

TEKNOLOGI KONSERVASI DAN REMEDIASI TANAH SULFAT MASAM

Khairil Anwar dan Mawardi

Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa

Jln. Kebun Karet, Loktabat limpas Utara, Banjarbaru, Kalimantan Selatan

e-mail: khairil1960@yahoo.com

Tanah sulfat masam merupakan salah satu jenis tanah yang terdapat di lahan rawa pasang surut, sebagian sudah dimanfaatkan untuk persawahan. Diperkirakan ada sekitar 6,7 juta hektar dan tersebar pada pulau Kalimantan, Sumatera dan Papua. Tanah tersebut dicirikan oleh adanya senyawa pirit (FeS_2), dalam keadaan alamnya (tergenang), senyawa tersebut stabil, tidak berbahaya bagi tanaman, namun adanya aktifitas manusia seperti pembuatan saluran irigasi dan drainase, menyebabkan penurunan permukaan air tanah, terjadi oksidasi pirit, tanah menjadi sangat masam, kelarutan unsur yang bersifat toksik meningkat, dan produksi tanaman menurun, kemudian ion toksik tersebut terlarut ke perairan bebas, mengganggu biota perairan. Dengan kata lain, oksidasi pirit mengakibatkan terjadinya pencemaran insitu dan eksitu. Oleh karena itu dibutuhkan teknologi konservasi dan remediasi tanah sulfat masam agar lahan tersebut dapat dimanfaatkan secara berkelanjutan. Beberapa hasil kajian menunjukkan bahwa teknologi/strategi konservasi dapat dilakukan melalui: (a) pemilihan lahan dengan kedalaman lapisan pirit > 50 cm, (b) penerapan teknologi penataan lahan agar oksidasi pirit minimal, (c) hanya dimanfaatkan untuk tanaman budidaya basah seperti padi, dan (d) penggenangan lahan. Teknologi remediasi tanah sulfat masam, antara lain: (a) pencucian ion toksik melalui teknologi tata air, (b) pemilihan varietas toleran kemasaman, keracunan Fe dan Al, (c) pemberian bahan amelioran, dan (d) penggunaan biofilter untuk menekan ion toksik yang terlarut.

Pendahuluan

Tanah yang mengandung mineral pirit (FeS_2) banyak dijumpai di daerah rawa pasang surut, bahkan ada yang berada pada kawasan rawa lebak. Diperkirakan terdapat sekitar 6,7 juta hektar di seluruh Indonesia (Nugroho *et al.* 1992), dan sering disebut sebagai tanah sulfat masam. Menurut Mensvoort dan Dent (1998), senyawa pirit merupakan sumber masalah pada tanah tersebut.

Sebagian tanah tersebut telah dibuka, baik oleh petani lokal maupun untuk pemukiman transmigrasi dengan dominasi penanaman padi. Adanya pembukaan lahan yang disertai pembuatan saluran-saluran drainase (saluran primer, sekunder, dan tersier) menyebabkan terjadinya oksidasi pirit yang menghasilkan ion hidrogen (H^+) dan sulfat (SO_4^{2-}) sehingga tanah menjadi sangat masam. Dalam keadaan masam ini, kelarutan ion aluminium (Al), besi (Fe), dan mangan (Mn) meningkat dan mendesak kation-kation natrium (Na), kalsium (Ca), magnesium (Mg) dan kalium (K) dari kompleks jerapan tanah sehingga tanah semakin miskin hara (Dent 1986; Widjaja-Adhi *et al.* 1992).

Ion-ion diatas dapat tercuci dan keluar dari areal persawahan sewaktu adanya luapan air pasang atau adanya hujan, dan larut ke badan-badan perairan di daerah hilirnya di saat surut. Dari data pengukuran kimia air pada saluran skunder di UPT Terantang, Kalimantan Selatan yang dilakukan Anwar (1994), diketahui bahwa pencucian tanah berpirit meningkatkan kandungan Fe^{2+} ; Al^{3+} , Mn^{2+} , H^+ , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , dan menurunkan pH air saluran sekunder. Hasil pengukuran Anda dan Siswanto (2002) pada daerah reklamasi lahan rawa di Kalimantan Tengah menunjukkan bahwa penurunan pH, kandungan Ca dan Mg serta peningkatan Al tanah terjadi pada tanah-tanah yang berasal dari lahan sawah tanah sulfat masam.

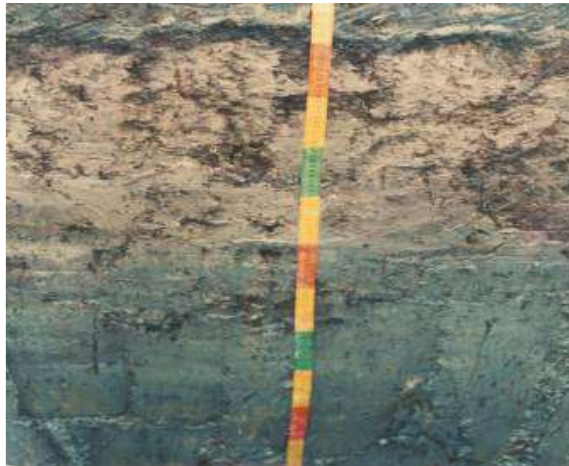
Menurut Kleperr *et al.* (1993), terjadinya pemasaman pada saluran-saluran drainase dapat menyebabkan populasi biota di perairan menurun. Calliman *et al.* (2005) dan Willet *et al.* (1993), menyebutkan bahwa air yang kaya Al dapat membunuh dan menimbulkan penyakit bintik merah pada ikan.

Disisi lain, tanah sulfat masam yang telah mengalami oksidasi dan menghasilkan ion besi ferri (Fe^{3+}), bila digenangi maka akan terjadi proses reduksi dan menghasilkan ion besi ferro (Fe^{2+}). Bila konsentrasi ion Fe^{2+} melebihi batas toleransi tanaman padi (> 200 ppm) maka terjadi keracunan besi yang akan menurunkan produktivitas padi.

Dari uraian diatas terlihat bahwa tanah yang sudah dibuka, baik dalam kondisi oksidasi maupun reduksi, tanah sulfat masam akan memunculkan masalah. Dalam upaya pemanfaatan tanah sulfat masam untuk budidaya tanaman maka perlu diketahui teknologi pengelolaan yang adaptif dan konservatif pada tanah tersebut agar bisa dimanfaatkan dengan dampak seminimal mungkin.

Proses Oksidasi dan Reduksi Senyawa Pirit

Tanah sulfat masam berada pada lahan rawa pasang surut. Pada rawa pasang surut, secara alamiah terjadi perbedaan topografi dari daerah pantai ke hulu, semakin ke hulu umumnya semakin tinggi dari permukaan laut (dpl). Hal ini menyebabkan terjadinya perbedaan jangkauan air pasang pada suatu kawasan sehingga memunculkan perbedaan tipe luapan air pasang. Berdasarkan tipe luapan air pasang pada permukaan lahan saat musim hujan, lahan pasang surut dibagi menjadi empat yaitu tipe luapan A (lahan yang selalu terluapi air pasang surut besar dan kecil), tipe B (lahan yang hanya terluapi saat pasang besar), tipe C (lahan tidak terluapi air pasang, tetapi muka air tanah ≤ 50 cm), dan tipe D (sama seperti tipe C tetapi muka air tanah > 50 cm) (Widjaja-Adhi *et al.* 1992). Adanya variasi luapan air pasang dan perbedaan curah hujan menyebabkan terjadinya perbedaan ketinggian muka air tanah antara musim kemarau dan musim hujan. Kondisi ini dapat menyebabkan terjadinya suasana oksidasi-reduksi atau oksidasi/reduksi saja, pada suatu lahan dengan tingkat yang bervariasi sesuai dengan karakteristik hidrotopografi lahan masing-masing. Konsekuensinya terjadi proses-proses kimia yang berbeda antara kedua suasana tersebut. Untuk menangani masalah lahan tersebut maka proses oksidasi dan reduksi tersebut penting dipahami. Penampang tanah sulfat masam yang telah mengalami oksidasi umumnya berwarna lebih terang (lapisan atas), sedangkan yang masih belum teroksidasi berwarna gelap (lapisan bawah) (Gambar 1).

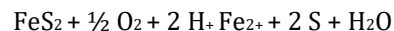


Gambar 1. Lapisan bawah, gelap atau hitam kebiruan (reduksi), sedangkan lapisan atas berwarna kelabu (oksidasi).
Dokumen: LAWOO (1988).

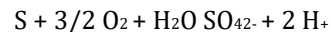
Proses pada Kondisi Oksidasi

Tanah berada dalam kondisi tanpa genangan sering dijumpai pada saat air laut/sungai surut pada lahan tipe luapan B atau pada musim kemarau, dan lahan tipe luapan C dan D baik pada musim hujan maupun kemarau. Kondisi tersebut dapat menyebabkan terjadinya proses-proses oksidasi terhadap unsur/senyawa yang berada dalam tanah. Diantara proses oksidasi yang sangat penting pada tanah tersebut adalah oksidasi pirit.

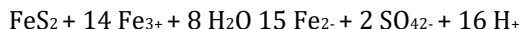
Proses oksidasi pirit telah banyak diuraikan, antara lain oleh Dent (1986) dan Alloway dan Ayres (1997). Mereka mengemukakan bahwa proses oksidasi pirit pada tanah sulfat masam terjadi dalam beberapa tahap dan melibatkan proses kimia serta biokimia. Mula-mula oksigen terlarut dalam air tanah bereaksi lambat dengan pirit, menghasilkan besi fero (Fe^{2+}) dan sulfat atau unsur belerang. Reaksi tersebut adalah sebagai berikut:



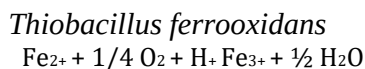
Oksidasi belerang oleh oksigen terjadi sangat lambat, tetapi dengan bantuan bakteri autotrop yang berperan sebagai katalisator proses berjalan lebih cepat, dengan reaksi sebagai berikut:



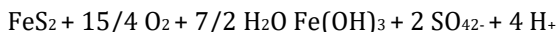
Kemasaman yang ditimbulkan ditambahkan dengan kemasaman yang terjadi oleh adanya oksidasi besi monosulfat amorf mengakibatkan tanah menjadi masam. Jika pH tanah menjadi lebih rendah dari 4, Fe_{3+} larut dan mengoksidasi pirit dengan kecepatan tinggi. Persamaan reaksi oksidasi pirit oleh Fe_{3+} sebagai berikut :



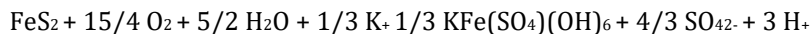
Dengan adanya oksigen, Fe_{2+} yang dihasilkan dapat berubah menjadi Fe_{3+} . Namun pada pH kurang dari 3,5 oksidasi melalui proses kimia berlangsung lambat. Pada pH rendah, bakteri *Thiobacillus ferrooxidans* mengoksidasi Fe_{2+} menjadi Fe_{3+} dengan cepat dan selanjutnya Fe_{3+} yang dihasilkan terlibat lagi dalam proses oksidasi pirit. Mensvoort dan Dent (1998) menyebutkan bahwa kondisi optimum untuk oksidasi pirit sama dengan kondisi optimum untuk oksidasi besi oleh *Thiobacillus ferrooxidans* yaitu konsentrasi oksigen > 0,01 Mole fraksi (1%), temperatur 5-55°C (optimal 30°C), pH 1.5-5.0 (optimal 3.3). Reaksi oksidasi Fe_{2+} menjadi Fe_{3+} dengan bantuan *Thiobacillus ferrooxidans* adalah sebagai berikut :



