

SIMULASI PERMEABLE REACTIVE BARRIER (PRB) MENGGUNAKAN FLY ASH DALAM PENGOLAHAN AIR ASAM TAMBANG

SIMULATION OF PERMEABLE REACTIVE BARRIER (PRB) USING FLY ASH IN ACID MINE DRAINAGE TREATMENT

R. Agustian*¹, G.J. Kusuma²

¹Magister Rekayasa Pertambangan, Fakultas Teknik Pertambangan dan Perminyakan, Institut Teknologi Bandung

²Departemen Teknik Pertambangan, Fakultas Teknik Pertambangan dan Perminyakan, Institut Teknologi Bandung

¹⁻²Jl. Ganesa No. 10, Bandung (40132), Telp. (022) 2506282, Fax. (022) 2514922

e-mail: *ridoagustian755@gmail.com, jaluku@itb.ac.id

ABSTRAK

Kegiatan penambangan berpotensi membentuk Air Asam Tambang (AAT). AAT umumnya mengandung komponen utama berupa SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , serta ion logam lainnya. Permasalahan AAT menjadi perhatian khusus pada kegiatan pertambangan karena dapat berdampak besar pada penurunan kualitas air permukaan dan air tanah serta dampak lingkungan lainnya, sehingga perlu adanya teknologi pengolahan yang baik dan efisien. Teknologi pengolahan AAT tersebut dapat dilakukan dengan metode aktif, pasif, maupun *in situ*. Pengolahan AAT biasanya melibatkan penggunaan material alkali yang beragam. Salah satu material alkali yang dapat digunakan adalah *fly ash* yang merupakan limbah dari Pembangkit Listrik Tenaga Uap (PLTU). Beberapa penelitian telah membahas kemampuan *fly ash* dalam penetralan AAT menggunakan metode aktif yang dapat menjadi beban jangka panjang sampai pascatambang sehingga dalam penelitian ini, simulasi pengolahan AAT dilakukan menggunakan metode kolom atau *Permeable Reactive Barrier* (PRB). Simulasi dilakukan dalam skala laboratorium menggunakan alat pengujian kolom tertutup dengan memasukkan sampel *fly ash* yang sudah dipreparasi ke dalam kolom pengujian, kemudian AAT dialirkan pada kolom *fly ash* tersebut menggunakan pompa peristaltik. Selanjutnya dilakukan analisis pada *leachat* dan *fly ash* pasca simulasi untuk melihat efektivitas penetralan pada AAT. Hasil simulasi terbukti bahwa kolom PRB menggunakan material *fly ash* dapat diterapkan dalam pengolahan AAT. Simulasi yang dikaji mampu mencapai pH tertinggi sebesar 8,16 dengan tingkat penurunan konsentrasi logam mencapai 69%, 80%, dan 99% untuk Fe, Al, dan Mn pada awal simulasi atau *solid to water ratio* (swr) 1:17 dan penurunan sebesar 100%, 92% untuk Fe dan Al pada akhir simulasi atau swr 1:188 sedangkan Mn mengalami desorpsi.

Kata kunci: air asam tambang, *fly ash*, *permeable reactive barrier*

ABSTRACT

Mining activities have the potential to form Acid Mine Drainage (AMD). AMD generally contains main components such as SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , and other metal ions. The issue of AMD is a major concern in mining activities because it can significantly impact the quality of surface and groundwater, and other environmental issues, so there is a need of effective and efficient treatment technologies. AMD treatment can be carried out by active, passive, or *in situ* methods and usually involves the use of various alkaline materials. One of these materials is *fly ash*, a byproduct of Coal-Fired Power Plant. Several studies have discussed the ability of *fly ash* to neutralize AMD using active methods, which can become a long-term burden even post-mining. In this study, a simulation of AMD treatment was conducted using the column method or *Permeable Reactive Barrier* (PRB). The simulation was carried out on a laboratory scale using a closed column testing. Sample of *fly ash* was inserted into the testing column, and AMD was then flowed through the *fly ash* column using a peristaltic pump. The *leachate* and *fly ash* were analyzed after the simulation to assess the effectiveness of AMD neutralization. The results demonstrated that the PRB column using *fly ash* can be applied in AMD treatment. The simulation achieved a maximum pH of 8.16, with initial reductions in metal concentrations of 69%, 80%, and 99% for Fe, Al, and Mn, respectively, at a *solid to water ratio* (SWR) of 1:17. By the end of the simulation, SWR of 1:188, Fe and Al were reduced by 100% and 92%, while Mn experienced desorption.

Keywords: acid mine drainage, *fly ash*, *permeable reactive barrier*

PENDAHULUAN

Kegiatan penambangan dapat menyebabkan perubahan kualitas air karena proses penambangan akan membuka lapisan penutup sehingga dapat menyebabkan tereksposnya mineral sulfida yang berinteraksi dengan air dan oksigen sehingga dapat membentuk Air Asam Tambang (AAT) [1]. AAT umumnya merupakan air tambang dengan pH di bawah 5 dan komponen utama biasanya mengandung SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , serta ion logam lainnya [2,3]. Permasalahan air asam tambang menjadi perhatian khusus pada kegiatan pertambangan karena berdampak besar pada penurunan kualitas air permukaan dan air tanah serta dampak lingkungan lainnya [4]. Oleh karena itu permasalahan AAT harus dikelola dengan baik.

