

ULASAN

Fitoremediasi dan Potensi Tumbuhan Hiperakumulator

Phytoremediation and Potency of Hyperaccumulator Plants

NURIL HIDAYATI

Pusat Penelitian Biologi, Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia, Jalan Ir. H. Juanda 18, Bogor 16002

Tel. +62-251-324616, Fax. +62-251-325854, E-mail: ctalib@indo.net.id

Diterima 8 Agustus 2003/Disetujui 15 November 2004

Phytoremediation is defined as cleaning up of pollutants mediated primarily by plants. It is an emerging technology for environmental remediation that offers a low-cost technique suitable for use against different types of contaminants in a variety of media. Phytoremediation is potentially applicable to a diversity of substances, involving hyperaccumulators heavy metals and radionuclides. It is also applicable to other inorganic contaminants such as arsenic, various salts and nutrients, and a variety of organic contaminants, including explosives, petroleum hydrocarbons and pesticides. At least there are one taxon of plant as hyperaccumulator for Cd, 28 taxa for Co, 37 taxa for Cu, 9 taxa for Mg, 317 taxa for Ni, and 11 taxa for Zn. Extensive progress were done in characterizing physiology of plants which hyperaccumulate or hypertolerate metals. Hypertolerance is fundamental to hyperaccumulator, and high rates of uptake and translocation are observed in hyperaccumulator plants. Hyperaccumulator plants and agronomic technology were undertaken to improve the annual rate of phytoextraction and to allow recycling of soil toxic metals accumulated in plant biomass. These techniques are very likely to support commercial environmental remediation. Most phytoremediation systems are still in development, or in the stage of plant breeding to improve the cultivars for field use. However, application for commercial purposes has already been initiated. Many opportunities have also been identified for research and development to improve the efficiency of phytoremediation.

Kontaminasi pada tanah dan perairan diakibatkan oleh banyak penyebab termasuk limbah industri, limbah penambangan, residu pupuk, dan pestisida hingga bekas instalasi senjata kimia. Bentuk kontaminasi berupa berbagai unsur dan substansi kimia berbahaya (Squires 2001; Matsumoto 2001; Wise 2000) yang mengganggu keseimbangan fisik, kimia, dan biologi tanah. Kontaminasi oleh logam berat seperti kadmium (Cd), seng (Zn), plumbum (Pb), kuprum (Cu), kobalt (Co), selenium (Se), dan nikel (Ni) menjadi perhatian serius karena dapat menjadi potensi polusi pada permukaan tanah maupun air tanah dan dapat menyebar ke daerah sekitarnya melalui air, angin, penyerapan oleh tumbuhan bioakumulasi pada rantai makanan (Chaney *et al.* 1998a; Knox *et al.* 2000). Hal itu dapat menimbulkan gangguan pada manusia, hewan, dan tumbuhan, misalnya penyakit pada manusia akibat pencemaran kadmium (Nogawa *et al.* 1987) dan keracunan pada hewan ternak akibat kontaminasi selenium dan molibdenum (Chaney *et al.* 1998b).

Remediasi yang diartikan sebagai perbaikan lingkungan secara umum diharapkan dapat menghindari resiko-resiko yang ditimbulkan oleh kontaminasi logam yang berasal dari alam (*geochemical*) dan akibat ulah manusia (*anthropogenic*). Logam dalam tanah tidak dapat mengalami biodegradasi sehingga pembersihan kontaminan menjadi pekerjaan yang berat dan mahal. Pembersihan polutan dengan cara konvensional (*removal*) memerlukan biaya sekitar \$ 8 juta-

\$ 24 juta per ha dengan kedalaman 1 m (Ebbs *et al.* 2000; Li *et al.* 2000).

Untuk mengatasi permasalahan di atas dalam satu dekade terakhir ini telah dikembangkan teknologi alternatif yang dikenal dengan fitoremediasi. Teknik ini telah dibuktikan lebih mudah diaplikasikan disamping menawarkan biaya lebih rendah dibandingkan metode berbasis rekayasa seperti pencucian secara kimiawi ataupun pengerukan.

Fitoremediasi

Ide dasar bahwa tumbuhan dapat digunakan untuk remediasi lingkungan sudah dimulai dari tahun 1970-an. Seorang ahli geobotani di Caledonia menemukan tumbuhan *Sebertia acuminata* yang dapat mengakumulasi hingga 20% Ni dalam tajuknya (Brown 1995) dan pada tahun 1980-an, beberapa penelitian mengenai akumulasi logam berat oleh tumbuhan sudah mengarah pada realisasi penggunaan tumbuhan untuk membersihkan polutan (Salt 2000).

