

**JET LOOP REAKTÖRLERDE AMONYAĞIN
HAVA İLE SIYRILARAK GİDERİMİNİN
İNCELENMESİ**

Nejdet DEĞERMENCİ

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Ergün YILDIZ

2007

Her Hakkı Saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

JET LOOP REAKTÖRLERDE AMONYAĞIN HAVA İLE
SIYRILARAK GİDERİMİNİN İNCELENMESİ

NEJDET DEĞERMENÇİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM
2007

Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

**JET LOOP REAKTÖRLERDE AMONYAĞIN HAVA İLE SIYRILARAK
GİDERİMİNİN İNCELENMESİ**

Nejdet DEĞERMENCİ

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç.Dr. Ergün YILDIZ

Bu çalışmada, atıksulardaki amonyağın jet loop reaktörlerde (JLR) hava verilerek sıyırılması incelenmiştir. Çalışma kesikli ve sürekli iki ayrı bölümde gerçekleştirilmiştir.

Kesikli çalışmalarda farklı başlangıç konsantrasyonu, sıcaklık, hava debisi ve sıvı sirkülasyon debisinin amonyak sıyırma üzerine olan etkileri incelenmiştir. 100 mg/L amonyak içeren sentetik atıksu 20°C de 72 saat boyunca havalandırıldığında 5, 10 ve 20 L/dak hava debileri için sırasıyla %84, %95 ve %99 oranında arıtılmıştır. JLR' deki sıvı sirkülasyon debisinin amonyak giderime etkisinin çok az olduğu bulunmuştur. Etkin sıvı sirkülasyon debisi 40 L/dak olarak tespit edilmiştir. Sıcaklığın sıyırma hızı üzerine olan etkisi incelendiğinde ise, 7 saat sonunda 20 L/dak hava debisinde 100 mg/L başlangıç amonyak konsantrasyonu için 20°C'de amonyak giderimi %44 iken 50°C'de bu değer %95 olarak belirlenmiştir.

Sürekli çalışmalarda ise besleme debisi, besleme konsantrasyonu, sıcaklık ve hava debisinin amonyak sıyırma üzerine etkisi araştırılmıştır. Hidrolik kalış süresi ve sıcaklık azaldığında sıyırma verimleri azalmaktadır. Giriş amonyak konsantrasyonu azaldıkça da sıyırma verimleri yükselmektedir. 50°C ve 45 L/dak hava debisinde 500 mg/L giriş amonyak konsantrasyonu 2,20, 3,30 ve 6,60 saatlik bekleme süreleri sonunda sırasıyla %70,2, %76,8 ve %86,4 oranında giderilebilmişlerdir. 100 ve 250 mg/L giriş değerleri için aynı koşullardaki giderim oranları %88 olarak belirlenmiştir. 20°C'de 500 mg/L giriş amonyak konsantrasyonu için 6,60 bekleme süresinde 45 L/dak hava debisi ile %60 giderim sağlanmıştır.

Bu çalışma ile jet loop reaktörlerin amonyak sıyırma işlemlerinde kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

2007, 67 sayfa**Anahtar Kelimeler:** Jet loop, Amonyak Sıyırma, Kütle Transferi

ABSTRACT

MS Thesis

THE INVESTIGATION OF AMMONIA REMOVAL BY AIR STRIPPING IN JET LOOP REACTORS

Nejdet DEGERMENCI

Ataturk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Ergun YILDIZ

In this study, removal by air stripping of ammonia in the synthetically prepared wastewater by using a jet loop reactor (JLR) was investigated. The study was consist of batch and continuous modes.

Effects of initial ammonia concentrations, temperature, influent air flow rate and circulation flow rate on ammonia stripping in the JLR was investigated at batch studies. When synthetic wastewater containing 100 mg/L ammonia was aerated during 72 hours at 20°C, ammonia removal for air flow rates of 5, 10 and 20 L/min were determined as 84%, 95% and 99%, respectively. It was found that the effect of fluid recirculation flow rate in JLR on ammonium removal was not important. Effective recirculation flow rate was determined as 40 L/min. When effect on stripping rate of temperature was investigated, it was found that while ammonia removal rate was 44% at 20°C, removal rate increased to 95% at 50°C at the end of the aeration period of 7 hours for 20 L/min air flow rate and initial ammonia concentration of 100 mg/L.

The effects of influent flow rate, temperature, influent ammonia concentration and air flow rate on ammonia stripping were investigated at continuous studies. When hydraulic retention time and temperature decrease, stripping yield also decreases. Stripping ratio increase with decreasing influent ammonia concentration. Under the 50°C and 45 L/min air flow rate, influent ammonia concentration of 500 mg/L was treated in rate of 70,2%, 76,8% and 86,4% for 2,20, 3,30 and 6,60 hours hydraulic retention times, respectively. It was found that removal rates for 100 and 250 mg/L influent concentrations were 88% with 6,60 hour retention time. At 45 L/min air flow rate, 6,60 hours hydraulic retention time and 20°C temperature, stripping rate was measured as 60% for 500 mg/L ammonia concentration.

As a conclusion, it can be said that jet loop reactors can be easily used for stripping of ammonia in wastewaters.

2007, 67 pages**Keywords:** Jet loop, Ammonia Stripping, Mass Transfer

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu alışmada, danışmanlığımı üstlenen ve her türlü desteği sağlayan çok değerli hocam Sayın Doç.Dr. Ergün YILDIZ'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam esnasında benden her türlü yardımı esirgemeyen Sayın Doç.Dr. Alper NUHOĞLU'na ve Sayın Yrd.Doç.Dr. şahset İRDEMEZ'e yardımlarından ve bana olan desteklerinden dolayı teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca tez çalışmam esnasında bana her türlü yardımda bulunan arkadaşlarım Sayın Arş. Gör. Serkan BAYAR'a Yüksek Lisans öğrencileri Sayın Tuba ACUN ve Sayın Sinan KUL'a teşekkür ederim.

Hayatım boyunca benden maddi manevi her türlü yardımı esirgemeyen çok sevgili aileme tez çalışmam esnasında gösterdikleri teşvik ve ilgiden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Nejdet DEĞERMENCİ

Ağustos 2007

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xi
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	4
2.1. Azot.....	4
2.1.1. Azot içeren bileşikler.....	4
2.1.2. Azot içeren bileşiklerinin çevreye etkileri.....	5
2.1.3. Azot döngüsü.....	6
2.2. Azot giderme metotları.....	8
2.2.1. Nitrifikasyon.....	8
2.2.2. Damlatmalı filtreler.....	9
2.2.3. Kırılma noktası klorlaması.....	10
2.2.4. İyon değiştirme.....	11
2.2.5. Gaz sıyırma.....	12
2.2.5.a. Sudaki amonyak dengesi.....	16
2.3. Jet Loop (Çevrimli) Reaktörler	17
2.4. Henry Sabiti.....	20
2.5. İki Film Teorisi.....	21
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	22
3.1. Materyal	22
3.1.1. Kimyasal maddelerin temini ve hazırlanması	22
3.1.2. Deney sistemi	22
3.1.2.a. Sistemde kullanılan malzemeler	22
3.1.2.b. Sistemde kullanılan reaktörün boyutları	23
3.2. Yöntem	24

3.2.1. Amonyak konsantrasyonunun ölçülmesi	24
3.2.2. Kesikli çalışmalarda amonyak sıyırma işleminin matematiksel modellenmesi	27
3.2.3. Sürekli çalışmalarda amonyak sıyırma işleminin matematiksel modellenmesi	28
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	30
4.1. Kesikli Amonyak Sıyırma Çalışmaları.....	30
4.1.1. Başlangıç Konsantrasyonunun Etkisi.....	30
4.1.2. Sıcaklığın Etkisi	35
4.1.3. Sıvı Sirkülasyon Debinin Etkisi	39
4.1.4. Hava Debinin Etkisi	43
4.1.5. Kesikli Ortamda Amonyak Sıyırma İşleminin Deney Sonuçları ile Hesaplanan Henry Sabitleri	47
4.1.6. Kesikli Amonyak Sıyırma Deney Sonuçları ile Oluşturulan Modelin Karşılaştırılması.....	50
4.2. Sürekli Amonyak Sıyırma Çalışmaları.....	55
4.2.1. Besleme Konsantrasyonu Etkisi.....	56
4.2.2. Besleme Debinin Etkisi.....	57
4.2.3. Sıcaklığın Etkisi.....	58
4.2.4. Hava Debinin Etkisi.....	59
4.2.5. Sürekli Amonyak Sıyırma Deney Sonuçları ile Kararlı Hal için Düzenlenen Modelin Karşılaştırılması.....	59
5. SONUÇLAR	63
KAYNAKLAR.....	66
ÖZGEÇMİŞ.....	68

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

C	t anında 1 mol sudaki NH ₃ 'ün molü
C ₀	Başlangıçta 1 mol sudaki NH ₃ 'ün molü
C _{Hava}	Hava ile sisteme giren NH ₃ 'ün konsantrasyonu (mol NH ₃ /mol H ₂ O)
G	Birim zamanda sisteme verilen hava (mol Hava/dak)
H	Henry sabiti (atm(mol H ₂ O /mol Hava))
K _H	Birimsiz Henry sabiti (mol H ₂ O /mol Hava)
P _T	Reaktör içerisindeki basınç (atm)
T	Zaman (dakika)
V	Sistemdeki toplam suyun hacmi (mol H ₂ O)
y	Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH ₃ 'ün molü
y ₀	Sisteme giren 1 mol havadaki NH ₃ 'ün molü

Kısaltmalar

BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
HKR	Hava Kaldırmalı Reaktör
JLR	Jet Loop Reaktör
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
OA	Organik Azot
TKA	Toplam Khejhda Azotu

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Azot döngüsü	7
Şekil 2.2.	BOİ ve amonyum giderimi sağlayan iki basamaklı aktif çamur sistemi.....	9
Şekil 2.3.	Atık sulardan amonyak sıyırmak için tipik bir akış diyagramı...	13
Şekil 2.4.	Amonyak sıyırma kulesi	15
Şekil 2.5.	20°C’de amonyak ile amonyumun pH etkisi ile değişimi	16
Şekil 2.6.	Hava ile karıştırılan biyoreaktör tipleri	17
Şekil 2.7.	Gaz transferi için iki film teorisini tanımlama şeması	21
Şekil 3.1.	Jet-loop reaktör sisteminin şematik gösterimi.....	23
Şekil 3.2.	Jet-loop reaktör ve püskürtme başlığının detaylı görünüşü.....	24
Şekil 3.3.	NH ₄ ⁺ kalibrasyon eğrisi.....	25
Şekil 3.4.	Farklı iki yöntem ile ölçülen amonyum konsantrasyonlarının karşılaştırılması (Q _{Sıvı} =50 L/dak, T=20°C, pH=11, Q _{Hava} =20 L/dak, Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L).....	26
Şekil 3.5.	Farklı iki yöntem ile ölçülen amonyum konsantrasyonlarının karşılaştırılması (Q _{Sıvı} =50 L/dak, T=20°C, pH=11, Q _{Hava} =20 L/dak, Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L).....	26
Şekil 3.6.	Kesikli modelin şematik gösterimi.....	27
Şekil 3.7.	Sürekli modelin şematik gösterimi	28
Şekil 4.1.	Farklı konsantrasyonlarda amonyumun zamanla giderimi (Q _{Sıvı} =50 L/dak, T=20°C, pH=11, Q _{Hava} =20 L/dak).....	33
Şekil 4.2.	Farklı konsantrasyonlarda amonyumun zamanla giderimi (Q _{Sıvı} =50 L/dak, T=20°C, pH=11, Q _{Hava} =20 L/dak).....	34
Şekil 4.3.	Farklı konsantrasyonlarda zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişim (Q _{Sıvı} =50L/dak, Q _{Hava} =20 L/dak, T=20°C, pH=11).....	35
Şekil 4.4.	Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi (Q _{Sıvı} =50 L/dak, Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L, pH=11, Q _{Hava} =20 L/dak).....	37

Şekil 4.5.	Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum giderim yüzdelerinin değişimi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	38
Şekil 4.6.	Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişimi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	38
Şekil 4.7.	Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	40
Şekil 4.8.	Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	41
Şekil 4.9.	Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	42
Şekil 4.10.	Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{Hava}=20$ L/dak).....	42
Şekil 4.11.	Farklı hava debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11).....	44
Şekil 4.12.	Farklı hava debilerinde zamanla amonyum giderim yüzdelerinin değişimi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11).....	45
Şekil 4.13.	Farklı hava debilerinde zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişimi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11).....	45
Şekil 4.14.	72 saatlik havalandırmadan sonra amonyak giderimine hava debisinin etkisi ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, T=20°C, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11).....	46
Şekil 4.15.	Amonyum konsantrasyonu ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{Sivi}=50$ L/dak, $Q_{Hava}=20$ L/dak, T=20°C, pH=11)	48

Şekil 4.16.	Hava debisi ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{SIVI}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}C$, $pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L)	48
Şekil 4.17.	Sıvı sirkülasyon debisi ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{HAVA}=20$ L/dak, $T=20^{\circ}C$, $pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L)	49
Şekil 4.18.	Sıcaklık ile Henry sabitindeki değişim (Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $pH=11$, $Q_{HAVA}=20$ L/dakika, $Q_{SIVI}=50$ L/dakika)	49
Şekil 4.19.	Sıcaklığın bir fonksiyonu olarak Henry sabitinin türetilmesi ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dakika, $Q_{SIVI}=50$ L/dakika)	50
Şekil 4.20.	$20^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	51
Şekil 4.21.	$20^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	51
Şekil 4.22.	$30^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	52
Şekil 4.23.	$30^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	52
Şekil 4.24.	$40^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak)	53
Şekil 4.25.	$40^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	53
Şekil 4.26.	$50^{\circ}C$ 'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması ($pH=11$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $Q_{HAVA}=20$ L/dak, $Q_{SIVI}=50$ L/dak).....	54

Şekil 4.27. 50°C’de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11,Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, $Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak).....	54
Şekil 4.28. 30°C için zamanla sıcaklıktaki salınımlar.....	55
Şekil 4.29. Farklı besleme konsantrasyonlarında zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak, pH=11, $Q_{\text{Hava}}=45$ L/dak, Besleme Debisi=20 L/dak, T=50°C).....	56
Şekil 4.30. Farklı besleme debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak, $Q_{\text{Hava}}=45$ L/dak, pH=11, Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, T=50°C).....	57
Şekil 4.31. Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak, pH=11, $Q_{\text{Hava}}=45$ L/dak, Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, Besleme Debisi=20 L/dak).....	58
Şekil 4.32. Farklı hava debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi (Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, Besleme Debisi=20L/dak, T=50°C, pH=11, $Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak).....	59
Şekil 4.33. Farklı besleme debilerinde oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması.....	60
Şekil 4.34. Farklı besleme konsantrasyonlarında oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması.....	61
Şekil 4.35. Farklı sıcaklıklarda oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması.....	61
Şekil 4.36. Farklı hava debilerinde oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması.....	62

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	Azot bileşikleri.....	4
Çizelge 2.2.	Atık Sudan Azot Giderilmesi için Yaygın Prosesler.....	15
Çizelge 2.3.	Bazı gazların 20°C'deki henry sabitleri.....	20
Çizelge 4.1.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =10 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	30
Çizelge 4.2.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =25 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	31
Çizelge 4.3.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =50 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	31
Çizelge 4.4.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =75 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	31
Çizelge 4.5.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	32
Çizelge 4.6.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun farklı metotlarla ölçümünün zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç NH ₄ ⁺ =500 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, T=20°C, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	32
Çizelge 4.7.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (T=30°C, Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	35
Çizelge 4.8.	NH ₄ ⁺ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (T=40°C, Başlangıç NH ₄ ⁺ =100 mg/L, Q _{Hava} =20 L/dak, pH=11, Q _{Sivi} =50 L/dak).....	36

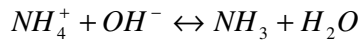
Çizelge 4.9. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($T=50^\circ\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak).....	36
Çizelge 4.10. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Sivi}}=40$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak).....	39
Çizelge 4.11. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Sivi}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak).....	39
Çizelge 4.12. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Hava}}=10$ L/dak, $Q_{\text{Sivi}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$).....	43
Çizelge 4.13. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Hava}}=5$ L/dak, $Q_{\text{Sivi}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$).....	43
Çizelge 4.14. Farklı şartlar altında hesaplanan Henry sabitleri.....	47
Çizelge 4.15. $Q_{\text{Sivi}}=50$ L/dak da farklı besleme debisi, sıcaklık, hava debisi, ve besleme konsantrasyonların da model ile deneysel verilerin sonuçları.....	60
Çizelge 4.16. Literatürde yapılan bazı amonyak sıyırma çalışmaları.....	62

1. GİRİŞ

Evsel ve özellikle endüstriyel atıksularla gelen amonyum bileşiklerinin kirlilik konsantrasyonunu arttırması nedeniyle, bu atıksuların uygun ve etkili metodlarla arıtılması gerekmektedir. Atıksudaki amonyum ve organik maddeler toksiditeleri nedeniyle sağlık açısından birçok probleme yol açarlar. Atıksudaki amonyum alg büyümesine neden olduğundan amonyumun giderilmesi gerekmektedir. Atıksudaki organik maddeler aerobik işlemlere anaeorobik işlem ilavesiyle en aza indirgenebilir. Biyolojik ve biyokimyasal metodlar bu atıkları gidermede her zaman yeterli olmayabilir, bu nedenle değişik alternatifler üzerinde çalışmalar yapılmalıdır.

Sulu çözeltilerden amonyak uzaklaştırma önemli bir endüstriyel problemdir. Etkin amonyak uzaklaştırma metodları çok düşük maliyetli değildir. Bu metodlardan biri hava sıyırma. Amonyacı konsantrasyonla asit ile absorbe ederek kristalleştirip uzaklaştırmayı amaçlayan bu proseste düşük amonyak konsantrasyonları bile azaltılabilir. Şayet yoğun amonyak giderimi gerekli olursa gaz ve sıvı fazdaki CO₂ muhtevası önemli bir parametredir (Budzianowski and Koziol 2005).

Amonyum iyonları pH>7 iken amonyağa (NH₃) dönüşmektedir. Bu dönüşüm, pH=11 civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir. Amonyak sıyırma performansı sıcaklık, sıvı sirkülasyon debisi, pH ve hava/su oranına bağlıdır. Sıcaklık düştüğünde verim de önemli ölçüde azalır.



10 ile 100 mg/L amonyak içeren atıksularda amonyak sıyırma etkin bir şekilde çalışılır. 100 mg/L den daha fazla amonyak içeren atıksular da biyolojik metodlar veya buhar sıyırma gibi alternatif amonyak giderim teknikleri kullanmak daha da ekonomik olabilir. Hava sıyırma çoğu hidrofobik organik moleküllerin uzaklaştırılması için dahi kullanılır (Nutrient Control 1983).

Literatürde verilen bir bilgide üredekı mikrobiyal harekette amonyak kazanılabilir. Bu çevrimde alglerin büyümesi ilerleyebilir. Eğer $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrastonu 0,3-0,5 mg/L'yi aşarsa sucul yaşamda çözünmüş oksijen ihtiyacı azalabilir (AWWA 1990). Amonyumun atıksulardan uzaklaştırılması ötrofikasyon ve korozyon içeren çevresel problemlerin varlığından dolayı önemlidir (Rozic *et al.* 2000).

Düşük maliyetli adsorbent olarak granül aktif karbon, kireçtaşı ve karışımı kullanılarak sentetik atıksudan $\text{NH}_4\text{-N}$ 'nin uzaklaştırılması incelenmiş olup kesikli çalışmada optimum çalkalama ve çökelme zaman 150 ve 120 dak'dır. Kireçtaşı ve Granül aktif karbon karışım oranı 25:15 olduğunda $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi yaklaşık %58 dir (Sabir *et al.* 2005).

Xiaohui ve arkadaşları amonyak sıyırma için optimum kalsiyum hidroksit miktarı belirlendi. 1 L atıksu için dakika da 5 L hava verilmesinin uygun olduğu belirlendi. Amonyak sıyırma performansı hava/su oranına bağlıdır. 200 ml atıksuya 10 L/dak hava verildiğinde 12 saat'ten sonra verimin %95,3, 5 L/dak hava verildiğinde ise %89,9 olduğu tespit edilmiştir (Xiaohui *et al.* 2006).

Diğer bir çalışmada ise amonyağın sıyırılması için yapılan denemelerde farklı hava debisi (1 -5 L/dak) ve kireç miktarlarında (0-10000 mg/L CaOH), sızıntı suyundaki organik yükün ve amonyak azotunun laboratuardaki havalandırma tanklarında uzaklaştırılmasını incelemiştir. 20 °C de amonyak azotunun sızıntı suyundan bağımsız olarak 1 günden sonra 1 L/dak hava vererek %81, 5 L/dak da ise %90 giderim verimi elde edilmiştir (Cheung *et al.* 1995).

August and Xavier (2002) tarafından yapılan çalışmada ise 80°C'de farklı pH'larda amonyak sıyırma yapılmış ve 4 saat sonunda pH 11,5 te %98, pH 9,5 te %69 ve pH 7,5 te ise %65 amonyak giderimi kaydedilmiştir. Bu çalışmada 4 L'lik bir besleme tankından bir pompa ile 0,266 ml/dakika ile atıksu reaktörün üst kısmına

pompalanmakta ve 20 mL/dak ile hava reaktörün alt kısmından verilerek hava ile atıksuyun teması sağlanmaktadır. (August and Xavier 2002).

Amonyak sıyırma performansı hava sıcaklığına ve hava/su oranına bağlıdır. Hava sıcaklığı düştüğünde verim de önemli ölçüde azalır. 20 °C de amonyak giderim verimi %95 iken 10 °C de %75'e düşmektedir (EPA 2000).

Jet loop reaktörler (JLR) yüksek kütle transferi özellikleriyle son yıllarda giderek artan bir biçimde atıksu arıtımında kullanılmaya başlanan yeni nesil reaktörlerdir. Bu çalışma iki kısımdan oluşmaktadır. JLR'lerde yüksek karışım ve temas yüzey alanı nedeniyle, gazların daha hızlı çözüldüğü yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur (Yıldız *et al.* 2005, Petruccioli *et al.* 2002, Prasad *et al.* 2002). Aynı şekilde sıvı fazdan gaz faza uçucu kimyasalların da daha hızlı geçeceği düşünülmektedir. Bu bağlamda yapılan literatür incelenmesinde yüksek gaz transfer özellikleri bilinen JLR'den amonyak gazının sıvıdan gaz faza aktarıldığı herhangi bir çalışmaya rastlanılmamıştır. Birinci kısım kesikli çalışmaları içermekte olup, amonyağın sıyırılmasında başlangıç amonyak konsantrasyonu, sıcaklık, hava debisi ve sıvı sirkülasyon debisinin etkilerinin incelenmesi ve olayı açıklayıcı bir model oluşturmaktadır. İkinci kısımda ise sürekli besleme yapılarak sistemin davranışı incelenmiştir. Ayrıca bu kısımda sistem kararlılığı üzerine sıcaklık, hava debisi, besleme debisi ve besleme konsantrasyonunun etkilerinin incelenmesi ve kararlı halde bir model oluşturulması amaçlanmaktadır.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Azot

Ham atıksuda azot, amonyak veya organik formda olup, her ikisi de çözülmüş ve katı halde olabilirler. Azotun nitrit ve nitrat formları ise bazı endüstriyel atıksular haricinde atıksularda yok sayılabilecek kadar az bulunurlar. Azot formlarından çözülmüş organik azot atıksuda daha çok üre ve amino asit halinde bulunur. Katı halindeki organik maddeler ise ön çöktürme ile giderilir. Biyolojik arıtma sırasında, organik azotun birçoğu amonyum ve diğer inorganik formlara dönüşürken amonyumun bir kısmı da mikroorganizmalar tarafından hücre sentezinde kullanılır. Bu nedenle biyolojik arıtma ile toplam azotun en fazla %30'u giderildiği söylenebilir. Azotlu bileşikler Çizelge 2.1'de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Azot bileşikleri

Amonyak Gazı	NH_3
Amonyum İyonu	NH_4^+
Toplam Amonyak Azotu	$NH_3 + NH_4^+$
Nitrit	NO_2^-
Nitrat	NO_3^-
Toplam İnorganik Azot	$NH_3 + NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$
Toplam Kjeldahl Azotu (TKA)	$Organik\ N + NH_3 + NH_4^+$
Organik Azot (OA)	$TKA - (NH_3 + NH_4^+)$
Toplam Azot	$OA + NH_3 + NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$

2.1.1. Azot İçeren Bileşikler

Endüstriyel atıklarda mevcut azot bileşikleri, proteinler, aminler, nitroso bileşikleri, azotlu aromatik/alifatik bileşikler, nitrit, nitrat ve amonyum tuzlarından ibarettir. Katı atıklarda proteinler, amonyum ve nitrat tuzları başlıca azot bileşikleridir. Evsel atıklarda proteinler, üre ve ürik asit en önemli azot bileşikleridir.