Teknologi pengolahan AAT telah banyak dikembangkan baik dengan metode aktif, pasif maupun in situ yang biasanya melibatkan penggunaan material alkali. Perawatan aktif melibatkan penggunaan bahan kimia alkali yang berbeda, seperti kapur (CaCO_3), kapur terhidrasi (Ca(OH)_2), soda kaustik (NaOH), soda abu (Na_2CO_3), kalsium oksida (CaO), dan magnesium oksida (MgO) untuk meningkatkan pH dan mengendapkan logam berat dari AAT [3]. Salah satu material alkalin yang saat ini mulai banyak dianalisa adalah *fly ash*. *Fly ash* adalah residu yang dihasilkan dari pembakaran batubara dan terdiri dari partikel-partikel halus dan berpotensi mempunyai kemampuan penetralan [5]. *Fly ash* dapat dijadikan salah satu alternatif bahan penetral asam karena memiliki ANC (*Acid Neutralizing Capacity*) yang tinggi dan kandungan total sulfur yang rendah. Adanya kandungan aluminium oksida, gypsum dan mineral yang mengandung kapur mengindikasikan *fly ash* memiliki sifat alkalinitas [6].

Secara global, sekitar 480 juta ton *coal ash* dihasilkan setiap tahunnya [7]. *Fly ash* juga mengandung CaO (Kalsium Oksida), MgO (Magnesium Oksida), dan Na_2O (Natrium Oksida). Selain itu *fly ash* juga memiliki sifat yang unik dan khas seperti dimensi pori yang luas, alkalinitas, muatan negatif, permeabilitas dan luas permukaan yang optimal serta kecenderungannya yang hemat biaya dan ramah lingkungan, sehingga berpotensi digunakan sebagai adsorben untuk menjerap logam berat dan menetralkan pH dari AAT dan juga limbah industri lainnya [7].

Beberapa penelitian telah membahas kemampuan *fly ash* dalam pengolahan AAT menggunakan metode aktif dan memberikan hasil pengolahan yang cukup baik yang mampu menetralkan air asam tambang hingga mencapai pH 7 dengan perbandingan FA:AAT yaitu 100gr/1000mL menggunakan metode *jar test*, sedangkan *fly ash* pasca simulasi tersebut sebenarnya masih memiliki kemampuan untuk menetralkan AAT, selain itu metode tersebut juga memerlukan pengoperasian secara *continue* oleh manusia [8]. Oleh sebab itu, metode ini

dapat menjadi beban jangka panjang sampai pascatambang atau bahkan akan terus berlanjut. Oleh karena itu, pada penelitian ini simulasi pengolahan AAT dilakukan menggunakan metode kolom atau *Permeable Reactive Barrier* (PRB).

Metode pengolahan AAT menggunakan PRB adalah teknologi yang efektif untuk mengurangi kontaminasi air asam tambang sebelum mencapai badan air alami atau sumber air tanah. PRB adalah salah satu metode pengolahan AAT menggunakan penghalang atau kolom reaktif dengan cara melewatkan atau mengaliri air asam tambang pada kolom PRB tersebut, sehingga bahan reaktif yang terdapat dalam kolom PRB akan menetralkan serta menghilangkan kontaminan [9].

Dalam proses pengolahan AAT, metode PRB ini dapat menggabungkan peran fisik, kimia, serta biologis. PRB mulai banyak dikaji karena efisiensi penyingkiran logam yang tinggi, biaya pemeliharaan dan operasional yang rendah, daya tahan yang tinggi serta merupakan teknologi remediasi yang ramah lingkungan. Sistem pengolahan tersebut menjadi pilihan menarik bagi perusahaan karena mereka tidak perlu menambahkan bahan kimia secara terus-menerus [9]. Selain itu, berdasarkan *review* yang telah dilakukan oleh Alghifary dkk (2022) menyimpulkan bahwa *Permeable Reactive Barriers* (PRBs) menggunakan media reaktif dari *waste* penambangan adalah inovasi yang dapat digunakan oleh para perusahaan tambang, khususnya tambang mineral dan batubara untuk mengelola air asam tambang dengan cara yang lebih efektif, efisien, hemat dan bisa menjadi langkah untuk mendukung prinsip *zero waste* di sektor pertambangan di Indonesia. Oleh karena itu untuk mendukung hal tersebut dalam penelitian ini dilakukan simulasi lebih lanjut untuk melihat efektivitas *fly ash* dalam pengolahan AAT menggunakan metode PRB.

METODE PENELITIAN

Pengambilan dan Preparasi Sampel

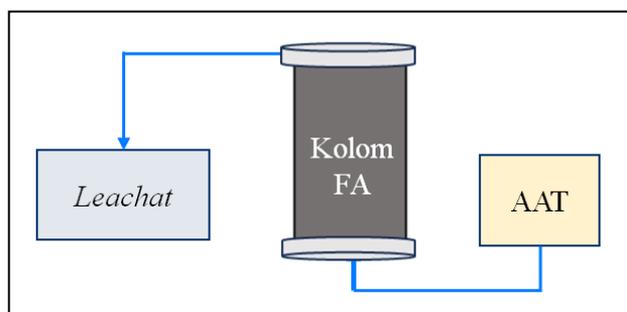
Penelitian ini merupakan penelitian eksperimental dalam skala laboratorium yang secara garis besar dilakukan di Laboratorium ITB. Pengambilan sampel *fly ash* dan sampel air asam tambang diperoleh dari PT X. Teknik pengambilan sampel air asam tambang di *sump* tambang dilakukan dengan memperhatikan prosedur dan standar yang berlaku agar hasil yang diperoleh representatif dan akurat yaitu menggunakan metode *surface sampling* mengacu pada SNI 6989.59:2008.

