

PERAN KOMUNITAS MIKROBA LUMPUR AKTIF DALAM PEROMBAKAN DETERGEN ALKIL SULFONAT LINEAR DAN BENZENA ALKIL SULFONAT

I Made Sudiana

Pusat Penelitian Biologi-LIPI

Jl. Juanda 18 Bogor 16002, Indonesia, Telp. 0251-324006, Fax. 0251-325854

E-mail: sudianai@yahoo.com

ABSTRACT

The study was conducted to evaluate the biodegradation of detergent contained Alkyl Sulfonate (LAS) and Benzene Alkyl Sulfonate (BAS) occur under aerobic condition by complex microbial community in activated sludge process. A 1.8 L of sequential batch reactor, and batch experiments were set up to study the characters LAS and BAS biodegradation. Microbial community in Activated Sludge actively brook down LAS and BAS. Biodegradation rate of LAS was higher than that of BAS. The complex chemical molecule structure of ABS could be the reason for slower degradation of BAS. The value of LAS degradation under aerobic condition were indicated by μ_{max} of 0.26^{-h} , $K_s = 15.5$ mg/L, $V_{max} = 11.04$ mg/L. hour⁻¹ and $K_m = 8.19$ mg/L. Whereas for BAS were μ_{max} of 0.22^{-h} , $K_s = 25.1$ mg/L, $V_{max} = 12.74$ mg/L. hour⁻¹ and $K_m = 8.119$ mg/L. Activated sludge process is appropriate technology for removal of removal of LAS and BAS.

Key words: detergent, Linear Alkyl Sulphonate (LAS); Benzene Alkyl Sulfonate, and activated sludge

PENGANTAR

Detergen merupakan surfaktan yang sangat luas penggunaannya baik untuk keperluan rumah tangga maupun industri (Bateman *et al.*, 1986). Akhir-akhir ini produksi detergen meningkat menjadi sekitar 7 juta ton per tahun (Sigoillot dan Nguyen, 1992). Jenis surfaktan yang paling banyak digunakan dalam detergen adalah tipe anionik dalam bentuk sulfat (SO_4^{2-}) dan sulfonat (SO_3^-) (Schleheck *et al.*, 2000). Berdasarkan rumus struktur kimianya, detergen golongan sulfonat dibedakan menjadi dua jenis (Grayson, 1983), yaitu jenis rantai bercabang sebagai contoh *Alkil Benzene Sulfonat* (ABS), dan jenis rantai lurus *Linear Alkil Sulfonat* (LAS). Kedua jenis senyawa tersebut di lingkungan terus meningkat, hal tersebut sejalan dengan penggunaan detergen yang makin meningkat (Kirk dan Othmer, 1979). Efek samping dari keberadaan LAS dan ABS yang melebihi kapasitas degradasi alami adalah tercemarnya lingkungan yang dapat mengakibatkan kerusakan komponen ekosistem (Bitton, 1983), dan mikroba (Metelev *et al.*, 1983; Niven *et al.*, 1988), terutama mikroba yang berperan pada proses degradasi senyawa organik pada unit pengolahan limbah (Jackson dan Brown, 1970). Banyak mikroba dilaporkan mampu mendegradasi detergen, ABS dan LAS (Schleheck *et al.*, 2000). Namun, ABS lebih sulit diuraikan dibandingkan dengan LAS (Longman dan Frederick, 1987). Banyak penelitian difokuskan kepada peran komunitas mikroba di dalam unit pengolahan limbah merombak senyawa detergen (Gledhil, 1974; Dunn dan Bull, 1982;

Tchnolobagus, 1990). Karena unit pengolahan limbah merupakan sistem yang efektif dan terkontrol untuk dapat mengendalikan kualitas kimia dan biologi air buangan yang memasuki ekosistem perairan (Anderson *et al.*, 1982). Untuk dapat membuat kajian unit pengolah limbah yang efektif dan efisien dalam merombak detergen maka diperlukan informasi mengenai karakteristik dan kinetika pertumbuhan komunitas mikroba yang mampu melakukan degradasi detergen (Tchnolobagus, 1990). Penelitian ini bertujuan mengetahui karakteristik degradasi LAS dan ABS oleh lumpur aktif. Hasil penelitian dapat digunakan sebagai masukan bagi para pengelola unit pengolahan limbah.

