

Abstrak

Pencemaran air limbah domestik pada saat ini jika tidak ada tindakan yang tepat untuk menangani, maka akan menyebabkan masalah yang serius. Untuk menyelesaikan masalah tersebut air limbah perlu mengalami proses pengolahan lebih dahulu sebelum dialirkan masuk ke sistem perairan. Salah satu proses pengolahan air limbah domestik di perkotaan adalah menggunakan unit Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL) terpusat.

Tujuan dari penelitian ini adalah untuk mengevaluasi pengelolaan air limbah domestik dalam upaya mengurangi pencemaran air di perkotaan, mengembangkan model *steady state* dan model dinamik pada proses pengolahan air limbah melalui IPAL, mengembangkan model distribusi polutan bahan organik satu-dimensi dan model sesuai dengan kondisi di lapangan serta model sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL.

Penelitian ini menggunakan air limbah dari kolam fakultatif, inlet dan outlet IPAL Sewon dengan pengolahan secara biologi untuk mendegradasi bahan organik dengan memanfaatkan mikroorganisme. Konsentrasi yang dihitung dari model adalah bakteri, alga, zooplankton, *Chemical Oxygen Demand* (COD), detritus, NH_3 , organik nitrogen, organik fosfor, *soluble phosphor*, *Dissolved Oxygen* (DO), *Total Coliform*, *Faecal Coliforms*, dan *Biochemical Oxygen Demand* (BOD) dan hasilnya dibandingkan dengan data observasi.

Hasil penelitian adalah IPAL Sewon yang saat ini baru dioperasikan sebesar 23% dari kapasitas rancangan beban BOD sebesar 4.799,6 kg/hari dan beban BOD rancangan 5.103 kg/hari, baku mutu efluen terpenuhi menurut Surat Keputusan Gubernur Kepala Daerah Istimewa Yogyakarta No. 214/KPTS/1991 tentang Baku Mutu Lingkungan Daerah untuk baku mutu air limbah Golongan II. Permodelan yang dilakukan mempunyai kesalahan sebesar 10%. Simulasi untuk kapasitas rancangan 100% beban BOD sebesar 46.440,19 kg/hari dan waktu tinggal 0,98 hari, baku mutu efluen tidak terpenuhi. IPAL masih efisien dalam mendegradasi BOD pada kapasitas rancangan 40% dengan beban BOD sebesar 18.576,08 kg/hari dan waktu tinggal 2,45 hari dengan baku mutu efluen terpenuhi. Pada simulasi model ditemukan satu parameter kinetika penting yaitu konstanta laju pertumbuhan khusus alga $\mu_A = 0,7 \text{ hari}^{-1}$ untuk model *steady state* dan $\mu_A = 0,95 \text{ hari}^{-1}$ untuk model dinamik. Untuk parameter dan konstanta yang lain pada kedua model adalah sama. Distribusi polutan bahan organik direpresentasikan sebagai model difusi satu-dimensi sepanjang kolam pada jarak 0 m, 25 m, 50 m dan 75 m.

Model dapat digunakan sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL dengan baku mutu air Golongan II untuk BOD, DO, dan COD dengan grafik pengendalian kualitas dengan sudut 45° pada garis prediksi toleransi $\pm 20\%$. Implikasi penelitian adalah dengan temuan parameter kinetika dapat digunakan untuk memperbarui dan merancang desain IPAL sejenis.

Kata kunci : Air limbah domestik, baku mutu efluen, model *steady state*, model dinamik, parameter kinetika

Abstract

Nowadays, if there is no appropriate action to solve domestic waste water pollution, it will cause serious problem. In order to solve that problem, waste water should have been processed previously before it streams down to watery system. One of domestic waste water management processes in urban area uses centered Wastewater Treatment Plant (WWTP).

The objectives of this research are to evaluate domestic waste water processing to reduce water pollution in urban area, develop steady state model and dynamic model within waste water treatment processing through IPAL and develop polutan distribution model of one-dimension organic and model of condition in field as well as model as evaluation tool to WWTP performance.

This research used water waste from qualitative reservoir, inlet and outlet of WWTP Sewon biologically in order to degrade organic substance by using microorganism. Concentration which is calculated from the model was bacteria, alga, zooplankton, Chemical Oxygen Demand (COD), detritus, NH_3 , organic nitrogen, organic phosphor, soluble phosphor, dissolved oxygen (DO), Total Coliform, Faecal Coliforms and Biochemical Oxygen Demand (BOD) and the result was compared to the observation data.

Results of the study are currently WWTP Sewon had operated 23% of design capacity amounted to 4,799.6 kg/day BOD loads, effluent quality standards are fulfilled to regulated by the decree of Yogyakarta Governor No. 214/KPTS/1991 about environment quality standard region to wastewater quality standards Class II. Modelling under taken hard error of 10%. Simulation to design capacity in 100% BOD loads 46, 440.19 kg/day and retention times 0.98 day, that effluent quality standards insatiable. WWTP are still efficient in degrades BOD on design capacity 40% with BOD loads as much as 18, 576.08 kg/day and retention times 2.45 day with effluent standards fulfilled.