Adapun untuk sampel *fly ash* dilakukan menggunakan metode *quartering cone*. Dengan metode ini, jumlah sampel dapat dikurangi hingga sesuai kebutuhan analisis laboratorium tanpa kehilangan representativitas. Untuk pengujian kimia, sampel air di-filter terlebih dahulu dan diasamkan sampai pH<2 untuk pengujian ICP-MS. Selanjutnya sampel AAT dilakukan pengujian awal, yaitu sifat fisik (pH, EC, ORP, Temperatur) dan kimia

(IC untuk mengetahui kation dan anion mayor serta ICP-MS untuk mengetahui konsentrasi logam pada sampel AAT). Kemudian untuk sampel *fly ash* dikeringkan terlebih dahulu menggunakan oven, setelah itu dilakukan karakterisasi awal menggunakan *X-Ray Diffraction* (XRD), *X-Ray Fluorescence* (XRF) dan *Scanning Electron Microscope* (SEM).

Desain Penelitian

Desain penelitian simulasi *permeable reactive barrier* (PRB) pada pengolahan air asam tambang menggunakan *fly ash* dilakukan menggunakan kolom pengujian seperti pada alat pengujian kolom tertutup. Sampel *fly ash* yang sudah dipreparasi dimasukkan ke dalam kolom pengujian dan diberi kertas filter pada bagian bawah dan dipadatkan kemudian ditutup dengan batu pori dan penutup tabung permeameter, kemudian dialirkan AAT menggunakan pompa peristaltik dari bagian bawah seperti pada Gambar 1.



Gambar 1. Desain simulasi pengujian

Dimensi kolom pengujian dibuat dengan diameter 5,5 cm dan tinggi 10 cm. Dimensi kolom ini cukup kecil sehingga cocok digunakan untuk uji skala laboratorium yang memungkinkan distribusi aliran air dan interaksi antara AAT dengan media reaktif terjadi merata. Tinggi 10 cm memberikan ruang reaksi yang cukup untuk melihat reaksi kinetika antara AAT dan material reaktif dalam jangka waktu tertentu sehingga mudah dikontrol, diukur, dan dianalisis dalam kondisi laboratorium yang terbatas. Kesesuaian untuk pemodelan PRB, dengan dimensi tersebut, simulasi dapat dilakukan lebih sederhana namun efektif untuk menguji kemampuan material PRB dalam mereduksi parameter tertentu seperti pH, logam terlarut (Fe, Mn dan Al). Sampel *fly ash* dimasukkan hingga penuh dan dipadatkan, timbang berat kosong kolom dan berat setelah dimasukkan *fly ash* untuk mengetahui berat *fly ash* yang digunakan dalam simulasi pengujian. Adapun *fly ash* yang digunakan dalam pengujian ini adalah sebanyak 244,87 gram.

Skenario Simulasi

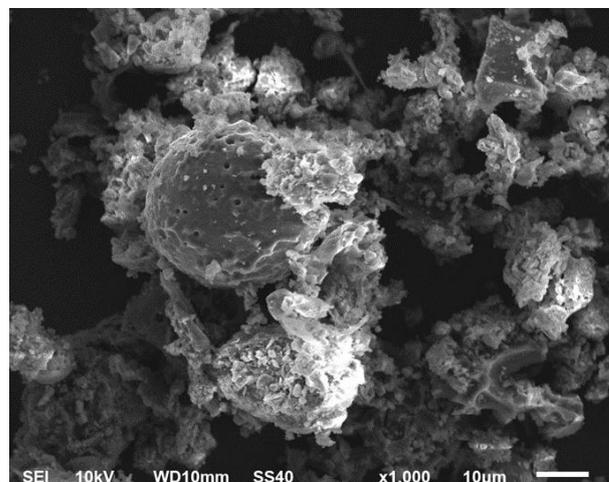
Simulasi dilakukan dengan mengaliri sampel air asam tambang secara *continue* pada kolom pengujian melalui kolom bagian bawah seperti pada Gambar 1 dengan

debit konstan 2,9 mL/menit menggunakan pompa peristaltik hingga *leachat* mencapai $\text{pH} < 6$. Selanjutnya beberapa *leachat* berdasarkan *solid to water ratio* (swr) tertentu dilakukan pengamatan atau pengujian untuk mengetahui tingkat kemampuan atau kapasitas *fly ash* dalam pengolahan air asam tambang.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Karakteristik Morfologi, Mineralogi dan Unsur

Morfologi *fly ash* diamati menggunakan *Scanning Electron Microscopy* (SEM). Hasil pengamatan morfologi butir menunjukkan bahwa material *fly ash* memiliki ukuran relatif kecil dan memiliki bentuk *sub-rounded* dan berpori sehingga berpotensi digunakan sebagai adsorben [10]. Morfologi *fly ash* dapat dilihat pada Gambar 2.



Gambar 2. Morfologi butir *fly ash*

Uji mineralogi menggunakan *X-Ray Diffraction* (XRD) dilakukan untuk mengetahui mineral penyusun *fly ash*. Hasil uji XRD menunjukkan bahwa mineral yang paling dominan yang terdapat dalam sampel *fly ash* adalah mineral kuarsa (SiO_2) sekitar 90% dan komposisi Nepheline, Geothite, Hematit di bawah 5%.