2.1.2. Azot İçeren Bileşiklerin Çevreye Etkileri

Yüzeysel sulara karışan azot yükleri doğal, evsel, endüstriyel ve tarımsal kaynaklardan ileri gelmektedir. Azot canlının yapısını oluşturan temel elementlerden biridir. Gerek canlı bünyesinde, gerek besin maddelerinde ve gerekse ölü organizmalarda bulunan azot, doğada azot döngüsü içerisinde sürekli dinamik bir haldedir. Evsel atıksuya kişi başına 8-15 g/gün azot katkısı bulunmaktadır. Azot yükü veren başlıca endüstri kuruluşları; gübre, nitroselüloz, gıda, deri, bira ve mezbahalardır. Nitrat iyonları topraktan kolaylıkla yıkanarak suya geçmekte, böylece tarımsal drenaj suyu içerisinde önemli miktarda nitrat iyonları bulunmaktadır.

Azot bileşikleri su kirliliği açısından çeşitli etkilere sahiptir. Bunların başlıcaları; ötrofikasyon, oksijen bilançosunun etkilenmesi ve içme sularındaki toksik etkilerdir.

a)Oksijen Bilançosunun Etkilenmesi; Sulara karışan organik azot ve diğer azot kaynaklarının, biyolojik süreçler ile nitrate dönüşmeleriesnasında önemli düzeyde oksijen tüketilmektedir. Örneğin 1 mg/L amonyum azotu nitrate dönüştüğünde 3,87 mg/L oksijen tüketmektedir (Samsunlu 1984).

b)Ötrofikasyon; bu besi elementleri, buldukları sularda birincil üretimi hızlandırmakta, böylece ötrofikasyona neden olmaktadır. Ötrofikasyon; göl ve nehirlerde bitki, hayvan ve mikroorganizma gelişiminin artmasıdır. Sürekli ötrofikasyon sonucu sularda oksijen noksanlığı ortaya çıkmaktadır. Böylece ortamda anaerobik mikroorganizmaların miktarı ve dolayısıyla toksik bileşikler çoğalmaktadır. Ötrofikasyona temelde fosfor fazlalığının yol açtığı bilinmektedir.

c)İçme suyundaki toksik etkileri; içme suyunun sağlıklı bir şekilde temini açısından azot bileşiklerinin önemi büyüktür. Yüzeysel sulardan temin edilen içme sularında amonyum konsantrasyonunun yüksek olması halinde birçok güçlüklerle karşılaşmaktadır. İçme

suyunun temini amacıyla kullanılacak yüzeysel sularda amonyum konsantrasyonunun 0,2-1,5 mg/L arasında olması istenmektedir.

İçme sularında nitrat konsantrasyonu 4,5 mg/L düzeyini aştığında sağlık açısından birçok problemlere neden olmaktadır. Yüksek nitrat konsantrasyonlarında yetişkinlerde barsak, sindirim ve idrar sistemlerinde iltihaplanmalar görülmektedir. Bebeklerde de methaemoglobin hastalığına neden olmaktadır ve altı aydan küçük bebeklerde mide asitlerinin oluşmasına neden olmaktadır.

Balıklar ve diğer su canlıları için nitratın toksite sınırı 3-13 mg/L dir. Daha yüksek değerler balık ve diğer canlılarda olumsuz etkilere yol açmaktadır. Amonyak renksiz ve kokulu bir gaz olup, suda yaşayan canlılar üzerinde zehir etkisi yapmaktadır. Suda çözüldüğünde amonyağın bir kısmı su ile reaksiyona girer ve amonyum iyonları oluşur. Amonyum iyonları ise amonyak kadar toksik etkiye sahip değildir (Train 1973).

Sudaki serbest NH_3 , balıklarda merkezi sinir sistemi ve kan dolaşımını olumsuz yönde etkilemektedir. Diğer taraftan 0,2-2 mg/L arasındaki nitrat konsantrasyonunun balıklar için zararlı olduğu bildirilmiştir (Samsunlu 1984).

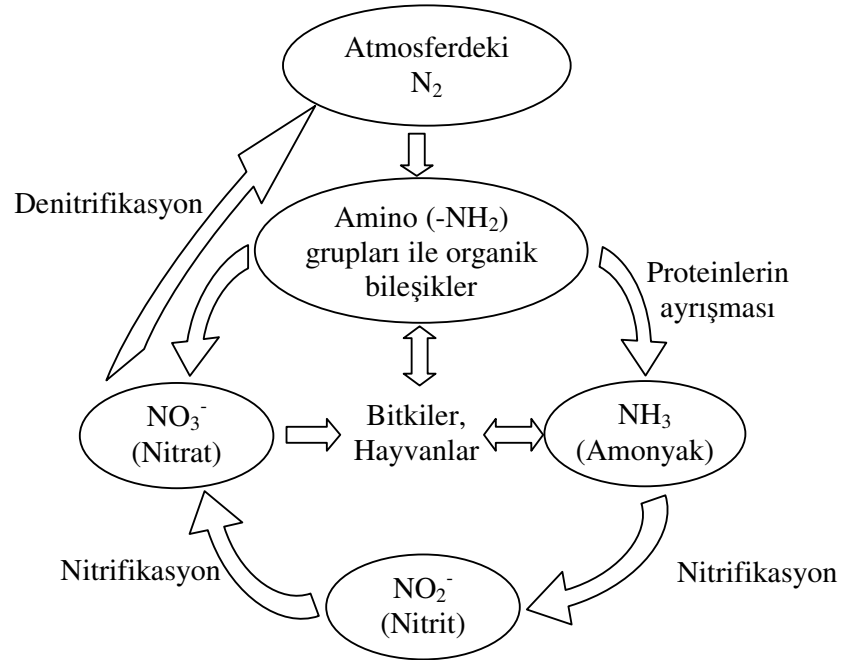
2.1.3. Azot Döngüsü

Azot doğada, özellikle atmosferde (%78 N_2) oldukça bol bulunan bir elementtir. Azot gazı atmosferin önemli bir kısmını oluşturan, doğada kabul edilebilir bir azot bileşiğidir. Diğer azot bileşikleri (Amonyum, nitrat, nitrit, protein ve organik azot) belli konsantrasyonların üzerinde canlılara toksik etki yapabilirler. Bu nedenle bu azot bileşiklerinin dinamik bir şekilde azot gazına dönüştürülmesi gerekir.

Doğadaki azot döngüsü Şekil 2.1. de gösterilmiştir. Organik azot bileşikleri (protein ve diğerleri) biyolojik parçalama ile amonyuma dönüşür. Bu amonyumun bir kısmı protein sentezi ile yeni canlı bünyelerinde tutulur. Serbest amonyumun bir kısmı, toprak ve

sudaki bazı organizmalarla nitrifikasyona uğrayarak önce NO_2^- , sonra da NO_3^- dönüşür (*Pseudomonas*, *flavobacter*, *Achromobacter*). Ortamda mevcut NO_3^- ve NO_2^- bazı organizmalar ve bitkiler tarafından asimilasyona uğrayarak amonyuma dönüştürülür ve protein sentezinde kullanılır.

Atmosferdeki azot gazı, azot bağlayan organizmalar (*Nitrobacter se*, *Rhizobium se*, *Clostridium se*) tarafından anoksik şartlarda indirgenerek amonyuma dönüştürülür. Böylece azot döngüsü tamamlanmış olur. Canlılar tarafından doğaya verilen azotlu bileşikler giderek artmakta, nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemleri doğal şartlarda bu bileşikleri azot gazına dönüştürmekle yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle doğada organik ve inorganik (NH_4^+ , NO_3^-) azot bileşikleri artmaktadır. Su ve topraktaki bu azot bileşiklerini gidermek için farklı arıtma sistemleri kullanılmaktadır.



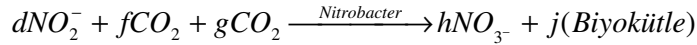
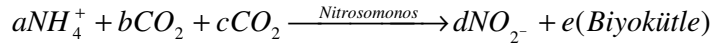
Şekil 2.1. Azot döngüsü

2.2. Azot Giderme Metotları

Atıksulardaki azot belli konsantrasyonun üzerinde canlılar üzerinde toksik etkiye sahiptir. Bu bakımdan azot ve azot bileşiklerinin uygun metotlarla giderilmesi gerekmektedir. Azot ve azot bileşikleri, nitrifikasyon, denitrifikasyon, damlatmalı filtreler, gaz sıyırma, kırılma noktası klorlaması, iyon değiştirme, yüksek pH da havalandırma ve ters osmoz metotlarıyla giderilebilmektedir. Arıtma tekniklerinin bir kısmı detaylı olarak aşağıda anlatılmaktadır.

2.2.1. Nitrifikasyon

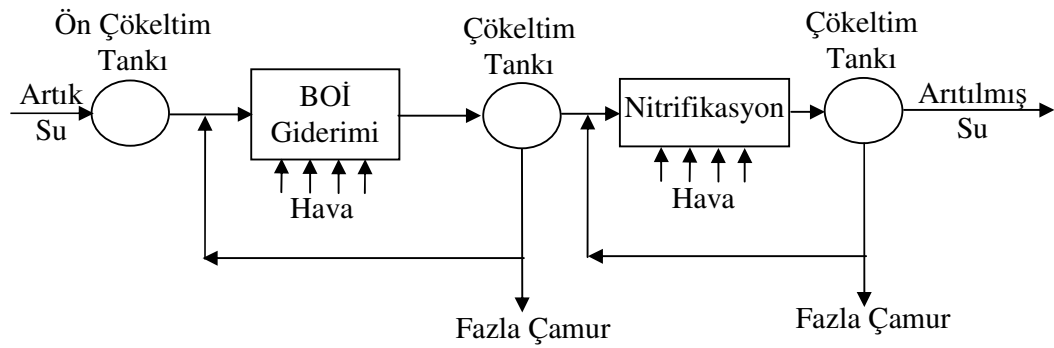
Nitrifikasyon, suda mevcut amonyum iyonlarının bakterilerle nitrat iyonlarına dönüştürülmesidir. Nitrifikasyon iki basamaklı bir prosestir. İlk basamakta amonyum *Nitrosomonas* ile nitrit, ikinci basamakta da nitrit, *Nitrobacter* ile nitrata dönüştürülür.



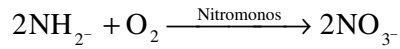
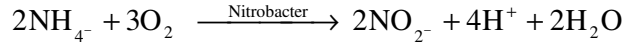
Nitrosomonas ve *Nitrobacter*, CO₂'i karbon kaynağı olarak kullanan, enerjiyi NH₄⁺ ve NO₂⁻'nin oksitlenmesini sağlayan aerobik ve ototrofik organizmalardır. Nitrifikasyon bakterileri, aktif çamur sistemlerinde mevcut karma kültürün bir parçası olup genellikle nirtifikasyon, BOİ giderme işlemlerine paralel olarak gerçekleşir. Amonyum giderimi sağlayan iki basamaklı bir aktif çamur sistemi Şekil 2.2 de verilmiştir.

Daha etkili nitrifikasyon sağlayabilmek için bu işlem ayrı bir basamakta gerçekleştirilebilir. Nitrifikasyon Őartları pH= 7,5-8,5 ve T= 20-25 °C dir. Tek basamaklı BOİ giderimi ve notifikasyon için ortama daha fazla oksijen verilmelidir ve ortam daha iyi karıştırılmalıdır. Oluşan NO₃⁻'i yüksek konsantrasyonlarda (>1000

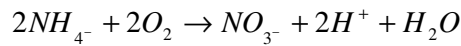
mg/L) denitifikasyon bakteriler üzerine inhibisyon etkisi yapar. Nitrifikasyon TKA giderimi için seçkin bir metottur. Nitrifikasyon aerobik işleme anaerobik işlem ilavesiyle gerçekleşir. Bu prosesle %65-70 (Bull *et al.* 1983) ve %80 TKA gideriminin gerçekleştiği belirtilmiştir. Ancak yüksek konsantrasyonda amonyum içeren atıksuda nitrifikasyon işlemi sıklıkla inhibisyon problemlerine yol açmıştır (Yang and Henderson *et al.* 1993).



Şekil 2.2. BOİ ve amonyum giderimi sağlayan iki basamaklı aktif çamur sistemi



Toplam Oksijen reaksiyonu



2.2.2. Damlatmalı Filtreler

Damlatmalı filtreler, üzerinde mikroorganizmaların biyofilm halinde büyüdüğü katı tanecikler içeren bir dolgulu kuleden ibarettir. Damlatmalı filtreler iklim

değişikliklerinden çok çabuk etkilenir ve şok yüklemelere karşı daha hassastırlar. Aktif çamur ünitelerine göre daha dayanıklıdırlar ve daha az işletme masrafları gerektirirler. Aynı zamanda çıkış suyunda daha az BOİ içerirler. Dezavantajları ise yatırım masrafları yüksektir ve çok fazla alan gereksinimleri vardır. BOİ giderimi %70–90 arasındadır. Düşük hızda alıkonma süresi 6–40 saat, yüksek hızda 0,5-4 saattir. Koku problemleri oluşturur. Sıcaklık kontrolü zor olmakla birlikte düşük işletme masrafı gerektirirler ve havalandırma yeterli olmayabilir.

Nitrifikasyon damlatmalı filtrelerin performansı amonyum yükü oranı, mevcut oksijene, sıcaklığa ve dizayna bağlı olacaktır. Giriş $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 25 mg/L ise, çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 1 mg/L olması arzu edilir. Damlatmalı filtrelerde kanalların tıkanması söz konusudur. Bu durumda damlatmalı filtrelerin dezavantajlarındandır. Biyolojik prosesle aerobik veya anaerobik işleme veya bileşik aerobik-anaerobik işleme atıksudan organik madde giderimi yaygın olarak kullanılır. Anaerobik işleme damlatmalı filtrelerde %90 civarında KOİ giderimi gerçekleştiği belirtilmiştir (Bekker and Kaspers 1981; Bull *et al.* 1993).

2.2.3. Kırılma Noktası Klorlaması

Amonyumun klorla $\text{N}_2(\text{g})$ gazına dönüştürülmesi ve diğer sabit bileşiklerin çözünmesi işlemi kırılma noktası klorlaması ile mümkündür. Bu proses kimyasal bir prosestir. Bu prosesin en önemli avantajı gerekli kontrol sağlandığı takdirde, atıksudaki bütün amonyumun $\text{N}_2(\text{g})$ gazına dönüştürülebilmesidir. Bununla birlikte HCl'nin oluşması da bu prosesin dezavantajıdır. Oluşan HCl alkaliniteyi etkiler. Toplam çözünmüş katıların oluşması, istenmeyen Kloro-organik bileşiklerin oluşması nedeniyle bugün amonyum oksidasyonu nadiren kullanılır. Kırılma noktası klorlamasında optimum pH=6-7 arasındadır. Bu proseste sıcaklık çok büyük bir faktör olarak gözükmez.

Kırılma noktası klorlaması prosesiyle amonyum azotunun uzaklaştırılması tek veya diğer proseslerle birlikte bileşik kullanılan bir prosestir. Tek proseslerde büyük klor

dozajlarından kaçınılmalıdır. Kırılma noktası klorlaması biyolojik nitrifikasyonla çıkış suyunda düşük seviyede amonyum elde etmek için kullanılır. Bu proseslerin performansı yüksektir. Ekipmanın az ve uygun fiyatla olması avantajlarındandır. Klor bileşikleri çevreye bırakıldığında potansiyel toksiditesi nedeniyle birçok probleme yol açarlar. Bu yüzden çıkış suyunda deklorinizasyon yapmak gereklidir.

2.2 4. İyon Değişirme

Bu metot evsel suların arıtımında çok yaygın olarak kullanılır. İyon değişirme ile amonyum, ağır metaller ve toplam çözünmüş katılar atıksudan uzaklaştırılır. İyon değişirme prosesleri, sürekli prosesler ve küme proseslerden oluşmuştur. İyon değişirme materyalleri zeolitten oluşur. Atıksu arıtımı ve amonyum uzaklaştırılmasında yaygın olarak kullanılırlar.

Doğal ve Sentetik reçineler iyon değişirme ile amonyum uzaklaştırılmasında yaygın olarak kullanılır. Sentetik iyon değiştirici reçineler devamlılıkları dolayısıyla tercih edilirler. Sentetik iyon değiştiricilerde genelde iki problem oluşur.

1-Nitrat, klor ve bikarbonat için kullanılan reçineler çok büyük benzerlikler içerirler ve bunların amonyum taşınması prosesinde kullanma kapasiteleri sınırlıdır.

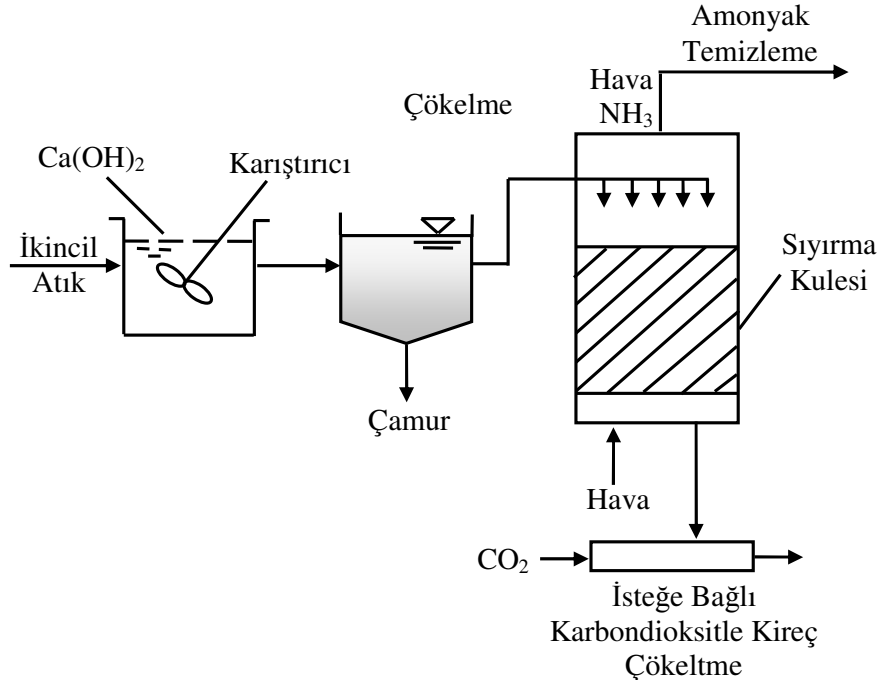
2- Nitratın sülfatla benzerliğinin daha az olması nedeniyle nitrat atıcılar meydana gelebilir.

Bütün bu amonyum uzaklaştırma sistemlerinin dışında yüksek pH'da havalandırma ve ters osmozla atıksudaki amonyum ve diğer organik bileşikler atıksudan uzaklaştırılabilir.

Evsel ve endüstriyel atıksularla gelen amonyum bileşiklerinin kirlilik konsantrasyonunu artırması nedeniyle bu atıksuların uygun ve en etkili metotlarla arıtılması gerekmektedir. Biyolojik ve biyokimyasal metotlar bu atıkları gidermede her zaman yeterli olmayabilir. Sentetik iyon değıştirici reçineler kullanılarak iyon değıştirme metoduyla amonyum gideriminin mümkün olduğu belirtilmiştir (Pawlowski and Hercer *et al.* 1967).

2.2.5. Gaz Sıyırma

Gaz sıyırma bir gaz formdan sıvı forma veya sıvı formdan gaz formuna kütle transferi olarak bilinir. Çözünebilir veya çözülmüş gazların atıksulardan uzaklaştırılması gaz sıyırma tekniği ile mümkün olabilir. Bu yöntemle amonyum, kokulu gazlar ve organik bileşikler atıksudan uzaklaştırılır. Gaz sıyırma proseslerindeki etkili parametreler; Sıyırılacak bileşimin karakteristiği, kullanılacak kondaktörün tipi, sıyırıcı kuleler ve bu kulelerin fiziksel özellikleri ve ebatlarıdır. $pH=7$ 'nin üzerine çıktığında amonyum iyonları, amonyak formuna dönüşerek atık sudan uzaklaştırılır. Taşıma verimi; sıcaklık, hacim, tesisatın kolaylığı ve hava-su kontağındaki verime bağılıdır. Eğer amonyum sıyırma verimi tatmin edici değilse ya kuleler doğru dizayn edilmemiştir yada fazla yükleme yapılmıştır. Bu durumda sisteme ilave hava verilmelidir. pH kontrolünün zor olması, kuleler içerisindeki kalsiyum karbonat oluşumu ve sisteme soğuk hava verilmesi sırasında performanslarının düşmesi de dezavantajlarıdır. Atıksulardan amonyağın sıyırılması için basit bir akış diyagramı Şekil 2.3 de verilmiştir.



Şekil 2.3. Atık sularından amonyak sıyırmak için tipik bir akış diyagramı

Diğer amonyak giderim sistemleri ile amonyak sıyırmının karşılaştırılırken aşağıdaki avantaj ve dezavantajlar hesaba katılabilir. Amonyak gideriminde gaz sıyırmının giderim amonyak giderim yöntemlerine göre avantajları;

1. Çalışma nispeten basittir.
2. Amonyak sıyırma yenileme ve geri yıkama gerektirmeyen mekanik bir işlemdir.
3. Biyolojik bir sistemin performansını bozabilen toksik bileşiklerden etkilenmez.
4. Amonyak giderimi için seçilen kontrollü bir prosestir.

Dezavantajları ise

1. Su sıyırma kulesine yeniden pompalanabilir.
2. Pompalama, bakım ve güç ihtiyacı gerektirir.
3. Organik azot ve nitrit gidermez.
4. Hava kirliliği problemleri amonyak ve sülfür dioksit reaksiyonundan sonuçlanabilir.

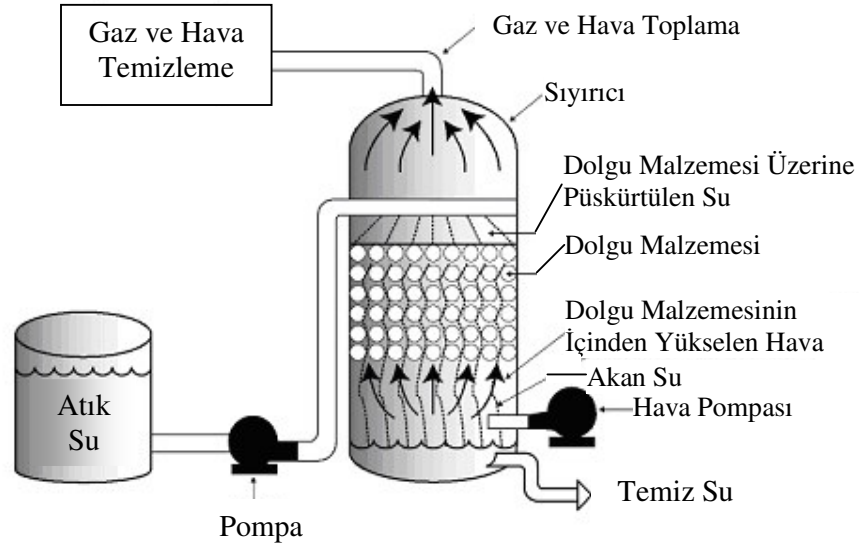
5. pH kontrolü için sık sık kireç ilavesi gerektirir.
6. Gürültü bir problem olabilir.
7. Dondurucu şartlarda çalışmayabilir.
8. Yüksek pH'lı atıksular materyale zarar verebilir.

