

# PELINDIAN TANAH SULFAT MASAM DAN PERANAN PURUN TIKUS (*ELEOCHARIS DULCIS*) SERTA BULU BABI (*ELEOCHARIS RETROFLAXA*) UNTUK MEMPERBAIKI KUALITAS AIR LINDIAN

Muhammad Alwi dan Yanti Rina

Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa

Jl. Kebun Karet, Loktabat Utara, Banjarbaru, Kalimantan Selatan

70712, Tlp.085287386319, E-mail: alwi\_62@yahoo.co.id

## RINGKASAN

Pengembangan pertanian di lahan rawa pasang surut semakin penting dan strategis dalam kaitannya dengan perkembangan penduduk, industri, dan berkurangnya lahan subur karena berbagai penggunaan non pertanian. Potensi lahan pasang surut di Indonesia sekitar 8,35 juta hektar, dari luasan tersebut yang berpotensi untuk dijadikan areal pertanian sekitar 7,00 juta hektar, yang sudah direklamasi sampai tahun 2000 baru sekitar 4,18 juta hektar, sisanya masih merupakan lahan yang belum dimanfaatkan. Reklamasi lahan rawa pasang surut untuk dijadikan lahan pertanian dimulai dari pembuatan saluran air dalam skala besar. Keadaan ini menyebabkan terjadinya proses oksidasi dan reduksi pada tanah sulfat masam karena adanya pergantian pasang surut air dan musim. Proses ini akan menghasilkan ion-ion  $Fe^{2+}$  (besi) dan  $SO_4^{2-}$  (sulfat) yang larut bersama dengan air drainase yang pada konsentrasi tinggi dapat mengganggu pertumbuhan dan hasil tanaman. Tanah sulfat masam adalah tanah yang mengandung mineral besi sulfida (bahan sulfidik) atau senyawa-senyawa hasil transformasi mineral sulfida. Tanah ini merupakan endapan marin yang dicirikan oleh kandungan bahan sulfidik, memiliki horison sulfurik, terdapat bercak jarosit dan mengandung bahan penetral berupa karbonat atau basa tukar lainnya. Hasil penelitian menunjukkan bahwa kandungan besi dan sulfur yang cukup tinggi dari beberapa gulma rawa, yaitu purun tikus (*Eleocharis dulcis*), bulu babi (*Eleocharis retroflaxa*), teratai (*Nymphoides indica*), ganggang (*Hydrilla verticillita*), rumput air (*Hydrotrophus echinospermus*), dan benta (*Leersia hexandra Sw.*). Berdasarkan daya adaptasi gulma tersebut di lapang, maka purun tikus dan bulu babi dapat dijadikan sebagai biofilter, karena daya adaptasi dan kemampuannya menyerap  $Fe^{2+}$

dan  $\text{SO}_4^{2-}$  tinggi. Oleh karena itu, pemanfaatan purun tikus dan bulu babi sebagai biofilter dalam menekan kelarutan  $\text{Fe}^{2+}$  dan  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air lindian di lahan rawa pasang surut perlu mendapat perhatian dalam kaitannya dengan perbaikan kualitas air dan lingkungan sekitarnya.

## I. PENDAHULUAN

Reklamasi lahan rawa pasang surut dimulai dengan membangun saluran-saluran drainase berdimensi besar. Sebagai contoh, drainase sistem garpu yang diterapkan di Kalimantan Selatan memiliki panjang saluran primer 1-2 km yang bercabang menjadi dua saluran sekunder dengan panjang 8-12 km. Jarak antara dua saluran sekunder mencapai 3-4 km dan pada setiap saluran sekunder dilengkapi dengan saluran tersier yang berjarak 200-400 m. Kondisi ini membuat proses irigasi dan drainase dari air pasang dan surut berlangsung secara alami. Turun naiknya muka air tanah menyebabkan terjadinya proses oksidasi dan reduksi tanah sulfat masam di lahan rawa pasang surut.

Tanah sulfat masam umumnya terdapat di lahan rawa pasang surut, kondisi ini menyebabkan lahan secara periodik mengalami penggenangan. Beberapa saat setelah penggenangan maka udara yang mengisi pori-pori tanah digantikan oleh air. Reddy and Delaune (2008) menyatakan bahwa pada kondisi anaerob laju difusi oksigen 10.000 kali lebih lambat daripada kondisi aerob. Keadaan ini menyebabkan jumlah oksigen dapat mendekati nol (0) hanya dalam beberapa jam penggenangan. Semakin lama penggenangan maka tanah cenderung semakin tereduksi, sebaliknya jika air surut terjadi pengeringan dan tanah semakin teroksidasi.

Kondisi hidologis lahan atau kelembapan tanah adalah faktor yang paling menentukan nilai redoks potensial tanah. Menurut Mosley *et al.* (2014) perubahan pH air atau tanah sulfat masam ditentukan oleh tingkat redoks potensial tanah. Penggenangan tanah sulfat masam telah dilaporkan oleh banyak peneliti menyebabkan penurunan kondisi Eh tanah. Demikian pula sebaliknya menurunnya permukaan air tanah akibat kekeringan dan musim kemarau dapat menyebabkan peningkatan Eh tanah. Dinamika Eh tanah sulfat masam di lahan rawa pasang surut membentuk suatu pola yang dinamis sesuai kondisi fluktuasi muka air tanah sepanjang tahun.

Oksidasi pirit merupakan penyebab utama munculnya permasalahan di tanah sulfat masam. Menurut Clarkson and Peters (2010) oksidasi

pirit akan menghasilkan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (s),  $\text{SO}_4^{2-}$  (aq), dan  $\text{H}^+$  (aq). Oksidasi pirit secara kimia berlangsung lambat, tetapi reaksi yang dimediasi oleh bakteri pengoksidasi besi, khususnya *Thiobacillus ferrooxidans* menjadikan kondisi optimum untuk oksidasi pirit dengan konsentrasi oksigen 1%, temperatur ( $30^\circ\text{C}$ ), dan pH (3,2). Sedangkan proses reduksi pada tanah sulfat masam akan menghasilkan  $\text{Fe}^{2+}$  (aq) dan  $\text{H}_2\text{S}$  (aq, g). Reduksi besi (Fe III menjadi Fe II) terjadi pada potensial redoks (Eh) -180 mV dan reduksi sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$  (aq) menjadi  $\text{H}_2\text{S}$  (aq, g)) terjadi pada Eh -220 mV. Keberadaan mineral pirit pada kondisi oksidasi kuat (Eh lebih besar dari + 400 mV) dapat menyebabkan tanah menjadi sangat masam (pH <3,7).

