.5'de verilen değerlerden herhangi bir farklılık yoktur. Birinci aerobik evre ise 2 saat kısaltılarak, bileşenlerin değişimi 480 dakika boyunca Şekil 6.11'de verildiği gibi incelenmiştir. Bundan sonra gelen anoksik evreye ise 1 saat eklenerek nitrat giderimindeki değişim incelenmektedir. Anoksik evrede 7 saat boyunca meydana gelen nitrat ve amonyak değişimleri Şekil 6.12'de görülmektedir.

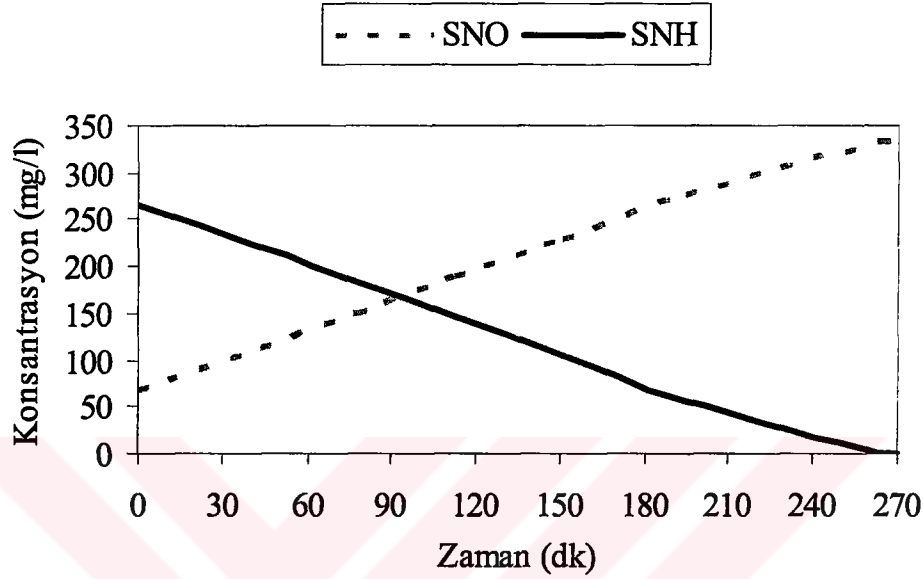


Şekil 6.11 8 saatlik birinci aerobik evrede nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi



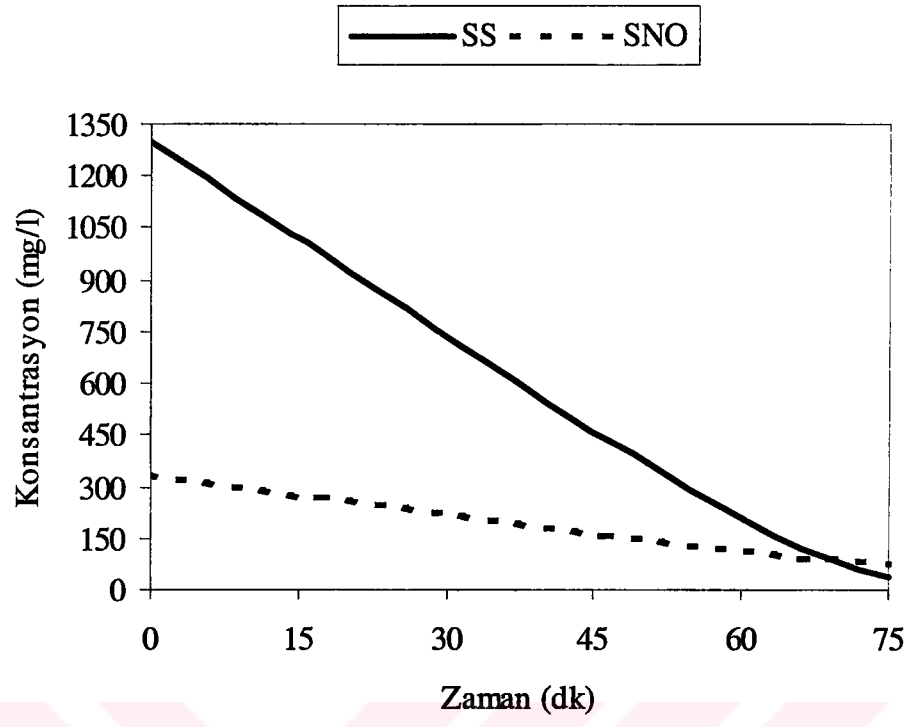
Şekil 6.12 7 saatlik anoksik evre boyunca nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi

Yapılan modelleme çalışmasında görülmüştür ki, ikinci aerobik evrede amonyak evre sonuna 35 dakika kala tükenmektedir. Bu nedenle ikinci aerobik evrenin süresi 5 saatten 4,5 saate indirilmiştir. Şekilden de görülebileceği gibi evrenin sonunda amonyak konsantrasyonu tamamen tükenmiştir.



Şekil 6.13 İkinci aerobik evrede nitrat ve amonyak konsantrasyonlarının değişimi

Reaksiyon evresi toplamının 21 saat olduğu ardışık kesikli reaktörde, 19,5 saat birinci aerobik, anoksik ve ikinci aerobik evrelerde harcanmıştır. Geriye kalan 1,5 saatlik reaksiyon süresinin 75 dakikasının sonda bir anoksik evre oluşturularak ve en son 15 dakikasının da denitrifikasyon dolayısıyla meydana gelecek azot gazı çıkışının çamur çökeltme özelliğini bozmaması için havalandırma yapılarak değerlendirilmesi öngörülmektedir. Bu anoksik evrenin başına ise 1300 mg/l asetat eklenmektedir. Şekil 6.14'de bu evreye ait kolay ayrışabilir substrat ve nitrat değişim grafiği görülmektedir. Kolay ayrışabilir substrat evrenin sonunda tükenmektedir. Bununla beraber nitrat konsantrasyonu 76 mg/l değerinde kalmaktadır.



Şekil 6.14 Son anoksik evrede nitrat konsantrasyonunun değişimi

7. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu bölümde, modelleme çalışmalarından elde edilen sonuçlar, çalışmanın evreleri boyunca ele alınmıştır. Öneriler kısmında, elde edilen sonuçların ışığında, çalışmanın ne şekilde ileriye götürülebileceği hakkında öngörülerde bulunulmuştur.

7.1 Sonuçlar

Ardışık kesikli reaktörlerde sızıntı sularından biyolojik azot gideriminin modellenmesi kapsamında yürütülen çalışmalar dört ana evreden oluşmaktadır:

- ◆ Modelleme çalışmasında uygulanacak yaklaşımların seçimi,
- ◆ Modelleme çalışması öncesi gerekli bilgilerin belirlenmesi,
- ◆ Seçilen iki yaklaşımın, AKR’de biyolojik azot giderimine uygulanması,
- ◆ Model çıktılarıyla deneysel verilerin, yaklaşım uygunluğunun denenmesi açısından karşılaştırılması

Modelleme çalışmalarından elde edilen sonuçlar bu dört ana başlık altında incelenecektir.

7.1.1 Modelleme Çalışmasında Uygulanacak Yaklaşımların Seçimi

Yaklaşım seçimi evresinde, seçilecek yaklaşımların uygulama açısından basitleştirme yapılmasına ve sızıntı suyu karakterizasyonundaki bileşenlere uygun olması göz önünde bulundurulmuştur.

Sızıntı suyu karakterindeki yüksek organik karbon ve amonyak kirliliği nedeniyle, arıtma prosesleri karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerini içermektedir. Bu tanıma uyan İçsel Solunum Modeli ve ASM1 uygulanmak üzere seçilen modellerdir.



- ◆ Anoksik evrenin başlangıcında ilave karbon kaynağı olarak ham sızıntı suyu verildiğinde nitrat konsantrasyonu çıkışta yüksek konsantrasyonlarda kalmaktadır.
- ◆ Reaksiyon evresinin sonuna anoksik faz ekleyerek 66 mg/l'e indirilen nitrat konsantrasyonu ile İSKİ kanala deşarj toplam azot limiti sağlanmaktadır.

