

PERANAN LAPIS GAMBUT TERHADAP MOBILITAS KARBON ORGANIK TERLARUT DAN PELEPASAN ION FE DAN AL PADA TANAH GAMBUT BERSUBSTRATUM BAHAN SULFIDIK

(The Role of Peat Layer to DOC mobility and Fe and Al Ions release on Peatland with sulphidic substratum)

Damanik, Z.¹, Purwanto, B.H.², Hanudin, E² dan Radjagukguk, B²

¹) Fakultas Pertanian Universitas Palangka Raya

²) Jurusan Ilmu Tanah Fakultas Pertanian Universitas Gadjah Mada

Email Koresponden : damanik_unpar@yahoo.com

Diterima : 31/08/2015

Disetujui : 10/10/2015

ABSTRAK

The objectives of this study was to investigate the role of peat layer in the mobility of DOC and the release of toxic elements from the underlying sulphidic materials for the various peat thicknesses. The study was conducted in the soil department greenhouse, Faculty of Agriculture, Gadjah Mada University from July to August 2015. The experiment conducted in soil column made from PVC pipe which have different peat layer thicknesses (without peat layer, < 50 cm, and 50-100 cm). Leaching was conducted every week, with 500 cc distilled water for 4 weeks. Filtrate was collected, and pH, dissolved organic carbon, and Fe and Al ions was analyzed. The results of the study showed that diminution of thickness of the peat stratum of the soils underlaid by sulphidic material substratum caused the release, and mobilization of Fe²⁺ and Al³⁺ ions along with leaching water which might have a significant impact in decreasing the quality of the surrounding water environments in the form of acidification, and enrichment of Fe²⁺ and Al³⁺ ions. In addition to the impact of the thickness of the peat stratum, quality of the leaching water was also determined by the quality of the peat material, primarily the degree of decomposition, and concentration of DOC which played the role of chelating agent for toxic ions such as Fe and Al.

Key Word : Mobility, Organic Carbon, Ion Release, Sulphidic.

ABSTRACT

Penelitian ini bertujuan untuk mempelajari peranan lapisan gambut terhadap mobilitas KOT dan pelepasan ion-ion toksik, yakni Fe dan Al dari bahan sulfidik dibawahnya pada berbagai ketebalan gambut. Penelitian dilakukan di rumah kaca Jurusan Tanah Fakultas Pertanian Universitas Gadjah Mada dari bulan Juli sampai Agustus 2015. Percobaan menggunakan pipa PVC yang berisi kolom tanah dengan ketebalan lapisan gambut yang berbeda (tanpa lapisan gambut, < 50 cm, dan 50-100 cm). Pelindian dilakukan setiap minggu selama empat minggu menggunakan air destilasi sebanyak 500 cc. Filtrat yang terkumpul dianalisis pH, karbon organik terlarut, dan ion-ion Fe dan Al. Hasil penelitian menunjukkan penipisan atau kehilangan lapisan gambut pada tanah bersubstratum bahan sulfidik menyebabkan pelepasan dan mobilisasi ion-ion Fe dan Al, bersama air lindian yang dimungkinkan berdampak pada penurunan kualitas lingkungan perairan di sekitarnya berupa pemasaman dan pengayaan ion-ion Fe dan Al. Selain dipengaruhi oleh ketebalan lapisan gambut, kualitas air lindian juga ditentukan oleh kualitas bahan gambut, yaitu tingkat dekomposisinya dan konsentrasi KOT yang berperan sebagai agen pengkhelat ion-ion toksik seperti Fe dan Al.

