

3PS43

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

39543

**AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİNDE BİYOLOJİK AZOT GİDERİMİ
VE TASARIM SEÇENEKLERİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çev. Müh. Oytun HANHAN

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13 Haziran 1994

Tezin Savunulduğu Tarih : 1 Temmuz 1994

Tez Danışmanı : Prof.Dr. Derin ORHON

Diğer Jüri Üyeleri : Prof.Dr. Hasan Z. SARIKAYA

: Prof.Dr. Ethem GÖNENÇ

TEMMUZ 1994

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesinde ve yönlendirilmesinde değerli katkıları, çalışma boyunca gösterdiği ilgi ve yardımları dolayısıyla Sayın Hocam Prof. Dr. Derin Orhon'a ve ayrıca çalışmanın çeşitli aşamalarında bana yardımcı olan Sayın Doç. Dr. Nazik Artan'a, Araş. Gör. Emine Ubay'a, Melike Gürel'e , Araş. Gör. Tarkan Mutlu'ya, Araş. Gör. Tanju Akar'a, Araş. Gör. Erdem Görgün'e, Araş. Gör. Seval Sözen'e, Araş. Gör. Şevket Çokgör'e Araş. Gör. Esra Ateş'e , yetişmemde emeği geçen tüm hocalarıma ve bana destek olan aileme özverileri için teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

	SAYFA NO
ÖNSÖZ	II
NOTASYON LİSTESİ	V
ŞEKİL LİSTESİ	VII
TABLO LİSTESİ	VIII
ÖZET	IX
SUMMARY	X
BÖLÜM 1 AMAÇ VE KAPSAM	1
1.1 Amaç	1
1.2 Kapsam	2
BÖLÜM 2 AZOT PARAMETRESİNİN ÖNEMİ VE BİYOLOJİK GİDERİMİ	3
2.1 Azotun Biyolojik Oksidasyonu	3
2.2 Azot Formları	4
2.3 Azotun Etkileri	9
2.3.1 Biyostimülasyon	9
2.3.2 Nitrifikasyon Nedeniyle Çözünmüş Oksijen Eksikliği	10
2.3.3 Amonyak Zehirliliği	11
2.3.4 Halk Sağlığı Üzerindeki Etkisi	11
2.3.5 Atıksuyun Yeniden Kullanımı Üzerine Etkisi	11
2.4 Azot Kaynakları	12
2.5 Nitrifikasyon	14
2.5.1 Nitrifikasyon Stokiyometrisi	15
2.5.2 Proses Kinetiği	20
2.5.2.1 Ototrofların Çoğalması	20

2.5.2.2 Ototrofların İçsel Solunumu	22
2.5.2.3 Nitrifikasyon Kinetiğini Etkileyen Faktörler	23
2.5.2.3.1 Çözünmüş Oksijen Etkisi	23
2.5.2.3.2 pH Etkisi	24
2.5.2.3.3 Sıcaklık Etkisi	25
2.5.2.3.4 İnhibitörlerin Etkisi	26
2.6 Biyolojik Azot Giderimi	26
2.6.1 Denitrifikasyon Stokiyometrisi	28
2.6.2 Denitrifikasyon Prosesinin Kinetiği	31
2.6.3 Denitrifikasyon Bakterilerinin Ölümü	34
BÖLÜM 3 BİYOLÖJİK AZOT GİDERİMİ İÇİN FARKLI TASARIM ESASLARI	37
3.1 Aktif Çamurda Biyolojik Azot Giderimi	37
3.2 Orhon ve Artan Modeli	40
3.3 Alman Modeli	52
3.4 Danimarka Modeli	60
3.5 Güney Afrika Modeli	64
3.6 İngiliz Modeli	71
3.7 Randall, Barnhard, Stensel Modeli	77
3.8 Amerikan Modeli	81
3.9 Orhon ve Artan Modeline Göre Sayısal Tek Çamurlu Önde Denitrifikasyon Tasarım Örneği	88
BÖLÜM 4 TASARIM SEÇENEKLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI	93
4.1 Tasarım Seçeneklerinin Karşılaştırılması ve Değerlendirilmesi	93
BÖLÜM 5 SONUÇ VE ÖNERİLER	108
KAYNAKLAR	109
ÖZGEÇMİŞ	111

NOTASYON LİSTESİ

Sembol	Birim	Açıklama
İndis A		Ototrofik biyokütle
İndis H		Heterotrofik biyokütle
İndis HD		Denitrifikasyon yapabilen biyokütle
İndis I		İnert madde
b	[1/T]	Spesifik bozunma hızı
c		Hacim düzeltme faktörü
C _s	[gr/m ³]	Ayrışabilir organik madde
C _T	[gr/m ³]	Toplam organik madde
f	[gr BOİ/gr KOİ]	Atıksuyun BOİ/KOİ oranı
f _X	[gr KOİ/gr UAKM]	Çamurun KOİ/UAKM oranı
f _{EX}		İçsel solunum yaklaşımında biyokütlenin inert fraksiyonu
f _{XI}	[gr KOİ/gr KOİ]	İnert partiküler organik madde oranı
f _v	[gr AKM/gr AKM]	Aktif biyokütle oranı
F/M	[gr KOİ/gr UAKM-gün]	Organik yükleme oranı
i _{XB}	[gr N/gr UAKM]	Aktif biyokütlenin azot içeriği
K	[gr KOİ/gr UAKM-gün]	Denitrifikasyon hızı
K _S	[gr KOİ/m ³]	Organik maddenin yarı doyumluk sabiti
K _{NH}	[gr N/m ³]	Amonyak azotu yarı doyumluk sabiti
K _{NO}	[gr NO ₃ -N/m ³]	Nitrat azotu yarı doyumluk sabiti
K _{OA}	[gr O ₂ /m ³]	Oksijen yarı doyumluk sabiti
N _D	[gr N/m ³]	Birim atıksu başına denitrifikasyonla giderilen nitrat azotu konsantrasyonu
N _{OX}	[gr N/m ³]	Giriş atıksuyunun birim hacmi başına oluşan nitrat azotu miktarı
N _X	[gr N/m ³]	Giriş atıksuyunun birim hacmi başına biyokütleye alınan azot miktarı
OR _H	[gr O ₂ /gün]	Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı
OR _{HS}	[gr O ₂ /gün]	Kolay ayrışabilir organik madde için oksijen ihtiyacı
OR _T	[gr O ₂ /gün]	Toplam organik madde ihtiyacı
P _X	[gr UAKM/gün]	Net üretilen biyokütle
R		Toplam geri devir oranı
R _I		İçsel geri devir oranı
R _S		Çamur geri devir oranı
Q	[m ³ /gün]	Debi

q_A	[gr N/gr hücre KOİ-gün]	Spesifik amonyak oksidasyon hızı
q_D	[gr NO ₃ -N/gr hücre.KOI-gün]	Nitrat tüketim hızı
S_{NH}	[gr/m ³]	Amonyak konsantrasyonu
S_{NO}	[gr NO ₃ -N/m ³]	Nitrat azotu konsantrasyonu
S_O	[gr O ₂ /m ³]	Oksijen konsantrasyonu
S_{OR}	[gr O ₂ /m ³]	Geri devirde oksijen konsantrasyonu
S_p	[gr AKM/m ³]	Inert çözünebilir ürünler
S_s	[gr KOİ/m ³]	Kolay ayrışabilir organik madde konsantrasyonu
X	[gr UAKM/m ³]	Biyokütle konsantrasyonu
V	[m ³]	Toplam aktif çamur havuzu hacmi
V_A	[m ³]	Aerobik aktif çamur havuzu hacmi
V_D	[m ³]	Anoksik aktif çamur havuzu hacmi
Y	[e ⁻ e biyokütle/e ⁻ e substrat]	Dönüşüm oranı
Y_{NH}	[e ⁻ e biyokütle/e ⁻ e substrat]	Heterotroflar için net dönüşüm oranı
Y_A	[gr hücre KOİ/g N]	Ototrofik mikroorganizmalar için dönüşüm oranı
Y_D	[gr hücre KOİ/gr NO ₃ -N]	Denitrifikasyon bakterileri için dönüşüm oranı
η		Denitrifikasyon yapabilen mikroorganizma oranı
μ	[1/gün]	Maksimum spesifik çoğalma hızı
μ	[1/gün]	Spesifik çoğalma hızı
θ_h	[gün]	Hidrolik bekletme süresi
θ_x	[gün]	Çamur yaşı
θ_{XA}	[gün]	Aerobik çamur yaşı

ŞEKİL LİSTESİ

<u>Sekil No</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa No.</u>
2.1	Azot çerimi	5
2.2	pH ve Sıcaklığın Sudaki Serbest Amonyak ve Amonyum İyonu Dağılımına Etkisi	8
3.1	Ayrık Azot Giderme	37
3.2	Ön Denitrifikasyon Sistemi	38
3.3	Birlikte Denitrifikasyon Sistemi	38
3.4	Aralıklı Havalandırma Sistemi	39
3.5	Kademeli Besleme Sistemi	39
3.6	Orhon ve Artan Modeli İçin Akım Şeması	49
3.7	Ön Denitrifikasyon Sistemi İçin Sistem Şeması	51
3.8	Alman Modeli İçin Akım Şeması	53
3.9	Alman Modeli İçin Sistem Şeması	54
3.10	Nitrifikasyon İçin Tasarım Eğrisi	60
3.11	Danimarka Modeli İçin Akım Şeması	61
3.12	Güney Afrika Modeli İçin Akım Şeması	65
3.13 a	Güney Afrika Modeli İçin Sistem Şeması	69
3.13 b	Güney Afrika Modeli İçin Sistem Şeması	69
3.14	İngiliz Modeli İçin Akım Şeması	72
3.15	İngiliz Modeli İçin Sistem Şeması	76
3.16	Randall, Barnard, Stensel Modeli İçin Akım Şeması Şeması . . .	78
3.17	Amerikan Modeli İçin Akım Şeması	82

TABLO LİSTESİ

<u>Tablo No</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa No.</u>
2.1	Nitrifikasyon Bakterilerinin Dönüşüm Oranları	20
2.2	Oksijen Yarı Doygunluk Sabitlerinin Değişimi.	24
2.3	Sıcaklık ile Max. Çoğalma Hızı Arasındaki İlişki	25
2.4	İçsel Solunum Hızı	26
2.5	Denitrifikasyon Hızları	36
2.6	Evsel Atıksudaki Denitrifikasyon Hızları.	36
3.1	Minimum Çamur Yaşı	58
3.2	Girişteki AKM/BOİ Oranı ve Çamur Yaşına Göre Çamur Üretimi.59	
3.3	Karbon Giderimi İçin Oksijen İhtiyacı	59
3.4	V_p/V Oranına Bağlı N_p/S oranı Değişimi	59
3.5	Birim Debi ve Farklı Modeller İçin Hesaplanan Tasarım Büyüklikleri.	92

ÖZET

Organik bileşiklerden sonra atıksudaki en önemli parametrelerden olan azotun çeşitli formlarda bulunduğu yüzeysel ve yeraltı sularından giderilmesi insan sağlığı ve doğal denge üzerindeki olumsuz etkileri yüzünden önem kazanmaktadır. Bu çalışmada, çeşitli ülkelerin nitrifikasyon ve denitrifikasyon için geliştirdikleri modeller incelenmiş, birbiri ile kıyaslanmış ve farklı getirdikleri yaklaşımlar değerlendirilmiştir.

Birinci bölümde çalışmanın, anlamı, amacı ve kapsamı kısaca özetlenmiştir.

İkinci bölümde azotun kaynakları, formları, sulardan giderilme amaçları belirtilmiştir. ve nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin stokiometrisi ve kinetiği açıklanmıştır.

Üçüncü bölümde nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemleri için hazırlanan farklı modellerin akım şemaları ve bu akım şemalarının açıklamaları verilmiştir. Bölüm sonundaki sayısal tasarım örneği ile, çalışmada verilen teorik esasların uygulaması gerçekleştirilmiş ve son olarak tüm modeller için aynı giriş koşulları söz konusu olması durumunda elde edilen tasarım büyüklükleri tablo halinde özetlenmiştir.

Dördüncü bölümde, üçüncü bölümde verilen farklı yaklaşımlar irdelenmiş, farklı tasarım büyüklüklerin hesaplanabilmesi için seçilen uygulama ve kabuller karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir.

Beşinci bölümde sonuç ve öneriler verilmiş, nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin farklı yaklaşımlar sonucu tasarım esaslarının değiştiği ancak uygulamada elde edilen sayısal değerlerin modelden modele büyük farklılık taşımadığı belirtilmiştir.

BIOLOGICAL NUTRIENT REMOVAL AND DESIGN ALTERNATIVES IN ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS

SUMMARY

Man's influence on the environment is receiving increasing public and scientific attention. The quality of some of the nation's water bodies has been subjected to continuing degradation as a result of man's activities. While there has been considerable success in reversing this trend, one roadblock to greater progress often has been the lack of the necessary technology to reliably and economically remove the pollutants which are the cause of degradation of receiving waters. While conventional technology is well developed for removing organics from wastewater, the processes for the control of nitrogen in wastewater effluents have been developed only recently. Nitrogen control techniques are divided into two broad categories. The first group of nitrogen control processes is involved with the conversion of organic and ammonia nitrogen to nitrate nitrogen, a less objectionable form. These processes are termed nitrification processes. The second category involves processes which result in the removal of nitrogen from the wastewater, not just merely the conversion from one form to another form in the wastewater. This latter group includes biological nitrification-denitrification, ion exchange, ammonia stripping and breakpoint chlorination.

Various compounds containing the element nitrogen are becoming increasingly important in wastewater management programs because of the many effects that nitrogenous materials in wastewater effluent can have on the environment. Nitrogen, in its various forms, can deplete dissolved oxygen levels in receiving waters, stimulate aquatic growth, exhibit toxicity toward aquatic life, affect chlorine disinfection efficiency, present a public health hazard, and affect the suitability of wastewater for reuse. Biological and chemical processes which occur in wastewater treatment plants and in the natural environment can change the chemical form in which nitrogen exists. Such change may eliminate one deleterious effect of nitrogen while producing, or leaving unchanged, another effect. For example, by converting ammonia in raw wastewater to nitrate, the oxygen-depleting and toxic effects of ammonia are eliminated, but the biostimulatory effects may not be changed significantly.

Nitrogenous materials may enter the aquatic environment from either natural or man-caused sources. Further, the quantities from natural sources are often increased by man's activity. That is why it seems to be useful to have an understanding of the

various sources of nitrogenous materials and to have an appreciation of the quantities of nitrogen which may be expected from each.

Although the source of nitrogen causing a specific pollution is often obvious, difficulty may be encountered in determining which of several possible sources is most important. As an example, if a stream with excessive aquatic growths due to nitrogen receives effluent from a sewage treatment plant, drainage from fertilized cropland, and runoff from pastures or feedlots, the contributions of nitrogen from the treatment plant may be a small fraction of that from the other two sources. Thus, in analysing a nitrogen pollution problem, care must be taken to ensure all possible sources are investigated and that the amount to be expected from each is accurately estimated. Once an estimate is made, nitrogen control measures can be oriented toward the more significant sources.

Natural sources of nitrogenous substances include precipitation, dustfall, nonurban runoff, and biological fixation. Amounts from all may be increased in some way by man. It may be quite difficult to determine quantities which might be expected under completely natural conditions.

In order to find levels of nitrogenous substances in precipitation which are as close to natural as possible, it is necessary to take samples far from urban or agricultural areas. Even these values may be suspect, however.

The quantities of nitrogen in nonurban runoff from non-fertilized land may be expected vary greatly, depending on the erosive characteristics of the soil.

Biological fixation may add nitrogen to both soil and surface water environments. Of particular interest is the role of fixation in eutrophication of lakes.

The activities of man may increase quantities of nitrogen added to the aquatic environment from three of the sources discussed above: precipitation, dustfall, and nonurban runoff. These sources are increased principally by fertilization of agricultural land and the combustion of fuels.

Other man-related sources include runoff from urban areas and livestock feedlots, municipal wastewater effluents, subsurface drainage from agricultural lands and from septic tank leach fields, and industrial wastewaters.

It was previously noted that nitrogenous compounds discharged from wastewater treatment facilities can have several deleterious effects. Although biostimulation of receiving waters has generated the most concern in recent years, other less well

publicized impacts can be of major importance in particular situations. These impacts include toxicity to fish life, an increase in the dissolved oxygen depletion in receiving waters, adverse public health effects – principally in groundwater, and a reduction in the suitability for reuse.

A major problem in the field of water pollution is eutrophication, excessive plant growth and/or algae blooms resulting from over fertilization of rivers, lakes, and estuaries. Results of eutrophication include deterioration in the appearance of previously clear waters, odor problems from decomposing algae and a lower dissolved oxygen level which can adversely affect fish life.

Four basic factors are required for algal growth: nitrogen, phosphorus, carbon dioxide and light energy. The absence of any one will limit growth. In special cases, trace micronutrients such as cobalt, iron, manganese may be limiting factors under natural conditions.

Good generalization concerning which factor is growth limiting are difficult to make. Light and carbon dioxide are essentially impossible to control. Both nitrogen and phosphorus are present in waste discharges and hence subject to control. The questions which must usually be answered when faced with a eutrophication problem are: is nitrogen or phosphorus the limiting nutrient and can the amount entering the receiving water be significantly reduced by removing that nutrient from the waste stream? In some cases algal assay procedures may allow a conclusion as to which nutrient is limiting. Under some circumstances, however, removal of both nitrogen and phosphorus may be undertaken to limit algal growth.

The principal toxicity problem is from ammonia in the molecular form (NH_3) which can adversely affect fish life in receiving waters.

Factors which may increase ammonia toxicity at a given pH are; greater concentrations of dissolved oxygen and carbon dioxide, elevated temperatures, and bicarbonate alkalinity.

Ammonium can be biologically oxidized to nitrite and then to nitrate in receiving waters and thereby add to the oxygen demand imparted by carbonaceous materials.

The public health hazard from nitrogen is associated with the nitrate form and is limited principally to groundwater where high concentrations can occur. Nitrate drinking water is associated with methemoglobinemia, a sometimes fatal blood disorder which affects infants less than three months old. When water high in nitrate is used for preparing infant formulas, nitrate is reduced to nitrite in the stomach after ingestion. The nitrites react with hemoglobin in the blood to form methemoglobin,

which is incapable of carrying oxygen. The result is suffocation accompanied by a bluish tinge to the skin, which accounts for the use of the "blue babies" in conjunction with methemoglobinemia. In suspect areas water should be analyzed for both nitrite and nitrate since either form will cause methemoglobinemia.

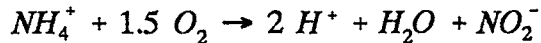
While direct wastewater reuse for domestic water supply is not yet a reality because of public health considerations, plans for industrial reuse are being carried out in several areas. When reclaiming wastewater for industrial purposes, ammonia may need to be removed in order to prevent corrosion. Further, nitrogen compounds can cause biostimulation in cooling towers and distribution structures.

In the past several years the number of processes utilized in wastewater treatment has increased rapidly. Many of these processes have been developed with the specific purpose of transforming nitrogen compounds or removing nitrogen from the wastewater stream. Others can remove several compounds, including significant amounts of nitrogen. Still others may remove only a small amount of nitrogen which is a small part of the total.

Biological processes for control of nitrogenous residuals in effluents can be classified in two broad areas. First, a process designed to produce an effluent where influent nitrogen (ammonia and organic nitrogen) is substantially converted to nitrate nitrogen can be considered. This process, nitrification, is carried out by bacterial populations that sequentially oxidize ammonia to nitrate with intermediate formation of nitrite. Nitrification will satisfy effluent or receiving water standards where reduction of residual nitrogenous oxygen demand due to ammonia is mandated or where ammonia reduction for other reasons is required for the treatment system. The second type of process, denitrification, reduces nitrate to nitrogen gas and can be used following nitrification when the total nitrogenous content of the effluent must be reduced.

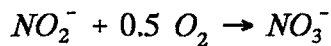
The two principal genera of importance in biological nitrification processes are *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. Both of these groups are classed as autotrophic organisms. These organisms are distinguished from heterotrophic bacteria in that they derive energy for growth from the oxidation of inorganic nitrogen compounds, rather than from the oxidation of organic matter. Another feature of these organisms is that inorganic carbon (carbon dioxide) is used for synthesis rather than organic carbon. Each group is limited to the oxidation of specific species of nitrogen compounds. *Nitrosomonas* can oxidize ammonia to nitrite, but cannot complete the oxidation to nitrate. On the other hand, *Nitrobacter* is limited to the oxidation of nitrite to nitrate. Since complete nitrification is a sequential reaction, treatment processes must be designed to provide an environment suitable to the growth of both groups of nitrifying bacteria.

The stoichiometric reaction for oxidation of ammonium to nitrite by *Nitrosomonas* is:



The loss of free energy by this reaction at physiological concentrations of the reactants has been estimated by various investigators to be between 58 and 84 kcal per mole of ammonia.

The reaction for oxidation of nitrite to nitrate by *Nitrobacter* is:



This reaction has been estimated to release between 15.4 to 20.9 kcal per mole of nitrite. Thus, *Nitrosomonas* obtains more energy per mole of nitrogen oxidized than *Nitrobacter*. If it is assumed that the cell synthesis per unit of energy produced is equal, there should be greater mass of *Nitrosomonas* formed than *Nitrobacter* per mole of nitrogen oxidized. This is in fact the case.

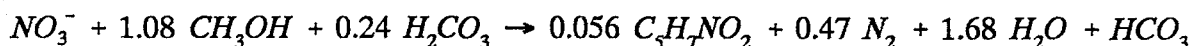
The overall oxidation of ammonium by both groups is :



The biological process of denitrification involves the conversion of nitrate nitrogen to a gaseous nitrogen species. The gaseous product is primarily nitrogen gas but also may be nitrous oxide or nitric oxide. Gaseous nitrogen is relatively unavailable for biological growth, thus denitrification converts nitrogen which may be in an objectionable form to one which has no significant effect on environmental quality.

As opposed to nitrification, a relatively broad range of bacteria can accomplish denitrification, including *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromabacter* and *Bacillus*. These groups accomplish nitrate reduction by what is known as a process of nitrate dissimilation whereby nitrate or nitrite replaces oxygen in the respiratory processes of the organism under anoxic conditions. Because of the ability of these organisms to use either nitrate or oxygen as the terminal electron acceptors while oxidizing organic matter, these organisms are termed facultative heterotrophic bacteria.

Combined dissimilation–synthesis equation for denitrification is:



In this framework, kinetic and stoichiometry of nitrification–denitrification processes are given for a better understanding of biological nitrogen removal. And since there are many design approaches for nitrogen removal the main aim of the workshop is to compare some of the design models and to evaluate the different approaches.

BÖLÜM 1 AMAÇ VE KAPSAM

1.1 AMAÇ

Şimdiye kadar azot parametresinin giderimine gereken önem verilmemiş, konvansiyonel arıtma sistemleri organik madde giderimi için dizayn edilmişlerdir.

Azot atıksu deşarjlarında ve alıcı ortamlarda esas olarak organik azot, amonyak azotu, nitrit ve nitrat azotu formunda bulunur.

Azotun çeşitli formlarının yüzeysel ve yeraltı sularında birikmesi hem insan sağlığını, hem de doğal dengeyi olumsuz yönde etkilemektedir.

Oksitlenmemiş azot formları alıcı ortamlarda nitrifikasyon sonucu oksijen eksikliğine neden olurlar, amonyanın balıklar üzerinde toksik etkisi vardır.

Yüzeysel sularda bitki ve alg çoğalması olarak tanımlanan ötrofikasyonun, bu bitkilerin ayrışmasından doğan koku problemi, temiz sularda kalite düşmesi, sudaki yaşamı olumsuz yönde etkileyecek olan oksijen eksikliği gibi sonuçları vardır. Ötrofikasyon için gerekli koşulların başında ortamda azot ve fosfor formunda makronütrientlerin bulunması gelir. Azot ve fosfor parametrelerinin kontrol altına alınması ile ötrofikasyon da büyük ölçüde kontrol altına alınmış olur.

Nitrat ve nitritin içme suyunda belli konsantrasyonlarda halk sağlığını tehdit ettiği ve aralarında kanserinde bulunduğu önemli hastalıklara yol açtığı bilinmektedir. Ayrıca azot parametresi suyun yeniden kullanımını önemli ölçüde kısıtlamaktadır.

Yukarıda sıralanan bu nedenler yüzünden azot giderimi gün geçtikçe önem kazanmakta ve bu konuda çalışmalar sürmektedir.

Bu çalışma da biyolojik azot giderimi hakkında genel bilgiler verilmiş ve bu konuda uygulanan çeşitli yaklaşımlar incelenerek, karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir.

1.2 KAPSAM

Azotun sulardan biyolojik giderimi nitrifikasyon denitrifikasyon prosesleri sonucu amonyak formundaki azotun moleküler azota dönüşmesi esasına dayanır. Nitrifikasyon sonucu amonyak azotu nitrat azotu formuna dönüşür. Denitrifikasyon ise zararlı etkilere yol açma olasılığı olan bu azot formunun çevre kalitesine önemli bir etkisi olmayan moleküler azota dönüştüğü biyolojik bir prosestir. Denitrifikasyon atıksuyun azot içeriğinin ağırlıklı olarak nitrat formunda olması halinde gerçekleşebilir. Evsel atıksu ise genellikle oksitlenmiş azot içermez. Bu yüzden atıksudaki organik azot ve amonyak azotu önce nitrit yada nitrata oksitlenmelidir. Proses konfigürasyonu açısından bu denitrifikasyonun nitrifikasyonla birleştirilmesini gerektirir.

Çeşitli ülkeler nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerine farklı şekilde yaklaşmış dizaynda da bu farklı yaklaşımlar sonucu farklı yollar izlemişlerdir.

Bu çalışmada nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin kinetiği ve stokiometrisi ele alınmış, biyolojik azot gideriminin esasları verilmiştir. Daha sonra farklı ülkelerin yaklaşımları ele alınarak bu yaklaşımlar ışığında modellerin akım şemaları düzenlenmiş ve bunlar hakkında açıklamalar verilmiştir. Sonuç olarak da bu modeller birbirleriyle karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir.

Bu çalışmanın amacı nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin farklı yaklaşımlar sonucu nasıl değerlendirildiğini ve bu farklı yaklaşımların dizaynda ne tür etkileri olacağını göstermek, nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerine getirilen farklı bakış açılarını inceleyerek bu proseslerin daha iyi anlaşılmasını sağlamak ve dizayn alternatifleri sunmaktır.

BÖLÜM 2 AZOT PARAMETRESİNİN ÖNEMİ VE BİYOLOJİK GİDERİMİ

2.1 Azotun Biyolojik Oksidasyonu

Azot atıksulardaki önemli besi maddelerindendir. Son zamanlara kadar organik madde giderimine dönük konvansiyonel biyolojik arıtma sistemlerinde azot parametresi dikkate alınmamıştır. Şimdiye kadar yapılan gözlemler ve kazanılan deneyimler organik madde gideriminin yararlı kullanım amaçlı alıcı ortam kalitesini tutturmaya yetmediğini göstermiştir. Doğan problemlerin çoğu, örneğin ötrifikasyon, oksijenin tükenmesi, zehirlilik azotun partiküler formlarıyla ilgilidir. Azotun kontrolü gün geçtikçe su kalitesi yönetiminde de önem kazanmaktadır.

Aktif çamurdaki azot dönüşümleri aşağıda verilmiştir:

1. Azot içeren bileşenlerin mikrobiyal indirgenmesi ve özellikle deaminasyon reaksiyonları ile azotun amonyak formunda serbest kalması
2. Azotun sentez sırasında hücreye alınması ve fazla çamurla uzaklaştırılması
3. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon gibi mikrobiyal redoks reaksiyonları ile moleküler azot formuna dönüşmesi

Azotun biyokütleyle dönüşmesi kayda değer bir azot giderimi sağlamaz.

Çökelmiş atıksudaki azot genellikle amonyak azotu ya da organik azottur. Aktif çamur sistemlerinin işletildiği pH değerleri arasında tüm kompleks azot formları kolaylıkla deamine olabilirler.

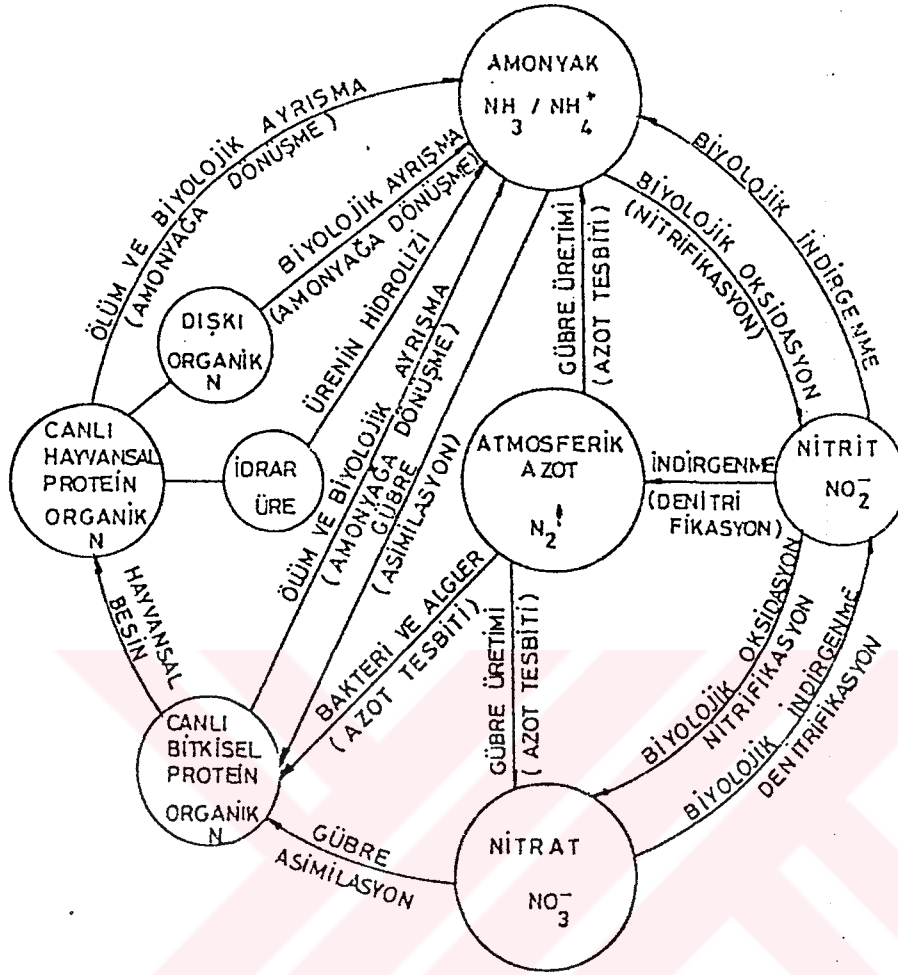
Nitrifikasyon, kontrollü bir oksidasyon prosesi olarak biyolojik azot gideriminde birinci adımdır. Amonyakın, nitrifikasyon sonucu dönüştüğü azot formu nitrat, azot giderme sistemlerinde denitrifikasyon prosesi için bir kaynak oluşturur.

