

## Soil Properties Affecting Mercury (Hg) Adsorption-Desorption: Determine The Extent of Soil Pollution Risk

Puji Hapsari Hurum<sup>1\*</sup>, Suwardji<sup>1</sup>, Taufik Fauzi<sup>1</sup>, A. A. Ketut Sudharmawan<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Program Studi Pertanian Lahan Kering, Pascasarjana, Universitas Mataram, Mataram, Nusa Tenggara Barat, Indonesia;

### Article History

Received : October 22<sup>th</sup>, 2023

Revised : November 18<sup>th</sup>, 2023

Accepted : November 24<sup>th</sup>, 2023

\*Corresponding Author: **Puji Hapsari Hurum**, Program Studi Pertanian Lahan Kering, Pascasarjana, Universitas Mataram, Mataram, Nusa Tenggara Barat, Indonesia; Email: [pujihurum24@gmail.com](mailto:pujihurum24@gmail.com)

**Abstract:** One of the hazardous wastes generated from unlicensed gold mining is mercury. Mercury is a toxic metal that can have a negative impact on the environment such as reducing soil and water quality and disturbing human health. The presence of mercury in the soil is completely controlled by adsorption-desorption of various sorbents. Soil properties greatly affect the adsorption and desorption of mercury in the soil. Because different soil properties will adsorb and desorb mercury in different ways and amounts. The purpose of writing this article is to review the results of previous research on the adsorption-desorption of mercury in soil so as to determine the extent of the risk of soil and environmental pollution. The method used in this writing is to collect and process data sources from previous research published in scientific articles, books, and discussion results. The results show that soils with high organic matter, iron oxide and clay content can absorb more Hg<sup>2+</sup>. In addition, lower pH has more hydroxylated surfaces that can adsorb more Hg<sup>2+</sup>. Irreversibility was found where the amount released or desorbed was less than the adsorption of mercury.

**Keywords:** Adsorption, desorption, mercury, unlicensed gold mining, soil properties.

### Pendahuluan

Merkuri merupakan salah satu logam berat yang dapat meracuni makhluk hidup walaupun dalam kadar sangat rendah. Bahkan apabila terakumulasi pada tubuh makhluk hidup dalam jangka waktu tertentu dapat menyebabkan kerusakan jaringan tubuh (Mirdat *et al.*, 2013). Merkuri pada tubuh manusia dapat bercampur dengan enzim yang ada di tubuh manusia sehingga menyebabkan hilangnya kemampuan enzim untuk bertindak sebagai katalisator. Menurut (Munawar *et al.*, 2022) merkuri dapat menimbulkan risiko tinggi terhadap kesehatan manusia, seperti penyempitan penglihatan, gangguan pendengaran, gangguan saraf motorik, dan gangguan mental.

Merkuri dapat mengakibatkan pencemaran tanah karena tanah memiliki peranan yang besar dalam proses

pengangkutan dan pencucian merkuri (Booer, 1944). Selain itu juga, tanah sebagai sumber merkuri, menerima input merkuri dari lingkungan dan memancarkan kembali deposit merkuri ke atmosfer, air atau tanaman (Qu *et al.*, 2019).

Penelitian yang telah dilakukan di Paboya, Palu menyebutkan bahwa kandungan logam berat merkuri (Hg) dalam tanah berkisar 0,57 ppm- 8,19 ppm yang sudah melewati ambang yang bisa di toleransi tingkat tanah (Mirdat *et al.*, 2013). Adapun tingkat pencemaran merkuri dalam tanah di Desa Pelangan Kecamatan Sekotong berada pada rentang 0,0073 - 48,104 ppm. Nilai tersebut sudah melebihi nilai kritis yang berada pada rentang 0,3 - 0,5 ppm (Lale *et al.*, 2018). Merkuri yang tinggi pada tanah di daerah tersebut disebabkan oleh kontaminasi limbah olahan emas yang masih berdekatan dengan lokasi pengolahan emas dari

penambangan emas tanpa izin (PETI). PETI adalah pertambangan emas skala kecil yang pengelolannya dilakukan secara tradisional dengan proses amalgamasi yakni menggunakan merkuri dalam memisahkan bijih emas (Ssenku *et al.*, 2023). Selain itu juga, merkuri memiliki kelarutan dalam air rendah, kemudahannya dijerap dan terikat oleh senyawa organik dan anorganik (Zhou *et al.*, 2020). Penjerapan (adsorpsi) terjadi melalui proses pertukaran kation dari tanah dan sedimen dengan kation yang terikat oleh anion seperti klorida, sulfat dan karbonat yang umumnya terdapat dalam tanah atau sedimen (Olson *et al.*, 2022).

Kandungan merkuri di dalam tanah sebagian besar dikendalikan oleh reaksi adsorpsi-desorpsi dengan berbagai bahan adsorben (Schindler, 1967). Adsorpsi merupakan suatu peristiwa kontak antara partikel padatan dan cairan pada kondisi tertentu sehingga sebagian partikel menempel pada permukaan rongga (Liao *et al.*, 2009; Maslukah *et al.*, 2020). Sedangkan desorpsi adalah pelepasan kembali ion/molekul yang telah berikatan dengan gugus aktif pada adsorben (Hasni *et al.*, 2020). Sifat-sifat tanah sangat mempengaruhi adsorpsi-desorpsi merkuri dalam tanah (Henrianto *et al.*, 2019). Hal ini karena karakteristik tanah yang berbeda dapat mengadsorpsi dan melepaskan merkuri dengan cara dan jumlah yang berbeda (Jing *et al.*, 2008).

Tujuan penulisan ini adalah untuk mengetahui mekanisme adsorpsi-desorpsi merkuri pada berbagai penelitian yang telah dilakukan dalam mengetahui sejauh mana resiko yang berkaitan dengan kontaminasi tanah sehingga nantinya dapat mengembangkan strategi yang efektif untuk mencegah merkuri dalam tanah masuk dalam rantai makanan. Ulasan ini membahas tentang adsorpsi dan desorpsi merkuri dalam tanah serta mekanisme karakteristik tanah dalam menjerap dan melepaskan merkuri dalam tanah.

