

MODEL ESTIMASI BIOKINETIKA UNTUK PROSES POST-DENITRIFIKASI AIR LIMBAH DOMESTIK PADA UNIT ANAEROBIC BAFFLED REACTOR

BIOKINETIC ESTIMATION MODEL FOR POST-DENITRIFICATION PROCESS OF DOMESTIC WASTEWATER IN ANAEROBIC BAFFLED REACTOR

Allen Kurniawan^{1)*}, Fatihaturrizky Amelia¹⁾, Adhirajasa Wirayudhatama¹⁾, Sulpa Yudha Prawira¹⁾

¹⁾ Departemen Teknik Sipil dan Lingkungan, Fakultas Teknologi Pertanian, Institut Pertanian Bogor, Kampus IPB Dramaga, Bogor, Jawa Barat, 16680, Indonesia.

*Correspondence Email: allenkurniawan@apps.ipb.ac.id

Diterima: 28 Januari 2021; Direvisi: 17 April 2021; Disetujui: 14 Oktober 2021

ABSTRACT

This study developed a combination of Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) for the acid fermentation and the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) post-denitrification through high nitrite injection. Volatile Fatty Acids (VFAs) as a substrate for the post-denitrification process were optimally produced in the acid fermentation process. The aim of this study was to obtain the estimation of biokinetic values to predict the effluent wastewater quality in ABR post-denitrification process under unsteady state. The reactor was operated for HRT 7 days at temperature 25-28 °C and pH 6-7,2. The influent and effluent substrate concentration were monitored continuously for 160 days. Post-denitrification biokinetic from the Contois equation resulted in the value of hydrolysis rate (K_h) of 0.077 day⁻¹, the substrate transport rate (k) of 4.364×10^{-6} Lmg⁻¹day⁻¹, maximum specific growth rate (μ_{max}) of 0.559 day⁻¹, half saturation constant (K_s) of 0.209 mgL⁻¹, microbial decay coefficient (b) of 0.0145 days⁻¹; yield coefficient (Y) of 0.084 g-VSSg-COD⁻¹. The validation of biokinetic parameters based on statistical analysis showed fairly precise results following the trend of experimental data to determine the substrate concentration in the effluent unit. Therefore, the biokinetic values can be applied in the design of ABR post-denitrification using primary sludge incorporation with high strength nitrate.

Keywords: Anaerobic baffled reactor, biokinetics, Contois, hydrolysis, post-denitrification.

ABSTRAK

Studi ini mengembangkan kombinasi konfigurasi Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) untuk proses fermentasi asam dan Anaerobic Baffled Reactor (ABR) post-denitrifikasi melalui injeksi nitrat tinggi. Volatile Fatty Acids (VFAs) sebagai sumber substrat untuk proses post-denitrifikasi diproduksi secara optimum pada proses fermentasi asam. Tujuan studi ini untuk memperoleh estimasi nilai parameter biokinetika dalam memprediksi model kualitas air limbah di efluen unit post-denitrifikasi pada kondisi dinamik. Reaktor post-denitrifikasi dioperasikan dengan waktu detensi (HRT) 7 hari dengan temperatur berkisar antara 25-28 °C dan pH 6-7,2. Nilai konsentrasi substrat di influen dan efluen dipantau secara kontinu selama 160 hari. Parameter biokinetika post-denitrifikasi dari Persamaan Contois yang dihasilkan antara lain nilai laju hidrolisis (K_h) sebesar 0,077 hari⁻¹, laju transportasi substrat (k) sebesar $4,364 \times 10^{-6}$ Lmg⁻¹hari⁻¹, laju pertumbuhan maksimum mikroorganisme (μ_{max}) sebesar 0,559 hari⁻¹, konstanta saturasi setengah jenuh (K_s) sebesar 0,209 mgL⁻¹, koefisien kematian endogenous (b) sebesar 0,0145 hari⁻¹, dan koefisien hasil biomassa (Y) sebesar 0,084 g-VSSg-COD⁻¹. Validasi parameter biokinetika berdasarkan uji statistik menunjukkan hasil yang cukup presisi mengikuti tren data eksperimen untuk menentukan konsentrasi substrat di efluen unit. Dengan demikian, nilai biokinetika ini dapat diterapkan di dalam desain unit ABR post-denitrifikasi ketika menggunakan lumpur primer saat dikombinasikan dengan konsentrasi nitrat tinggi.

Kata Kunci: Anaerobic baffled reactor, biokinetika, Contois, hidrolisis, post-denitrifikasi.

PENDAHULUAN

Pengolahan anaerobik air limbah merupakan metode terbaik untuk menangani konsentrasi material karbon organik yang tinggi (Zinatizadeh et al., 2006). Selama proses berlangsung, bahan organik dikonversi menjadi *Volatile Fatty Acids* (VFAs) selama fase hidrolisis dan asidogenesis (Lee et al., 2014). Salah satu tipe unit pengolahan anaerobik adalah *Anaerobic Baffled Reactor* (ABR). Unit ini menggunakan konfigurasi *baffle* secara vertikal sehingga tipe aliran mengikuti bukaan *baffle* di bagian atas maupun bawah. Keuntungan utama penggunaan ABR adalah kemampuan dalam melakukan proses pemisahan spasial secara alami antara fase hidrolisis, asidogenesis, asetogenesis, dan metanogenesis untuk membentuk grup mikroorganisme yang berbeda dalam pengembangan proses untuk mencapai kondisi optimum unit. Selain itu, konfigurasi ABR menghasilkan waktu retensi biomassa yang panjang, terpisah dari waktu detensi unit (Hahn & Figueroa, 2015). Namun, berdasarkan kondisi tersebut, proses ABR melibatkan degradasi anaerobik bahan organik kompleks melalui multi-proses sehingga tidak mudah mempertahankan tingkat kestabilan performa unit. Selain itu, ABR mempunyai beberapa kelemahan, antara lain akumulasi VFAs sensitif terhadap senyawa toksik, serta kandungan metana yang rendah di dalam produksi biogas (Arvin et al., 2019). Dengan demikian, studi variasi operasional, kontrol unit, dan desain pada unit ABR terus dikembangkan untuk mendapatkan efisiensi reduksi yang optimal.

Proses degradasi polutan air limbah secara anaerobik memiliki kelemahan, seperti laju pertumbuhan mikroorganisme yang rendah (biokinetika rendah) dan kualitas limbah yang buruk dibandingkan dengan pengolahan aerobik konvensional (Zhang et al., 2014). Kondisi disebabkan proses konversi bahan organik dan anorganik tidak hanya melibatkan kinerja proses mikrobiologis, tetapi faktor hidrodinamika di dalam reaktor turut berperan di dalam mekanisme proses (Li et al., 2016). Pada kinerja proses mikrobiologis, banyak upaya telah dilakukan untuk memahami dan meningkatkan pengembangan kemampuan estimasi biokinetika proses anaerobik, seperti biokinetika pertumbuhan mikroorganisme dan utilisasi substrat (Maleki et al., 2018). Biokinetika merupakan salah satu metode pengembangan untuk memberikan gambaran dan prediksi kinerja proses untuk desain, operasi, dan kontrol pada sistem pengolahan air limbah biologis, termasuk unit ABR. Estimasi biokinetika ini akan memberikan nilai yang akurat dan andal untuk desain sistem pengolahan biologis skala lapangan (Zhou et al., 2012). Selain itu, estimasi parameter biokinetika

digunakan untuk mengembangkan kesetimbangan mikroorganisme dan substrat, memprediksi konsentrasi substrat efluen, mengembangkan parameter desain unit sehingga stabilitas kinerja proses dapat ditentukan secara teknis dan dibuktikan secara ilmiah.

Pada proses ABR, parameter biokinetika umumnya diperoleh melalui pengembangan model dari Persamaan Monod untuk utilisasi substrat melalui plot data observasi pada kondisi *steady state* (Shi et al., 2016). Di dalam proses anaerobik digester, parameter biokinetika terus mengalami perkembangan berdasarkan pendekatan proses yang kompleks. Salah satu metode estimasi biokinetika mencakup parameter koefisien pertumbuhan maksimum mikroorganisme (μ_{max}), konsentrasi saturasi setengah jenuh (K_s), koefisien laju transportasi hidrolisis substrat (k), koefisien hasil biomassa (Y), koefisien laju hidrolisis substrat (K_h), dan laju kematian mikroorganisme (b) di dalam satu pendekatan formula persamaan (Barthakur et al., 1991; Faisal & Unno, 2001; Zinatizadeh et al., 2006; Kurniawan et al., 2018). Parameter-parameter biokinetika tersebut dikembangkan berdasarkan modifikasi Persamaan Monod dan dikombinasikan dengan input variabel proses hidrolisis sebagai fase awal proses anaerobik pada kondisi *steady state*. Selama ini, model biokinetika masih jarang diaplikasikan untuk simulasi kondisi dinamis (*unsteady-state*). Dengan kondisi proses air limbah yang berfluktuasi berdasarkan beban organik di influen sehingga menyebabkan tekanan metabolik pada biomassa, pengembangan biokinetika kondisi *steady state* tidak memadai untuk mendukung adanya efek inhibitor dan pelarutan padatan selama proses pengolahan (Insel et al., 2012). Dengan demikian, kondisi dinamik sangat dibutuhkan di dalam proses kontrol dan prediksi kinerja unit berdasarkan prinsip-prinsip dasar biokinetika.

