

# STUDI OZONISASI SENYAWA ORGANIK AIR LINDI TEMPAT PEMROSESAN AKHIR SARIMUKTI

Arya Rezagama\*)

## Abstract

Existing treatment leachate from Sarimukti Landfill doesn't meet the quality standards of waste water. Preliminary treatment is necessary to break down persistent leachate compounds. Ozone can act directly or indirectly with organic material (Glaze 1986). Column batch reactor system use one liter volume. Ozone is pumped into the leachate in the form of fine bubbles. Variations include Ozone Pumping Flow, Ratio of high/diameter ( $t/d$ ), and pH. Kinetic Reaction of oxygen dissolution in the average leachate is zero order. Increased pumping air discharge and increased pH makes ozone transfer process better. Best value occurs at pH 11, where the value of the reaction rate constant ozone 1.48. The average percentage of organic material allowance 31% COD and 26% TOC. The decline TOC and COD have a tendency to be influenced by the pH optimum 8-9. At alkaline pH makes carbonate ( $CO_3$ ) formed the greater, that make ozone compounds kill quickly. FTIR results showed the intensity of hydroxyl groups increased after ozone oxidation where the substitution of functional groups of organic matter associated with electrophilic addition reaction of oxygen atoms. Existence Fulvic acid also increased the effect compounds and Humic Acid, Humad large has been cut by radicals.

Key words: ozonation, leachate, Organic Materials

## Pendahuluan

TPA Sarimukti merupakan Tempat Pemrosesan Sampah Regional yang meliputi daerah Bandung dan Cimahi. Lokasinya berada pada Desa Sarimukti, Kecamatan Cipatat, Kabupaten Bandung Barat. Pengolahan air lindi eksisting TPA Sarimukti masih belum dapat memenuhi baku mutu. Unit pengolahan meliputi Bak aerasi, Bak pematangan lindi dan dia-khiri wetland. Pengolahan konvensional yang ada berupa kolam stabilisasi sulit mendegradasi kandungan zat organik persisten.

Kuantitas lindi yang dihasilkan tergantung pada jumlah masuknya air dari luar, terutama air hujan, disamping dipengaruhi oleh aspek operasional yang diterapkan seperti aplikasi tanah penutup, kemiringan permukaan, kondisi iklim, dan sebagainya sehingga kuantitasnya bervariasi dan fluktuatif (Englehardt 2006). Air lindi yang tidak terolah dapat meresap ke dalam tanah yang berpotensi bercampur dengan air tanah sehingga menimbulkan pencemaran tanah, air tanah dan air permukaan. Komposisi lindi dari berbagai macam TPA memiliki nilai yang berbeda-beda. Pada TPA yang semakin tua akan menghasilkan molekul organik *recalcitrant* yang ditunjukkan dengan rendahnya rasio BOD/COD dan tingginya nilai  $NH_3-N$ . (Renoua, et al. 2005). Karakteristik COD lindi dari landfill muda (1-2 tahun) sangat tinggi sebesar 3000-60.000 mg/L sangat berbeda dengan karakteristiknya dengan landfill tua (> 10 tahun) sekitar 100-500 mg/L (Tchobanoglous 2002). Maka, perlu adanya pengolahan pendahuluan dalam memecah senyawa persisten menjadi senyawa yang lebih sederhana.

Salah satu alternatif pengolahan air lindi menggunakan prinsip oksidasi dalam mineralisasi limbah ialah teknologi ozon. Reaksi oksidasi dapat bersifat

langsung maupun tidak langsung. Reaksi langsung berupa reaksi molekul ozon dengan berbagai bahan kimia. Sedangkan reaksi tidak langsung terjadi melalui reaksi radikal bebas yang terbentuk dari dekomposisi ozon (Beltrán 2004). Ozon tidak selalu bereaksi sangat reaktif dengan bahan organik. Umumnya, bahan yang dapat bereaksi dengan baik memiliki ikatan rangkap (tidak jenuh) seperti alkena, acetilena, aromatik, thiophosphat, dll. Aromatik sebaiknya diaktifkan dengan substitusi elektrofilik misalnya phenol, aromatik eter, dll. Sedangkan Radikal Hidroksil akan bereaksi dengan semua substansi sehingga disebut *refractory aliphatics* seperti alkohol, asam rantai pendek, dll. (Glaze 1986).

