

Pemanfaatan Kembali Minyak Pelumas Bekas Dengan Metode *Oil Flushing* Menggunakan PVS 2700 Sebagai Langkah Pelaksanaan 3R Limbah B3 Di Unit Pembangkit Semarang

Handariansah

Indonesia Power UP Semarang,
handariansah@indonesiapower.co.id

Indah Hanika Sari

Indonesia Power UP Semarang,
indah.hanika@indonesiapower.co.id

Abstrak

Pelaksanaan 3R limbah B3 di PLTU Tambak Lorok merupakan kegiatan perusahaan yang tidak terpisahkan dengan proses produksi. Limbah B3 dominan yang dihasilkan dari proses produksi berupa minyak pelumas bekas. Karakteristik limbah minyak pelumas bekas tersebut terutama mengandung air dan kontaminan lain setelah digunakan pada peralatan produksi. Usaha untuk memanfaatkan kembali limbah pelumas hingga mencapai standar yang ditentukan dilakukan melalui proses Oil flushing. Fungsi utama dari oil flushing adalah mengurangi kandungan air dengan cara memanaskan minyak pelumas dan menyaring kontaminan dengan metode filtrasi menggunakan wire mesh strainer. Prinsip kerja dari oil flushing dilakukan dengan mensirkulasi minyak pelumas melewati electric heater untuk mengurangi kandungan air dan filter untuk membersihkan kontaminan. Proses Oil flushing ini mampu memperbaiki kualitas dari pelumas. Hal ini ditunjukkan dari hasil pengujian kualitas minyak pelumas sebelum dan sesudah dilakukannya proses flushing. Hasil signifikan terlihat dari parameter water content, dimana proses ini dapat mengurangi kandungan air dalam minyak pelumas dari 1.1 % menjadi < 0.01% selain itu parameter lain juga mengalami peningkatan kualitas seperti specific gravity dari 0.847 menjadi 0.840 dan viscositas dari 29.7 m²/s menjadi 29.0 m²/s. Hasil tersebut didapatkan dari proses flushing minyak pelumas di GTG 2.3 dan penggunaan kembali minyak pelumas yang telah melalui proses oil flushing di GTG 2.3 ini tidak berpengaruh negatif terhadap kinerja peralatan dan mesin – mesin yang ada. Hal tersebut ditunjukkan dengan tidak ada perbedaan terhadap parameter operasi yang terukur yaitu vibrasi pada bearing turbin. Hasil pemanfaatan kembali limbah minyak pelumas dapat menghemat penggunaan minyak pelumas baru sebesar 43,680 ton pada tahun 2013 dan 42,642 ton pada tahun 2014

Kata kunci : kontaminan, limbah B3, minyak pelumas bekas, Oil Flushing

I. PENDAHULUAN

Pelumasan adalah metode yang digunakan untuk menghindari kerusakan mesin dengan cara membentuk lapisan tipis dari gas, cairan atau padatan yang berfungsi untuk mengurangi gesekan antara dua permukaan yang saling bergesekan (Gwidon dan Batchelor, 2006:3). Pelumas dalam bentuk cairan adalah pelumas yang paling banyak digunakan di UP Semarang.

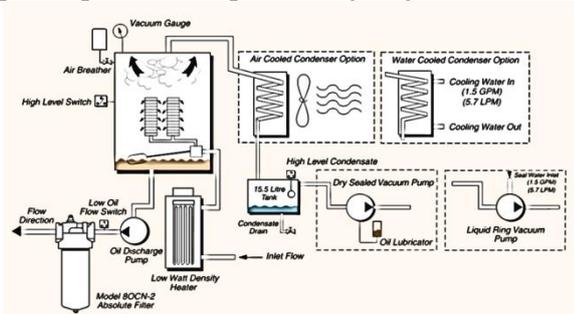
Selama digunakan pada proses pelumasan, pemantauan tribologi dilakukan secara teratur terhadap minyak pelumas untuk mengetahui efektifitas pelumasan. Salah satu parameter penting dalam proses pelumasan adalah adanya kontaminasi yang dapat menyebabkan gagalnya sistem pelumasan. Contoh kontaminasi yang paling sering

terjadi adalah masuknya air dan padatan ke dalam sistem pelumasan.

Pelumas yang terkontaminasi tidak dapat digunakan untuk proses pelumasan. Pelumas bekas ini harus dikeluarkan dan diganti dengan pelumas baru. Dari karakteristik komponen penyusunnya, minyak pelumas bekas ini dikategorikan sebagai limbah B3. UP Semarang memiliki alat purifikasi minyak dengan merk Parker PVS 2700. Kandungan air dan partikel besar dalam minyak pelumas dapat dikurangi sehingga pelumas dapat digunakan kembali. Dengan kata lain, alat ini dapat mendukung upaya 3R terhadap limbah B3 di UP Semarang dengan cara reuse limbah minyak pelumas bekas terutama yang terkontaminasi oleh air dan debris.

II. METODOLOGI

PVS 2700 adalah alat purifikasi yang berfungsi mengeliminasi air, gas, dan partikulat dari system fluida. Sistem purifikasi dapat langsung disambungkan dengan outlet reservoir sehingga proses purifikasi dapat berlangsung secara kontinu.



Gambar 1. Diagram alir Proses PVS 2700

Proses purifikasi minyak dilakukan dengan cara sirkulasi tertutup. Laju alir minyak pelumas melewati alat ini maksimum 37 liter/menit. Minyak yang terkontaminasi masuk dalam kondisi vakum 635 mmHg karena adanya pompa vakum. Pompa vakum ini juga berfungsi memisahkan gas terlarut yang terdapat di dalam minyak. Selanjutnya, minyak tersebut akan dipanaskan hingga temperatur 66 °C untuk memisahkan air dari minyak. Setelah itu minyak akan melewati *cartridge filter* untuk memisahkan partikel yang ukurannya lebih besar dari 10 µm dan masuk kembali ke reservoir. Sementara air yang telah terpisah kemudian dikondensasi sebelum ditampung dalam tangki kondensat yang memiliki kapasitas 31,4 liter.

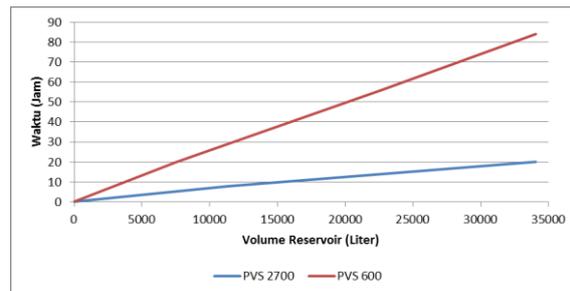
Kualitas minyak yang keluar dari alat PVS 2700 dijelaskan dengan tabel dibawah ini

Jenis Kontaminasi	Target Unjuk Kerja
Partikulat	ISO code 14/13/10*
Air	80-90% air terlarut
Udara	90% udara terlarut
Gas	90% gas terlarut

*menggunakan filter 2 mikron
 Sumber: Hannifin, Parker (2012)

Tabel 1. Hasil yang diharapkan dari alat PVS 2700

Waktu yang dibutuhkan untuk melakukan purifikasi sangat bergantung pada banyaknya minyak yang akan di proses dan kandungan air/kontaminan yang terdapat dalam minyak. Secara umum, waktu purifikasi digambarkan oleh grafik di bawah ini.

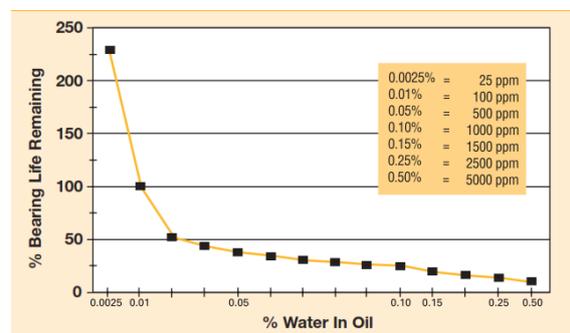


Gambar 2. Estimasi waktu purifikasi

Waktu pelaksanaan purifikasi juga bergantung dari konsentrasi partikel karena filter yang digunakan untuk menyaring partikel harus diganti saat *differential pressure* di filter tersebut meningkat lebih dari 0,5 bar yang menyebabkan waktu purifikasi bertambah. Semakin banyak padatan tersuspensi yang terdapat dalam minyak, semakin sering filter harus diganti.

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

Minyak pelumas yang terkontaminasi air dapat di proses menggunakan alat PVS 2700. Level kontaminasi diwakili oleh nilai kandungan air (*water content*) berdasarkan analisa laboratorium internal dan eksternal.



Sumber: Timken Bearing Co (Juli 1086)

Gambar 3. Pengaruh kandungan air dalam minyak pelumas terhadap umur pakai bearing

Pada umumnya kontaminasi air berasal dari adanya kebocoran pada sistem air pendingin maupun pada system air-uap di boiler yang menyebabkan intrusi air ke dalam minyak pelumas. Tingginya kandungan air diatas batas maksimal yang diijinkan (0,5%) dapat menyebabkan gagalnya sistem pelumasan dan meningkatkan resiko kerusakan pada peralatan.

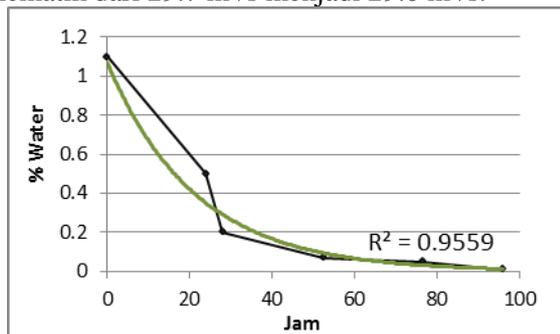
Hasil analisa minyak pelumas dengan kandungan air yang tinggi dapat dilihat pada gambar dibawah ini.

HASIL PEMERIKSAAN LABORATORIUM						
NOMOR : 033/ANKIM/2/2013. JENIS MINYAK : DTE LIGHT OIL. DITERIMA DARI : HMS PLTGU TANGGAL DITERIMA : 4 Maret 2013 DIAMBIL DARI : TURBIN GTG 2.3 TANGGAL DIPERIKSA : 4 Maret 2013.						
NO	SIFAT	SATUAN	BATASAN	SPESIFIKAS I MINYAK	HASIL PEMERIKSAAN	METHODE TEST
1	Specific Gravity at 25 °C	-	-	-	0,853	ASTM D 1298
13	Saponification Number	Mg KOH/gr minyak	-	-	-	ASTM D 974
14	Water Content	%W	Max 0,05	-	1,1	ASTM D 95
16	Ash Content	%W	-	-	-	ASTM D 482
5	Kinematic Viscosity at 100 °C	Cst	4,6 - 5,7	5,2	5,2	ASTM D 445

Gambar 4. Kandungan air dari minyak yang terkontaminasi

Kandungan air yang diijinkan pada minyak pelumas turbin di UP Semarang adalah 0,5 %. Dari gambar diatas, kandungan air di minyak pelumas mencapai 1,1 % sehingga tidak memenuhi kriteria digunakan untuk pelumasan. Menurut PP No. 101 tahun 2014, minyak pelumas bekas masuk kedalam kategori limbah B3. Dengan adanya purifikasi minyak, maka minyak pelumas bekas dapat dikembalikan kembali kondisinya sehingga dapat digunakan kembali sebagai minyak pelumas (*reuse*).

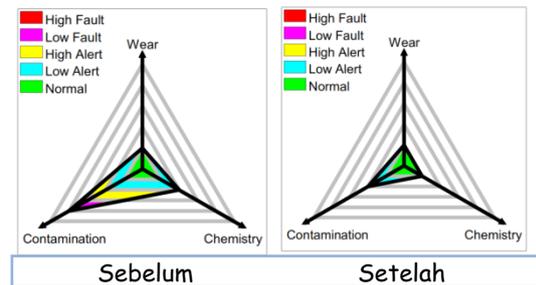
Untuk menurunkan kandungan air dari 1,1 % menjadi 0,01 % membutuhkan waktu 96 jam. Temperature operasi yang digunakan untuk menguapkan air dalam minyak adalah 66 °C atau dibawah temperatur didih air pada kondisi atmosfer (100 °C). Hal ini dimungkinkan karena tekanan operasi pada alat ini mencapai -635 mmHg gauge atau dalam kondisi vakum. Purifikasi juga meningkatkan kualitas dari parameter lain yaitu berat jenis dari 0.847 menjadi 0.840 dan viskositas kinematik dari 29.7 m²/s menjadi 29.0 m²/s.



Gambar 5. Trend penurunan kandungan air pada proses purifikasi minyak pelumas

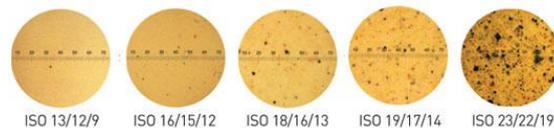
Selain kandungan air, partikel padat/debris dalam minyak pelumas juga dapat menyebabkan kegagalan pada sistem pelumasan. Debris yang terdapat dalam minyak pelumas dapat meningkatkan keausan abrasif di permukaan logam pada *boundary lubrication*. Contoh hasil analisa minyak pelumas

yang terkontaminasi padatan/debris dapat dilihat pada gambar di bawah ini.



Gambar 6. Hasil Purifikasi minyak pelumas GTG 2.3 yang terkontaminasi debris

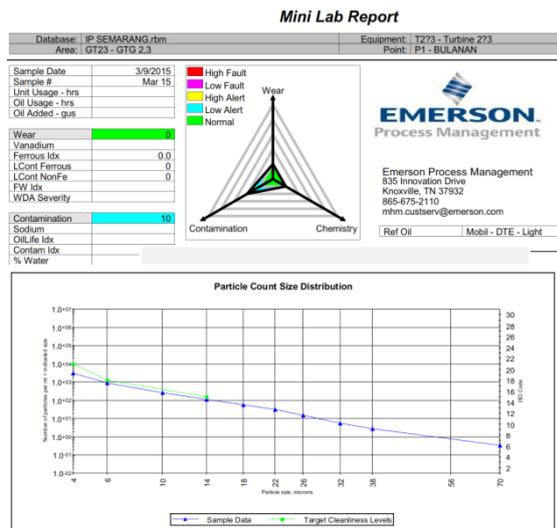
Minyak pelumas yang terkontaminasi logam dapat di proses dengan alat PVS 2700. Untuk menentukan tingkat kontaminasi minyak diwakili dengan nilai *ISO Cleanliness Code* (ISO 4406) yang terukur dari alat CSI 5200. *ISO code* dari minyak pelumas sebelum purifikasi adalah 23/20/15. Proses purifikasi ini menggunakan filter berukuran 10 µm. Setelah melalui proses purifikasi selama 24 jam, *ISO code* nya turun menjadi 18/16/13. Turunnya *ISO code* dari minyak pelumas menunjukkan jumlah debris yang terdapat dalam minyak pelumas berkurang. Sebagai ilustrasi, berikut adalah penampakan mikroskopik dari beberapa *ISO code*.



Gambar 6. Beberapa level kontaminasi dilihat secara mikroskopik

Dari gambar diatas terlihat jelas bahwa naiknya nilai *ISO code* menunjukkan kenaikan kontaminan dalam minyak. Semakin kotor minyak pelumas dapat mengurangi dan mengagalkan fungsi pelumasan. Sebaliknya, semakin bersih minyak pelumas dari partikel, akan memperpanjang umur dari peralatan dan secara umum dapat meningkatkan kehandalan peralatan (Spurlock, 2012).

Pada tahun 2013, dilakukan purifikasi sebanyak 43680 liter. Pada tahun 2014 berhasil dilakukan purifikasi sebanyak 42642 liter dan pada tahun 2015 telah dilakukan purifikasi sebanyak 58000 liter. Sampai dengan saat ini, pemantauan terhadap minyak pelumas hasil purifikasi terus dilakukan secara rutin. Dari analisa tribologi terhadap minyak pelumas hasil purifikasi, tidak terdapat perbedaan yang signifikan dari kandungan air dan nilai *ISO Cleanliness* nya.



Gambar 7. Hasil Analisa minyak pelumas yang telah dipurifikasi

IV. KESIMPULAN

- Purifikasi minyak pelumas dengan PVS 2700 dapat menurunkan kandungan air dari 1,1 % menjadi 0,01 % dalam waktu 96 jam dengan volume minyak pelumas sebanyak 12.480 liter.
- Purifikasi juga meningkatkan kualitas parameter berat jenis dari 0,847 menjadi 0,840 dan viskositas kinematik dari 29,7 m²/s menjadi 29,0 m²/s.
- *ISO Cleanliness Code* dapat turun dari 23/20/15 menjadi 18/16/13 saat dilakukan purifikasi selama 24 jam menggunakan filter 10 µm.
- Total minyak bekas yang telah berhasil dilakukan 3R dari tahun 2013 s.d. Maret 2015 sebanyak 144322 liter.

DAFTAR PUSTAKA

Machine Design, 1986, *How Dirt and Water Effect Bearing Life*, OH. USA., Timken Bearing Co.

Hannifin, Parker, 2015, *PVS Series – Models 185, 600, 1200, 1800 and 2700 Portable Purification Systems*, UK., Hydraulic Filter Division Europe.

Indonesia, 2014, *Peraturan Pemerintah Nomor 101 Tahun 2014 Tentang Pengelolaan Limbah Bahan Berbahaya dan Beracun*, Jakarta, Kementrian Koordinator Bidang Pembangunan Manusia dan Kebudayaan.

Syafa'at, I., 2008, *Tribologi, Daerah Pelumasan dan Keausan*, Semarang, Fakultas Teknik Universitas Wahid Hasyim.

Spurlock, M., 2012, *How Important is the ISO Cleanliness Code in Oil Analysis*, [online], (<http://www.machinerylubrication.com/Read/28979/iso-cleanliness-code>, diakses tanggal 6 mei 2015).

Stachowiak, Gwidon W., dan Batchelor Andrew W., 2006, *Engineering Tribology (Third Edition)*, Oxford, UK., Elsevier Inc.

Penggunaan Lapisan Titania (TiO₂) Di Atas Substrat Kaca Untuk Degradasi BOD dan COD pada Limbah Cair

Hernowo Danusaputro

Program Doktor Ilmu Lingkungan Universitas Diponegoro, Semarang, Indonesia, 50241

Email : hernowo.danusaputro@undip.ac.id

Heri Sutanto

Jurusan Fisika Universitas Diponegoro, Semarang, Indonesia, 50275

Email : herisutanto@gmail.com

Dwi Purwanto Sasongko

Jurusan Fisika Universitas Diponegoro, Semarang, Indonesia, 50275

Email : dwi.sasongko@undip.ac.id

Suripin

Jurusan Teknik Sipil Universitas Diponegoro, Semarang, Indonesia, 50275

ABSTRAK

Telah dilakukan pelapisan bahan fotokatalis titania (TiO₂) di atas substrat gelas dengan metode sol-gel teknik spray coating. Serbuk TiO₂ (Merck, Chemical, 99,98%) sebanyak 0,08 gr dilarutkan ke dalam 10 ml aquadest lalu diaduk dengan magnetic stirrer pada laju putar sebesar 1500 rpm hingga menghasilkan larutan berwarna putih dengan molaritas larutan sebesar 0,5 M.

Larutan berwarna putih hasil sintesis kemudian dimasukkan ke dalam tabung spray-coater dan diberi tekanan hingga 30 psi. Sebelum deposisi, substrat gelas dibersihkan dari pengotor organik dengan merendam substrat ke dalam aseton lalu metanol masing-masing selama 5 menit dengan ultrasonic bath dan dikeringkan dengan cara disemprot gas nitrogen. Sebelum dilapisi titania dengan cara disemprot, substrat gelas dipanaskan pada temperatur 70°C. Lapisan hasil penyemprotan selanjutnya di oven pada temperatur 200°C selama 30 menit dan disintering pada temperatur 400°C-550°C selama 2,5 jam. Hasil pengujian struktur kristal dengan x-ray diffractometer (XRD) menunjukkan bahwa lapisan tipis TiO₂ pada temperatur sintering 400°C masih amorf atau belum menghasilkan lapisan kristalin pada fase anatase (101). Kenaikan temperatur sintering dari 450°C hingga 550°C menghasilkan lapisan tipis titania kristalin. Lapisan titania selanjutnya digunakan untuk mendegradasi limbah cair dengan cara merendam kaca yang telah dilapisi titania dengan limbah organik dan mendapatkan iradiasi sinar matahari selama 3 jam.

Hasil pengujian biological oxygen demand (BOD) dan chemical oxygen demand (COD) menunjukkan bahwa lapisan titania mampu menurunkan kandungan BOD sebesar 79,06% dan COD sebesar 43,83% pada sampel limbah cair.

Kata kunci - TiO₂, Lapisan Tipis, Limbah Cair, Sol-Gel

I. PENDAHULUAN

Air merupakan kebutuhan vital hidup sehari-hari. Hampir semua aspek kehidupan membutuhkan air bersih untuk kebutuhan air minum, memasak, mandi maupun mencuci. Namun demikian, secara umum pemenuhan kebutuhan air bersih saat ini sudah mulai berkurang oleh menurunnya kualitas maupun kuantitas air di lingkungan kita. Saat ini, berbagai upaya telah dilakukan untuk mendapatkan air bersih yang bebas dari pencemaran akibat banyaknya aktivitas manusia dewasa ini. Secara umum ada 4 kegiatan dalam siklus perputaran air berkaitan aktivitas manusia, yaitu eksplorasi air, konsumsi air, produksi air limbah dan penjernihan air limbah. Pada kegiatan keempat yaitu penjernihan air limbah, terdapat beberapa proses kegiatan, antara

lain penyaringan, sedimentasi, filtrasi dan disinfeksi. Meskipun sistem penjernihan ini tergolong efektif, namun demikian masih cukup mahal terkait dengan sistem dan material yang digunakan.

Salah satu teknologi yang memungkinkan untuk mengatasi bau maupun kekeruhan air adalah dengan memanfaatkan material foto katalis sebagai fotodegradasi polutan dengan menggunakan material oksida semikonduktor. Oksidasi foto katalis merupakan proses dimana partikel semikonduktor di dalam suspensi air limbah/kontaminan menangkap cahaya ultra-violet (UV) dan selanjutnya energi ini digunakan untuk menghasilkan pasangan elektron dan lubang (hole). Bahan titanium dioksida dikenal dengan titania (TiO₂) bersifat foto katalis.

Sifat foto katalis tersebut dapat digunakan untuk pemecahan ikatan-ikatan kimia yang terjadi pada air limbah. Peranan material TiO_2 apabila dikenai cahaya UV akan merusak polutan sehingga akan mereduksi keberadaannya di air (Chang W. dan Lin W.Y., 1994). Beberapa penelitian yang telah dilakukan dengan sistem aliran air limbah dengan melewati air limbah tersebut ke dalam media dengan dosis TiO_2 sebesar 1 gram/liter selama 30 menit sambil diberi paparan cahaya UV dapat membunuh 100% bakteri yang ada di air limbah tersebut. Penelitian lain dengan sistem penjernihan menggunakan cahaya UV dengan panjang gelombang 254 nm telah dapat menghilangkan 99,9999% bakteri patogen dan 99,99% virus (Abbaszadegan dan Morteza, 1997).

Penggunaan serbuk TiO_2 yang disebar secara langsung ke dalam air limbah masih memiliki kekurangan. Hal ini disebabkan karena ketika proses pembersihan polutan organik telah selesai dilakukan air menjadi tercemar oleh serbuk TiO_2 . Kekurangan yang ada diselesaikan dengan melapiskan partikel TiO_2 pada partikel transparan, dalam penelitian ini akan digunakan gelas sebagai substrat. Berbagai metoda telah banyak digunakan peneliti dalam deposisi lapisan tipis TiO_2 antara lain sol-gel (Liu X., dkk, 2000), deposisi langsung dari endapan larutan (Shimizu K., dkk, 1999), sputtering (Teresa Viseu M.R., dkk, 1999), ultrasonic spray pyrolysis (Blesic M.D., dkk, 2002), laser-assisted pyrolysis (Carotta M.C., dkk, 1999), co-precipitation method (Lee D.S., dkk, 1999) dan hydrothermal crystallisation (Ruiz A.M., dkk, 2005). Namun metoda deposisi lapisan tipis dengan sol-gel mempunyai keuntungan-keuntungan daripada teknik-teknik lain yaitu sangat baik dalam kontrol komposisi, mempunyai homogenitas tinggi pada tingkat molekuler, menurunkan suhu kristalisasi, serta mampu memproduksi lapisan tipis dengan luas permukaan TiO_2 yang sangat luas dibandingkan dengan metode lain seperti sputtering, CVD (*Chemical Vapor Deposition*), dan MBE (*Molecular beam epitaxy*) yang umumnya menghasilkan deposisi lapisan dengan luas yang terbatas. Selain itu, metode *sol gel* mampu menghasilkan lapisan tipis dalam berbagai bentuk dengan cara deposisi secara *spray-coating*. Keuntungan dari *spray-coating* dibandingkan dengan proses yang lain seperti PVD (*Physical Vapour deposition*), CVD (*Chemical Vapor Depositin*), *Brazing*, *Cladding*, dan elektro *plating* adalah laju deposisi yang tinggi, dapat dilakukan pada kondisi atmosfer, beragam jenis bahan dapat dideposisikan dengan mudah

sesuai dengan aplikasi yang diinginkan, dan lebih ramah lingkungan, yaitu tidak memiliki limbah buangan yang berbahaya pada lingkungan (Prawara, 2006). Ketebalan Pada lapisan tipis TiO_2 dapat mempengaruhi pemanfaatan energi foton untuk mengeksitasi pembawa muatan dari pita valensi ke pita konduksi. Semakin tebal lapisan maka energi foton yang diserap akan semakin banyak (Usman, 2008).

Dalam makalah ini, dibahas tentang pengaruh ketebalan pelapisan deposisi dan molaritas larutan terhadap mikrostruktur lapisan tipis TiO_2 yang dideposisi di atas substrat gelas menggunakan metode sol-gel yang dikomposisi dengan teknik *spray-coating*. Lapisan tipis titania yang dihasilkan digunakan untuk aplikasi pengolah air. Reaksi fotokatalisis dilakukan terhadap air polder tawang dalam sebuah reaktor yang dilengkapi dengan lampu UV-C *Sankyo Denki G10T8* 10 Watt.

II. METODOLOGI

Film tipis TiO_2 dideposisi di atas substrat gelas (*microscopy glass preparat*) menggunakan metode sol-gel teknik *spray-coating*. Sebelum deposisi, substrat gelas dibersihkan dari pengotor organik dengan merendam substrat ke dalam aseton lalu metanol masing-masing selama 5 menit dengan ultrasonic bath. Selanjutnya substrat direndam ke dalam DI water lalu dikeringkan dengan disemprot gas nitrogen. Sebelum disemprot, substrat gelas dipanaskan pada temperatur 70°C untuk meningkatkan daya ikat antara larutan dengan substrat.

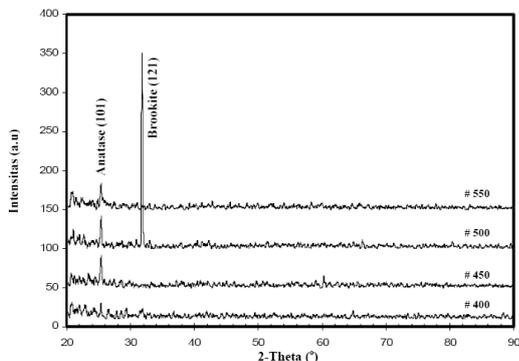
Sebelum deposisi, dilakukan pembuatan larutan TiO_2 . Serbuk TiO_2 (Merck, Chemical, 99,98%) sebanyak 0,0799 gr dilarutkan ke dalam 10 ml aquadest pada derajat keasaman $\text{pH}=8$ lalu diaduk dengan magnetic stirrer pada laju putar sebesar 1500 rpm selama 3 jam hingga menghasilkan larutan berwarna putih dengan molaritas larutan sebesar 0,5 M. Untuk mendapatkan partikel-partikel yang homogen pada larutan tersebut dilakukan penyaringan dengan kertas saring selama ± 30 menit. Larutan yang diperoleh selanjutnya digunakan sebagai prekursor TiO_2 pada proses pelapisan TiO_2 di atas substrat gelas. Larutan berwarna putih hasil sintesis kemudian dimasukkan ke dalam tabung *spray-coater* dan diberi tekanan hingga 30 psi dan disemprotkan pada permukaan substrat yang telah dipanaskan pada temperatur 70°C . Lapisan hasil penyemprotan selanjutnya di oven pada temperatur 200°C selama 30 menit dan disintering pada temperatur 400°C - 550°C selama 3

jam.

Untuk mengetahui sifat-sifat struktur lapisan TiO₂ hasil deposisi dilakukan dengan analisis struktur kristal dengan metode x-ray diffractometer (XRD) pada panjang gelombang sumber difraksi sebesar 1,5406 Å dari sumber CuKα. Hasil uji degradasi polutan limbah air dengan sistem fotokatalis dilakukan dengan pengujian kandungan BOD dan COD pada air hasil treatment.

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil pengujian struktur dengan XRD pada serbuk TiO₂ sebelum dilarutkan menunjukkan bahwa sumber/prekursor TiO₂ mempunyai struktur dominan anatase dengan orientasi (101). Struktur anatase pada TiO₂ menunjukkan sifat foto aktivitas yang lebih tinggi dibandingkan struktur rutile maupun brookite.



Gambar 1. Pola XRD dari lapisan tipis TiO₂ hasil deposisi pada kekentalan larutan 0,5M dengan variasi temperatur sintering 400–550oC selama 3 jam.

Gambar 1 menunjukkan pola XRD dari lapisan tipis TiO₂ hasil deposisi di atas substrat gelas dengan metode sol-gel teknik spray-coating. Lapisan tipis titania yang terbentuk secara keseluruhan mempunyai kualitas kristal tunggal anatase pada orientasi (101). Keberhasilan ini merupakan langkah maju dalam deposisi lapisan TiO₂ khususnya di atas substrat gelas yang kristalin dengan metode sol-gel, yang sampai dengan saat ini masih susah dicapai. Selain itu, kualitas kristal tunggal (single crystal) yang berhasil dideposisi sesuai yang diharapkan yaitu struktur anatase yang secara teoritis mempunyai sifat foto aktivitas yang tinggi dibandingkan struktur rutile maupun brookite. Hasil pengolahan data XRD dengan menggunakan persamaan Scherrer untuk menentukan crystalite size (ukuran bulir kristal) dan fitting dengan

Microcal Origin Lab. 7.5 untuk menentukan nilai full width at half maximum (FWHM) untuk menyatakan secara kualitatif kualitas kristal anatar sampel. Bentuk persamaan Scherrer sebagai berikut:

$$L = \frac{K \lambda}{B \cos \theta}$$

dengan L = ukuran bulir kristal; K suatu konstanta (untuk bahan oksida = 0,94); λ = panjang gelombang sumber sinar-X yang digunakan (dalam penelitian ini λ = 1,5406 Å); β = nilai FWHM dan θ = sudut posisi puncak difraksi kristal. Hasil pengolahan data XRD tersebut ditunjukkan pada tabel 1.

Tabel 1. Ukuran bulir kristal dan nilai FWHM dari lapisan tipis TiO₂ pada bidang anatase (101) untuk berbagai temperatur sintering.

Sampel	Ukuran Bulir Kristal (nm)	Nilai FWHM bidang orientasi anatase (101)
400°C	-	-
450°C	100,81	0,15662
500°C	88,91	0,17758
550°C	47,97	0,32910

Hasil analisis XRD menunjukkan bahwa deposisi lapisan tipis TiO₂ pada temperatur sintering 400°C masih belum menghasilkan lapisan kristalin atau masih bersifat amorf. Kenaikan temperatur sintering 450oC telah mampu menghasilkan lapisan titania kristalin anatase (101). Penambahan energi dalam bentuk termal ini menyebabkan terjadinya keragaman proses nukleasi pada permukaan subtrat. Nukleasi, untuk membentuk butiran yang memiliki domain anatase (101) di samping butiran yang berdomain brookite (121), terjadi. Kenaikan temperatur sintering hingga 550°C telah mampu menghasilkan lapisan tipis titania kristalin. Hasil pengolahan data XRD menunjukkan bahwa semakin besar temperatur sintering menyebabkan kualitas kristal dari lapisan menurun ditunjukkan

dengan semakin membesarnya nilai FWHM. Hal ini diduga penambahan temperatur sintering selain menyebabkan proses kristalisasi pada lapisan titania juga menyebabkan perubahan fase pada substrat gelas karena telah mendekati *melting point* dari bahan gelas. Hal ini menyebabkan terjadinya penurunan kualitas kristal lapisan di atasnya. Selain itu, kenaikan temperatur sintering mengakibatkan penurunan ukuran bulir kristal dari lapisan titania yang terbentuk. Dari hasil penelitian diperoleh parameter optimum temperatur sintering lapisan tipis titania yang dideposisi di atas substrat gelas sebesar 450°C. Hasil penelitian yang diperoleh telah mempunyai kualitas yang lebih baik dibandingkan dengan hasil yang diperoleh peneliti lain yaitu Hansheng Li, *Journal of Hazardous Materials* 169, pp. 1045-1053, (2009) dan Yongjun Chen, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 203, pp. 192-198 (2009) yang masih menghasilkan lapisan tipis TiO₂ polikristal dengan struktur anatase dan rutil bercampur.

Sistem pengolah air bersih telah dibuat, terdiri dari 2 pompa yang bertujuan untuk mengalirkan air kotor ke bak penampungan pertama, dan pompa kedua untuk mensirkulasikan air yang telah melewati biofilter untuk diolah melalui reaktor foto katalis TiO₂ yang diaktifasi dengan menggunakan lampu UV sebanyak 2 buah masing-masing dengan daya 10 W. Hasil-hasil pengolahan air telah diujikan sifat kimia dan biologis nya antara lain uji kandungan Biological Oxygen Demand (BOD) dan Chemical Oxygen Demand (COD) pada air hasil pengolahan.

Reaksi fotokatalisis dilakukan terhadap air polder tawang (sampel air limbah). Reaksi fotokatalisis dilakukan dalam sebuah reaktor yang dilengkapi dengan lampu UV-C *Sankyo Denki GI0T8* 10 Watt. Sinar UV-C mampu mengeksitasi elektron TiO₂. Eksitasi elektron dari pita valensi ke pita konduksi yang pada akhirnya akan menghasilkan gugus radikal hidroksil (*OH) yang merupakan oksidator kuat, sehingga mampu mengoksidasi senyawa organik. Radikal-radikal ini akan terus menerus terbentuk selama TiO₂ disinari dengan sinar UV. Radikal tersebut akan menyerang

polutan sehingga polutan yang ada pada air polder tawang tersebut akan terdegradasi. Dari hasil eksperimen diperoleh perlakuan yang terbaik adalah dengan pemaparan lampu ultra violet selama 6 jam telah mampu menurunkan kadar BOD dan COD berturut-turut 79,06% dan 43,81%.

IV. KESIMPULAN

Telah berhasil dideposisi lapisan tipis TiO₂ kristalin di atas substrat gelas dengan metode sol-gel teknik spray-coating dengan temperatur sintering 450°C - 550°C. Temperatur penumbuhan sangat mempengaruhi kualitas kristal, struktur kristal dan ukuran bulir kristal yang terbentuk. Penumbuhan pada temperatur 400°C belum menghasilkan lapisan TiO₂ kristalin atau malah bersifat amorf. Penumbuhan pada temperatur 450°C dan 550°C menghasilkan lapisan dengan bidang kristal tunggal anatase (101). Sedangkan penumbuhan pada temperatur 500°C menghasilkan struktur kristal anatase dan brookite bercampur. Semakin besar temperatur sintering menyebabkan kualitas kristal menurun dan mengakibatkan penurunan ukuran bulir kristal dari lapisan TiO₂ yang terbentuk. Dari hasil penelitian diperoleh parameter optimum temperatur sintering lapisan tipis titania yang dideposisi dengan metode sol-gel teknik spray-coating di atas substrat gelas sebesar 450°C. Hasil pengujian biological oxygen demand (BOD) dan chemical oxygen demand (COD) menunjukkan bahwa lapisan titania mampu menurunkan kandungan BOD sebesar 79,06% dan COD sebesar 43,83% pada sampel limbah cair.

DAFTAR PUSTAKA

- Alem A., Sarpoolaky H., dan Keshmiri M. 2009. *Sol-Gel Preparation of Titania Multilayer Membrane for Photocatalytic Applications*, *Ceramic International*, **35**: 1837-1843.
- Blesic M.D., Saponjic Z.V., Nedeljkovic J.M., dan Uskokovic D.P. 2002. *TiO₂ Films Prepared by Ultrasonic Spray Pyrolysis of Nanosize Precursor*, *Mater. Lett.*, **54**: 298-303.
- Carotta M.C., Ferroni M., Gnani D., Guidi V., Merli M., Martinelli G., Casale M.C., dan Notaro M. 1999. *Nanostructured Pure and Nb-Doped TiO₂ as Thick Film Gas Sensors for Environmental Monitoring*, *Sens. Actuators B: Chem.*, **58**: 310-317.
- Garzella C., Comini E., Tempesti E.,

- Frigeri C., dan Sberveglier G. 2000. *TiO₂ Thin Films by a Novel Sol-Gel Processing For Gas Sensor Application*. *Sensor and Actuators B: Chem*, **68**:189-196.
- Hemissi M., Amardjia-Adnani H., dan Plenet J.C. 2009. *Titanium Oxide Thin Layers Deposited by Dip-Coating Method: Their Optical and Structural Properties*. *Current Applied Physics*, **9** (4):717-721.
- Jintao Tian, Lijuan Chen, Jinhui Dai, Xin Wang, Yansheng Yin, Pingwei Wu. 2009. *Preparation and Characterization of TiO₂, ZnO, and TiO₂/ZnO Nano Films Via Sol-Gel Process*, *Ceramics International*, **35**: 2261-2270.
- Lee D. S., Han S. D., Huh J. S., dan Lee D. D. 1999. *Nitrogen Oxides-Sensing Characteristics of WO₃-Based Nanocrystalline Thick Film Gas Sensor*, *Sens. Actuators B: Chem.*, **60**: 57-63.
- Liu X., Yang J., Wang L., Yang X., Lu L., dan Wang X. 2004. *An Improvement on Sol-Gel Method for Preparing Ultrafine and Crystallized Titania Powder*, *Mater. Sci. Eng. A*, **289**: 241-245.
- Malato, S., Cassady, J., Reed, R. H. dan McGuigan, K. G. 2004. *A novel TiO₂-Assisted Solar Photocatalytic Batch-Process Disinfection Reactor for The Treatment of Biological and Chemical Contaminants in Domestic Drinking Water in Developing Countries*. *Solar Energy*, **77**:649-675.
- Mohammadi M. R., Fray D. J., dan Cordero-Cabrera M. C. 2007. *Sensor Performance of Nanostructured TiO₂ Thin Films Derived From Particulate Sol-Gel Route and Polymeric Fugitive Agents*, *Sensors and Actuators B*, **124**: 74-83.
- Ruiz A. M., Arbiol J., Cornet A., Shimanoe K., Morante J. R., dan Yamazoe N. 2005. *HRTEM/EELS Analysis, Structural Characterisation and Sensor Performances of Hydrothermal Nano-TiO₂*, *Mater. Res. Soc.*, **828**: A4.10.1-A4.10.6.
- Shimizu K., Imai H., Hirashima H., Tsukuma K. 1999. *Low-Temperature Synthesis of Anatase Thin Films on Glass and Organic Substrates by Direct Deposition From Aqueous Solutions*, *Thin Solid Films*, **351**: 220-224.
- Teresa Viseu M. R., dan Ferreira M. I. C. 1999. *Morphological Characterisation of TiO₂ Films*, *Vacuum*, **52**: 115-120.
- Zhang X., Zhang F., dan Chan K. Y. 2006. *The Synthesis of Pt-Modified Titanium Dioxide Thin Films by Microemulsion Templating, Their Characterization and Visible-Light Photocatalytic Properties*, *Mater. Chem. Phys.*, **97**: 384-389.

Pemanfaatan Kulit Pisang Kepok (*Musa Acuminata Balbisiana C.*) Sebagai Biosorben Menggunakan Aktivator Asam Klorida (HCl)

Ricky Setiawan

Program Studi Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Universitas Islam Indonesia
Jalan Kaliurang Km 14,5 Yogyakarta 55584

Supriyanto,

Program Studi Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Universitas Islam Indonesia
Jalan Kaliurang Km 14,5 Yogyakarta 55584

iamsupriyanto@gmail.com

Andik Yulianto

Program Studi Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Universitas Islam Indonesia
Jalan Kaliurang Km 14,5 Yogyakarta 55584

ABSTRAK

Pisang merupakan tanaman yang memiliki banyak kegunaan, mulai dari buah, batang, daun, kulit hingga bonggolnya. Produk samping dari pengolahan pisang adalah kulit pisang itu sendiri. Dilakukan penelitian pembuatan biosorben kulit pisang kepok dengan aktivator asam klorida(HCl) untuk meningkatkan kinerja penyerapan kulit pisang. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui konsentrasi HCl optimum yang di gunakan untuk aktivasi, luas permukaan, dan karakteristik kulit pisang. Biosorben kulit pisang yang di gunakan telah teraktivasi Asam klorida (HCl) dengan konsentrasi 1,5M; 2M; 2,5M; dan 3M. Didapatkan konsentrasi optimum adalah 1,5M dengan luas penyerapan adalah 303,52m²/gr. Karakterisasi dengan FTIR menunjukkan adanya puncak serapan baru pada gelombang 1728,22 cm⁻¹ yang merupakan gugus fungsi C=O, pada gelombang 3757,33 cm⁻¹ gugus fungsi -NH₂. Serta hilangnya beberapa serapan gelombang dari kulit pisang teraktivasi 1,5M pada frekuensi 2368,59 cm⁻¹, 1874,81 cm⁻¹, 570,93 cm⁻¹ yang diduga adalah logam pengotor. Pada penelitian ini juga didapatkan nilai kadar air kulit pisang yang sudah teraktivasi sebesar 27,2 %, kadar abu 8,7 % serta angka iod 40,60 mg/g.

Kata kunci: Kulit pisang, biosorbent, Asam Klorida, luas permukaan, FTIR

I. PENDAHULUAN

Pisang merupakan tanaman yang memiliki banyak kegunaan, mulai dari buah, batang, daun, kulit hingga bonggolnya. Tetapi untuk saat ini kebanyakan buah pisang tidak di konsumsi secara langsung tetapi harus dilakukan pengolahan terlebih dahulu supaya harga jualnya lebih tinggi dibandingkan tanpa pengolahan. Produk akhir dari pengolahan tersebut menghasilkan limbah, salah satunya kulit pisang itu sendiri. Sering kali kulit pisang dianggap barang tak berharga, tetapi dari penelitian (Hossain *et al.*, 2007) kulit pisang dapat di jadikan biomaterial penyerap logam berat dengan menggunakan metode adsorpsi.