## Bahan dan Metode

Penelitian ini menggunakan metode deskriptif melalui literatur pustaka (*library*

*research*). Penulisan ini dilakukan dengan mencari sumber data melalui artikel ilmiah, buku, dan hasil diskusi dan penelitian terdahulu. Metode pengumpulan informasi dilakukan dengan mengolah literatur baik dari makalah, buku, artikel, web dan data lain yang berhubungan dengan topik pada studi literatur ini.

## Hasil dan Pembahasan

### Adsorpsi dan desorpsi merkuri dalam tanah

Adsorpsi adalah peristiwa menempelnya suatu fase cair atau gas di luar permukaan fase padat sehingga terjadinya kontak partikel dalam waktu tertentu (Ding *et al.*, 2017). Begitupula menurut Maslukah *et al.*, (2020) adsorpsi adalah suatu proses yang terjadi ketika suatu fase padatan, cair maupun gas terikat oleh suatu partikel atau permukaan. Proses adsorpsi ini terjadi karena adanya gaya tarik atom atau molekul pada permukaan zat padat tanpa meresap ke dalam permukaan berongga. Sedangkan desorpsi adalah peristiwa keluarnya analit yang terkandung di dalam sedimen (padatan) ke dalam larutan yang terjadi pada ekstraksi padat-cair.

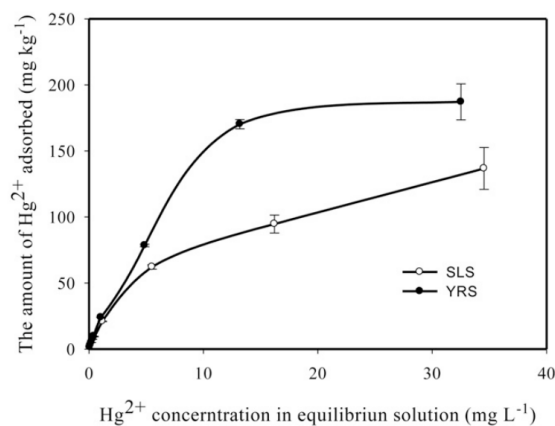
Faktor-faktor yang mempengaruhi proses adsorpsi dan desorpsi adalah waktu kontak, konsentrasi pelarut, konsentrasi zat terlarut dalam padatan, spesiasi zat terlarut, kandungan organik/anorganik dalam padatan, suhu, ukuran butiran padatan, konsentrasi asam (pH), dan salinitas (Cao *et al.*, 2017). Fenomena perpindahan suatu ion dari badan air ke dalam sedimen yang kaya akan bahan organik biasanya melalui proses adsorpsi isotherm berdasarkan tiga model yaitu partisi, Freundlich dan Langmuir (Schnoor, 1996).

Apabila ingin membandingkan kapasitas penyerapan dari suatu material yang berbeda dengan konsentrasi relatif dari setiap komponen dalam setiap fasenya dapat menggunakan model partisi (Seo *et al.*, 2008). Adapun untuk memperkirakan kapasitas penyerapan dari partikel dapat didekati dengan model Langmuir dan Freundlich (Huang *et al.*, 2014). Persamaan model Langmuir juga dapat digunakan untuk memprediksi proses adsorpsi dari bentuk terlarut ke bentuk padatan (Ghabbour & Davies, 2011).

Adsorpsi merkuri dalam tanah mengalami berbagai proses transformasi kimia dan biologis seperti oksidasi  $Hg^0$  dan reduksi atau metilasi  $Hg(II)$ , tergantung pada pH tanah, suhu, dan kandungan bahan organik tanah (Weber, 1993). Gambaran umum tentang proses penjerapan merkuri pernah dijelaskan oleh (Schuster, 1991) bahwa mobilisasi  $Hg$  di tanah melalui pembentukan senyawa  $Hg$  anorganik seperti  $HgCl_2$  dan  $Hg(OH)_2$  tidak terlalu berpengaruh dengan adanya bahan organik, karena  $Hg$  diketahui secara efektif terikat pada zat humat tanah. Pembentukan kompleks  $Hg(II)$  organik sebagian besar disebabkan oleh afinitas  $Hg(II)$  dan senyawa anorganiknya terhadap gugus fungsi yang mengandung belerang (Yin *et al.*, 1997). Sebagian besar  $Hg^{2+}$  terikat pada mineral tanah atau teradsorpsi ke permukaan anorganik dan organik padat (Hindersah *et al.*, 2018). Memahami proses penyerapan permukaan di tanah harus memungkinkan kita untuk mengevaluasi ketersediaan hayati. Namun, informasi minimal tersedia tentang karakteristik adsorpsi-desorpsi  $Hg$  di tanah.

Beberapa penelitian telah membahas tentang adsorpsi merkuri dalam tanah, seperti yang telah dilakukan oleh (Jing *et al.*, 2008) yang meneliti tentang adsorpsi-desorpsi merkuri pada dua jenis lahan sawah yang berbeda yaitu tanah lempung berlumpur (tanah SLS) dan tanah merah kekuningan (tanah YRS). Hasil menunjukkan bahwa tanah YRS menyerap lebih banyak  $Hg^{2+}$  daripada tanah SLS pada konsentrasi kesetimbangan yang sama (Gambar 1). Hal ini karena tanah YRS memiliki bahan organik dan kandungan liatnya yang lebih tinggi, dan luas permukaan luar yang lebih besar sehingga menyerap lebih banyak  $Hg^{2+}$  daripada tanah SLS.

Penelitian adsorpsi dalam tanah juga dilakukan oleh (Liao *et al.*, 2009) menggunakan 3 jenis tanah yang berbeda yaitu lempung Olivier tanah liat Sharkey dan pasir Windsor. Hasil menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi  $Hg$  tertinggi pada tanah liat Sharkey memiliki kandungan liat lebih tinggi. Ramamoorthy & Rust (1978) melaporkan bahwa adsorpsi  $Hg$  berkorelasi kuat terhadap partikel mineral tanah dan organik dengan luas permukaan. Karena luas permukaannya yang besar, partikel terbaik memiliki kapasitas adsorpsi  $Hg$  tertinggi (Babiarz *et al.*, 2001).