BAHAN DAN CARA KERJA

Sumber Mikroba

Sumber mikroba yang digunakan adalah lumpur aktif dari unit pengolahan limbah industri dan limbah domestik di Surabaya dan Tangerang.

SBR (*Sequencing Batch Reactor*)

Sampel dari material tersebut di atas diaklimasi pada *Sequencing Batch Reactor* (SBR) dengan dua macam polutan, yaitu LAS dan BAS. Aerasi diberikan dengan mengalirkan udara dengan pompa udara yang pada *out-let*-nya difilter dengan menggunakan filter steril ukuran 0,20 mm. Aklimasi dilakukan selama 4 minggu. Aerasi ini ditujukan untuk meningkatkan populasi jasad renik yang bersifat aerobik, yang dapat mendegradasi ALS dan BAS.

Skema operasi SBR tertera pada Tabel 1.

Komposisi air limbah sintetik terdiri atas 45% ALS, 45% BAS dan 6% glukosa. Alkalinitas yang terdiri atas 1,2% KH_2PO_4 , 0,8% K_2HPO_4 , 1,2% CaSO_4 , dan 0,6% MgSO_4 .

Monitoring Aktivitas Reaktor

Aktivitas lumpur aktif dalam degradasi ALS dan BAS diikuti dengan mengukur kadar konsentrasi ABS dan ALS pada akhir fase aerobik dengan metoda biru Metilena (Bailey, 1989 George & White, 1999). Pertumbuhan biomassa yang dinyatakan dalam MLSS (APHA, 1992).

Kinetika Pertumbuhan Biomassa dan Bio-degradasi Polutan

Biomassa yang diperoleh dari fraksionasi berupa pellet ditimbang masing-masing 0,5 g dan diinokulasikan ke dalam media uji 200 ml dengan variasi konsentrasi LAS dan BAS: 20, 40, 80, 120, 160 dan 200 mg/l. Satu media tanpa penambahan biomassa sel disiapkan sebagai kontrol pada penentuan pertumbuhan. Media tersebut diinkubasi dengan penggojokan pada suhu 30° C. Pengukuran konsentrasi LAS, jumlah biomassa, dan pH dilakukan pada setiap interval waktu 3 jam selama 40 jam. Pengukuran jumlah biomassa dilakukan dengan *Mixed Liquor Suspended Solid* (MLSS) yang ditentukan mengikuti APHA, 1992.

Pengamatan Komunitas Mikroba Lumpur Aktif

Komunitas mikroba yang terdapat dalam lumpur aktif, diamati di bawah mikroskop dengan pengecatan gram (Sudiana *et al.*, 1999).

Degradasi LAS dan BAS

Pengukuran sisa LAS dan BAS dilakukan dengan menggunakan metode zat aktif biru metilena (Bailey, 1989; George & White, 1999). Larutan contoh sebanyak 5 ml dimasukkan ke dalam tabung uji 10 ml, kemudian ditambahkan satu tetes NaOH 1 N, dikocok, diuji dengan indikator fenolftalein sehingga larutan berwarna merah muda tepat hilang. Selanjutnya ditambahkan 1 ml CHCl_3 , 2,5 ml birumetilina, dan dikocok kuat selama 30 detik untuk