Pencemaran lingkungan yang di sebabkan oleh logam berat akibat buangan dari limbah industri akhir-akhir ini meningkat dan mengkhawatirkan, salah satunya adalah logam tembaga (Cu) dan logam krom (Cr) yang banyak terdapat dari hasil limbah

elektroplating. Berdasarkan hasil penelitian sebelumnya, oleh Sherly dan Cahyaningrum, 2014 kulit pisang kepok dapat di jadikan sebagai biosorben untuk menyerap logam Cr⁶⁺ dengan menggunakan aktivator H₂SO₄.

Sedangkan untuk penelitian kali ini akan di lakukan variasi yang berbeda dengan menggunakan kulit pisang yang lebih spesifik yaitu kulit pisang kepok (*Musa acuminata balbisiana C.*) dan menggunakan aktivator asam klorida (HCl). Kemudian untuk mengetahui perubahan gugus fungsi menggunakan *Fourier Transform-InfraRed* (FTIR) dan juga melihat luas permukaan menggunakan metode *Methylene Blue* serta membandingkan spesifikasi biosorben kulit pisang kepok dengan karbon aktif alam.

II. METODE PENELITIAN

2.1 Alat dan Bahan

Peralatan yang digunakan dalam penelitian ini adalah oven listrik, stirrer, furnace, timbangan analitik AND GF-600, FTIR 8201C Shimadzu, dan spektrofotometer. Sedangkan bahan yang digunakan adalah kulit pisang kepok, asam klorida, larutan *methylene blue*, larutan iodine, KI, Na₂S₂O₃ dan aquadest.

2.2 Prosedur Kerja

2.2.1 Persiapan Biomassa Kulit Pisang

Kulit pisang dicuci menggunakan air sampai bersih. Kemudian dioven dengan suhu 105⁰C hingga kering, dimana ditandai dengan warna coklat kehitaman dan mudah untuk dipatahkan. Kemudian kulit pisang yang sudah kering tersebut di haluskan, selanjutnya di saring dengan ayakan dengan ukuran 100 mesh. baru di lakukan uji karakterisasi menggunakan *Fourier Transform Infrared* (FTIR).

2.2.2 Aktivasi Biomassa Menggunakan Asam Klorida

Kulit pisang yang sudah berukuran 100 mesh kemudian diambil sebanyak 1 gram dan di masukkan kedalam larutan asam klorida dengan konsentrasi 1,5 M ; 2 M ; 2,5 M dan 3 M. Kemudian diaduk menggunakan stirrer selama 60 menit. Selanjutnya disaring menggunakan corong buncher yang di lapiasi dengan kertas saring, residu yang tertinggal di kertas saring di keringkan dengan menggunakan oven dengan suhu 60⁰C hingga kering. Terakhir di lakukan uji karakteristik dengan *Fourier Transform Infrared* (FTIR).

2.2.3 Penentuan Luas Permukaan Adsorben dengan Metode *Methylene Blue*

Sebelum melakukan penentuan luas permukaan, maka harus dilakukan dahulu pembuatan kurva standar metilen biru. Buat larutan *methylene blue* 5 ppm, kemudian encerkan lagi menjadi konsentrasi 0,1 ; 0,5 ; 1,0; 1,5 ; 2,0 ppm. Ukur dengan panjang gelombang optimum dari 500-700 nm, kemudian dibuat kurva standar. Penentuan luas permukaan biosorben dilakukan dengan cara mengambil biomassa sebanyak 0,5 gram yang sudah teraktivasi dan yang belum teraktivasi. Kemudian di tambahkan 50 ml larutan *methylene blue* dengan konsentrasi 1 ppm. Aduk dengan stirrer selama 60 menit, selanjutnya saring dengan kertas saring. Hasil dari saringan kemudian di ukur absorbansinya dengan menggunakan spektrofotometri dengan panjang gelombang optimum yang sudah di cari sebelumnya untuk membuat kurva kalibrasi.

Berikut adalah persamaan untuk menghitung berat teradsorpsi maksimum (mg/gr) :

Untuk mendapatkan berat teradsorpsi maksimum menggunakan persamaan (2.1)

$$S = \frac{X_m \cdot N \cdot a}{M_r} \dots (2.1)$$

dimana :

S = luas permukaan adsorben (m²/gram)

X_m = berat adsorbat teradsorpsi (mg/g)

N = (6,022 x 10²³ mol⁻¹)

a = luas penutupan oleh 1 molekul metilen biru (197 x 10⁻²⁰ m²/mol)

M_r = massa atom relatif metilen biru (320,5 g/mol)

Sedangkan nilai X_m, dapat dicari menggunakan persamaan 2.2 :

$$X_m \left(\frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) = \frac{(C_o - C_i) \times V}{m} \dots (2.2)$$

Dimana

C_o = konsentrasi awal (mg/L)

C_i = konsentrasi akhir (mg/L)

V = volume larutan (L)

m = berat biomassa (g)

2.2.4 Analisis Kadar Air

Ambil biomassa sebanyak 1 gram yang sudah teraktivasi optimum, kemudian di oven selama 3 jam dengan suhu 100⁰ C. Masukkan kedalam desikator hingga berat konstan, kemudian hitung. Untuk menghitung berat kadar air dapat menggunakan persamaan 2.3 berikut :

$$\% \text{ kadar air} = \frac{W_a - W_b}{W_a - W_o} \times 100\% \dots (2.3)$$

Dimana

W_a = Berat cawan isi A (g)

W_b = Berat cawan Isi B (g)

W_o = Berat cawan kosong (g)

2.2.5 Analisis Kadar Abu

Ambil biomassa yang digunakan dari hasil uji kadar air, kemudian di oven selama 3 jam dengan suhu 400⁰ C dengan oven atau furnace. Masukkan kedalam desikator hingga berat konstan, kemudian hitung. Untuk menghitung berat kadar air dapat menggunakan persamaan 2.4 berikut :

$$\% \text{ kadar abu} = \frac{W_a - W_b}{W_a - W_o} \times 100\% \dots (2.4)$$

Dimana

W_a = Berat cawan isi A (g)

W_b = Berat cawan Isi B (g)

W_o = Berat cawan kosong (g)

2.2.6 Analisis Daya Serap Iodin

Sampel kering sebanyak 1 gram dimasukkan dalam labu ukur yang dibungkus kertas karbon, ditambahkan 50 ml larutan I₂0,1 N, dikocok selama 15 menit pada suhu kamar, dan disaring. Filtrat sebanyak 10 ml dititrasi dengan larutan Na₂S₂O₃ 0,1 N sehingga berwarna kuning muda dan diberi beberapa tetes larutan amilum 1 % dan dititrasi hingga warna biru hilang. Kemudian Xi, daya serap iod (mg/g) di hitung dengan persamaan 2.5 berikut :

$$Xi = \frac{(B-A) \times N \times 126,93 \times fp}{s} \dots (2.5)$$

- A = Volume Na₂S₂O₃ yang di gunakan untuk mentitrasi 10 ml larutan stok (ml)
- B = Volume Na₂S₂O₃ yang di gunakan untuk 10 ml larutan blanko (ml)
- N = Normalitas Na₂S₂O₃
- Fp = Faktor pengenceran
- S = Berat karbon aktif
- 126,93 = Berat Molekul I₂

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1 Penentuan Luas Permukaan dengan Metode Methylene blue

Sebelum melakukan uji luas permukaan dengan menggunakan *methylene blue* terlebih dahulu membuat kurva standar dengan konsentrasi 0,1 ; 0,5 ; 1,0 ; 1,5 ; 2,0 ppm dengan panjang gelombang 664 nm. Berikut adalah hasil dari penentuan luas permukaan biosorben menggunakan metode *methylene blue*. Tabel 3.1 menunjukkan hasil analisis luas permukaan pada pelbagai konsentrasi aktivator HCl.

Tabel 3.1 Hasil Analisis Luas Permukaan

[HCl] (M)	Banyaknya penyerapan terhadap <i>methylene blue</i> (mg/L)	Luas Permukaan (m ² /gr)
0	0,454	168,04
1,5	0,820	303,52
2	0,811	300,19
2,5	0,861	318,70
3	0,726	268,73

Berdasarkan data di atas, di ketahui adanya perubahan luas permukaan pada biomassa sebelum dan sesudah teraktivasi. Hal ini di karenakan zat pengotor yang terdapat pada kulit pisang terlarut setelah di lakukan aktivasi dengan asam klorida (HCl). Dari data diatas, konsentrasi asam klorida dari 1,5 M ; 2 M ; 2,5 M dan 3 M yang di anggap

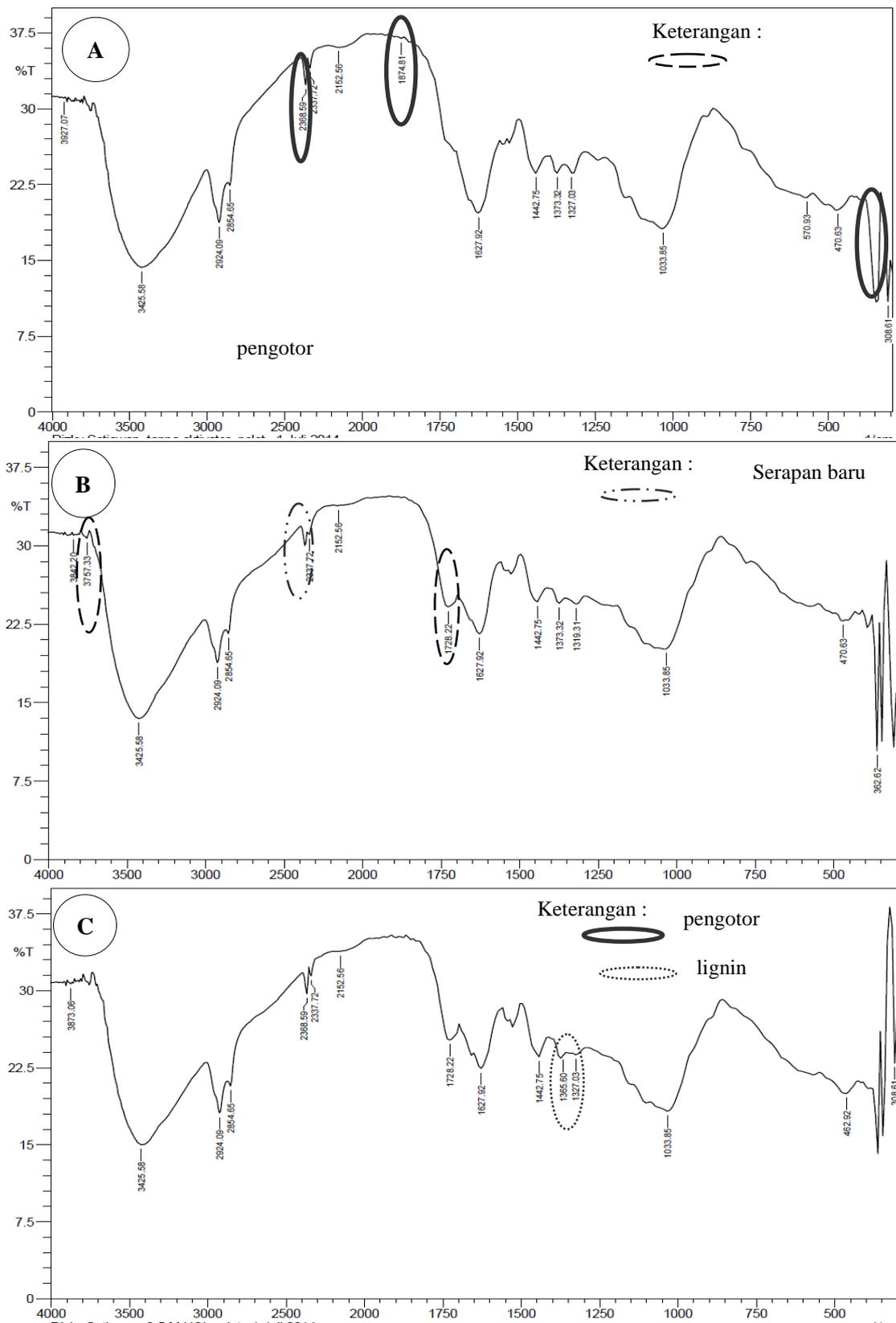
otimum adalah 1,5 M. Hal ini di karenakan dari segi luas permukaan dan banyaknya penyerapan warna terhadap *methylene blue* nilai yang di dapat lebih besar dibandingkan dengan biomassa kulit pisang tanpa aktivator. Sedangkan untuk konsentrasi 2,5 M di perkirakan ada pengotor pada kulit pisang yang tidak terdegradasi dengan sempurna, sehingga pengotor tersebut berikatan dengan ion *methylene blue* . Hal itu dibuktikan dengan hasil pembacaan FTIR teraktivasi 2,5 M. Akibatnya, ketika di lakukan pembacaan serapan gelombang dengan spektrofotometer untuk biomassa konsentrasi 2,5 M memiliki daya serap *methylene blue* paling tinggi.

3.2 Karakterisasi Fourier Transform Infrared (FTIR)

Karakterisasi menggunakan *Fourier Transform Infrared* (FTIR) bertujuan untuk mengetahui apakah ada perubahan gugus fungsi pada biosorben kulit pisang sebelum dan sesudah di aktivasi dengan asam klorida (HCl).

Dari hasil analisa FTIR kulit pisang sebelum teraktivasi di ketahui terdapat beberapa gugus fungsi yaitu gugus hidroksil O-H pada bilangan gelombang 3425,58, gugus fungsi C-O pada bilangan gelombang 1033,85 dan gugus C=C pada bilangan gelombang 1627,92. Tetapi setelah di aktivasi dengan asam klorida (HCl) 1,5 M terjadi sedikit perubahan pada gugus fungsi O-H yaitu terjadi pergeseran % T. Hal ini terjadi karena gugus fungsional -OH setelah diaktivasi mengalami protonasi menjadi H₃O⁺. Keadaan yang terprotonasi menunjukkan bahwa ikatan O-H telah dinaikkan karakter ikatannya. Selain itu terbentuk gugus C=O pada bilangan gelombang 1728,22 di karenakan senyawa organik pada kulit pisang mengalami vibrasi yang terjadi akibat proses aktivasi oleh HCl.

Pada kulit pisang sebelum teraktivasi terdapat serapan pada gelombang 2368,59 , 1874,81, 570,93 tetapi setelah di aktivasi dengan HCl 1,5 M kemudian serapan tersebut hilang di karenakan pengotor-pengotor terlarut saat proses aktivasi. Hal tersebut dikarenakan proses aktivasi dapat melarutkan pengotor-pengotor yang terdapat pada kulit pisang seperti Ca, K, P, Mg, dan Na.



Gambar 3.1 Kulit sebelum aktivasi (a), Kulit pisang teraktivasi HCl 1,5 M (b), Kulit pisang teraktivasi HCl 2,5 M (c)

Selain itu perubahan juga terjadi pada serapan gelombang 1319,31, dimana pada kulit pisang sebelum teraktivasi serapan gelombangnya adalah 1327,31. Yang mana serapan tersebut adalah untuk lignin guaiasil, hal tersebut di perkuat oleh pernyataan Pan dan Sano (1999) dalam Arianie dan Indriawati (2011) spektrum lignin mempunyai karakteristik pita pada 1330 cm^{-1} yang mengindikasikan cincin S dan G. Itu artinya setelah diaktivasi dengan HCl 1,5 M struktur lignin (ikatan panjang yang terdapat pada selulosa) terdelignifikasi. Selain itu muncul puncak baru walaupun tipis pada gelombang 3757,33. Di mana puncak tersebut merupakan pita serapan dari gugus fungsional $-\text{NH}_2$, yaitu protein tryptophan yang terdapat pada kulit pisang kepok yang mana protein tersebut keberadaannya tidak diperlukan dan terlarut akibat proses aktivasi oleh HCl 1,5 M.

Sedangkan untuk aktivasi HCl 2,5 M tidak terjadi perubahan yang signifikan di bandingkan dengan kulit pisang tanpa aktivasi. tetapi untuk gugus O-H, terjadi pergeseran %T menjadi 14,967 %. Dimana pada kulit pisang teraktivasi HCl 1,5 M intensitasnya 13,457 %. Hal ini menunjukkan Ketika di aktivasi dengan HCl 2,5 M tidak terjadi perubahan yang signifikan dibandingkan dengan kulit pisang tanpa aktivasi. Serapan lignin pada gelombang 1327,31 tidak terjadi perubahan dibandingkan dengan kulit pisang tanpa aktivator. Selain itu pada bilangan gelombang 2368,59 masih terdapat serapan. Pengotor ini tidak terlarut di karenakan gugus fungsinya rusak akibat konsentrasi asam yang tinggi

3.3 Perbandingan Sifat Biosorben Kulit Pisang dengan Karbon Aktif

Setelah di lakukan aktivasi dengan asam klorida, di uji luas permukaan dengan *methylene blue*, kemudian di uji FTIR. Terakhir di lakukan perbandingan spesifikasi dengan karbon aktif, dimana yang di bandingkan adalah kadar air, kadar abu, dan daya serap iod. Berikut adalah data perbandingan antara biosorben kulit pisang dengan karbon aktif :

Tabel 3.4 Perbandingan biosorben kulit pisang dengan karbon aktif

Spesifikasi	SNI No 063730-1995	Penelitian Sekarang
Kadar air	Maks. 15%	27,2 %
Kadar abu	Maks. 10%	8,7%
Kadar volatile	-	-
Kadar karbon	-	-
Luas permukaan	-	303,52 m^2/g
Iod	Min.750 mg/g	40,608 mg/g

Dari data diatas dapat di lihat bahwa untuk kadar air yang di dihasilkan oleh biomassa kulit pisang adalah 27,2 % masih belum memenuhi standar yang telah di tentukan oleh SNI karbon aktif yaitu maks. 15 %. Hal ini di karenakan dalam kulit pisang banyak terdapat kandungan air.

Sedangkan untuk kadar abu dari hasil yang didapatkan yaitu 8,7 %, sudah memenuhi ketetapan yang ditentukan oleh SNI karbon aktif yaitu maks. 10 %. Untuk angka iod yang di dihasilkan dari biosorben kulit pisang yang teraktivasi hanya sekitar 40,608 mg/g masih jauh dari batas yang sudah di tentukan oleh SNI karbon aktif yaitu min 750 mg/g .

4. KESIMPULAN

Dari penelitian yang telah dilakukan didapatkan kesimpulan sebagai berikut :

1. Konsentrasi optimum biosorben didapatkan dengan aktivasi HCl 1,5M dengan luas penyerapan adalah $303,52\text{m}^2/\text{gr}$.
2. Karakterisasi dengan FTIR menunjukkan adanya puncak serapan baru pada gelombang $1728,22\text{ cm}^{-1}$ yang merupakan gugus fungsi C=O, pada gelombang $3757,33\text{ cm}^{-1}$ gugus fungsi $-\text{NH}_2$. Serta hilangnya beberapa serapan gelombang dari kulit pisang teraktivasi 1,5M pada frekuensi $2368,59\text{ cm}^{-1}$, $1874,81\text{ cm}^{-1}$, $570,93\text{ cm}^{-1}$ yang diduga adalah logam pengotor.
3. Biosorben mempunyai nilai kadar air kulit pisang yang sudah teraktivasi sebesar 27,2 %, kadar abu 8,7 % serta angka iod 40,60 mg/g .

DAFTAR PUSTAKA

- Arianie Lucy, Nora Idiawati. 2011. *Penentuan Lignin dan Kadar Glukosa Dalam Hidrolisis Organoslov dan Hirdolisis Asam*. Sains dan Terapan Kimia, Vol.5, No. 2 (Juli 2011), 140-150.
- Hossain, M.A., Ngo, H.H., Guo, W.S.,Nguyen, T.V. 2012.*Biosorption of Cu(II) From Water by Banana Peel Based Biosorbent: Experiments and Models of Adsorption and Desorption* Journal of Water Sustainability, Volume 2, Issue 1, March 2012, 87–104.
- Sherly Antintia, dan Sari Edi. 2014. *Aktivasi Kulit Pisang Kepok (Musa acuminata L.) Dengan H₂SO₄ dan Aplikasinya Sebagai Adsorben Ion Logam Cr(VI)*. Journal of Chemistry. Vol.3,No1. Jurusan Kimia FMIPA Universitas Negeri Surabaya.

Fitoremediasi Logam pada Lahan Bekas Tambang Batubara Menggunakan Jenis Tanaman Kehutanan

Selly Oktashariany Ayub

Program Doktor Ilmu Lingkungan, Pascasarjana Universitas Diponegoro
Jl. Imam Barjo, SH No. 5 Semarang 50241
Email: sohariany@gmail.com

Budi Widianarko

Jurusan Teknologi Pangan, Fakultas Teknologi Pertanian, Universitas Katolik Soegijapranata
Jl. Pawiyatan Luhur IV/1, Bendan Dhuwur Semarang 50234
Email: widianarko@unika.ac.id

Munifatul Izzati

Jurusan Biologi, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan, Universitas Diponegoro
Jalan Prof. Soedharto, SH. Kampus Tembalang, Semarang 50275
Email: munifatul_izzati@yahoo.com

Dwiyanto Purnomosidhi

Yayasan Wanatani Lestari (WALET)
Jl. Wahid Hasyim gg. Pinang No. 23, Samarinda
Email: Purnomosidhi39@gmail.com

ABSTRAK

Lahan bekas tambang batubara memiliki sifat kimia tanah dengan kandungan logam tinggi yang tidak menunjang pertumbuhan tanaman, sehingga hanya jenis tumbuhan resisten dapat bertahan hidup. Salah satu kewajiban pengusaha tambang batubara adalah merehabilitasi lahan bekas tambang batubara di mana revegetasi menggunakan tanaman Kehutanan dapat mencegah erosi, menambah tutupan lahan sekaligus meremediasi lahan tersebut. Penggunaan tanaman untuk menghilangkan kontaminan dikenal dengan fitoremediasi. Tujuan penelitian ini adalah menganalisis kemampuan dan potensi tumbuhan di lahan bekas tambang batubara dalam mengakumulasi logam.

Pengambilan sampel tumbuhan dan tanah dilaksanakan di Lahan bekas tambang batubara milik CV. TujuhTujuh di Kota Samarinda, Provinsi Kalimantan Timur. Analisis logam total berupa Pb, Cu, Mn, Cr dan Fe dilakukan terhadap organ dan tanah di sekitar Acacia mangium (Mangium), Macaranga gigantea (Mahang), Trema sp, Anthocephalus cadamba (Jabon), Samanea saman (Trembesi). Analisis logam menggunakan AASF (Atomic Absorbent Spectrofotometer Flame) dilakukan di Laboratorium Tanah dan Air, Politeknik Pertanian Negeri Samarinda. Uji statistika menggunakan Anova satu jalur dengan ulangan 3 kali.

Mahang, Jabon, Trembesi, Mangium dan Trema memiliki kandungan Pb, Cu, Fe, dan Mn melebihi ambang batas, sedangkan Cr tergolong normal. Trema dan Trembesi berpotensi sebagai fitoekstraksi Pb dan Cr serta fitostabilisator Cu, Fe dan Mn. Sementara Trema berpotensi sebagai fitoekstraktor Pb, Cu, dan Mn; sebagaimana Mahang sebagai fitoekstraktor Pb dan Cu serta Mangium sebagai fitoekstraktor Cu, Mn, dan Cr. Sebaliknya pada Jabon yang berpotensi sebagai fitostabilisator Cu dan Cr serta berpotensi sebagai fitoekstraktor Mn. Oleh karena itu, disarankan agar pemilihan jenis tanaman untuk rehabilitasi lahan bekas tambang batubara dapat mempertimbangkan penggunaan jenis lokal Mahang, Jabon, Mangium dan Trema yang berpotensi sebagai fitoremediator Pb, Cu, Mn dan Cr.

Kata Kunci : Fitoekstraksi, Fitoremediasi, Fitostabilisasi, Jenis Tanaman Kehutanan, Lahan Bekas Tambang Batubara, Logam

I. PENDAHULUAN

Lahan bekas tambang batubara memiliki sifat fisik-kimia tanah yang tidak menunjang untuk pertumbuhan tanaman, sehingga hanya jenis tumbuhan yang bersifat resisten yang dapat bertahan hidup. Penelitian yang dilakukan oleh Fakultas Kehutanan Universitas Mulawarman (Fahutan Unmul, 2008) menunjukkan bahwa tanah bekas tambang batubara memiliki tingkat kesuburan yang rendah, penyerapan air rendah, pH rendah dan kandungan logam yang tinggi, sehingga sangat menghambat perkembangan akar vegetasi dan pertumbuhan biomassa tanaman. Disamping itu, Maiti et al. (2004) dan Wan Yaacob et al. (2009) melaporkan bahwa lahan bekas tambang batubara mengandung Cr, As, Mn, Fe, Pb dan Zn yang tinggi (Maiti et al., 2004; Wan Yaacob et al., 2009) sehingga bersifat toksik bagi tumbuhan.

Pengusaha tambang batubara memiliki kewajiban untuk mereklamasi dan merevegetasi lahan bekas tambang batubara sebagaimana diamanatkan dalam Peraturan Pemerintah No.48 tahun 2010 pasal 4 ayat 1. Pemilihan jenis menggunakan tanaman Kehutanan sebagai tanaman revegetasi memberikan beberapa keuntungan antara lain kayu yang bernilai tinggi baik sebagai bahan baku pulp dan kertas maupun untuk konstruksi ringan dan furnitur serta manfaat lainnya. Disamping itu, penggunaan jenis tumbuhan Kehutanan juga menambah tutupan lahan dan potensi remediasi lahan tersebut baik logam maupun sifat fisik-kimia tanah, yang dikenal dengan fitoremediasi. Penggunaan tanaman Kehutanan sebagai tanaman fitoremediasi memiliki keuntungan antara lain sistem perakaran yang dalam dan lebar serta memiliki biomassa yang besar dan aktifitas transpirasi yang tinggi (Tlustoš et al., 2006). Oleh karena itu, diperlukan evaluasi terhadap kemampuan remediasi logam pada tumbuhan yang ada di lahan bekas tambang batubara.

Tujuan dari penelitian ini adalah untuk menganalisis kemampuan tumbuhan yang tumbuh di lahan bekas tambang batubara dalam mengakumulasi Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr serta mengevaluasi potensi tanaman tersebut sebagai fitoremediator Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr. Hasil penelitian ini diharapkan dapat memberikan masukan dalam pemilihan jenis tanaman bersifat resisten terhadap toksisitas Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr untuk revegetasi dan rehabilitasi lahan bekas tambang batubara.

II. METODOLOGI

A. Lokasi Penelitian

Penelitian ini dilaksanakan di lahan bekas tambang batubara milik CV. Tujuh Tujuh. Lokasi penelitian terletak pada 117°11'20" to 117°12'32" BT and 00°27'08" to 00°27'59" LS di Kecamatan Samarinda Utara, Kota Samarinda, Provinsi Kalimantan Timur, Indonesia.

B. Metode dan Analisis

Contoh uji untuk analisis logam dilakukan terhadap masing-masing jenis tanaman Kehutanan yang ditemukan pada lahan bekas tambang batubara. Contoh uji ini meliputi organ tanaman berupa daun, batang dan akar setiap jenis tanaman Kehutanan serta tanah tempat tumbuh tanaman tersebut. Pengulangan dilakukan sebanyak 3 kali menggunakan tanaman berbeda yang berasal dari jenis dan lokasi yang sama.

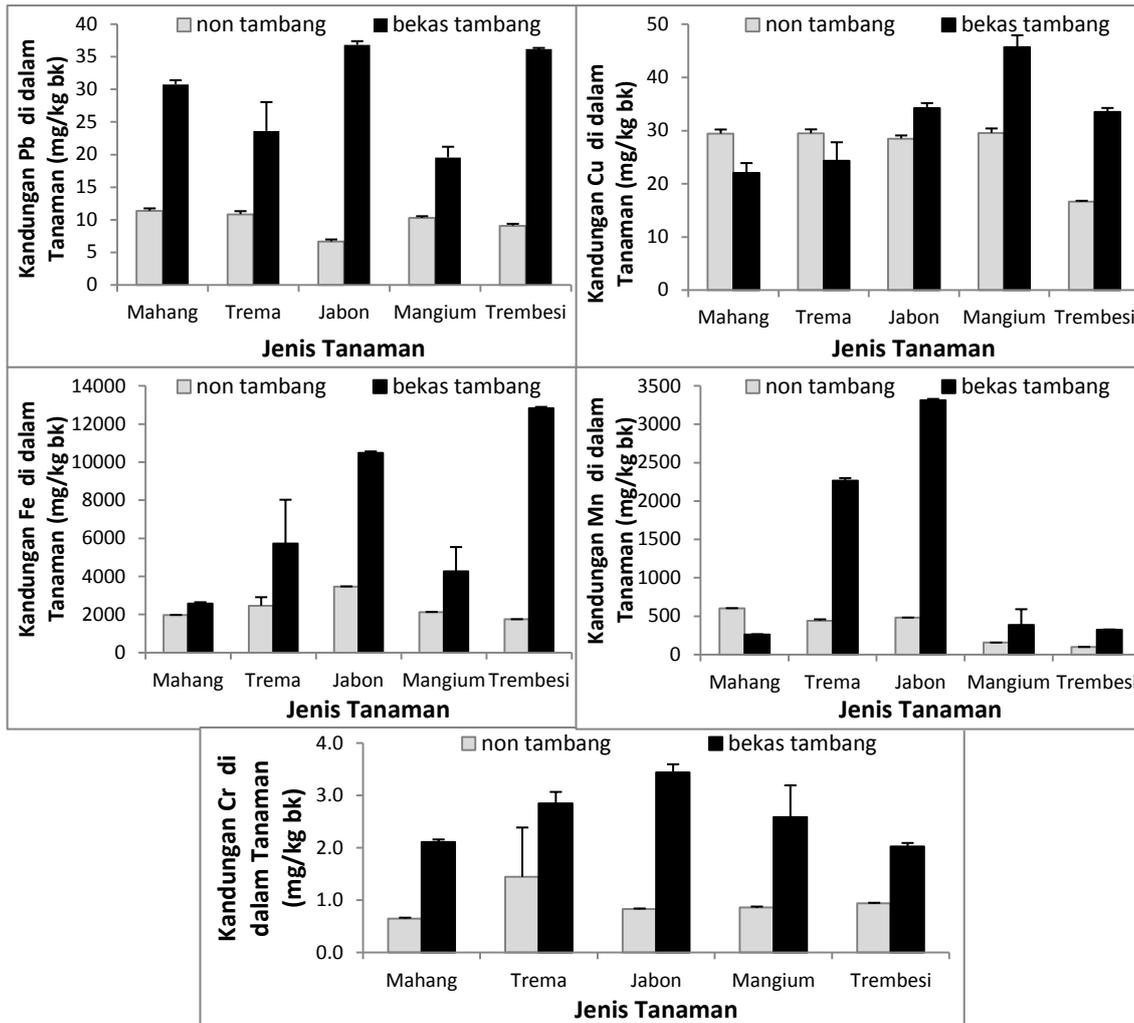
Analisis logam dilakukan menggunakan AAS flame di Laboratorium Tanah dan Air, Jurusan Manajemen Hutan, Politeknik Pertanian Negeri Samarinda, Provinsi Kalimantan Timur. Selanjutnya dilakukan perhitungan terhadap faktor bioakumulasi (BAF) dan faktor translokasi (TF) logam dan dianalisis secara statistik menggunakan anova satu jalur (Gomez and Gomez, 1984).

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

Kemampuan tumbuhan sebagai fitoremediator Pb, Cu, Fe, Mn, dan Cr dapat dilihat dari kemampuan tumbuhan dalam mengakumulasi logam berdasarkan kandungan logam total dan faktor bioakumulasi (BAF) dan faktor translokasi (TF).

A. Kandungan Logam Total di Dalam Tanaman

Jenis tanaman Kehutanan yang ditemukan di lahan bekas tambang batubara milik CV. TujuhTujuh di Kota Samarinda, Provinsi Kalimantan Timur terdiri dari *Macaranga gigantea* (Rchb.f. & Zoll.) Müll.Arg (Mahang), *Trema* sp (Trema), *Anthocephalus cadamba* Miq. (Jabon), *Acacia mangium* Willd. (Mangium) dan *Samanea saman* (Jacq.) Merr. (Trembesi). Hasil analisis terhadap kandungan Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr di dalam tanaman tersebut terlihat pada Gambar 1.



Gambar 1. Kandungan Logam Total di dalam Tumbuhan Kehutanan pada Lahan Bekas Tambang Batubara

Tanaman yang tumbuh di lahan bekas tambang batubara memiliki kandungan Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr yang lebih tinggi dibandingkan dengan di lahan bukan bekas tambang batubara (Gambar 1).

Hasil analisis statistika terhadap kandungan logam di dalam tanaman yang tumbuh pada lahan bekas tambang batubara menunjukkan bahwa terdapat perbedaan signifikan ($\rho=95\%$) terhadap kandungan masing-masing logam tersebut. Rataan kandungan Pb di dalam tanaman di lahan bukan bekas tambang berkisar antara 6,64-11,36 mg/kg, sedangkan di bekas tambang batubara berkisar antara 19,54 – 36,82 mg/kg. Berdasarkan hasil uji lanjut DMRT terlihat bahwa Jabon memiliki kandungan Pb tertinggi signifikan ($\rho=95\%$) dibandingkan dengan kandungan Pb di tanaman lainnya.

Kandungan Cu di dalam tanaman bukan bekas tambang berkisar antara 16,66–29,54 mg/kg, sedangkan di tanaman bekas tambang

berkisar antara 22,03 – 45,71 mg/kg dengan kandungan Cu tertinggi signifikan ($\rho=95\%$) terdapat di dalam Mangium. Selanjutnya kandungan Fe di tanaman bukan bekas tambang berkisar antara 1747,34-3470,30 mg/kg, sedangkan di tanaman bekas tambang berkisar antara 2572,48 – 12833,69 mg/kg dengan kandungan Fe tertinggi signifikan ($\rho=95\%$) terdapat di dalam Trembesi.

Adapun kandungan Mn di tanaman bukan bekas tambang berkisar antara 97,68- 602,69 mg/kg, sedangkan yang dibekas tambang memiliki kisaran antara 261,67 – 3314,45 mg/kg dengan kandungan Mn tertinggi signifikan ($\rho=95\%$) terdapat pada Jabon. Selanjutnya kandungan Cr di tanaman bukan bekas tambang berkisar antara 0,65-1,45 mg/kg, sedangkan yang di bekas tambang berkisar antara 2,03 – 3,44 mg/kg dengan kandungan Cr tertinggi signifikan ($\rho=95\%$) terdapat pada Jabon.

Tanaman yang tumbuh di lahan bekas tambang batubara memiliki kandungan Pb tertinggi terdapat di

dalam Jabon, diikuti oleh Trembesi, Mahang, Trema dan Mangium. Kandungan Pb yang lebih tinggi pada tanaman di lahan bekas tambang batubara mengakibatkan adanya toksisitas yang terlihat dari warna daun hijau gelap, layu pada daun tua dan akar berukuran pendek yang berwarna kecoklatan (Kabata and Pendias, 2001). Kabir et al. (2011); Iqbal and Shazia (2004) melaporkan bahwa Pb mengakibatkan terjadinya pengurangan pada perkecambahan dan perkembangan biji, panjang akar, organ bagian atas tanaman serta biji. Disamping itu terjadi hambatan pada respirasi dan fotosintesis karena gangguan pada reaksi transfer elektron akibat toksisitas Pb (Kabata and Pendias, 2001).

Pb diserap tanaman secara pasif melalui rambut-rambut akar dan disimpan di dalam dinding sel (Kabata and Pendias, 2001). Lebih lanjut dijelaskan oleh Chaudari (2014) bahwa Pb yang terserap oleh tanaman di distribusikan ke tutup akar bagian terluar dan lendir yang menutupi akar dan permukaan tutup, di dalam dinding sel rhizodermis dan sel korteks, di mana endodermis berperan sebagai penghalang untuk asupan Pb ke bagian atas tanaman. Hal ini didukung oleh Kabata and Pendias (2001) dan Abdussalam et al. (2014) bahwa Pb yang diserap oleh tanaman lebih banyak disimpan di dalam akar dan hanya 3% dari Pb yang terserap ditranslokasikan ke organ bagian atas tanaman (Kabata and Pendias, 2001). Oleh karena itu tanaman yang terkontaminasi Pb mempengaruhi anatomi akar yaitu terjadinya pengurangan signifikan di dalam sel parenkim, korteks akar dan inti akar serta terjadinya penurunan terhadap ukuran dan diameter sel. Sementara pada batang, terjadi kerusakan sebagian dinding sel pada sel epidermis dan hipodermis (Abdussalam et al., 2014). Pb yang terdapat di permukaan tanah mengakibatkan gangguan signifikan terhadap ekologi yaitu mempengaruhi aktifitas biologi tanah (Kabata dan Pendias, 2001).

Mangium yang terdapat di lahan bekas tambang batubara memiliki kandungan Cu tertinggi yang kemudian diikuti oleh Jabon, Trembesi, Trema dan Mahang. Sejalan dengan penelitian Majid et al. (2011) dan Mohd et al. (2013) yang melaporkan bahwa Mangium mampu tumbuh dengan baik pada tanah yang terpapar Cu serta mampu mentoleran dan mengakumulasi Cu dengan konsentrasi tinggi. Cu merupakan unsur mikro yang diperlukan oleh tumbuhan dan berperan dalam beberapa proses metabolisme (Oorts, 2013). Namun konsentrasi Cu yang terdapat pada tanaman di lahan bekas tambang batubara melebihi batas normal. Sebagaimana dikemukakan oleh Kabata and Pendias

(2001) and Oorts (2013) bahwa Cu pada tanah bersifat bergerak tersedia dalam bentuk kation Cu dengan valensi +2. Cu yang terdapat di bagian atas tanaman tidak lebih dari 20 mg/kg berat kering. Sementara Alloway (2013) mengemukakan konsentrasi Cu yang mengakibatkan penurunan biomassa sebanyak 10% adalah >30 mg/kg berat kering. Adanya kandungan Cu yang berlebih di tanaman mengakibatkan gejala toksisitas seperti daun berwarna hijau tua yang diikuti oleh klorosis Fe, akar yang tebal dan pendek, perubahan pada kandungan lemak dan kehilangan polipeptida yang berpedan dalam aktifitas fotokimia (Kabata and Pendias, 2001).

Kandungan Fe pada tanaman di lahan bekas tambang batubara yang tertinggi terdapat pada Trembesi yang diikuti oleh Jabon, Trema, Mangium dan Mahang. Fe merupakan salah satu nutrisi mikro yang diperlukan oleh tumbuhan (Alloway, 2013). Fe di dalam tanaman berperan dalam reaksi redoks pada kloroplas, mitokondria dan peroksisome (Greger, 1999; Kabata and Pendias, 2001; Alloway, 2013). Kandungan Fe di dalam tumbuhan yang ditemukan di lahan bekas tambang batubara melebihi kandungan Fe di dalam tanaman normal, sehingga tumbuhan tersebut memiliki gejala toksisitas Fe seperti daun yang berwarna hijau tua, pertumbuhan kerdil pada bagian atas tumbuhan dan akar (Kabata and Pendias, 2001). Sebagaimana dikemukakan oleh Greger (1999) bahwa komposisi normal Fe di dalam tanaman adalah sebesar 150 mg/kg. Lebih lanjut dilaporkan oleh Sundara-Rajoo et al. (2011) bahwa akumulasi Fe tertinggi terdapat di akar, seperti halnya pada *Dipterocarpus verrucosus*.

Kandungan Mn pada tanaman di lahan bekas tambang batubara yang tertinggi ditemukan di dalam Jabon diikuti oleh Trema, Mangium, Trembesi dan Mahang. Mn terdapat di dalam Jabon dan Trembesi dengan konsentrasi yang melebihi batas yang dapat ditoleransi oleh tanaman, yaitu > 1000 mg/kg, sedangkan Mn pada Mangium, Trembesi dan Mahang masih tergolong normal (Kabata and Pendias, 2001; Greger, 1999). Ketersediaan fraksi Mn di dalam tanah dalam bentuk Mn^{2+} dan $MnSO_4$ serta Mn-organik pada tanah asam (Greger, 1999). Toksisitas Mn pada tumbuhan ditandai dengan adanya gejala klorosis dan nekrotik pada daun tua, adanya bintik-bintik coklat kehitaman dan nekrotik merah, mengeringnya ujung daun dan terhambatnya pertumbuhan akar dan tanaman (Kabata dan Pendias, 2001).

Demikian pula halnya dengan kandungan Cr pada tanaman di lahan bekas tambang batubara yang

tertinggi terdapat pada Jabon, diikuti oleh Trema, Mangium, Mahang dan Trembesi. Cr termasuk unsur mikro yang diperlukan oleh tumbuhan dengan batas konsentrasi Cr yang mengakibatkan penurunan 10% biomassa akibat toksisitas berkisar antara 1 – 10 mg/kg (Alloway, 2013). Cr memiliki pengaruh terhadap hormon pertumbuhan tanaman seperti sitokinin, interaksi dengan asam nukleat (Gonelli and Renella, 2013). Kandungan Cr di tumbuhan pada lahan bekas tambang batubara masih tergolong normal, di mana Cr biasanya terdapat pada tanaman normal tidak lebih dari 4 mg/kg dan pada daun (Gonelli and Renella, 2013). Akumulasi Cr yang terserap oleh tanaman terdapat di bagian akar (Abdussalam et al., 2014).

Gejala toksisitas Cr pada tanaman antara lain klorosis pada daun baru, bintik-bintik nekrotik dan jaringan yang berwarna ungu, dan pelukaan pada akar (Kabata and Pendias, 2001). Abdussalam et al. (2014) menjelaskan bahwa terjadi kerusakan sel akar dan batang berupa pengurangan jumlah pembuluh xylem akibat paparan Cr.

B. Faktor Bioakumulasi (BAF) dan Faktor Translokasi (TF) Logam di Dalam Tanaman

BAF dan TF Pb, Cu, Fe, Mn, dan Cr pada Mahang, Trema, Jabon, Mangium dan Trembesi yang tumbuh di lahan bekas tambang batubara terlihat di Gambar 2. BAF Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr berkisar antara 0,34 – 18,41 di mana BAF tertinggi terdapat pada Trema terhadap Mn. Sedangkan TF Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr berkisar antara 0,05 – 30,39 dengan TF tertinggi ditemukan pada Jabon terhadap akumulasi Mn.

