



TESIS - RE142541

**BIODEGRADASI *POLYCYCLIC AROMATIC
HYDROCARBON* (PAH) PADA TANAH
TERKONTAMINASI BATUBARA DENGAN METODE
*CO-COMPOSTING***

**GINA LOVA SARI
3312 201 203**

**DOSEN PEMBIMBING
Prof. Dr. Yulinah Trihadiningrum, MAppSc**

**PROGRAM MAGISTER
JURUSAN TEKNIK LINGKUNGAN
FAKULTAS TEKNIK SIPIL DAN PERENCANAAN
INSTITUT TEKNOLOGI SEPULUH NOPEMBER
SURABAYA
2015**



THESIS - RE142541

**BIODEGRADATION OF POLYCYCLIC AROMATIC
HYDROCARBONS (PAHs) IN COAL
CONTAMINATED SOIL USING CO-COMPOSTING
METHOD**

**GINA LOVA SARI
3312 201 203**

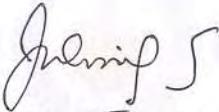
**SUPERVISOR
Prof. Dr. Yulinah Trihadiningrum, MAppSc**

**MASTER PROGRAM
ENVIRONMENTAL ENGINEERING DEPARTMENT
FACULTY OF CIVIL ENGINEERING AND PLANNING
INSTITUT TEKNOLOGI SEPULUH NOPEMBER
SURABAYA
2015**

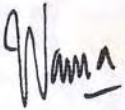
Tesis disusun untuk memenuhi salah satu syarat memperoleh gelar
Magister Teknik (MT)
di
Institut Teknologi Sepuluh Nopember
oleh :

Gina Lova Sari
Nrp. 3312 201 203
Tanggal Ujian : 7 Januari 2015
Periode Wisuda : Maret 2015

Disetujui Oleh :



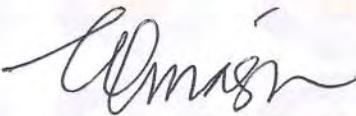
1. Prof. Dr. Yulinah Trihadiningrum, MAppSc (Pembimbing)
NIP : 19530706 198403 2 004



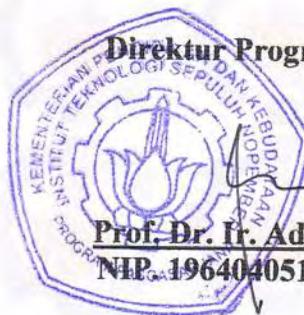
2. IDAA Warmadewanthi, ST, MT, Ph.D (Penguji)
NIP : 19750212 1999903 2 001



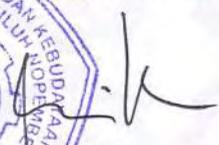
3. Arseto Yekti Bagastyo, ST, Mphil, Ph.D (Penguji)
NIP : 19820804 200501 1 001



4. Dr. Ir. Ellina Sitepu Pandebesie, MT (Penguji)
NIP : 19560204 199203 2 001



Direktur Program Pascasarjana,


Prof. Dr. Ir. Adi Soeprijanto, MT
NIP. 196404051990021001

KATA PENGANTAR

Puji syukur kehadiran Allah SWT, karena hanya dengan rahmat dan pertolongan-Nya, akhirnya Penulis dapat menyelesaikan Tesis tepat pada waktunya. Tesis ini merupakan salah satu syarat untuk menyelesaikan jenjang Strata Dua (S-2) Program Studi Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya.

Penulisan Tesis dapat terlaksana dengan baik atas bantuan dan bimbingan dari pihak-pihak yang terkait dalam pelaksanaannya. Oleh karena itu, perkenankan Penulis mengucapkan terima kasih kepada:

1. Ibu Prof. Dr. Yulinah Trihadiningrum, MAppSc selaku Dosen Pembimbing dan Dosen Wali yang telah menyediakan banyak waktu, tenaga, dan pikiran dalam memberikan arahan, bimbingan, dan saran.
2. Ibu IDAA Warmadewanthi, ST, MT, Ph.D dan Bapak Arseto Yekti Bagastyo, ST, Mphil, Ph.D serta Ibu Dr. Ir. Ellina Sitepu Pandebesie, MT selaku Dosen Penguji yang memberikan arahan, saran dan kritik yang membangun.
3. Bapak Ir. Eddy S. Soedjono, Dipl. SE, MSc, Ph.D selaku Ketua Jurusan Program Studi Teknik Lingkungan.
4. Ibu Ipung Fitri Purwanti, ST, MT, Ph.D selaku Koordinator Tesis.
5. Bapak Andy Mizwar, ST, MT yang memberikan izin untuk melakukan sebagian kecil dari penelitian beliau, selalu mengarahkan, dan memberikan bimbingan, serta Bang Putra Sinaga atas kerja sama dan dukungannya dalam satu tim penelitian.
6. Keluarga di rumah khususnya ibunda tercinta yang selalu memberikan doa, semangat, dan dukungan yang luar biasa.
7. Bapak Dede Falahuddin dan Bapak Deny Yogaswara selaku Peneliti di Laboratorium Kimia Organik Pusat Penelitian Oseanografi Lembaga Ilmu Pengetahuan (LIPI) serta Ibu Dr. Ir. B. Wisnu Widjajani, MP yang membantu dan mengarahkan dalam analisis sampel penelitian.

8. Sahabat-sahabat Penulis terutama Winda, Nadia, Mevi, Tata, Mas Vebi, Raynard, Mas Made serta teman-teman S-2 Teknik Lingkungan-ITS yang selalu memberikan semangat dan motivasi dalam pengerjaan Tesis.
9. Semua pihak yang telah membantu dalam penyelesaian Tesis.

Penulis menyadari bahwa Tesis ini masih jauh dari sempurna. Namun, Penulis tetap berharap semoga Tesis ini dapat menjadi pengetahuan baru yang bermanfaat baik bagi Penulis maupun Pembaca.

Surabaya, Januari 2015

Penulis

BIODEGRADASI *POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBON*
(PAH) PADA TANAH TERKONTAMINASI BATUBARA
DENGAN METODE *CO-COMPOSTING*

Nama Mahasiswa : Gina Lova Sari

NRP : 3312 201 203

Pembimbing : Prof. Dr. Yulinah T., MAppSc

ABSTRAK

Terkontaminasinya tanah oleh *polycyclic aromatic hydrocarbon* (PAH) dari pertambangan batubara saat ini masih belum menjadi fokus perhatian di Indonesia. Batubara berpotensi mengkontaminasi tanah karena mengandung PAH dalam kadar yang tinggi secara alami dan mampu membentuk polutan *intermediate* yang sulit didegradasi oleh mikroorganisme. Salah satu teknik bioremediasi yang dapat diaplikasikan untuk menyisihkan kadar PAH-batubara dalam tanah adalah *co-composting* dengan penambahan sampah organik. Tujuan penelitian ini adalah menentukan: (a) komposisi optimum tanah terkontaminasi dan sampah organik dalam proses *co-composting* untuk bioremediasi tanah terkontaminasi PAH-batubara, (b) pengaruh pH tanah dalam proses biodegradasi PAH, (c) pengaruh kondisi aerobik dan anaerobik dalam proses biodegradasi PAH, (d) pertumbuhan bakteri selama proses *co-composting*.

Penelitian ini dilakukan dengan metode eksperimen selama 98 hari dalam skala laboratorium. Komposisi tanah terkontaminasi PAH dengan sampah organik (T/S) diatur dengan perbandingan 0/100, 25/75, 50/50, 75/25, dan 100/0. Selain itu, pH bahan *co-composting* divariasikan pada kondisi asam (5-5,3) dan netral (6-7). Proses *co-composting* dilakukan pada kondisi aerobik dengan laju aerasi 0,5 L/menit dan pada kondisi anaerobik. Analisis PAH dan hasil biodegradasinya dilakukan dengan metode *Gas Chromatography Mass Spectrometric* pada awal dan akhir penelitian. Perhitungan jumlah populasi bakteri menggunakan metode *Total Plate Count*, pH, dan kadar air diukur setiap 15 hari. Sedangkan suhu selama penelitian diukur setiap hari.

Hasil penelitian menunjukkan proses *co-composting* tanah terkontaminasi PAH-batubara berjalan baik pada suhu eksperimen 30-31°C dengan kisaran pH 6,5-7,5, dan kadar air 50-60%. Tingkat penyisihan polutan 16 EPA-PAH tertinggi sebesar 59,90% berlangsung pada rasio T/S 50/50 dengan kondisi pH netral dalam proses aerobik. Jumlah bakteri terbanyak pada hari ke-60 yaitu $1,69 \times 10^{20}$ CFU/g. Jumlah bakteri yang terus meningkat setelah itu mengindikasikan proses *co-composting* masih berlangsung hingga akhir penelitian.

Kata kunci: batubara, biodegradasi, *co-composting*, *polycyclic aromatic hydrocarbon*.

**BIODEGRADATION OF POLYCYCLIC AROMATIC
HYDROCARBONS (PAHs) IN COAL CONTAMINATED SOIL
USING CO-COMPOSTING METHOD**

Student Name : Gina Lova Sari
Id No. : 3312 201 203
Supervisor : Prof. Dr. Yulinah T., MAppSc

ABSTRACT

The contamination of soil by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from coal mining activities has not become a focus of attention in Indonesia. Coal may contaminate the soil because it naturally contains high concentration of PAHs and other pollutants, which can hardly degraded by microorganisms. One of bioremediation technologies that can be applied for removing of PAHs contaminated soil is co-composting with the addition of organic solid waste. The objectives of this research are to determine: (a) the optimum composition of contaminated soil (CS) and organic solid waste (OSW) in the co-composting process for the bioremediation of the CS, (b) the influence of soil pH to PAHs degradation, (c) the influence of aerobic and anaerobic conditions to PAHs degradation, (d) bacterial growth during the co-composting process.

This research was conducted in laboratory scale using reactors of 3.5 L capacity for 98 days. The CS/OSW compositions were varied using 100/0, 75/25, 50/50, 25/75 and 0/100 ratios. The research was conducted in acidic (pH of 5-5.3) and neutral (pH of 6-7) conditions. The co-composting process was run in aerobic condition with air supply of 0.5 L/min, and in anaerobic condition. The concentrations of 16 EPA-PAHs were analyzed using Gas Chromatography Mass Spectrometric method in the beginning and at the end of the co-composting process. The total number of bacteria, which was measured using Total Plate Count method every 15 days, together with the measurement of moisture content and pH. Temperature during this research was measured every day.

The results showed that the co-composting of PAHs contaminated soil worked well in the temperature range of 30-31°C, pH values of 6.5-7.5 and optimum moisture content of 50-60%. The highest removal efficiency (59.90%) of 16 EPA-PAHs occurred in the CS/OSW ratio of 50/50 in the aerobic process at neutral pH condition. The highest bacteria count of 1.69×10^{20} CFU/g was observed in 60th day. The increasing growth of bacteria afterwards indicated that the composting process was still working until the end of the experiment.

Keywords: biodegradation, coal, co-composting, polycyclic aromatic hydrocarbons.

DAFTAR ISI

LEMBAR PENGESAHAN	i
ABSTRAK	iii
ABSTRACT	v
KATA PENGANTAR	vii
DAFTAR ISI	ix
DAFTAR TABEL	xi
DAFTAR GAMBAR	xiii
BAB 1 PENDAHULUAN	1
1.1 Latar Belakang	1
1.2 Rumusan Masalah	3
1.3 Tujuan	3
1.4 Ruang Lingkup	4
1.5 Manfaat	4
BAB 2 KAJIAN PUSTAKA	5
2.1 Pencemaran Tanah	5
2.2 <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i> (PAH)	6
2.3 Batubara Sebagai Sumber Alami dari <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i> (PAH)	10
2.4 Remediasi <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i> (PAH)	12
2.4.1 <i>Landfarming</i>	14
2.4.2 <i>Biopile</i>	15
2.4.3 Fitoremediasi	15
2.4.4 <i>Co-composting</i>	16
2.5 Biodegradasi <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i> (PAH)	18
BAB 3 METODE PENELITIAN	23
3.1 Rancangan Penelitian	23
3.2 Kerangka Penelitian	23
3.3 Langkah Kerja Penelitian	25
3.3.1 Studi Literatur	25
3.3.2 Ide Penelitian	25
3.3.3 Rumusan Masalah	25
3.3.4 Uji Pendahuluan	26
3.3.5 Persiapan Alat dan Bahan	26
3.3.6 Pelaksanaan Penelitian	28
3.3.6.1 Pengambilan dan Preparasi Sampel Tanah	28
3.3.6.2 Pengambilan dan Preparasi Sampah Organik	28
3.3.6.3 Prosedur Penelitian	30

3.3.7 Analisis Data	32
3.4 Pembahasan.....	32
3.5 Kesimpulan dan Saran	32
BAB 4 HASIL PENELITIAN DAN PEMBAHASAN	33
4.1 Karakteristik Bahan Penelitian.....	33
4.1.1 Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara.....	33
4.1.2 Sampah Organik.....	34
4.2 Kondisi Lingkungan Selama Proses <i>Co-Composting</i> Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara.....	36
4.2.1 Perubahan Suhu Selama Proses <i>Co-Composting</i>	36
4.2.2 Perubahan pH Selama Proses <i>Co-Composting</i>	40
4.2.3 Perubahan Kadar air Selama Proses <i>Co-Composting</i>	44
4.3 Reduksi Berat dan Tinggi Bahan Baku Selama Proses <i>Co-Composting</i>	47
4.4 Jumlah Bakteri Selama Proses <i>Co-Composting</i> Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara.....	50
4.5 Reduksi Kadar PAH-Batubara	55
4.5.1 Kadar 16 EPA-PAH dalam Bahan Baku <i>Co-Composting</i>	55
4.5.2 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH dalam Bahan Baku <i>Co-Composting</i>	57
4.5.2.1 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 100/0.....	58
4.5.2.2 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 75/25.....	62
4.5.2.3 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 50/50.....	64
4.5.2.4 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 25/75.....	65
4.5.2.5 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 0/100.....	67
4.5.2.6 Dominasi Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH.....	68
4.6 Kondisi Optimal <i>Co-Composting</i> Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara.....	73
BAB 5 KESIMPULAN DAN SARAN.....	75
5.1 Kesimpulan	75
5.2 Saran	75
DAFTAR PUSTAKA.....	77
LAMPIRAN A.....	87
LAMPIRAN B.....	89
LAMPIRAN C.....	97
LAMPIRAN D.....	109

DAFTAR GAMBAR

Gambar 2.1	Proses Pembentukan Batubara	11
Gambar 2.2	<i>Pathway</i> Biodegradasi PAH oleh Bakteri dan Fungi.....	19
Gambar 3.1	Kerangka Metode Penelitian	24
Gambar 3.2	Desain Reaktor (a) Aerobik, (b) Anaerobik.....	27
Gambar 3.3	Peta Lokasi Pengambilan Sampel Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara.....	29
Gambar 4.1	Perubahan Suhu Selama Proses <i>Co-Composting</i>	37
Gambar 4.2	Perubahan pH Selama Proses <i>Co-Composting</i>	41
Gambar 4.3	Persentase Kadar Air Selama Proses <i>Co-Composting</i>	45
Gambar 4.4	Reduksi Berat Bahan Baku Selama Proses <i>Co-Composting</i>	48
Gambar 4.5	Reduksi Tinggi Bahan Baku Selama Proses <i>Co-Composting</i>	49
Gambar 4.6	Pertumbuhan Bakteri Selama Proses <i>Co-Composting</i>	51
Gambar 4.7	Perbandingan Populasi Bakteri pada Variasi pH Tanah (a) pH Asam (b) pH Netral	55
Gambar 4.8	Kadar Awal (H-0) 16 EPA-PAH pada Bahan Baku <i>Co-Composting</i>	56
Gambar 4.9	Persentase Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH Selama Proses <i>Co-Composting</i>	58
Gambar 4.10	Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 100/0.....	60
Gambar 4.11	Komposisi 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 100/0	61
Gambar 4.12	Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 75/25.....	63
Gambar 4.13	Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 50/50.....	65
Gambar 4.14	Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 25/75.....	66
Gambar 4.15	Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses <i>Co-Composting</i> pada Rasio T/S 0/100.....	68
Gambar 4.16	Dominasi Reduksi 16 EPA-PAH	69
Gambar 4.17	Kadar Akhir (H-98) 16 EPA-PAH pada Bahan Baku <i>Co-Composting</i>	71

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

DAFTAR TABEL

Tabel 2.1	Jenis, Berat Molekul, dan Struktur PAH.....	9
Tabel 2.2	Teknologi Remediasi Tanah Terkontaminasi PAH	13
Tabel 3.1	Perlakuan pada Reaktor Penelitian	31
Tabel 3.2	Metode Analisis	32
Tabel 4.1	Hasil Analisis Karakteristik Tanah	33
Tabel 4.2	Hasil Analisis Kadar PAH Tanah	34
Tabel 4.3	Hasil Analisis Karakteristik Sampah Organik	35
Tabel 4.4	Hasil Analisis Kadar PAH Sampah Organik	35

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

BAB 1

PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Pertambangan batubara di Indonesia saat ini berkembang cukup pesat. Indonesia merupakan salah satu dari 11 negara penghasil utama batubara di dunia (Achten dan Hoffman, 2009). Lokasi pertambangan batubara di Indonesia tersebar di Kalimantan, Sumatera, dan Sulawesi (ESDM, 2011; 2012). Berdasarkan data Badan Pusat Statistik (2013) pada tahun 2012 Kalimantan khususnya Kalimantan Selatan adalah penghasil batubara terbesar di Indonesia. Produksi batubara yang dihasilkan saat itu mencapai 149 juta ton.

Kegiatan pertambangan batubara ini menyisakan beberapa permasalahan lingkungan. Salah satu permasalahan lingkungan yang terjadi tetapi belum menjadi fokus perhatian adalah terjadinya kontaminasi tanah oleh *polycyclic aromatic hydrocarbon* (PAH). Ribeiro dkk. (2012) menjelaskan bahwa kontaminasi tersebut terjadi karena batubara mengandung PAH secara alami dengan kadar yang tinggi dan berpotensi mengalami penyebaran yang cepat di lingkungan dibanding tar dan kokas batubara. Menurut Yoshioka dan Takeda (2004), lebih dari 50% kandungan batubara merupakan bahan organik yaitu asam humat dan PAH. Batubara merupakan kombinasi antara sifat dan komposisi fisika-kimia yang kompleks, sehingga strukturnya lebih aromatis dan memiliki kadar bervariasi sesuai dengan jenisnya (Laumann dkk., 2011).

Keberadaan PAH dalam tanah menyebabkan terganggunya kesetimbangan ekosistem karena sifatnya yang sangat toksik dan sulit didegradasi. Hal ini disebabkan PAH bersifat hidrofobik, yaitu memiliki tingkat kelarutan yang sangat rendah terhadap air. Dengan sifatnya ini PAH berpotensi mengikat bahan-bahan organik dan membentuk mikropolutan dalam tanah. Sehingga ketersediaan bahan organik dalam tanah berkurang drastis yang mengakibatkan terganggunya metabolisme mikroorganisme (Rivas, 2006; Bamforth dan Singleton, 2005).

Apabila terbawa ke sumber air, PAH tidak terdeteksi dan terolah dengan pengolahan air konvensional sehingga tidak aman untuk konsumsi, irigasi,

maupun rekreasi. Menurut Rivas (2006) dan Bamforth dan Singleton (2005), jika PAH terminum maka akan sangat cepat diserap oleh saluran pencernaan karena sifatnya yang lipofilik, yaitu tingkat kelarutan yang tinggi terhadap minyak. PAH yang terserap di dalam tubuh akan mengakibatkan terjadinya mutasi DNA dan menyebabkan tumor.

Beberapa negara telah menetapkan kadar maksimum PAH sebagai upaya untuk meminimalisir potensi resiko yang ditimbulkan terhadap kesehatan manusia dan lingkungan. Di Inggris, kadar maksimum PAH untuk lahan perkebunan, pertanian, dan area bermain dibatasi sebesar 5 mg/kg. Sedangkan untuk pertamanan dan pembangunan kota sebesar 1000 mg/kg (Antizar-Ladislao, 2004b). Amerika Serikat dan Belanda menetapkan kadar maksimum PAH dalam tanah lebih rendah yaitu 1 mg/kg. Di Indonesia, khususnya di Kabupaten Tapin Provinsi Kalimantan Selatan, pada lokasi *stockpile*, *hauling road*, dan pelabuhan khusus batubara pada salah satu fasilitas pengangkutan batubara kadar PAH berturut-turut adalah sebesar 11,79 mg/kg, 32,33 mg/kg, dan 55,30 mg/kg (Mizwar dan Trihadiningrum, 2014). Namun, belum ada aturan mengenai batas kadar PAH tetapi telah digolongkan sebagai salah satu limbah bahan berbahaya dan beracun dalam Peraturan Pemerintah No. 85 Tahun 1999. Oleh karena itu, PAH-batubara dengan kemampuannya dalam mengkontaminasi tanah patut menjadi perhatian serius.

Co-composting dengan mencampurkan tanah yang terkontaminasi PAH dengan bahan-bahan pembuatan kompos merupakan teknik bioremediasi yang dapat diaplikasikan. Metode ini akan menyebabkan terjadinya degradasi bahan organik pada kedua bahan tersebut (Aliyanta dkk., 2011; Zhang dkk., 2011; Amir dkk., 2005; Antizar-Ladislao dkk., 2005, 2004a). Bamforth dan Singleton (2005) menyatakan bahwa *co-composting* mampu bekerja lebih cepat dan tepat, mudah dikontrol, serta tidak membutuhkan lahan yang banyak.

Berdasarkan beberapa penelitian yang telah dilakukan, *co-composting* dengan penambahan sampah organik dapat menurunkan kadar PAH dalam tanah. Antizar Ladislao dkk. (2004a) melaporkan bahwa *co-composting* dengan mencampurkan tanah terkontaminasi dan sampah organik dengan rasio 0,8/1, suhu 38°C, kadar air 60% dalam waktu 98 hari dapat menurunkan kadar PAH-tar

batubara dari industri gas sebesar 75,2%. Penelitian serupa dilakukan oleh Zhang dkk. (2011) menggunakan tanah terkontaminasi PAH dari lokasi industri batubara dengan perlakuan yang sama selama 60 hari. *Co-composting* yang dilakukan Zhang dkk. (2011) mampu menurunkan kadar PAH dalam tanah tetapi efisiensi yang diperoleh lebih rendah yaitu 50,5%.

Penambahan sampah organik dalam *co-composting* dapat memperbaiki struktur tanah dan memudahkan proses transfer oksigen sehingga proses pemecahan senyawa PAH meningkat (Zhang dkk., 2011; Loick dkk., 2009; Antizar-Ladislao dkk, 2005). Penambahan sampah organik selain ekonomis, juga bertujuan untuk daur ulang (*recycle*) sehingga dapat mengurangi volume sampah yang ditimbulkan. Namun, perbandingan komposisi antara tanah terkontaminasi PAH-batubara dengan sampah organik dalam optimalisasi proses *co-composting* masih jarang diteliti. Oleh karena itu, dilakukan pendekatan untuk mengetahui komposisi paling efektif dari kedua bahan tersebut guna menurunkan kadar PAH-batubara dalam tanah terkontaminasi.

1.2 Rumusan Masalah

Berdasarkan latar belakang penelitian yang dipaparkan, maka dapat disusun rumusan masalah sebagai berikut:

1. Berapakah rasio T/S optimum guna menurunkan kadar PAH dalam proses *co-composting*?
2. Bagaimanakah pengaruh pH tanah terhadap biodegradasi PAH-batubara dalam proses *co-composting*?
3. Bagaimanakah pengaruh proses *co-composting* aerobik dan anaerobik terhadap biodegradasi PAH-batubara?
4. Bagaimanakah pertumbuhan populasi bakteri selama proses *co-composting*?

1.3 Tujuan

Tujuan yang hendak dicapai dari penelitian ini meliputi:

1. Menentukan rasio T/S optimum guna menurunkan kadar PAH dalam proses *co-composting*.

2. Menganalisis pengaruh pH tanah terhadap biodegradasi PAH-batubara dalam proses *co-composting*.
3. Menganalisis pengaruh proses *co-composting* aerobik dan anaerobik terhadap biodegradasi PAH-batubara.
4. Menganalisis pertumbuhan populasi bakteri selama proses *co-composting*.

1.4 Ruang Lingkup

Ruang lingkup dari penelitian ini adalah:

1. Penelitian ini berskala laboratorium, dilakukan di Laboratorium Pengelolaan Limbah Padat dan B3 Teknik Lingkungan-ITS Surabaya dan Laboratorium Kimia Organik Pusat Penelitian Oseanografi Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia (LIPI).
2. Tanah terkontaminasi PAH yang digunakan berasal dari area pelabuhan khusus batubara pada salah satu fasilitas transportasi batubara di Kabupaten Tapin, Provinsi Kalimantan Selatan.
3. Sampah organik yang digunakan berasal dari Rumah Kompos Kebun Bibit dan Pasar Keputran, Surabaya.
4. Penelitian ini dilakukan selama 98 hari dengan 2 replika (duplo) pada setiap perlakuan menggunakan 80 reaktor.

1.5 Manfaat

Manfaat yang dapat diambil setelah penelitian ini adalah:

1. Memberikan informasi tentang alternatif penggunaan *co-composting* untuk bioremediasi tanah terkontaminasi PAH-batubara sebagai metode yang efektif, efisien, dan ramah lingkungan. Khususnya bagi dunia usaha pertambangan batubara di Kalimantan Selatan.
2. Sebagai bahan masukan bagi Pemerintah dalam menentukan kebijakan terkait upaya remediasi tanah yang terkontaminasi PAH.

BAB 2

KAJIAN PUSTAKA

2.1 Pencemaran Tanah

Menurut Undang-Undang Republik Indonesia Nomor 32 Tahun 2009, pencemaran adalah masuk atau dimasukkannya makhluk hidup, zat, energi, atau komponen lain ke dalam lingkungan hidup oleh kegiatan manusia sehingga melampaui baku mutu lingkungan yang ditetapkan. Zat atau bahan yang dapat menyebabkan pencemaran disebut dengan polutan.

Suatu zat disebut polutan jika kuantitasnya melebihi batas normal dan berada pada waktu dan tempat yang tidak tepat. Sehingga keberadaannya akan menyebabkan kerugian baik untuk lingkungan maupun makhluk hidup. Polutan bersifat merusak sementara dan merusak dalam jangka panjang. Polutan merusak sementara artinya saat memasuki lingkungan polutan menyebabkan kerusakan tetapi setelah bereaksi dengan zat-zat lain efek merusaknya akan berkurang.

Pencemaran tanah adalah keadaan dimana polutan masuk dan mengubah struktur lingkungan tanah alami sehingga kualitasnya menjadi turun. Pencemaran tanah ini berasal dari penimbunan sampah, limbah cair domestik yang dibuang langsung ke tanah, penggunaan pestisida pada kegiatan pertanian. Selain itu, ceceran atau tumpahan minyak karena kecelakaan kendaraan pengangkut juga menjadi salah satu penyebab pencemaran tanah. Polutan di tanah juga bersumber dari faktor alami seperti letusan gunung berapi, longsor, dan fenomena alam lainnya.

Polutan yang mencemari tanah dapat menguap, terbawa menjadi *runoff*, atau meresap masuk ke dalam tanah. Polutan yang menguap ke udara dapat mengakibatkan terjadinya hujan asam, yang juga akan mempengaruhi kondisi tanah. Polutan yang masuk ke dalam tanah akan mengendap dan terakumulasi menjadi zat yang berbahaya dan beracun. Selain mencemari tanah, polutan tersebut dapat terinfiltrasi dan masuk ke dalam air tanah sehingga mengakibatkan pencemaran. Jadi, pencemaran tanah ini erat kaitannya dengan pencemaran udara dan air.

Berdasarkan sifat toksiknya, polutan diklasifikasikan menjadi dua yaitu polutan toksik dan tak toksik (Jeffries dan Milley, 1996 dalam Effendi, 2003). Polutan tak toksik biasanya terdapat di tanah secara alami berupa nutrisi dan bahan-bahan tersuspensi yang mudah terdegradasi. Polutan ini akan merusak tanah jika jumlahnya lebih besar dibandingkan kecepatan degradasinya. Sehingga mengakibatkan adanya perubahan proses fisika-kimia di tanah karena mengganggu kesetimbangan.

Polutan yang bersifat toksik akan lebih sulit didegradasi oleh mikroorganisme sehingga dalam waktu lama akan bersifat resisten di alam (rekalsitran). Polutan tersebut diklasifikasikan menjadi 5 oleh Mason (1993) dalam Effendi (2003), yaitu:

1. Logam berat meliputi timbal, kadmium, timah, tembaga, merkuri, dan logam lain dengan nomor atom lebih dari 20.
2. Senyawa organik yang meliputi pestisida organoklorin, pelarut, fenol, formaldehid, *petroleum hydrocarbon*, PAH, *polychlorinated biphenyls* (PCBs), dan sebagainya.
3. Gas, seperti klorin dan ammonia.
4. Anion, seperti sianida, flourida, sulfida, dan sulfat.
5. Asam dan alkali.

2.2 Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)

PAH adalah senyawa hidrokarbon yang memiliki dua atau lebih struktur cincin aromatik (Azizi dkk., 2012; Banger dkk., 2010; Bamforth dan Singleton, 2005; Antizar-Ladislao dkk., 2004a, 2004b). Cincin aromatik ini terdiri dari atom karbon dan hidrogen dalam bentuk linear, angular, maupun dalam susunan *cluster* atau mengelompok (Azizi dkk., 2013; Gan dkk., 2009; Antizar-Ladislao dkk., 2004a, 2004b).

PAH secara alami berasal dari letusan gunung berapi, kebakaran hutan, dan proses petrogenik yaitu pembentukan bahan bakar fosil seperti batubara dan minyak bumi (Azizi dkk., 2013; Antizar-Ladislao dkk., 2004b). PAH juga terbentuk dari pirolisis bahan-bahan organik seperti batubara dan kayu (Azizi dkk., 2013). Proses ini yang menyebabkan terlepasnya PAH ke udara dan

mengalami perpindahan ke wilayah lain. *Point source* dari PAH berasal dari tumpahan minyak bumi dan solar, penambangan dan tar batubara (Azizi dkk., 2013; Loick dkk., 2009; Bamforth dan Singleton, 2005; Antizar-Ladislao dkk., 2004b). Antizar-Ladislao dkk. (2004b) melaporkan bahwa kadar PAH dari lokasi produksi *creosote* sebesar 5.863 mg/kg, lokasi produksi kayu 23.600 mg/kg, lokasi petrokimia 821 mg/kg, dan 451 mg/kg pada lokasi pabrik gas. Oleh karena itu, daerah dengan aktivitas antropogenik yang tinggi akan terkontaminasi PAH lebih besar dibandingkan dengan proses alami.

PAH yang terlepas ke udara menyebar dalam bentuk gas dan partikel. Freeman dan Cattel (1990) melaporkan kadar PAH di udara berkisar dari 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sampai 3 mg/m^3 udara. PAH di udara akan berpindah ke dalam tanah melalui deposisi baik kering maupun basah. Oleh karena itu, PAH sering ditemukan dalam bentuk akumulasi di tanah. Menurut Ratih (2009), PAH yang berada di tanah akan dijerap oleh partikel koloid tanah dalam waktu yang singkat. Penjerapan ini semakin lama akan semakin persisten karena terjadi akumulasi tanpa adanya penguraian oleh mikroorganisme. Hal ini disebabkan oleh sifat PAH yang hidrofobik yaitu memiliki tingkat kelarutan yang sangat rendah terhadap air. Sifat hidrofobik tersebut menyebabkan PAH berpotensi untuk mengikat bahan organik dan mampu membentuk mikropolutan yang kemudian terendap dalam tanah. Hal ini menyebabkan ketersediaan bahan organik sebagai nutrisi bagi mikroorganisme menjadi berkurang sehingga proses degradasi terganggu (Zhang dkk., 2011; Ratih, 2009). Sadej dan Namiotka (2010) mengemukakan bahwa 90% total PAH di alam terakumulasi di dalam tanah. Kadar PAH di tanah berkisar antara 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ hingga 300 g/kg total PAH (Bamforth dan Singleton, 2005; Kanaly dan Harayama, 2000). PAH juga ditemukan dalam air permukaan, air tanah, dan terakumulasi di sedimen (Azizi dkk., 2013; Loick dkk., 2009). Akumulasi tersebut disebabkan hidrofobisitas PAH yang tinggi karena berat molekulnya besar.

Asosiasi PAH dengan polutan lain seperti hidrokarbon alifatik, senyawa *benzene*, *toluene*, *etilbenzene*, dan *xilene* (BTEX), dan logam berat akan menyebabkan keberadaannya dalam tanah semakin lama. Oksigen dalam tanah yang tersedia akan lebih dulu digunakan oleh mikroorganisme untuk mendegradasi polutan-polutan tersebut karena lebih mudah didegradasi

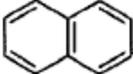
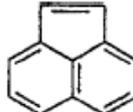
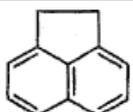
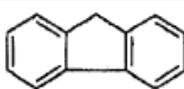
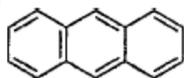
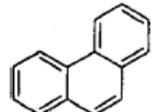
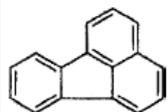
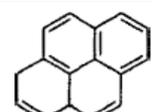
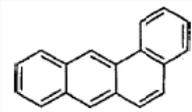
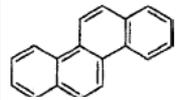
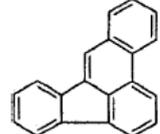
dibandingkan PAH. Akibatnya, ketersediaan oksigen menipis sehingga terbentuk kondisi anoksik (kondisi dengan oksigen terikat) hingga menjadi anaerobik. Hal ini menyebabkan PAH sulit untuk didegradasi karena oksigen sebagai akseptor elektron dalam proses metabolisme harus digantikan dengan nitrat, sulfat, dan sebagainya. Proses ini membutuhkan waktu yang lebih lama sehingga proses degradasi PAH menjadi tidak optimal (Bamforth dan Singleton, 2005). PAH yang terakumulasi di tanah dengan proses degradasi yang lama berpotensi mengakibatkan bahaya laten bagi lingkungan dan kesehatan manusia sifatnya yang toksik, karsinogenik dan mutagenik (Gan dkk., 2009; Ratih, 2009; Bamforth dan Singleton, 2005; Antizar-Ladislao dkk., 2004a).

Berdasarkan jumlah cincin aromatik, PAH diklasifikasikan menjadi 3 kelompok. PAH dengan jumlah cincin aromatik lebih dari 4 memiliki berat molekul besar atau *high molecular weight* (HMW). PAH dengan 4 cincin aromatik memiliki berat molekul sedang atau *medium molecular weight* (MMW). PAH dengan 2 atau 3 cincin aromatik memiliki berat molekul yang rendah atau *low molecular weight* (LMW). LMW-PAH dengan berat molekul yang rendah lebih mudah terdegradasi dan tervolatilisasi (Harvey, 1997 dalam Antizar-Ladislao dkk, 2004b). Suhu pembakaran akan mempengaruhi struktur PAH yang terbentuk. Semakin tinggi suhu, maka PAH yang terbentuk strukturnya akan lebih sederhana. Sebaliknya, semakin rendah suhu maka PAH yang terbentuk strukturnya akan lebih kompleks. Hal inilah yang terjadi pada pembakaran tidak sempurna sehingga menghasilkan PAH dengan cincin aromatik lebih dari 3.

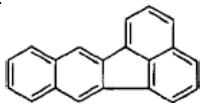
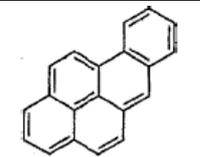
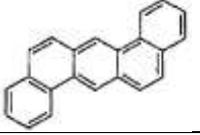
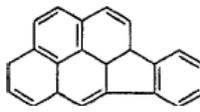
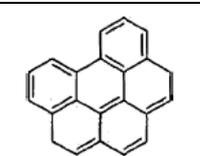
United States Environment Protection Agency (US-EPA) mengklasifikasikan 16 jenis PAH yang dapat dilihat pada **Tabel 2.1**. Berdasarkan tabel tersebut dapat disimpulkan bahwa semakin tinggi berat molekul maka semakin kompleks struktur rantai cincin aromatik dari PAH. Semakin kompleks rantai cincin PAH maka sifat hidrofobiknya akan semakin tinggi, tekanan uap menurun, semakin persisten, dan semakin sulit didegradasi (Bossert dan Bartha, 1986; Mrozik dkk., 2003; Bamforth dan Singleton, 2005). Resonansi atau selalu berubahnya posisi ikatan ganda pada cincin *benzene* senyawa PAH juga menjadi salah satu penyebab sifat resisten dan sulitnya proses degradasi berlangsung

(Wilbraham, 1992). US-EPA (2000) menyatakan bahwa *benzo[a]pyrene* merupakan jenis PAH yang paling karsinogenik.