Uji *X-Ray Fluorescence* (XRF) dilakukan untuk mengetahui komposisi unsur sampel *fly ash*. Berdasarkan hasil uji XRF, maka diperoleh komposisi kimia *fly ash* didominasi oleh SiO_2 dan Al_2O_3 serta logam alkali (Na_2O , MgO dan CaO).

Karakteristik Geokimia Penetrasi AAT

Karakteristik geokimia pembentukan dan penetrasi AAT pada sampel *fly ash* awal telah dilakukan menggunakan pengujian statik. Pengujian statik yang paling diperlukan dalam penelitian ini adalah pengujian ANC (*Acid Neutralizing Capacity*) yang menggambarkan kemampuan penetralan asam.

Berdasarkan hasil uji statik tersebut, nilai ANC dari sampel *fly ash* sebesar 104,70 kg H₂SO₄/ton seperti yang dapat dilihat pada Tabel 1.

Tabel 1. Hasil uji statik FA awal

| Kode Sampel | pH Pasta | TS (%) | MPA | ANC | NAPP |
|-------------|----------|--------|--|--------|--------|
| | | | (kg H ₂ SO ₄ /ton) | | |
| FA Awal | 8,07 | 0,41 | 12,56 | 104,70 | -92,14 |

Nilai ANC pada *fly ash* yang cukup tinggi ini sejalan dengan kandungan mineral alkalin yang terdapat dalam sampel *fly ash* tersebut seperti yang ditunjukkan pada hasil uji XRF bahwa sampel *fly ash* mengandung CaO, MgO dan Na₂O, sehingga sampel *fly ash* ini berpotensi digunakan sebagai material penetralan pada air asam tambang [6].

Karakteristik sampel AAT

Sampel air awal yang akan digunakan dalam simulasi dilakukan pengujian sifat fisik dan kimia terlebih dahulu untuk mengetahui karakteristik awal air. Pengujian kualitas air secara fisik dari sampel air dilakukan menggunakan alat *multiparameter water quality* yaitu *Lutron WA2017SD* untuk menentukan nilai pH, ORP, EC, TDS, dan temperatur. Pengujian kualitas air secara kimia terdiri dari pengukuran kandungan ion anion dan ion kation yang dilakukan dengan metode *Ion Chromatography* (IC) sedangkan kandungan kation minor dan REE dilakukan dengan metode *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer* (ICP-MS). Hasil pengujian sifat fisik dan kimia air dapat dilihat pada Tabel 2.

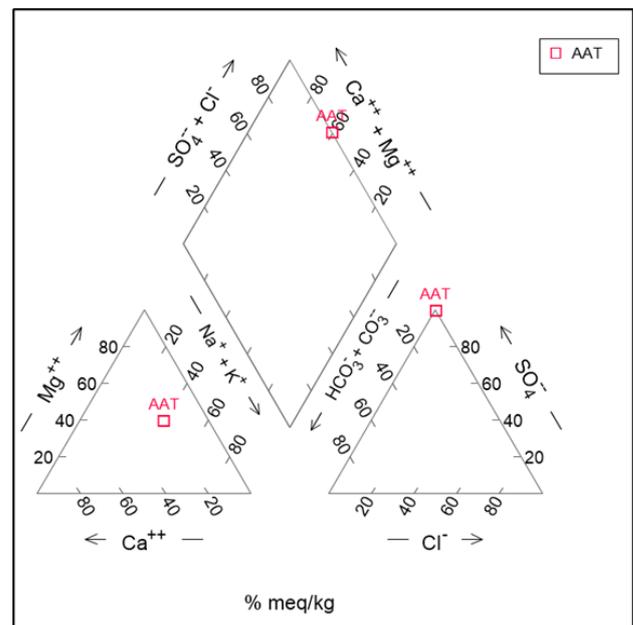
Berdasarkan tabel tersebut, dapat diketahui bahwa sampel air termasuk dalam kategori air asam tambang (AAT) karena memiliki pH yang cukup rendah yaitu 3,28 dan kandungan sulfat yang tinggi mencapai 1.418,27 mg/L. Selanjutnya tipe sampel air yang digunakan pada penelitian ini digambarkan melalui kondisi hidrokimia. Kondisi hidrokimia ini berfungsi untuk merepresentasikan spesies air melalui diagram hasil kualitas kimia dari sampel air tersebut (anion dan kation utama) yang membantu memahami jenis air, evolusi hidrokimia, daerah distribusi, dan pengelompokannya [11].

Hasil plot tipe air pada diagram *piper* dapat dilihat pada Gambar 3. Berdasarkan analisis diagram *piper* tersebut, tipe air yang digunakan dalam penelitian ini termasuk dalam tipe *Ca-Sulfate*, yang menunjukkan bahwa sumber utama ion dalam air adalah mineral yang mengandung kalsium dan sulfat. Air asam tambang sering terbentuk melalui oksidasi mineral sulfida seperti pirit (FeS₂) yang

menghasilkan asam sulfat (H₂SO₄). Asam sulfat yang terbentuk dapat melarutkan kalsium dari mineral yang dilewati oleh air sehingga meningkatkan konsentrasi Ca²⁺ dan SO₄²⁻ dalam air tersebut.