7.2 Öneriler

- ◆ Seçilen içsel solunum ve ASM1 modellerinden başka sistem ASM3 (Activated Sludge Model No.3) için de modellenabilir.
- ◆ Modellemeye yönelik yapılacak bir deneysel çalışma ile genel olarak sızıntı sularından biyolojik azot giderimine ait bir tasarım yaklaşımı oluşturulabilir.
- ◆ Anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı sularından biyolojik azot gideriminde karşılaşılan en önemli problemlerden biri olan ilave karbon kaynağı ile ilgili bir çalışma yapıp en ekonomik ve uygulanabilir atıksu türü belirlenebilir.
- ◆ İçsel solunum modelinde ardışık kesikli reaktörün işletme şartları değiştirilerek sistem performansı üzerine etkisi araştırılabilir.
- ◆ Yapılacak kapsamlı bir çalışma ile, bu çalışmada da eksikliği ve belirsizliği dezavantaj oluşturmuş olan, anaerobik ön arıtma görmüş atıksuların kinetik ve stokiometrik katsayı aralıkları hakkında fikir sahibi olunabilir.

KAYNAKLAR

- Altınbaş, M., Yangın, Ç., Yılmaz, S., Öztürk, İ., 1999.** Evsel Atıksularla Sızıntı Sularının Anaerobik ve Kimyasal Arıtılabilirliği, Anaerobik Biyoteknoloji ile Evsel ve Endüstriyel Atıksulardan Biyoenerji Geri Kazanımı, Nihai Rapor, 83-109.
- Andreottola, G., Bortone, G., Tilche, A., 1997.** Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors, *Water Science and Technology*, 35, 113-120.
- Brenner, A., 1997.** Use of Computers for process design analysis and control: sequencing batch reactor application, *Water Science and Technology*, 35, 95-104.
- Furumai, H., Kazmi, A.A., Fujita, M., Furuya, Y., Sasaki, K., 1999.** Modelling Long Term Nutrient Removal In A Sequencing Batch Reactor, *Water Research*, 33(11), 2708-2714.
- Hanhan, O., 1999.** Aralıklı havalandırılmalı sürekli aktif çamur sistemlerinde azot gideriminin modellenmesi ve tasarımı, *Doktora Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M., 2000.** Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing, London. England.
- Ibrahim, G., Abasaeed, A.E., 1995.** Modelling of Sequencing Batch Reactors, *Water Research*, 29(7), 1761-1766.
- Irvine, R.L., Wilderer, P.A., Flemming, H.C., 1997.** Controlled Unsteady State Processes and Technologies—An Overview, *Water Science and Technology*, 35, 1-10.
- Isaacs, S., 1997.** Automatic adjustment of cyclic length and aeration time for improved nitrogen removal in an alternating sludge process. *Water Science and Technology*, 35, 225-232.
- Ketchum, L.H. Jr., 1997.** Design and Physical Features of Sequencing Batch Reactors, *Water Science and Technology*, 35, 11-18.
- Mavinic, D. S., 1984.** Kinetics of carbon utilization in treatment of leachate, *Wat. Res.*, 18, 10, 1279-1284

- Novak, L., Goronszy, M.C., Wanner, J., 1997.** Dynamic mathematical modelling of sequencing batch reactors with aerated and mixed filling period. *Water Science and Technology*, 35, 105-112.
- Orhon, D., Artan, N., 1994.** Modelling of activated sludge systems, Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster.
- Öztürk, İ., 1999.** Anaerobik Biyoteknoloji ile Evsel ve Endüstriyel Atıksulardan Biyoenerji Geri Kazanımı, Nihai Rapor.
- Sözen, S., Orhon, D., Avcıoğlu, E., Karahan, Ö., 2001.** İçsel Solunum ve Fermentasyon Ürünlerinin Karbon Kaynağı Olarak Kullanıldığı Ortamlarda Denitrifikasyon Kinetiği, Nihai Rapor.
- Yılmaz, G., 2000.** Katı atık sızıntı sularında biyolojik azot giderimi, *Doktora Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Zaloum, R., Abbott, M., 1997.** Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. *Water Science and Technology*, 35, 207-214.
- Zhao, H., Hao, O.J., McAvoy, T.J, Chang, C., April 1997.** Modelling Nutrient Dynamics In Sequencing Batch Reactor. *Journal of Environmental Engineering*, 311-319.