**Gambar 1.** Isoterm adsorpsi  $Hg^{2+}$  pada tanah sawah. (Jing *et al.*, 2008).

Desorpsi meningkat dengan meningkatnya saturasi adsorpsi  $Hg^{2+}$  untuk kedua tanah, meskipun dengan tingkat yang lebih rendah. Tidak semua  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi dapat dengan mudah didesorpsi (Schultz *et al.*, 1987). Hasil serupa telah ditemukan menggunakan teknik batch (Yin *et al.*, 1996). Hasil ini menunjukkan bahwa proses adsorpsi dan desorpsi tidak reversibel. Dengan kata lain, ada histeresis antara adsorpsi dan desorpsi  $Hg^{2+}$  di tanah. Penelitian Yin *et al.*, (1997) menyelidiki desorpsi  $Hg(II)$  dari empat jenis tanah yang berbeda dalam ruang reaksi aliran yang diaduk dan juga menemukan bahwa histeresis adsorpsi-desorpsi terbukti.

Adsorpsi/desorpsi  $Hg(II)$  terkait dengan laju dan mekanisme retensi  $Hg(II)$  ke dan pelepasan dari pengikatan logam ke situs yang berbeda. Amacher *et al.*, (1990) mengusulkan model multi-reaksi untuk menggambarkan reaksi beberapa logam dengan tanah. Mereka berasumsi bahwa proses adsorpsi/desorpsi melibatkan tiga reaksi bersamaan dengan tiga jenis situs yang berbeda di tanah, yaitu, reaksi cepat dan reversibel, reaksi lambat dan reversibel, dan reaksi ireversibel

Penyebab utama ireversibilitas yang diamati mungkin termasuk stabilitas kompleks permukaan  $Hg^{2+}$  dan mekanisme di mana adsorpsi terjadi. Pengikatan kuat  $Hg(II)$  ke situs afinitas tinggi pada bahan organik tanah seperti gugus yang mengandung S (Reimers dan Krenkel, 1974), dan difusi melalui mikropori intra-partikel bahan organik tanah tampaknya bertanggung jawab atas tingkat histeresis.

Proses terakhir sering ditemukan sebagai langkah pembatas laju (Yin *et al.*, 1997). Oleh karena itu, kandungan bahan organik yang lebih tinggi dalam tanah sering menghasilkan laju reaksi yang lambat dan proporsi sisa Hg (II) yang lebih tinggi setelah desorpsi (Bouchard *et al.*, 1988). Difusi Hg(II) melalui mikropori intrapartikel bahan organik tanah mungkin merupakan faktor utama yang bertanggung jawab atas ireversibilitas yang diamati; dengan demikian, kandungan C organik yang lebih besar menghasilkan laju reaksi yang lambat dan fraksi Hg(II) yang lebih tinggi yang resisten terhadap desorpsi

### Mekanisme sifat-sifat tanah dalam adsorpsi-desorpsi merkuri dalam tanah

Sifat-sifat tanah yang terlibat dalam mekanisme adsorpsi dan desorpsi merkuri (Hg) dalam tanah dijabarkan sebagai berikut

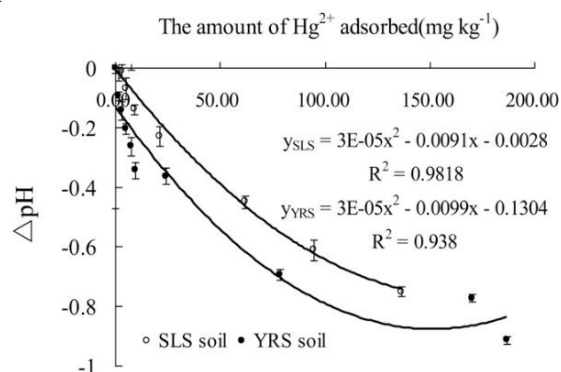
#### pH tanah

pH tanah merupakan salah sifat tanah yang mempengaruhi ketersediaan logam berat seperti merkuri karena pH dapat mempengaruhi mobilisasi dan transformasi logam berat dalam tanah dengan mempengaruhi bioavailabilitas logam berat. Semakin tinggi pH tanah maka jumlah adsorpsi merkuri dalam bentuk hidroksida oleh koloid tanah akan meningkat, bioavailabilitas merkuri menurun, dan kemampuan migrasi merkuri dalam sistem tanah-tanaman menurun (Qu *et al.*, 2019). pH tanah dapat mempengaruhi hidrolisis logam, pembentukan pasangan ion, kelarutan bahan organik, serta muatan permukaan besi dan aluminium oksida, bahan organik, dan tepi tanah liat (Sauvé *et al.*, 1998).

Banyak laporan yang menunjukkan bahwa pH adalah parameter tunggal yang paling penting mempengaruhi adsorpsi Hg (II) ke dalam tanah. pH 50% (didefinisikan sebagai pH di mana 50% logam tambahan teradsorpsi) sangat berkorelasi dengan konstanta hidrolisis pertama logam (Gerth & Brummer, 1984). Beberapa studi tentang adsorpsi logam oleh tanah telah menunjukkan hubungan erat antara adsorpsi logam dan pH tanah (Basta *et al.*, 1993). Meningkatkan pH tanah dengan akan menurunkan retensi logam berat kationik ke permukaan tanah melalui penyerapan fisik, kompleksasi permukaan bola dalam, dan/atau

presipitasi dan reaksi tipe multinuklir (McBride, 1994). Studi lain juga (Bernhoft, 2012; Jing *et al.*, 2007; Lu & Jaffe, 2001; Schuster, 1991) menjelaskan bahwa adsorpsi Hg (II) berkorelasi kuat dengan pembentukan produk hidrolisis  $HgOH^+$  dan  $Hg(OH)_2$ , yang mengarah pada kesimpulan bahwa spesies berair ini lebih disukai teradsorpsi oleh permukaan mineral

Sejalan dengan penelitian (Jing *et al.*, 2008) yang meneliti tentang adsorpsi-desorpsi merkuri pada dua jenis lahan sawah yang berbeda yaitu tanah lempung berlumpur (tanah SLS) dan tanah merah kekuningan (tanah YRS) tentang mekanisme pH tanah dalam proses adsorpsi-desorpsi. Pertama-tama, lebih banyak  $H^+$  dipertukarkan oleh peningkatan konsentrasi  $Hg^{2+}$ . Kedua, tanah YRS memiliki pH yang lebih rendah. Akibatnya, tanah YRS memiliki lebih banyak permukaan terhidroksilasi dan kemudian melepaskan lebih banyak  $H^+$  pada jumlah  $Hg^{2+}$  yang sama diserap daripada tanah SLS. Bahkan di tanah yang terkontaminasi, sebagian besar  $Hg^{2+}$  hadir sebagai bentuk tidak larut yang diendapkan atau terikat ke permukaan tanah. Perubahan pH tanah pada dalam adsorpsi  $Hg^{2+}$  pada dua jenis lahan sawah disajikan pada Gambar 2.