Aktif çamur prosesinin, nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarının da dikkate alınması ile optimizasyonu için bu iki prosesin stoikiyometrik ve kinetik açıdan iyi anlaşılması gereklidir.

2.2. Azot Formları

Azot doğada -3 ve +5 arasında çeşitli değerliklerde bulunabilir. Azot formlarının değerlilik değişimi ile farklı tiplerdeki organizmaların metabolik aktivitelerine bağlıdır. Doğada bulunan çeşitli azot formları ve bu formların değişimleri şematik olarak şekil 2.1'de verilmiştir (Mc Carty, 1967). Atmosfer, moleküler azotun (N_2) nihai kaynağı ve alıcısıdır. Moleküler azot fiksasyonu denilen biyokimyasal bir prosesle moleküler oksijen organik azota dönüşür. Organik azot bileşikleri mikrobiyal aktiviteler yoluyla dekompose ya da mineralize olurlar ve azot amonyak olarak serbest kalır. Nitrifikasyonla amonyak önce nitrite (NO_2^-) ve sonra nitrata (NO_3^-) oksitlenir. Denitrifikasyonla nitrat indirgenir ve moleküler azot olarak atmosfere geri döner. Tüm inorganik azot formları yeni hücre maddesi sentezlenmesinde kullanılabilir. Eğer asimilasyon için nitrat kullanılacaksa bu önce organik bileşiklere kolaylıkla katılabilen amonyağa indirgenir. Atıksu deşarjlarında ve alıcı ortamlarda 4 esas azot formu tanımlanmıştır:

1. Organik azot
2. Amonyak azotu
3. Nitrit azotu
4. Nitrat azotu



Şekil 2.1. Azot Çevrimi (Mc Carty, 1967)

Sentez veya asimilasyon, amonyak veya nitrat bileşiklerini kullanarak bitki proteini ve diğer azot içeren bileşiklerin oluşturduğu biyokimyasal bir mekanizmadır.

Fiksasyon bazı bakteri ve alglerin doğrudan havadaki azot gazını kullanarak protein yapmasına, yani azot gazının organik azota çevrilmesine denir. Azot gazı şimşek, yıldırım gibi elektriksel deşarjlarla oksitlenip nitrata da dönüşebilir.

Amonifikasyon, organik azotun amonyum formuna dönüşmesine verilen addır. Genellikle amonifikasyon hayvan ve bitki ölümlerinden sonra bakteriler tarafından parçalanmaları sırasında meydana gelir.

Birkaç endüstriyel deşarj dışında atıksular için ilk iki azot formu önem taşımaktadır. Organik azot ve amonyak azotunun önemli bir ortak özelliği bunların (-3) değerlikle azotun en indirgenmiş formu olmalarıdır.

Amonyak azotu sulu çözeltilerde iki farklı şekilde bulunur. Moleküler ya da serbest amonyak (NH_3) ve amonyum iyonu (NH_4^+). Bu formların molar konsantrasyonlarının oranları çözeltinin pH değerine bağlı olarak aşağıdaki reaksiyonda verildiği gibi değişir:



Bu reaksiyon denge durumundayken

$$\frac{[NH_4^+][OH^-]}{[NH_3]} = k_b \quad (2.2)$$

ya da

$$\frac{[NH_4^+]}{[NH_3]} = \frac{k_b}{[OH^-]} = \frac{k_b}{k_w} [H^+] \quad (2.3)$$

şeklinde ifade edilir.

Toplam amonyak konsantrasyonu kütle dengesinden

$$C_T = [NH_3] + [NH_4^+] \quad (2.4)$$

olarak bulunur.

Bu kütle dengesi denklemi yardımıyla serbest amonyak yüzdesi aşağıdaki şekilde hesaplanır,

$$\%NH_3 = \frac{[NH_3]}{C_T} 100 = \frac{100}{1 + [NH_4^+]/[NH_3]} \quad (2.5)$$

$[NH_4^+]/[NH_3]$ daha önce bulunan değeri bu ifadede yerine konduğunda :

$$\%NH_3 = \frac{100}{1 + ([H^+] k_b/k_w)} \quad (2.6)$$

Bu denklem serbest amonyak yüzdesinin pH ve k_b ve k_w sabitlerinin sıcaklığa bağlı olmasından dolayı sıcaklıkla değişimini göstermektedir.

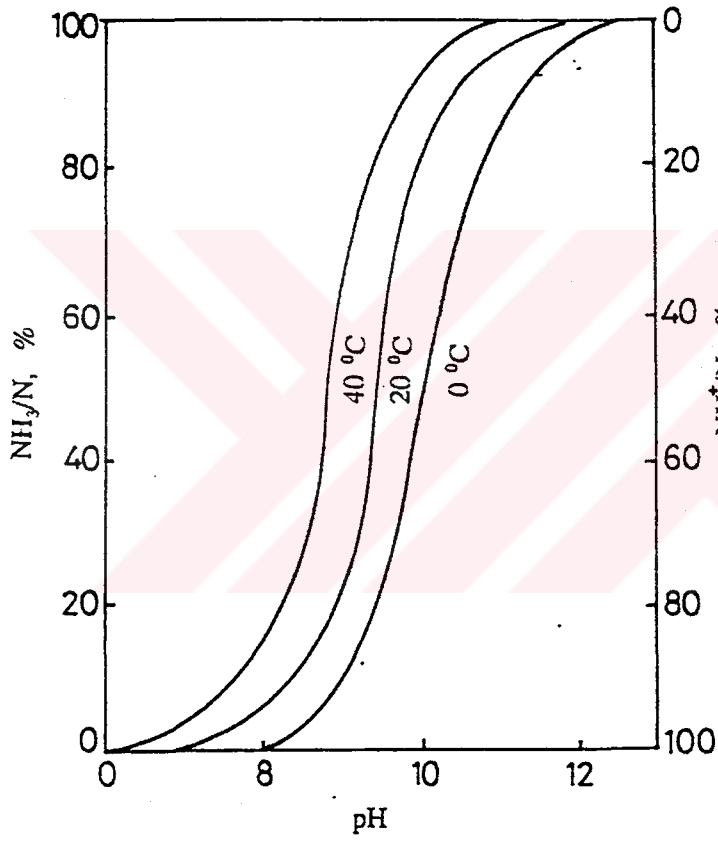
Şekil 2.2 serbest amonyak yüzdesinin artan pH ve sıcaklıkla artışı göstermektedir. Ayrıca biyolojik arıtma prosesinde çoğunlukla karşılaşılan pH değerlerinde amonyum iyonunun ağırlıkta olduğunu göstermektedir.

Amonyak ile birlikte ürede atıksulardaki önemli azot bileşiklerinden biridir. Enzimatik bir reaksiyonla kolayca amonyak ve karbondioksit hidroliz olur.

Daha kompleks bir yapıya sahip organik azot bileşikleri aerobik ve anaerobik şartlarda bakterilerin aktiviteleri sonucu bir çok değişik indirgenme reaksiyonlarına girerler.

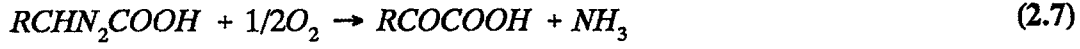
Proteolitik enzimlerin bulunması durumunda proteinler hidroliz ile yapı taşları olan aminoasitlere dönüşürler. Bazı aminoasitler makromoleküllerin sentezinde direkt olarak kullanılırlar ya da transaminasyon reaksiyonlarıyla yeni oluşan aminoasitler için aminoazot kaynağı olarak kullanılabilirler, diğerleri çeşitli metabolik yollarla mikrobiyal metabolizmalar için enerji vermek üzere indirgenebilirler. Amonyakın serbest kalarak çözeltiye karışmasıyla sonuçlanan deaminasyon çoğunlukla amino asitlerin rol aldığı bir reaksiyondur.

Şartlara bağlı olarak, deaminasyon, oksidasyon, redüksiyon, hidroliz v.b. gibi bir dizi reaksiyona yol açar.



Şekil 2.2. pH ve Sıcaklığın Sudaki Serbest Amonyak ve Amonyum İyonu Dağılımına

Aşağıda aerobik şartlarda meydana gelen oksidatif deaminasyon reaksiyonu verilmiştir.



2.3 Azotun Etkileri

Azotun çeşitli formlarının yüzeysel ve yeraltı sularında birikmesi insan sağlığı üzerinde istenmeyen etkiler ve arzu edilmeyen ekolojik sonuçlar doğurabilir. Doğacak etkilerden önem taşıyan bir tanesi alıcı ortamlarda oksijen eksikliğidir. Giriş akımında nitrifikasyon direkt oksijen tüketirken, biyostimülasyon (sudaki bitkilerin çoğalması) oksijeni dolaylı olarak azaltır, çünkü bu bitkiler ölürler ve bakteriyel olarak ayrıştırılırlar.

Amonyanın sudaki hayvanlar üzerindeki zehirli etkisi, halk sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri ve suyun yeniden kullanımını engellemesi de azot kirliliğinin önemli sonuçlarındandır.

2.3.1 Biyostimülasyon

Yüzeysel sularda bitki ve alg çoğalması ve alg patlaması olarak tanımlanan ötrofikasyon büyük bir kirlenme problemidir. Ötrofikasyon sonucu bitki çoğalması ve bunların ayrışmasından doğan koku problemi; temiz sularda kalite düşmesi; balıkların solunumunu, sudaki diğer hayvanları, dipteki bitkisel çoğalmayı olumsuz yönde etkileyecek düşük oksijen konsantrasyonları ortaya çıkabilir.

Bitki ya da alg çoğalması için gerekli koşulların başında azot ve fosfor formunda gerekli makronütrientler, yeterli karbondioksit ve ışık enerjisinin bulunması gelmektedir. Bunlardan birinin eksik olması çoğalmayı engeller. Bazı özel

durumlarda kobalt, demir, mangan gibi iz elementler de kısıtlayıcı faktör olabilirler. Karbondioksit ender olarak çoğalmayı kısıtlayıcı faktördür. Gün ışığı derin sularda çoğalmayı kısıtlar. Karbondioksit ve gün ışığının kontrolü imkansız olduğu için bunları engellemek fotosentezin önüne geçmek için gerçekçi bir yaklaşım olmayacaktır. Azot ve fosfor kontrolü ötrofikasyon probleminin çözümünde iki ana hedeftir. Hangi nütrientin çoğalmayı kısıtlayıcı olduğu belirlendikten sonra bunun alıcı ortama girişi kontrol edilmelidir. Bazı durumlarda hem azot hem fosfor giderimi gerekmektedir.

Ötrofikasyon özellikle göllerde önem taşımaktadır çünkü sudaki nütrientler bir döngüye girebilirler ve giderilmeleri için çok uzun süre gerekebilir.

Atıksu arıtma tesislerinin çıkışında azot bazen istenmeyen bitki çoğalmasına yol açabilir ancak azot giderimi istenmeden önce kısıtlayıcı maddelerin neler olduğu belirlenmelidir.

Azotun atmosferik olaylardan, yüzeysel akışlara, noktasal kaynaklara dek pek çok kaynağı olabilir. Bu bir atıksu arıtma tesisinin toplam azot yüküne katkısı değerlendirilirken gözönünde bulundurulmalıdır.

2.3.2 Nitrifikasyon Nedeniyle Çözünmüş Oksijen Eksikliği

Organik bileşiklerin mikrobiyel olarak ayrıştırılmasının alıcı ortamlarda çözünmüş oksijenin tüketilmesine neden olması gibi nitrifikasyon mekanizması da ayrıca bir oksijen ihtiyacı doğurur. Atıksudaki amonyum azotu ileride alıcı ortamda çözünmüş oksijen eksikliğine yol açacaktır.

2.3.3 Amonyak Zehirliliği

Amonyak azotu balıklar ve sudaki diğer canlılar üzerinde en fazla zehir etkisi yaratan azot bileşiğidir. Suda çözünen amonyak moleküler amonyak $[NH_3]$ ve amonyum iyonu $[NH_4^+]$ dengesi halinde bulunur. Zehirlilik etkisi öncelikle moleküler amonyaktan kaynaklanır. NH_4^+ ün bulunduğu bölgeler daha az zehirlidir.

2.3.4 Halk Sağlığı Üzerindeki Etkisi

Nitrat ve nitrit methemoglobinemia ve carcinogenesis yol açarlar. Methemoglobinemia özellikle bebekleri etkileyen bir hastalıktır ve "mavi bebek" olarak da anılır.

Nitratın aktif zehirliliği özel şartlarda nitrite indirgenmesi ile ortaya çıkar. Nitrit iyonu hemoglobin molekülündeki demiri oksitler. Ortaya çıkan methemoglobinin oksijen iyonu bağlayamaz ve ölüm söz konusu olabilir. Methemoglobinemia vakalarının sudaki nitrat azotu konsantrasyonunun 10 mg/l'yi geçmesi halinde ortaya çıktığı belirlenmiştir (USEPA,1993). Bu nedenle içme sularında nitrat konsantrasyonunun 10 mg/l'yi geçmemesi standartlar ve yönetmeliklerle sağlanmalıdır.

Carcinogenesisin nitritin amin ve amidlerle reaksiyona girerek nitrosamin ve nitrosamidleri oluşturmasıyla bağlantılı olduğu ortaya çıkmıştır. Yüksek nitrat konsantrasyonlarının carcinogenesis yol açacağı düşünülmektedir. İçme suyundaki yüksek nitrat konsantrasyonunun başka bir kanser cinsine yol açıp açmadığı konusunda kesin veriler bulunmamaktadır.

2.3.5 Atıksuyun Yeniden Kullanımı Üzerine Etkisi

Geri kazanılmış su tarımda, sulamada ya da endüstriyel amaçlı olarak kullanılabilir. Geri kazanmada en önemli nokta patojenlerin giderimidir. Geri kazanılan suyla içme

suyu kaynaklarının zenginleştirilmesi düşünülüyorsa azot giderimi büyük önem taşır. Atıksulardan azot giderimi için genellikle biyolojik prosesler tavsiye edilir.

İçme suyu amaçlı yeniden kullanım, geri kazanılmış çıkış suyunun yüzeysel sulara deşarjı sonrasında söz konusu ise dolaylı kullanım olarak kabul edilir.

Sulama suyuunda amonyum ve nitrat artıklarının bulunması avantajlıdır.

Endüstriyel yeniden kullanımda istenen azot konsantrasyonları suyun kullanıldığı prosese göre değişir. Bu kategoride suyun büyük bir kısmı soğutma amaçlı kullanılır. Bu durumda önem taşıyan çözülmüş katılardır ve nitrat bunların oldukça ufak bir bölümünü oluşturur.

2.4 Azot Kaynakları

Azot içeren kaynakların belirlenmesi atıksu arıtma tesislerinin azotun yol açtığı kirliliğe yaptığı katkının daha iyi değerlendirilmesini sağlar. Azot kirlenmesi probleminin analizinde tüm kirlenme kaynakları araştırılmalı ve her birinden gelecek miktar ölçülmelidir. Ölçümler yapıldıktan sonra azot kontrolü en önemli kaynaktan yoğunlaştırılmalıdır.

Azotlu maddeler su çevresine ya doğal ya da insanların faaliyetlerinin neden olduğu kaynaklardan karışır. Bu kaynakları birbirinden kesin olarak ayırmak olası değildir çünkü doğal kaynaklar bazen insan faaliyetlerinden kaynaklanan azotu da içerebilirler.

Azot bir kaynaktan çözünebilir ve, veya partiküler şekilde çıkabilir, alıcı ortama girerken form değiştirebilir. Çözünebilir azot öncelikle amonyak, amonyum, nitrit ve nitrat formunda bulunur. Partiküler azot doğada ya organik ya da inorganik olarak bulunur. Partiküler organik azot çözünmeyen sentetik bileşikler, flokleşmiş tek hücreli mikroplar ve ölü hayvan ve bitkilerin doku parçalarından oluşur.

Doğal kaynaklar, yağış, toz yağmuru, yerleşim bölgeleri ve tarımsal alanlar dışındaki alanlardan kaynaklanan yüzeysel akış ve biyolojik fiksasyondur. Yağıştan kaynaklanan azot hem çözünebilir hem de partiküler azot formundadır. Doğal bileşikler arasında şimsek sonucu oluşan azot oksitler, doğal alanlardan rüzgarla taşınan toz, hayvan ve bitkilerin ölümü sonucu serbest kalan amonyak sayılabilir.

İnsan faaliyetleri sonucu oluşan kaynaklar, arıtılmış ya da arıtılmamış evsel atıksular ve endüstriyel atıksular, sızıntı suları, atmosferik olaylar ve yüzeysel akışlardır. Arıtılmamış evsel atıksular genellikle 20 – 80 mg/l toplam azot içerirler. Evsel atıksudaki toplam azot yaklaşık olarak % 60 amonyak azotu, % 40 organik azot ve çok düşük miktarda nitrat içerir. Arıtılmış evsel atıksu arıtmanın cinsine göre çeşitli azot konsantrasyonlarında olabilir. Tipik bir aktif çamur sisteminde hücre sentezi ile azot bir miktar giderilse bile amonyağın büyük bir kısmı nitrifikasyon için gerekli koşulları sağlayan bir arıtma tesisi yoksa sistemden olduğu gibi çıkar. Eğer toplam azotta % 20 – 30 u geçen giderim isteniyorsa denitrifikasyon gerekir. Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde çıkışta toplam azot 15 – 35 mg/l mertebesindedir. Atıksu arıtımında oluşan çamur da azot içermektedir ve bir azot kaynağı oluşturmaktadır. Gübre, kağıt, metal endüstrileri ve gıda sanayii atıksularında azot konsantrasyonu yüksektir. Çöp sızıntı suları amonyum, nitrat ve nitrit azotu içerirler.

Amonyak; hayvan atıklarından, bitki ve hayvan dokularından, likid amonyağın gübre olarak kullanımından, atıksu çamurunun kompostlaştırılmasından ve endüstriyel proseslerden kaynaklanabilir.

Yerleşim alanlarından gelen yüzeysel akış önemli miktarlarda azot içerebilir.

Geçirgen olmayan yüzeyler azotun alıcı ortamlara taşınımını kolaylaştırabilir.

Sağlık koşullarına uygun olmayan kanalizasyondan, septik sistemlerden ve kanuni olmayan deşarjlardan gelen sızıntı suları önemli azot kaynakları oluşturabilir.

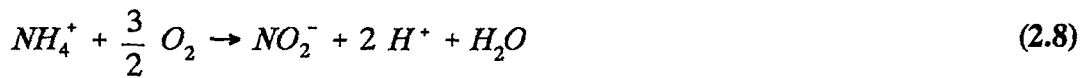
Tarım alanlarında gübre kullanımı yüzeysel ve yeraltı sularında önemli azot yüklerine neden olur.

Foseptik sistemleride yeraltı sularındaki azot yüküne önemli katkıda bulunur.

2.5 Nitrifikasyon

Schloesing ve Muntz (1877) atıksuyun bir kum kolonundan süzülmesi ile ilgili araştırmaları sırasında amonyağın nitrat ve nitrite dönüşmesinin canlı organizmalar sayesinde gerçekleştiğini gözlemlemişlerdir zira reaksiyon kolona kloroform gazı verilmesi durumunda durmaktadır, diğer taraftan Winogradsky (1890) tarafından yürütülen deneyler sonucu amonyağı önce nitrite sonra nitrata oksitleyen nitrosomonas ve nitrobakter ototrofik bakterilerinin nitrifikasyonu gerçekleştirdiği ortaya çıkmıştır (Randall v.d., 1992). Painter 'ın amonyağın oksidasyonu ile enerji kazanan nitrosococcus, nitrospira, nitrosocystis ve nitrosoplea ve nitritin oksidasyonunda rol alan nitrocystis cinsi diğer ototrofik bakterilerden bahsetmiş olmasına rağmen nitrifikasyon toprak ve atıksuda öncelikle nitrosomonas ve nitrobakterler tarafından gerçekleştirilir (Randall v. d., 1992).

Nitrosomonas cinsi bakteriler enerjiyi amonyağın nitrite dönüşmesinden,



denklemiyle, nitrobakterler ise nitritin nitrata oksitlenmesinden



denklemiyle sağlar.

Genelde hücre sentezi için gerekli karbonun CO_2 , CO_3^{-2} ve HCO_3^{-2} den sağlandığı kabul edilir.

Farklı enerji kaynakları bulmak için yapılan diğer çalışmalar nitrifikasyon yapan bu kemoototrof bakterilerin enerjiyi ancak amonyak ve nitritin oksidasyonu ile sağladıklarını ortaya çıkarmıştır. Ayrıca hücre çoğalması söz konusu olmadığı durumda da amonyak oksidasyonu gerçekleşebilir ve enerji sentezde kullanılmadığı için ısı olarak açığa çıkar. Ancak amonyak oksidasyonu gerçekleşmeden hücre çoğalması imkansızdır. Diğer bir deyişle amonyak oksidasyonunu engelleyen herhangi bir faktör çoğalmayı engelleyecektir ancak hücre çoğalmasının engellenmesi amonyak oksidasyonunun durması anlamına gelmez.

2.5.1 Nitrifikasyonun Stoikiometrisi

Nitrifikasyonun stoikiometrisi NH_4^+ 'ün elektron vericisi oksijenin elektron alıcısı ve karbondioksidin karbon kaynağı olarak kullanıldığı kemoototrofik bir prosesi tanımlar.

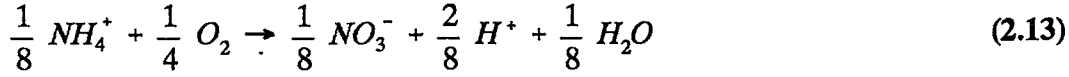
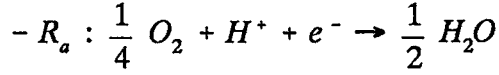
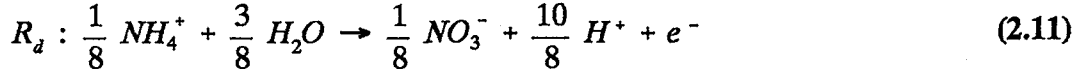
Amonyakın nitrata oksidasyonu yarı reaksiyonu



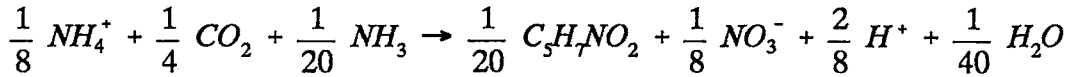
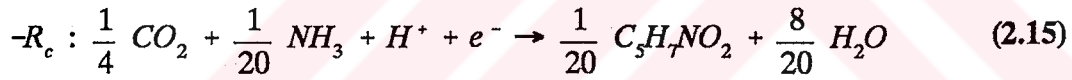
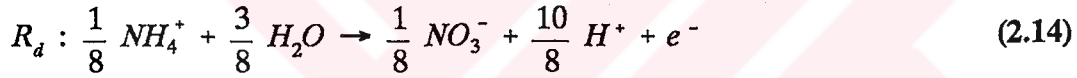
olarak verilebilir.

Bu denklem, 1 elektron için 1/8 mol ya da $14/8 = 1.75$ gr NH_4^+ harcandığını göstermektedir. NH_4^+ 'ün oksidasyonu hem enerji hem de biyosentez reaksiyonları ile ilgilidir. Amonyakın oksidasyonunda serbest kalan elektronların bir kısmı enerji reaksiyonuyla O_2 'ye taşınır kalan kısmı ise karbondioksidi hücrenin yapıtaşlarının oksidasyon seviyesine getirebilmek için kullanılır. Ototrofik biyokütlenin $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ formülasyonu ile ifade edildiği kabul edilerek nitrifikasyonda çoğalma prosesi aşağıdaki denklemlerle ifade edilir.

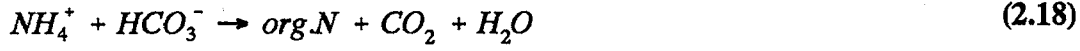
Enerji Reaksiyonu



Biyosentez reaksiyonu



Enerji denkleminde görüldüğü üzere nitrifikasyon sonucu proton açığa çıkar. Dolayısıyla proses açığa çıkan proton kadar alkalinite tüketecektir. Ayrıca biyosentezde azot kaynağı olarak kullanılan ve organik azota dönüşen amonyaktan dolayı da alkalinite tüketimi olacaktır.



Nitrifikasyon bakterilerinin çoğalmasına bağlı ototrofik dönüşüm oranı Y_A biliniyorsa aşağıdaki stoikiometrik ifade oluşturabilir :

$$R_G = Y_A (R_d - R_c) + (1 - Y_A) (R_d - R_a) \quad (2.19)$$

ya da

$$R_G = R_d - Y_A R_c - (1 - Y_A) R_a \quad (2.20)$$

Yukarıdaki ifadeden görüldüğü gibi NH_4^+ ün oksidasyonunda açığa çıkan her elektron için $(1 - Y_A)$ kadar elektron enerji üretimi için O_2 ye taşınır ve Y_A kadar elektronda biyosentezde harcanır.

Enerji reaksiyonunda görüldüğü gibi elektron vericisi olarak kullanılan 1 gr azot için biyokütle oluşumu gözönüne alınmadığı takdirde 4.57 gr O_2 gerekmektedir. Diğer taraftan nitrifikasyon stoikiometrisi oluşan 1 gr nitrat azotu başına 4.33 gr O_2 tüketildiği gözlemine dayanmaktadır (Orhon, 1994). Dolayısıyla gözlem koşullarında biyokütle üretiminin oksijen eşdeğeri

$$4.57 - 4.33 = 0.24 \frac{g O_2}{g N} \quad (2.21)$$

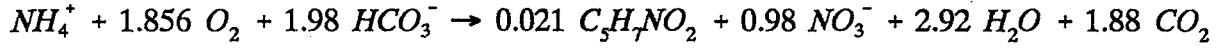
olarak hesaplanır.

Nitrifikasyon için gözlenen ototrofik dönüşüm oranı bu durumda 0.24 g hücre $KOİ/g N$ ya da

$$0.24 \times \frac{14}{8} \times \frac{1}{8} = 0.0525 \frac{e^- e \text{ hücre}}{e^- e N} \quad (2.22)$$

olarak kabul edilir.

Nitrifikasyonun, alkalinite için düzenlenmiş genel denklemi



Stoikiometrinin daha önce açıklanan prensipleri bu denklemle beraber nitrifikasyon prosesi ile ilgili üç önemli parametrenin gelişiminde kullanılabilir.

1. Biyosentez reaksiyonundan ve R_G nin verildiği ifadeden yararlanarak nitrifikasyon bakterilerinin çoğalması için gerekli oksijen ihtiyacı

$$(1 - Y_A) \frac{e^- e O_2}{e^- e N} \quad (2.24)$$

olarak belirlenir.

Bu ifadede Y_A elektron eşdeğeri hücre/ elektron eşdeğeri N olarak tanımlanmıştır. Y_A yı g hücre/KOI/g N 'a dönüştürüldüğünde ve 1 elektron eşdeğeri O_2 /elektron eşdeğeri N 'un 4.57 g O_2 /g N 'e karşı geldiği göz önüne alındığında bu denklem,

$$4.57 \frac{g O_2}{g N} \left(1 - \frac{Y_A \frac{g \text{ hücre KOI}}{g N}}{4.57 \frac{g O_2}{g N}} \right) \quad (2.25)$$

$$(4.57 - Y_A) \frac{g O_2}{g N} \quad (2.26)$$

ya da

$$\frac{4.57 - Y_A}{Y_A} = \frac{g O_2}{g hücre KOİ} \quad (2.27)$$

haline gelir.

Yukarıdaki ifade oksijen ile nitrifikasyon bakterilerinin çoğalması arasındaki bağıntıyı veren stokiometrik katsayıdır.

Bu ifade, prosesin, oluşan 1 mol nitrat azotu için 1.895 mol oksijen harcadığını ya da oluşan 1 gram nitrat azotu başına 4.33 gram oksijen tüketildiğini gösteren genel stokiometrisi ile de uyum sağlamaktadır.

2. Daha önce belirtildiği gibi nitrifikasyon oksitlenen 1 mol NH_4^+-N için 2 mol HCO_3^- tüketir. Böylece aşağıdaki stokiometrik katsayı hesaplanır

$$-\frac{i_{XB}}{14} = -\frac{1}{7Y_A} = \frac{mol HCO_3^-}{g hücre KOİ} \quad (2.28)$$

Genel nitrifikasyon denklemi 1 mol NH_4^+-N için 1.98 mol HCO_3^- tüketildiğini göstermektedir. Bu 7.07 g $CaCO_3/g NH_4^+$ lük bir alkalinite azalmasına eşdeğerdir. Alkalinite tüketimi nitrifikasyona çalışan aktif çamur sistemlerinde oldukça önemli bir faktördür, çünkü nitrifikasyon bakterileri oldukça dar bir pH aralığında çoğalırlar.

3. Ototrofik dönüşüm oranı Y_A heterotrofların dönüşüm oranı ile karşılaştırıldığında oldukça düşüktür. Yukarıda verilen ifadelerde de görüldüğü gibi giderilen her mol NH_4^+ için yalnızca 0.021 mol biyokütle üretilmektedir. Bu 0.17 gram üretilen hücre/gram giderilen amonyak azotu değerinde bir dönüşüm oranına karşı gelmektedir.

$$0.021 \times \frac{113}{14} = 0.17 \frac{g biyokütle}{g N} \quad (2.29)$$

Tablo 2.1'de (Sözen, 1993) nitrosomonas ve nitrobakterlerin ayrı ayrı dönüşüm oranları ile her iki organizma grubunun birlikte düşünüldüğü aktif çamur sistemlerinde gözlenen dönüşüm oranları verilmektedir.

