

Potensi Bakteri Pereduksi Sulfat dan Jenis Bahan Organik dalam Pengolahan Air Asam Tambang menggunakan System *Constructed Wetland* Tanaman akar Wangi (*Vetiveria zizanioides* L)

Pujawati Suryatmana¹, Apong Sandrawati¹, dan Ikrar Nusantara Putra ²,
dan Nadia N. Kamaluddin¹

¹Staff Pengajar Program Studi Agroteknologi Fakultas Pertanian Universitas Padjadjaran
Jl. Raya Bandung Sumedang Km 21, Jatinangor

²Researcher at Smart Research Institute PT. Smart Tbk, Riau.

Korespondensi: pujawati@unpad.ac.id; apong.sandrawati@unpad.ac.id

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is a waste product from coal mining process. Acidic waste will impose a serious environmental issue such as organism annihilation and destruction of environmental ecosystem. Proper AMD management is required in order to restore polluted water to the proper standard condition. The Constructed Wetland system with Akar Wangi (Vetiveria zizanioides L.) and various organic growth medium compositions and sulphate-reducing bacteria and the composition of the media for several types of organic matter with sulfate-reducing bacteria (SRB) inoculation as stimulant was deemed a promising solution. This study was designed in randomized block design (RBD) consisted of nine treatments with three replicates. The treatments were: (A) = without organic matter and without SRB inoculation (control), (B) = 100% compost, (C) = 100% sawdust, (D) = 50% compost + 50% sawdust, (E) = no organic matter + SRB inoculation (10^5 MPN ml⁻¹), (F) = 100% compost + SRB inoculation, (G) = 100% sawdust + SRB inoculation, H = 50% compost + 50% sawdust + SRB inoculation, I = 75% compost + 25% sawdust + SRB inoculation. Results showed that 100% compost and SRB application increased polluted water pH. Application of 100% sawdust with or without SRB inoculation gave the highest reduction in sulfate content. SRB also has the potential to increase the height of Akar Wangi plant.

Keywords: acid mine drainage, sulfate-reducing bacteria, constructed wetland

1. PENDAHULUAN

Pertambangan batu bara berkontribusi besar dalam pergerakan perekonomian Indonesia. Di sisi lain kegiatan pertambangan menghasilkan dampak negatif terhadap lingkungan diantaranya pencemaran badan air, tanah dan udara. Munawar (2007) melaporkan bahwa salah satu masalah utama yang menimbulkan kerusakan lingkungan akibat aktivitas penambangan batu bara adalah timbulnya air asam tambang (AAT) atau *acid mine drainage* (AMD).

Air asam tambang merupakan cairan yang terbentuk akibat oksidasi mineral-mineral sulfida terutama pirit (FeS_2) yang menghasilkan asam sulfat (Sextone *et al.*, 1999). Mineral pirit teroksidasi sering ditemukan selama kegiatan penambangan atau pada lahan pasca-tambang batu bara. Pirit yang teroksidasi jika terlarut dalam air akan membentuk SO_4^{2-} dan meningkatkan kemasaman. Reaksi oksidasi tersebut terjadi secara biologi oleh bakteri

Thiobacillus thiooxidans yang dapat menghasilkan asam sulfat dan menurunkan nilai pH perairan (Munawar dan Riwardi, 2010).

Karakteristik AAT dicirikan oleh pH yang sangat rendah berkisar 2,0 sampai 4,0. Nilai pH yang rendah menyebabkan AAT memiliki kemampuan untuk meningkatkan kelarutan berbagai logam seperti besi (Fe), mangan (Mn), dan aluminium (Al) (Johnson & Hallberg, 2005). Karakteristik pH yang rendah dan kandungan logam-logam yang tinggi pada perairan dapat menyebabkan penurunan produktivitas biologis dalam ekosistem akuatik (Munawar, 2011), dan mengakibatkan kerugian pada sektor perikanan di seluruh dunia (Jennings *et al.*, 2008). Pada kondisi yang sangat parah, AAT tidak aman untuk dikonsumsi dan digunakan untuk keperluan lain seperti irigasi dan industri (Widdowson, 1990 dalam Munawar, 2007; Vasquez *et al.*, 2016). Air irigasi yang mengandung AAT menyebabkan kontaminasi logam toksik pada tanah-tanah pertanian

sehingga berpotensi mengganggu kesehatan manusia dan ternak (Garrido *et. al.*, 2009).

