

YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

79239

BİR AZOTLU GÜBRE FABRİKASINA AİT
ATIK SUYUN BİYOLOJİK ARITIMI İÇİN
SİSTEM TASARIMI
VE BU SİSTEMDEKİ DİNAMİK DAVRANIŞIN
TEORİK İNCELENMESİ

Kim.Yük. Müh. Tülay DAĞLI

F.B.E. Makina Mühendisliği Anabilim Dalı Isı -Proses Programında
hazırlanan

DOKTORA TEZİ

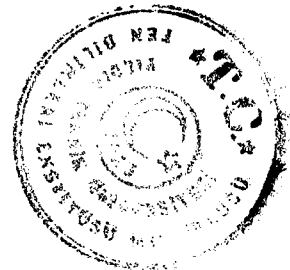
79239

Tez Savunma Tarihi : 12. Mayıs. 1998
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Doğan ÖZGÜR (YTÜ)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Mahir ARIKOL (BÜ)
Prof. Dr. Aksel ÖZTÜRK (İTÜ)

12.06.98
12.06.98
12.06.98

İSTANBUL, 1998

TEZ KÖŞETİ
KURULU
KURULU



İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ.....	i
KISALTMA LİSTESİ.....	iii
ÖNSÖZ.....	iv
ÖZET.....	v
ABSTRACT.....	vi
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK TARAMASI.....	3
2.1 Besin Olarak Azot.....	3
2.2. Azot Arıtımı.....	7
2.2.1. Biyolojik Nitrifikasyon, Stokiyometrisi ve Kinetiği.....	8
2.2.1.1. Nitrifikasyonu etkileyen aktörler.....	10
2.2.2. Biyolojik Denitrifikasyon, Stokiyometrisi ve Kinetiği.....	16
2.2.2.1. Metanolla denitrifikasyon	19
2.2.2.2. Denitrifikasyonu Etkileyen Faktörler.....	20
2.3. Azotlu Atık Su Arıtımının Modellenmesi.....	23
3. AZOTLU ATIK SULARIN ARITIMINDA KULLANILAN SİSTEMLER TASARIM EŞİTLİKLERİ VE PARAMETRELER.....	25
3.1 Azotlu Atık Suların Biyolojik Arıtımda Kullanılan Sistemler.....	25
3.2. Ayrı basamaklı ardışık nitrifikasyon-denitrifikasyon sisteminin avantajları	29
3.3. Nitrifikasyona ait Kinetik Parametreler.....	30
3.4. Denitrifikasyona ait Kinetik Parametreler.....	33
3.5. Aktif Çamur sistemlerinin Tasarımına ait Eşitlikler.....	34
4. SİSTEM TASARIMI VE MODELLEME.....	36
4.1 Gemlik Gübre Fabrikasının Kısa Tanımı.....	36
4.2. Sistem Tasarımı.....	38
4.3. Ardışık Sistemde Kütle Denklikleri ve Diferansiyel Eşitliklerin Eldesi.....	42
4.3.1. Nitrifikasyon Ünitesi Eşitlikleri.....	42
4.3.2. Denitrifikasyon Ünitesi Eşitlikleri.....	45



5. SONUÇ ve TARTIŞMA.....	49
5.1. Atık Su Besleme Debisi, Amonyum ve Nitrat Azotu Derişimlerinde Meydana Gelen Değişimlerin Sisteme Etkisi.....	49
5.1.1. Atık Su Debisi % 10 Arttırıldığında.....	49
5.1.2. Atık Su Debisi % 15 Arttırıldığında.....	51
5.1.3. Atık Su Debisi % 20 Arttırıldığında.....	53
5.1.4. Atık Su Debisi % 10 Azaltıldığında.....	55
5.1.5. Atık Su Debisi % 15 Azaltıldığında.....	57
5.1.6. Atık Su Debisi % 20 Azaltıldığında.....	59
5.1.7. Atık Sudaki Amonyum Azotu Derişimi % 10 Arttırıldığında.....	61
5.1.8. Atık Sudaki Amonyum Azotu Derişimi % 15 Arttırıldığında.....	63
5.1.9. Atık Sudaki Amonyum Azotu Derişimi % 20 Arttırıldığında.....	65
5.1.10. Atık Sudaki Amonyum Azotu derişimi % 10 Azaltıldığında.....	66
5.1.11. Atık Sudaki Amonyum Azotu Derişimi % 15 Azaltıldığında.....	68
5.1.12. Atık Sudaki Amonyum Azotu Derişimi % 20 Azaltıldığında	70
5.1.13. Atık Sudaki Nitrat Azotu Derişimi % 10 Arttırıldığında.....	72
5.1.14. Atık Sudaki Nitrat Azotu Derişimi % 15 Arttırıldığında.....	74
5.1.15. Atık Sudaki Nitrat Azotu derişimi % 20 Arttırıldığında.....	76
5.1.16. Atık Sudaki Nitrat Azotu Derişimi % 15 Azaltıldığında.....	78
5.1.17. Atık Sudaki Nitrat Azotu derişimi % 20 Azaltıldığında.....	80
5. 2 Bu Çalışmada Geliştirilen Model ile Literatürün Karşılaştırılması.....	84
6. KAYNAKLAR.....	86
EKLER.....	96
Ek.1. KOMBİNE NİTRİFİKASYON-DENİTRİFİKASYON ARITIM SİSTEMİNİN TASARIMI.....	97
Ek.1.1 Nitritifikasyon Ünitesi Tasarımı.....	97
Ek.1.1.1 Reaktör tasarımı.....	97
Ek.1.1.2 Çökeltici Tasarımı.....	102
Ek.1.2. Denitritifikasyon Ünitesi Tasarımı.....	102
Ek.1.2.1 Reaktör tasarımı.....	102
Ek.1.2.2.Çökeltici tasarımı.....	106
Ek.2. “4. DERECE RUNGE-KUTTA GİLL İNTEGRASYON ALGORİTMASI” KULLANILARAK KOMBİNE NİTRİFİKASYON-DENİTRİFİKASYON ARITIM SİSTEMİNİN DİNAMİK SİMULASYONU İÇİN HAZIRLANAN PROGRAM	107
ÖZGEÇMİŞ.....	111



SİMGE LİSTESİ

C _{Al}	Atık su besleme amonyum azotu derişimi, mg/l
C _{B1}	Atık su besleme nitrat azotu derişimi, mg/l
C _{O1}	Atık su besleme çözünmüş oksijen derişimi, mg/l
F ₁	Atık su besleme debisi, l/gün
F ₂	Denitrifikasyon besleme debisi, l/gün
F ₃	Arıtılmış su çıkış debisi, l/gün
F _{Ç1}	Nitrifikasyon reaktörü çıkış debisi, l/gün
F _{Ç2}	Denitrifikasyon reaktörü çıkış debisi, l/gün
F _M	Metanol besleme debisi, l/gün
F _{R1}	Nitrifikasyon geri döngü debisi, l/gün
F _{R2}	Denitrifikasyon geri döngü debisi, l/gün
F _{W1}	Nitrifikasyon atık çamur debisi, l/gün
F _{W2}	Denitrifikasyon atık çamur debisi, l/gün
K _{La}	Toplam oksijen transfer katsayısı, gün ⁻¹
K _O	Oksijenin kullanıldığı büyüme için yarı doyunluk sabiti, mg/l
K _{SA}	Amonyum azotunun kullanıldığı büyüme için yarı doyunluk sabiti, mg/l
K _{SB}	Nitrat azotunun kullanıldığı büyüme için yarı doyunluk sabiti, mg/l
K _{SM}	Metanolün kullanıldığı büyüme için yarı doyunluk sabiti, mg/l
k _{d1}	Nitrifikasyon için iç solunum bozunma katsayısı, gün ⁻¹
k _{d2}	Denitrifikasyon için iç solunum bozunma katsayısı, gün ⁻¹
R ₁	Nitrifikasyon geri döngü oranı
R ₂	Denitrifikasyon geri döngü oranı
T	Sıcaklık, °C
U	Özgöl substrat kullanım hızı, gün ⁻¹
V ₁	Nitrifikasyon reaktör hacmi, l
V ₂	Denitrifikasyon reaktör hacmi, l
V _{S1}	Nitrifikasyon durultucu hacmi, l
V _{S2}	Denitrifikasyon durultucu hacmi, l
X(1)	Nitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l
X(2)	Denitrifikasyon reaktöründeki amonyum azotu derişimi, mg/l
X(3)	Nitrifikasyona ait geri döngüdeki amonyum azotu derişimi, mg/l
X(4)	Nitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l
X(5)	Nitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l
X(6)	Nitrifikasyon reaktöründeki çözünmüş oksijen derişimi, mg/l
X(7)	Denitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l
X(8)	Denitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l
X(9)	Denitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l
X(10)	Denitrifikasyon reaktöründeki metanol derişimi, mg/l
X(11)	Denitrifikasyondan çıkan metanol derişimi, mg/l
X _{R1}	Nitrifikasyon geri döngüsündeki hücre derişimi, mg/l
X _{R2}	Denitrifikasyon geri döngüsündeki hücre derişimi, mg/l
Y ₁	Nitrifikasyonda amonyum azotu için verim faktörü, mg hücre/mg NH ₄ ⁺ -N
Y ₂	Nitrifikasyonda nitrat azotu için verim faktörü, mg hücre /mg NO ₃ ⁻ -N
Y ₃	Nitrifikasyonda oksijen için verim faktörü, mg hücre /mg O ₂



Y_4	Denitrifikasyonda nitrat azotu için verim faktörü, mg hücre /mg $\text{NO}_3\text{-N}$
Y_5	Denitrifikasyonda metanol için verim faktörü, mg hücre /mg metanol
θ_{C1}	Nitrifikasyon reaktörü için hücre alıkonma zamanı, gün
θ_{C2}	Denitrifikasyon reaktörü için hücre alıkonma zamanı, gün
θ_N	Çamur yaşına ait sıcaklık düzeltme faktörü
μ_{m1}	Nitrifikasyon için maksimum hücre üreme hızı, gün^{-1}
μ_{m2}	Denitrifikasyon için maksimum hücre üreme hızı, gün^{-1}
ρ_M	Metanol yoğunluğu, mg/l



KISALTMA LİSTESİ

UAK	Uçucu Asılı Katı madde
A	Amonyum azotu
B	Nitrat azotu
O	Çözünmüş oksijen
M	Metanol
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
X	Mikroorganizma



ÖNSÖZ

Doktora çalışmalarım sırasında yakın ilgi ve desteklerini esirgemeyen hocam Sayın Prof. Dr. Doğan Özgür'e teşekkürlerimi sunarım.

Değerli bilgileri ile çalışmalarına verdiği katkılardan dolayı Sayın Prof. Dr. Abdurrahman Tanyolaç'a müteşekkirim.

Ayrıca çalışmalarım sırasında yardımlarını esirgemiyecek moral desteklerini eksiltmeyen değerli arkadaşlarım Sayın Prof. Dr. Hasan Heperkan'a, Sayın Handan Çubuk ve Haluk Beyenal'a teşekkür etmeyi borç bilirim.

Son teşekkürüm ise maddi ve manevi yönden her türlü desteği sağlayan ailemeindir.



ÖZET

Başlıca kirleticilerden biri olan azotlu birleşikler, alıcı sularda öncelikle ötrofikasyon olmak üzere çeşitli çevre kirliliği problemi yaratarak insan sağlığını tehdit etmektedir. Ülkemizde hiç bir gübre fabrikası azot içeren atık sularını arıtacak tesise sahip değildir.

Bu çalışmada, Gemlik Gübre Fabrikasına ait, yüksek oranda amonyum ve nitrat azotu ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$) içeren atık suyun biyolojik arıtımını gerçekleştirmek üzere tasarlanan ardışık nitrifikasyon-denitrifikasyon sisteminin etrafında kütle denklikleri kurularak elde edilen diferansiyel eşitlikler 4.derece Runge-Kutta algoritması ile bilgisayarda çözümlenmiş ve sistemin dinamik davranışı teorik olarak incelenmiştir.

Tasarlanan kombine sistem, atıksu deşarj standartlarını rahatlıkla karşılayacak şekilde, hacimleri $V_1=780 \text{ m}^3$ ve $V_2=2700 \text{ m}^3$ olmak üzere nitrifikasyon ve denitrifikasyon ardarda gerçekleştiği iki reaktör ve bunlara ait her biri 1900 m^3 hacminde iki çöktürücü tanktan oluşmuştur.

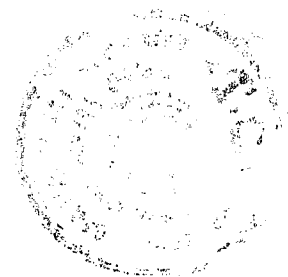
Nitrifikasyon reaktörüne, ortamın çözünmüş oksijen derişimini sürekli olarak 4 mg/l 'de sabit tutmak için, günde 5141 kg oksijen beslenmesi gerekmektedir. Nitrifikasyon çöktürücüsünde çözünmüş oksijen olmadığı için, reaksiyon olmazken, denitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüdeki anoksik ortam nedeniyle, çamurun çökeldiği bölgede tepkime devam etmektedir.

Mikroorganizmaların karbon ihtiyacını karşılamak üzere, nitrifikasyon reaktörüne günde 10100 kg bikarbonat, denitrifikasyon reaktörüne ise günde 5248 kg metanol beslenmesi gerekmektedir..

Sistem davranışının dinamik çözümüne göre, atık su besleme hızı ile $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimlerinde kararlı hal koşullarına göre yaklaşık % 20 değişime kadar sistemde istenmeyen büyük değişiklikler olmamakta, çıkış değerleri atık su kriterlerinin altında kalmaktadır. Bunun nedeni ise geri döngü oranlarının ve çamur yaşlarının tasarım sırasında büyük seçilmesidir.

Atık su besleme debisinde meydana gelecek azalmalar nedeniyle metanol derişiminin sistem çıkışındaki istenmeyen artışı, denitrifikasyon beslemesinde yapılacak $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ölçümleri ve metanolün bu parametre bazında oranlı olarak beslenmesi ile kontrol edilebilir.

ANAHTAR SÖZCÜKLER: Su kirliliği, Ötrofikasyon, Su arıtımı, Biyolojik azot arıtımı, Biyolojik nitrifikasyon- denitrifikasyon, Dinamik modelleme.



ABSTRACT

One of the major pollutants for water is nitrogenous compounds which result in eutrophication associated with the deterioration of the quality of water supplies. In our country, there is no factory to treat nitrogenous compounds generated by fertilizer industry.

In this study, the design of a combined nitrification and denitrification treatment system for Gemlik Fertilizer Plant was accomplished and dynamic response of the unit was observed through the computer solutions of the governing unsteady-state mass transfer and balance equations with "Fourth Order Runge-Kutta Integration Algorithm".

The designed combined system compounds two separate reactor with the volumes $V_1=780\text{m}^3$ and $V_2=2700\text{m}^3$ for nitrification and denitrification, respectively.

For nitrification, a steady oxygen flow rate of 5141 kg/day is supplied to establish 4 ppm of dissolved oxygen level in the reactor and no reaction is assumed in clarification unit of nitrification due to zero level of oxygen.

10100 kg/day bicarbonate and 5258 kg/day methanol must be fed to the nitrification and denitrification reactors, respectively, to supply the carbon requirement.

In the clarifier unit of denitrification, reaction is assumed going on partially due to prevailing anaerobic conditions.

Dynamic solution of system response showed that combined treatment system can stand almost 20% of perturbations in fresh feed rate, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations. Due to the high recycle ratios and enhanced sludge age, significant change was not observed for respective cell concentrations in both reactors. By measuring the concentration of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the feed of denitrification unit and controlling the flow rate of methanol feed proportionally the wasteful use of methanol can be prevented.

KEY WORDS: Water Pollution, Eutrophication, Water treatment, Biological nitrate removal, Biological Nitrification- denitrification, Dynamic modelling.



1. GİRİŞ

Dünya yüzeyinin dörtte üçünü kaplayan suların sadece % 3'ü tatlı su olup, canlılar tarafından kullanılabilir kısımları bu oranın ancak % 22'sidir (Katkat ve Özgümü, 1994).

Dünyanın toplam su tüketimi 1950-1980 yılları arasında yaklaşık üç kat artmıştır. Bu oranın 2000'li yıllarda çok daha fazla artacağı bir gerçektir.

Hızla artan su tüketimi ve dünyanın sınırlı su stokları, suyun dikkatli kullanılarak geri kazanımını zorunlu hale getirmiştir.

Sanayi kuruluşlarının büyük çoğunluğu üretim aşamasında oldukça fazla miktarlarda su kullanmakta olup, gübre fabrikaları da bu sanayi kuruluşları arasında yer almaktadır.

Ülkemizdeki gübre fabrikaları üretim aşamasında kullandıkları suyun büyük bir bölümünü hiç bir arıtma yapmaksızın en yakın göl, akarsu ya da denize deşarj etmektedir. Örneğin, Gemlik Gübre Fabrikasının yalnızca Gübre Üretim Ünitesinden, 6000 m³/gün kapasiteli atık su ile yılda binlerce ton inorganik azot Gemlik Körfezi'ne akmaktadır.

Endüstriyel ve evsel atık suların yarattığı kirlenme ile Gemlik Körfezi'nin gözle görülür şekilde canlılığını yitirmesi, ancak uygun arıtım sistemlerinin kurulması ve bunların verimli olarak çalıştırılması ile mümkün olacaktır.

Bu çalışmada, Gemlik Gübre Fabrikasından Gemlik Körfezine deşarj edilen inorganik azot miktarını enaza indirebilmek için uygun arıtım sistemini belirlemek üzere, öncelikle kapsamlı bir kaynak taraması yapılmıştır.

Bu araştırmanın ışığı altında ayrı basamaklı kombine nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi seçilerek, mühendislik tasarımları gerçekleştirilmiştir.

Tasarım sonucunda elde edilen değerler de kullanılarak nitrifikasyon ve denitrifikasyon ünitelerine ait reaktör ve çöktürücüler etrafında kütle denklilikleri kurulmuştur. Buradan



elde edilen diferansiyel denklemler dördüncü dereceden duyarlı “Runge-Kutta Gill” algoritması kullanılarak çözülmüştür. Elde edilen derişim değeri zamana karşı grafiğe geçirilerek, besleme şartlarında meydana gelecek değışimlerin sistemde yaratacağı etkiler teorik olarak gözlenmiştir.



2. KAYNAK TARAMASI

2.1 Besin Olarak Azot

Endüstriyel ve evsel atık suların arıtmaksızın alıcı ortamlara bırakılması ve tarımsal amaçlı sulama sularının bu ortamlara sızması nedeni ile (Neill, 1989) göller, denizler, nehirler ve yeraltı su havzaları her geçen gün atıklar ve besinlerce daha da zenginleşerek kirlenmektedir. Bu kirlenme sonucu kalitesi bozulan su ortamlarında canlı hayat giderek yok olmakta; kötü koku, tatarcık benzeri istenmeyen böcekler ve zararlı otların istilası, estetik bozunma (McDougall ve Ho, 1991; Lind, 1993) gibi problemlerin yanı sıra alg patlaması şeklinde tanımlanabilecek ötrofikasyon da başlıca sorun olarak karşımıza çıkmaktadır.

Sularda kirlenmeye yol açan temel atıklardan biri olan azot, atık sularda inorganik (amonyak, nitrit, nitrat) veya organik (amino asitler) yapılarda bulunabilir. Organik azot, biyolojik olarak parçalanıp amonyağa dönüşür (Beg ve Hassan, 1987; Wiesmann, 1994).

Atık su içindeki amonyak, nitrat veya nitrit formundaki azot arıtmaksızın nehir, göl veya denizlere bırakıldığında;

* Amonyak, bakteriler tarafından nitrifikasyona uğratılarak nitrit ve nitrate oksitleneceğinden ortamın çözünmüş oksijen (Ç.O) derişimi azalacak, balık ve diğer biyolojik türlerin ölümleri meydana gelecektir (Dunnette ve Avedovech, 1983; Crumpton ve Isenhardt, 1987; Oron vd., 1988; Wiesmann, 1994).

* Kimyasal olarak kurulmuş olan amonyak ve amonyum dengesi, sıcaklık ve pH artışı ile amonyak lehine bozularak yüksek canlılar için tehlikeli bir ortam hazırlanacaktır (Wiesmann, 1994).

* İçme sularındaki yüksek derişimlerdeki nitrat ve nitrit; özellikle biberonla beslenen küçük bebeklerde, mavi-bebek denilen methaemoglobinaemia hastalığına neden olmaktadır.



ve kanserojen nitroaminler ve nitrosamidleri oluşturmaktadır. (Polprasert ve Park, 1986; Neill, 1989; Wiesmann, 1994). Ayrıca deniz, göl ve nehirlerdeki aşırı nitrat ve nitrit balık ve diğer canlıların ölümlerine neden olan toksik maddelerdir (Balmelle vd., 1992).

*Alıcı su ortamlarındaki aşırı azot varlığı bu ortamların biyolojik olarak ölmesine (ötrofikasyon'a) neden olacaktır.

Ötrofikasyon

İnorganik besinler nedeniyle aşırı çoğalan mikroorganizmaların su ortamını kirletmesi ötrofikasyon olarak bilinir. Mikroşist (mavi-yeşil alg) ve siyanobakteri türü mikroorganizmaların neden olduğu ötrofikasyon problemi (Okada ve Aiba, 1986; Scott, 1991) son on onbeş yılda, özellikle gelişmiş sanayi ülkelerinde hızla artarak hemen hemen iki katına çıkmıştır (Ghilarov, 1983; Hadrill vd., 1983). Genel olarak alg diye isimlendirilen bu fotosentetik mikroorganizmalar, ışıktan yararlanarak; karbondioksit (CO_2), su, azot ve fosforlu bileşikler kompleks organik maddelere sentezlerler. Işık, CO_2 ve su ortamda her zaman bulunduğundan, alg çoğalması için fosforlu bileşiklere gerek duyulmakla birlikte, (Humphries vd., 1984; Holmgren, 1985; Hellstein vd., 1993) azotlu inorganik bileşiklerin bu konuda belirleyici olduğu söylenebilir (Friligos, 1985; McDougall ve Ho, 1991; Wiesmann, 1994).

Planktonlar halinde yaşayan pekçok siyanobakteri türünün zehirli ve diğer potansiyel zararlı maddeler üreterek hayvan ölümlerine neden olduğu yüzyılı aşkın bir süredir bilinmektedir (Scott, 1991; Kenefick vd., 1992).

Binlercesi biraraya gelerek 10×10^{-6} - 100×10^{-6} m yarıçapında düzensiz koloniler oluşturan (Okada vd., 1986) bir çok mikroşist türünün de isopropil merkaptan, isopropil disülfid, metil isotiyosiyanat, isopropil metil sülfid ve isopropil metil disülfid benzeri kötü kokulu ve uçucu kükürtlü organik maddeler ürettikleri saptanmıştır. Bu bileşikler ve bazı mikroşistler, suların içme amaçlı olarak klorlanması sonucu izopropil sulfonil klorid ve benzeri mutajenik maddelere dönüşmektedir (Tsuchiya vd., 1991).



Yine suların içilmek üzere klorlanması sırasında, bu alg türleri tarafından salgılanmış organik maddeler, -OH, -NH₂, -COCH₃ gibi fonksiyonel grupların eklenmesiyle kanserojen trihalometan ve benzeri organik halojenlere dönüşmektedir (Cantu vd.,1987; Suzuki ve Nakanishi, 1987; Wiesmann, 1994).

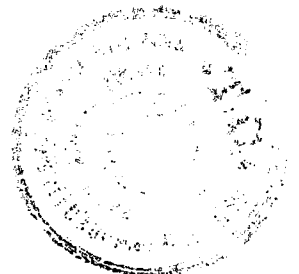
Ayrıca yapılan deneylerde, farelerde bulunan mikroşist toksininin 36-200 ng/gr seviyesinde bile karaciğer bozukluklarına ve ölümlere neden olduğu gözlenmiştir (Scott, 1991).

Toksin patlamasına neden olan alg türleri, kimyasallarla kontrol altına alınmaya çalışıldığında ise, insan sağlığını tehdit eden maddeler salgılamaktadırlar. Avustralya'da 1979 yılında yapılan bir çalışmada, içme suyu kaynaklarındaki yosun oluşumu bakır sülfat kullanılarak önlenmeye çalışılmış, ancak daha sonra özellikle çocuklarda karaciğere bağlı hastalıklarda artış gözlenmiştir (Scott, 1991).

Ötrofik sular arıtılırken kullanılan filtreler tıkanmakta (Okada ve Aiba, 1986), alternatif olarak flotasyon ve mikrofiltrasyona gerek duyulmaktadır. Alg kaynaklı çözünmüş toksinler ise, sedimentasyon, kum filtreden süzme ve klorlama gibi bilinen su arıtım yöntemleri ile giderilememekte, aktif karbon gibi pahalı teknikler gerektirmektedir (Scott, 1991).

Ötrofik olduğu tam olarak ispatlanamamış, bilinen içme suyu kriterlerini sağlayan suların bile alg kaynaklı kirliliği taşıdığı ve uzun vadede insan sağlığını tehdit edebileceği hayvan deneyleri ile kanıtlanmıştır (Cantu vd., 1987).

Su yüzeyini kaplayan kalın alg katmanlarının yarattığı karanlık yüzünden, su tabakalarının altında gündüz de oksijen kullanımını sürdüren bu tür mikroorganizmalar ortamda çözünmüş oksijen derişimini azaltır. Alg kütesinin, su kenarlarında birikerek çürümesiyle organik yük daha da artacağından, ortamın anaerobik yapısı istenmeyen boyutlara ulaşır.



Denizlerdeki ötrofikasyon ise, "red-tide" denilen alg patlamaları şeklinde gelişir. "Red-tide" sırasında, genellikle toksik flagelet türü deniz algleri aşırı çoğalarak balık ölümlerine neden olur (Kenefick vd., 1992).

Tüm bu nedenlerden ötürü, atık sulardaki azotlu bileşiklerin alıcı su ortamlarına bırakılmadan önce mutlaka, uygun yöntemlerle arıtılmaları gerekmektedir.



2.2. Azot Arıtımı

Atık su arıtımı için kullanılan yöntemler, biyolojik ve biyolojik olmayan yöntemler olmak üzere başlıca iki ana başlık altında incelenebilir.

Atık suyun yapısına bağlı olarak seçilen kimyasallarla ($MgCl_2$ ve H_3PO_4 gibi) amonyağın çöktürülmesi (Zdybiewska ve Kula, 1991), bazik hale getirilen atık sudan amonyağın hava yardımı ile sıyırılması (UNIDO, 1980; Winkler, 1981; Oron vd., 1988) veya klorlama gibi kimyasal yöntemler, azot derişimleri yüksek atık sular için ekonomik olmayan emek yoğun yöntemlerdir. Ayrıca bu tip yöntemler sonucunda suya istenmeyen toksik yan ürünler de karıştığı için sanayideki uygulamaları sınırlıdır (Blanc vd., 1986).

Diğer bir arıtma yöntemi olan iyon değıştirici reçineler ise pahalı oldukları için sadece içme suyu arıtımında kullanılırlar (Winkler, 1981; Van der Hoek vd., 1988).

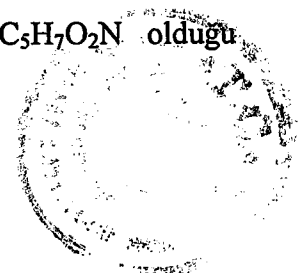
Biyolojik olmayan diğer yöntemler ise; ters ozmoz, dializ ve elektrodializ olup, azot derişimleri düşük, miktarları az olan suların özel amaçlar için arıtılmasına yönelik pahalı işlemlerdir.

Özellikle debisi az evsel atık sulardaki amonyağın yosunlar tarafından asimilasyonuna dayanan biyolojik yöntem ise azotun belirli yapıları için uygun olup (Crumpton ve Isenhardt, 1987), düşük sıcaklıklarda verim sorunları yaşanmaktadır (Oron vd., 1988).

Sayılan nedenlerle, evsel ve endüstriyel atık sulardaki azotlu bileşiklerin arıtımında işletme kolaylığı ve maliyet açısından mikroorganizmaların kullanıldığı biyolojik arıtım yöntemleri tercih edilmektedir (Blanc vd., 1986; Beg ve Hassan, 1987).

Atık sulardaki azotun mikroorganizmalar tarafından arıtımı başlıca asimilasyon ve nitrifikasyon-denitrifikasyon mekanizmaları ile gerçekleşmektedir;.

Asimilasyon yönteminde, mikroorganizmalar amonyak azotunu asimile ederek hücre üretiminde kullanır. Tipik bir mikroorganizmanın ampirik formülünün $C_5H_7O_2N$ olduğu



(Kowalski ve Lewandowski, 1983; Moletta vd., 1986; Metcalf ve Eddy, 1991) göz önüne alınırsa, üretilen hücrelerin yaratacağı katı atık probleminin boyutları ortaya çıkar. Ayrıca üreyen bu mikroorganizma kütesinin ölerek dağılması sonucunda, asimile edilmiş amonyanın bir bölümü tekrar kirletici olarak suya eklenecektir.

Dünyada en uygun azot arıtım yöntemi olarak kabul gören biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon, içme suyu arıtımından evsel ve endüstriyel atık su arıtımına kadar geniş bir yelpazede kullanım alanı bulmaktadır (Blanc vd., 1986; Yibo vd., 1991; Randall vd., 1992; Takasaki vd., 1992; Lee vd., 1993).

2.2.1 Biyolojik nitrifikasyon, stokiyometrisi ve kinetiği

Bu basamakta amonyak, kemolitoototrofik bakteriler tarafından öncelikle nitrite oksitlenir. Bu amaçla en yaygın olarak kullanılan bakteri türü *Nitrosomonas europaea* olup, aşağıdaki tepkimeye göre nitrifikasyonu gerçekleştirir (Kowalski ve Lewandowski, 1983; Metcalf ve Eddy, 1991; Ossenbruggen vd., 1992; Yang ve Alleman, 1992; Wiesmann, 1994):

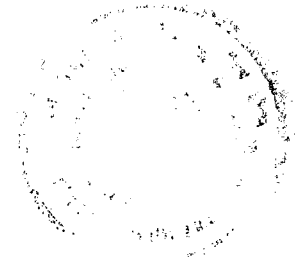


Oluşan nitrit iyonları, *Nitrosomonas* ile ortak yaşayan (Wiesmann, 1994) ve en önemli nitrit oksitleyici olan *Nitrobacter winogradskyi* tarafından nitrata oksitlenir. Buradaki nitrasyon tepkimesi (Kowalski ve Lewandowski, 1983; Ossenbruggen vd., 1991; Metcalf ve Eddy, 1991; Yang ve Alleman, 1992; Wiesmann, 1994; Tartakovsky vd., 1996):

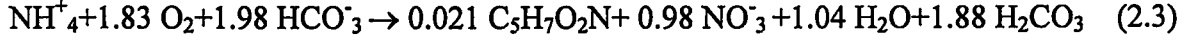


olarak verilebilir.

(1) ve (2) nolu reaksiyonlarla açığa çıkan enerji *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* tarafından üreme ve hücre onarımları (maintenance) için kullanılır.



Oksitlenme tepkimeleri yanında yeni mikroorganizmaların sentezi de söz konusudur. Nitrifikasyon ve hücre sentezini bir arada gösteren toplam tepkime ise (USEPA, 1975; Kowalski ve Lewandowski, 1983);



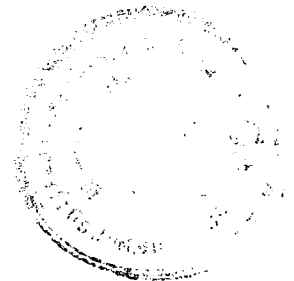
şeklinde verilir.

Tepkimelerden de görüleceği gibi, nitrifikasyon sırasında oksijen tüketimi çok fazladır, 1g $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'nin nitrate oksitlenebilmesi için teorik olarak 4.2 g oksijene gereksinim vardır. Amonyakın nitrite oksitlendiği 1. basamak'ta hidrojen iyonları açığa çıktığı için, eğer kontrol edilmezse ortamın pH'sı hızla düşer.

Nitrifikasyonu gerçekleştiren kemolitoototrofik bakteriler, heterotrofların aksine, karbon kaynağı olarak inorganik karbona (CO_2) gerek duyar, bu ihtiyaç ortama genellikle bikarbonat beslenerek karşılanır. Tepkime stokiyometrisine göre, 1 g $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'nin oksitlenmesi için, 8.64g HCO_3^- tüketilmesi beklenir.

Nitrifikasyonun tipik özelliklerinden biri de biyokütle üretiminin çok az oluşudur. Bu durum, tepkimelerle ortaya çıkan enerjinin çoğunun, inorganik yapıdaki karbonun indirgenme reaksiyonu ile organik yapıya dönüştürülmesi sırasında harcanması ile açıklanabilir (Metcalf ve Eddy, 1991; Wiesmann, 1994).

İki basamakta hızla gerçekleşen oksidasyon tepkimelerinin nitrifikasyon hızına etkileri karmaşık olmakla birlikte, genel olarak yalnız amonyak ve çözünmüş oksijen derişimlerinin sınırlayıcı olduğu tek basamaklı reaksiyon modeli kabul görür (Knowles vd., 1965; USEPA, 1975; Painter ve Loveless, 1983; Kowalski ve Lewandowski, 1983; Bliss ve Barnes 1986; Henze vd., 1987; Metcalf ve Eddy, 1991; Abeling ve Seyfried, 1992).



Buna göre $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve çözünmüş oksijen derişimlerinin etkilediği *Nitrosomonas*ın çoğalması iki substratlı Monod kinetiği ile ifade edilebilir (Monod, 1942, 1949; Bliss ve Barnes, 1986; Henze vd., 1987; Metcalf ve Eddy, 1991; Ossenbruggen vd., 1991; Nowak ve Svoldal, 1993; Wiesmann, 1994; Tartakovsky vd., 1996):

$$\mu = \mu_m \frac{S_N}{K_s + S_N} \frac{S_o}{K_o + S_o} \quad (2.4)$$

Burada;

μ = Birim derişimdeki mikroorganizmaya ilişkin özgül üreme hızı, (gün^{-1})

μ_m = Maksimum özgül üreme hızı, (gün^{-1})

S_N = Besi yerindeki $\text{NH}_4\text{-N}$ derişimi, (mg/l)

K_s = $\text{NH}_4\text{-N}$ 'e ilişkin doygunluk sabiti, (mg/l)

S_o = Reaktördeki çözünmüş oksijen derişimi, (mg/l)

K_o = Oksijene ilişkin doygunluk sabiti, (mg/l)'dir.