EKLER

EK I

```
DECLARE FUNCTION FXH3! (SS3!, XH3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FSNH3! (SS3!, SNH3!, XH3!, XA3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FXA3! (SNH3!, XA3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FSS3! (SS3!, XH3!, XS3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FXS3! (XH3!, XS3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FSNO3! (SNH3!, XA3!, T3!)
DECLARE FUNCTION FXS2! (SNO2!, XH2!, XS2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FXA2! (XA2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FXH2! (SS2!, SNO2!, XH2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FSNH2! (SS2!, SNO2!, XH2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FSNO2! (SS2!, SNO2!, XH2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FSS2! (SS2!, SNO2!, XH2!, XS2!, T2!)
DECLARE FUNCTION FXS1! (XH1!, XS1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FXH1! (SS1!, XH1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FXA1! (SNH1!, XA1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FSS1! (SS1!, XH1!, XS1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FSNO1! (SNH1!, XA1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FSNH1! (SS1!, SNH1!, XH1!, XA1!, T1!)
DECLARE FUNCTION FXS! (SNO!, XH!, XS!, Tf!)
DECLARE FUNCTION FSS! (SS!, SNO!, XH!, XS!, Tf!)
DECLARE FUNCTION FSNO! (SS!, SNO!, XH!, Tf!)
DECLARE FUNCTION FSNH! (SS!, SNO!, XH!, SNH!, Tf!)
DECLARE FUNCTION FXA! (XA!, Tf!)
DECLARE FUNCTION FXH! (SS!, SNO!, XH!, Tf!)
ATLA = 0
SAYFA = 20
DIM SHARED iXB, fP, MMH, MMA, Kx, bH, bA, kh, ETAG, ETAh AS DOUBLE
DIM SHARED KS, KNO, KNH, YH, YA, Tf, Q, DT, Vo, fh, fa AS DOUBLE
REM DOLDURMA EVRESI/ICSEL SOLUNUM
CLS
REM INPUT "STOKIOMETRIK KATSAYILAR (YH, YA, iXB, fP)"; YH, YA, iXB, fP
REM INPUT "KINETİK KATSAYILAR (MMH, MMA, KS, KNO, KNH)"; MMH, MMA, KS,
KNO, K
REM INPUT "KİN KAT DEVAM (KX, bH, bA, ETAG, ETAh)"; KX, bH, bA, ETAG, ETAh
SSo = 120
SNHo = 670
SNOo = 0
XH0 = 0
XA0 = 0
XSo = 360
SS = 0
XT = 4500
SNH = 5
SNO = 300
XS = 40
iXB = .086
