

TEKNOLOGI *BIOLEACHING* UNTUK MENGURANGI KEMASAMAN TANAH DI LAHAN PASANG SURUT SULFAT MASAM

Mukhlis dan Yuli Lestari

Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa

Jl. Kebun Karet, Loktabat Utara, Banjarbaru, Kalsel

Email: mukhlisbalittra@yahoo.com

RINGKASAN

Potensi dan peluang peningkatan produksi pangan nasional melalui pemanfaatan dan optimalisasi pengelolaan lahan pasang surut sangat besar dan prospektif. Luas lahan pasang surut di Indonesia sekitar 19,90 juta ha. Berdasarkan tipologi lahannya diperkirakan seluas 4,23 juta ha merupakan lahan sulfat masam dan sisanya lahan potensial, gambut serta lahan salin. Luasan lahan sulfat masam ini semakin bertambah seiring dengan terjadinya degradasi lahan gambut yang memiliki lapisan bahan sulfidik di bawahnya. Ada beberapa permasalahan yang ditemui di lahan pasang surut sulfat masam dari segi kesuburan tanah yang mengakibatkan produktivitas padi menjadi rendah, yaitu (1) rendahnya pH tanah ($\text{pH} < 4$) yang disebabkan asam sulfat yang merupakan hasil oksidasi pirit, (2) tingginya unsur toksik seperti Al, Fe, dan Mn karena rendahnya pH tanah mengakibatkan pelepasan unsur toksik seperti Al^{3+} dan Fe^{2+} dalam larutan tanah tinggi, (3) rendahnya P tersedia karena terikat oleh unsur toksik dalam bentuk FePO_4^{2-} dan AlPO_4^{2-} , (4) genangan air yang tidak dapat dikendalikan karena dipengaruhi oleh pasang surut air laut, dan (5) kekeringan akibat drainase yang berlebihan. Telah banyak penelitian untuk meningkatkan kualitas tanah sulfat masam agar dapat dimanfaatkan seoptimal mungkin. Pengelolaan lahan merupakan salah satu faktor terpenting dalam mencapai hasil yang optimal dan berkelanjutan. Oleh karena itu, pengelolaan lahan (tanah) harus diupayakan tanpa menyebabkan kerusakan terhadap lingkungan maupun menurunkan kualitas sumber daya lahan, dan sebaiknya diarahkan pada perbaikan sifat fisika, sifat kimia, dan aktivitas biologi tanah yang optimum bagi tanaman. Pencucian dengan mikroba (*bioleaching*) merupakan salah satu cara untuk mengurangi kemasaman tanah di lahan pasang surut sulfat

masam. Teknologi ini terbukti mempunyai potensi untuk menyelesaikan masalah dalam pengolahan mineral berkadar logam rendah maupun tinggi. Mikroorganisme yang mempunyai potensi untuk dikembangkan dan memegang peranan penting dalam proses-proses *bioleaching* adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, dan dari genus *Sulfolobus*, yaitu *S. acidocaldarius*.

I. PENDAHULUAN

Sejak beberapa dekade terakhir, masalah utama yang dihadapi dalam usaha meningkatkan produksi pangan di Indonesia adalah semakin berkurangnya lahan pertanian produktif karena adanya konversi dan pelandaran produktivitas lahan sawah irigasi, degradasi kualitas lahan akibat salah kelola, dan fragmentasi lahan yang menyebabkan semakin sempitnya penguasaan lahan petani. Masalah tersebut masih ditambah dengan perubahan iklim yang semakin mengancam produksi pangan.

Lahan pasang surut merupakan salah satu alternatif dalam mengatasi permasalahan tersebut. Potensi dan peluang peningkatan produksi pangan nasional melalui pemanfaatan dan optimalisasi pengelolaan lahan pasang surut sangat besar dan prospektif. Menurut Ritung *et al.* (2011) membagi luas lahan rawa pasang surut berdasarkan tipologi lahan, yaitu luas lahan gambut sekitar 10.90 juta ha, lahan potensial 2.07 juta ha, lahan sulfat masam potensial 4.34 juta ha, lahan sulfat masam aktual 2.37 juta ha dan luas lahan salin 0.44 juta ha. Luasan lahan sulfat masam ini semakin bertambah seiring dengan terjadinya degradasi lahan gambut yang memiliki lapisan bahan sulfidik di bawahnya. Lahan ini mempunyai tingkat kesesuaian lahan marginal atau bersyarat (S2 dan S3), karena salah satu faktor pembatasnya berupa lapisan pirit. Oleh karena itu, sebagai lahan suboptimal, lahan sulfat masam mempunyai potensi sangat rendah sampai rendah dalam menghasilkan produksi tanaman pertanian (Dent 1996, Subagyo 2006). Di samping kemasaman tanah, rendahnya ketersediaan hara dan keracunan besi adalah sebagian kendala sifat tanah yang sering menghambat pertumbuhan tanaman di lahan sulfat masam. Namun demikian, dengan inovasi teknologi pengelolaan lahan yang baik, produktivitasnya dapat ditingkatkan.

Banyak penelitian yang telah dilaksanakan dalam upaya meningkatkan kualitas tanah sulfat masam agar dapat dimanfaatkan seoptimal mungkin.

Pengelolaan lahan merupakan salah satu faktor terpenting dalam mencapai hasil yang optimal dan berkelanjutan. Oleh karena itu, pengelolaan lahan (tanah) harus diupayakan tanpa menyebabkan kerusakan terhadap lingkungan maupun menurunkan kualitas sumber daya lahan, dan sebaiknya diarahkan pada perbaikan sifat fisika tanah, kimia tanah, dan aktivitas biologi tanah yang optimum bagi tanaman. Dengan demikian, interaksi antara komponen-komponen biotik dan abiotik tanah pada lahan memberikan keseimbangan yang optimal bagi ketersediaan hara dalam tanah, yang selanjutnya menjamin keberlangsungan produktivitas lahan, dan keberhasilan usahatani. Melalui sistem tersebut diharapkan akan terbentuk agroekosistem yang stabil dengan masukan dari luar yang minim, tetapi dapat meningkatkan pertumbuhan dan hasil tanaman tanpa menurunkan kualitas lingkungan.

Dalam beberapa tahun belakangan ini, *bioleaching* (pencucian dengan mikroba) mendapat perhatian yang sangat besar dari beberapa negara karena teknologi ini terbukti mempunyai potensi untuk menyelesaikan masalah dalam pengolahan mineral berkadar logam rendah maupun tinggi. Beberapa keuntungan lain yang dapat diperoleh dengan melakukan proses *bioleaching* adalah biaya operasional relatif rendah dan aman terhadap lingkungan (Haris *et al.* 1994). Mikroorganisme yang mempunyai potensi untuk dikembangkan dan memegang peranan penting dalam proses-proses *bioleaching* adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, dan dari genus *Sulfolobus*, yaitu *S. acidocaldarius* (Handayani 1997; Woods dan Rawlings 1989).

Berikut dalam tulisan ini diuraikan potensi dan efektivitas teknologi *bioleaching* dalam mengurangi kemasaman tanah dan unsur beracun terutama Fe serta meningkatkan produktivitas tanaman di lahan pasang surut sulfat masam.

II. LAHAN SULFAT MASAM DAN PERMASALAHANNYA

Lahan sulfat masam adalah lahan yang terletak di wilayah lahan rawa pasang surut yang tanahnya mempunyai lapisan sulfidik berkadar lebih dari 2% dan berada pada kedalaman <50 cm dari permukaan tanah (Widjaja-Adhi 1986). Berdasarkan tingkat oksidasinya lahan sulfat masam ini dibagi lagi menjadi: 1) lahan sulfat masam potensial, yaitu lahan sulfat masam yang belum mengalami oksidasi, dan 2) lahan sulfat masam aktual yaitu lahan sulfat masam yang telah mengalami oksidasi. Lahan sulfat masam potensial dicirikan oleh warna tanah kelabu (*gray*), masih mentah ($n > 0,7$), dan kemasaman sedang

sampai masam (pH 4,0), sedangkan tanah sulfat masam aktual dicirikan oleh warna kecoklatan pada permukaan, cukup matang ($n < 0,7$), dan sangat masam (pH 3,5). Sementara Suhartini dan Makarim (2009) menyebutkan bahwa tanah sulfat masam adalah tanah yang mempunyai lapisan pirit yang belum teroksidasi (lapisan sulfidik) dan yang sudah teroksidasi (horizon sulfurik) yang terdapat pada kedalaman 0-50 cm dan mengandung pirit $> 2\%$ dan semua horizon sulfurik walaupun lapisan sulfidik tanah > 50 cm.