şeklinde sıralanabilir.

Amonyak sıyırma kulelerinin dizaynında göz önüne alınması gereken kriterler ise şunlardır.

1. Atıksuyun hidrolik yükü
2. Hava debisi
3. Dolgu derinliği
4. Atıksuyun pH'sı
5. Düşük hava basıncı
6. Üfleyici tipi
7. Yer ve alan ihtiyacı
8. Dolgu malzemesi
9. Dolgu boşluğu
10. Su sıcaklığı
11. Tesis kapasitesi
12. Atıksuyun amonyak konsantrasyonu

Şekil 2.4'te dolgulu bir amonyak sıyırma kulesinin akış yönleri ile ayrıntılı çizimi içermektedir. Çizelge 2.2'de yaygın olarak kullanılan azot giderme metodları verilmiştir.



Şekil 2.4. Amonyak sıyırma kulesi

Çizelge 2.2. Atık Sudan Azot Giderilmesi için Yaygın Prosesler

Prosesler	Temel Kurallar ve Şartlar
Amonyak Sıyırma	Amonyum iyonu artık azotun biyodegradasyonunun ilk ürünüdür. Amonyum iyonu pH'nın kireç ile yaklaşık olarak 11'e yükseltilmesiyle giderilir ve sıyırma kulesinde hava ile sudan amonyak gazını sıyrır. Ölçeklendirme, donma ve hava kirliliği başlıca dezavantajlarıdır.
Amonyum İyon Değişirme	Seçici doğal bir zeolit clinoptilolite iyon değişirme ile amonyumu yerdeğiştirir. $Na^+ \{^- clinoptilolite\} + NH_4^+ \longrightarrow NH_4^+ \{^- clinoptilolite\} + Na^+$ İyon değıştiriciler sodyum veya kalsiyum tuzları ile iyileştirilir.
Biyosentez	Atıksu arıtım sistemlerinde biyokütlenin üretimi ve atıksulardan etkili bir şekilde uzaklaştırılması sistemden net azot kaybı ile sonuçlanır.
Nitrifikasyon - Denitrifikasyon	Bu yaklaşım aerobik şartlar altında bakteriler tarafından amonyak azotunun nitrata dönüşümünü içerir. $2NH_4^+ + 3O_2 \xrightarrow{Nitrosomonas} 4H^+ + 2NO_2^- + 2H_2O$ $2NO_2^- + O_2 \xrightarrow{Nitrobacter} 2NO_3^-$ Elementer azotun üretimi (Denitrifikasyon) $4NO_3^- + 5\{CH_2O\} + 4H^+ \xrightarrow{Denitrifying\ Bacteri} 2N_2(g) + 5CO_2(g) + 7H_2O$ Tipik olarak denitrifikasyon anaerobik bir kolonda besi kaynağı olarak metanol eklenmesiyle tamamlanır.
Klorlama	Denitrifikasyondaki kimyasal reaksiyonlarda amonyum iyonu ve hipokloritin reaksiyon sonuçları. $NH_4^+ + HOCl \longrightarrow NH_2Cl + H_2O + H^+$ $2NH_2Cl + HOCl \longrightarrow N_2(g) + 3H^+ + 3Cl^- + H_2O$

2.2.5.a. Sudaki Amonyak Dengesi

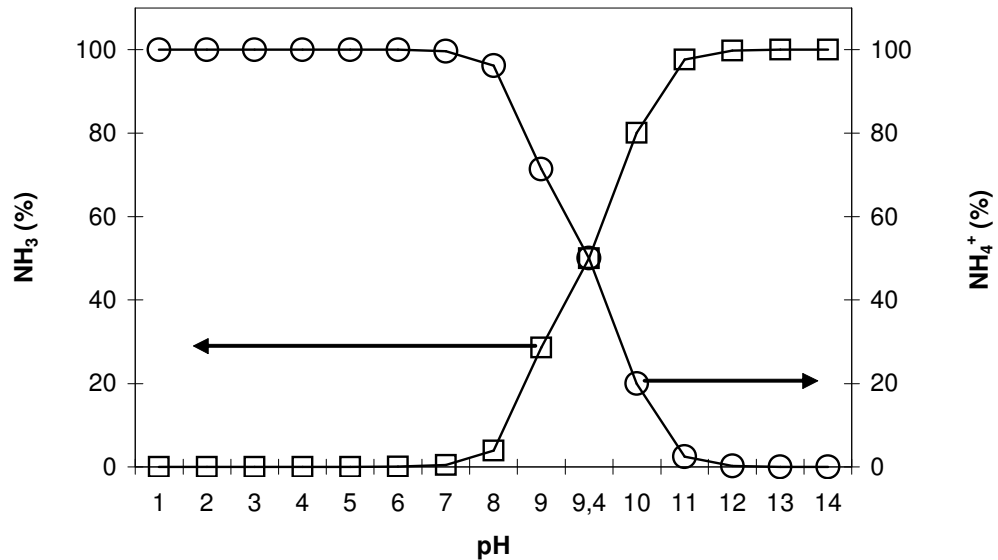
Sıvı çözeltilerdeki amonyak dengesi pH ve sıcaklığa bağlıdır ve serbest amonyak konsantrasyonu aşağıdaki eşitlik ile açıklanır;

$$[NH_3] = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + \frac{[H^+]}{K_a}} = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + 10^{pK_a - pH}}$$

Burada $[NH_3]$ serbest amonyak konsantrasyonu, $[NH_3 + NH_4^+]$ toplam amonyak konsantrasyonu, $[H^+]$ hidrojen iyon konsantrasyonu ve K_a amonyak için asit iyonlaşma sabitidir. pK_a ise sıcaklığın bir fonksiyonu olarak aşağıdaki gibi açıklanır.

$$pK_a = 4 \times 10^{-8} \times T^3 + 9 \times 10^{-5} \times T^2 - 0,0356 \times T + 10,072$$

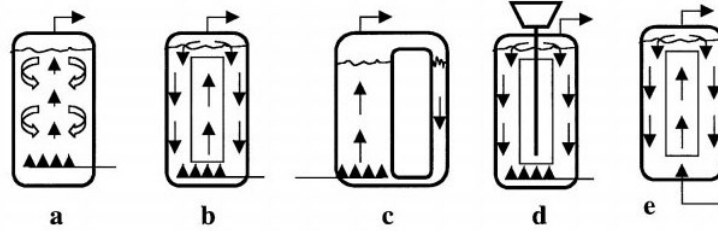
Bu eşitlik polinom regrasyon ile bulunmuştur (Lide, 1993). Amonyum ile amonyak arasındaki denge pH ve sıcaklığa bağlı olarak değişmektedir. Bu dengenin pH ile değişimi Şekil 2.5 te verilmiştir.



Şekil 2.5. 20°C'de amonyak ile amonyumun pH etkisi ile değişimi

2.3. Jet Loop (Çevrimli) Reaktörler

Kütle transferi, proseslerin işletilmesinde aktiviteyi, proses verimini ve enerji maliyetini etkileyen en önemli hidrodinamik parametredir. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında uzun yıllardan beri kullanılmakta olan klasik arıtma sistemleri, artık istenilen miktarda ve verimde kütle transferine olanak sağlayamamaktadır. Son yıllarda geliştirilen yeni ve modern reaktörler daha etkin ve düşük maliyette atıksu arıtımı sağlamaktadır. Bu reaktörlerin göze çarpanları “hava kaldırmalı” (air-lift) ve kompakt reaktörler olarak bilinen “jet loop” reaktörlerdir. Bu reaktörlerin “kabarcık” (bubble) kolonlar ile başlayan gelişimleri; gaz sirkülasyon reaktörleri, hava kaldırmalı ve aşağı veya yukarı akışlı jet loop reaktörler ile devam etmektedir. Bu tip reaktörlerin şematik gösterimi Şekil 2.6’da verilmektedir (Sajc *et al.* 2000).



Şekil 2.6. Hava ile karıştırılan biyoreaktör tipleri: **a)** kabarcık kolon, **b)** merkezlenmiş emme tüplüç çevrimli hava kaldırmalı reaktör, **c)** dıştan çevrimli hava kaldırmalı reaktör, **d)** pervaneli loop reactor **e)** Jet loop reaktör (Sajc *et al.* 2000).

Bu reaktörler iyi tanımlanmış akım rejimleri, daha iyi dispersiyon etkileri, nispeten düşük güç tüketimleri ve yüksek kütle transfer performansları nedeniyle uzun yıllardan beri kimya ve ilgili endüstrilerde geniş kullanım alanı bulmuştur. Kimya sanayisinde son yıllarda kullanılan “jet loop reaktörler” (JLR) (Bakapoulos 2006) ve yüksek gaz hızlarının temin edilerek sistem verimliliğinin artırıldığı “gaz kaldırmalı reaktörler”, klasik karıştırılmalı reaktörlerle karşılaştırıldığında büyük avantajlar sağlamaktadır. Bu reaktörler, mekanik karıştırıcı kullanılmadan, büyük spesifik ara yüzey alanları ve yüksek kütle ve ısı transferi sağlayabilmektedirler (Ghirardini *et al.* 1992; Fadavi and

Chisti 2005). Bu avantajları sağlamaları nedeniyle atıksu arıtımında kullanılmaya başlanmış ve geliştirilmişlerdir.

Şekil 2.6.a'da gösterilen kabarcık kolonlar, günümüzde hali hazırda kullanılan ince kabarcıklı havalandırma sistemleri gibi, reaktörün altından hava verilmek suretiyle, hem oksijen transferinin hem de karışımın sağlandığı reaktörlerdir. Kabarcık kolonlar basit inşaları ve işletimleri ile endüstride geniş ölçüde kullanılmakta olup hidrodinamik özellikleri nedeniyle dizaynları oldukça zordur. Önemli uygulamaları oksidasyon, hidrojenasyon, halojenasyon, ozonlama, karboksilasyon vb., fermentasyon ve atıksu arıtımını içermektedir (Sajc *et al.* 2000; Dhotre *et al.* 2004).

Yeni nesil reaktörlerin birincisi olan hava kaldırmalı looplü reaktörlerde (HKR) karışımın sağlanması ve katıların süspansiyon haline getirilmesi yalnızca havalandırma ile sağlanır. HKR'ler oldukça büyük boyutlarda inşa edildiklerinde bile yüksek oksijen ihtiyacını karşılayabilecek kapasiteye sahiptirler. Bu nedenle yüksek kirlilik içeren kentsel ve endüstriyel atıksu arıtımında ve biyoteknoloji endüstrisinde oldukça fazla dizayn avantajlarına sahiptirler. HKR'ler havanın sisteme alttan verildiği ve yukarı yönde akışın olduğu bir yükseltici (riser) ve hava olmayan bölgedeki statik basınçtan dolayı aşağı yönde sıvı akışının meydana geldiği bir aşağı çevirici (downcomer) bölgeden oluşmaktadır. Aşağı çevirici bir perde yapısı olabileceği gibi, Şekil 2.b ve c'de gösterildiği gibi iç çevrim ve dış çevrim oluşturacak şekilde de inşa edilmektedir. Bu reaktörlerde yükseltici ve aşağı çevirici bölgeler arasında meydana gelen yoğunluk farkından dolayı sürekli bir sirkülasyon meydana gelmektedir. Ancak asıl sürücü kuvvet sisteme gönderilen gaz debisidir (Couvert *et al.* 2004; Jin *et al.* 2006). HKR'lerde kesme kuvveti düşük olduğundan biyofilm sistemlerde yaygın olarak kullanılmaktadır (Quan *et al.* 2004; Kermanshahi pour *et al.* 2005).

Yeni tip reaktörlerin ikinci versiyonunu yüksek performanslı jet loop reaktörler (JLR) oluşturmaktadır. Bu reaktörlerin hava kaldırmalı reaktörlerden en önemli farkı, sisteme verilen enerjinin sıvının kinetik enerjisinden sağlanmasıdır. Son yıllarda özellikle fermentasyon, biyoteknoloji ve atıksu arıtma sistemlerinde JLR'ler üzerindeki ilgi

oldukça artmıştır. JLR'lerde oluşturulan jet akışın hidrodinamik gücü ile oldukça yüksek derecede sıvı sirkülasyonu ve gaz dispersiyonu sağlanmaktadır. Atıksu arıtımında bu jenerasyonun, iki akışlı bir püskürtme başlığının (nozzle) tabana veya reaktörün üstüne yerleştirildiği, hava kaldırmalı reaktörlerde olduğu gibi perdeli veya emme tüplü çok çeşitli dizaynları kullanılmaktadır. (Fakeeha *et al.* 1999; Jamshidi *et al.* 2001; Farizoglu *et al.* 2004; Salehi *et al.* 2005; Fadavi and Chisti 2005; Flores-Cotera and Garcia-Salas 2005; Kouakou *et al.* 2005; Yıldız *et al.* 2005).

Bir JLR, püskürtme başlığının reaktörün üstüne emme tüpü içerisine doğru yerleştirildiği birbirine merkezlenmiş iki adet silindirik yapıdan oluşmaktadır. Bir sıvı sirkülasyon pompası tarafından reaktörün en üstüne gönderilen sıvı ve ayrı bir hattan gelen hava, bir jet meme içerisinden emme tüpünün içine püskürtülmektedir. Emme tüpünü boydan boya geçen hava ve sıvı karışımı reaktörün dibine ulaştığında iki silindirin arasından tekrar yükselir. Kesitteki değişimden dolayı sıvı hızı değişimi ile reaktörün üst kısmına gelen sıvı ve gaz kabarcıklarının bir kısmı, püskürtme başlığından çıkan sıvının sürüklenme kuvvetlerinden doğan hareket nedeniyle emme tüpüne tekrar girer. Geri kalan kısım ise reaktörün üst tarafındaki çıkıştan sistemi terk eder. Böylece su hava karışımının reaktör içerisindeki kalış süresi ve buna bağlı olarak da hacimsel kütle transfer katsayısı (K_{La}) artırılmış olur (Velan and Ramanujam 1992; Gaddis and Vogelpohl 1992; Prasad and Ramanujam 1995; Yıldız 1999).

JLR'ler klasik reaktörlerle karşılaştırıldıklarında gerek performans gerek verim açısından oldukça fazla avantajlara sahiptirler. Bu avantajlar, basit inşaat, düşük yatırım ve işletme maliyetleri, aynı enerji girdisiyle klasik reaktörlere göre daha fazla sirkülasyon, çok iyi seviyede gaz dispersiyonu, klasik karıştırılmalı reaktörlere göre yüksek ısı ve kütle transferi, oldukça homojen konsantrasyon ve ısı profilinin sağlanabilmesi, reaktör içerisinde hareketli hiçbir parçanın bulunmaması ve pilot tesis ölçekten endüstriyel ölçüğe rahat geçiş olarak sıralanabilmektedir (Schügerl 1991; Velan and Ramanujam 1991; Prasad and Ramanujam 1995; Yıldız 1999).

Jet loop reaktörler iyi karışım özellikleri ve yüksek kütle transfer yetenekleri sayesinde endüstriyel atıksu arıtımında kullanım potansiyeli giderek artan bir konuma sahiptir (Petruccioli *et al.* 2002, Yıldız *et al.* 2005).

Ters akışlı jet-loop reaktörler klasik reaktörlerle karşılaştırıldığında gerek performans gerekse verim açısından oldukça fazla avantaja sahiptir. Bu avantajları aşağıdaki gibi sıralayabiliriz (Farizoğlu 2003).

2.4. Henry Sabiti

Henry sabiti sadece uçucu organik kirleticilerin hareketlerini tanımlamak için yazılan kütle taşınım modellerinde değil, aynı zamanda atık sulardan organik maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan hava ile sıyırma prosesinin tasarım ve modellemesinde gerekli bir fiziksel özelliktir (Peng and Wan 1997). Farklı maddelerin çözünürlük ve Henry sabiti değerlerinin belirlenmesinde çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Henry sabitinin belirlenmesi için kullanılan geleneksel yöntemler zaman alıcıdır, bu yöntemlerin özellikleri kaynaklarda ayrıntılı olarak tartışılmıştır (Xu *et al.* 1992; Gossett 1987).

Çizelge 2.3. Bazı gazların 20°C'deki henry sabitleri

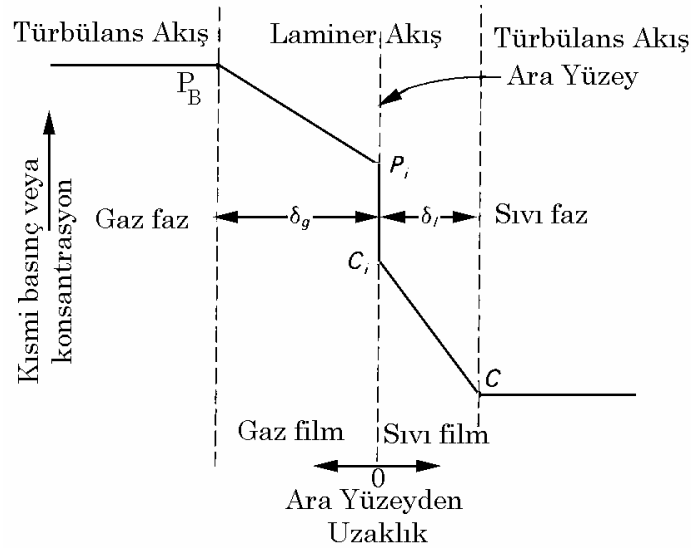
Gaz	Henry Sabiti (atm)	Henry Sabiti (Birimsiz)
Hava	66400	49,68
Amonyak	0,75	$5,61 \cdot 10^{-4}$
Karbon dioksit	1420	1,06
Karbon monoksit	53600	40,11
Klor	579	0,43
Klor dioksit	1500	1,12
Hidrojen	68300	51,10
Hidrojen sülfür	483	0,36
Metan	37600	28,13
Azot	80400	60,16
Oksijen	41100	30,75
Ozon	5300	3,97
Sülfür dioksit	36	$2,69 \cdot 10^{-2}$

Henry sabiti düşük olan daha az uçucudur. Dolayısıyla Çizelge 2.3'te görüldüğü gibi NH_3 gazı normal koşullarda kolay uçucu değildir.

2.5. İki Film Teorisi

Gaz transfer mekanizmasını açıklamak amacıyla geliştirilmiş kullanımı oldukça yaygın ve en sade olanı iki film teorisidir. İki film teorisinin popüler kalmasının sebebi, karşılaşılan durumların %95'inden fazlasında diğer kompleks teorilerden elde edilen sonuçlar ile aynı sonuçları vermesidir (Tchobanoglous 1991).

Herhangi bir sistemde, kütle transfer hızını arttırabilmek için “iki film teorisi” ile açıklanan ve Şekil 2.7'de gösterildiği gibi direnç oluşturan gaz ve sıvı film tabakalarının kalınlıklarını azaltıcı yaptırımlar uygulanmalıdır. Bu tabakaların kalınlıklarının azaltılabilmesi sistemdeki kesme kuvvetlerinin arttırılmasıyla mümkündür. Ancak kesme kuvvetlerinin arttırılabilmesi için sisteme verilen enerjinin de yükseltilmesi gerekmektedir.



Şekil 2.7. Gaz transferi için iki film teorisini tanımlama şeması

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Kimyasal Maddelerin Temini ve Hazırlanması

Çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler Merck kalitesinde olup, yapay olarak NH_3 içeren sentetik su hazırlamak için NH_4Cl ve pH'yı ayarlamak için ise 10 N'lik NaOH kullanılmıştır.

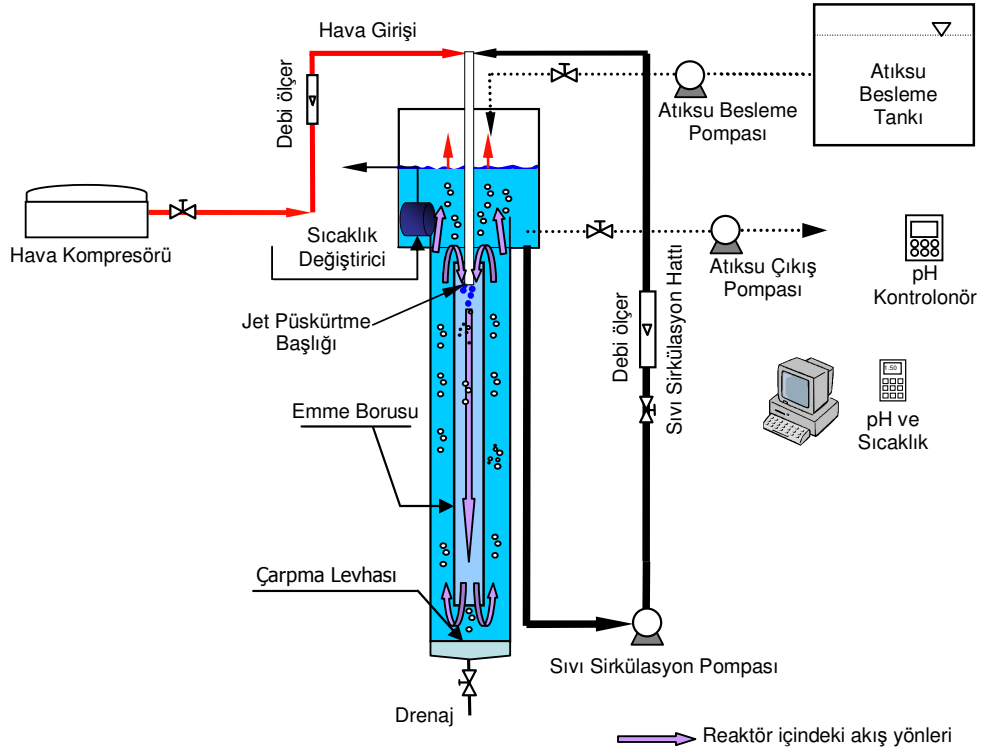
3.1.2. Deney Sistemi

Kesikli ve sürekli çalışmalarda Şekil 3.1 de şematik görünümü verilen aynı reaktör kullanılmıştır. Kesikli çalışmalarda 9 L hacminde farklı başlangıç NH_3 konsantrasyonu içeren sentetik atıksu reaktöre doldurulmuş ve ortam pH'sı 11'e ayarlandıktan sonra sistem çalıştırılmıştır. Sürekli denemelerde ise başlangıçta reaktör içerisinde NH_3 olmayan saf su konulmuş ve belli NH_3 konsantrasyonu içeren sentetik atıksu belli debilerde reaktöre beslenmiştir. Zamanla çıkış NH_3 konsantrasyonları takip edilmiştir.