Tabel 2. Parameter fisik dan kimia air

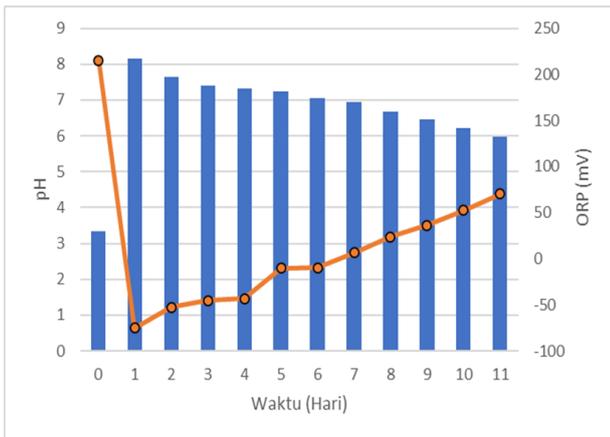
| Parameter Fisik | | |
|-----------------|--------------------------------------|-------------|
| No | Parameter | Konsentrasi |
| 1 | pH | 3,28 |
| 2 | ORP (mV) | 220 |
| 3 | EC (μS) | 2,03 |
| 4 | TDS (ppt) | 1,01 |
| 5 | T (°C) | 28,7 |
| Parameter Kimia | | |
| Kation | | Konsentrasi |
| 1 | Na ⁺ (mg/L) | 199,75 |
| 2 | Ca ⁺² (mg/L) | 98,71 |
| 3 | Mg ⁺² (mg/L) | 111,49 |
| 4 | K ⁺ (mg/L) | 14,91 |
| Anion | | Konsentrasi |
| 1 | SO ₄ ⁻² (mg/L) | 1418,27 |
| 2 | Cl ⁻ (mg/L) | 6,27 |
| 3 | NO ₃ (mg/L) | 7,09 |
| 4 | F (mg/L) | 9,00 |
| Logam Berat | | Konsentrasi |
| 1 | Al (mg/L) | 3,32 |
| 2 | Fe (mg/L) | 0,744 |
| 3 | Mn (mg/L) | 13,14 |



Gambar 3. Spesies sampel air berdasarkan Diagram Piper

Parameter pH dan ORP

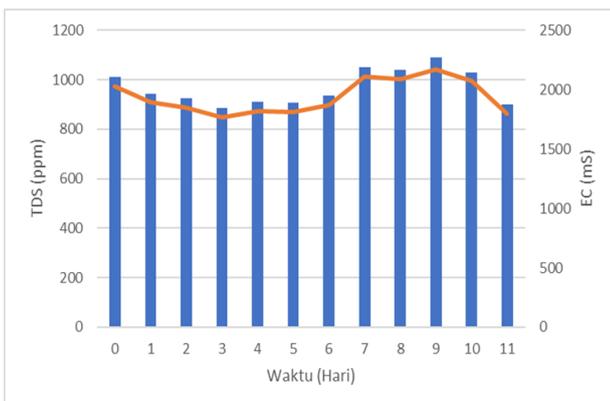
Berdasarkan hasil pengujian yang dilakukan pada air setelah simulasi (*leachat*), maka diperoleh hasil pengukuran pH dan ORP pada *leachat* yang ditampilkan pada Gambar 4. Berdasarkan grafik tersebut dapat dilihat bahwa pada 24 jam awal simulasi, pH pada *leachat* mampu mencapai 8,16 dan perlahan turun hingga hari ke-11 pada pH 5,98. Sementara nilai ORP dipengaruhi oleh nilai pH, semakin tinggi nilai pH maka semakin rendah nilai ORP.



Gambar 4. Grafik hubungan pH dan ORP terhadap waktu simulasi

Parameter TDS dan EC

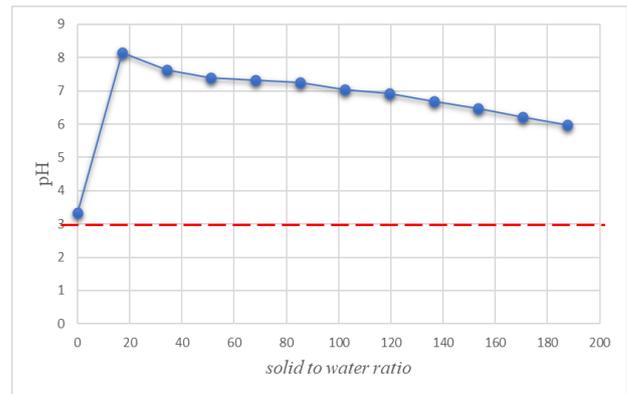
Berdasarkan hasil pengujian yang dilakukan pada air setelah simulasi, maka diperoleh hasil pengukuran TDS dan EC pada *leachat* yang ditampilkan pada Gambar 5. Berdasarkan grafik tersebut, dapat dilihat bahwa TDS dan EC tidak mengalami perubahan yang signifikan, tetapi mengalami tren penurunan di awal simulasi.



Gambar 5. Grafik hubungan TDS dan EC terhadap waktu simulasi

Kemampuan Penetrasi AAT

Proses simulasi yang dilakukan mampu menaikkan pH pada air hasil pengolahan (*leachat*) seperti yang ditunjukkan pada Gambar 6. Kemampuan tersebut secara tren menurun seiring peningkatan *water to ratio*. Hal ini sejalan dengan penurunan ANC pada *fly ash* pasca simulasi, seperti yang dapat dilihat pada Tabel 3. Adapun pengujian statik pada *fly ash* pasca simulasi dilakukan pada 2 segmen, yaitu segmen 1 pada kolom bagian bawah dan segmen 2 pada kolom bagian atas.