Pengolahan limbah menggunakan AOPs dapat menghasilkan mineralisasi lengkap dari polutan menjadi  $CO_2$ , air dan bahan-bahan anorganik. Umumnya, dekomposisi parsial dari polutan organik yang tidak terdegradasi dapat diolah secara biologi. Maka, kombinasi teknologi AOPs sebagai *Pretreatment* yang kemudian diikuti oleh proses biologi menjadi lebih efisien dan ekonomis (Cañizares et al. 2009 dalam (Poyatos, et al. 2009).

Stabilitas ozon sangat dipengaruhi oleh matriks air, khususnya pH, *Natural Organic Matter (NOM)* dan alkalinitas (Gunten 2003). Kelarutan ozon dan radikal bebas sangat berpengaruh dalam proses degradasi bahan organik. Maka permasalahan yang diangkat mencakup bagaimana laju reaksi ozon dalam air lindi? Bagaimana pengaruh variasi debit ozon, rasio tinggi diameter reaktor dan pH terhadap senyawa organik?

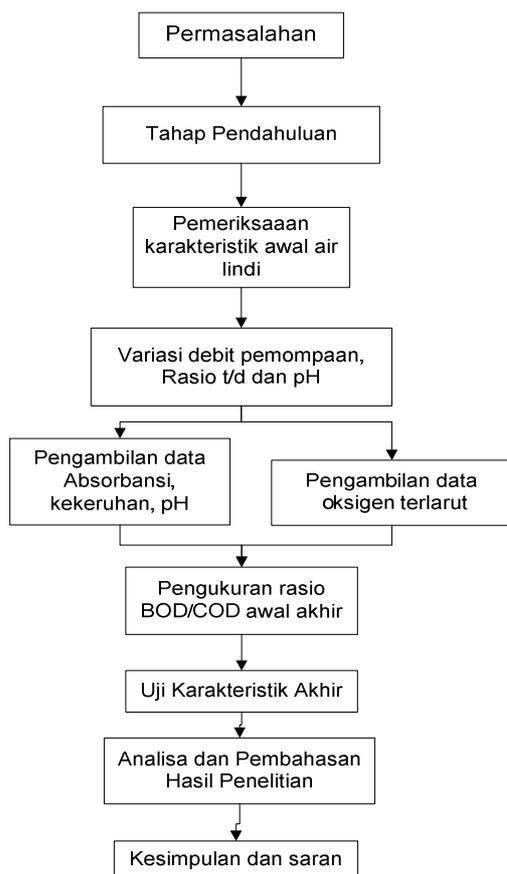
## Metodologi

Sampel air lindi berasal dari TPA Sarimukti sebanyak 30 liter dengan menggunakan jerigen. Letak pengambilan sampel berada pada inlet atau sebelum unit pengolahan lindi TPA. Penyimpanan sampel dilaku-

\*) Staf Pengajar Jurusan Teknik Lingkungan  
Fakultas Teknik Universitas Diponegoro

kan dalam pendingin selama kebutuhan penelitian. Pada penelitian ini perlu pengenceran air lindi sebanyak dua kali agar proses ozonisasi lebih optimal. Uji karakteristik awal dan akhir sampel limbah dilakukan untuk mengetahui sifat kimia fisika air yang meliputi Biological Oxygen Demand (BOD), pH, Chemical Oxygen Demand (COD), Nitrit, Keke-ruhan, NTK, Alkalinitas Asiditas, bsorbansi, Oksigen terlarut (DO), TOC, Suhu.

Metodologi secara keseluruhan dapat dilihat pada gambar 1.



Gambar 1. Diagram Metodologi Penelitian

Sistem reaktor menggunakan kolom batch bervolume satu liter. Udara di pompa dengan pompa udara melewati ozon generator dimana oksigen akan dirubah menjadi molekul ozon. Udara berozon diinjeksikan ke dalam rektor di mana pengaturan debit udara dilakukan dengan flowmeter. Pembentukan gelembung dari udara berozon dihasilkan oleh *airstone*. Air lindi dalam reaktor diaduk menggunakan magnetik stirer dengan kecepatan level lima. Gelembung dan air lindi akan tercampur lebih baik melalui turbulensi air limbah. Peningkatan *driving force* transfer massa ozon dari gas ke cair mengakibatkan reaksi kimia berlangsung cepat. Transfer massa ozon nampak jelas melebihi nilai maksimum transfer massa gas cair (Zhou and Smith 2000).

