

Model Biokinetika Sistem Kontak Stabilisasi Lumpur Air Lindi Berdasarkan Pengaruh Fosfor dan Variasi Waktu Detensi Unit Kontak

Muhammad Faiz Kahendran¹, Owen Jacob Notonugroho¹, Chusnul Arif¹, Ariani Dwi Astuti², Allen Kurniawan^{1*}

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

²Program Studi Teknik Lingkungan, Fakultas Arsitektur Lanskap dan Teknologi Lingkungan, Universitas Trisakti, Jl. Kyai Tapa No. 1, Grogol, Jakarta, 11440.

*e-mail: allenkurniawan@apps.ipb.ac.id

ABSTRAK

Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi kinerja unit kontak pada sistem konfigurasi kontak stabilisasi dalam mengurangi kontaminan pada air lindi dari tempat pemrosesan akhir sampah. Penelitian dilakukan dengan membuat variasi waktu detensi (HRT) pada kondisi aliran tidak tunak dan mengestimasi parameter biokinetika untuk model pertumbuhan mikroorganisme. Parameter biokinetika diprediksi untuk memperkirakan kualitas air limbah efluen melalui proses validasi menggunakan metode matematis dan jaringan saraf tiruan (JST). Penggunaan JST untuk mengestimasi chemical oxygen demand (COD) efluen unit kontak dilakukan secara cepat dan mengurangi kesalahan perhitungan dibandingkan metode matematis. Hasil penelitian menunjukkan efisiensi COD meningkat dengan HRT unit kontak 2, 3, dan 4 jam secara berturut-turut sebesar 26,9%; 35,1%; dan 46,5%. Berdasarkan metode statistik, konsentrasi COD efluen unit kontak terbaik diestimasi dari model JST. Akan tetapi, model ini hanya mengestimasi konsentrasi efluen tanpa memperhitungkan nilai biokinetika. Model Jerusalem menjadi pilihan terbaik dibandingkan model Ming untuk mengestimasi nilai biokinetika K_e , Y , μ_{max} , dan K_s berturut-turut sebesar 0,025 hari⁻¹; 28,25 mgMLVSS/mg COD; 3,4 hari⁻¹; dan 21,46 mg/L berdasarkan pengaruh fosfor dan waktu detensi pada kondisi tidak tunak. Peningkatan konsentrasi fosfor di dalam proses pengolahan akan memengaruhi dekomposisi mikroorganisme di dalam biomassa untuk mengambil oksigen terlarut dalam jumlah besar sehingga pertumbuhan mikroorganisme menjadi terhambat.

Kata kunci: biokinetika, fosfor, jaringan saraf tiruan, kontak stabilisasi, lindi, waktu detensi.

ABSTRACT

This research aims to evaluate the performance of the contact unit in the configuration of the stabilization contact system in reducing contaminants in leachate from the final waste processing facility. The study was conducted by varying the hydraulic retention time (HRT) under non-steady state conditions and estimating the biokinetic parameters for the microorganism growth model. The biokinetic parameters were predicted to estimate the effluent wastewater quality through validation using mathematical methods and artificial neural networks (ANNs). The use of ANN for estimating the chemical oxygen demand (COD) of the contact unit's effluent enables rapid calculations and reduces errors compared to mathematical methods. The research results showed that the COD efficiency increases with HRT of the contact unit at 2, 3, and 4 hours, reaching 26.9%, 35.1%, and 46.5%, respectively. Based on the statistical analysis, the ANN model was the best model for estimating the contact tank effluent concentration. However, the ANN model provided the estimated effluent concentration without considering biokinetic values in detail. The Jerusalem model is the best fit model compared to the Ming model to estimate the biokinetic values of K_e , Y , μ_{max} , and K_s of 0.025 day⁻¹, 28.25 mgMLVSS/mg COD, 3.4 day⁻¹, and 21.46 mg/L; respectively, based on the effect of phosphorus and detention time in unsteady state. Increasing the phosphorus concentration in the treatment processing will affect the decomposition of microorganisms in the biomass to take up large amounts of dissolved oxygen until the growth of microorganisms is inhibited.

Keywords: artificial neural network, biokinetic, contact stabilization, hydraulic retention time, leachate, phosphorus.

Citation: Kahendran, M. F., Notonugroho, O. J., Arif, C., Astuti, A. D., dan Kurniawan, A. (2024). Model Biokinetika Sistem Kontak Stabilisasi Lumpur Air Lindi Berdasarkan Pengaruh Fosfor dan Variasi Waktu Detensi Unit Kontak. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, 22(1), 28-42, doi:10.14710/jil.22.1.28-42

1. Latar Belakang

Permasalahan lingkungan dari limbah padat tidak hanya berasal dari material padatan, tetapi juga air lindi (*leachate*) dari proses dekomposisi biologis (Al-Hadi *et al.*, 2019). Air lindi mengandung senyawa organik, anorganik, nutrisi, dan logam berat (Arunbabu *et al.*, 2017). Apabila air lindi tidak ditangani melalui pengolahan yang tepat, potensi pencemaran akan semakin meningkat di badan air, tanah, maupun air tanah (Kamaruddin *et al.*, 2014). Menurut Zhang *et al.* (2013), beberapa parameter air lindi yang perlu mendapat perhatian yaitu pH, *biochemical oxygen demand* (BOD), *chemical oxygen demand* (COD), ammonia-nitrogen, dan beberapa logam berat. Nilai COD merupakan salah satu parameter pencemaran lingkungan terpenting, yang dapat merepresentasikan jumlah limbah organik secara kimiawi di lingkungan (Li *et al.*, 2022). Menurut Zhang *et al.* (2013), konsentrasi COD pada air lindi Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) berkisar antara 1105 mg/L hingga 1906 mg/L, sedangkan menurut Luo *et al.* (2020) konsentrasi COD pada air lindi TPA memiliki rentang dari 140 mg/L sampai 152.000 mg/L. Peraturan Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan No. 59/016 tentang Baku Mutu Air Limbah mengatur nilai baku mutu konsentrasi COD pada buangan air lindi sebesar 300 mg/L sehingga konsentrasi air lindi TPA masih di atas nilai baku mutu. Hal ini membuktikan bahwa air lindi TPA memerlukan proses pengolahan yang tepat sebelum dialirkan ke badan air.

Pengolahan air limbah sebagian besar memanfaatkan mekanisme biologis melalui aktivitas metabolisme mikroorganisme (Xu *et al.*, 2018). Proses pengolahan biologis mengubah senyawa organik menjadi senyawa teroksidasi secara aerobik maupun anaerobik. Salah satu implementasi unit pengolahan biologis air limbah cair secara aerobik melalui unit pengolahan konvensional lumpur aktif. Unit ini terdiri atas unit aerasi dan unit sedimentasi. Produk biomassa diresirkulasikan melalui sistem aliran bawah (*underflow*) dari unit sedimentasi menuju unit aerasi. Kondisi ini menghasilkan biomassa dengan kemampuan degradasi substrat kurang optimal untuk proses pengolahan air lindi sehingga diperlukan modifikasi unit pengolahan untuk meningkatkan kemampuan utilisasi substrat yang optimal (Anggraeni *et al.*, 2014). Salah satu modifikasi unit lumpur aktif berupa unit kontak stabilisasi. Menurut Alli *et al.* (2018), konfigurasi unit kontak stabilisasi terdiri atas tiga unit yaitu unit kontak, unit sedimentasi, dan unit stabilisasi. Proses utilisasi substrat oleh biomassa terjadi pada unit kontak, pengendapan biomassa terjadi pada unit sedimentasi, serta proses pemulihan kemampuan biomassa di dalam penguraian substrat terjadi pada unit stabilisasi sebelum diresirkulasikan ke unit kontak.

Kinerja unit pengolahan kontak stabilisasi dapat ditentukan dengan mengestimasi nilai parameter biokinetika melalui kesetimbangan substrat dan

kesetimbangan biomassa. Nilai biokinetika berfungsi untuk mengevaluasi desain unit, memantau, dan memprediksi kinerja optimal unit melalui pendekatan model pertumbuhan mikroorganisme. Model konvensional biokinetika pertumbuhan mikroorganisme diperoleh melalui Persamaan Monod. Persamaan ini terus dimodifikasi sehingga menghasilkan model persamaan seperti Ming, Aborhey dan Williamson, dan Jerusalemski (Díaz *et al.*, 2021; Kurniawan *et al.*, 2018; Gonzalez, 2016; Stoychev *et al.*, 2020). Parameter umum biokinetika meliputi laju pertumbuhan spesifik maksimum mikroorganisme (μ_{max}), konsentrasi saturasi setengah jenuh (K_s), koefisien produksi sintesis sel (Y), dan laju kematian mikroorganisme (K_e). Parameter biokinetika ini digunakan untuk menentukan kondisi optimal unit pengolahan kontak stabilisasi.

Pada umumnya, parameter biokinetika dalam unit pengolahan kontak stabilisasi atau unit pengolahan biologis lainnya diasumsikan dengan kondisi aliran tunak (*steady-state*). Namun, kondisi aliran tunak jarang terpenuhi saat proses operasional. Sesuai fakta di lapangan, proses pengolahan pada unit pengolahan biologis sangat berfluktuasi, baik aliran maupun pembebanan organik. Kondisi ini mengakibatkan penurunan kinerja unit dan ketidaktepatan di dalam penentuan tindakan teknis untuk penanganan setiap permasalahan proses sehingga kondisi aliran tidak tunak/dinamik (*unsteady state*) lebih cocok untuk diimplementasikan (Perendeci *et al.*, 2008). Parameter biokinetika dapat juga diestimasi melalui pendekatan analitis metode numerik. Akan tetapi, semakin kompleks parameter masukan (input) dan keluaran (output), semakin sulit nilai parameter biokinetika untuk diestimasi. Dengan demikian, alternatif pendekatan metode kecerdasan buatan (*artificial intelligent*) dapat digunakan untuk mengidentifikasi sistem yang kompleks, antara lain melalui jaringan saraf tiruan (JST) (Arif, 2021). Jaringan saraf tiruan merupakan salah satu kecerdasan buatan dari representasi jaringan saraf manusia untuk menyimulasikan proses pembelajaran otak manusia (Matheri *et al.*, 2021). Pada JST, proses sinyal diberikan dari setiap neuron. Neuron tersebut terdiri atas neuron masukan dan neuron keluaran. Antara lapisan neuron terdapat lapisan tersembunyi yang disebut dengan *hidden layer* (Dragoi dan Vasseghian, 2021). Fungsi penggunaan JST dalam estimasi COD efluen unit kontak dapat dilakukan dengan cepat, memperkecil kesalahan perhitungan estimasi dengan metode matematika, serta bebas digunakan pada kondisi apapun. Pada penelitian ini, metode analitis numerik dan metode JST akan dibandingkan untuk mendapatkan nilai uji performa model berdasarkan prediksi konsentrasi substrat efluen melalui validasi nilai biokinetika terpilih.