ekstraksi. Tutup tabung uji sesekali dibuka selama ekstraksi. Setelah ekstraksi selesai, tabung uji dibiarkan sampai terjadi fase air dan kloroform. Fase air (lapisan atas) dipindahkan ke dalam botol uji yang baru menggunakan pipet tetes secara hati-hati untuk diekstrak kembali sebanyak lima kali dengan penambahan 1 ml CHCl_3 setiap kalinya. Fase organik (lapisan bawah) merupakan ekstrak kloroform. Semua ekstrak kloroform digabungkan ke dalam satu tabung uji, ditambahkan 3 ml larutan pencuci, dan dikocok kuat selama 30 detik. Tutup botol sesekali dibuka selama pencucian. Setelah pencucian selesai, tabung uji tersebut dibiarkan sampai terjadi pemisahan fase. Fase air (bagian atas) dibuang dengan menggunakan pipet tetes secara hati-hati dan ekstrak kloroform (bagian bawah) ditera dengan kloroform. Serapan masing-masing contoh diukur pada panjang gelombang maksimum 652 nm. Pengukuran pH dilakukan dengan menggunakan pH meter pada setiap interval waktu.

Percobaan Curah

Percobaan curah dilakukan untuk mengetahui secara akurat kinetika degradasi LAS dengan menganalisis μ_{max} , K_s , V_{max} , dan K_m untuk masing-masing polutan, prosedur mengikuti Technolobagus (1990).

HASIL

Degradasi Polutan oleh Lumpur Aktif

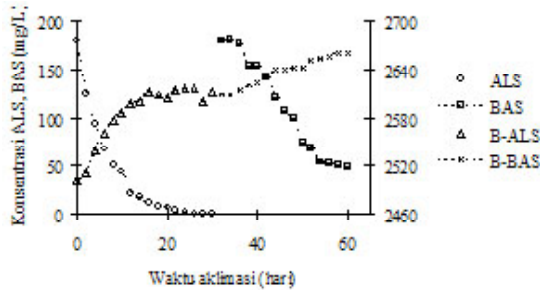
Komunitas mikroba lumpur aktif menggunakan LAS dan BAS. Adsorpsi LAS lebih cepat dibandingkan dengan BAS (Gambar 1). Struktur molekul BAS dengan cincin bensen lebih kompleks dibandingkan dengan LAS. Hal tersebut berpengaruh kepada kecepatan degradasi polutan oleh lumpur aktif. Pengamatan langsung dengan menggunakan mikroskop dan pengecatan Gram menunjukkan bahwa komunitas mikroba didominasi oleh bakteri gram negatif. Schleheck *et al.*, (2000) menemukan komunitas bakteri dari golongan α sub class *Proteobacteria* mendominasi komunitas bakteri yang mampu mendegradasi detergen dari ekosistem air laut. Kemampuan mikroba

Tabel 1. Kondisi operasi reaktor dengan sumber karbon utama ALS dan ABS

No.	Uraian	RUN-1	RUN-2
1	Aerobik	17 jam	17 jam
3	Sedimentasi	2 jam	2 jam
4	Beban senyawa organik	0,2 kg.m ⁻³ .hari ⁻¹	0,2 kg.m ⁻³ .hari ⁻¹
5	Sumber karbon utama	90% ALS, 3% glukosadan 3% pepton	90% BAS, 3% glukosadan 3% pepton
6	MLSS	2500 mg/l	2500 mg/l
7	Hari ke:	1-30	31-60

terutama bakteri dalam menggunakan detergen sebagai sumber karbon utama menunjukkan bahwa bakteri memegang peran penting dalam proses bioremediasi (Kertesz *et al.*, 1994).

Absorpsi LAS dan BAS (polutan) ke dalam sel mikroba dipengaruhi oleh konsentrasi substrat sejenis di dalam sel, tempratur, pH, potential redoks, keberadaan senyawa kompetitor, senyawa toksik seperti logam berat yaitu golongan halogen (Anderson *et al.*, 1982; Beaubien dan Jollicauer, 1984), keberadaan enzim pendegradasi, populasi komunitas mikroba yang berperan aktif dalam degradasi LAS (van der Ploeg *et al.*, 1998; Ritz *et al.*, 1993).