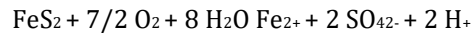
Dari persamaan diatas, terlihat bahwa sebagian besar kemasaman (H^+) yang dihasilkan dalam proses oksidasi pirit oleh Fe_{3+} , digunakan dalam proses oksidasi Fe_{2+} dengan bantuan *Thiobacillus ferrooxidans*. Reaksi oksidasi pirit yang terjadi dalam beberapa tahap dengan hasil akhir feri hidroksida secara ringkas dapat dinyatakan dalam persamaan reaksi sebagai berikut :



Menurut Konsten *et al.* (1990) kemasaman maksimal terbentuk jika proses oksidasi pirit menghasilkan feri hidroksida ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Seperti terlihat dalam persamaan reaksi di atas, oksidasi 1 mol pirit menghasilkan 4 mol H^+ . Jika dalam oksidasi pirit terbentuk jarosit, kemasaman yang dihasilkannya hanya 3 mol H^+ setiap satu mol pirit teroksidasi. Reaksi oksidasi pirit yang menghasilkan jarosit adalah sebagai berikut :



Oksidasi pirit menghasilkan kemasaman lebih rendah lagi jika proses oksidasi pirit tersebut menghasilkan Fe_{2+} . Reaksi oksidasi pirit yang menghasilkan Fe_{2+} tersebut adalah sebagai berikut :



Menurut Breemen (1993), kecepatan penurunan pH akibat oksidasi pirit ditentukan oleh jumlah pirit, kecepatan oksidasi, kecepatan perubahan hasil oksidasi, dan kapasitas netralisasi.

Oksidasi pirit pada tanah sulfat masam akibat drainase berlebihan telah banyak dipelajari. Drainase tanah meningkatkan potensial redoks. Pada penelitian kolom tanah sulfat masam yang berasal dari Nieuwikoop (Belanda) dan Pulau Petak (Kalimantan Selatan), diketahui bahwa potensial redoks (Eh) meningkat setelah didrainase dan mengakibatkan pirit teroksidasi. Pada tanah dari Nieuwikoop tersebut, pirit teroksidasi 1% bobot setelah didrainase selama 450 hari dan pH tanah relatif konstan setelah didrainase 100 hari. Sedangkan pada tanah Pulau Petak, pH terus menurun segera setelah didrainase. Perbedaan ini disebabkan oleh perbedaan kandungan karbonat, dimana tanah Nieuwikoop mengandung lebih banyak karbonat yang dapat menahan terjadinya penurunan pH (Ritsema *et al.* 1992).

Hasil penelitian Le Ngoc Sen (1988) pada tanah sulfat masam dari Mijdrecht Polder, Netherland menunjukkan bahwa kedalaman air tanah dan ada tidaknya lapisan bahan gambut diatas permukaan tanah mempengaruhi tingkat penurunan pH tanah dalam penampang tanah. Adanya lapisan bahan organik (gambut) pada permukaan tanah mineral menurunkan kecepatan pemasaman yang diduga akibat kurangnya suplai oksigen. Sedangkan kedalaman air tanah menaikkan ketinggian lapisan yang mengalami pemasaman. Hasil penelitian Yuliana (1998) pada tanah sulfat masam Karang Agung Ulu, Sumatera Selatan menunjukkan bahwa penurunan pH tanah sulfat masam yang didrainase semakin besar dengan semakin lamanya waktu oksidasi dan semakin dalamnya air bawah tanah dari permukaan lapisan pirit.

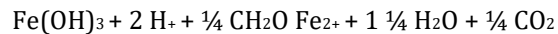
Hasil percobaan dengan simulasi dengan hujan buatan pada sistem surjan yang dilakukan oleh Sterk (1993) pada tanah sulfat masam delta Mekong menunjukkan bahwa jumlah asam yang tercuci paling tinggi pada surjan yang baru dibuat dan menurun dengan semakin tuanya umur pembuatan surjan.

Oksidasi pirit mengakibatkan perubahan kandungan ion-ion di dalam larutan tanah dan kompleks jerapan. Selama proses oksidasi, SO_{42-} dalam larutan tanah meningkat cepat dan sebaliknya Fe_{2+} dan Fe_{3+} menurun. Penurunan kandungan besi tersebut karena terjadinya presipitasi besi dalam bentuk besi feri yang sukar larut dan sebagian lagi terpresipitasi dalam

bentuk jarosit. Setelah periode oksidasi, kompleks jerapan didominasi oleh Al^{3+} yang menggantikan Ca^{2+} dan Mg^{2+} (Ritsema *et al.* 1992). Hasil penelitian Yuliana (1998) menunjukkan bahwa drainase tanah sulfat masam meningkatkan Al-dd, dan Fe (III) serta menurunkan Fe (II).

Proses pada Kondisi Reduksi

Kondisi lahan sulfat masam dalam keadaan tergenang sering dijumpai pada lahan rawa tipe luapan A yang selalu diluapi oleh air pasang besar dan kecil setiap hari, tipe luapan B pada saat pasang besar dimusim hujan, dan tipe C yang menggunakan sistim tabat limpas (stoplog/dam parit) pada musim hujan. Tanah sulfat masam yang menjadi masalah adalah yang telah mengalami oksidasi pada musim kemarau dan tergenang pada musim hujan disaat penanaman padi sehingga merubah kondisi oksidasi menjadi reduksi. Menurut Dent (1986), perubahan tersebut akan meningkatkan pH tanah karena adanya penggunaan H^+ dalam reaksi reduksi. Sebagai contoh penggunaan H^+ oleh $Fe(OH)_3$ yang dihasilkan dalam oksidasi pirit, dengan persamaan reaksi sebagai berikut :

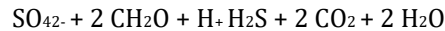


Reaksi reduksi tersebut berlangsung dengan bantuan bakteri anaerob dan adanya bahan organik sebagai penyumbang elektron. Oleh sebab itu, dibandingkan pada tanah biasa, kecepatan reduksi pada tanah sulfat masam yang digenangi lebih lambat karena kemasaman yang tinggi, rendahnya ketersediaan hara dan bahan organik yang mudah terdekomposisi, atau kombinasi dari kondisi-kondisi tersebut yang mengakibatkan bakteri anaerob kurang mampu berkembang. Hal ini terjadi terutama pada tanah sulfat masam yang telah lanjut sehingga mengandung kristal goetit dan hematit yang stabil sehingga sulit direduksi, sedangkan pada tanah sulfat masam yang muda, kaya akan koloid besi. Konsten *et al.* (1990) mendapatkan tidak adanya peningkatan pH setelah penggenangan pada tanah yang mempunyai kandungan oksida besi ferri yang rendah. Jadi tingkat kelarutan besi ferro dan kenaikan pH sangat dipengaruhi oleh ketersediaan besi yang dapat direduksi, bahan organik dan suasana anaerobik.

Peningkatan pH tanah menurunkan tingkat aktifitas Al^{3+} . Penurunan aktivitas Al akan menurunkan tingkat toksisitasnya, tetapi dilain pihak kondisi reduktif tersebut dapat mengakibatkan timbulnya ion atau senyawa lain juga bersifat toksik (racun) bagi tanaman, yaitu Fe^{2+} , H_2S , asam organik, dan CO_2 yang larut dalam jumlah tinggi dalam larutan tanah.

Menurut Hardjowigeno dan Rayes (2001), pada tanah sulfat masam muda, Fe_{2+} yang tinggi mudah terbentuk dan dapat bertahan beberapa bulan, karena tanah disangga oleh sulfat pada pH rendah sehingga Fe_{2+} tetap berada dalam larutan. Peningkatan Fe_{2+} umumnya mencapai puncak setelah 2-5 minggu digenangi. Hasil penelitian Moore dan Patrick (1993) menunjukkan bahwa serapan Fe pada tanaman padi berkorelasi dengan aktivitas Fe_{2+} dalam larutan tanah. Sedangkan pertumbuhan tanaman berkorelasi dengan pH tanah dan A_{Fe} (rasio aktivitas Fe_{3+} terhadap jumlah aktivitas kation divalent).

Keracunan H_2S tidak bersifat spesifik pada tanah sulfat masam. Breemen (1993) menyebutkan bahwa pada konsentrasi 0,1 mg/l H_2S sudah dapat meracuni tanaman padi. Keracunan terjadi umumnya pada tanah yang kaya bahan organik dan rendah besi. Keracunan H_2S hanya muncul setelah pH mencapai 5 yang tercapai setelah penggenangan yang lama, hal ini berkaitan dengan aktivitas bakteri pereduksi sulfat (*Desulfovibrio*). Timbulnya H_2S tersebut menurut Dent (1986), Konsten (1990) dan Breemen (1993) karena proses reduksi SO_{42-} dan jumlah yang terbentuk berhubungan langsung dengan bahan organik dengan reaksi sebagai berikut :



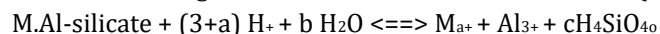
Reaksi reduksi sulfat tersebut selain membutuhkan bahan organik sebagai sumber elektron, dan juga pH yang sesuai agar berjalan cepat yaitu pH antara 4-5. Reduksi sulfat berjalan sangat lambat pada pH dibawah angka tersebut, karena itu pada tanah sulfat masam muda, reduksi sulfat berjalan lebih cepat dibanding pada tanah sulfat masam tua. Hasil pengamatan penulis di lapangan, gejala terbentuknya H_2S dengan konsentrasi yang tinggi hanya terjadi di kawasan rawa lebak (tercium bau menyengat gas H_2S), karena kondisi rawa lebak mendukung suasana yang diperlukan untuk terbentuknya H_2S tersebut, yaitu pH 4-5, konsententrasi rendah besi, kaya bahan organik dan sangat reduktif.

Hasil penelitian Yuliana (1998) menunjukkan bahwa perlakuan penggenangan 3 bulan setelah tanah sulfat masam didrainase 8 minggu dengan kedalaman air bawah tanah 40 cm dari lapisan pirit meningkatkan pH tanah dan kandungan Fe_{2+} , menurunkan Al-dd dan SO_{42-} . Hasil penelitian Ritsema *et al.* (1992) dengan penggenangan kembali selama 300 hari pada tanah sulfat masam dari Pulau Petak setelah didrainase selama 450 hari mengakibatkan kandungan Fe_{2+} pada tanah tersebut meningkat dengan cepat. Diduga peningkatan tersebut disebabkan oleh adanya proses reduksi Fe_{3+} yang berbentuk amorf menjadi Fe_{2+} .

Asam-asam organik terbentuk sebagai hasil fermentasi tanah tergenang yang kaya bahan organik, dan ini sangat berbahaya bagi tanaman padi bila konsentrasinya berada 0,1-1 mmol l⁻¹. Biasanya terjadi pada tanah bergambut (tanah sulfat masam yang dilapisi bahan gambut tipis atau kurang dari 50 cm) dengan kimia yang miskin, tanah berpasir dengan besi aktif rendah, dimana pH tetap rendah setelah penggenangan (Breemen 1993).