Air asam tambang merupakan salah satu permasalahan paling serius yang dihadapi oleh industri pertambangan batu bara tidak hanya di Indonesia tapi juga di seluruh dunia (Munawar, 2017; Pozo-Antonio, 2014; Gaikwad & Gupta, 2007). Besarnya dampak-dampak yang ditimbulkan AAT bagi lingkungan sekitarnya menjadi perhatian pemerintah. Hal ini terbukti dalam penetapan Peraturan Menteri ESDM No 07 Tahun 2014 yang menyebutkan bahwa keberhasilan penanggulangan AAT menjadi salah satu tolak ukur bagi kegiatan reklamasi tambang.

Penanggulangan AAT dapat dibedakan menjadi metode aktif dan pasif. Metode aktif yakni aplikasi bahan penetral seperti kapur. Metode ini dinilai dapat meningkatkan nilai pH dalam waktu yang singkat. Namun, metode ini banyak dikeluhkan karena memerlukan biaya yang tinggi dan perawatan yang intensif. Oleh karena itu, metode aktif ini sudah mulai ditinggalkan. Sedangkan metode pasif menawarkan sistem yang dapat bekerja tanpa penambahan input dengan frekuensi yang tinggi. Metode ini dinilai tidak memerlukan perawatan intensif dibandingkan perlakuan aktif (Skousen *et. al.*, 2000).

Menurut Taylor *et. al.* (2005) peningkatan pH dengan perlakuan pasif dapat mencapai kisaran angka 7,5 – 8,0 sedangkan dengan perlakuan aktif dapat mencapai angka 14. Nilai pH dengan perlakuan aktif tersebut melebihi baku mutu air limbah penambangan batu bara yang hanya berada pada kisaran 6,0 sampai 9,0 (Kepmen LH No 113 Tahun 2003). Perlakuan pasif juga efektif memperbaiki AAT dengan pH yang rendah serta menurunkan tingginya konsentrasi logam Fe dan Al terlarut (Zipper *et. al.*, 2011).

Penanganan AAT secara pasif digolongkan ke dalam empat metode, yaitu metode *Aerobic Wetlands*, *Anaerobic Wetlands*, *Anoxic Lime-stone Drains*, *Vertical Flow System* (Zipper *et. al.*, 2011). Setiap metode memiliki keunggulan dan kelemahan. Salah satu metode yang umum digunakan adalah metode *Vertical Flow System*

atau Sistem Aliran Vertikal. Metode ini mengalirkan AAT secara vertikal melalui lapisan organik yang relatif tebal. Lapisan organik yang tebal akan membentuk lingkungan anaerobik yang menstimulasi terjadinya proses mikrobiologis. Aktivitas mikrobiologis tersebut akan menghasilkan alkalinitas dan sulfida yang mampu meningkatkan pH dan mengendapkan logam. Pemanfaatan metode sistem aliran vertikal pada sistem *constructed wetland* secara anaerobik mampu mengimbangi keterbatasan dari metode-metode penanganan AAT lainnya (Zipper *et. al.*, 2011).

Pendekatan untuk optimalisasi sistem *constructed wetland* dalam pengelolaan AAT adalah menggunakan komponen biologis. Agen biologis yang sangat berperan dalam penanganan AAT adalah bakteri pereduksi sulfat (BPS) (Widyati, 2007). Bakteri pereduksi sulfat berperan dalam mereduksi sulfat menjadi sulfida (H_2S) sehingga dapat menurunkan konsentrasi sulfat dan logam-logam terlarut dalam AAT (Schneider and Hauri, 2009). Genus BPS yang sering ditemukan pada tanah tergenang, seperti genus *Desulfovibrio* (Munawar, 2007; Munawar 2011).

