

PERAN SIFAT TANAH AWAL DALAM PERUBAHAN SIFAT KIMIA TANAH SULFAT MASAM AKIBAT APLIKASI JERAMI PADI
(The role of native soil properties towards the changes in chemical properties of acid sulphate soils that occurred due to organic matter application)

Nurzakiah, S.¹⁾ dan Fahmi, A.¹⁾

¹⁾Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa
 Jl. Kebun Karet, Loktabat Utara, Banjarbaru, Kalimantan Selatan
sitinurzakiah1@gmail.com; fahmi.nbl@gmail.com

Diterima : 08/06/2020

Disetujui : 20/7/2020

ABSTRACT

Tidal land is a swamp land which directly or indirectly affected by sea water tides. The overflow and intensity of tides or fluctuation of ground water levels strongly influence to the soil properties. This review is constructed to examine the role of native soil properties towards the changes in chemical properties of acid sulphate soils that occurred due to organic matter application. This paper is a review of the data in the paper "Changes of soil chemical properties during rice straw decomposition in different types of acid sulphate soil", published by Hairani and Susilawati in Tropical Soil Journal (2013), those data reviewed with different perspectives and theories. Changes in soil pH, Fe and P concentrations due to the application of organic matter are not only influenced by differences in buffering capacity and reduction capacity of the two types of soil but are also influenced by the original soil pH, high cellulose content in straw, soil development and soil hydrological conditions, and Fe²⁺ content

Keyword : Soil pH, Tidal Land, The Concentration of N, P, and Fe

ABSTRAK

Lahan pasang surut adalah lahan rawa yang secara langsung atau tidak langsung permukaannya dipengaruhi oleh pasang surut air laut. Semakin menjorok ke arah hulu atau menjauh dari muara sungai maka pengaruhnya semakin kecil. Luapan dan intensitas pasang atau surut permukaan air di lahan mempengaruhi sifat tanah. Review ini disusun untuk mengkaji peranan sifat asli tanah secara lebih mendalam terhadap perubahan sifat kimia tanah sulfat masam yang terjadi akibat aplikasi bahan organik. Makalah ini adalah sebuah review atas data-data dalam makalah "*Changes of soil chemical properties during rice straw decomposition in different type of acid sulphate soil*", yang diterbitkan pada *Jurnal Tanah Tropika* tahun 2013. Data-data yang telah dipublikasikan oleh Hairani dan Susilawati (2013), ditelaah ulang dengan perspektif dan teori-teori yang berbeda. Perubahan pH tanah, konsentrasi Fe dan P akibat aplikasi bahan organik tidak hanya dipengaruhi oleh perbedaan daya sangga dan kapasitas reduksi dari dua jenis tanah tetapi juga dipengaruhi oleh pH tanah asli, kandungan selulosa yang tinggi dalam jerami, tingkat perkembangan tanah serta kondisi hidrologis tanah awal, dan kandungan Fe²⁺

Kata kunci : pH Tanah, Lahan Pasang Surut, Konsentrasi N, P dan Fe

PENDAHULUAN

Lahan rawa adalah wilayah daratan di mana tanahnya jenuh dengan air, baik bersifat permanen atau musiman. Ekosistemnya mencakup lebak, danau, sungai, hutan mangrove, hutan gambut,

hutan banjir, limpasan banjir, pesisir, sawah, hingga terumbu karang. Berdasarkan rejim hidrologinya lahan rawa dikelompokkan menjadi dua yaitu lahan rawa lebak dan lahan rawa pasang surut. Lahan pasang surut adalah lahan rawa yang

secara langsung atau tidak langsung permukaan airnya dipengaruhi oleh pasang surutnya air laut. Lahan pasang surut berdasarkan luapan pasang dan intensitas drainasenya dapat dibagi menjadi empat tipologi yaitu tipologi A, B, C dan D (Noorsyamsi dan Hidayat, 1976; Widjaja Adhi *et al.*, 1992). Faktor hidrologis menjadi sangat penting dalam membahas sifat-sifat tanah pada kedua jenis lahan karena berhubungan dengan perkembangan tanah. Luapan pasang yang dimaksud dalam pengelompokan lahan ini adalah pasang tunggal atau pasang besar atau pasang purnama (*spring tide*) adalah pasang tertinggi yang terjadi dua kali setiap bulan, yaitu pada bulan mati (hari pertama berdasarkan kalender qomariah) dan bulan purnama (hari ke-14). Sedangkan pasang ganda (*neap tide*) adalah pasang kecil yang terjadi dua kali dalam satu hari, ketinggian air pada pasang kecil ini sangat bervariasi yang dipengaruhi oleh gaya gravitasi bulan terhadap bumi (Noor, 2004). Definisi dari setiap tipologi lahan pasang surut tersebut adalah sebagai berikut :

Tipologi A : Daerah pasang surut yang selalu mendapat luapan pasang pasang tunggal maupun pasang ganda dan mengalami drainase secara harian. Wilayah tipologi luapan ini meliputi pesisir pantai dan sepanjang tepian sungai.

Tipologi B : Daerah pasang surut yang terluapi hanya saat pasang tunggal, tetapi mengalami drainase secara harian. Umumnya daerah tipologi luapan ini meliputi daerah dari tepian sungai sampai pedalaman sejauh < 50-100 km.

Tipologi C : Daerah pasang surut

yang tidak mendapat luapan pasang dan mengalami pengatusan secara permanen. Pengaruh ayunan pasang hanya melalui resapan (*seepage*) dan mempunyai muka air tanah pada kedalaman < 50 cm dari permukaan tanah.

Tipologi D : Daerah pasang surut yang tidak mendapat pengaruh ayunan pasang sama sekali dan mengalami drainase secara terbatas. Muka air tanah mencapai kedalaman > 50 cm dari permukaan tanah.