Soil Survey Staff (2010) mengidentifikasi tanah sulfat masam menjadi dua macam, yaitu (1) sulfat masam potensial, di mana pirit masih berupa bahan sulfidik dalam status reduksi pada kedalaman 0-50 cm dan pH $> 4,0$, termasuk dalam klasifikasi tanah Entisol; dan (2) sulfat masam aktual, di mana memiliki horizon sulfurik atau pirit yang telah teroksidasi pada kedalaman 0-50 cm dan pH $< 3,5$, termasuk dalam klasifikasi tanah Inceptisol. Lahan sulfat masam potensial dapat berubah menjadi lahan sulfat masam aktual apabila mengalami oksidasi akibat drainase yang berlebihan atau kekeringan. Sebaliknya, lahan sulfat masam aktual juga dapat berubah menjadi lahan sulfat masam potensial dengan penggenangan, pengeringan, pencucian, dan pemberian bahan organik dalam waktu yang panjang. Berdasarkan kedalaman bahan sulfida (sebagian besar pirit) dan tingkat kemasaman, lahan sulfat masam dibagi atas tujuh tipologi lahan (Tabel 23).

Tabel 23. Tipologi lahan sulfat masam dan penciri utamanya

Kelompok	Tipologi Lahan	Simbol	Kedalaman Lapisan Sulfida dan Kemasaman (pH)
Lahan sulfat masam	Aluvial bersulfida sangat dalam	SMP-3	> 100 cm, adanya bahan sulfida/pirit, pH $> 4,0-4,5$
Potensial	Aluvial bersulfida dalam	SMP-2	50-100 cm, adanya bahan sulfida/pirit, pH $> 4,0$
Lahan sulfat masam aktual	Aluvial bersulfida dangkal	SMP-1	< 50 cm, adanya bahan sulfida/pirit, pH 3,5-4,0
	Aluvial bersulfida dangkal bergambut	HSM/G-0	< 50 cm, bergambut < 50 cm
	Aluvial bersulfida-1	SMA-1	< 100 cm, belum ada ciri horizon sulfurik, pH $> 3,5$, dan tampak bercak berpirit
	Aluvial bersulfida-2	SMA-2	< 100 cm, adanya ciri horizon sulfurik, pH $< 3,5$,
	Aluvial bersulfida-3	SMA-3	> 100 cm, adanya ciri horizon sulfurik, pH $< 3,5$,

Sumber: Widiyasa Adhi (1995)

Perbedaan paling nyata antara lahan sulfat masam potensial dan aktual adalah kemasaman tanah, status hara, dan kejenuhan asam ($\text{Al}^{3+} + \text{H}^+$). Pada tanah-tanah sulfat masam potensial pH 4,3 (sangat masam) dan status hara P tersedia sedang, dan kation-kation tertukar Ca, Mg, K, dan Na sedang sampai tinggi, dan kejenuhan Al lebih rendah. Sedangkan sulfat masam aktual pH 3,6 (masam ekstrem), status hara P rendah dan kation-kation tertukar lebih rendah dan kejenuhan Al tinggi sehingga lahan sulfat masam potensial lebih baik dan sesuai untuk dikembangkan sebagai lahan pertanian. Karakteristik tanah sulfat masam dari Kalimantan dan Sumatera disajikan pada Tabel 24.

Tabel 24. Sifat kimia tanah sulfat masam (lapisan atas 0-50 cm) di Kalimantan dan Sumatera

Sifat-sifat tanah*)	Kalimantan		Sumatera
	Sulfat Masam Potensial	Sulfat Masam Aktual	Sulfat Masam Potensial
pH H ₂ O (1:5)	4,3	3,6	4,0
C-organik (%)	9,16	10,93	20,54
N-total (%)	0,59	0,49	0,70
P ₂ O ₅ HCl (mg/100g)	115	45	58
K ₂ O HCl (mg/100g)	32	81	35
P ₂ O ₅ Bray II (ppm)	17,7	19,3	32,3
Ca tertukar (cmol/kg tanah)	5,11	4,12	7,84
Mg tertukar (cmol/kg tanah)	7,05	9,25	10,89
K tertukar (cmol/kg tanah)	0,56	0,89	0,64
Na tertukar (cmol/kg tanah)	6,01	14,87	2,34
KTK pH 7 (cmol/kg tanah)	31,5	37,2	62,5
Kejenuhan basa (%)	49	42	35
Kejenuhan Al (%)	35	71	32

*) Nilai rata-rata dari 27 contoh tanah

Sumber: Subagyo (2006)

Pada tanah sulfat masam yang menjadi masalah utama adalah adanya lapisan pirit (FeS_2). Apabila lapisan ini tersingkap akibat pengolahan tanah, maka pirit akan teroksidasi. Reaksi pirit dengan oksigen, air, dan Fe menghasilkan asam sulfat yang menjadikan tanah mempunyai pH yang luar biasa masam dan Fe terlarut (Fe^{2+}) berada dalam konsentrasi

beracun. Enio *et al.* (2011) menyatakan bahwa jika pirit yang terdapat pada bahan sulfidik teroksidasi, maka dihasilkan sejumlah ion H^+ yang menyebabkan tanah sulfat masam menjadi sangat masam. Kemasaman tanah yang tinggi dapat menyebabkan kelarutan besi (Fe), aluminium (Al), dan mangan (Mn) meningkat sampai pada tingkat meracuni tanaman, defisiensi fosfor (P) karena terikat kuat oleh Fe dan Al, dan rendahnya kation-kation basa tanah karena terlindi. Di samping itu, kemasaman yang tinggi menyebabkan ketersediaan hara makro primer (N, P, dan K), hara makro sekunder (Ca dan Mg) dan unsur hara mikro terutama B untuk tanaman menjadi berkurang. Defisiensi N terjadi karena terhambatnya proses mineralisasi bahan organik, defisiensi P terjadi karena adanya pembentukan kompleks Al/Fe-P, sedangkan defisiensi K, Ca, dan Mg terjadi karena hilang melalui proses pencucian. Defisiensi B terjadi karena proses pengendapan.

Oksidasi pirit oleh oksigen pada tahap awal berjalan lambat. Keberadaan Fe^{3+} yang banyak terdapat dalam tanah mengoksidasi pirit lebih cepat melalui reaksi tak langsung (Bloomfield dan Coulter 1973). Asam organik menekan aktivitas Fe^{3+} melalui pembentukan senyawa organo-logam. Asam sitrat dapat mempertahankan pH tanah sulfat masam $> 3,04$, cepat terdisosiasi menghasilkan $-COO^-$ dan $-O^-$ dan membentuk ikatan khelat bersama Fe^{3+} (Stevenson 1994). Gugus karboksil dan hidroksi merupakan gugus fungsional utama asam organik yang berperan dalam membentuk senyawa kompleks itu (Iyamuremye *et al.* 1996).

Proses oksidasi pirit (FeS_2) dapat terjadi secara alami yakni akibat perbedaan yang besar antara pasang surutnya air laut dan musim kemarau panjang (Suhartini dan Makarim 2009) atau akibat aktivitas manusia. Proses oksidasi dapat terjadi karena tanah retak akibat kekeringan, bekas perakaran tanaman atau drainase yang berlebihan sehingga oksigen dapat masuk ke dalam tanah melalui pori-pori tanah yang terbuka. Reklamasi tanah sulfat masam yang kurang hati-hati dapat menyebabkan terjadinya drainase berlebih. Selanjutnya, dapat mengubah bahan sulfidik yang semula reduktif menjadi oksidatif. Pengalaman menunjukkan bahwa pembukaan lahan sulfat masam selalu dibarengi dengan pembuatan saluran air untuk kepentingan transportasi dan drainase atau irigasi pada kawasan tersebut. Namun pada kenyataannya, pengelolaan air tidak dapat terkendali dengan baik. Karena permukaan air tanah turun di bawah permukaan lapisan pirit

terutama pada musim kemarau, akibatnya senyawa pirit teroksidasi yang menghasilkan asam sulfat yang membuat pH tanah menjadi sangat rendah (van Breemen 1993).