Kata Kunci : Mobilitas, Karbon Organik, Pelepasan Ion, Sulfidik

PENDAHULUAN

Lahan gambut merupakan suatu ekosistem yang unik dan rapuh, karena lahan

ini berada dalam suatu lingkungan rawa. Oleh karena dalam lingkungan rawa, maka lahan ini senantiasa tergenang sehingga terbentuk tanah yang belum mengalami perkembangan, seperti

tanah-tanah aluvial (*Entisols*) dan tanah-tanah yang berkembang dari tumpukan bahan organik atau tanah gambut (*Histosols*). Menurut Nugroho *et al.* (1992) luas lahan rawa di Indonesia sebesar 10,52 juta ha, yang sebagian merupakan asosiasi tanah gambut dan tanah mineral bergambut (*peaty mineral*) yang memiliki substratum bahan sulfidik (FeS_2) yang merupakan tanah sulfat masam potensial. Wilayah tanah gambut dan mineral gambut tadi sebagian besar terletak pada daerah pantai Kalimantan, Sumatera dan Irian. Radjagukguk *et al.* (2010) memperkirakan luasan lahan gambut yang memiliki substratum bahan sulfidik di provinsi Kalimantan Tengah berkisar seluas 2,4 juta hektar.

Endapan bahan sulfidik pada tanah tidak akan menimbulkan masalah selama berada pada kondisi reduksi di bawah muka air tanah. Permasalahan muncul ketika bahan sulfidik terpapar oleh oksigen, setelah dilakukan drainase atau penggalian saluran yang mengakibatkan oksidasi bahan sulfidik menjadi asam sulfat. Rieley dan Page (2005) mengemukakan penebangan liar dan reklamasi lahan gambut akan merubah kondisi hidrologi secara cepat dan menyebabkan amblesan (*subsidence*) gambut, kemudian mengakibatkan kondisi aerobik yang berulang pada subsoil dan memberikan peluang terhadap oksidasi bahan sulfidik.

Reaksi oksidasi pirit mengakibatkan pemasaman (*acidification*) tanah (Shamsuddin *et al.*, 2004) dan larutan tanah gambut (*peat pore water*) yang berpengaruh terhadap kualitas air saluran dan sungai (Haraguchi *et al.*, 2006; 2007). Kemasaman tanah yang berlebihan tersebut diikuti oleh kelarutan Besi (Fe), Aluminium (Al) dan Mangan (Mn) yang tinggi hingga tingkat meracun (toksik) bagi tanaman (Dent, 1986), defisiensi fosfor (P) karena terikat kuat oleh Fe dan Al, dan rendahnya kation-kation basa dalam tanah karena lebih banyak larut dan terlindi. Selain pemasaman tanah (Dent and Ponds, 1995; Ritsema *et al.*, 2000), oksidasi pirit juga mengakibatkan kerusakan hidrobiologis pada lingkungan perairan (seperti matinya ikan) (Dent and Ponds, 1995; Sammut *et al.*, 1996; Cook *et al.*, 2000; Ritsema *et al.*, 2000), dikarenakan adanya ekspor kemasaman dari

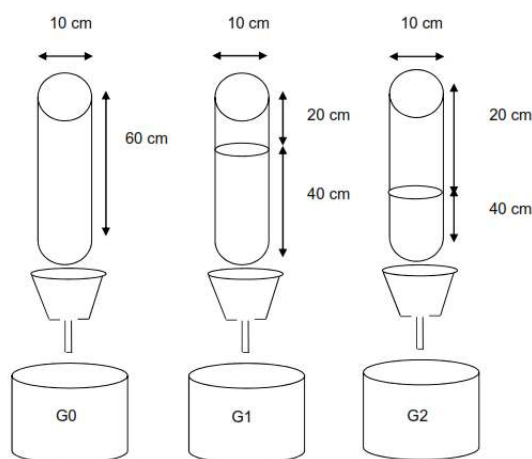
tanah ke lingkungan perairan (MacDonald *et al.*, 2007).

Pada lahan gambut yang memiliki substratum bahan sulfidik, ketebalan lapisan gambut akan berpengaruh terhadap reaktivitas pirit (Anda *et al.*, 2009). Perbedaan tersebut diduga karena adanya peranan senyawa organik yang berpengaruh terhadap reaktivitas senyawa sulfidik (Açai *et al.*, 2009; Sasaki *et al.*, 1996; Sasaki *et al.*, 1995). Sehingga perubahan atau usikan terhadap lapisan gambut akan berpengaruh terhadap perubahan kimiawi air gambut bersulfidik dan mineral yang sensitif terhadap perubahan tersebut. Peranan lahan gambut digambarkan oleh Winde (2011) sebagai filter bagi lingkungan dari unsur yang berpotensi mencemari lingkungan.