Sifat atau karakteristik tanah di lahan pasang surut dipengaruhi oleh tipologi luapan lahan. Secara umum tipologi A lebih subur daripada tipologi B, demikian pula tipologi B lebih subur dibandingkan tipologi C dan demikian seterusnya (Fahmi *et al.*, 2018). Salah satu faktor utama yang mempengaruhi hal tersebut adalah kualitas air dan kuantitasnya yang mampu berperan sebagai agen perubahan sifat tanah, air dapat berperan sebagai sumber hara sekaligus agen pelarut dan pelindi unsur di lahan. Lahan pasang surut tipologi A lebih sering tergenang daripada B, tipologi B lebih sering tergenang daripada C demikian pula seterusnya. Demikian pula sebaliknya dapat diartikan bahwa lahan tipologi D lebih kering dari tipologi C, lahan tipologi C lebih kering dari tipologi B demikian pula seterusnya.

Tanah sulfat masam adalah tanah yang mengandung mineral besi sulfida atau senyawa-senyawa hasil ataupun dipengaruhi oleh transformasi mineral sulfida seperti bahan sulfurik and monosulfidik. Tanah sulfat masam sering disebut juga *cat clay* berasal dari kata

kattekleigronden (bahasa Belanda) atau *cat clay soil* (bahasa Inggris), diartikan sebagai *klei* yang berwarna kelabu dengan bercak kuning pucat (Fanning, 2006). Bercak kuning ini adalah mineral *jarosit* yang merupakan senyawa hasil oksidasi pirit. Terminologi tanah sulfat masam digunakan kerana berkaitan dengan adanya kandungan bahan sulfidik (pirit), jika teroksidasi menyebabkan tanah menjadi masam sampai sangat masam (pH 2.0–3.0). Secara *pedogenesis*, tanah sulfat masam merupakan endapan bahan marin yang mengalami perubahan secara bertahap (pematangan). Fluktuasi kelembaban tanah melalui turun naiknya permukaan air pasang yang kuat disertai dengan pencucian telah mempengaruhi pirit dari tanah sulfat masam yang terbentuk (Pons *et al*, 1982).

Berdasarkan keberadaan lapisan bahan sulfidik atau horison sulfurik dalam profilnya, menurut soil survey staff (2014) tanah sulfat masam dapat diklasifikasikan sebagai ordo entisol, inceptisol ataupun histosol. Van Breemen dan Pons (1978) mengelompokkan tanah sulfat masam berdasarkan kedalaman horison sulfurik sebagai berikut:

1. Tanah sulfat masam potensial (SMP), cirinya antara lain batas atas horison sulfurik pada kedalaman > 50 cm dari permukaan tanah. Menurut Soil Survey Staff (2014), tanah ini digolongkan kedalam ordo entisol dan kelompok besar (*great group*)*sulfaquent* yaitu dicirikan oleh warna kelabu, masih mentah ($n > 0,7$).
2. Tanah sulfat masam aktual (SMA), cirinya antara lain memiliki batas atas horison sulfurik pada kedalaman < 50 cm dari permukaan tanah. Berwarna kecoklatan, cukup matang ($n < 0,7$) dan sangat masam atau pH < 3,5. Menurut Soil Survey Staff (2014), tanah ini digolongkan kedalam ordo inceptisol dan kelompok besar (*great group*)*sulfaquent*.

Tanah sulfat sering dikenali sebagai tanah yang marginal, hal ini dikarenakan rendahnya daya dukung tanah tersebut terhadap upaya budidaya tanaman komersial. Kadar hara yang rendah, pH tanah yang sangat masam serta tingginya kadar unsur potensial meracun adalah beberapa penciri tanah sulfat masam. Secara tradisional maupun berdasarkan hasil penelitian, aplikasi bahan organik merupakan salah satu komponen pendukung untuk meningkatkan ataupun memperbaiki kesuburan tanah sulfat masam. Jumlah yang diberikan bervariasi baik dari ratusan kilogram sampai dengan puluhan ton. Jenisnya mulai dari gulma, jerami sisa panen sampai dengan pupuk kandang. Walaupun demikian, salah satu jenis bahan organik yang sering diberikan oleh petani adalah jerami padi, diberikan hanya berdasarkan hasil sisa panen musim tanam sebelumnya. Jerami padi tersebut dikomposkan secara alami pada kondisi lahan yang secara fluktuatif tergenang di lahan pasang surut.

Saat ini banyak penelitian yang dilakukan terhadap peranan bahan organik sebagai komponen pendukung pertanian yang ekonomis dan ramah lingkungan, hasilnya menunjukkan bahwa bahan organik memiliki pengaruh yang kompleks dan spesifik terhadap tanah, air dan tanaman. Menurut Reddy dan DeLaune (2008) bahan organik merupakan salah satu agen penggerak reaksi redoks dalam tanah sawah, dimana kelarutan Fe^{2+} tertinggi terjadi pada tanah yang lebih banyak mengandung bahan organik yang mudah dimetabolisme, Ponamperuma (1984) menyatakan bahwa perbedaan pola reaksi redoks di tanah sawah antara lain ditentukan oleh kualitas dan kuantitas bahan organik. Banyak pendapat yang menyatakan bahwa aplikasi bahan organik dapat meningkatkan ketersediaan hara N, P dan K serta menurunkan kelarutan unsur meracun melalui reaksi pengkhelatan dan fiksasi. Di lain sisi, hasil penelitian lainnya

menunjukkan bahwa aplikasi jerami dapat pula menyebabkan peningkatan kelarutan logam meracun dan penurunan pH tanah. Aplikasi jerami segar lebih memasamkan tanah (Kongchum, 2005; Fahmi *et al.*, 2010). Dalam konteks ini, aplikasi bahan organik dapat diartikan berdampak meningkatkan kelarutan unsur yang berpotensi meracuni tanaman.

Beberapa hasil penelitian menunjukkan adanya pengaruh negatif dari aplikasi jerami, walaupun kenyataan dilapangan membuktikan bahwa aplikasi bahan organik jerami adalah salah satu komponen kunci dalam peningkatan produktivitas lahan. Perbedaan hasil-hasil penelitian tersebut sebenarnya dipengaruhi oleh sifat tanah dan tingkat dekomposisi bahan organik yang diberikan. Setiap bahan dan tahapan dari proses dekomposisi akan menunjukan kondisi/pengaruh yang berbeda-beda sesuai kondisi lingkungan, seperti kelembaban tanah dan kandungan mineral tanah. Berdasarkan hal tersebut kiranya perlu dipahami peranan bahan organik dan sifat tanah asal dalam perubahan sifat yang terjadi pada tanah. Menurut Cayuela *et al.* (2009) dekomposisi bahan organik menentukan kualitas dan produktivitas lahan karena bahan organik sangat menentukan sifat fisika dan kimia tanah.