**Gambar 2.** Perubahan pH tanah dengan adsorpsi  $Hg^{2+}$  pada dua jenis lahan sawah (Jing *et al.*, 2008).

Adsorpsi  $Hg^{2+}$  menyebabkan pengasaman tanah karena pH larutan kesetimbangan menurun dengan meningkatnya adsorpsi  $Hg^{2+}$ . Penurunan pH lebih besar di tanah YRS daripada di tanah SLS. Desorpsi  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi sangat kecil dalam  $0,01\ mol\ L^{-1}$  KCl. Tidak ada desorpsi yang terjadi pada  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi hingga  $15\ mg\ kg^{-1}$ . Setelah lima desorpsi berturut-turut, jumlah maksimum  $Hg^{2+}$  yang didesorpsi hanya menyumbang

24,4% dari  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi untuk tanah SLS dan 14,4% untuk tanah YRS. Hasil ini menunjukkan bahwa adsorpsi-desorpsi  $Hg^{2+}$  di tanah padi tidak dapat dibalik, karena sebagian besar  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi tidak mudah didesorpsi dalam larutan tanah. Maksudnya jumlah  $Hg^{2+}$  yang teradsorpsi tidak sama dengan yang jumlah  $Hg^{2+}$  dilepaskan, biasanya yang dilepaskan (desorpsi) lebih sedikit dibandingkan dengan yang teradsorpsi.

### Bahan organik

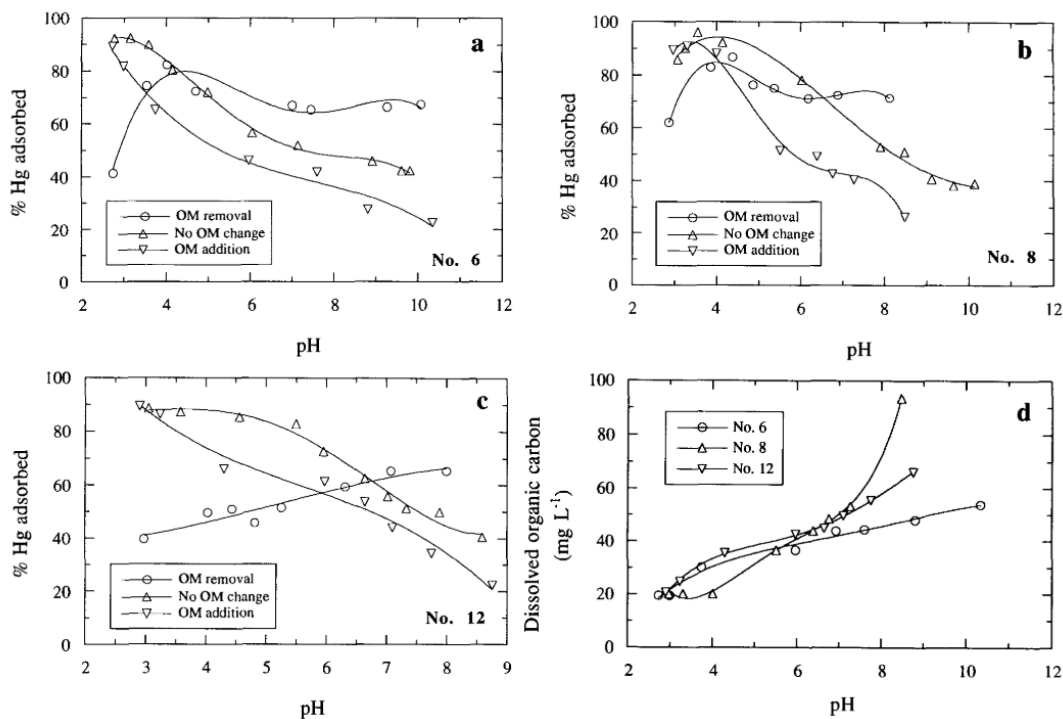
Bahan organik adalah salah satu komponen penting terikatnya logam berat di dalam tanah. Bahan organik bereaksi dengan logam pada tanah akan membentuk senyawa kompleks organologam. Semakin banyak bahan organik tanah maka semakin besar peluang terbentuknya senyawa kompleks organologam yang akan terbentuk sehingga kandungan logam berat didalam tanah semakin tinggi (Sheoran & Sheoran, 2006). Bahan organik memainkan peran penting pada penyerapan  $Hg$  pada tanah. (Yin *et al.*, 1996) melaporkan bahwa koefisien laju adsorpsi dan desorpsi berkorelasi terbalik dengan kandungan C organik tanah. C organik yang lebih tinggi juga menghasilkan adsorpsi  $Hg$  yang lebih tinggi pada tanah (Miretzky *et al.*, 2005). Selain itu, semakin besar kandungan C organik tanah, semakin tinggi fraksi  $Hg$  (II) yang tahan terhadap desorpsi.