Potensi tanaman untuk fitoremediasi dapat diketahui melalui BAF dan TF. BAF merupakan perbandingan antara konsentrasi logam di tanaman dengan di tanah (Yoon et al., 2006). Sementara, kemampuan tanaman untuk mentranslokasikan

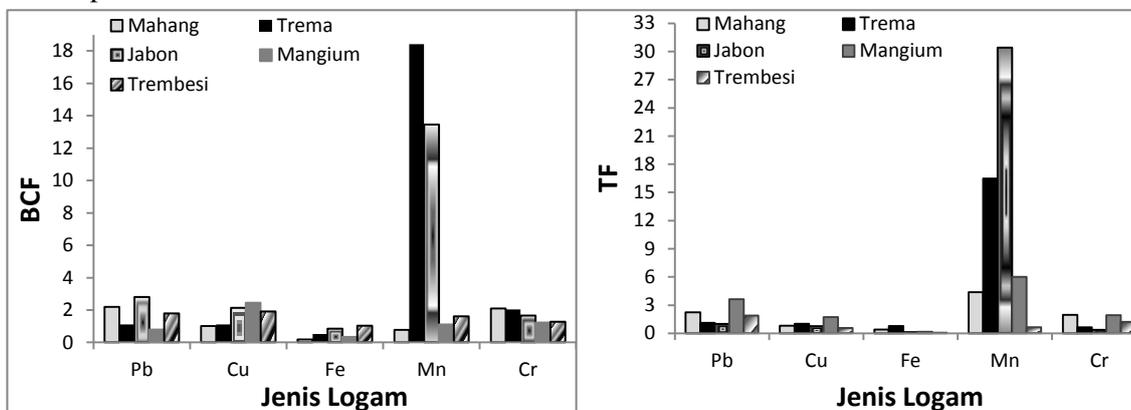
logam dari akar ke organ bagian atas dapat dilihat dari nilai TF (Sekabira et al., 2011).

BAF Pb terbesar terdapat pada Jabon, yaitu 2,79 diikuti oleh Mahang, Trembesi dan Trema yang memiliki BAF>1, sedangkan Mangium memiliki BAF<1. Sementara TF Pb yang tertinggi sebesar 3,64 terdapat pada Mangium diikuti oleh Mahang, Trembesi dan Trema dengan TF>1, sedangkan Jabon memiliki TF<1.

Hal ini menunjukkan bahwa Jabon mengakumulasi Pb di dalam organ akar menggunakan mekanisme fitostabilisasi sehingga dapat dikatakan bahwa Jabon merupakan tanaman yang toleran terhadap Pb dengan membatasi translokasi Pb ke organ bagian atas dan sebaliknya (Yoon et al., 2006). Sementara Mahang, Trembesi dan Trema mengakumulasi Pb pada organ bagian atasnya menggunakan mekanisme fitoekstraksi.

Fitoekstraksi merupakan pengambilan Pb dari tanah oleh akar tanaman dan ditranslokasikan ke organ bagian atas tanaman yang dapat dipanen, sedangkan fitostabilisasi merupakan penggunaan tumbuhan untuk membuat kontaminan di dalam tanah tidak bergerak melalui penyerapan dan akumulasi kontaminan di dalam jaringan tanaman, penyerapan pada akar atau pengendapan di daerah akar (Tangahu et al., 2011)

Namun Mahang, Trembesi dan Trema bukan merupakan hiperakumulator karena tidak mengandung Pb >1000 mg/kg pada organ tanaman terutama pada daun (Baker et al., 2000; Yoon et al., 2006). Di sisi lain, BAF Pb pada Mangium <1 menunjukkan bahwa Mangium memiliki kemampuan terbatas untuk mengakumulasi Pb tetapi Pb yang telah terserap ke dalam Mangium ditranslokasikan ke organ bagian atas Mangium (Yoon et al., 2006).



Gambar 2. BAF dan TF Logam pada Tumbuhan Kehutanan di Lahan Bekas Tambang Batubara

Mahang, Trema, Jabon, Mangium dan Trembesi memiliki BAF Cu dan Cr > 1, yang menunjukkan tumbuhan-tumbuhan tersebut memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Cu dan Cr di dalam organnya. Namun hanya Trema dan mangium yang mentranslokasikan Cu ke organ bagian atas tanaman, sedangkan Cr oleh Mahang, Mangium dan Trembesi. Oleh karena itu, dapat diketahui bahwa Mangium memiliki potensi sebagai fitoekstraktor Cu dan Cr, sedangkan Trema berpotensi sebagai fitoekstraktor Cu serta Mahang dan Trembesi sebagai fitoekstraktor Cr. Namun, tidak ada satupun dari tumbuhan tersebut merupakan hiperakumulator Cu dan Cr (Baker, 2000).

Sebaliknya terhadap kontaminasi Fe, hanya trembesi yang memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Fe di dalam organnya sebagaimana ditunjukkan oleh nilai BAF > 1, sedangkan Mahang, Trema, Jabon dan mangium tidak memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Fe di dalam organnya. Trembesi mengakumulasi Fe di dalam akar, seperti terlihat dari nilai TF < 1. Hal ini menunjukkan bahwa Trembesi merupakan tumbuhan yang toleran terhadap kontaminasi Fe dengan menggunakan strategi ekskluder melalui mekanisme fitostabilisasi (Yoon et al., 2006).

Faktor bioakumulasi Mn yang tertinggi terdapat pada Trema dan diikuti oleh Jabon yang berturut-turut sebesar 18,41 dan 13,44. Mangium dan Trembesi juga memiliki BAF Mn > 1 tetapi nilai BAF tersebut < 10, sedangkan Mahang memiliki BAF < 1. Trema dan Jabon juga memiliki TF > 1 dengan nilai lebih dari 10. Mangium memiliki TF > 1 sedangkan Trembesi memiliki TF < 1. Hal ini menunjukkan bahwa Trema dan Jabon memiliki potensi sebagai akumulator Mn yang mampu mengakumulasi Mn di organ bagian atas menggunakan mekanisme fitoekstraksi (Yoon et al., 2006), tetapi tidak satupun dari kelima jenis tanaman tersebut yang merupakan hiperakumulator Mn (Greger, 1999).

Berdasarkan fenomena di atas, terlihat bahwa Trembesi memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr di dalam organnya, meskipun hanya Pb dan Cr yang ditranslokasikan ke organ bagian atas Trembesi. Hal ini sesuai dengan tingkat kemampuan bertahan hidup Trembesi yang tinggi yang mencapai 90% di lapangan, di mana Trembesi merupakan tanaman utama untuk revegetasi lahan bekas tambang batubara milik CV. TujuhTujuh, Samarinda. Trembesi bukan merupakan tanaman endemik Kalimantan, di mana Trembesi adalah tanaman

endemik yang tumbuh di Amerika Selatan bagian utara, Amerika Tengah dan Kepulauan Caribbean dengan penyebaran dan dibudidayakan di kebanyakan negara tropis tetapi dapat tumbuh pada tanah agak masam dengan pH rendah hingga 4,6 serta kesuburan yang rendah (Schmidt., 2008; Orwa et al., 2009).

Trema dan Jabon memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Pb, Cu, Mn dan Cr di organnya, di mana Trema mentranslokasikan Pb, Cu, dan Mn ke organ bagian atas sedangkan Jabon hanya mentranslokasikan Mn ke organ bagian atas. Sementara Mahang hanya mampu mengakumulasi Pb, Cu dan Cr di organnya di mana hanya Pb dan Cr yang ditranslokasikan ke organ bagian atas Mahang. Sedangkan Mangium memiliki kemampuan mengakumulasi Cu, Mn dan Cr di organ bagian atas. Mahang, Trema, Jabon dan Mangium termasuk vegetasi pionir yang ditemukan tumbuh secara alami pada lahan bekas tambang batubara dan merupakan tanaman endemik Kalimantan Timur (Pinyopusarerk et al., 1993; Jøker, 2000; Forestry Departement,). Mangium dan Jabon merupakan tanaman endemik Indonesia, di mana Jabon cocok untuk digunakan sebagai tanaman rehabilitasi pada sepanjang daerah aliran sungai (DAS), daerah yang terkena erosi, lahan kritis dan sebagai pohon naungan untuk jenis Dipterocarpaceae (Jøker, 2000; Orwa et al., 2009a,b).

V. KESIMPULAN

Trembesi memiliki kemampuan untuk mengakumulasi Pb, Cu, Fe, Mn dan Cr di organnya dengan Pb dan Cr yang ditranslokasikan ke organ bagian atas. Oleh karena itu, Trembesi memiliki potensi sebagai fitoekstraktor bagi Pb dan Cr dan berpotensi sebagai fitostabilisator bagi Cu, Fe dan Mn. Namun perlu mempertimbangkan penanaman jenis lokal, sehingga meskipun Trembesi memiliki potensi sebagai fitoremediator kelima jenis logam tersebut tetapi Trembesi bukan merupakan jenis lokal Kalimantan Timur. Penanaman jenis pionir lokal seperti Mahang, Trema, Jabon dan Mangium untuk mempertahankan keanekaragaman jenis lokal dapat menjadi alternatif, mengingat keempat jenis tanaman tersebut tumbuh secara alami di lahan bekas tambang batubara yang berarti memiliki potensi sebagai fitoremediator Pb, Cu, Mn dan Cr.

DAFTAR PUSTAKA

- Abdussalam A.K., Chandra R, Hussain-Koorimannil; Puthur J.T., Salim N. 2014. *Detoxification Mechanism of Heavy Metal Stress in Boerhavia diffusa* L. J. SciTech 1 (2): 143 – 152
- Alloway, B.J. 2013. *Heavy Metals and Metalloids as Micronutrients for Plants and Animals*. Dalam: B.J. Alloway (Ed.). *Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Third Edition. Springer.
- Baker, A.J.M., McGrath S.P., Reeves R.D. Smith J.A.C. 2000. *Metal Hyperaccumulator Plants : A Review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils*. Dalam : N. Terry and G. Bañuelos (eds). *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. CRC Press. Boca Raton.
- Chaudhari, J.D., 2014. *Anatomical Changes in Seedling of Pisum Sativum Linn. under The Lead Stress*. International Journal of Scientific Research vol.3 issue 3. Pp. 1-3. <http://theglobaljournals.com>. Diakses tanggal 24 September 2014
- Fahatan Unmul, 2008. *Laporan Tahunan: Pemantauan Sifat Fisik dan Kimia Tanah serta Perkembangan Vegetasi di Areal Bekas Tambang PT. Trubaindo Coal Mining, Kutai Barat*. Kerjasama antara PT. Trubaindo Coal Mining dengan Fakultas Kehutanan Universitas Mulawarman (Tidak dipublikasikan)
- Gomez, K.A., Gomez A.A. 1984. *Statistical Procedures for Agricultural Research*. Second Edition. An International Rice Research Institute Book. A Wiley-Interscience Publication. New York
- Gonelli, C, Renella G. 2013. *Chromium and Nickel*. Dalam: B. J. Alloway. *Heavy Metals in Soils - Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Third Edition. Springer. pp. 313 – 333
- Greger. 1999. *Metal Availability and Bioconcentration in Plants*. Dalam: M.N.V. Prasad and J. Hagemeyer (Eds.). *Heavy Metal Stress in Plants – From Molecules to Ecosystems*. Springer-Verlag. Berlin. p. 1 – 27
- Iqbal M.Z., Shazia Y. 2004. *Differential Tolerance of Albizia lebeck and Leucaena luecocephala at Toxic Level of Lead and Cadmium*. Polish Journal of Environmental Studies : 13 (4): 439 – 442
- Jøker D. 2000. *Acacia mangium* Willd. Seed Leaflet No. 3 . Danida Forest Seed Centre. Forest and Landscape Denmark.
- Kabata A. Pendias H., 2001. *Trace Element in Soil and Plants*. Third Edition. CRC Press. Boca Raton.
- Kabir M., Iqbal M.Z., Shafiq M. 2011. *Toxicity and Tolerance in Samanea Saman* (Jacq.) Merr. to *Some Metals (Pb, Cd, Cu and Zn)*. Pak. J. Bot., 43(4): 1909-1914.
- Madjid N. M., Islam M.M., Justin V., Abdu A. Ahmadpour P.. 2011. *Evaluation of heavy metal uptake and translocation by Acacia mangium as a phytoremediator of copper contaminated soil*. African Journal of Biotechnology Vol. 10(42), pp. 8373-8379
- Maiti, S.K., Sinha I.N., Nandhini S. K. D., Das D. 2004. *Micronutrient Mobility and Heavy Metal Uptake in Plants Growing on Acidic Coalmine Dumps*. Proceedings of the National Seminar on Environmental Engineering with special emphasis on Mining Environment, NSEEME-2004, 19-20, March 2004
- Mohd S.N.; Majid N.N.; Shazili N.A.M.; and Abdu A. 2013. *Growth Performance Biomass and Phytoextraction Efficiency of Acacia mangium and Melaleuca cajuputi in Remediationg Heavy Metal Contaminated Soil*. American Journal of Environmental Science 9 (4): 310 – 316
- Oorts K. 2013. *Copper*. Dalam: B. J. Alloway, (Ed.). *Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Third Edition. Springer
- Orwa C, Mutua A , Kindt R , Jamnadass R, Simons A. 2009b. *Anthocephalus cadamba*. Agroforestry Database:a tree reference and selection guide version 4.0. www.worldagroforestry.org. diakses tanggal 10 Mei 2011
- Orwa C, Mutua A , Kindt R , Jamnadass R, Anthony S. 2009a. *Acacia mangium- Brown Salwood*. Agroforestry Database:a tree reference and selection guide version 4.0. available from <http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>. diakses tanggal 27 Desember 2014
- Orwa C, Mutua A , Kindt R , Jamnadass R, Anthony S. 2009c. *Albizia saman*. Agroforestry Database:a tree reference and selection guide version 4.0. available from <http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>. diakses tanggal 27 Desember 2014

- Pinyopusarerk, K., Liang S.B., Gunn B.V., 1993. *Taxonomy, Distribution, Biology and Use as an Exotic*. Dalam: K. Awang and D. Taylor (Eds.). *Acacia mangium – Growing and Utilization*. MPTS Monograph Series No. 3. Winrock International and The Food and Agriculture Organization of the United Nations. Bangkok, Thailand. pp. 1-19
- Schmidt L., 2008. *Samanea saman* (Jacquin) Merrill. Seed Leaflet No. 143. Danida Forest Seed Centre. Forest and Landscape Denmark.
- Sekabira K., Oryem-Origa H., Mutumba G., Kakudidi E., Basamba T.A. 2011. *Heavy Metal Phytoremediation by Commelina benghalensis (L) and Cynodon dactylon (l) Growing in Urban Stream Sediments*. International Journal of Plant Physiology and Biochemistry 3(8). Pp. 133-142.
- Sundara Rajoo K., Abdu A., Singh D.K., Abdul-Hamid H., Jusop S., Zhen W.W. 2013. *Heavy Metal Uptake and Translocation by Dipterocarpus verrucosus from Sewage Sludge Contaminated Soil*. American Journal of Environmental Science 9 (3): 259 – 268.
- Tangahu, B.J., Abdullah S.R.S., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M. 2011. *A Review on Heavy Metals (As, Pb and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation*. International Journal of Chemical Engineering. doi: 10.1155/2011/939161.
- Tlustoš P., Pavlíková D., Záková J., Fischerová Z., Balík J. 2006. *Exploitation of Fast Growing Species Trees in Metal Remediation*. Journal of Phytoremediation Rhizoremediation pp. 83 102.
- Wan Yaacob W.Z., Mohd Pauzi N.S., Abdul Mutalib H. 2009. *Acid mine drainage and heavy metals contamination at abandoned and active mine sites in Pahang*. Geological Society of Malaysia, Bulletin 55, November 2009, pp. 15-20
- Yoon, J., Cao X., Zhou Q., Ma L.Q. 2006. *Accumulation of Pb, Cu, Zn in Native Plants Growing on a Contaminated Florida Site*. Science of the Total Environment vol. 368 pp. 456-464.

Populasi *Chlorella* sp Di Tambak Untuk Menstabilkan Lingkungan Budidaya Udang Dari Pencemaran Nitrat Dengan Metode Reinokulasi

Siska Aprilliyanti

Mahasiswa Magister Ilmu Lingkungan Universitas Diponegoro

siska_prilly@yahoo.com

Tri Retnaningsih Soeprbowati

Jurusan Biologi FSM Universitas Diponegoro

Bambang Yulianto

Jurusan Kelautann FPIK Universitas Diponegoro

ABSTRAK

Fitoplankton yang sering di gunakan sebagai inokulan dan juga sering dijumpai pada lingkungan budidaya adalah *Chlorella* sp. *Chlorella* sp adalah bagian dari fitoplankton yang mampu mendegradasi nitrat di lingkungan perairan, mengurangi CO₂ melalui proses fotosintesis, menghasilkan O₂, sehingga oksigen bagi kultivan dapat tercukupi. Untuk mempertahankan *Chlorella* sp sebagai penstabil lingkungan selama budidaya udang sekitar 3 bulan dilakukan reinokulasi dan penambahan pupuk. Tujuan dari kajian ini adalah untuk mengetahui pertumbuhan *Chlorella* sp selama 3 bulan di tambak dengan metode reinokulasi.

Analisa data secara deskriptif dari pertumbuhan *Chlorella* sp dengan reinokulasi. Data diambil pada bulan pertama, kedua dan ketiga dari proses pemeliharaan. Prosesnya dimulai dengan mempersiapkan kondisi air tambak sesuai yang dibutuhkan, pemberian pupuk dan inokulan *Chlorella* sp dengan kepadatan awal 100.000 sel/liter. Pengamatan mingguan dengan menghitung populasi *Chlorella* sp selama pemeliharaan udang vaname.

Hasil yang di dapat dari penelitian ini adalah bahwasannya pada bulan pertama populasi *Chlorella* sp maximal terjadi pada minggu ketiga yaitu sebesar 9.135.000 sel/liter di petakan tambak J8. Pada bulan kedua pemeliharaan populasi maximal terjadi pada minggu kedua yaitu sebesar 19.900.000 sel/liter di petakan tambak J8. Pada akhir pemeliharaan yaitu pada bulan ketiga populasi maximal terjadi pada minggu ketiga dengan kepadatan mencapai 700.000 sel/liter di petakan tambak I2. *Chlorella* sp mampu mereduksi nitrat yang ada di dalam media budidaya .

Kata Kunci: *Chlorella* sp , Degradasi Nitrat, Reinokulasi, Tambak

I. PENDAHULUAN

Peningkatan konsentrasi nitrat (NO₃⁻) di dalam badan air karena air limbah adalah salah satu masalah pencemaran badan air (Ali, 2013). Tambak merupakan badan air di daerah pesisir yang digunakan untuk membudidayakan hewan-hewan air payau (terutama ikan dan udang) Istilah “tambak” berasal dari bahasa Jawa nambak”, yang artinya membendung air dengan pematang sehingga berkumpul pada suatu tempat. Istilah tambak ini digunakan untuk menyatakan suatu empang di daerah pesisir yang berisi air payau atau air laut; ia tidak dinamakan “kolam”, karena istilah kolam khusus digunakan bagi petakan berpematang berisi air tawar yang terdapat di daerah daratan (inland) (Puspita et al., 2005). Konsentrasi nitrat (NO₃⁻) yang tinggi dapat mempengaruhi kualitas air dan mengganggu kehidupan biota air didalamnya. Disisi lain nitrat (NO₃⁻) merupakan nutrisi yang dibutuhkan oleh setiap organisme air khususnya alga

hijau (*Chlorella* sp) dalam melakukan biosintesa (Afandi, 2003)

Chlorella sp banyak digunakan sebagai bibit/ inokulan yang ditebar di tambak pada tahap persiapan dengan tujuan untuk menjaga kestabilan lingkungan budidaya, hal ini karena *Chlorella* sp mudah dalam kultivasi masalnya dan efisien dalam pengangkutannya, karena *Chlorella* sp bisa dipadatkan dengan menggunakan NaOH (Sodium Hidroksida) (Supito dan Adiwidjaya, 2009). Selain itu *Chlorella* sp mempunyai kemampuan beradaptasi pada lingkungan hidupnya mampu hidup dimana - mana kecuali pada tempat yang sangat kritis bagi kehidupannya (Isnansetyo & Kurniastuty, 1995). *Chlorella* sp adalah salah satu jenis alga hijau bersel satu. Selnya berdiri sendiri dengan berbentuk bulat atau bulat telur dengan diameter 3 – 8 mikron, memiliki khloroplas berbentuk seperti cawan dan dindingnya keras. Warnanya hijau cerah, hidup dipermukaan air tawar, namun ada juga yang hidup di air asin (Afandi, 2003). Nitrat adalah bentuk

utama nitrogen di perairan dan merupakan nutrisi utama bagi pertumbuhan tanaman dan alga. Nitrat nitrogen sangat mudah larut dalam air dan bersifat stabil (Bahri, 2006) Nitrat merupakan senyawa hasil oksidasi nitrit oleh bakteri *Nitrobacter*. Keberadaan nitrat dalam ekosistem perairan ditentukan oleh jumlah amonia dan nitrit. Senyawa nitrat tidak secara langsung berpengaruh buruk terhadap udang windu. Namun demikian, keberadaan senyawa ini dalam jumlah besar akan memacu ledakan populasi fitoplankton ("blooming"), yang dapat berpengaruh negatif terhadap kualitas air tambak dan pertumbuhan udang windu (Wetzel, 1983 dalam Izzati, M. 2011). Nitrat di tambak meskipun relatif tidak bersifat racun dan tidak menyebabkan bahaya kesehatan kecuali pada konsentrasi di atas 90 mg/L, pada tambak konsentrasi yang layak adalah pada kisaran 0,1 mg/L hingga 4 mg/L (Bhatnagar & Devi, 2013). Nitrat (NO_3^-) adalah bentuk nitrogen utama di perairan alami. Konsentrasi nitrat yang tinggi di perairan dapat menstimulasi pertumbuhan dan perkembangan organisme perairan apabila didukung oleh ketersediaan nutrisi lainnya (Alaerst dan Santika, 1978). Reynolds (1993) dalam Nugroho, A.S., (2014) menyatakan bahwa perairan normal mengandung nitrat dengan konsentrasi berkisar antara 0,01 – 1 mg/L. Jika kandungan nitrat lebih tinggi maka dikategorikan sebagai pencemaran.

Reinokulasi dimaksudkan melakukan inokulasi ulang/penambahan inokulan *Chlorella* sp dalam masa pemeliharaan udang/ikan, hal ini dilakukan untuk menstabilkan *Chlorella* sp yang ada sehingga lingkungan tetap terjaga kondisinya. Untuk itu dalam kajian ini bertujuan untuk mengetahui populasi *Chlorella* sp ditambak selama pemeliharaan untuk menstabilkan lingkungan dari pencemaran nitrat dengan system reinokulasi.

II. METODOLOGI

Kegiatan penelitian ini dilaksanakan pada bulan Februari sampai dengan bulan Mei 2012 di tambak budidaya udang Vanamei Balai Besar Pengembangan Budidaya Air Payau Jepara petakan seri I dan seri J. Tahapan penelitian ;

A. Proses Inokulasi

Proses reinokulasi dilakukan pada pertengahan minggu ke IV dan pertengahan minggu ke VIII pemeliharaan, dengan syarat terjadi penurunan populasi yang drastis, penambahan/reinokulasi sebanyak 100.000 sel/ml. Reinokulasi dilakukan dengan cara sebagai berikut;

1. Menurunkan volume air tambak pada petakan yang hendak direinokulasi dengan melalui sirkulasi air secara kontinyu untuk menggantikan air tambak yang lama sampai pada ketinggian air tertentu.
2. Menebarkan pupuk susulan / tambahan kedalam tambak secara merata
3. Melakukan reinokulasi *Chlorella* sp yang di dapat dari biomassa kultivasi massal. Proses reinokulasi dilakukan secara kontinyu terutama pada waktu pagi sampai sore agar bibit plankton yang dipindahkan dapat memanfaatkan sinar matahari dalam melakukan fotosintesa untuk memacu pertumbuhan dan perkembangannya di dalam petakan tambak yang baru.
4. Pada saat dilakukan reinokulasi proses sirkulasi air pada petakan yang sedang direinokulasi sebaiknya dihentikan agar bibit plankton tidak ikut terbuang pada saat dilakukan sirkulasi.
5. Proses reinokulasi dihentikan jika pada petakan tambak yang direinokulasi telah menghasilkan plankton dengan kriteria yang diinginkan

B. Metoda Pengumpulan Data

Pengumpulan data dilakukan dengan pendekatan *samplesurvey method*, yaitu sampel yang diambil pada sebagian kecil populasi, dimana hasilnya diharapkan mampu menggambarkan sifat populasi secara keseluruhan dari populasi obyek yang diteliti (Suwignyo, 1986). Dalam penelitian ini dilakukan pengambilan dua data, yaitu data primer dan data sekunder. Data primer didapatkan dengan cara observasi dan melakukan pengamatan langsung dengan terhadap parameter kualitas air dan pengambilan sampel air untuk pengukuran variabel utama (NO_3^- dan populasi *Chlorella* sp) dilakukan pada setiap 1 minggu sekali dan pengukuran parameter untuk variabel pendukung (pH, suhu, dan salinitas) dilakukan 3 hari sekali.

C. Analisa Laboratorium

Penghitungan populasi sampel *Chlorella* sp dan analisa nitrat di lakukan di laboratorium fisika dan kimia BBPBAP Jepara.

i. Analisa data populasi *Chlorella* sp dengan rumus sebagai berikut;

Pada tahap pertama populasi *Chlorella* sp dihitung dengan menggunakan Haemocytometer dengan rumus sebagai berikut;

Kepadatan sel = $(\text{Ulangan 1} + \text{Ulangan 2} + \text{Ulangan 3}) / 3 \times 10^4$. Hasil dari perhitungan dengan

Haemocytometer dikalikan lagi dengan Volume yang tersaring di bagi dengan Volume yang di saring.

ii. Analisa Nitrat

Penentuan kadar Nitrat (NO₃-N) dengan metode spektrofotometer (SNI 06- 2480-1991) pada kisaran kadar 0,1 mg/L - 2,0 mg/L dengan menggunakan metode brusin dengan alat spektrofotometer pada panjang gelombang 410 nm.

Hasil pengamatan populasi *Chlorella* sp pada tiap minggunya hasil analisa nitrat dapat dilihat pada data seperti yang tercantum pada tabel.1 dan tabel. 2 di bawah ini;

Dari hasil penelitian antara populasi *Chlorella* sp dan konsentrasi nitrat terjadi korelasi yang negative, tingginya populasi *Chlorella* sp konsentrasi nitrat semakin berkurang bahkan tidak terdeteksi. Reinokulasi dilakukan pada akhir minggu ke IV pada petakan I2,hal ini karena terjadi penurunan populasi *Chlorella* sp, dari yang asalnya 8.300 (x1000sel/L) menjadi 294 (x1000 sel/L)

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

Tabel.1 Populasi *Chlorella* sp (x 1000sel/liter) Selama Pengamatan

Petakan Tambak	Minggu											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
I2	5.850	1.100	8.360	274	984	1.050	1.710	194	980	500	700	0
I4	475	220	330	2.318	2.835	3060	6.840	264	450	198	89	0
J1	416	0	6.000	2.244	8.591	23.115	14.976	954	0	402	440	0
J2	315	110	9.135	2.625	15.300	19.900	4.272	2.000	910	64	230	0

Tabel 2. Konsentrasi Nitrat (ppm) Selama Penelitian

Petakan Tambak	Minggu											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
I2	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	0,075	0,780	1,31	3,520	3,480
I4	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	0,007	0,007	0,204	1,935	6,060
J1	Tt	0,017	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	0,030	1,473	7,215	0,130	7,710
J2	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	Tt	1,214	2,994	7,845	0,055	12,160

Walaupun tidak terjadi perubahan konsentrasi nitratnya. Reinokulasi ini dilakukan untuk memacu pertumbuhan *Chlorella* sp supaya tetap stabil. Kenaikan konsentrasi nitrat terjadi pada minggu ke dua pada petakan tambak J1, hal ini karena terjadi kematian pada sel *Chlorellanya* sehingga tidak ada yang memanfaatkan nitrat tersebut, setelahdi reinokulasi populasi *Chlorella* sp meningkat dan nitrat turun. Pada 4 minggu terakhir tidak dilakukan reinokulasi karena kondisi tambak sudah mengalami kejenuhan, dampak dari sisa pakan yang berlebih dan sisa metabolisme yang makin banyak.

Reinokulasi memerlukan pupuk susulan untuk memacu pertumbuhan *Chlorella* sp yang baru. Dengan kondisi yang jenuh reinokulasi *Chlorella* sp tidak optimal manfaatnya. Dengan adanya sisa metabolisme yang makin tinggi di dalam perairan, Konsentrasi nitrat makin meningkat diiringi dengan penurunan populasi *Chlorella* sp yang drastis. Hal diatas menunjukkan bahwa *Chlorella* sp mampu menyerapa nitrat yang ada di tambak, walaupun pada 4 minggu terakhir semakin menurun

kemampuan penyerapannya. Kemampuan Penyerapan nitrat (NO₃⁻) oleh alga hijau (*Chlorella* sp) pada masing – masing pH telah dilakukan oleh Ali, M 2003 dengan hasil Kemampuan penyerapan nitrat (NO₃⁻) oleh alga hijau (*Chlorella* sp) dapat mencapai hasil terbaik yaitu sebesar 62,3 %, hal ini terjadi pada variasi pH 8 dengan waktu tinggal selama 36 jam, Penyerapan nitrat (NO₃⁻) oleh alga hijau (*Chlorella* sp) pada pH 2 dan pH 5 (pH asam) tidak maksimum, begitu juga pada pH 11 dan pH 14 (pH basa) terjadi penyerapan nitrat (NO₃⁻) oleh alga hijau (*Chlorella* sp) yang tidak maksimum. Dikarenakan alga hijau (*Chlorella* sp) hidup (fotosintesis) dan melakukan proses penyerapan nutrien dengan baik pada pH 8 (pH netral). Pada pH 8 merupakan penyerapan paling baik, hal ini disebabkan karena alga hijau (*Chlorella* sp) dapat hidup dengan baik pada pH netral sehingga dapat melakukan penyerapan nutrien yang pada percobaan kali ini berupa nitrat (NO₃⁻) dan melakukan proses fotosintesis secara efektif. Sedangkan pada pH asam maupun basa dapat menghambat alga hijau (*Chlorella* sp) dalam melakukan penyerapan nutrient dan proses fotosintesis. Pada 4 minggu terakhir

terjadi pencemaran nitrat dengan konsentrasi nitrat berkisar antara 0,55 – 12,66 ppm Hal ini menyebabkan pencemaran nitrat , sesuai dengan pendapat Reynolds (1993) dalam Nugroho,A.S.,(2014) menyatakan bahwa perairan normal mengandung nitrat dengan konsentrasi berkisar antara 0,01 – 1 mg/L. Jika kandungan nitrat lebih tinggi maka dikategorikan sebagai pencemaran. Walaupun telah terjadi pencemaran pada 4 minggu terakhir, namun udang yang dipelihara tetap tumbuh, hal ini dapat dilihat pada Tabel 3 tentang pertambahan berat udang yang di pelihara. Pertumbuhan tetap terjadi karena proses pencemaran nitrat terjadi secara bertahap, sehingga udang yang di pelihara mampu menyesuaikan dengan lingkungannya secara perlahan lahan. Kualitas air yang lain masih dalam kondisi standar untuk memelihara udang. Data kualitas air dapat dilihat pada Tabel 4.

Alga hijau (*Chlorella* sp) dapat hidup secara baik jika kondisi lingkungannya mendukung (lingkungannya juga baik). Dalam hal ini yang dimaksud dengan lingkungan yang baik yaitu lingkungan dengan pH netral (6 – 9). Tidak menutup kemungkinan alga hijau ini juga dapat hidup dilingkungan asam maupun basa, akan tetapi pertumbuhan mikroorganisme ini tidak sebaik pada pH netral. Semakin buruk lingkungan hidupnya maka semakin terhambat pula pertumbuhan mikroorganisme ini, sebaliknya semakin baik lingkungan hidupnya maka pertumbuhannya semakin cepat.

Tabel. 3. Bobot Udang Vanamei selama penelitian

Umur Pemeliharaan (hari)	Kisaran berat udang (gr)
40	3,152 -4,15
47	5,12-6,5
54	7,87 – 8,6
61	9,1 – 9,7
68	11-11,21
75	12,34 – 12,96
82	14-14,18
89	15,12 – 15,45
98	16,45 – 16,89
105	17,87 – 18,25
112	19,24 -19,34

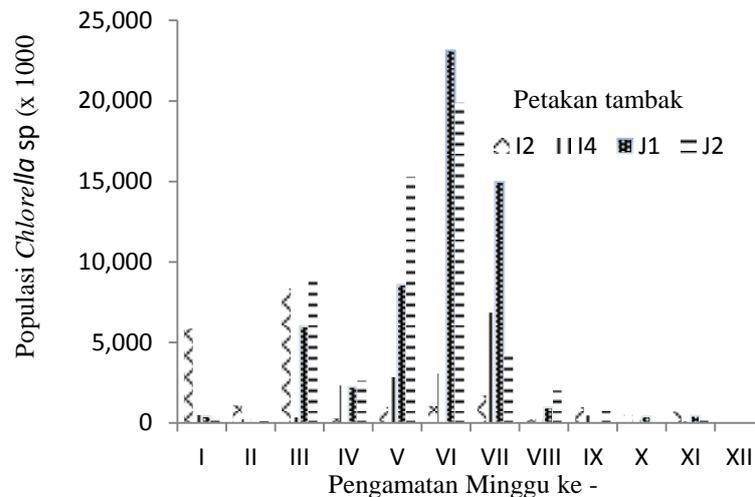
Umur Pemeliharaan (hari)	Kisaran berat udang (gr)
117	20,45-20,75

Tabel 4. Data Kualitas air selama penelitian

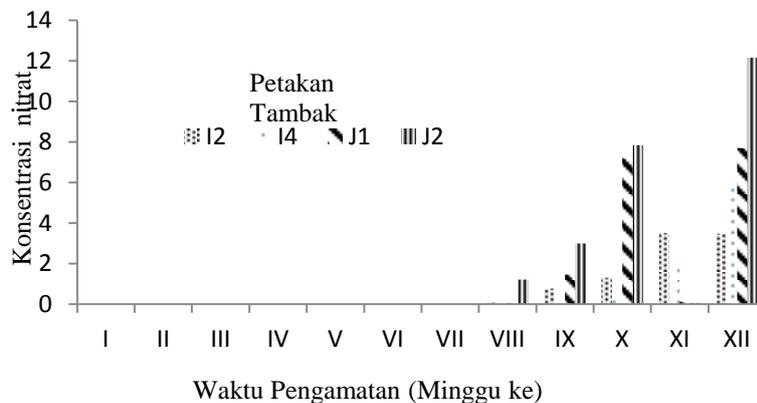
Parameter	Kisaran nilai
Oksigen (ppm)	4 – 6
pH	7,8 – 8,3
Suhu (°C)	26 - 28
Salinitas (ppt)	30-31

Proses peningkatan populasi *Chlorella* sp sangat erat hubungannya dengan penyerapan nitrat. Korelasi peningkatan populasi *Chlorella* sp dan penurunan konsentrasi nitrat atau sebaliknya penurunan populasi *Chlorella* sp dengan peningkatan konsentrasi nitrat dapat dilihat pada gambar 1 dan 2.

Pada 8 minggu pertama populasi *Chlorella* sp cenderung meningkat namun pada 4 minggu pengamatan terakhir populasi menurun, seiring dengan peningkatan konsentrasi nitrat.



Gambar 1. Grafik Populasi *Chlorella* sp



Gambar 2. Konsentrasi nitrat (ppm)

IV. KESIMPULAN

Chlorella sp di tambak mampu mendegradasi nitrat yang ada di tambak, untuk menjaga kesatbilannya perlu dilakukan reinokulasi ulang.

DAFTAR PUSTAKA

- Ali, M. (2013). Degradasi Nitrat Limbah Domestik Dengan Alga Hijau (*Chlorella* sp). Monograf . UPN Veteran JATIM Surabaya.
- Afandi, Y.V., 2003, “Uji Penurunan Kandungan Nitrat dan Fosfat oleh Alga Hijau (*Chlorella* sp) secara Kontinyu”, Jurusan Teknik Lingkungan ITS, Surabaya.
- Isnansetyo, A., & Kurniasuty. (1995). Teknik Kultur Phytoplankton dan Zooplankton. Yogyakarta: Kanisius.
- Izzati, M., 2011. Perubahan Kandungan Ammonia, Nitrit dan Nitrat Dalam Air Tambak Pada Model Budidaya Udang

- Windu Dengan Rumput Laut *Sargassum plagyophyllum* dan Ekstraknya. BIOMA, Vol. 13, No. 2, Hal. 80-84
- Puspita, L., Ratnawati, E., Suryadiputra, I. N. N., & Meutia, A. A. (2005). Lahan Basah Buatan di Indonesia (p. 284). Bogor: Wetland International-Indonesia Program. Retrieved from <http://www.wetlands.org/>
- Supito dan Adiwidjaya, D., 2009. Teknik budidaya udang windu (p.monodon) intensif dengan green water system melalui aplikasi pupuk nitrat dan penambahan sumber unsur karbon. Departemen Kelautan dan Perikanan Dirjen P.B. BBPBAP Jepara diakses dari <http://www.scribd.com/doc/99468122/Teknik-Budidaya-Udang-Windu-Intensif-Dengan-Green-Water-System#scribd> diakses pada tanggal 15 april 2015 jam 21.00 wib)

Bioremediasi Pestisida Golongan Organophosphat (*Malathion Dan Profenofos*) Oleh Bakteri Indigen Terseleksi Dari Perairan Rawa Pening Kabupaten Semarang

Slamet Isworo

Program Pascasarjana Program Studi Doktor Ilmu Lingkungan,
Universitas Diponegoro Semarang .
isworo_abbott@yahoo.co.id

Abstrak

Proses Bioremediasi diperlukan bakteri terpilih dan terseleksi oleh karena itu diperlukan proses skrining yang meliputi isolasi, identifikasi dan informasi genetika untuk mendapatkan bakteri pendegradasi yang paling unggul. Skrining dilakukan secara kualitatif dan kuantitatif dengan metode eksperimental laboratorium.

Uji kualitatif dilakukan dengan mengamati perubahan warna pada substrat Malathion dan Profenofos dengan konsentrasi bertahap 1 ppm - 100 ppm dengan bromotymol blue sebagai indikator perubahan warna setelah inokulasikan bakteri uji selama inkubasi 72 jam, adalah

8 isolat bakteri mampu mendegradasi Malathion dan 8 isolat bakteri mampu mendegradasi Profenofos. Indikator perubahan warna nampak jelas sampai dengan konsentrasi 75 ppm, sehingga penelitian dilakukan sampai batas konsentrasi maksimal 75 ppm

Uji kuantitatif dengan metode Spektrofotometri dan Gas Chromatography Mass Spektrofotometri diperoleh 3 bakteri terbaik dengan kode bakteri RPL-5, RPL-1 dan TRA-5 dengan bakteri RPL-5 terbaik dalam mendegradasi Malathion dan bakteri TRA-5 terbaik dalam mendegradasi Profenofos

Bakteri terbaik selanjutnya di uji sinergisitasnya untuk mendapatkan bakteri konsorsium terbaik yang akan digunakan dalam uji degradasi pada skala aplikasi. Skala aplikasi dilakukan pada air dan sedimen Rawa Pening pada konsentrasi maksimum 75 ppm. Hasil uji aplikasi menunjukkan bahwa bakteri konsorsium RPL-1 dan RPL-5 memiliki kemampuan degradasi terbaik pada air Rawa Pening dengan konsentrasi Malathion 75 ppm dan bakteri konsorsium RPL-5 dan TRA-5 memiliki kemampuan degradasi terbaik pada air Rawa Pening dengan konsentrasi Profenofos 75 ppm

Identifikasi terhadap bakteri terseleksi dan paling unggul dalam mendegradasi Malathion dan Profenofos Secara Biologi Molekular, sebagai berikut:

*Tingkat similaritas bakteri RPL-1 dengan identitas maksimum 87% memiliki kekerabatan terdekat dengan *Oceanobacillus iheyensis**

*Tingkat similaritas bakteri RPL-5 dengan identitas maksimum 99% memiliki kekerabatan terdekat dengan *Exiguobacterium profundum**

*Tingkat similaritas bakteri TRA-5 dengan identitas maksimum 98% memiliki kekerabatan terdekat dengan *Bacillus firmus**

Kata kunci : Pencemaran Pestisida, Malathion, Profenofos, Bioremediasi, Biologi Molekuler, Degradation

I. PENDAHULUAN

Danau Rawa Pening merupakan tempat bermuaranya sembilan sungai, hal ini menyebabkan semua limbah baik organik maupun an organik akibat aktifitas antropogenik mulai dari hulu sungai dan sepanjang sungai akan bermuara di danau Rawa Pening. Dewasa ini Permasalahan pencemaran pestisida menjadi sesuatu perlu diperhatikan dengan seksama, mengingat keawatiran sifat pestisida yang presisten dan dapat menyebabkan terjadinya bioakumulasi akibat paparan pestisida yang berlangsung dalam jangka waktu yang lama pada makhluk hidup dan biomagnifikasi pada rantai

makanan pada suatu sistem ekologi.

Teknologi Bioremediasi dengan dengan memanfaatkan bakteri indigenous merupakan cara yang paling efisien, murah dan efektif dalam mengatasi permasalahan pencemaran pestisida Malathion dan Profenofos di danau rawa pening. Latar belakang dan Hasil Pra Penelitian menjadi Base line Research Bioremediasi Pestisida Golongan Organophosphat (Malathion Dan Profenofos) Oleh Bakteri Indigen Terseleksi Pada Perairan Rawa Pening Kabupaten Semarang.

Landasan Hukum Bioremediasi. Keputusan Menteri Lingkungan Hidup Republik Indonesia

No.128 Tahun 2003, Mengenai Tata Cara Dan Persyaratan Teknis Dan Pengelolaan Limbah Secara Biologis (Bioremediasi) Dilakukan Dengan Menggunakan Mikroorganisme Indigenous. Oleh Karena itu perlu dilakukan skrining terhadap bakteri pendegradasi yang paling baik terhadap pestisida Malathion dan Profenofos sebagai langkah pengembangan teknologi bioremediasi

II. METODOLOGI PENELITIAN

Penelitian terbagai menjadi 2 tahap yaitu tahap pra penelitian dan penelitian.