Bakteri pereduksi sulfat mengoksidasi bahan organik dan H_2 dengan menggunakan sulfat sebagai akseptor elektron dengan menghasilkan hidrogen sulfida (H_2S) dan ion bikarbonat (HCO_3^-). Hidrogen sulfida yang dihasilkan menyebabkan penurunan sulfat sehingga terjadi peningkatan pH serta ion bikarbonat yang dihasilkan berperan sebagai *buffer* yang dapat meningkatkan pH (Frank, 2000). Dalam pertumbuhan dan aktifitasnya, BPS memerlukan donor electron yang dapat diperoleh dari substrat organik. Kompos dan serbuk gergaji merupakan bahan organik yang tersedia cukup banyak di areal sekitar pertambangan batu bara seperti di Pulau Sumatera dan Kalimantan. Kompos dan serbuk gergaji diharapkan mampu menjadi sumber bahan organik yang tepat dalam remediasi AAT ini.

Optimalisasi kinerja *constructed wetland* dalam meremediasi AAT dapat ditingkatkan dengan pemanfaatan agen bioremediasi

lainnya, yaitu tanaman. Tanaman dapat memobilisasi kontaminan, meningkatkan serta memelihara kondisi lingkungan mikroba dengan menyuplai nutrisi bagi mikroba tersebut. Salah satu tanaman yang memiliki kemampuan dalam bioremediasi tanah tercemar terutama logam berat adalah akar wangi (*Vetiveria zizanioides* L.). Tanaman ini dikenal juga sebagai tanaman yang mampu hidup di berbagai kondisi lingkungan karena mempunyai daya adaptasi yang tinggi (Purwani, 2010).

Penelitian ini bertujuan untuk mengkaji efek kombinasi antara BPS dan jenis bahan organik dalam remediasi AAT pada sistem *constructed wetland* metode *vertical flow system*. Kombinasi tersebut akan dipadukan dengan tanaman akar wangi (*Vetiveria zizanioides* L.) sebagai komponen tanaman yang menjadi perlakuan dan juga parameter keberhasilan remediasi AAT. Rancangan metode pasif ini diharapkan dapat menjadi alternatif dalam menangani permasalahan pada AAT.

2. BAHAN DAN METODE

2.1 Rancangan Penelitian

Bahan-bahan yang digunakan dalam percobaan antara lain, tanaman akar wangi umur 3 bulan; bakteri pereduksi sulfat (BPS) yang diisolasi dari lumpur sawah yang tercemar limbah tekstil; pasir kerikil sebagai lapisan bahan mineral dan penyaing; kompos jerami dan serbuk gergaji; AAT buatan; dan media posgate sebagai media selektif BPS.

Rancangan percobaan yang digunakan adalah rancangan acak kelompok (RAK) dengan perlakuan kombinasi antara jenis bahan organik dan inokulasi BPS. Perlakuan dibedakan menjadi 9 kombinasi perlakuan, yaitu:

- A = lumpur (tanpa bahan organik dan tanpa inokulasi BPS)
- B = lumpur + kompos 100 %
- C = lumpur + serbuk gergaji 100 %
- D = lumpur + kompos 50 % + serbuk gergaji 50 %
- E = lumpur + inokulasi BPS (kepadatan 10^5 MPN $m L^{-1}$)

F = lumpur + kompos 100 % + inokulasi BPS

G = lumpur + serbuk gergaji 100 % + inokulasi BPS

H = lumpur + kompos 50 % + serbuk gergaji 50 % + inokulasi BPS

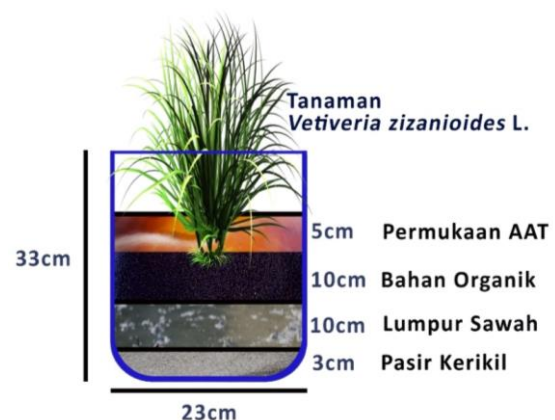
I = lumpur + kompos 75 % + serbuk gergaji 25 % + inokulasi BPS

2.2 Isolasi dan Perbanyakan Bakteri Pereduksi Sulfat

Bakteri pereduksi sulfat diisolasi dari sampel lumpur sawah di Kecamatan Rancaekek yang sudah tercemar limbah industri terutama limbah tekstil. Isolasi BPS menggunakan media selektif posgate. Isolat BPS yang diperoleh dilakukan aklimatisasi dalam media posgate cair dengan pH asam (pH 3 - 4), selanjutnya dilakukan perbanyakan inokulum dalam reaktor kapasitas 1.000 mL yang mengandung media posgate sebanyak 800 mL.