Tabel 2.1 Jenis, Berat Molekul, dan Struktur PAH

No.	Jenis PAH	Berat Molekul	Kelarutan Dalam Air (mg/L)	Formula	Struktur
1	<i>Naphtalene</i>	128	31	C ₁₀ H ₈	
2	<i>Acenaphthylene</i>	152	16,1	C ₁₂ H ₈	
3	<i>Acenaphthene</i>	154	3,8	C ₁₂ H ₁₀	
4	<i>Fluorene</i>	166	1,9	C ₁₃ H ₁₀	
5	<i>Antracene</i>	178	0,045	C ₁₆ H ₁₀	
6	<i>Phenanthrene</i>	178	1,1	C ₁₄ H ₁₀	
7	<i>Fluoranthene</i>	202	0,26	C ₁₆ H ₁₀	
8	<i>Pyrene</i>	202	0,132	C ₁₆ H ₁₀	
9	<i>Benzo(a)antracene</i>	228	0,011	C ₁₈ H ₂₀	
10	<i>Chrysene</i>	228	0,0015	C ₁₈ H ₂₀	
11	<i>Benzo(b)fluoranthene</i>	252	0,0015	C ₂₀ H ₁₂	

Tabel 2.1 (Lanjutan)

No.	Jenis PAH	Berat Molekul	Kelarutan Dalam Air (mg/L)	Formula	Struktur
12	<i>Benzo(k)fluoranthene</i>	252	0,0008	C ₂₀ H ₁₂	
13	<i>Benzo(a)pyrene</i>	252	0,0038	C ₂₀ H ₁₂	
14	<i>Indeno[1,2,3-cd]pyrene</i>	276	0,062	C ₂₂ H ₁₂	
15	<i>Benzo[g,h,i]perylene</i>	276	0,00026	C ₂₂ H ₁₂	
16	<i>Dibenzo[a,h]Anthracene</i>	278	0,0005	C ₂₂ H ₁₄	

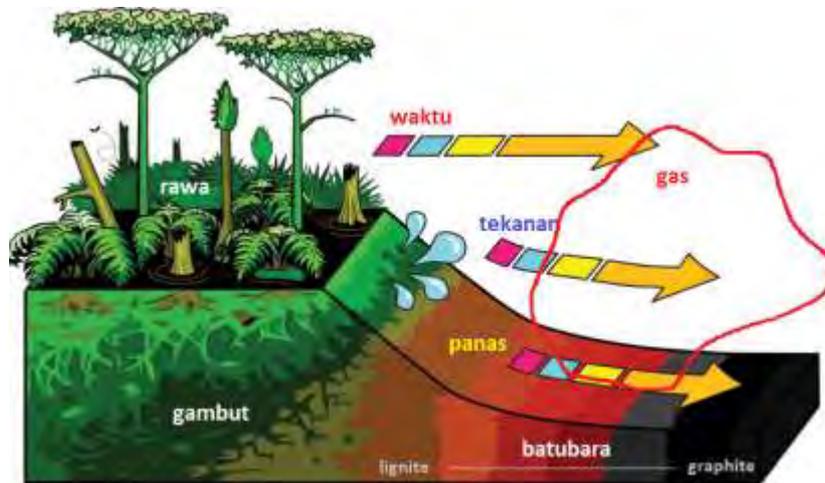
Sumber: Bojes dan Pope (2007); Antizar-Ladislao dkk., (2004b)

2.3 Batubara Sebagai Sumber Alami dari *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon* (PAH)

Batubara merupakan endapan yang terbentuk dari sisa-sisa tumbuhan yang telah mengalami pembusukan selama ribuan tahun. Pembusukan ini mengakibatkan terjadinya perubahan bentuk yang disebabkan proses fisika-kimia. Pembentukan batubara terjadi melalui tahap *diagenesis* (penggambutan) dan *catagenesis/coalification* (pembatubaraan). Tahap *diagenesis* merupakan fase dimana sisa tumbuhan pada kondisi anaerobik (kedalaman 0,5-10 m) diubah menjadi humus dengan melepaskan beberapa senyawa. Kemudian dalam kondisi yang sama, bakteri anaerobik dan fungi menjalankan perannya mengubah humus menjadi gambut.

Komponen organik dari gambut pada tahap *catagenesis* diubah menjadi batubara melalui berbagai proses baik fisik, kimia, maupun biologis. Perubahan ini dipengaruhi oleh suhu, tekanan batuan, dan waktu. Semakin lama waktu

pengendapan (*peat compacts*), tekanan dan suhu akan semakin meningkat dan kualitas batubara semakin baik karena nilai karbon tinggi. Hal ini menyebabkan senyawa hidrokarbon kompleks akan terpecah melalui berbagai proses. Proses pembentukan batubara dapat dilihat pada **Gambar 2.1**.



Gambar 2.1 Proses Pembentukan Batubara
(Sumber: Kentucky Geological Survey, 2012)

Berdasarkan tahapan tersebut, sisa-sisa tumbuhan dalam jangka waktu yang panjang berubah menjadi gambut kemudian batubara muda hingga tingkat kematangan paling tinggi. Urutan batubara dari yang muda hingga matang adalah *lignite*, *sub-bituminous*, *bituminous*, *anthracite*, dan *graphite*. Tingkat kematangan batubara menurut Achten dan Hofmaan (2009) dapat ditentukan dari jumlah cincin aromatik pada tumbuhan seperti lignin. Semakin banyak lignin yang terkandung maka akan semakin matang batubara yang terbentuk.

Menurut Yoshioka dan Takeda (2004), lebih dari 50% kandungan batubara merupakan bahan organik yaitu asam humat dan PAH. Batubara merupakan kombinasi antara sifat dan komposisi fisika-kimia yang kompleks, sehingga strukturnya lebih aromatis dan memiliki kadar bervariasi sesuai dengan jenisnya (Laumann dkk., 2011). Richter dan Howard (2000) mengemukakan bahwa sifat dan komposisi dari batubara menyebabkan kadar PAH yang terkandung mencapai 100 kali lebih besar daripada minyak bumi. Tsibart dan Gennadiev (2013) juga menjelaskan bahwa batubara mengandung PAH dengan jumlah besar.

Laumann dkk., (2011); Achten dan Hofmaan (2009); Stout dan Emsbo-Mattingly (2008) menegaskan bahwa batubara mengandung 16 jenis PAH dari US-EPA, *benzo[e]pyrene*, *perylene*, *coronene* dan senyawa turunannya. Kadar PAH pada batubara jenis *lignite* berkisar antara 3,26-13,71 mg/kg (Yan dkk., 2014). Kadar PAH pada batubara jenis *sub-bituminous* mengandung *chrysene*, *picene* dan senyawa turunannya yang berkisar antara 0,1-14 mg/kg (Stout dan Emsbo-Mattingly, 2008; Puettmann dan Schaefer, 1990). Kadar PAH pada batubara jenis *bituminous* dan *anthracite* berkisar antara 0,3-163,90 mg/kg yang sebagian besar adalah *naphthalene*, *phenanthrene* dan senyawa turunannya (Stout dan Emsbo-Mattingly, 2008; Ahrens dan Morrissey, 2005). Yan dkk. (2014) melaporkan kadar PAH yang lebih tinggi untuk batubara *bituminous* yaitu 90,62–443,75 mg/kg dan 54,44 mg/kg untuk *anthracite*. Stout dan Emsbo-Mattingly (2008) melaporkan bahwa pada batubara jenis *high volatile bituminous* memiliki kadar PAH paling tinggi.

2.4 Remediasi *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon* (PAH)

PAH yang masuk ke dalam tanah akan sangat mengganggu proses kimia dan biologi yang berlangsung. Terganggunya proses-proses tersebut berarti kesetimbangan ekosistem dan rantai makanan juga akan terganggu. Kontaminasi tanah oleh PAH ini tidak mampu dipulihkan (*recovery*) oleh lingkungan secara alami. PAH sulit didegradasi secara alami dan bersifat toksik sehingga dibutuhkan penanganan dengan teknologi yang tepat. Salah satu teknologi yang digunakan adalah remediasi, yaitu membersihkan tanah yang terkontaminasi menjadi seperti semula.

Remediasi tanah yang terkontaminasi PAH telah banyak dilakukan. Gan dkk. (2009) menyebutkan remediasi tanah dapat dilakukan secara fisik-kimia, kimiawi, termal, dan biologis. Teknologi-teknologi yang dilakukan dalam berbagai metode remediasi dapat dilihat pada **Tabel 2.2**.

Remediasi secara fisik-kimia dilakukan dengan memisahkan PAH dengan tanah yang terkontaminasi menggunakan metode khusus. Penggunaan metode khusus ini diperlukan untuk menghindari tercecernya PAH dan mengakibatkan pencemaran kembali mengingat sifatnya yang hidrofobik dan lipofilik (Gan dkk.,

2009; Rivas dkk., 2006). PAH bersifat lipofilik, artinya lebih mudah larut dalam minyak dibandingkan air.

Tabel 2.2 Teknologi Remediasi Tanah Terkontaminasi PAH

No.	Metode Remediasi	Teknologi Remediasi
1	Fisik-kimia	- <i>Solvent extraction</i> (pelarut air dan organik, surfaktan, siklodekstrin) - <i>Supercritical fluid extraction</i> - <i>Subcritical fluid extraction</i>
2	Kimiawi	- Oksidasi kimiawi (reagen fenton, ozon, KMnO ₄ , H ₂ O ₂) - Degradasi fotokatalitik. - Remediasi elektrokinetik.
3	Termal	- Insinerasi - <i>Thermal desorption</i> - <i>Thermally enhanced soil vapour extraction</i>
4	Biologis (Bioremediasi)	- <i>Landfarming</i> - <i>Biopile</i> - Fitoremediasi - <i>Composting</i>

Sumber: Gan dkk. (2009)

Remediasi secara kimiawi dan termal bertujuan untuk melepaskan ikatan cincin aromatik yang sangat stabil. Lepasnya cincin ini menurut Gan dkk. (2009) akan mengubah struktur molekul PAH yang kompleks menjadi lebih sederhana sehingga kurang berbahaya. Remediasi secara kimiawi selalu menghasilkan residu dari reaksinya. Residu tersebut juga berbahaya bagi lingkungan sehingga harus dilakukan upaya untuk mengolahnya lagi. Sedangkan remediasi secara termal, prosesnya bekerja dengan suhu yang tinggi untuk melepaskan ikatan cincin PAH. Untuk mendapatkan suhu yang tinggi, maka diperlukan energi yang besar pula.

Remediasi secara biologis yang disebut juga dengan bioremediasi. Bioremediasi merupakan metode yang ramah lingkungan karena proses biodegradasi yang berlangsung terjadi secara alamiah. Tidak terbentuk residu dari hasil akhir reaksi sehingga lebih efektif dan efisien. Prinsip kerja dari bioremediasi ini adalah memanfaatkan kemampuan mikroorganisme untuk mendegradasi PAH. PAH diubah menjadi nutrien yang digunakan oleh mikroorganisme untuk terus hidup dan berkembang biak (Gan dkk., 2009; Trihadiningrum, 2000). Proses degradasi pada bioremediasi akan bekerja dengan

optimal jika berada dalam kondisi optimum. Kondisi optimum dapat tercapai dengan nutrisi, suhu, pH, ketersediaan oksigen, kelembapan dan jenis serta viabilitas mikroorganisme sesuai dengan kebutuhan. Dalam beberapa percobaan bioremediasi, kadar PAH umumnya berkurang dari 3000 mg/kg menjadi 1000 mg/kg tanah (Bamforth dan Singleton, 2005).

Biodegradasi PAH seringkali tidak berjalan lancar karena terbentuknya senyawa intermediet (antara) yang bersifat lebih toksik dari senyawa aslinya. Senyawa intermediet tersebut memiliki kelarutan yang tinggi sehingga akan lebih mudah menyebar dan mencemari lingkungan. Efek toksik tersebut mengakibatkan mikroorganisme tidak dapat beradaptasi dan mengalami kematian. Oleh karena itu, yang menjadi tujuan akhir pengolahan adalah mineralisasi PAH bukan hanya konversi senyawa. Hasil akhir pengolahan diharapkan membentuk senyawa-senyawa seperti aldehyd, asam piruvat, asam karboksilat, asam asetat yang dapat dimanfaatkan oleh mikroba untuk aktivitas metabolismenya. Mangkoedihardjo (2005) menjelaskan bahwa hasil akhir dari proses degradasi umumnya adalah karbondioksida (CO₂) dan metan (CH₄) yang kurang berbahaya daripada senyawa aslinya.

Bioremediasi dapat dilakukan secara *in-situ* dan *ex-situ*. Pada teknik *in-situ*, pengolahan langsung dilakukan pada area lahan yang terkontaminasi. Sedangkan teknik *ex-situ* dilakukan dengan memindahkan lahan yang terkontaminasi ke tempat yang aman, kemudian dibersihkan dengan berbagai teknologi. Dalam pemilihan teknik ini perlu diperhatikan luas lahan yang akan diremediasi, jika terlalu luas maka teknik *ex-situ* tidak disarankan karena kurang ekonomis.

2.4.1 Landfarming

Landfarming adalah teknik bioremediasi tanah yang dapat dilakukan secara *in-situ* dan *ex-situ*. Teknik ini difokuskan untuk merangsang mikroorganisme asli dalam tanah dengan menyediakan nutrisi, air, dan oksigen (Bamforth dan Singleton, 2005). Strategi yang digunakan untuk penyediaan tersebut adalah dengan biostimulasi, bioaugmentasi, dan aerasi. Biostimulasi adalah penambahan nutrisi sebagai upaya mengoptimalkan pertumbuhan dan

aktivitas mikroorganisme agar tanah pulih dengan sendirinya. Sedangkan bioaugmentasi adalah penambahan mikroorganisme yang sudah beradaptasi pada tanah terkontaminasi tersebut sehingga dapat meningkatkan populasi dan kemampuan metabolisme mikroorganisme (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010; Gentry dkk., 2004). Aerasi dilakukan dengan cara dibajak untuk pembalikan tanah. Dengan cara ini kontak udara merata pada semua bagian tanah.

Bamforth dan Singleton (2005) melaporkan bahwa dalam jangka waktu 1 tahun, teknik *landfarming* ini dapat menurunkan kadar total PAH sebesar 86%. Penurunan kadar tersebut termasuk untuk PAH dengan berat molekul yang besar seperti *benzo[a]anthracene* and *benzo[a]pyrene* (masing-masing sebesar 79,5% dan 11,3%).

2.4.2 Biopile

Biopile adalah teknik bioremediasi secara *ex-situ*. Tanah yang terkontaminasi, dipindahkan dan ditimbun diatas lapisan kedap air untuk mencegah pencemaran lebih lanjut. *Biopile* ini mirip dengan *landfarming*, yang berbeda adalah proses aerasi di dalamnya.

Aerasi pada *biopile* menggunakan pompa yang dilengkapi dengan perpipaan (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010). Instalasinya dipasang pada bagian bawah timbunan tanah. Dalam teknik ini juga dilakukan penambahan nutrisi dan air untuk mengoptimalkan proses degradasi.

2.4.3 Fitoremediasi

Fitoremediasi adalah proses remediasi yang memanfaatkan kemampuan tanaman untuk mengubah polutan menjadi berkurang atau tidak berbahaya bahkan menjadi bahan yang dapat digunakan kembali (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010). Dalam proses ini, akar tanaman merupakan faktor yang memegang peranan penting dalam remediasi tanah yang terkontaminasi PAH (Spriggs dkk., 2005). Pada permukaan akar, akan terjadi peningkatan aktivitas mikroorganisme yang merubah struktur PAH menjadi lebih sederhana sehingga mudah dimobilisasi ke akar (Hamdi dkk., 2011; Gan dkk., 2009; Dzantor dan Beauchamp, 2002). Selain

itu, proliferasi akar akan meningkatkan aerasi dan permeabilitas tanah (Hamdi dkk., 2011).

US-EPA (2000) menyatakan bahwa dalam fitoremediasi, terjadi beberapa proses yaitu rhizodegradasi, fitodegradasi, fitovolatilisasi, fitoekstraksi, rhizofiltrasi, dan fitostabilisasi. Rhizodegradasi adalah penguraian polutan oleh mikroorganisme yang terdapat di sekitar akar dengan bantuan eksudat tanaman. Fitodegradasi adalah penguraian polutan oleh aktivitas mikroorganisme dengan cara mengubah senyawanya menjadi lebih sederhana sehingga dapat digunakan untuk pertumbuhan. Fitovolatilisasi adalah transpirasi polutan oleh tanaman dalam bentuk larutan yang terurai sebagai bahan tidak berbahaya. Fitoekstraksi adalah proses penarikan polutan sehingga berakumulasi di sekitar akar tanaman. Rhizofiltrasi adalah pengambilan polutan yang telah terekstrak yang kemudian diabsorb dan menempel pada akar. Fitostabilisasi adalah stabilisasi polutan pada akar yang tidak dapat terserap ke dalam batang tanaman.

Proses fitoremediasi memerlukan waktu yang sangat panjang (1-3 tahun) tergantung pada tingkat toksisitas polutan. Hal ini dikarenakan tanaman yang harus beradaptasi dan tumbuh secara perlahan untuk membentuk biomassa yang berguna dalam remediasi tanah (Huang dkk., 2003). Yi dan Crowley (2007) melaporkan bahwa penyerapan PAH dari 43 tanaman yang berbeda tidak signifikan. PAH yang terdeteksi pada akar tanaman kurang dari 0,01 mg/kg. Sehingga teknik ini digunakan sebagai pengolahan lanjutan (*secondary treatment*) untuk remediasi tanah terkontaminasi PAH.

2.4.4 Co-Composting

Co-composting merupakan teknik bioremediasi tanah terkontaminasi PAH secara *ex-situ*. Secara prinsip, proses *co-composting* sama dengan *composting* yang merupakan proses dekomposisi bahan organik secara biologis dengan memanfaatkan kemampuan mikroorganisme. Perbedaan antara kedua proses tersebut terletak pada bahan baku. Pada proses *composting* hanya menggunakan 1 bahan baku sedangkan *co-composting* menggunakan 2 bahan baku dimana salah satunya merupakan *starter* proses dekomposisi yang berlangsung.

Co-composting merupakan salah satu bentuk biostimulasi karena dilakukan penambahan nutrisi, air, dan juga oksigen. *Co-composting* dilakukan dengan mencampurkan tanah yang terkontaminasi dengan bahan-bahan pembuatan kompos untuk memperbaiki struktur dan porositasnya sehingga mempercepat proses degradasi (Zhang dkk., 2011; Loick dkk., 2009; Antizar-Ladislao dkk., 2005). *Co-composting* biasanya berlangsung dalam kondisi aerobik, dimana mikroorganisme akan mendegradasi bahan organik menjadi lebih sederhana (kurang/tidak toksik). Oleh karena itu, dalam proses *co-composting* harus dilakukan pembalikan secara berkala untuk mendapatkan suplai oksigen yang cukup di semua bagian tanah. Menurut Amir dkk. (2005) dan Antizar-Ladislao dkk. (2005) *co-composting* merupakan teknik yang efektif untuk mendegradasi senyawa organik rekalsitran seperti PAH dalam tanah terkontaminasi.

Antizar-Ladislao dkk. (2005) dan Bamforth dan Singleton (2005) menjelaskan bahwa dalam proses *co-composting* terdapat empat tahap suhu yang menggambarkan aktivitas mikroorganisme, yaitu mesofilik, termofilik, pendinginan, dan maturasi. Peningkatan aktivitas mikroorganisme akan meningkatkan suhu sehingga tercipta kondisi panas. Dalam kondisi ini, mikroorganisme termofilik akan menggantikan mikroorganisme mesofilik untuk proses dekomposisi bahan organik. Kemudian suhu mulai turun yang artinya bahan organik hampir habis. Hal ini menandakan bahwa proses *co-composting* memasuki tahap pendinginan dan pematangan. Pada tahap pematangan ini, bahan organik yang tersisa sangat mudah dicerna oleh mikroorganisme dan kompos dianggap telah stabil.

Antizar-Ladislao dkk. (2004b) menjelaskan bahwa teknik *co-composting* ada tiga yaitu *open windrow*, *static pile*, dan *in-vessel*. Dalam *open windrow*, campuran tanah terkontaminasi dan bahan-bahan pembuatan kompos ditumpuk memanjang di atas lapisan kedap air (untuk menghindari lindi yang terbentuk mencemari tanah). Tumpukan ini diangin-anginkan agar terjadi perpindahan udara secara difusi dan konvektif. Pencampuran secara mekanis dilakukan dengan pembalikan berkala yang berfungsi untuk membuang panas berlebih dan memberikan oksigen ke dalam tumpukan. Teknik ini sering digunakan karena

aplikasi yang mudah dan murah karena tidak dilakukan pengontrolan terhadap ketersediaan oksigen dan suhu (Amir dkk., 2005). Namun, jika terjadi peningkatan atau penurunan kedua parameter tersebut secara signifikan akan menghambat pertumbuhan mikroorganisme dan proses dekomposisi bahan organik (Antizar-Ladislao dkk., 2004a).

Co-composting dengan teknik *static pile* hampir mirip dengan *open windrow*. Dalam teknik ini, tanah yang terkontaminasi dicampur dengan bahan-bahan pembuatan kompos. Dilakukan aerasi buatan yang dipasang pada bagian bawah tumpukan untuk mempertahankan ketersediaan oksigen pada tingkat minimum. Aerasi ini juga berfungsi untuk membuang panas berlebih yang ditandai dengan keluarnya asap dari dalam tumpukan. Jenis aerasi inilah yang menjadi pembeda antara *open windrow* dan *static pile* (Antizar-Ladislao dkk., 2004a).

Co-composting dengan teknik *in-vessel* dilakukan dalam wadah yang tertutup sebagian atau seluruhnya biasanya disebut dengan reaktor. Teknik ini lebih mudah karena dapat dilakukan pengkondisian pada lingkungan yaitu fisik dan/atau kimia menjadi optimum dengan pengontrolan suhu, kadar air, ketersediaan nutrisi dan oksigen. Sehingga keberhasilan bioremediasi dengan teknik ini lebih besar dibanding teknik lain. Bamforth dan Singleton (2005) melaporkan bahwa teknik ini dalam waktu 60 hari dapat menurunkan kadar *anthracene*, *phenanthrene* dan *pyrene*. Namun, kelemahannya terletak pada kuantitas pengolahan (sesuai dengan volume reaktor) dan biaya instalasi yang tinggi.

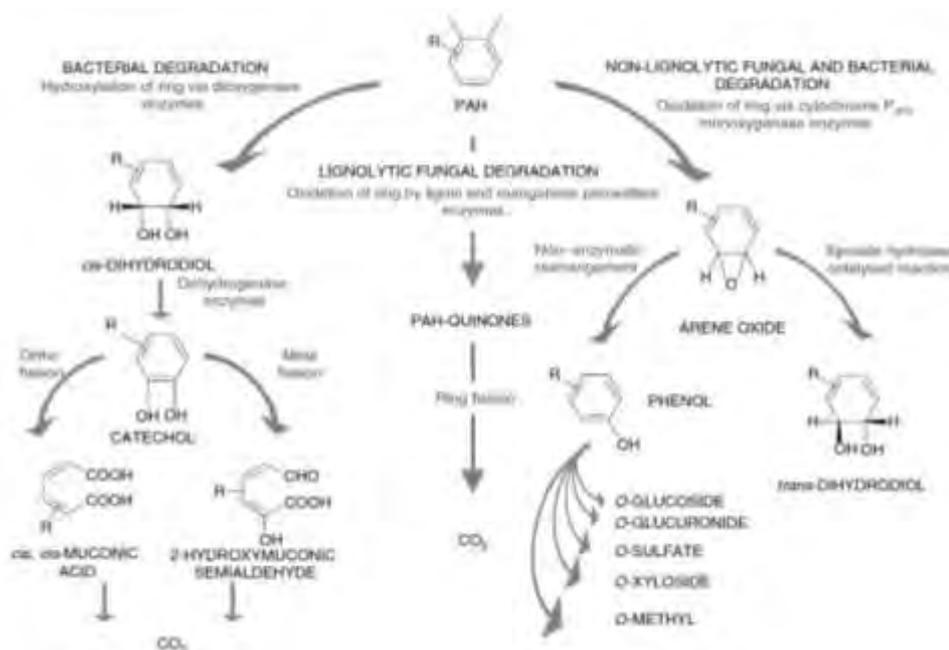
Berdasarkan uraian di atas, maka kondisi dan teknik *co-composting* memegang peran penting dalam proses degradasi PAH dalam tanah terkontaminasi. Besarnya penyisihan (*removal*) PAH juga dipengaruhi oleh jenis dan kadar dari PAH itu sendiri.

2.5 Biodegradasi Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)

Biodegradasi merupakan proses utama reduksi PAH dalam tanah. Biodegradasi sendiri adalah transformasi senyawa organik sebagai hasil dari aktivitas mikroorganisme yang dapat ditingkatkan dengan rekayasa spesifik.

Mikroorganisme yang terdiri dari bakteri dan fungi mampu mengubah PAH menjadi senyawa organik lain yang lebih sederhana. Bakteri dan fungi menggunakan PAH sebagai sumber karbon dan energi ataupun sebagai *co-substrat* sementara mengkonsumsi substrat lain selama proses dekomposisi berlangsung (Lundstedt dkk., 2007). Selanjutnya proses tersebut menghasilkan CO₂ dan air yang disebut dengan mineralisasi. Oleh karena itu, biodegradasi PAH sangat dipengaruhi oleh ketersediaan nutrisi. Selain itu, faktor abiotik lain yang juga memiliki pengaruh antara lain ketersediaan air, suhu, pH, dan keberadaan logam berat. Bakteri dan fungi memiliki alur metabolisme (*pathway*) PAH yang berbeda, dapat dilihat pada **Gambar 2.2**.

Fungi dan bakteri melakukan asosiasi dalam proses dekomposisi bahan organik (Sayara dkk., 2011). Fungi berperan lebih dominan untuk mendekomposisi bahan organik pada pH dibawah 5,5 kemudian dilanjutkan oleh bakteri pada pH 6-8 di rentang suhu mesofilik (Winqvist, 2014; Rebolledo dkk., 2008). Hal ini menguntungkan bagi bakteri dalam proses degradasi PAH karena tidak mampu mendegradasi secara langsung.



Gambar 2.2 Pathway Biodegradasi PAH oleh Bakteri dan Fungi (Sumber: Bamforth dan Singleton, 2005)

Fungi dalam proses degradasi PAH berperan untuk memecah cincin aromatik dan rantai alifatik melalui proses oksidasi. Proses tersebut dipercepat

oleh enzim ekstraseluler yang dihasilkan oleh fungi khususnya *white-rot fungi* (*lignolytic fungi*) yaitu LMEs. LMEs terdiri dari *laccase*, *manganese peroxidase*, dan *lignin peroxidase* (Winqvist, 2014; Simarro dkk., 2013; Hattaka, 1994). Dengan adanya peroksida (H_2O_2), LMEs akan menarik satu elektron dari PAH. Kemudian terjadi proses metabolisme yang menghasilkan *PAH-quinones*. Cincin *benzene* yang terlepas kemudian terurai dan membentuk senyawa yang lebih sederhana dengan berat molekul yang lebih rendah sehingga menjadi lebih *soluble* dan *bioaccessible* (Winqvist, 2014; Simarro dkk., 2013). Degradasi PAH juga dapat dilakukan oleh fungi *nonlignolytic* menggunakan *cytochrome P-450 monooxygenase* yang menghasilkan *arene oxide* dan senyawa lain (Winqvist, 2014). Menurut Boonchan dkk. (2000), fungi tidak menggunakannya sebagai sumber energi seperti hasil degradasi lignin. Oleh karena itu, inokulasi fungi tidak memberikan pengaruh yang besar terhadap degradasi PAH. Sehingga proses degradasi PAH lebih banyak dilanjutkan oleh bakteri yang menggunakan produk metabolisme fungi sebagai sumber karbon dan energi (Simarro dkk., 2013).

Berdasarkan *review* yang dilakukan oleh Loick dkk. (2009), fungi yang mampu mendegradasi PAH terdiri dari dua *phylum* yaitu *Basidiomycota* dan *Ascomycota*. *Phylum Basidiomycota* yang dapat mendegradasi PAH adalah genus *Agrocybe*, *Bjerkandera*, *Coriolopsis*, *Crinipellis*, *Flammulina*, *Kuebneromyces*, *Laetiporus*, *Marasmiellus*, *Naematoloma*, *Phanerochaete*, *Pleurotus*, *Ramaria*, *Rhizoctonia*, *Rhodotorula*, *Trametes*, dan *Trichosporon*. Sedangkan fungi pada *phylum Ascomycota* adalah genus *Aspergillus*, *Candida*, *Chrysosporium*, *Fusarium*, *Neurospora*, *Penicillium*, *Saccharomyces*, dan *Trichoderma* (Winqvist, 2014; Loick dkk., 2009; Boonchan dkk., 2000). Berdasarkan hasil penelitian, Winqvist (2014) secara spesifik menyebutkan bahwa *Phanerochaete Velutina* merupakan WRF yang mampu bertahan hidup dan mendegradasi PAH.

Semakin banyak spesies bakteri yang hidup, maka keragaman metabolisme akan semakin tinggi sehingga akan semakin banyak PAH yang didegradasi (Mrozik dkk., 2003). Bakteri secara umum menggunakan enzim intraselular *dioxygenase* untuk mendegradasi PAH. Enzim *dioxygenase* dengan dua molekul oksigen digunakan untuk memutus cincin *benzene* PAH. Kemudian membentuk *cis-dihydrodiol* yang selanjutnya dikonversi menjadi CO_2 dan air

melalui pembentukan *catechol*. Menurut Johnsen dkk. (2005), bakteri yang berperan dalam proses degradasi PAH pada tanah terbagi dua yaitu gram positif dan negatif. Bakteri gram negatif mampu mendegradasi PAH cincin 2- atau 3- (Mrozik dkk., 2002). Sedangkan bakteri gram positif memiliki peran yang signifikan untuk mendegradasi PAH dengan berat molekul tinggi (Lopez dkk., 2008; Mrozik dkk., 2002). Beberapa genus bakteri yang ditemukan sebagai pendegradasi senyawa aromatik adalah *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Bjerkandera* dan *Ralstonia* (Loick dkk., 2009; Crawford dkk., 1993).

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

BAB 3

METODE PENELITIAN

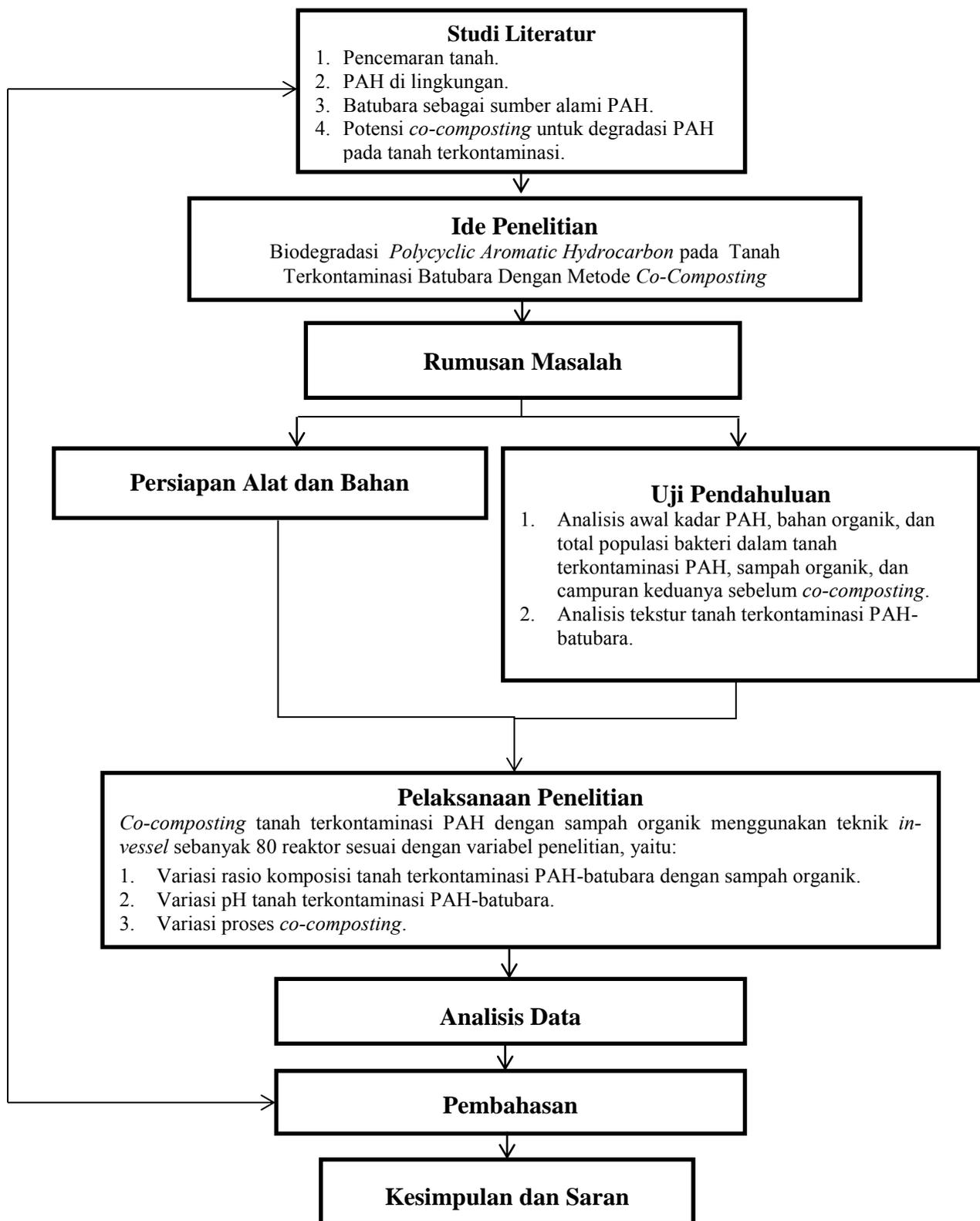
3.1 Rancangan Penelitian

Penelitian ini menggunakan metode eksperimen dalam skala laboratorium yang dilakukan di Laboratorium Pengelolaan Limbah Padat dan B3 Teknik Lingkungan-ITS. Penelitian ini dilakukan selama 98 hari dengan 2 replika (duplo) pada setiap perlakuan. Penelitian ini dilakukan untuk menentukan rasio komposisi optimum antara tanah terkontaminasi PAH-batubara dengan sampah organik dalam proses *co-composting*.

Parameter yang akan diuji selama penelitian adalah kandungan bahan organik yaitu C-organik dan N-total, kadar PAH-batubara, total populasi bakteri, pH, suhu, dan kadar air. Variasi yang digunakan dalam penelitian ini adalah rasio tanah terkontaminasi PAH dengan sampah organik (T/S), proses *co-composting*, dan pH tanah. Variasi rasio T/S ada 5 yaitu, 100/0 (kontrol), 75/25, 50/50, 25/75, dan 0/100 (kontrol). Variasi proses *co-composting* ada 2 yaitu aerobik dan anaerobik. Variasi pH tanah ada 2 yaitu asam dan netral.

3.2 Kerangka Penelitian

Kerangka penelitian merupakan gambaran awal tahap-tahap penelitian. Bertujuan untuk memudahkan penelitian dan penyusunan laporan, serta mengetahui hal-hal yang berkaitan agar tujuan penelitian dapat tercapai. Kerangka penelitian yang berupa diagram alir dapat dilihat pada **Gambar 3.1**.



Gambar 3.1 Kerangka Metode Penelitian

3.3 Langkah Kerja Penelitian

Langkah kerja penelitian ini berisi tentang urutan kerja yang akan dilakukan.

3.3.1 Studi Literatur

Studi literatur ini dilakukan untuk mendapatkan ide studi dan pemahaman yang baik mengenai permasalahan yang terjadi. Studi literatur juga meningkatkan pemahaman mengenai metode pengolahan yang akan digunakan. Selain itu, dilakukan pengkajian mengenai penelitian serupa yang telah dilakukan. Sumber literatur yang digunakan adalah jurnal, *text book*, tugas akhir dan tesis yang berhubungan dengan penelitian ini.

3.3.2 Ide Penelitian

Tanah yang terkontaminasi oleh PAH dari pertambangan batubara belum menjadi hal yang prioritas saat ini. Padahal kontaminasi PAH-batubara ini memiliki dampak bagi lingkungan maupun kesehatan jika terbawa ke badan air dan kemudian dikonsumsi masyarakat.

Beberapa penelitian telah dilakukan untuk *co-composting* tanah terkontaminasi PAH-tar batubara dengan sampah organik. Namun, penelitian mengenai *co-composting* dengan media tanah terkontaminasi PAH-batubara belum banyak dilakukan. Selain itu, komposisi optimal pada proses *co-composting* juga belum diketahui secara pasti. Hal ini yang menjadi dasar ide penelitian, yang diharapkan dapat menjadi salah satu *tools* untuk mengoptimalkan proses pemulihan tanah terkontaminasi PAH-batubara menggunakan metode *co-composting*.

3.3.3 Rumusan Masalah

Perumusan masalah dalam penelitian ini meliputi kondisi proses *co-composting* yaitu berapakah rasio komposisi tanah terkontaminasi PAH-batubara dengan sampah organik optimum guna menurunkan kadar PAH dalam proses *co-composting*; bagaimanakah pengaruh pH terhadap biodegradasi PAH-batubara dalam proses *co-composting*; bagaimanakah pengaruh proses *co-composting*

aerobik dan anaerobik terhadap degradasi PAH-batubara; dan bagaimanakah pertumbuhan populasi bakteri aerobik selama proses *co-composting*.

3.3.4 Uji Pendahuluan

Uji pendahuluan ini dilakukan untuk menentukan kadar PAH dan bahan organik yaitu C dan N-total serta total populasi bakteri dalam tanah terkontaminasi dan sampah organik sebelum penelitian. Selain itu, juga dilakukan analisis tekstur tanah terkontaminasi PAH-batubara. Hal ini dilakukan agar dapat melakukan prediksi terhadap perubahan yang terjadi pada kondisi sebelum dan sesudah *co-composting*.

