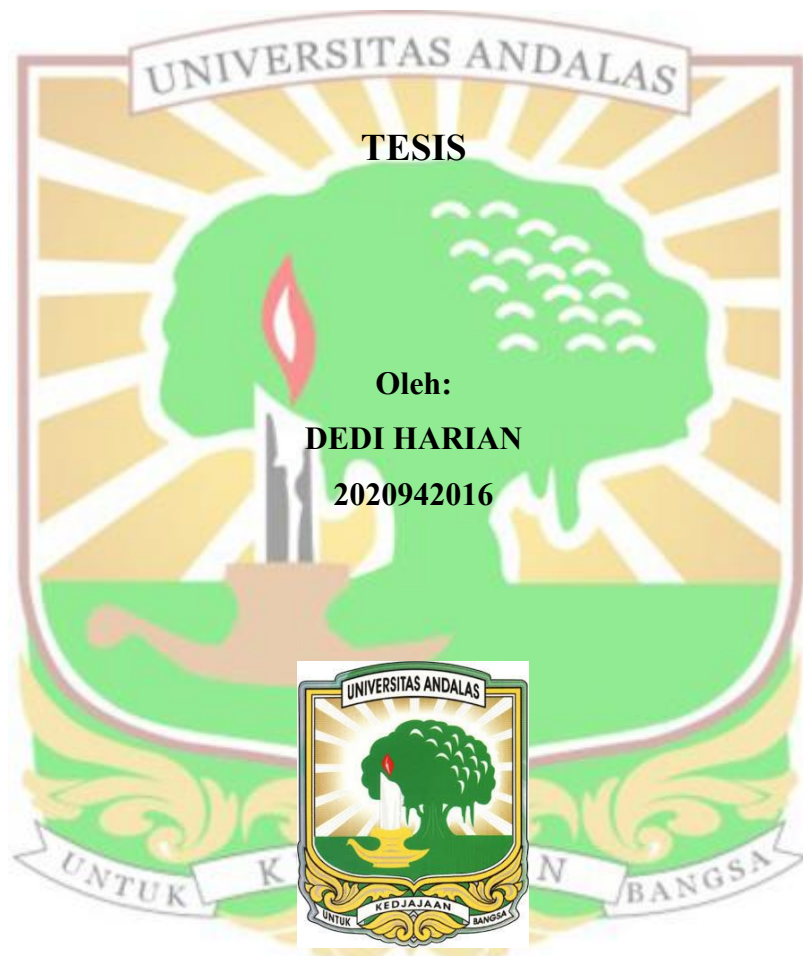


No. TESIS:054/S2-TL/0824

**PERSEBARAN LOGAM BERAT DALAM AIR TANAH DI
SEKITAR AREA PENIMBUNAN ABU BATU BARA PADA
LAHAN BEKAS TAMBANG KOTA SAWAHLUNTO**



**MAGISTER TEKNIK LINGKUNGAN
FAKULTAS TEKNIK - UNIVERSITAS ANDALAS
PADANG
2024**

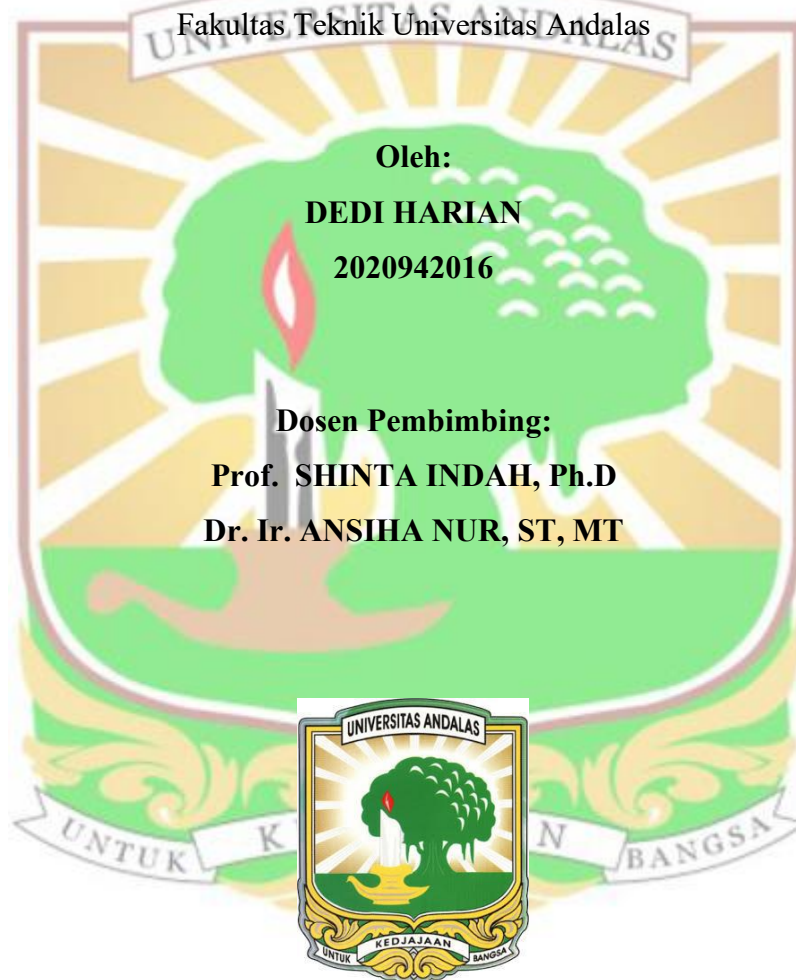
**PERSEBARAN LOGAM BERAT DALAM AIR TANAH DI
SEKITAR AREA PENIMBUNAN ABU BATU BARA PADA
LAHAN BEKAS TAMBANG KOTA SAWAHLUNTO**

TESIS

Sebagai salah satu syarat untuk menyelesaikan Program Strata-2

Program Studi Magister Teknik Lingkungan

Fakultas Teknik Universitas Andalas



**MAGISTER TEKNIK LINGKUNGAN
FAKULTAS TEKNIK - UNIVERSITAS ANDALAS
PADANG
2024**

LEMBAR PENGESAHAN

**PERSEBARAN LOGAM BERAT DALAM AIR TANAH DI
SEKITAR AREA PENIMBUNAN ABU BATU BARA PADA
LAHAN BEKAS TAMBANG KOTA SAWAHLUNTO**



Lulus Sidang Tesis tanggal: 15 Agustus 2024

Disetujui:

Pembimbing Utama

Prof. Whinta Indah, Ph.D
NIP. 1973010819990320021

Pembimbing Pendamping

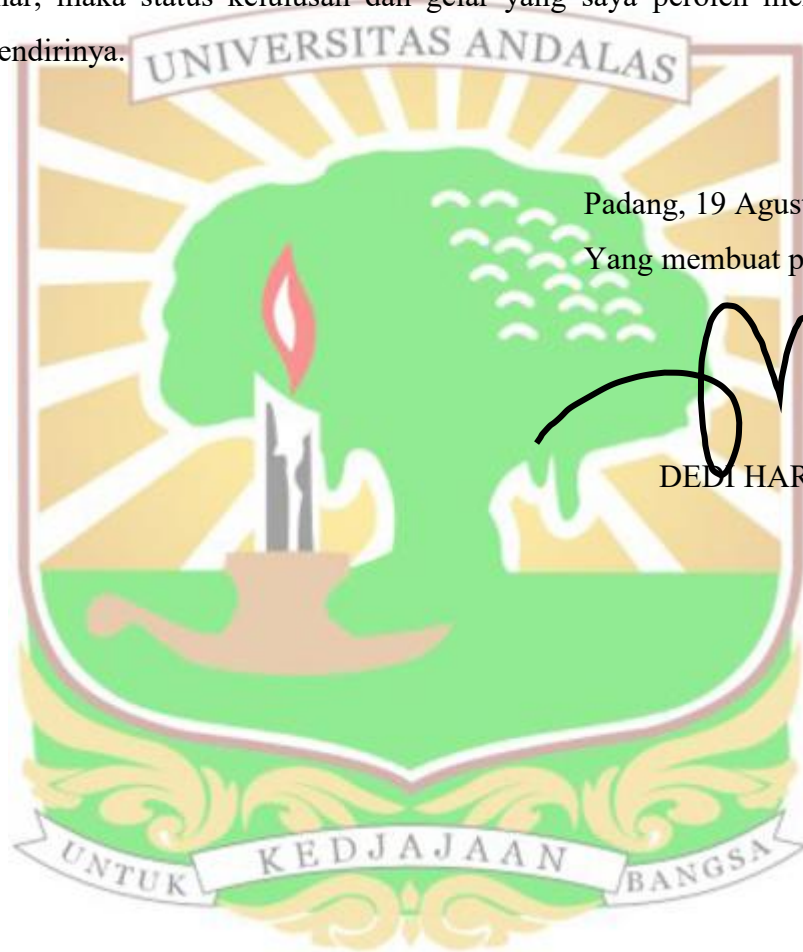
Dr. Ir. Ansiha Nur, M.T
NIP. 197808222015042001

Disahkan oleh:
Ketua Departemen

Dr. Ir. Rizki Aziz ST, MT
NIP. 197610312005011001

PERNYATAAN KEASLIAN TESIS

Dengan ini saya menyatakan bahwa tesis yang ditulis dengan judul “**Persebaran Logam Berat Dalam Air Tanah di Sekitar Area Penimbunan Abu Batu Bara Pada Lahan Bekas Tambang Kota Sawahlunto**” adalah benar hasil kerja/karya saya sendiri dan bukan merupakan tiruan hasil kerja/karya orang lain, kecuali kutipan pustaka yang sumbernya dicantumkan. Jika kemudian hari pernyataan ini tidak benar, maka status kelulusan dan gelar yang saya peroleh menjadi batal dengan sendirinya.



Padang, 19 Agustus 2024

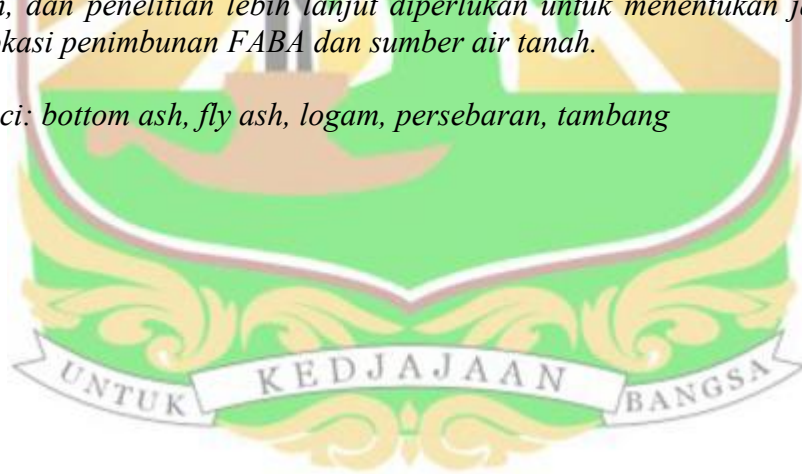
Yang membuat pernyataan

DEDI HARIAN

ABSTRAK

Fly ash dan bottom ash (FABA) di Kota Sawahlunto dimanfaatkan sebagai bahan untuk menimbun kembali lahan bekas tambang. Namun, penggunaan FABA dalam jumlah besar dikhawatirkan dapat berdampak negatif terhadap kualitas air tanah. Penelitian ini bertujuan untuk mengidentifikasi penggunaan FABA sebagai material penimbun di bekas tambang di Kota Sawahlunto, menganalisis konsentrasi logam berat meliputi Hg, Pb, Ni, dan Cu, serta persebarannya dalam air tanah di sekitar area penimbunan FABA menggunakan metode response surface methodology in design of experiments, dan memberikan rekomendasi berdasarkan hasil kajian. Pengambilan sampel air tanah dilakukan tiga kali di empat lokasi dengan jarak 0 m, 365 m, 730 m, dan 850 m, sesuai dengan SNI 6989.58.2008, sementara analisis konsentrasi logam mengacu pada SNI 6989-84:2019. Identifikasi menunjukkan bahwa hampir 900.000 ton FABA telah ditimbun di lahan bekas tambang di Kota Sawahlunto selama lima tahun terakhir (2019-2023). Analisis kualitas air menunjukkan bahwa konsentrasi logam Pb dan Ni melebihi standar kualitas air minum dengan masing-masing 0,144 mg/L dan 0,227 mg/L, sementara parameter Hg dan Cu masih dalam batas aman dengan konsentrasi 0,0002 mg/L dan 0,02 mg/L. Analisis persebaran logam menunjukkan bahwa lahan bekas tambang berkontribusi terhadap pencemaran air tanah oleh logam Pb dan Ni. Pola persebaran logam Pb, Ni, dan Cu cenderung menurun seiring dengan jarak yang bertambah, namun konsentrasi Pb cenderung meningkat seiring waktu. Untuk melindungi konsumen, area penimbunan FABA harus ditempatkan jauh dari permukiman yang menggunakan air tanah, dan penelitian lebih lanjut diperlukan untuk menentukan jarak aman antara lokasi penimbunan FABA dan sumber air tanah.

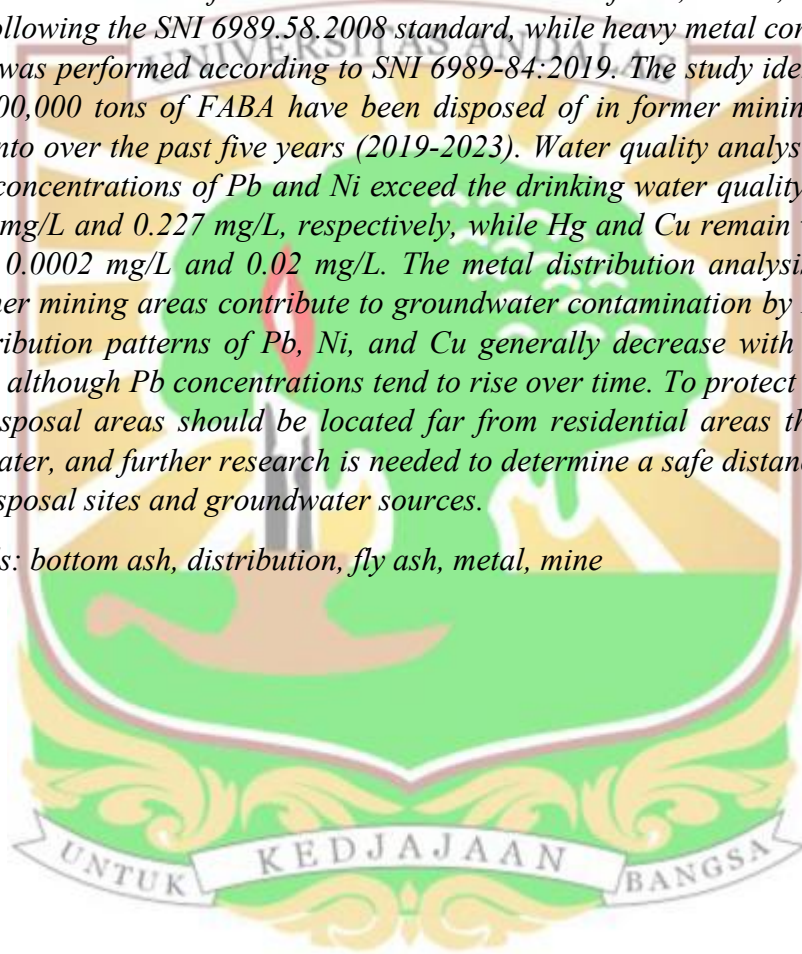
Kata kunci: bottom ash, fly ash, logam, persebaran, tambang



ABSTRACT

Fly ash and bottom ash (FABA) in Sawahlunto City are utilized as materials for reclaiming former mining land. However, the large-scale use of FABA raises concerns about potential negative impacts on groundwater quality. This study aims to identify the use of FABA as a reclamation material in former mining areas in Sawahlunto City, analyze the concentrations of heavy metals including Hg, Pb, Ni, and Cu, and their distribution in groundwater around the FABA disposal area using the response surface methodology in design of experiments, and provide recommendations based on the study results. Groundwater sampling was conducted three times at four locations with distances of 0 m, 365 m, 730 m, and 850 m, following the SNI 6989.58.2008 standard, while heavy metal concentration analysis was performed according to SNI 6989-84:2019. The study identified that nearly 900,000 tons of FABA have been disposed of in former mining areas in Sawahlunto over the past five years (2019-2023). Water quality analysis revealed that the concentrations of Pb and Ni exceed the drinking water quality standards at 0.144 mg/L and 0.227 mg/L, respectively, while Hg and Cu remain within safe limits at 0.0002 mg/L and 0.02 mg/L. The metal distribution analysis indicates that former mining areas contribute to groundwater contamination by Pb and Ni. The distribution patterns of Pb, Ni, and Cu generally decrease with increasing distance, although Pb concentrations tend to rise over time. To protect consumers, FABA disposal areas should be located far from residential areas that rely on groundwater, and further research is needed to determine a safe distance between FABA disposal sites and groundwater sources.

Keywords: bottom ash, distribution, fly ash, metal, mine



KATA PENGANTAR

Alhamdulillah robbil ‘alamin, puji syukur kepada Allah Subhanahuwata’ala atas segala rahmat dan hidayah-Nya sehingga penulis dapat menyelesaikan tesis dengan judul **Persebaran Logam Berat Dalam Air Tanah di Sekitar Area Penimbunan Abu Batu Bara Pada Lahan Bekas Tambang Kota Sawahlunto**. Shalawat dan salam senantiasa tercurah kepada Nabi Muhammad SAW yang telah membawa kita menuju alam yang penuh dengan ilmu pengetahuan. Penulisan tesis ini dimaksudkan untuk memenuhi salah satu syarat memperoleh gelar magister pada Jurusan Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Universitas Andalas.

Pada kesempatan ini penulis ingin mengucapkan terima kasih kepada Amak Warnelis tercinta, istri tercinta Adilla Khairani, SE, anak-anak terkasih Sabrina Hanifa Azzahra, dan Yazid Fattah Arrasyid serta Ibu mertua Hasmia yang selalu memberikan doa-doa serta dorongan semangat yang tiada henti, serta seluruh keluarga yang selama ini memberikan semangat dan motivasi untuk keberhasilan penulis.

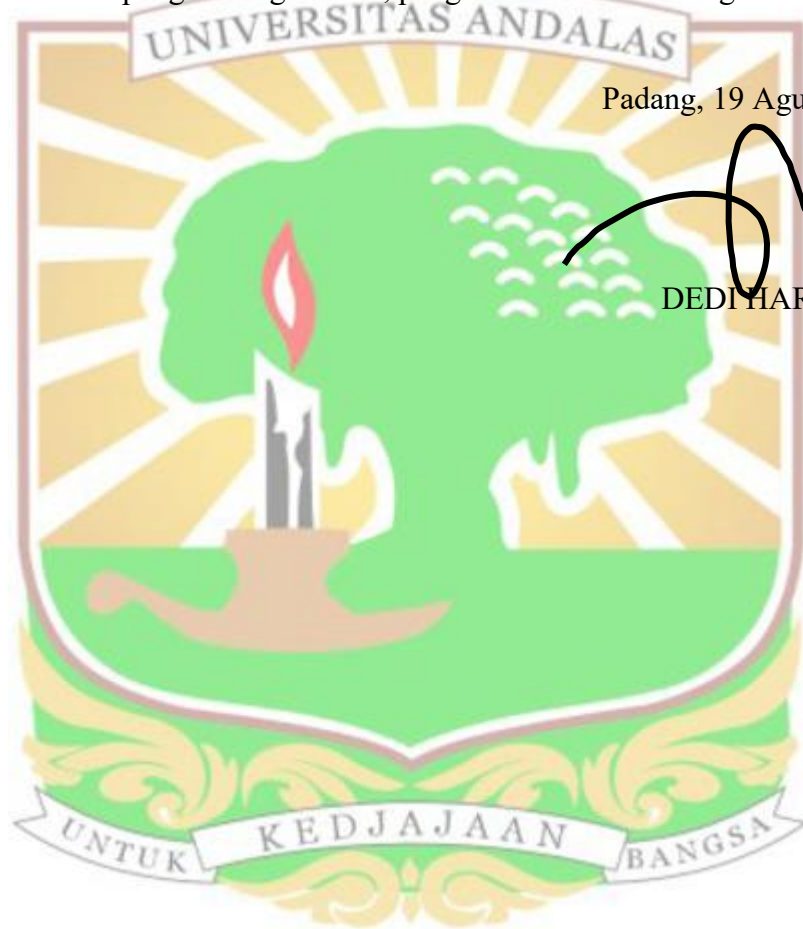
Penulis ingin mengucapkan terima kasih kepada Ibu Prof. Shinta Indah, Ph.D dan Ibu Dr. Ir. Ansiha Nur, MT sebagai dosen pembimbing yang telah memberikan nasihat, motivasi, doa dan ilmu yang sangat berharga selama penelitian dan pengerjaan tesis ini. Kepada Bapak Dr. Ir. Rizki Aziz ST, MT juga penulis ucapkan terima kasih selaku pembimbing akademik yang telah banyak memberikan perhatian, bimbingan dan nasehat dalam mengikuti masa perkuliahan.

Ucapan terima kasih juga disampaikan kepada seluruh staf pengajar yang telah memberikan ilmunya selama penulis berada di Program Magister Teknik Lingkungan Universitas Andalas, terutama kepada Bapak Prof. Denny Helard, Ph.D, Bapak Dr. Fadjar Goembira, dan Dr. Ir. Rizki Aziz ST, MT selaku dosen penguji yang telah memberikan saran, masukan dan ilmu kepada penulis.

Terima kasih kepada teman-teman Magister Teknik Lingkungan Universitas lintas angkatan serta semua keluarga besar Magister Teknik Lingkungan Universitas Andalas yang telah memberikan bantuan, doa, ilmu, semangat selama masa studi.

Kepada teman-teman di Dinas Lingkungan Hidup Provinsi Sumatera Barat penulis ucapkan juga terima kasih atas semua bantuan dan dukungan semangatnya.

Semoga Allah membalas setiap kebaikan yang tercurah dalam penulisan tesis ini dengan kebaikan pula, Aamiin ya Robbal 'Alamin. Akhirnya penulis menyadari sepenuhnya kekurangan yang ada pada diri penulis. Penulis menerima segala bentuk kritik dan saran yang membangun demi kesempurnaan tesis ini dan perbaikan dimasa yang akan datang. Penulis berharap semoga laporan tesis ini bermanfaat dalam pengembangan ilmu, pengetahuan dan teknologi.



Padang, 19 Agustus 2024


DEDI HARIAN

DAFTAR ISI

ABSTRAK

ABSTRACT

DAFTAR ISI..... i

DAFTAR TABEL..... iii

DAFTAR GAMBAR..... v

DAFTAR LAMPIRAN vii

BAB I PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang 1

1.2 Maksud dan Tujuan..... 3

1.2.1 Maksud..... 3

1.2.2 Tujuan..... 3

1.3 Manfaat Penelitian Tesis..... 4

1.4 Batasan Masalah/ Ruang Lingkup..... 4

1.5 Sistematika Penulisan Tesis..... 5

BAB II TINJAUAN PUSTAKA

2.1 *Fly Ash (FA) dan Bottom Ash (BA)*..... 7

2.2 Karakteristik *FABA*..... 10

2.2.1 Karakteristik *Fly Ash*..... 10

2.2.2 Karakteristik *Bottom Ash*..... 14

2.3 Pemanfaatan *FABA* sebagai Lapisan Penutup Reklamasi Area Bekas Tambang..... 16

2.4 Dampak Logam Berat Terhadap Metabolisme Manusia..... 20

2.4.1 Dampak Raksa Pada Metabolisme Manusia..... 23

2.4.2 Dampak Timbal Pada Metabolisme Manusia..... 26

2.4.3 Dampak Nikel Pada Metabolisme Manusia..... 29

2.4.4 Dampak Tembaga Pada Metabolisme Manusia..... 31

2.5 Standar Kualitas Air Minum..... 36

2.6 *Response Surface Methodology in Design of Experiment* 38

2.7 Penelitian Terdahulu Terkait Logam Berat Dalam Air Tanah di Daerah Bekas Tambang..... 40

2.8 Perpindahan Polutan Logam Berat Dalam Tanah.....	45
2.9 Kondisi Eksisting Lahan Bekas Tambang di Kota Sawahlunto.....	46
BAB III METODOLOGI PENELITIAN	
3.1 Umum.....	48
3.2 Tahapan Penelitian	48
3.2.1 Studi Literatur.....	50
3.2.2 Pengumpulan Data Sekunder.....	50
3.2.3 Pengambilan Sampel.....	50
3.2.4 Metode Analisis Sampel	57
3.2.5 Metode Analisis Data.....	58
3.2.6 Pengkajian.....	59
3.2.7 Perumusan Rekomendasi.....	59
BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN	
4.1 Umum.....	60
4.2 Penimbunan FABA Pada Lahan Bekas Tambang.....	60
4.3 Kondisi Air Tanah	62
4.3.1 Konsetrasi Hg.....	64
4.3.2 Konsentrasi Pb.....	66
4.3.3 Konsentrasi Ni.....	70
4.3.4 Konsentrasi Cu.....	71
4.4 Analisis Pengaruh FABA Terhadap Air Tanah.....	73
4.5 Persebaran Logam Berat Pada Air Tanah.....	76
4.6 Validasi Model Prediktif Dengan Hasil Pemantauan Lapangan.....	86
4.7 Rekapitulasi dan Rekomendasi Hasil Penelitian.....	88
BAB V PENUTUP	
5.1 Kesimpulan.....	93
5.2 Saran	95
DAFTAR PUSTAKA	
LAMPIRAN	

DAFTAR TABEL

Tabel 2.1 Karakteristik Fisik Fly Ash	11
Tabel 2.2 Komposisi Unsur Makro Fly Ash.....	11
Tabel 2.3 Komposisi Unsur Mikro Fly Ash.....	12
Tabel 2.4 Kandungan Logam Fly Ash Dari Beberapa Negara.....	13
Tabel 2.5 Karakteristik Fisika <i>Bottom Ash</i> Dari Berbagai Sumber.....	14
Tabel 2.6 Komposisi Kimia <i>Bottom Ash</i> Batubara	15
Tabel 2.7 Tabel Baku Mutu TCLP FABA Yang Akan Dimanfaatkan.....	18
Tabel 2.8 Dampak Raksa Pada Metabolisme Manusia.....	26
Tabel 2.9 Dampak Timbal Pada Metabolisme Manusia.....	29
Tabel 2.10 Dampak Nikel Pada Metabolisme Manusia.....	31
Tabel 2.11 Dampak Tembaga Pada Metabolisme Manusia.....	36
Tabel 2.12 Parameter Wajib Air Minum.....	37
Tabel 2.13 Parameter Khusus Air Minum Wilayah Pertambangan Minyak, Gas, Panas Bumi, Sumber Daya Mineral.....	38
Tabel 2.14 Penelitian Terdahulu Logam Berat Pada Lahan Bekas Tambang..	44
Tabel 2.15 Luas Areal dan Produksi Pertambangan Menurut Jenis Bahan Galian di Kota Sawahlunto.....	46
Tabel 3.1 Daftar Titik Pengambilan Sampel Air Tanah.....	55
Tabel 3.2 Metode Analisis Sampel.....	58
Tabel 4.1 Jumlah Limbah FABA yang Ditimbunkan Pada Areal Bekas Tambang di Kota Sawahlunto.....	61
Tabel 4.2 Pengamatan Parameter Lingkungan di Lokasi Sampling.....	62
Tabel 4.3.Data Hasil Pengujian Air Tanah.....	63
Tabel 4.4 Hasil Uji Total kandungan Logam Fly Ash, Bottom Ash, dan Campuran FABA	64
Tabel 4.5 Faktor dan Respon.....	73
Tabel 4.6 <i>Design Point</i>	74
Tabel 4.7 Uji Signifikansi Logam Berat Menggunakan ANOVA	74
Tabel 4.8 Statistik Kesesuaian Model Prediksi Persebaran Logam Berat.....	78
Tabel 4.9 Statistik <i>p-value</i> Model Prediksi Persebaran Logam Berat.....	79



DAFTAR GAMBAR

Gambar 2.1 Konsep PLTU Batubara	7
Gambar 2.2 Jenis Pemanfaatan FABA di China	8
Gambar 2.3 Jenis Pemanfaatan FABA di India.....	9
Gambar 2.4 Jenis Pemanfaatan FABA di Amerika Serikat.....	9
Gambar 2.5 Jenis Pemanfaatan FABA di Negara-Negara Uni Eropa.....	10
Gambar 2.6 Hasil pemindaian mikroskopis elektron <i>bottom ash</i>	15
Gambar 2.7 Pilihan fungsi pemanfaatan FABA	16
Gambar 2.8 Pilihan pemanfaatan FABA di lubang bekas tambang dan area penimbunan	17
Gambar 2.9 Konsep desain pemanfaatan FABA sebagai penutup batuan asam/ <i>Potentially Acid Forming</i>	20
Gambar 2.10 Perkembangan konsentrasi kontaminan dalam air tanah.....	45
Gambar 3.1 Diagram Alir Tahapan Penelitian.....	49
Gambar 3.2. Foto Citra Satelit Lokasi Penelitian.....	51
Gambar 3.3 Peta Hidrogeologi Regional Lembar Solok	52
Gambar 3.4 Diagram Pagar Hidrologi Wilayah Kajian	53
Gambar 3.5 Penampang Hidrogeologi SP1 dan SP2	54
Gambar 3.6 Sketsa Jarak Antara Lokasi Penimbunan FABA Dengan Sumur Pantau.....	56
Gambar 4.1 Longsor Area Penimbunan FABA di Kota Sawahlunto.....	61
Gambar 4.2 Profil Hidrolis Hubungan Elevasi Permukaan Tanah dengan Muka Air Tanah Lokasi Sampling.....	62
Gambar 4.3 Konsentrasi Hg Pada Air Tanah Sumur Pantau	65
Gambar 4.4 Konsentrasi Pb Air Tanah Sumur Pantau.....	66
Gambar 4.5 Perbandingan Konentrasi Pb dengan Penelitian Lainnya.....	68
Gambar 4.6 Konsentrasi Ni Air Tanah Sumur Pantau.....	70
Gambar 4.7 Konsentrasi Cu Air Tanah Sumur Pantau.....	72
Gambar 4.8 Prediksi Profil Konsentrasi Pb Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan.....	80
Gambar 4.9. Perbandingan Konsentrasi Pb Tahun 2020 dengan 2024.....	80

Gambar 4.10. <i>Contour Plot</i> Kosentrasi Logam Pb (mg/L).....	81
Gambar 4.11 <i>Surface Plot</i> Kosentrasi Logam Pb (mg/L).....	82
Gambar 4.12 Prediksi Profil Kosentrasi Ni Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan.....	82
Gambar 4.13 <i>Contour Plot</i> Kosentrasi Logam Ni (mg/L).....	83
Gambar 4.14 <i>Surface Plot</i> Kosentrasi Logam Ni (mg/L).....	84
Gambar 4.15 Prediksi Profil Kosentrasi Cu Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan.....	84
Gambar 4.16 <i>Contour Plot</i> Kosentrasi Logam Tembaga (mg/L).....	85
Gambar 4.17 <i>Surface Plot</i> Kosentrasi Logam Tembaga (mg/L).....	86



DAFTAR LAMPIRAN

Lampiran A Kondisi Pengambilan Sampel Air Tanah

Lampiran B Analisis Kualitas Air Tanah

Lampiran C Pengolahan Data Menggunakan Perangkat Lunak SAS



BAB I PENDAHULUAN

1.1 Latar belakang

Sumber energi Indonesia berasal dari batu bara 37,62%, bahan bakar minyak 33,4%, gas 16,82%, energi baru dan terbarukan 12,16% serta sebagian kecil dari sumber lainnya (Kementerian ESDM, 2021). Tingginya ketergantungan pada sumber energi berbahan bakar batu bara ini berkonsekuensi terhadap timbulan abu sisa pembakaran batu bara, dimana 5-20% dari batu bara yang dibakar (tergantung teknologi yang digunakan) akan menjadi residu berupa *fly ash* dan *bottom ash* (FABA) (Prasetiawan, 2021). Data Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia menunjukkan bahwa tahun 2021 kebutuhan batu bara untuk pembangkit listrik sebanyak 113 juta ton yang terdiri atas PLN sebanyak 63,8 juta ton dan pengembang listrik swasta sebanyak 49,2 juta ton. Dengan asumsi jumlah limbah FABA yang dihasilkan sebesar 10%, maka timbulan total limbah di tahun 2021 diperkirakan sebanyak 11,3 juta ton (Nugraha, 2021).

Timbulan limbah FABA yang sangat besar membutuhkan solusi pengelolaan lanjut guna meminimalisir dampak negatif ke media lingkungan. Pemanfaatan limbah FABA dalam jumlah besar tentunya akan lebih efektif dan efisien dalam pengaplikasiannya. Beberapa pemanfaatan limbah FABA yang diterapkan di negara-negara Uni Eropa dan Amerika Serikat lebih dominan untuk kegiatan reklamasi, restorasi atau aplikasi lainnya di tambang dan pemanfaatan untuk campuran pembuatan konkret. Sedangkan di India dan Cina, pemanfaatan lebih banyak pada kegiatan industri semen (Yao dkk., 2015).

Limbah FABA kegiatan PLTU ini berdasarkan Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021 tentang Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup termasuk limbah Non B3 dengan kode limbah N106 (*fly ash*) dan N107 (*bottom ash*). Dengan merujuk kepada Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia Nomor 21 Tahun 2021 tentang Tata Cara Pengelolaan Limbah Non Bahan Berbahaya dan Beracun. Pengelolaan limbah Non B3 ini mencakup pengurangan, penyimpanan, pemanfaatan, penimbunan, pengangkutan, perpindahan lintas batas, pemantauan dan pelaporan. Bentuk pengelolaan lanjut

yang diperbolehkan dalam peraturan ini salah satunya dalam bentuk penimbunan dengan menempatkan kembali di area bekas tambang.

Salah satu perusahaan tambang batu bara di Kota Sawahlunto sudah memanfaatkan limbah FABA tersebut sebagai bahan baku lapisan *Non-Acid Forming*. FABA ini ditempatkan sebagai penutup lapisan *Potentially Acid Forming* (PAF) untuk mencegah terbentuknya air asam tambang pada lubang bekas tambang batu bara. Jumlah FABA yang dimanfaatkan paling tinggi 110.000 m³/Ha yang sudah dimulai tahun 2019 (Nugraha, 2021). Selain memberikan dampak positif untuk pengelolaan lanjut FABA, aplikasi ini berpotensi menimbulkan risiko kontaminasi pada tanah, tumbuhan, dan air tanah karena mengandung beberapa logam beracun (Yao dkk., 2015). Kondisi lingkungan areal bekas tambang batu bara tersebut yang asam dengan pH 2,72 - 3,54 (LAPI ITB, 2018) meningkatkan potensi terlepasnya logam berat dari FABA, dimana unsur Pb, Ni, dan Cu akan mengalami peningkatan mobilitas seiring dengan Penurunan pH (Izquierdo & Querol, 2012).

Ditinjau dari karakteristik FABA ini umumnya mengandung beberapa logam beracun paling mematikan di dunia antara lain arsenik, timbal, raksa, kadmium, kromium, dan selenium (Gottlieb dkk., 2010). Lembaga *Earthjustice* dan *the Environmental Integrity Project* dalam rilisnya melaporkan 91% PLTU di Amerika (265 dari 292) telah mencemari air tanah dengan polutan beracun, dan tidak melakukan upaya pemulihan pencemaran air tanah yang telah terjadi. Sumber pencemaran berasal dari kolam penampungan abu sisa pembakaran batu bara (Evans dkk., 2023; Russ dkk., 2022). Beberapa penelitian mendokumentasikan bahwa penambahan abu terbang batu bara dalam dosis yang lebih tinggi ke dalam air dan tanah akan melepaskan unsur-unsur beracun dan akibatnya menimbulkan pencemaran tanah dan air tanah yang menyebabkan masalah kesehatan, dan Lingkungan (Kumar dkk., 2016).

Kumar dkk. (2016) telah mengkaji karakteristik pelindian sampel *fly ash* yang dikumpulkan dari tiga PLTU berbeda di India. Konsentrasi unsur logam pada *fly ash* menunjukkan variasi dari satu PLTU ke PLTU lainnya. Unsur mikro yang terdiri atas Mn, Mg, Cr, Zn, Ni, Pb, Fe, dan Cu lebih banyak ditemukan, sedangkan unsur Mo dan Co ditemukan dalam jumlah yang lebih sedikit. Konsentrasi unsur logam berat, yaitu Zn, Mo, dan Co, berada dalam batas yang diperbolehkan standar

India (IS 10500; 2009) sedangkan konsentrasi unsur Mg, Cr, Pb, Mn, Ni, Cu, dan Fe telah melewati batas standar. Hal ini dapat menimbulkan dampak buruk terhadap kesehatan manusia (Kumar dkk., 2016).

