

ADSORPSI ION EMAS MENGGUNAKAN ASAM HUMAT TANAH GAMBUT DI BAWAH RADIASI SINAR UV

¹ P. Lestari

¹ Jurusan Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Universitas Islam Indonesia
Yogyakarta, Indonesia

e-mail: puji.lestari@uui.ac.id

Abstrak

Berbagai upaya dapat dilakukan untuk mendulang kembali (*recovery*) emas dari limbah elektronik, salah satunya adalah melalui proses adsorpsi. Salah satu adsorben yang dapat digunakan untuk proses adsorpsi ion emas di dalam larutan adalah asam humat (AH) hasil isolasi dari tanah gambut. Proses adsorpsi ion emas menggunakan AH tanah gambut diikuti dengan proses reduksi ion emas menjadi logam emas. Proses adsorpsi reduktif ini dapat ditingkatkan dengan penyinaran menggunakan sinar UV. Penelitian ini bertujuan untuk mempelajari proses adsorpsi ion emas menggunakan asam humat tanah gambut dengan adanya radiasi sinar UV. Proses adsorpsi ion emas dilakukan dengan metode *batch* dan parameter yang dipelajari antara lain pH, waktu interaksi, serta variasi konsentrasi ion emas dalam larutan. pH optimum proses adsorpsi adalah 2. Proses adsorpsi ion emas pada AH tanah gambut di bawah radiasi UV mengikuti model kinetika adsorpsi yang diajukan oleh Santosa (2007) serta mengikuti model isothermal adsorpsi Langmuir. Radiasi sinar UV dapat membuat proses adsorpsi reduktif ion emas menggunakan AH tanah gambut menjadi lebih efektif. Kapasitas adsorpsi ion emas pada AH tanah gambut adalah 90,91 mg/g. Penambahan 2-propanol akan menurunkan efektivitas proses adsorpsi ion emas pada AH tanah gambut.

Kata kunci: Adsorpsi reduktif, asam humat, ion Au(III), sinar UV

Abstract

Many efforts are carried out in order to find effective methods to recover gold from the electronic scraps. One of the most applied and promising methods is adsorption process. One of the promising adsorbent for the adsorption of gold ions is humic acid. Humic acid can be found in an abundant amount in the nature. One source of humic acid that is abundantly available in Indonesia is peat soil. The adsorption process of gold ion onto peat soil humic acid is followed by the reduction of gold ion to its metal form. The reductive adsorption process can be enhanced by conducting the process under the UV light irradiation. This work aimed at investigating the reductive adsorption process of gold ion onto peat soil humic acid under the presence of UV light irradiation. The adsorption process was studied using batch method. The parameters studied in this work were pH, interaction time and the initial concentration of gold ion. The optimum pH for the adsorption process is 2. The adsorption process of gold ion onto peat soil humic acid under the UV light irradiation follows the kinetics model proposed by Santosa (2007) and fits the Langmuir isothermal model. The UV light irradiation can enhance the reductive adsorption process of gold ion onto peat soil humic acid. The adsorption capacity of peat soil humic acid for gold ion is 90.91 mg/g. The addition of 2-propanol can decrease the effectiveness of reductive adsorption of gold ion onto peat soil humic acid.

Keywords: gold ion, humic acid, reductive adsorption, UV light irradiation

PENDAHULUAN

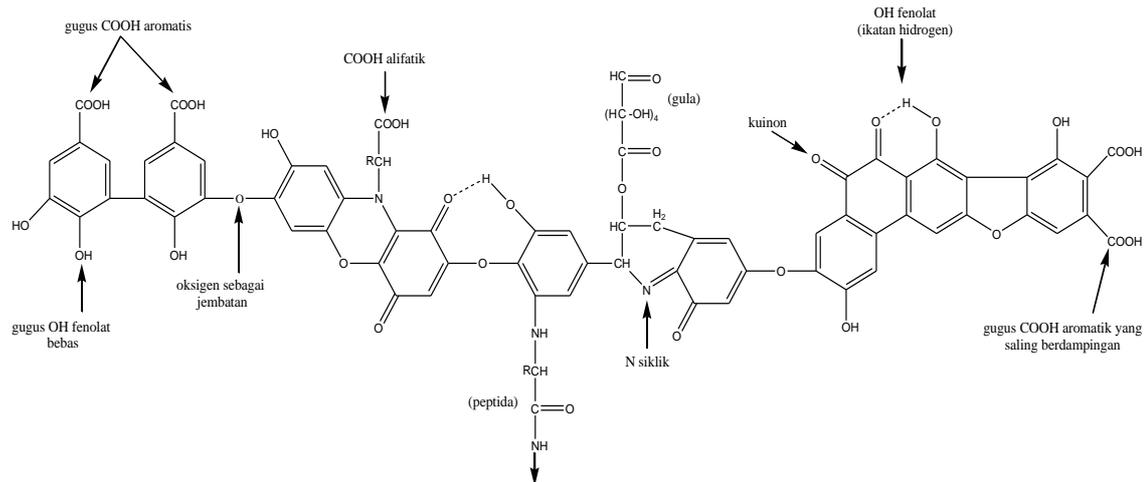
Emas merupakan logam mulia yang diaplikasikan secara luas pada berbagai bidang. Dalam bidang elektronik, emas digunakan sebagai bahan pelapis komponen elektronik karena sifatnya yang tahan korosi serta konduktivitasnya yang hampir 100%. Selama ini, emas dapat diperoleh dari bijihnya yang terdapat di alam dengan jumlah yang relatif sedikit yakni dalam 1 ton bijih emas, hanya terkandung sekitar 5-30 gram logam emas (Ogata & Nakano, 2005). Mengingat tingginya kebutuhan logam emas, berbagai upaya dilakukan untuk mencari sumber emas baru selain dari hasil mendulang bijih emas di alam. Salah satu sumber emas yang menjanjikan adalah dari limbah peralatan elektronik. Jika dibandingkan dengan konsentrasi emas dalam bijihnya, konsentrasi emas dalam limbah elektronik relatif lebih tinggi yakni 200 gram dalam tiap ton limbah elektronik.

