

PEMANFAATAN TUMBUHAN LIAR *Lindernia crustacea* DALAM FITOREMEDIASI TANAH TERCEMAR MERKURI LIMBAH TAMBANG EMAS SKALA KECIL

Riezka Setya Pratiwi, Yulia Nuraini, Eko Handayanto*

Jurusan Tanah, Fakultas Pertanian, Universitas Brawijaya

* penulis korespondensi: handayanto@ub.ac.id

Abstract

Gold processing tailings in small-scale gold mine in the form of sludge that still contain Hg and various other metal elements are commonly discharged in agricultural land and water bodies. The discharge of the tailings at Sekotong of West has inhibited growth and yield of maize in the area. The purpose of this study was to explore the potential of *Lindernia crustacea* for phytoremediation of soil contaminated with small-scale gold mine tailings containing mercury. *Lindernia crustacea* was grown on the mixture of top soil and (70% weight) and 30% (by weight) of amalgamation or cyanidation tailings for 8 weeks. To enhance uptake of mercury, ammonium thiosulphate was added with doses of 4 and 8 g kg⁻¹ to the planting media when the plant reached 6 weeks old. The results showed that the addition of 4 g and 8 g ammonium thiosulphate increased the accumulation of Hg in the plant shoot by 61% and 27 %, respective, compared to the treatment without addition of ligand. The addition of 4 g and 8 g ammonium thiosulphate also increased 15% and 11% accumulation of Hg, respectively, in the plant root compared to the treatment without addition of ligand. Based on BCF, BAF and TR values, it was known that with or without addition of ammonium thiosulphate, *Lindernia crustacea* is suitable for use in phytostabilization activities.

Keywords: ammonium thiosulphate, *Lindernia crustacea*, phytoremediation, small-scale gold mine tailings

Pendahuluan

Sektor pertambangan emas di Indonesia terdiri atas penambangan emas skala besar, penambangan emas skala sedang, serta penambangan emas skala kecil (PESK). Pada tahun 2010, terdapat sekitar 900 titik, yang mencakup sekitar 250.000 petambang (Ismawati, 2010). Desa Sekotong Tengah, Kecamatan Sekotong Lombok Barat, adalah diantara berbagai wilayah PESK di Indonesia yang telah beroperasi sejak tahun 2009. Pada sebagian besar PESK di Indonesia, umumnya proses amalgamasi dengan merkuri yang diikuti oleh proses sianidasi digunakan memperoleh emas (Veiga *et al.*, 2006).

Sisa proses amalgamasi maupun sianidasi berupa limbah lumpur yang masih

mengandung Hg, Au dan berbagai unsur logam lainnya, umumnya dibuang di lahan pertanian dan badan perairan. Menurut Telmer (2007), dalam setiap gram emas yang dihasilkan, terdapat sekitar 1-3 g Hg yang terlepas ke udara dan bentuk gas, dan sebagian lagi terlepas ke perairan bersama dengan lumpur hasil pencucian. Hasil survei yang dilakukan oleh Krisnayanti *et al.* (2012) di lokasi PESK di Kecamatan Sekotong, Kabupaten Lombok Barat menunjukkan bahwa limbah proses amalgamasi rata-rata masih mengandung 3.002 mg Hg kg⁻¹, sedangkan limbah sianidasi emas masih mengandung 1.628 mg Hg kg⁻¹.

Hasil analisis pendahuluan yang dilakukan di laboratorium tanah Universitas Mataram menunjukkan bahwa kadar Hg dalam tanah di Kecamatan Sekotong, Kabupaten Lombok

Tengah berkisar dari 25 ppm sampai 40 ppm, sedangkan kandungan Hg dalam biji jagung dan padi yang tumbuh dilokasi pembuangan limbah sekitar 0.20 ppm (Krisnayanti *et al.*, 2012). Kandungan Hg tersebut jauh melebihi konsentrasi toleransi maksimum (0.002 ppm), menurut Ketentuan Pemerintah. Pembuangan lumpur sisa proses gelondong yang masih mengandung Hg ke lahan pertanian mengganggu pertumbuhan dan produksi tanaman, serta membahayakan kesehatan manusia melalui konsumsi pangan yang dihasilkan dari tanah yang tercemar logam berat tersebut (Subowo *et al.*, 2007). Menurut Fitter dan Hay (2002), bahwa ion-ion logam bereaksi secara spesifik dengan enzim yang pada gilirannya mengganggu proses metabolisme pada tanaman.

