

PENGARUH VARIASI JUMLAH DAN WAKTU KONTAK KAPUR TERHADAP KANDUNGAN ION LOGAM DALAM AIR ASAM TAMBANG

Oleh :

Ni Kadek Gita Savitri

¹Study Program of Chemistry, Faculty of Mathematics

and Natural Sciences, University of Mataram

ABSTRACT

. Permasalahan yang sering timbul pada perusahaan pertambangan adalah mengenai banyaknya limbah yang terjadi akibat proses pertambangan salah satunya adalah terbentuknya air asam tambang. Penelitian ini memiliki tiga tujuan yaitu untuk mengetahui pengaruh pemberian kapur terhadap karakteristik air asam tambang (pH, DHL, TDS), kemudian untuk mengetahui pengaruh waktu kontak dan dosis pemberian kapur terhadap konsentrasi ion logam terlarut dalam air asam tambang dan Mengetahui perbandingan komposisi unsur sampel kapur dengan endapan kapur+ion logam. Metode yang digunakan adalah metode eksperimen dimana 1L air asam tambang diberi kapur 1,5 ; 2,5 dan 3,5 g dan diukur setiap 24 jam selama 9 hari (216 jam) kemudian diambil 200 mL larutan pada waktu kontak 72, 144 dan 216 jam untuk mengukur kadar logam Fe, Cu, Ag, dan Mn. Dari hasil penelitian terjadi peningkatan nilai pH setiap 24 jam dimana kandungan logam pada air asam mengalami penurunan karena kapur memiliki sifat basa sehingga ketika CO_3 bereaksi dengan H^+ pada air asam tambang akan membentuk H_2CO_3 dan OH^- . Semakin lama CO_3 bereaksi dengan ion H^+ maka akan mengurangi jumlah ion H^+ sehingga kadarnya semakin berkurang. Dari ketiga konsentrasi dengan waktu kontak 24 jam sampai 216 jam, penggunaan kapur yang paling baik untuk meningkatkan pH dan menurunkan kadar ion logam pada air asam tambang adalah 3,5 g/L dengan waktu kontak 216 jam yang memiliki nilai pH sebesar 11,04 dan kandungan ion logam Fe, Cu, Ag, Mn $< 0,0001$; $< 0,0178$; $< 0,0035$; $< 0,0016$.

Kata kunci: Air asam tambang, Kapur, Fe, Cu, Ag, Mn

PENDAHULUAN

Kegiatan pertambangan, khususnya yang mengeksplotasi batuan sulfida dapat mengakibatkan terbentuknya air asam tambang (AMD). Menurut Skousen et al., (2019) AMD terbentuk ketika batuan yang mengandung mineral sulfida teroksidasi baik oleh air maupun udara menghasilkan asam sulfat, ion logam, dan metaloid. Proses oksidasi tersebut dapat dipercepat oleh kehadiran autochthonous microorganisms (Luptáková & Andráš,

2019). Ketika tidak ditangani dengan baik AMD dapat mengalir ke badan perairan dan atau meresap masuk ke air tanah dan akhirnya mencemari lingkungan dan membahayakan kesehatan manusia (Yusmur, dkk. 2019). AMD umumnya memiliki pH sangat rendah yang berada pada rentang 2 – 6 (Petronijević et al., 2020). pH AMD yang rendah menyebabkan terbentuknya lingkungan yang bersifat asam yang pada akhirnya menyebabkan peningkatan kelarutan berbagai jenis logam berat (Luo et al., 2020). Peningkatan kelarutan selanjutnya menyebabkan mobilitas dan ketersediaan logam-logam berat tersebut di lingkungan menjadi meningkat sehingga menjadi lebih berbahaya bagi lingkungan (Sintorini et al., 2021).