Fitoremediasi didefinisikan sebagai pencucian polutan yang dimediasi oleh tumbuhan, termasuk pohon, rumput-rumputan, dan tumbuhan air. Pencucian bisa berarti penghancuran, inaktivasi atau imobilisasi polutan ke bentuk yang tidak berbahaya (Chaney *et al.* 1995).

Ada beberapa strategi fitoremediasi yang sudah digunakan secara komersial maupun masih dalam taraf riset

yaitu strategi berlandaskan pada kemampuan mengakumulasi kontaminan (*phytoextraction*) atau pada kemampuan menyerap dan mentranspirasi air dari dalam tanah (*creation of hydraulic barriers*). Kemampuan akar menyerap kontaminan dari air tanah (*rhizofiltration*) dan kemampuan tumbuhan dalam memetabolisme kontaminan di dalam jaringan (*phytotransformation*) juga digunakan dalam strategi fitoremediasi. Fitoremediasi juga berlandaskan pada kemampuan tumbuhan dalam menstimulasi aktivitas biodegradasi oleh mikroba yang berasosiasi dengan akar (*phytostimulation*) dan imobilisasi kontaminan di dalam tanah oleh eksudat dari akar (*phytostabilization*) serta kemampuan tumbuhan dalam menyerap logam dari dalam tanah dalam jumlah besar dan secara ekonomis digunakan untuk meremediasi tanah yang bermasalah (*phytomining*) (Chaney *et al.* 1995).

Pada awal perkembangan fitoremediasi, perhatian hanya difokuskan pada kemampuan hiperakumulator dalam mengatasi pencemaran logam berat dan zat radioaktif, tetapi kemudian berkembang untuk pencemar anorganik seperti arsen (As) dan berbagai substansi garam dan nitrat, serta kontaminan organik seperti khlorin, minyak hidrokarbon, dan pestisida.

Potensi Tumbuhan Hiperakumulator

Secara alami tumbuhan memiliki beberapa keunggulan, yaitu: (i) Beberapa famili tumbuhan memiliki sifat toleran dan hiperakumulator terhadap logam berat; (ii) Banyak jenis tumbuhan dapat merombak polutan; (iii) Pelepasan tumbuhan yang telah dimodifikasi secara genetik ke dalam suatu lingkungan relatif lebih dapat dikontrol dibandingkan dengan mikroba; (iv) Tumbuhan memberikan nilai estetika; (v) Dengan perakarannya yang dapat mencapai 100×10^6 km akar per ha, tumbuhan dapat mengadakan kontak dengan bidang tanah yang sangat luas dan penetrasi akar yang dalam; (vi) Dengan kemampuan fotosintesis, tumbuhan dapat menghasilkan energi yang dapat dicurahkan selama proses detoksifikasi polutan; (vii) Asosiasi tumbuhan dengan mikroba memberikan banyak nilai tambah dalam memperbaiki kesuburan tanah (Feller 2000).

Semua tumbuhan memiliki kemampuan menyerap logam tetapi dalam jumlah yang bervariasi. Sejumlah tumbuhan dari banyak famili terbukti memiliki sifat hipertoleran, yakni mampu mengakumulasi logam dengan konsentrasi tinggi pada jaringan akar dan tajuknya, sehingga bersifat hiperakumulator. Sifat hiperakumulator berarti dapat mengakumulasi unsur logam tertentu dengan konsentrasi tinggi pada tajuknya dan dapat digunakan untuk tujuan fitoekstraksi. Dalam proses fitoekstraksi ini logam berat diserap oleh akar tanaman dan ditranslokasikan ke tajuk untuk diolah kembali atau dibuang pada saat tanaman dipanen (Chaney *et al.* 1995).

Mekanisme biologis dari hiperakumulasi unsur logam pada dasarnya meliputi proses-proses: (i) Interaksi rizosferik, yaitu proses interaksi akar tanaman dengan media tumbuh (tanah dan air). Dalam hal ini tumbuhan hiperakumulator memiliki kemampuan untuk melarutkan unsur logam pada rizosfer dan

menyerap logam bahkan dari fraksi tanah yang tidak bergerak sekali sehingga menjadikan penyerapan logam oleh tumbuhan hiperakumulator melebihi tumbuhan normal (McGrath *et al.* 1997); (ii) Proses penyerapan logam oleh akar pada tumbuhan hiperakumulator lebih cepat dibandingkan tumbuhan normal, terbukti dengan adanya konsentrasi logam yang tinggi pada akar (Lasat 1996). Akar tumbuhan hiperakumulator memiliki daya selektifitas yang tinggi terhadap unsur logam tertentu (Gabbrielli *et al.* 1991); (iii) Sistem translokasi unsur dari akar ke tajuk pada tumbuhan hiperakumulator lebih efisien dibandingkan tanaman normal. Hal ini dibuktikan oleh rasio konsentrasi logam tajuk/akar pada tumbuhan hiperakumulator lebih dari satu (Gabbrielli *et al.* 1991).