Oksidasi pirit mengakibatkan perubahan kandungan ion-ion di dalam larutan tanah dan kompleks jerapan. Oksigen dan ion Fe^{3+} dalam tanah dapat berperan sebagai oksidator bagi pirit yang menyebabkan tanah menjadi sangat masam (Priatmadi dan Haris 2009) dan nilai pH tanah menjadi sangat rendah mencapai 2-3. Aktivitas ion Al^{3+} yang larut tergantung langsung dari nilai pH tanah (Tinh 1999; Fageria *et al.* 2008). Ion H^+ , Fe^{2+} dan SO_4^{2-} yang dihasilkan akibat nilai pH yang rendah juga dapat meningkatkan Fe-bebas (Dent 1986). Pada kondisi tanah masam, mineral kaolinit dan beidelit dapat larut dan menyumbang Al^{3+} ke dalam larutan tanah akibatnya kadar Al-dd meningkat. Cho *et al.* (2002) menyatakan bahwa pada tanah sulfat masam yang berasal dari Thailand, konsentrasi Al dalam larutan tanah meningkat dari 0,4 ppm pada pH 5,5 menjadi 54 ppm pada pH 2,8. Lebih lanjut Anwar (2006) menyampaikan bahwa penurunan pH tanah 1 unit dapat meningkatkan aktivitas ion Al^{3+} 10 kali. Menurut Sudarmo (2004), penurunan pH di samping meningkatkan kadar Fe-bebas juga meningkatkan kadar Mn-bebas, Al-dd dan Mg-dd serta cenderung meningkatkan kapasitas tukar kation (KTK). Pada tahap lanjut peningkatan Fe-bebas, Al-dd, Mn-bebas dapat menurunkan P-tersedia. Selama proses oksidasi, SO_4^{2-} di dalam larutan tanah meningkat cepat dan sebaliknya Fe^{2+} menurun (Enio *et al.* 2011). Penurunan kandungan besi tersebut karena terjadinya presipitasi besi dalam bentuk besi ferri yang sukar larut dan sebagian lagi terpresipitasi dalam bentuk jarosit. Terbentuknya jarosit akibat teroksidasinya pirit dapat menurunkan kemasaman tanah. Menurut van Breemen (1993) kecepatan penurunan pH akibat oksidasi pirit ditentukan oleh jumlah pirit, kecepatan oksidasi, kecepatan perubahan hasil oksidasi dan kapasitas netralisasi.

Sudarmo (2004) menyatakan bahwa kemasaman akibat oksidasi tanah sulfat masam menyebabkan mineral alumino-silikat menjadi larut, dicirikan dengan konsentrasi Si-Al dalam suspensi larutan tanah meningkat. Suasana yang sangat masam mempercepat pelapukan mineral alumino-silikat dengan membebaskan dan melarutkan Al yang lebih banyak (Pons 1972; Notohadikusumo 2000). Aluminium pada tanah sulfat masam selain dalam bentuk kation yang dapat ditukar (Al^{3+}), juga dalam bentuk koloidal

sebagai hidroksil atau basic sulfat. Kadar Al meningkat pada pH 4,0-4,5 (Dent 1986). Hasil penelitian Breemen (1976) menunjukkan aktivitas Al^{3+} meningkat hampir 10 kali lipat dengan penurunan setiap satu unit pH. Kadar Al^{3+} pada air tanah dari tanah sulfat masam Thailand mencapai $0,015 \text{ mol m}^{-3}$ (0,4 ppm) pada pH 5,5 dan meningkat menjadi $2,12 \text{ mol m}^{-3}$ (54 ppm) pada pH 2,8. Dalam percobaan oksidasi, kadar Al^{3+} dari $0,1 \text{ mol m}^{-3}$ (2,7 ppm) pada pH 4 meningkat menjadi 58 mol m^{-3} (1.500 ppm) pada pH 1,8.

Tanah sulfat masam yang digenangi (*anaerob*) dapat menyebabkan berkurangnya kemasaman tanah yang timbul akibat proses oksidasi, tetapi bila kondisi reduksi ini terjadi secara berlebihan akan muncul permasalahan baru, yaitu terbentuknya besi ferro (Fe^{2+}), asam belerang (H_2S), karbon dioksida (CO_2) dan asam-asam organik (Vadari *et al.* 1992; Sudhalakshmi *et al.* 2007). Proses reduksi yang terjadi pada tanah sulfat masam juga dapat meningkatkan pH di larutan tanah dan mengurangi kelarutan Al^{3+} dalam larutan tanah. Menurut Dent (1986) proses reduksi pada tanah sulfat masam akan menghasilkan $\text{Fe}^{2+}_{(\text{aq})}$ dan $\text{H}_2\text{S}_{(\text{aq,g})}$. Reduksi besi (Fe III menjadi Fe II) terjadi pada pH 7 dan Eh -180 mv, dan reduksi sulfat $\text{SO}_4^{2-}_{(\text{aq})}$ menjadi $\text{H}_2\text{S}_{(\text{aq,g})}$ terjadi pada pH 7 dan Eh -220 mv. Pirit adalah bentuk umum dan sangat stabil merupakan produk akhir dari reduksi sulfat. Sedangkan oksidasi pirit akan menghasilkan $\text{Fe}(\text{OH})_3_{(\text{s})}$, $\text{SO}_4^{2-}_{(\text{aq})}$, dan $\text{H}^+_{(\text{aq})}$. Van Mensvoort dan Dent (1998) mengemukakan bahwa oksidasi pirit secara kimia akan berlangsung lambat, tetapi reaksi yang dimediasi oleh bakteri pengoksidasi besi, khususnya *Thiobacillus ferrooxidans* menjadikan kondisi optimum untuk oksidasi sulfida dengan konsentrasi oksigen > 0,01 fraksi mol (1%), temperatur 5-55 °C (optimal 30 °C), dan pH 1,5-5 (optimal 3,2).

III. RESPONS TANAMAN PADI TERHADAP KEMASAMAN TANAH

Ada beberapa permasalahan yang ditemui di lahan pasang surut sulfat masam dari segi kesuburan tanah yang mengakibatkan produktivitas padi menjadi rendah, yaitu (1) rendahnya pH tanah ($\text{pH} < 4$) yang disebabkan asam sulfat yang merupakan hasil oksidasi pirit, (2) tingginya unsur toksik seperti Al, Fe, dan Mn karena rendahnya pH tanah mengakibatkan pelepasan unsur toksik seperti Al^{3+} dan Fe^{2+} dalam larutan tanah tinggi, (3) rendahnya P tersedia karena terikat oleh unsur toksik dalam bentuk FePO_4^{2-} dan AlPO_4^{2-} serta (4) genangan air yang tidak dapat dikendalikan karena dipengaruhi oleh pasang surut air laut, dan (5) kekeringan akibat

drainase yang berlebihan (National Working Party on Acid Sulfate Soils 2000; Purnomo *et al.* 2005; Maneewan dan Sa-Nguansubpayakorn 2007). Hal ini sejalan dengan hasil penelitian Shamsuddin *et al.* (2004) and Elisa *et al.* (2011) terhadap tanah di Malaysia bahwa oksidasi pirit mengakibatkan penurunan pH hingga < 3.5 , sehingga konsentrasi Al^{3+} dan Fe^{2+} dalam larutan tanah meningkat dan memengaruhi pertumbuhan padi. Menurut Kochian *et al.* (2004), tanah di lahan pasang surut sulfat masam tergolong masam sampai luar biasa masam yang berkisar pada pH 4 (*Sulfaquents*) dan pH < 3.5 (*Sulfaquepts*), hanya sedikit tanaman yang dapat beradaptasi dengan kondisi kemasaman tersebut. Lebih lanjut Notohadiprawiro (2000) mengatakan bahwa tingginya kemasaman pada tanah di lahan pasang surut mengimbas terhadap peningkatan kelarutan unsur-unsur meracun, seperti Al, Fe dan Mn yang diiringi dengan kahat hara makro (P, Ca, Mg, K) dan hara mikro (Cu dan Zn).

Kemasaman tanah merupakan kendala paling *inherence* dalam pengembangan lahan sulfat masam untuk pertanian. Kemasaman tanah di lahan sulfat masam ini dipengaruhi oleh keberadaan pirit, bahan organik dan tingkat oksidasi. Lahan rawa pasang surut sulfat masam dengan pH tanah rendah dapat menyebabkan kelarutan Al, Fe, Mn tinggi dan terjadinya kahat hara. Kondisi ini dapat menyebabkan proses metabolisme tanaman menjadi terganggu. Aluminium yang terdapat di dalam larutan tanah dapat ditemui dalam bentuk yang berbeda-beda tergantung pada nilai pH tanah. Nilai pH 4,0 dalam bentuk $Al(H_2O)_6^{3+}$, pH 4,5-5,0 dalam bentuk $Al(OH)^{2+}$, pH 5,5-6,0 dalam bentuk $Al(OH)_2^+$ dan pH $> 6,0$ dalam bentuk $Al(OH)_4^-$ (Samac dan Tesfaye 2003). Bentuk Al yang diserap oleh akar tanaman dan yang dapat meracuni berbeda pada setiap jenis tanaman maupun pada bagian tanaman. Bagian tanaman yang pertama kali berinteraksi dengan tanah adalah akar dan bagian ini merupakan yang sensitif terhadap keracunan Al (Shamshuddin *et al.* 2013).