Untuk mengatasi hal ini, salah satu upaya yang dapat dilakukan adalah dengan menaikkan pH AMD untuk menurunkan kelarutan logam dalam AMD. Kenaikan pH dapat mengubah kestabilan logam-logam terlarut karena logam-logam tersebut akan berikatan dengan ion hidroksida (Balintova & Petrilakova, 2011) maupun karbonat (Johnson & Hallberg, 2005) dan kemudian akan mengalami presipitasi. Pada kondisi pH mendekati normal kelarutan logam berat cenderung lebih stabil (Sukoasih, 2017). Salah satu cara untuk mengatasi AMD yang ramah lingkungan adalah dengan memanfaatkan bahan-bahan yang melimpah ketersediaannya di alam, salah satunya batu kapur (CaCO_3). Kapur bersifat basa sehingga pengaplikasiannya pada AMD mampu meningkatkan pH AMD yang selanjutnya berdampak pada berkurangnya konsentrasi logam berat terlarut dalam AMD (Oktafiansyah, dkk. 2020). Penggunaan kapur untuk menetralkan AMD sendiri telah diaplikasikan secara luas di berbagai pertambangan yang ada di seluruh dunia. Menurut (Brăhăița et al., 2017) terdapat beberapa parameter yang mempengaruhi netralisasi AMD dengan menggunakan kapur, namun diantara factor-faktor tersebut, factor yang paling penting adalah waktu kontak antara AMD dengan kapur. Penelitian ini dilakukan untuk menginvestigasi waktu kontak yang paling efektif untuk menetralkan AMD dengan menggunakan batu kapur yang ditambang di Pulau Lombok, Nusa Tenggara Barat, Indonesia.

ALAT DAN BAHAN

Alat

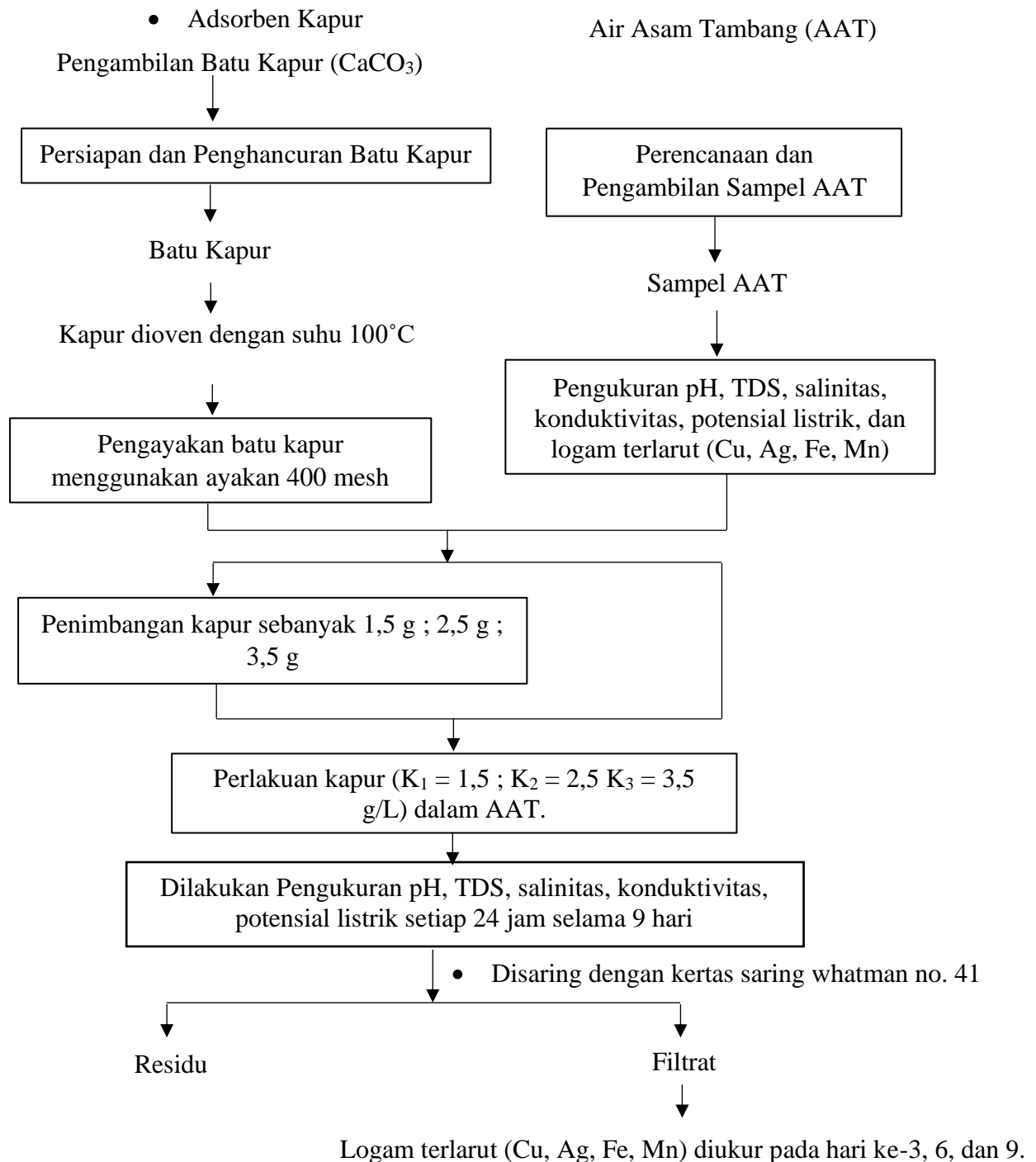
Ayakan 200 mesh, batang pengaduk, botol labor 1000 mL, sendok, gelas kimia 1000 mL, erlenmeyer 250 mL, mortar dan alu, oven, pipet tetes, satu set alat ukur kualitas air (pH, TDS, salinitas, konduktivitas, potensial listrik), timbangan analitik.