3.1.2.a Sistemde Kullanılan Malzemeler

Jet-loop reaktör silindirik şeffaf akrilik malzemeden imal edilmiştir. Sıvı sirkülasyonu Ebara marka paslanmaz çelik pompa ile sağlanmıştır. Hava ise düşük hava debilerinde Charles Austen Pumps Ltd. marka B105 SE model hava pompası ile yüksek hava debilerinde ise ABAC marka 100 Hp 2 model hava kompresörü ile sisteme verilmiştir. pH'ı sabit tutmak için EUTECH marka alpha-pH1000 model pH kontrolör ve sıvı seviyesini kontrol etmek için Cole Parmer marka 7188 model sıvı seviye kontrolör kullanılmıştır. Sisteme verilen hava debisi ve sıvı sirkülasyon debisi, hava ve sıvı hatlarına bağlanmış hava ve sıvı debimetreler ile ayarlanmıştır. Denemelerde sabit

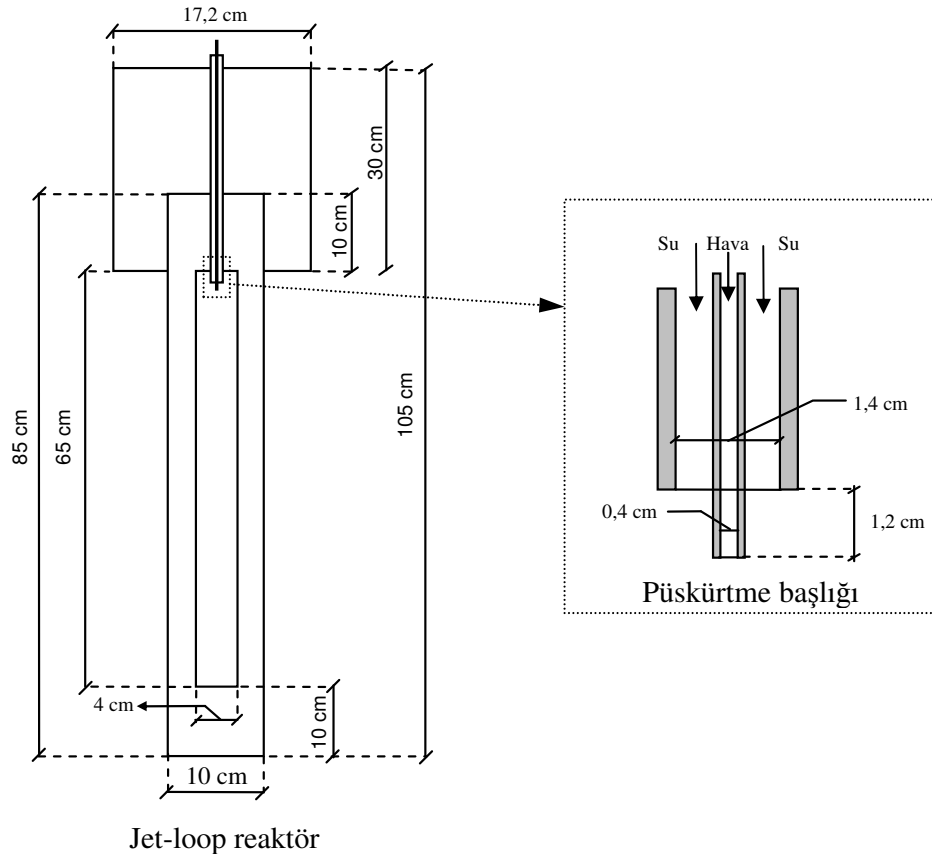
sıcaklık sağlayabilmek için reaktör üst kısmında paslanmaz çelikten silindirik bir soğutucu yerleştirilmiştir. Sürekli çalışmalarda sisteme atıksu girişi ve çıkışı sağlamak için Cole Parmer marka Masterflex L/S model peristatik sıvı pompası kullanılmıştır.



Şekil 3.1. Jet-loop reaktör sisteminin şematik gösterimi

3.1.2.b Sistemde Kullanılan Reaktörün Boyutları

Püskürtme başlığını ortlayan ve paslanmaz çelikten imal edilmiş hava borusu 1 mm et kalınlığına sahiptir. Ayrıca Şekil 3.2 de çalışmada kullanılan jet-loop reaktörün ve püskürtme başlığının boyutları ayrıntılı olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.2. Jet-loop reaktör ve püskürtme başlığının detaylı görünüşü

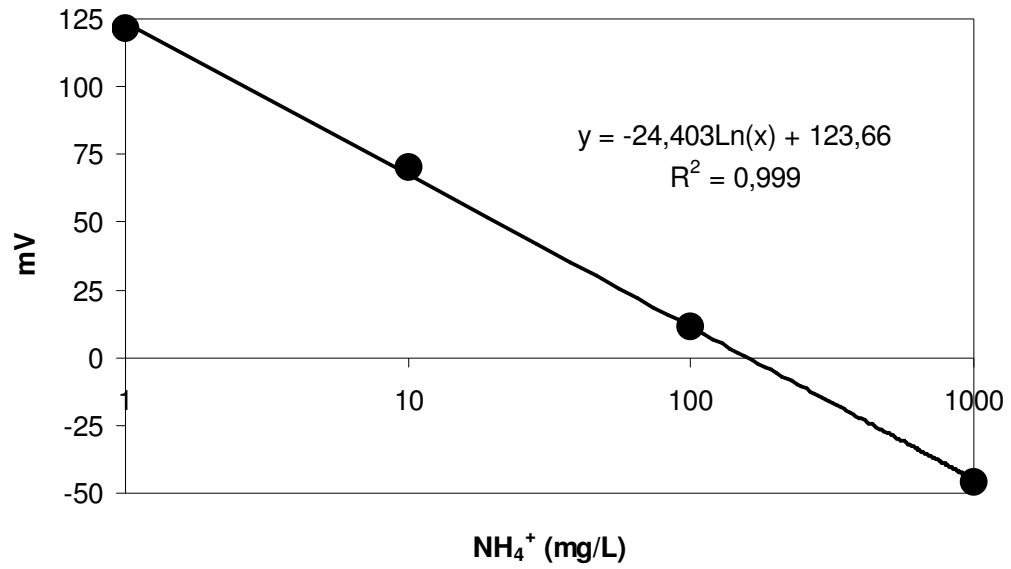
3.2. Yöntem

3.2.1. Amonyak Konsantrasyonunun Ölçülmesi

Yapılan çalışmalarda NH_3 konsantrasyonu, hem Merck firmasına ait 14752 nolu NH_4^+ hazır kitleri kullanılarak Spekol 1100 marka spektrofotometrede kolorimetrik olarak hem de Thermo marka Orion A+ iyon seçici elektrod ile yapılmıştır.

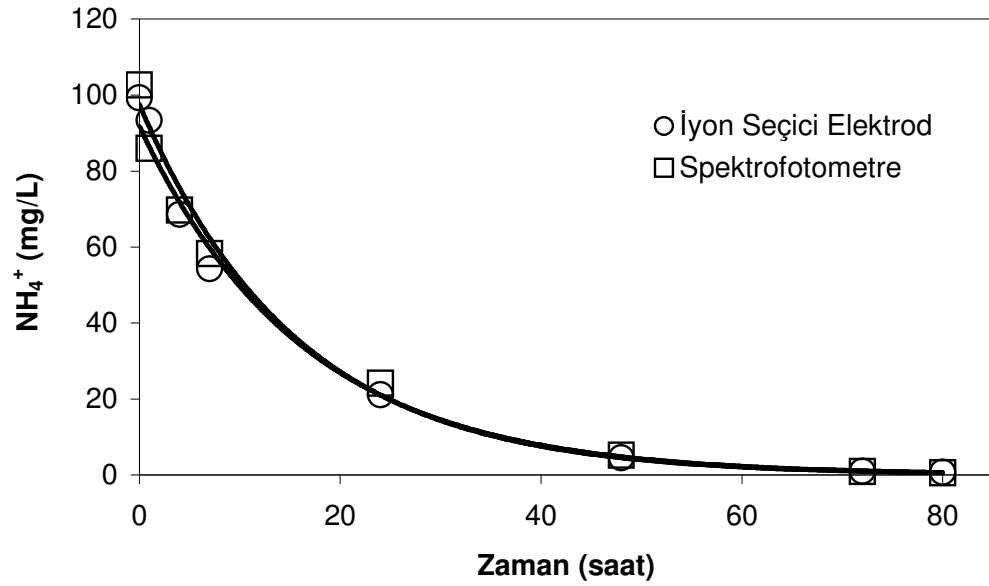
İyon seçici elektrot ile ölçüm yapmak için bir kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Bu kalibrasyon eğrisini elde etmek için elektrot çeşitli miktarlarda NH_4Cl den hazırlanmış bir seri çözeltiye daldırılarak milivolt değerleri okunur. Çözeltiler 1000 mg/L NH_4Cl

çözeltisinden seyreltme yolu ile 1, 10, 100 ve 1000 mg/L'lik numuneler hazırlandı. Ölçüm için 150 ml'lik bir erlene 1 mg/L'lik 100 ml NH_4Cl içeren çözelti boşaltılır, bir magnet ile manyetik karıştırıcıda karıştırmaya başlanır ve daha sonra elektrot batırılır ve 10 N'lik 1 ml NaOH ilave edilir. Birkaç dakika beklenir ve okuduğunuz mV değeri kaydedilir, daha sonra daha yüksek konsantrasyon değerine sahip çözeltilerle okuma yapılmış ve Şekil 3.3'de gösterilen kalibrasyon eğrisi çizilmiştir.

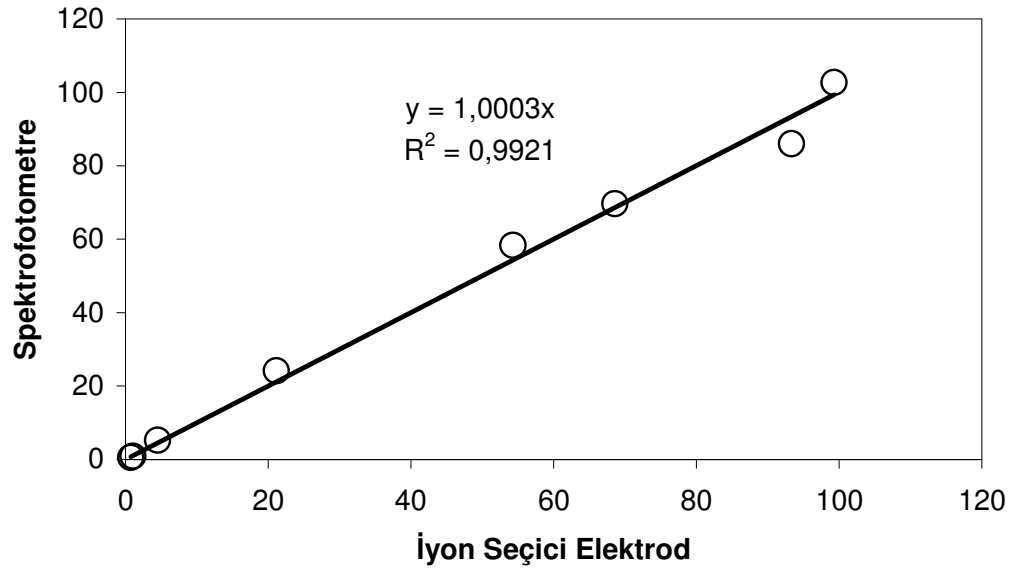


Şekil 3.3. NH_4^+ cinsinden kalibrasyon eğrisi

Çalışma süresince yapılan ölçümlerin doğruluğuna belirlemek için farklı iki yöntem kullanılmıştır. İlk yapılan çalışmalarda her iki yöntem kullanılarak ölçümler yapılmıştır. Bu ölçümlerin sonuçları Şekil 3.4 ve 3.5 te gösterilmiştir.



Şekil 3.4. Farklı iki yöntem ile ölçülen amonyum konsantrasyonlarının karşılaştırılması ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{Hava}=20$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L)

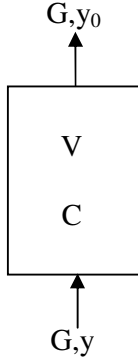


Şekil 3.5. Farklı iki yöntem ile ölçülen amonyum konsantrasyonlarının karşılaştırılması ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{Hava}=20$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L)

Kullanılan yöntemlerin sonuçları Şekil 3.4 ve 3.5 ten de görüldüğü gibi birbirine çok yakındır. Kesikli amonyak sıyırma çalışmalarında her iki yöntemde kullanılmıştır.

Ancak sürekli amonyak sıyırma çalışmalarında sadece iyon seçici elektrod kullanılmıştır.

3.2.2. Kesikli çalışmalarda amonyak sıyırma işleminin matematiksel modellenmesi



Şekil 3.6. Kesikli modelin şematik gösterimi

Şekil 3.6 daki şematik gösterim kullanılarak (3.1) numaralı denklem yazılabilir.

$$\frac{dC}{dt}V = Gy_0 - Gy \quad (3.1)$$

$y_0 = 0$ olduğu kabulü ile (3.1) numaralı denklem yeniden düzenlenirse

$$\frac{dC}{dt}V = -Gy \quad (3.2)$$

şeklinde yazılır.

$$y = \frac{H}{P_T}C \quad (3.3)$$

(3.2) numaralı denklemde y yerine (3.3) numaralı denklem yazılıp düzenlenir

$$\frac{dC}{C} = \frac{-G H}{V P_T} dt \quad (3.4)$$

ve (3.4) numaralı denklem integre edilirse

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left(\frac{-G H}{V P_T} t\right) \quad (3.5)$$

denklem elde edilir.

Reaktör içerisindeki basınç ile atmosfer basıncı farklı olduğundan (3.5) numaralı denklemde

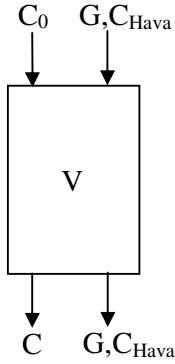
$$\frac{H}{P_T} = K_H \quad (3.6)$$

yazılırsa

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left(\frac{-GtK_H}{V}\right) \quad (3.7)$$

denklemi elde edilir ve bu denklem STATISTICA 5.0 non-lineer regresyon modülü kullanılarak Henry sabiti yeniden hesaplatılmıştır.

3.2.3. Sürekli çalışmalarda amonyak sıyırma işleminin matematiksel modellenmesi



Şekil 3.7. Sürekli modelin şematik gösterimi

Şekil 3.7 deki şematik gösterim kullanılarak (3.8) numaralı denklem yazılabilir.

$$\frac{dC_0}{dt} = \frac{Q(C_0 - C)}{V} - \frac{GC_{Hava}}{V} \quad (3.8)$$

(3.8) numaralı denklem kararlı durum için çözümlerse

$$Q(C_0 - C) = GC_{Hava} \quad (3.9)$$

$$C_{Hava} = K_H C \quad (3.10)$$

(3.10) numaralı eşitlik (3.9) numaralı denklemde yerine yazılırsa

$$C = \frac{GC_0}{Q + GK_H} \quad (3.11)$$

denklemini elde edilir.

C: t anında 1 mol sudaki NH₃'ün molü

C₀: Başlangıçta 1 mol sudaki NH₃'ün molü

C_{Hava}: Hava ile sisteme giren NH₃'ün konsantrasyonu (mol NH₃/mol H₂O)

G: Birim zamanda sisteme verilen hava (mol Hava/dak)

H: Henry sabiti (atm(mol H₂O /mol Hava))

K_H: Birimsiz Henry sabiti (mol H₂O /mol Hava)

P_T: Reaktör içerisindeki basınç (atm)

t: Zaman (dakika)

V: Sistemdeki toplam suyun hacmi (mol H₂O)

y₀: Sisteme giren 1 mol havadaki NH₃'ün molü

y: Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH₃'ün molü

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

4.1. Kesikli Amonyak Sıyırma Çalışmaları

Kesikli yapılan çalışmalarda kullanılan sistem Şekil 3.1 den biraz farklı olup hava kompresörü yerinde hava pompası kullanılmıştır. Atıksu besleme ve çıkış pompası devre dışı bırakılmıştır. Yapılan çalışmalarda başlangıç konsantrasyonu sıcaklık, hava debisi ile sıvı sirkülasyon debisinin etkisi incelenmiştir. Belli zaman aralıklarında alınan numunelerde amonyum analizi yapılmıştır.

4.1.1. Başlangıç Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıçta NH_4^+ konsantrasyonunun etkisini incelemek için farklı konsantrasyonlarda amonyum içeren sentetik atıksu reaktöre doldurularak sistem çalıştırılmıştır. Çalışılan NH_4^+ konsantrasyonları 10, 25, 50, 75, 100 ve 500 mg/L dir. Farklı konsantrasyonlardaki amonyum değişimleri ve giderim yüzdeleri Çizelge 4.1, ile 4.6 arasında verilmiştir.

Çizelge 4.1. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=10$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, T=20°C, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	87,3	8,88	0,00	9,15	0,00
1	90,7	7,65	13,85	8,40	8,20
4	95,7	6,14	30,86	6,85	25,14
7	100,9	4,88	45,05	5,70	37,70
24	119,5	2,15	75,79	2,30	74,86
30	128,5	1,45	83,67	1,43	84,37
48	147,6	0,62	93,02	0,49	94,64

Çizelge 4.2. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=25$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, $T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	66,8	21,91	0,00	24,00	0,00
1	69,6	19,37	11,59	21,80	9,17
4	76,1	14,55	33,59	17,60	26,67
7	82,1	11,17	49,02	13,90	42,08
24	103,1	4,431	79,78	5,50	77,08
48	134,3	1,12	94,89	1,09	95,46
55	144,3	0,72	96,71	0,71	97,04

Çizelge 4.3. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=50$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, $T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	50,1	45,73	0,00	48,00	0,00
1	53,9	38,68	15,42	42,00	12,50
4	60,2	29,31	35,91	33,00	31,25
7	65,9	22,80	50,14	26,50	44,79
24	89,1	8,21	82,05	10,20	78,75
48	125,8	1,63	96,44	1,94	95,96
72	151,5	0,53	98,84	0,39	99,19

Çizelge 4.4. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=75$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, $T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	39,7	72,25	0,00	70,00	0,00
1	41,5	66,74	7,63	60,25	13,93
4	47,2	51,92	28,14	45,00	35,71
7	53,5	39,34	45,55	35,50	49,29
24	79,0	12,80	82,28	15,35	78,07
48	112,3	2,67	96,30	3,18	95,46
72	140,6	0,77	98,63	0,75	98,93

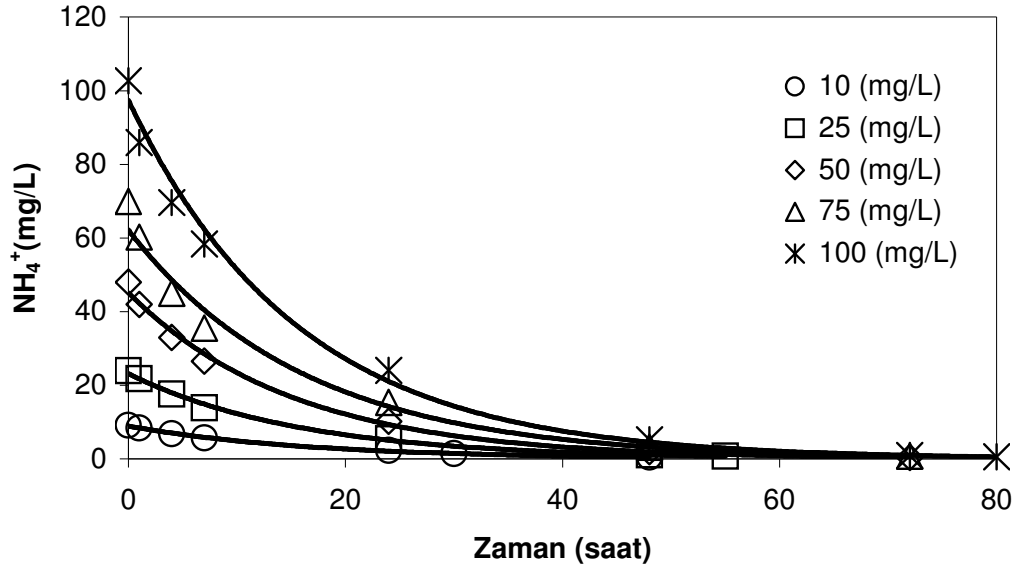
Çizelge 4.5. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, $T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	32,5	99,29	0,00	102,67	0,00
1	33,9	93,35	5,98	86,00	16,24
4	40,9	68,58	30,93	69,67	32,14
7	46,2	54,30	45,31	58,33	43,19
24	67,6	21,15	78,70	24,10	76,53
48	102,6	4,53	95,44	5,25	94,89
72	135,7	1,05	98,94	0,93	99,09
80	143,7	0,74	99,25	0,55	99,46

Çizelge 4.6. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri (Başlangıç $\text{NH}_4^+=500$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, pH=11, $T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak)

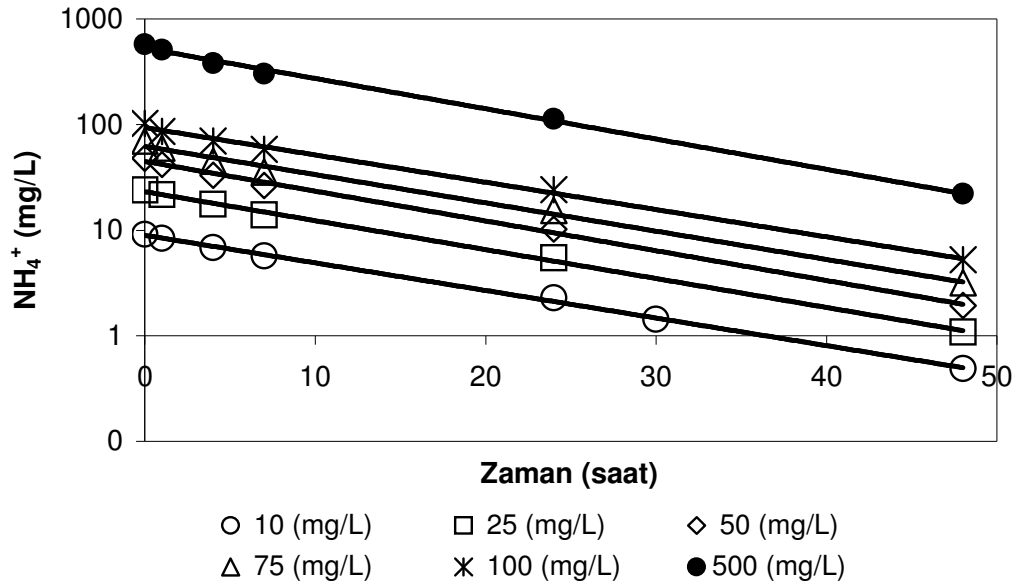
Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	-7,4	575,75	0,00	474	0,00
1	-4,8	513,44	10,82	436	8,02
4	1,9	382,22	33,61	376	20,68
7	7,2	302,78	47,44	278	41,35
24	29,4	113,82	80,23	114,5	75,84
48	66,6	22,11	96,16	25,25	94,67
72	102,5	4,55	99,21	5,40	98,86
96	129,9	1,36	99,16	1,27	99,73
120	155,0	0,45	99,92	0,27	99,94

Bu çizelgelerden faydalanılarak Şekil 4.1, 4.2 ve 4.3 çizilmiştir. Şekil 4.1 den de görüldüğü gibi reaktördeki başlangıç amonyum konsantrasyonu azaldıkça giderim hızı yavaşlamaktadır.



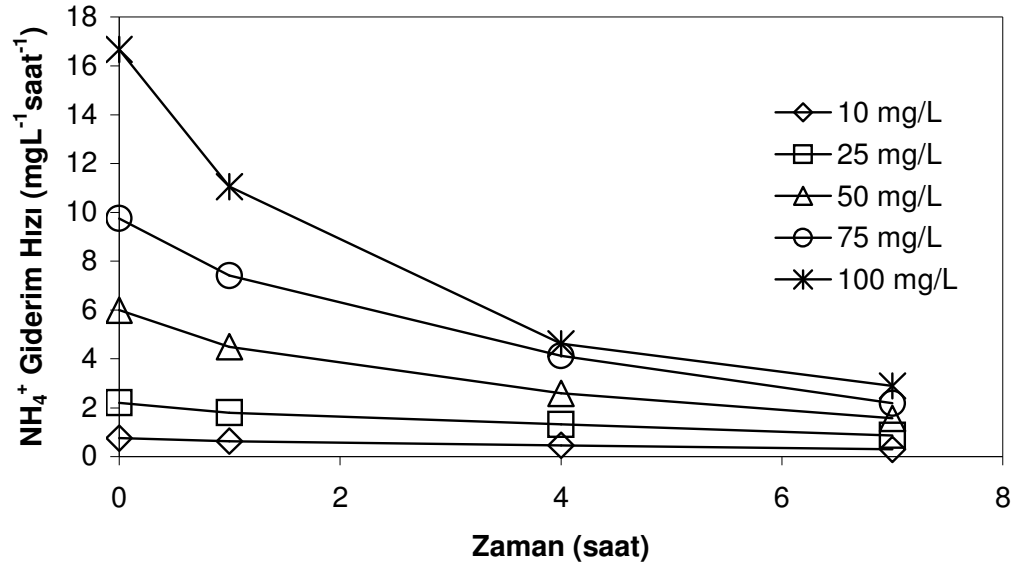
Şekil 4.1. Farklı konsantrasyonlarda amonyumun zamanla giderimi ($Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak)

Şekil 4.2, 4.1'in lineerleştirilmiş halidir. Şekil 4.2 de 4.1 den farklı olarak; başlangıç konsantrasyonu 500 mg/L olan deney sonuçları verilmiştir ve Şekil 4.2'den de anlaşılacağı üzere üssel azalan bir eğilim bulunmuştur.