Banyak penelitian yang membuktikan banyak tumbuhan yang berfungsi sebagai hiperakumulator (Tabel 1 & 2). Diantaranya adalah tumbuhan hiperakumulator untuk Zn dan Cd *Thlaspi caerulescens* yang mampu memproduksi biomassa sekitar 5 ton/ha dan mengakumulasi Zn hingga 125 kg/ha atau 20-40% dari bobot kering (Salt 2000; Li *et al.* 2000; Ebbs *et al.* 2000; Brown *et al.* 1995; Baker *et al.* 1994) dan *Alyssum bertolonii* hiperakumulator untuk Ni (Salt 2000; Reeves 1992; Gabbrielli 1991). Potensi hiperakumulator juga ditunjukkan oleh tanaman *Reynourtria sachalinensis* dan algamikro *Chlamydomonas* sp. untuk remediasi tanah dan perairan bekas instalasi senjata kimia yang terkontaminasi As dengan kemampuan akumulasi lebih dari 2 g As/kg berat kering (Feller 2000). Hipertoleran *Atriplex codonocarpa* dapat menyerap

Tabel 1. Jumlah tumbuhan berpotensi sebagai hiperakumulator (Baker & Brooks 1989)

Jenis unsur	Kriteria kandungan % pada daun	Jumlah taksa	Jumlah famili
Cd	> 0.01	1	1
Co	> 0.10	28	11
Cu	> 0.10	37	15
Pb	> 0.10	14	6
Mg	> 0.10	9	5
Ni	> 0.10	317	37
Zn	> 0.10	11	5

Tabel 2. Jenis tumbuhan berpotensi sebagai hiperakumulator

Jenis kontaminan	Tumbuhan
Zn (zink)	<i>Thlaspi caerulescens</i> , <i>T. calaminare</i> , <i>Sambucus</i> , <i>Rumex</i>
Cd (kadmium)	<i>Thlaspi caerulescens</i> , <i>Sambucus</i> , <i>Rumex</i> , <i>Mimulus guttatus</i> , <i>Lolium miscanthus</i>
Pb (plumbum)	<i>Lolium miscanthus</i> , <i>Thlaspi rotundifolium</i>
Co (kobalt)	<i>Agrostis gigantea</i> , <i>Haumaniastrum robertii</i> , <i>Mimulus guttatus</i>
Cu (kuprum)	<i>Aeolanthus biformifolius</i> , <i>Lolium miscanthus</i>
Mn (mangan)	<i>Alyxia rubricaulis</i>
Ni (nikel)	<i>Alyssum bertolonii</i> , <i>A. lesbiacum</i> , <i>Berkheya coddii</i> , <i>Hybanthus floribundus</i> , <i>Thlaspi goesingense</i> , <i>T. montanum</i> , <i>Senesio coronatus</i> , <i>Lolium miscanthus</i> , <i>Phyllanthus serpentinus</i>
Cs (sesium)	<i>Amaranthus retroflexus</i>
As (arsenik)	<i>Reynourtria sachalinensis</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp.
Se (selenium)	<i>Astragalus racemosus</i>
Fe (ferum)	<i>Poaceae</i>
Hg (merkuri)	<i>Arabidopsis thaliana</i>
Salinitas	<i>Atriplex</i> spp., <i>Halosarcia</i> spp., <i>Enneapogon</i> spp.
Minyak bumi	<i>Euphorbia</i> , <i>Cetraria</i> , <i>Amaranthus retroflexus</i>

hingga 12.2% Na (13.0 g Na per tanaman) dan *A. linleyi* yang dapat menyerap hingga 13.8% Na atau 44.6 g Na per tanaman untuk fitoremediasi tanah dengan salinitas tinggi (Ishikawa *et al.* 2001). Tanaman *Lolium multiflorum*, *Holcus lanatus*, *Agrotis castellana* digunakan sebagai fitostabilisasi daerah bekas penambangan emas yang terkontaminasi As dan Zn (Vangronsveld *et al.* 2000).