2.2.1.1. Nitrifikasyonu etkileyen faktörler

Çözünmüş oksijen ve pH

Biyolojik atık su arıtım ortamındaki nitrit birikimi, nitrifikasyon reaksiyonunun tamamlanmadığını belirten en önemli göstergelerden biri olup, genellikle uygun olmayan çevre ve proses koşullarından kaynaklanır.

Yang ve Alleman tarafından (1992) kesikli bir nitrifikasyon sisteminde gerçekleştirilen bir çalışmada; çözünmüş oksijen (Ç.O) derişiminin nitrifikasyonu kuvvetle etkilediği, düşük Ç.O derişimlerinde ($\leq 0.5 \text{ mg/l}$) ve pH 7.5' da nitrit birikiminin gözlemlendiği, ancak aynı pH'da Ç.O derişimi 6 mg/l iken herhangi bir nitrit birikiminin söz konusu olmadığı saptanmıştır. Düşük Ç.O derişimlerinde ($\leq 0.5 \text{ mg/l}$) *Nitrosomonas*'ın ürettiği ara ürün hidroksilamin ortamda birikerek, *Nitrobacter*'in çoğalmasını engellemektedir. Bu sonuç



Hanaki ve arkadaşlarının (1990), düşük Ç.O. derişimlerinin amonyak oksitleyicileri çok fazla etkilemeyip, nitrit oksidasyonunu kuvvetle inhibe ettiği ve *Nitrobacter*'in çoğalmasını engellediği şeklindeki çıkarımları ile uygunluk göstermektedir.

Argaman (1986) ile Balmelle ve arkadaşları (1992) tarafından gerçekleştirilen benzer çalışmalarda; Ç.O derişiminin 1 mg/l' nin altına düştüğünde nitrifikasyon hızının yavaşladığı, ≈ 0 mg/l de ise tamamen durduğu şeklindeki gözlemleri de bu paraleldedir.

pH değişikliğinin ortamdaki nitrit derişimini etkilemediği yönünde bilgiler varsa da (Balmelle vd., 1992), pH' nın nitrifikasyona etkisi ile ilgili bir çalışmada 8.0-8.3 pH değerlerinde ortamda gözlenen 0.1 mg/l derişimindeki serbest HNO_2 ' nin sistemi denitrasyona uğrattığı, bu durumda ortamda biriken nitrit derişiminin 2000 mg/l 'ye ulaştığı ifade edilmektedir (Abeling ve Seyfried, 1992). Painter ve Loveless (1983) ise nitrifikasyon için optimum pH aralığının 7.5-8.0 olduğunu, pH 6'nın altına indiğinde hiç bir sıcaklıkta nitrifikasyonun gerçekteşmeyeceğini belirtirken, Yang ve Alleman (1992), 8.0-8.5 pH' da Ç.O derişiminden bağımsız olarak ortamda nitrit birikmesi olduğunu, pH 7'da ise hiç bir koşulda nitrit birikmesi gözlenmediğini ifade etmektedir .

Nitrit birikmesi ile ilgili olarak iyonlaşmamış, serbest haldeki amonyağın da nitrasyonu inhibe ettiği bilinmektedir. Balmelle ve arkadaşları (1992) evsel atık suların 25 °C' da nitrifikasyonunda pH 8'de ortamda serbest amonyak derişiminin 2.95 mgN/L' ye kadar çıktığını, bunun da *Nitrobacter*'i kuvvetle inhibe ettiğini ortaya çıkarmışlardır. Çalışmalarda serbest $\text{NH}_3\text{-N}$ derişimi 3 mg/l' ye ulaştığında inhibisyon % 100 olmaktadır. Benzer bir veri de serbest $\text{NH}_3\text{-N}$ derişiminin 0.12 mg/l olduğuunda nitrifikasyonun durduğu şeklindedir (Abeling ve Seyfried, 1992).

Serbest amonyak birikimi ile ilgili bir diğer bilgi ise, amonyağın nitrit birikimine etkisinin düzensiz olduğu, Ç.O derişimi yüksek ise ortamdaki serbest amonyak miktarı ne olursa olsun nitrit birikiminin gözlenmediği, şeklindedir (Yang ve Alleman, 1992).



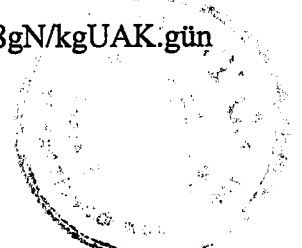
Sıcaklığın etkisi

Nitrifikasyonu etkileyen başka önemli bir parametre de sıcaklıktır. Sıcaklığın nitrifikasyona etkisi ile ilgili olarak yapılan bir çok çalışmada optimum sıcaklık için çeşitli değerler verilmiş olmasına karşın, nitrifikasyonun genellikle 5 °C' ın altı ile 45 °C' ın üstünde durduğu kabul edilmektedir (Neufeld vd., 1986). Neufeld ve arkadaşlarının (1986) çeşitli kaynaklardan derlediğine göre, nitrifikasyon maksimum değerlere 15-30 °C aralığında ulaşmakta olup, $30^{\circ}\text{C} \leq T \leq 45^{\circ}\text{C}$ için $\mu_m (\text{gün}^{-1}) = 3.78 - 0.084 T(^{\circ}\text{C})$ ' dir.

Painter ve Loveless'in (1983) gerçekleştirdikleri bir çalışmada ise diğer şartlar değişmeksizin ortamın sıcaklığı 1 °C yükseltildiğinde, reaktördeki aktif hücre miktarında % 4-8 'lik bir artış gözlenmiştir. Argaman, (1986) ise tek basamaklı nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerinde sıcaklığın 13 °C'den 25 °C'ye çıkarılması ile nitrifikasyon veriminin % 51'den % 98' e yükseltilebildiğini ifade etmektedir.

Sıcaklık düşmesinin nitrifikasyona etkisi sürekli olmamakla birlikte (Oleszkiewicz ve Berquist, 1988; Tendaj vd., 1992), nitrifiye edici bakterilerin düşük sıcaklıklarda üreme hızlarının yavaşlığı nedeniyle İsveç gibi kış aylarının çok soğuk geçtiği ülkelerde, çok daha uzun (1.5-2 kat) çamur yaşlarına gerek duyulur. Kışları çok soğuk geçen bu gibi ülkelerde, sıcaklığı 9 °C' ye kadar düşen evsel atık suların nitrifikasyonu % 50 oranında gerçekleşirken, daha da düşük sıcaklıklarda tamamen duran nitrifikasyon, su sıcaklığı tekrar yükselinceye kadar aylarca kesintiye uğramaktadır (Palmgren, 1992; Tendaj vd., 1992). Evsel atıksuların arıtımı ile ilgili böyle bir çalışmada, 14 °C' de 2.5 gN/kg UAK.saat olan nitrifikasyon hızının, sıcaklık 12 °C' ye düşünce 2.0 gN/kg UAK.saat değerine indiği, bu durumun 2 ay kadar sürdükten sonra, bakterilerin adaptasyon yeteneği sayesinde tekrar yükselerek, 16 °C'de gözlenen 2.7 gN/kgUAK.saat değerine ulaşabildiği saptanmıştır (Tendaj vd., 1992).

Nitrifikasyon prosesleriyle ilgili olarak düşük sıcaklıkta yapılan bir çalışmada ise, çamur yaşına ait sıcaklık düzeltme faktörlerinin $\theta_N = 1.02$ (7 °C-15°C) ve $\theta_N = 1.40$ (<2°C -7 °C) olduğu gözlenmiş ve 2 °C için minimum özgül azot arıtım hızı 8gN/kgUAK.gün



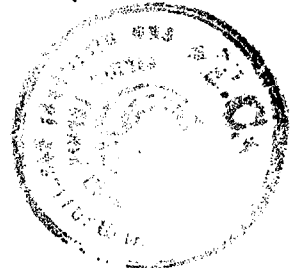
bulunmuştur (Oleszkiewicz ve Berquist, 1988). Yine düşük sıcaklık nitrifikasyon çalışmalarından birinde, 2-9 °C gibi düşük sıcaklıklarda dahi, evsel atık sulardaki amonyak derişiminin rüzgara karşı iyi korunmuş derin tanklarda arıtmak şartı ile, 5-6 günlük alıkonma süreleri uygulanarak 1-4 mg/l' ye kadar düşürülebildiği gözlenmiştir (La C. Jansen vd., 1992).

Sıcaklığın *Nitrobacter*'e etkisi ile ilgili olarak Quinlan (1986) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, Nitrobacterin NO₂-N'unu oksitleme hızını etkileyen sıcaklığın, ortamın Ç.O ve nitrit derişimlerine bağlı olarak değiştiği, Ç.O ve nitrit derişimi azaldıkça optimum sıcaklığın da düştüğü belirlenmiştir. Bu çalışmada oksijene doygun, NO₂-N derişimi 10 ppm olan bir ortamda nitrasyon için 30-36 °C olan optimum sıcaklık, NO₂-N derişimi 2 ppm'e düşünce 15 °C'ın altına inmektedir. Özellikle yeraltı suları ile evsel atık suların kesikli sistemde nitrifikasyonu sırasında, amonyumun oksidasyonu sıcaklıkla arttığı için ortamda nitrit birikimi olmakta, sürekli kültürlerde ise, 5-14 °C aralığında gözlenen nitrit birikimi (14 °C'de maksimum), daha üst sıcaklıklarda bilinmeyen bir nedenle görülmemektedir. Aynı çalışmada, kum dolgulu akışkan yatak sistemlerinde, kesikli veya sürekli çalışmadan bağımsız olarak 30°C'nin üzerinde nitrit birikiminin olduğu bulunmuştur.

Sıcaklığın nitrifiye edici bakterilerin maksimum özgül çoğalma hızına etkisi Argaman, (1984) tarafından aşağıdaki eşitlikle verilmektedir:

$$\mu_m(T) = \mu_m(T_0) \exp[\theta_N (T-T_0)] \quad (2.5)$$

Burada, $\mu_m(T)$ ve $\mu_m(T_0)$, nitrifiye edici mikroorganizmaların (T) ve (T₀) °C'lerdeki maksimum özgül üreme hızları, θ_N ise, sıcaklık düzeltme katsayısıdır. μ_m değerleri için Çizelge 3.1'de verilen çeşitli değerler bulunmakla birlikte, özellikle deneysel verilerin olmadığı durumlarda, 8-25 °C aralığı için, 0.21- 1.44 gün⁻¹ aralığındaki bir değer seçilebileceği Argaman, (1984) tarafından belirtilmektedir. θ_N değerleri ise daha dar bir aralıkta değişmekte olup, 15 °C için 0.095 (Bliss ve Barnes,1986) ve 0.098 (Metcalf ve



Eddy, 1991) genelde 0.069-0.116 aralığındaki değerlere sahip olabilir (USEPA 1975; Argaman, 1984).

Sıcaklığın doygunluk sabitine etkileri ise;

$$K_N = 0.4e^{[0.118(T-15)]} \text{ (Bliss et al,1986)} \quad (2.6)$$

$$K_N = 10^{[0.051(T-1.158)]} \text{ (Metcalf ve Eddy,1991)} \quad (2.7)$$

ifadeleri ile verilebilir.

Heterotrofik bakterilerin etkisi

Nitrifikasyonu etkileyen önemli etmenlerden diğeri de ortamda bulunan heterotrofik mikroorganizmalardır. Hanaki ve arkadaşları tarafından (1990) gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli bir çalışmada, ortama 160, 500 ve 1000 mg/l derişimlerinde glikoz beslendiğinde, aktivitesi artan heterotrofların amonyak oksidasyonunu inhibe ettiği dolayısıyla sistem çıkışındaki amonyak derişiminin arttığı, ancak nitrasyonun herhangi bir etkiye uğramadığı belirlenmiştir. Bu olayda, nitritasyona ait maksimum özgül üreme hızı değişmemiş ancak 1000 mg/L COD için 7 kat olmak üzere doygunluk sabitleri artmıştır. Bu durum, amonyak ve oksitleyicileri arasındaki çekimin azalması ile gelişen inhibisyonla açıklanabilir. Sisteme beslenen organik yükün inhibisyon etkisi heterotrofların aktiviteleri nedeniyle, düşük Ç.O. derişimlerinde daha da artmaktadır.

Adı geçen çalışmada, glikoz yerine asetat kullanıldığında ise istenmeyen toksik etkiler gözlenmiştir (Hanaki vd., 1990).

Blanc ve arkadaşları ise (1986) nitrifikasyon ortamına %10 (hacim/hacim) oranında beslenen heterotrofik bakterilerin, *Nitrobacter*in aktivitesini arttırarak, maksimum özgül üreme hızını 0.032 saat⁻¹ den 0.044 saat⁻¹ değerine kadar çıkarabildiğini ancak bu oran %50 (hacim/hacim) 'ye doğru yükseldikçe hızın 0.014 saat⁻¹ e düştüğünü ifade etmişlerdir.



Çamur yaşı

Reaktördeki aktif mikroorganizma kütlesinin, sistemden bir günde atılan mikroorganizma kütlesine oranı olarak tanımlanan çamur yaşı da nitrifikasyonu etkileyen bir parametredir. Argaman (1986) tarafından 13 °C 'deki, NH_3 , P, glikoz ve asetattan meydana gelmiş sentetik bir besin ortamında gerçekleştirilen eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon çalışmasında, çamur yaşının 6.7 gün' den 8.6 gün' e çıkarılması ile nitrifikasyon veriminin % 51' den % 93' e yükseltilebileceği gözlenmiştir.

Literatürde optimum çamur yaşı için, atık suyun yapısı ve sıcaklık gibi ortam şartlarına bağlı olarak 20 gün (Timmermans ve Van Haute, 1983), 15 gün (Argaman, 1986) ve 25 gün (Gupta ve Sharma, 1996) gibi değerler verilmekle birlikte genel olarak 15-100 gün aralığında (Metcalf ve Eddy 1991) değiştiği söylenebilir.

Ağır metal ve toksik maddelerin etkisi

Yukarıda sayılan çevresel faktörlerin yanısıra, ağır metaller ve toksik yapıdaki organik veya inorganik maddeler de nitrifiye edici bakterilerin çoğalma hızını düşürür. Örneğin ortamda bulunan 1 mg/l seviyesindeki tiyotüre pepton nitrifikasyon hız sabitini % 25 azaltırken, derişim 10 mg/l'ye çıktığında nitrifikasyon hızı % 60 azalmaktadır (Painter ve Loveless, 1983).

Ortamdaki tiyosiyonat derişimi 600 mg/l iken nitrifikasyon hızı maksimum hızın ancak %58' ine ulaşabilirken, ortamda bulunan serbest siyanür derişimi 0.2 mg/l'yi aştığında sistemin kararlı yapısı bozulmakta, derişim 0.3 mg/l olduğunda ise nitrifikasyon hızı maksimum hızın en fazla % 13' üne ulaşabilmektedir. (Neufeld vd., 1986)

850 °C' da kavrulmuş 3-8 mm çaplı mermer kırıkları ile doldurulmuş dolgu yataklı bir reaktörde yapılan nitrifikasyon çalışmasında ise sistemin metanol, aseton ve formaline sırasıyla en fazla 116 mg/l, 804.2 mg/l ve 61.5 mg/l derişimlerine kadar tahammül



edebildiği, glikozun ise 11325 mg/l derişimlerinde bile sistemi etkilemediği saptanmıştır (Oslislo ve Lewandowski, 1985).

Yine dolgu yataklı biyolojik bir nitrifikasyon çalışmasında, sistemin trivalent arsenik, heksavalent krom ve florü sırasıyla en fazla 273 mg/l, 56 mg/l ve 1185 mg/l seviyelerine kadar tolere edebildiği gözlenmiştir (Beg ve Hassan, 1987).

2.2.2 Biyolojik denitrifikasyon, stokiyometrisi ve kinetiği

Atık sulardan nitrat arıtımı için değişik yöntemler kullanılmaktadır. Bunlar;

* Bakterilere alternatif olarak, mantar, protozoa, maya ve bakteri karışımlarının gliserol gibi değişik karbon kaynakları ile denitrifikasyon proseslerinde kullanımı (Grabinska-Loniewska ve Spavikowa,1990),

* Reçineler ve/veya reçine - biyolojik denitrifikasyon kombinasyonu (Van der Hoek vd., 1987),

* Elektron verici olarak kullanılan siyanürün nitrat ile birlikte arıtımı (Lewandowski, 1984),

* Destek maddesi olarak kum, antrasit, aktif karbon (Coelhoso vd., 1992), mermer kırığı (Kowalski ve Lewandowski,1983; Narjari vd.,1984) gibi maddeler, karbon kaynağı olarak da, metanol (Narjari vd.,1984), melas (Coelhoso vd., 1992), hidrojen (Kurt ve Bourne, 1987) ve metan gazı (Gayle vd., 1989), protein ve polisakkarit (Lazarova vd.,1992)'in kullanıldığı akışkan yatak biyofilm reaktörler,

*Agar, polyakrilamid, alginat veya PVA gibi maddelere emdirilerek sabitleştirilmiş mikroorganizmaların kullanımı (Lin ve Chen, 1993),

* Damlatmalı (trickling) filtreler (Revsbech vd., 1989) gibi yöntemlerdir.



Ancak bu yöntemler ya içme suyu vb. özel amaçlar için veya akış hızı ve nitrat derişimi düşük atık sular için kullanılmakta ya da halen araştırma aşamasındadır. Bu nedenle evsel ve sanayi atık sularının arıtımında aktif çamurla biyolojik denitrifikasyon en geçerli yöntemdir.

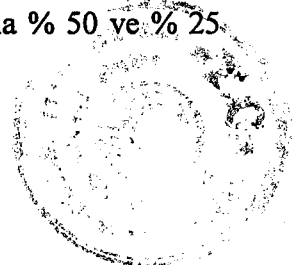
Atık su arıtımında giderek önem kazanan biyolojik denitrifikasyonda, kemoorganoheterotrofik bakteriler, oksijensiz ortamda (anoksik) oksijen yerine nitrate elektron vererek onu azot gazına indirger. Nitrifikasyon sonrasında organik karbonca fakir olan atık suya, elektron taşınım zincirinde indirgen olarak kullanılmak üzere karbonlu organik maddelerin beslenmesi gerekir. Bu amaçla kullanılabilircek çok değişik karbonlu organik madde olmasına karşın, ucuzluğu ve yüksek verimi nedeniyle, metanol en çok tercih edilenidir.

Denitrifikasyonda, sisteme dışarıdan beslenecek karbon kaynağının seçimi, bir çok hallerde fiyat-verim analizi gerektirir. Denitrifikasyonda kullanılan bazı karbon kaynaklarının tüketim miktarlarını karşılaştırabilmek açısından, KOI içerikleri Çizelge 2.1.'de verilmektedir.

Çizelge 2.1 Seçilmiş bazı karbon kaynaklarındaki KOI miktarları (Nyberg vd., 1992)

Ürün	g KOI/g Ürün
Hidrolize nişasta	0.86
Metanol	1.5
Sodyum asetat	0.45
Sodyum format	0.24

Çizelge 2.1.'den de görüldüğü gibi, aynı miktardaki azotun denitrifikasyonu için, metanolla kıyaslandığında nişastadan 2, sodyum asetatdan 3, sodyum formattan 6 kat daha fazla kullanmak gerekir. Bu maddelerin fiyatları ağırlık bazında hemen hemen aynı olduğundan, metanol kullanımı daha ucuza gelmektedir. Bu doğrultudaki diğer bir veri de, organik karbon kaynağı olarak metanol, etanol ve asetik asitin kullanıldığı akışkan yatak denitrifikasyon çalışmasında asetik asit ve etanolün, metanolden sırasıyla % 50 ve % 25 daha pahalıya geldiği şeklindedir (Gayle vd.,1989).



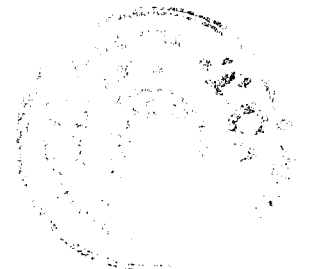
Ayrıca, metanolle proses daha küçük hacimlerde daha kararlı çalışmaktadır (Nyberg vd., 1992).

Ayrı basamaklı denitrifikasyon ortamına dışarıdan organik karbon beslenmediği takdirde aşağıdaki tepkimeye göre, biyokütle iç solunumla (endogenous respiration) parçalanarak organik karbon ihtiyacını kendi bünyesinden karşılamaya çalışır. Bu durumda ise denitrifikasyon hızı 0.07 g NO₃-N/g UAK.gün olup (Carucci vd., 1996), metanolle ulaşılan 0.6 g NO₃-N/g UAK.gün (Timmermans ve Van Haute, 1983) değerinin ancak % 10' u kadardır. Biyofilm reaktörlerde ise bu oran % 23'e kadar çıkabilmektedir (Chen vd., 1992). Üstelik bakterilerin aşağıdaki tepkimeye göre parçalanması sırasında ortaya çıkan NH₃' ün yaratacağı kirlenme ile çamur yaşı daha da artacaktır (Timmermans ve Van Haute, 1983).



Metanolle ulaşılan 0.025 g NO₃-N/g UAK.saat'lik denitrifikasyon hızı, evsel atık suların kendi içindeki organik karbonlu bileşikler kullanılarak elde edilen 0.0179gNO₃-N/gUAK.saat (Timmermans vd., 1983), 0.01 g NO₃-N/g UAK.saat (Lynga ve Balmer, 1992) ve 0.0104 g NO₃-N/g UAK.saat (Carucci vd., 1996) değerlerinden %25-%58 daha fazladır. Bu da metanolün fiyatından gelen işletme masraflarını telafi edebilir. Zaten organik karbon ihtiyacının evsel atık sulardan karşılanması ile elde edilecek çok yavaş hızdaki denitrifikasyon, inorganik azot yükü fazla olan sanayi atık sularının arıtımı için ekonomik değildir (Nyberg vd.1992).

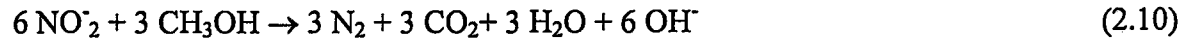
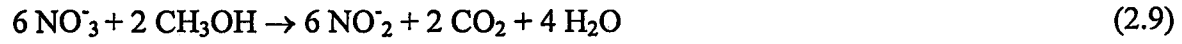
Diğer yandan metanol yerine, NaOH ve HCl gibi kimyasallarla muamele edilerek otoklavlanmış gazete kağıdı (Vолоkita vd., 1996) veya şeker (Nurizzo ve Mezzanotte, 1992) gibi değişik maddeler kullanılarak denitrifikasyon çalışmaları olmasına karşın bu yöntemler, genellikle azot seviyesi düşük (7.5-25 mg NO₃/l) yeraltı sularının içme amaçlı olarak arıtılmasında uygulanabilmektedir.



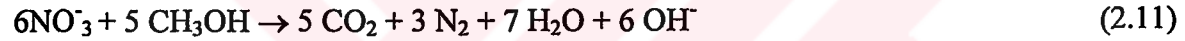
Tüm bu nedenlerle, inorganik azot yükü fazla olan sanayi atık sularının ayrı basamakta denitrifikasyonunda organik karbon kaynağı olarak metanolün kullanımı akılcı bir çözümdür.

2.2.2.1 Metanolle denitrifikasyon

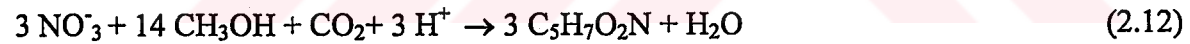
İki basamaklı olan biyolojik denitrifikasyon tepkimeleri, organik karbon kaynağı olarak metanolün kullanıldığı prosesler için aşağıdaki şekilde verilmektedir. Burada NO_3^- ve NO_2^- daha önce de belirtildiği gibi elektron alıcısı olan kimyasallardır.



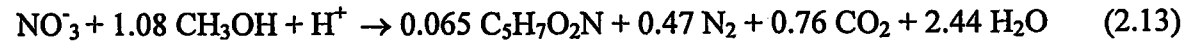
Net oksidasyon tepkimesi (Gayle vd.,1989),



Denitrifikasyon prosesinde hücre sentezini veren tepkime,



Toplam denitrifikasyon tepkimesi ise,



olarak verilir.

Denitrifikasyon tepkimesindeki bu iki basamaktan, nitratin nitrite indirgendiği 1. basamak hız belirleyici basamak olup (Timmermans ve Van Haute, 1983), NO_3^- , N (N) ve metanol (S) derişimleri, bakterilerin özgül üreme hız sabitlerini Monod kinetiğine göre

etkilemektedir (Winkler, 1981; Timmermans ve Van Haute,1983; Metcalf ve Eddy, 1991; Lynga ve Balmer, 1992).

Buna göre denitrifikasyon tepkimesinde özgül büyüme hızı,

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \frac{N}{K_N + N} \quad (2.14)$$

olarak verilir.

Burada;

μ = Birim derişimdeki mikroorganizmaya ilişkin özgül üreme hızı, (gün⁻¹)

μ_m = Maksimum özgül üreme hızı, (gün⁻¹)

S = Besi yerindeki NH₄-N derişimi, (mg/l)

K_s = Metanole ilişkin doygunluk sabiti, (mg/l)

N = Reaktördeki NO₃-N derişimi, (mg/l)

K_N = NO₃-N'e ilişkin doygunluk sabiti, (mg/l)'dir.

2.2.2.2 Denitrifikasyonu etkileyen faktörler

Denitrifikasyonu gerçekleştiren bakteriler de, nitrifiye ediciler kadar olmasa bile bulundukları ortamın sıcaklık, pH gibi çevresel faktörlerinden etkilenirler.

Sıcaklığın denitrifikasyona etkisi

Biyolojik denitrifikasyonu yürüten mikroorganizmalar, özellikle düşük KOI/N ortamlarında (Lynga ve Balmer, 1992) meydana gelecek ani sıcaklık değişimlerinden, diğer aerobik heterotroflara göre, çok daha fazla etkilenir.

Evsel atık suların arıtımıyla ilgili bir çalışmada, 1 °C'lik bir sıcaklık değişiminin denitrifikasyon hızını % 2.5- % 4.0 (Lynga ve Balmer, 1992) değiştireceği şeklinde veriler olmakla birlikte, sıcaklığın etkisi genel olarak;



$$\mu_{m(T^{\circ}C)} = \mu_{m(20^{\circ}C)} M_T^{(T-20)} \quad (2.15)$$

eşitliği ile verilir.

Burada $\mu_{m(T^{\circ}C)}$ ve $\mu_{m(20^{\circ}C)}$, $T(^{\circ}C)$ ve $20^{\circ}C$ 'lerdeki maksimum üreme hızlarıdır. M_T ise sıcaklık katsayısı olup, literatürde 1.07 (Winkler, 1981), 1.13 (Timmermans ve Van Haute, 1983) ve 1.09 (Metcalf ve Eddy, 1991) değerleri kullanılmaktadır.

Mikroorganizmaların, sıcaklık değişimlerine kolay adapte olabilmeleri nedeniyle, $10-50^{\circ}C$ gibi geniş bir aralıkta sürdürülebilen denitrifikasyon için, diğer çevresel şartlara bağlı olarak optimum sıcaklık $30^{\circ}C$ (Timmermans ve Van Haute, 1983) veya $40^{\circ}C$ (Winkler, 1981) olabilmektedir.

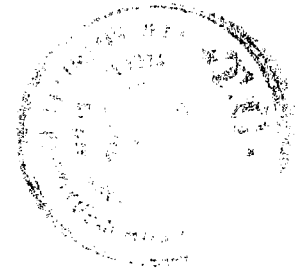
pH'nın denitrifikasyona etkisi

pH'nın denitrifikasyona etkisi, pH değişikliğinin kısa veya uzun süreli olmasına, ortam sıcaklığına ve organizma tiplerine bağlı olmasına karşın genel olarak nötr veya çok az alkali pH'lar tercih edilir (Winkler, 1981).

pH'nın denitrifikasyona etkileri konusunda Timmermans ve Van Haute'nin (1983) yaptığı çalışmada, $25^{\circ}C$ sıcaklıkta optimum pH değeri 8.3 bulunmuş ve pH'nın μ_m 'ya etkisi, $25^{\circ}C$ için aşağıdaki eşitlikle ifade edilmiştir.

$$\mu = \frac{\mu_m}{1 + 0.0302(10^{[8.3-pH]} - 1)} \quad 2.16)$$

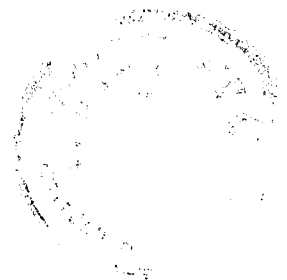
Metcalf ve Eddy'ye göre ise (1991), $20^{\circ}C$ için nötr ortam özgül üreme hızı açısından en optimum sonucu vermektedir.



Denitrifikasyonu etkileyen diğer etmenler

Biyolojik denitrifikasyonu gerçekleştiren bakterileri, sıcaklık, pH gibi çevresel faktörlerin yanısıra, ortamda bulunan kimyasal maddeler de etkileyebilir. Lewandowski (1985)'nin yaptığı bir çalışma, mikroorganizmaların kullanılan organik karbon kaynağından bağımsız olarak en fazla 84.2 mg/l derişimine kadar Cr^{+6} iyonunu tolere edebildiğini göstermiştir.

Ayrıca, denitrifikasyonu gerçekleştiren bakteriler, 0.13 mg/l derişimindeki nitroz asit (HNO_2) tarafından (bu sırada ortamdaki NO_2 derişimi 200mg/l ve pH 6.8 olmaktadır) da inhibe edilir . Serbest haldeki N_2O ve NO 'de denitrifikasyonu inhibe eden maddelerdir. N_2O , ortamdaki serbest oksijen artışına neden olurken, HNO_2 'de heterotrofik organizmaları tamamen inhibe eder, böylece karbonlu maddelerin kullanımı, dolayısıyla denitrifikasyon sona erer ve oksijen derişimi değişmeden kalır (Abeling ve Seyfried, 1992).



2.3 Azotlu Atık Su Arıtımının Modellenmesi

Atık su arıtım tesislerinin modellenmesi ile ilgili en ciddi derleme çalışması, International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC)'un "Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment" alt çalışma grubu tarafından 1986 yılında gerçekleştirilmiş olup, (Bidstrup vd., 1988) Henze ve arkadaşları tarafından 1987'de yayınlanmıştır. Bu modelleme çalışması, evsel atık sularda bulunan organik karbon, fosfor ve azotlu maddelerin tek basamakta arıtılmaları esasına dayanmaktadır. Sistem tek çöktürücü içermekte ve yapılan kabule göre burada tepkime olmayıp sadece ayırma ünitesi olarak görev yapmaktadır. Dolayısıyla model, sistemin gerçek anlamda dinamik simülasyonu olmamaktadır (Henze vd., 1987).

IAWPRC'nin bu modeli yayımlandıktan sonra, değişik çalışma grupları tarafından değişik evsel atık su arıtım sistemlerine uyarlanmıştır (Schnell, 1991; Lesouef vd., 1992; Siegrist ve Tschui, 1992; Potter vd., 1996).

Atık su arıtım modelleri ile ilgili diğer çalışmalar ise, yine evsel atık sular için geçerli olmak üzere;

* Akışkan yatakta anaerobik atık su arıtımı ile ilgili olarak, metan ve karbondioksit üretim hızları, biyogazdaki hidrojen gazı bileşimi ve arıtılmış sudaki KOİ ve uçucu asit derişimlerini veren dinamik model (Jones vd., 1992),

* Tek bir ortak çöktürücü içeren, aerobik-anaerobik reaktörlerden meydana gelmiş, karbon, fosfor ve azot arıtımına yönelik sistemlerin modellenmesi (Wentzel vd., 1992),

* *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter*'in oksijen kullanım hızlarına dayalı, basamaklı nitrifikasyonun dinamik çözümü (Ossenbruggen vd., 1991),

* Aerobik aktif çamur yöntemi ile sulardan sadece organik madde arıtımını simüle eden kinetik model (Fujie vd., 1988; Padukone ve Andrews, 1989),



- * Yalnız organik madde arıtmak üzere, flok üretici bakteri ve filamentli organizmalar arasındaki yarışa dayalı, kararlı hal koşulları için reaktör ve çöktürücü modeli (Sheintuch, 1987),
- * Heterotrofların modele getireceği karmaşıklıktan kaçınmak üzere, sadece nitrifiye edici bakteriler dikkate alınarak yalnız reaktör için gerçekleştirilen nitrifikasyon modeli (Bliss ve Barnes, 1986),
- * Organik maddenin anaerobik parçalanması için dinamik model (Moletta vd., 1986),
- * Aktif çamur ve toz aktif karbon integrasyonu için matematik model (Benedek vd., 1985; Takacs, 1986)
- * Enzim-substrat tepkimelerinin Monod kinetiği kullanılarak yorumlanmasına dayalı, atık çamur miktarı ve çöktürücünün dikkate alınmadığı evsel atık suların tek basamak yerine çok basamaklı biyo-reaktörlerde arıtımını inceleyen model (Braha ve Hafner, 1985),
- * İdeal tıpa akışlı ve geri döngülü sistemde evsel atık suların arıtımını incelemek üzere kararlı hal koşulları için geliştirilen model (San,H.,A., 1989)ler olarak sayılabilir.