BAHAN DAN METODE

Tulisan ini adalah sebuah review atas makalah Hairani dan Susilawati dengan judul "*Changes of soil chemical properties during rice straw decomposition in different type of acid sulphate soil*", yang diterbitkan pada *Jurnal Tanah Tropika* tahun 2013, volume 18 no. 2 halaman 99 – 103. Data-data yang telah dipublikasikan oleh Hairani dan Susilawati (2013), ditelaah ulang dengan perspektif dan teori-teori yang berbeda, tujuannya untuk

memperkaya atau menambah khasanah pengetahuan.

Hairani dan Susilawati (2013) membahas data pH tanah, konsentrasi Fe, dan kadar N dan P pada tanah SMP dan SMA berdasarkan beberapa pendekatan, yaitu: 1) Dinamika pelepasan ion H^+ dari perombakan bahan organik dilihat dari perbedaan daya sangga dan kapasitas reduksi, 2) Hubungan antara mineralisasi Fe-organik dengan umur pedologi digunakan untuk mengetahui dinamika konsentrasi Fe berdasarkan perbedaan pH tanah yang mempengaruhi pembentukan kompleks antara asam organik dan Fe, 3) Peningkatan kadar N hanya terjadi pada 4 dan 6 MST berhubungan dengan rendahnya kualitas bahan organik dan terjadinya volatilisasi dan, 4) Dinamika kelarutan P disebabkan immobilisasi akibat aplikasi bahan organik kualitas rendah. Reaksi reduksi digunakan untuk menjelaskan perbedaan konsentrasi P antara SMA dan SMP. Reaksi reduksi memiliki korelasi positif dengan nilai pH dan kadar Fe tanah seperti yang diungkapkan oleh Morris (2011). Sedangkan kami membahas hal tersebut berdasarkan pendekatan, yaitu: 1) Dekomposisi bahan organik berhubungan dengan pH tanah asli sebelum aplikasi perlakuan berdasarkan teori disosiasi gugus fungsional asam-asam organik hasil proses dekomposisi, 2) Perbedaan konsentrasi Fe yang terjadi selama percobaan dihubungkan dengan kapasitas reduksi berdasarkan nilai pH tanah dan adanya pengaruh dari tingkat kondisi bahan sulfidik serta perkembangan tanah. Penggenangan dan aplikasi bahan organik tidak menyebabkan peningkatan konsentrasi Fe^{2+} . Adanya afinitas Fe^{3+} yang lebih besar dibandingkan Fe^{2+} terhadap bahan humus dari hasil dekomposisi bahan organik, 3) Pengaruh positif aplikasi bahan organik terhadap dinamika N, dan 4) Pada pH yang sangat masam, ketersediaan P lebih ditentukan oleh Fe, direfleksikan dengan adanya hubungan positif yang kuat antara Fe dan P tanah sulfat masam.

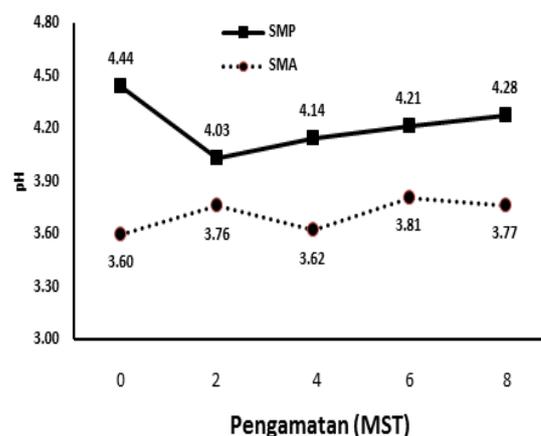
Hubungan tersebut dibahas dalam perpektif perkembangan tanah dan rezim hidrologi tempat asal kedua jenis tanah.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kemasaman Tanah

Aplikasi bahan organik dapat menyebabkan penurunan atau meningkatkan pH tanah sulfat masam, arah perubahan tersebut tergantung pada beberapa hal, yaitu pH tanah awal (Rukhsana *et al.* 2011) dan kualitas bahan organik (Kongchum 2006; Fahmi *et al.* 2009). Berdasarkan Gambar 1 diketahui bahwa pada pengamatan 2 MST terjadi penurunan pH tanah SMP tetapi meningkatkan pH tanah SMA. Penurunan pH tanah SMP pada pengamatan 2 MST dibandingkan sebelum perlakuan (0 MST) menunjukkan bahwa telah terjadi sumbangan ion H yang berasal dari dekomposisi awal bahan organik yang diberikan terhadap tanah dan hal ini dibuktikan dengan adanya interaksi dua faktor perlakuan jenis tanah dan bahan organik (Gambar 1). Sedangkan Hairani dan Susilawati (2013) menyatakan bahwa terjadinya perbedaan respon perubahan pH pada tanah SMP dan SMA berhubungan dengan perbedaan kapasitas reduksi dari dua jenis tanah dan perbedaan daya sangga tanah, seperti yang telah dilaporkan sebelumnya oleh Rukhsana *et al.* (2010); Konsten *et al.* (1994) dan Reddy and DeLaune (2008). Penulis berpendapat bahwa hal tersebut dapat pula dijelaskan sebagai pengaruh perbedaan pH tanah awal terhadap perubahan pH kedua jenis tanah dalam hubungannya dengan proses dekomposisi bahan organik. Menurut Grybos *et al.* (2009) perubahan pH adalah faktor kunci dalam pelarutan bahan organik. Perbedaan perubahan pH kedua jenis tanah dapat dijelaskan berdasarkan teori disosiasi gugus fungsional asam-asam organik hasil proses dekomposisi. Menurut Tan (2008)