```

```

iXE = .06
YH = .43
YA = .14
fEX = .2
fES = .05
MMH = 4
MMA = .8
KS = 100
KNO = .2
KNH = 6
bH = .0935
bA = .05
kh = .8
Kx = .3
ETAG = .8
ETAe = .8
ETAh = .4
DT = .002
Tf = .084
Q = 33
Vo = 2.25
fh = .5
fa = .035
XH = (XT * fh) * (5 / 2.25) * 1.42
XA = (XT * fa) * (5 / 2.25) * 1.42
REM DIFERANSİYEL DENKLEM COZUMU
PRINT "DOLDURMA EVRESİ = I. ANOKSIK EVRE"
SATIR = 0
FOR Tf = 0 + DT TO .084 STEP DT
A1 = FSS(SS, SNO, XH, XS, Tf) * DT
B1 = FSNO(SS, SNO, XH, Tf) * DT
C1 = FSNH(SS, SNO, XH, SNH, Tf) * DT
D1 = FXH(SS, SNO, XH, Tf) * DT
E1 = FXA(XA, Tf) * DT
F1 = FXS(SNO, XH, XS, Tf) * DT
A2 = FSS(SS + .5 * A1, SNO + .5 * B1, XH + .5 * D1, XS + .5 * F1, Tf + .5 * DT) * DT
B2 = FSNO(SS + .5 * A1, SNO + .5 * B1, XH + .5 * D1, Tf + .5 * DT) * DT
C2 = FSNH(SS + .5 * A1, SNO + .5 * B1, XH + .5 * D1, SNH + .5 * C1, Tf + .5 * DT) * DT
D2 = FXH(SS + .5 * A1, SNO + .5 * B1, XH + .5 * D1, Tf + .5 * DT) * DT
E2 = FXA(XA + .5 * E1, Tf + .5 * DT) * DT
F2 = FXS(SNO + .5 * B1, XH + .5 * D1, XS + .5 * F1, Tf + .5 * DT) * DT
A3 = FSS(SS + .5 * A2, SNO + .5 * B2, XH + .5 * D2, XS + .5 * F2, Tf + .5 * DT) * DT
B3 = FSNO(SS + .5 * A2, SNO + .5 * B2, XH + .5 * D2, Tf + .5 * DT) * DT
C3 = FSNH(SS + .5 * A2, SNO + .5 * B2, XH + .5 * D2, SNH + .5 * C2, Tf + .5 * DT) * DT
D3 = FXH(SS + .5 * A2, SNO + .5 * B2, XH + .5 * D2, Tf + .5 * DT) * DT
E3 = FXA(XA + .5 * E2, Tf + .5 * DT) * DT
F3 = FXS(SNO + .5 * B2, XH + .5 * D2, XS + .5 * F2, Tf + .5 * DT) * DT
A4 = FSS(SS + A3, SNO + B3, XH + D3, XS + F3, Tf + DT) * DT
B4 = FSNO(SS + A3, SNO + B3, XH + D3, Tf + DT) * DT
C4 = FSNH(SS + A3, SNO + B3, XH + D3, SNH + .5 * C3, Tf + DT) * DT
D4 = FXH(SS + A3, SNO + B3, XH + D3, Tf + DT) * DT
E4 = FXA(XA + E3, Tf + DT) * DT
F4 = FXS(SNO + B3, XH + D3, XS + F3, Tf + DT) * DT
DSS = (1 / 6) * (A1 + 2 * A2 + 2 * A3 + A4)
DSNO = (1 / 6) * (B1 + 2 * B2 + 2 * B3 + B4)
DSNH = (1 / 6) * (C1 + 2 * C2 + 2 * C3 + C4)
DXH = (1 / 6) * (D1 + 2 * D2 + 2 * D3 + D4)
DXA = (1 / 6) * (E1 + 2 * E2 + 2 * E3 + E4)
DXS = (1 / 6) * (F1 + 2 * F2 + 2 * F3 + F4)
SS = SS + DSS