Data primer yang diukur pada saat proses ozonisasi meliputi pengukuran Konsentrasi Oksigen terlarut, Kekeruhan, Absorbansi, pH dengan pengukuran dilakukan secara duplo (berulang). Pengambilan sampel dilakukan dalam rentang 30 menit dari menit ke nol hingga empat jam reaksi. Selanjutnya dilakukan perhitungan dan analisis kinetika reaksi juga menggunakan Microsoft Excel sehingga diperoleh koefisien laju reaksi orde reaksi yang paling sesuai.

Koefisien perpindahan massa ozon-air ( $K_{La, O_3}$ ) merupakan besaran yang menyatakan seberapa besar massa ozon yang berpindah atau terlarut ke dalam fasa cair (air) per satuan waktu (Karamah, et al. 2009). pengukuran langsung dilakukan dengan menghitung  $K_{la_{O_2}}$  yang dikonversi menjadi  $K_{la_{O_3}}$ .  $K_{la_{O_2}}$  sendiri dicari dengan menggunakan rumus:

$$K_{la_{O_3}} = 0,622 K_{la_{O_2}} \dots\dots \text{Persamaan } \dots\dots (1)$$

Persamaan (1) tersebut valid pada kondisi  $T = 20^\circ\text{C}$ . Pada temperatur yang berbeda, dapat digunakan suatu faktor empiris yang sering digunakan dalam perhitungan yaitu faktor theta,  $\Theta$ .

$$K_{la_t} = \frac{K_{la_{20}}}{\Theta^{20-t}} \dots\dots \text{Persamaan } \dots\dots (2)$$

### Hasil Pembahasan

Konstanta laju reaksi ozon dalam air lindi.

Teknik pengukuran ozon pada air lindi menggunakan pengukuran tidak langsung yang dievaluasi dengan besar koefisien perpindahan massa. Menurut Danc-kwert's (1970) dalam Zhou (2000) mengemukakan teori perhitungan koefisien perpindahan massa ozon yang dihubungkan dengan koefisien perpindahan massa oksigen secara tidak langsung yang telah dipaparkan pada rumus dua.

Koefisien perpindahan massa ozon- air merupakan besaran yang menyatakan seberapa besar massa ozon yang berpindah atau terlarut ke dalam fasa cair (air) per satuan waktu (Karamah, et al. 2009). Perhitungan dalam menentukan nilai k menggunakan excel dimana grafik linear dari orde pertama, dua dan tiga memiliki persamaan reaksi beserta nilai koefisien determinasi ( $r^2$ ) masing – masing. Orde reaksi yang sesuai adalah orde reaksi yang memiliki nilai koefisien determinasi terbesar.

Reaksi pelarutan oksigen dalam air lindi rata-rata termasuk dalam orde nol. Nilai Konsentrasi Oksigen terlarut berubah secara linier perlahan pada reaksi yang cukup lambat. Peningkatan debit pemompaan udara berpengaruh signifikan terhadap peningkatan kadar oksigen terlarut. Pada variasi peningkatan pH terjadi proses transfer oksigen yang semakin cepat. Faktor-faktor yang mempengaruhi transfer gas meliputi ukuran gelembung, diameter pori, volume dan bentuk reaktor (Krisma 2008). Sedangkan pada kontrol dengan aerasi tanpa injeksi ozon nyaris menunjukkan transfer gas yang sangat efisien pada air lindi yang ditunjukkan pada nilai k yang lebih besar

dari variasi. Hal ini disebabkan sifat oksigen memiliki kereaktifan yang lebih rendah dengan hidroksil maupun bahan organik sehingga nilai oksigen terlarut menjadi lebih tinggi.

Setelah diperoleh nilai laju reaksi kelarutan oksigen dalam air, maka dengan persamaan dua nilai k dari oksigen di hitung ke konstanta laju reaksi ozon yang dikoreksi dengan adanya perbedaan suhu 25°C menjadi 27°C. Nilai konstanta terbaik terjadi pada pH 11 di mana nilai konstanta laju reaksi ozon sebesar 1,48.