gugus COOH dari bahan humus hasil dekomposisi bahan organik mulai terdisosiasi pada pH 3,0 dan peningkatan 1 unit pH di atas nilai pKa tersebut menyebabkan 90 % gugus COOH terdissosiasi, selanjutnya peningkatan 2 unit pH menyebabkan 99 % gugus COOH mengalami disosiasi. Gambar 1 menunjukkan pH awal tanah SMP adalah 4,44 kemudian pada pengamatan berikutnya pH tanah mengalami penurunan, sedangkan pH tanah SMA adalah 3,60 kemudian pada pengamatan berikutnya pH tanah mengalami peningkatan, artinya dari dua fakta yang berbeda tersebut dapat dinyatakan bahwa lebih banyak gugus COOH pada tanah SMP yang terdisosiasi dibandingkan pada tanah SMA. Perubahan pH tanah akibat aplikasi bahan organik dipengaruhi oleh pH tanah awal (Wang *et al.*, 2013). Menurut Magdoff *et al.* (1987) suatu tanah memiliki daya sangga yang lebih baik pada pH > 7,0 atau < 4,0 dibandingkan pada kisaran pH 4,0 – 7,0, dan Butterly *et al.* (2010) menyatakan bahwa peningkatan pH yang lebih besar akibat aplikasi bahan organik terjadi pada tanah dengan pH tanah awal lebih rendah.



Gambar 1. Dinamika pH tanah (Hairani dan Susilawati, 2013).

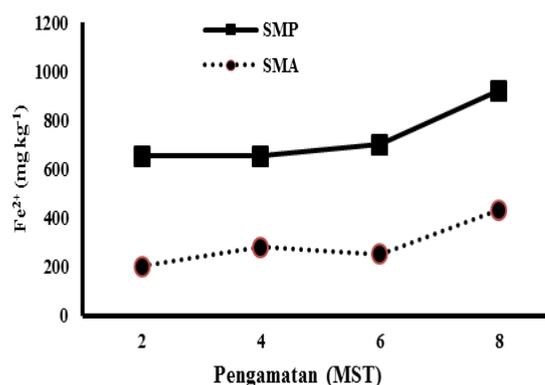
Konsentrasi Besi

Konsentrasi Fe^{2+} dalam tanah SMP dan SMA (Gambar 2) cenderung meningkat

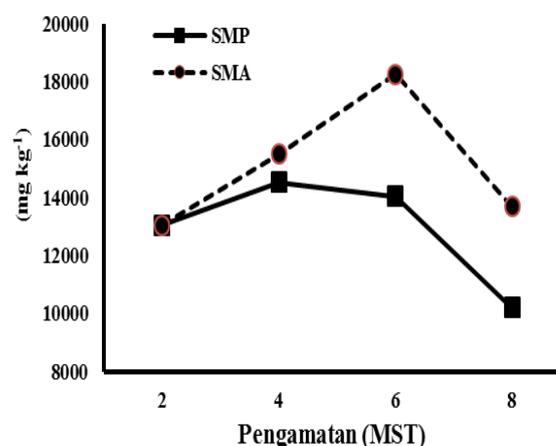
pada pengamatan 2 hingga 8 MST karena adanya pengaruh reduksi Fe^{3+} yang didorong oleh aplikasi jerami padi (Hairani dan Susilawati, 2013). Berbeda dengan hal tersebut, penulis berpendapat bahwa konsentrasi Fe^{2+} pada tanah SMP cenderung tidak mengalami peningkatan dalam gradien yang besar, khususnya pada 2 sampai 6 MST. Hal ini menunjukkan bahwa aplikasi bahan organik dan penggenangan tanah tidak menyebabkan terjadinya proses reduksi yang intensif. Jerami padi sebagai bahan organik yang diaplikasikan dalam penelitian tersebut mengandung selulosa yang tinggi. Vu *et al.* (2017) menyatakan bahwa kandungan selulosa dalam jaringan padi cukup tinggi yaitu berkisar 40%. Sedangkan Liu *et al.* (2010) melaporkan bahwa bahwa bahan organik yang kaya selulosa cenderung tidak aktif dalam mendorong terjadinya proses reduksi di tanah. Walaupun demikian, dapat diketahui bahwa perbedaan konsentrasi Fe^{2+} sampai dengan 6 MST (Gambar 2) diduga berhubungan dengan kapasitas reduksi hubungannya dengan pH tanah (Gambar 1). Menurut Van-Schaik (2008) reduksi Fe^{3+} lebih banyak terjadi pada pH 2 dibandingkan pH 4. Berdasarkan diagram kelarutan Fe yang ditunjukkan oleh Kirk (2004) diketahui bahwa pada pH yang lebih rendah (sangat masam) kelarutan Fe^{3+} lebih tinggi dibandingkan Fe^{2+} . Berkebalikan dengan fakta tersebut, dapat juga dinyatakan bahwa pengaruh pH tanah SMP yang lebih tinggi dari pada tanah SMA menyebabkan tingkat reduksi yang tinggi pada tanah SMP, sebagaimana yang diungkapkan oleh Liu *et al.* (2010) bahwa laju reduksi Fe lebih tinggi pada pH yang lebih tinggi.

Tanah SMA adalah tanah dengan bahan sulfidik yang telah teroksidasi dan lebih berkembang, sedangkan tanah SMP memiliki bahan sulfidik yang relatif belum teroksidasi dan lebih mentah (Soil survei staff, 2014). Ditambahkan pula bahwa tanah SMP berasal dari kawasan pasang

surut tipe luapan B yang secara periodik mengalami genangan. Reddy dan DeLaune (2008) menyatakan bahwa tanah yang sering mengalami periodik basah dan kering mengandung lebih banyak Fe-amorf. Kondisi tersebut menyebabkan tanah SMA mengandung lebih banyak Fe dalam bentuk mineral kristalin sedangkan mineral amorf lebih banyak terdapat pada SMP. Fakta tersebut menyebabkan lebih banyak Fe yang tereduksi dalam tanah SMP daripada SMA. Mineral kristalin lebih sulit tereduksi daripada mineral amorf (Reiche *et al.*, 2008), dan Fe yang berbentuk kristalin lebih sukar direduksi dibandingkan Fe-hidrooksida yang berbentuk amorf (Morris, 2011).