Dampak Oksidasi-Reduksi pada Tanah Sulfat Masam

Permasalahan utama pada tanah sulfat masam adalah adanya oksidasi-reduksi senyawa-senyawa yang terdapat dalam tanah tersebut, terutama oksidasi senyawa pirit yang menghasilkan asam sulfat. Dihasilkannya asam sulfat tersebut, membuat pH tanah menjadi sangat rendah sehingga terjadi degradasi mineral liat oleh ion hidrogen tersebut. Gambaran reaksi degradasi mineral liat menurut Breemen (1976) sebagai berikut:



Dalam suasana dengan konsentrasi ion hidrogen yang tinggi ini, sejumlah Al, Fe, dan Mn dibebaskan oleh proses degradasi tersebut diatas, sehingga logam-logam tersebut meningkat kelarutannya dan dapat meracuni tanaman, pH yang rendah dan kelarutan yang tinggi dari unsur meracun tersebut menurunkan total mikroorganisme dan membuat jumlah bahan organik tidak berkorelasi dengan total mikroorganisme. Menurut Breemen (1976), maksimum aktivitas Al₃₊ yang larut tergantung langsung pada pH dan aktivitas ion sulfat. Keaktifan ion Al meningkat 10 kali tiap penurunan pH satu unit. Pada tanah sulfat masam di Thailand, konsentrasi Al₃₊ pada air tanah meningkat dari 0,4 ppm pada pH 5,5 menjadi 54 ppm pada pH 2,8. Sedangkan Hicks *et al.* (2002) menyebutkan bahwa aktivitas Al dikontrol oleh kelarutan berbagai Alunimium-hidroksi-sulfat. Ion Al dapat menjadi beracun pada konsentrasi rendah (1-2 ppm), tergantung toleransi tanaman. Hasil penelitian Moore dan Patrick (1993) menunjukkan bahwa aktivitas Al₃₊ sangat dipengaruhi oleh pH tanah. Pada pH rendah dikendalikan oleh *jubarnite*, sedangkan pada pH tinggi oleh Al(OH)₃ *amorphous*. Kelarutan ion Al menurun bila dilakukan penggenangan, karena terjadinya peningkatan pH tanah sehingga ion Al mengendap, karena itu penanaman pada kondisi reduksi tidak muncul keracunan Al seperti halnya bertanam padi, kecuali terjadi kekeringan atau pada tanam sebar langsung dimana lahan belum tergenangi. Menurut Rorison (1973) kelarutan ion Al yang tinggi menghambat perkembangan jaringan, pemanjangan akar, dan pembelahan sel akar. Tingginya

kelarutan Al tersebut dapat menyebabkan terjadinya keracunan pada tanaman. Selain itu, kelarutan Al dan Fe yang tinggi mengakibatkan P terfiksasi menjadi bentuk yang lebih stabil dan sukar larut, sehingga tidak tersedia bagi tanaman. Dent (1986) menyebutkan bahwa pada pH kurang dari 3,5, ion H^+ dan Fe^{3+} dapat menghambat pertumbuhan tanaman, tetapi yang sangat prinsip adalah kelarutan ion Al, dimana pada pH 4.0-4.5, kelarutan Al meningkat.

Selain Al, ion Fe dan Mn juga meningkat kelarutannya. Pada kondisi oksidasi maka besi ferri (Fe^{3+}) yang dominan, sedangkan pada kondisi reduksi besi ferro (Fe^{2+}) yang dominan (Dent 1986). Pada keadaan yang sangat reduktif dan berlangsung lama, terjadi peningkatan ion besi ferro, dan dapat mengakibatkan terjadinya keracunan besi pada tanaman padi, terutama bila berada diatas batas toleransi varietas padi yang ditanam, dimana daun menjadi coklat, pertumbuhan anakan terhambat, perakaran jarang, pendek, kasar dan terselaputi warna coklat atau kemerahan. Terjadi peningkatan kandungan Fe^{2+} setelah tanah digenangi selama dua minggu. Kadar ion Fe^{2+} yang dapat meracuni bervariasi, terjadi pada 200-400 ppm. Mensvoort *et al.* (1991) menyebutkan angka 300 ppm sebagai awal terjadinya keracunan besi. Munculnya gejala keracunan besi juga dipengaruhi kadar hara lain dalam tanah seperti P, K, Ca dan Mg. Selain itu tergantung kepada toleransi varietas padi yang ditanam. Keracunan Mn^{2+} sering muncul karena adanya pergantian kering dan basah, dan sering muncul bersamaan keracunan Fe^{2+} . Gejala keracunan Fe dan Al pada tanaman padi di lahan sulfat masam disajikan pada Gambar 2.



Keracunan Al Keracunan Al Keracunan Fe

Gambar 2. Gejala keracunan Al pada kedelai dan padi serta keracunan Fe pada tanaman padi pada lahan sulfat masam. Dokumen: Anwar (1995, 2001 dan 2011). V. Degradasi dan Remediasi 539

Adanya peristiwa oksidasi-reduksi pada tanah sulfat masam berdampak terhadap tanaman yang tumbuh di atasnya dan perairan yang dilalui air drainase dari kawasan tersebut. Hasil penelitian yang dilakukan oleh Sylla *et al.* (1993) menunjukkan bahwa produksi padi pada tanah sulfat masam di Sierra Leone, Senegal dipengaruhi oleh kemasaman, salinitas dan tingkat keracunan besi.

Dampak oksidasi pirit terhadap lingkungan telah menjadi perhatian banyak peneliti. Menurut hasil pengkajian Breemen (1993), dampak proses oksidasi pirit adalah (1) pelepasan unsur-unsur mikro nikel (Ni), cobalt (Co), tembaga (Cu), seng (Zn), timbal (Pb), dan arsen (As). Menurut Alloway dan Ayres (1997) adanya pemasaman melarutkan logam-logam berat seperti Pb (timbal), Hg (raksa), dan Cd (cadmium).; (2) pelepasan Al^{3+} , sehingga mempunyai potensi untuk meracuni akar tanaman dan ikan, tergantung kepada varietas/spesies dan tahap pertumbuhan; (3) pelepasan SO_2 , gas ini terlepas selama oksidasi sulphide, karena itu merupakan sumber polusi udara melalui hujan asam; (4) Oksidasi besi (II) yang akan menghasilkan $FeOOH_{(s)}$ bila terlarut pada daerah kaya asam organik menyebabkan munculnya karatan yang berwarna coklat pada tumbuhan air atau pinggir-pinggir tanggul saluran air (Gambar 3).



Gambar 3. Karat besi pada saluran air drainase di persawahan lahan sulfat masam (Dokumen : Anwar, 2006)AGROEKOLOGI RAWA 540

Hasil penelitian Callinan *et al.* (1993) di Australia menunjukkan bahwa adanya pencucian lahan sulfat masam pada saat hujan lebat menyebabkan pH air menjadi rendah dan meningkatnya konsentrasi Al terlarut sehingga menyebabkan banyak ikan yang mati dan terkena penyakit akibat meningkatnya populasi jamur *Aphanomyces* sp. Hasil pengukuran Hick *et al.* (2002) selama 20 tahun menunjukkan produksi rata-rata asam sebesar 7×10^5 mole H/ha/tahun.

Hasil pengukuran Anda dan Siswanto (2002) menunjukkan bahwa dampak oksidasi pirit pada lahan sawah di Kalimantan Tengah selain menurunkan pH dan kandungan Ca, Mg, meningkatkan kelarutan dan kejenuhan Al pada tanah, juga menyebabkan berubahnya kimia saluran primer dan skunder, dimana pH menjadi lebih rendah, dan Al^{3+} , EC, SO_4^{2-} , dan Cl⁻ menjadi meningkat dibanding inlet (saluran masuk).

Akibat oksidasi tersebut berdampak terhadap tanaman dan merupakan faktor pembatas. Cho *et al.* (2002) menyebutkan bahwa faktor pembatas terhadap produksi pertanian (utamanya padi) di lahan sulfat masam Dataran Tengah Thailand adalah kemasaman yang tinggi, defisiensi P, dan kelarutan Al, Fe, dan Mn yang tinggi dan menyebabkan tanaman keracunan. Tanpa perbaikan, produksi sangat rendah berkisar 1-1,5 t/ha dan hanya pertanian tradisional dapat berkelanjutan. Penurunan kemasaman melalui pemberian kapur dan pencucian (melalui pengenangan) dapat memperbaiki produktivitas tanah.

Dampak pada proses reduksi lahan sulfat masam adalah (1) reduksi besi (III) menjadi besi II sehingga terjadi peningkatan konsentrasi besi (II), akibatnya dapat meracuni tanaman, dan bila didrainase akan menambah kadar besi di badan perairan; (2) reduksi sulfat menghasilkan H_2S , dalam konsentrasi tinggi bersifat racun bagi tanaman padi.

Teknologi Konservasi Tanah Sulfat Masam

Pengelolaan adaptif adalah model atau system pengelolaan yang menyesuaikan dengan situasi dan kondisi dari tanah sulfat masam sehingga dapat dimanfaatkan secara lestari dan tidak merusak lingkungan. Model pengelolaan adaptif ini bersifat meminimalkan terjadinya oksidasi senyawa pirit sebagai sumber masalah pada tanah tersebut, Model pengelolaan ini dapat ditempuh antara lain dengan:

Pemilihan lahan

Salah satu upaya untuk mencegah terjadinya oksidasi pirit adalah pemilihan lahan saat akan dimanfaatkan. Lahan-lahan yang mempunyai lapisan pirit < 50 cm, dari permukaan tanah, baik yang belum teroksidasi maupun sudah teroksidasi (lahan sulfat masam aktual) diusahakan tidak dimanfaatkan untuk berbagai komoditas, dibiarkan alami ditumbuhi oleh hutan/semak rawa, dan dipertahankan untuk selalu tergenang. Penggunaan lahan yang mempunyai lapisan pirit dangkal tersebut mempunyai potensi yang sangat besar terjadinya oksidasi pirit pada saat musim kemarau akibat pembuatan saluran, guludan/tabukan dan pengolahan tanah.

Tanah sulfat masam dikelompokkan menjadi dua, yaitu tanah sulfat masam aktual dan tanah sulfat masam potensial. Berdasarkan kriteria yang diungkapkan dalam Soil Taxonomy (Soil Survey Staf, 1998), tanah sulfat masam aktual adalah lahan sulfat masam yang telah mengalami oksidasi sehingga mempunyai lapisan sulfurik dengan ketebalan minimal 15 cm pada kedalaman 0-50 cm. Lapisan sulfurik dicirikan oleh pH < 3,5, termasuk dalam ordo Inceptisol dan grup *sulfaquept*, sedangkan tanah sulfat masam potensial adalah tanah sulfat masam yang mengandung lapisan sulfidik dan belum mengalami oksidasi. Lapisan sulfidik dicirikan oleh adanya lapisan pirit dengan kandungan >2%, umumnya mempunyai pH 3,5-4,0, termasuk ordo Entisols dan termasuk grup *sulfaquent*.