Şekil 4.2. Farklı konsantrasyonlarda amonyumun zamanla giderimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{Hava}=20$ L/dak)

Şekil 4.3 de farklı konsantrasyonlardaki amonyumun giderim hızları hesaplanarak çizilmiştir. Yüksek konsantrasyonda amonyum giderim hızı düşük konsantrasyona göre daha yüksektir. Konsantrasyon azaldıkça giderim hızı da azalmaktadır. Zamanla azalan NH_3 konsantrasyonu yüzünden sıvı ve gaz fazlar arasındaki konsantrasyon farkı azalacağından kütle transferi için gerekli sürücü kuvvet azalır. Dolayısıyla zamanla sıvı fazdan gaz faza geçiş yavaşlamakta ve dengeye gelmektedir.



Şekil 4.3. Farklı konsantrasyonlarda zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişim ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{Hava}=20$ L/dak)

4.1.2. Sıcaklığın Etkisi

Sıcaklığın amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada ise sıvı sirkülasyon debisi, pH, başlangıç amonyum konsantrasyonu ve hava debisi sabit tutularak farklı sıcaklıklar çalışılmıştır. Başlangıç konsantrasyonunun etkisi incelenirken 20°C de 100 mg/L çalışılmıştır. Bu bölümde başlangıç konsantrasyonu 100 mg/L'de sabit tutarak 30 , 40 ve 50°C 'de denemeler yapılmıştır. Analiz sonuçları ve giderim yüzdeleri Çizelge 4.7 ile 4.9 arasında verilmiştir.

Çizelge 4.7. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($T=30^{\circ}\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $Q_{Hava}=20$ L/dak, $\text{pH}=11$, $Q_{Sıvı}=50$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	32,6	98,85	0,00	92,00	0,00
1	36,1	84,73	14,29	80,50	12,50
4	45,2	56,75	42,59	52,50	42,93
7	57,4	33,15	66,46	35,50	61,41
24	128,3	1,46	98,52	1,75	98,10
30	151,5	0,53	99,47	0,65	99,29

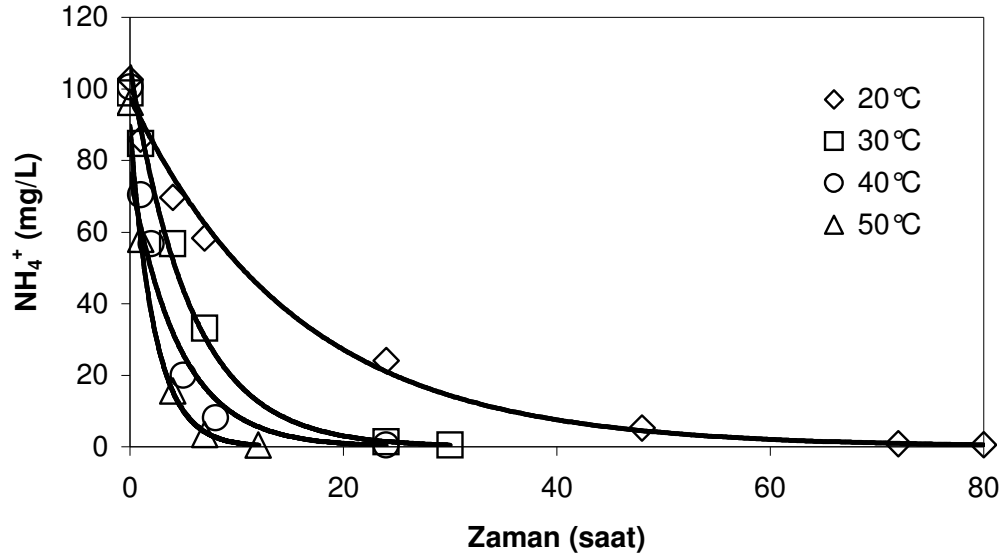
Çizelge 4.8. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($T=40^\circ\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100 \text{ mg/L}$, $Q_{\text{Hava}}=20 \text{ L/dak}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Sıvı}}=50 \text{ L/dak}$)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	32,2	100,61	0,00	84,50	0,00
1	40,3	70,42	30,01	69,00	18,34
2	45,2	56,75	43,60	53,50	36,69
5	68,9	19,98	80,14	22,50	73,37
8	89,2	8,17	91,88	10,50	87,57
24	152,3	0,51	99,50	0,55	99,35

Çizelge 4.9. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($T=50^\circ\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100 \text{ mg/L}$, $Q_{\text{Hava}}=20 \text{ L/dak}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Sıvı}}=50 \text{ L/dak}$)

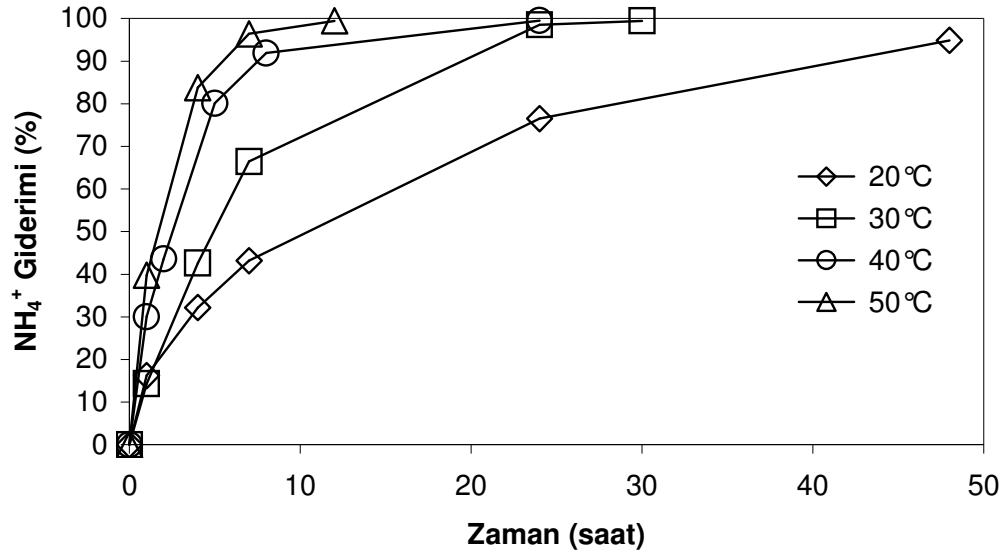
Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	33,2	96,27	0,00	89,00	0,00
1	44,7	58,01	39,75	60,50	32,02
4	74,5	15,61	83,79	20,50	76,97
7	108,8	3,45	96,42	6,00	93,26
12	151,9	0,52	99,46	0,51	99,43

Çizelge 4.5, 4.7, 4.8 ve 4.9 dan faydalanılarak Şekil 4.4, 4.5 ve 4.6 çizilmiştir. Şekil 4.4 de sıcaklığın artmasıyla amonyum gideriminin de önemli ölçüde arttığı görülmektedir. Şekil 4.4 ve Çizelge 4.5 ile 4.9 dan da görüldüğü gibi 20°C de 100 mg/L amonyum 80 saatte 1 mg/L 'nin altına düşerken, 50°C de 12 saatte, 40°C de 24 saatte, 30°C de ise 30 saatte 1 mg/L 'nin altına düşmektedir.

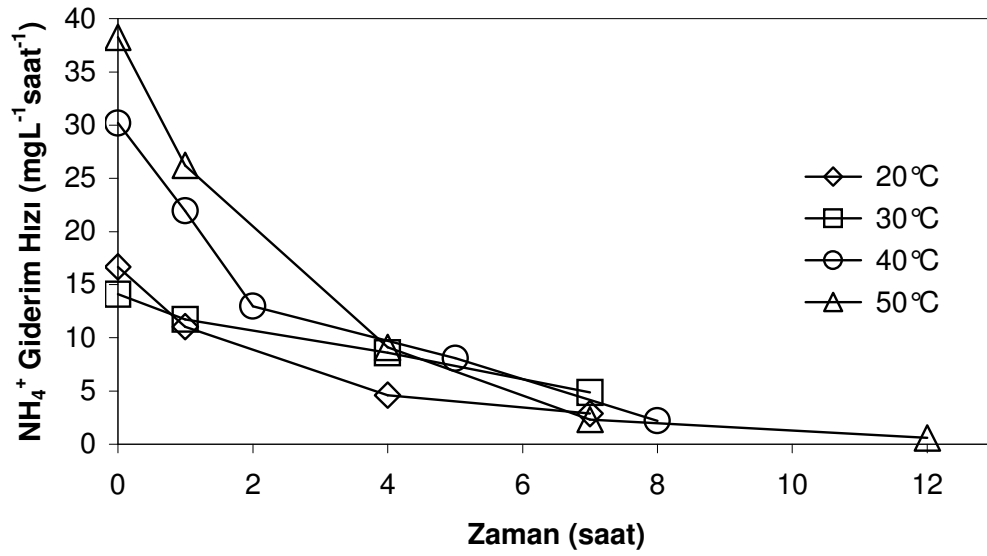


Şekil 4.4. Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi (pH=11, $Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak)

Şekil 4.5 de ise sıcaklıkla amonyum giderim yüzdelerindeki değişimi incelenmiştir. Sıcaklık arttıkça amonyum giderim yüzdeleri de önemli ölçüde artmaktadır. 20°C de 48 saatte yaklaşık %95 verim elde edilirken 50°C de bu verimi elde etmek için gerekli süre 7 saattir. Sıcaklıkla henry sabiti artmakta olduğundan giderim miktar ve hızları da artmaktadır.



Şekil 4.5. Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum giderim yüzdelerinin değişimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11, $Q_{Hava}=20$ L/dak)



Şekil 4.6. Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, pH=11, $Q_{Hava}=20$ L/dak)

4.1.3. Sıvı Sirkülasyon Debisinin Etkisi

Sıvı sirkülasyon debisinin amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada ise sıcaklık, pH, başlangıç amonyum konsantrasyonu ve hava debisi sabit tutularak farklı sıvı sirkülasyon debileri çalışılmıştır. İlk çalışmada sıvı sirkülasyon debisi 50 L/dak olduğundan bu bölümde 35 ve 40 L/dak çalışılmıştır. Analiz sonuçları ve giderim yüzdeleri 50 L/dak için Çizelge 4.5'te, 35 ve 40 L/dak için ise Çizelge 4.10 ile 4.11 de verilmiştir.

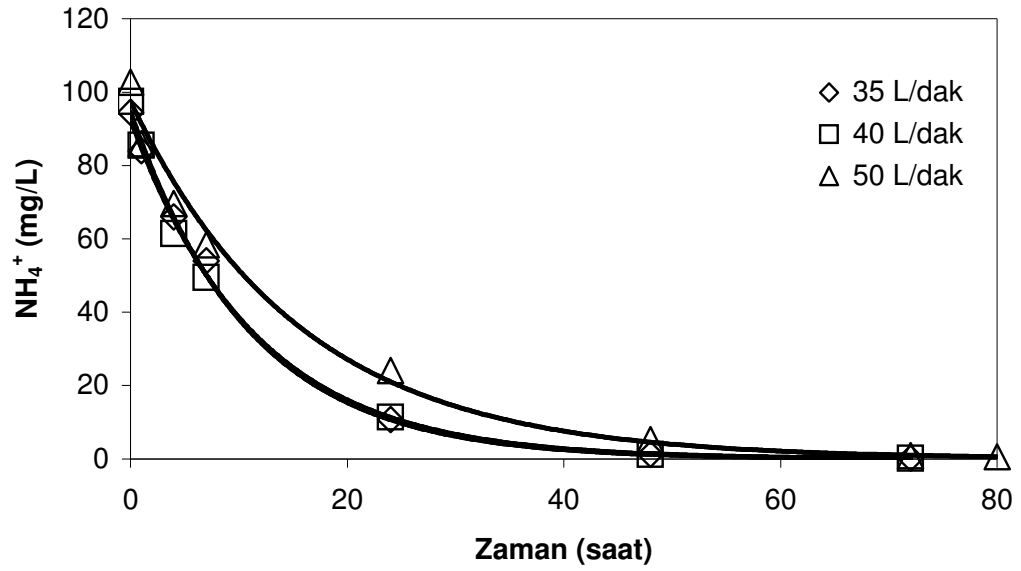
Çizelge 4.10. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Sıvı}}=40$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	2,7	92,41	0,00	97,50	0,00
1	6,4	78,85	14,68	85,50	12,31
4	15,6	53,14	42,50	61,50	36,92
7	20,7	42,70	53,80	49,50	49,23
24	53,2	10,59	88,54	11,40	88,31
30	71,1	4,91	94,68	6,80	93,03
48	102,2	1,29	98,60	1,26	98,71
72	140,3	0,23	99,75	0,13	99,87

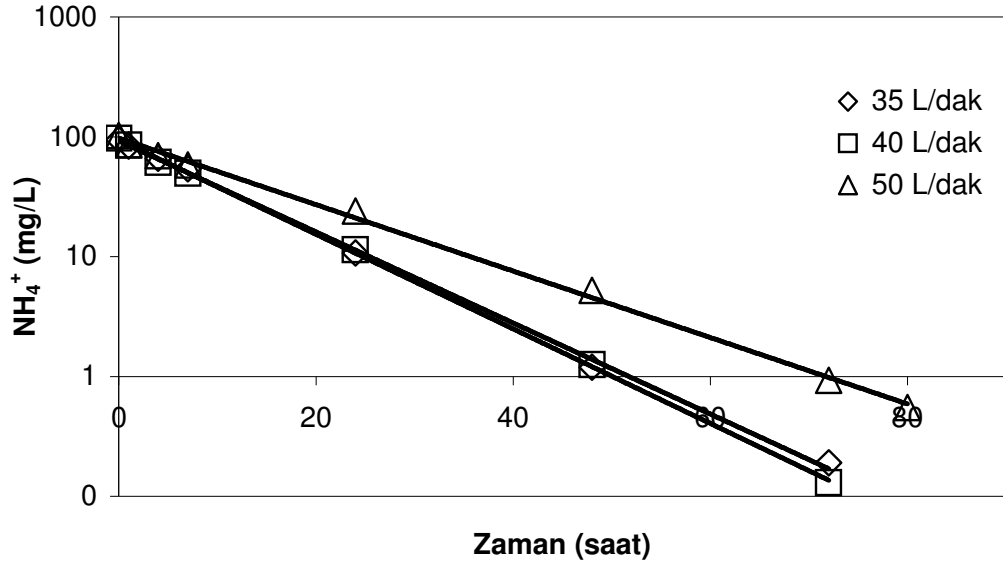
Çizelge 4.11. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Sıvı}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	2,0	95,23	0,00	94,50	0,00
1	5,1	83,37	12,45	84,00	11,11
4	11,3	63,90	32,90	66,00	30,16
7	16,9	50,26	47,23	54,00	42,86
24	50,6	11,84	87,57	10,70	88,68
30	61,7	7,36	92,28	8,30	91,22
48	100,4	1,40	98,53	1,19	98,74
72	132,2	0,36	99,62	0,19	99,80

Çizelge 4.5, 4.10 ve 4.11 dan faydalanılarak Şekil 4.7 ile 4.10 arasındaki grafikler çizilmiştir. Şekil 4.7 ile 4.8'den de anlaşılacağı üzere sıvı sirkülasyon debisindeki değişim amonyum gideriminin de az da olsa etkilidir. Amonyum gideriminin en fazla olduğu sıvı sirkülasyon debisi 40 L/dak'dır. Şekil 4.8, 4.7'nin lineerleştirilmiş hali olup Şekil 4.8 de bu fark daha açık bir şekilde görülmektedir.

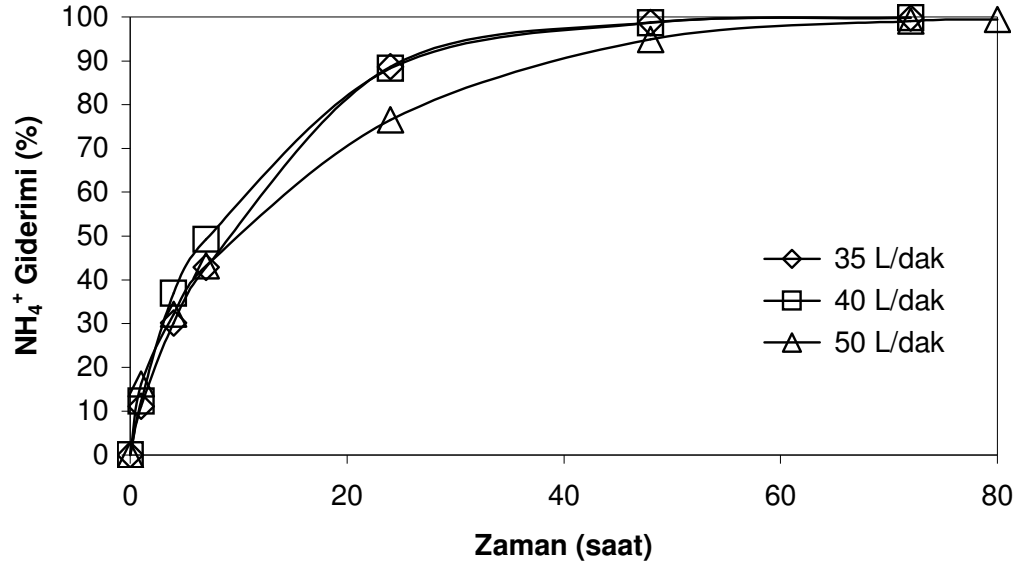


Şekil 4.7. Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak)

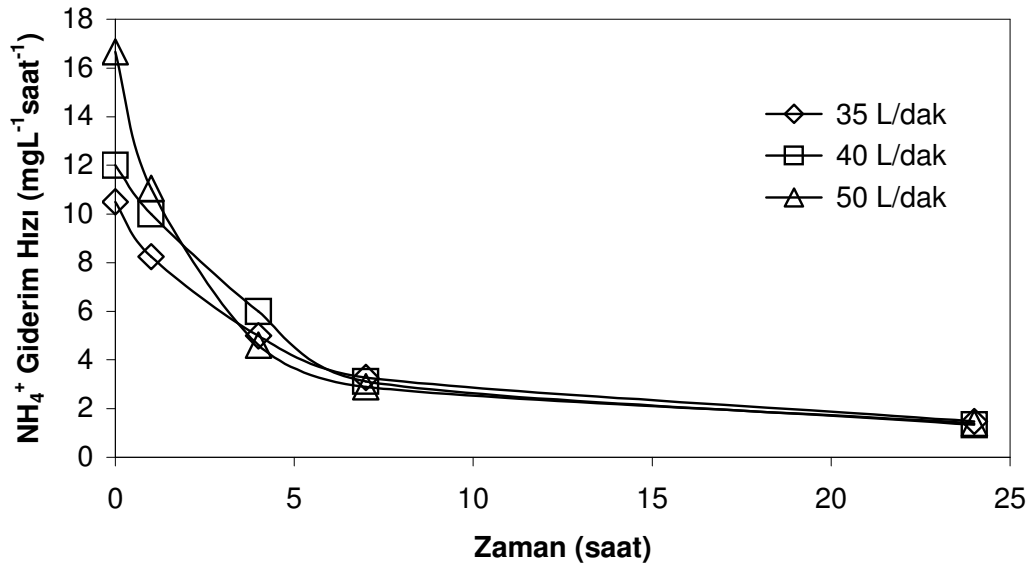


Şekil 4.8. Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonlarının değişimi (pH=11, T=20°C, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak)

Şekil 4.9 da amonyum giderim yüzdelerinin zamanla değişimi verilmiştir. 24 saat sonunda 35 ve 40 L/dak sıvı sirkülasyon debilerinde yaklaşık %88 amonyum giderimi olurken, 50 L/dak'da %78 amonyum giderimi elde edilmiştir. Amonyum giderim hızları Şekil 4.10 da verilmiştir.



Şekil 4.9. Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum giderim yüzdelerindeki değişim (pH=11, T=20°C, Başlangıç NH₄⁺=100 mg/L, Q_{Hava}=20 L/dak)



Şekil 4.10. Farklı sıvı sirkülasyon debilerinde zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişim (pH=11, T=20°C, Başlangıç NH₄⁺=100 mg/L, Q_{Hava}=20 L/dak)

4.1.4. Hava Debisinin Etkisi

Hava debisinin amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada ise sıcaklık, pH, başlangıç amonyum konsantrasyonu ve sıvı sirkülasyon debisi sabit tutularak farklı hava debileri çalışılmıştır. İlk bölümde 20 L/dak çalışıldığından burada 10 ve 5 L/dak araştırılmıştır. Analiz sonuçları ve giderim yüzdeleri 20 L/dak için Çizelge 4.5'te 10 ve 5 L/dak için ise Çizelge 4.12 ile 4.13 de verilmiştir.

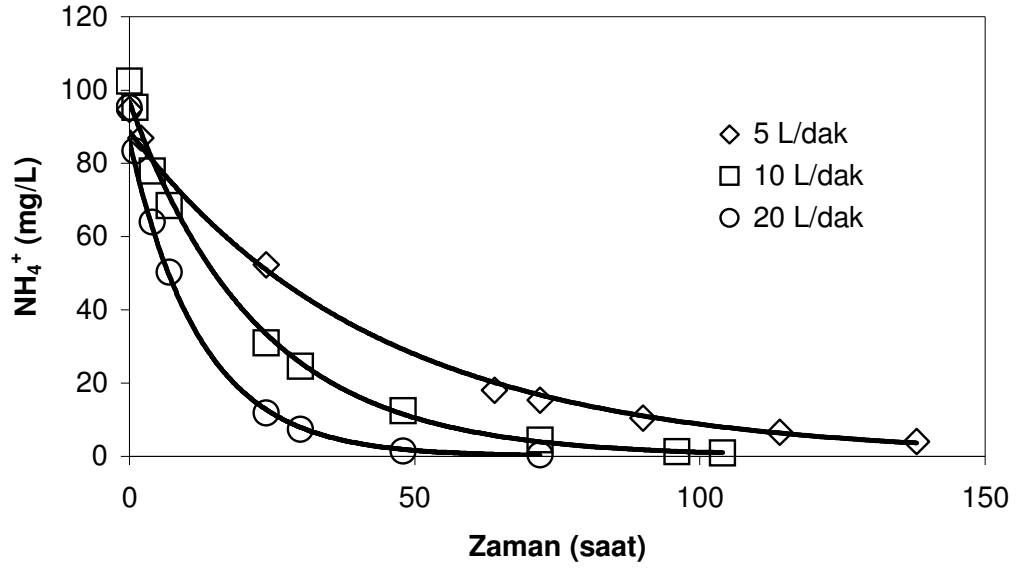
Çizelge 4.12. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($Q_{\text{Hava}}=10$ L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$)

Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometre	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	5,7	102,45	0,00	94,00	0,00
1	7,5	95,28	7,00	88,00	6,38
4	12,5	77,88	23,98	77,50	17,55
7	15,7	68,45	33,18	68,50	27,13
24	35,4	30,93	69,81	33,25	64,63
30	41,1	24,58	76,01	27,50	70,74
48	58,1	12,38	87,91	14,40	84,68
72	83,5	4,45	95,66	3,80	95,96
96	114,6	1,27	98,76	1,22	98,70
104	122,0	0,94	99,08	0,82	99,13

Çizelge 4.13. NH_4^+ konsantrasyonunun zamanla değişimi ve giderim verimleri ($T=20^\circ\text{C}$, $Q_{\text{Hava}}=5$ L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}=35$ L/dak, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $\text{pH}=11$)

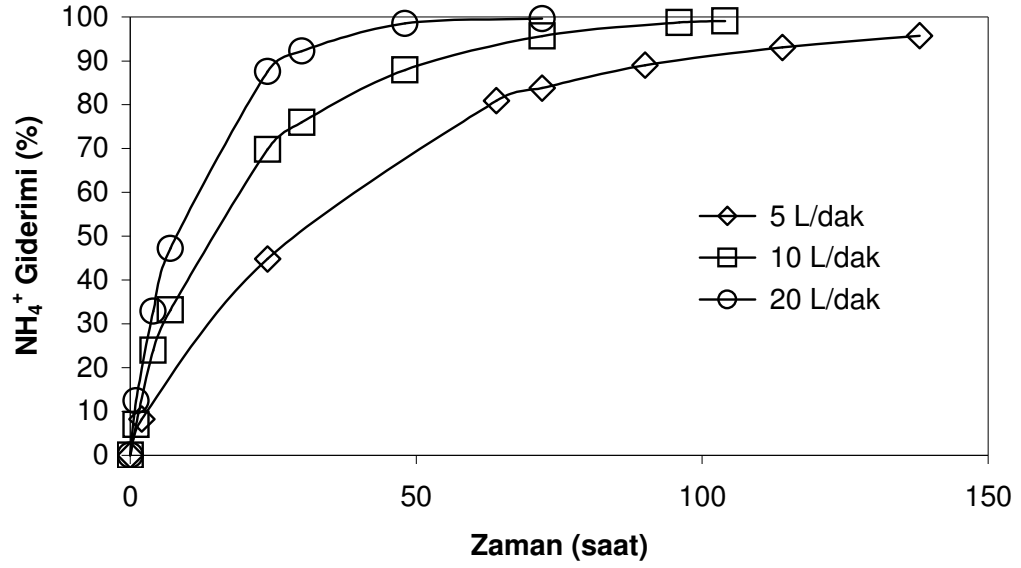
Zaman(h)	İyon Seçici Elektrod			Spektrofotometrik	
	mV	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)	NH_4^+ (mg/L)	Verim (%)
0	12,6	94,73	0,00	95,50	0,00
2	14,7	86,92	8,24	90,00	5,76
24	27,1	52,25	44,85	56,20	41,15
64	53,0	18,09	80,90	20,60	78,43
72	57,0	15,36	83,79	17,90	81,26
90	66,5	10,41	89,02	11,60	87,85
114	77,8	6,55	93,09	7,85	91,78
138	89,7	4,02	95,75	4,60	95,18

Çizelge 4.5, 4.12 ve 4.13 den faydalanılarak Şekil 4.11. ile 4.14 arasındaki grafikler çizilmiştir. Şekil 4.11 de hava debisinin artmasıyla amonyum konsantrasyonu belirgin bir şekilde düşmektedir. Çizelge 4.5 ile 4.13 den de görüldüğü gibi 20 L/dak da 100 mg/L amonyum 72 saat sonunda 1 mg/L civarında iken, 5 L/dak da 72 saat sonunda 16 mg/L civarındadır.