Gambar 2. Dinamika konsentrasi Fe^{2+} (Hairani dan Susilawati, 2013).



Gambar 3. Dinamika konsentrasi Fe organik (Hairani dan Susilawati, 2013).

Gambar 3 memperlihatkan perbedaan pola perubahan kandungan Fe organik dalam tanah SMA dan SMP. Hal ini berhubungan dengan: 1) afinitas bahan humus dari hasil dekomposisi bahan organik yang lebih besar terhadap Fe^{3+} dibandingkan Fe^{2+} . Gambar 1 telah menunjukkan bahwa pH tanah SMA lebih rendah dibandingkan tanah SMP, menurut Kirk (2004) hal ini dapat berakibat pada kelarutan Fe^{3+} yang lebih tinggi dibandingkan Fe^{2+} . Tingginya afinitas bahan humus terhadap Fe^{3+} menyebabkan pembentukan kompleks Fe-organik lebih banyak terjadi pada tanah SMA. 2) Berhubungan dengan pH tanah SMA yang lebih rendah, kelarutan Fe^{3+} akan meningkat pada pH yang semakin rendah sehingga kondisi ini sangat mendukung pembentukan kompleks Fe dengan asam-asam organik hasil proses dekomposisi. Wagai dan Mayer (2007) menyatakan bahwa pembentukan kompleks antara Fe dengan asam organik lebih banyak pada pH yang lebih masam. Sedangkan penurunan konsentrasi Fe organik baik pada SMP maupun SMA yang terjadi khususnya pada minggu keenam (Gambar 3) disebabkan sebagian Fe-organik tersebut mengalami mineralisasi, sehingga konsentrasi Fe^{2+} kembali mengalami peningkatan (Gambar 2).

Kadar Nitrogen Total

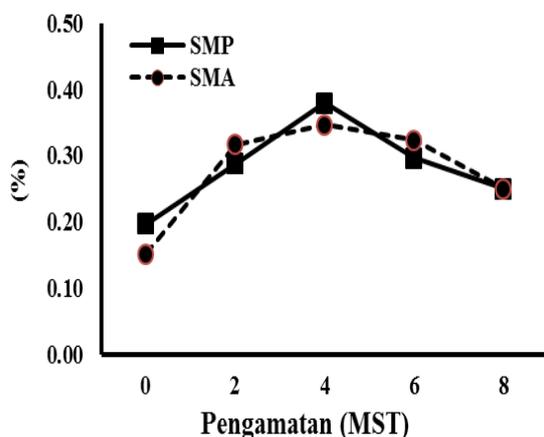
Nitrogen adalah unsur yang *mobile*, sangat mudah terlindi dan menguap, sehingga tanaman seringkali mengalami defisiensi. Nitrogen diserap tanaman dalam bentuk NH_4^+ atau NO_3^- , yang penyerapannya dipengaruhi oleh sifat tanah, jenis tanaman, dan tahapan dalam pertumbuhan tanaman. Pada tanah tergenang, N diserap tanaman utamanya dalam bentuk NH_4^+ , sebaliknya pada tanah dengan aerasi baik tanaman cenderung menyerap NO_3^- (Havlin *et al.*, 2005). Nitrogen adalah unsur yang secara alamiah

utamanya berasal dari proses perombakan bahan organik.

Peningkatan kandungan N total akibat aplikasi pupuk N hanya terjadi pada 4 dan 6 MST (Hairani dan Susilawati, 2013). Penulis berpendapat bahwa secara umum kandungan N total tanah SMP dan SMA mengalami peningkatan pada semua waktu pengamatan dibandingkan saat tanam (0 MST) (Gambar 4). Peningkatan N dalam tanah yang disebabkan aplikasi pupuk N (urea) dapat terjadi mulai pada awal pertanaman. Selain itu, peningkatan tersebut diduga lebih disebabkan oleh aplikasi bahan organik, karena jika peningkatan N hanya bersumber dari pupuk N maka peningkatan N tertinggi seharusnya terjadi pada pengamatan 2 MST, mengingat sifat N dari pupuk urea yang sangat mudah larut. Cajuste *et al.* (1996) menyatakan bahwa puncak hidrolisis pupuk urea terjadi pada 1-2 hari setelah aplikasi. Fakta ini menunjukkan adanya suatu proses lain yang cukup berpengaruh sehingga menimbulkan dinamika konsentrasi N yang khas seperti ditunjukkan dalam gambar 4 tersebut. Bahan organik yang diberikan diduga mampu meningkatkan kandungan ataupun menyumbangkan N ke tanah, menurut Koyama (1981) 40 – 80 % dari total N yang diserap tanaman berasal dari perombakan bahan organik di tanah. Selain itu Dong *et al.* (2012) juga menyatakan bahwa hanya 20 % dari N yang diserap tanaman berasal dari pupuk yang diberikan.

Kandungan N total mengalami penurunan mulai dari 6 sampai 8 MST (Gambar 4) hal tersebut diduga berhubungan dengan nilai pH tanah dan kandungan Fe^{2+} dalam tanah yang mengalami peningkatan, diketahui bahwa proses dekomposisi sangat dipengaruhi oleh pH tanah dan kandungan Fe tanah. Menurut Van-Bodegom *et al.* (2005) tingginya konsentrasi Fe^{2+} dalam tanah akan meningkatkan laju dekomposisi bahan organik. Berbeda dengan hal tersebut, sebelumnya Hairani dan Susilawati (2013)

menyatakan bahwa penurunan mulai dari 6 sampai 8 MST terkait dengan proses volatilisasi karena sebagai akibat dari proses transformasi N di tanah tergenang.

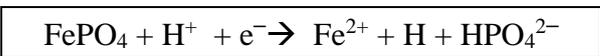


Gambar 4. Dinamika konsentrasi N total (Hairani dan Susilawati, 2013).