Penelitian ini bertujuan untuk mempelajari peranan lapis gambut terhadap mobilitas KOT dan pelepasan ion-ion toksik, yakni Fe dan Al dari bahan sulfidik dibawahnya pada berbagai ketebalan gambut.

Metode Penelitian

Kolom tanah diambil dari Desa Kanamit Barat, Kabupaten Pulang Pisau, Kalimantan Tengah dengan menggunakan pipa PVC (diameter dalam 10 cm dan panjang 60 cm) dan diambil pada tiga tipe lahan dengan ketebalan lapis gambut yang berbeda (Gambar 1).



Gambar 1. Desain percobaan mobilitas karbon organik dan pelepasan unsur toksik.

Tipe lahan yang diambil kolom tanahnya terdiri dari : (1) **Tanah yang tidak memiliki lapis gambut (G₀)** atau tanah sulfat masam (TSM), dimana kolom tanah terdiri dari bahan

tanah mineral/klei berpirit; (2) **Tanah mineral bergambut (*peaty mineral*) (G₁)** atau tanah mineral yang memiliki lapis gambut kurang dari 50 cm. Pada tipe lahan ini kolom tanah terdiri lapisan gambut setebal sekitar 20 cm, dan bahan tanah mineral bersulfidik setebal 40 cm; dan (3) **Tanah gambut tipis (G₂)**, dengan ketebalan lapis gambut 50-100 cm. Pada tipe lahan ini kolom tanah terdiri dari lapis gambut setebal 50 cm dan bahan tanah mineral bersulfidik setebal 10 cm.

Kolom tanah merupakan sampel tidak terusik dan diambil langsung di lapangan dengan menggunakan pipa PVC dengan asumsi, akan mewakili kondisi nyata dilapangan. Untuk menghindari terjadinya kehilangan lengas tanah selama pengiriman, kedua bagian kolom ditutup menggunakan tutup plastik dan segera dibawa ke laboratorium. Tiap tipe lahan diambil sebanyak tiga kolom tanah, sehingga total kolom tanah yang digunakan dalam percobaan pelindian sebanyak sembilan kolom tanah.

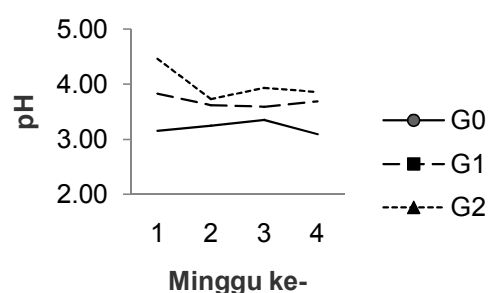
Percobaan pelindian dilakukan di rumah kaca dengan menggunakan akuades sebagai larutan pelindi. Tiap kolom tanah dilindi sebanyak 500 mL akuades yang setara dengan 65 mm air hujan. Pelindian dilakukan tiap minggu selama satu bulan (4 minggu). Air lindi ditampung dalam labu ukur dan dibawa ke laboratorium untuk ditetapkan pH dengan menggunakan elektroda gelas (WinLab® Dataline-pH meter, Windaus Labortechnik), konsentrasi Al dan Fe menggunakan spektrofotometer serapan atom, serta konsentrasi KOT (Standard Method 5310c) menggunakan Fusion Total Organic Carbon (TOC) Analyzer™ Teledyne Tekmar, dengan batas deteksi hingga 0,2 ppb.