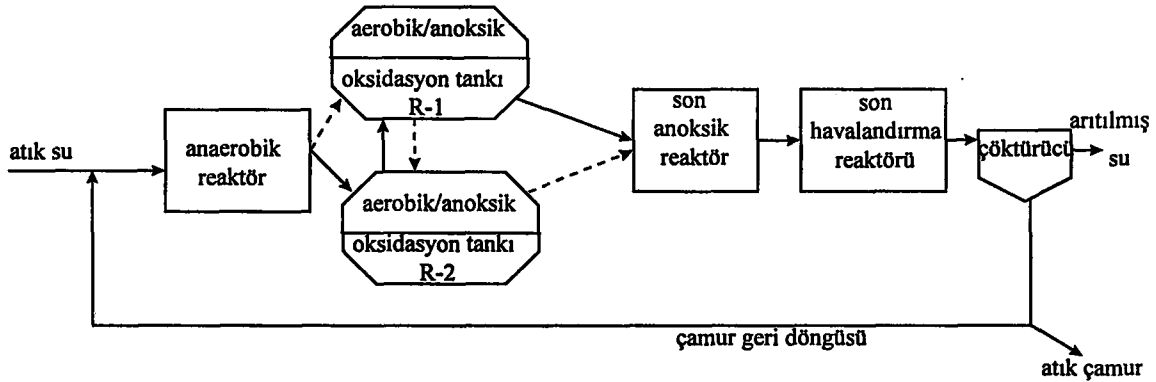


3. AZOTLU ATIK SULARIN ARITIMINDA KULLANILAN SİSTEMLER, TASARIM EŞİTLİKLERİ ve PARAMETRELER

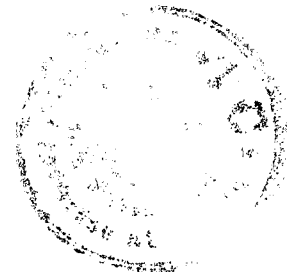
3.1. Azotlu Atık Suların Biyolojik Arıtımında Kullanılan Sistemler

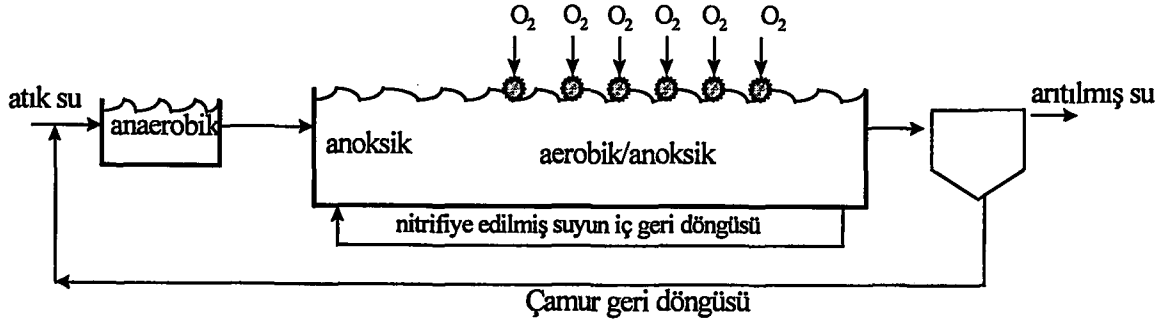
Mikroorganizmalarla biyolojik azot arıtımını gerçekleştirmek için değişik sistem tasarımları uygulamada yer almıştır. Bunlar ana başlıklarla;

- * Organik yükü fazla ($KOI=371$), azot ($NH_4^+-N=22.3-33.1$ mg/l) ve fosfor ($HPO_4^{2-}-P=6.48$ mg/l) derişimleri düşük evsel atık sulardan (Münch, 1996), karbon, fosfor ve azotun aynı reaktörde arıtılması (Argaman, 1984,1985, 1986; Tendaj vd.,1992; Lee vd.,1993).
- * Evsel atık suların daha iyi arıtılmalarını sağlamak üzere, ortak çöktürücülü aerobik, anaerobik ve aerobik biyokimyasal yolların bir modifikasyonu olan oksijensiz (anoksik) ünitelerin ard arda kullanıldığı gelişmiş proseslerde karbon, fosfor ve azot giderme (Bailey ve Shea, 1988; Randall vd., 1992; Einfeldt, 1992; Kang vd.,1992; Lesouef vd.,1992; Farchill vd., 1993; Potter, 1996). (Şekil 3.1, 3.2, 3.3 ve 3.4)

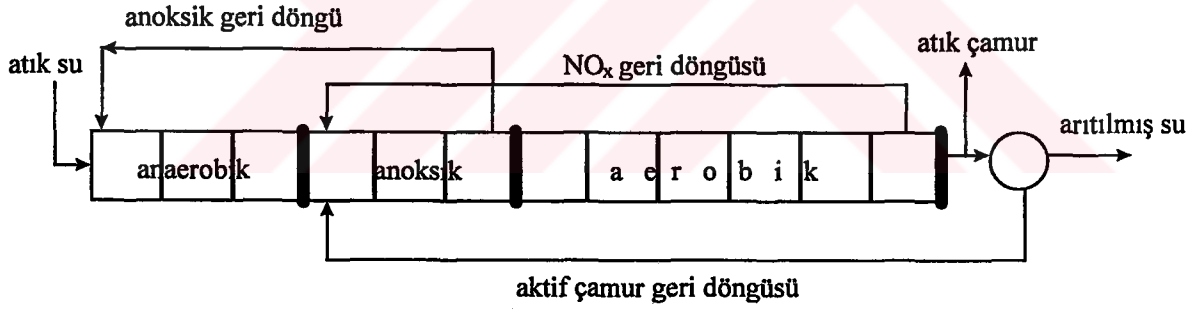


Şekil 3.1 Evsel atık suların arıtımında kullanılan Bio-Denipho prosesinin şematik gösterimi. (Potter vd., 1996)



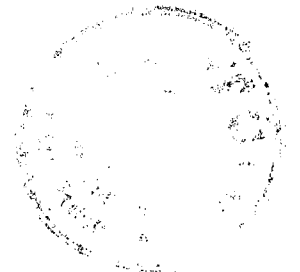


Şekil.3.2. Evsel atık sular için modifiye edilmiş biyolojik arıtım prosesinin şematik gösterimi. (Farchill vd., 1993)

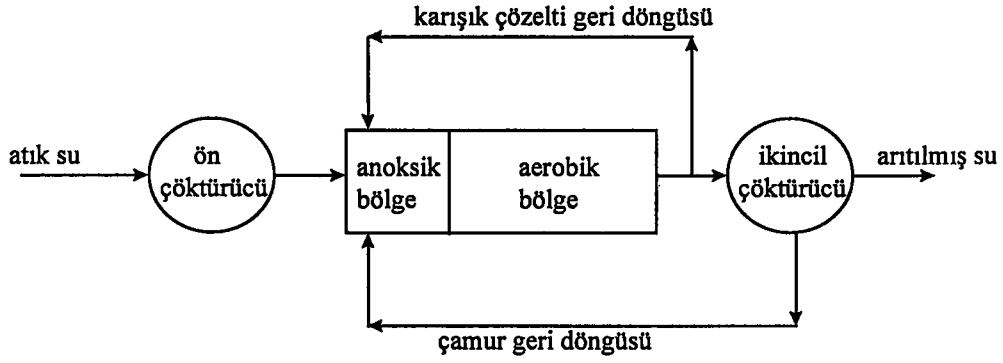


Biyolojik azot arıtım sistemi

Şekil 3.3 Evsel atık sular için geliştirilmiş biyolojik arıtım prosesi (Randall vd., 1992).



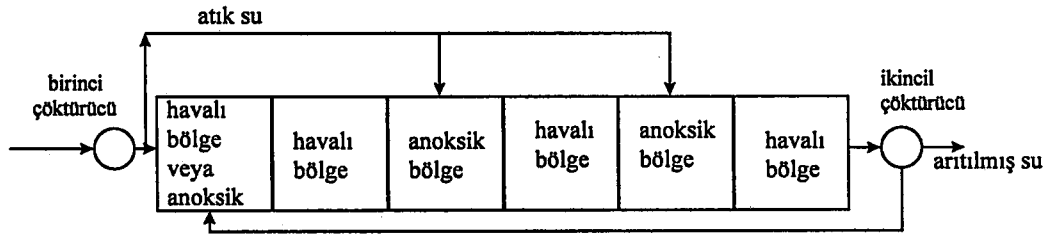
a) İki bölge geri döngülü (2 tank)



b) Kontakt stabilizasyon veya geri havalandırma-denitrifikasyon-nitrifikasyon ("RDN")



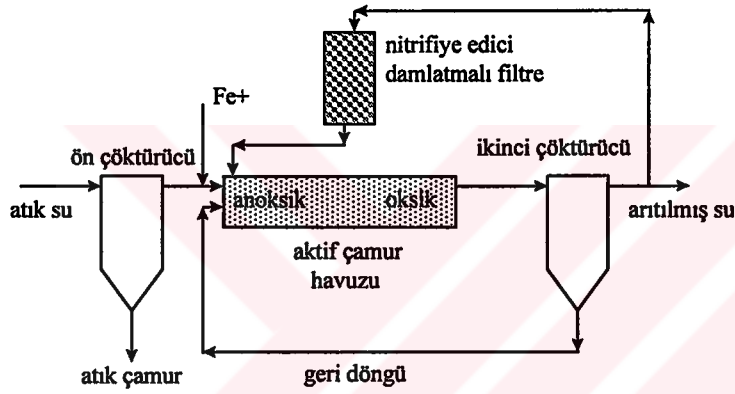
c) Farklı evre beslemeli sistem ("ALPHA")



Şekil 3.4 Evsel atık suların nitrifikasyon-denitrifikasyonu için proses konfigürasyonları (Lesouef vd., 1992).



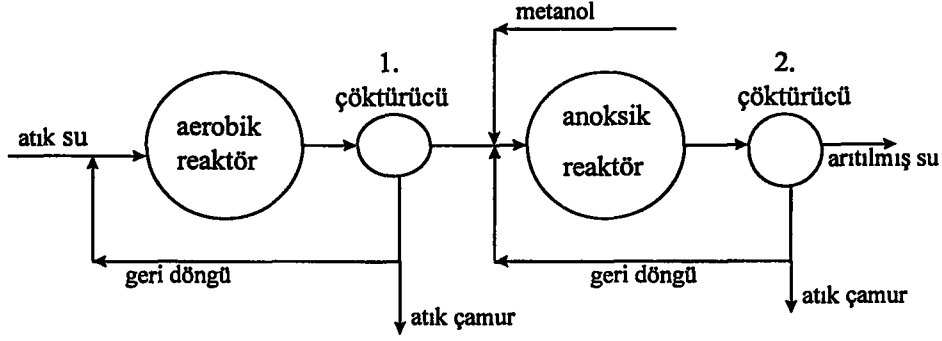
- * Döner biyolojik kontaktörler (Watanabe vd., 1992),
- * Tutunma ortamı olarak poliüretan desteklerin (Drtil vd., 1992; Tsuno vd., 1992) veya başka partiküllerin kullanıldığı (Tijhuis vd., 1992) biyofilm reaktörler,
- * Büyüme ortamı olarak sentetik elyaf (Wang vd.,1992; Fang vd.,1993) veya hafif granüler maddelerle (Rogalla vd., 1992) yüklenmiş akışkan yatak reaktörler,
- * Evsel atık suların kombine aktif çamur ve biyofilm reaktör sistemlerinde arıtımı (Boller ve Gujer, 1986), (Lynga ve Balmer,1992) (Şekil 3. 5).



Şekil.3.5. Evsel atık sulardan azot arıtımı için önerilen akım diyagramı (Lynga ve Balmer, 1992).

- * Sanayi atık sularının, içerdikleri yüksek derişimlerdeki azotu arıtmak üzere, aynı tankta veya tek çöktürücülü aerobik-anoksik reaktör serilerinde nitrifikasyon ve denitrifikasyona tabi tutulması (Single-sludge) (Gupta ve Sharma, 1996),
- * Sanayi atık suyunun ayrı basamaklı nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemleri kullanılarak arıtımı (Timmermans ve Van Haute, 1983; Yibo vd.,1991) (Şekil 3.6)





Şekil 3.6 Enerji ve karbon kaynağı olarak metanolün kullanıldığı ayrı basamaklı nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi (Timmermans ve Van Haute, 1983).

* Yüksek derişimlerde azotlu madde içeren endüstri atık sularının arıtılmasına yönelik, aktif çamur, döner disk ve akışkan yatak reaktörlerin birarada farklı ardışık sıralarda kullanımı ,

* Biyolojik azot arıtım sistemlerinden farklı olarak, ortamın pH, sıcaklık ve Ç.O değerlerinin kontrol edilmesiyle *Nitrobacter*'in inhibe edilip, nitrifikasyonun nitritasyon basamağında kesilerek denitritasyon reaksiyonunun, Ç.O. ve organik karbon tüketimlerinde sırasıyla % 25 ve % 40 oranında tasarruf sağlayacak şekilde gerçekleştirilmesine yönelik çalışmalar (Abeling ve Seyfried, 1992),

* Ototrofik bakterilere alternatif olarak, ortamda NO_2 ve NO_3 birikimi olmaksızın, aerobik ortamda nitrifikasyonu, anaerobik ortamda ise denitrifikasyonu gerçekleştirecek *Thiosphaera pantotropha* gibi heterotrofik bakterilerin kullanımı (Geraats vd., 1990; Hooijmans vd.,1990), sayılabilir.

3.2 Ayrı Basamaklı Ardışık Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Sisteminin Avantajları

Nitrifiye edici ototrofik bakterilerin enerji verimleri, dolayısıyla üreme hızları heterotrofik bakterilere göre daha azdır. Bu nedenle, organik madde derişiminin yüksek olduğu bir ortamda, denitrifikasyonun yanısıra nitrifikasyon da amaçlanırsa; ototrofların, besin ve Ç.O paylaşımı açısından heterotroflar yanında yarışma şansları olmadığı için, derişimleri

hızla düşer ve nitrifikasyon tamamlanamaz. Ayrıca deaminasyon hızı da nitrifikasyonu sınırlar (Randall vd., 1992). Bu nedenlerle, ortamda organik karbon olmadığı zaman nitrifikasyon daha kısa sürelerde tamamlanır ve daha küçük reaktör hacimlerine gereksinim duyulur (Randall vd., 1992).

Denitrifikasyon ayrı basamakta gerçekleştirildiğinde ise, iç solunumla hücrelerin kaybı, tek basamakta nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerine göre % 50 daha azdır (Mc Clintock vd.,1992).

Sayılan bu nedenlerle, ekonomi, proses kontrol ve etkinlik açısından atık suyun ayrı basamaklarda nitrifikasyon ve denitrifikasyona tabi tutulması en uygun çözüm olacaktır (Timmermans ve Van Haute, 1983; Boller ve Gujer, 1986; Bailey ve Shea, 1988; Parker vd., 1989; Yibo vd.,1991).

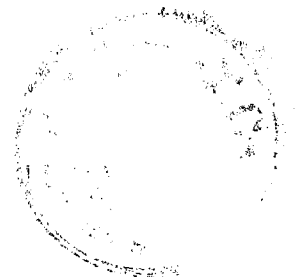
3.3 Nitrifikasyona ait Kinetik Parametreler

Maksimum özgül üreme hız sabiti, μ_m

Geniş bir aralıkta gözlenen nitrifikasyona ait maksimum özgül üreme hız değerleri Çizelge 3.1.'de verilmektedir.

Doygunluk sabitleri, K_s ve K_o

Nitrifikasyonun her iki basamağı için de çok geniş aralıklarda gerçekleşebilen azota ait doyunluk sabiti değerleri Çizelge 3.2 'de, oksijen doyunluk sabitleri ise Çizelge 3.3 'de verilmektedir.



Çizelge3.1 Maksimum özgül üreme hız değerleri.

Parametre	Birim	Değişim Aralığı	Tipik	Kaynak
$\mu_m(16^\circ\text{C})(\text{pH}=7.5)$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}		0.52	Painter ve Loveless, 1983
$\mu_m(16^\circ\text{C})(\text{pH}=8.0)$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}	0.38-0.45		Painter ve Loveless., 1983
$\mu_m(25^\circ\text{C})(\text{pH}=8.0)$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}	0.76-0.78		Painter ve Loveless., 1983
$\mu_m(25^\circ\text{C})(\text{pH}=8.5)$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}	0.28-0.36		Painter ve Loveless,1983
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}	0.3-2.0	0.7	Metcalf ve Eddy, 1991
$\mu_m(25^\circ\text{C})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}		0.66	Hanaki vd., 1990
$\mu_m(23^\circ\text{C})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	gün^{-1}		1.08	Winkler, 1981
$\mu_m(30^\circ\text{C})$ (<i>Nitrobacter</i> için)	gün^{-1}	.432-.768		Blanc vd., 1986
$\mu_m(25^\circ\text{C})(\text{pH}=8.5)$ (<i>Nitrobacter</i> için)	gün^{-1}	0.26-0.48		Painter ve Loveless, 1983
$\mu_m(25^\circ\text{C})$ (<i>Nitrobacter</i> için)	gün^{-1}		0.58	Hanaki vd., 1990
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (<i>Nitrobacter</i> için)	gün^{-1}	0.4-3.0	1.0	Metcalf ve Eddy, 1991
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (saf kültür ayrı basamakta toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.3-3.0	1.0	Metcalf ve Eddy, 1991
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.9-1.1		Siegrist ve Tschui, 1992
$\mu_m(10^\circ\text{C})$ (evsel atık suların toplam nitrifikasyonu için)	gün^{-1}		0.23	Siegrist ve Tschui., 1992
$\mu_m(23^\circ\text{C})(\text{pH}=6.8)$ (evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}		0.644	Potter vd., 'nin.(1996) Antoniou vd. 'den (1991) alıntısı
$\mu_m(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7)$ (evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.34-0.65		Henze vd., 1987
$\mu_m(15^\circ\text{C})$ (evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.4-0.5		Bliss ve Barnes, 1986
$\mu_m(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7.5)$ (evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.1-0.42		Painter ve Loveless, 1983
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (evsel+endüstriyel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}		0.26	Painter ve Loveless , 1983
$\mu_m(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7.5)$ (nehir suyunda saf kültürle toplam nitrifikasyon için)	gün^{-1}	0.77		Painter ve Loveless, 1983
μ_m	gün^{-1}	0.864-1.37		Tartakovsky vd., 'nin .(1996) Hunik vd., (1994) ve Wang vd., 'den (1995) derlemesi



Çizelge 3.2. Nitrifikasyon için azot (K_s) doygunluk sabitleri

Parametre	Birimi	Değişim Aralığı	Tipik	Kaynak
$K_s(25^\circ\text{C})(\text{Glikozlu su})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$		1.0	Hanaki vd., 1990
$K_s(26-30^\circ\text{C})(\text{Biyokimyasal fabrika atık suyu})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$	0.4-1.2		Nowak ve Svoldal, 1993
$K_s(30^\circ\text{C})(\text{Biyokimyasal fabrika atık suyu})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$	0.7-1.4		Nowak ve Svoldal, 1993
$K_s(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7.6)(\text{Evsel atık su})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$		1.57	Ossenbruggen vd., 1991
$K_s(20^\circ\text{C})(\text{Saf kültür})$ (<i>Nitrosomonas</i> için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$	0.3-2.0	0.7	Metcalf ve Eddy (1991)
$K_s(25^\circ\text{C})(\text{Glikozlu su})$ (<i>Nitrobacter</i> için)	mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{l}$		0.35	Hanaki vd., 1990
$K_s(25^\circ\text{C})(\text{pH}=7.8)$ (<i>Nitrobacter</i> için)	mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{l}$	3.72-5		Quinlan'ın, (1986) Boon ve Laudelout, (1962) ve Ulken'den (1963) alıntısı
$K_s(25^\circ\text{C})$ (Biyokimyasal fabrika atık suyu) (<i>Nitrobacter</i> için)	mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{l}$		0.55	Nowak ve Svoldal, 1993
$K_s(30^\circ\text{C})$ (Biyokimyasal fabrika atık suyu) (<i>Nitrobacter</i> için)	mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{l}$		0.75	Nowak ve Svoldal, 1993
$K_s(20^\circ\text{C})$ (Saf kültür)(<i>Nitrobacter</i> için)	mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{l}$	0.2-5.0		Metcalf ve Eddy (1991)
$K_s(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7)(\text{Evsel atıksuların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için})$	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$	0.3-3.6		Henze vd., 1987
$K_s(10^\circ\text{C})$ (Evsel atıksuların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$		12.0	Siegrist ve Tschui, 1992
$K_s(20^\circ\text{C})$ (Evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için)	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$		2.0	Siegrist ve Tschui, 1992
$K_s(\text{İlaç ve üre fabrikası atık su karışımlarının aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında toplam nitrifikasyon için})$	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$		7.1	Gupta ve Sharma 1996
$K_s(20^\circ\text{C})(\text{Saf kültür})(\text{ayrı basamaklı toplam nitrifikasyon için})$	mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$	0.2-5	1.4	Metcalf ve Eddy (1991)

Çizelge 3.3 Nitrifikasyon için oksijen (K_o) doygunluk sabitleri

Katsayı	Birimi	Değişim Aralığı	Tipik	Kaynak
K_o (evsel atıksular için)	mg O_2/l	0.2-2		Bliss ve Barnes.,1986
K_o	mg O_2/l	0.83-2.46		Quinlan,(1986)'nın, Peeters vd.'den(1969) alıntısı
K_o	mg O_2/l		1.3	Metcalf and Eddy , 1991
K_o	mg O_2/l		1.4	Wiesmann, 1994
K_o (Evsel atık suların aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu için)	mg O_2/l	0.5-2.0		Henze vd., 1987

Özgöl ölüm hızı sabiti, k_d

Organik karbon kaynağı olarak ilaç fabrikası atık sularının üre fabrikası atık sularına karıştırılarak aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu sırasında gözlenen 0.065 gün^{-1} (Gupta vd., 1996) gibi özgöl ölüm hız sabiti değerleri olmasına karşın, nitrifiye ediciler için 20°C 'de genel olarak kabul gören değer, 0.05 gün^{-1} 'dir (Winkler, 1981; Metcalf ve Eddy, 1991).

Özgöl ölüm hız sabiti'nin sıcaklığa göre değişimi aşağıdaki eşitlikle verilebilir (Winkler, 1981):

$$k_{d(\text{oTC})} = k_{d(20^\circ\text{C})} B_T^{(T-20)} \quad (3.1)$$

Burada B_T 'nin değeri 1.07 olarak verilmektedir.

Üreme verim katsayısı, Y

Nitrifikasyon stokiyometrisine göre teorik olarak, amonyak oksitleyiciler için verim katsayısı $Y = 0.1695 \text{ mg UAK/mg NH}_4^+\text{-N}$, nitrat oluşumu için $Y = 0.17296 \text{ mgUAK/mg NO}_2\text{-N}$, oksijen tüketimi ile ilgili olarak da $Y = 0.040523 \text{ mg UAK/mg O}_2$ değerleri bulunur. Bu değerler, Gupta ve Sharma'nın (1996) ilaç ve üre fabrikası atık sularının karıştırılarak aynı basamakta nitrifikasyon ve denitrifikasyonu çalışmalarında gözledikleri $Y = 0.15 \text{ mg.UAK/mg.topl-N}$ değerinden fazlayken, Metcalf ve Eddy (1991)'nin, Siegrist ve Tschui'nin (1992), ve Wiesmann (1994)'in verdikleri değerlerle hemen hemen aynıdır.

3.4 Denitrifikasyona ait Kinetik Parametreler

Denitrifikasyon prosesinde kullanılan kinetik katsayılar optimum T, pH gibi çevresel şartlara ve kullanılan organik karbon kaynağının yapısına bağlı olarak geniş bir aralıkta verilmekte olup, Çizelge 3.4.'da özetlenmektedir.

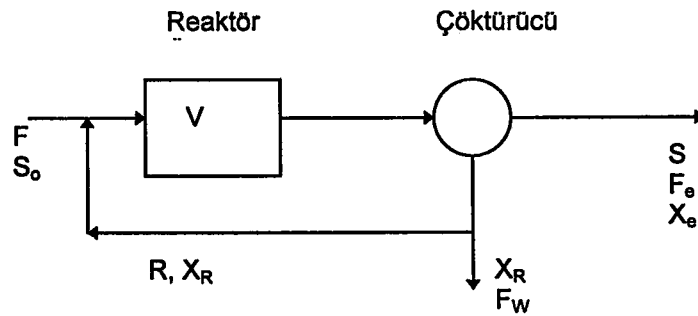


Çizelge 3.4. Denitrifikasyon için kinetik parametreler

Parametre	Birimi	Değişim Aralığı	Tipik	Kaynak
$\mu_m(20^\circ\text{C})$ (pH=7.0) (Saf kültürle ayrı basamakta denitrifikasyon)	gün^{-1}	0.300-0.900	0.300	Metcalf ve Eddy, 1991
$\mu_m(25^\circ\text{C})(\text{pH}=8.3)$	gün^{-1}		0.852	Timmermans ve Van Haute, 1983
$K_s(20^\circ\text{C})$	$\text{mg NO}_3\text{-N/l}$	0.060-0.200	0.100	Metcalf ve Eddy, 1991
$K_s(20^\circ\text{C})(\text{pH}=8)$	$\text{mg NO}_3\text{-N/l}$		<1	Timmermans ve Van Haute, 1983
K_s	$\text{mg NO}_3\text{-N/l}$		0.1	Cristensen ve Harremoës, 1977
$K_s(20^\circ\text{C})$	$\text{mg NO}_3\text{-N/l}$		≤ 0.14	Wiesmann, 1994
$Y(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7)$	(UAK/mg $\text{NO}_3\text{-N}$)	0.400-0.900	0.800	Metcalf ve Eddy, 1991
$Y(20^\circ\text{C})(\text{pH}=8.3)$	(UAK/mg $\text{NO}_3\text{-N}$)		0.630	Timmermans ve Van Haute, 1983
$Y(20^\circ\text{C})(\text{pH}=8)$	(UAK/mg $\text{NO}_3\text{-N}$)		1.2	Wiesmann, 1994
$k_d(20^\circ\text{C})(\text{pH}=7)$	gün^{-1}	0.040-0.080	0.04	Metcalf ve Eddy, 1991
$k_d(20^\circ\text{C})(\text{pH}=8)$	gün^{-1}		0.1	Wiesmann, 1994

3.5 Aktif Çamur Sistemlerinin Tasarımına ait Eşitlikler

Şekil 3.7' de gösterilen reaktör ve çöktürücüsünden meydana gelmiş geri döngülü bir aktif çamur ünitesine ait tasarım eşitlikleri Çizelge 3.5' de verilmektedir.

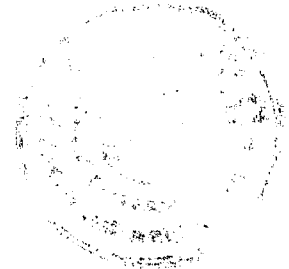


Şekil 3.7. Geri döngülü bir aktif çamur sistemi

Burada;

F = Atık su besleme debisi, $\text{m}^3/\text{gün}$,

F_e = Çıkış akımının debisi, $\text{m}^3/\text{gün}$,



F_w = Geri döngüden atılan çamur debisi, $m^3/gün$,

S_0 = Atık su beslemesindeki substrat derişimi, mg/l ,

S = Çıkış akımındaki substrat derişimi, mg/l ,

X = Rektördeki hücre derişimi, mg/l ,

X_e = Çıkış akımındaki hücre derişimi, mg/l ,

X_R = Geri döngüdeki hücre derişimi, mg/l ,

R = Geri döngü oranı

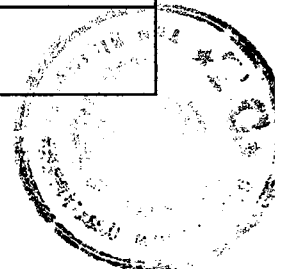
Reaktör ve çöktürücü etrafında kütle denklikleri kurularak tasarım eşitlikleri çıkarılırken;

* Tepkimelerin yalnız reaktörde gerçekleştiği kabul edilmiş,

* Ortalama hücre alıkonma süresi hesaplanırken sadece reaktör gözönüne alınmıştır.

Çizelge 3.1. Aktif çamur sistemlerine ait tasarım eşitlikleri

Parametre	Eşitlik
Maksimum substrat kullanım hızı, k' , ($gün^{-1}$)	$k' = \frac{\mu'_m}{Y}$
Minumum hücre alıkonma süresi, θ_{cm} , (gün)	$\frac{1}{\theta_{cm}} \approx Yk' - k_d$
Özgül substrat kullanım hızı U , ($gün^{-1}$)	$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$ $U = \left[\frac{1}{\theta_c} + k_d \right] * \frac{1}{Y}$
Çıkış akımındaki substrat derişimi, (mg/l)	$U = \frac{kS}{K_s + S}$
Hidrolik alıkonma süresi, θ_h (gün),	$\theta_h = \frac{N_0 - N}{UX}$
Sistem için gerekli reaktör hacmi, V (m^3)	$V = F \cdot \theta_h$
Sistem geri döngü debisi F_R (m^3) ve geri döngüdeki UAK derişimi, X_R (mg/l)	$F_R = R \cdot F$ $R = \frac{X}{X_R - X}$
Çöktelticiden atılacak çamur debisi, F_w , ($m^3/gün$)	$F_w = \frac{V \cdot X}{\theta_c \cdot X_R}$
Besin - mikroorganizma oranı (F/M)	$F/M = \frac{N_0}{\theta_h \cdot X}$



4. SİSTEM TASARIMI ve MODELLEME

4.1 Gemlik Gübre Fabrikasının Kısa Tanımı

Ülkemizde hiç bir gübre fabrikasında, proses atık sularındaki amonyum ve nitrat azotunu arıtacak tesis bulunmamaktadır. Bu nedenle azotlu kirleticilerin su kitlelerindeki derişimleri hızla artmaktadır. Bu kirleticiler, sulardaki oksijeni tüketmekte, göl, nehir, kanal ve denizlerde yosun oluşumunu hızlandırarak (ötrofikasyon) çok önemli çevre kirliliğı problemlerine neden olmaktadır.

Ülkemizin önemli gübre fabrikalarından biri olan Gemlik Gübre Sanayi A.Ş. Fabrikaları da atık sularını hiç bir arıtım uygulamaksızın Gemlik Körfezine vermektedir.

Fabrika, gübre ve amonyak üretim üniteleri olmak üzere başlıca iki bölümden meydana gelmiş olup, bu çalışma kapsamında yalnızca gübre üretimine ait atık sular incelenmiştir.

Gemlik Gübre Fabrikası, nitrik asit ve kalsiyum amonyum nitrat (CAN) ünitelerinden oluşmaktadır.

a) Nitrik Asit Ünitesi;

Kapasitesi 363 000 ton/yıl olan bu ünite, buharlaştırılıp hava ile karıştırılan amonyak, 880 °C'daki yakma fırınlarında platin katalizörler yardımıyla oksitlenerek aşağıdaki tepkimeye göre azot gazlarına çevrilir:



Elde edilen azot oksitler, CAN ünitesinden gelen kondensatla absorbe edilerek % 55'lik HNO_3 elde edilir:





b) CAN ünitesi:

Kapasitesi 594 000 ton CAN (% 26)/yıl olan bu ünite, nitrik asidin amonyakla nötralizasyonu ile elde edilen amonyum nitrat çözeltisi çeşitli buharlaştırma basamaklarından geçirilerek % 99.8'e kadar deriştirilir.



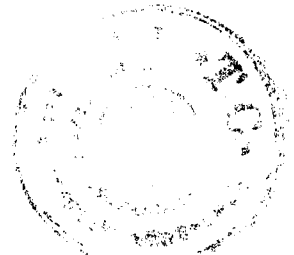
Bu derişik çözelti kireç taşı ile karıştırılarak pirillendirilir.

Üretim aşamasında her iki üniteden de önemli miktarlarda amonyum (NH_4^+ -N) ve nitrat azotunun (NO_3^- -N) atık suya karıştığı yapılan analizlerle belirlenmiş olup, sonuçlar Çizelge 4.1'de verilmektedir.

Atık suyun taşıdığı yüksek orandaki azotun, Su Kirliliği Yönetmeliğindeki (Resmi gazete, 4 Eylül 1988, sayı 19919) değerlerin altına indirilmesi gerekmektedir.

Çizelge 4.1 Gemlik azotlu gübre fabrikası ortalama atık su değerleri

Atık su debisi, (F ₁)	250 m ³ / saat								
Analiz Parametresi	pH	Sıcaklık	KOI	TAM (Toplam Asılı Madde)	Klorür	Sülfat	HCO ₃ ⁻	Amonyum Azotu	Nitrat Azotu
Standart Değer	6 - 9	35	100	100	2000	3000	-	50	50
Birimi		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ortalama	9.45	30	14	55	88	168	180	204	156



4.2. Sistem Tasarımı

Çizelge 4.1.'den de görüleceği gibi hemen hiç organik madde içermeyen Gemlik gübre fabrikası atık sularında bulunan yüksek orandaki inorganik azotu arıtmak üzere seçilen biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi, Şekil.4.1.'de verilmektedir.

Burada, 6000 m³/gün debili atık suyun, asılı katı madde ve organik karbon içermediği için, ilk olarak ardışık nitrifikasyon-denitrifikasyon sisteminin birinci basamağı olan nitrifikasyon ünitesine beslenmesi uygun görülmüştür (Randall vd.,1992).

Sistem tasarımında, Çizelge 3.2.-3.5' de saf kültürlerle ait Metcalf ve Eddy (1991)'nin verdiği değerler kullanılmış olup, geleneksel aktif çamur prosesleri için türetilen Çizelge 3.5' deki eşitliklerden yararlanılmıştır. EK 1'de verilen tasarım yöntemine göre elde edilen değerler yine Şekil 4.1' e işlenmiştir.

Nitrifikasyon ünitesi tasarımı sırasında;

1. Tepkimelerin yalnız reaktörde gerçekleştiği,
2. Sistem sıcaklığının ortalama 20 °C'de sabit olduğu,
3. Atık su beslemesinde organik karbon bulunmadığı için, 3000 mg/l olarak seçilen mikroorganizma derişiminin yalnız nitrifiye edici bakterileri ifade ettiği,
4. Reaktörde aerobik ortam yaratılırken, reaktörün dibinde konumlandırılmış hava difüzörleri yardımı ile reaktöre beslenen havanın ortamı karıştırdığı ve çözünmüş oksijen derişiminin kararlı hal koşullarında 4 mg/l değerinde sabit kaldığı,
5. Atık su beslemesinin mikroorganizma ve çözünmüş oksijen içermediği,
6. Çöktürücünün görevini tam yaptığı ve denitrifikasyon ünitesine bu üniteden mikroorganizma geçmediği,
7. Çöktürücü alt akımındaki hücre derişiminin değişmediği,



kabulleri yapılmış ve nitrifiye edici organizmaların üreme verimleri çok düşük olduğu için, dünyadaki örnekler de dikkate alınarak çamur yaşı θ_c , 25 gün , çöktürücünden reaktöre giden akımın geri döngü oranı ise 0.5 olarak seçilmiştir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Nitrifikasyonu gerçekleştiren ototrofik bakterilerin üreme verimleri $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve çözülmüş oksijen birim kütleleri için sırası ile 0.170 , 0.173 ve 0.040 olarak hesaplanmış ve tepkime için gerekli 5141 kg/gün'lük oksijen beslemesi tepkime stokiyometrisinden bulunmuştur.

Nitrifiye edici mikroorganizmaların gerek duyduğu inorganik karbon (CO_2), atık su içeriği tarafından karşılanamadığı için, 10100 kg/gün miktarındaki bikarbonatın dışarıdan reaktöre beslenmesi gerekmektedir.