Untuk memudahkan dalam pengelolaan lahan, tanah sulfat masam oleh Widjaja-Adhi *et al.* (1992) dibagi menjadi dua, yaitu tanah sulfat masam aktual dengan penciri horizon sulfurik dimasukan kedalam lahan sulfat masam, sedangkan tanah sulfat masam potensial dengan penciri lapisan sulfidik dimasukan kedalam lahan potensial. Berkaitan dengan sangat beragamnya kondisi lahan yang memiliki horizon sulfurik dan lapisan sulfidik, maka dilakukan pembagian yang lebih rinci (Subagyo, 2006), yaitu : lahan sulfat masam potensial (bahan sulfidik 0-50 cm), lahan potensial 2 (bahan sulfidik 51-100 cm), lahan potensial 1 (bahan sulfidik 101-150 cm), lahan sulfat masam bergambut (bahan sulfidik 0-50 cm ada lapisan gambut), lahan sulfat masam aktual 2 (horizon sulfurik 0-50 cm), lahan sulfat masam aktual 1 (bahan sulfidik 0-100, sebagian teroksidasi, pH 3,5- 4,0) (Tabel 1). Dari pembagian tipologi lahan sulfat masam tersebut, maka dalam pemilihan lokasi untuk dimanfaatkan budidaya tanaman berkelanjutan hanya lahan potensial 1 dan 2.

Tabel 1. Pembagian tipologi lahan berpotensi pirit dan klasifikasi tanahnya.

Tipologi lahan	Karakteristik lahan	Klasifikasi tanah (Soil Taxonomy, 2010)
Lahan potensial		
Lahan potensial-1	Bahan sulfidik >100 cm, pH>4.0	Typic Hydraquents/ Endoaquents
Lahan potensial-2	Bahan sulfidik >50 cm, pH>4.0	Sulfic Hydraquents/ Endoaquents
Lahan sulfat masam		
Lahan sulfat masam potensial	Bahan sulfidik <50 cm, pH>4.0	Typic Sulfaquents
Lahan sulfat masam potensial bergambut	Bahan sulfidik <50 cm, pH>4.0	Histic Sulfaquents
Lahan sulfat masam aktual-1	Horison sulfurik <100 cm, pH 3.5-4.0	Sulfic Endoaquepts
Lahan sulfat masam aktual-2	Horison sulfurik <50 cm, pH<3.5	Typic Sulfaquepts

Sumber: Subagyo (2006)

Penataan lahan

Penataan lahan yang tepat juga dapat mengurangi resiko teroksidasinya lapisan pirit. Lahan yang ditata dengan sistem surjan atau tukungan membutuhkan kehati-hatian, agar lapisan pirit tidak terangkat ke permukaan dan teroksidasi. Seharusnya lahan yang dipilih untuk pembuatan surjan atau tukungan mempunyai kedalaman lapisan pirit > 100 cm.

Pembuatan surjan dilakukan secara bertahap dengan membuat tukungan terlebih dahulu dan mengambil tanah pada lapisan atas yang tidak mengandung pirit.. Selain itu, sebaiknya bagian guludan yang sudah terbentuk dibiarkan tercuci oleh air selama musim hujan agar asam-asam dan racun yang terbentuk tercuci, dan lahan siap ditanami.

Menurut Widjaja-Adhi (1995) dan Alihamsyah *et al*, (2000), lahan rawa pasang surut dapat ditata sebagai sawah, surjan dan tegalan disesuaikan dengan tipe luapan air dan tipologi lahan serta tujuan pemanfaatannya. Skenario penataan lahannya dapat mengacu kepada anjuran berikut (Tabel 2). Anjuran penataan lahan tersebut beracu pada karakteristik masing-masing tanah dan tipe luapan air, berdasarkan anjuran tersebut, terlihat bahwa untuk lahan sulfat masam sebaiknya disawahkan atau dijadikan persawahan tanpa pembuatan surjan. Dalam prakteknya, pembuatan surjan atau tukungan (gundukan) dilakukan secara bertahap, menggunakan tanah lapisan atas yang relatif lebih

subur, sehingga pengaruh kemasaman relatif lebih kecil, kemudian surjan atau tukungan dibiarkan tercuci air hujan beberapa bulan, baru ditanami.

Tabel 2. Anjuran penataan lahan pada rawa pasang surut

Tipologi Lahan	Tipe Luapan Air			
	A	B	C	D
Potensial	Sawah (Swh)	Swh/surjan	Swh/surjan/tegalan	Swh/tegalan/kebun
Sulfat masam	Swh	Swh/surjan	Swh/surjan/tegalan	Swh/tegalan/kebun
Bergambut	Swh	Swh/surjan	Swh/tegalan	Swh/tegalan/kebun
Gambut dangkal	Swh	Swh	Tegalan/kebun	Tegalan/kebun
Gambut sedang	-	Konservasi	Tegalan/perkebunan	Perkebunan
Gambut dalam	-	Konservasi	Tegalan/Perkebuna	Perkebunan
Salin	Swh/ Tambak	Swh/Tambak	-	-

Sumber: Widjaja Adhi, 1995.

Pemilihan komoditas

Senyawa pirit akan aman bila berada dalam kondisi alaminya, yaitu tergenang, karena itu komoditas yang akan dikembangkan pada tanah sulfat masam sebaiknya yang budidayanya membutuhkan genangan seperti padi dan sagu. Selain itu, juga dapat dijadikan lahan budidaya kayu gelam (*Melaleuca cajuputi* Roxb) yang dapat dimanfaatkan sebagai bahan bangunan, kayu bakar dan lain-lain.

Budidaya tanaman yang membutuhkan kondisi kering seperti palawija, hortikultura dan tanaman tahunan, memberi peluang yang besar terjadinya oksidasi senyawa pirit. Pada penanaman padi musim kemarau di lahan sulfat masam, ada periode lahan berada dalam kondisi kering, terutama pada saat air surut dan curah hujan yang rendah, akibatnya terjadi oksidasi sebagian senyawa pirit sehingga terjadi penurunan pH tanah selama masa pertanaman padi di musim kemarau seperti yang terlihat pada Tabel 3, karena itu meskipun dilakukan budidaya basah seperti padi, tetap membutuhkan teknologi budidaya dengan oksidasi pirit seminimal mungkin.

Tabel 3 Dinamika pH, DHL, besi, sulfat dan bahan organik tanah pada pertanaman padi musim kemarau di lahan sulfat masam

Waktu	pH	DHL	Fe-tds	F-lrt	SO4-tds	SO4-lrt	BOT
MST		$\mu\text{S/cm}$	me/100g				%
0	3.72 a	292.05 b	8.59 b	1.48 c	6.36 cd	0.74 bc	14.17 a
2	3.65 a	360.35 a	5.19 c	0.74 d	6.55 bcd	0.61 cd	11.79bc
4	3.61 a	316.60 ab	9.84 a	2.09 b	7.71 ab	0.81 abc	11.48 c
6	3.64 a	326.60 ab	10.44a	3.17 a	6.30 cd	0.83 ab	11.36 c
8	3.36 b	334.95 ab	8.12 b	1.26 c	8.15 a	1.00 a	12.23 bc
10	3.38 b	301.35 ab	5.46 c	1.10 cd	6.75 bc	0.64 bcd	12.62 b
12	3.32 b	276.35 b	3.06 d	0.30 e	5.26 d	0.53 d	12.90 b

tds = tersedia; lrt = terlarut; BOT = bahan organik tanah. MST = minggu setelah tanam Angka sekolom diikuti huruf yang sama tidak berbeda nyata (DMRT)

Sumber : Anwar (2006)

Penggenangan

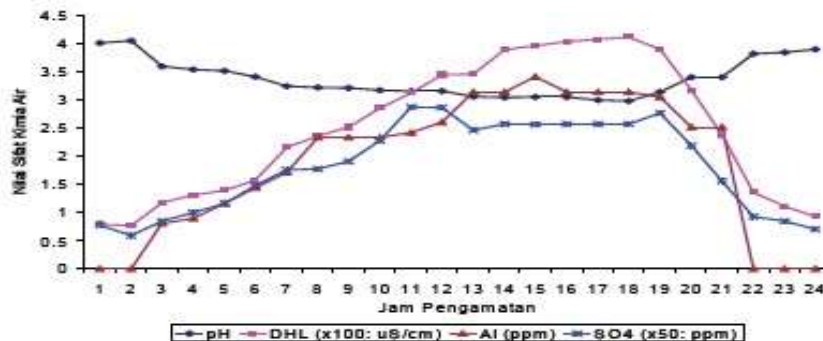
Oksidasi pirit membutuhkan suplai O_2 (oksigen). Lahan tergenang mempunyai kadar O_2 yang sangat kecil, tetapi pada kondisi kering, ketersediaan oksigen meningkat dan memicu terjadinya oksidasi pirit. Karena itu, untuk mencegah terjadinya oksidasi pirit perlu pengelolaan air yang terkendali agar oksidasi dapat diminimalkan tetapi lahan tetap produktif. Selama pertumbuhan tanaman padi, diusahakan lahan selalu tergenang, tetapi bila kondisi ini dipertahankan maka dapat memunculkan keracunan besi pada tanaman padi. Untuk itu, lahan perlu didrainase setiap minggu pada saat surut, agar ion besi ferro dan bahan racun lainnya yang terbentuk dapat tercuci saat air dikeluarkan pada petak sawah.

Untuk mencegah terjadinya oksidasi pirit di lahan sawah, maka permukaan lahan sawah perlu digenangi. Kondisi ini dapat diciptakan dengan menerapkan sistem tabat limpas (dam/stoplog) untuk menahan air keluar dari petakan sawah. Agar tinggi muka air dapat diatur, maka tinggi muka pintu tabat limpas diatur agar sejajar dengan ketinggian muka air disawah yang diinginkan, yaitu sekitar 3-5 cm. Genangan yang melebihi tinggi permukaan atas pintu tabat limpas secara otomatis akan keluar dari petak sawah. Pemasangan pintu tabat limpas dilakukan secara bertingkat, mulai petak sawah, saluran kuarter hingga saluran tersier agar kebocoran air dapat diminimalkan. Beberapa model pintu tabat limpas disajikan pada Gambar 4.



Gambar 4. Model tabat limpas dari bahan kayu di lahan rawa tipe luapan C. Dokumen: Anwar (2008, 2017) dan M. Noor (1996)

Penggenangan yang terus menerus akan meningkatkan konsentrasi Fe^{2+} dan dapat meracuni tanaman padi. Oleh karena itu air genangan perlu dibuang dari petak sawah setiap minggu, dan petak sawah diisi lagi dengan air hujan atau air pasang dari sungai. Agar air sungai tidak tercampur dengan air buangan dari sawah maka perlu diterapkan sistem aliran satu arah pada berbagai jenjang aliran air, mulai petak sawah, saluran kuartier, tersier dan sekunder. Pengisian petak sawah dengan air sungai sebaiknya dilakukan disekitar puncak pasang, karena saat itu air berada pada kualitas yang paling baik, hal ini terlihat dari dinamika kualitas air pasang surut selama 24 jam (Gambar 5).



Gambar 5. Fluktuasi kualitas air saluran sekunder selama 24 jam pada musim hujan 2003/2004 di Kebun Percobaan Belandean, Kabupaten Barito Kuala, Kalimantan Selatan (Anwar, 2006). Puncak pasang terjadi pada jam 02.00

Hasil penelitian menunjukkan bahwa penggenangan selama masa pertanaman musim hujan akan meningkatkan pH tanah, hal ini terjadi karena adanya proses reduksi yang mengikat ion H^+ . Selain itu, pemberian kompos jerami berperan membantu meningkatkan pH tanah, karena dekomposisi bahan organik akan menghasilkan elektron sehingga tanah semakin reduktif (Tabel 4).

Tabel 4. Pengaruh pemberian kompos jerami dan lama genangan terhadap pH tanah sawah pada pertanaman padi musim hujan.