Parameter biokinetika dipengaruhi oleh kondisi eksternal dan internal proses pengolahan. Pada kondisi internal, beberapa produk hasil utilisasi

substrat maupun variabel operasional menyebabkan perubahan kualitas efluen hasil pengolahan. Konsentrasi fosfor dalam pengolahan air lindi dapat sangat bervariasi sehingga dapat memengaruhi proses dekomposisi bahan organik melalui dinamika laju pertumbuhan mikroorganisme di dalam biomassa (Arbib *et al.*, 2013). Peningkatan konsentrasi fosfor berlebih pada unit kontak stabilisasi akan menyebabkan penurunan konsentrasi oksigen terlarut di badan air akibat fenomena eutrofikasi yang menghambat proses dekomposisi substrat (Li *et al.*, 2022). Menurut pendapat Ali *et al.* (2015), fosfor pada air lindi berasal dari penguraian mikroorganisme yang mati dan deterjen. Waktu detensi (*hydraulic retention time/HRT*) air limbah juga dapat memengaruhi kinerja unit pengolahan kontak stabilisasi berdasarkan beban aliran air limbah pada setiap satuan volume unit. Berdasarkan kondisi permasalahan, metode pengolahan data, dan pengaruh variabel operasional unit, tujuan dari penelitian adalah untuk: (a) mengevaluasi kinerja unit kontak berdasarkan variasi HRT pada kondisi aliran tidak tunak terhadap peningkatan kualitas efluen melalui konfigurasi unit kontak stabilisasi; serta (b) menentukan estimasi parameter biokinetika berdasarkan pengaruh fosfor dan tanpa fosfor melalui persamaan model pertumbuhan mikroorganisme. Model terpilih akan digunakan untuk memperoleh prediksi konsentrasi efluen air lindi menggunakan metode analitis numerik dan metode JST untuk mengevaluasi desain, memantau, dan memprediksi kemampuan kinerja optimal unit.

2. Metodologi

2.1. Alat dan bahan

Reaktor kontak stabilisasi terdiri atas unit kontak, sedimentasi, dan stabilisasi. Unit kontak dan stabilisasi mempunyai kapasitas 14 L. Unit sedimentasi berbentuk kubus dan limas terpancung untuk zona pengendapan dengan kapasitas 14,8 L. Reaktor kontak stabilisasi dirancang dengan menggabungkan unit kontak, unit sedimentasi, dan unit stabilisasi dengan aliran resirkulasi yang disesuaikan dengan parameter desain. Konfigurasi reaktor disimulasikan untuk kondisi tidak tunak (*unsteady state*). Reaktor tersebut menampung sampel air lindi dari Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) Galuga, Kabupaten Bogor. Sampel air lindi terdiri atas air lindi baku dan biomassa dari pengolahan biologis TPA dengan metode pengambilan mengikuti SNI 6989.59:2008 tentang Metoda Pengambilan Contoh Air Limbah.

Parameter kualitas air untuk pemodelan biokinetika menggunakan konsentrasi COD sebagai substrat serta *mixed liquor suspended solids* (MLSS) dan *mixed liquor volatile suspended solids* (MLVSS) sebagai indikator biomassa. Bahan kimia dan cara pengukuran COD dilakukan sesuai SNI 6989.2:2009 tentang Metode Pengujian Kebutuhan Oksigen Kimiawi (COD) dengan Refluks Tertutup Secara

Spektrofotometri. Pengukuran MLSS dan MLVSS berturut-turut dilakukan secara gravimetri melalui pemanasan melalui oven pada suhu 103-105 °C untuk dilanjutkan melalui proses pembakaran di *furnace* pada suhu 550 °C. Pengujian ini mengacu pada SNI 06-6989.3-2005, tentang Cara Uji Kadar Padatan Total Secara Gravimetri. Untuk menilai kinerja unit, nilai konsentrasi total fosfor, nitrit (NO₂), dan amonia diukur mengikuti standar SNI 6989.31-2005 tentang Cara Uji Kadar Fosfat dengan Spektrofotometer Secara Asam Askorbat, SNI 06-6989.9-2004 tentang Cara Uji Nitrit tentang Secara Spektrofotometri, serta SNI 06-6989.30-2005 Tentang Cara Uji Kadar Amonia dengan Spektrofotometer Secara Fenat.

Setiap parameter diukur secara kontinu dari lima titik pengambilan, yaitu influen unit kontak, efluen unit kontak, efluen sedimentasi, aliran awah sedimentasi, dan resirkulasi dari stabilisasi menuju kontak. Akan tetapi, fokus pada penelitian ini hanya pada dua titik pengambilan pada influen dan efluen unit kontak untuk analisis kinerja dan pemodelan. Pengukuran MLVSS juga dilakukan secara gravimetri melalui proses pemanasan lanjutan dari hasil analisis MLSS melalui pemanasan di *furnace* pada suhu 550 °C.

2.2. Prosedur penelitian

Penelitian ini difokuskan pada variasi HRT unit kontak, yaitu 2, 3, dan 4 jam. Adapun HRT unit stabilisasi dan sedimentasi dipertahankan berturut-turut sebesar 5 jam dan 4 jam sehingga debit influen (Q_c) dan volume unit kontak (V_c) perlu disesuaikan. Persamaan (1) digunakan untuk menentukan estimasi kapasitas reaktor.

$$HRT = V_c/Q_c \quad (1)$$

Kesetimbangan debit ditentukan dengan memerhatikan aliran influen dan efluen unit pada seluruh unit kontak stabilisasi (Gambar 1). Kesetimbangan debit pada unit kontak dinotasikan ke dalam Persamaan (2). Persamaan (3) menunjukkan kesetimbangan debit pada unit sedimentasi. Kemudian, kesetimbangan unit stabilisasi diuraikan dengan Persamaan (4).

$$Q_c = Q_i + Q_r \quad (2)$$

$$Q_c = Q_{us} + Q_s \quad (3)$$

$$Q_{st} = Q_r = Q_{us} + Q_w \quad (4)$$

Debit dan volume unit kontak stabilisasi dihasilkan pada Tabel 1 berdasarkan Persamaan (1) – (4). Berdasarkan Tabel 1, debit efluen unit kontak didapatkan dari penjumlahan debit air limbah baku dan debit resirkulasi sebesar 40 L/hari sehingga debit efluen kontak sebesar 80 L/hari.

Pompa peristaltik dinyalakan dengan debit yang telah ditentukan untuk mengalirkan air limbah sesuai HRT. Suplai udara pada unit aerasi menggunakan *blower* dengan debit 22 L/menit dan ditempatkan di dasar unit. Selain itu, pengaturan pompa untuk

pengaliran disesuaikan dengan kesetimbangan debit sehingga diperoleh hasil pengaliran yang stabil.

2.3. Analisis model biokinetika pada kondisi tidak tunak

Pemodelan biokinetika dibatasi hanya untuk unit kontak pada kondisi tidak tunak (*unsteady state*) terdiri atas model Ming tanpa efek kontaminan (Persamaan (5)) (Ming *et al.*, 1989).

Tabel 1. Debit aliran dan volume unit kontak stabilisasi

Parameter	Simbol	Nilai	Satuan
• Debit air limbah baku	Q_i	40	L/hari
• Debit efluen unit kontak/influen unit sedimentasi	Q_c	80	L/hari
• Debit efluen unit sedimentasi	Q_s	38	L/hari
• Debit aliran bawah unit sedimentasi	Q_{us}	42	L/hari
• Rasio debit aliran resirkulasi	r	0,5	-
• Debit kelebihan lumpur	Q_w	2	L/hari
• Debit resirkulasi/efluen unit stabilisasi	Q_r	40	L/hari
• Debit aliran influen unit stabilisasi	Q_{st}	40	L/hari
• Volume unit kontak untuk HRT = 2 jam	V_c	6,7	L
• HRT = 3 jam		10	L
• HRT = 4 jam		13,3	L
• Volume unit stabilisasi	V_{st}	8,3	L
• Volume unit sedimentasi	V_s	13,3	L

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_c^2}{K_s + S_c^2} \quad (5)$$

Adapun, model Jerusalemki digunakan untuk mengetahui efek fosfor di dalam mengevaluasi kinerja unit kontak berdasarkan laju pertumbuhan mikroorganisme (Persamaan (6)) (Jerusalimski & Engamberdiev, 1969).

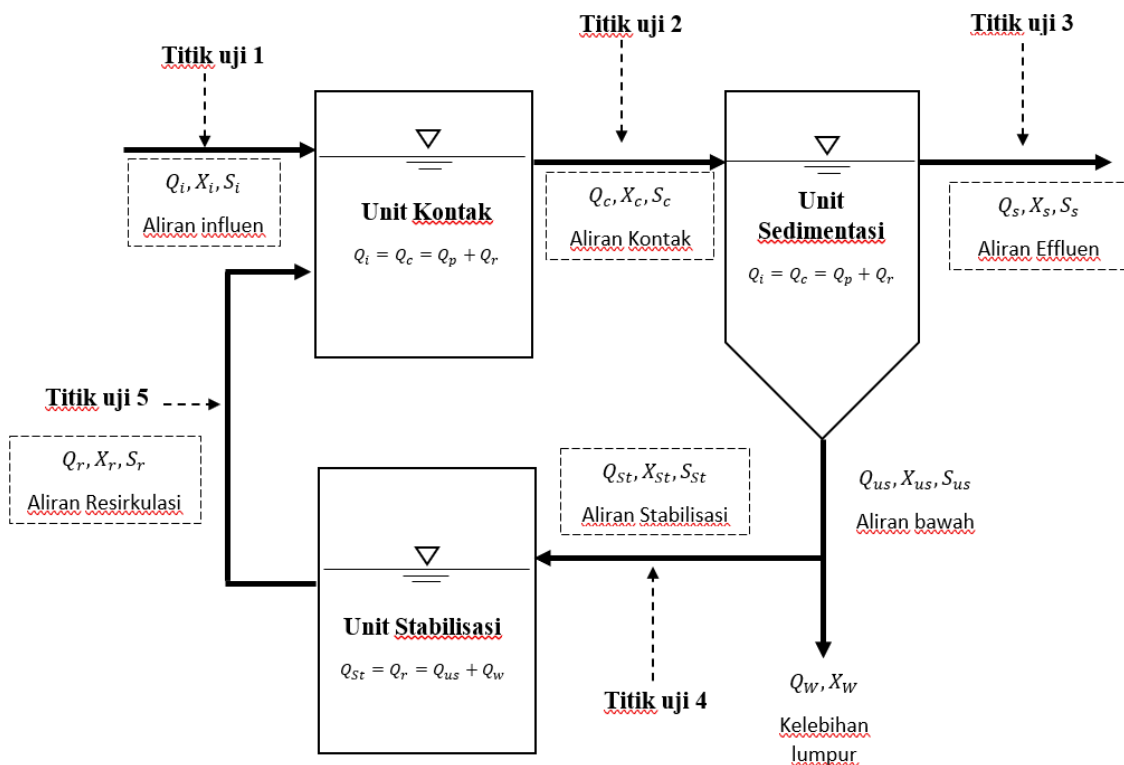
$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_c}{K_s + S_c} \left(\frac{K_p}{K_p + P} \right) \quad (6)$$

K_p merupakan konstanta inhibitor produk fosfor (mg/L) dan P adalah konsentrasi fosfor (mg/L). Kedua model (Persamaan (5) – (6)) tersebut dikembangkan berdasarkan pertumbuhan mikroorganisme dari modifikasi model konvensional persamaan Monod.