Kegiatan penambangan di wilayah Sekotong tersebut di atas dilaporkan telah menyebabkan tanaman jagung menjadi kekuning-kuningan yang pada gilirannya menurunkan produksi tanaman jagung. Khlorosis (tanaman menguning) merupakan gejala utama tanaman yang keracunan Hg, selain itu keracunan Hg juga menyebabkan akar tanaman berwarna coklat, jumlah dan ukuran akar menurun, dan tudung akar rusak (Patra dan Sharma, 2000).

Kadar logam berat pada lahan pertanian tersebut dapat dikurangi dan dinetralkan dengan metode yang murah, yang dikenal dengan fitoremediasi, yaitu pemanfaatan tumbuhan hijau atau mikroorganisme yang berasosiasi untuk menyerap, memindahkan, menurunkan aktivitas unsur toksik, serta mengurangi kandungan senyawa toksik dalam tanah (Truu *et al.*, 2003).

Fitoremediasi terdiri atas empat jenis teknologi berbasis tanaman, yakni rizofiltrasi, fitostabilisasi, fitovolatilisasi, dan fitoekstraksi (Chandra Sekhar *et al.*, 2005). Diantara empat teknologi fitoremediasi tersebut, fitostraksi merupakan metode yang paling banyak digunakan untuk ekstraksi logam berat pencemar tanah.

Handayanto *et al.* (2010) melaporkan bahwa di daerah yang terkontaminasi oleh limbah sianidasi emas Sekotong Kabupaten Lombok Barat dijumpai 28 spesies pohon yang

telah lama beradaptasi dan bertahan dalam kondisi ekstrim (konsentrasi logam yang tinggi). Di antara 28 spesies tersebut, *Lindernia crustacea* L. merupakan salah satu kandidat untuk strategi fitoremediasi berdasarkan toleransinya terhadap logam berat. Namun demikian, sampai saat ini belum banyak penelitian reklamasi lahan tercemar Hg yang menggunakan jenis tumbuhan tersebut di atas.

Tujuan penelitian ini adalah untuk Mempelajari dan mengetahui potensi *Lindernia crustacea*, dalam fitoremediasi tanah yang tercemar oleh limbah tambang emas mengandung merkuri.

Bahan dan Metode

Tempat dan waktu penelitian

Penelitian dilakukan di laboratorium tanah Fakultas Pertanian Universitas Brawijaya, dan di green-house Universitas Tribhuwana Tungadewi Malang pada bulan Juli 2013 sampai dengan Desember 2013.

Bahan penelitian

Bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah, tailing proses amalgamasi merkuri, tailing proses sianidasi, tanah, bahan ligand, pupuk kalium (KCl), pupuk nitrogen (urea), pupuk fosfor (SP36), kompos, bahan ligand, amonium thiosulfat ($[\text{NH}_4]_2\text{S}_2\text{O}_3$), dan tumbuhan *Lindernia crustacea*. Tumbuhan *Lindernia crustacea* diperoleh dari lokasi di sekitar lokasi pengambilan sampel tailing dalam bentuk bentuk bentuk semai dari biji yang ditumbuhkan selama 2 minggu.

Kompos yang digunakan adalah produksi UPT kompos UB. Tanah yang digunakan dalam penelitian ini adalah lapisan atas (0-30 cm) tanah Inceptisol di peroleh dari Kecamatan Singosari, Kabupaten Malang. Pemilihan tanah Inceptisol didasarkan pada pertimbangan bahwa tanah di Kecamatan Sekotong, Kabupaten Lombok Barat tersebut di dominasi oleh ordo Inceptisol. Sampel tanah di kering udarakan selama 3 hari, kemudian diayak dengan ayakan 2 mm. Analisis dasar tanah meliputi kandungan N total (metode Kjeldahl), P tersedia (Bray-1) dan K (flamephotometer),

serta kandungan bahan organik (metode Walkley dan Black).