Gambar 6. Perubahan pH selama proses pengolahan AAT

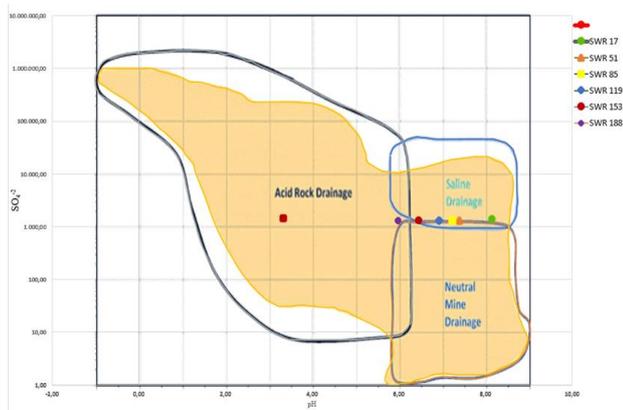
Tabel 3. Hasil uji statik pasca simulasi

| Kode Sampel | pH Pasta | TS (%) | MPA | ANC | NAPP |
|-------------|----------|--------|--|-------|--------|
| | | | (kg H ₂ SO ₄ /ton) | | |
| FA Segmen 1 | 6,76 | 0,29 | 8,88 | 76,15 | -67,27 |
| FA Segmen 2 | 7,66 | 0,24 | 7,35 | 82,48 | -75,13 |

Penurunan ANC sebesar 28,55 kg H₂SO₄/ton pada segmen 1 dan 22,22 kg H₂SO₄/ton pada segmen 2 menunjukkan bahwa sejumlah kapasitas netralisasi asam dari *fly ash* telah digunakan selama simulasi untuk menetralkan asam dalam AAT. Akibatnya kemampuan penetralan tersebut akan menurun seiring dengan meningkatnya volume AAT yang telah dialiri atau dilewatkan pada kolom *fly ash*.

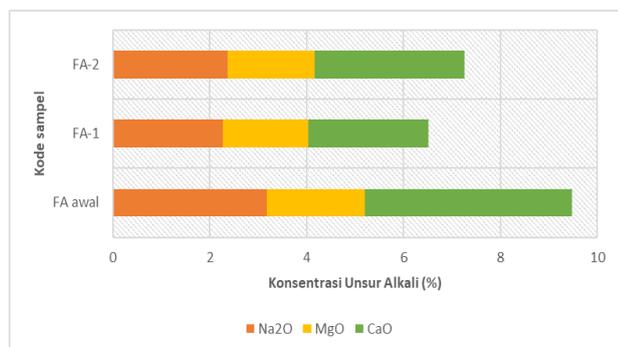
Selanjutnya nilai peningkatan pH yang terjadi pada air hasil pengolahan (*leachat*) dari beberapa *solid to water ratio* (swr) tersebut dihubungkan dengan konsentrasi sulfat yang terkandung pada air hasil pengolahan untuk menentukan jenis air hasil pengolahan berdasarkan diagram *Ficklin* seperti yang ditampilkan pada Gambar 7.

Berdasarkan hasil plot pH dan konsentrasi sulfat, simulasi pengolahan yang dilakukan mampu menetralkan AAT hingga mencapai kategori *neutral mine drainage* hingga swr 1:153 pada air hasil pengolahan (*leachat*), namun pada swr 1:188 pH air pengolahan masih di bawah 6.



Gambar 7. Perubahan pH selama proses pengolahan AAT

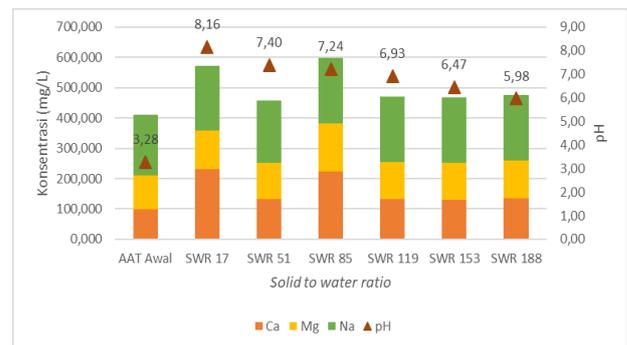
Kemampuan penetralan juga berhubungan dengan unsur alkali yang terdapat pada *fly ash* [6], oleh karena itu perlu dilakukan analisis konsentrasi alkali pada *fly ash*. Analisis dilakukan baik sebelum maupun setelah simulasi dengan menggunakan pengujian XRF. Melalui pengujian ini dapat diketahui perubahan konsentrasi alkali karena adanya reaksi antara AAT dengan *fly ash* yang memiliki kapasitas penetralan (ANC). Adapun perubahan konsentrasi alkali pada *fly ash* pasca simulasi dapat dilihat pada Gambar 8.