Nilai parameter biokinetika dapat ditentukan dengan mengetahui perubahan substrat dan biomassa di unit kontak. Persamaan (7) menunjukkan pengaruh laju pertumbuhan mikroorganisme dan konstanta produksi sintesis sel terhadap biomassa dan substrat.

$$\frac{dX_c}{dt} = \mu \cdot X_c = Y \cdot \frac{dS_c}{dt} \quad (7)$$

Persamaan (7) dapat dipecah menjadi Persamaan (8) yang terkait hubungan antara nilai laju pertumbuhan mikroorganisme (μ) dan konsentrasi biomassa unit kontak (X_c), dan Persamaan (9) terkait hubungan antara nilai μ dan Y .



Gambar 1. Konfigurasi reaktor kontak stabilisasi dan cakupan penelitian

$$dX_c = \mu \cdot X_c \cdot dt \quad (8)$$

$$\mu \cdot X_c = Y \cdot \frac{dS_c}{dt} \quad (9)$$

Laju konsentrasi substrat diperoleh berdasarkan hasil substitusi Persamaan (9) menjadi Persamaan (10).

$$dS_c = \frac{\mu \cdot X_c \cdot dt}{Y} \quad (10)$$

Laju kematian mikroorganisme di unit kontak:

$$\frac{dX_c}{dt} = K_e \cdot X_c \quad (11)$$

Adapun laju konsentrasi biomassa di unit kontak dari Persamaan (11) disubstitusi menjadi:

$$dX_c = K_e \cdot X_c \cdot dt \quad (12)$$

Persamaan kesetimbangan biomassa mengacu pada laju pertumbuhan dan laju kematian. Kondisi tidak tunak dapat memengaruhi proses pembentukan biomassa sehingga asumsi nilai umur lumpur (*solid retention time/SRT*, θ_c) unit kontak didefinisikan secara matematis melalui Persamaan (13).

$$\theta_c = \frac{V_c \cdot X_c}{Q_w \cdot X_w + Q_s \cdot X_s} \quad (13)$$

Pengembangan model biokinetika unit kontak didasarkan atas kesetimbangan biomassa dan substrat. Akumulasi biomassa diperoleh berdasarkan aliran kesetimbangan pada Persamaan (14) berdasarkan sistem di dalam unit kontak.

Akumulasi biomassa = Laju pertumbuhan mikroorganisme - Laju kematian mikroorganisme - output + resirkulasi

$$dX_c \cdot V_c = \mu \cdot X_c \cdot V_c \cdot dt - K_e \cdot X_c \cdot V_c \cdot dt - Q_c \cdot X_c \cdot dt + Q_r \cdot X_r \cdot dt \quad (14)$$

Untuk nilai $\frac{dX_c}{dt} \neq 0$ pada kondisi tidak tunak, maka penurunan rumus dari kombinasi Persamaan(14), (8), dan (12), serta θ_c pada Persamaan (13) akan memperoleh nilai μ seperti pada Persamaan (15).

$$\mu = \frac{\ln\left(\frac{X_{c(t)}}{X_{c(0)}}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e - \frac{Q_r \cdot X_r - X_c \cdot V_c}{V_c \cdot X_c} \quad (15)$$

Kesetimbangan substrat menjadi penting dalam proses biokinetika karena mikroorganisme bertanggung jawab untuk menguraikan dan melakukan proses metabolisme substrat yang ada dalam sistem pengolahan biologis. Substrat adalah sumber makanan bagi mikroorganisme, dan akan dimanfaatkan untuk pertumbuhan dan reproduksi.

Secara umum, kesetimbangan substrat dipengaruhi oleh nilai HRT pada Persamaan (1).

Akumulasi substrat = input + resirkulasi - output - penurunan substrat.

$$dS_c \cdot V_c = Q_i \cdot S_i \cdot dt + Q_r \cdot S_r \cdot dt - Q_c \cdot S_c \cdot dt - V_c \cdot dS_c \cdot dt \quad (16)$$

Pada kondisi tidak tunak, nilai $\frac{dS_c}{dt} \neq 0$ sehingga Persamaan (16) melalui substitusi dengan Persamaan (10) dan pengaruh kondisi kesetimbangan debit pada Persamaan (2) akan menghasilkan nilai μ melalui Persamaan (17).

$$\mu = \frac{S_c Y}{X_c} \cdot \left(\frac{Q_i \cdot S_i + Q_r \cdot S_r}{V_c \cdot S_c} - \frac{1}{t_d} - \frac{\ln\left(\frac{S_c(t)}{S_c(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} \right) \quad (17)$$

Parameter biokinetika ditentukan dengan menggunakan *Solver Microsoft Excel 365* dan *Visual Basic Application* (VBA). Perhitungan parameter biokinetika terbagi menjadi dua tahap. Tahap pertama merupakan penentuan nilai K_e dan Y dengan mengadopsi persamaan laju pertumbuhan mikroorganisme dari kesetimbangan biomassa dan substrat pada Persamaan (15) dan Persamaan (17) sehingga menghasilkan Persamaan (18).

$$\begin{aligned} & \frac{\ln\left(\frac{X_{c(t)}}{X_{c(0)}}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e + \frac{Q_r \cdot X_r - X_c \cdot V_c}{V_c \cdot X_c} \\ & = \frac{S_c \cdot Y}{X_c} \cdot \left(\frac{Q_i \cdot S_i + Q_r \cdot S_r}{V_c \cdot S_c} - \frac{1}{t_d} - \frac{\ln\left(\frac{S_c(t)}{S_c(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} \right) \end{aligned} \quad (18)$$

Selanjutnya, tahap kedua merupakan penentuan μ_{max} dan K_s dengan mengadopsi persamaan kesetimbangan biomassa (Persamaan (15)) dan persamaan model Ming dan model Jerusalemki (Persamaan (5) dan Persamaan (6)). Hasil substitusi tiga persamaan tersebut menghasilkan bentuk modifikasi persamaan laju pertumbuhan mikroorganisme berdasarkan dua model terpilih, yaitu:

a. Model Ming (tanpa pengaruh fosfor)

$$\begin{aligned} & \frac{\ln\left(\frac{X_{c(t)}}{X_{c(0)}}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e - \frac{Q_r \cdot X_r - X_c \cdot V_c}{V_c \cdot X_c} \\ & = \mu_{max} \frac{S_c^2}{K_s + S_c^2} \end{aligned} \quad (19)$$

b. Model Jerusalemki (dengan pengaruh fosfor)

$$\begin{aligned} & \frac{\ln\left(\frac{X_{c(t)}}{X_{c(0)}}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e - \frac{Q_r \cdot X_r - X_c \cdot V_c}{V_c \cdot X_c} \\ & = \mu_{max} \frac{S_a}{K_s + S_a} \left(\frac{K_p}{K_p + P} \right) \end{aligned} \quad (20)$$

Untuk menentukan prediksi konsentrasi substrat efluen (S_c'), Persamaan (19) dan Persamaan (20) dapat dimodifikasi secara matematis menjadi:

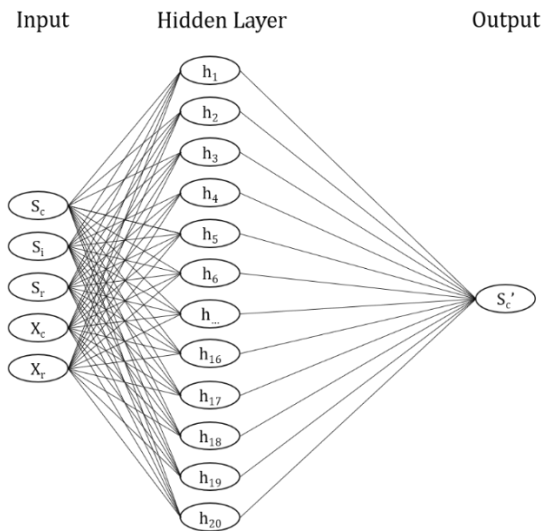
a. S_c' model Ming

$$S_c' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_c(t)}{X_c(0)}\right)}{(t_1-t_0)} + K_e + \frac{Q_r X_r - X_c V_c}{V_c X_c} \right) \cdot K_s}{\sqrt{\left(\mu_{\max} - \left(\frac{\ln\left(\frac{X_c(t)}{X_c(0)}\right)}{(t_1-t_0)} + K_e + \frac{Q_r X_r - X_c V_c}{V_c X_c} \right) \right)}} \quad (21)$$

b. S_c' model Jerusalemki

$$S_c' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_c(t)}{X_c(0)}\right)}{(t_1-t_0)} + k_e + \frac{Q_r X_r - X_c V_c}{V_c X_c} \right) \cdot (K_s)}{\mu_{\max} \left(\frac{K_p - P}{K_p} \right) - \left(\frac{\ln\left(\frac{X_c(t)}{X_c(0)}\right)}{(t_1-t_0)} + k_e + \frac{Q_r X_r - X_c V_c}{V_c X_c} \right)} \quad (22)$$

Selain metode analitis numerik (Persamaan (1) – Persamaan (22)), estimasi konsentrasi S_c' juga dilakukan melalui algoritma dalam pemodelan JST dengan metode *backpropagation*. Pemodelan JST memiliki proses perhitungan model yang terdiri atas tiga lapisan yaitu *input*, *hidden layer*, dan *output* (Jawad et al., 2021). Berdasarkan Gambar 2, lapisan *input* terdiri atas lima variabel, yaitu S_i , S_c , S_r , X_c , dan X_r . Lapisan *hidden layer* terdiri atas 20 unit *hidden layer*, sedangkan lapisan *ouput* terdiri atas satu variabel, yaitu S_c' .