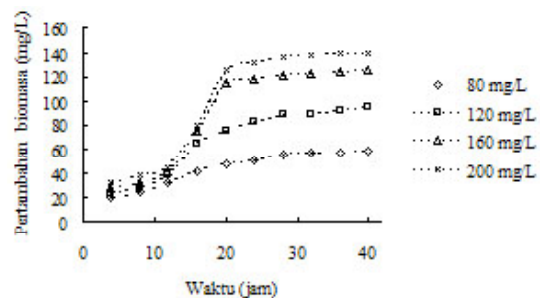


Gambar 1. Profil degradasi LAS, BAS, dan biomassa

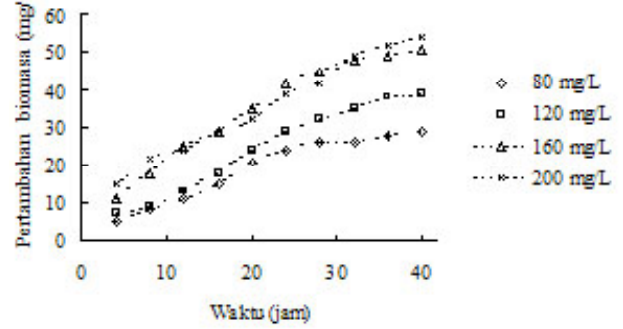
Senyawa polutan yang terserap ke dalam sel, selanjutnya digunakan untuk pembentukan biomasa, hal tersebut ditunjukkan oleh meningkatnya biomassa sel selama waktu aklimasi (Gambar 1). Selain dengan menggunakan proses lumpur aktif, senyawa LAS dan BAS juga dapat didegradasi dengan menggunakan *tricking filter* (Schleheck *et al.*, 2000).

Kinetika Pertumbuhan Mikroba pada LAS

Mikroba lumpur aktif masih dapat tumbuh maksimum pada konsentrasi 200 mg/l LAS dan ABS, akan tetapi pertumbuhan biomassa pada ABS 200 mg/l sangat terhambat. Schleheck *et al.*, 2000 komunitas bakteri pada *tricking filter* dapat tumbuh baik pada konsentrasi BAS sekitar 125 mg/l. Komunitas bakteri pada lumpur aktif juga mampu tumbuh dengan baik pada konsentrasi tersebut (Gambar 2 dan 3).



Gambar 2. Kurva pertumbuhan biomassa pada beberapa konsentrasi LAS



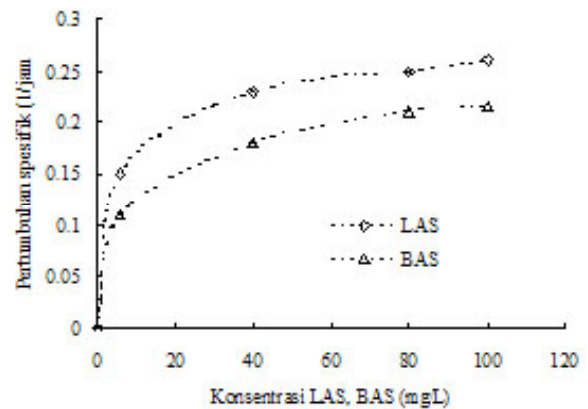
Gambar 3. Kurva pertumbuhan biomassa pada beberapa konsentrasi BAS

Pertumbuhan Spesifik (μ)

Absorpsi LAS dan BAS ke dalam sel, seperti ditunjukkan oleh nilai K_s , kemungkinan menyebabkan meningkatnya konsentrasi LAS di dalam sel. Peningkatan ini memacu sintesis energi produksi sel metabolit yang digunakan untuk metabolisme dan pertumbuhan sel sampai batas maksimum (m_{maks}). Besarnya K_s dan m_{maks} pada medium LAS dan BAS (Tabel 2), adalah hasil perhitungan hubungan antara konsentrasi substrat dan pertumbuhan spesifik (μ) seperti terlihat pada Gambar 2, 3, dan 4.