Environmental modeling simulation result found one important kinetic parameter, it was specific growth rate constant of alga $\mu_A = 0.7 \text{ day}^{-1}$ for steady rate model and $\mu_A = 0.95 \text{ day}^{-1}$ for dynamic model. For both parameter and other constants were the same models. Distribution of organic material polutan is represented as diffusion model of one-dimension along reservoir on distance 0 m, 25 m, 50 m and 75 m.

The model could be used as evaluation tool to WWTP performance by water qualified standard of Class II for BOD, DO, and COD by quality controlling graphic with angle of 45° on tolerance prediction line $\pm 20\%$. The Research implication was by kinetic parameter used to renew and make design of the sort of WWTP.

Keywords : domestic wastewater, effluent quality standards, steady state models, dynamic models, kinetic parameter

Ringkasan

Dalam kehidupan saat ini, tempat permukiman lebih terpusat pada sebuah kawasan. Hal ini menimbulkan masalah-masalah baru terutama pada sistem saluran pembuangan limbah cair diperkotaan. Cara pembuangan limbah cair secara alamiah sebelumnya yaitu mengalirkannya ke sungai pernah dianggap berhasil dan mula-mula tidak menimbulkan permasalahan oleh karena jumlah limbah cair adalah kecil dibandingkan dengan aliran sungai. Namun dengan meningkatnya pembuangan limbah cair, pencemaran makin meningkat sehingga mencemari lingkungan. Jika tidak ada tindakan yang tepat untuk menangani masalah ini, maka akan menyebabkan masalah yang serius. Semakin padat suatu kawasan, maka masalah pencemaran akan semakin kompleks terutama adalah limbah rumah tangga atau limbah cair domestik. Limbah cair domestik yang tidak terkendali telah menimbulkan pencemaran hampir di seluruh sungai di Indonesia terutama Jawa (Sudharto P. Hadi dan Adjie Samekto, 2007). Untuk menyelesaikan masalah tersebut, air limbah perlu mengalami proses pengolahan lebih dahulu sebelum dialirkan ke sistem perairan. Salah satu proses pengolahan air limbah domestik adalah menggunakan unit Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL) terpusat.

IPAL merupakan hal yang esensial untuk mengendalikan pencemaran air limbah domestik di kota-kota besar Indonesia (Jakarta, Bandung, Yogyakarta, Cirebon, Surakarta, Denpasar, Banjarmasin, Balikpapan, Tengerang, Batam dan Manado). Di Yogyakarta baru mampu melayani kurang dari 25% penduduk kota, sedangkan lainnya menggunakan sistem setempat yaitu menggunakan *septic tank* dan sumur resapan (Kimpraswil Yogyakarta, 2011). Untuk itu IPAL perlu dikenali karakteristik proses yang terjadi dengan perubahannya, hal itu untuk menentukan karakteristik air baku domestik dengan menggunakan parameter antara lain : debit aliran limbah, BOD, COD, DO total nitrogen, total fosfor, alga, zooplankton, total coliform dan faecal coliform. Parameter-parameter yang digunakan untuk menentukan efisiensi degradasi bahan organik yang dominan terkandung dalam air buangan domestik adalah BOD, sehingga efisiensi degradasi bahan organik dalam kolam fakultatif tergantung pada laju penurunan nilai BOD.

Karakteristik temuan hasil dari parameter-parameter untuk diimplikasikan pada perancangan dan memperbaiki disain pembangunan IPAL sejenis, sehingga pembangunan IPAL tidak hanya didasarkan atas pengalaman dan keahlian pembuatannya. Pada proses biologi yang terjadi dalam fenomena fisik yang mendukungnya merupakan hal belum banyak diketahui dan kompleksnya faktor lingkungan yang mempengaruhinya. Oleh

karenanya banyak terjadi ketidak efisienan dalam pengoperasian kolam fakultatif (Rositayanti & Suprihanto, 2004). Selain itu karakteristik hidrolis juga merupakan faktor yang mendukung kinerja suatu unit pengolahan air limbah secara optimal dan membutuhkan kondisi aliran yang tercampur sempurna.

Prinsip dasar dari kolam stabilisasi adalah menyeimbangkan dan menjaga fluktuasi beban organik dan beban hidrolis limbah air, mengendapkan partikel padatan dari air limbah di kolam pertama, memanfaatkan proses fotosintesis yang dilakukan oleh alga sebagai sumber utama oksigen. Proses degradasi bahan organik secara biologis dilakukan oleh mikroorganisme (baik secara aerobik maupun anaerobik), dan pengurangan organisme patogenik melalui beberapa proses interaktif (Veenstra, 2000). Kolam stabilisasi limbah sampai saat ini diyakini sebagai cara paling ekonomis untuk mengolah air limbah (Lani Puspita *et al.*, 2005).