Tahap pra penelitian dimaksudkan untuk mengetahui gambaran umum kondisi awal Danau Rawa Pening, dan menjadi baseline penelitian utama. Pra penelitian dimulai dengan mengadakan survai sederhana dengan metode wawancara sederhana langsung terhadap petani sekitar Rawa Pening an pengambilan sampel air dan sedimen danau Rawa Pening secara acak dan dianalisa di laboratorium Terpadu Balai Penelitian Lingkungan Pertanian Pati Jawa tengah dengan metode Gas Chromatography

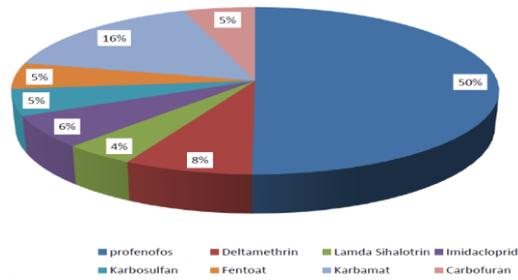
Tahap penelitian, meliputi tahap skrining terhadap bakteri yang paling unggul dalam mendegradasi Malathion dan Profenofos. Penelitian ini di Laboratorium Terpadu Universitas Diponegoro, dengan menggunakan air dan sedimen Rawa Pening dan pestisida Malathion teknis dan Profenofos teknis yang banyak diperoleh dari toko pertanian di sekitar Rawa Pening. Bakteri pendegradasi yang digunakan dalam penelitian ini diperoleh dari hasil skrining secara kualitatif dan kuantitatif yang kemudian diidentifikasi secara morfologi, biokimia dan biologi molekular.

III. HASIL PENELITIAN

Pra Penelitian Sebagai Baseline Penelitian Bioremediasi

1. Hasil Survei Sederhana Petani Di Tempat Kerja

Hasil survey menunjukkan bahwa jenis pestisida *Organophosphat Profenofos* (merek dagang *Curacron* paling banyak dimanfaatkan oleh petani sekitar Rawa Pening (50 %), kemudian Karbamat (16%), Deltamethrin (8%), Imidacloprid (6%), Fentoat (5%), Karbosulfan (5%), Carbofuran (5%) dan Lamda Sihalotrinn (4%). Grafik dibawah ini menunjukkan prosentase pemanfaatan berbagai jenis pestisida oleh petani disekitar Rawa Pening berdasarkan survey sebagai berikut:



Gambar 1. Penggunaan Pestisida Oleh Petani sekitar Rawa Pening (Sumber primer, 2013)

2. Hasil Analisa Kandungan Residu Pestisida Pada Air dan Sedimen Rawa Pening

Tabel 1. Hasil Analisis Residu Pestisida pada Air dan Sedimen Danau Rawa Pening

Kode Sampel	Kode Distribusi	ORGANOFOSFAT							
		Klorpirifos	Profenofos	Diazinon	Fenitrothion	Malathion	Metidation	Paration	
		Kromatografi Gas							
S. Pening dan Panjang & S Tarung	Lumpur	172.4.001	<LD	0,1910	<LD	0,0552	0,0576	<LD	<LD
S. Galeh	Lumpur	172.4.002	<LD	0,2839	<LD	0,0168	0,1200	<LD	<LD
S. Tuntang & S. Tambak Rejo	Lumpur	172.4.003	<LD	0,1210	<LD	0,0081	0,0415	0,0722	<LD
S. Pening dan Panjang & S Tarung	Air	172.5.004	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0366	<LD
S. Galeh	Air	172.5.005	<LD	0,0260	<LD	0,0044	<LD	0,0520	<LD
S. Tuntang & S. Tambak Rejo	Air	172.5.006	<LD	0,0815	<LD	0,0062	<LD	0,0521	<LD
Limit Deteksi (LD)			0,0014	0,0034	0,0027	0,0020	0,0029	0,0034	0,0034

Kode Sampel	Kode Distribusi	ORGANOKLOREIN							
		Lindan (α-BHC)	Heptaklor	Aldrin	Endosulfan	Dieldrin	DDT	Endrin	
		Kromatografi Gas							
S. Pening dan Panjang & S Tarung	Lumpur	172.4.001	0,0036	0,0040	0,0360	0,0042	<LD	<LD	0,0632
S. Galeh	Lumpur	172.4.002	0,0096	0,0065	0,1038	0,0027	0,055	<LD	0,0887
S. Tuntang & S. Tambak Rejo	Lumpur	172.4.003	0,0084	0,0059	0,0422	<LD	<LD	<LD	0,0374
S. Pening dan Panjang & S Tarung	Air	172.5.004	<LD	<LD	<LD	0,0102	<LD	<LD	0,0136
S. Galeh	Air	172.5.005	<LD	0,0039	<LD	0,0183	<LD	<LD	0,0096
S. Tuntang & S. Tambak Rejo	Air	172.5.006	<LD	0,0036	<LD	0,0048	<LD	<LD	0,0257
Limit Deteksi (LD)			0,0024	0,0024	0,0030	0,0021	0,0042	0,0039	0,0045

Bedasarkan tabel menunjukan hasil analisa residu pestisida pada air dan sedimen Rawa Pening :

- Konsentrasi *Profenofos* pada air Rawa Pening berkisar antara *0,0260 ppm* (Titik sampling sungai Galeh) – *0,08 ppm* (pertemuan sungai *Tuntang* dan sungai *Tambak rejo*)
- Konsentrasi *Profenofos* pada sedimen Rawa Pening berkisar antara *0,12 ppm* (Titik sampling pertemuan sungai *Tuntang* dan sungai *Tambak rejo*) – *0,286 ppm* (Titik sampling sungai. Galeh)
- Konsentrasi *Malathion* pada air berkisar antara *0,0366 ppm* (Titik sampling pertemuan sungai. Panjang dan Tarung) – *0,0521 ppm* (Titik sampling pertemuan sungai *Tuntang* dan sungai *Tambak rejo*)
- Konsentrasi *Malathion* pada sedimen berkisar *0,0567 ppm* (Titik sampling pertemuan sungai. Tarung, sungai Rengas dan sungai Panjang) – *0,12 ppm*. (Titik sampling sungai Galeh)

Kondisi tersebut menunjukan telah terjadi proses degradasi *Malathion* dan *Profenofos* yang berlangsung cukup lama dan menunjukan bahwa kondisi air dan sedimen Rawa Pening sudah tercemar pestisida golongan *Organophosphat* jenis *Malathion* dan *Profenofos*.

Penelitian Utama Bioremediasi Pestisida

Penelitian utama bertujuan mendapatkan bakteri pendegradasi pestisida Malathion dan Profenofos terbaik dan analisis terhadap kemampuan bakteri terbaik dalam mendegradasi pestisida Malathion dan Profenofos secara kualitatif dan kuantitatif.

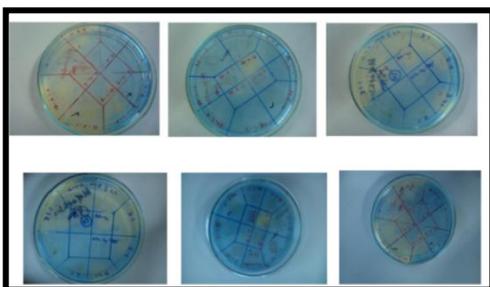
1. Uji Kualitatif Bakteri Indigenous Terseleksi Pendegradasi Malathion dan Profenofos

Pada kualitatif tahap 1 diperoleh 117 bakteri yang dapat tumbuh pada media zobell (Tabel 2) yang kemudian diseleksi kembali dengan menumbuhkan bakteri yang terisolasi pada media zobell yang telah dimodifikasi dengan menghilangkan kandungan yeast ekstrak dan glukosa sebagai sumber energi bakteri dengan Malathion dan Profenofos pengganti sumber energi. Untuk mengetahui terjadinya degradasi ditambahkan bromtymol blue sebagai indikator degradasi

Tabel 2. Hasil Isolasi Awal Bakteri dari Sampel Air dan Sedimen danau Rawa Pening

TN-L-1	TBR-L-1	LP-L-1	TGRP-L-1	SR-L-1	GL-L-1	TR-L-1	RP-L-1	IL.1	IL.2.2
TN-L-2	TBR-L-2	LP-L-2	TGRP-L-2	SR-L-2	GL-L-2	TR-L-2	RP-L-2	IL.2	IL.3
TN-L-3	TBR-L-3	LP-L-3	TGRP-L-3	SR-L-3	GL-L-3	TR-L-3	RP-L-3	IL.3A	IL.4
TN-L-4	TBR-L-4	LP-L-4	TGRP-L-4	SR-L-4	GL-L-4	TR-L-4	RP-L-4	IL.4A	IL.4.2
TN-L-5	TBR-L-5	LP-L-5	TGRP-L-5	SR-L-5	GL-L-5	TR-A-1	RP-L-5	IL.4B	IL.5
TN-L-6	TBR-L-6	LP-L-6	TGRP-A-1	SR-A-1	GL-L-6	TR-A-2	RP-L-6	IL.4.1	IL.6
TN-A-1	TBR-A-1	LP-A-1	TGRP-A-2	SR-A-2	GL-A-1	TR-A-3	RP-A-1	IL.7A	IL.6.1
TN-A-2	TBR-A-2	LP-A-2	TGRP-A-3	SR-A-3	GL-A-2	TR-A-4	RP-A-2	IL.7B	IL.6.2
TN-A-3	TBR-A-3	LP-A-3	TGRP-A-4	SR-A-4	GL-A-3	TR-A-5	RP-A-3	IL.1	IL.7
TN-A-4	TBR-A-4	LP-A-4			GL-A-4	TR-A-6	RP-A-4	IL.1.2	AIR RP
TN-A-5	TBR-A-5	LP-A-5			GL-A-5			IL.2.1	AIR RP-TC
TBR-A-6								IL.2	
TBR-A-7									

Hasil isolasi dilanjutkan dengan menumbuhkan bakteri pada media padat zobell. Bakteri yang memiliki kemampuan degradasi ditunjukkan dengan adanya warna kuning pada media padat zobell. Warna kuning baru nampak setelah inkubasi selama 7 sampai 14 hari.



Tabel 3. Bakteri yang mampu mendegradasi Malathion dan Profenofos (warna kuning menunjukkan degradasi)

Uji degradasi dilanjutkan pada media cair zobell dengan masa inkubasi 3 hari. Tabel 3 menunjukkan Hasil Skrining Bakteri Pendegradasi Malathion Dan

Profenofos Pada Media Cair Minimum Zobell With BTB (25 ppm, 50 ppm dan 75 ppm)

Kode Isolat	Profenofos				Malathion			
	25 ppm	50 ppm	75 ppm	Σ	25 ppm	50 ppm	75 ppm	Σ
TBR-A-7					++	++	++	TBR-A-7
TBR-A-6	++	++	++	TBR-A-6				
GL-L-1	++	++	++	GL-L-1				
TR-A-5	++	++	++	TR-A-5	+++	+++	++	TR-A-5
TR-A-6	++	++	++	TR-A-6	++	++	++	TR-A-6
RP-L-1	++	++	++	RP-L-1	++	++	++	RP-L-1
RP-L-2					++	++	++	RP-L-2
RP-L-3	++	++	++	RP-L-3	++	++	++	RP-L-3
RP-L-5	++	++	++	RP-L-5	+++	+++	+++	RP-L-5
RP-L-6					++	++	++	RP-L-6
RP-A-1	++	++	++	RP-A-1				

2. Uji Kuantitatif Bakteri Indigenous Terseleksi Pendegradasi Malathion dan Profenofos

Bakteri terbaik hasil uji kualitatif selanjutnya di uji secara kuantitatif dengan membandingkan kemampuan degradasi antara bakteri yang terseleksi menggunakan metode spektrofotometri berdasarkan nilai absorbansi bakteri uji dengan panjang gelombang tertentu. Hasil scanning terhadap Malathion adalah $\lambda = 400$ nm dan Profenofos $\lambda = 730$ nm. Menurut Venugopal *et al* (2011) bahwa panjang gelombang maksimum dengan menggunakan spektrofotometer untuk Malathion adalah 760 nm sedangkan menurut Ramika *et al* (2012) menyatakan bahwa panjang gelombang yang digunakan untuk uji degradasi senyawa profenofos (Curacron 500 EC) adalah 365 nm.

Uji kuantitatif dimulai dengan pembuatan kurva standar yang berfungsi untuk mengetahui konversi absorbansi terhadap konsentrasi larutan Malathion dan Profenofos

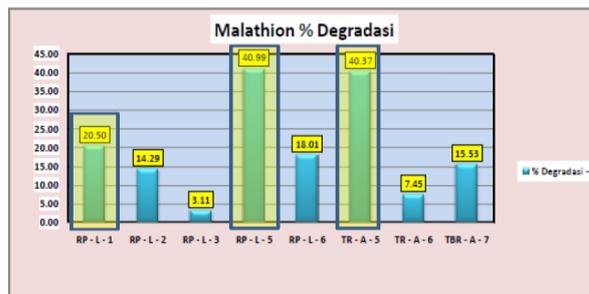
Kurva standar untuk Profenofos dengan persamaan linier $Y = 0.0042 X + 0.021 R^2$ (koefisien relatif) = 0.994 dan Kurva standar untuk Malathion dengan persamaan linier $Y = 0.002 X + 0.008 R^2$ (koefisien relatif) = 0.992. Persamaan tersebut akan digunakan pada perhitungan selama uji kualitatif

1.1. Hasil Pengukuran Absorbansi Profenofos ($\lambda = 400$ nm.) dan Hasil Degradasi Bakteri Uji

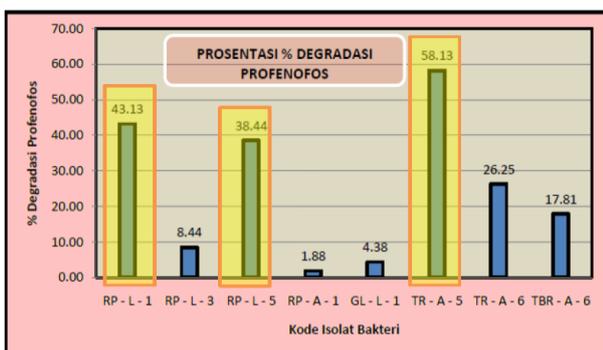
Tabel dan grafik dibawah ini menunjukkan hasil pengukuran absorbansi degradasi Profenofos oleh bakteri uji sebagai berikut

Tabel 4. Data Absorbansi Hasil Degradasi Profenofos Pada Konsentrasi 74,75 ppm ($\lambda=400$ nm)

No	Kode Isolat	Absorbansi	% Degradasi	Jumlah Konsentrasi Residu Pestisida Terdegradasi (ppm)	Sisa Konsentrasi Residu Pestisida (ppm)
1	P75	0,320	-	0,00	74,75
2	RP - L - 1	0,182	43,13	34,50	40,25
3	RP - L - 3	0,293	8,44	6,75	68,00
4	RP - L - 5	0,197	38,44	30,75	44,00
5	RP - A - 1	0,314	1,88	1,50	73,25
6	GL - L - 1	0,306	4,38	3,50	71,25
7	TR - A - 5	0,134	58,13	46,50	28,25
8	TR - A - 6	0,236	26,25	21,00	53,75
9	TBR - A - 6	0,263	17,81	14,25	60,50



Gambar 4. Prosentase Degradasi Bakteri uji Pada Konsentrasi Malathion 76,5 ppm (3 Bakteri Terbaik RPL-1, RPL-5 dan TRA-5)



Gambar 2. Prosentase Hasil Degradasi Bakteri Uji Pada Konsentrasi Profenofos 74,75 ppm (3 Bakteri terbaik RPL-1, RPL-5 dan TRA-5)

Data pengamatan dan grafik degradasi menunjukkan bahwa konsentrasi awal *Profenofos* adalah 74.75 ppm berdasarkan rumus persamaan kurva standar *Profenofos* $y=0.004x + 0.021$. Berdasarkan prosentase *Profenofos* yang terdegradasi maka terseleksi 3 bakteri terbaik adalah bakteri dengan kode TRA-5 (58.13%), RPL-1 (43%) dan RPL-5 (38.44%)

1.2. Hasil Pengukuran Absorbansi Malathion ($\lambda = 730$ nm.) dan Hasil Degradasi Bakteri Uji

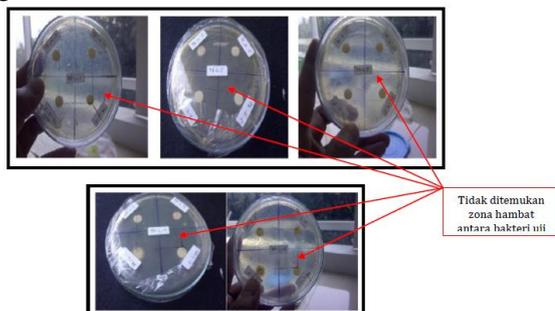
Gambar 3. Data Hasil Degradasi Bakteri Uji Pada Konsentrasi Malathion 76.5 ppm

No	Kode Isolat	Absorbansi	% Degradasi	Jumlah Konsentrasi Residu Pestisida Terdegradasi (ppm)	Sisa Konsentrasi Residu Pestisida (ppm)
1	M75	0,161	-	0,00	76,50
2	RP - L - 1	0,128	20,50	16,50	60,00
3	RP - L - 2	0,138	14,29	11,50	65,00
4	RP - L - 3	0,156	3,11	2,50	74,00
5	RP - L - 5	0,095	40,99	33,00	43,50
6	RP - L - 6	0,132	18,01	14,50	62,00
7	TR - A - 5	0,096	40,37	32,50	44,00
8	TR - A - 6	0,149	7,45	6,00	70,50
9	TBR - A - 7	0,136	15,53	12,50	64,00

Grafik dan data menunjukkan bahwa konsentrasi awal *Malathion* adalah 76.5 ppm (persamaan linier $y = 0.002 x + 0.008$) dan berdasarkan prosentase *degradasi Malathion*, maka terseleksi 3 bakteri terbaik adalah bakteri dengan kode RPL-5(1st) dengan kemampuan degradasi 40.99%, TRA-5 (2nd) dengan kemampuan degradasi 40,37% dan RPL-1 (3rd) dengan kemampuan degradasi 20,50%

3. Uji Kuantitatif Konsorsium Bakteri Indigenous Terseleksi Pendegradasi Malathion dan Profenofos

Uji kuantitatif terhadap konsorsium bakteri terseleksi maka perlu dilakukan uji sinergisme antara bakteri yang terseleksi



Gambar 5. Hasil Sinergisme Antara Bakteri Terseleksi

Hasil uji sinergisme/antagonisme dengan mengamati zona hambat antara bakteri uji diperoleh hasil sebagai berikut :

- Bakteri RPL-5 dan RPL-1 tidak ada zona hambat
 - Bakteri RPL-5 dan TRA-5 tidak ada zona hambat
 - Bakteri RPL-1 dan TRA-5 tidak ada zona hambat
- Dari hasil uji terhadap tiga isolate bakteri terseleksi yaitu RPL-5, TRA-5 dan RPL-1 tidak terlihat zona hambat oleh karena itu bakteri uji dapat dilakukan konsorsium. (Retnaningdyah, 2009), oleh karena itu bakteri yang terseleksi dapat di konsorsium. Untuk

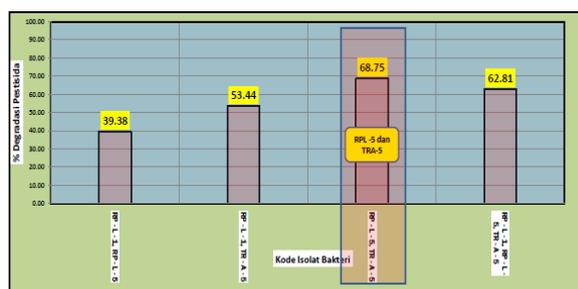
mengetahui kemampuan degradasi bakteri konsorsium maka dilakukan uji secara kuantitatif, sebagai berikut:

Gambar 6. Uji Degradasi Prefonofos Oleh Bakteri Uji Konsorsium Berdasarkan Prosentase Degradasi, Jumlah Profenofos Yang Terdegradasi (ppm) Dan Sisa Profenofos Yang Terdegradasi (ppm)

λ = 400 3%

No	Kode Isolat	Absorbansi	Degradasi	Pestisida	Sisa Konsentrasi
			%	Terdegradasi (ppm)	Pestisida (ppm)
1	M75	0.320	-	0.00	74.50
2	RP-L-1, RP-L-5	0.194	39.38	31.50	43.00
3	RP-L-1, TR-A-5	0.149	53.44	42.75	31.75
4	RP-L-5, TR-A-5	0.100	68.75	55.00	19.50
5	RP-L-1, RP-L-5, TR-A-5	0.119	62.81	50.25	24.25

Berdasarkan hasil degradasi bakteri konsorsium pada *Profenofos* maka konsorsium RPL-5 dan TRA-5 dengan hasil prosentase degradasi sebesar 68,75 %, hasil degradasi Profenofos 55,00 ppm dan sisa *Profenofos* terdegradasi 19.5 ppm. Grafik dibawah ini menunjukan kemampuan degradasi bakteri konsorsium sebagai berikut :



Gambar 7. Hasil Uji degradasi Pestisida Prefonofos oleh bakteri Uji Konsorsium berdasarkan Prosentase degradasi

Gambar 8. Hasil Uji Degradasi Pestisida Malathion Oleh Bakteri Uji Konsorsium Berdasarkan Prosentase Degradasi

λ = 730 3%

NO	Kode Isolat	Absorbansi	Degradasi	Konsentrasi Pestisida	Sisa Konsentrasi
			%	Terdegradasi (ppm)	Pestisida (ppm)
1	M75	0.161	-	0.00	76.50
2	RP-L-1, RP-L-5	0.027	83.23	67.00	9.50
3	RP-L-1, TR-A-5	0.046	71.43	57.50	19.00
4	RP-L-5, TR-A-5	0.060	62.73	50.50	26.00
5	RP-L-1, RP-L-5, TR-A-5	0.080	50.31	40.50	36.00

Berdasarkan hasil degradasi bakteri konsorsium pada *Malathion* maka konsorsium RPL-1 dan RPL-5 menunjukkan hasil prosentase degradasi terbaik sebesar 83,23 %, hasil degradasi sebesar 67,00 ppm

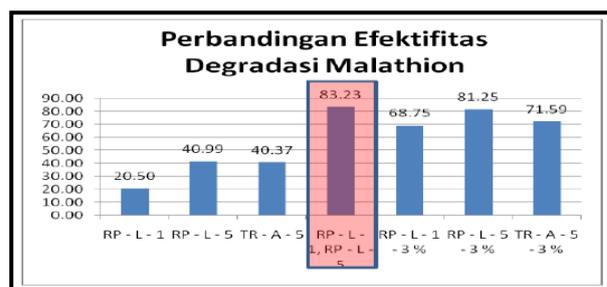
dan sisa *Profenofos* yang terdegradasi sebesar 9.5 ppm.

Berdasarkan hasil Komparasi Kemampuan Degradasi Bakteri Konsorsium dengan Bakteri Isolat Tunggal maka diperoleh hasil sebagai berikut:

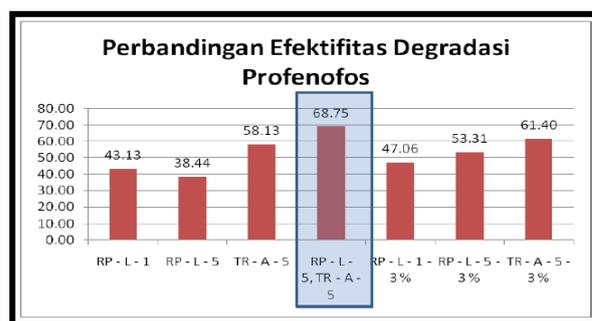
- Bakteri konsorsium RPL-1 dan RPL-5 memiliki efektifitas terbaik dengan kemampuan degradasi sebesar 83,23% pada substrat Malathion
- Bakteri konsorsium RPL-5 dan TRA-5 memiliki efektifitas terbaik dengan kemampuan degradasi sebesar 68.75 % pada substrat Profenofos

4. Uji Kuantitatif Perbandingan Efektivitas bakteri Terbaik (isolat tunggal) dengan bakteri dalam Konsorsium Pendegradasi Malathion dan Profenofos

Grafik dibawah ini menunjukan grafik perbandingan efektifitas bakteri uji (isolat tunggal dan konsorsium) pada substrat Malathion dan Profenofos



Gambar 9. Perbandingan Efektifitas Degradasi Bakteri Terseleksi Dalam Bentuk Isolat Tunggal Dengan Bakteri Dalam Bentuk Konsorsium Pada Subsrta Malathion



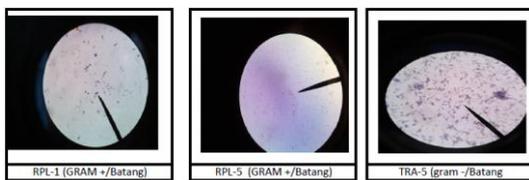
Gambar 10. Perbandingan Efektifitas Degradasi Bakteri Konsorsium Dan Bakteri Isolat Tunggal Pada Substrat *Profenofos*

Berdasarkan data hasil degradasi pestisida maka bakteri konsorsium dengan Kode **RPL-1 dan RPL-5** memiliki kemampuan degradasi terbaik dibandingkan semua bakteri uji baik dalam bentuk konsorsium

maupun dalam bentuk isolat tunggal pada substrat *Malathion* dengan konsnetrasi 76,5 ppm sedangkan bakteri bakteri konsorsium dengan Kode **RPL-5 dan TRA-5** memiliki kemampuan degradasi terbaik pada substrat *Profenofos* dibandingkan semua bakteri uji baik dalam bentuk konsorsium maupun dalam bentuk isolat tunggal pada substrat *Profenofos* dengan konsnetrasi 74,75 ppm.

4.1. Identifikasi Bakteri Terseleksi Uji Morfologi dan Biokimia

Identifikasi bakteri uji dilakukan secara morfologi dan biokimia untuk mengetahui skrining awal dan sifat morfologi dan biokimia bakteri uji. Gambar dibawah ini menunjukkan uji morfologi dan uji biokimia, sebagai berikut



Gambar 11. Uji Morfologi dan Biokimia (Uji Pewarnaan Gram) Bakteri Terseleksi



Gambar 12. Uji Morfologi dan Biokimia (Uji spora) Bakteri Terseleksi

Tabel 5. Hasil Uji Morfologi Dan Biokimia Bakteri Uji (RPL-1, RPL-5 dan TRA-5)

Uji Biokimia	Kode Isolat			Uji Biokimia	Kode Isolat		
	RPL-1	TRA-5	RPL-5		RPL-1	TRA-5	RPL-5
Bentuk	batang	batang	batang	Acid form ASS medium			
Gram	+	+	-	a. glucose	+	+	x
Motility	+	+	+	b. cellulose	+	+	x
Panjang 3>mm	-	-	-	c. galactose	+	+	x
Posisi dan panjang spora	vx	vx	-	d.mannose	+	+	x
spora	+	+	-	e.melibiose	+	+	x
Growth on 50 o	+	+	x	f.rafinoose	+	+	x
Growth on 37o	+	+	-	g.sukrose	+	+	x
Growth on 42o	x	x	-	h.xylose	-	+	x
Growth on 42o	x	x	+	Acid form fenol red medium			
Growth with 10% NaCl	+	-	x	a. glucose	x	x	-
Anaerobic	+	+	+	b. cellulose	x	x	-
Aerobic	+	+	+	c. galactose	x	x	-
ONPG	+	-	-	d.mannose	x	x	-
Utilization of citrat	+	-	-	e.melibiose	x	x	-
Urease	-	-	-	f.rafinoose	x	x	-
Indol	-	-	-	g.sukrose	x	x	-
VP	-	+	+	h.xylose	x	x	-
Nitrate reduced	-	+	+	Growth on Cetrimide agar	x	x	-
Strarch hydrolysis	+	+	+	Yellow pigmen	-	-	-
Oksidase	+	+	+	Keterangan			
Katalase	+	+	+	VX : Central/oval			
Acid fast	-	-	-	x : tidak dalam pengujian			
Tween 20 hydrolysis	x	x	+	+	facultative an aerobic		

Identifikasi dilanjutkan dengan metode biologi molekuler

4.2. Uji Biologi Molekuler

Proses Isolasi genom RPL-1, RPL-5 dan TRA-5 ditandai terbentuknya satu pita untuk setiap satu genom bakteri uji setelah diamati menggunakan UV Transluminator dengan pita penyandi gen 16SrRNA 1.5 kb dan dibandingkam dengan Marker (1kb DNA ladder). Hasil Amplifikasi DNA 16 rRNA disekuensing untuk mendapatkan urutan nukleotida dan dianalisis similaritasnya menggunakan GenBank dengan Program BLAST-N (Basic Local Alignment Search Toll-Nucleotide) sehingga dapat diketahui homologi dan spesies bakteri uji. Untuk mengetahui filogeni/kekerabatan dengan organisme lain, hasil sekuensing 16S rDNA Isolat RPL-1, RPL-5 dan TRA-5 tersebut dibandingkan dengan data sekuen 16S rDNA beberapa spesies yang diperoleh dari bank data. Data sekuen 16S rDNA tersebut kemudian dialignment dengan program clustalX ver 2.0. Kemudian pohon filogenetik dibuat dengan menggunakan program MEGA ver 5.03 dengan metode statistik Neighbor-Joining Tree dengan model p-distances tingkat 1000 bootstrap. Hasil PCR gen 16S rDNA ditunjukkan dengan pita tunggal pada gel elektroforesis dengan ukuran sekitar 1500 pb.

Hasil sekuensing menggunakan primer forward dan reverse adalah sebagai berikut:

4.2.1. Hasil Sekuen Gen 16S-rRNA Sampel Bakteri RPL-1

GGGGTATTGCATCATAATGCAGTCGAGCGCAGGAAGCTATCTGATCCTCTTTAGAG GTGACGATAATGGAATGAGCGGGGACGGGTGAGTAACACGTAGGCCAACCTGCCTG TAAGACTGGGATAACTCGTGGAAACCGCAGCTAATACCGGATAACACTTTCCTCTC CTGATGAGAAGTTGAAAGCGGGCTTTTGTCTCACTTACAGATGGGCGCTCGGGCGCA TTAGCTAGTTGTAAGGTAATGGCTTACC AAGCGCAGCATGCGTAGCCGACCTGAGA GGGTGATCGGCCACACTGGGACTGAGACCGCCAGACTCTACGGGAGGCAGCA GTAGGGAATCTTCCGCAATGGACAAAAGTCTGACGGGACAAACCGCGGTGAGTAT GAAGGTTTTCCGGATCGTAAAACCTCTGTTGTTAGGGAAGAACAAGTGGCCATAGTAAC TATGATGACCTTGCAGGTACCTAACCCAGAACGCCAGCGCTAAGTACCTGTCAGCAGC CGGTAATACGTAGGTGGAAGCGTTGTCGGGAATTATTGCGGTGAAGCGCTGCGCA GGCGGTTCTTAAAGTCTGATGTGAAATCTTACGGCTCAACCGTAAACGTGCATTGGA AACTGGGGAACCTTGAAGTGCAGAAAGAGGAGTGCATTCACGTGATGCGGTGAAA TCGGTATAGATGTGGAGGAAACACCAAGTGGCGAACCGACTCTTGGTCTGTAACGTA CGTGAGTAGCCAAGCGCTCGGGAGCGCAGGATTAGATACCTCGGTAGCCCTCGCG TAGACGATGAGCGCTAGTCTGACGGGGTTTCCGCCCTTATGCTGAAGTACTCATT AAGCCTACCTGTGACGCTAGACGCAAGCAGCAACTCAAAGGATTTACGGGACCA CTCAAGCAGATGATCACTGTTTAATTACAGCAGCGGAGACTTACAGGCTTGGAT TCCTCTGAACATCTAAAATAGCCTTTCTTACAGGGAAGAGTCTCCCGCAAAAGATTT TCAACCCANACCTAAATTTTCAGTAAGCCCGCACGAAGAATCTTGA

Tingkat similaritas identitas maksimum 87% RPL-1 adalah *Oceanobacillus iheyensis*

4.2.2. Hasil Sekuen Gen 16S-rRNA Sampel Bakteri RPL-5

CAATTGCGGGCTATAATGCAGTCGAGCGCAGGAACCGTCTGAACCTCTCGGGGGG ACGACGGCGGAATGAGCGGGGACGGGTGAGTAACACGTAAAGAACCTGCCATAG GTCTGGGATAACCAAGAAATCCGGGCTAATACCGGATGTGTCATCGGACCGCATG GTCCGCTGATGAAAGGGGCTCCGGCGTCCCATGGATGGCTTTGCGGGTGCATTAGC TAGGTGGTGGGTAAGGCCACCAAGGCGCAGCATGATAGCCAGCTGAGAGGTT GATCGGCCACACTGGGACTGAGACCGGGCAGACTCCTACGGGAGGGGCGATAG GGAATCTTCCCAATGACGAAAGTCTGATGGAGCAACCGCGGTGAACGATGAAA GCTTTCCGGGCGTAAGTCTGTTGTAAGGGAAGAACAAGTGCAGCAGCAATGGCGG GCGCCTTGACGGTACTTTCGAGAAAGCCAGCGCTAAGTACATGCCAGCAGCGCGGG TAATACGTAGGTGGCAAGCGTGTCCGGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCGCAGGGG GCTTCTTAAGTCTGATGTGAAAGCCCGGCTCAACCGGGGAGGGCCATTGGAACCT GGGAGGCTTGAATATAGAGAAAGAGTGGAAATCCACGTGTAGCGGTGAAATGCGG TACAGATGTGAAGGAACACCTTGTGCAAAAGCGACTCTTTGGCTATATCTGACGCT GAGGGCGGAAAACGTGGGAGCAACACGATTAGATACCTGGTGTGATCCACCGCTA AACGATGAGAGCTAAGTGTGGAGGTTCCGCCCTTTGTGCTCAGGTAAGCATTAAAC ACTCCCCTGGGGAGACAGTGCAGGCTCAACTCAAGGATGACGGGACCCACCA GTTGGAGCATGTGGTTATTGAGCACACGGAAAACCTTCCACTCTTGAATCCCCTGAC

CGGAAAAATGTACCTTCCCTCTGGGGCAGGGTGACAAGTGTGGATGGTTGCGTCAG
 CCGCGTCCGAGAGATGGCTTAATCCCAACAAGGCAACCTGTCTTTTTGACATTC
 GTTGGCCCTAGGAAATGCCGTGACAACCGAAGAAGGGGATAACCAAAATTCATG
 CCCTTAAAGTGGGTACACGTGTCAATGGAGGGCAAGGGACCAACCCAGTGGGACC
 ATCCAAACGTTTNTTGGATGGGGGACCCCGTAGACCGAATCTGGCCGGTGTCT
 ATACATGCGATCGAGCGGACAGATGGGAGCTTGTCCCTGAAGTACAGCGGGGACG
 GGTGAGTAACACGTGGGCAACCTGCTGTAAAGACTGGGATAACTCCGGAAACCCG
 GGCTAATACCGGATAATCTTCCCTCACATGAGGGAAAGCTGAAAGATGGTTTCGG
 CTATACCTACAGATGGGCCCGCGGCATTAGCTAGTTGGTGAGGTAACGGCTCAC
 CAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTGTACGGCCACACTGGGACTGAGA
 CACGGCCAGACTCTACGGGAGCGAGCTAGGGAATCTCCGCAATGGACGAAA
 CTCTGACGGAGCAACCGCGGTGAGTGTAAAGGTTTTTCGGATCGTAAAAACTCTGT
 GTTAGGGAAGAACAGTACCGGAGTAACCTGCGCGTACCTTGACGGTACCTAACCCAG
 AAAGCCACGGTAACTACGTGCCAGCACCGCGGTAATACGTAGGTGGCAAGCGTT
 GTCCGGAAATTTGGGCGTAAAGCGCGCGCAGCGGTTCTTAAGTCTGTATGAAA
 GCCCCGGTCAACCGGGGAGGGTCAATTGAAACTGGGAACTTGAGTGCAGAA
 GAAGAGTGAATTCCACGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATGTGGAGGAACACCA
 GTGGCGAAGCGGACTCTTTGGTCTGTAACCTGACGCTGAGGCGCAAGCGTGGGGA
 GCAAACAGGATTAGATACCTGTAGTCCACCGCGTAAACGATGAGTGTAAAGTGT
 AGAGGGTTTCCGCCCTTATGCTGCTGAGCAAAACGCAATTAAAGCACTCCGCGTGGGAG
 TAGCGCGCAAGGCTGAAACTCAAAGGAATTGACGGGGCCCGCACAAAGCGTGGGA
 GCATGTGGTTAATTCGAAGCAACCGGAAGAACTTACAGGTCTTGACATCTCCTG
 ACAACCTAGAGATAGGGCGTTCCTTCGGGGACAGGATGACAGGTGGTGCATG
 GTTGTGCTGAGTCTGCTGCTGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCC
 TTGATCTTAGTTGCCAGCAATCAGTTGGGCACTTAAGGTGACTGCCGGTGACAAAC
 CGGAAGGAAGGTGGGGATGACGGTCAAATCATATGGCCCTTAAAGGACCGGGG
 CTAACNACAGTGTACAATGGGATGGGAACAAAGGGGTTGCAAGACCCGCAAGGTT
 AANCGAATCCCAATAAAACATTTTCAAGTTCNGAATTGACAGGTTGAAACTCTCC
 TTGTTGAAACCCGGATT

Tingkat similaritas identitas maksimum bakteri RPL-5 adalah 99% adalah bakteri *Exiguobacterium profundum*

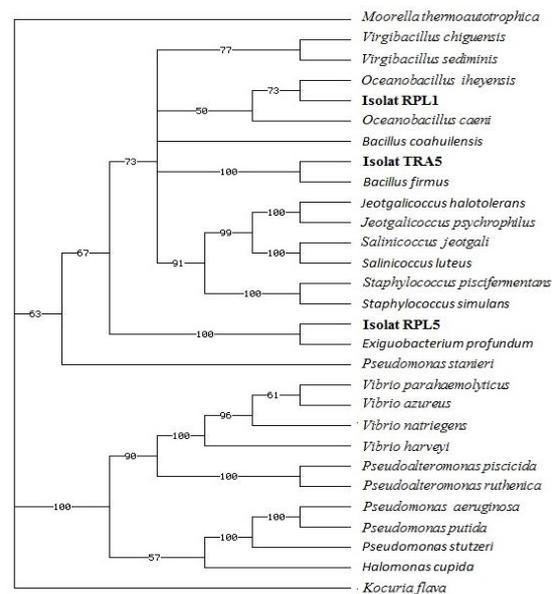
4.2.3. Sekuen Gen 16S-rRNA Sampel Bakteri TRA-5

GGCGGGTGTATACATGACAGTCGAGCGGACAGATGGGAGCTTGTCCCTGAAGTCAG
 CGGGGACGGGTGAGTAACACGTGGCAACCTGGCTGTAAGACTGGGATAACTCCG
 GGAAACCGGGCTAATACCGGATAATCTTCCCTCACATGAGGAAAGCTGAAAGA
 TGGTTTCGGCTATCACTTACAGATGGGCCCGCGGCATTAGCTAGTTGGTGAGGTA
 ACCGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTGTATCGCCACACTG
 GGACTGAGACACGGCCAGACTCTACGGGAGGAGCAGTAGGGAATCTTCCGCAA
 TGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACCGCGGTGAGTGTGATGAAGTTTTCCGATCGTAA
 AACTCTGTTGTTAGGGAAGAACAGTACCGGAGTAACCTGCGGTACCTTGACGGTAC
 CTAACCAAGAACCGGCTAACTACGTGCGCAGCAGCGGTAATACGTAGGTGG
 CAAGCGTTGTCGGAAATTATGGGCGTAAAGCGCGCGCAGGCGGTTCTTAAGTCTG
 ATGTGAAAGCCCCGGCTCAACCGGGGAGGGTCAATTGAAACTGGGGAACCTGAGT
 GCAGAAAGAGAAGAGTGGAAATCCACGTGAGCGGTGAAATGCGTAGAGATGTTGGAG
 GAACACCAAGTGGCGAAGCGGACTCTTTGGTCTGTAACCTGACCGTGAAGCGCGAAAGC
 GTGGGAGCAAAACAGGATTAGATACCTGTAGTCCACGCGTAAACGATGAGTGTCT
 AAGTGTAGAGGGTTTTCCGCCCTTATGCTGTCAGCAAAACGCAATTAAAGCACTCCGCC
 TGGGAGTACGGCGCAAGGCTGAAACTCAAAGGAATTGACGGGGCCCGCACAAAG
 CGGTGGAGCATGTGGTTAATTCGAAGCAACCGGAAGAACCTTACCAGTCTTGACA
 TCTCCTGACAACCTAGAGATAGGGCGTTCCTTCGGGGACAGGATGACAGGTGG
 TGCATGGTTGCTGCTAGCTCTGTGCTGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCG
 CAACCCCTGTATCTTAGTTGCCAGCAATCAGTTGGGCACTTAAGGTGACTGCCGGTGA
 CAAACCGGAAGGAAGGTGGGGATGACGGTCAAATCATATGGCCCTTAAAGGACC
 TGGGGTAAACNACAGTGTACAATGGGATGGGAACAAAGGGGTTGCAAGACCCGCA
 AGGTTAANCGAATCCCAATAAAACATTTTCAAGTTCNGAATTGACAGGTTGAAACTCTCC
 TCTCCTGTTTGAACCCGGATT

Tingkat identitas maksimum 98 % TRA-5 adalah *Bacillus firmus*,

Bakteri yang teridentifikasi sudah teregister pada DNA Data Bank of Japan. National Institute of Genetics. Research Organization of Information and Systems. Mishima, Shizuoka Japan dengan accession number RP-L-1 LC019790, RP-L-5 LC019791 dan TR-A-5 LC019792

4.2.4. Kontruksi Pohon Filogenetik



IV. KESIMPULAN

- Kondisi danau Rawa Pening telah menunjukan telah terjadi proses degradasi *Malathion* dan *Profenofos* yang berlangsung cukup lama dan menunjukan bahwa kondisi air dan sedimen Rawa Pening sudah tercemar pestisida golongan *Organophosphat* jenis *Malathion* dan *Profenofos*
- Bakteri isolat tunggal yang memiliki kemampuan degradasi terbaik pada substrat *Malathion* adalah bakteri dengan kode RPL-5 (40.99%), sedangkan bakteri yang memiliki kemampuan degradasi tertinggi pada substrat *Profenofos* adalah TRA-5 (58.13%),
- Bakteri dalam bentuk konsorsium yang memiliki kemampuan degradasi terbaik pada substrat *Malathion* adalah bakteri dengan kode RPL-5 dan RPL-1 (83,23 %), sedangkan bakteri yang memiliki kemampuan degradasi tertinggi pada substrat *Profenofos* adalah TRA-5 dan RPL-5 (68.75 %)
- Berdasarkan identifikasi secara morfologi, biokimia dan biologi molekuler maka diperoleh hasil bahwa :
 - Bakteri kode RPL-1 memiliki kekerabatan terdekat dengan *Oceanobacillus iheyensis*
 - Bakteri RPL-5 memiliki kekerabatan terdekat dengan *Exiguobacterium profundum*
 - Bakteri kode TRA-5 memiliki kekerabatan terdekat dengan *Bacillus firmus*.