2.3 Reaktor *Constructed Wetland*

Reaktor *constructed wetland* mini dirancang dalam skala laboratorium. Reaktor *constructed wetland* bertipe *vertical flow system* berukuran diameter 23 cm dan tinggi 33 cm. *Constructed wetland* disusun dari lapisan media: pasir kerikil (3 cm), lumpur sawah (10 cm), dan bahan organik (10 cm). Akar wangi ditanam pada media tersebut. Media kemudian digenangi dengan AAT buatan dengan pH 3,0 sampai tinggi genangan 5 cm (Gambar 1).



Gambar 1 Penampang Vertikal Reaktor *Constructed wetland*.

Reaktor dengan komponen lengkap kemudian diinkubasi selama 7 hari. Inkubasi dilakukan untuk menciptakan lingkungan media yang lebih adaptif untuk pertumbuhan akar wangi. Selama inkubasi dilakukan pengamatan nilai pH pada air genangan.

2.4 Analisis Parameter

Parameter percobaan yang diamati meliputi: nilai pH selama inkubasi, konsentrasi sulfat dan populasi BPS di akhir percobaan, serta komponen pertumbuhan berupa tinggi tanaman akar wangi. Data hasil pengamatan dianalisis statistik. Pengujian beda nyata dilakukan dengan Uji F, jika data berbeda nyata maka pengujian dilanjutkan dengan uji jarak Berganda Duncan pada selang kepercayaan 95%.

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1 Nilai pH Air Genangan setelah Inkubasi

Hasil pengamatan menunjukkan bahwa terjadi peningkatan pH air dari kondisi awal pH 3 menjadi pH 6,6 – 7,7 pada semua perlakuan. Hasil analisis statistik menunjukkan bahwa perlakuan kombinasi BPS dan jenis bahan organik berpengaruh nyata terhadap pH air permukaan yang diinkubasi selama 7 hari (Tabel 1).

Tabel 1 Pengaruh Kombinasi BPS dan Jenis Bahan Organik terhadap pH Air Permukaan setelah Inkubasi

	Perlakuan	Nilai pH
A	Lumpur (Tanpa BO dan BPS)	6,6a
B	Lumpur + K 100 %	7,7c
C	Lumpur + SG 100 %	7,2b
D	Lumpur + K 50 % + SG 50 %	7,4bc
E	Lumpur + BPS (10^5 MPN ml ⁻¹)	6,8a
F	Lumpur + K 100 % + BPS	7,7c
G	Lumpur + SG 100 % + BPS	7,2b
H	Lumpur + K 50 % + SG 50 % + BPS	7,6c
I	Lumpur + K 75 % + SG 25 % + BPS	7,6c

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%. BO = Bahan Organik; BPS = Bakteri Pereduksi Sulfat; K = Kompos. SG = Serbuk Gergaji.

Proses netralisasi AAT juga sangat dipengaruhi oleh peran BPS. Reduksi sulfat adalah proses utama dalam netralisasi pH dan pengurangan kandungan sulfat (Machemer dan Wilderman 1992, McIntire *et. al.*, 1990, dalam Drury 2006; Benner *et. al.*, dalam Henny, 2009). Higgins *et. al.* (2004) menjelaskan bahwa BPS berperan dalam reduksi sulfat menjadi sulfida (S^{2-}) dan menghasilkan bikarbonat (HCO_3^-) yang akan mengubah pH menjadi lebih tinggi. Namun, perlakuan BPS harus disertai dengan penambahan BO. Hal ini dapat terlihat pada perlakuan E (lumpur + BPS) dimana pada media tanpa tambahan BO, peningkatan pH lebih rendah. Menurut Munawar (2011) reaksi reduksi akan berlangsung secara optimal apabila media mengandung bahan organik yang tinggi. Selain itu, BPS memerlukan BO sebagai sumber karbon untuk digunakan dalam proses reduksi sulfat dan penetralan AAT (Rzeczycka dan Blaszczyk, 2005; Cord-Ruwish *et. al.*, 1986 dalam Yusron dkk., 2009).