Lama genangan (minggu)	pH	Kompos jerami (t/ha)	pH
0	3.17 d	0.0	3.26 b
2	3.23 d	0.9	3.28 ab
4	3.19 d	1.8	3.34 a
6	3.55 a	2.7	3.34 a
8	3.42 b	3.6	3.35 a
10	3.41 b		
12	3.30 c		

Angka sekolom diikuti huruf yang sama tidak berbeda nyata (DMRT)

Sumber : Anwar (2006)

Teknologi Remediasi Lahan Sulfat Masam

Pengelolaan konservatif merupakan model pengelolaan sekaligus pemulihan terhadap tanah sulfat masam yang telah mengalami oksidasi pirit (sakit) sehingga dapat dimanfaatkan untuk budidaya tanaman dan lingkungan perairan. Model pengelolaan ini antara lain:

Pencucian lahan

Tanah sulfat masam yang sudah mengalami oksidasi menghasilkan berbagai ion toksik. Untuk mengurangi ion tersebut, maka lahan perlu dicuci. Pada lahan pasang surut tipe luapan B, pencucian dapat dilakukan dengan menerapkan teknologi tata air aliran satu arah, dimana air pasang sungai dimasukan ke lahan melalui pintu masuk (inlet), dan air yang mengandung ion toksik dari sawah dikeluarkan saat air surut melalui pintu keluar (outlet). Pada lahan pasang surut tipe luapan C (tidak terluapi air pasang), lahan dicuci selama 3-4 minggu pada awal musim hujan agar ion toksik tercuci, setelah

itu dilakukan penahanan air agar lahan tergenang sesuai keperluan tanaman padi dengan penerapan pintu tabat limpas secara berjenjang. Beberapa hasil penelitian skala laboratorium dan rumah kaca menunjukkan bahwa pencucian tanah berpirit membawa ion-ion penyebab keracunan tanaman seperti H^+ , SO_4^{2-} , Al^{3+} , dan Fe^{2+} , juga membawa ion-ion yang diperlukan tanaman seperti Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ (Hatta, 2000 dan Rachim *et al.*, 2000). Kesimpulan yang sama juga didapat pada penelitian/pengamatan skala lapangan. Kekurangan hara akibat pencucian dapat diatasi dengan pemberian hara melalui pemupukan (Notohadiprawiro 1986; Konsten *et al.* 1990; Suriakarta *et al.*, 1992; Subagyo *et al.* 1997; Murti Laksono *et al.* 2001; Sarwani 2001).

Untuk kelancaran pencucian ion toksik pada lahan sulfat masam diperlukan jaringan drainase berupa kemalir atau parit cacing disertai saluran drainase dangkal disekeliling petak sawah. Jarak antar kemalir sangat tergantung kondisi lahan, semakin besar potensi ion toksik pada lahan sawah semakin banyak saluran kemalir yang diperlukan. Hasil penelitian Anwar (2001) menunjukkan bahwa semakin tinggi tingkat kemasaman tanah semakin rapat kemalir yang diperlukan. Pada pertanaman padi di lahan sulfat masam dengan potensi kemasaman dan keracunan Fe yang tinggi ($pH < 4$) diperlukan jarak antar kemalir 3 m dan dicuci tiap minggu dengan air pasang, sedangkan tanah dengan kemasaman yang ringan ($pH > 4$), jarak antar kemalir 6 m dan dicuci tiap minggu. Drainase yang kurang lancar akan menyebabkan munculnya keracunan besi (Fe). Widjaja Adhi (1994) menyarankan jarak antar kemalir berdasarkan kedalaman pirit seperti pada Tabel 5.

Tabel 5. Jarak antar kemalir pada persawahan di lahan sulfat masam

Kriteria Kedalaman Pirit dinya	Kedalaman Pirit (cm)	Jarak Antar Saluran (m)
Dalam	> 100	9 -12
Sedang	50-100	6-9
Dangkal	< 50 dan $pH > 3,5$	3-6
Lahan tidur	$pH < 3,5$	3

Sumber: Widjaja Adhi, 1994.

a. Penggunaan varietas padi toleran

Dalam menanggulangi dampak oksidasi pirit, selain melalui aspek tanah dan air, juga dilakukan dengan menanam varietas padi adaptif, sehingga lahan masih bisa ditanami walau sudah tercemar oleh ion ion racun. Para pemulia tanaman telah mendapatkan beberapa varietas padi tanaman pangan

yang relatif adaptif. Varietas padi pasang surut yang dihasilkan antara lain: Banyuasin, Dendang, Batang Hari, Punggur, Indra Giri, Margasari, Martapura Inpara 1, 2, 3, 4, 5, 6, , 8 dan 9. Tiap varietas tersebut umumnya adaptif di lahan sulfat masam dan toleran terhadap keracunan besi atau aluminum. Deskripsi varietas padi tersebut disajikan pada Tabel 6 (Puslitbangtan, 2014).

Tabel 6. Potensi Hasil dan Toleransi Varietas Padi Unggul Rawa Pasang Surut

Nama Varietas	Umur Panen (hari)	Potensi Hasil (t/ha)	Toleran keracunan	Ketahanan Cekaman Air
Inpara 1	131	6,5	Al, Fe	-
Inpara 2	128	6,0	Al, Fe	-
Inpara 3	127	5,6	Al, Fe	Terendam
Inpara 4	135	7,6	-	Terendam
Inpara 5	122	7,2	-	Terendam
Inpara 6	117	6,0	Fe	-
Inpara 7	114	5,1	Al, Fe	-
Inpara 8 Agritan	115	6,0	Fe	
Inpara 9 Agritan	114	5,6	Fe	
Dendang	123-127	5,0	Al, Fe, salinitas	-
Margasari	120-125	4,5	kemasaman, Fe	-
Martapura	120-125	5	kemasaman, Fe	-
Indragiri	117	6,0	Al,Fe	-
Mendawak	115	5	Al, Fe, salinitas	-
Lambur	120	4	Al, Fe	-
Siak Raya	125	6	-	-
Air Tenggulang	125	6	-	-
Punggur	117	5,5	-	-
Banyuasin	118-122	6,0	Al, Fe	-
Batang Hari	115-128	6,5	Fe	-

Sumber : Puslitbangtan, 2014.

Beberapa tanaman palawija seperti kedelai, jagung dan kacang tanah juga banyak memiliki toleransi kemasaman. Tanaman palawija yang memiliki toleransi kemasaman juga dapat mengurangi jumlah kapur yang diberikan. Hasil penelitian Koesrini (2011) menunjukkan beberapa varietas kedelai toleran terhadap kemasaman di lahan sulfat masam antara lain Wilis, Anjasmoro, Grobogan, Menyapa, Tampomas, dan Lawit, sedangkan hasil

penelitian Anwar *et. al* (2000) menunjukkan bahwa varietas kacang tanah yang adaptif di lahan sulfat masam antara lain, gajah, jerapah, singa, kancil dan pelanduk.

b. Ameliorasi

Ameliorasi tanah adalah pemberian bahan amelioran yang dapat memperbaiki sifat kimia, fisik atau biologi tanah. Beberapa bahan yang dapat memperbaiki sifat kimia tanah antara lain, kapur, pupuk organik (kompos), pupuk kandang, abu sekam, abu gergaji, dan fosfat alam. Ameliorasi ditujukan untuk memperbaiki lahan yang sudah tercemar atau sudah mengalami oksidasi pirit.

Pemberian Kapur. Pemberian kapur menurunkan kemasaman tanah. Beberapa hasil penelitian menunjukkan bahwa pemberian kapur dapat mengurangi aktifitas Al, Fe, Mn dan SO_4 dalam larutan tanah, serta meningkatkan pH tanah. Tingkat penurunan bahan toksik ditentukan berbagai faktor, antara lain: kandungan awal bahan toksik, daya sangga tanah, pH awal tanah, takaran dan sumber kapur yang diberikan, teknik aplikasi kapur, dan lain-lainnya (Anwar 1983, 1989, Oborn, 1993; Brown *et al.*, 2007).

Perbedaan mendasar antar tanah mineral masam di lahan rawa dengan di lahan kering adalah kandungan bahan organik. Permukaan lahan sulfat masam sebelumnya di lapisi oleh lapisan bahan organik (gambut), maka secara otomatis kadar bahan organik pada tanah sulfat masam termasuk kriteria tinggi sampai dengan sangat tinggi, seperti yang terlihat dari beberapa hasil analisis tanah sulfat masam yang dikemukakan oleh Anwar dan Alwi (2014) dan Subagio (2006). Kadar bahan organik tanah yang tinggi menyebabkan daya sangga tanah juga tinggi, sehingga pemberian kapur dengan tujuan meningkatkan pH tanah membutuhkan jumlah kapur yang sangat banyak.

Pemberian kapur pada lahan sulfat masam tujuan utamanya bukan untuk menaikkan pH tanah optimum tanaman, tetapi untuk memperbaiki kondisi lingkungan kimia perakaran tanaman dan memenuhi kebutuhan hara Ca dan Mg. Dalam prakteknya, tanaman padi dan palawija dapat tumbuh normal pada kisaran pH 4,3-4,5 di tanah sulfat masam, tidak diperlukan pH optimal tanaman yang berada pada kisaran pH 5.5-6,5. Kunci utama terletak pada penggunaan varietas toleran kemasaman dan tata air yang baik.

Anwar (2014) merangkum beberapa hasil penelitian Balittra selama periode 1984-2012, disimpulkan bahwa lahan sulfat masam potensial dengan pH < 4 perlu diberi kapur dolomit sebesar 2-3 t/ha, tetapi bila pH >4 cukup

diberi 1 t/ha, sedangkan Anwar *et.al* (2009) menunjukkan bahwa pada lahan sulfat masam aktual cukup diberikan kapur sebesar 3,45 t/ha dan untuk lahan sulfat masam actual dibeikan 6,58 t/ha. Untuk tumbuh normal, pH 4,5 sudah memberi pertumbuhan tanaman kedelai yang normal (Tabel 7).