Gambar 8. Konsentrasi alkali pada *fly ash* pasca simulasi

Berdasarkan analisis hasil uji XRF, kandungan oksida logam alkali seperti Na_2O , MgO dan CaO mengalami penurunan pada *fly ash* pasca simulasi yang sejalan dengan hasil analisis konsentrasi logam alkali tersebut

pada air hasil simulasi (*leachat*) yang mengalami peningkatan, seperti yang ditunjukkan pada Gambar 9. Hal ini mengindikasikan bahwa telah terjadi pelarutan atau pelepasan logam alkali pada *fly ash*. Pada Gambar 8 tersebut juga dapat dilihat bahwa *Fly ash* pada segmen 1 memiliki penurunan logam alkali lebih besar dibandingkan dengan *fly ash* pada segmen 2. Hal ini sejalan dengan hasil uji statik bahwa pada *fly ash* segmen 1 memiliki penurunan nilai ANC lebih besar dibandingkan dengan *fly ash* pada segmen 2 yang mengindikasikan bahwa konsentrasi alkali ini berhubungan dengan nilai ANC pada *fly ash* yang memiliki peran dalam penetralan pada proses pengolahan AAT.



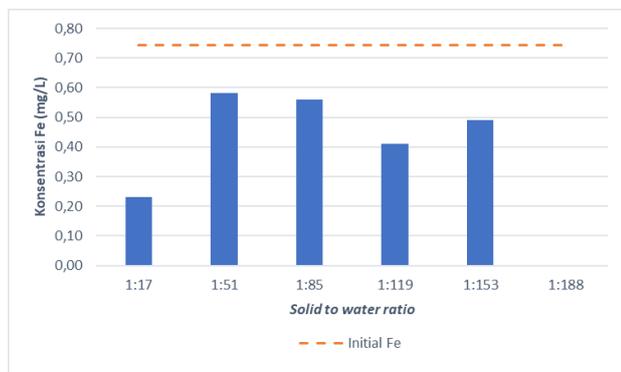
Gambar 9. Konsentrasi alkali pada *leachat*

Kemampuan Penurunan Konsentrasi Logam

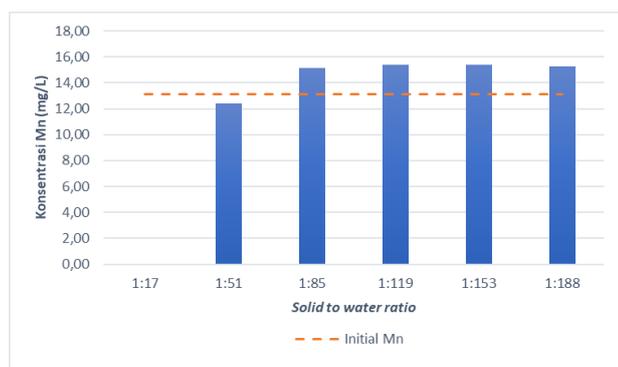
Pada penelitian ini juga dilakukan pengujian konsentrasi logam terlarut pada *leachat* untuk lebih mengetahui efektivitas simulasi kolom *fly ash* dalam pengolahan AAT. Pengujian ini dilakukan dengan metode ICP-MS yang difokuskan pada logam yang terkandung dalam AAT yaitu Fe, Mn dan Al. Hasil penurunan konsentrasi besi terlarut pada *leachat* dari beberapa *solid to water ratio* dapat dilihat pada Gambar 10. Berdasarkan Gambar tersebut, dapat dilihat semua air hasil pengolahan (*leachat*) pada simulasi kolom *fly ash* yang dikaji menunjukkan adanya penurunan konsentrasi Fe terlarut dibandingkan dengan konsentrasi awal Fe pada AAT.

Konsentrasi Mn pada *leachat* awalnya mengalami penurunan pada swr 1:17 hingga hampir 100%, namun pada swr 1:85 hingga akhir simulasi, konsentrasi Mn terlarut pada *leachat* melebihi konsentrasi awal yang terdapat pada AAT, yaitu mencapai 15 mg/L, seperti yang dapat dilihat pada Gambar 11. Hal ini mengindikasikan terjadinya proses desorpsi pada oksida Mn yang awalnya berhasil mengendap namun seiring meningkatnya waktu simulasi, permukaan *fly ash* tersebut menjadi terisi dan memberikan efek penurunan terhadap penyerapan logam Mn [12]. Nilai konsentrasi mangan yang cukup tinggi dikarenakan pengendapan mangan mempersyaratkan nilai pH minimum yang

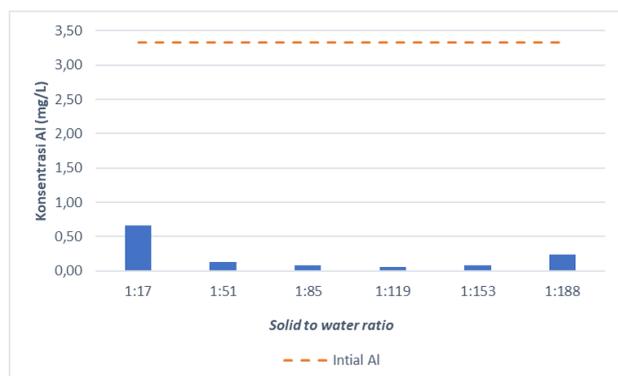
cukup tinggi. Pengendapan dari mangan hidroksida bervariasi sesuai dengan tingkat oksidasinya, tetapi pada umumnya akan mengendap pada pH 9,0-9,5. Namun pada beberapa kasus diperlukan pH 10,5 agar penghilangan Mn dalam air dapat dilakukan dengan sempurna [13], sementara pH maksimum pada *leachat* yang dihasilkan dari proses pengolahan ini hanya mencapai 8,16.