Tailing yang digunakan dalam penelitian adalah tailing proses amalgamasi merkuri dan tailing proses sianidasi yang diambil dari lokasi 'glondong' (proses amalgamasi) dan lokasi 'tong' (proses sianidasi) di Desa Sekotong, Kecamatan Sekotong, Kabupaten Lombok Barat. Setelah dikering udarkan selama 3 hari, tailing diayak dengan ayakan ukuran 2 mm. Karakterisasi tailing yang meliputi tekstur, pH, kandungan C-organik, N-total, P total, K dapat

ditukar, Na dapat ditukar, Ca tersedia, Mg dapat ditukar, KTK, dan KB dilakukan dengan metode standar Laboratorium Tanah Fakultas Pertanian Universitas Brawijaya. Pengukuran kandungan Hg dengan menggunakan Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry (CVAAS) using a F732-S spectrophotometer (Shanghai Huaguang Instrument Company). Hasil analisis sifat fisik dan kimia tailing amalgamasi dan tailing sianidasi disajikan pada Tabel 1.

Tabel 1. Karakteristik tanah dan tailing tambang emas skala kecil di Desa Sekotong Tengah, Kecamatan Sekotong, Kabupaten Lombok Barat.

No.	Parameter	Tanah	Tailing Amalgamasi	Tailing Sianidasi
1	pH H ₂ O	6,4	7,7	9,1
2	C-organik (%)	0,95	1,19	1,18
3	N-total (%)	0,10	0,001	0,006
4	P-Olsen (ppm)	20,98	2,89	22,16
5	K-dd (cmol kg ⁻¹)	3,25	0,001	0,058
6	Na-dd (cmol kg ⁻¹)	0,89	0,64	1,34
7	Ca-dd (cmol kg ⁻¹)	3,04	1,99	5,85
8	Mg-dd (cmol kg ⁻¹)	1,26	0,84	0,39
9	KTK (cmol kg ⁻¹)	14,25	11,57	13,34
10	KB (%)	-	31	58
11	Hg (ppm)	-	1090	312

Perlaksanaan Penelitian

Semai *Lindernia crustacea* ditanam pada 5 kg media tanam yaitu campuran 70% tanah dan 30% tailing dari proses amalgamasi (proses gelondong) atau proses sianidasi (proses tong) yang ditempatkan dalam plot plastik yang diberi alas (tatakan) untuk menampung air lindi

dari pot. Untuk memacu serapan merkuri ditambahkan amonium thiosulfat dengan dosis 4 dan 8 g kg⁻¹ media (Wang *et al.*, 2012). Berdasarkan hal diatas, maka terdapat enam perlakuan (Tabel 1). Setiap perlakuan diulang 3 kali, dan percobaan disusun dalam rancangan acak lengkap.

Tabel 2. Perlakuan Penelitian

Kode Perlakuan	Deskripsi
T1L0	Tailing amalgamasi tanpa penambahan amonium thiosulfat
T1L1	Tailing amalgamasi dengan penambahan 4 g amonium thiosulfat kg ⁻¹ media
T1L2	Tailing amalgamasi dengan penambahan 8 g amonium thiosulfat kg ⁻¹ media
T2L0	Tailing sianidasi tanpa penambahan amonium thiosulfat
T2L1	Tailing sianidasi dengan penambahan 4 g amonium thiosulfat kg ⁻¹ media
T2L2	Tailing sianidasi dengan penambahan 8 g amonium thiosulfat kg ⁻¹ media

Untuk memaksimalkan pertumbuhan *Lindernia crustacea*, semua media (campuran tanah dan tailing) di dalam pot diberi pupuk dasar N, P dan K dengan dosis setara 100kg N (urea) ha⁻¹, 50kg K (KCl) ha⁻¹, dan 50kg P (SP36) ha⁻¹, serta kompos dengan dosis 10 t ha⁻¹. Penambahan ammonium sulfat (untuk dosis 4 dan 8 g kg⁻¹ media) dalam bentuk larutan, dilakukan setelah tumbuhan berumur 6 minggu, atau 2 minggu sebelum panen. Selama percobaan, pemberian air dilakukan setiap hari untuk menjaga kecukupan pasokan air untuk pertumbuhan tanaman. Dua minggu setelah penambahan ammonium sulfat, tumbuhan dipanen (umur 8 minggu).

