

14073

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ * FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

AKTİF ÇAMURDA

ÇÖZÜNMÜŞ KALICI ÜRÜN OLUŞUMU MODELİ

DOKTORA TEZİ

Y.Müh.Nazik ARTAN

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 14 Temmuz 1987

Tezin Savunulduğu Tarih : 18 Ocak 1988

Tez Danışmanı : Doç.Dr.Olcay TUNAY

Diğer Jüri Üyeleri : Doç.Dr.Derin ORHON

Doç.Dr.Kriton CURI

OCAK 1988

Ö N S Ö Z

Yurdumuzda çeşitli endüstrileşmiş yörelerde çevre kirliliği önemli boyutlara ulaşmıştır. Gerekli önlemlerin alınmaması nedeniyle bir zamanlar halkın çeşitli amaçlarla yararlandığı birçok körfez artık çevresinde bile yaşanılmaz hale gelmiştir. Bu nedenle Türkiye'de bu konu üzerinde biran evvel ciddi önlemlerin alınması gerekmektedir.

Atıksuların arıtımı için çeşitli uygulamalar ve yoğun araştırmalar yapılmaktadır. Bu doktora çalışması da atıksuların arıtımında çeşitli noktaları aydınlatma ve yeni araştırmalara yol gösterici olmak amacıyla. Çevre kirliliği gibi güncel bir konuda bana çalışma olanağı sağlayan, düşünce ve olumlu önerileriyle yaptığım araştırmayı destekleyen Sayın Doç.Dr.Derin ORHON'a ve Doç.Dr. Olcay TÜNAY'a öncelikle teşekkür ederim.

Tezin daktilo edilmesini büyük bir sabırla gerçekleştiren Sayın Nevres ONUR'a teşekkürlerimi sunarım.

Nazik ARTAN, 1987

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
NOTASYON LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vi
TABLO LİSTESİ	xi
ÖZET	xiii
SUMMARY	xiv
BÖLÜM I. GİRİŞ	1
1.1. ÇALIŞMANIN ANLAM VE ÖNEMİ	1
1.2. ÇALIŞMANIN AMAÇ VE KAPSAMI	3
BÖLÜM II. BİYOLOJİK ARITMANIN TEMELLERİ	5
2.1. AKTİF ÇAMUR SÜREÇLERİNİN GENEL TANIMI	5
2.2. ÇOĞALMA VE SUBSTRAT GİDERİMİ	6
2.2.1. Çoğalma	6
2.2.2. Substrat Giderimi	10
2.2.3. Çoğalma ve Substrat Giderimi- nin Stokiometrisi	25
2.3. BİYOKİTLE VE AKTİVİTE KAYBINA YOLAÇAN SÜREÇLER	36
2.3.1. İçsel Solunum	36
2.3.2. Canlılık ve Aktivite	39
2.3.3. Ölüm-Yenileme Yaklaşımı	43
2.4. ÜRÜN OLUŞUMU SÜRECİ	47
2.4.1. Aktif Çamurda Ürün Oluşumunun Nedenleri	47
2.4.2. Biyokitle Tarafından Üretilen Çözünmüş Organik Maddelerin Yapısı ve Etkileri	61
2.4.3. Ürün Oluşumu Kinetiği	71
BÖLÜM III. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ	77
3.1. KONVANSİYONEL MODELLER	77
3.2. AKTİF BİYOKİTLE KAVRAMI İLE BİRLEŞ- TİRİLMİŞ MODELLER	91
3.3. ÜRÜN OLUŞUMU KAVRAMI İLE BİRLEŞTİ- RİLMİŞ MODELLER	97
3.4. IAWPRC ÇALIŞMA GRUBU MODELİ	104
BÖLÜM IV. AKTİF ÇAMURDA KULLANILAN ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ VE PARAMETRE TAYİNİ	109
4.1. SUBSTRAT ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ	109
4.2. BİYOKİTLE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ	112
4.3. KİNETİK SABİTLERİN BULUNMASI	116

BÖLÜM	V. ÇÖZÜNMÜŞ İNERT ÜRÜN OLUŞUMU MODELİ	Sayfa 127
	5.1. ÇÖZÜNMÜŞ İNERT ÜRÜN OLUŞUMU MODELİNİN GEREKLİLİĞİ	127
	5.2. KAVRAMSAL MODEL	128
	5.2.1. Model Bileşenleri	128
	5.2.2. Modeldeki Süreçler	137
	5.3. MODEL DENKLEMLERİ	139
	5.3.1. Reaksiyon İfadelerinin Belirlenmesi	139
	5.3.2. Süreklilik Denklemlerinin Belirlenmesi	139
	5.3.3. Kullanılan Çözüm Yöntemleri	146
	5.4. ATIKSUYUN KARAKTERİZASYONU VE PARAMETRE DEĞERLERİNİN TESBİTİ	147
BÖLÜM	VI. MODEL SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	153
	6.1. KESİKLİ SİSTEMLER	153
	6.2. TAM KARIŞIMLI SÜREKLİ SİSTEMLER	165
	6.3. AKIM KOŞULLARININ VERİM ÜZERİNE ETKİSİ	182
	6.4. ÜRÜN OLUŞUMUNUN KİNETİK SABİTLERİN BULUNMASI ÜZERİNE ETKİSİ	186
BÖLÜM	VII. SONUÇ VE ÖNERİLER	193
KAYNAKLAR		195
ÖZGEÇMİŞ		

NOTASYON LİSTESİ

- b : Spesifik içsel solunum hızı (1/gün)
 b_H : Aktif biyokitlenin spesifik bozunma hızı (1/gün)
 C : Grau modelinde substrat giderim hızı katsayısı (1/gün)
 f_{cv} : KOI/UAQM dönüştürme faktörü
 f_E : İçsel solunum yaklaşımında biyokitlenin inert fraksiyonu
 f_P : Partiküler inert ürün fraksiyonu
 k : Birinci derece substrat giderim hızı katsayısı (1/gün)
 k' : McKinney modelinde substrat giderim hızı katsayısı (1/gün)
 k_h : Maksimum spesifik hidroliz hızı
 K_x : Hidroliz için yarı doygunluk sabiti
 k_{LQ} : Toplam oksijen transfer katsayısı (1/gün)
 p : Ürün konsantrasyonu (mg/l)
 Q : Besleme akımı debisi (m^3 /gün)
 q : Birim giderme oranı (1/gün)
 r : Geri devir oranı
 S_S : Çözünmüş substrat konsantrasyonu (mg/l)
 S_P : Çözünmüş kalıcı ürün konsantrasyonu (mg/l)
 S_I : Çözünmüş inert organik madde konsantrasyonu (mg/l)
 S_T : Toplam çözünmüş organik madde konsantrasyonu
 X_A : Aktif biyokitle konsantrasyonu (mg/l)
 X_S : Partiküler substrat konsantrasyonu (mg/l)
 X_P : Partiküler ürün konsantrasyonu (mg/l)
 X_I : Partiküler inert organik madde konsantrasyonu (mg/l)
 X_T : Toplam uçucu askıda madde konsantrasyonu (mg/l)
 Y : Dönüşüm oranı
 Y_g : Gözlenen dönüşüm oranı
 Z : Çözünmüş KOI (mg/l)
 α : Çoğalmaya bağlı S_P üretimi katsayısı
 β : Hidrolize bağlı S_P üretimi katsayısı
 $\hat{\mu}$: Maksimum spesifik çoğalma hızı (1/gün)
 θ : Hidrolik bekletme süresi (saat)
 θ_c : Çamur yaşı (gün)

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil No.	Açıklama	Sayfa
2.1	Başlangıç Substrat Konsantrasyonunun Kesikli Reaktörlerdeki Mikrobiyel Gelişmenin Hızı ve Toplam Miktarı Üzerindeki Etkilerini Gösteren İdealize Eğriler	8
2.2	Spesifik Çoğalma Hızı, μ ile Substrat Konsantrasyonu Arasındaki İlişki	8
2.3	Monod ve Tiessier Modellerinin Karşılaştırılması	9
2.4	Substrat Giderim Mekanizmasının Şematik Gösterimi	12
2.5	Çoklu Sıfırıncı Derece Giderim Kavramının Grafik Açıklaması	18
2.6	On Bileşenli Bir Substratın Zamanla Değişimi	20
2.7	Substrat Kullanımı Açısından Dold ve IAWPRC Çalışma Grubu Modelleri Arasındaki Benzerlik ve Farklar	24
2.8	Çeşitli Karbon ve Azot Kaynaklarından Hücre Sentezi için Enerji Gereksinimi	32
2.9	Çoğalma Sırasındaki Elektron ve Enerji Değişimi	36
2.10	Kesikli bir Deneyde Glükoz Giderimi Sırasında Ara Ürün Oluşumu	50
2.11	Az Miktarda Aşı ile Gerçekleştirilen Deneylerde Glükoz Giderimi ve KOI Giderimi Arasındaki Fark	51
2.12	Kesikli Deneylerde Elde Edilebilen En Düşük KOI'nın Başlangıç KOI ile İlişkisi	55
2.13	Çoğalan Kesikli Sistemlerde Tipik KOI Giderim Eğrileri	56
2.14	S/X Oranının İnert KOI Oluşumu Üzerine Etkisi	56

<u>Şekil No.</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa</u>
2.15	Sürekli Sistemlerde Elde Edilen En Düşük Çıkış KOI'nin Giriş KOI ile İlişkisi	58
2.16	Glükoz Giderimi Sırasında α -Hidroksi Asitlerin Üretilmesi	61
2.17	Respirometre ile Kalıntı KOI'lerin Ayrışabilirliklerinin İncelenmesi	66
2.18	1000 mg/1/gün Glükoza Beslenen Aerobik Kesikli Reaktörde Çözünmüş KOI ve Biyo-kitlenin Zamanla Değişimi	68
2.19	Spesifik Ürün Oluşum Hızının 1/θ ile Değişimi	74
3.1	Aktif Çamur Sisteminin Şematik Gösterimi	81
3.2	Birinci Derece Yaklaştırmasının Çıkış Substrat Konsantrasyonunun Hesaplanması Üzerine Etkisi	85
3.3	Giriş KOI Konsantrasyonunun Çıkış KOI Konsantrasyonu Üzerine Etkisi	89
3.4	Biyokitlenin Ayrışabilir Fraksiyonunun Çamur Yaşı ile İlişkisi	92
3.5	Eckhoff ve Jenkins (1967) Modelinin Sabitlerinin Bulunması	100
4.1	Çeşitli Parametrelerle Ölçülmüş Aktif Fraksiyonun Çamur Yaşı ile Değişimi	116
4.2	Ayrışmayan KOI Miktarının Bulunması	118
4.3	Tipik Bir Respirogram Kaydı	120
4.4	Kesikli bir Deneyde OKH Ölçümü ile μ Tayini	122
4.5	Çamur Yaşı ile Spesifik Substrat Kullanım Hızı Arasındaki Deneysel İlişki	124
4.6	İçsel Solunum Hızı b'yi Belirlemek için Kesikli bir Çürütme Deneyinde Oksijen Tüketim Hızı ile Zaman Arasındaki Deneysel Bağlantı	126
5.1	Bir Atıksudaki Toplam KOI'nin Fraksiyonları	129
5.2	Bir Arıtma Tesisi Çıkışında Çözünmüş KOI'nin Fraksiyonları	130

Şekil No.	Açıklama	Sayfa
5.3	Aktif Çamur Sisteminde Uçucu Askıda Katı Maddelerin Fraksiyonları	131
5.4	Çözünmüş İnert Ürün Oluşumu Modelinin Şematik Gösterimi	135
5.5	Aktif Çamur Sisteminin Şematik Gösterimi	141
5.6	Geri Devirsiz Tam Karışımli Seri Reaktör-ler	143
5.7	İdeal Piston Akımlı Reaktör	144
5.8	S_T , α ve β 'nin Belirlenmesi	149
5.9	Hidroliz Hızı Katsayılarının Bulunması İçin Oksijen Kullanım Hızı ile Zaman Arasındaki Deneysel İlişki	152
6.1	Kesikli Sistemlerde Çözüm Eğrilerine bir Örnek: a) $\beta = 0.1$ b) $\alpha = 0.05$	155
6.2	$b_H=0.62 \text{ gün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının a) X_A ve X_T b) S_T Profiline Etkisi	156
6.3	$b_H=0.40 \text{ gün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının a) X_A ve X_T b) S_T Profiline Etkisi	157
6.4	$b_H=0.25 \text{ gün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının a) X_A ve X_T b) S_T Profiline Etkisi	158
6.5	Bozunma Katsayısının a) $k_H=3.0 \text{ gün}^{-1}$, b) $k_H=0.3 \text{ gün}^{-1}$ için X_A ve X_T Profilleri Üzerine Etkisi	159
6.6	a) β katsayısının b) α katsayısının S_T Profili Üzerine Etkisi	161
6.7	$\beta=0.1$ için, S_T 'nin a) S_{SO} ile b) X_{T0} ile Değişimi	162
6.8	S_T ile X_{T0} Arasındaki Deneysel İlişki	163
6.9	$\alpha=0.05$ için, S_T 'nin a) S_{SO} ile b) X_{T0} ile Değişimi	164
6.10	$\beta=0.1$ için a) S_p 'nin b) S_S ve S_T 'nin θ_c ile Değişimi	167
6.11	$\alpha=0.05$ için a) S_p 'nin b) S_S ve S_T 'nin θ_c ile Değişimi	168
6.12	Grau (1975) Modeline Göre Giriş Substrat Konsantrasyonunun S_T Üzerine Etkisi	170

<u>Şekil No.</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa</u>
6.13	Eckhoff ve Jenkins (1967) Modeline Göre Giriş Substrat Konsantrasyonunun S_T Üzerine Etkisi	170
6.14	$\beta=0.1$ için S_p, S_T 'nin S_{SO} ile Değişimi	171
6.15	$\alpha=0.05$ için S_p ve S_T 'nin S_{SO} ile Değişimi	171
6.16	Çözünmüş İnert Ürünlerin Havalandırma Tankındaki Aktif Biyokitle ile Değişimi ($\beta=0.1$ için)	174
6.17	Çözünmüş İnert Ürünlerin Havalandırma Tankındaki Aktif Biyokitle ile Değişimi ($\alpha=0.05$ için)	174
6.18	Çıkış Çözünmüş KOI ile Havalandırma Tankındaki Biyokitle Arasındaki Deneysel İlişki	176
6.19	Spesifik S_p Üretim Hızının $1/\theta_c$ ile Değişimi	176
6.20	Reaktördeki Çamur Bileşenlerinin θ_c ile Değişimi	177
6.21	Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimi	179
6.22	Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimine İlişkin Literatürde Verilen Model Eğrileri ve Deneysel Değerler	179
6.23	Çamur Üretimi ve Oksijen Gereksiniminin Çamur Yaşı ile Değişimi	180
6.24	Çözünmüş İnert Ürün Konsantrasyonu ile, Atılan Çamur Miktarı Arasındaki İlişki	181
6.25	TKR ve PAR'de S_s 'nin θ_c ile Değişimi	182
6.26	TKR ve PAR'de S_p 'nin θ_c ile Değişimi	183
6.27	TKR ve PAR'de S_T 'nin θ_c ile Değişimi	183
6.28	TKR ve PAR'de Aktif ve Toplam Biyokitle-nin θ_c ile Değişimi	184
6.29	TKR ve PAR'de Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimi	185
6.30	PAR'de Model Bileşenlerinin Reaktör Boyunca Değişimi	185

<u>Şekil No.</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa</u>
6.31	$1/S_S$ ile $1/q$ Arasındaki İlişki ile $\bar{\mu}$ ve K_S 'nin Bulunması	189
6.32	$1/S_T$ ile $1/q$ Arasındaki İlişki	189
6.33	$1/\theta_c$ ile q Arasındaki İlişki	192



TABLO LİSTESİ

<u>Tablo No.</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa</u>
2.1	Oksidasyon Yarı Reaksiyonları	29
2.2	Heterotrofik Reaksiyonlarda Maksimum Dönüşüm Oranları	33
2.3	Asetatın Oksidasyonunda Karbon Dengesi	49
2.4	Kesikli Deney Sonuçları	54
2.5	Sürekli Sistemlerden Elde Edilen Deney Sonuçları	59
2.6	Mikrobiyel Polimerlerin Uçucu Kısımının Bileşimi	63
3.1	IAWPRC Çalışma Grubu Modelinde Reaksiyon Matrisi	105
5.1	Çözünmüş İnert Ürün Oluşumu Modelinin Reaksiyon Matrisi	136
5.2	Tam Karışımli Tek Havalandırma Tankı İçin Kararlı Hal Çözümü İçin Matris	147
6.1	Kesikli Sistem Çözümleri için Seçilen Kinetik ve Stokiyometrik Katsayılar	154
6.2	$\beta=0.10$ için Çıkış Çözünmüş KOI'nin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi	166
6.3	$\alpha=0.05$ için Çıkış Çözünmüş KOI'nin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi	166
6.4	$\beta=0.1$ için Aktif Biyokitlenin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi	173
6.5	$\alpha=0.05$ için Aktif Biyokitlenin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi	173
6.6	Reaktördeki Çamur Bileşenlerinin Çamur Yaşı ile Değişimi	177

<u>Tablo No.</u>	<u>Açıklama</u>	<u>Sayfa</u>
6.7	Çamur Üretimi ve Oksijen Gereksiniminin Çamur Yaşı ile Değişimi	180
6.8	Kinetik Sabit Bulunmasında Kullanılan Kararlı Hal Kemostat Sonuçları	187
6.9	Kinetik Sabit Bulunmasında Kullanılan Spesifik Substrat Giderim Hızları	188

Ö Z E T

Bu çalışmada aktif çamur sistemlerinde çözünmüş ürün oluşumu mekanizmasını da içeren bir matematik model geliştirilmiştir.

Birinci bölümde, aktif çamur sistemlerinin tasarım ve işletilmesinde model kullanmanın önemi vurgulanmış, konvansiyonel modellerin özellikle çıkış KOI konsantrasyonunun bulunmasında yetersiz kalması nedeniyle yeni bir model geliştirilmesi gereği ortaya konmuştur. Çalışmanın amaç ve kapsamı açıklanmıştır.

İkinci bölümde, aerobik arıtmanın temel prensipleri ele alınmış ve aktif çamur kinetiği ve stokiometrisi hakkında daha önce yapılmış çalışmalar değerlendirilmiştir. Bu bölümde özellikle aktif çamurda çözünmüş ürün oluşumu süreci üzerinde durulmuş, ürünlerin yapıları ayrıştırılabilirlikleri araştırılmış ve mikrobiyoloji literatüründe ürün oluşumu için verilen kinetik ifadelerin aktif çamura uygulanabilirliği tartışılmıştır.

Üçüncü bölümde, aktif çamur modelleri tarihsel gelişimi içinde ele alınmış ve her modelin vurguladığı ve ihmal ettiği konular açıklanmıştır.

Dördüncü bölümde, aktif çamurda substrat ve biyokitle ölçümünde kullanılan parametrelerin anlamı üzerinde durulmuş ve bunların model değişkenleri olan büyüklükleri ne derece yansıttığı tartışılmıştır. Aktif çamur modellerinde kullanılan kinetik katsayıların hesaplanma yöntemleri ele alınmış ve bulunan sabitlerin ölçüm yöntemlerinden nasıl etkilendiği araştırılmıştır.

Beşinci bölümde, bu çalışmada geliştirilen "çözünmüş kalıcı ürün oluşumu" modeli anlatılmış ve çeşitli tipteki reaktörler için belirlenen model denklemlerinin çözümü verilmiştir.

Altıncı bölümde, model yardımı ile elde edilen sonuçların bir değerlendirmesi yapılmış ve son bölümde çalışmada elde edilen sonuçlar özetlenmiştir.

MODELLING OF INERT SOLUBLE PRODUCT FORMATION IN THE ACTIVATED SLUDGE PROCESS

S U M M A R Y

The activated sludge process, which dates back to the dawn of wastewater treatment, still possesses a central place in wastewater engineering. The design of activated sludge systems, like other engineering systems, call for the utilization of models. Design of an appropriate activated sludge system for a given wastewater/treatment goal combination, or assessment of probable behaviors of a number of design alternatives under various operational conditions are also realized through the use of mathematical models.

The mathematical model used can be an empirical model obtained by statistical evaluation of data from physical models such as bench or pilot scale reactors, as well as a mechanistic model based upon the fundamental theoretical information concerning the prominent phenomena within the system. Generally speaking, mechanistic models have an obvious advantage over the empirical models, in that the latter may be expected to predict the system behavior with some accuracy, only within the range of conditions under which the data for model construction were collected.

Due to restrictions on time and money, it is practically impossible to experiment and evaluate all possible solutions with physical models. This necessitates the use of mechanistic mathematical models which afford a quick and inexpensive means of predicting system behavior and assessing various design alternatives under a wide range of operational conditions, and thus singling out a few alternatives which appear most suitable. These selected alternatives can be subjected to further experimentation with physical models.

Predominantly mechanistic models, assuming a direct relationship between growth and substrate removal, and employing the concept of rate limiting substrate have been used extensively since the early 70's. The common conceptual structure underlying these models is that growth is exclusively supported by the original organic substrate in the influent and that the residual organic material in the effluent is the original substrate itself. This conceptualization leads to the practical result that the rate limiting substrate concentration in the effluent from a completely mixed reactor is independent of the influent concentration. However, numerous observations on pilot and full scale plants have clearly shown that the influent substrate concentrations do influence the effluent quality, both measured as COD or TOC.

Difficulties associated with the measurement of biomass and the organic content of wastewaters have traditionally caused much inconvenience and confusion perhaps to the extent of causing some hindrance in the development of the activated sludge theory. The routinely used collective analytical parameters (e.g. SS, VSS, BOD, COD, TOC) do not correspond to the system variables (i.e. biomass and substrate) of the Monod-Herbert type models. This lack of correspondence is one of the important factors which obscure the validity of model results.

BOD, COD, and TOC are the three extensively employed collective parameters for the measurement of the organic content of wastes. Among these, the COD is the only parameter which enables making materials balance among substrate, biomass and oxygen consumption in terms of electron equivalents. Another merit of the COD is its being both cheap and quick. With those advantages, COD has an ever increasing importance in academic studies, in the design and operation of treatment plants, and as a control parameter in quality control activities by the authorities. The adoption of COD, by the authorities, as a quality limiting parameter for the secondary effluents make utilization of COD orientated models obligatory i.e. models in which all phenomena having a significant effect on the variation of COD within the system are represented by suitable rate equations.

A mechanistic mathematical model has been developed in this study, which is designed to predict the soluble COD concentration in the activated sludge plant effluent. In the course of model development, the system components and phenomena associated with organic matter removal and their interactions have been revised with specific emphasis on soluble inert product generation.

Soluble inert product generation by the activated sludge systems, although evidenced or implied by the data from almost all relevant experimental studies, has been somewhat ignored and definitely not regarded as a phenomenon worth being represented in activated sludge models. However, as clearly reported by several workers, particularly in the last two decades, the organic substances in the activated sludge effluents are totally different from those in the influent, and are mainly metabolic products of the biomass. This fact, to a great extent explains the inability of a whole genus of models, having as their backbone the rate limiting substrate concept, in simulating activated sludge system behavior.

For theoretical accuracy and consequentially for better prediction of activated sludge behavior, it seems necessary to incorporate inert product generation into the models. This necessity becomes more pronounced with increasing adoption of COD as a control parameter.

The model developed incorporates six system components and three processes. The components are soluble substrate (S_S), active biomass (X_A), particular substrate (X_S), soluble inert product (S_p), particular inert product (X_p), and oxygen (S_O). The processes are growth, decay (loss of activity) and hydrolysis. The substrate removal and inert product formation processes are expressed in terms of associated processes employing suitable stoichiometric coefficients. Methods have been proposed for the measurement of model components and parameters.

In the model, distinction has been made between soluble and particular substrate. According to the so called bisubstrate models, the soluble substrates can readily be utilized for growth whereas the particular substrate has to undergo a prior hydrolysis step before it becomes available for growth. The utilization of soluble substrate is expressed in Monod kinetics, with S denoting the bulk concentration. Utilization of particular substrate is expressed following the above mentioned hydrolysis hypothesis of the IAWPRC Task Group.

Loss of activity and biomass are modeled in accordance with the death-regeneration concept instead of that the endogenous respiration. Activity loss of biomass leads to conversion to particular substrate and then to soluble substrate via hydrolysis. The rate of hydrolysis is expressed by a saturation type expression.

Oxygen consumption occurs only during growth. Oxygen consumed by regrowth on secondary substrate corresponds to

endogenous oxygen consumption of the endogenous respiration approach.

The release into the bulk solution of numerous organic substances with varying biodegradabilities, by the microorganisms, is represented in the model by a hydrolysis rate expression. Although quite a many of the hydrolysis products are biodegradable, some are practically non biodegradable within the retention times normally employed in secondary treatment plants. Thus, soluble inert product formation is assumed in the model to be directly proportional to hydrolysis. Alternatively, a different version of the model has been constructed, with the soluble inert product generation being proportional to growth, and consequences of two different assumptions on the model results has been evaluated.

Sensitivity analyses of the model parameters have been made. Several sets of simulations have been made for different reactor types, and their efficiencies defined according to various criteria have been compared. The results are summarized in Chapter VII.

The greater part of the soluble organic materials in the effluent from an activated sludge plant are microbial products, and hence they differ in character from the organic materials in the influent. Since the product formation has a pronounced effect on the effluent substrate concentration, Monod-Herbert models which merely represent the substrate removal mechanism can only inaccurately predict the substrate removal efficiencies.

The soluble microbial products show a wide spectrum of structures and molecular weights. Intermediary products of energy metabolism are low molecular weight compounds, and this type of products formation is not effective in continuous systems, not considering delays due to causes such as biosynthetic restrictions. Most of the hydrolysis products are also readily biodegradable.

Products which are not degraded within the range of detention times normally employed in activated sludge systems are considered to be biologically inert, and designated as inert soluble product (Sp). The Sp production is modeled in two alternate approaches, viz. as being hydrolysis related and growth related.

An activated sludge model is formulated, taking into account the soluble inert product formation, and the model is employed to assess the relative significance of variables

that directly affect the effluent soluble COD concentration. It is found that the S_p formation is proportional to the active biomass in the reactor and is therefore related with influent soluble substrate concentration (S_{S0}) and biological solids retention time θ_C , which in turn determine the active biomass concentration.

The inert soluble product formation model explains the dependence of the effluent COD concentration on the influent COD concentration in a completely mixed reactor. Theoretically, the effluent COD concentration is independent of the influent concentration, however, since the inert product formation is influenced by the influent substrate concentration, this in turn influences the effluent soluble COD concentration.

For every influent substrate concentration there is an optimum biological solids retention time which results in a minimum effluent soluble COD. This implies that the sludge age should not be held unnecessarily long, provided that the settling properties are also given due consideration.

A completely mixed reactor can be more efficient than a plug flow reactor, when efficiency is defined in terms of soluble COD removal. However, a plug flow reactor is more efficient when the oxygen demand of the wasted sludge is also taken into account.

BÖLÜM I

G İ R İ Ş

1.1. ÇALIŞMANIN ANLAM VE ÖNEMİ

Modern atıksu arıtımı kadar eski olan aktif çamur prosesi çeşitli tip ve modifikasyonları ile bugün de atıksu mühendisliğinde merkezi bir yer tutmaktadır. Bütün mühendislik yapıları gibi, aktif çamur sistemlerinin tasarımı, model kullanımını gerektirir. Belli bir atıksu/arıtım hedefi bileşimi için uygun aktif çamur sisteminin tasarımı ya da belirlenen tasarım alternatiflerinin çeşitli işletme koşullarındaki muhtemel davranışlarının irdelenmesi matematik modeller yardımı ile gerçekleştirilir.

Kullanılan matematik model, laboratuvar ölçekli reaktörler ya da pilot tesisler gibi fiziksel modellerde yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçların istatistik değerlendirmeleri ile elde edilmiş ampirik bir model olabileceği gibi, sistemde meydana gelen belli başlı olaylarla ilgili teorik bilgilerden hareketle kurulmuş mekanistik bir model de olabilir. Fiziksel modellerde bütün çözümlerin irdelenmesi, zaman ve para kısıtlamaları nedeniyle çoğunlukla mümkün olmaz. Mekanistik modeller, sistemin fiziksel modelde denenmemiş koşullardaki davranışını dahi irdeleyebilme imkânı vermeleri açısından üstünlük taşır. Bu yolla, birçok muhtemel çözümün hızlı ve ucuz bir tarzda değerlendirilmesi ve sadece en uygun görünen alternatiflerin fiziksel modelde denenmek üzere seçilmesi mümkün olur.

Aktif çamur prosesi hakkında teorik bilgilerin giderek artması ile ampirik tasarım parametreleri yerini, mekanistik modellere bırakmaya başlamıştır. Organik madde gide-

rimini amaçlayan aktif çamur sistemlerinin tasarımı, çoğalmaya bağlı substrat giderimi ve hız kısıtlayıcı substrat kavramlarına dayanan modeller, özellikle 70'li yılların başından itibaren kullanılagelmektedir. Bu modeller, çoğalmanın giriş akımındaki organik maddeler kullanılarak meydana geldiği ve çıkışta kalan organik maddelerin girişteki organik maddelerle aynı karakterde olduğu varsayımına dayanmaktadır. Bunun sonucu olarak da tam karışımlı bir reaktörün çıkış akımındaki hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonu, giriş substrat konsantrasyonundan bağımsız olmaktadır. Arıtma sistemlerindeki ve laboratuvar sistemlerindeki sayısız ölçüm, KOI veya TOC olarak ölçülen çıkış suyu kalitesinin giriş konsantrasyonundan etkilendiğini göstermiştir.

Aktif çamur teorisinin gelişmesini engelleyen ve karışıklığa neden olan sorunlardan biri de biyokitle ve atıksulardaki organik maddelerin ölçüm yöntemlerinden kaynaklanmaktadır. Çok çeşitli organik maddelerden meydana gelen atıksuların aktif çamur gibi karışık bir kültürle arıtılması sırasında rutin ölçüm yöntemleri olarak kullanılan kollektif parametreler, genellikle teorisinin öngördüğü kavramların karşılığı değildir. Bu da Monod-Herbert yaklaşımına dayanan iki bileşenli (substrat ve biyokitle) aktif çamur modellerinin yetersiz kalmasına neden olmaktadır. Karmaşık karşılıklı ilişkilerin yer aldığı bir sistemde etkili süreçlerin belirlenmesinde modelin amacı ile birlikte ölçüm yöntemleri de gözönünde bulundurulmalıdır. Ancak bu şekilde belirlenmiş etkili süreçlerin uygun hız deklemleri ile temsil edildiği bir mekanistik model, çok farklı koşullarda sistemin davranışını simüle etmede kullanılabilir.

Organik maddelerin ölçülmesinde geniş ölçüde kullanılan üç kollektif parametre, BOI, KOI ve TOC içinde KOI parametresi giderek önem kazanmaktadır. Organik substrat, biyokitle ve kullanılan oksijen arasında elektron eşdeğeri temelinde bir kütle dengesi yazılabilmesine imkan tanıyan tek parametre olması ve kısa sürede sonuç alınması gibi üstünlükleri nedeniyle teorik çalışmalarda ve arıtma te-

sislerinin tasarım ve işletilmesinde tercih edilen KOI, gidererek denetleyici kuruluşlar tarafından da kabul gören bir parametre olmaktadır. KOI standardı konularak ikinci kademe arıtmanın veriminin KOI cinsinden değerlendirilmesi de çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonu üzerinde etkili olan bütün süreçleri hesaba katan bir modelin gereğini ortaya koymaktadır.

1.2. ÇALIŞMANIN AMAÇ VE KAPSAMI

Bu araştırmanın amacı aktif çamur sistemlerinde çözünmüş kalıcı (inert) ürün oluşumu olayının incelenmesi ve çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonunun hesaplanmasında kullanılabilecek bir matematik modelin geliştirilmesidir.

Bu inceleme sırasında aktif çamur sistemlerinde organik madde giderimi açısından önemli olan bütün süreçler ve birbirleriyle ilişkileri incelenmiş ve geniş bir literatür araştırması ile bu süreçler için verilmiş kinetik ifadeler gözden geçirilmiştir.

Çözünmüş ürün oluşumu ve bu ürünlerin nitelikleri konusunda yapılmış deneysel gözlemler değerlendirilmiş, bu bilgilerle tutarlı ve makul bir çabayla çözülebilecek bir matematik model geliştirilmiştir. Bu modelde, organik madde giderimi açısından önemli olduğu düşünülen, çözünmüş substrat (S_s), aktif biyokitle (X_A), partiküler substrat (X_g), çözünmüş kalıcı ürün (S_p), partiküler inert ürün (X_p) ve oksijen (S_0) olmak üzere altı bileşen ve üç süreç yer verilmiştir.

Model bileşenleri arasındaki etkileşimler arasından etkili olduğu düşünülen üç temel süreç, çoğalma, bozunma (aktivite kaybı) ve hidrolizdir. Substrat giderimi ve kalıcı ürün oluşumu süreçleri ilişkili oldukları süreçlere stoikiometrik katsayılarla bağlanmak suretiyle ifade edilmiştir. Model bileşenleri ve model parametrelerinin ölçülmesi için yöntemler geliştirilmiştir.

Model, çeşitli tipteki reaktörlere (kesikli, TKR ve PAR) uygulanarak çözülmüştür. Giriş substrat konsantrasyonunun farklı değerlerinde değişik çalışma düzenlerinde, kararlı halde sürekli sistemlerin davranışları incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar VII. Bölümde özetlenmiştir.



BÖLÜM II

BIYOLOJİK ARITMANIN TEMELLERİ

2.1. AKTİF ÇAMUR SÜREÇLERİNİN GENEL TANIMI

Atıksularda bulunan çözünmüş ve kolloidal organik maddeleri, mikroorganizmalar vasıtasıyla gazlara ve yumaklaşabilir bir çamur kütlesi halindeki biyokitleye dönüştüren havalı biyolojik süreçlere aktif çamur süreçleri denir. Bu dönüşümü gerçekleştiren mikroorganizmalar sıvı içinde askıda tutulurlar. Bir aktif çamur arıtma tesisi, içinde reaksiyonun gerçekleştiği bir havalandırma havuzu ve oluşturulan çamurun arıtılmış sudan ayrıldığı çökeltme tankından meydana gelir. Reaktörün büyüklüğü, sayısı, yapısı, hidrolik rejimi, işletme koşulları gibi fiziksel özellikler, organizmaların karakteristikleri ile birlikte aktif çamur prosesinin davranışını belirlerler.

Aktif çamur proseslerinde reaktör içindeki çamur kütlesi, çeşitli bakteri türleri ve bakterilerle beslenen protozoa, rotifer gibi daha yüksek kademedeki türlerden meydana gelen karmaşık bir ekosistemdir. Bu karmaşık yapıya rağmen, aktif çamur proseslerinin kinetik davranışının açıklanmasında, saf kültürlerin özelliklerine benzetilen özelliklere sahip eşdeğer bakteriyel kütle (surrogate mass) kavramından yararlanılır. Bu yaklaşım, saf bakteriyel kültürde gözlenen davranış ile eşdeğer biyokitlenin davranışının uyumsuzluğu konusunda eleştiriye açıktır. Mikrobiyel bir kültürün çoğalması, aynı anda (simultaneously) meydana gelen birçok olayın oluşturduğu karmaşık bir olaydır. Bu olayların birbirlerine göre hızları kültür üzerindeki net etkiyi belirler. Bu bölümde ilk olarak çoğalma ve substrat giderimi ile bu iki olayın birbiri ile ilişkisi ele alınmıştır. Bu çalışmada sadece karbonlu organik maddenin oksijen kullanarak giderilmesi ile ilgilenildiği için,

heterotrofik bakterilerin aerobik çoğalmasının kinetiği ve stokiometrisine yer verilmiştir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon olayları çalışmanın kapsamı dışında olduğu için bu bölümde de ototrofların aerobik çoğalması ve heterotrofların anoksik çoğalmasından özel olarak söz edilmemiştir. Bu bölümde ikinci olarak, farklı şekillerde açıklanan ancak sonuçta biyokitle kaybına neden olan olaylar ele alınmıştır. Son olarak da substrat kullanarak çoğalmış olan biyokitleden kültür ortamına çeşitli nedenlerle çeşitli çözülmüş organik maddelerin salıverilmesi olayı incelenmiştir.

2.2. ÇOĞALMA VE SUBSTRAT GİDERİMİ

2.2.1. Çoğalma

Bakteriler, ikiye bölünerek çoğalırlar ve canlı hücre sayısı, çoğalan bir kültürde üstel olarak artar. Bunun sonucu olarak bakteriyel çoğalmanın reaksiyon hızı, canlı hücre konsantrasyonuna göre birinci dereceden bir bağıntı ile ifade edilir.

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (2.1.)$$

X : t anındaki hücre konsantrasyonu

μ : çoğalma hızı katsayısı

Önceleri, bakterilerin üstel çoğalmasının sadece, substrat da dahil bütün besleyicilerin yüksek konsantrasyonlarda mevcut olması halinde mümkün olacağı düşünülürken 1940'lar da Monod, besleyicilerden yalnız biri kısıtlı miktarda olduğu zaman da üstel çoğalmanın mümkün olabileceğini göstermiştir. Spesifik çoğalma hızı, μ , bu kısıtlayıcı olan besleyicinin konsantrasyonuna bağlıdır. Hız kısıtlayıcı besleyici, karbon, azot veya çoğalma için gerekli diğer bir faktör olabilir. Şekil 2.1.'de görüldüğü gibi çoğalan bir kültürde mikroorganizma konsantrasyonunun zamanla değişimi, başlangıçtaki substrat konsantrasyonuna bağlıdır. Substrat konsantrasyonu arttıkça, eğrilerin eğimi de artmaktadır. Ancak bu artış sürekli değildir ve bir maksimuma yaklaştıktan sonra, substrat konsantrasyonunun artması hız

üzerinde etkili olmamaktadır. Şeklin alt kısmında görüldüğü gibi, yarı logaritmik işaretleme yapıldığında üstel çoğalma fazı, eğrilerin lineer kısmına tekabül etmektedir. Spesifik çoğalma hızı, μ bu fazda biyokittlenin iki katına çıkması için gerekli süre (t_d)'den hesaplanabilir (Grady and Lim, 1980).

Spesifik çoğalma hızı ile hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonu arasındaki ilişki mikrobiyolojik kültürün en önemli karakteristiklerinden biridir. Bu ilişkinin en geniş kabul gören genel ifadesi Monod denklemidir.

$$\mu = \mu \frac{S}{K_s + S} \quad (2.2)$$

μ : spesifik çoğalma hızı, (T^{-1})

μ : maksimum spesifik çoğalma hızı, (T^{-1})

S : hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonu, (ML^{-3})

K_s : yarı doygunluk sabiti, (ML^{-3})

Şekil 2.2'de Monod denkleminin grafiği görülmektedir.

Monod denkleminin, enzim kinetiğindeki Michaelis-Menten

denklemine benzerliği, birçok kişiyi yanlış olarak bu denklemin teorik olarak çıkartıldığı yargısına götürmüştür.

Michaelis-Menten denklemi, enzim katalizi ile yürüyen

kimyasal reaksiyon hızlarından türetilebilir ve teorik

temele sahip olduğu halde Monod denklemi tamamiyle ampiriktir.

Yarı doygunluk sabiti K_s , eğrinin ne kadar hızla

maksimum hıza yaklaşacağını gösterir ve maksimum hızın yarısına eşit bir hızdaki substrat konsantrasyonu olarak

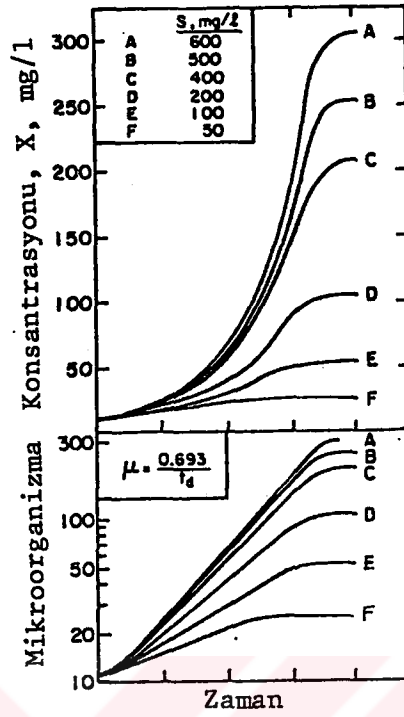
tanımlanır. Düşük substrat konsantrasyonlarında spesifik

çoğalma hızı substrat konsantrasyonuna bağlı olduğu halde yüksek substrat konsantrasyonlarında çoğalma hızı sadece

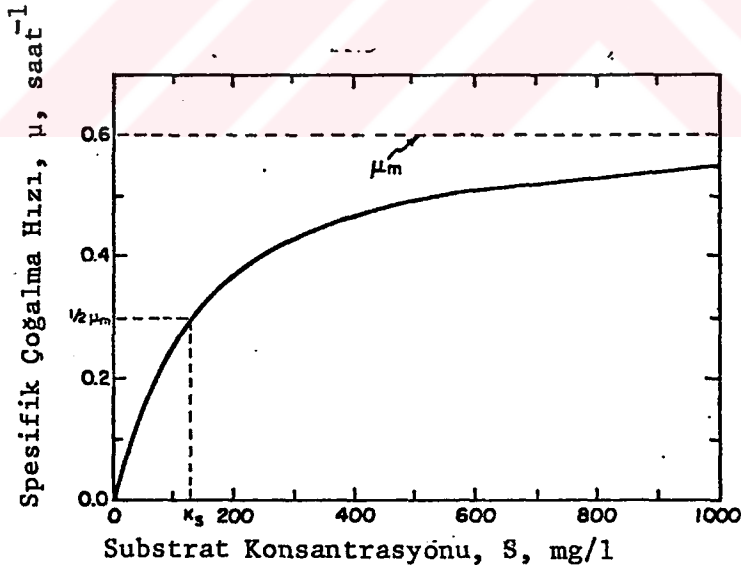
$$t_{min} = \frac{\ln 2}{\mu} \quad (2.3)$$

ile verilen minimum üreme süresi ile sınırlıdır.

Spesifik çoğalma hızı ile substrat arasındaki ilişkiyi veren başka denklemler de teklif edilmiştir. Contois, spesifik çoğalma hızının hem kısıtlı substrat konsantrasyonunun hem de biyokitle konsantrasyonunun fonksiyonu olduğunu ileri sürmüştür.



ŞEKİL 2.1. Başlangıç substrat konsantrasyonunun kesikli reaktörlerdeki mikrobiyel gelişmenin hızı ve toplam miktarı üzerindeki etkilerini gösteren idealize eğriler



ŞEKİL 2.2. Spesifik çoğalma hızı, μ ile substrat konsantrasyonu arasındaki ilişki

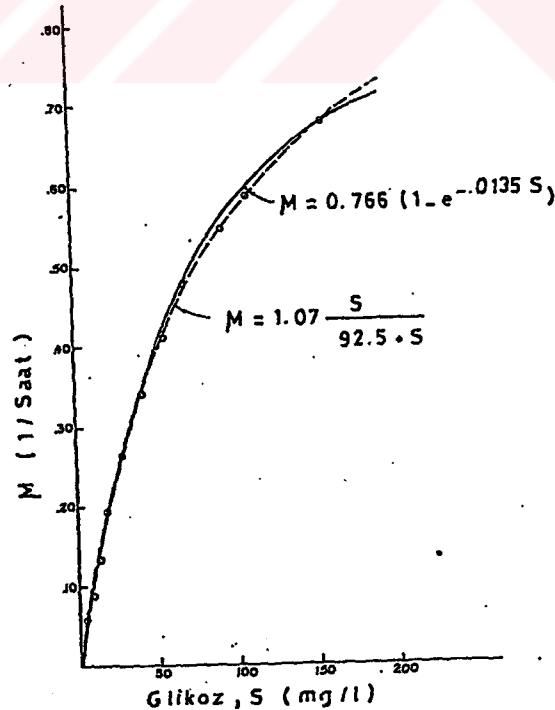
$$\mu = \mu \frac{S}{K_c X + S} \quad (2.4)$$

Görüldüğü gibi, Monod denklemindeki yarı doygunluk sabiti, K_s , burada, mikroorganizma konsantrasyonunun fonksiyonu olarak ifade edilmektedir. Basit bir kemostatda çoğalan bir pür kültürde besleme akımındaki substrat konsantrasyonunun değişmesi ile kemostatdaki substrat konsantrasyonunun değişmesinden Contois, bu sonucu çıkartmıştır. Daha sonra Chen ve arkadaşları (1980) tarafından denklemin aktif çamur sistemlerine uygulanabilirliği araştırılmıştır.

Substratın, spesifik çoğalma hızı üzerine etkisini gösteren eşitliklerden biri de Tiessier denklemidir.

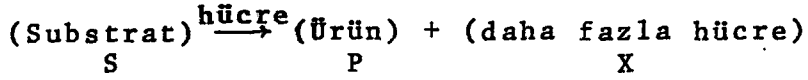
$$\mu = \mu (1 - e^{-K_T S}) \quad (2.5)$$

Boyle ve Berthouex (1972) glükozla yapılan deneylerin sonuçlarını, Monod ve Tiessier denklemlerine göre değerlendirmiştir. Şekil 2.3'te görüldüğü gibi heriki model de deney sonuçlarına kabul edilebilir bir uygunluk göstermiştir.



ŞEKİL 2.3- Monod ve Tiessier Modellerinin Karşılaştırılması

Levenspiel (1980) çoğalma sırasında meydana gelen ürünlerin inhibisyon etkisini de hesaba katmak için Monod denkleminin genelleştirilmiş bir şeklini teklif etmiştir.



$$\mu = \mu_{\max} (1 - P/P^*)^n \frac{S}{K_s + S} \quad (2.6)$$

P^* , engelleyici ürünün gelişmeyi durduracağı sınır konsantrasyonudur.

Pür kültür ve tek substrat için elde edilmiş olan Monod denkleminin, karışık kültür ve çoklu substrat sistemlerine uygulanması hala tartışma konusudur. Böyle kinetik modellerin evsel atıksu gibi çok çeşitli ve karmaşık substratlarla çoğalan aktif çamur gibi karışık kültürlerle uygulanması, substrat ve mikroorganizma konsantrasyonlarının tanımlanmasında kollektif parametrelerin kullanılmasını gerektirmektedir. Sistemin karmaşıklığı kollektif parametrelerin kullanılmasını gerektirmekle birlikte, bu kollektif parametrelerin, aktif çamur proseslerinin amaçları, -organik maddenin giderilmesi- ile yakından ilişkili oldukları sürece haklı bir temeli de vardır.

2.2.2. Substrat Giderimi

Bakteriyel hücreler tarafından substratın giderimi mekanizması genellikle, ardışık üç karmaşık süreç olarak tanımlanabilir: Hücrenin substrat molekülü ile karşılaşması; molekülün hücre içine taşınması; hücre içinde substratın dönüştürülmesi. Kolaylıkla hücre içine taşınamayacak kadar büyük moleküllerin öncelikle hücre dışı enzimler tarafından parçalanmaları veya dönüştürülmeleri gerekir. Tanımlanan bu genel mekanizma çerçevesinde çok çeşitli substratları, iki esas grupta sınıflandırmak mümkündür: a) doğrudan hücre içine taşınabilen substratlar, b) hücre içine taşınmadan önce dışarda dönüştürülmesi gereken kompleks substratlar. Bir basitleştirme ile birinci gruptakiler çözünmüş substrat, ikinci gruptakiler de partiküler substrat olarak ele alınmaktadır (Ekama ve Marais, 1984).

Partiküler substratın giderimi konusundaki çalışmaların ancak son yıllarda yoğunlaşması ve literatürde bu konuda daha az bilgi olmasına karşın, çözünmüş substratlar üzerinde çoğalma, uzun yıllardır yoğun araştırmalara konu olmuştur. Herbiri spesifik bir problemi çözmeyi amaçlayan bu araştırmalardan elde edilen bilginin birleştirilmiş bir teoriye entegrasyonu konusuna ise daha az dikkat edilmiştir. Daigger ve Grady (1982)'nin böyle bir integrasyonla oluşturduğu teori temel biyokimyasal süreçlerin anlaşılmasında son derece faydalı olmuştur.

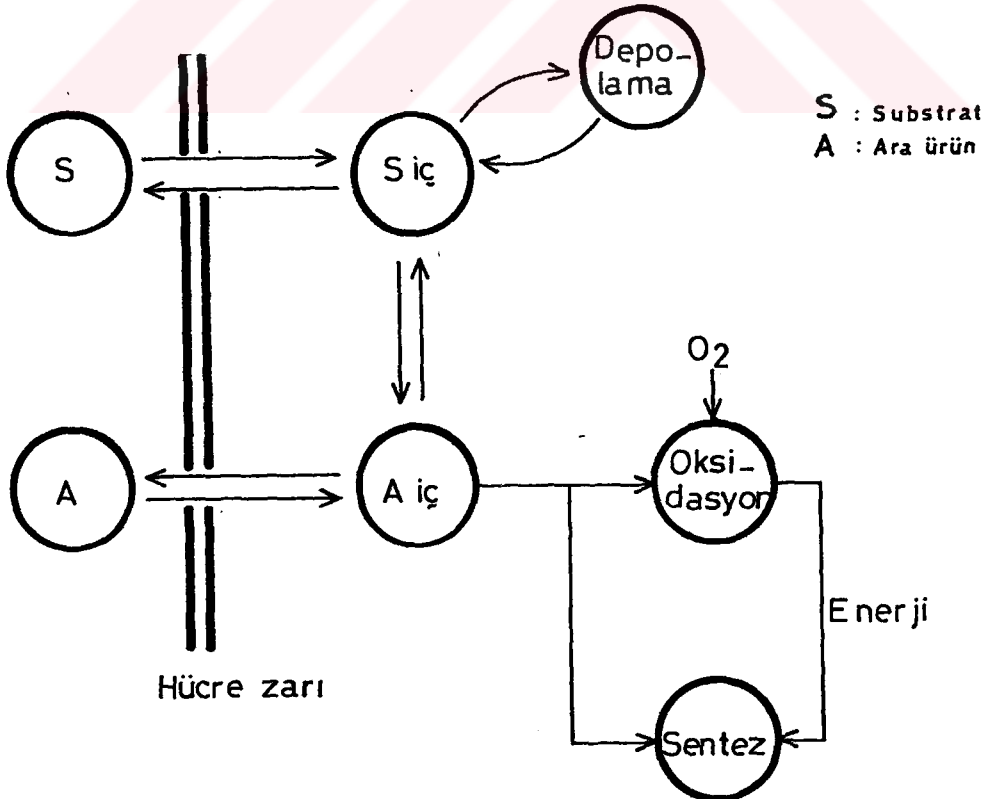
Daigger ve Grady (1982), herhangi bir çözünmüş madde-
nin (M) hücre içine net taşınım hızı (r_T)'nin dışardan
hücre içine taşınım hızı ve içerden dışarıya taşınım hızı
arasındaki farka eşit olacağını ve herbir hızın Michaelis-
Menten denklemi ile tanımlanabileceğini belirtmişlerdir.

$$r_T = \frac{k M}{K_M + M} - \frac{k_i M_{iç}}{K_{Mi} + M_{iç}} \quad (2.7)$$

Burada M ve M_i sırayla hücre dışı ve hücre içi konsantrasyonları k ve k_i maksimum taşınım hızlarını K_M ve K_{Mi} afinite katsayılarını göstermektedir. Çeşitli tipteki taşınım sistemlerini bu denklemi kullanarak modellemek mümkündür. Difüzyon mekanizması, dıştaki ve içteki konsantrasyonlar eşit olduğu zaman net taşınım hızının sıfır olmasını öngörür. Difüzyon mekanizması bu denklemde $k=k_i$ ve $K_M=K_{Mi}$ alınarak modellenenebilir. Substrat (S), hücre içine aktif taşınım sistemi ile taşınır. Aktif taşınım konsantrasyon gradyanına karşı substratın hücre içine taşınmasıdır. Aktif taşınım, $k=k_i$ ve $K_M < K_{Mi}$ alınarak modellenenebilir. Birçok organizmada, glükoz gibi basit karbonhidratlar hücre içine fosfotransferaz sistemi ile taşınırlar. Bu sistemde glükoz molekülü fosforlanır ve hücre içinde fosforlanmış glükoz bulunur. Bu durumda, hücre içindeki madde hücre dışındakinden kimyasal olarak farklıdır ve fosforlanmış glükoz hücre dışına geriye taşınamayacaktır. Bu sistem $k_i=0$ alınarak modellenenebilir.

Hücre içindeki substrat, ya doğrudan metabolize edilmek üzere metabolik ara ürünlere çevrilir ya da bir kısmı depolanır (storage). Metabolik ara ürünlerin

(intermediate) bir kısmı hücre zarından dışarıya taşınabilir. Bu konu, Bölüm 2.4'te ayrıntılı olarak ele alınmaktadır. Metabolik ara ürünler, hücre bileşenlerinin sentezinde kullanılır veya enerji elde etmek üzere oksitlenir. Aktif camur sistemlerinin iki davranışı olan çoğalma ve depolama arasındaki temel fark oluşan biyokitletlenin yapısıdır. Çoğalma, hücre dışı substratın hücre içine taşınması, bir kısmının enerji elde etmek üzere oksitlenmesi ve diğer kısmının hücrenin bütün bileşenlerinin uygun oranlarda sentezlenmesinde kullanılmasını içerir. Depolama ise substratın taşınması, daha az bir kısmının oksitlenmesini ve kalanının doğrudan depolama polimerlerine (karbonhidrat ve yağ) çevrilmesini içerir. Çoğalma süreci sonunda sentezlenen biyokitle bütün hücre bileşenlerine sahipken, depolama süreci sonunda oluşan biyokitle glikojen ve poli- β -hidroksibütirat (PHB) gibi depolama polimerleri bakımından zengindir. İkinci önemli fark, meydana gelen biyokitle başına oksitlenen substrat miktarıdır. Bu oran, çoğalmada depolamaya göre önemli ölçüde büyüktür. Speece et al.



ŞEKİL 2.4- Substrat Giderim Mekanizmasının Şematik Gösterimi

(1973), kesikli kültürde toplam biyokitle ve DNA konsantrasyonlarını analiz etmiştir. Aktif hücre sayısının bir belirtisi olarak ölçülen DNA'da bir artış olmaksızın biyokitlede meydana gelen artış depolama olarak tanımlanmıştır. Bu koşullarda çoğalmada önemli ölçüde gecikme (lag) olduğu, kültür beslendikten sonra birkaç saat DNA sentezlenmemiş olması ile kanıtlanmıştır.

Aktif çamurda glikojen ve PHB sentezine yolaçan koşullar ve nedenleri Daigger ve Grady (1982) tarafından gözden geçirilmiştir. Depolama en çok, uygun karbon ve enerji kaynaklarının varlığına rağmen, bir kültürün gelişiminin biyosentetik bir kısıtlama tarafından sınırlandığı durumlarda gözlenmektedir. Depolamanın, transient gelişme durumlarında gözlemlendiği de olmaktadır. Depolama, doldur-boşalt (fill-and-draw) aktif çamur sistemlerinde kolay kullanılabilen karbon ve enerji kaynağı (ekseriya glükoz) kullanıldığında sıkça karşılaşılan bir durumdur. Biyokitle, yüksek substrat konsantrasyonu ile karşılaştığı zaman, eksojen substrat tükendikten sonra metabolize etmek üzere, glikojen ve/veya PHB biriktirme kapasitesine sahiptir. Depolama hızı ve kapasitesi substratın niteliğine göre değişmiştir. En yüksek depolama hızı ve kapasitesi glükozda gözlenmiştir. Asetat, glutamik asit veya peptonda bu değerler düşmüştür.

Hücre dışı substrat konsantrasyonunun çok değişken olduğu çevrelerde çoğalan organizmalarda depolama yeteneği olanların diğerlerine seçici bir üstünlüğü vardır. Çünkü, yüksek substrat konsantrasyonu periyodu boyunca sentezlenen depolama polimerleri, düşük substrat konsantrasyonu periyotlarında bu organizmaların hayatlarını sürdürebilmelerine (survival) yardımcı olur. Doldur-boşalt aktif çamur reaktöründe substrat konsantrasyonu beslemeden sonra aniden yükselir daha sonra mikroorganizmalar tarafından tüketildiği için çok düşük seviyelere iner. Bu tip bir çevrede depolama polimerlerini sentezleyebilen organizmalar seçici bir avantaja sahip olacaklar ve topluluk içinde baskın olma eğilimi göstereceklerdir. Sonuç olarak bu tip kültürlerde depolama davranışı gözlenmektedir.

Transient durumlarda biyokitlede depolama olayının meydana gelmesi fizyolojik adaptasyon ilkesi ile tutarlıdır. Bol miktarda karbon ve enerji kaynağına sahip olan, ancak azot eksikliği gibi bir biyosentetik kısıtlama yüzünden maksimum hızla gelişmesi engellenen bir kültürde, substrat hücre içine aktarılıp hızla metabolize edilse dahi, biyosentetik kısıtlama üretilen enerjinin tamamının kullanılmasını engeller. Bu enerji yükünde bir artışa, bu da substratın depolanmasına yol açar. Biyosentetik kısıtlama bazen içsel de olabilir. Spesifik büyüme hızı artışıdaki gecikmeler (lag), protein sentezleme mekanizmasının enzim düzeylerinin ve hücre içi metabolitlerin konsantrasyonlarının daha önceki düşük büyüme hızı ortamına fizyolojik adaptasyonlarından ileri gelir. Hücrelerde aşırı miktarda katabolik enzim bulunduğunda, enerji tüketilebildiğinden daha büyük bir hızla elde edilir ki bu da depolamaya yol açar.

Kararlı denge koşullarındaki bir sürekli reaktörde, substrat konsantrasyonu düşük ve sabittir. Bu durumda depolama polimerlerini sentezleme yeteneğine sahip organizmaların bir avantajları olamaz ve diğer etkenler tür seçimini belirler. Sonuç olarak kararlı denge koşullarında depolama her zaman görülen bir davranış değildir. Kararlı dengede aktif çamurun depolama davranışı göstermemesini, Marais ve Ekama (1976) bu koşullarda substratın depolanma hızının depolanmış substratın kullanım hızına eşitleneceği dolayısıyla substrat gideriminin sadece çoğalma mekanizmasına bağlı olduğu şeklinde açıklamışlardır.

Birçok aktif çamur kinetik modeli biyokitle içinde depolanma kavramını içerir. Dohanyos ve diğerleri (1970), hücre içinde tersinir substrat birikimi, bu hücre içi substratdan tersinir substrat depolanması ve tersinir olmayan (irreversible) substrat metabolizmasını içeren detaylı bir model teklif etmiştir. Bazı araştırmacılar substratın metabolize edilmeden önce bir depolama fazından geçtiğini varsaymışlardır. Dennis ve Irvine (1983), depolama ürünleri hücre içi poliglükoz/glikojen ise bu kompleks

makromoleküllerin aktif çoğalma ve hücre replikasyonu öncesinde üretildiği görüşünde ısrar etmenin haklı bir nedeni olmadığını belirtmişlerdir. Poliglükoz tipi depolama ürünlerinin, primer metabolik yollardan bağımsız bir yolla üretilmesi daha mantıklı bir varsayımdır. Clifft ve Andrews (1981) substratın depolanması ile birlikte yürüyen doğrudan çözünmüş substrat metabolizmasını içeren bir model teklif etmiştir. Depolama ürünleri, substratın metabolize edilmesinden daha hızlı bir şekilde sıvıdan flok fazına taşınması sonucunda flok içinde biriken bütün maddeler olarak tanımlanmıştır. Bu olayın hem çözünmüş hem de partiküler substrata uygulanabilir olduğu varsayılmıştır. Çözünmüş substratların depolama ürünleri hücre içinde olabilirken depolanmış partiküler substrat hücre dışı olarak ele alınmıştır. Model, çözünmüş substratın bir kısmının da doğrudan aktif biyokitle tarafından metabolize edildiğini gözönüne almıştır.

Birçok araştırmacı, çözünmüş substratın gideriminde fiziksel adsorbsiyon gibi mekanizmalarla başlangıçta meydana gelen hızlı giderimin önemli olabileceğini öne sürmüştür (Robarts ve Kempton, 1971). Eckhoff ve Jenkins (1967) kararlı halde çalışan laboratuvar sistemlerindeki deneysel gözlemlerine dayanarak çözünmüş substratın biyokitle tarafından fiziksel adsorbsiyonunun önemli olmadığı sonucuna varmışlar ve çoğalmanın tek substrat giderim mekanizması olduğunu varsaymışlardır. Henze ve diğerleri (1986), depolama olayının sadece çözünmüş monosakkaridler ve asetat gibi birkaç substratla sınırlı olduğunu dolayısıyla çözünmüş substratın gideriminin çoğalma ile orantılı olarak ele alındığını belirtmişlerdir. Depolama ve metabolik ürün oluşumunun önemli olabileceği koşullar dışında, substrat giderimi çoğalma ile yakından ilişkilidir. Bu ilişki, Bölüm 2.2.3'de ayrıntılı olarak verilmiştir. Çözünmüş substratlar tek bir organik bileşik olabileceği gibi, bu tür maddelerin karışımından meydana gelen çok bileşenli (multicomponent) de olabilir. Tek ve çok bileşenli substratların giderimi konusunda farklı kinetik ifadeler verilmektedir.

Tek substratın giderim kinetiği:

Tek ve basit bir organik bileşiğin gideriminin çoğalma ile birlikte meydana geldiği düşünülürse substrat giderim hızı,

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \frac{dX}{dt} \quad (2.8)$$

şeklinde çoğalma hızı ile orantılı olarak verilir. Buradaki orantı sabiti, Y, giderilen birim substrat başına üretilen biyokitle olarak tanımlanan dönüşüm oranıdır. Çoğalma hızı, Monod denklemi ile ifade edildiği zaman,

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} \frac{S}{K_S + S} X \quad (2.9)$$

şeklinde substrat giderim hızı, substrat ve mikroorganizma konsantrasyonunun fonksiyonu olarak elde edilir.

Lineer substrat giderimi kavramı 1956'da Wuhrmann tarafından ortaya atılmıştır. Wuhrmann (1969), tek substratların sabit bir hızla giderildiğini öne sürmüştür. Chudoba (1969), tek ve basit substratlarla yaptığı deneylerde lineer substrat giderimleri gözlemlendiğini ve substrat giderim hızının başlangıçtaki biyokitle konsantrasyonuna bağlı olduğunu ifade etmiştir.

$$-\frac{dS}{dt} = KX_0 \quad (2.10)$$

Chudoba (1985), başlangıçtaki substrat konsantrasyonunun biyokitle konsantrasyonuna oranı, $S_0/X_0 < 2-3$ (KOI/AKM) olan kesikli sistemleri çoğalmayan (nonproliferating) sistemler olarak tanımlamış ve bu sistemlerde dıştaki (exogenous) substratın hücre replikasyonu öncesinde giderildiğini ifade etmiştir. Bunun sonucu olarak tek bileşenli substratların sabit bir hızla lineer olarak giderildiğini ve biyokitle artış hızının da sabit olduğunu ileri sürmüştür. Ancak gözlenen biyokitle artışının çoğunlukla depolanmış polimerlerle ilişkili olduğunu da ifade etmiştir.

Grau ve diğerleri (1975) sıfırıncı derece kinetik ifadenin belirli koşullarda Monod ifadesinden türetilebileceğini göstermiştir. Lineer substrat gideriminin gözlemlendiği koşullarda ($S_0/X_0 < 2$) biyokitle konsantrasyonunun zamanla değişmediği kabul edilerek 2.9 denkleminin

integrasyonu yapılmış

$$K_S \ln(S_0/S) + (S_0 - S) = \frac{\mu X_0}{Y} t \quad (2.11)$$

eşitliği elde edilmiştir. Tek substratlar için K_S değerlerinin çok küçük olduğu kabul edilerek 2.11 denkleminde 1.terim ihmal edilmiş ve

$$\frac{S_0 - S}{t} = \frac{\mu X_0}{Y} \quad (2.12)$$

şeklinde birim zamanda harcanan substrat miktarının sabit olduğunu gösteren sıfırıncı derece kinetiğine ulaşılmıştır.

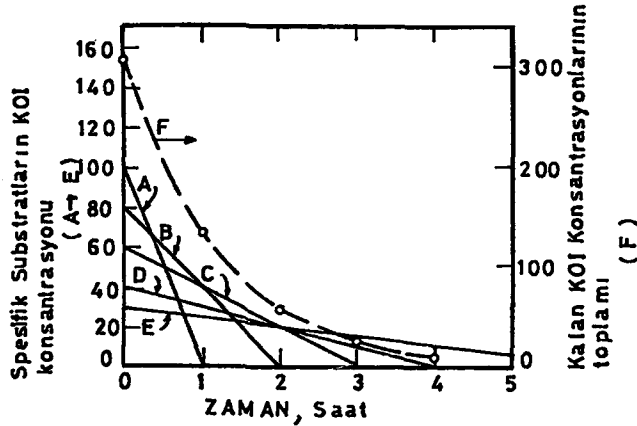
Çoklu substrat giderim kinetiği:

Tek substrat için çıkartılmış kinetik ifadelerin atıksularda olduğu gibi çokbileşenli substratlara uygulanabilirliği çeşitli araştırmacılar tarafından incelenmiştir. Wuhrmann (1969) ve Tischler ve Eckenfelder (1969) bir substrat karışımından herbir bileşenin aynı anda (simultaneously) çözeltiden giderilerek hücre içine taşındığını ileri sürmüşlerdir. Buna karşılık, bir substrat karışımındaki tek bir substratın giderim hızının, diğer substratların varlığının neden olduğu enzimatik ilişkiler dolayısıyla önemli ölçüde etkilenebileceği ileri sürülmüştür.

Bazı substratlar, sadece tercihli olarak kullanılmakla kalmayıp kendileri önemli ölçüde ortamdan yokoluncaya kadar diğer bileşiklere aklımasyonu da önler. Böylece substratlar sırayla (sequential) metabolize olur. Sırayla substrat giderimi ve çoğalma, Monod tarafından birçok tür için gözlenmiş ve "diauxic" çoğalma olarak tanımlanmıştır. Gaudy ve diğerleri (1963), karışık kültürlerde de aynı olayı gözlemişlerdir. Bu çalışmada kesikli reaktörlerde glükoz-sorbitol karışımında, değişik yaşlardaki heterojen kültürlerin glükoz ve KOI olarak substrat giderimleri ölçülmüştür. Sorbitole aklime edilmiş yaşlı hücrelerle yapılan deneylerde iki substratın birlikte giderimi gerçekleşirken, genç hücrelerle ve glükosa aklime kültürlerle yapılan deneylerde glükozun, sorbitol metabolizmasını bastırdığı ve substratların sırayla giderildiği gözlenmiştir.

Ghosh ve Pohland (1971) sürekli aktif çamur sistemlerinde glüköz-galaktoz karışımı kullanarak çoklu substrat sistemlerinin kinetiğini incelemiş ve karışık substrat prosesinin çıkış KOI'lerinin, tek tek substratların çıkış KOI'lerinin toplamı şeklinde hesaplanamayacağı sonucuna varmıştır.

Tischler ve Eckenfelder (1969) biyolojik arıtma sistemlerinde olduğu gibi çok çeşitli mikroorganizmalardan meydana gelen karışık bir kültürde belli durumlar dışında sırayla substrat giderimi olayının önemli bir etkisi olmayacağını ileri sürmüşlerdir. Tek substratın gideriminin lineer olduğu öne sürülürken, kompleks organik atıkların biyolojik olarak arıtımında giderim kinetiğini genellikle sıfırıncı dereceden daha yüksek olduğu kabul edilmektedir. Lineer olarak giderilen basit organik maddelerin karışımının, bu maddelere aklime edilmiş aktif çamur tarafından toplam giderimi, herbir bileşenin giderimlerinin toplamı olarak bulunmuştur. KOI veya TOC olarak ölçülen karışımın substrat giderimi, birinci derece kinetiğine yaklaşmaktadır. Yazarlar, çokbileşenli atıkların biyolojik arıtımında sıklıkla gözlenen birinci derece kinetiğini bu şekilde açıklamaktadırlar (Şekil 2.5).