Tablo 2.1. Nitrifikasyon Bakterilerinin Dönüşüm Oranları Y_A

Nitrosomonas gr biyokütle/gr $NH_4^{+}-N$	Kaynak	Nitrobakter	Kaynak	Aktif Çamur gr biyokütle/gr $NH_4^{+}-N$	Kaynak
0.005	Johnson (1964)	0.04-0.07	Gould (1960)	0.15	USEPA (1975)
0.03-0.01	Loveless (1968)	0.02	Downing (1964a)	0.15	WPCF (1983)
0.29	Haug (1971)	0.084	Haug (1971)	0.05	Benefield (1980)
0.05	Knowles (1965)	0.02	Knowles (1965)	0.12	Rozich (1986)
0.05	Downing (1964b)	0.02	Boon (1962)	0.13	Neufeld (1980)
0.06	Skinner (1961)	0.03	Arceivala(1981)	0.17	Bidstrup (1988)
0.08	Arceivala(1981)			0.22	Beccari (1979)
				0.04-0.13*	Painter (1970)
				0.04-0.29*	Stankewich (1972)

*gr VSS, diğerleri gr SS

2.5.2 Proses Kinetiği

Nitrifikasyon kinetiğinde üç proses tanımlanmalı ve irdelenmelidir: Ototrofların çoğalması, ototrofların ölümü ve organik azotun amonyağa dönüşümü.

2.5.2.1 Ototrofların Çoğalması

Nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi ile enerji kaynağı substratlar NH_4^{+} ve NO_2^{-} 'in konsantrasyonları arasındaki bağıntı heterotrofik çoğalmada olduğu gibi Monod tipi bir reaksiyon hızı ifadesi ile verilir.

Nitrosomonasların çoğalması amonyak konsantrasyonu ile sınırlıdır. Nitrobakterlerin çoğalması ise nitrit azotunun konsantrasyonu ile kısıtlıdır. Prosesin ardışık yapısı ve nitrosomonaslar için verilen düşük değerler dikkate alındığında amonyanın nitrite oksidasyonu yani nitrifikasyonun birinci adımı hız kısıtlayıcı adım olarak karşımıza çıkmaktadır.

Nitrifikasyon bakterilerinin çoğalma kinetiği aşağıdaki Monod ifadesiyle verilir.

$$\mu_A = \mu_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \quad (2.30)$$

μ_A = nitrifikasyon bakterilerinin çoğalma katsayısı [T^{-1}]

μ_A = nitrifikasyon bakterilerinin maksimum çoğalma hızı [T^{-1}]

S_{NH} = ortamdaki amonyak azotu konsantrasyonu [$M(N)/L^3$]

K_{NH} = amonyak yarı doygunluk sabiti [$M(N)/L^3$]

Ototrofik çoğalmada proses hızı

$$\frac{dX_A}{dt} = \mu_A X_A = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} X_A \quad (2.31)$$

olarak verilir.

Burda X_A ototrofik biyokütle konsantrasyonudur [$M(\text{hücre KOİ})/L^3$].

Nitrifikasyon hızı ile ototrofik bakterilerin çoğalma hızı arasında stoikiometrik kabullerle doğrusal bir ilişki aşağıdaki şekilde kurulabilir.

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} X_A \quad (2.32)$$

Nitrifikasyon sırasında amonyak oksidasyon hızı bu durumda

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{1}{Y_A} \frac{dX_A}{dt} \quad (2.33)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -q_A X_A \quad (2.34)$$

q_A burada spesifik amonyak oksidasyon hızıdır [$M(N)/M(\text{hücre KOİ})-T$].

Amonyak nitrifikasyon prosesi ile nitrat azotuna dönüştüğünden

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{dS_{NH}}{dt} \quad (2.35)$$

S_{NO} nitrat azotu konsantrasyonu $[M(N)/L^3]$

Nitrifikasyona bağlı oksijen tüketimi daha önce değinilen stoikiometrik esaslar çerçevesinde

$$\frac{dS_O}{dt} = -\frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \mu_A X_A \quad (2.36)$$

ya da

$$\frac{dS_O}{dt} = (4.57 - Y_A) \frac{dS_{NH}}{dt} \quad (2.37)$$

olarak verilir.

S_O çözünmüş oksijen konsantrasyonu $[M(DO)/L^3]$

Nitrifikasyonun çoğalma kinetiğinde μ_A ve K_{NH} değerleri büyük önem taşımaktadır. μ_A sıcaklığa önemli ölçüde bağlıdır. Bu yüzden, bu değer belirlenmesinde doğabilecek en olumsuz koşullardaki sıcaklık esas alınmalıdır. Ayrıca μ_A atıksu karakterine göre de farklılık gösterdiğinden her atıksu için deneysel olarak belirlenmesi gereklidir. K_{NH} değerinin ise sıcaklıkla değişmediği kabul edilir.

2.5.2.2 Ototrofların İçsel Solunumu

Ototrofların ölümü birinci dereceden bir reaksiyonla verilir.

$$\frac{dX_A}{dt} = -b_A X_A \quad (2.38)$$

Bu prosesle serbest kalan organik azot amonyağa dönüşür böylece azot sisteme yeniden döner. Organik azotun amonyağa dönüşümü genellikle iki ardışık reaksiyonla gerçekleşir. Önce partiküler organik azot hidrolizle çözünebilir organik azota çevrilir. Çözünebilir organik azotta amonifikasyon reaksiyonuyla amonyağa dönüşür.

2.5.2.3 Nitrifikasyon Kinetiğini Etkileyen Faktörler

Ototrofik mikroorganizmalar heterotrofik olanlara göre çevresel koşullardaki değişikliklere karşı daha duyarlı olduklarından, bazı çevresel faktörler nitrifikasyonu büyük ölçüde etkileyebilirler. Bunlardan özellikle önemli olanlar:

1. çözünmüş oksijen konsantrasyonu
2. pH
3. sıcaklık
4. inhibitörler

2.5.2.3.1 Çözünmüş Oksijen Etkisi

Genelde S_o konsantrasyonunun azalması ile birlikte oksijen çoğalmayı sınırlandıran substrat olur. Bu ikili bir doygunluk fonksiyonuyla şu şekilde ifade edilir

$$\mu_A = [\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right)] \frac{S_o}{S_o + K_{OA}} \quad (2.39)$$

K_{OA} , S_o fonksiyonu için yarı doygunluk sabitidir $[M(DO)/L^3]$.

Genelde aktif çamur tesislerinden edinilen deneyimler eğer tam nitrifikasyon isteniyorsa havalandırma havuzunda çözünmüş konsantrasyonun su yüzeyinde en az 2.0 mg/l olması gerektiğini göstermiştir. Nitrifikasyonun iki adımı çözünmüş oksijen değişikliklerinden farklı şekilde etkilenirler. Nitrobakterler, nitrosomonaslara göre düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarından daha fazla etkilenirler.

Tablo 2.2 (Sözen, 1993) nitrosomonas, nitrobakter ve aktif çamurdaki her iki organizma grubu için oksijen yarı doygunluk sabitlerini özetlemektedir.

Tablo 2.2. Oksijen Yarı Doygunluk Sabitlerinin (K_{OA}) Değişimi ($g\ O_2/m^3$)

Ortalama Çöz. Oksijen Konsantrasyonu (mg/l)	Max. Çoğalma Hızı (1/gün)	
	Nitrosomonas	Nitrobakter
8.4	0.7	0.9
4.7	0.7	1.1
3.4	0.7	0.8
2.0	0.7	0.9
1.4	0.6	0.67
0.6	0.5	0.6

2.5.2.3.2 pH etkisi

Nitrifikasyon hızı ortamın pH 'ına iki nedenden dolayı bağlıdır. Birincisi hem hidrojen $[H^+]$ hem de hidroksil $[OH^-]$ iyonlarının nitrifikasyon bakterilerinin çoğalmasında önemli engelleyici etkisi vardır. İkincisi nitrifikasyon ortamın alkalinitesini düşürür.

Nitrifikasyon bakterilerinin çoğalması için optimum pH aralığı 7.5 – 8.5'dur. pH'ın düşmesiyle nitrifikasyonun verimi düşer. Alkali ortamda ise pH 9.5'a dek nitrifikasyon önemli ölçüde etkilenmez.

pH 7.2'nin altındaki değerler için Downing ve Knowles nitrosomonasların maksimum çoğalma hızına etkisini hesaplamak için aşağıdaki denklemi vermişlerdir (U.S.EPA, 1975)

$$\hat{\mu}_{ApH} = \hat{\mu}_A [1 - 0.833 (7.2 - pH)] \quad (2.40)$$

2.5.2.3.3 Sıcaklık Etkisi

Sıcaklığın en önemli etkisi maksimum spesifik çoğalma hızı üzerinedir. μ_A minimum çamur yaşını etkilediğinden sıcaklık nitrifikasyon için proses dizaynında da önem taşır. Bu yüzden dizaynda minimum beklenen atıksu sıcaklığı dikkate alınmalıdır. Deneysel gözlemler sonucu μ_A da sıcaklık etkisi 7 – 30 °C sıcaklıklar arasında Arrhenius tipi bir denklemle ifade edilir.

$$\hat{\mu}_{ApH} = \hat{\mu}_{A20} \theta^{T-20} \quad (2.41)$$

Sıcaklık düzeltme faktörü θ için 1.08 ile 1.123 arasında değişen değerler verilmektedir. Ölüm katsayısı b_A içinde benzer bir sıcaklık fonksyonu tavsiye edilir.

$$b_{AT} = b_{A20} (1.029)^{T-20} \quad (2.42)$$

Sıcaklığın maksimum çoğalma hızına etkisi Tablo 2.3'de, içsel solunum üzerine etkisi Tablo 2.4'de verilmiştir (Sözen, 1994).

Tablo 2.3 Sıcaklık ile Max. Çoğalma Hızı Arasındaki İlişki (/gün)

10°C	15°C	20°C	Sıcaklık Düzeltme Faktörü	Kaynaklar
0.29	0.47	0.77	0.47 e $0.098 (T-15)$	Downing (1964a)
0.1	0.18	0.32	0.18 e $0.116 (T-15)$	Downing (1964b)
0.23	0.34	0.50	0.50 $10^{0.033 (T-20)}$	Hultman (1971)
0.10	0.18	0.37	0.33 $1.127^{(T-20)}$	Barnard (1975)
0.12	0.18	0.26	0.18 e $0.0729(T-15)$	Painter (1983)
		0.27		Beccari (1979)
		0.65		Bidstrup (1988)
		0.46		Hall (1980)
		0.50		Lawrence (1976)
0.3		0.80		Henze (1986)
0.3		0.65		WPCF (1983)
		0.52		Böhnke (1989)
	0.47		0.47 $1.103^{(T-15)}$	A131 (1991)
0.29	0.47	0.76		Nowak (1990)
		0.45		Ekama & Marais (1984)
		0.59		Lesouef (1992)

Tablo 2.4. İçsel Solunum Hızı (b_A) (/gün)

b_A (1/gün)				Kaynak
15°C	20°C	25°C	30°C	
	0.15	0.177	0.22	Lesouef(1992)
	0.15			Pedersen & Sinkjaer(1992)
	0.12			Bidstrup & Grady (1988)
	0.04			Dold & Marais (1986)
0.05				Böhnke (1989)

2.5.2.3.4 İnhibitörlerin Etkisi

Nitrifikasyon bakterileri pek çok organik ve inorganik bileşiklerden etkilenirler. Tioürea buna tipik bir örnektir. NH_4^+ ve NO_2^- konsantrasyonlarının sırasıyla 60 ve 350 mg/l'nin üzerine çıkması halinde nitrosomonas ve nitrobakterlere bağlı gözlenen oksijen tüketimi düşer. Yüksek konsantrasyonlarda NH_4^+ ve NO_2^- 'nin nitrifikasyonu engelleyici etkisi nitrobakterlere bağlıdır. Yüksek konsantrasyonlarda amonyağın NO_2^- ye dönüşmesi fakat NO_2^- nin NO_3^- 'e dönüşmemesi sonucu ortamda NO_2^- birikmektedir.

2.6 Biyolojik Azot Giderimi

Denitrifikasyon atıksulardan azot giderme prosesleri içinde en fazla kullanılanıdır. Esasen oksitlenmiş inorganik azotun gaz formundaki azota dönüştüğü biyokimyasal bir reaksiyondur. Gaz formu ağırlıkla azot gazı (N_2) olmasına karşı N_2O ya da NO da olabilir. Sudaki düşük çözünülebilirliğine karşı gaz formundaki azot biyolojik çoğalma amacıyla kullanılamaz. Bu yüzden denitrifikasyon çeşitli zararlı etkilere yol açma potansiyaline sahip çözünebilir azot formunu çevre kalitesinde önemli bir etkisi olmayan bir forma dönüştürerek azotun biyolojik giderimini sağlayan tek prostestir. Denitrifikasyon ancak atıksuyun azot içeriğinin ağırlıklı olarak nitrat formunda olması halinde gerçekleşebilir. Evsel atıksu ise genellikle oksitlenmiş azot içermez. Bu yüzden atıksudaki organik azot ve amonyak azotu öncelikle nitrit ya da nitrata oksitlenmelidir. Proses konfigürasyonu açısından bu denitrifikasyonun nitrifikasyonla birleştirilmesini gerektirir.

Denitrifikasyon konusuna ilgi duyulmaya 1800 lerin ortasında gübrelenmiş topraktan azotun giderimi açıklanmaya çalışılırken başlamıştır. 1876 ' da Meusel toprak ve suda nitratın indirgenmesinde bakterilerin rol oynadığını öne sürmüştür. 1882 ' de Gayon ve Dupetit atıksudaki nitrat kullanan bakterilerin anaerobik aktiviteleri sırasındaki gaz üretimini açıklamak için denitrifikasyon terimini kullanmışlardır (Randall v.d., 1992).

Denitrifikasyonu gerçekleştiren çeşitli bakteriler bulunmasına karşı buna benzer bir yetenek algler ve fungilerde bulunmamıştır.

Denitrifikasyonu gerçekleştiren bakteriler hem heterotrofik hem ototrofik olabilirler. Heterotrofik organizmalar arasında aşağıdaki cinsler sayılabilir : *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Aprobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionobacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* ve *Vibrio*. Bu bakterilerin çoğu nitrat gibi oksijeni de kullanabilmekte ve bazılarında nitrat ya da oksijenin olmaması durumunda fermantasyonu da gerçekleştirebilmektedir. Ototrofik denitrifikasyonda bakteriler organik karbon yerine karbondioksit ya da bikarbonat kullanırlar. *Paracoccus* ve *Thiobacillus* hidrojeni ve indirgenmiş sülfür bileşiklerini denitrifikasyonda elektron vericisi olarak kullanırlar. Organik karbon kaynağının bulunması durumunda her iki cinsten heterotrofik olarak çoğalabilir.

*Pseudomonas*lar en sık rastlanan denitrifikasyon bakterileridir. Bazı cinsler yalnızca nitratı indirgemezler nitritide denitrifikasyonda kullanabilirler.

Denitrifikasyon bakterileri nitratı biyosentezde hücre maddesi olarak kullanılan amonyak azotuna dönüştürecek enzimatik sisteme sahiptirler. Bu proses nitrat asimilasyonu olarak adlandırılır ve bakterilerin çoğalması için gerekli amonyak azotunun bulunmaması halinde gerçekleşir.

Organik karbondan nihai alıcısına elektron transferinde gerçekleşen biyokimyasal prosesler aerobik solunum ve nitrat disimilasyonu için aynıdır. Esasen her iki proseste de aynı enzimatik reaksiyonlar gerçekleşir. Tek fark oksijen bulunmaması halinde üretilen nitrat reduktaz enzimidir. Bu enzim nitrat disimilasyonu için gerekli elektron transfer zincirini tamamlar. Eğer ortamda oksijen varsa nitrat indirgeyen enzim sistemlerini bastırır ve metabolik aktivite aerobik solunuma döner.

Yüksek verimli bir denitrifikasyon sağlanması için, çözülmüş oksijen konsantrasyonunun sıfır tutulması gerekmektedir.

Aerobik ve anoksik modlarda solunum proseslerinin birbirine benzemesi, fakültatif bakterilerin tek çamurlu sistemlerde organik bileşiklerin oksidasyonunda nihai elektron alıcısı olarak oksijen yerine nitratı rahatlıkla kullanabildiklerini göstermektedir.

2.6.1 Denitrifikasyonun Stokiyometrisi

Denitrifikasyon ve karbon giderimi prosesleri, farklı elektron alıcıları kullanmaları dışında aynı prensiplere dayanırlar, ancak değişik açılardan değerlendirilmelidirler. Karbon giderimi prosesinde organik elektron vericisinin hücre maddesi ve CO_2 ye dönüştürülebilmesi için gerekli elektron alıcısı miktarı hesaplanmalıdır. Denitrifikasyon prosesinde ise elektron alıcısı olan nitratın giderilmesi esas amaçtır ve elektron vericisi görevini üstlenen organik madde atıksudaki nitratın giderilebilmesi için stoikiyometrik olarak yeterli miktarda bulunmalıdır. Temel olarak biyolojik denitrifikasyon için aşağıdaki 4 şart gereklidir.

1. nitrat ya da nitrit bulunmalıdır
2. çözülmüş oksijen bulunmamalıdır
3. fakültatif biyokütle bulunmalıdır
4. elektron vericisi bulunmalıdır (enerji kaynağı)

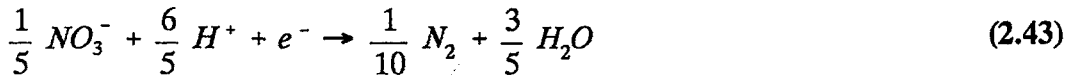
Elektron vericisi olarak 4 farklı kaynak vardır

1. Enerji kaynağı olarak dışarıdan karbon verilebilir.
2. Enerji kaynağı olarak içindeki karbon yani atıksudaki organik madde kullanılabilir.
3. Endojen enerji kaynağı endojen fazda biyokütlenin ölümü ve çözünmesi ile üretilir.

Denitrifikasyondan önce genellikle atıksuyun oksitlenmemiş azot içeriğini nitrata dönüştürebilmek için bir nitrifikasyon kademesi konulur. Bu kademede nitrifikasyon için gerekli yüksek çamur yaşından dolayı atıksudaki hemen tüm organik madde giderilir. Bu durumda denitrifikasyon için metanol, etanol, asetik asit gibi bir enerji kaynağının dışarıdan ilave edilmesi gereklidir.

Aktif çamur sistemlerinde biyokütlenin büyük bir kısmı disimilitif denitrifikasyon yapabilecek durumdadır.

Denitrifikasyonda organik bileşik hem elektron verici hem de karbon kaynağı olarak kullanılır. NO_3^- ise aşağıdaki yarı reaksiyonda görüldüğü gibi elektron alıcısı olmuştur.



Yukarıdaki reaksiyon oksijenin elektron alıcısı olarak kullanılması halinde üretilenden daha düşük bir enerji üretir. Dolayısıyla dönüşüm oranı Y_{HD} anoksik solunumda aerobik solunuma göre daha düşüktür.

Dönüşüm oranının tanımı gereği her tüketilen elektron eşdeğeri substrat için $(1 - Y_{\text{HD}})$ elektron eşdeğeri elektron alıcısı gereklidir.

Yukarıda verilen denklemden 1 elektron eşdeğeri nitrat azotunun = $14 / 5 = 2.8$ gr $\text{NO}_3 - \text{N}$ olduğu görülür.

Buradan tüketilen 1 elektron eşdeğeri ya da 8 g O_2 eşdeğeri substrat için $(1 - Y_{\text{HD}})$ 2.8 g NO_3 indirgeneceği görülür. Dolayısıyla 1 g KOİ (substratın 1 g oksijen eşdeğeri) nin giderilmesi için

$$(1 - Y_{\text{HD}}) \frac{2.8}{8} = \frac{(1 - Y_{\text{HD}})}{2.86} \frac{\text{g NO}_3\text{-N}}{\text{g KOİ}} \quad (2.44)$$

kadar nitrat indirgenmesi gereklidir.

Üretilen hücre KOİ 'si bazında yukarıdaki ifade yeniden düzenlenirse,

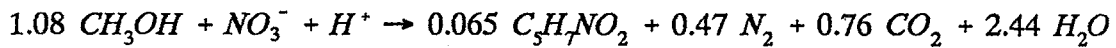
$$\frac{(1 - Y_{\text{HD}})}{2.86 Y_{\text{HD}}} \frac{\text{g NO}_3\text{-N}}{\text{g hücreKOİ}} \quad (2.45)$$

halini alır.

Endojen solunumda da nitratın kullanılacağı ifade edilerek giderilen KOİ başına indirgenen nitratı veren genel stokiometrik ifade şu hale gelir:

$$\frac{(1 - Y_{\text{NHD}})}{2.86} \frac{\text{g NO}_3\text{-N}}{\text{g KOİ}} \quad (2.46)$$

Mc Carty tarafından nitratın giderimini veren genel denklemde,



görüldüğü gibi elektron alıcısı olarak kullanılan 1 mol NO_3^- 1 mol proton tüketmektedir, dolayısıyla 1 mollük HCO_3^- alkalinitesi üretmektedir. Diğer yandan aerobik heterotrofik ve ototrofik çoğalmada olduğu gibi denitrifikasyon hücreye alınan 1 mol $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ başına çözültiden 1 mol HCO_3^- gidermektedir. Bu iki mekanizmanın dengesi aşağıdaki gibi ifade edilir.

$$\left(\frac{1 - Y_{HD}}{14 \cdot 2.86} - \frac{i_{XB}}{14} \right) \quad (2.48)$$

Pratik bir bakış açısından denitrifikasyon 1 elektron eşdegeri HCO_3^- / 1 elektron eşdegeri NO_3^- -N ya da $50/14 = 3.57$ g $\text{CaCO}_3/\text{gNO}_3^-$ hızıyla alkalinite üreten bir proses olarak değerlendirilebilir.

2.6.2 Denitrifikasyonda Proses Kinetigi

Denitrifikasyon bakterileri için spesifik çoğalma hızı karbon kaynağı olarak kullanılan organik madde ve elektron alıcısı olarak kullanılan nitrat konsantrasyonlarını içeren Monod tipi bir reaksiyonla ifade edilmektedir.

$$\mu_{HD} = \hat{\mu}_{HD} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) \quad (2.49)$$

μ_{HD} = denitrifikasyon bakterileri için spesifik çoğalma hızı [T^{-1}]

$\hat{\mu}_{HD}$ = denitrifikasyon bakterilerinin maksimum çoğalma hızı [T^{-1}]

K_S = karbon kaynağı için yarı doygunluk sabiti [$\text{M(KOI)}/\text{L}^3$]

K_{NO} = nitrat azotu için yarı doygunluk sabiti [$\text{M(NO}_3^- \text{-N)}/\text{L}^3$]

S_S = karbon kaynağının konsantrasyonu [$\text{M(KOI)}/\text{L}^3$]

S_{NO} = nitrat azotu konsantrasyonu [$\text{M(NO}_3^- \text{-N)}/\text{L}^3$]

Bu ifade ile nitrat azotu konsantrasyonunun aerobik çoğalmadaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu ile benzer rolü oynadığı kabul edilir. Ancak K_{NO} 'yu belirlemek için yapılan deneyler sonunda bulunan değerler $0.1 - 0.5$ mg $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{l}'yi$ aşmamaktadır. Bu düşük değerler için pratik olarak S_{NO} nun etkisi çoğalma kinetiğinde rahatlıkla gözardı edilebilir. Böylece denitrifikasyon hızı nitrat konsantrasyonunun anoksik bölgede 1 mg/l yi geçmesi halinde nitrat konsantrasyonunu için 0. dereceden kabul edilir. Aynı şekilde μ_{HD} ve K_S kullanılan karbon kaynağının tipine göre

hesaplanmalıdır. Dıştan karbon kaynağı ilavesi olarak metanolün kullanıldığı sistemlerde 0.1 – 0.15 mg KOİ /l'lik düşük K_s değerleri verilmektedir. Bu gözlemler maksimum denitrifikasyon hızlarında bile reaktördeki eşdeğer metanol konsantrasyonunun düşük kalacağını dolayısıyla fazla metanol eklemenin bir faydası olmayacağını göstermektedir.

Anoksik çoğalma proses hızı spesifik çoğalma hızı ile denitrifikasyon bakterilerinin konsantrasyonunun çarpımına eşittir.

$$\frac{dX_{HD}}{dt} = \mu_{HD} X_{HD} \quad (2.50)$$

X_{HD} = denitrifikasyon bakterilerinin konsantrasyonu [M(hücre KOİ)/L³]

Karbon kaynağının giderim hızı ile anoksik çoğalma proses hızı arasındaki bağıntı dönüşüm oranı Y_{HD} ile verilebilir.

$$\frac{dS_s}{dt} = - \frac{\mu_{HD}}{Y_{HD}} X_{HD} = - \frac{\mu_{HD}}{Y_{HD}} \frac{S_s}{S_s + K_s} X_{HD} \quad (2.51)$$

Nitrat kullanım hızı içinde benzer bir ifade oluşturulabilir

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = - \frac{1 - Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \mu_{HD} X_{HD} \quad (2.52)$$

Bu ifade ile üretilen hücre KOİ'si başına tüketilen nitrat azotu miktarını veren bir denitrifikasyon dönüşüm oranı Y_D tanımlanır.

$$Y_D = \frac{2.86 Y_{HD}}{1 - Y_{HD}} \quad (2.53)$$

Bu iki denklemin birleşmesi ile spesifik nitrat kullanma hızı q_D için yeni bir ifade oluşturulur.

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{\mu_{HD}}{Y_D} X_{HD} = -q_D X_{HD} \quad (2.54)$$

Karbon kaynağının hız kısıtlayıcı olmadığı sistemlerde $S_s \gg K_s$, q_D genellikle hız sabiti K_D olarak değerlendirilir ve genellikle $g \text{ NO}_3^- \text{-N} / g \text{ UAKM -T}$ olarak hesaplanır.

$$K_D = f_x \frac{dS_{NO}}{dt X_{HD}} = f_x \frac{1 - Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \hat{\mu}_{HD} \quad (2.55)$$

$$f_x = 1.42 \text{ g hücre KOİ/g UAKM}$$

Simultane karbon ve azot giderimi için dizayn edilen aktif çamur birimleri genellikle tek çamurlu sistemlerdir. Bu sistemlerde havalandırılan reaktörlerde organik madde gideren heterotrofik organizmaların metabolik aktivitelerini değiştirerek çözünmüş oksijen yerine nitratı nihai elektron alıcısı olarak kullanmaları beklenmektedir. Bu anoksik koşullarda substrat giderim hızı aerobik koşullardakinden daha düşüktür. Bu gözlem için iki açıklama vardır.

- anoksik şartlarda heterotrofların maksimum spesifik çoğalma hızları azalır.
- heterotrofik biyokütlenin bir kısmı nitratı nihai elektron alıcısı olarak kullanamaz.

Yukardaki denklemlerden görüldüğü gibi μ_{HD} , X_{HD} ve Y_{HD} substrat giderim hızını etkilemektedir. Ayrıca μ_{HD} ve X_{HD} aerobik şartlarda karşılaştırıldığında oldukça düşük değerlere sahiptir.

Aerobik heterotrofik çoğalma ifadesi anoksik şartlara ampirik bir düzeltme faktörü olan $\eta_g < 1.0$ ile çarpılarak adapte edilebilir.

$$\frac{dS_s}{dt} = - \eta_g \frac{\mu_H}{Y_H} X_H \quad (2.56)$$

2.6.3 Denitrifikasyon Bakterilerinin İçsel Solunumu

Mikrobiyel ölüm anoksik şartlar altında çoğalmayla koşut devamlı bir proses olarak kabul edilir. Aktif biyokütle konsantrasyonuna bağlı olarak birinci dereceden hız ifadesi ile verilir. Bu hızı tanımlamak için iki farklı yaklaşım vardır. Birincisi ölüm yenilenme modelidir. Herhangi bir elektron transferi olmaksızın heterotrofik biyokütlenin zor ayrışabilir substrata ve inert endojen maddeye dönüştüğü kabul edilir.

$$\frac{dX_H}{dt} = - b_H X_H \quad (2.57)$$

Diğer yaklaşımda ise mikrobiyel ölüm anoksik şartlar altında devam eden nitrat azotunun elektron alıcısı olarak kullanıldığı endojen bir solunum prosesi olarak kabul edilir. Mikrobiyal ölümde elektron transferi yaklaşımının denitrifikasyonda rol oynamayan ve dolayısıyla daha düşük bir ölme hızına neden olan bakteriler dikkate alınmamış olur. Bu durumda basitleştirilmiş η_E gibi bir düzeltme faktörünü de içeren bir hız ifadesi anoksik şartlar altında endojen solunum için kullanılabilir.

$$\frac{dX_{HD}}{dt} = - b_{HD} X_{HD} = - \eta_E b_H X_H \quad (2.58)$$

Denitrifikasyon hızı hem büyüme hem de içsel solunum prosesinden etkilenir.

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = - \frac{(1 - Y_{HD})}{2.86 Y_{HD}} \hat{\mu}_{HD} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) X_{HD} - \frac{(1 - f_{EX})}{2.86} b_{HD} X_{HD}$$

Evsel atıksuyun karbon kaynağı olarak kullanılması halinde düşük K_{NO} değerlerine rağmen nitrat konsantrasyonu S_{NO} genelde hız kısıtlayıcı değildir. Önde denitrifikasyon sistemlerinde olduğu gibi kolay ayrışabilir substrat konsantrasyonu S_S , düşük K_S değeri ile karşılaştırıldığında yeteri kadar yüksektir öyle ki başlangıç fazındaki yüksek denitrifikasyon kademesi μ_{HD} tarafından kontrol edilmektedir ve denitrifikasyonun sabit bir K_1 hızıyla devam ettiği kabul edilir.

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = - \frac{(1 - Y_{HD})}{2.86 Y_{HD}} \hat{\mu}_{HD} X_{HD} - \frac{(1 - f_{EX})}{2.86} b_{HD} X_{HD} \quad (2.60)$$

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = - \frac{(1 - Y_H)}{2.86 Y_H} \hat{\mu}_H \eta_G X_H - \frac{(1 - f_{EX})}{2.86} \eta_E b_H X_H = - K_1 X_H \quad (2.61)$$

$$K_1 = \frac{(1 - Y_H)}{2.86 Y_H} \hat{\mu}_H \eta_G + \frac{(1 - f_{EX})}{2.86} \eta_E b_H \quad (2.62)$$

Kolay ayrışabilir substratın tükenmesi ile bu hızın önemli ölçüde azaldığı gözlenir. Stern ve Marais (1984) piston akımlı reaktörlerde üç değişik lineer nitrat konsantrasyonu profili tanımlamışlardır. Her faz denitrifikasyonda kullanılan farklı bir karbon kaynağı ile ilintilidir. Birinci faz atıksudaki kolay ayrışabilir substrata, ikincisi zor ayrışabilir partiküler substrata ve üçüncüsü endojen biyokütleyle bağlıdır.