Gambar 2. Arsitektur jaringan saraf tiruan prediksi konsentrasi COD efluen

Cakupan metode *backpropagation* meliputi inisialisasi pembobot (*weight*), *feedforward*, *backpropagation*, dan pengulangan. Langkah-langkah pada pemodelan JST adalah sebagai berikut:

a. Inisialisasi pembobot

Nilai pembobot awal diambil secara acak dengan nilai terkecil untuk dilakukan proses pemodelan.

b. *Feedforward*

- Setiap nilai *input* meneruskan sinyal X_t ke semua unit pada lapisan tersembunyi (*hidden layer*).

- Setiap *hidden layer* (h_i) mengakumulasi sinyal *input* terbobot sesuai persamaan berikut:

$$h_{inj} = \sum_{i=0}^n X_t \cdot V_{ij} \quad (23)$$

- Nilai h_i dapat ditentukan menggunakan fungsi sigmoid sebagai aktivator. Fungsi *sigmoid* dapat diinterpretasikan berupa persamaan seperti berikut :

$$h_{inj} = f(h_{inj}) = \frac{1}{1 + e^{-h_{inj}}} \quad (24)$$

- Sinyal-sinyal *input* terbobot dijumlahkan pada persamaan (24) dan Persamaan (25)

$$h_{inj} = \sum_{i=0}^n H_j \cdot W_j \quad (25)$$

c. *Backpropagation*

- *Backpropagation* diawali dengan memperoleh nilai eror antara *output* dengan hasil prediksi (Y_t) dan target (O_t).

$$\text{Error} = 0,5 (O_t - Y_t)^2 \quad (26)$$

- *Hidden layer* dan *output layer* dihitung untuk menentukan nilai perbaikan pembobot (W_{jk}).

$$\Delta W_j = \eta \cdot \delta_j \cdot X_i \quad (27)$$

$$\delta_k = (O_t - Y_t) \cdot Y \cdot (1 - Y_t) \quad (28)$$

- Perbaikan pembobot (V_{ij}) dapat ditentukan dari nilai *hidden layer* dengan *input layer*

$$\Delta V_{ij} = \eta \cdot \delta_j \cdot X_i \quad (29)$$

$$\delta_j = H_j(1 - H_j) \cdot \sum W_j \cdot \delta_k \quad (30)$$

- Pembobot baru akan diperoleh dengan pengaruh dari pembobot lama.

$$W_{j(\text{baru})} = W_{j(\text{lama})} + \Delta W_j \quad (31)$$

$$V_{ij(\text{baru})} = V_{ij(\text{lama})} + \Delta V_{ij} \quad (32)$$

d. Pengulangan

Pengulangan diperlukan untuk mencari nilai terbaik dari hasil prediksi yang mendekati atau sesuai dengan nilai target.

2.4. Uji performa model

Hasil prediksi efluen terbaik dari metode JST, dan metode numerik melalui model Ming dan model Jerusalemki ditinjau berdasarkan parameter statistik *Akaike Information Criterion* (AIC), *Bayesian Information Criterion* (BIC), dan *root mean square error* (RMSE). AIC dan BIC membantu untuk menemukan keseimbangan antara akurasi prediksi dan kompleksitas model. Kedua parameter tersebut memberikan nilai untuk setiap model berdasarkan tingkat akurasi dalam memprediksi data. Semakin rendah nilai kedua parameter tersebut, semakin baik model tersebut dalam memprediksi data

(Fathurahman, 2009). Metode AIC dan BIC mempunyai kelebihan dibanding metode determinasi (R^2), yaitu menjadi metode terbaik untuk tujuan peramalan (*forecasting*) (Aho *et al.*, 2014). Model dengan nilai terendah dan tidak terlalu rumit akan memberikan hasil prediksi yang lebih presisi dan lebih mudah diinterpretasikan. Perbedaan persamaan AIC dan BIC dapat dilihat pada Persamaan (33) dan Persamaan (34).

$$AIC = \frac{2k}{n} + \ln\left(\frac{\sum_{i=1}^n u_i^2}{n}\right) \quad (33)$$

$$BIC = n^{k/n} \frac{\sum_{i=1}^n u_i^2}{n} \quad (34)$$

k merupakan jumlah parameter estimasi dalam model, n merupakan jumlah data observasi, sedangkan u merupakan selisih antara data observasi dan prediksi.

Selain AIC dan BIC, *root mean square error* (RMSE) juga dapat digunakan untuk menilai kinerja dari suatu model dalam kemampuan peramalan (Bui *et al.*, 2016). Penggunaan RMSE juga mampu untuk menilai kemampuan prediksi model dengan pemilihan nilai terendah yang menunjukkan bahwa variasi nilai dari suatu model perkiraan mendekati variasi nilai observasi (Chai & Draxler, 2014). Nilai RMSE diperoleh menggunakan Persamaan (35).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (S'_c - S_c)^2}{n}} \quad (35)$$

3. Hasil dan Pembahasan

3.1. Analisis kualitas air lindi

Hasil pengukuran parameter kualitas air lindi dari TPA Galuga menunjukkan nilai pH, konsentrasi COD, dan TSS memiliki konsentrasi rata-rata berturut-turut sebesar 7,57; 474,64 mg/L; dan 3161,33 mg/L (Tabel). Kisaran tersebut melebihi standar nilai baku mutu Keputusan Menteri Lingkungan Hidup No. 59/2016 tentang Baku Mutu Lindi bagi Usaha dan/atau Kegiatan Tempat Pemrosesan Akhir Sampah untuk nilai pH sebesar 6-9, COD sebesar 300 mg/L, dan TSS sebesar 100 mg/L. Selain itu, konsentrasi total fosfor, nitrit, dan amonia menunjukkan konsentrasi rata-rata berturut-turut sebesar 0,009 mg/L; 1,30 mg/L; dan 342,86 mg/L (Tabel). Dengan demikian, konsentrasi nitrit dan amonia melebihi nilai baku mutu 0,06 mg/L dan 0,5 mg/L berdasarkan PP No. 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup.

Tabel 2. Kualitas air lindi TPA Galuga

No	Parameter	Satuan	Konsentrasi Rata-rata ± SD*	Baku Mutu
1	pH	-	7,57 ± 0,29	6-9
2	COD	mg/L	474,64 ± 17,24	300
3	TSS	mg/L	3161,33 ± 1088,72	100
4	Fosfor	mg/L	0,009 ± 0,008	0,015
5	Nitrit	mg/L	1,30 ± 4,28	0,06
6	Amonia	mg/L	342,86 ± 126,84	0,5

*Standar deviasi (SD)

Konsentrasi COD di influen kontak merupakan substrat bagi biomassa di dalam unit kontak. Konsentrasi COD berfluktuasi selama 42 hari waktu pengujian pada tiga variasi HRT (Gambar 3). Berdasarkan hasil pengujian, persentase efisiensi penyisihan COD pada unit kontak pada HRT sebesar 2, 3, dan 4 jam berturut-turut sebesar 26,9%; 35,1%; dan 46,5% (Tabel 3). Hasil tersebut membuktikan bahwa peningkatan HRT akan meningkatkan efisiensi penyisihan COD. Fluktuasi data konsentrasi COD disebabkan oleh pengambilan dan pemberian sampel air limbah yang berbeda. Fluktuasi konsentrasi COD disebabkan kesetimbangan biomassa dan substrat. Kesetimbangan biomassa merepresentasikan kondisi jumlah mikroorganisme pada reaktor, sedangkan kesetimbangan substrat diperlukan mikroorganisme untuk mendapatkan mekanisme pemanfaatan substrat sebagai sumber energi karbon di dalam proses biodegradasi kontaminan pada air lindi.

Konsentrasi rata-rata MLVSS influen kontak setiap HRT selama 2, 3, dan 4 jam sebesar 975, 821, dan 629 mg/L, sedangkan efluen kontak sebesar 2315, 1953, dan 2730 mg/L (Tabel 3). Konsentrasi MLVSS mengalami peningkatan pada efluen kontak karena pertumbuhan mikroorganisme ketika merespon substrat dari influen dan didukung proses resirkulasi biomassa dari unit stabilisasi. Kenaikan dan penurunan penyisihan COD berbanding lurus dengan nilai konsentrasi MLVSS efluen kontak (Gambar 3). Fenomena ini disebabkan karena nilai MLVSS merepresentasikan jumlah mikroorganisme pada reaktor yang berperan dalam mendegradasi substrat sebagai parameter COD (Kumar *et al.*, 2014). Dengan demikian, peningkatan HRT memberikan peningkatan kemampuan optimum mikroorganisme di dalam menyisihkan substrat di dalam unit kontak (Tabel 3).

Konsentrasi rata-rata efluen NO₂ lebih besar dibandingkan konsentrasi rata-rata influen NO₂ unit kontak. Seiring dengan peningkatan HRT, konsentrasi NO₂ di efluen mengalami penurunan (Tabel 3). Persen peningkatan NO₂ pada HRT sebesar 2, 3, dan 4 jam berturut-turut sebesar 99,7%; 99,4%; dan 96,1%. Secara teoretis, peningkatan konsentrasi NO₂ disebabkan oleh mekanisme proses nitrifikasi yang dilakukan oleh mikroorganisme pengoksidasi amonia (AOB). Mikroorganisme tersebut melakukan proses penyerapan dan asimilasi substrat dalam bentuk NH₄⁺ menjadi NO₂ sebagai produk hasil (Sepehri & Sarrafzadeh, 2019). Dengan demikian, NO₂ akan meningkat seiring dengan penurunan amonia (dalam bentuk NH₃) karena amonia bersifat inhibitor (Azimi & Horan, 1991). Konsentrasi rata-rata NH₃ influen kontak setiap variasi HRT selama 2, 3, dan 4 jam sebesar 391,82 mg/L; 390,03 mg/L; dan 280,48 mg/L, sedangkan efluen kontak sebesar 180,18 mg/L; 130,88 mg/L; dan 100,80 mg/L (Tabel 3). Pada Tabel 3, persen penyisihan amonia akan meningkat seiring dengan peningkatan HRT 2 jam (55,3%), 3 jam (64,2%), dan 4 jam (69,3%). Melalui proses interaksi simbiosis dengan mikroorganisme pengoksidasi nitrit

(NOB), NO₂ akan dikonversikan menjadi NO₃. Amonia tidak bersifat inhibitor bagi NOB sehingga NO₃ tidak meningkat di efluen unit setelah melalui proses biodegradasi substrat.