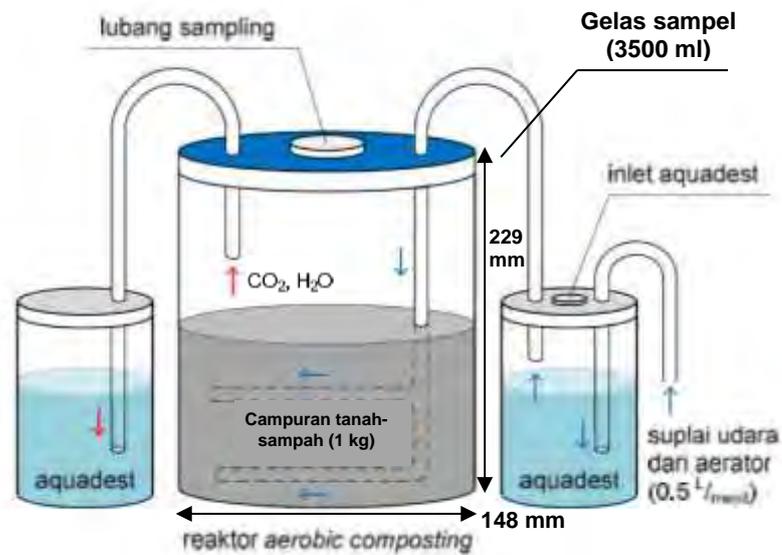
3.3.5 Persiapan Alat dan Bahan

Penelitian ini membutuhkan alat dan bahan untuk keberlangsungannya. Alat-alat dan bahan yang digunakan dalam penelitian adalah:

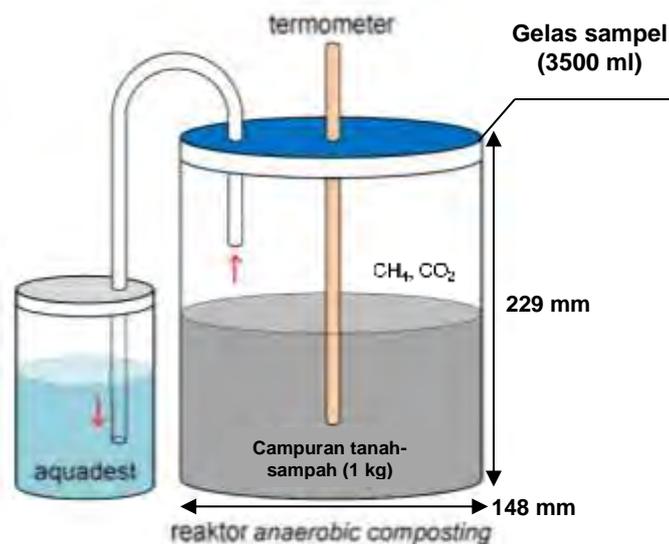
1. Toples kaca dengan kapasitas 3.500 ml sebagai reaktor penelitian yang dapat dilihat pada **Gambar 3.2**.
2. Selang, untuk mengeluarkan gas yang terbentuk dalam reaktor.
3. Botol air mineral bekas, untuk menampung gas yang dikeluarkan pada reaktor aerobik dan anaerobik.
4. Timbangan, untuk menimbang tanah dan sampah organik.
5. Mesin pencacah, untuk mencacah sampah organik.
6. Pengaduk semen (catok), untuk mencampur dan mengaduk tanah terkontaminasi PAH- batubara dan sampah organik.
7. Ayakan/saringan 10 *mesh*, untuk menyaring tanah agar didapatkan ukuran partikel ≤ 2 mm .
8. Termometer, untuk mengukur suhu campuran tanah dan sampah organik selama proses *co-composting*.
9. iTuin *soil tester*, untuk mengukur pH campuran tanah dan sampah organik selama proses *co-composting*.
10. Aerator, untuk aerasi pada reaktor aerobik.
11. Aquaterr T-350, untuk mengukur kadar air campuran tanah dan sampah organik selama proses *co-composting*.

Bahan-bahan yang diperlukan dalam penelitian ini adalah:

1. Tanah terkontaminasi PAH-batubara.
2. Sampah organik kota yang digunakan terdiri dari daun, ranting, dan sampah sayuran.
3. H_2SO_4 , untuk menurunkan pH (Widyati, 2007).
4. Aquadest, untuk kontrol kadar air di dalam reaktor.



(a)



(b)

Gambar 3.2 Desain Reaktor (a) Aerobik, (b) Anaerobik

3.3.6 Pelaksanaan Penelitian

3.3.6.1 Pengambilan dan Preparasi Sampel Tanah

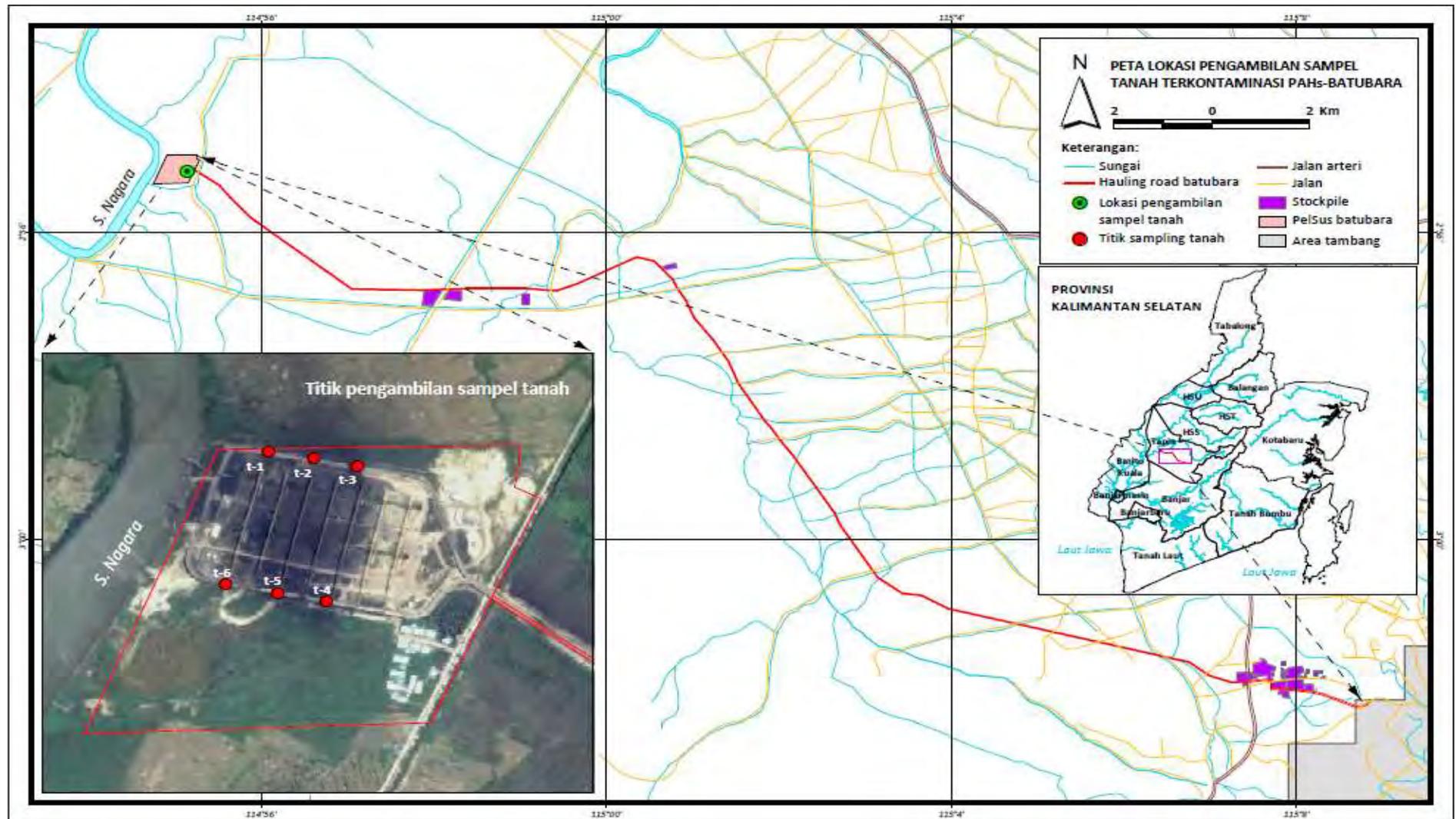
Pengambilan sampel tanah terkontaminasi PAH-batubara dilakukan pada area pelabuhan khusus batubara pada salah satu fasilitas pengangkutan batubara di Kabupaten Tapin, Provinsi Kalimantan Selatan. Penelitian yang dilakukan oleh Mizwar dan Trihadiningrum (2014) menunjukkan bahwa tanah pada lokasi tersebut mengandung kadar total 16 jenis PAH tertinggi.

Pengambilan sampel dilakukan pada permukaan tanah yang dilapisi oleh endapan partikel batubara di sekitar area pelabuhan khusus batubara akibat terbawa aliran *run off*. Hal ini dilakukan agar diperoleh sampel tanah yang representatif. Sampel tanah yang diambil pada kedalaman 5-20 cm (Wang dkk., 2010) di 6 titik yang berbeda yang dilakukan secara acak dalam radius 25 m (lihat **Gambar 3.1**). Penentuan titik pengambilan sampel tersebut dilakukan secara *purposive sampling* berdasarkan arah aliran *run off* dan jarak dari timbunan batubara (Anonim, 2007).

Pengambilan sampel tanah dilakukan menggunakan bor tanah manual. Tanah dari masing-masing titik pengambilan sampel kemudian dicampur dan diayak dengan saringan 10 *mesh* (2 mm) untuk mendapatkan bahan yang homogen (Sayara dkk., 2011; Zhang dkk., 2011; Mason, 1992). Kemudian dimasukkan ke dalam karung yang bagian dalamnya telah dilapisi dengan kain menggunakan sekop. Hal ini dilakukan untuk meminimalisir kemungkinan terjadinya reaksi antara *phthalate esters* dengan hidrokarbon lain dari plastik (US-EPA, 2007).

3.3.6.2 Pengambilan dan Preparasi Sampel Sampah Organik

Sampah organik yang digunakan terdiri dari daun, ranting, dan sampah sayuran (kol). Sampah daun dan ranting diambil dari Rumah Kompos Kebun Bibit, Surabaya. Sedangkan sampah sayuran diambil dari Pasar Keputran, Surabaya. Masing-masing sampah organik ini dicacah menggunakan mesin pencacah di rumah kompos tersebut.



Gambar 3.3 Peta Lokasi Pengambilan Sampel Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara

Sampah kol yang telah dicacah kemudian dipanaskan matahari (*air-dried*) untuk mengurangi kadar airnya yang tinggi. Kadar air dari sampah daun dan ranting masih dalam level sedang dimana kisarannya tidak melebihi 50% sehingga tidak perlu dipanaskan. Kemudian sampah diayak menggunakan saringan 10 *mesh* (2 mm) untuk mendapatkan bahan yang homogen (Sayara dkk., 2011; Zhang dkk., 2011).

3.3.6.3 Prosedur Penelitian

Penelitian dilakukan dengan 2 replika (duplo) pada setiap perlakuan menggunakan 80 reaktor yaitu 20 reaktor aerobik dan 60 reaktor anaerobik (**Tabel 3.1**). Reaktor anaerobik disiapkan secara paralel, dimana setiap 20 reaktor digunakan untuk sekali pengambilan sampel yaitu hari ke-30, 60, dan 98. Hal ini dilakukan untuk meminimalisir gangguan terhadap kondisi anaerobik dalam reaktor. Setiap reaktor yang telah dibuka untuk pengambilan sampel tidak digunakan lagi. Sedangkan reaktor lain terus digunakan hingga batas waktu pengambilan sampel selanjutnya.

Penelitian ini diawali dengan menyiapkan sampah organik dan tanah terkontaminasi PAH-batubara yang telah diayak. Tanah kemudian dipisahkan untuk pengkondisian asam dan netral. Dimana pH netral merupakan kondisi eksisting dari tanah terkontaminasi PAH-batubara di area pelabuhan khusus batubara yang nilainya adalah 7. Sedangkan pH asam didapatkan dengan penambahan larutan H₂SO₄ 2% pada tanah yang nilainya adalah 5. Hal ini dilakukan mengingat jenis tanah di Kalimantan umumnya adalah gambut yang bersifat asam, dimana pH berkisar antara 1-5.

Ketiga jenis sampah dicampur dengan perbandingan 50% daun: 30% kol: 20% ranting untuk memenuhi rasio C/N sebesar 15-30 (Antizar-Ladislaos dan Russel, 2007). Sampah organik dan tanah dicampur sesuai dengan komposisi, kemudian diaduk hingga homogen. Campuran tersebut dimasukkan ke dalam masing-masing reaktor sebanyak 1 kg berat basah. Namun pada reaktor dengan pH asam berat basah menjadi 1,2 kg karena adanya penambahan larutan H₂SO₄. Selanjutnya dilakukan pengujian terhadap kandungan bahan organik (kadar C-

organik dan N-total), kadar PAH, dan total populasi bakteri pada setiap komposisi.

Suhu dan kadar air dari campuran kedua bahan tersebut kemudian diukur. Pengukuran suhu dilakukan menggunakan termometer untuk mengetahui suhu awal sebelum proses *co-composting* berlangsung. Pengukuran kadar air dilakukan menggunakan Aquaterr T-350 guna mengetahui kadar air campuran kedua bahan. Sehingga dapat dilakukan pengkondisian kadar air optimum sebesar 50-60%. Kemudian dilakukan pengkondisian proses *co-composting* menjadi aerobik dan anaerobik. Reaktor aerobik mendapatkan aerasi dengan kapasitas 0,5 L/menit/kg (lihat **Lampiran A**).

Setiap hari dilakukan pengukuran suhu pada kedua jenis reaktor. Pengukuran pH dan kadar air dilakukan setiap 15 hari sekali pada reaktor aerobik, sedangkan untuk reaktor anaerobik dilakukan dalam 30 hari sekali. Analisis total populasi bakteri dilakukan setiap 15 hari sekali pada reaktor aerobik saja. Pada akhir penelitian yaitu hari ke-98 dilakukan pengambilan sampel pada kedua jenis reaktor untuk analisis kadar PAH.

Tabel 3.1 Perlakuan pada Reaktor Penelitian

Rasio T/S	Reaktor	pH Tanah	Proses <i>Co-composting</i>	Kadar air (%)	Rasio C/N	Jumlah		
100/0	RK 1	5-5,3	Aerobik	50-60	12,59	2		
	RK 5	6-7				Anaerobik	6	
	RK 3	5-5,3	Aerobik				13,32	2
	RK 7	6-7				Anaerobik		6
75/25	RU 1	5-5,3	Aerobik		50-60			16,31
	RU 7	6-7				Anaerobik		
	RU 4	5-5,3	Aerobik				18,64	
	RU 10	6-7				Anaerobik		
50/50	RU 2	5-5,3	Aerobik	50-60				16,31
	RU 8	6-7				Anaerobik		
	RU 5	5-5,3	Aerobik				18,64	
	RU 11	6-7				Anaerobik		
25/75	RU 3	5-5,3	Aerobik		50-60			23,92
	RU 9	6-7				Anaerobik		
	RU 6	5-5,3	Aerobik				23,92	
	RU 12	6-7				Anaerobik		
0/100	RK 2	5-5,3	Aerobik	50-60				23,92
	RK 6	6-7				Anaerobik		
	RK 4	5-5,3	Aerobik				23,92	
	RK 8	6-7				Anaerobik		

Keterangan:

RK = Reaktor kontrol

RU = Reaktor uji

3.3.7 Analisis Data

Analisis hasil penelitian dilakukan di Laboratorium Sumberdaya Lahan Fakultas Pertanian UPN Veteran Surabaya dan Laboratorium Kimia Organik Pusat Penelitian Oseanografi-LIPI. Analisis kandungan C-organik dan N-total dalam bahan baku dianalisis pada H-0. Analisis kadar PAH dalam kompos dilakukan pada awal dan akhir penelitian yaitu hari ke-0 dan ke-98. Analisis populasi bakteri dalam kompos dilakukan setiap 15 hari sekali selama 98 hari pada reaktor aerobik saja yang dilakukan di Laboratorium Pengelolaan Limbah Padat dan B3 Jurusan Teknik Lingkungan ITS Surabaya.

Pengukuran kadar air, pH, dan suhu juga dilakukan untuk mengetahui perubahan yang terjadi selama proses *co-composting*. Semua parameter ini diukur menggunakan berbagai metode yang dapat dilihat pada **Tabel 3.2**. Prosedur pengukuran secara lengkap dapat dilihat pada **Lampiran B**.

Tabel 3.2 Metode Analisis

Parameter	Waktu Sampling	Metode Analisis	Sumber
PAH	Awal dan akhir penelitian	<i>Gas Chromatography Mass Spectrometric (GC-MS)</i>	Grasshoff dkk., 1983 dan MacLeod dkk., 1993
N-total	Awal dan akhir penelitian	Kjeldahl	APHA AWWA, 1998
C-organik	Awal dan akhir penelitian	Walkley dan Black	Horwitz (Ed.), 2008
Kadar air	Setiap 15 hari (aerobik) Setiap 30 hari (anaerobik)	Aquaterr T-350	-
pH	Setiap 15 hari (aerobik) Setiap 30 hari (anaerobik)	<i>Soil tester (iTuin)</i>	-
Suhu	Setiap hari	Termometer	APHA AWWA, 1998
Total populasi bakteri	Setiap 15 hari	<i>Total Plate Count (TPC)</i>	APHA AWWA, 1998

3.4 Pembahasan

Pembahasan dilakukan pada setiap data yang diperoleh dari hasil analisis. Hasil penelitian ditampilkan dalam bentuk tabel dan grafik yang dibahas dan dianalisis secara jelas dan terperinci.

3.5 Kesimpulan dan Saran

Kesimpulan disusun berdasarkan hasil analisis dan merupakan jawaban dari tujuan penelitian. Perbaikan-perbaikan untuk melengkapi dan mengevaluasi penelitian ini dapat dilakukan sebagai penelitian lanjutan oleh peneliti lain.

BAB 4

HASIL PENELITIAN DAN PEMBAHASAN

4.1 Karakteristik Bahan Penelitian

4.1.1 Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara

Tanah yang digunakan dalam penelitian ini berasal dari area pelabuhan khusus batubara pada salah satu fasilitas pengangkutan batubara di Kabupaten Tapin, Provinsi Kalimantan Selatan. Analisis karakteristik tanah (tekstur, kadar air, rasio C/N dan pH) dilakukan pada sampel yang telah dicampur namun belum diayak. Hal ini dimaksudkan untuk mengetahui karakteristik sampel tanah alami. Hasil analisis karakteristik tanah disajikan pada **Tabel 4.1**.

Tabel 4.1. Hasil Analisis Karakteristik Tanah

Parameter	Satuan	Hasil
C-organik	%	4,61
N-total	%	1,18
C/N	-	12,59
Kadar air	%	59
pH	-	7
Tekstur tanah:		
Pasir	%	62
Debu	%	19
Liat	%	19
Kelas tekstur tanah (USDA)	-	Lempung berpasir (<i>sandy loam</i>)

Berdasarkan **Tabel 4.1** diketahui bahwa sampel tanah termasuk dalam kategori tekstur tanah lempung berpasir dengan rasio C/N sebesar 12,59, kadar air 59% dan pH 7. Kelas tekstur tanah yang merupakan lempung berpasir akan sangat membantu dalam proses *co-composting* karena tersedia ruang (pori) yang memudahkan masuknya aliran udara dari aerasi.

Analisis kadar PAH dilakukan pada sampel yang telah dicampur dan diayak. Sampel dicampur dan diayak bertujuan untuk menghomogenkan distribusi PAH pada tanah. Hasil analisis konsentrasi PAH pada tanah disajikan pada **Tabel 4.2**. Berdasarkan tabel tersebut tersebut diketahui bahwa kadar total 16 EPA-PAH pada

sampel tanah yang digunakan adalah sebesar 59,15 mg/kg, yang terdiri dari 9,00% LMW-PAH, 2,82% MMW-PAH, dan 88,18% HMW-PAH.

Tabel 4.2 Hasil Analisis Kadar 16 EPA-PAH Tanah

Jenis PAH	Kadar (mg/kg)
<i>Naphtalene</i> (Naph)	0,15
<i>Acenaphthylene</i> (Acy)	0,32
<i>Acenaphthene</i> (Acen)	0,54
<i>Fluorene</i> (Flu)	2,23
<i>Phenanthrene</i> (Phen)	0,45
<i>Anthracene</i> (Anth)	1,64
<i>Pyrene</i> (Pyr)	0,50
<i>Fluoranthene</i> (Flan)	0,46
<i>Benzo[a]anthracene</i> (BaA)	0,31
<i>Chrysene</i> (Chry)	0,41
<i>Benzo[b]fluoranthene</i> (Bbf)	1,22
<i>Benzo[k]fluoranthene</i> (Bkf)	1,30
<i>Benzo[a]pyrene</i> (BaP)	12,50
<i>Dibenzo[a,h]anthracene</i> (DBahA)	19,02
<i>Indeno[1,2,3-c,d]pyrene</i> (InP)	13,78
<i>Benzo[g,h,i]perylene</i> (Bghip)	4,32
Total	59,15

4.1.2 Sampah Organik

Bahan baku *co-composting* yang digunakan pada penelitian ini adalah sampah taman segar yang terdiri dari campuran sampah daun dan ranting ditambah dengan sampah sayuran (kol). Komposisi bahan baku diatur untuk memenuhi syarat rasio C/N proses *co-composting* sebesar 15-30 (Antizar-Ladislao dkk., 2007) yang dapat dilihat pada **Lampiran C**.

Analisis karakteristik sampah organik segar (kadar air, rasio C/N dan pH) dilakukan pada ketiga jenis sampah yang telah dicampur. Hal ini dimaksudkan untuk mengetahui karakteristik sampel sampah organik campuran alami. Hasil analisis karakteristik sampah organik campuran disajikan pada **Tabel 4.3**.

Berdasarkan **Tabel 4.3** diketahui bahwa rasio C/N dari sampah organik campuran sebesar 23,92 dengan kandungan kadar air 58% dan pH 6,5. Sampah organik ini disiapkan sebagai *co-substrat* bagi mikroorganisme yang merupakan stimulan untuk pertumbuhan dan perkembangbiakannya (Simarro dkk., 2013; Sayara,

2011). Penyediaan *co-substrat* dilakukan bertingkat, dimulai dari kol yang lebih mudah terdekomposisi, kemudian daun, dan yang terakhir adalah ranting karena kandungan lignin yang tinggi. Lignin adalah salah satu komponen tumbuhan mati yang proses degradasinya berjalan lambat dan merupakan bahan utama penyusun humus (Simarro dkk., 2013; Rynk, 1992). Selain itu, cacahan ranting yang digunakan juga membantu proses aerasi dimana menyediakan ruang atau pori untuk masuknya udara (Rynk, 1992). Diharapkan dengan penambahan *co-substrat* yang dilakukan mikroorganisme tidak kekurangan sumber energi dan dapat beradaptasi terhadap PAH. Sehingga PAH menjadi lebih mudah didegradasi oleh mikroorganisme (Sayara, 2011).

Tabel 4.3 Hasil Analisis Karakteristik Sampah Organik

Parameter	Satuan	Hasil
C-organik	%	1,86
N-total	%	0,09
C/N	-	23,92
Kadar air	%	58
pH	-	6,5

Analisis kadar PAH dilakukan pada sampel sampah organik campuran. Hasil analisis kadar PAH pada sampah organik disajikan pada **Tabel 4.4**. Berdasarkan tabel tersebut diketahui bahwa kadar total 16 EPA-PAH pada sampel sampah organik yang digunakan adalah sebesar 3,43 mg/kg, yang terdiri dari 14,00% LMW-PAH, 7,85% MMW-PAH, dan 78,15% HMW-PAH.

Tabel 4.4 Hasil Analisis Kadar PAH Sampah Organik

Jenis PAH	Kadar (mg/kg)
<i>Naphtalene</i> (Naph)	0,02
<i>Acenaphthylene</i> (Acy)	0,05
<i>Acenaphthene</i> (Acen)	0,03
<i>Fluorene</i> (Flu)	0,32
<i>Phenanthrene</i> (Phen)	0,05
<i>Anthracene</i> (Anth)	0,02
<i>Pyrene</i> (Pyr)	0,05
<i>Fluoranthene</i> (Flan)	0,04
<i>Benzo[a]anthracene</i> (BaA)	0,13
<i>Chrysene</i> (Chry)	0,05

Tabel 4.4 (Lanjutan)

Jenis PAH	Kadar (mg/kg)
<i>Benzo[b]fluoranthene</i> (Bbf)	0,09
<i>Benzo[k]fluoranthene</i> (Bkf)	0,09
<i>Benzo[a]pyrene</i> (BaP)	0,04
<i>Dibenzo[a,h]anthracene</i> (DBahA)	1,21
<i>Indeno[1,2,3-c,d]pyrene</i> (InP)	0,39
<i>Benzo[g,h,i]perylene</i> (Bghip)	0,85
Total	3,43

4.2 Kondisi Lingkungan Selama Proses *Co-Composting* Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara

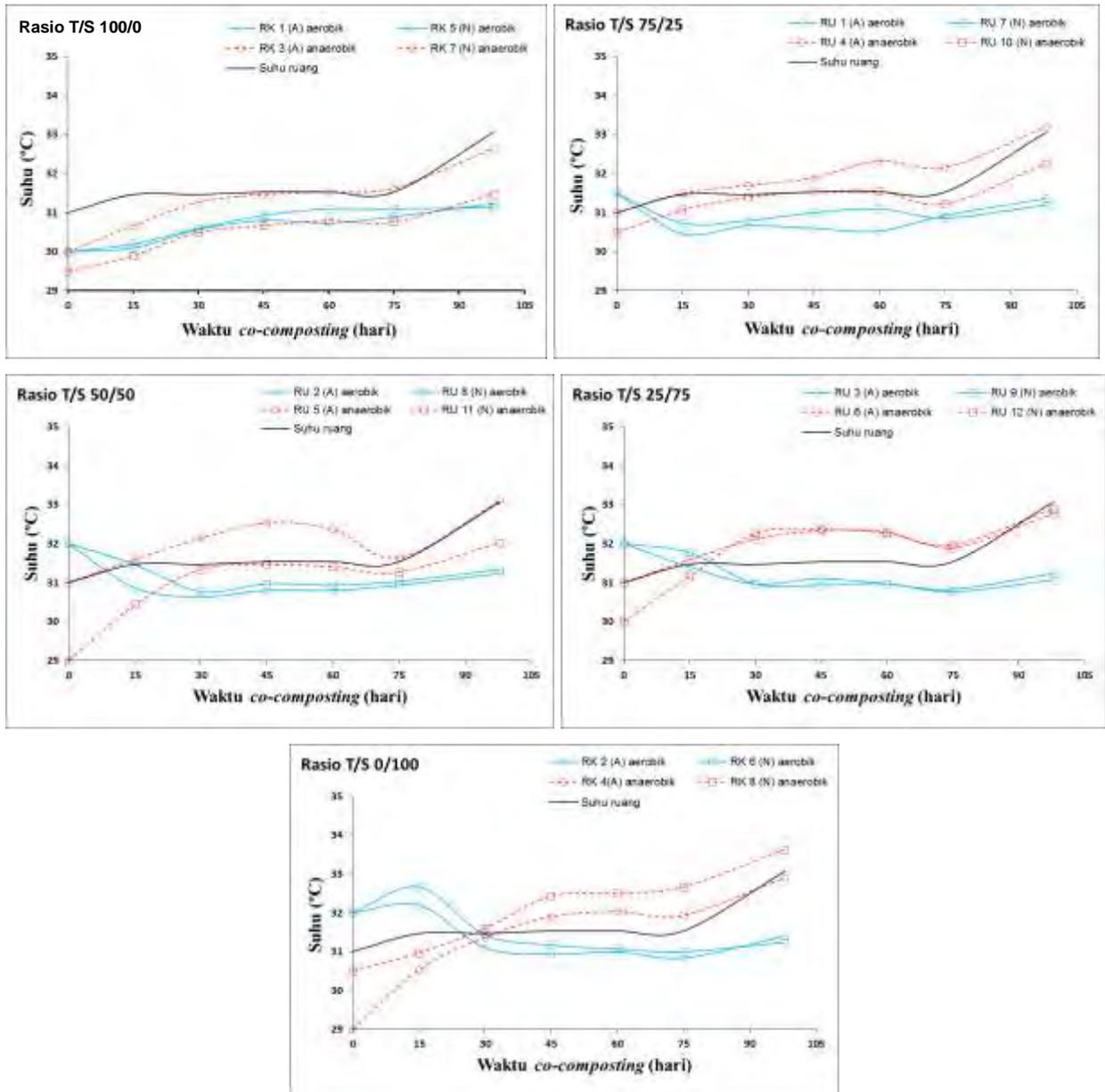
4.2.1 Perubahan Suhu Selama Proses *Co-Composting*

Suhu merupakan faktor penting dalam *co-composting*. Suhu menandakan adanya energi berupa panas yang dihasilkan oleh aktivitas bakteri dalam proses *co-composting*. Suhu seringkali juga dijadikan sebagai acuan untuk menentukan efisiensi dari proses *co-composting* yang berlangsung (Makan dkk., 2013). Pengukuran suhu pada penelitian ini dilakukan setiap hari pada pukul 13.00-14.00 WIB selama 98 hari. Pengukuran suhu dilakukan pada siang hari untuk mengurangi pengaruh suhu lingkungan yang lebih rendah/dingin pada pagi atau malam hari. Hasil pengukuran suhu dapat dilihat pada **Gambar 4.1**.

Suhu awal pada reaktor aerobik berkisar antara 30-32°C sedangkan pada reaktor anaerobik adalah 29-31°C. Suhu awal ini merupakan pengaruh dari aktivitas bakteri yang telah berlangsung sebelum proses *co-composting* dimulai. Perbedaan suhu yang terjadi antara variasi pH tanah asam dan netral tidak signifikan, hanya berkisar antara 0,1-0,5°C. Maka, variasi pH tidak mempengaruhi perubahan suhu yang terjadi selama proses *co-composting* berlangsung.

Suhu pada reaktor aerobik dengan rasio T/S 100/0 meningkat secara perlahan dari 30°C menjadi 31°C pada H-45 yang kemudian tetap hingga H-90. Pada H-98, suhu meningkat menjadi 31,5°C. Peningkatan suhu disebabkan oleh aktivitas mikroorganisme yang mendekomposisi bahan organik dan menghasilkan CO₂, air, biomassa, dan panas (Sayara, 2011; Vlyssides dkk., 2010; Subali dan Ellianawati, 2010; Crawford dkk., 1993; Rynk, 1992). Oleh karena itu, semakin tinggi aktivitas

mikroorganisme maka akan semakin besar panas yang terbentuk sehingga terjadi peningkatan suhu. Peningkatan aktivitas mikroorganisme tersebut ditandai dengan peningkatan jumlah bakteri pada rasio T/S 100/0 selama proses *co-composting* (lihat **Gambar 4.7**).



Gambar 4.1 Perubahan Suhu Selama Proses *Co-Composting*

Suhu pada rasio T/S 75/25 di reaktor aerobik yang awalnya 31,5°C mengalami penurunan menjadi 30,5°C pada H-15. Kemudian suhu meningkat perlahan hingga 31°C pada H-60. Hingga H-98, suhu terus meningkat menjadi 31,5°C. Rasio T/S

50/50 dan 25/75 yang suhu awalnya adalah 32°C pada H-15 hingga H-30 juga mengalami penurunan menjadi 31°C. Suhu pada kedua rasio ini tetap hingga H-90 kemudian meningkat kembali menjadi 31,5°C pada H-98. Penurunan suhu tersebut dikarenakan ruang antar partikel yang tersedia sebagai pengaruh dari jenis tanah yang digunakan yaitu lempung berpasir. Sehingga panas yang terbentuk dari proses dekomposisi bahan organik lebih mudah terlepas keluar. Sedangkan pada rasio T/S 0/100, suhu awal adalah 32°C kemudian meningkat menjadi 32,5°C pada H-15. Peningkatan suhu tersebut disebabkan bahan baku pada rasio ini hanya sampah organik sehingga panas bisa tersimpan lebih lama. Pada H-30 suhu turun menjadi 31°C dan tetap pada kisaran tersebut hingga H-75. Penurunan suhu tersebut disebabkan sampah organik yang semakin rapuh sehingga ukurannya menjadi lebih kecil dan ringan karena terjadinya pelepasan CO₂ dan air. Perubahan fisik yang terjadi pada sampah organik menyebabkan panas yang terbentuk lebih mudah terlepas sehingga suhu menurun. Pada H-98 suhu meningkat menjadi 31,5°C. Peningkatan suhu pada akhir percobaan terjadi di semua rasio T/S. Hal ini menandakan bahwa aktivitas mikroorganisme masih berlangsung yang didukung dengan jumlah bakteri pada semua rasio T/S hingga H-98 terus meningkat jumlahnya.

Suhu pada reaktor anaerobik rata-rata mengalami peningkatan dari H-0 hingga H-98. Pada rasio T/S 100/0, suhu yang awalnya 29,5-30°C meningkat 1°C hingga H-30 kemudian tetap hingga H-75. Suhu kemudian meningkat kembali sampai dengan H-90 menjadi 31-32°C dan tetap pada kisaran tersebut hingga H-98. Perubahan suhu yang terus meningkat tersebut juga terjadi pada rasio T/S 75/25 dan 50/50. Suhu awal yang berkisar antara 30,5-31°C meningkat secara perlahan hingga 32-33°C hingga H-90 dan kemudian tetap pada H-98. Pada rasio T/S 25/75, suhu awal adalah 30-31°C kemudian meningkat menjadi 32°C pada H-30. Suhu tetap hingga H-75 dan kemudian meningkat menjadi 32,5°C hingga H-98. Sedangkan pada rasio T/S 0/100, suhu yang awalnya adalah 29°C terus meningkat hingga H-90 pada kisaran 32-32,5°C. Kemudian suhu sedikit menurun pada H-98. Peningkatan suhu yang terjadi hingga akhir percobaan dalam kondisi anaerobik juga menandakan bahwa aktivitas mikroorganisme masih berlangsung. Hal ini menunjukkan bahwa ketersediaan bahan organik masih memadai hingga akhir percobaan (Franca dkk., 2008).

Perubahan suhu pada kedua jenis reaktor baik dalam peningkatan maupun penurunan yang terjadi tidak signifikan hanya berkisar antara 1-2°C. Perubahan suhu tersebut menunjukkan pola perubahan yang sama dengan suhu ruang. Suhu ruang selama proses *co-composting* berlangsung berkisar pada 31-34°C. Pada kisaran suhu ruang tersebut, suhu pada reaktor aerobik berada pada 30,5-31°C sedangkan reaktor anaerobik suhunya berkisar antara 31-33°C. Jika suhu ruang naik menjadi 34°C, suhu pada reaktor aerobik ikut meningkat menjadi 31°C. Begitu pula yang terjadi pada reaktor anaerobik yang suhunya meningkat hingga 33°C. Oleh karena itu, perubahan suhu yang terjadi pada kedua jenis reaktor dipengaruhi oleh suhu ruang. Terpengaruhnya suhu reaktor oleh suhu ruang disebabkan oleh reaktor penelitian tidak menggunakan isolator. Dibandingkan dengan penelitian lain, suhu lebih terjaga karena menggunakan media-media yang dapat menjaga kestabilan suhu. Penelitian yang dilakukan oleh Antizar-Ladislao dan Russel (2007) menempatkan reaktor di dalam inkubator. Begitu pula yang dilakukan oleh Zhang dkk. (2011) yang menggunakan *water bath* sehingga suhu terjaga.

Berdasarkan pola perubahan suhu yang diamati, suhu pada reaktor aerobik hanya berkisar antara 30-31°C selama proses *co-composting* berlangsung. Suhu tersebut lebih rendah dibandingkan dengan suhu pada reaktor anaerobik yang berkisar antara 31-33°C. Hal ini disebabkan oleh adanya aerasi pada reaktor aerobik dan tinggi maksimal bahan *co-composting* hanya 20 cm, mengakibatkan panas yang terbentuk lebih mudah terdorong keluar. Hasil ini sejalan dengan *composting* yang dilakukan oleh Nugroho dan Artasari (2011). Pada proses *composting* tersebut suhu stabil pada 30°C karena aerasi yang dilakukan secara kontinu baik pada bahan baku yang berupa nasi maupun sampah organik. Selain itu, Mekan dkk. (2013) dan Yenie (2008) menjelaskan bahwa untuk mendapatkan suhu lebih dari 40°C dalam proses *composting* maupun *co-composting*, tinggi bahan baku umumnya mencapai 1,2-2 m. Aerasi yang tidak dilakukan pada reaktor anaerobik menyebabkan panas yang terbentuk tersimpan dalam reaktor sehingga suhu menjadi lebih tinggi.

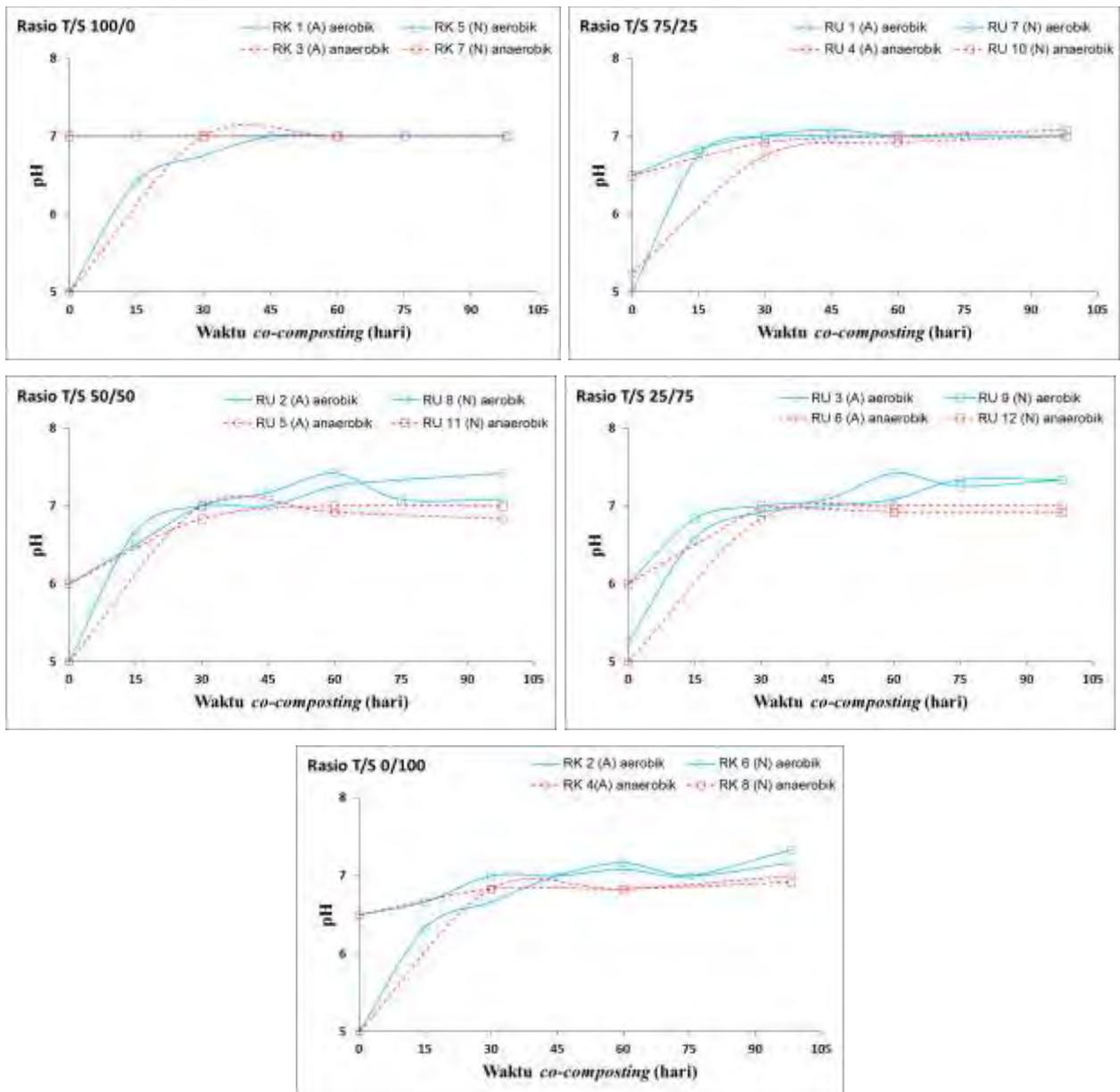
Rentang suhu 30-33°C pada kedua jenis reaktor termasuk dalam fase mesofilik yang berkisar antara 25-40°C (Trihadiningrum, 2012). Suhu mesofilik ini juga dipengaruhi oleh jenis bahan baku *co-composting* yang digunakan. Sejalan dengan penelitian yang dilakukan oleh Nugroho dan Artasari (2011), dimana suhu *composting*

dengan bahan baku sampah organik berkisar di 30°C sedangkan bahan baku nasi lebih tinggi mencapai suhu termofilik. Menurut Nugroho dan Artasari (2011), lignoselulosa dalam sampah organik akan mempengaruhi proses degradasi. Lignoselulosa terdiri dari selulosa, hemiselulosa yang merupakan fraksi organik *biodegradable* dan lignin yang terbentuk dari polimer alami yang sangat kompleks sehingga lebih resisten (Winqvist, 2014; Anindyawati, 2010; dan Francao dkk., 2008). Penelitian yang dilakukan oleh Howard dkk. (2003) menunjukkan kandungan selulosa, hemiselulosa, dan lignin pada daun masing-masing adalah 15-20%, 80-85%, dan 0%. Sedangkan pada ranting masing-masing adalah 45-50%, 25-35%, dan 25-35%. Oleh karena itu, semakin tinggi kandungan lignoselulosa dalam bahan baku maka proses degradasi semakin lambat sehingga perubahan suhu yang terjadi tidak signifikan. Suhu mesofilik yang dicapai pada proses *co-composting* ini mampu mendukung pertumbuhan bakteri sehingga degradasi PAH dapat berlangsung dengan optimal yang berkisar antara 12,61-59,90%.