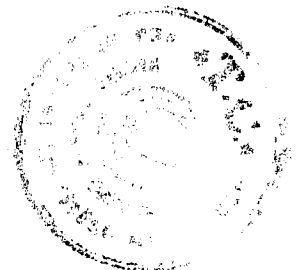
0.13 gün olarak bulunan reaktördeki hidrolik alıkonma süresi 780 m^3 'lük reaktör hacmine karşı gelmektedir.

Reaktörden çöktürücüye geçen denitrifiye edilmiş suda bulunan mikroorganizmalar ortamdaki oksijeni hızla tüketeceği için çöktürücüde, reaksiyonun gerçekleşmeyeceği, anaerobik bir ortamdan söz edilebilir.

Çöktürücü için, gözlemlere ve literatüre (Catunda ve Haandel, 1987) dayanılarak 5 saatlik bir alıkonma süresi seçilmiş ve buna göre çöktürücü hacmi 1900 m^3 bulunmuştur. Nitrifiye edilmiş, mikroorganizma ve oksijen içermeyen su, çöktürücünün üstünden, serbest üreme denitrifikasyon işleminin gerçekleştiği denitrifikasyon ünitesine beslenmektedir.

Denitrifikasyon ünitesi tasarımı yapılırken;

1. Denitrifikasyonun sadece reaktörde gerçekleştiği,
2. Sistem sıcaklığının 20°C 'de sabit kaldığı,
3. Ortamda çözülmüş oksijen olmadığı,



4. Mikroorganizma derişiminin kararlı hal koşullarında 3000 mg/l olduğu kabulleri yapılmış ve çamur yaşı 10 gün, geri besleme oranı ise 0.5 olarak seçilmiştir.

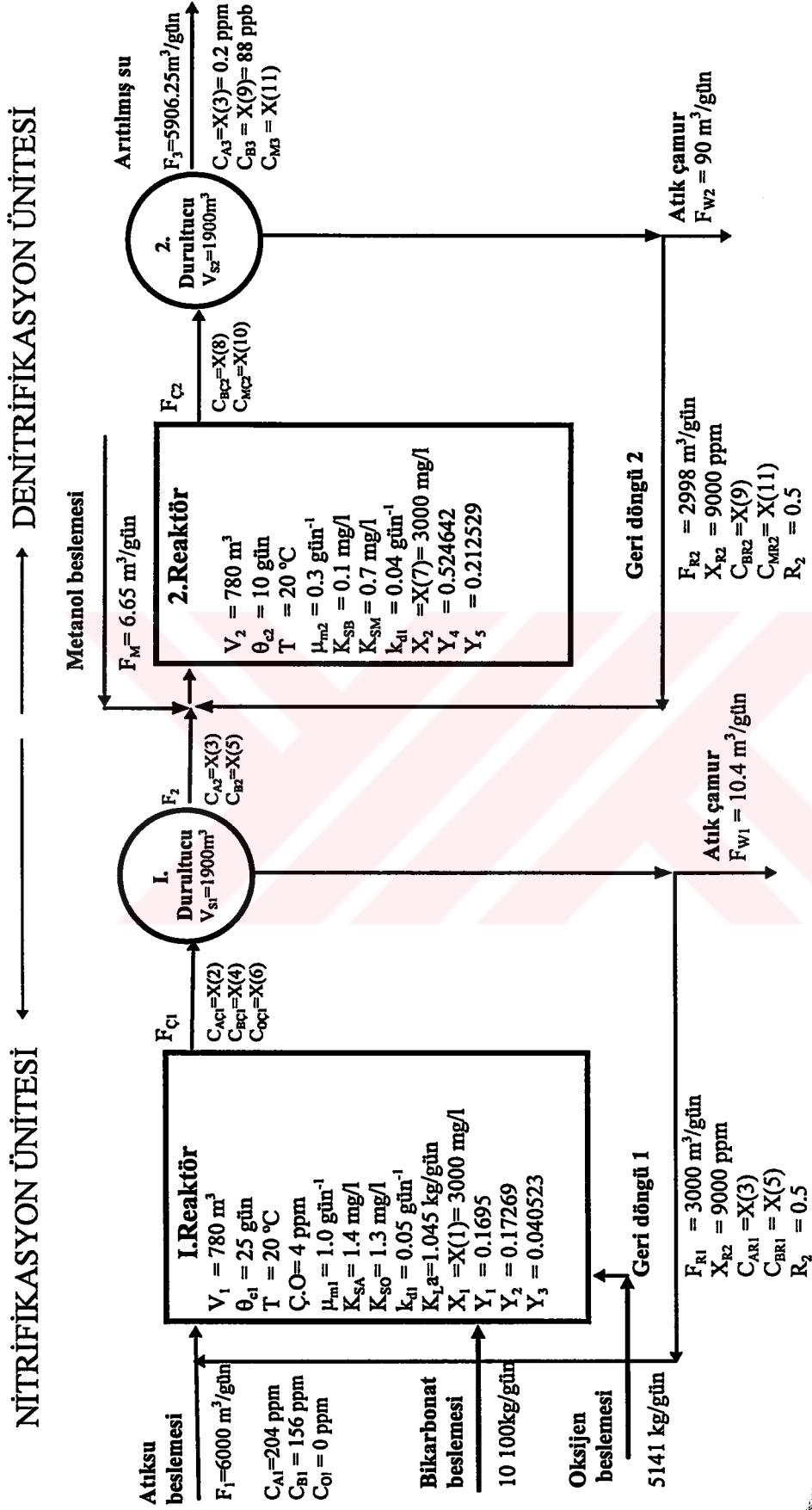
$\text{NO}_3\text{-N}$ ve metanol için mikroorganizma verimleri sırası ile 0.529 ve 0.212 olup, bu değerler tepkime stokiyometrisinden hesaplanmıştır. Reaktör için hidrolik alıkonma süresi 0.45 gün olup, buna karşı gelen hacim 2700 m^3 bulunmuştur.

Çöktürücüde, gözlemlere ve literatüre (Catunda ve Haandel, 1987) dayanılarak 5 saatlik bir alıkonma süresi belirlenmiş ve böylece 1900 m^3 lük bir çöktürücü hacmine ulaşılmıştır.

Tüm sistem için yapılan tasarım hesapları sonucunda, kararlı hal koşulları için, arıtılmış sudaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ bileşenlerinin, istenen atık su deşarj limitlerini fazlasıyla karşıladığı ve sırasıyla 0.2 mg/l ve 0.088 mg/l değerlerine indirilebildiği gözlenmiştir.

Sistemin dinamik davranışını teorik olarak incelemek üzere, reaktörler ve çöktürücüler etrafında kütle denklikleri kurulmuş ve aşağıda verilen diferansiyel eşitlikler elde edilmiştir.





Şekil 4.1 Gemlik Gübre fabrikası için tasarımı yapılan kombine nitrifikasyon-denitrifikasyon sisteminin şematik gösterimi



4.3. Ardışık Sistemde Kütle Denklikleri ve Diferansiyel Eşitliklerin Eldesi

Kütle denklikleri ve diferansiyel eşitliklerde, tasarımda yararlanılan katsayılar ve tasarım sonuç değerleri kullanılmış olup, tüm arıtım sistemi ve değişkenler Şekil.4.1'de gösterilmektedir.

4.3.1 Nitrifikasyon ünitesi eşitlikleri

Reaktörde hücre denkliği ;

$$\frac{dX(1)}{dt} = \frac{1}{V_1} \left\{ F_1 R_1 X_{R1} - [1 + R_1] F_1 X(1) + V_1 X(1) \left[\mu_{m1} \frac{X(2)}{K_{SA} + X(2)} \frac{X(6)}{K_{SO} + X(6)} - k_{d1} \right] \right\} \quad (4.5)$$

Reaktörde NH_4^+ -N dengesi;

$$\frac{dX(2)}{dt} = \frac{1}{V_1} \left\{ F_1 C_{A1} + F_1 R_1 X(3) - [1 + R_1] F_1 X(2) - \frac{V_1 X(1)}{Y_1} \left[m_{m1} \frac{X(2)}{K_{SA} + X(2)} \frac{X(6)}{K_{SO} + X(6)} - k_{d1} \right] \right\} \quad (4.6)$$

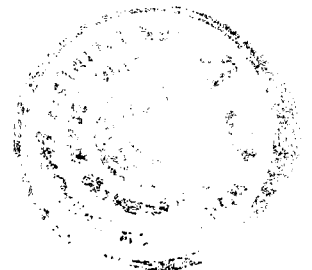
Reaktörde NO_3^- -N dengesi;

$$\frac{dX(4)}{dt} = \frac{1}{V_1} \left\{ F_1 C_{B1} + F_1 R_1 X(5) - [1 + R_1] F_1 X(4) + \frac{V_1 X(1)}{Y_2} \left[m_{m1} \frac{X(2)}{K_{SA} + X(2)} \frac{X(6)}{K_{SO} + X(6)} - k_{d1} \right] \right\} \quad (4.7)$$

eşitliklerini vermiştir.

Reaktörde oksijen dengesi;

Atık suyun oksijen içermediği ($C_{O1} \cong 0$) ve reaktörden çöktürücü tanka beslenen akımda bulunan oksijenin, ortamda bulunan biyokütle tarafından hızla tüketileceği ($C_{OR1} \cong 0$) kabulleri yapılmıştır. Buna göre,



$$\frac{dX(6)}{dt} = \frac{1}{V_1} \left\{ V_1 K_L a [C_s - X(6)] - [1 + R_1] F_1 X(6) - \frac{V_1 X(1)}{Y_3} \left[m_{ml} \frac{X(2)}{K_{SA} + X(2)} \frac{X(6)}{K_{SO} + X(6)} - k_{dl} \right] \right\} \quad (4.8)$$

elde edilmektedir.

Çöktürücüde NH_4^+ -N dengesi;

Çöktürücüde oksijen derişimi sıfır olduğu için, tepkime olmayıp, NH_4^+ -N ve NO_3^- -N derişimlerdeki değışimin, yatışkın olmayan durumda sadece seyrelme nedeni ile meydana geleceğı kabul edilmiştir. Bu kabule göre;

$$\frac{dX(3)}{dt} = \frac{1}{V_{s1}} \left\{ F_1 [1 + R_1] [X(2) - X(3)] \right\} \quad (4.9)$$

elde edilmektedir.

Çöktürücüde NO_3^- -N denkliğı;

Çöktürücüde oksijen derişimi sıfır olduğu için, tepkime olmayacağından, NH_4^+ -N ve NO_3^- -N derişimlerdeki değışimin, yatışkın olmayan durumda sadece seyrelme nedeni ile meydana geleceğı kabulü yapılmıştır. Buna göre;

$$\frac{dX(5)}{dt} = \frac{1}{V_{s1}} \left\{ F_1 [1 + R_1] [X(4) - X(5)] \right\} \quad (4.10)$$

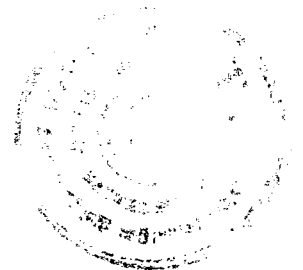
elde edilir.

Burada;

C_{A1} = Atık su besleme amonyum azotu derişimi, mg/l

C_{B1} = Atık su besleme nitrat azotu derişimi, mg/l

C_{O1} = Atık su besleme çözünmüş oksijen derişimi, mg/l



C_s = Çözünmüş oksijen doygunluk derişimi, mg/l

F_1 = Atık su besleme debisi, l/gün

F_2 = Denitrifikasyon besleme debisi, l/gün

F_{R1} = Nitrifikasyon geri döngü debisi, l/gün

F_{W1} = Nitrifikasyon atık çamur debisi, l/gün

K_{La} = Toplam oksijen transfer katsayısı, gün⁻¹

K_O = Oksijenin kullanıldığı büyüme için yarı doygunluk sabiti, mg/l

K_{SA} = Amonyum azotunun kullanıldığı büyüme için yarı doygunluk sabiti, mg/l

k_{d1} = Nitrifikasyon için iç solunum bozunma katsayısı, gün⁻¹

R_1 = Nitrifikasyon geri döngü oranı

T = Sıcaklık, °C

U = Özgül substrat kullaanım hızı, gün⁻¹

V_1 = Nitrifikasyon reaktör hacmi, l

V_{S1} = Nitrifikasyon durultucu hacmi, l

$X(1)$ = Nitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l

$X(2)$ = Denitrifikasyon reaktöründeki amonyum azotu derişimi, mg/l

$X(3)$ = Nitrifikasyona ait geri döngüdeki amonyum azotu derişimi, mg/l

$X(4)$ = Nitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l

$X(5)$ = Nitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l

$X(6)$ = Nitrifikasyon reaktöründeki çözünmüş oksijen derişimi, mg/l

X_{R1} = Nitrifikasyon geri döngüsündeki hücre derişimi, mg/l

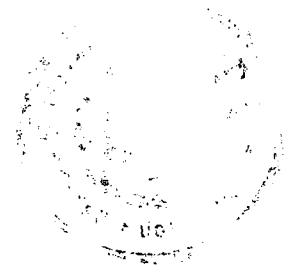
Y_1 = Nitrifikasyonda amonyum azotu için verim faktörü, mg hücre/mg NH_4^+-N

Y_2 = Nitrifikasyonda nitrat azotu için verim faktörü, mg hücre /mg $NO_3^- -N$

Y_3 = Nitrifikasyonda oksijen için verim faktörü, mg hücre /mg O_2

θ_{C1} = Nitrifikasyon reaktörü için hücre alıkonma zamanı, gün

μ_{m1} = Nitrifikasyon için maksimum hücre üreme hızı, gün⁻¹



4.3.2 Denitrifikasyon ünitesi eşitlikleri

Reaktörde hücre dengesi;

$$\frac{dX(7)}{dt} = \frac{1}{V_2} \left\{ F_{R2} X_{R2} - F_{C2} X(7) + V_2 X(7) \left[m_{m2} \frac{X(8)}{K_{SB} + X(8)} \frac{X(10)}{K_{SM} + X(10)} - k_{d2} \right] \right\} \quad (4.11)$$

Reaktörde NO_3^- -N dengesi;

$$\frac{dX(8)}{dt} = \frac{1}{V_2} \left\{ F_2 X(5) + F_{R2} X(9) - F_{C2} X(8) - \frac{V_2 X(7)}{Y_4} \left[\mu_{m2} \frac{X(8)}{K_{SB} + X(8)} \frac{X(10)}{K_{SM} + X(10)} - k_{d2} \right] \right\} \quad (4.12)$$

eşitliklerini verir.

Çöktürücüde NO_3^- -N denkliği;

Çöktürücüde anaerobik bir ortam söz konusu olduğu için, biyokütle derişiminin X_{R2} olduğu, çöktürücü hacminin yaklaşık %10' luk bir kısmında tepkimenin devam ettiği pratik gözlemlere ve literatüre (Otterpohl ve Freund, 1992) dayanılarak kabul edilmiştir.

Buna göre;

$$\frac{dX(9)}{dt} = \frac{1}{V_{S2}} \left\{ F_{C2} X(8) - F_3 X(9) - [F_{R2} + F_{W2}] X(9) - \frac{0.1 V_{S2} X_{R2}}{Y_4} \left[m_{m2} \frac{X(9)}{K_{SB} + X(9)} \frac{X(11)}{K_{SM} + X(11)} - k_{d2} \right] \right\} \quad (4.13)$$

elde edilmektedir.

Reaktörde metanol dengesi;

$$\frac{dX(10)}{dt} = \frac{1}{V_2} \left\{ F_M \delta_M + F_{R2} X(11) - F_{C2} X(10) - \frac{V_2 X(7)}{Y_5} \left[\mu_{m2} \frac{X(8)}{K_{SB} + X(8)} \frac{X(10)}{K_{SM} + X(10)} - k_{d2} \right] \right\} \quad (4.14)$$



eşitliğini verir.

Çöktürücüde metanol dengesi;

Yine çöktürücü hacminin yaklaşık %10' luk bir bölümünde bulunan X_{R2} derişimindeki biyokütlenin denitrifikasyonu devam ettirdiği gözlemlere ve literatüre (Otterpohl ve Freund, 1992) dayanılarak söylenebilir.

$$\frac{dX(11)}{dt} = \frac{1}{V_{s2}} \left\{ F_{c2}X(10) - F_3X(11) - [F_{R2} + F_{W2}]X(11) - \frac{0.1V_{s2}X_{R2}}{Y_s} \left[\mu_{m2} \frac{X(9)}{K_{SB} + X(9)} \frac{X(11)}{K_{SM} + X(11)} - k_{d2} \right] \right\} \quad (4.15)$$

Burada;

F_3 = Arıtılmış su çıkış debisi, l/gün

F_{c1} = Nitrifikasyon reaktörü çıkış debisi, l/gün

F_{c2} = Denitrifikasyon reaktörü çıkış debisi, l/gün

F_M = Metanol besleme debisi, l/gün

F_{R2} = Denitrifikasyon geri döngü debisi, l/gün

F_{W2} = Denitrifikasyon atık çamur debisi, l/gün

K_{SB} = Nitrat azotunun kullanıldığı büyüme için yarı doygunluk sabiti, mg/l

K_{SM} = Metanolün kullanıldığı büyüme için yarı doygunluk sabiti, mg/l

k_{d2} = Denitrifikasyon için iç solunum bozunma katsayısı, gün⁻¹

R_2 = Denitrifikasyon geri döngü oranı

V_2 = Denitrifikasyon reaktör hacmi, l

V_{s2} = Denitrifikasyon durultucu hacmi, l

$X(7)$ = Denitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l

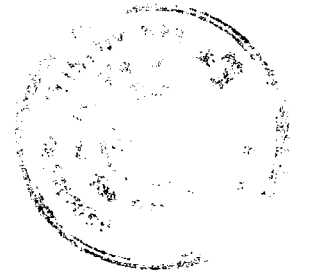
$X(8)$ = Denitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l

$X(9)$ = Denitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l

$X(10)$ = Denitrifikasyon reaktöründeki metanol derişimi, mg/l

$X(11)$ = Denitrifikasyondan çıkan metanol derişimi, mg/l

X_{R2} = Denitrifikasyon geri döngüsündeki hücre derişimi, mg/l



Y_4 =Denitrifikasyonda nitrat azotu için verim faktörü, mg hücre /mg NO_3^- -N

Y_5 = Denitrifikasyonda metanol için verim faktörü, mg hücre /mg metanol

θ_{C2} =Denitrifikasyon reaktörü için hücre alıkonma zamanı, gün

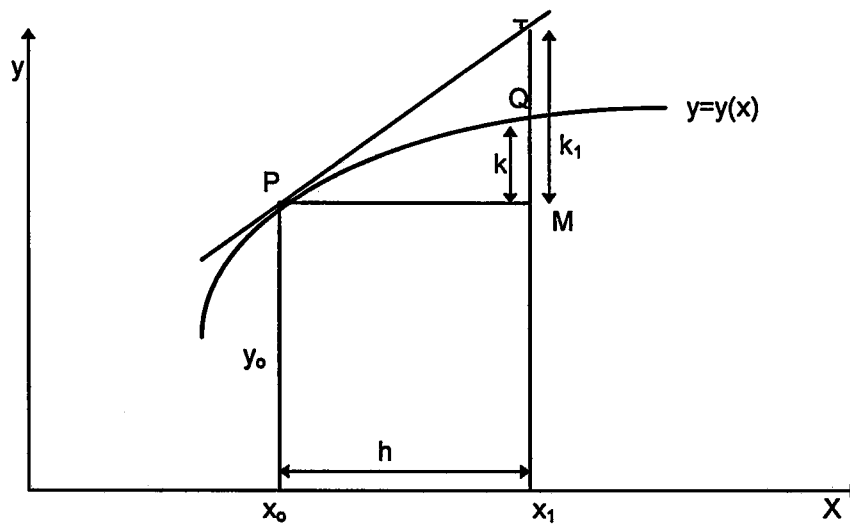
μ_{m2} =Denitrifikasyon için maksimum hücre üreme hızı, gün^{-1}

ρ_M =Metanol yoğunluğu, mg/l

Elde edilen nonlinear diferansiyel eşitlikler otomatik basamak büyüklüğü kontrollü 4. dereceden duyarlı “Runge-Kutta Gill ” integrasyon algoritması kullanılarak hazırlanan program (EK 2) önce kararlı hal koşulları için, daha sonra da besleme şartlarında yaratılan değişikliklerle aynı anda çözülmüş olup, çözüm için qbasic dili çift basamak duyarlılıkla (16 hane) kullanılmıştır.

Bilindiği gibi, diferansiyel eşitliklerin sayısal çözümünde kullanılan Runge-Kutta metodu yüzyılı aşkın bir süredir bilinmesine karşın, kullanılabilirliği bilgisayarların ortaya çıkışıyla birlikte artmıştır.

Runge-Kutta metodunun temeli Şekil.4.2’de gösterilmektedir. Bu diyagramda, $P(x_0, y_0)$ noktasından geçen ve $y = y(x)$ olarak adlandırılan eğri, $y' = f(x, y)$ diferansiyel denkleğinin çözümüdür. Biz, $x = x_1$ ’ e tekabül eden $y_1 = y_0 + k$ değerini, başka bir deyimle MQ yüksekliğini bulmak istiyoruz.



Şekil.4.2. Runge-Kutta metodunun gösterimi (Maron, 1982)

$y = y(x)$ eğrisinin pozisyonunu bilmememize rağmen, eğrinin üstündeki her noktanın eğiminin $f(x,y)$ 'ye eşit olduğunu biliyoruz ki bu diferansiyel eşitliğin geometrik yorumunu kolaylaştırır. Buradan, P'deki teğetin eğimi $y_0' = f'(x_0, y_0)$ ' dır ve x_0 ve y_0 bilindiği için hesaplanabilir. Eğer h makul ölçüler içinde küçükse, PT teğeti PQ eğrisinden çok fazla sapmayacaktır. Böylece MT yüksekliği (basit bir geometri ile hy_0' ye eşit olduğu görülür) istenen MQ eşitliğine yaklaşacaktır. Diğer bir deyişle birinci k'ya ilk yaklaşım;

$$k_1 = hf(x_0, y_0) \text{ dır.} \quad (4.16)$$

Açıktır ki, PQ eğrisi üzerinde uçtaki bir değer yerine ortalaradaki bir y' değeri kullanıldığında yaklaşım daha iyi olacaktır. Fakat eğri üstündeki herhangi orta bir noktayı bilmediğimiz için bunu yapamayız. Bununla beraber;

$$k_2 = hf(x_0 + \sigma h, y_0 + \beta k_1) \text{ yazabiliriz.} \quad (4.17)$$

Burada, σ ve β , k'nın uygun fraksiyonlarıdır.

Sezgilerimiz bize uygun σ ve β değerlerini göstermese de gerçekte geometrik yaklaşım bizi nispeten karmaşık bazı analizlerle çözüme ulaştırabilir.

Basit bir dördüncü derece proseste ise;

$$k_1 = hf(x_0, y_0) \quad (4.18)$$

$$k_2 = hf(x_0 + 1/2h, y_0 + 1/2k_1) \quad (4.19)$$

$$k_3 = hf(x_0 + 1/2h, y_0 + 1/2k_2) \quad (4.20)$$

$$k_4 = hf(x_0 + 1/2h, y_0 + 1/2k_3) \quad (4.21)$$

$$y_1 = y_0 + 1/6 (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4) + O(h^5) \quad (4.22)$$

Daha üst dereceli prosesler çok karmaşık olduğu için en çok dördüncü dereceli metod kullanılır. (Maron, 1982)



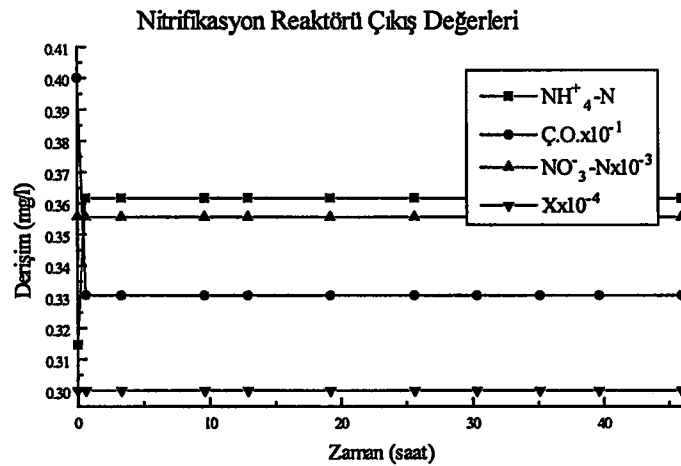
5. SONUÇ ve TARTIŞMA

5.1 Atık Su Besleme Debisi, Amonyum ve Nitrat Azotu Derişimlerinde Meydana Gelen Değişimlerin Sisteme Etkisi

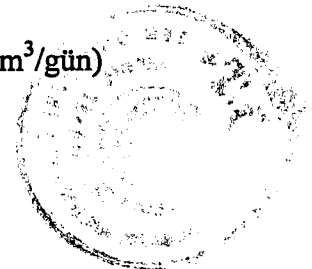
Sistemdeki salınımları gözlemek üzere atık su debisi, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişim değerleri, kararlı hal koşullarına göre $\pm\%10$, $\pm\%15$, $\pm\%20$ değiştirilerek nitrifikasyon reaktöründeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, çözünmüş oksijen ve mikroorganizma derişimleri, denitrifikasyon reaktöründe $\text{NO}_3^-\text{-N}$, metanol ve mikroorganizma derişimleri ile sistem çıkışındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve metanol derişimleri zamana karşı grafiğe geçirilmiştir. En fazla % 20 sapma olmasının nedeni, kurulan denkliklerde kullanılan yapısal ve ayrımsal olmayan (non-structured, non-segregated) kinetik modelin geçerlilik limitinin en fazla $\pm\%20$ olmasıdır (Shuler ve Kargı 1992).

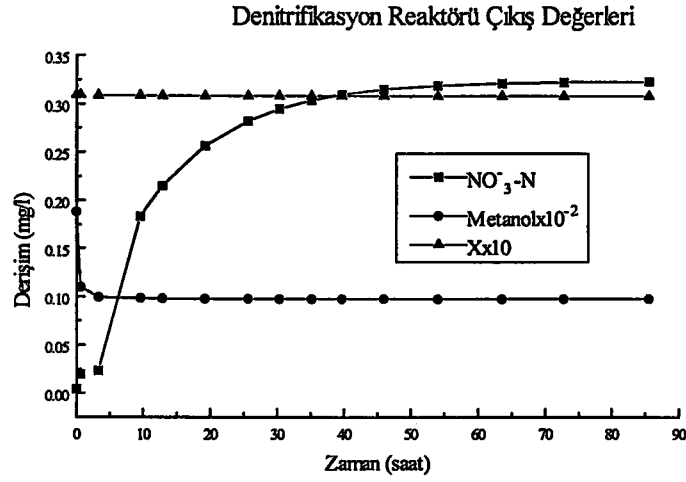
5.1.1 Atık su debisi % 10 arttırıldığında

Besleme debisi kararlı hal değerlerine göre %10 arttırılarak $6000 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'den $6600 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'e çıkarıldığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.1-5.3' da verilmiştir.

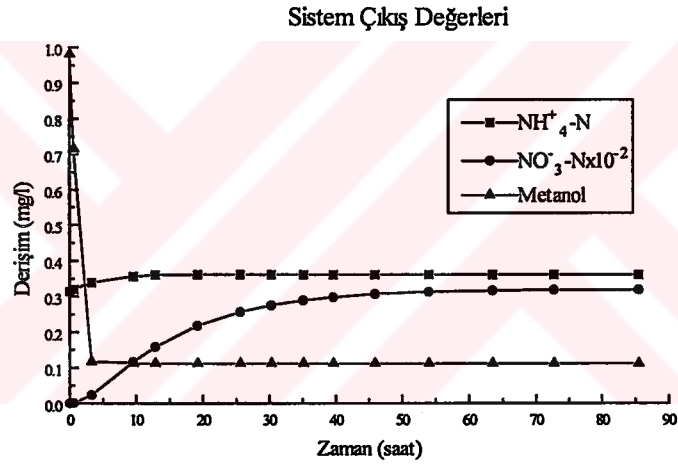


Şekil.5.1. Besleme debisindeki değişim + % 10 ($F_1=6600 \text{ m}^3/\text{gün}$)





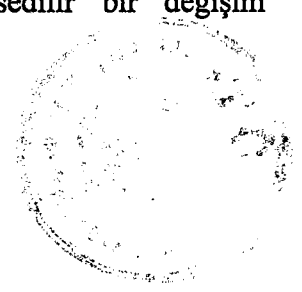
Şekil.5.2 Besleme debisindeki değişim + % 10 (F1=6600 m³/gün)



Şekil.5.3 Besleme debisindeki değişim + % 10 (F1=6600 m³/gün)

Nitrifikasyon reaktörünü terk eden NH₄⁺-N derişimi atık su deşarj standardını karşılarken, NO₃-N derişimi değışmemekte, Ç.O. derişimi ise nitrifikasyonun devam edebilmesine olanak sağlayacak şekilde 3.3 mg/l seviyesine inerken, çamur derişimi hemen hemen hiç değışmemektedir.

Denitrifikasyon reaktörünü terk eden akımda ise, NO₃-N derişimi, kararlı hal değışimlerine göre yükselerek 32 mg/l seviyesine çıksa bile deşarj kriterini sağlanabilmekte, metanol derişimi 1 mg/l değışimine gerilerken, çamur derişiminde hissedilir bir değışim gözlenmemektedir..

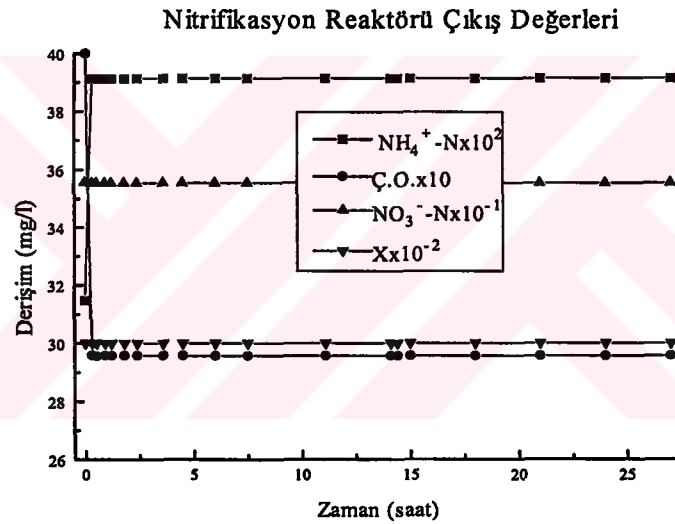


Nitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüde oksijensizlik nedeniyle nitrifikasyon durduğu için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'in sistem çıkışındaki derişimi, reaktör çıkışındaki değere eşit olmaktadır.

Denitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüdeki anoksik şartlar nedeniyle belli bir hacim yüzdesinde (%10) süren denitrifikasyon, metanolü 1 mg/l seviyesinden 0.1 mg/l'ye indirirken, devam eden reaksiyon nedeniyle, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimini daha da düşürmektedir.

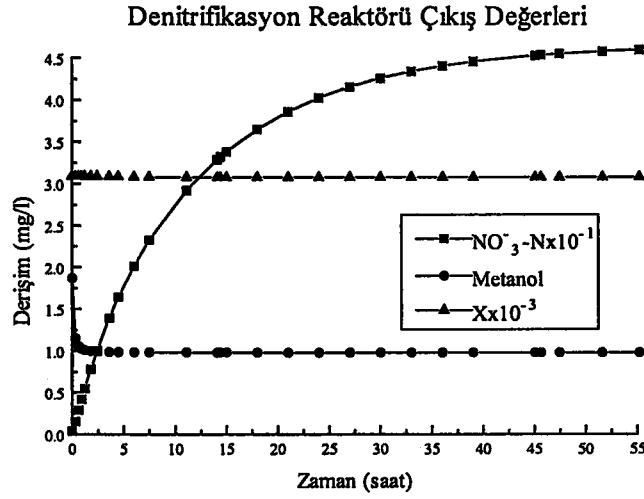
5.1.2 Atık su debisi % 15 arttırıldığında

Besleme debisi %15 arttırılarak $6900 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'e çıkarıldığında reaktörler ve sistem çıkışında ilgili parametrelerin değışimleri Şekil 5.4, 5.5 ve 5.6'de verilmiştir.

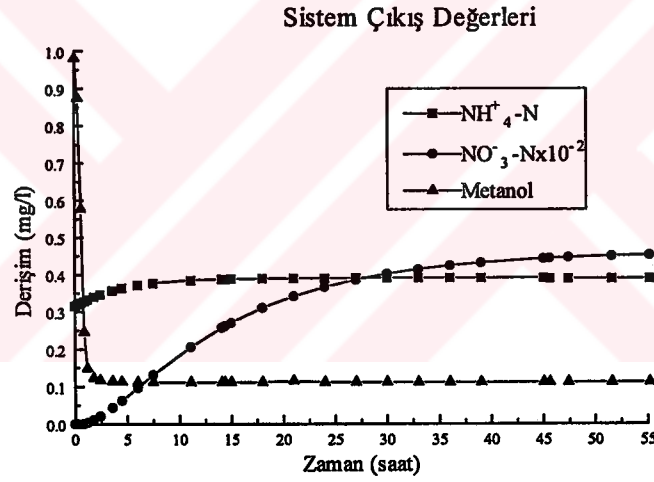


Şekil.5.4 Besleme debisindeki değışim + % 15 ($F_1=6900 \text{ m}^3/\text{gün}$)





Şekil.5.5 Besleme debisindeki değişim + % 15 ($F_1=6900 \text{ m}^3/\text{gün}$)



Şekil.5.6 Besleme debisindeki değişim + % 15 ($F_1=6900 \text{ m}^3/\text{gün}$)

Verilen basamak etki sonunda grafikten de görüldüğü gibi nitrifikasyon reaktörünü terk eden akımda $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ derişimi 0.315 mg/l'den 0.39 mg/l'ye çıkmakta, 2.95 mg/l'ye düşen Ç.O. miktarı hala nitrifikasyon için yeterli olmakta ($>2 \text{ mg/l}$) ve, $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ ve çamur derişimleri hemen hemen sabit kalmaktadır

Denitrifikasyon reaktörü çıkışında ise, $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ derişimi 45 mg/l'yi aşmasına karşın hala

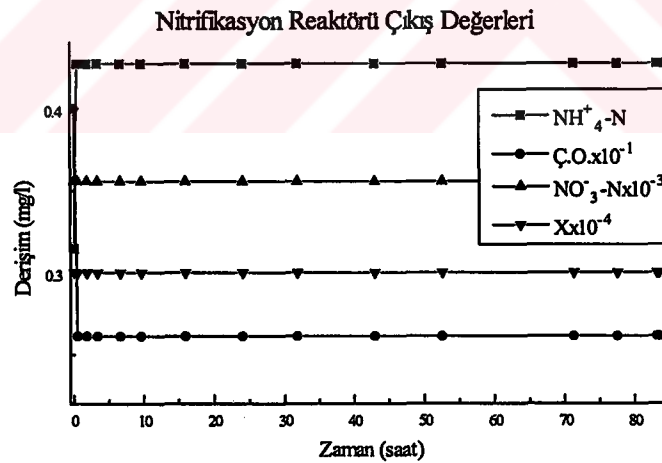


50 mg/l olan deşarj standardı sağlanmakta, çamur derişiminde önemli bir artış gözlenmezken, metanol derişimi artan NO_3^- -N derişiminin getirdiğı tüketimi karşılayamadığı için 1mg/l'ye inmektedir

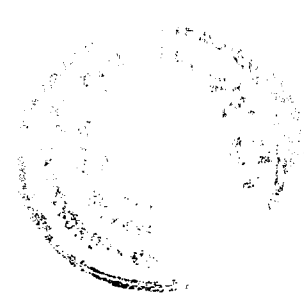
Nitrifikasyon ünitesi çöktürücüsündeki anoksik şartlar nedeniyle tepkime durup, denitrifikasyon ünitesi çöktürücüsünde belli bir hacim yüzdesinde denitrifikasyon devam ettiği için, sistem çıkışındaki NH_4^+ -N derişimi nitrifikasyon reaktöründeki derişime eşit olup, ortamda kalan 1 mg/l derişimindeki metanol denitrifikasyon için kullanıldığından 0.1 mg/l'ye inerken, NO_3^- -N içeriğı denitrifikasyon reaktörüne göre biraz daha düşmektedir.