Bahan

Aquades, aluminium foil, batu kapur (CaCO_3), air asam tambang, kertas saring whatman no. 41.

Prosedur Penelitian

Diagram Alir



HASIL DAN PEMBAHASAN

Netralisasi AAT dengan Menggunakan Kapur Pulau Lombok

Dalam penelitian ini, remediasi dan naturalisasi AAT terjadi karena penggunaan kapur. Reaksi antara AAT dengan kapur (kalsit dan dolomit) adalah sebagai berikut (Webb & Sasowsky, 1994) :



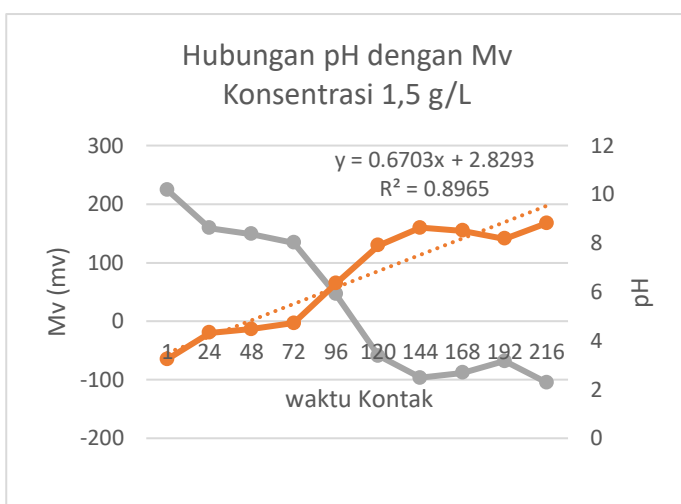
Menurut Drever (1988) dalam Webb & Sasowsky (1994) jenis karbonat yang terlarut akan tergantung dari pH larutan. Pada suhu 25°C dan pH lebih rendah dari 6,35, HCO_3^- merupakan spesies karbonat yang paling banyak ditemukan terlarut. Lalu pada pH antara 6,35 – 10,33, spesies yang paling banyak adalah HCO_3^- . Pada pH diatas 10,33 spesies yang paling dominan adalah CO_3^{2-} .

Pada awal reaksi ketika AAT yang memiliki pH rendah direaksikan dengan kapur (Reaksi 1) H_2CO_3 merupakan spesies yang paling dominan. Akan tetapi, seiring dengan bertambah lamanya waktu reaksi antara kapur dengan AAT (Reaksi 1 dan 2) maka konsentrasi ion H^+ terlarut juga menjadi semakin berkurang sehingga pH larutan juga ikut meningkat. Dalam penelitian ini, hal ini terlihat dari peningkatan nilai pH AAT seiring dengan meningkatnya waktu kontak antara AAT dengan kapur yang digunakan. Saat pH AAT meningkat di atas 6,35, H_2CO_3 kembali menjadi spesies dominan dalam AAT. HCO_3^- bersifat basa. Selain itu HCO_3^- juga dapat menetralkan keasaman larutan dengan membalikkan kembali Reaksi 3.