Contois (1959) menyarankan bahwa model laju pertumbuhan spesifik harus mencakup konsentrasi substrat dan mikroorganisme. Biokinetika Contois mempertimbangkan fakta bahwa konsentrasi tinggi sel yang menempel pada permukaan partikel dapat menghambat degradasi substrat (Wang & Witarsa, 2016). Biokinetika Contois dapat dimodifikasi melalui hubungan antara konsentrasi substrat di dalam unit pengolahan dan inisial konsentrasi substrat di influen (Emerald et al., 2012). Bila dibandingkan dengan Biokinetika Monod, Biokinetika Contois terkadang ditemukan lebih cocok dengan data eksperimen daripada model yang tidak bergantung pada konsentrasi biomassa, serta memberikan model pertumbuhan

mikroorganisme untuk menstimulasi efek laju pertumbuhan spesifik tertentu dari keterbatasan perpindahan massa karena variasi densitas jumlah mikroorganisme (Hassan & Dahlan, 2013). Selain itu, Biokinetika Contois menghasilkan estimasi model yang lebih baik dibandingkan Monod ketika diberikan pengaruh faktor inhibitor (Alqahtani et al., 2015). Beberapa penelitian oleh Barthakur et al. (1991), Faisal dan Unno (2001), dan Zinatizadeh et al. (2006) telah menguraikan biokinetika Contois di dalam proses anaerobik, tetapi tidak menghasilkan parameter biokinetika K_s , k , Y , K_h , dan b dalam satu kesatuan analisis. Hal ini dapat disebabkan kompleksitas prosedur penurunan Persamaan Contois yang tidak mudah untuk dilakukan secara aljabar dan penggunaan konsentrasi substrat yang terlalu rendah.

Pada penelitian ini, parameter biokinetika dari Persamaan Contois akan disimulasikan dengan eksperimen modifikasi ABR tipe *post-denitrifikasi* (*post-denitrification*). Tipe ini merupakan bagian dari konfigurasi dua unit, yaitu *Continuous Stirred Tank Reactor* (CSTR) tipe fermentasi asam (*acid fermentation*) dan *post-denitrifikasi*. Konfigurasi ini dirancang untuk memproduksi VFAs dari proses fermentasi asam untuk digunakan sebagai sumber energi karbon alternatif untuk proses *post-denitrifikasi*. Proses ini akan menghambat produksi gas metana sebagai hasil akhir dari fase metanogenesis. Penggunaan unit *post-denitrifikasi* merupakan unit lanjutan untuk mereduksi nitrogen (Li et al., 2019). Di dalam studi ini, nitrat digunakan sebagai sumber substrat pada unit *post-denitrifikasi* untuk membantu mendegradasi VFAs. Penelitian ini bertujuan untuk memperoleh nilai estimasi parameter biokinetika dalam memprediksi model kualitas air limbah di efluen unit ABR tipe *post-denitrifikasi* pada kondisi *unsteady state*. Modifikasi parameter biokinetika dari Persamaan Contois ini diharapkan mampu memberikan alternatif rekomendasi di dalam pengembangan desain,

evaluasi, dan modifikasi unit ABR skala lapangan, khususnya proses denitrifikasi, serta prediksi konsentrasi kontaminan di efluen unit ABR tipe *post-denitrifikasi*.

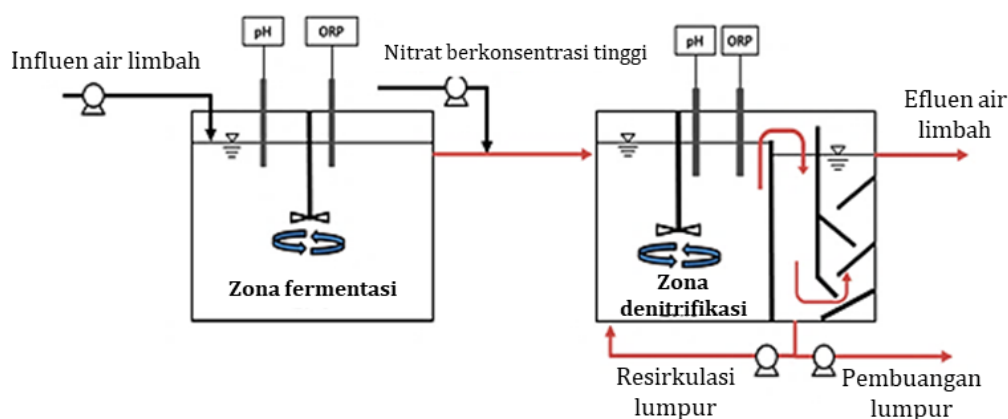
METODOLOGI

Bahan dan alat

Proses ABR disimulasikan di dalam reaktor akrilik yang tersusun dari kombinasi sistem CSTR fermentasi asam dan ABR tipe *post-denitrifikasi* (Gambar 1). Kapasitas reaktor CSTR fermentasi asam sebesar 60 L, sedangkan reaktor *post-denitrifikasi* sebesar 52 L untuk zona pencampuran dan 22 L untuk zona *baffle* (Tabel 1). Reaktor dilengkapi sensor pH dan sensor temperatur. Alat cawan porselin, oven pada suhu 105 °C, *furnace* pada suhu 550 °C, dan desikator digunakan untuk mengukur *total solids* (TS) secara gravimetri. Bahan kimia digunakan untuk pengukuran *total chemical oxygen demand* (TCOD) dan *soluble chemical oxygen demand* (SCOD) sesuai dengan SNI 6989.73:2019 tentang Cara Uji Kebutuhan Oksigen Kimiawi (KOK/COD) dengan Refluks Tertutup Secara Titrimetri.

Metode analisis

Kinerja unit ditunjukkan dengan hasil pengukuran kualitas air limbah domestik melalui parameter TCOD, SCOD, dan *total solids* (TS). Prosedur analisis TCOD dan SCOD dilakukan menurut SNI 6989.73:2019 tentang Cara Uji Kebutuhan Oksigen Kimiawi (KOK/COD) dengan Refluks Tertutup Secara Titrimetri, sedangkan analisis TS dilakukan melalui metode gravimetri. Untuk penentuan estimasi parameter biokinetika, konsentrasi TCOD, SCOD, dan TS dimonitoring secara kontinu selama 160 hari. Temperatur dipantau dalam suhu ruang 25-28 °C, sedangkan pH reaktor fermentasi asam dan *post-denitrifikasi* dipertahankan berturut-turut pada kisaran 4,5-5,5 dan 6-7,2.



Gambar 1 Skematik dari CSTR tipe fermentasi asam dan ABR tipe *post-denitrifikasi*

Prosedur penelitian

Reaktor *post*-denitrifikasi dihubungkan dengan saluran efluen reaktor CSTR fermentasi asam. Nitrat diinjeksikan untuk menstimulasikan kondisi proses denitrifikasi di dalam unit ABR. Reaktor CSTR fermentasi asam dibuat tanpa *baffle* dengan kapasitas 60 L dengan waktu detensi (*hydraulic retention time*/HRT) sebesar empat (4) hari (Tabel 2) dengan mengadopsi penelitian Kurniawan et al. (2016). Pengadukan lumpur dilakukan di zona pencampuran, dan seluruh lumpur dimasukkan ke reaktor *post*-denitrifikasi tanpa proses pengendapan. Waktu detensi reaktor *post*-denitrifikasi sebesar tujuh (7) jam (Tabel 2). Pada reaktor ini, pengembalian lumpur dari zona *baffle* ke zona pencampuran dan sisanya dibuang sebagai *excess sludge*. Reaktor CSTR fermentasi asam dan reaktor *post*-denitrifikasi dioperasikan pada suhu kamar tanpa kontrol pengatur temperatur. Untuk

studi ini, analisis biokinetika hanya difokuskan pada reaktor *post*-denitrifikasi.

Air limbah domestik digunakan bersama lumpur primer dengan kandungan bahan organik yang tinggi dari proses pengendapan unit sedimentasi primer lumpur. Melalui proses penyaringan dan pengeceran, inisial konsentrasi total padatan berkisar 10.000 mg-TS/L untuk diinjeksikan ke dalam reaktor.

Tabel 3 menunjukkan karakteristik lumpur sebelum pengenceran dan setelah penyaringan. Nilai konsentrasi tiga (3) parameter utama untuk estimasi biokinetika, yaitu TCOD (S_{TC}), SCOD (S_{SC}), dan TS (X_{SS}) berturut-turut mencapai 25.494; 30.482; dan 2.221 mg/L (Tabel 3). Untuk proses *seeding*, lumpur diperoleh dari unit anaerobik digester IPAL dan diatur pada konsentrasi inisial yang sama sebesar 10.000 mg-SS/L.