Karakteristik Tumbuhan Hiperakumulator

Karakteristik tumbuhan hiperakumulator adalah: (i) Tahan terhadap unsur logam dalam konsentrasi tinggi pada jaringan akar dan tajuk; (ii) Tingkat laju penyerapan unsur dari tanah yang tinggi dibanding tanaman lain; (iii) Memiliki kemampuan mentranslokasi dan mengakumulasi unsur logam dari akar ke tajuk dengan laju yang tinggi. Pada kondisi normal konsentrasi Zn, Cd, atau Ni pada akar adalah 10 kali lebih tinggi dibanding konsentrasi pada tajuk, tetapi pada tumbuhan hiperakumulator, konsentrasi logam pada tajuk melebihi tingkat konsentrasi pada akar (Brown *et al.* 1995a). Sebagian besar pustaka menggunakan batasan akumulasi lebih dari 1% dari total berat kering tajuk atau 100 kali lebih besar dari tanaman normal, tergantung pada jenis unsur. Untuk Ni sedikitnya 1000 mg kg⁻¹ berat kering tajuk (atau 0.1%). Untuk Zn sedikitnya 1% karena Zn biasa terdapat dengan konsentrasi lebih besar di dalam tanah; (iv) Secara ideal memiliki potensi produksi biomassa yang tinggi (Reeves 1992).

Reeves (1992) mengajukan batasan hiperakumulator yang dapat diterima secara luas. Tumbuhan hiperakumulator terhadap Ni adalah suatu tumbuhan yang mengandung unsur nikel dengan konsentrasi sedikitnya 1000 g g⁻¹ biomassa tajuknya. Definisi ini dapat diberlakukan untuk unsur-unsur lainnya. Sebagian besar spesies tumbuhan mengalami penurunan produksi biomassa yang nyata bila pada tajuknya terdapat Ni mencapai 50-100 mg Ni kg⁻¹ berat kering sementara tumbuhan hiperakumulator terhadap Ni dapat mentolelir sedikitnya 10-20 kali dari tingkat maksimum yang dapat ditolelir tumbuhan normal dan tetap dapat memproduksi biomassa lebih tinggi. Sebagian mentolelir sedikitnya 1% Ni pada tajuk, beberapa dapat mencapai 5% Ni, atau 500 kali Ni pada tanaman budi daya. Untuk unsur Zn dan Mn tumbuhan hiperakumulator harus dapat mengakumulasi lebih dari 1% (Chaney *et al.* 1997). Tumbuhan hiperakumulator Cd harus dapat mentolelir sedikitnya 100 mg Cd kg⁻¹ bobot kering biomassa (Baker *et al.* 1994).

Meningkatkan Efisiensi Fitoekstraksi

Dalam prakteknya, fitoremediasi adalah menanam areal terkontaminasi dengan tumbuhan hiperakumulator. Kunci dari keberhasilan adalah pada pemilihan jenis tumbuhan yang sesuai (Lihat Tabel 1 & 2) dan penerapan praktek-praktek agronomis serta pemberian perlakuan baik pada tanah maupun pada tumbuhan sesuai kebutuhan. Pemanenan dilakukan secara periodik sesuai dengan umur tumbuhan. Biomassa hasil panen yang mengandung kontaminan diabukan dan diisolasi atau diaplikasikan ke lokasi lain yang mengalami kekurangan.

Bila setelah pemanenan ternyata kandungan bahan pencemar masih tinggi maka penanaman diulang lagi hingga sebagian besar bahan kontaminan terserap oleh tanaman hingga kontaminan di dalam tanah mencapai tingkat yang tidak berbahaya.

Ketersediaan unsur logam dan penyerapannya oleh tanaman ditentukan oleh konsentrasi total dan bentuk dari logam tersebut di dalam tanah selain faktor geokimia pada zona perakaran. Faktor genetik dan jenis tumbuhan menentukan penyerapan logam pada zona perakaran dan akar/tajuk pada tingkat yang bervariasi. Penyerapan juga ditentukan oleh tipe jaringan tanaman dan perlakuan yang diberikan pada tanah (Knox *et al.* 2000; Vangronsveld *et al.* 2000).

Efektivitas fitoekstraksi dapat ditingkatkan dengan memperbaiki faktor internal yakni potensi genetik dan fisiologi tanaman ataupun faktor eksternal termasuk manajemen pengolahan tanah dan budi daya tanaman. Meningkatkan potensi tumbuhan dalam fungsinya sebagai hiperakumulator pada dasarnya adalah meningkatkan potensi akumulasi kontaminan yang tinggi dalam tajuknya dan potensi produksi biomassa.