Senyawa fosfor merupakan senyawa yang hadir dalam proses degradasi substrat. Namun, fosfor tidak dapat eksis sebagai unsur murni, tetapi berikatan dengan unsur oksigen di dalam proses biodegradasi substrat. Nilai konsentrasi total fosfor pada variasi HRT unit kontak selama 2, 3, dan 4 jam berturut-turut sebesar 0,04 mg/L; 0,06 mg/L; dan <0,003 mg/L. Standar baku mutu fosfor berdasarkan Peraturan Pemerintah No. 22/2021 yaitu sebesar 0,015 mg/L.

3.2. Estimasi parameter biokinetika

Hasil analisis kualitas air limbah pada unit kontak menunjukkan dinamika proses biodegradasi oleh mikroorganisme pada pengolahan air lindi. Pertumbuhan mikroorganisme berserta pemanfaatan substrat dapat dianalisis dari nilai parameter biokinetika yang terdiri atas K_e , Y , μ_{max} , dan K_s . Tabel 4 memperlihatkan hasil estimasi parameter biokinetika berdasarkan kondisi tidak tunak dengan pengaruh senyawa fosfor dan tanpa pengaruh senyawa fosfor.

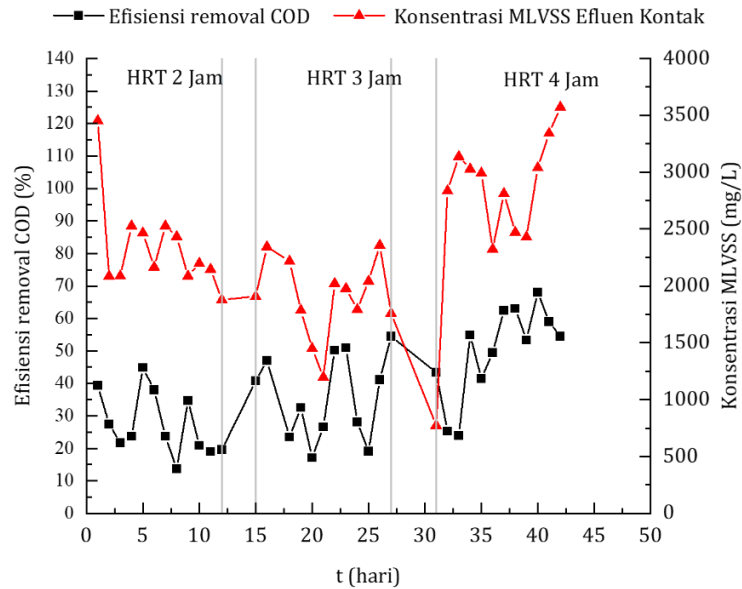
Nilai K_s merupakan nilai konsentrasi substrat COD yang diperlukan untuk mencapai setengah dari laju

pertumbuhan maksimum mikroorganisme (μ_{max}). Dalam konteks pengolahan biologis, K_s adalah salah satu parameter biokinetika yang menggambarkan respons mikroorganisme terhadap konsentrasi substrat. Hasil simulasi didapatkan nilai K_s untuk model Ming dan Jerusalemki berturut-turut sebesar 70 mg/L dan 21,46 mg/L (Tabel 4). Semakin rendah nilai K_s maka substrat akan semakin mudah untuk didegradasi. Hal ini menunjukkan bahwa air lindi memiliki tingkat biodegradabilitas yang tinggi (Ibrahim & Erungan, 2009). Ketika konsentrasi substrat lebih rendah dari K_s , laju pertumbuhan mikroorganisme akan mendekati μ_{max} . Namun, ketika konsentrasi substrat lebih tinggi dari K_s , pertumbuhan mikroorganisme tidak akan secepat μ_{max} dan akan mencapai titik jenuh. Pada implementasinya, nilai K_s yang lebih rendah menunjukkan bahwa mikroorganisme lebih peka terhadap substrat sehingga dapat menggunakan substrat dengan lebih efisien pada konsentrasi rendah. Sebaliknya, nilai K_s yang lebih tinggi menandakan bahwa mikroorganisme lebih membutuhkan konsentrasi substrat yang lebih tinggi untuk mencapai pertumbuhan maksimal.

Tabel 3. Konsentrasi kualitas air pada influen dan efluen unit kontak

HRT (jam)	Titik sampel	Kisaran konsentrasi (mg/L)	Konsentrasi rata-rata (mg/L) \pm SD*	Persen penyisihan/persen peningkatan (%)
• COD				
2	Influen kontak	253-381	348 \pm 33	26,9**
	Efluen kontak	157-248	219 \pm 25	
3	Influen kontak	248-379	303 \pm 40	35,1**
	Efluen kontak	150-221	192 \pm 24	
4	Influen kontak	155-384	275 \pm 77	46,5**
	Efluen kontak	90-167	134 \pm 23	
• MLVSS				
2	Influen kontak	646-1652	975 \pm 333	60,8***
	Efluen kontak	1878-3454	2315 \pm 387	
3	Influen kontak	332-1270	821 \pm 337	64,7***
	Efluen kontak	1198-2358	1953 \pm 334	
4	Influen kontak	330-1264	629 \pm 260	79,6***
	Efluen kontak	774-3572	2730 \pm 687	
• Nitrit (NO₂)				
2	Influen kontak	0,00-1,55	0,30 \pm 0,23	99,7***
	Efluen kontak	121,96-208,74	167,96 \pm 24,09	
3	Influen kontak	0,01-2,70	0,27 \pm 0,18	99,4***
	Efluen kontak	35,04-139,34	98,16 \pm 27,82	
4	Influen kontak	0,00-0,68	0,68 \pm 0,23	96,1***
	Efluen kontak	0,00-13,02	13,02 \pm 3,90	
• Amonia (NH₃)				
2	Influen kontak	265,19-434,95	391,82 \pm 49,11	55,3**
	Efluen kontak	86,79-286,19	180,18 \pm 50,20	
3	Influen kontak	312,15-505,70	390,03 \pm 57,01	64,2**
	Efluen kontak	77,62-331,87	130,88 \pm 64,83	
4	Influen kontak	59,04-404,60	280,48 \pm 79,71	69,3**
	Efluen kontak	6,36-234,53	100,80 \pm 69,90	

*Standar deviasi; **Persen penyisihan; ***Persen peningkatan



Gambar 3. Hubungan konsentrasi MLVSS efluen kontak dan efisiensi penyisihan COD

Tabel 4. Nilai parameter biokinetika unit kontak pada kondisi tidak tunak

Model	K_e (hari ⁻¹)	Y (mgMLVSS/mg COD)	μ_{max} (hari ⁻¹)	K_s (mg/L)
Ming*	0,025	42,77	3,68	70
Jerusalim ski**	0,025	28,25	3,4	21,46

*tanpa pengaruh fosfor; **dengan pengaruh fosfor

Nilai Y berdasarkan model Ming dan Jerusalemki berturut-turut sebesar 42,77 mgMLVSS/mgCOD dan 28,26 mgMLVSS/mgCOD (Tabel 4). Kondisi ideal nilai Y memiliki rentang antara 0,4–1,2 mgMLVSS/mgCOD untuk reaktor lumpur aktif (Metcalf & Eddy, Inc., 2013). Nilai Y pada unit kontak tidak memenuhi kriteria disebabkan adanya perbedaan konfigurasi pengolahan dan jenis air limbah. Dasar acuan nilai Y berdasarkan Metcalf & Eddy, Inc., (2013) berupa konfigurasi unit lumpur aktif, sedangkan pada penelitian ini reaktor yang digunakan adalah kontak stabilisasi dengan substrat berupa air lindi. Nilai Y merepresentasikan produktivitas mikroorganisme dalam mendegradasi substrat. Nilai Y yang lebih tinggi menunjukkan bahwa mikroorganisme lebih efisien dalam menggunakan substrat untuk pertumbuhan dan reproduksi. Dengan demikian, unit pengolahan akan lebih optimal untuk menghilangkan substrat organik dari air lindi sehingga menghasilkan efluen kandungan bahan organik yang lebih rendah. Selain itu, proses pengolahan air limbah memerlukan energi yang lebih sedikit untuk menguraikan substrat dan menghasilkan biomassa mikroorganisme apabila nilai Y dihasilkan lebih besar. Oleh karena itu, nilai Y besar dapat mengurangi biaya operasional dan membantu penghematan energi.

Kombinasi nilai Y dan K_s digunakan untuk mendapatkan nilai parameter μ_{max} . Nilai μ_{max} dari Model Ming dan Jerusalemki berturut-turut sebesar

3,68 hari⁻¹ dan 3,4 hari⁻¹ (Tabel 4). Semakin tinggi nilai μ_{max} berarti semakin cepat pertumbuhan mikroorganisme sehingga substrat akan lebih mudah terdegradasi saat nilai K_s yang kecil. Artinya, ketika mikroorganisme dapat tumbuh dengan cepat dan memiliki tingkat pertumbuhan maksimum yang tinggi, mikroorganisme mampu menguraikan substrat bahkan pada konsentrasi substrat yang rendah (K_s kecil). Ini menunjukkan adanya respons positif antara nilai μ_{max} yang tinggi dan efisiensi penguraian substrat, terutama saat konsentrasi substrat berada di bawah nilai K_s . Berdasarkan Metcalf & Eddy, Inc., (2013), nilai μ_{max} memiliki rentang antara 2–10 hari⁻¹. Dengan demikian, nilai μ_{max} dari Persamaan Monod dan Ming telah memenuhi kriteria pada rentang tersebut.

Nilai pertumbuhan mikroorganisme tidak lepas dari pengaruh kematian mikroorganisme. Nilai K_e pada kedua model tersebut memiliki nilai yang sama yaitu 0,025 hari⁻¹ (Tabel 4). Menurut Conklin *et al.*, (2006), nilai K_e dengan COD sebagai substrat sebesar 0,001hari⁻¹, sedangkan Metcalf & Eddy, Inc., (2013) berpendapat nilai K_e dengan substrat COD sebesar 0,025–0,075 hari⁻¹. Nilai K_e hasil estimasi telah memenuhi batasan kriteria menurut Metcalf & Eddy, Inc., (2013). Ketika K_e rendah, jumlah mikroorganisme yang mati atau keluar dari sistem lebih kecil daripada jumlah mikroorganisme baru yang tumbuh dan berkembang. Kondisi ini menyebabkan jumlah total mikroorganisme dalam sistem menjadi stabil atau bahkan meningkat pada periode waktu operasional. Laju μ_{max} yang melebihi K_e akan menghasilkan peningkatan signifikan pada populasi mikroorganisme di dalam sistem.