4.2.2 Perubahan pH Selama Proses *Co-Composting*

Salah satu parameter penting dalam proses *co-composting* adalah pH. Mikroorganisme memiliki keterbatasan dalam bertahan hidup dan berkembang biak pada pH tertentu. Pada pH yang terlalu rendah pertumbuhan dan perkembangbiakan mikroorganisme mungkin terganggu, begitu pula jika pH terlalu tinggi (Sayara dkk., 2009; Tchobanoglous dkk., 1993). Selain itu, pH juga mempengaruhi kerja enzim dimana akan mempengaruhi proses *co-composting* maupun bioremediasi yang dilakukan. Pengukuran pH dilakukan berkala selama proses *co-composting* berlangsung. Pengukuran dilakukan setiap 15 hari sekali untuk reaktor aerobik dan 30 hari sekali untuk reaktor anaerobik selama 98 hari. Data hasil pengukuran dapat dilihat pada **Gambar 4.2**.

Parameter pH tanah pada penelitian ini dikondisikan bervariasi yaitu 5 dan 7 untuk masing-masing variasi asam dan netral. Setelah dilakukan pencampuran, nilai pH bervariasi yaitu 5-5,3 untuk pH asam dan 6-7 untuk pH netral. Pada pH tanah netral yang nilai awal adalah 7, setelah dicampur dengan sampah organik menjadi sedikit lebih rendah yaitu 6-6,5. Hal ini dikarenakan pH sampah organik yang terutama kol adalah 5 sehingga mempengaruhi pH campuran.



Gambar 4.2 Perubahan pH Selama Proses *Co-Composting*

Gambar 4.2 menunjukkan pH awal pada reaktor aerobik dengan rasio T/S 100/0 untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah 5 dan 7. Pada H-15, variasi pH asam mulai meningkat menjadi 6,5 dan menjadi 7 pada H-45 hingga H-98. Sedangkan variasi pH netral tidak mengalami perubahan yaitu tetap 7 dari H-0 hingga H-98. Pada rasio T/S 75/25, pH awal untuk variasi asam dan netral masing-masing adalah 5 dan 6,5. Pada H-15, kedua variasi pH meningkat mendekati netral yaitu 6,8. Kemudian pada H-30 menjadi 7 dan tetap hingga H-98. Rasio T/S 50/50 dengan pH

awal 5 dan 6 untuk variasi asam dan netral meningkat pada H-15 menjadi 6,7 dan 6,5. Nilai pH terus meningkat menjadi 7 pada H-30 dan stabil berkisar antara 7-7,5 hingga H-98. Rasio T/S 25/75 dengan pH awal untuk variasi asam dan netral masing-masing adalah 5,3 dan 6 pada H-15 meningkat menjadi 6,6 dan 6,8. Nilai pH ini terus meningkat pada kisaran 7-7,3 hingga H-98. Pada rasio T/S 0/100 dengan variasi asam dan netral yang nilainya masing-masing adalah 5 dan 6,5 juga mengalami perubahan yang sama. Pada H-15, kedua variasi pH mengalami peningkatan menjadi 6,3 untuk variasi pH asam dan 6,7 untuk variasi pH netral. Peningkatan pH mendekati netral pada H-30 untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah 6,7 dan 7. Hingga H-98, pH pada kedua jenis variasi berkisar antara 7-7,3. Peningkatan pH yang serupa juga ditemukan pada penelitian Karnchanawong dan Sapudom (2011), Atagana (2008), dan Boonchan (2000). Ketiga penelitian tersebut menunjukkan peningkatan pH pada kisaran netral yaitu 7-8 dalam 4-5 bulan pertama proses *co-composting*.

Peningkatan pH yang terjadi merupakan pengaruh dari proses dekomposisi bahan organik yang berlangsung. Proses dekomposisi bahan organik menghasilkan CO₂ dan air yang saling bereaksi membentuk senyawa bikarbonat (H₂CO₃). Unsur-unsur dari H₂CO₃ yang terbentuk yaitu HCO₃⁻ dan H⁺ memiliki daya sangga (*buffer capacity*) pH. Reaksi antara kedua unsur tersebut merupakan reaksi kesetimbangan sehingga mampu menahan pH. Pada kondisi kelebihan H⁺, akan dilepaskan OH⁻ yang bersifat basa untuk menetralkannya dan begitu pula sebaliknya (Padmono, 2007). Nilai pH yang bertahan pada kisaran netral hingga H-98 juga merupakan pengaruh dari *buffer capacity*.

Peningkatan pH juga disebabkan oleh proses nitrifikasi. Dalam proses nitrifikasi, N-organik tanah yang berupa amonia (NH₃) dioksidasi menjadi nitrit (NO₂⁻) dan selanjutnya dirubah menjadi nitrat (NO₃⁻). Selama proses perubahan NO₂⁻ menjadi NO₃⁻, ion H⁺ terlepas sehingga kandungannya dalam tanah berkurang dan digantikan oleh kation-kation basa (pertukaran ion) yang menyebabkan kadar kemasamannya menurun (Hassibuan dkk., 2012; Gao dkk., 2010; Atagana, 2008). Kemampuan pertukaran ion ini disebut dengan kapastitas tukar kation (KTK) yang hubungannya berbanding lurus dengan *buffer capacity*. Semakin besar KTK, maka akan semakin besar pula peningkatan pH yang terjadi. KTK dipengaruhi oleh ketersediaan kation-kation basa pada bahan baku *composting*. Bell dan Besheo (1993)

dalam Yuwono (2008) menjelaskan bahwa penambahan sampah organik ke dalam tanah dapat meningkatkan ketersediaan kation-kation basa seperti Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , dan Na^+ pada tanah masam.

Nilai pH pada reaktor anaerobik juga mengalami peningkatan yang hampir sama reaktor aerobik. Pada rasio T/S 100/0, pH awal untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah 5 dan 7. Pada pengukuran H-30, pH pada variasi asam meningkat menjadi netral dan bertahan hingga H-98. Sedangkan pada variasi pH netral, pH tetap 7 hingga H-98. Rasio T/S 75/25, yang nilai pH awal untuk variasi asam dan netral masing-masing adalah 5,3 dan 6,5. Pada H-30, pH pada kedua variasi meningkat mendekati netral yaitu 6,8 dan 6,9. Pada rasio T/S 50/50, 25/75, dan 0/100 mengalami pola perubahan pH yang sama dengan rasio T/S 75/25. Nilai pH pada ketiga rasio tersebut pada H-30 meningkat mendekati netral yang berkisar antara 6,8-7 dan kemudian tetap hingga H-98. Peningkatan pH pada reaktor anaerobik juga disebabkan oleh proses dekomposisi bahan organik dan proses nitrifikasi seperti yang terjadi pada reaktor aerobik. Kedua proses ini terjadi karena pada reaktor anaerobik, proses *co-composting* cenderung berlangsung dalam kondisi anoksik (oksigen tersedia dalam bentuk terikat). Hal ini ditandai dengan tumbuh dan berkembangbiaknya fungi pada reaktor anaerobik hingga H-98 (**Lampiran D**), dimana fungi memerlukan oksigen untuk pertumbuhannya (Winqvist, 2014). Mikroorganisme dalam proses *co-composting* akan menggunakan oksigen yang tersedia hingga kondisi menjadi anaerobik (tanpa oksigen).

Berdasarkan **Gambar 4.2**, perubahan pH pada variasi pH asam lebih tajam pada H-0 sampai dengan H-30 dibandingkan pH netral. Variasi pH tanah yang asam pada penelitian ini terbukti mampu menstimulasi aktivitas mikroorganisme sehingga meningkatkan proses dekomposisi bahan organik yang berlangsung. Aktivitas mikroorganisme yang lebih tinggi tersebut disebabkan oleh tersedianya unsur hara yang dibutuhkan pada pH rendah (Mrozik dkk., 2003). Pernyataan ini didukung dengan jumlah bakteri aerobik yang lebih banyak pada sebagian besar reaktor dengan variasi pH asam hingga H-30 dibandingkan variasi pH netral (lihat **Gambar 4.7**). Semakin banyak jumlah mikroorganisme khususnya bakteri maka proses metabolisme juga akan semakin tinggi sehingga pembentukan H_2CO_3 semakin cepat. Pada H-30 sampai dengan H-98, pH pada variasi asam stabil di kisaran netral yaitu 6,5-7,4 yang

pergerakan nilainya hampir sama dengan pH pada variasi netral. Rynk (1992) menyatakan bahwa kisaran pH tersebut merupakan kondisi optimal untuk pertumbuhan mikroorganisme yang didukung dengan peningkatan jumlah bakteri hingga akhir percobaan. Kondisi pH netral yang tercipta pada proses *co-composting* yang berlangsung menyebabkan pertumbuhan bakteri tidak mengalami perbedaan yang signifikan antara kedua jenis variasi pH tanah.

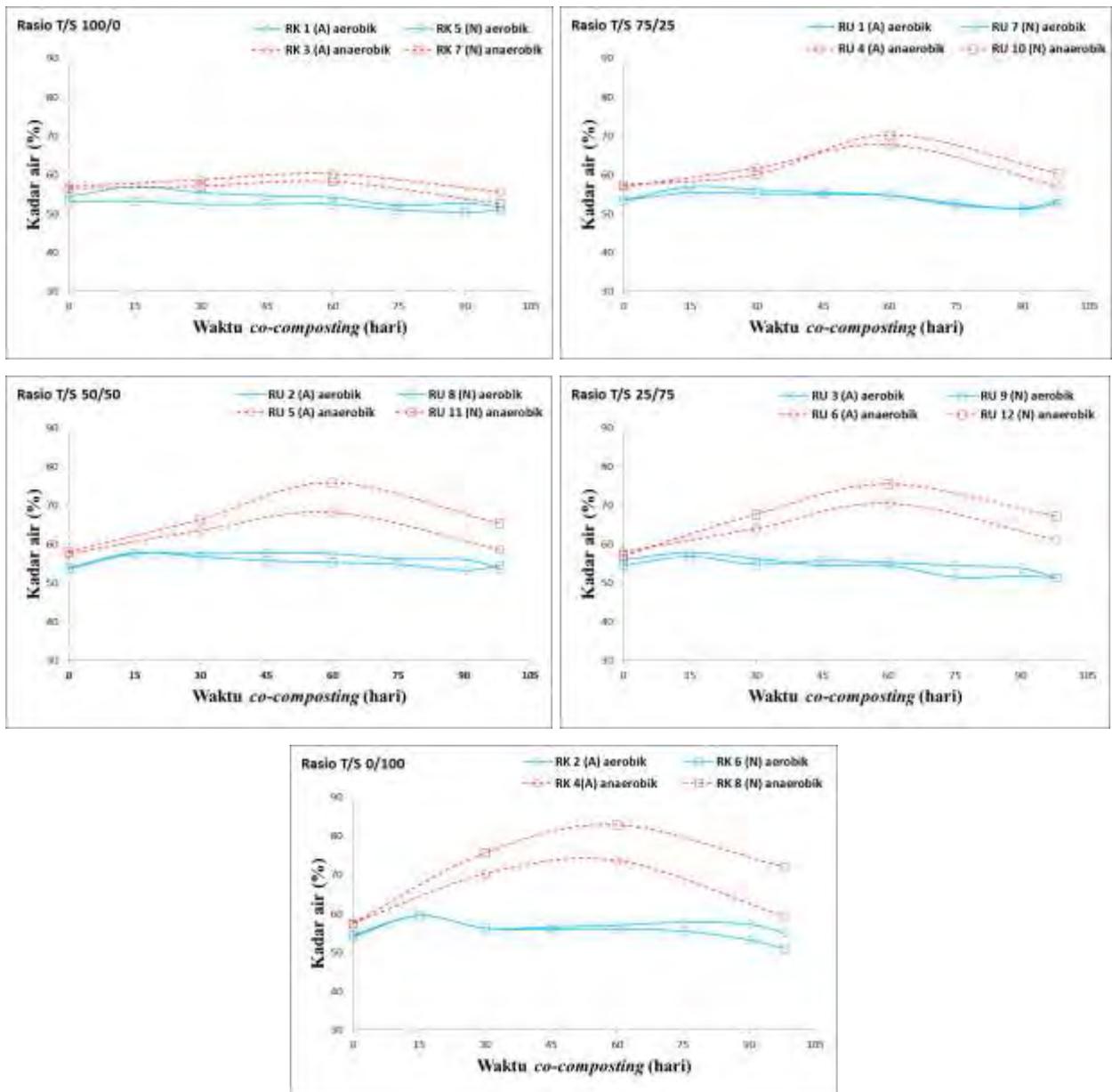
4.2.3 Perubahan Kadar air Selama Proses *Co-Composting*

Kadar air merupakan salah satu parameter penting lain dalam proses *co-composting*. Mikroorganisme membutuhkan air sebagai media hidup karena hanya dapat mengkonsumsi nutrisi yang terlarut dalam air. Pengukuran kadar air pada penelitian ini dilakukan 15 hari sekali untuk reaktor aerobik dan 30 hari sekali untuk reaktor anaerobik. Hasil pengukuran dapat dilihat pada **Gambar 4.3**.

Kadar air awal pada semua komposisi bahan diatur pada kondisi optimum yaitu 50-60% (S dkk., 2012; Liang dkk., 2003; Rynk dkk., 1992). Karnchanawong dan Sapudom (2011) dan Crawford (1993) mengemukakan bahwa kadar air sebesar 70% masih merupakan kondisi yang baik untuk proses *co-composting*. Jika kadar air kurang dari 50%, maka media hidup bakteri (kondisi lembab) tidak tersedia sehingga pertumbuhan dan perkembangan bakteri akan terganggu. Sedangkan jika kadar air lebih dari 70%, maka ruang untuk udara berkurang dan tercipta kondisi anaerob dan dapat mengakibatkan unsur hara hilang karena tercuci. Hal ini akan mengakibatkan terhambatnya proses degradasi.

Pada awal proses *co-composting*, rata-rata kadar air sedikit lebih tinggi pada variasi pH asam baik pada reaktor aerobik maupun anaerobik. Hal ini dikarenakan adanya penambahan H_2SO_4 untuk menurunkan pH tanah. Selama proses *co-composting* berlangsung, perubahan kadar air pada reaktor aerobik tidak mengalami perubahan yang signifikan. Semua rasio T/S di reaktor aerobik yang semula berkisar antara 53-56% mengalami peningkatan pada H-15 menjadi 53-59,5%. Peningkatan kadar air yang terjadi dikarenakan oleh proses dekomposisi bahan organik yang menghasilkan air. Kemudian pada H-30 mengalami sedikit penurunan menjadi 52,5-57,5%. Hingga akhir percobaan kadar air berkurang hingga 51-54,5%. Hasil ini sejalan dengan *co-composting* yang dilakukan oleh Subali dan Ellinawati (2010) yang

hasilnya menunjukkan kadar air terus berkurang seiring waktu dengan adanya aerasi secara kontinu.



Gambar 4.3 Persentase Kadar Air Selama Proses *Co-Composting*

Kadar air pada reaktor aerobik berkurang disebabkan oleh proses evapotranspirasi yang terjadi, karena energi berupa panas yang dihasilkan oleh mikroorganisme mengakibatkan air terkonversi menjadi uap air. Evapotranspirasi semakin besar dengan adanya aerasi karena uap air lebih mudah terdorong keluar. Meskipun terjadi evapotranspirasi, kadar air tetap terjaga pada kondisi optimum yaitu

50-60% sehingga pertumbuhan bakteri dapat berjalan dengan baik. Kondisi ini tercipta karena aerasi yang dilakukan menggunakan udara lembab (*moisture aeration*). Sehingga uap air mengalami evapotranspirasi dapat digantikan oleh uap air yang masuk bersamaan dengan udara pada aerasi. Seperti Antizar-Ladislao dan Russel (2007) yang melakukan *moisture aeration* untuk menjaga kadar air dalam proses *co-composting*.

Kadar air pada reaktor anaerobik juga mengalami fluktuasi seperti reaktor aerobik. Pada rasio T/S 100/0 kadar air awal adalah 57,00% untuk variasi pH asam dan 56,50% untuk variasi pH netral. Kadar air terus meningkat hingga H-60 menjadi 60,30% dan 58,30% dan sedikit berkurang pada H-98 menjadi 55,70% dan 52,70% untuk masing-masing variasi pH asam dan netral. Pada rasio T/S 75/25 kadar air yang semula 57,50% dan 57,00% untuk variasi pH asam dan netral meningkat hingga H-60 menjadi 67,8% dan 70,3%. Kemudian berkurang hingga H-98 menjadi 57,2% dan 60,5%. Kadar air awal pada rasio T/S 50/50 untuk variasi pH asam dan netral masing-masing 57,50% dan 58,00%. Kadar air meningkat hingga H-60 menjadi 68,20% dan 75,80% yang kemudian mengalami penurunan menjadi 58,70% dan 65,30% pada H-98 untuk variasi pH asam dan netral. Pada rasio T/S 25/75, kadar air awal untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah 58,00% dan 57,00% meningkat hingga H-60 menjadi 70,50% dan 75,50%. Kadar air kemudian berkurang menjadi 61,20% dan 67,20% pada H-98. Perubahan yang sama juga terjadi pada rasio T/S 0/100 yang mengandung kadar air awal sebesar 57,50% untuk kedua variasi pH. Kadar air meningkat sampai dengan H-60 menjadi 73,70% dan 82,80% dan kemudian berkurang hingga H-98 menjadi 59,30% dan 72,00% untuk variasi pH asam dan netral. Berkurangnya kadar air dari H-60 sampai dengan H-98 disebabkan oleh perpindahan uap air hasil respirasi ke botol penampung gas bersama dengan gas-gas lain. Selain itu, air yang terbentuk juga digunakan kembali oleh bakteri untuk membantu proses metabolismenya.

Berdasarkan **Gambar 4.3**, peningkatan kadar air pada reaktor anaerobik terlihat semakin besar pada rasio T/S dengan komposisi sampah yang semakin banyak. Hal ini menunjukkan bahwa aktivitas bakteri meningkat dengan ketersediaan bahan organik yang melimpah sehingga air yang dihasilkan lebih banyak. Kadar air

pada reaktor anaerobik ini lebih tinggi dibandingkan reaktor aerobik karena tidak ada aerasi yang dilakukan sehingga air tersimpan dalam reaktor.

Menurut Beffa (2002), kadar air yang baik pada akhir proses *co-composting* adalah 40-50%. Persentase ini sejalan dengan SNI 19-7030-2004 yang menyatakan kadar air pada kompos matang maksimal adalah 50%. Namun, hasil dari penelitian menunjukkan kadar air pada akhir percobaan masih berada diatas 50%. Hal ini menandakan bahwa hasil proses *co-composting* ini belum matang. Selain itu, kadar air yang lebih dari 50% pada reaktor aerobik karena *moisture aeration* terus dilakukan hingga akhir percobaan.

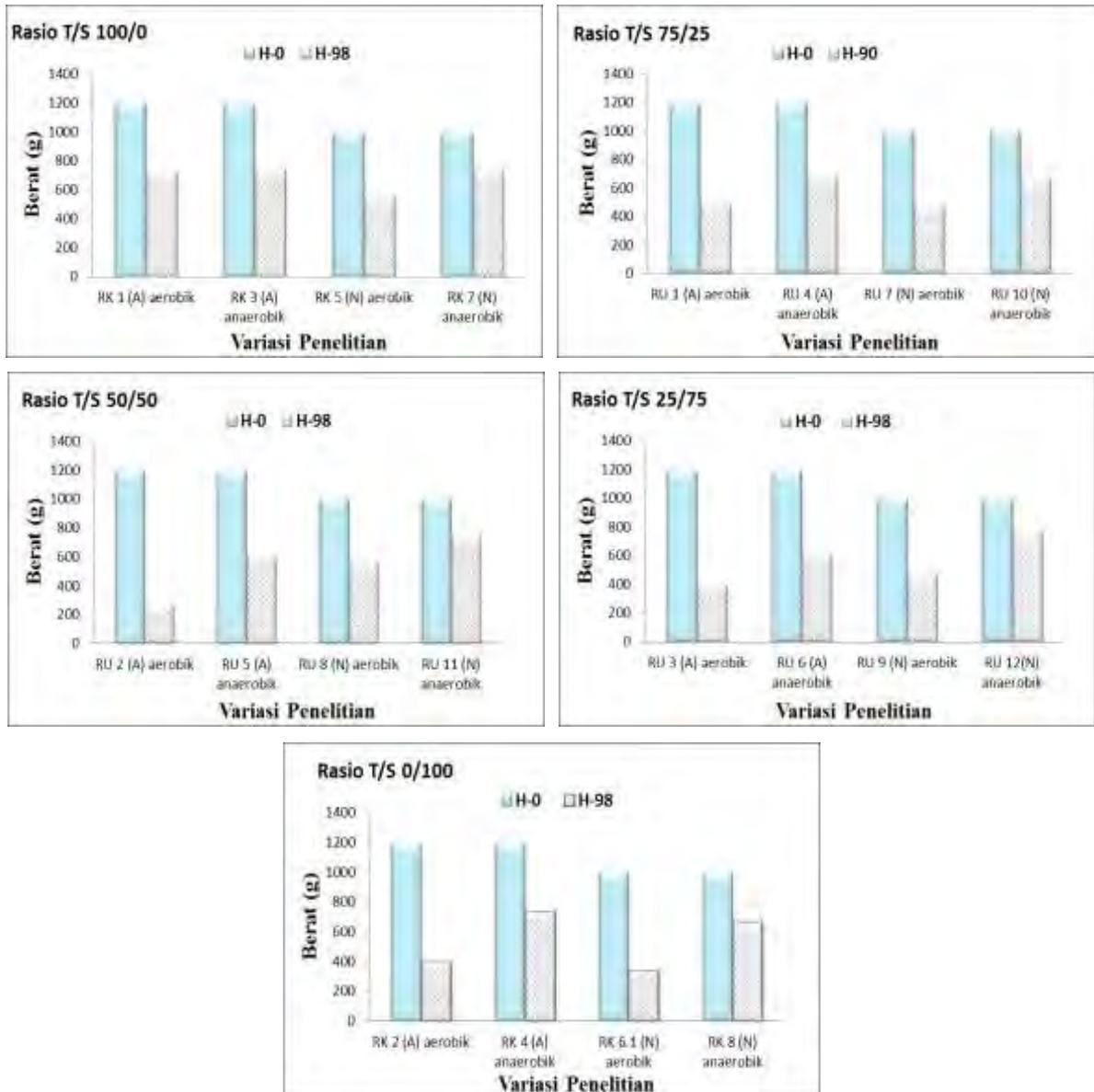
4.3 Reduksi Berat dan Tinggi Bahan Baku Selama Proses *Co-Composting*

Pengamatan pada proses *co-composting* tidak hanya dilakukan pada faktor-faktor lingkungan yang berpengaruh tetapi juga pada perubahan fisik bahan baku yaitu berat bahan baku. Berat bahan baku selama proses *co-composting* mengalami penurunan (reduksi) yang secara simultan juga mempengaruhi perubahan tinggi dalam reaktor. Pengamatan dilakukan pada awal dan akhir percobaan yang disajikan pada **Gambar 4.4** dan **4.5**.

Reduksi berat yang terlihat pada **Gambar 4.4** didominasi oleh reaktor aerobik yang persentasenya berkisar antara 40,00-77,50% dari berat awal. Reduksi berat terendah didapatkan dari bahan dengan rasio T/S 100/0. Sedangkan reduksi tertinggi diperoleh dari bahan baku dengan rasio T/S 50/50 pada kondisi asam. Reduksi berat bahan baku pada reaktor anaerobik berkisar antara 22,50-49,58% dari berat awal. Reduksi terendah didapatkan dari bahan baku dengan rasio T/S 25/75. Sedangkan reduksi tertinggi didapatkan dari bahan baku rasio T/S 50/50 pada kondisi asam pula. Reduksi berat ini terjadi karena panas yang dihasilkan pada proses dekomposisi bahan organik menyebabkan CO₂ dan air yang terbentuk menguap sehingga terjadi penyusutan.

Budihardjo (2006) menyebutkan bahwa salah satu indikasi kompos matang adalah mengalami reduksi berat hingga 60% dari berat awal. Jika dibandingkan dengan persentase tersebut, bahan baku pada reaktor aerobik yang telah menjadi kompos matang adalah rasio T/S 50/50, 25/75, dan 0/100. Sedangkan bahan baku

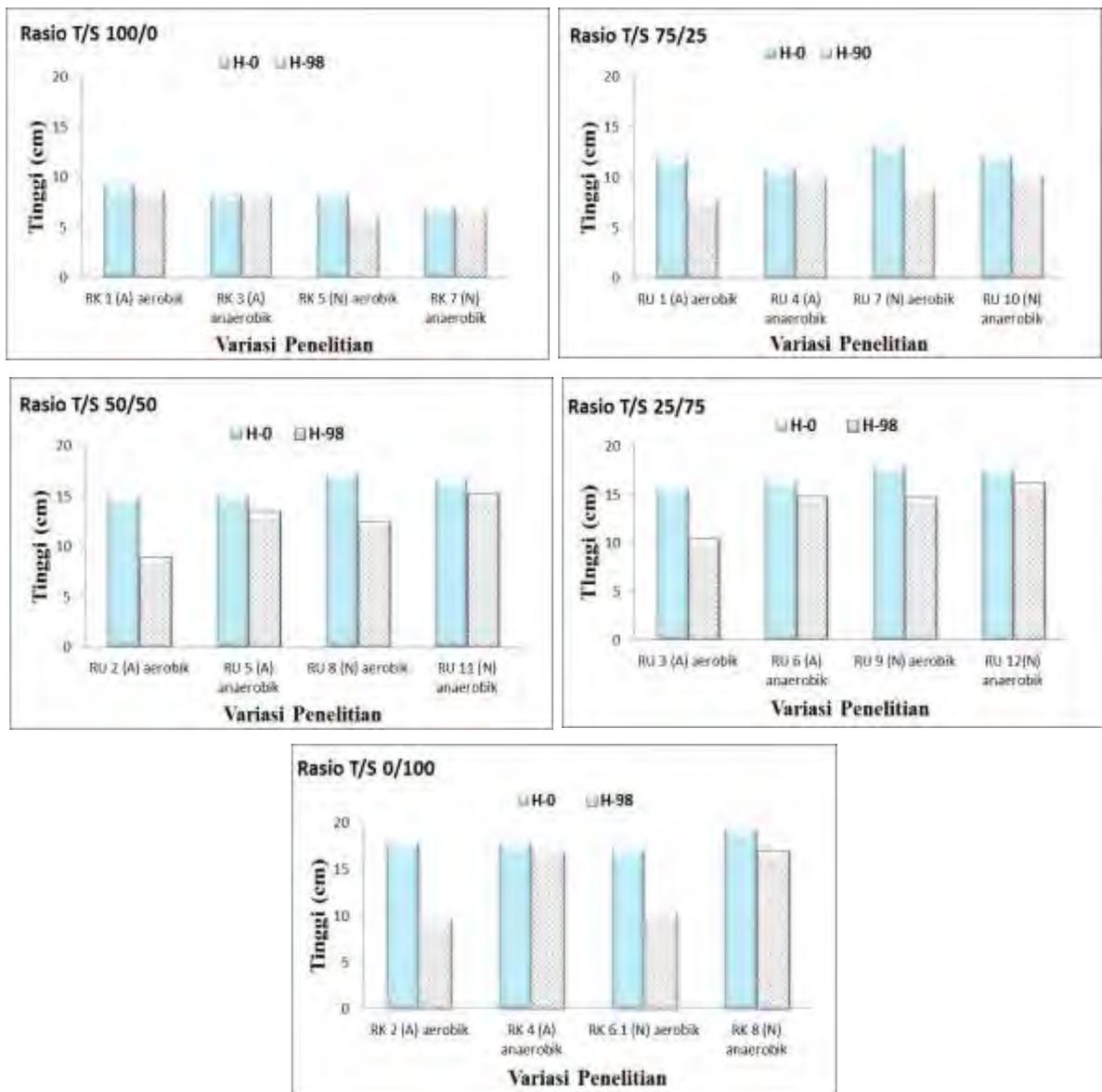
pada reaktor anaerobik belum ada yang mencapai penurunan berat hingga 60% berat awal sehingga dapat dikatakan belum matang.



Gambar 4.4 Reduksi Berat Bahan Baku Selama Proses *Co-Composting*

Reduksi berat yang terjadi selama proses *co-composting* berbanding lurus dengan reduksi tinggi bahan baku. **Gambar 4.5** menunjukkan reduksi tinggi bahan yang lebih besar terlihat pada reaktor aerobik baik dengan variasi pH asam dan netral. Pada reaktor aerobik reduksinya berkisar antara 4,62-47,22%. Persentase paling kecil berasal dari bahan baku dengan rasio T/S 100/0 dan yang paling tinggi adalah 0/100. Sedangkan pada reaktor anaerobik, reduksinya berkisar antara 1,43-18,06%. Dimana

persentase terendah juga berasal dari bahan baku dengan rasio T/S 100/0 dan tertinggi adalah 25/75. Penyusutan tinggi bahan *co-composting* ini karena proses dekomposisi yang terjadi. Proses dekomposisi menyebabkan struktur bahan organik menjadi lebih rapuh (Rynk, 1992). Hal ini disebabkan oleh unsur-unsur hasil penguraian bahan organik diserap oleh mikroorganisme (Syukur dan Nur, 2006). Struktur yang rapuh tersebut menyebabkan partikel lebih mudah hancur dan ukurannya menjadi lebih kecil. Perubahan struktur bahan baku ini mulai terlihat pada hari ke-35 untuk reaktor aerobik dan hari ke-43 untuk reaktor anaerobik.



Gambar 4.5 Reduksi Tinggi Bahan Baku Selama Proses *Co-Composting*

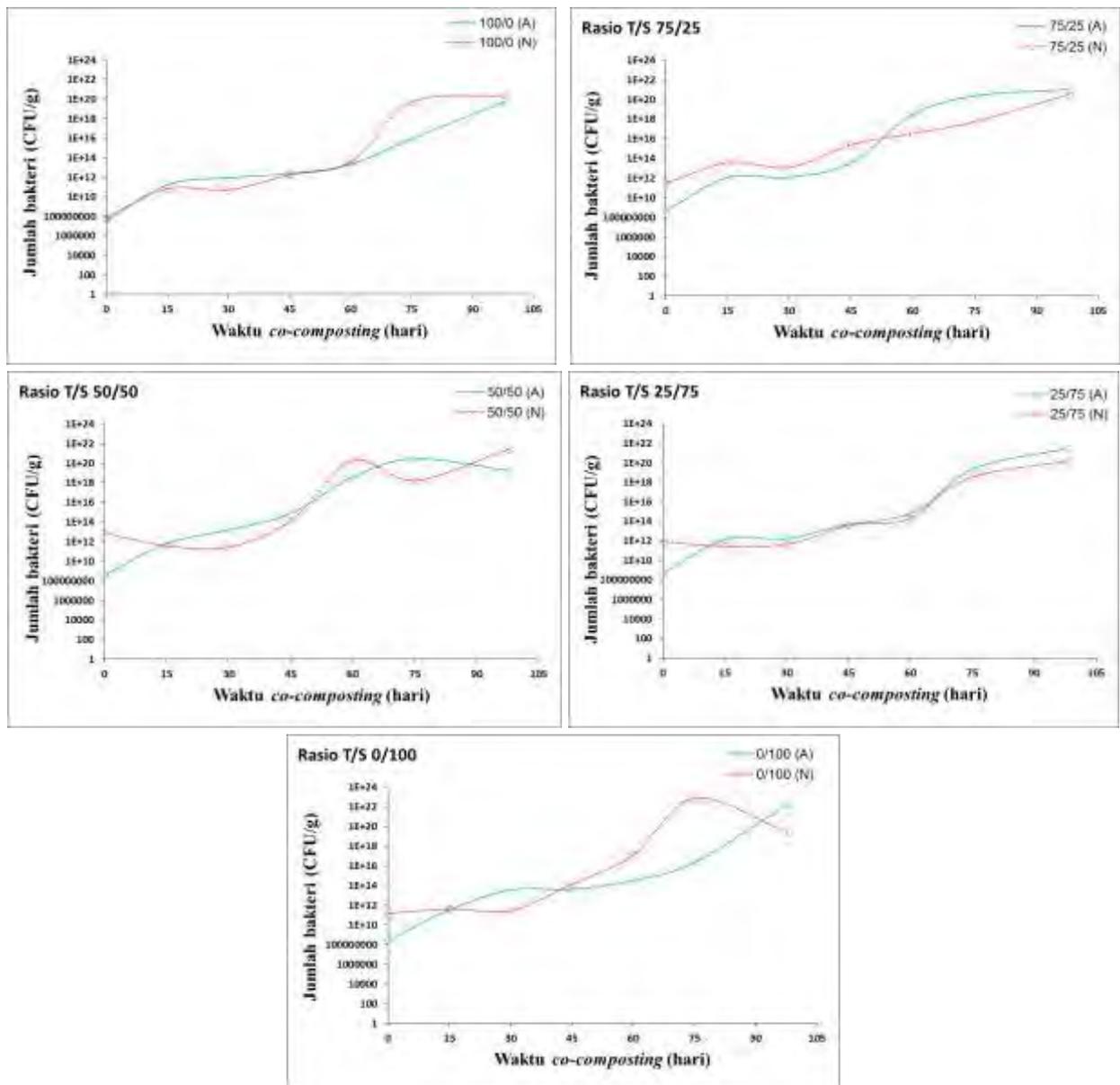
Reduksi berat tertinggi ditemukan pada bahan dengan rasio T/S 50/50 dan reduksi tinggi pada rasio T/S 25/75 pada proses aerobik. Hal ini dikarenakan pada kedua rasio T/S ketersediaan bahan organik sebagai sumber karbon dan energi untuk bakteri cukup seimbang dengan jumlah oksigen yang tersedia. Sehingga proses dekomposisi yang dilakukan oleh bakteri berlangsung lebih baik. Penyusutan berat dan tinggi berdasarkan persentasenya ditemukan lebih besar pada variasi pH asam dibandingkan netral. Reduksi berat pada bahan dengan variasi pH netral hanya ditemukan pada rasio T/S 100/0. Hal ini dipengaruhi oleh pH asam pada awal proses *co-composting* yang mampu merangsang pertumbuhan bakteri sehingga aktivitasnya menjadi lebih tinggi.

4.4 Jumlah Bakteri Selama Proses *Co-Composting* Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara

Bakteri merupakan salah satu agen penting dalam proses *co-composting* yang berperan untuk mendekomposisi bahan organik, dimana secara simultan juga mendegradasi polutan dalam tanah. Pertumbuhan dan aktivitas bakteri dalam proses *co-composting* dipengaruhi oleh ketersediaan substrat sebagai nutrisi (Winqvist, 2014). Dalam penelitian ini substrat diperoleh dari penambahan sampah organik. Pertumbuhan bakteri aerobik dalam penelitian ini diamati setiap 15 hari hingga hari ke 98 yang hasilnya dapat dilihat pada **Gambar 4.6**.

Gambar 4.6 menunjukkan perbedaan signifikan antara jumlah bakteri awal dari rasio T/S 100/0 sebagai kontrol yang lebih sedikit dibandingkan dengan 4 rasio T/S lainnya. Hal ini menandakan bahwa sampah organik merupakan media inokulasi bakteri yang baik dalam proses *co-composting* (Winqvist, 2014). Meskipun sedikit jumlahnya, bakteri *indigenous* terbukti mampu bertahan hidup pada tanah yang mengandung PAH. Jumlah bakteri pada semua rasio T/S di awal proses *co-composting* ditemukan lebih tinggi di variasi pH netral. Hal ini karena bakteri berada pada kondisi ideal untuk pertumbuhannya yaitu 6-8 (Atagana, 2008; Mrozik dkk., 2003). Sedangkan jumlah bakteri awal pada variasi pH asam ditemukan lebih rendah dibandingkan pH netral. Hal ini dipengaruhi oleh penambahan larutan H₂SO₄ yang menyebabkan bakteri tidak tumbuh dan berkembangbiak melainkan beradaptasi terlebih dahulu sebelum pertumbuhan kembali berlangsung (Padmono, 2007). Hasil

ini sejalan dengan penelitian Achten dkk. (2011) yang menunjukkan tidak terjadi pertumbuhan bakteri pada awal perlakuan dengan penambahan *sodium acid*. Hal ini menandakan bahwa penambahan asam tidak berefek toksik bagi bakteri.