Sepanjang saluran tersier di lahan pasang surut umumnya tumbuh gulma purun tikus (*Eleocharis dulcis*), sehingga terkesan saluran tidak terpelihara. Namun, hasil survei yang dilakukan di lahan rawa pasang surut tanah sulfat masam menunjukkan bahwa tumbuhan purun tikus yang tumbuh di saluran tersier berpengaruh terhadap peningkatan kualitas air dan hasil padi di lahan sawah. Hasil penelitian menunjukkan bahwa dari beberapa jenis gulma yang tumbuh dan mampu menyerap besi (Fe) dan sulfur (S) di tanah sulfat masam adalah tumbuhan purun tikus (Balittra 2009). Tumbuhan ini dapat dijadikan sebagai vegetasi indikator di tanah sulfat masam karena mampu tumbuh pada kisaran pH 2,5-3,5 (Noor *et al.* 2008).

Air lindian (drainase) di lahan pasang surut tanah sulfat masam, terutama pada awal musim hujan mengandung ion-ion  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , dan  $\text{Fe}^{2+}$  yang tinggi. Agar tidak terjadi pencemaran lingkungan, maka air drainase tersebut sebaiknya dinetralisir dengan tumbuhan biofilter yang terdiri dari tumbuhan purun tikus dan bulu babi. Hasil penelitian yang dilakukan oleh Anwar (2006) menunjukkan bahwa dari sejumlah gulma rawa, purun tikus dan bulu babi dapat dijadikan sebagai biofilter karena mempunyai daya adaptasi dan kemampuan menyerap ion-ion Fe dan S tinggi, masing-masing: 1.560 ppm Fe; 420 ppm S dan 884 ppm Fe; 340 ppm S.

Tulisan ini memaparkan tentang pelindian yang terjadi pada tanah sulfat masam dan pemanfaatan purun tikus serta bulu babi sebagai biofilter dalam menekan konsentrasi Fe dan S pada air lindian. Melalui perbaikan kualitas air lindian diharapkan terjadi perbaikan terhadap pertumbuhan dan hasil padi serta cemaran lingkungan sekitarnya.

## II. DAMPAK PELINDIAN TANAH SULFAT MASAM

### 2.1. Proses Degradasi Tanah Sulfat Masam

Reklamasi lahan rawa pasang surut di Indonesia telah dimulai sejak tahun 1970, dilaksanakan dengan membangun saluran-saluran drainase berdimensi besar. Sebagai contoh, drainase sistem garpu yang diterapkan di Kalimantan Selatan memiliki panjang saluran primer 1 sampai 2 km yang bercabang menjadi dua saluran sekunder dengan panjang 8 sampai 12 km. Di ujung saluran sekunder dilengkapi kolam berukuran 300 x 300 m, berfungsi sebagai kolam penampung. Jarak antara dua saluran sekunder mencapai 3 sampai 4 km. Setiap saluran sekunder dilengkapi dengan saluran tersier yang berjarak 200-400 m. Hal ini mengakibatkan terjadinya drainase yang berlebih (*over drain*) yang sangat potensial menyebabkan teroksidasinya pirit hingga tanah menjadi masam, bahkan sangat masam. Selain itu, sistem pengolahan tanah di lahan rawa pasang surut tanah sulfat masam juga perlu kehati-hatian, terutama tanah sulfat masam yang lapisan piritnya dangkal. Pengolahan tanah yang terlalu dalam dan intensif dapat menyebabkan tereksposnya pirit ke lapisan permukaan tanah, sehingga terjadi proses oksidasi pirit yang menyebabkan tanah menjadi sangat masam.

Pembukaan lahan rawa pasang surut tanah sulfat masam menggunakan alat berat (*excavator*), pengolahan tanah yang terlalu dalam dan intensif, dan drainase berlebih merupakan penyebab utama turunnya tingkat produktivitas tanah. Menurut Maria *et al.* (2012) proses oksidasi pirit akan menyebabkan: (a) peningkatan nilai potensial redok (Eh) tanah dan kemasaman tanah serta air, (b) kelarutan aluminium ( $Al^{3+}$ ), sulfat ( $SO_4^{2-}$ ), hidrogen ( $H^+$ ), dan besi II ( $Fe^{2+}$ ) meningkat, (c) ketersediaan (fosfor) P menurun akibat terbentuknya aluminium-fosfat yang tidak larut, (d) kadar basa-basa tertukar menurun, (e) terjadi defisiensi hara, dan (f) pencemaran lingkungan pertanian di sekitarnya.

### 2.2. Pengaruh Pelindian pada Tanah Sulfat Masam

Reklamasi tanah sulfat masam yang kurang hati-hati dapat menyebabkan terjadinya drainase berlebih, selanjutnya dapat mengubah bahan sulfidik yang semula reduktif menjadi oksidatif. Andersen *et al.* (2013) menyatakan bahwa jika pirit 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.

Bahan sulfidik tanah sulfat masam yang mengalami oksidasi hingga kondisi Eh + 400 mV akan menyebabkan pirit teroksidasi dan menghasilkan ion-ion Fe (III),  $Al^{3+}$ ,  $H^+$ , dan  $SO_4^{2-}$ . Menurut Sudjianto *et al.* (2011) pada tahap awal, oksigen larut lambat bereaksi dengan pirit menghasilkan empat molekul  $H^+$  untuk setiap molekul pirit yang teroksidasi. Jika pH mengalami penurunan hingga di bawah 4, maka kecepatan oksidasi pirit akan berjalan lebih cepat. Pada reaksi ini setiap molekul pirit yang teroksidasi menghasilkan 16 molekul  $H^+$ . Sulfat yang dihasilkan dari oksidasi pirit sangat sedikit dijerap oleh permukaan koloid tanah, sebagian besar hilang bersama air drainase atau terdifusi ke lapisan bawah yang kemudian direduksi kembali menjadi sulfida. Ion  $H^+$  yang dihasilkan dari oksidasi pirit dapat menyebabkan tanah menjadi sangat masam. Enio *et al.* (2011) menyatakan bahwa di lapang pH 3,2 hingga 3,8 dapat menyebabkan hancurnya kisi-kisi mineral liat sehingga silikat dan  $Al^{3+}$  terlepas. Aktivitas  $Al^{3+}$  berkorelasi dengan pH, bila pH meningkat maka  $Al^{3+}$  akan diendapkan sebagai hidroksida.