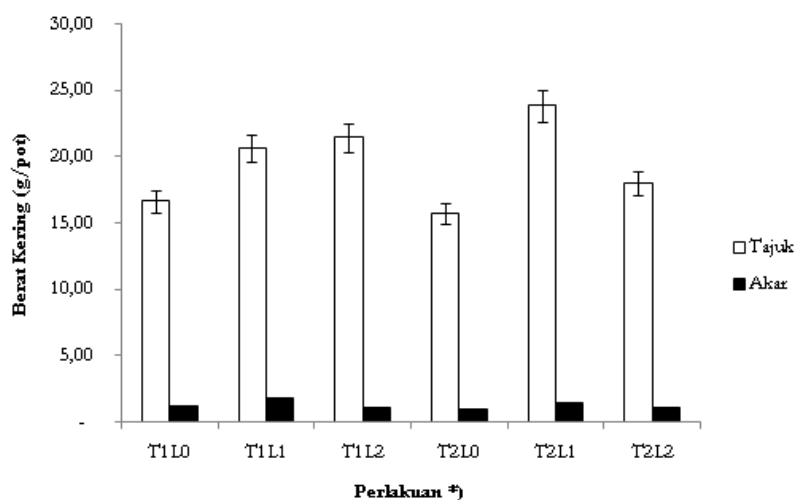
Pada saat panen, tajuk dan akar dipisahkan, kemudian di keringkan selama 48 jam pada 60°C untuk analisis kandungan Hg. Pengukuran kandungan Hg dengan menggunakan Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry (CVAAS) using a F732-S spectrophotometer (Shanghai Huaguang Instrument Company). Data yang diperoleh selanjutnya dilakukan analisis ragam dilanjutkan dengan uji BNJ 5%. Kemampuan tanaman dalam menyerap logam berat dari tanah, dapat ditentukan dengan menghitung nilai *BioAccumulation Factor* (BAF), yaitu rasio antara

konsentrasi logam pada tajuk tanaman dan konsentrasi logam dalam tanah (Yoon *et al.*, 2006; Li dan Yang, 2008). Kemampuan tanaman untuk mentranslokasi logam dari akar ke tajuk diukur menggunakan TF (*Translocation Factor*), yang didefinisikan sebagai rasio konsentrasi logam dalam tajuk dengan konsentrasi logam dalam akar (Yoon *et al.*, 2006).

Hasil dan Pembahasan

Biomasa Tanaman

Hasil pengujian kemampuan toleransi menunjukkan bahwa *L. crustacea* mempunyai toleransi yang tinggi terhadap tanah yang terkontaminasi tailing tambang emas yang mengandung merkuri. Hal ini ditunjukkan dengan tidak adanya hambatan pertumbuhan tanaman dan tidak adanya kerusakan fisik akibat gejala keracunan di semua tanaman. Penambahan 4 g atau 8 g ammonium thiosulfat kg⁻¹ meningkatkan berat kering tajuk tanaman pada umur 6 dan 9 minggu, dengan peningkatan tajam pada umur 9 minggu (Gambar 3).