Karbon kaynağına göre hız sabitleri,

K_1 karbon kaynağı kolay ayrışabilir substrat $[M(N) / M(UAKM) - T]$.

K_2 karbon kaynağı partiküler substrat $[M(N) / M(UAKM) - T]$.

K_3 karbon kaynağı endojen biyokütle $[M(N) / M(UAKM) - T]$.

Tablo 2.5'de değişik karbon kaynakları için elde edilen denitrifikasyon hızlarını vermektedir (Sözen,1994).

Van Haandel (1981)'in evsel atıksu ile yürüttüğü çalışmaların sonuçları tablo 2.6 'da özetlenmiştir (Sözen, 1994)

Tablo 2.5 Denitrifikasyon Hızları (g N / kg VSS –gün)

Nitrosomonas Kaynak	Nitrobakter Kaynak	Aktif çamur Kaynak
1.0 Arceivala(1981)	1.0 Arceivala(1981)	0.43 Stanekewich(1972)
0.25 Peeters (1969)	1.84 Peeters (1969)	0.45-0.56 Stenstrom(1991)
0.5 Laudelout(1974)	0.72 Laudelout(1976)	0.1-2.0 Benefield(1980)
0.3 Loveless(1968)		0.4 Henze(1986)
		0.002 Dold (1986)
		2 USEPA (1975)

Tablo 2.6 Evsel Atıksudaki Denitrifikasyon Hızları (Vaan Haandel,1981)

Hız Sabitleri	Hız gr N/kg VSS-gün	Karbon Kaynağı
K1	820	Kolay Ayrışabilen Substrat
K2	103	Partiküller Substrat
K3	76	Biyokütle

3. BİYOLOJİK AZOT GİDERİMİ İÇİN FARKLI TASARIM ESASLARI

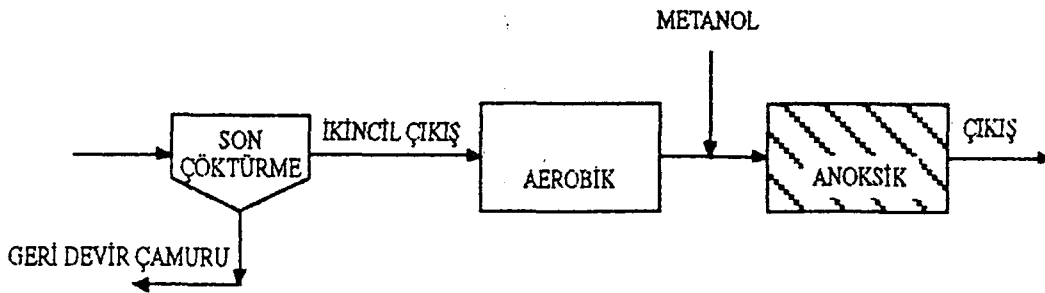
3.1 Aktif Çamurda Biyolojik Azot Giderimi

Azot gideriminde kullanılan biyolojik prosesler çoğunlukla aktif çamur tipi olmaktadır. Ancak biyofilm sistemlerini de esas alan teknolojiler, örneğin biyofiltreler, kum ve benzeri malzeme üzerinde çoğalan sistemler, başarı ile uygulanmaktadır.

Özellikle aktif çamur yapısındaki sistemleri iki grupta değerlendirmek mümkün olur:

- a. Ayrık sistemler
- b. Tek çamurlu sistemler

Ayrık sistemler, Şekil 3.1 'de görüldüğü gibi, daha ziyade üçüncül arıtma düzeninde, konvansiyonel biyolojik arıtma düzeninde, konvansiyonel biyolojik arıtma sonrası eklenen nitrifikasyon/denitrifikasyon adımları ile oluşur. Bu sistemler çoğunlukla, mevcut arıtma düzeninin geliştirilmesinde kullanılmaktadır. Ayrık sistemler zorunlu olarak, dış karbon kaynağına (metanol ilavesine) gerek duyarlar.

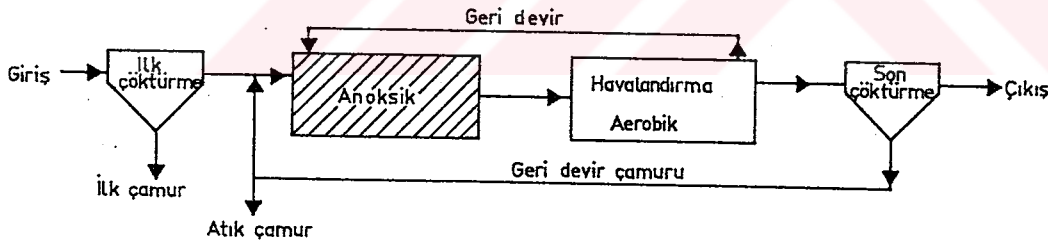


Şekil 3.1. Ayrık (üçüncül) Azot Giderime

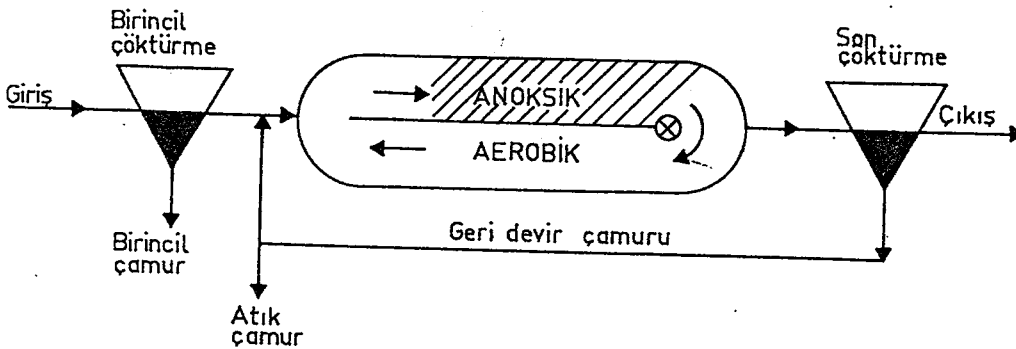
Tek çamurlu sistemler de genel anlamda iki değişik düzende tasarlanabilir:

- Ön denitrifikasyon sistemleri
- Son denitrifikasyon sistemleri

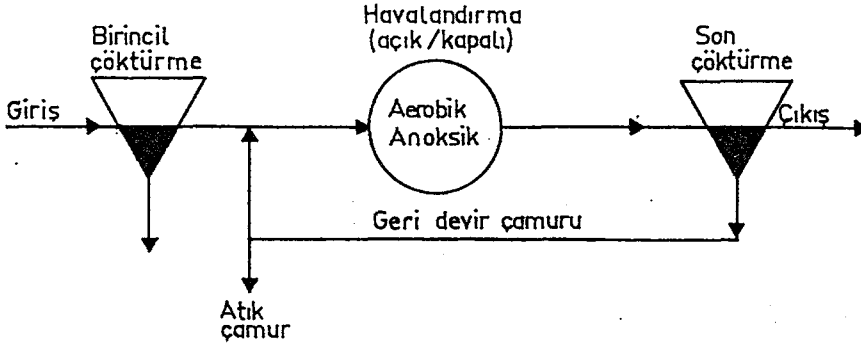
Şekil 3.2 'de şematik olarak gösterilen ön denitrifikasyon sistemlerinde nitratın giderildiği anoksik bölge, tanımı doğrultusunda sistemin önünde yer alır ve bu düzende nitrat giderimi büyük ölçüde geri devirle anoksik tanka döndürülebilen nitrat miktarına ve dolayısıyla geri devir oranına bağımlı olur. Zorunlu olan yüksek geri devrin maliyetini azaltmak ana fikri ile, Şekil 3.3 'te gösterildiği gibi oksidasyon havuzu tipi birlikte denitrifikasyon sistemleri geliştirilmiştir. Bu sistemlerde basit bir düzencele yüksek oranlı bir geri devir, pahalı bir pompaja gerek duyulmadan sağlanabilmektedir. Ayrıca, anoksik ve aerobik hacimlerin optimum değerlendirilmesini sağlayan aralıklı havalandırma sistemleri de azot gideriminde başarı ile kullanılmaktadır (Şekil 3.4).



Şekil 3.2. Ön Denitrifikasyon Sistemi

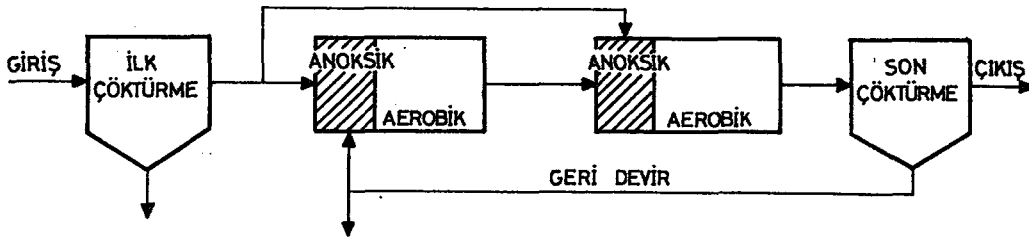


Şekil 3.3. Birlikte Denitrifikasyon Sistemi



Şekil 3.4. Aralıklı Havalandırma Sistemi

Son denitrifikasyon düzeninde anoksik kısım aerobik bölgenin arkasında olduğundan teorik olarak tüm azotun giderilmesi mümkündür. Ancak bu sistemlerde nitrat kullanımının yeterli karbon kaynağı sağlanmasına bağlı olduğu unutulmamalıdır. Aerobik bölgede hemen hemen tüm BOI ya da KOI giderilmiş olacağından böyle bir sistemde karbon dengesini çok dikkatli hesap etmek gerekir. Bu sorunun ortadan kaldırılması için kademeli besleme yöntemine başvurulabilir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Kademeli Besleme Sistemi

Bu bölümde ön denitrifikasyon için çeşitli tasarım modelleri , modelin akım şeması, ve şema ile ilgili açıklamalar verilmiştir. Örneklerin daha anlaşılır kılabilmek için bölüm sonunda Orhon ve Artan (1991) tarafından verilen modelin sayısal çözümü yapılmış ve aynı giriş verileri, kinetik ve stoikiometrik katsayılar için diğer modellerde bulunan değerler birbirleri ile karşılaştırılmıştır.

3.2 Orhon ve Artan Modeli

Hem karbon hem de azot gideren bir sistem dizaynı için geliştirilecek modelin kapsamlı olması reaktör hidroliğinin yanısıra tüm karbon ve azot içeren bileşenlerin tanımlanması, komponentler arasındaki stokiometrik ilişkilerin doğru olarak belirlenmesi ve tüm aerobik ve anoksik proses hız ifadelerinin verilmesi gerekmektedir.

Model için büyük önem taşıyan proseslerden biri ototrofik çoğalmadır. Bu proses havalandırma hacmi V_A 'da gerçekleşir. Havalandırılmayan anoksik hacimde V_D nitrifikasyon beklenmez. Genelde bu bölgede nitrifikasyon bakterilerinin ölümü de gözönüne alınmaz. Bu kabullerle net aerobik çoğalmaya bağlı aerobik çamur yaşı aşağıdaki kütle dengesi yardımıyla bulunur.

$$V_A X_A (\mu_A - b_A) - P_{XA} = 0 \quad (3.1)$$

Çıkıştaki mikroorganizma konsantrasyonu dikkate alınmazsa

$$P_{XA} = Q_w X_A \quad (3.2)$$

ve

$$\hat{\mu} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} - b_A = \frac{Q_w}{V_A} = \frac{1}{\theta_{XA}} \quad (3.3)$$

Toplam camur yaşı

$$\frac{1}{\theta_x} = \frac{Q_w}{V} \quad (3.4)$$

olarak ifade edilir.

Burada $V = V_A + V_D$

Böylece

$$\theta_x = \frac{\theta_{XA}}{1 - \frac{V_D}{V}} \quad (3.5)$$

denkleminde toplam çamur yaşına geçmek mümkündür.

Heterotrofik çoğalma ve ölüm tüm reaktörde gerçekleşir. Heterotrofik aktivitenin anoksik bölgede η kadar azaldığı kabul edilirse, heterotrofik biyokütle için kütle dengesi:

$$(V_A + \eta V_D) X_H (\mu_H - b_H) = P_{XH} \quad (3.6)$$

$$P_{XH} = Q_w X_H \quad (3.7)$$

$$V_A + \eta V_D = c V \quad (3.8)$$

$$c = 1 - (1 - \eta) V_D/V \quad (3.9)$$

Böylece,

$$\hat{\mu}_H \frac{S_s}{K_s + S_s} - b_H = \frac{1}{\theta_{XH}} = \frac{Q_w}{cV} = \frac{1}{c\theta_x} \quad (3.10)$$

Bu denklem net heterotrofik büyümenin toplam çamur yaşına bağlı olduğunu göstermektedir. Giriş akımında genellikle çözünebilir ve partiküler fraksiyonlardan oluşan ayrışabilir substrat konsantrasyonu C_{S1} bulunur.

Sistem için karakteristik olan uzun çamur yaşlarında partiküler fraksiyonun hidrolize olacağı kabul edilerek aşağıdaki kütle dengesi denklemi yazılabilir:

$$Q C_{S1} - Q S_s - V_A \frac{\mu_H}{Y_H} X_H - V_D \frac{\mu_H}{Y_H} \eta X_H = 0 \quad (3.11)$$

ya da

$$Y_H Q (C_{SI} - S_S) = c V \mu_H X_H \quad (3.12)$$

Buradan X_H konsantrasyonu,

$$X_H = \frac{Y_H Q (C_{SI} - S_S) \theta_X}{(1 + c b_H \theta_X) V} \quad (3.13)$$

İnert partiküler ürün konsantrasyonu X_P için denge denklemi yazıldığında,

$$c V f_{EX} b_H X_H - Q_W X_P = 0 \quad (3.14)$$

$$X_P = f_{EX} b_H c \theta_X X_H \quad (3.15)$$

Benzer bir denklem de inert çözünebilir ürünler için yazılabilir:

$$Q S_P - c V \alpha_D \mu_H X_H = 0 \quad (3.16)$$

$$S_P = \alpha_d Y_H (C_{SI} - S_S) \quad (3.17)$$

Genelde tüm büyüme çoğalma proseslerinde azot kaynağı olarak amonyak azotu kullanıldığı kabul edilir. Endojen solunumla S_{NH} serbest kalır. Havalandırma bölgesinde bu bileşen nitrifikasyonla nitrat azotuna dönüşür.

Aşağıdaki ifadede amonyak azotu için kütle dengesi verilmiştir:

$$C_{NDI} + S_{NHI} - S_{NH} - N_X - N_{OX} = 0 \quad (3.18)$$

N_X = tesise giren atıksuyun birim hacmi başına biyokütleye alınan azot miktarı $[M(N)/L^3]$

N_{OX} = tesise giren atıksuyun birim hacmi başına oluşan nitrat azotu miktarı $[M(N)/L^3]$

Girişteki toplam biyolojik ayrışabilir organik azot konsantrasyonu yukarıdaki kütle dengesinde amonyak azotu potansiyeli olarak yer almaktadır, çünkü amonifikasyon

sistemin yüksek çamur yaşında tamamlanmıştır. Çözünebilir biyolojik olarak ayrışamayan organik azot sistemden değişmeden geçer ve çıkıştaki toplam azot içeriğinde dikkate alınmalıdır.

Fazla çamurla uzaklaştırılan azot miktarı aşağıdaki kütle dengesi denklemi yardımı ile hesaplanabilir. Burada ototrofik biyokütlenin bünyesine alınan azot dikkate alınmamıştır.

$$Q N_X = i_{XB} Q_W X_H + i_{XE} Q_W X_P \quad (3.19)$$

X_H in daha önce verilen değerleri yerine konursa N_X için aşağıdaki ifade ortaya çıkar:

$$N_X = (i_{XB} + i_{XE} f_{EX} b_H c \theta_X) \frac{Y_H (C_{SI} - S_S)}{1 + c b_H \theta_X} \quad (3.20)$$

Oksitlenen amonyak azotu ya da oluşan nitrat azotu bu durumda

$$N_{OX} = C_{NDI} + S_{NHI} - S_{NH} - N_X \quad (3.21)$$

Diğer yandan nitrifikasyonla giderilen azot miktarı :

$$V_A \frac{\mu_A}{Y_A} X_A = Q N_{OX} \quad (3.22)$$

Daha önce verilen denklemler yardımıyla ototrofik mikroorganizmalar için aşağıdaki ifade elde edilir:

$$X_A = \frac{Y_A Q N_{OX} \theta_{XA}}{(1 + b_A \theta_{XA}) V_A} = \frac{Y_A N_{OX} \theta_{XA}}{(1 + b_A \theta_{XA}) \theta_{hA}} \quad (3.23)$$

Böylece günlük fazla ototrofik çamur:

$$P_{XA} = Q_w X_A = \frac{Y_A Q N_{OX}}{(1 + b_A \theta_{XA})} \quad (3.24)$$

Tek çamurlu sistemlerin modellenmesinde diğer önemli bir parametre de denitrifikasyonla giderilecek olan nitrat azotu konsantrasyonu N_{DP} dur.

N_{DP} , anoksik kademedeki elektron alıcısı ihtiyacı olarak hesaplanabilen nitrat kullanma hızı R_{ND} esas alınarak hesaplanır.

$$R_{ND} = Q N_{DP} = \frac{V_D \eta}{2.86} \left[\frac{(1 - Y_H - \alpha_D Y_H)}{Y_H} \mu_H X_H + (1 - f_{EX}) b_H X_H \right] \quad (3.25)$$

$\mu_H X_H$ ve X_H değerleri denklemde yerine konduğunda :

$$N_{DP} = \frac{\eta V_D (C_{SI} - S_S)}{cV} \frac{1}{2.86} \left[(1 - Y_H - \alpha_D Y_H) + \frac{(1 - f_{EX}) b_H Y_H c \theta_x}{(1 + c b_H \theta_x)} \right] \quad (3.26)$$

$$N_{DP} = \frac{\eta V_D}{c V} \frac{OR_H}{2.86 Q} \quad (3.27)$$

Bu ifade N_{DP} nin OR_H 'in anoksik hacmin tüm hacme oranıyla bulunan bir fraksiyonu kadar olduğunu göstermektedir. Görüldüğü üzere bu yaklaşım ortalama bir μ_H değeri ve sonuç olarak reaktörün her iki bölgesi içinde ortalama bir elektron alıcısı kullanım hızı kabulüne dayanmaktadır. Ancak bu kabul girişteki organik maddenin kolay ayrışabilir kısmının ortalama μ_H dan çok daha yüksek bir hızla giderildiğini ve anoksik bölgede pratik olarak tamamen tükendiğini tam olarak yansıtmamaktadır. Anoksik bölgedeki elektron alıcısı ihtiyacı V_D/V oranıyla gösterilenden daha yüksek olduğu için bu ifade ile daha düşük bir denitrifikasyon potansiyeli bulunmaktadır. Uygulamada düşük V_D/V oranlarında çalıştırılan sistemlerde spesifik anoksik solunum hızları tek reaktör yaklaşımından % 50 – 80 daha fazladır ve denitrifikasyon potansiyeli ampirik bir hızlandırma faktörü a ile çarpılır.

$$a = 2.95 (100 V_D/V)^{-0.235} \quad (3.28)$$

Benzer bir yaklaşımda önde denitrifikasyon sistemlerinde anoksik reaktördeki denitrifikasyon potansiyelinin hesaplanması için Ekama ve Marais tarafından önerilmiştir (Orhon, 1994):

$$N_{DP} = \frac{1 - Y_H}{2.86} S_{SI} + K_2 X_H \theta_h \frac{V_D}{V} \quad (3.29)$$

İfadenin birinci terimi kolay ayrışabilir substratın anoksik kademede tükendiğini gösterir. Kolay ayrışabilir substratın gideriminde elektron alıcısı ihtiyacı OR_{HS} aşağıdaki gibi ifade edilebilir:

$$OR_{HS} = (1 - Y_H - \alpha_D Y_H) S_{SI} Q \quad (3.30)$$

Böylece OR_{HS} ın tamamının anoksik kademede tüketildiği ve kalan kısmın ($OR_H - OR_{HS}$) anoksik ve aerobik bölgeler arasında V_D/V oranında dağıldığı kabul edilerek R_{ND} için yeni bir tanımlama getirilebilir.

$$R_{ND} = Q N_{DP} = \frac{OR_{HS}}{2.86} + \frac{\eta V_D (OR_H - OR_{HS})}{c V 2.86} \quad (3.31)$$

Nitrat azotu için yazılan aşağıdaki kütle dengesinden çıkıştaki nitrat konsantrasyonu S_{NO} 'yu bulmak mümkündür.

$$Q S_{NOI} - Q S_{NO} + Q N_{OX} - Q N_{DP} = 0 \quad (3.32)$$

Prosesin nitrifikasyon potansiyeli N_{OX} temel olarak TKN ile sınırlıdır. Diğer yandan denitrifikasyon potansiyeli N_{DP} direkt giderilen organik maddeye ve anoksik bölgenin boyutlarına bağlıdır. Buna göre atıksuyun TKN/KOI oranı nitrifikasyonda oluşan nitrat azotu ile denitrifikasyonda giderilen nitrat azotu arasındaki bağıntıyı vermektedir.

Giriş atıksuyunda kayda değer bir nitrat azotu konsantrasyonu bulunmadığı için bu oran çıkış nitrat konsantrasyonu S_{NO} 'yu belirler. Önce denitrifikasyon sistemlerinde S_{NO} ayrıca toplam geri devir oranı R' 'ye de bağlıdır.

$$R = R_s + R_r \quad (3.33)$$

Burada R_s = çamur geri devir oranı

R_r = içsel geri devir oranı

Geri devirle birlikte çözünmüş oksijenin de anoksik bölgeye gireceği gözönünde bulundurulmalıdır. Bu durumda denitrifikasyon potansiyelinin bir kısmı geri devir debisindeki oksijen için kullanılacaktır. Bu yüzden, gerçekte birim atıksu hacmi başına giderilen nitrat azotu miktarı N_D , denitrifikasyon potansiyeli N_{DP} nin altına düşebilir.

Böylece

$$Q S_{NOI} - Q S_{NO} + Q N_{OX} - Q N_D = 0 \quad (3.34)$$

N_D = Birim atıksu hacmi başına denitrifikasyonla giderilen nitrat miktarı $[M(N)/L^3]$

İçsel geri devirde ve çamur geri devrinde aynı miktar çözünmüş oksijen konsantrasyonu S_{OR} nun bulunduğunu kabul edilirse N_D ve N_{DP} arasındaki bağıntı :

$$N_D = N_{DP} - R \frac{S_{OR}}{2.86} \quad (3.35)$$

N_D değerini nitrat azotu için yazılan kütle dengesi denkleminde yerine koyarsak çıkış azotu konsantrasyonu:

$$S_{NO} = S_{NOI} + N_{OX} - N_{DP} + R \frac{S_{OR}}{2.86} \quad (3.36)$$

Bu ifadeden görüldüğü gibi geri devir oranındaki gereğinden fazla bir artış nitrat gideriminin azalmasına ve çıkışta daha yüksek nitrat azotu konsantrasyonlarına neden olmaktadır

Stokiyometrik açıdan, geri devir oranı ancak anoksik bölgede giderilebilecek miktarda nitratı anoksik bölgeye geri döndürecek şekilde seçilmelidir.

Bu kütle dengesi gerekli geri devir oranını tanımlar:

$$Q N_D = R Q S_{NO} \quad (3.37)$$

$$R = \frac{N_D}{S_{NO}} \quad (3.38)$$

Denitrifikasyon verimi

$$E_D = \frac{N_D}{N_D + S_{NO}} \quad (3.39)$$

$$E_D = \frac{R}{1 + R} \quad (3.40)$$

Bu ifade TKN/KOI oranları uygun atıksularda bile geri devirdeki kısıtlamadan dolayı % 80 nin üzerinde denitrifikasyon veriminin beklenemeyeceğini açıkça göstermektedir. R değerinin 4 - 5'in üzerine çıkarılması denitrifikasyon verimi açısından fazla bir avantaj sağlamayacaktır.

Nitrifikasyon–denitrifikasyon sistemlerinde toplam oksijen kullanma hızı karbon ve azot oksidasyonunda doğan oksijen ihtiyacından, denitrifikasyondaki nitrat giderim hızının oksijen eşdeğerinin çıkarılması ile bulunur.

$$OR_T = OR_H + 4.57 Q N_{OX} - 2.86 Q N_D \quad (3.41)$$

Alkalinitenin değişimi de nitrifikasyon– denitrifikasyon sistemlerinde önem taşır. Alkalinite dengesini etkileyen prosesler heterotrof ve ototrofların çoğalma ve ölümleri, amonyağın oksidasyonu ve denitrifikasyonla nitrat giderimidir. Organik azotun amonyak azotuna dönüşmesi de bir alkalinite değişimi yaratır. Proton alıcısı olan serbest amonyağın serbest kalması çamurun alkalinitesini artırır, bunun tersi ise amonyak azotu tüketildiğinde gerçekleşir.

Tek çamurlu sistemlerde alkalinite değişimi aşağıdaki denklemlerle verilir.

Tek çamurlu sistemlerde alkalinite değişimi aşağıdaki denklemlerle verilir.

$$\Delta S_{ALK} [mmol/l] = \frac{1}{14} (N_D - 2 N_{OX} - N_X + C_{NDI}) \quad (3.42)$$

$$N_D = N_{OX} + S_{NOI} - S_{NO} \quad (3.43)$$

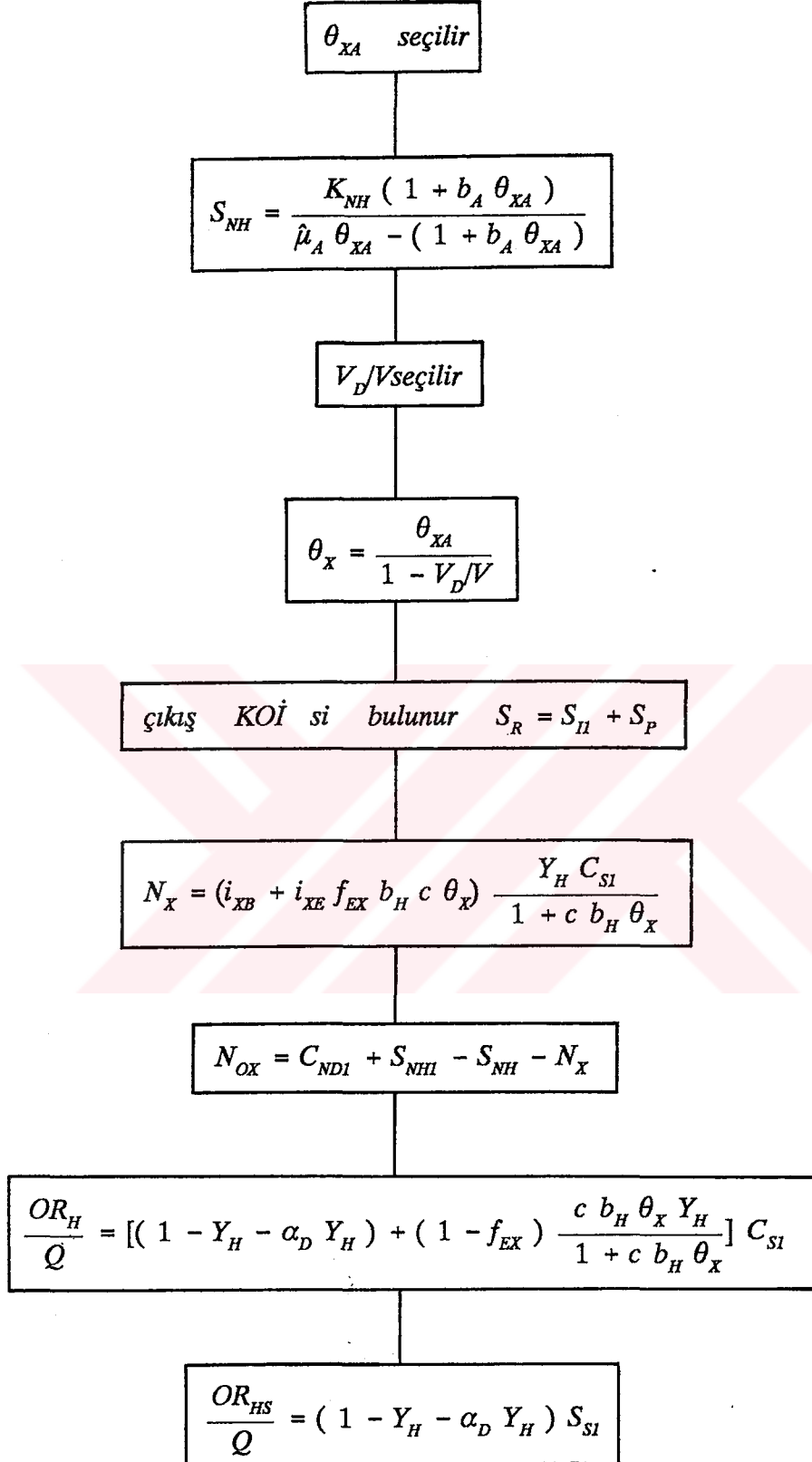
$$N_{OX} = C_{NDI} + S_{NHI} - S_{NH} - N_X \quad (3.44)$$

$$\Delta S_{ALK} = \frac{1}{14} (S_{NOI} - S_{NO} - S_{NH} - S_{NHI}) \quad (3.45)$$

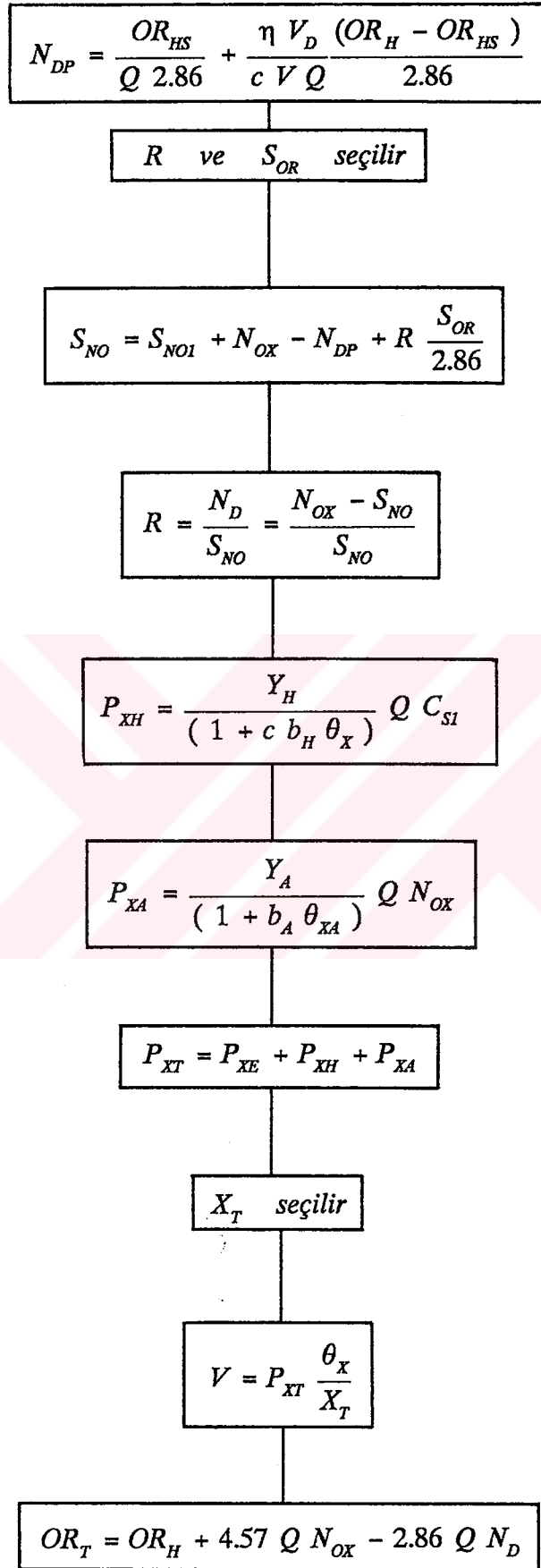
Bu denklemler kullanılarak çıkıştaki alkalinite konsantrasyonu aşağıdaki ifade yardımıyla hesaplanabilir.

$$S_{ALK} = S_{ALKI} + \frac{1}{14} (S_{NOI} - S_{NO} + S_{NH} - S_{NHI}) \quad (3.46)$$

Bu veriler ışığında oluşturulan bir tek çamurlu önde denitrifikasyon sistemi modelinin akım şeması aşağıda verilmiştir (Orhon, 1994).