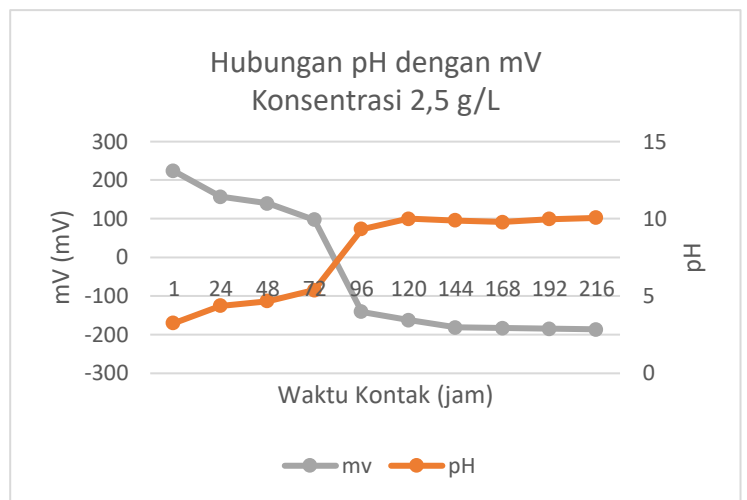
Efek Pemberian kapur pada pH AAT

Gambar 1 menunjukkan hubungan antara waktu kontak air asam tambang (AAT) dengan kapur konsentrasi 1,5 g/L serta pengaruhnya terhadap nilai pH dan potensial listrik. Terlihat bahwa semakin lama waktu kontak antara kapur dengan AAT, semakin tinggi juga nilai pH AAT. Pada pengaplikasian kapur 1,5 g/L pada AAT, pH AAT terlihat meningkat secara konsisten sejak 1 jam pertama kontak antara AAT dengan kapur. Nilai pH tertinggi yang diperoleh adalah 8,82 ketika waktu kontak berlangsung selama 216 jam. Kecenderungan peningkatan pH AAT juga terjadi pada penambahan kapur 2,5 g/L dan 3,5 g/L. Pada penggunaan kapur 2,5 g/L, pH

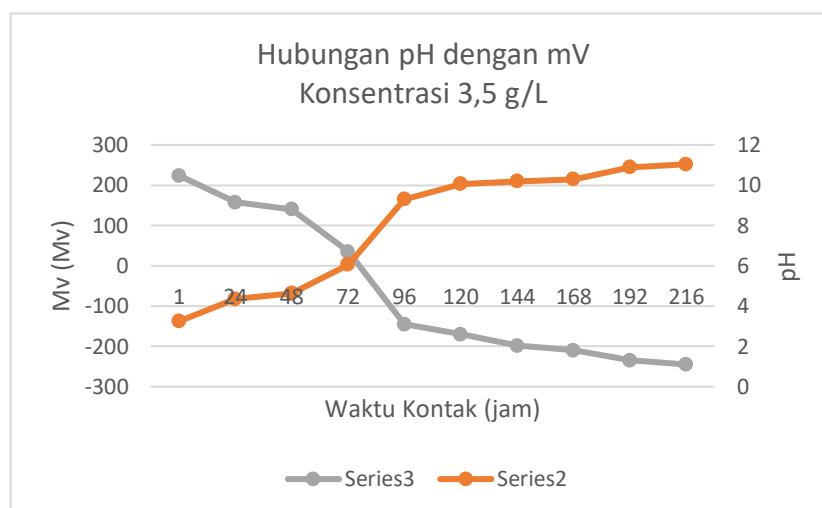
awal AAT sebesar 3,24 berhasil dinaikkan menjadi 10,06 dengan waktu kontak selama 216 jam. Sedangkan pada penggunaan kapur 3,5 g/L, pH awal 3,24 naik menjadi 11,04 pada waktu kontak 216 jam. Hal ini menunjukkan bahwa semakin lama waktu kontak antara AAT dengan kapur semakin tinggi kenaikan pH AAT. Selain itu, semakin tinggi konsentrasi kapur yang digunakan, semakin tinggi pula pH AAT yang diperoleh, Peningkatan pH ini menunjukkan bahwa ion H⁺ yang terlarut dalam AAT berhasil dinetralsir oleh kapur sesuai dengan reaksi 1-5. Runtutan reaksi tersebut juga memperlihatkan pembentukan HCO³⁻ yang bersifat basa yang juga dapat menetralsir tingkat keasaman AAT.



Gambar 1. Hubungan antara waktu kontak dengan pH dan nilai potensial listrik pada penggunaan kapur 1.5 g/L