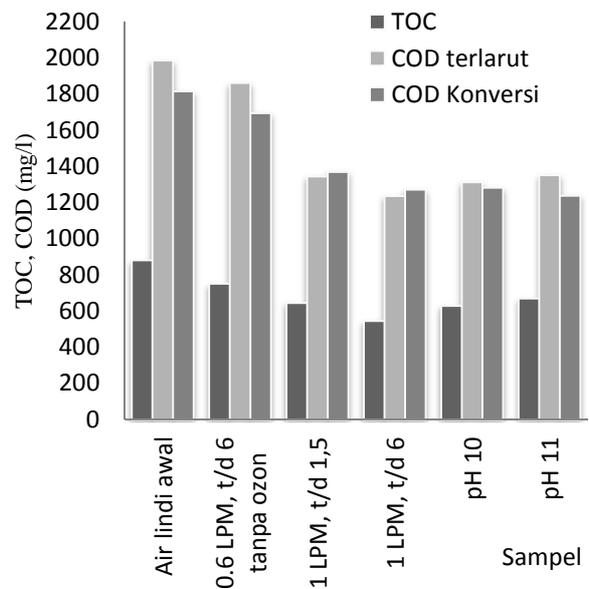
Tabel 1 Perhitungan Konstanta Laju Kelauran Ozon dalam Air Lindi

Variasi	pH	t/d	Debit (LPM)	kla O2 (1/jam)	Kla O3 27 C
Bebas dengan ozonisasi	Normal	6	0.3	0.058	0.042
			0.6	0.061	0.044
			1	0.106	0.077
		1.5	0.3	0.055	0.040
			0.6	0.57	0.041
			1	0.86	0.063
	10	1.5	0.6	0.192	0.140
	11	1.5	0.6	0.202	0.148
Kontrol tanpa ozon	Normal	1.5	0.6	0.127	0.093
		6	0.6	0.199	0.146

### Degradasi Senyawa Organik

Terjadinya proses degradasi zat organik juga ditunjukkan dari perubahan awal dan akhir nilai Total Organik Karbon (TOC) dan *Chemical Oxygen Demand* (COD). Nilai TOC awal sebesar 880 mg/l berkurang setelah ozonasi selama empat jam dengan rata-rata penyisihan 26%. Penyisihan TOC terbaik terjadi pada debit satu lpm, t/d 6, pH 8 sebesar 38%. Jika dibandingkan dengan nilai COD, nampak rata-rata presentase penyisihan tidak terpaut jauh dimana COD 31% sedangkan TOC 26%. Terdapat kesamaan tren penurunan COD dan TOC, dimana penyisihan pada pH 10 dan 11 menjadi kurang efektif dibanding dengan pH delapan. Penyisihan COD terbaik juga terjadi pada debit 1 lpm, t/d 6 dengan 37%. Rasio TOC/COD berada pada 0,4 hingga 0,5 baik di awal maupun akhir proses.

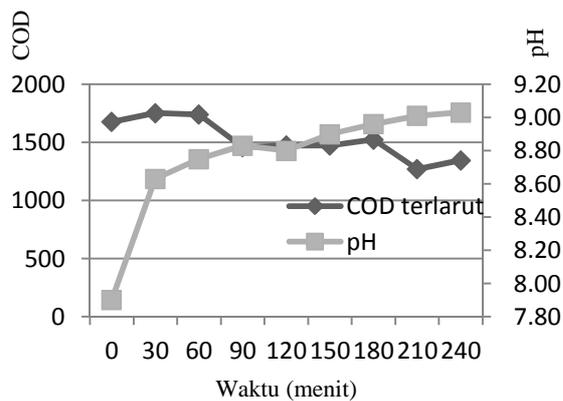
Pada prinsipnya penurunan TOC menunjukkan adanya proses mineralisasi karbon sebagai Karbon-dioksida. Penelitian J. Wu, et al. (2003) memaparkan penurunan TOC sebesar 15% pada air lindi di mana terjadi mekanisme destruksi parsial oleh reaksi langsung ozon. Reaksi langsung ozon bersifat lambat dan berakhir pada Senyawa Asam Karboksilat, Aldehid, dan Keton daripada CO<sub>2</sub>. Menurut Gunten (2003) Walaupun senyawa tersebut dapat didegradasi oleh radikal hidroksil, namun kecepatan oksidasinya lebih lambat dari kecepatan pembentukannya sehingga kuantitasnya menjadi terakumulasi.