FABA yang dimanfaatkan sebagai lapisan penudung akan tertimbun dalam jumlah yang banyak dan terakumulasi dalam jangka waktu yang lama. Kondisi tersebut berpotensi menyebabkan pencemaran air tanah sebagai akibat dari pelindian yang terjadi setelah penimbunan areal bekas tambang tersebut dengan FABA. Sehubungan dengan hal tersebut, maka perlu dilakukan pengkajian pengaruh unsur pencemar dari FABA terhadap air tanah dan persebarannya di sekitar lokasi kegiatan. Kajian ini penting dilakukan mengingat berdasarkan data Kecamatan Talawi Dalam Angka 2021 menyatakan bahwa 6 dari 10 Desa di Kecamatan Talawi Kota Sawahlunto menjadikan sumur bor atau pompa sumur sebagai sumber utama air minumnya. Parameter logam berat yang akan menjadi indikator dalam kajian ini yaitu Hg, Pb, Ni, dan Cu dimana parameter logam berat tersebut merupakan parameter khusus untuk wilayah dengan karakteristik kegiatan pertambangan minyak, gas, panas bumi, dan sumber daya mineral yang ditetapkan berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 tentang Kesehatan Lingkungan. Hasil penelitian diharapkan dapat menjadi salah satu upaya perlindungan terhadap konsumen air tanah dan bahan pertimbangan oleh pihak-pihak terkait dalam pengelolaan FABA.

1.2 Maksud dan Tujuan

1.2.1 Maksud

Maksud dilakukannya penelitian ini adalah untuk mengkaji persebaran logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto.

1.2.2 Tujuan

Tujuan dari penelitian ini adalah:

1. Mengidentifikasi kondisi eksisting pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang di Kota Sawahlunto;

2. Menganalisis kualitas air tanah meliputi konsentrasi logam berat yaitu Raksa (Hg), Timbal (Pb), Nikel (Ni), dan Tembaga (Cu) pada air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang di Kota Sawahlunto serta membandingkan dengan baku mutu air minum;
3. Menganalisis pengaruh pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang di Kota Sawahlunto terhadap kualitas air tanah;
4. Menganalisis persebaran logam berat pada air tanah menggunakan *response surface methodology in design of experiments*;
5. Merumuskan rekomendasi untuk perlindungan kualitas air tanah pada aplikasi pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang.

1.3 Manfaat Penelitian Tesis

Manfaat dari tesis ini antara lain:

1. Memberikan informasi kualitas air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan FABA untuk lapisan penudung reklamasi tambang sebagai sumber air minum bagi masyarakat;
2. Sebagai referensi bagi pemerintah dan masyarakat dalam perlindungan dan pemanfaatan sumber daya air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang;
3. Sebagai bahan pertimbangan oleh pihak-pihak terkait dalam pengelolaan FABA serta pelaksanaan pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang.

1.4 Batasan Masalah/ Ruang Lingkup

1. Penelitian dilakukan di lokasi pemanfaatan FABA PLTU berbahan bakar batu bara sebagai lapisan penudung reklamasi tambang yang sudah berjalan sejak tahun 2019 di Desa Salak Kecamatan Talawi Kota Sawahlunto Provinsi Sumatera Barat;
2. Media lingkungan yang dikaji dampaknya adalah air tanah untuk parameter logam berat adalah Raksa (Hg), Timbal (Pb), Nikel (Ni), dan Tembaga (Cu);
3. Pengambilan sampel air tanah dilakukan pada 4 titik yang mewakili lokasi hulu dan hilir air tanah yang pelaksanaannya mengacu kepada SNI 6989.58:2008 Air dan air limbah – Bagian 58: Metoda pengambilan contoh air tanah;

4. Pengujian sampel air tanah dilakukan di laboratorium menggunakan metode *Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS)*;
5. Analisis statistik dilakukan untuk menganalisis perbedaan signifikan antar lokasi sampling dan korelasi konsentrasi logam dalam air tanah dan dalam FABA;
6. Menganalisis korelasi antara kandungan logam berat pada air tanah yang diteliti dibandingkan dengan keberadaan logam berat pada material FABA;
7. Persebaran polutan logam berat dianalisis menggunakan *tools response surface methodology in design of experiments* yang tersedia pada perangkat lunak SAS, dan dengan memanfaatkan data spasial yang tersedia di Google Earth.

1.5 Sistematika Penulisan Tesis

Sistematika penulisan tesis ini adalah sebagai berikut:

BAB I PENDAHULUAN

Bab ini berisi latar belakang, maksud dan tujuan penelitian, manfaat penelitian, ruang lingkup dan sistematika penulisan.

BAB II TINJAUAN PUSTAKA

Bab ini menyajikan tinjauan aspek regulasi pengelolaan FABA yang berlaku di Indonesia, teori-teori dan studi literatur mengenai pengelolaan FABA dan dampaknya terhadap kualitas air tanah di sekitar lokasi pengelolaannya..

BAB III METODOLOGI PENELITIAN

Bab ini menjelaskan lokasi kajian, waktu pengkajian serta tahapan kajian yang dilakukan mulai dari studi literatur, pengambilan data bentuk pengelolaan FABA yang dilakukan, pengambilan data kualitas air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan FABA, analisis data, dan pengkajian persebaran logam berat di sekitar area pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang terhadap air tanah.

BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN

Bab ini menjelaskan hasil kajian dan pembahasannya.

BAB V PENUTUP

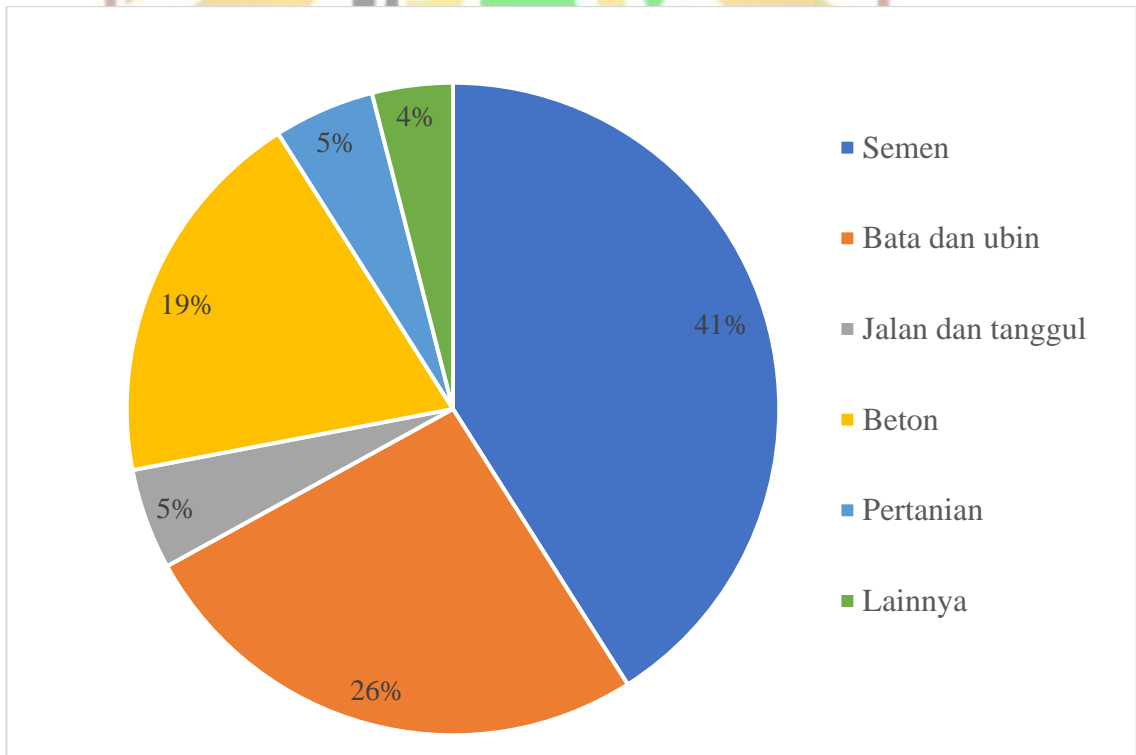
Bab ini berisi kesimpulan dan saran berdasarkan pembahasan yang telah diuraikan.



Ash/FBA atau Bottom Ash/BA). Dari total kandungan abu batu bara, 80 - 90% FA dan 10 - 20% BA. Selain kedua abu tersebut, juga terdapat *boiler slag*, yaitu abu batu bara yang meleleh dan dapat ditemukan di filter cerobong asap atau bagian bawah boiler. Potensi timbulan FABA diasumsikan sebesar 10% dari kebutuhan batu bara (Nugraha,2021).

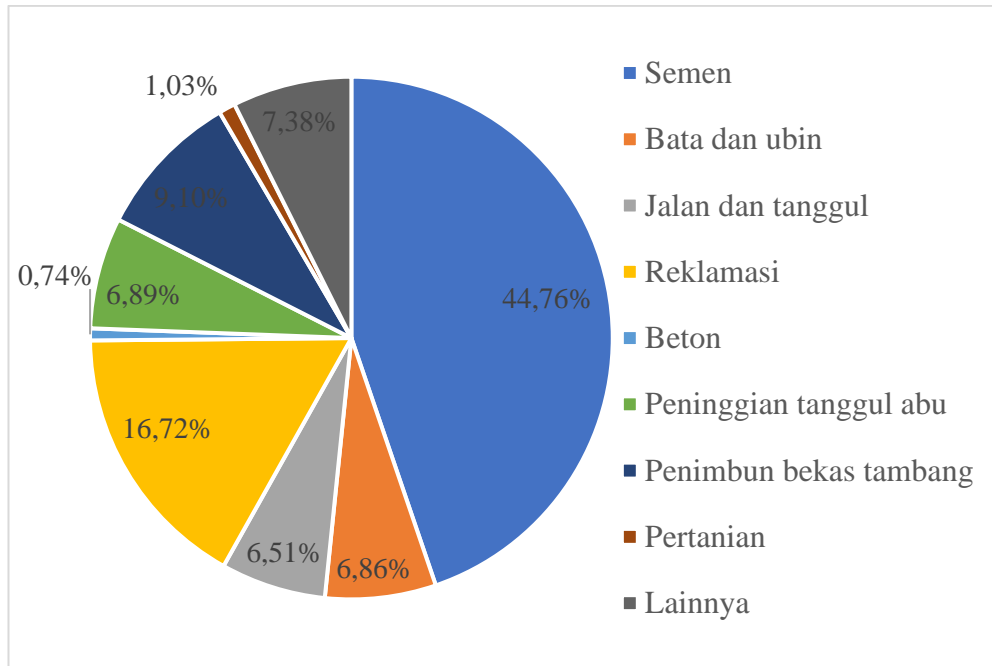
Volume timbulan FABA yang sangat banyak juga menimbulkan masalah baru, karena membutuhkan banyak ruang untuk menampungnya. Butuh tempat yang sangat luas untuk tempat penimbunan abu. Abu tersebut perlu dimanfaatkan kembali menjadi bahan yang berguna sehingga volume abu dapat berkurang. Diperlukan inovasi untuk memberi nilai tambah abu ini menjadi bahan yang bisa dimanfaatkan kembali baik sebagai bahan utama ataupun bahan campuran bahan-bahan bangunan (Winarno dkk., 2019).

Berdasarkan hasil kajian dari Yao dkk. (2015), pemanfaatan FABA di beberapa negara dan kawasan di dunia telah banyak dilakukan untuk berbagai keperluan, seperti ditunjukkan pada **Gambar 2.2**, **Gambar 2.3**, **Gambar 2.4**, dan **Gambar 2.5**.



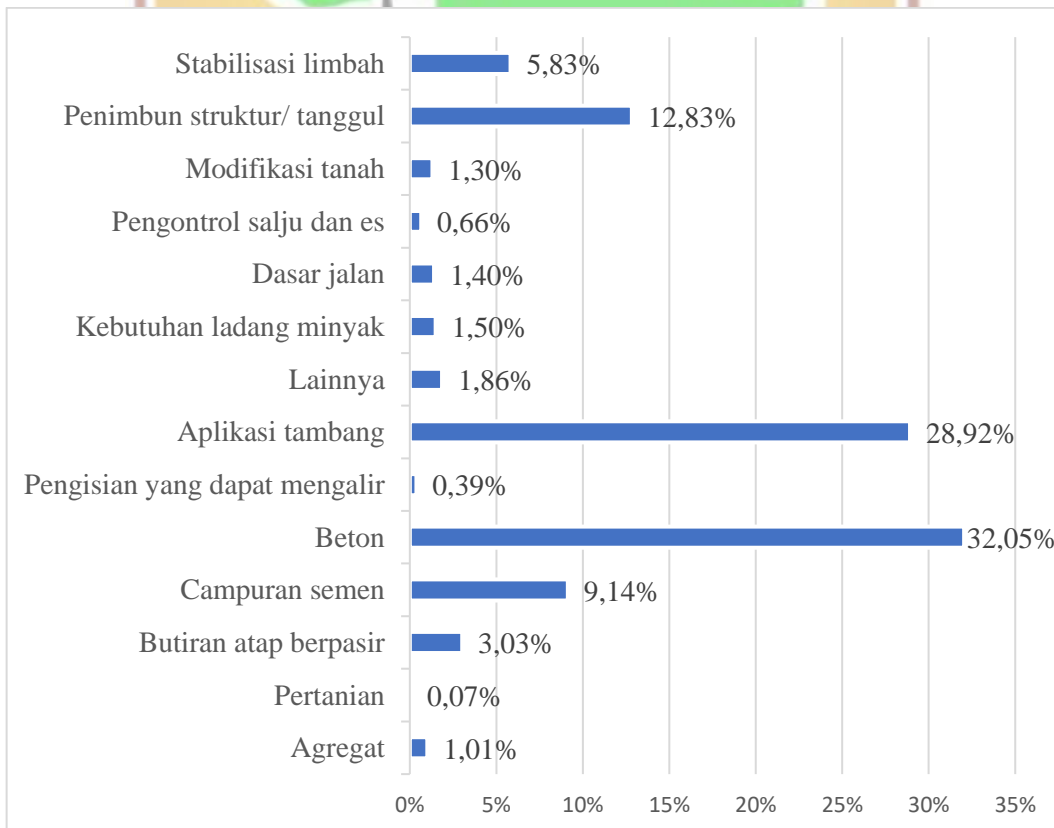
Sumber: Yao dkk., 2015

Gambar 2.2 Jenis Pemanfaatan FABA di China



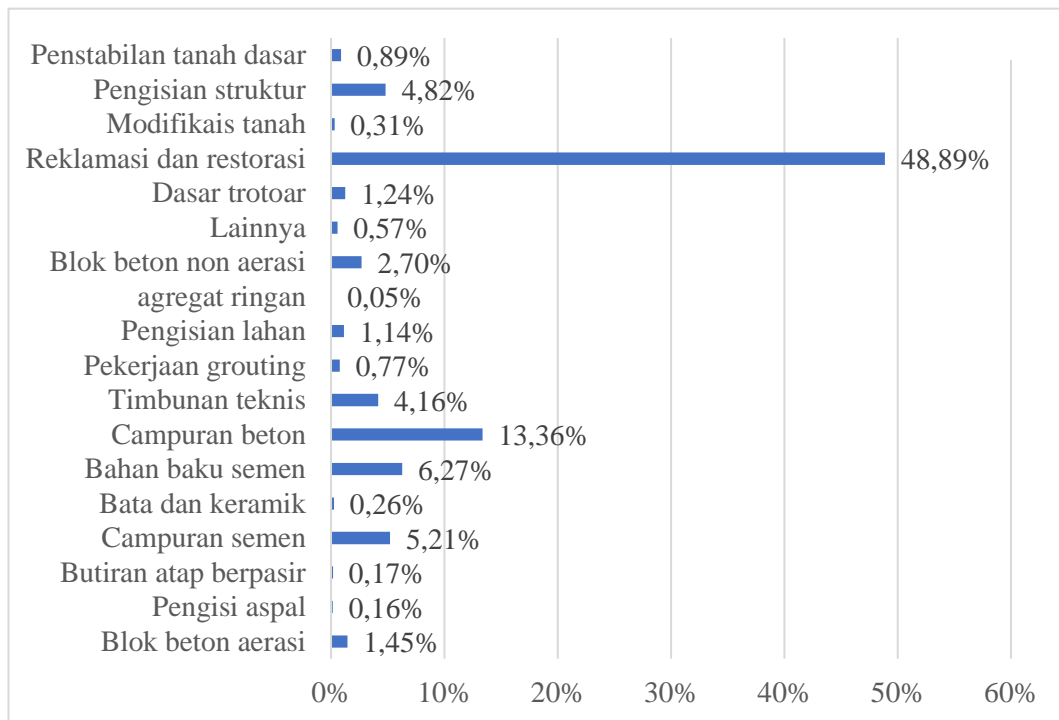
Sumber: Yao dkk., 2015

Gambar 2.3 Jenis Pemanfaatan FABA di India



Sumber: Yao dkk., 2015

Gambar 2.4 Jenis Pemanfaatan FABA di Amerika Serikat



Sumber: Yao dkk., 2015

Gambar 2.5 Jenis Pemanfaatan FABA di Negara-Negara Uni Eropa

Sebagaimana yang ditunjukkan pada **Gambar 2.2** dan **Gambar 2.3** pemanfaatan FABA di India dan Cina, pemanfaatan dominan untuk kegiatan terkait industri semen. Sementara itu di negara-negara Uni Eropa dan Amerika Serikat terlihat dominan untuk kegiatan reklamasi, restorasi atau aplikasi lainnya di tambang dan pemanfaatan untuk campuran pembuatan konkret seperti yang ditampilkan pada **Gambar 2.4** dan **Gambar 2.5**. Secara umum, informasi ini mengindikasikan bahwa pemanfaatan FABA dapat sangat beragam bentuknya, namun kebanyakan negara memanfaatkannya untuk kegiatan yang menyerap FABA dengan volume yang besar. Hal ini dilakukan dengan pertimbangan efektifitas pemanfaatan dan biaya yang optimal.

2.2 Karakteristik FABA

2.2.1 Karakteristik Fly Ash

a. Karakteristik Fisika Fly Ash

Sifat fisik *fly ash* sangat bervariasi tergantung pada jenis batu bara, tipe boiler, kandungan abu dalam batu bara, metode pembakaran dan pengaturan kolektor. *Fly*

ash umumnya memiliki tekstur lanau lempung dengan 65–90% partikelnya memiliki diameter kurang dari 10 μm (Chang dkk., 1977). Partikel abu terbang adalah bola kosong (*cenospheres*) yang diisi dengan partikel amorf dan kristal yang lebih kecil (*plerospheres*). Secara umum, *fly ash* memiliki *bulk density* yang rendah (1,01–1,43 g/cm^3), serta *specific gravity* yang juga rendah (1,6–3,1 g/cm^3) (Roy dkk., 1981). Karakteristik fisik *fly ash* berdasarkan penelitian Hala & Goyal (2006) dapat dilihat pada **Tabel 2.1**.

Tabel 2.1 Karakteristik Fisik *Fly Ash*

No.	Parameter	Nilai
1	<i>Bulk density</i> (g/cm^3)	<1,0
2	Kapasitas menahan air (%)	35-40
3	Porositas (%)	50-60

Sumber: Jala & Goyal, 2006

b. Karakteristik Kimia *Fly Ash*

Menurut Kumar dkk, rata-rata 95–99% *fly ash* terdiri dari oksida Si, Al, Fe dan Ca dan sekitar 0,5–3,5% terdiri dari Na, P, K dan S dan sisanya abu adalah terdiri dari unsur dengan konsentrasi yang sangat kecil. *Fly ash* sangat kaya akan elemen seperti lantanum, terbium, raksa, kobalt dan kromium (Hook, 1979). Menurut Page dkk, sejumlah elemen termasuk As, B, Ca, Mo, S, Se dan Sr dalam *fly ash* terkonsentrasi pada partikel abu yang lebih kecil (Page dkk., 1979). Komposisi unsur makro *fly ash* dapat dilihat sebagaimana **Tabel 2.2**.

Tabel 2.2 Komposisi Unsur Makro *Fly Ash*

No.	Parameter	Nilai
1	Al	18,0
2	Si	20,0
3	Ca	10,3
4	Fe	3,3
5	Mg	1,7
6	Na	1,2
7	K	0,54
8	S	0,4
9	P	0,04
10	N	0,02
11	Ba	0,37
12	Sr	0,18

Sumber: Page dkk., 1979

Faktor-faktor yang mempengaruhi sifat fisik juga bertanggung jawab atas variasi sifat kimia fly ash. Dalam penelitian terhadap berbagai pembangkit listrik di Amerika Serikat, Theis dan Wirth menemukan bahwa komponen utamanya adalah Al, Fe dan Si, dengan konsentrasi Ca, K, Na, Ti, dan S yang lebih kecil (Theis & Wirth, 1977). Komposisi unsur mikro fly ash dapat dilihat pada **Tabel 2.3**.

Tabel 2.3 Komposisi Unsur Mikro Fly Ash

No.	Parameter	Ukuran fly Ash ($\mu\text{g/g}$)		
		>250 μm	<53 μm	Bulk
1	As	10	17	14
2	B	148	300	237
3	Cd	0,7	1,5	1,4
4	Ce	84	112	108
5	Co	10	15	13
6	Cr	52	65	64
7	Cs	4,1	4,6	4,9
8	Cu	45	70	50
9	Eu	0,9	1,2	1,3
10	Ga	27	34	29
11	Hf	6	8,1	7,9
12	Hg	-	-	-
13	La	47	64	60
14	Lu	0,9	1,3	1,2
15	Mn	98	121	122
16	Mo	7	13	8,8
17	Nd	35	48	45
18	Ni	29	46	50
19	Pb	38	52	45
20	Rb	44	51	53
21	Sb	2,9	4,4	3,8
22	Sc	12	17	16
23	Se	16	22	19
24	Sm	6,8	9,2	8,9
25	Tb	0,8	1,2	1,0
26	Th	16	21	21
27	U	6,3	7,7	7,4
28	V	-	-	11,9
29	Yb	3,1	4,5	4,0
30	Zn	76	137	99
31	Zr	140	187	183

Sumber: Page dkk., 1979

Yu dkk (2015) dalam penelitian yang berjudul *Effects of different kinds of coal on the speciation and distribution of mercury in flue gases* menyatakan bahwa hasil penelitian menunjukkan bahwa kandungan unsur gas Hg pada gas buang meningkat seiring dengan meningkatnya suhu pembakaran dan suhu gas buang, untuk batu bara antrasit dan batu bara lean dengan peringkat batu bara yang lebih tinggi, kandungan partikel Hg pada gas buang mencapai 10–15% sedangkan kandungannya lebih rendah dari 5% untuk batu bara lignit, dan persentase gas raksa meningkat seiring peningkatan kandungan sulfur dalam batu bara. (Yu dkk., 2015).

Pengendalian raksa dalam udara emisi PLTU batu bara merupakan tantangan yang berkelanjutan. Karbon asli yang tidak terbakar dalam *fly ash* dapat menangkap sejumlah Hg yang bervariasi tergantung pada suhu dan komposisi gas buang pada perangkat pengendalian polusi udara, dengan penangkapan Hg meningkat seiring dengan penurunan suhu. Kondisi ini juga dipengaruhi oleh peringkat batu bara umpan, dimana karbon yang berasal dari pembakaran batu bara peringkat rendah memiliki luas permukaan yang lebih besar dibandingkan karbon dari batu bara peringkat bitumen dan antrasit. Sifat kimia dari batu bara umpan dan komposisi gas buang yang dihasilkan meningkatkan penangkapan Hg oleh karbon abu terbang. Hal ini terutama terlihat pada korelasi kandungan Cl batu bara umpan terhadap oksidasi Hg menjadi $HgCl_2$, sehingga meningkatkan penangkapan Hg. Gas asam, termasuk HCl dan H_2SO_4 (pada konsentrasi kecil) dan kombinasi HCl dan NO_2 , dalam gas buang dapat meningkatkan oksidasi Hg (Hower dkk., 2010).

Lisafitri dan Kardena (2023) dalam penelitiannya menampilkan kandungan logam dalam *fly ash* dari beberapa negara sebagaimana **Tabel 2.4**.

Tabel 2.4 Kandungan Logam Fly Ash Dari Beberapa Negara

Logam	Ingris (mg/kg)	India (mg/kg)	Indonesia (mg/kg)
Cd	<0.01-4	tidak ada data	tidak ada data
Co	2-11	128-520	41.96-66.41
Cr	33-19	210-404	62.26-138
Cu	33-47	tidak ada data	12.35
Hg	<0.01-0.61	9-48	0.10-0.53
Mn	103-1.55	tidak ada data	624-9,415
Ni	35-583	tidak ada data	tidak ada data
Pb	<1-976	tidak ada data	8.95
Zn	49-918	2,029-3,100	58.57-440

Sumber: Lisafitri & Kardena, 2023

2.2.2 Karakteristik *Bottom Ash*

a. Karakteristik Fisika *Bottom Ash*

Dari pengamatan laboratorium, terlihat bahwa *bottom ash* hasil pembakaran batu bara merupakan material berwarna abu-abu tua dengan sebagian besar partikel bersudut. Umumnya ukuran butir partikel *bottom ash* menyerupai ukuran butir agregat halus dengan persentase lanau-lempung yang rendah. *Bottom ash* memiliki persentase pasir halus yang lebih tinggi dan persentase pasir sedang hingga kasar yang lebih rendah dibandingkan dengan agregat halus (Singh dkk., 2018).

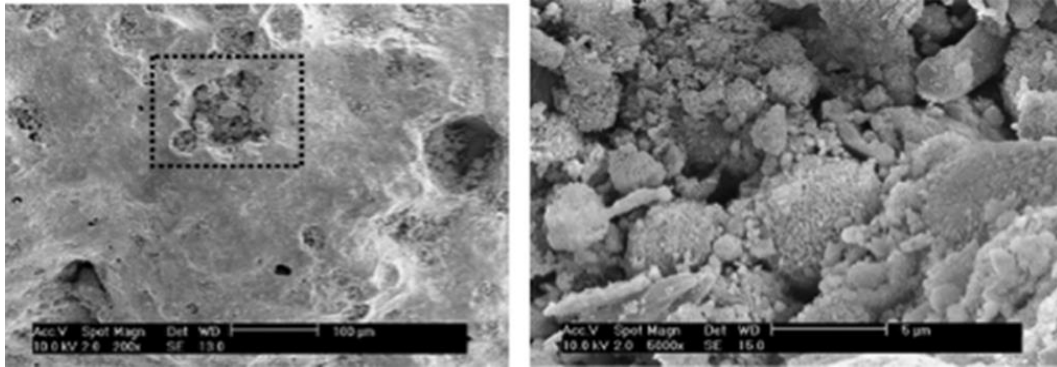
Ukuran partikel *bottom ash* tergantung pada sumber bahan bakar dan laju pembakarannya, distribusi ukuran partikel *bottom ash* batu bara bervariasi seperti dikutip dalam berbagai penelitian sebelumnya. Secara keseluruhan, telah disimpulkan dari kurva distribusi ukuran partikel yang dicapai oleh berbagai peneliti bahwa ukuran rata-rata partikel *bottom ash* batu bara hampir menyerupai ukuran rata-rata agregat halus alami (Singh dkk., 2018). Selain itu, sifat lain seperti persentase serapan air, berat jenis, dan modulus kehalusan *bottom ash* menunjukkan hasil yang beragam dalam beberapa penelitian. Rincian parameter tersebut dapat dilihat pada **Tabel 2.5**.

Tabel 2.5 Karakteristik Fisika *Bottom Ash* Dari Berbagai Sumber

Karakteristik Fisika	Jaleel dan Maya (2015)	Dinesh dkk. (2016)	Sharma dkk. (2012)	Mathiraja (2013)	Tuhran (2012)	Refleizonooz dkk. (2016)	Park dkk. (2019)	Aswathy dan Mathews (2015)	Rafat (2013)
Spesific gravity	2,3	2,46	2,12	2,14-2,42	1,39	1,88	-	2,967	1,93
Fineness modulus	3,86	3,06	-	-	-	3,44	-	2,967	1,60
Bulk density (kg/m ³)	1.520	-	-	1.120	2.590	-	2.410	-	-
Water Absorption (%)	1,80	6,63	3,8	-	-	11,61	2,43	18	-

Sumber: Singh dkk., 2018

Berdasarkan **Tabel 2.5** di atas diperoleh *specific gravity bottom ash* batu bara berkisar antara 1,39-2,97 dan berfluktuasi untuk setiap sumber (Izzati dkk., 2017). Nilai penyerapan air untuk *bottom ash* bervariasi di sebagian besar penelitian. Secara umum, nilai penyerapan air *bottom ash* batu bara ditemukan jauh lebih tinggi dibandingkan dengan agregat alami (Yüksel dkk., 2007).



Sumber: Park dkk., 2009

Gambar 2.6 Hasil pemindaian mikroskopis elektron *bottom ash*

Berdasarkan gambar *scanning electron mikroskop (SEM)* yang ditunjukkan pada **Gambar 2.6** dapat dilihat bahwa *bottom ash* sebagian besar memiliki partikel tidak beraturan dan sebagian kecil partikel berbentuk bola, tidak diragukan lagi menegaskan sifat berpori (Hannan dkk., 2016). Secara keseluruhan, telah disimpulkan dari kurva distribusi ukuran partikel yang dicapai oleh berbagai peneliti bahwa ukuran rata-rata partikel *bottom ash* hampir menyerupai ukuran rata-rata agregat halus alami. Selain itu, terlepas dari sumber pembentukannya, kisaran berat jenis *bottom ash* batu bara identik dengan agregat halus alami.

b. Karakteristik Kimia *Bottom Ash*

Dalam penelitian Yuksel dkk. (2007) diperoleh komposisi kimia dari *bottom ash* sebagaimana tercantum dalam **Tabel 2.6**.

Tabel 2.6 Komposisi Kimia *Bottom Ash* Batu bara

No.	Komposisi Kimia	Persentase
1.	SiO ₂	57,900
2.	CaO	2,000
3.	MgO	3,200
4.	Al ₂ O ₃	22,600
5.	Na ₂ O	0,086
6.	S	0,604
7.	Fe	13,000

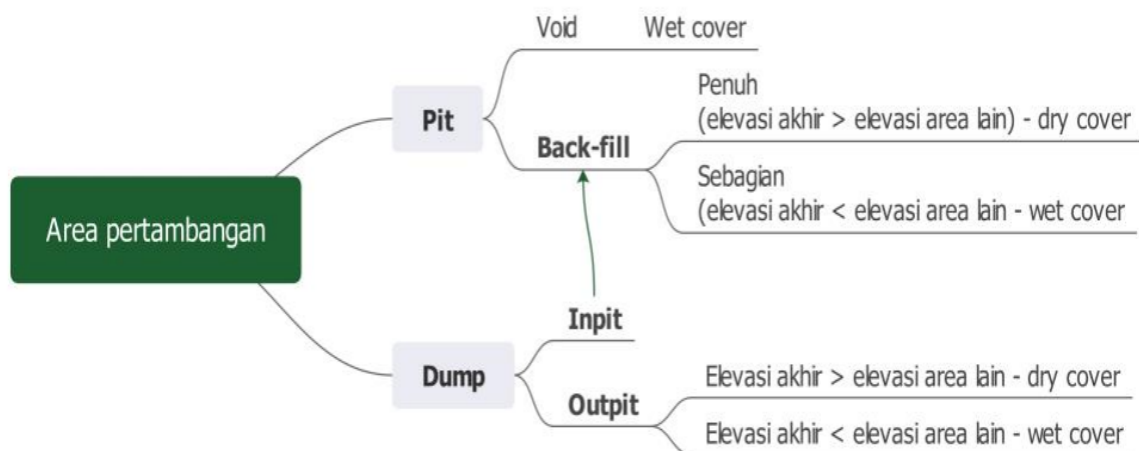
Sumber: Yuksel dkk., 2007

Berdasarkan **Tabel 2.6** dapat disimpulkan bahwa kandungan terbesar dari *bottom ash* batu bara adalah Silika Dioksida (SiO₂) disusul Oksida Aluminium (Al₂O₃), dan logam Besi (Fe) (Yuksel dkk., 2007).

2.3 Pemanfaatan FABA sebagai Lapisan Penudung Reklamasi Area Bekas Tambang

Pemanfaatan FABA di area pertambangan dapat merupakan bagian dari kegiatan reklamasi. Oleh karena itu, kegiatan pemanfaatan FABA ini harus masuk dalam rencana reklamasi. Rencana reklamasi wajib disusun pada awal kegiatan, baik tahap eksplorasi maupun tahap operasi produksi. Rencana reklamasi disusun dengan mempertimbangkan rencana penambangan. Ini berarti bahwa reklamasi bisa dilakukan tanpa harus menunggu kegiatan penambangan secara keseluruhan selesai. Reklamasi bisa dilakukan secara bertahap pada daerah-daerah penimbunan batuan penutup atau daerah terbuka lainnya yang telah dinyatakan selesai disiapkan (misalnya: area penimbunan batuan penutup, dll.) atau tidak akan digunakan lagi (misalnya: jalan akses, lubang bekas tambang, dll.) (Nugraha & Rolliyah, 2021).

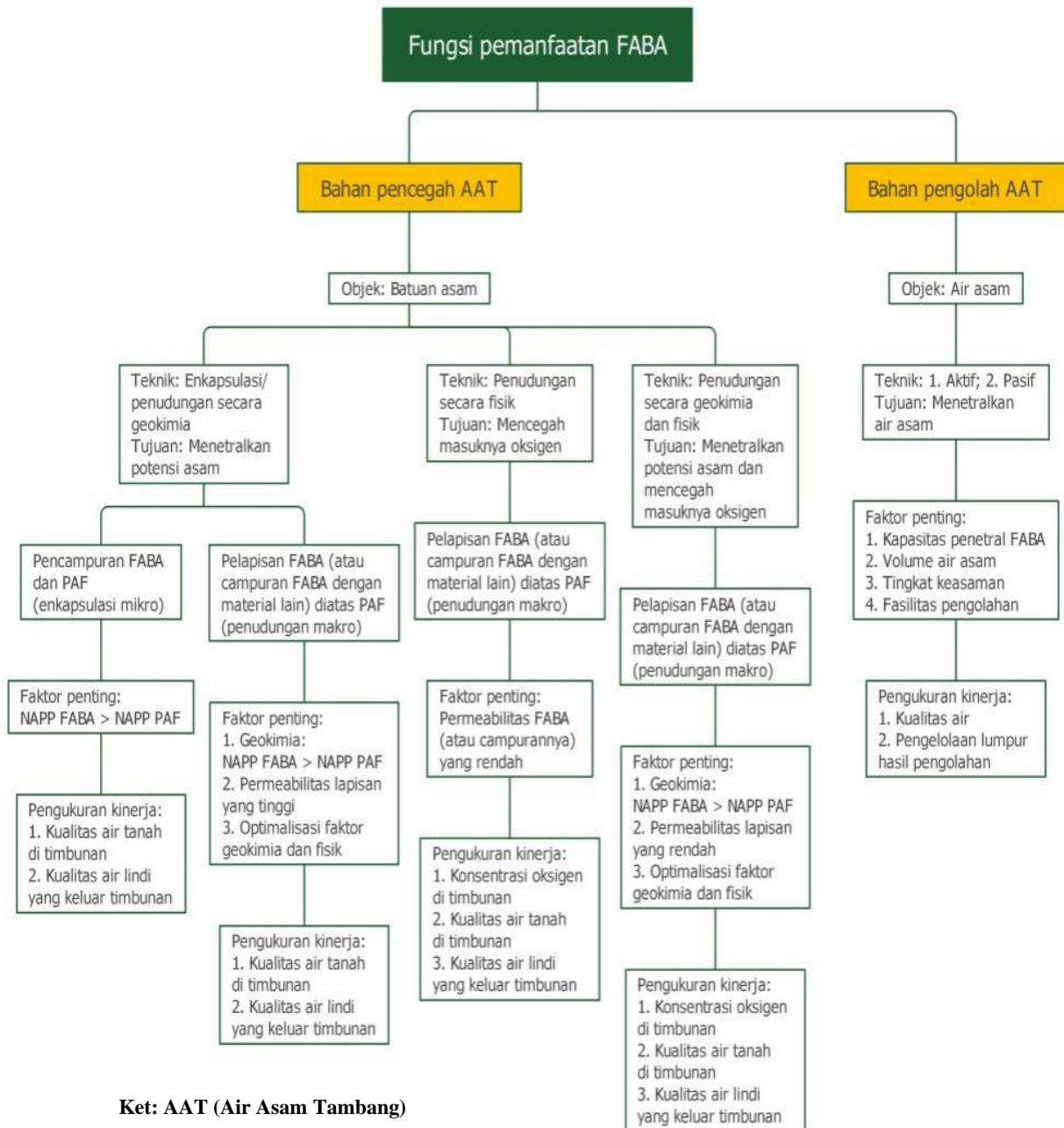
Pemanfaatan FABA dapat dilakukan baik di bekas lubang tambang maupun area penimbunan dengan beberapa pilihan menggunakan metode *dry cover*, seperti ditunjukkan pada **Gambar 2.7**.



Sumber: Nugraha & Rolliyah, 2021

Gambar 2.7 Pilihan pemanfaatan FABA di lubang bekas tambang dan area penimbunan

Pemanfaatan FABA sebagai bahan baku dalam pengelolaan air asam tambang dapat terdiri dari berbagai pilihan sebagaimana **Gambar 2.8**.