Tingginya konsentrasi Al dalam larutan tanah dapat menimbulkan efek yang merugikan bagi pertumbuhan tanaman baik secara langsung maupun tidak langsung. Keracunan Al dapat menurunkan dan merusak sistem perakaran sehingga menyebabkan tanaman rentan terhadap cekaman kekeringan dan mengalami defisiensi hara (Kochian *et al.* 2004). Gejala awal yang terlihat pada tanaman adalah sistem perakaran tidak berkembang akibatnya pemanjangan sel akar menjadi terganggu (Roslim 2011). Tanaman yang mengalami cekaman Al, kerusakan terjadi pada

akar seperti menebal, menggulung dan pendek. Jika tanaman mengalami cekaman Al lebih lama dapat menghambat pembelahan sel (Matsumoto 2000). Menurut Trikoesoemaningtyas (2002) kerusakan akar berkorelasi dengan akumulasi Al di ujung akar terutama pada daerah 0-5mm dari ujung akar. Miftahudin *et al.* (2007) menyatakan bahwa daerah kerusakan pada akar tanaman yang ditimbulkan oleh Al berada sekitar 1 mm dari ujung akar. Lebih lanjut Ryan dan Delhaize (2010), menyatakan bahwa Al dapat merusak akar pada saat masih berada pada dinding sel tanpa harus masuk ke dalam sel.

Pada kondisi reduksi, pH tanah sulfat masam meningkatkan dan mengurangi kelarutan Al, namun kondisi ini dapat meningkatkan kelarutan Fe^{2+} , H_2S , CO_2 dan asam organik yang bersifat racun bagi tanaman (Vadari *et al.* 1992; Ryan dan Delhaize 2010). Salah satu permasalahan yang muncul dari kondisi ini adalah tingginya konsentrasi ion Fe^{2+} di dalam larutan tanah. Konsentrasi ion Fe^{2+} di dalam tanah yang menyebabkan keracunan bagi tanaman khususnya tanaman padi bervariasi dari 100 ppm dengan pH 3,7 hingga 300 ppm pada pH 5,0 (Sahrawat 2004). Sedangkan konsentrasi Fe^{2+} yang terdapat di dalam jaringan tanaman yang dapat meracuni tanaman antara 300-500 ppm (Sahrawat 2004) dan 500-2000 ppm (Nozoe *et al.* 2008).

Besi (Fe) dalam tanah sulfat masam yang sering menimbulkan masalah dalam bentuk *ferro* (Fe^{2+}) yang menyebabkan keracunan bagi tanaman, khususnya dalam kondisi tergenang. Kadar Fe^{2+} pada tanah sulfat masam salin di Filipina yang digenangi selama dua minggu meningkat mencapai 90 mol.m^{-3} dari umumnya antara $9-18 \text{ mol.m}^{-3}$, tetapi kadar Fe^{2+} cenderung menurun pada penggenangan lebih dari dua minggu. Pada tanah sulfat masam "tua" sebagian besi berubah bentuk menjadi mudah teroksidasi menjadi besi *ferri* (Fe^{3+}) yang menimbulkan kerak karatan pada permukaan tanah. Besi *ferro* (Fe^{2+}) dapat meracuni tanaman, khususnya dalam kondisi tergenang. Padi yang tergolong tahan besi tinggi sekalipun, sebagian mengalami keracunan pada kadar besi 9 mol m^{-3} (Ponnamperuma 1966).

Keracunan Fe menyebabkan terjadinya perubahan fisiologis pada tanaman padi. Hasil penelitian di lahan pasang surut sulfat masam di KP. Belandean menunjukkan genotipe padi mempunyai respons yang berbeda terhadap keracunan Fe yang ditunjukkan oleh hasil yang berbeda pula, yaitu berkisar antara 2,24-5,09 t/ha dan skoring keracunan besi berkisar antara 1,3-6,3. Nilai skoring Fe menunjukkan seberapa berat tanaman padi

mengalami keracunan, semakin tinggi nilai skoring semakin berat tanaman keracunan Fe dan semakin rendah nilai skoring semakin ringan keracunan. Pada nilai sekoring 5 menunjukkan tanaman peka terhadap keracunan besi, sedangkan pada nilai 3 menunjukkan tanaman toleran terhadap keracunan besi. Padi yang toleran terhadap keracunan menunjukkan hasil gabah yang lebih tinggi dibandingkan padi yang kurang toleran atau tidak toleran (Noor dan Khairuddin 2013).

Hasil gabah kering dari varietas padi yang diuji di lahan rawa pasang surut sulfat masam di Puntik dalam menunjukkan varietas Indragiri memberikan hasil tertinggi (4,56 t/ha), kemudian diikuti oleh varietas Tenggulang (4,11 t/ha), Ciherang (3,75 t/ha), Lambur (3,65 t/ha), Banyu Asin (3,61 t/ha), Margasari (3,34 t/ha) dan terendah Bondoyudo 3,23 t/ha. Gejala keracunan besi yang diamati pada saat akhir vegetatif menunjukkan varietas Margasari, Indragiri, Tenggulang, Lambur dan Banyu Asin tergolong toleran dengan skoring berkisar antara 1-3, sedangkan Ciherang, Bondoyudo, dan IR-64 tergolong agak toleran dengan skoring berkisar antara 3-5 (Tabel 25).

Tabel 25. Hasil gabah kering giling beberapa varietas padi yang diuji di lahan rawa pasang surut sulfat masam, desa puntik dalam, Kalimantan Selatan pada mk 2006

Varietas	Hasil Gabah t/ha GKG	Skoring Fe
Indragiri	4,56	2,0
Tenggulang	4,11	2,3
Ciherang	3,75	4,0
Lambur	3,65	2,3
Bondoyudo	3,23	4,0
IR-64	3,34	1,3
Margasari	3,24	5,0

Sumber: Noor et al. (2007)

Menghadapi cekaman kelarutan Al yang tinggi di dalam larutan tanah, tanaman mempunyai strategi untuk dapat bertahan hidup. Strategi tersebut antara lain: (1) akar tidak menyerap Al sehingga Al tidak terakumulasi ditajuk (*avoidance*). Mekanisme ini terjadi bila tanaman mengeksudasi senyawa asam organik dari akar. Senyawa asam organik yang dieksudasi dapat meningkatkan pH rhizosfer sehingga Al berada dalam bentuk tidak

larut dan tidak toksik bagi tanaman. Selain itu, asam organik tersebut dapat mengkhelat Al sehingga Al tidak diserap tanaman; (2) akar tanaman menahan dan mengakumulasi Al di akar, terutama di jaringan epidermis akar; dan (3) tanaman mengakumulasi Al di dalam tajuk (Ryan dan Delhaize 2010).

Mekanisme internal detoksifikasi Al di dalam sitoplasma lebih kepada pembentukan asam organik dan pembentukan kompleks Al, sehingga Al tidak bersifat racun di dalam sel tanaman. Pengaktifan enzim tertentu juga dapat menghasilkan asam organik yang dapat mengkelat Al supaya tidak toksik bagi tanaman, misalnya pembentukan ikatan kompleks Al-COOH (Carboxylate-Al) sehingga Al menjadi tidak meracuni tanaman (Dang *et al.* 2015). Aluminium yang berada di dalam tonoplas akan didetoksifikasi oleh asam organik dan membentuk senyawa kompleks Al disebut dengan internal detoksifikasi. Detoksifikasi Al internal melalui pembentukan senyawa kompleks Al dengan asam organik merupakan cara tanaman mentolerir Al yang masuk ke jaringan tanaman (Ryan dan Delhaize 2010).

Pengaruh konsentrasi Al dalam larutan hara terhadap panjang akar relatif (RRE) dapat dilakukan untuk mengetahui tingkat toleransi tanaman terhadap Al (Roslim *et al.* 2008). Pada penelitian ini yang dilakukan adalah hanya melihat persentase akar yang tertekan akibat adanya cekaman Al dengan menghitung selisih perbedaan akar tanpa cekaman Al dan yang diberi cekaman Al (Tabel 26).