Gambar 10. Konsentrasi Fe pada *leachat* hasil simulasi



Gambar 11. Konsentrasi Mn pada *leachat* hasil simulasi



Gambar 12. Konsentrasi Al pada *leachat* hasil simulasi

Semua air hasil pengolahan (*leachat*) pada simulasi kolom *fly ash* yang dikaji menunjukkan adanya penurunan konsentrasi Al terlarut dibandingkan dengan konsentrasi awal Al pada AAT seperti yang ditunjukkan pada Gambar 12. Hal ini dikarenakan kondisi pH sebagian besar air hasil pengolahan pada simulasi telah mencapai pH di atas 4,5 yang mana telah memenuhi pH minimum untuk membentuk hidroksida logam *Gibbsite* ($Al(OH)_3$) [13].

KESIMPULAN

Hasil simulasi terbukti bahwa kolom PRB menggunakan material *fly ash* dapat diterapkan dalam pengolahan AAT. Simulasi yang dikaji mampu mencapai pH tertinggi sebesar 8,16 di awal pengujian pada swr 1:17 dan 5,98 di akhir pengujian pada swr 1:188. Tingkat penurunan konsentrasi logam mencapai 69%, 80% dan 99% untuk Fe, Al dan Mn pada awal simulasi atau swr 1:17 dan penurunan sebesar 100% dan 92% untuk Fe dan Al pada akhir simulasi atau swr 1:188 sedangkan Mn mengalami desorpsi. Adapun kemampuan penetralan ini dipengaruhi oleh nilai ANC pada *fly ash*.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada Lembaga Pengelola Dana Pendidikan (LPDP) yang telah memberikan dukungan finansial pada penelitian ini dan pihak Laboratorium ITB yang telah menyediakan fasilitas pengujian.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] Gautama, R.S., (2014). Pembentukan, Pengendalian dan Pengelolaan: Air Asam Tambang, Institut Teknologi Bandung.
- [2] Jiao, Y., Zhang, C., Su, P., Tang, Y., Huang, Z., & Ma, T. (2023). A review of acid mine drainage: Formation mechanism, treatment technology, typical engineering cases and resource utilization. *Process Safety and Environmental Protection*.
- [3] Masindi, V., Foteinis, S., Renforth, P., Ndiritu, J., Maree, J. P., Tekere, M., & Chatzisyemon, E. (2022). Challenges and avenues for acid mine drainage treatment, beneficiation, and valorisation in circular economy: A review. *Ecological engineering*, 183, 106740.
- [4] Ighalo, J. O., Kurniawan, S. B., Iwuozor, K. O., Aniagor, C. O., Ajala, O. J., Oba, S. N., ... & Igwegbe, C. A. (2022). A review of treatment technologies for the mitigation of the toxic environmental effects of acid mine drainage (AMD). *Process Safety and Environmental Protection*, 157, 37-58.



- [5] Taylor, J., Pape, S., & Murphy, N., (2005). A summary of passive and active treatment technologies for acid and metalliferous drainage (AMD). In *Proceedings of the 5th Australian workshop on acid drainage*, 29, 1-49.
- [6] Said, M. S., Nurhawaisyah, S. R., Juradi, M. I., Asmiani, N., & Kusuma, G. J. (2020). Analisis Kandungan Fly Ash Sebagai Alternatif Bahan Penetral Dalam Penanggulangan Air Asam Tambang. *Jurnal Geomine*, 7(3), 170.
- [7] Aigbe, U. O., Ukhurebor, K. E., Onyancha, R. B., Osibote, O. A., Darmokoesoemo, H., & Kusuma, H. S. (2021). Fly ash-based adsorbent for adsorption of heavy metals and dyes from aqueous solution: a review. *Journal of Materials Research and Technology*, 14, 2751-2774.
- [8] Rangga, A. M. (2024). Simulasi Pengolahan Air Asam Tambang Secara In Situ pada Pit Lake dengan Menggunakan Fly Ash dalam Skala Laboratorium, Tesis Program Magister, Institut Teknologi Bandung.
- [9] Shabalala, A. N., Ekolu, S. O., Diop, S., & Solomon, F. (2017). Pervious concrete reactive barrier for removal of heavy metals from acid mine drainage column study. *Journal of hazardous materials*, 323, 641-653.
- [10] Sanchez-Ramos, D., Garrido, F. L. B., Hernández, I. A., Romero, L. R., Camacho, J. V., & Fernández-Morales, F. J. (2023). Sustainable use of wastes as reactive material in permeable reactive barrier for remediation of acid mine drainage: Batch and continuous studies. *Journal of Environmental Management*, 345, 118765.
- [11] Ravikumar, P., Somashekar, R. K., & Prakash, K. L. (2015). A comparative study on usage of Durov and Piper diagrams to interpret hydrochemical processes in groundwater from SRLIS river basin, Karnataka, India. *Elixir Earth Sci*, 80(2015), 31073-31077.
- [12] Hilwani, F., Badhurahman, A., Kusuma, G. J., & Gautama, R. S. (2022). Kinerja Penetralan Air Asam Tambang Pada Open Limestone Channel Dengan Penambahan Zeolit. *Jurnal Pertambangan*, 6(3), 142-150.
- [13] GARD (2014). *Global Acid Rock Drainage Guide*. The International Network for Acid Prevention.