Tabel 1 Volume (V_1) konfigurasi CSTR fermentasi asam dan ABR *post*-denitrifikasi

Zona	Volume CSTR fermentasi asam (L)	Volume ABR <i>post</i> -denitrifikasi (L)
Total	60	74
CSTR	60	52
Baffle	-	22

Tabel 2 Kondisi inisial operasi untuk CSTR fermentasi asam dan ABR *post*-denitrifikasi

Jenis reaktor	Parameter operasional	Nilai	Unit
Reaktor CSTR fermentasi asam	HRT (berdasarkan zona pengadukan)	4	hari
	Debit influen lumpur primer	15	L/hari
	Debit buangan lumpur ($0,1 Q_0$)	-	-
	Debit resirkulasi ($2 Q_0$)	-	-
Reaktor ABR <i>post</i> -denitrifikasi**	Debit buangan lumpur ($0,1 Q_0$)	16,35	L/hari
	Debit resirkulasi ($2 Q_0$)	327	L/hari
	HRT (berdasarkan zona pengadukan)	7	Jam
	Debit influen reaktor denitrifikasi, Q_0^*	163,5	L/hari
	Debit influen dari efluen reaktor fermentasi asam	13,5	L/hari
	Debit influen CDI (<i>concentrated water</i>)	150	L/hari

*Debit influen reaktor *post*-denitrifikasi = efluen reaktor CSTR fermentasi asam + Capacitive Deionization of Water (CDI)

**Konfigurasi ABR *post*-denitrifikasi diadopsi dari Kurniawan et al. (2016)

Tabel 3 Karakteristik lumpur primer air limbah domestik

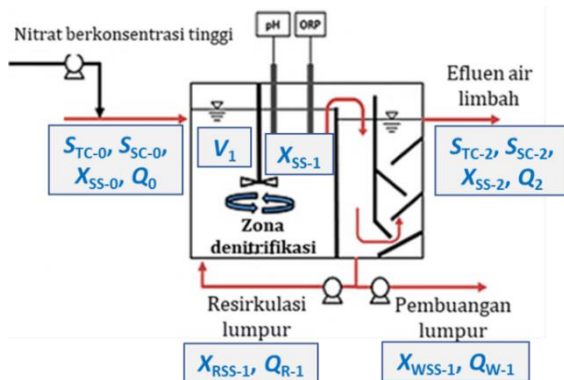
Parameter	Konsentrasi (mg/L)		
	Minimum	Maksimum	Rata-rata
pH	6,11	6,82	6,47
Total Solids/TS (X_{SS})	12.480	42.830	25.494
Total Volatile Solids/TVS	9030	19.884	15.451
Total Chemical Oxygen Demand/TCOD (S_{TC})	19.080	36.816	30.482
Soluble Chemical Oxygen Demand/SCOD (S_{SC})	1410	2964	2221
Total Nitrogen/TN	837	1555	1298
TN (terlarut)	165	299	223
Total phosphor/TP	385	792	603
TP (terlarut)	33	84	59

Pengembangan model

Proses anaerobik digester diasumsikan melibatkan tiga fase utama, yaitu hidrolisis senyawa kompleks menjadi substrat asimilasi terlarut, pengangkutan substrat asimilasi terlarut untuk diabsorb ke dalam sel, dan pemanfaatan substrat yang dapat diasimilasi untuk sel pertumbuhan dan pembentukan produk hasil (Borja et al., 1995; Faisal & Unno, 2001; Kurniawan et al., 2018). Dengan mempertimbangkan variabel-variabel pada Gambar 2, fase pertama berupa hidrolisis senyawa kompleks karbohidrat, protein, dan lemak yang dilakukan oleh enzim ekstraseluler untuk diubah menjadi senyawa selulosa, proteinase, dan lipase (Vavilin et al., 2008). Fase ini direpresentasikan ke dalam bentuk Persamaan (1).

$$\frac{dS_h}{dt} = K_h S_{SC-2} - S_h \quad \dots\dots\dots (1)$$

K_h merupakan koefisien pengangkutan substrat berupa akumulasi proses hidrolisis intraseluler dan ekstraseluler di dalam sel mikroorganisme (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991). Adapun S_{SC-2} merupakan konsentrasi SCOD efluen dan S_h merupakan konsentrasi substrat terhidrolisis.



Gambar 2 Skematik kesetimbangan substrat dan biomassa pada unit ABR tipe *post*-denitrifikasi

Fase kedua adalah penguraian bahan organik kompleks secara aktif maupun pasif menembus membran sel mikroorganisme sebelum proses metabolisme (Yu & Wensel, 2013). Perpindahan dan mobilitas substrat melalui proses hidrolisis dipengaruhi oleh konsentrasi aktif biomassa (X) serta perbedaan konsentrasi di dalam dan di luar sel. Konsentrasi intraseluler substrat hidrolisis (S_g) diasumsikan dapat diabaikan karena proses metabolisme sangat cepat dari substrat terhidrasi di dalam sel. Hubungan berikut dapat ditulis sebagai:

$$-\frac{dS_h}{dt} = k(S_h - S_g)X = kS_hX \quad \dots\dots\dots (2)$$

Persamaan (1) dan (2) dapat disusun kembali menjadi Persamaan (3).

$$S_h = \frac{K_h S_{SC-2}}{kX + K_h} \quad \dots\dots\dots (3)$$

Di dalam kondisi proses aktif mikroorganisme di dalam sel, energi pemeliharaan dan laju kematian mikroorganisme diasumsikan sangat kecil sehingga koefisien Y konstan dan memberikan:

$$X = Y(S_{TC-0} - S_{SC-2}) \quad \dots\dots\dots (4)$$

S_{TC-0} merupakan konsentrasi TCOD influen.

Fase ketiga merupakan fase konsep dasar pertumbuhan mikroorganisme untuk mengutilisasi substrat. Pada studi ini, Persamaan Contois (Persamaan (5)) mempertimbangkan konsentrasi substrat dan biomassa.

$$\mu = \frac{\mu_{max} S_h}{K_s X + S_h} \quad \dots\dots\dots (5)$$

Persamaan ini dapat digunakan untuk memberikan interpretasi analitis dalam pemodelan biokinetika ABR. Untuk ABR *completely mixed system* dengan resirkulasi, nilai laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme (μ) dapat dikembangkan melalui analisis keseimbangan biomassa pada Gambar 2 melalui hubungan:

$$\begin{aligned} [dX_{SS-1} V_1] &= [V_1 \mu X_{SS-1} d_t] - [V_1 b X_{SS-1} d_t] \\ &- [Q_{W-1} X_{WSS-1} d_t] \\ &- [(Q_0 - Q_{W-1}) X_{SS-2} d_t] \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (6)$$

X_{SS-1} adalah konsentrasi *mixed liquor suspended solids* (MLSS) di dalam reaktor, X_{WSS-1} adalah konsentrasi MLSS pada pembuangan lumpur, X_{SS-2} adalah konsentrasi MLSS efluen, Q_0 adalah debit influen, serta Q_{W-1} adalah debit pembuangan lumpur. Persamaan tersebut dibagi dengan volume reaktor (V_1) sehingga Persamaan (6) berubah menjadi Persamaan (7).

$$\begin{aligned} \left[\frac{dX_{SS-1}}{d_t} \right] &= \mu X_{SS-1} - b X_{SS-1} - \\ &\frac{Q_{W-1} X_{WSS-1}}{V_1} - \frac{(Q_0 - Q_{W-1}) X_{SS-2}}{V_1} \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (7)$$

Laju pertumbuhan dan kematian populasi mikroorganisme diperlukan untuk menyelesaikan analisis keseimbangan massa di atas. Berhubung sistem anaerobik tidak stabil karena laju pembebanan berlebih, kehadiran produk inhibitor, dan suhu terkadang sulit dikontrol, maka sistem kesetimbangan dijalankan dalam kondisi *unsteady-state*. Dengan demikian, pada saat X_{WSS-1} ekuivalen dengan X_{SS-1} dan $dX_{SS-1}/dt \neq 0$, Persamaan (7) dapat diturunkan untuk memperoleh koefisien μ melalui Persamaan (8).

$$\mu = \frac{\ln \frac{X_{SS-1}}{X_{SS-1(0)}}}{t_1 - t_0} + b + \frac{Q_{w-1}}{V_1} - \frac{(Q_0 - Q_{w-1})X_{SS-2}}{V_1 X_{SS-1}} \quad \text{..... (8)}$$

$X_{SS-1(0)}$ dan X_{SS-1} menunjukkan konsentrasi biomassa awal dan biomassa akhir pada saat rentang t_0 dan t . Dengan substitusi nilai S_h dari Persamaan (3) dan X dari Persamaan (4), Persamaan (5) dapat dimodifikasi menjadi Persamaan (9).

$$\frac{\mu_{\max}}{\mu} = \frac{K_s kY (S_{TC-0} - S_{SC-2})^2}{K_h S_{SC-2} + \frac{K_s Y (S_{TC-0} - S_{SC-2})}{S_{SC-2}} + 1} \quad \text{.....(9)}$$

K_s/K_h relatif kecil sehingga $\frac{K_s kY (S_{TC-0} - S_{SC-2})^2}{K_h S_{SC-2}}$ dapat diabaikan, maka Persamaan (9) berubah menjadi Persamaan Modifikasi Contois berikut:

$$\frac{\mu_{\max}}{\mu} = \frac{K_s Y (S_{TC-0} - S_{SC-2})}{S_{SC-2}} + 1 \quad \text{..... (10)}$$

Parameter biokinetika dari Persamaan (9) dan (10) dapat dicari melalui sistem iterasi pada program *Visual Basic Applications* (VBA) melalui pemilihan variabel *independent* dan *non-independent*. Nilai variabel *independent* diperoleh dari estimasi nilai ketetapan awal berdasarkan studi literatur.