DAFTAR PUSTAKA

- Adhikari. S. 2010. Bioremediation Of *Malathion* From Environment For Pollution Control. Journal Of Toxicology. Academis Journal. India.
- A.O.A .C . 1984 . Official Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemist .
- Ert, M.V. dan Sullivan, J.B., 1982, Organochlorine Pesticides, dalam Sullivan, J.B. dan Krieger, G.R. (Ed.), *Hazardous Materials Toxicology*, William and Wilkins, London.
- Ishii, Y., 2003, Development of Efficient Methods for Pesticide Residue Analysis of Agro-Environmental amples, J. Pestic. Sci., 28, 217-218. 218.
- Kementerian Pertanian, 2009. Syarat Dan Tatacara Pendaftaran Pestisida. Peraturan Menteri Pertanian Nomor 45/Permentan/Sr.140/10/2009. Jakarta
- Lee, H.B., Chau, A.S.Y., Kawahara, F., 1982, Organochlorine Pesticides, dalam Chau, A.S.Y. dan Afghan, B.K., *Analysis of Pesticides in Water*, vol. 2, CRC Press, Florida.
- Riri Ramika, Safni, dan Umiati Lukman, 2012. Degradasi Senyawa Profenofos Dalam Insektisida Curacron 500ec Secara Fotolisis Dengan Penambahan Tio₂ –Zeolit. Jurnal Kimia Unand, Volume 1 Nomor 1, November 2012
- Sabdono, A.,S. Kang., H-G Hur., H-P. Grossart., M. Simon and OK. Radjasa, 2007a. Organophosphate residues in coral tissues of Indonesian coastal waters. Pak J. Biol Sci., 10(11):1926-1929. DOI: 10.3923/pjbs.2007.1926.1929
- U.S. EPA. 2001. Methods For Collection, Storage and Manipulation Of sedimens For Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual. Epa 823-B-01-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office Of Water, Washington, DC
- United States Environmental Protection Agency, (2006) California Environmental Protection Agency Department Of Pesticide Regulation Environmental Monitoring Branch. USA
- Venugopal, Sumalatha and Syedabano, 2012. Spectrophotometric Determination of Malathion in Environmental Samples Department of Chemistry, University Rushikonda, Vsakhapatnam-,India

Konversi Sampah Menjadi Energi Sebagai Solusi Alternatif Mengatasi Masalah Sampah di Semarang

Slamet Supriyadi

Mahasiswa Program Doktor Ilmu Lingkungan Universitas Diponegoro

Dosen pada Fakultas Teknik Universitas PGRI Semarang

slamet_sgc@yahoo.com

ABSTRAK

Sebagaimana kota metropolitan lain di Indonesia, Semarang masih berjuang untuk mengatasi masalah sampah. Sampai saat ini jumlah timbunan sampah yang berhasil dibuang ke tempat pengolahan sampah akhir (TPA) masih pada kisaran 60%, dari jumlah produksi yang sekitar 4000 m³/per hari. Padahal TPA Jatibarang, yang merupakan satu-satunya TPA yang ada di Semarang telah, habis masa gunanya. Meskipun beberapa langkah telah dilakukan untuk mengurangi jumlah sampah yang harus dibuang ke TPA, seperti dengan pemilahan sampah di rumah tangga dan pembuatan kompos, namun tindakan ini belum memberikan hasil yang optimal. Makalah ini akan membahas dan menganalisis manajemen sampah di kota Semarang dilihat dari berbagai aspek. Selanjutnya, tinjauan terhadap beberapa metode konversi sampah menjadi energi dan melakukan analisis terhadap pengalaman menggunakan metode tersebut. Analisis terhadap karakteristik sampah di kota Semarang akan dilakukan guna memperoleh alternatif manajemen sampah yang lebih berkelanjutan. Konversi sampah sebagai sumber energi dapat menjadi salah satu pilihan solusi mengatasi masalah sampah di kota Semarang.

Kata Kunci: *Sampah, konversi energi, Semarang*

I. PENDAHULUAN

A. Latar Belakang

Seperti halnya kota metropolitan lain di Indonesia, kota Semarang mengalami perkembangan kawasan perkotaan yang pesat, yang merupakan dampak dari pertumbuhan jumlah penduduk, pertumbuhan ekonomi dan industri. Akibat dari peningkatan kondisi sosial dan ekonomi tersebut adalah perubahan pola konsumsi masyarakat kota yang dapat dilihat dari volume sampah yang diproduksi dan komposisi sampah perkotaan. Pada tahun 2005 dengan jumlah penduduk 1.419.478, produksi sampah 2.250 m³/hari, sedangkan tahun 2009, jumlah penduduk 1.506.924 dengan produksi sampah 4.274 m³/hari (Wijayanti, 2013). Dengan massa jenis sampah kota Semarang sebesar 0,35 kg /dm³ (Supriyadi et al 2000), maka berat sampah kota Semarang berada pada kisaran 1.500 ton/hari.

Pemerintah kota Semarang telah menginisiasi pengelolaan sampah yang lebih ramah lingkungan. Di beberapa lokasi telah dilakukan program daur ulang sampah, namun tingkat kesadaran masyarakat Kota Semarang terkait pengelolaan sampah dari sumbernya masih relatif kurang, Pengelolaan sampah rumah tangga yang berbasis masyarakat di Sampangan dan Jomblang dapat mereduksi timbunan sampah yang dibuang ke TPA, namun belum optimal dilaksanakan baik dalam pemilahan dan atau dalam

pengomposan karena keterbatasan sarana dan prasarana (Artiningsih 2009). Akibatnya adalah bahwa sampah yang berhasil dapat dikumpulkan dan dibuang dengan cara yang benar masih belum maksimal. Dinas kebersihan kota Semarang hanya berhasil mengangkut sampah sekitar 65% dari timbunan sampah setiap hari (Supriyadi et al. 2000, Dias 2009).

Beberapa permasalahan yang muncul di TPA adalah bahwa sampah dibuang begitu saja. Meskipun pemadatan dilakukan, namun sampah tidak secara teratur ditutup dengan tanah, sehingga menjadi tempat berkembang biak lalat dan beberapa bakteri patogen lainnya, serta pencemaran udara, berupa bau. (Supriyadi, 2006). Pada musim kemarau, kadang kebakaran terjadi, karena terbakarnya gas metan, yang merupakan hasil dari proses dekomposisi sampah. Meskipun di TPA terdapat fasilitas untuk mengolah lindi, yang merupakan limbah cair dari proses pembusukan limbah organik dan material lainnya, namun karena belum berfungsi optimal maka berpotensi untuk mencemari lingkungan sekitar. Apalagi TPA Jatibarang, yang merupakan satu-satunya TPA yang ada di Semarang telah melewati masa gunanya, dengan kondisi yang semakin memburuk, maka diperlukan alternatif solusi manajemen sampah di Semarang.

Tujuan dari makalah ini adalah melakukan

identifikasi terhadap peluang adanya strategi pengelolaan yang lebih berbasis teknologi, dan ramah lingkungan, sebagai alternatif dari metode pengelolaan sampah pada saat ini. Makalah akan membahas dan menganalisis pengelolaan dan karakteristik sampah kota Semarang. Selanjutnya tinjauan terhadap beberapa metode konversi sampah menjadi energy, dan melakukan analisis terhadap pengalaman menggunakan metode *waste to Energy*. Dengan Analisis terhadap kondisi dan karakteristik sampah di kota Semarang, akan dapat diperoleh alternatif pengelolaan sampah yang lebih berkelanjutan.

B. Pengelolaan Sampah

Pada dasarnya, semua aktifitas manusia menghasilkan sampah. Sampah mulai muncul ketika manusia memproses bahan mentah menjadi barang jadi, pada penggunaan barang dan jasa. Ketika barang sudah rusak dan habis masa gunanya, akan berakhir menjadi sampah. Produksi sampah kota Semarang berdasar kontribusi dari sumbernya adalah sampah domestik sekitar 75-80%, diikuti sampah pasar dan industri, masing-masing sekitar 14% dan 4 %, sampah kantor dan jalan sekitar 3% dan 1% (Supriyadi, 2006).

Sistem pengumpulan sampah domestik dari pemukiman penduduk umumnya dilakukan oleh warga (RT/RW) setempat. Warga bertanggung jawab menempatkan sampah pada tempat yang disediakan sendiri di depan rumah, sedangkan pengumpulan dilakukan oleh petugas yang dipekerjakan oleh warga. Petugas menggunakan gerobak/becak/ truk untuk mengumpulkan sampah dari rumah ke rumah, mengangkut dan membuang sampah di depo Tempat Pembuangan Sampah Terpadu (TPST). TPST sebagai wadah pengolahan sampah dengan cara 3R, yaitu pemilahan sampah dan pengolahan sampah. Sampah organik digunakan untuk pembuatan kompos, sedangkan sampah anorganik di-*recycle* atau *direuse*, dan sampah yang benar-benar sudah tidak dapat dimanfaatkan lagi, langsung diangkut ke TPA (Wijayanti 2013). Sampai tahun 2012, jumlah TPST di Kota Semarang sebanyak 13 unit. Rata-rata komposisi sampah yang diolah di TPST adalah $\pm 30\%$ sampah organik. Sedangkan, untuk sampah anorganik hanya ada 2 TPST yang mengolah, yaitu Sampangan dan Jomblang. Sampah anorganik dari TPST yang lain tetap diangkut dan dibuang ke TPA. Karakteristik sampah kota Semarang adalah tipikal untuk negara berkembang yang didominasi oleh sampah organik. Namun karakteristik ini sedikit berubah dengan adanya perubahan pola hidup dan kemajuan yang terjadi pada masyarakat,

sebagaimana tabel 1.

Perda No 06 Tahun 2012 tentang pengelolaan sampah di Kota Semarang menegaskan bahwa pengelolaan sampah di Kota Semarang bukan hanya tanggung jawab Dinas Kebersihan dan Pertamanan saja, namun menjadi tanggungjawab seluruh masyarakat Kota Semarang. Pasal 4 menyatakan bahwa pengelolaan sampah bertujuan untuk meningkatkan kesehatan masyarakat dan kualitas lingkungan serta menjadikan sampah sebagai sumber daya. Oleh karena itu aspek kebijakan pengelolaan sampah harus menempatkan sampah bukan sebagai barang tidak berguna, namun menjadikan sampah sebagai sumber daya yang harus dimanfaatkan dan dioptimalkan kegunaannya.

Tabel 1 karakteristik Sampah Kota Semarang

Kategori Sampah	% berat		Kelembaban %	Nilai Kalor (BTU/lb)
	Tahun 2000	Tahun 2009		
Sampah organik	70,7	50.75	70	2500
Produk kertas	10,2	17.14	10	8500
Plastik	10,6	19.42	10	8500
Gelas/kaca	1,9	-	-	-
Logam	-	-	-	-
Kain/kulit	1	12,70	-	-
Lain-lain	1	-	-	-
	4,6	-	-	-

Sumber: Supriyadi et al. 2000; Artiningsih 2009; Wilson et al. 2013

Pemerintah Kota Semarang bekerjasama dengan pihak swasta, yaitu PTNarpati Agung Karya Persada Lestari melakukan pengolahan sampah di TPA Jatibarang. Pengolahan sampah dilakukan dengan komposting dan pengolahan sampah anorganik. Masa perjanjian kerjasama pengolahan sampah selama 25 tahun, yaitu hingga tahun 2035. Pada awal operasional tahun 2011, volume sampah yang dapat dikelola hanya 150 ton/hari, kemudian untuk tahun 2012 meningkat menjadi 200 ton/hari. Kemudian, pada tahun 2013, akan diolah 200 ton sampah per hari dengan peningkatan jumlah hari kerja. Target volume sampah yang akan diolah PT. Narpati hingga tahun 2015 adalah 350 ton/hari. Meskipun ada upaya peningkatan kapasitas pengolahan oleh PT. Narpati, kapasitas pengelolaan sampah masih belum sebanding dengan timbulan sampah. Konsekuensinya adalah, bahwa masih banyak sampah yang akan tetap berakhir di TPA Jatibarang.

C.Kajian Pustaka

Waste to Energi (WtE) adalah teknologi terdiri dari proses pengolahan limbah yang dapat menciptakan energi dalam bentuk listrik, panas atau bahan bakar transportasi dari sumber limbah (World Energy Council 2013). Teknologi ini dapat diterapkan untuk berbagai macam jenis limbah, mulai yang padat, semi padat, cair dan gas. Namun yang paling umum digunakan adalah limbah yang berasal dari rumah tangga dan perkotaan. Teknologi ini telah dikembangkan di banyak Negara, dengan manfaat yang besar terhadap lingkungan, yaitu dengan memanfaatkan sisa limbah yang tidak lolos dari proses daur ulang. Penggunaan teknologi ini secara luas telah digunakan di beberapa Negara Eropa, dan negara maju lain, seperti China, Rusia, Jepang, Singapura dan Taiwan. Menurut Wilson et al (2013), keuntungan dari WtE antara lain:

1. Menghasilkan energi hijau dan menurunkan ketergantungan terhadap bahan bakar fosil.
2. Menurunkan dampak lingkungan, seperti polusi air dan emisi gas rumah kaca (*greenhouse gases*) yang dilepaskan ke atmosfer.
3. Dapat saling menunjang dengan daur ulang, mengurangi jumlah sampah yang harus dibuang ke TPA.
4. Menyediakan lingkungan kerja yang lebih aman.
5. Dengan menempatkan fasilitas WtE di dekat sumber utama sampah, maka akan dapat mengurangi biaya transportasi, mengurangi kepadatan lalu lintas dari kendaraan pengangkut sampah, dan mengurangi emisi gas buang dari mobil sampah.
6. Memungkinkan untuk bisa dilakukan perencanaan pengelolaan sampah yang berkelanjutan dan jangka panjang.

Berikut disampaikan beberapa teknologi untuk konversi limbah menjadi energi dan kinerja dari metode tersebut.

1). Incinerator

Insinerasi adalah proses thermal dimana material yang mudah terbakar dari aliran limbah padat teroksidasi termal untuk menghasilkan energi panas. Selain energi panas, produk dari proses insinerasi adalah bottom ash, fly ash, dan gas buang

Dari aspek konversi menjadi tenaga listrik, sekitar 0,4 -0,7 MWh tenaga listrik dapat dihasilkan dari 1 ton sampah dengan menggunakan incinerator (Wilson et al 2013). Dengan 1000 ton sampah per hari, maka akan menghasilkan 650 MWh energy listrik per hari atau 27 MW tenaga listrik untuk 24 jam operasi. Efisiensi lebih tinggi tinggi dapat diperoleh untuk menghasilkan uap, yaitu 2 MWh uap

dari 1 ton sampah. Namun, pembakaran sampah pada incinerator juga menghasilkan gas CO₂, NO_x dan SO_x. Total abu yang dihasilkan dari pembakaran sampah pada incinerator berada pada kisaran 4-10 % dari volume dan 15-20 % dari berat awal (Wilson et al 2013). Fly Ash berada pada kisaran 10%-20% dari abu yang dihasilkan. Hanya saja bahwa Fly Ash mempunyai potensi mengganggu kesehatan, karena adanya kandungan logam berat, seperti Timbal, Cadmium, tembaga, seng dan juga sedikit dioxin dan furan.

Partikel abuyang kecilyang terdapat dalam gas buang harus dihilangkan. Demikian juga dengan senyawa organik volatile (VOC), senyawa organik semi-volatile (SVOCs) dan gas asam yang tidak sepenuhnya teroksidasi dalam proses pembakaran atau mungkin terbentuk pada pendinginan gas buang. Terdapat beberapa proses untuk membuang partikel yang ada dalam gas sebelum gas tersebut dilepas ke udara, seperti *wet scrubber*, *bag house*. Pembersihan lebih lanjut gas buang dapat dilakukan dengan mengijeksikan Carbon atau limestone (calcium oksida) kedalam aliran gas yang melewati *bag house*.

2). Gasifikasi

Gasifikasi adalah proses dimana bahan karbon organik dipisahkan pada suhu tinggi dalam reaktor termal dengan oksigen rendah untuk membentuk gas yang dikenal sebagai gas sintesis (syngas). Syngas ini terdiri dari karbon dioksida, karbon monoksida, hidrogen, metana, dan uap air. Jika reaktor termal menggunakan *air fed* gasifikasi (umpan udara), aliran syngas juga mengandung gas nitrogen. Sistem gasifikasi dengan umpan udara, dapat menghasilkan listrik yang dapat diandalkan dan emisi bersih, sehingga memenuhi syarat sebagai sumber energi hijau (Klein 2002).

Proses dalam gasifikasi adalah setelah keluar dari gasifier, gas panas pertama kali dibersihkan dari abu di dalam siklon suhu tinggi. Gas yang dihasilkan kemudian dioksidasi dalam serangkaian tahapan untuk mengendalikan oksida nitrogen.

Tahap pembakaran gas sintesis, adalah mengkonversi bahan bakar terikat nitrogen ke diatomik nitrogen (N atmosfer), bukan oksida nitrogen (NO_x). Proses ini juga beroperasi dalam mode udara kurang sehingga dapat mencegah pembentukan NO_x. Tahap akhir dari sistem pembakar ini beroperasi dengan udara lebih dan waktu tinggal yang cukup dan suhu dijaga pada 1800°F yang secara bersamaan membatasi pembentukan NO_x dan juga menghancurkan senyawa organik polycyclic seperti dioxin, furan dan VOC lainnya.

Beberapa studi yang terkait dengan metode konversi

thermal sampah menjadi energy adalah bahwa system *air fed* gasifikasi adalah lebih cost efektif dan proses bersih pada system konversi sampah menjadi energi (USDOE 2002; USEPA 2006). Lebih lanjut studi juga menyimpulkan bahwa, system pyrolysis tidak memberikan cukup temperature untuk mencegah terbentuknya furan, dioxin dan tar. Sedangkan plasma arc tidak cost effective untuk pengolahan sampah (Wilson et al, 2013).

3). Plasma Arc Gasification

Plasma arc gasifikasi adalah metode pengolahan sampah yang menggunakan busur listrik untuk menghasilkan temperatur tinggi dalam reactor, untuk mengubah material organik menjadi syngas dan melelehkan residu material anorganik (Bowyer and Fernholz 2009). Plasma arc system awalnya dimaksudkan untuk digunakan pada pembakaran masal sampah, setelah melakukan pemisahan material untuk daur ulang. Karena temperature yang sangat tinggi yang dicapai oleh plasma arc, maka dipercaya bahwa tidak perlu melakukan sortir terhadap material, karena semua material sampah akan meninggalkan reactor dalam bentuk gas atau slag padat.

Plasma arc system akan dapat beroperasi dengan maksimal pada material yang mempunyai kelembaban rendah, komposisi dan karakteristik sampah telah tertentu dan tidak dipengaruhi oleh musim. Sebaliknya sampah mempunyai kandungan air yang relative tinggi dengan komposisi yang tidak menentu. Usaha untuk menggunakan Plasma arc untuk mengelola limbah padat tidak berhasil untuk alasan tersebut.

4). *Pyrolysis*.

Pirolisis adalah dekomposisi thermal yang terjadi dalam ketiadaan oksigen. Itu juga merupakan tahap pertama dalam proses pembakaran dan gasifikasi dimana diikuti oleh oksidasi total atau sebagian dari material yang dipanaskan. Dalam pirolisis, suhu proses yang lebih rendah dan lebih lama waktu tinggal uap, akan menyebabkan terjadinya produksi arang. Suhu tinggi dan waktu tinggal lebih lama meningkatkan konversi biomassa menjadi gas, sedangkan suhu moderat dan waktu tinggal uap singkat adalah optimal untuk memproduksi cairan.

Berbagai macam sampah dan biomasa dapat di konversi dengan metode pyrolysis. Sampah padat perlu dicacah sampai ukuran 6-10 mm sebelum dimasukkan ke dalam reactor pyrolysis. Pada proses pyrolysis cepat, diperlukan kandungan air dibawah 10% dari bahan baku. Namun karena kandungan sampah yang memiliki kelembaban beragam, maka untuk menurunkan kandungan air

menjadi 10% atau lebih rendah, merupakan pekerjaan yang tidak mudah. Hal ini menjadikan system fast pyrolysis untuk konversi sampah tidak berhasil untuk skala yang lebih dari 50 ton per-hari (Wilson et al 2013)

Kajian kelayakan ekonomi dari proses pirolisis secara umum menyimpulkan bahwa proses pirolisis skala besar masih menghadapi kendala, termasuk pemurnian berbagai biofuel untuk penggunaan komersial (Ringer et al 2006).

5). Anaerobic Digestion/Landfill

Anaerobic digestion adalah proses biologis dimana mikroorganisme memecah bahan organik yang dapat terurai dalam kondisi lingkungan tanpa oksigen. Anaerobic digestion dapat digunakan untuk mengurangi kadar air sampah organik dan mengkonversi sebagian dari sampah organik menjadi gas, terutama terdiri dari metana dan karbon dioksida. Material sisa yang kaya nutrisi juga dihasilkan dapat digunakan sebagai pupuk. Proses digester terjadi dalam empat langkah: hidrolisis, asidogenesis, asetogenesis, dan methanogenesis. (Wilson et al. 2013).

Meskipun anaerobic digestion telah dijadikan salah satu metode konversi limbah organik basah, dimana banyak digunakan untuk mengolah limbah pertanian dan kotoran hewan, namun pengolahan sampah organik dalam skala komersial belum banyak digunakan (Verma 2002).

6). Aerobic Digestion and Composting

Aerobik digestion adalah proses pemecahan bahan organik oleh mikroorganisme aerobik dalam kondisi adanya oksigen yang cukup untuk mendukung laju reaksi yang diperlukan untuk mencapai suhu yang cukup untuk membunuh patogen, mengurangi kadar air, dan menghasilkan jenis bahan kompos. Kompos didefinisikan oleh sebagai "dekomposisi biologis dan stabilisasi substrat organik, dalam kondisi yang memungkinkan pengembangan suhu termofilik sebagai akibat dari panas biologis yang dihasilkan, untuk menghasilkan produk akhir yang stabil, bebas dari patogen dan bibit tanaman, dan dapat diterapkan untuk tanah" (Haug 1993).

II. METODOLOGI

Dalam melakukan evaluasi terhadap kinerja beberapa macam teknologi pengelolaan sampah, maka beberapa kriteria ditetapkan sebagai acuan. Kriteria tersebut adalah efisiensi konversi energi, dampak penggunaan teknologi konversi terhadap lingkungan, dan ketersediaan teknologi secara komersial. Data diperoleh dengan melakukan interview praktisi pengelola sampah dan informasi dari data sekunder

berupa informasi dari instansi terkait dan sumber pustaka.

III. PEMBAHASAN

Manajemen/pengelolaan sampah di Semarang, meliputi kegiatan pengumpulan, penyimpanan di TPST dan pengangkutan ke TPA. Hasil studi Life Cycle Analysis (LCA) menunjukkan bahwa metode pengumpulan dari rumah ke rumah menghasilkan dampak lingkungan yang lebih besar, dibandingkan system pengumpulan dengan *multi container* (Iriarte et al., 2009). Lebih lanjut bahwa penggunaan metode dimana warga membawa sampah sendiri menuju ke tempat pembuangan sementara (collection point), juga mengakibatkan dampak lingkungan yang jauh lebih besar. Adapun penggunaan kontainer sampah HDPE yang lebih besar memberikan dampak lingkungan yang lebih kecil jika dibandingkan dengan penggunaan kontainer HDPE yang lebih kecil (Rives et al., 2010).

Sampah organik menyumbang sekitar 50% dari timbulan sampah di Semarang. Implikasi dari dominasi sampah organik adalah sampah relatif basah dan kepadatan tinggi. Sampah plastik dan kertas merupakan fraksi timbulan sampah di Semarang yang cukup besar kontribusinya, mencapai angka sekitar 40%. Di masa datang, kedua komponen sampah ini akan sangat mungkin terus membesar fraksinya. Dengan kondisi sampah tersebut, maka metode pengolahan sampah, disamping daur ulang dan komposting yang telah dilakukan, perlu pendekatan penanganan yang lain, karena justru fraksi besar sampah terus mengalir menuju TPA. Pendekatan teknologi perlu menjadi pertimbangan dalam memecahkan isu tersebut. Beberapa aspek yang perlu dijadikan acuan dalam pemilihan teknologi antara lain adalah efisiensi konversi, dampak lingkungan dan ketersediaan teknologi.

Efisiensi konversi energy merupakan perbandingan antara energy yang dihasilkan untuk setiap ton sampah. Energi ini bisa dalam bentuk minyak sintetis atau tenaga listrik. Dengan demikian, semakin besar energy yang dihasilkan oleh satu ton sampah, berarti lebih tinggi efisiensi konversi energy dan lebih baik teknologi (Tan 2014). Dari tabel 2 diperoleh hasil bahwa *air fed* Gasifikasi memberikan indikator efisiensi konversi dan unit cost yang paling lebih baik. Sedangkan Plasma Arc yang paling kurang menguntungkan jika dibandingkan dengan semua metode konversi sampah menjadi energi.

Tabel 2. Perbandingan Biaya Dan Kinerja Konversi Sampah Menjadi Energi

Parameter kinerja	Incinerator	Pyrolisis	Plasma Arc Gasifikasi	Air Fed Gasifikasi
Kapasitas ton/hari	250	250	250	250
Efisiensi konversi (MWh/ton)	0,5	0,3	0,4	0,9
Biaya Konstruksi (\$ M)	70	40	100	28
Kapasitas pembangkitan MWh/hari	160	180	108	224
Unit cost /KWh kapasitas	435	222	1000	125
Unit cost (US\$/ ton kapasitas/hari	500	160	960	112

Dampak lingkungan menunjukkan emisi udara yang dihasilkan dari proses pengolahan sampah, dan kemungkinan berkurangnya sampah yang harus dibuang ke TPA. Tabel 3 menunjukkan perbandingan emisi dan partikel dari metode pengelolaan sampah. Gasifikasi melepas gas SO_x dan NO_x ke atmosfer yang lebih rendah jika dibandingkan dengan landfill dan incinerasi. Incinerasi melepas NO_x lebih dari 192 gram dan SO_x lebih dari 94 gram pada setiap pembakaran 1 ton sampah. Landfill melepas 68 gram dan 53 gram, sedangkan gasifikasi melepas NO_x sebesar 31 gram dan SO_x sebesar 9 gram. Emisi partikel, pada incinerasi mengeluarkan 17 gram per ton sampah dibakar, sedangkan landfill melepas 5 gram sampah ditimbun dan gasifikasi melepas sekitar 6 gram per ton sampah dikonversi. Penggunaan elektrostatis precipitator pada cerobong gas buang, akan menurunkan terlepasnya polutan ini ke udara baik pada incinerator maupun gasifikasi. Konversi sampah menjadi energi dengan metode gasifikasi menghasilkan emisi gas rumah kaca yang lebih rendah jika dibandingkan dengan incinerasi dan landfill (Tan, 2014). Gasifikasi memproduksi sekitar 1 kg CO per kWh energy dihasilkan, sedangkan landfill memproduksi sekitar 2,75 kg/kWh dan incinerasi melepaskan sekitar 1,6 kg/kWh. (Wilson et al 2013)

Tabel 3. Perbandingan Emisi Gas dan Partikel Pada Berbagai Teknologi Pengolahan Sampah

Parameter kinerja	Incinerator	Pyrolysis	Plasma Arc Gasifikasi	Air Fed Gasifikasi	Anaerobic digestion landfill	Aerobic digestion
SOx (mg/m ³)	1-40	35	26	1,2	53	
NOx (mg/m ³)	40-100	77-139	150	26	68	
VOC	1-20			1		
Partikel	1-20	5,75	12,8	0,018	5	
HCl	1-8		3,1	0,2		
Abu (%)	5-10	Tar	2-4	4-5		
Life cycle CO ₂ /KWh	14-35				11	11-14

Ketersediaan teknologi pengolahan limbah secara komersial, menunjukkan adanya kapasitas yang memenuhi skala ekonomi. Teknologi yang secara komersial tersedia dapat menunjukkan teknologi yang lebih baik (Tan, 2014). Tabel 4 menunjukkan perbandingan kemampuan penggunaan bahan baku, ketersediaan teknologi di pasaran dan umur operasional mesin. Kapabilitas dari mesin untuk dioperasikan dengan berbagai jenis bahan baku merupakan aspek penting dalam pemilihan teknologi. Hal tersebut karena ketersediaan bahan baku pada konversi sampah menjadi energi dalam jangka panjang yang bisa tidak menentu. Pesawat konversi yang dapat dioperasikan dengan berbagai macam kandungan air bahan baku, secara jangka panjang akan lebih menguntungkan jika dibandingkan dengan pesawat yang memiliki kapabilitas terbatas. Air fed Gasifikasi menunjukkan sebagai pesawat konversi yang paling baik dibandingkan dengan teknologi yang lain.

Berdasarkan Life Cycle Analysis (LCA) terhadap proses konversi sampah menjadi energy, produksi gas dari landfill memberikan gas yang bersifat karsinogenik yang paling besar diantara metode konversi energy dari sampah, disamping itu juga memberikan dampak yang besar terhadap perubahan iklim (Zaman, 2009). Landfill juga menunjukkan pilihan yang paling jelek dalam manajemen sampah (Miliute & Staniskis, 2010; Cherubini et al., 2009; Wanichpongpan & Gweewala, 2007; Hong et al., 2006; Mendes et al., 2004).

Tabel 4. Perbandingan Proses Dan Sklus Hidup Teknologi Konversi Energy Dari Sampah

Parameter kinerja	Incinerator	Pyrolysis	Plasma Arc Gasifikasi	Air Fed Gasifikasi	Anaerobic digestion landfill	Aerobic digestion
Availability (%)	92	85	80	96	85	90
Service life (thn)	30	20	20	30	20	20-30
Max Kelembaban (%)	40-50	10	10	40-50	Sampai 97	Sampai 85
Nilai Kalor rendah dan sampah basah	Terbatas	Tidak	Tidak	Terbatas	Ya	Ya
Sampah Nilai kalor tinggi	Sampai 10%	ya	ya	Sampai 50%	tidak	tidak

IV PENUTUP

A.Simpulan

Metode pengelolaan sampah yang dilakukan di Semarang saat ini mempunyai potensi dampak lingkungan yang relatif besar. Dengan semakin sulit mencari lahan pada saat ini untuk fasilitas TPA, maka kombinasi antara teknologi konversi energi dari sampah dan landfill bisa menjadi pertimbangan dalam manajemen sampah di Semarang.

Hasil menunjukkan bahwa dalam skala ekonomi, maka Air Fed gasifikasi, dengan menggunakan teknologi untuk pengendalian emisi, merupakan teknologi yang paling efisien dan ramah lingkungan dalam konversi sampah menjadi energi. Teknologi ini sekaligus juga akan mengurangi limbah yang harus dibuang ke TPA. Dengan kombinasi daur ulang, aerobic digestion dan air fed gasifikasi, maka merupakan solusi yang efektif dalam mengatasi permasalahan sampah.

B.Rekomendasi

Untuk para pemangku kepentingan, disamping mempertimbangkan aspek teknologi, dalam metode pengolahan sampah, maka aspek financial dan lokasi merupakan aspek yang penting untuk dipertimbangkan. Pilihan manajemen sampah tetap harus dilihat kasus per kasus sehingga akan diperoleh manfaat yang paling optimal dalam pengelolaan sampah.

DAFTAR PUSTAKA

- Artiningsih, Ni Komang Ayu, 2009, Peran Serta Masyarakat Dalam Pengelolaan Sampah Rumah Tangga (Studi Kasus Di Sampangan Dan Jomblang, Kota Semarang), Program Magister Ilmu Lingkungan Program Pasca Sarjana Universitas Diponegoro Semarang 2009, Thesis
- Beigl P. & S. Salhofer, 2004, Comparison of ecological effects and costs of communal waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 83-102.
- Bowyer, J dan Fernholz, K ,2009, Plasma Gasification: An Examination of the Health Safety and Environmental Records of Established Facilities. Dovetail Partners, Inc.
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009) Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Land- filling, sorting plant and incineration. *Energy*, 34, 2116-2123
- De Feo, G., & Malvano, C. (2009) The use of LCA in selecting the best management system. *Waste Management*, 29, 1901-1915
- Dias, Pingkan L, 2009, Fasilitas Pengolahan Sampah di TPA Jatibarang Semarang, Landasan program dan Perancangan Arsitektur periode 108. Periode Agustus-Desember 2009.
- Haug, R. T., 1993, *The Practical Handbook of Compost Engineering*, Lewis Publishers, USA
- Hong, R.J., Wang, G.F., Guo, R.Z., Cheng X., Liu Q., Zhang P.J. & Qian G.R. (2006). Life cycle assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong, China. *Resources, Conservation and Recycling*, 49, 129-146
- Iriarte, A., Gabarell, X., & Rieradevall, J. (2009) LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29, 903-914
- Johnke, B, 1998, Emissions from Waste Incineration http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_3_Waste_Incineration.pdf
- Klein, A , 2002, Gasification: An alternative Process for Energy Recovery and Disposal of Municipal Solid Wastes, http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/s ofos/kelin/_thesia.pdf
- Mendes, M.R., Aramaki, T., & Hanaki, K. (2004) Comparison of the environmental impact of incineration and landfill-ing in Sao Paulo city as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 47-63
- Miliutė J., & Staniškis, J. K. 2010. Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. *Waste Management & Research*, 28, 298-308
- Peraturan Daerah Kota Semarang Nomor 6 Tahun 2012 Tentang Pengelolaan Sampah
- Ringer M, Putcshe V, and Scahill J , 2006, Large Scale Pyrolysis Oil Production: A Technology Assessment and Economic Analysis. Technical Report NREL/YP-510-37779.
- Rives, J, Rieradevall, J., & Gabarell, X. (2010) LCA comparison of container systems in municipal solid waste management. *Waste Management*, 30, 949-957
- Supriyadi, S. Lorne Kriwoken, Imogen Birley, 2000, Solid Waste management Solution for semarang, Indonesia, *Waste Management and Research* 2000: 18: 557 – 566, ISSN 0734-242X
- Supriyadi, Slamet, 2006, Alternatif Mangatasi Permasalahan Sampah di Kota Semarang, *Jurnal Dinamika Sosial Ekonomi* volume 2 nomor 4 hal 400-410 Desember 2006.
- Tan, Yuzhong, 2014, Feasibility Study on Solid Waste to Energy: Technological Aspects, College of Engineering University of California, Berkeley, Fung Technical Report No. 2013.04.15 http://www.funginstitute.berkeley.edu/sites/default/_les/SolidWasteToEnergy.pdf
- USDOE , 2002, Gasification Markets and Technologies – Present and Future: An Industry Perspective, USDOE Report (2002) DOE/FE-0447
- U.S. EPA. 2006, An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the U.S. for the Years 1987, 1995, and 2000 (Final, Nov 2006). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/P-03/002F <http://cfpub.epa.gov/ncea/CFM/recordisplay.cfm?deid=159286>
- Verma, S, 2002, Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid

- Waste, <http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>
- Wanichpongpan, W., & Gheewala, S.H. (2007) Life cycle assessment as a decision support tool for landfill gas-to energy projects. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1819-1826
- Wijayanti, W. Permata, 2013, Peluang Pengelolaan Sampah Sebagai Strategi Mitigasi dalam Mewujudkan Ketahanan Iklim Kota Semarang, *Jurnal Pembangunan wilayah dan kota*, Volume 9 (2), 152-162, Juni 2013, Biro Penerbit Planologi Undip
- Wilson, Bary, Neil Williams, Barry Liss, Brandon Wilson, 2013, A Comparative Assessment of Commercial Technologies for Conversion of Solid Waste to Energy, Enviro Power Renewable, Inc.
- World Energy Council, 2013, World Energy Resources: Waste to Energy, World Energy Council
- Zaman, A. U., 2010, Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method, *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 7 (2), 225-234, Spring 2010 ISSN: 1735-1472
- Zaman, A.U. (2009) Life Cycle Environmental Assessment of Municipal Solid Waste to Energy Technologies. EESI, School of Architecture and the Built Environment, KTH Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, *Global Journal of Environmental Research* 3 (3): 155-163, 2009

Pengaruh Penambahan EM₄ pada Pengolahan Air Limbah Domestik dengan Teknologi Biofilm Media Honey Comb Tube

Sri Sumiyati

Program Studi Teknik Lingkungan Universitas Diponegoro Semarang
Jl. Prof. Soedarto Tembalang Semarang
srisumiyati71@gmail.com

Endro Sutrisno

Program Studi Teknik Lingkungan Universitas Diponegoro Semarang
Jl. Prof. Soedarto Tembalang Semarang

Irawan W. Wardana

Program Studi Teknik Lingkungan Universitas Diponegoro Semarang
Jl. Prof. Soedarto Tembalang Semarang

ABSTRAK

Parameter pencemar yang terdapat di dalam air limbah domestik antara lain konsentrasi BOD, COD dan TSS. Keberadaan parameter pencemar dalam air limbah domestik apabila konsentrasinya melebihi baku mutu akan menimbulkan kondisi anoksik dan septic. Kondisi anoxic-septic tersebut berdampak timbulnya pencemaran bau, akibat lebih jauh akan menyebabkan kematian organisme yang ada di badan air penerima. Tujuan dari penelitian ini adalah menganalisis pengaruh penambahan Effective Microorganism (EM₄) pada penurunan parameter pencemar dalam air limbah. Penelitian ini menggunakan teknologi biofilm dengan media sarang tawon. Hasil penelitian menunjukkan bahwa penambahan EM₄ mempengaruhi penurunan parameter pencemar dalam air limbah domestik.

Kata kunci : air limbah domestik, biofilm, EM₄, parameter polutan.

I. PENDAHULUAN

Pencemaran air limbah domestik menjadi permasalahan sebagian besar kota-kota di Indonesia. Menurut laporan dari Dirjen Cipta Karya Kementerian Pekerjaan Umum (2012), bahwa pada saat ini hanya ada 11 kota di Indonesia yang sudah mempunyai sistem pengelolaan air limbah secara terpusat dengan cakupan pelayanan yang masih rendah dan sebagian besar fasilitas pengolahan limbah domestik belum memenuhi standar teknik yang sudah ditetapkan. Tingkat pelayanan pengelolaan air limbah permukiman di perkotaan melalui sistem setempat (*on site*) yang aman baru mencapai 71,06% sedangkan melalui sistem terpusat (*off site*) baru mencapai 2,33% di 11 kota di Indonesia (Susenas, 2007). Parameter pencemar yang terdapat dalam air limbah domestik antara lain COD, BOD, TSS dan amoniak. Keberadaan parameter pencemar akan menimbulkan suatu kondisi kekurangan oksigen pada badan air penerima. Kondisi anaerobik inilah yang akan memicu timbulnya kondisi *anoxic-septic*, sehingga terjadi pencemaran bau.

Melihat permasalahan di atas maka diperlukan suatu teknologi pengolahan yang sifatnya sederhana, murah, mudah operasionalnya, efektif dan energi

yang dibutuhkan kecil serta tidak menimbulkan permasalahan lumpur. Pengolahan yang memenuhi kriteria tersebut adalah teknologi biofilm.

Teknologi pengolahan limbah domestik yang dilakukan saat ini antara lain: *Rotating Biological Contactor (RBC)*, *Fluidized Bed*, *Anaerobic Baffled Methane Fermentation Tank (ABMFT)*, lumpur aktif (*Activated Sludge*) dan UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blangket*). Teknologi tersebut memiliki kelemahan antara lain banyaknya lumpur yang dihasilkan dan timbulnya bau (Jeong, *et al*, 2013).

Wei *et al* (2008) melakukan pengolahan limbah simulasi dengan penurunan nitrogen dan pospor dengan alga biofilm. Hasil penelitian menunjukkan efisiensi penurunan masing-masing : TP (total phospos) : 98.17%, TN : 86.58%, ammonia nitrogen (NH₃-N) 91.88% dan COD 97.11%.

Media biofilter yang digunakan dalam penelitian ini berbentuk sarang tawon (*honey comb tube*) yang dibuat dari limbah PVC. Penelitian sebelumnya yang dilakukan oleh Said (2010) menunjukkan bahwa teknologi biofilter sarang tawon bisa menurunkan parameter pencemar dalam air limbah rumah sakit seperti COD 87-98,6%, BOD₅ 93,4-99,3%, TSS 80-97,8%, Ammonia 93,75% dan Deterjen 95-99,7%. Kelebihan penggunaan biofilm (biofilter) antara lain

media biofilter bisa digunakan dalam waktu yang lama tanpa regenerasi, seperti yang sudah dilakukan oleh Chaudhary *et al.* (2003), penggunaan filter GAC dapat digunakan untuk waktu yang lama tanpa dilakukan regenerasi. Penelitian ini menyisihkan tiga bahan organik dan tujuh zat anorganik, angka efisiensi penyisihan biofilter menunjukkan angka yang tetap konstan pada 50-55% meskipun dijalankan selama 77 hari secara terus menerus. Selain itu lumpur yang dihasilkan sedikit apabila dibandingkan dengan pengolahan dengan lumpur aktif (*activated sludge*). Hal ini disebabkan pada proses lumpur aktif 30-60% dari BOD yang dihilangkan (*BOD removal*) diubah menjadi lumpur aktif (*biomass*), sedangkan pada biofilm sekitar 10-30% (Herlambang dkk (2002). Kelebihan yang lain dari teknologi biofilm bisa menghasilkan efisiensi perombakan yang lebih tinggi dibandingkan dengan sistem pertumbuhan tersuspensi. Teknologi biofilm bisa dikombinasikan dengan proses yang lain, seperti yang dilakukan oleh Sumiyati, dkk (2012), dengan melakukan kombinasi fitoremediasi dan biofilm bisa menurunkan BOD dan COD sebesar 97% dan 95%. Tujuan dari penelitian ini adalah mengetahui pengaruh penambahan EM4 terhadap penurunan parameter COD air limbah domestik.

II. METODOLOGI

A. Desain Reaktor Biofilm

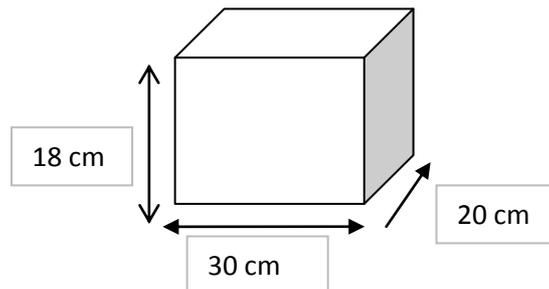
Reaktor yang digunakan dalam penelitian ini terbuat dari kaca dibentuk seperti aquarium dengan dimensi 20 x 30 x 18 cm. Jumlah reaktor dua buah dengan rincian satu reaktor anaerob dan satu aerob. Dari rangkaian reaktor tersebut kemudian dipasang selang plastik yang akan mengalirkan air limbah dari reaktor satu ke reaktor yang lainnya. Penelitian dilakukan dalam skala laboratorium dengan menggunakan reaktor sistem kontinu (*continue*). Reaktor biofilm, media sarang tawon dan dimensi reaktor ditampilkan pada Gambar 1, Gambar 2 dan Gambar 3.