Tabel 26. Pengaruh perbedaan konsentrasi al terhadap rata-rata panjang akar dan persentase penurunan akar

Konsentrasi Al (ppm)	Rata-rata Panjang Akar (cm)	Rata-rata Persentase Penurunan Akar (%)
0	26,28	0
120	17,31	65,21
240	17,04	65,22
360	17,35	66,56

Sumber: Harahap (2014)

Tanaman padi mampu mengembangkan mekanisme penghindaran dan toleransi baik secara morfologis maupun fisiologis untuk bertahan hidup pada kondisi tanah dengan kelarutan besi yang tinggi. Hal ini umum dilakukan oleh varietas padi yang toleran terhadap cekaman besi

(Gunawardena *et al.* 1982). Tiap varietas tanaman mempunyai perbedaan terhadap distribusi Fe pada tiap bagian tanaman (akar, batang, dan daun). Hal ini menunjukkan adanya perbedaan mekanisme yang lebih spesifik pada masing-masing varietas secara fisiologi. Pada varietas padi yang toleran terhadap besi lebih banyak menimbun Fe di batang dan lebih sedikit di daun dibandingkan dengan varietas yang peka. Varietas yang peka tidak mempunyai mekanisme penghambat (*barrier*) terhadap ion Fe^{2+} di antara bagian tanaman yang berbeda dan kandungan Fe tinggi dalam semua bagian tanaman, karena varietas yang sensitif tidak mempunyai selektivitas pada bagian tanamannya (Audebert 2006). Besi ferro (Fe^{2+}) bersifat immobil dalam tanaman, yaitu hara yang keberadaannya tidak bisa dipindahkan dengan cara dirombak kembali dari satu jaringan ke jaringan lain khususnya dari jaringan tua ke jaringan muda. Hal ini yang menyebabkan gejala defisiensi Fe^{2+} terlihat pada daun muda (Aung 2006).

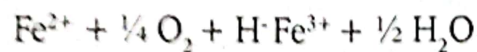
IV. PERAN MIKROBA PENGOKSIDASI BESI DAN PIRIT DI LAHAN SULFAT MASAM

Mikroba yang berperan dalam oksidasi besi dan pirit di lahan sulfat masam adalah genus *Thiobacillus*. Bakteri ini menggunakan beberapa bentuk sulfur sebagai energi dan mereduksi CO_2 dari sumber karbon sehingga dikenal bersifat *chemoautotrophic*, yaitu bakteri yang kegiatan atau pengambilan energinya berasal secara kimiawi dalam proses reaksi-reaksi kimiawi. Mikro-organisme lainnya yang juga termasuk dalam pengoksidasi belerang sejenis jamur, yaitu *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Thioploca*, dan jamur golongan rendah (*Actinomycetes*), seperti *Aspergillus*, *Penicillium*, dan *Microsporeum*. *Thiobacillus* yang berada di lahan sulfat masam, terdiri atas, tiga jenis, yaitu (1) *Thiobacillus ferrooxidans* yang mengoksidasi Fe (II) dan pirit (FeS_2), (2) *Thiobacillus acidophilus*, berperan mengoksidasi pirit hanya pada keadaan tertentu, dan (3) *Thiobacillus thiooxidans* yang hanya mengoksidasi sulfur dan pirit, dan *T. ferrooxidans* secara cepat menghasilkan Fe^{3+} dari Fe^{2+} dalam suasana masam, Fe^{3+} kemudian langsung mengoksidasi pirit yang disebut dengan "kontak tidak langsung". Laju oksidasi pirit dan sulfur dalam proses kontak tidak langsung ini berlangsung lebih cepat daripada oksidasi Fe^{2+} , yang ke semua proses ini menghadirkan *T. ferrooxidans*. Bakteri ini dapat melakukan peran kegiatannya pada penurunan pH sampai antara

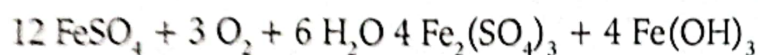
4-4,5. Bakteri ini bersifat obligat autotroph yang berkembang optimal pada pH 2-3,5 (Arkesteyn 1980; Stevenson 1984).

Secara biologi, bakteri *Thiobacillus ferrooxidans* dan *Thiobacillus thiooxidans* sangat berperan dalam proses oksidasi. *Thiobacillus ferrooxidans* memiliki kemampuan untuk mengoksidasi besi dan sulfur, sedangkan *Thiobacillus thiooxidans* tidak mampu mengoksidasi sulfur dengan sendirinya, namun tumbuh pada sulfur yang dilepaskan setelah besi teroksidasi. Aktivitas bakteri ini dapat meningkatkan proses oksidasi 500.000 sampai 1.000.000 kali lipat jika dibandingkan dengan reaksi yang terjadi secara geokimia (Evangelou dan Chang 1995).

Reaksi kimia berikut menggambarkan proses oksidasi Fe^{2+} atau FeSO_4 oleh *T. ferrooxidans*:

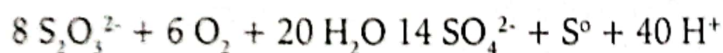


T. ferrooxidans



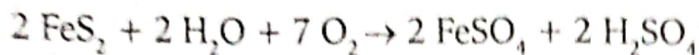
T. ferrooxidans

Thiobacillus lainnya dan juga *Sulfolobus acidocaldarius* bakteri pengoksidasi besi dan sulfur ini bersifat thermophilic (dipengaruhi oleh suhu) berperan juga dalam mereduksi Fe^{3+} selama berlangsung oksidasi sulfur secara aerob. Pertumbuhan bakteri *T. neapolitanus* yang ditemukan di lahan rawa pasang surut mencapai optimal berada pada pH antara 5-6. Persamaan reaksi kimia berikut menunjukkan setiap 8 mol thiosulfat dengan mengikat 6 mol oksigen akan menghasilkan 14 mol sulfat dan 40 mol H^+ . Dari persamaan ini tergambar setiap mol thiosulfat melepaskan 5 mol H^+ . Diperkirakan kesetimbangan reaksi pada medium dicapai pada pH 3.

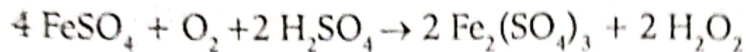


Thiobacillus acidophilus dikenal bersifat acidophilic, yaitu bakteri yang tumbuh berkembang dalam kondisi sekitar pH 2-3, meskipun juga mampu hidup pada pH 6-7. Bakteri ini bersifat fakultatif autotroph, yaitu tumbuh berkembang pada substrat anorganik atau organik. Bakteri ini tidak dapat mengoksidasi pirit jika tidak berada dalam kultur medium biakan campuran. *Thiobacillus thiooxidans* bersifat obligat autotroph tumbuh berkembang pada pH 5,5, tetapi juga mampu berkembang pada pH 2-3,5.

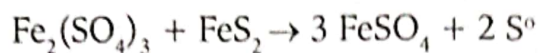
T. thiooxidans dalam oksidasi sulfur atau pirit secara biologis berperan bersamaan dengan oksidasi secara kimiawi:



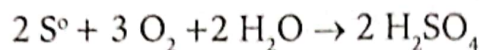
kimiawi



T. thiooxidans



kimiawi



T. Thiooxidans

V. TEKNOLOGI BIOLEACHING UNTUK MENGURANGI KEMASAMAN TANAH

Dalam proses penanganan pirit secara mikrobiologi menggunakan bakteri *Thiobacillus ferrooxidans* dan *Thiobacillus thiooxidans*. Penggunaan kombinasi kedua bakteri ini ditujukan untuk lebih mengoptimalkan desulfurisasi. *Thiobacillus ferrooxidans* memiliki kemampuan untuk mengoksidasi besi dan sulfur, sedangkan *Thiobacillus thiooxidans* tidak mampu mengoksidasi sulfur dengan sendirinya, namun tumbuh pada sulfur yang dilepaskan setelah besi teroksidasi. (Evangelou dan Chang 1995).