Berdasarkan hasil uji F, perlakuan dengan pH tertinggi terdapat pada 4 (empat) perlakuan yakni B, F, H, dan I, dimana keempat perlakuan tersebut menggunakan kompos sebagai sumber bahan organik. Kompos yang digunakan berasal dari jerami padi yang sebelumnya dikeringkan. Bahan organik memiliki kapasitas tukar kation yang tinggi serta berperan dalam regulasi keasaman dalam tanah. Bahan organik yang kaya akan humus mengandung asam lemah yang tidak mudah melepaskan hidrogen (H). Penambahan bahan organik meningkatkan kapasitas penyangga pH tanah sehingga mengembalikan tanah masam kepada kondisi mendekati netral dan sebaliknya (Bauer dan Black, 1994).

Proses penetralan AAT tidak lepas dari mekanisme reaksi pada constructed wetland sebagai sebuah sistem yang bekerja berdasarkan potensial redoks. Brinkman (1979) menyatakan bahwa mekanisme peningkatan pH pada kondisi tanah digenangi disebabkan oleh adanya reduksi Fe^{3+} menjadi Fe^{2+} yang dapat menghasilkan kelebihan ion OH^- yang dapat meningkatkan nilai pH. Hal ini

menjelaskan proses peningkatan pH pada perlakuan A (kontrol/ tanpa BO dan BPS).

3.2 Kandungan Sulfat

Kandungan sulfat pada AAT yang digunakan yaitu sebesar 337,35 mg L⁻¹, dimana nilai ini melebihi ambang baku mutu kadar sulfat yang diperbolehkan dalam air minum yakni 250 mg L⁻¹ (Menteri Kesehatan RI (2010). Pentingnya penurunan kandungan sulfat pada AAT dilakukan agar air yang dilepaskan ke lingkungan dalam kondisi yang aman. Hasil uji statistik pengaruh kombinasi BPS dan jenis bahan organik terhadap kandungan sulfat yang disajikan pada Tabel 2.

Tabel 2 Pengaruh Kombinasi Bakteri Pereduksi Sulfat dan Jenis Bahan Organik terhadap Kandungan Sulfat (mg L⁻¹) di akhir percobaan

Perlakuan	Kandungan Sulfat (mg L ⁻¹)
A Lumpur (Tanpa BO dan BPS)	121,06abc
B Lumpur + K 100 %	43,83ab
C Lumpur + SG 100 %	27,65a
D Lumpur + K 50 % + SG 50 %	150,94bcd
E Lumpur + BPS (10 ⁵ MPN ml ⁻¹)	256,16d
F Lumpur + K 100 % + BPS	246,70d
G Lumpur + SG 100 % + BPS	25,30a
H Lumpur + K 50 % + SG 50 % + BPS	63,47ab
I Lumpur + K 75 % + SG 25 % + BPS	185,31cd

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%. BO = Bahan Organik. BPS = Bakteri Pereduksi Sulfat. K = Kompos. SG = Serbuk Gergaji.

Berdasarkan Tabel 1, kadar sulfat setelah percobaan berada di bawah 250 m L⁻¹, kecuali pada perlakuan E (Lumpur + BPS (10⁵ MPN ml⁻¹). Kandungan sulfat pada perlakuan F tidak berbeda nyata dengan pada perlakuan E, namun nilai kadungan sulfat telah berada di bawah 250 m L⁻¹. Proses penggenangan pada *constructed wetland* akan menyebabkan kondisi media menjadi lebih anaerob (Widyati, 2007). Pada kondisi anaerob, sulfat akan menggantikan oksigen sebagai akseptor elektron. Dalam hal ini, sulfat direduksi menjadi sulfida sehingga kadar sulfat dalam

AAT menurun (Higgins *et. al.*, 2003). Hal ini menjelaskan penurunan kandungan sulfat pada perlakuan yang tidak ditambahkan BO maupun BPS (kontrol/A).