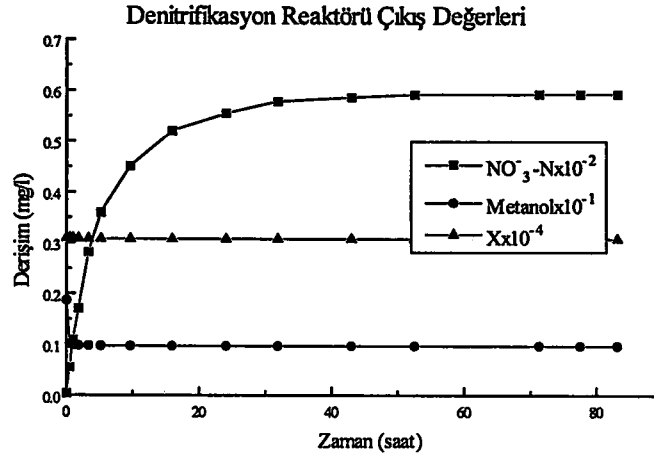
5.1.3 Atık su debisi % 20 arttırıldığında

Kurulan yapısal ve ayrımsal olmayan (non-structured; non-segregated) bu modelin geçerli olabileceğı üst sınır % 20 olduğundan atık su debisi en son % 20 yükseltilerek 7200 m³/gün değerine çıkarıldığında, reaktörler ve sistem çıkışındaki parametrelerin değışimi Şekil 5.7-5.9' da gösterilmiştir.

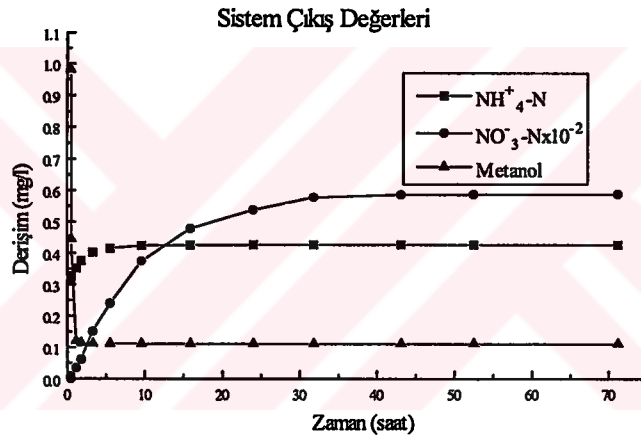


Şekil.5.7 Besleme debisindeki değışim + % 20 ($F_1=7200 \text{ m}^3/\text{gün}$)





Şekil.5.8 Besleme debisindeki değişim + % 20 ($F_1=7200 \text{ m}^3/\text{gün}$)



Şekil.5.9 Besleme debisindeki değişim + % 20 ($F_1=7200 \text{ m}^3/\text{gün}$)

Nitrifikasyon reaktöründeki Ç.O derişimi 2.4 mg/l değeriyle hala nitrifikasyona yetmekte olup, $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ derişimi sadece 0.42 mg/l değeriye yükselmekte, $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ ve çamur derişimleri ise hissedilir şekilde değişmemektedir. Nitrifikasyon ünitesinde yapılan etkinin derişimi ilk 5 saat içinde giderilmekte ve sistem yatışkın duruma ulaşmaktadır.

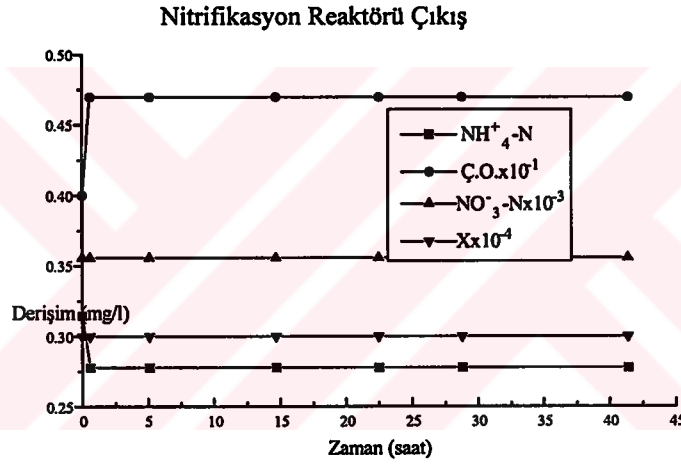
Denitrifikasyon reaktöründe ise, 1 mg/l'nin altına düşen metanol derişimi denitrifikasyonun tamamlanmasına yetmemekte, bu nedenle $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ derişimi yaklaşık 58 mg/l gibi deşarj standardının biraz üstündeki bir değere çıkmaktadır. Aktif çamur derişimi ise hemen hemen değişmemektedir.



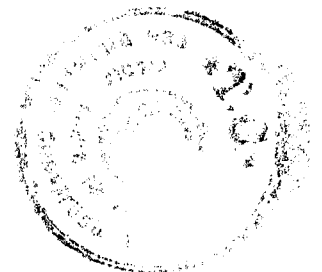
Sistem çıkışında ise, nitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüde oksijensizlik nedeniyle tepkime durduğu için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi hemen hemen nitrifikasyon reaktöründeki değerde kalmakta, denitrifikasyon ünitesinin çöktürücüsündeki anaerobik koşullar nedeniyle belli bir hacim yüzdesinde (% 10) devam eden tepkimeyle, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimi biraz daha düşmekle birlikte 0.1 mg/l seviyesindeki metanolün yetersizliği nedeniyle yaklaşık denitrifikasyon reaktöründeki seviyede kalmaktadır.

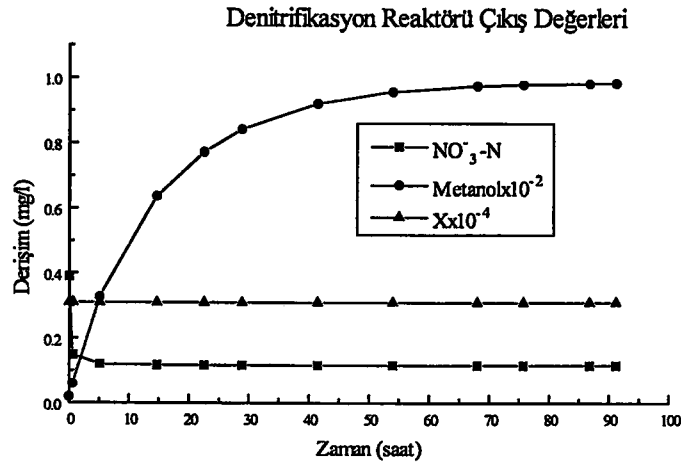
5.1.4. Atık su debisi % 10 azaltıldığında

Atık su besleme debisi %10 azaltılarak $5400 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'e indirildiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.10-5.12' da gösterilmektedir.

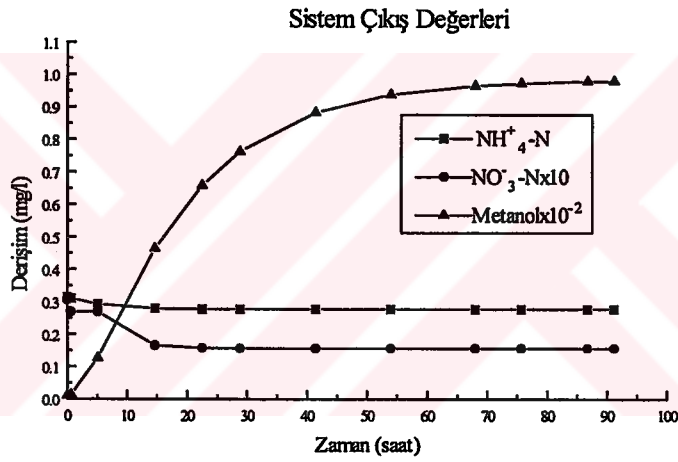


Şekil.5.10 Besleme debisindeki değişim - % 10 ($F_1=5400 \text{ m}^3/\text{gün}$)





Şekil.5.11. Besleme debisindeki değişim - % 10 ($F_1=5400 \text{ m}^3/\text{gün}$)



Şekil.5.12 Besleme debisindeki değişim - % 10 ($F_1=5400 \text{ m}^3/\text{gün}$)

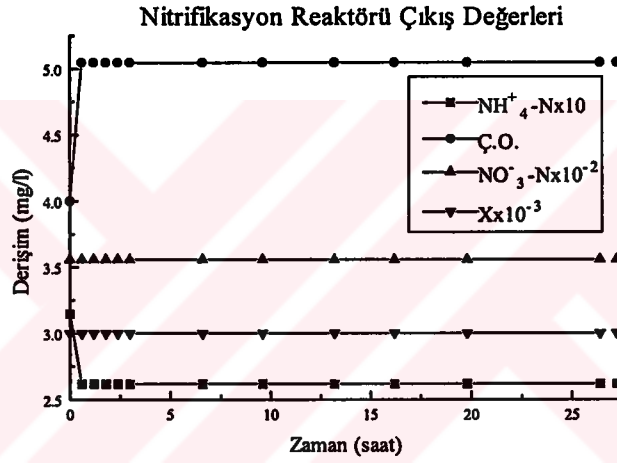
Nitrifikasyon reaktöründe $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi atık suyun alıkonma süresinin artımı dolayısıyla kararlı hal koşullarına göre daha da düşerken, sisteme beslenen Ç.O., nitrifiye edilecek $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarından fazla olduğundan, derişimi 4.7 mg/l 'ye yükselmekte, $\text{NO}_3\text{-N}$ ve çamur derişimi sabit kalmaktadır.

Denitrifikasyon reaktöründe ise, $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimi kararlı hal koşullarına göre daha da azalarak 0.12 mg/l 'ye inmekte, tüketimi azalan metanolün ortamdaki derişimi ise 100 mg/l 'ye kadar çıkmaktadır. Aktif çamur derişimi ise yine pek değişmemektedir.

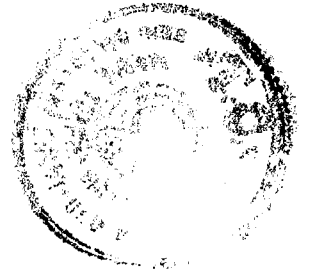
Nitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüdeki anoksik şartlar nedeniyle tepkime kesildiği için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi sistem çıkışında nitrifikasyon reaktörüne göre pek değişmezken, denitrifikasyon çöktürücüsünün anoksik koşulları nedeniyle belli bir hacim yüzdesinde devam eden denitrifikasyonla, ortamdaki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ azalmakta, metanol derişimi ise artarak 100 mg/l seviyesinde sabitlenmektedir.

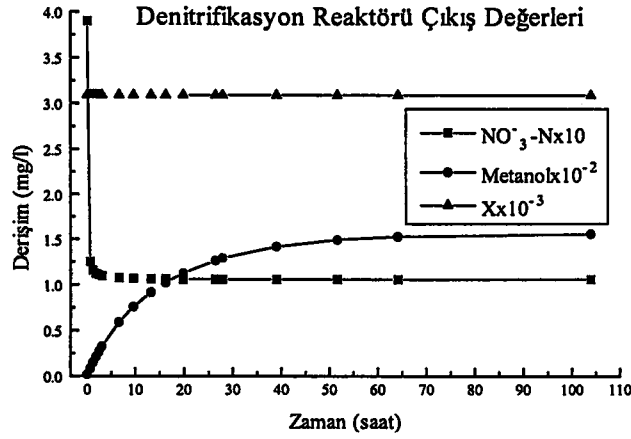
5.1.5 Atık su debisi % 15 azaltıldığında

Atık su debisi daha da azaltılarak -% 15 değişimle 5100 m³/gün'e indirildiğinde reaktörler ve sistem çıkışındaki değişimler Şekil 5.13-5.15 de gösterilmektedir.

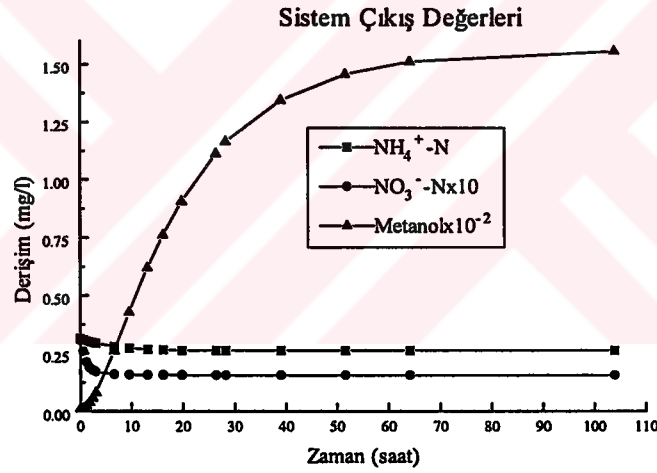


Şekil.5.13 Besleme debisindeki değişim - % 15 ($F_1=5100 \text{ m}^3/\text{gün}$)





Şekil.5.14 Besleme debisindeki değişim - % 15 ($F_1=5100 \text{ m}^3/\text{gün}$)



Şekil.5.15 Besleme debisindeki değişim - % 15 ($F_1=5100 \text{ m}^3/\text{gün}$)

Nitrifikasyon reaktöründe artan alıkonma süresi nedeniyle $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ derişimi düşerken, Ç.O. derişimi 5 mg/l'nin üzerine çıkmakta, $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ ve çamur derişimleri hemen hemen sabit kalmaktadır.

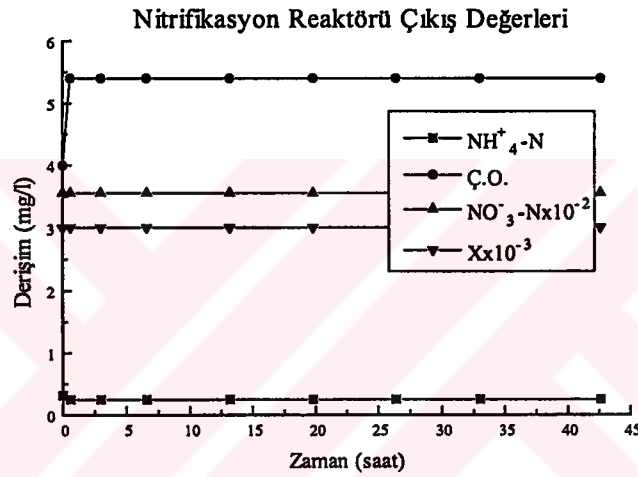
Denitrifikasyon reaktöründe ise azalan $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ nedeniyle her zaman eşit hızla yapılan metanol beslemesi, denitrifiye edilecek $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ derişimine göre daha fazla gelmekte, $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ derişimi 0.1 mg/l'ye doğru inerken, metanol derişimi 150 mg/l'yi aşmaktadır.



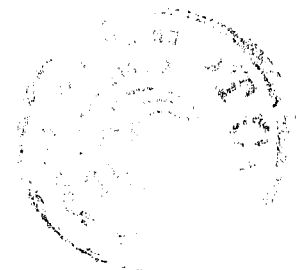
Sistem çıkışındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi, nitrifikasyon reaktöründeki değere hemen hemen eşitken, denitrifikasyona ait çöktürücünün yapısı gereği $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimi sistem çıkışında biraz daha düşerek sıfıra yaklaşırken, metanol derişimi denitrifikasyon reaktöründeki değere göre bir miktar azalmasına karşın yine 150 mg/l'nin üzerinde kalmaktadır.

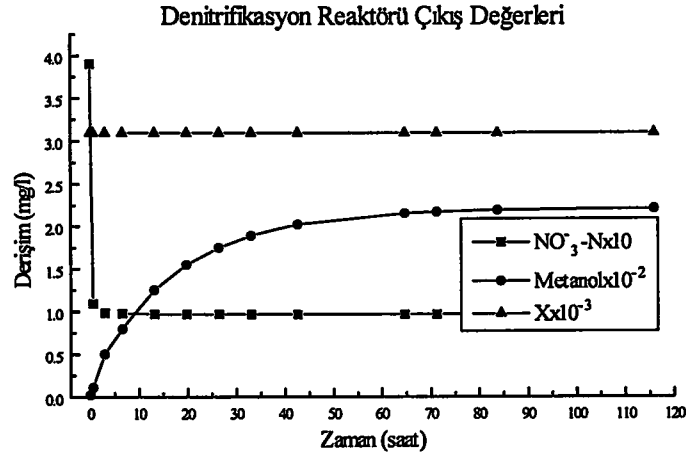
5.1.6 Atık su debisi % 20 azaltıldığında

Kararlı hal koşullarına göre % 20 azaltılarak 4800 m³/gün'e indirilen besleme debisi nedeniyle reaktörler ve sistem çıkışındaki değişimler Şekil 5.16-5.18 de gösterilmektedir.

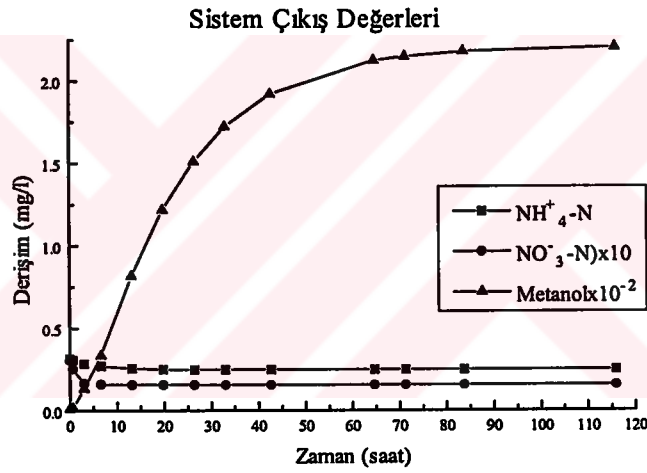


Şekil.5.16 Besleme debisindeki değişim - % 20 ($F_1=4800 \text{ m}^3/\text{gün}$)





Şekil.5.17 Besleme debisindeki değişim - % 20 ($F_1=4800 \text{ m}^3/\text{gün}$)



Şekil.5.18 Besleme debisindeki değişim - % 20 ($F_1=4800 \text{ m}^3/\text{gün}$)

Basamak etki sırasında nitrifikasyon reaktöründe $\text{NH}_4\text{-N}$ derişimi azalmakta, Ç.O. derişimi ise 5.5 mg/l'ye yaklaşmaktadır. Aktif çamur derişiminde ise yüksek geri döngü nedeniyle hissedilir bir değişim olmamaktadır.

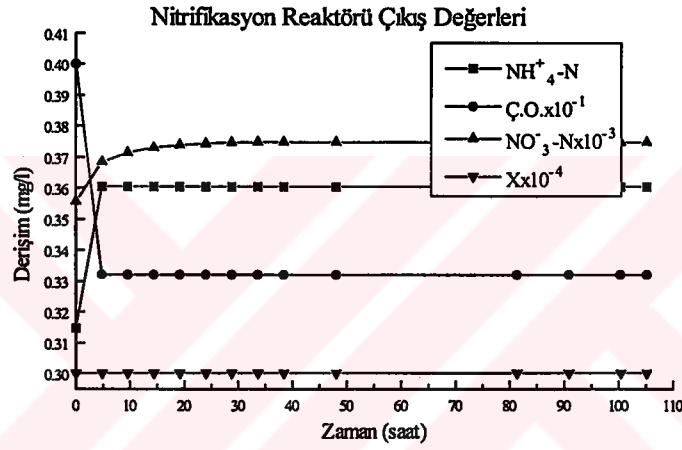
Denitrifikasyon reaktöründe ise $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimi 0.1 mg/l'nin altına inerken, tüketilmeyen metanolün derişimi 225 mg/l'ye ulaşmakta, aktif çamur derişiminde ise hissedilir bir değişim gözlenmemektedir.



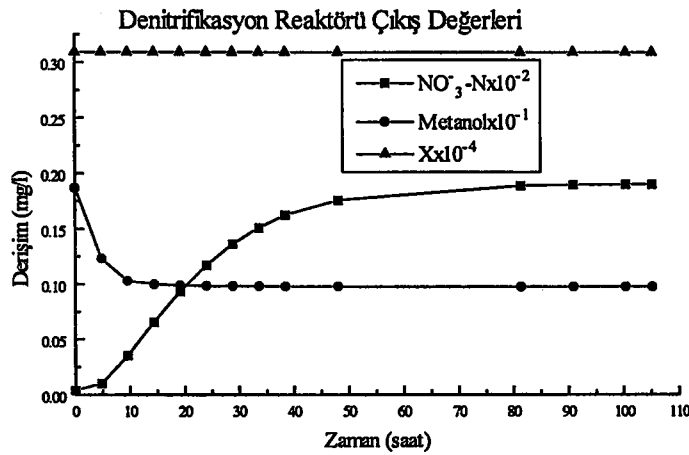
Sistem çıkışında, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi reaktördeki değerine eşitken, denitrifikasyon çöktürücüsündeki şartlardan dolayı $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimi daha da düşmekte, metanol derişimi denitrifikasyon reaktöründeki derişime göre bir miktar azalsa da hala 200 mg/l'nin üzerinde kalmaktadır.

5.1.7 Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 10 arttırıldığında

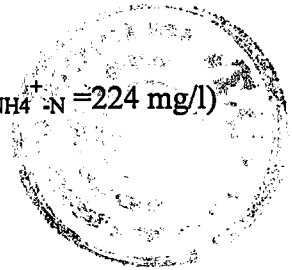
Atık su besleme debisi sabit kalıp, sadece $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi % 10 arttığında ise reaktörler ve sistem çıkışındaki değişimler Şekil 5.19-5.21' de gösterilmektedir.

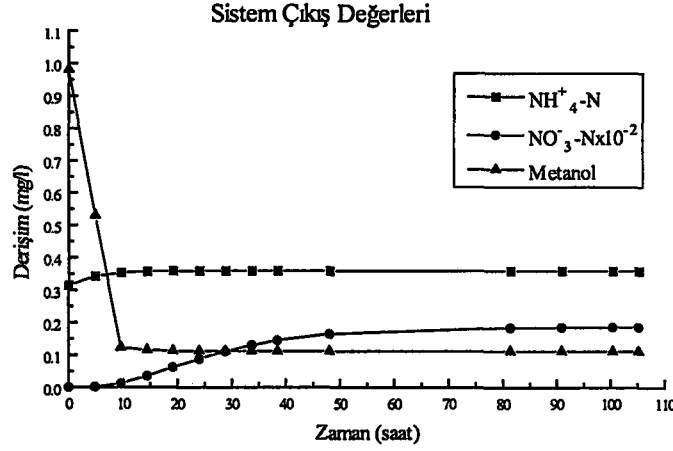


Şekil.5.19. Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 10 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 224 \text{ mg/l}$)



Şekil.5.20 Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 10 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 224 \text{ mg/l}$)



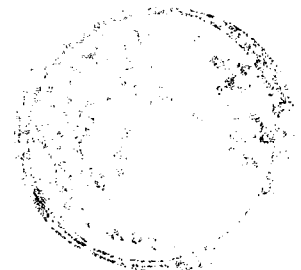


Şekil.5.21 Beslemedeki NH₄⁺-N derişimindeki değişim + % 10 (C_{NH₄⁺-N}=224 mg/l)

Nitrifikasyon reaktöründe 3.3 mg/l değerine düşen Ç.O. derişimi nitrifikasyonun devamına yeterken, çok az yükselerek 0.36 mg/l derişimine çıkan NH₄⁺-N, atık su deşarj standardını yine rahatlıkla karşılamaktadır. NO₃⁻-N derişimi ise, beklendiği gibi NH₄⁺-N derişimindeki artışa paralel olarak 378 mg/l'ye çıkmakta, aktif çamur derişiminde ise hissedilir bir değişim gözlenmemektedir.

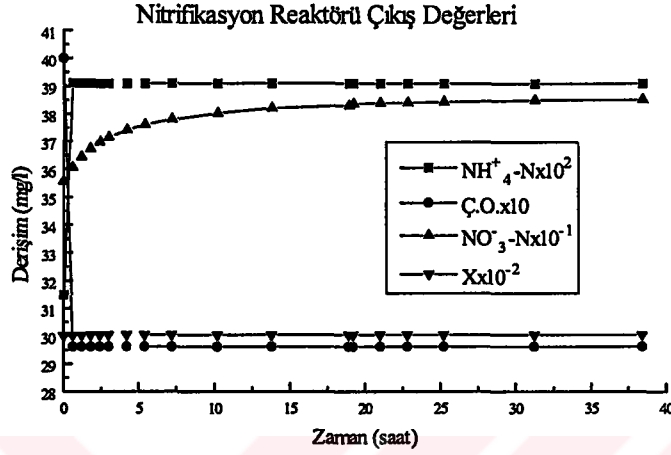
Denitrifikasyon reaktörüne nitrifikasyon ünitesinden beslenen yüksek derişimdeki NO₃⁻-N nedeniyle metanol yetersizliği baş gösterdiği için ortamın arıtılmayan NO₃⁻-N derişimi 18 mg/l'ye yükselmekte ancak yine de 50 mg/l olan atık su deşarj standardının altında kalmaktadır. Bu reaktörde aktif çamur derişimi yine pek fazla değişmezken, metanol düzeyi 1 mg/l derişimine düşmektedir.

Denitrifikasyon reaktöründen çöktürücüsüne beslenen akımda kalan 1 mg/l seviyesindeki metanol, çöktürücünün anoksik şartlarında kullanılarak 0.1 mg/l'ye indirilirken, NO₃⁻-N derişimi daha da azalmaktadır. Sistemi terk eden akımın NH₄⁺-N derişimi ise, nitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüde tepkime olmadığı için, hemen hemen nitrifikasyon reaktöründeki değere eşit olmaktadır.

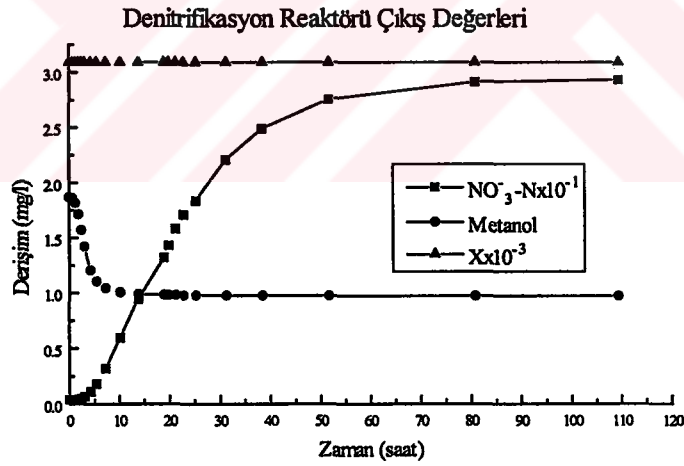


5.1.8. Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 15 arttırıldığında

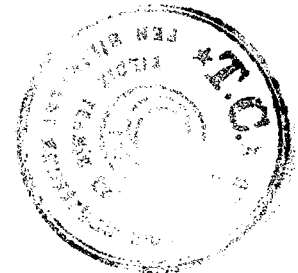
Atık su besleme debisi değişmezken, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi % 15 arttığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.22-5.24' da gösterilmektedir.

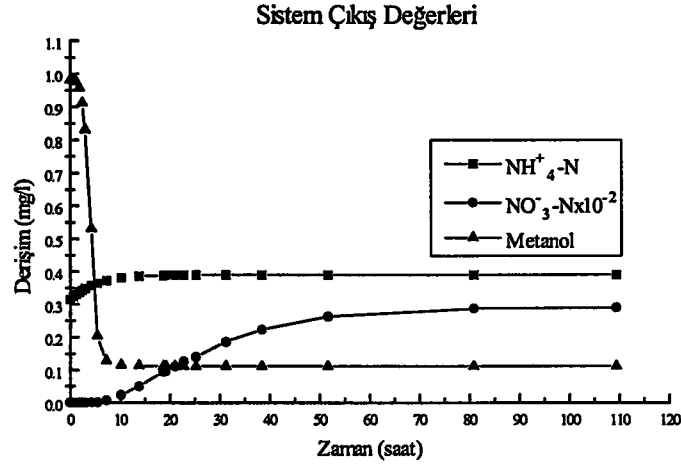


Şekil.5.22 Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 15 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 234 \text{ mg/l}$)



Şekil.5.23 Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 15 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 234 \text{ mg/l}$)





Şekil.5.24 Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim + % 15 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 234 \text{ mg/l}$)

Nitrifikasyon reaktöründe Ç.O. derişimi 3 mg/l'nin altına düşmekle birlikte nitrifikasyon şartları hala geçerli kalmakta, NH_4^+-N derişimi kararlı hal koşullarına göre çok az yükselerek 0.39 mg/l değerine çıkmaktadır. NO_3^--N derişimi ise beslemedeki NH_4^+-N artışına paralel olarak 380 mg/l'yi aşarken, aktif çamur derişimi bu salınımdan pek etkilenmemektedir.

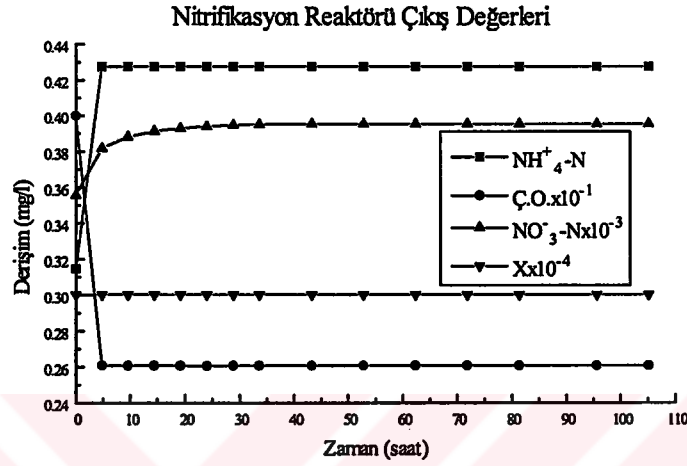
Denitrifikasyon reaktörüne nitrifikasyon ünitesinden gelen beslemenin içerdęi 380 mg/l'nin üstündeki NO_3^--N , denitrifiye edilerek 29 mg/l'ye indirilmiş, metanol ise 1 mg/l seviyelerine kadar tüketilmiştir. Aktif çamur derişimi yine hissedilir şekilde etkilenmemiştir.

Sistem çıkışında ise, daha önce de bahsedildiği gibi denitrifikasyon çöktürücüsünde tepkime devam ettiği için, NO_3^--N derişimi 1-2 mg/l daha düşerken, yetersiz kalan metanol derişimi 0.1 mg/l'ye inmektedir. NH_4^+-N derişimi ise, nitrifikasyon reaktörü çıkışındaki değere eşittir.

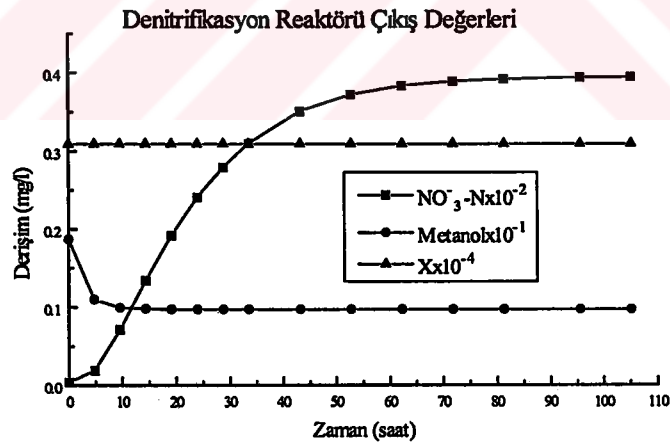


5.1.9 Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 20 arttırıldığında

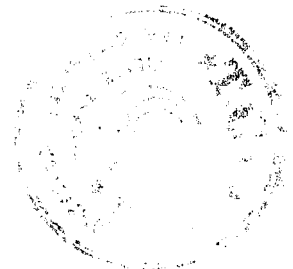
Atık su beslemesinde sadece $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi kararlı hal koşullarına göre % 20 arttırıldığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.25-5.27' de gösterilmektedir.

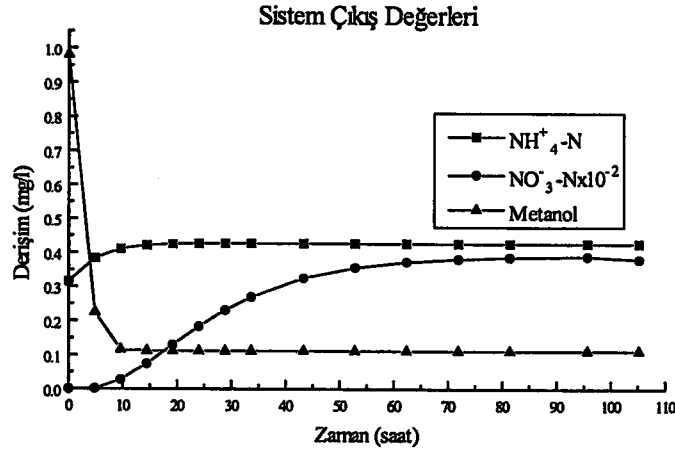


Şekil.5.25. Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 20 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 245 \text{ mg/l}$)



Şekil.5.26 Beslemedeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 20 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+\text{-N}} = 245 \text{ mg/l}$)





Şekil.5.27. Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim + % 20 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 245 \text{ mg/l}$)

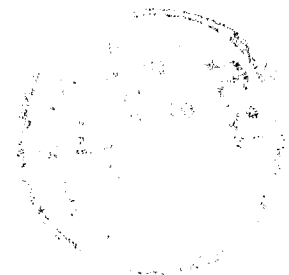
Nitrifikasyon reaktöründeki Ç.O. derişimi tepkimeler için yeterli kalmakla birlikte, ortamdaki NO_3^--N derişimi 400 mg/l'ye doğru artarken, NH_4^+-N derişimi bir miktar yükselse de ancak 0.43 mg/l'ye ulaşabilmektedir.