Banyak peneliti telah mengembangkan model-model empiris untuk parameter yang berbeda dalam kolam stabilisasi berdasarkan pengaruh variabel independen dengan menggunakan teknik regresi berganda. Selain model empiris dikembangkan model matematika yang dalam penerapannya secara luas akan menghindari bentuk-bentuk model berdasarkan regresi korelasi atau penggunaan persamaan garis dalam berbagai penelitian laboratorium maupun lapangan (Beran and Kargi, 2005; Purwanto, 2005).

Dalam penelitian ini ditekankan pada bagaimana upaya evaluasi pengelolaan limbah cair domestik di perkotaan melalui pengembangan permodelan lingkungan model *steady state* dan model dinamik kualitas air limbah domestik terhadap sifat fisik, kimia dan biologi pada kolam fakultatif, serta model distribusi polutan 1-dimensi sepanjang kolam dan model sesuai dengan kondisi di lapangan. Selanjutnya model digunakan sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL dengan baku mutu air limbah Golongan II. Hal ini karena apabila air limbah dialirkan masuk ke sistem perairan tanpa mengalami proses pengolahan lebih dahulu, maka tidak akan memenuhi baku mutu air limbah sesuai peruntukannya. Hal ini akan berdampak pada menurunnya kualitas perairan.

Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi upaya pengelolaan limbah cair domestik di perkotaan, mengembangkan permodelan lingkungan pada model *steady state* dan model dinamik pengolahan air limbah melalui IPAL dengan parameter kinetika dan konstanta model yang diestimasi, sehingga model dapat digunakan sebagai alat evaluasi kinerja IPAL. Selanjutnya hasil penelitian dengan temuan karakteristik parameter dan konstanta model dapat digunakan sebagai acuan dalam memperbaiki dan merancang desain IPAL sejenis.

Hubungan antara setiap faktor yang saling berinteraksi dan saling mempengaruhi untuk setiap faktor yang berpengaruh dalam kolam stabilisasi adalah berbeda. Hal ini menunjukkan kompleksitas pencemaran air limbah pada kolam stabilisasi fakultatif. Oleh karena itu diperlukan alat prediksi yang mampu mengakomodir berbagai faktor yang berpotensi menyebabkan perubahan pada kualitas air pada kolam stabilisasi fakultatif, maka disusunlah model yang dapat merepresentasikan proses pengolahan air limbah yaitu model sebagai model biokimia. Dari model biokimia diturunkan menjadi sistem persamaan diferensial non linier simultan yang berupa laju perubahan atau pertumbuhan terdiri dari 13 (tiga belas) sistem persamaan. Permodelan lingkungan merupakan model *steady state* dimana derivatif terhadap waktu adalah nol dan model dinamik yaitu model dengan fungsi waktu. Model *steady state* diselesaikan dengan metode Quasi – Newton dan model dinamik diselesaikan dengan metode Runge-Kutta-Fehlberg (RKF45) yang tergolong dalam keluarga metode Runge-Kutta order-4, namun memiliki ketelitian sampai order-5.

Uji validasi model dilakukan dengan simulasi yang membandingkan antara data observasi dan data hitung dan hasilnya ditampilkan dalam bentuk grafik. Simulasi model dilakukan terhadap konsentrasi bakteri biomassa, alga, zooplankton, *Chemical Oxygen Demand* (COD), detritus, NH_3 , organik nitrogen, organik fosfor, *soluble phosphor*, *Dissolved Oxygen* (DO), *Total Coliform*, *Faecal Coliforms*, dan *Biochemical Oxygen Demand* (BOD). Nilai awal model adalah nilai konsentrasi dari hasil pengukuran pada inlet dan data observasi dari hasil pengukuran di outlet yaitu air limbah yang keluar dari kolam yang berupa efluen. Hal ini telah diatur dengan Surat Keputusan Gubernur Kepala Daerah Istimewa Yogyakarta No. 214/KPTS/1991 tentang Baku Mutu Lingkungan Daerah, air limbah yang keluar dari kolam dari IPAL Sewon masuk ke Sungai Bedog termasuk badan air golongan C yaitu air yang diperuntukkan bagi keperluan perikanan dan peternakan dengan parameter baku mutu air limbah Golongan II.

Evaluasi kualitas air limbah IPAL digunakan grafik pengendalian kualitas yaitu dengan membandingkan konsentrasi data observasi pada sumbu y dan data hitung pada sumbu x dengan toleransi $\pm 20\%$. Pada grafik ditunjukkan dengan garis prediksi sudut 45° dan toleransi $\pm 20\%$ untuk daerah uji terhadap parameter baku mutu air limbah Golongan II yaitu BOD, COD dan DO, sehingga grafik ini dapat digunakan sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL.