Ket: AAT (Air Asam Tambang)

Sumber: Sumber: Nugraha & Rolliyah, 2021

Gambar 2.8 Pilihan fungsi pemanfaatan FABA

Pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang batu bara di Kota Sawahlunto dilakukan dengan ketentuan (SK.197/Menlhk/Setjen/PLB.3/3/2019):

1. Pengujian FABA (paling sedikit 1 (satu) kali dalam 2 (dua) tahun untuk huruf a sampai dengan huruf d hasil harus memenuhi kriteria:
 - a. Kadar total parameter SiO_2 , Al_2O_3 , dan Fe_2O_3 paling sedikit 50%;

- b. Kadar Lost of Ignition (LOI) paling tinggi 10%;
- c. Kadar parameter TCLP memenuhi baku mutu sebagaimana **Tabel 2.7**;

Tabel 2.7 Tabel Baku Mutu TCLP FABA Yang Akan Dimanfaatkan

No.	Parameter	Baku Mutu TCLP (mg/l)
1	Arsen, As	0,5
2	Kadmium, Cd	0,15
3	Tembaga, Cu	10
4	Timbal, Pb	0,5
5	Raksa, Hg	0,05
6	Nikel, Ni	3,5
7	Selenium, Se	0,5
8	Perak, Ag	5
9	Seng, Zn	50

Sumber: SK.197/Menlhk/Setjen/PLB.3/3/2019

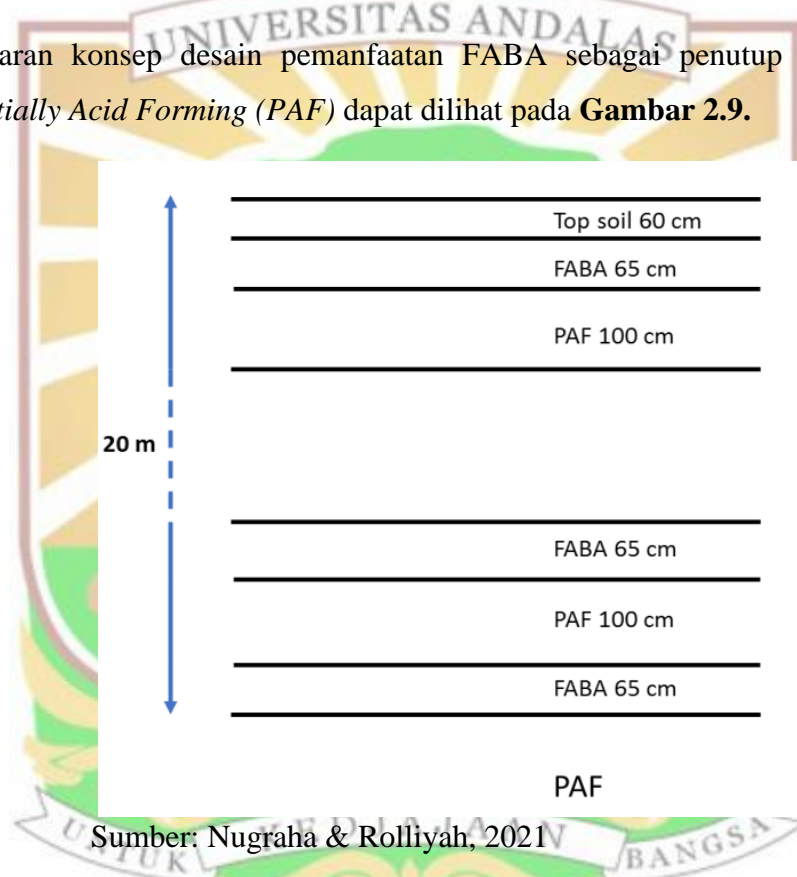
- d. Nilai *Acid Neutralizing Capacity (ANC)* paling rendah 8 kg H₂SO₄/ton;
 - e. Konsentrasi aktivitas paling banyak 1 Bq/gr (becquerel per gram) untuk tiap radionuklida Uranium-238 (U-238), Plumbum-210 (Pb-210), Radium-226 (Ra-226), Radium-228 (Ra-228), Thorium-228 (Th-228), Thorium-230 (Th-230), dan Thorium-234 (Th-234), diuji paling sedikit 1 (satu) kali dalam 3 (tiga) tahun.
2. Tahapan Pemanfaatan FABA dilakukan dengan cara:
- a. Menyiapkan lahan di lokasi bekas tambang yang menjadi lokasi pemanfaatan FABA dengan cara:
 - 1) Sebelum dilakukan pemanfaatan FABA, seluruh lubang tambang harus dalam keadaan kering terlebih dahulu. Penyiapan drainase di sekitar lokasi pemanfaatan untuk mencegah *run off* dari lingkungan masuk ke dalam lokasi bekas tambang dan membuat dinding penahan rembesan (*cut off wall*). Pompa siap pakai di lapangan harus senantiasa dipelihara sepanjang waktu untuk menjamin penggunaannya ketika diperlukan upaya pengeringan dengan pompa;
 - 2) Jika di lokasi bekas tambang terdapat air asam tambang, maka dilakukan pemompaan dan air asam tambang dialirkan ke *settling pond* untuk diproses lebih lanjut sesuai peraturan pengelolaan limbah cair yang berlaku;

- 3) Kegiatan pemanfaatan FABA tidak boleh ditempatkan, dihampar atau dipadatkan sewaktu hujan, dan pemadatan tidak boleh dilaksanakan setelah hujan;
 - 4) Peralatan berat untuk pemindahan, pemadatan atau keperluan lainnya tidak diijinkan berada atau beroperasi dengan jarak lebih dekat 1,5 meter dari tepi lubang tambang, kecuali pipa atau struktur lainnya telah terpasang dalam lubang tambang tersebut telah ditimbun dan telah dipadatkan.
- b. Melakukan penghamparan berupa layering menggunakan tanah overburden setebal 100 (seratus) centimeter dan dipadatkan hingga mencapai nilai *California Bearing Ratio (CBR)* paling rendah 3%;
 - c. Melakukan penghamparan berupa layering menggunakan FABA dengan ketebalan paling rendah 75 cm dan dipadatkan hingga mencapai nilai *California Bearing Ratio (CBR)* paling rendah 5%;
 - d. Kegiatan penghamparan pada huruf b dan huruf c dilakukan berulang secara bergantian hingga ketinggian sesuai dengan kontur lubang tambang semula. Layering dan pemadatan sesuai dengan desain yang disetujui. Berdasarkan perbandingan jumlah batuan asam tambang dan kebutuhan FABA di area pemanfaatan, maka rekomendasi desain pelapisan FABA agar dapat menetralsir batuan asam dan meminimalisir potensi timbulnya air asam tambang adalah dengan lapisan batuan asam setebal 100 cm dan lapisan FABA setebal 65 cm. Kedua lapisan tersebut disusun berulang hingga kedalaman ± 20 m;
 - e. Menutup layering bagian atas dengan menggunakan top soil yang berasal dari kegiatan penambangan awal paling rendah 60 (enam puluh) centimeter dan ditanami dengan tumbuhan yang sesuai dengan tanaman yang direkomendasikan untuk daerah reklamasi tambang;
 - f. Untuk setiap 5.000 m² (lima ribu meter persegi) dipasang satu pipa perforated yang dilapisi geotextile sesuai kontur dan konduktifitas hidrolis pada lapisan FABA, untuk memantau keefektifan pemanfaatan FABA berupa pemantauan kadar oksigen paling tinggi 1% (satu persen). Pipa perforated ini berfungsi sebagai alat filtrasi jika dihasilkan air dari lapisan

timbunan. Jika terdapat air didalamnya maka akan dilakukan pemantauan pH air.

3. Membangun paling sedikit 2 (dua) sumur pantau dan saluran pengumpulan air perkolasi pada *up-stream* area pemanfaatan FABA dan paling sedikit 2 (dua) sumur pantau dan saluran pengumpulan air perkolasi pada *down-stream* area pemanfaatan FABA;
4. Memiliki fasilitas dan peralatan yang digunakan dalam kegiatan pemanfaatan FABA terdiri dari truk pengangkut/*dump truck*, ekskavator, dan traktor.

Gambaran konsep desain pemanfaatan FABA sebagai penutup batuan asam/*Potentially Acid Forming (PAF)* dapat dilihat pada **Gambar 2.9**.



Sumber: Nugraha & Rolliyah, 2021

Gambar 2.9 Konsep desain pemanfaatan FABA sebagai penutup batuan asam/*Potentially Acid Forming (PAF)*

2.4 Dampak Logam Berat Terhadap Metabolisme Manusia

Logam berat secara alami ada di kerak bumi (Al-Samman, 2015) namun dapat menyebabkan masalah serius bagi semua makhluk hidup dan merupakan polutan beracun bagi lingkungan alam (Fu & Wang, 2011). Karena pertumbuhan eksponensial dalam penggunaan berbagai produk dan industri,

paparan logam berat pada manusia telah meningkat secara dramatis selama 50 tahun terakhir (Bedrin dkk., 2003).

Limbah logam mencemari permukaan air dan tanah sehingga menimbulkan dampak berbahaya bagi kesehatan manusia. Untuk memastikan bahwa manusia terlindungi dari dampak buruk logam berat, terutama logam berat dalam air minum, organisasi internasional telah mengembangkan standar penggunaan setiap logam (Lane & Morel, 2000). Logam berat dapat mengganggu fungsi metabolisme tubuh melalui berbagai cara. Beberapa logam, seperti mangan, seng, tembaga dan besi, dibutuhkan oleh tubuh manusia (Lane & Morel, 2000). Namun, jika tertelan dalam konsentrasi yang lebih tinggi, akan menimbulkan efek toksik pada tubuh manusia (Asubiojo dkk., 1997). Logam berat lainnya, seperti raksa dan timbal, tidak mempunyai dampak yang menyehatkan namun merugikan kesehatan manusia jika terakumulasi dalam tubuh manusia (Asubiojo dkk., 1997).

Akumulasi logam berat di dalam tubuh terbukti berdampak buruk bagi kesehatan manusia. Logam berat utama itulah yang memungkinkan menimbulkan dampak buruk termasuk arsenik, timbal, aluminium, besi, raksa dan kadmium. Logam-logam ini dapat masuk ke dalam tubuh melalui berbagai cara, seperti melalui kulit atau melalui saluran pernafasan, atau masuknya logam berat melalui air minum dan makanan yang terkontaminasi. Logam berat juga dapat bereaksi dengan senyawa tertentu di dalam tubuh, seperti oksigen dan klorida, sehingga menimbulkan efek toksiknya sendiri (Rusyniak dkk., 2010).

Paparan logam berat yang terus-menerus dapat menyebabkan ketidakseimbangan dalam tubuh ketika logam berat menumpuk di dalam tubuh dan digunakan sebagai pengganti unsur-unsur penting. Contoh logam berat yang menggantikan unsur-unsur penting dalam tubuh manusia adalah kalsium yang digantikan oleh timbal, seng oleh kadmium, dan sebagian besar unsur mikro oleh aluminium (Genestra, 2007). Ion logam timbal dapat menggantikan divallion lain seperti Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} dan kation unital seperti Na^+ yang pada akhirnya mengganggu metabolisme biologis sel. Mekanisme ion toksisitas

timbal menyebabkan perubahan signifikan dalam berbagai proses biologis. Bahkan pada konsentrasi pikomolar, timbal dapat menggantikan kalsium dan mempengaruhi protein kinase C, yang mengatur rangsangan saraf dan penyimpanan memori (Flora dkk., 2009). Kadmium dan seng dengan bilangan oksidasi yang sama, sehingga kadmium dapat menggantikan seng yang terdapat pada protein logam sulfur sehingga menyebabkan gangguan metabolisme seng sehingga menghambatnya sebagai pemulung radikal bebas dalam sel (Flora dkk., 2009).

Selain itu, penumpukan logam berat merusak proses metabolisme utama tubuh manusia, sekaligus menyebabkan ketidakseimbangan antioksidan. Demikian pula, fungsi enzim esensial dan aktivitas berbagai hormon juga terpengaruh (Dhir dkk., 2011). Para peneliti telah mengidentifikasi berbagai jalur karsinogenik yang disebabkan oleh paparan logam berat. Beberapa penelitian menunjukkan bahwa mutagenisitas dan karsinogenisitas logam berat berhubungan dengan kemampuannya menyebabkan stres oksidatif. Dalam aspek ini, para peneliti menemukan bahwa reaksi redoks dalam sistem biologis disebabkan oleh ion logam yang bersifat karsinogenik, seperti kromium, nikel, kobalt, dan arsenik. Radikal bebas yang dihasilkan oleh reaksi ini menyebabkan kerusakan oksidatif pada protein dan DNA. Selain kerusakan DNA langsung, produk yang dihasilkan oleh reaksi redoks memiliki dua fungsi lain yang menyebabkan karsinogenesis pada manusia. Salah satunya adalah aktivasi faktor transkripsi sensitif redoks, sedangkan fungsi lainnya melibatkan perannya sebagai sinyal mitogenik. Demikian pula, jalur karsinogenisitas logam berat dapat mengganggu proses perbaikan DNA (Genestra, 2007).

Logam berat dapat mengganggu fungsi metabolisme tubuh manusia dalam berbagai cara. Selain itu, mereka dapat terakumulasi di organ-organ penting tubuh manusia, seperti otak, jantung, hati, dan ginjal, sehingga merusak fungsi biologis normal. Namun permasalahan terbesarnya adalah tidak ada lingkungan yang tidak mengandung logam berat sama sekali. Logam berat dapat masuk ke dalam tubuh manusia melalui berbagai akses, seperti konsumsi makanan dan air minum yang terkontaminasi, serta melalui udara, yang dapat menimbulkan serangkaian efek pada tubuh manusia (Al-Samman, 2015). Akumulasi logam

berat logam dalam tubuh manusia mempunyai dampak buruk terhadap kesehatan manusia. Logam berat utama yang menyebabkan efek ini antara lain kadmium, arsenik, aluminium, raksa, dan besi. Meningkatnya kegiatan industri menyebabkan peningkatan paparan logam berat di seluruh dunia, dampak negatif terhadap kesehatan manusia telah meningkat selama beberapa tahun terakhir (Rusyniak dkk., 2010).

2.4.1 Dampak Raksa Pada Metabolisme Manusia

Raksa (Hg) merupakan unsur alami dengan konsentrasi sekitar $80 \mu\text{g/kg}$ di kerak bumi dan $0,3 \text{ ng/L}$ di air laut (Gonzalez dkk., 2017). Dalam geologi batuan dasar, hal ini terutama ditemukan dalam bentuk mineral Cinnabar (HgS), tetapi juga terdapat dalam jumlah kecil dalam mineral seperti livingstonite (HgSb_4S_8) dan corderoite ($\text{Hg}_3\text{S}_2\text{Cl}_2$). Deposit geologi terkaya di mana raksa dapat ditemukan berada di wilayah yang disebut sabuk raksa, yang mengacu pada wilayah geologi yang terkait dengan aktivitas gunung berapi. Salah satu deposit terkaya yang ditemukan berada di Almaden (Spanyol) yang telah memproduksi raksa selama 2000 tahun terakhir (Gómez dkk., 2007). Sejak zaman dahulu, raksa telah memesona umat manusia karena memiliki warna perak, berbentuk cair pada suhu kamar, dan membentuk amalgam dengan emas. Karena sifatnya yang menarik dan unik, raksa telah digunakan sepanjang sejarah untuk berbagai aplikasi seperti barometer, termometer, saklar listrik, bola lampu neon, dan pemberat untuk kapal selam (Gonzalez dkk., 2017).

Sayangnya, raksa sangat beracun bagi manusia. Efek racun raksa sudah diketahui pada abad ke-19, yang dikaitkan dengan paparan raksa di tempat kerja pada Penyakit Mad Hatter (Buckell dkk., 1993; Wedeen, 1989). Salah satu spesies raksa yang paling beracun adalah bentuknya yang termetilasi, yaitu metilraksa, yang dapat terakumulasi secara hayati dan mengalami biomagnifikasi melalui rantai makanan, dan dalam konsentrasi tinggi, sangat beracun bagi manusia. Kasus keracunan metilraksa pertama kali ditemukan di Kota Minamata, pada tahun 1956. Saat itu, masyarakat mengonsumsi ikan dan kerang terkontaminasi metilraksa dalam jumlah besar yang berasal dari

pembuangan air limbah pabrik kimia Chisso Corporation ke Teluk Minamata (Ekino dkk., 2007; Eto dkk., 2010).

Meskipun raksa ditemukan dalam jumlah rendah di lingkungan, toksisitas, persistensi, dan bioakumulasinya masih dapat menimbulkan ancaman kesehatan bagi manusia dan organisme lain (Eagles-Smith dkk., 2016). Unsur raksa teroksidasi di udara menjadi bentuk anorganik. Dalam bentuk uapnya, logam raksa biasanya diserap melalui saluran pernafasan dan sulit diserap melalui saluran pencernaan. Karena sifat larutnya, unsur raksa menyebar dengan cepat melalui membran sel dan darah otak, mencapai organ target. Begitu masuk ke dalam aliran darah, unsur raksa mudah dioksidasi menjadi Hg anorganik dan Hg dalam sel darah merah dengan adanya hidrogen peroksida dan peroksidase. Dibandingkan dengan bentuk organik yang terutama mempengaruhi sistem saraf pusat, Raksa anorganik mengikuti distribusi tidak teratur, terakumulasi terutama di ginjal yang dapat menyebabkan gagal ginjal akut (Al-Saleh dkk., 2012). Raksa merupakan penyebab utama penyakit autoimun, dan antibodi antinuklear diproduksi oleh individu yang terpapar raksa anorganik (Crowe dkk., 2017). Hg juga merupakan agen penyebab penyakit Alzheimer dan penyakit Parkinson (Chan dkk., 2015). Oleh karena itu, segala bentuk raksa memiliki efek toksik yang kuat pada sistem saraf pusat dan sistem pencernaan (Crowe dkk., 2017).

Beberapa penelitian menunjukkan bahwa paparan raksa meningkatkan produksi radikal bebas, *reactive oxygen species (ROS)* dan anion superoksida akibat reaksi Fenton (Ehara dkk., 2001; Miller dkk., 1991). Wildemann dkk. (2016) berpendapat bahwa peran penting toksisitas yang disebabkan raksa adalah penghambatan sistem pertahanan antioksidan, perubahan keseimbangan oksidan-antioksidan, dan peningkatan ROS (Wildemann dkk., 2016). Metilraksa secara signifikan meningkatkan kadar ion kalsium bebas dalam sel saraf di korteks serebral, mengganggu stabilitas kalsium dan, pada gilirannya, mempengaruhi proses fisiologis sel, menginduksi stres oksidatif dengan mengganggu rantai pernapasan mitokondria, mempengaruhi perbaikan DNA dan menyebabkan apoptosis (Ho dkk., 2013).

HgCl₂ merupakan salah satu bentuk raksa terpenting yang banyak digunakan di berbagai bidang. Senyawa HgCl₂ telah terbukti bersifat organotoksik dan karsinogenik (Risher dkk., 1999). Nava dkk. (2000) menunjukkan bahwa HgCl₂ dapat merusak fungsi intima mitokondria (Nava dkk., 2000), sedangkan Mahbob dkk. (2001) menemukan bahwa HgCl₂ dapat mengubah permeabilitas membran (Mahboob dkk., 2001). Di dalam sel, ion Hg²⁺ berinteraksi dengan protein antioksidan, enzim perbaikan DNA, dan situs aktif protein yang terlibat dalam homeostasis intraseluler (López dkk., 2009). Penelitian lainnya menunjukkan bahwa ion raksa memiliki afinitas tinggi terhadap protein dalam sel yang menyebabkan penghambatan nonspesifik dan kerusakan sistem enzim sel (Clarkson & Magos, 2006). Namun, ekspresi berlebih dari protein sulfur logam setelah paparan raksa dapat berperan sebagai pelindung dalam tubuh (Chan, 2011).

Ekinci dkk. (2007) menemukan bahwa paparan logam berat mengganggu aktivitas normal enzim metabolisme (Ekinci dkk., 2007). Misalnya, HgCl₂ hanya dapat menghambat dua jalur metabolisme, jalur glikolisis dan jalur lisis heksosa-fosfat, dalam sel darah merah dengan menurunkan regulasi aktivitas enzim pelabelan. Enzim heksokinase pada langkah pertama glikolisis, dan aktivitas enzim terakhir dari proses glikolisis, piruvat kinase, ditemukan berkurang secara signifikan. Hexokinase dan piruvat kinase diketahui dinonaktifkan oleh stres oksidatif (Anastasiou dkk., 2011). Karena proses glikolitik adalah satu-satunya sumber ATP dalam sel darah merah yang kekurangan mitokondria, perubahan ini dapat menyebabkan penurunan tingkat energi. Schütt dkk. (2012) menemukan bahwa penipisan ATP membuat sel lebih rentan terhadap kerusakan oksidatif (Schütt dkk., 2012). G6PD adalah enzim pertama yang diidentifikasi untuk melangsir heksosa monofosfat, dan produk Hexokinase adalah glukosa 6-fosfat. Aktivitas heksokinase dan substrat G6PD ditemukan menurun akibat paparan. Studi yang dilakukan oleh Rabbani dan Thornalley (2012) menunjukkan bahwa glioksal-i menghambat pembentukan produk-produk berbahaya yang berasal dari glioksal, dan bahwa peningkatan aktivitasnya menyediakan mekanisme pertahanan enzim untuk modifikasi

protein yang diinduksi metoksil (Rabbani & Thornalley, 2012). Secara ringkas dampak raksa pada metabolisme manusia dapat dilihat pada **Tabel 2.8**.

Tabel 2.8 Dampak Raksa Pada Metabolisme Manusia

Sumber Raksa	Mekanisme Paparan	Dampak Negatif
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Unsur alami dengan konsentrasi sekitar 80 µg/kg di kerak bumi dan 0,3 ng/L di air laut (Gonzalez-Raymat dkk., 2017); ▪ Umumnya ditemukan dalam bentuk mineral Cinnabar (HgS). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pernafasan ▪ Rantai makanan 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Meskipun raksa ditemukan dalam jumlah rendah di lingkungan, toksisitas, persistensi, dan bioakumulasinya masih dapat menimbulkan ancaman kesehatan bagi manusia dan organisme lain (Eagles-Smith dkk., 2016). ▪ Paparan raksa meningkatkan produksi radikal bebas, reactive oxygen species (ROS) dan anion superoksida akibat reaksi Fenton (Ehara dkk., 2001; Miller dkk., 1991) ▪ bersifat organotoksik dan karsinogenik (Risher dkk., 1999); ▪ mengganggu aktivitas normal enzim metabolisme (Ekinci dkk., 2007).

2.4.2 Dampak Timbal Pada Metabolisme Manusia

Timbal (Pb) merupakan zat pencemar yang umum ditemukan di media lingkungan dan industri (Qayyum dkk., 2012; Rahman & Sultana, 2006), yang ditemukan dalam bentuk unsur-unsur, baik anorganik maupun organik, dan dalam jumlah sedikit pada makanan, air dan tanah (Patočka & Černý, 2003). Sebagian besar pencemaran lingkungan yang disebabkan oleh timbal merupakan akibat dari penggunaan cat timbal pada bagian luar bangunan (Godwin, 2001). Pada saat yang sama, lebih dari 900 pekerjaan, termasuk pengilangan, pertambangan, peleburan, pengelasan, dan pengecatan, pembuatan kaca patri dan kaca keramik, terpapar timbal, sehingga mengakibatkan keracunan timbal (Patočka & Černý, 2003). Senyawa timbal anorganik dan unsur timbal, seperti debu timbal, dapat diserap melalui sistem pencernaan dan sistem pernafasan (Patočka dan Cerny 2003). Kehadiran timbal menentukan toksisitasnya terhadap lingkungan. Senyawa timbal

organik berdasarkan ikatan kovalen mempunyai efek toksikologi yang berbeda dengan garam timbal anorganik (seperti timbal asetat). Senyawa timbal organik dapat diserap melalui kulit kemudian masuk ke otak sehingga menimbulkan racun pada sistem saraf pusat (Marshall dkk., 2007). Selanjutnya timbal diserap ke dalam plasma, dan timbal terakumulasi di jaringan lunak dan jaringan keras. Terakhir, timbal terutama diekskresikan melalui sistem saluran kemih dan sistem pencernaan (Patočka & Černý, 2003).

Mekanisme utama timbal mempengaruhi metabolisme terjadi akibat pelepasan radikal bebas, mekanisme pertama adalah produksi langsung *reactive oxygen species (ROS)*, seperti O_2^+ , H_2O_2 dan hidroperoksida, Penelitian menunjukkan bahwa timbal dapat meningkatkan kadar oksigen reaktif dan Ca^{2+} di dalam sel, yang pada gilirannya menyebabkan penurunan potensi mitokondria dan apoptosis melalui pelepasan sitokrom c (Moreira dkk., 2001). Sedangkan mekanisme kedua dicapai melalui konsumsi antioksidan sel (Ercal dkk., 2001). Penelitian sebelumnya menunjukkan bahwa timbal dapat menghambat fosforilasi oksidatif mitokondria, sehingga mengubah δ -aminolevulinic acid dehidratase (ALAD) sel. Timbal juga menyebabkan stres oksidatif dan merusak keseimbangan oksidan/antioksidan sel (Kasperczyk dkk., 2012).

Stres oksidatif yang disebabkan oleh timbal merupakan mekanisme utama toksisitasnya. Selain perubahan enzim antioksidan, ia terlibat langsung dalam reaksi yang dimediasi radikal bebas (Knowles & Donaldson, 1990; Mudipalli, 2007), aktivitas enzim dan perubahan konsentrasi molekul antioksidan, seperti glutathione (Mudipalli 2007). Sedangkan mekanisme kedua dicapai melalui konsumsi antioksidan sel (Ercal dkk., 2001). Penelitian sebelumnya menunjukkan bahwa timbal dapat menghambat fosforilasi oksidatif mitokondria, sehingga mengubah δ -aminolevulinic acid dehidratase (ALAD) sel.

Timbal juga menyebabkan stres oksidatif dan merusak keseimbangan oksidan/antioksidan sel (Kasperczyk dkk., 2012). Stres oksidatif yang disebabkan oleh timbal merupakan mekanisme utama toksisitasnya. Selain perubahan enzim antioksidan, ia terlibat langsung dalam reaksi yang dimediasi radikal bebas (Knowles dan Onaldson. 1990), aktivitas enzim dan perubahan konsentrasi molekul

antioksidan, seperti glutathione (Mudipalli, 2007). Sebagai antioksidan yang ada dalam sel, Glutathione melindunginya dari radikal bebas. Dalam kondisi normal, bentuk tereduksi (GSH) Glutathione menyumbang 90% dari total Glutathione dan oksidasinya menyumbang 10%. Namun pada kasus stres oksidatif, konsentrasi GSSG melebihi konsentrasi GSH (Samadi dkk., 2001).

Permpongpaiboon (2011) dan Kasperczyk (2005), menemukan bahwa tingkat malondialdehyde (MDA) meningkat secara signifikan pada pekerja yang terpapar timbal (tanda-tanda kerusakan oksidatif lipid lainnya juga diamati) (Kasperczyk dkk., 2005; Samadi dkk., 2001). Efek timbal asetat pada metabolisme sel darah merah manusia secara *in vitro*, dan hasilnya konsisten dengan hasil Kasperczyk (2005) (Kasperczyk dkk., 2005; Xia dkk., 2018). Dalam penelitian tersebut, fungsi jalur pentosa fosfat ditemukan telah terbalik sebagai akibat dari penurunan aktivitas Glukosa-6-fosfat dehidrogenase (G6PD) (Kasperczyk dkk., 2005).

Paglia dkk. (1975) menyelidiki aktivitas enzim dalam sel darah merah manusia yang terpapar timbal secara *in vitro* dan memperoleh hasil yang sama seperti yang dilakukan Antonowicz dkk (1990) (Antonowicz dkk., 1990; Paglia dkk., 1975; Rosenberg dkk., 2022), yang mempelajari paparan timbal pada pekerja. Hasil penelitian ini menemukan bahwa kelompok yang terpapar timbal mempunyai tingkat PBB yang jauh lebih tinggi dibandingkan rata-rata pekerja yang terpapar timbal, seperti yang dilaporkan dalam penelitian oleh Kasperczyk (2005). Perbedaan hasil ini mungkin disebabkan oleh waktu pemaparan timbal, konsentrasi timbal dan intensitas stres oksidatif intraseluler.

Wang dkk. (2010) mempelajari kerusakan kadmium pada korteks ginjal dengan kombinasi paparan timbal dan kadmium (Wang dkk., 2010). Kesimpulan bahwa konsentrasi timbal asetat yang rendah dapat meningkatkan laju pernapasan sejalan dengan Kasperczyk (2005). Hal ini merupakan akibat tidak langsung dari pertukaran asam malat-asam aspartat dalam sel, yang meningkatkan dekarboksilasi oksidatif piruvat dan *Nicotinamide adenine dinucleotide* (NADH) transportasi dari sitoplasma ke mitokondria, yang dapat menyebabkan penurunan aktivitas laktat dehidrogenase (LDH). Namun, tidak ada perubahan signifikan pada aktivitas FBA, yang menunjukkan bahwa timbal memiliki efek terbatas pada jalur glikolisis.

Penelitian *in vitro* yang dilakukan Yun dan Hoyer (2000) pada otak tikus menunjukkan bahwa timbal dapat menghambat enzim glikolisis dan respirasi mitokondria, yang dapat mengganggu banyak fungsi tubuh, dan mempengaruhi sebagian besar organ. (Yun & Hoyer, 2000). Bentuk organik dari timbal yang tertelan diserap oleh hati dan dimetabolisme, sedangkan timbal anorganik tidak dimetabolisme oleh hati (Banfalvi, 2011).

Dampak Timbal pada metabolisme manusia dapat dilihat pada **Tabel 2.9**.

Tabel 2.9 Dampak Timbal Pada Metabolisme Manusia

Sumber Raksa	Mekanisme Paparan	Dampak Negatif
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Timbal (Pb) merupakan zat pencemar yang umum ditemukan di media lingkungan dan industri (Qayyum dkk., 2012; Rahman & Sultana, 2006); ▪ Ditemukan dalam bentuk unsur-unsur, baik anorganik maupun organik, dan dalam jumlah sedikit pada makanan, air dan tanah (Patočka & Černý, 2003). 	<p>Senyawa timbal anorganik dan unsur timbal, seperti debu timbal, dapat diserap melalui sistem pencernaan dan sistem pernafasan (Patočka dan Cerny 2003). Senyawa timbal organik dapat diserap melalui kulit kemudian masuk ke otak sehingga menimbulkan racun pada sistem saraf pusat (Marshall dkk., 2007).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mekanisme utama timbal mempengaruhi metabolisme terjadi akibat pelepasan radikal bebas, mekanisme pertama adalah produksi langsung reactive oxygen species (ROS), seperti O_2^+, H_2O_2 dan hidroperoksida, Penelitian menunjukkan bahwa timbal dapat meningkatkan kadar oksigen reaktif dan Ca^{2+} di dalam sel, yang pada gilirannya menyebabkan penurunan potensi mitokondria dan apoptosis melalui pelepasan sitokrom c (Moreira dkk., 2001); ▪ Timbal juga menyebabkan stres oksidatif dan merusak keseimbangan oksidan/antioksidan sel (Kasperczyk dkk., 2012).

2.4.3 Dampak Nikel Pada Metabolisme Manusia

Nikel (Ni) adalah unsur paling melimpah ke-24 di bumi, dan 3% kerak bumi terdiri dari nikel. Air minum di seluruh dunia banyak dijumpai mengandung nikel (Coogan dkk., 1989). Nikel dianggap penting untuk berbagai fungsi tubuh manusia. Namun, peningkatan paparan dapat menyebabkan keracunan pada manusia (Haber dkk., 2000; Ognjanović dkk., 2010; Diagonanolin dkk., 2004). Dua jalur utama paparan nikel oral adalah melalui air dan makanan yang terkontaminasi senyawa yang mengandung nikel (Haber dkk., 2000). Ni memiliki banyak aplikasi industri dan

komersial, sehingga dapat diakses oleh pekerja jenis ini. Emisi nikel secara alami didapat dari kebakaran hutan, emisi vulkanik, dan debu angin. Sumber emisi nikel lainnya ke udara adalah pembakaran batu bara dan pembakaran sampah, sedangkan sumber paparan nikel lainnya bagi manusia adalah asap tembakau (Yang & Ren, 2010).

Nikel berikatan dengan merkaptan membentuk kompleks nikel-merkaptan di dalam tubuh manusia. Kemudian, kompleks tersebut bereaksi dengan oksigen molekuler untuk menghasilkan radikal bebas, yang pada akhirnya menyebabkan toksisitas nikel (Das dkk., 2006). Studi eksperimental oleh Das dkk. telah menunjukkan bahwa nikel berikatan dengan protein tiol, menyebabkan penurunan kadar glutathione, yang pada gilirannya menyebabkan toksisitas nikel dalam tubuh (Valko dkk., 2005). Para peneliti telah menemukan bahwa sifat fisikokimia dalam tubuh manusia dapat berubah akibat paparan nikel, akibat berkurangnya ekskresi kalsium melalui urin. Selain itu, retensi nitrogen juga berkurang akibat paparan nikel (Kumar dkk., 2019). Jalur fosforilasi oksidatif terganggu oleh penurunan kadar nikotinamida akibat paparan nikel kronis. M'Bemba-Meka dkk. mempelajari kultur sel darah merah manusia dan menemukan bahwa sel-sel ini berada di bawah tekanan oksidatif karena paparan nikel (M'Bemba-Meka dkk., 2006). Ada bukti bahwa nikel berperan dalam menginduksi toksisitas darah. Salnikow dkk. melakukan penelitian di mana paparan nikel pada tikus diinduksi melalui inhalasi. Jumlah sel darah merah, konsentrasi hemoglobin dan indikator lainnya meningkat. Ditemukan juga bahwa perubahan pada semua parameter ini disebabkan oleh peningkatan sintesis eritropoietin yang disebabkan oleh hipoksia karena paparan nikel (Denkhaus & Salnikow, 2002).

Nikel merupakan faktor tambahan yang diperlukan SOD untuk mengatur tingkat ROS sel dan melindungi nitrogenase. Kelebihan produksi spesies oksigen reaktif yang disebabkan oleh gangguan homeostasis Redoks dapat menyebabkan kematian sel dan menurunkan jumlah sel hidup (Oukarroum dkk., 2017). Studi oleh Martínez-Ruiz dan Martínez-Jer Nimo menunjukkan bahwa nikel menginduksi produksi spesies oksigen reaktif dan meningkatkan aktivitas enzim antioksidan melalui pembentukan radikal bebas melalui reaksi Fenton (Miazek dkk., 2015).

Kelebihan nikel juga dapat menginduksi produksi radikal bebas dan spesies oksigen reaktif melalui transfer elektron langsung, yang menonaktifkan enzim dalam sistem pertahanan antioksidan organisme fotosintesis lainnya, seperti Glutathione reduktase, mitokondria (Nagajyoti dkk., 2010).

Dampak nikel pada metabolisme manusia dapat dilihat pada **Tabel 2.10**.

Tabel 2.10 Dampak Nikel Pada Metabolisme Manusia

Sumber Raksa	Mekanisme Paparan	Dampak Negatif
Nikel (Ni) adalah unsur paling melimpah ke-24 di bumi, dan 3% kerak bumi terdiri dari nikel. Air minum di seluruh dunia banyak dijumpai mengandung nikel (Coogan dkk., 1989).	Dua jalur utama paparan nikel oral adalah melalui air dan makanan yang terkontaminasi senyawa yang mengandung nikel (Haber dkk., 2000).	Nikel berikatan dengan merkaptan membentuk kompleks nikel-merkaptan di dalam tubuh manusia. Kemudian, kompleks tersebut bereaksi dengan oksigen molekuler untuk menghasilkan radikal bebas, yang pada akhirnya menyebabkan toksisitas nikel (Das dkk., 2006).

2.4.4 Dampak Tembaga Pada Metabolisme Manusia

Tembaga (Cu) merupakan logam transisi dengan massa atom 63,54 dalton (Da). Sifatnya yang mudah dibentuk, korosi yang rendah, kemampuan paduan, konduktivitas termal yang tinggi, dan konduktivitas listrik yang tinggi menjadikan Cu salah satu logam terpenting untuk aplikasi industri. Cu digunakan sebagai logam atau paduan dalam mesin, konstruksi, transportasi, dan senjata militer (Gaetke dkk., 2014) dan merupakan komponen penting dari emas putih dan paduan lainnya yang digunakan untuk perhiasan imitasi, produk gigi, dan banyak kosmetik (Lucas & Lemons, 1992; Okerere dkk., 1972; Vilaplana dkk., 1991). Logam Cu memiliki reaktivitas yang rendah karena muatan inti yang tinggi, ukurannya yang kecil, dan potensi ionisasi yang tinggi (Georgopoulos dkk., 2006). Namun, Cu dapat berada di alam dalam bentuk unsur dan berbagai macam senyawa, dan ion Cu ada dalam keadaan tembaga teroksidasi, netral, atau tereduksi (Linder dkk., 1998; Linder & Hazegh-Azam, 1996). Ion tembaga (Cu^+) dapat berdisproporsi dengan cepat dalam larutan air untuk membentuk Cu (II) dan Cu (0). Ion tembaga (Cu^{2+}) adalah bilangan oksidasi paling penting dari Cu yang umum dijumpai dalam air dan terkoordinasi dengan enam molekul air dalam larutan.