Penelitian yang dilakukan oleh (Liao *et al.*, 2009) juga melaporkan bahwa perbedaan kandungan bahan organik dan distribusi ukuran partikel adalah sebab perilaku adsorpsi dan desorpsi  $Hg$  yang berbeda dari pasir referensi jika dibandingkan dengan tiga tanah lain (lempung Olivier tanah liat Sharkey dan pasir Windsor) yang digunakan dalam penelitian ini. Secara keseluruhan jumlah  $Hg$ (II) yang dilepaskan jauh lebih kecil daripada yang diserap. Hasil serupa dilaporkan oleh (Miretzky *et al.*, 2005; Yin *et al.*, 1996) bahwa penyebab utama ireversibilitas yang diamati adalah stabilitas kompleks permukaan yang terbentuk dan mekanisme dimana adsorpsi terjadi. Umumnya, semakin tinggi kandungan bahan organik tanah, semakin lama waktu yang dibutuhkan untuk reaksi mencapai kesetimbangan. Sebagai contoh, adsorpsi  $Hg$ (II) pada lempung berpasir Freehold, yang mengandung C-organik dalam jumlah yang

sangat kecil, tidak meningkat secara signifikan setelah 60 menit, sementara adsorpsi pada lempung berpasir Dunellen terus meningkat hingga kesetimbangan tercapai sekitar 5 jam (Ding *et al.*, 2017)

Kandungan C-organik yang lebih tinggi juga menghasilkan adsorpsi yang lebih tinggi. Hasil yang serupa telah diamati pada penelitian sebelumnya (Hill *et al.*, 2009), dimana kapasitas adsorpsi tanah untuk  $Hg$ (II) ditemukan berkorelasi dengan kandungan C organik. Hal ini menunjukkan bahwa bahan organik tanah merupakan komponen yang paling penting dalam menentukan  $Hg$  (II) laju adsorpsi. Hasil penelitian (Yin *et al.*, 1996) melaporkan beberapa point efek bahan organik terhadap adsorpsi merkuri di dalam tanah. Pertama, bahan organik umumnya memiliki afinitas yang lebih kuat terhadap  $Hg$ (II) dibandingkan dengan komponen anorganik tanah. Penghilangan bahan organik berkontribusi pada penurunan adsorpsi  $Hg$ (II). Kedua, ketika bahan organik tanah dihilangkan, beberapa area permukaan anorganik terpapar. Dibandingkan dengan bahan organik, komponen anorganik tanah biasanya memiliki luas permukaan yang lebih kecil.

Oleh karena itu, total luas permukaan tanah diperkirakan mengalami penurunan. Hal ini mungkin juga berkontribusi pada penurunan adsorpsi  $Hg$ (II) yang diamati. Setelah perlakuan H2O2 untuk menghilangkan bahan organik, untuk lempung berpasir Dunellen (no. 12), ketika pH ditingkatkan, adsorpsi meningkat dan mencapai maksimum pada pH 7 hingga 8 (Gbr. 6c). Untuk lempung berpasir permukaan Freehold (no. 6) dan lempung berpasir Rockaway (no. 8), adsorpsi meningkat dan mencapai maksimum pada sekitar pH 4 (Gbr. 6a-b). Peningkatan lebih lanjut pada pH mengakibatkan penurunan adsorpsi  $Hg$ (II). Masih dalam penelitian yang sama, kontaminasi tanah dengan konsentrasi  $Hg$  yang tinggi dapat mengakibatkan kontaminasi air tanah karena sebagian besar  $Hg$ (II) pada akhirnya dapat tercuci. Aplikasi konsentrasi kecil  $Hg$ (II) pada tanah dengan kandungan bahan organik yang tinggi mungkin tidak akan menimbulkan masalah pada air tanah karena  $Hg$  memiliki afinitas yang kuat terhadap bahan organik dan tingkat penyerapannya cukup cepat dibandingkan dengan aliran air tanah.



**Gambar 3.** (a, b, c) Perbandingan adsorpsi *Hg*(II) oleh tanah no. 6, 8, dan 12 dengan perlakuan hidrogen peroksida untuk penghilangan bahan organik, penambahan bahan organik, dan tidak ada perubahan sebagai fungsi pH; (d) konsentrasi akhir C organik terlarut dalam larutan sebagai fungsi pH. no. 6, 8, 12 (Yin *et al.*, 1996)

Sebagian besar ligan dapat menurunkan atau meningkatkan adsorpsi kation logam karena beberapa proses yang mungkin termasuk: (i) pembentukan kompleks berair logam-ligan nonadsorpsi yang stabil; (ii) pembentukan kompleks permukaan terner logam-ligan, yang dapat menyebabkan pengendapan permukaan pada konsentrasi logam dan ligan yang tinggi; (iii) penyerapan ligan kompetitif ke permukaan partikel, secara efektif memblokir situs adsorpsi reaktif di permukaan; dan (iv) muatan positif pada permukaan mineral tanah liat (dengan asumsi bahwa ligan adalah anion dan pH di bawah  $pH_{pZC}$  mineral tanah liat), sehingga menurunkan tolakan elektrostatis kation oleh permukaan (Kim *et al.*, 2004).

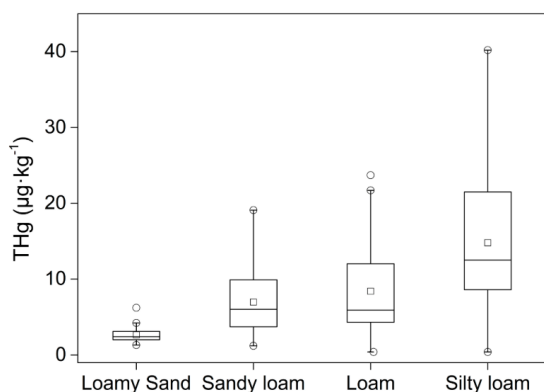
### Tekstur tanah

Tekstur tanah adalah perbandingan fraksi pasir, debu dan liat (Nst *et al.*, 2012). Tekstur tanah sangat berkaitan dengan kandungan merkuri dalam tanah karena menurut (Palmieri *et al.*, 2006) tanah liat, lumpur, dan pasir

memiliki perilaku distribusi yang serupa dengan merkuri. Selain itu, (Liao *et al.*, 2009) juga menyatakan bahwa tanah liat memiliki kapasitas adsorpsi tertinggi untuk merkuri dibandingkan dengan lempung dan pasir, ini menyiratkan bahwa ukuran butir yang lebih kecil dapat menjerap merkuri lebih besar

Banyak studi yang telah melaporkan korelasi antara tekstur tanah dengan adsorpsi-desorpsi merkuri dalam tanah. Salah satunya (Qu *et al.*, 2019) yang factor-faktor yang mempengaruhi perilaku merkuri pada penggunaan lahan yang berbeda dan pada profil tanah yang berbeda. Hasil penelitian menunjukkan bahwa terdapat korelasi negatif antara kandungan *Hg* dan ukuran butir. Dalam penelitian ini, jenis penggunaan lahan tidak menunjukkan hubungan yang jelas dengan tekstur tanah. Namun, tekstur tanah dari memiliki farkasi pasir lebih banyak akan mengandung merkuri yang lebih sedikit. Kandungan pasir yang tinggi di profil hutan dengan meningkatnya kedalaman, dapat meningkatkan mobilitas vertikal merkuri.