Tabel 2. Kinetika pertumbuhan biomassa pada medium LAS dan BAS

No.	Parameter kinetika pertumbuhan	LAS	BAS
1	μ_{maks} (Jam^{-1})	0,26	0,22
2	K_s (mgL^{-1})	15,5	25,1



Gambar 4. Kurva ketergantungan laju pertumbuhan spesifik (μ)

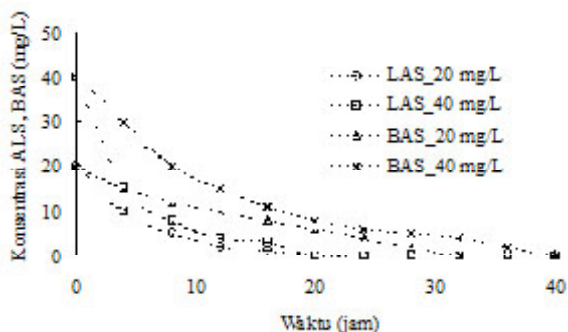
Peningkatan konsentrasi LAS yang melampaui kapasitas kemampuan sel (lisosom) akan menyebabkan terganggunya metabolisme sel. Hal tersebut akan menyebabkan menurunnya degradasi LAS dan bahkan dapat menyebabkan kematian sel.

Penentuan Km dan Vmax

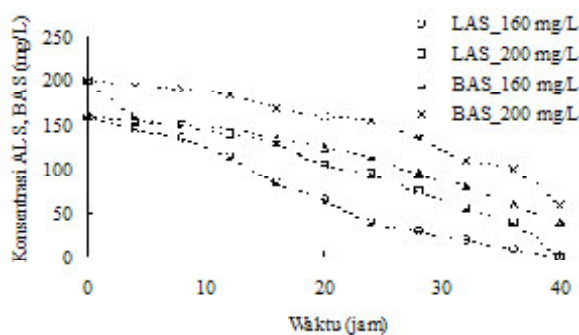
Pengukuran konsentasi LAS pada berbagai interval waktu akan menghasilkan kurva hubungan antara konsentrasi LAS dengan waktu, yang selanjutnya digunakan untuk menentukan orde reaksi. Ciri reaksi orde satu adalah plot antara Ln (LAS) terhadap waktu akan menghasilkan garis lurus dan *slope*-nya merupakan konstanta (k). Kecepatan reaksi ditentukan dengan menggunakan persamaan 1.

$$V = \frac{-d(LAS)}{dt} = k(LAS, BAS) \tag{1}$$

dengan: V adalah kecepatan biodegradasi, [LAS, BAS] konsentrasi LAS, BAS, dan k adalah konstanta kecepatan. Persamaan 1 menunjukkan bahwa kecepatan reaksi orde satu berbanding lurus dengan konsentrasi LAS, dan BAS.



Gambar 5. Kurva biodegradasi LAS pada konsentrasi 20 dan 40 mg/l mengikuti orde satu



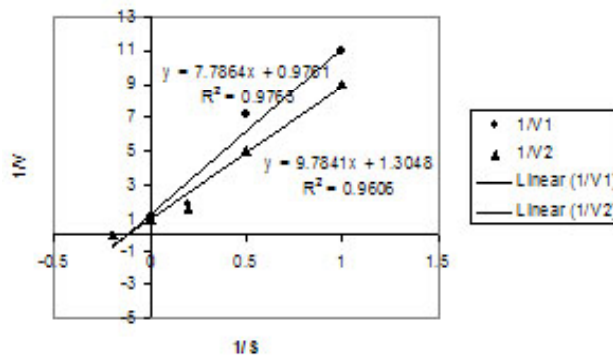
Gambar 6. Kurva biodegradasi LAS pada konsentrasi 160 dan 200 mg/L mengikuti orde nol

Degradasi LAS dan BAS pada konsentrasi yang lebih tinggi dari 180 mg/l mengikuti orde nol. Seperti ditunjukkan oleh plot antara konsentrasi LAS terhadap waktu menghasilkan garis lurus, dan *slopenya* merupakan konstanta dan sekaligus nilai kecepatannya. Kecepatan reaksi ditentukan dengan menggunakan persamaan 2.

$$V = \frac{-d(LAS)}{dt} = k \tag{2}$$

dengan: V adalah kecepatan biodegradasi, [LAS, BAS] konsentrasi LAS, BAS, dan k adalah konstanta kecepatan.