Hasil dan Pembahasan

Derajat kemasaman (pH)

Derajat kemasaman air lindi pada ketebalan gambut yang berbeda disajikan dalam Gambar 2. Secara umum terdapat kecenderungan pH air lindi yang semakin menurun selama masa inkubasi. Penurunan ini diduga karena adanya proses oksidasi bahan sulfidik dan dekomposisi dari bahan gambut yang terus berjalan selama waktu inkubasi. Pada kolom tanah dengan ketebalan gambut 50-

100 cm terjadi penurunan pH air lindi rerata yang paling tinggi, yakni dari pH 4,46 pada minggu pertama menjadi 3,86 pada minggu keempat (Δ pH sebesar 0,6 poin). Sedangkan pada kolom tanah tanpa gambut dan bergambut penurunan pH air lindi (Δ pH) masing-masing sebesar 0,05 dan 0,14. Perbedaan Δ pH tersebut menunjukkan adanya sumbangan proton (H^+) dari proses dekomposisi bahan gambut. Sebagai bahan organik, gambut dapat melepas proton melalui disosiasi gugus fungsional dalam proses dekomposisi (Tan, 2011).



Gambar 2. pH air lindi dari kolom tanah dengan ketebalan gambut yang berbeda (G0 = tanpa gambut, G1 = kurang dari 50 cm, dan G2 = 50-100 cm).

Derajat kemasaman air lindi hingga pengamatan minggu keempat menunjukkan adanya perbedaan antar ketiga ketebalan gambut. Air lindi dari kolom tanah dengan ketebalan gambut 50-100 cm memiliki nilai tertinggi (3,86), diikuti kolom tanah bergambut (3,69) dan tanpa gambut (sulfat masam) (3,09). Hal ini sejalan dengan penelitian Fahmi (2012) yang menunjukkan pH tanah sulfat masam dan bergambut lebih rendah dibandingkan pH tanah gambut tipis. Perbedaan pH air yang terlindi diduga karena adanya peranan lapis gambut yang mampu untuk mencegah atau mengurangi intensitas oksidasi dari bahan sulfidik. Pada kolom tanah tanpa lapisan gambut (G0) bahan sulfidik telah mengalami oksidasi karena terpapar langsung dengan udara. Kondisi ini menyebabkan oksidasi senyawa pirit yang melepas proton dan besi terlarut. Semakin teroksidasi senyawa sulfidik seperti tanah sulfat masam maka akan memberikan hasil pemasaman maksimum, karena semua ion

besi dihidrolisis menjadi ferri (Indrawati, 2001). Proses hidrolisis besi tersebut akan menghasilkan proton H^+ dan Al^{3+} yang dilepaskan dan berpeluang untuk terbawa bersama air lindi. Hicks *et al.* (2010) menyebutkan proton (H^+) dapat bergerak dalam penampang tanah bersamaan dengan air tanah.

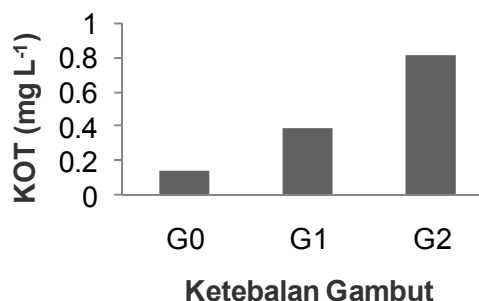
Sebaliknya pada kolom tanah bergambut (G1) dan gambut ketebalan 50-100 cm (G2) adanya lapis gambut memberikan suasana yang lebih reduktif bagi bahan sulfidik di bawahnya melalui kemampuan bahan gambut untuk memegang air yang tinggi hingga melebihi bobot bahan gambutnya sendiri. Perbedaan ketebalan gambut antara G2 dan G3 mengakibatkan perbedaan dalam memegang air, semakin tebal lapis gambut daya memegang air lebih tinggi. Akibatnya suasana lebih reduktif terdapat pada kolom tanah dengan ketebalan gambut 50-100 cm, oksidasi bahan sulfidik relatif tidak intensif dan pada akhirnya pelepasan proton menjadi lebih rendah serta air lindi memiliki pH lebih tinggi.