Proses pengambilan kembali (*recovery*) emas dari limbah elektronik sering kali dilakukan menggunakan material berbahaya, seperti pencucian menggunakan garam sianida atau asam nitrat serta proses amalgamasi menggunakan merkuri (Hg) (Torre, et al., 2006; Rochat, et al., 2007). Di samping membutuhkan biaya yang relatif tinggi (untuk pengelolaan limbah sekunder yang dihasilkan dari proses *recovery*), proses ini tentu saja akan membahayakan. Di dalam air asam, merkuri dapat terkonversi menjadi metil merkuri dan dapat membahayakan janin serta dapat menyebabkan kerusakan pada otak. Oleh karena itu, berbagai upaya dilakukan untuk mencari senyawa di alam yang lebih ramah lingkungan untuk proses *recovery* emas dari limbah elektronik.

Karakteristik senyawa di alam yang dapat dimanfaatkan dalam proses *recovery* emas adalah tingginya kandungan gugus –OH fenolat. Dalam proses *recovery* tersebut, ion emas tidak hanya diserap tetapi juga direduksi menjadi bentuk logamnya. Nakajima, et al. (2003) dan Parajuli et al. (2006) telah berhasil mengadsorpsi dan mereduksi ion emas menggunakan senyawa tannin yang terkandung dalam buah persik dan gel yang dibuat menggunakan kulit buah persik. Tannin merupakan suatu makromolekul yang kaya akan gugus –OH fenolat.

Salah satu senyawa alami yang dilaporkan dapat digunakan sebagai adsorben logam emas adalah asam humat (AH). Struktur hipotetik AH diberikan pada Gambar 1.

AH merupakan senyawa makromolekul yang kaya akan gugus –COOH, –OH fenolat maupun –OH alkohol (Stevenson, 1994). Gugus-gugus fungsi inilah yang sangat berperan dalam proses adsorpsi reduktif ion emas dalam larutan. Gugus-gugus fungsi pada AH dapat membentuk kompleks dengan kation logam, terutama logam transisi. Selain itu, gugus –OH fenolat pada AH dapat mereduksi kation logam. Lestari (2017) melaporkan bahwa AH hasil isolasi tanah gambut Kalimantan Selatan dapat digunakan untuk mengadsorpsi ion emas dalam larutan dan mereduksinya menjadi logam emas. Adanya logam emas yang terbentuk dikonfirmasi dengan adanya puncak serapan logam emas (Au(0)) pada difraktogram XRD AH setelah proses adsorpsi berlangsung. Kapasitas adsorpsi ion emas pada AH tanah gambut adalah 90,91 mg/g (Lestari, 2017).



Gambar 1. Struktur hipotetik asam humat (Stevenson, 1994)

Studi menunjukkan bahwa AH dapat berperan sebagai *photo sensitizer* melalui pembentukan senyawa antara (*intermediate*) reaktif seperti spesies oksigen reaktif (ROS), atau melalui pembentukan radikal bebas yang relatif stabil (Polewski, et al., 2005). Apabila AH di dalam air menyerap energi solar (ultraviolet), AH dapat bertindak sebagai *sensitizer* dalam pembentukan senyawa intermediat reaktif seperti radikal hidroksil, elektron terlarut, anion superoksida, hidrogen peroksida dan lainnya (Stumm & Morgan, 1996). Senyawa-senyawa intermediat reaktif tersebut dapat berperan dalam proses reduksi ion logam. Oleh karena itu, pada penelitian ini, akan dipelajari pengaruh radiasi sinar ultraviolet (UV) pada proses adsorpsi reduktif ion emas menggunakan AH hasil isolasi tanah gambut. Dengan adanya radiasi UV, proses adsorpsi reduktif ion emas menggunakan AH tanah gambut diharapkan dapat berlangsung dengan lebih efektif baik dari segi waktu maupun jumlah ion yang terserap.