Seleksi tanaman dengan kultur jaringan adalah salah satu cara untuk mengoptimalkan potensi tanaman untuk fitoekstraksi. Metode ini secara cepat dapat menciptakan karakteristik tanaman yang baru. Dalam hal ini kultur kalus atau suspensi dari individu atau agregat sel digunakan sebagai bahan seleksi. Selama proses diferensiasi, sel dikultur pada media dengan konsentrasi logam yang ditingkatkan terus hingga mencapai tingkat paling tinggi sesuai kemampuan jaringan. Dalam kondisi ini terlihat tidak hanya sifat resistensi yang pasif tetapi juga kemampuan sel dalam menyimpan logam berat. Sistem "*Survival of the fittest*" menjamin terseleksinya sel-sel dengan toleransi yang paling tinggi terhadap logam dan memiliki penampilan terbaik (Naik & Babu 1988). Totipotensi sel tanaman memungkinkan terjadinya regenerasi seluruh tanaman dari kalus terseleksi ini.

Mengkombinasikan karakter-karakter yang diinginkan dalam satu jenis tanaman hiperakumulator melalui seleksi genetik, pemuliaan, dan rekayasa genetik merupakan salah satu strategi perbaikan teknologi fitoekstraksi. Mengetahui mekanisme akumulasi logam pada spesies hiperakumulator adalah penting dan sangat diperlukan dalam penggunaan metode bioteknologi. Upaya dalam penggunaan metode bioteknologi untuk menghasilkan tumbuhan hiperakumulator unggul telah dimulai, diantaranya transfer gen *merA* untuk meningkatkan kemampuan tumbuhan hiperakumulator Hg (Rugh *et al.* 1996) dan kloning Zn transport cDNA pada tumbuhan hiperakumulator Zn *Thlaspi caerulescens* untuk meningkatkan kapasitas penyerapan Zn (Ebbs *et al.* 2000).

Meningkatkan daya serap logam juga dapat dilakukan dengan menginduksi proses fitoekstraksi dengan menggunakan senyawa kelat. Pemberian senyawa kelat dalam tanah dapat memacu ketersediaan dan transfer logam dari akar ke tajuk. Dalam mekanisme pengkelatan, diperkirakan unsur logam diserap tanaman dalam bentuk kompleks logam-kelat yang lebih mudah diserap akar dan ditranslokasi ke tajuk

(Salt 2000). Kelat sintetik yang biasa digunakan adalah EDTA untuk meningkatkan ekstraksi Pb, Cu, Ni, dan Zn (Huang *et al.* 1997; Blaylock *et al.* 1997). EGTA untuk Cd; sitrat untuk uranium dan amonium tiosianit untuk Au (Salt 2000).

Perbaikan agronomis untuk mengoptimalkan kapasitas fitoekstraksi juga banyak diterapkan. Beberapa penelitian membuktikan bahwa manipulasi pH dan kesuburan tanah dapat meningkatkan akumulasi Zn, Ni, dan Cd pada tanaman (Brown *et al.* 1995a, 1995b). Kandungan (konsentrasi x total berat kering tanaman) Zn dan Cd pada tanaman yang diberi pupuk organik meningkat 3-10 kali dibanding kontrol (Baker *et al.* 1994; Chaney *et al.* 1995). Setiap unsur logam memiliki respon yang berbeda terhadap perlakuan pH maupun pupuk (Chaney *et al.* 1998b).

Penelitian fisiologis termasuk mekanisme penyerapan unsur dan transportasinya dalam tumbuhan untuk meningkatkan penyerapan unsur melalui pembuluh sillem dan sel-sel daun dapat menyumbang pengetahuan untuk memperbaiki efisiensi fitoekstraksi. Masih sedikit pemahaman mengenai aktivitas dan mekanisme tanaman secara molekular dalam kaitannya dengan sifat hiperakumulator yang berhasil diungkap. Ada indikasi kemajuan, diantaranya keberhasilan dalam mengungkap karakterisasi penyerapan Fe, Cd, dan Zn oleh *T. caerulencens*, *Arabidopsis*, dan mutan ragi (*yeast*) yang mengantarkan pada strategi untuk mengembangkan kultivar transgenik untuk fitoremediasi secara komersial (Ebbs *et al.* 2000).