Sekali pirit teroksidasi, oksigen akan masuk ke dalam tanah dan pirit bereaksi dengan oksigen. Inilah awal rusaknya lahan rawa pasang surut sulfat masam akibat kemasaman tanah dan air yang meningkat dan munculnya unsur-unsur yang bersifat racun ke lingkungan perairan. Kandungan besi ( $Fe^{2+}$ ), aluminium ( $Al^{3+}$ ), ion hidrogen ( $H^+$ ), dan sulfat ( $SO_4^{2-}$ ) pada lahan yang didrainase lebih tinggi dibandingkan yang tidak didrainase (Claff *et al.* 2010). Hal ini memberikan implikasi bahwa setelah lahan direklamasi dengan membangun sistem dan jaringan drainase akan mengakibatkan turunnya kualitas lingkungan tanah dan air. Shamshuddin *et al.* (2010) menunjukkan bahwa total  $SO_4^{2-}$  yang tercuci (*leached*) dari lahan yang didrainase adalah  $3,34 \text{ mol m}^{-2} \text{ tahun}^{-1}$ , lebih besar dibandingkan dengan lahan yang tidak didrainase, total  $SO_4^{2-}$  yang tercuci hanya  $1,18 \text{ mol pirit m}^{-2} \text{ tahun}^{-1}$ .

Meskipun kemasaman yang terjadi bisa dinetralsir dengan penambahan kapur, tetapi kebutuhan kapur tergolong tinggi terutama jika kandungan pirit dalam tanah masih tinggi. Pelindian sebagai salah satu strategi pengelolaan air tidak hanya mengurangi kemasaman, tetapi

berdampak pada tercucinya basa-basa yang diperlukan untuk pertumbuhan dan produksi tanaman. Andersen *et al.* (2013) menemukan bahwa selain melindi asam-asam,  $\text{Ca}^{2+}$  dan  $\text{Mg}^{2+}$  juga ikut terlindi. Hal ini terbukti bahwa kandungan  $\text{Ca}^{2+}$  dan  $\text{Mg}^{2+}$  di dalam tanah pada lahan yang dilindi lebih rendah daripada lahan yang digenangi.

Pelindian merupakan salah satu upaya untuk membuang ion-ion  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total,  $\text{SO}_4^{2-}$ , dan  $\text{Al}^{3+}$  yang larut pada air drainase, sehingga konsentrasi ion-ion tersebut pada tanah menurun (Sudjianto *et al.* 2011). Selain itu, pelindian juga akan menurunkan ketersediaan unsur-unsur yang esensial bagi tanaman seperti  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , dan  $\text{Mg}^{2+}$  (Andersen *et al.* 2013). Hasil penelitian di rumah kaca menunjukkan bahwa pelindian tanah sulfat masam dengan air hujan, air payau, dan air gambut menurunkan konsentrasi  $\text{K}^+$  (dari  $0,13 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  menjadi  $0,02 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air hujan;  $0,05 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air payau; dan  $0,05 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air gambut),  $\text{Ca}^{2+}$  (dari  $0,84 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  menjadi  $0,51 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air hujan;  $0,83 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air payau; dan  $0,63 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air gambut), dan  $\text{Mg}^{2+}$  (dari  $1,34 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  menjadi  $0,74 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air hujan;  $1,23 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air payau; dan  $0,91 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  untuk air gambut) (Alwi 2011). Andersen *et al.* (2013) menyatakan bahwa jumlah ion-ion yang terlindi pada kondisi drainase tanah yang baik tiga kali lebih besar dibandingkan dengan kondisi drainase tanah yang buruk. Sedangkan Maas *et al.* (2010) menyatakan bahwa perbaikan aerasi tanah dapat meningkatkan bahan-bahan terlindi. Total kation-kation terlindi pada kondisi aerasi tanah baik mencapai  $29,14 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$  lebih besar dibandingkan dengan kondisi aersi tanah buruk hanya  $17,53 \text{ me } 10^{-2} \text{ g}^{-1}$ .

### 2.3. Pengaruh Pelindian pada Tanaman Padi

Tanah sulfat masam yang telah dilindi selama delapan minggu telah mengalami penurunan konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  baik pada air hasil lindian maupun tanah yang dilindi. Rata-rata konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air hasil lindian minggu I ( $448,94 \text{ ppm } \text{Fe}^{2+}$ ;  $697,90 \text{ ppm } \text{Fe-total}$ , dan  $1.084,91 \text{ ppm } \text{SO}_4^{2-}$ ). Setelah dilakukan pelindian selama delapan minggu, rata-rata konsentrasi ion-ion tersebut pada air hasil lindian turun menjadi ( $42,77 \text{ ppm } \text{Fe}^{2+}$ ,  $109,16 \text{ ppm } \text{Fe-total}$ , dan  $529,98 \text{ ppm } \text{SO}_4^{2-}$ ). Hasil penelitian Alwi (2011) menunjukkan bahwa pelindian tanah sulfat masam menggunakan air payau dapat menyebabkan konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$  dan Fe-total pada air hasil lindian lebih besar dibanding menggunakan air

hujan dan air gambut sebagai air pelindi. Hasil ini sejalan dengan hasil penelitian Noor *et al.* (2008) yang menyatakan bahwa menggunakan air payau sebagai air pelindi lebih menguntungkan karena konsentrasi ion-ion  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , dan  $\text{Mg}^{2+}$  pada air payau mempunyai kemampuan mendesak ion-ion  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , dan  $\text{Mn}^{2+}$  dari kompleks pertukaran untuk masuk ke dalam air hasil lindian. Kemudian Maas *et al.* (2010) menyatakan bahwa semakin pekat air laut yang digunakan sebagai air pelindi, maka semakin tinggi konsentrasi  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ , dan  $\text{Fe}^{2+}$  pada air hasil lindian. Keadaan ini disebabkan oleh semakin tingginya konsentrasi ion-ion  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , dan  $\text{Mg}^{2+}$  yang akan mendesak  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ , dan  $\text{Fe}^{2+}$  dari permukaan kompleks pertukaran.

Pelindian menggunakan air gambut menyebabkan konsentrasi  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air hasil lindian lebih besar dibandingkan dengan air hujan dan air payau. Creeper *et al.* (2012). Menyatakan bahwa pada permukaan kompleks pertukaran selain terjadi pertukaran kation juga terjadi pertukaran anion, baik antara anion yang terjerap pada permukaan kompleks pertukaran maupun anion yang terikat pada ion logam yang terjerap pada permukaan kompleks pertukaran dengan anion yang ada dalam larutan. Pada penelitian ini terjadi pertukaran anion antara anion  $\text{SO}_4^{2-}$  yang terjerap pada kompleks pertukaran atau yang terikat pada ion logam yang terjerap pada kompleks pertukaran dengan asam-asam organik yang larut pada air gambut. Akibatnya, konsentrasi  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air hasil lindian untuk tanah yang dilindi menggunakan air gambut lebih besar dibandingkan dengan air hujan dan air payau.