METODE

Bahan

AH diisolasi dari tanah gambut Kalimantan Selatan menggunakan metode ekstraksi basa. Bahan-bahan kimia yang digunakan pada penelitian ini adalah produksi E. Merck tanpa pemurnian lebih lanjut: NaOH, HCl, HF, AgNO₃, Ba(OH)₂, Ca(CH₃COO)₂·H₂O, CuCl₂·2H₂O, larutan standar AuCl₄⁻ 1000 ppm.

Eksperimen

Penelitian dilakukan di laboratorium dengan menginteraksikan AH tanah gambut dengan ion emas (larutan AuCl₄⁻) pada berbagai variasi pH, waktu interaksi dan variasi konsentrasi awal ion emas di bawah radiasi sinar UV. Ion AuCl₄⁻ yang tersisa setelah proses adsorpsi reduktif diukur menggunakan spektrofotometer UV-Vis. Untuk mempelajari pengaruh radiasi sinar UV pada proses pembentukan radikal OH, AH dan ion emas diinteraksikan dengan 2-propanol pada berbagai konsentrasi. 2-propanol dapat bertindak sebagai penangkap (*scavenger*) radikal OH yang terbentuk.

Pada penelitian ini, AH diisolasi dari tanah gambut dengan metode ekstraksi menggunakan larutan alkali (NaOH) encer di bawah atmosfer nitrogen karena penggunaan larutan alkali pada proses ekstraksi AH dapat menyebabkan auto oksidasi molekul AH. NaOH merupakan bahan pengekstrak yang paling efektif untuk memisahkan AH dari tanah secara kuantitatif.

Pengaruh pH awal larutan

Suatu seri larutan AuCl₄⁻ dengan konsentrasi 50 ppm sebanyak 10 ml disiapkan dan diatur pH-nya menjadi 1, 2, 3, dan 4 menggunakan larutan NaOH dan HCl encer. AH sebanyak 10 mg kemudian ditambahkan ke dalam masing-masing larutan dan diinteraksikan selama 24 jam pada temperatur kamar di bawah radiasi lampu UV ($\lambda=254$ nm). Larutan kemudian disaring menggunakan kertas Whatman-42. Ion AuCl₄⁻ yang tersisa diukur menggunakan spektrofotometer UV-Vis

(Shimadzu UV-1700 PharmaSpec) pada panjang gelombang maksimum AuCl_4^- , yakni 314 nm (Paclawski & Sak, 2015).

Pengaruh waktu interaksi

Suatu seri larutan AuCl_4^- konsentrasi 50 ppm sebanyak 10 mL disiapkan dan diatur pH menjadi 2 menggunakan larutan NaOH dan HCl encer. Sebanyak 10 mg AH ditambahkan ke dalam masing-masing larutan dan diinteraksikan selama 24 jam pada temperatur kamar di bawah radiasi lampu UV ($\lambda=254$ nm). Larutan kemudian segera disaring menggunakan kertas Whatman-42 pada setiap waktu interaksi yang telah ditentukan. Ion AuCl_4^- yang tersisa diukur menggunakan spektrofotometer UV-Vis.

Waktu interaksi yang digunakan adalah 60, 120, 180, 240, 300, 360, 420, 540, 600, 900, 1200, dan 1440 menit. Data percobaan yang diperoleh kemudian dianalisis untuk menentukan konstanta laju dari proses adsorpsi reduktif. Model kinetika yang digunakan pada penelitian ini adalah model kinetika Langmuir-Hinselwood dan model kinetika Santosa (2007).

Persamaan kinetika Langmuir-Hinselwood disajikan pada persamaan 1.

$$\frac{\ln\left(\frac{C_o}{C_A}\right)}{C_o - C_A} + K = \frac{k_1 t}{C_o - C_A} \quad (1)$$

C_o adalah konsentrasi awal, C_A adalah konsentrasi saat waktu t , t adalah waktu adsorpsi, K adalah konstanta kesetimbangan adsorpsi dan k_1 adalah konstanta laju adsorpsi.

Persamaan model kinetika Santosa (2007) disajikan pada persamaan 2.

$$\frac{\ln\left(\frac{C_{A0}}{C_A}\right)}{C_A} = \frac{kt}{C_A} + K \quad (2)$$

C_{A0} adalah konsentrasi awal, C_A adalah konsentrasi saat waktu t , t adalah waktu adsorpsi, K adalah konstanta kesetimbangan adsorpsi dan k_1 adalah konstanta laju adsorpsi.