Prospek Fitoremediasi

Fitoremediasi memiliki potensi untuk dapat diterapkan pada berbagai jenis substansi, termasuk pencemar lingkungan yang paling parah sekalipun seperti kontaminasi arsen pada lahan bekas instalasi senjata kimia (Feller 2000). Fitoremediasi merupakan teknologi remediasi yang menawarkan biaya paling rendah. Bila dibandingkan biaya metode berbasis rekayasa dengan fitoremediasi untuk pembersihan logam berat dan radioaktif adalah \$10 - \$3000 berbanding \$0.02 - \$1 per m³ tanah (Ebbs *et al.* 2000).

Pasar remediasi dunia di tahun 1999 sebesar U.S. \$ 34-58 juta. Gambaran pasar fitoremediasi di Amerika saja pada tahun 1999 sebesar \$30-49 juta. Nilai ini tumbuh menjadi \$50-86 juta pada tahun 2000, hingga sekitar \$100-170 juta pada tahun 2002 dan diperkirakan \$235-400 juta pada 2005. Para pelaku bisnis optimis bahwa fitoremediasi akan menunjukkan pertumbuhan pasar yang kuat pada akhir-akhir ini. Beberapa pangsa pasar juga bermunculan di negara-negara berkembang, terutama di beberapa negara Asia, walaupun skalanya lebih kecil dibandingkan negara maju (Chaney RL *et al.* 1998b).

Pangsa pasar terbesar kedua setelah Amerika Serikat adalah Eropa, terutama Uni Eropa, dengan perkiraan pasar sebesar U.S. \$2-4 juta/tahun (Tabel 3). Peluang pertumbuhan pasar masih sangat besar di masa-masa mendatang, sejalan dengan semakin banyaknya negara yang merevisi undang-undang dan regulasi mengikuti standar Uni Eropa, dan dengan semakin banyaknya negara yang lebih mengutamakan penanggulangan pencemaran lingkungan di masa mendatang (Chaney RL *et al.* 1998b).

Tabel 3. Perkiraan Pasar Fitoremediasi Dunia Tahun 1999 (Chaney *et al.* 1998b)

Perkiraan pasar fitoremediasi dunia tahun 1999 (dalam juta dolar Amerika)	
USA	30-49
Eropa	2-5
Kanada	1-2
Lain-lain	1-2
Dunia	34-58

Paparan di atas memberikan gambaran alternatif lain dalam penanganan lahan terkontaminasi secara lebih murah dengan tingkat keberhasilan yang dapat diharapkan lebih tinggi serta sesuai dengan alam Indonesia yang kaya akan sumberdaya tumbuhan. Sejak lama di Indonesia sudah banyak dilakukan remediasi lahan terdegradasi menggunakan media tanaman, seperti reklamasi lahan bekas penambangan dengan menggunakan jenis rumput impor (di Freeport, Papua) dan jenis tanaman tumbuh cepat (di bekas penambangan emas rakyat di Jampang, Sukabumi, Singkep, dan Riau), tetapi belum secara khusus mengarah kepada fitoremediasi. Secara fisik bisa saja lahan tertutup berbagai jenis vegetasi tetapi kontaminan dalam tanah dan perairannya tidak secara otomatis mengalami biodegradasi dan berkurang.

Untuk masa yang akan datang fitoremediasi sangat diperlukan di Indonesia mengingat setiap tahun kasus pencemaran terus bertambah jumlah dan intensitasnya. Sementara itu daya dukung tanah dan sumberdaya air semakin menurun dari waktu ke waktu. Sedikitnya 35% wilayah Indonesia sudah beralih fungsi menjadi areal pertambangan. Dengan sendirinya hal ini akan merubah bentang alam Indonesia dan menjadikan potensi pencemaran yang juga semakin besar di kemudian hari. Terlebih lagi, menurut perkiraan dalam jangka waktu tidak lama lagi akan dibuka sedikitnya empat operasi penambangan baru berskala besar diantaranya adalah di kawasan Halmahera yang terkenal memiliki ekosistem laut yang paling kaya di dunia. Dari operasi baru ini diperkirakan sedikitnya satu juta hektar hutan lindung akan terganggu dan sekitar tujuh juta penduduk akan terkena dampaknya (Hidayati 2001).

Dari hasil penelitian dilaporkan bahwa kontaminasi logam berat banyak terjadi diantaranya pada areal penambangan emas, pembuangan limbah industri, dan pertanian. Limbah penambangan emas rakyat seperti Pongkor mengandung hingga 240 ppm Hg dan 0.1 ppm Cn dan terbuang begitu saja ke lingkungan sekitarnya baik persawahan maupun aliran sungai Cikaniki (Hidayati *et al.* 2004). Limbah industri tekstil yang mengandung logam berat mencapai 296.5 ribu ton per tahun yang mencemari daerah persawahan dan aliran sungai Cikijang, Bandung (Rija 2000). Logam berat Pb dan Cd dari kendaraan bermotor mencemari persawahan di Pantura seluas 40% dari 105 557 ha di wilayah Kerawang-Bekasi (Kasno *et al.* 2000). Di wilayah Palimanan, Cirebon, pencemaran Pb pada persawahan mencapai 30.08 ppm sehingga mengakibatkan kandungan Pb pada padi mendekati ambang batas bahaya untuk konsumsi (Miseri *et al.* 2000).