Konsentrasi alami Cu dalam tanah adalah sekitar 50 ppm Cu (Barceloux, 1999). Cu di udara dilepaskan dari sumber alami seperti debu yang tertiuap angin, gunung berapi, dan kebakaran hutan, serta sumber buatan manusia seperti pabrik peleburan Cu, produksi besi dan baja, serta insinerator kota. Kandungan Cu di atmosfer berkisar antara 5 hingga 20 ng Cu/m³, dan air alami memiliki konsentrasi rata-rata 4–10 µg Cu/L dengan sebagian besar Cu terikat pada bahan organik (Barceloux 1999). Sumber Cu di lingkungan antara lain pipa air Cu, peralatan masak Cu, air minum, pil KB dan alat kontrasepsi Cu, suplemen vitamin dan mineral, fungisida dengan tambahan Cu untuk kolam renang, dan makanan. Tukang pipa, tukang las, masinis, dan pihak lain yang bekerja dengan Cu berisiko terkena toksisitas Cu. Paparan terhadap Cu melalui paparan lingkungan atau pekerjaan sering kali mencakup paparan terhadap logam lain, seperti arsenik, besi, atau raksa, dan bahan kimia seperti etanol, poliklorinasi bifenil, dan pestisida (Pohl dkk., 2014).

Asupan Cu sangat bervariasi pada setiap individu tergantung pada pilihan makanan dan pola makan, serta faktor lingkungan. Kebanyakan makanan mengandung cukup Cu (1–5 mg) untuk mencegah defisiensi dan tidak cukup menyebabkan toksisitas. Di Amerika Serikat, referensi makanan atau nutrisi (yang direkomendasikan) untuk asupan Cu didasarkan pada rekomendasi *Food and Nutrition Board, Institute of Medicine* sebesar 0,9 mg/hari untuk orang dewasa umur 19–70 tahun (Trumbo dkk., 2001). Tingkat asupan atas yang dapat ditoleransi pada kelompok usia yang sama adalah 10 mg/hari. Air minum menyumbang sekitar 6–13% dari rata-rata asupan harian Cu. Badan Perlindungan Lingkungan Amerika Serikat (2013) telah menetapkan sasaran tingkat kontaminasi maksimum untuk Cu sebesar 1,3 mg/L atau 1,3 ppm. Jumlah ini didasarkan pada kemungkinan risiko kesehatan dan paparan seumur hidup dengan margin keamanan yang memadai untuk mencegah potensi masalah kesehatan. Menentukan tingkat konsumsi Cu atas asupan lebih sulit karena konsekuensi kesehatan dari kekurangan Cu dan kelebihan Cu (Stern, 2010). Kerangka peraturan untuk penilaian risiko elemen mikro esensial yang diperkenalkan oleh Program Internasional tentang Keamanan Bahan Kimia telah mengusulkan model homeostatis untuk menentukan kisaran asupan oral yang tepat dari elemen penting mikro. Bukti yang tersedia menunjukkan bahwa asupan Cu tingkat atas perlu dievaluasi ulang, dan pengembangan dasar ilmiah untuk tingkat

asupan Cu dan defisiensi Cu yang dapat ditoleransi sangatlah penting (de Romaña dkk., 2011).

Selain asupan makanan dan paparan lingkungan, status Cu dapat dipengaruhi oleh faktor lain termasuk suplemen vitamin dan mineral, serta aktivitas kelenjar adrenal. Hormon adrenal, misalnya, meningkatkan produksi ceruloplasmin di hati, protein pengikat Cu utama dalam tubuh. Dengan demikian, gangguan fungsi hati dan insufisiensi kelenjar adrenal dapat menyebabkan akumulasi Cu di jaringan. Ketika hati tidak mampu melepaskan ceruloplasmin, Cu menjadi tidak tersedia secara hayati. Selain itu, makanan seng (Zn) dan sejumlah nutrisi dapat mengubah status Cu. Sebagai antagonis Cu, defisiensi Zn berhubungan dengan akumulasi Cu di berbagai organ penyimpanan (Gaetke dkk., 2014).

Sebagian besar organisme memiliki kombinasi mekanisme impor, sekuestrasi, dan peningkatan ekspor yang diatur untuk melindungi terhadap toksisitas yang disebabkan oleh logam. Mekanisme ini mengatur status logam melalui protein pengikat logam pada tingkat transkripsi, translasi, dan enzimatik. Sebagaimana dinyatakan di atas, adanya sistem kompleks pengangkut ion logam dan pendamping untuk mengatur homeostasis Cu memastikan Cu disediakan untuk protein esensial tanpa menyebabkan kerusakan sel. Gangguan pada homeostasis Cu dikaitkan dengan kerusakan jaringan dan sejumlah penyakit (Bleackley & MacGillivray, 2011; de Romaña dkk., 2011). Selain interaksi langsung dengan makromolekul dan mineral esensial, beberapa mekanisme, terutama kerusakan oksidatif akibat radikal bebas, telah diusulkan untuk menjelaskan toksisitas seluler yang disebabkan oleh Cu (Gaetke dkk., 2014).

Ion logam transisi, seperti Fe dan Cu, mampu menjalani reaksi siklus redoks dan mendorong pembentukan *reactive oxygen species (ROS)*. Sejumlah penelitian telah menghubungkan toksisitas Cu dengan kecenderungan ion Cu untuk berpartisipasi dalam pembentukan ROS yang memodifikasi struktur dan/atau fungsi biomolekul esensial (Halliwell & Gutteridge, 1984; Lippard, 1999). Dengan adanya superoksida atau zat pereduksi seperti asam askorbat atau GSH, Cu^{2+} dapat direduksi menjadi Cu^+ , yang mampu mengkatalisis pembentukan radikal hidroksil dari hidrogen peroksida melalui reaksi Haber–Weiss (Bremner, 1998; Kadiiska

dkk., 1993). Karena hanya satu elektron yang dibutuhkan untuk mereduksi Cu^{2+} , elektron lainnya mungkin terlibat dalam produksi radikal hidroksil (Multhaup dkk., 1999). Radikal hidroksil adalah radikal pengoksidasi paling kuat yang mungkin muncul dalam sistem biologis. Ia mampu memulai kerusakan oksidatif dengan mengabstraksi hidrogen dari karbon yang mengandung amino untuk membentuk radikal protein yang berpusat pada karbon dan dari asam lemak tak jenuh untuk membentuk radikal lipid (Burkitt, 2001; Kuano Chow, 1991; Letelier dkk., 2010; Powell, 2000), dan menginduksi pemutusan untai DNA dan oksidasi basa (Buettner, 1993; Hayashi dkk., 2000; Kawanishi dkk., 1989; Liang & Dedon, 2001). Selain itu, peroksinitrit, produk reaksi oksida nitrat dan superoksida, dapat mendorong pelepasan ion Cu dari kompleks protein seperti ceruloplasmin (Harris, 1992). Mekanisme yang mendasari kerja ion logam transisi mungkin melibatkan pembentukan superoksida, radikal hidroksil, dan ROS lainnya dan selanjutnya menghasilkan malondialdehid, 4-hidroksinonenal, dan produk tambahan DNA eksosiklik lainnya (Gaetke & Chow, 2003; Jomova & Valko, 2011; Rossi dkk., 2006).

Hasil yang diperoleh dari sejumlah penelitian eksperimental mendukung pandangan bahwa kerusakan oksidatif yang disebabkan oleh ROS memainkan peran penting dalam toksisitas Cu. Sebagai contoh, Cu telah terbukti melibatkan modifikasi oksidatif low-density lipoprotein (LDL) dan mendorong aterogenesis dengan meningkatkan transformasi makrofag menjadi sel busa dan dengan mengembangkan sifat vasokonstriktor dan protrombotik (Haidari dkk., 2001). Kelebihan Cu dapat menyebabkan kerusakan peroksidatif pada membran lipid melalui reaksi radikal lipid dan oksigen membentuk radikal peroksi (Powell, 2000) dan menyebabkan peroksidasi pada membran lisosom hepatosit (Bremner, 1998; Sokol dkk., 1990). Tikus yang kelebihan muatan Cu menunjukkan kerusakan oksidatif termasuk penurunan kadar GSH hati dan α -tokoferol, peningkatan kadar produk peroksidasi lipid mitokondria, penurunan respirasi keadaan 3 dan rasio kontrol pernapasan dalam mitokondria hati, dan penurunan aktivitas kompleks IV (sitokrom C oksidase) dan peningkatan Cu hati (Ohhira dkk., 1995; Sokol dkk., 1990). Kelebihan Cu juga mengurangi aktivitas sitokrom c oksidase dan mengganggu respirasi mitokondria hati (Myers dkk., 1993) dan peningkatan

chemiluminescence hati tikus, sedangkan aktivitas katalase dan GSH peroksidase menurun secara signifikan (Ossola dkk., 1997). Dengan membebani sistem antioksidan tubuh dan menginduksi kerusakan DNA, peroksidasi lipid, modifikasi protein, dan efek lainnya, ROS dapat menyebabkan perkembangan penyakit degeneratif, termasuk kanker, penyakit kardiovaskular, diabetes, aterosklerosis, gangguan neurologis, dan peradangan kronis (chow, 1979; Chow & Chow-Johnson, 2013; Jomova & Valko, 2011).

Pada manusia, gangguan penyerapan dan ekskresi Cu normal dikaitkan dengan dua kelainan parah, *Menkes Disease and Wilson's Disease (WD)*. Konsekuensi dari kekurangan pasokan Cu yang merupakan karakteristik *Menkes Disease* telah dikaitkan dengan inaktivasi enzim metabolik utama, meskipun proses non-enzimatik lainnya mungkin terlibat (Song dkk., 2011). Sebaliknya, konsekuensi dari akumulasi Cu pada WD umumnya dianggap berasal dari kerusakan yang disebabkan oleh radikal oksigen yang diinduksi oleh Cu (Sayre dkk., 2000; White dkk., 2001). Penyakit Wilson memiliki fenotip yang bervariasi dan dapat muncul dengan manifestasi dominan pada hati atau neurologis. Pasien dengan WD memiliki bukti peroksidasi lipid di mitokondria hati dan penurunan konsentrasi antioksidan vitamin E di hati dan darah (Myers dkk., 1993).

Toksisitas Cu kronis dalam bentuk sirosis hati dan kerusakan organ lain terlihat pada kelainan genetik metabolisme Cu (WD) dan dugaan kelainan lingkungan *Indian Childhood Cirrhosis (ICC)*. Toksisitas ICC, non-ICC, dan mungkin idiopatik Cu tampaknya disebabkan oleh konsumsi susu yang telah direbus atau disimpan dalam wadah Cu atau kuningan yang terkorosi, meskipun kecenderungan genetik juga dikaitkan dengan penyakit mirip ICC (Pandit & Bhave, 1996; Pandit dkk., 2002; Wijmenga dkk., 1998). Cu juga terlibat dalam patogenesis penyakit neurodegeneratif umum seperti penyakit Alzheimer, Parkinson dan Huntington serta penyakit *amyotrophic lateral sclerosis*. Penyakit Alzheimer ditandai dengan degenerasi saraf, peningkatan konsentrasi Cu, Fe, dan Zn, serta peningkatan simpanan protein amiloid- β di otak (Squitti dkk., 2009; Strausak dkk., 2001; Zatta dkk., 2008). Pada penyakit Alzheimer, molekul gen protein prekursor amiloid, yang secara langsung dikaitkan dengan bentuk awal penyakit, mengandung situs pengikatan Cu (Multhaup, 1997; Multhaup dkk., 1999), dan pengikatan protein

amiloid- β menjadi Cu dan Zn dapat meningkatkan pembentukan ROS di otak (Strausak dkk., 2001).

Selain kerusakan oksidatif akibat radikal bebas, informasi yang tersedia menunjukkan bahwa respons seluler terhadap kelebihan Cu, khususnya pada tahap awal akumulasi Cu, melibatkan mekanisme dan jalur yang lebih spesifik. Hal ini mencakup regulasi metabolisme lipid, pertahanan antimikroba, aktivitas saraf, resistensi sel tumor terhadap obat kemoterapi, transduksi sinyal yang dimediasi kinase, dan proses seluler penting lainnya (Hasan & Lutsenko, 2012).

Dampak tembaga pada metabolisme manusia dapat dilihat pada **Tabel 2.11**.

Tabel 2.11 Dampak Tembaga Pada Metabolisme Manusia

Sumber Raksa	Mekanisme paparan ke Manusia	Dampak Negatif
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Konsentrasi alami Cu dalam tanah adalah sekitar 50 ppm Cu (Barceloux, 1999); ✓ Cu di udara dilepaskan sumber alami seperti debu, gunung berapi, dan kebakaran hutan, serta sumber buatan manusia seperti pabrik peleburan Cu, produksi besi dan baja, serta insinerator kota. 	<p>Sumber Cu di lingkungan antara lain pipa air Cu, peralatan masak Cu, air minum, pil KB dan alat kontrasepsi Cu, suplemen vitamin dan mineral, fungisida dengan tambahan Cu untuk kolam renang, dan makanan.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sejumlah penelitian telah menghubungkan toksisitas Cu dengan kecenderungan ion Cu terlibat dalam pembentukan ROS yang memodifikasi struktur dan/atau fungsi biomolekul esensial (Halliwell and Gutteridge 1984; Lippard 1999).; ✓ Toksisitas Cu kronis dalam bentuk sirosis hati dan kerusakan organ lain terlihat pada kelainan genetik metabolisme Cu (WD) dan dugaan kelainan lingkungan <i>Indian Childhood Cirrhosis (ICC)</i> (Pandit & Bhave, 1996; Pandit dkk., 2002; Wijmenga dkk., 1998).

2.5 Standar Kualitas Air Minum

Berdasarkan peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 Tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 Tentang Kesehatan Lingkungan, bahwasanya Air Minum adalah air yang melalui

pengolahan atau tanpa pengolahan yang memenuhi syarat kesehatan dan dapat langsung diminum. Air Minum digunakan untuk keperluan untuk keperluan minum, masak, mencuci peralatan makan dan minum, mandi, mencuci bahan baku pangan yang akan dikonsumsi, peturasan, dan ibadah. Standar baku mutu kesehatan lingkungan media Air Minum dituangkan dalam parameter yang menjadi acuan Air Minum aman. Parameter yang dimaksud meliputi parameter fisik, parameter mikrobiologi, parameter kimia serta radioaktif. Parameter wajib air minum tercantum dalam **Tabel 2.12**.

Tabel 2.12 Parameter Wajib Air Minum

No.	Jenis Parameter	Kadar maksimum	Satuan	Metode Pengujian
	Mikrobiologi			SNI/ APHA
1	Escherichia coli	0	CFU/100mL	SNI/ APHA
2	Total Coliform	0	CFU/100mL	SNI/ APHA
	Fisik			SNI/ APHA
3	Suhu	Suhu udara ± 3	$^{\circ}\text{C}$	SNI/ APHA
4	Total Dissolve Solid	<300	mg/L	SNI/ APHA
5	Kekeruhan	<3	NTU	SNI/ APHA
6	Warna	10	TCU	SNI/ APHA
7	Bau	Tidak berbau	mg/L	SNI/ APHA
	Kimia			
8	pH	6.5 – 8.5		SNI/ APHA
9	Nitrat (sebagai NO_3) (terlarut)	20	mg/L	SNI/ APHA
10	Nitrit (sebagai NO_2) (terlarut)	3	mg/L	SNI/ APHA
11	Kromium valensi 6 (Cr^{6+}) (terlarut)	0,01	mg/L	SNI/ APHA
12	Besi (Fe) (terlarut)	0,2	mg/L	SNI/ APHA
13	Mangan (Mn) (terlarut)	0,1	mg/L	SNI/ APHA
14	Sisa khlor (terlarut)	0,2-0,5 (selama 30 menit)	mg/L	SNI/ APHA
15	Arsen (As) (terlarut)	0.01	mg/L	SNI/ APHA
16	Kadmium (Cd) (terlarut)	0.003	mg/L	SNI/ APHA
17	Timbal (Pb) (terlarut)	0.01	mg/L	SNI/ APHA
18	Flouride (F) (terlarut)	1.5	mg/L	SNI/ APHA
19	Aluminium (Al) (terlarut)	0.2	mg/L	SNI/ APHA

Sumber: Permenkes No. 2/2023

Selain parameter wajib juga dapat ditetapkan parameter khusus oleh Pemerintah Daerah sesuai dengan kondisi geohidrologi wilayah dan jenis kegiatan lingkungan wilayahnya berdasarkan hasil penelitian dan pengkajian. Penelitian dan pengkajian dapat dilakukan oleh Pemerintah Daerah dengan melibatkan pihak lain. Selain

parameter wajib juga dapat ditetapkan parameter khusus sesuai dengan kondisi geohidrologi wilayah termasuk wilayah dengan karakteristik wilayah kegiatan pertambangan minyak, gas, panas bumi, dan sumber daya mineral sebagai mana **Tabel 2.13.**

Tabel 2.13 Parameter Khusus Air Minum Wilayah Pertambangan Minyak, Gas, Panas Bumi, Sumber Daya Mineral

No.	Jenis Parameter	Kadar maksimum	Satuan	Metode Pengujian
1	Hidrogen Sulfida (H ₂ S) (terlarut)	0,05 - 0,1	mg/L	SNI/ APHA
2	Raksa (Hg)	0,001	mg/L	SNI/ APHA
3	Tembaga (Cu)	2	mg/L	SNI/ APHA
4	Gross alpha activity	0,1	Bq/L	SNI/ APHA
5	Gross beta activity	1	Bq/L	SNI/ APHA
6	Hidrokarbon Poliaromatis	0,0007	mg/L	SNI/ APHA
7	Nikel (Ni)	0,07	mg/L	SNI/ APHA
8	Timbal	0,01	mg/L	SNI/ APHA
9	Amonia (NH ₃) (terlarut)	1,5	mg/L	SNI/ APHA
10	Fenol (C ₆ H ₆ O) (C ₆ H ₅ OH)			SNI/ APHA

Sumber: Permenkes No. 2/2023

2.6 Response Surface Methodology in Design of Experiment

Desain eksperimental adalah istilah yang digunakan untuk menggambarkan metode yang efisien untuk merencanakan pengumpulan data, untuk memperoleh jumlah informasi yang maksimal. Teknik ini menjelaskan dengan baik efek interaktif antar parameter. *Response Surface Methodology (RSM)* adalah seperangkat teknik matematika dan statistik yang terbukti berguna untuk mempelajari pengaruh beberapa faktor yang mempengaruhi respons serta mengoptimalkan parameter dalam proses. Metode ini dikembangkan oleh Box dan Wilson (1951) dan sejak itu telah banyak digunakan sebagai teknik merancang eksperimen. Hal ini mengarah pada peningkatan kinerja proses, pengurangan jumlah variabel dalam proses dengan hanya memperhitungkan faktor yang paling signifikan, dan juga mengurangi biaya operasi dan waktu eksperimen (Madala dkk., 2015).

Ada beberapa cara untuk menganalisis eksperimen tergantung pada informasi yang tersedia dari populasi dan juga sampel. *Statistical Package for the Social Sciences (SPSS)*, Minitab dan *Statistical Analysis System (SAS)* adalah perangkat lunak analisis yang membantu menganalisis data eksperimen (Svolba, 2006). SPSS secara

khusus digunakan untuk pembuatan dan penerapan survei, penambangan data, analisis teks, analisis statistik, serta kolaborasi dan penerapan. Minitab dan SAS juga digunakan untuk analisis statistik dan pengelolaan data dan juga untuk pemodelan dan mengembangkan desain eksperimen yang membantu menyederhanakan pekerjaan eksperimen (Svolba, 2006). Dalam penelitian ini *Statistical Analysis System (SAS)* digunakan sebagai perangkat lunak untuk membantu desain eksperimen dan analisis statistik.

SAS adalah sistem produk perangkat lunak terintegrasi yang disediakan oleh *SAS Institute Inc.* yang memungkinkan pemrogram melakukan riset operasi, analisis statistik, penulisan laporan dan grafik, peningkatan kualitas, dukungan keputusan, dan manajemen proyek. Perangkat Lunak SAS menyediakan lingkungan terintegrasi untuk pemodelan prediktif dan deskriptif, penambangan data, analisis teks, peramalan, pengoptimalan, simulasi, desain eksperimental, dan banyak lagi. Dari visualisasi dinamis hingga pemodelan prediktif, penerapan model, dan optimalisasi proses, SAS menyediakan serangkaian teknik dan proses untuk pengumpulan, klasifikasi, analisis, dan interpretasi data (Svolba, 2006).

Design of experiment atau *experimental design* adalah desain latihan pengumpulan informasi yang terdapat variasi. SAS juga menyediakan tujuh tipe desain yang berbeda seperti yang ditunjukkan di bawah ini (Svolba, 2006):

- 1) Penyaringan dua tingkat, untuk mengidentifikasi faktor-faktor yang mempunyai dampak terbesar terhadap respon;
- 2) *Response Surface* adalah model dengan efek kelengkungan; memeriksa perilaku linier dan kuadrat dari respons terhadap wilayah desain. Model ini memungkinkan peneliti untuk mendistribusikan titik, proses blok, kesalahan estimasi independen, menggunakan proses sesedikit mungkin, model yang sesuai, dan analisis varians;
- 3) Campuran, model dengan dua dan tiga tingkat, campuran faktor kuantitatif dan kualitatif;
- 4) Optimal, model dengan desain D- dan A- optimal untuk wilayah desain tidak beraturan;
- 5) *Split-plot*, memodelkan efek di mana beberapa level sulit diubah;

- 6) Faktorial umum, model dengan desain faktorial lengkap dan faktor dengan beberapa tingkatan.

2.7 Penelitian Terdahulu Terkait Logam Berat Dalam Air Tanah di Daerah Bekas Tambang

Dampak kegiatan pertambangan antara lain berupa degradasi lahan, pembuangan *over burden*, penggundulan hutan, pencucian sisa material tambang, penurunan permukaan tanah, pencemaran air akibat pencucian, pembuangan air tambang, air asam tambang, operasi pencucian batubara, pencemaran udara akibat pelepasan gas dan debu, polusi suara, kebakaran tambang, kerusakan flora dan fauna, perusakan habitat satwa liar dan bahaya kesehatan kerja (Ahmad dkk., 2014). Sistem pengambilan bahan tambang yang berbeda-beda juga mempengaruhi keadaan muka bumi dan lingkungan. Selain merusak kondisi awal tanah, pertambangan juga dapat mempengaruhi kinerja fungsi hidrolis dalam tanah, dan dapat menurunkan tingkat produktivitas tanah (Patiung dkk., 2011).

Air tanah di akuifer batuan keras, khususnya di wilayah pertambangan, diketahui rentan terhadap masalah kualitas yang mungkin berdampak serius terhadap kesehatan manusia. Pembuangan tambang termasuk timbunan dan tailing merupakan hal yang umum terjadi pada penambangan permukaan dan bawah tanah. Operasi penambangan terbuka dan pembuangan lapisan penutup dalam jumlah besar menyebabkan banyak dampak buruk terhadap lingkungan, salah satunya adalah pencemaran air yang dianggap sebagai salah satu dampak penting. Pencemaran air di wilayah pertambangan dapat terjadi secara fisik dan kimia (Kumar & Pandey, 2013). Dampak fisik terutama diakibatkan oleh pendangkalan pada permukaan badan air. Penurunan kualitas air minum merupakan masalah kesehatan manusia yang serius. Kegiatan pertambangan diketahui melepaskan unsur-unsur makro dan mikro ke lingkungan. Elemen mikro seperti logam berat diklasifikasikan di antara kelompok polutan paling berbahaya karena toksisitas dan ketahanannya di lingkungan (Carreras dkk., 2009; Nyarko dkk., 2008). Kontaminasi air tanah adalah salah satu masalah lingkungan yang paling penting di dunia saat ini dimana kontaminasi logam berat menjadi perhatian utama karena

toksistasnya yang tinggi bahkan pada konsentrasi rendah (Marcovecchio dkk., 2007).

Penelitian dampak kegiatan tambang batu bara yang dilakukan oleh Wang dkk (2021) di area pertambangan batubara selatan Suzhou dengan menganalisis logam berat As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, dan Zn untuk mengetahui potensi dampak pencemaran logam berat terhadap kualitas lingkungan dan manusia.kesehatan. Ditemukan bahwa 22% dan 31% lokasi pengambilan sampel masing-masing memiliki kualitas air “sangat baik” dan “baik”. Konsentrasi Fe dan Mn yang melebihi baku mutu terdeteksi masing-masing pada 47% dan 72% sampel. Nilai risiko kesehatan non-karsinogenik dari As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, dan Zn berada di bawah tingkat risiko kesehatan yang dapat diabaikan yang ditetapkan oleh berbagai lembaga lingkungan hidup. Pemeringkatan kandungan logamnya berturut-turut adalah sebagai berikut: $Fe > Mn > Cr > Cu > Pb > Zn > As$, dengan Fe menyumbang 43%. Konsentrasi Cr di semua titik pengambilan sampel melampaui baku mutu, sehingga disimpulkan bahwa kromium merupakan faktor karsinogenik utama di wilayah penelitian, menyumbang 95,45% dari total risiko kesehatan. Oleh karena itu, pihak berwenang di wilayah ini harus memonitor secara ketat tiga unsur logam berat Fe, Mn, dan Cr (Wang dkk., 2022).

Nuric dkk (2024) melakukan penelitian di sumber air "Šićki Brod" dan "Studenac" Bosnia-Herzegovina sebagai pengaruh dari kegiatan tambang batu bara, mengkaji kandungan 13 logam berat. Berdasarkan hasil analisis terhadap kualitas sumber air yang sudah ditentukan, dari 13 logam hanya 3 logam (tembaga, seng, dan besi) yang memiliki konsentrasi yang berada dalam batas baku mutu, dan sisanya melebihi baku mutu. konsentrasi yang lebih tinggi dari yang diizinkan, dapat secara signifikan membahayakan kesehatan warga. Analisis data yang dikumpulkan untuk dua mata air menunjukkan fakta bahwa tambang batu bara permukaan yang terbengkalai/tertutup tidak memiliki pengaruh yang signifikan terhadap kualitas air karena parameter kandungan logam di mata air di sekitar tambang sama dengan mata air yang jauh dari bekas operasi penambangan. Keberadaan logam berat dapat dikaitkan dengan faktor-faktor lain yang memengaruhi, seperti komposisi tanah itu sendiri dan kegiatan industri dan pertanian lainnya di lingkungan sekitar, serta

dampak pencemaran dari PLTU yang terletak di sekitar kedua sumber ini (Nurić dkk., 2024).

Hao dkk (2024) dalam penelitiannya pada wilayah pertambangan di Barat Laut Kota Lengshuijiang, Provinsi Hunan China menemukan bahwa konsentrasi As dan Sb dalam air tanah lebih sensitif dipengaruhi oleh kegiatan pertambangan, sementara konsentrasi logam Mn, Se, Mo, Co, dan Ba lebih dipengaruhi oleh kondisi geologi dan hidrogeologi alam, dengan dampak yang lebih kecil dari aktivitas manusia. Tingkat pencemaran air tanah daerah penelitian paling tinggi terjadi pada As dan Sb, disusul Se dan Mn. Penyebab utama dari situasi ini adalah penumpukan dan pembuangan limbah pertambangan dan air limbah yang tidak tepat. Air hujan yang masuk ke dalam timbunan limbah menyebabkan lepasnya logam berat ke dalam air tanah. Selain itu, pembuangan air lubang tambang dan air limbah pencucian material tambang, serta perkolasi air hujan, semakin mempercepat pencucian kontaminan ke dalam air tanah. Oleh karena itu, upaya untuk melakukan standarisasi dan remediasi wilayah pertambangan serta pemulihan air tanah merupakan hal yang mendesak (Hao dkk., 2024).

Sementara itu Sun dkk (2014) meneliti konsentrasi delapan jenis logam berat (Pb, Cd, Cu, Ni, Cr, Zn, Fe dan Mn) dalam air tanah dari tiga akuifer dalam di tambang batubara Wolonghu, Provinsi Anhui Utara Cina. Hasil penelitian menunjukkan bahwa air tanah mempunyai konsentrasi logam berat yang berbeda-beda di antara akuifer, yang mungkin disebabkan oleh bentuk kemunculan logam berat yang berbeda (misalnya Pb, Cd, Cu, dan Cr yang diadsorpsi oleh besi hidroksida) dan jenis interaksi batuan air yang berbeda (misalnya Mn dan Zn berasal dari batuan karbonat). Konsentrasi logam Pb, Cd, Cu, Ni, Cr dan Zn secara berturut-turut adalah 6,32–31,8, 2,88–8,90, 2,75–28,0, 19,0–187, 0,067–6,40 dan 30,3–66,5 µg/l, dengan konsentrasi rata-rata masing-masingnya adalah 16,1, 5,07, 10,7, 70,0, 1,88 dan 51,2 ug/l. Adapun Fe dan Mn memiliki konsentrasi yang jauh lebih tinggi dibandingkan enam jenis logam berat lainnya. Konsentrasinya masing-masing adalah 524–614 dan 2–882 µg/l, dan konsentrasi rata-ratanya masing-masing adalah 562 dan 191 µg/l. Dibandingkan dengan baku mutu air tanah di Cina dan WHO, sebagian besar air tanah tersebut tidak dapat digunakan untuk minum secara langsung melainkan

harus diolah terlebih dahulu sebelum diminum, kandungan logam yang menjadi perhatian adalah Pb, Cd, dan Fe (Sun dkk., 2014).

Dalam penelitian Yan dkk (2023), total 24 sampel air tanah dikumpulkan di Tengzhou untuk menguji delapan logam berat diuji, yaitu As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, dan Zn diperoleh informasi bahwa kandungan Cd dari empat belas sampel dan kandungan Hg dari lima sampel berada di bawah batas deteksi. Meskipun demikian, logam berat terdeteksi dalam sampel yang tersisa. Kandungan As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, dan Zn berada dalam batas yang diizinkan. Untuk parameter Ni meskipun kandungan rata-ratanya kurang dari batas standar, kandungan Ni dari satu sampel melebihi standar. Di antara logam berat yang diuji, koefisien variasi Cd, Cu, dan Zn melebihi 1,0, yang menunjukkan perbedaan besar dalam kualitas air di antara sampel air tanah. Secara umum, air tanah di area tersebut berada dalam kondisi baik dan mutu airnya tinggi. Pencemar logam berat yang paling mungkin adalah As dan Ni, yang memerlukan perhatian lebih lanjut (Yan dkk., 2023).

Dalam penelitian Yang dkk (2024), pada beberapa tambang di wilayah Guangyuan untuk mengkaji konsentrasi delapan logam berat (Cr, Fe, Mn, Hg, As, Zn, Pb, Cd) yang terdapat dalam aliran air tambang. Risiko ekologis dan risiko kesehatan manusia dievaluasi menggunakan kurva distribusi yang sensitif terhadap spesies dan model penilaian risiko kesehatan. Hasil penelitian menunjukkan bahwa Fe memiliki tingkat kelebihan terbesar dan merupakan zat utama yang menyebabkan risiko ekologis. Total risiko kesehatan di daerah kajian tergolong tinggi, utamanya bersumber dari unsur logam karsinogenik Cr, Cd, dan As (Yang dkk., 2024).

Lin dkk (2016) dalam penelitiannya menyelidiki risiko kesehatan yang ditimbulkan oleh logam berat dalam air tanah di area pertambangan batu bara di Provinsi Anhui Utara, China. Enam jenis logam berat (Cr, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni) diidentifikasi dan dianalisis dengan memperoleh 59 sampel air dari empat akuifer melalui penggunaan spektrofotometer serapan atom. Konsentrasi Cd, Cr, Cu, Zn, dan Pb berada dalam batas yang diizinkan baku mutu, tetapi konsentrasi Ni lebih tinggi dari batas yang diizinkan (Lin dkk., 2016).

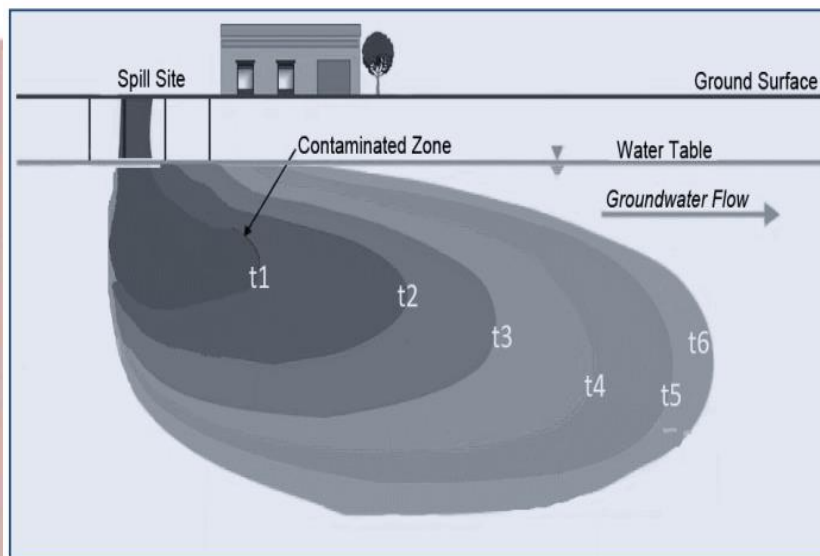
Secara ringkas hasil penelitian terkait logam berat pada lahan bekas tambang dapat dilihat pada **Tabel 2.14**.

Tabel 2.14 Penelitian Terdahulu Logam Berat Pada Lahan Bekas Tambang

No.	Lokasi	Sumber	Kesimpulan
1	Area pertambangan batubara selatan Suzhou China	Wang dkk (2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Konsentrasi Fe melebihi baku mutu pada 47% sampel dan Mn melebihi baku mutu pada 72% sampel; ▪ Peningkatan kandungan logamnya berturut-turut adalah Fe > Mn > Cr > Cu > Pb > Zn > As.
2	Area pertambangan batu bara "Šićki Brod" dan "Studenac" Bosnia-Herzegovina	Nuric dkk (2024)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Konsentrasi logam As, Cd, Al, V, Co, Cr, Mn, Ni, Pb, dan Se melebihi baku mutu; ▪ Keberadaan logam berat dapat terkait dengan faktor-faktor lain yang memengaruhi, seperti komposisi tanah itu sendiri dan kegiatan industri dan pertanian lainnya di lingkungan sekitar, serta dampak pencemaran dari PLTU yang terletak di sekitar kedua sumber ini.
3	Barat Laut Kota Lengshuijiang, Provinsi Hunan China	Hao dkk (2024)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Konsentrasi As dan Sb dalam air tanah lebih sensitif dipengaruhi oleh kegiatan pertambangan; ▪ Konsentrasi logam Mn, Se, Mo, Co, dan Ba lebih dipengaruhi oleh kondisi geologi dan hidrogeologi alam.
4	Tambang batubara Wolonghu, Provinsi Anhui Utara Cina	Sun dkk (2014)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Konsentrasi rata-rata logam Pb, Cd, Cu, Ni, Cr dan Zn berturut-turut 16,1, 5,07, 10,7, 70,0, 1,88 dan 51,2 µg/l; ▪ Fe dan Mn memiliki konsentrasi yang jauh lebih tinggi dibandingkan enam jenis logam berat lainnya.
5	Tengzhou China	Yan dkk (2023),	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kandungan As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, dan Zn berada dalam batas yang diizinkan; ▪ Secara umum, air tanah di area tersebut berada dalam kondisi baik dan mutu airnya tinggi; ▪ Pencemar logam berat yang paling mungkin adalah As dan Ni, yang memerlukan perhatian lebih lanjut
6	Guangyuan China	Yang dkk (2024)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fe memiliki tingkat kelebihan terbesar dan merupakan zat utama yang menyebabkan risiko ekologis; ▪ Total risiko kesehatan di daerah kajian tergolong tinggi, utamanya bersumber dari unsur logam karsinogenik Cr, Cd, dan As.
7	Provinsi Anhui Utara, China	Lin dkk (2016)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Konsentrasi Cd, Cr, Cu, Zn, dan Pb berada dalam batas yang diizinkan baku mutu, tetapi konsentrasi Ni lebih tinggi dari batas yang diizinkan.

2.8 Perpindahan Polutan Logam Berat Dalam Tanah

Tanah adalah sistem dinamis di mana keberadaannya bagi polutan beracun dapat digunakan sebagai penyerap atau jalur. Ketika kontaminasi terjadi di permukaan tanah, sebagian dari polutan tersebut akan meresap ke bawah permukaan air tanah dan membentuk gumpalan kontaminan. Gumpalan kontaminan ini akan berkembang seiring berjalannya waktu (t), dan kontaminan akan terbawa ke hilir, seperti yang ditunjukkan pada **Gambar 2.10** (Al-Hashimi dkk., 2021).