Şekil 3.6. Orhon ve Artan Modeli İçin Akım Şeması



Şekil 3.6 Devam

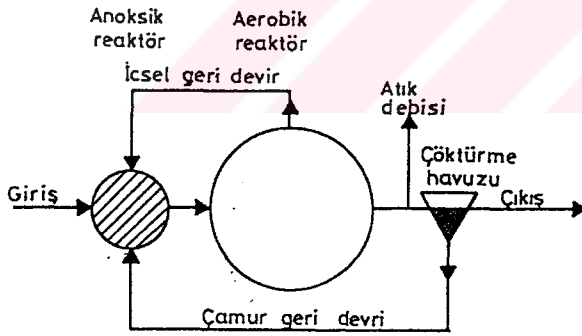
$$S_{ALK} = S_{ALKI} + \frac{1}{14} (S_{NOI} - S_{NO} + S_{NH} - S_{NHI})$$

X_R seçilir

$$R_s = \frac{1 - \theta/\theta_x}{X_R/X_T - 1}$$

$$R_I = R - R_s$$

Şekil 3.6 Devam



Şekil 3.7. Ön Denitrifikasyon Sistemi (Orhon, 1994)

3.3 Alman Modeli

Emde (1991) ve Kayser (1991) tarafından verilen modelde tasarım için denitrifikasyon potansiyeli girişteki organik madde konsantrasyonu, anoksik hacmin toplam hacme oranı, çamur yaşı arasındaki ilişkiyi veren tablolar kullanılmaktadır.

Denitrifikasyon potansiyeli, TKN 'den çıkış amonyak konsantrasyonunun, biyolojik olarak ayrışamayan azotun, fazla çamurla çekilen azot konsantrasyonunun ve çıkıştaki nitrat azotu konsantrasyonunun çıkarılması ile bulunur.

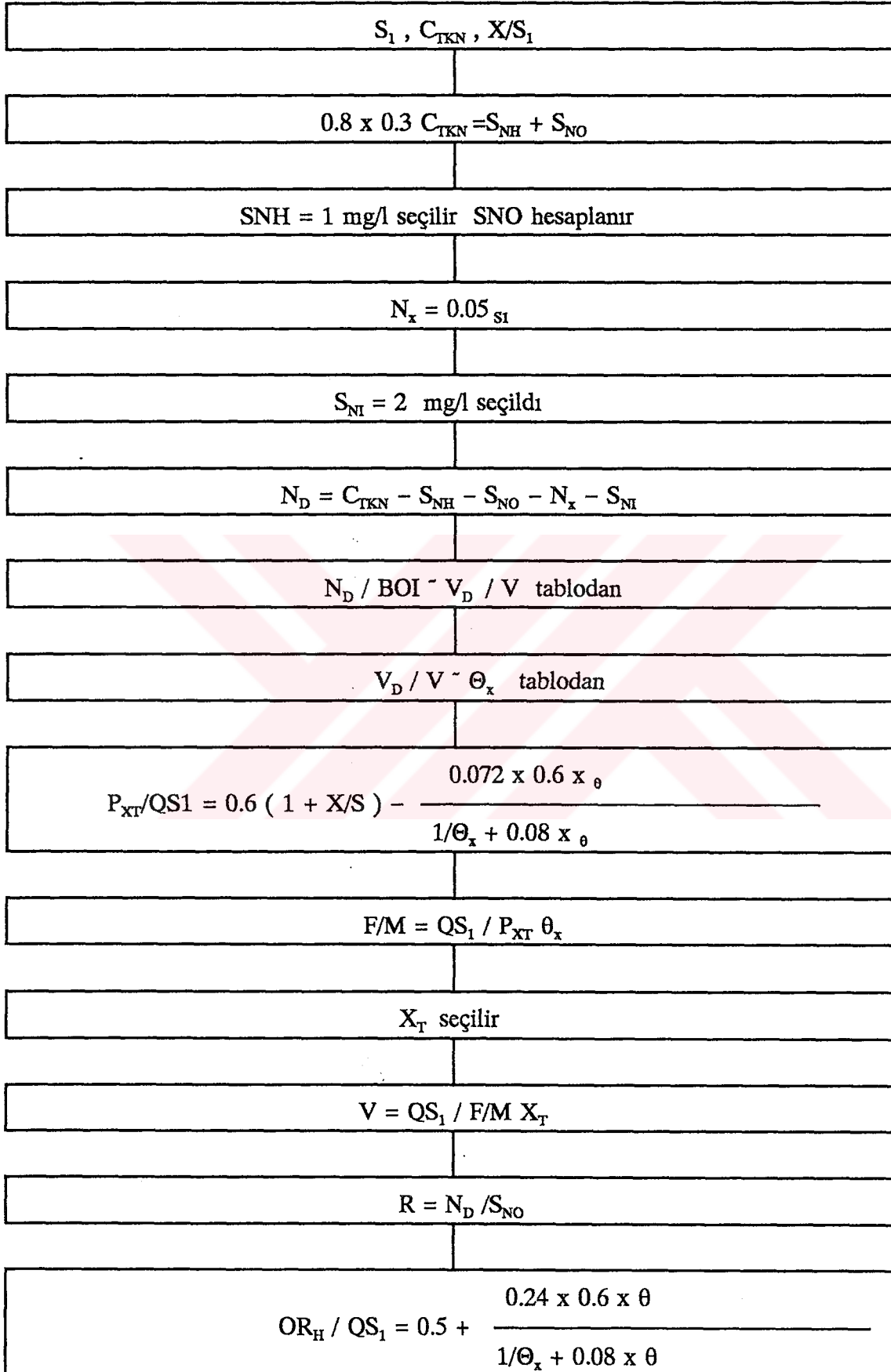
Alman yaklaşımında denitrifikasyon hızının, heterotofik bakterilerin aerobik solunum hızıyla orantılı olduğu kabul edilir. Oksijen tüketim hızının denitrifikasyon hızıyla arasındaki oran aynı şartlar altında sürdürülen testlerle deneysel olarak belirlenmiştir.

Toplam çamurun inert partiküler ürünlerden, inert partiküler maddelerden ve heterotofik çamurdan oluştuğu kabul edilir.

Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı organik madde gideriminde harcanan oksijen ve içsel solunum için harcanan oksijenden oluşur. Nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin oksijen ihtiyacı üzerindeki etkisi ayrıca dikkate alınarak toplam oksijen ihtiyacı bulunur. Pik karbon ve pik azot yüklerini, karbon gideriminden doğan oksijen ihtiyacını ve azot gideriminden doğan oksijen ihtiyacını farklı olarak etkileyeceklerdir. Bu farklı etkiler, toplam oksijen ihtiyacı hesaplanırken, karbon giderimi için f_c azot giderimi için f_n faktörü ile dikkate alınır.

Tasarımda heterotofik dönüşüm oranı için 0.6 g AKM/g BOI ve bozunma hızı olarak $b_H = 0.08 \text{ } \eta \text{ 1/gün}$ olarak verilmiştir. Girişteki partiküler maddelerin %6 'sı inert partiküler madde olarak kabul edilir.

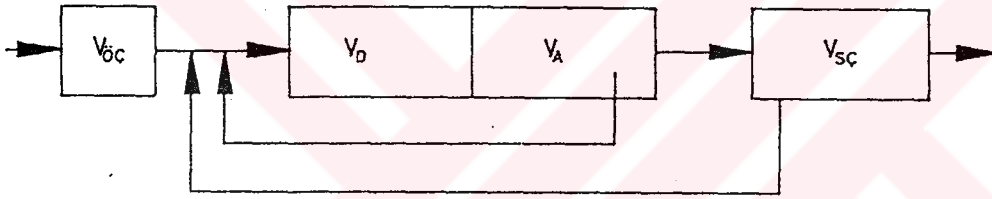
F/M oranı yardımıyla, seçilen ortalama bir toplam AKM konsantrasyonu X_T için toplam reaktör hacmi hesaplanır.



Şekil 3.8 Alman Modeli İçin Akım Şeması

$$OR_T/QS_1 = f_c OR_H/QS_1 + f_N (4.6 S_{NO} + 1.7 N_D)/S_1$$

Şekil 3.8 Devam



Şekil 3.9 Alman Modeli İçin Sistem Şeması

Nitrifikasyon için çamur yaşı

$$\theta_x = \frac{X_T V}{P_{XT}} \quad (3.47)$$

denklemleri ile verilir.

Literatürde sıcaklığa bağlı nitrifikasyon için minimum çamur yaşı

$$\theta_{xA}^m = \frac{1}{\mu_A} SF \cdot 1.103^{(15-T)} \quad (3.48)$$

olarak verilmistir.

$$\mu_A = 0.47 d^{-1} \quad (3.49)$$

olduğundan

$$\theta_{xA}^m = SF \times 2.13 \times 1.103^{(15-T)} \quad (3.50)$$

T = 10°C ve SF = 1 için $\theta_{xA}^m = 3.5$ gün bulunur

N < 20000 $\theta_{xA}^m = 10$ gün SF = 2.9

N > 20000 $\theta_{xA}^m = 8$ gün SF = 2.3 değerleri kullanılır.

Nitrifikasyon denitrifikasyon için çamur yaşı

$$\theta_x^m = \frac{\theta_{xA}^m}{1 - V_D/V} \quad (3.51)$$

Alman yaklaşımında denitrifikasyon hızının heterotrofik bakterilerin aerobik solunum hızıyla orantılı olduğu kabul edilir.

$$0.75 V_D \frac{OR_H}{V} = 2.9 N_D Q \quad (3.52)$$

$$\frac{V_D}{V} \frac{0.75}{2.9} \frac{OR_H}{Q S_1} = \frac{N_D}{S_1} \quad (3.53)$$

0.75 oksijen alma hızının denitrifikasyon hızıyla arasındaki bağıntıyı veren aynı şartlar altında sürdürülen paralel testler sırasında deneysel olarak belirlenmiş bir faktördür. Ayrıca 0.8 gibi bir faktörde genelde simultane nitrifikasyon denitrifikasyon için ilave edilir.

$$\frac{N_D}{S_1} = 0.8 \frac{0.75OR_H}{2.9 Q S_1} \frac{V_D}{V} \quad (3.54)$$

Çamur yaşı ve F/M oranı

$$F/M = Q S_1 / P_{X_T} \theta_x \quad (3.55)$$

Çamur üretimi

$$\frac{P_{XH}}{V} = \frac{X_H}{\theta_x} = Y_H \frac{S_1}{\theta} - b_H X_H \quad (3.56)$$

$$\frac{P_{XP}}{V} = \frac{X_P}{\theta_x} = f_{EX} b_H X_H \quad (3.57)$$

$$\frac{P_{XI}}{V} = \frac{X_I}{\theta_x} = \frac{X_{II}}{\theta} = 0.6 \frac{X}{\theta} \quad (3.58)$$

$$\frac{P_{XT}}{V} = \frac{P_{XI}}{V} + \frac{P_{XP}}{V} + \frac{P_{XH}}{V} \quad (3.59)$$

$$\frac{P_{XT}}{V} = \frac{Y_H S_1}{\theta} - b_H X_H + f_{EX} b_H X_H + \frac{X_{II}}{\theta} \quad (3.60)$$

$$\frac{P_{XT}}{V} = \frac{Y_H S_1 + X_{II}}{\theta} - (1 - f_{EX}) b_H f_v X_T \quad (3.61)$$

$$f_v = \frac{X_H/\theta_x}{X_T/\theta_x} = \frac{P_{XH}/V}{P_{XT}/V} = \frac{Y_H S_1/\theta - b_H x X_T}{X_T/\theta_x} \quad (3.62)$$

$$f_v = \frac{Y_H S_1/\theta_h}{X_T/\theta_x} - b_H f_v \theta_x \quad (3.63)$$

$$f_v = \frac{Y_H S_1/X_T \theta_h}{1/\theta_x + b_H} = \frac{Y_H F/M}{1/\theta_x + b_H} \quad (3.64)$$

$Y_H = 0.6 \text{ gAKM/gBOİ}$ ve $b_H = 0.08 \theta / \text{gün}$ $f_{EX} = 0.2$

$$f_v = \frac{0.6 F/M}{1/\theta_x + 0.08 \theta} \quad (3.65)$$

$$\frac{P_{XT}}{V} = \frac{X_T}{\theta_x} = \frac{Y_H S_1}{\theta_h} + \frac{X_{II}}{\theta_h} - (1 - f_{EX}) b_H \frac{Y_H}{1/\theta_x + b_H} \frac{F/M}{X_T} \quad (3.66)$$

$$\frac{P_{XT}}{V} = \frac{X_T}{\theta_x} = \frac{Y_H S_1 + X_{II}}{\theta_h} - (1 - f_{EX}) b_H \frac{Y_H}{1/\theta_x + b_H} \frac{S_1}{\theta_h X_T} X_T \quad (3.67)$$

$$\frac{P_{XT}}{Q S_1} = \frac{X_T V}{\theta_x S_1 Q} = \frac{1}{\theta_x F/M} = Y_H + \frac{X_{II}}{S_1} - (1 - f_{EX}) b_H \frac{Y_H}{1/\theta_x + b_H} \quad (3.68)$$

Y_H, b_H , ve f_{EX} için verilen değerler yerine konduğunda,

$X_{II} = 0.6X_1$ için :

$$\frac{P_{XT}}{Q S_1} = \frac{1}{\theta_x F/M} = 0.6 (1 + X_1/S_1) - 0.072 \frac{0.6}{1/\theta_x + 0.08 \theta} \quad (3.69)$$

denklemini elde edilir.

Oksijen İhtiyacı

BOİ giderimi için

$$OR_H/V = \frac{(1 - 0.75 f_x f Y_H)}{f} \frac{S_1}{\theta_h} + f_x 0.75 b_H f_v X_T \theta \quad (3.70)$$

Modelde verilen $f[\text{gBOİ/gKOİ}]$, $f_x[\text{gKOİ/gUAKM}]$, $0.75[\text{gUAKM/gAKM}]$ değerleri yerine konduğunda

$$\frac{OR_H}{V} = 0.5 \frac{S_1}{\theta_h} + \frac{0.24 \cdot 0.6 \cdot \theta}{1/\theta_x + 0.08 \cdot \theta} \frac{S_1}{\theta_h} \quad (3.71)$$

$$\frac{OR_H}{Q S_1} = OR_h = 0.5 + \frac{0.24 \cdot 0.6 \cdot \theta}{1/\theta_x + 0.08 \cdot \theta} \quad (3.72)$$

Nitrifikasyon denitrifikasyon için

$$\frac{OR_N}{Q S_1} = 4.6 \frac{(N_D + S_{NO})}{S_1} - 2.9 \frac{N_D}{S_1} \quad (3.73)$$

$$\frac{OR_N}{Q S_1} = \frac{4.6 S_{NO} + 1.7 N_D}{S_1} \quad (3.74)$$

$$OR_T = \frac{C_s}{(C_s - D_o)} (f_c OR_H + f_N OR_N) \quad (3.75)$$

$$\frac{OR_T}{Q S_1} = \frac{C_s}{(C_s - S_o)} \left(f_c \frac{OR_H}{Q S_1} + f_N \left(\frac{4.6 S_{NO} + 1.7 N_D}{S_1} \right) \right) \quad (3.76)$$

denklemleri elde edilir,

Bu denklemler yardımıyla hazırlanan tablolar dizaynda kullanılmaktadır.

Tablo 3.1 Minimum Çamur Yaşı [gün] (ATV, 1991)

Tesis Büyüklüğü	< 20 000	> 100 000
Nitrifikasyon	10	8
Nitrifikasyon/Denitrifikasyon		
$V_D / V = 0.2$	12	10
0.3	13	11
0.4	15	13
0.5	18	16
Uzun Havalandırma	25	

Tablo 3.2 Girişteki AKM/BOI Oranı ve Çamur Yaşına Göre Çamur Üretimi (ATV, 1991)

θ_x X1/S1	4	6	8	10	15	25
0.4	0.74	0.70	0.67	0.64	0.59	0.52
0.6	0.86	0.82	0.79	0.76	0.71	0.64
0.8	0.98	0.94	0.91	0.88	0.83	0.76
1.0	1.10	1.06	1.03	1.00	0.95	0.88
1.2	1.22	1.18	1.15	1.12	1.07	1.00

Tablo 3.3 Karbon Giderimi İçin Oksijen İhtiyacı (ATV,1991)

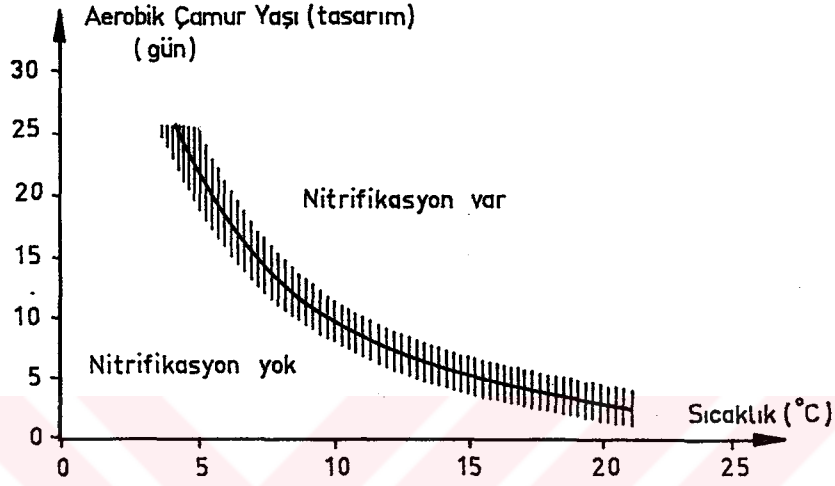
θ_x T	4	6	8	10	15	25
10	0.83	0.95	1.05	1.15	1.32	1.55
12	0.87	1.00	1.10	1.20	1.38	1.60
15	0.94	1.08	1.20	1.30	1.46	1.60
18	1.00	1.17	1.30	1.40	1.54	1.60
20	1.05	1.22	1.35	1.45	1.60	1.00

Tablo 3.4 V_D/V Oranıyla N_D/S Oranının Değişimi (ATV, 1991)

Denitrifikasyon	Simultane	Diğer
V_D/V	N_D / S_1	N_D / S_1
0.2	0.05	0.07
0.3	0.08	0.10
0.4	0.11	0.12
0.5	0.14	0.14

3.4 Danimarka Modeli

Jansen (1991) tarafından verilen modelde nitrifikasyon kademesi için çamur yaşı sıcaklığa bağlı olarak seçilir. Bunun için Danish EPA (1991) tarafından verilen tasarım eğrisi kullanılır. Bu eğri Şekil 3.3 de verilmiştir.

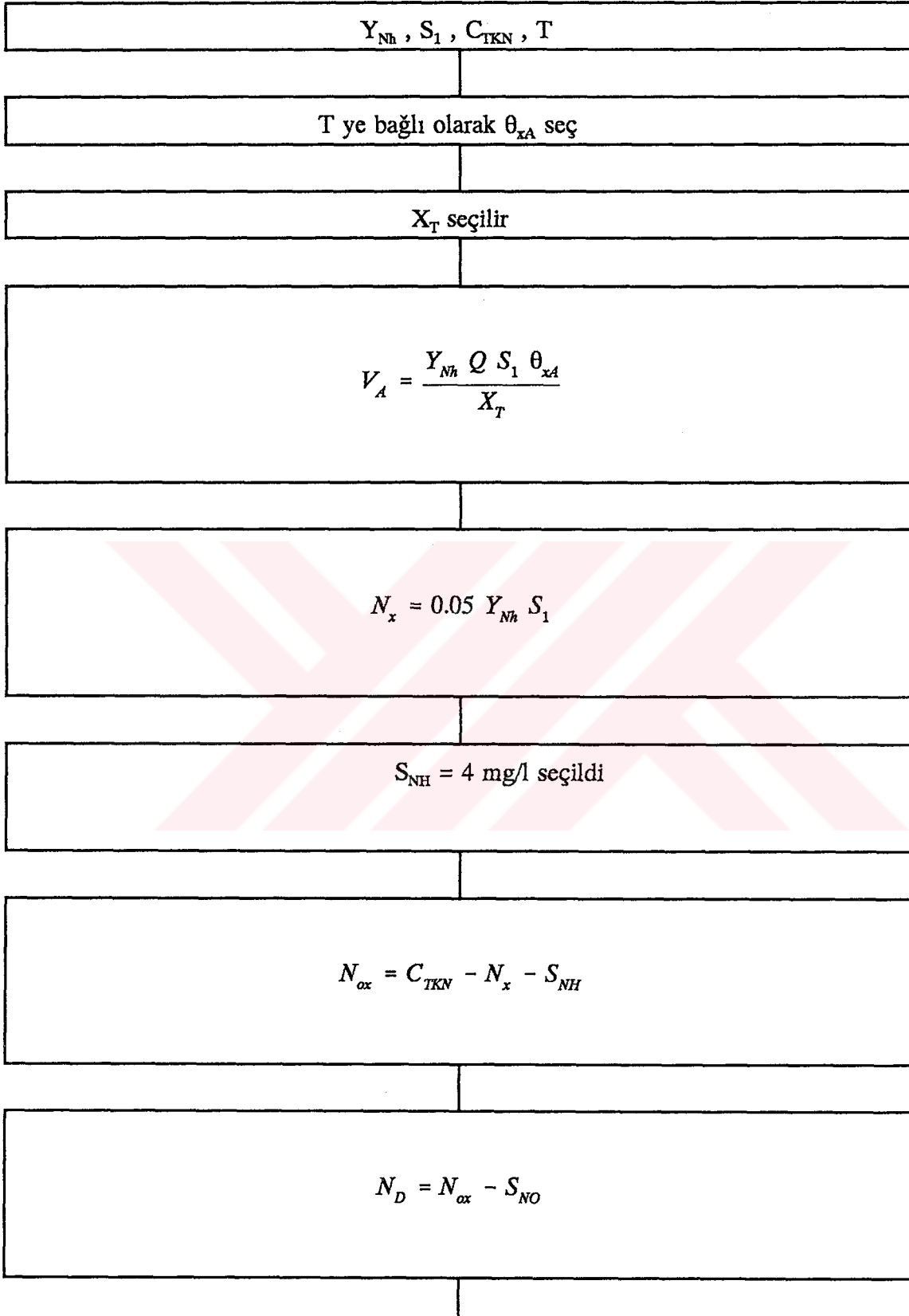


Şekil 3.10 Nitrifikasyon İçin Tasarım Eğrisi

Seçilen η_{XA} için aerobik hacim hesaplanır. Çekilen çamurdaki azot heterotofik çamurun % 5 olduğu kabul edilir. Heterotofik çamur net dönüşüm oranı yardımı ile hesaplanır. Y_{NH} 0.8 g AKM/g BOİ olarak verilir. Seçilen bir çıkış amonyak konsantrasyonu S_{NH} için, aerobik kademede oluşan nitrat, girişteki TKN'den çıkış amonyağının ve fazla çamurla çekilen azotun çıkarılması ile bulunur. Çıkışta ulaşılması hedeflenen nitrat konsantrasyonunun N_{ox} tan çıkarılması ile denitrifikasyon potansiyeli hesaplanır.

Denitrifikasyon hız sabiti K yardımı ile seçilen ortalama bir AKM konsantrasyonu X_T için denitrifikasyon hacmi bulunur.

Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı, organik maddenin gideriminde harcanan oksijen miktarı ile içsel solunumda harcanan oksijen miktarının toplamından oluşur. Toplam oksijen ihtiyacı için buna nitrifikasyon için harcanan oksijen ile denitrifikasyon kademesinde elektron alıcısı olarak kullanılan nitratın oksijen eşdeğerinin çıkarılması ile bulunur.



Şekil 3.11 Danimarka Modeli İçin Akım Şeması

$$N_{oxmax} = 0.75 C_{TKNmax}$$

$$V_D = \frac{Q N_D}{K X_T}$$

$$OR_H = 0.1 (V_D + V_A) X_T + 0.5 S_{lmax} Q$$

$$OR_T = OR_H + 4.6 Q N_{oxmax} - 2.67 N_{Dmax} Q$$

$$P_{XT} = Y_{NH} Q S_1$$

Şekil 3.11 Devam

Denitrifikasyon

Çamurun % 5 oranında azot içerdiği kabul edilirse

$$N_x = 0.05 Y_{NH} S$$

Oksijen ihtiyacı

İçsel Solunum

$$f_x b_H 0.75 X_T V = 0.1 (V_D + V_A) X_T \quad (3.77)$$

BOİ giderimi için

$$f (1 - Y_H 0.75 f_x / f) Q S_{I,max} = 0.5 Q S_{I,max} \quad (3.78)$$

Giderilen 1 gram amonyak için 4.6 g oksijen harcandığından yola çıkılarak nitrifikasyonda 4.6 N_{ox} kadar oksijenin harcandığı kabul edilmiştir.

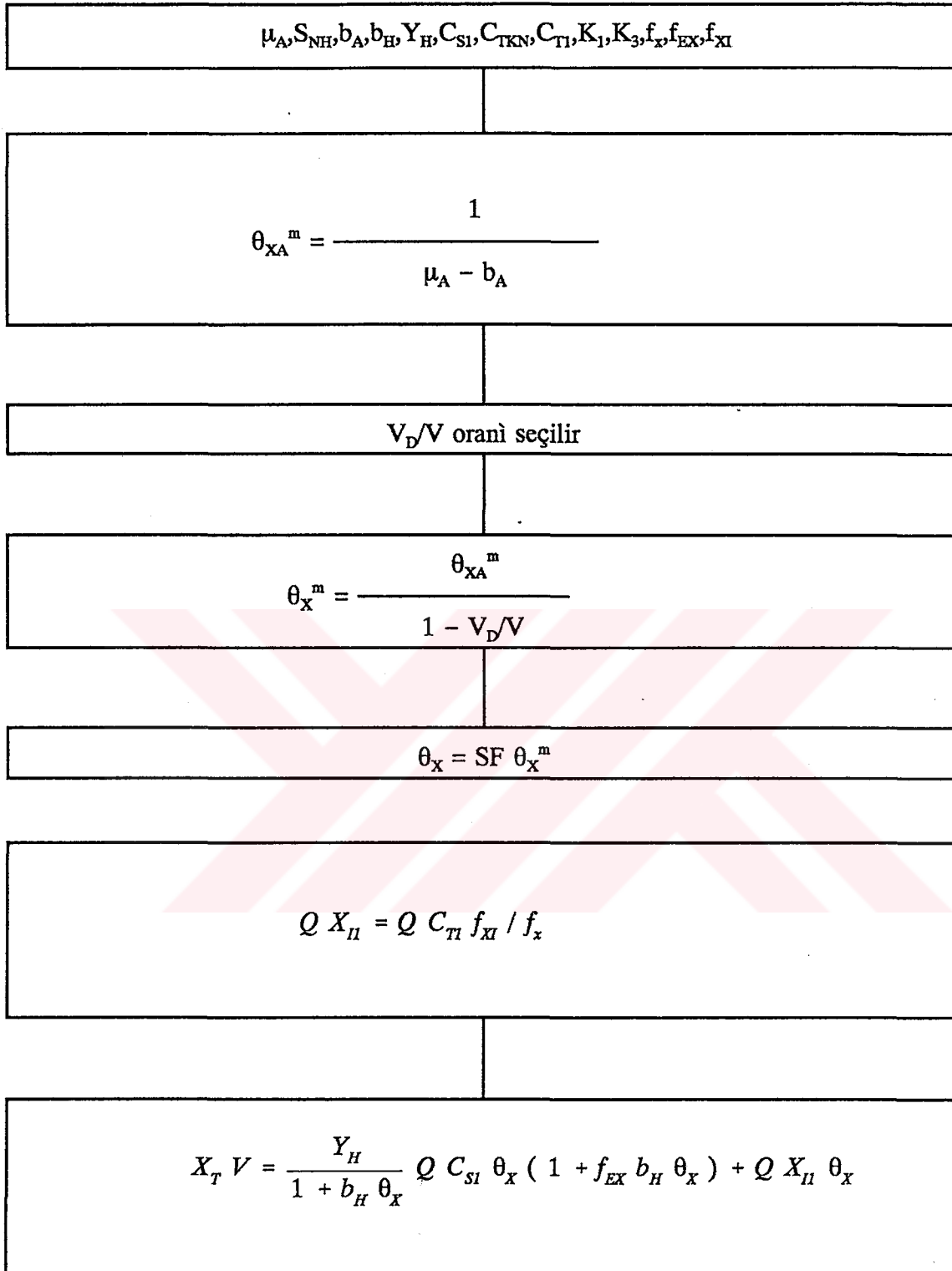
Denitrifikasyonda ise bu model için nitratın oksijen eşdeğeri 2.67 alınmış ve denitrifikasyonda elektron alıcısı olarak kullanılan nitrat esdeğeri oksijen 2.67 N_D olarak hesaplanmıştır.