Keracunan besi pada tanaman padi disebabkan tingginya konsentrasi besi terlarut dalam tanah. Kebanyakan tanah mineral kaya akan besi, gejala keracunan besi dapat dilihat dari jaringan daun yang mengakibatkan penurunan hasil. Kejadian ini hanya terjadi pada kondisi lahan tergenang, sebagai akibat dari proses reduksi oleh mikroba yang mengubah besi tidak larut ( $\text{Fe}^{3+}$ ) menjadi besi larut ( $\text{Fe}^{2+}$ ) (Beckers and Ash 2008). Fageria *et al.* (2011) menyatakan tentang kondisi terjadinya keracunan besi pada tanaman seperti: (1) konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$  yang tinggi dalam larutan tanah karena kondisi reduksi yang kuat pada tanah, (2) status hara dalam tanah yang rendah dan tidak seimbang, (3) kurangnya oksidasi akar dan rendahnya daya oksidasi akar (*eksklusi*  $\text{Fe}^{2+}$ ) oleh akar yang disebabkan defisiensi hara P, Ca, Mg, dan K, (4) kurangnya daya oksidasi akar akibat terjadinya akumulasi bahan-bahan yang menghambat respirasi ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{FeS}$ ,

dan asam-asam organik), (5) aplikasi bahan organik dalam jumlah besar yang belum terdekomposisi, dan (6) suplai Fe secara terus-menerus dari air bawah tanah atau rembesan secara lateral dari tempat yang lebih tinggi.

Keracunan besi pada tanaman padi dapat terjadi pada fase pertumbuhan vegetatif maupun reproduktif. Keracunan pada fase vegetatif dapat menyebabkan penurunan tinggi dan berat kering tanaman sedangkan pada fase reproduktif terjadi penurunan jumlah anakan dan anakan produktif secara drastis. Jika keracunan terjadi pada tahap akhir fase vegetatif dan awal reproduktif, maka jumlah malah menurun, gabah hampa meningkat, dan pembungaan serta pematangan tertunda (Kaczorek *et al.* 2009). Selanjutnya Mehbaran *et al.* (2008) menyatakan bahwa konsentrasi besi di dalam jaringan tanaman berpengaruh terhadap pertumbuhan dan hasil tanaman padi. Semakin tinggi tingkat keracunan besi, maka semakin rendah hasil yang diperoleh. Semakin tinggi kadar besi dalam jaringan tanaman, maka semakin terhambat pertumbuhan tanaman padi.

Hasil penelitian Alwi (2011) menunjukkan bahwa hasil padi lebih tinggi terjadi pada tanah yang dilindi menggunakan air gambut ( $47,13 \text{ g pot}^{-1}$ ) dan air hujan ( $45,17 \text{ g pot}^{-1}$ ) dibandingkan dengan tanah yang dilindi menggunakan air payau ( $40,21 \text{ g pot}^{-1}$ ). Jika dihubungkan dengan konsentrasi  $\text{SO}_4^{2-}$  pada tanah keadaan ini sesuai, karena konsentrasi  $\text{SO}_4^{2-}$  tanah yang dilindi menggunakan air gambut (180 ppm) dan hujan (220 ppm) lebih rendah dibandingkan dengan tanah yang dilindi menggunakan air payau (300 ppm).

Tanaman padi dapat mengalami keracunan Fe mulai dari fase vegetatif sampai pada fase generatif. Sahrawat (2014) mengatakan tanaman yang mengalami keracunan besi dapat memengaruhi perkembangan akar menjadi sedikit, kasar, pendek, tumpul dan berwarna coklat gelap. Keracunan yang terjadi pada fase vegetatif dapat menyebabkan menurunnya tinggi dan bobot kering tanaman atau keracunan besi lebih memengaruhi biomassa bagian atas daripada bagian akar (Fageria *et al.* 2008). Tanaman yang mengalami keracunan Fe menyebabkan daun tanaman menjadi berwarna coklat dimulai dari ujung daun kemudian menyebar ke seluruh bagian daun dan jika mengalami keracunan yang lebih parah dapat menyebabkan daun menjadi kering seperti terbakar.

Selain keracunan Fe, keracunan Al juga dapat mengganggu pertumbuhan dan menurunkan hasil tanaman padi. Akibat keracunan Al dapat merusak sistem perakaran, misalnya perkembangan akar

terhambat sehingga menyebabkan tanaman rentan terhadap kekeringan dan mengalami defisiensi hara. Pengaruh Aluminium terhadap perakaran dapat menyebabkan kerusakan akar, akar menebal, menggulung dan pendek (Samac and Tesyafe 2013; Kochian *et al.* 2014; Kochian 2015). Kerusakan yang terjadi pada akar akibat keracunan Al dapat terjadi saat masih berada pada dinding sel tanpa harus masuk ke dalam sel akar (Ryan 2010). Lebih lanjut Miftahudin *et al.* (2008) menyampaikan kerusakan yang terjadi akibat keracunan Al berada pada 0-1 mm dari ujung akar (atau bagian meristematik akar).

### III. PURUN TIKUS DAN BULU BABI SEBAGAI BIOFILTER

Suriawira (2003) menyatakan bahwa beberapa jenis tanaman yang mampu berfungsi sebagai biofilter, antara lain enceng gondok (*Eichornia crassipes*), kayambang (*Lemna minor*), ki apu (*Spirodella polyrhiza*), mendong (*Fimbristylis exp.*), paku air (*Azolla pinnata*), kangkung (*Ipomoea aquatica*), genjer (*Limnocharis flava*), dan selada air (*Nosturfium officinale*). Tanaman-tanaman ini umumnya mempunyai mikroba rhizosfera yang mampu menguraikan bahan organik dan anorganik di sekitar akarnya sehingga dapat memperbaiki kualitas air dari pencemaran logam berat. Hasil penelitian yang dilakukan oleh Anwar (2006) menunjukkan bahwa kandungan Fe dan S yang cukup tinggi dari beberapa gulma rawa, yaitu purun tikus (*Eleocharis dulcis*), bulu babi (*Eleocharis retroflaxa*), teratai (*Nymphoides indica*), ganggang (*Hydrilla verticillita*), rumput air (*Hydrotrophus echinospermus*), dan benta (*Leersia hexandra Sw.*). Berdasarkan daya adaptasi dan kemampuannya menyerap Fe dan S yang tinggi, maka purun tikus dan bulu babi dapat dijadikan sebagai biofilter. Tumbuhan purun tikus dan bulu babi yang digunakan sebagai tumbuhan biofilter diperlihatkan pada Gambar 13.