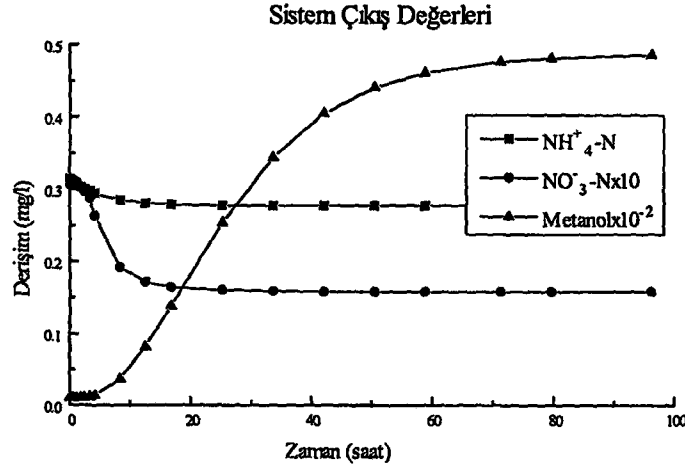
Denitrifikasyon reaktöründe ise metanol seviyesi 1 mg/l'ye düşerken, NO_3^--N seviyesi 40 mg/l'yi aşarak atık su deşarj standardı olan 50 mg/l'ye yaklaşmaktadır. Her iki reaktördeki çamur derişimi de yüksek geri döngü ve düşük hücre verimi nedeniyle bu salınımdan olumsuz etkilenmemektedir

Sistem çıkışında ise, denitrifikasyon çöktürücüsündeki tepkime nedeniyle NO_3^--N derişimi 40 mg/l'nin biraz altına inerken, metanol de 0.1 mg/l'ye tüketilmektedir. NH_4^+-N derişimi yine değişmeyerek 0.42 mg/l gibi küçük bir değerde kalmaktadır.

5.1.10 Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 10 azaltıldığında

Atık su beslemesindeki NH_4^+-N derişimi % 10 azaltılarak 183 mg/l' ye indirildiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.28-5.30' de gösterilmektedir.





Şekil 5.30. Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - % 10 ($C_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 183 \text{ mg/l}$)

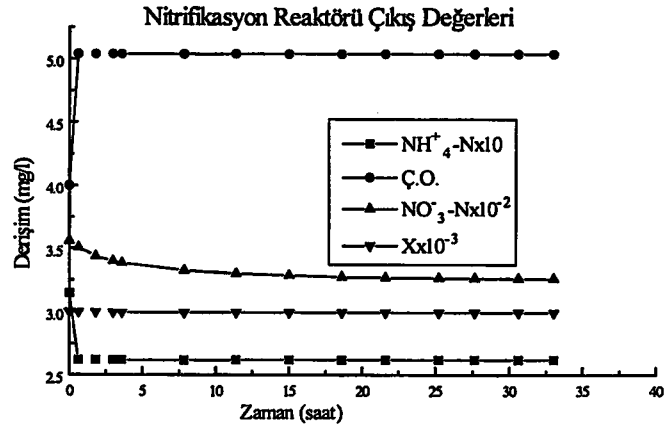
Nitrifikasyon reaktöründeki NH_4^+-N derişimi kararlı hal koşullarına göre daha da azalarak 0.28 mg/l seviyelerine inmekte, ortamın Ç.O. derişimi 4.5 mg/l'yi aşarken, ortamda biriken NO_3^--N derişimi, beslemede azalan NH_4^+-N derişimine paralel olarak 340 mg/l düzeyine inmektedir.

Denitrifikasyon reaktöründe ise, metanol beslemesi fazla geldiği için derişimi 0.15 mg/l'ye kadar inen NO_3^--N 'in arıtımı mükemmel olmakta ancak ortamın metanol derişimi 50 mg/l seviyelerine çıkmaktadır. her iki reaktördeki aktif çamur derişimlerinde yine hissedilir bir değişim gözlenmemektedir.

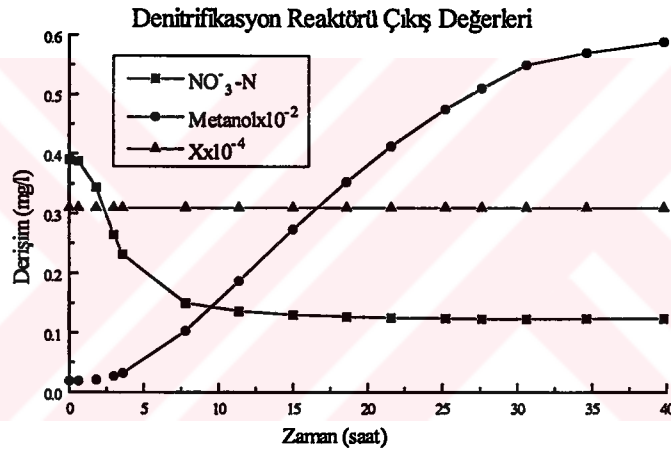
Sistem çıkışında ise, denitrifikasyon çöktürücüsünde denitrifiye edilecek NO_3^--N kalmadığı için, anoksik şartlara rağmen, metanol derişimi değişmezken, NH_4^+-N ve NO_3^--N derişimleri atık su deşarj standartlarının çok altında kalmaktadır.

5.1.11 Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 15 azaltıldığında

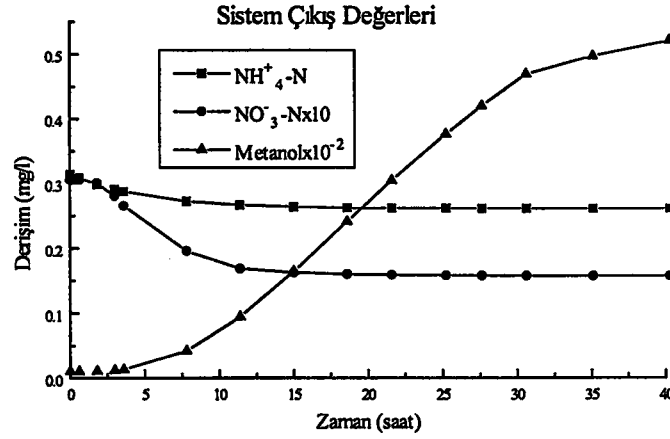
Atık su beslemesindeki NH_4^+-N derişimi % 15 azalarak 173.4 mg/l' ye indiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişiklikler Şekil 5.31-5.33' da verilmektedir.



Şekil 5.31 Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - % 15 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 173.4 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.32 Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - % 15 ($\text{C}_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 173.4 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.33. Beslemedeki NH₄⁺-N derişimindeki değişim - % 15 (C_{NH4}⁺-N=173.4 mg/l)

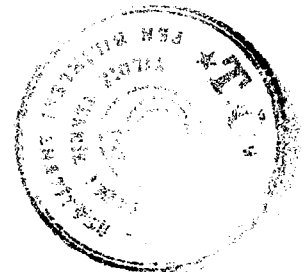
Nitrifikasyon reaktöründe nitriye olarak 0.26 mg/l seviyelerine inen NH₄⁺-N'in oksitlenmesiyle birlikte ortamda oluşan NO₃⁻-N derişimi 330 mg/l düzeyine ulaşmış olup, ortamın Ç.O. derişimi de 5 mg/l'nin üzerine çıkmaktadır.

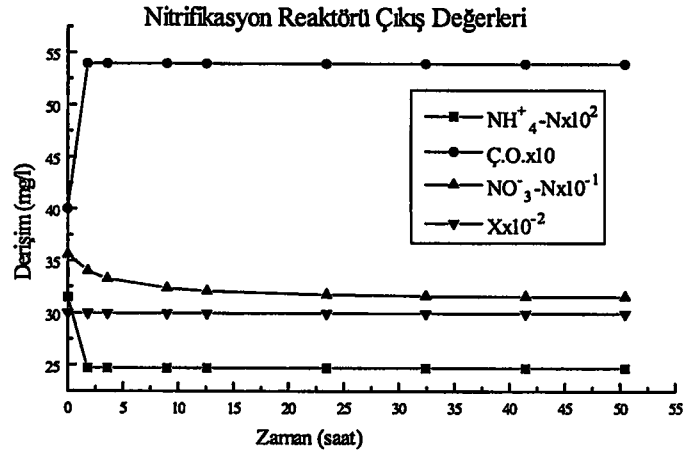
Denitrifikasyon ortamında metanol derişimi 60 mg/l'ye yükselirken, NO₃⁻-N derişimi 0.1 mg/l'ye inmektedir. Her iki reaktördeki çamur derişimlerinde de önemli değişimler olmamıştır.

Denitrifikasyon çöktürücüsünde, denitriye edilecek NO₃⁻-N kalmadığı için metanol ve NO₃⁻-N derişimleri sistem çıkışında da pek değişmemektedir.

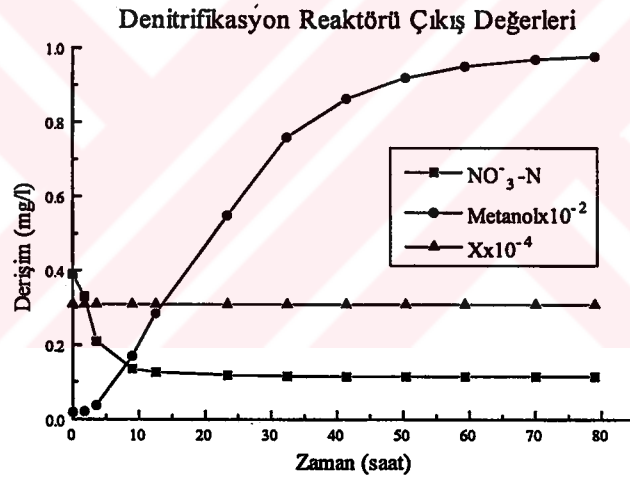
5.1.12 Atık sudaki amonyum azotu derişimi % 20 azaltıldığında

Atık su beslemesindeki NH₄⁺-N derişimi % 20 azalarak 163 mg/l seviyesine indiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişiklikler Şekil 5.34-5.36' da verilmektedir.



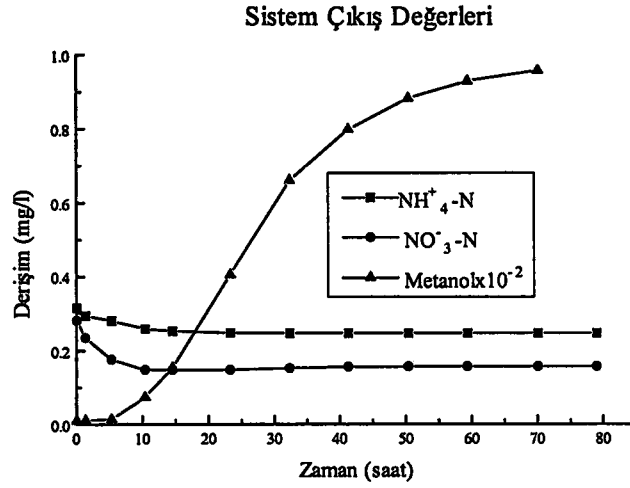


Şekil.5.34. Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - %20 ($C_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 163 \text{ mg/l}$)



Şekil.5.35. Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - %20 ($C_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 163 \text{ mg/l}$)





Şekil 5.36. Beslemedeki NH_4^+-N derişimindeki değişim - %20 ($C_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = 163 \text{ mg/l}$)

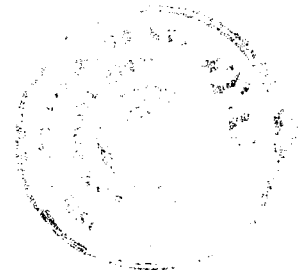
Nitrifikasyon reaktöründeki Ç.O derişimi 5.5 mg/l 'ye çıkarken, NH_4^+-N ve NO_3^--N derişimleri, kararlı hal koşullarına göre daha da düşerek sırasıyla 0.25 mg/l ve 325 mg/l değerlerini almaktadır.

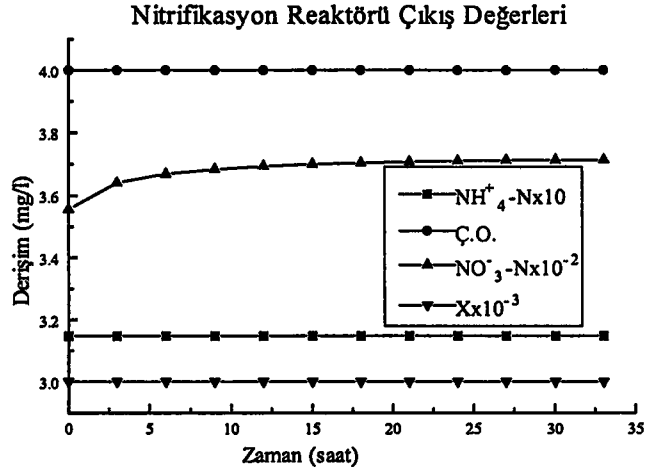
Denitrifikasyon reaktöründe ise metanol derişimi 100 mg/l seviyesine yükselirken NO_3^--N , 0.1 mg/l 'ye kadar artırılmaktadır. Her iki reaktörde de aktif çamur derişimleri besleme şartlarındaki değişimden pek fazla etkilenmemektedir.

Sistem çıkışındaki metanol ve NO_3^--N derişimleri ise, denitrifikasyon çöktürücüsünde denitrifiye edilecek NO_3^--N kalmadığı için, reaktör çıkışına göre değişmemektedir.

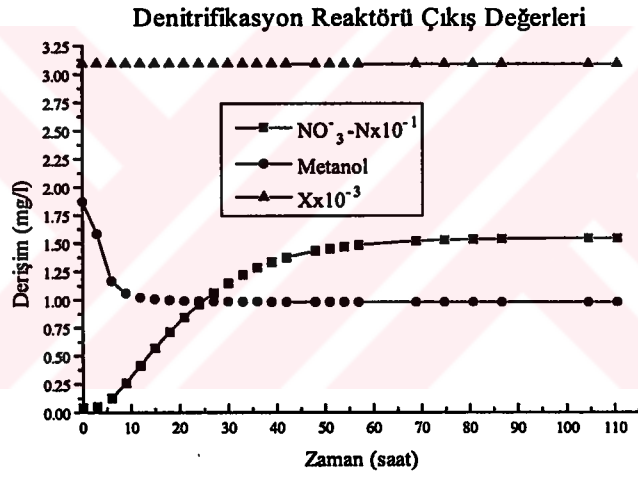
5.1.13 Atık sudaki nitrat azotu derişimi % 10 arttırıldığında

Atık su beslemesindeki diğer değişkenler sabit kalırken NO_3^--N derişimi % 10 artarak 172 mg/l 'ye çıktığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.37-5.39' da verilmektedir.

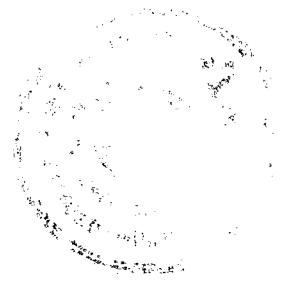


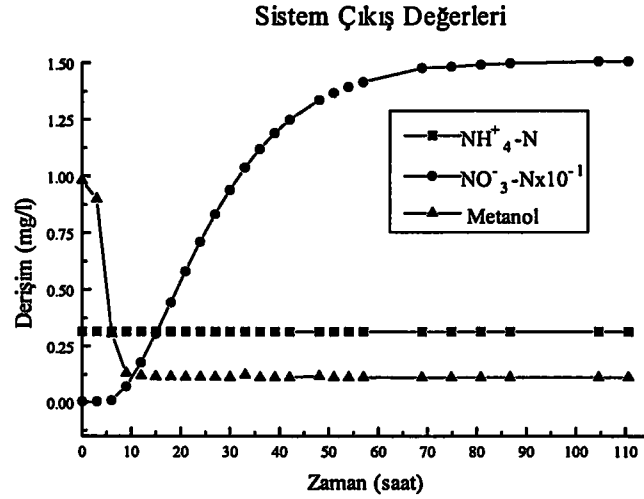


Şekil 5.37. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim + % 10 ($C_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 172 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.38. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim + % 10 ($C_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 172 \text{ mg/l}$)





Şekil 5.39. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim + % 10 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 172 \text{ mg/l}$)

Nitrifikasyon reaktöründe NH_4^+-N ve Ç.O. ve çamur derişimleri kararlı hal davranışı gösterirken, burada herhangi bir tepkimeye girmeyen NO_3^--N derişimi atık sudaki artışa paralel olarak yükselmektedir.

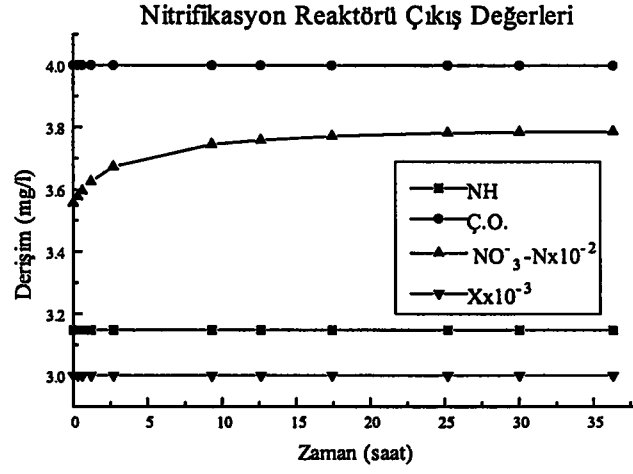
Denitrifikasyon reaktöründe ise, NO_3^--N derişimi kararlı hal koşullarına göre artarak, 15 mg/l'ye çıkmakta, metanol derişimi ise 1 mg/l seviyesine inmektedir. Aktif çamur derişimi bu değişiklikten yine çok fazla etkilenmemektedir.

Sistem çıkışında ise, NO_3^--N derişimi denitrifikasyon reaktörüne göre biraz daha düşerek 15 mg/l'nin altına inerken, metanol derişimi 0.1 mg/l'ye doğru çekilmekte, NH_4^+-N derişimi ise kararlı hal koşullarındaki değere eşit olmaktadır.

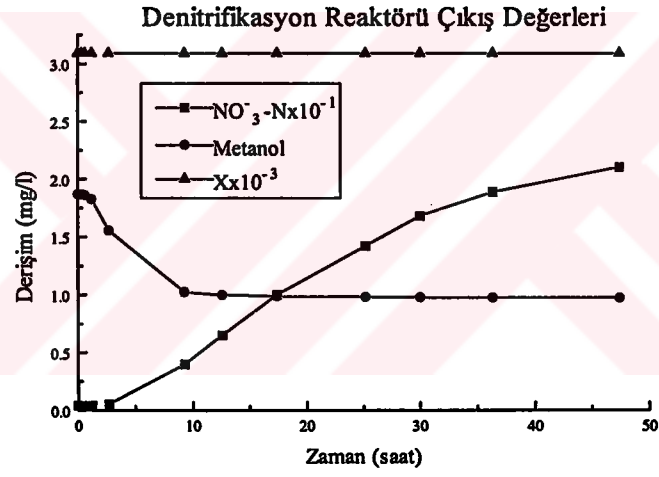
5.1.14 Atık sudaki nitrat azotu derişimi % 15 arttırıldığında

Atık su beslemesindeki NO_3^--N derişimi % 15 artarak 179.4 mg/l' ye çıktığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.40-5.42' da verilmektedir.



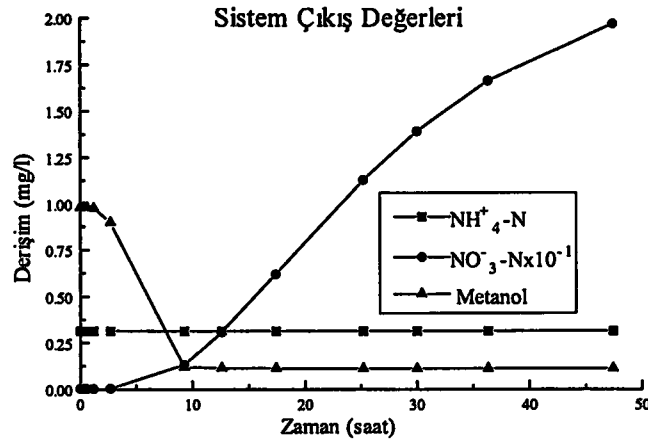


Şekil 5.40 Beslemedeki $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 15 ($C_{\text{NO}_3\text{-N}} = 179.4 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.41. Beslemedeki $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimindeki değişim + % 15 ($C_{\text{NO}_3\text{-N}} = 179.4 \text{ mg/l}$)





Şekil 5.42. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim + % 15 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 179.4 \text{ mg/l}$)

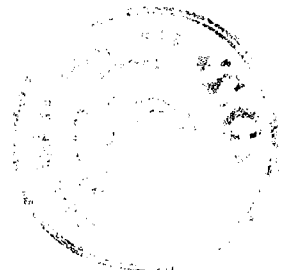
Nitrifikasyon reaktöründeki NH_4^+-N , Ç.O. ve aktif çamur derişimleri yine sabit kalmakta, ortamın sadece NO_3^--N içeriği artmaktadır.

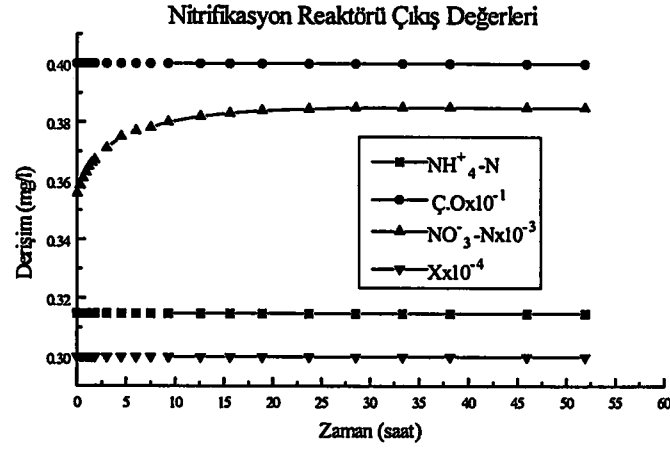
Denitrifikasyon reaktörüne yapılan metanol beslemesi sabit kaldığı için, artan NO_3^--N 'e ortamdaki metanol yetmemekte ve NO_3^--N derişimi kararlı hal koşullarına göre artarak 20 mg/l'nin üzerine çıkmaktadır. Denitrifikasyon reaktöründeki aktif çamur derişiminde herhangi önemli bir salınım gözlenmezken, metanol derişimi 1 mg/l seviyelerine inmektedir.

NO_3^--N ve metanole ait sistem çıkış değerleri kararlı hal koşullarına göre yine çok az değişiklik göstererek denitrifikasyon reaktöründeki seviyelerin bir miktar altına inmiştir.

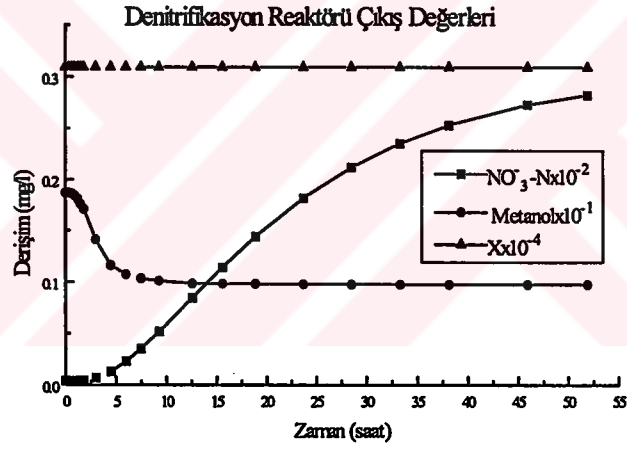
5.1.15 Atık sudaki nitrat azotu derişimi % 20 arttırıldığında

Atık su beslemesinde sadece NO_3^--N derişimi % 20 artarak 187 mg/l' ye çıktığında reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.43-5.44' de verilmektedir.



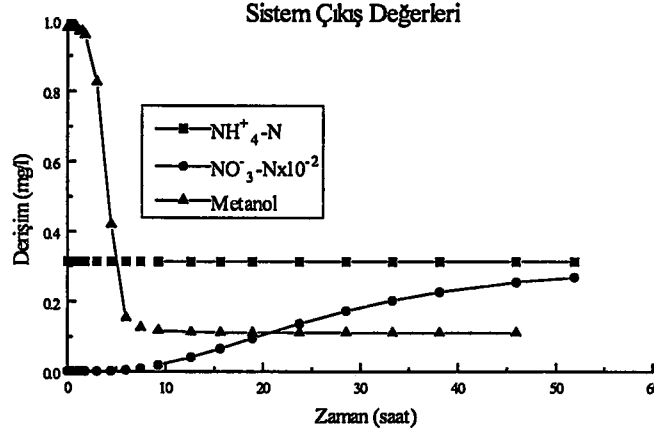


Şekil.5.43. Beslemedeki $\text{NO}_3^- - \text{N}$ derişimindeki değişim + % 20 ($C_{\text{NO}_3^- - \text{N}} = 187 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.44. Beslemedeki $\text{NO}_3^- - \text{N}$ derişimindeki değişim + % 20 ($C_{\text{NO}_3^- - \text{N}} = 187 \text{ mg/l}$)





Şekil.5.45. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim +% 20 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}}=187 \text{ mg/l}$)

Nitrifikasyon reaktöründe kararlı hal koşullarına göre sadece NO_3^--N derişiminde, beslemedeki artış kadar bir artış gözlenmektedir.

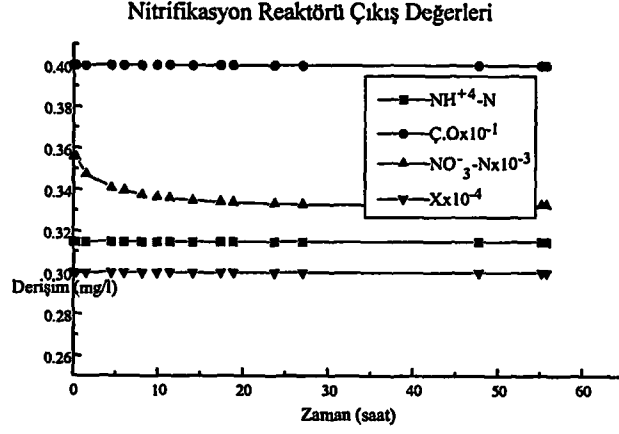
Denitrifikasyon reaktöründe ise, çamur derişiminde önemli bir değişim olmazken, metanol 1 mg/l değerine inmekte, tüketilemeyen NO_3^--N derişimi ise kararlı hal koşullarının üstündeki 30 mg/l seviyesine çıkmaktadır.

Sistem çıkışındaki NH_4^+-N , kararlı hal koşullarındaki derişimde kalırken, NO_3^--N derişimi de denitrifikasyon reaktöründeki 30 mg/l değerinden biraz daha az olmak üzere atık su deşarj standartlarını sağlamaktadır. Metanol derişimi ise 0.1 mg/l'ye inmiştir.

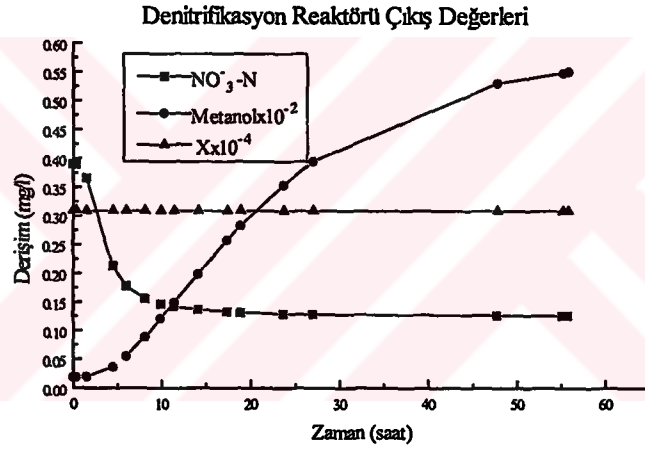
5.1.16 Atık sudaki nitrat azotu derişimi % 15 azaltıldığında

Atık su beslemesindeki değişkenlerden sadece NO_3^--N derişimi % 15 azaltılarak 132 mg/l'ye indirildiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.46-5.48' de verilmektedir.

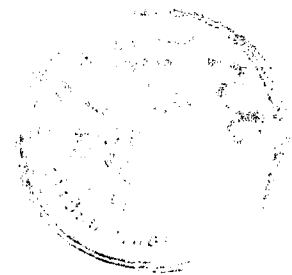


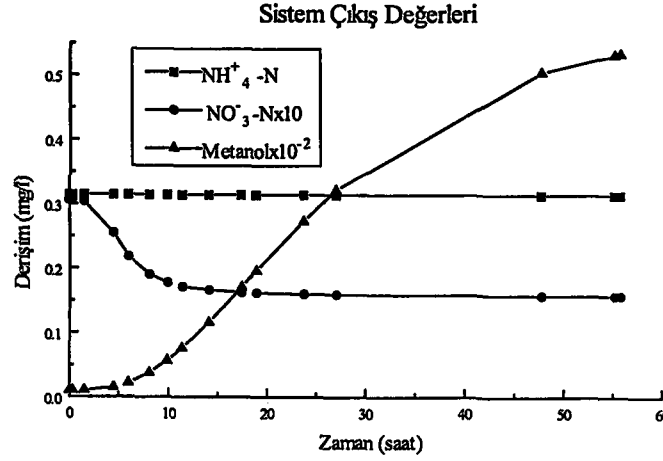


Şekil 5.46. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 15 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 132 \text{ mg/l}$)



Şekil 5.47. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 15 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 132 \text{ mg/l}$)





Şekil 5.48. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 15 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 132 \text{ mg/l}$)

Nitrifikasyon reaktöründeki NH_4^+-N , Ç.O. ve çamur derişimlerinde kararlı hal şartlarına göre, herhangi bir salınım olmazken, NO_3^--N derişimi , 340 mg/l'nin altına düşmektedir.

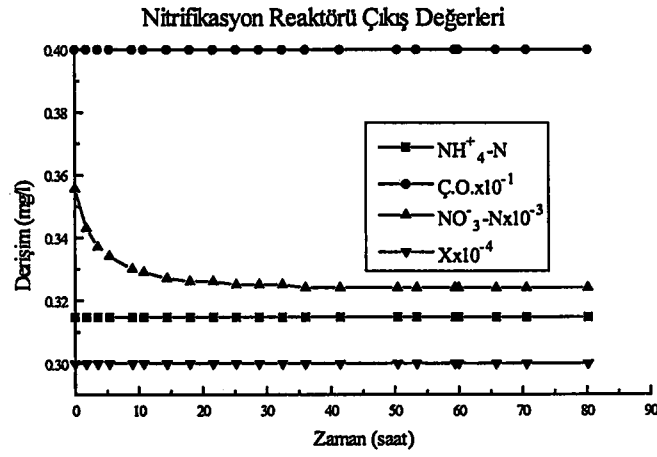
Denitrifikasyon reaktöründe ise, NO_3^--N derişimi kararlı hal koşullarına göre daha da azalıp 0.13 mg/l seviyelerine inerken, ortamın metanol içeriği artarak 60 mg/l değerine çıkmaktadır.

Sistem çıkışında ise, kararlı hal koşullarına göre NH_4^+-N derişiminde yine bir değişiklik olmazken, NO_3^--N derişimi daha da düşerek 0.1 mg/l'nin altına inmektedir. Tüketilemeyen metanol derişimi ise 60 mg/l'ye yaklaşmıştır.

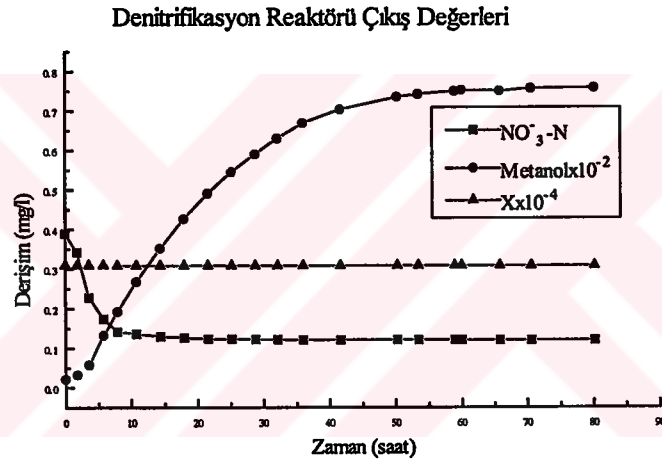
5.1.17 Atık sudaki nitrat azotu derişimi % 20 azaltıldığında

Atık su beslemesindeki NO_3^--N derişimi kararlı hal koşullarına göre % 20 azalarak 125mg/l' ye indiğinde reaktörler ve sistem çıkışında meydana gelen değişimler Şekil 5.49-4.51' de verilmektedir.



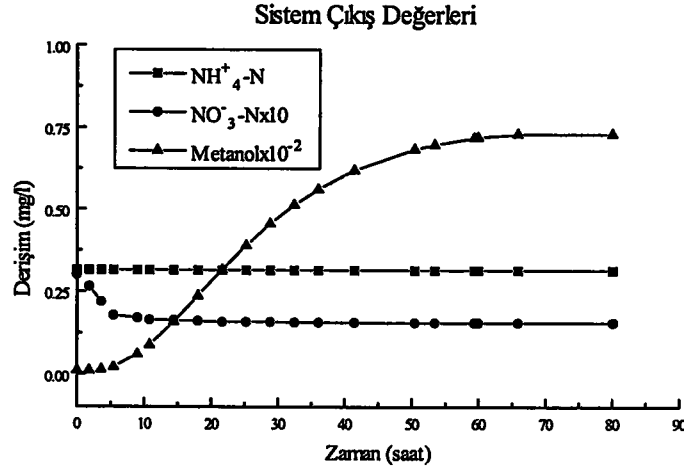


Şekil 5.49. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 20 ($C_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 125 \text{ mg/l}$)



Şekil.5.50. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 20 ($C_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 125 \text{ mg/l}$)





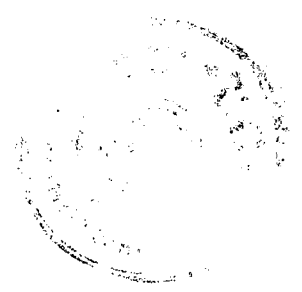
Şekil.5.51. Beslemedeki NO_3^--N derişimindeki değişim - % 20 ($\text{C}_{\text{NO}_3^--\text{N}} = 125 \text{ mg/l}$)

Nitrifikasyon reaktörü NH_4^+-N , Ç.O. ve hücre derişimleri açısından kararlılığını bozmamakta, NO_3^--N derişimi ise beslemedeki azalmaya paralel olarak düşmektedir.