Gambar 1. Berat kering tajuk tiga spesies tanaman yang ditumbuhkan selama 9 minggu. Keterangan *) lihat Tabel 2

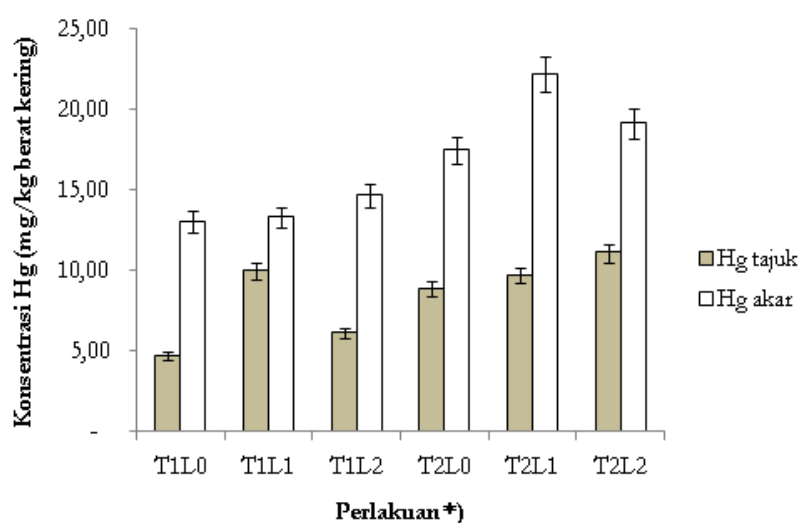
Peningkatan berat kering, terutama tajuk, akibat penambahan ammonium thiosulfat karena terjadi penambahan unsur hara tanaman (nitrogen dan sulfur) yang dipasok melalui bahan khelat yang ditambahkan pada saat tanaman berumur 8 minggu. Selain karena pasokan hara, keberadaan unsur S dalam ammonium thiosulfat juga berpotensi menurunkan pH tailing yang pada gilirannya meningkatkan ketersediaan unsur hara lainnya yang dikandung oleh tailing.

Suatu jenis tanaman dapat diklasifikasikan dalam kelompok akumulator logam berat akumulator harus memenuhi kriteria selain memiliki kemampuan untuk bertahan hidup pada konsentrasi logam yang tinggi dalam tanah, tingkat penyerapan dan translokasi logam dalam jaringan dengan kemampuan tinggi idealnya juga memiliki potensi tinggi untuk produksi biomassa (Rascio dan Navari-Izzo, 2011). Gambar 3 menunjukkan bahwa

pada 9 minggu, perlakuan T2L1 memiliki potensi tertinggi untuk menghasilkan biomassa, sedangkan biomasa terendah dijumpai pada perlakuan T2LO. Dalam hal produksi biomassa perlakuan T2L1 tampaknya menjadi spesies tanaman yang terbaik untuk fitoremediasi tanah terkontaminasi merkuri.

Konsentrasi Merkuri dan Translokasi Merkuri dalam Tanaman

Pada tajuk tanaman, konsentrasi merkuri tertinggi ($11,11 \text{ mg kg}^{-1}$) dijumpai pada *L. crustacea* yang ditumbuhkan pada tailing sianidasi dengan penambahan $8 \text{ g amonium thiosulfat kg}^{-1}$ (perlakuan T2L1), sedangkan yang terendah ($4,72 \text{ mg kg}^{-1}$) pada tajuk *L. crustacea* yang ditumbuhkan pada tailing amalgamasi tanpa penambahan ligan (Gambar 4).



Gambar 2. Konsentrasi Hg dalam Tajuk dan Akar tiga spesies tanaman yang ditumbuhkan selama 9 minggu. Keterangan *) lihat Tabel 1

Pada akar, konsentrasi merkuri tertinggi ($22,22 \text{ mg kg}^{-1}$) dijumpai dalam akar *L. crustacea* yang ditumbuhkan pada tailing sianidasi dengan penambahan $8 \text{ g amonium thiosulfat kg}^{-1}$ (perlakuan T2L1), sedangkan yang terendah ($13,06 \text{ mg kg}^{-1}$) dijumpai pada akar *L. crustacea*

yang ditumbuhkan pada tailing amalgamasi tanpa penambahan ligan (Gambar 4). Penelitian yang dilakukan sebelumnya pada tanah terkontaminasi dengan tailing proses sianidasi emas menunjukkan bahwa tiga spesies tanaman tersebut dapat mengakumulasi

9.06, 10.36 dan 15.65 mg Hg kg⁻¹ (Muddarisna *et al.*, 2013). Angka ini melebihi nilai ambang batas konsentrasi merkuri dari 0,001% atau 10 mg kg⁻¹ dari total berat kering (Pedron *et al.*, 2011). Peneliti lain menunjukkan bahwa ada hubungan antara tingkat pencemaran logam berat dalam tanah dengan penyerapan oleh tanaman (Nagajyoti *et al.*, 2010).