Dalam beberapa tahun belakangan ini, pencucian dengan mikrob (*microbial leaching*) mendapat perhatian yang sangat besar dari beberapa negara karena teknologi ini terbukti mempunyai potensi untuk menyelesaikan masalah dalam pengolahan mineral berkadar logam rendah maupun tinggi. Beberapa keuntungan lain yang dapat diperoleh dengan melakukan proses *bioleaching* adalah biaya operasi relatif cukup rendah, aman terhadap lingkungan (Haris *et al.* 1994). Mikroorganisme yang mempunyai potensi untuk dikembangkan dan memegang peranan penting dalam proses-proses *bioleaching* adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, dan dari genus *Sulfolobus*, yaitu *S. acidocaldarius* (Handayani 1997; Woods dan Rawlings 1989).

5.1. Prosedur Pelaksanaan

Lahan dibersihkan dari gulma dan sisa-sisa perakaran tanaman yang masih ada di lahan. Kemudian tanah dicangkul/rotari dan bongkahan tanah di pecah-pecah hingga dapat memberi kondisi yang baik untuk memungkinkan akar tanaman dapat tumbuh dan berkembang dengan optimum. Pengolahan tanah dilakukan dengan menggunakan cangkul atau traktor sedalam 30-35 cm. Formula mikroba (*Thiobacillus ferrooxidans* dan *Thiobacillus thiooxidans*) dilarutkan dengan air dengan dosis 20 kg/ha. Kemudian formula tersebut diinokulasikan dengan cara menyiramkannya merata ke lahan yang sudah diolah tersebut.

Pencucian dilakukan 15 hari setelah aplikasi formula mikroba dan diulang sebanyak 8 kali dengan selang pencucian 6 hari. Pencucian menggunakan air di sekitar saluran tersier yang dipompa menggunakan mesin penyedot (genset) dan dialirkan ke petakan sampai menggenang sekitar 1-2 cm. Kemudian air tersebut dikeluarkan lagi untuk mencuci unsur beracun yang terkandung pada lahan sulfat masam. Setelah itu lahan siap ditanami padi.

5.2. Efektivitas Teknologi Bioleaching

Aplikasi formula mikroba yang diikuti dengan pencucian dapat menurunkan kadar S-pirit, sulfat, dan besi (Tabel 27 dan 28) serta meningkatkan pH dan kandungan hara tanah (Tabel 29). Tabel 27 menunjukkan bahwa inokulasi bakteri dan pencucian telah menurunkan kadar S-pirit, sulfat, dan besi dibandingkan kontrol. Inokulasi bakteri yang diikuti dengan pencucian juga dapat menurunkan kadar S-pirit, sulfat, dan besi. Pencucian dengan selang sehari dan 3 hari memperlihatkan penurunan yang nyata. Hasil percobaan ini menjadi harapan sebagai cara perbaikan sifat kimia tanah pada lahan sulfat masam yang piritnya teroksidasi (Mukhlis 2012). Ragusa dan Madgwick (1990) menyimpulkan bahwa mikroorganisme berhasil melarutkan logam-logam berat dan sulfida secara langsung melalui ketergantungan pada metabolisme atau secara tidak langsung dengan produk produk dari metabolismenya. Dalam setiap sistem pelarutan logam di mana terdapat besi, suatu kombinasi dari serangan secara langsung dan tak langsung (cara kimia tidak menggunakan enzim) terhadap sulfida dapat terjadi. Pada pelarutan secara tak langsung hampir selalu melibatkan Fe^{3+} yang merupakan pengoksidasi yang kuat

yang mampu mengoksidasi mineral bijih sulfida (Fowler dan Crundwell 1998). Ragusa dan Madgwick (1990) melaporkan bahwa oksidasi Fe^{2+} menjadi Fe^{3+} secara abiotik berlangsung amat lambat, sedangkan bakteri pengoksidasi besi dapat mengkatalis reaksinya dengan suatu faktor dari 10^5 sampai 10^6 . Pada pelarutan secara langsung, Fe^{3+} tidak dilibatkan. Lebih lanjut Fowler dan Crundwell (1998) mengatakan bahwa bila logam sulfida bereaksi dengan asam maka akan membentuk hidrogen sulfida, di mana bakteri kemudian akan mengoksidasinya lebih lanjut menjadi sulfat.

Pada Tabel 27 diketahui bahwa inokulasi bakteri dan pencucian dapat meningkatkan pH dan kandungan hara tanah. Perbedaan isolat tidak menunjukkan pengaruh nyata terhadap pH dan kandungan hara tanah. Hasil ini sesuai dengan hasil pengujian biooksidasi bakteri tersebut di mana keempat isolat yang digunakan merupakan isolat yang unggul dalam aktivitas oksidasi besi dan sulfur.

Tabel 27. Efektivitas beberapa isolate *t. Ferrooxidans* dalam mengoksidasi besi ferro dan sulfur

No.	Isolat	Konsentrasi besi ferro (ppm) pada hari ke			pH	Sulfat (ppm)
		2	4	6		
1	Bld 1	1170	732	262	3.2	4012
2	Bld 2	1210	640	270	3.5	3099
3	Trg 1	1088	575	190	3.1	3812
4	Trg 2	1120	632	210	3.2	4079
5	Trg 3	1421	1432	373	3.4	3851
6	Brb 1	1211	570	280	3.6	3809
7	Brb 2	1096	460	158	3.4	4255
8	Blg 1	1243	853	143	3.5	3787
9	Blg 2	1054	764	204	3.2	4211
10	Jmb 1	1076	421	262	3.4	4053
11	Kontrol	1726	1721	1743	5,2	1254

Sumber: Mukhlis (2012)

Tabel 28. Pengaruh beberapa isolat *t. Ferrooxidans* dan waktu pencucian terhadap kadar s-pirit, besi dan sulfat pada 4 minggu setelah inokulasi

Perlakuan	Kadar S-pirit (%)	Kadar Sulfat (ppm)	Kadar Besi (ppm)
Isolat:			
Bld 1	1,89 a	266,35 b	957,34 a
Trg 2	1,97 a	293,69 c	986,73 a
Brb 2	1,82 a	293,21 c	963,82 a
Blg 2	1,92 a	275,31 b	972,34 a
Kontrol	2,23 b	138,67 a	368,95 b
LSD _{0,05}	10,2	12,5	21,3
Waktu pencucian:			
Setiap hari	1,50 a	234,99 b	563,38 a
Selang 3 hari	1,88 ab	238,90 a	569,06 a
Selang 6 hari	2,01 b	265,27 a	670,36 b
Tanpa pencucian	2,41 c	288,29 a	768,43 c
LSD _{0,05}	21,2	14,05	4,43

Ket: Angka pada satu kolom diikuti huruf yang sama berarti tidak berbeda nyata pada taraf uji 5%.

Sumber: Mukhlis (2012)

Tabel 29. Pengaruh beberapa isolat *t. Ferrooxidans* dan waktu pencucian terhadap sifat kimia tanah setelah panen

Perlakuan	pH	N tot %	P Bray I ppm P ₂ O ₅	Ca-dd Cmol(+)/kg	Mg-dd Cmol(+)/kg	K-dd Cmol(+)/kg	Fe ppm	SO4 ppm
Isolat :								
Bld 1	4,3 b	0,31 b	16,51 b	14,30 a	2,34 a	0,32 a	455,23 a	221,90 a
Trg 2	4,2 b	0,29 b	16,24 b	14,21 a	2,54 a	0,29 a	467,87 a	218,76 a
Brb 2	4,2 b	0,31 b	16,76 b	14,54 a	2,13 a	0,31 a	458,90 a	220,78 a
Blg 2	4,1	0,30 b	16,54 b	14,76 a	2,05 a	0,30 a	461,43 a	220,43 a
Kontrol	ab	0,24 a	12,89 a	14,01 a	2,01 a	0,29 a	601,23 b	256,56 b
LSD _{0,05}	3,9 a 10,2	12,5	21,3	17,4	19,76	23,56	13,45	18,08
Waktu pencucian:								
Setiap hari	4,5 b	0,34 b	18,97 b	14,89 b	2,65 a	0,34 a	457,09 a	228,89 a
Selang 3 hari	4,5 b	0,34 b	18,21 b	14,80 b	2,65 a	0,33 a	453,67 a	228,13 a
Selang 6 hari	4,1 a	0,28 b	17,34 ab	13,86 a	2,61 a	0,33 a	497,00 b	242,06 b
Tanpa cuci	4,0 a	0,21 a	16,54 a	13,45 a	2,60 a	0,30 a	521,32 c	247,45 b
LSD _{0,05}	21,2	14,05	14,43	14,98	20,54	18,79	14,54	17,32

Ket: Angka pada satu kolom diikuti huruf yang sama berarti tidak berbeda nyata pada taraf uji 5%.