Gambar 2. Nilai Total Organik Karbon dan *Chemical Oxygen Demand* (COD) awal dan akhir penelitian

Sedangkan pada penelitian Qurrhesi (2002) dapat menurunkan nilai TOC air lindi sebesar 56% selama enam jam. Waktu yang lebih lama dengan menggunakan oksigen murni membuat penyisihan lebih baik. Penelitian Silva et al. (2004) dalam Renoua, et al. (2005) menyebutkan penurunan nilai COD air lindi sebesar 30% selama satu jam. Aplikasi penggunaan ozon sebesar 3 g/l dapat menunjukkan hasil degradasi yang signifikan. Peneliti lain Bigot et al. (1994); Kim et al. (1997); Steensen (1997); Haapea et al. (2002) dapat menurunkan nilai COD antara 50-70%.

Proses degradasi zat organik memiliki hubungan erat dengan kondisi pH. Penelitian terdahulu menyebutkan oksidasi *micropollutants* pada air limbah sintesis tanpa buffer akan meningkatkan nilai pH dan kecepatan reaksi (Adams, 1990; Heil et al., 1991; Gilbert, 1991 dalam C. Gottschalk, 2000). Sedangkan Gottschalk (1997) menemukan hubungan langsung antara kecepatan reaksi dan konsentrasi OH<sup>-</sup>. Positif efek dari peningkatan konsentrasi OH<sup>-</sup> ialah penghilangan potensi *scavenger* kuat dari karbonat dengan peningkatan pH di atas 8 (Gottschalk, 1997 dalam C. Gottschalk, 2000).



Gambar 3. Hubungan antara penurunan COD terlarut dengan pH pada reaktor dengan debit udara 1 lpm, t/d 6

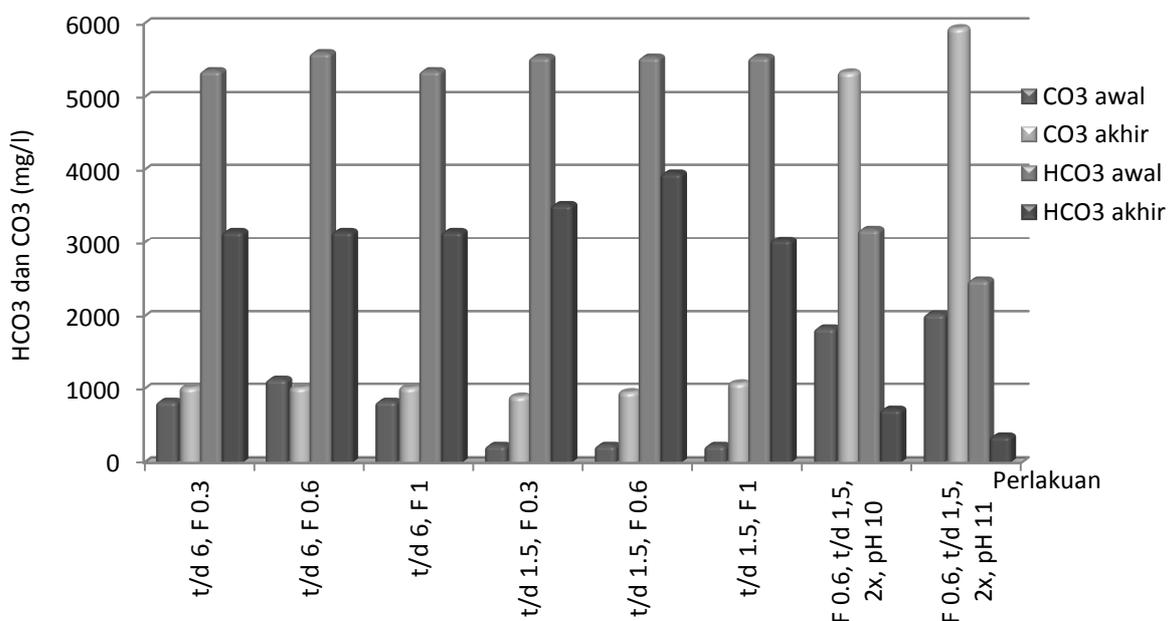
Penyisihan nilai COD setelah 210 menit ialah 24%. Peningkatan pH akan mempercepat reaksi peluruhan ozon sehingga mempercepat terbentuknya radikal OH yang bersifat tidak selektif. Proses degradasi pada menit ke 60 dan 180 merupakan bagian dari tahapan mineralisasi. Pertama ozon mendegradasi senyawa-senyawa organik menghasilkan senyawa antara seperti karbonat. Kedua, Karbonat akan dihilangkan terlebih dahulu menjadi korbondioksida sebagai proses mineralisasi.