Sumber: Al-Hashimi dkk., 2021

Gambar 2.10 Perkembangan konsentrasi kontaminan dalam air tanah

Sangat penting untuk memahami bagaimana kontaminan ini akan larut dalam aliran dan bagaimana kontaminan tersebut dibawa ke hilir, serta konsentrasi kontaminan ini sebagai fungsi waktu. Mekanisme utama untuk pelemahan dan perlambatan kontaminan adalah sorpsi. Fenomena sorpsi akan terjadi ketika fase padat lingkungan menipiskan kontaminan tersebut, yang akan menyebabkan kontaminan dihilangkan dari air, dan konsentrasi polutan akan berkurang di bagian hilir. Mekanisme pengangkutan polutan pada lingkungan jenuh adalah adveksi yang membawa kontaminan tanpa adanya pencampuran. Dispersi hidrodinamik didorong oleh difusi molekuler dan dispersi mekanis. Jika dispersi hidrolis menjadi nol, maka pengangkutan akan bersifat konservatif, dan tidak akan ada pengurangan atau penyisihan kontaminan. Sebaliknya, jika terjadi perlambatan terhadap kontaminan, maka konsentrasi kontaminan di bagian hilir akan berkurang karena efek penyerapan (Al-Hashimi dkk., 2021).

2.9 Kondisi Eksisting Lahan Bekas Tambang di Kota Sawahlunto

Kota Sawahlunto dikenal dengan kota tambang batu bara, pertambangan batu bara ini berperan penting dalam pembangunan Kota Sawahlunto walaupun tahun terakhir produksi dari batu bara menurun. Menipisnya cadangan batu bara pada tambang terbuka sangat mempengaruhi terhadap produksi batu bara yang cenderung menurun (Barenlitbangda Kota Sawahlunto, 2023). Adapun jenis kegiatan pertambangan di Kota Sawahlunto dapat dilihat pada **Tabel 2.15** sebagai berikut.

Tabel 2.15 Luas Areal dan Produksi Pertambangan Menurut Jenis Bahan Galian di Kota Sawahlunto

No.	Nama Perusahaan	Jenis Bahan Galian	Luas Areal (ha)	Produksi (ton/Tahun)
1.	PT. Guguk Tinggi Coal	Batu bara	40,49	5255.20
2.	PT. Dasrat Sarana AS	Batu bara	125.40	24454.02
3.	CV. Air Mata Emas	Batu bara	118.20	19425.45
4.	CV. Tahiti Coal	Batu bara	53,80	14740.00
5.	PT. AIC Jaya	Batu bara	372,40	16702.22
6	CV. Bara Mitra Kencana	Batu bara	70,53	39653.61
7	PT. Nusa Alam Lestari	Batu bara	100,00	-
8	CV. Karya Maju Sejati	Batu bara	102,60	11739.50
9	CV. Daksa Elang Abadi	Batu bara	108,50	8026.69
10	CV. Miyor	Batu bara	44,67	9490.13
11	CV. Cahaya Bumi Pratama	Batu bara	103,10	23300.00
12	CV. Putri Surya Pratama Natural	Batu bara	38,83	1191.84
13	PT. Bukit Asam - UPO	Batu bara	2935,00	3339.25
14	PT. Tambang Mineral Andalas	Tembaga	1718,00	-
15	PT. Pati Buana Semesta	Tembaga	1410,00	-
16	PT. Tunggula Jaya Perkasa	Batu Gunung	154,60	-
17	CV. Wandu Putra Makin Jaya	Batu Gunung	5,94	-
18	Perusda Bumi Sawahlunto Mandiri	Batu Gunung	75,56	-

Sumber: (DPKPPLH Kota Sawahlunto, 2018)

Pada kegiatan pertambangan apabila nilai ekonomis suatu bahan galian telah habis maka aktivitas penambangan akan dihentikan. Berhentinya aktivitas penambangan ini akan menimbulkan berbagai dampak lingkungan seperti pergeseran kondisi geomorfologi dan rusaknya struktur lahan. Dari dampak yang ditimbulkan tersebut maka perlu adanya alternatif atau solusi dalam menekan risiko buruk yang terjadi pasca kegiatan penambangan pada lahan yang ditinggalkan. Berdasarkan regulasi yang tertuang dalam UU No. 4 Tahun 2009 maka setiap tahapan kegiatan penambangan harus menyertakan kegiatan pascatambang. Reklamasi lahan pascatambang menjadi salah satu kegiatan yang bertujuan untuk mengembalikan fungsi lahan sehingga lahan tersebut kembali produktif. Dasar dalam melakukan reklamasi pada lahan pasca tambang harus memperhatikan beberapa aspek antara lain yaitu kondisi bahan galian yang tersisa, kondisi geologi, jenis dan metode yang digunakan saat proses penambangan, kondisi tata ruang, serta potensi lahan tersebut dalam pengembangan berkelanjutan (Yanti, 2022).

Sawahlunto ditetapkan sebagai *Ombilin Coal Mining Heritage of Sawahlunto (OCMHS)* atau yang disebut dengan Warisan Tambang Batu bara Ombilin Sawahlunto (WTBOS) adalah contoh representatif dan luar biasa dari kesatuan teknologi perintis yang direncanakan dan dibangun oleh insinyur Eropa di koloni mereka serta dirancang untuk mengekstraksi sumber daya batu bara yang strategis. Properti ini memiliki nilai universal yang luar biasa karena menunjukkan perkembangan teknologi perintis, memadukan pengetahuan teknik Eropa dengan kearifan lingkungan lokal dan praktik-praktik tradisional dalam pengorganisasian tenaga kerja. Properti ini juga mencerminkan dampak mendalam dan berkelanjutan dari perubahan hubungan sosial dalam konteks produksi yang diberlakukan oleh kekuatan kolonial Eropa di koloni mereka, dalam hal mensuplai material dan tenaga kerja guna menopang industrialisasi di seluruh dunia pada paruh kedua abad ke-19 dan awal abad ke-20 (Barenlitbangda Kota Sawahlunto, 2023).

BAB III METODOLOGI PENELITIAN

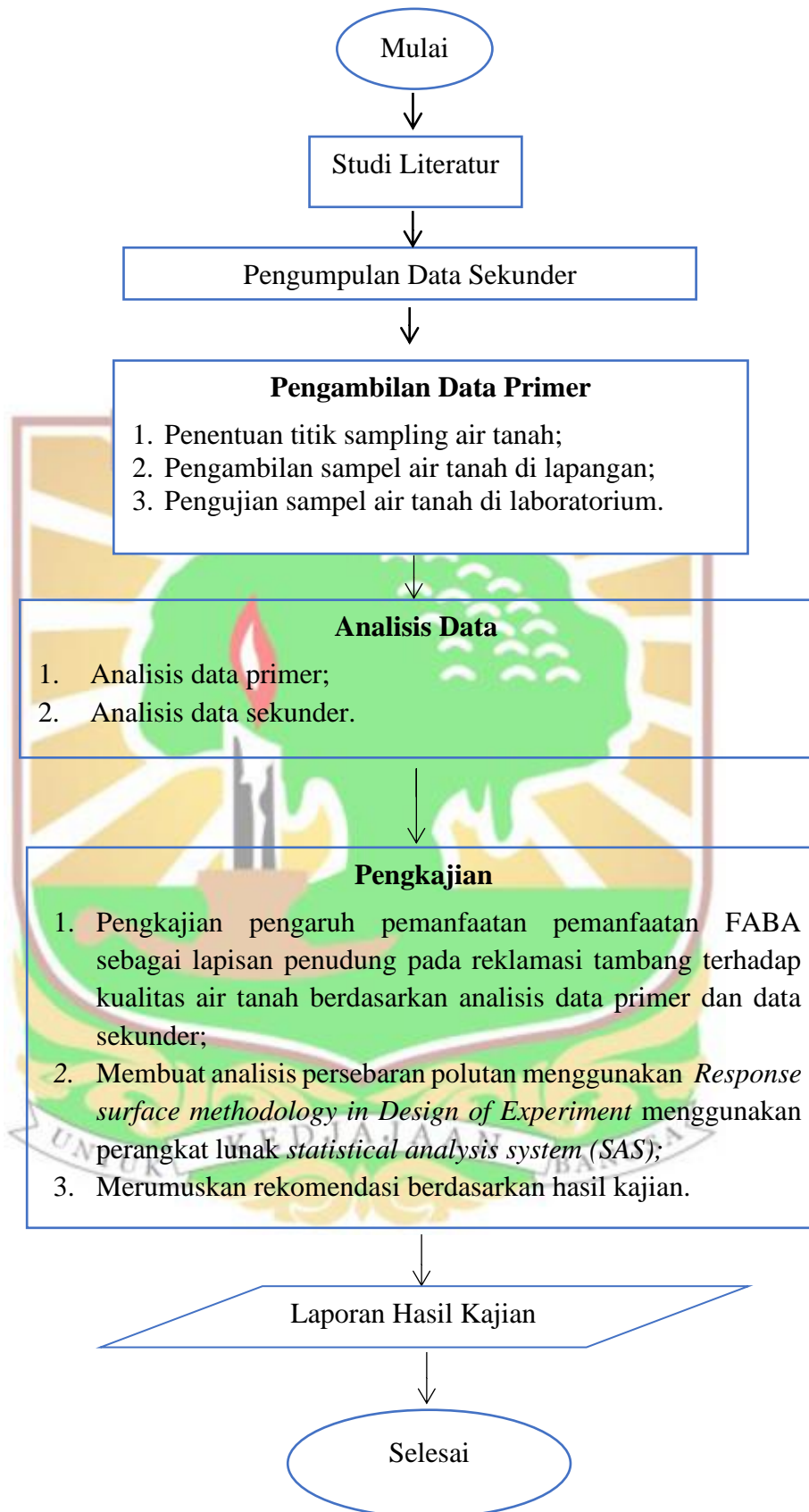
3.1. Umum

Penelitian ini dilakukan untuk mengkaji kandungan dan persebaran logam berat dalam air tanah di sekitar kegiatan pemanfaatan abu PLTU pada lahan bekas tambang di Kota Sawahlunto dengan menganalisis parameter logam berat raksa (Hg), timbal (Pb), nikel (Ni), dan tembaga (Cu). Penelitian ini diawali dengan mengumpulkan data kondisi eksisting pengelolaan FABA di Kota Sawahlunto terkait dengan aplikasi yang sudah dilaksanakan dengan memanfaatkan limbah FABA sebagai lapisan penutup pada reklamasi tambang. Pemanfaatan FABA tersebut dilaksanakan dengan menimbunkan FABA pada areal bekas tambang terbuka. Aplikasi ini masih memungkinkan terjadinya pembilasan dan pelindian FABA ketika kontak dengan air yang meresap ke dalam tanah di lokasi pemanfaatan, dan dikhawatirkan akan berdampak pada kualitas air tanah di sekitarnya.

Parameter kunci yang diteliti dalam penelitian ini adalah kandungan logam berat pada air tanah yang memiliki korelasi dengan kandungan material FABA yang terdiri atas Hg, Pb, Ni, dan Cu. Metode pengujian dilakukan menggunakan *atomic absorption spectrophotometry (AAS)* dengan mengacu kepada SNI 6989-78:2019 Air dan air limbah – Bagian 78: Cara uji air raksa atau raksa (Hg) secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – uap dingin, dan SNI 6989-84:2019 Air dan air limbah - Bagian 84: Cara uji kadar logam terlarut dan logam total secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – nyala untuk parameter Pb, Ni, dan Cu.

3.2. Tahapan Penelitian

Tahapan penelitian yang dilakukan meliputi studi literatur, pengumpulan data sekunder, pengambilan data primer, analisis data, pengkajian. Tahapan penelitian dapat dilihat pada diagram alir tahapan penelitian pada **Gambar 3.1** berikut.



Gambar 3.1 Diagram Alir Tahapan Penelitian

3.2.1. Studi Literatur

Untuk mendukung metodologi, analisis dan kajian yang dituangkan dalam tesis ini terlebih dahulu dilakukan studi literatur. Literatur yang menjadi rujukan bersumber dari buku-buku, jurnal, dan peraturan perundang-undangan.

3.2.2. Pengumpulan Data Sekunder

Data yang dikumpulkan dalam pelaksanaan kajian ini antara lain:

1. Data kondisi pengelolaan FABA di Kota Sawahlunto yang bersumber dari Perusahaan penghasil limbah Non B3 berupa FABA PLTU berbahan bakar batu bara di Kota Sawahlunto;
2. Data teknis pelaksanaan pemanfaatan FABA sebagai material *back filling* pada reklamasi areal tambang terbuka di Kota Sawahlunto yang bersumber dari Perusahaan pemanfaat FABA;
3. Data pola aliran air tanah di sekitar lokasi kegiatan yang bersumber dari peta hidrologi dan peta topografi yang dikeluarkan instansi terkait;
4. Data pemantauan kualitas air dan air tanah yang bersumber dari data laporan pengelolaan dan pemantauan lingkungan Perusahaan di Kota Sawahlunto;
5. Data pemanfaatan air tanah sebagai sumber air minum masyarakat di Kota Sawahlunto yang berasal dari data statistik Dokumen Informasi Kinerja Pengelolaan Lingkungan Hidup Kota Sawahlunto.

3.2.3. Pengambilan Sampel

a. Lokasi Pengambilan Sampel

Data kualitas air tanah hulu dan hilir aliran air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan FABA sebagai material lapisan penutup reklamasi tambang diambil langsung di lapangan sejumlah 3 titik yang mewakili:

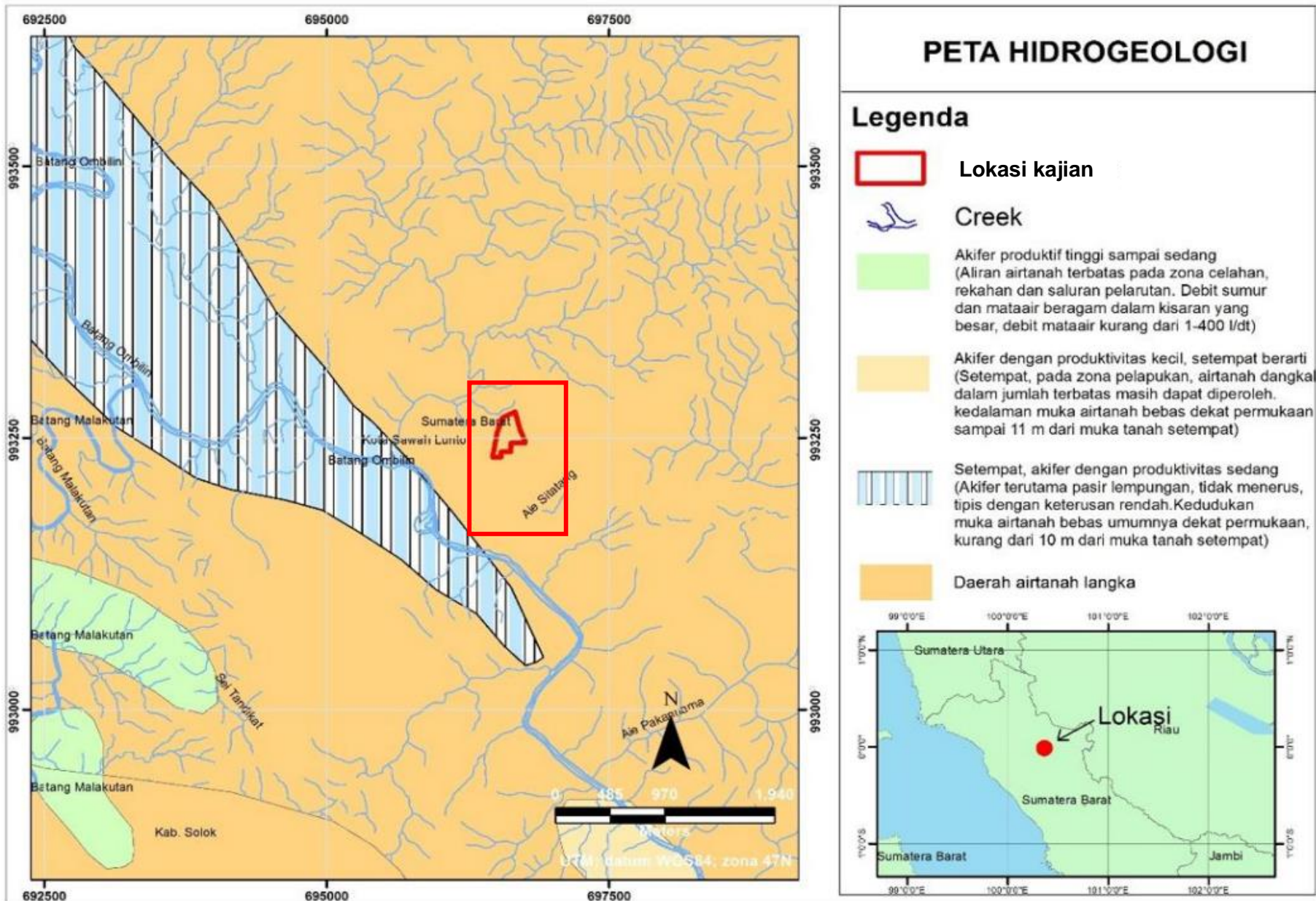
- a) 1 titik di daerah hulu pada sumur pantau Perusahaan (SP 1);
- b) 1 titik di daerah hilir pada sumur pantau Perusahaan (SP 2); dan
- c) 1 titik pada sumur masyarakat (SP 3).

Salanjutnya juga dilakukan pengambilan sampel pada sumur masyarakat titik 4 (SP 4) yang tidak jauh dari SP3 yang datanya digunakan untuk validasi model persebaran. Lokasi titik sampling dapat dilihat pada **Gambar 3.2**.



Sumber: Google Earth, 2024

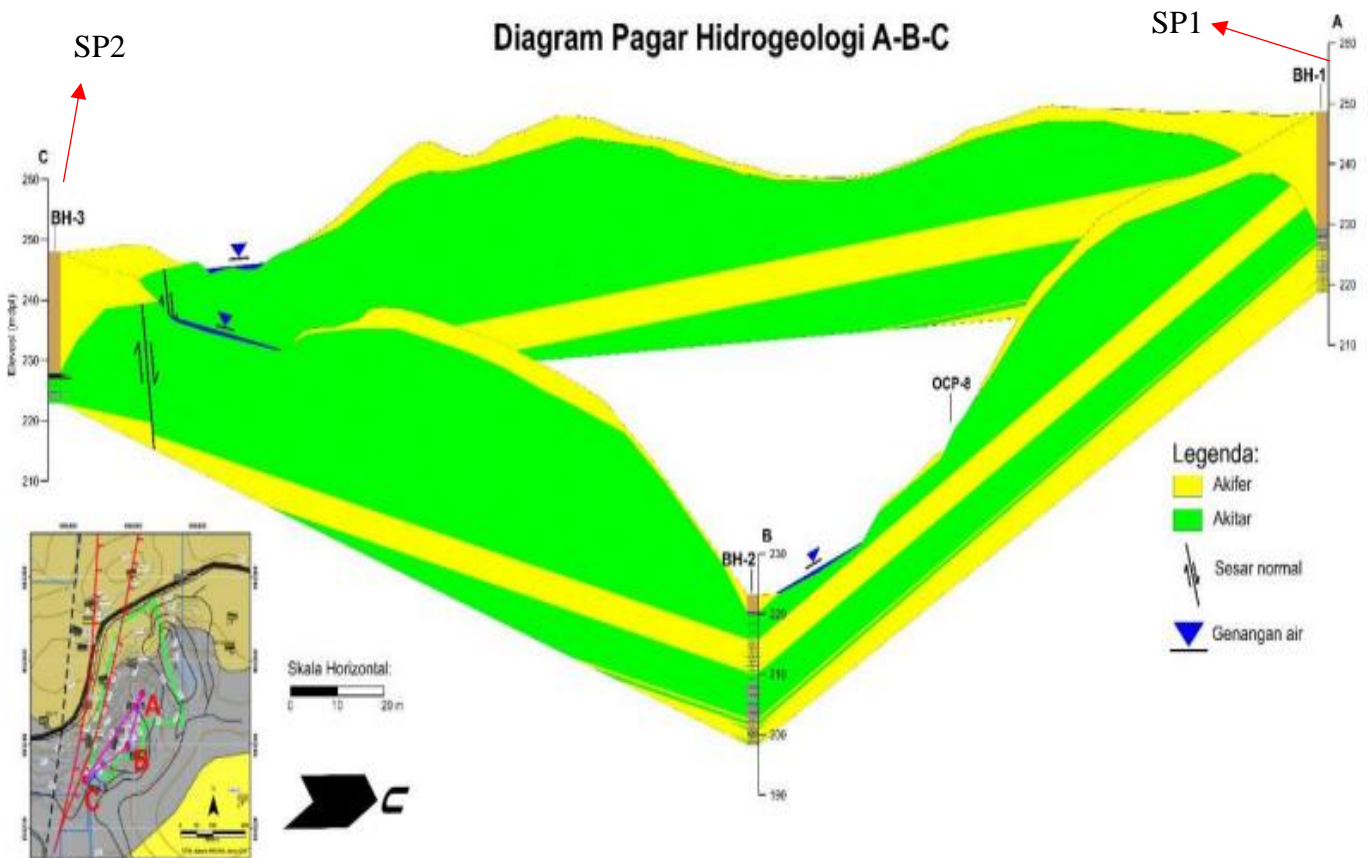
Gambar 3.2. Foto Citra Satelit Lokasi Penelitian



Sumber: Purwanto dan Sallahudin, 1983

Gambar 3.3 Peta Hidrogeologi Regional Lembar Solok

Dalam rangka memperoleh titik pantau air tanah yang representatif untuk penelitian ini, maka dilakukan studi literatur melalui peta hidrogeologi sebagaimana **Gambar 3.3**. Peta hidrogeologi regional lembar Solok tersebut menunjukkan bahwa lokasi kajian berada pada akifer dengan produktivitas kecil, dan masih terdapat air tanah dangkal dengan jumlah terbatas. Selanjutnya pola aliran air anak Sungai juga menunjukkan arah aliran menuju Sungai Batang Ombilin di bagian Selatan dari lokasi kajian. Untuk menentukan arah aliran air tanah di lokasi kajian mempedomani kajian dari LAPI ITB (2018) yang menyatakan bahwa arah aliran air tanah di sekitar lokasi kegiatan menuju ke Selatan mengikuti pola kontur topografi menuju ke Sungai Batang Ombilin. Diagram pagar hidrologi wilayah kajian dapat dilihat pada **Gambar 3.4**.

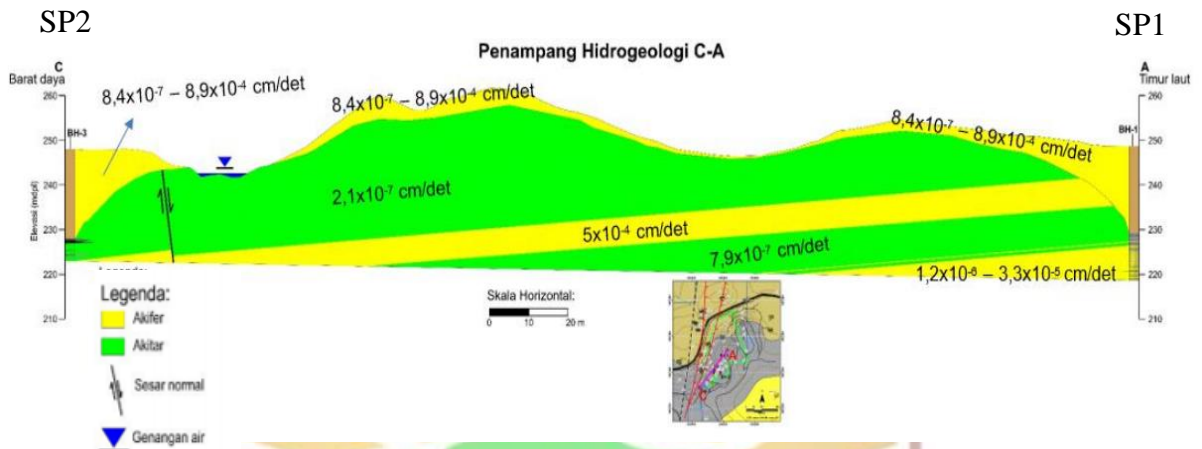


Sumber: LAPI ITB, 2018

Gambar 3.4 Diagram Pagar Hidrologi Wilayah Kajian (LAPI ITB, 2018)

Titik A merupakan SP 1 dan titik C merupakan SP2 dalam penelitian ini. **Gambar 3.4** menunjukkan bahwa elevasi lapisan akifer yang sama di SP1 lebih tinggi dari

pada SP2 sehingga arah aliran air tanah dari SP1 akan melewati titik SP2 yang secara lebih jelas dapat dilihat pada **Gambar 3.5**.



Sumber: LAPI ITB, 2018





Gambar 3.5 Penampang Hidrogeologi SP1 dan SP2

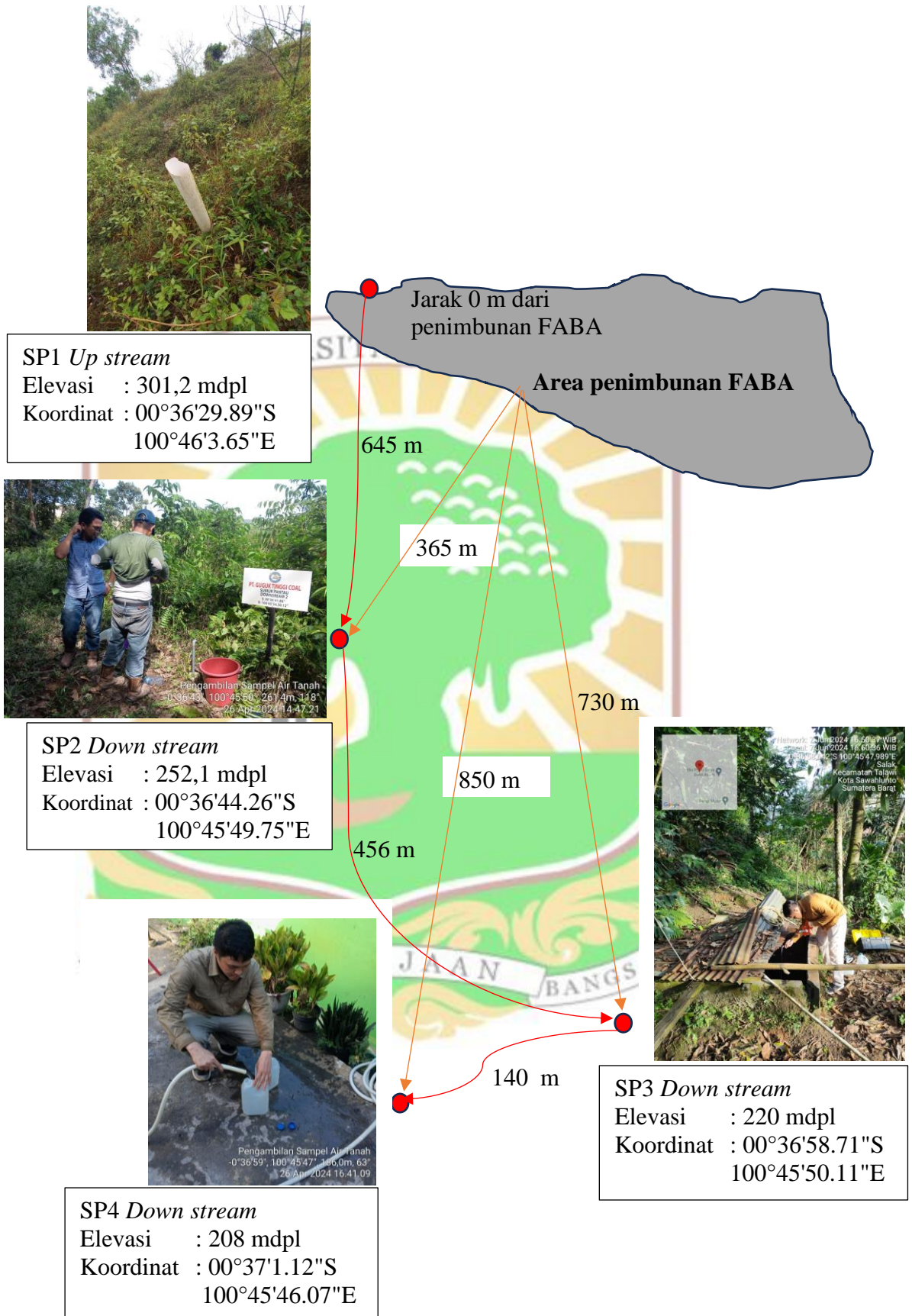
Penentuan titik sampel sebanyak 4 lokasi telah mempertimbangkan kondisi lapangan, dimana titik tersebut dapat diperoleh air tanah yang mewakili untuk kondisi hulu di lokasi kegiatan dan hilir setelah kegiatan. SP1 dan SP2 tidak ada alternatif, karena mengambil titik sumur pantau perusahaan, dan di luar titik tersebut tidak terdapat fasilitas pengambilan air tanah yang mewakili untuk kajian ini. SP3 dan SP4 dipilih berdasarkan ketersediaan sumur air tanah dangkal terdekat dari lokasi penimbunan FABA yang dimanfaatkan oleh masyarakat sebagai sumber air kebutuhan domestik dengan mempertimbangkan kondisi topografi yang lebih rendah dari lokasi penimbunan FABA ke arah Sungai Batang Ombilin. Jarak sumur pantau untuk SP1 diasumsikan 0 m karena posisi sumur pantau berada di pinggir areal pemanfaatan FABA dan tidak ada *buffer zone* antara lokasi tersebut. Untuk jarak SP 2 sejauh ± 365 m dan SP3 sejauh ± 730 m secara garis tegak lurus dari titik terdekat lokasi penimbunan FABA. SP3 ini merupakan sumur air tanah dangkal yang dimanfaatkan masyarakat sebagai sumber air minum yang berlokasi paling dekat dengan area penimbunan FABA pada lahan bekas tambang, sedangkan SP2 adalah sumur pantau yang berada di tengah antara lokasi penimbunan FABA dengan permukiman masyarakat terdekat.

Sumur masyarakat ini berada di arah Selatan kegiatan yang secara topografi memiliki elevasi yang lebih rendah dari areal pemanfaatan FABA yang secara rinci

dapat dilihat pada **Tabel 3.1**, dan gambar sketsa jarak antara lokasi penimbunan FABA dengan masing-masing sumur pantau pada **Gambar 3.6**.

Tabel 3.1. Daftar Titik Pengambilan Sampel Air Tanah

No.	Titik Pantau	Koordinat Geografis	Jarak Dari Penimbunan FABA (m)	Elevasi (mdpl)	Keterangan	Dokumentasi Lapangan
1	SP 1	00°36'29.89"S 100°46'3.65"E	0	301,2	<i>Up stream</i>	
2	SP 2	00°36'44.26"S 100°45'49.75"E	±365	252,1	<i>Down stream</i>	 Pengambilan Sampel Air Tanah 0°36'43", 100°45'50", 252,1m, 119° 26-Apr-2024 14:47:08
3	SP 3	00°36'58.71"S 100°45'50.11"E	±730	220	<i>Down stream</i>	
4	SP 4	00°37'1.12"S 100°45'46.07"E	±850	208	<i>Down stream</i>	



Gambar 3.6 Sketsa Jarak Antara Lokasi Penimbunan FABA Dengan Sumur Pantau

b. Waktu Pengambilan Sampel

Masing-masing lokasi dilakukan pengambilan sampel air tanah sebanyak 3 kali dengan rentang waktu pengambilan sampel berjarak 3 minggu dari pengambilan sebelumnya. Pengambilan sampel ini dilakukan dalam rentang Minggu IV April – Minggu II Juni 2024.

c. Metode Pengambilan Sampel

Pengambilan sampel mempedomani SNI 6989.58.2008 Air dan Air Limbah - Bagian 58: Metoda Pengambilan Contoh Air Tanah.

3.2.4. Metode Analisis Sampel

a. Analisis Langsung di Lapangan

Setiap pengambilan sampel dilakukan pengukuran parameter lingkungan berupa suhu menggunakan thermometer, pH menggunakan pH meter, dan *Dissolved Oxygen (DO)* menggunakan metode Iodometri mempedomani SNI 06-6989.14-2004, serta kedalaman sumur, dan kedalaman muka air tanah menggunakan meteran.

b. Analisis Laboratorium

Parameter Pb, Ni, dan Cu dianalisis di Laboratorium Sentral Universitas Andalas, sedangkan parameter Hg dianalisis di Laboratorium Balai Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat. Lama waktu perjalanan sampel dari pengambilan sampai ke laboratorium kurang dari 24 jam, sehingga pengawetan terhadap sampel diperlukan berupa pendingin dengan suhu $< 6^{\circ}\text{C}$ dimana sampel yang sudah berada dalam wadah ditempatkan dalam *cooler box* yang dilengkapi dengan *ice gel pack*. Pelaksanaan analisis laboratorium mengikuti SNI 6989-78:2019 Air dan air limbah – Bagian 78, dan SNI 6989-84:2019 Air dan air limbah - Bagian 84. Metode analisis sampel tersebut dapat dijelaskan sebagaimana **Tabel 3.2** berikut.

Tabel 3.2. Metode Analisis Sampel

No.	Logam	Metode Pengujian
1	Hg	SNI 6989-78:2019 Air dan air limbah – Bagian 78: Cara uji air raksa atau raksa (Hg) secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – uap dingin
2	Pb	SNI 6989-84:2019 Air dan air limbah - Bagian 84: Cara uji kadar logam terlarut dan logam total secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – nyala
3	Ni	SNI 6989-84:2019 Air dan air limbah - Bagian 84: Cara uji kadar logam terlarut dan logam total secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – nyala
4	Cu	SNI 6989-84:2019 Air dan air limbah - Bagian 84: Cara uji kadar logam terlarut dan logam total secara Spektrometri Serapan Atom (SSA) – nyala

3.2.5. Metode Analisis data

Analisis data dilakukan dalam rangka mengetahui komponen yang terkandung dalam limbah FABA yang berisiko mencemari air tanah ketika dilakukan pemanfaatan dengan cara menimbunkan ke lubang tambang. Selanjutnya dilakukan analisis terhadap masing-masing parameter yang memiliki korelasi potensi pencemaran air tanah yang memiliki risiko terhadap Kesehatan manusia. Selanjutnya dilakukan analisis seberapa besar pengaruh penimbunan FABA di lubang tambang tersebut terhadap kualitas air tanah di sekitarnya menggunakan uji statistik metode ANOVA.

Pola persebaran polutan logam berat pada air tanah di sekitar dianalisis menggunakan *Response surface methodology in Design of Experiment (RSM in DOE)* yang tersedia pada perangkat lunak *statistical analysis system (SAS)*. *Response Surface Methodology (RSM)* adalah metode statistik untuk merancang eksperimen dan mengoptimalkan pengaruh variabel proses. *RSM* merupakan salah satu desain eksperimental yang paling sering digunakan untuk optimasi. *RSM* memainkan peran penting dalam menganalisis, merancang dan mengembangkan proses dan produk baru (Kumar & Reji, 2023; Veza dkk., 2023). *RSM* didasarkan pada prinsip *Design of Experiment (DOE)* (Veza dkk., 2023). Desain eksperimen atau *DoE* adalah bidang statistik terapan yang merencanakan, melakukan, menganalisis, dan menafsirkan pengujian terkontrol untuk menilai faktor-faktor yang mempengaruhi

nilai parameter (Veza dkk., 2023). Analisis ini membantu memodelkan persebaran polutan secara spasial, sehingga konsentrasi masing-masing logam Hg, Pb, Ni, Cu pada titik tertentu di sekitar lokasi kegiatan dapat diperkirakan berdasarkan hasil perhitungan.

Input data dari *RSM in DOE* ini adalah data jarak lokasi titik pantau dengan lokasi pemanfaatan FABA, data waktu pemantauan yang berjarak 3 minggu dari pengambilan sampel sebelumnya, dan data nilai konsentrasi logam berat (Hg, Pb, Ni, dan Cu) yang terukur pada masing-masing titik sebanyak 3 kali pemantauan. Luaran yang diperoleh dari proses ini adalah nilai prediksi persebaran konsentrasi polutan logam berat di sekitar lokasi kajian.

3.2.6. Pengkajian

Dalam penelitian ini dikaji pengaruh dari kegiatan pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang di Kota Sawahlunto terhadap air tanah. Pengkajian juga dilakukan terhadap keamanan air tanah yang dikonsumsi oleh masyarakat (2 titik sampling) berdasarkan hasil analisis konsentrasi logam berat (Hg, Pb, Ni, Cu) terukur. Hasil analisis yang diperoleh terhadap kondisi di lapangan kualitas air tanah dibandingkan dengan hasil penelitian pengaruh pengelolaan FABA terhadap kualitas air tanah di lokasi lainnya, serta melakukan analisis risiko keberadaan logam berat dalam air minum terhadap kesehatan manusia melalui studi literatur.

3.2.7. Perumusan Rekomendasi

Berdasarkan hasil analisis dan pengkajian yang dilakukan, maka dilakukan perumusan rekomendasi terhadap:

- a) Status mutu air tanah untuk parameter logam berat Hg, Pb, Ni dan Cu sebagai sumber air minum masyarakat sekitar lokasi kegiatan pemanfaatan limbah FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang;
- b) Teknis pelaksanaan pemanfaatan limbah FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang;
- c) Perlindungan air tanah di sekitar lokasi pemanfaatan limbah FABA sebagai lapisan penudung reklamasi tambang.

BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN

4.1 Umum

Penelitian mengenai persebaran logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto telah dilakukan mulai bulan April sampai Juli 2024. Pengolahan data dilakukan melalui beberapa tahap yaitu:

1. Pengumpulan data pengelolaan FABA di Kota Sawahlunto yang dimanfaatkan sebagai material penimbunan kembali lahan bekas tambang;
2. Pengukuran konsentrasi logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto kemudian membandingkannya dengan baku mutu air minum dengan mengacu kepada Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 tentang Kesehatan Lingkungan;
3. Pengolahan data hasil Pengukuran konsentrasi logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto menggunakan metode *Response Surface Design in Design of Exsperiment (RSM in DOE)* yang terdiri atas:
 - a. Menganalisis Pengaruh Penimbunana FABA terhadap air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto menggunakan uji ANOVA;
 - b. Menganalisis persebaran persebaran logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto;
 - c. Melakukan validasi model persebaran dengan hasil pengukuran konsentrasi logam berat pada sumur pantau lainnya di sekitar wilayah kajian.
4. Penyusunan rekomendasi hasil penelitian.

4.2 Penimbunan FABA Pada Lahan Bekas Tambang

Berdasarkan data laporan pengelolaan limbah Non B3 PLTU berbahan bakar batu bara di Kota Sawahlunto pada tahun 2023 dihasilkan limbah FABA dengan Total

98.692,48 ton/tahun yang terdiri atas 10.877,00 ton *bottom ash* dan 87.815,48 ton *fly ash* (Dinas Lingkungan Hidup Provinsi Sumatera Barat, 2024). Pemanfaatan limbah FABA sebagai penetralisir air asam tambang di Kota Sawahlunto sudah berlangsung sejak tahun 2019 dengan jumlah FABA yang ditimbunkan ke areal bekas tambang sebanyak 894.484,82 ton. Rincian limbah yang ditimbunkan tersebut dapat dilihat pada **Tabel 4.1**.

Tabel 4.1. Jumlah Limbah FABA yang Ditimbunkan Pada Areal Bekas Tambang di Kota Sawahlunto

No	Tahun	Jumlah (ton)
1	2019	186.812,12
2	2020	175.006,51
3	2021	218.071,50
4	2022	214.041,47
5	2023	63.296,16
6	2024*	37.257,06
	Jumlah	894.484,82

*Penimbunan limbah terakhir dilakukan bulan Februari 2024, dan tidak ada penambahan limbah FABA yang ditimbun saat periode kajian ini dilaksanakan (April-Juni 2024).

Sumber: (DLH Provinsi Sumatera Barat, 2024)

Saat kajian ini berlangsung terjadi longsor pada areal pemanfaatan limbah FABA sebagai penetralisir air asam tambang di Kota Sawahlunto bulan Mei 2024. Sebagian material FABA hanyut ke Sungai Batang Ombilin dan juga menimbun lahan masyarakat termasuk sawah dan kawasan permukiman (Hendrika, 2024). Dokumentasi lokasi kegiatan yang diambil pada pelaksanaan pengambilan sampel ke-2 tanggal 17 Mei 2024 dapat dilihat pada **Gambar 4.1**.



Gambar 4.1. Longsor Area Penimbunan FABA di Kota Sawahlunto

4.3 Kondisi Air Tanah

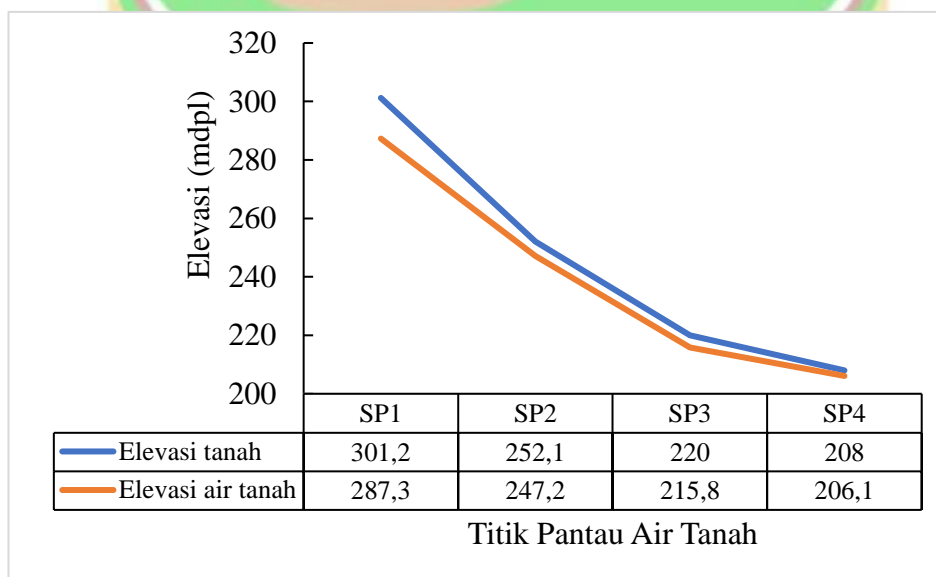
Sampel air tanah diambil pada lokasi yang sudah ditentukan pada Bab III yang dilaksanakan pada 3 waktu. Data lapangan yang diperoleh dari pengambilan sampel air tanah dapat dijelaskan sebagaimana **Tabel 4.2**.

Tabel 4.2. Pengamatan Parameter Lingkungan di Lokasi Sampling

Titik	Koordinat Geografis	Kedalaman Sumur (m)	Muka air tanah (m)	pH	DO (mg/L)	T (°C)
SP1	00°36'29.89"S 100°46'3.65"E	30	13,9	3,15 ± 0,24	3,53 ± 0,58	31,07 ± 1,68
SP2	00°36'44.26"S 100°45'49.75"E	25	4,9	6,42 ± 0,34	2,53 ± 0,23	30,07 ± 1,60
SP3	00°36'58.71"S 100°45'50.11"E	6	4,2	4,44 ± 0,58	2,92 ± 0,18	29,83 ± 1,42
SP4	00°37'1.12"S, 100°45'46.07"E	6	1,9	5,26 ± 0,52	2,69 ± 0,09	30,13 ± 0,15
Baku mutu (Permenkes 2 Tahun 2023)				6,5-8,5	-	Suhu udara ± 3

Keterangan: Nilai pH, DO, dan Suhu (T) merupakan rata-rata 3 kali pengambilan sampel.

Data lapangan menunjukkan bahwa muka air tanah pada sumur pantau yang paling dalam berada di SP1 yaitunya 13,9 m, dan muka air tanah ini terus menurun ke arah hilir dimana pada SP4 kedalaman air tanahnya cukup dangkal yaitunya 1,9 m. Profil hidrolis hubungan elevasi permukaan tanah dengan muka air tanah lokasi sampling dapat dilihat pada **Gambar 4.2**.



Gambar 4.2. Profil Hidrolis Hubungan Elevasi Permukaan Tanah dengan Muka Air Tanah Lokasi Sampling

Tabel 4.2 menyajikan data lapangan kualitas air tanah lokasi kajian dimana pH air tanah asam, pH terendah berada di SP1 yang berkisar antara 2,94-3,41, dan pH tertinggi berada di SP2 dengan rentang pH 6,05-6,71. Kondisi pH yang rendah ini diperkirakan merupakan dampak dari kegiatan tambang batu bara yang menghasilkan air asam tambang. Batuan di sekitar wilayah kajian diperkirakan merupakan batuan PAF yang berasal dari aktivitas penambangan batu bara.

Data pH ini menunjukkan bahwa air tanah yang dimanfaatkan oleh masyarakat sebagai sumber air kebutuhan domestik pada titik SP3 dan SP4 (pH = 4,2-5,2) merupakan air yang tidak layak konsumsi. Jika air tanah tersebut akan dimanfaatkan, perlu terlebih dahulu dilakukan pengolahan berupa netralisasi sehingga pH bisa netral sesuai dengan yang dipersyaratkan dalam Peraturan Menteri Kesehatan Nomor 2 Tahun 2023 tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 tentang Kesehatan Lingkungan.

Sampel air tanah telah dianalisis di laboratorium dengan data konsentrasi logam berat yang diperoleh sebagaimana tercantum pada **Tabel 4.3**.

Tabel 4.3. Data Hasil Pengujian Air Tanah

Sampling	Parameter	Unit	SP1	SP2	SP3	SP4	Baku Mutu	Pemenuhan Baku Mutu
I	Hg	mg/L	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	0,001	Memenuhi
	Pb	mg/L	0,1316	0,0878	0,0378	<LOD	0,01	Tidak memenuhi, kecuali SP4
	Ni	mg/L	0,6236	0,0041	<LOD	<LOD	0,07	Memenuhi, kecuali SP1
	Cu	mg/L	0,0884	0,0369	0,0474	0,0404	2	Memenuhi
II	Hg	mg/L	<0,0006	0,0007	0,0006	<0,0006	0,001	Memenuhi
	Pb	mg/L	0,1755	0,1379	0,1567	0,1504	0,01	tidak memenuhi
	Ni	mg/L	0,3342	0,0290	0,0165	0,0165	0,07	Memenuhi, kecuali SP1 tidak memenuhi
	Cu	mg/L	0,0334	<LOD	<LOD	<LOD	2	Memenuhi
III	Hg	mg/L	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	0,001	Memenuhi
	Pb	mg/L	0,2631	0,2131	0,2005	0,1755	0,01	tidak memenuhi
	Ni	mg/L	1,6886	0,0075	<LOD	<LOD	0,07	Memenuhi, kecuali SP1
	Cu	mg/L	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	2	Memenuhi

Keterangan: *Baku mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 tentang Kesehatan Lingkungan;

*Tulisan yang ditebalkan menunjukkan nilai yang melebihi standar baku mutu;

*<LOD menunjukkan konsentrasi yang terkandung dalam sampel lebih kecil dari batas konsentrasi terendah yang mampu dideteksi oleh alat pengujian.

Tabel 4.3 menunjukkan bahwa konsentrasi logam Hg masih memenuhi standar kualitas air minum untuk seluruh titik pantau. Hal sebaliknya untuk logam Pb melebihi baku mutu di semua titik pantau. Logam Ni melebihi baku mutu khusus pada SP1 dimana lokasi ini merupakan titik sampling yang masih berada dalam area penimbunan FABA pada lahan bekas tambang, sedangkan untuk titik pantau lainnya logam Ni masih memenuhi baku mutu. Logam Cu yang memiliki baku mutu yang lebih longgar dibandingkan 3 logam lainnya berdasarkan hasil pemantauan memiliki konsentrasi yang jauh di bawah baku mutu.

Konsentrasi logam Pb yang tinggi pada air tanah ini diperkirakan merupakan kontribusi dari kegiatan penimbunan FABA, dimana LAPI ITB (2020) menemukan kandungan logam berat tertinggi pada sampel *fly ash* PLTU Ombilin adalah logam Pb dengan nilai 848,89 mg/L. Untuk lebih jelasnya hasil analisa kandungan logam berat limbah FABA PLTU Ombilin tersebut dapat dilihat pada **Tabel 4.4**.

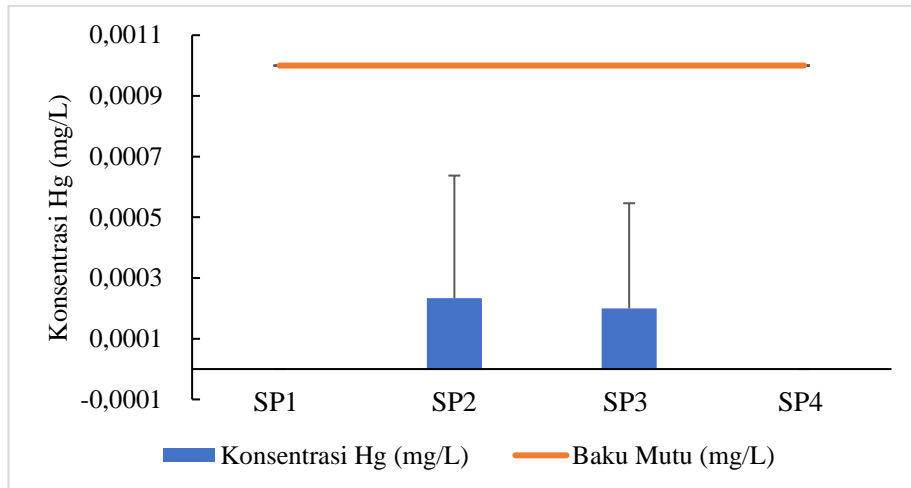
Tabel 4.4. Hasil Uji Total Kandungan Logam Fly Ash, Bottom Ash, dan Campuran FABA

No.	Parameter	Hasil Analisis (mg/kg)			Kadar Maksimum Lampiran XIII PP 22/2021		
		FA	BA	FABA	TK-A	TK-B	TK-C
1	Sb	0,10	0,11	0,08	300	75	3
2	As	0,59	0,10	0,08	2.000	500	20
3	Ba	<0,005	<0,005	<0,005	25.000	6.250	160
4	Be	<0,005	<0,005	0,67	4.000	100	1,1
5	B	57,11	69,78	79,44	60.000	15.000	36
6	Cd	0,89	0,71	0,08	400	100	3
7	Cr	2,33	0,78	1,33	2.000	500	1
8	Cu	25,56	18,89	5,44	3.000	750	30
9	Pb	848,89	80	20,00	6.000	1.500	300
10	Hg	0,10	0,06	0,07	300	75	0,3
11	Mo	96,67	108,89	96,67	4.000	1.000	40
12	Ni	0,84	0,90	1,38	12.000	3.000	60
13	Se	0,26	0,14	0,15	200	50	10
14	Ag	<0,001	<0,001	<0,001	720	180	10
15	Zn	57,78	138,89	71,11	15.000	3.750	120

Sumber: LAPI ITB, 2020

4.3.1 Konsentrasi Hg

Konsentrasi logam Hg dalam air tanah pada wilayah kajian ditemukan dalam jumlah yang sedikit dan masih di bawah baku mutu. Grafik perbandingan rata-rata konsentrasi logam Hg masing-masing titik pantau dapat dilihat pada **Gambar 4.3**.



Gambar 4.3. Konsentrasi Hg Pada Air Tanah Sumur Pantau

Seperti yang ditunjukkan **Gambar 4.3**, logam Hg ditemukan dalam konsentrasi yang relatif rendah. Rata-rata konsentrasi Hg pada 4 sumur pantau adalah 0,0001 mg/L. Hal ini diperkirakan karena limbah FABA yang ditimbunkan pada lokasi lahan bekas tambang tidak mengandung Hg atau mengandung Hg dalam konsentrasi yang sangat kecil. Menurut Evans dkk (2023) konsentrasi raksa dalam limbah pembangkit listrik tenaga batu bara memang relatif rendah (Evans dkk., 2023). Berdasarkan uji pelindian yang dilakukan oleh Huang dkk (2022) pada abu batu bara 15 PLTU di Provinsi Guizhou China diperoleh konsentrasi Hg dalam ekstrak (<7 ng/L) dari ketiga PLTU ini dalam semua kondisi jauh di bawah batas regulasi yang berlaku, dan kurang dari 0,11% dari total Hg yang terlindi. Studi ini menunjukkan bahwa Hg dalam abu batu bara lebih stabil dalam kondisi alami ketika terpapar air permukaan/air tanah dan memiliki kemampuan pelindian Hg yang dapat diabaikan (Huang dkk., 2022).

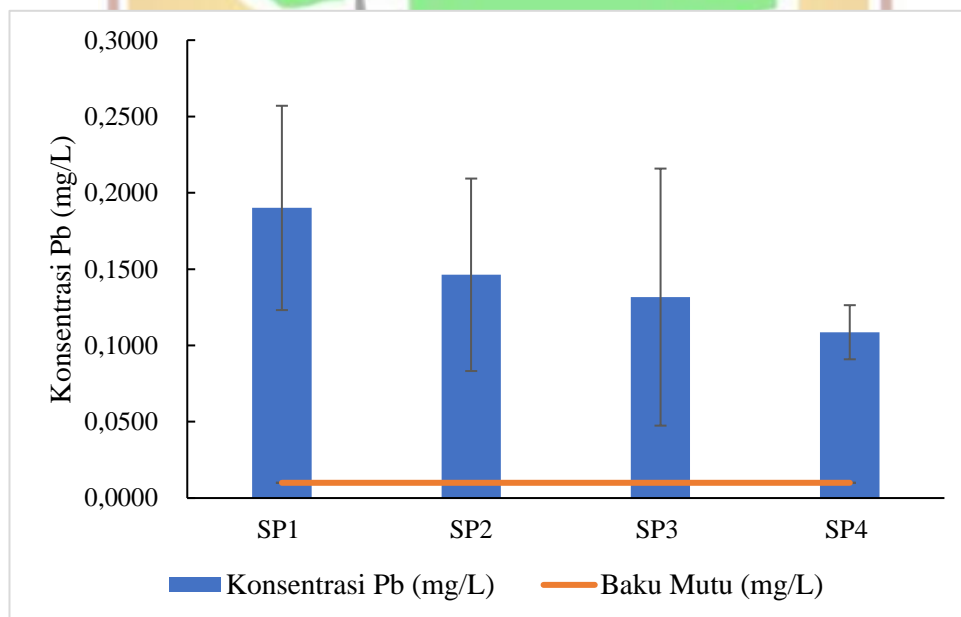
Konsentrasi Hg terdeteksi pada SP2 dan SP3 dengan konsentrasi kecil, namun keberadaan logam Hg tersebut tidak dapat dihubungkan dengan kegiatan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang karena pada SP1 yang paling dekat dengan lokasi penimbunan FABA Hg tidak terdeteksi. Konsentrasi Hg yang terdeteksi tersebut diperkirakan merupakan konsentrasi alami Hg dalam air tanah di lokasi tersebut.

Meskipun saat ini Hg belum terdeteksi di wilayah kajian, namun mengingat karakteristik raksa merupakan senyawa yang sangat beracun yang menimbulkan

risiko lingkungan dan kesehatan manusia bahkan dalam konsentrasi kecil, dan kondisi di dasar kolam abu batu bara sangat mungkin mengubah raksa menjadi limbah yang sangat beracun, maka pemantauan terhadap logam Hg ini tetap perlu dilakukan di masa yang akan datang. Raksa adalah racun yang terakumulasi secara biologis yang mengganggu perkembangan otak pada anak-anak dan menyebabkan kerusakan sistem saraf dan ginjal pada orang dewasa. (US EPA, 2009).

4.3.2 Konsentrasi Pb

Tabel 4.3 menunjukkan bahwa dari 4 logam yang diuji, logam berat yang menjadi pencemar utama dalam air tanah di wilayah kajian adalah Pb. Konsentrasi logam Pb ini tergolong tinggi, dimana pada 4 lokasi titik pantau air tanah ditemukan konsentrasi yang lebih dari 10 kali lipat kadar Pb yang diizinkan dalam baku mutu (0,01 mg/L). Konsentrasi Pb tertinggi berada di SP1 sebesar 0,19 mg/L dan yang paling rendah di SP4 sebesar 0,11 mg/L. Perbandingan konsentrasi logam Pb terhadap baku mutu dapat dilihat pada **Gambar 4.4**.



Gambar 4.4. Konsentrasi Pb Air Tanah Sumur Pantau

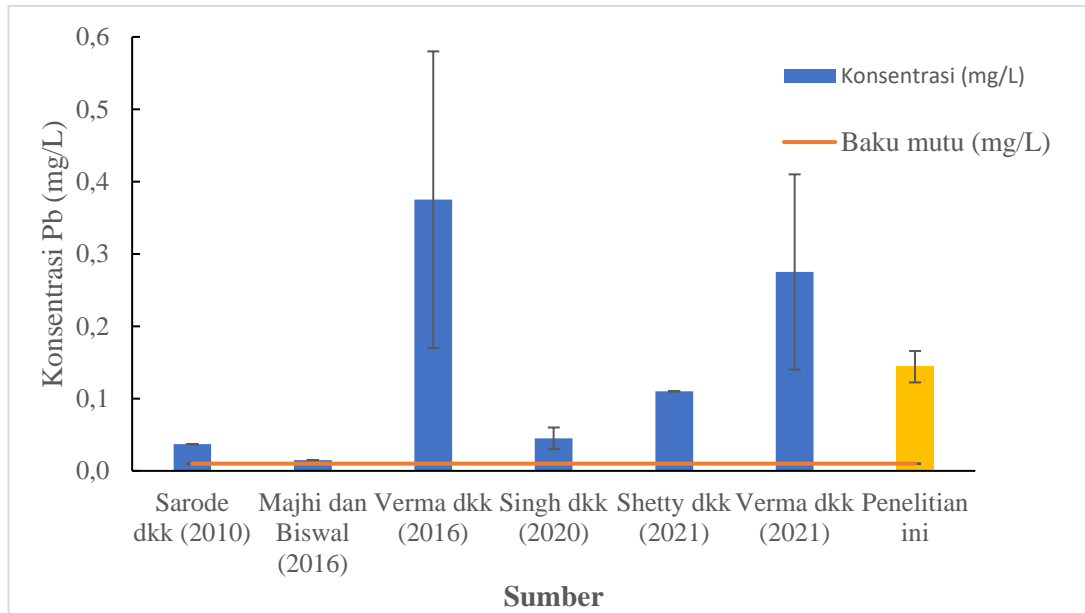
Gambar 4.4 menunjukkan bahwa konsentrasi logam Pb dalam air tanah di sekitar lokasi kajian sudah sangat jauh melebihi baku mutu. Merujuk kepada Lampiran Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 tentang Peraturan Pelaksanaan Peraturan Pemerintah Nomor 66 Tahun 2014 tentang

Kesehatan Lingkungan pada Bab 2 ditetapkan baku mutu logam Pb adalah 0,01 mg/L, sedangkan konsentrasi terukur logam Pb pada air tanah lokasi kajian jauh melampaui standar tersebut yaitu dengan rata-rata konsentrasi pada 4 titik pantau sebesar 0,144 mg/L.

Nilai konsentrasi Pb ini memiliki kemiripan dengan hasil penelitian Verma dkk (2021) yang menemukan kisaran konsentrasi Pb 0,14–0,41 mg/L dalam air tanah di sekitar lokasi pembuangan abu PLTU batu bara di Parichha Thermal Power Station India (Verma dkk., 2021). Dalam penelitian lainnya pada air tanah di lokasi penimbunan abu PLTU Parichha, Jhansi, India Verma dkk (2016) sebelumnya menemukan konsentrasi Pb berkisar antara 0,170 - 0,580 mg/L (Verma dkk., 2016). Sarode dkk (2010) menemukan konsentrasi Pb sebesar 0,037 mg/L di sekitar lokasi penimbunan FABA PLTU Bhusawal India (Sarode dkk., 2010).

Penelitian lainnya yang dilakukan oleh Majhi dan Biswal (2016) dimana pemantauan terhadap air tanah di sekitar lokasi penimbunan FABA PLTU Angul Talcher India selama 6 tahun menunjukkan konsentrasi Pb yang melebihi baku mutu yaitunya sebesar 0,015 mg/L (Majhi & Biswal, 2016). Shetty dkk (2021) juga melakukan penelitian terhadap air tanah di sekitar PLTU Udupi Karnataka India menemukan bahwa air tanah di sekitar tidak layak dikonsumsi, dengan konsentrasi logam Pb terpantau pada 22 titik 0,11 mg/L (Shetty dkk., 2021). Kajian lainnya dilakukan oleh Singh dkk (2020) di sekitar PLTU Sardar Gobind Ballabh Pant Sagar India menyatakan bahwa air tanah di sekitar penimbunan FABA mengandung Pb berkisar antara 0,03 – 0,06 mg/L. Logam berat beracun larut ke dalam air dari area pembuangan FABA dan juga mencemari air tanah dan tanah sehingga berbahaya bagi kesehatan manusia (Singh et al., 2020). Penelitian Rizwan, dkk (2021) juga menunjukkan Peta sebaran spasial GIS menunjukkan bahwa pada seluruh sampel konsentrasi timbal tergolong tinggi melebihi baku mutu yang diizinkan (Rizwan dkk., 2021).

Perbandingan konsentrasi Pb pada penelitian ini dengan penelitian lainnya secara ringkas dapat dilihat pada **Gambar 4.5**.



Gambar 4.5. Perbandingan Konentration Pb dengan Penelitian Lainnya

Gambar 4.5 menunjukkan bahwa konsentrasi Pb pada kajian ini lebih tinggi dibandingkan dengan konsentrasi Pb pada kajian Majhi dan Biswal (2016), Sarode dkk (2010), Singh dkk (2020), dan Shetty dkk (2021), namun lebih rendah dibandingkan dengan konsentrasi Pb pada kajian Verma dkk (2016, 2021).

Konsentrasi Pb tertinggi berada di titik SP1 karena merupakan sumur pantau yang paling dekat dengan kegiatan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang, dan kedalaman sumur pantau 30 m di bawah permukaan tanah lebih rendah dibandingkan dengan elevasi FABA yang telah ditimbunkan. Kondisi lapangan SP1 diperkirakan menerima dampak yang lebih tinggi dari pelindian logam Pb pada material FABA yang ditimbunkan serta faktor lainnya dari kondisi lapangan yang merupakan bekas penempatan *over burden* kegiatan penambangan batu bara sebelumnya. Konsentrasi Pb mengalami penurunan ke arah hilir arah aliran air tanah, dimana konsentrasi Pb pada SP2 yang berjarak 350 meter dari sumber pencemar sudah mengalami penurunan dari 0,19 mg/L di SP1 menjadi 0,15 mg/L di SP2, dan terus menurun ke arah sumur tanah dangkal di kawasan permukiman masyarakat (SP3 dan SP4).

Kondisi konsentrasi Pb dimana $SP1 > SP2 > SP3 > SP4$ diperkirakan terjadi karena sepanjang perpindahan polutan Pb pada aliran air tanah berkontak dengan material lainnya sehingga terjadi mekanisme sorpsi. SP4 menerima konsentrasi paling

rendah karena dari semua titik pantau SP4 adalah lokasi paling hilir di permukiman masyarakat sehingga polutan sudah mengalami kontak dengan material lainnya di dalam tanah sepanjang jalur yang dilalui. Al-Hashimi dkk (2021) menyatakan bahwa mekanisme utama untuk pengurangan dan penyisihan kontaminan dalam air tanah adalah melalui sorpsi baik melalui adsorpsi maupun absorpsi. Fenomena adsorpsi akan terjadi ketika fase padat lingkungan melemahkan kontaminan yang akan menyebabkan kontaminan dikeluarkan dari air, dan konsentrasi polutan akan berkurang di hilir seperti yang terlihat pada **Gambar 2.10**. Tanah merupakan sistem dinamis yang di dalamnya kontaminan beracun digunakan sebagai tempat pembuangan atau jalur. Ketika kontaminasi terjadi di permukaan tanah, sebagian kontaminan ini akan meresap ke bawah muka air tanah dan membentuk gumpalan kontaminan. Gumpalan ini akan terbentuk seiring waktu (t), dan kontaminan akan terbawa ke hilir (Al-Hashimi dkk., 2021). Paulson (1997) dalam penelitiannya juga menemukan bahwa logam Pb dalam air tanah terus mengalami penyisihan ketika melewati material tailing (Paulson, 1997).

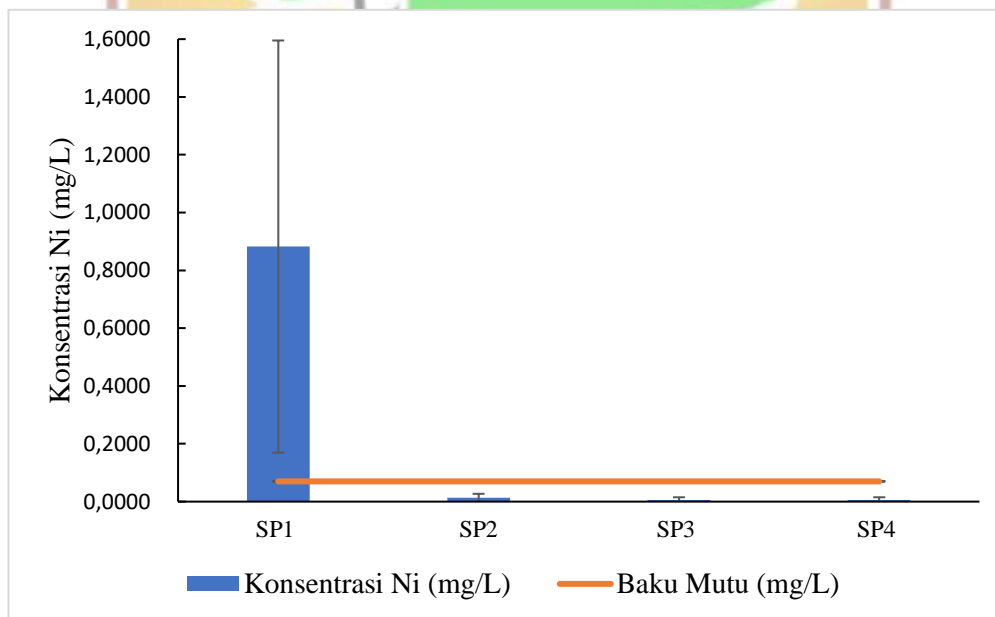
Kondisi kandungan Pb terlarut dalam air tanah sebagaimana ditunjukkan pada **Gambar 4.4** sudah sangat mengkhawatirkan karena menurut Evans dkk (2023) paparan Pb sangat tidak aman terutama bagi anak-anak, dan dapat menyebabkan pembengkakan otak, penyakit ginjal, masalah kardiovaskular, kerusakan sistem saraf, dan kematian. Begitu Pb terlepas dari abu batu bara dan memasuki ekosistem air tanah atau sungai, maka limbah tersebut dapat memasuki rantai makanan dan terakumulasi secara hayati, sehingga menimbulkan kerugian serius bagi satwa liar, serta mengancam manusia (Evans dkk., 2023).

Pb merupakan unsur yang berbahaya meskipun dalam jumlah kecil dan masuk ke dalam tubuh manusia melalui berbagai cara. Konsentrasi timbal yang tinggi dalam tubuh dapat menyebabkan kematian atau kerusakan permanen pada tubuh sistem saraf pusat, otak, dan ginjal (Mandour, 2012). Batas timbal yang diperbolehkan dalam air minum yang ditentukan oleh WHO adalah 0,01 ppm dan menurut Peraturan Menteri Kesehatan RI adalah 0,01 mg/L, sementara dalam penelitian ini konsentrasinya berkisar antara 0,0378 hingga 0,2631 mg/L. Konsentrasi timbal di seluruh sampel air tanah di sekitar wilayah kajian diamati melebihi batas baku mutu yang ditetapkan. Produk sampingan abu batu bara mengandung bahan kimia

beracun termasuk timbal, polutan terkenal yang secara kognitif mengganggu kehidupan seseorang (Fludd, 2022).

4.3.3 Konsentrasi Ni

Konsentrasi logam Ni pada lokasi penelitian serta pemenuhan baku mutu masing-masing titik sampling dapat dilihat pada **Gambar 4.6**. Rata-rata konsentrasi logam Ni pada 4 sumur pantau ini adalah 0,227 mg/L, dimana konsentrasi Ni tertinggi berada di SP1, dan konsentrasi terendah berada di SP3 dan SP4 dengan nilai konsentrasi Ni yang sama sebesar 0,005 mg/L. Angka konsentrasi logam Ni yang melebihi baku mutu ini juga diperoleh dalam beberapa penelitian yang diantaranya Singh dkk (2020) meneliti air tanah di sekitar PLTU Sardar Gobind Ballabh Pant Sagar India mendeteksi konsentrasi Ni melebihi baku mutu, konsentrasi Ni berkisar antara 0,1 – 0,4 mg/L. Penelitian air tanah di sekitar PLTU Udupi Karnataka India diperoleh konsentrasi logam Ni melebihi baku dengan nilai konsentrasi maksimal terpantau pada 22 titik sebesar 1,6 mg/L (Shetty dkk., 2021).



Gambar 4.6. Konsentrasi Ni Air Tanah Sumur Pantau

Gambar 4.6 menunjukkan bahwa logam Ni SP1 jauh melampaui baku mutu. Tingginya konsentrasi logam Ni di SP1 diperkirakan karena masih berada di dalam area penimbunan FABA pada lahan bekas tambang. Sementara untuk titik pantau SP2, SP3, dan SP4 konsentrasinya masih berada di bawah baku mutu. SP2 berada

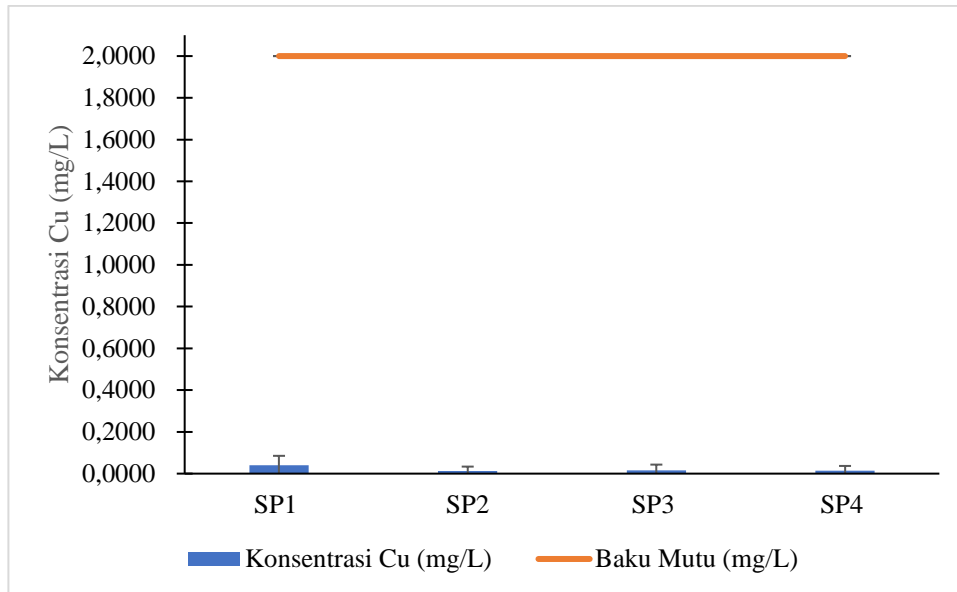
pada jarak 365 m dari lokasi penimbunan FABA, dan lokasi ini memiliki tutupan lahan berupa kebun karet dan bentang alamnya tidak mengganggu aktivitas penambangan. Sementara SP3 dan SP4 merupakan Kawasan permukiman yang berjarak masing-masing 730 m dan 850 m dari lokasi penimbunan FABA. Perbedaan konsentrasi yang sangat jauh antara SP1 dengan SP2, SP3, dan SP4 diperkirakan karena kondisi akuifer yang dilewati sepanjang aliran air tanah ke hilir masih mampu menyerap kandungan Ni air tanah. Seperti yang dinyatakan oleh Al-Hashimi dkk (2021) bahwa mekanisme utama untuk pelemahan dan penghambatan kontaminan adalah sorpsi. Fenomena adsorpsi akan terjadi ketika fase padat lingkungan melemahkan kontaminan yang akan menyebabkan kontaminan dikeluarkan dari air sehingga konsentrasi polutan akan berkurang di hilir (Al-Hashimi dkk., 2021).

Kondisi pH SP1 yang lebih asam sebagaimana ditunjukkan pada **Tabel 4.2** (pH 3,15) juga mendukung pelarutan logam Ni pada lokasi lahan bekas tambang tersebut. pH titik pantau SP2, SP3, dan SP4 lebih netral dibandingkan dengan SP1 dimana secara berturut-turut memiliki pH 6,42, 4,44, dan 5,26. Pencucian logam berat dari kolam abu dipengaruhi oleh pH dan kandungan logam berat dalam abu batu bara tersebut. Pelepasan logam berat dari abu batu bara meningkat seiring dengan menurunnya pH (Verma dkk., 2016).

Walaupun konsentrasi logam Ni hanya melebihi baku mutu pada SP1, namun untuk jangka panjang logam ini juga perlu mendapatkan perhatian yang serius di sekitar lokasi penimbunan abu batu bara karena toksisitas dari logam tersebut yang sangat berbahaya. Paparan logam Ni dalam jangka panjang dapat menyebabkan kerusakan hati dan ginjal (Evans dkk., 2023). Nikel dianggap sebagai logam penting namun beracun dalam jumlah besar bagi kesehatan (Verma dkk., 2016).

4.3.4 Konsentrasi Cu

Hasil pemantauan konsentrasi logam Cu dalam air tanah di lokasi kajian dapat dilihat pada **Gambar 4.7**.