3.5 Güney Afrika Modeli

Barnhard (1991) tarafından verilen güney afrika modeli tipik bir ön denitrifikasyon modelidir. Nitrifikasyon kinetiğinden yola çıkarak bulunan aerobik çamur yaşı yardımı ile anoksik hacmin toplam hacme oranı seçilerek sistemin toplam çamur yaşı bulunur. Toplam çamurun, inert partiküler maddelerden, inert partiküler ürünlerden ve heterotrofik çamurdan meydana geldiği kabul edilmiştir.

Bu modelde son çöktürme havuzunda K_3 hız sabiti ile denitrifikasyonun gerçekleştiği kabul edilir. İlk adımda son çöktürmeye giren nitratin bir kısmının r_{DN3} hızıyla giderildiği ve geri devir çamurunda kalan nitratin ise, atıksuyun beslendiği anoksik hacimden farklı bir ön anoksik hacimde yine r_{DN3} hızıyla giderileceği kabul edilerek bir ön anoksik hacim hesaplanır. Bu tasarım için sistem şeması şekil 3.13a da verilmiştir. Esas anoksik hacimde denitrifikasyon K_1 hız sabiti ile gerçekleşecektir. Denitrifikasyon potansiyalinin ve K_1 hız sabitinin yardımıyla esas anoksik hacim bulunur. Modelde 1 kg nitratin eşdeğeri 8 kg KOİ olarak verilmiştir. Girişteki kolay ayrışabilir organik maddenin nitrat eşdeğeri r_{DN1} hızıyla giderilecek olan nitrat miktarını verir. Ortamda yeterli kdlay ayrışabilir organik maddenin bulunması durumunda geri devir çamurundaki nitratin giderileceği ön anoksik hacim esas anoksik hacme ilave edilerek geri devir çamurunun ve atıksuyun beraber beslendiği tek bir anoksik hacim bulunur. Bu tasarım için sistem şeması şekil 3.13b de verilmiştir.

Karbon giderimi için gerekli oksijen ihtiyacı organik maddenin giderimi ve içsel solunumu için harcanan oksijen miktarından oluşmaktadır. Toplam oksijen ihtiyacı ise karbon giderimi için gerekli oksijen miktarı, nitrifikasyon için gerekli oksijen miktarı toplamından denitrifikasyonda elektron alıcısı olarak kullanılan nitratin oksijen eşdeğerinin çıkarılması ile bulunur. Son çöktürme havuzunda r_{DN3} hızıyla gerçekleşen denitrifikasyonda son çöktürme havuzunun alt akımındaki X_R konsantrasyonundaki AKM nin aktif kısmı rol almaktadır. Anoksik kademede r_{DN1} hızıyla gerçekleşen demitrifikasyonda toplam AKM nin f_a oranındaki aktif kısmı rol almaktadır.



Şekil 3.12 Güney Afrika Modeli İçin Akım Şeması

$$X_H V = \frac{Y_H}{1 + b_H \theta_x} Q C_{SI} \theta_x$$

X_T seçilir, V hesaplanır

$$Q N_x = 0.11 \frac{V X_T}{\theta_x}$$

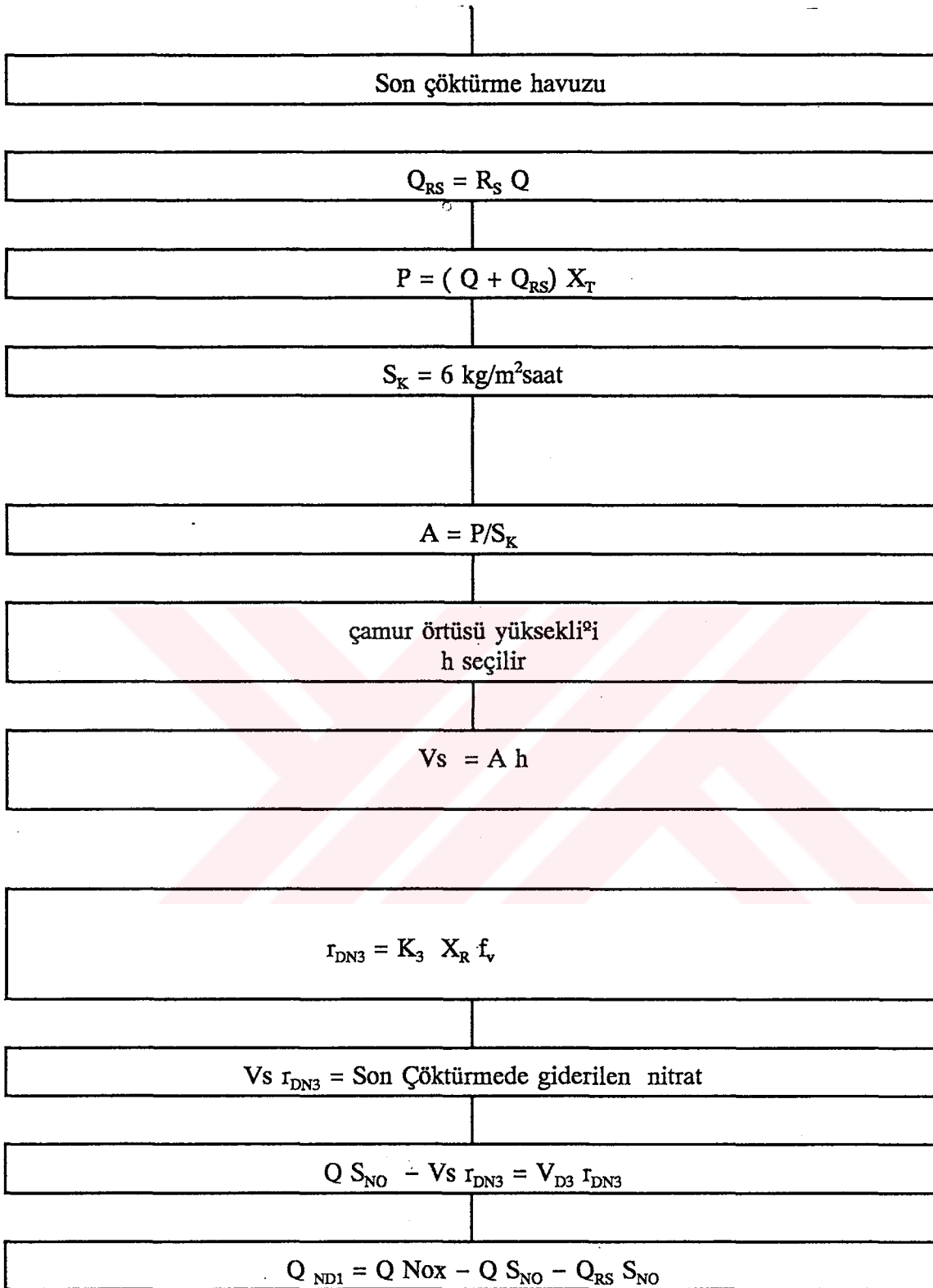
$$Q N_{OX} = Q C_{TKN} - Q N_x - Q S_{NH}$$

$$0.3 C_{TKN} - S_{NH} = S_{NO}$$

X_R seçilir

$$R_s = \frac{X_T}{(X_R - X_T)}$$

Şekil 3.12 Devam



Şekil 3.12 Devam

$$r_{DN1} = K_1 X_T f_v$$

$$V_{D1} = \frac{Q N_{D1}}{r_{DN1}}$$

$$S_s = 0.3 C_{S1}$$

8 kg KOij 1 kg nitrat efde°eri kabul ediliyor

r_{DN1} ile giderilen nitrat miktarı $S_{S1} / 8$

$$V_{D1} = (V_{D1} (S_{OR}/2.8 + S_{NO}))/S_{NO}$$

$$V_D = V_{D1} + V_{D3}$$

$$V_A = V - V_D$$

$$R = N_{D1} / S_{NO}$$

$$R_I = R - R_s$$

$$OR_H = (1 - Y_H f_x) Q C_{S1} + f_x b_H \frac{Y_H}{1 + b_H \Theta_x} (1 - f_{EX}) \Theta_x Q C_{S1}$$

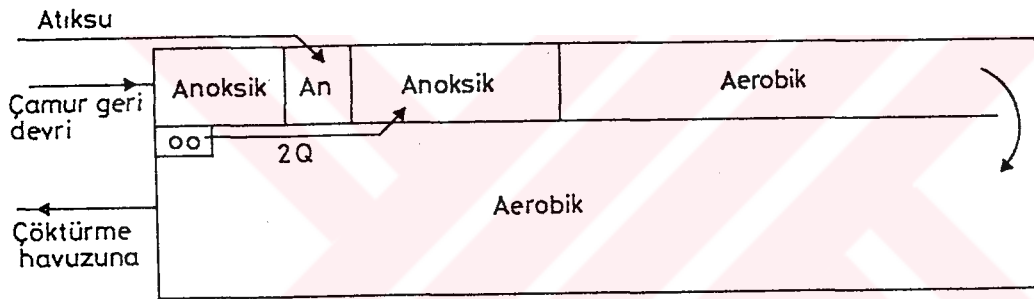
Şekil 3.12 Devam

$$QN_D = Q N_{D1} + Q_{RS} S_{NO}$$

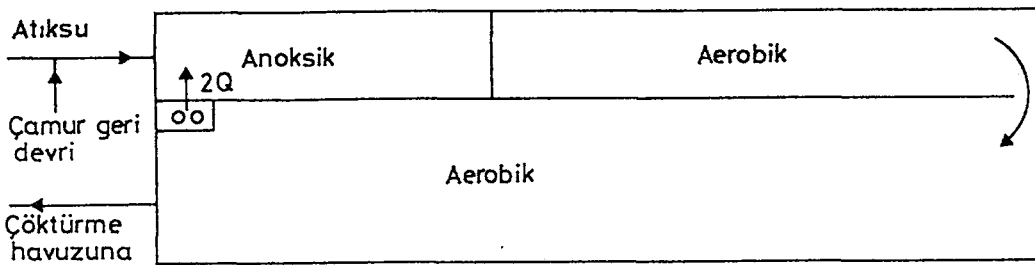
$$N_{Dmax} = 1.5 N_D$$

$$OR_T = OR_H + 4.45 Q N_{OXmax} - 2.85 Q N_D$$

Şekil 3.12 Devam



Şekil 3.13a Güney Afrika Modeli İçin Sistem Şeması



Şekil 3.13b Güney Afrika Modeli İçin Sistem Şeması

8 kg KOİ nin 1 kg nitrat eşdeğeri olduğu

$$\frac{2.86}{1 - Y_{NHD}} \quad (3.79)$$

ifadesinde Y_{NHD} değerinin yerine konması ile bulunur.

V_{DI} hesaplanırken

$$N_D = N_{DP} - R \frac{S_{OR}}{2.86} \quad (3.80)$$

$$R = \frac{N_D}{S_{NO}} \quad (3.81)$$

denklemlerinden

$$N_{DP} = N_D \left(1 + \frac{S_{OR}}{2.86 S_{NO}} \right) \quad (3.82)$$

ifadesi elde edilir.

$$\frac{Q N_{DP}}{r_{DNI}} = V_{DI} = \frac{Q N_D}{r_{DNI}} \left(1 + \frac{S_{OR}}{2.86 S_{NO}} \right) = V'_{DI} \left(1 + \frac{S_{OR}}{2} \cdot 86 S_{NO} \right) \quad (3.83)$$

Nitrifikasyonda harcanan oksijen

$$4.57 - Y_A \quad g \text{ O}_2/g \text{ N} \quad (3.84)$$

denkleminde Y_A değeri yerine konduğunda bulunan $4.45 \text{ gO}_2/\text{gN}$

katsayısının nitrifikasyonda giderilen amonyak azotu miktarı ile çarpılması ile bulunur.

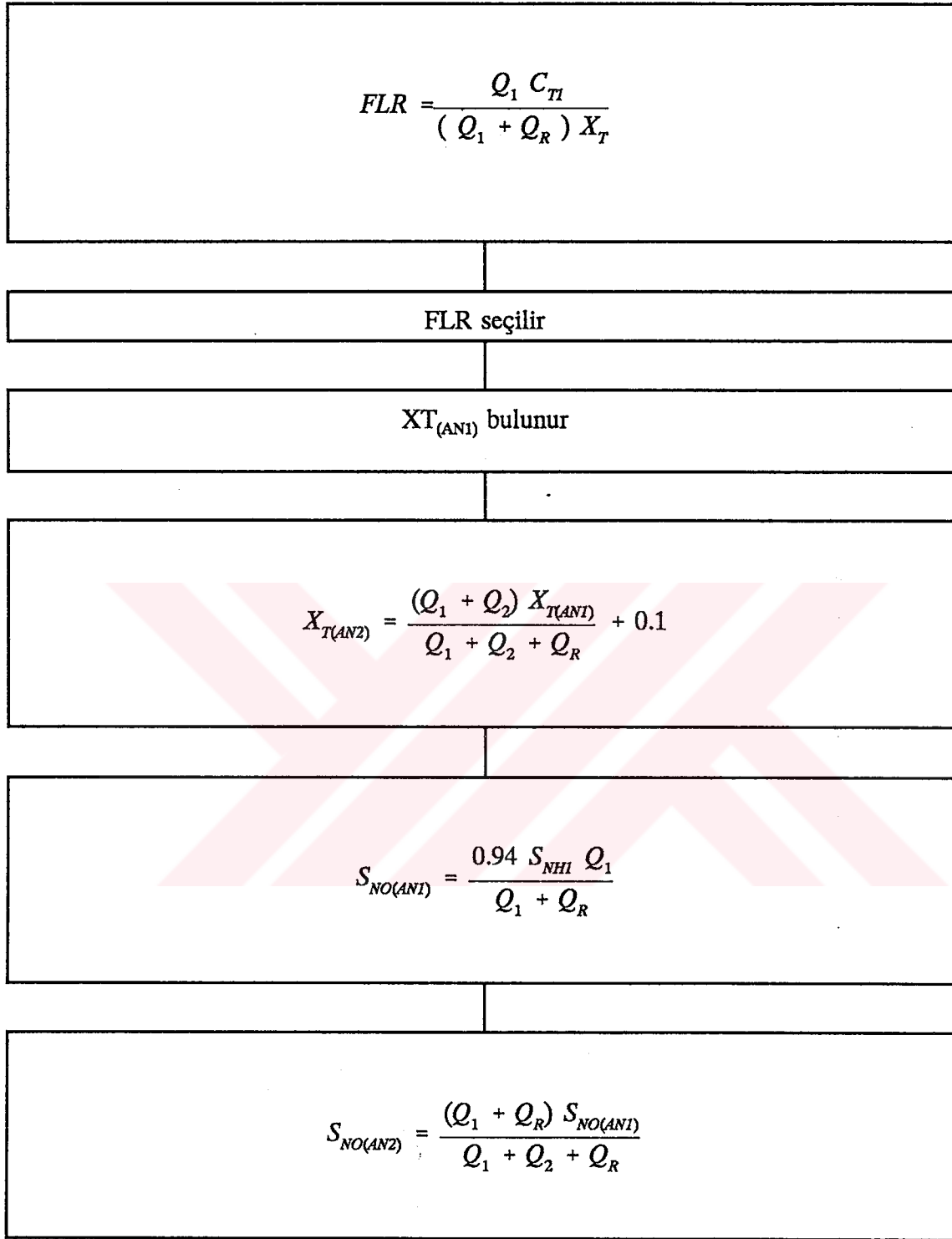
Denitrifikasyonda ise, nitratın oksijen esdeğeri 2.85 le giderilen nitratın çarpılması ile elektron alıcısı olarak oksijen yerine nitratın kullanıldığı toplam oksijen ihtiyacı hesaplanırken dikkate alınmış olur.

3.6 İngiliz Modeli

Boon ve Anderson (1991) tarafından verilen İngiliz Modelinde kademeli besleme uygulanmış, giriş debisinin % 80'i birinci anoksik kademeye, % 20'si ikinci anoksik kademeye beslenmiştir. Böylece birinci anoksik kademede toplam geri devirle gelen nitrat, girişteki organik maddenin karbon kaynağı ve elektron alıcısı olarak kullanıldığı denitrifikasyon prosesi ile giderilir. Bu proses için seçilen hız sabiti K_1 dir. Yürütülen deneyler maksimum denitrifikasyon hızının BOI/TKN oranının 5:1 olması halinde söz konusu olacağını, 4:1 ve daha düşük oranlarda denitrifikasyon hızının endojen organik maddenin karbon kaynağı olarak kullanılması durumundaki denitrifikasyon hızına karşı geleceğini göstermiştir. İkinci anoksik kademeye giren organik madde konsantrasyonu seyrelme ile azaldığından bu hacimde denitrifikasyon K_2 hızıyla gerçekleşir.

Yumak yükü hızı Eikaboorn tarafından 1981'de sunulan bir yaklaşımdır (Boon v.d, 1991). Bu ifade geri devir çamurunun atıksu ile karıştığı noktadaki yükü belirtir. Yüksek yumak yükü filamentli bakterilerden çok, flok oluşturan bakterilerin büyümesini sağlar ve 50 – 100 mg KOI/g AKM civarında olmalıdır. Filamentli bakterilerin tamamen önüne geçmek olası değildir, ancak baskın duruma geçmeleri engellenebilir.

Modelde, $S_{NO(A1)}$ birinci aerobik kademenin çıkışındaki nitrat konsantrasyonunu, $S_{NO(AN2)}$ ikinci anoksik kademedeki nitrat konsantrasyonunu, $X_{T(AN2)}$ ikinci anoksik kademedeki AKM konsantrasyonunu, S_3 birinci aerobik reaktör çıkışındaki organik madde konsantrasyonunu, $S_{(AN2)}$ ikinci anoksik kademeye giren organik madde konsantrasyonunu, $S_{NO(AN1)}$ birinci anoksik kademedeki nitrat konsantrasyonunu, $S_{(AN1)}$ birinci anoksik kademeye giren organik madde konsantrasyonunu, $X_{T(AE2)}$ ikinci aerobik kademedeki AKM konsantrasyonunu, $X_{T(AN1)}$ birinci anoksik kademedeki AKM konsantrasyonunu göstermektedir.



Şekil 3.14 İngiliz Modeli İçin Akım Şeması

$$K_3 = \frac{S_{NO(AN2)}}{\theta_{h(AN2)} X_{T(AN2)}}$$

$$V_{D(AN2)} = (Q_1 + Q_2 + Q_R) \theta_{h(AN2)}$$

$$S_{(AN2)} = \frac{(Q_1 + Q_R) S_3 + Q_2 S_1}{(Q_1 + Q_R + Q_2)}$$

$$\frac{OR_{h(AN2)}}{(Q_1 + Q_2 + Q_R)} = S_{(AN2)} + 2 X_{T(AN2)} \theta_{h(AN2)}$$

$$\frac{OR_{T(AN2)}}{Q_1 + Q_2 + Q_R} = S_{(AN2)} + 2 X_{T(AN2)} \theta_{h(AN2)} - 2.83 S_{NO(AN2)}$$

1. Anoksik Bölge

Şekil 3.14 Devam

$$\frac{OR_T}{Q_1 + Q_R} = \frac{OR_H}{Q_1 + Q_R} - 2.83 S_{NO(ANI)}$$

Havalandırma Havuzları

F / M seçilir

$$F/M = \frac{(Q_1 + Q_2) S_1}{V_{(AE1)} X_{T(AE1)} + V_{(AE2)} X_{T(AE2)}}$$

$$\frac{V_{(AE1)} X_{T(AE2)}}{Q_1} = \frac{V_{(AE2)} X_{T(AE2)}}{Q_2}$$

$$V_{(AE1)} = V_{AI} + V_{D(ANI)}$$

$$V_{(AE2)} = V_{(A2)}$$

1. Havalandırma Havuzunda Oksijen İhtiyacı

Şekil 3.14 Devam

$$\frac{OR_H}{Q_1 + Q_R} = (S_1 - S) 0.75 + 2 X_{T(AN2)} \frac{V_{(AI)}/4}{(Q_1 + Q_2)}$$

$$\frac{OR_T}{Q_1 + Q_R} = \frac{OR_H}{Q_1 + Q_R} + 4.3 \left[\frac{(Q_1 S_{NHI} + Q_R S_{NH})}{Q_1 + Q_2} - S_{NH} \right]$$

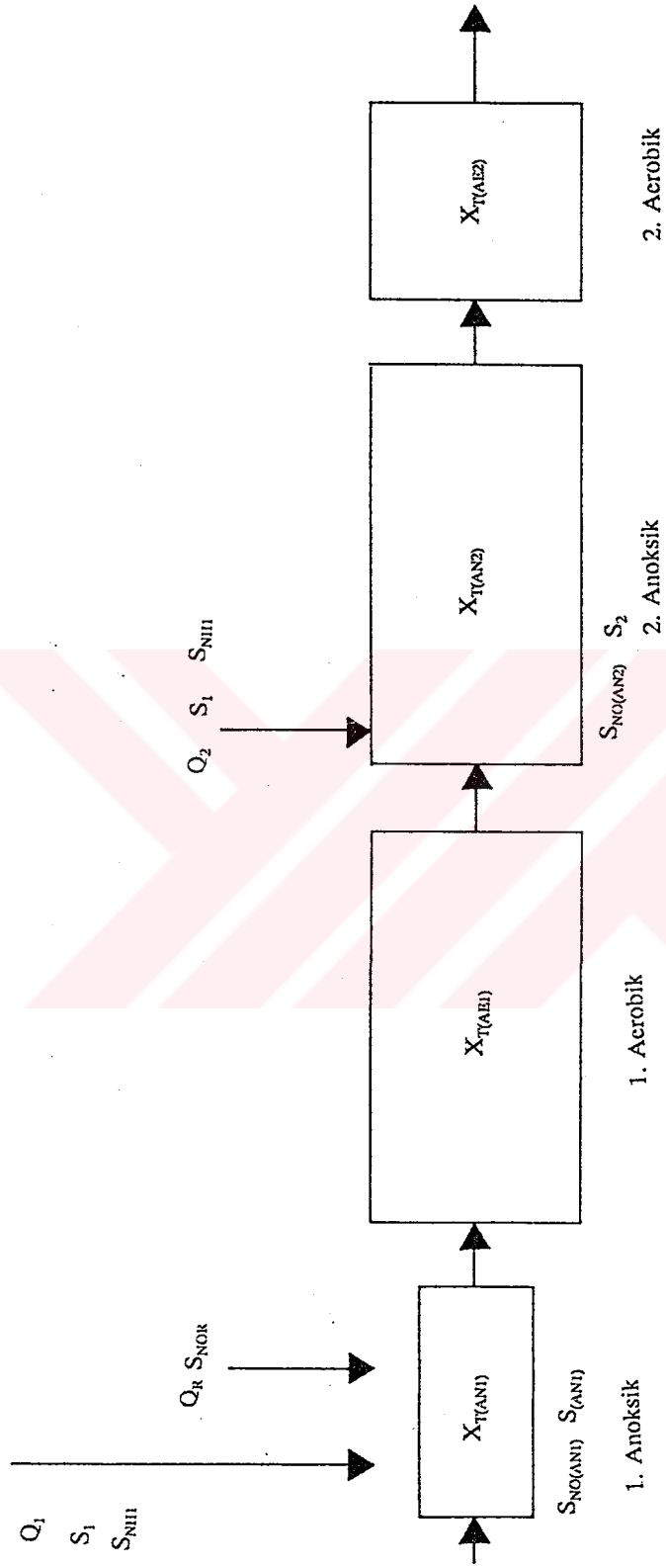
2. Havalandırma Havuzunda Oksijen İhtiyacı

$$\frac{OR_H}{Q_1 + Q_2 + Q_R} = \frac{OR_{T(AN2)}}{(Q_1 + Q_2 + Q_R)} + 2 X_{T(AE2)} \frac{V_{A2}}{(Q_1 + Q_2 + Q_R)} - S$$

$$\frac{OR_T}{Q_1 + Q_2 + Q_R} = \frac{OR_H}{Q_1 + Q_2 + Q_R} + 4.3 \left(\frac{Q_2 S_{NHI} + (Q_1 + Q_R) S_{NH}}{Q_1 + Q_2 + Q_R} - S_{NH} \right)$$

$$P_{XT} = Y_{NH} Q (S_1 - S) - Q_e X_e$$

Şekil 3.14 Devam



Şekil 3.15 İngiliz Modeli İçin Sistem Şeması

3.7 Randall, Barnard, Stensel Modeli

Randall, Barnard, Stensel (1991) tarafından verilen modelde sistem için çamur yaşı seçilir.

Fazla çamurun % 10 oranında azot içerdiği kabul edilir. Bu durumda aerobik kademede oluşan nitrat azotu, girişteki TKN konsantrasyonundan çıkışta ulaşılması hedeflenen amonyak konsantrasyonun ve fazla çamurla çekilen azot konsantrasyonunun çıkarılması ile bulunur.

Toplam camur, heterotrofik çamurdan ve inert partiküler maddeden oluşmaktadır.

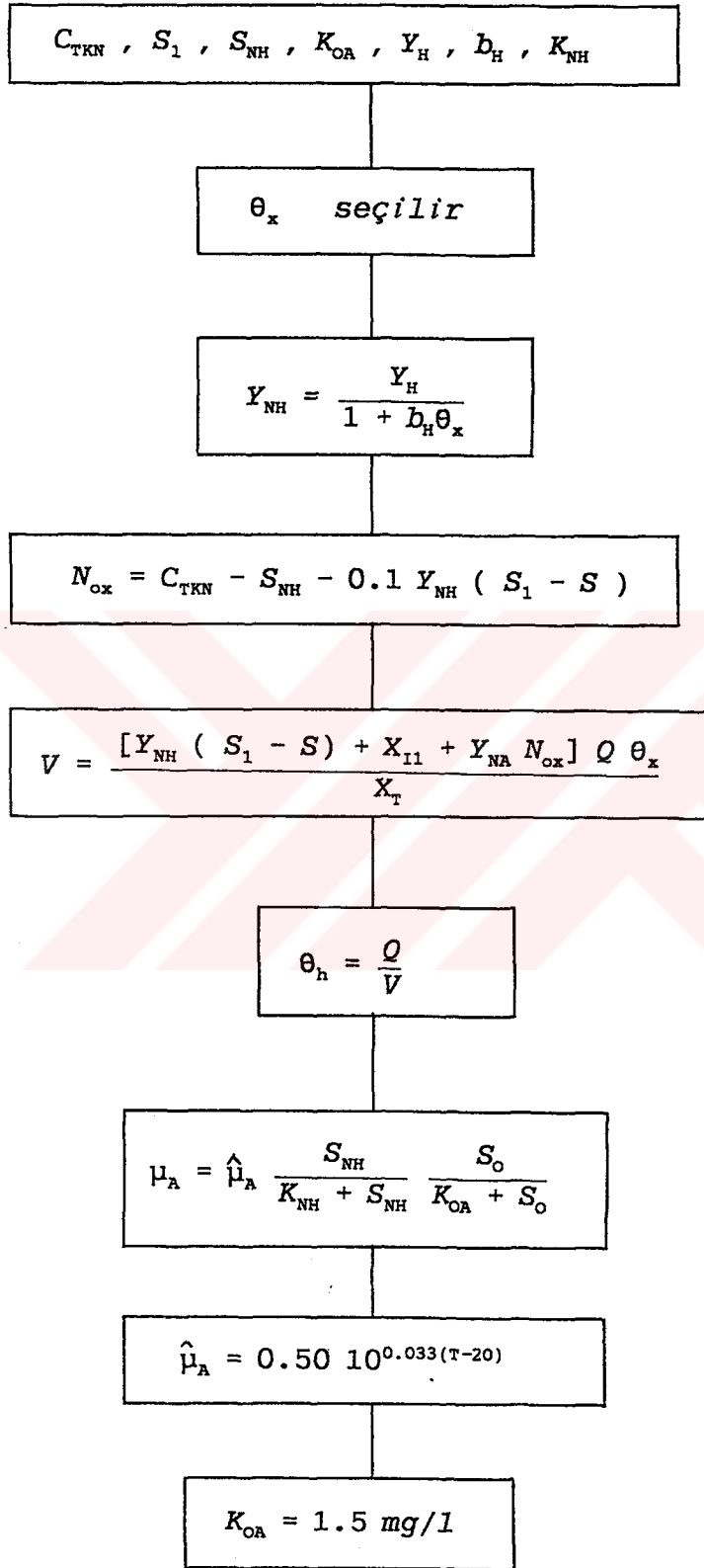
Denitrifikasyon hızının oksijen kullanım hızı ile orantılı olduğundan yola çıkılarak K denitrifikasyon hız sabiti hesaplanır.

Aerobik çamur yaşının hesabında ototroflar için spesifik çoğalma hızı kullanılır. Ototroflar için maksimum spesifik çoğalma hızı $0.50 \times 10^{0.033(T-20)}$ olarak verilir. Aerobik çamur yaşının sistem çamur yaşına oranı ve toplam hacim yardımıyla denitrifikasyon hacmi bulunur.