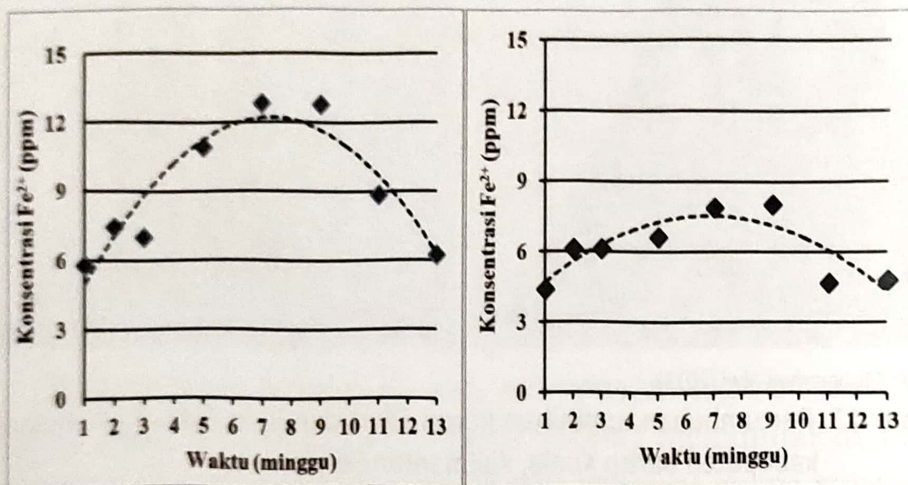
Sumber: Muhammad Alwi (2011).

**Gambar 13.** Pertumbuhan tumbuhan Purun Tikus dan Bulu Babi di KP. Belandean, kabupaten Barito Kuala, Kalimantan Selatan

Terdapat dua cara tumbuhan mengatasi cekaman  $Al^{3+}$  dan  $Fe^{2+}$ , yaitu melalui mekanisme eksternal dan internal. Pada mekanisme eksternal, tumbuhan mencegah Al dan Fe masuk ke dalam jaringan antara lain dengan mengeksudasi asam organik pada akar yang dapat berikatan dengan  $Al^{3+}$  dan  $Fe^{2+}$  di rhizosfer, sehingga membentuk kompleks dan tidak bersifat racun bagi tumbuhan (Ryan *et al.* 2011). Mekanisme kedua adalah secara internal di mana tumbuhan dapat mentolerir kehadiran Al dan Fe di dalam jaringan dengan cara menghasilkan asam organik atau ligan organik yang dapat berikatan dengan  $Al^{3+}$  dan  $Fe^{2+}$  sehingga terbentuk kompleks yang tidak bersifat racun (Watanabe and Osaki 2012).

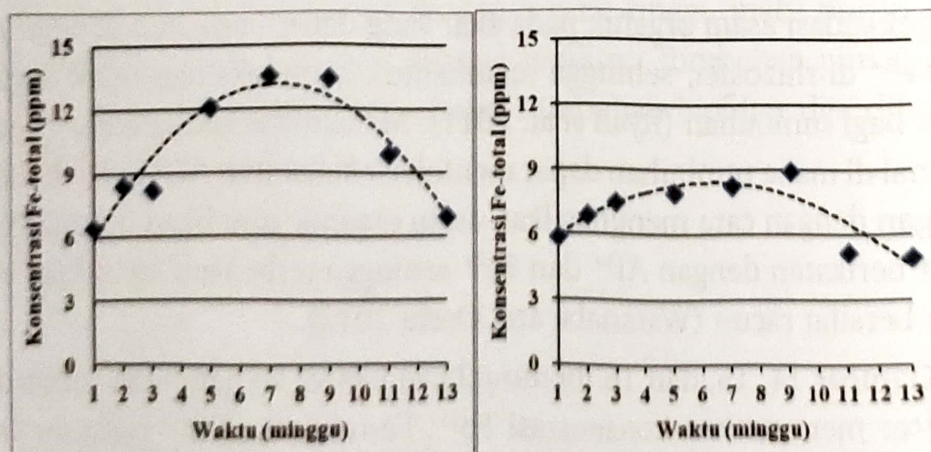
Gambar 14, 15, dan 16 menunjukkan bahwa kemampuan tumbuhan biofilter menurunkan konsentrasi  $Fe^{2+}$ , Fe-total dan  $SO_4^{2-}$  pada air hasil lindian meningkat sejalan dengan bertambahnya umur tumbuhan. Berdasarkan persamaan regresi, kemampuan maksimum tumbuhan purun tikus dan bulu babi menurunkan konsentrasi  $Fe^{2+}$ , Fe-total dan  $SO_4^{2-}$  pada

air hasil lindian dicapai pada umur tumbuhan tujuh minggu (12,19 dan 7,07 ppm  $\text{Fe}^{2+}$ , 13,14 dan 8,47 ppm Fe-total, dan 23,05 dan 17,45 ppm  $\text{SO}_4^{2-}$ ). Setelah melewati umur tersebut kemampuan kedua tumbuhan tersebut menurunkan konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$  pada air hasil lindian menurun. Keadaan ini disebabkan oleh laju pertumbuhan tumbuhan biofilter telah menurun, sehingga kemampuannya menyerap  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  menurun. Anwar (2006) menyatakan bahwa kandungan S pada purun tikus dan bulu babi menurun dengan bertambahnya umur tumbuhan. Tumbuhan purun tikus muda, dewasa dan tua mengandung S masing-masing 420, 430, dan 397 ppm, sedang bulu babi muda, dewasa, dan tua mengandung S masing-masing 340, 393, dan 437 ppm.