Gambar 4.7. Konsentrasi Cu Air Tanah Sumur Pantau

Gambar 4.7 menunjukkan bahwa konsentrasi Cu masih jauh di bawah baku mutu, dengan rata-rata konsentrasi Cu 0,02 mg/L parameter logam ini masih sangat jauh di bawah baku mutu yaitunya sebesar 2 mg/L. Kandungan logam Cu ini masih masuk kategori aman bagi kesehatan, dimana dengan pola yang sama dengan logam sebelumnya konsentrasi Cu tertinggi tetap berada pada SP1 di lokasi terdekat dengan penimbunan FABA, sementara SP2, SP3, dan SP4 yang berada di luar lokasi kegiatan penimbunan FABA memiliki konsentrasi Cu air tanah yang lebih rendah. Kondisi konsentrasi logam Cu pada air tanah di 4 sumur pantau ini diperkirakan juga dipengaruhi karakteristik FABA sendiri yang juga mampu mengikat logam Cu, sehingga unsur Cu tersebut tidak terlepas ke media air tanah. hal ini diungkapkan oleh studi Lekgoba dkk (2021) bahwa abu terbang merupakan adsorben yang efektif dalam pemisahan selektif tembaga dari campuran biner (Lekgoba dkk., 2021). Studi yang dilakukan oleh Papandreou dkk (2007), juga menunjukkan *fly ash* yang dibentuk menjadi pelet dapat dianggap sebagai adsorben potensial untuk menghilangkan tembaga dari air limbah (Papandreou dkk., 2007). Penyisihan ion logam berat oleh abu batu bara dikaitkan dengan adsorpsi dan presipitasi hidroksida logam berat karena adanya berbagai oksida (yaitu, SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO) dalam abu batu bara (Asokbunyarat dkk., 2015).

4.4 Analisis Pengaruh FABA Terhadap Air Tanah

Untuk menganalisis pengaruh pemanfaatan FABA sebagai lapisan penutup pada reklamasi tambang di Kota Sawahlunto digunakan uji statistik ANOVA yang tersedia pada perangkat lunak SAS. Input data pada uji statistik ini adalah data jarak sumur pantau dengan sumber pencemar, waktu pengambilan sampel, dan nilai terukur dari masing-masing parameter logam berat pada pengambilan pertama sampai dengan ketiga.

Jarak SP1 adalah 0 m karena masih berada pada area penimbunan FABA, jarak SP2 adalah 365 m dari titik terdekat area penimbunan FABA, dan jarak SP3 yang merupakan sumur gali milik masyarakat yang terdekat dari lokasi penimbunan FABA adalah 730 m. Waktu didefinisikan dalam hitungan jumlah hari dimana pengambilan sampel I merupakan hari ke-0, pengambilan sampel II merupakan hari ke-21, dan pengambilan sampel III merupakan hari ke-42. Untuk lebih jelasnya terkait dengan input data analisis ini dapat dilihat pada **Tabel 4.5**.

Tabel 4.5. Faktor dan Respon

Faktor	Label	Terendah	Titik Tengah	Tertinggi	Response	Label	Satuan
Jarak	Meter	0	365	730	Hg	Raksa Terlarut	mg/L
Waktu	Hari	0	21	42	Pb	Timbal Terlarut	mg/L
					Ni	Nikel Terlarut	mg/L
					Cu	Tembaga Terlarut	mg/L

Menu yang digunakan dalam perangkat *Statistical Analysis Software (SAS)* ini adalah *Response Surface Design in Design of Experiment (RSM in DOE)*, dengan pilihan deskripsi desain *central composite: uniform precision*. *Central composite* adalah desain faktorial pecahan yang paling umum digunakan dalam *RSM in DoE*. Dalam desain ini, titik pusat ditambah dengan sekelompok titik aksial yang disebut titik bintang. Dengan desain ini, suku orde pertama dan orde kedua dapat diperkirakan dengan cepat (Bhattacharya, 2021). Faktor dan respon yang sudah diatur pada master model tersebut membutuhkan input sebanyak 13 data untuk masing-masing logam yang mewakili titik yang dimintakan oleh master model. Jarak 0 adalah titik SP1, jarak 365 adalah titik SP2, dan jarak 730 adalah titik SP3. Waktu 0 adalah sampling I, waktu 21 adalah sampling II, dan waktu 42 adalah sampling III. Khusus untuk titik SP2 sampling II dilakukan pengulangan sebanyak

5 kali sesuai dengan data yang dimintakan pada master model. Respon untuk masing-masing logam berdasarkan hasil pemantauan sebagaimana yang telah ditampilkan pada **Tabel 4.3** dimasukkan ke dalam kolom dan baris yang sesuai. Detail input data dari desain ditampilkan sebagaimana **Tabel 4.6**.

Tabel 4.6. Design Point

Run	Jarak	Waktu	Hg	Pb	Ni	Cu
1	0	0	1,00E-10	0.1316	0.6236	0.0884
2	0	42	1,00E-10	0.2631	16.886	1,00E-10
3	730	0	1,00E-10	0.0378	1,00E-10	0.0474
4	730	42	1,00E-10	0.2005	1,00E-10	1,00E-10
5	0	21	1,00E-10	0.1755	0.3342	0.0334
6	730	21	0.0006	0.1567	0.0165	1,00E-10
7	365	0	1,00E-10	0.0878	0.0041	0.0369
8	365	42	1,00E-10	0.2131	0.0075	1,00E-10
9	365	21	0.0007	0.1379	0.029	1,00E-10
10	365	21	0.0007	0.15672	0.02777	1,00E-10
11	365	21	0.0007	0.11287	0.03116	1,00E-10
12	365	21	0.0007	0.15672	0.0278	1,00E-10
13	365	21	0.0007	0.11287	0.0312	1,00E-10

Berdasarkan data pada **Tabel 4.6** dilakukan uji statistik dengan metode ANOVA untuk masing-masing logam yang diteliti dalam rangka memperoleh signifikansi dari variabel jarak dan waktu terhadap konsentrasi logam berat pada masing-masing sumur pantau sebagaimana **Tabel 4.7**.

Tabel 4.7. Uji Signifikansi Logam Berat Menggunakan ANOVA

Logam	Faktor	DF	SS	MS	F	p-value
Hg	jarak	1	6E-8	6E-8	1.823353	0.2189
	waktu	1	0	0	0	1.0000
	jarak x jarak	1	1.182E-7	1.182E-7	3.592815	0.0999
	jarak x waktu	1	0	0	0	1.0000
	waktu x waktu	1	7.097E-7	7.097E-7	21.56587	0.2400
Pb	jarak	1	0.005116	0.005116	9.875566	0.0163*
	waktu	1	0.02933	0.02933	56.61842	0.0001*
	jarak x jarak	1	0.001065	0.001065	2.055772	0.1947
	jarak x waktu	1	0.000243	0.000243	0.46978	0.5151
	waktu x waktu	1	0.000044	0.000044	0.084723	0.7794
Ni	jarak	1	1.152729	1.152729	17.81431	0.0039*
	waktu	1	0.190246	0.190246	2.940075	0.1301
	jarak x jarak	1	0.341739	0.341739	5.281249	0.0551
	jarak x waktu	1	0.283556	0.283556	4.382088	0.0746
	waktu x waktu	1	0.091694	0.091694	1.417039	0.2727
Cu	jarak	1	0.000923	0.000923	17.13902	0.0043*
	waktu	1	0.004971	0.004971	92.3474	<.0001*
	jarak x jarak	1	0.000718	0.000718	13.33421	0.0082*
	jarak x waktu	1	0.00042	0.00042	7.807266	0.0267*
	waktu x waktu	1	0.000882	0.000882	16.38636	0.0049*

Catatan: Taraf nyata 0,05

* Signifikan.

Semakin besar nilai F dan semakin kecil nilai p (probabilitas), maka semakin signifikan suku koefisien yang bersangkutan (Fakhri, 2014; Liu dkk., 2010). Hasil perhitungan *p-value* lebih rendah dari 0,05 menunjukkan bahwa faktor signifikan secara statistik (Fakhri, 2014; Liu dkk., 2010). Berdasarkan **Tabel 4.7** dapat dijelaskan bahwa dengan taraf nyata 0,05 pengaruh jarak lokasi pengambilan sampel air tanah dengan lokasi penimbunan FABA pada areal bekas tambang di Kota Sawahlunto terhadap konsentrasi logam berat Hg tidak signifikan ($p = 0,2189$). Selanjutnya dari variabel waktu pengambilan sampel juga tidak ditemukan adanya signifikansi antara waktu pengambilan sampel dengan konsentrasi Hg terlarut yang terukur di lapangan ($p\text{-value} = 1$). Sedangkan untuk logam Pb terlarut memiliki $p\text{-value} = 0,0163$, dengan demikian jarak merupakan variabel yang signifikan terhadap konsentrasi Pb terukur. Untuk variabel waktu pengambilan sampel diperoleh nilai $p\text{-value} = 0,0001$ yang artinya variabel waktu ini juga berpengaruh sangat signifikan terhadap konsentrasi Pb terlarut.

Selanjutnya untuk konsentrasi Ni terlarut memiliki angka $p\text{-value} = 0,0039$, dengan demikian jarak merupakan variabel yang signifikan terhadap konsentrasi Ni terukur. Untuk variabel waktu pengambilan sampel diperoleh nilai $p\text{-value} = 0,1301$ yang artinya variabel waktu ini tidak signifikan terhadap konsentrasi Ni terlarut. Meskipun konsentrasi logam Cu masih berada dalam rentang yang memenuhi baku mutu, hasil pemantauan menunjukkan konsentrasi Cu terlarut memiliki angka $p\text{-value} = 0,0043$, dengan demikian jarak merupakan variabel yang signifikan terhadap konsentrasi Cu terukur. Untuk variabel waktu pengambilan sampel diperoleh nilai $p\text{-value} = < 0,0001$ yang artinya variabel waktu ini juga berpengaruh sangat signifikan terhadap konsentrasi Cu terlarut.

Jika dibandingkan dengan hasil penelitian lainnya terdapat hasil yang relatif memiliki kesamaan dengan penelitian ini, seperti penelitian Choi dkk (2002) menemukan bahwa sampel air tanah dari sumur yang berada di dekat lokasi penimbunan *fly ash*, menunjukkan pola konsentrasi yang serupa dengan sampel lumpur *fly ash* yang mengindikasikan pengaruh lindi abu terhadap air tanah melalui kebocoran dari penimbunan *fly ash*. Lokasi penimbunan abu dengan sistem pelapisan yang buruk memiliki kemungkinan kebocoran air lindi yang tinggi. Dalam penelitian lainnya, Wang dkk (2016) juga menunjukkan konsentrasi logam

berat B, Pb, Sb and Zn juga diperoleh konsentrasi tertinggi di sekitar area penumpukan *fly ash* (Wang dkk., 2016).

Verma dkk (2021) dalam penelitiannya di sekitar lokasi penimbunan abu batu bara di Parichha Thermal Power Plant (Jhansi), menemukan bahwa konsentrasi logam Pb dan Ni pada air tanah yang dekat dengan lokasi penimbunan abu batu bara menunjukkan kondisi yang lebih buruk dibandingkan lokasi pengambilan sampel yang lebih jauh. Penelitian tersebut juga menyimpulkan bahwa pembuangan abu batu bara pada lokasi yang tidak dilapisi memiliki pengaruh yang signifikan terhadap penurunan kualitas air tanah (Verma dkk., 2021). Ketersediaan dan kualitas air tanah mengalami dampak buruk pada tingkat yang mengkhawatirkan akibat aktivitas antropogenik, seperti pembuangan limbah yang tidak tepat (Ram dkk., 2021). Pembuangan *fly ash* di kolam abu yang tidak dilapisi dapat mengkontaminasi air tanah dengan logam berat akibat pergerakan ke bawah dari lindi yang dihasilkan di kolam abu (Chancal dkk., 2014).

4.5 Persebaran Logam Berat Pada Air Tanah

Analisis persebaran pemodelan logam berat di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto menggunakan *tools response surface methodology in design of experiments (RSM in DoE)* yang tersedia pada perangkat lunak SAS, dan dengan memanfaatkan data spasial yang tersedia di Google Earth. Persamaan polinomial orde kedua digunakan untuk memprediksi konsentrasi logam berat dalam air tanah berdasarkan *RSM in DoE*. Berdasarkan lokasi titik sampling yang sudah ditetapkan sebelumnya, dan hasil pengujian terhadap parameter logam berat Hg, Pb, Ni, dan Cu yang sebelumnya sudah dianalisis menggunakan metode ANOVA, maka analisis dilanjutkan untuk melihat persebaran logam berat di sekitar lokasi pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung air asam tambang di Kota Sawahlunto.

Untuk logam Hg persebarannya tidak dapat dimodelkan karena dari uji ANOVA tidak diperoleh signifikansi antara jarak sumur pantau dengan lokasi penimbunan FABA terhadap konsentrasi logam Hg terlarut. Sedangkan untuk logam Pb, Ni, dan Cu model persebarannya diperoleh melalui pengolahan data menggunakan *RSM in*

DoE dimana variabel masukan dan hubungan empiris antara C (Konsentrasi logam berat, mg/L) dengan variable bebas Jarak (m), dan waktu (hari).

Bhattacharya (2021) menjelaskan bahwa untuk *central composite design* (CCD) dan *Box–Behnken Design*, model orde kedua banyak digunakan. Aspek analisa kedua desain ini dapat dijelaskan dengan persamaan berikut:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + \dots + b_kX_k + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + \dots + b_{k-1,k}X_{k-1}X_k + b_{11}X_1^2 + \dots + b_{kk}X_k^2 + \epsilon \dots\dots\dots(4.1)$$

dimana:

- Y : Variabel terikat atau variabel hasil atau perkiraan respon
- b₀ : Konstanta intersep
- b₁ : Koefisien model regresi
- X : Variabel bebas
- ε : Faktor kesalahan

Dengan kata lain, model matematika terhadap nilai observasi dari variabel terikat Y, yang menunjukkan:

- a. Efek utama faktor X₁, ..., X_k
- b. Interaksi antar faktor bebas (X₁X₂, X₁X₃, X_{k-1}, X_k)
- c. Komponen kuadratnya (X₁², X_k²). Tidak ada asumsi yang dibuat mengenai tingkat faktor, dan dapat menganalisis serangkaian nilai berkelanjutan untuk faktor tersebut.

Hasil dan model empiris dari berbagai desain eksperimen *central composite design* (CCD) memberi kita arahan untuk berpikir logis dan melakukan analisis multivariable, dan **Persamaan 4.1** merupakan model kuadrat yang mendekati model optimasi (Bhattacharya, 2021).

Secara rinci hasil perhitungan menggunakan software SAS dengan metode *response surface methodology in design of experiments* tertuang dalam **Lampiran C** laporan ini. Model prediktif yang dihasilkan untuk masing-masing logam berat adalah:

$$C_{Pb} = 0,108759 - 0,00008X + 0,003329Y \dots\dots\dots(4.2)$$

$$C_{Ni} = 0,65535 - 0,001201X \dots\dots\dots(4.3)$$

$$C_{Cu} = 0,08559 - 0,00015X - 0,003561Y + 1,21 \times 10^{-7}X^2 + 1,337 \times 10^{-6}XY + 0,000041Y^2 \dots\dots\dots(4.4)$$

- Keterangan: C_{Pb} = Prediksi Konsentrasi Pb (mg/L)
 C_{Ni} = Prediksi Konsentrasi Ni (mg/L)
 C_{Cu} = Prediksi Konsentrasi Pb (mg/L)
 X = Jarak dari lokasi pemanfaatan FABA (m)
 Y = Waktu Pengambilan Sampel (Hari ke n)

Contoh perhitungan untuk menghitung konsentrasi Pb untuk jarak 500 meter dari lokasi penimbunan FABA pada hari ke-30 dari sejak pengambilan sampel pertama dapat dihitung sebagai berikut:

$$\begin{aligned}
 C_{Pb} &= 0,108759 - 0,00008X + 0,003329Y \\
 &= 0,108759 - 0,00008 (500) + 0,003329 (30) \\
 &= 0,16863 \text{ mg/L}
 \end{aligned}$$

Konsentrasi Pb untuk jarak 500 m pada hari ke-30 dapat diprediksikan melalui perhitungan yang diberikan oleh model sebesar 0,16863 mg/L.

Persamaan di atas menggambarkan hubungan antara variable jarak dan waktu terhadap respon berupa konsentrasi masing-masing logam berat yang dipantau. Model telah divalidasi dengan analisis varians (ANOVA). Analisis statistik menunjukkan bahwa model tersebut mewakili fenomena dengan cukup baik dan variasi respons berhubungan erat dengan variasi faktor. Keakuratan model yang diusulkan diidentifikasi dengan *p-value*. Sifat fit model polinomial diwakili oleh koefisien determinasi R^2 seperti terlihat pada **Tabel 4.8**. Nilai R^2 menjamin ukuran bagaimana variabilitas dalam nilai respon yang diamati dapat diklarifikasi oleh faktor-faktor eksperimental dan interaksinya (Madala et al., 2015).

Tabel 4.8. Statistik Kesesuaian Model Prediksi Persebaran Logam Berat

Model Prediksi (C)	<i>Predicted R²</i> (%)	<i>Adjusted R²</i> (%)
C_{Pb}	90,89	84,38
C_{Ni}	83,49	71,70
C_{Cu}	95,94	93,03

Berdasarkan **Tabel 4.8**, nilai *Predicted R²* menunjukkan bahwa model untuk Pb, Ni dan Cu sudah dirancang dengan baik, mengingat koefisien determinasi (R^2) > 80%.

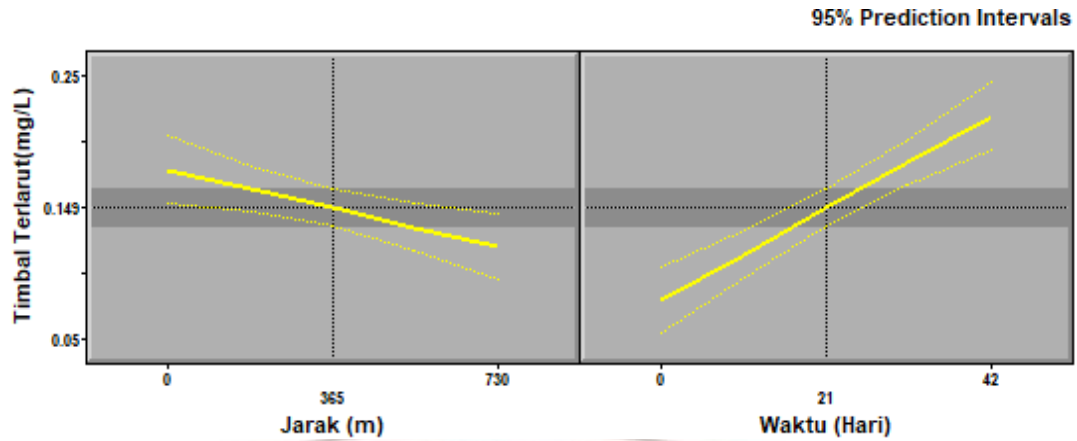
Selain itu, nilai *Predicted R²* cukup sesuai dengan nilai *Adjusted R²* dengan nilai > 70%. ANOVA menunjukkan bahwa persamaan dan hubungan sebenarnya antara respon dan variabel signifikan yang diwakili oleh persamaan tersebut sudah memadai. Uji ANOVA terhadap hasil yang diperoleh pada model prediktif dapat dilihat pada **Tabel 4.9**.

Tabel 4.9. Statistik *p-value* Model Prediksi Persebaran Logam Berat

Logam	Faktor	<i>p-value Master Model</i>	<i>p-value Prediktif Model</i>
Pb	Jarak	0,0163	0,0115
	Waktu	0,0001	<0,0001
Ni	Jarak	0,0039	0,0166
Cu	Jarak	0,0043	0,0043
	Waktu	<0,0001	<0,0001
	Jarak x Waktu	0,0082	0,0082
	Jarak x Waktu	0,0267	0,0267
	Waktu x Waktu	0,0049	0,0049

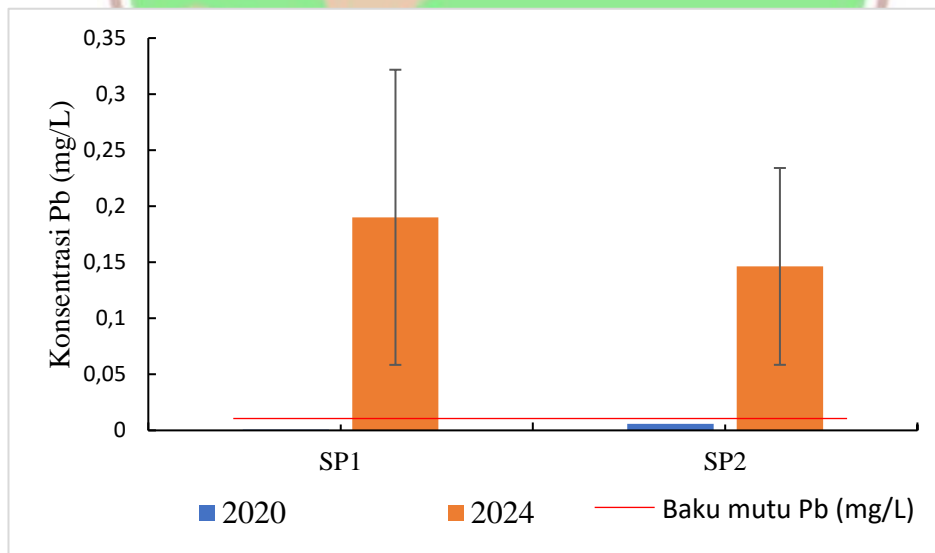
Tabel 4.9 memberikan informasi bahwa model prediksi yang diberikan dapat diterima secara statistik, dimana *p-value* berada di bawah taraf nyata 0,05. Nilai *p-value* lebih rendah dari 0,05 menunjukkan bahwa model dan ketentuan model signifikan secara statistik (Fakhri, 2014; Liu dkk., 2010).

Gambar 4.8 menunjukkan hubungan jarak lokasi titik pengambilan air tanah, dan waktu pengambilan sampel air tanah saat kajian ini dilakukan dengan konsentrasi logam Pb, terlarut dalam air tanah. Terlihat bahwa konsentrasi Pb terlarut dalam air tanah menurun sejalan dengan pertambahan jarak, dan sebaliknya terjadi kenaikan konsentrasi berdasarkan pertambahan waktu. Hasil ini sejalan dengan penelitian Wang dkk (2016) yang menemukan konsentrasi tertinggi logam berat yang diteliti (Pb, Ba, Sb, B, dan Zn) muncul di sekitar lokasi penumpukan *fly ash*, dan terdapat banyak bukti pencemaran unsur-unsur di air tanah di *fly ash* yang dapat terakumulasi (Wang dkk., 2016). Penurunan konsentrasi dengan pertambahan jarak ini diperkirakan terjadi akibat interaksi polutan dengan mineral pembentuk batuan, pembentukan mineral baru, dan pengenceran dengan air tanah. Kecepatan proses pembersihan polutan tersebut bergantung pada komposisi mineralogi batuan dan intensitas pertukaran air (Noskov dkk., 2018).



Gambar 4.8. Prediksi Profil Konsentrasi Pb Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan

Choi dkk (2002) menyatakan pelapasan logam berat termasuk Cd, Pb, Cu and Zn dari FABA berlangsung dalam waktu yang lama menunjukkan bahwa pengaruh pembuangan abu akan menimbulkan masalah lingkungan jangka panjang (Choi dkk., 2002). Kenaikan konsentrasi Pb berdasarkan pertambahan waktu ini sejalan dengan perbandingan konsentrasi Pb terukur saat kajian dengan konsentrasi terukur pada SP1 dan SP2 pada bulan Juli 2020, dimana konsentrasi logam Pb pada SP1 = 0,0008 mg/L, dan SP2 = 0,0058 mg/L (KLHK, 2021). Perbandingan kenaikan konsentrasi Pb tahun 2020 dengan tahun 2024 dapat dilihat pada **Gambar 4.9**.

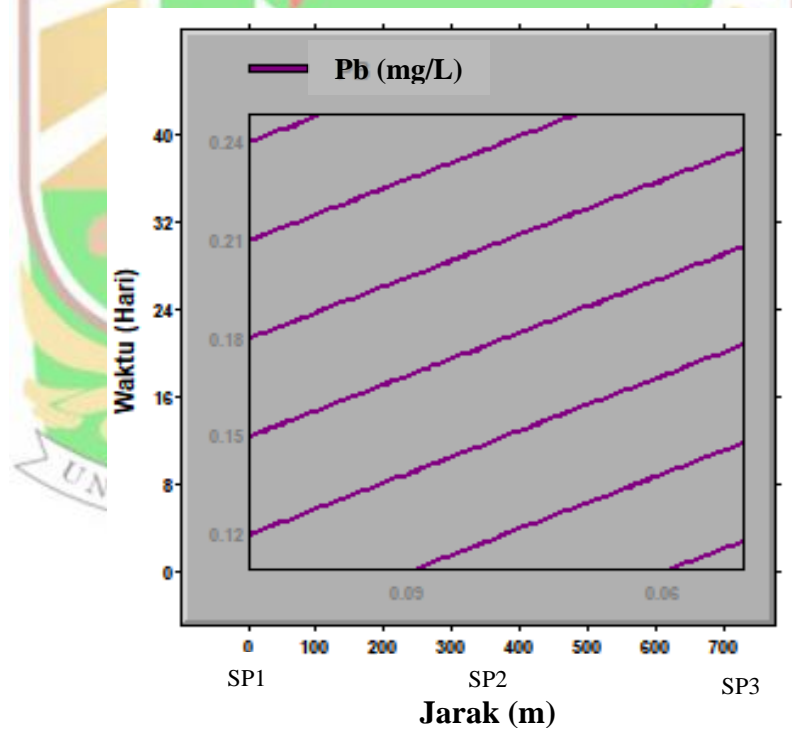


Gambar 4.9. Perbandingan Konsentrasi Pb Tahun 2020 dengan 2024

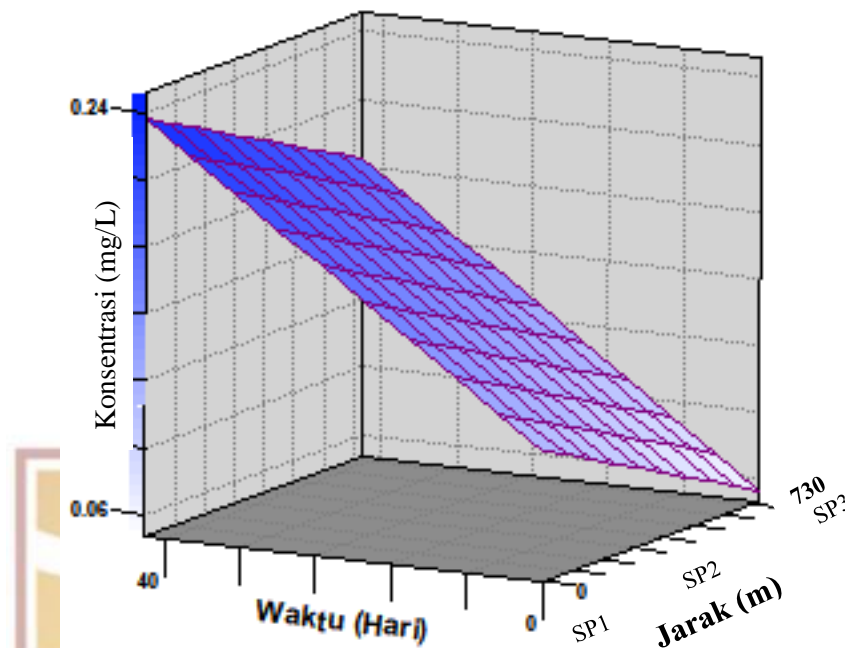
Gambar 4.9 menjelaskan bahwa konsentrasi logam Pb pada tahun 2020 berdasarkan data KLHK (2020) menunjukkan konsentrasi yang masih memenuhi baku mutu di

semua titik pantau, namun kondisi yang berbeda terlihat pada pemantauan tahun 2024 dimana konsentrasi logam Pb tersebut sudah jauh melewati baku mutu air minum nasional.

Prediksi konsentrasi logam Pb terlarut dalam air tanah berdasarkan pemodelan sesuai dengan rumus yang diberikan pada persamaan (2) dapat ditampilkan sebagaimana **Gambar 4.10** dan **Gambar 4.11**, dimana konsentrasi logam Pb paling tinggi berada pada lokasi terdekat dari area penimbunan FABA, dan memiliki kecenderungan menurun sejalan dengan pertambahan jarak, serta cenderung mengalami kenaikan konsentrasi seiring dengan bertambahnya waktu. Hasil pemodelan ini juga menunjukkan bahwa adanya penyisihan terhadap polutan logam Pb di sepanjang aliran air tanah tersebut. Choi dkk. (2002) dalam penelitiannya menemukan bahwa pelepasan logam berat (Cd, Pb, Cu, dan Zn) dari FABA berlangsung lambat dan jangka panjang, hasil uji pelindian menyiratkan bahwa pengaruh pembuangan FABA akan menimbulkan masalah lingkungan jangka panjang (Choi dkk., 2002).

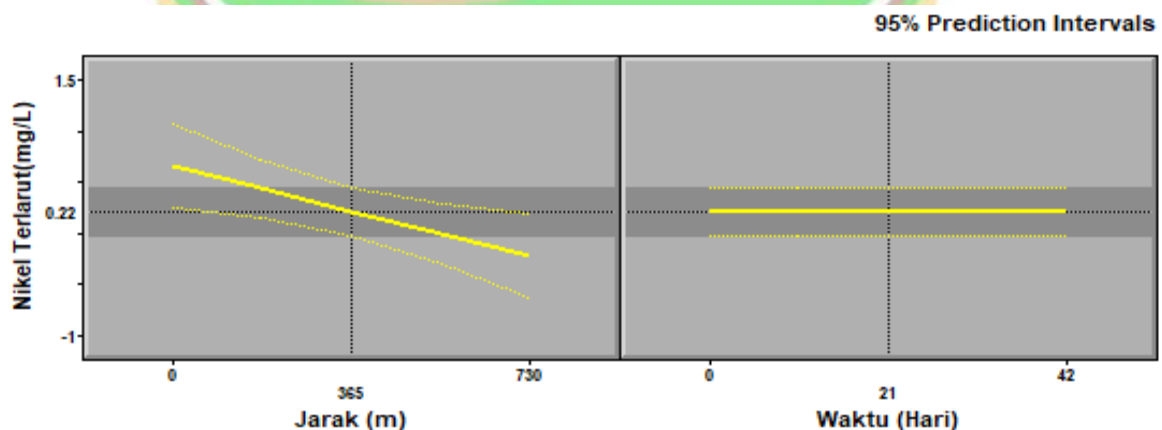


Gambar 4.10. *Contour Plot* Kosentrasi Logam Pb (mg/L)



Gambar 4.11. Surface Plot Konsentrasi Logam Pb (mg/L)

Pemodelan konsentrasi logam Ni menggunakan metode *RSM in DoE* ini menggambarkan hubungan jarak lokasi titik pengambilan air tanah, dan waktu pengambilan sampel air tanah saat kajian ini dilakukan dengan konsentrasi Ni terlarut dalam air tanah. Hubungan variable tersebut dapat dilihat pada **Gambar 4.12**, dimana konsentrasi Ni menurun sejalan dengan pertambahan jarak, sedangkan dari aspek waktu tidak memiliki pengaruh terhadap konsentrasi Ni.

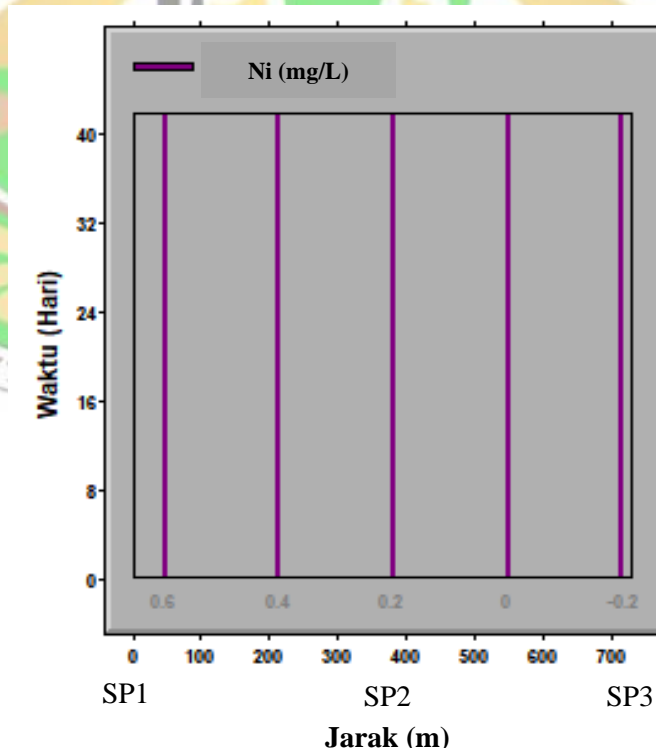


Gambar 4.12. Prediksi Profil Konsentrasi Ni Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan

Hasil pemodelan konsentrasi Ni menggambarkan bahwa kondisi pencemaran tertinggi berada pada lokasi penimbunan FABA pada areal bekas tambang batu bara. Hal ini diperkirakan juga merupakan pengaruh dari kondisi pH disekitar SP1

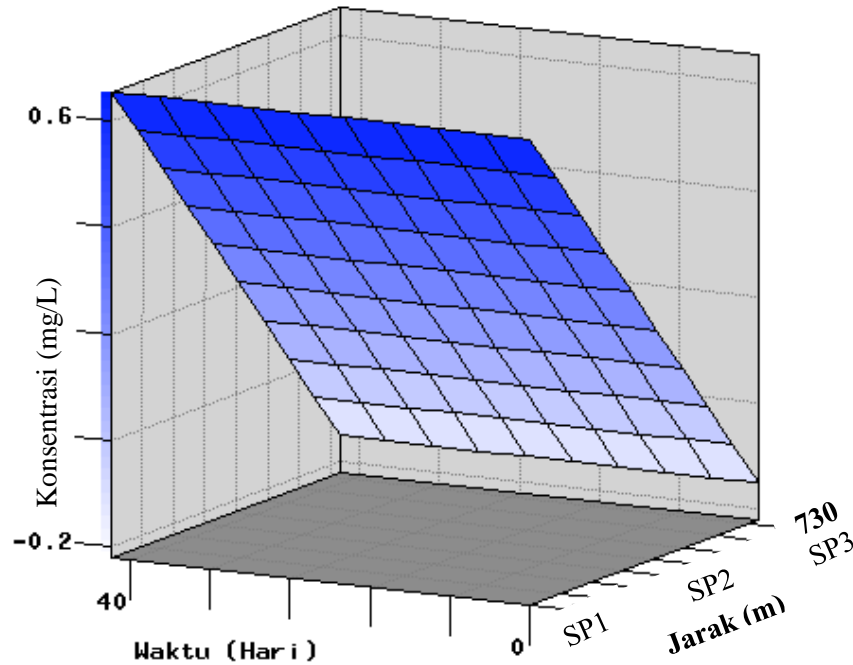
yang lebih rendah dibandingkan dengan SP lainnya. Kemampuan pelindian Ni sangat dipengaruhi oleh pH. Lebih dari 10 % Ni dalam FABA dapat larut dalam kondisi asam, dan menurun tajam dengan meningkatnya pH (Wang dkk., 2020).

Choi dkk (2002) dalam penelitiannya menemukan bahwa sampel air tanah dari sumur pantau yang dipasang di dekat laguna *fly ash*, menunjukkan pola konsentrasi yang serupa dengan sampel lumpur *fly ash* (Choi dkk., 2002). Konsentrasi logam Ni tersebut menurun sejalan dengan pertambahan jarak dimana aliran air tanah ke arah Selatan menuju Sungai Batang Ombilin. Pada lokasi permukiman masyarakat yang berjarak 730 m konsentrasi logam Ni terlarut sudah tidak terdeteksi, dimana **Gambar 4.13** juga menunjukkan konsentrasi logam Ni terlarut sudah mulai hilang pada jarak ± 550 m. Hal ini diperkirakan terjadi karena adanya proses pengenceran konsentrasi sepanjang aliran air tanah. Menurut Noskov dkk (2018) Penurunan konsentrasi dengan pertambahan jarak ini diperkirakan terjadi akibat interaksi polutan dengan mineral pembentuk batuan, pembentukan mineral baru, dan pengenceran dengan air tanah. Kecepatan proses pembersihan polutan tersebut bergantung pada komposisi mineralogi batuan dan intensitas pertukaran air (Noskov dkk., 2018).