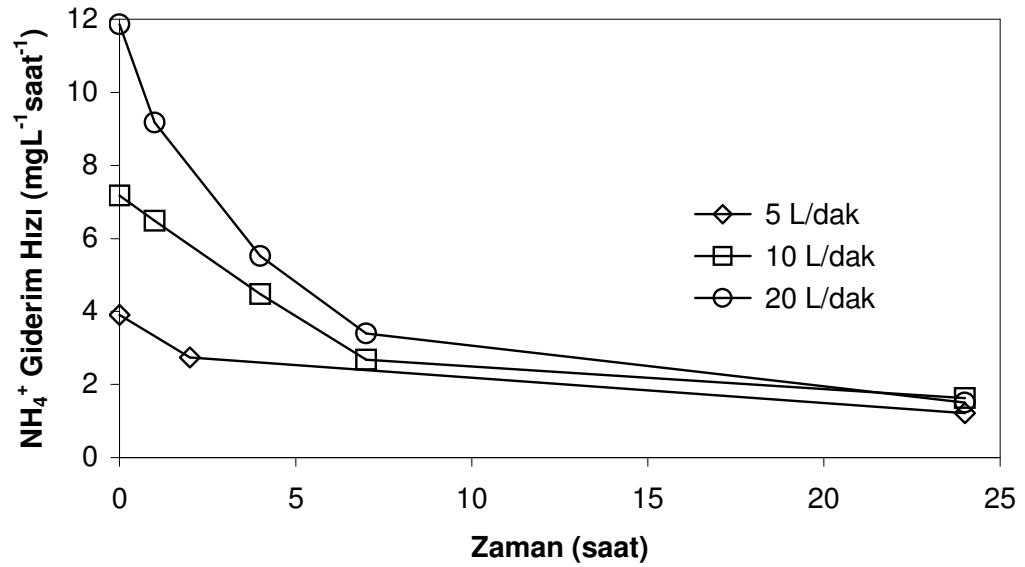


Şekil 4.11. Farklı hava debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{Sivri}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $\text{pH}=11$)

JLR'lerde daha küçük hava kabarcıkları olduğundan hava debisinin artmasıyla temas yüzeyi de artar. Temas yüzeyinin artmasıyla kütle transfer hızı da artar. Şekil 4.12 de 100 mg/L amonyum içeren sentetik atıksu 20°C de 72 saat boyunca havalandırıldığında 5, 10 ve 20 L/dak hava debileri için sırasıyla %84, %95 ve %99 oranında arıtıldığı görülmektedir.



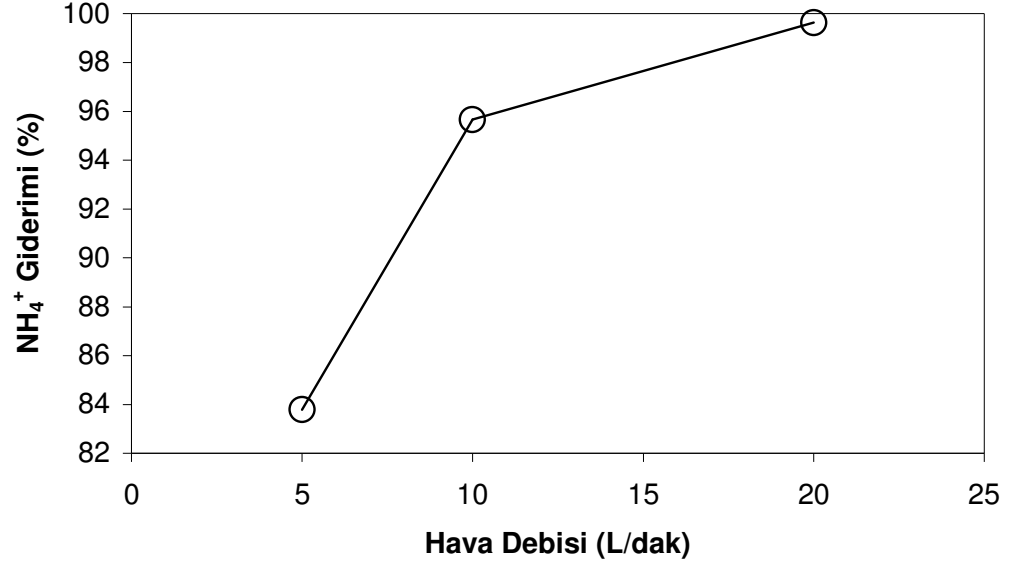
Şekil 4.12. Farklı hava debilerinde zamanla amonyum giderim yüzdelerinin değişimi ($Q_{Sivri}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $\text{pH}=11$)



Şekil 4.13. Farklı hava debilerinde zamanla amonyum giderim hızlarındaki değişimi ($Q_{Sivri}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}\text{C}$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $\text{pH}=11$)

Amonyum giderim hızları ise Şekil 4.13'te verilmiştir. Hava debisinin artmasıyla amonyum giderim hızı da artmaktadır. Ancak reaktör içerisindeki amonyum

konsantrasyonu zamanla azaldıkça giderim hızı da azalmaktadır. Şekil 4.14 den anlaşılacağı gibi hava debisinin artması serbest yüzeyden hava kabarcıklarına amonyak taşınım hızını arttırmaktadır.



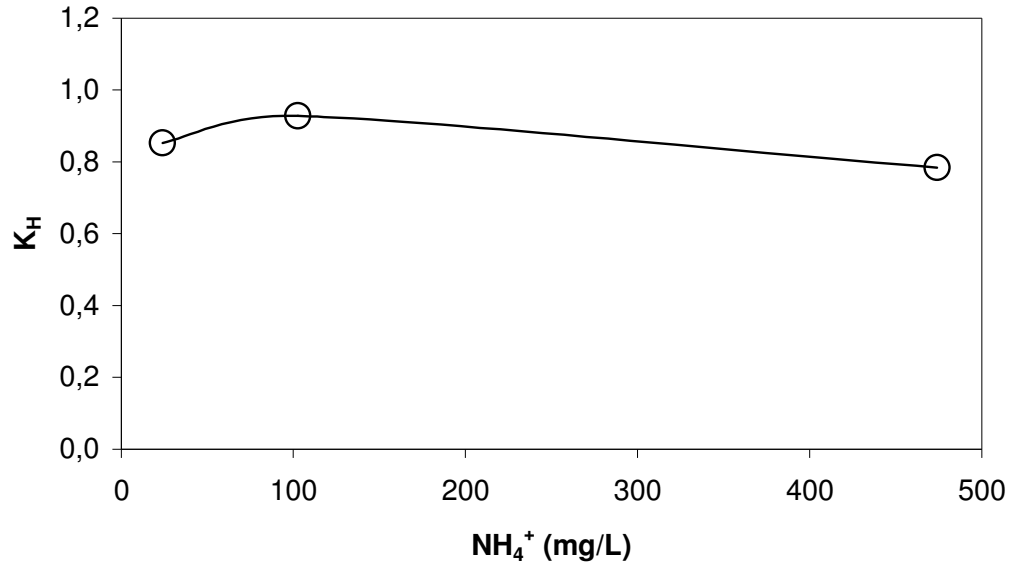
Şekil 4.14. 72 saatlik havalandırmadan sonra amonyak giderimine hava debisinin etkisi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $T=20^{\circ}C$, Başlangıç $NH_4^+=100$ mg/L, $pH=11$)

4.1.5. Kesikli Ortamda Amonyak Sıyırma İşleminin Deney Sonuçları ile Hesaplanan Henry Sabitleri

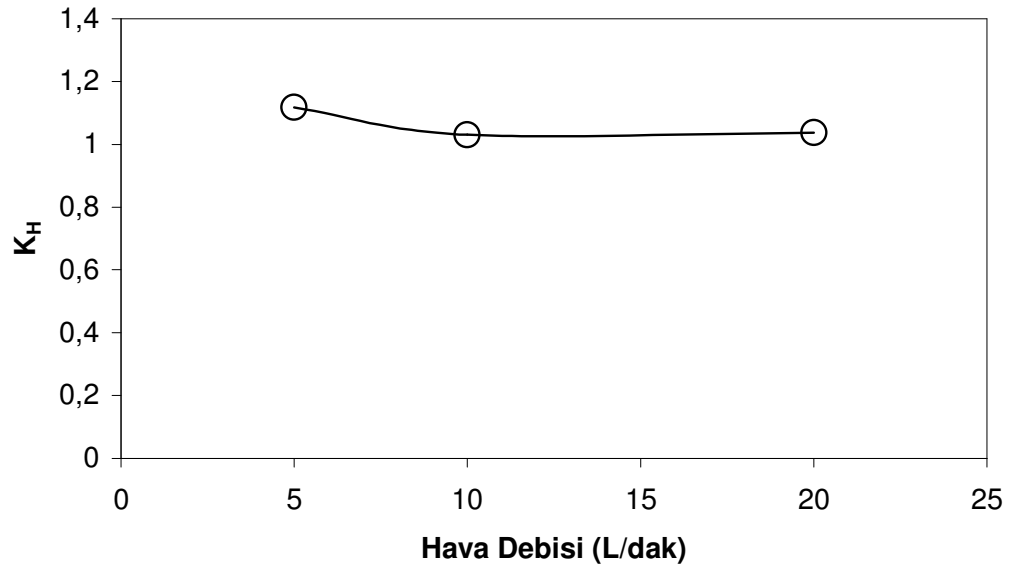
Matematiksel modelleme yardımıyla Henry sabiti STATISTICA 5.0 non lineer modülü ile yeniden hesaplatılmış ve Çizelge 4.14 deki veriler elde edilmiştir. Çizelge 4.14 deki veriler yardımıyla Şekil 4.15 ile 4.18 arasındaki grafikler çizilmiştir. Başlangıç amonyum konsantrasyonu, hava debisi, sıvı sirkülasyon debisi ve sıcaklık ile Henry sabitinin değişimleri verilmiştir.

Çizelge 4.14. Farklı şartlar altında hesaplanan Henry sabitleri

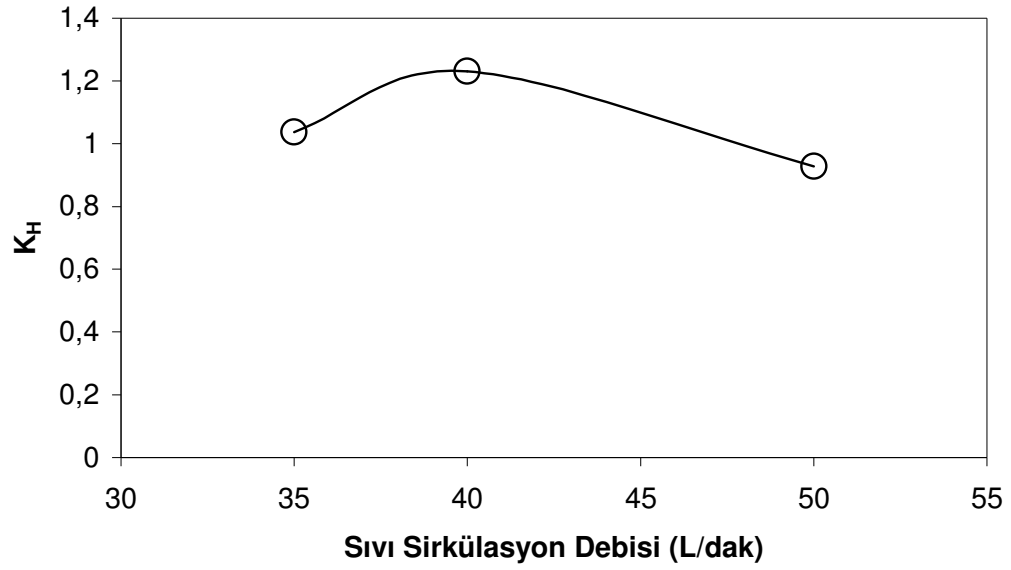
T (°C)	Q _{Hava} (L/dak)	Q _{Sıvı} (L/dak)	Co (mg/L)	K _H
20	20	50	9,15	0,7642
20	20	50	24,00	0,8525
20	20	50	48,00	0,9630
20	20	50	70,00	1,0848
20	20	50	102,67	0,9281
20	20	50	474,00	0,7842
20	20	50	102,67	0,9281
30	20	50	92,00	1,6849
40	20	50	84,50	2,9857
50	20	50	89,00	4,5570
20	5	35	95,50	1,1176
20	10	35	94,00	1,0302
20	20	35	94,50	1,0372
20	20	35	102,67	1,0372
20	20	40	97,50	1,2301
20	20	50	94,50	0,9281



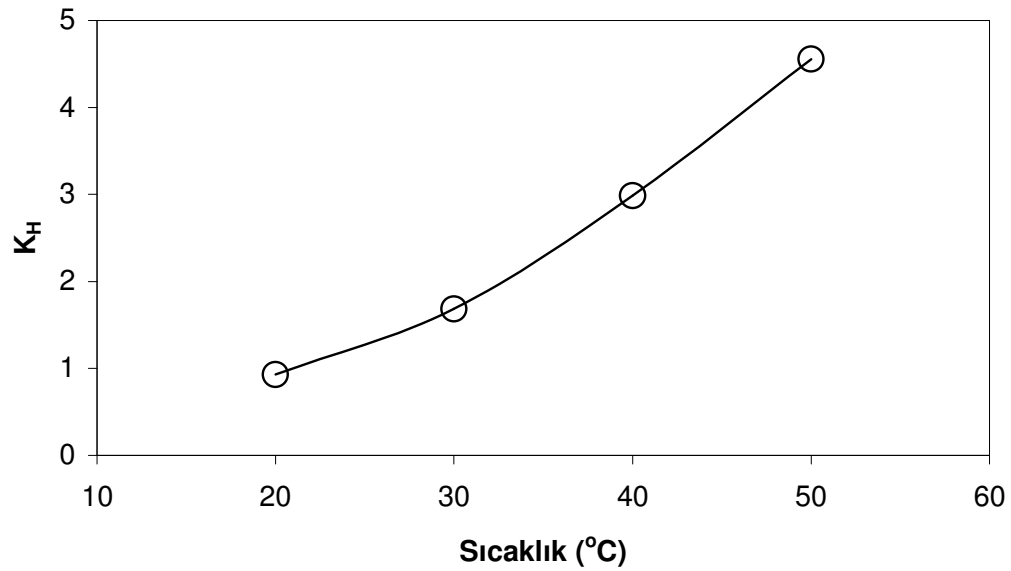
Şekil 4.15. Amonyum konsantrasyonu ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak, $Q_{\text{Hava}}=20$ L/dak, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$)



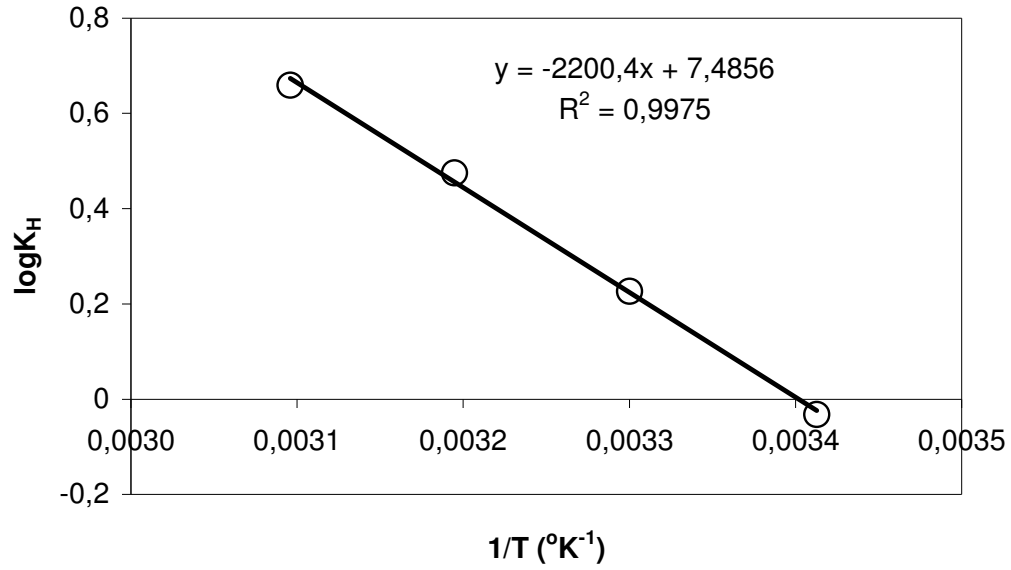
Şekil 4.16. Hava debisi ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{\text{Sıvı}}=50$ L/dak, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L)



Şekil 4.17. Sıvı sirkülasyon debisi ile Henry sabitindeki değişim ($Q_{Hava}=20$ L/dak, $T=20^\circ\text{C}$, $\text{pH}=11$, Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L)



Şekil 4.18. Sıcaklık ile Henry sabitindeki değişim (Başlangıç $\text{NH}_4^+=100$ mg/L, $\text{pH}=11$, $Q_{Hava}=20$ L/dak, $Q_{Sıvı}=50$ L/dak)



Şekil 4.19. Sıcaklığın bir fonksiyonu olarak Henry sabitinin türetilmesi (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

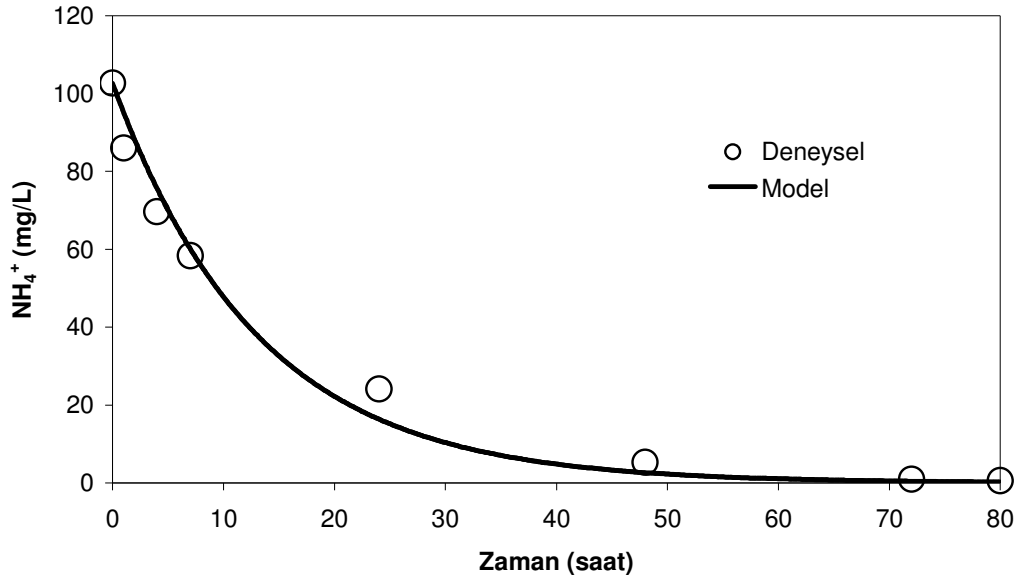
Henry sabitini sıcaklığına bağlı bir denklemden gösterebiliriz. Çizelge 4.14 yardımıyla sıcaklık ile Henry sabiti arasında bir ilişki oluşturursak Şekil 4.19'u elde ederiz.

$$\log K_H = \frac{-2200,4}{T} + 7,4856$$

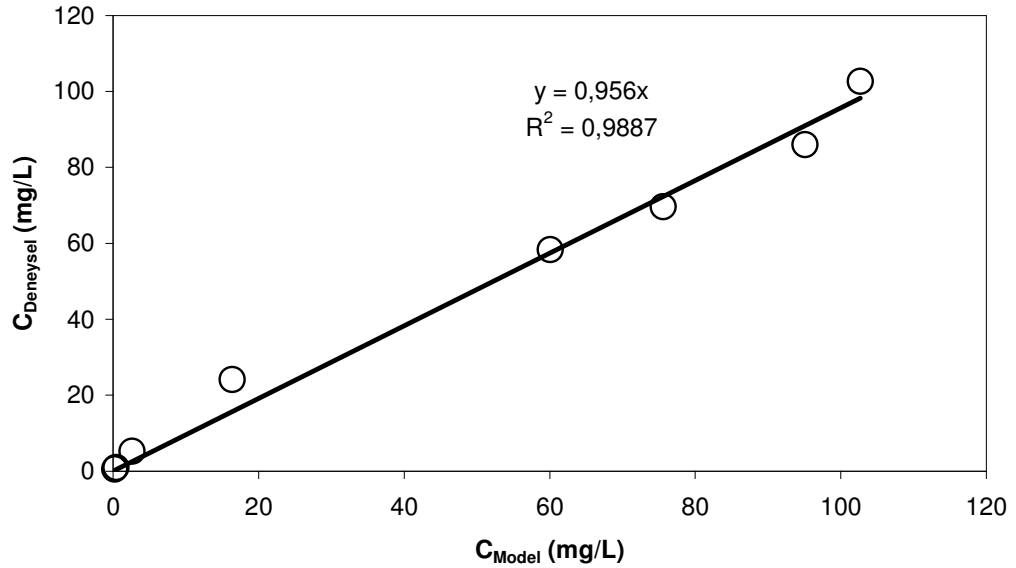
Bu denklem ile 20-50°C arasındaki Henry sabitleri hesaplanabilir.

4.1.6. Kesikli Amonyak Sıyırma Deney Sonuçları ile Oluşturulan Modelin Karşılaştırılması

Oluşturulan kesikli model ile deney sonuçları karşılaştırılırsa modelin uygun olduğu Şekil 4.20 ile 4.27 arasında açıkça görünmektedir.