Higgins *et. al.* (2003) mengungkapkan proses bioremediasi AAT pada sistem rawa buatan dibantu oleh BPS dalam proses netralisasi air dan menurunkan kandungan sulfat. Peran BPS dalam mereduksi sulfat adalah dengan menggunakan sulfat sebagai akseptor elektron dalam mendukung metabolismenya. Namun, peran BO dalam proses reduksi sulfat harus dipertimbangkan. Hal ini dapat dilihat pada perlakuan E, dimana kandungan sulfat masih relatif lebih tinggi dari perlakuan lain. Pada kondisi tergenang, BO berperan sebagai donor elektron bagi sulfat (Groudev *et. al.*, 2001 dalam Widyati, 2007), yang menyebabkan terjadinya reduksi sulfat menjadi sulfida (Foth, 1990 dalam Widyati, 2007).

3.3 Tinggi Tanaman

Pengamatan tinggi tanaman dilakukan untuk mengetahui pengaruh media terhadap pertumbuhan tanaman. Tinggi tanaman dapat digunakan sebagai parameter untuk mengetahui pengaruh dari perlakuan atau lingkungannya (Sitompul dan Guritno, 1995). Penelitian ini menggunakan tanaman akar wangi yang sebelumnya diseragamkan tinggi tanamannya yaitu 40 cm. Pengamatan tinggi tanaman dilakukan pada 28 HST.

Hasil pengamatan (Tabel 3) menunjukkan tinggi tanaman terendah 51 cm (perlakuan C), dan tertinggi 83 cm (perlakuan E). Hal ini masih sejalan dengan hasil penelitian Cuong *et. al.* (2015) menunjukkan tinggi tanaman vetiver yang ditanam pada media air pada 30 HST mencapai 80,17 cm. Berdasarkan hasil pengamatan, tinggi tanaman akar wangi mengalami peningkatan 27 sampai 80 % dari tinggi semula selama 28 hari. Hal ini menunjukkan bahwa tanaman vetiver dapat beradaptasi dengan baik dengan media tanam berupa *constructed wetland* dengan genangan AAT.

Tinggi tanaman (Tabel 3) tidak sejalan dengan nilai pH (Tabel 2) dan kandungan sulfat

di dalam air (Tabel 1). Nilai pH tampaknya tidak menjadi penghambat dalam pertumbuhan rumput vetiver, karena tanaman ini dapat tumbuh optimal pada pH 6 – 9 (Yaseen *et. al.*, 2014). Vetiver juga dinilai mempunyai selang toleransi yang lebar terhadap kandungan sulfat, dalam hal ini vetiver masih toleran terhadap konsentrasi sulfat $> 250 \text{ mg L}^{-1}$. Kadar sulfat tidak berpengaruh terhadap tinggi tanaman, hal ini dapat dilihat dari perlakuan E dan F, dimana pada kadar sulfat dikedua perlakuan sama tingginya, tapi tinggi tanaman berbeda nyata.

Tabel 3 Pengaruh Kombinasi Bakteri Pereduksi Sulfat dan Jenis Bahan Organik terhadap Tinggi Tanaman (cm)

Perlakuan	Tinggi Tanaman (cm)
A Lumpur (Tanpa BO dan BPS)	73,00b
B Lumpur + K 100 %	58,33a
C Lumpur + SG 100 %	50,93a
D Lumpur + K 50 % + SG 50 %	56,93a
E Lumpur + BPS (10^5 MPN ml^{-1})	83,43b
F Lumpur + K 100 % + BPS	59,13a
G Lumpur + SG 100 % + BPS	52,63a
H Lumpur + K 50 % + SG 50 % + BPS	56,87a
I Lumpur + K 75 % + SG 25 % + BPS	55,67a

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%. BO = Bahan Organik. BPS = Bakteri Pereduksi Sulfat. K = Kompos. SG = Serbuk Gergaji.