Indonesia memiliki modal penting berupa keragaman hayati terbesar kedua setelah Brazil. Hal ini sangat memungkinkan untuk mendapatkan sumber tanaman

hiperakumulator. Hasil penelitian melaporkan bahwa tanaman eceng gondok dapat menyerap hingga 180 ppm Pb dan telah digunakan diantaranya untuk membersihkan *silver salt* dari air limbah prosesing foto (Pane & Hasanudin 2001). Tanaman akar wangi yang dapat tumbuh pada media dengan kadar Pb hingga 300 ppm biasa digunakan untuk rehabilitasi lahan tercemar logam berat (Emmyzar & Hermanto 2004). Masih banyak lagi penemuan tanaman hiperakumulator lainnya seperti tanaman-tanaman yang tumbuh pada limbah pengolahan emas seperti *Ipomoea* sp. yang mampu menyerap hingga 44.00 ppm Pb dan 35.70 ppm Cn (10 x normal) dan Cd 1.4 ppm (14 x normal), *Mikania cordata* menyerap hingga 11.65 ppm Pb. Hasil penelitian yang terbaru menemukan bahwa beberapa jenis tumbuhan mampu beradaptasi pada lingkungan pembuangan limbah penambangan emas rakyat yang mengandung Hg hingga 21.66 ppm dan mampu menyerap Hg hingga 89.13 mg per kg bobot keringnya (untuk *Lindernia crustacea* (L.) F.M.) dan 50.93 mg/kg (untuk *Digitaria radicata* (Presl) Miq.) (Hidayati, data tidak dipublikasikan).