Uji sensitivitas model dilakukan dengan mengestimasi parameter dari 44 (empat puluh empat) parameter yang telah diestimasi terdapat 24 (dua puluh empat) parameter yang

sensitif terhadap model yang diperoleh dengan cara mendekatkan antara model dengan data hitung dan data observasi, sehingga mendapatkan error minimum. Estmasi parameter dengan menggunakan “fmincon” pada program Matlab (R2008a). Parameter dan konstanta ini kemudian digunakan untuk simulasi model *steady state* dan model dinamik, yang membedakan dari hasil keduanya adalah terdapat 1 (satu) parameter penting yaitu konstanta laju pertumbuhan khusus alga $\mu_A = 0,7 \text{ hari}^{-1}$ untuk model *steady state* dan $\mu_A = 0,95 \text{ hari}^{-1}$ untuk model dinamik. Pada parameter dan konstanta yang lain pada kedua model adalah sama, hal ini merupakan salah satu kebaruan atau novelty penelitian. Adapun novelty dari penelitian ini adalah (1) permodelan pengolahan air limbah domestik pada kolam stabilisasi fakultatif menggunakan model yang kompleks yang terdiri dari 13 (tiga belas) system persamaan yang menggunakan fenomena fisik, kimia dan biologi serta interaksi antar variabel-variabel yang berpengaruh pada sistem pengolahan air limbah; (2) Permodelan pengolahan air limbah domestik ditemukan konstanta dan parameter model yang dapat dipergunakan untuk memperbaiki dan perancangan acuan desain sejenis unit IPAL.

Dalam upaya mengevaluasi pengelolaan limbah cair di perkotaan yang mempunyai debit rata-rata harian di IPAL sebesar $10.697,53 \text{ m}^3/\text{hari}$ dengan waktu tinggal rata-rata 4,27 hari dan laju degradasi rata-rata $1,85 \text{ hari}^{-1}$ dan kemampuan degradasi bahan organik 86,54%. IPAL Sewon saat ini baru dioperasikan sebesar 23% dari kapasitas rancangan. Beban BOD sebesar $119.990 \text{ orang} \times 40 \text{ gr/orang.hari} = 4.799.600 \text{ gr/hari}$ atau $4.799,6 \text{ kg/hari}$. Beban BOD dengan standar rancangan 5.103 kg/hari dengan asumsi setiap orang menghasilkan 46 gr BOD, dibandingkan kapasitas rancangan, baku mutu efluen terpenuhi menurut Surat Keputusan Gubernur Kepala Daerah Istimewa Yogyakarta No. 214/KPTS/1991 tentang baku mutu lingkungan daerah untuk golongan II. Permodelan yang dilakukan mempunyai kesalahan sebesar 10%. Simulasi untuk kapasitas rancangan 100% menghasilkan beban BOD sebesar $46.440,19 \text{ kg/hari}$ dan waktu tinggal sebesar 0,98 hari, baku mutu efluen tidak terpenuhi. IPAL masih efisien dalam mendegradasi BOD pada kapasitas rancangan 40% dengan beban BOD sebesar $18.576,08 \text{ kg/hari}$ dan waktu tinggal limbah selama 2,45 hari, baku mutu efluen masih terpenuhi.

Dengan menggunakan model yang kompleks pada sistem pengolahan air limbah pada IPAL, ditemukan parameter/konstanta penting yang meliputi konstanta kinetika respirasi bakteri ($K_{BR} = 0,035 \text{ mg/l}$) dan konstanta kinetika massa detritus pada suhu 20°C ($K_{Bd} = 0,035 \text{ hari}^{-1}$) adalah relatif sama dengan peneliti (Metcalf and Eddy, 1979; Frizt et al, 1979). Pada konstanta kinetika pada suhu 20°C ($K_{20^\circ\text{C}}=0,0015 \text{ hari}^{-1}$) jauh lebih rendah dari yang

diperoleh (Fritz *et al*, 1979) sebesar $0,05 \text{ hari}^{-1}$, perbedaan ini karena adanya perbedaan temperatur. Untuk konstanta kinetika respirasi alga ($K_{AR} = 0,003 \text{ hari}^{-1}$) dan konstanta kinetika pada kematian alga ($K_{Ad} = 0,001 \text{ hari}^{-1}$) adalah relatif sama besarnya terhadap peneliti (Baca and Arnett, 1976). Pada konstanta kinetika respirasi zooplankton ($K_{ZR} = 0,003 \text{ hari}^{-1}$) adalah sama (Bowie, *et al*, 1985) dan konstanta kinetika massa detritus zooplankton pada 20°C ($K_{Zd} = 0,0001 \text{ hari}^{-1}$), lebih tinggi dari (Bowie, *et al*, 1985) yaitu sebesar ($K_{Zd} = 0,0001 \text{ hari}^{-1}$), hal ini karena adanya perbedaan temperatur. Pada parameter kinetika laju perubahan konsentrasi DO yang dipengaruhi oleh koefisien transfer udara-air ($K_L = 0,8566 \text{ m/hari}$) dan konstanta kinetika pada T (hari^{-1}) dengan $K = 0,0005$ jauh lebih kecil dari yang diperoleh oleh (Fisher *et al*, 1979) dengan $K = 500$, hal ini disebabkan karena perbedaan kondisi substrat, laju degradasi dan temperatur (Kayombo S, *et al*, 2003).