Gambar 4 menunjukkan adanya peningkatan nilai dari karbonat ( $\text{CO}_3^-$ ) awal dan akhir. Dilain pihak, nilai Bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) cenderung turun signifikan. Dekomposisi ozon merupakan katalis pembentukan ion hidroksil. Kehadiran ozon akan diasosiasikan dengan keberadaan  $\text{OH}^-$ ,  $\text{HO}_2^*/\text{O}_2^*$  di mana mereka

akan bereaksi dengan bahan organik, radikal *scavenger* ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ) atau ozon sendiri. Semakin tinggi nilai karbon anorganik maka semakin rendah kecepatan degradasi bahan organik. Konsentrasi Karbonat ( $\text{CO}_3^-$ ) meningkat dari awal hingga akhir sedangkan nilai Bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) cenderung turun signifikan. Pada limbah lindi nilai karbonat awal berkisar 727 mg/l  $\text{CO}_3^-$  naik menjadi 1042 mg/l  $\text{CO}_3^-$ .

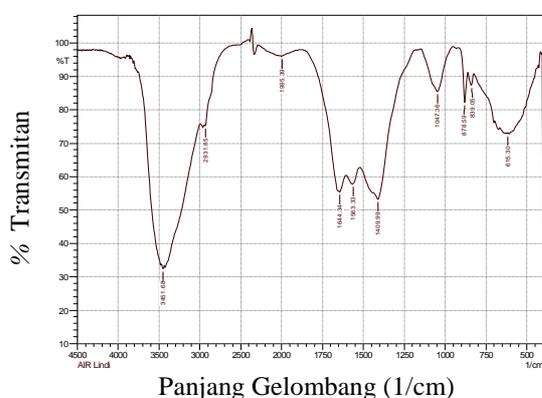
Sesuai dengan Beltran (2004) tipikal umum dari penurunan nilai COD air limbah dapat dibagi menjadi dua tahap. Pertama fase penurunan cepat di mana terjadi penurunan COD dengan kecepatan tinggi setelah itu, tahap ke dua terjadi titik balik di mana kecepatan reaksi menurun akibat terbentuknya karbon anorganik sebagai hasil sementara proses.

Penurunan TOC memiliki kecenderungan dipengaruhi pH dengan nilai optimal pH 8-9. nilai pH basa 10 dan 11 menunjukkan penyisihan nilai TOC semakin buruk. Sebenarnya pH tinggi akan terbentuk radikal hidroksil yang banyak sehingga terjadi proses degradasi senyawa organik yang lebih efektif, namun di sisi lain keadaan pH yang basa membuat karbonat ( $\text{CO}_3^-$ ) terbentuk semakin besar. Nilai karbonat setelah ozonasi pada pH 10 dan 11 terukur lima kali lebih tinggi daripada variasi lain sebesar 5340 mg/l dan 5940 mg/l. Sedangkan nilai bikarbonat  $\text{HCO}_3^-$  menurun sebesar 732 mg/l dan 366 mg/l. Ion karbonat 20-30 kali lebih kuat daripada bikarbonat dalam menghilangkan radikal bebas. Nilai  $K_L$  karbonat  $20 \times 10^7 \text{ Lmol}^{-1}\text{det}^{-1}$  sedangkan bikarbonat ialah  $1,5 \times 10^7 \text{ Lmol}^{-1}\text{det}^{-1}$  (Salama 2000). Maka hal ini membuat penghambat dalam proses mineralisasi air lindi.