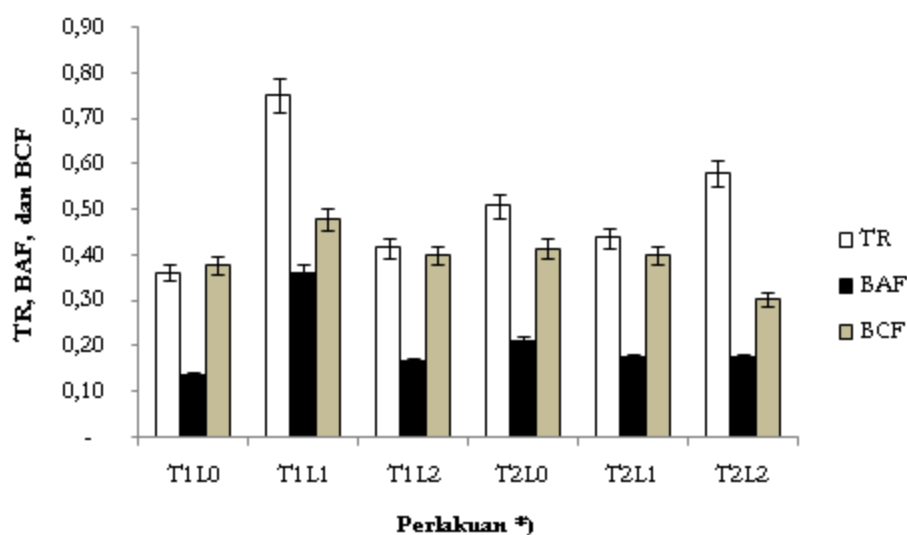
Akumulasi terjadi karena ada kecenderungan dari logam berat untuk membentuk senyawa kompleks dengan bahan anorganik yang ditemukan dalam tubuh organism tanah (Selin, 2009). Tanaman mengembangkan beberapa mekanisme yang efektif untuk mentolerir kandungan logam yang tingkat dalam tanah (Nagajyoti *et al.*, 2010). Tanaman akumulator tidak mencegah logam untuk masuk ke dalam akar tetapi mengembangkan mekanisme khusus untuk detoksifikasi logam berat dalam sel yang memungkinkan bioakumulasi logam dalam konsentrasi tinggi (Fasani, 2012).

Tanaman secara alami dapat mengakumulasi logam melebihi nilai ambang 1% (Zn, Mn), 0,1% (Ni, Co, Cr, Pb dan Al), 0,01% (Cd dan Se), 0,001% (Hg) atau 0,0001% (Au) dari berat biomassa kering tanpa menunjukkan gejala keracunan (Rascio dan

Navari-Izzo, 2011). Secara rata-rata, penambahan 4 g dan 8 g ammonium thiosulfat secara berturut-turut meningkatkan akumulasi Hg di tajuk sebesar 61% dan 27% dibandingkan dengan perlakuan tanpa penambahan ligand. Penambahan 4 g dan 8 g ammonium thiosulfat secara berturut-turut juga meningkatkan 15% dan 11% kumulasi Hg dalam akar dibandingkan dengan perlakuan tanpa penambahan ligand (Gambar 5).

Menurut Ghosh dan Singh (2005) fitoekstraksi adalah proses untuk menghilangkan kontaminasi dari tanah tanpa merusak struktur dan kesuburan tanah. Akumulasi logam berat dapat dikaitkan dengan mekanisme detoksifikasi berdasarkan penyerapan ion logam berat dalam vakuola, dengan mengikat mereka pada ligan yang sesuai seperti asam organik, protein dan peptida dengan adanya enzim yang dapat berfungsi pada tingkat tinggi ion logam (Cui *et al.*, 2007) dan strategi penghindaran tanaman menyerap logam berat (Ghosh dan Singh, 2005).