ŞEKİL 2.5- Çoklu Sıfırıncı Derece Giderim Kavramının Grafik Açıklaması

Grau, Dohanyos, Chudoba (1975), sırayla veya aynı anda bir karışımdan substrat gideriminin, kırık bir çizgi

ile karakterize edileceğini ve herbir kırılma noktasının, karışımın bir bileşeninin tükenmesine tekabül ettiğini ileri sürmüşlerdir. Herhangibir tek substrat tüketildiği zaman substrat giderim hızında ani bir düşme olmaktadır. Buna göre çoklu substratın anlık giderim hızı, kalan tek substrat sayısı ile ilişkilidir. Başlangıçtaki hız, spesifik bir kültür ve spesifik bir substrat karışımı için sabit alındığında hız, kalan bileşen sayısının fonksiyonu olarak ifade edilmiştir.

$$V = F\left\{\frac{m}{M}\right\} \quad (2.14)$$

Burada, M orijinal substrat karışımında bulunan tek substrat sayısını, m herhangibir anda kalan substrat sayısını, F başlangıçtaki substrat giderim hızını ve V ise herhangibir andaki hızı göstermektedir. Başlangıçtaki hız, sıfırıncı derece kinetiğinin geçerli olduğu konsantrasyon bölgesindeki maksimum hız ile gösterilmiştir.

$$-\left\{\frac{ds}{dt}\right\}_{\max} = \frac{QX}{Y} \quad (2.13)$$

Ne substrat karışımındaki bileşen sayısını ne de karışımındaki bileşen sayısının azalmasının kuralını bilmek mümkün olmadığından, bileşen sayısını çok büyük kabul ederek, bileşen sayısı yerine konsantrasyon kullanılabilir. Zamanla toplam substrat konsantrasyonunun düşmesi nedeniyle meydana gelen giderim hızındaki düşme, kimyasal reaksiyonların derecesine benzer şekilde bir üs kullanılarak ifade edilmiştir.

$$-\frac{dS}{dt} = k_n X \left\{\frac{S}{S_0}\right\}^n \quad (2.15)$$

Denklem (2.15) mikroorganizma konsantrasyonu $X=X_0$ şeklinde sabit alınarak $n=1$ ve $n=2$ için integre edilmiştir.

$$\text{Birinci derece : } \ln \frac{S}{S_0} = -k_1 \frac{X_0}{S_0} t \quad (2.16)$$

$$\text{İkinci derece : } \frac{S}{S_0} = \frac{1}{1+k_2 \frac{X_0}{S_0} t} \quad (2.17)$$

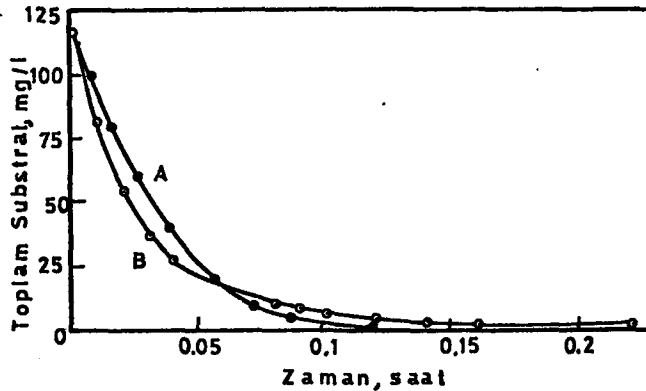
Bu çalışmada ve daha önce Prag evsel atıksuyu ile yapılan çalışmalarda deneysel sonuçlar, ikinci derece reaksiyon

kinetiği ile uyum göstermiştir. Denklem 2.17 daha önce Tucek ve diğerleri (1969) tarafından teklif edilen

$$-\frac{\{(S_0/b)-\Delta S\}}{dt} = K' \left(\frac{S_0}{b} - \Delta S \right)^2 \quad (2.18)$$

şeklindeki ampirik formülle karşılaştırılmıştır. Burada S_0/b , başlangıçtaki toplam BOI'nin giderilebilir fraksiyonu olarak tanımlanmıştır. Kompleks bir sabit olan K' nün değerinin $K' = k_2 \frac{X_0}{S_0^2}$ olduğu gösterilmiş ve denklem 2.15 ile denklem 2.18 in $n=2$ için özdeş olduğu çıkartılmıştır. Çokbileşenli substratların giderim hızını, başlangıçtaki substrat konsantrasyonuna (S_0) bağlayan 2.15 denklemi daha sonra aktif çamur modellerinde, özellikle birinci derece şekliyle kullanılmıştır.

Jones (1973), tek substratın giderim kinetiğinin Monod kinetiğine uyduğu kabulünden hareketle çoklu substrat giderim kinetiğini incelemiştir. Kinetik sabitleri (μ , K_s) bilinen, rasgele seçilmiş 10 tane substrat-bakteri sisteminin konsantrasyon-zaman eğrileri (2.9) denkleminin integrasyonu ile elde edilmiş ve bu eğrilerin toplanması ile spesifik olmayan bir parametre ile tanımlanmış toplam substratın, kesikli bir sistemdeki zamanla değişimi çizilmiştir. Şekil 2.6'da görüldüğü gibi bu eğri (B eğrisi), karışımdaki substrat ve mikroorganizmaların toplanabilir olduğu ve tek substrat/mikroorganizma sistemi gibi davrandığı kabulü ile elde edilen A eğrisinden farklılık göstermiştir.



Şekil 2.6- On Bileşenli Bir Substratın Zamanla Değişimi

Jones (1973), B eğrisini, Monod ve birinci derece kinetiklerine göre analiz etmiş, birinci derece kinetiğinin daha iyi bir yaklaşım sağladığı ve çoklu substrat sistemleri için Monod kinetiğinin doğru olmadığı sonucuna varmıştır. Bu analiz de ortaya koymuşturki, giderim hızları birbirinden çok farklı substratların giderimi için tek bir kinetik ifade vermek mümkün değildir. Toplam substratı, spesifik olmayan bir parametre ile (BOI, KOI gibi) tanımlayarak, çokbileşenli substratların giderim kinetiğini, tek substrat için çıkartılmış Monod kinetiği ile ifade etmek ve ortalama kinetik sabitler verebilmek ancak giderim hızları birbirine yakın substrat grupları için mümkün olabilir.

Dold ve arkadaşları (1980) tarafından karbonlu organik maddenin ayrışması için çıkartılan modelde, iki ayrışabilir KOI fraksiyonunun yeni hücre sentezinde kullanıldığı kabul edilmiştir. Bu iki grubun kullanım hızları birbirinden merteye olarak farklıdır. Herbir grup içindeki hızlar belli bir aralık içinde değişebilir olmakla birlikte, bir grup içindeki substratların giderim hızları arasındaki fark, iki grup arasındaki farka göre çok küçüktür. Birinci grup kolay ayrışan (readily biodegradable) çözünmüş substratlardan meydana gelmiştir. Bunların en önemli özelliği, sentez için doğrudan mikroorganizmalar tarafından absorblanabilmeleridir. Bu gruptaki substratların ortalama giderim hızı, Dold ve arkadaşları tarafından Monod ifadesi ile modellenmiştir. Bu reaksiyon çok hızlıdır.

$$-\frac{dS_S}{dt} = \frac{1}{Y} \frac{\mu S_S}{K_S + S_S} X_A \quad (2.19)$$

Burada S_S , kolay ayrışan substratların çözeltideki konsantrasyonunu göstermektedir.

İkinci grup, kompleks organik yapıların katı, koloidal ve çözünmüş organik parçacıklarının karışımından meydana gelen, yavaş ayrışan partiküler substratlardır. Bu maddelerin belirleyici özelliği, hücre duvarından geçememeleri, absorblanmadan önce hücre dışında hidroliz olmaları gerekmesidir. Yavaş ayrışan substratlar fiziksel olarak çözünmüş halde olsalar bile modelleme açısından ikinci

grup içinde, partiküler substratlarla birlikte ele alınmıştır.

Partiküler substratın giderim kinetiği:

Dold, Ekama, Marais (1980) partiküler substratın metabolize edilmesinde sırayla 1) adsorbsiyon ve depolama, 2) kompleks organik moleküllerin hücre duvarından geçecek kadar basit moleküllere enzimatik parçalanması, 3) absorbsiyon ve sentez olaylarının meydana geldiğini ileri sürmüşlerdir. Giriş akımındaki partiküler maddeler çamur fazına geçen ayrışabilir partiküler substrat (S_{bp}), depolanmış substrat (X_s) vermek üzere aktif heterotrof organizma (X_A) kütlesi üzerinde adsorblanır. Depolanma hızı, adsorbsiyon kavramına dayandırılarak kütle transfer süreci olarak formüle edilmiştir.

$$\frac{dS_{bp}}{dt} = -K_A S_{bp} X_A \{1 - X_s/X_A\} \quad (2.20)$$

Depolanmış substratın sentez için kullanımı, aktif organizmanın spesifik çoğalma hızı ile depolanmış substrat arasında Monod tipi bir ilişki ile modellenmiştir.

$$\frac{dX_s}{dt} = \frac{K_{mp} X_s}{K_{sp} + X_s} X_A \quad (2.21)$$

K_{mp} : maksimum spesifik depolanmış substrat kullanım hızı
(mg KOI/mgMAKM/gün)

K_{sp} : yarı doygunluk sabiti (mg KOI/l)

Partiküler substratın (S_{bp}) gideriminde toplam reaksiyon hızı yavaştır ve kısıtlayıcı olan adım, depolanmış substratın hücre dışında daha küçük moleküllere parçalanmasıdır. Mikroorganizma yüzeyindeki hücre dışı enzimler, depolanmış substratı yüzeyde hidroliz ederler, çözünmüş hale gelen substrat sentez için doğrudan absorblanır. Monod çoğalma hızı ifadesinde absorblanma ve sentez süreçlerinin tek bir süreç olarak modellenmesinde olduğu gibi, burada da üç süreç, hidroliz-absorblanma-sentez, tek bir süreç olarak ele alınmaktadır. Bu açıklamaya göre yukarıdaki denklem,

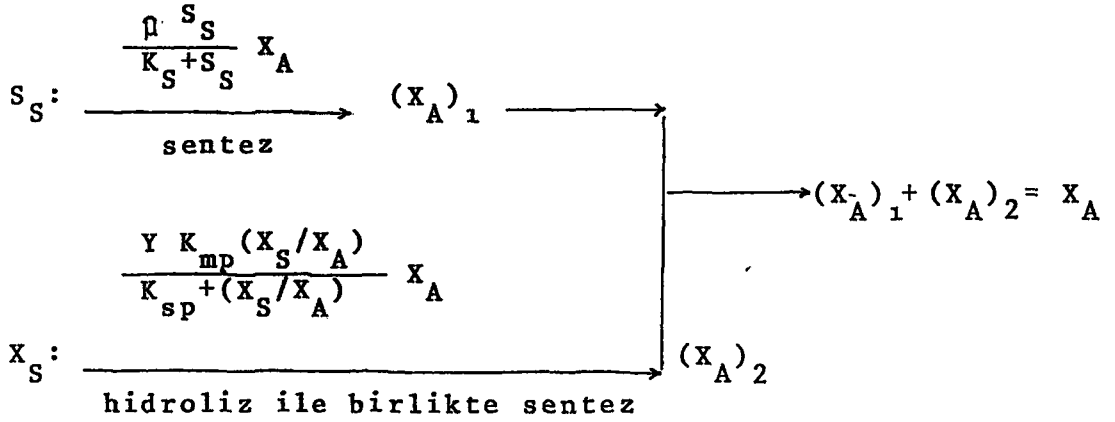
partiküler substrat kullanan aktif biyokitlenin çoğalmasını yeterince doğru formüle etmemektedir. Partiküler substratın kullanım hızının formülasyonunda Levenspiel'in yüzey reaksiyonu kinetiği teorisinden yararlanılmıştır. Buna göre denklem (2.21)'de hacimsel konsantrasyon yerine yüzeydeki adsorblanmış konsantrasyon kullanılmalıdır. Aktif biyokitlenin birim yüzeyindeki depolanmış substrat konsantrasyonunun yaklaşık olarak (X_S/X_A) ile temsil edilebileceği düşünülerek, partiküler substratın kullanımı hızı,

$$\frac{dX_S}{dt} = -\left\{ \frac{K_{mp} X_S/X_A}{K_{sp} + X_S/X_A} \right\} X_A \quad (2.22)$$

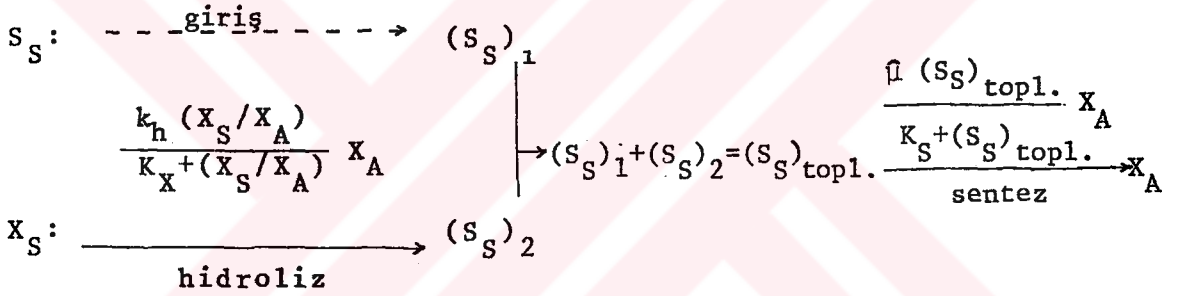
IAWPRC Çalışma grubu modeli bu modele göre adsorbsiyon ve hidroliz kavramlarında iki değişiklik getirmektedir. Çalışma grubu modeli, partiküler maddenin tamamıyla çamur fazında tutulduğunu, metabolize edilmese bile çökeltme tankı üst akımında bulunmayacağını kabul etmekte ancak, partiküler substratın organizma kütlesi üzerinde adsorblandığı ve depolanmış substratın doğrudan kullanıldığı görüşünü reddetmektedir. Bunun yerine, çamurda tutulan partiküler substratın, mikroorganizma kütlesi tarafından salgılanan hücre dışı enzimlerle hidroliz edilerek, kolay ayrışan substrat halinde sıvı kütlesi içine salıverildiği kabul edilmektedir. Bu anlamdaki hidroliz reaksiyonu için de denklem (2.22) geçerli olmaktadır. Çünkü hidroliz reaksiyonu hala partikül yüzeyinde gerçekleşmektedir. Hidroliz sonucunda ortaya çıkan kolay ayrışan substrat, giriş akımından gelenle birlikte denklem (2.19)'a göre sentez için kullanılmaktadır.

Yapılan değişikliğe göre Dold (1980) modelindeki (2.20) denklemi düşmektedir. Bu denklemin etkisinin analizi adsorbsiyon hızının çok büyük olduğunu göstermiştir. Buna göre adsorbsiyon ile depolanmış substratın, aniden meydana geldiğini kabul etmek mümkündür. Adsorbsiyonun ani olarak meydana geldiği kabul edilerek substrat kullanımı açısından iki model arasındaki fark Şekil 2.7'de gösterilmiştir. Şekilden görüldüğü gibi, Dold modelinde aktif heterotrof

Dold Modeli:



Çalışma Grubu Modeli:



ŞEKİL 2-7. Substrat kullanımı açısından, Dold ve IAWPRC Çalışma Grubu modelleri arasındaki benzerlik ve farklar

biyokitlenin bir kısmı, kolay ayrışan substrat üzerinde çoğalarak, bir kısmı da yavaş ayrışan substratı hidroliz ile birlikte kullanarak meydana gelmiştir. Bu modele göre yavaş ayrışan substratın hidrolizi sonucunda ortama çözünmüş bir bileşen çıkmamaktadır. Takahashi ve diğerleri (1969) çeşitli boyutlardaki proteinli askıda maddelerin, aktif çamur tarafından metabolize edilmesi sırasında sıvı fazına çözünmüş organik madde geçişi olmadığı sonucuna varmışlardır. Çalışma Grubu modelinde ise, yavaş ayrışan substrat hidroliz yolu ile çözünürleştikten sonra giriş akımından gelen kolay ayrışan (çözünmüş) substratla birlikte ve aynı hızla çoğalmada kullanılmaktadır. Aktif heterotrofik

biyokitlenin çoğalması başlangıçtaki ve hidroliz yolu ile oluşan kolay ayrışan substratların toplamı üzerinde olmaktadır. Bu hidroliz kavramı, aktif çamur sistemlerinde yavaş ve sürekli olarak bir kolay ayrışan substrat üretiminin olduğu sonucunu doğurmaktadır. Kolay ayrışabilir substrat konsantrasyonu, hidroliz hız kısıtlayıcı olduğundan düşük bir seviyededir. Düşük substrat konsantrasyonlarının, karışık bir kültürde μ ve K_s değerleri düşük olan filamentsi organizmaların çoğalması için uygun bir ortam oluşturduğu bilinmektedir (Chudoba ve diğerleri, 1973, 1974). Ekama ve Marais (1986) çalışma Grubunun hidroliz hipotezinin, düşük yüklemelerde görülen çamur kabarması (bulking) olayı için bir açıklama olabileceğini ileri sürmüştür.

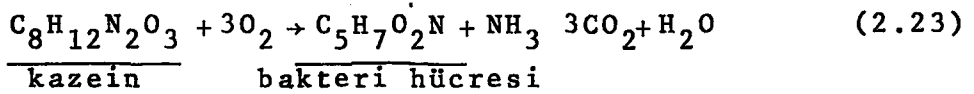
2.2.3. Çoğalma ve Substrat Gideriminin Stokiometrisi

Biyolojik metabolizma esas olarak bir enerji dönüşüm sürecidir. Biyolojik atıksu arıtımı süreçlerinde giriş enerjileri atıksu içinde karbonlu ve azotlu organik maddeler şeklinde bulunur. Bunlar, enerjinin bir kısmı ısı olarak kaybolurken, diğer enerji şekillerine dönüştürülür. Karbonlu organik maddenin enerjisi heterotrofik organizmalar tarafından kullanılır. Heterotrofik organizmalar, yeterli zaman ve çevresel koşullar sağlandığında her çeşit karbonlu organik maddeyi kullanabilen geniş spektrumlu bir gruptur. Bu grup her yerde bulunur ve grup içindeki türler verilen spesifik bir organik madde ve çevresel koşullardan en çok yararı sağlayacak şekilde organik madde kaynağına ve çevresel koşullara bağlı olarak değişir. Heterotrofik organizmalar karbonlu organik maddeyi,

- 1) Yeni hücre maddesine dönüştürülecek malzemenin temini için (yeni biyokitlenin sentezi için)
- 2) bu dönüşümü gerçekleştirmek üzere enerji temin etmek için kullanırlar.

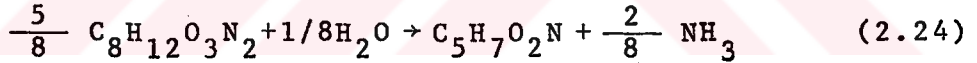
Heterotrofik çoğalmada enerji, karbonlu organik maddenin yükseltgendiği bir redoks reaksiyonu ile elde edilir. Karbonlu organik madde molekülü, karbon dioksit molekülleri,

Kalitatif olarak yukardaki gibi tanımlanan biyokitlenin sentezi reaksiyonunun kantitatif tanımlanması için yapılan ilk çalışmalar deneysel olarak türetilmiş dönüşüm oranlarının belirlenmesi şeklinde olmuştur. Porges ve diğerleri, aerobik koşullarda kazein ile yaptıkları deneysel çalışmalar sonunda aşağıdaki stokiometrik eşitliği vermişlerdir.



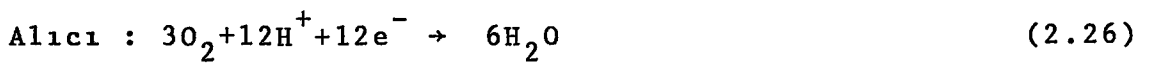
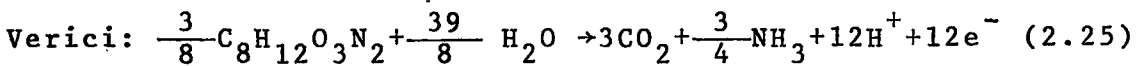
Bu çalışmalar sonucunda bakteri hücresi (biyokitle) için verilen ampirik formülün ($C_5H_7O_2N$), genellikle besleyicilerin bol olduğu koşullarda çoğalan bütün bakteriler için geçerli olduğu varsayılır. Bu denkleme göre 1mol (184gr) kazein tüketildiğinde bir mol (113gr) biyokitle oluşmaktadır. Hücre için verilen ampirik formül kullanılarak sentez reaksiyonu yazılırsa organik maddenin (substrat) sentez reaksiyonunda harcanan kısmını bulmak mümkündür.

Sentez Reaksiyonu



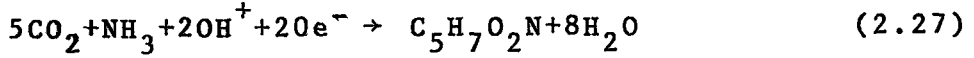
Buna göre, 2.23 denklemi ile verilen toplam stokiometrik eşitlik geçerli ise bir mol biyokitle sentezi sırasında enerji reaksiyonunda kullanılan substrat, $1 - 5/8 = 3/8$ mol'dür. Enerji reaksiyonunda elektron alıcısı ve elektron vericisi için yazılan yarı reaksiyonlar aşağıda verilmiştir.

Enerji Reaksiyonu



McCarty (1972-b), yarı reaksiyonları, reaksiyonda açığa çıkan e^- sayısına bölerek çeşitli e^- alıcıları ve e^- vericileri için e^- eşdeğeri temelinde yazmış ve bir elektron

başına reaksiyonlarda meydana gelen serbest enerji değişimleri ile birlikte tablo halinde vermiştir (Tablo 2.1). Yarı reaksiyonların bu şekilde e^- eşdeğeri cinsinden yazılması, bunların kolaylıkla karşılaştırılmasına ve birleştirilerek toplam stokiometrik eşitliğin yazılabilmesine olanak sağlamaktadır. $C_5H_7O_2N$ ampirik formülü kullanılırsa, azot kaynağı amonyak olduğu zaman 1mol biyokitlenin



denklemini uyarınca $20e^-$ eşdeğeri olduğu görülür.

Redoks reaksiyonlarında elektronlar vericiden alıcıya transfer edilirler, fakat elektronlar yaratılamaz ve yokedilemezler. Karbonlu organik maddenin CO_2 'e kadar tamamiyle yükseltgenmesi durumunda verebileceği toplam elektronların bir kısmı enerji reaksiyonlarında oksijene transfer olurken bir kısmı da sentezlenen biyokitlede kalır. Reaksiyonun spesifik dönüşüm oranı,

$$Y = \frac{\text{sentezlenen biyokitledeki transfer edilebilir elektronlar}}{\text{substratdaki transfer edilebilir elektronlar}}$$

olarak tanımlanır. Oksijen elektron alıcısı olarak kullanıldığı zaman tüketilen oksijen miktarı, organik moleküllerden transfer edilebilecek elektronların doğrudan stokiometrik bir ölçüsünü verir. Buna göre dönüşüm oranı aynı zamanda

$$Y = \frac{\text{sentezlenen biyokitlenin oksijen eşdeğeri}}{\text{kullanılan substratın oksijen eşdeğeri}}$$

olarak da tanımlanabilir (Marais ve Ekama, 1984).

Kullanılan substratın oksijen eşdeğeri ve sentezlenen biyokitlenin oksijen eşdeğeri arasındaki fark, sentez reaksiyonunu yürüten serbest enerjinin açığa çıkması için oksijene transfer edilen elektronları verir. Elektronların yokedilemez olması bir araştırmamanın geçerliliğinin kontrol edilmesinde elektron kütle dengelerinin önemini vurgular.

TABLO 2.1- Oksidasyon Yarı Reaksiyonları

ΔG°
kcal/e⁻ eşdeğeri

Sentez Reaksiyonları

Azot kaynağı amonyak

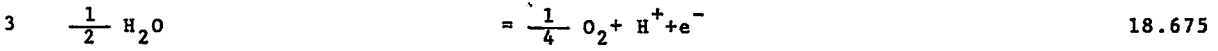


Azot kaynağı nitrat

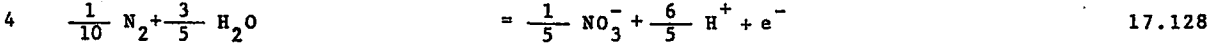


e⁻ Alıcılar İçin Yarı Reaksiyonlar

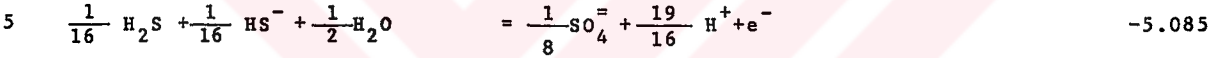
Oksijen



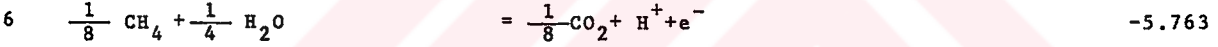
Nitrat



Sülfat



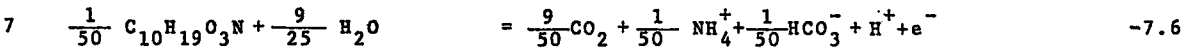
Karbon dioksit (Metan fermentasyonu)



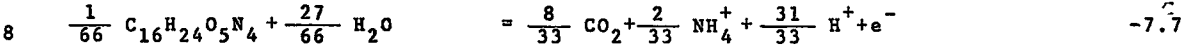
e⁻ Vericiler İçin Yarı Reaksiyonlar

Organik Vericiler (Heterotrofik Reaksiyonlar)

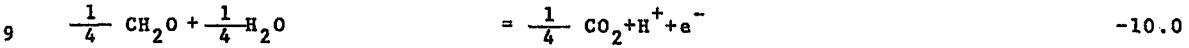
Evsel Atıksu



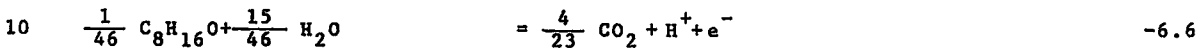
Protein



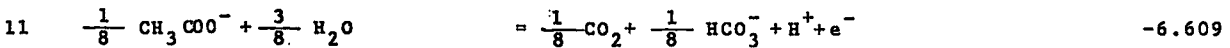
Karbonhidrat



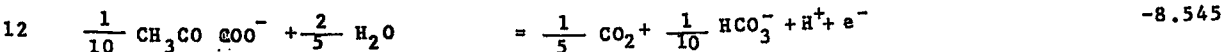
Yağlar



Asetat



Pirüvat



Maksimum dönüşüm oranı, elektron alıcısı ve vericisinin stokiometrisini, transfer edilen elektron başına açığa çıkan termodinamik serbest enerjiyi ve transferin gerçekleştiği biyokimyasal yolları hesaba katmak suretiyle teorik olarak oldukça doğru bir biçimde hesaplanabilmektedir. McCarty (1969) termodinamik verilerden teorik olarak maksimum dönüşüm oranını hesaplamak üzere bir yöntem geliştirmiştir. Bu modele göre enerji iki kademede aktarılmaktadır: Birincisi, enerji kaynağından ADP gibi bir enerji taşıyıcısına, ikincisi enerji taşıyıcısından sentez veya hücre bakımı (maintenance) reaksiyonuna aktarma. Enerjinin her aktarımında, enerji transfer katsayısı (η)'ya bağlı olarak bir miktar enerji ısı olarak kaybolmaktadır. Maksimum dönüşüm oranı, Y , transfer edilen bütün enerjinin sentezde kullanılması durumunda elde edilebilecek değerdir. Başka bir deyişle bakım enerjisinin sıfır olması durumunda meydana gelecek biyokitlenin tüketilen substrata oranıdır. Daha sonraki bölümlerde açıklanacağı gibi bakım enerjisi gereksinimi veya çeşitli nedenlerle biyokitlede meydana gelen azalma dolayısıyla gözlenen dönüşüm oranı, Y_g , teorik olarak hesaplanan gerçek dönüşüm oranından küçüktür.

Enerji reaksiyonunda meydana gelen enerjinin aktarılan kısmının tamamıyla sentezde kullanıldığı düşünülerek enerji dengesi aşağıdaki gibi yazılabilir (McCarty, 1972-a).

$$A\Delta G_r + \Delta G_s = \text{kaybolan enerji} \quad (2.28)$$

Burada ΔG_s , bir elektron eşdeğeri hücrenin sentezi için gerekli serbest enerjiyi, ΔG_r bir elektron eşdeğeri substratın oksitlenmesi reaksiyonundaki Gibbs serbest enerji değişimini göstermektedir. Bir elektron eşdeğeri hücrenin sentezi sırasında enerji reaksiyonunda oluşan substrat enerjisi, $A\Delta G_r$ kadardır ve bunun bir kısmı ADP'ye transfer edilerek sentezde kullanılırken $(1-\eta)A\Delta G_r$ kadar kısmı da ADP'ye aktarılamayarak kaybolmaktadır. Kaybolan net serbest enerji, enerji ve sentez reaksiyonlarındaki net serbest enerji değişimine eşit olmalıdır. Enerji için kullanılan substratın

e^- eşdeğerinin, oluşan hücrelerin elektron eşdeğerine oranı olan A, (2.28) denkleminde

$$A = - \frac{\Delta G_S}{\eta \Delta G_r} \quad (2.29)$$

olarak bulunur. Öte yandan A ile dönüşüm oranı arasındaki ilişki tanıma göre,

$$Y = \frac{1}{1+A} \quad (2.30)$$

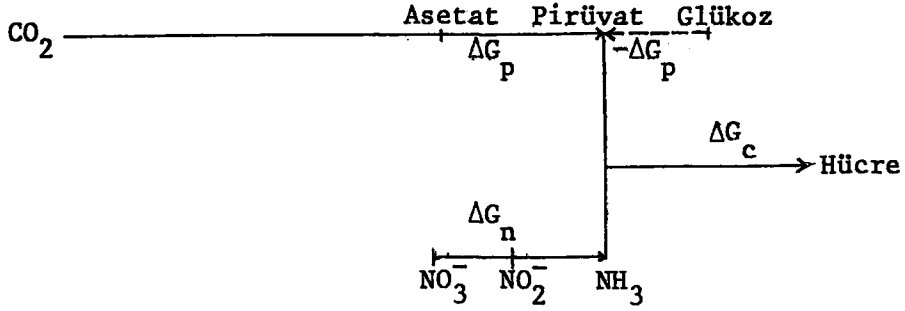
şeklindedir.

Sentez için gerekli enerji miktarı (ΔG_S), diğer şeylerin yanında sentez için kullanılan karbon kaynağının enerji seviyesine bağlıdır. Verilen bir karbon kaynağını hücre maddesine dönüştürmek için gerekli enerji, Şekil 2.8' de gösterildiği gibi üç esas enerji gereksiniminin toplamı olarak düşünülmüştür. İlki, karbon kaynağının, şekilde pirüvat ile gösterilen bir ara ürünün enerji seviyesine ulaşması için gerekli enerjidir. Bu dönüşüm, önemli miktarda enerji gerektirebilir veya glüközda olduğu gibi enerji veren bir dönüşüm de olabilir. Pirüvat, protein ve yağların sentezinde trikarboksilik asit çevrimine girişte çok kullanılan bir ara ürün olarak uygun bulunmuştur. Hücre sentezinde amonyak yerine azotun oksitlenmiş türleri kullanılıyorsa, sentezde kullanılmadan önce nitrit ve nitratın amonyak seviyesine indirgenmesi için de bir enerji gerekmektedir. Üçüncü olarak, ara ürün ve amonyağı hücre maddesine dönüştürmek için belli bir miktar enerji gerekir. Buna göre sentez için gerekli enerji,

$$\Delta G_S = \frac{\Delta G_p}{\eta^m} + \frac{\Delta G_n}{\eta} + \Delta G_c \quad (2.31)$$

olarak hesaplanır.

ΔG_p , Tablo 2.1'de 12.denklemlle verilen pirüvatın oksidasyonu yarı reaksiyonunun serbest enerjisi ile karbon kaynağının oksidasyonu için yazılan yarı reaksiyonun



ŞEKİL 2.8- Çeşitli Karbon ve Azot Kaynaklarından Hücre Sentezi İçin Enerji Gereksinimi

serbest enerjileri farkıdır. Farklı enerji transferlerinde verimlerin (η) eşit olduğu kabul edilmektedir. Pirüvata dönüşüm enerji gerektiren bir reaksiyon ise ($\Delta G_p > 0$) $m = +1$, enerji veren bir reaksiyon ($\Delta G_p < 0$) ise $m = -1$ alınır. Bir elektron eşdeğeri hücrenin sentezinde azotun indirgenmesi için gerekli enerji ΔG_n , NO_2^- için 3.25 kcal/e⁻.e hücre ve NO_3^- için 4.17 kcal/e⁻.e hücre olarak verilmiştir.

Bilinen metabolik yolları kullanan pür kültürlerle yapılan deneylerde, 1 mol ATP enerjisinin UAKM olarak 10.5 gr hücrenin sentezlenmesinde kullanıldığı bulunmuştur. Ayrıca, 1 mol ATP'nin fizyolojik koşullarda hidrolizinden 12.5 kcal enerji açığa çıktığı bilinmektedir. McCarty (1969), bu değerleri kullanarak ve uçucu askıda katı maddenin %90'ının hücre olduğunu varsayarak ΔG_c 'nin değerini hesaplamıştır. ΔG_c 'yi kcal/e⁻.e hücre olarak hesaplamak için denklem (2.27)'ye göre 113 gr hücrenin 20 e⁻ eşdeğeri olduğunu bilmek yeterlidir. Buna göre,

$$\Delta G_c = \frac{12.5\{\text{kcal}\} \cdot 113\{\text{gr}\}}{0.9 \times 10.5\{\text{gr}\} \cdot 20\{e^-.e\}} = 7.5 \text{ kcal/e}^-.e \text{ hücre}$$

olarak bulunmuştur.

McCarty (1972-a) optimum koşullarda çoğalan bakteriler için enerji transfer veriminin 0.4-0.8 arasında değiştiğini ve ortalama olarak 0.6 alınabileceğini belirtmektedir. Tablo 2.1'deki termodinamik verileri kullanarak ve

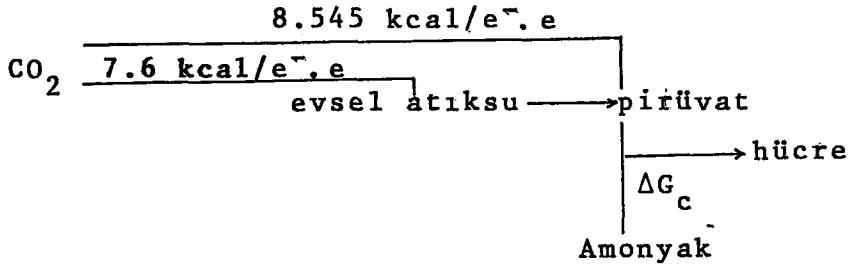
$\eta=0.6$ kabul ederek hesaplanan dönüşüm oranları Tablo 2.2'de verilmiştir.

TABLO 2.2- Heterotrofik Reaksiyonlarda Maksimum Dönüşüm Oranları

Elektron Vericisi	Elektron Alıcısı	Y ($\frac{e^- \text{ eşdeğeri biyokitle}}{e^- \text{ eşdeğeri substrat}}$)	
		Deneysel	Hesaplanan
Glükoz	O ₂	0.79	0.72
Früktoz	O ₂	0.74	0.72
Laktoz	O ₂	0.74	0.72
Sükroz	O ₂	0.75	0.72
Glisin	O ₂	0.52	0.64
Alanin	O ₂	0.52	0.64
Glutamat	O ₂	0.55	0.64
Benzoat	O ₂	0.46	0.60
Propionat	O ₂	0.58	0.59
Asetal	O ₂	0.58	0.59
Metanol	NO ₃ ⁻		0.67
Metanol	CO ₂	0.15	0.21
Benzoat	CO ₂	0.11	0.062
Propionat	CO ₂	0.069	0.048
Asetat	CO ₂	0.06	0.047
Glükoz	CO ₂	0.27	0.28

Sayılsız farklı karbonlu madde içeren evsel atıksu için, transfer edilen elektron başına ortalama serbest enerji (Tablo 2.1'deki 7.reaksiyona göre) görünürde sabittir. Bu değer ve $\eta=0.6$ alınarak evsel atıksu için teorik dönüşüm oranı aşağıdaki gibi hesaplanır.

Sentez reaksiyonundaki serbest enerji değişimi,



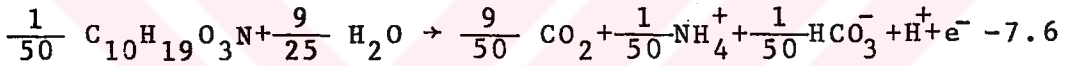
$$\Delta G_p = 8.545 - 7.6 = 0.945 \text{ kcal/e}^-.e$$

Amonyak kullanıldığı takdirde, $\Delta G_n = 0$

$$\Delta G_s = \frac{0.945}{0.6} + 7.5 = 9.075 \text{ kcal/e}^-.e$$

Enerji reaksiyonu:

$\Delta G^0 \text{ kcal/e}^-.e$



$$\Delta G_r = -7.6 - 18.675 = -26.275 \text{ kcal/e}^-.e$$

Denklem (2.29)'dan,

$$A = - \frac{\Delta G_s}{k \Delta G_r} = 0.576$$

Denklem (2.30)'dan,

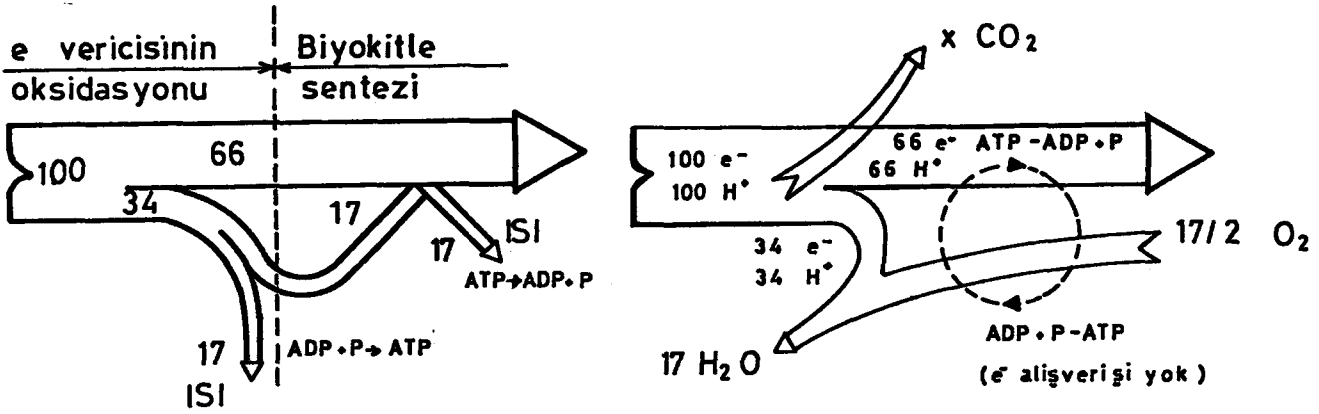
$$Y = \frac{1}{1+A} = 0.64 \quad \frac{\text{e}^-.e \text{ biyokitle}}{\text{e}^-.e \text{ substrat}}$$

Dönüşüm oranının bu şekilde sadece substrata bağlı bir sabit olarak bulunması, enerji transfer verimlerinin sabit olarak alınması ile mümkün olmaktadır. Gerçekte enerji transfer verimlerinin organizma-substrat bileşimine bağlı olarak değişmesi, aynı substratı kullanan farklı organizmalar için dönüşüm oranlarının farklı olabileceğini gösterir. Monod, dönüşüm oranının her bir organizma substrat bileşimi için sabit olduğunu, farklı organizmalar için ve farklı substratla çoğalan aynı organizma için farklı

olabileceğini belirtmiştir. Ancak biyolojik arıtma sistemlerindeki karışık kültürler için enerji transfer verimlerinin relatif olarak sabit alınabileceği ileri sürülmüştür. Heterojen sistemlerde, pür kültür veya pür substrat sistemlerine göre dönüşüm oranlarının daha az değişkenlik göstermesi bu görüşü desteklemektedir.

Pratikte kullanılan yükleme oranları ile evsel atıksu arıtan aktif çamur tesislerinde KOI bazlı dönüşüm oranlarının tesisten tesise fazla değişmediği görülmüştür. Eckhoff ve Jenkins (1967) laboratuvar aktif çamur tesisinde dönüşüm oranını 0.46 UAKM/KOI olarak bulmuştur. Marais ve Ekama (1984) evsel atıksu için 0.66 gr KOI/gr KOI değerini vermektedirler. Bu değerler hesaplanan $Y=0.64 \frac{e^-}{e^-}$ biyokitle/ e^- substrat değeri ile uyumludur. KOI, e^- eşdeğeri ile doğrudan ilişkilidir. Tablo 2.1'deki 3.reaksiyondan görülebileceği gibi $1e^-$, 8gr oksijene eşdeğerdir. Denklem 2.27'ye göre $1e^-$ eşdeğeri biyokitle ise $113/20=5.65$ gr UAKM olmaktadır. e^- biyokitle/ e^- eşdeğeri substrat birimi ile verilen dönüşüm oranını, daha sık kullanılan şekli ile UAKM/KOI birimine çevirmek için $Y=0.64 \times \frac{5.65}{8}=0.45$ işlemini yapmak ya da teorik KOI/UAKM oranı olarak bilinen $f_{cv}=1.42$ ile bölmek gerekmektedir.

Bütün karbonlu organik maddeler için elektron başına serbest enerjinin-oksijen e^- alıcısı olduğu zaman- sabit olduğu varsayılarak, çoğalma sırasında elektron ve enerji değişimleri Şekil 2.9'da şematik olarak gösterilmiştir. Burada dönüşüm oranı $Y=0.66$ KOI/KOI alınmış ve enerji reaksiyonunda üretilen enerjinin yarısının ATP'ye aktarılabilirdiği varsayılmıştır.



ŞEKİL 2.9- Çoğalma Sırasında Elektron ve Enerji Değişimi

2.3. BİYOKİTLE VE AKTİVİTE KAYBINA YOLAÇAN SÜREÇLER

2.3.1. İçsel Solunum

İçsel solunum (endogenous metabolism) terimi üzerinde kavramsal bir birlik olmadığı için literatürde verilen değerlerin yorumlanması çok dikkat isteyen bir konudur. Aktif çamur prosesinde bu terim ile karşılanan olaylardan biri bakım enerjisi (maintenance) gereksinimidir. Aktif çamurda gözlenen biyokitle azalması, pür kültürdeki bakım enerjisi kavramı ile açıklanmıştır. Buna göre enerjinin bir kısmı, bazı hücre bileşenlerinin yenilenmesi, hareket ve aktif taşınım gibi biyosentezden başka amaçlarla kullanılır bunun sonucunda daima gerçek dönüşüm oranının belirttiği miktardan daha az biyokitle gözlenir. Bazı araştırmacılar bakım enerjisi gereksinimi yanında, ölüm, hücre erimesi (lysis), protozoa gibi bakteriler üzerinde çoğalan daha yüksek organizmaların etkisi gibi biyokitle azalmasına neden olan diğer olayları da içsel solunum terimi içinde ele almışlardır (Eckhoff ve Jenkins, 1967). Genellikle biyokitle azalmasına yolaçan olayların tümü, biyokitle kaybı (decay) olarak adlandırılmaktadır.

Bakım enerjisinin karşılanması konusunda iki yaklaşım vardır. Birinci yaklaşıma göre bütün bakım gereksinimleri hücre içi (endogenous) rezervlerin ayrıştırılması ile sağlanır. Hücre dışı (exogenous) substratdan sağlanan bütün enerji, protoplazma ve hücre içi rezervlerin biyosentezi için kullanılır. Hücre içi rezervlerin bakım enerjisi gereksinimini karşılamak üzere ayrıştırılması biyokitlede azalma sonucunu doğurur. Enerji akışının bu şekilde sırayla (sequential) meydana geldiğini varsayan bu yaklaşıma karşılık Pirt yaklaşımı olarak bilinen ikinci yaklaşıma göre hücre dışı enerji kaynağının bir kısmı bakım için kullanılırken kalanı biyosentezde kullanılır. Böylece enerji akışı birlikte (concurrent) meydana gelir.

Herbert yaklaşımı olarak bilinen birinci yaklaşıma göre, çoğalan hücreler de açlık (starvasyon) koşullarındaki hücreler gibi hücre sel biopolimerlerin bir kısmını katabolize etmektedirler (Sykes, 1976). Grady ve Lim (1980), metabolik kontrol mekanizmalarının varlığı nedeniyle bir organizmanın aynı anda bir maddeyi ayrıştırırken aynı maddenin sentezini yapamayacağını ileri sürerek birlikte enerji akışının kavramsal olarak daha gerçekçi olduğunu belirtmiştir. Ancak, modelleme açısından Pirt yaklaşımının güçlükleri vardır. Hücre dışı substratın tükenmesinden sonra, bakım enerjisinin hücre içi rezervlerden karşılandığı durum için model bir terim içermek zorundadır.

Matematik olarak Herbert yaklaşımının kullanılması daha kolaydır. Bütün substratın, gerçek dönüşüm oranı 'Y' ile belirlenen miktarda biyokitleye dönüştüğü ve biyokitlenin bir kısmının bakım gereksinimleri için ayrıştırıldığı varsayılır. Bunun sonucu olarak net dönüşüm oranı, gerçek dönüşüm oranından küçüktür ve zamanla azalır. Çünkü, içsel solunumun sürekli olarak ve aynı hızda gerçekleştiği varsayılır. Böylece daha basit olarak aynı sonuca ulaşılmış olur. Birçok biyokimyasal işlemin, hücre dışı substratın yokluğunda gerçekleştiği düşünülürse biyolojik arıtma modellerinde, içsel solunum terimi olarak Herbert yaklaşımının daha çok kullanılması anlaşılabilir.

Biyokitle kaybına yolaçan tek olay bakım enerjisi gereksinimi değildir. Örneğin protozoalar bakterilerle beslenerek çoğalırlar. Bunların bakteriler üzerinde çoğalmasında, bakterilerin substrat üzerinde çoğalmasında olduğu gibi bir dönüşüm oranı söz konusudur. Böylece, yeni protozoalar meydana gelmesine rağmen bu olay biyokitlede azalma sonucunu doğurur. Aktif çamur modellerinde, çok kademeli besin zinciri içindeki karşılıklı ilişkileri belirlemek yerine, ampirik olarak sabit bir terim vasıtasıyla kütle kaybının yansıtılması tercih edilir. Biyokitle kaybına yolaçan diğer bir faktör hücrelerin erimesidir (lysis). Bazı organizmalar öldüklerinde, hücre içindeki maddeler ortama dağılır. Sadece hücre duvarları gibi yeterince büyük parçacıklar çözünmeyen maddeler olarak ortamda kalırlar ve ölçülebilirler. Sonuç olarak biyokitlede bir azalma meydana gelir ve bu da kütle kaybı terimi içinde ele alınır.

Biyokitlenin, genellikle birinci dereceden bir ifade ile ve sabit bir katsayı ile azaldığı,

$$- \frac{dX}{dt} = k_d X \quad (2.32)$$

ve içsel solunum ile oksijen tüketim hızının, biyokitle azalma hızının oksijen eşdeğeri kadar olduğu varsayılır.

$$\frac{dO_e}{dt} = f_{cv} k_d X \quad (2.33)$$

Burada dX/dt , biyokitle azalma hızı, dO_e/dt içsel solunumla oksijen tüketim hızı ve $f_{cv} = 1.48 \text{ mg KOI/mg AKM}$ olarak bilinen biyokitlenin oksijen eşdeğeridir. Sabit kabul edilen hız katsayısı, k_d 'nin çamur yaşı ile değiştiği birçok araştırmacı tarafından gözlenmiştir (Jenkins and Orhon, 1972; Goodman and Englands, 1974; Marais and Ekama, 1976). Spesifik içsel solunum hızı, k_d 'deki değişmelerin biyokitlenin canlılığı ile ilgili olduğu çeşitli şekillerde açıklanmıştır.

2.3.2. Canlılık ve Aktivite

Weddle ve Jenkins (1971) aktif çamur prosesinde biyokitlenin çok az bir yüzdesinin canlı olduğunu ve canlılığın çoğalma koşullarına bağlı olduğunu göstermiştir. Canlı hücre, bölünme ve koloni meydana getirme özelliğine sahip olup hücre olarak tanımlanır. Jones (1972, 1973), çoğalma yeteneğine sahip olmayan bazı hücrelerin biyokimyasal aktivitelerine dikkat çekmiştir. Otoliz sonucu kültürün canlılığı azalırken *Escherichia Coli* de laktik dehidrojenaz aktivitesinin arttığı gözlenmiştir. Canlı veya cansız aktif mikroorganizmalar substrat giderimine katkıda bulunmaktadırlar. Buna göre, çoğalma yeteneğine sahip olsun veya olmasın metabolik etkinliklerini sürdüren mikroorganizmalar aktif mikroorganizma olarak tanımlanmaktadır. Canlı ve aktif mikroorganizmanın aralarındaki farkı ayırt etmek çok güç olduğundan literatürde genellikle biri diğerinin yerine kullanılabilmektedir.

McKinney, biyokimyasal süreçlerde aktivite kaybını, inert biyokitle oluşumu ile açıklayan ilk araştırmacılarından biridir (McKinney and Symons, 1962). İçsel solunum, mikroorganizmaların aktif kütlesinde bir azalma sonucunu doğurur. Mikroorganizmaların aktif kütlesinin tamamıyla oksitlenemeyeceği, bir miktar inert maddenin kalacağı gösterilmiştir. Kountz ve Forney 1959'da, maksimum çamur kütlesinin ortalama %23'ünün inert olduğunu bulmuştur. Biyokitlenin bu inert fraksiyonunun içsel solunumla veya diğer hücreler tarafından kullanılarak ayrıştırılamadığı sonucuna varılmıştır. McKinney'in verileri, oluşan maksimum biyokitlenin %20'sinin inert olduğunu göstermiştir. İnert biyokitle, bir kere oluştuktan sonra sistemden (çamur atılması dışında) giderilememektedir. Toplam biyokitledeki azalmanın hızı, aktif biyokitlenin azalma hızından, inert biyokitlenin birikim hızı kadar daha az olacaktır.

$$-\frac{dX_T}{dt} = -\frac{dX_A}{dt} + \frac{dX_E}{dt} \quad (2.34)$$

ve

$$\frac{dX_E}{dt} = f_E \frac{dX_A}{dt} \quad (2.35)$$

Burada dX_A/dt , aktif biyokitlenin içsel solunum hızı veya aktif biyokitlenin azalma hızı, dX_T/dt toplam biyokitlede meydana gelen azalmanın hızı, dX_E/dt , içsel solunum sonunda inert biyokitle oluşum hızıdır. f_E aktif biyokitlenin inert fraksiyonunu göstermektedir. 2.35 denklemi 2.34'de yerine konursa,

$$\frac{dX_T}{dt} = (1-f_E) \frac{dX_A}{dt} \quad (2.36)$$

olarak bulunur. Sonuç olarak azalan aktif biyokitlenin bir kısmı içsel solunumla CO_2 ve H_2O 'ya kadar oksitlenerek yok olurken bir kısmı da inert biyokitle (endojen kalıntı) olarak sistemde kalmaktadır. Toplam biyokitledeki değişme ise içsel solunum ile yokolan biyokitleye tekabül etmektedir. Bu durumda yokolan biyokitlenin oksijen eşdeğeri kadar oksijen içsel solunumda kullanılır. McWhorter ve Heukelekian (1962), içsel solunumla oksijen kullanım hızının, yokolan biyokitlenin 1.4 katı olduğunu bularak bu gerçeği kesinleştirmiştir. Biyokitlenin oksijen eşdeğerinin, Porges formülü kabul edilirse teorik olarak $f_{cv}=1.42$ KOI/UAKM olduğu hesaplanabilir. Bu durumda içsel solunumla oksijen tüketim hızı,

$$\frac{dO_e}{dt} = f_{cv} \frac{dX_T}{dt} = f_{cv} (1-f_E) \frac{dX_A}{dt} \quad (2.37)$$

olarak bulunur.

Aktif biyokitlenin, birinci dereceden bir ifade ile ve sabit bir katsayı ile azaldığı gösterilmiştir (Marais and Ekama, 1976; Warner et al. 1986).

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

0 zaman içsel solunumla oksijen kullanım hızı,

$$\frac{dO_e}{dt} = f_{cv} (1-f_E) bX_A \quad (2.39)$$

olmaktadır. Spesifik içsel solunum hızı, toplam biyokitle bazında ölçüldüğü zaman çok değişken değerler bulunmaktadır. Rao ve Gaudy (1966), 2-14 mg O₂/saat.g.UAKM arasında değişen değerler ölçmüştür. İçsel solunum ölçümlerinin incelenmesi, verilen aktif biyokitle için içsel solunum hızının sabit olduğunu göstermektedir.

2.33 ve 2.39 deklemlerinin karşılaştırılması ile

$$k_d = (1-f_E) \frac{X_A}{X_T} b \quad (2.40)$$

olduğu görülür. Toplam biyokitle bazında tanımlanan içsel solunum katsayısı, biyokitlenin aktif kısmının azalması ile azalmaktadır. Bu da, çamur yaşı arttıkça, k_d , katsayının azalmasını açıklamaktadır.

Grady ve Roper (1974), inert biyokitle oluşumu kavramının, çamur yaşı arttıkça gözlenen canlılık oranı düşüşünü açıklamasına rağmen, Gaudy ve arkadaşlarının bulguları ile çeliştiğini öne sürmektedir. Gaudy ve diğerleri (1971, 1985) biyokitlenin inert kısmının varlığını araştırmak üzere uzun süreli laboratuvar deneyleri yapmışlardır. Çözünmüş substratla beslenen laboratuvar ölçekli aktif çamur reaktörü, analiz için alınan örnekler dışında hiç çamur atılmaksızın 3 yıl boyunca çalıştırılmıştır. Sistem kararlı işletme koşullarına gelmiş ve sistemdeki katılar, inert fraksiyon kavramının öngördüğü şekilde sürekli artmamış meaksimum sonlu bir değere ulaşmıştır. Bu sonuçlara göre Grady, aktif çamur sistemlerindeki canlılık kaybını daha gerçekçi başka mekanizmalarla açıklama gereğine işaret etmiştir. Alternatif bir mekanizma olarak mikrobiyoloji literatüründeki doğal ölüm (natural death) kavramına dayanan bir model geliştirmiştir.

Bakterilerin, uygun olmayan pH, yüksek veya düşük sıcaklık, basınç, radyasyon gibi etkiler nedeniyle ölüm hızları üzerine çok sayıda çalışma olmasına rağmen, mikro-organizmaların kendiliğinden ölümü üzerine çalışmalar

oldukça azdır. Doğal ölüm olayının gerçek yapısı henüz bilinmemekle birlikte, dışardan enerji kaynağı sağlanamadığı zaman gelişen içsel solunum ve bakım enerjisi gereksinimi ile ilişkili olduğu belirtilmektedir. Buna göre, çok düşük hızlarda çoğalan sürekli kültürlerde olduğu gibi açlık koşullarında, bütün hücreler bakım enerjisi gereksinimini karşılamak üzere tüketilen hücre içi rezervlerini yenileyemezler. Bu, onarılmaz hasarlara ve bunun sonucunda canlılık kaybına yol açar. Sürekli kültürlerde gözlenen canlılık kaybı, ölüm hızının kültür içindeki canlı hücrelere göre birinci derece olduğu varsayılarak modellenmiştir. Bu model aktif çamur sistemlerine doğrudan uygulandığında, bölünme yeteneğini kaybetmiş ölü hücrelerin ortamda birikmesini öngörür. Grady doğal ölüm kavramı ile ölü hücrelerin "decay" ile yokolmasını birleştirerek aktif çamurda biyokitle kaybı ve canlılık kaybını açıklamıştır. Buna göre, aktif biyokitle içsel solunumla kütleli olarak yokolmanın yanında ölüm ile ölü biyokitleye çevrilmektedir. Her iki olayın hızının da canlı biyokitleye göre birinci dereceden olduğu belirtilmiştir.

$$\text{Canlı biyokitlenin ölüm hızı (canlılık kaybı)} = \gamma X_v \quad (2.41)$$

$$\text{Canlı biyokitlenin içsel solunum hızı} = b_v X_v \quad (2.42)$$

Burada, X_v canlı biyokitle konsantrasyonunu; γ , spesifik ölüm hızını; b_v , canlı biyokitlenin spesifik içsel solunum hızını göstermektedir.

Canlı biyokitlenin ölümü ile oluşan ölü biyokitlenin de bölünme yeteneğini kaybetmiş olsalar bile enzim sistemlerinin fonksiyonlarını yerine getirerek içsel solunum ile yokedilebileceği belirtilmektedir. Ayrıca bir kısmı da hücre erimesi ve protozoalara besin kaynağı oluşturmaları sonucunda yokolacaklardır. Bunlar, yeni hücre maddesi oluşumuna yolaçsalar bile net olarak bir biyokitle kaybına yolaçtıkları için bu karmaşık durum basit birinci derece "decay" terimi ile ifade edilmiştir. Sonuç olarak ölü hücrelerin sabit bir hızla yokedildikleri varsayılır.

Ölü biyokitlenin yokolma hızı = $b_n X_n$ (2.43)
 X_n , ölü biyokitle konsantrasyonu ve b_n , ölü biyokitlenin spesifik yokolma hızıdır. Canlı ve ölü hücrelerin toplamı şeklinde ifade edilen toplam biyokitlenin, ortalama sabit bir hız katsayısı ile azaldığı varsayıldığı zaman, bu değerin (k_d) çamur yaşına bağlı olarak değişmesi, canlı ve cansız biyokitlenin farklı spesifik hızlarla yokolmasına bağlanmıştır. Canlı biyokitlenin yokolma hızı, b_v , cansız biyokitleye göre daha hızlı olduğundan, çamur yaşı ve buna bağlı olarak canlılık oranı düştükçe, toplam biyokitlenin spesifik yokolma hızı düşmektedir.

Nelson ve Lawrance (1980), biyokitleyi inert ve aktif olarak iki kısma ayıran modellerin, deneysel çalışma sonuçları ile uyuşmadığını öne sürmüşlerdir. Çeşitli çamur yaşlarında, aktif biyokitle ATP ölçümleri ile saptanmış ve buradan inert biyokitle miktarı, McKinney tarafından verilen inert fraksiyona göre hesaplanmıştır. Bu şekilde hesaplanan aktif ve inert biyokitlelerin toplamı, çalışılan bütün çamur yaşlarında, UAKM olarak ölçülen toplam biyokitleden daha az bulunmuştur. Buradan, çözünmüş substratla beslenen aktif çamur sistemlerinde biyokitlenin üçüncü bir bileşenin olabileceği ve bunun da cansız fakat nihaî olarak ayrışabilir hücre maddelerinden oluştuğu sonucuna varılmıştır.

2.3.3. Ölüm-Yenilenme Yaklaşımı

Dold et al. (1980) modelinde biyokitle kaybı, klasik içsel solunum kavramı yerine ölüm-yenilenme (death-regeneration) kavramı ile açıklanmıştır. Herbert'in içsel solunum yaklaşımında bakım gereksiniminin karşılanması için bir miktar biyokitle yokolduğu ve bununla birlikte dışardan elektron alıcısı (oksijen veya nitrat) doğrudan kullanıldığı varsayılır. Özellikle tek reaktörde gerçekleştirilen nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerinde olduğu gibi anoksik reaktörde elektron alıcısının bulunmadığı durumlarda, klasik yaklaşımla tanımlandığı şekli ile içsel solunum gerçekleşemez. Aerobik ve anoksik koşullarda

ve aerobik olarak üretilmiş mikroorganizmaların kısa süreli anaerobik koşullara maruz kaldığı durumlarda, içsel solunum açısından meydana gelen tutarsızlıkların giderilmesi için alternatif bir model aranması, ölüm-yenilenme modelinin gelişmesine yolaçmıştır.

Ölüm-yenilenme modelinde, organizmaların endojen fazında muhtemelen yeralan kütle kaybı ve solunum reaksiyonları birbirinden ayrılmıştır. Aktif mikroorganizmaların kaybolan kısmının öldüğü varsayılır ve ölen biyokitlenin bir kısmı yavaş ayrışan substrat olarak sıvı kütlesi içine dönerken bir kısmı da ayrışmayan partiküler ürünler olarak kütle dengesini terkeder. Oluşan yavaş ayrışan organik maddeler, ortamdaki yavaş ayrışan substrata eklenerek Bölüm 2.2'de anlatıldığı şekilde, aynı giriş akımından gelen yavaş ayrışan substrat gibi, adsorbsiyon, hücre dışı parçalanma ve yeni hücrelerin sentezi fazlarından geçerek kullanılır. Bu yaklaşım, gerçekte, içsel solunum (hücre bakımı) olmadığını, oksijenin sadece, ölü biyokitleden hidroliz yoluyla çıkan substratdan yeni biyokitle sentezi sırasında tüketildiğini kabul eder.

Dold et al. (1980) aerobik sistemlerde kararlı halde, uygun sabitlerin seçilmesi ile klasik içsel solunum yaklaşımı ile bu yaklaşımın aynı kantitatif sonuçları vereceğini ve iki yaklaşımın lineer olarak ilişkili olduğunu göstermiştir.

Ölüm olayının, oksijen veya nitrat elektron alıcısı harcamadığı düşünüldüğünden anoksik ve anaerobik koşullarda da aerobik koşullarda olduğu gibi devam ettiği varsayılır. Meydana gelen yavaş ayrışan substratın oksijen yokluğunda kullanımı, nitratın varlığına bağlıdır. Eğer nitrat varsa, oluşan yavaş ayrışan substratın kullanılması ile yeni aktif biyokitle meydana gelir, ancak bu olay sadece nitrat kullanabilen organizmalar tarafından gerçekleştirilebildiği için, maksimum substrat kullanım hızı düşer. Nitratın da bulunmadığı koşullarda, yenilenme

gerçekleşemez ve ortamda yavaş ayrışan organik maddeler birikir. Bu durum, tekrar aerobik koşullara dönüldüğünde yüksek oksijen tüketim hızı gözlenmesi sonucunu doğurur.

Dold et al. (1980), içsel solunum yaklaşımı ile ölüm-yenilenme yaklaşımının ilişkisini aşağıdaki şekilde açıklamıştır.

İçsel Solunum Yaklaşımı

Aktif heterotrofik organizmaların içsel solunum ile azalma hızı:

$$- \frac{dX_A}{dt} = bX_A \quad (\text{mgKOI/l/gün}) \quad (2.44)$$

İçsel solunum sonucu inert biyokitle (endojen kalıntı) oluşum hızı:

$$\frac{dX_E}{dt} = f_E bX_A \quad (\text{mgKOI/l/gün}) \quad (2.45)$$

İçsel solunumla oksijen tüketilme hızı:

$$\frac{dO_e}{dt} = (1-f_E) bX_A \quad (\text{mgO}_2/\text{l/gün}) \quad (2.46)$$

Burada,

X_A : aktif biyokitle konsantrasyonu, (mg/l KOI)

X_E : üretilen inert biyokitle konsantrasyonu, (mg/l KOI)

b : içsel solunum katsayısı, (gün)⁻¹

f_E : aktif biyokitlenin inert fraksiyonu

Ölüm-Yenileme Yaklaşımı

Ölüm ile günde azalan aktif biyokitle:

$$- \frac{dX_A}{dt} = b_H X_A \quad (\text{mg KOI/l/gün}) \quad (2.47)$$

Ölen biyokitleden günde oluşan yavaş ayrışan substrat kütlesi:

$$\frac{dX_S}{dt} = (1-f_p) b_H X_A \quad (\text{mg KOI/l/gün}) \quad (2.48)$$

Oluşan yavaş ayrışan substratdan günde üretilen yeni aktif biyokitle:

$$\frac{dX_A}{dt} = Y (1-f_p) b_H X_A \quad (\text{mg KOI/l/gün}) \quad (2.49)$$

Yeni aktif biyokitle sentezi için günde tüketilen oksijen:

$$\frac{dO}{dt} = (1-Y) (1-f_p) b_H X_A \quad (\text{mgO}_2/\text{l/gün}) \quad (2.50)$$

Günde üretilen inert biyokitle:

$$\frac{dX_P}{dt} = f_p b_H X_A \quad (2.51)$$

Burada,

b_H : ölüm-yenilenme modelinde aktif biyokitlenin bozunma katsayısı, gün^{-1}

f_p : ölüm-yenilenme modelinde biyokitlenin inert ürün fraksiyonu

Y : dönüşüm oranı, (mg KOI/mg KOI)

X_P : üretilen inert biyokitle konsantrasyonu, (mg/l KOI)

Kararlı halde, (substratın depolanması ihmal edilerek)

her iki yaklaşımın aynı sonucu vereceği düşünülürse 2.45

ve 2.51 denklemleri ile verilen üretilen inert biyokitle

ve net kütle kaybına tekabül eden 2.46 ve 2.50 denklemleri ile verilen oksijen tüketimleri aynı olmalıdır. Bu durumda,

$$f_E b_H X_A = f_p b_H X_A \quad (2.52)$$

$$(1-f_E) b_H X_A = (1-Y) (1-f_p) b_H X_A \quad (2.53)$$

olur. İki bilinmeyen, b_H ve f_p , bu iki denklemden elde edilebilir.

$$b_H = \frac{b}{1-Y(1-f_p)} \quad (2.54)$$

$$f_p = \frac{f_E - Yf_E}{1 - Yf_E} \quad (2.55)$$

Aktif çamurun aerobik çürütülmesi üzerine yaptığı yoğun çalışmalardan Marais ve Ekama (1976), sabit- sıcaklıkta içsel solunum katsayısı b 'nin sabit olduğu ve çamur yaşı ile değişmediği sonucuna varmıştır. 20°C 'da $b = 0.24 \text{ gün}^{-1}$, gözlenen inert fraksiyon, $f_E = 0.20$ (McKinney and Symons, 1962) ve gerçek dönüşüm oranı, $Y = 0.67 \text{ KOI/KOI}$ olarak alınırsa, aktif biyokitlenin gerçekte inert fraksiyonunun $f_p = 0.08$ ve ölüm hızı katsayısı, $b_H = 0.62 \text{ gün}^{-1}$ olduğu anlaşılır.

Biyokitle kaybının açıklanmasında ölüm-yenilenme yaklaşımının kullanılması iki önemli sonuca yolaçmıştır. Hücrenin gerçekte ayrışmayan fraksiyonu, genellikle rapor edildiği gibi yüzde 20 değil sadece yüzde 8'dir. Bu da mikrobiyologistlere göre daha kabul edilebilir bir değerdir. Ölüm hızının yüksek olması, (günde aktif nüfusun %62'si kayboluyor) bakteri ömrünün çok kısa olduğunu göstermektedir. Organizma topluluğunun %90'ı 3.7 günde yenilenmektedir. Çamur yaşına bağlı olmaksızın, yarı ömür 1.1 gün olmaktadır. Bu sonuç, sürekli ölüm ve yenilenme olduğundan çok uzun çamur bekletme sürelerinde bile aktif biyokitlenin aktivitesinin yaklaşık olarak sabit olduğu gözlemi ile kanıtlanmıştır.

2.4. ÜRÜN OLUŞUMU SÜRECİ

2.4.1. Aktif Çamurda Ürün Oluşumunun Nedenleri

Çok iyi işletilen ve iyi tasarlanmış bir aktif çamur tesisinin çıkışının bile bir miktar giderilemeyen çözünmüş organik madde içerdiği bilinmektedir. Bu organik kalıntılar, çok uzun bekletme süreleri sonunda bile çözültiden giderilememekte aksine, belli bir temas süresi aşıldıktan sonra çözültide organik madde artışı gözlenebilmektedir. Metabolik olarak tamamiyle kullanılabılır kabul edilen

monosakkaridler veya organik asitler, alıştırılmış kültür-
lere ideal aerobik çoğalma koşullarında beslendiği zaman
dahi bu tür organik maddelerin kalması, bu maddelerin
biyokitle tarafından üretildiğini düşündürmektedir. Aktif
çamur mikroorganizmaları tarafından böyle kalıcı organik
bileşiklerin üretilmesi en iyi laboratuvar aktif çamur sis-
temlerinde saf, basit ve tamamiyle ayrışabilir organik
bileşiklerden oluşan sentetik substratlar kullanılarak
gözlenebilir ve ölçülebilir (Chudoba, 1985).

1938'lerden önce, basit azotsuz organik bileşiklerin
bakteriler tarafından CO_2 ve H_2O 'ya kadar tam oksidasyonu-
nun mümkün olduğu kabul edilirdi. Ancak daha sonraki çalış-
malarda tam oksidasyonun mümkün olmadığı ve oluşan çözünmüş
ve partiküler haldeki kalıntıların daha fazla ayrıştırıla-
madığı anlaşılmıştır. Gaffney ve Heukelekian (1961),
Warburg respirometresi ile asetatin oksidasyonunu izlemiş-
ler ve alıştırılmış aşı ile yapılan deneylerde, nihai ok-
sijen isteminin (BOI_{20}), teorik oksijen isteminin (veya
KOI) yaklaşık %75'i olduğunu bulmuşlardır. 1000 mg/l ve
10.000 mg/l asetat ile yapılan deneylerde deney süresi,
manometrik olarak izlenen oksijen tüketiminin kesildiği
ana kadar uzatılmıştır. Bu sürenin sonunda kalanlar,
millipore filtreden süzöldükten sonra, süzüntüde ve filtre
üzerinde kalan çamurda KOI analizi yapılmıştır. Kalıntı
organiklerin daha fazla oksitlenmelerinin mümkün olup ol-
madığını tayin etmek amacıyla, süzüntünün bir kısmı, çök-
türülmüş evsel atıksu ve orijinal çamur ile aşılandıktan
sonra 33 gün boyunca, monometrik ölçümler yapılarak izlen-
miş ve daha fazla ayrıştırılamadığı görülmüştür.