(2)

Pengaruh konsentrasi awal AuCl_4^-

AH sebanyak 10 mg diinteraksikan dengan larutan AuCl_4^- berbagai

konsentrasi: 30, 50, 150, 200, dan 250 ppm pada pH 2 selama 24 jam di bawah radiasi lampu UV ($\lambda=254$ nm). Setelah proses interaksi, larutan kemudian disaring menggunakan kertas Whatman-42 dan AuCl_4^- yang tersisa setelah proses adsorpsi diukur menggunakan spektrofotometer UV-Vis pada panjang gelombang 314 nm. Data percobaan kemudian dianalisis menggunakan model isothermal adsorpsi Langmuir dan Freundlich.

Model isothermal adsorpsi Langmuir diberikan pada persamaan 3.

$$\frac{C_a}{q} = \frac{C_a}{q_{\max}} + \frac{1}{q_{\max} K_L} \quad (3)$$

C_a adalah konsentrasi adsorbat yang tersisa dalam larutan, q adalah konsentrasi adsorbat yang teradsorpsi pada adsorben pada kesetimbangan, q_{\max} adalah kapasitas adsorpsi maksimum adsorben, dan K_L adalah konstanta Langmuir.

Model isothermal adsorpsi Langmuir diberikan pada persamaan 4.

$$\log q = \log K_F + \frac{1}{n} \log Ca \quad (4)$$

K_F adalah konstanta Freundlich dan n adalah konstanta.

Pengaruh penambahan 2-propanol

Larutan AuCl_4^- sebanyak 10 mL diinteraksikan dengan 10 mg AH. Larutan 2-propanol dengan berbagai konsentrasi kemudian ditambahkan ke dalam campuran tersebut dan diinteraksikan selama 24 jam di bawah radiasi lampu UV ($\lambda=254$ nm). Campuran selanjutnya disaring menggunakan Whatman 42 dan dianalisis menggunakan instrumen spektrofotometer UV-Vis untuk mengukur konsentrasi AuCl_4^- yang tersisa di dalam larutan.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengaruh pH awal larutan

pH larutan merupakan parameter yang sangat penting dalam proses adsorpsi karena perubahan pH larutan dapat menyebabkan perubahan bentuk spesies logam di dalam larutan. Pada percobaan pengaruh pH awal larutan pada proses adsorpsi reduktif ion emas (AuCl_4^-) menggunakan AH tanah gambut, pH yang digunakan adalah suasana asam (pH 1-4)

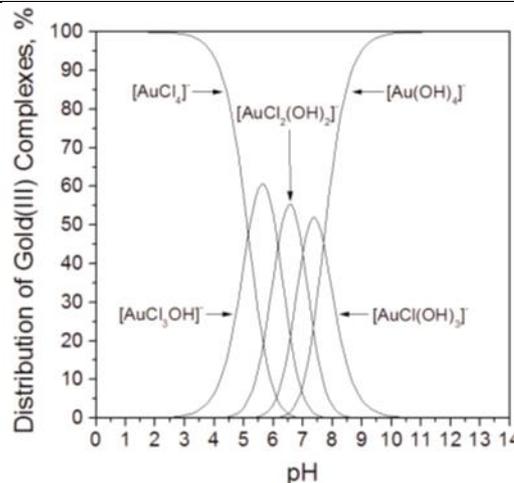
karena AH merupakan fraksi senyawa humat yang larut pada kondisi basa, sehingga akan sulit dipisahkan dari larutan setelah proses adsorpsi. Pengaruh pH awal larutan pada proses adsorpsi reduktif AuCl₄⁻ menggunakan AH tanah gambut diberikan pada Tabel 1. Dari Tabel 1, terlihat bahwa proses adsorpsi reduktif ion emas pada AH tanah gambut paling optimal terjadi pada pH 2. Pada pH 2, gugus fungsi -COOH dan -OH fenolat pada AH akan mengalami protonasi sehingga menjadi bermuatan parsial positif. Hal ini akan menyebabkan interaksi elektrostatis antara AH dengan ion AuCl₄⁻ yang memiliki muatan negatif menjadi semakin efektif. Selain itu, pada pH 2, spesies Au(III) masih dominan berada dalam bentuk AuCl₄⁻, seperti yang ditunjukkan oleh grafik distribusi spesies

Au(III) dalam berbagai kondisi pH pada Gambar 2.

Efektifitas proses adsorpsi reduktif AuCl₄⁻ pada AH tanah gambut akan menurun pada pH di atas 2 akibat adanya reaksi hidrolisis AuCl₄⁻ yang akan mengurangi jumlah spesies AuCl₄⁻ yang ada di dalam larutan (Wang, et al., 2009). Selain itu, di atas pH 2, gugus fungsi -COOH pada AH akan terdeprotonasi membentuk -COO⁻ sehingga akan pula mengurangi efektifitas interaksi antara ion AuCl₄⁻ dan AH. Di bawah pH 2, efektifitas proses adsorpsi AuCl₄⁻ pada AH juga mengalami penurunan karena tingginya konsentrasi ion Cl⁻ yang ada di dalam larutan. Ion Cl⁻ akan menghambat proses adsorpsi yang terjadi melalui pembentukan kompleks AuCl₄⁻ yang relatif stabil.