Nilai TF (*translocation factor*), BAF (*BioAccumulation Factor*), dan BCF (*BioConcentration Factor*) pada semua perlakuan adalah kurang dari 1 (Gambar 6).



Gambar 3. Nilai TF (*translocation factor*), BAF (*BioAccumulation Factor*), dan BCF (*BioConcentration Factor*) dari *L. crustacea*. Keterangan *) lihat Tabel 1

Peningkatan akumulasi Hg, terutama pada perlakuan penambahan ammonium thiosulfat, terjadi karena merkuri memiliki afinitas yang kuat dengan kelompok thiol, terutama kompleks sulfida dan bisulphide (Moreno *et al.*, 2004; Selin, 2009). *B.juncea* telah terbukti dapat mengakumulasi Hg sampai 40 mg kg⁻¹ dalam jaringan tanaman setelah aplikasi amonium thiosulfat dalam limbah pertambangan yang terkontaminasi dengan 2,8 mg Hg kg⁻¹ (Selin, 2009).

Berdasarkan criteria nilai BCF, BAF dan TR yang dikemukakan oleh beberapa peneliti Baker dan Brooks, 1989; Zhang *et al.*, 2002; Fayiga dan Ma, 2006; Yoon *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2008.; Malayeri *et al.* 2008), maka diketahui bahwa dengan atau tanpa penambahan ammonium thiosulfat, *Lindernia crustacea* lebih cocok untuk digunakan dalam kegiatan fitostabilisasi daripada untuk fitoekstraksi.

Kesimpulan

L. crustacea mempunyai toleransi yang tinggi terhadap tanah yang terkontaminasi tailing tambang emas yang mengandung merkuri. Penambahan 4 g atau 8 g ammonium thiosulfat kg⁻¹ meningkatkan berat kering tajuk tanaman pada umur 6 dan 9 minggu. Perlakuan T2L1 memiliki potensi tertinggi untuk menghasilkan biomassa, sedangkan biomasa terendah dijumpai pada perlakuan T2LO. Penambahan 4 g dan 8 g ammonium thiosulfat secara berturut-turut meningkatkan akumulasi Hg di tajuk *Lindernia crustacea* sebesar 61% dan 27%, serta meningkatkan 15% dan 11% akumulasi Hg dalam akar *Lindernia crustacea* dibandingkan dengan perlakuan tanpa penambahan ligand. Berdasarkan criteria nilai BCF, BAF dan TR maka diketahui bahwa dengan atau tanpa penambahan ammonium thiosulfat, *Lindernia crustacea* lebih cocok untuk digunakan dalam kegiatan fitostabilisasi.

Daftar Pustaka

Baker, A.J.M. and Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements: a review of their distribution,

ecology, and phytochemistry. *Biorecovery* 1, 81–126.

Chandra Sekhar K., Kamala, C.T., Chary, N.S. Balaram, V. and Garcia, G. 2005. Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. *Chemosphere* 58, 507-514

Cui, S., Zhou, Q. and Chao, L. 2007. Potential hyper-accumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in enduring plants distributed in an old smeltery, Northeast China. *Environmental Geology* 51, 1043-1048.

Fasani, E. 2012. Plants that hyperaccumulate Heavy Metals. In. *Plants and Heavy Metals*. A. Furini (ed). Springer Briefs in Biometals, pp 55-74.

Fayiga, A.Q. and L.Q. Ma, 2006. Using phosphate rock to immobilize metals in soils and increase arsenic uptake in *Pteris vittata*. *Science of the Total Environment* 359, 17–25

Fitter, A.H. and Hay, R.K.M. 2002. *Environmental Physiology of Plants*. Academic Press, London, UK, 367 pp.

Ghosh, M. and Singh, S.P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by product. *Applied Ecology and Environmental Research* 3 (1), 1–18.