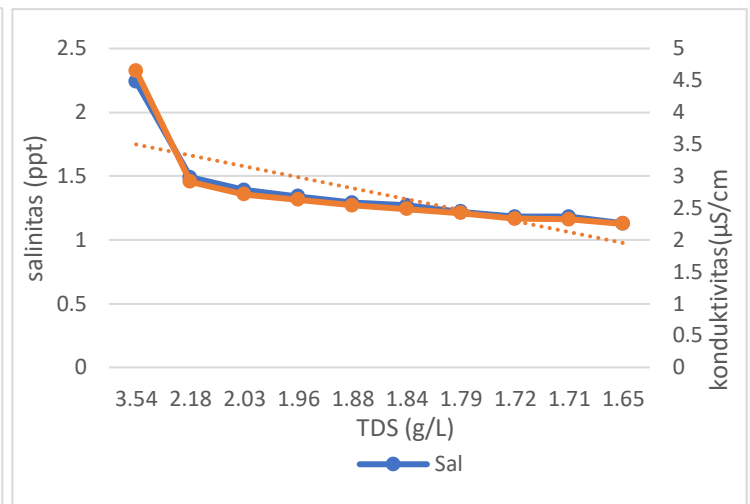
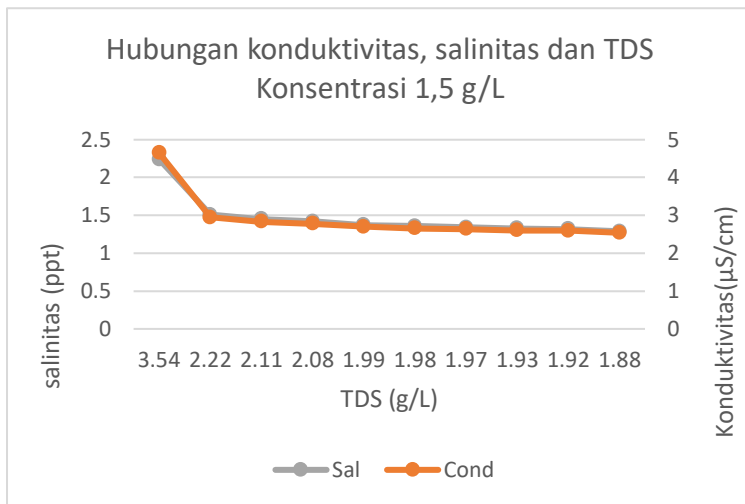


Gambar 2. Hubungan antara waktu kontak dengan pH dan nilai potensial listrik pada penggunaan kapur 2.5 g/L



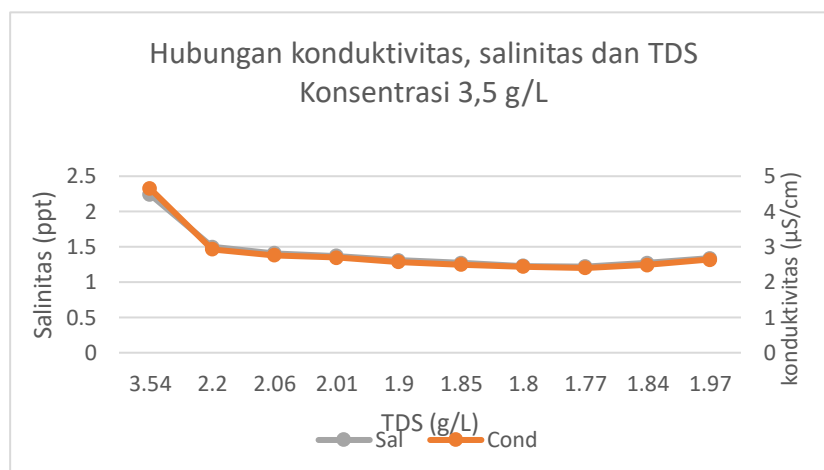
Gambar 3. Hubungan antara waktu kontak dengan pH dan nilai potensial listrik pada penggunaan kapur 3.5 g/L

Hubungan antara nilai salinitas, konduktivitas, dan TDS AAT pada penggunaan kapur 1,5 g/L, 2.5 g/L dan 3.5 g/L ditunjukkan oleh Gambar 4,5, dan 6. Pada Gambar 4 terlihat bahwa nilai konduktivitas AAT mengalami penurunan dimana nilai konduktivitas tertinggi berada pada waktu kontak 24 jam pertama yaitu 2,95 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dengan nilai salinitas dan TDS sebesar 1,51 ppt dan 2,22 g/L. Seiring dengan bertambahnya waktu kontak antara AAT dengan kapur, nilai ketiga parameter tersebut juga ikut mengalami penurunan. Nilai terendah dari ketiga parameter tersebut diperoleh saat waktu kontak 216 jam.