Gambar 1. Reaktor biofilm



Gambar 2. Media biofilter sarang tawon



Gambar 3. Dimensi Reaktor

B. Bahan-bahan penelitian

1) Air Limbah domestik

Air limbah domestik yang digunakan dalam penelitian adalah limbah asli yang berasal dari saluran drainase salah satu perumahan di Kota Semarang. Lokasi penelitian ada 3 tempat. Lokasi pengambilan sampel air limbah domestik diambil pada drainase salah satu perumahan di Kota Semarang Jawa Tengah. Sedangkan media biofilter didapatkan dari limbah PVC. Lokasi penelitian dan analisis karakteristik air limbah domestik dilakukan di Laboratorium Lingkungan Program Studi Teknik Lingkungan Universitas Diponegoro. Jangka waktu penelitian ini adalah enam bulan, dimulai pada bulan Mei sampai Nopember 2014.

2) Bahan-bahan Penelitian

Penelitian ini menggunakan air limbah domestik asli dengan karakteristik seperti disajikan pada Tabel 1. Reaktor dibuat dari bahan kaca dibentuk persegi panjang. Media biofilter yang digunakan dibuat dari bahan pipa PVC dengan diameter 1/2 inc, dipotong kecil dengan ukuran 5 cm direkatkan satu sama lain dengan lem peralon membentuk sarang tawon, seperti disajikan pada Gambar 2. Penelitian ini menggunakan starter Efektif mikroorganisme (EM₄) berbentuk cairan warna coklat dengan komposisi terdiri dari bakteri fotosintetik, bakteri asam laktat, Actinomycetes, ragi dan jamur fermentasi dengan pH berkisar 3,5 - 4.

3) Alat yang digunakan dalam penelitian Spektrofometer yang digunakan Merk: *Thermo Scientific* panjang gelombang 400nm-700nm, *Water Quality Checker* Merk: *Horiba*, pH meter, Merk: *Walklab Transtechnology*, COD Reaktor Merk: *Velp Scientifica*, *Digestion Solution*, Larutan H_2SO_4 , Neraca analitik Merk: *Mettler Toledo*.

C. Metode Pengumpulan Data

- 1) Data Uji Karakteristik Awal Limbah domestik. Data ini didapatkan dari pengujian limbah domestik sebelum dilewatkan pada reaktor biofilm menggunakan biofilter sarang tawon.
- 2) Data Uji Karakteristik Akhir Limbah domestik. Data ini didapatkan dari hasil uji akhir limbah domestik setelah melewati reaktor biofilm media biofilter sarang tawon.

III. PEMBAHASAN

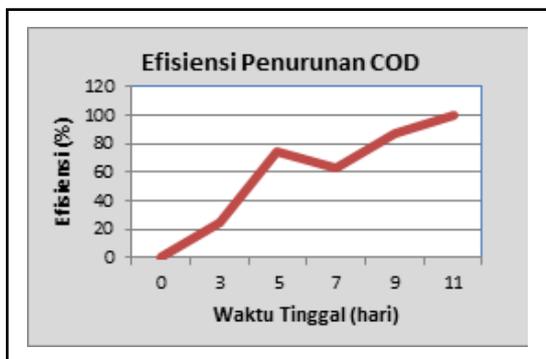
Hasil uji karakteristik air limbah domestik disajikan pada Tabel 1.

Tabel 1. Hasil Uji Karakteristik Awal Limbah Domestik

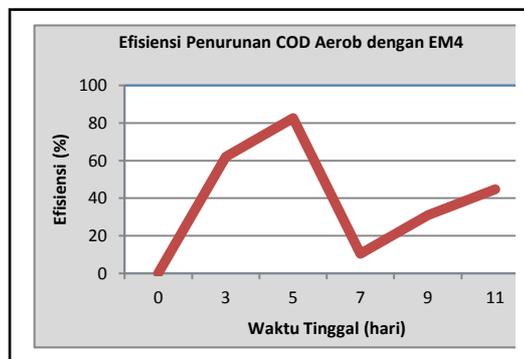
No	Parameter	Satuan	Hasil Uji
1	Suhu	°C	28
2	pH	-	7,56
3	COD	mg/l	147,45
4	BOD ₅	mg/l	107,02
5	TSS	mg/l	504
6	Amonia	mg/l	24,94

Hasil uji karakteristik limbah domestik menunjukkan konsentrasi BOD₅, TSS, Amonia, pH dan Suhu melebihi baku mutu dari Peraturan Peraturan Daerah Jawa Tengah No.05 Tahun 2012 Tentang Perubahan Atas Peraturan Daerah Provinsi Jawa Tengah Nomor 10 tahun 2004 Tentang Baku Mutu Air Limbah. Sedangkan konsentrasi COD sedikit masih dibawah baku mutu. Penelitian ini akan mengkaji pengaruh penambahan EM₄ pada penurunan konsentrasi parameter limbah domestik yaitu COD.

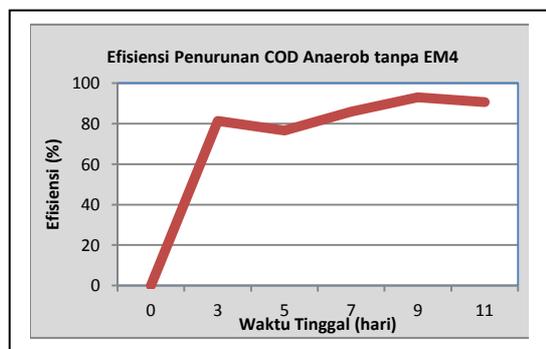
Data hasil setelah dilakukan pengoperasian alat (*running*) disajikan pada Gambar 2 sampai Gambar 5.



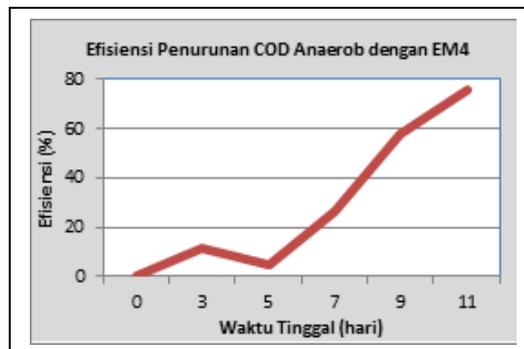
Gambar 2. Konsentrasi COD Aerob tanpa EM₄



Gambar 3. Konsentrasi COD Aerob dengan penambahan EM₄



Gambar 4. Konsentrasi COD Anaerob tanpa EM₄



Gambar 5. Konsentrasi COD Anaerob dengan EM₄

Pada Gambar 2 terlihat bahwa efisiensi penurunan konsentrasi COD pada reaktor aerob tanpa penambahan EM₄ menunjukkan semakin lama waktu tinggal efisiensi semakin bagus. Pada waktu tinggal limbah 0, 3, 5, 7, 9 dan 11 hari berturut-turut angka efisiensi sebesar 0%, 24,93%, 74,79%, 62,32%, 87,25% dan 99,72%. Hal ini disebabkan pada waktu tinggal 0 hari limbah belum mengalami pengolahan sehingga efisiensi 0%. Pada waktu 0 hari lapisan biofilm belum terbentuk. Setelah waktu tinggal 3 hari efisiensi menunjukkan angka 24,93%. Pada waktu tinggal 3 hari sudah mulai terjadi degradasi limbah yang dilakukan oleh mikroorganisme pada lapisan biofilm di permukaan media sarang tawon. Penurunan nilai COD pada reaktor aerob disebabkan oleh proses metabolisme yang terjadi pada biofilm. Senyawa pencemar yang ada dalam air limbah misalnya senyawa organik (COD) akan terdifusi ke dalam lapisan atau film biologis yang melekat pada permukaan media. Sebagaimana dijelaskan oleh Donian (2002), bahwa biofilm adalah suatu agregat mikroorganisme yang melekat pada suatu permukaan padat (*solid*) dengan adanya *Extracellular Polymeric Substance* (EPS). Menurut Wesley *et al* (2009), biofilm terdiri dari beberapa jenis mikroorganisme, seperti bakteri, diatom, jamur, alga, protozoa dan material non selular. Pada waktu tinggal limbah 11 hari efisiensi mencapai angka 99,79%. Hal ini menunjukkan bahwa pada waktu tinggal 11 hari efisiensi mendekati angka 100%. Hasil ini membuktikan bahwa teknologi biofilm sangat efektif untuk menurunkan parameter pencemar yang ada pada air limbah domestik. Hal ini didukung oleh penelitian terdahulu yang dilakukan oleh Yettefti *et al* (2013) dengan melakukan pengolahan air limbah domestik menggunakan biofilter pasir Moroccans, diperoleh hasil penurunan dari NH₄-N dan COD sebesar 65% dan 85%.

Gambar 3 memperlihatkan bahwa nilai efisiensi penurunan parameter pencemar semakin bertambah seiring dengan berambahnya waktu tinggal. Pada waktu tinggal tiga hari efisiensi penurunan mencapai angka 62%, pada waktu tinggal lima hari efisiensi sudah mencapai angka 82,65%. Hal ini menunjukkan bahwa ada pengaruh penambahan EM₄ pada proses penurunan parameter pencemar yang ada pada air limbah domestik. Kondisi ini disebabkan adanya pengaruh aktivitas mikroorganisme yang ada di EM₄. Mikroorganisme mulai melakukan simbiosis dengan mikroorganisme yang terdapat pada air limbah domestik untuk mendegradasi zat organik. Semakin lama waktu kontak antara air limbah dengan lapisan

biomassa yang tumbuh di permukaan media menyebabkan semakin banyak zat organik yang dapat didegradasi mikroorganisme dalam lapisan biofilm. Menurut Grady & Lim dalam Kelair (2010), persamaan umum reaksi penguraian secara aerob adalah sebagai berikut:

Bahan organik \rightarrow Sel Baru + energi + CO₂ + H₂O

Gambar 4 dan 5 reaktor pada kondisi anaerob, terlihat bahwa penambahan EM₄ mempengaruhi efisiensi penurunan COD. Nilai efisiensi penurunan COD pada reaktor anaerob tanpa EM₄ bisa mencapai 90,65% tetapi dengan penambahan EM₄ nilai efisiensi hanya mencapai 75,52%. Menurut analisa peneliti kondisi ini disebabkan karena pada waktu penambahan starter EM₄ tidak dilakukan pengadukan terlebih dahulu sehingga cairan yang mengandung mikroorganisme dalam EM₄ tidak tercampur secara merata ke dalam air limbah domestik. Kondisi ini berakibat konsentrasi beberapa parameter khususnya COD di dalam air limbah domestik yang terdapat pada reaktor anaerob tidak sama. Selain itu berakibat juga nilai efisiensi menjadi fluktuatif.

IV. KESIMPULAN

Kesimpulan dari penelitian ini adalah penambahan EM₄ mempengaruhi efisiensi penurunan konsentrasi COD yang ada pada air limbah domestik.

DAFTAR PUSTAKA

- Chaudhary. D.S, Vigneswaran. S, Ngo. H.H, Shim. and Moon.H. 2003. "Biofilter in Water and Wastewater Treatment." *Korean J. Chem. Eng.*, 20(6), 1054-1065
- Direktorat Jenderal Cipta Karya Kementerian Pekerjaan Umum. 2012. "Materi Bidang Air Limbah, Diseminasi dan Sosialisasi Keteknikaan Bidang PLP." Jakarta
- Donian. 2002. "Biofilms : Microbial Life on Surfaces. *Emerging Infectious Diseases.*" 8 p: 881- 890
- Herlambang. A, Prasetyo. J, Said.N.I. 2002. *Teknologi Pengolahan Limbah Cair Industri.* BPPT Jakarta
- Jeong, S, Bae. H, Naidu. 2013. "Bacterial Community Structure in a Biofilter Used as A Pretreatment for Seawater Desalination." *Ecological Engineering Journal.*
- Kelair, 2010. "Pengolahan Air Limbah Domestik DKI." BPPT Press : Jakarta
- Peraturan Daerah Provinsi Jawa Tengah No 5 Tahun 2012 Tentang Perubahan Atas Peraturan Daerah Provinsi Jawa Tengah No.10 Tahun

- 2004 Tentang Baku Mutu Air Limbah untuk Kegiatan Industri. Jakarta
- Said N.I. 2010. "Pengolahan Air Limbah Rumah Sakit Dengan Proses Biologis Biakan Melekat Menggunakan Media Plastik Sarang Tawon." Ristek Knowledge Managemen.
- Sumiyati S, Endro S, Nurhayati O.N.2012."Teknologi Fito-biofilm Sebagai Pengolah Air Limbah Dalam Menunjang Air Perikanan Pedesaan. Laporan Penelitian Fakultas Teknik UNDIP
- Survei Sosial Ekonomi Nasional. 2007. "Modul Perumahan dan Kesehatan." Jakarta
- Wei, Q, Zhiguan, Genba 2008. "Removing Nitrogen and Phosphorus Simulated Wastewater Using Algal Biofilm Technique." *Front. Environ. Sci. Engin. China*. 2008. 2(4) p:446-451
- Wesley SG, Satheesh S. (2009). Temporal Variability of Nutrient Concentration in Marine Biofilm Developed on Acrylic Panels. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 379: 1-7.
- Yettefti, K. I., Aboussabiq, F.E., Etahiri, S., Malamis, D., Assobhei .O. 2013. "Slow Sandfiltration of Effluent from an Anaerobic Denitrifying Reactor for Tertiary Treatment: A Comparable Study, Using Three Moroccan Sands." *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. Vol 8, Issue 3 p: 207-218.

Efektivitas Berat Tumbuhan *Pistia stratiotes* L. Terhadap Penurunan Kadar Logam Berat *Chromium* (Cr) Limbah Pada *Home Industry* Batik Di Kabupaten Pekalongan

Tri Joko

Program Studi Doktor Ilmu Lingkungan Pascasarjana Universitas Diponegoro
trijokoundip@yahoo.com

Hanan Lanang Dangiran

Fakultas Kesehatan Masyarakat Universitas Diponegoro

Nikie Astorina Yunita Dewanti

Fakultas Kesehatan Masyarakat Universitas Diponegoro

ABSTRAK

*Industri batik merupakan salah satu industri yang menghasilkan limbah cair dengan kadar logam berat khususnya kromium yang cukup tinggi karena penggunaan pewarna. Chromium (Cr) logam karsinogenik dan beracun bagi makhluk hidup dan lingkungan. Akumulasi logam berat dalam lingkungan akan menyebabkan pencemaran dan kerusakan ekosistem. Salah satu cara yang dapat digunakan untuk menurunkan kadar Cr dalam limbah cair adalah metode fitoremediasi menggunakan kayu apu (*Pistia stratiotes*). Tujuan dari penelitian ini adalah untuk mengetahui pengaruh variasi berat kayu apu pada penurunan tingkat kromium dalam limbah cair yang dihasilkan dari home industry. Jenis penelitian ini adalah eksperimen dengan desain pretest-posttest control group designs. Perlakuan dilakukan dua tahap, tahap pertama untuk mencari waktu efektif paparan kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan menggunakan sistem batch dan tahap kedua memadukan variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan metode constructed wetland dengan tipe Subsurface Flow Systems. Sampel air yang digunakan dalam penelitian ini adalah limbah cair dari home industry batik di Kabupaten Pekalongan. Metode analisis kadar Cr dalam air limbah adalah menggunakan Atomic Absorption Spectrofotometer (AAS). Hasil penelitian tahap satu menunjukkan bahwa fitoremediasi dengan variasi waktu kontak 2, 4 dan 6 hari menunjukkan perbedaan penurunan kadar Cr dalam limbah cair yang signifikan (p -value = 0,012), dengan waktu kontak efektif adalah 6 hari dengan efektifitas 31,318%. Sedangkan hasil penelitian tahap dua menunjukkan bahwa juga terdapat perbedaan signifikan penurunan kadar Cr dalam limbah cair pada semua variasi berat (p -value = 0,000), dan berat efektif untuk menurunkan kadar Cr dalam limbah cair adalah 600 gr kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan efektifitas 30,177% dengan mengkomposisi metode dengan constructed wetland. Studi ini menunjukkan bahwa ada perbedaan penurunan kadar Cr pada limbah cair pada berbagai variasi waktu kontak dan variasi berat atau dengan kata lain variasi waktu kontak dan variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) berpengaruh pada penurunan kadar Cr.*

Kata kunci: *fitoremediasi, kayu apu (*Pistia stratiotes*), Cr, chromium, waktu kontak, constructed wetland*

I. PENDAHULUAN

Industri batik di Indonesia umumnya merupakan industri kecil menengah (UKM) yang menjadi mata pencaharian sebagian masyarakat. Sebelum krisis moneter pada tahun 1997 industri kecil menengah ini sempat mengalami kemajuan yang pesat. Beberapa pengusaha batik sempat mengalami masa kejayaan. Pada tahun 1980-an batik merupakan pakaian resmi yang harus dipakai pada setiap acara kenegaraan ataupun acara resmi lainnya. Sehingga dapat mengenalkan dan meningkatkan citra batik di dunia internasional pada waktu itu. Industri batik di Indonesia tersebar di beberapa daerah di

pulau Jawa yang kemudian menjadi nama dari jenis-jenis batik tersebut seperti batik Pekalongan, batik Surakarta, batik Yogya, batik Lasem, batik Cirebon, batik Sragen. Setiap batik dari daerah tersebut memiliki ciri motif yang spesifik. Jenis batik yang diproduksi ada tiga yaitu batik tulis, batik cap dan batik printing. Salah satu daerah yang dikenal dengan batik adalah kota Pekalongan. Kota Pekalongan merupakan sentral penghasil kerajinan batik terbesar di Indonesia sehingga dijuluki dengan nama Kota Batik. Pekalongan merupakan produsen batik yang paling dominan dalam pemasokan batik ke pasar-pasar dan grosir di nusantara dengan banyak macam-

macam produk batik yang dihasilkan, seperti batik cap, batik sablon dan batik tulis. Batik telah menjadi sumber penghasilan bagi masyarakat Pekalongan. Akan tetapi dibalik keindahan batik-batik itu, ada persoalannya yaitu limbah cair batik. Limbah cair adalah salah satu zat pencemar air yang merupakan produk sampingan dari perkembangan industri. Pada umumnya limbah yang berasal dari industri batik dibuang secara langsung tanpa melalui proses pengolahan terlebih dahulu. Zat pencemar yang terkandung dalam limbah batik bervariasi, seperti phenol, amonia (NH₃) total, sulfida, pH, BOD, COD, minyak, lemak warna, logam berat Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Timbal (Pb) dan bahan organik yang dapat menimbulkan bau. Pencemaran yang berasal dari logam berat dari limbah cair industri perlu diminimalisir keberadaannya. Limbah cair yang dibuang dapat menyebabkan penurunan kualitas pada lingkungan tempat pembuangan sehingga dapat mengancam ketersediaan air bersih dan kelestarian ekosistem lingkungan tersebut. Pencemaran logam berat terjadi di beberapa sungai di kota Pekalongan. Hal ini menjadi salah satu masalah yang cukup serius. Menurut data dari Kantor Lingkungan Hidup kota Pekalongan mengenai pemantauan kualitas air sungai tahun 2013 hasil pengujian parameter kandungan Chrom (Chromium) dalam air sungai menunjukkan bahwa hampir semua sungai yang dipantau kadar Chromium-nya sudah melebihi baku mutu yang ditetapkan sesuai PP No. 82 Tahun 2001 yaitu 0,05 mg/l.¹

Kelurahan Buaran merupakan salah sentral produksi batik. Ada sekitar puluhan industri batik yang ada di wilayah kelurahan Buaran. Banyaknya industri batik ini turut menyumbang terhadap pencemaran air di wilayah tersebut. Hampir semua industri batik membuang air limbahnya di sungai. Hal ini menyebabkan perubahan kualitas air sungai dan air sumur warga karena di dekat aliran sungai banyak dipakai untuk perumahan. Dari hasil observasi di sekitar industri terlihat bahwa warna air sungai di sekitar memiliki warna yang bervariasi sesuai dengan warna batik yang diproduksi.

Berdasarkan hasil pengukuran pendahuluan terhadap limbah batik di kelurahan Buaran yg dilakukan pada salah satu sampel air limbah batik home industry "X" dan air sungai didapat hasil kadar Chromium 0,14 mg/l untuk sampel air limbah batik dan 0,2 untuk sampel air sungai. Dari hasil diketahui kandungan logam Chromium tidak

sesuai dengan baku mutu berdasarkan PP No. 82 Tahun 2001 tentang Pengelolaan Kualitas Air dan Pengendalian Pencemaran Air. Dari hasil tersebut menunjukkan bahwa nilai kadar logam Chromium melebihi baku mutu yang ditetapkan, sehingga perlu diupayakan adanya pengolahan.

Logam Chromium merupakan salah satu zat pencemar dalam air limbah. Sumber Chromium yang masuk ke dalam strata lingkungan yang paling umum dan diduga paling banyak adalah dari kegiatan-kegiatan perindustrian, kegiatan rumah tangga dan dari pembakaran serta mobilisasi bahan bakar. Logam Chromium bersifat karsinogenik atau dapat menimbulkan penyakit kanker, serta bersifat racun apabila di perairan.

Teknologi tepat guna untuk mengelola limbah cair industri tahu yang mengandung organik tinggi dengan tujuan meminimalisasi pencemaran yang mungkin terjadi agar sesuai dengan baku mutu yang telah ditetapkan oleh pemerintah. Salah satu pengolahan air limbah yang sederhana, murah, mudah, ekonomis serta operasional dan pemeliharannya yang tidak memerlukan tenaga khusus yaitu dengan metode *constructed wetlands*. *Constructed wetlands* adalah wetland buatan yang dikelola dan dikontrol oleh manusia untuk keperluan filtrasi air buangan yang didalamnya diisi dengan beberapa macam substrat berupa tanah atau kerikil dan ditanami dengan tanaman yang tahan terhadap kondisi jenuh. Ada dua tipe *constructed wetlands* yaitu sistem aliran permukaan (*Free Water Surface*) dan sistem aliran bawah permukaan (*Subsurface Flow Systems*). (4)

Salah satu teknologi lain yang dapat dimanfaatkan untuk menghilangkan bahan pencemar adalah penggunaan biomaterial dengan memanfaatkan tumbuhan air yang disebut fitoremediasi. Fitoremediasi adalah pencucian polutan dengan mediator tumbuhan berfotosintesis. Pencucian dapat berarti penghancuran, inaktivasi atau imobilisasi polutan kedalam bentuk yang tidak berbahaya.²³ Konsep pengolahan air limbah menggunakan tanaman air belum banyak dikenal masyarakat, padahal proses fitoremediasi dapat memecahkan permasalahan lingkungan saat ini. Kemampuan tumbuhan air dalam menyerap logam berat dalam jumlah bervariasi, dan hanya tumbuhan tertentu saja yang diketahui dapat mengakumulasi unsur logam tertentu dalam konsentrasi yang cukup

tinggi. Beberapa jenis tumbuhan air mampu bekerja sebagai agen fitoremediasi (tumbuhan penyerap logam berat) seperti *Azolla*, semanggi air, eceng gondok, kayu apu.⁴

Pemanfaatan tumbuhan kayu apu sebagai tanaman alternatif yang memiliki kemampuan dalam menyerap logam berat didasarkan pada pendapat para ahli yang menyatakan bahwa semua tanaman air mampu menyerap dan menurunkan bahan pencemar dalam air limbah, selain itu juga merupakan filter biologis atau hanya sekedar memanfaatkannya sebagai indikator adanya pencemaran. Tumbuhan kayu apu biasanya merupakan tanaman pengganggu di bidang pertanian. Tanaman ini hidup di daerah persawahan, yang kerap menjadi gulma bagi tanaman padi. Tumbuhan kayu apu hidup mengambang di permukaan air pada saat sawah sedang dalam keadaan terendam air dalam jangka waktu yang lama.

Pemanfaatan tumbuhan kayu apu dalam pengolahan air sudah pernah dilakukan salah satunya oleh Layla Rahmatullah (2008) adalah penggunaan tanaman kayu apu sebagai pengolahan pendahuluan untuk air permukaan dengan parameter warna dan TDS, dari hasil penelitian tersebut pada konsentrasi 100% dengan td 4 jam terjadi penurunan TDS dari 308 mg/l menjadi 128 mg/l.⁵ Penelitian Tuti Suryanti dan Budi Priyanto (2003) meneliti tentang eliminasi logam berat kadmium pada air limbah menggunakan tanaman kayu apu, didapatkan hasil prosentase penurunan kadar Cd pada air limbah sebesar 93,5%.⁶

Berdasarkan beberapa uraian di atas, sehingga dapat dijadikan dasar dalam usulan penelitian ini yang akan menggunakan metode fitoremediasi menggunakan tanaman kayu apu dalam menurunkan kadar logam Chromium pada limbah batik dengan variasi berat media tanaman dengan mengabungkan dengan teknologi *constructed wetlands* tipe *Subsurface Flow Systems* dimana waktu efektif telah ditentukan sebelumnya. permasalahan tingginya kandungan logam pada limbah cair batik. Adapun rumusan masalah penelitian ini ialah bagaimanakah efektivitas berat tanaman kayu apu dalam menurunkan logam *Chromium* (Cr) pada limbah *home industry* batik

“X” di kelurahan Buaran dengan teknologi *Constructed Wetland*?

Logam berat *Chromium*

Chromium masuk ke dalam strata lingkungan dapat datang dari bermacam-macam sumber. Tetapi sumber-sumber masukan logam Cr ke dalam strata lingkungan yang paling umum dan diduga paling banyak adalah dari kegiatan-kegiatan perindustrian, kegiatan rumah tangga dan dari pembakaran serta mobilisasi bahan bakar.

Dalam badan perairan Cr dapat masuk melalui dua cara, yaitu secara alamiah dan non alamiah. Masuknya Cr secara alamiah dapat terjadi oleh beberapa faktor fisika, seperti erosi yang terjadi pada batuan mineral. Disamping itu debu dan partikel Cr yang di udara akan dibawa turun oleh air hujan. Masuknya Cr secara non alamiah lebih merupakan dampak atau efek dari aktivitas manusia. Sumber-sumber Cr yang berkaitan dengan aktivitas manusia dapat berupa limbah atau buangan industri sampai buangan rumah tangga.

Karakteristik

Chromium (Cr) adalah metal kelabu yang keras. Cr mempunyai karakteristik dengan titik leleh dan titik didih tinggi diatas titik leleh dan titik didih unsur-unsur transisi deret pertama lainnya. Bilangan oksidasi yang terpenting adalah +2, +3, dan +6, jika keadaan murni melarut dengan lambat sekali dalam asam encer membentuk garam kromium (II). Senyawa-senyawa yang dapat dibentuk oleh *Chromium* mempunyai sifat yang berbeda-beda sesuai dengan valensi yang dimilikinya. Senyawa yang terbentuk dari logam Cr⁺² akan bersifat basa, dalam larutan air kromium (II) adalah reduktor kuat dan mudah dioksidasi udara menjadi senyawa kromium (III). Senyawa yang terbentuk dari kromium (III) bersifat amfoter dan merupakan ion yang paling stabil di antara kation logam transisi yang lainnya serta dalam larutan. Senyawa yang terbentuk dari ion logam Cr⁶⁺ akan bersifat asam.⁷

Sifat dan Manfaat

Berdasarkan pada sifat-sifat kimianya, logam Cr dalam persenyawaan mempunyai bilangan oksidasi ²⁺, ³⁺, dan ⁶⁺. Logam ini tidak dapat teroksidasi oleh udara lembab dan bahkan pada proses pemanasan cairan logam Cr teroksidasi dalam jumlah yang sangat sedikit sekali. *Chromium* merupakan logam yang sangat mudah bereaksi. Logam ini secara langsung dapat bereaksi dengan nitrogen, karbon, silika, dan karbon.

Dampak pencemaran

Sebagai logam berat, Cr termasuk logam yang mempunyai daya racun tinggi. Daya racun yang dimiliki oleh logam Cr ditentukan oleh valensi ionnya. Ion Cr^{6+} merupakan bentuk logam Cr yang paling banyak dipelajari sifat racunnya. Sifat racun yang dibawa oleh logam ini juga dapat mengakibatkan terjadinya keracunan akut dan keracunan kronis.²²

Keracunan tubuh manusia terhadap chromium (Cr), dapat berakibat buruk terhadap saluran pernafasan, kulit, pembuluh darah dan ginjal. Efek chromium (Cr) terhadap sistem saluran pernafasan berupa anker paru dan ulkus kronis/perforasi pada septum nasal. Pada kulit (*Skin effects*), berupa ulkus kronis pada permukaan kulit. Pada pembuluh darah (*Vascular effects*), berupa penebalan oleh plak pada pembuluh aorta (*Atherosclerotic aortic plaque*). Sedangkan pada ginjal (*Kidney effects*), kelainan berupa nekrosis tubulus ginjal.⁸

Baku mutu limbah cair untuk logam Cr di lingkungan adalah 0,05 mg/l. (PP No. 82 Tahun 2001)

Teknologi pengolahan Limbah Mengandung Logam berat

Ada beberapa cara yang dapat dilakukan :

- (1) Pertukaran ion
- (2) Adsorpsi Karbon aktif
- (3) Penggunaan Bioakumulator

Fitoremediasi

Fitoremediasi merupakan suatu sistem dimana tanaman tertentu yang bekerja sama dengan mikroorganisme dalam media (tanah, koral dan air) dapat mengubah zat kontaminan (pencemar/polutan) menjadi kurang atau tidak berbahaya bahkan menjadi bahan yang berguna secara ekonomi.

Pada dasarnya semua tumbuhan air mempunyai potensi sebagai pengolah limbah. Fitoremediasi dapat dilakukan secara *in situ* (langsung di tempat terjadinya pencemaran), maupun secara *ex situ* atau menggunakan kolam buatan yang merupakan bioreaktor besar untuk penanganan limbah.⁹

Tanaman Air

Berdasarkan jenisnya tanaman air dapat dibagi menjadi empat yaitu:

- 1) Jenis tumbuhan mengapung, mencakup

Ganggang apung renik (*fitoplankton*), Lemna, Wolffia, Salvinia, Kayu Apu dan enceng gondok.

- 2) Jenis daun mengapung, tumbuhan ini berakar tapi daunnya bertangkai panjang sampai ke permukaan air, contohnya teratai.
- 3) Jenis timbul, tumbuhan ini juga mengakar tapi bagian batangnya mencuat keatas air yang termasuk jenis ini adalah *Typia* dan *Pragnaties*.
- 4) Jenis terendam, tumbuhan ini paling banyak diantara tumbuhan air dan dapat menyesuaikan lingkungan.

II. METODOLOGI

Jenis penelitian yang digunakan adalah eksperimen semu, model *Pretest-Posttest Control Group Design*. Variabel bebas adalah berat media fitoremediasi yaitu berat kayu apu sebagai media, dalam penelitian ini ada 3 variasi berat yaitu 200 gr, 400 gr dan 600 gr. Variabel terikat adalah kadar logam kromium dalam limbah batik.

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

A. Hasil Pemeriksaan Kadar Cr dengan perbedaan waktu kontak

Penelitian ini dilakukan untuk menurunkan kadar Cr pada limbah cair *home industry* batik menggunakan tanaman kayu apu (*Pistia stratiotes*). Proses fitoremediasi dilakukan dengan variasi lama kontak 2 hari, 4 hari, dan 6 hari. Hal ini dikarenakan dari hasil penelitian yang sudah ada bahwa tanaman kayu apu mampu tumbuh baik di air limbah sampai hari keenam. Pada hari ketujuh, ciri fisik tanaman menunjukkan warna daun mulai menguning dan rambut-rambut akar mulai rontok. Perubahan ciri fisik tanaman ini terjadi karena tanaman mulai memasuki titik jenuh terhadap penyerapan kontaminan pada air limbah.

Dari tabel 3 dapat diketahui

- a. Ada perbedaan bermakna rata-rata penurunan kadar Cr limbah dengan pengolahan menggunakan tanaman kayu apu antara variasi waktu 2 hari dengan 6 hari ($p\text{-value} = 0,008$).
 - b. Ada perbedaan bermakna rata-rata penurunan kadar Cr limbah dengan pengolahan menggunakan tanaman kayu apu antara variasi waktu 4 hari dengan 6 hari ($p\text{-value} = 0,012$).
- Hasil yang diperoleh dari *mean difference* menunjukkan bahwa perlakuan paling efektif yang bisa menurunkan kadar logam Cr yaitu perlakuan dengan waktu kontak 6 hari karena kelompok tersebut memiliki *mean difference*

yang paling besar.

Tabel 1 Hasil Pemeriksaan Kadar Cr setelah fitoremediasi dengan perbedaan waktu kontak

Kadar Cr <i>Pre test</i> (mg/l)	Kadar Cr <i>Post test</i> (mg/l)						
	P1 (2 hari)	k-P1	P2 (4 hari)	K-P2	P3 (5 hari)	k-P3	
0,645	0,639	0,006	0,635	0,01	0,59	0,055	
0,645	0,611	0,034	0,622	0,023	0,565	0,08	
0,645	0,598	0,047	0,608	0,037	0,523	0,122	
0,645	0,572	0,073	0,579	0,066	0,497	0,148	
0,645	0,56	0,085	0,525	0,12	0,458	0,187	
0,645	0,532	0,113	0,502	0,143	0,416	0,229	
0,645	0,513	0,132	0,478	0,167	0,385	0,26	
0,645	0,488	0,157	0,445	0,2	0,36	0,285	
0,645	0,465	0,18	0,418	0,227	0,33	0,315	
0,645	0,449	0,196	0,397	0,248	0,306	0,339	
Rata-rata	0,645	0,5427	0,1023	0,5209	0,1241	0,443	0,202

Tabel 2. Efektivitas Penurunan Kadar Cr dengan Variasi Lama Kontak dengan Tanaman Kayu Apu

Pengulangan Ke-	Efektivitas variasi lama kontak (%)		
	2 hari	4 hari	6 hari
1	0,930	1,550	8,527
2	5,271	3,566	12,403
3	7,287	5,736	18,915
4	11,318	10,233	22,946
5	13,178	18,605	28,992
6	17,519	22,171	35,504
7	20,465	25,891	40,310
8	24,341	31,008	44,186
9	27,907	35,194	48,837
10	30,388	38,450	52,558
Rata-rata	15,860	19,240	31,318

Tabel 3. Hasil Uji Post Hoc Test LSD Tahap I

(I) Perlakuan	(J) Perlakuan	Mean Difference (I-J)	Sig.	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
Kayu Apu 2 hari	Kayu Apu 4 hari	-0,006000	0,864	-0,07718	0,06518
	Kayu Apu 6 hari	-0,099700*	0,008	-0,17088	-0,02852
Kayu Apu 4 hari	Kayu Apu 2 hari	0,006000	0,864	-0,06518	0,07718
	Kayu Apu 6 hari	-0,093700*	0,012	-0,16488	-0,02252
Kayu Apu 6 hari	Kayu Apu 2 hari	0,099700*	0,008	0,02852	0,17088
	Kayu Apu 4 hari	0,093700*	0,012	0,02252	0,16488

B. Hasil Pemeriksaan Kadar Cr dengan variasi berat *Pistia stratiotes* yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland*

Penelitian ini dilakukan untuk menurunkan kadar Cr pada limbah cair *home industry* batik dengan menggunakan tanaman kayu apu (*Pistia stratiotes*). Proses fitoremediasi yang dikombinasikan dengan system *constructed*

wetland dilakukan dengan variasi berat kayu apu yaitu 200 gr, 400gr dan 600 gr dengan waktu kontak adalah 6 hari. Hal ini dikarenakan dari hasil penelitian yang sudah ada bahwa tanaman kayu apu mampu efektif menurunkan kadar Cr dalam limbah cair setelah kontak selama enam hari.

Tabel 4. Hasil Pemeriksaan Kadar Cr setelah fitoremediasi dengan perbedaan berat *Pistia stratiotes* yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland*

Kadar Cr Pre test (mg/l)	Kadar Cr Post test (mg/l)						
	P1 (200 gr)	k-P1	P2 (400 gr)	K-P2	P3 (500 gr)	k-P3	
0,679	0,590	0,089	0,577	0,102	0,53	0,149	
0,679	0,583	0,096	0,57	0,109	0,492	0,187	
0,679	0,578	0,101	0,562	0,117	0,486	0,193	
0,679	0,569	0,110	0,555	0,124	0,48	0,199	
0,679	0,56	0,119	0,549	0,13	0,473	0,206	
0,679	0,552	0,127	0,543	0,136	0,468	0,211	
0,679	0,544	0,135	0,538	0,141	0,46	0,219	
0,679	0,538	0,141	0,532	0,147	0,455	0,224	
0,679	0,529	0,150	0,52	0,159	0,45	0,229	
0,679	0,52	0,159	0,514	0,165	0,447	0,232	
Rata-rata	0,679	0,5563	0,1227	0,546	0,133	0,4741	0,2049

Tabel 5. Efektivitas Penurunan Kadar Cr dengan Variasi Berat Tanaman Kayu Apu yang dikombinasi dengan *constructed wetland*

Pengulangan Ke-	Efektivitas variasi lama kontak		
	200 gr	400 gr	600 gr
1	13,108	15,022	21,944
2	14,138	16,053	27,541
3	14,875	17,231	28,424
4	16,200	18,262	29,308
5	17,526	19,146	30,339
6	18,704	20,029	31,075
7	19,882	20,766	32,253
8	20,766	21,649	32,990
9	22,091	23,417	33,726
10	23,417	24,300	34,168
Rata-rata	18,071	19,588	30,177

Tabel 4. Menunjukkan bahwa kadar Cr rata-rata kelompok pre adalah 0,679 mg/l sedangkan kadar Cr rata-rata kelompok post 200 gr adalah 0,5563 mg/l. Pada perlakuan dengan berat kayu apu 200 gr selisih rata-rata kadar Cr kelompok pre dan post adalah 0,1227 mg/l. Sedangkan kadar Cr rata-rata kelompok post 400 gr adalah 0,546 mg/l, Pada perlakuan dengan berat kayu apu 400 gr selisih rata-rata kadar Cr kelompok pre dan post adalah 0,133 mg/l. Dan untuk perlakuan berat kayu apu 600 gr kadar Cr rata-rata kelompok post adalah 0,4741 mg/l. Pada perlakuan dengan berat kayu apu 600 gr selisih rata-rata kadar Cr kelompok pre dan post adalah 0,2049 mg/l.

Berdasarkan tabel 5 tentang perhitungan efektivitas penurunan kadar logam Cr menggunakan kayu apu dengan variasi berat kayu apu yaitu 200 gr, 400 gr dan 600 gr menunjukkan efektivitas rata-rata penurunan terbesar pada waktu kontak 6 hari yaitu sebesar 30,177 %.

IV. KESIMPULAN

1. Kadar logam Cr total limbah cair *home industry* batik sebelum perlakuan dengan variasi waktu kontak adalah 0,645 mg/l, sedangkan sebelum perlakuan kombinasi fitoremediasi tanaman kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan *constructed wetland* adalah 0,679 mg/l.
2. Menghitung selisih kadar logam *Chromium* (Cr) pada limbah cair batik sebelum dan setelah diberi

perlakuan dengan fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dan efektivitas perlakuan dengan variasi waktu:

- a. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan lama kontak 2 hari menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 0,1023 mg/l dengan efektivitas rata-rata 15,860%
 - b. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan lama kontak 4 hari menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 0,1241 mg/l dengan efektivitas rata-rata 19,240%
 - c. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan lama kontak 6 hari menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 0,202 mg/l dengan efektivitas rata-rata 31,318%
3. Terdapat perbedaan bermakna antara besarnya penurunan kadar logam Cr pada semua kelompok perlakuan atau variasi lama kontak memberikan pengaruh terhadap penurunan kadar logam Cr pada limbah cair batik dengan fitoremediasi tanaman kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan p-value= 0,012 (<0,05)
 4. Kadar logam Cr total limbah cair *home industry* batik sebelum perlakuan kombinasi fitoremediasi tanaman kayu apu (*Pistia stratiotes*) variasi berat dengan *constructed wetland* adalah 0,679 mg/l.
 5. Menghitung selisih kadar logam *Chromium* (Cr) pada limbah cair batik sebelum dan setelah diberi perlakuan dengan fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dan efektivitas perlakuan dengan variasi berat dan kombinasi dengan

constructed wetland:

- a. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland* menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 1,227 mg/l dengan efektivitas rata-rata 18,071%
 - b. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland* menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 0,133 mg/l dengan efektivitas rata-rata 19,588%
 - c. Fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland* menurunkan kadar logam Cr dengan rata-rata 0,2049 mg/l dengan efektivitas rata-rata 30,177%
6. Terdapat perbedaan yang signifikan antara besarnya penurunan kadar logam Cr pada semua kelompok perlakuan dengan fitoremediasi kayu apu (*Pistia stratiotes*) dengan variasi berat kayu apu (*Pistia stratiotes*) yang dikombinasi dengan metode *constructed wetland* dengan p -value = 0,000 ($<0,005$)

DAFTAR PUSTAKA

- Wikarsih, wiwin. 2010. *Cantik Menawan dengan Batik*. Klaten: Macanan Jaya Cemerlang.
- Salim, Emil. 1985. *Lingkungan Hidup dan Pembangunan*. Jakarta : Mutiara
- Wahyu, H & gani. 2008. *Teknologi Air Limbah*. (<http://majarimagazine.com/2008/01/teknologi-pengolahan-air-limbah/>), diakses tgl 7 Oktober 2013.
- KLH Kota Pekalongan. 2013. *Data Pemantauan Kualitas Air Sungai di Kota Pekalongan*
- Hidayati dan Saefudin. Potensi Hipertoleransi dan Serapan Logam Beberapa Tumbuhan terhadap Limbah Pengolahan Emas. Bidang Botani Pusat Penelitian Biologi-LIPI. Bogor, 2003.
- Juhaeti T, Sharif F, Hidayati N. 2004. Inventarisasi Tumbuhan Potensial Untuk Fitoremediasi. *Jurnal Biodiversitas*. Vol. 6 N0. 1 hal 31-33.
- Rahmatullah, Layla, 2008. *Penggunaan Tanaman Kiapu Sebagai Pengolahan Pendahuluan Untuk Air Permukaan Dengan Parameter Warna Dan TDS*. Jurusan Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil Dan Perencanaan Universitas Islam Indonesia Yogyakarta.
- Tuti Suryati, Budi Priyanto, 2003. *Eliminasi Logam Berat Kadmium Dalam Air Limbah Menggunakan Tanaman Air*. Balai Teknologi Lingkungan Badan Pengkajian dan Penerapan Teknologi.
- Palar, Heryando. *Pencemaran dan Toksikologi Logam Berat*. Jakarta: Rineka cipta, 2004.
- Rinawati, Supriyanto, R., Dewi, W. S. Profil Logam Berat (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, dan Zn) di Perairan Sungai Kuripan Menggunakan ICP-OES. Prosiding Seminar Nasional Sains dan Teknologi-II Universitas Lampung, 2008.
- Sudarmaji, J. Mukono. Corie I.P. *Toksikologi Logam Berat B3 Dan Dampaknya Terhadap Kesehatan*. *Jurnal Kesehatan Lingkungan*, Vol. 2, No. 2, Januari 130 2006:129 -142.
- Peraturan Pemerintah No. 82 Tahun 2001 tentang Pengelolaan Kualitas Air dan Pengendalian Pencemaran Air
- Benefield, L.D. *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. New Jersey, 1982.
- Syahputra, R. *Pemanfaatan Karbon Aktif Tempurung Kelapa Sawit Sebagai Bahan Pemucat CPO (Crude Palm Oil)*. Laporan penelitian LKIP Yogyakarta: UGM press,1996.
- Anonim. *Fitoremediasi*. In: wilayah DPDP, editor: Direktorat Perkotaan Dan Perdesaan Wilayah Barat Dirjen Tata Perkotaan Dan Tata Perdesaan; P. 1-2. 2003)
- Prihandrijanti M, Lidiawati T, Indrawan E, Winanda H, Gunawan H. *Fitoremediasi dengan eceng gondok dan kiambang untuk menurunkan konsentrasi deterjen, minyak lemak, dan krom total*. Seminar nasional teknik kimia indonesia – SNTKI 2009; 19-20 Oktober 2009; Bandung. 2009.