Tablo 2.3'de verilen deney sonuçlarına göre iyi bir
karbon dengesi yapmak mümkündür. Orijinal substratın dağı-
lımı şöyledir: %72-78, CO_2 ve H_2O vererek biyolojik olarak
oksitlenmiştir; %13-15 yeni hücre protoplazmasına dönüşmüş
ve %11-12, biyolojik olarak oksitlenemeyen organik madde
olarak çözeltide kalmıştır.

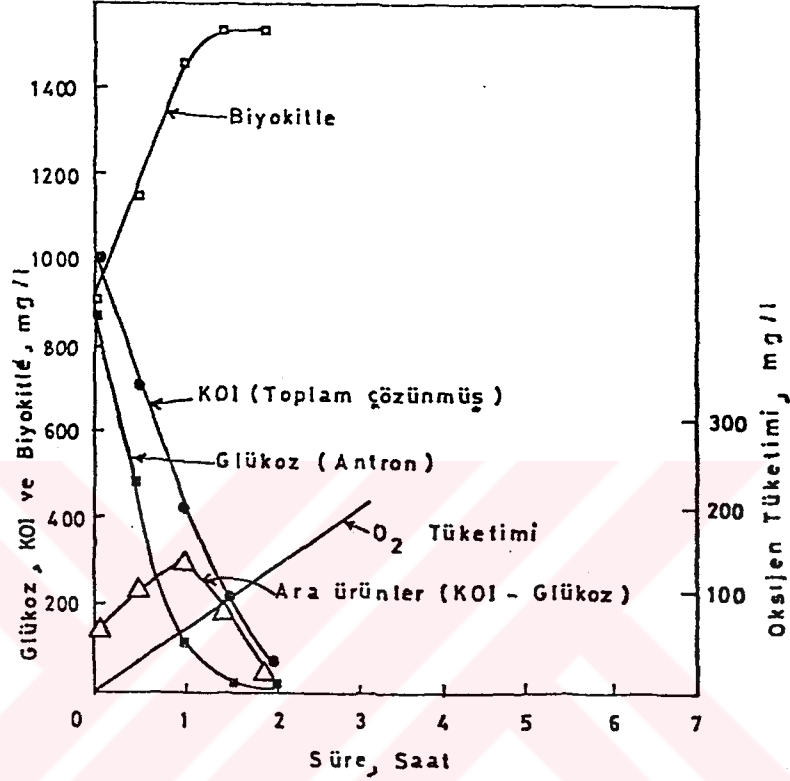
TABLO 2.3. Asetatın Oksidasyonunda Karbon Dengesi

	1000 mg/l Asetat	10000 mg/l Asetat
Başlangıç KOI (mg/l)	1035	10 500
Nihai BOI (mg/l)	808	7 600
Kalan toplam KOI (mg/l)	269	2 900
Süzüntü KOI (mg/l)	114	1 300
Partiküler KOI (mg/l)	155	1 600
Orijinal KOI'nin %'si olarak		
BOI	78	72.3
Süzüntü	11	12.4
Biyokitle	13.5-15	15.2
Toplam	102.5-104	99.9

Mikroorganizmalar tarafından çözünmüş organik maddeler üretildiği, tek ve basit substratlar kullanarak ve bunların spesifik testlerle ölçerek kanıtlanabilir. Spesifik testlerin KOI ölçümleri ile birlikte kullanılması, böyle organik maddelerin miktarının tayin edilmesinde kullanılabilir. Başlangıçta varolan esas substrata tekabül etmeyen KOI ölçümleri, mikrobiyel kaynaklı organik bileşiklerin varlığını gösterir. Bu yolla, özellikle glükoz kullanılarak, biyokitleden ortama organik bileşikler salıverildiği birçok araştırmacı tarafından gösterilmiştir (Rao ve Gaudy, 1966; McWhorter ve Heukelekian, 1964; Porges ve diğerleri, 1959).

Rao ve Gaudy (1966), kesikli deneylerde, glükoz olarak ölçülen KOI ile toplam çözünmüş KOI arasında büyük fark olduğuna dikkati çekmişlerdir (Şekil 2.10). Glükoz, ortamdaki tek organik substrat olduğuna göre, glükoz ve KOI olarak ölçülen substrat giderim eğrileri arasındaki fark, glükoz metabolizması sırasında açığa çıkan metabolik ara ürünler veya son ürünlerin KOI'ni göstermektedir. 5000 mg/l glükozla beslenen kesikli sistemde, 2000 mg/l glükoz ile beslenenden daha fazla ara ürün ortama salıverilmiştir. Glükoz giderimi tamamlandığı zaman henüz teorik oksijen

ihtiyacının %10'u, KOI giderimi durduğunda ise %13'ü tüketilmiştir. Oksijen tüketimlerinin bu kadar düşük seviyede olması, -teorik olarak hesaplanan dönüşüm oranı ile bağdaşmıyor- substrat gideriminin sadece çoğalma mekanizması ile gerçekleşmediğini göstermektedir.

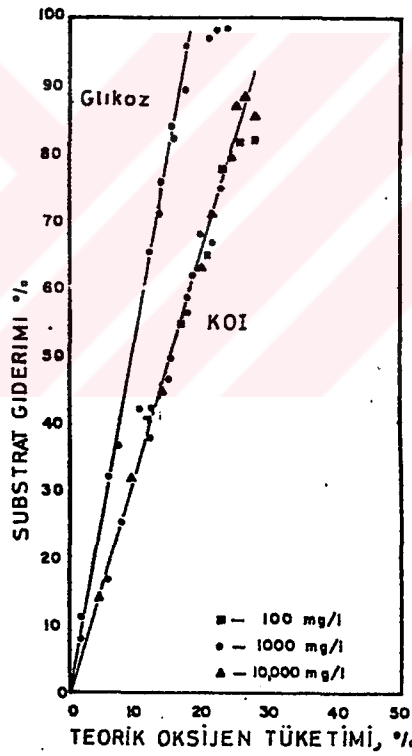


ŞEKİL 2.10- Kesikli Bir Deneyde Glükoz Giderimi Sırasında Ara Ürün Oluşumu

Şekilde görüldüğü gibi, glükoz ortamdan tüketildikten sonra da nisbeten hızlı bir KOI gideriminin olması ara ürünlerin ayrışabilir nitelikte olduğunu göstermektedir. KOI belli bir seviyeye indikten sonra bu değer altına düşmesi mümkün olmamakta ve ortamda ayrışmayan KOI olarak kalmaktadır.

McWhorter ve Heukelekian (1964), çeşitli glükoz ve aşı konsantrasyonlarında Warburg respirometresi ile yaptığı deneylerde glükoz giderimi tamamlandığı zaman, aşı konsantrasyonuna bağlı olmaksızın, teorik oksijen kullanımının %18'inin gerçekleşmiş olduğunu gözlemiştir. KOI olarak ölçülen toplam substrat giderimi için, aşı konsantrasyonuna bağlı olarak teorik oksijen isteminin daha büyük

bir yüzdesi tüketilmiştir. Çok az miktarda evsel atıksu ile yapılan aşılama, KOI gideriminin tamamlanmasında oksijen isteminin %30'u gerçekleşmiş iken 1010 mg/l aktif çamurla yapılan deneyde %21'i gerçekleşmiştir. KOI ve glükoz olarak ölçülen substrat giderimleri ile teorik oksijen isteminin %'si olarak oksijen tüketimi arasındaki ilişki Şekil 2.11'de gösterilmektedir. KOI ve glükoz arasındaki fark ara ürün oluşumunu göstermekte ve glükoz giderimi tamamlandıktan sonra, oksijen tüketiminin aynı şekilde devam etmesi bunların kolay ayrışabilir nitelikte olduklarını göstermektedir. Başlangıçtaki aşı konsantrasyonu arttıkça glükoz ve KOI arasındaki farkın azalması da, ara ürün oluşumunun S_0/X_0 oranına bağlı olduğunu göstermektedir.



ŞEKİL 2.11- Az Miktarda Aşı ile Gerçekleştirilen Deneylerde Glükoz Giderimi ve KOI Giderimi Arasındaki Fark

Ara ürünlerin ortama salıverilmesi, depolanmış ürün üretimi ile benzer nedenlere dayanmaktadır (Daigger ve Grady, 1982). Düşük enzim seviyesi gibi nedenlerle çoğalmada

meydana gelen gecikmeler, substratın hücre içine taşınım hızı ile sentez için kullanılabilme hızı arasında bir dengeye neden olmaktadır. Bunun sonucu olarak hücre içindeki substrat ve ara ürün artmakta hücre, şu üç davranıştan birini göstermektedir: Birincisi, hücre içindeki substrat konsantrasyonunun artması, depolanmış ürün sentezinin hızını arttırabilir. İkinci olarak, ara ürünlerin hücre içi konsantrasyonunun artması, ara ürünlerin hücre dışına taşınım hızının artmasına yolaçabilir. Son olarak da substrat taşınım sistemi fosfotransferaz sistemi değilse hücre içi substrat konsantrasyonunun artması, substratın hücre dışına taşınma hızının artmasına dolayısı ile substratın hücre içine net taşınım hızında düşüşe yol açabilir. Bu olaylar sadece hücre çoğalmasındaki gecikmeler (lag) nedeniyle olur. Zamanla enzimlerin seviyeleri artacak ve kültürün spesifik çoğalma hızı üzerindeki kısıtlamalar ortadan kalkacaktır. O zaman substratın ve ara ürününün hücre içi konsantrasyonları düşerek ara ürünlerin hücre içine taşınmasına veya substratın net hücre içine taşınma hızında bir artışa yolaçacak ve çoğalma ile substrat giderimi arasındaki dengesizlik ortadan kalkacaktır.

Ara ürünlerin hücre dışına çıkması olayında en etkili iki çevresel faktör substratın yapısı ve besleme düzenidir. Karbon ve enerji kaynağının yapısı çeşitli nedenlerden etkili olur. Bu olayın meydana gelmesi için substrat hücre içine hızla taşınmalıdır. Taşınım sırasında substrat değiştiği zaman (fosfotransferaz sisteminde olduğu gibi) metabolik ara ürünlerin salıverilmesi daha muhtemeldir. Çünkü değiştirilmiş metabolitin içerde zarar verici seviyelerde birikmesini önlemek için bunlar hücre dışına taşınmalıdır. Sonuç olarak hızlı ayrıışan karbon ve enerji kaynakları transient durumlarında çok büyük bir ihtimalle metabolik ara ürün salıverilmesine yol açacaktır.

Besleme düzeni, iki yolla metabolik ara ürün salıverilmesi olayını etkiler: mikrobiyel tür seçimi ve enzim sentezinin düzenlenmesi. Besleme düzeni periyodik olarak

değişen bir çevrede, bu yeteneğe sahip organizmalar kompetitif avantaja sahiptir ve bunlar seçilecektir. Besleme sürekli ve değişmez olduğu zaman böyle organizmaların seçici bir üstünlükleri yoktur. Güç ayrışan substratların sürekli beslemede, ara ürün salıverilmesi olayına yolaçmaları çok düşük bir ihtimaldir.

Basit ve kolay oksitlenebilir organik bileşiklerin ayrıştırılması sırasında ayrışabilir nitelikteki metabolik ara ürünlerin dışında, pratik olarak ayrışmayan organik madde de oluştuğu bilinmektedir. Chudoba ve arkadaşları aktif çamur çıkışlarında bu tür maddelerin önemini farkeden ilk araştırmacı gruplarından biridir ve bir seri deneyle bunların oluşumunu araştırmışlardır. Chudoba (1967), sakkaridler, yağ asitleri ve amino asitler ile S_0/X_0 oranı çoğunlukla 3'den küçük olmak üzere çok sayıda kesikli deney yapmıştır. Deneylerde kullanılan aktif çamur, çamur yaşı 10 gün olan yarı kesikli bir sistemden alınmış ve her substrata en az 10 gün aklime edilmiştir. Bu sistemden alınan çamur yıkandıktan sonra musluk suyu ile yeniden süspansiyon haline getirilmiş ve 1-10 g/l KOI arasında değişen konsantrasyonlarda substrat eklendikten sonra havalandırma başlatılmıştır. Periyodik olarak alınan örnekler Millipore filtreden süzülerek AKM ve çözünmüş KOI analizleri yapılmıştır. KOI düşüşü durduktan sonra 2-4 saat kadar daha havalandırmaya devam edilmiş ve alınan son örnekte, filtre edildikten sonra kalan BOI_5 ve KOI ölçülmüştür. Musluk suyunda bulunabilecek refrakter organikler için, KOI tayininde şahit olarak deneylerde kullanılan musluk suyu alınarak düzeltme yapılmıştır.

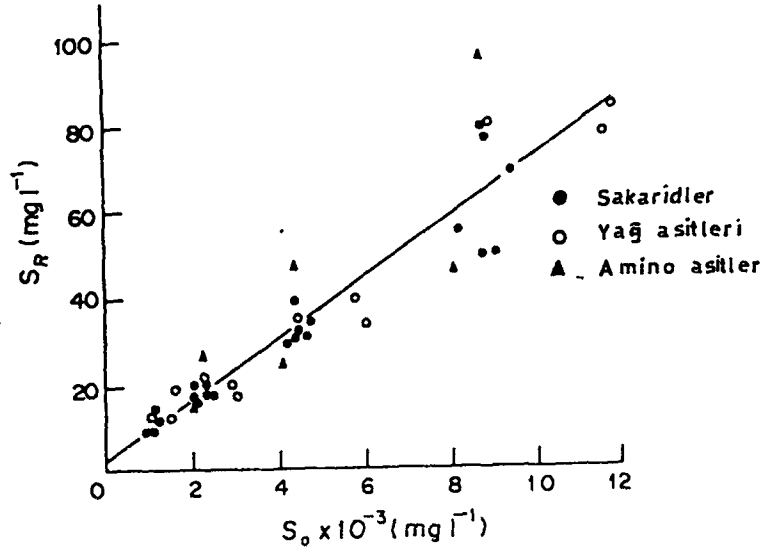
Deney sonuçları Tablo 2.4'de verilmiştir. Tablodan da görüldüğü gibi kalan BOI_5 değerleri çok küçük ve pratik olarak başlangıç substrat konsantrasyonundan bağımsız olmasına rağmen kalan KOI ' S_R ' başlangıç KOI değeri ile orantılı olarak artmıştır. Deneylerde başlangıç biyokitle konsantrasyonu (X_0) yaklaşık olarak sabit alındığından, KOI giderimi için geçen süre (S_R 'in ölçüldüğü an) başlangıç

substrat konsantrasyonu arttıkça artmıştır. Bu koşullarda ölçülen kalan KOI, başlangıç KOI'nın %0.5-1.3 arasında değişmiştir. Chudoba daha sonra bu deney sonuçlarını Şekil 2.12'deki gibi işaretleyerek, denenen bütün substratlar için bu ilişkinin aşağıdaki eşitlikle tanımlanabileceğini ileri sürmüştür (Chudoba, 1985).

$$S_R = 0.00712 S_o + 2.69 \quad (2.55)$$

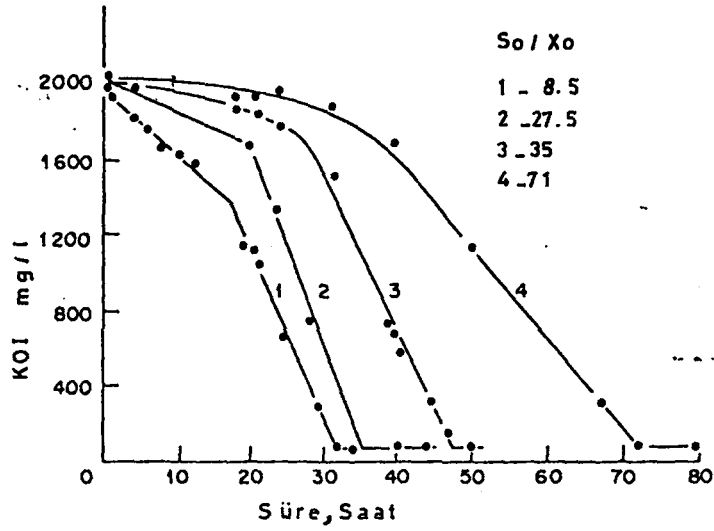
TABLO 2.4- Kesikli Deney Sonuçları (Chudoba, 1967)

Bileşik	Başlangıç KOI (S_o) mg/l	Başlangıç AKM (X_o) mg/l	Deney Süresi saat	Kalan BOI ₅ mg/l	Kalan KOI(S_R) mg/l
Gliserin	1132	876	24	3.0	14.5
	2264	1000	24	3.0	20.0
	4528	820	32	3.5	31.0
	9056	2260	45	4.4	50.0
Sorbitol	1170	3364	3	1.3	9.3
	2340	3380	4.5	2.3	17.2
	4680	3428	7.5	5.2	34.2
	9360	4008	11	7.7	69.5
Glükoz	1088	880	8.5	1.9	9.3
	2176	1147	13	1.7	16.0
	4352	1234	28	5.5	30.0
	8704	1883	47	5.0	50.0
Sorboz	1092	2686	4.5	2.5	10.5
	2184	3340	5.5	4.5	20.2
	4368	3180	8.5	3.2	38.9
	8736	4084	15	5.4	80.0
Laktoz	1028	1272	5	2.6	9.8
	2056	1834	6	3.8	17.5
	4112	2860	6.5	3.5	29.6
	8224	4450	10	5.5	56.0
Sakkaroz	1092	2400	2	3.6	9.6
	2184	3516	3	3.2	16.2
	4368	3772	5	3.5	31.0
	8736	6372	18	5.5	77.0

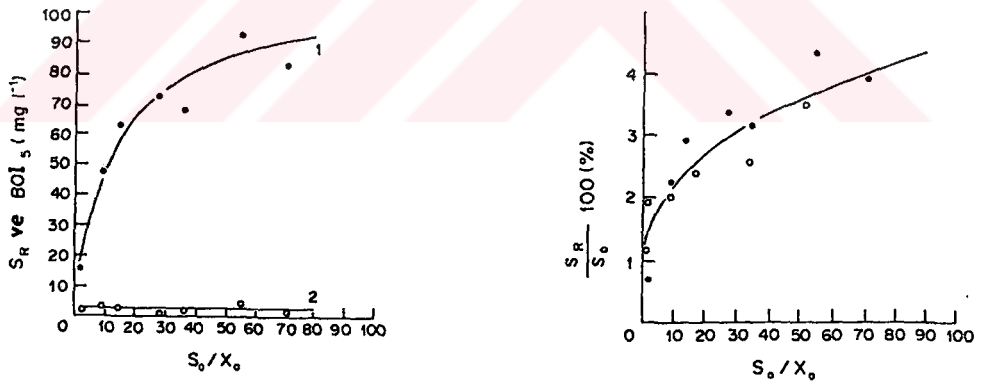


ŞEKİL 2.12- Kesikli Deneylerde Elde Edilebilen En Düşük KOI'nin Başlangıç KOI ile İlişkisi

Chudoba (1985) çoğalmayan (nonproliferating) sistemler olarak tanımladığı koşullar ($S_0/X_0 < 3$) için elde ettiği denklem 2.55'in, çoğalan (proliferating) sistemlerde kalıcı KOI'nin hesaplanmasında kullanılamayacağını belirtmiştir. Bu farkı açıklamak için yüksek S_0/X_0 oranlarında glukoz ve anilin ile deneyler yapmıştır. Başlangıç substrat konsantrasyonunu 2 g/l olarak sabit almış ve başlangıç aktif çamur miktarını değiştirerek çeşitli başlangıç S_0/X_0 oranları elde etmiştir. Bu sistemdeki KOI giderimleri Şekil 2.13'de gösterilmektedir (Chudoba, 1969). Ayrışabilir organik maddenin tamamen giderilmesi için geçen süre S_0/X_0 oranına bağlı olarak 1.5-3 gün arasında değişmiştir. Şekil 2.14, S_0/X_0 oranının inert organik madde miktarı üzerine etkisini göstermektedir. Bu sistemde S_R/S_0 oranı, S_0/X_0 oranına bağlı olarak %1-4 arasında değişmiştir. Şekil 2.14-b'de, S_0/X_0 oranı yerine deney süresi işaretlenirse, bu ilişki inert organik maddenin zamanla arttığı şeklinde de yorumlanabilir. Üretilen inert madde, 1.5 günlük deney süresi sonunda %1 civarında iken 3.günün sonunda %4'lere çıkmıştır.



ŞEKİL 2.13- Çoğalan Kesikli Sistemlerde Tipik KOI Giderim Eğrileri



ŞEKİL 2.14- S_o/X_o Oranının İnert KOI Oluşumu Üzerine Etkisi

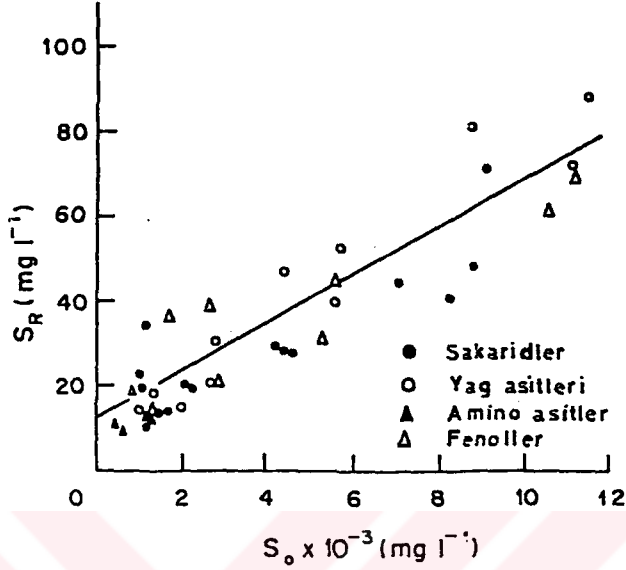
Gaffney ve Heukelekian (1961), McWhorter ve Heukelekian (1964) tarafından elde edilen çözünmüş inert madde miktarlarının Chudoba'nın deney sonuçlarına göre çok yüksek olması da (yaklaşık 10 katı) şu şekilde açıklanabilir: Karbon dengesi çalışmaları ile elde edilen yüksek S_R/S_o oranları deneyin, biyokitlenin de ayrışabilir kısmının tamamen kullanılmasına ve oksijen kullanımının ölçülemeyecek seviyelere inmesine yetecek kadar uzatılması ile

elde edilmiştir. Bu koşullarda ortamda sadece hücre duvarları gibi ayrıştırılamayan partiküler endojen kalıntılar ile çözünmüş inert madde kalmıştır. Orijinal substratın, oksijen tüketimi cinsinden %72-78'i oksitlenirken %13.5-15'i inert partiküler kalıntıya dönüşmüştür. Chudoba'nın ilk deneylerinde ise gözlenen dönüşüm oranı yaklaşık 0.5 g UAKM/g KOI'dir. Bu değer oksijen birimine çevrilirse, substratın yaklaşık %70'nin biyokitleye çevrildiği ve sadece %30'unun oksitlendiği ortaya çıkar. Bu koşullarda elde edilen yaklaşık %1'lik inert KOI'nin, Gaffney ve Heukelekian'ın deneylerinde 10 kat daha fazla olması (%11-12.4), net çoğalma durduktan sonra da önemli ölçüde çözünmüş inert madde üretiminin devam ettiğini göstermektedir. Bu da biyokitle azalması ile inert madde üretimi arasında bir ilişki olduğunu düşündürmektedir.

Sürekli sistemlerde giriş substrat konsantrasyonu ile kalan KOI, S_R , arasındaki ilişkiyi bulmak üzere, Chudoba ve arkadaşları, sakkaritler, yağ asitleri, amino asitler ve fenoller ile beslenen tam karışımlı havalandırma tanklarında çok sayıda laboratuvar deneyi yapmışlardır (Chudoba et al., 1968 a, b). Ortalama çamur bekletme süresi (θ_c) yaklaşık olarak 10 gün olan sistemlerde hidrolik bekletme süresi, giriş substrat konsantrasyonuna bağlı olarak 12-96 saat arasında dereceli olarak değiştirilmiştir. Herbir substrat konsantrasyonuna aklımasyon sağlandıktan sonra, çökeltme tankının çıkışından alınan örneklerde filtre edildikten sonra KOI ve BOI_5 ölçülmüştür. Sonuçlar Tablo 2.5'de verilmiştir. Çıkış BOI_5 değerlerinin çok düşük ve giriş KOI değerinden bağımsız olmasına rağmen kalan KOI, giriş KOI'ı ile orantılı olarak artmıştır. Denenen bütün substratlarla elde edilen ortak bir ilişki,

$$S_R = 0.0056S_0 + 12.53 \quad (2.56)$$

denklemleri ile verilmiş ve deney sonuçları Şekil 2.15'de gösterilmiştir.



ŞEKİL 2.15- Sürekli Sistemlerde Elde Edilen En Düşük Çıkış KOI'nin Giriş KOI ile İlişkisi

Verilen bu eşitlik deneylerin gerçekleştirildiği çamur yaşı için geçerlidir. Chudoba (1985) kararlı denge koşullarında üretilen inert madde miktarının sadece giriş substrat konsantrasyonuna değil aynı zamanda ortalama çamur bekletme süresine (çamur yaşı) da bağlı olduğunu belirtmiştir. Denklem 2.56'daki eğim denklem 2.55'dekinden çok farklı olmamakla birlikte sabit terim (intercept) daha büyüktür. Bu sabit terimin anlamı çok açık olmamakla birlikte kullanılan yüksek çamur yaşına bağlı olarak muhtemelen biyokitle ayrışması ile ilgili olabileceği belirtilmektedir. Chudoba (1985), aktif çamur mikroorganizmaları tarafından üretilen çözünmüş inert organik maddelerin en az üç kategoride sınıflandırılabileceğini belirtmektedir:

- 1) Mikroorganizmaların çevreleri ile etkileşimleri sonucunda salgıladıkları bileşikler
- 2) Substrat metabolizması ve bakteriyel çoğalma

TABLO 2.5- Sürekli Sistemlerden Elde Edilen Deney
Sonuçları (Chudoba 1968a).

Bileşik	Girişteki KOI(S ₀) mg/l	Ortalama Bekletme Süresi-θ saat	Ortalama Tam Karı- şımdaki AKM-X mg/l	Kalan BOI ₅ mg/l	Kalan KOI mg/l	Xθ grxgün/m ³
Gliserin	1132	12	4600	6.2	34.2	2300
	2264	24	11900	2.7	20.0	1900
	4528	51	44100	2.9	29.8	8710
	9056	97	3500	2.0	71.0	14145
Glükoz	1088	12	1190	5.3	20.1	595
	2176	25	4410	0.5	14.5	4593
	4362	50	3320	3.3	28.8	6917
	8704	99	3990	1.8	49.0	16458
Laktoz	1028	13	1040	2.9	22.1	563
	2056	24	3220	0.6	20.6	3220
	4112	48	3350	3.0	29.8	6700
	8224	98	4100	3.5	41.2	16741
Asetik asit	1103	12	1410	4.8	14.1	705
	2206	25	2350	1.0	26.0	2448
	4412	47	2170	1.6	48.1	4250
	8824	93	2630	1.6	81.0	10191
Butirik asit	1390	12	1160	4.1	19.0	580
	2780	27	2110	2.1	21.0	2370
	5560	44	4340	4.1	39.4	7960
	11120	90	2440	4.0	72.6	9150
Valerik asit	1447	12	4630	2.5	14.1	2315
	2894	24	4630	2.5	31.0	4630
	5788	44	4460	3.2	53.8	8180
	11576	90	4640	2.9	88.1	17400

sonucunda üretilen bileşikler

3) Mikroorganizmaların ayrışması ve hücre erimesi
(lysis) sonucunda ortama salıverilen bileşikler.

Saf kültürlerde ve aktif çamurda mikroorganizmaların,

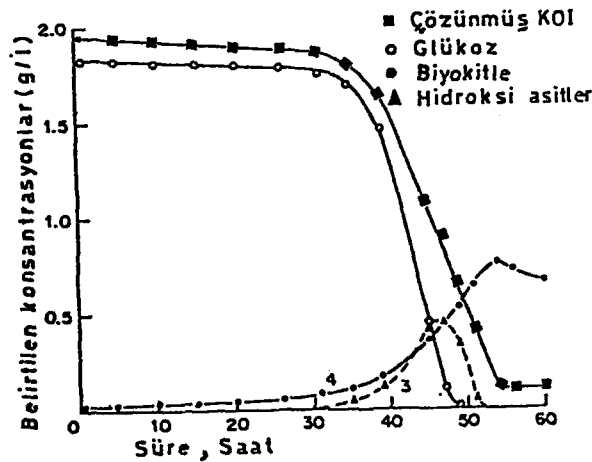
hücre zarının iki yanındaki konsantrasyon dengesini kurmak üzere bazı bileşikler salgıladıkları ve bunların biyolojik olarak inert oldukları bilinmektedir (Parkin and McCarty, 1981). Chudoba çoğalmayan sistemler olarak tanımladığı düşük S_0/X_0 oranına sahip sistemlerde kalan KOI'nı bu mekanizmaya bağlamıştır. Yüksek S_0/X_0 oranlarında, substrat giderimi sırasında önemli ölçüde çoğalmanın (cell replication) gözlemlendiği bu koşullarda gerçekleştirilen deneylerde ölçülen kalan KOI'nin çoğalma sonucunda üretildiği öne sürülmektedir. Yoğun olarak çoğalmanın gerçekleştiği sistemlerde (logaritmik çoğalma fazında) üretilen inert bileşiklerin, stasyonere sistemlerde üretilenlerden daha fazla miktarda olduğu söylenmektedir.

Üçüncü kategoride ele alınan bileşikler, aktif çamurun aerobik stabilizasyonu ile izlenmiştir. Bunun için biri tam karışımli diğeri piston akımlı iki laboratuvar ölçekli sürekli aktif çamur sisteminden çekilen fazla çamurlar 20 gün bekletme süreli stabilizasyon tanklarına beslenmiştir. Tam karışımli sistemden alınan çamurun stabilizasyonu sırasında ayrıştırılan 1 gr biyokitleten 14.7 mg KOI sistemde üretilmiştir. Piston akımlı reaktörden alınan fazla çamurun stabilizasyonu sırasında ise 25 mg KOI/g ayrıştırılan biyokitle değeri bulunmuştur. Chudoba, deney sonuçlarının gösterdiği 15-25 mg/g arasında değışen inert organik madde miktarının şaşırtıcı derecede düşük olduğunu söylemektedir. Bu, üretilen organik maddelerin tamamıyla inert olmadığını bir kısmının çok yavaş da olsa giderilebileceğini ve 20 günlük bekletme süresi sonunda bir kısmının kullanılmış olabileceğini düşündürmektedir.

Hücre atıkları (waste products) olarak değeriendirilebilecek bu bileşikler, mikrobiyel aktivitenin olduğu her ortamda oluşmakla birlikte, miktarı koşullara göre değışmektedir. Bunları bulundukları ortamdaki izole etmek ve analizini yapmak, üretim nedenlerinin açıklanmasına ışık tutabilir.

2.4.2. Biyokitle Tarafından Üretilen Çözünmüş Organik Maddelerin Yapısı ve Etkileri

Biyokitle tarafından, ortama salıverilen organik maddelerin bir kısmı ayrışabilir nitelikteki ara ürünlerdir. Ara ürünlerin çözelti kütlesine geçiş nedenleri ve meydana geldiği koşulları önceki bölümde açıklanmıştır. Şekil 2.16' da ara ürünlerin hücre dışına salıverildiği yüksek S_0/X_0 oranında gerçekleştirilmiş tipik bir kesikli deney sonucu gösterilmektedir (Hejzlar and Chudoba 1986a). Glüközün tek karbon kaynağı olarak kullanıldığı bu deneyde, glüköz, çözünmüş KOI ve biyokitle ölçümleri yanında α -hidroksi asitler olarak ölçülen ara ürünler çözeltide görülmeye başlamış (35.saat) ve glüközün ortamdan kaybolmasından sonra hızla tüketilmiştir. Hejzlar, burada esas ara ürünün molekül ağırlığı 196 olan glükonik asit olabileceğini belirtmektedir. Çünkü, glükonik asit hem α -hidroksi asit reaksiyonuna pozitif cevap vermiş hem de glüközün ortamdan yokolmasından sonra alınan örneğin jel kromatografisi, molekül ağırlığı 190-200 arasında olan bir bileşiğin varlığını göstermiştir. Bu ara ürünün, üstel çoğalma fazındaki mikroorganizmalar tarafından ortama salıverildiği açıkça görülmektedir. Bu şekilde hücre dışına çıkan tek ara ürünün α -hidroksi asitler olmadığını Şekil 2.16'dan görmek mümkündür. α -hidroksi asitlerin gideriminden sonra 400 mg/l civarında olan KOI, daha sonra 100 mg/l'ye kadar düşmüştür.



ŞEKİL 2.16- Glüköz Giderimi Sırasında α -hidroksi Asitlerin Üretilmesi

Ayrışabilir nitelikteki bu ara ürünlerin de giderilmesinden sonra ortamda kalan KOI'nin yapısı da araştırılmıştır. Hejzlar ve Chudoba (1986 a), laboratuarda farklı koşullarda biyokitle tarafından üretilen çözünmüş inert organik maddelerin analizini yapmışlardır. Bu maddelerin önemli bir kısmı büyük molekülü maddeler olduklarından (Grady ve diğerleri, 1984) analiz öncesinde molekül ağırlığı 10.000'in üstünde olanlar izole edilmiş ve analizi yapılmıştır. Daha önce Chudoba tarafından yapılan sınıflamaya uygun olarak (Chudoba 1985 a), biyokitle tarafından üretilen çözünmüş organik madde örnekleri üç farklı koşulda hazırlanmıştır:

Sürekli Sistemler - Örnek A

Çamur yaşı 4.3 gün, hidrolik bekletme süresi 24 saat olan laboratuvar ölçekli sürekli aktif çamur sistemine, 1500 mg/l KOI konsantrasyonunda çok bileşenli sentetik substrat beslenmiştir. Bu sistemde oluşan mikrobiyel polimerlerin, toplam mikrobiyel aktivite (çoğalma, metabolizma ve ölüm) ile ilişkili olduğu düşünülmüştür.

Havalı Çamur Stabilizasyonu - Örnek B

Sürekli sistemlerden alınan fazla çamur, santrifüjlenip yıkandıktan sonra, 100 mg/l NaHCO_3 'li suda yeniden süspansiyon haline getirilmiştir. Yoğunlaştırılmış biyokitle süspansiyonu, 20 gün bekletme süreli aerobik ve anoksik koşullarda çalışan çamur çürütücüye beslenmiştir. Yetmiş günlük işletmeden sonra ulaşılan kararlı dengeden elde edilen sonuçlara göre 1 gr biyokitlenin ayrışmasından üretilen KOI 31-47 mg olarak bulunmuştur. Bu değer, daha önce Chudoba tarafından verilen (Chudoba, 1973) değerden yaklaşık iki kat daha yüksektir. Bu sistemde oluşan mikrobiyel polimerlerin sadece biyokitlenin ölümü, ayrışması ve hücre erimesi ile ilişkili olduğu düşünülmüştür.

Çoğalan Kesikli Sistemler - Örnek C

2000 mg/l KOI eşdeğeri glükoz ve diğer besleyiciler destile suda çözüldükten sonra Prag Merkezi Arıtma Tesisinden alınan 20 mg/l aktif çamurla aşılantıdır. ($S_0/X_0=100$)

Giderilebilir KOI'nin tamamı giderildikten sonra alınan örnekteki, mikrobiyel polimerlerin, esas olarak çoğalma ile ilişkili olduğu düşünülmüştür.

Orijinal örnekler (A,B,C) önce mambran (0.4µ) filtreden süzöldükten sonra 40°C'da vakum altında yoğunlaştırılmış ve daha sonra molekül ağırlığı 10.000'in üzerinde olan polimerler dializ yoluyla izole edilmiştir. İzole edilmiş polimerlerin KOI, orijinal sıvı örnekteki toplam KOI'nin %36-62'si arasında değişmiştir. En düşük oran C örneğinde en yüksek oran B örneğinde elde edilmiştir. İzole edilmiş bütün polimerler HCl ile hidroliz edildikten sonra analizler yapılmıştır. Polimerlerin şekerler, amino şekerler, üronik asitler ve amino asitler içerdiği Tablo 2.6'da görülmektedir. Fotometrik olarak ölçülen bu bileşiklerin toplamı, polimerlerin uçucu fraksiyonunun %58-%83'ü arasında değişmiştir. Tablodan görüldüğü gibi B örneğinde polimerlerin tamamına yakın bir kısmı analizi yapılan gruplar içine girmişken, C örneğinin yaklaşık %40'ı tanımlanamamıştır.

TABLO 2.6- Mikrobiyel Polimerlerin Uçucu Kısımının Bileşimi (% olarak)

Grup	A	B	C
Şekerler	34.8	41.8	33.1
Amino şekerler	9.4	9.2	9.3
Üronik asitler	4.5	14.3	4.4
Amino asitler	23.1	17.3	10.7
Toplam	71.8	82.6	57.7

Fotometrik olarak yapılan grup analizlerinden ayrıca bu gruplara giren spesifik bileşiklerin kromatografik yöntemle tek tek analizleri yapılmıştır. Bu analizler sonunda da polimerlerin %43-%56'sı tanımlanabilmiştir. Kromatografik analizler, farklı koşullar altında aktif çamur mikroorganiz-

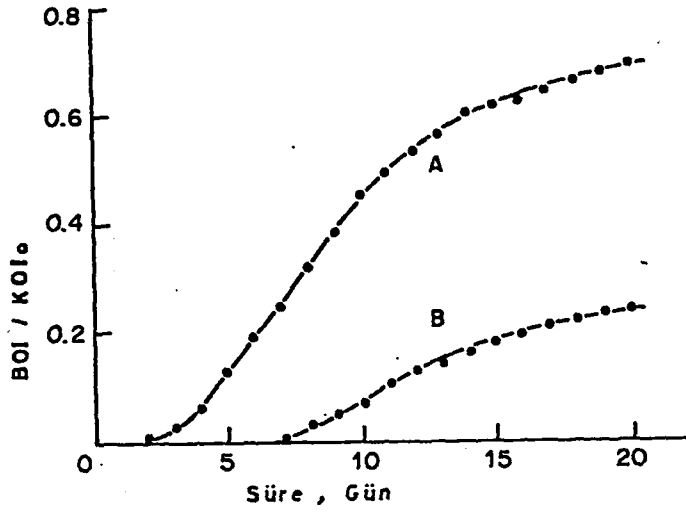
maları tarafından üretilen polimerlerin, aynı şekerleri (galaktozaminuronik asit, glükozamin, galaktozamin) ve amino asitleri(lisin, histidin, arginin, aspartik asit, threonin, serin, glütamik asit, prolin, glisin, alanin, valin, metnionin, leusin, izoleusin, tirosin, fenilalanin, α -aminobutirik asit) içerdiklerini göstermiştir.

Tanımlanan bütün şekerler, amino şekerler ve amino asitlerin, hücre duvarları, kapsül ve slime gibi hücrelerin dış katmanlarını oluşturan bakteriyel polisakkaridlerde bulunduğu bilinmektedir. Sonuç olarak hücrenin dış katmanlarını oluşturan heteropolisakkaridlerin, hem çoğalma hem de açlık koşullarında aktif çamur mikroorganizmaları tarafından üretilen polimerlerin temel bileşeni olduğu kabul edilmiştir. Amino asitlerin içinde yeraldıkları polimerlerin, hücre içindeki orijinal yerlerini tayin etmek oldukça güçtür. Bunların orijinlerinin, salgılanan hücre dışı enzimler, hücre erimesi sonucu hücreden dışarı saçılan proteinler veya hücrenin dış katmanlarından peptidoglikojenler olduğu söylenmektedir.

Hejzlar ve Chudoba (1986-a), açlık (starvation) periyodu boyunca, mikrobiyel polimerlerin ortama saçılmalarının anlaşılabilir olduğunu, sorunun bunların niçin yoğun çoğalma ve bölünmenin meydana geldiği koşullarda da ortama salıverildikleri olduğunu belirtmektedirler. En muhtemel açıklama olarak bazı hücre yapılarının yenilenmesi olayı verilmektedir. Yenilenme sürecinde eski yapılar ayrıştırılır veya ortama salıverilir. Birçok Gram-pozitif bakterinin üstel çoğalma fazında, hücre zarının dışındaki parçaları veya hücre duvarının lipo-polisakkaridlerini ortama salıverdikleri gözlenmiştir. Çoğalma koşullarında bakterilerin, ribonükleik asitler, nükleotidler, bazlar ve proteinler gibi hücrenin esas bileşenlerini bile ortama salgıladıkları gözlenmiştir. Bu durum, Bölüm 2.3'de anlatılan ölüm-yenilenme (death-regeneration) kavramı ile kolaylıkla açıklanabilir.

Sonuç olarak, birçok farklı polimer, çeşitli nedenlerle ortama salgılanmaktadır. Bunların ne kadarının biyolojik olarak kolay ayrışabilir ne kadarının inert olduğunun belirlenmesi pratik açıdan oldukça önemlidir. Çoğunlukla bütün mikrobiyel hücrelerde bulunan nükleik asitler peptidoglikojenler ve fosfolipitler gibi polimerlerin birçok mikroorganizma tarafından kolayca ayrıştırılabildiğini varsaymak mantıklı gözükmektedir. Ancak, hücre dışı heteropolisakkaridler veya lipopolisakkaridlerin polisakkaridik bileşenleri gibi polimerler pratik olarak inerttir. İkincil arıtma çıkışlarında muhtemelen bu türden -inert- polimerler çoğunluktadır ve bunları biyokitlenin artık ürünleri olarak değerlendirmek gerekir. Pratik olarak inert kabul edilen bu ürünlerin uzun dönemde ayrışabilirliklerinin incelenmesi, sadece bilimsel ya da mühendislik açısından değil fakat denetleyici kuruluşlar açısından da önemlidir. Çünkü bu, tesis veriminin değerlendirilmesi ve uyumsuzluk durumunda uygulanacak yaptırımlarla ya da alıcı ortamdaki etkileri ile yakından ilgilidir.

Kalıntı KOI'lerin ayrışabilirlikleri çeşitli yollarla araştırılmıştır. Hejzlar ve Chudoba (1986-a) izole edilen polimerlerin biyolojik ayrışabilirliğini otomatik bir respirometrede (Sapromat) tayin etmiştir. Daha önce anlatıldığı şekilde izole edilmiş polimerlere besleyiciler ve nitrifikasyonu önlemek amacıyla alliltiyoüre eklenmiş, karışım Prag Merkezi Arıtma Tesisinden alınan aktif çamurla aşılandıktan sonra 20 günün üzerinde oksijen tüketimi izlenmiştir. A ve B örnekleri ile yapılan deneylerin sonuçları Şekil 2.17'de gösterilmiştir. Şekilde zamana karşı y/KOI değerleri işaretlenmiş ve buradan Thomas'ın eğim yöntemi ile BOI_u/KOI , hız sabiti, k , ve lag süresi, t_0 , elde edilmiştir. Buna göre, laboratuvar sürekli aktif çamur tesis çıkışından elde edilen A örneğinin %88.4 ayrışabilir polimerler ($BOI_u/KOI=0.884$) içerdiği ve $k_1=0.041 \text{ gün}^{-1}$ ve $t_0=3 \text{ gün}$ olduğu bulunmuştur. Çamur çürütücü çıkışı olan B örneğinin ise, $k_1=0.030 \text{ gün}^{-1}$ ve $t_0=7 \text{ gün}$ olmak üzere %40.6 ayrışabilir polimerler ($BOI_u/KOI=0.406$) içerdiği



ŞEKİL 2.17- Respirometre ile Kalıntı KOD'lerin Ayrışabilirliklerinin İncelenmesi

bulunmuştur. Bu maddeler, kısmen ayrışabilir nitelikte olsalar bile, kabul edilebilir bir hacim ve bekletme süresine sahip herhangi bir arıtma tesisinde ayrıştırılamayacakları açıktır.

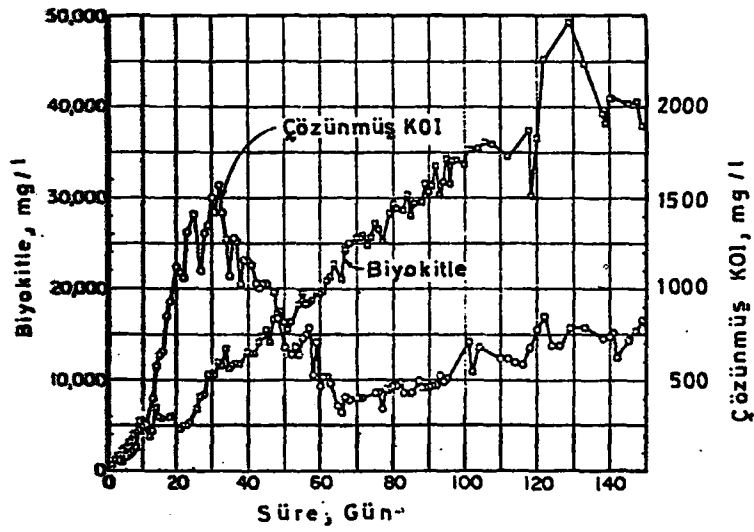
Biyolojik arıtma sistemlerinin çıkışında kalan çözünmüş organik maddelerin kimyasal analizi konusunda yapılan çalışmalardan biri Bunch ve diğerleri (1961) tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada ikinci kademe arıtmadan geçmiş evsel atıksuda kalan çözünmüş organik maddelerin analizi yapılmış ancak çözünmüş organik maddelerin %65'i tanımlanamamıştır.

Hejzlar ve Chudoba (1986-b), Prag Merkezi Arıtma Tesisinin ön çökeltme ve ikinci çökeltmeden çıkan sularını analiz etmiştir. Bu çalışmada kağıt ve membran filtreden süzülen orijinal örnekler vakum distilasyonu ile yoğunlaştırıldıktan sonra dializlenerek molekül ağırlığı 10.000'in üstünde olan polimerler izole edilmiştir. Ön arıtma çıkışından izole edilen polimerlerin KOD, toplam KOD'nin %11'i iken ikincil arıtma çıkışında izole edilmiş polimerlerin yüzdesi 21.4 olarak bulunmuştur. İzole edilmiş bütün polimerlerin, şekerler, amino şekerler, üronik asitler ve

amino asitler içerdği bulunmuştur. Fotometrik olarak tayin edilen bu bileşiklerin toplamı, polimerlerin uçucu kısmının %32.8-77.3'ü kadar olmuştur.

Kalıntı KOI'lerin yapıları ve ayrışabilirlikleri konusunda çalışan araştırma gruplarından biri de Gaudy ve arkadaşlarıdır (Gaudy, 1970; Gaudy ve diğerleri, 1971; Gaudy ve Blachly, 1985). Gaudy ve Blachly (1985) kalıntı KOI'lerin, uzun süreli akıbetlerinin araştırılmasında en basit ve dolaysız yaklaşımın, hem biyokitle hem de kalıntı KOI'nin tamamen sistem içinde tutulması ve bir yandan belirli konsantrasyonda bir karbon kaynağı ile günlük besleme yapılırken zamanla meydana gelen değişikliklerin izlenmesi olduğunu belirtmişlerdir. Bunun için, günde bir kere beslenen tamamiyle kapalı kesikli bir sistem kullanılmıştır. Ne biyokitlenin ne de kalıntı KOI'nin atılması veya kaçması söz konusu değildir. Sadece analizler için küçük hacimler alınmıştır. Gaudy, glükoz gibi kolay metabolize olan bir substrat 1000 mg/l (1060 mg/l KOI) konsantrasyonda, aerobik koşullarda kesikli veya sürekli bir reaktörde alıştırılmış biyokitleye beslendiği zaman ulaşılabilecek en düşük çözünmüş KOI'nin 30-50 mg/l arasında olduğunu belirtmektedir. Günde bir kere beslenen kapalı sistemde, çözünmüş kalıntı KOI, günde 30-50 mg/l hızı ile birikirse, bu kalıntıların biyolojik olarak ayrışabilir olmadığı, eğer kalıntılar daha hızlı birikirse son ürünlerin veya inorganik tuzların artmasının metabolizma ve KOI giderimine inhibitör etkisi yaptığı sonucuna varılabileceği belirtilmektedir. Beklenenden daha az kalıntı KOI birikmesi durumunda ise kalıntılarının bir kısmının veya tamamının, bu kalıntıları üreten biyokitle tarafından ayrıştırılabilir olduğu sonucu çıkarılabilir.

Şekil 2.18'de ilk 150 gün boyunca kalıntı KOI ve biyokitle birikimi görülmektedir. Kalıntı KOI'ler beslemeden bir gün sonra alınan örnekler 0.45 mµ membran filtreden süzülerek ölçülmüştür. Süzüntüde ayrıca Antron yöntemi ile karbohidrat da ölçülmüştür. Şekil 2.18'den ilk 32 gün



ŞEKİL 2.18- 1000 mg/l/gün Glükozla Beslenen Aerobik Kesikli Reaktörde Çözünmüş KOI ve Biyokitlenin Zamanla Değişimi

boyunca yaklaşık olarak beklenen kadar ($32 \times 50 = 1600$ mg/l) kalıntı KOI'nin biriktiği ve bundan sonra hızla düşmeye başladığı ve 66.günde en düşük değerini aldığı görülmektedir. Gaudy, 66.günde ölçülen kalıntı KOI, aynı hızla birikim devam etseydi bulunması gerekli değer $\%10$ 'u civarında olduğu için kalıntı KOI'lerin $\%90$ oranında ayrışabilir nitelikte olduğunu ileri sürmüştür. Eğrinin ilk 32 günkü gidişi de ilginçtir. Başlangıçta günde eklenen kalıntı KOI öngörülenin (30-50 mg/l) altında iken zamanla artarak birikme devam etmiştir. Bu da, her beslemede bir öncekine göre daha fazla biyokitle bulunması ile ilgili olabilir. Yani, her gün aynı miktar substrat eklenmekle birlikte, biyokitle konsantrasyonlarının farklı olması nedeniyle üretilen kalıntı KOI farklı olabilir.

Arıtmadaki pratik sınır ya da mühendislik sınırı gözüyle bakılan kalıntı KOI'lerin haftalar sonra azalmış olması bunların tamamiyle ayrışmaz olmadığını göstermektedir. Zira, kendisini üreten biyokitle tarafından daha sonra giderilmiştir. Uzun dönemde tedrici bir artış eğilimi vardır ve artışın hızı da bu çalışmada kullanılan besleme düzeyi için 3 mg/l/gün kadardır.

Bu bulgular, arıtma tesislerinin tasarım ve işletilmesinde büyük öneme sahiptir. Gaudy, kesikli veya sürekli atıksu arıtılabilirlik çalışmaları ile tayin edilen kalıntı çözünmüş KOI'nin gerçek kalıntı KOI'den daha yüksek bulunduğu içir atığın ayrışabilir fraksiyonunun düşük ölçüldüğünü belirtmektedir. Ancak, normal ikincil biyolojik arıtma proseslerinin bu tip kalıntıları gidermek üzere tasarımı söz konusu olmadığından arıtılabilirlik çalışmalarının sonuçları geçerli gözükmemektedir. Yüksek çamur bekletme süresi ve (daha doğrusu) yüksek hidrolik bekletme süresine sahip proseslerin "kısa-dönem kalıntıları" gidermede daha büyük şansa sahip oldukları da göz önünde bulundurulmalıdır.

Bu çalışmanın sonuçları, kalıntı KOI'lerin giderilmesini kesinleştirmek için birkaç haftalık bir bekletme süresinin gerekli olduğunu ortaya koymaktadır. Fotosentetik etkinliği minimize edecek biçimde tasarımlanmış derin lagünler (deep ponds) kalıntı KOI'nin giderimi için uygun üçüncül arıtma tarzı olarak görünmektedir. Öte yandan bu atığın çok yavaş metabolize olduğu göz önünde tutularak yerel koşullar elverdiğinde, gideriminin alıcı ortamın özümleme kapasitesine bırakılması da uygun bir çözüm oluşturabilir.

Gaudy et al. (1971), aktif çamurun tam oksidasyonu çalışmalarında, çalışmanın amacına uygun olarak hücre bileşenlerini üç esas gruba ayırarak incelemiştir: Çözünmeyen kabuk, hücre duvarı etrafındaki sümüksü katman (slime) veya kapsül ve hücre zarı içindeki (çoğunluğu çözünmüş) organik madde. Bu çalışmada esas ilgi bu son gruptaki maddelerin metabolizması üzerine olmuştur. Bu maddeler, çalışmada glükoz ve evsel atıksu aşısı ile hazırlanmış çamur yıkanıldıktan sonra ultrasonik vibrasyon ile hücreler parçalanarak elde edilmiştir. Çözünmeyen maddeler giderildikten sonra, membran filtreden geçirilmiş süzüntü, substrat olarak kullanılmıştır. Bu organik maddelerin yaklaşık olarak %90'ının biyolojik olarak giderilebildiği görülmüştür.

Polimerlerin hücre dışına salıverilmesi olayının çamurun çökelme özellikleri üzerinde son derece etkili olduğu çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir. Tenney ve Stumm (1965) bakterilerin biyolojik flokülasyonunda doğal olarak üretilen bu polimerlerin flok yapıcı olarak rol oynadıklarını göstermiştir. Bio-flokülasyon, bu doğal polielektrolitlerin bağlayıcı polimer olarak hizmet görmesi ile mikroorganizmalar arasında köprü kurulması yoluyla meydana gelmektedir. Düşük çamur bekletme sürelerinde, logaritmik çoğalma fazında, çalıştırılan sistemlerde "dispers çoğalma" meydana gelirken azalan çoğalma veya içsel solunum fazlarında çalışan sistemlerde iyi çöken floklar olduğu gözlenmiştir. Vallom ve McLoughlin (1984), hücre erimesi (lysis) olayının çamur flokülasyonu üzerine etkisini incelemiş ve hücre dışı polimerlerin seviyesi ile karbon kısıtlı çoğalan aktif çamurda flokülasyon arasında bir ilişki kurmuştur. Forster (1985), hücre dışı polimerlerin metal bağlama özelliklerini araştırmıştır.

Hücre dışı polimerlere atfedilen diğer bir rol de kolloidal partiküllerin stabilizasyonu ile ilişkilidir. Harris ve Mitchell (1975) pür kültürlerin flokülasyonunda polimerlerin rolü üzerinde çalışmış ve hücre dışı polisakaridlerin varlığının hücre süspansiyonunun stabilizasyonuna neden olarak agregasyonu önlediğini göstermiştir. Chudoba (1985-b), mikrobiyel atıklar olarak nitelediği bu polimerlerin yüksek konsantrasyonlarda flokülasyon ve çamurun çökelme özellikleri ile kinetik aktiviteyi ters yönde etkilediğini gözlemiştir. Washington ve diğerleri (1970) tarafından gerçekleştirilen deneyler, mikrobiyel atıkların kültivasyon ortamında birikmesinin spesifik solunum hızında düşmeye neden olduğunu göstermiştir. İnhibitör etkisi, esas olarak molekül ağırlığı 700'den büyük olan bileşiklerle gözlenmiştir.

2.4.3. Ürün Oluşumu Kinetiği

Biyolojik arıtma proseslerinde, biyokitle tarafından ara ürün veya atık ürün olarak, ortama birtakım organik maddelerin salıverildiği uzun süredir bilinmekle birlikte bu olayı tanımlayan kinetik bir ifade geliştirilmesi konusunda sınırlı sayıda çalışma vardır. Bu konudaki girişimler daha çok mikrobiyolojistlerin ürün oluşumu kinetiği çalışmalarına dayanmaktadır. Etanol, laktik asit ve penisilin gibi mikrobiyolojik ürünler önemli ticari ürünlerdir ve böyle maddelerin üretimi için endüstriyel olarak önemli çeşitli prosesler detaylı olarak incelenmiştir. Mikrobiyolojistler, mikrobiyel ürün oluşumunu üç kategoride sınıflamışlardır: çoğalma ile eşanlımlı (growth-synonymous), çoğalma ile ilişkili (growth-associated) ve çoğalmadan bağımsız (growth-independent). Çoğalma ile eşanlımlı ürün oluşumu kinetiğine göre, spesifik ürün oluşum hızı, spesifik çoğalma hızı, μ , ile doğrudan orantılıdır. Çoğalma ile ilişkili ürün oluşumu ile ilgili daha az bilgi olmakla birlikte, spesifik çoğalma hızının daha karmaşık bir fonksiyonu olduğu sanılmaktadır.

$$\text{I. } \frac{dP}{dtX} = \alpha\mu \quad \text{Çoğalma ile eşanlımlı} \quad (2.57)$$

$$\text{II. } \frac{dP}{dtX} = f(\mu) \quad \text{Çoğalma ile ilişkili} \quad (2.58)$$

$$\text{III. } \frac{dP}{dtX} = \beta \quad \text{Çoğalmadan bağımsız} \quad (2.59)$$

Burada, P : ürün konsantrasyonu

α, β : sabitlerdir.

I.tip ürün oluşumu, doğrudan enerji metabolizmasının sonucudur. Ürün oluşum hızı ile substrat tüketim hızı arasında, sabit bir ilişki vardır. Substrat tüketimi ile ürün oluşumu arasındaki sabit stokiometrik ilişki, I.tip ürün oluşumunun tipik bir özelliğidir. Alkol fermentasyonu bu tip ürün oluşumuna iyi bir örnektir. Sitrik asit üretiminde olduğu gibi II.tip fermentasyonda esas ürün, yine

enerji metabolizmasından fakat dolaylı olarak açığa çıkar. I.tip reaksiyonlarda olduğu gibi toplam serbest enerji değişimi negatiftir.

Aerobik mikroorganizmaların çoğu için solunumun metabolik son ürünleri normal olarak CO₂ ve H₂O dur. Normal olmayan koşullarda veya bazı aerobik mikroorganizmalarda substratın tam oksidasyonu gerçekleşemez ve o zaman kısmen oksitlenmiş ürünler birikir. Asetik asit bakterilerinin, oksidasyonu tamamlamama eğilimi iyi bilinir. Şeker konsantrasyonu çok yüksek ve demir konsantrasyonu (sitrik asiti substrat olarak kullanan bir enzim için kofaktör) çok düşük olduğu zaman sitrik asit veriminin artması çevresel koşullara bağlı kısmi oksidasyon olayına iyi bir örnektir (Bailey ve Ollis, 1977). Besleyicilerin kısıtlı olduğu koşullarda çoğalan bazı bakteriler, α-ketoglutarik asit, fumarik asit gibi TCA çevriminin diğer ara ürünlerini de üretebilirler.

Kompleks moleküllerin biyosentezi, doğrudan enerji metabolizmasının sonucunda gerçekleşmez; önce hücre ve metabolik aktiviteler maksimuma ulaşır; sonraki kademelerde istenen ürünlerin oluşumu önemli olmaya başlar. En yüksek ürün oluşumu, gerçekleştiği zaman oksidatif metabolizma düşüktür. Antibiyotik fermentasyonu ve vitaminlerin biyosentezi bu tür (III.tip) ürün oluşumuna örnek olarak gösterilir. Örneğin, penisilin üretiminde, en yüksek ürün verimi, substrat tüketim hızı en düşük olduğu ve çoğalmanın hemen hemen durduğu zaman elde edilmektedir. Bu dönemlerde net spesifik çoğalma hızı negatif olmaktadır. Böylece biyokitle açlık fazına girer. Bu koşullar altında ölü hücrelerin erimesi (lysis) diğer hücreler için ikincil substrat sağlayabilir.

Ürün oluşumu kinetiğinde çok kullanılan bir ifade Ludeking-Piret tarafından verilen

$$\frac{dP}{dt} = \alpha \left(\frac{dX}{dt} \right) + \beta X \quad (2.60)$$

şeklindeki ampirik denklemdir. Görüldüğü gibi bu denklemde ürün oluşum hızı, çoğalmayla eşanlı ve çoğalmadan bağımsız ürün oluşumunu veren terimlerin toplamı şeklinde ifade edilmiştir. Daha sonra Lee ve Bailey (1985), ürün oluşumu kinetiği ve temel biyolojik parametreler arasındaki ilişkiden türetilmiş bir model geliştirmişler ve bu modelin sonuç ifadesinin lineer bir yaklaştırma ile ampirik Ludeking-Piret formülü ile aynı olduğunu göstermişlerdir. Üstel çoğalma fazındaki bir kültürde, oluşan ürünlerin çoğalma ile ilişkili mi, çoğalmadan bağımsız mı ya da 2.60 denkleminde olduğu gibi karışık tipte mi olduğunu ayırt etmek mümkün değildir (Bailey ve Ollis, 1977) Ludeking-Piret formülü,

$$\frac{dP}{dt} = \left(\alpha + \frac{\beta}{\mu} \right) \frac{dX}{dt} \quad (2.61)$$

şeklinde düzenlendiğinde, çoğalan bir kültürde hangi tipte ürün oluştuğunu ayırt etmenin mümkün olmadığı daha iyi anlaşılır.

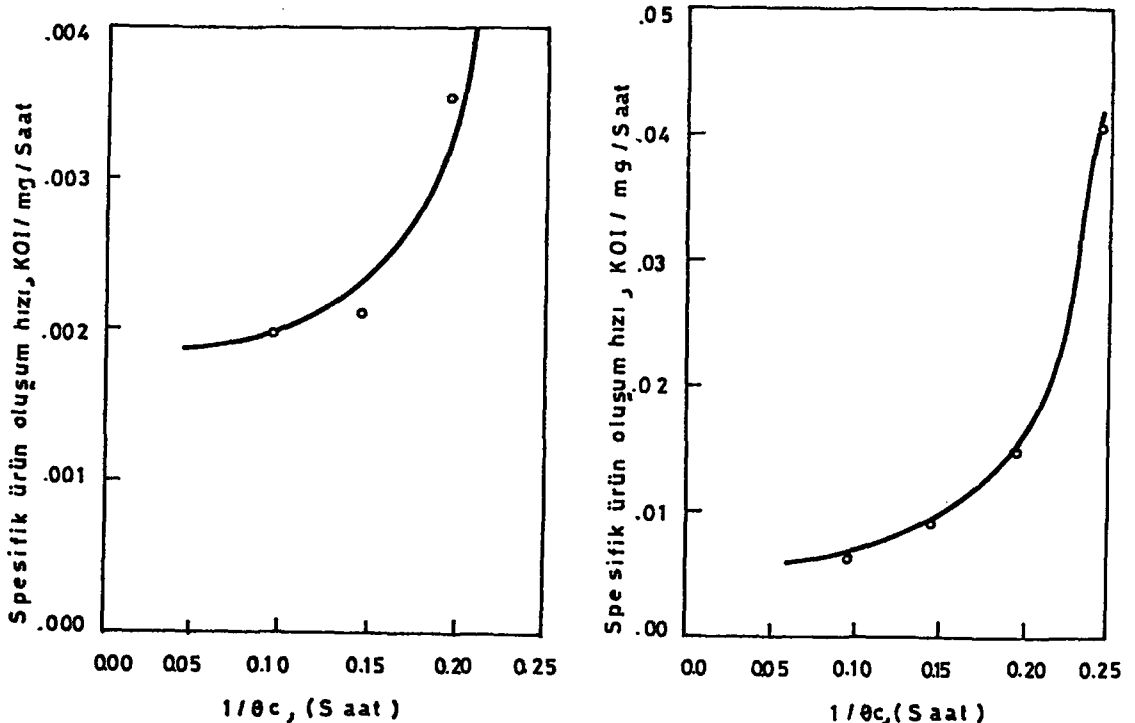
Aktif çamurda, sabit çevresel koşullarda belli bir ürünün oluşması değil, çözünmüş organik maddelerin maksimum giderimi amaçlanmaktadır. Aktif çamur gibi karışık bir kültürde, substrat giderimi sağlanırken, koşullara göre, bahsedilen her türden ürünlerin oluşması muhtemeldir. Burada tek bir ürünün oluşması ile değil, çok çeşitli ürünlerin oluşumu ile ilgilenilmektedir. Aktif çamur kinetiği açısından bu ürünlerin ayrışabilirlikleri önem taşımaktadır. Bu bakımdan substrat olarak kullanılamayan ya da çok güç ayrışan ürünlerin oluşum kinetiğinin belirlenmesi proses verimi açısından oldukça önemlidir.

Eckhoff ve Jenkins (1967), kolay ayrışan organik maddelerin ayrışması sırasında kalan ayrışmayan maddeleri, substrat metabolizması sırasında oluşan metabolik son ürünler olarak tanımlamışlardır. Aktif çamur prosesinde metabolik son ürünlerin üretimini, Ludeking-Piret formülünün yeterince tanımladığını ve buradaki β katsayısının da sıfır

olduğunu varsayarak aktif çamur çıkışındaki kalıntı KOI miktarlarını hesaplamışlardır.

Daigger ve Grady (1977), ayrışabilirlik açısından bir ayırım yapmadan aktif çamurda üretilen bütün ürünlerin oluşum kinetiği için bir ifade geliştirmiştir. Daha önce saf substratlarla kemostatda yapılan deney sonuçlarından yararlanarak, net spesifik ürün oluşum hızı ile spesifik çoğalma hızı arasında bir ilişki kurmuşlardır. Kemostat çıkışlarında ölçülen KOI ile spesifik analiz yöntemleri ile ölçülen girişteki substratın kalan kısmı arasındaki fark ürün olarak tanımlanmıştır. Bu ürünler için yazılan kütle dengesinden net spesifik ürün oluşum hızı, v , (spesifik oluşum hızı ile spesifik tüketim hızı arasındaki fark) hesaplanmıştır. Şekil 2.19'da saf ve karışık kültürle elde edilen verilere göre (Grady et al., 1972; Grady and Williams, 1975), net spesifik çoğalma hızının, net spesifik ürün oluşum hızı üzerine etkisi görülmektedir. Şekillerden görüldüğü gibi spesifik çoğalma hızı, spesifik ürün oluşum hızı üzerinde önemli ölçüde etkili olmuştur ve aralarındaki ilişki polinom şeklinde ifade edilmiştir.

$$\frac{dP}{dt \cdot X} = K_0 + K_1 \mu + K_2 \mu^2 \quad (2.62)$$



ŞEKİL 2.19- Spesifik Ürün Oluşum Hızının $1/\theta$ ile Değişimi

Yine şekillerden görülebileceği gibi çamur yaşı arttıkça net spesifik ürün oluşum hızının çamur yaşından bağımsız olmaya başladığı görülmektedir. Yüksek θ_c 'lerde oluşan ürünlerin büyük bir kısmının ayrıştırılamaz nitelikte olduğu kabul edilirse bu çalışmadan, ayrıştırılamayan ürünlerin spesifik çoğalma hızından bağımsız olarak üretildiği sonucunu çıkarmak mümkün olabilir.

Dennis ve Irvine (1983) ayrışabilir ve ayrışmayan ürün oluşumu için ayrı ayrı ifadeler vermiştir. Ayrışabilir yan ürünler, ikincil substratlar olarak gözönüne alınmış ve birincil substrat (dışardan verilen) dan oluşan bu ürünlerin birincil substrata göre daha yavaş okside olduğu varsayılmıştır. Birincil substratın çokluğu böyle yan ürünlerin oluşumunu hızlandırıcı bir etkindir. Birincil substratın konsantrasyonu belli bir değerin altına düştüğünde bu reaksiyonun hiç oluşmadığı varsayılmıştır. Buna göre yan ürün (shunt products) oluşum hızı:

$$\frac{dS_2}{dt} = k_2 X_A S_1 \quad (2.63)$$

şeklinde verilmiştir. Burada,

S_2 : İkincil substrat konsantrasyonu, (mg/l)

S_1 : Birincil substrat konsantrasyonu, (mg/l)

X_A : Aktif biyokitle konsantrasyonu, (mg/l)

k_2 : Kinetik hız katsayısı, (1/mg.saate)

olarak verilmiştir. İkincil substratların giderimi için, birincil substratın ikincil substratın giderimini engellediği düşünülerek kompetitif inhibisyon kinetiği ifadesi kullanılmıştır (Orhon ve Tünay, 1979).