Karbon organik terlarut

Jumlah KOT yang terdapat dalam air lindi setelah 4 minggu disajikan dalam Gambar 3. Rerata KOT kumulatif dalam air lindi pada kolom tanah sulfat masam sebesar $0,14 \text{ mg L}^{-1}$. Terjadi peningkatan KOT kumulatif dalam air lindi sebanyak tiga dan lima kali pada kolom tanah bergambut dan gambut dengan ketebalan 50-100 cm. KOT kumulatif dalam air lindi semakin meningkat dengan semakin tebal lapisan gambut.

Ketebalan lapis gambut berpengaruh terhadap jumlah KOT dalam air lindi karena lapisan gambut adalah sumber bahan organik terlarut yang bersifat *allochthonous* ke dalam air (Aitkenhead-Peterson *et al.*, 2002). Sehingga semakin tebal lapis gambut dalam kolom tanah akan semakin banyak KOT yang terlindi. Selain ketebalan gambut, jumlah KOT yang terlindi diduga juga berkaitan dengan kualitas dari bahan gambut, yakni kandungan dan tingkat dekomposisinya. KOT terlindi semakin meningkat dengan belum lanjutnya tingkat dekomposisi bahan gambut (Ritson *et al.*, 2014; Kalbitz dan Geyer, 2002; Moore dan Dalva, 2001;). Lapisan gambut pada kolom G2 memiliki tingkat dekomposisi yang lebih rendah dibanding kolom tanah G1 (Fahmi,

2012), sehingga pelepasan KOT dan jumlah KOT yang terlindi juga lebih tinggi.

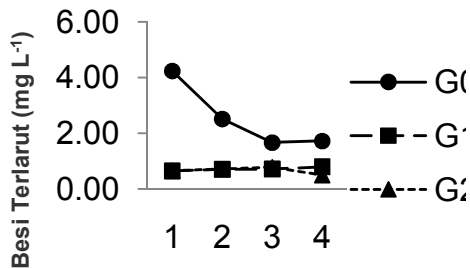


Gambar 3. Karbon organik terlarut kumulatif dalam air lindi setelah 4 minggu dengan ketebalan gambut yang berbeda (G0 = tanpa gambut, G1 = kurang dari 50 cm, dan G2 = 50-100 cm)

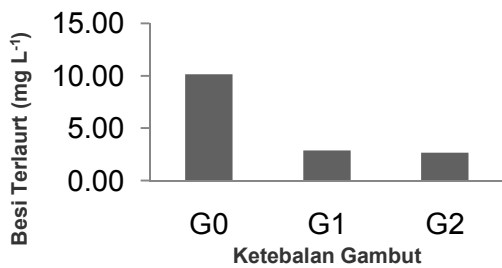
Besi terlarut

Konsentrasi Fe terlarut dalam air lindi dari kolom tanah dengan ketebalan gambut yang berbeda pada pengamatan minggu pertama hingga minggu keempat disajikan dalam Gambar 4. Rerata Fe terlarut dalam air lindi dari kolom tanah sulfat masam (G0) pada minggu pertama $4,23 \text{ mg L}^{-1}$ dan menurun tajam menjadi $1,67 \text{ mg L}^{-1}$ pada minggu ketiga, kemudian relatif stabil pada minggu keempat sebesar $1,72 \text{ mg L}^{-1}$. Sedangkan pada kolom tanah bergambut (G1) dan gambut tipis (G2) konsentrasi Fe terlarut dalam air lindi memiliki pola yang relatif sama antar waktu pelindian. Tidak terdapat perubahan konsentrasi Fe terlarut yang nyata antara pengukuran pada minggu pertama hingga keempat, dimana nilainya berkisar $0,55-0,60 \text{ mg L}^{-1}$ hingga $0,50-0,80 \text{ mg L}^{-1}$. Hal ini menunjukkan adanya kemampuan karbon organik terlarut dari bahan tanah gambut yang turut terlindi untuk mengkhelat besi (Fe^{2+}) sehingga konsentrasinya di dalam air lindi tetap rendah. Komposisi KOT diketahui mengandung senyawa humat terutama asam fulvat dan asam-asam organik berberat molekul rendah yang mampu mengkhelat besi (Damanik, 2015). Sebaliknya kehilangan lapisan gambut seperti tanah sulfat masam (G0) besi (Fe^{2+}) bersifat mobil dan dapat terlindi ke lapisan lebih dalam, karena agen pengkhelat seperti KOT, senyawa humat dan asam-asam

organik kelimpahannya rendah. Terlihat dari Fe terlarut yang tinggi konsentrasinya di air lindi tanah sulfat masam dibanding air lindi tanah bergambut dan gambut tipis.