Kecepatan biodegradasi ditentukan pada berbagai konsentrasi LAS, yang diukur pada suhu 30° C, kecepatan penggojokan 130 rpm dengan pH awal 4. Kecepatan degradasi maksimum LAS adalah 11.04 mg/l⁻¹.Jam⁻¹, dan untuk BAS sekitar 6,6 mgL⁻¹.Jam⁻¹. Kecepatan degradasi rendah pada saat konsentrasi LAS rendah seperti ditunjukkan pada saat konsentrasi 20 dan 40 mg/l. Kecepatan degradasi meningkat pada saat konsentrasi LAS ditingkatkan. Pengaturan kecepatan reaksi enzim di dalam sel sebagian disebabkan oleh perubahan konsentrasi substrat di dalam sel. Pada saat konsentrasi LAS maksimum di dalam sel, yaitu sekitar 200 mg/l, pada kondisi ini reaksi biodegradasi mengikuti orde nol (Gambar 5).



Gambar 7. Kurva Lineweaver-Burk merupakan transformasi persamaan Michaelis-Menten pada penentuan V_{maks} dan Km

Kecepatan maksimum V_{maks} ditentukan dengan menggunakan persamaan Lineweaver-Burk atau pemetaan kelipatan ganda (Gambar 7). Konstanta orde pertama biodegradasi LAS cukup tinggi, dengan afinitas substrat yang juga tinggi (Tabel 3). Hal tersebut menunjukkan bahwa LAS dapat dengan mudah diabsorpsi ke dalam sel dan kemudian didegradasi menjadi monomer yang dapat digunakan sebagai sumber karbon untuk pembentukan metabolit sel dan biomassa sel.

Tabel 3. Nilai parameter kinetika biodegradasi LAS dan BAS

No.	Parameter kinetika	LAS	BAS
1	V _{maks} (mg/l ⁻¹ .Jam ⁻¹)	11,04	6,6
2	Km (mg/l ⁻¹)	8,19	12,74
3	k1 (Jam ⁻¹)	0,15	0,11

PEMBAHASAN

Penggunaan LAS dan BAS sebagai bahan utama surfaktan sudah dimulai sejak 40 tahun yang lalu (Schleheck *et al.*, 2000), dan konsentrasinya di alam terus meningkat yang dapat menyebabkan kerusakan ekosistem. Banyak penelitian yang telah dilakukan untuk mengetahui karakteristik degradasi enzimatis LAS dan BAS (Bateman *et al.*, 1986; Kertesz *et al.*, 1999). Degradasi LAS dan BAS melibatkan beberapa enzim yang terdapat di dalam sel. Proses degradasi melibatkan beta-oksidasi rantai hidrokarbon paling ujung, yang akan menghasilkan asam karboksilat (Kertesz *et al.*, 1999). Hasil antara proses degradasi tersebut dapat berupa alkohol dan aldehida. Kedua senyawa tersebut merupakan metabolit yang tidak mudah larut (Bailey, 1989). Proses degradasi selanjutnya melibatkan oksidasi oleh molekul oksigen yang diaktifkan oleh enzim sitokrom 450 dengan Fe sebagai kofaktor (Parker, 1993). Residu asam sulfonat selanjutnya dihidrolisis oleh bakteri akuatik. Proses oksidasi dan hidrolisis juga melibatkan lisosom yang memiliki berbagai jenis enzim penghidrolisis dan pengoksidasi. Hasil degradasi selanjutnya dikeluarkan dari sel melalui lisosom yang bergerak menuju dinding plasmolema, yang selanjutnya vesikula akan bersatu dengan plasmolema. Proses selanjutnya metabolit hasil degradasi dikeluarkan dari sel (Davis *et al.*, 1990; Mampel *et al.*, 1998). Komunitas mikroba lumpur aktif yang didominasi oleh bakteri gram negatif, termasuk di dalamnya *à sub class Proteobacteria* (Schleheck *et al.*, 2000; Denger & Cook, 1999), merupakan kelompok bakteri yang aktif menggunakan detergen (LAS, BAS) sebagai sumber karbon utama.