Tabel 1. Adsorpsi reduktif AuCl₄⁻ menggunakan AH tanah gambut pada berbagai pH

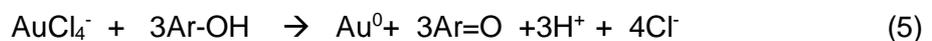
pH awal	pH akhir	C _{awal} (ppm)	C _{akhir} (ppm)	% adsorpsi-reduktif
1,3	1,2	32,07	0,04	99,88
2,2	2,0	31,85	0,00	100,00
3,1	2,9	31,11	3,89	87,50
3,9	3,0	25,15	11,56	54,04



Gambar 2. Distribusi ion kompleks Au(III) pada berbagai pH (Paclawski & Fitzner, 2004)

Dari Tabel 1, terlihat pula bahwa pH larutan mengalami penurunan setelah proses adsorpsi berlangsung. Hal ini disebabkan karena lepasnya ion-ion

hidrogen dari gugus -OH fenolat selama proses reduksi ion emas berlangsung, hal ini sesuai dengan reaksi pada persamaan 5.



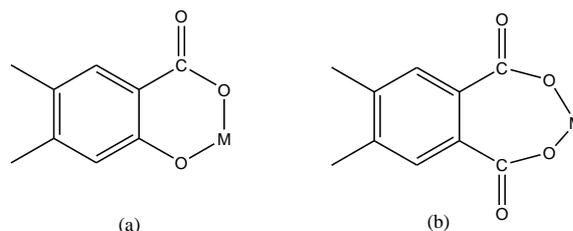
Lestari (2017) melaporkan bahwa pada pH 2, AH mampu mengadsorpsi

AuCl₄⁻ hingga 81,04%. Pada percobaan ini, proses adsorpsi AuCl₄⁻ pada pH yang sama

mencapai 100%. Hal ini menunjukkan bahwa adanya radiasi sinar UV akan mampu meningkatkan proses adsorpsi reduktif AuCl_4^- pada AH tanah gambut. Apabila AH menyerap energi dengan λ tertentu, AH akan dapat berperan sebagai *sensitizer* dalam pembentukan senyawa intermediet reaktif yang berperan dalam proses reduksi ion emas menjadi logam emas.

Interaksi AH dengan ion emas dapat

berlangsung melalui beberapa mekanisme, seperti pembentukan ikatan hidrogen, interaksi elektrostatik, ikatan koordinasi maupun pembentukan kelat (Stevenson, 1994). Sedangkan proses pengikatan ion logam emas dengan molekul AH dapat berlangsung melalui pembentukan kelat baik antara gugus karboksilat dengan gugus $-\text{OH}$ fenolat maupun antara 2 gugus karboksilat, seperti yang ditunjukkan pada Gambar 3.



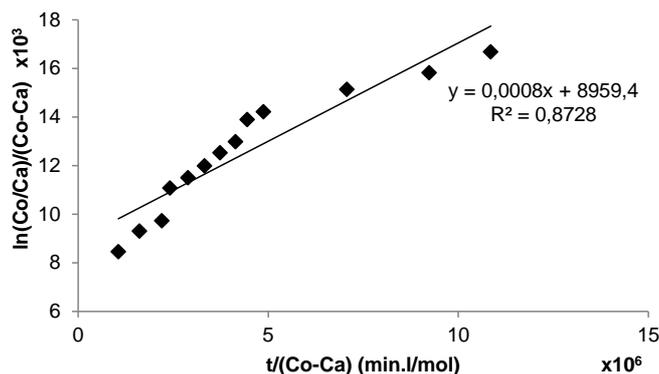
Gambar 3. Pembentukan kelat antara ion logam emas (M) dengan (a): gugus karboksilat dan $-\text{OH}$ fenolat; dan (b): dua gugus karboksilat (Manahan, 2000)

Pengaruh waktu interaksi

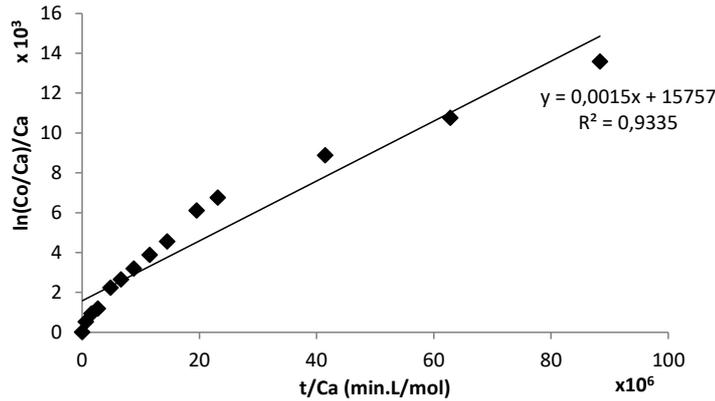
Percobaan pengaruh waktu interaksi digunakan untuk mempelajari model kinetika adsorpsi AuCl_4^- pada AH tanah gambut di bawah radiasi UV. Model kinetika adsorpsi digunakan untuk menentukan konstanta laju reaksi proses adsorpsi. Grafik model kinetika adsorpsi Langmuir-Hinselwoods untuk adsorpsi AuCl_4^- pada AH tanah gambut disajikan pada Gambar 4.