Keluruhan Posfor

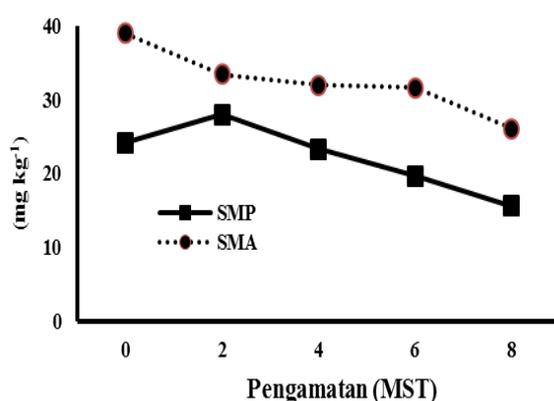
Secara teoritis kelarutan P berhubungan dengan nilai pH tanah, ketersediaan P berkorelasi positif dengan pH tanah. Data hasil penelitian Hairani dan Susilawati (2013) menunjukkan hal berbeda yaitu konsentrasi P tersedia pada tanah SMA secara konsisten lebih tinggi daripada SMP sedangkan pH tanah SMP lebih tinggi dari pH tanah SMA (Gambar 5 dan Gambar 1). Fakta ini berhubungan dengan perbedaan kandungan Fe dalam kedua jenis tanah dimana kandungan Fe pada tanah SMP yang lebih tinggi daripada SMA (Gambar 2). Peningkatan ketersediaan P lebih ditentukan oleh keberadaan Fe karena tingginya kandungan Fe pada pH yang sangat masam tersebut. Fahmi *et al.* (2018) menyatakan terdapat hubungan positif yang kuat antara Fe dan P tanah sulfat masam. Hairani dan Susilawati (2013) dalam pembahasannya tidak menjelaskan secara detail bagaimana mekanisme dan bentuk reaksi keseimbangan yang terjadi. Penulis berpendapat hubungan tersebut dapat dijelaskan secara lebih detail melalui

perspektif perkembangan tanah. Diketahui bahwa tanah SMA lebih berkembang daripada SMP. Tanah SMP yang lebih mentah karena secara alamiah sering mengalami genangan air akibat fluktuasi pasang surut, hal tersebut berakibat pada masih terjadinya pengendapan pada lapisan permukaannya. Di lain sisi kondisi tanah SMA yang lebih kering atau aerob mengakibatkannya mengandung lebih banyak Fe dalam bentuk mineral kristalin daripada tanah SMP. Sebaliknya kadar mineral Fe-amorf akan lebih banyak terdapat pada SMP daripada tanah SMA. Johnston *et al.* (2009) melaporkan bahwa kadar Fe-amorf meningkat pada permukaan tanah setelah digenangi dan Chi *et al.* (2010) juga melaporkan bahwa pembentukan mineral Fe-kristalin yang lebih dominan dibandingkan Fe-amorf pada tanah dengan aerasi yang lebih baik. Beberapa peneliti (Loeb *et al.* 2008; Zak *et al.* 2010; Wang *et al.* 2013) melaporkan bahwa Fe amorf seperti ferihidrit memiliki peran yang penting terhadap pelarutan P di lahan rawa, sedangkan Bonneville *et al.* (2009) menyatakan bahwa mineral kristalin lebih sulit tereduksi daripada mineral amorf, dan saat proses reduksi terjadi pelepasan P yang difiksasi oleh Fe sebagaimana reaksi berikut (Reddy dan DeLaune, 2008);



Selain itu, banyaknya mineral Fe kristalin pada SMA diduga menyebabkan rendahnya kapasitas fiksasi tanah terhadap P sehingga ketersediaan P menjadi lebih tinggi. Beberapa peneliti melaporkan adanya korelasi yang nyata antara keberadaan mineral Fe amorf dan retensi P (Berkheiser *et al.*, 1980; Richardson, 1985; Walbridge and Struthers, 1993; Gale *et al.*, 1994; Reddy *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2013). Tanah sulfat masam yang cenderung memiliki kandungan mineral Fe kristalin yang lebih banyak dapat dihubungkan

dengan kelarutan P yang lebih tinggi jika dibandingkan dengan tanah sulfat masam yang didominasi Fe dalam bentuk amorf. Menurut Freese *et al.* (1992) dan Guzman *et al.* (1994) perbedaan jenis Fe-(hidr)oksida adalah faktor utama yang menentukan ketersediaan dan mobilitas P. Besarnya peranan mineral Fe amorf dibandingkan Fe kristalin dalam hal jerapan terhadap P disebabkan oleh rata-rata luas permukaan mineral Fe amorf lebih besar daripada Fe kristalin. Mineral ferihidrit bersifat lebih amorf dibandingkan hematit, luas permukaan hematit berkisar 10 - 120 m² g⁻¹ (Violente *et al.*, 2005) sedangkan ferihidrit memiliki luas permukaan 150 - 700 m² g⁻¹ (Bonneville 2005)



Gambar 5. Dinamika konsentrasi P tersedia (Hairani dan Susilawati, 2013).

KESIMPULAN

1. Aplikasi bahan organik menyebabkan penurunan atau meningkatkan pH tanah sulfat masam, arah perubahan tersebut tergantung pada yaitu pH tanah awal dan kualitas bahan organik. Perbedaan pH tanah menyebabkan perbedaan disosiasi gugus fungsional dari asam organik hasil dekomposisi bahan organik.
2. Aplikasi bahan organik dan penggenangan tidak selalu menyebabkan terjadinya proses reduksi

yang intensif, adanya kandungan selulosa yang tinggi dalam jerami padi akan membatasi reaksi tersebut. Perbedaan konsentrasi Fe berhubungan dengan kapasitas reduksi dan pH tanah pada dua jenis tanah, dimana reduksi Fe yang lebih tinggi pada pH yang lebih rendah. Selain itu, perbedaan konsentrasi Fe berhubungan pula dengan tingkat perkembangan tanah serta kondisi hidrologisnya, hal tersebut menyebabkan perbedaan sifat mineralogi Fe yang dominan terdapat dalam tanah tersebut. Tanah yang sering mengalami periodik basah-kering mengandung lebih banyak Fe-amorf, sebaliknya tanah yang lebih berkembang dan relatif kering akan mengandung lebih banyak mineral Fe kristalin.