Tabel 7. Keragaan hasil kedelai di lahan sulfat masam potensial, desa Simpang Jaya, Kabupaten Barito Kuala, MK 2009

Takaran Kapur (t/ha)	Lawit (t/ha)	Anjasmoro (t/ha)	Argomulyo (t/ha)	Rata-Rata (t/ ha)
13,80	2,964	2,948	1,582	2,498 a
10,35	2,326	3,783	2,005	2,705 a
6,90	2,852	3,033	1,623	2,503 a
3,45	3,342	3,047	1,635	2,675 a
0	2,048	2,101	1,297	1,815 b
Rata-rata	2,706 ab	2,982 a	1,628 c	2,439

Sumber : Anwar (2009)

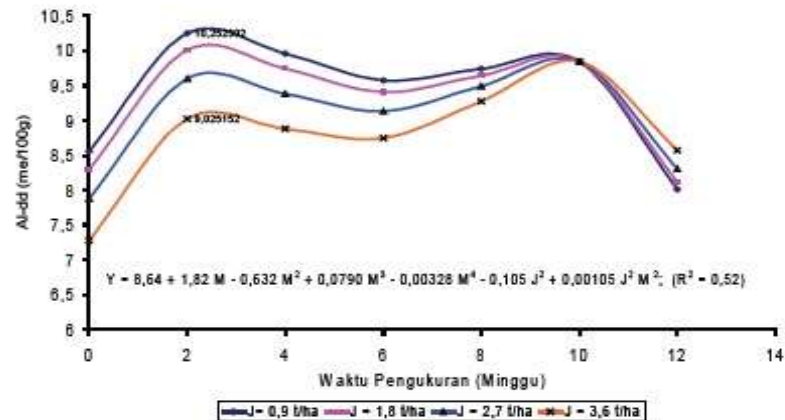
Pemberian Bahan Organik. Pada pertanian lahan rawa, bahan organik yang berpotensi digunakan adalah jerami padi, gulma dan bahan gambut. Selama ini para petani jarang mengembalikan jerami padi dalam bentuk organik, tetapi dalam bentuk anorganik melalui abu. Hal ini berarti telah menghilangkan kemampuan gugus fungsional bahan organik. Bahan organik apabila terdekomposisi merupakan sumber hara dan akan menghasilkan gugus fungsional hidroksil dan karboksil. Gugus fungsional tersebut akan mengikat Al, Fe, Mn dan unsur mikro lainnya sehingga menurunkan reaktivitas unsur tersebut (Bohn *et al.*, 2002; Senesi, 1994). Pada tanah sulfat masam yang mempunyai pH rendah, ion Fe memiliki kemampuan terikat relatif lebih kuat. Hal ini terlihat dari deret jerapan yang dikemukakan Schnitzer (1997), yaitu:

pH 4,7 : Hg= Fe= Pb>Al = Cr > Cu > Cd> Ni = Zn >Co> Mn

pH 3,7 : Hg> Fe > Pb>Al > Cu > Cr > Cd = Zn=Ni=Co= Mn

pH 2,4 : Hg> Fe > Pb>Al = Cu > Ni> Cr = Zn= Cd = Co = Mn

Hasil penelitian Anwar (2006) menunjukkan bahwa pemberian kompos jerami pada pertanaman padi pada lahan sulfat masam menurunkan Al-dd tanah (Gambar 6).



Gambar 6. Dinamika Al-dd tanah sawah dengan berbagai takaran kompos jerami pada lahan sulfat masam. Sumber : Anwar (2006)

Pemberian Zeolit. Zeolit merupakan batuan yang memiliki sifat –sifat spesifik, yaitu (a) mampu melakukan pertukaran ion, (b) dapat berfungsi sebagai penyaring molekuler, (c) sebagai katalis, dan (d) dapat mengalami dehidrasi maupun rehidrasi. Zeolit memiliki KTK antara 200-300 cmol/kg yaitu 2-3 kali KTK smektif dan vermillikulit (Ming dan Mumpton, 1989). Dari segi stabilitas, zeolit tergolong tahan terhadap lingkungan asam sehingga kerusakan struktur dapat dihindari dan reaktivitas zeolit dapat ditingkatkan dengan pengasaman (Anwar, 1992). Menurut Astiana (1993), rongga zeolit merupakan permukaan aktif, dan terdapat basa-basa seperti K, Na, Ca dan Mg yang dapat dipertukarkan oleh kation-kation lain. Selektivitas pertukaran tersebut mengikuti deret berikut :



Apabila dalam larutan tanah banyak dijumpai Fe dan Al, maka kedua ion ini akan lebih mudah menggantikan kedudukan kation K, Na ataupun Ca. Dengan demikian zeolit dapat dipakai untuk mengurangi kelarutan Fe dan Al termasuk anion SO_4^{2-} . Peranan zeolit ini dapat ditingkatkan melalui dealuminasi, alkalinasi maupun dehidrasi (Ming dan Mumpton, 1989). Dalam kasus oksidasi pirit, peran zeolit sangat kecil, karena tingginya tingkat kemasaman dan kelarutan ion racun pada tanah sulfat masam, akibatnya zeolit cepat jenuh, hal ini terlihat dari hasil penelitian Anwar (2006).

c. Penggunaan mikroba penghambat oksidasi

Penggunaan bahan penghambat oksidasi pirit merupakan teknologi mutakhir dalam mengatasi permasalahan pada tanah sulfat masam. Berdasarkan hasil pengkajian Pulford *et al.* (1988) diketahui bahwa phenanthroline, fosfat, silikat, sitrat, dan EDDA (*Ethylenediamine di-orthohydroxyphenylacetic acid*) dapat digunakan sebagai agen pengkomplek/pengendap ion besi ferro; dan Panasida (*2,2' dyhydrpxy 5,5' dichlorophenylmethante*) merupakan bakterisida yang berpotensi digunakan untuk mencegah kerja dari bakteri pengoksidasi (*Thiobacillus ferrooxidans*). Pengkajian lebih lanjut aplikasi bahan tersebut diperlukan untuk mengetahui efektifitasnya.

d. Penggunaan biofilter dan khemofilter untuk pencemaran air

Dampak oksidasi pirit juga terjadi pada perairan, dalam bentuk peningkatan kemasaman dan kelarutan unsur-unsur racun sehingga dapat menyebabkan ikan-ikan mati, mudah terserang penyakit dan terjadi suksesi ikan. Sammut *et al.* (1995) mendapatkan adanya pencemaran asam, Fe dan Al di perairan Australia Timur akibat oksidasi pirit. Hal ini mengakibatkan biota dan habitat perairan terganggu serta ikannya mati. Menurut Masak *et al.* (2000), pencemaran pada saluran drainase berdampak terhadap penurunan oksigen terlarut, matinya ikan dan cacing serta meningkatnya spesies yang toleran kemasaman. Selain itu terjadi koagulasi butir-butir liat dalam air sehingga saluran air tersier dan sekunder menjadi dangkal, dan air terlihat bening (Gambar 7). Tingginya ion besi yang terbentuk bila teroksidasi akan membentuk karat besi yang berwarna merah dan mencemari badan-badan air.



Gambar 7. Air saluran kawasan sulfat masam menjadi bening karena butir butir liat terkoagulasi dan mengendap pada dasar saluran. Dokumen: Anwar (2006)

Pencemaran air umumnya terjadi pada musim hujan, karena terjadinya pencucian bahan beracun ke badan air seperti saluran tersier dan sekunder. Pada musim kemarau dampaknya relatif lebih kecil karena air pencuci dari hujan rendah, serta semakin jauhnya air sungai masuk ke saluran sekunder dan tersier. Perbedaan ini sesuai hasil pengukuran yang dilakukan oleh Anwar (2006).

Dampak pencemaran terhadap air semakin besar dengan semakin jauh dari muara sungai atau saluran sekunder, hal ini berkaitan dengan kemampuan penetralan air sungai terhadap air drainase yang mengandung ion racun tersebut. Kemampuan air pasang masuk ke hulu semakin menurun dengan semakin jauh dari muara sungai atau saluran. Dari tabel 7 tersebut terlihat bahwa semakin jauh dari sungai Barito, kualitas air saluran sekunder semakin jelek.

Tabel 7. Kualitas Air Saluran Sekunder Terantang Saat Pasang Berdasarkan Jarak dari Sungai Barito,

Sifat Kimia Air	Jarak dari muara saluran sekunder (Sei. Barito) (Km)				
	0	2,5	4,0	5,5	7,0
pH	5,73	5,61	3,81	2,64	2,76
DHL (uS/cm)	50	82	403	945	1089
Al ³⁺ (me/L)	0,01	0,02	0,42	0,39	0,40
Fe ²⁺ (me/L)	0,03	0,04	0,10	0,31	0,53
Mn ²⁺ (me/L)	tu	tu	tu	0,02	0,02
SO ₄ ²⁻ (me/L)	0,03	0,07	2,32	5,35	6,91
Ca ²⁺ (me/L)	0,31	0,40	0,44	0,43	0,45
Mg ²⁺ (me/L)	0,16	0,22	0,80	1,34	1,53
K ⁺ (me/L)	0,02	0,02	0,06	0,09	0,09
Na ⁺ (me/L)	0,08	0,16	0,81	1,35	1,35

tu = tidak terukur. Sumber: Anwar *et al.* (1994)

Beberapa penelitian yang dilakukan Anwar (2006) menunjukkan bahwa biofilter insitu mempunyai kemampuan dalam mengurangi ion toksik yang keluar dari lahan sawah sulfat masam, sedangkan khemofilter seperti zeolite,

arang aktif, dan kapur cepat jenuh sehingga membutuhkan bahan khemofilter dalam jumlah besar dan tidak aplikatif di lapangan.

Penggunaan Biofilter. Biofilter adalah bahan hidup yang berfungsi menurunkan bahan pencemaran. Beberapa hasil penelitian menunjukkan bahwa gulma-gulma rawa *in situ* punya potensi sebagai biofilter, antara lain purun tikus (*Eleocharis dulcis*), bulu babi (*Eleocharis retroflaxa*), teratai (*Nymphoides indica*), ganggang (*Hydrilla verticillita*), rumput air (*Hydrotrophus echinospermus*), dan benta (*Leesia hexandra Sw.*) (Gambar 8).



Gambar 8. Biofilter pada kawasan tanah sulfat masam : (1) purun tikus (*Eleocharis dulcis*), (2) bulu babi (*Eleocharis retroflaxa*), (3) teratai (*Nymphoides indica*), (4) ganggang (*Hydrilla verticillita*), (5) rumput air (*Hydrotrophus echinospermus*), dan (6) purun tikar (*Eleocharis congesta*).

Sumber : Anwar, 2006.

Gulma yang sudah tua mempunyai kemampuan memfilter ion Fe lebih besar dibanding yang muda, tetapi lebih kecil kemampuannya dalam memfilter ion sulfat. Sebagian dari ion tersebut menempel pada batang gulma dan sebagian lagi terserap oleh akar, menumpuk di bagian batang gulma. Penelitian penggunaan purun tikus dan bulu babi menunjukkan bahwa kandungan H^+ , SO_4^{2-} , Al^{3+} , Fe^{2+} menurun pada air yang mengalir melintasi barisan biofilter. Purun tikus dapat menyerap Al dan Fe dalam jumlah besar dan mengakumulasi dalam jaringan tanaman. Hasil analisis

daun menunjukkan bahwa purun tikus dan kelakai (*Stenochlaena palustris*) merupakan penyerap Fe yang tinggi. Purun kudung (*Lepironea articulata*) mengakumulasi Fe dalam jaringan tanaman rata-rata sebesar 273,4 mg kg⁻¹, sedangkan kelakai sebesar 265,0 mg kg⁻¹. (Anwar, 2006; Mulyanto *et al.*, 1999).

Menurut Suriawiria (2003), kemampuan tanaman sebagai biofilter karena tanaman mempunyai mikroba rhizosfera yang mampu mengurai bahan organik dan anorganik di sekitar akar sehingga meningkatkan pH air buangan, menurunkan kandungan logam-logam berat, dan mereduksi beberapa jenis logam. Beberapa biofilter yang sudah dikenal antara lain enceng gondok (*Eichhaenia crassipes*), kayambang (*Silvina molesta*), ki apu (*Pistia stratiotes*), dan mendong (*Fimbristylis globulosa*). Hasil penelitian Anwar dan Susilawati (2013a dan 2013b) menunjukkan bahwa pada saluran drainase yang selalu tergenang, purun tikus rata-rata mengakumulasi 1.0 g Fe dan 0.625 g S per m² pada musim kemarau; 47.745 g Fe dan 0.486 g S per m² pada musim hujan, sedangkan bulu babi rata-rata mengakumulasi 11.296 g Fe dan 0.250 g S per m² pada musim kemarau, 29.042 g Fe dan 1.285 g S per m² pada musim hujan.