Validasi parameter biokinetika

Untuk mengevaluasi kesesuaian hasil setiap parameter biokinetika dengan data hasil pengujian skala laboratorium, analisis statistik digunakan melalui uji *t-test*, analisis varian satu arah (*one-way ANOVA*, $p > 0,05$), faktor bias, dan faktor akurasi. Program VBA digunakan untuk mengoptimalkan model biokinetika dalam meminimalkan nilai *Sum Squared Difference* (SSD) antara konsentrasi S_{SC-2} estimasi dan S_{SC-2} terukur.

Nilai faktor akurasi (FA) dan faktor bias (FB) digunakan sebagai indikator tingkat presisi data pengujian dan data hasil estimasi (Persamaan (11) dan Persamaan (12)) (Razvarz & Jafari, 2017). Pada kedua persamaan tersebut, T_i adalah nilai prediksi/estimasi, E_i adalah nilai hasil pengukuran, dan n adalah jumlah data observasi. Nilai FB mendekati satu (1,0) menunjukkan bahwa model estimasi sangat presisi terhadap nilai hasil pengukuran. Nilai FB mendekati 0,5 menunjukkan model yang buruk karena memiliki tingkat presisi yang rendah. Serupa dengan nilai FB, nilai FA mendekati nilai satu (1,0) memberikan indikator model estimasi dan nilai hasil pengukuran yang

semakin akurat. Semakin besar nilai FA, maka nilai estimasi merepresentasikan tingkat akurasi yang rendah.

$$FB = 10^{(\sum_{i=1}^n \log(T_i/E_i)/n)} \quad \text{..... (11)}$$

$$FA = 10^{(\sum_{i=1}^n |\log(T_i/E_i)|/n)} \quad \text{..... (12)}$$

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kinerja proses post-denitrifikasi

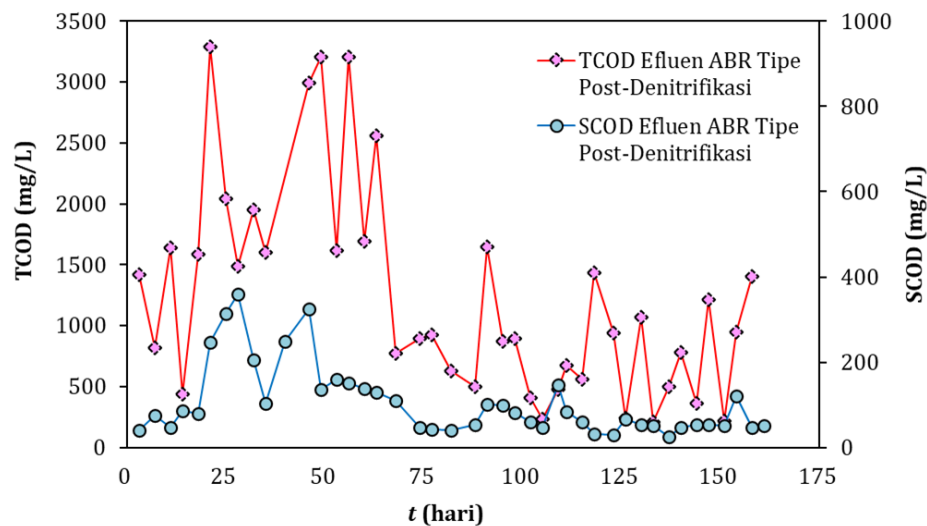
Pada studi ini, estimasi biokinetika difokuskan untuk proses *post-denitrifikasi* yang merupakan lanjutan dari proses fermentasi asam melalui unit ABR. Air limbah domestik dengan karakteristik pada Tabel 3 akan diolah pada reaktor fermentasi asam sebagai tahap awal. Pada HRT 7 jam, S_{TC-0} rata-rata pada proses *post-denitrifikasi* dari proses fermentasi asam sebesar 26.953 ± 6007 mg-COD L⁻¹, dan konsentrasi TCOD effluen (S_{TC-2}) rata-rata sebesar 1847 ± 762 mg-COD L⁻¹. Konsentrasi SCOD influen (S_{SC-0}) rata-rata sebesar $327,8 \pm 105,8$ mg-COD L⁻¹, serta S_{SC-2} rata-rata sebesar $145,2 \pm 55,8$ mg-COD L⁻¹ (Gambar 3). Efisiensi TCOD dan SCOD berturut-turut mencapai 93% dan 70%. Pada Gambar 3, konsentrasi TCOD dan SCOD berfluktuasi pada rentang waktu operasi. Hal ini disebabkan karena HRT pada proses anaerobik berlangsung singkat sehingga menghasilkan laju beban organik yang tinggi (Chen et al., 2014). Pada proses ini, reduksi SCOD pada reaktor *post-denitrifikasi* mengacu kepada jumlah bahan organik untuk metabolisme mikroorganisme denitrifikasi. Konsentrasi X_{SS-1} rata-rata berkisar 2550 ± 450 mgL⁻¹, serta *organic loading rate* (OLR) rata-rata berkisar $64,5 \pm 14,4$ g-COD L⁻¹hari⁻¹ (Gambar 4). Konsentrasi X_{SS-1} pada unit ABR *post-denitrifikasi* memenuhi standar operasional untuk pengolahan biologis sebesar 2000–3000 mgL⁻¹ (Singh et al., 2015). Pada Gambar 4, konsentrasi MLSS mengalami fluktuasi peningkatan pada waktu operasi unit lebih dari 100 hari. Hal ini sejalan dengan kondisi penurunan OLR, akan meningkatkan jumlah biomassa di dalam reaktor yang memengaruhi fase asetogenesis maupun metanogenesis di dalam proses anaerobik (Dhar et al., 2016).

Parameter biokinetika proses post-denitrifikasi

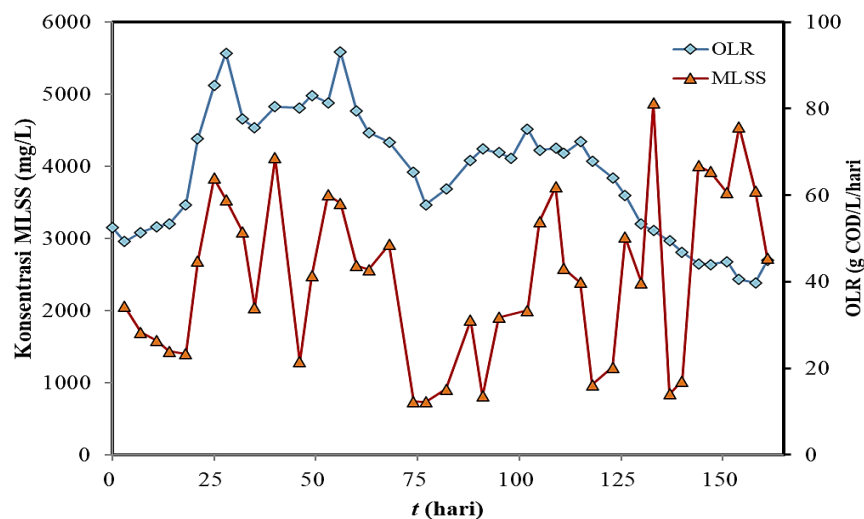
Tabel 4 memperlihatkan hasil estimasi biokinetika pada proses ABR *post-denitrifikasi* berdasarkan kondisi dinamik menggunakan simulasi dari VBA. Nilai $\mu_{\max}$ sebesar 0,559 hari⁻¹ memberikan penilaian terhadap konsentrasi biomassa aktif yang cukup tinggi di dalam reaktor. Nilai ini relatif lebih tinggi dibandingkan nilai pada unit fermentasi asam sebesar 0,462 hari⁻¹ (Kurniawan et al., 2018), modifikasi unit ABR

sebesar $0,21 \text{ hari}^{-1}$ (Zinatizadeh et al., 2006), dan *high rate upflow anaerobic sludge fixed film bioreactor* sebesar $0,31 \text{ hari}^{-1}$ (Faisal & Unno, 2001). Nilai K_s rendah sebesar $0,209 \text{ mg/L}$ pada Tabel 4 menunjukkan kemampuan afinitas yang tinggi mikroorganisme terhadap substrat. Ketika mikroorganisme memiliki afinitas tinggi, kemampuan untuk menutupi permukaan substrat sangat cepat sehingga laju utilisasi dapat berlangsung singkat untuk menghasilkan efisiensi konsentrasi di efluen semakin besar. Nilai K_s pada sistem biologis dari Persamaan Contois tidak hanya dipengaruhi oleh konsentrasi substrat, melainkan juga faktor K_sX sebagai nilai penyebut di dalam persamaan matematis sehingga K_s menjadi kecil (Appels et al., 2011).