Gambar 4. Hubungan antara konduktivitas, salinitas dan TDS konsentrasi kapur 1,5 g/L

Gambar 5. Hubungan antara konduktivitas, salinitas dan TDS konsentrasi kapur 2,5 g/L



Gambar 6. Hubungan antara konduktivitas, salinitas dan TDS konsentrasi kapur 3,5 g/L

Hal yang sama juga terjadi pada penggunaan kapur 2,5 g/L dan 3.5 g/L (Gambar 5 dan 6). Pada penggunaan kapur 2,5 g/L konduktivitas AAT setelah 24 jam turun menjadi dibawah 3 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dari yang semula sebesar 4,65 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Begitu pulan nilai salinitas dan TDS juga turun

menjadi 2,24 ppt dan 3,54 g/L. Selanjutnya, pada penggunaan kapur 3,5 g/L, penurunan nilai konduktivitas, salinitas, dan TDS AAT juga tetap sejalan dengan bertambah lamanya waktu kontak antara AAT dengan kapur. Nilai paling rendah dari ketiga parameter ini diperoleh pada saat waktu kontak terlama pada 216 jam.

Nilai salinitas AAT dipengaruhi oleh ion yang terkandung dalam larutan semakin banyak ion yang terkandung maka semakin tinggi nilai salinitasnya, Hal ini selanjutnya berpengaruh terhadap nilai konduktivitas AAT karena konduktivitas adalah kemampuan suatu larutan untuk menghantarkan arus listrik. Arus listrik dihantarkan oleh ion-ion dalam larutan sehingga apabila ion yang terkandung dalam larutan tinggi maka, nilai konduktivitasnya juga semakin tinggi. Sedangkan TDS adalah *total dissolve solids* atau jumlah zat padat terlarut. Ketiga parameter ini terkait dengan jumlah ion yang terlarut dalam AAT. Perubahan nilai TDS akan diikuti oleh perubahan konduktivitas dan salinitas yang saling berhimpitan, Dengan kata lain penurunan nilai TDS menyebabkan terjadinya penurunan nilai konduktivitas dan salinitas (Nicola, 2015).

HUBUNGAN WAKTU KONTAK DENGAN KELARUTAN KONSENTRASI LOGAM DALAM AAT

Table 1. Hubungan Waktu Kontak dengan Konsentrasi Logam dalam AAT

Hubungan Waktu Kontak dengan Konsentrasi Logam dalam AAT				
Waktu kontak (jam)	Konsentrasi Logam			
konsentrasi 1,5 g/L	Ag	Fe	Cu	Mn
72 Jam	<0,0001	0,0957	0,4938	7,3554
144 jam	<0,0001	<0,0002	<0,0035	3,137
216 jam	<0,0001	<0,0002	<0,0035	3,1413
konsentrasi 2,5 g/L				
72 jam	<0,0001	0,0776	0,1152	3,4992
144 jam	0,0003	<0,0002	<0,0035	<0,0016
216 jam	<0,0001	<0,0002	<0,0035	0,0064
konsentrasi 3,5 g/L				
72 jam	<0,0001	0,0204	<0,0035	4,2377
144 jam	<0,0001	<0,0002	<0,0035	<0,0016
216 jam	<0,0001	<0,0178	<0,0035	<0,0016

Berdasarkan tabel 1 terlihat bahwa secara umum konsentrasi logam-logam terlarut berkurang seiring dengan meningkatnya jumlah kapur yang digunakan dan waktu kontak antara AAT dengan kapur. Konsentrasi Ag terlihat tidak mengalami perubahan sama sekali. Hal ini

kemungkinan disebabkan karena sejak awal konsentrasi Ag dalam AAT yang digunakan dalam penelitian ini memang sudah sangat rendah, sehingga perlakuan pemberian kapur pada AAT dan lama waktu kontak tidak memberikan dampak pada kelarutan Ag. Untuk Fe, pada penggunaan kapur 1,5 g/L dan waktu kontak 72 jam, konsentrasi Fe sebesar 0,0957. Pada waktu kontak yang sama dengan penggunaan kapur yang berbeda (2,5 g/L dan 3,5 g/L), konsentrasi Fe turun menjadi 0,0776 dan 0,0204. Lalu pada waktu kontak 144 jam dan 216 jam dengan penggunaan kapur 2,5 g/L, konsentrasi Fe turun dengan sangat signifikan menjadi <0,0002. Nilai yang sama diperoleh dari perlakuan waktu kontak 144 jam penggunaan kapur 3,5 g/L. Akan tetapi terjadi peningkatan kembali konsentrasi Fe pada waktu kontak 216 menjadi 0,0178. Penurunan konsentrasi Fe pada waktu kontak 72 jam, 144 jam, dan 216 jam dengan kapur 1,5 g/L dan 2,5 g/L terjadi karena pada pH di atas 4,5, terjadi peningkatan konsentrasi Fe dalam bentuk $\text{Fe}(\text{OH})_3$ yang tidak larut dalam AAT (Pavlović et al., 2007). Konsentrasi maksimum $\text{Fe}(\text{OH})_3$ dalam AAT ditemukan pada pH 7.5. Hal inilah yang menyebabkan mengapa pada waktu kontak 144 jam ke atas, konsentrasi Fe dalam AAT yang terdeteksi sangat rendah karena pada waktu kontak tersebut pH AAT lebih tinggi dari 7.5.