Fe dan S lebih banyak diakumulasi pada bagian akar purun, sedangkan bulubabi pada bagian batang, namun pada musim hujan Fe lebih banyak diakumulasi pada batang purun dibanding bagian akarnya. Terjadi perubahan nilai sifat kimia air drainase setelah dialirkan melalui biofilter. Hasil penelitian Anwar (2006) dan Anwar dan Susilawati (2013) menunjukkan bahwa bulu babi dan purun tikus mampu meningkatkan pH dan menurunkan konsentrasi Fe²⁺ dan Al³⁺ air drainase. Efektifnya biofilter tersebut karena bulu babi dan purun tikus mempunyai kemampuan untuk menempelkan sementara ion besi pada bagian tubuhnya yang kontak dengan air.

Penggunaan Khemofilter. Khemofilter kimia merupakan sebuah filter mekanik yang bekerja pada skala molekuler dengan menangkap bahan terlarut seperti gas, bahan organik terlarut dan ion-ion tertentu. Khemofilter dapat melakukan fungsinya dengan tiga cara, yaitu (1) serapan, (2) pertukaran ion, dan (3) jerapan (Anonim, 2002). Beberapa bahan kimia yang dapat berfungsi sebagai khemofilter adalah kapur, arang kayu, arang aktif dan zeolit.

Arang aktif memiliki ruang pori sangat banyak dengan ukuran tertentu, dengan luas permukaan 500-1500 m² sehingga sangat efektif menangkap partikel halus berukuran 0,01-0,0000001 mm. Pori-pori ini dapat menangkap partikel-partikel yang sangat halus (molekul) dan menjebaknya disana. Dilihat dari kemampuannya dalam mengabsorbsi molekul, maka arang

aktif mempunyai kemampuan yang sangat besar untuk mengabsorpsi ion meracun air drainase dari tanah sulfat masam, termasuk gas-gas yang ada dalam larutan. Hasil penelitian Pari (1996) pada air sumur tercemar, arang aktif dari serbuk gergajian sengon mampu mengabsorpsi (menarik) logam Fe, Mn, Zn, dan anion SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , dan Cl- serta menjernihkan air. Arang aktif dapat dibuat dari berbagai bahan organik yang ada di masyarakat, antara lain dari cangkang/sabut kelapa, serbuk gergaji kayu, batubara, dan lain-lain. Menurut Pari (2002), pada tahun 1986 di Kalimantan telah berdiri pabrik arang aktif dari limbah serbuk gergajian kayu sebagai bahan baku utama.

Arang kayu/serbuk merupakan arang hasil pembakaran kayu/serbuk, baik melalui sistem timbun, kiln bata atau menggunakan drum. Menurut Pari (2002), secara morfologis arang memiliki pori yang efektif untuk mengikat atau menyimpan hara, dan dapat berfungsi untuk meningkatkan pH tanah dan menyerap kelebihan CO_2 . Adanya pori pada arang kayu tersebut diharapkan dapat berfungsi sebagai pengabsorpsi ion-ion meracun dan gas dari air drainase.

Kapur merupakan bahan penetral sumber kemasaman tanah dan air. Air drainase yang mengandung ion meracun dapat bereaksi dengan kapur sehingga konsentrasi ion meracun menjadi menurun, sedangkan zeolit dengan fungsinya sebagai penyaring molekuler akan mampu menyaring ion meracun seperti Fe, Al dan SO_4 yang berada dalam air drainase sehingga konsentrasi ion tersebut dalam air yang melewati zeolit akan lebih rendah.

Hasil penelitian Anwar dan Susilawati (2013) menyimpulkan bahwa (a) kapur, arang aktif dan arang bakar mempunyai kemampuan menurunkan kemasaman air yang melaluinya. Dolomit mampu menaikkan pH air diatas 5,0, sedangkan arang aktif 4,3 sedikit diatas arang bakar. Kemampuannya dipengaruhi oleh macam khemofilter dan ukuran butir. Dolomit lebih efektif dibanding arang aktif dan arang aktif lebih aktif dibanding arang bakar; (b) semakin kecil ukuran butir semakin besar kemampuannya dalam meningkatkan pH air drainase, namun semakin sedikit air debit air yang keluar melalui khemofilter, dan semakin cepat jenuh; (c) kelemahan dalam aplikasi di lapangan adalah cepat jenuh karena kualitas air drainase kawasan sulfat masam yang sangat jelek sehingga membutuhkan jumlah khemofilter yang sangat banyak.

Penutup

Senyawa pirit (FeS_2) merupakan penciri utama pada tanah sulfat masam. Oksidasi pirit meningkatkan kemasaman tanah dan SO_4 , akibatnya kelarutan ion-ion Al , Mn , Fe^{3+} , dan beberapa unsur mikro lainnya juga meningkat. Bila lahan tergenang kembali, maka kelarutan Fe^{2+} meningkat, sehingga menghambat pertumbuhan tanaman padi. Bila ion ini tercuci oleh air hujan atau luapan air pasang, maka badan-badan air akan tercemar oleh ion-ion tersebut, sehingga biota perairan banyak yang mati dan terjadi suksesi ikan rawa.

Untuk mengatasi kondisi tersebut dibutuhkan pengelolaan adaptif dan konservatif. Pengelolaan adaptif merupakan model pengelolaan yang menyesuaikan dengan sifat dan situasi untuk mencegah atau meminimalkan terjadinya oksidasi senyawa pirit, sedangkan pengelolaan konservatif merupakan model pengelolaan terhadap tanah yang senyawa piritnya sudah terlanjur mengalami oksidasi.

Pengelolaan konservatif berupa upaya pencegahan/minimalisasi terhadap oksidasi pirit, dapat dilakukan dengan (1) hanya memanfaatkan lahan yang mempunyai kedalaman lapisan pirit lebih dari 50 cm, (2) memanfaatkan hanya untuk persawahan atau budidaya yang membutuhkan genangan, dan (3) penggenangan. Teknologi remediasi mencakup (1) pencucian lahan, dengan menerapkan sistem aliran satu arah dengan penggunaan pintu sistak (pintu ayun dan pintu tabat limpas) untuk lahan sulfat masam tipe luapan B, dan pemanfaatan tabat limpas untuk lahan sulfat masam tipe luapan C, (2) penggunaan varietas toleran, dan (3) ameliorasi.

Untuk mengurangi pencemaran air dan lahan sawah, prinsipnya adalah menurunkan konsentrasi bahan pencemar dalam air dan di petakan sawah. Hal ini dapat dilakukan dengan cara mengalirkan air sungai atau air hujan sebagai pengencer, dan melakukan filterisasi terhadap air masuk dan keluar petakan sawah dengan menggunakan biofilter (bulubabi atau purun tikus).

DAFTAR PUSTAKA

- Alihamsyah, T., E. E. Ananto, H. Supriadi, I. G. Ismail dan DE. Sianturi. 2000. Dwi Windu Penelitian Lahan Rawa: Mendukung Pertanian Masa Depan. Proyek Penelitian Pengembangan Pertanian Rawa Terpadu –ISDP. Badan Litbang Pertanian. Bogor.
- Alloway BJ. and Ayres DC. 1997. Chemical Principles of Enviromental Pollution. Second edition. London : Blackie Acad. & Professional.
- Anonim. 2002. Filter Kimia. Di dalam O-Fish (Ornamental-Fish Information Service). Highlight. <http://www.0-fish.com/Filter/filter.uv.htm>.
- Anwar K. 1983. Pengaruh pemberian gambut pada tanah sulfat masam terhadap sifat kimia tanah dan pertumbuhan jagung [Skripsi]. Bogor: Institut Pertanian Bogor, Fak. Pertanian, Departemen Ilmu Tanah.
- Anwar K. 1989. Pengaruh pemberian kapur dan fosfat alam terhadap beberapa sifat kimia tanah, pembentukan nodula, dan hasil kedelai pada tanah sulfat masam [Tesis]. Bandung : Universitas Padjadjaran, Fakultas Pascasarjana.
- Anwar S. 1992. Stability of natural zeolite amandements in acid soils. Thesis of master. Univ. Wisconsin, Medison.
- Anwar K, Sarwani M , Itjin R. 1994. Pengembangan pengelolaan air di lahan pasang surut: pengalaman dari Kalimantan Selatan. Di dalam: Sarwani M *et al.* (ed.). Pengelolaan Air dan Produktivitas Lahan Rawa Pasang Surut: pengalaman dari Kalimantan Selatan dan Tengah. Banjarbaru: Balittan Banjarbaru. hlm. 93-110.
- Anwar K. dan M. Alwi. 1994. Pengaruh pemberian kapur dan fosfat terhadap pertumbuhan dan hasil kedelai di lahan pasang surut sulfat masam. Risalah Hasil Penelitian Kacang-kacangan 1990-1993. Hal. 11-22. Balittan Banjarbaru. Banjarbaru.
- Anwar, K., Koesrini, Nurita, Y. Raihana dan E. Berlian. 2009. Pengembangan teknologi pemberian kapur dolomit berdasarkan batas kritis Al spesifik lokasi untuk meningkatkan produktivitas kedelai dan jagung lebih dari 50% dan efisiensi pemupukan lebih dari 20% pada lahan sulfat masam. Laporan Hasil Penelitian. Balittra Banjarbaru. 20 hal.
- Anwar K. 2006. Peningkatan Kualitas Tanah Sawah dan Air Buangan di Saluran Drainase pada Tanah Sulfat Masam. Disertasi. Institut Pertanian Bogor. Bogor.
- Anwar K, dan A. Susilawati. 2013a. Kemampuan Khemofilter dalam Menurunkan Kemasaman Air Drainase Lahan Sulfat masam. Prosiding Semnas Pertanian Ramah Lingkungan 2013. BBSDLP. Bogor.
- Anwar K, dan A. Susilawati. 2013b. Peranan Gulma Rawa dalam Meningkatkan Kualitas Air Drainase Lahan Sulfat Masam. Kemampuan Khemofilter dalam Menurunkan Kemasaman Air Drainase Lahan Sulfat masam. Prosiding Semnas Pertanian Ramah Lingkungan 2013 BBSDLP. Bogor.

- Anwar K. dan M. Alwi. 2014. Ameliorasi dan pemupukan tanaman kedelai di lahan rawa pasang surut. Buku Kedelai: lahan rawa pasang surut mendukung swasembada pangan dan bioindustri. IARRD Press. Balitbangtan. Jakarta.
- Anda M dan Siswanto B. 2002. Change of acid sulfate soil properties and water quality as affected by reclamation in a tidal backswamps area. Di dalam : Acid Sulphate Soil Management In Tropical Environments. 17th WCSS: Thailand, August 2002. Paper No 144: 1-14.
- Astiana S. 1993. Perilaku mineral zeolite dan pengaruhnya terhadap perkembangan tanah [Disertasi]. Program Pascasarjana Institut Pertanian Bogor.
- Bohn HL, Myer RA, and O'Connor GA. 2002. Soil Chemistry. 3 Edition. New York: Jhon Willey & Sons.
- Balittra. 2001. 40 tahun Balittra: perkembangan dan program penelitian ke depan. Balittra. Balitbangtan. Deptan. Banjarbaru
- Breemen N van. 1976. Genesis and solution chemistry of acid sulphate soils in Thailand. [Pudoc]. Wageningen:Centre for Agric. Publ. and Duc.
- Breemen N van. 1993. Environmental aspects of acid sulphate soils. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992. hlm.391-402
- Brown, T.T., R.T. Koenig, D.R. Huggins, J.B. Harsh, and R.E. Rossi, 2007. Lime effect on soil acidity, crop yield, and aluminium chemistry in direct-seeded cropping system. *Soil Sci. Soc.Am.J.* 72;634-640.
- Callinan RB, K. Sammut & GC Fraser. 1993. Dermatitis, branchitis and mortality in empire gudgeon *Hypseleotris Compressa* exposed naturally to runoff from acid sulfate soils. *Diseases of Aquatic Organisms*. 63:247- 253. Australian.
- Cho KM, Ranamukhaarachchi SI, and Zoebisch MA. 2002. Cropping systems on acid sulphate soils in the central plains of Thailand: constraints and remedies. Di dalam : Acid Sulphate Soil Management In Tropical Environments. 17th WCSS: Thailand, August 2002. Paper No 812: 1-10.
- Dent D. 1986. Acid Sulphate Soils: A baseline for research and development. Wageningen: ILRI Publ. 39.
- Gerstler, Z. 1991. Behaviour of organik agrochemicals in irrigated soils. In: Chemistry, Agriculture and the Environment (Ed. M.L.Richardson). Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 332-369. Goring *et al.*, (1975).
- Hatta M. 2000. Pengaruh drainase dan pencucian terhadap sifat kimia tanah pada tanah sulfat masam (Hydraquentic Sulfaquepts) dari Delta Telang, Sumatera Selatan. [Tesis]. Bogor: IPB, Program Pascasarjana.