Denitrifikasyon reaktöründe ise, metanol derişimi 80 mg/l'ye çıkarken, NO_3^--N miktarı 0.1mg/l'ye çekilmektedir. Aktif çamur derişiminde ise anlamlı bir değişim gözlenmemektedir.

Sistem çıkışında ise grafikten de gözleneceği gibi, kararlı hal koşullarına göre NH_4^+-N derişiminde bir oynama görülmezken, NO_3^--N derişimi biraz daha azalarak 0.1 mg/l'nin çok altına düşmekte, metanol ise 75 mg/l gibi yüksek seviyelere çıkmaktadır.

Tüm bu grafiklerden görüleceği üzere, besleme debisi ile NH_4^+-N ve NO_3^--N derişimlerinde yaratılan yaklaşık % 20'lik artışı sistem karşılayabilmekte, ne nitrifikasyon ne de denitrifikasyon reaktöründe istenmeyen çok büyük sapmalar meydana gelmemektedir. Ancak, değişiklikler % 20'yi geçecek şekilde fazlalaştığında, denitrifikasyona sabit hızla beslenen metanol miktarı, nitrat oksidasyonuna yetmediği için, sistem çıkışındaki NO_3^--N derişimi, 50 mg/l'lik standart değeri aşacaktır. Ayrıca kurulan dinamik model de $\pm\% 20$ ' den farklı değişimleri simüle edemeyecektir.



Şekillerden de görüleceği gibi, sisteme beslenen atık su debisi kararlı hal koşullarına göre % 20'ye doğru, % 10, % 15 olarak azaldığında, nitrifikasyon reaktöründe çözünmüş oksijen derişimi yaklaşık 5 mg/l değerlerine çıkmakta, sistemdeki çamur derişimleri sabit kalıp $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimleri düşerken metanol sistem çıkışında istenmeyen standart dışı derişimlere ulaşmaktadır.

Atık su beslemesindeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derişimi % 20'ye kadar sistemde herhangi bir sorun yaratmadan artabilirken, azalma %15'i geçtiğinde sistem çıkışındaki metanol derişimi yine istenmeyen değerlere ulaşmaktadır.

Gübre fabrikasından sisteme beslenen atık su içindeki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ derişimi % 20 arttırıldığında sistem standart değerleri rahatlıkla karşılayabilirken, % 20'lik azalmada sistem çıkışında metanol artışı yine gözlenmektedir.

Yine grafiklerden görüleceği gibi, besleme şartlarında yaratılan değişikliklere bağlı olarak sistem, 40-100 saat içinde kararlı hale ulaşmaktadır.

Yapılan etkilere sistemin nitrifikasyon bölümü, aerobik koşullarda reaksiyon hızı daha fazla olduğundan, denitrifikasyon bölümüne göre daha hızlı bir şekilde cevap vermektedir. Sisteme uygulanan tüm bu değişikliklerin reaktörlerdeki çamur derişimlerinde hissedilir salınımlar yaratmamasının ($<\pm\% 1$) nedeni, çamur yaşları ve geri döngü oranlarının her iki reaktör için de yeterince büyük seçilmiş olmasındandır. Buna ek olarak, reaksiyonların hücre verimlerinin ve sistemdeki substrat derişimlerinin de düşük olması neden olarak gösterilebilir.

Sistemden çıkan arıtılmış suyun ayrı bir havuzda havalandırılması ile, atık sudaki metanol (eğer kalmışsa)uçacağı için kirlilik yaratmayacaktır. Ancak yetersiz ve gereksiz metanol beslemesini önlemek üzere nitrifikasyon ünitesinden denitrifikasyon reaktörüne giden besleme hattında yapılacak $\text{NO}_3^-\text{-N}$ kontrolü ile metanol beslemesi rahatlıkla ayarlanabilir.

Bu uygulama sisteme çalışma rahatlığı ve ekonomik çalışma koşullarını getirecektir.



5.2 Bu Çalışmada Geliştirilen Model ile Literatürün Karşılaştırılması

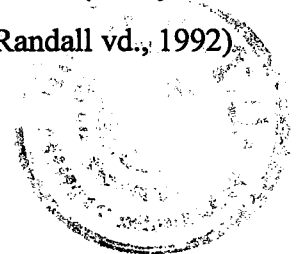
Bölüm 2.3' de bahsedildiği gibi, atık su arıtımı ile ilgili olarak şimdiye kadar gerçekleştirilen modelleme çalışmalarında evsel atık sular dikkate alınmıştır. Bu çalışmalarda genellikle tek basamakta sadece organik madde (Fujie vd., 1988; Padukone ve Andrews, 1989) veya fosfor, azot ve karbonun ortak arıtımı hedeflenmiş olup, denklıklar ya sadece reaktör için kurulmuş, ya da model, tek çöktürücü kullanılarak sadece ayırma ünitesi olacak şekilde düşünülmüş ve gerçekleştirilmiştir (Henze vd., 1987; Bidstrup vd., 1988; Wentzel vd., 1992).

Sadece nitrifikasyon (Bliss ve Barnes, 1986) veya sadece akışkan yatakta anaerobik arıtım için (Jones vd., 1992) yapılan modelleme çalışmaları ise yine evsel atık sular için olup, çöktürücü içermemektedir.

Aktif çamur ve aktif karbon ünitelerinin integrasyonu için geliştirilen diğer (Benedek vd., 1985; Takacs, 1986) modeller ise yine evsel atık sulardan organik madde uzaklaştırılması için geçerlidir.

Görüldüğü gibi, sayılan tüm bu sistemler ya tek bir çöktürücü içermekte, veya hiç içermemektedir. Çöktürücü içeren sistemler ise, çöktürücüyü sadece ayırma ünitesi olarak gördüğü için bu üniteden gelecek dinamik katkıyı gözardı etmektedir (Henze vd., 1987).

Bu çalışmada modellemesi gerçekleştirilen sistem ise, evsel atık sular için değil, organik madde içermeyen, inorganik azot derişimleri yüksek gübre fabrikası atık sularının arıtımı için tasarlanmıştır. Seçilen arıtım sistemi, kendilerine ait çöktürücüleri ile tek başlarına bir ünite oluşturan nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemlerinin ardışık kombinasyonundan meydana gelmiş olup, literatürde ilk kez böyle bir sistemin modellemesi gerçekleştirilmiştir. Ayrı basamaklı nitrifikasyon-denitrifikasyon sisteminin seçilmesindeki amaç ise, üreme verimi yüksek heterotrofların yanında, enerji verimleri düşük nitrifiye edici bakterilerin besin ve oksijen paylaşımı açısından şanslarını arttırmak (Bailey ve Shea, 1988; Parker vd., 1989; Paffoni vd., 1990; Boller ve Gujer, 1986; Randall vd., 1992).



ve diğer tek basamaklı alternatif sistemlere göre işletme kolaylığı sağlayarak arıtımı daha küçük reaktör hacimlerinde (Randall vd.,1992) gerçekleştirmektedir. Organik karbonlu madde içermeyen Gemlik gübre fabrikası atık suyunun arıtımında ilk basamak olarak nitrifikasyonun seçilmesi ise akılcı bir çözümdür (Randall vd.,1992).

Denitrifikasyon ünitesine ait çöktürücüde, anoksik koşullar nedeni ile devam eden tepkimenin modele dahil edilmesi ise şimdiye kadar hiç bir çalışmada denenmemiştir.

Modelin getirdiği diğer bir yenilik ise, metanolün atık su ile ilk reaktöre değil fakat, burada olduğu gibi gerekli olan reaktöre beslenebilmesidir. Bu uygulamayla, metanolün gereksiz kullanımı önlenerek organik karbonun istenmediği nitrifikasyon reaktörüne beslenmesi, dolayısıyla heterotrofların aktive olarak nitrifikasyonu sekteye uğratması engellenecektir.

Seçilen bu kombine sistemin gerçekleştirilen dinamik modeli kullanılarak, besleme şartlarında kararlı hal koşullarına göre meydana gelebilecek herhangi bir değişikliğin, sistemin istenen basamağında yaratacağı değişim teorik olarak gözlenebilir.

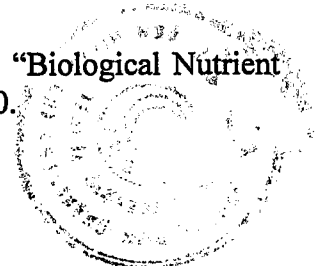


6. KAYNAKLAR

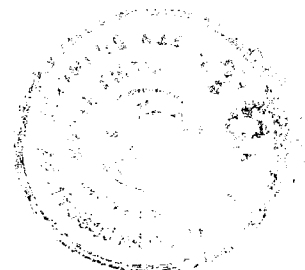
1. Abeling, U. ve Seyfried, C., F., (1992), "Anaerobic-Aerobic Treatment of High-Strength Ammonium Wastewater-Nitrogen Removal via Nitrite", Wat. Sci. Tech., 26(5-6):1007-1015.
2. Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G. ve Suoronoss, A., (1990), "Effect of Temperature and pH on the Maximum Effective Specific Growth of Nitrifying Bacteria", Wat. Res., 24: 97-101.
3. Argaman, Y., (1984), "Single Sludge Nitrogen Removal in an Oxidation Ditch", Wat.Res., 18(12): 1493-1500.
4. Argaman, Y., (1985), "Energetics of Single-Sludge Nitrogen Removal", Wat.Res. Vol., 19(12): 1505-1513.
5. Argaman, Y., (1986), "Nitrogen Removal in a Semi-Continuous Process", Wat.Res. 20(2):173-183.
6. Bailey, W., F. ve Shea, T., G., (1988), "Expansion of Advanced Wastewater Treatment Facilities at Washington D.C", Wat. Sci. Tech., 20(4-5):303-313.
7. Balmelle, B., Nguyen, K., M., Capdeville, B., Cornier, J., C. ve Deguin, A., (1992), "Study of Factors Controlling Nitrite Build-up in Biological Processes for Water Nitrification", Wat. Sci. Tech., 26(5-6): 1017-1025.
8. Beg, S., A. ve Hassan, M., M., (1987), "Effects of Inhibitors on Nitrification in a Packed-Bed Biological Flow Reactor", Wat. Res., 21(2): 191-198.
9. Benedek, P., Major, V. ve Takacs, I., (1985), "Mathematical Model Suggested for a Carbon-Activated Sludge System", Wat. Res., 19(4): 407-413.
10. Bidstrup, S., M. ve Leslie Grady Jr., C., P., (1988), "SSSP-Simulation of Single-Sludge Processes", Journal WPCF, 60(3): 351-361.
11. Blanc, J., Audic, J., M. ve Faup, G., M., (1986), "Enhancement of Nitrobacter Activity by Heterotrophic Bacteria", Wat.Res., 20(11): 1375-1381.
12. Bliss, P., J. ve Barnes, D., (1986), "Modelling Nitrification in Plant Scale Activated Sludge", Wat. Sci. Tech., 18(Copenhagen): 139-148.
13. Boller, M. ve Gujer, W., (1986), "Nitrification in Tertiary Trickling Filters Followed by Deep-Bed Filters", Wat. Res., 20(11): 1363-1373.
14. Boon, B. ve Laudelout, H., (1962), "Kinetics of Nitrite Oxidation by Nitrobacter Winogradskyi", Biochem. J., 85: 440-447.



15. Braha, A. ve Hafner, F., (1985), "Use of Monod Kinetics on Multi-Stage Bioreactors", *Wat. Res.*, 19(10): 1217-1227.
16. Cantu, A., Sechi, N., Sarritzu, G., Loizzo, A., Volterra, L. ve Schintu, M., (1987), "Eutrophication in Water Supply Reservoirs: General Impact on Potable Water Preparation", *Wat. Sci. Tech.*, 19(Rio): 1191-1193.
17. Carucci, A., Ramadori, R., Rossetti, S. ve Tomei, M.C., (1996), "Kinetics of Denitrification Reactions in Single Sludge Systems"; *Wat. Res.* 30(19): 51-56.
18. Catunda, P., F., C. ve Van Haandel A., C., (1987), "Activated-Sludge Settlers: Design and Optimization", *Wat. Sci. Tech.*, 19(Rio): 613-623.
19. Chen, G., H., Ozaki, H. ve Terashima, Y., (1992), "Endogenous Denitrification in Biofilm", *Wat. Sci. Tech.*, 26(3-4): 523-534.
20. Christensen, M., H. ve Harremoes, P., (1977), "Biological Denitrification of Sewage: A Literature Review", *Prog. Wat. Technol.*, 8: 509-555.
21. Coelho, I., Boaventura, R., ve Rodrigues, A., (1992), "Biofilm Reactors: An Experimental and Modeling Study Of Wastewater Denitrification in Fluidized-Bed Reactors of Activated Carbon Particles", *Biotechnology and Bioengineering*, 40: 625-633.
22. Crumpton, W., G. ve Isenhardt, T., M., (1987), "Nitrogen Mass Balance in Streams Receiving Secondary Effluent: The Role of Algal Assimilation", *Journal WPCF*, 59(8): 821-828.
23. Drtil, M., Bodík, I. ve Tölgyessy, J., (1992), "Influence of Combined Suspended and Fixed-Film Biomass in Anoxic reactor on Nitrification- Denitrification Process", *Wat. Sci. Tech.*, 25(4-5): 403-408.
24. Dunnette, D., A. ve Avedovech, R., M., (1983), "Effect of an Industrial Ammonia Discharge on the Dissolved Oxygen Regime of the Willamette River, Oregon", *Wat. Res.*, 17(9): 997-1007.
25. Einfeldt, J., (1992), "The Implementation of Biological Phosphorus and Nitrogen Removal with the Bio-Denipho Process on a 265000 Pe Treatment Plant", *Wat. Sci. Tech.*, 25(4-5): 161-168.
26. Fang, H., H., P., Yeong, C., L., Y., Book, K., M. ve Chiu, C., M., (1993), "Removal of COD and Nitrogen in Wastewater Using Sequencing Batch Reactor with Fibrous Packing", *Wat. Sci. Tech.*, 28(7): 125-131.
27. Farchill, D., Goldstein, M., Kanarek, A. ve Aharoni, A., (1993), "Biological Nutrient Removal in a Single-Sludge Plant", *Wat. Sci. Tech.*, 27(7-8): 63-70.



- 28.Fjue, K., Tsubone., T., Moriya, H. ve Kubota, H., (1988), "A Simplified Kinetic Model to Simulate Soluble Organic Substrates Removal in an Activated Sludge Aeration Tank", *Wat.Res.* 22(1): 29-36.
- 29.Friligos, N., (1985), "Impact on Phytoplankton Populations of Sewage Discharges in the Saranikos Gulf. (West Aegean)", *Wat.Res.* 19(9): 1107-1118.
- 30.Gayle, B.P., Bardman, G. D., Sherrard, J. H. ve Benoit, R. E., (1989), "Biological Denitrification of Water), *Journal of Environmental Engineering*, 115(5): 930-943.
- 31.Geraats, S.,G.,M., Hooijmans, C.,M., Van Niel, E.,W.,J., Robertson, L.,A., Heijnen, K., Luyben, K.,C.,A.,M., ve Kuenen, J.,G., (1990), "The Use of Metabolically Structured Model in the Study of Growth, Nitrification and Denitrification by *Thiosphaera Pantotropha*", *Biotechnology and Bioengineering*, 36: 921-930
- 32.Ghilarov, A., M., (1983), "Report on Eutrophication Studies in the USSR", *Wat.Res.*, 17(6): 607-6.
- 33.Grabinska-Loniewska, A.ve Spavikowa, E., (1990), "Fungi in Denitrification Unit Biocenosis", *Wat.Res.*, 24(5): 565-572.
- 34.Gupta, S., K. ve Sharma, R., (1996), "Biological Oxidation of High Strength Nitrogenous Wastewater", *Wat. Res.*, 30(3): 593-600.
- 35.Hadrill, M., V., Keffer, R., Olivetti, G., C., Polleri, G., B. ve Giovanardi, F., (1983), "Eutrophication Problems in Emilia Romagna, Italy", *Wat.Res.*, 17(5): 483-495.
- 36.Hanaki, K., Wantawin, C. ve Ohgaki, S., (1990), "Effects of the Activity of Heterotrophs on Nitrification in a Suspended-Growth Reactor", *Wat.Res.*, 24(3): 289-296.
- 37.Hanaki, K., Wantawin, C. ve Ohgaki, S., (1990), "Nitrification at Low Levels of Dissolved Oxygen with and Without Organic Loading in a Suspended-Growth Reactor", *Wat.Res.*, 24(3): 297-302.
- 38.Hellsten, S., K., Virtanan, M., O., Nenonen, O., S., Kinnunen, K., A. ve Rihimaki, J., M., (1993), "Relative Importance of Internal Sources of Phosphorus and Organic Matter in Northern Finnish Reservoirs", *Wat. Sci. Tech.*, 28(6): 85-94.
- 39.Henze, M., Leslie-Grady Jr.,G., P., Gujer, W., Marais, G., V., R. ve Matsuo, T., (1987), "Abbreviated Report; A General Model for Single-Sludge Wastewater Treatment Systems", *Wat. Res.*, 21(5): 505-515.
- 40.Holmgren, S., (1985), "Phytoplankton in a Polluted Subarctic Lake Before and After Nutrient Reduction", *Wat.Res.*, 19(1):63-71.



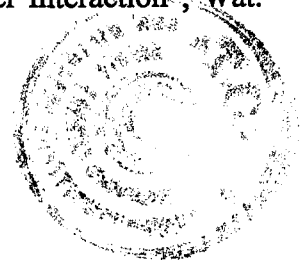
41. Hooijmans, C., M., Geraats, S., G., M., Van Veil, E., W., Robertson, L., A., Heijnen, J., J. ve Luyben, K., C., A., M., (1990), "Determination of Growth and Coupled Nitrification /Denitrification by Immobilized Thosphaera Pantotropha Using Measurement and Modeling of Oxygen Profiles", *Biotechnology And Bioengineering*, 3: 931-939.
42. Humpries, R., B., Hornberger, G., M., Spear, R., C. ve McComb, A., J., (1984), "Eutrophication in Peel Inlet-III. a Model for Nitrogen Scenario and a Retrospective Look at the Perteliminary Analysis", *Wat.Res.*, 18(4): 389-394.
43. Hunik, J., Bos, C., G., Hoogen, M., P., DeGooijer, C., D. ve Tramper, J., (1994), "Co-Immobilized Neuropen and N.agilis Cells Validation of a Dynamic Model for Simultaneous Substrate Conversion and Growth in K-carrageenan Gel Beads", *Biotechnology and Bioengineering*, 43: 1153-1163.
44. Jones, R., M., Macgregor, J., F., Murphy, K., L. ve Hall, E., R., (1992), "Towards Useful Dynamic Model of the Anaerobic Wastewater Treatment Process: A Practical Illustration of Process Identification", *Wat.Sci. Tech.*, 25(7): 61-71.
45. Kang, S., J., Bailey, W., F. ve Jenkins, D., (1992), "Biological Nutrient Removal at the Blue Plains Wastewater Treatment Plant in Washington", *Wat. Sci. Tech.*, 26(9-11): 2233-2236.
46. Katkat, V. Ve Özgümüş, A., (1994), *Gemlik Gübre Sanayii A.Ş. Fabrikası Atık Sularından Tarımda Yararlanma Olanakları*, TÜBİTAK, KTÇAG/6, Bursa.
47. Kenefick, S., L., Hrudey, S., E., Prepas, E., E., Motkosky, N., ve Peterson, H., G., (1992), "Odorous Substances and Cyanobacterial Toxins In Prairie Drinking Water Sources", *Wat.Sci. Tech.*, 25(2): 147-154.
48. Knowles, G., Downing, A., L. ve Barret, M., J., (1965), "Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture with the Aid of a Computer", *J.Gen. Microbial.*, 38: 363-378.
49. Kowalski, E. ve Lewandowski, Z., (1983), "Nitrification Process in a Packed Bed Reactor with a Chemically Activated Bed", *Wat. Res.*, 17(5): 157-160.
50. Kurt, M. ve Bourne, J., R., (1987), "Biological Denitrification of Drinking Water Using Autotrophic Organisms with H₂ in a Fluidized-Bed Biofilm Reactor", *Biotechnology and Bioengineering*, 29: 493-501.
51. La Cour Jansen, J., Kristensen, G., H. ve Laursen, K., D., (1992), "Activated Sludge Nitrification in Temperate Climate", *Wat. Sci. Tech.*, 25(4-5): 177-184.
52. Lazarova, V., Z., Capdevillee, B. ve Nikolov, L., (1992) "Biofilm Performance of a Fluidized Bed Biofilm Reactor for Drinking Water Denitrification", *Wat. Sci.Tech.*, 26(3-4): 555-566.



53. Lee, S., E., Kim, K., S., Kim, K., S. ve Kim, C., W., (1993), "Enhancement of Phosphorus and Nitrogen Removal with a Side Stream Biological Nutrient Removal Process", *Wat. Sci.Tech.*, 28(7): 89-96.
54. Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F. ve Kleiber, B., (1992), "Optimizing Nitrogen Removal Reactor Configurations by On-Site Calibration of the IAWPRC Activated Sludge Model", *Wat. Sci.Tech.*, 25(6): 105-123.
55. Lewandowski, Z., (1984), "Biological Denitrification in the Presence of Cyanide", *Wat.Res.*, 18(3): 289-297.
56. Lewandowski, Z., (1985), "Denitrification by Packed Bed Reactors in the Presence of Chromium(VI)", *Wat. Res.*, 19(5): 589-596.
57. Lin, Y., F. ve Chen, K., C., (1993), "Denitrification by Immobilized Sludge with Polyvinyl Alcohol Gels", *Wat.Sci. Tech.*, 28(7): 159-164.
58. Lind, O.,T., (1993), "Permissible Charge of Nutrients and Organic Compounds in Relation to Other Processes in Reservoirs (Introduction To The Proceedings)", *Wat.Sci. Tech.*, 28(6): 1-4.
59. Lynga, A. ve Balmer, P., (1992), "Denitrification in a Non-Nitrifying Activated Sludge System", *Wat. Sci. Tech.*, 26(5-6): 1097-1104.
60. Maron, Melvin, J., (1982), *Numerical Analysis: A practical Approach*, 7, Macmillan Publishing Co.,Inc.,New York
61. Mc Clintock, S., A., Pattarkine, V.,M. ve Randall, C.,W., (1992), "Comparison of Yields and Decay Rates for a Biological Nutrient Removal Process and a Conventional Activated Sludge Process", *Wat.Sci. Tech.*, 26(11): 2195-2198.
62. Mc Dougal, B., K. ve Ho, G., E., (1991), "A Study of the Eutrophication of North Lake, West Australia", *Wat.Sci. Tech.*, 23(Kyoto): 163-173.
63. Metcalf ve Eddy Inc., (1991), *Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse*, 11, Mc Graw-Hill, New York.
64. Moletta, R., Verrier, D. ve Albagnac, G., (1986), "Dynamic Modelling of Anaerobic Digestion", *Wat. Res.*, 20(4): 427-434.
65. Monod, J. (1942), *Recherches Sur La Croissance Des Cultures Bacteriennes*, Herman Et Cie. Paris.
66. Monod, J., (1949), "The Growth Of Bacterial Cultures". *Ann. Rev. Microbiol.* 3.
67. Munch, E., V., Lant, P. ve Keller, J., (1996), "Simultaneous Nitrification and Denitrification in Bench-Scale Sequencing Batch Reactors", *Wat. Res.*, 30(2): 227-284.

- 68.Narjeri, N.,K., Khilar, K.,C., ve Mahajan, S.,P.,(1984), "Biological Denitrification in a Fluidized Bed", *Biotechnology and Bioengineering*, 25: 1445-1448.
- 69.Neill, M., (1989), "Nitrate Concentrations in River Waters in the South-East of Ireland and their Relationship with Agricultural Practice", *Wat.Sci. Tech.*, 23(11): 1339-1355.
- 70.Neufeld, R., Greenfield, J. ve Rieder, B., (1986), "Temperature, Cyanide and Phenolic Nitrification Inhibition", *Wat. Res.*, 20(5): 633-642.
- 71.Nowak, O. ve Svoldal, K., (1993), "Observations on the Kinetics of Nitrification Under Inhibiting Conditions Caused by Industrial Wastewater Compounds", *Wat. Sci. Tech.*, 28(2): 115-123.
- 72.Nurizzo, C. ve Mezzanotte, V., (1992), "Groundwater Biotenitrification on Sand Fixed Film Reactor Using Sugars as Organic Carbon Source", *Wat. Sci. Tech.*, 26(3-4): 827-834.
- 73.Nyberg, U., Aspegren, H., Anderson, B., La Cour Jansen, J. ve Willadsen, I., S., (1992), "Full-Scale Application of Nitrogen Removal with Methanol as Carbon Source", *Wat. Sci. Tech.*, 26(5-6): 1077-1086.
- 74.Okada, M. ve Aiba, S., (1986), "Simulation of Water-Bloom in Eutrophic Lake IV: Modeling the Vertical Migration in a Population of *Microcystis Aeruginosa*", *Wat.Res.*, 20(5): 611-617.
- 75.Oleszkiewicz, J.,A. ve Berquist, S.,A., (1988), "Low Temperature Nitrogen Removal in Sequencing Batch Reactors", *Wat.Res.*, 22(9): 1163-1171.
- 76.Oron, G., De-Vegt, A. ve Porath, D., (1988), "Nitrogen Removal and Conversion by Duckweed Grown on Wastewater", *Wat.Res.*, 22(2): 179-184.
- 77.Oslislo, A. ve Lewandowski, Z., (1985), "Inhibition of Nitrification in the Packed Bed Reactors by Selected Organic Compounds", *Wat. Res.*, 19(4): 423-426.
- 78.Ossenbruggen, P., J., Spanjers, H., Aspegren, H. ve Klapwijk, A., (1991), "Designing Experiments for Model Identification of the Nitrification Process", *Wat.Sci. Tech.*, 24(6): 9-16.
- 79.Otterpohl, R. ve Freund, M., (1992), "Dynamic Models for Clarifiers of Activated Sludge Plants with Dry and Wet Weather Flows", *Wat.Sci. Tech.*, 26(5-6): 1391-1400.
- 80.Padukone, N. ve Andrews, G., F., (1989), "A Simple, Conceptual Mathematical Model for the Activated Sludge Process and its Variants", *Wat.Res.*, 23(12): 1535-1543.
- 81.Paffoni, C., Vedry, B. ve Gousailles, M., (1990), "Tertiary Nitrification Pilot Plants on Parisian Wastewater", *Wat. Sci. Tech.*, 22(1/2): 347-352.

- 82.Painter, H. ve Loveless, J., E., (1983), "Effect of Temperature and Ph Value on the Growth-Rate Constants of Nitrifying Bacteria in the Activated-Sludge Process", Wat.Res., 17(3): 237-248.
- 83.Palmgren, T., (1992), "Nitrogen Reduction-Volume Demand", Wat. Sci. Tech., 25(4-5): 233-240.
- 84.Parker, D., Lutz, M. ve Bernkopf, S., (1989), Enhancing Reaction Rates in Nitrifying Trickling Filters Through Biofilm Control", J. Wat. Poll. Contr. Fed., 61; 618-631.
- 85.Peeters, T., L., Gool, A., P.van ve Laudelout, H., (1969), "Kinetic Study of Oxygen-Limited respiration in Nitrifying Bacteria", Bact. Proc., 1969: 141.
- 86.Pekin, B., (1980), Biyokimya Mühendisliği (Temel İlkeler) Birinci Kitap, Kısım:2, Ege Üniversitesi Yayınları: 584, İzmir.
- 87.Polprasert, C. ve Park, H., S., (1986), "Effluent Denitrification with Anaerobic Filters", Wat. Res., 20(8): 1015-1021.
- 88.Potter, T., G., Koopman, B., ve Svoronos, S., A., (1996), "Optimization of a Periodic Biological Process for Nitrogen Removal from Wastewater", Wat.Res., 30(1): 142-152.
- 89.Quinlan, A., V., (1986), "Optimum temperature Shift for Nitrobacter Winogradskyi", Wat. Res., 20(5): 611-617.
- 90.Ramalho , R. S. , (1977), Introduction to Wastewater Treatment Processes: 70-144, Academic Press London.
- 91.Randall, C., W., Pattarkine, V.,M. ve McClintock, S.,A., (1992), "Nitrification Kinetics in Single-Sludge Biological Nutrient Removal Activated Sludge Systems", Wat. Sci. Tech., 25(6): 195-214.
- 92.Revsbech, N., P., Christensen, P., B., Nielsen, L., P., ve Sorensen, J., (1989), "Denitrification in a Trickling Filter Biofilm Studied by a Microsensor for Oxygen and Nitrous Oxide", Wat. Res., 23(7): 867 -871.
- 93.Rogalla, F., Badard, M., Hansen, F. ve Dansholm, P., (1992), "Upscaling a Compact Nitrogen Removal Process", Wat. Sci. Tech., 26(5-6): 1067-1076.
- 94.San, H., A., (1989), "A Kinetic Model for Ideal Plug-Flow Reactors" Wat. Res., 23(5): 647-654.
- 95.Scheintuch, M., (1987), "Steady State Modelling of Reactor-Settler Interaction", Wat. Res., 21(12): 1463-1472.



- 96.Schnell, G., (1991), "Investigation of Nitrification Under Storm Water Conditions in the Main Treatment Plant, Vienna", Wat. Sci. Tech., 24(7): 113-120.
- 97.Scott, W., E., (1991), "Occurance and Significance of Toxic Cyanobacteria in Southern Africa", Wat.Sci. Tech., 23(Kyoto): 175-180.
- 98.Shuler , M. L. ve Kargı F., (1992), Bioprocess Engineering Basic Concepts, Prentice Hall, New Jersey.
- 99.Siegrist, H. ve Tschui, M., (1992), "Interpretation of Experimental Data with Regard to the Activated Sludge Model No.1 and Calibration of the Model for Municipal Wastewater Treatment Plants", Wat. Sci. Tech., 25(6): 167-183.
- 100.Su Kirliliği Yönetmeliği, 4 Eylül 1988, Resmi Gazete: 19919.
- 101.Suzuki, N. ve Nakanishi, J., (1987), "Total Organic (TOX) Formation Potentials in Activated Sludge Treatment and Small Rivers", Journal WPCF, 59(8): 821-828.
- 102.Takacs, I., (1986), "Application of a Mathematical Model for Activated Sludge Treatment", Wat. Sci. Tech., 18(Copenhagen): 163-174.
- 103.Takasaki, M., Sudo, R., Nishimura, O. ve Kim, H., Y., (1992), "Simultaneous Removal of Nitrogen and THM Precursor by Developed Submerged Biofilm Process for Drinking Water", Wat. Sci. Tech., 26(9-11): 2021-2024.
- 104.Tartakovsky, B., Kotlar, E. ve Sheintuch, M., (1996), "Coupled Nitrification-Denitrification Processes in a Mixed Culture of Coimmobilized Cells; Analysis and Experiment", Chem. Eng. Sci., 51(10): 2327-2336.
- 105.Tendaj, M., Reinius, L., G. ve Hultgren, J., (1992), "Some Observations on Nitrification and Denitrification Following Full-Scale Trials at Henriksdal and Bromma Sewage Treatment Plants in Stockholm", Wat. Sci. Tech., 25(4-5): 195-202.
- 106.Tijhuis, L., Van Loosdrecht, M., C., M. ve Heijnen, J., J., (1992), "Nitrification with Biofilm on small Suspended Particles in airlift reactors", Wat.Sci.Tech.,26(9-11): 2207-2211.
- 107.Timmermans, P. ve Van Haute, A., (1983), "Denitrification with Methanol", Wat.Res., 17(10): 1249-1255.
- 108.Tsuchiya, Y., Watanabe, M., F. ve Watanabe, M., (1992), "Volatile Organic Sulfur Compounds Associated with Blue-Green Algae from Inland Waters of Japan", Wat.Sci. Tech., 25(2): 123-130.
- 109.Tsuno, H., Somiya, I., Matsumoto, N. ve Sasai, S., (1992), "Attached Growth Reactor for BOD Removal and Nitrification with Polyüthane Foam Medium", Wat. Sci.Tech., 26(9-11): 2035-2038.

- 110.Ulken, A., (1963), "Die Herkunft des Nitrits in der Elbe", Arch. Hydrobiol., 59: 486-501.
- 111.UNIDO, (1980), Fertilizer Manual, Development and Transfer of Technology Series, 13, United Nations New York.
- 112.USEPA (1975), Process Design Manual for Nitrogen Control, US Environmental Protection Agency: Office Of Technology Transfer, Washington, D.C.
- 113.Van Der Hoek, J., P., Van Der Ven, P., J., M., ve Klapwijk, A., (1988), "Combined Ion Exchange/Biological Denitrification for Nitrate Removal from Ground Water Under Different Process Conditions", Wat. Res., 22(6): 679-684.
- 114.Van Der Hoek, J.,P. ve Klapwijk, A., (1987), "Nitrate Removal from Ground Water", Wat.Res., 21(8): 989-997.
- 115.Volokita, M.,Belki, S., Abeliovich, A. ve Soares, M., I., M., (1996), Biological Denitrification of Drinking Water Using Newspaper", Wat.Res. 30(4): 965-971.
- 116.Wang, B., Yang, Q., Liu, R., Yuan, J., Ma, F., He, J. ve Li, G., (1991),"A Study of Simultaneous Organics and Nitrogen Removal by Extended Aeration Submerged Biofilm Process", Wat. Sci. Tech., 24(5):197-213.
- 117.Wang, B., Li, G., Yang, Q. ve Liu, R., (1992), "Nitrogen Removal by a Submerged Biofilm Process with Fibrous Carriers", Wat. Sci.Tech., 26(9-11): 2039-2042.
- 118.Wang, J., Baltzis, B., C. ve Lewandowski, G., A., (1995), "Reduction of Nitrate and Nitrite in a Cyclically Operated Continuous Biological Reactor", Biotechnology and Bioengineering, 46: 159-171.
- 119.Watanabe, Y., Masuda, S., ve Ishiguro, (1992), "Simultaneous Nitrification and Denitrification in Micro-Aerobic Bio-Films", Wat. Sci.Tech., 26(3-4): 511-522.
- 120.Wentzel, M., C., Ekama, G., A., ve Marais, G., V., R., (1992), "Processes and Modelling of Nitrification Denitrification Biological Excess Phosphorus Removal Systems-A Review", Wat. Sci. Tech., 25(6): 59-82.
- 121.Wiesman, U., (1994), Biological Nitrogen Removal From Wastewater. Advances In Biological Engineering Biotechnology, 51: 114-154, Springer-Verlag, Berlin
- 122.Winkler, M. A., (1981). Biological Treatment Of Wastewater, Ellishorwood Publishers, Surrey.
- 123.Yang, L. ve Alleman, J., E., (1992), " Investigation of Batchwise Nitrite Build-Up by an Enriched Nitrification Culture", Wat. Sci. Tech., 26(5-6): 997-1005.