Pembentukan Kristal Struvite pada Pengomposan Anaerobik dengan Bahan Dasar Sampah Daun

Triyono

Jurusan Teknik Lingkungan FTSP ITS, Kampus ITS Sukolilo 60111 Surabaya, Indonesia
triyono.enviro09its@gmail.com

IDAA Warmadewanthi

Jurusan Teknik Lingkungan FTSP ITS, Kampus ITS Sukolilo 60111 Surabaya, Indonesia
warma@its.ac.id

Amran Halim

PT Pupuk Kujang, Cikampek, Karawang, Indonesia
amran.halim@pupuk-kujang.co.id

ABSTRAK

Pengomposan merupakan proses degradasi bahan organik dari material segar. Pengomposan menjadi salah satu proses biologis yang paling berhasil untuk mengolah residu pada material yang membusuk. Pengomposan sering diaplikasikan di Indonesia karena memiliki banyak manfaat. Penambahan kompos pada tanah secara signifikan dapat mengurangi dampak yang diakibatkan penggunaan pupuk anorganik. Namun demikian, permasalahan yang sering terjadi pada proses pengomposan adalah hilangnya nitrogen. Ketika proses pengomposan, kebanyakan nitrogen dikonversi dari ammonia menjadi nitrat. Pembentukan kristal struvite dapat dilakukan untuk mengurangi kehilangannya nitrogen yang terkandung pada ammonia. Tujuan penelitian adalah menganalisis pengaruh penambahan magnesium dan fosfor pada pengomposan anaerob terhadap pembentukan kristal struvite.

Metode yang digunakan adalah pengendapan Mg, P, dan N selama proses pengomposan anaerobik. Pengomposan dilakukan selama enam puluh hari. Bahan dasar proses pengomposan adalah sampah daun. Sampah tersebut ditambahkan dolomit, $MgSO_4$ dan KH_2PO_4 . Perbandingan molar rasio Mg:P:N yang digunakan 1:1:1 dan 1,5:1:1. Kristal struvite yang terbentuk dilakukan analisis morfologi dan komposisinya. Morfologi dianalisis dengan SEM (Scanning Electron Microscopy). Sedangkan, Komposisi kristal dianalisis dengan EDX (Energy Dispersive X-ray Spectroscopy).

Berdasarkan penelitian yang dilakukan, konservasi nitrogen yang terbesar hingga akhir pengomposan dihasilkan oleh reaktor penambahan $MgSO_4$ dan KH_2PO_4 dengan molar rasio 1,5:1:1 (R5). R5 menunjukkan konservasi nitrogen paling optimum dibandingkan reaktor yang lain. Hasil akhir pengomposan memiliki nilai akhir C/N rasio = 8,46, suhu = 34 C dan pH = 7,54. R5 menghasilkan kristal struvite yang berbentuk runcing memanjang dengan komposisi Mg dan P masing-masing sebesar 1,00% (% massa) dan 1,48% (% massa).

Kata Kunci : Anaerobik, Kompos, Sampah Daun, Struvite

I. PENDAHULUAN

Pengomposan merupakan proses degradasi bahan organik atau material segar yang dilakukan oleh mikroorganisme (Ruggieri *et al.*, 2009). Teknologi tersebut menjadi salah satu teknologi yang paling optimal untuk mengurangi dan mengolah bahan residu (Cabeza *et al.*, 2013). Pengomposan menjadi salah satu alternatif teknologi pertanian yang digunakan untuk mengolah sampah organik (*biodegradable*) menjadi humus. Humus tersebut nantinya digunakan oleh sektor pertanian untuk meningkatkan kesuburan tanah. Penggunaan humus mampu meningkatkan hasil panen pada sektor pertanian.

Pengomposan menjadi salah satu teknologi pertanian yang diimplementasikan di Indonesia.

Implementasi tersebut disebabkan banyaknya manfaat dan mudahnya operasional proses pengomposan. Penggunaan kompos dapat mengurangi dampak yang ditimbulkan oleh akibat penggunaan pupuk organik (*Recycled Organics Unit*, 2007). Penggunaan kompos juga mampu meningkatkan kualitas tanaman selama proses pengelolaan taman kota. Terakhir, pengomposan mampu mengurangi biaya pada tahap manajemen lingkungan (Saebo dan Ferrini, 2006).

Salah satu permasalahan selama pengomposan adalah hilangnya kandungan nitrogen. Ketika proses pengomposan, kebanyakan nitrogen dikonversi dari ammonia menjadi nitrat. Proses tersebut dinamakan nitrifikasi. Ketika pH kompos pada rentang 5-8, kebanyakan amonia mengakumulasi di dalam

kompos dengan bentuk ammonium (Saebo dan Ferrini, 2006). Nitrogen sebanyak 20-40% akan hilang selama proses pengomposan. Sebagian nitrogen hilang melalui emisi gas ke udara (Karlsson dan Jeppson, 1995).

Hilangnya nitrogen selama pengomposan dapat dikurangi dengan pembentukan kristal struvite. Kristal struvite dapat terbentuk adanya penambahan garam magnesium dan phiospor selama pengomposan. Kristal struvite sering dinamakan MAP (Magnesium Ammonium Phosphate, MAP) (Xian-yuan *et al.*, 2010). Pemanfaatan kristal struvite sebagai pupuk disebabkan lambatnya kecepatan hilangnya nutrien dan sedikit mengandung komponen tidak murni (Lee *et al.*, 2013).

Penelitian dilakukan dengan pengomposan anaerobik. Bahan dasar yang digunakan adalah sampah daun. Bahan dasar pengomposan ditambahkan dolomit atau $MgSO_4$ sebagai sumber magnesium. Sedangkan, sumber phosphor ditambahkan KH_2PO_4 .

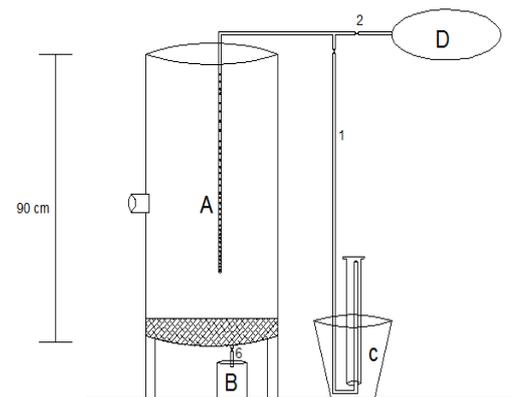
II. METODOLOGI

A. Perancangan Reaktor Penelitian dan Pengoperasiannya

Reaktor yang digunakan terdiri dari lima reaktor. Reaktor tersebut memiliki volume 700 mL dengan diameter 50 cm dan tinggi 90 cm. Peralatan yang dibutuhkan antara lain reaktor, pipa PVC, bak penampung lindi, penampung gas dan lainnya. Reaktor tersebut harus dipastikan tertutup rapat tanpa adanya celah. Hal tersebut disebabkan pengomposan yang digunakan bersifat anaerobik. Reaktor penelitian yang digunakan dapat dilihat pada **Gambar 1**.

Reaktor yang digunakan terdiri dari beberapa bagian. Bagian atas hanya terdapat satu lubang. Lubang tersebut digunakan sebagai saluran penampung gas. Bagian tengah terdapat lubang berdiameter 100 mm.

Lubang tersebut digunakan untuk pengambilan sampel yaitu analisis suhu, pH, nitrogen, dan karbon. Bagian bawah terdapat saluran yang berfungsi untuk mengalirkan lindi. Bagian bawah reaktor tersebut diletakkan bak penampung lindi.



Gambar 1. Reaktor penelitian

Keterangan :

- A = Reaktor anaerobik
- B = Bak Penampung Lindi
- C = Bak Penampung Gas
- D = Plastik Penampung Gas
- 1 = Selang penangkap gas ke bak penampung gas
- 2 = Selang aliran gas ke plastik

B. Material Pengomposan Anaerobik

Pengomposan dilakukan dengan proses anaerobik tanpa adanya penambahan oksigen. Pengomposan menggunakan bahan dasar sampah daun. Sampah daun didapatkan dari pemotongan rumput atau penebangan pohon.

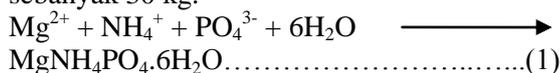
Sampah daun ditambahkan bahan kimia yang terdiri $CaMg(CO_3)_2$, $MgSO_4$ dan KH_2PO_4 . Selain bahan kimia dan bahan dasar yang digunakan, **Tabel 1** menjelaskan bahwa variabel yang digunakan pada penelitian adalah perbandingan Mg:P:N, yaitu 1:1:1 dan 1,5:1:1. Menurut Xian *et al.* (2010) bahwa pembentukan struvite dapat terjadi pada perbandingan Mg:P:N adalah 1:1:1. Pada perbandingan tersebut didapatkan hasil analisis formasi kristal struvite pada proses pengomposan.

Tabel 1. Variabel Penelitian

Bahan Kimia	Molar rasio (Mg:P:N)	Jenis Sampah
Kontrol	-	R ₁
Dolomit	1:1:1	R ₂
	1,5 :1:1	R ₃
$MgSO_4$	1:1:1	R ₄
	1,5 :1:1	R ₅

C. Metode Analisis

Awal penelitian dilakukan analisis *proximate* dan *ultimate*. Selanjutnya, dilakukan penghitungan besarnya bahan kimia yang ditambahkan, yaitu 74,86 gr $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2/\text{kg}$ sampah, 31,84 gr MgSO_4/kg sampah dan 27,94 gr $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{kg}$ sampah untuk molar rasio 1:1:1 dan 112,28 gr $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2/\text{kg}$ sampah, 47,76 gr MgSO_4/kg sampah dan 27,94 gr $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{kg}$ sampah untuk molar rasio 1,5:1:1. Bahan kimia tersebut dilarutkan ke dalam 1 liter air. Terakhir, dicampur ke dalam sampah sebanyak 30 kg.



Pengamatan dilakukan setiap lima hari sekali yang terdiri dari suhu, pH, kandungan karbon, dan Total Kjehdal Nitrogen (TKN).

Analisis akhir yang dilakukan adalah morfologi dan komposisi kristal struvite. Kristal struvite yang dianalisis berasal kompos yang dihasilkan pada proses pengomposan. Kompos matang dianalisis melalui pengeringan terlebih dahulu dengan suhu 105 °C selama satu jam. Kompos yang telah kering kemudian digiling atau dihancurkan hingga didapatkan ukuran 1 mm mesh. Hasil tersebut dianalisis dengan metode SEM dan EDX.

SEM dilakukan untuk melihat karakteristik permukaan atau morfologi kristal struvite yang dibentuk pada proses pengomposan anaerobik. Analisis SEM dilakukan dengan menggunakan alat JEOL JSM-6390 yang tersedia di Laboratorium Energi –Institut Teknologi Sepuluh Nopember. EDX dilakukan untuk menganalisis komposisi kristal yang terbentuk.

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil dan pembahasan penelitian terdiri dari beberapa **Sub Bab** diantaranya Penelitian Pendahuluan, Pengaruh Penambahan Mg dan P terhadap pH dan suhu, Pengaruh Penambahan Mg dan P terhadap TKN dan karbon dan Pembentukan Kristal Struvite.

A. Penelitian Pendahuluan

Proximate analysis merupakan analisis yang dilakukan untuk menganalisis kadar air dan volatile solid sampah. *Ultimate analysis* dilakukan untuk menghasilkan persentase unsur karbon (C), hidrogen (H), oksigen (O) dan nitrogen (N) (Beffa *et al.*, 1996).

Nilai volatile solid mendiskripsikan tingkat *biodegradabilitas* suatu bahan organik. Nilai volatile solid memberikan pengaruh terhadap proses

degradasi selama proses pengomposan dan produksi gas. Selama proses pengomposan nilai volatile solid akan mengalami penurunan akibat adanya aktivitas mikroorganisme.

ultimate analysis dapat digunakan sebagai acuan perhitungan teoritis dalam penentuan senyawa organik sampah. Hasil perhitungan teoritis berupa nilai mol pada masing-masing unsur. Selain itu, volatile solid digunakan untuk pertimbangan perhitungan kandungan karbon dan hidrogen. Kandungan kedua unsur tersebut dinyatakan dalam persentase. Hasil analisis *proximate* dan *ultimate* dapat dilihat pada **Tabel 2**.

Tabel 2. Analisis *Proximate* dan *Ultimate*

Analisis	Parameter	Satuan (w/w)	Nilai
<i>Proximate analysis</i>	Kadar air	%	61,46
	Volatil solid	%	82,65
	Fix carbon	%	17,35
<i>Ultimate analysis</i>	Karbon	%	45,92
	Hidrogen	%	5,51
	Oksigen	%	46,26
	Nitrogen	%	2,31

Berdasarkan perhitungan yang dilakukan dapat diketahui rumus kimia sampah daun adalah $\text{C}_{24}\text{H}_{35}\text{O}_{19}\text{N}$. Kandungan tersebut nantinya yang menjadi pertimbangan selama pengomposan.

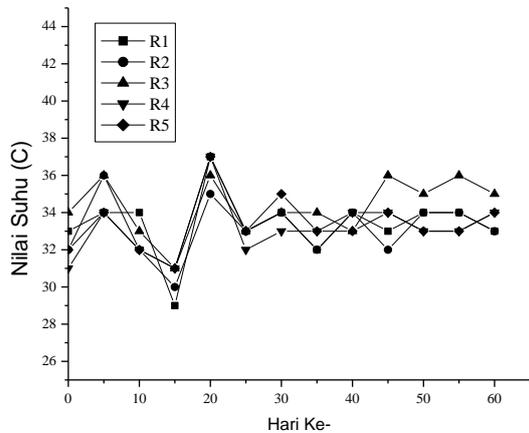
B. Pengaruh Penambahan Mg dan P terhadap pH dan Suhu

Salah satu indikator pengomposan dapat berupa pH dan suhu. Reaktor 1,2,3,4 dan 5 yang berbahan dasar sampah daun memiliki kondisi suhu awal berturut-turut 34°C, 36°C, 36°C, 34°C dan 34°C. Awal proses pengomposan merupakan fase lag. Fase lag merupakan fase yang dilakukan oleh mikroorganisme untuk menyesuaikan diri dengan lingkungan baru. Fase lag biasanya memiliki suhu rata-rata sekitar 34°C (Polprasert, 2007).

Penambahan MgSO_4 , dolomit dan KH_2PO_4 memberikan pengaruh terhadap degradasi mikroorganisme. Akan tetapi, hasil analisis suhu tidak menunjukkan perbedaan yang signifikan. Keadaan tersebut ditunjukkan bahwa mikroorganisme yang bekerja adalah mikroorganisme mesofilik. Hasil tersebut ditunjukkan dari rentang suhu dari keseluruhan reactor. Nilai suhu selama pengomposan ditunjukkan pada **Gambar 2**.

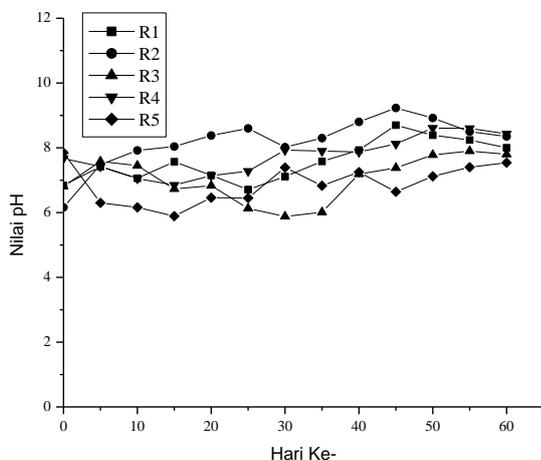
Ketersediaan ion H^+ atau OH^- dapat dinyatakan

dengan derajat keasaman atau percent H (pH). Nilai



Gambar 2. Nilai Suhu R1-R5

pH keseluruhan reaktor menunjukkan hasil yang berbeda-beda. R1 mengalami penurunan pH pada tahap awal pengomposan. Selanjutnya, pH mengalami peningkatan pada kisaran alkali. Pada kisaran alkali tersebut terdapat produksi ammonia (Jeong *et al.*, 2005). Senyawa asam digunakan oleh mikroorganisme menjadi substrat seperti



Gambar 3. Nilai pH R1-R5

mikroorganisme jamur. R2, dan R4 memiliki nilai pH yang cenderung lebih besar (basa). Penambahan dolomit dapat meningkatkan nilai pH hingga tingkat yang diinginkan. Selain itu, dolomit mampu

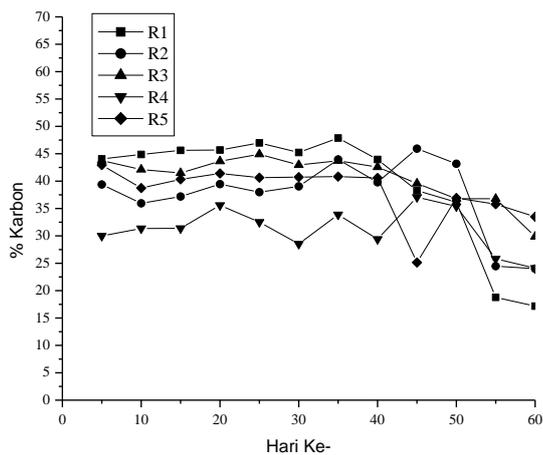
mengurangi adanya racun selama proses pengomposan seperti Al, Fe, Mn dan lainnya (Jeong *et al.*, 2005). Nilai suhu selama pengomposan ditunjukkan pada **Gambar 3**.

Reaktor dengan penambahan bahan kimia berupa $MgSO_4$ (R3 dan R5) menunjukkan nilai pH yang cenderung lebih asam. $MgSO_4$ merupakan asam kuat yang mampu menurunkan nilai pH hingga titik tertentu. Namun demikian, penurunan pH pada R3 mencapai nilai sebesar 5,88 pada hari ke-30. Menurut Wong *et al.* (2009) bahwa nilai pH yang rendah (<6,0) diidentifikasi bahwa terdapat inhibitor selama proses pengomposan. Akhir pengomposan (hari ke-50) pH mengalami peningkatan. Keadaan tersebut mengindikasikan terjadinya proses degradasi anaerobik.

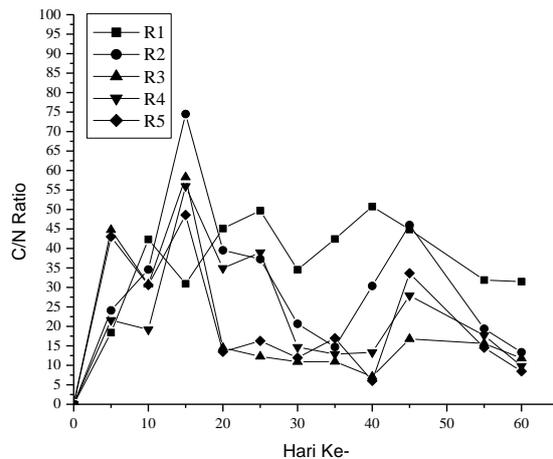
C. Pengaruh Penambahan Mg dan P terhadap TKN dan karbon

Kandungan karbon merupakan salah satu bahan organik yang menjadi pertimbangan selama proses pengomposan. Kandungan karbon yang tinggi menyebabkan proses hidrolisis yang sangat cepat dan nilai pH menjadi turun (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Pada penelitian yang dilakukan kandungan karbon mengalami penurunan selama proses pengomposan. Kandungan karbon tersebut dikonversi lebih besar menjadi CO_2 pada fase termophilic CO_2 yang menjadi sumber utama hilangnya kandungan karbon menjadi CO_2 . Hasil akhir kandungan karbon masing-masing reaktor berturut-turut. 17,166%, 24,008%, 29,871%, 24,111% dan 28,312%. Kandungan karbon pada pengomposan anaerobik untuk reaktor sampah daun (R1-R5) dapat dilihat pada **Gambar 4**.

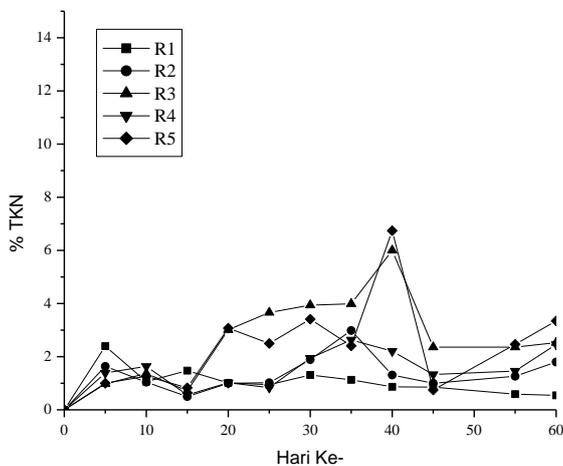
Selain karbon, penelitian menganalisis kadar TKN. Pada awal pengomposan mayoritas reaktor mengalami penurunan kadar TKN. Kandungan TKN masing-masing reaktor hingga akhir pengomposan berturut-turut sebesar 0,545%, 1,798%, 2,529%, 2,459%, dan 3,346%. Namun demikian, penurunan kandungan total nitrogen tersebut tidak terjadi secara signifikan. Menurut Jeong *et al.* (2005) bahwa penurunan TKN tersebut mengindikasikan bahwa terjadi mineralisasi nitrogen organik menjadi ammonia pada awal proses pengomposan. Emisi ammonia terjadi selama fase termofilic (Wang *et al.*, 2013).



Gambar 4. Kandungan Karbon R1-R5



Gambar 6. Rasio C/N R1-R5



Gambar 5. Kandungan TKN R1-R

Nilai Total Kjehdal Nitrogen (TKN) terbesar dimiliki oleh R5. Selain memiliki nilai TKN terbesar, reaktor tersebut juga memiliki tingkat konservasi nitrogen terbesar. Konservasi yang dimaksud adalah nilai TKN akhir yang jauh lebih besar dibandingkan nilai TKN awal saat pengomposan. Keadaan tersebut disebabkan kandungan nitrogen yang menguap selama proses pengomposan dikonversi menjadi kristal struvite. Nitrogen tersebut berikatan dengan magnesium dan phosphor membentuk kristal struvite (Le Corre *et al.*, 2005). Kandungan total nitrogen pada pengomposan anaerobik untuk reaktor sampah daun (R1-R5) dapat dilihat pada **Gambar 5**.

Setelah dilakukan penghitungan %TKN dan %Carbon, dilanjutkan perhitungan C/N rasio yang terkandung pada sampah. C/N rasio menjadi faktor penting selama proses pengomposan. Pada awal pengomposan, C/N rasio menjadi indikator suatu bahan dapat dikomposkan atau tidak. Sedangkan di akhir pengomposan, C/N rasio berfungsi sebagai indikator kematangan bahan yang dikomposkan (Supadma, 2008).

Berdasarkan **Gambar 6** dijelaskan bahwa telah dihasilkan kompos matang kecuali R1 dan R2. Rasio C/N ketiga reaktor tersebut melebihi C/N rasio sebesar 20 (Hoorweg *et al.*, 2000).

D. Pembentukan Kristal Struvite

Pengomposan anaerobik merupakan proses biologis yang mengubah bahan organik menjadi humus yang stabil seperti yang dapat digunakan sebagai pupuk. Reaksi nitrogen yang selama proses pengomposan adalah reaksi yang kompleks. Prinsip tersebut mencakup proses pembentukan nitrogen yang disebut mineralisasi, konversi nitrogen dalam senyawa organik menjadi bentuk ammonia anorganik (NH_3) yang dinamakan khususnya ammonium (NH_4^+), volatile (menyebarkan ammonia (NH_3) di atmosfer), nitrifikasi (konversi ammonium menjadi nitrit kemudian nitrat), immobilisasi (perpaduan populasi mikroba) dan denitrifikasi (pengurangan oksigen nitrogen ($\text{NO}_x\text{-N}$) menjadi gas N_2 dan nitrous oksigen (N_2O) yang diikuti penyebaran gas menuju atmosfer (Grigatti *et al.*, 2011).

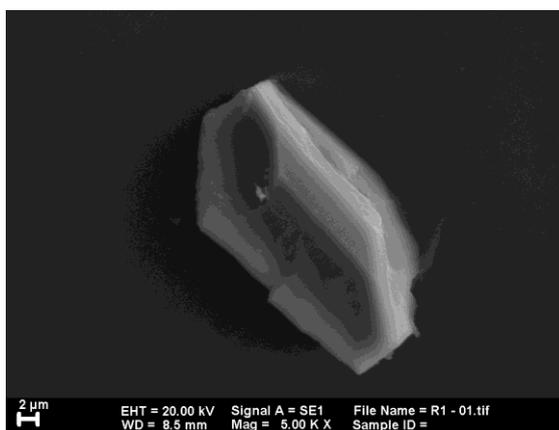
Pembentukan ammonium dapat dilakukan dengan penambahan magnesium dan fosfat. Pembentukan ammonium yang berikatan dengan magnesium dan fosfat disebut Magnesium Ammonium Phosphat (MAP). MAP merupakan sebuah kristal hasil pengendapan dari ikatan ketiga senyawa tersebut. MAP dapat terbentuk melalui proses pengendapan yang sebagai kristal *orthorhombic* yang stabil dengan rasio $n = 0, 1$ dan 2 . MAP dapat terbentuk pada kisaran pH yang optimum sebesar $8 - 9$ (Wang *et al.*, 2005).

Kristal struvite merupakan sebuah kondisi pengkristalan yang terjadi jauh di bawah rentang kondisi alkali. Kristal struvite didefinisikan sebagai

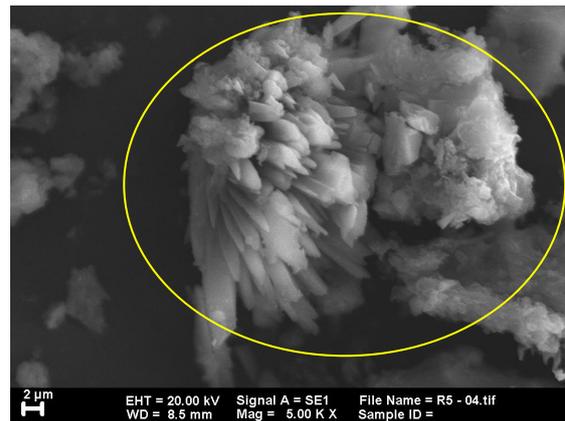
mineral halus dengan *specific gravitic* (1,7) yang kecil (Rahman *et al*, 2013). **Gambar 7** mendeskripsikan hasil analisis SEM yang berupa pengendapan dengan sumber magnesium dan tipe bahan baku yang berbeda. **Gambar 7** menunjukkan bentuk morfologi yang berbeda-beda tergantung secara kuat dari parameter pertumbuhan. Menurut Luo *et al* (2013) bahwa bentuk – bentuk kristal struvite dapat berupa prismatic, piramid, jarum, runcing dan tidak beraturan.

Hasil SEM menunjukkan morfologi kristal struvite yang berbeda. Reaktor kontrol sampah daun (R1) menghasilkan sedikit kristal struvite. Ketika dilakukan analisis SEM, kristal struvite yang didapatkan hanya di beberapa struktur sampah. Keadaan tersebut berbeda dengan R5, reaktor dengan penambahan $MgSO_4 + KH_2PO_4$ menghasilkan lebih banyak kristal struvite meskipun bentuk kristal sulit untuk dipisahkan dengan pengendap. Kristal struvite yang dihasilkan oleh reaktor tersebut (R5) berbentuk runcing memanjang. Perbedaan kemurnian, ukuran dan bentuk kristal struvite salah satunya disebabkan oleh adanya pengaruh ion lain.

Menurut Le Corre *et al* (2005) bahwa salah satu ion yang mempengaruhi adalah Ca^{+} . Peningkatan konsentrasi kalsium mampu mengurangi ukuran kristal dan menghambat pertumbuhan kristal. Kristal struvite dapat terbentuk melalui dua tahapan, yaitu: nukleasi dan pertumbuhan kristal. Pengontrolan reaksi kimia tersebut merupakan bagian kompleks yang dikontrol dengan kombinasi beberapa faktor meliputi termodinamika equilibrium cair-padatan, fenomena transfer antara bahan fase padatan & cair dan laju reaksi (Jones, 2002).

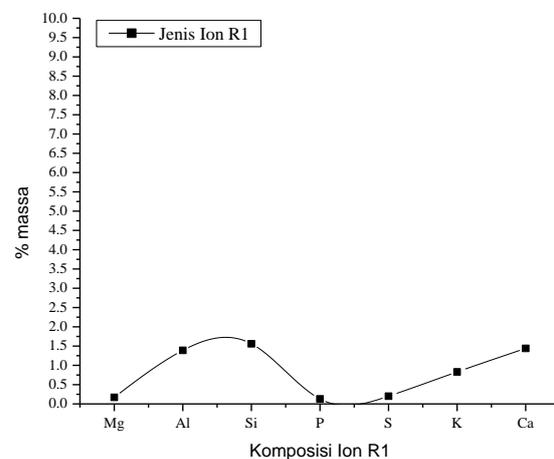


(A) R1 (Daun Kontrol)



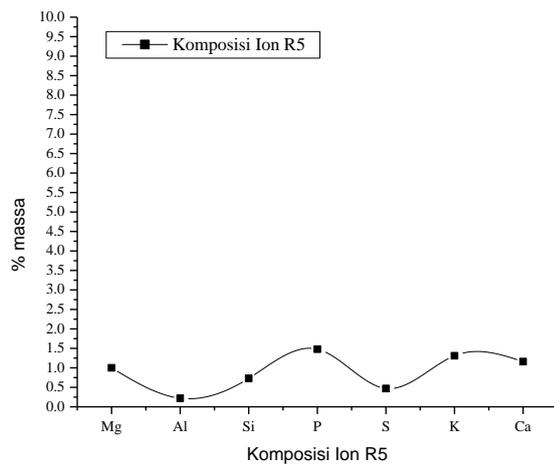
(B) R5 (Daun $MgSO_4 + KH_2PO_4$)
 Gambar 7. Hasil Analisis Struvite

Reaktor kontrol sampah daun (R1) juga menghasilkan kristal struvite. Akan tetapi, pembentukan kristal reaktor tersebut tidak secepat reaktor (R5) dengan penambahan bahan kimia (Mg dan P). Selain itu, reaktor tanpa penambahan bahan kimia biasanya memiliki tingkat ketidakmurnian yang tinggi atau komposisi Mg atau P sama dengan komposisi ion lainnya. Secara teori, ketidakmurnian bahan memungkinkan terjadinya pengendapan yang mempengaruhi laju pertumbuhan karena memblokir pertumbuhan aktif. Pemblokiran tersebut akan menghambat penambahan ukuran kristal (Le Corre *et al*, 2005).



Gambar 8. Analisis EDX untuk R1

Selain itu, reaktor daun (R5) dengan penambahan bahan kimia memiliki bentuk yang lebih terlihat. Menurut Kofina *et al* (2004) bahwa keberadaan konsentrasi ion lain (khususnya ion Ca^{2+})



Gambar 9. Analisis EDX untuk R5

yang lebih rendah memungkinkan untuk membedakan bentuk kristal struvite meskipun kristal tersebut ditutupi oleh padatan.

Analisis EDX bertujuan untuk mengetahui jenis ion-ion yang terkandung pada bahan yang diuji. Analisis tersebut nantinya juga membantu untuk mengetahui jenis ion yang menjadi inhibitor selama proses pembentukan kristal struvite. Analisis EDX untuk pengomposan anaerobik R1 dan R5 dapat dilihat pada **Gambar 8** dan **Gambar 9**.

Pembentukan kristal struvite dapat dianalisis dengan kandungan Mg pada masing-masing reaktor. Reaktor berbahan dasar sampah daun mengandung Mg yang cukup kecil. Reaktor control (R1) mengandung Mg sebesar 0,17%. Sedangkan, reaktor dengan penambahan bahan kimia (R5) mengandung Mg sebesar 1%. Kecilnya kandungan Mg pada R1 menunjukkan tidak adanya penambahan Mg. Sedangkan, R5 mengandung Mg lebih besar dibandingkan R1. Keadaan tersebut mengindikasikan adanya penambahan MgSO₄.

Namun demikian, Mg tidak terlalu jauh dengan kandungan ion lainnya seperti kalsium. Kandungan ion tersebut mengindikasikan adanya zat pengotor selama proses pengomposan. R1 dan R5 mengandung kalsium masing-masing sebesar 1,44% dan 1,16%. Kandungan kalsium R1 jauh lebih besar dibandingkan kandungan Mg. Kandungan kalsium R5 hampir sama dengan kandungan Mg yang dimilikinya. Keadaan itulah yang mengindikasikan bahwa terjadinya perbedaan ukuran dan bentuk kristal struvite pada proses pengomposan yang dilakukan.

Menurut Le Corre *et al* (2005) bahwa adanya kalsium akan membantu terbentuknya zat yang tidak terbentuk. Zat tersebut memungkinkan adalah kalsium pospat.

IV. PENUTUP

Reaktor sampah daun (R5) dengan penambahan MgSO₄ dan KH₂PO₄ (Molar rasio 1,5:1:1) menunjukkan konservasi nitrogen paling optimum dibandingkan reaktor yang lain. Reaktor tersebut memiliki nilai akhir C/N rasio = 8,46, suhu = 34 C dan pH = 7,54. R5 menghasilkan kristal struvite yang berbentuk runcing memanjang dengan komposisi Mg dan P masing-masing sebesar 1,00% (% massa) dan 1,48% (% massa).

DAFTAR PUSTAKA

- Beffa T, Blanc M, Marilley L, Fischer JL, Lyon P-F, dan Aragno M. *Taxonomic and metabolic microbial diversity during composting*. In: de Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B, Papi T editor. *The Science of Composting, Part 1*. London, UK: Blackie Academic & Professional; 1996;p. 149–161
- Cabeza, I. O, Lopez. R, Ruiz-Montoya. M, dan Diaz. M.J., 2012. *Maximising Municipal Solid Waste-Legume Trimming Residue Mixture Degradation in Composting by Control Parameters Optimization*. *Journal of Environmental Management Volume 128*, 5 October 2012, Pages 266-273.
- Grigatti M., Di Girolamo G., Chincarini R., dan Ciavatta C. 2011. *Potential Nitrogen Mineralization, Plant Utilization Efficiency and Soil CO₂ Emissions Following The Addition of Anaerobic Digested Slurries*. *Journal of Biomass and Bioenergy 35* (2011) 4619-4629.
- Hoornweg D., Thomas L., Otten., L. 2000. *Composting and Its Applicability in Developing Countries*. *The Urban Development Division The World Bank, Washington DC*.
- Jeong, Y.K., Hwang, S.J.2005. *Optimum Doses of Mg and P Salts for Precipitating Ammonia into Struvite Crystals in Aerobic Composting*. *Bioresour. Technol.* 96 1-6.
- Jones A.G., *Crystallization Process System*. Butterworth, Heinemann, UK.
- Karlsson, S., Jeppson K.H. 1995. *Deep litter in livestock buildings and field storage, Legends and Summaries in English*. JTI

- Rapport 204. Swedish Institute of Agricultural Engineering. Ultuna Uppsala, Sweden.
- Kofina A.N., P.G. Koutsoukos. 2004. Nucleation and Growth of Struvite from Synthetic Wastewater. *International Conference on Struvite: Its Role in Phosphorus Recovery and Reuse*, Cranfiled.
- Lee, S.H., Byeoung-H.Y., Sun-K.K., Seung J.L., Jun Y.K., Tak.K. 2013. Enhancement of Struvite Purity by Re-Dissolution of Calcium Ions in Synthetic Wastewaters. *Journal of Hazardous Materials* 261 (2013) 29-37.
- Le Corre K.S., Jones E.V., Hobbs P., dan Parsons S.A., 2005. Impact of Calcium on Struvite Crystal Size Shape and Purity. *Journal of Crystal Growth* 283 (2005) 514-522.
- Luo Y., Li G., Luo W., Schuchardt F., Jiang T., dan Xu D. 2013. Effect of Phosphogypsum and Dicyandiamide as Additives on NH₃, N₂O and CH₄ Emissions During Composting. *Journal of Environmental Sciences* 2013, 25(7) 1338-1345.
- Polprasert, C. 2007. *Organic Waste Recycling Technology and Management: 3rd edition*. London: IWA Publishing.
- Rahman, M.M., Salleh, M.A.M., Rashid, U., Ahsan A., Hossain M.M., dan Ra, C.S., 2013. Production of Slow Release Crystal Fertilizer from Wastewaters through Struvite Crystallization-A review. *Arabian Journal of Chemistry* (2014), 7, 139-155.
- Recycled Organics Unit., 2007. *Life Cycle Inventory and Life Cycle Assessment for Windrow Composting Systems, Second Edition*. Sydney : Department of Environment and Conservation.
- Ruggieri, L., Cadena E., Martinez-B., Gasol C.M., Rieradevall J., Gabarell X., Gea T., Sort X., dan Sanchez A., 2009. Recovery of Organic Wastes in The Spanish Wine Industry, Technical, Economic, and Environmental Analyses of The Composting Process. *Journal of Cleaner Production* Volume 17, Issue 9, June 2009, Pages 830-838.
- Saebo, A. dan Ferrini F., 2006. The Use of Compost in Urban Green Areas-A Review for Practical Application. *Journal Urban Forestry & Urban Greening* Volume 4, Issues 3-4, 3 April 2006, Pages 159-169.
- Supadma AA, Arthagama DM. 2008. Uji Formulasi Kualitas Pupuk Kompos yang Bersumber dari Sampah Organik dengan Penambahan Limbah Ternak Ayam, Sapi, Babi dan Tanaman Pahitan. *Jurnal Bumi Lestari* 8 (2) : 113-121.
- Tchobanoglous, Theisen G., H., dan Vigil S. A., 1993. *Integrated Solid Waste Management*. Mc GrawHill Inc. 978 pages.
- Wang, J., Burken J.G., Zhang X., dan Surampalli R., 2005. Engineered Struvite Precipitation: Impacts of Component-ion Ratios and pH *Journal of Environmental Engineering* 131 (10): 1433-1440.
- Wang, X., Selvam A., Chan M. dan Wong W.W.J., 2013. Nitrogen Conservation and Acidity Control During Food Wastes Composting Through Struvite Formation. *Journal of Bioresource Technology* 147 (2013) 17-22.
- Xian Y., DU, Jian L.L., Guo-he H. dan Yu L., 2010. Formation of Struvite Crystals in a Simulated Food Waste Aerobic Composting Process. *Chem. Res. Chinese Universities* 2010, 26 (2), 210-216.

Penyisihan Tingkat Kekeruhan Dan Padatan Terlarut Total Dalam Lindi Pada Sistem Evapotranspirasi Menggunakan Tumbuhan Mendong (*Fimbristylis Globulosa* (Retz.) Kunth)

Badrus Zaman

Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Universitas Diponegoro
Kampus Teknik Lingkungan FT Universitas Diponegoro Tembalang 50275
Badruszaman2@gmail.com

ABSTRAK

Lindi merupakan salah satu produk yang dihasilkan oleh adanya tumpukan sampah khususnya di Tempat Pemrosesan Akhir (TPA). Kekeruhan dan padatan terlarut total merupakan parameter yang dapat digunakan sebagai indikator kinerja sistem pengolahan. Sistem evapotranspirasi merupakan sebuah sistem biologis yang didasarkan pada konsep proses alamiah yang bekerja secara simultan. Tumbuhan Mendong merupakan tumbuhan potensial lokal yang terbukti mampu untuk mengolah limbah cair. Penelitian bertujuan untuk mengetahui kinerja reaktor evapotranspirasi terhadap parameter kekeruhan dan padatan terlarut total dalam lindi. Penelitian dilakukan secara triplikasi dengan dua jenis lindi influent yaitu influent yang belum diolah dan influent yang telah diolah dengan sistem anaerobik. Sistem dioperasionalkan selama sekitar 30 hari dengan waktu tinggal selama 3 hari, sehingga sampling juga dilakukan setiap 3 hari. Hasil yang diperoleh menunjukkan rerata efisiensi penyisihan kekeruhan dengan influent secara langsung berkisar antara 87,14% hingga 97,88%, sedangkan dengan influent yang telah diolah berkisar antara 13,42% hingga 35,11%. Rerata efisiensi penyisihan padatan terlarut total dengan influent secara langsung berkisar antara 19,67% hingga 42,39%, sedangkan dengan influent yang telah diolah berkisar antara 3,46% hingga 20,56%. Berdasarkan hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa kekeruhan akan tersisihkan dengan baik bila influent dilakukan secara langsung tanpa melalui pengolahan terlebih dahulu, sedangkan padatan terlarut total tidak terdapat perbedaan yang signifikan antara influent secara langsung dan influent yang telah diolah terlebih dahulu.