Gambar 4. Besi terlarut air lindi dari kolom tanah dengan ketebalan gambut yang berbeda (G0 = tanpa gambut, G1 = kurang dari 50 cm, dan G2 = 50-100 cm).

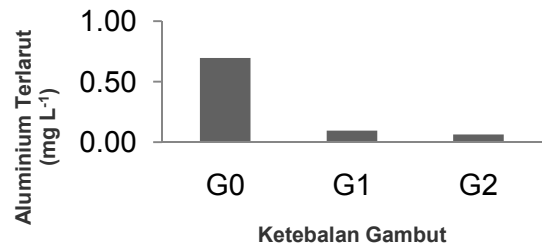


Gambar 5. Besi terlarut kumulatif dalam air lindi setelah 4 minggu dengan ketebalan gambut yang berbeda (G0 = tanpa gambut, G1 = kurang dari 50 cm, dan G2 = 50-100 cm).

Konsentrasi kumulatif besi terlarut dalam air lindi selama empat minggu disajikan dalam Gambar 5. Konsentrasi kumulatif besi terlarut dalam air lindi tanah sulfat masam tiga kali lipat lebih tinggi dibanding tanah bergambut dan tanah gambut tipis. Pola kecenderungan yang sama juga didapat dari pengukuran Fe-dd dalam tanah, yaitu konsentrasi Fe dalam tanah sulfat masam lebih tinggi dari pada tanah gambut tipis dan bergambut (Fahmi, 2012). Hal ini disebabkan tanah sulfat masam mengandung mineral Fe²⁺ yang lebih tinggi dan kadar bahan organik yang lebih rendah, sehingga jumlah yang dapat terlindi juga lebih tinggi.

Aluminium terlarut

Konsentrasi Al terlarut dalam air lindi kumulatif setelah pelindian minggu keempat disajikan dalam Gambar 6. Aluminium terlarut kumulatif dari air lindi kolom tanah sulfat masam (G0) memiliki konsentrasi tertinggi, diikuti air lindi dari kolom tanah bergambut (G1) dan kolom tanah gambut tipis (G2) dengan nilai berturut-turut adalah 0,70, 0,10 dan 0,01 mg L⁻¹. Peranan bahan gambut terhadap kelarutan Al juga disebutkan dalam penelitian Sudarman *et al.* (2002) yang menyebutkan terjadinya penurunan kumulatif Al³⁺ air lindi tanah sulfat masam yang dicampur dengan bahan gambut dengan dosis 5-10 persen. Hasil penelitian Al terlarut dalam air lindi ini sejalan dengan konsentrasi Al-dd dalam tanah sebagaimana penelitian Kolii *et al.* (2010) maupun Fahmi (2012). Hal ini menunjukkan bahwa jumlah Al terlarut dalam air lindi ditentukan oleh konsentrasi Al-dd tanah. Aluminium diduga berasal pelapukan mineral klei dalam bahan tanah mineral.



Gambar 6. Aluminium terlarut kumulatif dalam air lindi setelah 4 minggu dengan ketebalan gambut yang berbeda (G0 = tanpa gambut, G1 = kurang dari 50 cm, dan G2 = 50-100 cm).