Komunitas bakteri yang terdapat pada lumpur aktif mampu tumbuh dengan cepat pada media LAS dan BAS. Ada hubungan antara pertumbuhan spesifik (m) dengan konsentrasi substrat. m yang diukur pada suhu 30° C dan pH awal 4, menunjukkan bahwa pada konsentrasi substrat rendah m juga rendah. Peningkatan konsentrasi substrat meningkatkan m . Hal tersebut menunjukkan bahwa LAS dan BAS dapat diubah menjadi biomassa. Kecepatan absorpsi substrat berpengaruh terhadap m . Salah satu faktor penentu kecepatan absorpsi substrat adalah berat molekul senyawa yang diserap. Bobot molekul LAS sekitar 249 g/mol. Berat tersebut lebih rendah dari berat molekul senyawa yang dapat diserap oleh dinding sel yaitu sekitar 600 g/mol. Teknologi lumpur aktif dapat digunakan untuk mengolah limbah yang mengandung detergen dengan komposisi utama LAS dan BAS, maksimum sekitar 200 mg/l. Kemampuan degradasi detergen oleh bakteri tergantung pada jenis detergen dan spesies bakteri yang berperan dalam proses perombakan

tersebut. Lumpur aktif merupakan kumpulan mikroba yang sangat kompleks (Sudiana *et al.*, 1999), komposisi jenisnya tergantung pada jenis limbah dan proses pengolahan limbah. Oleh karena diversitas jenis yang tinggi, penggunaan komunitas bakteri untuk biodegradasi detergen memiliki berapa keuntungan dibandingkan dengan kultur tunggal (Technolobagus, 1990). Hal tersebut disebabkan oleh kompleksnya struktur kimia molekul detergen (Mampel *et al.*, 1998), dapat didegradasi oleh kompleksenzim yang dihasilkan oleh komunitas bakteri dalam lumpur aktif. Di samping itu degradasi oleh komunitas bakteri diharapkan akan lebih stabil, karena dilakukan oleh berbagai jenis bakteri. Tidak aktifnya satu jenis bakteri, dapat digantikan oleh kelompok bakteri yang lain. Penggunaan kultur campuran dalam UPL lebih sederhana jika dibandingkan dengan kultur tunggal.

Penambahan substrat yang mudah diserap dan digunakan oleh bakteri diperlukan terutama untuk pembentukan biomassa dan sintesis enzim yang diperlukan untuk pemecahan molekul detergen.

Degradasi deterjen yang mengandung ABS dan LAS dapat terjadi pada unit pengolahan limbah. Kadar maksimum yang dapat dirombak secara alami adalah sekitar 200 mg/l. Untuk mendapatkan degradasi optimal perlu ditambahkan sumber karbon yang mudah dikonversi menjadi biomassa seperti glukosa.

KEPUSTAKAAN

- Anderson GK, T Donnelly, and KJ MCKeown, 1982. Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewater. *Process. Biochem.*, 17 (7–8): 28.
- APHA, 1992. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, 18th Ed., American Public Health Association, Washington DC.
- Bateman TJ, KS Dodgson, and GF White, 1986. Primary alkylsulphatase activities of the detergent-degrading bacterium *Pseudomonas* C12B. Purification and properties of the P1 enzyme. *Biochem. J.* 236: 401–408.
- Bitton G, 1983. Bacterial and biochemical test for assessing chemical toxicity in the aquatic environment. *CRC Critt. Rev. Environ. Control*: 13–51.
- Bailey RA, 1989. Chemistry of The Environment, Academic Press, New York.
- Beaubien A and C Jollicouer, 1984. A flow microcolorimetry investigation, in toxicity screening procedure using bacterial system. Liu, D and BJ Dutka (eds). The toxicity of various heavy metal salts, alcohol and surfactants to microorganism in a biodegradation processes. Marcel Dekker New York. h. 261.