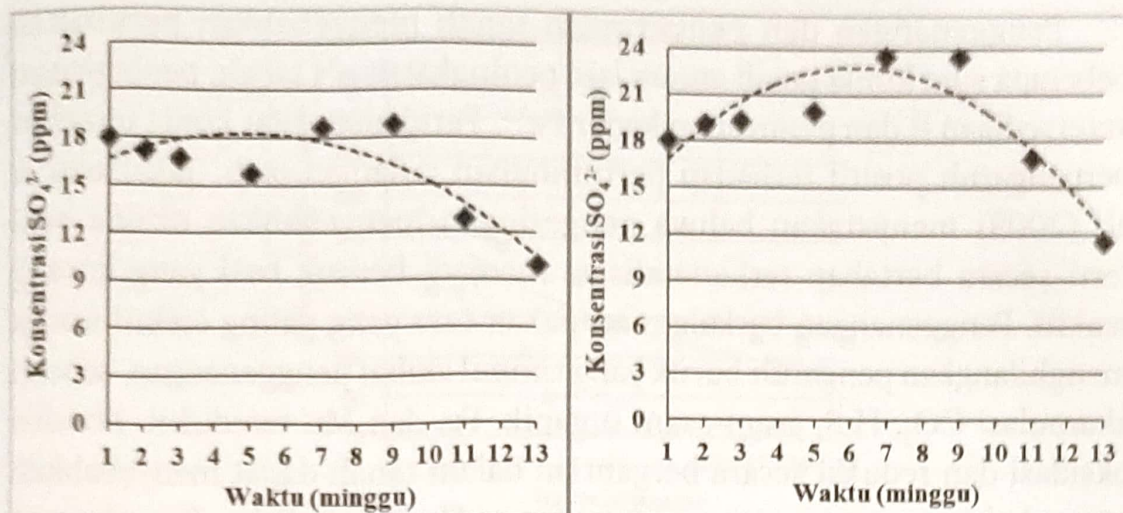
Sumber: Alwi (2011)

**Gambar 14.** Hubungan antara kemampuan Purun Tikus (kanan) dan Bulu Babi (kiri) dalam menyerap  $\text{Fe}^{2+}$  dengan waktu pengukuran



Sumber: Alwi (2011)

**Gambar 15.** Hubungan antara kemampuan Purun Tikus (kanan) dan Bulu Babi (kiri) dalam menyerap Fe-total dengan waktu pengukuran



Sumber: Alwi (2011)

**Gambar 16.** Hubungan antara kemampuan Purun Tikus (kanan) dan Bulu Babi (kiri) dalam menyerap  $so_4^{2-}$  dengan waktu pengukuran

#### IV. PERBAIKAN KIMIA TANAH DAN AIR

Upaya yang dapat dilakukan untuk memperbaiki bahan sulfidik tanah yang telah teroksidasi adalah melalui penggenangan kembali dan pelindian. Andersen *et al.* (2013) mengemukakan bahwa penggenangan kembali merupakan upaya untuk menghentikan proses oksidasi bahan sulfidik. Sedangkan pelindian merupakan upaya untuk membuang asam yang berasal dari ion-ion seperti Fe-bebas,  $SO_4^{2-}$ ,  $Al^{3+}$ , dan  $Mn^{2+}$  yang berada pada tingkat meracun bagi tanaman. Pengeruh pelindian tanah sulfat masam dengan air hujan, payau dan gambut diperlihatkan pada Tabel 12.

**Tabel 12.** Pengaruh pelindian tanah sulfat masam menggunakan air hujan, payau dan gambut terhadap peningkatan ph tanah dan penurunan konsentrasi fe-total serta  $so_4^{2-}$

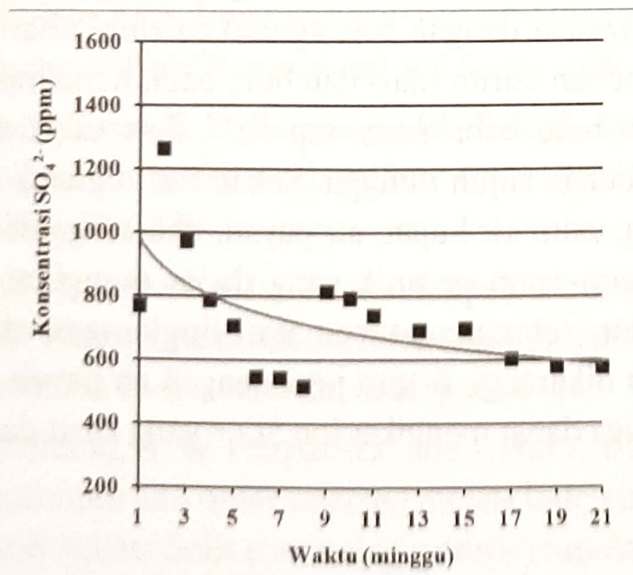
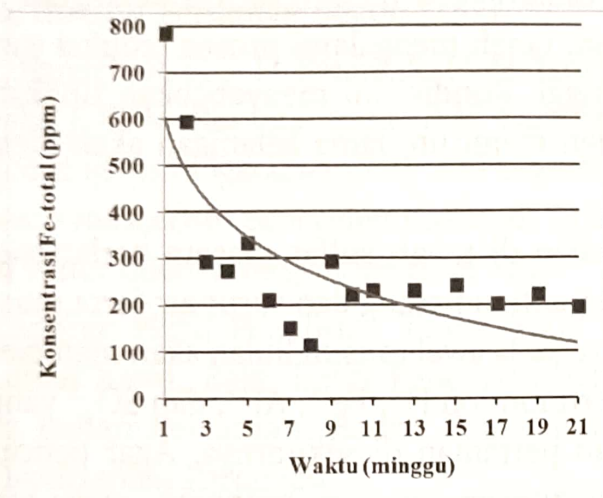
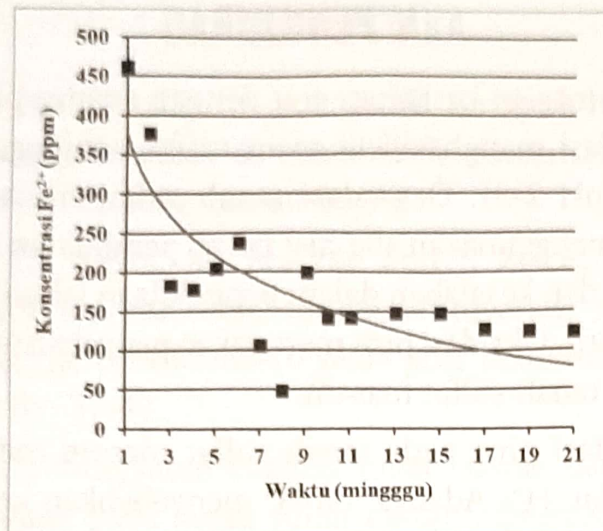
Kondisi Tanah	Air Hujan			Air Payau			Air Gambut		
	pH	Fe-tot (ppm)	$SO_4^{2-}$ (ppm)	pH	Fe-tot (ppm)	$SO_4^{2-}$ (ppm)	pH	Fe-tot (ppm)	$SO_4^{2-}$ (ppm)
Awal	3,26	2.632	10.824	3,26	2.632	10.824	3,26	2.632	10.824
Setelah dilindi	3,72	2.500	400	3,81	2.500	400	3,79	2.400	400