Koefisien K_h merupakan fase laju pembatas selama proses biodegradasi anaerobik material partikulat dan dapat diketahui melalui analisis biokinetika orde pertama (Ebner et al., 2016). K_h pada studi ini sebesar $0,077 \text{ hari}^{-1}$ (Tabel 4) tidak mengikuti standar umum melalui pendekatan biokinetika orde pertama, melainkan melalui pendekatan kombinasi antara laju transportasi, dan laju pertumbuhan mikroorganisme. Nilai ini memiliki standar pendekatan lebih baik karena dipengaruhi oleh seluruh variabel biokinetika pertumbuhan, laju kematian, dan biokinetika hidrolisis. Namun demikian, nilai K_h ini belum dapat ditentukan sebagai nilai konstanta universal sejak mekanisme proses anaerobik memberikan perubahan faktor lingkungan yang signifikan terhadap performa unit.



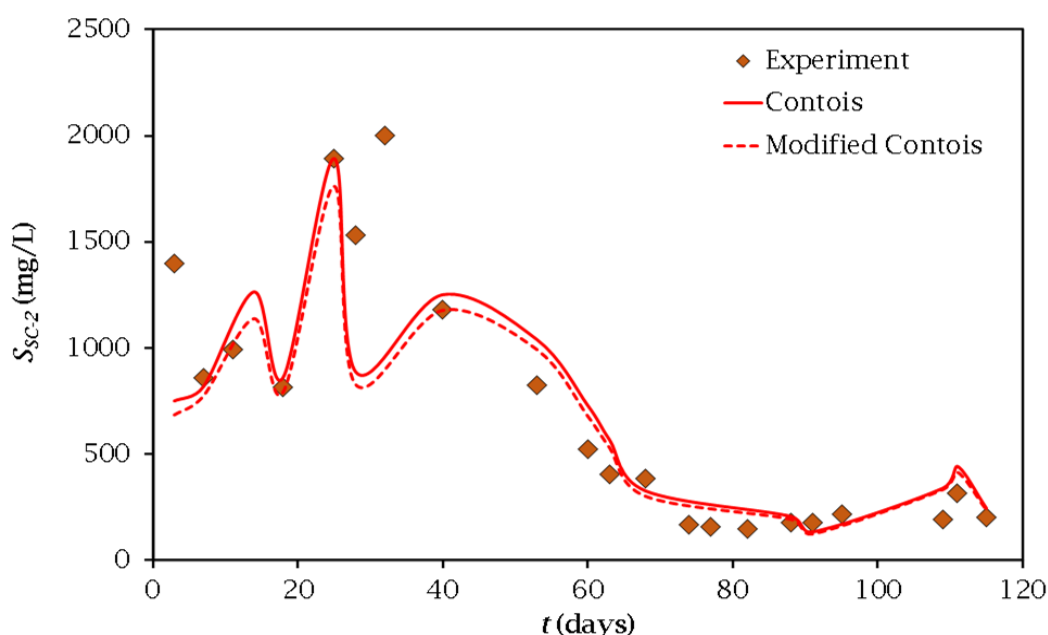
Gambar 3 Konsentrasi efluen TCOD (S_{TC-2}) dan SCOD (S_{SC-2}) pada unit ABR tipe *post-denitrifikasi*



Gambar 4 Konsentrasi biomassa (X_{SS-1}) dan *organic loading rate* (OLR) pada unit ABR tipe *post-denitrifikasi*

Tabel 4. Parameter biokinetika berdasarkan Persamaan Contois untuk ABR tipe *post-denitrifikasi*

Parameter	Variabel	Unit	Nilai
1. Koefisien kematian endogenous	b	hari ⁻¹	0,0145
2. Koefisien pertumbuhan spesifik mikroorganisme	$\mu_{\max}$	hari ⁻¹	0,559
3. Konstanta setengah saturasi terkait substrat hidrolisis	K_s	mgL ⁻¹	0,209
4. Koefisien laju hidrolisis	K_h	hari ⁻¹	0,077
5. Koefisien hasil mikroorganisme	Y	gVSS gCOD ⁻¹	0,084
6. Koefisien transportasi substrat terhidrolisis	k	Lmg ⁻¹ hari ⁻¹	$4,364 \times 10^{-6}$

**Gambar 5** Grafik perbandingan nilai S_{sc-2} eksperimen dan model untuk ABR *post-denitrifikasi*.

Nilai Y sebesar $0,084 \text{ g-VSSg-COD}^{-1}$ memberikan standar informasi terhadap total produksi lumpur berdasarkan korelasi yang kuat antara konsumsi substrat untuk mempertahankan laju pertumbuhan mikroorganisme (Button, 1985). Konstanta Y pada proses anaerobik sangat rendah berkisar antara $0,05\text{--}0,2 \text{ g-produksi biomassa g-konsumsi substrat}^{-1}$ (Gavala et al., 2003).

Nilai Y pada studi ini masih berada pada kisaran nilai tersebut. Untuk produksi VFAs pada fase asidogenesis, nilai Y diperkirakan mencapai $0,48 \text{ g-VSS g-COD}^{-1}$ (Mani et al., 2016). Nilai b sebesar $0,015 \text{ hari}^{-1}$ (Tabel 4) menunjukkan nilai relatif rendah antara $0,02\text{--}1,54\%$ dari nilai $\mu_{\max}$. Tipikal nilai b pada mikroorganisme asidogenik sebesar $0,04 \text{ hari}^{-1}$ (Gavala et al., 2003; Najafpour, 2007). Nilai b rendah memberikan tingkat aktivitas mikroorganisme yang rendah untuk melakukan utilisasi substrat.

Validasi parameter biokinetika

Seluruh nilai parameter biokinetika pada Tabel 4 divalidasi untuk memberikan prediksi konsentrasi substrat di efluen dan diverifikasi melalui pengujian hasil pengukuran analisis skala laboratorium. Pada Gambar 5, nilai prediksi konsentrasi efluen SCOD dari Persamaan Modifikasi Contois (Persamaan 10) memberikan pola kemiripan dengan Persamaan Contois (Persamaan 9) ketika menggunakan variabel biokinetika pada Tabel 4. Berdasarkan analisis statistik berdasarkan pengujian uji- t (t -test), t -hitung ($0,13$) < t -kritis ($2,04$) untuk Persamaan Contois, serta t -hitung ($0,07$) < t -kritis ($2,04$) untuk Persamaan Modifikasi Contois sehingga kedua persamaan tersebut tidak berbeda signifikan dan dapat digunakan untuk memprediksi konsentrasi efluen ABR *post-denitrifikasi*. Pernyataan ini ditunjang dengan analisis perhitungan F (ANOVA, $p > 0,05$) yang menunjukkan F -hitung ($0,04$) < F -kritis ($3,2$).

Walaupun kedua model dapat digunakan, Persamaan Modifikasi Contois mempunyai nilai faktor bias (FB) dan faktor akurasi (FA) lebih baik dibandingkan Persamaan Contois. Kedua faktor (FB = FA) pada Persamaan Modifikasi Contois diperoleh sebesar 1,054, sedangkan FB=FA pada Persamaan Contois dihasilkan 1,13. Secara umum, nilai FB dan FA minimum yang paling dekat nilai 1,0 menunjukkan model terpilih untuk setiap kumpulan data olahan (López et al., 2004). Dengan demikian, hasil estimasi parameter biokinetika pada unit ABR tipe *post*-denitrifikasi memberikan hasil yang cukup presisi dengan hasil pengujian laboratorium sehingga parameter biokinetika ini dapat digunakan dalam standar penentuan desain unit skala lapangan atau prediksi konsentrasi substrat di efluen.

Efek parameter biokinetika terhadap desain proses ABR

Nilai parameter biokinetika pada unit ABR tipe *post*-denitrifikasi (Tabel 4) memengaruhi kinerja unit secara keseluruhan untuk konsentrasi substrat di efluen (S_{TC-2} , S_{SC-2}), konsentrasi biomassa (X_{SS-1}), dan produksi lumpur (X_{WSS-1}) terhadap parameter desain umur lumpur (*Solid Retention Time*/SRT). Akan tetapi, nilai parameter biokinetika tidak memengaruhi variabel V_1/Q_0 untuk nilai HRT. Nilai μ_{max} (0,559 hari⁻¹) dan K_s (0,209 mg/L) memengaruhi tingkat penyisihan substrat. Apabila nilai konsentrasi substrat S_{TC-2} dan S_{SC-2} sangat rendah, nilai μ_{max} dan K_s tidak terlalu memberikan pengaruh yang signifikan untuk konsentrasi X_{SS-1} dan X_{WSS-1} . Konsentrasi substrat akan meningkat seiring dengan penurunan μ_{max} dan peningkatan K_s .