3. Aplikasi bahan organik menyebabkan kandungan nitrogen (N) total tanah SMP dan SMA mengalami peningkatan. Penurunan kandungan N total berhubungan dengan nilai pH tanah dan kandungan Fe²⁺ dalam tanah yang mengalami peningkatan.

Konsentrasi P tersedia pada tanah SMA lebih tinggi daripada SMP berhubungan dengan perbedaan kandungan Fe dalam kedua jenis tanah. Tanah SMP mengandung lebih banyak Fe amorf daripada tanah SMA, sehingga proses reduksi lebih banyak terjadi pada tanah SMP. Saat proses reduksi terjadi pelepasan P. Selain itu, perbedaan kandungan mineral Fe kristalin menyebabkan perbedaan kapasitas fiksasi tanah terhadap P.

DAFTAR PUSTAKA

- Berkheiser, V. E., J. J. Street, P. S. C. Rao, and T. L. Yuan. 1980. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 10:179-224.

- Bonneville, S. 2005. Kinetics of Microbial Fe (III) Oxyhydroxide Reduction : The Role of Mineral Properties. A *Desertation*. Department of Earth Sciences-Geochemistry, Faculty of Geosciences, Utrecht University. The Netherlands. 117 p.
- Bonneville S, T Behrends, and P Van Cappellen. 2009. Solubility and dissimilatory reduction kinetics of iron(III) oxyhydroxides: A linear free energy relationship. *Geochimica Cosmochimica Acta* 73: 5273–5282.
- Butterly, C.R. Baldock, J and C. Tang. 2010. Chemical mechanisms of soil pH change by agricultural residues Clayton. *Dalam*: R.J. Gilkes and N. Prakongkep. (Eds.), *Soil Solutions for a Changing World. Soil minerals and contaminants, 19th World Congress of Soil Science*. Brisbane, Australia. pp.43–46
- Cajuste L.J., Sánchez-A E., and Laird R.J. 1996. Behaviour of urea and ammonium sulfate fertilizers and their N uptake relationships in calcareous soils. In: Ahmad N. (Eds) *Nitrogen Economy in Tropical Soils. Developments in Plant and Soil Sciences*, vol 69. Springer, Dordrecht. pp 347-353.
- Cayuela, M. L., T. Sinicco, and C. Mondini. 2009. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied Soil Ecology*. 41 ; 118 – 127.
- Chi G, X Chen, Y Shi and T Zheng. 2010. Forms and profile distribution of soil Fe in the Sanjiang Plain of Northeast China as affected by land uses. *Journal Soils Sediment* 10: 787–795.
- Dong NM, KK Brandt, J Sørensen, NN Hung, CV Hach, PS Tan, and T Dalgaard. 2012. Effects of alternating wetting and drying versus continuous flooding on fertilizer nitrogen fate in rice fields in the Mekong Delta, Vietnam. *Soil Biology and Biochemistry* 47: 166–174.
- Fahmi, A., B. Radjagukguk, dan B. H. Purwanto. 2009. Kelarutan posfat dan ferro pada tanah sulfat masam yang diberi bahan organik jerami padi. *Jurnal Tanah Tropika*. 14 (II); 119 - 125.
- Fahmi, A. 2010. Pengaruh pemberian jerami padi terhadap pertumbuhan tanaman padi (*Oryza sativa*) di tanah sulfat masam. *Jurnal Berita Biologi*. 10 (1); 7 - 14.
- Fahmi, A., M. Alwi and D. Nursyamsi. 2018. The role of land inundation type of tidal swamp land on The chemical properties of potential acid sulphate soils under fertilizer and lime application. *J Tanah Trop*. 23(2); 55 – 64.
- Fanning, D.S., 2006. Acid sulfate soils. *Dalam*: R. Lal (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*, vol. 1, Second edition. Taylor & Francis, Boca Raton, Florida, pp. 11–13.
- Freese, D., S.E.A.T.M. Van der Zee, and W. H. Van Riemsdijk. 1992. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. *Journal Soil Science*. 43:729–738.
- Gale, P. M., K. R. Reddy, and D. A. Graetz. 1994. Phosphorus retention by wetland soils used for treated wastewater disposal. *J. Environ. Qual.* 23:370–377.
- Grybos, M., M. Davranche, G. Gruau, P. Petitjean and M. Pédrot. 2009. Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils underreducing conditions. *Geoderma* 154; 13–19.
- Guzman, G., E. Alcantara, and V. Barro´n. 1994. Phytoavailability of phosphate