Nilai konstanta kesetimbangan, K,

dapat diperoleh dari nilai intersep grafik pada Gambar 4. Pada proses adsorpsi AuCl_4^- menggunakan AH tanah gambut, model kinetika Langmuir-Hinselwoods memberikan harga K yang bernilai negatif. Secara termodinamika, hal ini tidak dapat diterima. Oleh karena itu, model kinetika adsorpsi yang diajukan oleh (Santosa, et al., 2007) digunakan pula untuk mempelajari model kinetika proses adsorpsi, disajikan pada Gambar 5.



Gambar 4. Grafik model kinetika Langmuir-Hinselwoods untuk adsorpsi AuCl_4^- pada AH tanah gambut

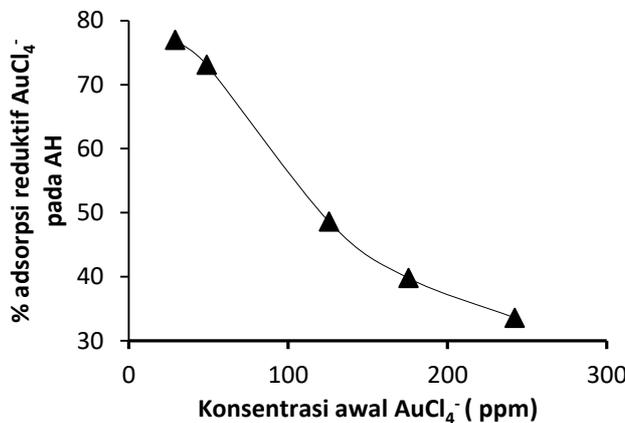


Gambar 5. Grafik model kinetika Santosa (2007) untuk adsorpsi AuCl₄⁻ pada AH tanah gambut

Dari slope pada Gambar 5, diperoleh nilai konstanta laju adsorpsi sebesar 0,0015 menit⁻¹. Nilai ini lebih tinggi dibandingkan dengan konstanta laju adsorpsi ion emas menggunakan AH tanah gambut tanpa adanya sinar UV, yakni 0,0011 menit⁻¹ (Lestari, 2017). Selain itu, di bawah radiasi sinar UV nilai konstanta kesetimbangan, K, juga mengalami peningkatan dari 6351,7 L/mol menjadi 15757 L/mol, diperoleh dari nilai intersep grafik pada Gambar 5.

Pengaruh konsentrasi awal AuCl₄⁻

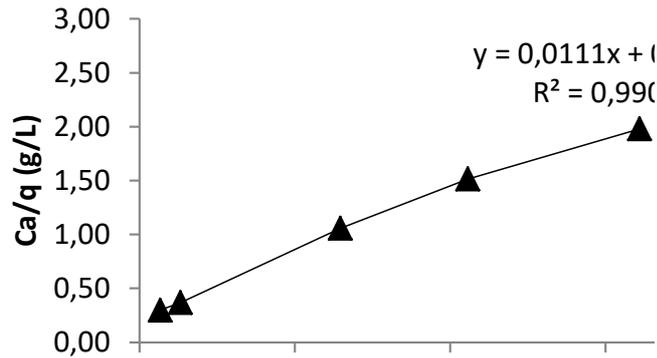
Pengaruh konsentrasi awal larutan AuCl₄⁻ terhadap persentase adsorpsi reduktif AuCl₄⁻ menggunakan AH tanah gambut disajikan pada Gambar 6. Gambar 6 menunjukkan bahwa semakin tinggi konsentrasi larutan AuCl₄⁻, persentase adsorpsi reduktif semakin menurun. Hal ini dikarenakan pada konsentrasi tinggi, situs aktif yang ada pada AH seluruhnya telah terisi oleh adsorbat sehingga menurunkan jumlah adsorbat yang dapat terikat pada adsorben AH.