Tekstur tanah disusun dari kasar hingga halus sesuai dengan ukuran butiran rata-rata: pasir lempung > lempung berpasir > lempung > lempung berlumpur; yang berarti bahwa tekstur tanah halus memiliki kandungan pasir yang lebih rendah. Seperti yang ditunjukkan pada Gambar 4, ukuran butiran yang lebih halus memiliki kisaran konsentrasi yang lebih besar dan nilai rata-rata merkuri total yang lebih tinggi di tanah.

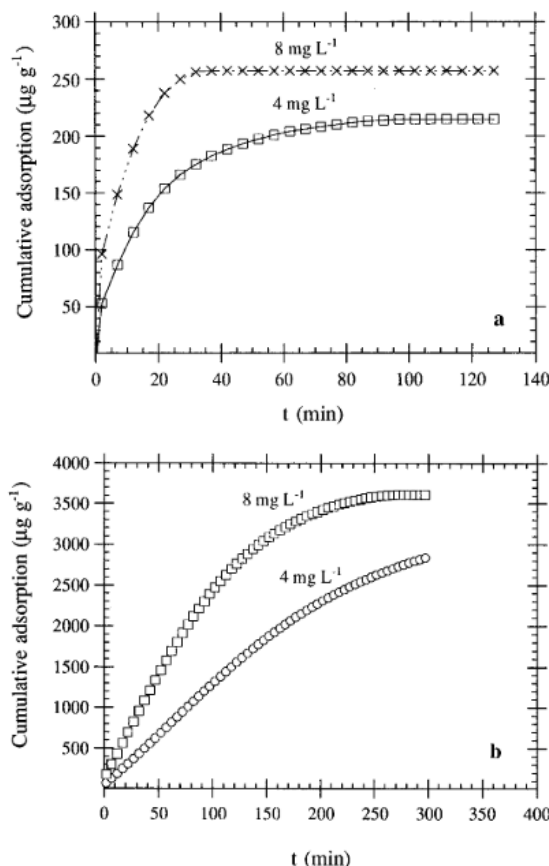


**Gambar 4.** Kandungan THg dalam berbagai jenis tekstur tanah (o mewakili pencilan, dan ■ mewakili nilai rata-rata) (Qu *et al.*, 2019)

Penelitian oleh (Yin *et al.*, 1997) yang membandingkan konstituen anorganik lempung berpasir Dunellen dengan lempung berpasir Freehold, tanah yang pertama mengandung lebih banyak lanau plus lempung (44%) dibandingkan dengan tanah yang kedua (8%). Luas permukaan lanau dan lempung yang lebih besar serta difusi Hg(II) melalui mikropori mineral-mineral tersebut dapat berkontribusi pada adsorpsi yang lebih besar dan waktu kesetimbangan yang lebih lama untuk Hg(II) pada lempung berpasir Dunellen yang diberi perlakuan dibandingkan dengan lempung berpasir Freehold.

Pengaruh konsentrasi Hg(II) yang berpengaruh pada adsorpsi-desorpsi Hg untuk lempung berpasir Freehold dan lempung berpasir Dunellen. Hasilnya disajikan pada Gambar 5. Penurunan konsentrasi influen menurunkan jumlah Hg(II) yang teradsorpsi. Hal ini mengindikasikan bahwa reaksi yang terjadi bersifat reversibel atau reversibel sebagian; jika tidak, adsorpsi akan terus berlanjut hingga semua situs permukaan jenuh. Penurunan konsentrasi influen juga

mengakibatkan peningkatan waktu kesetimbangan. Untuk lempung berpasir Freehold, adsorpsi mencapai kesetimbangan pada hampir 40 menit untuk influen 8 mg L<sup>-1</sup> dan pada 80 menit untuk influen 4 mg L<sup>-1</sup>. Untuk lempung berpasir Dunellen, pada akhir adsorpsi 5 jam, kesetimbangan hanya dicapai untuk influen 8 mg L<sup>-1</sup>, tetapi tidak untuk 4 mg L<sup>-1</sup>.

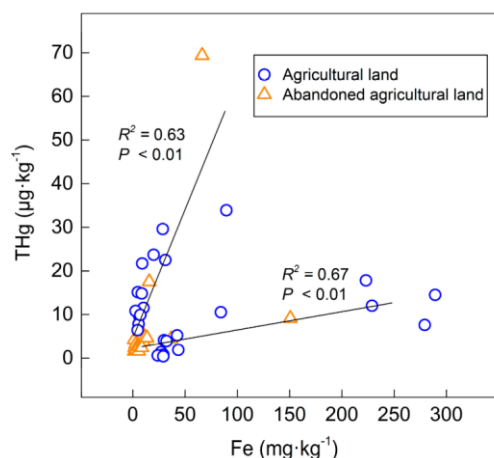


**Gambar 5.** Perbandingan kinetika adsorpsi Hg pada berbagai konsentrasi influen: (a) Lempung berpasir bebas; (b) Lempung berpasir Dunellen (Yin *et al.*, 1997)

### Oksida besi

Oksida besi merupakan metal oksida yang banyak melimpah di dalam tanah yang dibentuk oleh protonasi dan pelepasan Fe yang keluar dari mineral primer atau sekunder karena proses oksidasi (Kinniburgh & Jackson, 1978). Mengadopsi analisis komponen utama logam berat di tanah bahwa kandungan merkuri memiliki korelasi yang kuat dengan kandungan Fe (Zarcinas *et al.*, 2004). Penelitian yang dilakukan oleh (Qu *et al.*, 2019) yang disajikan

dalam gambar 6, kandungan Fe di tanah dalam lebih tinggi daripada di tanah permukaan, menunjukkan bahwa kandungan merkuri meningkat di tanah dalam lahan pertanian yang ditinggalkan.