- Hardjowigeno S dan. Rayes ML 2001. Tanah Sawah. Bogor : IPB, Program Pascasarjana.
- Hick W, Bowman G, and Fitzpatrick R. 2002. The geochemistry of Australian tropical acid sulphate soils and their environmental hazard. Di dalam : Acid Sulphate Soil Management In Tropical Environments. 17th WCSS: Thailand, August 2002. Paper No 238: 1-10.
- Klepper O, Chairuddin G, and Hatta GM. 1993. Ecological Aspect of the Development of Acid Sulphate Soils in the Humid Tropics: ecological aspect of their development. Wageningen : AAARD & LAWOO.
- Konstens CJM, Suping S, Aribawa IB, and Widjaja-Adhi IPG. 1990. Chemical processes in acid sulphate soils in Pulau Petak, South and Central Kalimantan. In AARD/LAWOO (ed.). Paper Workshop on Acid Sulfate Soils In The Humid Tropics; Bogor, 20-22 November 1990. Bogor: AARD. hlm. 109-135.
- Koesrini, Nurita dan K. Anwar. 2011. Perbaikan kualitas`lahan untuk meningkatkan produktivitas kedelai di lahan rawa sulfat masam potensial. Jurnal Tanah dan Iklim Edisi Khusus Rawa. Balai Besar Sumber Daya Lahan Pertanian. Bogor
- Le Ngoc Sen. 1988. The evaporation and acidification process in an acid sulphate soils. In Dost H (ed). Selected Papers of the Dakkar Symposium on Acid Sulphate Soils; Dakar, January 1986. Wageningen : ILRI. Publ. 44. hlm. 135-149.
- Masak FJ, W. Hicks, EA Gardmen, GD Carlin, and DW Froggatt. 2000. Vol 41(7). 319-326. Bulletin Polusi.
- Mensvoort MEF van, Duang Van Ni and van der Schans J. 1991. Improvement of acid sulphate soils by leaching with salt or brackish water.. In:. Detrurck P and Ponnampereuma FN. (ed). Rice Production on Acid Soils of The Tropics. Kandy: Inst.Fundamental Studies. hlm. 219-224.
- Mensvoort MEF van and Dent DL. 1998. Acid sulphate soils. In. Lal R, Blum WH, Valintine C, and Stewart BA.(ed). Method for Assesement of Soil Degradation. Florida: CRC Press LLC. hlm. 301-337.
- Ming DW and Mumpton FA. 1989. Zeolitesin Soils. In JB Dixon and SB Weed (eds) Mineralsin Soil Environments. 2nd ed. Soil Sci.Soc.Am.Madison.
- Moore PA and Patrick Jr. WH. 1993. Metal avaulability and uptake by rice in acid sulphate soils. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992.hlm. 205-224.
- Mulyanto B., Suwardi, Sumawinata. 1999. Hubungan asosiasi vegetasi dengan sifat-sifat tanah dalam sekuen suksesi pada sistem pengelolaan lahan orang banjar (SPOB) di Kalimantan Selatan. Gakuryoku. IV (2):24-33.
- Murtalaksono K, Sudarmo, Sutandi A, Djajakirana A, Sudadi U. 2001. Model system drainase dalam hubungannya dengan oksidasi pirit serta

- pengaruhnya terhadap sifat kimia tanah dan kualitas air pada tanah sulfat masam. Laporan Penelitian Hibang Bersaing Perguruan Tinggi T.A. 1998/99- 2000/01. Bogor : IPB, Fakultas Pertanian.
- Nugroho K, Alkasuma, Paidi, Wahdini W, Abdurachman, Suhardjo H, dan Widjaja-Adhi IPG. 1992. Peta areal potensial untuk pengembangan pertanian lahan pasang surut rawa dan pantai. Proyek Penelitian Sumber Daya Lahan. Bogor: Pusat Penelitian Tanah dan Agroklimat.
- Notohadiprawiro T. 1986. Tanah Estuarin: watak, sifat, kelakuan dan kesuburannya. Jakarta: Ghalia Indonesia
- Oborn I. 1993. Effect of liming and P-fertilization on cereals grown on an acid sulphate soil in Sweden. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992 Hlm.225-236.
- Pari G. 1996. Pembuatan arang aktif dari serbuk gergajian sengon dengan cara kimia. Forest Products Research Bulletin. 14(8): 308-320.
- Pari G. 2002. Pemanfaatan arang aktif dari serbuk gergajian sengon. Makalah Falfasah Sains. PPS IPB. http://rudyc.tripod.com/sem2_012/gustan_pari.htm-94k.
- Pulford ID, Backes CA, and Duncan HJ. 1988. Inhibition of Pyrite oxidation in coal mine waste. In Dost H. (ed). Selected Papers of the Dakkar Symposium on Acid Sulphate Soils; Dakar, January 1986. Wageningen : ILRI. Publ. 44. Hlm. 59-67.
- Puslitbangtan. 2013. Teknologi produksi tanaman pangan di lahan pasang surut. <http://pustaka.bogor.net/publ/warta.coww231.htm-8k>.
- Rachim A, Murti Laksono K, Sastiono A dan Sudradjad. 2000. Peningkatan produktivitas tanah sulfat masam untuk budidaya tanaman palawija melalui pencucian dan penggunaan amelioran. Laporan Akhir Hibah Bersaing Perguruan Tinggi TA 1997/98 – 1999/00. Bogor: IPB, Fakultas Pertanian.
- Ritsema CJ, Groenenberg JE, and Bisdom EBA. 1992. The transformation of potential into actual acid sulphate studied in column experiment. Geoderma 55 : 259-271.
- Rorison IJ. 1973. The effect of extreme soil acidity on the nutrient uptake and physiology of plants. In Dost H. (ed) Proc. Int. Symp. Acid Sulphate Soils. Wageningen: 13-20 August 1972. Wageningen: ILRI Publ. No. 18. I: 223-254.
- Sammut J., MD. Melville, RB Callinan and GC Fraser. 1995. Estuarine acidification: Impact on aquatic biota of draining acid sulphate soils. Australian Geographical Studies. Vol 33, issue 1. Page 89-1000.
- Sarwani M. 2001. Penelitian dan pengembangan pengelolaan air di lahan pasang surut Di dalam Ar-Riza I. Alihamsyah T. dan Sarwani M. (ed.).

- Pengelolaan Air dan Tanah di Lahan Pasang Surut. Monograf. Banjarbaru: Balittra. Hlm. 19-42.
- Schnitzer M.1997. Pengikatan bahan humat oleh koloid mineral. Di dalam Interaksi Mineral Tanah dengan Organik Alami dan Mikroba. Goenadi DH, peterjemah; Sudarsono, editor. .Yogyakarta: Gajah Mada University Press. Terjemahan dari Interactions of Soil Mineral With Natural Organic and Microbes. SSSA Spescial Publ. No. 17. Hlm. 119-156
- Senesi N. 1994. Spectroscopic studies of metal ion humic substance cemplexion in soil. In 15th World Congress of Soils in Humid Tropics: Water Management and Soil Fertility. Wageningen: AARD & LAWOO. Hlm. 11-24.
- Soil Survey Staff. 1998. Key to Soil Taxonomy. 8 edition. Washington DC: NRCS, US Dept. of Agriculture.
- Sterk G. 1993. Leaching of acid from the topsoil of raised beds on acid sulphate soils in the Mekong delta, Vietnam. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992. Hlm. 241-246.
- Suriakarta D. A., Widjaja Adhi IPG dan Subiksa M. 1992. Pengelolaan tanah dan air pada lahan pasang surut di Karang Agung Ulu, Sumatera Selatan. Di dalam Partohardjono dan Syam M (ed). Risalah Pertemuan Nasional Pengembangan Terpadu Pertanian Lahan Rawa Pasang Surut dan Lebak; Cisarua 3-4 Maret 1992. Bogor: Puslitbang Tanaman Pangan. hlm. 81-90.
- Suriawira U. 2003. Mikrobiologi Air dan Dasar-dasar Pengolahan Buangan Secara Biologis. Cet ke 3. PT. Alumni, Bandung. 330p.
- Subagyo H. 2006. Lahan Rawa Pasang Surut. Didalam Didi Ardi, Undang Kurnia, Mamat HS., Wiwik Hartatik, dan Diah Setyorini (ed.). Karakteristik dan Pengelolaan Lahan Rawa. BBSDLP. Balitbangtan. Deptan. Bogor..
- Subagyono K. Tagus Vadari, dan IPG. Widjaja-Adhi. 1997. Strategi pengelolaan air dilahan rawa pasang surut: prospek dan kendala. Didalam Prosiding PertemuanPembahasan dan Komunikasi Hasil Penelitian Tanah dan Agroklimat; Cisarua 4-6 Maret 1997. Bogor: Puslitanak.
- Sylla M, van Breemen N, Fresco LO, Dixon C and Stien A. 1993. Temporal and spatial variability of soil constrains affecting rice production along the Great Scarcies mangrove swamps, Sierra Leone. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992.Hlm. 247-260.
- Widjaja-Adhi, IPG. 1986. Pengelolaan rawa pasang surut dan lebak. Jurnal Badan Litbang Pertanian, V:l:1-9.
- Widjaja-Adhi IPG, Nugroho K, Suriadikarta DA, dan Karama AS. 1992. Sumberdaya lahan rawa: Potensi, keterbatasan, dan pemanfaatan. Didalam Partohardjono dan Syam M (ed). Risalah Pertemuan Nasional Pengembangan Terpadu Pertanian Lahan Rawa Pasang Surut dan Lebak; Cisarua 3-4 Maret 1992. Bogor: Puslitbang Tanaman Pangan. hlm. 19-38.

- 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.
- Willet IR, Melville MD, White I. 1993. Acid drain waters from potential acid sulphate soil and their impact on estuarine ecosystems. In: Dent DK and van Mensvoort MEF. (ed). Selected Paper of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils; Vietnam, March 1992. hlm.419-425.
- Yuliana ED. 1998. Pengaruh lama pengeringan dan kedalaman muka air tanah terhadap sifat-sifat dan produktivitas tanah berpirit dari Karang Agung Ulu, Sumatera Selatan. [Tesis]. Bogor: IPB, Program Pascasarjana.