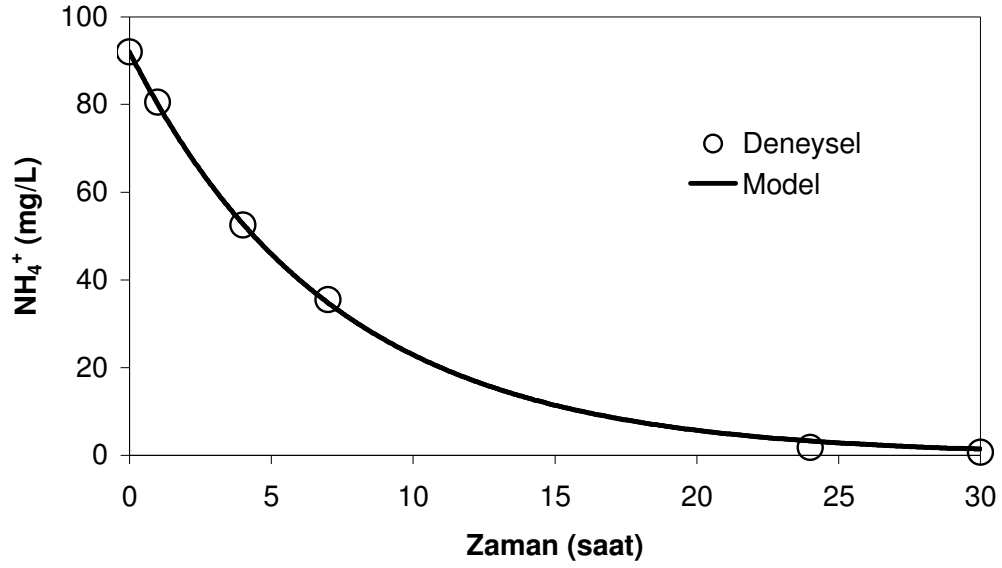


Şekil 4.20. 20°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, Q_{SIVI} =50 L/dak)

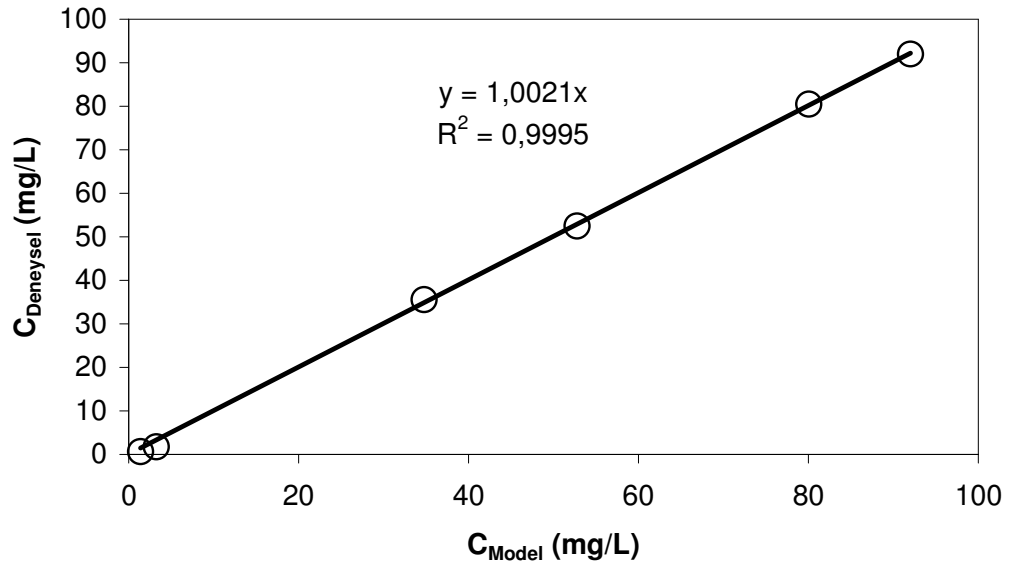


Şekil 4.21. 20°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, Q_{SIVI} =50 L/dak)

Şekil 4.20 ile 4.21, 20°C'de model ile deneysel sonuçlarının karşılaştırılmasını göstermektedir.

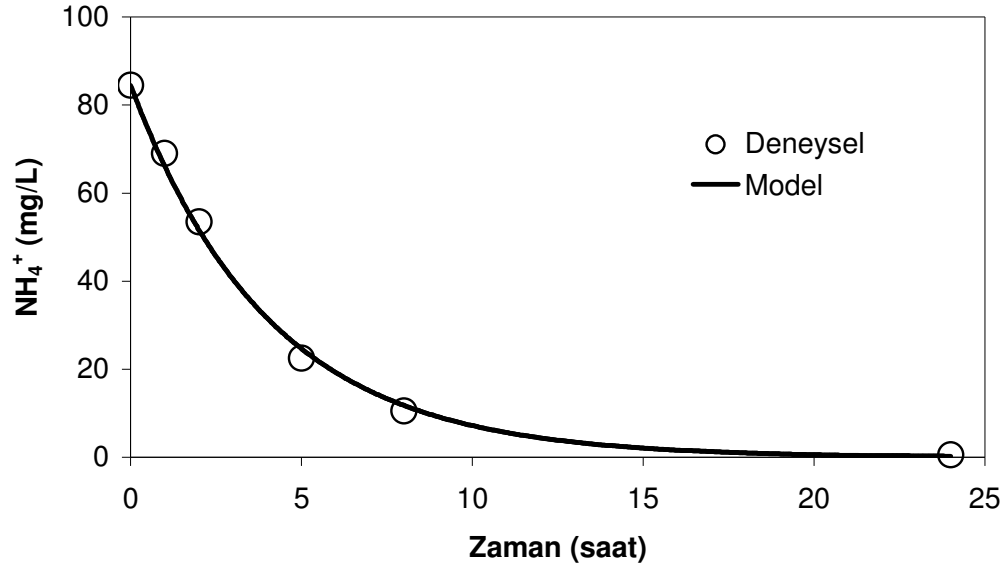


Şekil 4.22. 30°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

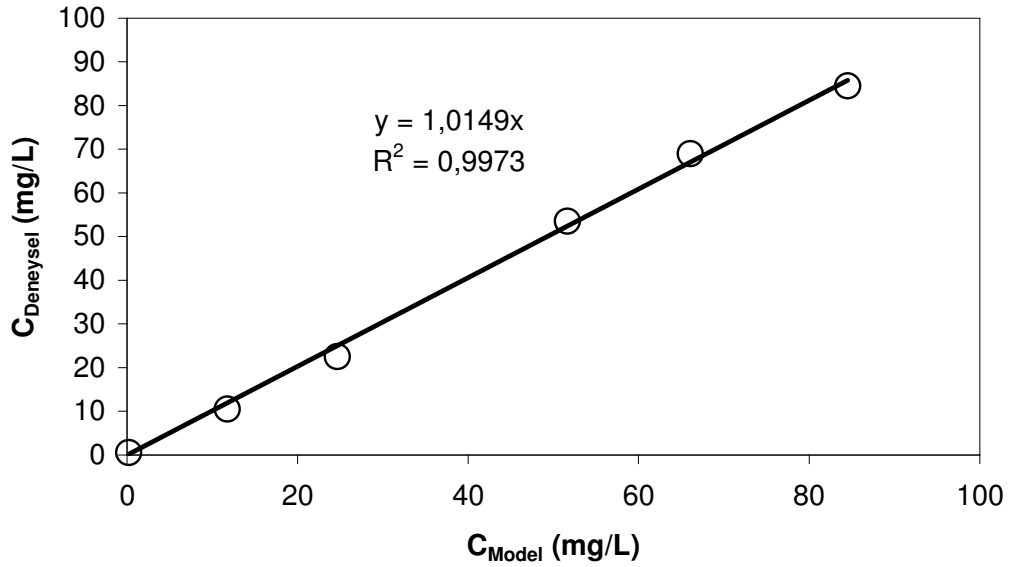


Şekil 4.23. 30°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

Şekil 4.22 ile 4.23, 30°C'de model ile deneysel sonuçlarının karşılaştırılmasını göstermektedir.

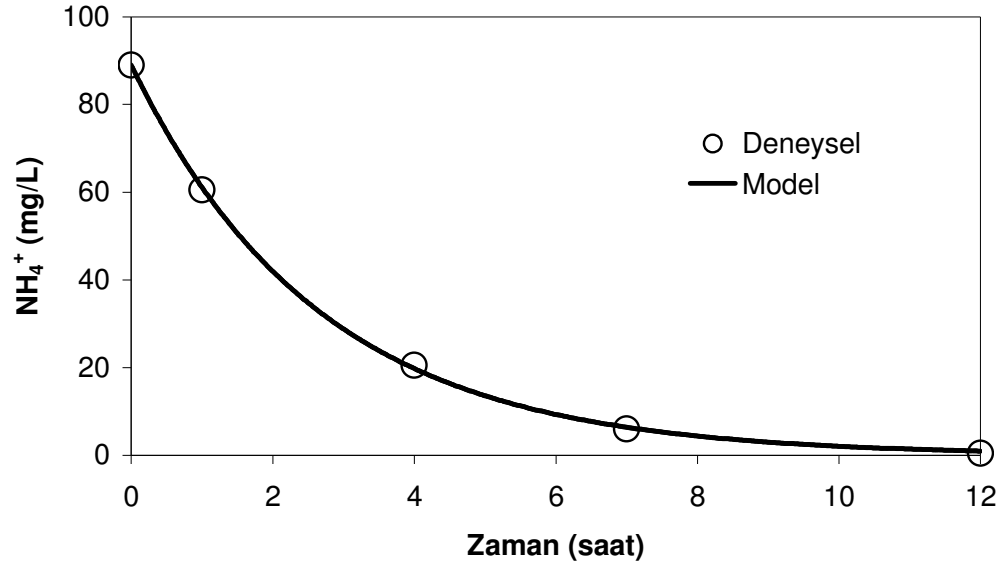


Şekil 4.24. 40°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

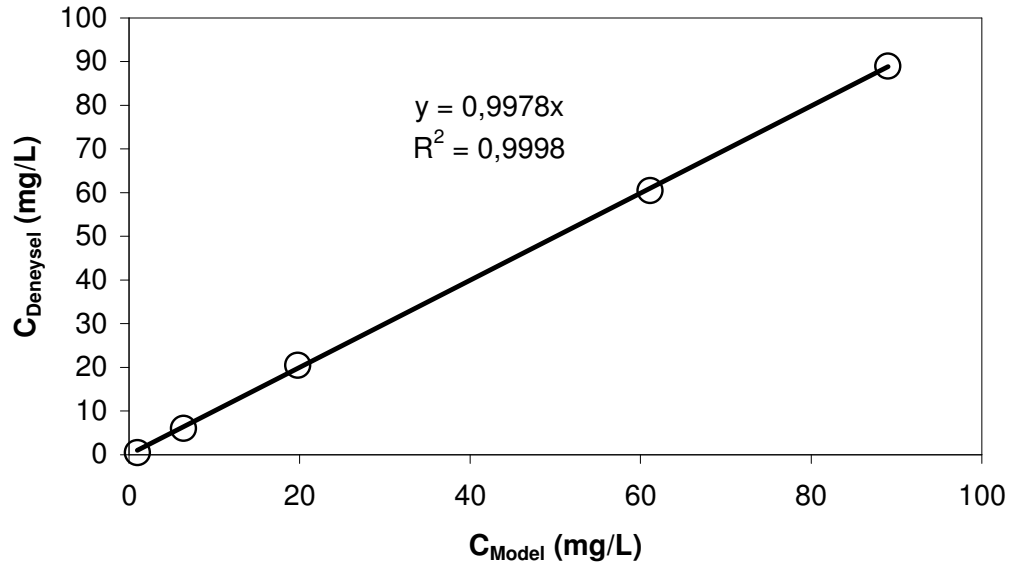


Şekil 4.25. 40°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

Şekil 4.24 ile 4.25, 40°C'de model ile deneysel sonuçlarının karşılaştırılmasını göstermektedir.



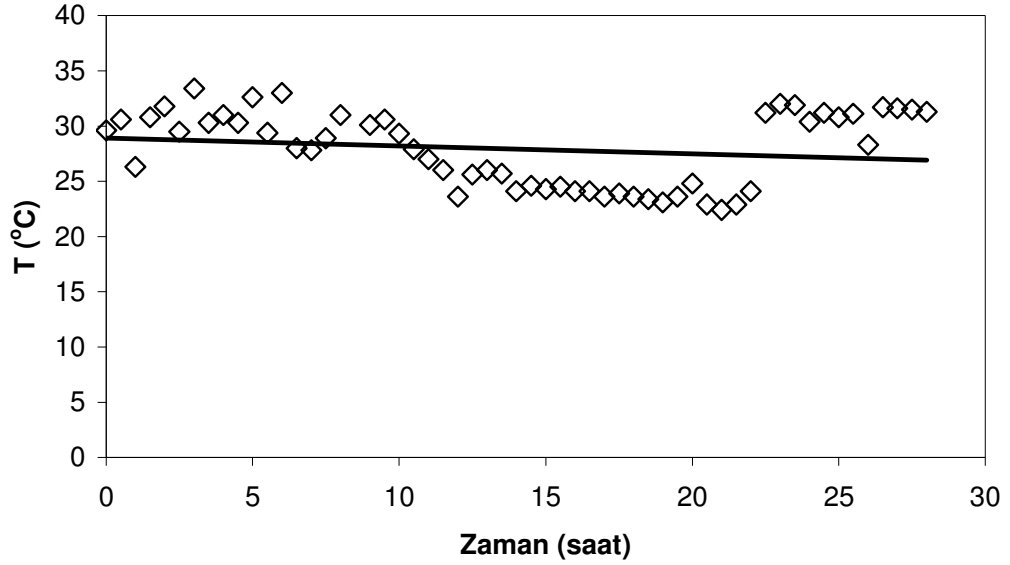
Şekil 4.26. 50°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)



Şekil 4.27. 50°C'de deneysel sonuçlar ile oluşturulan modelin karşılaştırılması (pH=11, Başlangıç NH_4^+ =100 mg/L, Q_{Hava} =20 L/dak, $Q_{\text{Sıvı}}$ =50 L/dak)

Şekil 4.26 ile 4.27, 50°C'de model ile deneysel sonuçlarının karşılaştırılmasını göstermektedir.

K_H değerlerinin sıvı sirkülasyon ve hava debisi ile değişimi sıcaklıktaki salınımlardan ileri geldiği düşünülmektedir.



Şekil 4.28. 30°C için zamanla sıcaklıktaki salınımlar

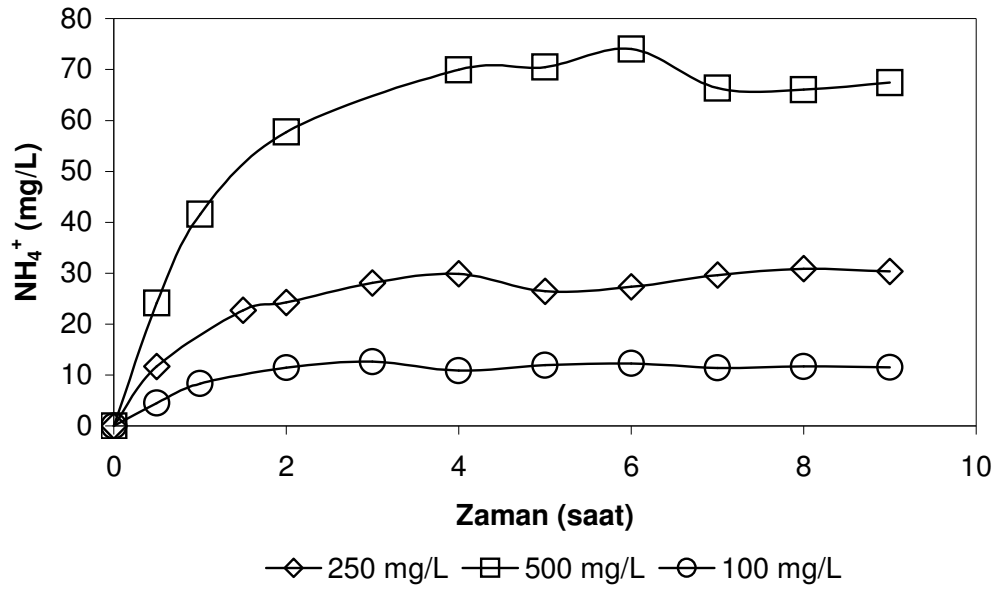
Şekil 4.28 de görüldüğü gibi sıcaklıktaki salınımlardan dolayı henry sabitinin aynı şartlar altında farklı değerler verdiği düşünülmektedir. Ortalama sıcaklıklar $\pm 3^\circ\text{C}$ farklılık göstermektedir.

4.2 Sürekli Amonyak Sıyırma Çalışmaları

Sürekli yapılan çalışmalarda kullanılan sistem Şekil 3.1 de verilmiştir. Yapılan çalışmalarda besleme konsantrasyonu, besleme debisi, sıcaklık ile hava debisinin etkisi incelenmiştir. Belli zaman aralıklarında alınan numunelerde amonyum analizi yapılmıştır.

4.2.1. Besleme Konsantrasyonu Etkisi

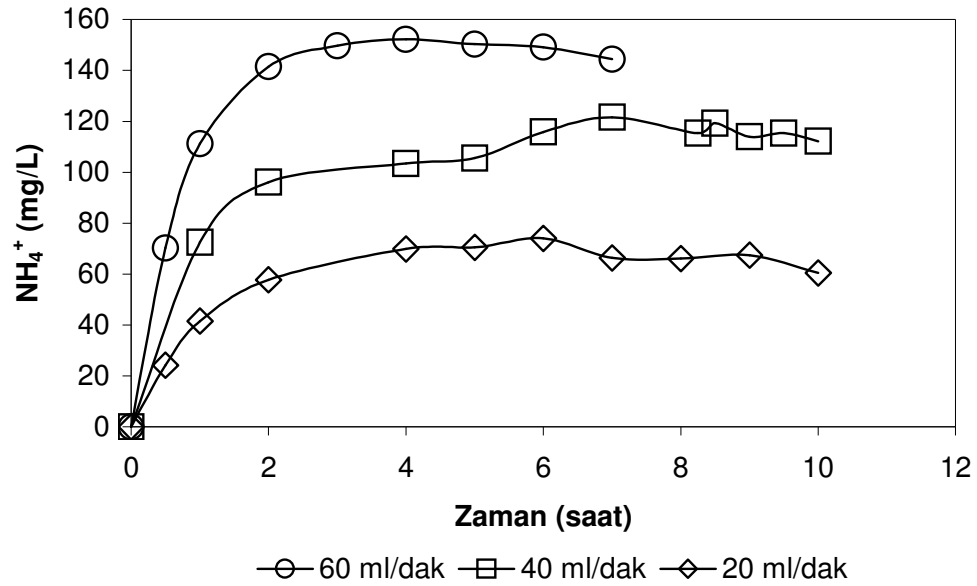
Başlangıç konsantrasyonu 100, 250 ve 500 mg/L olan atıksuyun 9 saat boyunca amonyum konsantrasyon değişimi incelendi. 100 mg/L de 2 saatte kararlı hale gelirken 250 mg/L de 3 saatte, 500 mg/L de ise 4 saatte kararlı hale geldiği tespit edilmiştir. Çıkış konsantrasyonları ise; 100mg/L den 11,5 mg/L'ye, 250 mg/L den 30mg/L'ye, 500 mg/L den 68 mg/L'ye düşmüştür.



Şekil 4.29. Farklı besleme konsantrasyonlarında zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $pH=11$, $Q_{Hava}=45$ L/dak, Besleme Debisi=20 L/dak, $T=50^{\circ}C$)

4.2.2. Besleme Debisinin Etkisi

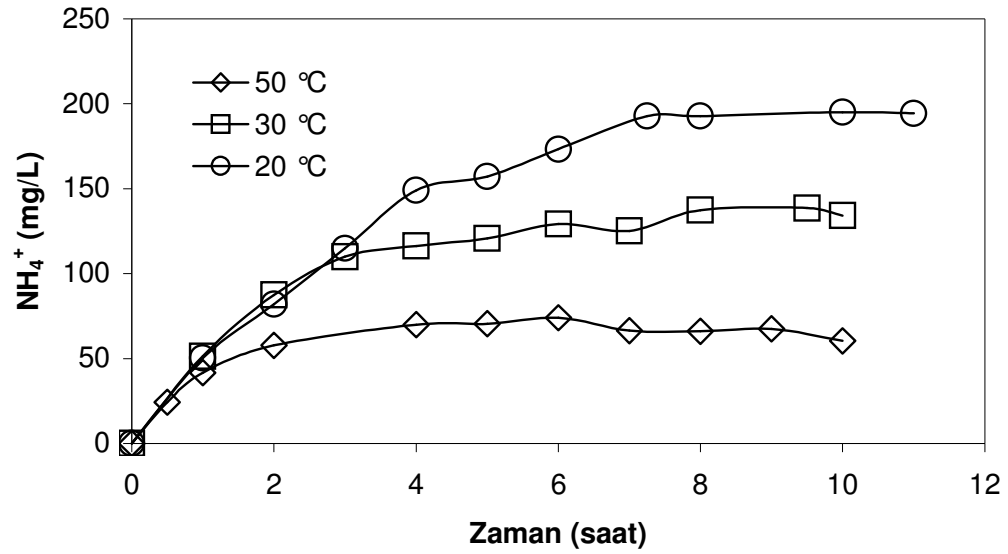
Besleme debisinin etkisini belirlemek için aynı başlangıç konsantrasyonu, pH, sıcaklık ve sıvı sirkülasyon debisinde, farklı besleme debileriyle çalışılmıştır. Elde edilen değerlere göre besleme debisi arttıkça çıkış konsantrasyonunun da arttığı gözlemlenmiştir.



Şekil 4.30. Farklı besleme debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $pH=11$, $Q_{Hava}=45$ L/dak, Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, $T=50^{\circ}C$)

4.2.3. Sıcaklığın Etkisi

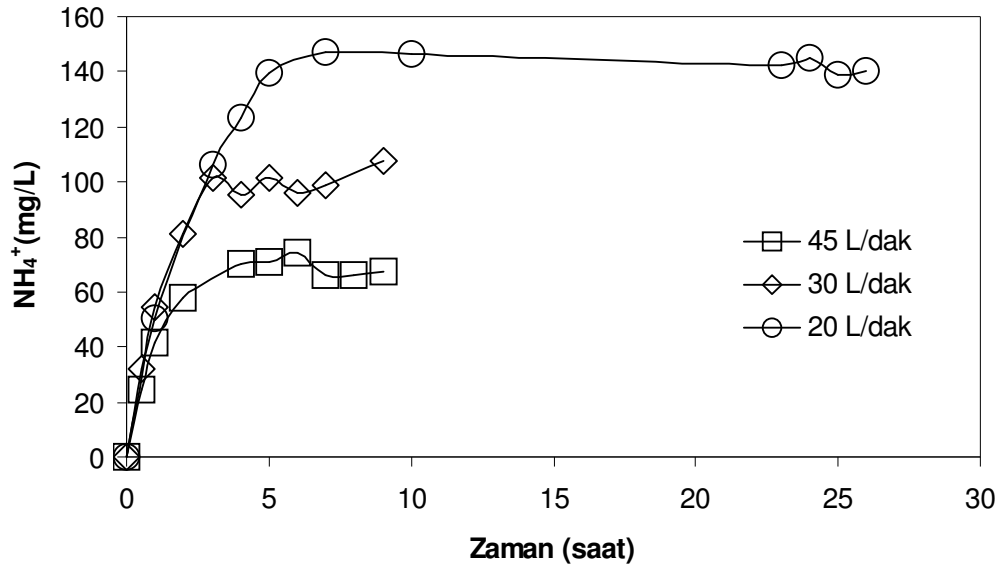
Sıcaklığın etkisini incelemek için 20, 30 ve 50°C de çalışıldı. Aynı besleme debisi ve konsantrasyonlarda 20°C de 8 saatte kararlı hale gelirken çıkış konsantrasyonu 195 mg/L'dir. Sıcaklık 30°C ye artırıldığında ise 6 saatte kararlı hale gelen amonyum konsantrasyonu 133 mg/L dir. 50°C de ise 4 saatte kararlı hale gelen konsantrasyon değeri 68 mg/l olarak ölçülmüştür.