Untuk parameter kinetika laju produksi kematian bakteri ($Y_B = 0,09$ dan $(\bar{\mu}_B) = 0,01 \text{ hari}^{-1}$ yaitu laju pertumbuhan khusus bakteri pada penelitian ini jauh lebih rendah dari yang diperoleh oleh (Metcalf and Eddy, 1979), hal ini disebabkan oleh berbeda konsentrasi substrat yang ada. Konsentrasi substrat yang tinggi akan menyebabkan laju pertumbuhan bakteri menjadi tinggi. Konstanta semi saturasi bakteri untuk bahan organik (K_{BOM}) sebesar 50 mg/l dan untuk oksigen terlarut (K_{BDO}) sebesar $0,01 \text{ mg/l}$, jauh lebih kecil dari (Fritz *et al*, 1979) sebesar $K_{BDO} = 1 \text{ mg/l}$, hal ini menunjukkan derajat pencemaran bahan organik yang lebih tinggi. Pada konstanta semi saturasi organik nitrogen ($K_{BON} = 0,01 \text{ mg/l}$), organik fosfor ($K_{BOP} = 0,01 \text{ mg/l}$) dan populasi maksimum sel bakteri ($\eta_B = 0,8 \text{ mg/l}$).

Pada parameter kinetika laju pertumbuhan khusus alga ($\mu_A = 0,7 \text{ hari}^{-1}$) adalah lebih tinggi dari peneliti (Bowie *et al.*, 1985). Untuk konstanta semi saturasi organik nitrogen ($K_{AON} = 0,01 \text{ mg/l}$) mempunyai nilai yang lebih rendah ($K_{AON} = 0,1 \text{ mg/l}$) dan organik fosfor ($K_{AOP} = 0,1 \text{ mg/l}$) adalah relatif sama peneliti (Chen, 1970), hal ini karena mempunyai konsentrasi nutrien yang sama. Untuk koefisien pertumbuhan populasi maksimum ($\eta_A = 0,95 \text{ hari}^{-1}$ dan untuk laju khusus pertumbuhan alga pada suhu 20°C ($S_A = 0,0499 \text{ hari}^{-1}$) hampir sama dengan peneliti (Bowie, *et al*, 1985) sebesar ($S_A = 0,05 \text{ hari}^{-1}$), hal ini karena perbedaan kandungan substratnya.

Laju pertumbuhan khusus zooplankton ($\mu_Z = 0,1 \text{ hari}^{-1}$), lebih rendah dari (Jorgensen, 1976) sebesar ($\mu_Z = 0,7 \text{ hari}^{-1}$), hal ini karena adanya perbedaan konsentrasi nutrien. Pada konstanta semi saturasi organik nitrogen ($K_{ZON} = 0,1 \text{ mg/l}$) lebih tinggi dari peneliti (Baca and Arnett, 1976) sebesar $0,01 \text{ mg/l}$ dan untuk organik fosfor ($K_{ZOP} = 0,01 \text{ mg/l}$) adalah sama. Untuk koefisien pertumbuhan populasi zooplankton maksimum ($\eta_Z = 0,95 \text{ mg/l}$).

Untuk laju pertumbuhan khusus bakteri suhu 20⁰C ($S_B = 0,0488 \text{ hari}^{-1}$) lebih besar yang diperoleh (Fritz *et al*, 1979) yaitu $S_B = 0,05 \text{ hari}^{-1}$) perbedaan temperatur dan koefisien regenerasi benthik pada suhu 20⁰C ($U_r = 0,09 \text{ hari}^{-1}$). Pada parameter $T_B = 0,00924 \text{ mg/mg}$ yaitu koefisien stoichiometrik pada bakteri lebih kecil dibandingkan dengan peneliti (Bowie *et al.*, 1985) sebesar 0,124 mg/mg, karena konsentrasi substrat yang lebih rendah dan terhadap alga $T_A = 0,053 \text{ mg/mg}$ lebih rendah dari $T_A = 0,063 \text{ mg/mg}$ (Moren-Grau, 1983).

Pada koefisien konsumsi oksigen pada metabolisme alga ($\alpha_A = 1,244 \text{ mg/mg}$) lebih tinggi dari peneliti (Orlob, 1982) dengan ($\alpha_A = 1,0 \text{ mg/mg}$), hal ini disebabkan karena besarnya oksigen yang tersedia. Demikian juga untuk bakteri ($\alpha_B = 1,2 \text{ mg/mg}$) dengan peneliti lain (Orlob, 1982) dengan ($\alpha_B = 2,0 \text{ mg/mg}$) yang nilainya jauh lebih tinggi dan untuk zooplankton ($\alpha_Z = 0,5 \text{ mg/mg}$), yang jauh lebih kecil dibandingkan peneliti (Moreno-Grau, 1983) dengan ($\alpha_Z = 1,244 \text{ mg/mg}$).

Distribusi polutan bahan organik sebagai model difusi 1-dimensi dari nilai konsentrasi BOD di setiap titik sepanjang kolam pada jarak 0 m, 25 m, 50 m dan 75 m ditunjukkan oleh sekumpulan titik-titik konsentrasi polutan BOD pada permukaan kolam yang terdegradasi dari konsentrasi tinggi ke konsentrasi rendah.