Bentuk ion Cu adalah Cu^{2+} dan dalam AAT dengan pH di bawah 5,5 Cu ditemukan dalam bentuk CuSO_4 (Park et al., 2015). Untuk Cu, trend pengurangan jumlah konsentrasi Cu dalam AAT mirip dengan trend pengurangan Fe. Konsentrasi Cu pada waktu kontak 72 jam dengan penggunaan kapur 1,5 g/L dan 2,5 g/L merupakan yang tertinggi dibandingkan dengan waktu kontak lainnya, yaitu 0,4938 dan 0,1152. Pada waktu kontak lainnya dengan penggunaan kapur 1,5 g/L, 2,5 g/L, dan 3,5 g/L, konsentrasi Cu yang terdeteksi sangat rendah, yaitu di bawah 0,0035. Menurut Pavlović et al., (2007), konsentrasi Cu terlarut dalam AAT akan turun dengan signifikan pada pH di atas 6. Pada pH tersebut terjadi konsentrasi Cu^{2+} dan CuSO_4 berkurang secara drastic karena terbentuknya endapan $\text{Cu}_4\text{SO}_4(\text{OH})_6$ (Park et al., 2015). Lalu pada pH di atas 6,6 terbentuk presipitasi CuO (Park et al., 2015). Berdasarkan data hubungan antara waktu kontak dengan pH AAT diketahui bahwa pH AAT pada waktu kontak 144 jam seluruhnya berada di atas 6. Bahkan pada penggunaan kapur 3,5 g/L, pH AAT pada waktu kontak 72 jam sebesar 6,06. Semakin lama waktu kontak antara AAT dengan kapur, semakin tinggi nilai pH AAT maka semakin berkurang juga kelarutan ion Cu^{2+} dalam AAT. Hal ini menunjukkan bahwa hasil penelitian ini sesuai dengan hasil yang dilaporkan oleh Pavlović et al., (2007) dan Park et al., (2015).

Adapun konsentrasi Mn yang terlarut dalam AAT secara umum juga mengalami penurunan seiring dengan peningkatan waktu kontak antara AAT dengan kapur. Umumnya dalam larutan

Mn ditemukan dalam bentuk divalennya yaitu Mn^{2+} . Ion Mn^{2+} ini lazim ditemukan dalam larutan AAT dengan pH sampai dengan 10 (Duarte & Ladeira, 2011). Pada penggunaan kapur 1,5 g/L dan waktu kontak 72 jam, konsentrasi Mn^{2+} yang terdeteksi sebesar 7,3554. Nilai ini berkurang cukup signifikan pada waktu kontak 144 jam, dimana konsentrasinya turun menjadi 3,137. Akan tetapi penambahan waktu kontak setelahnya tidak memberikan efek yang sama, karena pada waktu kontak 216 jam, terjadi peningkatan konsentrasi Mn menjadi 3,1413. Tren yang sama ditemukan pada penggunaan kapur 2,5 g/L, dimana pada waktu kontak 144 jam konsentrasi Mn berada di bawah 0,0016. Lalu pada waktu kontak 216 jam kembali terjadi peningkatan konsentrasi Mn menjadi 0,0064. Sedangkan pada penggunaan kapur 3,5 g/L setelah waktu kontak 144 jam tidak terjadi penurunan konsentrasi Mn. Zhang et al., (2010) melaporkan bahwa waktu kontak selama 60 menit pada pH 8 hanya berhasil mengurangi konsentrasi Mn sebanyak 30%. Lalu pada pH di atas 9 konsentrasi Mn berhasil berkurang dengan sangat signifikan dari 2 g/L menjadi 10 mg/L. Data ini tidak jauh berbed dengan data yang diperoleh pada penelitian ini dimana pada pH 8 konsentrasi Mn berkurang sebanyak 42%. Lalu pada pH di atas 9 yang ditemukan pada waktu kontak 144 jam pada penggunaan kapur 2,5 g/L dan 3,5 g/L terjadi penurunan konsentrasi Mn yang juga sangat signifikan dari 3,4992 menjadi <0,0016 dan 4,2377 menjadi <0,0016. Penurunan konsentrasi Mn ini dipengaruhi oleh presipitasi Mn baik oleh hidroksida maupun karbonat (Li et al., 2019).