```

```

SNO = SNO + DSNO
SNH = SNH + DSNH
XH = XH + DXH
XA = XA + DXA
XS = XS + DXS
IF SS < 1 THEN SS = 0
IF SNO < 1 THEN SNO = 0
IF SNH < 1 THEN SNH = 0
PRINT USING ("####.### "); Tf; SS; SNO; SNH; XH; XA; XS
SATIR = SATIR + 1
IF SATIR = SAYFA THEN
SATIR = 1
WHILE INKEY$ = "": WEND
CLS
END IF
NEXT Tf
PRINT "I.AEROBIK EVRE"
SATIR = 0
T1 = .416
SS1 = SS: XH1 = XH: XA1 = XA: XS1 = XS: SNH1 = SNH: SNO1 = SNO
FOR T1 = 0 + DT TO T1 + DT STEP DT
K1 = FSS1(SS1, XH1, XS1, T1) * DT
L1 = FSNO1(SNH1, XA1, T1) * DT
M1 = FSNH1(SS1, SNH1, XH1, XA1, T1) * DT
N1 = FXH1(SS1, XH1, T1) * DT
P1 = FXA1(SNH1, XA1, T1) * DT
R1 = FXS1(XH1, XS1, T1) * DT
K2 = FSS1(SS1 + .5 * K1, XH1 + .5 * N1, XS1 + .5 * R1, T1 + .5 * DT) * DT
L2 = FSNO1(SNH1 + .5 * M1, XA1 + .5 * P1, T1 + .5 * DT) * DT
M2 = FSNH1(SS1 + .5 * K1, SNH1 + .5 * M1, XH1 + .5 * N1, XA1 + .5 * P1, T1 +
N2 = FXH1(SS1 + .5 * K1, XH1 + .5 * N1, T1 + .5 * DT) * DT
P2 = FXA1(SNH1 + .5 * M1, XA1 + .5 * P1, T1 + .5 * DT) * DT
R2 = FXS1(XH1 + .5 * N1, XS1 + .5 * R1, T1 + .5 * DT) * DT
K3 = FSS1(SS1 + .5 * K2, XH1 + .5 * N2, XS1 + .5 * R2, T1 + .5 * DT) * DT
L3 = FSNO1(SNH1 + .5 * M2, XA1 + .5 * P2, T1 + .5 * DT) * DT
M3 = FSNH1(SS1 + .5 * K2, SNH1 + .5 * M2, XH1 + .5 * N2, XA1 + .5 * P2, T1 +
N3 = FXH1(SS1 + .5 * K2, XH1 + .5 * N2, T1 + .5 * DT) * DT
P3 = FXA1(SNH1 + .5 * M2, XA1 + .5 * P2, T1 + .5 * DT) * DT
R3 = FXS1(XH1 + .5 * N2, XS1 + .5 * R2, T1 + .5 * DT) * DT
K4 = FSS1(SS1 + K3, XH1 + N3, XS1 + R3, T1 + DT) * DT
L4 = FSNO1(SNH1 + M3, XA1 + P3, T1 + DT) * DT
M4 = FSNH1(SS1 + K3, SNH1 + M3, XH1 + N3, XA1 + P3, T1 + DT) * DT
N4 = FXH1(SS1 + K3, XH1 + N3, T1 + DT) * DT
P4 = FXA1(SNH1 + M3, XA1 + P3, T1 + DT) * DT
R4 = FXS1(XH1 + N3, XS1 + R3, T1 + DT) * DT
DSS1 = (1 / 6) * (K1 + 2 * K2 + 2 * K3 + K4)
DSNO1 = (1 / 6) * (L1 + 2 * L2 + 2 * L3 + L4)
DSNH1 = (1 / 6) * (M1 + 2 * M2 + 2 * M3 + M4)
DXH1 = (1 / 6) * (N1 + 2 * N2 + 2 * N3 + N4)
DXA1 = (1 / 6) * (P1 + 2 * P2 + 2 * P3 + P4)
DXS1 = (1 / 6) * (R1 + 2 * R2 + 2 * R3 + R4)
SS1 = SS1 + DSS1
SNO1 = SNO1 + DSNO1
SNH1 = SNH1 + DSNH1
XH1 = XH1 + DXH1
XA1 = XA1 + DXA1
XS1 = XS1 + DXS1
IF SNH1 < 1 THEN SNH1 = 0
IF XS1 < 1 THEN XS1 = 0
IF SS1 < 1 THEN SS1 = 0