DAFTAR PUSTAKA

- Baker AJM, Brooks RR. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements- a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.
- Baker AJM, Reeves RD, Hajar ASM. 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J.&C. Presl (Brassicaceae). *New Phytol* 127:61-68.
- Blaylock MJ *et al.* 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ Sci Technol* 31:860-865.
- Brown KS. 1995. The green clean: The emerging field of phytoremediation takes root. *Bioscience* 9:579-582.
- Brown SL, Chaney RL, Angle JS, Baker JM. 1995a. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci Soc Am J* 59:125-133.
- Brown SL, Chaney RL, Angle JS, Baker JM. 1995b. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and *Silene vulgaris* grown on sludge-amended soils in relation to total soil metals and soil pH. *Environ Sci Technol* 29:1581-1585.
- Chaney RL *et al.* 1995. Potential use of metal hyperaccumulators. *Mining Environ Manag* 3:9-11.
- Chaney RL, Brown SL, Angle JS. 1998a. Soil-root interface: Food chain contamination and ecosystem health. Di dalam: Huang M, *et al* (ed). Madison WI: *Soil Sci Soc Am* 3:9-11.
- Chaney RL *et al.* 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr Opin Biotechnol* 8:279-284.
- Chaney RL *et al.* 1998b. Improving metal hyperaccumulators wild plants to develop commercial phytoextraction system: approaches and progress. Di dalam: *Proc Symp Phytoremediation, Inc Conf Biochemistry of Trace Elements*. Berkly, CA, 23-26 Jun 1997.
- Ebbs S, Kochian L, Lasat M, Pence N, Jiang T. 2000. An integrated investigation of the phytoremediation of heavy metal and radionuclide contaminated soils: from laboratory to the field. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Cotaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 745-769.
- Emmyzar, Hermanto. 2004. Rehabilitasi tanah tercemar Pb menggunakan tanaman akar wangi. *Gakuryoku* 10:37-40.
- Feller AK. 2000. Phytoremediation of soils and waters contaminated with arsenicals from former chemical warfare installations. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Cotaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 771-786.
- Gabrielli R, Mattioni C, Vergnano O. 1991. Accumulation mechanisms and heavy metal tolerance of a nickel hyperaccumulator. *J Plant Nutr* 14:1067-1080.
- Hidayati N. 2001. Environmental degradation and biological reclamation of mined land: case of gold mining in Jampang-West Jawa. Di dalam: *Prosiding Workshop Vegetation Recovery in Degraded land Areas*. Kalgoorlie, Western Australia, 27 Okt-3 Nov 2001. hlm 58-66.
- Hidayati N, Juhaeti T, Syarif F. 2004. Karakterisasi limbah dan vegetasi pada penambangan emas berskala besar di pongkor. Laporan teknik. Bogor, Pusat Penelitian Biologi LIPI 2004. hlm 103-110.
- Huang JW, Chen J, Berti WB, Cunningham SD. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ Sci Technol* 31:800-805.
- Ishikawa Y *et al.* 2001. Integrated phytoremediation in salt affected area. Di dalam: *Prosiding Workshop Vegetation Recovery in Degraded land Areas*. Kalgoorlie, Australia, 27 Okt-3 Nov 2001. hlm 77-84.
- Kasno A, Sri Adiningsih J, Sulaeman, Subowo. 2000. Status pencemaran Pb dan Cd pada lahan sawah intensifikasi jalur Pantura Jawa Barat. Di dalam: *Prosiding Kongres Nasional VII Himpunan Ilmu Tanah Indonesia*. Bandung, 4-6 Nov 1999. hlm 1537-1546.
- Knox AS, Seaman J, Andriano DC, Pierzynski G. 2000. Chemostabilization of metals in contaminated soils. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Cotaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 811-836.
- Lasat MM, Baker AJM, Kochian LV. 1996. Physiological characterization of root Zn²⁺ absorption and translocation to shoot in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. *Plant Physiol* 112:1715-1722.
- Li YM, Chaney RL, Angle JS, Baker AJM. 2000. Phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Cotaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 837-857.
- Matsumoto S. 2001. Soil degradation and desertification in the world, and the challenge for vegetative rehabilitation. Di dalam: *Prosiding Workshop Vegetation Recovery in Degraded land Areas*. Kalgoorlie, Australia, 27 Okt-3 Nov 2001. hlm 1-10.
- McGrath SP, Shen ZG, Zhao FJ. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant Soil* 188:153-159.
- Miseri RA, Santoso AZPB, Novianto I. 2000. Dampak asap kendaraan bermotor terhadap kadar timbal (Pb) dalam tanah dan tanaman di sekitar jalan raya Palimanan Cirebon. Di dalam: *Prosiding Kongres Nasional VII Himpunan Ilmu Tanah Indonesia*. Bandung, 2-4 Nov 1999. hlm 1457-1466.
- Naik GR, Babu KH. 1988. Redifferentiation of NaCl tolerant sugarcane plants from callus derived resistant lines. *Curr Sci* 57:432-434.
- Nogawa K, Honda R, Kido T, Tsuritani I, Yamada Y. 1987. Limits to protect people eating cadmium in rice, based on epidemiological studies. *Trace subst Environ Health* 21:431-439.
- Pane H, Hasanudin A. 2001. Gulma invasive jajagoan (*Echinochloa crusgalli* L.) dan eceng gondok (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) di lahan sawah irigasi. Makalah pada "Seminar Peringatan Hari Keanekaragaman Hayati 2001". Bogor, 22 Mei 2001.
- Reeves RD. 1992. The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. Di dalam: Baker AJM, Proctor J, Reeves RD (ed). *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*. Hampshire: Intercept Ltd. hlm 253-277.
- Rija S. 2000. Evaluasi pengaruh tanah terpapar air buangan tekstil terhadap pertumbuhan tanaman padi sawah (*Oryza sativa* Linn), serta serapan beberapa unsur logam berat. Di dalam: *Prosiding Kongres Nasional VII Himpunan Ilmu Tanah Indonesia*. Bandung, 2-4 Nov 1999. hlm 1507-1521.
- Rugh CL *et al.* 1996. Mercuric ion reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial *merA* gene. *Proc Natl Acad Sci USA* 93:3182-3187.

- Salt DE. 2000. Phytoextraction; present applications and future promise. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Contaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 729-743.
- Squires VR. 2001. Soil pollution and remediation: issues, progress and prospects. Di dalam: *Prosiding Workshop Vegetation Recovery in Degraded land Areas*. Kalgoorlie, Australia, 27 Okt-3 Nov 2001. hlm 11-20.
- Vangronsveld J *et al.* 2000. In situ inactivation and phytoremediation of metal-and metalloid-contaminated soils: field experiments. Di dalam: Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed). *Bioremediation of Contaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc. hlm 859-884.
- Wise DL, Trantolo DJ, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U. 2000. *Bioremediation of Cotaminated Soils*. New York: Marcek Dekker Inc.