- adsorbed on ferrihydrite, hematite, and goethite. *Plant and Soil*. 159:219–225.
- Hairani, A., and A. Susilawati. 2013. Changes of soil chemical properties during rice straw decomposition in different type of acid sulphate soil. *Jurnal Tanah Tropika*. 18 (2); 99 – 103.
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale, and W. L. Nelson. 2005. Soil Fertility and Fertilizers. An introduction to nutrient management. Seventh Edition. Pearson Education Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 499 p
- Johnston, S.G., A.F. Keene, R.T. Bush, E.D. Burton, L.A. Sullivan, D. Smith, A.E. McElnea, M.A. Martens, and S. Wilbraham. 2009. Contemporary pedogenesis of severely degraded tropical acid sulfate soils after introduction of regular tidal inundation. *Geoderma*. 149; 335–346.
- Kirk, G. 2004. *The Biogeochemistry of Submerged Soils*. John Willey and Sons. Chicester, England. 291 p.
- Kongchum, M. 2005. Effect of Plant Residue and Water Management Practices on Soil Redox Chemistry, Methane Emission and Rice Productivity. A *Dissertation*. Graduate Faculty of the Louisiana State University. USA. 201 p.
- Konsten, C. J. M., N. V. Breemen, S. Suping, I. B. Aribawa, and J. E. Groenenberg. 1994. Effect of flooding on pH of rice-producing, acid sulphate soils in Indonesia. *Soil Science Society of America Journal*. 58; 871 – 883.
- Koyama T. 1981. The transformation and balances of nitrogen in Japanese paddy fields. *Fertilizer Research* 2: 261–278.
- Liu, C., M. Chen and F. Li. 2010. Fe(III) reduction in soils from South China. *Dalam*: R.J. Gilkes and N. Prakongkep. (Eds.), *Soil Solutions for a Changing World. Soil minerals and contaminants, 19th World Congress of Soil Science*. Brisbane, Australia. pp.70–73
- Loeb R, LPM Lamers, and JGM Roelofs. 2008. Prediction of phosphorus mobilization in inundated floodplain soils. *Environmental Pollutants* 156: 325–331.
- Magdoff, F. R., R. J. Bartlett and D. S. Ross. 1987. Acidification and pH Buffering of Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 51(5): 1384-1386.
- Morris, A.J. 2011. Phosphate Binding to Fe and Al in Organic Matter as Affected by Redox Potential and pH. *A Dissertation*. Soil Science, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA. 229 p.
- Noorsyamsi, H. dan M. Hidayat. 1976. The tidal swamp rice culture in South Kalimantan. *Contr. Centr. Res. Ins. Agric. Bogor*. 10; 1–18.
- Noor, M. 2004. Lahan Rawa.; Sifat dan pengelolaan tanah bermasalah sulfat masam. PT. Raja Grafindo Persada. Jakarta, 241 hlm.
- Ponnamperuma, F. N. 1984. Effects of flooding on soils. *Dalam* T. Kozlowski (Ed.) *Flooding and Plant Growth ; Physical ecology. A series monographs, text and treatises*. P ; 10 – 45. Academic Press Inc. Harcourt Brace Javanovich Publisher, USA.
- Pons, L.J., N. Van Breemen, and P.M. Driessen. 1982. Physiography of coastal sediments and development of potential soil acidity. *Dalam*; J.A. Kittrick, D.S. Fanning, L.R. Hossner (Eds) 'Acid Sulfate Weathering'. SSSA Special Publication No. 10, pp. 1–18. Soil

- Science Society of America: Madison, WI.
- Reiche, M., G. Torburg, and K. Kusel. 2008. Competition of Fe(III) reduction and methanogenesis in an acidic fen. *Microbiology Ecology*. 65 (1); 88–101.
- Reddy, K. R., G. A. O'Connor, and P. M. Gale. 1998. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *J. Environ. Qual.* 27:438–447.
- Reddy, K.R. and R.D. DeLaune. 2008. *The Biogeochemistry of Wetlands; Science and applications*, CRC Press. New York, USA. 779 p.
- Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228:1424–1426.
- Rukhsana, F., C. Butterly, J. Baldock and C. Tang. 2010. Model carbon compounds differ in their effects on pH change of soils with different initial pH. *In*: R.J. Gilkes and N. Prakongkep. (Eds.), *19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World*, 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia. pp ; 160 – 163.
- Rukshana, F., C.R. Butterly, J.A. Baldock and C. Tang. 2011. Model organic compounds differ in their effects on pH changes of two soils differing in initial pH. *Biol Fertil Soils*. 47:51–62.
- Soil Survey Staff. 2014. *Key to Soil Taxonomy*. Twelfth Edition. United States Department of Agriculture (USDA) and Natural Resources Conservation Service (NRCS). Washington DC. 360 p.
- Tan, K.H. 2008. *Humic Matter in the Soil and the Environment ; Principles and controversies*. Second Edition. CRC Press. 439 p.
- Van-Schaik, J.W.J. 2008. Binding of metals to macromolecular organic acids in natural waters. *A Disertation*. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences Department of Soil and Environment. Swedish University of Agricultural Sciences. 72 p.
- Van Breemen, N. and L.J. Pons. 1978. Acid sulphate and rice. *Dalam*. Soils and Rice. IRRI. Los Banos, The Philippines. pp.739–761.
- Van-Bodegom, P. M., P. R. Broekman, J. Van-Dijk, C. Bakker and R. Aerts. 2005. Ferrous iron stimulates phenol oxidase activity and organic matter decomposition in waterlogged. *Biogeochemistry*. 76; 69 – 83.
- Violente, A., M. Ricciardella, M. Pigna and R. Capasso. 2005. Effects of organic ligands on the adsorption of trace elements onto metal oxides and organo-mineral complexes. p. 157 – 182. *Dalam* P. M. Huang and G. R. Gobran. (Eds) *Biogeochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere*. Elsevier.
- Vu, N.D., H.T. Tran, N.D. Bui, C.D. Vu, and H.V. Nguyen. 2017. Lignin and Cellulose Extraction from Vietnam's Rice Straw Using Ultrasound-Assisted Alkaline Treatment Method. *International Journal of Polymer Science* vol. 2017, 8 p. <https://doi.org/10.1155/2017/1063695>.
- Wagai, R. and L. M. Mayer. 2007. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. *Geochim cosmochim acta*. 71: 25 – 35.
- Wang X, F Liu, W Tan, W Li, X Feng and DL Sparks. 2013. Characteristics of phosphate adsorption-desorption onto ferrihydrite: comparison with

- well-crystalline Fe(hydr)oxides. *Soil Science* 178: 1–11.
- Widjaja Adhi, I.P.G., K. Nugroho, D.S. Ardi dan S. Karama. 1992. Sumberdaya lahan rawa: potensi, keterbatasan dan pemanfaatan. *Dalam*; S. Partoharjono dan M. Syam. (Eds.) Pengembangan terpadu lahan rawa pasang surut dan lebak. SWAMPS II. Puslitbangtan. Bogor.
- Zak D, C Wagner, B Payer, J Augustin and J Gelbrecht. 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens : The effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20: 1336–1349.
- Walbridge, M. R. and J. P. Struthers. 1993. Phosphorus retention in non-tidal palustrine forested wetlands of the mid-Atlantic region. *Wetlands* 13:84–94.