3.3. Validasi dan analisis uji performa model

Estimasi konsentrasi efluen COD pada model Ming dan Jerusalemki disimulasikan dari nilai parameter biokinetika pada Tabel 4. Hasil

perbandingan prediksi substrat efluen kedua model tersebut dan konsentrasi efluen hasil eksperimen disajikan pada Gambar 4(a) dan Gambar 4(b). Berdasarkan kedua gambar tersebut, hasil prediksi model Ming dan Jerusalemki hampir menunjukkan tren yang sama. Perbedaan hasil prediksi dapat terjadi karena karakteristik masing-masing model yang berbeda. Model Ming merupakan modifikasi dari model Moser dengan memodifikasi nilai eigen (λ) menjadi 2 (Chen *et al.*, 2016; Kurniawan *et al.*, 2018). Berdasarkan pendekatan metode numerik, model Jerusalemki secara umum lebih mendekati data pengujian dibandingkan model Ming. Nilai parameter statistik AIC, BIC, dan RMSE model Jerusalemki berturut-turut sebesar 6,88; 1065,29; dan 29,55 (Tabel 5). Fenomena ini disebabkan model Jerusalemki mempertimbangkan pengaruh senyawa fosfor di dalam proses prediksi nilai substrat efluen unit kontak.

Model Jerusalemki dapat menyesuaikan parameter biokinetika berdasarkan pengaruh faktor lingkungan seperti suhu, pH, dan ketersediaan nutrisi, seperti fosfor. Kondisi ini memungkinkan model Jerusalemki untuk menggambarkan perubahan dalam respons mikroorganisme terhadap perbedaan kondisi lingkungan dengan lebih baik sehingga dihasilkan prediksi lebih akurat. (Abunde *et al.*, 2017).

Berdasarkan Gambar 4(c), metode JST menghasilkan estimasi konsentrasi COD efluen unit kontak lebih akurat dibandingkan pendekatan metode numerik Ming dan Jerusalemki. Pada metode JST, nilai AIC, BIC, dan RMSE diperoleh berturut-turut sebesar 5,38; 238; dan 13,97 (Tabel 5). Model COD efluen unit kontak melalui penggunaan model JST dihasilkan melalui metode propagasi balik dan jumlah iterasi 100.000 kali. Semakin besar jumlah iterasi maka semakin akurat prediksi konsentrasi COD efluen unit kontak. Selain jumlah iterasi, jumlah *hidden layer* juga berperan dalam meningkatkan akurasi dari prediksi konsentrasi COD efluen unit kontak menggunakan -metode JST. Hasil uji coba dari masing-masing faktor pengaruh terhadap model COD efluen unit kontak ditinjau dari jumlah *input* terhadap *hidden layer* dan *output layer*.

Tabel 5. Hasil uji performa model biokinetika dan JST

Model	AIC	BIC	RMSE
Ming	7,05	1261,57	31,49
Jerusalimski	6,88	1065,29	29,55
JST	5,38	238,00	13,97

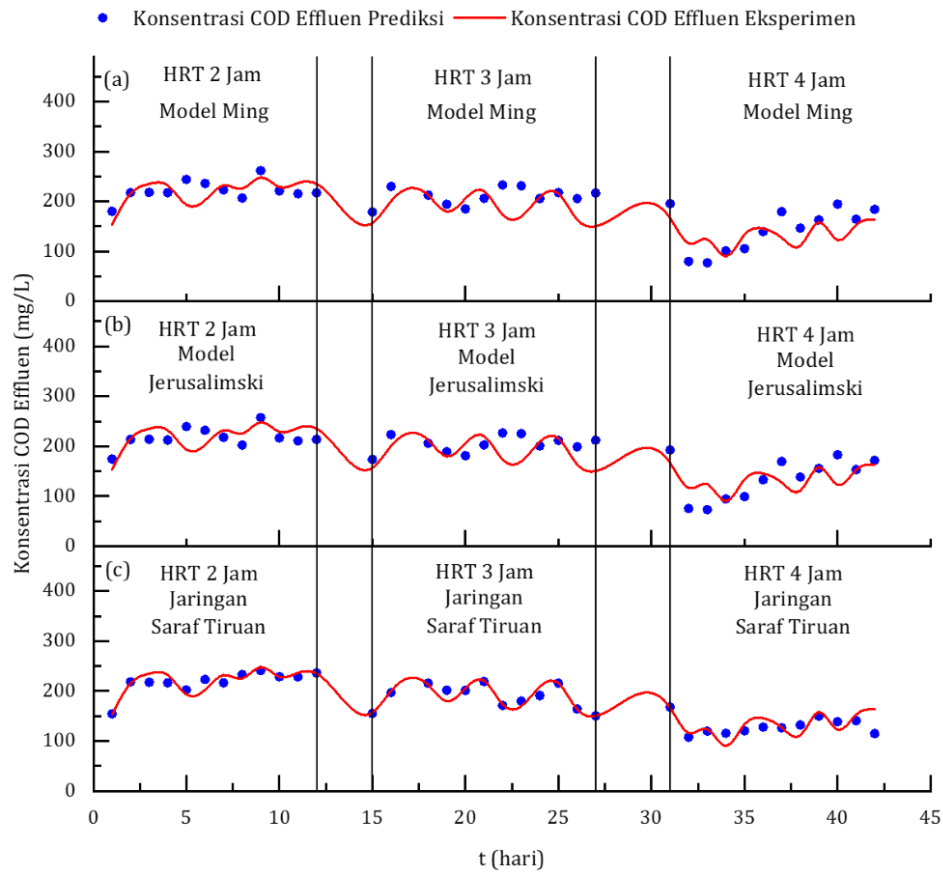
JST menjadi model estimasi terbaik karena kemampuan menemukan hubungan *input-output*

yang kompleks dan didukung pembelajaran yang berulang-ulang. Akan tetapi, metode JST memiliki kelemahan dalam mengamati kinerja yang terjadi pada unit kontak karena nilai biokinetika belum dapat diketahui sehingga tidak digunakan untuk menilai kinerja dari unit kontak. Dengan demikian, model Jerusalemki terpilih menjadi model terbaik ketika kemampuan dalam menganalisa kinerja unit kontak turut dipertimbangkan (Tabel 5).

3.4. Efek parameter biokinetika terpilih terhadap S_c'

Hasil pengujian parameter pada penelitian ini dibagi menjadi dua berdasarkan pertimbangan total fosfor dan tanpa total fosfor. Perbandingan nilai biokinetika dari model Ming dan Jerusalemki terhadap beberapa biokinetika hasil penelitian beberapa substrat yang berbeda dapat dilihat pada Tabel 6. Parameter biokinetika dari pengolahan lumpur aktif dan kontak stabilisasi untuk substrat yang berbeda menghasilkan parameter biokinetika yang berbeda. Nilai Y hasil penelitian Capodici *et al.* (2014) sebesar 0,68 mgMLVSS/mgCOD untuk substrat air lindi dari konfigurasi unit pengolahan *sequencing batch reactors* (SBR). Menurut Rana (2016), nilai Y dari substrat industri susu sebesar 0,2-0,34 mgMLVSS/mgCOD, sedangkan menurut Mardani *et al.* (2011), nilai Y untuk substrat limbah perkotaan sebesar 0,62-1,25 mgMLVSS/mgCOD (Tabel 6). Perbedaan nilai Y disebabkan karena setiap jenis substrat memiliki karakteristik kimia dan komposisi nutrisi yang berbeda. Mikroorganisme akan memiliki kemampuan dan efisiensi yang berbeda dalam menguraikan dan mengutilisasi substrat yang berbeda. Beberapa substrat bisa lebih mudah diolah dan memberikan lebih banyak energi untuk pertumbuhan mikroorganisme sehingga menghasilkan nilai Y yang lebih tinggi.

Nilai K_e dari model Ming dan Jerusalemki sebesar 0,025 hari⁻¹ cukup rendah dibandingkan nilai K_e dari hasil penelitian Rana (2016) sebesar 2,72-3,15 hari⁻¹ (Tabel 6). Nilai K_e dari penelitian ini relatif mempunyai nilai tipikal dengan limbah cair domestik pada kisaran 0,025 – 0,075 hari⁻¹ (Tabel 4 dan Tabel 6). Air lindi dan limbah cair domestik biasanya memiliki konsentrasi nutrisi yang lebih tinggi, seperti karbohidrat dan lemak, untuk mendukung pertumbuhan mikroorganisme. Sebaliknya, limbah cair industri kertas memiliki konsentrasi nutrisi yang lebih rendah karena mengandung zat kimia dan senyawa organik kompleks. Oleh karena itu, mikroorganisme akan lebih sulit untuk berkembang biak dan bertahan hidup sehingga nilai K_e menjadi relatif lebih tinggi.



Gambar 4 Nilai COD efluen unit kontak menggunakan: (a) model Ming; (b) model Jerusalemski; (c) metode JST

Adapun nilai μ_{max} dan K_s dari model Ming berturut-turut sebesar 3,68 hari⁻¹ dan 70 mg/L dan model Jerusalemski berturut-turut sebesar 3,4 hari⁻¹ dan 21,455 mg/L masih berada dalam rentang nilai μ_{max} dan K_s dari Metcalf & Eddy, Inc., (2013) (Tabel 6). Air lindi cenderung mengandung substrat organik yang lebih mudah diuraikan oleh mikroorganisme. Substrat organik dalam air lindi lebih mudah diuraikan oleh mikroorganisme sehingga membutuhkan konsentrasi yang lebih rendah untuk mencapai setengah dari laju pertumbuhan maksimum. Selain itu, tingkat nutrisi yang tinggi pada air lindi dapat meningkatkan laju pertumbuhan maksimum mikroorganisme yang jauh lebih tinggi dibandingkan jenis air limbah lain dan memungkinkan untuk mencapai setengah dari laju maksimum lebih cepat sehingga nilai K_s dihasilkan lebih rendah.