Gambar 4.6 Pertumbuhan Bakteri Selama Proses *Co-Composting*

Peningkatan jumlah bakteri pada 5 rasio T/S selama proses *co-composting* menandakan bahwa nutrisi yang dibutuhkan oleh bakteri untuk pertumbuhannya tersedia. Hal ini ditunjukkan oleh hasil analisis rasio C/N untuk bahan baku masing-masing sebesar 12,59; 13,32; 16,31; 18,64; dan 23,92 secara berturut-turut untuk rasio T/S 100/0; 75/25; 50/50; 25/75; 0/100. Meskipun begitu, hanya 3 rasio T/S yaitu

50/50; 25;75; dan 0/100 yang memenuhi kriteria rasio C/N yang disarankan oleh Antizar-Ladislao dan Russel (2007). Dari data tersebut rasio C/N semakin meningkat seiring dengan semakin banyak sampah organik yang ditambahkan yang bertujuan sebagai *starter* untuk proses metabolisme bakteri.

Pada rasio T/S 100/0, jumlah bakteri awal untuk variasi pH asam adalah $3,4 \times 10^7$ CFU/g dan $7,5 \times 10^7$ CFU/g. Jumlah bakteri meningkat secara perlahan, pada H-60 jumlahnya menjadi $2,2 \times 10^{13}$ CFU/g (variasi pH asam) dan $3,4 \times 10^{13}$ CFU/g (variasi pH netral). Jumlah bakteri ini terus meningkat secara perlahan hingga H-98 menjadi $5,5 \times 10^{19}$ CFU/g dan $2,3 \times 10^{20}$ CFU/g masing-masing untuk variasi pH asam dan netral.

Jumlah bakteri yang lebih besar ditemukan pada rasio T/S 75/25. Pada rasio T/S 75/25, jumlah bakteri awal untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah $4,63 \times 10^8$ CFU/g dan $2,86 \times 10^{11}$ CFU/g. Jumlah bakteri meningkat secara perlahan, pada H-60 jumlahnya menjadi $2,88 \times 10^{18}$ CFU/g (variasi pH asam) dan $3,4 \times 10^{16}$ CFU/g (variasi pH netral). Jumlah bakteri ini terus meningkat secara perlahan hingga H-98 menjadi $1,05 \times 10^{21}$ CFU/g dan $3,17 \times 10^{20}$ CFU/g masing-masing untuk variasi pH asam dan netral.

Pada rasio T/S 50/50 jumlah bakteri awal adalah $3,86 \times 10^8$ CFU/g dan $7,59 \times 10^{12}$ CFU/g. Jumlah bakteri terus meningkat pada variasi pH asam, hingga H-60 jumlahnya menjadi $3,64 \times 10^{18}$ CFU/g. Sedangkan pada variasi pH netral, hingga H-30 sedikit mengalami penurunan menjadi $2,68 \times 10^{11}$ CFU/g dan kemudian kembali meningkat hingga H-60 menjadi $1,69 \times 10^{20}$ CFU/g. Pada H-75 Jumlah bakteri untuk variasi pH asam mengalami peningkatan menjadi $2,71 \times 10^{20}$ CFU/g dan mengalami penurunan menjadi $1,79 \times 10^{19}$ CFU/g pada H-98. Sedangkan jumlah bakteri di variasi pH netral pada H-75 berkurang menjadi $1,64 \times 10^{18}$ CFU/g dan kemudian meningkat kembali menjadi $2,69 \times 10^{21}$ CFU/g. Perubahan jumlah bakteri pada rasio T/S 50/50 menandakan bahwa proses dekomposisi yang terjadi berjalan lebih optimal dibandingkan dengan 4 rasio T/S lainnya. Hal ini dapat dilihat dari jumlah bakteri tertinggi pada awal proses *co-composting* yang menyebabkan aktivitas metabolismenya lebih tinggi hingga H-98. Metabolisme tersebut didukung oleh ketersediaan oksigen yang diperoleh dari ruang (pori) dan bahan organik memadai (seimbang). Selama proses *co-composting*, terjadi beberapa kali penurunan jumlah

bakteri yang disebabkan oleh menipisnya ketersediaan bahan organik *biodegradable* untuk memenuhi kebutuhan bakteri. Kemudian jumlah bakteri kembali meningkat yang disebabkan oleh bahan organik *biodegradable* seperti selulosa, hemiselulosa, LMW-PAH, dan senyawa organik lain telah tersedia. Bahan organik *biodegradable* ini merupakan hasil degradasi lignin dan PAH oleh bakteri dan fungi (Sayara dkk., 2011). Degradasi ini dilakukan oleh bakteri dan fungi lignolitik mengingat sampah organik yang merupakan tumbuhan mati adalah media hidupnya (Winquist, 2014). Asosiasi bakteri dan fungi lignolitik dalam mendekomposisi senyawa kompleks tersebut ditunjukkan dengan tumbuhnya fungi dari awal hingga akhir percobaan.

Jumlah bakteri pada rasio T/S 25/75 adalah $4,78 \times 10^8$ CFU/g dan $8,68 \times 10^{11}$ CFU/g di H-0 untuk variasi pH asam dan netral. Jumlah bakteri ini terus meningkat menjadi $2,27 \times 10^{14}$ CFU/g (variasi pH asam) dan $6,8 \times 10^{14}$ CFU/g (variasi pH netral) pada H-60. Jumlah tersebut terus mengalami peningkatan hingga H-98 menjadi $2,95 \times 10^{21}$ CFU/g untuk variasi pH asam dan $1,53 \times 10^{20}$ CFU/g untuk variasi pH netral.

Peningkatan jumlah bakteri selama proses *co-composting* ini juga terjadi pada rasio T/S 0/100. Pada H-0 jumlah bakteri untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah $2,54 \times 10^8$ CFU/g dan $1,46 \times 10^{11}$ CFU/g. Jumlah bakteri pada H-60 meningkat menjadi $3,14 \times 10^{14}$ CFU/g dan $1,23 \times 10^{17}$ CFU/g untuk variasi pH asam dan netral. Peningkatan tersebut terus berlangsung hingga H-98 menjadi $1,79 \times 10^{22}$ CFU/g untuk variasi pH asam dan $2,44 \times 10^{19}$ CFU/g untuk variasi pH netral.

Peningkatan jumlah bakteri selama proses *co-composting* berlangsung menandakan bahwa ketersediaan bahan organik sebagai nutrisi untuk pertumbuhannya selalu terpenuhi pada semua rasio T/S. Dimana, nutrisi tersebut digunakan untuk melanjutkan proses metabolisme yang telah dimulai. Hal ini dipengaruhi oleh kemampuan C-organik untuk terikat pada matriks tanah. Menurut Zhang dkk. (2011), penambahan sampah organik mampu menurunkan koefisien sorpsi C-organik dari 4,1 menjadi 3,5-3,7 pada matriks tanah. Ketersediaan bahan organik juga dipengaruhi oleh desorpsi (pelepasan bahan organik yang terikat) yang terjadi selama proses *co-composting*. Desorpsi bahan organik dari matriks tanah terjadi karena perubahan struktur bahan baku yang menyediakan ruang (pori) lebih banyak sehingga proses difusi dapat berlangsung lebih baik (Wick, 2011). Oksigen yang didapatkan dari proses difusi digunakan oleh bakteri untuk memutus ikatan

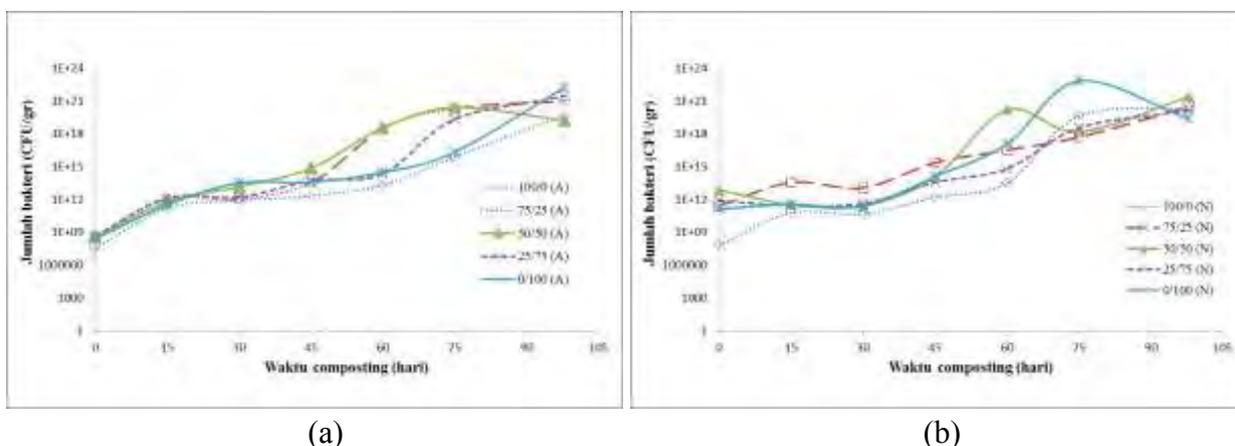
antara PAH dengan bahan organik maupun HMW-PAH sehingga bioavailabilitasnya meningkat.

Perubahan struktur bahan baku dipengaruhi oleh proses *co-composting* yang berlangsung. Proses *co-composting* dalam penelitian ini berlangsung dalam kondisi lingkungan yang optimum yaitu suhu mesofilik, pH netral, kadar air optimum, dan ketersediaan oksigen yang memadai sehingga dapat menunjang pertumbuhan bakteri. *Moisture aeration* yang mendukung ketersediaan oksigen dan menjaga kadar air pada kisaran optimum terbukti mampu berperan sebagai stimulan untuk pertumbuhan bakteri. Hal ini dapat dilihat pada rasio T/S 100/0 yang jumlah bakterinya terus mengalami peningkatan walaupun tidak dilakukan penambahan sampah organik.

Peningkatan jumlah bakteri pada variasi pH asam cenderung lebih besar dibandingkan pH netral selama 30 hari pertama pada semua rasio T/S yang dapat dilihat pada **Gambar 4.7**. Hal ini menandakan bahwa pada H-0 hingga H-30 aktivitas bakteri lebih tinggi yang ditunjang oleh peningkatan pH asam (5-5,3) menjadi netral (6,5-7,5) pada periode tersebut. Selain itu, aktivitas bakteri juga didukung dengan penyusutan berat dan tinggi pada bahan baku *co-composting* yang lebih besar pada variasi pH asam. Hal ini dipengaruhi oleh tersedianya bahan-bahan yang dibutuhkan bakteri berupa bahan organik *biodegradable* dan mineral lainnya pada kondisi asam (Pawar, 2012). Bahkan Padmono (2007) menyatakan bahwa kondisi asam merupakan stimulan bagi pertumbuhan bakteri. Setelah mencapai kisaran netral pada H-30, pH terus bertahan pada kondisi tersebut hingga H-98. Pada kondisi tersebut, peningkatan jumlah bakteri yang terjadi pada kedua variasi pH tidak jauh berbeda hingga H-98.

Berdasarkan **Gambar 4.7** dapat dilihat bahwa jumlah bakteri hingga H-98 cenderung terus meningkat. Peningkatan jumlah bakteri ini ditunjang oleh kondisi optimal yang tercipta pada proses *co-composting* yaitu kadar air yang berkisar antara 50-60% dan suhu yang berada pada rentang mesofilik. Suhu mesofilik menandakan bahwa bakteri yang berperan dalam proses *co-composting* ini adalah bakteri mesofilik. Hal ini menandakan bahwa bakteri mesofilik mampu beradaptasi dengan keberadaan PAH (Atagana, 2008). Kemampuan adaptasi bakteri tersebut menunjukkan bahwa bakteri dapat mendegradasi PAH dengan menggunakannya sebagai sumber karbon dan energi dalam proses metabolisme (Simarro dkk., 2013; Atagana, 2008). Semakin banyak jumlah bakteri, maka akan semakin tinggi pula

metabolisme yang dilakukan sehingga akan semakin banyak PAH yang didegradasi (Mrozik dkk., 2003). Peningkatan jumlah bakteri hingga H-98 mengindikasikan bahwa kompos dari proses *co-composting* ini belum stabil (matang).



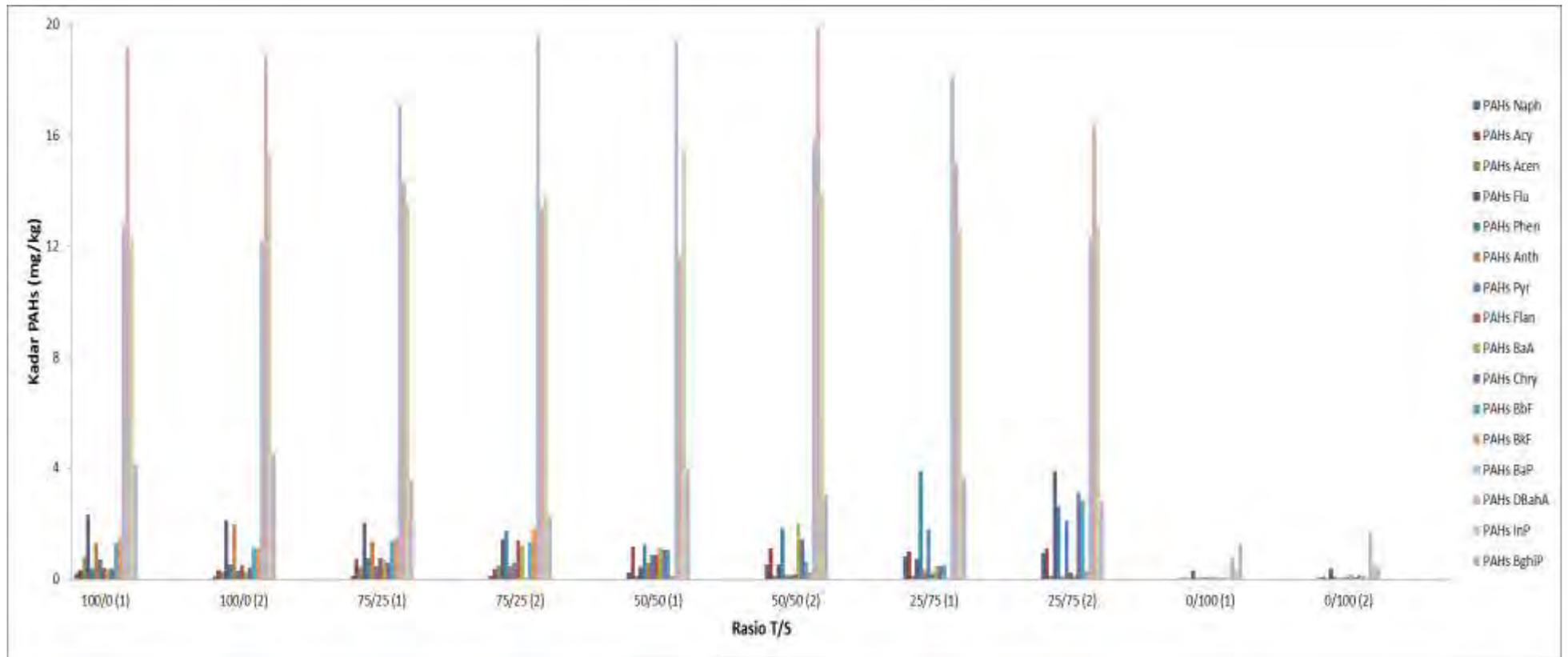
Gambar 4.7 Perbandingan Jumlah Bakteri pada Variasi pH (a) Variasi pH Tanah Asam, (b) Variasi pH Tanah Netral

4.5 Kadar PAH-Batubara Selama Proses *Co-Composting*

4.5.1 Kadar 16 EPA-PAH dalam Bahan Baku *Co-Composting*

Tanah terkontaminasi PAH-batubara yang dicampur dengan sampah organik adalah bahan utama dari proses *co-composting*. Pencampuran dilakukan hingga homogen, selain untuk meratakan distribusi PAH juga bertujuan untuk memudahkan akses mikroorganisme dalam memanfaatkan bahan organik (Makan dkk., 2013). Kadar PAH dalam bahan baku *co-composting* dianalisis pada awal dan akhir percobaan untuk mengkaji perubahan yang terjadi. Data hasil analisis kadar awal 16 EPA-PAH pada semua rasio T/S dapat dilihat pada **Gambar 4.8**.

Gambar 4.9 menunjukkan 16 jenis EPA-PAH terdeteksi pada semua rasio T/S. Kadar 16 EPA-PAH rata-rata pada rasio T/S 100/0, 75/25, 50/50, 25/75, dan 0/100 masing-masing adalah 59,11 mg/kg, 59,65 mg/kg, 60,5 mg/kg, 60,73 mg/kg, dan 3,42 mg/kg. Kadar total 16 EPA-PAH tertinggi ditemukan pada rasio T/S 50/50 dan 25/75. Pada rasio T/S yang ditambahkan sampah organik, kadar 16 EPA-PAH meningkat karena sampah organik juga mengandung PAH (Zhang dkk., 2011).



Keterangan gambar:

- (1) = Variasi pH tanah asam
- (2) = Variasi pH tanah netral

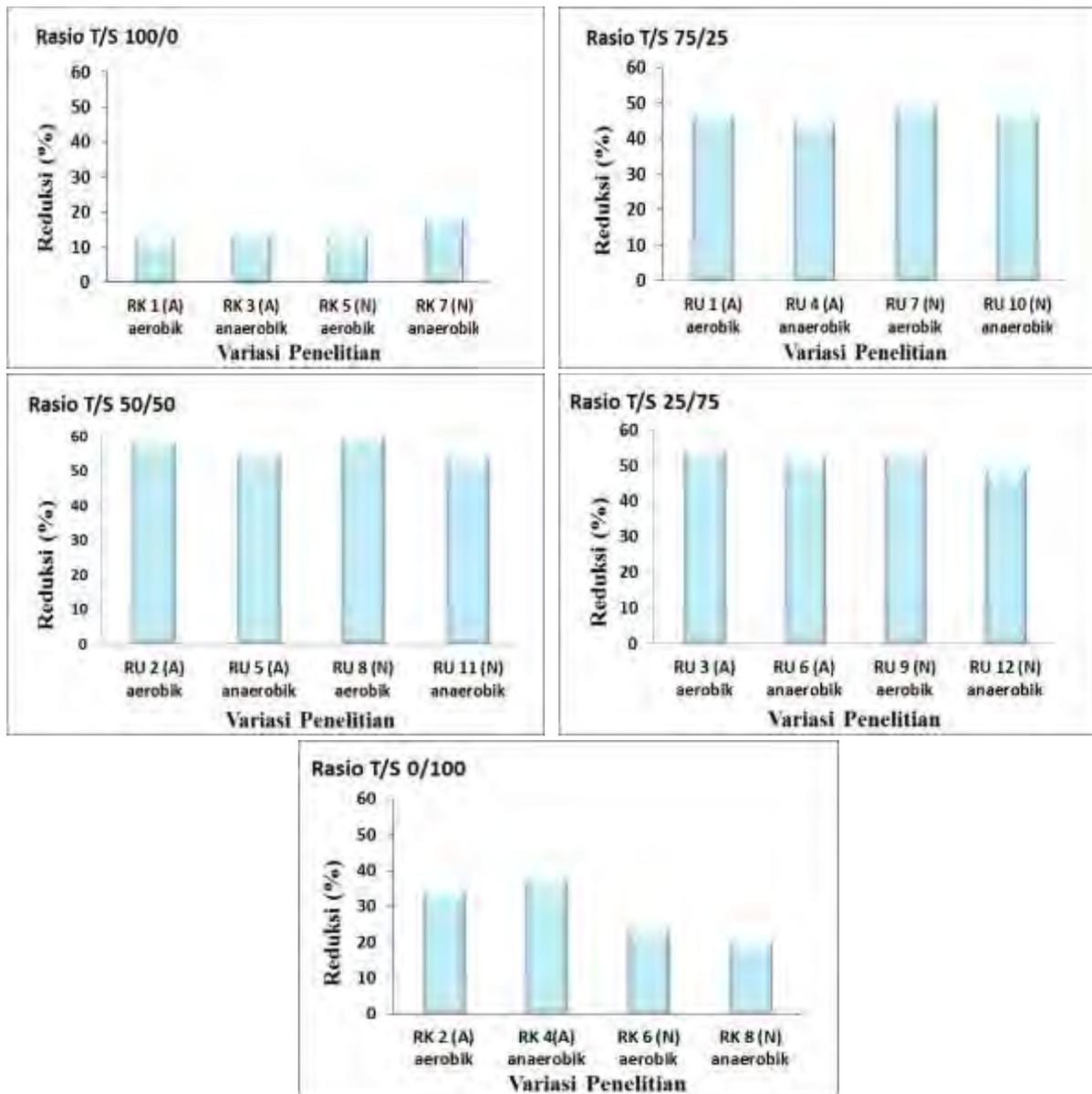
Gambar 4.8 Kadar Awal (H-0) 16 EPA-PAH pada Bahan Baku *Co-Composting*

Kandungan PAH dalam sampah organik (Antizar-Ladislao dan Russel, 2007; Niederer dkk., 1995) didukung dengan data hasil analisis 16 EPA-PAH pada rasio T/S 0/100. Hasil analisis tersebut mendukung pernyataan yang dikemukakan oleh Tsibart dan Gennadiev (2013) bahwa didalam kayu dan daun terkandung beberapa jenis PAH diantaranya adalah *naphtalene*, *phenanthrene*, dan *perylene*.

PAH yang terdeteksi pada semua rasio T/S didominasi oleh HMW-PAH yaitu *benzo[a]pyrene*, *dibenzo[a,h]anthracene*, dan *indeno[1,2,3-c,d]pyrene*. Dominasi ini menunjukkan bahwa HMW-PAH berpotensi terikat pada batubara jenis *bituminous-subbituminous* dengan nilai kalori 4000-7100 kal/g.adb yang merupakan karakteristik dari batubara di Kalimantan Selatan (Anonim, 2014b). Hal ini sejalan dengan Achten dan Hoffmann (2009) yang menyatakan bahwa semakin tinggi tingkat (*rank*) kematangan batubara maka akan semakin kompleks pula senyawa PAH yang terkandung. HMW-PAH juga ditemukan pada sampah organik khususnya daun. Niedere dkk. (1995) dalam penelitiannya mendeteksi dominasi PAH yang terkandung di daun adalah *indeno[1,2,3-c,d]pyrene*. Hal tersebut disebabkan oleh permukaan daun mampu menyerap PAH yang terdapat di udara sebagai akibat dari pembakaran bahan bakar fosil.

4.5.2 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH dalam Bahan Baku *Co-Composting*

Kadar total 16 EPA-PAH yang terkandung dalam bahan baku mengalami reduksi yang cukup besar selama proses *co-composting* dengan persentase reduksi maksimal hampir mencapai 60% (**Gambar 4.9**). Reduksi tersebut disebabkan oleh mineralisasi bahan organik yang ditandai dengan penyusutan berat dan tinggi bahan baku *co-composting*. Volatilisasi sebagai salah satu alur degradasi PAH dalam penelitian ini diabaikan karena suhu tidak mencapai 50°C (Antizar-Ladislao dan Russel, 2007).



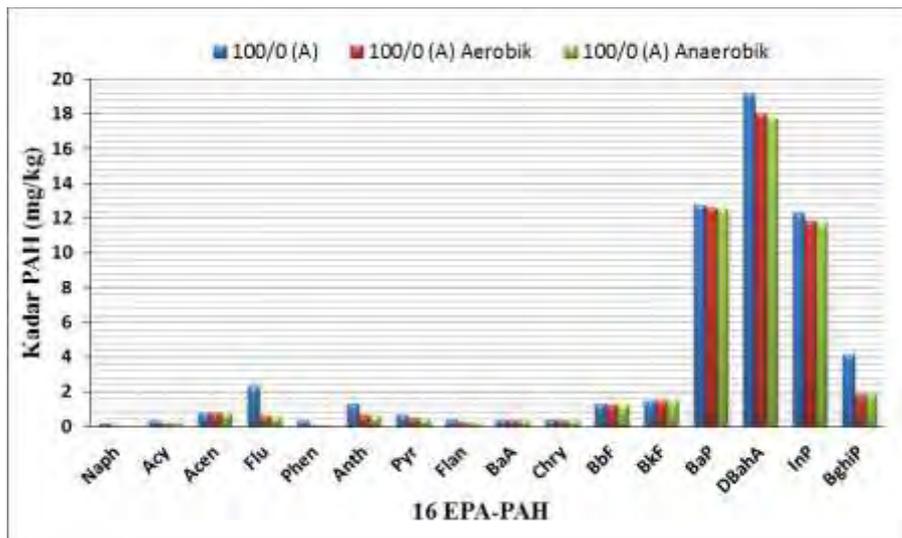
Gambar 4.9 Persentase Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH Selama Proses *Co-Composting*

4.5.2.1 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 100/0

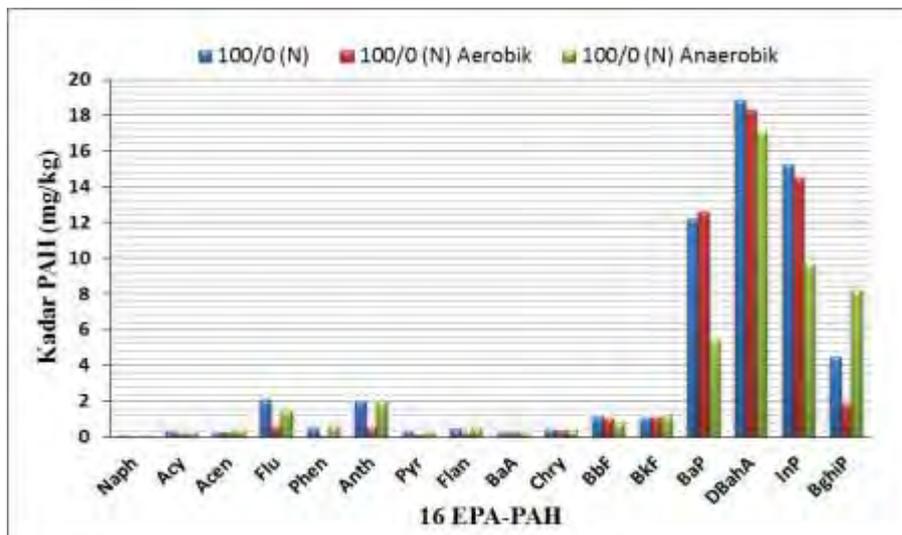
Gambar 4.9 menunjukkan persentase reduksi 16 EPA-PAH terendah ditemukan pada rasio T/S 100/0 yaitu 12,61% untuk variasi pH asam dan 13,05% untuk variasi pH netral dalam proses aerobik. Sedangkan pada proses anaerobik, persentase reduksi yang didapatkan adalah 13,63% dan 18,73% untuk masing-masing variasi pH tanah asam dan netral. Rendahnya persentase reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio ini disebabkan oleh nutrisi yang tersedia sedikit, ditunjukkan oleh

rendahnya rasio C/N pada awal proses *co-composting*. Selektivitas bakteri dalam memilih nutrisi menyebabkan bahan organik *biodegradable* lebih dulu digunakan untuk memulai proses metabolisme. Hal ini mengakibatkan ketersediaan bahan organik tersebut semakin menipis bahkan habis sebelum proses degradasi dimulai (Sayara dkk., 2010a). Sehingga ketersediaan nutrisi dalam tanah tidak memenuhi kebutuhan bakteri yang menyebabkan proses metabolisme tidak dapat berjalan dengan baik, dimana secara bersamaan proses degradasi ikut terganggu. Hasil reduksi pada rasio T/S 100/0 ini serupa dengan penelitian Achten dkk. (2011) yang menunjukkan tingkat degradasi 16 EPA-PAH yang rendah dalam batubara oleh bakteri *indigenous* dengan perlakuan *soil-slurry*.

Ketersediaan nutrisi yang sedikit pada rasio T/S 100/0 juga dipengaruhi oleh hidrofobisitas PAH mengingat dominasi kandungan PAH adalah HMW-PAH. Hidrofobisitas PAH menyebabkan terjadinya pengikatan bahan organik yang kuat sehingga bioavailabilitasnya menurun dan mengakibatkan bakteri sulit untuk melakukan degradasi (Sayara dkk., 2010a; Antizar-Ladislao dan Russel, 2007). Dengan ketersediaan nutrisi yang terbatas, bakteri melakukan degradasi PAH melalui pemecahan rantai yang lebih panjang (HMW-PAH) menjadi senyawa organik yang lebih sederhana termasuk menjadi PAH dengan rantai yang lebih pendek (MMW-PAH dan LMW-PAH). Salah satu HMW-PAH yang terdegradasi adalah *indeno[1,2,3-c,d]pyrene* yang kadar awalnya pada variasi pH asam adalah 12,31 mg/kg berkurang menjadi 11,87 mg/kg dan 11,72 mg/kg untuk kedua proses *co-composting* yaitu aerobik dan anaerobik. Pada variasi pH netral, *indeno[1,2,3-c,d]pyrene* juga mengalami reduksi dari 15,24 mg/kg menjadi 14,51 mg/kg pada proses *co-composting* aerobik, dan 5,42 mg/kg pada proses anaerobik. Sebaliknya, peningkatan kadar PAH terjadi pada LMW-PAH, salah satunya adalah *acenaphthene*. Kadar awal jenis PAH ini adalah 0,80 mg/kg untuk variasi pH asam yang kemudian bertambah menjadi 0,82 mg/kg untuk kedua jenis proses *co-composting*. Sedangkan untuk variasi pH netral, kadar *acenaphthene* awal sebesar 0,27 mg/kg tidak mengalami perubahan pada proses aerobik, tetapi pada proses anaerobik meningkat menjadi 0,42 mg/kg. Hal ini menunjukkan bahwa degradasi HMW-PAH berpotensi mengubah komposisi dalam tanah yang menyebabkan akumulasi sehingga kadar MMW-PAH dan LMW-PAH meningkat (Antizar-Ladislao dkk., 2005). Perubahan ini dapat dilihat pada **Gambar 4.10**.



(a) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Asam

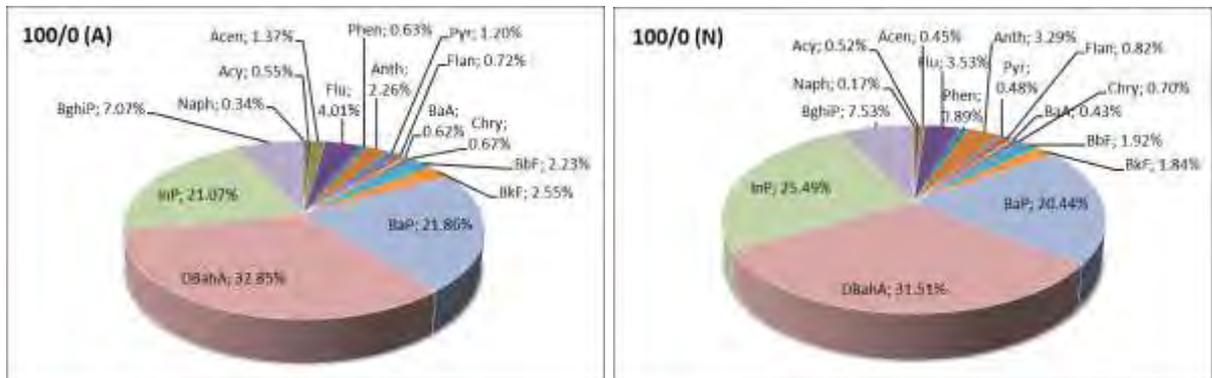


(b) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Netral

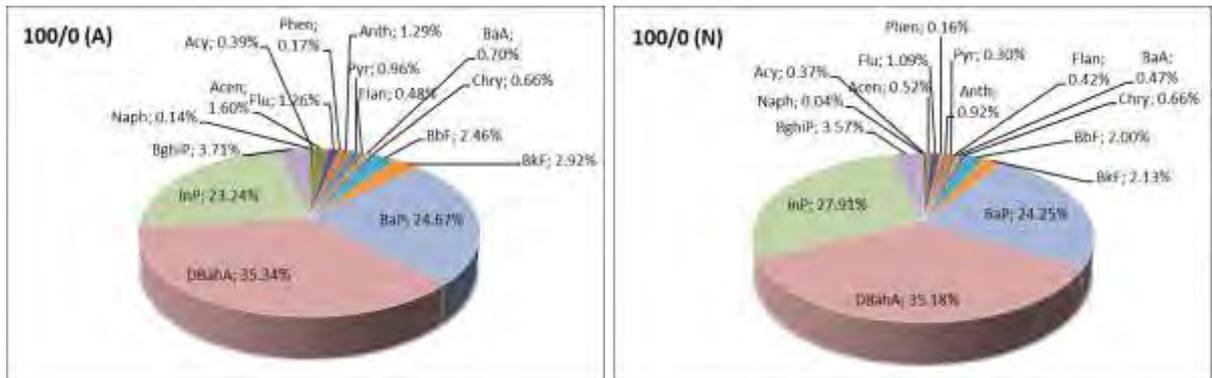
Gambar 4.10 Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* pada Rasio T/S 100/0

Peningkatan kadar LMW-PAH yang terjadi tidak besar karena bakteri dapat menggunakannya sebagai sumber karbon dan energi sehingga dapat menunjang kehidupannya (Tsibart dan Gennediev, 2013). Crawford dkk. (1993) mengemukakan bahwa PAH yang teroksidasi lebih mudah didegradasi dibandingkan dengan senyawa induknya. Oleh karena itu, bakteri hingga akhir percobaan mampu bertahan hidup meskipun tidak melakukan degradasi yang signifikan. Achten dkk. (2011) mengemukakan bahwa pertumbuhan bakteri dan degradasi yang terjadi pada rasio T/S 100/0 juga dipengaruhi oleh struktur dan distribusi partikel tanah. Pada struktur tanah

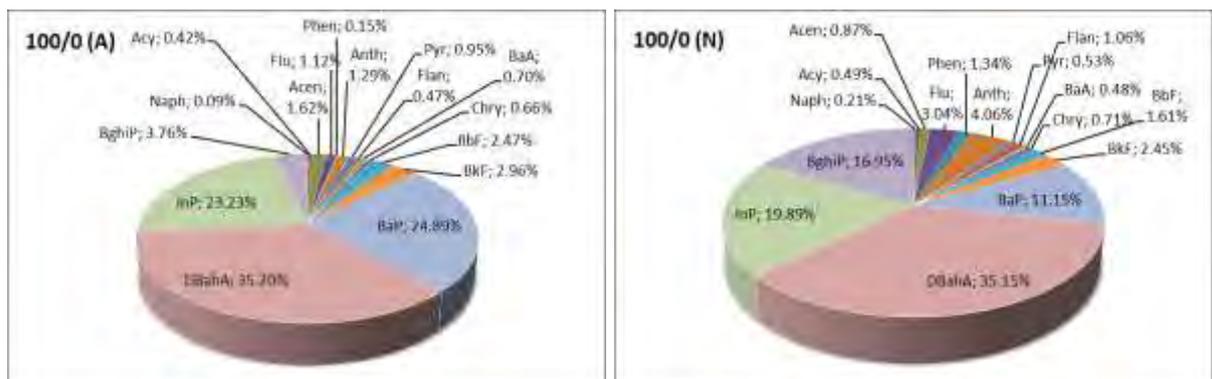
yang memiliki banyak ruang (dalam penelitian ini jenis tanah adalah *sandy loam*), bakteri pendegradasi PAH mampu berpindah sehingga memungkinkan aktivitasnya menjadi lebih tinggi.



(a) Komposisi 16 EPA-PAH Sebelum Proses *Co-Composting*



(b) Komposisi 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Aerobik



(c) Komposisi 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Anaerobik

Gambar 4.11 Komposisi 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* pada Rasio T/S 100/0

Aktivitas bakteri yang dapat mendegradasi PAH juga dipengaruhi oleh proses difusi yang terjadi. Ketersediaan ruang (pori) melancarkan proses difusi yang

berlangsung. Oksigen dari proses difusi digunakan oleh bakteri untuk mereduksi ikatan antara tanah dan PAH dan dapat meningkatkan bioavailabilitasnya (Sayara dkk., 2010a; Shor dkk., 2003). Hal ini membuktikan hipotesis yang menyatakan bahwa stimulasi pada proses degradasi menyebabkan PAH yang terikat pada partikel tanah akan lebih mudah mengalami desorpsi (Sayara dkk., 2010a).

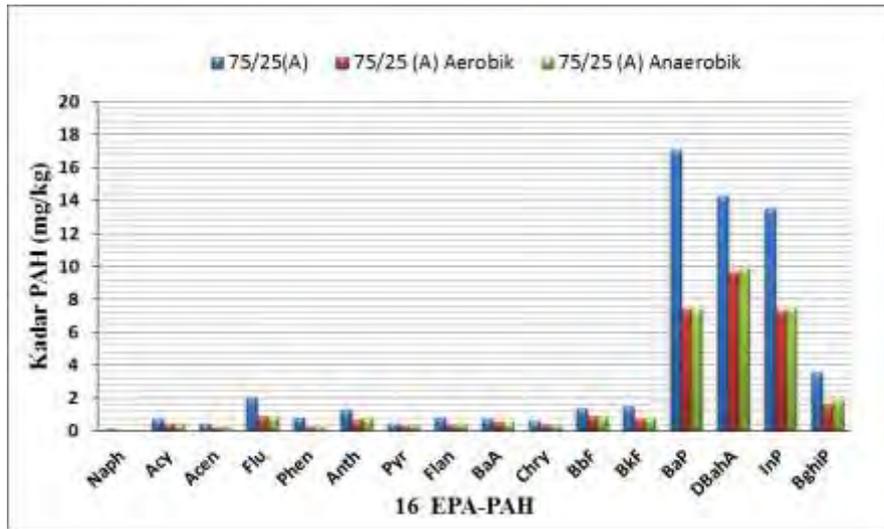
Reduksi total 16 EPA-PAH pada rasio T/S 100/0 didominasi oleh HMW-PAH yang kisarannya adalah 46,56-95,24% dari total reduksi yang berkisar antara 12,61-18,73%. Hal ini disebabkan oleh kadar total HMW-PAH merupakan kadar tertinggi yang ditemukan dari 16 jenis EPA-PAH pada bahan baku. Seperti yang dikemukakan oleh Jorgensen dkk. (2000) bahwa degradasi suatu senyawa seimbang dengan konsentrasi polutannya. Meskipun begitu, dominasi reduksi oleh HMW-PAH yang terjadi tidak mempengaruhi komposisi dominan dari bahan baku *co-composting*. Terbukti dengan kandungan 16 EPA-PAH tetap didominasi oleh HMW-PAH setelah proses *co-composting* yang dapat dilihat pada **Gambar 4.11**.