Tinggi tanaman berdasarkan uji statistik pada Tabel 3 menunjukkan hasil yang berbeda nyata. Hal ini sejalan dengan hasil penelitian Naibaho dkk. (2015) bahwa perlakuan komposisi media tanam berpengaruh nyata terhadap tinggi tanaman vetiver. Perlakuan tanpa BO (A dan E) menghasilkan tanaman yang lebih tinggi dari perlakuan dengan BO. Penambahan BO ke dalam media tumbuh dipertimbangkan untuk meningkatkan laju proses reduksi (Breemen dan Buurman, 2002) dari polutan atau bahan pencemar, dalam hal ini sulfat, Fe, dan Mn. Kondisi reduktif tersebut dihitung sebagai potensial redoks. Salah satu ciri dari kondisi reduktif adalah peningkatan pH. Namun, kondisi ini dinilai kurang menguntungkan untuk pertumbuhan vetiver,

setidaknya pada 4 MST atau 28 hari penggenangan.

4 KESIMPULAN

Penambahan bahan organik dan BPS pada remediasi AAT menggunakan *constructed wetland* berpengaruh nyata terhadap peningkatan nilai pH AAT. Bahan organik berupa kompos dapat meningkatkan pH lebih tinggi jika dibandingkan dengan serbuk gergaji. Bahan organik juga sangat berperan dalam proses reduksi sulfat dalam AAT. Perlakuan bahan organik tidak berpengaruh terhadap tinggi tanaman. Hasil pengukuran tinggi tanaman pada 28 HST menunjukkan terjadi pertambahan tinggi tanaan yang menunjukkan tanaman tersebut adaptif terhadap konsisi media tanamnya. *Vetiveria zizanioides* L dinilai mempunyai toleransi yang tinggi terhadap nilai pH dan konsentrasi sulfat pada media tumbuhnya. Sehingga tanaman ini dapat direkomendasikan sebagai komponen tanaman dalam bioremediasi AAT dalam system *constructed wetland*.

DAFTAR PUSTAKA

- Bauer, A. & Black, A.L. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Am. J. Soil Sci. Soc.* 5: 185-193.
- Breemen, N.V. dan Buurman, P. 2002. *Soil Formation*, 2nd edition. Kluwer academic Publisher. Dordrecht, USA,
- Brinkman, R. 1979. Ferrollysis, A Soil-Forming Process In Hydromorphic Conditions. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen.
- Cuong, D. C., V. V. Minh, & P. Truong. Effects of sea water salinity on the growth of vetover grass (*Chrysopogon zizanioides* L.). *Modern Environmental Science and Engineering*. 1(4): 185 - 191.
- Frank, P. 2000. Bioremediation by Sulfate Reducing Bacteria of Acid Mine Drainage. UC Berkeley Department of Environmental Sciences.