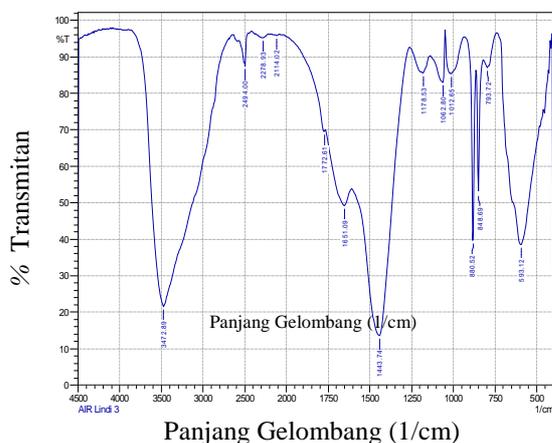


Gambar 4 Perubahan Nilai Alkalinitas awal dan akhir air lindi

Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) umumnya digunakan dalam mengkarakterisasi gugus fungsi dari bahan organik. Setiap gugus fungsi akan menyerap energy pada panjang gelombang yang berbeda-beda yang ditampilkan dalam tingkat intensitas. Ikatan atom akan mengalami vibrasi jika menerima energi inframerah (Zularisam, Ismail and Salim 2006). Pada sampel air lindi awal memiliki regangan O-H terjadi pada panjang gelombang 3541,68  $\text{cm}^{-1}$ . Jika dibandingkan dengan interpretasi FTIR setelah reaksi maka nampak adanya peningkatan nilai transmittan yang di artikan sebagai peningkatan intensitas hidroksil yang nampak pada panjang gelombang 3472,89. Seperti pada penelitian yang Lengais 1991 menyebutkan intensitas grup hidroksil meningkat setelah oksidasi ozon dimana substitusi gugus fungsi dari bahan organik pertengahan diasosiasikan dengan reaksi elektrofilik melalui penambahan atom oksigen.



(a).



(b)

Gambar 5 Hasil Pengukuran FT-IR air lindi (a) sebelum ozonisasi; (b) setelah ozonisasi pada variasi percobaan t/d 1 lpm, pH 8

Regangan C-H alifatik limbah awal nampak pada serapan 2931,85  $\text{cm}^{-1}$  menjadi hilang setelah reaksi ozonisasi. Begitu juga dengan perubahan  $\text{R}_2\text{NH}$  menjadi  $\text{R}_2\text{N}$  pada serapan 3810  $\text{cm}^{-1}$ . Perubahan puncak dan lembah gelombang menandakan ikatan rangkap ganda maupun tiga menjadi berkurang

setelah proses ozonisasi seperti mekanisme *cyclo addition* (J. Wu, et al. 2003). Terjadi peningkatan intensitas  $\text{CH}_3$  pada panjang gelombang 1563,33  $\text{cm}^{-1}$  menjadi 1443,74  $\text{cm}^{-1}$ . Terjadinya perubahan dan penambahan puncak mengindikasikan proses kimia fisika yang merubah gugus fungsi sebuah senyawa. Adanya penambahan puncak gelombang mengikuti aturan reaksi substitusi elektrofilik di-mana satu agen elektrofilik (seperti ozone) me-nyerang satu posisi nucleofilik dari molekul orga-nik (ie. Bahan Aromatik), menghasilkan substitusi satu bagian (i.e., atom, gugus fungsi, etc.) dari molekul.

Sesuai penelitian Kang, et al., 2002 meyebutkan Asam fulvic lindi menjadi semakin nampak setelah proses ozonisasi yang ditunjukkan pada rentang panjang gelombang 1690–1710  $\text{cm}^{-1}$ . Sedangkan serapan rendah panjang gelombang 1651  $\text{cm}^{-1}$  merupakan cincin benzene ikatan ganda. Hal ini juga di dukung dengan penampakan warna kuning Asam Fulvic menjadi dominan di akhir proses ozonisasi. Maka kemungkinan senyawa Asam Humad dan Humic berukuran besar telah terpotong oleh radikal. Pada serapan 1443,74  $\text{cm}^{-1}$  menunjukkan tinggi senyawa aromatic di akhir proses. Hal ini di mungkinkan karena senyawa tersebut terseleksi oleh ozon, dan hanya Ion Hidroksil yang mampu mendegradasinya.