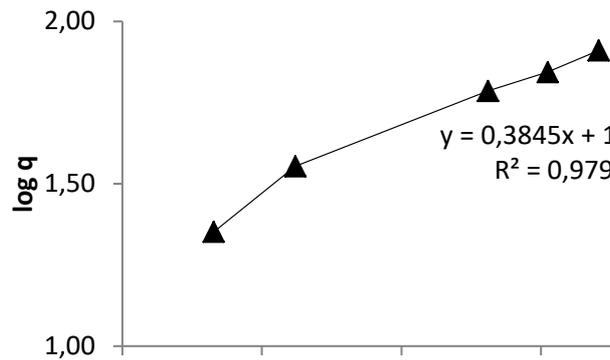
Gambar 6. Pengaruh konsentrasi awal AuCl₄⁻ pada AH tanah gambut di bawah radiasi UV

Penentuan model isotermal adsorpsi AuCl₄⁻ pada AH tanah gambut di bawah radiasi sinar UV dilakukan menggunakan model isotermal adsorpsi Langmuir dan Freundlich. Isotermal adsorpsi Langmuir

ditentukan dengan membuat grafik antara Ca/q versus Ca (Gambar 7), sedangkan isotermal adsorpsi Freundlich ditentukan dengan membuat grafik log q versus log Ca (Gambar 8).



Gambar 7. Grafik Ca/q versus Ca



Gambar 8. Grafik log q versus log Ca

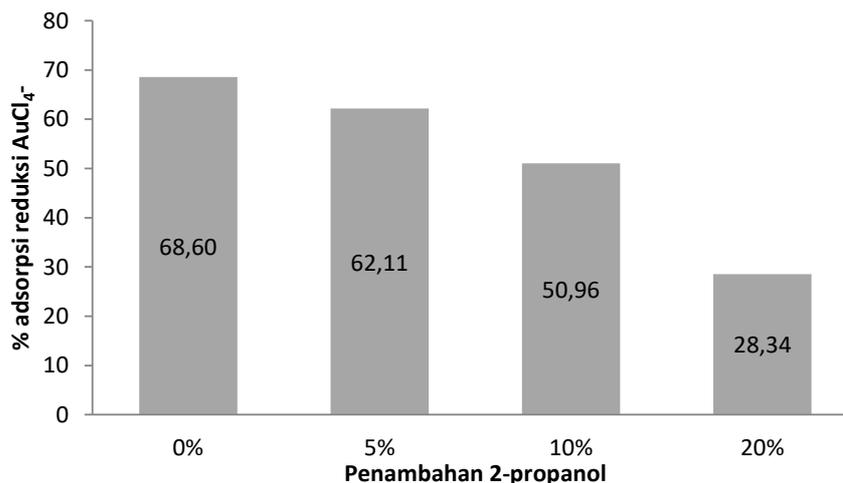
Grafik model isotermaal Langmuir memberikan kurva linier dengan nilai faktor korelasi (R^2) sebesar 0,99. Dari nilai slope, kapasitas adsorpsi ion $AuCl_4^-$ pada asam humat tanah gambut dengan adanya radiasi UV dapat ditentukan, yakni 90,91 mg/g.

Grafik model isotermaal adsorpsi Freundlich pada Gambar 8 juga memberikan kurva linier dengan nilai faktor korelasi (R^2) sebesar 0,98. Dari perhitungan menggunakan slope dan intersep, diperoleh nilai n sebesar 2,60 dan nilai K_F sebesar 11,89 mg/g.

Pengaruh penambahan 2-propanol

Eksperimen pengaruh penambahan 2-propanol pada proses adsorpsi reduktif $AuCl_4^-$ pada AH tanah gambut dilakukan untuk mempelajari peran gugus $-OH$ fenolat AH pada proses adsorpsi reduktif. Reaksi reduksi $AuCl_4^-$ oleh AH sesuai dengan reaksi pada persamaan 5.

Gugus $-OH$ fenolat pada AH berperan pada proses adsorpsi reduktif melalui pembentukan radikal $OH\cdot$. 2-propanol akan bertindak sebagai penangkap (*scavenger*) radikal $OH\cdot$ yang terbentuk selama proses adsorpsi reduktif $AuCl_4^-$. Hasil percobaan disajikan pada Gambar 9.

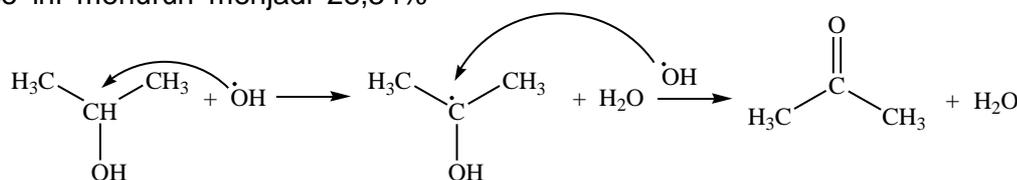


Gambar 9. Pengaruh penambahan 2-propanol

Semakin tinggi konsentrasi 2-propanol yang ditambahkan, proses adsorpsi reduktif AuCl₄⁻ menggunakan AH tanah gambut menjadi semakin tidak efektif. Hal ini dikarenakan 2-propanol memberikan pengaruh terhadap proses reduksi AuCl₄⁻ menjadi Au(0). Tanpa penambahan 2-propanol, persentase adsorpsi reduktif mencapai 68,60%. Persentase ini menurun menjadi 28,34%

ketika 2-propanol dengan konsentrasi 20% ditambahkan ke dalam larutan.