```

```

PRINT USING ("####.### "); T1; SS1; SNO1; SNH1; XH1; XA1; XS1
SATIR = SATIR + 1
IF SATIR = SAYFA THEN
SATIR = 1
WHILE INKEY$ = "": WEND
CLS
END IF
NEXT T1

PRINT " ANOKSIK EVRE"
SATIR = 0
SS2 = 1930: SNO2 = SNO1: SNH2 = 330: XH2 = XH1: XA2 = XA1: XS2 = XS1
T2 = .25
t = .005
FOR T2 = 0 + t TO T2 STEP t

x1 = FSS2(SS2, SNO2, XH2, XS2, T2) * t
y1 = FSNO2(SS2, SNO2, XH2, T2) * t
z1 = FSNH2(SS2, SNO2, XH2, T2) * t
w1 = FXH2(SS2, SNO2, XH2, T2) * t
q1 = FXA2(XA2, T2) * t
s1 = FXS2(SNO2, XH2, XS2, T2) * t

x2 = FSS2(SS2 + .5 * x1, SNO2 + .5 * y1, XH2 + .5 * w1, XS2 + .5 * s1, T2 + .5 * t) * t
y2 = FSNO2(SS2 + .5 * x1, SNO2 + .5 * y1, XH2 + .5 * w1, T2 + .5 * t) * t
z2 = FSNH2(SS2 + .5 * x1, SNO2 + .5 * y1, XH2 + .5 * w1, T2 + .5 * t) * t
w2 = FXH2(SS2 + .5 * x1, SNO2 + .5 * y1, XH2 + .5 * w1, T2 + .5 * t) * t
q2 = FXA2(XA2 + .5 * q1, T2 + .5 * t) * t
s2 = FXS2(SNO2 + .5 * y1, XH2 + .5 * w1, XS2 + .5 * s1, T2 + .5 * t) * t

x3 = FSS2(SS2 + .5 * x2, SNO2 + .5 * y2, XH2 + .5 * w2, XS2 + .5 * s2, T2 + .5 * t) * t
y3 = FSNO2(SS2 + .5 * x2, SNO2 + .5 * y2, XH2 + .5 * w2, T2 + .5 * t) * t
z3 = FSNH2(SS2 + .5 * x2, SNO2 + .5 * y2, XH2 + .5 * w2, T2 + .5 * t) * t
w3 = FXH2(SS2 + .5 * x2, SNO2 + .5 * y2, XH2 + .5 * w2, T2 + .5 * t) * t
q3 = FXA2(XA2 + .5 * q2, T2 + .5 * t) * t
s3 = FXS2(SNO2 + .5 * y2, XH2 + .5 * w2, XS2 + .5 * s2, T2 + .5 * t) * t
x4 = FSS2(SS2 + x3, SNO2 + y3, XH2 + w3, XS2 + s3, T2 + t) * t
y4 = FSNO2(SS2 + x3, SNO2 + y3, XH2 + w3, T2 + t) * t
z4 = FSNH2(SS2 + x3, SNO2 + y3, XH2 + w3, T2 + t) * t
w4 = FXH2(SS2 + x3, SNO2 + y3, XH2 + w3, T2 + t) * t
q4 = FXA2(XA2 + q3, T2 + t) * t
s4 = FXS2(SNO2 + y3, XH2 + w3, XS2 + s3, T2 + t) * t
DSS2 = (1 / 6) * (x1 + 2 * x2 + 2 * x3 + x4)
DSNO2 = (1 / 6) * (y1 + 2 * y2 + 2 * y3 + y4)
DSNH2 = (1 / 6) * (z1 + 2 * z2 + 2 * z3 + z4)
DXH2 = (1 / 6) * (w1 + 2 * w2 + 2 * w3 + w4)
DXA2 = (1 / 6) * (q1 + 2 * q2 + 2 * q3 + q4)
DXS2 = (1 / 6) * (s1 + 2 * s2 + 2 * s3 + s4)
SS2 = SS2 + DSS2
SNO2 = SNO2 + DSNO2
SNH2 = SNH2 + DSNH2
XH2 = XH2 + DXH2
XA2 = XA2 + DXA2
XS2 = XS2 + DXS2
IF SS2 < 1 THEN SS2 = 0
IF SNO2 < 1 THEN SNO2 = 0
IF SNH2 < 1 THEN SNH2 = 0
PRINT USING ("####.### "); T2; SS2; SNO2; SNH2; XH2; XA2; XS2
SATIR = SATIR + 1
IF SATIR = SAYFA THEN