**Gambar 6.** Hubungan antara kandungan Fe dan THg di lahan pertanian (Qu *et al.*, 2019)

Hasil penelitian (Jing *et al.*, 2008) bahwa besi dan aluminium oksida dapat berkontribusi pada afinitas tinggi  $Hg^{2+}$  oleh tanah YRS karena jumlah Fe oksida bebas yang lebih besar daripada tanah SLS. Seperti yang disimpulkan oleh (Basta *et al.*, 1993) pada beban logam berat yang rendah, logam berat dapat menggantikan  $Ca^{2+}$  dan  $Mg^{2+}$  yang teradsorpsi karena mereka memiliki afinitas yang lebih kecil terhadap konstituen tanah daripada  $Al^{3+}$ . Namun, pada beban logam berat yang lebih tinggi, reaksi pertukaran antara logam berat dan  $Al^{3+}$  mungkin terjadi, diikuti oleh hidrolisis  $Al^{3+}$  yang menurunkan pH larutan, terutama di tanah yang memiliki sejumlah besar keasaman yang dapat ditukar dan  $Al^{3+}$  yang dapat ditukar.

Penelitian oleh (Kinniburgh & Jackson, 1978) juga melaporkan bahwa lebih dari 90%  $Hg(II)$  diserap oleh gel oksida hidrat besi. (Obtained, 2022) juga menjelaskan bahwa sorpsi-desorpsi  $Hg(II)$  mengikuti urutan: asam humat >> ferihidrit yang kurang mengkristal > tanah liat Wyoming Montmorillonite. Dari sorben di atas, oksida dan bahan organik (bahan humat) memiliki kapasitas adsorpsi tertinggi untuk  $Hg^{2+}$  (Gabriel & Williamson, 2004) Gabriel dan Williamson (2004) menyimpulkan bahwa oksida besi adalah sorben penting kedua untuk  $Hg$ , setelah bahan organik.

## Kesimpulan

Berdasarkan uraian di atas dapat disimpulkan bahwa adsorpsi merkuri terjadi pada semua sifat tanah yang memiliki muatan seperti c-organik, oksida besi, pH dan tekstur tanah. Selain itu, proses desorpsi terjadi lebih sedikit daripada terjadinya adsorpsi sehingga bersifat ireversibel dimana jumlah yang dilepaskan atau didesorpsi sangat kecil.

## Ucapan Terimakasih

Terimakasih penulis sampaikan kepada bapak Prof. Ir. Suwardji, M.App.Sc., Ph.D., Prof. Ir. Mohamad Taufik Fauzi, M.Sc., dan Ph.D. dan Dr. Ir. A. A Ketut Sudarmawan, M.P yang telah membantu dalam menyelesaikan penulisan artikel review jurnal ini.

## Referensi

- Babiarz, C. L., Hurley, J. P., Hoffmann, S. R., Andren, A. W., Shafer, M. M., & Armstrong, D. E. (2001). Partitioning of total mercury and methylmercury to the colloidal phase in freshwaters. *Environmental Science and Technology*, 35(24), 4773–4782. DOI: <https://doi.org/10.1021/es010895v>
- Basta, N. T., Pantone, D. J., & Tabatabai, M. A. (1993). Path analysis of heavy metal adsorption by soil. *Agronomy Journal*, 85(5), 1054–1057. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500050018x>
- Bernhoft, R. A. (2012). Mercury toxicity and treatment: A review of the literature. *Journal of Environmental and Public Health*, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1155/2012/460508>
- Booer, J. R. (1944). The behaviour of mercury compounds in soil. *Annals of Applied Biology*, 31(4), 340–359. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1944.tb06747.x>
- Cao, X., Liu, X., Zhu, J., Wang, L., Liu, S., & Yang, G. (2017). Characterization of phosphorus sorption on the sediments of Yangtze River Estuary and its adjacent areas. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 277–284. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.044>



- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.026>
- Ding, X., Wang, R., Li, Y., Gan, Y., Liu, S., & Dai, J. (2017). Insights into the mercury(II) adsorption and binding mechanism onto several typical soils in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(30), 23607–23619. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9835-2>
- Gabriel, M. C., & Williamson, D. G. (2004). Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 26(3–4), 421–434. <https://doi.org/10.1007/s10653-004-1308-0>
- Ghabbour, E. A., & Davies, G. (2011). Environmental insights from Langmuir adsorption site capacities. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 381(1–3), 37–40. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2011.03.014>
- Hasni, H., Yani, S., Aladin, A., & Septiani, M. (2020). Keseimbangan Proses Desorpsi Amonia Dari Arang Aktif Hasil Pirolisis Limbah Biomassa. *Al Ulum Jurnal Sains Dan Teknologi*, 5(2), 48. <https://doi.org/10.31602/ajst.v5i2.2803>
- Henrianto, A., Okalia, D., & Mashadi, M. (2019). Uji Beberapa Sifat Fisika Tanah Bekas Tambang Emas Tanpa Izin (Peti) Di Tiga Kecamatan Di Daratan Sepanjang Sungai Kuantan. *Jurnal Agronomi Tanaman Tropika (Juatika)*, 1(1), 19–31. DOI: <https://doi.org/10.36378/juatika.v1i1.41>
- Hill, J. R., O’Driscoll, N. J., & Lean, D. R. S. (2009). Size distribution of methylmercury associated with particulate and dissolved organic matter in freshwaters. *Science of the Total Environment*, 408(2), 408–414. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.030>
- Hindersah, R., Risamasu, R., Kalay, A. M., Dewi, T., & Makatita, I. (2018). Mercury contamination in soil, tailing and plants on agricultural fields near closed gold mine in Buru Island, Maluku. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 5(2), 1027–1034. DOI: <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2018.052.1027>
- Huang, W. Y., Li, D., Liu, Z. Q., Tao, Q., Zhu, Y., Yang, J., & Zhang, Y. M. (2014). Kinetics, isotherm, thermodynamic, and adsorption mechanism studies of La(OH)<sub>3</sub>-modified exfoliated vermiculites as highly efficient phosphate adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, 236, 191–201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.077>
- Jing, Y. D., He, Z. L., & Yang, X. E. (2007). Effects of pH, organic acids, and competitive cations on mercury desorption in soils. *Chemosphere*, 69(10), 1662–1669. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.033>
- Jing, Y. D., He, Z. L., & Yang, X. E. (2008). Adsorption–Desorption Characteristics of Mercury in Paddy Soils of China. *Journal of Environmental Quality*, 37(2), 680–688. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0221>
- Kim, C. S., Rytuba, J. J., & Brown, G. E. (2004). EXAFS study of mercury(II) sorption to Fe- and Al-(hydr)oxides: I. Effects of pH. *Journal of Colloid and Interface Science*, 271(1), 1–15. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00330-8](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00330-8)
- Kinniburgh, D. G., & Jackson, M. L. (1978). Adsorption of Mercury(II) by Iron Hydroxide Gel. *Soil Science Society of America Journal*, 42(1), 45–47. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200010010x>
- Lale bidesari, Alfina Taurida, K. A. H. (2018). *Identifikasi Sebaran Limbah Merkuri Di Desa Pelangan Kecamatan Sekotong Menggunakan Metode Geolistrik. 1*.
- Liao, L., Selim, H. M., & DeLaune, R. D. (2009). Mercury Adsorption-Desorption