- Davis BD, R Dubelco HN and HS Ginsberg, 1990. *Microbiology*, 4th Ed. Philadelphia.
- Denger K. and AM Cook, 1999. Linear alkylbenzenesulfonate (LAS) bioavailable to anaerobic bacteria as a source of sulfur. *J. Appl. Microbiol.* 86: 165–68.
- Dunn G.M and AT Bull, 1982. Bioaccumulation of copper by a defined community of activated sludge bacteria. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 17: 30.
- Gledhil WE, 1974. Linear Alkylbenzene Sulfonate: Biodegradation and Interaction. *Appl. Microbiol.* 17: 265–93.
- George AL and GF White, 1999. Optimization of the methylene blue assay for anionic surfactants added to estuarine and marine water. *Environ Toxicol. Chem.* 18: 2232–36.
- Grayson M, 1983. *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. 3rd. Wiley-Interscience, New York.
- Jackson S and VM Brown, 1970. Effect of toxic wastes on treatment processes and watercourse. *Water Pollut. Contr.* 99: 292.
- Kertesz MA, P Ko'lbener, H Stockinger, S Beil, and AM Cook, 1994. Desulfonation of linear alkylbenzenesulfonate surfactants and related compounds by bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 2296–303.
- Kirk RE and D Othmer, 1979. *Encyclopedia of chemical technology*. Vol. 3. The Interscience Encyclopedia, New York.
- Longman L and G Frederick, 1987. *The analyses of detergent and detergent product*. John Wiley and Sons, New York.
- Mampel J, T Hitzler, A Ritter, and AM Cook. 1998. Desulfonation of biotransformation products from commercial linear alkylbenzenesulfonates (LAS). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1960–63.
- Metel'ev VV, AI Kanaev and NG Dzasokokhova. 1983. *Water Toxicology*. A Merind, New Delhi.
- Niven GW, KNW Rowell, CA Foster and WPD Steward, 1988. The effect of detergent on aminoacids liberation by the N₂-fixing *Cyanobacterium*, *Anabaena variabilis* and 6-Fluorotryptophan-resistant mutant strains. *J. Gen. Microbiol.* 134: 689–95.
- Parker SP, 1993. *Encyclopedia of Chemistry*. 2nd edition, McGraw-Hill, New York.
- Ritz HL, BLB Evans, RD Bruce, ER Fletcher, GL Fischer and K Sarlo, 1993. Respiratory and immunological responses of Guinea Pig to enzyme containing detegent: A comparisson of intra-trachea and inhalation modes of expose. *Fundamen. App. Toxicol.* 21: 31–37.
- Schleheck D, Dong W, Dnger K, Heinzle E, and AM Cook, 2000. An a-Proteobacterium Converts Linear Alkylbenzene-sulfonate Surfactants into Sulfophenylcarboxylates and Linear Alkyldiphenyletherdisulfonate Surfactants into Sulfodiphenylethercarboxylates. *Applied. And Env. Microb.* Vol 66. (5): 1911–16.
- Sigoillot JC and MH Nguyen, 1992. Complete oxidation of linear alkylbenzene sulfonate by bacterial communities selected from coastal seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 58, No. 4: 1308–12.
- Sudiana IM, Mino T, Satoh H, Nakamura K, and Matsuo T, 1999. Metabolism of Enhanced Biological Phosphorous Removal and Non-Enhanced Biological Phosphorous Removal Sludge With Acetate and Glucose as Carbon Sources. *Wat. Sci Tech.* Vol. 39. Hal: 29–35.
- Tchnolobagus G, 1990. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Resuse*. McGraw-Hill, New York.
- van der Ploeg JR, NJ Cummings, T Leisinger, and IF Connerton, 1998. *Bacillus subtilis* genes for the utilization of sulfur from aliphatic sulfonates. *Microbiology* 144: 2555–61.

Previewer: **Dr. Ir. Tini Surtiningsih, DEA.**