- Gaikwad, R.W. and Gupta, D.V. 2007. Acid mine drainage (AMD) management. *Journal of Industrial Pollution Control*. 23(2): 285 – 297.
- Garrido, A.E., Condori, J., Strosnider, W.H., and Nairn, R. W. 2009. Acid mine drainage impacts on irrigation water resources, agriculture soils, and potatoes in Potosi, Bolivia. *In* Barnhisel, R.I. (Ed.) *Revitalizing The Environment: Proven Solutions and Innovative Approaches*. Published by ASMR, Lexington. May 30 – June 5, 2009. p: 486 – 499.
- Higgins, J. P., B. C. Hard, and A. Mattes. 2003. Bioremediation of rock drainage using sulphate-reducing bacteria. *In* Spiers, G *et. al.* (Eds.) *Proceedings of the Sudbury 2003 Mining and Environment Conference*. Sudbury (Canada) 25 – 28 May 2003. Pp: 1 – 7.
- Jennings, S.R., Neuman, D.R., and Blicher, P.S. 2008. Acid Mine Drainage and Effects on Fish Health and Ecology: “A Review”. *Reclamation Research Group Publication*, Bozement, MT.
- Johnson, D. B. & Hallberg, K.B. 2005. Acid mine drainage remediation option: a review. *Science of the Total Environment*. 338(1): 3 – 14.
- Menteri Lingkungan Hidup Republik Indonesia. 2003. Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup Nomor 113 Tahun 2003 Tentang Baku Mutu Air Limbah bagi Usaha dan atau Kegiatan Pertambangan Batu Bara.
- Menteri Kesehatan Republik Indonesia. 2010. Persyaratan Kualitas Air Minum. Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 492/Menkes/Per/IV/2010.
- Munawar, A. 2017. *Pengelolaan Air Asam Tambang: Prinsip-prinsip dan Penerapannya*. UNIB Press. Bengkulu.
- Munawar, A. 2011. *Kesuburan Tanah dan Nutrisi Tanaman*. IPB Press. Bogor.
- Munawar, A., dan Riwardi. 2010. Chemical characteristics of organic wastes and their potential use for acid mine drainage remediation. *Jurnal Natur Indonesia*. 12 (2): 167-172.
- Munawar, A. 2007. Pemanfaatan sumberdaya biologis lokal untuk pengendalian pasif air asam tambang: lahan basah buatan. *Jurnal Ilmu Tanah dan Lingkungan*. 7 (1): 31-42.
- Naibaho, G. M., E. Purba, J. Ginting. 2015. Pengaruh media tanam dan Panjang slip bahan tanaman terhadap pertumbuhan tanaman vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash). *Jurnal Agroteknologi*. 3(4): 1367 – 1374.
- Pozo-Antonio, S., I. Puente-Luna, S. Laguela-Lopez, M. Veiga-Rios. 2014. Techniques to correct and prevent acid mine drainage: a review. *DYNA*. 81(184): 73 – 80.
- Purwani, J. 2010. Remediasi tanah dengan menggunakan tanaman akumulator logam berat akar wangi (*Vetiveria zizanioides* L.). *Prosiding Seminar Nasional Sumberdaya Lahan Pertanian*. Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Pertanian. Bogor. 30 Nov – 1 Des 2010.
- Rzeczycka, M. & Blaszczyk, B. 2005. Growth and activity of sulphate-reducing bacteria in media containing phosphogypsum and different source of carbon. *Polish Journal of environmental Studies*. 14(6): 891 – 895.
- Schaider, A. L. and Hauri, J. F. 2009. Remediation of acid mine drainage with sulfate reducing bacteria. *Journal Chemistry Education*. 86(2): 216.
- Sextone, J., Skousen J. G., Seccindiver J. C., and Bissonnette G. K. 1999. Iron removal from acid mine drainage by wetland. *In* *Proceedings of American Society for Surface Mining and Reclamation*, “Mining and Reclamation for the Next Millennium. 2:609-620.
- Sitompul, S. M dan Guritno. 1995. *Analisis Pertumbuhan Tanaman*. Gadjah Mada University Press, Yogyakarta.
- Skousen, J. G., Sextone, A., and Ziemkiewicz, P.F. 2000. Acid mine drainage control and treatment. *In* Barnhisel, R.I. *et. al.* (Eds) *Reclamation of Drastically Disturben Lands*, Volume 41. American Society of Agronomy. pp. 131-168.

- Taylor, J., Pape, S., and Murphy N. A. 2005. Summary of Passive and Active Treatment Technologies for Acid and Metalliferous Drainage (AMD). 5th Australian Workshop on Acid Drainage. Fremantle, Western Australia.
- Vasquez, Y. Escobar, M. C., Neculita, C. M, Arbeli, Z and Roldan, F. 2016. Selection of reactive mixture for biochemical passive treatment of acid mine drainage. *Environmental Earth Science*. 75(7): 576.
- Widyati, E. 2007. Pemanfaatan bakteri pereduksi sulfat untuk bioremediasi tanah bekas tambang batubara. *Jurnal Biodiversitas*. 8(4): 283-286.
- Yaseen, M. M. Singh, D. Ram. 2014. Growth, yield and economics of vetiver (*Vetiveria ziznioides* L. Nash) under intercropping system. *Industrial Crops and Products*. 61(2014): 417 – 421.
- Yusron, M., B. W. Lay, A. M. Fauzi, D. A. Santosa. Isolasi dan Identifikasi bakteri pereduksi sulfat pada area pertambangan batu bara Muara Enim, Sumatera Selatan. *Jurnal Matematika, Sains, dan Teknologi*. 9(1): 26 – 35.
- Zeimklewicz, P.F., Skousen, J.G., Brant, D.L., Sterner P. L., and Lovett R.J. 1997. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quallity*. 26(4): 1017-1024.
- Zipper, C., Skousen, J., and Jage, C. 2011. Passive treatment of acid-mine drainage. Virginia Cooperative Ectension. Publication 460-133: 1 – 14.