Kata Kunci : Evapotranspirasi, Kekeruhan, Lindi, Padatan Terlarut Total

I. PENDAHULUAN

Keberadaan tumpukan sampah terutama di Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) akan menghasilkan berbagai produk yang berupa kompos yang dapat dimanfaatkan untuk berbagai keperluan, emisi berbagai gas yang terlepas ke lingkungan dan limbah cair yaitu lindi (Zaman et al., 2012). Kontributor utama timbulnya lindi adalah air hujan. Proses presipitasi dan perkolasi yang melalui sampah dan berbagai bahan terlarut serta komponen tersuspensi dari sampah yang biodegradabel melalui berbagai reaksi fisika dan kimia. Kontributor yang lain berupa masuknya air tanah, *runoff* air permukaan dan dekomposisi biologis (Abbas et al., 2009).

Secara kimiawi, kualitas lindi bervariasi yang dipengaruhi oleh faktor alami material, reaksi kimia dan biokimia saat dekomposisi sampah (Fatta et al., 1999). Lindi merupakan hasil kombinasi infiltrasi air hujan, rembesan air tanah, dan berbagai zat cair yang dihasilkan oleh proses pepadatan dan bermigrasi melalui sampah (La Grega et al., 1994; Al Sabahi et al., 2009). Proses yang terjadi dalam sampah adalah proses biodegradasi melalui proses aerobik oleh

bakteri yang menghasilkan karbon dioksida, air, panas dan sampah yang terdegradasi. Proses tersebut terjadi dengan cepat kurang dari sebulan atau beberapa hari. Tahap selanjutnya dilakukan oleh bakteri anaerobic dan fakultatif yaitu bakteri asidogenik dan asetogenik yang merupakan fase asam yaitu proses hidrolisa dan fermentasi selulosa serta berbagai material yang dapat membusuk menghasilkan senyawa yang lebih sederhana. Tahap ketiga adalah tahap anaerobic atau metanogenik oleh bakteri metanogenik yang lebih sensitif dan tumbuh secara perlahan mengkonsumsi senyawa sederhana. Hidrogen dan asam asetat menghasilkan metan dan konstituen yang lain, karbondioksida, dan air (Tammemagi, 1999, Bloor and Banks, 2006, Zanetti, 2008)

Konsentrasi tinggi dalam lindi berupa material organik terlarut, senyawa-senyawa anorganik, logam berat dan substansi organik xenobiotik. Karakteristik lindi secara umum digambarkan oleh parameter-parameter dasar COD, BOD, rasio BOD/COD, pH, Partikel tersuspensi (SS), Amonium (NH₄-N), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), dan logam-logam berat

(Tengrui *et al.*, 2007, Kjeldsen *et al.*, 2002). Run off akan meningkatkan kandungan kekeruhan dan padatan total tersuspensi (TDS) dalam lindi (SEPA, 2003).

Pengolahan lindi dengan menggunakan tumbuhan telah banyak dilakukan oleh berbagai peneliti, dimana pengolahan dengan tumbuhan dapat mereduksi bio-toksisitas lindi menjadi tingkat yang tidak mematikan dan tidak merusak DNA seperti pada tumbuhan yang tidak terpapar (Theepharaksapan *et al.*, 2011).

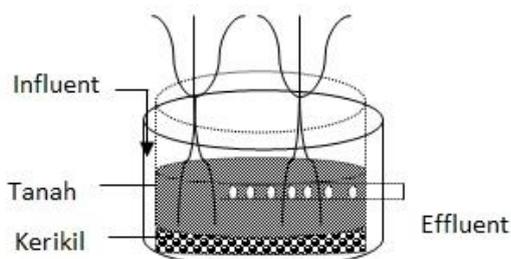
Sistem yang dikembangkan dalam penelitian ini adalah berupa sistem evapotranspirasi yang menggunakan tumbuhan air Mendong (*Fimbristylis globulosa* (Retz.) Kunth). yang merupakan tumbuhan dengan laju pertumbuhan dan perkembangan yang cepat (Begum, *et al.*, 2008). Tumbuhan Mendong berbentuk seperti teki, ber-rhizoma, batang biasanya berumbai, kaku dan berujung runcing, berbentuk tabung tunggal, berbunga banyak dan biseksual, berkembang biak secara vegetatif membentuk koloni, tumbuh dengan cepat dan bersifat menetap (Bryson dan Carter, 2008, Zhang *et al.*, 2000)



Gambar 1. Tumbuhan Mendong (*Fimbristylis globulosa* (Retz.) Kunth)

Penelitian bertujuan untuk mengetahui tingkat efisiensi penyisihan kekeruhan dan padatan total tersuspensi dalam lindi dengan influent yang telah diolah dan belum terolah.

Sampling lindi dilakukan di TPA Jatibarang, sedangkan pelaksanaan penelitian dilakukan di green house Teknik Lingkungan Undip. Uji dilakukan secara triplo dengan desain reaktor seperti berikut:



Gambar 2. Reaktor Evapotranspirasi

Reaktor evapotranspirasi tersebut terdiri dari dua buah wadah (ember) dengan volume sekitar 300 liter dan bagian dalam bervolume sekitar 260 liter yang telah dibuat lubang pada bagian dasarnya (bagian tengah) dengan ukuran sekitar 1 cm (3 buah lubang) yang berfungsi sebagai media tumbuhan dan agar lindi dari luar dapat masuk ke media tanam secara kapiler. Pada setiap reaktor evapotranspirasi tersebut ditanam dua koloni tumbuhan Mendong dengan masing masing koloni sebanyak 10 batang dan tinggi 25 cm.

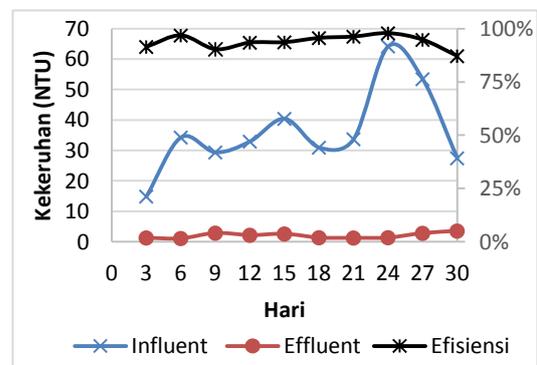
Waktu tinggal reaktor ditentukan selama 3 hari dengan influent berupa lindi yang telah terolah pada reaktor anaerobik dan lindi yang belum terolah. Sampling dilakukan setiap 3 hari pada influent dan effluent. Reaktor dioperasikan selama 30 hari. Pengukuran kekeruhan dilakukan dengan menggunakan turbidimeter, sedangkan TDS dilakukan dengan menggunakan Water Quality Checker (WQC).

II. PEMBAHASAN

A. Influent Lindi Belum Terolah

Influent dan effluent tingkat kekeruhan dan padatan terlarut total serta efisiensi penyisihan yang diperoleh dengan influent lindi yang belum terolah terlihat pola yang berbeda (gambar 3).

Efektifitas penyisihan tingkat kekeruhan dalam lindi dari influent yang belum terolah tersebut terlihat bahwa reaktor evapotranspirasi dapat berfungsi dengan baik. Efisiensi penyisihan kekeruhan tertinggi dicapai pada hari ke 24 sebesar 97,88% dari influent sebesar 64,20 mg/l menjadi 1,36 mg/l dan terendah terjadi pada hari ke 30 yaitu 87,14% dari konsentrasi sebesar 27,43 mg/l menjadi 3,53 mg/l, sedangkan rerata efisiensi sebesar 93,73% dengan rerata penyisihan harian sebesar 1,14 mg/l/hari.



Gambar 3. Tingkat kekeruhan dan efisiensi penyisihan menggunakan influent lindi yang belum terolah

Proses yang terjadi dalam sistem evapotranspirasi terhadap parameter kekeruhan dapat berupa proses pengendapan dan proses filtrasi yang terjadi dalam media tanam yang terjadi pada saat yang bersamaan dan berjalan secara simultan. Meskipun demikian kejenuhan media menyebabkan terjadinya penurunan fungsi filtrasi meskipun proses pengendapan tetap terjadi. Hal tersebut terlihat pada gambar 2 di atas, dimana mulai hari ke 24 terjadi penurunan efisiensi. Penurunan efisiensi tersebut kemungkinan juga dipengaruhi oleh lonjakan tingkat kekeruhan influent sehingga mempercepat terjadinya kondisi jenuh. Proses filtrasi dan pengendapan sebenarnya juga dipengaruhi oleh keberadaan akar pada media. Semakin rapat perakaran maka pengendapan dan filtrasi yang terjadi juga semakin meningkat. Pengendapan dapat terjadi melalui proses adsorpsi pada kar tumbuhan. Pada media dan akar (rizosfer juga terjadi aktivitas oleh mikroorganisme terutama bakteri aerob dan bakteri anaerob. Bakteri tersebut dapat memanfaatkan partikel yang mengandung material organik untuk proses metabolisme.

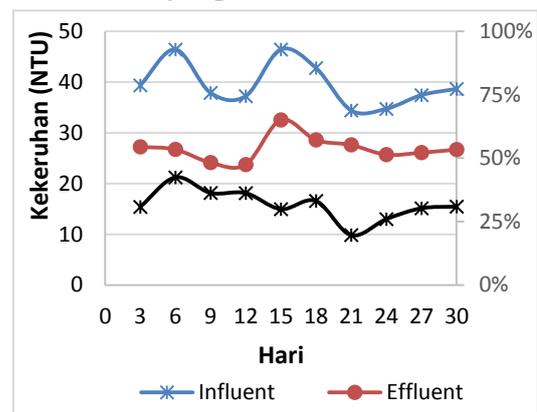
Rizosfer juga berhubungan dengan transformasi nitrogen (proses nitrifikasi-denitrifikasi) yang merupakan pusat untuk mengetahui siklus nutrient dalam ekosistem air yang dangkal (Ottosen *et al*, 1999). Dalam rizosfer, aliran anorganik karbon dan nitrogen sangat kompleks tergantung pada tingkat tumbuhan dan lingkungannya serta variasi spasial dan temporal sepanjang akar tumbuhan (Jones *et al*, 2009).

Meskipun media, akar dan bakteri dapat berfungsi untuk menyisihkan tingkat kekeruhan hingga mencapai > 95% tetapi terjadinya erosi media tanam dan bakteri yang mati dapat ikut dalam effluent lindi sehingga dapat meningkatkan kembali tingkat kekeruhan effluent atau dapat menjadi material terlarut dalam lindi sehingga efisiensi penyisihan padatan terlarut total >50% (gambar 4).

Tingkat efisiensi penyisihan TDS tertinggi hanya mencapai 35,11% dari konsentrasi sebesar 3,88 µg/l menjadi 2,52 µg/l yang terjadi pada hari ke 3 dan terendah yang terjadi pada hari ke 21 sebesar 13,42% dari konsentrasi sebesar 3,97 µg/l menjadi 3,44 µg/l, sedangkan rerata efisiensinya sebesar 19,36 % dengan rerata penyisihan harian sebesar 0,03 µg/l/hari. Hal tersebut menunjukkan bahwa fungsi filtrasi dan pengendapan pada reaktor evapotranspirasi terhadap TDS berjalan pada kondisi yang rendah. Kondisi tersebut kemungkinan disebabkan oleh ukuran pori media yang relatif besar, rendahnya proses adsorpsi dan absorpsi padatan

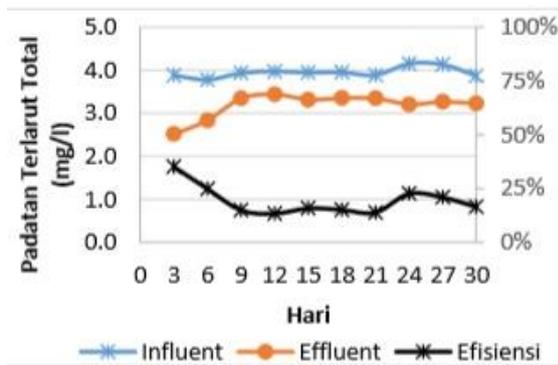
terlarut dalam lindi oleh tumbuhan. Meskipun demikian, sejalan dengan waktu operasional reaktor tampak terjadi peningkatan penyisihan TDS dan kemudian menuju kearah yang relatif stabil. Hal tersebut sejalan dengan penambahan pertumbuhan tumbuhan uji dan penambahan perakaran. Rendahnya tingkat efisiensi TDS kemungkinan juga menunjukkan kandungan organik dan nutrient yang diperlukan oleh tumbuhan dan bakteri relatif rendah. Gambar 4. Padatan terlarut total (TDS) dan efisiensi penyisihan menggunakan influent lindi yang belum terolah

B. Influent Lindi yang Telah Terolah



Hasil penyisihan dengan menggunakan influent lindi yang telah diolah pada reaktor anaerobik, tingkat penyisihan kekeruhan dan TDS serta efisiensi penyisihannya tertinggi tercapai pada hari ke 6 sebesar 42,39% dari konsentrasi influent sebesar 46,40 mg/l menjadi 26,73 mg/l dan terendah terjadi pada hari ke 21 sebesar 19,67% dari konsentrasi sebesar 34,40 mg/l menjadi 27,63 mg/l, sedangkan rerata efisiensi sebesar 31,53% dengan rerata penyisihan harian sebesar 0,42 mg/l (gambar 5).

Rendahnya tingkat efisiensi kekeruhan dalam lindi pada reaktor evapotranspirasi tersebut kemungkinan disebabkan oleh tingginya konsentrasi kekeruhan influent yang lebih tinggi dari lindi influent yang belum terolah sehingga mempercepat kondisi jenuh dalam media tumbuhan. Peningkatan kekeruhan setelah melalui reaktor anaerobik kemungkinan disebabkan adanya partikel dari endapan dalam reaktor anaerobik yang terbawa aliran.

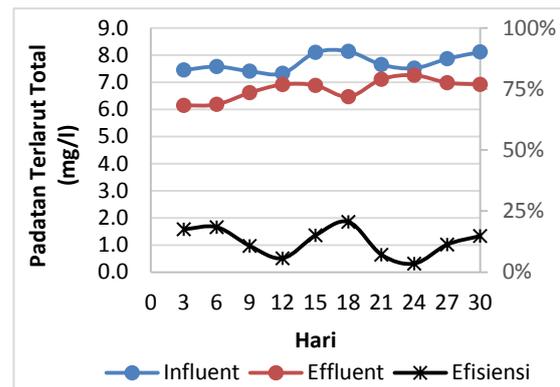


Gambar 5. Tingkat kekeruhan dan efisiensi penyisihan menggunakan influent lindi yang telah terolah pada reaktor anaerobik

Faktor lainnya adalah konsentrasi senyawa organik dan nutrient yang lebih rendah dari influent yang belum terolah karena senyawa organik yang ada sebagian besar telah dimanfaatkan oleh bakteri dalam reaktor anaerobic, sehingga pemanfaatan partikel yang mengandung senyawa organik oleh bakteri dan tumbuhan dalam reaktor evapotranspirasi realtif rendah. Hal tersebut akan menurunkan kinerja bakteri dan kemungkinan tingkat kematian bakteri realtif tinggi sebagai proses adaptasi terhadap lingkungan yang rendah senyawa organik. Kondisi tersebut menyebabkan terjadinya kekeruhan dalam influent yang tidak berbeda jauh dengan influent. Selain itu faktor pori media yang relatif besar juga akan mengurangi potensi filtrasi kekeruhan dalam lindi.

Pada penyisihan TDS terlihat efisiensi penyisihan tertinggi terjadi pada hari ke 18 sebesar 20,56% dari konsentrasi influent sebesar 8,14 $\mu\text{g/l}$ menjadi 6,47 $\mu\text{g/l}$ dan efisiensi terendah terjadi pada hari ke 24 sebesar 3,46% dari konsentrasi influent sebesar 7,52 $\mu\text{g/l}$ menjadi 7,26 $\mu\text{g/l}$, sedangkan rerata tingkat efisiensi sebesar 12,45% dengan rerata penyisihan hariannya sebesar 0,03 $\mu\text{g/l/hari}$.

Proses penyisihan yang terjadi pada reaktor evapotranspirasi terhadap TDS mempunyai karakter yang sama dengan saat menggunakan influent lindi yang belum terolah meskipun konsentrasi lindi yang telah terolah dalam reaktor anaerob lebih tinggi, dimana pada lindi yang belum terolah rerata konsentrasi TDS sebesar 3,95 $\mu\text{g/l}$ dan rerata dalam lindi yang telah terolah sebesar 7,72 $\mu\text{g/l}$. Hal tersebut menunjukkan bahwa reaktor evapotranspirasi kurang efektif untuk menyisihkan TDS karena adanya faktor erosi media dan kemungkinan terlarutnya senyawa dari akar dan terlarutnya bakteri yang mati ke dalam aliran dalam sistem (gambar 6).



Gambar 6. Padatan terlarut total (TDS) dan efisiensi penyisihan menggunakan influent lindi yang telah terolah pada reaktor anaerobik

Berdasarkan hasil uji beda nyata menunjukkan bahwa terjadi perbedaan yang nyata kemampuan penyisihan terhadap parameter kekeruhan yang menggunakan lindi influent belum terolah dengan lindi yang telah terolah, dimana dengan menggunakan lindi yang terolah mempunyai tingkat efisiensi yang lebih rendah meskipun mampu menyisihkan dengan konsentrasi rerata harian yang lebih tinggi. Pada parameter TDS dengan menggunakan influent yang belum terolah dan yang telah terolah tidak terdapat perbedaan yang nyata, dimana kemampuan menyisihkan TDS dengan reaktor evapotranspirasi berada pada tingkat yang rendah, sehingga berdasarkan hasil tersebut proses penyisihan TDS dengan menggunakan reaktor evapotranspirasi tidak dapat berjalan secara efektif.

IV. KESIMPULAN

1. Rerata efisiensi penyisihan kekeruhan dengan influent secara langsung sebesar 87,14% - 97,88% dan dengan influent yang telah diolah sebesar 13,42% - 35,11%.
2. Rerata efisiensi penyisihan padatan terlarut total (TDS) dengan influent secara langsung sebesar 19,67% - 42,39% dan dengan influent yang telah diolah sebesar 3,46% - 20,56%.
3. Terdapat perbedaan yang nyata pada efisiensi penyisihan kekeruhan dengan menggunakan lindi yang belum terolah dan telah terolah, sedangkan pada efisiensi penyisihan TDS tidak terdapat perbedaan yang nyata pada kedua jenis influent tersebut.
4. Reaktor evapotranspirasi mempunyai kemampuan yang tinggi (>90%) untuk menyisihkan kekeruhan dalam lindi yang lebih baik bila menggunakan

influent yang belum diolah terlebih dahulu tetapi mempunyai kemampuan yang rendah (<50%) untuk menyisihkan TDS baik dengan influent yang belum terolah maupun yang diolah terlebih dahulu.

DAFTAR PUSTAKA

- Abbas. A; Jingsong G; Zhi Ping; Ying ya; Al-Rekabi, 2009, Review on Landfill Leachate Treatments. *Am.Journal. of Appl.Sci.* 6(4): 672-684.
- Al Sabahi; Rahim; Zuhairi, 2009, The Characteristics of Leachate Pollution at Municipal Solid Waste Landfill and Groundwater of Ibb City, Yemen. *Am. Journal. of Env. Sci.* 5(3): 256-266.
- Begum,M., Juraimi, A.S., Amartalingam, R., Omar, S., Azmi., 2008. Growth and development of *Fimbristylis. miliacea* (L.) Vahl. *Biotropia* 15(1) : 1–11.
- Bloor M. C., Banks CJ, 2006, Acute and Sub-lethal Toxicity of Landfill Leachate Towards Two Aquatic Macro-invertebrates: Demonstrating the Remediation Potential of Aerobic Digestion. *Hydrobiologia.* 556(1): 387-397
- Bryson, C. T., Carter, R., 2008. The Significance of Cyperaceae as Weeds in Sedges: Uses, Diversity, and Systematics of the Cyperaceae by R. F. C. Naczi and B. A. Ford (editors) Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, USA.
- Fatta, Papadopoulos, Loizidou, 1999, A Study On The Landfill Leachate and Its Impact on the groundwater Quality Of The Greater Area. *Env. Geochem.and Health.* 21: 175–190.
- Jones, D.L., Nguyen, C., Finlay, R.D., 2009. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil–root interface. *Plant Soil.* 321:5–33.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A. & Rooker, R., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environ.Sci.and Tech.*32: 297–336.
- laGrega, M., Buckingham, P.L., Evans. J.C., 1994. Hazardous waste management. McGraw-Hill.USA.
- Ottosen, L., D.,M., Risgaard-Petersen, N., Nielsen, L.P. 1999. Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquat Microb Ecol.* 19: 81-91.
- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency), 2003, Guidance on Monitoring of Landfill Leachate. Groundwater and Surfacewater, Vol. 2.
- Tammemagi H., 1999. The waste crisis: landfills, incinerators and the search for a sustainable future. Oxford University Press. New York. USA.
- Tengrui , L., Al-Harbawi A.F., Qiang , Zhai Jun, 2007. Comparison Between Biological Treatment and Chemical Precipitation for Nitrogen Removal from Old Landfill Leachate. *Am. J. Env. Sci.* 3(4): 183-187.
- Theepharaksapan S., Chiemchaisri C., Chiemchaisri W., Yamamoto K., 2011. Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. *J. Bioresource Tech.* 102: 5381–5388.
- Zaman, B., Purwanto, Mangkoedihardjo, S.2012. Potential Treatment System for Ammonia in Leachate, A Case Study for Jatibarang Landfill, Central Java. *J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, 2(7): 320-325.
- Zanetti M.,C., 2008. Aerobic Biostabilization of Old MSW Landfills. *Am. J. Eng&App.Sci.* 1(4): 393-398.
- Zhang, S., Liang, SY.,Koyama, T.,Simpson, D. A., 2000. *Fimbristylis* . *Flora of China*, 23:166-167.

Pengolahan Limbah Larutan Cosorb Menggunakan Amoniak Cair

Dyan Pratiwi

PT Pupuk Kujang
Jalan Ahmad Yani No.39 Cikampek
deean.pk@gmail.com

Tri Margono Ariyanto Abdi

PT Pupuk Kujang
Jalan Ahmad Yani No.39 Cikampek
trimargono@pupuk-kujang.co.id

ABSTRAK

PT Pupuk Kujang merupakan produsen pupuk urea dan amoniak cair dengan kapasitas produksi 3.450 ton urea dan 2.000 ton amoniak per hari. Selain menghasilkan urea dan amoniak, PT Pupuk Kujang memiliki produk samping gas CO yang dimanfaatkan untuk pembuatan asam formiat oleh perusahaan patungan. Produk gas CO dihasilkan dari pabrik pemurnian gas CO yang merupakan bagian dari pabrik amoniak Kujang 1A dengan kapasitas 23 ton CO per hari. Proses yang digunakan dalam pemurnian gas CO melalui absorpsi menggunakan larutan cosorb. Larutan cosorb dibuat dengan mereaksikan $AlCl_3$, $CuCl$, dan toluen pada temperatur $150\ ^\circ C$ dan tekanan 1,5-2 atm serta bersifat sangat reaktif. Apabila larutan mengalami kontak dengan zat lain seperti udara, air, atau bahan kimia lain maka akan terjadi reaksi samping yang menghasilkan gas HCl. Secara periodik dilakukan penggantian larutan cosorb. Larutan cosorb bekas menjadi limbah B3 dimana perlu penanganan khusus karena sifatnya yang sangat reaktif.

Penelitian ini bertujuan untuk menghilangkan sifat reaktif limbah larutan cosorb sehingga limbah dapat diolah oleh pihak ketiga dengan lebih aman. Metode yang digunakan melalui studi literatur dimana salah satu senyawa yang dapat digunakan untuk menurunkan sifat reaktif larutan cosorb adalah amoniak. Apabila larutan cosorb direaksikan dengan amoniak maka akan terbentuk padatan $CuAlCl_4$ dan toluen tanpa dihasilkan gas HCl. $CuAlCl_4$ akan dipisahkan dari toluen melalui proses sedimentasi. Selanjutnya $CuAlCl_4$ dan toluen yang sudah dipisahkan dikemas dan diserahkan kepada pengolah limbah B3 yang telah memiliki izin dari Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan. Dengan proses ini limbah larutan cosorb dapat diolah lebih aman sehingga meminimalkan potensi pencemaran pada saat pengemasan maupun pengangkutan limbah menuju pengolah akhir.

Kata kunci: Amoniak, Gas CO, Larutan cosorb, Limbah B3

I. PENDAHULUAN

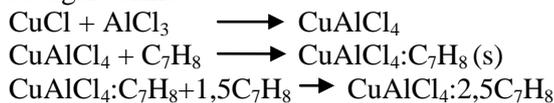
PT Pupuk Kujang adalah salah satu produsen pupuk urea di Indonesia yang tergabung dalam PT Pupuk Indonesia Holding Company. PT Pupuk Kujang memiliki dua unit produksi pupuk urea yang diberi nama Kujang 1A dan Kujang 1B dengan kapasitas masing-masing 330.000 ton amoniak dan 570.000 ton urea per tahun. Di samping itu, PT Pupuk Kujang memiliki produk samping gas CO yang diambil dari eksek gas proses *Secondary Reformer* pabrik amoniak Kujang 1A dan diolah dalam Unit Pemurnian CO. Komposisi gas proses *Secondary Reformer* terdiri dari gas CO_2 , CO, H_2 , CH_4 , dan H_2O . Gas CO ini digunakan untuk memproduksi asam formiat. Proses yang digunakan dalam pengambilan gas CO ini dikenal dengan nama *COSORB^R Process*. Teknologi ini dikembangkan oleh KTI Group sejak tahun 1983. *COSORB^R*

Process memiliki tingkat efisiensi proses yang tinggi sehingga gas CO yang dihasilkan dari beberapa macam gas umpan memiliki kemurnian yang tinggi. Unit pemurnian gas CO di PT Pupuk Kujang dibangun pada tahun 1988 dengan kapasitas 23 ton CO/hari dan menghasilkan produk samping hidrogen yang melibatkan *absorpsi* dan *stripping* dimana secara selektif gas CO dikomplekskan oleh kompleks $CuAlCl_4$ di dalam toluen. Proses ini menghasilkan gas CO dengan kemurnian tinggi di atas 98,5%. Secara sederhana, proses produksi gas CO menggunakan teknologi *COSORB^R Process* terdiri dari :

1. Pemurnian gas umpan dari impuritas CO_2 dan H_2O . Hal ini bertujuan untuk menghindari degradasi larutan cosorb akibat kontak dengan senyawa lain.
2. Absorpsi gas CO di dalam menara absorber

- dengan larutan cosorb sebagai penyerap.
3. Stripping gas CO di dalam menara striper.
 4. Pemurnian gas CO dari impuritas toluen dan gas H₂.

Larutan cosorb dibuat dalam reaktor cosorb dengan mereaksikan AlCl₃ dan CuCl di dalam toluen. Reaksi terjadi pada temperatur 150 °C dan tekanan 1,5 – 2 kg/cm² dengan mekanisme reaksi sebagai berikut :

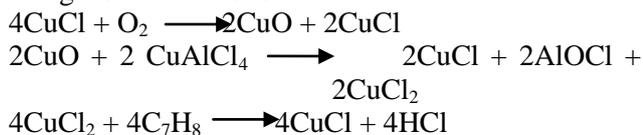


Larutan cosorb berwarna hijau gelap, memiliki viscositas rendah dan sukar menyala tetapi sekalinya menyala akan terbakar seperti toluen, serta bersifat sangat reaktif sehingga apabila larutan tersebut kontak dengan senyawa lain, akan terjadi reaksi degradasi larutan yang menghasilkan gas HCl dan senyawa lain. Senyawa yang paling dihindari kontak dengan larutan cosorb adalah air, baik dalam bentuk cair ataupun uap karena dapat menimbulkan reaksi berikut :



Selama sirkulasi di dalam cosorb system, larutan cosorb akan mengalami degradasi karena adanya kontak dengan impuritas yang terbawa oleh gas umpan ataupun toluen. Degradasi ini menyebabkan kualitas larutan cosorb menurun sehingga diperlukan penambahan larutan baru untuk memperbaiki kualitas larutan cosorb. Normalnya dilakukan penambahan larutan cosorb setiap tiga bulan dengan volume antara 0,5 – 1 m³.

Pada saat unit pemurnian CO mengalami gangguan operasional sehingga *shutdown* ataupun pada saat perbaikan tahunan, akan dihasilkan limbah larutan cosorb yang harus dikelola. Limbah larutan cosorb dihasilkan dari proses dekantasi larutan cosorb yang sebelumnya disirkulasikan dalam cosorb system dan dari proses pasivasi cosorb system pada saat *start up*. Limbah larutan cosorb dikemas dalam tote yang bersih dan kering untuk menghindari reaksi antara larutan cosorb dengan senyawa lain yang mungkin tertinggal di dalam tote. Tote yang digunakan juga harus tertutup untuk menghindari kontak larutan cosorb dengan udara karena akan menghasilkan reaksi berikut :



Limbah larutan cosorb harus dikelola oleh pihak ketiga yang berijin dari Kementerian Lingkungan Hidup sehingga penting sekali memperhatikan aspek

keselamatan pada saat pemuatan dan pengangkutan.

Penelitian ini bertujuan untuk menurunkan tingkat bahaya limbah larutan cosorb sehingga dapat dikelola dengan lebih aman dan lebih ramah lingkungan. Penelitian dilakukan melalui studi literatur meskipun literatur yang tersedia sangat sedikit mengingat pada masa sekarang ini sudah tidak ada lagi pabrik pemurnian CO yang menggunakan teknologi *COSORB^R Process*.

Sebelumnya belum pernah ada penelitian mengenai pengolahan limbah larutan cosorb karena unit pemurnian CO di PT Pupuk Kujang merupakan satu-satunya yang ada di Indonesia. Teknologi *COSORB^R Process* juga tidak menjelaskan tentang pengolahan limbah larutan cosorb sehingga pada masa awal berdirinya unit pemurnian CO pada tahun 1988, limbah larutan cosorb hanya dibakar saja di *burning pit*. Teknologi pengolahan selanjutnya adalah mereaksikan limbah larutan cosorb dengan kapur (CaCO₃) untuk mengurangi kereaktifan larutan. Metode ini cukup efektif dilakukan namun demikian jumlah limbah yang dikelola menjadi dua kali lipat sehingga memerlukan biaya pengolahan yang tinggi.

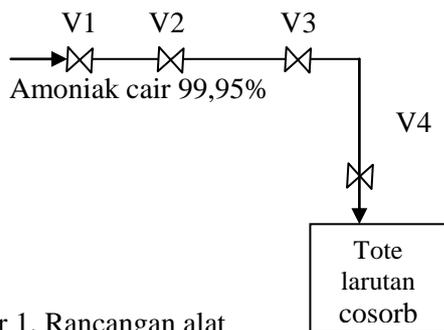
II. METODOLOGI

A. *Persiapan Sampel*

Sampel limbah larutan cosorb yang digunakan dalam kegiatan ini sebanyak 2 m³. Sampel disimpan di dalam dua buah tote tertutup yang kering dan bersih. Sebelum digunakan, dilakukan analisa densitas sampel limbah larutan cosorb dimana densitas larutan cosorb terukur 1,252 gr/ml.

B. *Peralatan yang diperlukan*

1. Tubing stainless steel diameter ¼ inch sepanjang 50 m untuk mengalirkan amoniak cair dari pipa pengisian amoniak cair ke dalam tote yang telah diisi limbah larutan cosorb.
2. Empat buah valve.
3. Selang.
4. Dua buah tote kosong yang bersih dan kering serta tertutup.
5. Fire blanket yang telah dibasahi dengan larutan NaOH 5%.
6. Alat pelindung diri yang terdiri dari *chemical gloves, safety goggle, safety shoes, dan air mask*.



Gambar 1. Rancangan alat

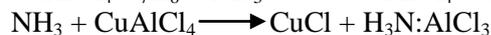
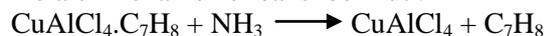
C. Langkah percobaan

1. Membuat tapping line amoniak cair dari pipa pengisian tangki amoniak.
2. Membuka tutup tote yang berisi limbah larutan cosorb. Setelah tutup tote dibuka, akan timbul gas HCl akibat reaksi antara larutan cosorb dengan udara, oleh karena itu alat pelindung diri mutlak digunakan dalam kegiatan ini.
3. Menginjeksikan amoniak cair dengan memasukkan tubing amoniak cair ke dalam limbah larutan cosorb dengan kedalaman sekitar 50 cm. Valve V1 yang berada di *upstream* tubing dibuka sebesar 50%, V2 dan V3 pada kondisi *full open* sedangkan V4 terbuka 50%. Untuk menyerap gas HCl yang keluar dari dalam tote maka bagian tutup tote ditutup menggunakan fire blanket yang telah dibasahi dengan larutan NaOH.
4. Injeksi amoniak dilakukan secara bertahap sebanyak 4 (empat) kali. Durasi injeksi amoniak untuk sampel pertama adalah dua jam pada setiap tahapnya sedangkan untuk sampel kedua adalah tiga jam. Hal ini disebabkan karena tidak adanya alat pengukur flow amoniak sehingga kecukupan amoniak yang diinjeksikan ke dalam larutan cosorb diperkirakan berdasarkan waktu injeksinya. Karena selama proses pengolahan tidak bisa dilakukan pengadukan maka variasi posisi tubing menjadi salah satu metode untuk menghomogenkan reaksi antara larutan cosorb dengan amoniak cair.
5. Setelah proses injeksi amoniak selesai dilakukan, larutan cosorb yang telah diolah didiamkan selama satu malam untuk memisahkan fase padat dari fase cairnya. Setelah terpisah, fase cair yang dalam hal ini toluen, dipompakan ke dalam tote kosong bersih yang telah disiapkan. Sludge yang terbentuk tetap disimpan di dalam tote.

III. HASIL DAN PEMBAHASAN

A. Mekanisme Reaksi Larutan Cosorb dengan Amoniak Cair

Amoniak cair bereaksi dengan larutan cosorb melalui mekanisme reaksi berikut :



Dari reaksi di atas terdapat dua produk utama yaitu toluen (C_7H_8) dan padatan CuCl , sedangkan $\text{H}_3\text{N}:\text{AlCl}_3$ bersifat stabil dan terlarut. Kelebihan penggunaan amoniak cair ini adalah apabila ada senyawa lain yang kontak dengan larutan cosorb sehingga menimbulkan gas HCl, maka akan terjadi reaksi berikut :



(*COSORB^R Process Training Syllabus, K.T.I, 1988*)

Sehingga gas HCl yang terbentuk akan mengendap sebagai NH_4AlCl_4 . Dengan demikian proses pengolahan limbah larutan cosorb menggunakan amoniak cair lebih aman dilakukan karena juga dapat mengurangi timbulnya gas HCl.

B. Hasil Percobaan dengan Variasi Waktu

1. Sampel 1 (satu)

Perlakuan pada sampel satu adalah dengan menginjeksikan amoniak cair selama dua jam sebanyak empat kali variasi posisi tubing atau selama total delapan jam. Hasilnya setelah delapan jam, masih terdapat uap HCl yang keluar dari larutan cosorb. Hal ini menandakan bahwa masih ada larutan cosorb yang belum bereaksi dengan amoniak.

2. Sampel 2 (dua)

Perlakuan pada sampel dua adalah dengan menginjeksikan amoniak cair selama tiga jam sebanyak empat kali variasi posisi tubing atau selama total dua belas jam. Hasilnya setelah dua belas jam, masih terdapat uap HCl yang keluar dari larutan cosorb meskipun apabila dibandingkan dengan sampel 1 (satu) secara visual volumenya lebih kecil. Sebagaimana pada sampel 1 (satu), larutan cosorb pada sampel 2 (dua) masih belum seluruhnya bereaksi dengan amoniak cair.

C. Kebutuhan amoniak cair untuk pengolahan limbah larutan cosorb

Dari percobaan pada sampel 1 (satu) dan 2 (dua), terlihat bahwa jumlah amoniak cair yang diinjeksikan ke dalam larutan cosorb masih belum cukup untuk bereaksi dengan semua CuAlCl_4 yang ada. Secara teoritis kebutuhan amoniak cair dapat dihitung berdasarkan kondisi stoikhiometri reaksi antara amoniak dengan larutan cosorb, namun pada percobaan ini volume amoniak belum dapat

ditentukan karena keterbatasan sarana yang ada. Melihat hasil pada sampel satu dan dua, untuk mengetahui keefektifan metode pengolahan limbah larutan cosorb ini, injeksi amoniak cair pun dilakukan secara kontinyu. Ternyata setelah diinjeksikan secara kontinyu, tetap dengan melakukan variasi posisi tubing, diperoleh data bahwa 1 m³ larutan cosorb dapat sepenuhnya bereaksi dengan amoniak cair (yang keluar dari tubing ¼ inch) sehingga menghasilkan toluen dan padatan CuCl serta CuAlCl₄ setelah 72 jam.

D. Sifat reaksi

Dari literatur tidak diketahui sifat reaksi antara larutan cosorb dengan amoniak cair. Setelah dilakukan percobaan ini diketahui bahwa reaksi antara larutan cosorb dengan amoniak cair bersifat eksotermis. Hal ini ditandai dengan kenaikan temperatur larutan cosorb pada saat diolah sehingga pada saat pengolahan limbah larutan cosorb ini diperlukan juga sarana pendinginan larutan untuk mencegah kerusakan kemasan yang dapat mengakibatkan tumpahan atau kebocoran. Pendinginan dilakukan dengan mengalirkan air pendingin di sekeliling tote menggunakan selang air.

E. Volume toluen yang dihasilkan

Berdasarkan hasil sedimentasi setelah 72 jam injeksi amoniak, pada masing-masing sampel diperoleh volume toluen sekitar 520 liter. Toluena yang dihasilkan berwarna jernih kecoklatan. Hal ini menjadi nilai tambah tersendiri karena sebelumnya limbah larutan cosorb tidak bernilai ekonomis. Dengan diperolehnya toluen yang masih bernilai ekonomis dari pengolahan ini menyebabkan biaya pengelolaan limbah larutan cosorb ke pihak ketiga menjadi berkurang.

IV. PENUTUP

Penambahan amoniak cair menggunakan tubing ¼ inch selama delapan dan dua belas jam pada sampel 1 m³ limbah larutan cosorb belum memberikan hasil pengolahan yang optimal. Setelah amoniak cair diinjeksikan secara kontinyu, diperlukan waktu 72 jam untuk mengolah limbah larutan cosorb secara sempurna sehingga dapat disedimentasikan dan dipisahkan menjadi toluen dan sludge.

Reaksi antara larutan cosorb dengan amoniak cair bersifat eksotermis sehingga selama proses pengolahan diperlukan pendinginan larutan untuk mencegah kerusakan kemasan larutan cosorb dan menjaga kestabilan reaksi.

DAFTAR PUSTAKA

- Walker, Robert G, "1988", "*The COSORB^R Process*", "USA", "KTI"
KTI, "1988", "COSORB^R Process Training Syllabus", "USA", "KTI"
Bagian Process Engineering, "1990", "Proses Pembuatan Larutan Cosorb", "Indonesia", "PT Pupuk Kujang"
Al Abadi, Amat, "2009", "Proses Produksi Pabrik Pemurnian CO", "Indonesia", "PT Pupuk Kujang"

KESIMPULAN TANYA JAWAB

Panel 3 : Pengolahan Limbah

KESIMPULAN :

- Purifikasi minyak pelumas dengan PVS 2700 dapat menurunkan kandungan air dari 1,1 % menjadi 0,01 % dalam waktu 96 jam dengan volume minyak pelumas sebanyak 12.480 liter.
- Purifikasi juga meningkatkan kualitas parameter berat jenis dari 0,847 menjadi 0,840 dan viskositas kinematik dari 29,7 m²/s menjadi 29,0 m²/s.
- *ISO Cleanliness Code* dapat turun dari 23/20/15 menjadi 18/16/13 saat dilakukan purifikasi selama 24 jam menggunakan filter 10 µm.
- Total minyak bekas yang telah berhasil dilakukan 3R dari tahun 2013 s.d. Maret 2015 sebanyak 144322 liter
- Kesimpulan dari penelitian pengolahan air limbah domestik dengan teknologi biofilm media honey comb tube adalah penambahan EM4 mempengaruhi efisiensi penurunan konsentrasi COD yang ada pada air limbah domestik.
- Peneliti dapat membuat biosorben dari kulit pisang dan penambahan aktivasi asam klorida (HCl) dengan cara persiapan kulit pisang dicuci, dijemur, dikeringkan, dihaluskan hingga berukuran 100 mesh kemudian aktivasi menggunakan asam klorida (HCl).
- Trembesi berpotensi sebagai fitoremediator Pb, Cr, Cu, Fe dan Mn
- Jabon, Mahang, Trema dan Mangium berpotensi sebagai fitoremediator Pb, Cu, Mn dan Cr
- Penanaman jenis pionir lokal Kalimantan Timur seperti Mahang, Trema, Jabon dan Mangium memiliki peluang dan manfaat yang lebih besar dalam keberhasilan remediasi logam dan revegetasi lahan bekas tambang batubara serta melestarikan keanekaragaman jenis tanaman setempat
- Telah berhasil dideposisi lapisan tipis TiO₂ kristalin di atas substrat gelas dengan metode sol-gel teknik *spray-coating* dengan temperatur sintering 450°C - 550°C.
- *Chlorella* sp mampu mendegradasi nitrat yang ada di tambak, untuk menjaga kestabilannya perlu dilakukan reinokulasi ulang.
- Hasil Pra Penelitian menunjukkan bahwa telah terjadi degradasi Malathion dan Profenofos pada air dan sedimen Rawa Pening, hal ini menunjukkan bahwa telah terjadi pencemaran oleh Malathion dan Profenofos yang dikawatirkan terjadi bioakumulasi pada ekosistem Rawa Pening.
- Hasil scoring menunjukkan bahwa dalam beberapa parameter, maka *Air Fed Gasifikasi*, dengan menggunakan teknologi untuk pengendalian emisi, merupakan teknologi yang paling efisien dan ramah lingkungan dalam konversi *waste to energy*. Teknologi ini sekaligus juga akan mengurangi limbah yang harus dibuang ke TPA. Dengan kombinasi daur ulang, aerobic digestion dan air fed gasifikasi, maka merupakan solusi alternatif yang efektif dalam mengatasi permasalahan sampah.
- Reaktor sampah daun (R5) dengan penambahan MgSO₄ dan KH₂PO₄ (Molar rasio 1,5:1:1) menunjukkan konservasi nitrogen paling optimum dibandingkan reaktor yang lain. Reaktor tersebut memiliki nilai akhir C/N rasio = 8,46, suhu = 34 C dan pH = 7,54. R5 menghasilkan kristal struvite yang berbentuk runcing memanjang dengan komposisi Mg dan P masing-masing sebesar 1,00% (% massa) dan 1,48% (% massa).