Kesimpulan

Dari penelitian yang telah dilakuakn, dapat disimpulkan bahwa :

1. Variasi konsentrasi dan waktu kontak berpengaruh terhadap penurunan kadar logam dan menaikkan pH karena kapur memiliki sifat basa sehingga apabila kapur bereaksi dengan H^+ dalam air asam tambang akan membentuk H_2CO_3 dan OH^- . Semakin lama kapur bereaksi dengan ion H^+ maka akan mengurangi jumlah ion H^+ sehingga tingkat keasaman pada air tersebut menurun.
2. Waktu kontak dan konsentrasi yang memiliki kemampuan penurunan kadar logam terlarut dan menetralisasi air asam tambang paling tinggi adalah konsentrasi 3,5 g/L dengan waktu kontak 216 jam dan nilai pH sebesar 11,04.

DAFTAR PUSTAKA

- Balintova, M., & Petrilakova, A. (2011). Study of pH influence on selective precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Chemical Engineering Transactions*, 25(April 2017), 345–350. <https://doi.org/10.3303/CET1125058>
- Brăhăița, I. D., Pop, I. C., Baciuc, C., Mihăiescu, R., Modoi, C., Popita, G., & Truță, R. M. (2017). The efficiency of limestone in neutralizing acid mine drainage - A laboratory study. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 12(2), 347–356.
- Duarte, R. A., & Ladeira, A. C. (2011). *study of Manganese removal from Mining effluent*. 297–300.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2 SPEC. ISS.), 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Li, Y., Xu, Z., Ma, H., & Hursthouse, A. S. (2019). Removal of Manganese (II) from Acid Mine Wastewater : A Review of the Challenges and Opportunities with Special Emphasis on. *Water, Ii*.
- Luo, C., Routh, J., Dario, M., Sarkar, S., Wei, L., Luo, D., & Liu, Y. (2020). Distribution and mobilization of heavy metals at an acid mine drainage affected region in South China, a post-remediation study. *Science of the Total Environment*, 724, 138122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138122>
- Luptáková, A., & Andráš, P. (2019). Formation of acid mine drainage in sulphide ore deposits. *Handbook of Environmental Chemistry*, 69, 259–276. https://doi.org/10.1007/698_2018_313
- Nicola, F. (2015). HUBUNGAN ANTARA KONDUKTIVITAS, TDS (Total Dissolved Solid). *Skripsi*, 1–61. http://repository.unej.ac.id/bitstream/handle/123456789/73766/prosiding-snk2015-hal-isi-159-164_MIPA.pdf?sequence=2
- Park, S. M., Yoo, J. C., Ji, S. W., Yang, J. S., & Baek, K. (2015). Selective recovery of dissolved Fe, Al, Cu, and Zn in acid mine drainage based on modeling to predict precipitation pH. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 3013–3022. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3536-x>

- Pavlović, J., Stopić, S., Friedrich, B., & Kamberović, Ž. (2007). Selective removal of heavy metals from metal-bearing wastewater in a cascade line reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, *14*(7), 518–522. <https://doi.org/10.1065/espr2006.09.345>
- Petronijević, N., Stanković, S., Radovanović, D., Sokić, M., Marković, B., Stopić, S. R., & Kamberović, Ž. (2020). Application of the flotation tailings as an alternative material for an acid mine drainage remediation: A case study of the extremely acidic lake robule (serbia). *Metals*, *10*(1). <https://doi.org/10.3390/met10010016>
- Sintorini, M. M., Widyatmoko, H., Sinaga, E., & Aliyah, N. (2021). Effect of pH on metal mobility in the soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *737*(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/737/1/012071>
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *Extractive Industries and Society*, *6*(1), 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>
- Webb, J. A., & Sasowsky, I. D. (1994). *north-central Tennessee*. 1694(94).
- Zhang, W., Cheng, C. Y., & Pranolo, Y. (2010). Investigation of methods for removal and recovery of manganese in hydrometallurgical processes. *Hydrometallurgy*, *101*(1–2), 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2009.11.018>