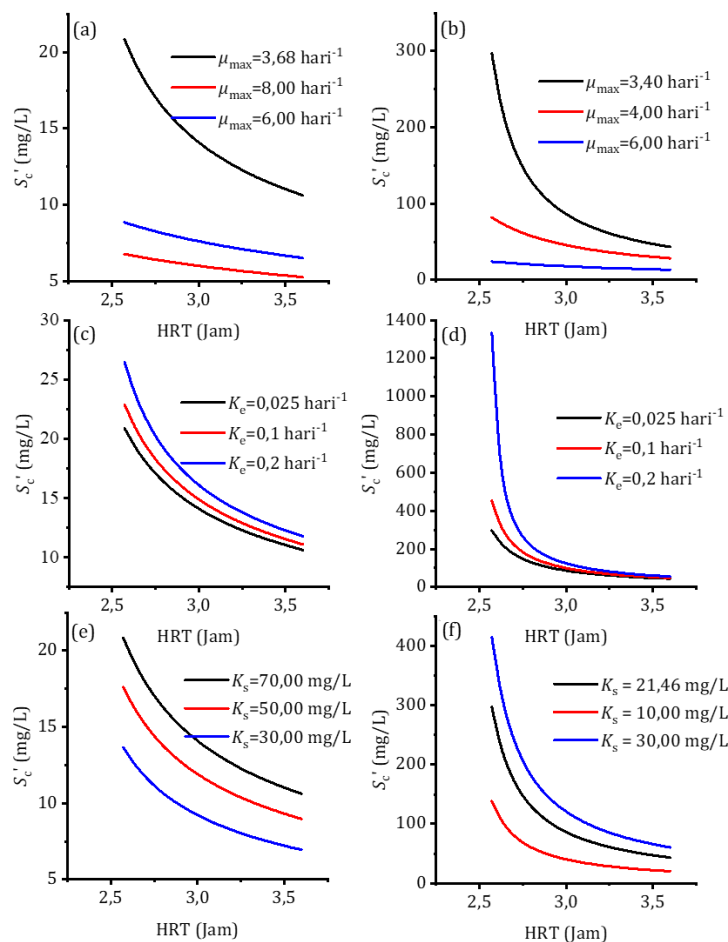
3.4. Efek parameter biokinetika terpilih terhadap S_c'

Parameter biokinetika sangat berpengaruh terhadap konsentrasi substrat efluen di dalam unit kontak. Gambar 5(a) dan Gambar 5(b) menunjukkan hubungan μ_{max} dan HRT berdasarkan model Ming dan

model Jerusalemski terhadap efisiensi penyisihan substrat. Nilai S_c' ketika HRT 3 jam dan tiga variasi nilai μ_{max} 3,68 hari⁻¹; 8,0 hari⁻¹; dan 6,0 hari⁻¹ pada model Ming berturut-turut sebesar 14,09 mg/L; 6,00 mg/L; dan 7,61 mg/L, sedangkan Model Jerusalemski ketika HRT 3 jam dan tiga variasi nilai μ_{max} 3,40 hari⁻¹; 4,0 hari⁻¹; dan 6,0 hari⁻¹ berturut-turut sebesar 86,05 mg/L; 45,59 mg/L; dan 17,79 mg/L (Gambar 5(a))–5(b)). Secara umum semakin tinggi nilai μ_{max} , maka efisiensi penyisihan substrat akan semakin tinggi. Gambar 5(a) dan 5(b) membuktikan pengaruh μ_{max} terhadap efisiensi penyisihan substrat, semakin tinggi nilai μ_{max} maka nilai konsentrasi substrat efluen semakin rendah. Selain itu, fosfat akan memengaruhi nilai μ_{max} . Fosfat akan meningkatkan konsentrasi S_c' secara signifikan. Kondisi ini diakibatkan fosfat akan mendorong dekomposisi mikroorganisme di dalam biomassa untuk mengambil oksigen terlarut dalam jumlah besar sehingga pertumbuhan mikroorganisme terhambat (Vikrant *et al.*, 2017). Dengan memperpanjang HRT, konsentrasi S_c' akan menurun karena waktu kontak antara mikroorganisme dan substrat semakin panjang untuk meningkat proses biodegradasi kontaminan di dalam air limbah.

Tabel 6. Nilai parameter biokinetika dari beberapa substrat berbeda

Substrat	K_e (hari ⁻¹)	Y (mgMLVSS/mgCOD)	μ_{max} (hari ⁻¹)	K_s (mg/L)	Sumber
Limbah cair domestik	0,025 – 0,075	0,4 – 1,2	2 – 10	15 – 70	Metcalf & Eddy, Inc. (2013)
Limbah cair domestik	0,07	0,67	0,27	22	Benedek & Horváth (1967)
Limbah cair industri kertas	2,72 – 3,15	0,2 – 0,34	0,01 – 0,18	72,5	Rana (2016)
Limbah cair industri susu	0,1387	0,617	1,69	174	Sankar <i>et al.</i> (2018)
Limbah cair perkotaan	0,02 – 0,031	0,62 – 1,25	1,96 – 3,17	312 – 508	Mardani <i>et al.</i> (2011)
Limbah cair rumah potong	0,03	0,34	1,5	362	Lovett <i>et al.</i> (1984)
Air lindi	0,4	0,68	7,15	5,25	Capodici <i>et al.</i> (2014)
Air lindi	0,025	42,765	3,675	70	Hasil penelitian (tanpa pengaruh fosfor)
Air lindi	0,025	28,245	3,398	21,5	Hasil penelitian (dengan pengaruh fosfor)



Gambar 5 Efek (a) μ_{max} tanpa pengaruh fosfor; (b) μ_{max} dengan pengaruh fosfor; (c) K_e tanpa pengaruh fosfor; (d) K_e dengan pengaruh fosfor; (e) K_s tanpa pengaruh fosfor; (f) K_s dengan pengaruh fosfor terhadap konsentrasi S_c' akibat perubahan HRT

Variasi nilai K_e 0,025 hari⁻¹; 0,1 hari⁻¹; dan 0,2 hari⁻¹ model Jerusalemki untuk prediksi nilai S_c' berturut-turut sebesar 86 mg/L; 99,44 mg/L; dan 123,49 mg/L, sedangkan model Ming berturut-turut sebesar 14,09 mg/L; 14,88 mg/L; dan 16,08 mg/L (Gambar 5(c) –5(d)). Gambar 5(c) dan 5(d) membuktikan pengaruh nilai K_e dan HRT berdasarkan model Ming dan model Jerusalemki terhadap efisiensi penyisihan substrat di dalam unit kontak. Semakin tinggi nilai K_e , maka semakin rendah nilai substrat efluen. Nilai K_e merepresentasikan kehilangan sebagian atau keseluruhan biomassa tanpa ada aktivitas utilisasi substrat (Semblante *et al.*, 2014). Akibat pengaruh fosfor, nilai μ_{max} menurun sehingga

meningkatkan nilai K_e di dalam proses biodegradasi air lindi.

Nilai S_c' ketika HRT 3 jam dan tiga variasi nilai K_s sebesar 21,46; 10,00; dan 30,00 mg/L saat HRT 3 jam pada model Jerusalemki menghasilkan nilai S_c' sebesar 86,05; 40,11; dan 120,33 mg/L; sedangkan model Ming menghasilkan nilai S_c' ketika variasi nilai K_s sebesar 70,00; 50,00; dan 30,00 mg/L sebesar 14,09; 11,91; dan 9,23 mg/L (Gambar 5(e)–5(f)). Gambar 5(e) dan 5(f) membuktikan secara umum semakin rendah nilai K_s , maka efisiensi penyisihan substrat di efluen unit kontak akan semakin tinggi.

4. Kesimpulan

Kinerja unit kontak stabilisasi dalam mengolah air lindi menghasilkan persentase efisiensi penyisihan COD pada masing-masing HRT 2, 3, dan 4 jam unit kontak berturut-turut sebesar 26,9%; 35,1%; dan 46,5%. Dari hasil perbandingan model matematis Ming dan Jerusalemski serta metode JST pada unit kontak, metode JST menghasilkan model estimasi konsentrasi COD efluen unit kontak terbaik berdasarkan evaluasi statistik menggunakan metode AIC, BIC, dan RMSE, tetapi belum dapat menentukan estimasi nilai parameter biokinetika. Persamaan Jerusalemski terpilih menjadi model terbaik dengan kemampuan dalam menganalisa kinerja unit kontak dengan mempertimbangkan pengaruh fosfor. Dari model tersebut, parameter biokinetika dihasilkan berupa K_e sebesar 0,025 hari⁻¹, Y sebesar 28,25 mgMLVSS/mg COD, sebesar μ_{max} 3,4 hari⁻¹, dan K_s sebesar 21,46 mg/L. Estimasi biokinetika yang akurat memerlukan pertimbangan terhadap faktor inhibitor maupun faktor lingkungan, seperti pH dan temperatur, supaya model dapat mewakili kondisi yang lebih realistis dan relevan dengan lingkungan pengolahan aktual. Dengan demikian, rekomendasi penelitian lanjutan diperlukan untuk memperhatikan faktor-faktor tersebut untuk memprediksi kinerja proses biologis pada unit kontak pada sistem konfigurasi kontak stabilisasi air lindi di berbagai kondisi operasional dan lingkungan. Kajian ini dapat dilakukan untuk optimalisasi desain dan pengoperasian sistem pengolahan air lindi sehingga dapat dicapai efisiensi yang lebih tinggi dan kualitas efluen terbaik.

DAFTAR NOTASI

θ_r	= Umur lumpur (hari)
μ	= Laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme (hari ⁻¹)
μ_{max}	= Laju pertumbuhan spesifik maksimum mikroorganisme (hari ⁻¹)
H_i	= <i>Hidden layer</i>
k	= Jumlah estimasi parameter model regresi
K_e	= Laju kematian mikroorganisme (hari ⁻¹)
K_p	= Konstanta inhibitor produk (mg/L)
K_s	= Konsentrasi saturasi setengah jenuh (mg/L)
O_t	= Hasil target
n	= Jumlah data observasi
P	= Konsentrasi inhibitor (mg/L)
Q	= Debit air limbah (L/jam)
Q_c	= Debit efluen unit kontak/debit influen unit sedimentasi (L/hari)
Q_i	= Debit air limbah baku/debit influen unit kontak (L/hari)
Q_r	= Debit resirkulasi (L/hari)
Q_s	= Debit efluen unit sedimentasi (L/hari)
Q_{st}	= Debit influen unit stabilisasi (L/hari)
Q_{us}	= Debit aliran bawah unit sedimentasi (L/hari)
Q_w	= Debit kelebihan lumpur (L/hari)
S	= Data observasi
S'	= Data prediksi