Ayrışmayan ürünler ise birincil ve ikincil substratların metabolizması sırasında ortaya çıkmaktadır.

$$\frac{dS_p}{dt} = \alpha_1 \mu_1 X_A + \alpha_2 \mu_2 X_A \quad (2.64)$$

S_p : Ayrışmayan ürünler

μ_1, μ_2 : Birincil ve ikincil substratlarla spesifik çoğalma hızı

α_1, α_2 : stokiometrik katsayılar

IAWPRC Çalışma grubu modelinde, aktif biyokitleden metabolik ara ürünlerin ortama salıverilmesi olayı yeralmamaktadır. Daha önce açıklandığı gibi, bu olay, biyokitlenin çok farklı substrat konsantrasyonları ile karşılaştığı transient yüklemeler ya da bazı çevresel kısıtlamalar (besleyici noksanlığı gibi) olması dışında çok etkili değildir. Bu modelde getirilen hidroliz kavramı, aktivitesini yitirmiş biyokitleden sıvı kütlesi içine, çözünmüş organik madde geçişini kabul etmektedir. Hidroliz yolu ile çözünürleşen maddelerin tamamının ortamdaki ortalama hız ile giderildiği varsayılmaktadır.

BÖLÜM III

AKTİF ÇAMUR MODELLERİ

3.1. KONVANSİYONEL MODELLER

1900'lerin başlarında İngiltere'de geliştirildiğinden beri aktif çamur prosesleri, atıksu arıtımında orijinal ve çeşitli değiştirilmiş şekilleri ile yaygın olarak kullanılmaktadır. Prosesin temelleri konusunda 1950'lerde başlayan bilimsel çalışmalar, prosesin anlaşılmasına ve sonraki model çalışmalarına ışık tutmuştur.

1954'te Eckenfelder ve O'Connor, aktif çamur atıksu arıtımı için bir matematik model teklif etmişlerdir. Daha sonra bu model Eckenfelder tarafından değiştirilerek genişletilmiştir (Bernard and Eckenfelder, 1972; Adams, Eckenfelder and Hovious, 1975). Mc Kinney 1962'de tam karışımli aktif çamur arıtma sistemleri için bir matematik model geliştirmiştir. Daha sonraki yayınları ile de aktif çamur tasarımına ikinci bir matematik yaklaşım ve isimlendirme getirmiştir. Goodman ve England (1974) bu iki modelin geniş bir karşılaştırmasını yaparak esas olarak aynı bulmuşlar ve birleştirilmiş bir model teklif etmişlerdir. Tam karışımli, aktif çamur reaktörlerinde, çıkış substrat konsantrasyonu ve kararlı hal biyokitle konsantrasyonunun hesaplanmasında, tasarım mühendisleri tarafından yaygın olarak kullanılan bir model de Lawrence ve Mc Carty (1970) modelidir.

Bu modellerin tümünde, çoğaltmanın substrat giderimi ile birlikte meydana geldiği ve biyokitlenin içsel çözümü (Herbert yaklaşımı) azaldığı varsayılır.

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{net}} = Y \frac{dS}{dt} - bX \quad (3.1)$$

dX/dt : birim reaktör hacminde mikroorganizmaların net çoğalma hızı,
 Y : gerçek dönüşüm oranı,
 dS/dt : birim reaktör hacminde, substrat kullanım hızı,
 b : spesifik içsel solunum hızı.

İkinci temel denklem, substrat kullanım hızı ile, reaktördeki mikroorganizma ve bunları saran substrat konsantrasyonu arasındaki ilişkidir. Eckenfelder, organik madde giderimini havalandırma tankındaki UAKM ve bekletme süresinin fonksiyonu olarak gösteren bir eşitlik geliştirmek üzere, substrat kullanım hızını birinci derece bir reaksiyonla tanımlamıştır.

$$\frac{dS}{dt} = k \cdot X S \quad (3.2)$$

k : Eckenfelder modelinde substrat giderim hızı katsayısı.

Mc Kinney modelinde substrat giderim hızı sadece substrat konsantrasyonuna bağlı olarak verilir.

$$\frac{dS}{dt} = k' \cdot S \quad (3.3)$$

k' : Mc Kinney modelinde substrat giderim hızı katsayısı.

Lawrence ve Mc Carty, substrat giderimini Monod denklemi ile ifade etmişler ve bu modeli, θ_c tasarım tekniğine temel olarak almışlardır.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{r_{x,max} \cdot S X}{K_s + S} \quad (3.4)$$

Grau et.al. (1982) tarafından teklif edilen isimlendirmeye göre,

$r_{x,max}$: maksimum spesifik substrat kullanım hızı,
 K_s : yarı doyumluk sabiti

Bu denklem, substrat kullanım hızı ve substrat konsantrasyonu arasındaki fonksiyonel ilişkiyi, bütün substrat konsantrasyonları için sürekli olarak ifade eder. Aktif çamur araştırmaları ve tasarımında, substrat konsantrasyonu-

nun çok düşük ve çok yüksek değerleri için bu ilişkinin ayrı ayrı ifade edilmesi yerine böyle sürekli bir fonksiyonla ifadesinin pratik değeri çeşitli araştırmacılar tarafından gösterilmiştir. (Jenkins and Garrison, 1968) Birçok bakımdan sürekli bir fonksiyonun kullanılması daha avantajlıdır ve sonuçların mikrobiyoloji literatüründe elde edilen sonuçlarla karşılaştırılabilmesine olanak sağlar. Denklem 3.1 ve 3.4'ün birleştirilmesi ile saf kültür sistemleri için Van Uden tarafından teklif edilen eşitlik elde edilir.

$$\frac{1}{X} \left(\frac{dX}{dt} \right)_{\text{net}} = \mu_{\text{gözlenen}} = \frac{Y r_{X,\text{max}} S}{K_s + S} - b \quad (3.7)$$

Burada $\mu_{\text{gözlenen}}$, mikroorganizmaların net spesifik çoğalma hızıdır. K_s parametresi de proses veriminin sınırları hakkında değerli bilgiler verir. Aynı verimi (çıkış substrat konsantrasyonunu) sağlamak için, K_s 'i büyük olan sistemin çok daha düşük net spesifik çoğalma hızlarında çalıştırılması gerekir. Net spesifik çoğalma hızı sıfıra gittiği zaman elde edilebilecek minimum substrat konsantrasyonu K_s ile doğrudan orantılıdır.

Aktif çamur sistemlerinin tasarım ve kontrolünde yaygın olarak kullanılan iki işletme parametresi, çamur yaşı ve birim giderme oranıdır. Proses yükleme faktörü olarak da isimlendirilen birim giderme oranı,

$$q = \frac{\Delta S / \Delta t}{X_T} \quad (3.5)$$

olarak tanımlanır ve birim mikroorganizma kütlesi tarafından sonlu bir sürede (genellikle bir gün) tüketilen substrat miktarını ifade eder.

Çamur yaşı ya da çamur bekletme süresi,

$$\theta_c = \frac{X_T}{(\Delta X / \Delta t)_{\text{net}}} \quad (3.6)$$

olarak tanımlanır. Burada X_T : arıtma sistemindeki toplam aktif biyokütle (kütle) ve $(\Delta X / \Delta t)_{\text{net}}$, günde net olarak üretilen biyokütle (kütle/zaman) dir. Sistemin kararlı hal-

de bulunabilmesi için, günde net olarak üretilen biyokitle-
nin sistemden atılması gerekir. Bu nedenle, θ_c , sistemdeki
aktif biyokitlenin, atık çamur ve çıkış akımından kaçan bi-
yokitlenin toplamı olarak günde çekilen aktif biyokitleye
oranı olarak da tanımlanır.

Aktif çamur proseslerinin tasarım ve kontrolünde
kullanılan bu iki işletme parametresi, Stensel ve Shell
(1974) tarafından karşılaştırılmış ve çamur yaşı tasarım
teknigi işletme ve kontrol açısından daha avantajlı bulun-
muştur.

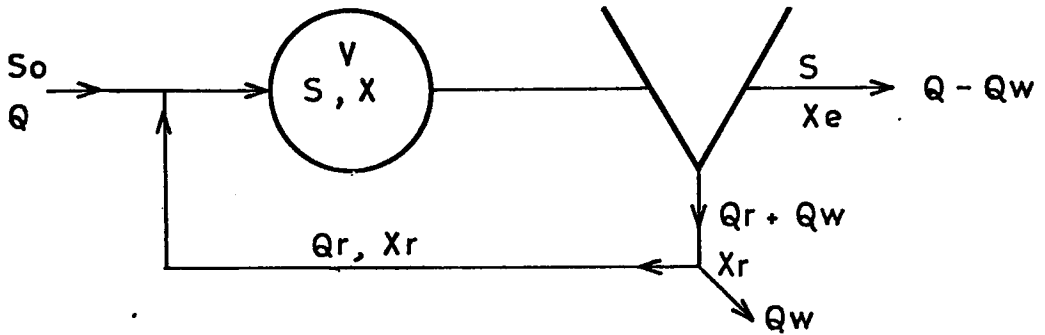
Lawrence ve Mc Carty (1970), istenen arıtma verimi-
nin bu iki parametreden birinin kontrol edilmesi ile elde
edilebileceğini ancak karmaşık arıtma sistemlerinde, θ_c nin
daha hızlı ölçülebilir ve daha kolay kontrol edilebilir ol-
duğu için seçilmesinin iyi olacağını belirtmektedirler. q ,
acrobik biyolojik proseslerde yaygın olarak uygulanmakla
birlikte bu parametrenin genel kullanımı, X' 'in ölçülmesin-
deki zorluklar nedeniyle sınırlıdır. Havalandırma tankın-
daki askıda katı maddelerin uçucu kısmı ekseri yaklaşık
olarak X' 'in ölçüsü olarak kullanılır. Çözünmüş substrat-
ların dışında, evsel atıklarda olduğu gibi giriş akımında
çok miktarda askıda katı madde bulunduğu zaman havalandır-
ma tankındaki biyokitle konsantrasyonunu bu şekilde doğru
olarak saptamak mümkün değildir. 4. Bölümde anlatılacağı
şekilde aktif biyokitlenin ölçülmesi için çeşitli yöntem-
ler olmakla birlikte rutin olarak ölçülmeleri oldukça güç-
tür.

Aksine θ_c , kolaylıkla ölçülebilir ve kontrol edile-
bilir. Büyük bir doğrulukla havalandırma tankındaki uçucu
askıda katıların homojen olduğu varsayılabilir. Dolayısıy-
le toplam katıların bekletme süresi, aktif biyokitlenin
bekletme süresi ile aynı olmaktadır. O zaman aktif biyo-
kitle, havalandırma tankındaki toplam katıların sadece bir
kısmı olsa bile θ_c kolaylıkla hidrolik olarak kontrol edi-
lebilir.

Çamur yaşı, biyolojik arıtma sistemlerinin tasarımı-
mında birleştirilmiş bir temel olarak kullanılır. Çünkü,
bütün proses değişkenleri bu parametre ile ilişkilidir.

Marais and Ekama (1976), seçilen substrat (BOI,KOI)
ve biyokitle ölçümlerine (AKM,UAKM, aktif biyokitle) göre
farklı yükleme faktörleri tanımlanabileceğine ve bu tanım-
lamalara göre aynı çamur yaşında değişik birim giderme
oranları (yükleme faktörü) elde etmenin mümkün olacağına
işaret etmişlerdir. Bu ise, sürekli hata ve yanlış anlama
kaynağı olacağından istenmeyen bir durumdur. Fakat daha
da önemlisi bütün bu farklı yükleme oranlarının çamur yaşı
ile fonksiyonel olarak ilişkili olması ve çamur yaşından
türetilmeyecek hiçbir ek bilginin bu yükleme oranlarından
elde edilememesidir.

Matematik modeller, aktif çamur sistemlerine, kütle
dengelerinin ve proses hızlarının uygulanması ile türetil-
miştir. Burada denklemler, Şekil 3.1'de görüldüğü gibi ge-
ri devirli tam karışimli bir reaktör için çıkartılacaktır.



ŞEKİL 3.1. Aktif çamur sisteminin şematik gösterimi.

Bu şekilde

Q : giriş akımı debisi

Q_w : atık çamur debisi

Q_r : geri devir debisi

V : havalandırma tankı sıvı hacmi

- S_o : giriş substrat konsantrasyonu
 S : havalandırma tankındaki substrat konsantrasyonu
 S_e : çıkış çözünmüş substrat konsantrasyonu
 X : havalandırma tankındaki biyokitle konsantrasyonu
 X_e : çöktürme tankı üst akımındaki biyokitle konsantrasyonu
 X_r : çöktürme tankı alt akımındaki biyokitle konsantrasyonu

Modelin geliştirilmesinde aşağıdaki varsayımlar yapılmıştır.

- 1) Bütün substrat giderimi havalandırma tankında gerçekleşir.
- 2) Çöktürme tankı hacmi çok küçük ve geri devirin sürekli olduğu varsayılarak sistemdeki toplam biyokitlenin havalandırma tankındakine eşit olduğu kabul edilir.
- 3) Girişteki biyokitle konsantrasyonu sıfırdır.

Buna göre reaktörde biyokitle konsantrasyonunun değişimi için

$$V \frac{dX}{dt} = (\mu - b) XV - (Q - Q_w) X_e - Q_w X_r \quad (3.8)$$

yazılabilir.

Sistem kararlı halde çalıştırıldığı zaman reaktördeki biyokitle konsantrasyonu sabit bir değere ulaşır ve zamanla değişim, $dX/dt=0$ olur.

$$\mu - b = \frac{(Q - Q_w) X_e + Q_w X_r}{XV} \quad (3.9)$$

Çamur yaşının tanımına göre (3.9) denkleminde sağ taraftaki terim $1/\theta_c$ yi verir. 0 zaman,

$$\frac{1}{\theta_c} = \mu - b = \mu_{\text{gözlenen}} \quad (3.10)$$

olarak bulunur.

Denklem 3.5'deki tanıma göre

$$\frac{1}{\theta_c} = Y_q - b \quad (3.11)$$

elde edilir. Bu eşitlikler, Eckenfelder ve Lawrence-Mc Carty modellerinin ikisinde de geçerlidir. Bu modellerde substrat giderim hızı farklı şekillerde ifade edilmiştir. Reaktörde substrat konsantrasyonunun değişimi,

$$V \frac{dS}{dt} = QS_o - QS_e - V \left(\frac{dS}{dt} \right)_r \quad (3.12)$$

Kararlı halde $dS/dt=0$ olduğu zaman ve $V/Q=\theta$ tanımı yapılırsa

$$\left(\frac{dS}{dt} \right)_r = \frac{S_o - S_e}{\theta} \quad (3.13)$$

eşitliği elde edilir. Bütün substrat gideriminin havalandırma tankında gerçekleştiği ve havalandırma tankının da tam karışımlı reaktör olduğu varsayımı yapıldığından $S_e=S$ dir.

Mc Kinney modelinde, denklem 3.3 ve 3.13 birleştirelerek

$$\frac{S_o - S}{\theta} = k'S \quad (3.14.a)$$

ve düzenlenerek

$$S = \frac{S_o}{1+k'\theta} \quad (3.14.b)$$

şeklinde çıkış substrat konsantrasyonu, bekletme süresinin ve giriş substrat konsantrasyonunun fonksiyonu olarak elde edilir.

Eckenfelder modelinde ise denklem 3.2, denklem 3.13 de yerine konursa

$$\frac{S_o - S}{\theta} = k XS \quad (3.15)$$

olarak yazılır. Diğer taraftan

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \mu X \quad (3.16)$$

olduğu bilindiğine göre

$$\frac{S_0 - S}{\theta} = \frac{1}{Y} \mu X \quad (3.17)$$

eşitliği elde edilir. Denklem 3.17 ve 3.10 birleştirilerek, kararlı dengede havalandırma tankındaki biyokitle konsantrasyonu,

$$X = \frac{Y (S_0 - S) \theta_c}{(1 + b \theta_c) \theta} \quad (3.18)$$

olarak hesaplanır. Bu değer denklem 3.15'de yerine konur ve düzenlenirse çıkış substrat konsantrasyonu,

$$S = \frac{1 + b \theta_c}{Y k \theta_c} \quad (3.19)$$

şeklinde sadece kinetik sabitlerin ve çamur yaşının fonksiyonu olarak elde edilir.

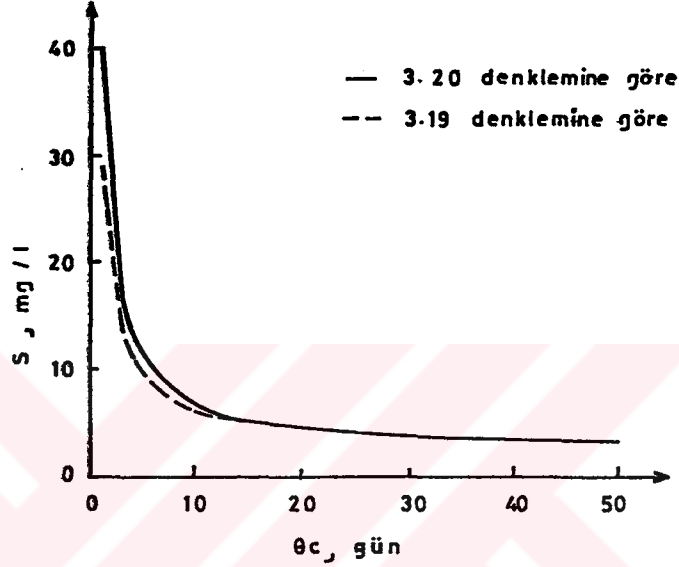
Benzer şekilde, Lawrence ve Mc Carty modelinde denklem 3.4, 3.10 ve 3.16 birleştirilerek çıkış substrat konsantrasyonu

$$S = \frac{K_s (1 + b \theta_c)}{\theta_c (Y r_{x, \max} - b) - 1} \quad (3.20)$$

şeklinde kinetik sabitler ve çamur yaşının fonksiyonu olarak elde edilir. 3.19 denklemini, reaktördeki substrat konsantrasyonu çok düşük olduğu zaman kullanılabilecek 3.20 denkleminin özel bir hali olarak düşünmek de mümkündür. Birinci derece yaklaştırması yapıldığı zaman iki modelin katsayıları arasındaki ilişki $k = r_{x, \max} / K_s$ şeklinde elde edilir.

Vandevenne ve Eckenfelder (1980), bu iki modelin karşılaştırmasını yapmışlar ve Şekil 3.2'de görüldüğü gibi

θ_c 'ye bağılı olarak her iki modele göre hesaplanan çıkış substrat konsantrasyonlarını işaretlemişlerdir. Bu hesaplamalarda kinetik sabitler, $Y= 0.5$, $b= 0.06 \text{ gün}^{-1}$, $r_{x,\max}= 5 \text{ gün}^{-1}$ ve $K_s= 100 \text{ mg/l}$ olarak alınmıştır. Şekilden, 4 günden daha büyük çamur yaşında çalışan sistemler için Eckenfelder modelinin (1. derece varsayımının) kullanılabileceği sonucuna varmışlardır.



ŞEKİL 3.2. Birinci derece yaklaştırmasının çıkış substrat konsantrasyonunun hesaplanması üzerine etkisi.

Mc Kinney ve Eckenfelder modelleri arasındaki kavramsal fark ise çok farklı proses tasarımlarına yol açabilecek kadar önemlidir. Garrett (1972), iki modelin katsayıları arasındaki uyumsuzluğa dikkat çekmiştir. Mc Kinney modelinde sabit olarak alınan katsayı Eckenfelder modelinde biyokitle konsantrasyonuna bağılı olarak değişmektedir. Bu durum, çıkış substrat konsantrasyonunun farklı şekillerde hesaplanmasına yolaçmaktadır. Mutlak değer olarak S , her iki modelde de çok küçük olarak hesaplanacağından pratik olarak iki modelden hesaplanan S 'ler arasındaki fark ihmal edilebilir. Denklem 3.18 ile hesaplanan biyokitle konsantrasyonu, S 'nin bulunmasında hangi model kullanılırsa kullanılsın çok farklı olmayacaktır. Bu iki teoriden birinin kullanılmasının pratik etkisi, biyokitle konsantrasyonu ve çıkış suyu kalitesindeki ihmal edilebilir farklar olmasına rağmen, aralarındaki kavramsal fark önemlidir.

Mc Kinney modelinde, çıkış suyu kalitesi (3.14) denklemin-
den görüleceği gibi bekletme süresinin ve giriş substrat
konsantrasyonunun fonksiyonudur, çamur bekletme süresi
önemsizdir. Eckenfelder ve Lawrence-Mc Carty teorilerine
göre ise çıkış suyu kalitesi (S) yalnızca çamur yaşının bir
fonksiyonudur (denklem 3.19 ve 3.20) bekletme süresi önem-
li değildir.

Genellikle çıkış suyundaki biyokitle konsantrasyonu
ihmal edilebilecek kadar az olduğundan, alt akımdan ya da
havalandırma tankından kontrollü olarak çamur atılması ile
istenilen çamur yaşı sağlanabilir. Bu şekilde atılan çamu-
run kontrol edilebilmesi θ_c 'nin θ 'dan bağımsız olarak sabit
tutulabilmesini mümkün kılar ve bu geri devirli sistemin
bir üstünlüğüdür. Böylece, düşük S elde edebilmek için ge-
rekli uzun θ_c 'lere sistem ekonomisinin gerektirdiği kısa
bekletme süreleri ile ulaşılabilir.

Fakat θ_c , biyokitlenin çökelme karakteristiklerinin
belirlediği pratik kısıtlamalar nedeniyle bekletme süresin-
den (ya da hacim) tamamiyle bağımsız olarak değiştirilemez.
Günde atılan çamur miktarı rasgele olarak çok küçük seçi-
lirse havalandırma tankındaki biyokitle konsantrasyonu et-
kin bir çöktürme işlemi yapılamıyacak kadar yükselir. Bu da
istenmiyen bir şekilde çöktürme tankının üst akımından bi-
yokitle kaybına yolaçar. Çöktürme tankı etrafında biyokit-
le için kütle dengesi yazılır ve $Q_r/Q=r$ tanımı yapılırsa

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{1}{\theta} (1+r-r \frac{X_r}{X}) \quad (3.21)$$

şeklinde bekletme süresi ve çamur yaşı arasında bir ilişki
kurulur. Çöktürme işlemi sonucunda $X_r > X$ olacağından geri
devir oranı (r) arttıkça çamur yaşı da artacaktır. X_r/X
oranı, çöktürme tankının verimine ve çökelme karakteristik-
lerine bağlıdır. Çamur yaşı bu orandaki değişmelere karşı
çok duyarlıdır. Çamurun çökelme özelliklerinin kötüleşme-
si, X_r/X oranının düşmesine dolayısıyla çamur yaşının düş-
mesine neden olur. Örneğin bekletme süresi 6 saat ve geri

devir oranı 0.48 olan bir sistemde X_r/X oranının 3'den 2'ye düşmesi çamur yaşının 7 günden 0.48 güne düşmesine neden olur. Bu da çamurun çökmesinin iyice bozulmasına ve X_r nin X 'e yaklaşmasına yolaçar. Çökeltme verimi sıfıra yaklaştığı zaman da θ_c , θ seviyesine düşer. (Sundstrom and Klei, 1979)

Daigger ve Roper (1985) aktif çamurun çökme özellikleri ile çamur hacim indeksi (CHI) arasında bir ilişki kurmuş ve çamur çökme hızını CHI ve havalandırma tankındaki çamur konsantrasyonunun fonksiyonu olarak veren ampirik bir formül geliştirmiştir. Buna göre, X konsantrasyonunun çok yükselmesi çamur çökme hızını düşürmektedir. Sistem ekonomisi, boyutlandırma yapılırken, havalandırma ve 2. çöktürmenin birlikte düşünülerek optimum bir biyokitle konsantrasyonu, X , seçilmesini gerektirmektedir. (Metcalf & Eddy, 1979)

Eckenfelder ve Lawrence-Mc Carty modelleri, geri devirli veya geri devirsiz tam karışımlı sürekli bir aktif çamur reaktöründe çıkış suyu kalitesinin (S) giriş substrat konsantrasyonundan (S_0) bağımsız olduğunu ifade etmektedir. Bu sonuç mantıksal olarak kolaylıkla açıklanabilir. Verilen bir çamur bekletme süresi için yüksek giriş substrat konsantrasyonu-denklemler 3.18'den görüleceği gibi-havalandırma tankında kararlı hal biyokitle konsantrasyonunun yükselmesine yolaçar. Biyokitle artışı, artan toplam substrat giderim hızı net spesifik çoğalma hızı ile dengeleninceye kadar devam eder. Böylece, birim giderme sabit olacağından hızı belirleyen substrat konsantrasyonu da sabit kalır.

Giriş ve çıkış substrat konsantrasyonlarının birbirinden bağımsız olması, aktif çamur sistemlerinin işletilmesi açısından çok önemli bir sonuçtur. Çünkü bu sonuca göre giriş ne olursa olsun çamur yaşı sabit tutulduğu sürece sabit bir çıkış suyu kalitesini tutturmak mümkündür. Buna dayanarak birçok araştırmacı, çamur yaşı yolu ile aktif çamur proseslerinin kontrolünü amaçlayan hidrolik stratejiler

geliştirmişlerdir. (Jenkins and Garrison, 1968; Marais et al. 1976)

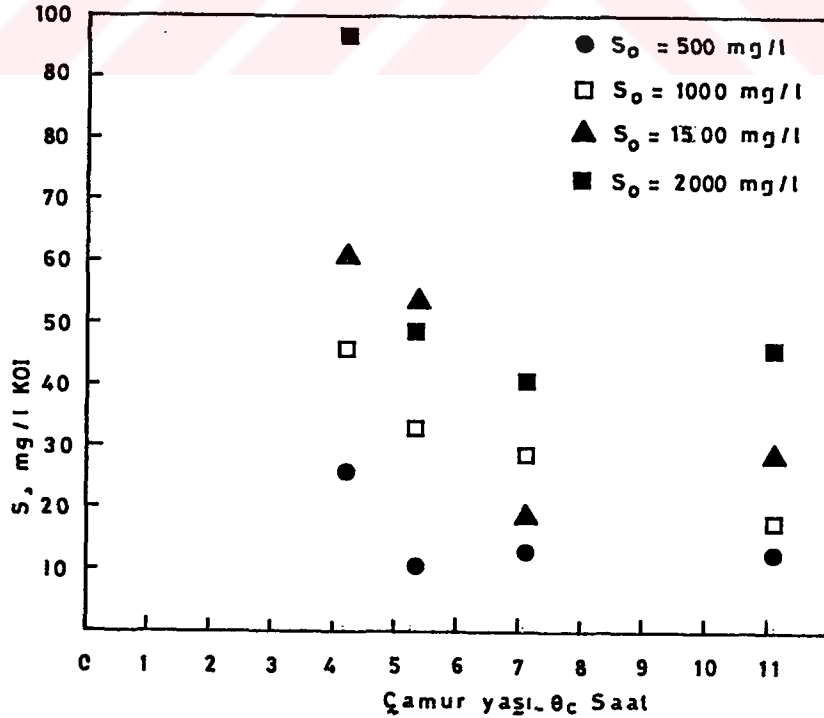
Bu kavram, biyokimyasal proseslerin tasarımı açısından da büyük önem taşımaktadır. Çünkü bu durumda, düşünülen tesisin çalışması beklenen atıksu konsantrasyonlarında laboratuvar ölçekli ya da pilot tesis çalıştırılması gerekmektedir. Teorik olarak kinetik parametreler bir kere tayin edildikten sonra denklemler herhangi bir konsantrasyondaki atıksuya uygulanabilir. Tasarım ve işletme açısından büyük önemi olması dolayısıyla, giriş substrat konsantrasyonunun mikrobiyel çoğalma kinetiği üzerinde etkili olmadığı varsayımının doğrulanması gerekir.

Sürekli bir kültürün çoğalma hızı üzerine giriş substrat konsantrasyonunun etkisini araştırmayı amaçlayan mikrobiyolojik çalışma çok azdır. Contois 1959'da, Monod denkleminin yarı doygunluk sabiti K_s 'in, giriş akımındaki hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonunun fonksiyonu olduğunu ileri sürmüştür. Ancak bu sonucun geçerliliği deney tekniklerindeki kısıtlamalar nedeniyle şüpheli bulunmuştur. Sürekli aktif çamur sistemlerinde giriş substrat konsantrasyonunun reaksiyon kinetiği üzerine etkisini inceleyen araştırma gruplarından biri de Grady ve arkadaşlarıdır.

Glükoz üzerinde çoğalan iki farklı saf kültürle yapılan çalışmada, tam karışımlı sürekli bir reaktördeki hız kısıtlayıcı substrat (glükoz) konsantrasyonunun, gerçekten teorinin belirttiği gibi, giriş konsantrasyonundan bağımsız olduğu bulunmuştur. Bu sonuca dayanarak saf bakteriyel kültürlerde bu temel varsayımın geçerli olmaması için bir neden olmadığı ifade edilmiştir. Glükoz üzerinde çoğalan karışık mikrobiyel kültürlerde ise çıkış glükoz konsantrasyonu giriş konsantrasyonundan etkilenmiştir. Fakat daha da önemlisi hem saf hem de karışık kültür çalışmalarında, KOI deneyi ile ölçülen çözünmüş organik maddelerin konsantrasyonunun önemli ölçüde (%) giriş konsantrasyonundan etkilenmesidir. Genellikle atıksu arıtımında olduğu gibi, hız kısı-

sıtlayıcı substrat bilinmediği ve substratın ölçüsü olarak KOI gibi spesifik olmayan parametreler kullanıldığı zaman, giriş konsantrasyonunun çıkış konsantrasyonunu etkilemediği varsayımının geçerli olmadığı sonucuna varılmıştır.

Tek substratla gözlenen bu sonuçlar, atıksu arıtma tesislerinin tasarım ve işletilmesindeki önemi dolayısıyla çoklu substrat sistemleri için de araştırılmıştır (Grady and Williams, 1975). Deneysel sonuçlar, tek substrat sistemlerindeki gözlemleri doğrulamıştır. Giriş substrat konsantrasyonundaki değişimler reaktördeki çözünmüş substrat konsantrasyonu üzerinde önemli ölçüde etkili olmuştur. Hatta, uygun koşullarda, giriş konsantrasyonundaki değişimlerin etkisi, substrat konsantrasyonunu belirlediği düşünülen çamur yaşının etkisinden daha büyük olmuştur. Çoklu substratla, geri devirsiz tam karışımlı bir reaktörde elde edilen deney sonuçları Şekil 3.4'de çıkış KOI değerleri çamur yaşına karşı işaretlenerek verilmiştir. Şekilden görüldüğü gibi, aynı çamur yaşında çıkış KOI değerleri sabit olmayıp giriş KOI'leri arttıkça artmıştır:



ŞEKİL 3.3. Giriş KOI konsantrasyonunun çıkış KOI konsantrasyonu üzerine etkisi.

Grady ve Williams (1975), gözlenen sonuçlara en uygun eşitliği, kinetik modellerden hareketle elde etmeye çalışmıştır. Bunun için, ($S < K_s$) varsayımı ile Monod modelinin birinci derece yaklaşımını kullanmış ve $K = \mu_{\max}/K_s$ şeklindeki hız sabitinin, giriş substrat konsantrasyonu ile ters orantılı olarak değiştiğini bulmuştur.

$$\mu = \frac{\hat{\mu}}{K_s} S = KS \quad (3.22)$$

$$\frac{1}{K} = K' S_o \quad (3.23)$$

Bu eşitlikler, denklem 3.10 ile birleştirilerek,

$$S = K' S_o \left(\frac{1}{\theta_c} + b \right) \quad (3.24)$$

$$S = \frac{K' S_o}{\theta_c} + K' b S_o \quad (3.25)$$

şeklinde çıkış substrat konsantrasyonu, hem çamur yaşının hem de giriş substrat konsantrasyonunun fonksiyonu olarak elde edilmiştir. Adams, Eckenfelder ve Hovious (1975) ile Benefield ve Randall (1977) tam karışımlı aktif çamur proseslerinin modellenmesinde Grau'nun çoklu sıfırinci derece kavramını kullanmışlardır. Grau (1975), bir çoklu substrat karışımında substrat giderim hızının kalan substrat konsantrasyonu ile değil

$$\frac{dS}{dt} = C \times \frac{S}{S_o} \quad (C = \text{hız sabiti, 1/gün}) \quad (3.26)$$

şeklinde, kalan substratın fraksiyonu ile orantılı olduğunu ileri sürmüştür. Bu ifade, substrat için yapılan kütle dengesinden elde edilen 3.13 denklemi ile birleştirilerek

$$\frac{S_o - S}{X\theta} = C \frac{S}{S_o} \quad (3.27)$$

tam karışımlı sürekli sistemde, giriş konsantrasyonunun substrat giderim hızı üzerinde etkili olduğu sonucuna varılır. (3.26) denklemi ile verilen hız ifadesi, substrat ve biyokütle için yazılan kütle dengelerinde kullanıldığı za-

man, çıkış substrat konsantrasyonu,

$$S = \frac{S_0(1+b\theta_c)}{Y C \theta_c} \quad (3.28)$$

çamur yaşı ve giriş konsantrasyonunun fonksiyonu olarak elde edilmektedir. Bu model, Li et al. (1986) tarafından değişik konsantrasyonlardaki nişasta atıkları ile yapılan deneylerle doğrulanmıştır. Spesifik çoğalma hızı için Elmaleh ve Ben Aim tarafından teklif edilen

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{\lambda S_0 + S} \quad (3.29)$$

şeklindeki ifade tam karışımli aktif çamur sistemlerinde kütle dengelerinde yer aldığı zaman yine çıkış substrat konsantrasyonu üzerinde giriş substrat konsantrasyonunun etkili olduğunu gösteren bir ifade çıkartılmaktadır.

$$S = \frac{\lambda S_0(1+b\theta_c)}{\theta_c(\mu_{\max}-b)-1} \quad (3.30)$$

Chen et al.(1980), spesifik çoğalma hızı ile hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonu arasındaki ilişkiyi

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_c X + S} \quad (3.31)$$

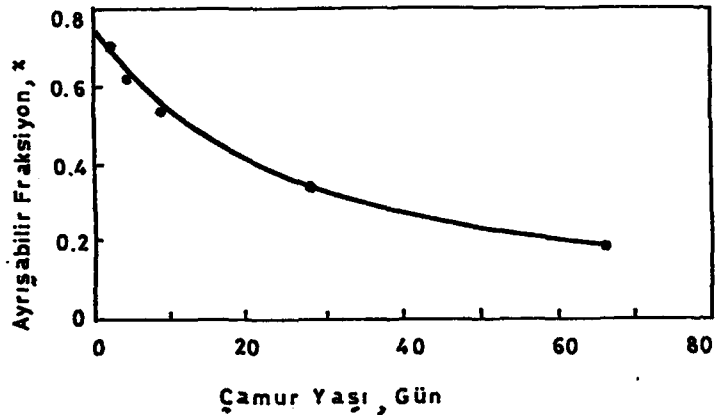
şeklinde veren Contois formülünü, TK sürekli aktif çamur sistemlerine uygulayarak giriş substrat konsantrasyonunun substrat giderim kinetiği üzerinde etkili olduğu sonucuna varmıştır. 3.31 denkleminde X'in, giriş substrat konsantrasyonunun fonksiyonu olduğu düşünülürse, çoğalma hızı dolayısıyla substrat giderim hızı, S_0 'ın fonksiyonu olur. Bu da, S_0 değiştikçe hızı kısıtlayan substrat konsantrasyonunun değişmesini gerektirir.

3.2. AKTİF BİYOKİTLE KAVRAMI İLE BİRLEŞTİRİLMİŞ MODELLER

Önceki bölümde ele alınan modeller, aktif çamur sistemlerinin boyutlandırılmasında geniş ölçüde kullanılmakla birlikte, tamamiyle çözünmüş bir substratın arıtılması sı-

rasında oluşan biyokitlenin %100 canlı olduğunu kabul etmeleri nedeniyle eleştiriye uğramışlardır. Weddle ve Jenkins (1971) in çalışmaları, özellikle yüksek çamur bekletme sürelerinde aktif çamurdaki organizmaların çok küçük bir yüzdesinin canlı olduğunu göstermiştir. Daha sonra aktif çamur modellerine, canlılık kaybını açıklamak üzere inert biyokitle oluşumu kavramı girmiştir. (Goodman and Englands, 1974; Barnard et al., 1972; Marais and Ekama, 1976).

Bernard ve diğerleri (1972), biyokitleyi ayrışabilir ve ayrışamıyan biyokitle olarak ikiye ayırmışlardır. Tam karışıklı bir aktif çamur sisteminde kararlı halde havalandırma tankındaki biyokitlenin ayrışabilir fraksiyonu, x 'i hesaplamak üzere, ayrışabilir ve ayrışamıyan biyokitle için yazılmış kütle dengelerinden yararlanarak bir formül geliştirmişlerdir. Bunun için, sentez sırasında oluşan biyokitlenin %77'sinin ayrışabilir olduğu ve içsel solunumla ayrışabilir biyokitle azalma hızının ayrışabilir biyokitle ile orantılı olduğunu kabul etmişlerdir. Bu şekilde tanımlanan ayrışabilir fraksiyon, x 'in çamur yaşı arttıkça azaldığı ve maksimum 0.77 değerini aldığı bulunmuştur (Şekil 3.4). Daha sonra, gözlenen ayrışabilir fraksiyonun maksimuma oranı şeklinde tanımlanan parametrenin ($\frac{x}{0.77}$), aktivite oranı ile yeterince uyum sağladığı gösterilmiştir (Upadhyaya, 1975).



ŞEKİL 3.4. Biyokitlenin ayrışabilir fraksiyonunun çamur yaşı ile ilişkisi.

İçsel solunumla biyokitlenin azalması sırasında ayrışmayan bir kısım biyokitlenin oluştuğunu kabul eden diğer modeller (Goodman and Englande, 1974; Marais and Ekama, 1976), biyokitleyi aktif, X_A , ve oluşan inert biyokitle (endogenous residue), X_E , olarak sınıflamışlar ve bunlar için ayrı ayrı yazılan kütle dengelerinden türetilmişlerdir. Bu modellerde inert biyokitlenin, içsel solunumla azalan aktif biyokitlenin bir fraksiyonu olarak üretildiği ve reaksiyonla giderilemediği varsayılır. Şekil 3.1'de görülen aktif çabour sistemi gözönüne alınırsa, çöktürme tankı üst akımındaki biyokitle konsantrasyonu ihmal edilerek inert biyokitle için kütle dengesi kararlı halde aşağıdaki gibi yazılmıştır.

$$-Q_w(X_E)_r + V \cdot f_E \cdot b \cdot X_A = 0 \quad (3.32)$$

Reaktörde ve çöktürme tankında çamurun homojen olarak karıştığı varsayılarak ve çamur yaşının tanımı kullanılarak havalandırma tankındaki inert biyokitle konsantrasyonu,

$$X_E = f_E \cdot b \cdot X_A \cdot \theta_c \quad (3.33)$$

olarak elde edilir. Giriş akımında askıda inert organik madde bulunmadığı varsayılırsa, havalandırma tankındaki toplam biyokitle,

$$X_T = X_A + X_E = (1 + f_E \cdot b \cdot \theta_c) X_A \quad (3.34)$$

olarak verilir. Bu durumda, biyokitlenin aktif fraksiyonu (veya canlılık oranı), f_A ,

$$f_A = \frac{X_A}{X_T} = \frac{1}{1 + f_E \cdot b \cdot \theta_c} \quad (3.35)$$

şeklinde çamur yaşının fonksiyonu olarak elde edilmiştir. Çoğalmanın ve içsel solunumla biyokitle aşılmasının aktif biyokitle ile orantılı olduğu düşünülürse 3.18 denklemi ile verilen biyokitle konsantrasyonu, aktif biyokitleyi göstermek durumundadır. O zaman toplam biyokitle

$$X_T = \frac{Y(S_0 - S)\theta_c}{(1 + b\theta_c)} (1 + f_E b \theta_c) \quad (3.36)$$

şeklinde elde edilir. Substrat konsantrasyonunu belirleyen spesifik çoğalma hızının,

$$\mu = \frac{1}{\theta_c} + b \quad (3.37)$$

olduğu aktif biyokitle için yazılan kütle dengesinden elde edilebilir. Buna göre, kararlı haldeki çıkış substrat konsantrasyonu, kinetik sabitlerin aktif biyokitleye göre tanımlanması ile 3.19 veya 3.20 denkleminde daha doğru olarak hesaplanır.

Aktif çamur proseslerinde aktivite kaybını açıklamada Grady ve Roper (1974) değişik bir yaklaşım getirmişlerdir. Bu modele göre canlı biyokitle, içsel solunumla yokolmanın yanında "doğal ölüm" ile canlılığını kaybederek cansız biyokitle haline dönüşmektedir. Cansız biyokitle de benzer mekanizmalarla canlı biyokitle ile aynı hızda -ya da daha düşük bir hızla- kütle kaybına uğrar. Bu modelde cansız biyokitlenin tamamıyla ayrışabilir olduğu kabul edilmektedir. Canlı ve cansız biyokitle için kütle dengeleri ayrı ayrı yazılmıştır. Canlı biyokitle (X_v) için kararlı halde kütle dengesi:

$$-(Q-Q_w)(X_v)_e - Q_w(X_v)_r + V\mu X_v - V\gamma X_v - VbX_v = 0 \quad (3.38)$$

$$(\mu - \gamma - b) = \frac{(Q - q_w)(X_v)_e + q_w(X_v)_r}{VX_v} \quad (3.39)$$

çamur yaşının tanımını kullanarak, spesifik çoğalma hızı,

$$\mu = \frac{1}{\theta_c} + b + \gamma \quad (3.40)$$

olarak elde edilir. Bu ifade, Monod denkleminde yerine konarak, substrat konsantrasyonu, çamur yaşına bağlı olarak elde edilmiştir.

$$S = \frac{K_s (1/\theta_c + b + \gamma)}{\mu_{\max} - (1/\theta_c + b + \gamma)} \quad (3.41)$$

Bu ifade, ölüm hızı katsayısı γ 'nın dahil edilmesi dışında

Lawrence ve Mc Carty (1970) modelinden türetilmiş ifade ile aynıdır. Canlı biyokitle konsantrasyonu, substrat için yazılan kütle dengesi ve 3.40 denkleminden yararlanılarak

$$X_v = \frac{Y (S_0 - S)}{\theta (1/\theta_c + b + \gamma)} \quad (3.42)$$

olarak bulunmuştur. Bu denklem, Lawrence ve Mc Carty (1970) modelinde biyokitle konsantrasyonunu veren 3.18 denklemden ölüm hızı katsayısı, γ kadar farklıdır ve sadece canlı biyokitle konsantrasyonunu verir.

Cansız biyokitlenin, canlı biyokitlenin ölümü ile oluştuğu ve canlı biyokitle ile aynı hızla yokolduğu varsayılarak cansız biyokitle X_n , için kütle dengesi aşağıdaki şekilde yazılmıştır.

$$-(Q - q_w)(X_n)e - q_w(X_n)_r + V\gamma X_v - VbX_n = 0 \quad (3.43)$$

$$\gamma \frac{X_v}{X_n} - b = \frac{(Q - q_w)(X_n)e + q_w(X_n)_r}{VX_n} \quad (3.44)$$

Biyokitle reaktör ve çöktürme tankında homojen olarak karışmışsa, 3.44 denkleminin sağ tarafı için çamur yaşı tanımını kullanılabilir. Bu durumda cansız biyokitle konsantrasyonu,

$$X_n = \frac{\gamma X_v}{1/\theta_c + b} \quad (3.45)$$

olarak elde edilmiştir. Reaktördeki toplam biyokitle konsantrasyonu, canlı ve cansız biyokitle konsantrasyonlarının toplamı olarak verilir. 3.42 ve 3.45 denklemlerinin toplanması ile

$$X_T = X_v + X_n = \left(1 + \frac{\gamma}{1/\theta_c + b}\right) \frac{Y(S_0 - S)}{\theta(1/\theta_c + b + \gamma)} \quad (3.46)$$

düzenlenerek

$$X_T = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta(1/\theta_c + b)} \quad (3.47)$$

elde edilmiştir. Bu denklem, Lawrence ve Mc Carty (1970)

modelinde verilen biyokitle konsantrasyonu ile aynıdır. Canlılık oranı, canlı biyokitlenin toplam biyokitleye oranı olarak tanımlanmış, 3.42 ve 3.47 denklemlerinden

$$\frac{X_v}{X_T} = \frac{1/\theta_c + b}{1/\theta_c + b + \gamma} \quad (3.48)$$

şeklinde çamur yaşının fonksiyonu olarak elde edilmiştir. Görüldüğü gibi canlılık oranı, canlı biyokitlenin spesifik ölüm hızı, γ ve toplam biyokitlenin yokolma hızı, b 'ye bağlıdır. Bu şekilde tanımlanan b , katsayısının değişken olduğu ve çamur yaşı arttıkça düştüğü çeşitli araştırmacılar tarafından gözlenmiştir (Orhon and Jenkins, 1972; Goodman and Englands, 1974; Marais and Ekama, 1976). Grady ve Roper (1974), bu olayı canlı biyokitlenin içsel solunum (decay) katsayısı ile cansız biyokitlenin içsel solunum katsayısının farklı olması ile açıklamışlar ve b katsayısının çamur yaşına bağlı olarak değiştiğini göstermişlerdir. Biyokitleyi aktif ve inert olarak sınıflandıran modellerden farklı olarak bu model, cansız biyokitlenin, -canlı biyokitleden daha yavaş olmakla birlikte- tamamiyle ayrışabilir nitelikte olduğunu dolayısıyla çamurun tam oksidasyonunun mümkün olduğunu ifade etmektedir. Marais and Ekama (1976) ve benzeri modellerde ise, canlılığını kaybetmiş fakat nihaî olarak ayrışabilir nitelikte olan biyokitle ihmal edilmektedir. Başka bir deyişle Mc Kinney (1962) tarafından ayrıştırılmaz olarak bulunan biyokitle fraksiyonu dışında kalan biyokitle aktif biyokitle olarak tanımlanmaktadır. Bu değer her zaman aktivite ölçümleri ile saptanan miktarla çakışmaması (Nelson ve Lawrence, 1980) ayrışabilir nitelikte fakat aktif olmayan bir biyokitle fraksiyonunun varlığını göstermektedir. Aktivite ölçüm yöntemlerinin ele alındığı Bölüm 4.2.'de biyokitlenin aktif fraksiyonu ile ayrışabilir biyokitle fraksiyonu arasındaki ilişki görülmektedir.

Bu tür modellerde, aktif biyokitlenin çok yavaş ayrışan, dolayısıyla normal olarak kullanılan bekletme sürelerinde ayrıştırılamadığı için inert kabul edilen bir kısmı dışında kalan ayrışabilir biyokitle ile aktivite ölçüm-

leri ile saptanmış aktif biyokitle arasında yeter bir yaklaşıklık olduğu varsayılarak aktivitesini kaybetmiş ayrışabilir biyokitle fraksiyonu ihmal edilmektedir.

Bazı modellerde, özellikle kararlı hal dışındaki durumlarda bu yaklaştırmaların doğru olmadığı düşünülerek, inert ve aktif biyokitlenin yanında üçüncü bir biyokitle bileşeni olarak aktif olmayan ayrışabilir biyokitle de modele dahil edilmiştir. (Dennis ve Irvine, 1983; Dold et.al. 1980)

3.3. ÜRÜN OLUŞUMU KAVRAMI İLE BİRLEŞTİRİLMİŞ MODELLER

Önceki bölümde sözü edilen matematik modellerin hemen hepsi, çıkış akımındaki çözünmüş organik maddenin giriş akımındaki organik madde ile aynı karakterde olduğu kavramına dayandırılmıştır. Özellikle verimli olarak çalışan aktif çamur tesislerinin çıkışındaki çözünmüş organik maddenin büyük bir çoğunluğunun biyokitle tarafından üretilmiş organik maddeler olması (Grady et al., 1975), bu tür modellerin çıkış suyu kalitesinin doğru olarak saptanmasında kullanılmasını geçersiz kılmaktadır. Biyokitle tarafından üretilen çözünmüş organik maddelerin üretim mekanizmaları ve biyolojik olarak ayrışabilirlikleri konusundaki farklı görüşler bu olayı aktif çamur teorisine dahil ederken değişik matematik modellerin türetilmesine yol açmıştır.

Bir aktif çamur tesisinde çıkıştaki çözünmüş organik maddenin giriştekinden farklı olduğu kavramına dayandırılan ilk matematik model Eckhoff ve Jenkins (1967) tarafından geliştirilmiştir. Bu modele göre, çıkıştaki çözünmüş KOI, giriş akımındaki ayrışabilir substratdan kalan substrat ile ayrılmıyan metabolik son ürünlerin toplamı olarak düşünülmüştür. Laboratuvarlarda kolay ayrışan bir substrat kullanıldığı için giriş akımında ayrılmıyan çözünmüş organik madde bulunmadığı varsayılmıştır. Buna göre, tam karışımli bir aktif çamur sisteminde kararlı halde çıkış çözünmüş KOI,

$$Z = S + P \quad (3.49)$$

şeklinde kalan ayrışabilir substrat, S, ve reaktörde üretilen ayrışmayan metabolik son ürünlerin, P, toplam olarak verilmiştir. Bu modelde spesifik substrat giderim hızı için,

$$\frac{dS}{dt \cdot X} = \frac{\mu}{Y} = q = kS \quad (3.50)$$

şeklinde 1. dereceden bir ifade kullanılmıştır. Metabolik son ürünlerin çoğalma mekanizmasına bağlı olarak üretildiği varsayılarak yazılan kütle dengesinden kararlı hal ürün konsantrasyonu, P, türetilmiştir.

$$-QP + V\alpha\mu X = 0 \quad (3.51)$$

$$P = \alpha\mu X\theta \quad (3.52)$$

Substrat için yazılan kütle dengesinden,

$$\mu X\theta = Y (S_0 - S) \quad (3.53)$$

olduğu kolaylıkla bulunabilir. 3.52 ve 3.53 denklemleri birleştirilerek,

$$P = \alpha Y (S_0 - S) \quad (3.54)$$

olarak elde edilmiştir. Bu değer 3.49 denkleminde yerine konur ve düzenlenirse,

$$Z = \alpha Y S_0 + (1 - \alpha Y) S \quad (3.55)$$

çıkış çözünmüş KÖİ, giriş substrat konsantrasyonuna bağlı olarak elde edilir. Girişte ayrıştırılamayan organik madde olmadığı varsayıldığından

$$S_0 = Z_0 \quad (3.56)$$

alınabilir. Bu ve S'in denklem 3.50'deki değeri denklem 3.55'de yerine konarak

$$Z = \alpha Y Z_0 + (1 - \alpha Y) \frac{q}{k} \quad (3.57)$$

elde edilmiştir. Substrat için yazılan kütle dengesinden

elde edilen

$$q = \frac{S_0 - S}{X_0} \quad (3.58)$$

şeklindeki spesifik substrat giderim hızı yerine, kolaylıkla ölçülebilen spesifik KOI giderim hızı,

$$q_z = \frac{Z_0 - Z}{X_0} \quad (3.59)$$

şeklinde tanımlanarak bir parametre olarak kullanılmıştır. q ve q_z arasındaki ilişkiyi bulmak için 3.49 ve 3.54 denklemlerinden yararlanılarak

$$Z_0 - Z = (1 - \alpha Y)(S_0 - S) \quad (3.60)$$

olduğu bulunur ve bu bağıntı ile 3.58 ve 3.59 denklemleri birleştirilerek

$$q_z = (1 - \alpha Y)q \quad (3.61)$$

elde edilmiştir. Bu durumda denklem 3.57

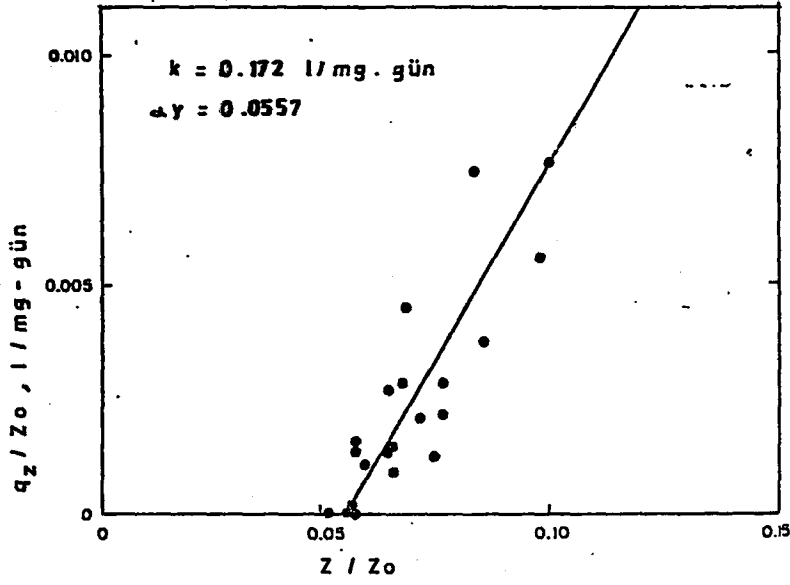
$$Z = \alpha Y Z_0 + \frac{q_z}{k} \quad (3.62)$$

şeklini alır. Denklemin her iki tarafı Z_0 ile bölünerek

$$\frac{q_z}{Z_0} = k \frac{Z}{Z_0} - \alpha Y \quad (3.63)$$

denklemini elde edilmiştir. Şekil 3.5'de görüldüğü gibi Eckhoff ve Jenkins (1967)'in laboratuvar verileri denklem 3.63'e göre işaretlenmiş ve model sabitleri k ve αY elde edilmiştir.

Daigger ve Grady (1977), çıkış akımında ölçülen çözülmüş organik maddelerin hemen tamamının metabolik ürünler olduğunu kabul ederek alternatif bir model geliştirmiştir. Bu modele göre, net spesifik ürün oluşum hızı, ν , spesifik ürün oluşum hızı ile ürünlerin tüketim hızı arasındaki fark olarak tanımlanmıştır. Bu tanıma göre metabolik ürünlerin ayrışabilir nitelikte olduğu ve üretim hızının



ŞEKİL 3.5. Eckhoff ve Jenkins (1967) modelinin sabitlerinin bulunması.

tüketim hızından büyük olduğu kabul edilmektedir. Kararlı halde ürünler için kütle dengesi aşağıdaki gibi yazılır.

$$\begin{aligned} \text{Giren} - \text{Çıkan} + \text{Üretilen} &= 0 \\ 0 - QP + VUX &= 0 \end{aligned} \quad (3.64)$$

Buna göre kararlı halde ürün konsantrasyonu

$$P = UX\theta \quad (3.65)$$

olur.

Çıkış akımındaki çözünmüş organik madde, Z, orijinal substratdan kalan, S, ile üretilen metabolik ürünlerin toplamı olarak verilmiştir.

$$Z = S + P \quad (3.66)$$

Metabolik ürünlerin ayrışabilir nitelikte olduğu kabul edildiğinden, çoğalmanın sadece orijinal substratın giderimi ile değil toplam çözünmüş organik maddenin giderimi sonucunda olduğu kabul edilmektedir. Bu durumda çoğalmayı kısıtlayan substrat konsantrasyonu olarak S değil Z alınmaktadır. Substrat için yazılan kütle dengesinden

$$X_0 = \frac{Y (S_0 - Z)}{\mu} \quad (3.67)$$

elde edilmiştir. Öte yandan, net spesifik ürün oluşum hızı ile spesifik çoğalma hızı arasında polinom şeklinde bir ilişki olduğu bulunmuştur. 3.65 ve 3.67 denklemleri birleştirilerek

$$P = Y (S_0 - Z) \left| \frac{K_0}{\mu} + K_1 + K_2 \mu \right| \quad (3.68)$$

3.66 ve 3.68 denklemleri birleştirilerek,

$$\left| 1 + Y \left(\frac{K_0}{\mu} + K_1 + K_2 \mu \right) \right| Z = Y S_0 \left(\frac{K_0}{\mu} + K_1 + K_2 \mu \right) \quad (3.69)$$

ve $(K_0/\mu + K_1 + K_2 \mu)$ teriminin 1'den çok küçük olduğu kabul edilerek

$$Z = Y S_0 \left(\frac{K_0}{\mu} + K_1 + K_2 \mu \right) + S \quad (3.70)$$

şeklinde çıkış organik madde konsantrasyonunun, giriş substrat konsantrasyonu ve spesifik çoğalma hızı ile ilişkili olduğu bulunmuştur. Gerçek arıtma sistemlerinde olduğu gibi, heterojen substrat kullanıldığı zaman orijinal substratı (S) tayin etmek mümkün değildir. Spesifik substratlarla elde edilen sonuçlara dayanılarak S'in çıkış çözünmüş organik madde konsantrasyonuna katkısının ihmal edilebileceği ifade edilmiştir. Buna göre,

$$Z = Y S_0 \left(\frac{K_0}{\mu} + K_1 + K_2 \mu \right) \quad (3.71)$$

şeklinde, çıkış çözünmüş KOI, giriş çözünmüş KOI ile doğrudan orantılı olarak elde edilmiştir. Denklem 3.71'in ortaya koyduğu diğer bir sonuç, çıkış çözünmüş organik madde konsantrasyonunun spesifik çoğalma hızından farklı yollarla etkilenmesidir. μ 'ye karşı Z/S_0 'ın işaretlenmesi ile U şeklinde bir eğri elde edilir. Çok düşük spesifik çoğalma hızlarında, çoğalmadan bağımsız ürün oluşumu (K_0) önemli olacak ve μ azalırken Z/S_0 'ın artmasına neden olacaktır. Orta spesifik çoğalma hızlarında, Z/S_0 μ 'den bağımsız olma eğilimi gösterirken, yüksek çoğalma hızlarında μ artarken Z/S_0 da artacaktır. Ayrıca yüksek çoğalma hızlarında S'in ihmal

T. C.

Yükseköğretim Kurulu

edilemeyecek seviyelere yükselmesi de mümkün olduğundan yüksek Z değerleri elde edilecektir. Düşük çoğalma hızlarında μ düştükçe Z/S_0 oranının artması tesisin işletmesi açısından çok önemli bir sonuçtur. Konvansiyonel kontrol mekanizmasına göre çıkış konsantrasyonunu düşürmek için çamur yaşını artırmak dolayısıyla spesifik çoğalma hızını düşürmek gerekir. Halbuki denklem 3.71'e göre belli bir değerden sonra μ 'nün düşürülmesi çıkış konsantrasyonunda bir iyileşmeye neden olmamakta, aksine bozulmaktadır. Chudoba ve diğerleri (1968) Z/S_0 'ın çamur yükü (dolayısıyla μ) ile ters orantılı olduğuna işaret etmişlerdir. Baskır ve Spearing (1980) de çıkış KOI konsantrasyonu ile μ arasında benzer bir ilişki gözlemiş ve μ azaldıkça çıkış KOI'nin artmasını ürün oluşumu modelini kullanarak açıklamıştır. Bu modelde ürün oluşum hızı, Luedeking-Piret formülü kullanılarak modellenmiştir. Cimşit ve Orhon (1987) ardışık kesikli reaktörlerde çözünmüş KOI konsantrasyonunun zamanla arttığını gözlemiştir.

Sykes (1981), bir aktif çamur tesisinin çıkış akımındaki çözünmüş organik maddelerin, giriş substratından kalan değil, biyokitle tarafından üretilen çeşitli bileşikler olduğuna dikkat çekerek standart biokinetik teorinin uygun olmadığını ifade etmiştir. Hem substrat hem de ürünler için ayrı ayrı yazılan kütle dengelerinden türetilmiş modellerin de, ürün ve substratların kimyasal analiz ile ayırt edilmesi mümkün olmadığından, yarattığı sorunları çözmediği için kullanışlı olmadığını ileri sürmüştür. Standart biokinetik teorinin dayandığı hız kısıtlayıcı substrat kavramının, kararlı hal aktif çamur teorisinin kurulmasında kullanılmasının pratik olmadığı çünkü bunun doğru olarak uygulanmasının karmaşık ve kullanışsız modellere yolaştığı sonucuna varmıştır. Ayrıca çıkış KOI'nin, kalan orijinal substrat olmadığı ve çamur yaşı yolu ile daima kontrol edilemediği gerekçesi ile hız kısıtlayıcı substrat kavramının geçerli ve uygun olmadığını ileri sürmüştür. Bunun yerine, bir aktif çamur tesisinin çıkışındaki çözünmüş KOI'nin tamamıyla biyokitle tarafından üretilmiş olduğu temeline da-

yanan dolayısıyla sadece verimli olarak çalışan tesisler tarafından KOI giderimine uygulanabilecek alternatif bir model teklif edilmiştir. Bu model, kararlı halde toplam KOI için yazılmış kütle dengesinden türetilmektedir:

$$|KOI \text{ giriş hızı}| = |KOI \text{ çıkış hızı}| + |Solunum hızı| \quad (3.72)$$

$$QZ_o = f_{cv} |q_w X_r + (Q - q_w) X_e| + QZ + R \quad (3.73)$$

$$f_{cv} = 1.48 \text{ g KOI/g UAKM}$$

Bu ifadede, çözünmüş KOI biyokitlenin bir yan ürünü olarak varsayılmış ve çözünmüş KOI çıkış hızı, Q_s , günde net olarak üretilen biyokitlenin bir fraksiyonu olarak alınmıştır.

$$QZ = a |q_w X_r + (Q - q_w) X_e| \quad (3.74)$$

$$a = \text{orantı sabiti, g KOI/g UAKM}$$

Gözlenen dönüşüm oranı, Y_g ,

$$Y_g = \frac{|q_w X_r + (Q - q_w) X_e|}{QZ_o} \quad (3.75)$$

olarak tanımlanırsa, 25 ve 26 denklemleri birleştirilerek çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonu,

$$Z = a Y_g Z_o \quad (3.76)$$

olarak elde edilmiştir. Gözlenen dönüşüm oranının çamur yaşının fonksiyonu olduğu düşünülürse çıkış çözünmüş KOI, çamur yaşı ve giriş KOI'nın fonksiyonu olarak elde edilmiştir. 3.76 denkleminde göre çamur yaşı arttıkça çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonu azalmaktadır. Bu modelde oluşan ürünlerin ayrışabilirlikleri konusunda birşey söylenmemekle birlikte, oluşum hızı, net biyokitle üretimi ile orantılı alındığı için, çamur yaşı arttıkça meydana gelen ürünlerin dolayısıyla çıkış KOI'nın azaldığı sonucu ortaya çıkar.

Bu modelin kurulmasında başlangıçta kabul edilen varsayım ($S=0$), Eckhoff ve Jenkins (1967) modeline uygulanırsa 3.55 ve 3.76 denklemlerinin dönüşüm oranlarının farklı ol-

ması dışında aynı olduğu ortaya çıkar. Denklem 3.55'de gerçek dönüşüm oranı kullanıldığından, çıkış KOI'nin, çamur yaşına bağlı olmadığı ve $S=0$ kabulünün geçerli olabileceği bir çamur yaşından sonra, bütün θ_c 'ler için $Z=\text{sabit}$ olacağı sonucuna varılır.

3.4. IAWPRC ÇALIŞMA GRUBU MODELİ

Biyolojik atıksu arıtımının tasarlanması ve işletilmesinin matematik modellenmesi konusunda IAWPRC tarafından oluşturulan bir ihtisas grubu, karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyonu içeren kapsamlı bir aktif çamur modeli ortaya koymuştur. Aktif çamur sisteminin davranışının simülasyonu, çok sayıda bileşen arasındaki çok sayıda reaksiyonu hesaba katmayı gerektirmiştir. Reaksiyonların, sistem içinde meydana gelen en önemli temel süreçleri kapsamı amaçlanmıştır. Bu bağlamda süreç (process), bir veya daha fazla sistem bileşeni üzerinde etkili olan tek olay anlamında kullanılmıştır. Modelin geliştirilmesi sırasında temel süreçler belirlenmiş ve herbiri için uygun kinetik ve stokiometrik ifadeler seçilmiştir. Karbon oksidasyonu açısından önemli olan süreçler için seçilen kinetik ifadeler Bölüm 2'de değinilmiştir.

Modelin sunulmasında matris formatının kullanılması, model bileşenleri arasındaki karşılıklı ilişkilerin görülmesini kolaylaştırmıştır. Matrisin kurulmasında ilk adım olarak model bileşenleri tanımlanmış ve tablonun üst kısmında sembol olarak ve alt kısmında da adı ve birimi ile verilmiştir (Tablo 3.1). IAWPRC tarafından teklif edilen isimlendirmeye göre (Grau ve diğerleri, 1982) çözülmüş bileşenler S esas sembolü ile ve çözünmeyen bileşenler ise X sembolü ile gösterilmiştir. Bir bileşeni tanımlamada alt semboller kullanılmıştır. Substratın S, heterotrofik biyokitlenin B,H, ototrofların B,A, oksijenin O alt sembolleri ile gösterilmesi gibi. Matrisin kurulmasında ikinci adım olarak sistemde meydana gelen biyolojik süreçler tanımlanmış ve matrisin solunda bir sütun olarak yer almıştır. Büy-

TABLO 3.1- "IAWPRC Çalışma Grubu" Modelinde Reaksiyon Matrisi

Bileşen $\rightarrow$		i	1	2	3	4	5	Süreç Hızı, ρ_j
j	Süreç $\downarrow$							
1	Aerobik Heterotrofik Çoğalma		$-\frac{1}{Y_H}$		1		$-\frac{1-Y}{Y}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_s}{K_s+S_s} \right) \left(\frac{S_O}{K_O+S_O} \right) X_{B,H}$
2	Heterotrofların Bozunması			$1-f_E$	-1	f_P		$b_H X_{B,H}$
3	Tutulan Organik Maddenin Hidrolizi		1	-1				$k_h \left(\frac{X_S/X_{B,H}}{K_X+(X_S/X_{B,H})} \right) \left(\frac{S_O}{K_O+S_O} \right) X_{B,H}$
Gözlenen Reaksiyon Hızı			$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$					
Stokiyometrik Parametreler			Biyo-lojik olarak kolay ayrışabilen substrat- $M(KOI)L^{-3}$	Biyo-lojik olarak yavaş ayrışabilen substrat- $M(KOI)L^{-3}$	Aktif heterotrofik biyokitle M (KOI)L ⁻³	Partiküller inert ürün M (KOI)L ⁻³	Oksijen (negatif KOI) $M(KOI)L^{-3}$	Kinetik Parametreler: Heterotrofik Çoğalma: $\hat{\mu}_H, K_s, K_O$ Heterotrofların Bozunması: b_H Hidroliz k_h, K_x

lece i , bileşen sayısını j ise süreçlerin sayısını vermek üzere (i,j) boyutunda bir matris elde edilmiştir. Her bir süreç için kinetik ifadeler veya hız denklemleri sürecin gösterildiği satırın sağ tarafında Q_j sembolü ile yer almıştır. Matris içindeki elemanlar $(v_{i,j})$, bir süreçte bileşenler arasındaki kütle ilişkilerini veren stokiometrik katsayılarıdır. Stokiometrik katsayıları basitleştirmek için bütün organik bileşenler KOI eşdeğeri olarak ve oksijen de negatif oksijen ihtiyacı olarak ifade edilmiştir. Buna göre, matris içinde tüketim için $(-)$, üretim için $(+)$ işaret kullanılmıştır.

Sistem içinde tek bir bileşen çok sayıda farklı süreçten etkilenebilir. Matris şeklinde gösterimin bir yararı, bir bileşen için kütle dengesi eşitliğinin kolaylıkla yazılabilesidir. Tanımlanmış herhangi bir sistem içinde kütle dengesi için temel eşitlik,

$$\text{Girdi} + \text{Çıktı} + \text{Reaksiyon} = \text{Birikim}$$

dir. Girdi ve çıktı taşınım terimleridir ve modellenen sistemin fiziksel karakteristiklerine bağlıdır. i bileşen için reaksiyon terimi, r_i , süreçlerin kinetik ifadeleri ile stokiometrik katsayıların çarpımlarının toplamı olarak elde edilir.

$$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j \quad (3.77)$$

Matris gösteriminin diğer bir yararı, matrisin bir satırı boyunca hareket edilerek sürekliliğin kontrol edilebilmesidir. Tutarlı birimler kullanıldığı için, bir satır boyunca stokiometrik katsayıların toplamı sıfır olmalıdır. Oksijen negatif KOI olarak düşünüldüğünden, bu bileşene ait stokiometrik katsayıların -1 ile çarpılması gereklidir.