4.5.2.2 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 75/25

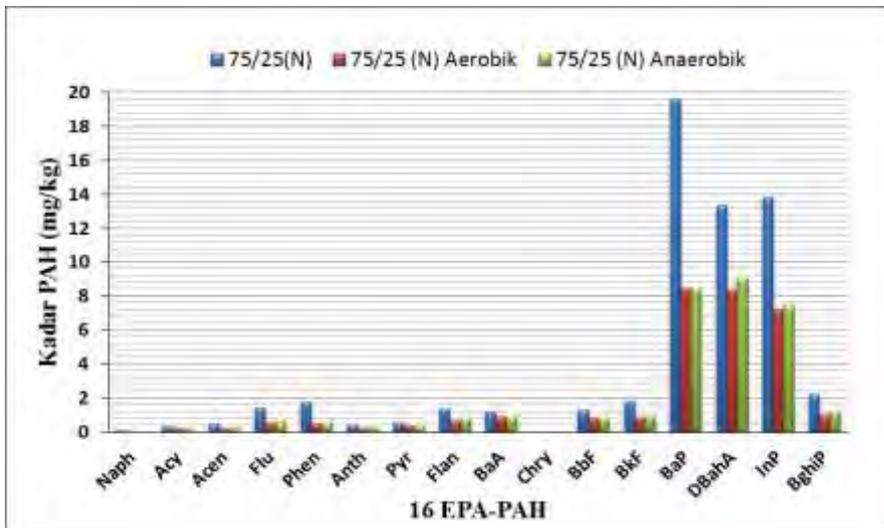
Kadar total 16 EPA-PAH pada rasio T/S 75/25 mengalami penurunan yang jauh berbeda dengan rasio T/S 100/0. Persentase reduksi yang diperoleh lebih tinggi mencapai 46,43% dan 48,88% untuk variasi pH tanah asam dan netral dalam proses aerobik. Sedangkan pada proses anaerobik, persentase reduksi PAH yang didapatkan untuk variasi pH asam dan netral masing-masing adalah 44,47% dan 46,10%. Peningkatan reduksi PAH ini disebabkan oleh peningkatan aktivitas bakteri yang mampu mendegradasi PAH karena penambahan sampah organik sebagai sumber nutrisi yang menjadi stimulan untuk pertumbuhannya (Atagana, 2008).

Zhang dkk. (2011) menjelaskan bahwa penambahan sampah organik menyebabkan koefisien sorpsi C-organik menurun sehingga ketersediaan nutrisi meningkat. Dapat dilihat pada jumlah bakteri aerobik pada rasio ini lebih banyak dibandingkan dengan rasio T/S 100/0. Bakteri yang hidup dan tumbuh menghasilkan enzim yang dapat membantu proses metabolisme sehingga mampu mengubah PAH menjadi senyawa yang lebih sederhana yang dapat digunakan sebagai nutrisi. Selain itu, penambahan sampah organik juga mampu memperbaiki struktur dari tanah sehingga meningkatkan potensi degradasi PAH (Canet dkk., 2001). Sama seperti rasio

T/S 100/0, reduksi 16 EPA-PAH pada rasio ini juga didominasi oleh HMW-PAH yang berkisar antara 86,23-86,97% dari total reduksi yang terjadi. Namun, pada rasio T/S ini semua jenis PAH kadarnya berkurang yang dapat dilihat pada **Gambar 4.12**. Hal ini dikarenakan PAH dapat melakukan biotransformasi menjadi senyawa organik baru yang tidak terdeteksi sebagai senyawa induk PAH (Sayara dkk., 2010b).



(a) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Asam



(b) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Netral

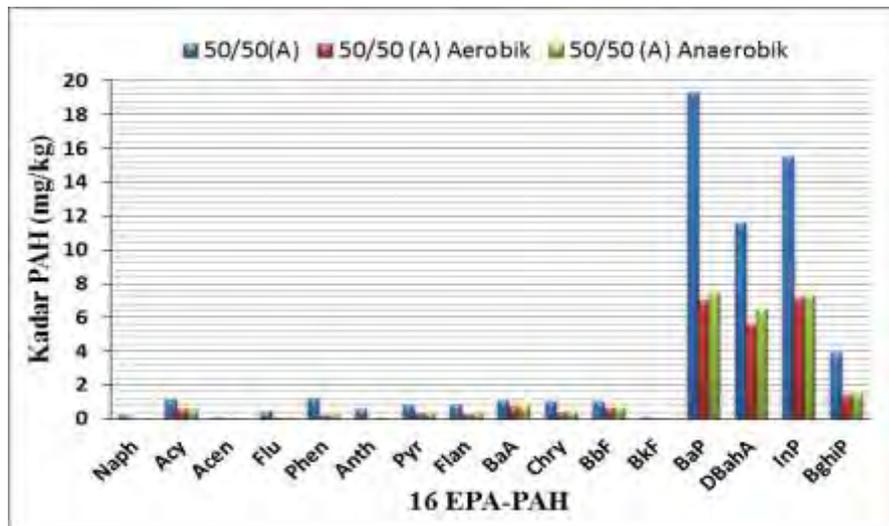
Gambar 4.12 Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Pada Rasio T/S 75/25

4.5.2.3 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 50/50

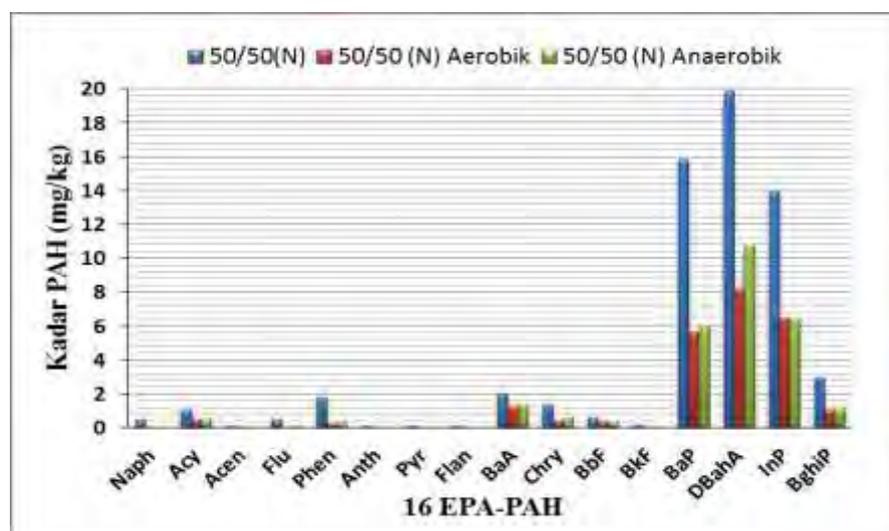
Reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio T/S 50/50 yang diperoleh lebih tinggi dibandingkan rasio T/S 75/25. Pada proses aerobik reduksi 16 EPA-PAH mencapai 58,48 % dan 59,90% untuk variasi pH tanah asam dan netral. Sedangkan pada proses anaerobik, persentase reduksi yang didapatkan untuk variasi pH tanah asam dan netral masing-masing adalah 54,87% dan 53,72%. Hal ini dikarenakan ketersediaan bahan organik dan kadar PAH yang dapat dikatakan seimbang sehingga kebutuhan nutrien untuk bakteri selalu terpenuhi guna melanjutkan proses metabolisme yang telah dimulai. Oleh karena itu, proses degradasi dapat berlangsung lebih optimal. Degradasi suatu senyawa akan berjalan seimbang dengan konsentrasi polutannya yang ditunjang dengan nutrien memadai (Haritash dan Kaushik, 2009; Jorgensen dkk., 2000).

Optimalnya proses degradasi yang berlangsung pada rasio T/S 50/50 juga didukung oleh kondisi proses *co-composting* yang baik yaitu suhu mesofilik dan kadar air yang optimal, pH netral, dan rasio C/N yang memenuhi kriteria sehingga dapat meningkatkan aktivitas bakteri. Aktivitas bakteri yang tinggi tersebut ditunjukkan oleh pertumbuhannya yang mencapai jumlah paling tinggi diantara rasio T/S lain pada H-60. Hasil ini hampir sama dengan yang diperoleh oleh Antizar-Ladislao dkk. (2006) dimana rasio T/S sebanyak 0,9/1 dengan kadar air 60% dalam suhu 38°C (mesofilik) mampu mendegradasi total PAH sebanyak 69,1%. Perbedaan persentase reduksi yang diperoleh dalam penelitian ini dengan hasil yang diperoleh oleh Antizar-Ladislao dkk. (2006) dikarenakan perbedaan suhu yang cukup besar. Penelitian Antizar-Ladislao dkk. (2006), suhu konstan berada pada 38°C sedangkan pada penelitian ini suhu yang dicapai lebih rendah yaitu 30-33°C sehingga mempengaruhi aktivitas bakteri. Trihadiningrum (2012) menjelaskan bahwa setiap peningkatan suhu sebanyak 10°C maka laju reaksi enzimatik bakteri akan meningkat 2 kali lipat. Crawford dkk. (1993) juga menyatakan hal serupa yaitu peningkatan suhu dalam proses *composting* dapat meningkatkan reaksi enzimatik yang mempengaruhi biotransformasi PAH. Hal ini mengindikasikan bahwa pada penelitian Antizar-Ladislao dkk. (2006) terdapat aktivitas bakteri yang lebih tinggi sehingga proses degradasi yang berlangsung juga lebih besar. Oleh karena itu, Antizar-Ladislao dan Russel (2007) dan Zhang dkk. (2011) mengemukakan bahwa suhu optimum untuk proses degradasi PAH berkisar

pada rentang suhu mesofilik atas dan termofilik bawah (35-45°C). Pada rasio T/S ini reduksi 16 EPA-PAH juga didominasi oleh HMW-PAH yang berkisar antara 85,65-86,08% dari total reduksi yang diperoleh. Semua kadar dari 16 EPA-PAH berkurang seperti yang terjadi pada rasio T/S 75/25 yang dapat dilihat pada **Gambar 4.13**.



(a) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Asam



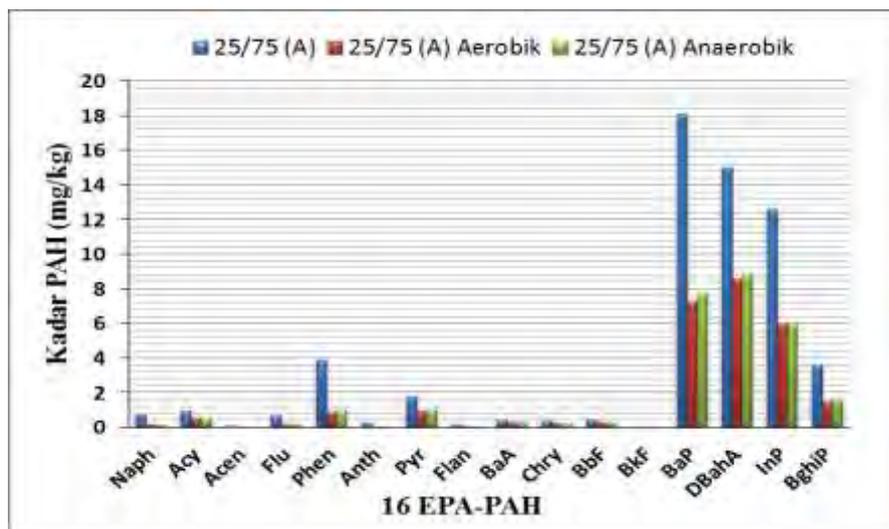
(b) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Netral

Gambar 4.13 Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Pada Rasio T/S 50/50

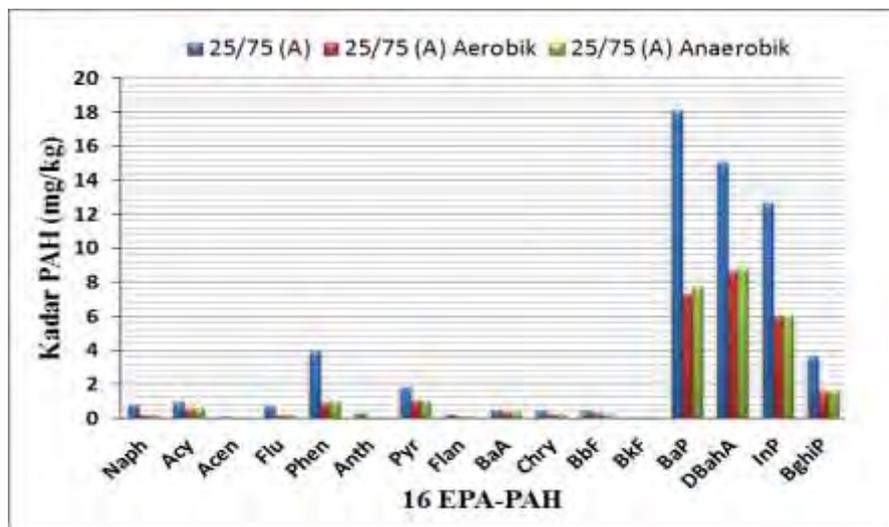
4.5.2.4 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 25/75

Reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio T/S 25/75 lebih rendah daripada reduksi pada rasio T/S 50/50 tetapi lebih tinggi dibandingkan dengan reduksi yang terjadi pada rasio T/S 75/25. Hal ini dipengaruhi oleh ketersediaan bahan organik

biodegradable yang melimpah menyebabkan pemanfaatannya lebih tinggi dibandingkan PAH. Selain itu, pertumbuhan bakteri lebih sedikit dibandingkan dengan rasio T/S 50/50 sehingga tingkat reduksinya juga lebih rendah daripada rasio T/S 50/50. Reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio ini dalam proses aerobik mencapai 54,15% untuk variasi pH tanah asam dan 52,89% untuk variasi pH tanah netral. Sedangkan pada proses anaerobik, reduksi yang diperoleh mencapai 52,19% dan 48,50% untuk variasi pH tanah asam dan netral.



(a) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Asam



(b) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Netral

Gambar 4.14 Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Pada Rasio T/S 25/75

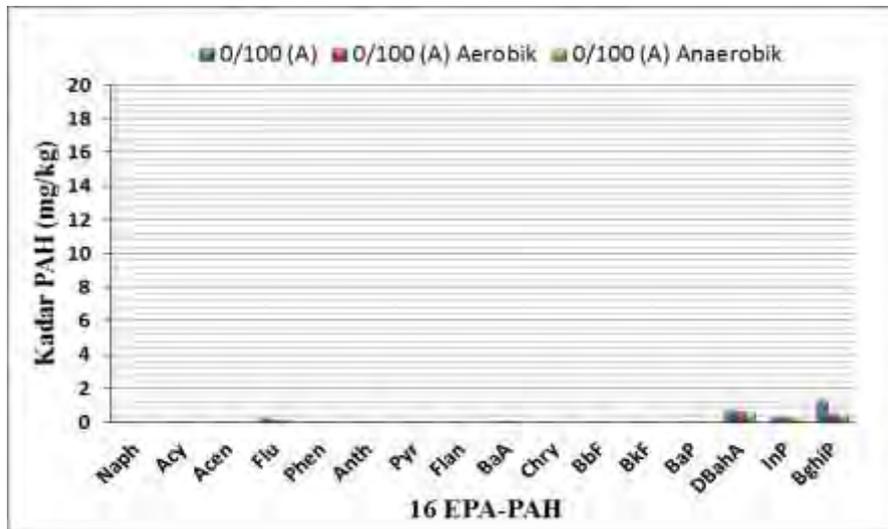
Reduksi pada variasi pH netral dalam proses anaerobik lebih rendah dibandingkan variasi lain dipengaruhi oleh kadar air yang dicapai lebih dari 70% pada H-60 sehingga aktivitas bakteri terganggu. Hasil ini sejalan dengan penelitian yang dilakukan oleh Antizar-Ladislao dan Russel (2007) yang juga memperoleh persentase reduksi kurang maksimal pada kadar air 80%. Menurut Zhang dkk. (2011), kadar air dalam bahan baku memiliki pengaruh besar terhadap kadar 16 EPA-PAH dalam proses *co-composting*. Reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio T/S ini juga didominasi oleh HMW-PAH yang berkisar antara 73,14-81,14% dari total reduksi yang terjadi. Sama seperti rasio T/S 75/25 dan 50/50, pada rasio ini semua jenis PAH kadarnya juga berkurang yang dapat dilihat pada **Gambar 4.14**.

4.5.2.5 Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH pada Rasio T/S 0/100

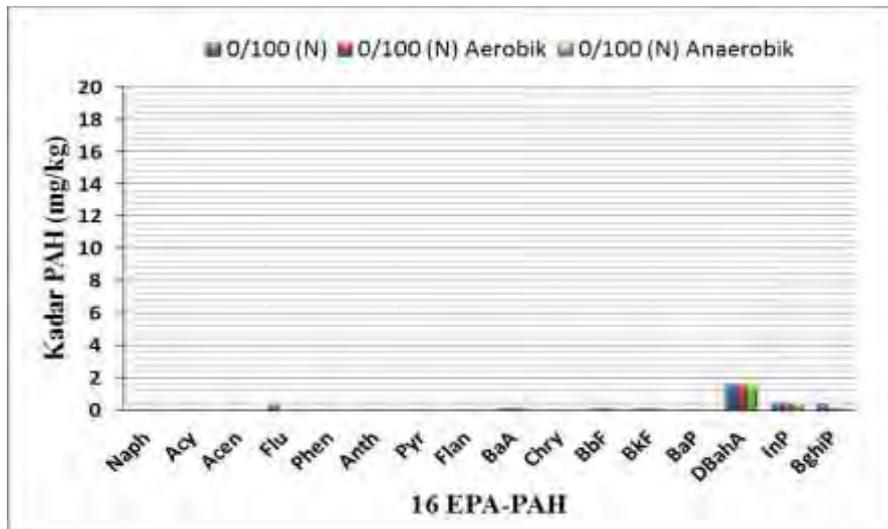
Pada rasio T/S 0/100, kadar total 16 EPA-PAH lebih rendah dibandingkan dengan rasio T/S 75/25, 50/50, dan 25/75. Hal ini disebabkan oleh kadar total 16 EPA-PAH yang rendah dan rasio T/S ini memiliki bahan organik *biodegradable* yang melimpah. Sayara dan Sarra (2010) melaporkan bahwa melimpahnya suplementasi (bahan organik) akan menghambat proses degradasi yang berlangsung. Pada rasio T/S 0/100, reduksi yang dicapai pada proses aerobik di variasi pH tanah asam adalah 34,86% dan 23,44% untuk variasi pH tanah netral. Sedangkan pada proses anaerobik, reduksi yang diperoleh adalah 37,70% dan 20,09% untuk variasi pH tanah asam dan netral. Reduksi paling rendah dalam rasio T/S ini ditemukan pada variasi pH netral dalam proses aerobik. Hal ini disebabkan oleh kadar air yang tinggi yang mencapai 80% sehingga mengganggu aktivitas bakteri.

Reduksi kadar total 16 EPA-PAH pada rasio T/S ini didominasi oleh HMW-PAH pada variasi pH asam yaitu 82,43% (aerobik) dan 82,68% (anaerobik) dari total reduksi yang terjadi. Sedangkan pada pH netral, reduksi didominasi oleh LMW-PAH yang mencapai 41,35% (aerobik) dan 48,05% (anaerobik) dari total reduksi yang terjadi. Hal ini dikarenakan pH asam pada awal proses *co-composting* merupakan stimulan yang baik untuk bakteri sehingga dapat mendegradasi HMW-PAH lebih baik pada H-0 hingga H-30. Hasil ini sejalan dengan yang dijelaskan oleh Tsibart dan Gennediev (2013) bahwa degradasi *benzo[a]pyrene* ditunjukkan lebih baik pada pH yang asam karena pada pH netral dan basa PAH jenis ini mampu terakumulasi. Pada

rasio T/S ini, terdapat beberapa jenis PAH dengan kadar akhir yang sama besarnya dengan kadar awal khususnya LMW-PAH dan MMW-PAH yang dapat dilihat pada **Gambar 4.15**.



(a) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Asam



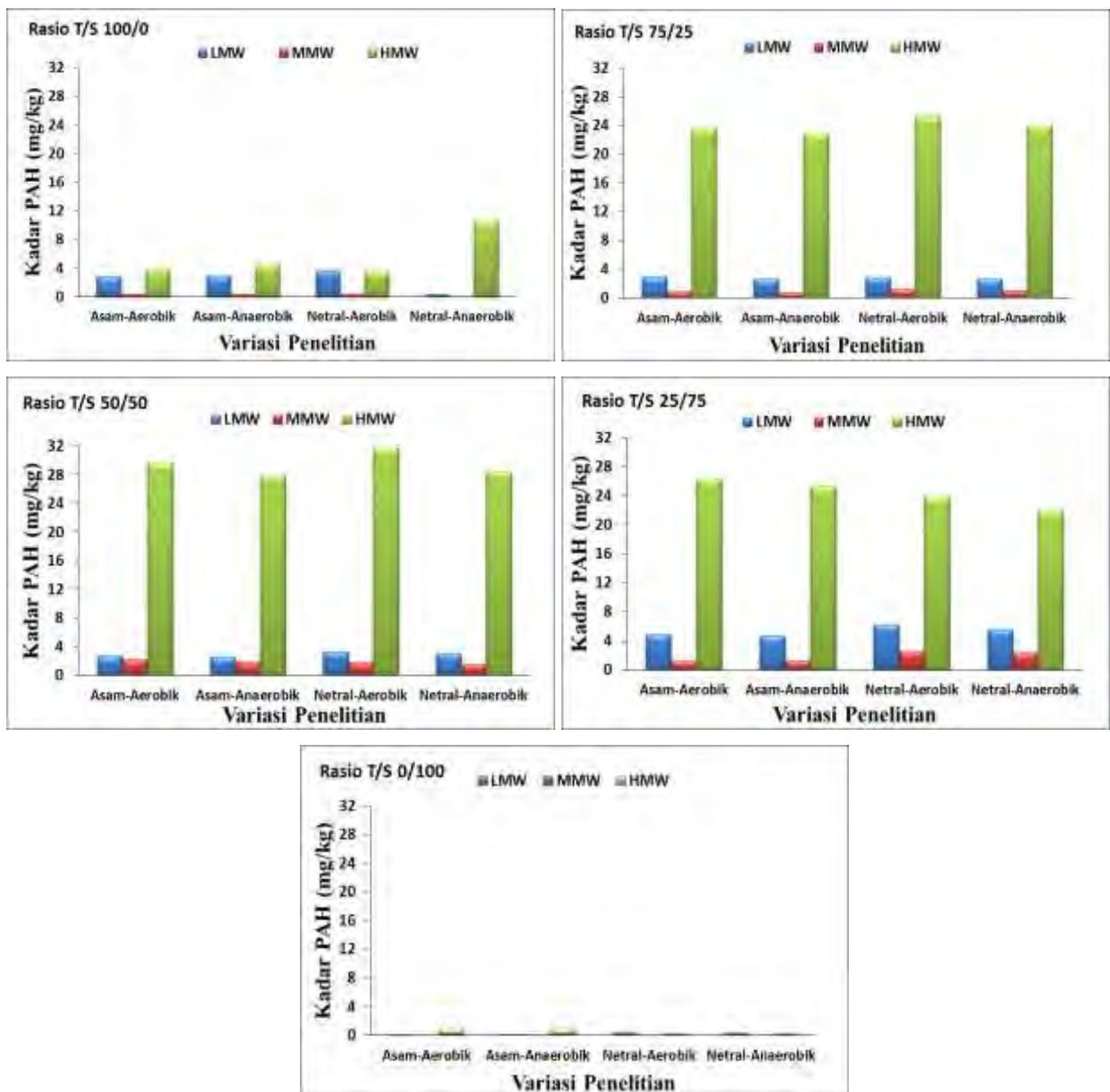
(b) Kadar 16 EPA-PAH pada Variasi pH Tanah Netral

Gambar 4.15 Kadar 16 EPA-PAH Setelah Proses *Co-Composting* Pada Rasio T/S 0/100

4.5.2.6 Dominasi Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAH

Variasi pH tanah asam dan netral tidak berpengaruh besar pada degradasi 16 EPA-PAH yang terjadi pada penelitian ini. Hal ini dapat dilihat pada kisaran persentase reduksinya yang tidak signifikan dengan perbedaan maksimal adalah 5%

lebih tinggi pada pH netral kecuali rasio T/S 0/100 dimana reduksinya lebih tinggi pada variasi pH asam. Hal ini dikarenakan kandungan rasio T/S tersebut secara keseluruhan adalah bahan organik yang sifatnya lebih mudah didegradasi oleh bakteri pada pH asam yang merupakan stimulan aktivitas bakteri selama 30 hari pertama. Perbedaan persentase reduksi 16 EPA-PAH yang tidak signifikan dengan variasi pH pada rasio T/S 100/0, 75/25, 50/50, dan 25/75 disebabkan oleh proses *co-composting* yang lebih lama berlangsung dalam kondisi pH netral.

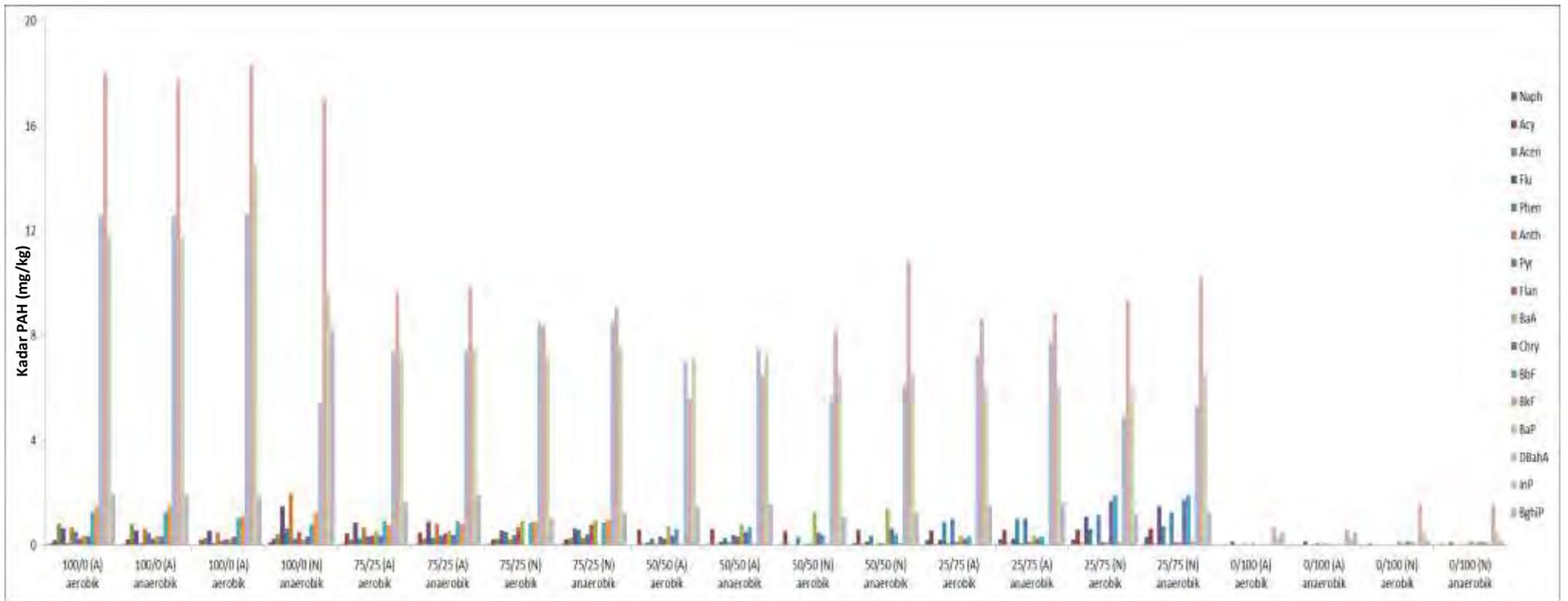


Gambar 4.16 Dominasi Reduksi 16 EPA-PAH

Reduksi 16 EPA-PAH pada hampir semua variasi didominasi oleh HMW-PAH yang dapat dilihat pada **Gambar 4.16**. Hal ini karena kadar HMW-PAH yang terkandung dalam bahan baku lebih tinggi dibandingkan dengan MMW-PAH dan LMW-PAH. Dengan kadar yang tinggi tersebut, maka persentase degradasi yang diperoleh juga lebih besar begitu pula sebaliknya (Jorgensen dkk., 2000). Hal ini menandakan bahwa HMW-PAH dengan sifatnya yang rekalsitran dan memiliki hidrofobisitas yang tinggi tidak berefek toksik bagi bakteri. Bakteri yang tumbuh mampu beradaptasi dan mendegradasi HMW-PAH dengan cukup baik. Kadar 16 EPA-PAH pada akhir percobaan tetap didominasi oleh HMW-PAH yang dapat dilihat pada **Gambar 4.17**. Hal ini dipengaruhi potensi PAH untuk terikat dalam matriks kompos. Seperti yang dilaporkan oleh Antizar-Ladislao dkk. (2006) bahwa *benzo[g,h,i]perylene* mampu terikat kuat pada matriks organik *co-composting* karena hidrofobisitasnya yang tinggi.

Reduksi 16 EPA-PAH sebagian besar didominasi pada proses *co-composting* aerobik (rasio T/S 75/25, 50/50, 25/75). Pada proses *co-composting* aerobik, persentase reduksi tertinggi yang diperoleh mencapai 59,90%. Sedangkan pada rasio T/S 100/0 dan 0/100 reduksi lebih tinggi pada proses anaerobik dengan persentase reduksi sebesar 18,73% dan 37,70%. Berdasarkan persentasenya, proses *co-composting* aerobik lebih efektif dibandingkan anaerobik. Hal ini dikarenakan pada proses aerobik dilakukan aerasi untuk menyediakan udara guna memenuhi kebutuhan bakteri. Aerasi yang dilakukan dapat meningkatkan aktivitas bakteri yang ditandai dengan peningkatan jumlah bakteri selama proses *co-composting* berlangsung. Selain itu, oksigen dalam udara yang diinjeksikan digunakan pula oleh bakteri untuk membantu reaksi enzimatik *dioxygenase* guna memutus rantai aromatik PAH (Mrozik dkk., 2003).

Persentase reduksi 16 EPA-PAH untuk variasi proses *co-composting* aerobik dan anaerobik pada setiap rasio T/S tidak jauh berbeda. Selisih nilai yang ditemukan antara persentase reduksi kedua proses tersebut berada pada kisaran 1-6% lebih rendah pada proses anaerobik. Hal ini dikarenakan proses *co-composting* anaerobik yang dilakukan cenderung berlangsung dalam kondisi anoksik. Ketersediaan oksigen yang terbatas menyebabkan aktivitas bakteri lebih rendah yang mengakibatkan proses degradasi menjadi lebih lambat (Sayara dkk., 2010b; Crawford dkk., 1993).



Gambar 4.17 Kadar Akhir (H-98) 16 EPA-PAH pada Bahan Baku *Co-Composting*

Degradasi yang terjadi pada proses *co-composting* anaerobik menandakan bahwa pada kondisi tanpa aerasi degradasi PAH tetap berlangsung. Proses degradasi yang terjadi mengindikasikan bahwa bakteri dapat melakukan metabolisme dengan ketersediaan oksigen yang terbatas. Secara bersamaan bakteri *indigenous* dan *exogenous* (berasal dari sampah organik) mulai beradaptasi dengan keberadaan PAH. Kemampuan bakteri tersebut untuk beradaptasi tidak lepas dari kondisi optimal yang tercipta pada proses *co-composting* yang berlangsung dengan ketersediaan nutrisi yang memadai. Hal tersebut menunjang keberlangsungan hidup bakteri dan menstimulasi pertumbuhannya sehingga mampu mendegradasi PAH. Seperti penelitian yang dilakukan oleh Su dkk. (2012) yang memperoleh persentase reduksi 16 EPA-PAH sebesar 63% dengan penambahan bahan organik *biodegradable*.

Proses degradasi PAH secara anaerobik menurut Callaghan (2006) dilakukan dengan memanfaatkan kontribusi dari akseptor elektron. Akseptor elektron seperti nitrat dan sulfat digunakan sebagai sumber energi dan sumber karbon diperoleh dari bahan organik. Karbon dalam proses *co-composting* anaerobik ini berperan sebagai donor elektron dan unsur penyusun sel (Widyati, 2007). Akseptor elektron dibutuhkan untuk menggantikan oksigen guna memutus rantai cincin aromatik dalam fase metanogenesis yaitu fase pembentukan gas metan (Meckenstosk dan Mouttaki, 2011; Sayara dkk., 2010b; Meckenstosk dkk., 2004). Fase metanogenesis yang melibatkan bakteri metanogen berjalan dengan baik karena pH netral dan suhu yang berkisar pada rentang mesofilik selama proses *co-composting* berlangsung. Peningkatan pH yang terjadi selama proses *co-composting* dalam kondisi anoksik mengindikasikan bahwa ketersediaan nitrat memadai yang menunjukkan degradasi 16 EPA-PAH terjadi dalam kondisi *nitrate-reducing* (denitrifikasi). Denitrifikasi adalah proses konversi nitrat menjadi nitrogen oleh bakteri yang berlangsung tanpa oksigen. *Review* yang dilakukan oleh Meckenstock dan Mouttaki (2011) melaporkan penelitian yang dilakukan oleh Mihelcic dan Luthy pada tahun 1988 menyatakan bahwa *naphthalene* pada tanah terkontaminasi dapat didegradasi dibawah kondisi *nitrate-reducing*. Penelitian Ambrosoli dkk. (2005) dalam *review* yang dilakukan oleh Haritash dan Kaushik (2009) juga melaporkan hal yang hampir sama. Dalam penelitian tersebut *fluorene*, *phenanthrene*, dan *pyrene* dapat didegradasi dengan pemanfaatan nitrat sebagai akseptor elektron dalam proses anaerobik. Peningkatan pH yang disebabkan oleh

terbentuknya H_2CO_3 mengindikasikan bahwa salah satu reaksi yang terdegradasi yang terjadi adalah karboksilasi. Karboksilasi adalah reaksi penambatan CO_2 dan H_2O pada senyawa organik.

4.6 Kondisi Optimal Proses *Co-Composting* Tanah Terkontaminasi PAH-Batubara

Penelitian ini dilakukan sebagai langkah pendekatan untuk menentukan komposisi optimal antara tanah terkontaminasi PAH-batubara dengan sampah organik guna menurunkan kadar 16 EPA-PAH. Dalam penelitian ini juga dilakukan pengkajian mengenai pengaruh pH tanah terkontaminasi PAH yang meliputi kondisi asam dan netral dalam 2 proses *co-composting* yaitu aerobik dan anaerobik.

Berdasarkan pengamatan yang dilakukan, komposisi optimal dalam proses degradasi 16 EPA-PAH ditemukan pada rasio T/S 50/50. Hasil ini mengacu pada hasil degradasi 16 EPA-PAH tertinggi yang ditemukan pada rasio T/S 50/50 sebesar 59,90% dengan kadar akhir 24,74 mg/kg dalam kondisi pH yang netral dengan proses *co-composting* aerobik. Untuk aplikasi pada skala lapangan (*field scale*) tidak menutup kemungkinan menggunakan rasio T/S 25/75 karena dinilai lebih efisien dan ekonomis. Namun, kadar akhir 16 EPA-PAH yang diperoleh masih belum memenuhi standar kadar maksimum PAH sebesar 1 mg/kg dalam tanah yang diterapkan di Amerika Serikat dan Belanda.

Reduksi 16 EPA-PAH berdasarkan kelompok jumlah cincin aromatik juga diamati. Secara terperinci reduksi PAH yang terjadi untuk LMW-PAH sebesar 9,05%, MMW-PAH sebanyak 5,14%, dan HMW-PAH adalah 85,81%. Reduksi tertinggi pada HMW-PAH ini jika dibandingkan dengan waktu paruhnya di alam yang berkisar antara 360 hari sampai dengan 5,90 tahun (Crawford dkk., 1993), membuktikan bahwa proses *co-composting* mampu mempercepat proses degradasi yang berlangsung.

Pencapaian tingkat degradasi tertinggi oleh rasio T/S 50/50 tersebut disebabkan oleh ketersediaan nutrisi yang memadai untuk memulai dan melanjutkan proses metabolisme. Hal ini menunjukkan bahwa penambahan sampah organik mampu memenuhi kebutuhan nutrisi untuk bakteri yang mampu mendukung pertumbuhan dan aktivitasnya dalam mendekomposisi bahan organik. Dekomposisi

bahan organik menjadi asam humat mampu memperbaiki struktur tanah mengakibatkan PAH yang terikat pada matriks tanah terlepas (desorpsi) sehingga bioavailabilitasnya meningkat. Perubahan yang terjadi saat proses pembentukan asam humat berlangsung memberikan akses kontak antara bakteri dengan PAH. Saat berkontak dengan PAH, bakteri menggunakan oksigen dari aerasi untuk membantu proses degradasi dengan memutus rantai cincin aromatiknya. Sayara dkk. (2010a) menyatakan bahwa asam humat memiliki peran yang sama dengan surfaktan dalam proses bioremediasi karena dapat mereduksi ikatan antara PAH dengan tanah.

Aktivitas bakteri berjalan dengan baik dalam kondisi pH netral karena berada di kisaran optimal pertumbuhan bakteri. Kondisi optimal pertumbuhan tercipta oleh suplai udara yang cukup dan kadar air yang optimum dari *moisture aeration* serta suhu mesofilik yang dicapai. Pada suhu mesofilik, dijelaskan oleh Rebollido dkk., 2008; Tang dkk., 2007; Antizar-Ladislao dkk., 2005; dan Liang dkk., 2003 aktivitas bakteri cukup tinggi sehingga mampu mendukung proses degradasi PAH. Semakin tinggi aktivitas bakteri akan berdampak semakin baik terhadap tingkat degradasi PAH. Tingginya aktivitas bakteri yang berlangsung dibuktikan dengan reduksi berat tertinggi pada rasio T/S 50/50 dalam variasi yang sama.