Model sesuai kondisi lapangan terhadap baku mutu air limbah Golongan II dan sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL untuk BOD, DO dan COD terhadap grafik pengendalian kualitas pada sudut 45⁰ garis prediksi toleransi $\pm 20\%$.

Implikasi penelitian adalah dengan karakteristik temuan nilai parameter dan konstanta dapat digunakan untuk memperbarui dan merancang desain IPAL sejenis. Bagi peneliti, permodelan lingkungan pada kolam stabilisasi merupakan bagian dari bidang ilmu rekayasa lingkungan, maka penelitian sejenis dapat dikembangkan pada IPAL sejenis dan validasi model dengan mempertimbangkan konsentrasi pada kondisi ruang, sehingga gradasi konsentrasi pada setiap kedalaman kolam dapat diketahui.

Bagi Pemerintah Daerah, informasi besarnya beban limbah organik ini dapat digunakan sebagai dalam memformulasikan kebijakan dalam pengendalian pencemaran air limbah domestik melalui unit IPAL terpusat. Bagi pengelola air limbah bahwa model dapat dijadikan sebagai alat evaluasi terhadap kinerja IPAL.

Bagi masyarakat yang tempat tinggalnya dilalui saluran air kotor (riol), maka dapat memanfaatkan sistem jaringan tersebut untuk menghemat pembuatan pengolahan pribadi dan mencegah/mengurangi pencemaran terhadap air tanah serta meningkatkan perbaikan lingkungan hidup yang sehat.

Summary

In our nowadays life style , the settlement is more centered on such area. This case makes new problems especially fluid waste banishment distribution system. The natural way of water pollution banishment previously was to flow it down to river and it was ever assumed successful and initially it didn't cause problem because water waste rate was smaller than river flow. However, by increasing water waste banishment, the pollution will increase more therefore it contaminates the environment. If there is no appropriate action to handle this problem, it will cause serious problem. The more dense such area, the more complex of pollution problem will be, especially household waste or domestic water waste. Domestic water waste which is out of control already made contamination almost within all of rivers in Indonesia especially in Java (Sudharto P. Hadi and Adjie Samekto, 2007). In order to solve those problem, water waste needs the management process before it flows down to water system. One of domestic water waste handling processes was using centered Wastewater Treatment Plant (WWTP).

WWTP was essential case to control domestic waste water pollution in big cities in Indonesia (Jakarta, Bandung, Yogyakarta, Cirebon, Surakarta, Denpasar, Banjarmasin, Balikpapan, Tangerang, Batam and Manado). In Yogyakarta it is just able to serve less than 25% of city population, whereas the other used localized system was using septic tank and absorbed well (Kimpraswill Yogyakarta, 2011). Therefore WWTP needs to know the process characteristic occurred with the alteration, that case is to determine domestic standard water characteristic by using parameter such as : water waste rate, BOD, COD, DO total nitrogen, total phosphorus, algae, zooplankton, total coliform and faecal coliform. Parameter used to determine degradation efficiency of dominant substance content within domestic waste water was BOD, therefore degradation efficiency of organic substance within facultative reservoir was depending on descending rate value of BOD.

The Result of founded characteristic from parameters implies on the design and renew of the same WWTP development plan, therefore WWTP development was not only based on experience and expertise of making. In the biological process occurred within physical phenomena which supported it was such case that is not known enough and complexity environmental factor which influences it. Therefore it often occurred inefficiency within facultative reservoir implementation (Rositayanti & Suprihatno, 2004). Besides that hydrolic characteristic also such factor which supported performance of the optimal water waste processing unit and it also needs the flow condition which is perfectly mixed.

The basic principle of stabilization reservoir was to balance and to maintain organic load fluctuation and water waste hydrolic load, precipitate of density particle of water waste within first reservoir, used photosintesis carried out by alga as main resource of oxygen. Organic substance degradation process biologically carried out by microorganism (both aerobically or anaerobically), and reduction of phatogen organism through several interactive process (Veenstra, 2000). Waste stabilization reservoir is recently believed as the most economic way to process waste water (Lani Puspita et.al, 2005).

Many researchers have already developed empirical model for different parameter within stabilization reservoir based on independent variable influence by using double regression technique. Besides, empirical model also developed mathematic model. In wide implementation it will avoid model type due to correlation regression or line equality using within various laboratories or field researches (Beran and Kargi; 2005; Purwanto, 2005).

This research focuses on how to evaluate domestic water waste processing evaluation effort in urban area through environmental modeling development of both steady state and dinamic model of domestic water waste quality to physical characteristic, chemical and biological to facultative reservoir, and one-dimension polutan distribution model along reservoir and model based on the condition in field. Then the model is used as evaluation tool of IPAL performance by water waste quality standard of Class II. This happen because water waste flowed into watery system without previous handling process , therefore it will not meet water waste quality standard as it is used. This case will effect to descending water quality.

This research is aimed to evaluate domestic water waste processing effort in urban area, develop environment modeling on steady state model and water waste dinamic processing model through WWTP by kinetic parameter and estimated model constanta. As a consequence this model could be used as evaluation tool of WWTP performance. Then research result of parameter characteristic founded and model of constanta could be used as reference to renew and design the same WWTP.