Sumber: Alwi (2011)

Penggenangan dan pengeringan tanah menyebabkan perubahan beberapa sifat kimia tanah antara lain peningkatan pH tanah, peningkatan ketersediaan P, dan penurunan kadar  $\text{Fe}^{2+}$ . Perubahan sifat kimia tersebut berpengaruh positif terhadap pertumbuhan tanaman padi. Takahashi *et al.* (2009) menyatakan bahwa pengeringan menyebabkan oksida besi ferri secara bertahap terkeristalisasi menjadi bentuk besi yang kurang reaktif. Penggenangan berkala merupakan cara yang paling efektif untuk menghilangkan pengaruh buruk yang timbul akibat penggenangan, seperti akumulasi  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , asam-asam organik, Fe, dan Mn tereduksi. Kondisi oksidasi dan reduksi secara bergantian dalam tanah dapat menyebabkan penambahan senyawa-senyawa besi ferro. Hasil penelitian Banach *et al.* (2009) menunjukkan bahwa penggenangan berkala dengan masa penggenangan-kering selama sepuluh hari menyebabkan penurunan semua bentuk besi dalam tanah. Penggenangan berkala seminggu diikuti seminggu pengeringan pada tanah sawah akan menurunkan konsentrasi Fe, Mn, dan unsur-unsur esensial lain seperti  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  serta basa-basa seperti K, Ca, dan Mg.

Pengelolaan tanah dan air di tanah sulfat masam lebih difokuskan terhadap upaya mempertahankan lapisan pirit tetap dalam kondisi reduksi (Banach *et al.* 2009). Air drainase pada tanah sulfat masam akan membawa unsur hara  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , dan  $\text{K}^+$  serta hasil oksidasi dan reduksi pirit seperti  $\text{H}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , dan  $\text{Fe}^{2+}$ . Keadaan ini dapat mencemari lingkungan sekitarnya (Andersen *et al.* 2013). Untuk memperbaiki kualitas air tersebut dapat dilakukan dengan mengalirkan air melewati media biofilter berupa purun tikus (*Eleocharis dulcis*) dan bulu babi (*Eleocharis retroflaxa*) yang dapat menyerap atau menetralkan unsur-unsur tersebut.

Hubungan antara konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air hasil lindian dengan waktu pengukuran diperlihatkan dalam Gambar 5. Persamaan regresi masing-masing hubungan tersebut adalah  $y_{\text{Fe}^{2+}} = -98,2 \ln(x) + 378,1$  dengan  $R^2 = 0,660$ ,  $y_{\text{Fe-total}} = -159 \ln(x) + 601,9$  dengan  $R^2 = 0,642$  dan  $y_{\text{SO}_4^{2-}} = -129 \ln(x) + 981,1$  dengan  $R^2 = 0,337$ . Persamaan regresi menunjukkan bahwa nilai koefisien regresi negatif (-98,2), keadaan ini menunjukkan bahwa pelindian dapat menurunkan konsentrasi  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  pada air hasil lindian (Alwi 2011).



**Gambar 17.** Hubungan antara konsentrasi  $fe^{2+}$ ,  $fe$ -total, dan  $so_4^{2-}$  pada air lindian dengan waktu pengukuran (sumber: Alwi, 2011)

## V. PENUTUP

Tanah sulfat masam berkaitan erat dengan adanya pirit dalam tanah dan bila teroksidasi menghasilkan asam sulfat, sehingga tanah menjadi sangat masam (pH 2-3). Degradasi tanah sulfat masam dimulai dari reklamasi lahan menggunakan alat-alat berat, pembuatan saluran drainase berukuran besar, dan kesalahan dalam pengelolaan lahan sehingga terjadi proses oksidasi pirit. Oksidasi pirit merupakan penyebab utama munculnya permasalahan di tanah sulfat masam.

Proses oksidasi pirit pada tanah sulfat masam menghasilkan ion-ion  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , dan  $\text{H}^+$ . Adanya ion  $\text{H}^+$  menyebabkan kemasaman tanah meningkat yang diikuti oleh meningkatnya kelarutan  $\text{Al}^{3+}$ . Sedangkan pada musim hujan, tanah mengalami proses reduksi yang menyebabkan kelarutan  $\text{Fe}^{2+}$  tinggi. Kondisi ini menyebabkan tingkat kesuburan dan produktivitas lahan menurun, lama kelamaan akan menjadi lahan tidur atau terlantar.

Proses pelindian di tanah sulfat masam berlangsung secara alami karena adanya pergantian pasang dan surut air serta musim kemarau dan hujan. Air drainase pada awal musim hujan akan membawa hasil oksidasi dan reduksi, seperti ion-ion  $\text{H}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , dan  $\text{SO}_4^{2-}$  yang berakibat pada pencemaran lahan pertanian di sekitarnya. Agar pencemaran terhadap lingkungan dapat ditekan seminim mungkin, maka air drainase perlu diperbaiki kualitasnya dengan menggunakan tumbuhan biofilter yang terdiri dari tumbuhan purun tikus dan bulu babi. Kemampuan tumbuhan purun tikus dan bulu babi menyerap  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe-total, dan  $\text{SO}_4^{2-}$  terjadi pada umur tumbuhan tujuh minggu. Selain itu, digunakan juga sumber air yang berbeda, yaitu air hujan, air payau, dan air gambut. Air gambut mengandung asam-asam organik yang dapat mengikat  $\text{Al}^{3+}$  dan  $\text{Fe}^{2+}$  membentuk kelat, sehingga pencemaran lingkungan akibat kelarutan ion-ion ini dapat dikurangi. Begitu juga dengan air payau yang kaya akan basa-basa sehingga dapat mengikat ion  $\text{SO}_4^{2-}$  yang larut dalam air lindian.