Sumber: Mukhlis (2012)

Tabel 30. Pengaruh beberapa isolat *t. Ferrooxidans* dan waktu pencucian terhadap pertumbuhan dan hasil padi

Perlakuan	Tinggi tanaman (cm)		Jumlah anakan		Hasil (g/tan)
	Vegetatif	Generatif	Vegetatif	Generatif	
Isolat:					
Bld 1	71,56 a	94,38 b	15 a	19 b	235 c
Trg 2	70,05 a	95,00 b	15 a	18 b	233 c
Brb 2	68,06 a	94,78 b	15 a	17 ab	220 b
Blg 2	67,45 a	86,15 a	14 a	16 a	210 a
Kontrol	63,56 a	80,78 a	14 a	15 a	206 a
LSD _{0,05}	16,09	14,76	12,34	15,21	17,60
Waktu					
pencucian	85,65 b	102,8 c	18 b	19 b	250 c
Setiap hari	82,53 b	97,91 b	17 b	18 b	244 c
Selang 3 hari	77,68 a	96,00 b	15 a	15 a	217 b
Selang 6 hari	73,42 a	91,48 a	14 a	14 a	200 a
Tanpa cuci	13,14	12,67	15,23	12,78	13,65
LSD _{0,05}					

Ket: Angka pada satu kolom diikuti huruf yang sama berarti tidak berbeda nyata pada taraf uji 5%.

Sumber: Mukhlis (2012)

Tanaman padi yang ditumbuhkan pada tanah yang diinokulasi dengan bakteri pengoksidasi besi dan dicuci selang sehari atau 3 hari mempunyai tinggi tanaman dan jumlah anakan lebih banyak dan berbeda nyata dibanding tanpa inokulasi dan dicuci selang 6 hari atau tanpa pencucian (Tabel 8). Jumlah anakan yang lebih banyak menghasilkan anakan produktif lebih banyak dan produksi yang lebih tinggi pula. Bakteri *T. ferrooxidans* isolat Bld 1 dan Trg 2 memberikan hasil yang tertinggi yaitu masing-masing sebesar 235 dan 233 g/tanaman, sedangkan pada kontrol hanya memberikan hasil 206 g/tanaman. Perlakuan pencucian dengan selang sehari dan selang 3 hari memberikan hasil masing-masing sebesar 250 dan 244 g/tanaman dan lebih tinggi dari pencucian selang 6 hari dan tanpa pencucian.

VI. PENUTUP

Potensi dan peluang peningkatan produksi pangan nasional melalui pemanfaatan dan optimalisasi pengelolaan lahan pasang surut sulfat masam sangat besar dan prospektif. Namun lahan ini mempunyai tingkat kesesuaian lahan marginal atau bersyarat (S2 dan S3), karena salah satu faktor pembatasnya berupa lapisan pirit. Di samping tanah yang masam sampai sangat masam, rendahnya ketersediaan hara dan keracunan besi adalah sebagian kendala sifat tanah yang sering menghambat pertumbuhan tanaman di lahan sulfat masam. Namun demikian, dengan inovasi teknologi pengelolaan lahan yang baik, produktivitasnya dapat ditingkatkan.

Banyak penelitian yang telah dilaksanakan dalam upaya meningkatkan kualitas tanah sulfat masam agar dapat dimanfaatkan seoptimal mungkin. Pengelolaan lahan merupakan salah satu faktor terpenting dalam mencapai hasil yang optimal dan berkelanjutan. Oleh karena itu, pengelolaan lahan (tanah) harus diupayakan tanpa menyebabkan kerusakan terhadap lingkungan maupun menurunkan kualitas sumber daya lahan, dan sebaiknya diarahkan pada perbaikan struktur tanah, sifat kimia, dan aktivitas biologi tanah yang optimum bagi tanaman.

Pencucian dengan mikrob (*bioleaching*) merupakan salah satu cara untuk mengurangi kemasaman tanah di lahan pasang surut sulfat masam. Teknologi ini terbukti mempunyai potensi untuk menyelesaikan masalah dalam pengolahan mineral berkadar logam rendah maupun tinggi. Mikroorganisme yang mempunyai potensi untuk dikembangkan dan memegang peranan penting dalam proses-proses *bioleaching* adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, dan dai genus *Sulfolobus*, yaitu *S. acidocaldarius*.

DAFTAR PUSTAKA

- Anwar, K. 2006. Peningkatan kualitas tanah sawah dan air buangan di saluran drainase pada tanah sulfat masam. *Disertasi*. Institut Pertanian Bogor.
- Arkesteyn GJMW. 1980. Contribution of microorganisms to the oxidation of pyrite. WAU disertation no. 791. <http://edepot.wur.nl/202111> [29 April 2019].

- Audebert, A. 2006. Iron partitioning as a mechanism for iron toxicity tolerance in lowland rice. p. 136-158. In: Audebert, A., L.T. Narteh, D. Millar and B. Beks (Eds.). *Iron Toxicity in Rice-Based System in West Africa*. Africa Rice Center (WARDA).
- Aung, T. 2006. Physiological Mechanisms of Iron Toxicity Tolerance in Lowland Rice. *Thesis*. Fac. of Agriculture Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- Bloomfield, C and J.K. Coulter. 1973. Genesis and management of acid sulfate soils. In : N.C. Brady (ed.) *Adv. Agron* 25: 265-324. ACAD Press Inc.
- Breemen, N. V. 1976. Genesis and solution chemistry of acid sulphate soils in Thailand. Ph.D. Thesis. Centre Agric. Publ. Duc. Wageningen.
- Cho, K. M., Ranamukhaarachchi, and M. A. Zebisch. 2002. Cropping System on Acid Sulphate Soil in the Central Plains of Thailand: Constraints and Remedies. In: *Acid Sulphate Soil Management in Tropical Environment*. 17th WCSS. Thailand. August 2002. Paper No 812:1-10.
- Dang, T., L. M. Mosley, R. Fitzpatrick, and P. Marschner. 2015. Organic Materials Differ in Ability to Remove Protons, Iron and Aluminium from Acid Sulfate Soil Drainage Water. *Water, Air and Soil Pollution*.
- Dent, D. L. 1986. *Acid Sulphate Soils. A Baseline for Research and Development*. ILRI. Wageningen. Publ. No. 39. The Netherlands.
- Elisa M. D'Angelo and K.R. Reddy. 2011. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 815-830.
- Enio, M. S. K., J. Shamshuddin, C. I. Fauziah, and M. H. A. Husni. 2011. Pyritization of the coastal sediments in the Kelantan Plains in the Malay Peninsula during the Holocene. *Amer J Agric Bio Sci*. 6(3): 393-402.
- Evangelou, V.P. dan Y.L. Zhang. 1995. A Review: Pyrite Oxidation Mechanisms and Acid Mine Drainage Prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25(2):141-199.
- Fageria, N. K., A. B. Santos, M. P. Barbosa Filho and C. M. Guimaraes. 2008. Iron Toxicity in Lowland Rice. *Journal of Plant Nutrition*, 31: 1676-1697.
- Fowler, T.A and F.K. Crundwell. 1998. Leaching of zinc sulfide by *Thiobacillus ferrooxidans*: experiment with a controlled redox

- potential indicate no direct bacterial mechanism. *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (10): 3570 - 3575.
- Gunawardena, I., S. Virmani, and F. J. Sumo. 1982. Breeding rice for tolerance to iron toxicity. *oryza* 19: 5-12.
- Handayani, S. 1997. The immobilization of soluble metals by bacterial walls. *Indon. Min. J.* 3(1): 31-36.
- Harahap, S. M. 2014. Mekanisme adaptasi dan penekanan akumulasi Fe dan Al untuk meningkatkan produktivitas padi di lahan pasang surut. *Disertasi*. Institut Pertanian Bogor.
- Haris, A., B. Ciptodi dan Erskini. 1994. Bioremediation: Kajian aspek teknik, teknologi dan prospek pengembangannya *Majalah BPPT*. LX: 94- 106.
- Iyemuremye, F., R.P. Dick, and J. Baham. 1996. Organic amendments and phosphorus dynamics. I. Phosphorus Chemistry and Sorption. *Soil Sci.* 161:426-442.
- Kochian, LV., OA. Hoekenga, and MA. Pineros. 2004. How do plants tolerate acid soil: Mechanism of aluminium tolerance and phosphorus efficiency. *Annu Rev. Plant Physiol.* 55:459-493.
- Maneewan, N. and C. Sa-Nguansubpayakorn. 2007. Effect of organic and chemical fertilizers on acid sulphate soils management for Patumthani 1 rice production. Proceedings of the 4th INWEPF Steering Meeting and Symposium, July 5-7, Bangkok.
- Matsumoto, H. 2000. Cell biology of aluminium toxicity and tolerance in higher plants. *Int Rev Cytol* 200:1-46.
- Miftahudin. Nurlaela dan Juliarni. 2007. Uptake and distribution of aluminum in root apices of two rice varieties under aluminum stress. *Hayati J. Biosci* 14(3):110-114.
- Mukhlis. 2012. Remediasi lahan rawa pasang surut melalui pemanfaatan mikroba tahan masam dan bahan organik untuk meningkatkan produktivitas lahan. Laporan Hasil Penelitian. Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa.
- National Working Party on Acid Sulphate Soils. 2000. National Strategy for The Management of Coastal Acid Sulphate Soil. NSW Agriculture. Wollongbar Agricultural Institute. Australia.
- Noor, A. dan Khairuddin. 2013. Keracunan besi pada padi: aspek ekologi dan fisiologi-agronomi. Hlm. 305-318. *Dalam*. Yasin, M. et al (Eds.)