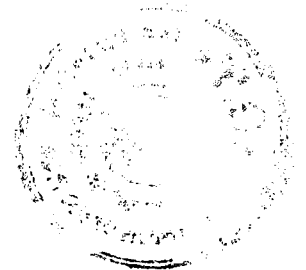
124. Yibo, W., Min, Z. ve Yi, Q., (1991), "Biological Treatment of Coke-Plant Wastewater for COD and $\text{NH}_3\text{-N}$ Removal", Wat. Sci. Tech., 23(Kyoto): 1883-1892.
125. Zdybiewska, M., W. ve Kula, B., (1992), "Removal of Ammonia Nitrogen by the Precipitation Method on the Example of some Selected Wastewater", Wat. Sci. Tech., 24(7): 229-234.



EKLER

Ek 1 Kombine Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Arıtım Sisteminin Tasarımı

Ek 2 4. Derece Runge-Kutta Gill “İntegrasyon Algoritması” Kullanılarak Kombine Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Arıtım Sisteminin Dinamik Simulasyonu için Hazırlanan Program



Ek 1 KOMBİNE NİTRİFİKASYON-DENİTRİFİKASYON ARITIM SİSTEMİNİN TASARIMI

1.1 Nitrifikasyon Ünitesi Tasarımı

Veriler:

Tablo 4.1 ' de verilen Gemlik gübre fabrikası atık su analiz değerleri geçerlidir. Tasarım hesapları, Tablo 3.1, 3.2 ve 3.3' de saf kültür için verilen değerler ve Tablo 3.5' deki eşitlikler kullanılarak yapılmıştır.

$$\begin{aligned} Y_x / \text{NH}_4^+ - \text{N} (Y_1) &= 0.1695 \text{ (Reaksiyon stokiyometrisinden)} \\ Y_x / \text{NO}_3^- - \text{N} (Y_2) &= 0.17296 \text{ (Reaksiyon stokiyometrisinden)} \\ Y_x / \text{O}_2 (Y_3) &= 0.040523 \text{ (Reaksiyon stokiyometrisinden)} \\ K_{\text{O}_2} &= 1.3 \text{ mg/l (Metcalf ve Eddy)} \end{aligned}$$

1.1.1. Reaktör tasarımı

Asılı üreme nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği, tam karıştırmalı reaktörün tasarımı için yapılan kabuller:

Sistem 20 °C çalışmaktadır.

Reaktördeki UAK derişimi, $X_1 = 3000 \text{ mg/l}$.

Reaktördeki çözünmüş oksijen (Ç.O) derişimi = 4 mg/l.

Reaktöre geri döngü oranı, $R_1 = 0.5$

UAK ' ın tamamı çökelme tankında çökelmekte, denitrifikasyon ünitesine UAK geçmemektedir.

Nitrifikasyon sadece reaktörde gerçekleşmektedir.

1. Özgöl üreme hızı , μ^1 ' nün bulunması:

$$\begin{aligned} \mu^1 &= \mu_m (20^\circ \text{C}) * \frac{[\text{Ç.O}]}{K_{\text{O}_2} + [\text{Ç.O}]} \\ &= 1.0 (\text{gün}^{-1}) * \frac{4 (\text{mg/l})}{1.3 (\text{mg/l}) + 4 (\text{mg/l})} \\ &= 0.7547 / \text{gün} . \end{aligned}$$

2. Maksimum substrat kullanım hızı k^1 ' nün hesabı:

$$k^1 = \frac{\mu^1_m}{Y}$$



$$= \frac{0.7547 \text{ (gün}^{-1}\text{)}}{0.1695 \text{ (mg UAK/mg NH}_4^+ - \text{N)}} \\ = 4.4526 / \text{gün.}$$

3. Minimum hücre alıkonma süresi, θ_{cm} ' nin bulunması:

$$\frac{1}{\theta_{cm}} \approx Yk' - k_d \\ = 0.1695 \text{ (mg UAK/mg NH}_4^+ - \text{N)} * (4.4526 \text{ (gün}^{-1}\text{)} - 0.05 \text{ (gün}^{-1}\text{)}) \\ = 0.7047 / \text{gün.} \\ \theta_{cm} = 1.4 \text{ gün.}$$

Sanayideki uygulamalar ve literatür (Metcalf and Eddy, 1991) dikkate alınarak $\theta_c = 25$ gün seçilmiştir.

4. Özgül substrat kullanım hızı U ' nun tayini:

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$$

Buradan;

$$U = \left[\frac{1}{\theta_c} + k_d \right] * \frac{1}{Y} \\ = \left[\frac{1}{25} \text{ (gün)} + 0.05 \text{ (gün}^{-1}\text{)} \right] * \frac{1}{0.1695 \text{ (mg UAK/mg NH}_4^+ - \text{N)}} \\ = 0.5310 / \text{gün. bulunur.}$$

5. Çıkış akımındaki $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ derişimi:

$$U = \frac{kS}{K_s + S}$$

$$0.5310 \text{ (gün}^{-1}\text{)} = \frac{4.4526 \text{ (gün}^{-1}\text{)} * S}{1.4 \text{ (mg/l)} + S}$$

$$S = 0.2 \text{ mg/l.}$$

6. Hidrolik alıkonma süresi, θ_h ,

$$\begin{aligned}\theta_h &= \frac{N_o - N}{UX} \\ &= \frac{204 \text{ (mg/l)} - 0.2 \text{ (mg/l)}}{0.5310 \text{ (gün}^{-1}) * 3000 \text{ (mg/l)}} \\ &= 0.13 \text{ gün .}\end{aligned}$$

7. Gerekli reaktör hacmi , V_1 :

$$\begin{aligned}V_1 &= F_1 * \theta_h \\ &= 250 \text{ (m}^3/\text{saat)} * 24 \text{ (saat/gün)} * 0.13 \text{ (gün)} \\ &= 780 \text{ m}^3.\end{aligned}$$

8. Geri döngü debisi F_{R1} ve geri döngüdeki UAK derişimi, X_{R1} :

$$\begin{aligned}F_{R1} &= R_1 * F_1 \\ &= 0.5 * 6000 \text{ (m}^3/\text{gün)} \\ &= 3000 \text{ m}^3/\text{gün}.\end{aligned}$$

Çökelme tankında UAK için madde denkliği yapılarak:

$$\begin{aligned}R_1 &= \frac{X_1}{X_{R1} - X_1} \\ 0.5 &= \frac{3000 \text{ (mg/l)}}{X_{R1} - 3000}\end{aligned}$$

$X_{R1} = 9000 \text{ mg/l}$. olarak bulunur.

9. Çökelticiden atılacak çamur debisi, F_{w1} ,

$$\theta_c = \frac{V_1 X_1}{F_{w2} X_{R2} + F_3 X_{e2}}$$

Burada $X_{e1} = 0$ kabul edildiğinden,

$$F_{R1} = \frac{V_1 * X_1}{\theta_c X_{R1}}$$



$$\begin{aligned}
&= \frac{780 \text{ (m}^3\text{)} \cdot 3000 \text{ (mg/l)}}{25 \text{ (gün)} \cdot 9000 \text{ (mg/l)}} \\
&= 10.4 \text{ m}^3/\text{gün} . \text{ olarak bulunur.}
\end{aligned}$$

10. Besin-mikroorganizma oranı, F / M' in değeri,

$$\begin{aligned}
\frac{F}{M} &= \frac{N_0}{\theta_b \cdot X} \\
&= \frac{204 \text{ (mg/lt)}}{0.13 \text{ (gün)} \cdot 3000 \text{ (mg/lt)}} \\
&= 0.5
\end{aligned}$$

Bulunan besin-mikroorganizma oranı, literatürde verilen 0.05-1.0 aralığına (Metcalf ve Eddy, 1991) düşmektedir.

11. Çökelticiden denitrifikasyon ünitesine gönderilen üst akım debisi, F_2 ,

$$\begin{aligned}
F_2 &= F_1 - F_{w_1} \\
&= 6000 \text{ (m}^3/\text{gün)} - 10.4 \text{ (m}^3/\text{gün)} \\
&= 5989.6 \text{ m}^3/\text{gün.}
\end{aligned}$$

12. Nitrifikasyon için gerekli oksijen miktarı:

Nitrifikasyon stokiyometrisinden, 1 mg $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ' nu oksitlemek için gerekli oksijen miktarı 4.2 mg olarak hesaplandığı için;

$$\begin{aligned}
\text{No}_2 &= (4.2 \cdot N_0) \cdot F_1 \\
&= (4.2 \text{ (kg O}_2 / \text{kg NH}_4^+ - \text{N)} \cdot 0.204 \text{ (kg NH}_4^+ - \text{N / m}^3\text{))} \cdot 6000 \text{ (m}^3/\text{kg)} \\
&= 5141 \text{ kg/gün} . \text{ bulunur.}
\end{aligned}$$

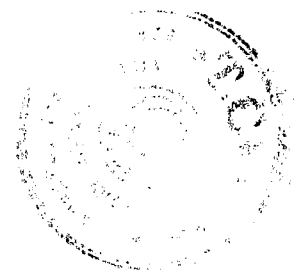
13. Sistemde oluşabilecek salınımları karşılamak üzere tampon olarak 100 mg/l HCO_3^- bulunmasının uygun olacağı düşünülerek reaktöre beslenmesi gerekli HCO_3^- miktarı:

1 mg ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) ' yi oksitlemek için 8.64 mg HCO_3^- gerektiğine göre ;
Sistemde tüketilen HCO_3^- miktarı:

$$\begin{aligned}
M_T &= [8.64 \text{ (mg HCO}_3^- / \text{mg NH}_4^+ - \text{N)} \cdot 0.204 \text{ (kg NH}_4^+ - \text{N / m}^3\text{)}] \cdot 6000 \text{ (m}^3/\text{gün)} \\
&= 10575 \text{ kg/gün} .
\end{aligned}$$

Atık su ile sisteme giren HCO_3^- miktarı :

$$\begin{aligned}
M_G &= 6000 \text{ (m}^3/\text{gün)} \cdot 0.180 \text{ (kg HCO}_3^- / \text{m}^3\text{)} \\
&= 1080 \text{ kg/gün.}
\end{aligned}$$



Tampon için sisteme beslenmesi gerekli miktar:

$$M_{\text{Tampon}} = 6000 \text{ (m}^3/\text{gün)} \cdot (0.100 \text{ kg HCO}_3^-/\text{m}^3) \\ = 600 \text{ kg/gün.}$$

Sisteme beslenmesi gerekli HCO_3^- miktarı:

$$M_B = (M_T + M_{\text{Tampon}}) - M_G \\ = 10575 \text{ (kg/gün)} + 600 \text{ (kg/gün)} - 1080 \text{ (kg/gün)} \\ = 10100 \text{ kg/gün.}'\text{dür.}$$

14. $K_L a$ 'nın hesabı:

$$C_{sw} = C_s \left[\left(\frac{P_b}{20672} \right) + 0.5 \right]$$

eşitliği (Ramalho, 1977) kullanılarak 20 °C'deki C_s çözülmüş oksijen doygunluk derişim değeri için, 5 m olan reaktör derinliğinin orta seviyesinde hava kabarcıklarının çıktığı noktadaki oksijen doygunluk derişimi C_{sw} hesaplanırsa;

$$C_{sw} = 9.2 \text{ (mg O}_2/\text{l)} \cdot \left[\frac{12836 \text{ (mm ss)}}{20672 \text{ (mm ss)}} \right] + 0.5 \\ \cong 10.3 \text{ mg O}_2/\text{l.}$$

$$\frac{N}{V} = \frac{dC_L}{dt} = K_L a (C_{sw} - C_L)$$

eşitliği (Ramalho, 1977) kullanılarak

$$K_L a = \frac{5147904 \text{ (g O}_2/\text{gün)}}{780 \text{ (m}^3) \cdot (10.3 - 4) \text{ (gO}_2/\text{m}^3)} \\ \cong 1045.5075 \text{ g O}_2/\text{gün bulunur.}$$

Burada;

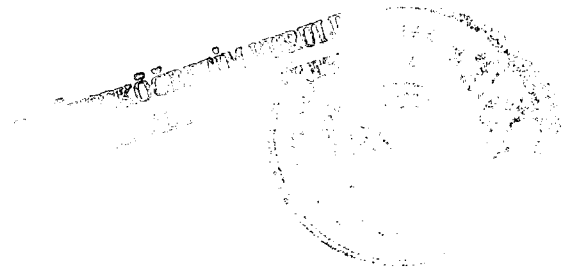
N = Birim zamanda transfer edilen oksijen kütlesi, (mg $\text{O}_2/\text{gün}$)

$K_L a$ = Toplam oksijen transfer katsayısı, (mg $\text{O}_2/\text{gün}$)

C_L = Sıvı kütlesinin oksijen derişimi, mg/l

V = Reaktör hacmi, m^3

dir.



1.1.2 Çökeltici tasarımı

Çökeltme tankında, gözlemlere ve literatüre (Catunda ve Van Haandel, 1987) dayanılarak, 5 saatlik bekleme süresi kabul edilmiş ve çökeltme tankının hacmi V_{s_1} :

$$V_{s_1} = (F_1 + F_{R_1}) \cdot \theta_{hs}$$

$$V_{s_1} = 9000 \text{ (m}^3\text{/gün)} \cdot 1/24 \text{ (gün/saat)} \cdot 5 \text{ saat} \\ = 1900 \text{ m}^3 \text{ . olarak bulunmuştur.}$$

1.2 Denitrifikasyon Ünitesi Tasarımı :

Veriler:

Çizelge 4.1 ' de verilen Gemlik gübre fabrikası atık su analiz değerleri geçerlidir.

Çizelge 3.4' da saf kültür için verilen değerler ve Çizelge 3.5' deki eşitlikler kullanılmıştır.

$$Y_x / \text{NO}_3^- - \text{N} (Y_4) = 0.524642 \text{ (Reaksiyon stokiyometrisinden)}$$

$$Y_x / \text{Metanol} (Y_5) = 0.212529 \text{ (Reaksiyon stokiyometrisinden)}$$

$$\rho_{\text{metanol}} (20^\circ \text{C}) = 0.7917 \text{ g/cm}^3 \text{ .}$$

$$K_m = 0.7 \text{ (Pekin , 1980)}$$

$$\text{Sisteme giren atık su debisi, } F_2 = 5989.6 \text{ m}^3 / \text{gün .}$$

$$\text{Sisteme giren atık su } \text{NO}_3^- - \text{N derişimi, } C_{B2} = 355.61 \text{ mg/l .}$$

1.2.1 Reaktör Tasarımı:

Asılı üreme denitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği tam karıştırmalı anaerobik reaktörün tasarımı için yapılan kabuller aşağıda verilmektedir.

Sistem 20°C ' da çalışmaktadır.

Reaktördeki UAK derişimi = 3000 mg/l .

Reaktöre geri döngü oranı, $R_2 = 0.5$

Reaktördeki çözünmüş oksijen derişimi $\cong 0 \text{ mg/l}$ (Nitrifikasyon reaktöründen çıkan su içindeki bakterilerin hızla oksijeni tüketeceği düşünülmüştür.)

UAK ' tamamı çökeltme tankında çökeltmekte, arıtılmış su UAK içermemektedir.

Tepkimeler sadece reaktörde gerçekleşmektedir.

1. Maksimum substrat kullanım hızı k' ' nün hesabı:

$$k' = \frac{\mu_m}{Y}$$

$$= \frac{0.3 \text{ (gün}^{-1}\text{)}}{0.524642 \text{ (mg UAK/mg NO}_3^- - \text{N)}}$$

$$= 0.572 / \text{gün .}$$



2. Minimum hücre alıkonma süresi, θ_{cm} ' nin bulunması:

$$\begin{aligned}\frac{1}{\theta_{cm}} &\approx Yk' - k_d \\ &= (0.524642 \text{ (mg UAK/mg NO}_3^- \text{ - N)} \cdot 0.572 \text{ (gün}^{-1}\text{)}) - 0.04 \text{ (gün}^{-1}\text{)} \\ \theta_{cm} &= 3.846 \text{ gün . olarak bulunur.}\end{aligned}$$

Sanayi uygulamaları ve literatür (Metcalf ve Eddy, 1991) bilgileri göz önüne alınarak hücre alıkonma süresi $\theta_c = 10$ gün alınmıştır.

3. Özgül substrat kullanım hızı, U ' nun hesabı:

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$$

Buradan;

$$\begin{aligned}U &= \left[\frac{1}{\theta_c} + k_d \right] \cdot \frac{1}{Y} \\ &= \left[\frac{1}{10} \text{ (gün}^{-1}\text{)} + 0.04 \text{ (gün}^{-1}\text{)} \right] \cdot \frac{1}{0.524642 \text{ (mg UAK/mg NH}_4^+ \text{ - N)}} \\ &= 0.266848 / \text{gün bulunur.}\end{aligned}$$

4. Çıkış akımındaki $\text{NO}_3^- \text{ - N}$ derişimi:

$$U = \frac{kS}{K_s + S}$$

$$0.27 \text{ (gün}^{-1}\text{)} = \frac{0.572 \text{ (gün}^{-1}\text{)} \cdot S}{0.1 \text{ (mg NO}_3^- \text{ - N/l)} + S}$$

$$S = 0.088 \text{ mg NO}_3^- \text{ - N/l .}$$

bulunur.



5. Hidrolik alıkonma süresi, θ_h :

$$\theta_c = \frac{N_0 - N}{UX}$$

$$= \frac{355.61 \text{ (mg/l)} - 0.1 \text{ (mg/l)}}{0.27 \text{ (gün}^{-1}\text{)} * 3000 \text{ (mg/l)}}$$

$$= 0.45 \text{ gün bulunur.}$$

6. Denitrifikasyon ünitesine beslenmesi gerekli metanol miktarı C_m , reaksiyon stokiyometrisinden :

$$C_M = \frac{5989.6 \text{ (m}^3\text{/gün)} * 0.35561 \text{ (kg NO}_3^- \text{-N/m}^3\text{)} * 1.08 \text{ (kgmol metanol/kmol NO}_3^- \text{-N)} * 32 \text{ (kg metanol/kmol metanol)}}{14 \text{ (kg NO}_3^- \text{-N/ k mol NO}_3^- \text{-N)}}$$

$$= 5257.962 \text{ kg metanol.}$$

Metanol beslemesinin hacimsel debisi, F_M :

$$C_M = F_M * \rho_m$$

$$F_M = \frac{5257.962 \text{ (kg metanol/gün)}}{0.7917 \text{ (kg metanol/m}^3\text{)}}$$

$$= 6.65 \text{ m}^3\text{/gün}$$

bulunur.

7. Reaktör hacmi, V_2 :

$$V_2 = \theta_h * (F_2 + F_M)$$

$$= 0.45 \text{ (gün)} * 5996.3 \text{ (m}^3\text{/gün)}$$

$$= 2700 \text{ m}^3 \text{ 'dür.}$$

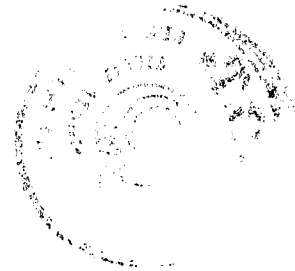
8. Geri döngü debisi F_{R_2} ve geri döngüdeki UAK derişimi X_{R_2} :

$$F_{w_2} = R_2 * (F_1 + F_M)$$

$$= 0.5 * 5996.3 \text{ (m}^3\text{/gün)}$$

$$= 2998.15 \text{ m}^3\text{/gün .}$$

Çökelme tankında UAK için madde denkliği yapılarak :



$$R_2 = \frac{X_2}{X_{R_2} - X_2}$$

$$0.5 = \frac{3000 \text{ (mg/l)}}{X_{R_2} - 3000 \text{ (mg/l)}}$$

$$X_{R_2} = 9000 \text{ mg/l.}$$

9. Çökelticiden atılacak çamur debisi, F_{w_2} :

$$\theta_c = \frac{V_2 X_2}{F_{w_2} X_{R_2} + F_3 X_{e_2}}$$

Burada $X_{e_2} = 0$ kabul edildiğinden,

$$\begin{aligned} F_{w_2} &= \frac{V_2 \cdot X_2}{\theta_c \cdot X_{R_2}} \\ &= \frac{2700 \text{ (m}^3\text{)} \cdot 3000 \text{ (mg/l)}}{10 \text{ (gün)} \cdot 9000 \text{ (mg/l)}} \\ &= 90 \text{ m}^3/\text{gün} \text{ bulunur.} \end{aligned}$$

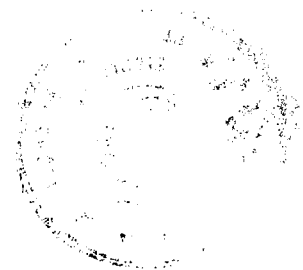
10. F / M değeri:

$$\begin{aligned} \frac{F}{M} &= \frac{N_o}{\theta_h \cdot X} \\ &= \frac{355.61 \text{ (mg/l)}}{0.45 \text{ (gün)} \cdot 3000 \text{ (mg/l)}} \\ &= 0.26 \text{ mg NO}_3^- \text{-N / (mg UAK} \cdot \text{gün)}' \text{ dür.} \end{aligned}$$

Bulunan besin-mikroorganizma oranı, literatürde verilen 0.05-1.0 aralığına (Metcalf ve Eddy, 1991) düşmektedir.

11. Çöktürücüden dışarı verilen arıtılmış su debisi, F_3 :

$$\begin{aligned} F_3 &= (F_2 + F_M) - F_{w_2} \\ &= 5989.6 \text{ (m}^3/\text{gün)} + 6.65 \text{ (m}^3 \text{ metanol/gün)} - 90 \text{ (m}^3/\text{gün)} \\ &= 5906.25 \text{ (m}^3/\text{gün)} \text{ bulunur.} \end{aligned}$$

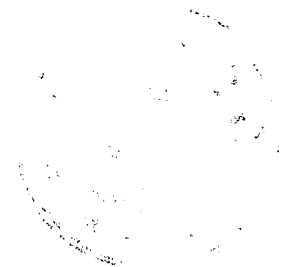


1.2.2 Çökeltici tasarımı

Gözlemlere ve literatüre (Catunda ve Van Haandel, 1987) dayanılarak çökelme tankında 5 saatlik bir alıkonma süresi θ_{hs} kabul edilmiş ve çökelme havuz hacmi V_{s_2} :

$$\begin{aligned} V_{s_2} &= F_{c_2} \cdot \theta_{hs} \\ &= 8994.375 \text{ (m}^3\text{/gün)} \cdot (1/24\text{(gün/saat)}) \cdot 5 \text{ (saat)} \\ &= 1900 \text{ m}^3. \end{aligned}$$

olarak bulunmuştur.



Ek.2. 4. DERECE "RUNGE -KUTTA GİLL" İNTEGRASYON ALGORİTMASI KULLANILARAK KOMBİNE NİTRİFİKASYON-DENİTRİFİKASYON ARITIM SİSTEMİNİN DİNAMİK SİMULASYONU İÇİN HAZIRLANAN PROGRAM

REM Bu program Gemlik Gübre Fabrikası atık sularının arıtımı için tasarlanan sistemin REM dinamik davranışını gözlemek üzere yazılmıştır.

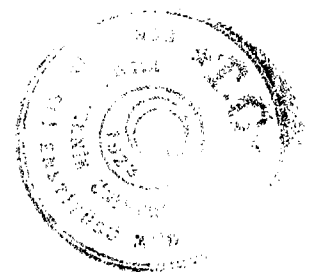
REM Bu programdaki değişkenlerden;

REM X(1) Nitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l
 REM X(2) Denitrifikasyon reaktöründeki amonyum azotu derişimi, mg/l
 REM X(3) Nitrifikasyona ait geri döngüdeki amonyum azotu derişimi, mg/l
 REM X(4) Nitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l
 REM X(5) Nitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l
 REM X(6) Nitrifikasyon reaktöründeki çözünmüş oksijen derişimi, mg/l
 REM X(7) Denitrifikasyon reaktöründeki hücre derişimi, mg/l
 REM X(8) Denitrifikasyon reaktöründeki nitrat azotu derişimi, mg/l
 REM X(9) Denitrifikasyona ait geri döngüdeki nitrat azotu derişimi, mg/l
 REM X(10) Denitrifikasyon reaktöründeki metanol derişimi, mg/l
 REM X(11) Denitrifikasyondan çıkan metanol derişimi, mg/l
 REM ifade etmektedir.

8000 DIM D(12), X(12), Q(12)

REM

8001 LET F1 = 6000
 8003 LET CA1 = 204
 8004 LET VR1 = 780
 8006 LET FW1 = 10.4
 8007 LET VS1 = 1900
 8008 LET CB1 = 186.6
 8009 LET M = 1
 8010 LET Y1 = .1695
 8011 LET Y2 = .17296
 8012 LET Y3 = .040523
 8013 LET R = .5
 8014 LET XR1 = 8931
 8015 LET KA = 1.4
 8016 LET KO = 1.3
 8017 LET KD = .05
 8018 LET KLA = 933.5
 8019 LET CSW = 11.07
 8020 LET FW2 = 90
 8021 LET FM = 6.6482
 8022 LET F2 = F1 - FW1
 8023 LET R2 = .5
 8030 LET FR2 = (F2 + FM) * R2
 8031 LET F3 = F2 + FM - FW2
 8032 LET FC2 = (1 + R2) * (F2 + FM)
 8033 LET CAC3 = (F2 * X(3)) / (FM + F2)



8034 LET Y4 = .524642
 8035 LET Y5 = .212529
 8036 LET M2 = .3
 8037 LET KSD = .1
 8038 LET KSM = .7
 8039 LET KDD = .04
 8040 LET MYOG = 791700
 8041 LET VR2 = 2700
 8042 LET XR2 = 8900
 8044 LET P = .1
 8045 LET VS2 = 1900

8060 GOTO 9000

8900 REM EQUATIONS GO HERE

8902 $D(2) = (1 / VR1) * (F1 * (CA1 + R * X(3)) - (1 + R) * F1 * X(2) - VR1 * X(1) * (1 / Y1) * (M * (X(2) / (KA + X(2))) * (X(6) / (KO + X(6))) - KD))$

8901 $D(1) = (1 / VR1) * (R * F1 * XR1 - (1 + R) * F1 * X(1) + VR1 * X(1) * (M * (X(2) / (KA + X(2))) * (X(6) / (KO + X(6))) - KD))$

8904 $D(4) = (1 / VR1) * (F1 * CB1 + R * F1 * X(5) - (1 + R) * F1 * X(4) + VR1 * X(1) * (1 / Y2) * (M * (X(2) / (KA + X(2))) * (X(6) / (KO + X(6))) - KD))$

8903 $D(3) = (1 / VS1) * (1 + R) * F1 * (X(2) - X(3))$

8905 $D(5) = (1 / VS1) * ((1 + R) * F1 * (X(4) - X(5)))$

8906 $D(6) = (1 / VR1) * ((KLA * VR1 * (CSW - X(6))) - (1 + R) * F1 * X(6) - VR1 * X(1) * (1 / Y3) * (M * (X(2) / (KA + X(2))) * (X(6) / (KO + X(6))) - KD))$

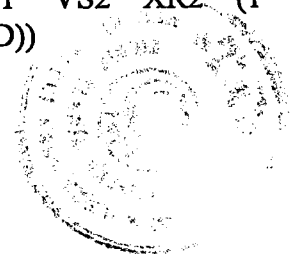
8910 $D(7) = (1 / VR2) * (FR2 * XR2 - FC2 * X(7) + VR2 * X(7) * (M2 * (X(8) / (KSD + X(8))) * (X(10) / (KSM + X(10))) - KDD))$

8911 $D(8) = (1 / VR2) * (F2 * X(5) + FR2 * X(9) - FC2 * X(8) - VR2 * X(7) * (1 / Y4) * (M2 * (X(8) / (KSD + X(8))) * (X(10) / (KSM + X(10))) - KDD))$

8912 $D(9) = (1 / VS2) * (FC2 * X(8) - F3 * X(9) - (FR2 + FW2) * X(9) - P * VS2 * XR2 * (1 / Y4) * (M2 * (X(9) / (KSD + X(9))) * (X(11) / (KSM + X(11))) - KDD))$

8913 $D(10) = (1 / VR2) * (FM * MYOG + FR2 * X(11) - FC2 * X(10) - VR2 * X(7) * (1 / Y5) * (M2 * (X(8) / (KSD + X(8))) * (X(10) / (KSM + X(10))) - KDD))$

8914 $D(11) = (1 / VS2) * (FC2 * X(10) - (F3 + FR2 + FW2) * X(11) - P * VS2 * XR2 * (1 / Y5) * (M2 * (X(9) / (KSD + X(9))) * (X(11) / (KSM + X(11))) - KDD))$



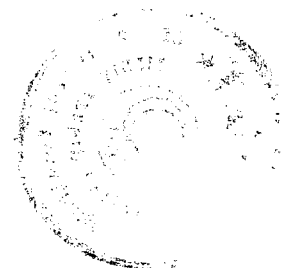
```

8999 RETURN
9000 REM    RUNGA    MATHEMATICAL PROGRAM
9001 REM    FOURTH ORDER RUNGE KUTTA GILL
9002 PRINT "***", F1, CA1, VR1, OTR, VS1, CB1, M, Y1, Y2, Y3, R, XR1, KA, KO, KD
9003 REM
9004 REM READ INTERNAL CONSTANTS
9005 REM
9006 DIM R(16)

9007 FOR T = 1 TO 16: READ R(T)
9008 DATA 0,.5,0,.5,.5,.292893,1.70711,.166667
9009 DATA 2,1,1,2,.5,.292893,1.70711,.5
9010 NEXT T: REM
9011 REM READ LIMITS ETC.
9012 REM
9013 PRINT "FOURTH ORDER RUNGE KUTTA GILL INTEGRATION
ALGORITHM"
9014 READ T1, T2, N1, E, N2
9900 DATA 0, 5,11,0.000025,500
PRINT "t1= "; T1; " t2 = "; T2; " n1 = "; N1; "; n2 = "; N2; ""
9015 IF T1 = T2 AND N1 = N2 AND T2 = N1 AND E = N2 AND E = 999.999 THEN
9023
9016 PRINT
9017 PRINT "SOLUTION ON THE INTERVAL: "; T1; T2, "STEP SIZE : "; E
9018 PRINT "SOLUTION TO BE PRINTED EVERY"; E * N2; "UNITS"
9019 GOTO 9060
9020 REM
9021 REM INSTRUCTIONS
9022 REM
9023 REM buras□ neres□
9058 REM READ INITIAL CONDITIONS
9059 REM
9060 FOR I = 1 TO N1
9061 READ X(I)
9062 LET Q(I) = 0
9063 LET D(I) = 0
9064 NEXT I
REM

9901 DATA
3000,.3147304,.31473,355.61,355.61,4.000009,3090.773,.3900423,.03058904, 1.867994,
.9806458
9065 REM
9066 REM PRINT HEADINGS
9067 REM
9068 PRINT

```



```

9069 PRINT "TIME";
9070 FOR I = 1 TO N1 STEP 4
9071 LET I2 = 4
9072 IF N1 - I > 3 THEN 9074
9073 LET I2 = N1 - I + 1
9074 FOR I1 = 1 TO I2
9075 PRINT TAB(15 * I1 - 3); "EQUATION:"; I + I1 - 1;
9076 NEXT I1
9077 PRINT
9078 NEXT I
9079 REM
9080 REM START CALCULATIONS
9081 REM
9082 LET T = T1
9083 LET N3 = N2
9084 GOTO 9094
9085 FOR J = 1 TO 4
9086 LET T = T + R(J) * E
9087 GOSUB 8900
9088 FOR I = 1 TO N1
9089 LET S = R(4 + J) * (D(I) - R(8 + J) * Q(I))
9090 LET X(I) = X(I) + E * S
9091 LET Q(I) = Q(I) + 3 * S - R(12 + J) * D(I)
9092 NEXT I
9093 NEXT J
9094 IF N3 - N2 < 0 THEN 9109
9095 REM
9096 REM PRINT THE OUTPUT
9097 REM
9098 PRINT T;
9099 FOR I = 1 TO N1 STEP 4
9100 LET I2 = 4
9101 IF N1 - I > 3 THEN 9103
9102 LET I2 = N1 - I + 1
9103 FOR I1 = 1 TO I2
9104 PRINT TAB(15 * I1 - 3); X(I + I1 - 1);
9105 NEXT I1
9106 PRINT
9107 NEXT I: PRINT
9108 LET N3 = 0
9109 LET N3 = N3 + 1
9110 IF T - T2 < 0 THEN 9085
9111 STOP
9112 RETURN
9999 END

```



ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi	15.05.1953	
Doğum yeri	Mersin	
Lise	1964-1970	Mersin Tevfik Sırrı Gür Lisesi (Lise birincisi, TÜBİTAK Bursiyeri)
Lisans-Yüksek Lisans	1970-1976	Hacettepe Üniversitesi, Müh.Fakültesi, Kimya Yük. Müh. Bölümü
Doktora	1989-1998	Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Makina Müh. Anabilim Dalı, Isı Proses Programı
Çalıştığı kurumlar	1977-1984	Azot Sanayii (TÜGSAŞ) Kütahya ve Gemlik Fabrikaları
	1984-1992	TÜBİTAK-MAM TÜBİTAK Genel. Müdürlüğü
	1994-Devam ediyor	Kültür Bakanlığı, Kültür ve Tabiat Varlıklarını Koruma Genel Müdürlüğü

ÖZGEÇMİŞ KİTAPÇIĞI
T.C. KÜLTÜR BAKANLIĞI
KÜLTÜR VE TABİAT VARLIKLARINI KORUMA GENEL MÜDÜRLÜĞÜ