Parameter metabolisme indigenous atau laju kematian mikroorganisme (b) sebesar 0,015 hari⁻¹ memiliki pengaruh yang besar terhadap hasil simulasi model. Nilai $b > 0,015$ hari⁻¹ maka konsentrasi substrat S_{TC-2} dan S_{SC-2} akan meningkat, konsentrasi X_{SS-1} menurun sehingga produksi biomassa juga menurun. Sebagai catatan, bila nilai $b = 0$ (tidak ada *metabolism indigenous*), konsentrasi biomassa meningkat secara linier seiring dengan peningkatan SRT. Bila nilai b meningkat, produksi lumpur tidak tergantung dari nilai SRT.

Nilai parameter Y tidak terlalu memengaruhi konsentrasi substrat S_{TC-2} dan S_{SC-2} , tetapi memengaruhi konsentrasi X_{SS-1} dan produksi biomassa di dalam unit *post*-denitrifikasi. Nilai Y tinggi akan meningkatkan konsentrasi X_{SS-1} dan produksi biomassa.

Perbandingan nilai parameter biokinetika anaerobik

Parameter biokinetika telah banyak dihasilkan dari berbagai penelitian air limbah anaerobik untuk

tipe bioreaktor konvensional, bioreaktor *batch*, bioreaktor kontinu, dan bioreaktor membran (Maleki et al., 2018). Parameter biokinetika K_s , μ_{max} , K_d , dan R_{max} dihasilkan dari tipe bioreaktor *packed-bed anaerobic hybrid reactor* (AHR) melalui Model Monod dan Model Grau orde kedua dengan variasi OLR dan HRT (Pandian et al., 2011). Parameter biokinetika K_s dan μ_{max} dihasilkan dari tipe *up-flow anaerobic fixed film bioreactor* untuk penggunaan jenis reaktor asidogenik dan metanogenik melalui Model Stover-Kincannon dengan variasi OLR dan HRT (Acharya et al., 2011). Penelitian lain berupa *up-flow anaerobic filter* (UAF) dikemas dengan media *polyethylene* densitas rendah dalam mengolah air limbah industri makanan untuk menghasilkan nilai biokinetika K_s , μ_{max} , dan $k_{2(s)}$ (konstanta laju reaksi) melalui Model Modifikasi Stover-Kincannon dan Model Grau orde kedua dengan variasi (Rajagopal et al., 2013).

Beberapa penelitian lain berdasarkan tipe reaktor modifikasi *anaerobic baffled bioreactor*, *high-rate anaerobic contact reactor*, *full-scale biogas-lift reactor* (BLR), *anaerobic contact reactor* dengan aliran kontinu, *completely-mixed up-flow anaerobic sludge blanket*, dan bioreaktor anaerobik dua tahap dengan modifikasi tangki septik *up-flow* juga memberikan hasil estimasi biokinetika untuk parameter pertumbuhan mikroorganisme, utilisasi substrat, dan produksi metana (Acharya et al., 2011; Enitan & Adeyemo, 2014; Faisal & Unno, 2001; Şentürk et al., 2010; Senturk et al., 2013; Sharma & Kazmi, 2015; Singh & Valshya, 2017; Xu et al., 2013). Pada tipe *packed-bed anaerobic hybrid reactor* (AHR) dengan penggunaan air limbah farmasi, variabel operasional suhu 30-35 °C, volume reaktor 5 L, OLR berkisar 3,2-32,3 kg-COD m⁻³ hari⁻¹ dengan variasi HRT sebesar 3-30 hari, parameter biokinetika dihasilkan berupa nilai Y sebesar 0,0175 gVSS gCOD⁻¹L⁻¹, b sebesar 0,5618 hari⁻¹, K_s sebesar lebih dari 1,83 gL⁻¹, dan μ_{max} sebesar 0,046 hari⁻¹ (Pandian et al., 2011). Parameter biokinetika ini dihasilkan dari kesetimbangan substrat dan biomassa melalui Model Monod. Selain itu, parameter biokinetika berupa K_s sebesar 115,7 gL⁻¹ dihasilkan dari Model Modifikasi Stover-Kincannon. Pada Model Grau orde kedua hanya menghasilkan nilai konstanta non-dimensi, sedangkan nilai K_s tidak dilaporkan (Pandian et al., 2011).

Pada penelitian lain, *biphasic continuously fed, up-flow anaerobic fixed film bioreactor* dengan dua kondisi perlakuan antara fase asidogenik dan metanogenik, serta arang sebagai media *packing*, dijalankan dengan variabel operasional suhu 37 °C, volume reaktor 3 L untuk asidogenik dan 10 L untuk metanogenik, OLR berkisar 33,3-80 g-COD L⁻¹hari⁻¹ untuk asidogenik dan 8-19 g-COD L⁻¹ hari⁻¹ dengan

variasi HRT sebesar 3–30 hari, serta HRT sebesar 2,5–6 hari untuk asidogenik, 8–20 hari untuk metanogenik untuk mengolah air distilasi dengan konsentrasi tinggi (Acharya et al., 2011). Proses pengolahan ini menghasilkan parameter biokinetika K_s sebesar $1,69 \text{ kg m}^{-3}$ dan konstanta laju utilisasi substrat maksimum ($U_{\max}$) sebesar $2 \text{ kg m}^{-3}\text{hari}^{-1}$ melalui Model Stover-Kincannon (Acharya et al., 2011).

Up-flow anaerobic filter (UAF) dikemas dengan media *polyethylene* densitas rendah digunakan untuk air limbah pengalengan buah sintetik dan pengolahan keju pada penelitian Rajagopal et al. (2013). Reaktor ini dioperasikan pada temperatur $33\pm 1^\circ\text{C}$, volume sebesar 10 L, OLR berkisar $0,4\text{--}2,4 \text{ g-COD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$, dan HRT sebesar $0,48\text{--}2,25$ hari (air limbah pengalengan), serta $1,3\text{--}6,2$ hari (air limbah pengolahan keju). Parameter biokinetika dihasilkan dari Model Modifikasi Stover-Kincannon ($U_{\max} = 109,9 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$; $K_s = 109,7 \text{ gL}^{-1}$) dan Model Grau orde kedua ($U_{\max} = 53,5 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$; $K_s = 49,7 \text{ gL}^{-1}\text{hari}^{-1}$) (Rajagopal et al., 2013).

Reaktor modifikasi ABR untuk air limbah kelapa sawit dioperasikan pada temperatur sebesar 35°C , volume sebesar 20 L, OLR berkisar $1,60\text{--}5,33 \text{ g-COD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$, serta HRT sebesar 3–10 hari. Tipe reaktor ini menghasilkan estimasi parameter biokinetika $\mu_{\max}$ sebesar $0,304 \text{ hari}^{-1}$ dan K_s sebesar $0,313 \text{ gL}^{-1}$ melalui Model Monod pada kondisi *steady state*. Selain itu, parameter biokinetika biogas metana (B_0) dihasilkan sebesar $0,381 \text{ L-CH}_4 \text{ g-COD}_{\text{removed}}^{-1}$. Rancangan konfigurasi reaktor ini mendekati kajian studi ABR fermentasi asam dikombinasikan *post-denitrifikasi*. Akan tetapi, studi ini menghasilkan tambahan estimasi parameter biokinetika berupa nilai b , K_h , Y , dan k , tanpa menginputkan nilai B_0 .

Kajian estimasi parameter biokinetika pada *high rate anaerobic contact reactor* (*continuously mixed reactor*/CSTR) dengan kapasitas 33 L diujicobakan untuk proses pengolahan air limbah industri kentang tanpa melalui penambahan nutrisi (Şentürk et al., 2010). Kondisi operasional reaktor dibuat dua kondisi. Kondisi pertama dioperasikan pada suhu $35\pm 2^\circ\text{C}$, OLR berkisar $1,1\text{--}5 \text{ g-COD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$; serta HRT divariasikan pada rentang $1,06\text{--}5,11$ hari. Estimasi parameter biokinetika dilakukan melalui pendekatan reduksi/penghilangan substrat (terdiri atas model kesetimbangan substrat, Model Modifikasi Stover-Kincannon, Model Grau orde kedua) serta produksi metana menggunakan Model Michaelis-Menten. Nilai biokinetika Y sebesar $0,394 \text{ L-CH}_4 \text{ g-TCOD}_{\text{removed}}^{-1}$ dan koefisien pemeliharaan sel (k_m) sebesar $0,02 \text{ g-TCOD}_{\text{removed}}\text{g-VSS}^{-1}\text{hari}^{-1}$ dihasilkan dari model kesetimbangan substrat, sedangkan nilai $U_{\max}$ sebesar $22,925 \text{ g-TCOD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$ dan K_s sebesar

$23,6 \text{ g-COD L}^{-1}$ dihasilkan dari Model Modifikasi Stover-Kincannon. Kondisi kedua diperasikan dengan suhu termofilik 55°C , OLR berkisar $0,84\text{--}7 \text{ g-COD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$; dan HRT $0,5\text{--}6,5$ hari. Estimasi nilai parameter biokinetika dari model kesetimbangan substrat ($Y = 0,424 \text{ L-CH}_4 \text{ g-TCOD}_{\text{removed}}^{-1}$; $k_m = 0,01 \text{ g-TCOD}_{\text{removed}} \text{ g-VSS}^{-1} \text{ hari}^{-1}$), Model Stover-Kincannon ($U_{\max} = 176,7 \text{ g-TCOD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$; $K_s = 187,961 \text{ g-COD L}^{-1}\text{hari}^{-1}$), dan Model Michaelis-Menten ($k = 0,106 \text{ g-SCOD g-VSS}^{-1}\text{hari}^{-1}$; $K_s = 0,535 \text{ g-SCOD L}^{-1}$) (Şentürk et al., 2010).