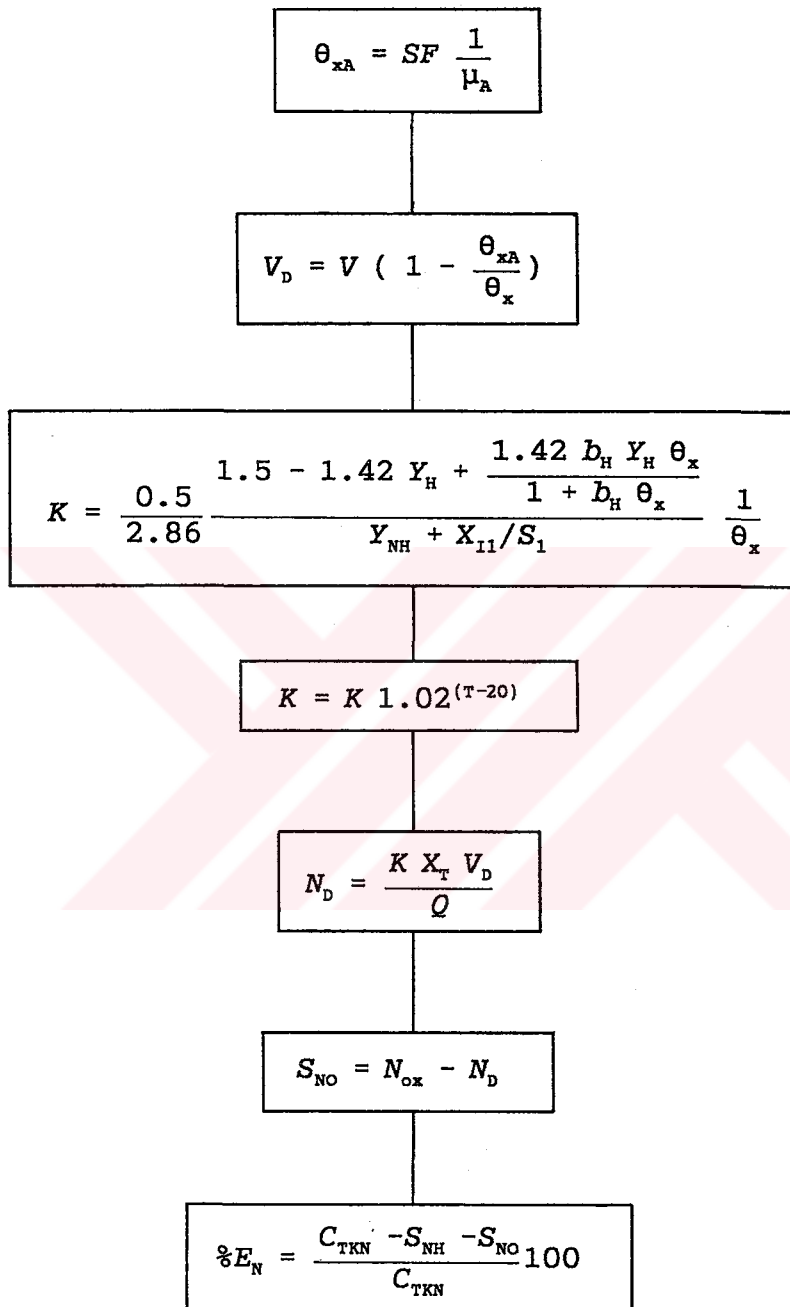
Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı organik madde ve aktif biyokütlenin içsel solunumu için harcanan oksijen miktarı ile hesaplanır.

Denitrifikasyon potansiyeli, seçilen ortalama bir AKM konsantrasyonu X_T , denitrifikasyon hacmi ve denitrifikasyon hız sabiti yardımıyla hesaplanır.

Çıkıştaki nitrat konsantrasyonu aerobik kademede oluşan nitrat konsantrasyonundan denitrifikasyon potansiyelinin çıkarılması ile bulunur.



Şekil 3.16 Randall, Barnard, Stensel İçin Sistem Şeması



Şekil 3.16 Devam

$$f_v = \frac{P_{xH}}{P_{xT}} = \frac{V X_H / \theta_x}{V X_T / \theta_x} = \frac{Y_H S_1 / \theta - b_H f_v X_T}{X_T / \theta_x} \quad (3.85)$$

$$f_v = \frac{Y_H Q S_1 / V X_T}{1/\theta_x + b_H} \quad (3.86)$$

$$\frac{OR_H}{Q S_1} = 1/f - f_x Y_H + f_x b_H Y_{NH} \theta_x \quad (3.87)$$

$$f_x = 1.42g \text{ KOI/g UAKM} \quad 1/f = 1.5g \text{ KOI/g BOI}_5 \quad (3.88)$$

$$\frac{OR_H}{Q S_1} = 1.5 - 1.42 Y_H + 1.42 b_H Y_{NH} \theta_x \quad (3.89)$$

$$P_{xT} = P_{xH} + P_{\Sigma} = Y_{NH} Q S_1 + X_{II} Q \quad (3.90)$$

$$K = \frac{0.5}{2.86} \frac{OR_H}{QS_1} \frac{1}{P_{xT} \theta_x / QS_1} = \frac{Q N_D}{V_D X_T} \quad (3.91)$$

$$K = \frac{0.5}{2.86} \frac{(1.5 - 1.42 Y_{NH} + 1.42 b_H Y_{NH} \theta_x)}{(Y_{NH} + X_{II}/S_1) \theta_x} \quad (3.92)$$

3.8 Amerikan Modeli

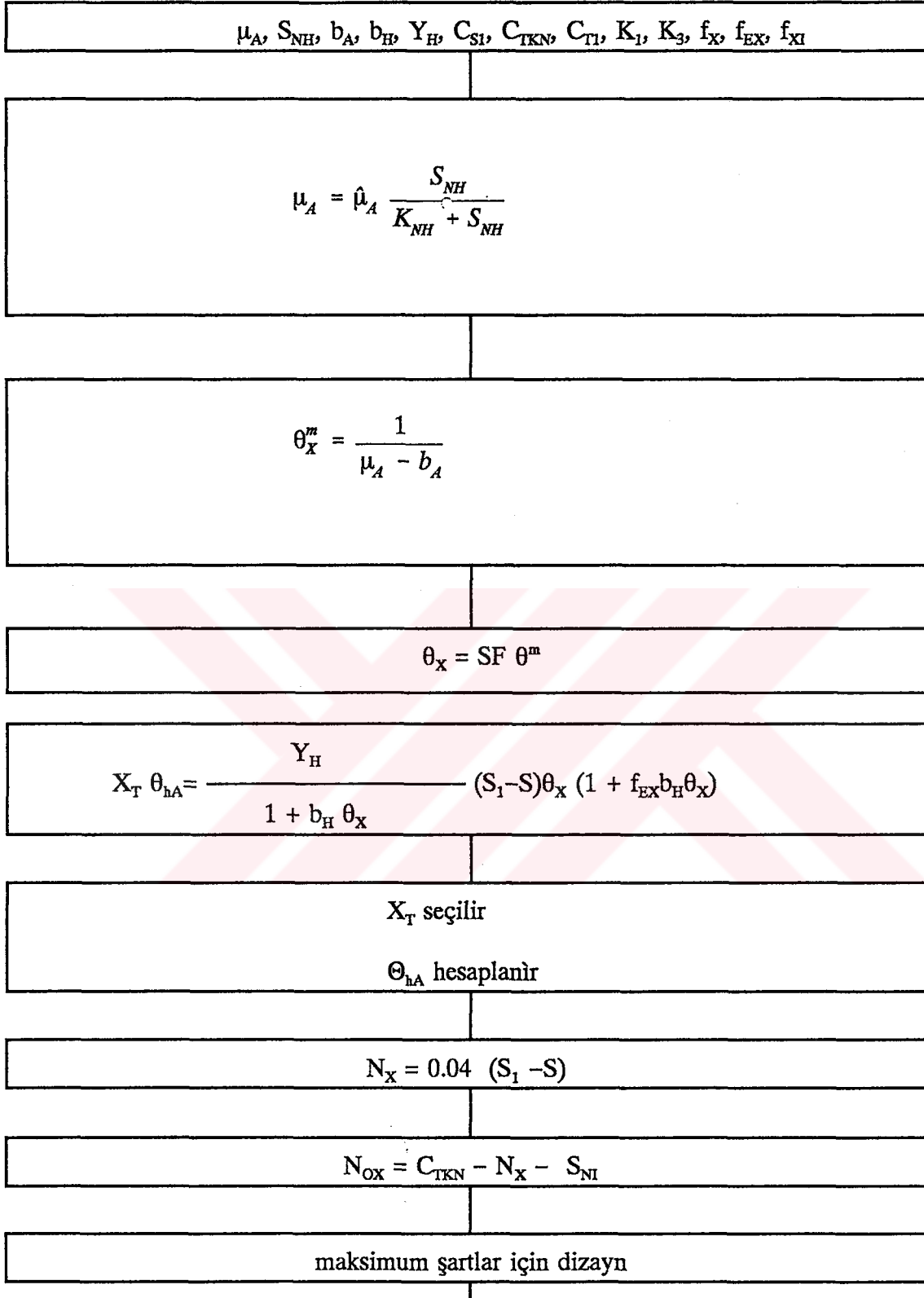
Eckenfelder (1991) tarafından verilen modelde nitrifikasyon denitrifikasyon adımları ayrı ayrı ele alınmış ortalama ve maksimum değerler için denitrifikasyon hacminin iki kademedan oluştuğu bir dizayn yapılmıştır.

Birinci kademedeki girişteki organik maddenin % 25 ini oluşturduğu kabul edilen kolay ayrışabilir substratın nitrat eşdeğeri kadar nitratın r_{DN1} hızıyla giderildiği ve geri kalan nitratında ikinci kademedeki r_{DN2} hızıyla giderildiği kabul edilir.

Birinci ve ikinci anoksik kademedeki hidrolik bekletme sürelerinin, bunlara aerobik kademedeki bekletme süresinde dahil edilmesiyle bulunan toplam bekletme süresine oranı ile hesaplanan V_D/V oranı ile seçilen V_D/V oranı karşılaştırılarak kontrol edilir.

Aerobik kademe için çamur yaşı kinetik sabitler yardımıyla hesaplanır. Toplam çamurun heterotrofik çamurdan ve inert partiküler ürünlerden oluştuğu kabul edilmektedir. Fazla çamurla çekilen azotun giderilen organik maddenin %4 ü olarak hesaplanmaktadır. Oluşan nitrat azotu TKN den fazla çamurla çekilen azotun ve çıkıştaki organik ayrışamayan azotun çıkarılması ile bulunur.

Nitrifikasyon kademesinin maksimum şartlar için yapılan dizaynında nitrifikasyon hızı yaklaşımı kullanılır. Nitrifikasyonda rol alan ototrofik biyokütlenin toplam biyokütle içindeki oranı f_A yardımıyla bulunan nitrifikasyon hızı r_N aerobik kademedeki hidrolik bekletme süresinin hesabında kullanılır. Bu yolla bulunan hidrolik bekletme süresi ortalama şartlar için bulunan hidrolik bekletme süresinden büyük olduğu için aerobik kademenin hidrolik bekletme süresi olarak kabul edilir ve bu hidrolik bekletme süresi için yeniden hesaplanan aerobik çamur yaşı dizaynında esas alınır. Seçilen bir XR için çamur geri devri bulunur.



Şekil 3.17 Amerikan Modeli İçin Akım Şeması

$$q_A = \frac{\mu_A}{Y_A}$$

$$f_A = \frac{Y_A N_{OX}}{Y_A N_{OX} + Y_H (S_1 - S)}$$

$$N_{OXmax} = C_{TKNmax} - S_{NH} - S_{NI} - N_{Xmax}$$

$$N_{Xmax} = 0.04 (S_{1max} - S)$$

$$r_N = q_A f_A X_T$$

$$\theta_{hA} = \frac{N_{OXmax}}{r_N}$$

$$X_T \theta_{hA} = \frac{Y_H}{1 + b_H - \theta_{XA}} (S_1 - S) \theta_{XA} (1 + f_{EX} b_H \theta_X)$$

θ_{XA} bulunur

Denitrifikasyon

V_D / V seçilir

Şekil 3.17 Devam

$$\theta_x = \frac{\theta_{XA}}{1 - V_D/V}$$

$$r_{DN1} = K_1 \frac{1}{1 + f_{EX} b_H \theta_x} X_T$$

$$\theta_{hDN1} = \frac{S_1 0.25 / 3}{r_{DN1}}$$

$$r_{DN2} = K_2 \frac{1}{1 + f_{EX} b_H \theta_x} X_T$$

$$\theta_{hDN2} = \frac{\text{2.kademede giderilen nitrat}}{r_{DN2}}$$

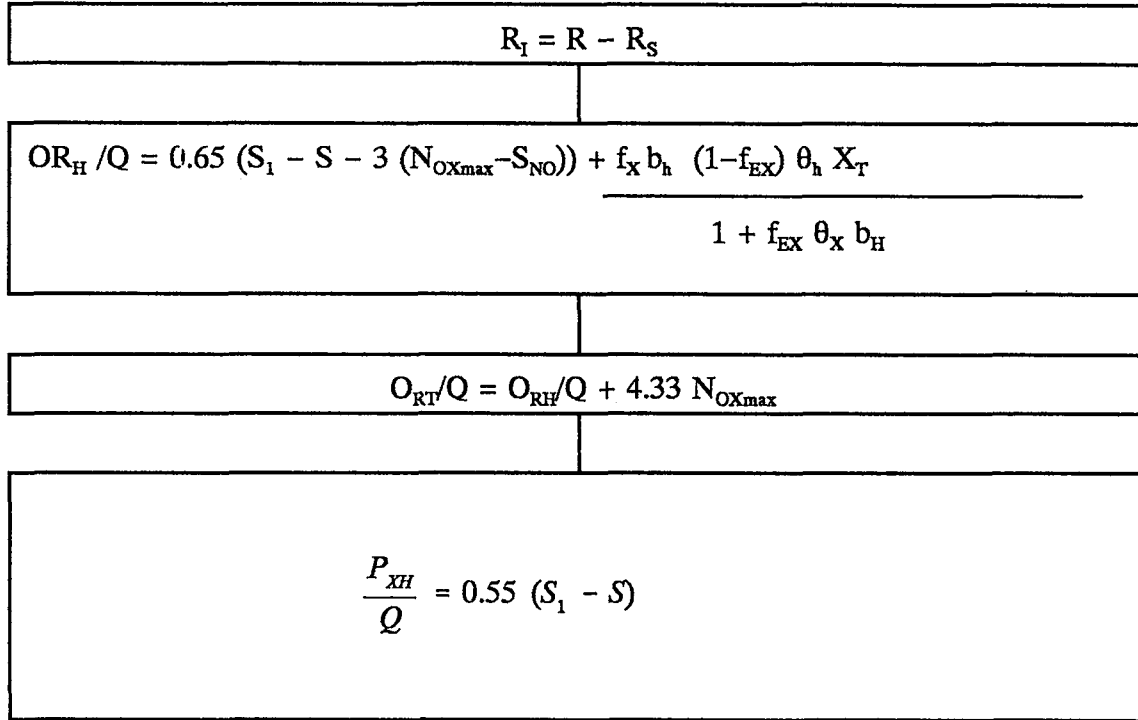
$$\frac{V_D}{V} = \frac{\theta_{hDN1} + \theta_{hDN2}}{\theta_{hDN1} + \theta_{hDN2} + \theta_{hA}}$$

X_R seçilir

$$R_S = X/(X_R - X_H)$$

$$R = \frac{N_{OX} - S_{NH}}{S_{NO}} - 1$$

Şekil 3.17 Devam



Şekil 3.17 Devam

Fazla çamurdaki azot

$$N_X = (i_{XB} + i_{XE} f_{EX} b_H \theta_X) \frac{Y_H}{1 + b_H \theta_X} (S_1 - S) \quad (3.93)$$

denkleminin basitleştirilmiş şekilde

$$N_X = 0.04 (S_1 - S) \quad (3.94)$$

halini alması ile bulunur.

Fazla heterotrofik çamurdaki azot oranı bulunurken fazla detaya girilmemiş amonyak oranının giderilen organik maddenin belli bir yüzdesi olduğu kabul edilmiştir. Bu kabulün esası yukarıdaki ifadede görülmektedir.

1. kademde giderilen nitrat miktarı, girişteki kolay ayrışabilir organik maddenin elektron alıcısı olarak tükettiği nitrat kadardır. Girişteki organik maddenin % 25 nin kolay ayrışabilir olduğu kabul edilmiştir. Bunun nitrat eşdeğeri daha önce verilen ifadelerden de hatırlanacağı üzere

$$\frac{2.86}{1 - Y_{NHD}} \text{ g KOI/g NO}_3^- \quad (3.95)$$

Bu denklemde Y_{NHD} değeri yerine konduğunda 3 gKOI/gNO₃⁻-N bulunur.

Oksijen ihtiyacında giderilen organik maddenin çarpıldığı 0.65 değeri

$$OR_H/Q = 1/f (1 - f Y_H f_X) (S_{1max} - S - 3 (N_{OXmax} - S_{NO})) + f_X b_H X_T \frac{1}{(1 + f_{EX} \theta_X)}$$

denkleminde birinci ifadenin sayısal değeridir.

Denitrifikasyon kademesinde elektron alıcısı olarak nitrat kullanıldığı için giderilen toplam organik maddeden bu kademe de giderilen organik madde çıkarılır. Bu kademedede

giderilen nitrat ($N_{Oxmax} - S_{NO}$) kadardır. Bunun KOI esdegerini daha önce belirlenen $3 \text{ gKOİ} / \text{gNO}_3^- - \text{N}$ ifadesi ile çarpılarak belirlenir.

Endojen solunumla tüketilen oksijeni denklemin ikinci teriminde verilmektedir.

Burada f_x 1.4 eşit alınmıştır.

Toplam oksijen ihtiyacı hesaplanırken N_{Ox} ile carpılan 4.33 katsayısı

$$4.57 - Y_A \frac{g O_2}{g N} \quad (3.97)$$

denklemindeki değerlerin yerine konması ile bulunur.

Heterotrofik fazla çamur $Y_{NH} Q S_1$ ifadesi ile bulunur. Y_{NH} değeri 0.55 olarak kabul edilirse $P_{XH}/Q = 0.55 S_1$ olarak bulunur.

3.9 Orhon ve Artan Modeline Göre Sayısal Tek Camurlu Önde Denitrifikasyon Sistemi Tasarım Örneği

Çıkışta toplam azot konsantrasyonu 10 mg/l olacak şekilde tek çamurlu önde denitrifikasyon sistemi tasarımı aşağıda verilmiştir. Sistemin aşağıda özellikleri verilmiş bir evsel atıksuyu arıtması düşünülmüştür.

$$\text{Girişte KOI} = 360 \text{ mg/l}$$

$$\text{Girişte TKN} = 45 \text{ mg/l}$$

$$i_{XB} = 0.086 \text{ g N/g hücre KOI}$$

$$S_{SI} = 50 \text{ mg/l}$$

$$S_{II} = 15 \text{ mg/l}$$

$$X_{II} = 25 \text{ mg/l}$$

$$C_{NDI} = 10 \text{ mg/l}$$

$$S_{NH} = 32 \text{ mg/l}$$

$$S_{NOI} = 0$$

$$C_{SI} = 320 \text{ mg/l}$$

$$\text{Sıcaklık} = 15^\circ\text{C}$$

$$Y_H = 0.6 \text{ g hücre KOI/g KOI}$$

$$Y_A = 0.22 \text{ g hücre KOI/g KOI}$$

$$i_{XE} = 0.06 \text{ g N/g hücre KOI}$$

$$f_E = 0.2$$

$$\eta = 0.8$$

$$\alpha = 0.1$$

$$\mu_{A(15^\circ\text{C})} = 0.5/\text{gün}$$

$$k_{NH} = 1.0 \text{ mg/l NH}_3\text{-N}$$

$$b_{H(15^\circ)} = 0.2/\text{gün}$$

$$b_{A(15^\circ)} = 0.03/\text{gün}$$

Çözüm:

Çıkıştaki toplam azot konsantrasyonu, amonyak azotu, organik azot ve oksitlenmiş azot ($\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$) konsantrasyonlarının toplamından elde edilir. Çıkıştaki organik azot, girişteki inert çözünmüş azot ve sistemden kaçan biyokütlenin azot içeriğinden oluşur. Çıkıştaki organik azot konsantrasyonunun 2.0 mg/l ve amonyak azotu konsantrasyonunun da nitrifikasyonla 1.0 mg/l'nin altına düşürüldüğü kabul edilirse, denitrifikasyon prosesinin çıkışta 7.0 mg/l'yi aşmayacak bir nitrat konsantrasyonunu sağlaması gerekir.

$$\mu_A = \mu_A \frac{S_{NH}}{k_{NH} + S_{NH}} = 0.5 \frac{1.0}{1.0 + 1.0} = 0.25 \text{ d}^{-1}$$

$$\theta_{XA}^m = \frac{1}{\mu_A - b_A} = \frac{1}{0.25 - 0.03} = 4.55 \text{ gün}$$

$$\theta_{XA}^d = f_s \cdot \theta_{XA}^m$$

$\theta_{XA} = 10$ gün seçilmiştir.

$$S_{NH} = \frac{k_{NH} (1 + b_A \theta_{XA})}{\hat{\mu}_A \theta_{XA} - (1 + b_A \theta_{XA})} = \frac{1.0 (1 + 0.3)}{0.5 \cdot 10 - (1 + 0.3)} = 0.35 \text{ mg N/l}$$

$$S_{NH} < 1.0 \text{ mg N/l}$$

$V_D / V = 0.4$ seçildi.

$$\theta_X = \frac{\theta_{XA}}{1 - \frac{V_D}{V}} = \frac{10}{1 - 0.4} = 16.7 \text{ gün}$$

$$S_S = 0$$

$$S_R = S_{II} + \alpha Y_H C_{SI} = 15 + 0.1 \cdot 0.6 \cdot 320 = 34 \text{ mg KOI/l}$$

$$c = 1 - (1 - \eta) \frac{V_D}{V} = 1 - (0.2 \cdot 0.4) = 0.92$$

$$N_X = (i_{XB} + i_{XE} f_E c b_H \theta_X) \frac{Y_H C_{SI}}{1 + c b_H \theta_X}$$

$$N_X = (0.086 + 0.06 \cdot 0.2 \cdot 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7) \frac{0.6 \cdot 320}{1 + 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7} = 5.8 \text{ m}$$

$$N_{OX} = C_{NDI} + S_{NH1} - S_{NH} - N_X$$

$$N_{OX} = 10 + 32 - 0.4 - 5.8 = 35.8 \text{ mg N/l}$$

$$\frac{OR_H}{Q} = [(1 - Y_H - \alpha Y_H) + (1 - f_E) c b_H \theta_x \frac{Y_H}{1 + c b_H \theta_x}] C_{SI}$$

$$\frac{OR_H}{Q} = [(1 - 0.6 - 0.06) + 0.8 \cdot 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7 \frac{0.6}{1 + 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7}] 320$$

$$\frac{OR_H}{Q} = (0.34 + 0.36) 320 = 224 \text{ mg } O_2/l$$

$$\frac{OR_S}{Q} = (1 - Y_H - \alpha Y_H) S_{SI} = (0.34 \cdot 50) = 17 \text{ mg } O_2/l$$

$$N_{DP} = \frac{OR_S}{Q \cdot 2.86} + \eta \frac{V_D}{c V} \frac{(OR_H - OR_S)}{Q \cdot 2.86}$$

$$N_{DP} = \frac{17}{2.86} + 0.8 \frac{0.4}{0.92} \frac{(224 - 17)}{2.86} = 31.1 \text{ mg N/l}$$

R = 4.2 ve $S_{OR} = 1.5 \text{ mg/l}$ seçilirse;

$$S_{NO} = S_{NOI} + N_{OX} - N_{DP} + \frac{S_{OR}}{2.86}$$

$$S_{NO} = 0 + 35.8 - 31.1 + 4.2 \frac{1.5}{2.86} = 6.9 \text{ mg N/l}$$

$$S_{NO} < 7.0 \text{ mg N/l}$$

$$N_D = 31.1 - 4.2 \frac{1.5}{2.86} = 28.9 \text{ mg N/l}$$

$$R = \frac{N_D}{S_{NO}} = \frac{28.9}{6.9} = 4.19 \approx 4.2$$

$$\frac{P_{XH}}{Q} = \frac{0.6}{1 + 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7} 320 = 47 \text{ mg/l}$$

$$\frac{P_{XE}}{Q} = f_E \cdot c \cdot b_H \cdot \theta_x \cdot \frac{P_{XH}}{Q} = 0.2 \cdot 0.92 \cdot 0.2 \cdot 16.7 \cdot 47 = 28.8 \text{ mg/l}$$

$$\frac{P_{XA}}{Q} = \frac{Y_A \cdot N_{OX}}{(1 + b_A \cdot \theta_{XA})} = \frac{0.22}{(1 + 0.03 \cdot 10)} \times 35.8 = 6.1 \text{ mg/l}$$

$$\frac{P_{XT}}{Q} = \frac{P_{XH}}{Q} + \frac{P_{XE}}{Q} + \frac{P_{XA}}{Q} + X_I = 47 + 28.8 + 6.1 + 25 = 106.9 \text{ mg hücre/l}$$

$X_T = 3500 \text{ mg KOİ / l}$ seçildi.

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{P_{XT} \cdot \theta_x}{Q \cdot X_T} = \frac{106.9 \times 16.7 \cdot 24}{3500} = 12.2 \text{ saat}$$

$$V = \frac{12.2}{24} \times 1 = 0.51 \text{ m}^3$$

$$OR_T = OR_H + 4.57 \cdot Q \cdot N_{OX} - 2.86 \cdot Q \cdot N_D$$

$$OR_T = (224 + 4.57 \times 35.8 - 2.86 \times 28.9) \times 10^{-3}$$

Farklı modellerin birim debi için yukarıdaki örnekte verilen giriş değerleri ile hesaplanan tasarım büyüklükleri tablo 3.4 de verilmiştir.

Tablo 3.4. Birim Debi ve Farklı Modeller için Hesaplanan Tasarım Büyüklükleri

	Amerika	Almanya	Danimarka	Randall v.d	Orhon ve Artan	Güney Afrika
θ_{xa} gün	10	10	10	12	10	9
θ_x gün	14	13	13	20	17	12
N_{ox} mg/l	31	27	41	41	36	36
V m ³	0.3	0.5	0.25	0.45	0.51	0.52
V_p m ³	0.1	0.15	0.04	0.14	0.2	0.2
N_p mg/l	26	20	34	34	30	23
OR_x kg/gün	300	500	350		300	200

4. TASARIM SEÇENEKLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI

4.1 Tasarım Seçeneklerinin Karşılaştırılması ve Değerlendirilmesi

Aerobik Çamur Yaşı

Danimarka yaklaşımında aerobik çamur yaşı Danish EPA tarafından nitrifikasyon için kabul edilen aerobik çamur yaşının sıcaklıkla değişimini veren dizayn eğrisinden yararlanılarak Danimarka için tipik bir değer olan 10°C ye karşı gelen değer olarak alınır (Şekil 4.2).

Alman yaklaşımında minimum aerobik çamur yaşı ototrofik bakterilerin maksimum çoğalma hızı μ_A , sıcaklık düzeltme faktörü ve nüfusa bağlı bir emniyet faktörü yardımıyla hesaplanır. Minimum aerobik çamur yaşı ototrofik bakterilerin çoğalmasına izin vermelidir. Yani ototrofik bakterilerin maksimum spesifik çoğalma hızıyla ters orantılıdır. Bu oran maksimum çoğalma hızının seçilmesiyle belirlenmiş olur. Ototrofik çoğalma prosesi sıcaklıktan etkilendiği için sıcaklık düzeltme faktörü bu oranla çarpılır. Emniyet faktörü ise nüfusa bağlı olarak seçilir.

Güney Afrika modelinde minimum aerobik çamur yaşı ototrofik mikroorganizmaların spesifik çoğalma ve ölme hızlarına bağlı olarak hesaplanır. Yani burada maksimum çoğalma hızının dikkate alındığı alman yaklaşımından farklı olarak net çoğalma hızı esas alınmıştır. Bu örnekte spesifik çoğalma hızı oksijen, sıcaklık ve pH faktörleri gözönünde bulundurularak aşağıdaki gibi hesaplanır.

$$\mu_A = \mu'_A \frac{S_{OA}}{K_{OA} + S_{OA}} (1 - 0.833(7.2 - pH)) \quad (4.1)$$

Amerikan modelinde seçilen sıcaklığa bağlı, ototroflar için maksimum bir spesifik çoğalma hızı yardımıyla oksijen düzeltilmesi yapılarak çıkışta ulaşılması hedeflenen bir S_{NH} için çoğalma hızı μ_A bulunur. Minimum aerobik çamur yaşı çoğalma hızı ve ölme hızı yardımı ile hesaplanır. Bu modelde de net çoğalma esas alınmaktadır.

Benzer şekilde Randall, Barnard, Stensel modelinde ototroflar için seçilen bir maksimum çoğalma hızı, hedeflenen çıkış amonyak azotu konsantrasyonu ve oksijen düzeltilmesi ile μ_A bulunur. Θ_{XA} bu μ_A ile ters orantılıdır. Bu oran seçilen bir emniyet faktörü ile çarpılarak aerobik çamur yaşı bulunur. Burada ototrofların ölümü aerobik çamur yaşı hesabında dikkate alınmamıştır.

Yukarıda verilen modelde aerobik çamur yaşı seçilerek çıkıştaki amonyak konsantrasyonu bulunmuştur.

Genelde aerobik çamur yaşı hesabı modelden modele büyük farklılık göstermemekte kinetik sabitler μ_A , μ_{A_0} , b_A ve emniyet faktörü yardımıyla çıkışta hedeflenen bir amonyak azotu konsantrasyonu için aerobik çamur yaşı belirlenmektedir.

Çamur Yaşı

Güney Afrika modelinde V_D/V oranı seçildikten sonra minimum aerobik çamur yaşından minimum çamur yaşına geçilir. Minimum çamur yaşının emniyet faktörü ile çarpılması ile de dizayn çamur yaşı Θ_X hesaplanır.

Amerikan modelinde de minimum aerobik çamur yaşı bir emniyet faktörü ile büyütülerek aerobik dizayn çamur yaşı bulunur ve burdan yine V_D/V oranı yardımıyla sistemin çamur yaşı hesaplanır.

Sonuç olarak her iki modelde de uygulama aynıdır. Sistemin minimum çamur yaşını minimum aerobik çamur yaşı yardımı ile hesaplayıp sonra bunu emniyet faktörü ile büyütürsek sistem dizayn çamur yaşını belirlemek veya direkt dizayn aerobik çamur yaşından sistem dizayn çamur yaşına geçmek aynı sonucu verecektir.

Randall, Barnhard, Stensel örneğinde ise diğer örneklerden farklı olarak sistem çamur yaşı Θ_X seçilmektedir. Burada hesaplanan reaktor hacmi V ve aerobik çamur yaşı için seçilen bir sistem çamur yaşı yardımı ile denitrifikasyon hacmi V_D bulunur.

Yukarıda verilen modelde de aynı şekilde V_D / V oranı seçilmiş ve aerobik çamur yaşı yardımı ile sistemin çamur yaşına geçilmiştir.