Şekil 4.31. Farklı sıcaklıklarda zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi ($Q_{Sıvı}=50$ L/dak, $pH=11$, $Q_{Hava}=45$ L/dak, Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, Besleme Debisi=20 L/dak)

4.2.4. Hava Debisinin Etkisi

20, 30 ve 45 L/dakika hava debilerinin, zamanla amonyum konsantrasyonu üzerindeki değişimleri incelendi. Şekil 4.31 den de anlaşıldığı gibi hava debisi arttıkça amonyum konsantrasyonundaki giderim verimi de artmaktadır. 20 L/dak hava debisi verildiğinde amonyum giderim verimi yaklaşık %72, 30 L/dak da %80, 45 L/dak da ise %86,4 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.32. Farklı hava debilerinde zamanla amonyum konsantrasyonunun değişimi (Besleme Konsantrasyonu=500mg/L, Besleme Debisi=20L/dak, T=50°C, pH=11, Q_{SIVI}=50L/dak)

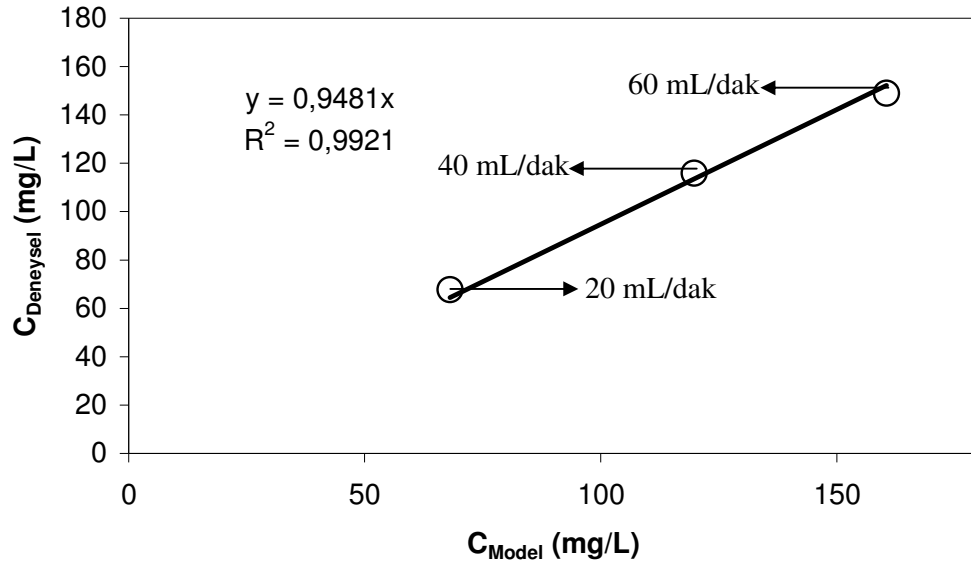
4.2.5. Sürekli Amonyak Sıyırma Deney Sonuçları ile Kararlı Hal için Düzenlenen Modelin Karşılaştırılması

Sürekli amonyak sıyırma çalışmalarında kararlı hal için oluşturulan model ile deney sonuçları Çizelge 4.15 te verilmiştir.

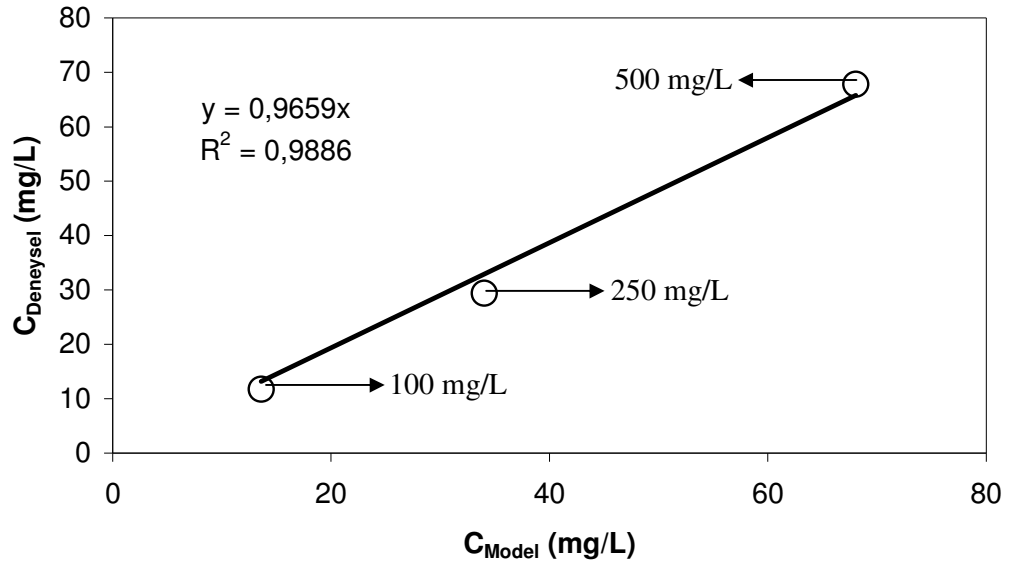
Çizelge 4.15. $Q_{Sıvı}=50$ L/dak da farklı besleme debisi, sıcaklık, hava debisi, ve besleme konsantrasyonların da model ile deneysel verilerin sonuçları

T (oC)	$Q_{Besleme}$ (mL/dak)	$C_{Besleme}$ (mg/L)	Q_{Hava} (L/dak)	K_H	C_{Model} (mg/L)	$C_{Deneysel}$ (mg/L)
50	20	500	45	4,5570	68,07	67,80
50	40	500	45	4,5570	119,82	116,00
50	60	500	45	4,5570	160,50	149,00
50	20	100	45	4,5570	13,62	11,70
50	20	250	45	4,5570	34,04	29,35
50	20	500	45	4,5570	68,07	67,80
50	20	500	20	4,5570	130,88	139,54
50	20	500	30	4,5570	95,60	98,00
50	20	500	45	4,5570	68,07	67,80
20	20	500	45	0,9281	218,11	197,32
30	20	500	45	1,6849	149,42	132,95
50	20	500	45	4,5570	68,07	67,80

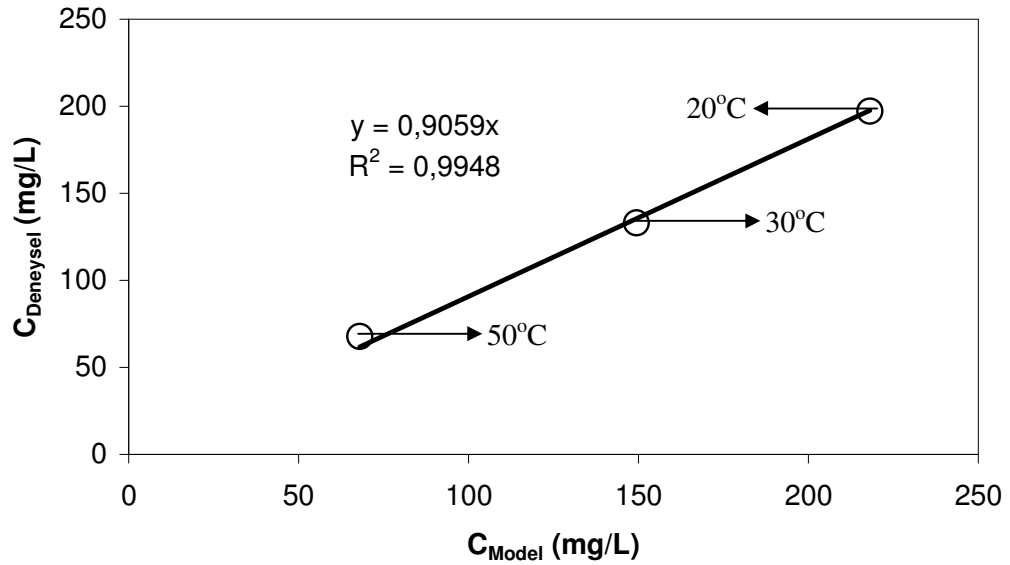
Çizelge 4.15 yardımıyla Şekil 4.33 ile 4.36 arasındaki grafikler çizilmiştir. Kesikli amonyak sıyırma çalışmalarında bulunan henry sabitleri, kararlı hal için oluşturulan sürekli modelde kullanılmıştır.



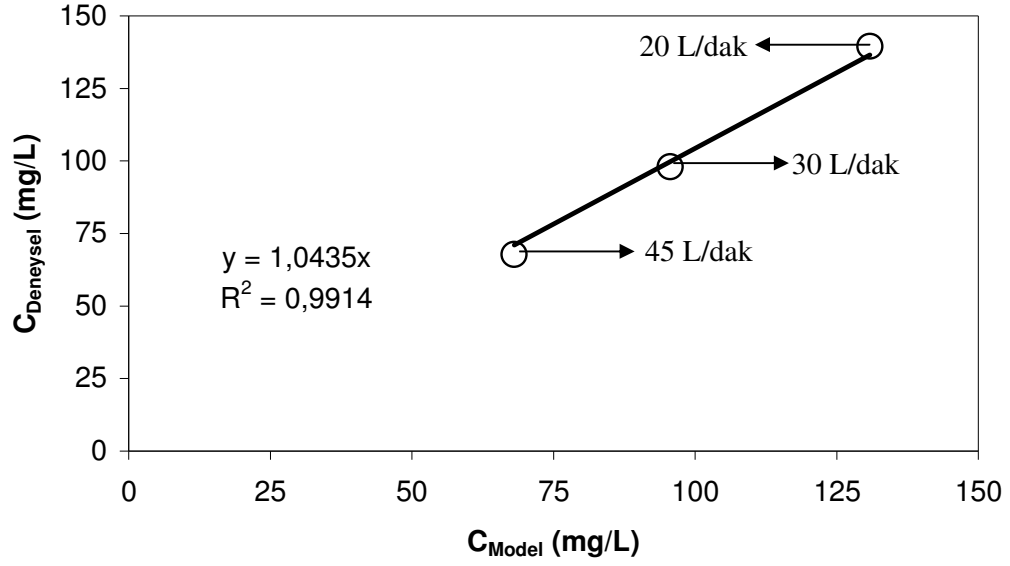
Şekil 4.33. Farklı besleme debilerinde oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması



Şekil 4.34. Farklı besleme konsantrasyonlarında oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması



Şekil 4.35. Farklı sıcaklıklarda oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması



Şekil 4.36. Farklı hava debilerinde oluşturulan model ile deneysel verilerin karşılaştırılması

Literatürde yapılan çalışmalarda farklı hava/su oranları, sıcaklık, hacim ve pH'larda çalışılmış ve bu çalışmalar Çizelge 4.16 da verilmiştir.

Çizelge 4.16. Literatürde yapılan bazı amonyak sıyırma çalışmaları

Hacim (L)	Q_{Hava} (L/dak)	Q_{Sivi} (L/dak)	Sıcaklık ($^{\circ}C$)	pH	Hava/Su	Zaman (saat)	Verim (%)	Kaynaklar
4	0,02	$2,66 \cdot 10^{-4}$	80	11,5	75,2	3	98,8	August B; Xavier F. 2002
4	0,02	$2,66 \cdot 10^{-4}$	80	9,5	75,2	4	69	August B; Xavier F. 2002
1	3	-	15	12	3	24	72,1	Xiaohui L <i>et al.</i> 2006
1	5	-	15	12	5	12	89,9	Xiaohui L <i>et al.</i> 2006
1	10	-	15	12	10	12	95,3	Xiaohui L <i>et al.</i> 2006
3	1	-	20	11,5	3	24	81	Cheung K.C <i>et al.</i> 1995
3	5	-	20	11,5	0,6	24	90	Cheung K.C <i>et al.</i> 1995

5. SONUÇLAR

Laboratuarda yapılan denemelerde sentetik atıksudan amonyak sıyırma işlemi başarılı bir şekilde yapılmıştır. Hava ile amonyak sıyırma, amonyak giderimi için verimli bir prosestir. Arıtım performansı büyük ölçüde sıcaklık ve hava debisine bağlı olup az da olsa sıvı sirkülasyon debisinin de etkisi vardır.

Kesikli çalışmalarda değişen başlangıç amonyum konsantrasyonlarında (10-500 mg/L) amonyak sıyırma işlemi amonyum konsantrasyonu yaklaşık 1 mg/L'ye kadar başarılı bir şekilde artılabilmektedir. Sistemde 20°C'de 25 mg/L'lik amonyum konsantrasyonu 55 saatte 1 mg/L'nin altına düşerken başlangıç amonyum konsantrasyonu 100 mg/L'de 80 saatlik bir süreye ihtiyaç duyulacağı tespit edilmiştir. Bu süreler 20 L/dak hava debisi için verilmiştir. Artan hava debisinde daha kısa sürede arıtım mümkündür. Ancak hava debisi arttığında sirkülasyon için gerekli sıvı debisinin de artması gerekmektedir. Bu daha yüksek enerji tüketimi anlamına gelmektedir.

Diğer taraftan hava debisinde amonyum giderimini önemli ölçüde etkilediği deneyler sonucunda tespit edilmiştir. Başlangıç konsantrasyonları 100 mg/L ve 20°C'de 20 L/dak hava verildiğinde 72 saat sonundaki amonyum giderimi %99 iken, 10 L/dak da %95 ve 5 L/dak da %82 olduğu görülmüştür.

Sıcaklık, amonyak sıyırma işleminde önemli parametrelerden biridir. 30°C'de, 20 L/dak hava debisi ile 100 mg/L amonyum içeren sentetik atıksuyun konsantrasyonunu 1 mg/L'nin altına düşürmek için gereken süre 30 saat iken, 50°C'de 12 saat yeterli olmaktadır.

Sıvı sirkülasyon debisi ise amonyum giderim verimini az da olsa etkilemektedir. 20°C'de, 20 L/dak hava debisi ile 50 L/dak'lık sıvı sirkülasyon debisi ile 24 saat sonunda amonyum giderimi %78 iken, 35 ve 40 L/dak da %88 olarak tespit edilmiştir.

Kesikli çalışmalarda amonyum giderimi, üstel azalan bir fonksiyon olduğu tespit edilmiş ve matematiksel olarak modellenmiştir. Oluşturulan model ile deney sonuçları kullanılarak Henry sabitleri farklı sıcaklıklarda hesaplanmıştır.

Sürekli çalışmalarda besleme konsantrasyonu, besleme debisi, hava debisi ve sıcaklığın etkileri incelenmiştir. Giriş amonyak konsantrasyonu azaldıkça da sıyırma verimleri yükselmektedir. Farklı besleme konsantrasyonlarında (100, 250 ve 500 mg/L) sistemin kararlı hale gelmesi için gereken sürede değişmektedir. Çıkış konsantrasyonları ise 500 mg/L besleme konsantrasyonunda 67,8 mg/L, 250 mg/L besleme konsantrasyonunda 29 ve 100 mg/L besleme konsantrasyonunda ise 11,7 mg/L olduğu tespit edilmiştir.

Hidrolik kalış süresi ve sıcaklık azaldığında sıyırma verimleri azalmaktadır. 50°C ve 45 L/dak hava debisinde 500 mg/L giriş amonyak konsantrasyonu 2,20, 3,30 ve 6,60 saatlik bekleme süreleri sonunda sırasıyla %70,2, %76,8 ve %86,4 oranında giderilebilmişlerdir. 45 L/dak hava debisinde, 500 mg/L giriş amonyak konsantrasyonu ve 6,60 saatlik bekleme süresi sonunda 20, 30 ve 50°C de sırasıyla %60, %73 ve %86,4 oranında giderilebilmişlerdir.

Hava debisinin artması ise çıkış konsantrasyonunu azaltmaktadır. 50°C, 500 mg/L giriş amonyak konsantrasyonu ve 6,60 saatlik bekleme süresi sonunda 20,30 ve 45 L/dak havalandırma sonunda sırasıyla %72, %80 ve %86,4 oranında amonyum giderilmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda kullanılan jet loop reaktörün, klasik sıyırma kulelerine göre bazı avantajları olduğu söylenebilir. Bunlardan en önemlisi jet loop reaktörün tasarımı ve inşasının daha kolay olmasıdır. Öte taraftan sıyırma kulesi içinde ve boru hatlarında kalsiyum karbonat (taş) oluşumunun yarattığı sorunlar, jet loop reaktörde daha az olmaktadır. Dolgulu kulelerde taş oluşumu hava ve suyun akışına zamanla engel olup, yük kayıplarını attırabilirken, jet loop reaktörde dolgu malzemesi olmadığından taş oluşumu sadece emme tüpü ve reaktör cidarında oluşmaktadır. Düşük sıcaklıklarda verimleri oldukça azalan klasik dolgulu kuleler yerine, jet loop reaktörde pompanın ürettiği ısı reaktör içeriğinin sıcaklığını arttırdığı için bu tür sorunların yaşanması

beklenmemektedir. Ancak yüksek hidrolik kalış sürelerine sahip jet loop reaktörlerde aşırı ısınmanın önüne geçmek için bir soğutucu tertibatının kullanılması da gerekebilir. Kendi kendini ısıtabilmesi dolayısıyla soğuk iklimlerde jet loop reaktörler amonyak sıyırma işleminde rahatlıkla kullanılabilir.

Sonuç olarak; bu çalışma ile jet loop reaktörlerin amonyak sıyırma işlemlerinde kullanılabileceği sonucuna varılmıştır. Diğer sistemlerdeki çalışmalarla kıyaslandığında daha düşük hava su oranında çok daha iyi bir giderim elde edilmiştir.

KAYNAKLAR

- August, B., Xavier, F., 2002. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management* 23, 261-272.
- AWWA, 1990. *Water Quality and Treatment*. McGraw-Hill, New York.
- Bakopoulos, A., 2006, Multiphase fluidization in large-scale slurry jet loop bubble columns for methanol and or dimethyl ether production. *Chemical Engineering Science* 61, 538 – 557.
- Budzianowski, W. and Koziol, A., 2005. Stripping of ammonia from aqueous solutions in the presence of carbon dioxide. *Chemical Engineering Research and Design* 83(A2), 196-204.
- Cheung, K. C., Chu, L. M., Wong, M. H., 1995. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air, and Soil Pollution* 94, 209-221.
- Couvert, A., Bastoul, D., Roustan, M. and Chatellier, P., 2004. Hydrodynamic and mass transfer study in a rectangular three-phase air-lift loop reactor. *Chemical Engineering and Processing* 43, 1381–1387.
- Dhotre, M.T., Ekambara, K. and Joshi, J.B., 2004. CFD simulation of sparger design and height to diameter ratio on gas hold-up profiles in bubble column reactors. *Experimental Thermal and Fluid Science* 28, 407-421.
- Duman, A., 2005. Amonyum ve Fosfatın sulu ortamdan magnezium amonyum fosfat (MAP) şeklinde mikrofiltrasyonla uzaklaştırılması. Yüksek lisans tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- EPA, 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet Ammonia Stripping*.
- Fadavi, A. and Chisti, Y., 2005. Gas-liquid mass transfer in a novel forced circulation loop reactor. *Chemical Engineering Journal* 112, 73–80.
- Fakeeha, A.h., Jibril, B.Y., Ibrahim, G. and Abasaeed, A.E., 1999. Medium effects on oxygen mass transfer in a plunging jet loop reactor with a downcomer. *Chemical Engineering and Processing*, 38, 259-265.
- Farizoglu, B., Keskinler B., Yildiz E. and Nuhoglu A., 2004. Cheese whey treatment performance of an aerobic jet loop membrane bioreactor. *Process Biochemistry* 39, 2283–2291.
- Flores-Cotera, L.B. and Garcia-Salas, S., 2005. Gas holdup, foaming and oxygen transfer in a jet loop bioreactor with artificial foaming media and yeast culture. *Journal of Biotechnology* 116, 387–396.
- Gaddis, E.S. and Vogelpohl, A., 1992. The Impinging-Stream Reactor: A High Performance Loop Reactor for Mass Controlled Chemical Reactions. *Chem, Eng. Sci.*, 47 (9-11), 2877-2882.
- Ghirardini, M., Donati, G. and Rivetti, F., 1992. Gas lift reactors: hydrodynamic mass transfer and scale up. *Chem. Eng. Science*, 47 (9-11), 2209-2214.
- Jamshidi, A.M., Sohrabi, M., Vahabzadeh, F. and Bonakdarpour, B., 2001. Hydrodynamic and mass transfer characterization of a down flow jet loop bioreactor. *Biochemical Engineering Journal* 8, 241–250.
- Jin, B., Yin, P. and Lant, P., 2006. Hydrodynamics and mass transfer coefficient in three-phase air-lift reactors containing activated sludge. *Chemical Engineering and Processing* 45, 608–617.

- Kermanshahi pour, A., Karamanev, D. and Margaritis, A., 2005. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in an immobilized cell airlift bioreactor. *Water Research* 39, 3704–3714.
- Kouakou, E., Salmon, T., Toye, D., Marchot, P. and Crine, M., 2005. Gas–liquid mass transfer in a circulating jet-loop nitrifying MBR. *Chemical Engineering Science* 60, 6346 – 6353.
- Nutrient Control, Manual of Practice FD-7 Facilities Design, 1983. Water Pollution Control Federation.
- Prasad, K.Y. and Ramanujam, T.K., 1995. Gas holdup overall volumetric mass transfer coefficient in a modified reversed flow jet loop reactor. *J. Canadian Chem. Eng.*, 73, 190-195.
- Petruccioli, M., Duarte J.C., Eusebio, A. and Federici, F., 2002. Aerobic treatment of winery wastewater using a jet loop activated sludge reactor. *Process Biochemistry*, 37 (8), 821-829.
- Rozin, M., cerjan-Stefanovic, S., kurijica, S., Vancina, V., Hodzic, E., 2000. Ammoniacal nitrogen removal from water by treatment with clays and zeolites. *Water Res.* 34 (14), 3675-3681.
- Quan, X., Shi, H., Zhang, Y., Wang, J. and Qian, Y., 2004. Biodegradation of 2,4-dichlorophenol and phenol in an airlift inner-loop bioreactor immobilized with *Achromobacter sp.* *Separation and Purification Technology* 34, 97–103.
- Sabir, H., Hamidi, A. A., Mohamed H, I., Mohd. Nordin A., faridah A. H. A., 2006. Physico-chemical method for ammonia removal from synthetic wastewater using limestone and GAC in batch and column studies. *Bioresource Technology* 98, 874-880.
- Sajc, L., Grubisic, D. and Vunjak-Novakovic, G., 2000. Bioreactors for plant engineering: an outlook for further research. *Biochem. Eng. Journal* 4, 89–99.
- Salehi, Z., Sohrabi, M., Kaghazchi, T. and Bonakdarpour, B., 2005. Application of down flow jet loop bioreactors in implementation and kinetic determination of solid–liquid enzyme reactions. *Process Biochemistry* 40, 2455–2460.
- Schügerl, C., 1991. *Bioreaction Engineering: Charecteristics Features of Bioreactor*, 2. John Wiley Sons, 393 p. UK.
- Velan, M. and Ramanujam, T.K., 1992. Gas-Liquid Mass Transfer in a Down Flow Jet Loop Reactor. *Chem. Eng. Sic.* 47 (9-11), 2871-2876.
- Xiaohui, L., Norio, S., Chuanping, F., Takaaki, M., 2006. Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of Hazardous Materials*.
- Yıldız, E., 1999. Çapraz Akış Mikrofiltrasyon Sistemli Jet loop Reaktörlerde Biyolojik Arıtım. Doktora tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Yildiz, E., Keskinler, B., Pekdemir, T., Akay, G. and Nuhoglu, A., 2005. High strengthwastewater treatment in a jet loop membrane bioreactor: kinetics and performance evaluation. *Chemical Engineering Science* 60, 1103 – 1116.

ÖZGEÇMİŞ

Trabzon'da 1980 yılında doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Trabzon da tamamladı. 2000 yılında Erzurum Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü kazandı ve 2004 yılında bu bölümden mezun oldu. Aynı yıl Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Çevre Teknolojileri Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine başladı.