Pada penelitian Xu et al. (2013), *full-scale biogas-lift reactor* (BLR) diinokulasikan dengan lumpur granular anaerobik (R1) dan residu lumpur aktif (R2) untuk pengolahan air limbah pembuatan bir. Reaktor dijalankan pada temperatur $35\pm 5^\circ\text{C}$, volume sebesar 850 m^3 , HRT berkisar 5–17 jam, serta OLR sebesar $2,8\text{--}7,4 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ hari}^{-1}$ (R1) dan $2,8\text{--}8,3 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ hari}^{-1}$ (R2). Nilai biokinetika dihasilkan dari Model Modifikasi Stover-Kincannon ($U_{\max} = 33,78 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ hari}^{-1}$; $K_s = 33,89 \text{ kg-COD m}^{-3}$) dan Model Grau orde kedua ($U_{\max} = 243,9 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ hari}^{-1}$; $K_s = 268,85 \text{ kg-COD m}^{-3}$) (Xu et al., 2013).

Pengolahan air limbah industri bir dengan penambahan urea juga diujicobakan untuk reaktor *up-flow anaerobic sludge blanket* (UASB) pada kapasitas 1480 m^3 dengan temperatur operasional berkisar $28\text{--}32^\circ\text{C}$. Reaktor dijalankan pada temperatur $35\pm 5^\circ\text{C}$, OLR sebesar $171,43\text{--}929,53 \text{ g hari}^{-1}$, dan HRT berkisar 8–13 hari (Enitan & Adeyemo, 2014). Model Modifikasi Stover-Kincannon digunakan untuk memperoleh nilai estimasi parameter biokinetika $U_{\max}$ sebesar $18,51 \text{ gL}^{-1}\text{hari}^{-1}$ dan K_s sebesar $13,64 \text{ gL}^{-1}$, sedangkan model biokinetika orde pertama menghasilkan nilai koefisien kinetika (K) sebesar $0,046 \text{ g g-COD}^{-1}$ dan $\mu_{\max}$ sebesar $0,117 \text{ hari}^{-1}$ (Enitan & Adeyemo, 2014).

Pada penelitian lain, air limbah domestik disimulasikan menggunakan bioreaktor anaerobik dua tahap, yaitu *modified up-flow septic tank* (*sludge bed region*) dan *anaerobic filter* (*fixed bed region*) dengan penambahan glukosa untuk meningkatkan konsentrasi substrat di efluen (Sharma & Kazmi, 2015). Reaktor dengan kapasitas 24 L dioperasikan pada suhu ambien, OLR berkisar $0,57\text{--}2,60 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ hari}^{-1}$; serta variasi HRT pada rentang $0,5\text{--}2$ hari. Model orde kedua menghasilkan estimasi konstanta laju reduksi substrat orde kedua (k_2) untuk zona tangki septik sebesar $0,36 \text{ hari}^{-1}$, zona *anaerobic filter tank* sebesar $0,26 \text{ hari}^{-1}$, dan sistem secara keseluruhan sebesar $0,49 \text{ hari}^{-1}$. Selain itu, Model Modifikasi Stover-Kincannon untuk *fixed-bed region* menghasilkan nilai K_s sebesar $0,934 \text{ gL}^{-1}$ dan $U_{\max}$ sebesar $0,737 \text{ gL}^{-1}\text{hari}^{-1}$ (Sharma & Kazmi, 2015).

Air limbah domestik juga diujicobakan untuk konfigurasi reaktor UASB skala laboratorium dengan volume 14,8 L melalui penambahan glukosa, pepton, dan ekstrak daging untuk meningkat konsentrasi substrat di efluen (Singh & Valshya, 2017). Variabel operasional reaktor tercatat berupa OLR sebesar 0,43–3,2 kg-COD m⁻³ hari⁻¹ dan HRT berkisar 3 – 22 jam. Nilai parameter biokinetika dihasilkan dari Model Monod ($Y = 0,81$ g-VSS g-COD⁻¹; $b = 0,29$ hari⁻¹; $\mu_{\max} = 0,359$ hari⁻¹; $K_S = 60$ mgL⁻¹), model reduksi substrat Grau orde kedua ($K_S = 0,257$ hari⁻¹), dan model reduksi substrat orde pertama (0,507 hari⁻¹).

Dari hasil perbandingan nilai parameter biokinetika pada penelitian berdasarkan penjabaran sebelumnya, variasi nilai parameter estimasi dapat dikaitkan dengan fakta bahwa laju penyisihan substrat tidak hanya bergantung pada kondisi operasi, tetapi pada konfigurasi reaktor, jenis kultur mikroorganisme, dan jenis substrat (Verma et al., 2015). Dari hasil beberapa penelitian tersebut, sebagian besar parameter biokinetika dihasilkan dari model kinetika pertumbuhan mikroorganisme, serta model orde kinetika pertama dan kedua secara terpisah. Akan tetapi, studi ini berhasil menggabungkan kedua model di atas dengan melibatkan parameter hidrolisis K_h , k , dan konstanta kematian mikroorganisme, b . Metode ini hampir menyerupai penelitian Faisal dan Unno (2001), tetapi nilai koefisien laju transportasi hidrolisis substrat (k), koefisien hasil biomassa (Y), dan koefisien laju hidrolisis substrat (K_h), tidak diketahui, serta nilai laju kematian mikroorganisme (b) diabaikan melalui Model Monod pada fase *steady-state*. Dengan demikian, penelitian ini dapat menghasilkan pembaruan dalam estimasi parameter biokinetika untuk sistem anaerobik melalui pemodelan simulasi matematika pada fase dinamik (*unsteady-state*) dengan pendekatan Model Contois.

KESIMPULAN

Estimasi biokinetika untuk proses *post*-denitrifikasi air limbah domestik pada kondisi *unsteady state* di unit ABR diperoleh melalui pendekatan metode laju pertumbuhan mikroorganisme, laju hidrolisis, dan laju transportasi substrat melalui Persamaan Contois. Variabel parameter biokinetika Contois menghasilkan nilai b sebesar 0,0145 hari⁻¹; $\mu_{\max}$ sebesar 0,559 hari⁻¹; K_S sebesar 0,209 mgL⁻¹; K_h sebesar 0,077 hari⁻¹; Y sebesar 0,084 g-VSS g-COD⁻¹; dan k sebesar $4,364 \times 10^{-6}$ Lmg⁻¹hari⁻¹. Nilai parameter biokinetika tersebut memberikan prediksi konsentrasi di efluen yang cukup akurat dengan hasil eksperimen. Dengan demikian, Persamaan Contois dapat diterapkan untuk

memberikan estimasi kinerja di dalam pengolahan lumpur primer yang dikombinasikan dengan konsentrasi nitrat tinggi untuk unit ABR *post*-denitrifikasi. Parameter biokinetika Contois digunakan untuk memberikan prediksi konsentrasi substrat di efluen, konsentrasi biomassa, dan produksi lumpur terhadap parameter desain umur lumpur.

UCAPAN TERIMA KASIH

Terima kasih disampaikan kepada Owen Jacob Notonugroho dan Fadhila Rahma Ismail yang telah membantu di dalam proses analisis perhitungan dan input referensi pustaka.

DAFTAR PUSTAKA

- Acharya, B. K., Pathak, H., Mohana, S., Shouche, Y., Singh, V., & Madamwar, D. (2011). Kinetic modelling and microbial community assessment of anaerobic biphasic fixed film bioreactor treating distillery spent wash. *Water Research*, 45(14), 4248–4259. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.048>
- Alqahtani, R. T., Nelson, M. I., & Worthy, A. L. (2015). Analysis of a Chemostat Model with Variable Yield Coefficient and Substrate Inhibition: Contois Growth Kinetics. *Chemical Engineering Communications*, 202(3), 332–344. <https://doi.org/10.1080/00986445.2013.836630>
- Appels, L., Lauwers, J., Degreve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J., & Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295–4301. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>
- Arvin, A., Hosseini, M., Amin, M. M., Najafpour Darzi, G., & Ghasemi, Y. (2019). A comparative study of the anaerobic baffled reactor and an integrated anaerobic baffled reactor and microbial electrolysis cell for treatment of petrochemical wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 144(October 2018), 157–165. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.01.021>
- Barthakur, A., Bora, M., & Singh, H. D. (1991). Kinetic Model for Substrate Utilization and Methane Production in the Anaerobic Digestion of Organic Feeds. *Biotechnology Progress*, 7(4), 369–376. <https://doi.org/10.1021/bp00010a012>
- Borja, R., Banks, C. J., Martín, A., & Khalifaoui, B. (1995). Anaerobic digestion of palm oil mill effluent and condensation water waste: an overall kinetic model for methane production and substrate utilization. *Bioprocess Engineering*, 13(2), 87–95.