BAB 5

KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

Berdasarkan hasil *co-composting* tanah terkontaminasi PAH-batubara dengan sampah organik, kesimpulan sementara yang dapat diambil adalah:

1. Rasio T/S optimum untuk *co-composting* tanah terkontaminasi PAH-batubara adalah 50/50 dalam suasana alami (pH netral) dengan persentase reduksi sebesar 59,90%. Reduksi 16 EPA-PAH tersebut didominasi oleh HMW-PAH sebesar 85,81% dari total reduksi keseluruhan.
2. Proses biodegradasi PAH-batubara optimum pada variasi pH tanah netral. Hal ini dilihat dari persentase reduksi yang cenderung lebih besar dalam suasana alami (pH netral).
3. Proses degradasi PAH-batubara lebih optimum dilakukan dalam kondisi aerobik. Hal ini dapat dilihat dari persentase reduksi PAH pada proses *co-composting* aerobik yang lebih tinggi dibandingkan dengan anaerobik.
4. Jumlah bakteri terus meningkat selama proses *co-composting* berlangsung. Jumlah bakteri terbanyak ditemukan pada rasio T/S 50/50 dalam suasana alami (pH netral) sebesar $1,67 \times 10^{20}$ CFU/g di hari ke-60.

5.2 Saran

Beberapa kendala yang terjadi pada saat penelitian yang mungkin dapat dihindarkan dan dioptimalkan guna mencapai hasil yang lebih baik adalah:

1. Penelitian ini perlu dilanjutkan dengan waktu *co-composting* yang lebih lama hingga kompos dapat dinyatakan telah stabil (matang).
2. PAH dapat terdekomposisi menjadi senyawa-senyawa organik lain yang lebih sederhana. Untuk penelitian selanjutnya dapat dilakukan pengamatan mengenai biotransformasi PAH dalam proses *co-composting*.
3. PAH terdegradasi melalui beberapa alur yaitu mineralisasi, fiksasi, dan volatilisasi. Untuk penelitian selanjutnya mungkin dapat dilakukan pengamatan degradasi PAH melalui fiksasi terhadap asam humat (humus).

“Halaman sengaja dikosongkan”

LAMPIRAN A

KEBUTUHAN UDARA *CO-COMPOSTING*

Perhitungan Suplai Udara

Berdasarkan Tchobanoglous dkk. (1993), komposisi sampah organik yaitu:

- C = 47,80 %
- H = 6,00 %
- O = 38,00 %
- N = 3,40 %

Data awal pada penelitian ini:

- Berat bahan baku kompos per reaktor = 1 kg
- Kelembaban = 50%
- Kandungan O₂ dalam udara = 23 %
- Berat spesifik udara = 0,075 lb/ft³
- Asumsi:
 - Volatile Solids* (VS) = 0,93 x TS (total solids)
 - Biodegradable VS* (BVS) = 0,6 x VS
 - Efisiensi BVS = 95%

Maka diperoleh perhitungan sebagai berikut:

BM		Komposisi	Berat Asli	Kadar Air	Berat Kering	Komposisi berat	Moles	<i>Mole Ratio</i> (N --> 1)	
C	12,01	47,80%	1 Kg	50%	0,5 Kg	0,239 Kg	0,02	20	a
H	1,01	6,00%				0,03 Kg	0,03	30	b
O	16	38,00%				0,19 Kg	0,012	12	c
N	14,01	3,40%				0,017 Kg	0,001	1	d

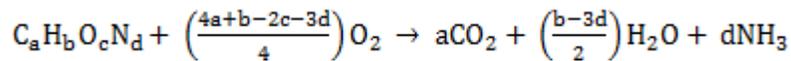
➤ *Mass of biodegradable volatile solids:*

$$\begin{aligned} \text{Mass BVS} &= 1 \text{ kg} \times \frac{1 \text{ ton}}{1000 \text{ kg}} \times 2000 \frac{\text{lb}}{\text{ton}} \times 50\% \times 0,32 \times 0,6 \\ &= 0,558 \text{ lb} \end{aligned}$$

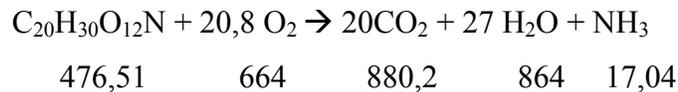
➤ *Konversi massa BVS:*

$$\begin{aligned} \text{BVS mass conversion} &= 0,558 \text{ lb} \times 0,95 \\ &= 0,5301 \text{ lb} \end{aligned}$$

➤ *Kebutuhan O₂:*



Dengan a = 20; b = 30; c = 12; d = 1, maka:



$$O_2 = \frac{664 \text{ lb } O_2}{476,51 \text{ lb BVS converted}} = 1,63 \frac{\text{lb } O_2}{\text{lb BVS converted}}$$

➤ *Kebutuhan udara*

$$\text{Keb. udara} = \left(\frac{0,5301 \text{ lb BVS} \times 1,3935 \frac{\text{lb } O_2}{\text{lb BVS converted}}}{0,23 \frac{\text{lb } O_2}{\text{lb udara}} \times 0,075 \frac{\text{lb udara}}{\text{ft}^3 \text{ udara}}} \right)$$

➤ *Kebutuhan kapasitas pengaliran udara:*

$$\begin{aligned} \text{Keb. Aerasi} &= \left(\frac{42,822 \text{ ft}^3 \times 1 \times \frac{0,35}{\text{hari}}}{1140 \frac{\text{menit}}{\text{hari}}} \right) \\ &= 0,0104 \frac{\text{ft}^3}{\text{menit}} \times 28,3168 \frac{\text{L}}{\text{ft}^3} \\ &= 0,3 \frac{\text{L}}{\text{menit}} \end{aligned}$$

Jadi, kebutuhan aerasi pada proses aerobik adalah 0,3 L/menit/reaktor yang dibulatkan menjadi 0,5 L/menit/reaktor.

LAMPIRAN B

PROSEDUR ANALISIS

B.1 Ekstraksi PAH

a. Alat

- 1) Neraca analitis
- 2) Erlenmeyer 250 ml
- 3) Corong kaca
- 4) Mantel pemanas
- 5) *Culture tube*
- 6) *Test tube*
- 7) Pipet 10 mL
- 8) Spatula
- 9) Labu didih 250 ml
- 10) Kolom fraksinasi
- 11) *Water bath* BUCHI 461
- 12) *Ultrasonic cleaner* SIBATA SU-3THE
- 13) *Rotavapor* BUCHI RE III

b. Bahan

- 1) Diklorometan (Merck p.a)
- 2) Na_2SO_4
- 3) n-pentana (Merck p.a)
- 4) Silika gel 60 (Merck 70-230 mesh ASTM)
- 5) *Cooper sulfat*
- 6) *Internal standard* PAH

c. Prosedur kerja analisis

- 1) Timbang sampel sebanyak 5 g (berat basah) dengan neraca analitis.
- 2) Masukkan ke dalam erlenmeyer 250 ml.
- 3) Tambahkan diklorometan (DCM) sebanyak 30 ml.

- 4) Ekstraksi dengan *Ultrasonic cleaner* selama 10 menit pada suhu ruang.
- 5) Saring hasil ekstraksi menggunakan corong dan masukkan ke dalam labu didih.
- 6) Uapkan ekstrak dalam *water bath* dengan *rotavapor* hingga 1 mL.
- 7) Ekstrak pekat disaring menggunakan corong yang ditambahkan Na_2SO_4 .
- 8) Sampel yang telah diekstrak ditambahkan n-pentana sebanyak 30 ml.
- 9) Lakukan langkah 4-7.
- 10) Masukkan ekstrak PAH (DCM) dan ekstrak PAH (n-pentana) ke dalam *culture tube*.
- 11) Tambahkan 1 spatula *cooper sulfat*.
- 12) Agitasi menggunakan *Ultratourax* selama 5 menit.
- 13) Dekantasi ekstrak dengan endapan sulfur yang terbentuk.
- 14) Siapkan dan bilas kolom fraksinasi menggunakan DCM.
- 15) Masukkan kapas steril ke dasar kolom fraksinasi.
- 16) Tambahkan bubuk silika MERCK 7754 sebanyak kurang lebih 2 g (7 ml).
- 17) Tambahkan DCM 5-6 ml kemudian kocok hingga silika menjadi *compact*.
- 18) Bilas kolom dengan DCM sebanyak 4 ml.
- 19) Kolom fraksinasi siap, dan tambahkan 1 ml ekstrak PAH.
- 20) Fraksinasi dengan F2 menggunakan n-pentana:DCM (40:60) hingga hasilnya sebanyak 7 ml.
- 21) Uapkan hasil fraksinasi hingga 1 ml.
- 22) Masukkan ke dalam vial dan tambahkan 1 μm *internal standart* PAH.
- 23) Injeksi ke GC-MS.

B.2 Analisis PAH

a. Alat

- 1) GC-MS *Thermo Scientific Trace 1310 ISQ single quadrupole*
- 2) Kolom berukuran 15 m×0,25 mm ID×0,25 µm *System Qualification Column (SQC)*

b. Bahan

Gas Helium

c. Metode GC-MS

- 1) *Inlet* : Splitless
- 2) *Carrier gas* : Helium, 1 mL/min
- 3) *Temperature:*
Injection port : 300°C
Transfer line : 290°C
- 4) *Oven program:*
Initial oven temp : 60°C
Initial hold time : 0 menit
Ramp rate : 7°C/menit
Final oven temp : 315°C
Final hold time : 22 menit
Total run time : 56 menit

B.3 Analisis N-Organik (Metode Kjeldahl)

a. Alat

- 1) Timbangan analitis
- 2) Labu Kjeldahl
- 3) Pipet 10 mL
- 4) Labu volumetrik
- 5) Buret
- 6) Gelas ukur

7) Erlenmeyer 125 mL

b. Bahan

- 1) H₂SO₄ pekat
- 2) Larutan brucin asetat 0,5%
- 3) Larutan H₂SO₄ pekat
- 4) Tablet Kjeldahl
- 5) Borak petunjuk
- 6) *Aquadest*
- 7) H₂SO₄ 0,1 N
- 8) NaOH 40%

c. Prosedur kerja analisis:

- 1) Timbang 0,1 g sampel dengan timbangan analitis.
- 2) Masukkan ke dalam labu ukur.
- 3) Tambahkan tablet Kjeldahl 1 g dan 10 mL H₂SO₄ pekat, *shake* agar tercampur.
- 4) Lakukan destruksi. Destruksi telah sempurna bila cairan terlihat jernih.
- 5) Dinginkan hasil destruksi. Kemudian encerkan dengan *aquadest* menjadi 100 mL, setelah itu pipet 10 mL cairan destruksi ke dalam labu Kjeldahl.
- 6) Tambahkan 50 mL *aquadest* dan 20 mL NaOH 40%, segera pasang pada alat Kjeldahl.
- 7) Disiapkan 20 mL asam borak petunjuk dalam 125 mL Erlenmeyer menampung hasil destilasi. Lakukan destilasi selama 10 menit setelah tetesan pertama jatuh (hasil destilasi menjadi 50 mL) hasil berwarna hijau.
- 8) Titrasi hasil destilasi dengan H₂SO₄ 0,01 N sampai terjadi perubahan warna dari hijau menjadi merah anggur atau ungu.
- 9) Lakukan prosedur 1-8 untuk blanko.

10) Hitung kadar N-Total (%) dengan rumus:

$$\begin{aligned} & \text{Kadar N - Total (\%)} \\ & = \frac{(\text{mL hasil titrasi sampel} - \text{mL hasil titrasi blanko})}{\text{g sampel}} \times 14 \times 0,01 \frac{\text{g}}{\text{mL}} \times fk \\ & fk = \frac{\text{kadar air} + 100}{100} \end{aligned}$$

B.4 Analisis C-organik (Metode Walkley and Black)

a. Alat

- 1) Neraca analitis
- 2) Labu takar 100 mL
- 3) Pipet ukur 10 mL
- 4) Pipet volume 5 mL
- 5) Spektrofotometer *visible*

b. Bahan

- 1) H₂SO₄ pa. 98%, BJ 1,84
- 2) K₂Cr₂O₇ 2N
- 3) Larutan standar 5000 ppm C

c. Prosedur kerja analisis:

- 1) Timbang 0,05-0,10 g sampel kompos yang telah dihaluskan ke dalam labu takar 100 ml.
- 2) Tambahkan berturut-turut 5 ml larutan K₂Cr₂O₇ 2N kemudian kocok hingga homogen.
- 3) Tambahkan 7 ml H₂SO₄ pa. 98% kemudian kocok hingga homogen.
- 4) Diamkan selama 30 menit.
- 5) Untuk larutan standar 250 ppm C. Pipet 5 ml larutan standar 5000 ppm C ke dalam labu takar volume 100 ml. Kemudian tambahkan 5 ml H₂SO₄ pa. 98% dan 7 ml larutan K₂Cr₂O₇.
- 6) Kerjakan blanko sebagai standar 0 ppm C.
- 7) Encerkan larutan masing-masing dengan air bebas ion kemudian dinginkan dan tepatkan pada tanda tera 100 ml.

- 8) Kocok larutan bolak-balik hingga homogen dan biarkan semalam (24 jam).
- 9) Ukur larutan menggunakan spektrofotometer dengan panjang gelombang 651 nm.
- 10) Hitung kadar C-organik (%)

$$\text{Kadar C-organik (\%)} = \frac{\text{ppm kurva} \times 100}{\text{berat sampel (mg)} \times \text{fk}}$$

Keterangan:

Ppm kurva = kadar sampel yang didapat dari kurva regresi hubungan antar deret standar dengan pembacaannya setelah dikurangi blanko.

fk = faktor koreksi kadar air

$$= \frac{100}{100 - \text{kadar air (\%)}}$$

$$\text{Kadar bahan organik (\%)} = \frac{100}{58} \times \text{kadar C organik (\%)}$$

Dimana $\frac{100}{58}$ adalah faktor Van Bemmelen

B.5 Analisis Kadar Air

- a. Alat: Aquaterr T-350
- b. Prosedur kerja analisis:
 - 1) Masukkan Aquaterr T-350 ke bagian tengah kompos.
 - 2) Diamkan beberapa saat hingga Aquaterr T-350 menunjukkan kadar air yang tepat (angka stabil).
 - 3) Catat kadar air yang ditunjukkan oleh Aquaterr T-350.

B.6 Analisis pH

- a. Alat: iTuin *soil survey instrument*
- b. Prosedur kerja analisis:
 - 1) Atur iTuin pada posisi pengukuran pH.
 - 2) Masukkan iTuin ke bagian tengah kompos.

- 3) Diamkan beberapa saat hingga iTuin menunjukkan nilai pH yang tepat (angka stabil).
- 4) Catat nilai pH yang ditunjukkan oleh iTuin.

B.7 Analisis Suhu

- a. Alat: Termometer
- b. Prosedur kerja analisis:
 - 1) Masukkan thermometer ke bagian tengah kompos.
 - 2) Diamkan beberapa saat hingga termometer menunjukkan suhu yang tepat.
 - 3) Catat suhu yang ditunjukkan oleh termometer.

B.8 Analisis Total Populasi Bakteri (*Total Plate Count*)

- a. Alat
 - 1) *Colony counter*
 - 2) Tabung reaksi
 - 3) Pipet 10 mL
 - 4) Erlenmeyer
 - 5) Cawan petri
- b. Bahan: Media Nutrien Agar
- c. Prosedur kerja analisis:
 - 1) Timbang 1 g sampel dengan neraca analitis.
 - 2) Encerkan 1 g sampel dengan 50 ml larutan NaCl 0,8%.
 - 3) Pipet sampel yang telah diencerkan sebanyak 1 mL.
 - 4) Encerkan 1 mL sampel secara seri dengan kelipatan 1:10.
 - 5) Tanam masing-masing suspensi pengenceran dengan metode tuang pada cawan petri yang berisi media agar dan biarkan selama 18-24 jam dalam inkubator.
 - 6) Ambil biakan di media agar dari inkubator.

- 7) Amati dan hitung koloni yang tumbuh menggunakan *colony counter*.
- 8) Catat jumlah koloni.

LAMPIRAN C

HASIL ANALISIS

C.1 Hasil Analisis Suhu

Tabel C.1 Data Hasil Analisis Suhu Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Hari Ke-																															
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
100/0	RK 1 (A) aerobik	30	29	30	30	29	30	30.5	30	31	30	30	31	31	30	30	30	29	30	31	31	31	31	31	31	31	31	30	30	30.5	31	30	31
	RK 5 (N) aerobik	30	30	31	30	29	30	30	30	30.5	30	30.5	31	31	30	30	29	30	31	31	31	31	31	31	31	31	31	30	30	31	31	30	31
	RK 3 (A) anaerobik	30	30	30	30	29	31	31	31	31	31	31	32	32	30.5	30.5	30	30	31	31	31	31	32	32	32	32	30.5	31.5	31.5	31.5	30.5	31.5	
	RK 7 (N) anaerobik	29.5	30	30	29.5	28	30	30	30	31	30	30.5	30.5	31	29.5	29.5	29	29	30	30.5	30.5	31	31	31	31	31	29.5	31	31	31	30	30.5	
75/25	RU 1 (A) aerobik	31.5	29.5	30.5	30.5	29.5	31	31	31	31	31	30	31	31	31.5	29.5	30	30	30	31	31	31	31	31	31	31	29	31	31	31	30	31	
	RU 7 (N) aerobik	31.5	31	30	30	29	31	31	31	31	31	31	31.5	32	30.5	30.5	30.5	30	30	31	31	31	31.5	31.5	31	31	30.5	31	31	31	30.5	30	
	RU 4 (A) anaerobik	31	31.5	31	31	29.5	31.5	31.5	31.5	32.5	31.5	31.5	32.5	32.5	31.5	31.5	31.5	30.5	31.5	32	32	31.5	32.5	33	32.5	32	30.5	32	32	31.5	30.5	31.5	
	RU 10 (N) anaerobik	30.5	30.5	31.5	31	29.5	31.5	31	31.5	32	31	31.5	32	32	30.5	30.5	30	30	30.5	31	31	31	32	32	32	32	30.5	32.5	32	32	30.5	32	
50/50	RU 2 (A) aerobik	32	30	30.5	31	30	32	30.5	30.5	32	31	31	31.5	31.5	30.5	30.5	30.5	30	30.5	31	31	31	31	31	31	31	29.5	31	31	31	30	29.5	
	RU 8 (N) aerobik	32	32	31	32	30	32	32	32	32	31	31	32	32	31	31	31	30	30.5	31	31	31	32	32	32	32	29	30	30	31	30	30	
	RU 5 (A) anaerobik	31	31.5	31	31	30	32	31.5	31.5	32.5	31.5	32	32.5	32.5	31.5	31.5	31.5	30.5	31.5	32.5	32.5	32	32.5	32.5	33	32	31.5	32.5	32.5	32.5	31.5	32.5	
	RU 11 (N) anaerobik	29	29.5	31	29.5	28.5	30.5	30.5	30.5	31	30.5	30.5	31.5	32	30.5	30.5	30	29.5	30.5	31	31	31	32	32	32	32	30.5	32	32	32	30.5	32	
25/75	RU 3 (A) aerobik	32	30	31	32	30	31.5	32.5	32	32	31	32	32	32	31	31	31	30	31	31.5	31.5	31	31.5	31.5	31.5	29.5	31	31	31	30	31		
	RU 9 (N) aerobik	32	33	32	32	31	33	32	31.5	32	31.5	32	31.5	32	31	31	31	30	31	31	31	31	31.5	31.5	32	32	30	31	31	31	30	30.5	
	RU 6 (A) anaerobik	31	31	31	31	30	31.5	31.5	31.5	32.3	31.5	32	33	33	31.5	31.5	31.5	30.5	31.5	32.5	32.5	32	32.5	32.5	32.8	32.5	31.5	32.5	32.5	32.5	31.5	32	
	RU 12 (N) anaerobik	30	30.5	31.5	30.5	29	31	31	31	31.5	31	31	32.5	33	31.5	31	31.5	31	32	32	32.5	32.5	32.5	32.5	33	33	31	32	33	33	31	33	
0/100	RK 2 (A) aerobik	32	33	33	32.5	31	33.5	33	32.5	33	32	32	32.5	32	31	31	31	30	30.5	31.5	31.5	31	32	32	32	32	30	31	31	31	30	31	
	RK 6 (N) aerobik	32	32.5	33.5	32.5	31.5	34	34	33.5	33.5	32.5	33	33	33	31.5	31	31	31	31.5	32	32	32	32	32	32	32	30	31	31	31	31	31	
	RK 4(A) anaerobik	29	30	30.5	30	29	30.5	30.5	30.5	31	30.5	30.5	32	32	30.5	30.5	30	30	30.5	31	31	31	32	32	32	32	30.5	32	31.5	32	30.5	32.5	
	RK 8 (N) anaerobik	30.5	30.5	30.5	30.5	29.5	31	31	31	31	31	31	32	32.5	31	31	31	30.5	31	31.5	31.5	31.5	32	32	32	32	31	32	32	32	31	32	
Suhu ruang		31	31	32	32	31	31	32	32	32	31	31	32	32	31	31	31	31	31	31	32	31	31	32	32	32	31	32	32	31	31	31	

Tabel C.1 (Lanjutan)

Rasio T/S	Reaktor	Hari Ke-																																								
		36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70						
100/0	RK 1 (A) aerobik	31	30	31	31	31	31	30.5	30	30	31	30	30	30.5	31	32	31	31	31	31	30	30.5	31	31	31	31	30	30	31	31	31	31	31	31.5	31	30						
	RK 5 (N) aerobik	31	30	31	31	31	31	31	31	30	31	31	31	31	31.5	32	32	31	31	31	30	31	31	31	31	31	30	31	31.5	31	31	32	32	31	30							
	RK 3 (A) anaerobik	31.5	31	32	32	32	32	31	31	31	31	31	31	31	32	32	32	32	32	32	31	31	31.5	31.5	32	31	31	31	31.5	31.5	31.5	32	32	32	31.5							
	RK 7 (N) anaerobik	30.5	30	31	31	31	31	30.5	30.5	30.5	30.5	30.5	30.5	30.5	31.5	31.5	31.5	31	31	31	30	30.5	30.5	30.5	31	30.5	30	30.5	30.5	30.5	30.5	31	31	31	31	30.5						
75/25	RU 1 (A) aerobik	31	30	31	31	31	31	30	31	30	30.5	30	30	30	31	32	31	31	31	31	29	30	31	31	30	30	30.5	30	31	31	31	31	31	31	31	31	30.5					
	RU 7 (N) aerobik	31	30.5	31.5	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31.5	32	32	31	31	31	30	31	31	31	31	31	30	31	31	31	31	31	31	31	31	31	30					
	RU 4 (A) anaerobik	31.5	31	32	32	32.5	32	31.5	31.5	32	32	32	32	32	33	33	33	32.5	32.5	32.5	32	32	32	32	32.5	32	32	32	32	32	32	32.5	32.5	32	32	32	32					
	RU 10 (N) anaerobik	31	31	32	31.5	32	32	31	31	31	31	31	31	31	31.3	32	32	32	32	32	32	31	31	31.5	31.5	32	31.5	31	31	31.5	31	31	31	31	31	31	31	31				
50/50	RU 2 (A) aerobik	31	30.5	31	31	31	31	30.5	30	30.5	30.5	30.5	30	30	30.5	31.5	32	31.5	31	31	31	30	30.5	30.5	31	31	31	30	30	31.5	31	31	31	31	31.5	31	30					
	RU 8 (N) aerobik	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	30	30	30.5	32	31.5	31.5	31	31	31	30.5	31	31	31	31	30.5	30.5	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31				
	RU 5 (A) anaerobik	32.5	31.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32	32	32	32	33.5	33	33	32.5	33	33	31.5	31.5	32	32	32.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5				
	RU 11 (N) anaerobik	31.5	30.5	31.5	32	31.5	31.5	31	30.5	31	31	31	30.5	30.5	31.5	31.5	31.5	32	32	32	32	31	31	31.5	31.5	31.5	31	31	31	31.5	31	31	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31				
25/75	RU 3 (A) aerobik	31	31	31.5	31.5	31.5	31	31	30.5	31	31	30.5	30.5	30.5	31	31.5	32	31.5	31	31	31	30	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	30.5	31	31	30.5				
	RU 9 (N) aerobik	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	30.5	30.5	30.5	31	31	32	32	31	31	31	30	31	31	31	30.5	30.5	31	31	30.5	30	31	31	31	31	30.5					
	RU 6 (A) anaerobik	32.5	32	32.5	32.5	32.5	32.5	32	32	32	32	32	32	32	33	33	33	32.5	32.5	32.5	31.5	32	32	32	32.5	32	32	32	32	31.5	31.5	32	32	32	32	31.5	31.5					
	RU 12 (N) anaerobik	32.5	31.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32	31.5	31.5	32.5	31.5	31.5	31.5	32.5	33	32.5	33	32.5	32.5	32.5	32	31.5	32.5	32.5	32.5	32	32	32.5	32	31.5	32	32	32	32	32	31.5					
0/100	RK 2 (A) aerobik	31	31	31.5	31	31	31	31	30.5	31	31	31	30.5	30.5	31	32	31.5	31.5	31	31	31	30.5	30.5	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	29.5	30.5	31	31	30	30.5	
	RK 6 (N) aerobik	31	31	32	32	32	31.5	31	31	31	31	31	31	31	31.5	32	31.5	31	31	31	30.5	30.5	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31.5	30.5	30.5
	RK 4(A) anaerobik	32	31.5	32.5	32.5	32.5	32.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	31.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	31.5	31.5	32	32	32.5	31.5	32.5	32	32	31	31.5	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32
	RK 8 (N) anaerobik	33	32	33	33	33	33	32	32	32	32	32	32	32	32	33	33	33	33	33	33	33	32	32	32.5	32.5	32.5	32	32.5	33	33	32	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	32.5	33	32.5	32.5	
Suhu ruang		31	31	32	32	32	32	31	31	31	32	31	31	31	31	32	32	32	32	32	32	31	31	32	32	31	32	31	32	31	32	32	32	32	32	32	32	32	31			

Tabel C.1 (Lanjutan)

Rasio T/S	Reaktor	Hari Ke-																											
		71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98
100/0	RK 1 (A) aerobik	31	31	31	31	32	32	31	30	31	31	31	31	30.5	30.5	31	32	31.5	32	32	32	32	31.5	31.5	32	32	32	32	32
	RK 5 (N) aerobik	31	31	31	31	32	32	31	30	31	31	31	31	30.5	31	31	31.5	31	31.5	32	31.5	32	31	31.5	31.5	31.5	32	32	31.5
	RK 3 (A) anaerobik	31.5	31.5	31.5	32.5	32.5	32.5	31.5	31.5	32	32	32.5	33.5	32.5	33	32.5	33.5	32.8	33.5	33.5	33	33	32.5	32	32	32.5	33.5	33.5	33
	RK 7 (N) anaerobik	31	30.5	31	31.5	31.5	31.5	31	30	31	31	31.5	32	31	31	31.5	32	31.8	32.5	32.5	32	32	31.5	31.5	31.5	31.5	32.5	32.5	31.5
75/25	RU 1 (A) aerobik	31	31	31	31.5	32	32	31	30	31	31	31	31.5	31	31	31	32	32	32	32	32	32	31	31	31.5	32	32	31.5	
	RU 7 (N) aerobik	30.5	31	31	31	31.5	32	31	30	31	31	31	31	31	31	31	32	31	32	32	31	32	31	31	31	31	32	32	
	RU 4 (A) anaerobik	32	32	32	32.5	33	33.5	32.5	32	33	32	33	34	33	33	33	34	33.5	34	34	33.5	34	33	33	33	33	34	34	
	RU 10 (N) anaerobik	31.5	31	31	32	32	32.5	31	31.5	32	31	32	33.5	32	32	32	33	32.5	33	33.5	32.5	33	32	32	31.5	31.5	33	33	
50/50	RU 2 (A) aerobik	31	31	31	31.5	31.5	31.5	31	29.5	31	31	31	31.5	31	31	31	32	31	32	32	32	32	31	31	31.5	32	32	32	
	RU 8 (N) aerobik	31	31	31	31	32	32	31	31	31	31	31	32	31	31	31.5	31.5	31.5	32	31.5	31	31.5	31	31	31	31	32	32	
	RU 5 (A) anaerobik	31.5	31.5	31.5	32.5	32.5	33	32	32.5	32.5	32	33	34.5	33	33	32.8	34	33.3	34	34	33	34	33	32.5	32	32	33.5	33.5	
	RU 11 (N) anaerobik	31	31	31	32	32	32	31	31.5	31.5	31	32	32.5	32	31.5	32	33	32.5	33	33	32	33	33	32	32	32	33	32.8	
25/75	RU 3 (A) aerobik	30.5	31	31	30.5	31.5	31.5	31	30.5	31	31	31	31.5	31.5	31.5	31	32	30	31.5	32	31.5	31.5	31.5	31	31	31	32	31.5	
	RU 9 (N) aerobik	30.5	31	31	30.5	31.5	31.5	31.5	31	31	31	31	31.5	30	30.5	31	31	31	31.5	31.5	31	32	31.5	31	31	31	32	32	
	RU 6 (A) anaerobik	31.5	31.5	31.5	32.5	33	33	32	32	32	32	32.5	33.5	32	32	32.5	34	33	34	34	33	34	33	32.5	32	32.5	34	33.5	
	RU 12 (N) anaerobik	31.5	31.5	31.5	32.5	33	33	32	32.5	32.5	32	33	34	32.5	32	32.3	34	33.3	33.5	34	33	33.5	33	32.5	32.5	32.5	33.5	33.5	
0/100	RK 2 (A) aerobik	31	31	31	31.5	31.5	32	31	31	31	31	31	32	30.5	31.5	31.5	31.5	31	31.5	32.5	32	32	31.5	31	31	31	32	32	
	RK 6 (N) aerobik	31	31	31	31	31.5	32	31	30	31	31	31	31	31	31	31	31.5	31.5	31.5	32	32	32	31.5	31	31	31	32	32	
	RK 4(A) anaerobik	31	31.5	32	33	33	33	31	32	33	32	33	34	32.5	32.5	32	34	33.5	34	34	33	34	33	32	32	32	33	32.5	
	RK 8 (N) anaerobik	32.5	32.5	32.5	33.5	33.5	34	32.5	33.5	32.5	33	34	34.5	33	33	33	35	34	34.5	34.5	33.5	34.5	34.5	33.5	33	33	34.5	34	
Suhu ruang		32	31	31	32	32	32	31	32	32	32	33	34	34	33	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	35	35	

C.2 Hasil Analisis pH

Tabel C.2 Data Hasil Analisis pH Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Hari ke-						
		0	15	30	45	60	75	98
100/0	RK 1 (A) aerobik	5,0	6,4	6,8	7,0	7,0	7,0	7,0
	RK 5 (N) aerobik	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
	RK 3 (A) anaerobik	5,0	-	7,0	-	7,0	-	7,0
	RK 7 (N) anaerobik	7,0	-	7,0	-	6,9	-	7,0
75/25	RU 1 (A) aerobik	5,0	6,8	7,0	7,1	7,0	7,0	7,0
	RU 7 (N) aerobik	6,5	6,8	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
	RU 4 (A) anaerobik	5,3	-	7,0	-	7,0	-	7,0
	RU 10 (N) anaerobik	6,5	-	6,8	-	6,9	-	7,0
50/50	RU 2 (A) aerobik	5,0	6,7	7,0	7,0	7,3	7,3	7,4
	RU 8 (N) aerobik	6,0	6,5	7,0	7,2	7,4	7,1	7,1
	RU 5 (A) anaerobik	5,0	-	7,0	-	6,9	-	6,8
	RU 11 (N) anaerobik	6,0	-	6,8	-	7,0	-	7,0
25/75	RU 3 (A) aerobik	5,3	6,6	6,9	7,0	7,1	7,3	7,3
	RU 9 (N) aerobik	6,0	6,8	7,0	7,1	7,4	7,3	7,3
	RU 6 (A) anaerobik	5,0	-	6,8	-	7,0	-	7,0
	RU 12 (N) anaerobik	6,0	-	7,0	-	6,9	-	6,9
0/100	RK 2 (A) aerobik	5,0	6,3	6,7	7,0	7,2	7,0	7,2
	RK 6 (N) aerobik	6,5	6,7	7,0	7,0	7,1	7,0	7,3
	RK 4(A) anaerobik	5,0	-	6,8	-	6,8	-	7,0
	RK 8 (N) anaerobik	6,5	-	6,8	-	6,8	-	6,9

C.3 Hasil Analisis Kadar Air

Tabel C.3 Data Hasil Analisis Kadar Air Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Hari ke-						
		0	15	30	45	60	75	98
100/0	RK 1 (A) aerobik	54,5	57,0	55,5	54,8	54,3	52,3	52,8
	RK 5 (N) aerobik	53,0	53,3	52,5	52,5	52,5	51,0	50,5
	RK 3 (A) anaerobik	57,0	-	58,8	-	60,3	-	55,7
	RK 7 (N) anaerobik	56,5	-	57,2	-	58,3	-	52,7
75/25	RU 1 (A) aerobik	53,5	57,0	56,3	55,5	54,8	52,3	51,5
	RU 7 (N) aerobik	53,5	55,5	55,3	55,0	54,8	52,8	51,3
	RU 4 (A) anaerobik	57,0	-	61,8	-	67,8	-	57,2
	RU 10 (N) anaerobik	57,5	-	60,2	-	70,3	-	60,5
50/50	RU 2 (A) aerobik	53,5	57,5	57,5	57,8	57,5	56,3	56,0
	RU 8 (N) aerobik	54,0	57,8	56,8	55,8	55,3	54,8	53,3
	RU 5 (A) anaerobik	57,5	-	63,5	-	68,2	-	55,7
	RU 11 (N) anaerobik	58,0	-	66,3	-	75,8	-	66,8
25/75	RU 3 (A) aerobik	56,0	57,8	56,3	54,5	54,5	51,5	51,8
	RU 9 (N) aerobik	54,5	56,8	54,8	55,8	55,3	54,5	53,8
	RU 6 (A) anaerobik	58,0	-	64,0	-	70,5	-	58,8
	RU 12 (N) anaerobik	57,0	-	67,7	-	75,5	-	63,3
0/100	RK 2 (A) aerobik	54,0	59,5	56,3	56,5	57,0	57,8	57,3
	RK 6 (N) aerobik	54,5	59,5	56,3	56,0	56,0	55,5	53,3
	RK 4(A) anaerobik	57,5	-	70,2	-	73,7	-	58,0
	RK 8 (N) anaerobik	57,5	-	75,7	-	82,8	-	67,7

C.4 Hasil Analisis Rasio C/N

Tabel C.4 Data Hasil Analisis Rasio C/N Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	C-Organik	N-Total	Rasio C/N
100/0	RK 1 (A) aerobik	6,42	0,51	12,59
	RK 5 (N) aerobik	6,42	0,51	12,59
	RK 3 (A) anaerobik	6,42	0,51	12,59
	RK 7 (N) anaerobik	6,42	0,51	12,59
75/25	RU 1 (A) aerobik	9,46	0,71	13,32
	RU 7 (N) aerobik	9,46	0,71	13,32
	RU 4 (A) anaerobik	9,46	0,71	13,32
	RU 10 (N) anaerobik	9,46	0,71	13,32
50/50	RU 2 (A) aerobik	8,32	0,51	16,31
	RU 8 (N) aerobik	8,32	0,51	16,31
	RU 5 (A) anaerobik	8,32	0,51	16,31
	RU 11 (N) anaerobik	8,32	0,51	16,31
25/75	RU 3 (A) aerobik	7,27	0,39	18,64
	RU 9 (N) aerobik	7,27	0,39	18,64
	RU 6 (A) anaerobik	7,27	0,39	18,64
	RU 12 (N) anaerobik	7,27	0,39	18,64
0/100	RK 2 (A) aerobik	8,61	0,36	23,92
	RK 6 (N) aerobik	8,61	0,36	23,92
	RK 4 (A) anaerobik	8,61	0,36	23,92
	RK 8 (N) anaerobik	8,61	0,36	23,92

C.5 Hasil Pengamatan Reduksi Berat dan Tinggi Bahan Baku *Co-Composting*

Tabel C.5 Data Hasil Pengamatan Reduksi Berat dan Tinggi Bahan Baku *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Tinggi (cm)			Berat (g)		
		0	98	Reduksi (%)	0	98	Reduksi (%)
100/0	RK 1 (A) aerobik	9,25	8,75	5,41	1200,00	720,00	40,00
	RK 5 (N) aerobik	8,30	6,20	25,30	1000,00	565,00	43,50
	RK 3 (A) anaerobik	8,30	8,15	1,81	1200,00	750,00	37,50
	RK 7 (N) anaerobik	7,00	6,90	1,43	1000,00	740,00	26,00
75/25	RU 1 (A) aerobik	12,00	7,85	34,58	1200,00	490,00	59,17
	RU 7 (N) aerobik	13,25	9,00	32,08	1000,00	475,00	52,50
	RU 4 (A) anaerobik	11,00	9,95	9,55	1200,00	680,00	43,33
	RU 10 (N) anaerobik	12,25	10,20	16,73	1000,00	670,00	33,00
50/50	RU 2 (A) aerobik	15,00	9,00	40,00	1200,00	270,00	77,50
	RU 8 (N) aerobik	17,25	12,50	27,54	1000,00	575,00	42,50
	RU 5 (A) anaerobik	15,15	13,50	10,89	1200,00	605,00	49,58
	RU 11 (N) anaerobik	16,75	15,25	8,96	1000,00	755,00	24,50
25/75	RU 3 (A) aerobik	15,75	10,50	33,33	1200,00	400,00	66,67
	RU 9 (N) aerobik	18,00	14,75	18,06	1000,00	475,00	52,50
	RU 6 (A) anaerobik	16,50	14,90	9,70	1200,00	620,00	48,33
	RU 12 (N) anaerobik	17,75	16,20	8,73	1000,00	775,00	22,50
0/100	RK 2 (A) aerobik	18,00	9,50	47,22	1200,00	390,00	67,50
	RK 6 (N) aerobik	17,25	10,25	40,58	1000,00	340,00	66,00
	RK 4(A) anaerobik	18,00	16,75	6,94	1200,00	730,00	39,17
	RK 8 (N) anaerobik	19,50	17,00	12,82	1000,00	665,00	33,50