Biyolojik atıksu arıtma sistemlerinin çoğu, uzun çamur bekletme süreleri ve düşük spesifik çoğalma hızlarında çalıştırıldığı için farklı sistemler arasında çıkıştaki çözülmüş ayrışabilir substrat açısından genellikle pek büyük

fark yoktur. Buna karşılık, aktif çamur konsantrasyonunda ve elektron alıcısı (oksijen veya nitrat) gereksiniminde büyük farklar olabilir. Dahası iyi bir tasarım pratiği, değişen ihtiyaçlara bağlı olarak yeterli elektron alıcısının zamanında ve yerinde temin edilmesini ve çamur konsantrasyonunun son çöktürücü ve geri devir sistemlerinin kapasitelerini aşmıyacak kadar olmasını gerektirir. Bu düşüncelerle çalışma grubu modeli geliştirilirken birincil önem, çıkış substrat konsantrasyonuna değil aktif çamur konsantrasyonunun ve elektron alıcısı gereksiniminin hesaplanmasına verilmiştir. Çalışma Grubu modelinde en önemli süreçlerin modele dahil edildiği ve bunlara uyabilecek en basit hız ifadelerinin tercih edildiği belirtilmektedir. Çalışma grubu, çevre koşullarına bağlı olarak süreç hız denklemlerini devreye sokup çıkaran anahtar fonksiyonlar kavramını da kullanmıştır. Bu özellikle mevcut elektron alıcısının cinsine bağlı olan süreçler için gerekli olmuştur. Örneğin nitrifikasyonu gerçekleştiren bakteriler sadece aerobik koşullarda gelişebilir ve enerji verici substrat konsantrasyonu ne olursa olsun çözünmüş oksijen konsantrasyonu sıfıra yaklaştıkça büyüme hızları da sıfıra düşer. Bu durum, süreç hız denkleminde bir çözünmüş oksijen "anahtarı" koyarak modellenmiştir.

$$\text{Oksijen anahtar fonksiyonu} = \frac{S_0}{K_0 + S_0} \quad (3.78)$$

şeklinde benimsenmiştir. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun (S_0) orta değerleri için anahtar fonksiyonunun 1'e yakın olması ve S_0 , sıfıra yaklaştıkça da sıfıra yaklaşması için K_0 için küçük bir değer seçilmiştir. Fonksiyonun matematik olarak sürekli olması, süresiz tarzda devreye girip çıkan hız ifadelerinin bulunduğu modellerle yapılan simülasyonlarda nümerik kararsızlık sorunlarının ortaya çıkmasını önlemektedir. Benzer tarzda, ancak çözünmüş oksijenin yokluğunda meydana gelebilen süreçler de

$$\frac{K_0}{K_0 + S_0} \quad (3.79)$$

biçiminde bir anahtar fonksiyonla devreye sokulabilmektedir. 3.78 ve 3.79 denklemleri ile verilen anahtar fonksiyonları temel hız yasalarına uygunluklarından çok matematiksel uygunlukları nedeniyle seçilmiş olmalarına rağmen K_0 gibi anahtar sabitlerinin değerlerinin model sonuçlarını etkileyecekleri açıktır. Dolayısıyla modelden elde edilen sonuçların tutarlılığı açısından anahtar sabitleri için seçilen değerlere dikkat edilmelidir.



BÖLÜM IV

AKTİF ÇAMURDA KULLANILAN

ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ VE PARAMETRE TAYİNİ

4.1. SUBSTRAT ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ

Mikrobiyel çoğalma ve substrat kullanımı hızları, önceki bölümde görüldüğü gibi, sistemdeki hız kısıtlayıcı besleyici konsantrasyonu ile orantılıdır. Hız kısıtlayıcı olan madde aynı zamanda sistemde giderilmesi istenen maddedir. Dolayısıyla hız kısıtlayıcı besleyici konsantrasyonunun nasıl ölçüleceği önemli bir sorundur.

Spesifik Substrat Ölçülmesi

Spesifik bir maddenin giderilmesi için tasarlanmış bir sistemde, sistemin verimi o spesifik bileşiğin konsantrasyonunun ölçülmesi ile belirlenebilir. Nitrifikasyon prosesinde amonyağın azalmasının ya da nitrat artışının ölçülmesi ile sistemin veriminin ölçülmesi gibi. Yüzlerce bileşik içeren bir atıksuyun, çözünmüş organik maddelerinin biyolojik olarak arıtılması için tasarlanmış bir sistemde arıtma veriminin spesifik testlerle ölçülmesi hemen hemen olanaksızdır. Sistemde spesifik bir maddenin (örneğin fenol) giderilmesi ile ilgilenilmiyorsa, bu organik maddelerin tek tek ölçülmesi yerine bunların birleştirilmiş (colligative) bir özelliğinin ölçülmesi daha yararlıdır. Esas olarak bir grup organik maddeyi içeren endüstriyel atıksularda bu grubun konsantrasyonunun ölçülmesi de mümkündür. Örneğin, esas olarak karbonhidratları içeren bir atıksuda, anthrone testi (Gaudy, 1962), bu atıksuyun konsantrasyonunun tayininde kullanılabilir. Ancak, biyolojik arıtma sistemlerinde, birincil substratın metabolize edilmesi sırasında, biyolojik olarak ayrışabilen ara ürünler olduğu ya da ölen mikroorganizmaların hidrolizi ile ayrışabilir organik maddeler

üretildiği gözönüne alınırsa, spesifik substrat ölçümlerinin kullanılması, arıtma amacına uygun düşmemektedir.

Toplam Organik Karbon (TOC)

Organik maddenin, karbon cinsinden toplam miktarını veren TOC testinin substrat ölçülmesinde kullanılmasının iki önemli dezavantajı vardır. Birincisi, biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan organik madde arasında ayırım yapmaz. Bu, biyokimyasal süreçler açısından önemlidir. Çünkü bu süreçler sadece biyolojik olarak ayrışabilen organik madde üzerinde değişiklik yapabilirler.

Bir bileşiğin oksidasyon kademesi, transfer edebileceği elektronların cinsinden tanımlanır. Aerobik proseslerde nihai elektron alıcısı oksiyendir. Bir bileşiğin karbon dioksit ve suya kadar oksitlenmesi için gerekli oksijen miktarı, transfer edebileceği elektron sayısından, elektron başına 8 gr oksijen gerektiği bilindiğine göre, doğrudan hesaplanabilir. Bu miktar oksijen ihtiyacı olarak bilinir ve bir atığın kirletme potansiyelinin ölçüsü olarak kullanılır.

Oksijen İhtiyacı

Oksijen ihtiyacı ile atığın içerdiği karbonlu enerjiyi ölçmede halen kullanılan iki yöntem Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı ve Kimyasal Oksijen İhtiyacıdır.

Biyokimyasal oksijen ihtiyacı kavramı aerobik organotrofik mikroorganizmalar için elverişli bir organik karbon kaynağı içeren bir suyun kirletme potansiyelinin, mikroorganizmaların bu sudan alınmış bir örnekte gelişmeleri sırasında harcadıkları oksijenin ölçülmesiyle belirlenebileceği fikrine dayanır (Gaudy, 1972). Deney, atıksu örnekleri ile hazırlanmış, aşılınmış ve besleyiciler eklenmiş seyreltmelerin, mühürlü şişeler içinde 20°C'da 5 gün süre ile bekletilmesi sonucunda çözünmüş oksijen konsantrasyonunda meydana gelen değişimin ölçülmesi ile gerçekleştirilir.

Biyokimyasal yükseltgenme 5 günde tamamlanmadığından BOI5 değeri atıksudaki substrat düzeyini tamamiyle yansıtmaz. Bu eksikliğin üstesinden gelmek amacıyla 20-25 gün süreli BOI deneyleri yapılır veya daha kısa süreli BOI deneylerinin sonuçlarından yararlanarak ekstrapolasyon yoluyla nihai değer bulunmaya çalışılır.

Kimyasal oksijen ihtiyacı deneyi atıksu örneklerinin, 2 saat içinde, kuvvetli asit ortamda ve kaynama sıcaklığında indirgedikleri Cr^{+6} miktarının ölçülmesi biçiminde yürütülür. Böylelikle KOI deneyi, deney koşullarında ve deney süresi içinde bikromatla yükseltgenebilir maddelerin atıksulardaki konsantrasyonunu bulmakta kullanılır.

Aerobik biyolojik arıtma sistemlerinde mikroorganizmalarca substrat olarak kullanılan maddelerin ölçümünde her iki deneyin de avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır.

BOI deneyinde aşı olarak kullanılan mikroorganizmaların atıksuda bulunan substratlara aklime olmaması ya da atıksuda biyolojik gelişmeyi geriletici inhibitörler bulunması durumunda düşük değerler elde edilir. Kantitatif bir substrat ölçme tekniği olarak KOI deneyinin yetersizliği, mikroorganizmalar için uygun substrat oluşturmayan yükseltgenebilir maddelerin ve bu arada biyolojik bakımdan inert organik maddelerin de Cr^{+6} 'yı indirgemeleri nedeniyle ölçüm sonuçlarına yansımalarından ileri gelir. KOI deneyinin tali bir dezavantajı da biyolojik olarak ayrıştırılabilen bazı aromatik hidrokarbonların, vd. organik maddelerin Cr^{+6} ile yükseltgenememeleridir.

Biyolojik bakımdan inert organik maddeler, farklı bir tarzda, BOI deneyinin de önemli hata kaynaklarından birini oluştururlar. Olağan koşullarda, BOI deneyinin başlangıcında aşı olarak şişeye konulan mikroorganizmalar hızla gelişerek, 1-2 gün içinde şişedeki ayrıştırılabilir substratın bir kısmını enerji reaksiyonlarında tüketirken kalanın tamamını da sentez reaksiyonlarıyla yeni

mikroorganizmalara dönüştürürler. Ortamda, ayrıştırılabilir orijinal substratın tamamen tükendiği bu noktadan itibaren, biyolojik ayrışma ortamdaki biyokütlelerin fiziksel solunum, predasyon gibi olaylar sonucunda ikincil organik malzeme olarak enerji ve sentez reaksiyonlarında kullanılması ile sürer. Mikroorganizmaların hücrelerinin diğerlerince substrat olarak kullanılmaları sırasında hücrenin bazı kısımları, özellikle de hücre duvarları ayrıştırılamaz. Bu hücre bileşenleri, substrat olarak kullanılan her mikroorganizma ile birlikte biraz daha artarak ortamda gittikçe artan bir birikim gösterirler. Bu suretle BOI şişesindeki olayların net etkisi, biyolojik olarak ayrıştırılabilir orijinal substratın büyük kısmının tekrarlanan enerji reaksiyonlarında yanma ürünlerine, kalanının da biyolojik bakımdan inert hücre kalıntılarına çevrilmesi olur. Böylelikle orijinal substratın hücre kalıntılarına tekabül eden kısmı kullanılmamış, buna tekabül eden oksijen tüketimi de gerçekleşmemiş olur. Bu husus substrat ölçümü açısından BOI deneyinin ayrılmaz bir hata kaynağıdır.

Deney koşullarındaki değişmelerden sonuçların çok fazla etkilenmesi, fazla emek ve zaman gerektirmesinin yanında deney koşullarının biyolojik reaktördekinden çok farklı (seyreltik, uzun süre, başlangıçta yüksek CO_2 , statik kültür gibi) olması nedeniyle substratı düşük ölçme eğilimi (Green ve diğerleri, 1981) gibi dezavantajları BOI₅ parametresinin, biyolojik arıtma sistemlerinin tasarım ve işletilmesinde kullanışlılığını azaltmaktadır.

4.2. BİYOKİTLE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ

Gravimetrik olarak tayin edilen uçucu askıda katı madde (UAKM), halen aktif çamur prosesinde mikroorganizmanın ölçüsü olarak kullanılan bir parametredir. İnorganik partiküler maddeyi de ölçen AKM parametresine karşılık, UAKM, inert ya da ayrışabilir organik maddeyi ölçer. Bu parametre biyolojik katılarla diğer organik maddeler arasında bir ayırım yapamaz. Biyolojik katıların ölçülmesi için teklif edilen partiküler organik azot, protein veya

DNA gibi parametrelerde aktif biyokitlenin ölçüsü olarak kullanılamazlar. Çünkü aktif çamurda değişen konsantrasyonlarda canlılığını kaybetmiş partiküler organik madde bulunur.

Canlı mikroorganizma ölçümünde sayma (plate counting) yöntemi kullanılabilir. Ancak, aktif çamurun flokülen yapısı, hücrelerin doğru olarak sayılmasını olanaksızlaştırır. Bazı biyokimyasal parametreler aktif biyokitle ölçümünde kullanılabilir. Bir biyokimyasal parametrenin aktif çamur sistemlerine uygulanması, söz konusu temel hücresel mekanizmanın anlaşılmasını gerektirir.

Temel hücresel reaksiyonların hepsi enzimler aracılığı ile yürür. Atıksu arıtımı amaçları açısından ilgilenilen enzimler, substrat kullanımı ile ilgili oksidasyon-reduksiyon reaksiyonlarını katalizleyenlerdir. Bu enzimler genellikle oksido-redüktazlar olarak isimlendirilir ve bu sınıf içindeki dehidrojenaz enzimleri, hidrojen atomlarını reaktanlardan çevrimsel ara alıcılara transfer ederek substratın oksidasyonunu katalizlerler. En bilinen ara hidrojen alıcısı nikotinamit adenin dinükleotid (NAD)'dir.

Dehidrojenaz katalizi ile NAD'ye transfer edilen hidrojen atomları, sonunda nihai elektron alıcısına geçerler. Aerobik metabolizmada nihai elektron (veya hidrojen) alıcısı moleküller oksijendir.

ADP ve inorganik fosfordan yüksek enerjili ATP üretimi, enerji üreten oksidasyon reaksiyonları ile birlikte yürür. ATP'nin hidrolizi ile açığa çıkan enerji sentezde kullanılır. Enerji sağlamak için biyokimyasal aktivitede ATP önemli bir role sahiptir. Sonuç olarak aktivite ölçümünde kullanılabilecek biyokimyasal parametreler:

- dehidrojenaz enzim aktivitesi
- Oksijen kullanımı
- Adenozin trifosfat (ATP) ölçümleridir.

Dehidrojenaz Aktivitesi

Aerobik dehidrojenaz enzimleri, elektronları, oksijene olduğu kadar bazı indirgenebilir boyalara da transfer edebilir (Ford ve diğerleri, 1966). Bundan yararlanılarak dehidrojenazlar, kolaylıkla ölçülebilir. Substratın yükseltgenmesine kuple olan, tetrazolium tuzunun (TTC) kırmızı renkli formazana (TF) indirgenmesi reaksiyonu, birçok araştırmacı tarafından aktif çamurda dehidrojenaz aktivitesinin ölçümünde kullanılmıştır. Kırmızı rengin şiddetinin ölçülmesi ve formazan konsantrasyonunun standart eğrisi ile karşılaştırılması ile, dehidrojenaz aktivitesi, üretilen µg formazon/mg hücre maddesi olarak verilir. Doğal elektron alıcısı, oksijenin bulunması sonuçları etkilediğinden giderilmesi gerekir.

Oksijen Kullanım Hızı

Dehidrojenaz aktivitesi ölçümlerinin dezavantajları, doğrudan oksijen kullanım hızının ölçülmesi ile önlenabilir. Bu yöntemin asıl avantajı, doğal nihai elektron alıcısını ölçmesi dolayısıyla normal biyokimyasal reaksiyonu kesintiye uğratmamasıdır. Oksijen kullanım hızının ölçülmesinde iki yöntem kullanılır. Geleneksel olarak kullanılan Warburg yöntemi yerine, oksijen elektrotları basit ve hızlı oksijen kullanım hızı ölçülmesinde giderek artarak kullanılmaktadır.

ATP

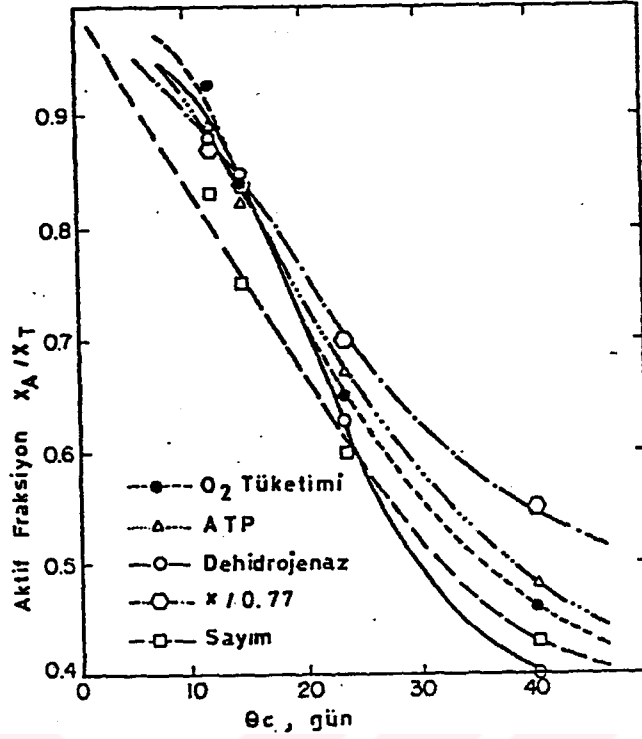
ATP'nin lüsiferin-lüsiferaz enzimi ile meydana getirdiği kompleks, oksijenle reaksiyona girerek tahrik olur ve ışık emisyonu yapar. Yayınlanan ışık miktarı başlangıçtaki ATP miktarı ile doğrudan orantılı olduğu için bu reaksiyon ATP ölçümünde kullanılır. Birçok araştırmacı, ATP ölçümünü, aktif çamurda aktivite ölçümü için en uygun yöntem olarak önermişlerdir (Patterson ve diğerleri, 1969; Nelson ve Lawrence, 1980; Droste ve diğerleri, 1983; Kucnerowicz ve Verstraete, 1982). Kesikli bir havalı çamur çürütücüde, ayrışabilir UAKM düşüşü ile ATP azalmasının paralel olduğu görülmüştür (Droste ve Sanchez, 1983).

Spesifik aktivite ölçümlerinden aktif biyokitle miktarını veya biyokitlenin aktif fraksiyonunu bulabilmek için, spesifik aktivitenin maksimum değerinin bilinmesi gerekir. Bu değer genellikle çeşitli çamur bekletme sürelerinde ölçülen spesifik aktivite sonuçlarının, yıkanmanın (washout) meydana geldiği çamur bekletme süresinin hemen öncesine ekstrapolasyonu ile bulunur. Aktif fraksiyon, herhangi bir anda ölçülen spesifik aktivitenin, maksimum spesifik aktiviteye oranlanması ile hesaplanır.

Henze (1986), maksimum spesifik oksijen kullanım hızının sabit olduğunu ve hesaplanabileceğini, dolayısıyla ölçülen spesifik oksijen kullanım hızlarının bu değere oranlanması ile aktif fraksiyonun bulunabileceğini öne sürmüştür. Maksimum oksijen kullanım hızının hesaplanmasında, biyokitlenin elektron transfer hızının, 20°C'da 1 elektron eşdeğeri/gr UAKM.gün olmasından hareket edilmiştir (McCarty, 1972). Oksijen kullanım hızının maksimum çoğalma koşullarında, elektron transfer hızının %40'ı olduğu ($Y=0.60 \text{ KOI/KOI}$) kabulü ile, $OKH=0.40 \times 8=3.2 \text{ grO}_2/\text{gr UAKM.gün}$ veya $133 \text{ mgO}_2/\text{gr UAKM.saat}$ olarak hesaplanmıştır. Bu değer, aktif çamurda ölçülen oksijen kullanım hızlarının çok üstündedir. Ölçülen oksijen kullanım hızının bu değere oranlanması ile aktif biyokitle fraksiyonu bulunur.

Biyokitlenin aktif fraksiyonunun bulunması için Green ve Shelef (1981), doygunluk koşullarında maksimum substrat giderim hızı ve oksijen kullanım hızı ölçülmesine dayanan bir yöntem önermişlerdir.

Upadhyaya ve Eckenfelder (1975), biyokitlenin ayrışabilir fraksiyonunun belirlenmesini, çözünmüş atıksu arıtan biyolojik sistemlerde aktif biyokitlenin hesaplanmasında basit ve doğru bir yöntem olarak önermişler ve diğer aktivite parametreleri ile karşılaştırmalarını yapmışlardır (Şekil 4.1).



ŞEKİL 4.1- Çeşitli Parametrelerle Ölçülmüş Aktif Fraksiyonun Çamur Yaşı ile Değişimi

4.3. KİNETİK SABİTLERİN BULUNMASI

Çoğalma Sabitlerinin Bulunması

Çoğalmayı tanımlayan Monod sabitleri, $\hat{\mu}$ ve K_s , spesifik çoğalma hızı, μ , ve bu hızı belirleyen substrat konsantrasyonunun ölçülmesi ile elde edilen verilerden ya non-lineer parametre bulma teknikleri ile veya Monod denkleminin çeşitli şekillerde lineerleştirilmesi ile bulunur. Kinetik sabitlerin bulunmasında kullanılan, Monod denkleminin lineerleştirilmiş şekilleri

$$\frac{1}{\mu} = \frac{1}{\hat{\mu}} + \frac{K_s}{\hat{\mu}} \cdot \frac{1}{S} \quad (4.1)$$

$$\frac{S}{\mu} = \frac{K_s}{\hat{\mu}} + \frac{1}{\hat{\mu}} S \quad (4.2)$$

$$\mu = \hat{\mu} - K_s \frac{\mu}{S} \quad (4.3)$$

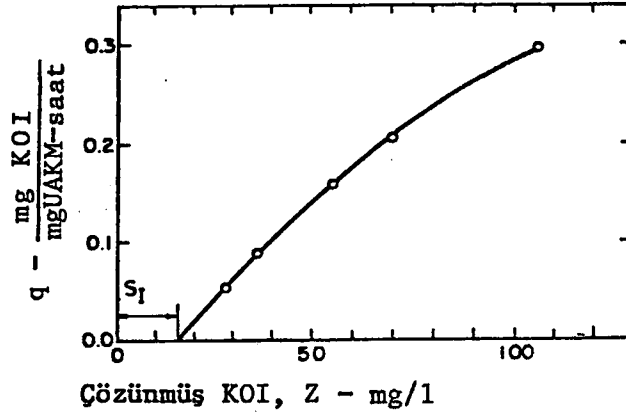
denklemleri ile verilir. En çok kullanılanı Lineweaver-Burk denklemleri olarak bilinen 4.1. denklemi olmasına rağmen, en iyi sonucu veren denklem olmadığı görülmüştür (Cech ve diğerleri, 1985).

Spesifik çoğalma hızı yerine çoğu zaman, aralarındaki stokiometrik ilişkiden yararlanılarak, spesifik substrat giderim hızı veya spesifik oksijen kullanım hızı ölçülür. Çoğalma hızı yerine substrat giderim hızı ölçülmesi, çoğalmanın substrat giderimi ile doğrudan orantılı olduğu ($\mu=Yq$) varsayımına dayanır. Substrat ve biyokitle ölçümünden kaynaklanan sorunlar nedeniyle çoğu zaman ölçülen büyüklükler, aralarındaki ilişki Monod ifadesi ile verilen gerçek spesifik çoğalma hızı ve bu hızı kısıtlayan substrat konsantrasyonu olmadığı için bulunan kinetik sabitler de çoğalma hızını belirleyen sabitler olmaktan uzaklaşmaktadırlar. Çoğalan bir kültürde, birçok farklı sürecin net etkileri ölçülebilmektedir.

Kesikli reaktörlerden elde edilen ölçüm sonuçlarından μ ve K_s değerlerinin bulunması için çeşitli yöntemler geliştirilmiştir (Levenspiel, 1980; Gates ve Marlar, 1968) sürekli sistemlerde kinetik sabitlerin bulunmasında genellikle geri devirsiz sistemler (kemostatlar) kullanılır. Değişik bekletme sürelerinde kararlı hale getirilen kemostatların herbirinde ölçülen substrat giderim hızı ile substrat konsantrasyonu arasındaki ilişkiden kinetik sabitler bulunur. Substrat konsantrasyonu KOI parametresi ile ölçüldüğü zaman bunun biyolojik olarak ayrışabilen kısmının tespit edilmesi gerekmektedir.

Çıkış akımındaki çözünmüş KOI konsantrasyonundan, giriş akımındaki çözünmüş inert maddelerin konsantrasyonu (S_I) çıkartılarak bir düzeltme yapılmaktadır (Grady ve Lim, 1980; Irvine ve Schaeller, 1971). Böyle bir düzeltme çözünmüş inert maddelerin reaktörde hiçbir değişikliğe uğramadığı varsayımına dayanmaktadır. S_I 'nin tespiti için çıkış KOI 'lerine karşı spesifik KOI giderim hızı işaretlenmekte ve hızın sıfır olduğu noktadaki çözünmüş KOI , S_I olarak alınmaktadır (Şekil 4.2).

Toplam biyokitle temeline göre ölçülmüş spesifik çoğalma hızı (veya substrat giderim hızı) ölçümlerinin



ŞEKİL 4.2- Ayrışmayan KOI miktarının bulunması

Lineweaver-Burk işaretlemesi ile bulunan kinetik sabitler, aktif biyokitle ölçümleri ile bulunan kinetik sabitlerle karşılaştırılmıştır. Her iki işaretleme ile aynı $\hat{\mu}$ değeri elde edilirken toplam biyokitle ölçümleri ile yapılan işaretlemeden daha büyük K_s değeri elde edilmiştir (Nelson ve Lawrence, 1980).

Kemostat yöntemi ile kinetik sabit bulunması, kararlı hale ulaşıncaya kadar geçen süre dolayısıyla uzun süre ve emek gerektirmektedir. Williamson ve McCarty (1975) özellikle düşük K_s değerlerinin ölçülmesi için hızlı bir yöntem geliştirmişlerdir. Sonsuz seyrelme adı verilen bu yöntemde geri devirsiz tam karışımlı bir reaktör, hiç çıkışı olmaksızın çalıştırılmaktadır. Besleme çözeltisi yeterince derişik olduğu zaman besleme akımı çok küçük tutulabilmekte ve böylece ölçme süresince reaktör hacmindeki değişme ihmal edilebilmektedir. Bu şekilde çok kısa sürelerde (1 saatten az) kararlı hale erişildiği belirtilmektedir. Çeşitli kütle akımlarında kararlı hal substrat konsantrasyonu ve spesifik substrat giderim hızı ölçülerek ve elde edilen veriler uygun bir şekilde işaretlenerek kinetik sabitler bulunmaktadır. Spesifik substrat giderim hızı, substrat için yazılan kütle dengesinde

$$q = \frac{QS_o}{VX} \quad (4.4)$$

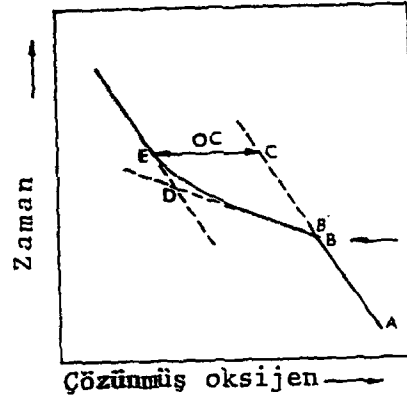
olarak hesaplanmaktadır. Bu yöntem, nitrosomonos ve nitrobakterlerin çoğalma sabitlerinin bulunmasında çok iyi

sonuçlar vermiştir. Heterotrofların kinetik sabitlerinin bulunmasında ise substratın tayininde kullanılacak basit, yeterince spesifik ve doğru analitik yöntemlere ihtiyaı vardır.

Respirometrik lmler

Kinetik sabitlerin bulunmasında, substrat gideriminin ölçülmesi, hız kısıtlayıcı substratın ve aktif mikroorganizmanın ölçülmesindeki glkler nedeniyle yeterince doğru sonuç vermemektedir. Bunun yerine respirometrik ölçümlerle, kinetik sabitlerin bulunması gittikçe yaygınlaşmaktadır. Respirometrik yöntemler uygun bir respirometreyi gerektirir. Literatürde çeşitli respirometreler tarif edilmiştir. Prensip olarak bir respirometre, bir oksijen elektrodu, oksijenmetre, kaydedici ve respirometrik bir kaptan oluşur.

Cech, Chudoba ve Grau (1985), $\hat{\mu}$ ve K_s 'in bulunması için respirometrik bir yöntem tanımlamışlardır. Bu yönteme göre hazırlanan aktif çamur süspansiyonu respirometrik hücre içine aktarılır ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu 6-8 mg/l oluncaya kadar havalandırılır. Havalandırma kesildiğinde, heterotrofik içsel solunum nedeniyle O konsantrasyonunda yavaş bir düşme görülür (şekil 4.3). içsel solunum fazı boyunca heterotrofik mikroorganizmalar sabit bir hızla oksijen tüketirler. Derişik substrat çözeltisinin hesaplanmış küçük bir hacmi hücre içine şırınga ile verilir. Bu doz bilindiği için başlangıç substrat konsantrasyonu kolaylıkla hesap edilebilir. Substrat eklenmesi solunum hızında geçici bir yükselmeye neden olur. şekil 4.3'deki B-E eğrisinin maksimum eğimi B-D doğrusu, S konsantrasyonunda toplam solunum hızını verir. Zamanla substrat konsantrasyonu düşerken solunum hızı da düşer. Substrat giderildiği zaman (E noktası) solunum hızı, içsel solunum hızı seviyesine düşmüş olur. Bir konsantrasyonla ölçüm bittikten sonra yeni bir substrat dozu ile deney tekrarlanır ve yeni respirogram kaydedilir. Bu birkaç kez tekrarlanır. O konsantrasyonu 2 mg/l'nin altına düştüğü zaman



ŞEKİL 4.3- Tipik Bir Respirogram Kaydı

yeniden havalandırma gerekir. S ve buna tekabül eden substrat giderim hızları elde edildikten sonra

$$q = r_{x, \max} \frac{S}{K_s + S} \quad (4.5)$$

ilişkisinden yararlanılarak kinetik sabitler ($r_{x, \max}$ K_s) bulunur. Bunun için (4.3) denklemi kullanılmıştır. Respirogramdan öncelikle içsel solunum hızı, toplam solunum hızı okunur ve respirometredeki mikroorganizma konsantrasyonuna bölünerek spesifik değerler hesaplanır. Substrat oksidasyonu için harcanan net oksijen OC bulunur.

a) S konsantrasyonunda spesifik substrat oksidasyonu hızı:

$$r_{ox} = r_{x, t} - r_{x, e} \quad (4.6)$$

b) S konsantrasyonunda spesifik substrat giderim hızı:

$$q = \frac{r_{ox}}{OC/S} \quad (4.7)$$

c) Dönüşüm oranı:

$$Y = 1 - \frac{OC}{S} \quad (4.8)$$

Bu yöntemin avantajları:

1. Analitik olarak kolaylıkla tayin edilemeyen substratlar için kullanılabilir.

2. Çoğalma veya substrat giderimine dayanan yöntemlerden daha hassastır.

3. Karışık kültürlerin kinetik sabitlerini, verilen teknolojik parametrelerde -çamur yaşı ve yükleme- kalitatif ve kantitatif bileşimi değişmeksizin ölçer.

4. Gerçekleştirilmesi en basit olan yöntemdir.

Bu yöntemde, spesifik değerlerin UAKM bazında hesaplanması bulunan $\hat{\mu}$ değerinin verilen canlılık oranında geçerli olması sonucunu doğurur. Gerçek $\hat{\mu}$, canlılık oranı kadar daha büyüktür. Ancak deney sonuçları sabit canlılık oranında elde edildiği için, μ ile S arasındaki ilişkiden bulunan K_s değeri gerçek K_s değeridir.

Ekama, Dold ve Marais (1986), heterotrofların maksimum spesifik çoğalma hızının tayini için bir yöntem tanımlamışlardır. Aerobik kesikli test yöntemine göre, toplam KOI konsantrasyonu (S_{ti}) bilinen bir atıksuyun seçilmiş bir hacmi (V_{ww}), yine konsantrasyonu bilinen (X_v , UAKM) bir aktif çamur hacmi (V_{ml}) ile havalandırılan ve karıştırılan bir kesikli reaktörde karıştırılır. Karıştırmadan hemen sonra oksijen kullanım hızı (OKH) her 5-10 dakikada ölçülür. Doğru bir F/M ($V_{ww} S_{ti} / V_{ml} \cdot X_v$) seçildiğinde, OKH, deneyin başlangıcından itibaren 1-3 saatlik bir sürede sabit kalır. Daha sonra, oldukça hızlı bir şekilde ikinci bir seviyeye kadar düşer (Şekil 4.4). Başlangıçtaki bu hızlı oksijen tüketimi, atıksudaki ve partiküler ayrışabilir KOI'nin hidrolizinden oluşan kolay ayrışan KOI'nin kullanımı sonucu meydana gelir. Kolay ayrışan KOI konsantrasyonunun çok yüksek olması nedeniyle çoğalma hızı maksimumdadır, dolayısıyla $\hat{\mu}$ 'ı hesaplamak mümkün olur.

Maksimum spesifik çoğalma hızı genellikle, mg aktif UAKM başına günde sentezlenen aktif UAKM olarak tanımlanır. Bu, maksimum kolay ayrışan substrat kullanım hızı $r_{x,max}$ (kullanılan mg KOI/mg aktif UAKM-gün) ile ilişkilidir.

$$\hat{\mu} = r_{x,max} \cdot Y \text{ (mg aktif UAKM/mg aktif UAKM-gün)} \quad (4.9(4.9))$$

$r_{x,max}$, başlangıçta ölçülen max OKH değeri kullanılarak hesaplanır.

$$r_{x,max} = \{1/(1-f_{cv}Y)\} \cdot OKH_1 \cdot 24(V_{ww} + V_{m1}) / (f_A X_v V_{m1}) \quad (4.10)$$

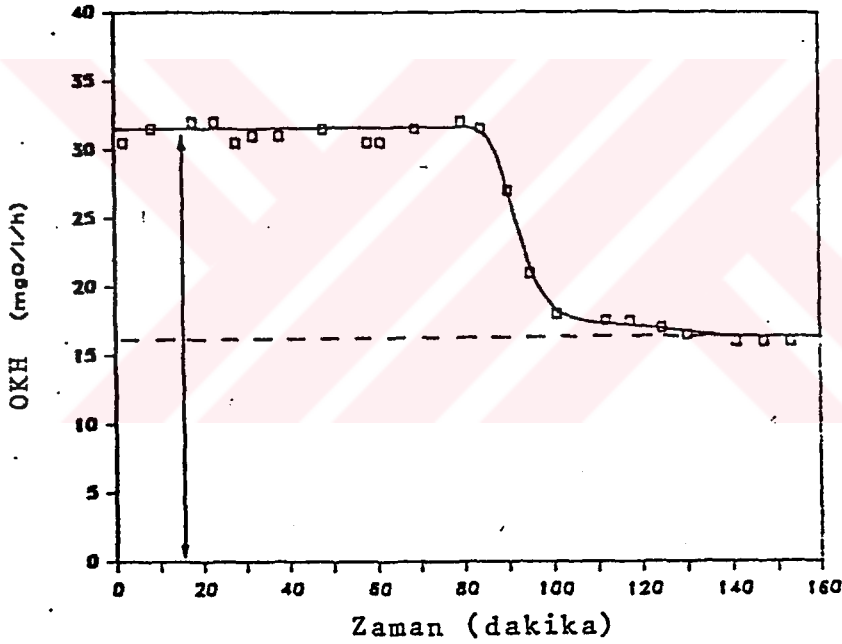
$1/(1-f_{cv}Y)$ = kullanılan mg oksijen başına tüketilen mg KOI

Y = dönüşüm oranı (mg UAKM/mg KOI)

f_{cv} = 1.48 mg KOI/mg UAKM

OKH_{max} = maksimum oksijen kullanım hızı (mgO/l/h)

f_A = UAKM'nin aktif fraksiyonu



ŞEKİL 4.4- Kesikli Bir Deneyde OKH Ölçümü ile $\hat{\mu}$ tayini

Son zamanlarda üzerinde durulan önemli bir konu farklı çamur bekletme sürelerindeki reaktörlerde hatta aynı çamur bekletme süresinde işletilmekle birlikte konfigürasyonları farklı reaktörlerde büyüyen biyokitlenin farklı $\hat{\mu}$ ve K_s değerleri vermesidir. Ghosh ve Pohland (1972), karışık kültür ve tek substratla yaptıkları kemostat deneylerinde, farklı bekletme sürelerinde farklı $\hat{\mu}$ ve K_s değerleri elde etmişlerdir. Mikroorganizma, dehidrojenaz aktivitesi

ölçülerek tayin edilmiş ve spesifik substrat ölçümü kullanılmıştır. Bu olay, bekletme süresindeki değişimler sonucu tür seçimindeki ve kültürlerin fizyolojik özelliklerindeki değişimler nedeniyle ortaya çıkmıştır. Kinetik sabitler, karışık kültürün bileşimine bağlı olarak değişkenlik göstermiştir. Kısa bekletme sürelerinde, yüksek μ ve K_s ile karakterize edilen "hızlı çoğalan" (non-filamentous) kültürler baskın iken, uzun bekletme sürelerinde düşük μ ve K_s 'li "yavaş çoğalan" (filamentous) lar çoğalmışlardır (Chudoba, 1985).

Cech ve diğerleri (1985), aynı bekletme süresine sahip tam karışıklı ve selektör tipi reaktörlerde farklı μ ve K_s değerleri elde etmişlerdir. Genellikle, sabit beslemeli tam karışıklı reaktörlerde çoğalan kültürlerin μ ve K_s değerleri, substrat konsantrasyonunda zaman veya mesafeye bağlı değişimler gösteren reaktörlerde çoğalanlardan daha düşük olduğu sonucu çıkartılmıştır. Niekerk ve diğerleri (1987), kesikli sistemlerden elde edilen verilerin tam karışıklı reaktörlere uygulanmasının hatalı sonuçlara yolaçabileceğini belirtmiştir.

İçsel Solunum Katsayısının Bulunması

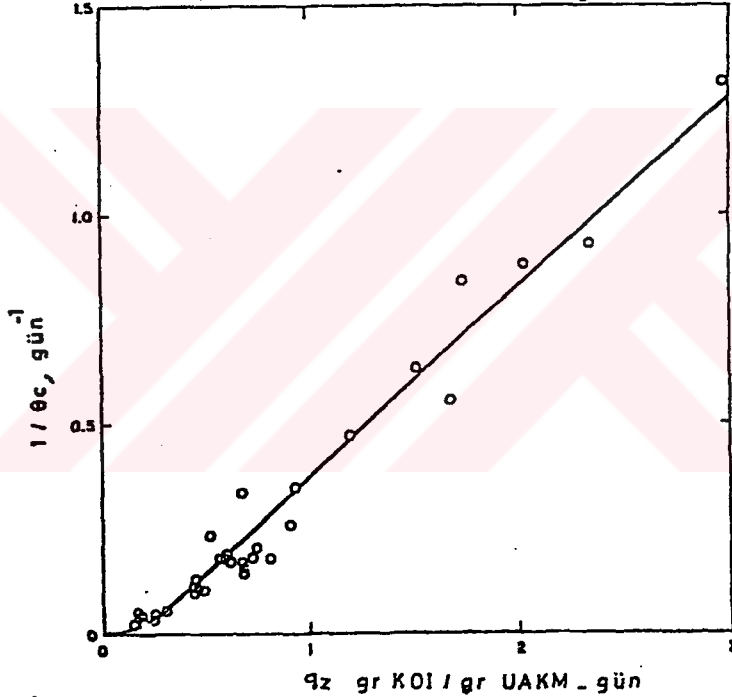
İçsel solunum katsayısının bulunmasında yaygın olarak kullanılan bir yöntem, net spesifik çoğalma hızı ile substrat giderim hızı arasındaki ilişkiye dayanır. Aktif biyokitle ve substrat için yazılan kütle dengelerinden

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_o - S}{X_A \theta} - b \quad (4.11)$$

şeklinde elde edilen ifadeye göre net spesifik çoğalma hızı ($1/\theta_c$) ile spesifik substrat giderim hızı arasında lineer bir ilişki vardır ve substrat giderim hızının sıfır olduğu noktadaki net çoğalma hızı, b 'ye eşittir.

Biyokitle ölçümünde UAKM gibi parametrelerin kullanılması ile hesaplanan spesifik substrat giderim hızının böyle bir işaretleme için kullanılması, 4.11. denklemi ile

verilen lineer ilişkiyi geçersizleştirmektedir. Deneysel veriler de göstermektedirki toplam biyokitleye göre ölçülen spesifik substrat giderim hızı, $1/\theta_c$ 'ye karşı işaretlendiğinde bir doğru değil, orijinden geçen bir eğri elde edilmektedir (Şekil 4.5, Eckhoff ve Jenkins, 1967). Gözlenen noktalardan en uygun doğrunun geçirilmesi yöntemi ile daima düşük b değerleri elde edilmektedir. Verilerin elde edildiği çamur bekletme süresi aralığına göre bu değer değişmekte ve çamur bekletme süresi arttıkça düşük değerler elde edilmektedir. Bu yöntem, içsel solunum katsayısı için literatürde verilen değerlerin çok değişken olmasına ve çamur yaşı ile değiştiği gözlemine yolaçmaktadır.



ŞEKİL 4.5- Çamur Yaşı ile Spesifik Substrat Kullanım hızı Arasındaki Deneysel İlişki

Bu olay, partiküler inert ürün oluşumu ile açıklanabilmektedir. Partiküler madde girişi olmayan bir sistemde UAKM olarak ölçülen X_T için kütle dengesi, X_A ve X_E 'nin kütle dengeleri toplamı olarak kararlı halde,

$$-Q X_T + V \mu X_A - V_b X_A + V f_E b X_A = 0 \quad (4.12)$$

$$\mu \frac{X_A}{X_T} - (1 - f_E) b \frac{X_A}{X_T} = \frac{1}{\theta} \quad (4.13)$$

şeklinde yazılabilir. 4.13 denkleminde spesifik çoğalma hızı, μ , yerine spesifik substrat giderim hızı yazılırsa

$$Y \frac{S_0 - S}{X_T \theta} - (1 - f_E) b \frac{X_A}{X_T} = \frac{1}{\theta} \quad (4.14)$$

eşitliği elde edilir. Farklı bekletme sürelerinde kararlı hale getirilen kemostatlardan elde edilen verilerin işaretlenmesi ile bir doğru elde edilemeyeceği 4.14 denkleminden görülmektedir. Çünkü, X_A/X_T oranı bekletme süresine bağlı olarak değiştiğine göre bu işaretlemekten sabit bir terim elde etmek mümkün değildir. Deneysel hatalardan kaynaklanan dağılmadan da yararlanılarak noktalardan geçirilen en uygun doğrunun eğimi ve sabit terimi, gerçek Y ve b değerlerini yansıtmayan gözlem koşullarında geçerli olabilecek ampirik değerlerdir. Veriler, aktif fraksiyondaki değişmelerin ihmal edilebilecek seviyelerde olduğu bir bekletme süreleri aralığında elde edilmişse noktalardan bir doğru geçirildiğinde eğim gerçek Y değerini verir fakat elde edilen sabit terim, b'den $(1 - f_E)(X_A/X_T)$ oranında daha küçüktür.

Oksijen Kullanım Hızı Ölçülmesi ile b Tayini

Marais ve Ekama (1976), içsel solunum katsayısının, çamur örneğinin kesikli bir reaktörde aerobik olarak çürütülmesi (digestion) sırasında oksijen kullanım hızı ölçülmesi ile tespit edilebileceğini göstermiştir. Deney sırasında nitrifikasyonu önlemek için tiyolire eklenmesi gerekmektedir. Bu yöntemle bulunan b katsayısı çamur bekletme süresinden etkilenmemiş ve sıcaklıkla da pek fazla değişmemiştir.

Aerobik kesikli bir reaktöre alınan çamur örneğinde oksijen kullanım hızı:

$$OKH = \frac{dO}{dt} = 1.42 (1 - f_E) b X_{A,t} \quad (4.15)$$

eşitliği ile verilmiştir. Burada,

$X_{A,t}$: t anındaki aktif biyokitle konsantrasyonudur

ve

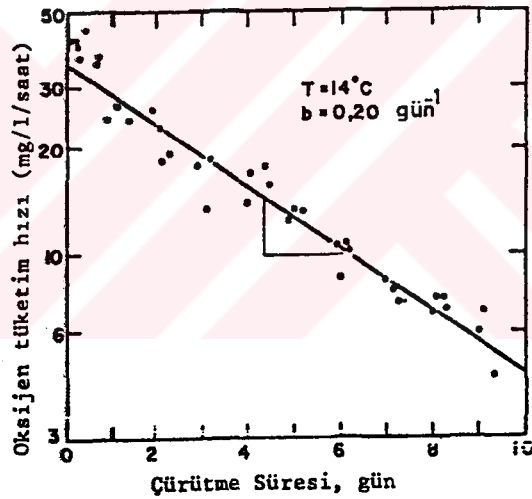
$$-\frac{dX_A}{dt} = b X_A \text{ denkleminin çözümü ile}$$

$$X_{A,t} = X_{A,o} 1^{-bt} \quad (4.16)$$

elde edilir. Bu değer 4.15 denkleminde yerine konur ve tabii logaritma alınır

$$\ln OKH = \ln\{1.42(1-f_E)bX_{A,o}\} - bt \quad (4.17)$$

denklemini elde edilir. Zamana karşı $\ln OKH$ 'nin işaretlenmesi ile elde edilen doğrunun eğiminden b bulunur. Deneyin başlangıcındaki aktif biyokitle konsantrasyonu da, doğrunun logaritmik eksenini kestiği noktadan bulunabilir (Şekil 4.6).



ŞEKİL 4.6- İçsel Solunum Hızı b 'yi Belirlemek İçin Kesikli Bir Çürütme Deneyinde Oksijen Tüketim Hızı ile Zaman Arasındaki Deneysel Bağlantı

BÖLÜM V

ÇÖZÜNMÜŞ İNERT ÜRÜN OLUŞUMU MODELİ

5.1. ÇÖZÜNMÜŞ İNERT ÜRÜN OLUŞUMU MODELİNİN GEREKLİLİĞİ

Bir modelin geliştirilmesi gelişen ihtiyaçların ullaştırılmasını gerektirir. Bir model bir yandan bir sistemin içerisinde meydana gelen olayları, bu sistemle ilgili yerleşmiş bilgilerle tutarlı bir tarzda yansıtmalıdır. Öte yandan, modelin denklemleri makul bir çabayla çözülebilir olmalıdır. Modelde temsil edilen süreçlerin sayısı arttıkça çözüm de zorlaşır. Ayrıca, süreç hız ifadeleri gerçeği ne kadar aslına yakın temsil ederlerse çoğu zaman o kadar da karmaşılaşırlar. Modelci sadece, gerçekçi bir çözüm için zorunlu olan süreçleri modele katmak ve bunlar için, sonuçların uygulanabilirliğini azaltmamak koşulu ile basit çözüm tekniklerinin kullanımına imkan veren hız ifadeleri seçmelidir. (IAWPRC, 1986)

Biyolojik arıtma sistemlerinde sadece çoğalma ile ilişkili substrat giderimine dayalı modeller, çıkıştaki organik madde konsantrasyonunun doğru olarak belirlenmesi açısından uygulanabilir sonuçlar üretmemektedirler. Aktif çamur süreçleri konusunda yapılan araştırmalar, sistemde çözülmüş inert organik maddelerin üretildiğini göstermektedir. Bu sürecin modele dahil edilmemesi, özellikle substratın KOI olarak ölçülmesi durumunda yanlış sonuçlara yolaçmaktadır. Substrat konsantrasyonunun tutarlı bir ölçüsünün bulunmayışı, aktif çamur teorisinin gelişimini de bir ölçüde engellemiş ve karışıklık kaynağı olmuştur. Yaygın olarak kullanılan üç ölçüm yöntemi (KOI, BOI, TOC) içinde en tercih edileni KOI'dir. Çünkü, organik substrat, biyokitle ve kullanılan oksijen arasında elektron eşdeğeri cinsinden bir

ilişki kurabilen dolayısıyla bunlar arasında bir kitle dengesi kurulabilmesine olanak tanıyan tek ölçüm budur. Öte yandan bilindiği gibi KOI, biyolojik olarak ayrışabilirlik açısından organik maddeler arasında bir ayırım yapmamaktadır. Tamamiyle ayrışan substratlar kullanıldığında bile, sistemde üretilen çözünmüş inert organik maddeler dolayısıyla, sistemin çıkışındaki çözünmüş KOI, sadece hız kısıtlayıcı substrat kavramına dayanılarak hesaplanamaz. İyi çökebilen bir çamur elde etmek veya ekonomik olduğu ölçüde atılan çamur miktarını azaltmak amacıyla aktif çamur sistemleri zaten çok düşük bir hızla çalıştırılmak üzere tasarlandığı için hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonu çok düşük değerlerde olacaktır. Bu da çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonunun belirlenmesinde reaktörde üretilen çözünmüş inert organik maddelerin önemini artırmaktadır.

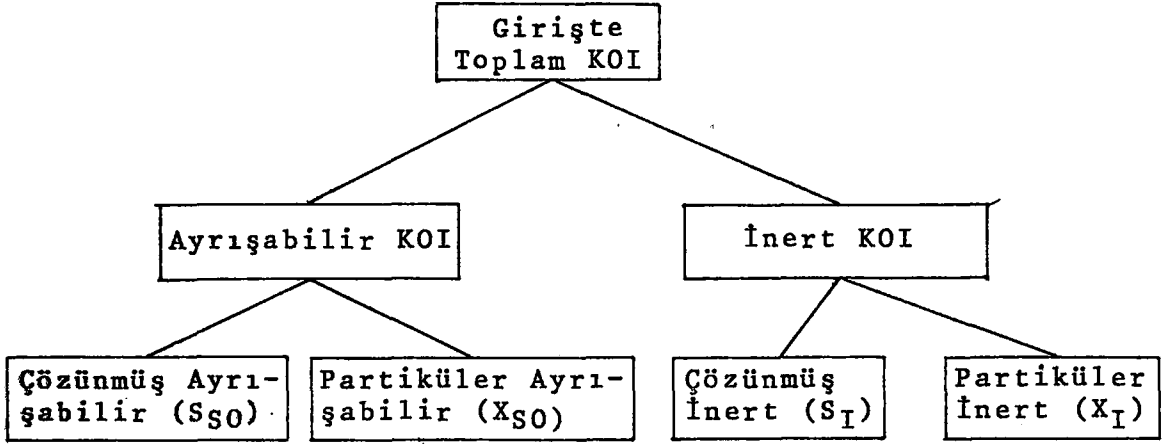
Bu bölümde, karbon oksidasyonu gerçekleştirmek üzere çalıştırılan aktif çamur sistemleri için çözünmüş inert organik madde üretimini de içeren bir matematik model geliştirilmiştir. Modelin geliştirilmesinde IAWPRC Çalışma Grubu modelinde kullanılan, bi-substrat, ölüm-yenilenme ve hidroliz kavramlarından da yararlanılmıştır.

5.2. KAVRAMSAL MODEL

5.2.1. Model Bileşenleri

Bir atıksu içindeki organik maddeler çeşitli şekillerde sınıflandırılabilir. Biyolojik arıtmanın amacı düşünüldüğünde ayrışabilirlik açısından sınıflama birincil öneme sahiptir. Organik maddeler, atıksu içindeki fiziksel durumlarına göre de çözünmüş ve askıda organik madde olarak sınıflanabilir. Modelde aktif çamur tesisine girişteki organik maddeler Şekil 5.1'deki gibi sınıflanmıştır.

Ayrışamıyan organik maddeler biyolojik olarak inerttir ve bir aktif çamur sisteminden hiçbir değişikliğe uğramadan çıkarlar. İnert çözünmüş organik madde (S_I), sistemi



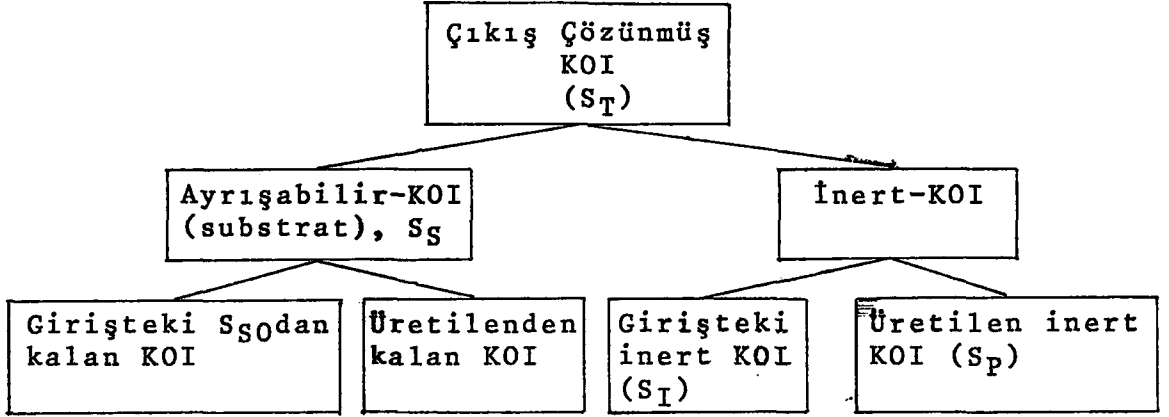
ŞEKİL 5.1. Bir atıksudaki toplam KOI'nin fraksiyonları

girdiği konsantrasyonda terkeder. İnert askıda organik madde (X_I) çamur fazına geçtiğinden sistemden sadece çamur atılması yoluyla çıkar. Atık çamur debisi daima sistemin debisinden küçük olduğu için kütle dengesi sistemdeki X_I konsantrasyonunun giriştekinden büyük olmasını gerektirir.

Ayrışabilir organik maddeler, kolay ayrışabilir ve yavaş ayrışabilir organik maddeler olarak ikiye ayrılmıştır. Modelde kolay ayrılan organik maddelerin çözünmüş halde olduğu (S_S), buna karşılık, yavaş ayrılan organik maddelerin (X_S) ise partiküler olduğu kabul edilmiştir. Çözünmüş ayrışabilir organik maddeler, heterotrofik bakteriler tarafından doğrudan alınabilir ve yeni biyokitlenin çoğalmasında kullanılır. Partiküler ayrışabilir organik maddelerin ise biyokitle tarafından kullanılabilmesi için daha önce hücre dışında çözünürleştirilerek kolay ayrılan organik maddeye dönüştürülmesi gerekir.

Bir aktif çamur tesisinin çıkışındaki çözünmüş KOI, ayrışabilir ve inert organik maddelerden meydana gelir. Çözünmüş inert organik maddeler, atıksu içindeki çözünmüş inert organikler (S_I) ile çözünmüş inert ürünlerin (S_P) toplamıdır. Arıtma tesisinin çıkışındaki çözünmüş ayrışabilir organik madde, atıksudaki ayrışabilir çözünmüş organik maddeden ve üretilen çözünmüş ayrışabilir organik maddelerden kalanlardır. Ayrışabilir partiküler organik maddelerin

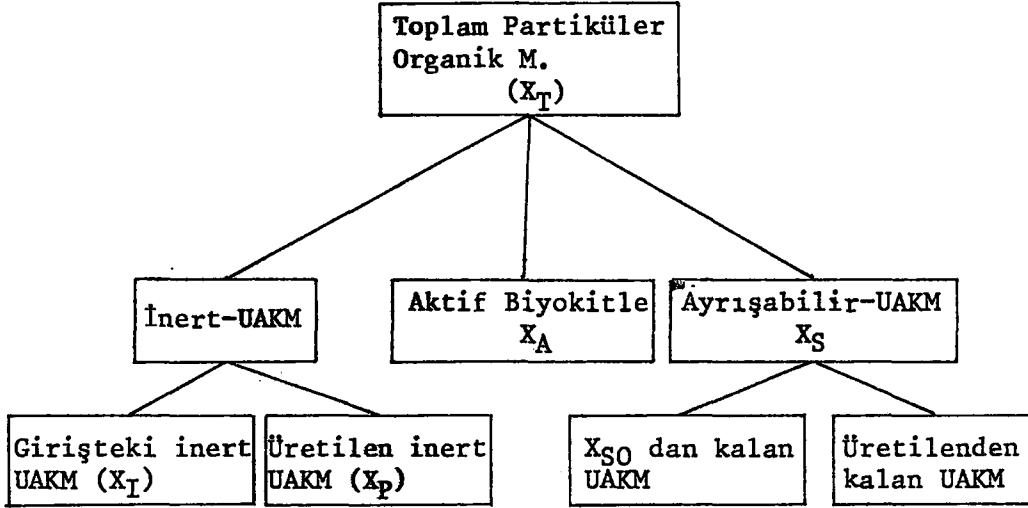
hücre dışında çözünürleştirilmesi (hidroliz) sonucunda kolay ayrılan organik maddeler üretilir.



ŞEKİL 5.2. Bir arıtma tesisi çıkışında çözünmüş KOI'nin fraksiyonları

Modelde sadece karbon oksidasyonu olayı ele alınmış ve nitrifikasyon-denitrifikasyon olayları modele dahil edilmiştir. Bu nedenle azotun çeşitli formları model bileşeni olarak düşünülmemiştir. Sadece çoğalma için yeterli miktarda besleyicinin ortamda bulunduğu varsayılmıştır. Yeterli oksijenin sağlandığı ve bütün reaktörde aerobik koşulların sürekli olduğu düşünülmüştür. Dolayısıyla, biyokitle oksijen kullanan heterotrofik organizmalardan oluşmaktadır. Heterotrofik biyokitle, kolay ayrılan substrat üzerinde çoğalarak üretilmiştir. Biyokitlenin aktivitesini kaybetmesi sonucunda yavaş ayrılan substrat (X_S) ve inert partiküler ürünler (X_P) oluşmaktadır. Buna göre aktif çamur tesisindeki, UAKM olarak ölçülebilecek toplam partiküler organik madde (X_T) Şekil 5.3'deki gibi sınıflanabilir.

Atıksuyun kendisi içinde de bir miktar aktif biyokitle bulunabilir. Bunların sistem verimi üzerinde etkisi olduğu söylenmektedir (Henze, 1986). Ancak bu olayın ne derece yaygın olduğu bilinmemektedir. Modelde, atıksu içinde aktif biyokitle bulunmadığı varsayılmıştır. Ancak bu olayın modele dahil edilmesi için gerekli tek şey aktif biyokitlenin kütle dengesine bir girdi terimi eklemektir. Modelde, S sembolü ile gösterilen dört çözünmüş bileşen (S_S , S_I , S_P ve S_0) ile X sembolü ile gösterilen dört partiküler bileşen



ŞEKİL 5.3. Aktif çamur sisteminde uçucu askıda katı madde-lerin fraksiyonları

(X_A , X_S , X_P ve X_I) gözönüne alınmıştır. Yavaş ayrışan substratın (X_S) hemen çamur fazına geçerek giderildiği varsayılmaktadır. Böylece bioflok içinde tutulan yavaş ayrışan substratın sadece hidroliz yolu ile çözünmüş substrata dönüşen kısmı oksijen tüketimine katkıda bulunmaktadır. Çünkü modelde oksijen tüketen tek süreç, biyokitlenin çözünmüş substrat üzerinde çoğalmasıdır. Yavaş ayrışan substratın kolay ayrışan substrata dönüşümü (hidroliz) enerji, dolayısıyla oksijen tüketmeyen bir süreçtir. Bu şekilde substratın, kolay ayrışan (çözünmüş) ve yavaş ayrışan (partiküler) olarak ikiye ayrılması oksijen tüketiminde meydana gelen gecikmelerin modellenenebilmesini sağlamaktadır. Yavaş ayrışan substrat aniden bioflok içinde tutularak giderildiği halde bu substrat gideriminin karşılığı olan oksijen tüketimi araya hidroliz süreci girdiği için gecikmektedir. Yavaş ayrışan substratın spesifik hidroliz hızı, genellikle kolay ayrışan substratın kullanım hızından daha düşük olduğu için, substrat olarak sadece X_S bulunduğu zaman hidroliz, biyokitlenin çoğalmasını kısıtlayan bir faktör olur. Yavaş ayrışan substratın giderimi fiziksel bir mekanizma ile (bioflok içinde tutunma) gerçekleşirken çoğalma ile birlikte kullanımı ise hidroliz kademesinden geçerek kolay ayrışan substrata dönüştürüldükten sonra meydana gelmektedir.

Böylece, yavaş ayrışan substratla çoğalmada oksijen tüketim hızı, hidroliz hızına bağlı olarak yavaşlamaktadır.

Çalışma Grubu modelinde, modelden beklenenin öncelikle (oksijen veya nitrat) elektron alıcısı gereksiniminde yer ve zamana bağlı değişimlerin önceden hesaplanabilmesi olduğu belirtilmektedir. Bu amacın gerçekleşmesi açısından hızlı ve yavaş ayrışan substrat ayrımının çözünmüş ve partiküler ayrımına tekabül etmesi gerekmemektedir. Fiziksel olarak çözünmüş halde fakat yavaş ayrışan birtakım maddelerin modelde partiküler substrat olarak ele alınması (yani önce bioflok içinde tutunma sonra hidrolizle kolay ayrışan substrata dönüşüm ve çoğalma ile birlikte kullanılma) belirtildiği gibi elektron alıcısı tüketimlerini doğru olarak yansıtabilir. Ancak böyle bir modelleme sonucunda çıkış substrat konsantrasyonunun doğru olarak hesaplanabilmesi -çözünmüş substratların yavaş ayrışan kısmı gerçekten ani olarak bioflok içinde tutunma yoluyla giderilmiyorlarsa- mümkün değildir. Çalışma Grubu modelinde modelin elektron alıcısı gereksinimini doğru olarak yansıttığından emin olmak için kinetik sabitler o şekilde belirlenmektedir ki bu sabitler çözünmüş substratın da en hızlı ayrışan kısmına ait değerler olmaktadır. Hidroliz yolu ile ortaya çıkan çözünmüş organik maddelerin tamamının da bu hız sabitleri ile giderildiği varsayıldığından verilen bir net spesifik çoğalma hızında substrat konsantrasyonu bu sabitler tarafından belirlenmektedir. Çözünmüş substratın yavaş ayrışan bir kısmı ise partiküler substrat içinde ele alındığından ani olarak bioflok içinde tutulma kabulünün sonucu olarak ayrıştırılmamış olsalar bile çıkış substrat konsantrasyonuna katkıları olmamaktadır.

Çıkış çözünmüş KOI konsantrasyonunun daha doğru olarak hesaplanabilmesi amacıyla Çalışma Grubu modelinde iki değişiklik yapılmıştır. Çözünmüş substratın ayrışmayan ya da çok yavaş ayrıştığı için verilen bekletme süreleri için pratik olarak ayrışmıyor kabul edilebilecek bir kısmı (S_I) dışında kalan kısmının tamamı kolay ayrışan substrat

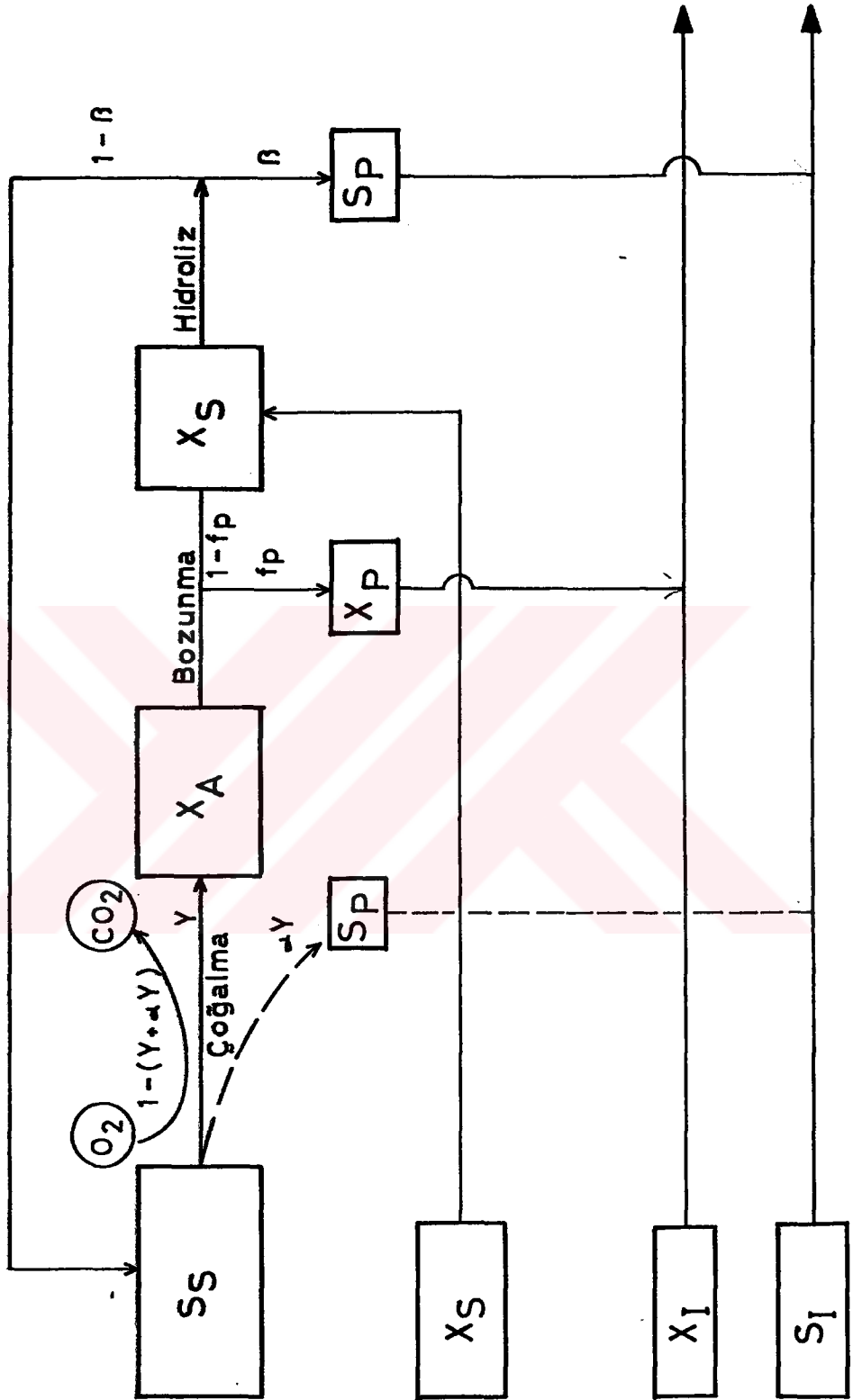
(S_g) olarak ele alınmıştır. İkinci önemli değişiklik reaktörde meydana gelen süreçlerin bir yan ürünü olarak çözünmüş inert organik madde (S_p) üretiminin modele dahil edilmesidir.

Bölüm 2.4'de ayrıntılı olarak açıklandığı gibi, çok çeşitli çözünmüş organik madde farklı süreçler sonucunda aktif çamur mikroorganizmaları tarafından üretilmektedir. Aktif çamur sistemlerinin verimi açısından üretilen bileşiklerin ayrışabilirliği önemlidir. Azot eksikliği gibi bir kısıtlama nedeniyle ya da substratın niteliği veya değişken besleme düzeni gibi çevresel faktörler nedeniyle aktif biyokitleden hücre dışına salgılanan metabolik ara ürünler ayrışabilir niteliktedir. Çoğalma ile doğrudan ilişkili olan bu ürünler dışında aktivitesini kaybetmiş olan biyokitlenin hidrolizi yoluyla da çözünmüş organik maddeler sıvı fazına geçerler. Bunların da büyük bir kısmı ayrışabilir niteliktedir ve aktif biyokitle tarafından yeni biyokitle sentezi için kullanılır. Çoğalan bir kültürde oluşan ürünlerin çoğalma ile mi yoksa aynı anda meydana gelen diğer süreçlerle mi ilişkili olarak üretildiğini ayırt etmek mümkün değildir. Yoğun çoğalmanın olduğu koşullarda ve aerobik çamur çürütücü de üretilen çözünmüş inert ürünlerin kimyasal analizi bunların aynı ve hücrenin kompleks yapılarının bileşenleri olduğunu ortaya koymuştur. Kompleks ürünlerin üretiminin çoğalma ile ilişkili ürün oluşumu tipinde olmadığı bilinmektedir. Çözünmüş inert ürün oluşumunun hidroliz sürecine bağlı olması daha doğru gözükmektedir. Hidroliz sonucunda üretilen çözünmüş organik maddelerin bir kısmının biyolojik olarak inert olduğu kabul edilerek çözünmüş inert ürün oluşumu süreci hidroliz sürecine bağlanmıştır. "Ölüm-yenilenme" modeli, çoğalan kültürlerde de inert ürün oluşumunun açıklanmasını kolaylaştırmaktadır. Bu modelle göre bakterilerin yarı ömrü çok kısadır ve çoğalan bir kültürde de yoğun bir şekilde ölüm ve hidroliz süreçleri gerçekleşmektedir. Öte yandan "Ölüm-yenilenme" modeli, klasik Monod-Herbert modellerinde olduğu gibi çoğalmayı dışardan substrat kaynağı tükenince sona eren bir süreç olarak

ele almamaktadır. Dışardan substrat kaynağı tükendiğinde aktivite, içsel metabolizma ile değil hidroliz ile üretilen çözülmüş substrat üzerinde çoğalma ile devam etmektedir. Dolayısıyla çoğalma ile ilişkili olarak inert ürün oluştuğu varsayılırsa üretim, hidrolize bağlı inert ürün oluşumunda olduğu gibi aktivite sıfırlanıncaya kadar sürekli olmaktadır. Çözülmüş inert ürün oluşumunun modellenmesinde hangi yaklaşımın (çoğalmaya bağlı veya hidrolize bağlı) daha gerçekçi sonuçlar üreteceğinin anlaşılabilmesi için her iki alternatif de denenmiştir. Çözülmüş inert ürün oluşumu modelinin şematik bir gösterimi Şekil 5.4'de verilmiştir. Çözülmüş inert ürün oluşumu için alternatiflerden biri, (çoğalmaya bağlı olanı) kesikli çizgilerle gösterilmiştir.