- and Transport in Soils. *Journal of Environmental Quality*, 38(4), 1608–1616. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0343>
- Lu, X., & Jaffe, R. (2001). Interaction between Hg(II) and natural dissolved organic matter: A fluorescence spectroscopy based study. *Water Research*, 35(7), 1793–1803. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00423-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00423-1)
- Maslukah, L., Zainuri, M., Wirasatriya, A., & Widiaratih, R. (2020). Studi Kinetika Adsorpsi Dan Desorpsi Ion Fosfat (Po<sub>4</sub><sup>2-</sup>) Di Sedimen Perairan Semarang Dan Jepara. *Jurnal Ilmu Dan Teknologi Kelautan Tropis*, 12(2), 385–396. DOI: <https://doi.org/10.29244/jitkt.v12i2.32392>
- Mirdat, Patadungan, Yosep, S., & Isrun. (2013). Status Logam Berat merkuri (Hg) dalam Tanah pada Kawasan Pengolahan Tambang Emas di Kelurahan Poboya, Kota Palu. *J. Agrotekbis*, 1(2), 127–134.
- Miretzky, P., Bisinoti, M. C., Jardim, W. F., & Rocha, J. C. (2005). Factors affecting Hg (II) adsorption in soils from the Rio Negro basin (Amazon). *Quimica Nova*, 28(3), 438–443. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000300014>
- Munawar, A., Intania, C., Barchia, M. F., Suhartoyo, H., & Asriani, P. S. (2022). *Mercury Pollution from Small Scale Gold Mines in Agricultural Lands*. 1018, 1–7. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1018/1/012021>
- Nst, H., Yoga, G. P., & Darusman, L. K. (2012). Hubungan Karakteristik Sedimen Dasar Terhadap Kandungan Merkuri Akibat Pertambangan Emas Tanpa Ijin (Peti) Pongkor - Kab. Bogor. *Photon: Jurnal Sain Dan Kesehatan*, 2(2), 19–23. DOI: <https://doi.org/10.37859/jp.v2i2.134>
- Obtained, H. (2022). *Sorption of Mercury in Batch and Fixed-Bed Column System on*.
- Olson, C. I., Geyman, B. M., Thackray, C. P., Krabbenhoft, D. P., Tate, M. T., Sunderland, E. M., & Driscoll, C. T. (2022). Mercury in soils of the conterminous United States: Patterns and pools. *Environmental Research Letters*, 17(7), 74030. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac79c2>
- Palmieri, H. E. L., Nalini, H. A., Leonel, L. V., Windmöller, C. C., Santos, R. C., & de Brito, W. (2006). Quantification and speciation of mercury in soils from the Tripuí Ecological Station, Minas Gerais, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368(1), 69–78. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.085>
- Qu, R., Han, G., Liu, M., & Li, X. (2019). The mercury behavior and contamination in soil profiles in mun river basin, Northeast Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(21). DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph16214131>
- Ramamoorthy, S., & Rust, B. R. (1978). Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. *Environmental Geology*, 2(3), 165–172. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02430670>
- Sauvé, S., McBride, M., & Hendershot, W. (1998). Lead phosphate solubility in water and soil suspensions. *Environmental Science and Technology*, 32(3), 388–393. DOI: <https://doi.org/10.1021/es970245k>
- Schuster, E. (1991). The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes - A review of the literature. *Water, Air, & Soil Pollution*, 56(1), 667–680. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00342308>
- Schnoor, J. (1996). *Environmental Modeling*. New York: John Wiley and Son
- Seo, D. C., Yu, K., & DeLaune, R. D. (2008). Comparison of monometal and multimetal adsorption in Mississippi River alluvial wetland sediment: Batch and column experiments. *Chemosphere*, 73(11), 1757–1764. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.003>
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine

- drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105–116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006>
- Ssenku, J. E., Naziriwo, B., Kutesakwe, J., Mustafa, A. S., Kayeera, D., & Tebandeke, E. (2023). Mercury Accumulation in Food Crops and Phytoremediation Potential of Wild Plants Thriving in Artisanal and Small-Scale Gold Mining Areas in Uganda. *Pollutants*, 3(2), 181–196. DOI: <https://doi.org/10.3390/pollutants3020014>
- Weber, J. H. (1993). Review of possible paths for abiotic methylation of mercury(II) in the aquatic environment. *Chemosphere*, 26(11), 2063–2077. DOI: [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90032-Z](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90032-Z)
- Yin, Y., Allen, H. E., Huang, C. P., & Sanders, P. F. (1997). *Gebner & Lupia - When the Campaigns Matter.pdf*. 31(2), 496–503.
- Yin, Y., Allen, H. E., Li, Y., Huang, C. P., & Sanders, P. F. (1996). Adsorption of Mercury(II) by Soil: Effects of pH, Chloride, and Organic Matter. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 837–844. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500040027x>
- Zarcinas, B. A., Pongsakul, P., McLaughlin, M. J., & Cozens, G. (2004). Heavy metals in soils and crops in Southeast Asia. 2. Thailand. *Environmental Geochemistry and Health*, 26(3), 359–371. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-005-4670-7>
- Zhou, J., Wang, Z., Zhang, X., Driscoll, C. T., & Lin, C. J. (2020). Soil-atmosphere exchange flux of total gaseous mercury (TGM) at subtropical and temperate forest catchments. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(24), 16117–16133. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-20-16117-2020>