Fazla Çamurla Çekilen Azot (N_x)

N_x hesabında fazla heterotrofik çamurun i_{XB} oranında, ayrıca inert partiküler ürünlerinde i_{XE} oranında azot içerdiği kabul edilmiş, heterotrofik çoğalma ve ölümün tüm reaktörde gerçekleştiği gözönüne alınmış ve heterotrofik aktivitenin anoksik bölgede η kadar azaldığı kabul edilerek heterotroflar için kütle dengesi yazılırken fazla çamur ifadesini içeren denklemler yardımıyla bir c faktörü belirlenmiş ve bu c faktörü de N_x 'in hesaplanmasında kullanılmıştır.

$$N_x = (i_{XB} + i_{XE} f_{EX} b_H c \theta_x) \frac{Y_H (C_{SI} - S_s)}{1 + c b_H \theta_x} \quad (4.2)$$

Amerikan yaklaşımında N_x 'in giderilen organik maddenin % 4 olduğu kabul edilir.

Güney Afrika yaklaşımında N_x toplam çamurun % 11 'i kadardır.

Alman modelinde N_x BOİ cinsinden verilen girişteki organik maddenin % 5 i olarak alınmıştır.

Danimarka modelinde N_x fazla çamurun % 5 i kadardır.

Randall, Barnhard, Stensel modelinde N_x heterotrofik çamurun % 10 'u kadardır.

Genelde N_x hesabında detaylı bir yaklaşıma gidilmemiş, N_x giderilen organik maddenin ya da fazla çamurun kabaca belli bir yüzdesi olarak kabul edilmiştir. Bu yüzdelere i_{XB} , i_{XE} , f_{EX} , b_H , Y_{NH} , gibi ifadelerin modelden modele farklı değerler alınmasından dolayı farklılık göstermektedir.

N_{ox}

Danimarka modelinde girişteki TKN konsantrasyonundan fazla çamurla çekilen azot konsantrasyonu ile çıkışta ulaşılması hedeflenen amonyak azotu konsantrasyonunun çıkarılması ile nitrifikasyon kademesinde oksitlenen amonyak, diğer bir deyişle oluşan nitrat azotu konsantrasyonu bulunur.

Güney Afrika modelinde de girişteki TKN konsantrasyonundan fazla çamurla çekilen azot ve çıkışta ulaşılması hedeflenen amonyak konsantrasyonu çıkarılmıştır.

Amerikan yaklaşımında, ortalama şartlar için hesap yapılırken girişteki TKN konsantrasyonundan fazla çamurla çekilen azot ve çözünmüş, biyolojik olarak ayrışamayan azot çıkarılmış, ancak çıkıştaki amonyak azotu konsantrasyonu ihmal edilmiştir. Bu yaklaşımın ardında çıkış azotunun ortalama şartlar için 0 alındığı yani amonyağın tamamen oksitlendiği kabulünün yapılması olabilir. Dizaynda esas alınan N_{ox} hesabında ise maksimum giriş TKN konsantrasyonundan çıkıştaki amonyak azotu konsantrasyonu, biyolojik olarak ayrışamayan azot ve fazla çamurla çekilen azot çıkarılmıştır.

Randall, Benefield, Stensel modelinde N_{ox} girişteki TKN konsantrasyonundan çıkışta hedeflenen amonyak azotu konsantrasyonu ve fazla çamurla çekilen azot çıkarılarak bulunur.

Genel yaklaşım girişteki TKN konsantrasyonu ile çıkıştaki amonyak azotu ve ayrıştırılamayan azotun arasındaki fark kadar nitrat oluştuğu kabulüdür. Yukarıda verilen modelde olduğu gibi giriş azotunun bileşenleri (C_{NDI} , S_{NHI}) irdelenmemiş giriş TKN si esas alınmıştır. Bazı örneklerde ayrıştırılamayan azotun sistemi bozulmadan terkedeceği gözönünde bulundurulmuştur.

Denitrifikasyon Potansiyeli

Amerikan yaklaşımında iki yol izlenmiştir. Birinci yol μ_A ve b_A yardımıyla belirlenen minimum bir Θ_{XA} bulmak ve bu minimum aerobik çamur yaşını emniyet faktörü ile çarparak nitrifikasyon sisteminin çamur yaşını belirleyip aşağıdaki denklem yardımıyla seçilen bir X_T için aerobik kısmın hidrolik bekletme süresini hesaplamaktan ibarettir.

$$\frac{\theta_{XA} X_T}{\theta_{XA}} = \frac{P_{XT}}{Q} \quad (4.3)$$

Diğer yol ise maksimum şartların esas alındığı nitrifikasyon hızı yaklaşımıdır.

N_{ox} un belirlenmesi nitrifikasyon hızı r_N nin tanımlanmasını sağlar. Nitrifikasyon

hızı reaktör boyutlandırılmasında önemli bir parametredir. Bu parametre reaktördeki toplam biyokütlenin birim miktarı başına oksitlenen amonyak azotu miktarını verir. Nitrifikasyon hızı, nitrifikasyon bakterilerinin reaktördeki toplam biyokütlenin yalnızca ufak bir kısmını oluşturduğu geri kalan büyük miktarın heterotrofik çoğalmadan kaynaklandığı gözönünde tutularak amonyak oksidasyon hızı yardımıyla hesaplanır.

$$r_N = \frac{Q N_{OX}}{V (X_H + X_A)} \quad (4.4)$$

$$r_N = f_A \frac{N_{OX}}{X_A \theta} = f_A q_A \quad (4.5)$$

Burada f_A toplam biyokütlenin ototrofik fraksiyonudur.

f_A günlük ototrofik ve heterotrofik biyokütle üretim miktarıyla hesaplanabilir.

$$f_A = \frac{P_{XA}}{P_{XA} + P_{XH}} \quad (4.6)$$

$$P_{XA} = Y_{NA} Q N_{OX} \quad (4.7)$$

$$P_{XH} = Y_{NH} Q (S_1 - S) \quad (4.8)$$

$$f_A = \frac{Y_{NA} N_{OX}}{Y_{NA} N_{OX} + Y_{NH} (S_1 - S)} \quad (4.9)$$

Y_{NA} = gözlenen ototrofik dönüşüm oranı

[M(hücre KOİ)/M(N)]

Y_{NH} = gözlenen heterotrofik dönüşüm oranı

[M(hücre KOİ)/M(KOİ)]

Bu yaklaşımla hesaplanan hidrolik bekletme süresi ile ortalama şartlar için bulunan hidrolik bekletme süresi karşılaştırılarak büyük olan ki bu ikinci yaklaşımla bulunan hidrolik bekletme süresidir için yeniden

$$\frac{\theta_{HA} X_T}{\theta_{XA}} = \frac{P_{XT}}{Q} \quad (4.10)$$

yukarıdaki denklem kullanılarak aerobik çamur yaşı bulunur ve aerobik çamur yaşının yardımı ile sistemin çamur yaşı hesaplanır.

Denitrifikasyon için hesap yapılırken kolay ayrışabilir çözünebilir organik maddenin girişteki organik maddenin % 25 ini oluşturduğu kabul edilir. Bu kolay ayrışabilir organik madde birinci anoksik kademedeki K_1 hızıyla giderilecektir. 1 mg/l nitrat başına 3 mg/l organik madde giderildiği kabul edilirse 1. anoksik kademedeki giderilecek nitrat miktarı bulunur.

Denitrifikasyon hızı yani nitratin giderim hızı bir K_1 sabitine bağlı olarak hesaplanabilir. Bunun için denitrifikasyona katılan aktif mikroorganizmaların oranı belirlenmelidir. Bu oran toplam çamur miktarı içindeki heterotrofik mikroorganizma miktarı oranıdır.

Denitrifikasyon hızı denkleminde hesaplanan X_H direkt yerine konmamış P_{XH} / P_{XT} oranı belirlenerek buradan aktif biyokütle oranı hesaplanmıştır.

$$r_{DNI} = K_1 \frac{1}{1 + f_{EX} b_H \theta_x} X_T \quad (4.11)$$

Denitrifikasyon hacminde giderilmesi gerekli nitrat miktarı aerobik kademedeki oluşan nitratin çıkış nitrata kadar eksiktir. Çıkış azotu, nitrat azotu, çıkış amonyak azotu ve çözünebilir ayrışamayan azottan oluşmaktadır. Çıkış amonyak azotu ve çözünebilir ayrışamayan azot konsantrasyonları çıkıştaki nitrat azotu konsantrasyonu hesaplanır. Giderilmesi gerekli nitratin birinci anoksik kademedeki giderilen kısmı çıkarıldığında ikinci anoksik kademedeki giderilmesi gerekli nitrat miktarı bulunur. İkinci anoksik kademedeki kolay ayrışabilir organik madde tükenmiş olduğundan burada denitrifikasyon için kullanılan hız sabiti daha düşük bir değer olacaktır. İkinci anoksik kademedeki K_2 ve aktif mikroorganizma oranı yardımıyla denitrifikasyon

hızı hesaplanır.

Birinci ve ikinci anoksik kademenin hidrolik bekletme süreleri her iki kademenin denitrifikasyon potansiyelleri yardımıyla ayrı ayrı hesaplanır ve bunların toplamı denitrifikasyon kademesindeki toplam hidrolik bekletme süresini verir. Tüm sistemin hidrolik bekletme süresi de denitrifikasyon kademesinin bekletme süresine daha önce hesaplanan aerobik kısmın bekletme süresi eklenerek bulunur. Denitrifikasyon hacmindeki hidrolik bekletme süresini tüm sistemin hidrolik bekletme süresine oranı bulunarak başlangıçta seçilen V_D/V oranının doğruluğu kontrol edilir.

Toplam fazla çamurun heterotrofik çamurdan ve inert partiküler ürünlerden oluştuğu kabul edilmiştir

Güney Afrika yaklaşımında kolay ayrışabilir organik madde C_{s1} dikkate alınarak hesaplanan fazla çamur girişteki inert partiküler maddelerden, inert partiküler ürünlerden ve heterotrofik çamurdan oluşmaktadır.

Fazla çamur, seçilen X_T ve daha önce belirtilen şekilde bulunan Θ_x yardımıyla reaktor hacmi V bulunur.

Çıkış azot konsantrasyonunun amonyak ve nitrat azotu konsantrasyonlarından oluştuğu kabul edilir.

Bu örneğin en önemli özelliği son çöktürmede meydana gelen nitrat gideriminin gözönüne alınmasıdır.

1. Anoksik bölgede denitrifikasyon hızı K_1 sabiti ve denitrifikasyon da rol oynayan aktif kütlenin yardımıyla hesaplanmaktadır.

1. Anoksik kademenin hacmi bu bölgenin denitrifikasyon kapasitesinin yani bu bölgede giderilecek nitrat miktarının denitrifikasyon hızına bölünmesi ile bulunur.

Son çöktürme havuzunda hesaplanan yüzey alanı ve seçilen çamur örtüsü yüksekliği ile belirlenen çamur örtüsü hacminde denitrifikasyon gerçekleşir. Burada ancak endojen organik madde kaldığından denitrifikasyon hızının hesabında K_3 sabiti kullanılır. Denitrifikasyonu gerçekleştiren mikroorganizma konsantrasyonu geri devirdeki mikroorganizma konsantrasyonunun aktif kısmıdır. Aktif biyokütle oranı denitrifikasyon hacminde denitrifikasyon hızı hesabında da kullanılan (P_{XH} / P_{XT}) toplam çamurun heterotrofik çamura oranıdır.

Çöktürme havuzunda çamur örtüsü hacminde r_{DN3} hızıyla gerçekleşen denitrifikasyonla giderilen nitrat miktarı $V_s r_{DN3}$ olarak hesap edilir.

Geri devirdeki nitrattan son çöktürmede giderilen nitrat çıkartılarak bulunan nitratin giderilmesi için gene endojen organik maddeler kullanılacağı düşünülerek r_{DN3} hızıyla gerçekleşecek olan denitrifikasyon mekanizması için gerekli bir ön anoksik hacim hesaplanır.

Denitrifikasyon potansiyeli

$$Q N_{DI} = Q N_{OX} - Q S_{NO} - Q_{RS} S_{NO} \quad (4.12)$$

olarak hesaplanır. Bu durumda $Q N_{DI}$ kadar nitratin r_{DN1} hızıyla giderilebilmesi için gerekli esas anoksik hacim hesaplanır. Giren KOI nin kolay ayrışabilir kısmının nitrat eş değeri N_p den büyüktür. Yani ortama geri devir çamuruyla gelen nitratta bu hacimde giderilebilir ve bir ön anoksik hacme gerek kalmaz. Ön anoksik hacim esas anoksik hacme dahil edilerek toplam denitrifikasyon hacmi hesaplanır

Daha önce hesaplanmış olan reaktör hacminden denitrifikasyon hacmi çıkarılarak aerobik hacim bulunmuş olur.

Geri devir oranı daha önce verilen

$$R = \frac{N_D}{S_{NO}} \quad (4.13)$$

ifadesi yardımıyla hesaplanır. Bu örnekte geri devirle denitrifikasyon hacmine giren oksijen dikkate alınmıştır.

Alman yaklaşımında da denitrifikasyon hızının oksijen tüketim hızıyla orantılı olduğu kabul edilir. Denitrifikasyon potansiyeli karbon giderimi için gerekli oksijen tüketim hızının belli bir oranı olarak hesaplanır. Ancak alman modelinde organik maddenin kolay ayrışabilir kısmı ayrıca ele alınmamış tüm değerler (fazla çamur, oksijen ihtiyacı v.b.) giderilen BOİ bazında hesaplanmıştır. Çıkış BOİ si 0 kabul edildiğinden giderilen BOİ giriş BOİ'sine eşittir. Fazla çamur inert partiküler ürünlerden ve girişteki inert partiküler maddelerden oluşmaktadır. Alman yaklaşımında genellikle oksijen ihtiyacı, denitrifikasyon potansiyeli , çamur yaşı ve girişteki AKM / BOİ oranı için verilen değerlerden oluşan tablolar kullanılmaktadır.

Oksijen ihtiyacı

Alman yaklaşımında organik madde tarafından verilen elektronların $(1 - Y_H)$ kadarı oksijen tarafından alınacaktır. $(1 - Y_H)$ oranı 0.5 olarak kabul edilmiştir. Diğer yandan ölen mikroorganizmaların harcadıkları oksijenin de hesaplanması gerekmektedir. Bu harcamayı ancak mikroorganizmaların aktif kısmının yapacağı gözönünde bulundurulmalıdır. Karbon giderimi için harcanan oksijen dışında nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarında oksijen ihtiyacını etkiler.

$$\frac{OR_N}{QS_1} = \frac{4.6 S_{NO} + 1.7 N_D}{S_1} \quad (4.14)$$

Toplam oksijen ihtiyacına geçilirken karbon giderimindeki şok yükler f_c faktörü ile nitrifikasyon denitrifikasyon mekanizmalarından doğan oksijen ihtiyacı hesabında şok azot yükleri de f_N faktörü ile gözönüne alınmıştır.

Danimarka yaklaşımında denitrifikasyon hacmi bulunurken ortalama bir K hız sabitinden yararlanılmış ve seçilen X_T nin (AKM) %75 nin UAKM olduğu ve tüm UAKM nin denitrifikasyonda aktif olarak rol oynadığı kabul edilmiştir. Bu örnekte de denitrifikasyon hızı yaklaşımı söz konusudur. Aktif biyokütle oranı basitleştirilmiş olarak UAKM / AKM oranına eşit alınmıştır. Aerobik hacim hesaplanırken

$$\frac{V_A X_T}{\theta_{XA}} = Y_{NH} Q S_1 \quad (4.15)$$

denkleminde görüldüğü üzere gözlenen dönüşüm oranından yararlanılarak toplam çamurun çekilmeden önce V_A hacminde θ_{XA} süresince beklediği esastan yola çıkılmıştır. Ancak Y_{NH} ın nasıl hesaplandığı, fazla çamurun içeriğı verilmemiştir.

Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı BOİ cinsinden verilen organik maddenin giderimi ve endojen solunum için gerekli oksijenin toplamından oluşur. $(1 - Y_H)$ alman yaklaşımına benzer şekilde 0.5 olarak kabul edilir. Endojen fazda aktif biyokütlenin oksijen tüketeceği kabul edildiğine göre UAKM / AKM oranı yardımıyla aktif biyokütle oranı belirlenerek oksijen ihtiyacı hesaplanır

Randall, Barnard, Stensel modeli de alman yaklaşımına ve bölüm 4.1 de verilen yaklaşıma benzemektedir. Nitrat gideriminin, oksijen tüketiminin belli bir oranı olduğu kabul edilmiştir.

Karbon giderimi için gerekli oksijen miktarı BOİ giderimi ve endojen fazda aktif biyokütlenin oksijen tüketimi toplamı ile bulunacaktır. Aktif biyokütlenin toplam biyokütleyle oranını bulmak için çamurun içeriğine bakmak gerekir. P_{XH} heterotrofik çamur, dönüşüm oranıyla organik maddeden oluşan heterotroflar belirlenir. P_{XT} , P_{XH} dan ve girişteki inert maddelerden oluşmaktadır. Burada inert partiküler ürünler ihmal edilmiştir. Karbon giderimi için oksijen ihtiyacı bulunduktan sonra V_D hesaplanarak, zira OR_H / N_D oranı denitrifikasyon hacminin toplam hacme oranına bağlıdır, seçilen bir X_T yardımı ile denitrifikasyon hacminde giderilecek nitrat miktarı hesaplanır.

N_{OX} tan yani aerobik hacimde amonyak azotunun oksidasyonu ile oluşan nitrattan denitrifikasyon hacminde giderilen nitrat miktarı çıkarılarak çıkıştaki nitrat konsantrasyonu bulunmuş olur.

Bu yaklaşımda diğerlerinden farklı olarak bir çıkış nitrat azotu konsantrasyonu belirlenip buna göre bir denitrifikasyon potansiyali hesaplanmamış önce N_D ve N_{OX} bulunarak buradan çıkış nitrat konsantrasyonu hesaplanmıştır.

Amerikan yaklaşımında geri devir çamurundaki mikroorganizma konsantrasyonu seçilerek çamur geri devir oranı belirlenir. Toplam geri devir

$$R = \frac{N_D}{S_{NO}} = \frac{N_{OX} - S_{NH}}{S_{NO}} - 1 \quad (4.16)$$

olarak bulunur. Burada dikkat edilmesi gerekli nokta N_{OX} için bulunan değerin ortalama bir değer olduğu ve ortalama N_{OX} hesabında çıkıştaki amonyak azotu konsantrasyonunun ihmal edilmiş olduğudur. Bu yüzden N_D bulunurken N_{OX} tan çıkış nitrat azotu konsantrasyonunun yanısıra çıkış amonyak azotu konsantrasyonu da çıkarılmıştır.

Oksijen ihtiyacı giderilen organik madde için harcanan oksijen ve aktif biyokütlenin solunumla tükettiği oksijenin toplamından bulunur. Denitrifikasyon sırasında nitratı elektron alıcısı olarak kullanan organik madde oksijen tüketilmeden giderilmiştir, dolayısıyla bu miktarı toplam giderilen organik maddeden çıkarmak gerekir. Sistemde giderilen organik madde hesaplanırken denitrifikasyonla giderilen nitratın organik madde eşdeğeri bulunarak toplam organik maddeden çıkarılır. Daha önce hesaplanan aktif biyokütle oranı yardımıyla bunların endojen fazda tükettiği oksijen bulunur. Nitrifikasyonda harcanan oksijen de daha önce belirtilen şekilde $(4.57 - Y_A)$ katsayısı oksitlenen amonyak ile çarpılarak belirlenir. Karbon giderimi için gerekli oksijen ile nitrifikasyon için gerekli oksijenin toplam sistemin toplam oksijen ihtiyacını verir.

Güney Afrika modelinde karbon giderimi için oksijen ihtiyacını giderilen kolay ayrışabilir substrat tarafından tüketilen oksijen ve aktif mikroorganizmaların endojen solunumla harcadıkları oksijenin toplamı oluşturmaktadır. Toplam oksijen ihtiyacı karbon giderimi için oksijen ihtiyacı ve nitrifikasyon için oksijen ihtiyacının toplamından denitrifikasyonda elektron alıcısı olarak kullanılan nitratın oksijen eşdeğerinin çıkarılması ile bulunur.

İngiliz yaklaşımı diğerlerinden farklılık taşımaktadır. Bu örnekte giriş debisinin % 80 i 1. anoksik bölgeye verilmiş, geri kalan % 20 lik debi 1. anoksik bölgeyi takip eden havalandırma bölgesinden sonra yer alan ve bu havalandırma bölgesinde oluşan

nitratın giderildiği 2. anoksik kademeye verilmiştir. Bu yoldan iki türlü fayda sağlanmış olur. Bir yandan girişteki organik madde giderilirken, nitrat elektron alıcısı olarak kullanılacak ve indirgenerek ortamdan uzaklaşmış olacaktır. Böylece nitratı indirmek için ilave bir karbon kaynağına ihtiyaç kalmayacaktır. Birinci anoksik bölgede organik madde gideriminde elektron alıcısı olarak geri devirdeki nitrat kullanılmaktadır. Yürütülen deneyler maksimum denitrifikasyon hızının BOI / TKN oranının 5:1 olması halinde söz konusu olacağını, 4:1 ve daha düşük oranlarda denitrifikasyon hızının endojen organik maddenin karbon kaynağı olarak kullanılması durumundaki denitrifikasyon hızına karşı geleceğini göstermiştir.

Giriş debisinin % 80 ninin beslendiği 1. anoksik kademede denitrifikasyon hız sabiti K_1 , giriş debisinin % 20 sinin beslendiği 2.anoksik kademede K_2 dür.

Araştırma ve deney sonuçları girişteki bir havalandırma tankında yüksek yumak yükü hızı olan bir bölgenin bulunmasının avantajlı olacağını göstermiştir.

Yumak yükü hızı Eikalboom tarafından 1981 de sunulan bir yaklaşımdır (Boon v.d.,1991) Bu ifade geri devir çamurunun atıksu ile karıştığı noktadaki yükü belirtir. Yüksek yumak yükü filamentli bakterilerden çok flok oluşturan bakterilerin büyümesini sağlar ve 50 – 100 mgKOİ/gAKM civarında olmalıdır. Filamentli bakterilerin tamamen önüne geçmek olası değildir ama baskın duruma geçmeleri engellenebilir.

Yumak yükü seçildikten sonra hesaplanan birinci anoksik kademede X_T yardımıyla seyrelmeler gözönüne alınarak ikinci anoksik kademede X_T bulunur. Birinci aerobik kademede oluşan nitratın giriş amonyağının % 94 ' ü olduğu kabul edilmiştir. Birinci aerobik kademedan çıkan nitrat ikinci anoksik kademede seyrelir ve K_2 denitrifikasyon hızı sabiti ile giderilir. İkinci anoksik hacimde, K_2 hızıyla gene bu hacimde bulunan mikroorganizma konsantrasyonu tarafından gerçekleştirilen denitrifikasyonla ikinci

anoksik kademedeki nitratın tamamı giderilir. Bu yaklaşımla diğer örneklerde olduğu gibi anoksik hacim

$$\theta_{h(AN2)} = \frac{S_{NO(AN2)}}{X_{T(AN2)} K_3} \quad (4.17)$$

hidrolik çamur yaşı yardımı ile hesaplanır.

Burada diğer yaklaşımlara benzer şekilde denitrifikasyon hızından yararlanılmıştır. Herhangi bir aktif biyokütle oranı kullanılmamıştır. İkinci anoksik kademedeki giderilen organik madde buraya beslenen % 20 lik giriş debisindeki organik maddeden ve birinci aerobik kademe çıkışındaki organik maddeden oluşur. İkinci anoksik kademedeki, organik madde ve endojen solunum için gerekli elektron alıcısı olarak kullanılan nitratın tamamı tükenir.

1. anoksik bölgeye nitrat geri devirle gelmektedir. Geri devirdeki nitrat giderilen amonyakın % 94 ü kadardır. Giderilen amonyak miktarı, 2. anoksik kademeye beslenen giriş debisindeki amonyak miktarı, birinci aerobik kademenin çıkışındaki amonyak miktarı ile çıkış amonyak miktarı arasındaki fark kadardır. Böylece geri devirdeki nitrat miktarı hesaplanmış olur. Birinci anoksik kademedeki nitrat seyrelme gözönünde tutularak bulunur. Denitrifikasyon hızı K_1 sabiti ile bulunur, buradan bekletme süresi yardımı ile 1. anoksik hacim hesaplanır.

$$\theta_{h(AN1)} = \frac{S_{NO(AN1)}}{K_1 X_{T(AN1)}} \quad (4.18)$$

1. anoksik bölgede organik madde konsantrasyonu girişteki organik madde konsantrasyonunun, geri devir debisi ile seyrelmesi hesaplanarak bulunur.

Endojen solunum ve organik madde giderimi için gerekli elektron alıcısı olarak nitrat tamamen kullanılır. Kalan organik madde 1. aerobik kademedeki giderilecektir.

Nitrifikasyonun gerçekleşmesi için gerekli F/M oranı seçilerek her bir havalandırma havuzundaki çamur kütlesinin giderilmesi gerekli BOİ ile orantılı olduğu kabul edilerek

$$F/M = \frac{(Q_1 + Q_2) S_1}{V_1 X_{T(AE1)} + V_2 X_{T(AE2)}} \quad (4.19)$$

Ve her hacimdeki çamur kütlesinin, debilerin dağılımı ile orantılı olduğu kabul edilerek,

$$\frac{V_{(AE1)} X_{T(AE2)}}{Q_1} = \frac{V_{(AE2)} X_{T(AE2)}}{Q_2} \quad (4.20)$$

denklemleri ile birinci ve ikinci anoksik hacimler hesaplanır. 1. anoksik kademe $V_{(AE1)}$ in bir kısmını oluşturmaktadır, ancak ikinci anoksik kademe $V_{(AE2)}$ hacmine ek bir hacimdir çünkü 2. anoksik kademedeki solunumun % 50 si endojendir. Organik maddenin büyük bir kısmı 1. aerobik kademedeki giderildiğinden anoksik kademe toplam hacme dahil edilmiştir. 2. anoksik kademedeki giderilen organik madde ise kayda değer bir miktar olduğu için bu hacim $V_{(AE2)}$ hacmine dahil edilmemektedir.

Oksijen ihtiyacı organik maddenin gideriminden, endojen solunumdan ve amonyağın oksidasyonundan doğar. 1. anoksik kademedeki giderilen organik madde gözönüne alınarak 1. aerobik kademeye giren organik madde hesaplanır. Girişteki organik maddenin bir kısmı 1. anoksik kademedeki nitratı elektron alıcısı olarak kullanarak giderilmiştir. Dolayısıyla anoksik kademe çıkışında daha düşük bir organik madde konsantrasyonu söz konusudur. 1. aerobik tankta bu organik maddenin giderilmesi için gerekli oksijen miktarı bulunacaktır. $(1 - Y_H)$ burada 0.75 olarak alınmıştır.

2. aerobik bölgede oksijen ihtiyacı bulunurken de 2. anoksik kademedeki denitrifikasyonla giderilen organik madde gözönüne alınmış ve kalan organik maddenin 2. aerobik kademedeki giderilmesi için gerekli oksijen, endojen solunum için gerekli oksijen ve

nitritfikasyon iwin gerekli oksijen miktarı toplanarak toplam oksijen ihtiyaçı bulunmuştur. Toplam fazla çamuru Y_{NH} oranında giderilen organik madde ve kaçan çamur miktarı yardımıyla hesaplamak mümkündür.

BÖLÜM 5 SONUÇ VE ÖNERİLER

Organik bileşiklerden sonra atıksudaki en önemli parametrelerden olan azot çeşitli formlarda bulunduğu yüzeysel ve yeraltı sularında birikerek hem insan sağlığını hem de doğal dengeyi olumsuz yönde etkilemektedir.

Günümüze dek yalnızca organik madde giderimine dönük yapılan tasarımlar sonucu ötrofikasyon, oksijen eksikliği gibi etkileri olan azot alıcı ortamlara verilmiştir. Ancak günümüzde azot gideriminin önemi kavranarak konuyla ilgili çalışmalara ağırlık verilmeye başlanmıştır.

Bu çerçevede farklı yaklaşımlar ve tasarım esesları oluşturulmuştur. Tasarım modelleri kimi noktalarda birbirlerinden ayrılmakla beraber genel itibariyle nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin kinetiği ve stokiyometrisine yaklaşım değişmemektedir.

Her ülkenin çıkış standartları, istenen giderim verimleri farklılık taşımakta buna göre yapılan hazırlanan modellerin duyarlılıkları da çeşitlilik göstermektedir.

Bu çalışmada nitrifikasyon denitrifikasyon proseslerinin farklı yaklaşımlar sonucu nasıl değerlendirildiği ve bunun tasarım üzerindeki etkileri değerlendirilmeye çalışılmıştır.

KAYNAKLAR

- ATV, (1991), Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten A -131S
- BARNARD, J.L., (1991), Design of Nitrification/Denitrification Process, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- BOON, A.G., ANDERSON, L.J., (1991), Nitrogen Removal by the Activated Sludge Process, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- ECKENFELDER Jr., W.W., (1991), Design Example for Nitrogen Removal, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- EKAMA, G.A., MARAIS, G.v.R., (1984), Theory Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes, Water Reseach Commision, University of Cape Town, South Africa.
- EMDE, W. v. d., (1991), Design of Wastewater Treatment Plants for Nitrogen Removal according to the ATV Design Guidline A 131, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- JANSEN, J. la Cour, (1991) Danish Practice for Nitrogen Removal, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- KAYSER, R., (1991), A Simple Model for Nitrogen Removal by the Activated Sludge Process, Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration, Part of the Proceedings of a Workshop, Braunschweig, Germany
- MC CARTY, P.L., SAWYER, C.N., (1967), Chemistery For Sanitary Engineers, Mc Graw Hill Company, Second Edition, New York

RANDALL, C.W., BARNARD, J.L., STENSEL, H.D., (1992), Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, Technomic Publishing Company, Inc.

SÖZEN, S., HANHAN, O., (1993), Nitrifikasyon–Denitrifikasyon Proseslerini Tanımlayan Stokiyometik ve Kinetik Parametreler, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, Cilt.3, Sayı.2, Sh.89–98

USEPA, (1993), Nitrogen Control Manual, EPA/625/R–93/010

USEPA, (1975), Process Design Manual for Nitrogen Control,



ÖZGEÇMİŞ

Çevre Mühendisi Oytun Hanhan, 1969 yılında İstanbul'da doğdu. Sankt Georg Avusturya Lisesi'ni 1988 yılında bitirdi. Aynı yıl girdiği İ.T.Ü İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun olduğu 1992 yılında İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Programında yüksek lisans eğitimine başlamıştır. Aralık 1992'den beri Çevre Mühendisliği Bölümünde araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır.

T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