Model bileşenleri arasındaki ilişkilerin daha iyi görülebilmesi ve reaksiyon ifadelerinin çıkartılabilmesi için model bileşenleri ve model süreçleri matris formunda Tablo 5.1'de verilmiştir. Tablonun üst kısmında yer alan model bileşenlerinden inert çözülmüş ve partiküler organik madde, herhangi bir dönüşüm sürecine girmedikleri için bunlara ait 1. ve 2. kolonda stokiometrik katsayılar bulunmaktadır. Fakat bunlara, proses verimi açısından önemli oldukları için matriste yer verilmiştir. S_T çıkış KOI'sine katkıda bulunurken X_I , aktif çamur sistemindeki uçucu askıda katı maddenin bir parçası olmaktadır. Matriste bütün bileşenler, partiküler olanlar da dahil KOI birimi ile ifade edilmiştir. 3. kolon boyunca aşağıya doğru inilirse, çözülmüş ayrışabilir organik maddenin katerotrofik biyokütlenin çoğalması ile giderildiği ve bioflok içinde tutulmuş partiküler ayrışabilir organik maddenin hidrolizi ile oluştuğu görülebilir. Dördüncü kolonda yavaş ayrışan substratın aktif biyokütlenin bozunması (aktivitesini kaybetmesi) ile oluştuğu ve hidroliz ile giderildiği görülmektedir. Sistemdeki aktif biyokütlenin aerobik çoğalma ile meydana geldiği ve bozunma ile yokolduğu 5. kolon takip edilerek anlaşılmaktadır.

Altıncı kolonda verilen partiküler inert ürünler,



ŞEKİL 5.4. Çözünmüş inert ürün oluşumu modelinin şematik gösterimi.

TABLO 5.1. Çözünmüş İnert Ürün Oluşumu Modelinin Reaksiyon Matrisi

j	Bileşen $\rightarrow$		i	1	2	3	4	5	6	7	8	Süreç Hızı, ρ_j
	Süreç	$\downarrow$		S_I	X_I	S_S	X_S	X_A	X_P	S_P	S_O	
1	Aerobik Heterotrofik Çoğalma					$1 - \frac{1}{Y}$	X_S	1		α	$-\frac{1-Y-\alpha Y}{Y}$	$\hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A$
2	Heterotrofların Bozunması						$1 - f_P$	-1	f_P			$b_H X_A$
3	Tutulan Organik Maddelerin Hidrolizi					$1 - \beta$	-1			β		$k_h \frac{X_S/X_A}{K_X + (X_S/X_A)} X_A$
Gözlenen Reaksiyon Hızı, $ML^{-3} \cdot T^{-1}$												
$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$												
Stokiyometrik Parametreler : Dönüşüm Oranı : Y Partiküller inert ürün fraksiyonu : f_P Çözünmüş inert ürün fraksiyonu : f_{SP} (α veya β)				$\text{Çözünmüş inert organik madde, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Partiküller inert organik madde, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Çözünmüş ayrışabilir substrat, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Partiküller ayrışabilir substrat, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Aktif heterotrofik biokütle, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Partiküller inert ürün, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Çözünmüş inert ürün, } M(KOI)L^{-3}$	$\text{Oksijen (negatif KOI) } M(KOI)L^{-3}$	Kinetik Parametreler: Çoğalma : $\hat{\mu}$, K_S Bozunma : b_H Hidroliz : k_h , K_X

aktif biyokitlenin bozunması ile oluşmakta ve inert kabul edildiği için giderilmemektedir. Yedinci kolondaki çözünmüş inert ürünlerin iki ayrı şekilde oluştuğu düşünülmüştür: Çoğalma süreci ile ve hidroliz süreci ile. Bu iki durum da ayrı ayrı incelenmiştir. Birinci durumda aktif biyokitlede meydana gelen artışın sabit bir fraksiyonu (α) kadar çözünmüş inert ürün oluştuğu ikinci durumda ise hidroliz olan partiküler ayrışabilir substratın bir kısmının (β) inert olduğu kabulleri ile modellenmiştir. Sekizinci kolonda reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu, S_0 verilmektedir. Oksijen tüketimine yolaçan tek süreç aerobik heterotrofik çoğalmadır.

5.2.2. Modeldeki Süreçler

Modeldeki temel süreçler Tablo 5.1'in sol tarafında ve bunlara ait hız ifadeleri tablonun sağında verilmiştir. Esas olarak üç süreç gözönüne alınmıştır. Modelleme kolaylığı açısından heterotrofik biyokitlenin çoğalması için tek substrat kaynağının çözünmüş ayrışabilir organik madde olduğu kabul edilmiştir. Partiküler ayrışabilir madde, bioflokl içinde tutunma yoluyla ani olarak süspansiyondan ayrılarak giderilmektedir. Daha sonra hücre dışında enzimler tarafından çözünürleştirilerek kolay ayrışan substrata dönüşmesi modelde basitçe "hidroliz" olarak isimlendirilmektedir. Bu şekilde modellemenin net etkisi, partiküler substratın çoğalmada dolaylı olarak kullanılması sırasında oksijen tüketiminin ertelenmesi olmaktadır. Bozunma, aktif biyokitlenin inert partiküler ürünlere ve hidroliz, çoğalma, bozunma çevrimine girecek olan partiküler substrata dönüşümü olarak kabul edilmiştir.

Tablo 5.1'de yer alan ilk süreç aerobik heterotrofik çoğalmadır. Bu süreçte çözünmüş substrat ve oksijen tüketilerek biyokitle meydana gelir. Çoğalmaya bağlı inert ürün oluşumu olmadığı zaman çözünmüş substratın giderimi çoğalma ile orantılı kabul edilmiştir. Çözünmüş substratın depolanması olayı modelde yer almamıştır. Bütün bileşenler için

KOI birimi kullanıldığından oksijen gereksinimi, net KOI giderimine (giderilen çözünmüş substrat -oluşan biyokitle- varsa çoğalma ile ilişkili ürün) eşittir.

Modelde sadece aërobik çoğalma gözönüne alındığından, yeterli oksijenin sürekli olarak sağlandığı düşünce- siyle oksijen hız kısıtlaması olmadığı varsayılmıştır. Böylece çoğalma hızı üzerinde sadece substratın hız kısıtlama- sı olduğu varsayılmış ve substratın etkisi doygunluk fonk- siyonu (Monod kinetiği) şeklinde modellenmiştir.

$$\rho_1 = \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A \quad (5.1)$$

Heterotrofik biyokitlenin bozunma sürecinin modellenmesin- de "ölüm-yenilenme" yaklaşımı kullanılmıştır. Bu sürecin hız ifadesi, aktif biyokitleye göre birinci derecedir.

$$\rho_2 = b_H X_A \quad (5.2)$$

Buradaki hız katsayısı b_H , kavram ve büyüklük açısından ge- nel kullanılan bozunma katsayılarından farklıdır. Burada bozunma, aktif biyokitlenin partiküler substrat ve partikü- ler inert ürüne dönüşümü anlamında kullanılmıştır. Bu sü- reşte KOI kaybı ve oksijen tüketimi yoktur.

Tablo 5.1'de yer alan 3. süreç, bioflok içinde tu- tunma yoluyla ani olarak süspansiyondan ayrılan partiküler substrat ile bozunma sonucunda oluşan partiküler substratın hidrolizidir. Hidroliz sürecinin hızı, partiküler substratın yüzeysel konsantrasyonuna (X_S/X_A) göre doygunluk fonk- siyonu şeklinde ifade edilmiştir.

$$\rho_3 = k_h \frac{X_S/X_A}{K_x + X_S/X_A} X_A \quad (5.3)$$

Modelde, Çalışma Grubu modelinde olduğu gibi hidroliz ürün- lerinin sıvı kütlesi içine geçtiği, ancak hidroliz ürünle- rinin bir kısmının substrat olarak kullanılmadığı ve çözün- müş inert ürünler olarak kaldığı varsayılmıştır.

5.3. MODEL DENKLEMLERİ

5.3.1. Reaksiyon İfadelerinin Belirlenmesi

Herbir bileşen için gözlenen reaksiyon hızı, Tablo 5.1'de verilen matris yardımı ile çıkartılmıştır. Bunun için, ele alınan bileşenin bir süreçteki stokiometrik katsayısı süreç hızı ile çarpılarak bileşenin o süreçteki değişimi elde edilmiş ve her süreçteki değişimlerin toplamı olarak bileşenin reaksiyon ifadesi çıkartılmıştır.

$$r_{S_S} = -\frac{\hat{\mu}}{Y} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A^{1+\beta} k_h \frac{X_S/X_A}{K_X + X_S/X_A} X_A \quad (5.4)$$

$$r_{X_S} = (1-f_P) b_H X_A - k_h \frac{X_S/X_A}{K_X + X_S/X_A} X_A \quad (5.5)$$

$$r_{X_A} = \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A - b_H X_A \quad (5.6)$$

$$r_{X_P} = f_P b_H X_A \quad (5.7)$$

$$r_{S_P} = \alpha \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A^{1+\beta} k_h \frac{X_S/X_A}{K_X + (X_S/X_A)} \quad (5.8)$$

$$r_{S_O} = -\left(\frac{1-Y-\alpha Y}{Y}\right) \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A^{1+\beta} + k_L a (S_{O_D} - S_O) \quad (5.9)$$

Matriste sadece biyolojik süreçler yer aldığından oksijene ait kolonda sadece oksijen tüketimi ile ilgili stokiometrik katsayı vardır. Oksijenin reaksiyon ifadesi çıkartılırken oksijen kazanımı ile ilgili kütle transferi terimi eklenmiştir. Burada,

$k_L a$: toplam oksijen transfer katsayısı, T^{-1}

S_{O_D} : oksijenin doyumluk konsantrasyonu, ML^{-3}

5.3.2. Süreklilik Denklemlerinin Belirlenmesi

Tanımlanmış herhangi bir sistem sınırları içinde kütle dengesi için temel eşitlik,

$$\text{Birikim} = \text{Girdi} - \text{Çıktı} + \text{Reaksiyon} \quad (5.10)$$

şeklinde verilir. C_i konsantrasyonundaki bir bileşenin kütle dengesi,

$$\frac{d(VC_i)}{dt} = QC_{i0} - QC_i + V r_i \quad (5.11)$$

şeklinde gösterilebilir.

Tam Karışımli Kesikli Reaktör

Kesikli bir reaktörde giren ve çıkan kütle olmadığı için 5.10 denkleme göre, bir i bileşeninin zamanla değişim hızı, reaksiyon hızına eşit olmaktadır.

$$\frac{d(VC_i)}{dt} = V r_i \quad (5.12)$$

Hacim, V = sabit olduğu zaman

$$\frac{dC_i}{dt} = r_i \quad (5.13)$$

şeklinde konsantrasyon değişimi reaksiyon ifadesine eşit olur. Model bileşenlerinin, kesikli bir reaktörde zamanla değişimleri Bölüm 5.3.1'de verilen reaksiyon ifadeleri kullanılarak bulunmuştur.

Geri Devirli Tam Karışımli Sürekli Tek Reaktör

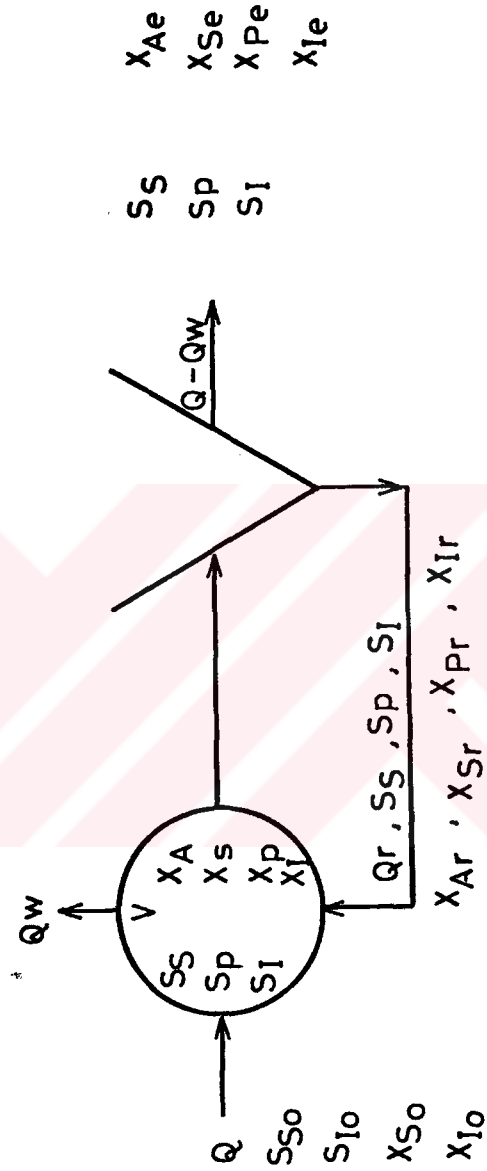
Şekil 5.5'de görülen geri devirli tam karışımli sürekli bir reaktörde model bileşenleri için kütle dengeleri kurularak süreklilik denklemleri belirlenmiştir.

$$V \frac{dS_S}{dt} = QS_{S0} - QS_S + V r_{SS} \quad (5.14)$$

$$V \frac{dX_S}{dt} = QX_{S0} - Q_w X_S + V r_{XS} \quad (5.15)$$

$$V \frac{dX_A}{dt} = -Q_w X_A + V r_{XA} \quad (5.16)$$

$$V \frac{dX_P}{dt} = -Q_w X_P + V r_{XP} \quad (5.17)$$



X_{Ae}
 X_{Se}
 X_{Pe}
 X_{Le}

S_s
 S_p
 S_l

ŞEKİL 5.5. Aktif çamur sisteminin şematik gösterimi.

$$V \frac{dS_P}{dt} = - Q S_P + V r_{S_P} \quad (5.18)$$

Hidrolik seyrelme oranı, $D_H = \frac{1}{\theta} = \frac{Q}{V}$, T^{-1}

Katı maddeler için seyrelme oranı, $D_X = \frac{1}{\theta_c} = \frac{Q_w}{V}$, T^{-1}

tanımları ve kararlı hal varsayımı yapılır reaksiyon ifadeleri yerine konursa aşağıdaki denklem takımı elde edilir. Hidroliz sürecinin hız ifadesi 5.3 denklemi, kararlı hal için

$$X_S \ll X_A$$

varsayımı yapılarak, X_S 'e göre birinci dereceye indirilmiştir. Böylece kararlı denge çözümleri için $\rho_3 = K X_S$ alınmıştır. Burada 1. derece hidroliz hızı sabiti, $K = k_h / K_X$ dir.

$$-\hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A + (1-\beta) K X_S - D_H S_S = - D_H S_{S_0} \quad (5.19)$$

$$(1-f_P) b_H X_A - K X_S - D_X X_S = - D_H X_{S_0} \quad (5.20)$$

$$\hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A - b_H X_A - D_X X_A = 0 \quad (5.21)$$

$$f_P b_H X_A - D_X X_P = 0 \quad (5.22)$$

$$\alpha \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_A + \beta K X_S - D_H S_P = 0 \quad (5.23)$$

Oksijen konsantrasyonu, havalandırma tankında daima belli bir değerin üstünde olacak şekilde havalandırma yapıldığından S_0 bir model bileşeni olarak çözüme dahil edilmemiştir. 5.23 denkleminde çözülmüş inert ürün oluşumunun, hidrolize ve çoğalmaya bağlı ürün oluşumlarının toplam şeklinde yazılması, iki alternatif çözümün de yapılabilmesi içindir. Katsayılarından biri (α veya β) sıfır alınarak diğer alternatif denenmiştir.

Model bileşenlerinin kararlı halde alacakları değer-

ler bu beş denklemin birlikte çözümü ile elde edilir. Giriş akımında aktif biyokitle bulunmadığı varsayımı ile aktif biyokitle için yazılan kütle dengesi, 5.21 denkleminde görüldüğü gibi, S_S 'in diğer model bileşenlerinden bağımsız olarak çözülebilmeye olanak tanımaktadır. 5.21 denkleminde X_A 'nın katsayılarının toplamı sıfır olacağından,

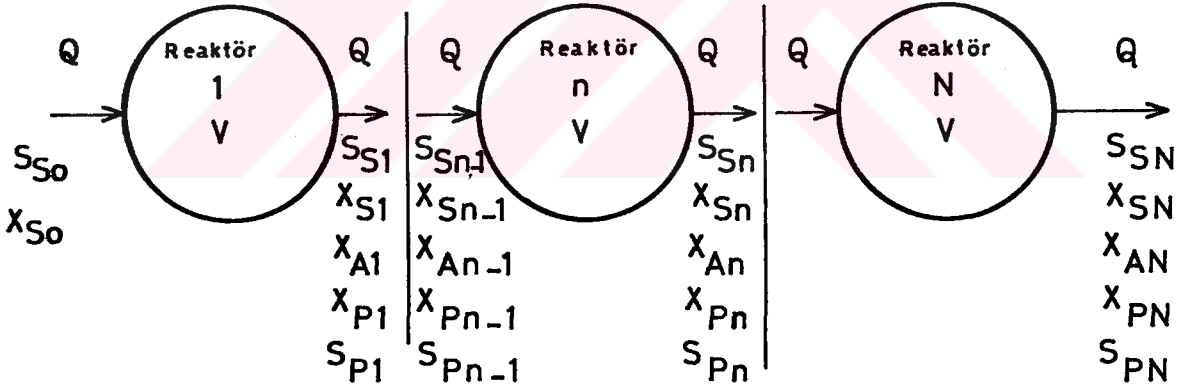
$$\hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} = D_X + b_H \quad (5.24)$$

ve

$$S_S = \frac{K_S (D_X + b_H)}{\hat{\mu} - (D_X + b_H)} \quad (5.25)$$

olarak elde edilir. Böylece bilinmeyen sayısı dörtte inerken kalan 4 denklem de lineer denklem takımı oluşturmaktadır.

Tam Karışımli Seri Reaktörler



ŞEKİL 5.6. Geri devirsiz tam karışımli seri reaktörler.

Şematik akış diyagramı Şekil 5.6'da görülen seri bağlı N tane eş hacimli tam karışımli geri devirsiz reaktörde kararlı hal bileşen konsantrasyonlarının hesaplanması için n. reaktör etrafında bütün bileşenlerin kütle dengesi yazılarak elde edilen denklemler, bir önceki reaktör çıkışı bir sonrakinin girişi olmak üzere $n=1$, N 'e kadar çözülmüştür. n. reaktörde kütle dengeleri önceki bölümde tek reaktör için verildiği gibi çıkartılmıştır. Ancak burada, X_A da da-

hil bütün bileşenler giriş akımında bulunmaktadır. Bu durumda X_A bileşeni için n. reaktörde kütle dengesi,

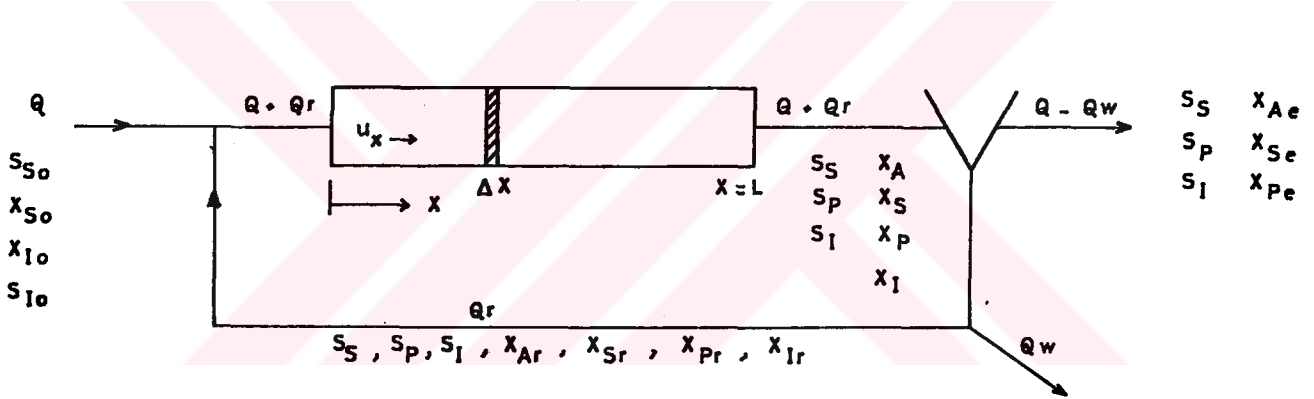
$$\mu_n X_{An} - b_H X_{An} - D_H X_{An} = - D_H X_{An-1} \quad (5.26)$$

buradan, n. reaktördeki spesifik çoğalma hızı,

$$\mu_n = D_H \left(1 - \frac{X_{An-1}}{X_{An}}\right) + b_H \quad (5.27)$$

olarak bulunur. Görüldüğü gibi μ_n dolayısıyla S_{Sn} , sadece kinetik sabitlere ve çamur yaşına değil bir başka bilinmeyene X_{An} 'e bağlıdır. O zaman denklem takımı iterasyonla çözülebilir.

İdeal Piston Akımlı Reaktörler



ŞEKİL 5.7. İdeal piston akımlı reaktör.

İdeal piston akımlı bir reaktörde, kompozisyon akım eksenini boyunca değiştiği için süreklilik denklemi bir diferansiyel hacim elemanı için yazılmalıdır. Konsantrasyon hem zaman hem de yer ile değişebildiği için denklem kısmî diferansiyel şeklindedir. (Weber, 1972)

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = - u_x \frac{\partial C_i}{\partial X} + r_i \quad (5.28)$$

PAR'ün dinamik davranışını tanımlayan kısmî diferansiyel denklemin çözümünü elde etmek ekseriya güçtür. Kararlı halde çözüm, denklemin sol tarafı sıfıra eşitlenerek elde edilir.

$$0 = - u_x \frac{dC_i}{dX} + r_i \quad (5.29)$$

Reaktör boyunca girişten ($x=0$) çıkışa ($x=L$) kadar integrasyon yapılarak reaktördeki bir i bileşenin konsantrasyon profili elde edilir. Bunun için reaktör girişinde bileşen konsantrasyonlarının bilinmesi gerekir. Bu da, bileşenlerin giriş akımındaki ve geri devirdeki konsantrasyonları ile geri devir oranının bilinmesini gerektirir. Seçilen bir geri devir oranı $r = Q_r/Q$ için reaktör girişindeki bileşen konsantrasyonları, geri devir akımındaki konsantrasyonlara bağlı olarak hesaplanabilir. Çözünmüş bileşenlerin geri devir akımındaki konsantrasyonları reaktör çıkışındaki konsantrasyonlarıdır. Partiküler bileşenlerin geri devirdeki konsantrasyonları ise çökelticinin sabit bir verimle ($\gamma = X_r/X$) çalıştığı kabulü ile reaktör çıkışındaki konsantrasyonlarına bağlı olarak bulunur. Giriş akımında sadece çözünmüş substrat bulunduğu kabulü ile:

$$S_{Sg} = \frac{Q S_{S0} + Q_r S_S}{Q + Q_r} \approx \frac{1}{1+r} S_{S0} \quad (5.30)$$

$$S_{Pg} = \frac{Q_r S_P}{Q + Q_r} = \frac{r}{1+r} S_P \quad (5.31)$$

$$X_{Ag} = \frac{Q_r X_{Ar}}{Q + Q_r} = \frac{r}{1+r} \gamma X_A \quad (5.32)$$

$$X_{Sg} = \frac{Q_r X_{Sr}}{Q + Q_r} = \frac{r}{1+r} \gamma X_S \quad (5.33)$$

$$X_{Pg} = \frac{Q_r X_{Pr}}{Q + Q_r} = \frac{r}{1+r} \gamma X_P \quad (5.34)$$

Verilen bir bekletme süresi ve geri devir oranı ile çalışan bir reaktörde bileşenlerin konsantrasyon profilini bulmak için başlangıç değerlerini bilmek gerekir. 5.31-34 denklemlerinden görüldüğü gibi başlangıç değerlerinin hesaplanabilmesi reaktör çıkışındaki değerlere bağlıdır. Bunun için reaktör çıkışında bileşen konsantrasyonları için tahmin yapılmış buna göre giriş değerleri hesaplanarak integrasyona başlanmıştır. İntegrasyon sonucunda bulunan değerler tahmin

edilen değerlere yaklaşıncaya kadar deneme-yanılmaya devam edilmiştir. Piston akımlı reaktörde çamur yaşı verilen bir bekletme süresi ve geri devir oranı için

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{1}{\theta} (1+r-\gamma r) \frac{X}{\bar{X}} \quad (5.35)$$

şeklindeki, çökeltici etrafında kurulan kütle dengesinden çıkartılmış eşitlik yardımı ile hesaplanmıştır.

X : reaktör ıkışıında partiküler madde konsantrasyonu

$\bar{X}$: reaktördeki ortalama, partiküler madde konsantrasyonu

5.3.3. Kullanılan özüm Yöntemleri

Kesikli bir reaktörde model bileşenleri (S_S , X_S , X_A , X_P , S_P) nin konsantrasyon profillerini elde etmek için 5.4-5.8 denklemleri ile verilen beş diferansiyel denklemin çözümü gerekmektedir. Bu denklemlerin sayısal çözümü için 4. mertebe Runge-Kutta yöntemi kullanılmıştır. Sayısal integrasyon, $\Delta t=0.01$ saatlik bir artımla bilgisayar programı kullanarak yapılmıştır. Aynı program; ideal piston akımlı reaktörler için, başlangıç koşulları, 5.3.2'de anlatıldığı şekilde belirlenerek kullanılmıştır.

Tam karışımlı reaktörlerde kararlı hal çözümü için belirlenen süreklilik denklemlerinin oluşturduğu lineer denklem takımı Gauss eliminasyon yöntemi ile çözölmüştür. özölecek denklem takımı Tablo 5.2'de matris formunda gösterilmiştir. Göröldüğu gibi burada model bileşenlerinden birinin kararlı haldeki değerı (S_S) sabitler vektörü içinde yer almaktadır. Bu, S_S 'in sadece kinetik sabitler ve çamur yaşına bağlı olarak hesaplanabilmesi ile mümkün olmaktadır. özüm ile ilgili bilgisayar programı, seri bağlı geri devirsiz tam karışımlı reaktörler için de kullanılmıştır. Ancak bu takdirde, 1. reaktörden sonraki reaktörlere aktif biyokitle girişi olduğundan S_S doğrudan, çamur yaşının fonksiyonu olarak hesaplanamamaktadır. Herbir reaktördeki spesifik çoğalma hızı, dolayısıyla S_S , 5.27 denkleminde göröldüğu gibi, reaktördeki aktif biyokitle konsantrasyonuna da

TABLO 5.2. Tam Karışımrlı Tek Havalandırma Tankı İçin Kararlı Hal Çözümü

X_A	X_S	X_P	S_P	
$-\mu/Y$	$(1-\beta)K$	0	0	$-D_H(S_{S_0}-S_S)$
$(1-f_P)b_H$	$-K-D_X$	0	0	$-D_H X_{S_0}$
$f_P b_H$	0	$-D_X$	0	$-D_H X_{P_0}$
$\alpha\mu$	βK	0	$-D_X$	$-D_H S_{P_0}$

bağlıdır. 0 zaman 1. reaktörden sonraki reaktörler için çözüme, X_A için bir tahmin yapılarak başlanmış ve hesaplanan S_S değeri ile denklem takımı çözülmüştür. Tahmin edilen X_A değeri, denklem takımının çözümü ile yeter bir yaklaşıklıkla elde edilinceye kadar deneme-yanılmaya devam edilmiştir. Aynı program, giriş akımında aktif biyokitle bulunan tam karışımrlı tek reaktör şeklinde düşünülebilecek aerobik çamur çürütücü için de kullanılabilir.

5.4. ATIKSUYUN KARAKTERİZASYONU VE PARAMETRE DEĞERLERİNİN TESPİTİ

Bir modelin atıksu arıtma sistemlerinin tasarım ve işletilmesinde kullanılabilmesi için atıksuya özgü parametre değerlerinin ve giriş akımındaki önemli bileşenlerin konsantrasyonlarının bulunabilmesi gereklidir. Öncelikle atıksudaki çözünmüş inert organik maddelerin (S_I) konsantrasyonu bilinmelidir. Bu, arıtma çıkışındaki çözünmüş organik maddeye yapacağı katkının yanında atıksuya ait kinetik sabitlerin bulunması sırasında da girişim yapacağından öncelikle ölçülmesi gereken bir bileşendir.

Atıksudaki çözünmüş inert organik maddeleri (S_I), IAWPRC Çalışma Grubu tarafından teklif edilen yöntemle saptamak mümkün değildir. Bu yöntemle göre, atıksuyun arıtıldığı, çamur yaşı 10 günden büyük olan bir tam karışımrlı reaktörden alınan örnek kesikli bir reaktörde bir süre daha ha-

valandırılmaya devam edilir. Kesikli reaktörden periodik olarak alınan örneklerde çözünmüş KOI analizi yapılırsa konsantrasyonun ya sabit kalacağı ya da zamanla azalacağı öne sürülmektedir. Sonunda kalan çözünmüş KOI, giriş akımındaki çözünmüş inert madde konsantrasyonuna eşittir denilmektedir.

Atıksudaki çözünmüş ayrışabilir organik maddenin tamamı giderildikten sonra kalan çözünmüş inert maddeler, bu sırada üretilen çözünmüş inert ürünler ile S_I 'nin toplamıdır. Dolayısıyla bu şekilde S_I değil $S_I + S_p$ toplamı ölçülmüş olur. Bu değer atıksu özelliklerine olduğu kadar işletme koşullarına da bağlı olacağı için aynı atıksu için farklı koşullarda farklı değerler elde edilir. Bundan yararlanılarak çözünmüş inert ürün oluşumu ile ilgili sabitler ve S_I tayin edilebilir.

5.23 denkleminde görülebileceği gibi, sürekli bir sistemde kararlı halde çözünmüş inert ürün konsantrasyonu,

$$S_p = \alpha \mu X_A \theta = \alpha (D_X + b_H) X_A \theta \quad (5.36)$$

veya

$$S_p = \beta K X_S \theta \quad (5.37)$$

dır. 5.20 denkleminde kararlı halde X_S konsantrasyonu, giriş akımında partiküler ayrışabilir organik madde yoksa

$$X_S = \frac{(1-f_p) b_H X_A}{D_X + K} \quad (5.38)$$

olarak bulunur. Bu değer 5.37'de yerine konursa,

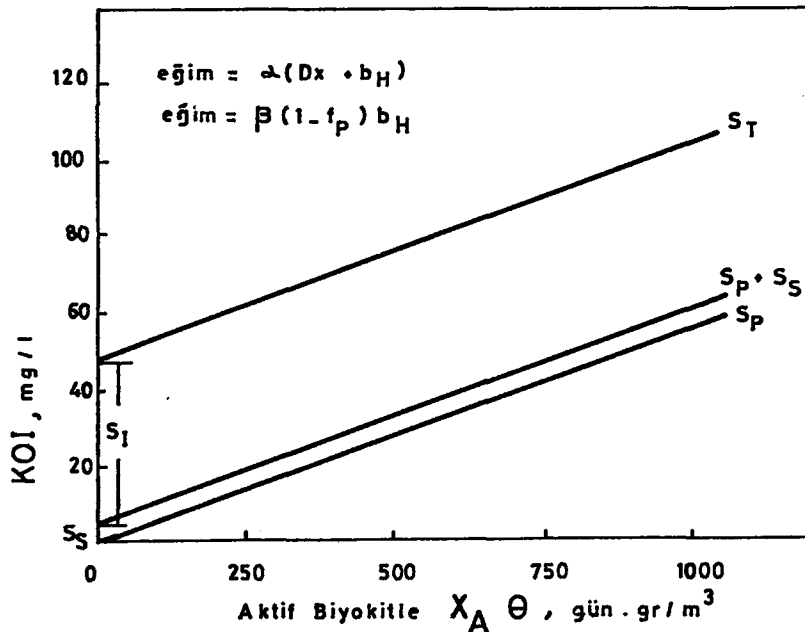
$$S_p = \beta K \frac{(1-f_p) b_H X_A \theta}{D_X + K} \quad (5.39)$$

reaktördeki aktif biyokitleye bağlı olarak bulunur. Görüldüğü gibi her iki alternatif model için de kararlı halde ürün konsantrasyonu, aktif biyokitle ($X_A \theta$) ile değişmektedir. Kararlı halde aktif biyokitle ($X_A \theta$), çamur yaşı veya giriş substrat konsantrasyonu değiştirilerek değiştirilebilir.

Substrat konsantrasyonu (S_S) çok düşük olacak şekilde yüksek bir çamur yaşı seçilerek bu sabit çamur yaşında farklı konsantrasyonlarda çözünmüş substratla sistem kararlı hale getirilir. Çıkarışta ölçülen çözünmüş KOI'ler $X_{A\theta}$ 'ya karşı işaretlenir. Ölçülen KOI'ler $S_S + S_P + S_I$ toplamını verecektir. 5.36 ve 5.39 denkleminde göre $X_{A\theta}$ sıfıra giderken S_P de sıfır olacaktır. Doğrunun KOI eksenini kestiği nokta $S_S + S_I$ toplamını verir. Çamur yaşı 5 günden fazla olan sistemlerde S_S ihmal edilebilecek kadar küçüktür (Ekama ve diğerleri, 1986). 0 zaman doğrunun KOI eksenini kestiği nokta S_I olarak alınabilir. Girişte ölçülen çözünmüş KOI'den bu değer çıkartılarak S_{S_0} bulunur. Doğrunun eğiminden ise ürün oluşumunun stokiometrik katsayısı (α veya β) hesaplanır. (Şekil 5.8) Bu konu 6. bölümde daha ayrıntılı olarak ele alınmıştır. 5.39 denkleminde D_X , K' 'nin yanında ihmal edilebilir. 0 zaman

$$\text{eğim} = \beta(1-f_P) b_H \quad (5.40)$$

olmaktadır. Biyokitlenin bir karakteristiği olduğu için f_P , bir atıksudan diğerine muhtemelen çok az değişir. Bozunma sonucu oluşan partiküler ürün fraksiyonu klasik içsel çözüm modellerinde $f_E=0.20$ olarak alınır. Gözlenen bu değeri



ŞEKİL 5.8. S_I , α ve β 'nin belirlenmesi.

elde etmek üzere ölüm-yenilenme modelindeki katsayı hesaplanarak bulunur. Modeldeki bozunma hız katsayısı b_H ise 4. bölümde anlatıldığı gibi kesikli bir çamur çürütücüde oksijen tüketim hızlarının ölçülmesi ile bulunan içsel solunum katsayısı b , yardımı ile hesaplanabilir. Klasik içsel solunum yaklaşımı katsayıları f_E ve b ile bu modelde de kullanılan ölüm-yenilenme yaklaşımında bozunma katsayısı b_H ve gerçek inert fraksiyon f_P arasındaki ilişki Bölüm 2.3.3'de verilmişti. Ancak hidroliz sonucunda oluşan çözünmüş organik maddelerin tamamının ayrışabilir nitelikte olmadığı dolayısıyla yeni biyokitle üretiminde kullanılmadığı için oksijen de tüketmediği düşünülürse aşağıdaki gibi bir düzeltme yapılmalıdır.

Hidroliz ürünleri üzerinde çoğalma sırasında günde tüketilen oksijen:

$$\frac{dO}{dt} = (1-Y)(1-\beta)(1-f_P)b_H X_A \quad (5.41)$$

şeklinde düzeltilir. Burada hidroliz hızının yeterince yüksek olduğu ve kısıtlayıcı olanın bozunma katsayısı olduğu düşünülmüştür. Burada tüketilen oksijenin içsel solunum yaklaşımında

$$\frac{dO}{dt} = (1-f_E)b X_A \quad (5.42)$$

şeklinde verilen değere eşit olması gerekir. Aynı zamanda modelden hesaplanacak günde üretilen inert biyokitlenin gözlenen inert fraksiyonu vermesi için

$$f_E b = f_P b_H \quad (5.43)$$

olmalıdır. 5.41 ve 5.42 denklemleri eşitlenerek

$$(1-f_E)b = (1-Y)(1-\beta)(1-f_P)b_H \quad (5.44)$$

elde edilir. b_H 'ın 5.43 denklemindeki değeri 5.44 denkleminde yerine konur ve gerekli düzenlemeler yapılırsa,

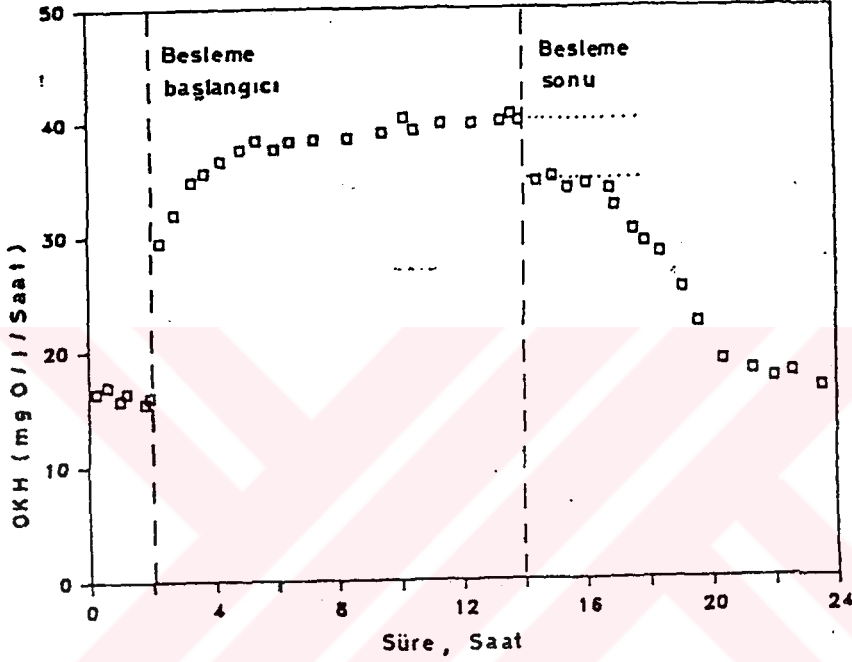
$$f_P = \frac{1}{1 + \frac{1-f_E}{(1-Y)(1-\beta)f_E}} \quad (5.45)$$

olarak bulunur. Gözlenen fraksiyon 0.20 alınırsa bu model için f_p , ($Y=0.67$ ve $\beta=0.1$ için) 0.07 civarında olmaktadır. Model bozunma katsayısı, b_H , klasik içsel solunum katsayısından 5.43 denkleminde göre 0.20/0.07 oranından daha büyüktür.

Biyokitle çoğalmasını tanımlayan parametreler $\hat{\mu}$ ve K_S in doğru olarak değerlendirilmesi güçtür fakat model bunların değerlerine çok hassas değildir. $\hat{\mu}$ 'in esas fonksiyonu, maksimum oksijen tüketiminin belirlenmesine imkân vermesidir. Bu parametrenin ölçülmesi, çoğalma veya substrat gideriminden çok oksijen tüketimi ölçümlerine dayandırılmalıdır. Bölüm 4.3'de anlatıldığı şekli ile Cech ve diğerleri (1985) tarafından teklif edilen respiometrik tekniğin kullanılması en uygun yöntem olarak gözükmektedir. Bir aktif çamur tesisinin çıkışında çözünmüş substrat konsantrasyonu çok düşük olduğu için bu parametreler biyokitle konsantrasyonu ve oksijen tüketiminin hesaplanmasında kritik bir önem taşımamaktadır.

Hidrolizi tanımlayan parametreler, k_H , maksimum spesifik hidroliz hızı ve K_X , yavaş ayrışan organik maddenin hidrolizi için yarı doygunluk sabitidir. Bu parametrelerin değerlendirilmesi için IAWPRC Çalışma Grubu bir yöntem önermiştir. k_H 'ı ölçmek için biyokitlenin yavaş ayrışan organik substrata doymuş olması gerekir. Bu da kısa çamur bekletme sürelerindeki tam karışımli bir reaktör aralıklı besleme düzeni ile çalıştırılarak elde edilebilir. Bu besleme, 12 saat beslemeyi durdurma biçimindeki günlük çevrimlerle yapılır. Şekil 5.9, 24 saatlik süre için oksijen kullanım hızının değişimini göstermektedir. Beslemenin durması sonrasında oksijen kullanım eğrisinde görülen plato yavaş ayrışan substratın hidrolizi ile oluşan organik maddelerin ayrıştırılmasından ileri gelmektedir. Platonun uzun sürmesi biyokitlenin doymuş olduğunu ve hidrolizin k_H 'ın bulunmasına imkan verecek biçimde maksimum hızla meydana gelmekte olduğunu gösterir. Ayrıca, oksijen kullanım hızının zamanla azalma tarzı da K_X tarafından belirlenir. Dolayısıyla, k_H ile K_X 'i belirlemenin en iyi yolu model sonuçlarını Şekil 5.9'daki oksijen kullanım eğrisine uyduracak eğri

uydurma (curve fitting) tekniklerini kullanmaktır. Bütün diğer parametreler seçilmiş olduğundan eğri uydurma için bilinmeyenler sadece bu iki hidroliz parametresidir (Ekama ve diğerleri, 1986). Ayrıca, hidroliz katsayıları toplam partiküler madde (X_T) üzerinde etkili olduğundan bulunan katsayıların, X_T profiline de uyması gereklidir.



ŞEKİL 5.9. Hidroliz hızı katsayılarının bulunması için oksijen kullanım hızı ile zaman arasındaki deneysel ilişki.

BÖLÜM VI

MODEL SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

6.1. KESİKLİ SİSTEMLER

Kesikli sistemler için model denklemlerinin sayısal çözümü ile elde edilen, model bileşenlerinin zamanla değişimlerine bir örnek Şekil 6.1'de verilmiştir. Bu simülasyonda Tablo 6.1'de verilen kinetik ve stokiometrik katsayılar ve aşağıdaki başlangıç koşulları kullanılmıştır.

$$\begin{aligned} t = 0 \text{ için } S_S &= 500 \text{ mg/l KOI} \\ X_A &= 800 \text{ mg/l KOI} \\ X_S &= 50 \text{ mg/l KOI} \\ X_I &= 150 \text{ mg/l} \\ S_I &= 0 \end{aligned}$$

Şekil 6.1.a'da çözünmüş inert ürün oluşumunun hidrolize bağlı olarak meydana geldiği varsayılmış ve hidroliz ürünlerinin inert fraksiyonu, $\beta=0.10$ olarak alınmıştır. Şekil 6.1.b'de ise çözünmüş inert maddelerin çoğalmaya bağlı olarak üretildiği varsayımına dayanan alternatif modelin sonuçları görülmektedir. Bu simülasyonda $\alpha=0.05$ alınmıştır.

Aktif çamur sistemlerinde, reaktördeki biyokitle ve çözünmüş KOI konsantrasyonu üzerinde etkili olduğu düşünülen bozunma ve hidrolize ait kinetik katsayılar ile çözünmüş inert ürün oluşumuna ait stokiometrik katsayı, f_{Sp} (α veya β)'nin çeşitli değerleri için model sonuçları elde edilerek, modelin bu parametrelere karşı duyarlılığı incelenmiştir.

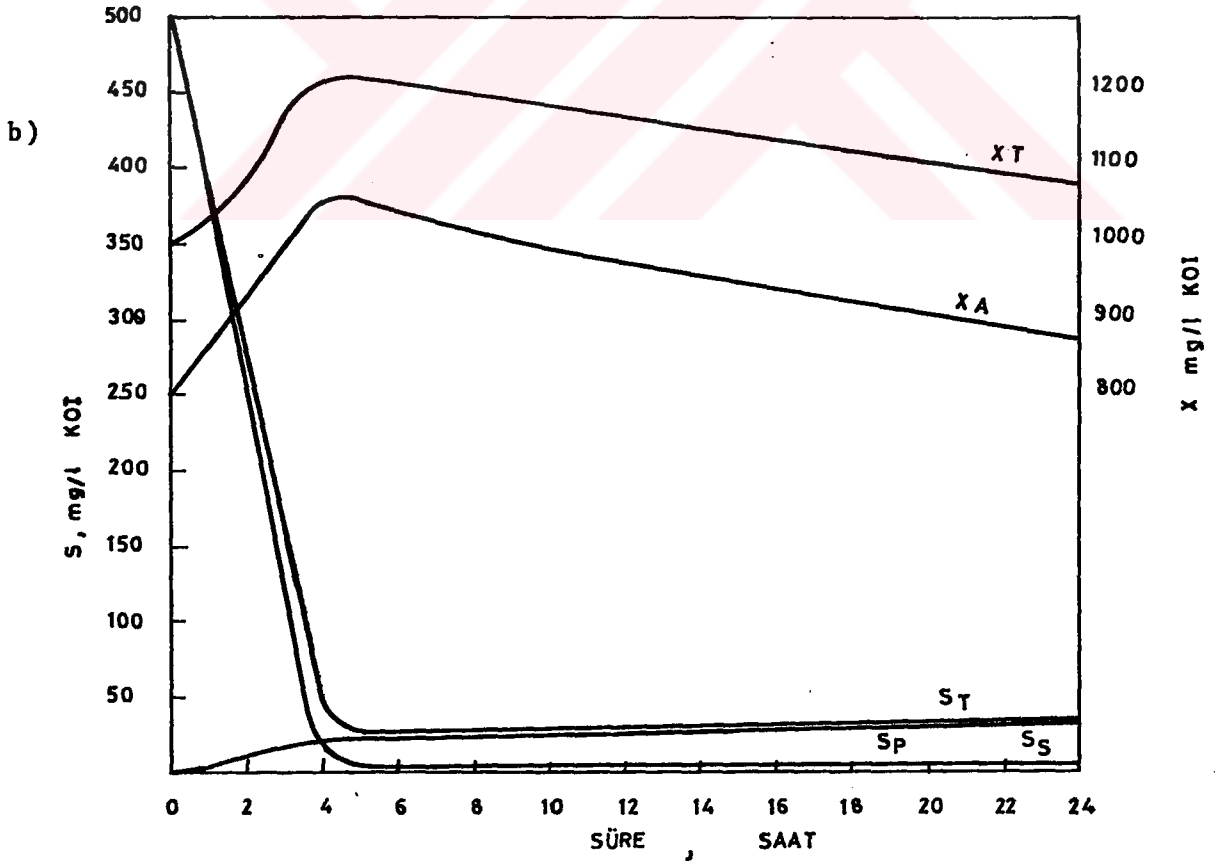
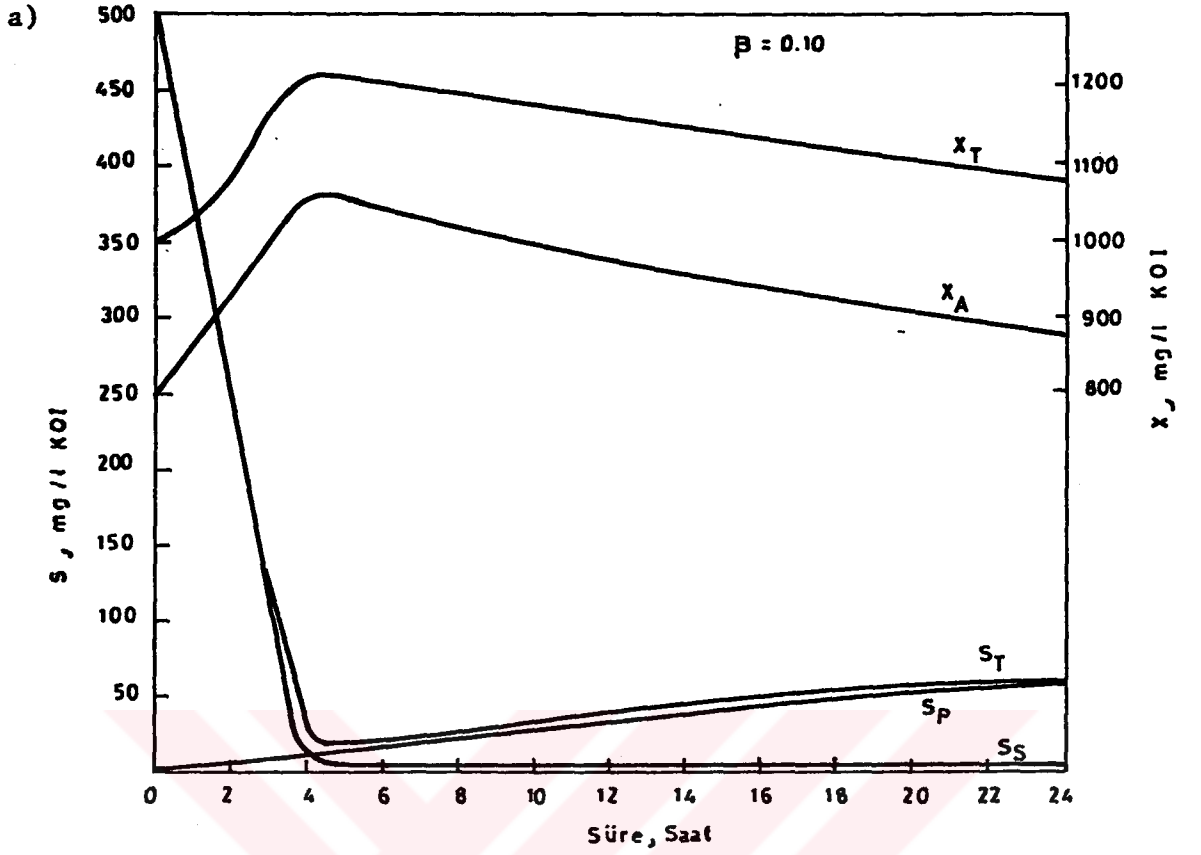
Diğer parametreler için Tablo 6.1'deki değerler ve $\beta=0.1$ alınarak, üç farklı hidroliz hızında aktif ve toplam

TABLO 6.1- Kesikli Sistem Çözümleri İçin Seçilen Kinetik ve Stokiyometrik Katsayılar

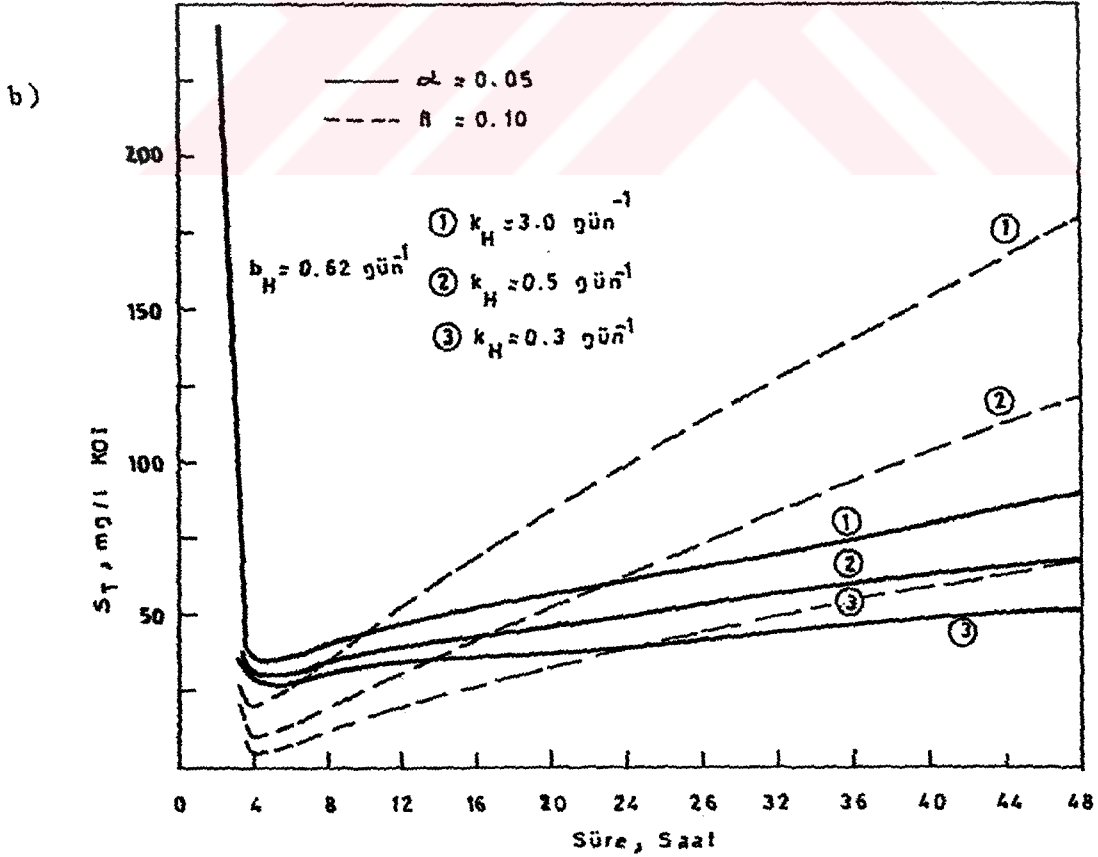
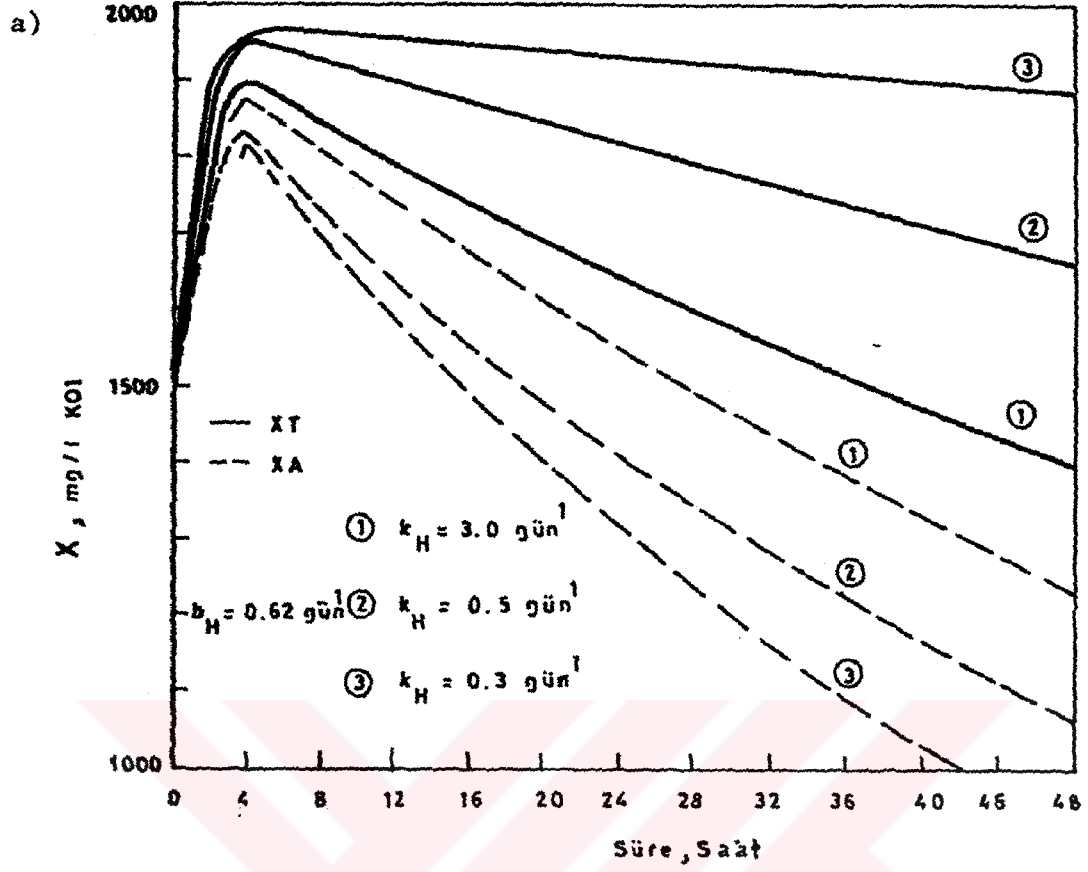
Katsayı	Birim	Seçilen Değer
Y	$\text{mg KOI}(\text{mg KOI})^{-1}$	0.67
$\hat{\mu}$	gün^{-1}	3.0
K_S	mg/l KOI	20
b_H	gün^{-1}	0.62
k_H	$\text{mg KOI} (\text{mg KOI}, \text{gün})^{-1}$	3.0
K_X	$\text{mg KOI} (\text{mg KOI})^{-1}$	0.03
f_P	$\text{mg KOI} (\text{mg KOI})^{-1}$	0.08
f_{Sp}	$\text{mg KOI} (\text{mg KOI})^{-1}$	$\beta = 0.10$ veya $\alpha = 0.05$

biyokitlenin zamanla değişimi Şekil 6.2.a'da ve aynı parametre değerleri için toplam çözünmüş organik madde profili Şekil 6.2.b'de verilmiştir. Aynı işlem, iki farklı bozunma sabiti, $b_H=0.40$ ve $b_H=0.25 \text{ gün}^{-1}$ değerleri için tekrarlanmıştır (Şekil 6.3 ve 6.4). Şekillerden görüldüğü gibi, sabit bir bozunma hızı katsayısı için, hidroliz hızı katsayısının artması, toplam biyokitlenin azalma hızını artırırken, aktif biyokitlenin azalma hızında bir düşüşe neden olmuştur. Hidroliz hız katsayısının artması, çoğalmada kullanılabilecek substrat konsantrasyonunu artırarak aktif biyokitle konsantrasyonu üzerinde etkili olmuştur. Hidroliz hızı, toplam çözünmüş organik madde konsantrasyonu (S_T) üzerinde her iki alternatif modelde de etkili olmuştur, ancak hidroliz, çoğalmaya bağlı S_P üretimini dolaylı olarak etkilediğinden bu modelde ($\alpha=0.05$ için) sonuçlar hidroliz hızından daha az etkilenmiştir.

Sabit bir hidroliz hızı katsayısı için, bozunma hızı katsayısının aktif ve toplam biyokitlenin zamanla değişimi üzerine etkisini görmek amacıyla Şekil 6.5 çizilmiştir. Buna göre yüksek bir hidroliz hızı için, b_H katsayısının artması hem aktif hem de toplam biyokitlenin azalma hızında bir artışa neden olmaktadır. Hidroliz katsayısı düşük ($k_H=0.3 \text{ gün}^{-1}$) olduğu zaman toplam biyokitle, b_H katsayısından

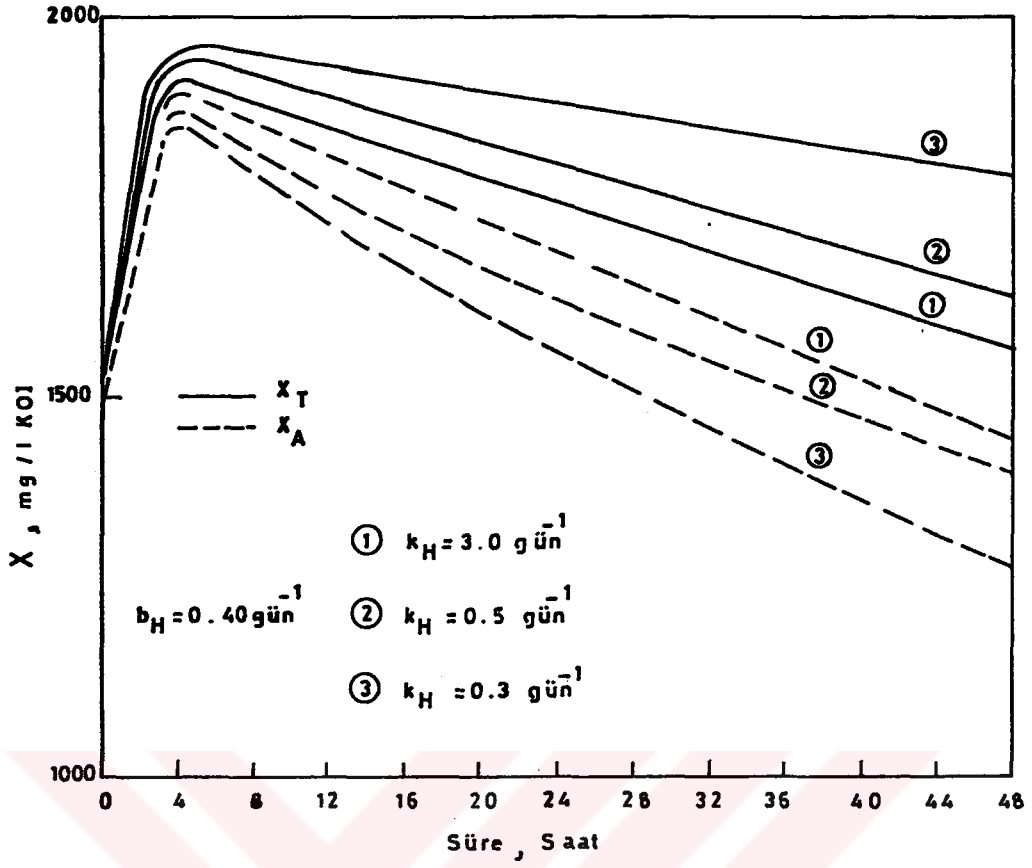


ŞEKİL 6.1- Kesikli Sistemlerde Çözüm Eğrilerine
Bir Örnek: a) $\beta=0.1$ b) $\alpha=0.05$

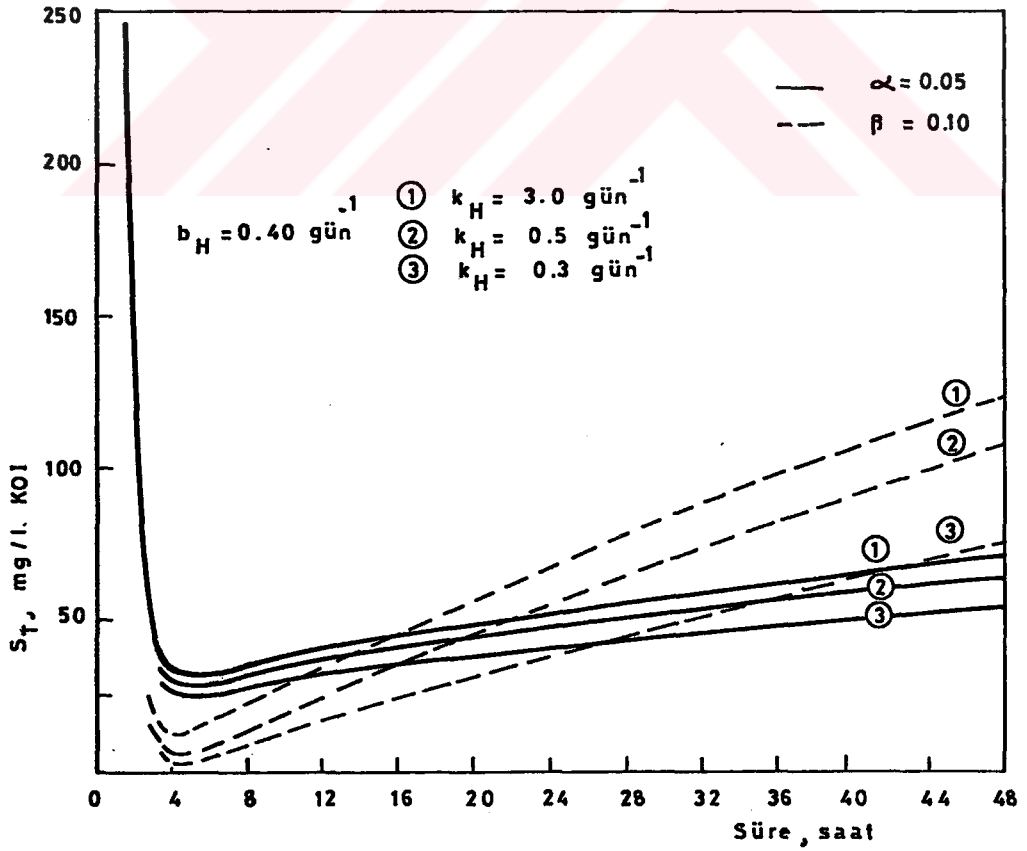


ŞEKİL 6.2- $b_H = 0.62 \text{ g/ün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının
a) X_A ve X_T b) S_T Profillerine Etkisi

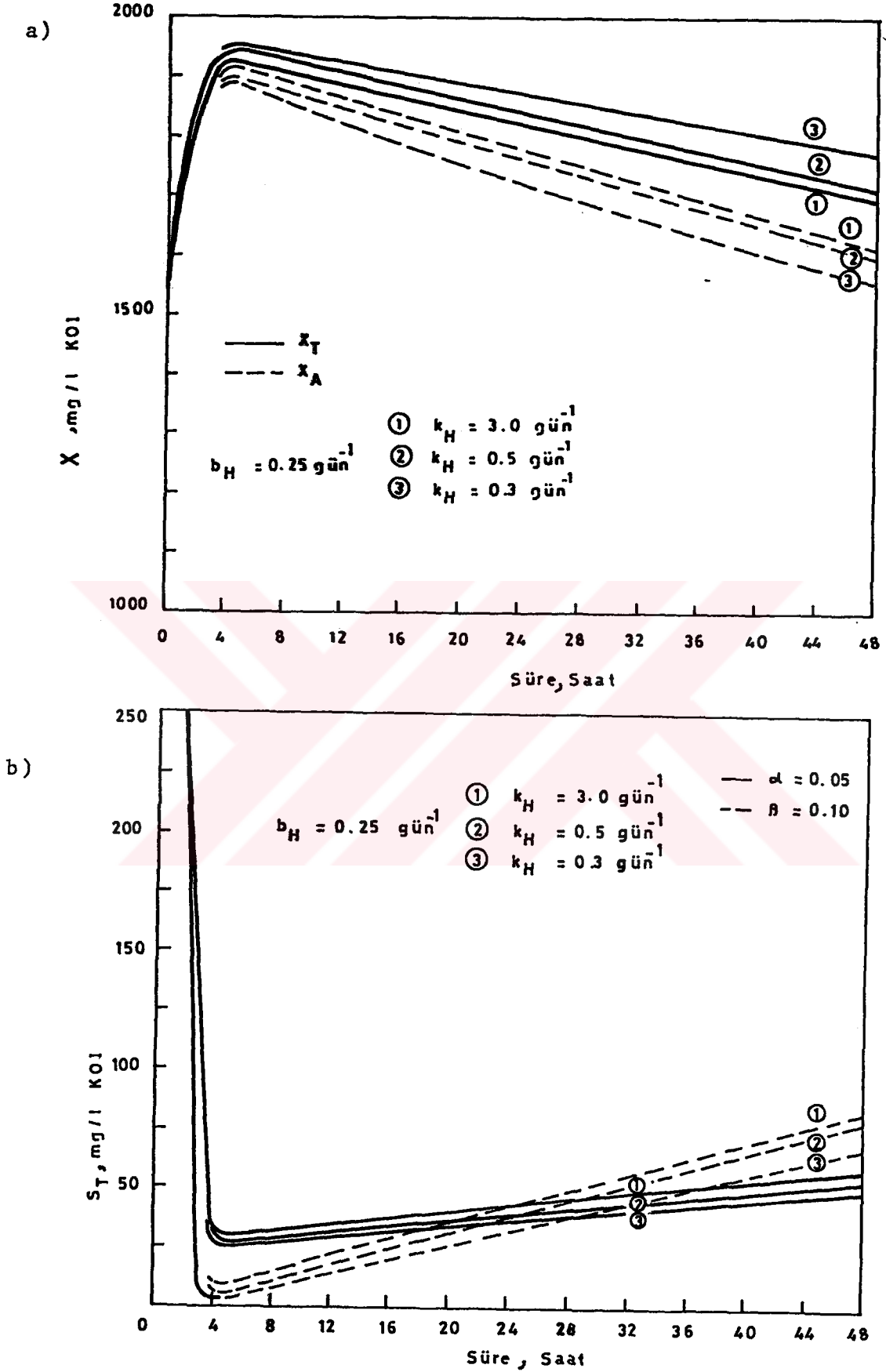
a)



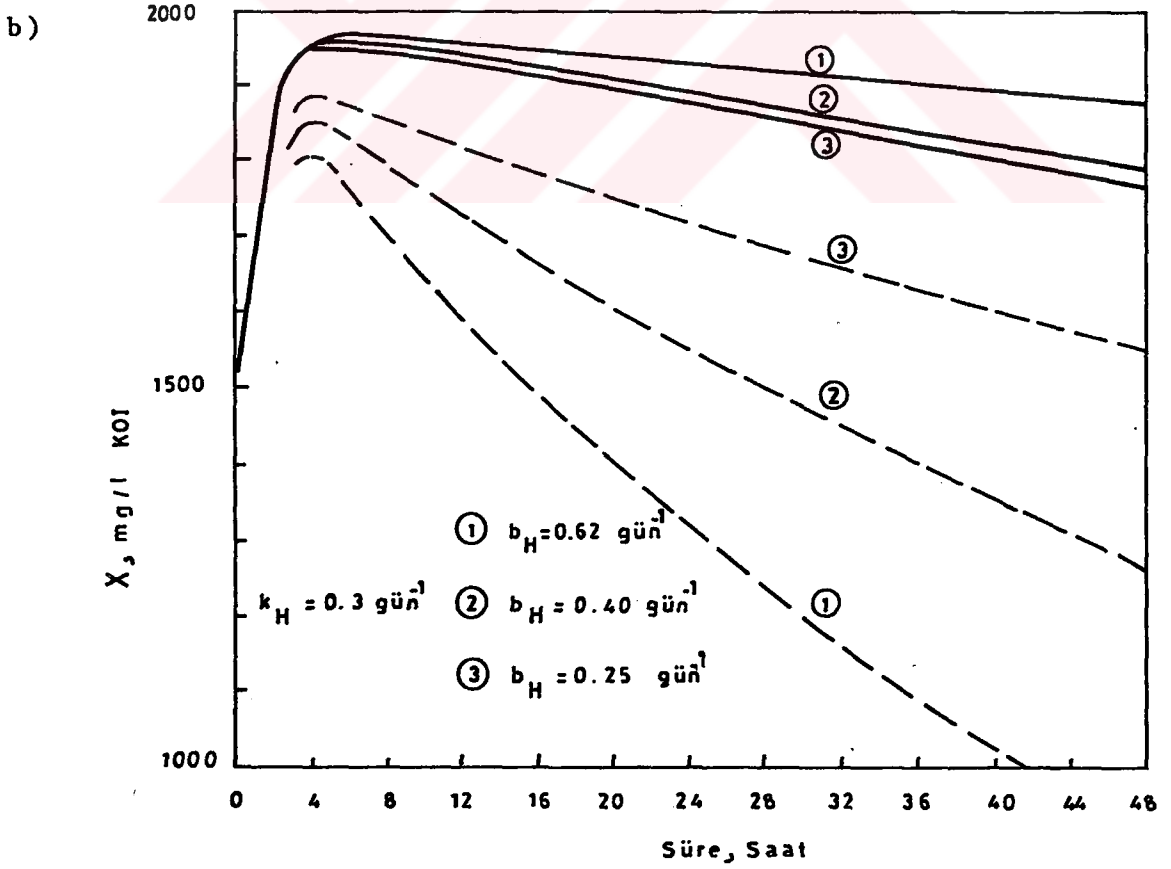
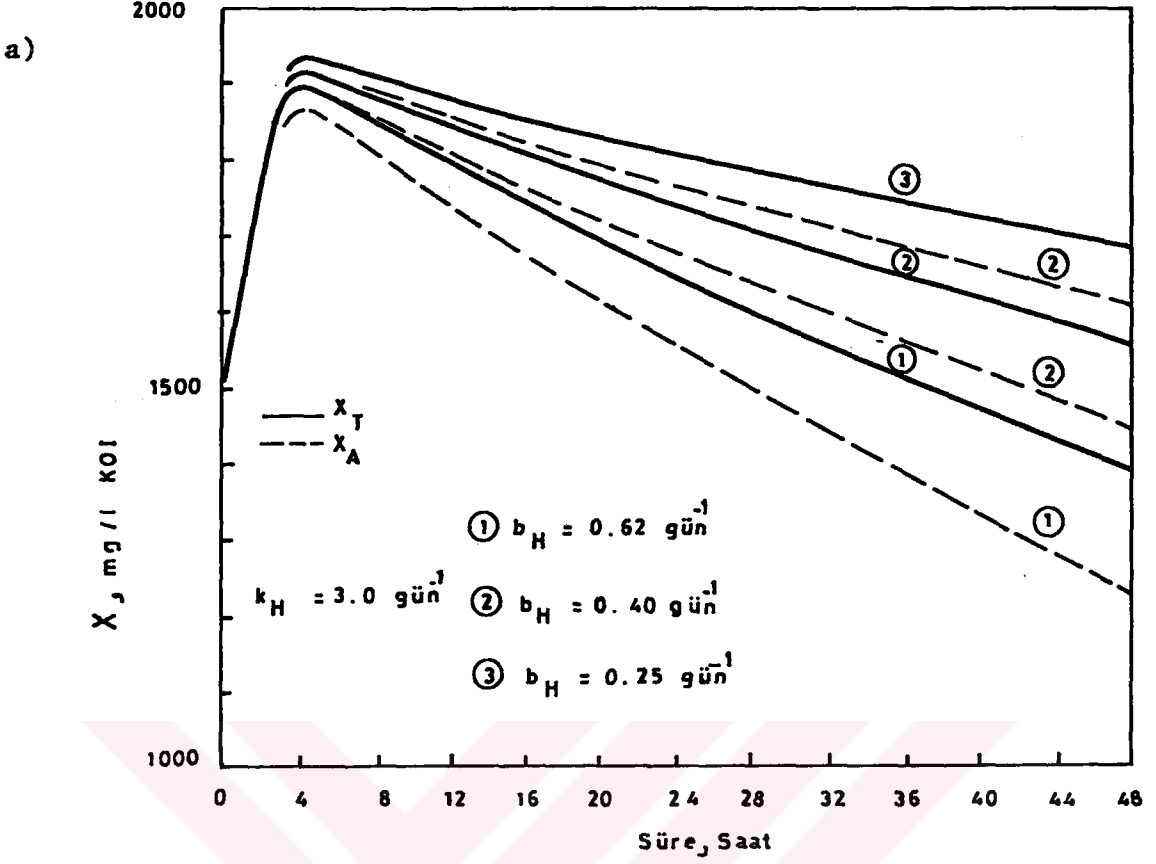
b)



ŞEKİL 6.3- $b_H = 0.40 \text{ g/ün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının
a) X_A ve X_T b) S_T Profillerine Etkisi



ŞEKİL 6.4- $b_H = 0.25 \text{ gün}^{-1}$ için Hidroliz Katsayısının
a) X_A ve X_T b) S_T Profillerine Etkisi



ŞEKİL 6.5- Bozunma Katsayısının a) $k_H = 3.0 \text{ gün}^{-1}$
b) $k_H = 0.3 \text{ gün}^{-1}$ için X_A ve X_T Profille-
rine Etkisi

çok az etkilenirken aktif biyokitlenin azalma hızı, b_H arttıkça artmıştır. Hidroliz hızı katsayısının düşük olması, sabit bir b_H için, biyokitlenin aktif fraksiyonunun hızla azalmasına neden olmaktadır.