C.6 Hasil Analisis Total Populasi Bakteri

Tabel C.6 Data Hasil Analisis Total Populasi Bakteri Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Hari ke-						
		0	15	30	45	60	75	98
100/0	RK 1 (A) aerob	$3,36 \times 10^7$	$1,73 \times 10^{11}$	$8,91 \times 10^{11}$	$2,33 \times 10^{12}$	$2,15 \times 10^{13}$	$8,51 \times 10^{15}$	$5,46 \times 10^{19}$
	RK 5 (N) aerob	$7,53 \times 10^7$	$6,50 \times 10^{10}$	$5,05 \times 10^{10}$	$1,76 \times 10^{12}$	$3,36 \times 10^{13}$	$4,70 \times 10^{19}$	$2,33 \times 10^{20}$
75/25	RU 1 (A) aerob	$4,63 \times 10^8$	$1,11 \times 10^{12}$	$1,23 \times 10^{12}$	$3,45 \times 10^{13}$	$2,88 \times 10^{18}$	$2,18 \times 10^{20}$	$1,05 \times 10^{21}$
	RU 7 (N) aerob	$2,86 \times 10^{11}$	$3,79 \times 10^{13}$	$1,25 \times 10^{13}$	$2,41 \times 10^{15}$	$3,46 \times 10^{16}$	$5,29 \times 10^{17}$	$3,17 \times 10^{20}$
50/50	RU 2 (A) aerob	$3,86 \times 10^8$	$6,31 \times 10^{11}$	$1,60 \times 10^{13}$	$7,16 \times 10^{14}$	$3,64 \times 10^{18}$	$2,71 \times 10^{20}$	$1,79 \times 10^{19}$
	RU 8 (N) aerob	$7,59 \times 10^{12}$	$3,71 \times 10^{11}$	$2,68 \times 10^{11}$	$1,26 \times 10^{14}$	$1,69 \times 10^{20}$	$1,64 \times 10^{18}$	$2,69 \times 10^{21}$
25/75	RU 3 (A) aerob	$4,78 \times 10^8$	$1,46 \times 10^{12}$	$1,75 \times 10^{12}$	$5,26 \times 10^{13}$	$2,27 \times 10^{14}$	$2,30 \times 10^{19}$	$2,95 \times 10^{21}$
	RU 9 (N) aerob	$8,68 \times 10^{11}$	$2,85 \times 10^{11}$	$4,64 \times 10^{11}$	$3,87 \times 10^{13}$	$6,80 \times 10^{14}$	$3,70 \times 10^{18}$	$1,53 \times 10^{20}$
0/100	RK 2 (A) aerob	$2,54 \times 10^8$	$3,27 \times 10^{11}$	$3,46 \times 10^{13}$	$3,93 \times 10^{13}$	$3,14 \times 10^{14}$	$2,23 \times 10^{16}$	$1,79 \times 10^{22}$
	RK 6 (N) aerob	$1,46 \times 10^{11}$	$3,85 \times 10^{11}$	$2,71 \times 10^{11}$	$1,32 \times 10^{14}$	$1,23 \times 10^{17}$	$7,17 \times 10^{22}$	$2,44 \times 10^{19}$

C.7 Hasil Analisis Kadar PAHs-Batubara

Tabel C.7 Data Hasil Analisis Kadar 16 EPA-PAHs Sebelum Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	PAHs															Total	
		Naph	Acy	Acen	Flu	Phen	Anth	Pyr	Flan	BaA	Chry	BbF	BkF	BaP	DBahA	InP		BghiP
100/0	RK 1 (A) aerobik	0.20	0.32	0.80	2.34	0.37	1.32	0.70	0.42	0.36	0.39	1.30	1.49	12.77	19.19	12.31	4.13	58.41
	RK 3 (A) anaerobik																	
	RK 5 (N) aerobik	0.10	0.31	0.27	2.11	0.53	1.97	0.29	0.49	0.26	0.42	1.15	1.10	12.22	18.84	15.24	4.50	59.80
	RK 7 (N) anaerobik																	
75/25	RU 1 (A) aerobik	0.13	0.74	0.43	2.02	0.76	1.34	0.46	0.77	0.70	0.59	1.37	1.49	17.09	14.31	13.53	3.55	59.28
	RU 4 (A) anaerobik																	
	RU 7 (N) aerobik	0.13	0.36	0.50	1.42	1.76	0.47	0.58	1.39	1.21	0.02	1.30	1.83	19.61	13.36	13.85	2.25	60.02
	RU 10 (N) anaerobik																	
50/50	RU 2 (A) aerobik	0.24	1.17	0.12	0.45	1.25	0.57	0.86	0.88	1.13	1.06	1.05	0.13	19.35	11.60	15.50	3.95	59.31
	RU 5 (A) anaerobik																	
	RU 8 (N) aerobik	0.52	1.11	0.13	0.53	1.84	0.15	0.15	0.17	2.04	1.42	0.65	0.23	15.85	19.89	13.99	3.02	61.68
	RU 11 (N) anaerobik																	
25/75	RU 3 (A) aerobik	0.81	1.00	0.12	0.72	3.90	0.31	1.80	0.21	0.48	0.46	0.49	0.00	18.12	15.04	12.65	3.66	59.78
	RU 6 (A) anaerobik																	
	RU 9 (N) aerobik	0.93	1.11	0.12	3.91	2.61	0.10	2.10	0.23	0.15	3.10	2.83	0.29	12.33	16.37	12.68	2.82	61.69
	RU 12 (N) anaerobik																	
0/100	RK 2 (A) aerobik	0.01	0.02	0.03	0.28	0.02	0.02	0.07	0.03	0.09	0.03	0.03	0.05	0.03	0.76	0.29	1.29	3.06
	RK 4(A) anaerobik																	
	RK 6 (N) aerobik	0.03	0.07	0.02	0.37	0.08	0.01	0.03	0.06	0.17	0.07	0.15	0.13	0.04	1.66	0.50	0.42	3.78
	RK 8 (N) anaerobik																	

Tabel C.8 Data Hasil Analisis Kadar 16 EPA-PAHs Setelah Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	PAHs																Total
		Naph	Acy	Acen	Flu	Phen	Anth	Pyr	Flan	BaA	Chry	BbF	BkF	BaP	DBahA	InP	BghiP	
100/0	RK 1 (A) aerobik	0.07	0.20	0.82	0.65	0.09	0.66	0.49	0.24	0.36	0.34	1.25	1.49	12.60	18.04	11.87	1.90	51.05
	RK 3 (A) anaerobik	0.05	0.21	0.82	0.57	0.08	0.65	0.48	0.24	0.35	0.34	1.25	1.49	12.56	17.76	11.72	1.90	50.45
	RK 5 (N) aerobik	0.02	0.19	0.27	0.57	0.08	0.48	0.16	0.22	0.25	0.34	1.04	1.10	12.61	18.29	14.51	1.86	52.00
	RK 7 (N) anaerobik	0.10	0.24	0.42	1.48	0.65	1.97	0.26	0.51	0.23	0.34	0.78	1.19	5.42	17.08	9.67	8.24	48.60
75/25	RU 1 (A) aerobik	0.05	0.45	0.22	0.88	0.23	0.67	0.32	0.37	0.54	0.37	0.93	0.75	7.42	9.65	7.29	1.63	31.76
	RU 4 (A) anaerobik	0.05	0.46	0.24	0.90	0.29	0.81	0.36	0.44	0.55	0.39	0.93	0.81	7.42	9.87	7.46	1.92	32.91
	RU 7 (N) aerobik	0.05	0.21	0.25	0.56	0.51	0.23	0.40	0.68	0.92	0.01	0.88	0.89	8.47	8.37	7.24	1.03	30.68
	RU 10 (N) anaerobik	0.05	0.22	0.27	0.63	0.57	0.27	0.42	0.79	0.95	0.01	0.88	0.97	8.52	9.07	7.52	1.22	32.35
50/50	RU 2 (A) aerobik	0.02	0.60	0.04	0.11	0.25	0.06	0.32	0.26	0.73	0.36	0.65	0.04	6.98	5.61	7.16	1.43	24.62
	RU 5 (A) anaerobik	0.05	0.62	0.05	0.12	0.27	0.10	0.40	0.32	0.78	0.49	0.69	0.05	7.48	6.50	7.30	1.56	26.77
	RU 8 (N) aerobik	0.04	0.55	0.04	0.00	0.29	0.02	0.06	0.05	1.30	0.48	0.40	0.06	5.68	8.22	6.47	1.09	24.74
	RU 11 (N) anaerobik	0.07	0.59	0.05	0.13	0.37	0.03	0.07	0.06	1.40	0.65	0.42	0.08	6.08	10.85	6.52	1.19	28.55
25/75	RU 3 (A) aerobik	0.20	0.55	0.05	0.20	0.91	0.08	1.01	0.10	0.35	0.25	0.33	0.00	7.26	8.62	6.00	1.51	27.41
	RU 6 (A) anaerobik	0.22	0.58	0.05	0.23	1.02	0.08	1.04	0.10	0.35	0.25	0.33	0.00	7.76	8.89	6.04	1.63	28.58
	RU 9 (N) aerobik	0.22	0.60	0.05	1.08	0.60	0.02	1.15	0.10	0.11	1.67	1.90	0.12	4.91	9.36	6.01	1.17	29.06
	RU 12 (N) anaerobik	0.31	0.65	0.06	1.49	0.73	0.03	1.23	0.11	0.11	1.71	1.90	0.13	5.32	10.20	6.53	1.26	31.77
0/100	RK 2 (A) aerobik	0.01	0.01	0.03	0.14	0.01	0.02	0.06	0.01	0.08	0.02	0.03	0.05	0.03	0.66	0.30	0.51	1.99
	RK 4(A) anaerobik	0.00	0.01	0.03	0.13	0.01	0.02	0.07	0.01	0.08	0.02	0.03	0.05	0.03	0.60	0.28	0.51	1.90
	RK 6 (N) aerobik	0.01	0.05	0.02	0.00	0.02	0.01	0.02	0.03	0.17	0.06	0.14	0.13	0.04	1.58	0.48	0.15	2.89
	RK 8 (N) anaerobik	0.02	0.05	0.02	0.10	0.02	0.01	0.02	0.04	0.17	0.06	0.14	0.13	0.04	1.58	0.48	0.15	3.02

Tabel C.9 Data Reduksi Kadar Total 16 EPA-PAHs Selama Proses *Co-Composting*

Rasio T/S	Reaktor	Reduksi	
		mg/kg	%
100/0	RK 1 (A) aerobik	7,36	12,61
	RK 3 (A) anaerobik	7,96	13,63
	RK 5 (N) aerobik	7,80	13,05
	RK 7 (N) anaerobik	11,20	18,73
75/25	RU 1 (A) aerobik	28,04	46,43
	RU 4 (A) anaerobik	26,36	44,47
	RU 7 (N) aerobik	28,60	48,88
	RU 10 (N) anaerobik	27,67	46,10
50/50	RU 2 (A) aerobik	35,40	58,48
	RU 5 (A) anaerobik	32,54	54,87
	RU 8 (N) aerobik	34,57	59,90
	RU 11 (N) anaerobik	33,14	53,72
25/75	RU 3 (A) aerobik	34,27	54,15
	RU 6 (A) anaerobik	31,20	52,19
	RU 9 (N) aerobik	30,71	52,89
	RU 12 (N) anaerobik	29,92	48,50
0/100	RK 2 (A) aerobik	59,70	34,86
	RK 4(A) anaerobik	1,15	37,69
	RK 6 (N) aerobik	0,16	23,44
	RK 8 (N) anaerobik	0,76	20,09

Tabel C.10 Data Reduksi LMW-PAH, MMW-PAH, dan HMW-PAH

Rasio T/S	Reaktor	Reduksi PAH					
		LMW (mg/kg)	LMW (%)	MMW (mg/kg)	MMW (%)	HMW (mg/kg)	HMW (%)
100/0	RK 1 (A) aerobik	2,87	39,01	0,45	6,08	4,04	54,91
	RK 3 (A) anaerobik	2,98	37,44	0,47	5,87	4,51	56,69
	RK 5 (N) aerobik	3,68	47,12	0,49	6,32	3,63	46,56
	RK 7 (N) anaerobik	0,42	3,74	0,11	1,02	10,67	95,24
75/25	RU 1 (A) aerobik	2,92	10,62	0,92	3,35	23,68	86,03
	RU 4 (A) anaerobik	2,67	10,11	0,77	2,92	22,93	86,97
	RU 7 (N) aerobik	2,83	9,64	1,20	4,08	25,31	86,28
	RU 10 (N) anaerobik	2,62	9,46	1,03	3,71	24,03	86,83
50/50	RU 2 (A) aerobik	2,72	7,84	2,26	6,51	29,71	85,65
	RU 5 (A) anaerobik	2,59	7,97	1,94	5,95	28,01	86,08
	RU 8 (N) aerobik	3,34	9,05	1,90	5,14	31,70	85,81
	RU 11 (N) anaerobik	3,05	9,20	1,60	4,84	28,49	85,97
25/75	RU 3 (A) aerobik	4,88	15,07	1,24	3,84	26,25	81,09
	RU 6 (A) anaerobik	4,68	15,02	1,20	3,85	25,31	81,14
	RU 9 (N) aerobik	6,21	19,04	2,55	7,82	23,86	73,14
	RU 12 (N) anaerobik	5,53	18,49	2,41	8,05	21,98	73,46
0/100	RK 2 (A) aerobik	0,15	14,02	0,04	3,55	0,88	82,43
	RK 4(A) anaerobik	0,16	14,19	0,04	3,13	0,95	82,68
	RK 6 (N) aerobik	0,48	54,44	0,04	4,21	0,37	41,35
	RK 8 (N) anaerobik	0,37	48,15	0,03	3,79	0,36	48,05

LAMPIRAN D
DOKUMENTASI PENELITIAN

D.1 Dokumentasi Pengambilan dan Preparasi Sampel Tanah Terkontaminasi PAHs-Batubara



Gambar D.1 Pengambilan Sampel Tanah



Gambar D.2 Preparasi Sampel Tanah

D.2 Dokumentasi Pengambilan dan Preparasi Sampel Sampah Organik



Gambar D.3 Pengambilan Sampel Sampah Organik



Gambar D.4 Preparasi Sampel Sampah Organik

D.3 Proses *Co-Composting*



Gambar D.5 Reaktor Penelitian



Gambar D.6 Mikroorganismes yang Hidup dan Berkembang pada Reaktor Aerobik



Gambar D.7 Mikroorganisme yang Hidup dan Berkembang pada Reaktor Anaerobik

DAFTAR PUSTAKA

- Achten, C., dan Hofmann, T. (2009). *Native Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Coals – A Hardly Recognized Source of Environmental Contamination*. *Science of The Total Environment*, Vol. 407 (8): 2461-2473.
- Achten, C., Cheng, S., Straub, K. L., Hofmann, T. (2011). *The Lack of Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Coal-Rich Soils*. *Environmental Pollution*, 159; 623-629.
- Ahrens, M. J., dan Morrisey, D. J. (2005). *Biological Effects of Unburnt Coal in the Marine Environment*. *Oceanography and Marine Biology*, CRC Press: 69-122.
- Aliyanta, B., Sumarlin, L. O., Mujab, A. S. (2011). *Penggunaan Biokompos dalam Bioremediasi Lahan Terkontaminasi Limbah Minyak Bumi*. *Valensi* Vol. 2 No. 3, 430-442. ISSN: 1978 - 8193
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., Jean-Claude, R. (2005). *Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons During Composting of Lagooning Sewage Sludge*. *Chemosphere*, Vol. 58: 449-458.
- Anindyawati, T. (2010). *Potensi Selulase dalam Mendegradasi Lignoselulosa Limbah Pertanian untuk Pupuk Organik*. *Berita Selulosa*, Vol. 45, No. 2: 70-77.
- Anonim. (1999). *Peraturan Pemerintah Nomor 85 Tentang Pengelolaan Limbah Bahan Berbahaya dan Beracun*. Jakarta.
- Anonim. (2007). *Metode Analisis Biologi Tanah*. Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Sumberdaya Lahan Pertanian. Bogor.
- Anonim. (2014a). *Pencemaran Tanah*. <http://wikipedia.org>. Diakses pada tanggal 26 Januari 2014.
- Anonim. (2014b). *Potensi Pertambangan dan Energi Kalimantan Selatan*. <http://upjsdme.org>. diakses pada 8 Desember 2014.
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., Beck, A. J. (2004a). *In-Vessel Composting–Bioremediation of Aged Coal Tar Soil: Effect of Temperature and Soil/Green Waste Amendment Ratio*. *Environment International*, 31: 173–178.
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., Beck, A. J. (2004b). *Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Contaminated Waste Using Composting Approaches*. *Environmental Science and Technology*, 34: 249–289.
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., Beck, A. J. (2005). *Laboratory Studies of the Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contaminated Soil by in-Vessel Composting*. *Waste Management*, 25: 281-289.

- Antizar-Ladislao, B., dan Russell, N. J. (2007). *In-Vessel Composting as a Sustainable Bioremediation Technology of Contaminated Soils and Waste*. Nova Science Publishers, Inc.
- APHA, AWWA, dan WEF. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition, Washington D.C.
- Atagana, H. I., Haynes, R. J., Wallis, F. M. (2003). *Co-Composting of Soil Heavily Contaminated with Creosote with Cattle Manure and Vegetable Waste for the Bioremediation of Creosote-Contaminated Soil*. *Soil and Sediment Contamination*, 12: 885-899.
- Atagana, H. I. (2008). *Compost Bioremediation of Hydrocarbon-Contaminated Soil Inoculated with Organic Manure*. *African Journal of Biotechnology*, Vol. 7: 1516-1525.
- Azizi, A. B., Liew, K. Y., Noor, Z. M., Abdullah, N. (2013). *Vermiremediation and Mycoremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil and Sewage Sludge Mixture: A Comparative Study*. *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol. 4 No. 5.
- Badan Pusat Statistik (2013). *Kalimantan Selatan Dalam Angka 2012*. Badan Pusat Statistik Kalimantan Selatan.
- Bamforth, S. M., dan Singleton, I. (2005). *Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Current Knowledge and Future Directions*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80: 723–736.
- Banger, K., Toor, G. S., Chirenje, T., Ma, L. (2010). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Soils of Different Land Uses in Miami, Florida*. *Soil and Sediment Contamination*, 19: 231–243.
- Beffa, T. (2002). *The Composting Biotechnology: A Microbial Aerobic Solid Substrate Fermentation Complex Process*. *The Composting Process and Management*. Bevaix, Switzerland.
- Bojes, H. K., dan Pope, P. G. (2007). *Characterization of EPA's 16 Priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Tank Bottom Solids and Associated Contaminated Soils at Oil Exploration and Production Sites in Texas*. *Reg. Toxicology and Pharmacology*. 47: 288-295.
- Bossert, D. I., dan Bartha, R. (1986). *Structure-Biodegradability Relationship of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil*. *Bulletin Environmental Contaminant Toxicology*, 37; 490-495.
- Boonchan, S., Britz, M. L., Stanley, G. A. (2000). *Degradation and Mineralization of High-Molecular-Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Defined Fungal-Bacterial Cocultures*. *Applied and Environmental Microbiology*, p. 1007-1019.
- Budihardjo, M. A. (2006). *Studi Potensi Pengomposan Sampah Kota Sebagai Salah Satu Alternatif Pengelolaan Sampah di TPA dengan Menggunakan Aktivator EM4 (Effective Microorganism)*. *Jurnal Presipitasi*, Vol. 1, No. 1.

- Canet, R., Birnstingl, J. G., Malcolm, D. G., Lopez-Real, J. M., Beck, A. J. (2001). *Biodegradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) by Native Microflora and Combination of White-rot Fungi in a Coal-Tar Contaminated Soils*. *Bioresources Technology*, 75: 113-117.
- Callaghan, A. V., Grieg, L. M., Kropp, K. G., Suflita, J. M., Young, L. Y. (2006). *Comparism of Mechanisms of Alkane Metabolism Under Sulfate-Reduction Condition Among Two Bacterial Isolates and a Bacterial Consortium*. *Applied Environmental Microbiology*, 72: 4274-4282.
- Crawford, S. I., Johnson, G. E., dan Goetz, F. E. (1993). *The Potential For Bioremediation of Soils Containing PAH By Composting*. *Compost Science and Utilization*.
- Dzantor, E. K., dan Beauchamp, R. G. (2002). *Phytoremediation, Part I: Fundamental Basis for the Use of Plants in Remediation of Organic and Metal Contamination*. *Environmental Practice: Journal of the National Association of Environmental Professionals*, 4: 77-87.
- Effendi, H. (2003). *Telaah Kualitas Air Bagi Pengelolaan Sumberdaya dan Lingkungan Perairan*. Kanisius. Yogyakarta.
- ESDM (2011), *Indonesia Mineral and Coal Mining Statistics 2011*, Dirjen Minerba, Kementerian Energi dan Sumber Daya Mineral, Jakarta.
- ESDM (2012), *Indonesia Mineral and Coal Mining Statistics 2012*, Dirjen Minerba, Kementerian Energi dan Sumber Daya Mineral, Jakarta.
- Francao, C., Lineres, M., Derenne, S., Villio-Poitrenaud, M. L., Houot, S. (2008). *Influence of Green Waste, Biowaste and Paper-Cardboard Initial Ratios on Organic Matter Transformations During Composting*. *Bioresource Technology*, 99: 8926-8934.
- Freeman, D. J., dan Cattell, C. R. (1990). *Woodburning as a Source of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. *Environmental Science and Technology*, 24: 1581-1585.
- Gan, S., Lau, E. V., Ng, H. K. (2009). *Remediation of Soils Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)*. *Journal of Hazardous Materials*, 172: 532-549.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., Sun, Y. (2010). *The Effect of Aeration Rate on Forced-Aeration Compsoting of Chicken Manure and Sawdust*. *Biosource Technology*, 101: 1899-1903.
- Gentry, T. J., Rensing, C., Pepper, I. L. (2004). *New Approaches for Bioaugmentation as a Remediation Technology*. *Critical Review Environmental Science Technology* 34:447-494.
- Grasshoff, K., Enhardt, M., Kremling, K. (1983). *Method of Seawater Analysis*. Second, Revised and Extended Edition. Verlag Chemie. Germany.
- Hamdi, H., Benzart, S., Aoyama, I., Jedidi, N. (2011). *Rehabilitation of Degraded Soils Containing Aged PAH Based on phytoremediation with Alfalfa*

- (*Medicago Sativa L.*). *International Biodeterioration dan Biodegradation*, 67: 40-47.
- Haritash, A. K., dan Kaushik, C. P. (2009). *Biodegradation Aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review*. *Journal of Hazardous Materials*, 169: 1-15.
- Hassibuan, Z. H., Sabrina, T., Sembiring, Br. M. (2012). *Potensi Bakteri Azotobacter dan Hijauan Mucuna Bracteata dalam Meningkatkan Hara Nitrogen Kompos Tandan Kosong Kelapa Sawit*. *Jurnal Agroekoteknologi*, Vol. 1, No. 1.
- Hattaka, A. (1994). *Lignin-Modifying Enzymes from Selected White-Rot Fungi: Production and Role From in Lignin Degradation*. *FEMS Microbiology Reviews*, Vol. 13(2): 125-135.
- Hirai, M. F., Chanyasak, V., Kubota, H. (1983). *A Standard Measurement for Compost Maturity*. *Biocycle*, 24: 54-56.
- Howard, R. L., Abotsi, E., J. van Rensburg E. L., and Howard, S. (2003). *Lignocellulose Biotechnology: Issue of Bioconversion and Enzyme Production*. *African Journal of Biotechnology* Vol 2(12): 602-619.
- Huang, X. D., El-Alawi, Y., Penrose, D. M., Glick, B. R., Greenberg, B. M. (2003). *A Multi-Process Phytoremediation System for Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Contaminated Soils*. *Environmental Pollution*, 130: 465-476.
- Johnsen, A. R., Wck, L. Y., Harms, H. (2005). *Principles of Microbial PAH-Degradation in Soils*. *Environmental pollution*, 133: 71-84.
- Jorgensen, K. S., Puustinen, J., Suortti, A. M. (2000). *Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil by Composting in Biopiles*. *Environmental Pollution*, 107:245-254.
- Kanaly, R.A., dan Harayama, S. (2000). *Biodegradation of High Molecular Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Bacteria*. *Journal of Bacteriology*, 182:2059-2067.
- Kentucky Geological Survey. (2012). *How is Coal Formed?*. <http://www.uky.edu>. Diakses tanggal 5 September 2014.
- Kulic, G.J., dan Radojicic, V.B. (2011). *Analysis of Cellulose Content in Stalks and Leaves of Large Leaf Tobacco*. *Journal of Agricultural Sciences*, Vol. 56, No. 3, 207-215.
- Karnchanawong, S., dan Sapudom, K. (2011). *Effect of Ratio and Moisture Contents on Performance of Household Organic Waste Composting Using Passive Aeration Bin*. *Second International Conference on Chemical Engineering and Applications* Vol 23.
- Laumann, S., Micic, V., Krüge, M. A., Achten, C., Sachsenhofer, R. F., Schwarzbauer, J., Hofmann, T. (2011). *Variations in Concentrations and*

- Compositions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Coals Related to the Coal Rank and Origin.* Environmental pollution, 159(10): 2690-2697.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R. W. (2003). *The Influence of Temperature and Moisture Contents Regimes on the Aerobic Microbial Activity of a Biosolids Composting Blend.* Bioresources Technology 86(2):131–137
- Loick, N., Phil J. H., Mike, D. C. H., David, L. J. (2009). *Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Contaminated Soil by Composting.* Environmental Science and Technology, 39: 271–332.
- Lopez, Z., Vila, J., Ortega-Calvo, J. J., Grifoll, M. (2008). *Simultaneous Biodegradation of Creosote Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by A Pyrene-Degrading Mycobacterium.* Appl. Microbiol Biotechnol. 78: 165-172.
- Lundstedt, S., Haglund, P., Oberg, L.G. (2003). *Degradation and Formation of Polycyclic Aromatic Compounds During Bio-Slurry Treatment of an Aged Gasworks Soil.* Environment Toxicology Chemistry. 22: 1413–1420.
- MacLeod, W. D. Jr., Brown, D. W., Friedman, A. J., Burrows, D. G., Maynes, O., Pearch, R. W., Wigren, C. A., Bogar, R. G. (1993). *Standard Analytical Procedures of the NOAA National Analytical Facility.* 1985-1986.
- Makan, A., Assobhei, O., Mountadar, M. (2013). *Effect of Initial Moisture Content on the in-Vessel Composting under Air Pressure of Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Morocco.* Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering 10:3.
- Mangkoedihardjo, S. (2005). *Seleksi Teknologi Pemulihan untuk Ekosistem Laut Terkontaminasi Minyak.* Surabaya: Seminar Nasional Teori dan Aplikasi Teknologi Kelautan ITS.
- Mangkoedihardjo, S., dan Samudro, G. (2010). *Fitoteknologi Terapan.* Graha Ilmu. Yogyakarta.
- Mason, B. J. (1992). *Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies.* U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, Nevada.
- Meckenstock, R. U., dan Mouttaki, H. (2011). *Anaerobic Degradation of Non-Substituted Aromatic Hydrocarbons.* Current Opinion in Biotechnology, 22: 406-414.
- Meckenstock, R. U., Safinowski, M., Griebler, C. (2004). *Anaerobic Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; Mini Review.* FEMS Microbiology Ecology, 49: 27-36.
- Mizwar, A., dan Trihadiningrum, Y. (2014). *Potensi Bioremediasi Tanah Terkontaminasi Polycyclic Aromatic Hydrocarbons dari Batubara dengan Composting.* Seminar Nasional Waste Management II. ISBN: 976-002-95595-7-6.

- Mohn, W. W., dan Stewart, G. R. (2000). *Limiting Factors for Hydrocarbon Biodegradation at Low Temperature in Arctic Soils*. Soil Biology Biochemical, 32: 1161-1172.
- Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z., Labuzek, S. (2003). *Bacterial Degradation and Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 12, No. 1; 15-25.
- Niederer, M., Maschka-Selig, A., dan Hohl, C. (1995). *Monitoring Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) and Heavy Metal in Urban Soil, Compost, and Vegetation*. Environmental Science and Pollution Resource, 2(2): 83-89.
- Nugroho, W. K, Joko., dan Artasari, L. H. (2011). *Pengaruh Aerasi Intermittent dan Jenis Bahan Terhadap Degradasi Bahan Organik Pada Proses Pengomposan Limbah Organik Dengan Komposter Mini*. Seminar Nasional PERTETA, Bandung.
- Padmono, D. (2007). *Kemampuan Alkalinitas Kapasitas Penyanggaan (Buffer Capacity) dalam Sistem Anaerobik Fixed Bed*. Jurnal Teknologi Lingkungan, Vol. 8, No. 2: 119-127.
- Puettmann, W., dan Schaefer, R. G. (1990). *Assessment of Carbonization Properties of Coals by Analysis of Trapped Hydrocarbons*. Energy dan Fuels, 4(4): 339-346.
- Ratih, W. Y. (2009). *Karakteristik Jerapan Senyawa Hidrokarbon Aromatis Polisiklik (Dibenzofuran) di Berbagai Jenis Tanah*. Jurnal Tanah dan Air, Vol. 10 No. 2 ISSN 1411-5719.
- Rebollido, R., Martinez, J., Aguilera, Y., Melchor, K., Koerner, I., Stegmann, R. (2008). *Microbial Populations During Composting Process of Organic Fraction of Municipal Solid Waste*. Soil and Sediment Contamination, 12: 815-823.
- Richter, H., dan Howard, J. B. (2000). *Formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Growth to Soot—A Review of Chemical Reaction Pathways*. Progress in Energy and Combustion Science, Vol. 26 (4–6); 565-608.
- Rivas, F. J. (2006). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Sorbed on Soils: A Short Review of Chemical Oxidation Based Treatments*. Journal of Hazardous Materials, B138; 234-251.
- Ribeiro, J., Silva, T., Mendonca-Filho, J. G., Flores, D. (2012). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Burning and Non-Burning Coal Waste Piles*. Journal of Hazardous Material, Vol. 199-200; 105-110.
- Rynk, R. (1992). *On-Farm Composting Handbook*. North-east Regional Agricultural Engineering Service Pub. No. 54. Cooperative Extension Service. Ithaca, New York.
- S, Saiidi., M, Hasani., J, Hashemi., M, Amini-rad. (2012). *Investigation of Optimum Condition of Co-Composting Process by Using of Sewage Sludge*

- and Municipally Waste*. The First International and The Fourth National Congress on Recycling of Organic Waste in Agriculture. Iran.
- Sayara, T., Sarra, M., Sanchez, A. (2009). *Effect of Composting Controlling Factors on the Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) Contaminated Soil*. Palestine: Proceedings of the Second International Conference on Energy and Environmental Protection in the Sustainable Development.
- Sayara, T., Sarra, M., dan Sanchez, A. (2010a). *Effect of Compost Stability and Contaminant Concentration on the Bioremediation of PAH Contaminated Soil Through Composting*. Journal of Hazardous Material, 179: 999-1006.
- Sayara, T., Pognani, M., Sarra, M., Sanchez, A. (2010b). *Anaerobic Degradation of PAHs in Soil: Impacts of Concentration and Amendment Stability on The PAHs Degradation and Biogas Production*. International Biodeterioration and Biodegradation, 64: 286-292.
- Sayara, T. (2011). *Bioremediation of PAH-Contaminated Soil Through Composting: Influence of Bioaugmentation and Biostimulan on Contaminant Biodegradation*. International Biodeterioration and Biodegradation, 65: 859-865.
- Sadej, W., dan Namiotko, A. (2010). *Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Fertilized with Composted Municipal Waste*. Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 19, No. 5; 999-1005.
- Shor, L. M., Rockne, K. J., Taghon, G. L., Young, L. Y., Kosson, D. S. (2003). *Desorption Kinetics for Field-Aged Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Sediments*. Environmental Science and Technology, 37: 1535-1544.
- Simarro, R., Gonzales, N., Bautista, L. F., Molina, M. C. (2013). *Biodegradation of High-Molecular-Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by A Wood-Degrading Consotium at Low Temperatures*. Federation of European Microbiological Societies, 83; 438-449.
- SNI: 19-7030-2004. *Spesifikasi Kompos dari Sampah Organik Domestik*. Jakarta: Badan Standarisasi Nasional.
- Spriggs, T., Banks, M. K., Schwab, P. (2005). *Phytoremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Manufactured Gas Plant-Impacted Soil*. Journal of Environmental Quality, 34: 1755-1762.
- Stout, S. A., dan Emsbo-Mattingly, S. D. (2008). *Concentration and Character of PAH and Other Hydrocarbons in Coals of Varying Rank – Implications for Environmental Studies of Soils and Sediments Containing Particulate Coal*. Organic Geochemistry, Vol. 39 (7): 801-819.
- Su, L., Zhou, H., Guo, G., Zhao, A., Zhao, Y. (2012). *Anaerobic Biodegradation of PAH in River Sediment Treated With Different Additives*. Procedia Environmental Sciences, 16: 311-319.

- Subali, B., dan Ellianawati. (2010). *Pengaruh Waktu Pengomposan Terhadap Rasio C/N dan Jumlah Kadar Air Dalam Kompos*. Prosiding Pertemuan Ilmiah XXIV HFI Jateng dan DIY. Semarang.
- Syukur, A dan Nur, I. (2006). *Kajian Pengaruh Pemberian Macam Pupuk Organik Terhadap Pertumbuhan dan Hasil Tanaman Jahe*. Jurnal Ilmu Tanah dan Lingkungan. Vol.6(2): 124-131
- Tang, J., Shibata, A., Zhou, Q., Katayama, A. (2007). *Effect of Temperature on Reaction Rate and Microbial Community in Composting of Cattle Manure with Rice Straw*. Journal of Bioscience and Bioengineering, Vol. 104, No. 4: 321-328.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. (1993). *Integrated Solid Waste Management*. Engineering Principles and Management Issue, McGraw Hill International Editions
- Trihadiningrum, Y. (2000). *Pengelolaan Limbah Bahan Berbahaya dan Beracun (B3)*. Buku Ajar. Jurusan Teknik Lingkungan FTSP ITS. Surabaya.
- Trihadiningrum, Y. (2012). *Mikrobiologi Lingkungan*. Surabaya: Penerbit ITS Press.
- Tsibart, A. S., dan Gennadive, A. N. (2013). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils: Sources, Behaviour, and Indication Significance (A Review)*. Eurasian Soil Science, Vol. 46, No. 7; 728-741.
- Undang-Undang Republik Indonesia Nomor 32. (2009). *Tentang Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup*. Jakarta
- U.S. Environmental Protection Agency [US EPA]. (2000). *Introduction to Phytoremediation*. Publication No. 600/R-99/107. Cincinnati, OH: Author.
- U.S. Environmental Protection Agency [US EPA]. (2007). *SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*, Chapter Four. Cincinnati, OH: Author.
- Vlyssides, A., Barampouti, E. M., Mai, S., Loizides, M. (2010). *Effect of Temperature and Aeration Rate on Co-Composting of Olive Mill Wastewater with Olive Stone Wooden Residues*. Biodegradation, 21: 957-965.
- Wang, R., Liu, G., Chou, C. L., Liu, J., Zhang, J. (2010). *Environmental Assessment of PAH in Soils Around the Anhui Coal District, China*. Archives of Environmental Contamination Toxicology, Vol. 59 (1): 62-70.
- Wilbraham. (1992). *Pengantar Kimia Organik dan Hayati*. Bandung: Penerbit ITB
- Yan, C., Yang, Y., Liu, M., Nie, M., Gu, L., Zhou, J. (2014). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Chinese coal: Occurrence and Sorption Mechanism*. Environmental Earth Sciences, Vol. 71 (2): 623-630.

- Yenie, E. (2008). *Kelembaban Bahan dan Suhu Kompos Sebagai Parameter yang Mempengaruhi Proses Pengomposan Pada Unit Pengomposan Rumbai*. Jurnal Sains dan Teknologi 7(2): 58-61.
- Yi, H., dan Crowley, D. E.,(2007). *Biostimulation of PAH Degradation with Plants Containing High Concentrations of Linoleic Acid*. Environmental Science and Technology, 41: 4382-4388.
- Yoshioka, H., dan Takeda, N. (2004). *Analysis of Organic Compounds in Coal Materials by Infrared Laser Micropyrolysis*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 71(1), 137-149.
- Yuwono, D. (2008). *Kompos*. Bandung: Penerbit Penebar Swadaya.
- Wick, A. F., Haus, N. W., Sukkariyah, B. F., Haering, K. C., Daniels, W. L. (2011). *Remediation of PAH-Contaminated Soils and Sediments: A Literature Review*. Environmental Soil Science, Wetland Restoration and Mined Land Reclamation.
- Widyati, E. (2007). *Pemanfaatan Bakteri Pereduksi Sulfat untuk Bioremediasi Tanah Bekas Tambang Batubara*. Biodiversitas, Vol. 8, No. 4: 283-286.
- Winquist, E (2014). *The Potential of Ligninolytic Fungi in Bioremediation of Contaminated Soils*. Doctoral Dissertations. Department of Biotechnology and Chemical Technology. Aalto University.
- Zhang, Y., Zhu, Y., Houot, S., Qiao, M., Nunan, N., Garnier, P. (2011). *Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Contaminated Soil Through Composting with Fresh Organic Wastes*. Environmental Science Pollutan Research, 18: 1574–1584.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

BIODATA PENULIS



Nama lengkap Penulis adalah Gina Lova Sari yang merupakan putri pertama dari Bapak Rusman dan Ibu Ridha Ritmawati. Penulis dilahirkan di Kota Kotabaru Provinsi Kalimantan Selatan pada tanggal 26 Agustus 1990. Penulis mulai memasuki dunia pendidikan pada tahun 1994 di TK. Sri Gunting Kotabaru yang sekarang telah berganti nama menjadi TK. Kartika Kotabaru. Selepas itu, Penulis melanjutkan pendidikan di SDN Semayap 2 Kotabaru pada tahun 1996, SMPN 1 Kotabaru pada tahun 2002, dan SMAN 1 Kotabaru pada tahun 2005. Selepas lulus pada tahun 2008, Penulis memasuki jenjang S-1 di Jurusan Teknik Lingkungan Universitas Lambung Mangkurat Banjarmasin melalui jalur Seleksi Masuk Unlam Terpadu (SMUT). Penulis menyelesaikan Program Sarjana pada tahun 2012 dan melanjutkan pendidikan pada Program Magister Jurusan Teknik Lingkungan ITS Surabaya. Penulis dapat dihubungi di nomor 082155608020 dan pada alamat e-mail ginalovasari@gmail.com. Alamat Jl. Hidayah No. 53 RT. 13 RW. 02 Desa Semayap, Kecamatan Pulau Laut Utara, Kabupaten Kotabaru, Provinsi Kalimantan Selatan, 72117.