The relationship among any factors which interact and influence each other to any influencing factor within stabilization reservoir was different. This case showed waste water polution complexity within facultative stabilization reservoir. Therefore it needs prediction tool which is able to accomodate various potential factors that caused alteration on water quality within facultative stabilization reservoir, so it arranges a model which could represent waste water handling process, it was model as biochemical model. Biochemical model

became differential equation system of non linear simultant such as alteration rate or growth which consists of 13 equation systems.

Environmental modeling was such *steady state* where derivative concerning time was zero and dinamic model was model by time function. *Steady state* model ssolved by Quation- Newton method and dinamic model was solved by Runge-Kutta-Fehlberg (RKF45) method which belongs to Runge-Kutta order-4, although it has accuracy until order-5.

For model validity test carried out by simulation which compared between observation and calculation data and the result was presented by graphics. Model simulation implements to concentration of biomassa bacteria, alga, zooplankton, chemical oxygen demand (COD), detritus, NH_3 , organic nitrogene, organic phosphorus, dissolved oxygen (DO), Total Coliform, Faecal Coliforms and Biochemical Oxygen Demand (BOD). The value of initial model was cocentration from measurement result within inlet and observation data from measurement result in outlet, it was waste water which flows out from reservoir such efluen. This case has already been regulated by the decree of Yogyakarta Governor No. 214/KPTS/1991 about Local Environment Quality Standard, waste water which flows out from WWTP Sewon reservoir to Bedog River includes water department of Class C, it was water which is used to both fishery and animal husbandry with parameter of waste water quality standard of Class II.

For evaluation of WWTP waste water quality, it used quality controlling graphics. It was by comparing concentration of observation data at y axis and calculation data on x axis by tolerance about 20%. At graphics showed by prediction angle line of 45^0 and tolerance about 20% for test area to standard parameter of waste water quality Class II, it was BOD, COD and DO, therefore this graphis could be used as evaluation tool to WWTP performance.

Model sensitivity test is carried out by estimated parameter from 44 parameters that is already estimated include 24 parameters that sensitive to model obtained by the approach between model and both calculation and observation data to obtain minimum error. Parameter is estimated by using "fimincon" on Matlab program (R2008a). These parameter and constanta then used to model simulation of steady state and dinamic model, which differentiated from both results was include 1 (one) important parameter it was specific growth rate constanta of alga $\mu_A = 0.7 \text{ days}^{-1}$ for dinamic model. On parameter and other constanta within both models was the same, this case was such new and or novelty research. The novelty of this research was inovation model from biochemical model within kinetic

process by 44 parameter value found could be used to same reference plan of WWTP unit. Besides that, those were such complex models by 13 differential equation system of simultaneous non linear that already validated by comparing between observation and calculation data.

In order to evaluate waste water in urban area that have daily rate of flow in WWTP is about 10,697.53 m³/day by settled period about 4.27 days and degradation rate level is about 1,85 day⁻¹ and degradation ability of organic substance is about 86.54%. WWTP Sewon had operated 23% of design capacity amounted to 4,799.6 kg/day BOD loads, effluent quality standards are fullfil to regulated by the decree of Yogyakarta Governor No. 214/KPTS/1991 about environment quality standard region to wastewater quality standarts Class II. Modelling under taken hard error of 10%. Simulation to design capacity in 100% BOD loads 46,440.19 kg/day and retention times 0.98 day, that effluent quality standarts insatiable. WWTP are still efficient in degrades BOD on design capacity 40% with BOD loads as much as 18,576.08 kg/day and retention times 2.45 day with effluent standarts fulfilled.

By complexity of model on wastewater processing system on WWTP unit and it found both parameter and important constanta which include bacteria respiration kinetic constant ($K_{BR} = 0.035$ mg/l) and kinetic constant detrital mass at temperature 20°C ($K_{BD} = 0.035$) days⁻¹ was relatively same with researcher (Metcalf and Eddy, 1979; Fritzt *et.al*, 1979). On Konetic constant at temperature 20°C was much lower than obtained (Fritz et al, 1979 about 0.05 day⁻¹, this difference is due to presence of different temperature. For respiration kinetic constanta of alga ($K_{AR}=0.003$ day⁻¹) and kinetic constant on alga mortality ($K_{Ad}=0.001$ day⁻¹) the number was relatively same to the researcher (Baca and Arnet, 1976). On kinetic constant of zooplankton respiration ($K_{ZR} = 0.003$ day⁻¹) was the same (Bowie, *et al*, 1985) and kinetic constant detrital mass of zooplankton at 20°C ($K_{ZD} = 0.0001$ day⁻¹), was higher than (Bowie *et.al*, 1985) it was about ($K_{ZD} = 0.0001$ day⁻¹), it is due to temperature difference. On kinetic parameter of DO concentration alteration rate influenced by coefficient of air transfer ($K_L=0.8566$ m/day) and kinetic constant at T (day⁻¹) with $K = 0.0005$ was less than obtained by (Fisher et.al, 1979) with $K = 500$, this case caused of emergency difference of substrate condition, degradarion rate and temperature (Kayombo S, *et.al* 2003).