Aluminium terlarut pada air lindi kolom tanah berkaitan dengan kemasaman dan konsentrasi H-dd dalam tanah. Kehilangan lapisan gambut pada tanah gambut mengakibatkan peningkatan kemasaman dan H-dd tanah (Fahmi, 2012). Penurunan pH tanah akan mengakibatkan peningkatan kelarutan Aluminium. Menurut Van Mensvoort (1996) konsentrasi Al³⁺ dapat meningkat 10 kali lipat akibat penurunan setiap satu satuan unit pH. Adanya sumbangan ion H⁺ memungkinkan disintegrasi mineral klei (Aluminosilikat) dan

Aluminium hidroksida dalam bahan tanah mineral yang melarutkan ion-ion Al dalam larutan tanah, sehingga pelepasan ion Al tinggi dan pada akhirnya dapat termobilisasi bersama air lindian.

KESIMPULAN

1. Lapisan gambut berperan sebagai sumber karbon organik terlarut yang dapat terlindi keluar dari profil tanah gambut. KOT dalam air lindi berperan sebagai agen pengkhelat ion-ion Fe dan Al yang berasal dari bahan sulfidik.
2. Penipisan atau kehilangan lapisan gambut menyebabkan pelepasan dan mobilitas ion-ion Fe, Al, dan sulfat bersama air lindian yang dimungkinkan berdampak kepada penurunan kualitas lingkungan perairan di sekitarnya berupa pemasaman dan pengkayaan ion-ion Fe dan Al. Sehingga diperlukan upaya mengkonservasi lahan gambut untuk mencegah dampak penurunan kualitas lingkungan perairan.

DAFTAR PUSTAKA

- Ačai, P., E. Sorrenti, T. Gorner, M. Polakovič, M. Kongolo and P. de Donato. 2009. Pyrite passivation by humic acid investigated by inverse liquid chromatography. *Colloids and Surface A: Physicochem. Eng. Aspects*, 337: 39-46.
- Aitkenhead-Peterson, J.A., W.H. McDowell, and J.C. Neff. 2002. Sources, production, and regulation of allochthonous dissolved organic matter inputs to surface waters. *In: Finlay and Sinsabaugh. (Eds.). Aquatic Ecosystems. Interactivity of Dissolved Organic Matter.* Academic Press, Amsterdam. pp: 25-70.
- Anda, M., A.B. Siswanto and R.E. Subandiono. 2009. Properties of organic and acid sulfate soils and water of a 'reclaimed' tidal backswamp in Central Kalimantan, Indonesia. *Geoderma*, 149: 54-65.
- Damanik, Z. 2015. Kajian Kimia Air Gambut pada Lahan Gambut dengan Substratum Bahan Sulfidik. Disertasi. Program Pascasarjana Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta.
- Dent, D.L. 1986. Acid Sulphate Soils: A Baseline for Research and Development, vol. 39. ILRI Publication, Wageningen.
- Dent, D.L. and L.J. Pons. 1995. A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma*, 67: 263-276.
- Fahmi, A. 2012. Saling Tindak Tanah Gambut dan Substratum Bahan Sulfidik serta Pengaruhnya terhadap Sifat Kimia Tanah. Disertasi. Program Pascasarjana Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta.
- Haraguchi, A., Akioka, M., Shimada, S and Iyobe, T. 2006. Factors acidifying peat in Central Kalimantan, Indonesia. *Tropics*, Vol. 15 (4): 397-401.
- Haraguchi, A. 2007. Effect of sulfuric acid discharge on river water chemistry in peat swamp forests in central Kalimantan, Indonesia. *Limnology*, 8 (2): 175-182.
- Hicks, W.S., N. Creeper, J. Hutson, R.W. Fitzpatrick, S. Grocke, and P. Shand. 2010. Acidity fluxes following rewetting of sulfuric material. *In: R.J. Gilkes and N. Prakongkep (Eds.). Soil Solutions for a Changing World.* 19th World Congress of Soil Science, Brisbane, Australia. pp: 9-12.
- Indrawati, U.S.Y.V. 2001. Pengaruh air laut sebagai amelioran terhadap beberapa sifat kimia tanah sulfat masam. Tesis S2 Program Studi Ilmu Tanah, Jurusan Ilmu-ilmu Pertanian, Program Pascasarjana Universitas Gadjah Mada. Yogyakarta.
- Kalbitz, K. and S. Geyer. 2002. Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry*, 33: 319-326.
- Kolii, R., E. Asi, V. Apuhtin, K. Kauer, and L.W. Szajdak. 2010. Chemical properties of surface peat on forest land in Estonia. *Mires and Peat*, 6: 1-12.
- Macdonald, B.C.T., I. White, M.E. Åström, A.F. Keene, M.D. Melville, and J.K. Reynolds. 2007. Discharge of weathering products from acid sulfate soils after a rainfall event, Tweed River, eastern Australia. *Applied Geochemistry*, 22: 2695-2705.
- Moore, T.R., and M. Dalva. 2001. Some controls on the production of DOC by