2-propanol dapat bertindak sebagai penangkap (*scavenger*) radikal OH yang terbentuk selama proses reduksi. Mekanisme reaksi antara radikal OH dengan 2-propanol diberikan pada Gambar 10.



Gambar 10. Reaksi antara radikal OH dengan 2-propanol

SIMPULAN

Proses adsorpsi reduktif ion emas pada asam humat tanah gambut terjadi paling optimum pada pH 2. Tanpa adanya radiasi UV, persentase adsorpsi reduktif ion emas pada asam humat tanah gambut pada pH 2 adalah 81,04%. Dengan adanya radiasi sinar UV, persentase ini meningkat menjadi 100%. Kapasitas adsorpsi ion emas pada asam humat tanah gambut di bawah radiasi UV adalah 90,91 mg/g. Peningkatan proses adsorpsi reduktif ion emas pada asam humat tanah gambut juga terlihat dari meningkatnya nilai konstanta laju adsorpsi dari 0,0011 menit⁻¹ menjadi 0,0015 menit⁻¹.

Penambahan 2-propanol dapat menurunkan efektivitas adsorpsi reduktif ion emas pada asam humat tanah gambut. Tanpa penambahan 2-propanol, persentase proses adsorpsi reduktif

mencapai 68,60%. Persentase ini menurun menjadi 28,34% dengan adanya penambahan 2-propanol 20%. 2-propanol dapat bertindak sebagai penangkap (*scavenger*) radikal OH yang terbentuk selama proses reduksi.

SARAN

Asam humat tanah gambut menunjukkan kemampuan adsorpsi yang tinggi terhadap ion emas. Penelitian lanjutan diperlukan untuk menemukan metode yang efektif untuk memisahkan logam emas yang terbentuk setelah proses adsorpsi berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

Lestari, P. (2017). Isolation of Humic Acid from Peat Soil and Its Application as an Adsorbent for AuCl₄⁻ in Solution.

- AIP Conference Proceedings 1823*. Yogyakarta.
- Manahan, S. (2000). *Environmental Chemistry, 7th edition*. Florida: Lewish Publishers.
- Nakajima, A., Ohe, K., Baba, Y., & Kijima, T. (2003). Mechanism of Gold Adsorption by Persimmon Tannin Gel. *Analytical Sci.*, 1075-1077.
- Ogata, T., & Nakano, Y. (2005). Mechanisms of Gold Recovery from Aqueous Solutions Using a Novel Tannin Gel Adsorbent Synthesized from Natural Condensed Tannin. *Water Resources*, 4281-4286.
- Paclawski, K., & Fitzner, K. (2004). Kinetics of Gold(III) Chloride Complex Reduction Using Sulfur(IV). *Metall. Mat. Trans. B.*, 35; 1071-1085.
- Paclawski, K., & Sak, T. (2015). Kinetics and Mechanism of the Reaction of Gold(III) Chloride Complexes with Formic Acid. *J. Min. Metall. Sect. B-Metall.* 51, 133 – 142 . *J. Min. Metall. Sect. B-Metall.*, 133 – 142 .
- Parajuli, D., Adhikari, C., Kuriyama, M., Kawakita, H., Ohto, K., Inoue, K., et al. (2006). Selective Recovery of Gold by Novel Lignin-Based Adsorption Gel. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 8-14.
- Polewski, K., Slawińska, D., Slawiński, J., & Pawlak, A. (2005). The Effect Of UV and Visible Light Radiation On Natural Humic Acid EPR Spectra and Kinetic Studies. *Geoderma*, 291-299.
- Rochat, D., Hagelken, C., Keller, M., & Widmer, R. (2007). Optimal Recycling for Printed Wiring Boards (PWBs) in India. *Proceeding of the R'07 World Congress Recovery of Materials and Energy for Resources Efficiency*. Davos, Switzerland.
- Santosa, S., Siswanta, D., Kurniawan, A., & Rahmanto, W. (2007). Hybrid of Chitin and Humic Acid as High Performance Sorbent for Ni(II). *Surface Sci.*, 5155-5161.
- Stevenson, F. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Compositions, Reactions*. New York: John Wiley & Sons Inc. .
- Stumm, W., & Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd edition*. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Torre, M., Bachiller, D., Rendueles, M., Menendez, C., & Diaz, M. (2006). Cyanide Recovery from Gold Extraction Process Waste Effluents by Ion Exchange I. Equilibrium and Kinetics. *Solvent Extr. Ion Exch.* , 99-117.
- Wang, S., Qian, K., Bi, X., & Huang, W. (2009). Influence of Speciation of Aqueous HAuCl₄ on the Synthesis, Structure, and Property of Au Colloids . *J. Phys. Chem. C.* , 6505-6510.