Kinetic parameter of bacteria mortality production rate ($Y_B = 0.09$ and $\mu_B = 0.01$ day⁻¹) was specific growth rate of bacteria on research so far much lesser which obtained by

(Metcalf and Eddy, 1979), this case caused by substrate concentration difference existed. High substrate concentration will cause bacterial growth rate became high. Semi saturation constant of bacteria for organic substance (K_{BOM}) is about 50 mg/l and dissolved oxygen (K_{BDO}) about 0.01 mg/l, is much lesser than (Fritz et al, 1979) about $K_{BDO} = 1\text{mg/l}$, this case showed higher contamination temperature or organic substance. Within semi-saturation constant of nitrogen organic ($K_{BON} = 0.01 \text{ mg/l}$), phosphorus organic ($K_{BOP} = 0.01 \text{ mg/l}$) and maximum population of bacterial cell ($\eta_B = 0.8 \text{ mg/l}$).

Within kinetic parameter, the specific rate growth of alga ($\mu_A = 0.7 \text{ day}^{-1}$) was higher from researcher (Bowie *et.al.*, 1985). Semi saturation constant of organic nitrogen ($K_{AON} = 0.01\text{mg/l}$) and phosphorus organic ($K_{AOP} = 0.1 \text{ mg/l}$) have lesser value ($K_{AON} = 0.1$) was relatively same as researcher (Chen, 1970), this case because have same nutrient concentration. For maximum population growth coefficient ($\eta_A = 0.95 \text{ day}^{-1}$) and for certain growth rate of alga was on temperature 20°C ($S_A = 0.0499 \text{ day}^{-1}$) almost same as researcher (Bowie, *et.al*, 1985) about ($S_A = 0.05\text{day}^{-1}$), this case is due to substrate content difference. Specific growth rate of zooplankton ($U_Z = 0.1\text{day}^{-1}$), was less than (Jorgensen, 1976) about ($U_Z = 0.7 \text{ day}^{-1}$), this case because presence nutrient concentration difference. Within semi saturation constant of organic nitrogen ($K_{ZON} = 0.1 \text{ mg/l}$) was larger than researcher (Baca and Arnett, 1976) about 0.01 mg/l and for phosphorus organic ($K_{ZOP} = 0.01\text{mg/l}$) was same. For coefficient maximum zooplankton population growth ($\eta_Z = 0.95 \text{ mg/l}$).

For specific growth rate of bacteria temperature 20°C ($S_B = 0.0488 \text{ day}^{-1}$) was higher that obtained (Fritz *et.al*, 1979) was $S_B = 0.05 \text{ day}^{-1}$) coefficient and temperature difference of benthic regeneration at temperature 20°C ($U_r = 0.09 \text{ day}$). Within parameter $T_B = 0.00924 \text{ mg/mg}$ was stoichiometric coefficient on bacteria was less than researcher (Bowie *et.al* 1985) was about 0.124 mg/mg, because less substrate concentration and to alga $T_A = 0,053 \text{ mg/mg}$ less than $T_A = 0.063 \text{ mg/mg}$ (Moren/Grau, 1983).

On oxygen consumption coefficient in alga metabolism ($\alpha_A = 1.244 \text{ mg/mg}$), it is higher than researcher (Orlob, 1982) with ($\alpha_A = 1.0 \text{ mg/mg}$), this case is caused by oxygen number provided. Thus also for bacteria ($\alpha_B = 1.2 \text{ mg}$) with other researcher (Orlob, 1982) with ($\alpha_B = 2.0 \text{ mg/mg}$) the value was higher and for zooplankton ($\alpha_Z = 0.5 \text{ mg/mg}$), much less than researcher (Moreno Grau, 1983) with ($\alpha_Z = 1.244 \text{ mg/mg}$).

Polutan distribution of organic substance as one-dimension diffusion model from BOD concentration value is in any point along reservoir at distance 0 m, 25 m, 50 m and 75m

showed by polutan points collection of BOD on the reservoir surface which degrades from high to low concentration.

The model is adjusted with the field condition of wastewater quality standard of Class II and as evaluation tool of WWTP performance to BOD, DO and COD to quality controlling graphics at angle 45° of tolerance prediction line about 20%.

Research implication was characteristic found of parameter value and constant. It could be used to renew and design the same WWTP. For researcher, environment modeling within stabilization reservoir was such part of environment simulation knowledge sector, therefore the same research could develop on the same WWTP and model validation by considering concentration on room condition, therefore concentration gradation on any reservoir depth could be found.

For local government, information of the number of this organic waste load could be used to formulate policy within domestic waste water polution controlling through centered WWTP unit. For wastewater organizer that model could been as evaluation tool of WWTP performance.

For society who live through by dirty water distribution (riol), they could utilize that network system to save personal processing and to prevent or reduce the contamination of land water and to improve healthy environment.