```

```

SATIR = 1
WHILE INKEY$ = "": WEND
CLS
END IF
NEXT T2
PRINT "II.AEROBIK EVRE"
T3 = .208
TT = .003
SATIR = 0
SS3 = SS2: SNO3 = SNO2: SNH3 = SNH2: XH3 = XH2: XA3 = XA2: XS3 = XS2
FOR T3 = 0 + TT TO T3 STEP TT
J1 = FSS3(SS3, XH3, XS3, T3) * TT
V1 = FSNO3(SNH3, XA3, T3) * TT
U1 = FSNH3(SS3, SNH3, XH3, XA3, T3) * TT
G1 = FXH3(SS3, XH3, T3) * TT
H1 = FXA3(SNH3, XA3, T3) * TT
I1 = FXS3(XH3, XS3, T3) * TT
J2 = FSS3(SS3 + .5 * J1, XH3 + .5 * G1, XS3 + .5 * I1, T3 + .5 * TT) * TT
V2 = FSNO3(SNH3 + .5 * U1, XA3 + .5 * H1, T3 + .5 * TT) * TT
U2 = FSNH3(SS3 + .5 * J1, SNH3 + .5 * U1, XH3 + .5 * G1, XA3 + .5 * H1, T3 + .
G2 = FXH3(SS3 + .5 * J1, XH3 + .5 * G1, T3 + .5 * TT) * TT
H2 = FXA3(SNH3 + .5 * U1, XA3 + .5 * H1, T3 + .5 * TT) * TT
I2 = FXS3(XH3 + .5 * G1, XS3 + .5 * I1, T3 + .5 * TT) * TT
J3 = FSS3(SS3 + .5 * J2, XH3 + .5 * G2, XS3 + .5 * I2, T3 + .5 * TT) * TT
V3 = FSNO3(SNH3 + .5 * U2, XA3 + .5 * H2, T3 + .5 * TT) * TT
U3 = FSNH3(SS3 + .5 * J2, SNH3 + .5 * U2, XH3 + .5 * G2, XA3 + .5 * H2, T3 + .5
G3 = FXH3(SS3 + .5 * J2, XH3 + .5 * G2, T3 + .5 * TT) * TT
H3 = FXA3(SNH3 + .5 * U2, XA3 + .5 * H2, T3 + .5 * TT) * TT
I3 = FXS3(XH3 + .5 * G2, XS3 + .5 * I2, T3 + .5 * TT) * TT
J4 = FSS3(SS3 + J3, XH3 + G3, XS3 + I3, T3 + TT) * TT
V4 = FSNO3(SNH3 + U3, XA3 + H3, T3 + TT) * TT
U4 = FSNH3(SS3 + J3, SNH3 + U3, XH3 + G3, XA3 + H3, T3 + TT) * TT
G4 = FXH3(SS3 + J3, XH3 + G3, T3 + TT) * TT
H4 = FXA3(SNH3 + U3, XA3 + H3, T3 + TT) * TT
I4 = FXS3(XH3 + G3, XS3 + I3, T3 + TT) * TT
DSS3 = (1 / 6) * (J1 + 2 * J2 + 2 * J3 + J4)
DSNO3 = (1 / 6) * (V1 + 2 * V2 + 2 * V3 + V4)
DSNH3 = (1 / 6) * (U1 + 2 * U2 + 2 * U3 + U4)
DXH3 = (1 / 6) * (G1 + 2 * G2 + 2 * G3 + G4)
DXA3 = (1 / 6) * (H1 + 2 * H2 + 2 * H3 + H4)
DXS3 = (1 / 6) * (I1 + 2 * I2 + 2 * I3 + I4)
SS3 = SS3 + DSS3
SNO3 = SNO3 + DSNO3
SNH3 = SNH3 + DSNH3
XH3 = XH3 + DXH3
XA3 = XA3 + DXA3
XS3 = XS3 + DXS3
IF SNH3 < 1 THEN SNH3 = 0
IF SS3 < 1 THEN SS3 = 0
IF XS3 < 1 THEN XS3 = 0
PRINT USING ("#####.### "); T3; SS3; SNO3; SNH3; XH3; XA3; XS3
SATIR = SATIR + 1
IF SATIR = SAYFA THEN
SATIR = 1
WHILE INKEY$ = "": WEND
CLS
END IF
NEXT T3

```

ÖZGEÇMİŞ

Hatice Eser ÖKTEN 1977 yılında İstanbul’da doğdu. 1995 yılında Özel Tercüman Lisesi’nden mezun oldu. Aynı yıl İstanbul Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde lisans öğrenimine başladı. 1999 yılında bu bölümden mezun olarak İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda yüksek lisans programına başladı. Yaklaşık 1,5 yıldır, İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır



İC. YÜSEKÖĞRETİM KURULU
EKOLOJİK BİLİMLER MERKEZİ