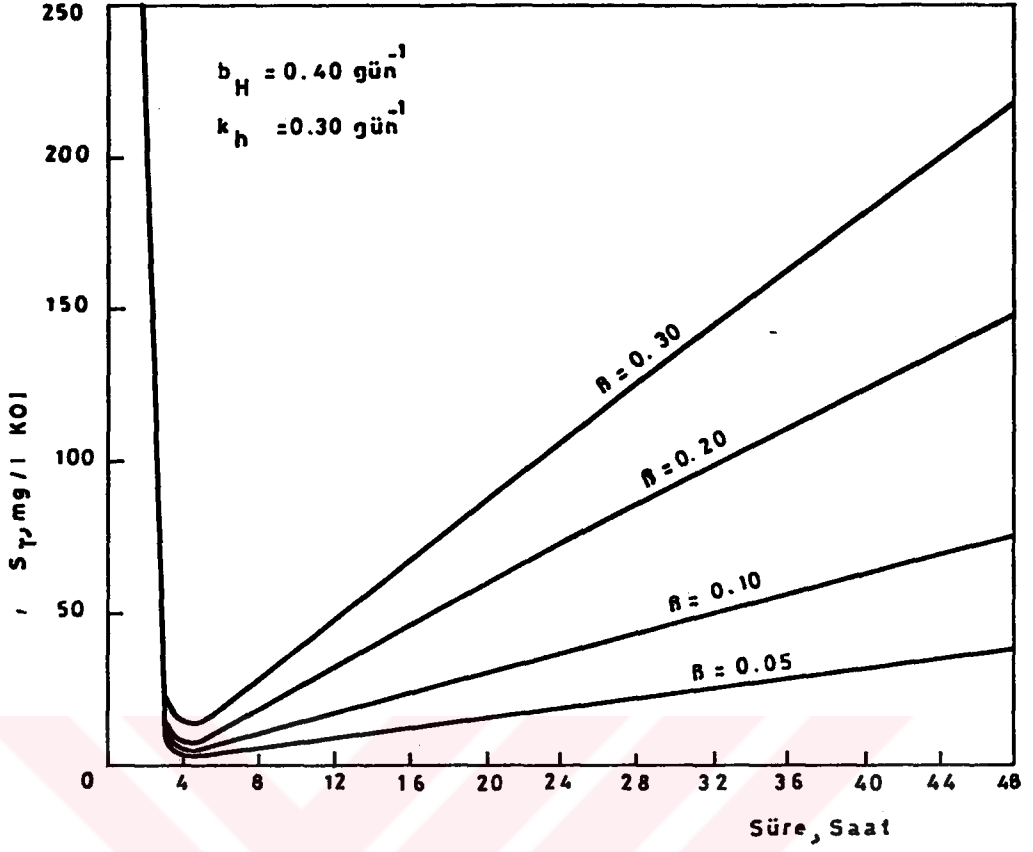
Seçilen bir bozunma ve hidroliz katsayısı için, α ve β katsayılarının çözünmüş KOI (S_T) üzerine-etkisi Şekil 6.6'da görülmektedir. Parametreler için yapılan duyarlılık analizinde alınan başlangıç değerleri:

$$\begin{aligned} t=0 \text{ için} \quad S_S &= 800 \text{ mg/l KOI} \\ X_A &= 1500 \text{ mg/l KOI} \\ X_S &= 10 \text{ mg/l KOI} \\ X_I &= 0 \\ S_I &= 0 \end{aligned}$$

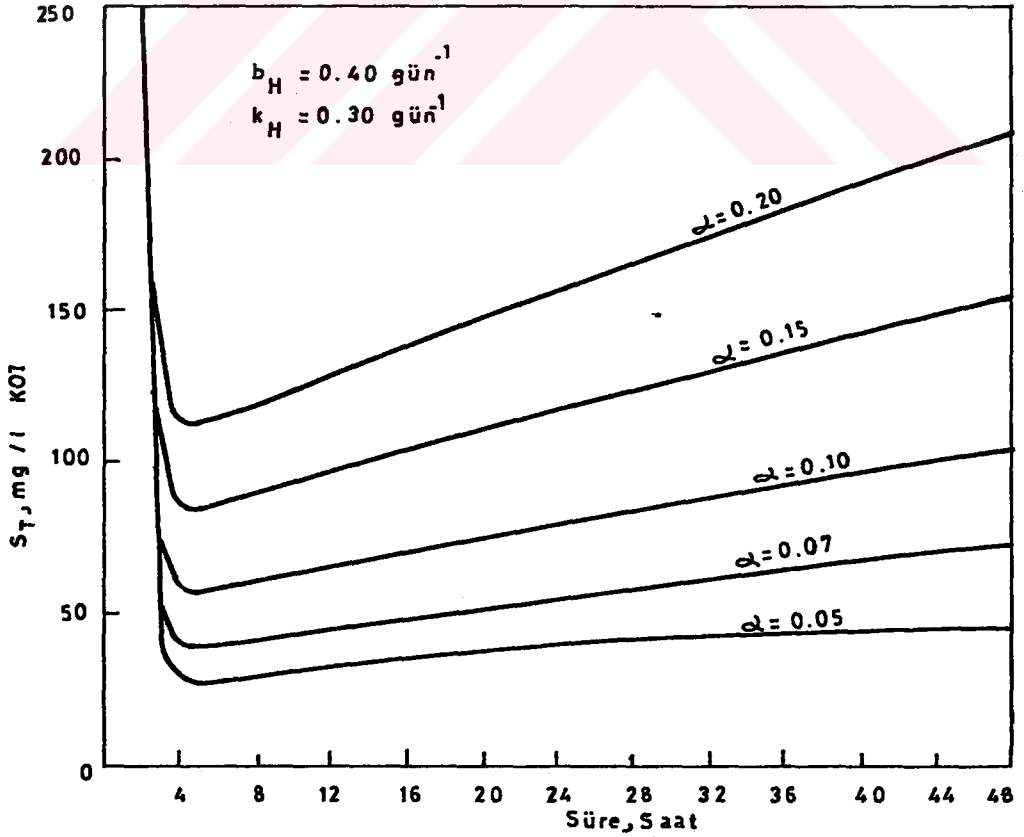
Başlangıçtaki substrat ve biyokitle konsantrasyonunun, çözünmüş inert ürün oluşumunu nasıl etkilediğini araştırmak amacıyla Tablo 6.1'deki parametre değerleri kullanılarak farklı başlangıç değerleri için simülasyonlar yapılmıştır. Şekil 6.7.a'da orijinal substratın tükenmesine yetecek kadar uzun seçilen bir süredeki (24 saat) toplam çözünmüş KOI değerlerinin sabit bir başlangıç biyokitle konsantrasyonunda, giriş substrat konsantrasyonu ile nasıl değiştiği görülmektedir. Aynı şekilde, belli bir giriş substrat konsantrasyonunda elde edilebilecek en düşük S_T değerinin, giriş substrat konsantrasyonu ile değişimi de gösterilmiştir. Minimum S_T değerleri, başlangıç biyokitle konsantrasyonundan hemen hemen hiç etkilenmemiş sadece minimum değere ulaşma süresi, başlangıç biyokitle konsantrasyonu arttıkça azalmıştır. Şekil 6.7.a'da kesikli çizgi ile gösterilen S_T (min) ve S_{SO} ilişkisi, Şekil 2.12'de verilmiş olan deneysel ilişki ile uyum göstermektedir.

Sabit bir başlangıç substrat konsantrasyonu için, sabit bir süre sonunda (24 saat) kalan KOI'nın, başlangıç biyokitle konsantrasyonu ile değişimi Şekil 6.7.b'de verilmiştir. S_T (min) değerleri, X_{TO} ile hemen hemen değişmediği

a)

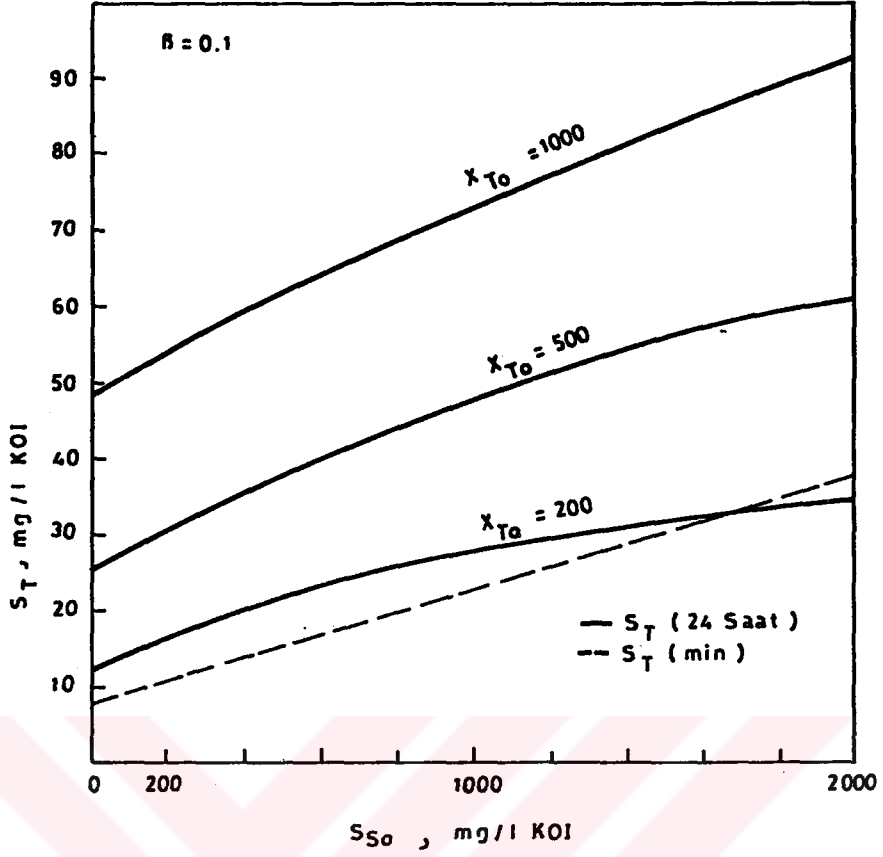


b)

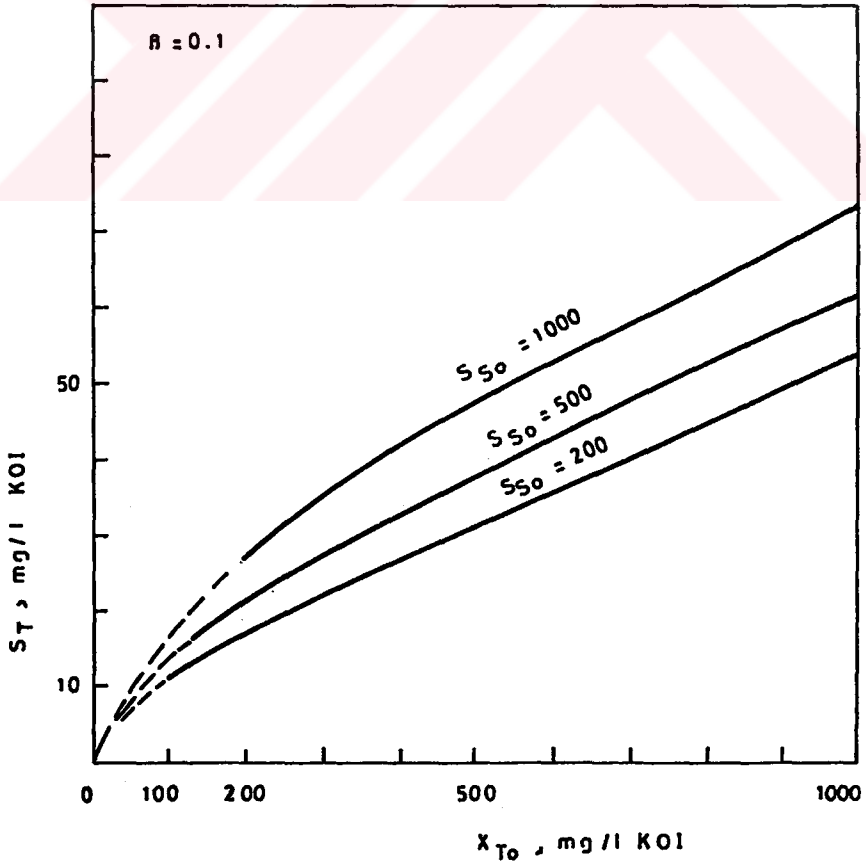


ŞEKİL 6.6- a) β Katsayısının b) α Katsayısının S_T Profiline Etkisi

a)

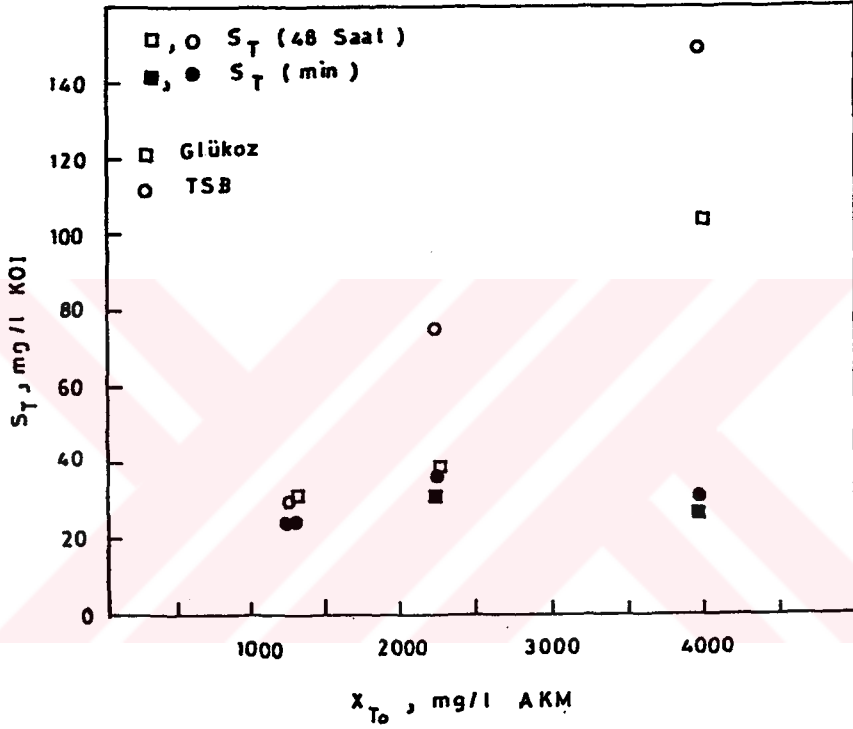


b)



ŞEKİL 6.7- $\beta=0.1$ için, S_T 'nin a) S_{SO} ile b) X_{To} ile Değişimi

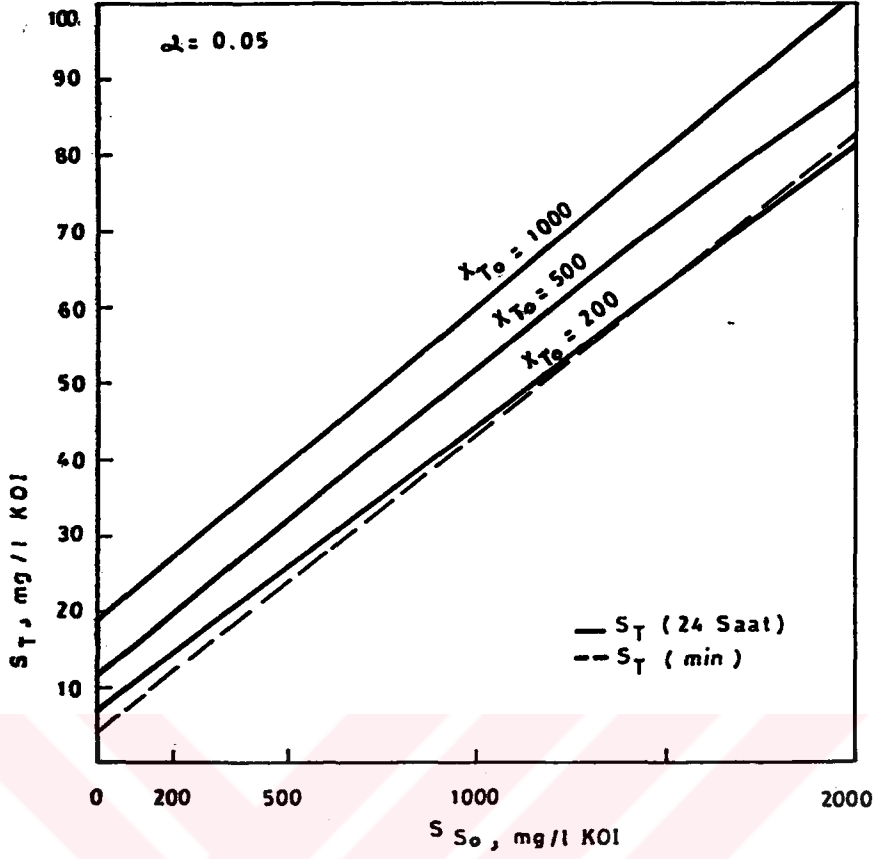
için bu şekil üzerinde gösterilmemiştir. Bu ilişkiler, Cımsıt (1986) tarafından verilen deneysel sonuçlarla da uyumludur (Şekil 6.8).



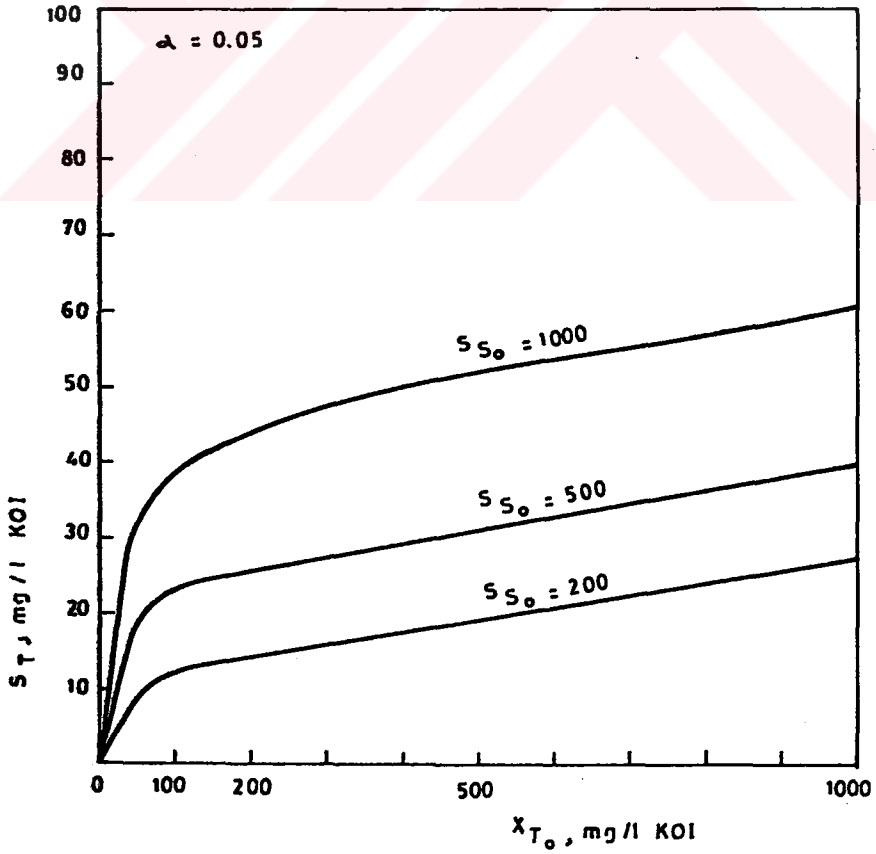
ŞEKİL 6.8- S_T ile X_{T_0} Arasındaki Deneysel İlişki

Aynı şekilde alternatif modelden $\alpha=0.05$ alınarak türetilen eğriler de Şekil 6.9'da görülmektedir. Her iki modelle de benzer ilişkiler elde edilmektedir. Hangi modelin gerçeğe daha yakın sonuçlar ürettiğine çok sayıda deneysel veri olmadıkça karar vermek güçtür. Bu simülasyonlarda başlangıçtaki biyokitlenin aktif fraksiyonu, 0.80 olarak sabit alınmıştır.

a)



b)



ŞEKİL 6.9- $\alpha=0.05$ için, S_T 'nin a) S_{S_0} ile b) X_{T_0} ile Değişimi

6.2. TAM KARIŞIMLI ŞÜREKLİ SİSTEMLER

Bu bölümde, modelin geri devirli tam karışimli aktif çamur sistemlerine uygulanması ile çıkış suyundaki çözünmüş KOI, sistemin işletme parametrelerine ve atıksu özelliklerine bağlı olarak incelenmiştir. İşletme parametreleri, hızlı havalandırma, konvansiyonel ve uzatmalı havalandırma olarak nitelendirilen sistemin 3 temel modifikasyonunu karakterize edecek şekilde seçilmiştir. Herbir sistem için literatürde verilen θ_c değişim aralığında kalmak üzere en az üç değişik θ_c ve hızlı sistemler için 2 saat, konvansiyonel için 8 saat ve uzatmalı havalandırmalı sistemler için de 24 saat bekletme süresi kullanılarak simülasyonlar yapılmıştır.

Giriş akımında sadece çözünmüş substrat bulunduğu varsayılmıştır. Modelde, giriş akımındaki çözünmüş inert maddelerin aynı konsantrasyonda sistemden çıktığı düşünüldüğünden, verim üzerindeki etkisi hesaba katılmamış ve $S_I=0$ olarak alınmıştır. Üç değişik giriş substrat konsantrasyonu (S_{S0}) seçilerek, her konsantrasyonda bütün sistemlerin kararlı hal bileşen konsantrasyonları bulunmuştur.

Çözüm için Tablo 6.1'de verilen kinetik ve stokiometrik katsayılar kullanılmış, sadece hidroliz için birinci derece hız katsayısı, $K=50 \text{ gün}^{-1}$ alınmıştır.

Çözünmüş bileşenler, S_s , S_p ve bunların toplamı olan S_T , bekletme süresinden bağımsız olarak, θ_c ile değişmektedir. S_s giriş substrat konsantrasyonundan bağımsız ve sadece θ_c 'nin fonksiyonu iken S_p dolayısı ile çıkıştaki toplam çözünmüş KOI giriş substrat konsantrasyonundan önemli ölçüde etkilenmiştir. Çözünmüş bileşenlerin, çamur yaşı ve giriş substrat konsantrasyonu ile değişimi, Tablo 6.2 ve 6.3 ile Şekil 6.10 ve 6.11'de görülmektedir.

Konvansiyonel aktif çamur modelleri, TKR'de kararlı hal organik madde konsantrasyonunun giriş substrat konsantrasyonundan bağımsız olduğunu öngörmekle birlikte,

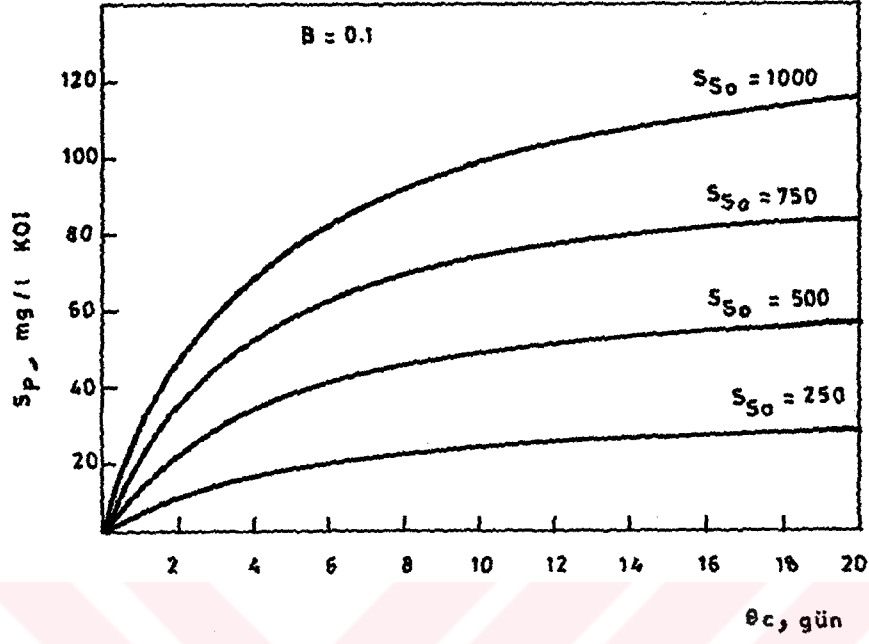
TABLO 6.2- $\beta=0.10$ için Çıkış KOI'lerinin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi

θ_c gün	S_S mg/l	$S_{SO} = 250$		$S_{SO} = 500$		$S_{SO} = 750$	
		S_p	S_T	S_p	S_T	S_p	S_T
0.5	138	4.2	142.2	5.8	143.8	12.1	150.1
1	23.5	6.6	30.1	13.9	37.4	21.2	44.7
2	11.9	11.6	23.5	23.7	35.6	35.8	47.7
3.3	8.8	15.8	24.7	32.3	41.1	48.7	57.5
5	7.5	19.3	26.9	39.3	46.8	59.2	66.7
10	6.3	24.7	31.0	50.0	56.3	75.3	81.6
20	5.8	28.6	34.3	57.8	63.6	87.1	92.6
30	5.6	30.2	35.7	61.0	66.6	-	-

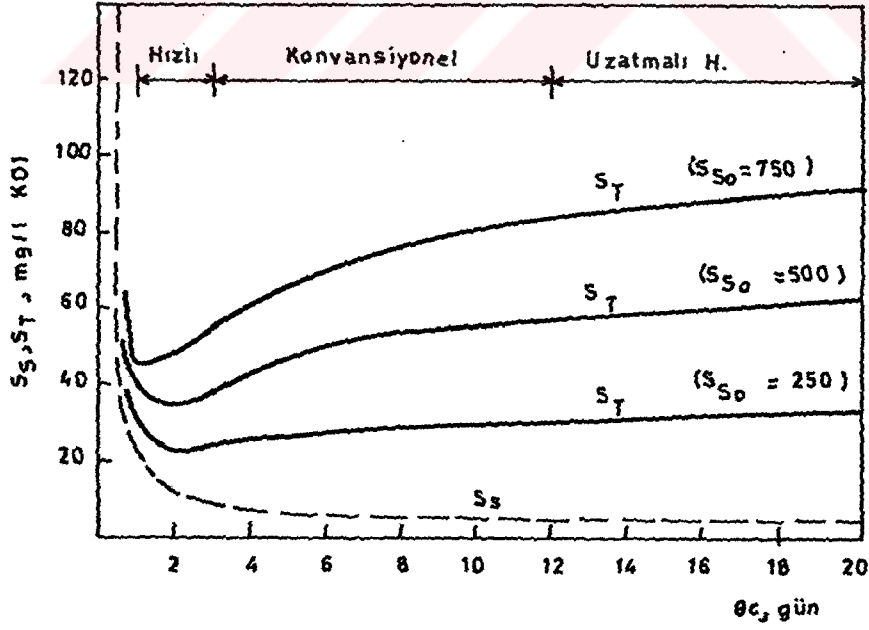
TABLO 6.3- $\alpha=0.05$ için Çıkış Çözünmüş KOI'nin Çamur Yaşı ve Giriş Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi

θ_c gün	S_S mg/l	$S_{SO} = 250$		$S_{SO} = 500$		$S_{SO} = 750$	
		S_p	S_T	S_p	S_T	S_p	S_T
0.5	138	4.4	142.4	14.1	152.1	23.9	161.9
1	23.5	9.9	33.4	20.8	44.3	31.7	61.5
2	11.9	12.0	23.9	24.7	36.6	37.3	49.2
3.3	8.8	13.8	22.6	28.0	36.8	42.3	51.1
5	7.5	15.2	22.7	30.8	38.3	46.4	53.9
10	6.3	17.4	23.7	35.2	41.5	53.0	59.3
20	5.8	19.0	24.8	38.5	44.3	58.0	63.8
33	5.6	19.9	25.5	39.9	45.5	60.5	66.1

a)

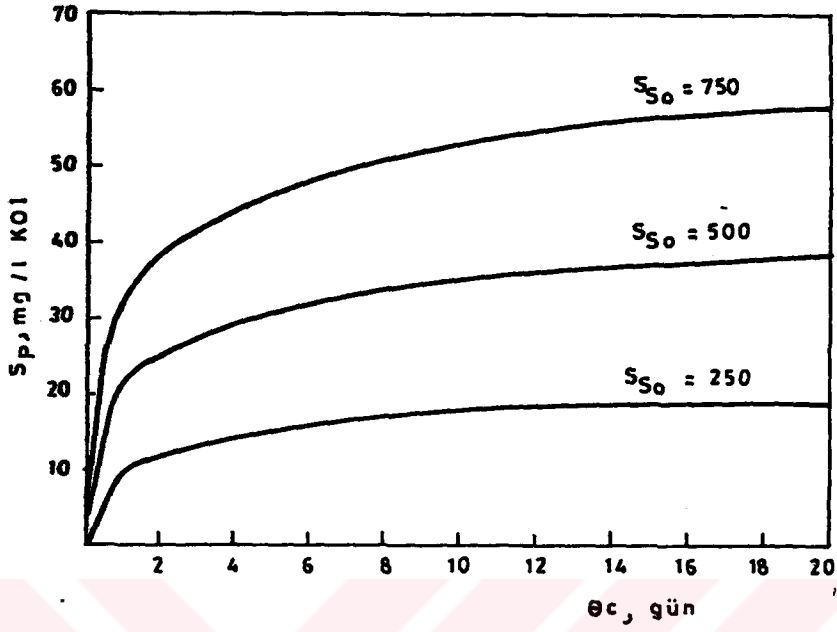


b)

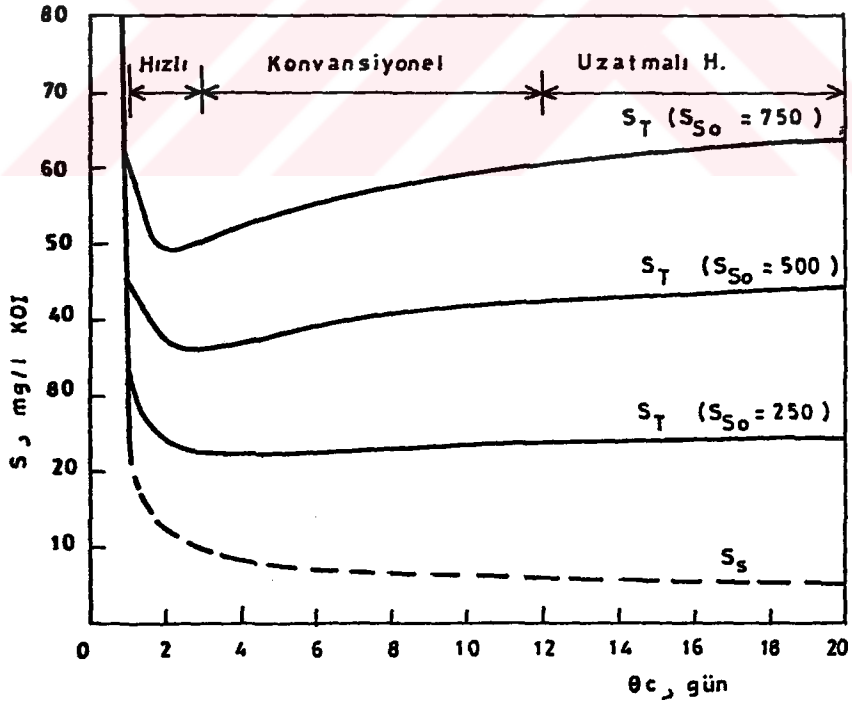


ŞEKİL 6.10- $\beta=0.1$ için a) S_p 'nin b) S_s ve S_T 'nin θ_c ile Değişimi

a)



b)



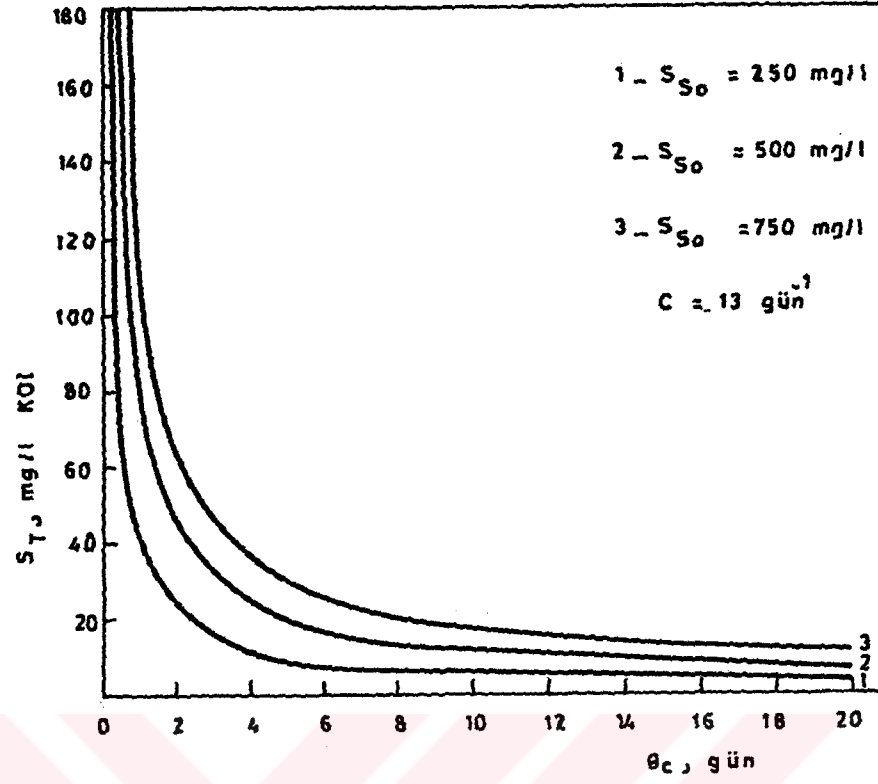
ŞEKİL 6.11- $\alpha=0.05$ için a) S_p 'nin b) S_s ve S_T 'nin θ_c ile Değişimi

literatürde verilen deneysel çalışmaların hemen hepsi, KOI gibi bir kollektif parametre ile ölçülmüş çıkış organik madde konsantrasyonunun giriş konsantrasyonundan önemli ölçüde etkilendiğini göstermektedir. Bu sonucu açıklamak için en çok kullanılan modellerden biri, çoklu substrat giderim kinetiği için Grau, Dohanyos ve Chudoba (1975) tarafından verilen ifadenin TKR'lere uygulanması ile türetilmiştir. Bu modele göre çok bileşenli bir substratın giderim hızı, bileşen sayısı (veya S/S_0) azaldıkça azalmaktadır. Şekil 6.12'de üç değişik giriş konsantrasyonu için bu modelle hesaplanmış çıkış çözünmüş organik madde konsantrasyonlarının θ_c ile değişimi görülmektedir.

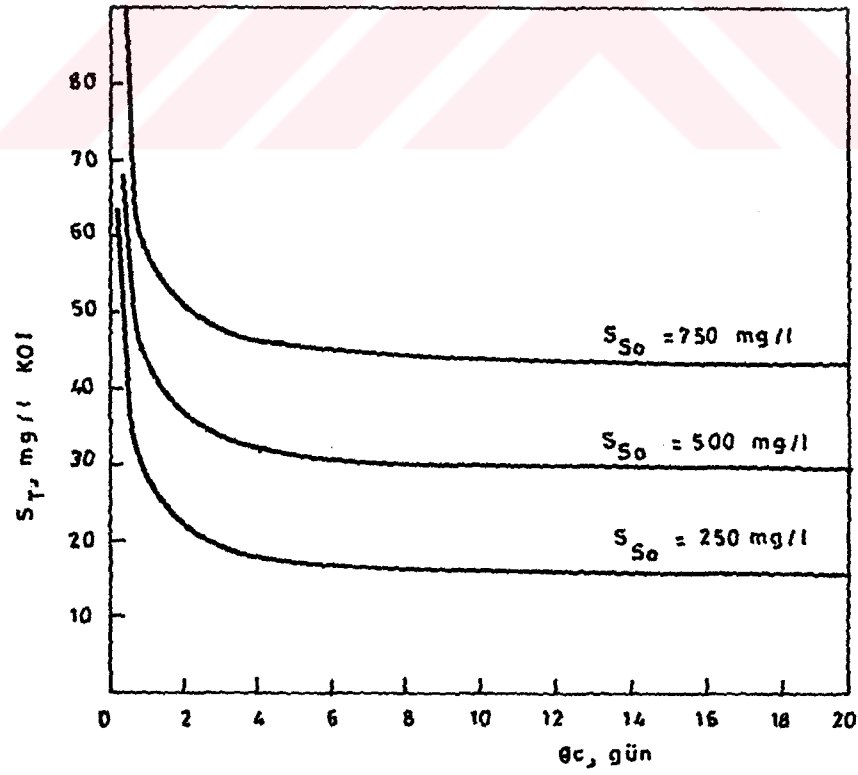
Ancak, bu model tek substrat kullanıldığında çıkıştaki çözünmüş KOI'nin giriş konsantrasyonundan niçin etkilendiğini açıklayamamaktadır. Bu olay çözünmüş inert ürün oluşumu sürecinin hesaba katılması ile açıklanabilmektedir. Şekil 6.13'de Eckhoff ve Jenkins (1967) modeline göre hesaplanan eğriler görülmektedir. Bu model, konvansiyonel modellere çözünmüş inert ürün oluşumu sürecini dahil etmektedir. Ürün oluşumunun, çoğalmaya bağlı olarak meydana geldiği ve çoğalmanın da sadece girişteki substrat üzerinde gerçekleştiği varsayıldığından ürün oluşumu, orijinal substratın azalması ile azalmakta dolayısı ile S_T , θ_c arttıkça sürekli olarak azalmaktadır. Bu model, optimum bir θ_c aşıldıktan sonra çıkıştaki çözünmüş KOI'nin artması olayını açıklayamamaktadır.

Bu çalışmada geliştirilen her iki alternatif modele göre, özellikle yüksek giriş substrat konsantrasyonlarında θ_c 'nin belli bir değerinden sonra, çıkıştaki çözünmüş KOI'nin artmaya başladığı görülmektedir (Şekil 6.10.b ve 6.11.b).

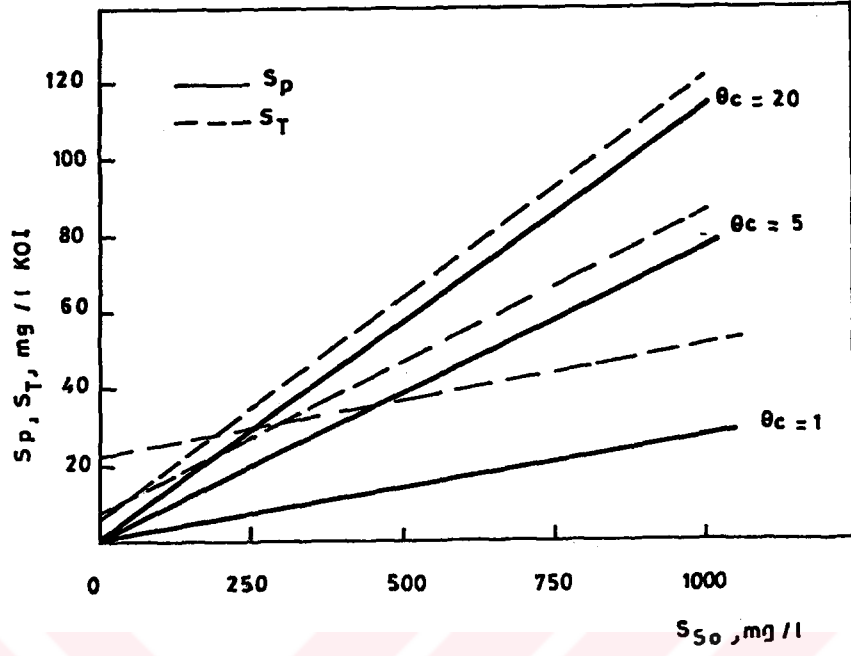
Sabit bir θ_c 'de, giriş substrat konsantrasyonunun etkisini görmek amacıyla Şekil 6.14 ve 6.15 hazırlanmıştır. Optimum θ_c değerinin üstünde seçilen sabit θ_c değerlerinde, S_p 'nin S_{S0} ile lineer olarak arttığı görülmektedir. Sabit



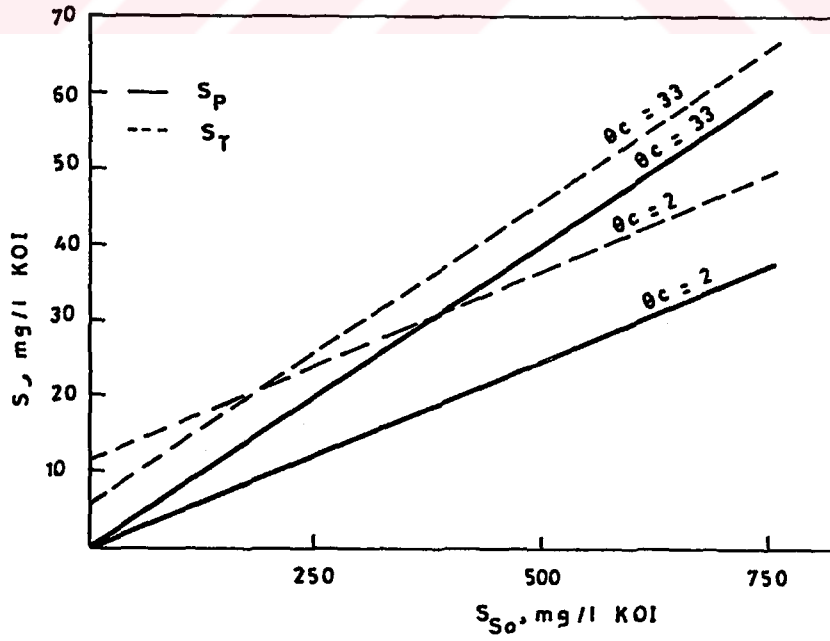
ŞEKİL 6.12- Grau (1975) Modeline Göre Giriş Substrat Konsantrasyonunun S_T Üzerine Etkisi



ŞEKİL 6.13- Eckhoff ve Jenkins (1967) Modeline Göre, Giriş Substrat Konsantrasyonunun S_T Üzerine Etkisi



ŞEKİL 6.14- $\beta=0.1$ için S_p ve S_T 'nin S_{SO} ile Değişimi



ŞEKİL 6.15- $\alpha=0.05$ için S_p ve S_T 'nin S_{SO} ile Değişimi

θ_c 'de S_T , S_{SO} 'a karşı işaretlenirse, S_p doğrusuna paralel fakat seçilen θ_c 'deki S_S değeri kadar ötelenmiş bir doğru elde edilmektedir. Doğrunun S_T eksenini kestiği nokta, ($S_I=0$ olduğu için) S_S değerini vermektedir. Bu ilişki Şekil 2.15'de verilmiş olan deneysel ilişki ile uyum göstermektedir. Daha büyük bir θ_c değerinde doğrunun eğimi artmakta fakat S_S, θ_c arttıkça azaldığından sabit terim küçülmektedir.

Model denklemleri incelendiğinde kararlı hal S_p değerinin, her iki alternatif modelde de aktif biyokitle ($X_A \theta$) ile orantılı olduğu görülmektedir. Seçilen üç giriş substrat konsantrasyonu için çeşitli θ_c ve θ değerleri için hesaplanan aktif biyokitle konsantrasyonları ve miktarları hesaplanarak Tablo 6.4 ve 6.5'de verilmiştir. Tablo 6.2 ve Tablo 6.4'den yararlanarak çizilen, çözülmüş inert ürünlerin $X_A \theta$ ile değişimi, $\beta=0.1$ için Şekil 6.16'da verilmiştir. Alternatif modellerle ($\alpha=0.05$) hesaplanmış Tablo 6.3 ve 6.5'deki değerler kullanılarak Şekil 6.17 çizilmiştir. Şekil 6.16'da, θ_c ne olursa olsun S_p ile $X_A \theta$ arasında lineer bir ilişki olduğu görülmektedir. Model denklemlerinden,

$$S_p = \beta \frac{K(1-f_p)b_H}{D_X + K} X_A \theta \quad (6.1)$$

olduğu bilinmektedir. Kullanılan θ_c değerlerine göre, D_X , birinci derece hidroliz katsayısı K 'nın yanında ihmal edilecek kadar küçük olduğundan S_p ve $X_A \theta$ arasındaki ilişki bütün θ_c değerleri için lineer kabul edilebilmektedir. O zaman Şekil 6.16'daki doğrunun eğimi,

$$\text{eğim} = \frac{S_p}{X_A \theta} = \beta (1-f_p)b_H \quad (6.2)$$

olmaktadır. Bu şekilde f_p ve b_H katsayıları bilindiğinde β katsayısını bulmak mümkündür.

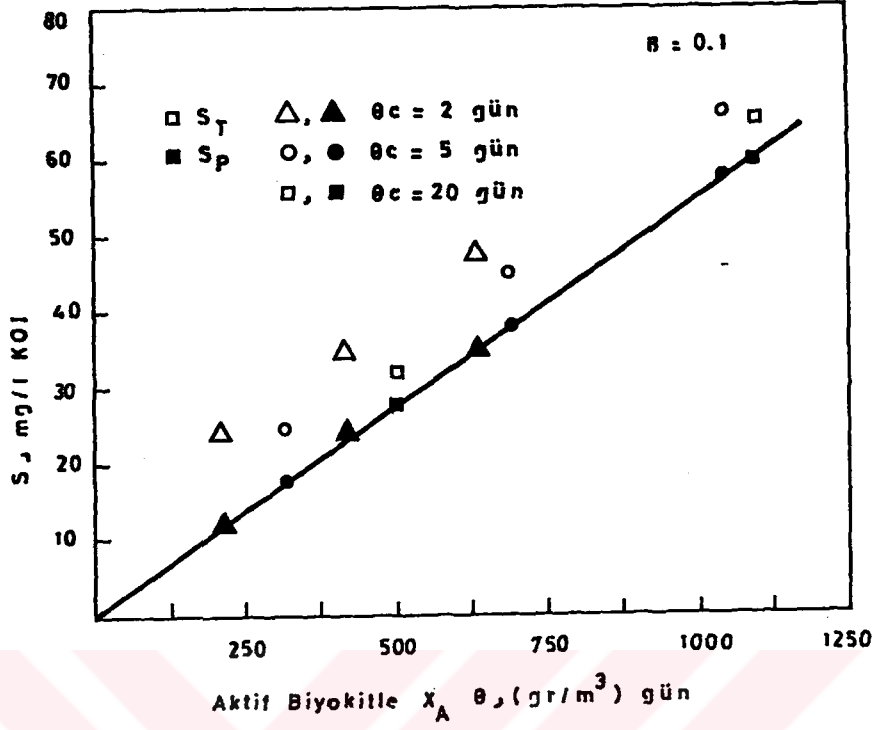
Şekil 6.17'de verilen alternatif modele göre ancak sabit bir θ_c değeri için lineer ilişki elde edilmektedir.

TABLO 6.4- Aktif Biyokitlenin, Çamur Yaşı ve Giriş
Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi ($\beta=0.1$)

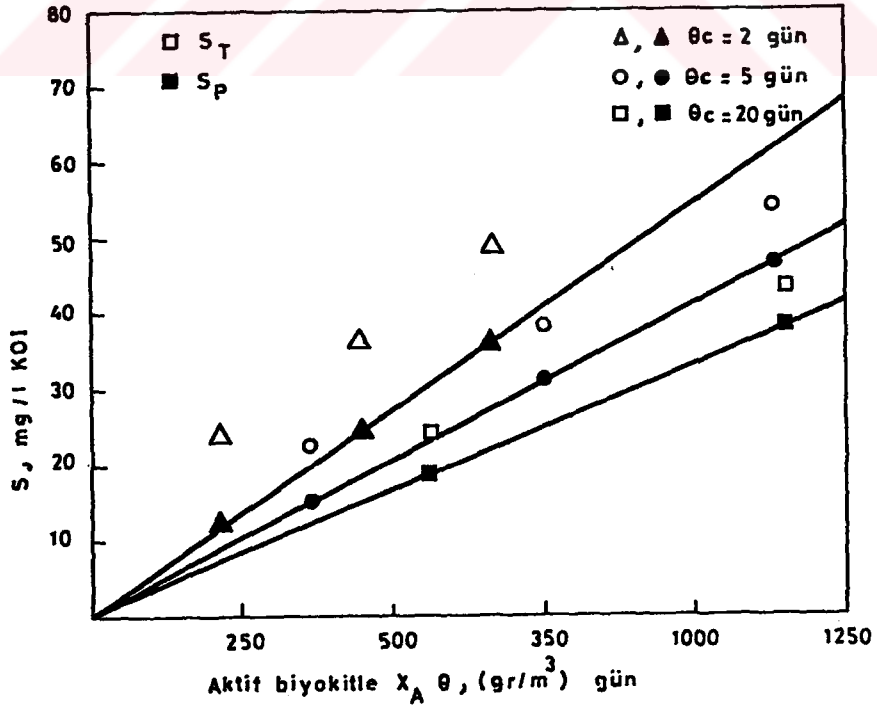
θ_c gün	θ saat	$S_{SO} = 250 \text{ mg/l}$		$S_{SO} = 500 \text{ mg/l}$		$S_{SO} = 750 \text{ mg/l}$	
		X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$	X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$	X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$
1	2	1419	118	2986	250	4553	400
2	2	2455	205	5034	420	7613	634
3.3	2	3353	279	6830	570	10307	859
3.3	8	838	279	1708	570	2577	859
5	8	1020	340	2073	690	3126	1042
10	8	1300	433	2634	878	3967	1322
10	24	433	433	878	878	1322	1322
20	24	501	501	1014	1014	1527	1527
30	24	501	501	1070	1070	-	-

TABLO 6.5- Aktif Biyokitlenin Çamur Yaşı ve Giriş
Substrat Konsantrasyonu ile Değişimi ($\alpha=0.05$)

θ_c gün	θ saat	$S_{SO} = 250 \text{ mg/l}$		$S_{SO} = 500 \text{ mg/l}$		$S_{SO} = 750 \text{ mg/l}$	
		X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$	X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$	X_A mg/l	$X_A\theta$ $(\frac{\text{gr}}{\text{m}^3})\text{gün}$
1	2	1462	122	3076	256	4690	391
2	2	2581	215	5291	441	8001	667
3.3	8	897	299	1828	609	2758	919
5	8	1109	370	2253	751	3397	1132
10	24	482	482	977	977	1472	1472
20	24	568	568	1149	1149	1730	1730
30	24	611	611	1222	1222	1861	1861



ŞEKİL 6.16- Çözünmüş İnert Ürünlerin Havalandırma Tankındaki Aktif Biyokitle ile Değişimi ($\beta=0.1$ için)



ŞEKİL 6.17- Çözünmüş İnert Ürünlerin Havalandırma Tankındaki Aktif Biyokitle ile Değişimi ($\alpha=0.05$ için)

Yine model denklemlerinden bu doğruların eğimleri,

$$\text{eğim} = \frac{S_p}{X_A \theta} = \alpha(D_X + b_H) \quad (6.3)$$

olduğuna göre, b_H bilindiği zaman α katsayısını bulmak mümkündür. Tablo 2.5'de verilen $\theta_c = 10$ gün için ölçülmüş deney sonuçlarından yararlanılarak çizilen Şekil 6.18'de lineer bir ilişki görülmüş ve doğrunun eğiminden, $b_H = 0.62 \text{ gün}^{-1}$ kabulü ile deney sonuçlarına uyacak bir α ve bir β değeri bulunmuştur.

Sabit katsayılar kullanmak suretiyle her iki modelin de aynı sonuçları üreteceği tek bir θ_c değeri vardır. Nitekim Şekil 6.16 ve 6.17 karşılaştırıldığında bu simülasyonlarda kullanılan katsayılarla ($\alpha=0.05$ ve $\beta=0.10$) $\theta_c=2$ 'de her iki modelin aynı sonuçları ürettiği görülmektedir. Şekil 6.16'da, diğer θ_c değerleri için de aktif biyokitlenin sabit bir fraksiyonu kadar S_p üretilirken, Şekil 6.17 ile verilen modele göre aktif biyokitlenin θ_c ile azalan fraksiyonları kadar S_p üretilmektedir. $\alpha=0.05$ alındığında birim zamanda birim aktif biyokitle başına üretilen S_p ile aynı miktarda S_p üretilmesi için:

$$\theta_c = 2 \text{ gün için } \beta=0.10$$

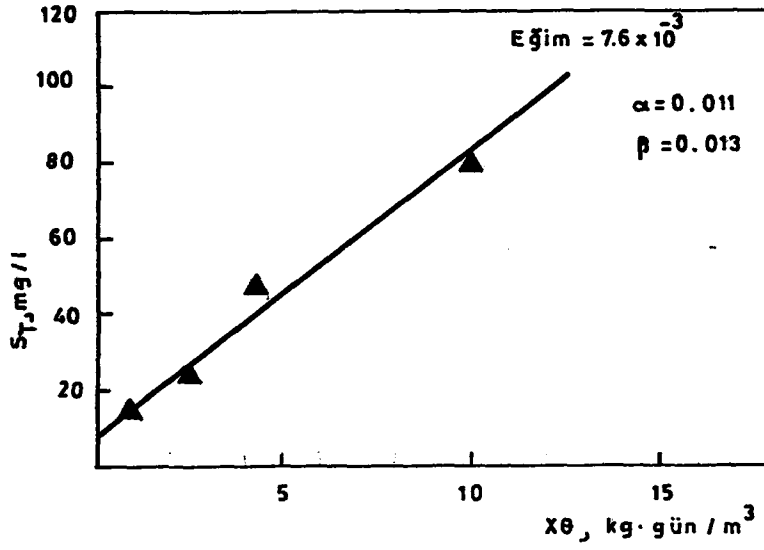
$$\theta_c = 5 \text{ gün için } \beta=0.07$$

$$\theta_c = 20 \text{ gün için } \beta=0.06$$

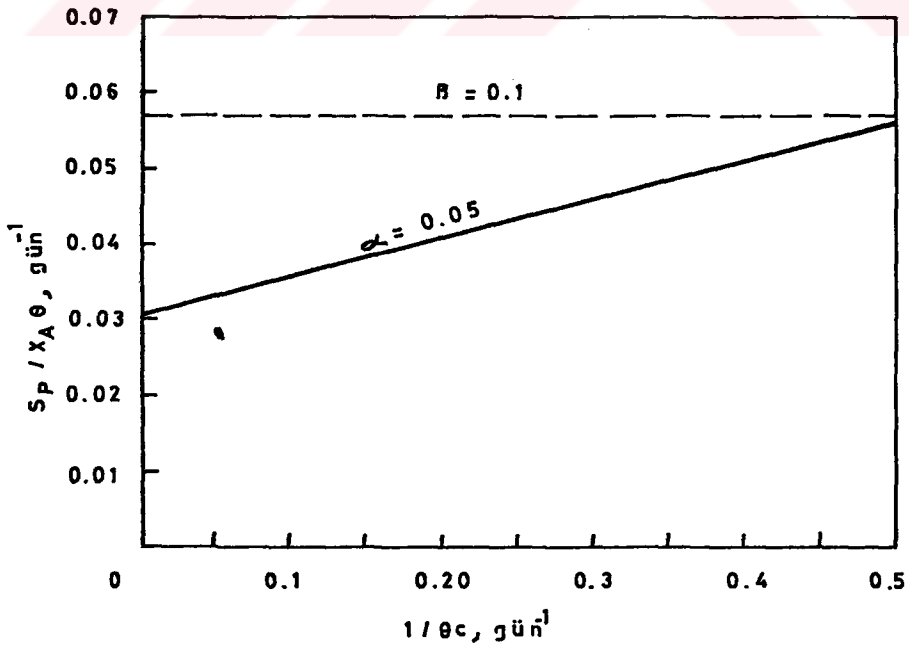
şeklinde θ_c ile değişen katsayılar kullanılması gerekir.

θ_c yükseldikçe hidroliz ürünlerinin daha düşük bir yüzdesinin inert kabul edilmesi gerekiyorsa, gerçekte S_p hidrolize bağlı olarak üretiliyor olsa bile alternatif model olarak sunulan çoğalmaya bağlı S_p üretimi modeli modelleme açısından daha uygun olabilir. Şekil 6.19'da, her bir model ile hesaplanan spesifik S_p üretim hızının $1/\theta_c$ ile değişimi verilmiştir.

Partiküler model bileşenlerinin θ_c ile değişimini görmek üzere Tablo 6.6 hazırlanmıştır. Debisi $1 \text{ m}^3/\text{gün}$ ve



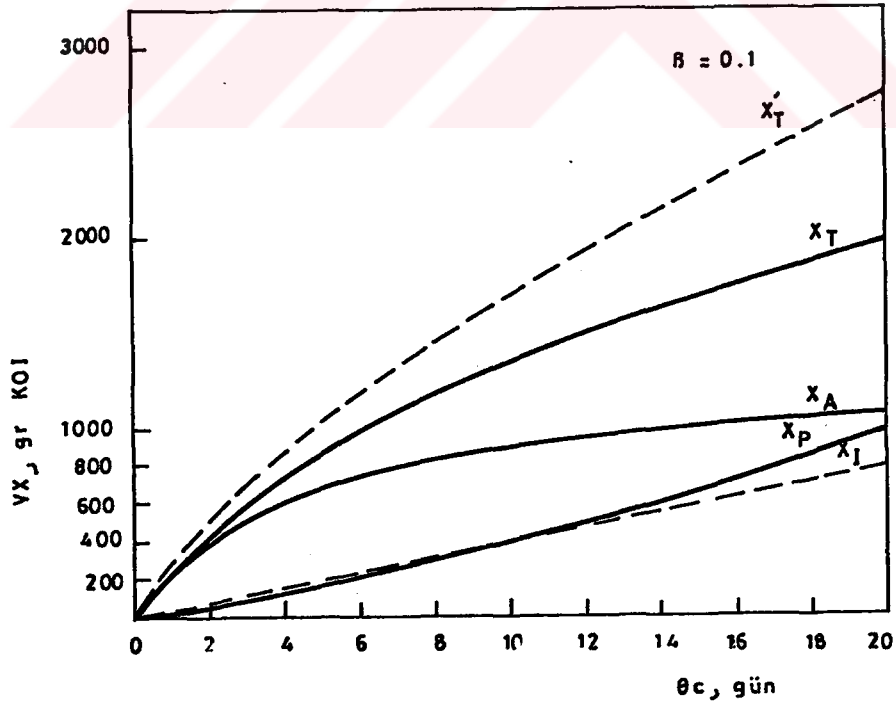
ŞEKİL 6.18- Çıkış Çözünmüş KOİ ile Havalandırma Tankındaki Biyokitle Arasındaki Deneysel İlişki



ŞEKİL 6.19- Spesifik S_P Üretim Hızının $1/\theta_c$ ile Değişimi

TABLO 6.6- Reaktördeki Çamur Bileşenlerinin
Çamur Yaşı ile Değişimi ($\beta=0,1$)

θ gün	θ saat	$S_{SO} = 500 \text{ mg/l}$			$X_{IO}=40$	$X_T \text{ V}$		X_A / X_T	
		$X_A \text{ V}$	$X_S \text{ V}$	$X_P \text{ V}$	$X_I \text{ V}$	$X_{IO=0}$	$X_{IO=40}$	$X_{IO=0}$	$X_{IO=40}$
		Birim : gr KOI (Q=1m3/gün için)							
1	2	250	3	12	40	265	305	0.94	0.82
2	2	420	5	42	80	467	547	0.90	0.77
3.3	8	570	7	94	132	671	803	0.85	0.71
5	8	690	8	171	200	869	1069	0.79	0.65
10	8	878	10	435	400	1323	1722	0.66	0.51
20	24	1014	12	1000	800	2026	2826	0.50	0.36
30	24	1070	12	1590	1200	2672	3872	0.40	0.28



ŞEKİL 6.20- Reaktördeki Çamur Bileşenlerinin θ_c ile
Değişimi

substrat konsantrasyonu 500 mg/l KOI olan bir atıksuyu arıtan farklı aktif çamur sistemlerinde, herbir çamur bileşeninin kütlesi hesaplanmış ve Şekil 6.20'de görüldüğü gibi θ_c ile değişimi çizilmiştir. Toplam biyokitle, $X_{IO}=0$ ve $X_{IO}=40$ mg/l KOI alınarak iki şekilde hesaplanmıştır. Havalandırma tankındaki biyokitlenin aktif fraksiyonu, inert partiküler ürün X_p oluşumu ve girişteki inert maddelerin birikimi dolayısı ile çamur yaşı arttıkça düşmektedir. Aktif fraksiyon da yine $X_{IO}=0$ ve $X_{IO}=40$ mg/l KOI alınarak iki şekilde hesaplanmıştır (Şekil 6.21). Şekil 6.22'de ise aktif fraksiyonun θ_c ile azalmasını veren literatürdeki çeşitli model eğrileri ve deneysel değerler verilmiştir.

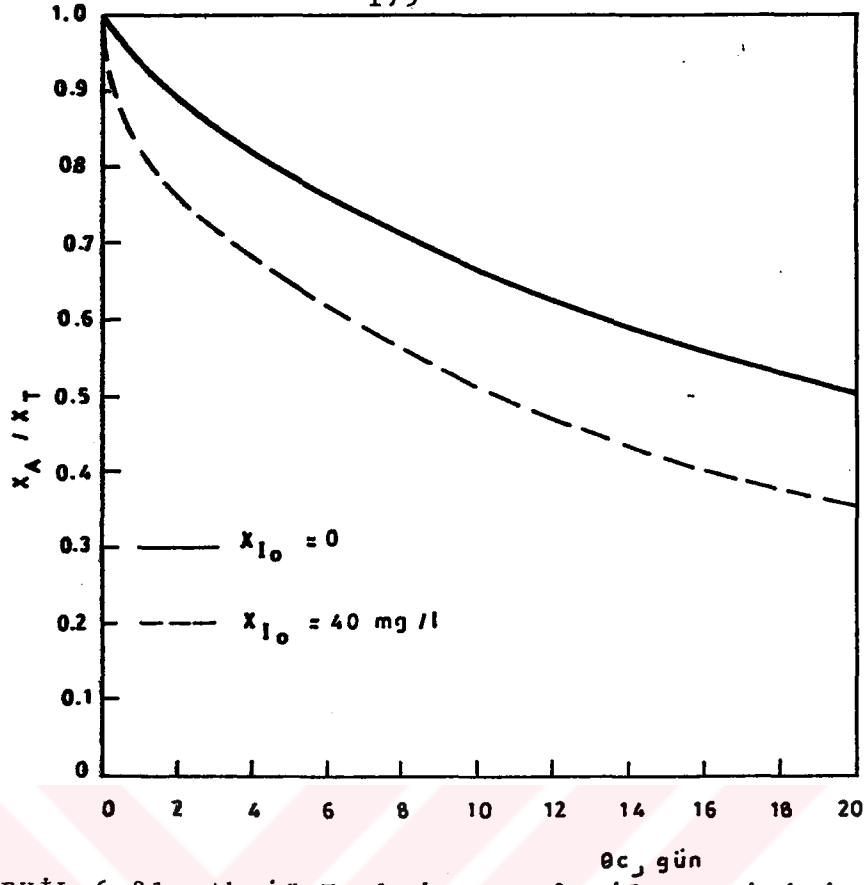
Üretilen çamur miktarı ve sistemin oksijen gereksinimi θ_c 'ye bağlı olarak birim atıksu debisi için hesaplanmış ve Tablo 6.7'de verilmiştir. Günde üretilen çamur, havalandırma tankındaki çamur miktarı θ_c 'ye bölünerek hesaplanmıştır. Bu hesaplamalarda $X_{IO}=0$ alınmıştır. Çamur KOI eşdeğeri olarak hesaplanmış olduğundan oksijen gereksinimi,

Giren toplam KOI = Çıkan çözünmüş KOI + Çıkan Çamur + Harcanan Oksijen
şeklinde yazılan kütle dengesinden kolaylıkla bulunmuştur.