Handayanto, E., Utomo, W.H., Arisoelaningsih, E., Kusuma, Z. dan Anderson, C.W.N. 2010. Potensi Fitostabilisasi Vegetasi Indigenus untuk Tailing Tambang Emas. Laporan Penelitian Hibah Kompetitif Penelitian Kerjasama Internasional, Dibiayai oleh DP2M-Ditjen Dikti-Depdiknas, No. 692/SP2H/PP/DP2M/X/2009 tanggal 26 Oktober 2009.

Ismawati, Y. 2010. Presentation at the National Mercury Roundtable Forum, Jakarta, 4 August 2010.

Krisnayanti, B.D., Anderson, C.W.N., Utomo, W.H., Feng, X., Handayanto, E., Muddarisna, N., Ikram, H. and Khususiah. 2012. Assessment of environmental mercury discharge at a four-year-old artisanal gold mining area on Lombok Island, Indonesia. *Journal Environmental Monitoring* 14, 2598-2607

Li, M.S. and Yang, S.X. 2008. Heavy Metal Contamination in Soils and Phytoaccumulation in a Manganese Mine Wasteland, South China. *Air, Soil and Water Research* 1, 31–41

Malayeri, B.E., Chehregani, A., Yousefi, N. and Lorestani, B. 2008. Identification of the hyperaccumulator plants in copper and iron mine in Iran. *Pakistan Journal of Biological Science* 11, 490-492

- Moreno, F.N., Anderson, C.W.N., Robinson, B.H. and Stewart, R.B. 2004. Phytoremediation of mercury-contaminated mine tailings by induced plant-Hg accumulation. *Environmental Practice* 6(2), 165-175.
- Muddarisna, N., Krisnayanti, B.D., S.R. Utami, S.R. and E. Handayanto, E. 2013. Phytoremediation of mercury-contaminated soil using three wild plant species and its effect on maize growth. *Applied Ecology and Environmental Science*. 1 (3), 27-32
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D. and Sreekanth, T.V.M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* 8, 199-216.
- Patra, M., and Sharma, A. 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review* 66(3), 379-422.
- Pedron, F., Petruzzelli, G., Barbaferi, M., Tassi, E., Ambrosini, P., and Patata, L. 2011. Mercury mobilization in a contaminated industrial soil for phytoremediation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42,; 2767-2777.
- Rascio, N. and Navari-Izzo, F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? and what makes them so interesting?. *Plant Science* 180,; 169-181.
- Selin, N.E. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual Review of Environment and Resources* 34, 43-63.
- Subowo, M., Widodo, S. dan Nugraha, A. 2007. Status dan Penyebaran Pb, Cd, dan Pestisida pada Lahan Sawah Intensifikasi di Pinggir Jalan Raya. *Prosiding. Bidang Kimia dan Bioteknologi Tanah, Puslittanak, Bogor*.
- Telmer, K. 2007. Mercury and Small Scale Gold Mining –Magnitude and Challenges Worldwide. GEF/UNDP/UNIDO Global Mercury Project
- Truu, J. Talpsep, E. Vedler, E. Heinaru, E. and Heinaru, A. 2003. Enhanced Biodegradation of Oil Shale Chemical Industry Solid Wastes by Phytoremediation and Bioaugmentation. Estonia Academy Publisher
- Veiga, M.M., Maxson, P.A. and Hylander, L.D. 2006. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production* 14, 436-447.
- Wang, J., X. Feng, X. and C.W.N. Anderson, C.W.N. 2012. Thiosulphate Assisted Phytoextraction of Mercury (Hg) Contaminated Soils at The Wanshan Mercury Mining District, Southwest China. In: *Environmental, Socio-economic, and Health Impact of Artisanal and Small-Scale Minings*. E. Handayanto, B.D. Krisnayanti and Suhartini (eds). p 67-76. UB Press, Malang, Indonesia.
- Wei, S., Zhou, Q. and Mathews, S. 2008. A newly found cadmium accumulator-*Taraxacum mongolicum*. *Journal of Hazardous Materials* 159,544-547.
- Yoon, J., Cao, X. and Zhou, O. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368, 456-464
- Zhang, W.H., Y. Cai, C.Tu and Q.L. Ma, 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *Science of the Total Environment*, 300: 167-177.

halaman ini sengaja dikosongkan