- <https://doi.org/10.1007/BF00420434>
- Button, D. K. (1985). Kinetics of nutrient-limited transport and microbial growth. *Microbiological Reviews*, 49(3), 270–297. <https://doi.org/10.1128/mr.49.3.270-297.1985>
- Chen, Y., Rößler, B., Zielonka, S., Wonneberger, A. M., & Lemmer, A. (2014). Effects of organic loading rate on the performance of a pressurized anaerobic filter in two-phase anaerobic digestion. *Energies*, 7(2), 736–750. <https://doi.org/10.3390/en7020736>
- Contois, D. E. (1959). Kinetics of Bacterial Growth: Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures. *Journal of General Microbiology*, 21(1), 40–50. <https://doi.org/10.1099/00221287-21-1-40>
- Dhar, H., Kumar, P., Kumar, S., Mukherjee, S., & Vaidya, A. N. (2016). Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 217(December), 56–61. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.004>
- Ebner, J. H., Labatut, R. A., Lodge, J. S., Williamson, A. A., & Trabold, T. A. (2016). Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. *Waste Management*, 52, 286–294. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.046>
- Emerald, F. M. E., Prasad, D. S. A., Ravindra, M. R., & Pushpadass, H. A. (2012). Performance and biomass kinetics of activated sludge system treating dairy wastewater. *International Journal of Dairy Technology*, 65(4), 609–615. <https://doi.org/10.1111/j.1471-0307.2012.00850.x>
- Enitan, A. M., & Adeyemo, J. (2014). *Estimation of Bio-Kinetic Coefficients for Treatment of Brewery Wastewater*. 8(6), 527–531.
- Faisal, M., & Unno, H. (2001). Kinetic analysis of palm oil mill wastewater treatment by a modified anaerobic baffled reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 9(1), 25–31. [https://doi.org/10.1016/S1369-703X\(01\)00122-X](https://doi.org/10.1016/S1369-703X(01)00122-X)
- Gavala, H. N., Angelidaki, I., & Ahring, B. K. (2003). Kinetics and modeling of anaerobic digestion process. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, 81, 57–93. https://doi.org/10.1007/3-540-45839-5_3
- Hahn, M. J., & Figueroa, L. A. (2015). Pilot scale application of anaerobic baffled reactor for biologically enhanced primary treatment of raw municipal wastewater. *Water Research*, 87, 494–502. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.027>
- Hassan, S. R., & Dahlan, I. (2013). Anaerobic wastewater treatment using anaerobic baffled bioreactor: A review. *Central European Journal of Engineering*, 3(3), 389–399. <https://doi.org/10.2478/s13531-013-0107-8>
- Insel, G., Yavaşbay, A., Özcan, O., & Cokgor, E. U. (2012). Modeling of simultaneous growth and storage kinetics variation under unsteady feast conditions for aerobic heterotrophic biomass. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 35(8), 1445–1454. <https://doi.org/10.1007/s00449-012-0733-1>
- Kurniawan, A., Kwon, S. Y., Shin, J. H., Hur, J., & Cho, J. (2016). Acid fermentation process combined with post denitrification for the treatment of primary sludge and wastewater with high strength nitrate. *Water (Switzerland)*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/w8040117>
- Kurniawan, A., Wirasembada, Y. C., Park, K. Y., Kim, Y. M., Hur, J., & Cho, J. (2018). Estimation of biokinetic parameters in the acid fermentation of primary sludge using an anaerobic baffled reactor. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4(12), 1997–2011. <https://doi.org/10.1039/c8ew00566d>
- Lee, W. S., Chua, A. S. M., Yeoh, H. K., & Ngoh, G. C. (2014). A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal*, 235, 83–99. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.002>
- Li, N., Zeng, W., Yang, Y., Wang, B., Li, Z., & Peng, Y. (2019). Oxygen mass transfer and post-denitrification in a modified rotating drum biological contactor. *Biochemical Engineering Journal*, 144(100), 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.01.008>
- Li, S., Nan, J., & Gao, F. (2016). Hydraulic characteristics and performance modeling of a modified anaerobic baffled reactor (MABR). *Chemical Engineering Journal*, 284, 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.129>
- López, S., Prieto, M., Dijkstra, J., Dhanoa, M. S., & France, J. (2004). Statistical evaluation of mathematical models for microbial growth. *International Journal of Food Microbiology*, 96(3), 289–300. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2004.03.026>
- Maleki, E., Bokhary, A., & Liao, B. Q. (2018). A review of anaerobic digestion bio-kinetics. *Reviews in*

- Environmental Science and Biotechnology*, 17(4), 691–705. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9484-z>
- Mani, S., Sundaram, J., & Das, K. C. (2016). Process simulation and modeling: Anaerobic digestion of complex organic matter. *Biomass and Bioenergy*, 93, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.07.018>
- Najafpour, G. D. (2007). Biochemical Engineering and Biotechnology. In *Biochemical Engineering and Biotechnology* (2nd ed.). Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52845-2.X5000-9>
- Pandian, M., Ngo, H., & Pazhaniappan, S. (2011). Substrate Removal Kinetics of an Anaerobic Hybrid Reactor Treating Pharmaceutical Wastewater. *Journal of Water Sustainability*, 1(3), 301–312.
- Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0217>
- Rajagopal, R., Torrijos, M., Kumar, P., & Mehrotra, I. (2013). Substrate removal kinetics in high-rate upflow anaerobic filters packed with low-density polyethylene media treating high-strength agro-food wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 116, 101–106. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.032>
- Razvarz, S., & Jafari, R. (2017). ICA and ANN Modeling for Photocatalytic Removal of Pollution in Wastewater. *Mathematical and Computational Applications*, 22(3), 38. <https://doi.org/10.3390/mca22030038>
- Şentürk, E., Ince, M., & Onkal Engin, G. (2010). Kinetic evaluation and performance of a mesophilic anaerobic contact reactor treating medium-strength food-processing wastewater. *Bioresource Technology*, 101(11), 3970–3977. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.034>
- Senturk, E., Ynce, M., & Onkal Engin, G. (2013). Assesment of kinetic parameters for thermophilic anaerobic contact reactor treating food-processing wastewater. *International Journal of Environmental Research*, 7(2), 293–302. <https://doi.org/10.22059/ijer.2013.608>
- Sharma, M. K., & Kazmi, A. A. (2015). Substrate Removal Kinetics of Domestic Wastewater Treatment in a Two-Stage Anaerobic System. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 50(17), 2752–2758. <https://doi.org/10.1080/01496395.2015.1061007>
- Shi, E., Li, J., Leu, S. Y., & Antwi, P. (2016). Modeling the dynamic volatile fatty acids profiles with pH and hydraulic retention time in an anaerobic baffled reactor during the startup period. *Bioresource Technology*, 222, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.085>
- SNI. “SNI 6989.15:2019 Cara Uji Kebutuhan Oksigen Kimiawi (Chemical Oxygen Demand/COD) Dengan Refluks Terbuka Secara Titrimetri.”
- Singh, K., & Valshya, R. (2017). A biodegradation based kinetic study of UASB Reactor in treating municipal wastewater through various models. *49th Annual Convention of IWWA on “Smart Water Management,” January*, 1–8.
- Singh, N. K., Kazmi, A. A., & Starkl, M. (2015). Environmental performance of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) reactor treating actual municipal wastewater during start-up phase. *Water Science and Technology*, 72(10), 1840–1850. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.390>
- Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., & Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management*, 28(6), 939–951. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.028>
- Verma, A. K., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2015). Carbonaceous organics removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating physico-chemically pre-treated textile wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 54(6), 1577–1588. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.888687>
- Wang, Y., & Witarsa, F. (2016). Application of Contois, Tessier, and first-order kinetics for modeling and simulation of a composting decomposition process. *Bioresource Technology*, 220, 384–393. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.099>
- Xu, F., Huang, Z., Miao, H., Ren, H., Zhao, M., & Ruan, W. (2013). Identical full-scale biogas-lift reactors (BLRs) with anaerobic granular sludge and residual activated sludge for brewery wastewater treatment and kinetic modeling. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 25(10), 2031–2040. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60268-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60268-X)
- Yu, L., & Wensel, P. C. (2013). Mathematical Modeling in Anaerobic Digestion (AD). *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 5(S4), S4-003. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.s4-003>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and*

- Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zhou, X. H., Liu, J., Song, H. M., Qiu, Y. Q., & Shi, H. C. (2012). Estimation of heterotrophic biokinetic parameters in wastewater biofilms from oxygen concentration profiles by microelectrode. *Environmental Engineering Science*, 29(6), 466–471. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0456>
- Zinatizadeh, A. A. L., Mohamed, A. R., Najafpour, G. D., Hasnain Isa, M., & Nasrollahzadeh, H. (2006). Kinetic evaluation of palm oil mill effluent digestion in a high rate up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor. *Process Biochemistry*, 41(5), 1038–1046.
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.11.011>