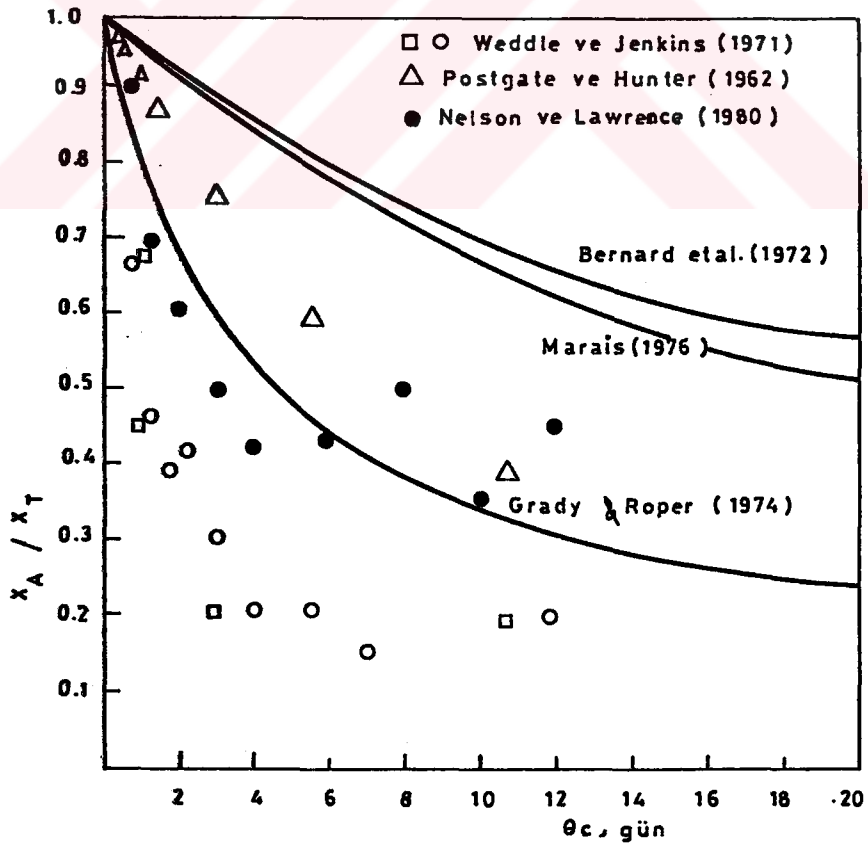
$$R_{O_2} = Q \Delta S_T - P_X \quad (6.4)$$

Şekil 6.23'de günde üretilen çamur, P_X ve günde harcanan oksijen, R_{O_2} 'nin çamur yaşı ile değişimi görülmektedir.

Çözünmüş inert ürün konsantrasyonu, günde atılan çamur miktarına karşı işaretlendiğinde Şekil 6.24'deki gibi S_p eksenini iki noktada kesen ve orijinden geçen eğriler elde edilmiştir. Atılan çamur miktarı, minimum θ_c 'nin altındaki bekletme sürelerinde çoğalma olmadığı için sıfır olduğunda, S_p konsantrasyonu da sıfır olmaktadır. Çamurun tamamı geri döndürüldüğü için atılan çamur miktarı sıfır olduğu zaman S_p , herbir S_{SO} seviyesi için maksimum değerini



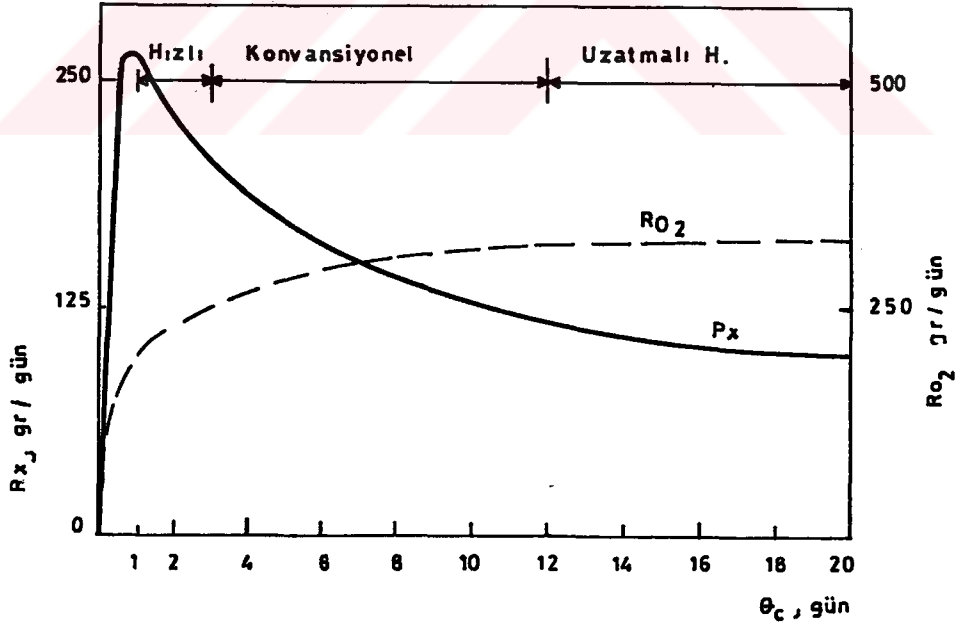
ŞEKİL 6.21- Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimi



ŞEKİL 6.22- Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimine İlişkin Literatürde Verilen Model Eğri-leri ve Deneysel Değerler

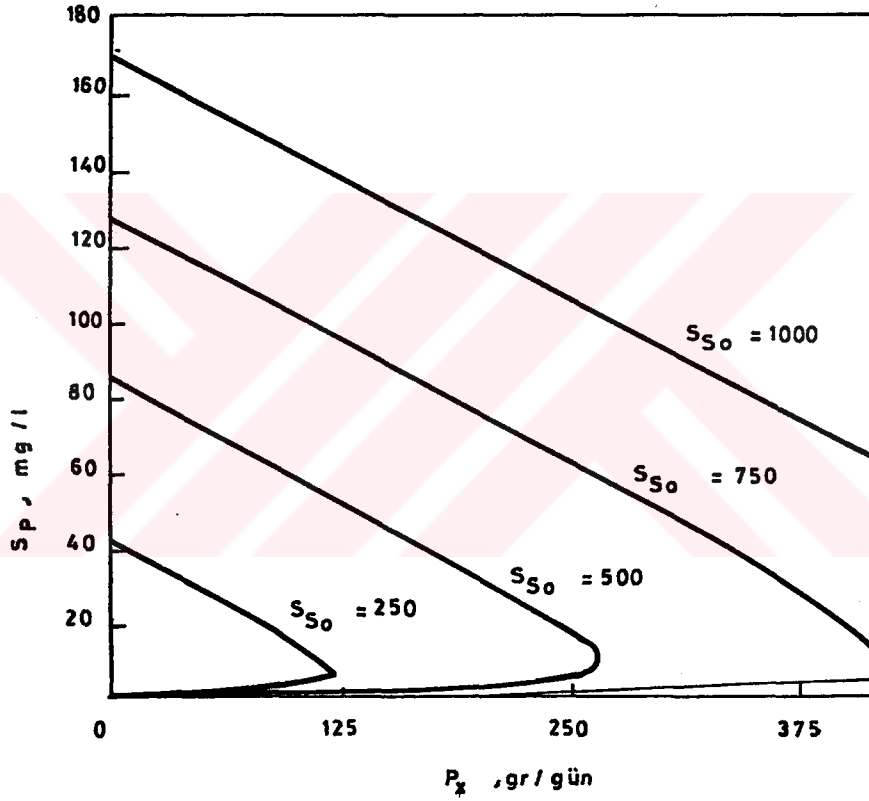
TABLO 6.7- Çamur Üretimi ve Oksijen Gereksiniminin
Çamur Yaşı ile Değişimi

θ_c	$S_{SO} = 500 \text{ mg/l}$ $Q=1\text{m}^3/\text{gün}$			
	$Q \cdot \Delta S_T$ gr/gün	VX_T gr	P_X gr/gün	R_{O_2} gr/gün
1	463	264	264	199
2	464	466	233	231
3.3	459	663	201	258
5	453	870	174	279
10	444	1320	132	312
20	436	2040	102	334
30	433	2670	89	344



ŞEKİL 6.23- Çamur Üretimi ve Oksijen Gereksiniminin
Çamur Yaşı ile Değişimi

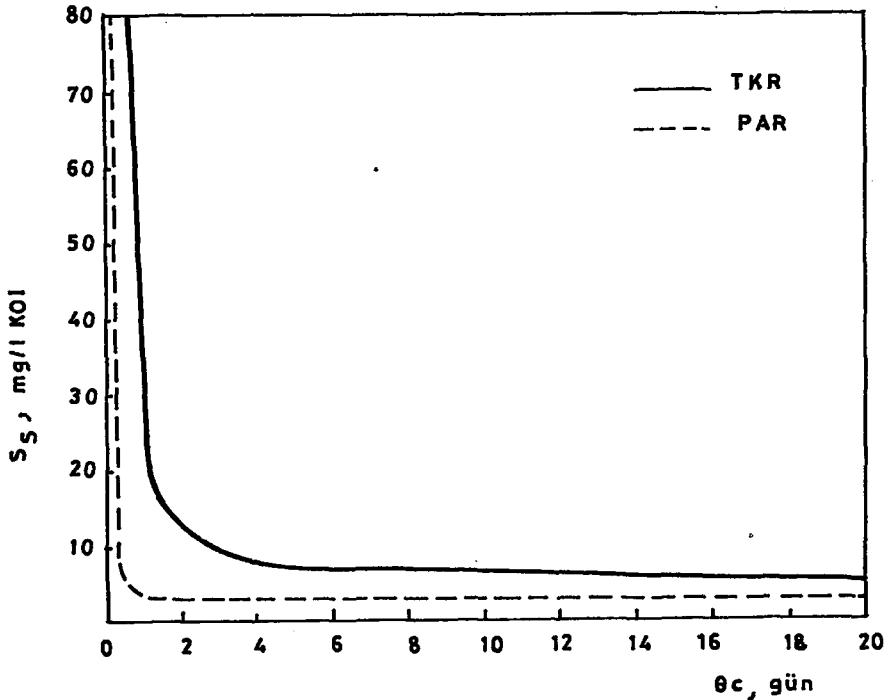
almaktadır. Böylece bu grafikten, belli bir giriş substrat konsantrasyonu için θ_c sonsuza giderken S_p 'nin alacağı değer bulunabilmektedir. Hidroliz ürünlerinin sabit bir oranının ($\beta=0.1$) inert kabul edildiği bu modele göre, tamamiyle kolay ayrışabilir substratla beslenen bir sistem hiç çamur atmaksızın çalıştırıldığında, giriş substrat konsantrasyonunun %17'si çözünmüş inert ürünler olarak çıkış akımında bulunmaktadır.



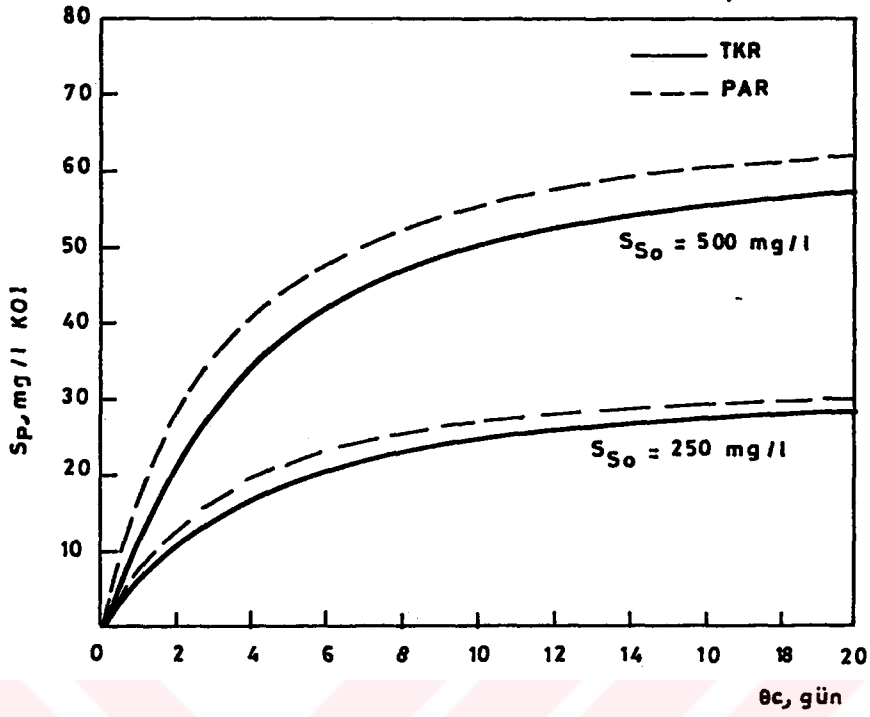
ŞEKİL 6.24- Çözünmüş İnert Ürün Konsantrasyonu ile, Atılan Çamur Miktarı Arasındaki İlişki

6.3. AKIM KOŞULLARININ VERİM ÜZERİNE ETKİSİ

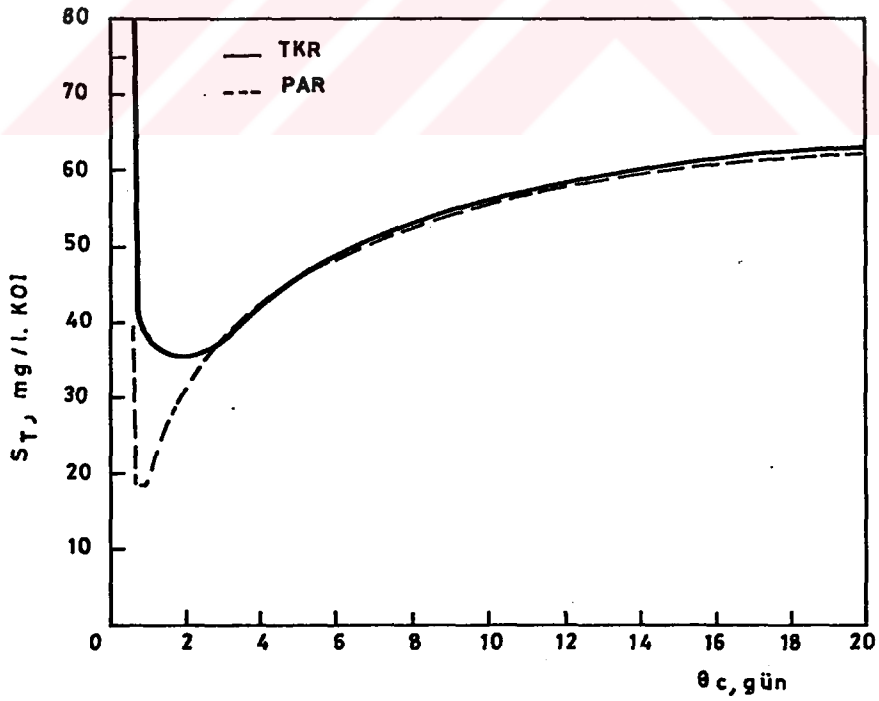
Reaktör hidroliği, proses verimi üzerinde etkili olan faktörlerden biridir. Reaksiyon kinetiği sıfırinci dereceden daha yüksek olduğu takdirde piston akımlı reaktörün (PAR) verimi, tam karışımli reaktörden daha fazladır. Reaktörde aynı anda meydana gelen süreçlerin birleşik etkileri sonucu gözlenen değerler, reaktörün etkisinin belirlenmesinde yanıltıcı sonuçlara yolaçabilmektedir. Elmelah (1985), tam karışımli tek bir reaktör ile aynı bekletme süresine sahip bölünmüş reaktör dizisinin çıkış akımlarında ölçülen çözünmüş TOC değerlerinin aynı olduğunu gözleyerek reaktör tipinin verim üzerinde etkili olmadığını öne sürmüştür. TOC gibi biyolojik ayrışabilirlik açısından organik maddeler arasında bir ayrım yapmayan kollektif bir parametreye göre tanımlanan verim, reaktörde substrat giderimi ile çözünmüş inert madde üretiminin birleşik etkisinin sonucunu yansıtmaktadır. Reaktörün etkisini araştırmak amacıyla aynı karakteristiklere sahip atıksu ile çalışan, bekletme süresi ve geri devir oranı aynı olan bir TKR ile PAR de model bileşenlerinin ayrı ayrı değerleri hesaplanmıştır. Şekil 6.25, 26 ve 27'den görüldüğü gibi,



ŞEKİL 6.25- TKR ve PAR de S_s 'nin θ_c ile Değişimi



ŞEKİL 6.26- TKR ve PAR de S_p 'nin θ_c ile Değişimi

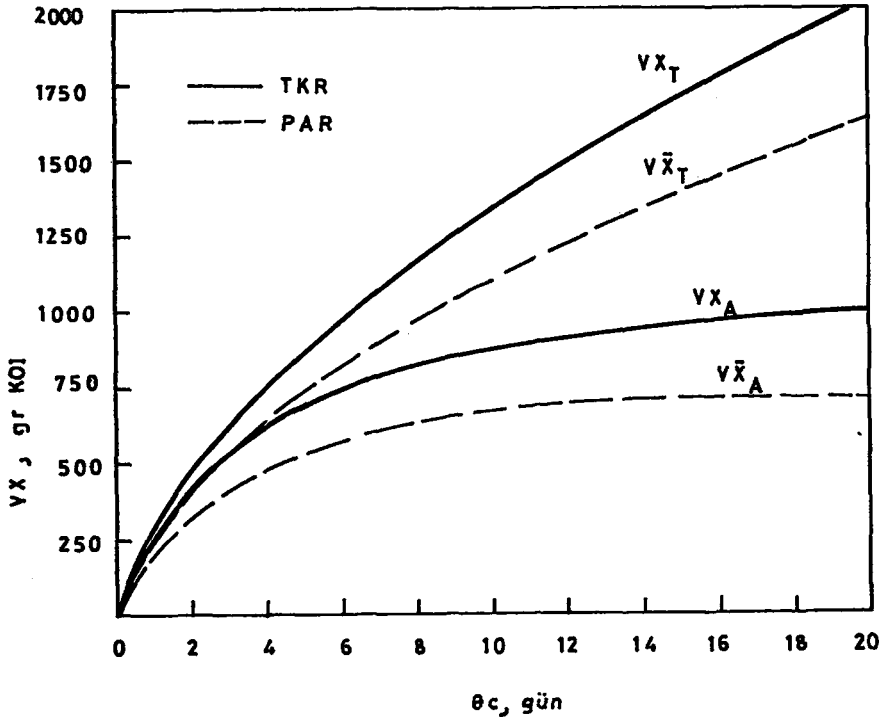


ŞEKİL 6.27- TKR ve PAR de S_T 'nin θ_c ile Değişimi

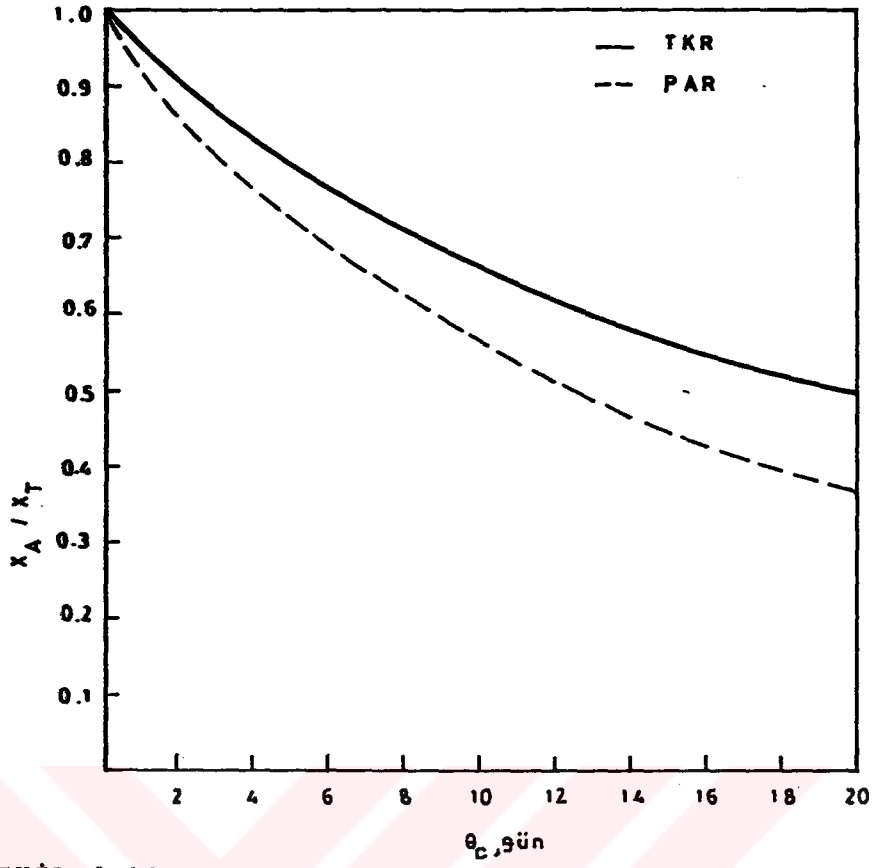
ayırışabilir substrat konsantrasyonu (S_s), PAR'de aynı çamur bekletme süresine sahip TKR'dekinden daha düşük olmasına rağmen üretilen çözünmüş inert organik maddelerin PAR'de daha fazla olması nedeniyle her iki reaktör çıkışında ölçülen KOI değerleri aynı olabilmekte hatta yüksek giriş substrat konsantrasyonlarında PAR'ün çözünmüş KOI giderim verimi daha düşük olabilmektedir.

Şekil 6.28 ve 29'dan görüldüğü gibi PAR'de, miktarı (aktif ve toplam biyokitle olarak) daha az ve daha stabilize olmuş bir çamur elde edilir. Bölümlenmiş reaktörden elde edilen çamurun çökelme özelliklerinin daha iyi olması (Elmelah, 1985) çamurun, aynı bekletme süresine sahip TKR'deki çamurdan daha fazla stabilize olmasının bir sonucu olabilir.

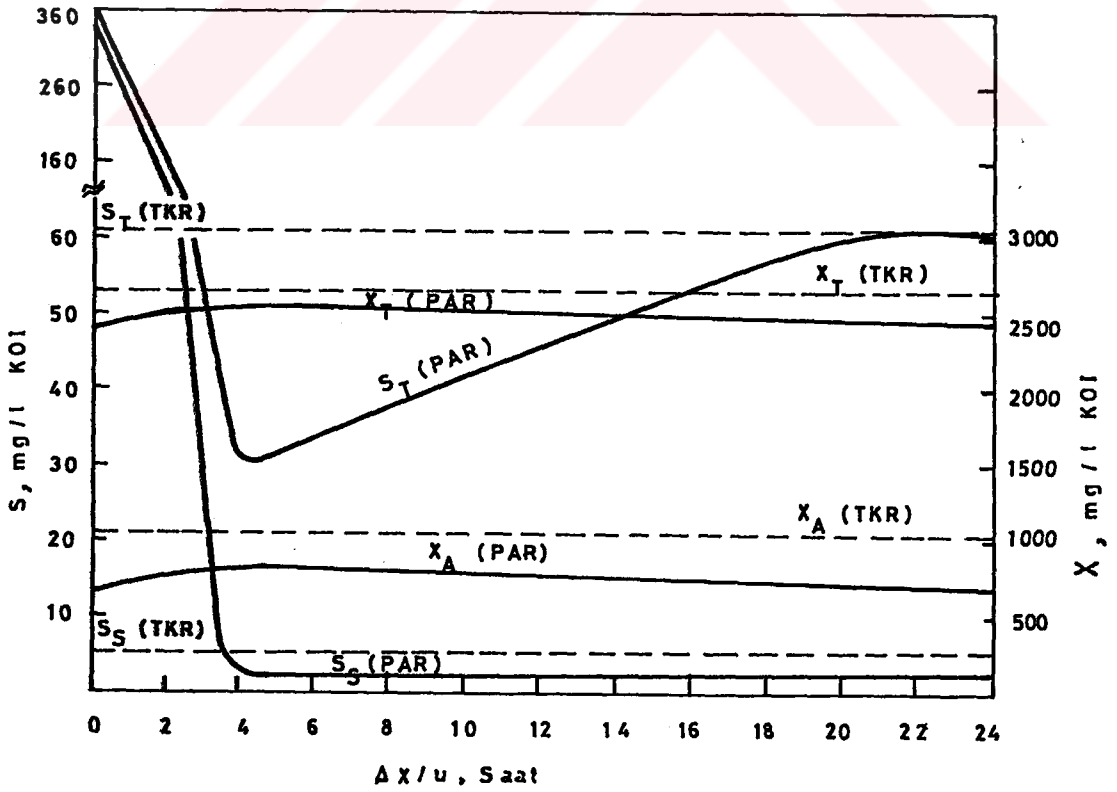
Bütün model bileşenlerinin değeri, PAR'de reaktör boyunca değişir. Pratikte karşılaşılan geri devir oranlarında ($\theta_c/\theta > 5$ olduğu zaman, Lawrence ve McCarty, 1970) reaktördeki biyokitle konsantrasyonu sabit alınabilmektedir. Şekil 6.30'da bekletme süresi 1 gün ve çamur bekletme



ŞEKİL 6.28- TKR ve PAR de Aktif ve Toplam Biyokitlenin θ_c ile Değişimi



ŞEKİL 6.29- TKR ve PAR de Aktif Fraksiyonun θ_c ile Değişimi



ŞEKİL 6.30- PAR de Model Bileşenlerinin Reaktör Boyunca Değişimi

süresi 33 gün olan bir PAR'de reaktör boyunca aktif ve toplam biyokitlenin değişiminin ihmal edilebilir seviyede olduğu görülmektedir. Şekil 6.30'da aynı koşullarda çalışan TKR'deki konsantrasyon seviyeleri de kesikli çizgi halinde gösterilmiştir. Aynı şekilden PAR'de reaktör girişinde biyokitlenin yüksek bir substrat konsantrasyonu ile karşılaştığı ve çıkışta TKR'deki S_s seviyesinin altına indiği görülmektedir. Toplam çözünmüş organik maddelerin de, substrat giderimi ve çözünmüş inert madde oluşumunun birleşik etkisi ile değiştiği ve çıkışta TKR'ün çıkış S_T değerine yaklaştığı görülmektedir.

6.4. ÜRÜN OLUŞUMUNUN KİNETİK SABİTLERİN BULUNMASI ÜZERİNE ETKİSİ

Bu bölümde, model sonuçlarından yararlanarak, klasik kemostat yöntemi ile bulunan kinetik sabitlerin, hidroliz olayından ve inert madde oluşumundan nasıl etkilendiği araştırılmıştır. Sürekli sistemlerde kinetik sabitler, konvansiyonel olarak, birkaç değişik bekletme süresinde kararlı hale getirilen kemostatlarda spesifik substrat giderim hızı ölçülerek bulunur. Aktif biyokitle ve hız kısıtlayıcı substrat için kurulan kütle dengelerinden elde edilen matematik ifadeler lineerleştirilerek grafik yolla kinetik sabitler bulunur. Giriş akımından çözünmüş ve partiküler inert maddeler (S_I ve X_I) bulunmasa dahi, aktif biyokitlenin UAKM gibi bir parametre ile hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonunun da KOI ile ölçülmesi, çözünmüş ve partiküler inert madde üretimi dolayısıyla yanıltıcı sonuçlar üretir. Hidroliz yolu ile ayrışabilir çözünmüş organik madde (S_s) üretilmesi ve bunun da çoğalmada kullanılması spesifik çoğalma hızının, spesifik substrat kullanım hızı ile doğrudan orantılı olduğu ($\mu=Yq$) varsayımını geçersizleştirir. Bu durumda Monod denkleminin katsayıları μ ve K_s 'in bulunmasında μ yerine, kollektif bir parametre ile spesifik substrat kullanım hızı ölçülmesi mümkün değildir. Net spesifik substrat giderim hızı ile çoğalma ile orantılı olan gerçek giderim hızı arasındaki fark bekletme süresi arttıkça hidroliz ürünlerinin artması nedeniyle artacaktır.

Kemostatlarda spesifik KOI giderim hızı ölçülmesi ile bulunan sabitler ile model parametrelerinin ilişkilerini araştırmak ve ürün oluşumunun bu yöntemle bulunan kinetik sabitleri ne derece etkilediğini görmek amacıyla model yardımı ile türetilen 5 değişik kararlı haldeki kemostat sonuçları kinetik sabit bulmada kullanılmıştır. Bu sonuçların türetilmesinde Tablo 6.1'deki parametre değerleri kullanılmış ve giriş akımında sadece çözünmüş ayrışabilir substrat bulunduğu kabul edilmiştir.

TABLO 6.8- Kinetik Sabit Bulunmasında Kullanılan Kararlı Hal Kemostat Sonuçları

Sistem	S_{SO} mg/l	θ gün	$1/\theta$	S_S mg/l	S_T mg/l	$1/S_S$	$1/S_T$	X_A mg/l	X_T mg/l
1	380	0.67	1.50	48	55	0.02	0.018	187	195
2	380	1.00	1.00	23	34	0.04	0.029	186	198
3	380	1.18	0.85	19	31	0.05	0.032	182	194
4	380	1.67	0.60	14	29	0.07	0.034	167	183
5	380	1.96	0.51	12	29	0.08	0.034	159	177

Substrat ve biyokitle ölçümünde kullanılan yöntemle göre 4 değişik spesifik substrat giderim hızı tanımlanabilir.

$$q_{SA} = \frac{S_{SO} - S_S}{X_A \theta} \quad (6.5)$$

$$q_{ST} = \frac{S_{SO} - S_S}{X_T \theta} \quad (6.6)$$

$$q_{ZA} = \frac{S_{TO} - S_T}{X_A \theta} \quad (6.7)$$

$$q_{ZT} = \frac{S_{TO} - S_T}{X_T \theta} \quad (6.8)$$

Bu tanımlara göre, Tablo 6.8'deki değerler kullanılarak hesaplanan spesifik substrat giderim hızları Tablo 6.9'da verilmiştir.

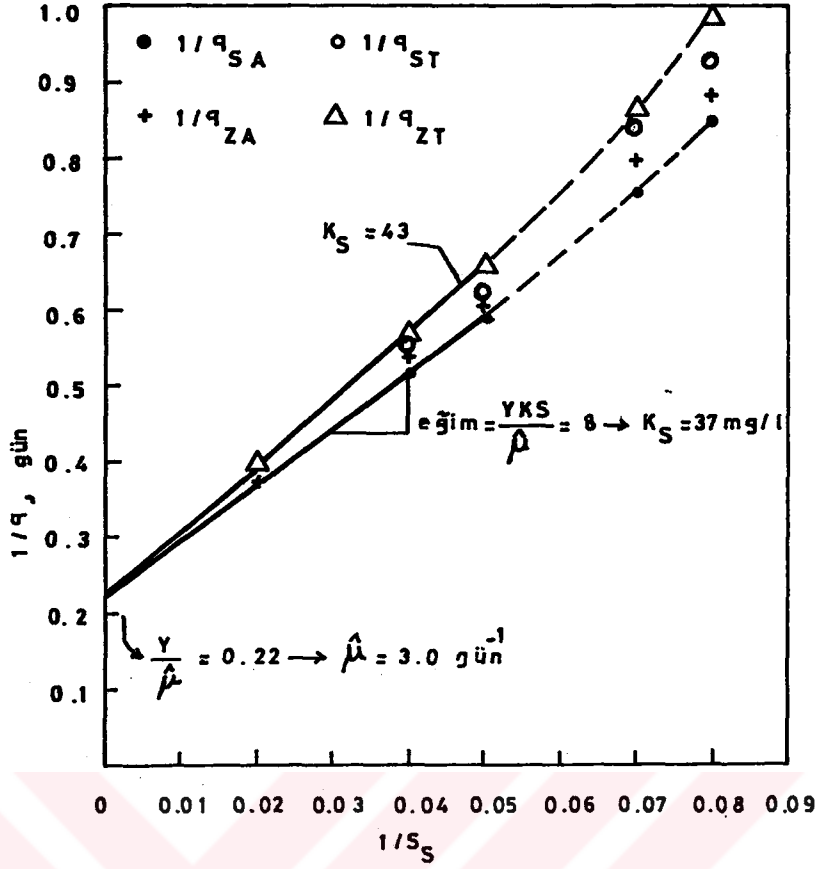
TABLO 6.9- Kinetik Sabit Bulunmasında Kullanılan
Spesifik Substrat Giderim Hızları

Sistem	q_{SA} gün ⁻¹	q_{ST} gün ⁻¹	q_{ZA} gün ⁻¹	q_{ZT} gün ⁻¹	$1/q_{SA}$	$1/q_{ST}$	$1/q_{ZA}$	$1/q_{ZT}$
1	2.65	2.54	2.60	2.49	0.38	0.39	0.38	0.40
2	1.91	1.80	1.86	1.75	0.52	0.55	0.54	0.57
3	1.68	1.58	1.63	1.52	0.59	0.63	0.61	0.66
4	1.31	1.20	1.25	1.15	0.76	0.84	0.80	0.87
5	1.18	1.06	1.12	1.01	0.85	0.94	0.89	0.99

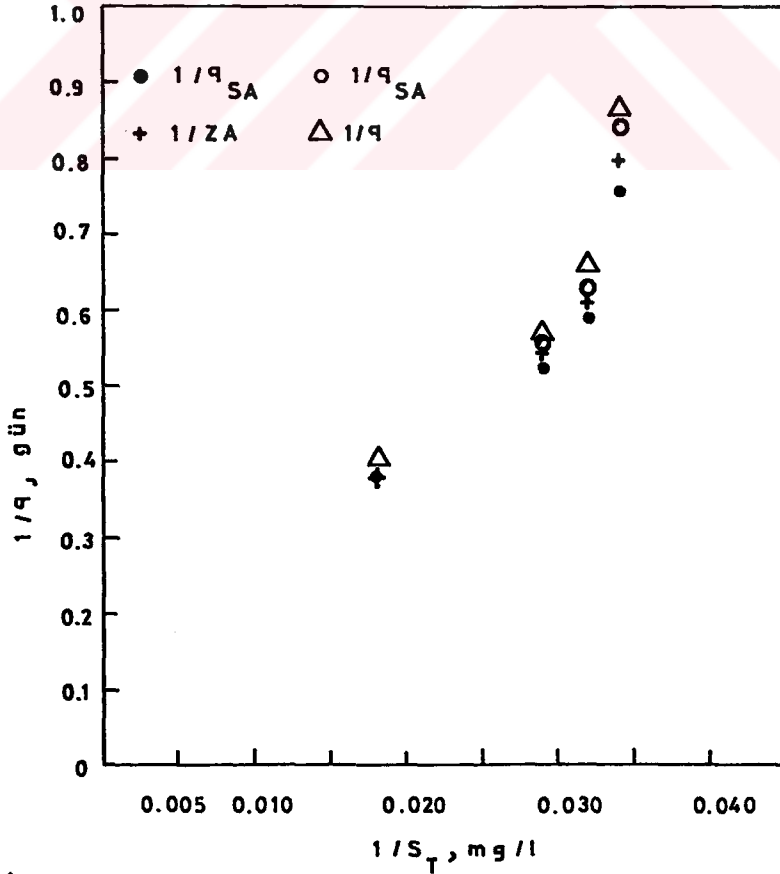
Tablo 6.9'da verilen net spesifik substrat giderim hızları ile substrat konsantrasyonu arasında Monod denklemi ile verilen bir ilişki olduğu varsayılarak Lineweaver-Burk işaretlemesi yapılırsa uzun bekletme sürelerinde ($1/S_s$ 'in büyük değerleri) ilişkinin lineerlikten saptığı görülmektedir (Şekil 6.31). Bu işaretlemelerin hepsinde gerçek $\hat{\mu}$ değeri bulunurken lineer bölgedeki eğimlerden hesaplanan K_s değerleri modelden kullanılan değerden (20 mg/l) daha büyük bulunmuştur. En büyük K_s değeri, toplam biyokitleye göre tanımlanmış KOI giderim hızı (q_{ZT}) ile yapılan işaretlemede elde edilmiştir. Farklı bekletme sürelerinde kararlı hale getirilen kemostatların herbirinde aktif biyokitle oranının değişik olması bekletme süresi arttıkça eğimin (dolayısıyla K_s) artmasına yol açmıştır. Çözünmüş inert ürün oluşumunun etkisi de aynı yönde (K_s 'i büyütmek) olmuştur. $\hat{\mu}$, sıfır bekletme süresine ekstrapolasyon ile bulunduğu için inert madde oluşumundan ve hidroliz yolu ile substrat üretilmesinden etkilenmemiştir.

Ayrışabilir organik madde (S_s) yerine toplam çözünmüş organik madde (S_T) ye göre işaretleme yapılırsa, özellikle yüksek bekletme sürelerinde S_T içindeki hız kısıtlayıcı substrat oranı çok düşük olduğundan ilişki lineerlikten iyice sapmıştır (Şekil 6.32).

Model bileşenleri için 5.Bölümde çıkartılan kütle dengelerinden yararlanılarak, kinetik sabitlerin bulunmasında



ŞEKİL 6.31- $1/S_S$ ile $1/q$ Arasındaki İlişki ile μ ve K_S 'in Bulunması



ŞEKİL 6.32- $1/S_T$ ile $1/q$ Arasındaki İlişki

kullanılan matematik ifadelerin gerçek şekli elde edilebilir. S_S için kütle dengesinden, çoğalma ile net spesifik substrat giderim hızı arasındaki ilişki aşağıdaki gibi çıkartılır.

$$-\frac{1}{Y} \mu X_A + (1-\beta) K X_S + \frac{S_{SO} - S_S}{\theta} = 0 \quad (6.9)$$

$$\mu = Y \frac{S_{SO} - S_S + (1-\beta) K X_S \theta}{X_A \theta} \quad (6.10)$$

$$\mu = Y q_{SA} + (1-\beta) Y K X_S / X_A \quad (6.11)$$

$S_T = S_S + S_P$ olduğuna göre bu iki bileşen için yazılan kütle dengelerinin toplamı S_T 'nin kütle dengesini verir. S_P için kütle dengesi $\alpha=0$ alınarak,

$$\beta K X_S - \frac{S_P}{\theta} = 0 \quad (6.12)$$

yazılır. 6.9 ve 6.12 denklemlerinin toplamı ile

$$-\frac{1}{Y} \mu X_A + K X_S + \frac{S_{SO} - (S_S + S_P)}{\theta} = 0 \quad (6.13)$$

$$\mu = Y \frac{S_{TO} - S_T + K X_S \theta}{X_A \theta}$$

$$\mu = Y q_{ZA} + Y K X_S / X_A \quad (6.14)$$

elde edilir.

6.11 ve 6.14 ile verilen μ değerleri aktif biyokitlenin kütle dengesinden elde edilen

$$\mu - b_H = \frac{1}{\theta} \quad (6.15)$$

denkleminde yerine konularak düzenlenirse

$$Y q_{SA} - \{b_H - Y(1-\beta) K X_S / X_A\} = \frac{1}{\theta} \quad (6.16)$$

ve

$$Yq_{ZA} - \{b_H - YKX_S/X_A\} = \frac{1}{\theta} \quad (6.17)$$

ifadeleri elde edilir. X_S/X_A oranının ölçüm yapılan bütün kemostatlarda sabit olması halinde, $1/\theta$ 'ya karşı q_{SA} işaretlenirse eğim Y 'yi, doğrunun $1/\theta$ eksenini kestiği nokta da $\{b_H - Y(1-\beta)K X_S/X_A\}$ değerini verir. q_{ZA} 'nın işaretlenmesi ile ise doğrunun $1/\theta$ eksenini kestiği nokta, $b_H - YKX_S/X_A$ değerini verir.

X_A , X_S ve X_P 'nin toplamı olan X_T 'nin kütle dengesi üç bileşenin kütle dengeleri toplamı şeklinde yazılırsa,

$$\mu - K \frac{X_S}{X_A} = \frac{1}{\theta} \frac{X_T}{X_A} \quad (6.18)$$

eşitliği elde edilir. Bu eşiklikte μ yerine, 6.10 denklemindeki değeri konursa bekletme süresi ile, spesifik substrat giderim hızı arasındaki ilişki elde edilir.

$$Y \frac{S_{SO} - S}{X_A \theta} + (1-\beta)YKX_S/X_A - KX_S/X_A = \frac{1}{\theta} \frac{X_T}{X_A} \quad (6.19)$$

denklemin her iki tarafı X_A/X_T ile çarpılarak düzenlenirse

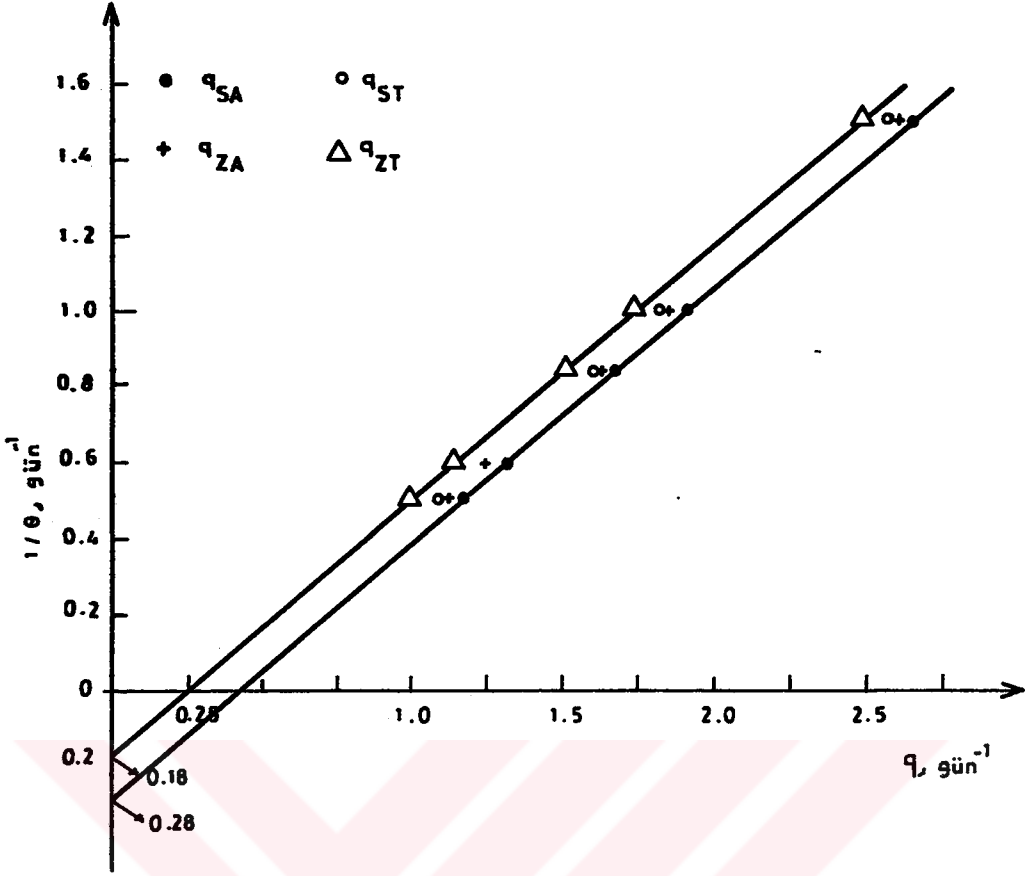
$$Yq_{ST} - \{1 - (1-\beta)Y\}KX_S/X_T = \frac{1}{\theta} \quad (6.20)$$

eşitliği elde edilir. Benzer şekilde 6.14 denklemini kullanarak, bekletme süresi ile spesifik KOI giderim hızı ilişkisi elde edilir.

$$Yq_{ZT} - (1-Y)KX_S/X_T = \frac{1}{\theta} \quad (6.21)$$

Şekil.6.33'de $1/\theta$ 'ya karşı q_{SA} , q_{ZA} , q_{ST} ve q_{ZT} işaretlenmiştir. Kullanılan bekletme sürelerinde X_S/X_A ve X_S/X_T oranları yaklaşık olarak sabit olduğundan doğruların $1/\theta$ eksenini kesim noktaları, birinci derece hidroliz sabitinin ($K = \frac{k_H}{K_X}$) değerlendirilmesine olanak sağlamaktadır.

6.21 denkleminde görüldüğü gibi, toplam çözünmüş KOI ve UAKM ölçümleri ile hesaplanmış spesifik KOI giderim



ŞEKİL 6.33- $1/\theta_c$ ile q Arasındaki İlişki

hızı (q_{ZT})'na karşı $1/\theta$ işaretlemesi ile elde edilen sabit, içsel solunum katsayısını değil hidroliz katsayısı ve dönüşüm oranı ile ilişkili bir büyüklüğü vermektedir. Farklı sıcaklıklarda yapılan deney sonuçlarının bu şekilde işaretlenmesi ile elde edilen sabitin sıcaklıktan etkilenmemiş olmasına dayanarak Gujer ve Jenkins (1974) bu değer için içsel solunum katsayısını vermediğini ifade etmişlerdir.

BÖLÖM VII

SONUÇ VE ÖNERİLER

Aktif çamur sistemlerinde çözünmüş ürün oluşumu mekanizmasının incelendiğı bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

1. Bir aktif çamur tesisinin çıkışındaki çözünmüş organik maddelerin çoğı, giriş akımındaki organik maddelerle aynı karakterde olmayıp biyokitle tarafından üretilmiştir. Ürün oluşumu süreci, çıkış konsantrasyonunu belirlemede substrat giderimi mekanizmasından daha etkili olduğundan Monod-Herbert modelleri, aktif çamur sisteminin verimini belirlemede yetersiz kalmaktadır.

2. Biyokitle tarafından üretilen çözünmüş ürünler, molekül ağırlıkları birbirinden farklı çok çeşitli bileşiklerden oluşur. Enerji metabolizmasının ara ürünleri olan düşük molekül ağırlıklı bileşikler kolay ayrışabilir niteliktedir ve biyosentetik kısıtlamalar gibi nedenlerle çoğalma meydana gelen gecikmeler dışında bu tür ürün oluşumu sürekli sistemlerde etkili değildir. Hidroliz sonucu ortaya çıkan ürünlerin büyük bir kısmı da ayrışabilir niteliktedir.

3. Aktif çamur sistemlerinde normal olarak kullanılan bekletme süreleri içinde ayrıştırılamıyacak kadar yavaş ayrıışan ürünler biyolojik olarak inert kabul edilmiş ve çözünmüş kalıcı ürün (Sp) olarak isimlendirilmiştir. Sp üretimi, hidroliz ile orantılı ve çoğalma ile orantılı olmak üzere iki şekilde modellenmiştir.

4. Çözünmüş inert ürün oluşumunu da hesaba katan bir aktif çamur modeli geliştirilerek çıkış çözünmüş KOI üzerin-

de etkili olan değişkenler incelenmiştir. S_p üretiminin reaktördeki aktif biyokitle miktarı ile orantılı olduğu ve aktif biyokitle miktarını ($X_A\theta$) belirleyen S_{S0} ve θ_c ile değiştigi bulunmuştur.

5. Çözünmüş kalıcı ürün oluşumu modeli, TK reaktörlerde giriş konsantrasyonunun çıkış KOI konsantrasyonunu etkilemesi olayına açıklık getirmektedir. Substrat giderim hızı, teorinin de belirttiği gibi gerçekten giriş konsantrasyonundan bağımsızdır ancak, kalıcı ürün oluşumu giriş substrat konsantrasyonundan önemli ölçüde etkilendiğinden çıkış çözünmüş KOI giriş konsantrasyonuna bağılıdır.

6. Her giriş substrat konsantrasyonu için, çıkış çözünmüş KOI'nin minimum olduğu bir optimum θ_c vardır. Çökme özellikleri de gözönünde bulundurularak, çamur yaşı gereğinden uzun tutulmamalıdır.

7. Reaktör verimi, çözünmüş KOI parametresine göre tanımlandığı zaman PA reaktörün verimi TKR'den daha düşük olabilmektedir. Ancak atılan çamurun oksijen istemi de hesaba katılarak hesaplanacak toplam KOI giderim verimi, PAR de çok daha büyüktür.

KAYNAKLAR

- ADAMS, C.E., ECKENFELDER, W.W. (1975), A Kinetic Model for Design of Completely Mixed Activated Sludge Treating Variable-Strength Industrial Wastewaters, Wat. Res., 9, 37-42.
- BAILEY, J.E., OLLIS, D.F. (1977), Biochemical Engineering Fundamentals, Mc Graw-Hill Kogakusha, Ltd.
- BARNARD, J.L., et al. (1972), Design Optimization for Activated Sludge and Extended Aeration Plants, 6th International Conference of the IAWPR, Jerusalem, Israel.
- BASKIR, C.F., SPEARING, G. (1980), Product Formation in the Continuous Culture of Microbial Populations Grown on Carbohydrates, Biotech. Bioeng., Vol. XXII, 1857-1875.
- BEDEFIELD, L.D., RANDALL, C.W. (1977), Evaluation of a Comprehensive Kinetic Model for the Activated Sludge Process, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol. 7, 1636-1641.
- BOYLE, W.C., BERTHOUEX, P.M. (1972), Biological Wastewater Treatment Model Building Fits and Misfits, International Conference of the IAWPR, Atlanta, Georgia.
- BUNCH, R.L., BARTH, E.F., ETTINGER (1961), Organic Materials in Secondary Effluents, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.33, No 2, 122-126.
- CECH, J.S., CHUDоба, J. (1983), Influence of Accumulation Capacity of Activated Sludge Microorganisms on Kinetics of Glucose Removal, Wat. Res., Vol.17, 6, 659-666.
- CECH, J.S., et al. (1985), Determination of Kinetic Constants of Activated Sludge Microorganisms, Wat. Sci. Tech., Vol.17, 259-272.
- CHEN, Y.R., et al. (1980), Substrate Utilization Kinetic Model for Biological Treatment Processes, Biotech. Bioeng., Vol.XXII, 2081-2095.
- CHUDоба, J. (1967), Residual Organic Matter in Activated Sludge Process Effluents-I: Degradation of Saccharides, Fatty Acids and Amino Acids Under Batch Conditions, Sci. Pap. Inst. Chem. Technol., Prague, F12; 39-76.

- CHUDOBA, J., NEMEC, M., NEMECOVA, B. (1968a), Residual Organic Matter in Activated Sludge Process Effluents - II: Degradation of Saccharides and Fatty Acids Under Continuous Conditions, Sci. Pop. Inst. Chem. Technol., Prague, F13, 45-63.
- CHUDOBA, J., PRASIL, M., EMMEROVA, H. (1968b), Residual Organic Matter in Activated Sludge Process Effluents - III: Degradation of Amino Acids and Phenols Under Continuous Conditions, Sci. Pop. Inst. Chem. Technol., Prague, F13, 45-63.
- CHUDOBA, J. (1969), Formal discussion to the paper: Linear Substrate Removal in the Activated Sludge Process by Tíschler, L.F. and Eckerifelder, W.W.Jr., Pap. No II-4, Fourth Int. Conf. on Water Pollut. Res., Prague.
- CHUDOBA, J. et al. (1973), Control of Activated Sludge Filamentous Bulking-III, Wat. Res.,
- CHUDOBA, J. et al. (1974), Control of Activated Sludge Filamentous Bulking-III, Wat. Res.,
- CHUDOBA, J. (1985a), Quantitative Estimation in COD Units of Refractory Organic Compounds Produced by Activated Sludge Microorganisms, Wat. Res., Vol.19, 1, 37-43.
- CHUDOBA, J. (1985b), Inhibitory Effect of Refractory Organic Compounds Produced by Activated Sludge Microorganisms on Microbial Activity and Flocculation, Wat. Res., Vol.19, 2, 197-200.
- CLIFFT, R.C., ANDREWS, J.F. (1981), Predicting the Dynamics of Oxygen Utilization in the Activated Sludge Process, J. Wat. Pollut. Control Fed., 53, 7.
- CİMŞİT, Y. (1986), Ardışık Kesikli Reaktörlerle Kuvvetli Atıksuların Arıtım Esasları, Doktora Tezi, İ.T.Ü., 1986.
- DAIGGER, G.T., GRADY, C.P.L. Jr. (1977), A Model for the Bio-oxidation Process Based on Product Formation Concepts, Wat. Res., Vol.11, 1049-1057.
- DAIGGER, G.T., GRADY, C.P.L. Jr. (1982), The Dynamics of Microbial Growth on Soluble Substrates, Wat. Res., 16, 365-382.
- DAIGGER, G.T., ROPER, R.E. Jr. (1985), The Relationship Between SVI and Activated Sludge Settling Characteristics, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.57, No.8, 859-866.

- DENNIS, R.W., IRVINE, R.L. (1983), A Stoichiometric Model of Bacterial Growth, Wat. Res., 15, 1363-1373.
- DOHANYOS, M., GRAU, P., CHUDоба, J. (1971) Kinetic Assessment of Glucose Removal and Saccharide Accumulation Capacities in Activated Sludge, Proc. 5th Int. Conf. on Wat. Pollut. Res., Paper No.II-3, San Fransisco.
- DOLD, P.L., EKAMA, G.A., MARAIS, G.V.R. (1980), A General Model for the Activated Sludge Process, Prog. Wat. Technol., 12, 47-77.
- DOLD, P.L., MARAIS, G.V.R. (1986), Evaluation of the General Activated Sludge Model Proposed by the IAWPRC Task Group, Wat. Sci. Tech., Vol.18, 63-89.
- DROSTE, R.L., SANCHEZ, W.A. (1983), Microbial Activity in Aerobic Sludge Digestion, Wat. Res., Vol.17, 19, 975-983.
- ECKHOFF, D.W., JENKINS, D. (1967), Activated Sludge Systems Kinetics of the Steady and Transient States, SERL Report, No.67-12, Berkeley.
- ELMALEH, S. et al. (1985), Influence of Macromixing on Organic Carbon Uptake and Solids Production by Aerobic Suspended Biomass, Wat. Sci. Tech., Vol.17, 209-219.
- EKAMA, G.A., MARAIS, G.V.R. (1984), Carbonaceous Material Removal, Theory, Design and Operation of Biological Nutrient Removal Activated Sludge Processes, in WRC (Ed.), WRC of S.A., University of Cape Town.
- EKAMA, G.A., MARAIS, G.V.R. (1986), The Implications of the IAWPRC Hydrolysis Hypothesis on Low F/M Bulking, Wat. Sci. Tech., Vol.18, 11-21.
- EKAMA, G.A., DOLD, P.L., MARAIS, G.V.R. (1986), Experimental Determination of the Influent Readily Biodegradable COD Fraction and Its Rate of Utilization in the Activated Sludge Process, Wat. Sci. Tech., Vol.18, 91-114.
- FORD, D.L., ECKENFELDER, W.W. (1966), Dehydrogenase Enzyme As a Parameter of Activated Sludge Activities, Proc. 21st Industrial Waste Conf., Purdue Univ., 534-543.
- FORSTER, C.F. (1985), Factors Involved in the Settlement of Activated Sludge I, II, Wat. Res., Vol.19, 10, 1259-1264, 1265-1271.
- GAFFNEY, P.E., HEUKELEKIAN, H. (1961), Biochemical Oxidation of the Lower Fatty Acids, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.33, No.11, 1169-1184.

- GARRETT, M.T. Jr. (1972), Formal discussion to the paper: A Consolidated Approach to Activated Sludge Process Design. International Conference of the IAWPR, Atlanta, Georgia.
- GATES, W.E., MARLAR, J.T. (1968), Graphical Analysis of Batch Culture Data Using the Monod Expression, J. Wat. Pollut. Control Fed., 40, 469.
- GAUDY, A.F. Jr. (1962), Colorimetric Determination of Protein and Carbohydrate, Ind. Wat. Wastes, 7, 17-22.
- GAUDY, A.F. Jr., et al., (1963), Sequential Substrate Removal in Heterogeneous Populations, J. Wat. Pollut. Control Fed., 35, 903.
- GAUDY, A.F. Jr., YANG, R.Y., OBAYASHI, A.W. (1971), Studies on the Total Oxidation of Activated Sludge with and without Hydrolytic Pretreatment, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.43, No.1.
- GAUDY, A.F. Jr. (1972), Biochemical Oxygen Demand, Water Pollution Microbiology, Mitchell, R. (Ed.), Vol.1, Wiley-Interscience, London.
- GAUDY, A.F., Jr., GAUDY, E.T. (1980), Microbiology for Environmental Scientists and Engineers, Mc Graw-Hill Book Co., New York, N.Y.
- GAUDY, A.F. Jr., BLACHLY, T.R. (1985), A Study of the Biodegradability of Residual COD, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.43, No.4, 332.
- GHOSH, S., POHLAND, F.G. (1972), Kinetics of Assimilation of Multiple Substrates in Dispersed Growth Systems, Wat. Res., Vol.6, 99-115.
- GOODMAN, B.L., ENGLANDE, A.J. Jr. (1974), A Unified Model of the Activated Sludge Process, J. Wat. Pollut. Control Fed., 46, 312-332.
- GRADY, C.P.L., Jr., ROPER, R.E. Jr. (1974), A Model for the Biooxidation Process which Incorporates the Viability Concept, Wat. Res., 8, 471-483.
- GRADY, C.P.L. Jr., WILLIAMS, D.E. (1975), Effects of Influent Substrate Concentration on the Kinetics of Natural Microbial Populations in Continuous Culture, Wat. Res., 9, 171-180.
- GRADY, C.P.L. Jr., LIM, H.C. (1980), Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications, Marcel Dekker Inc., New York.

- GRADY, C.P.L. et al. (1986), A Model for Single Sludge Wastewater Treatment Systems", Wat. Sci. Tech., Vol.18, 47-61.
- GRAU, P., DOHANYOS, M., CHUDоба, J. (1975), Kinetics of Multi-component Substrate Removal by Activated Sludge, Wat. Res., 9, 687-692.
- GRAU, P. et al. (1982), Recommended Notation for Use in the Description of Biological Wastewater Treatment Processes, Wat. Res., 16, 1501-1505.
- GREEN, M., SHELEF, G. (1981), Sludge Viability in a Biological Reactor, Wat. Res., Vol.15.
- GREEN, M. et al. (1981), Chemical and Biochemical Oxygen Demand as Indicators of Biodegradable Substrate Concentration, J. Wat. Pollut. Control Fed., 655-658.
- HARRIS, R.H., MITCHELL, R. (1975), Inhibition of the Flocculation of Bacteria and Biopolymers, Wat. Res., 9, 993-999.
- HEJZLAR, J., CHUDоба, J. (1986-a), Microbial Polymers in the Aquatic Environment-I, Wat. Res., Vol.20, 10, 1209-1216.
- HEJZLAR, J., CHUDоба, J. (1986-b), Microbial Polymers in the Aquatic Environment-II, Wat. Res., Vol.20, 10, 1217-1221.
- HENZE, M. (1986), Nitrate vs. Oxygen Utilization Rates in Wastewater and Activated Sludge System, Wat. Sci. Tech., Vol.18.
- HENZE, M. et al. (1986), IAWPRC Task Group Report on Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Final Report.
- IRVINE, R.L., SCHAEZLER, D.J. (1971), Kinetic Analysis of Data from Biological Systems, J. San. Eng. Div., ASCE SA4, 409-423.
- JENKINS, D., GARRISON, W.E. (1968), Control of Activated Sludge by Mean Cell Residence Time, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.40, 11, 1905-1919.
- JENKINS, D., ORHON, D., WEDDLE, C. (1972), A New Look at the Activated Sludge Process, International Conference of the IAWPR, Atlanta.
- JONES, G.L. (1972), A Consolidated Approach to Activated - Sludge Process Design: A Microbiological View, International Conference of the IAWPR, Atlanta, Georgia.

- JONES, G.L. (1973), Bacterial Growth Kinetics: Measurement and Significance in the Activated Sludge Process, Wat. Res., Vol.7, 1475-1492.
- KUCNEROWIZ, F., VERSTRAETE, W. (1983), Evolution of Microbial Communities in the Activated Sludge Process, Wat. Res., 17, 10, 1275-1285.
- LAWRENCE, A.W., Mc CARTY, P.L. (1970), Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation, J. San. Eng. Div., ASCE SA3, 757-778.
- LEE, S.B., BAILEY, J.E. (1985), A Kinetic Model for Product Formation in Unstable Recombinant Populations, Biotech. Bioeng., Vol.XXVII, 1699-1709.
- LEVENSPIEL, O. (1980), The Monod Equation: A Revisit and a Generalization to Product Inhibition Situations, Biotech. Bioeng., Vol.XXII, 1671-1687.
- LI, C.T. et al. (1986), Starch Waste Treatment by the Activated Sludge System, Wat. Res., Vol.20, 10, 1281-1289.
- MARAIS, G.V.R., EKAMA, G.A. (1976), The Activated Sludge Process, Part I-Steady State Behavior, Water, SA, Vol.2, 4, 164.
- Mc CARTY, P.L. (1964), Thermodynamics of Biological Synthesis and Growth, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.36, No 3, 289-300.
- Mc CARTY, P.L. (1969), Energetics and Bacterial Growth, 5th Rudolf Research Conference, Rutgers.
- Mc CARTY, P.L. (1972a), Energetics of Organic Matter Degradation, Water Pollution Microbiology, Mitchell, R. (Ed.), pp.91-118, Wiley-Interscience, London.
- Mc CARTY, P.L. (1972b), Stoichiometry of Biological Reactions, International Conference of the IAWPR, Atlanta, Georgia.
- Mc KINNEY, R.E., SYMONS, J.E. (1962), Formal discussion to the paper: Growth and Endogenous Phases in the Oxidation of Glucose, Proc. 1st Int. Conf. on Wat. Pollut. Res., London, Vol. 2.
- Mc WHORTER, T.R., HEUKELEKIAN, H. (1962), Growth and Endogenous Phases in the Oxidation of Glucose. Advances in Water Pollution Research, Proc. 1st Int. Conf. on Wat. Pollut. Res. London, Vol.2, 419-435.

- METCALF and EDDY (1981), Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse, Mc Graw Hill.
- NELSON, P.O., LAWRENCE, A.W.M. (1980), Microbial Viability Measurements and Activated Sludge Kinetics, Wat.Res., Vol.14, 217-225.
- NIEKERK, A., JENKINS, D., RICHARD, M.G. (1987), Application of Batch Kinetic Data to the Sizing of Continuous Flow Activated Sludge Reactors, Wat. Sci. Tech., Vol.19, 505-516.
- OBAYASHI, A.W., GAUDY, A.F. Jr. (1973), Aerobic Digestion of Extracellular Microbial Polysaccharides, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.45, No.7, 1584-1594.
- ORHON, D., CİMSİT, Y., TÜNAY, O. (1986), Substrate Removal Mechanism for Sequencing Batch Reactors, Wat. Sci. Tech., Vol.18.
- ORHON, D., JENKINS, D. (1972), The Mechanism and Design of the Contact Stabilization Activated Sludge Process, 6th International Conference of the IAWPR, Jerusalem, Isarel.
- ORHON, D., TÜNAY, O. (1979), Mathematical Models of Biological Waste Treatment Processes for the Design of Acration Tanks - Discussion, Wat. Res., 13, 553.
- PATTERSON, J.W., BREZONIC, P.L., PUTNAM, H.D. (1969), Sludge Activity Parameters and Their Application to Toxicity Measurements and Activated Sludge, Proceedings 24th Industrial Waste Conference, Purdue University, 127-154.
- PORGES, N., et al. (1958), Oxidation of Radioactive Glucose by Aerated Sludge, Proc. 13th. Ind. Waste Conf., Purdue University, 96, 512.
- RAO, B.S., GAUDY, A.F. Jr. (1966), Effect of Sludge Concentration on Various Aspects of Biological Activity in Activated Sludge, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.38, 5, 794-812.
- ROBARTS, R.D., KEMPTON, A.G. (1971), Use of ^{14}C , Glucose to Study Substrate Removal by Activated Sludge, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.43, 7.
- SPEECE, R.E., et al. (1973), Cell Replication and Biomass in the Activated Sludge Process, Wat. Res., Vol.7, 361-374.
- STENSEL, H.D., SHELL, G.L. (1974), Two Methods of Biological Treatment Design, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.46, 2, 271-283.

- SUNDSTROM, D.W., KLEI, H.E. (1979), Wastewater Treatment, Prentice-Hall, Inc., U.S.A.
- SUSCHKA, J., FERREIRA, E. (1986), Activated Sludge Respirometric Measurements, Wat. Res., Vol.20, 2, 137-144.
- SYKES, R.M. (1976), Microbial Product Formation and Variable Yield, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.48, 8, 2046-2054.
- SYKES, R.M. (1981), Limiting Nutrient Concept in Activated Sludge Models, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.53, 7, 1213-1218.
- TAKAHASHI, S. et al. (1969), Metabolism of Suspended Matter in Activated Sludge Treatment, Advances in Water Pollution Research, S.H.Jenkins (Ed.), Pergamon Press, New York, N.Y.
- TENNEY, M.W., STUMM, W. (1965), Chemical Flocculation of Microorganisms in Biological Waste Treatment, J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol.37, 10.
- TISCHLER, L.F., ECKENFELDER, W.W. Jr. (1969), Linear Substrate Removal in the Activated Sludge Process, Advances in Water Pollution Research, 361, Pergamon Press, Oxford.
- TUCEK, F., CHUDоба, J. (1969), Purification Efficiency in Aeration Tanks with Complete Mixing and Piston Flow, Wat. Res., Vol.3, 559-570.
- UPADHYAYA, A.K., ECKENFELDER, W.W. (1975), Biodegradable Fraction as an Activity Parameter of Activated Sludge, Wat. Res., 9, 691-694.
- VALLOM, J.K., et al. (1984), Lysis as a Factor in Sludge Flocculation, Wat. Res., Vol.18, No 12, 1523-1528.
- VANDEVENNE, L., ECKENFELDER, W.W. Jr. (1980), A Comparison of Models for Completely Mixed Activated Sludge Treatment Design and Operation, Wat. Res., 14, 561-566.
- WARNER, A.P.C., EKAMA, G.A., MARAIS, G.V.R. (1986), The Activated Sludge Process IV, Wat. Res., Vol.20, 8, 943-958.
- WASHINGTON, D.R., et al. (1970), Influence of Microbial Waste Products on Metabolic Activity of High Solids Activated Sludge, Proc. 24th Ind. Waste Conf., Purdue Univ., 1103-1117.
- WEBER, W.J. Jr. (1972), Physicochemical Processes for Water Quality Control, John Wiley and Sons, Inc.

WEDDLE, C.L., JENKINS, D. (1971), The Viability and Activity of Activated Sludge, Wat. Res., 5, 621-640.

WILLIAMSON, K.J., Mc CARTY, P.L. (1975), Rapid Measurement of Monod Half-Velocity Coefficients for Bacterial Kinetics, Biotech. Bioeng., Vol.XVII, 915-924.

WUHRMANN, K., MIKX, M. (1969), Formal discussion to the paper: Linear Substrate Removal in the Activated Sludge Process by Tischler L.F. and Eckenfelder W.W. Jr., Pap. No.II-4, Fourth Int. Conf. on Water Pollut. Res., Prague.

Ö Z G E Ç M İ Ş

Nazik Artan 1955 yılında Kastamonu'da doğmuştur. 1972 yılında Fatih Kız Lisesi'ni bitirerek İ.T.Ü.Kimya Fakültesi'ne kaydolmuştur. 1976 yılında Kimya Mühendisi ünvanı ile mezuniyetini takiben Devlet Su İşleri Bursa Bölge Müdürlüğü'nde görev almıştır. Burada 1981 yılına kadar Güney Marmara'daki kıta içi su kaynaklarının kalite kontrolü konusunda çalışan Artan, bu tarihte Yüksek Lisans öğrenimi için İ.T.Ü.İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'ne kaydolmuştur. 1983 yılında Yüksek Mühendis ünvanı almış ve Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi olarak işe başlamıştır. Halen bu görevini sürdürmektedir.