S_c	= Konsentrasi COD efluen unit kontak/COD influen unit sedimentasi (mg/L)
S_i	= Konsentrasi COD air limbah baku/COD influen unit kontak (mg/L)
S_r	= Konsentrasi COD resirkulasi (mg/L)
S_s	= Konsentrasi COD efluen unit sedimentasi (mg/L)
S_{st}	= Konsentrasi COD influen unit stabilisasi (mg/L)
S_{us}	= Konsentrasi COD aliran bawah unit sedimentasi (mg/L)
t	= Waktu (jam)
t_d	= Waktu detensi unit/ <i>hydraulic retention time</i> (jam)
u	= Selisih antara data observasi dan prediksi
V_c	= Volume reaktor kontak (L)
V_{ij}	= Perbaikan pembobot
W_j	= Pembobot
X_c	= Konsentrasi MLVSS efluen unit kontak/MLVSS influen unit sedimentasi (mg/L)
X_i	= Konsentrasi MLVSS air limbah baku/MLVSS influen unit kontak (mg/L)
X_r	= Konsentrasi MLVSS resirkulasi (mg/L)
X_s	= Konsentrasi MLVSS efluen unit sedimentasi (mg/L)
X_{st}	= Konsentrasi MLVSS influen unit stabilisasi (mg/L)
X_t	= Sinyal input
X_{us}	= Konsentrasi MLVSS aliran bawah unit sedimentasi (mg/L)
X_w	= Konsentrasi MLVSS kelebihan lumpur (mg/L)
Y	= Konstanta pertumbuhan sintesis sel (mgMLVSS/mgCOD)
Y_t	= Hasil prediksi
θ_c	= Umur lumpur/ <i>solid retention time</i> (jam)

DAFTAR PUSTAKA

- Abunde, N. F., Asiedu, N., & Addo, A. (2017). Dynamics of inhibition patterns during fermentation processes-Zea Mays and Sorghum Bicolor case study. *International Journal of Industrial Chemistry*, 8(1), 91-99. <https://doi.org/10.1007/s40090-016-0105-9>
- Aho, K., Derryberry, D., & Peterson, T. (2014). Model selection for ecologists : the worldviews of AIC and BIC Author (s): Ken Aho , DeWayne Derryberry and Teri Peterson Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/43495189> Model selection for ecologi. *Ecology*, 95(3), 631-636. <http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/13-1452.1>
- Al-Hadi, A. M., Lestari, D. A., & David, J. P. (2019). Comparison Study of BOD & COD of Leachate Quality (Case Study in Air Dingin Landfill and Jatibarang Landfill. *Journal of Environmental Engineering and Waste Management*, 4(1), 37. <https://doi.org/10.33021/jenv.v4i1.692>
- Ali, H. I., Abd El-Azim, M. M., Abd El-Rahman, M. S., Lotfy, A. O., & Mostafa, M. M. (2015). The effects of modification for contact stabilization activated sludge on EBPR. *HBRC Journal*, 11(1), 143-149. <https://doi.org/10.1016/j.hbrj.2014.02.004>

- Kahendran, M. F., Notonugroho, O. J., Arif, C., Astuti, A. D., dan Kurniawan, A. (2024). Model Biokinetika Sistem Kontak Stabilisasi Lumpur Air Lindi Berdasarkan Pengaruh Fosfor dan Variasi Waktu Detensi Unit Kontak. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, 22(1), 28-42, doi:10.14710/jil.22.1.28-42
- Alli, B., Insel, G., Sözen, S., & Orhon, D. (2018). A novel modeling approach for evaluating microbial mechanism and design of contact stabilization process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(4), 1121-1136. <https://doi.org/10.1002/jctb.5471>
- Anggraeni, D., Sutanhaji, A. T., & Bambang, R. W. (2014). Pengaruh Volume Lumpur Aktif dengan Proses Kontak Stabilisasi pada Efektivitas Pengolahan Air Limbah Industri Pengolahan Ikan. *Jurnal Sumberdaya Alam Dan Lingkungan*, 1(3), 6-12.
- Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., Barragan, J., & Perales, J. A. (2013). Photobiotreatment: Influence of Nitrogen and Phosphorus Ratio in Wastewater on Growth Kinetics of *Scenedesmus Obliquus*. *International Journal of Phytoremediation*, 15(8), 774-788. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.735291>
- Arif, C. (2021). *Aplikasi Kecerdasan Buatan dalam Bidang Pengelolaan Air dan Lingkungan* (1st ed.). IPB Press.
- Arunbabu, V., Indu, K. S., & Ramasamy, E. V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, 68, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.012>
- Azimi, A. A., & Horan, N. J. (1991). The influence of reactor mixing characteristics on the rate of nitrification in the activated sludge process. *Water Research*, 25(4), 419-423. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90078-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90078-5)
- Benedek, P., & Horváth, I. (1967). A practical approach to activated sludge kinetics. *Water Research*, 1(10), 663-682. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(67\)90070-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(67)90070-X)
- Bui, D. T., Pradhan, B., Nampak, H., Bui, Q. T., Tran, Q. A., & Nguyen, Q. P. (2016). Hybrid artificial intelligence approach based on neural fuzzy inference model and metaheuristic optimization for flood susceptibility modeling in a high-frequency tropical cyclone area using GIS. *Journal of Hydrology*, 540, 317-330. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.027>
- Capodici, M., Di Trapani, D., & Viviani, G. (2014). Co-treatment of landfill leachate in laboratory-scale sequencing batch reactors: Analysis of system performance and biomass activity by means of respirometric techniques. *Water Science and Technology*, 69(6), 1267-1274. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.005>
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>
- Chen, J., Zhao, B., An, Q., Wang, X., & Zhang, Y. X. (2016). Kinetic characteristics and modelling of growth and substrate removal by *Alcaligenes faecalis* strain NR. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39(4), 593-601. <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1541-9>
- Conklin, A., Stensel, H. D., & Ferguson, J. (2006). Growth Kinetics and Competition Between *Methanosarcina* and *Methanosaeta* in Mesophilic Anaerobic Digestion. *Water Environment Research*, 78(5), 486-496. <https://doi.org/10.2175/106143006x95393>
- Díaz, Á. L. S., Álvarez, V. M., Vasconcelos, D. de los C., Mier, M. V., & Peláez, M. L. S. (2021). Performance evaluation and kinetic modeling of an upflow anaerobic sludge blanket septic tank for domestic wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(47), 67414-67428. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15141-5>
- Dragoi, E. N., & Vasseghian, Y. (2021). Modeling of mass transfer in vacuum membrane distillation process for radioactive wastewater treatment using artificial neural networks. *Toxin Reviews*, 40(4), 1526-1535. <https://doi.org/10.1080/15569543.2020.1744659>
- Fathurahman, M. (2009). Pemilihan Model Regresi Terbaik Menggunakan Metode Akaike's Information Criterion dan Schwarz Information Criterion. *Jurnal Informatika Mulawarman*, 4(3).
- Gonzalez, K. V. (2016). *Example of Lactic Acid Production in Industrial Fermenter*.
- Ibrahim, B., & Erungan, A. C. (2009). Nilai parameter biokinetika proses denitrifikasi limbah cair industri perikanan pada rasio COD/TKN yang berbeda. *Jurnal Hasil Perikanan Indonesia*, 12(1), 31-45.
- Jawad, J., Hawari, A. H., & Javaid Zaidi, S. (2021). Artificial neural network modeling of wastewater treatment and desalination using membrane processes: A review. *Chemical Engineering Journal*, 419(June 2020), 129540. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129540>
- Jerusalimski, N. D., & Engamberdiev, N. B. (1969). *Continuous Cultivation of Microorganisms*. Academic Press.
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Aziz, H. A., & Hung, Y.-T. (2014). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113-126. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>
- Kumar, K., Singh, G. K., Dastidar, M. G., & Sreekrishnan, T. R. (2014). Effect of mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) and hydraulic retention time (HRT) on the performance of activated sludge process during the biotreatment of real textile wastewater. *Water Resources and Industry*, 5, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.01.001>
- 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>
- Li, Z., Tian, C., & Sheng, Y. (2022). Fluxes of chemical oxygen demand and nutrients in coastal rivers and their influence on water quality evolution in the Bohai Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 52, 102322. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102322>
- Lovett, D. a, Travers, S. M., Davey, K. R., & Hill, C. (1984). *Wastewater--I Pattern*. 18(4), 429-434.
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 703, 135468.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Mardani, S., Mirbagheri, A., Amin, M. M., & Ghasemian, M. (2011). Determination of Biokinetic Coefficients for. *Iranian Journal of Environmental Health, Science, and Engineering*, 8(1), 25–34.
- Matheri, A. N., Ntuli, F., Ngila, J. C., Seodigeng, T., & Zvinowanda, C. (2021). Performance prediction of trace metals and cod in wastewater treatment using artificial neural network. *Computers and Chemical Engineering*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2021.107308>
- Metcalf & Eddy Inc. (2013). *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill.
- Metcalf, Eddy, & Tchobanoglous, G. (1984). *Wastewater Engineering. Collection and Pumping of Wastewater*. McGraw-Hill.
- Ming, F., Howell, J. A., & Diaz, M. C. (1989). Mathematical simulation of anaerobic stratified biofilm processes. *Computer Applications in Fermentation Technology: Modelling and Control of Biotechnological Processes*, 69–77.
- Perendeci, A., Arslan, S., Çelebi, S. S., & Tanyolac, A. (2008). Prediction of effluent quality of an anaerobic treatment plant under unsteady state through ANFIS modeling with on-line input variables. *Chemical Engineering Journal*, 145(1), 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.03.008>
- Rana, K. (2016). Treatability studies of pulp and paper mill waste water at different pH. *Journal of Bioresources*, 4(2), 291–298.
- Sankar, V. R., Chandran, S., & Pradeep, P. D. (2018). Performance assesment, kinetics and modelling of biofilm membrane bio-reactor for thr treatment of dairy wastewater. *Journal of Environmental Biology*, 31(1–2).
- Semblante, G. U., Hai, F. I., Ngo, H. H., Guo, W., You, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2014). Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: Performance, mechanisms, and implications. *Bioresource Technology*, 155, 395–409. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.029>
- Sepehri, A., & Sarrafzadeh, M. H. (2019). Activity enhancement of ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria in activated sludge process: metabolite reduction and CO2 mitigation intensification process. *Applied Water Science*, 9(5), 1–12.
- Stoychev, J. T., Dimitrova Lekova, S., & Petrov Terziyski, G. (2020). Studying and Modeling of the Process Acetification. *International Journal of Scientific Research and Engineering Development*, 3, 421–430.
- Vikrant, K., Kim, K., Sik, Y., Tsang, D. C. W., Fai, Y., Shekhar, B., & Sharan, R. (2017). Science of the Total Environment Engineered / designer biochar for the removal of phosphate in water and wastewater. *Science of the Total Environment*, 616, 1242–1260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.193>
- Xu, S., Yao, J., Ainiwaer, M., Hong, Y., & Zhang, Y. (2018). Advances and Challenges at the Waste-to-Bioenergy/Biorefinery Nexus. *BioMed Research International*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/3642363>
- Zhang, Q. Q., Tian, B. H., Zhang, X., Ghulam, A., Fang, C. R., & He, R. (2013). Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*, 33(11), 2277–2286. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>