- plant tissues and soils. *Soil Science*, 166: 38-47.
- Nugroho, K., Alkasuma, Paidi, Wahdini, W., Abdurachman, H., Suhardjo, H., and Widjaja-adhi, I.P.G. 1992. Peta Areal Potensial untuk Pengembangan Pertanian Lahan Pasang Surut, Rawa dan Pantai. *In*: Proyek Penelitian Sumberdaya Lahan. Puslittanak. Bogor.
- Radjaguguk, B., B.H. Purwanto, A. Fahmi, and Z. Damanik. 2010. Map of Peatland Distribution Area Based on Peat In Central Kalimantan. TROPEASS Project Meeting. 12-13 Desember 2010. Can Tho University, Vietnam. *Unpublished*.
- Rieley, J.O., and S.E. Page. 2005. Wise Use of Tropical Peatlands-Focus on Southeast Asia. ALTEERRA, Wageningen. 168p.
- Ritsema, C.J., M.E.F. van Mensvoort, D.L. Dent, Y. Tan, H. van den Bosch and A.L.M. van Wijk. 2000. Acid sulphate soils. *In*: Summer (ed.). Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton. pp. 121-154.
- Ritson, J.P., M. Bell, N.J.D. Graham, M.R. Templeton, R.E. Brazier, A. Verhoef, C. Freeman, and J.M. Clark. 2014. Simulated climate change impact on summer dissolved organic carbon release from peat and surface vegetation: Implications for drinking water treatment. *Water Research*, 67: 66-76.
- Sammut, J., I. White, and M.D. Melville. 1996. Acidification of an estuarine tributary in eastern Australia due to drainage of acid sulfate soils. *Marine Freshwater Research*, 47: 669-684.
- Sasaki, K., M. Tsunekawa, K. Hasebe, and H. Konno. 1995. Effect of anionic ligands on the reactivity of pyrite with Fe(III) ions in acid solutions. *Colloids and Surface A: Physicochem. Eng. Aspects*, 101: 39-49.
- Sasaki, K., M. Tsunekawa, S. Tanaka, and H. Konno. 1996. Suppression of microbially mediated dissolution of pyrite by originally isolated fulvic acids and related compounds. *Colloids Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 119: 241-253.
- Shamsuddin, J., S. Muhrizal, I. Fauziah and E. Van Ranst. 2004. A laboratory study of pyrite oxidation in acid sulfate soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35 (1-2): 117-129.
- Sudarman, K., A. Maas, dan B.H. Sunarminto. 2002. Pengaruh pemberian gambut disertai pelindian dan penambahan amelioran pada tanah sulfat masam terhadap kemasaman tanah dan serapan hara makro tanaman Padi. *Agrosains*, 14 (3): 333-345.
- Tan, K.H. 2011. Principles of Soil Chemistry. 4th edition. CRC Press, Boca Raton London New York. 362 p.
- Van Mensvoort, M.E.F. 1996. Soil Knowledge for Farmers, Farmer Knowledge for Solid Scientist: The Case of Acid Sulphate Soils in The Mekong Delta, Vietnam. Dissertation, Department of Soil Science and Geology, Wageningen Agriculture University. Wageningen, The Netherlands.
- Winde, F. 2011. Peatlands as filters for polluted mine water ? A case study from an uranium-contaminated karst system in South Africa part II: Examples from literature and a conceptual filter model. *Water*, 3: 323-355.