- Prossiding Seminar Nasional Inovasi Teknologi Pertanian, Balai Pengkajian Teknologi Pertanian Kalimantan Selatan.
- Notohadikusumo, T. 2000. Benang merah tulisan-tulisan yang pernah disusun. Dalam Buku Panduan Seminar Nasional Pengembangan Ilmu Tanah Bervisi Lingkungan. Jurusan Ilmu Tanah Fakultas Pertanian UGM, Yogyakarta.
- Notohadiprawiro, T. 2000. Tanah dan Lingkungan. Cetakan ke-2. Pusat Studi Sumberdaya Lahan (PPSL) univ. Gadjah Mada. Yogyakarta.
- Nozoe, T., Y. Fukuta, R. Agbisiti, R. Rodriguez, and S. Yanagihara. 2008. Characteristics of iron tolerance rice lines developed at IRRI under field condition. *JARQ*. 42:187-192.
- Nugroho, K. dan D. A. Suriadikarta. 2010. Kapasitas produksi bahan pangan lahan rawa. Hlm. 71-87. Dalam. Sumarno dan Nata Suharta (Eds.) Analisis Sumber Daya Lahan Menuju Ketahanan Pangan Berkelanjutan. Badan Litbang Pertanian, Jakarta.
- Pons, L.J. 1973. Outline of the genesis, characteristic, classification and improvement of acid sulphate soils, p. 1-27. Dalam H. Dost (ed.). *Acis Sulphate Soils. I. Introduction Paper and Bibliography*. Proc. Int. Symp. Publ No. 18. Vol. 1. ILRI. Wageningen. The Netherlands.
- Ponnamperuma, F.N. 1976. Specific soil chemical characteristics for rice production in Asia. IRRI Research Paper Series, No. 2. Int.Rice Res. Ins., Los Banosa, The Philippines.
- Purnomo., A. Mursyid., M. Sarwani., A. Jumberi., Y. Hashidoko., T. Hasegawa., S. Honma., M. Osaki. 2005. Phosphorus Solubilizing Microorganisms in the Rhizosphere of Local Rice Varieties Grown without Fertilizer on Acid Sulphate Soils. *Soil Science & Plant Nutrition*. 51(5): 679-681.
- Priatmadi, B. J. dan A. Haris. 2009. Reaksi Pemasaman Senyawa Pirit pada Tanah Rawa Pasang Surut. *Jurnal Tanah Tropika*. 14:19-24.
- Ritung, S., Wahyunto, K. Nugroho, Sukarman, hikmatullah, Suparto dan C. Tafakresnanto. 2011. Peta Lahan Gambut Indonesia, skala 1:250.000. Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Sumberdaya Lahan Pertanian, kementerian Pertanian.
- Ryan, P. R. and E. Delhaize. 2010. The convergent evolution of aluminium resistance in plants exploits a convenient currency. *Functional Plant Biology*, 37:275-284.

- Ragusa, S. and I. Madgwick. 1990. Acidophilic, iron oxidizing bacteria in mineral leaching. *Aust. J. Biotech.* 4 (2):109-112.
- Roslim, D. I., H. Alex, H. Aswidinor, Miftahudin, dan U. Suharsono. 2008. Karakter root re-growth sebagai parameter toleransi Aluminium pada tanaman padi. *J. Natur Indo* 13:82-88.
- Sahrawat, K. L. 2004. Iron Toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. *J. of Plant Nutrition*. 27:147-1504.
- Samac, D. A. and M. Tesfaye, M. 2003. Plant improvement for tolerance to Al in acid soil a review. *J. Plant Cell Tissue Organ Cult.* 75:189-207.
- Shamshuddin, J., Muhrizal, S., I. Fauziah., E.V Rans, E. 2004. A laboratory study on pyrite oxidation in acid Sulphate soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35 (1 & 2):117-129.
- Shamshuddin, J., Elisa, A. A., Shazana, M. A. R. S and Fauziah, I. C. 2013. Rice defense mechanisms against the presence of excess amount of Al^{3+} and Fe^{2+} in the water. *Australian Journal Crop Science*, 7: 314-320.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture, Washington DC.
- Stevenson, F. J. 1994. Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reaction. John Wiley and Son Inc. New York.
- Subagyo, H. 2006. Klasifikasi dan penyebaran lahan rawa. Hal. 1-22. Dalam Didi A.S, U. Kurnia, Mamat H.S., W. Hartatik, D. Setyorini (Eds.). *Karakteristik dan Pengelolaan Lahan Rawa*. Balai Besar Litbang Sumberdaya Lahan Pertanian. Bogor.
- Sudarmo. 2004. Perubahan Sifat-Sifat Bahan Sulfidik Akibat Pengeringan dan Pencucian serta Pengaruhnya terhadap Kualitas Air Cucian. *Disertasi*. Sekolah Pascasarjana. Institut Pertanian Bogor.
- Sudhalakshmi, C., V. Velu and T. M. Thiyagarajan. 2007. Redox Potential in the Rhizosphere Soil of Rice Hybrid as Mediated by Crop Management options. *Res. J. Agric. Biol. Sci.* 3(4): 299-301.
- Suhartini, T. dan A. K. Makarim. 2009. Teknik seleksi genotip padi toleran keracunan besi. *J. Penelitian Pertanian Tanaman Pangan*. 28:125-130.
- Tinh, T. K. 1999. Reduction chemistry of acid sulphate soils: Reduction rates and influence of rice cropping. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 206, Uppsala, Sweden.

- Trikoesoemaningtyas. 2002. Fisiologi dan pewarisan sifat efisiensi kalium dalam keadaan tercekam aluminium pada padi (*Oryza sativa*. L). Disertasi. Institut Pertanian Bogor. Bogor.
- Vadari, T.H. Suwardjo, K. Subagyo, Sutono, I. Abas, & R.A.L. Kselik. 1992. Peranan pengelolaan air dalam usaha reklamasi tanah sulfat masam potensial di Unit Tatas, Kalimantan Tengah. Pemberitaan Penelitian Tanah dan Pupuk.No. 10. Puslittanak, Bogor.
- Van Breemen, N. 1993. Environmental aspects of acid sulfate soils. p. 391-402. In D.L. Dent and M.E.F.Van Mensvoort (Eds.), Selected Papers of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulfate Soils. ILRI Publ. 53. Wageningen.
- Van Mensvoort, M. E. F. and D. L. Dent. 1998. Acid Sulphate Soil. In. Lal R, WH Blum, C Valentine dan BA Steward (Eds.). Method for Assessment of Soil Degradation. Florida. CRC Prees LLC.
- Widjaya Adhi, I. P. G. 1986. Pengelolaan Lahan Pasang Surut dan Lebak. *Jurnal Litbang Pertanian* 5(1): 19-31.
- Widjaya Adhi, I P.G. 1995. Pengelolaan tanah dan air dalam pengembangan sumberdaya lahan rawa untuk usahatani berkelanjutan dan berwawasan lingkungan. Makalah disampaikan pada Pelatihan Calon Pelatih untuk Pengembangan Pertanian di Daerah Pasang Surut, 26-30 Juni 1995, Karang Agung Ulu, Sumatera Selatan.
- Wood, D. and D.E. Rawlings. 1989. Bacterial Leaching and Biomining. In J. L. Mark (ed). A Revolution in Biotechnology. Cambridge. ISCU. New York.