## DAFTAR PUSTAKA

- Alwi, M. 2011. Inaktivasi pirit dan jarosit terlapuk melalui pelindian dan penggunaan biofilter di tanah sulfat masam. *Disertasi*. Sekolah Pascasarjana. Institut Pertanian Bogor.
- Andersen, R., C. Wells, M. Macrae and J. Price. 2013. Nutrient mineralisation and microbial functional diversity in a restored bog approach natural conditions 10 years post restoration. *Soil Biology & Biochemistry* 64: 37-47.
- Anwar, K. 2006. Peningkatan kualitas tanah sawah dan air buangan di saluran drainase pada tanah sulfat masam. *Disertasi*. Bogor. Sekolah Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor. (237).
- Banach, A. M., K. Banach, R. C. J. H. Peters, R. H. M. Jansen, E. J. W. Visser, Z. Stepniewska, J. G. M. Roelofs, and L. P. M. Lamers. 2009. Effects of long-term flooding on biogeochemistry and vegetation development in floodplains: a mesocosm experiment to study interacting effects of land use and water quality. *Biogeosciences*, 6: 1325 – 1339.
- Balittra 2009. Laporan Hasil Penelitian Tahun 2009. Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa. Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Sumberdaya Lahan Pertanian. Badan Penelitian Pengembangan Pertanian. Departemen Pertanian.
- Becker, M. and F. Ash. 2008. Iron toxicity in rice condition and management concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 558-573.
- Claff, S. R., L. A. Sullivan, E. D. Burton, and R. T. Bush. 2010. A sequential extraction procedure for acid sulfate soils: Partitioning of iron. *Geoderma*, 155: 224-230.
- Clarkson, B. and M. Peters. 2010. Wetland types. In. B. Clarkson and M. Peters (Eds). *Wetland Restoration: A Handbook For Nz Freshwater System*. Manaaki Whenua Press, New Zealand. pp. 26-37.
- Creeper, N.L., P. Shand, R. W. Fitzpatrick, and J. Hutson. 2012. Behaviour of iron, aluminium and other selected metals following the rewetting of Inland Acid Sulfate Soils containing sulfuric material. In, Österholm P, Yli -Halla M & Edén P (eds.), 7th International Acid Sulfate Soils Conference in Vassa, Finland 2012: Towards Harmony between Land Use and the Environment. *Geological Survey of Finland*, Guide 56: 26-28.

- 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.
- Fageria, N. K., M. P. Barbosa, and C. M. Guimaraes. 2008. Iron toxicity in lowland rice. *J. Plant Nutr.* 31: 1676-1697.
- Fageria, N.K., G.D. Carvalho, A. B. Santos, E. P. B. Ferreira, and A. M. Knupp. 2011. Chemistry of lowland rice soils and nutrient availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42: 1913-1933.
- Kaczorek, D., G.W. Brümmer, and M. Sommer. 2009. Content and binding forms of heavy metals, aluminium and phosphorus in bog iron ores from Poland. *Journal Environmental Quality.* 38: 1109-1119.
- Kochian L V, O. A. Hoekenga, and M. A. Pineros. 2014. How do plants tolerate acid soils: Mechanism of aluminium tolerance and phosphorous efficiency. *Annu Rev. Plant Physiol.* 55: 459-493.
- Kochian L V. 2015. Cellular mechanism of aluminium toxicity and resistance in plant. *Annu Rev Plant Physiol Mol. Biol* 46: 237-260.
- Maas, A., R. Sutanto, dan T. Purwadi. 2010. Pengaruh air laut terhadap oksidasi pirit dan tahanan hara tanah sulfat masam. 2000. *Jurnal Ilmu tanah dan Lingkungan.* 2(2): 41-45.
- Maria, E., C. Freeman and R. David. 2012. Impact of pH and redox Potential Changes on Acidic Sulphate Soils. *Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering.* Montreal, Quebec, Canada June 5-8 2002. 23 p.
- Mehbaran, P., A. Abdol Zadeh and H. Reza Sadeghipour. 2008. Iron toxicity in rice (*Oryza sativa L.*) under different potassium nutrition. *Asian J. of Plant Sci.* 7: 1-9.
- Miftahudin. Nurlaela. dan Juliarni. 2008. Uptake and distribution of aluminum in root apices of two rice varieties under aluminum stress. *Hayati J. Biosci* 14(3): 110-114.
- Mosley, L. M., R. W. Fitzpatrick, D. Palmer, E. Leyden, and P. Shand. 2014. Changes in acidity and metal geochemistry in soils, groundwater, drain and river water in the Lower Murray River after a severe drought. *Science of the Total Environment.* 485-486; 281-291. National Park Service, US Department of Interior. Dikunjungi pada 5 April 2017. <https://www.nps.gov/subjects/wetlands/how.htm>.

- Noor, M., A. Maas, dan T. Notohadikosomo. 2008. Pengaruh pelindian dan ameliorasi terhadap pertumbuhan pada di tanah sulfat masam. *Jurnal Ilmu Tanah dan Lingkungan* 2: 38-54.
- Reddy, K. R., dan R. D. Delaune. 2008. *The Biogeochemistry of Wetlands: Science and applications*. CRC Press. New York, USA. 779 p.
- Ryan, O. R. 2010. Aluminium toxicity and tolerance in Plant. *Plant Physiol* 107: 315-321.
- Ryan, P. R., E. Delhaize, and D. L. Jones. 2011. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. *Plant Mol. Biol.* 52: 527-560.
- Sahrawat, K. L. 2014. Iron Toxicity in wetland rice and the roel of other nutriens. *J. of Plant Nutriton.* 27: 147-1504.
- Samac, D. A and M. Tesfaye. 2013. Plant improvement for tolerance to Al in acid soil a review. *J. Plant Cell Tissue Organ Cult.* 75: 189-207.
- Shamshuddin J, H. A. H. Shariduddin, I . C. Fauziah, D. G. Edwards, and L. C. Bell. 2010. Temporal changes in chemical properties of acid soil profiles treated with magnesium limestone and gypsum. *Pertanika J Trop Agric Sci.* 33: 77-295.
- Sudjianto, A. T., K. B. Suryolelono, A. Rifa'i and I. B. Mochtar. 2011. The effect of water content change and variation suction in behavior swelling of expansive soil. *Int J Civil Environ Eng* 11(3); 11-17.
- Suriawira, O. 2003. *Mikrobiologi Air dan Dasar-dasar Pengolahan Buangan secara Biologis*. Cetakan ke-3. PT Alumni. Bandung.
- Takahashi, T., C. Y. Park, H. Nakajima, H. Sekiya, and K. Toriyana. 2009. Ferric ion transformation in soils with rotation of irrigated rice and effect on soil tillage properties. *Soil Sci. Plant Nutr.* 45: 163-173.
- Watanabe, T. and M. Osaki. 2012. Mechanisms of adaptation to high aluminum condition in native plant species growing in acid soils. *Communication Soil Science Plant Analysis.* 33: 1247-1260.