Adanya pemecahan senyawa kompleks juga dikuatkan dengan dengan peningkatan nilai rasio E4/E6. Nilai fraksi MW yang tinggi diasosiasikan dengan nilai rasio E4/E6 yang rendah (Yu-Dong, et al. 2006). Nilai rasio awal limbah air lindi dengan pengenceran ialah 3,85 dan meningkat terus hingga 10,85 setelah empat jam. Maka dapat disimpulkan bahwa fraksi berat molekul semakin kecil selama proses ozonisasi.

### Kesimpulan

Peningkatan debit pemompaan udara dan peningkatan pH membuat proses transfer ozon yang semakin baik. Nilai konstanta terbaik terjadi pada pH 11 di mana nilai konstanta laju reaksi ozon sebesar 1,48. Sedangkan rata-rata presentase penyisihan bahan organik COD 31% dan TOC 26%. Penurunan bahan organik mengindikasikan terjadinya proses mineralisasi zat organik air lindi. Penurunan TOC dan COD memiliki kecenderungan dipengaruhi pH dengan nilai optimal pH 8-9. nilai pH basa 10 dan 11 menunjukkan penyisihan nilai TOC semakin buruk. Pada pH tinggi akan terbentuk radikal hidroksil yang banyak, namun di sisi lain pH yang basa membuat karbonat ( $\text{CO}_3$ ) terbentuk semakin besar yang menghambisi senyawa ozon dengan cepat. Hasil FTIR menunjukkan intensitas grup hidroksil meningkat setelah oksidasi ozon dimana substitusi gugus fungsi dari bahan organik pertengahan diasosiasikan dengan reaksi elektrofilik melalui penambahan atom oksigen. Keberadaan Asam Fulvic juga semakin meningkat yang akibat senyawa Asam Humad dan Humic berukuran besar telah terpotong oleh radikal.

## Daftar Pustaka

1. Beltrán, Fernando J. *Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems*. Florida: Lewis Publishers, 2004.
2. Englehardt, James D. *Options for Managing Municipal Landfill Leachate: Year 1 Development of Iron-Mediated Treatment Processes*. Vols. Report #0432024-06. Florida: University of Florida, 2006.
3. Glaze, William H. "Reaction Products of Ozone: A Review." (University of California) 69, no. 151-157 (1986).
4. Gunten, Urs von. "Review : Ozonation of drinking water : Part I .Oxidation kinetics and product formation." (WaterResearch) 37, no. 1443–1467 (2003).
5. J. Wu, Jerry, Chih-Chao Wu, Hong-Wen Ma, and Chia-Chi Chang. "Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes." (Elsevier) 54, no. 997-1003 (2003).
6. Karamah, Eva F., Setijo Bismo, Letti Annasari, and Wido. "Studi Perpindahan Massa Pada Ozonasi Dengan Gelembung Mikro ." (Universitas Indonesia) ISSN 0975 – 6442 Volume 2, Number 2 (2010), pp. 243–252 (2009).
7. Krisma, Anita. *Penyisihan Besi Dan Zat Organik Dari Air Tanah Menggunakan Ozon (Aop)*. Bandung: ITB, 2008.
8. Poyatos, J.M., M.M. Muñoz, M.C. Almecija, J.C. Torres, E. Hontoria, and F. Osorio. "Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: StateoftheArt ." (Springer Science and Business Media) Water Air Soil Pollut (2010) 205:187–204 (2009).
9. Renoua, S., J-G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirasouyan, and P. Moulin. "Landfill Leachate Treatment : Review And Opportunities." (Commissariat à l’Energie Atomique de Cadarache) 2005.
10. Salama, Amir. "Ozone Oxidation Capabilities." (OZOMAX LTD ) 2000.
11. Tchobanoglous, G. Kreith, F. *Handbook of Solid Waste Management, 2nd*. McGraw-Hill, 2002.
12. Yu-Dong, Xu, Dong-Bei Yue, Yi Zhu, and Yong-Feng Nie. "Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes." *Elsevier*, 2006: 903-911.
13. Zhou, Hongde, and Daniel W. Smith. "Ozone Mass Transfer In Water And Wastewater Treatment : Experimental Observation Susing A 2d Laser Particle Dynamics Analyzer." (Elsevier Science Ltd) 34, No.3., no. 909±921 (2000).
14. Zularisam, A.W., A.F. Ismail, and Razman Salim. "Behaviours of natural organic matter in membrane filtration for surface water treatment — a review." (Elsevier) 194, no. 211–231 (2006).