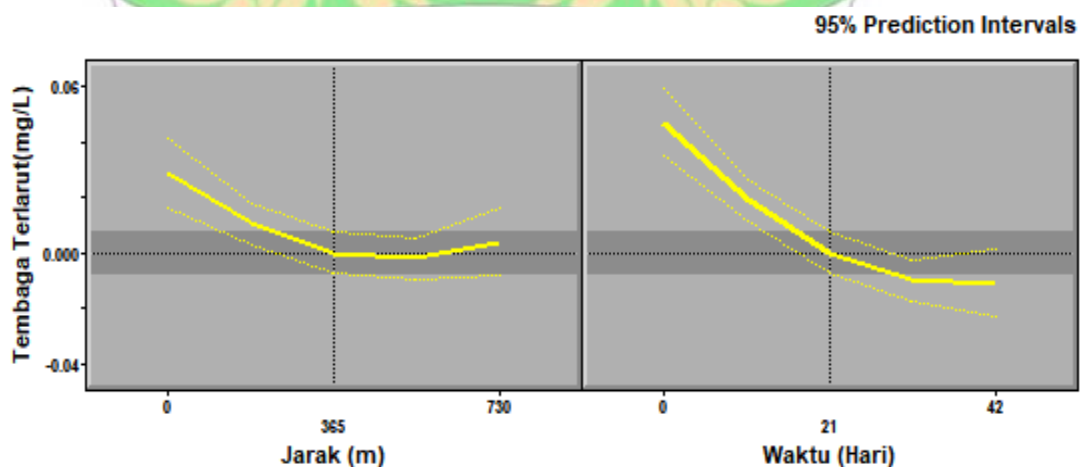
Gambar 4.13.Contour Plot Kosentrasi Logam Ni (mg/L)

Prediksi konsentrasi logam Ni terlarut dalam air tanah berdasarkan pemodelan sesuai dengan rumus yang diberikan pada persamaan (3) dapat ditampilkan sebagaimana **Gambar 4.14**.



Gambar 4.14. Surface Plot Kosentrasi Logam Ni (mg/L)

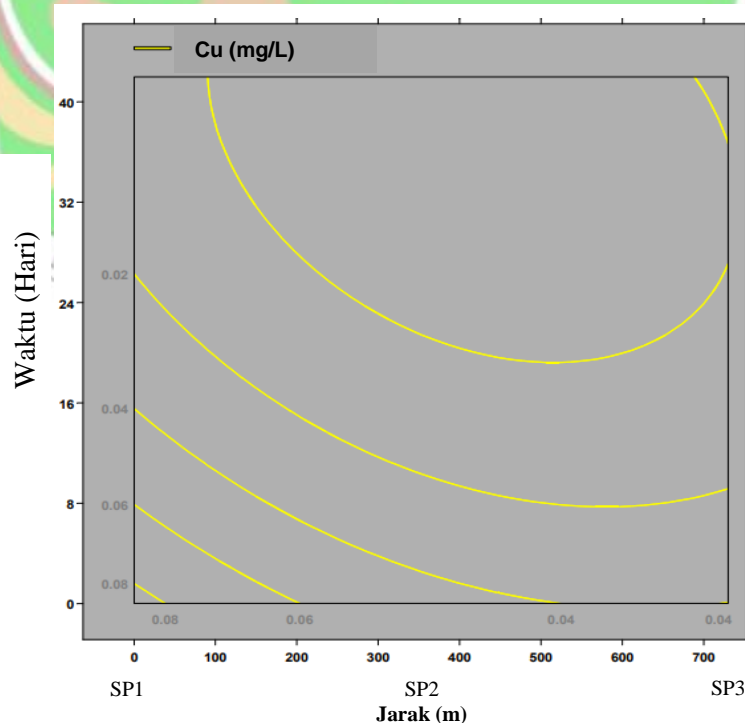
Tabel 4.3 mengindikasikan bahwa secara konsentrasi logam Cu terlarut dalam air tanah masih memenuhi baku mutu air minum nasional, namun hasil pemantauan menunjukkan bahwa terdapat korelasi positif antara penimbunan FABA terhadap konsentrasi Cu terlarut dalam air tanah. **Gambar 4.15** menunjukkan bahwa konsentrasi Cu tertinggi berada di lokasi penimbunan FABA, dan konsentrasi Cu tersebut menurun sejalan dengan pertambahan jarak dan waktu.



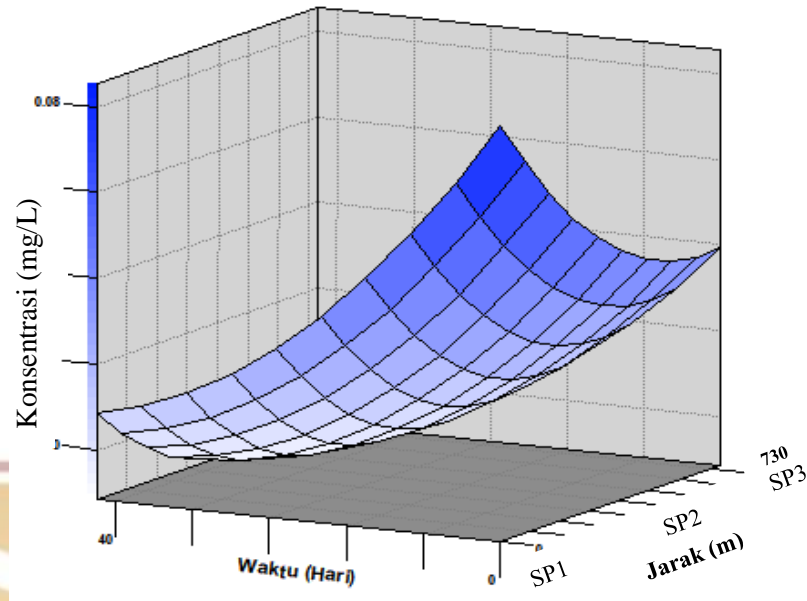
Gambar 4.15. Prediksi Profil Konsentrasi Cu Terhadap Jarak dan Waktu Berdasarkan Pemodelan

Hasil pemodelan konsentrasi Cu menunjukkan pada jarak 365 m (SP2) dari lokasi penimbunan FABA nilai konsentrasi Cu dalam air tanah sudah tidak terdeteksi, dan hal ini diperkirakan terjadi penyisihan konsentrasi Cu tersebut sepanjang aliran air tanah akibat adanya kontak dengan material batuan yang ada di dalam tanah. Kondisi lapangan SP 2 merupakan areal *buffer zone* yang bentang alamnya tidak terganggu kegiatan pertambangan dengan tutupan lahan berupa kebun campuran dimana sebagian besar tegakan merupakan tanaman karet. Selanjutnya logam Cu ini berdasarkan hasil pemantauan sedikit mengalami kenaikan kembali pada SP 3 (jarak 730 m) pada daerah permukiman terdekat dari lokasi penimbunan FABA. Kenaikan konsentrasi Cu pada SP3 ini ditengarai merupakan pengaruh dari kegiatan lain di luar aktivitas penimbunan FABA. Rizwan dkk (2021) menemukan konsentrasi Cu air tanah berkisar antara 0,02 hingga 1,01 mg/L. Sumber kontaminasi tembaga mungkin disebabkan oleh masuknya limbah industri dan domestik (Rizwan dkk., 2021).

Prediksi hubungan jarak lokasi pengambilan sampel air tanah dengan lokasi pemanfaatan FABA dan waktu dengan konsentrasi logam Cu terlarut dalam air tanah berdasarkan pemodelan sesuai dengan rumus yang diberikan pada persamaan (4) dapat ditampilkan sebagaimana **Gambar 4.16** dan **Gambar 4.17** berikut.



Gambar 4.16. Contour Plot Kosentrasi Logam Tembaga (mg/L)



Gambar 4.17. Surface Plot Kosentrasi Logam Tembaga (mg/L)

Gambar 4.16 dan **Gambar 4.17** menunjukkan bahwa konsentrasi tertinggi logam Cu dalam air tanah berada pada lokasi terdekat dengan lokasi penimbunan FABA (jarak 0 m), dan semakin jauh dari lokasi kegiatan konsentrasi terus menurun. Gambar tersebut juga menunjukkan konsentrasi Cu sedikit mengalami kenaikan pada jarak 730 meter yang diperkirakan merupakan kontribusi dari kegiatan lain, namun kadar konsentrasi tersebut masih jauh di bawah standar baku mutu air minum nasional.

Chopra dkk (2013) dalam penelitiannya menggunakan *Response Surface Methodology* terhadap perpindahan polutan dari kolam tailing uranium di Turamdih, Jharkhand, India menemukan bahwa nilai kondisi tetap laju dosis dampak U-238 dan turunannya searah aliran air tanah ditemukan sebesar 0,068 dan 0,026 mSv/tahun pada jarak 500 dan 600 m dari kolam tailing. Juga diamati bahwa nilai kondisi tunak (*steady state*) berkurang seiring dengan bertambahnya jarak dari pusat kolam tailing (Chopra dkk., 2013).

4.6 Validasi Model Prediktif Dengan Hasil Pemantauan Lapangan

Untuk meguji validitas model yang dihasilkan, maka dilakukan uji dengan hasil pemantauan lapangan titik pantau Sumur Pantau 4 yang berjarak ± 850 m dari lokasi penimbunan FABA, dan pengambilan sampel pada hari ke 42 (sampling ke-3).

$$\begin{aligned}
C_{Pb} &= 0.108759 - 0.00008X + 0.003329Y \\
&= 0.108759 - 0.00008(850) + 0.003329(42) \\
&= 0,1806 \text{ mg/L (hasil uji laboratorium = 0,1755 mg/L)}
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
C_{Ni} &= 0,65535 - 0,001201X \\
&= 0,65535 - 0,001201(850) \\
&= -0,3655 \text{ mg/L} \sim 0 \text{ mg/L (hasil uji laboratorium = <LOD)}
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
C_{Cu} &= 0.08559 - 0.00015X - 0.003561Y + 1.21 \times 10^{-7}X^2 + 1.337 \times 10^{-6}XY + \\
&\quad 0.000041Y^2 \\
&= 0.08559 - 0.00015(850) - 0.003561(42) + 1.21 \times 10^{-7}(850)^2 + 1.337 \times 10^{-6} \\
&\quad (850)(42) + 0.000041(42)^2 \\
&= -0,0088 \text{ mg/L (hasil uji laboratorium = <LOD)}
\end{aligned}$$

Deviasi dari perhitungan konsentrasi Pb berdasarkan model dengan kondisi nyata yang terukur berdasarkan hasil uji laboratorium adalah sebesar 0,28% (<5%). Bacha (2022) dalam penelitiannya menggunakan *RSM Modeling* dalam optimalisasi Parameter Proses Hidrolisis Asam untuk Ekstraksi Nanoselulosa memperoleh deviasi sebesar 0,31 % (Bacha, 2022). Wani dkk (2012) dalam penelitiannya *Use of RSM for development of new microwell-based spectrophotometric method for determination of atrovastatin calcium in tablets* juga memperoleh deviasi dengan rentang 0,7-1,2% (Wani dkk., 2012). Sayed dkk (2020) dalam penelitiannya *Synthesis of advanced MgAl-LDH based geopolymer as a potential catalyst in the conversion of waste sunflower oil into biodiesel* dalam validasinya memperoleh penyimpangan dari model yang diamati berkisar antara -1,47% hingga 3,29% (Sayed dkk., 2020).

Sedangkan untuk konsentrasi Ni dan Cu dalam perhitungan memberikan nilai minus, dan berdasarkan hasil pemantauan lapangan juga memberikan nilai yang di bawah limit deteksi alat. Dengan demikian pemodelan persebaran Pb, Ni, dan Cu terlarut dalam air tanah menggunakan *tools response surface methodology in design of experiments* di sekitar lokasi pemanfaatan *FABA* sebagai lapisan penudung air asam tambang di Kota Sawahlunto ini secara statistik dapat diterima.

4.7 Rekapitulasi dan Rekomendasi Hasil Penelitian

Berdasarkan hasil kajian persebaran logam berat dalam air tanah di sekitar area penimbunan abu batu bara pada lahan bekas tambang Kota Sawahlunto diperoleh data bahwa kualitas air tanah di sekitar wilayah kajian di Desa Salak Kecamatan Talawi Kota Sawahlunto mutu untuk parameter pH, Pb, dan Ni tidak memenuhi standar baku mutu. Sedangkan parameter Hg, dan Cu masih memenuhi standar baku mutu sebagaimana **Tabel 4.10**.

Tabel 4.10. Konsentrasi Parameter Pencemar Air Tanah Lokasi Kajian

Parameter	SP1	SP2	SP3	SP4	Rata-Rata	Baku Mutu	Keterangan
pH	3,1*	6,4**	4,4	5,3	4,8 ± 1,38	6,5-8,5	Melampaui baku mutu
Hg (mg/L)	0,0000**	0,00023*	0,00020	0,000**	0,0001 ± 0,0001	0,001	Memenuhi baku mutu
Pb (mg/L)	0,190*	0,146	0,132	0,109**	0,144 ± 0,034	0,01	Melampaui baku mutu
Ni (mg/L)	0,882*	0,014	0,005	0,005**	0,227 ± 0,347	0,07	Melampaui baku mutu
Cu (mg/L)	0,041*	0,012	0,016	0,013	0,021 ± 0,013	2	Memenuhi baku mutu

Keterangan: * konsentrasi tertinggi/ pH terendah
 **konsentrasi terendah/pH tertinggi

Kualitas air tanah di sekitar lokasi kegiatan yang tidak memenuhi baku mutu air minum nasional perlu menjadi perhatian serius Pemerintah Daerah Kota Sawahlunto untuk menyediakan alternatif sumber air yang aman bagi masyarakat. Salah satu alternatif yang perlu dipertimbangkan oleh Pemerintah Kota Sawahlunto adalah dengan menyediakan layanan air minum perpipaan melalui PDAM. Menurut Eryanto dkk (2021) PDAM berkewajiban memenuhi kebutuhan air minum yang layak bagi masyarakat, namun kondisi eksisting di Kota Sawahlunto pendistribusian air PDAM belum merata dan masih ada beberapa daerah layanan PDAM yang belum dilayani secara kontiniu selama 24 jam (Eryanto dkk., 2021).

Konsentrasi logam Pb dan Ni pada air tanah paling tinggi berada pada sumur pantau yang terdekat dari lokasi penimbunan FABA (SP1) dan paling rendah ditemukan pada SP4 yang merupakan titik pantau terjauh dari lokasi penimbunan FABA sebagaimana ditunjukkan pada **Tabel 4.10**.

Berdasarkan uji statistik terhadap data pemantauan kualitas air tanah yang sudah dilakukan ditemukan bahwa aktivitas penimbunan FABA pada areal bekas tambang

batu bara di Desa Salak Kecamatan Talawi Kota Sawahlunto mempengaruhi kualitas air tanah dengan parameter pencemar Pb dan Ni. Hasil analisis pengaruh penimbunan FABA pada lahan bekas tambang dan pemodelan menggunakan *response surface methodology in design of experiments*, diperoleh kesimpulan bahwa jarak sumber pencemar merupakan variable yang signifikan terhadap konsentrasi logam berat dalam air tanah.

Rekomendasi yang dapat diusulkan melalui penelitian ini adalah jika di masa yang akan datang diperlukan area bekas tambang lainnya sebagai lokasi penimbunan FABA, maka penentuan rencana lokasi sebaiknya mempertimbangkan jarak dari lokasi sumber air tanah yang dimanfaatkan oleh masyarakat. Penelitian yang dilakukan oleh Verma dkk (2021) terkait jarak dari lokasi penimbunan abu batu bara dengan beban pencemaran logam berat menunjukkan beban pencemaran tinggi pada kisaran 5 km dari kolam abu, sedangkan pencemaran sedang pada kisaran 7 km, dan sangat rendah pada jarak 15 km (Verma dkk., 2021). Kondisi eksisting lahan bekas tambang di Kota Sawahlunto yang cukup luas dapat memberikan alternatif lokasi yang lebih aman sebagai lokasi penimbunan abu sekaligus sebagai material penimbunan kembali lahan bekas tambang. Sears dan Zierold (2017) menemukan bahwa anak-anak yang tinggal di dekat abu batu bara memiliki resiko alergi, gangguan pemusatan perhatian dan hiperaktif, masalah pencernaan, kesulitan tidur, sering terbangun di malam hari, berbicara saat tidur, dan keluhan kram kaki lebih besar dibandingkan dengan anak-anak yang tidak tinggal di dekat abu batu bara. Beberapa komponen abu batu bara, seperti logam berat Pb, Hg, dan As diperkirakan berhubungan dengan gangguan kesehatan dan tidur pada anak (Sears & Zierold, 2017).

Kondisi penimbunan FABA yang saat ini sudah dilaksanakan pada wilayah kajian perlu mengoptimalkan pengelolaan lingkungan berupa meminimalkan air larian permukaan yang masuk ke areal penimbunan FABA, disamping mengupayakan curah hujan yang jatuh di area pemanfaatan semaksimal mungkin dapat dialirkan keluar dari area penimbunan FABA. Pencemaran air tanah dari kegiatan penimbunan FABA ini terjadi ketika abu batu bara tergenang oleh air, dan unsur logam berat terlepas dari abu tersebut ke dalam akuifer di bawahnya (Evans dkk., 2023). Hal ini bisa dilakukan dengan menerapkan *good mining practice* pada areal

penimbunan FABA melalui pelaksanaan sistem penyaliran yang sesuai dengan kondisi kegiatan. Sistem penyaliran pada tambang terbuka dapat dibedakan menjadi 2, yaitu drainase tambang dan *dewatering*. Drainase tambang berfungsi untuk mencegah masuknya aliran air ke dalam lubang bukaan tambang atau mengeluarkan air tersebut menuju kolam pengendap atau sungai (Pratama, 2022).

Pemerintah Indonesia sebaiknya segera menerapkan kewajiban pemilik dan operator pembuangan FABA untuk mengubah tempat penimbunan yang sebelumnya masih berpotensi masuknya *run off* yang cukup tinggi menjadi tempat penimbunan yang minim *run off* serta dapat juga menerapkan kewajiban penggunaan membrane *impermeable*. Mengingat penimbunan FABA ke lubang tambang ini telah terbukti memiliki resiko pencemaran air tanah, maka pemerintah selaku regulator bersama penghasil FABA perlu untuk memprioritaskan pemanfaatan FABA dalam bentuk lain seperti sebagai bahan baku semen, material beton, material konstruksi jalan tol, bahan baku panel gipsum, bahan baku batu bata, dan lain-lain yang lebih aman bagi lingkungan. Berdasarkan kajian pelindian logam berat dari semen dan batu bata dapat disimpulkan bahwa pemanfaatan fly ash dalam pembuatan semen dan batu bata aman bagi lingkungan karena tidak menimbulkan dampak berbahaya dari pelindian logam berat (Sarode dkk., 2010). Penggunaan FABA sebagai bahan baku semen dan beton membawa banyak manfaat secara teknis dan sudah banyak diterapkan diberbagai negara (Smith, 2005). Kegunaan utama produk FABA meliputi beton, papan dinding gipsum, pasir peledakan, butiran atap, dan berbagai aplikasi geoteknik dan pertanian (Adams, 2020).

Mempertimbangkan kondisi eksisting penggunaan air tanah di sekitar lokasi kegiatan cukup tinggi, dimana berdasarkan data Kecamatan Talawi Dalam Angka 2021 menyatakan bahwa 6 dari 10 Desa di Kecamatan Talawi Kota Sawahlunto menjadikan sumur bor atau pompa sumur sebagai sumber utama air minumnya (BPS Kota Sawahlunto, 2023), maka perlu segera dilakukan sosialisasi kepada masyarakat untuk mengalihkan sumber air kebutuhan domestik dari air tanah kepada sumber lainnya yang lebih aman. Pemantauan berkala terhadap air tanah di sekitar lokasi kegiatan perlu dilakukan sebagai acuan untuk menilai efektifitas pengelolaan lingkungan kegiatan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang.

Beberapa poin utama yang dapat direkomendasikan berdasarkan hasil penelitian ini adalah sebagai berikut:

1. Penimbunan limbah FABA dalam jumlah besar perlu dilaksanakan dengan prinsip kehati-hatian dengan menerapkan sistem manajemen lingkungan yang baik untuk mencegah resiko pencemaran dan kerusakan lingkungan. Ketentuan teknis penimbunan yang mengharuskan run off seminimal mungkin masuk ke lokasi kegiatan harus diupayakan semaksimal mungkin oleh penanggungjawab kegiatan;
2. Mengingat air tanah di sekitar wilayah kajian tidak memenuhi standar kualitas air minum, maka terhadap masyarakat sekitar yang masih memanfaatkan air tanah perlu segera dialihkan kepada sumber air minum yang aman dari aspek kualitas serta juga tersedia dalam jumlah yang cukup (kuantitas) secara terus menerus (kontinuitas);
3. Pengendalian air larian permukaan di sekitar area pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang batu bara di Kota Sawahlunto perlu dilakukan lebih baik lagi dengan menyediakan sistem drainase yang sesuai dengan curah kondisi curah hujan maksimal. Hal ini perlu dilakukan untuk mengurangi potensi pencucian material FABA ketika terjadi hujan. Selain itu teknis penghamparan FABA yang sesuai standar berupa *layering* setebal 75 cm menggunakan FABA dan penghamparan berupa *layering* menggunakan tanah overburden setebal 100 cm secara berulang harus dipatuhi dengan baik oleh pihak Perusahaan dan diawasi dengan ketat oleh pemerintah selaku pemberi izin;
4. Pemanfaatan FABA sebagai material pengisian kembali lubang bekas tambang seharusnya dilakukan pada lokasi yang jauh dari area permukiman masyarakat yang memanfaatkan air tanah sebagai sumber air kebutuhan domestik. Jarak aman lokasi penimbunan FABA dengan sumber air tanah perlu ditetapkan berdasarkan kajian. Terhadap masyarakat di sekitar lokasi kegiatan yang memanfaatkan air tanah sebagai sumber air kebutuhan domestik, Pemerintah Kota Sawahlunto perlu segera mengupayakan penyediaan sumber air yang lebih aman bagi kesehatan.
5. Pemerintah selaku regulator dan PLTU sebagai penghasil limbah FABA perlu memprioritaskan bentuk pemanfaatan yang lebih aman bagi lingkungan seperti

untuk bahan baku semen, beton, gipsum, dan bentuk lainnya sesuai dengan perkembangan ilmu pengetahuan;

6. Perusahaan pemanfaat FABA untuk material penimbun lubang tambang harus mematuhi ketentuan izin yang diberikan dan melaksanakan sistem manajemen lingkungan dengan ketat terutama terkait pengendalian run off, dan teknis penghamparan berupa layering 100 cm overburden dan 65 cm FABA secara berulang sampai maksimal ketinggian 20 m dan menutup lapisan paling atas dengan top soil minimal setinggi 60 cm sehingga potensi infiltrasi air hujan ke area penimbunan FABA dapat diminimalisir semaksimal mungkin untuk mencegah pencucian FABA yang ditimbun;
7. Pemerintah selaku regulator harus melakukan pengawasan secara rutin untuk memastikan bahwa penanggung jawab kegiatan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang dilakukan sesuai dengan ketentuan yang tertuang dalam izin.



BAB V PENUTUP

5.1 Kesimpulan

1. Pemanfaatan limbah FABA di Kota Sawahlunto sebagian besar digunakan pada pada kegiatan reklamasi tambang batu bara sebagai lapisan penudung, pada saat kajian ini dilakukan total limbah FABA yang dimanfaatkan sebagai material lapisan penudung reklamasi tambang batu bara sudah hampir 900.000 ton selama lima tahun. Pelaksanaan penimbunan FABA pada lubang bekas tambang tersebut tidak memenuhi ketentuan izin sesuai SK.197/Menlhk/Setjen/PLB.3/3/2019 yang mengharuskan lokasi memiliki saluran drainase untuk mencegah *run off* dari lingkungan masuk ke lokasi pemanfaatan, namun kondisi di lapangan masih terdapat *run off* dari luar area penimbunan FABA yang masuk ke lokasi kegiatan yang memicu terjadinya longsor. Teknis penghamparan berupa *layering* setebal 65 cm menggunakan FABA dan penghamparan berupa *layering* menggunakan tanah *overburden* setebal 100 cm secara berulang tidak dipatuhi dengan baik oleh penanggungjawab kegiatan;
2. Status mutu air tanah untuk masing-masing parameter logam berat di sekitar area penimbunan FABA pada areal bekas tambang batu bara di Kota Sawahlunto adalah:
 - a. Konsentrasi logam Hg rata-rata 0,0002 mg/L mg/L masih memenuhi baku mutu (0,001 mg/L);
 - b. Konsentrasi logam Pb rata-rata 0,144 mg/L telah jauh melampaui baku mutu (0,01 mg/L);
 - c. Konsentrasi logam Ni rata-rata 0,227 mg/L telah melampaui baku mutu (0,07 mg/L) khusus di SP1 yang merupakan lokasi terdekat dari kegiatan penimbunan FABA, sedangkan untuk wilayah *down stream* air tanah (SP2, SP3, dan SP4) konsentrasi Ni masih memenuhi baku mutu;
 - d. Konsentrasi logam Cu rata-rata 0,02 mg/L masih memenuhi baku mutu (2 mg/L).

Hasil analisis mutu air tanah tersebut menunjukkan parameter logam berat yang harus menjadi perhatian khusus dalam kajian ini adalah logam Pb dan Ni, karena Pb ditemukan dalam konsentrasi yang jauh melebihi baku mutu air minum nasional di semua titik pantau, dan Ni melebihi baku mutu di satu titik terdekat dari area penimbunan FABA. Konsentrasi logam berat paling tinggi berada pada sumur pantau yang paling dekat dengan area penimbunan FABA;

3. Pemanfaatan FABA sebagai lapisan penudung pada reklamasi tambang di Kota Sawahlunto berdampak negatif terhadap kualitas air tanah dengan parameter pencemar logam Pb dan Ni, dimana ditemukan signifikansi jarak sumur pantau dengan lokasi penimbunan FABA terhadap konsentrasi Pb dan Ni terlarut dalam air tanah;
4. Persebaran logam Hg, Pb, Ni, dan Cu dalam air tanah dilakukan menggunakan *response surface methodology in design of experiments* menunjukkan bahwa hasil uji ANOVA tidak ditemukan pengaruh yang signifikan dari kegiatan penimbunan FABA batu bara pada lahan bekas tambang terhadap konsentrasi Hg air tanah. Sedangkan konsentrasi Pb, Ni, dan Cu dipengaruhi secara signifikan dimana konsentrasi Pb, Ni, dan Cu menurun berdasarkan pertambahan jarak dari lokasi penimbunan. Selanjutnya, konsentrasi logam Pb juga memiliki kecenderungan meningkat seiring dengan pertambahan waktu yang mengindikasikan adanya risiko penumpukan logam Pb dalam air tanah dalam jangka panjang dan memiliki risiko yang tinggi terhadap kesehatan manusia;
5. Perlindungan air tanah lokasi kajian perlu dilakukan dengan mengupayakan:
 - a. Perusahaan pemanfaat FABA membangun drainase sekeliling lokasi kegiatan dengan dimensi yang sanggup menampung curah hujan maksimum untuk memastikan *run off* di luar lokasi kegiatan tidak masuk ke lokasi penimbunan FABA dan membuat dinding penahan rembesan (*cut off wall*);
 - b. Teknis penghamparan dan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang harus dipastikan sesuai dengan standar operasional prosedur yang tertuang dalam izin;

- c. Pemerintah melakukan pengawasan pelaksanaan penimbunan FABA pada lahan bekas tambang secara rutin untuk memastikan teknis penimbunan FABA dilakukan telah sesuai dengan ketentuan izin.

5.2 Saran

1. Perlu mengkaji kondisi air tanah di sekitar wilayah bekas tambang batubara pada lokasi lainnya yang telah direklamasi menggunakan material *back filling* non FABA sebagai pembanding;
2. Dalam penelitian ini tidak tersedia titik sampling air tanah di tengah-tengah area penimbunan FABA, oleh karena itu perlu diupayakan untuk memperoleh sampel air tanah tersebut pada penelitian yang akan datang;
3. Penambahan titik pantau ke arah hilir aliran air tanah perlu dilakukan sehingga dapat dilakukan pemodelan yang lebih detail terkait perhitungan jarak aman lokasi penimbunan FABA terhadap sumber air tanah, terutama untuk logam Pb dan Ni yang menjadi polutan air tanah sesuai dengan hasil kajian ini;
4. Kajian perlu dikembangkan berupa *tracer study* terhadap karakteristik pergerakan air tanah dan transportasi kontaminan di wilayah kajian sehingga dapat ditukan lama waktu kontaminan logam berat sampai pada titik sumur pantau yang ditentukan;
5. Logam berat yang dikaji dalam penelitian ini terbatas pada logam Hg, Pb, Ni, dan Cu, oleh karena itu perlu untuk mengkaji keberadaan logam berat lainnya yang memiliki korelasi dengan material FABA seperti B, Mo, Zn, As, Cd, Cr, Be, Sb, dan lain-lain;
6. Perlu untuk mempertimbangkan metode analisis laboratorium lainnya seperti *ICP-OES (Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry)*, sehingga cakupan logam berat yang diuji bisa lebih banyak.

DAFTAR PUSTAKA

- Adams, T. H. (2020). *Fly Ash Use in Concrete Increases Slightly As Overall Coal Ash Recycling Rate Declines*. www.aaaa-usa.org
- Ahmad, A. F., Harendra, S. K., Ahmad, R. M., & J, R. R. (2014). Impact of Mining Activities on Various Environmental Attributes with Specific Reference to Health Impacts in Shatabdipuram, Gwalior, India. Dalam *International Research Journal of Environment Sciences* (Vol. 3, Nomor 6). www.isca.me
- Al-Hashimi, O., Hashim, K., Loffill, E., Marolt Čebašek, T., Nakouti, I., Faisal, A. A. H., & Al-Ansari, N. (2021). A comprehensive review for groundwater contamination and remediation: Occurrence, migration and adsorption modelling. Dalam *Molecules* (Vol. 26, Nomor 19). MDPI. <https://doi.org/10.3390/molecules26195913>
- Al-Saleh, I., Al-Sedairi, A. anoud, & Elkhatib, R. (2012). Effect of mercury (Hg) dental amalgam fillings on renal and oxidative stress biomarkers in children. *Science of the Total Environment*, 431, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.036>
- Al-Samman, T. (2015). Effect of heavy metal impurities in secondary Mg alloys on the microstructure and mechanical properties during deformation. *Materials and Design*, 65, 983–988. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2014.10.025>
- Anastasiou, D., Pouligiannis, G., Asara, J. M., Boxer, M. B., Jiang, J. K., Shen, M., Bellinger, G., Sasaki, A. T., Locasale, J. W., Auld, D. S., Thomas, C. J., Vander Heiden, M. G., & Cantley, L. C. (2011). Inhibition of pyruvate kinase M2 by reactive oxygen species contributes to cellular antioxidant responses. *Science*, 334(6060), 1278–1283. <https://doi.org/10.1126/science.1211485>
- Antonowicz, J., Andrzejak, R., & Smolik, R. (1990). Environmental Health Influence of heavy metal mixtures on erythrocyte metabolism. Dalam *Int Arch Occup Environ Health* (Vol. 62).
- Asokbunyarat, V., Van Hullebusch, E. D., Lens, P. N. L., & Annachhatre, A. P. (2015). Coal bottom ash as sorbing material for Fe(II), Cu(II), Mn(II), and Zn(II) removal from aqueous solutions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(5). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2415-5>
- Asubiojo, Nkonoa, N. A., Ogunsuab, A. O., Oluwole, A. F., Wardd, N. I., Akanlee, O. A., & Spyrou, N. M. (1997). Trace elements in drinking and groundwater samples in Southern Nigeria. Dalam *The Science of the Total Environment* (Vol. 208, Nomor 8).
- Bacha, E. G. (2022). Response Surface Methodology Modeling, Experimental Validation, and Optimization of Acid Hydrolysis Process Parameters for

- Nanocellulose Extraction. *South African Journal of Chemical Engineering*, 40, 176–185. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2022.03.003>
- Banfalvi, G. (2011). Cellular Effects of Heavy Metals. Dalam *Cellular Effects of Heavy Metals*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-0428-2>
- Barceloux, D. G. (1999). Copper. *Journal of Toxicology, Clinical Toxicology*, 217–230. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10382557/>
- Bedrin, A. G., Bubnov, I. A., Dashuk, S. P., Mironov, I. S., & Borypaev, G. G. (2003). *Compact spectral analyzer of heavy-metal impurities in air*.
- Bhattacharya, S. (2021). Central Composite Design for Response Surface Methodology and Its Application in Pharmacy. Dalam *Response Surface Methodology in Engineering Science*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.95835>
- Bleackley, M. R., & MacGillivray, R. T. A. (2011). Transition metal homeostasis: From yeast to human disease. *BioMetals*, 24(5), 785–809. <https://doi.org/10.1007/s10534-011-9451-4>
- Bremner, I. (1998). Manifestations of copper excess. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 67(5), 1069S-1073S.
- Buckell, M., Hunter, D., Milton, R., & Perry, K. M. A. (1993). *Chronic Mercury Poisoning*. <http://oem.bmj.com/>
- Buettner, G. R. (1993). The Pecking Order of Free Radicals and Antioxidants: Lipid Peroxidation, α -Tocopherol, and Ascorbate. *Biochemistry and Biophysics*, 300(2), 535–543.
- Burkitt, M. J. (2001). A critical overview of the chemistry of copper-dependent low density lipoprotein oxidation: Roles of lipid hydroperoxides, α -tocopherol, thiols, and ceruloplasmin. Dalam *Archives of Biochemistry and Biophysics* (Vol. 394, Nomor 1, hlm. 117–135). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1006/abbi.2001.2509>
- Carreras, H. A., Wannaz, E. D., & Pignata, M. L. (2009). Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Córdoba, Argentina. *Environmental Pollution*, 157(1), 117–122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.07.018>
- Chan, T. Y. K. (2011). Inorganic mercury poisoning associated with skin-lightening cosmetic products. Dalam *Clinical Toxicology* (Vol. 49, Nomor 10, hlm. 886–891). <https://doi.org/10.3109/15563650.2011.626425>
- Chancal, Madan, S., & Hussain, A. (2014). Groundwater contamination due to fly ash disposal: A Review. *Int J Adv, I*(6), 237–250.

- Chang, A. C., Lund, L. J., Page, A. L., & Warneke, andj E. (1977). *Physical Properties of Fly Ash-Amended Soils*.
- Chin-Chan, M., Navarro-Yepes, J., & Quintanilla-Vega, B. (2015). Environmental pollutants as risk factors for neurodegenerative disorders: Alzheimer and Parkinson diseases. *Frontiers in Cellular Neuroscience*, 9(APR). <https://doi.org/10.3389/fncel.2015.00124>
- Choi, S. K., Lee, S., Song, Y. K., & Moon, H. S. (2002). *Leaching characteristics of selected Korean fly ashes and its implications for the groundwater composition near the ash disposal mound*. www.cuk.ac.kr
- Chopra, M., Rastogi, R., Kumar, A. V., Sunny, F., & Nair, R. N. (2013). Response Surface Method Coupled with First-Order Reliability Method Based Methodology for Groundwater Flow and Contaminant Transport Model for the Uranium Tailings Pond Site. *Environmental Modeling and Assessment*, 18(4), 439–450. <https://doi.org/10.1007/s10666-012-9352-0>
- chow, C. K. (1979). Nutritional influence on cellular antioxidant defense systems. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 32, 1066–1081. <https://academic.oup.com/ajcn/article-abstract/32/5/1066/4666320>
- Chow, C. K., & Chow-Johnson, H. S. (2013). Antioxidant Function and Health Implications of Vitamin E. *The Open Nutrition Journal*, 7, 1–6.
- Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. Dalam *Critical Reviews in Toxicology* (Vol. 36, Nomor 8, hlm. 609–662). <https://doi.org/10.1080/10408440600845619>
- Coogan, T. P., Latta, D. M., Snow, E. T., Costa, M., & Loeh, L. A. (1989). *Toxicity and Carcinogenicity of Nickel Compounds* (Vol. 19, Nomor 4). <https://www.tandfonline.com/doi/permissions/10.3109/10408448909029327?scroll=top>
- Crespo-López, M. E., Macêdo, G. L., Pereira, S. I. D., Arrifano, G. P. F., Picanço-Diniz, D. L. W., Nascimento, J. L. M. do, & Herculano, A. M. (2009). Mercury and human genotoxicity: Critical considerations and possible molecular mechanisms. Dalam *Pharmacological Research* (Vol. 60, Nomor 4, hlm. 212–220). <https://doi.org/10.1016/j.phrs.2009.02.011>
- Crowe, W., Allsopp, P. J., Watson, G. E., Magee, P. J., Strain, J. J., Armstrong, D. J., Ball, E., & McSorley, E. M. (2017). Mercury as an environmental stimulus in the development of autoimmunity – A systematic review. Dalam *Autoimmunity Reviews* (Vol. 16, Nomor 1, hlm. 72–80). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.autrev.2016.09.020>
- Das, K. K., Das Gupta, A., Dhundasi, S. A., Patil, A. M., Das, S. N., & Ambekar, J. G. (2006). *Effect of L-Ascorbic Acid on Nickel-Induced Alterations in Serum*

- Lipid Profiles and Liver Histopathology in Rats* (Vol. 17, Nomor 1).
<https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/JBCPP.2006.17.1.29/html>
- de Romaña, D. L., Olivares, M., Uauy, R., & Araya, M. (2011). Risks and benefits of copper in light of new insights of copper homeostasis. Dalam *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* (Vol. 25, Nomor 1, hlm. 3–13).
<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2010.11.004>
- Denkhaus, E., & Salnikow, K. (2002). Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. Dalam *Critical Reviews in Oncology/Hematology* (Vol. 42).
www.elsevier.com/locate/critrevonc
- Dhir, B., Sharmila, P., Pardha Saradhi, P., Sharma, S., Kumar, R., & Mehta, D. (2011). Heavy metal induced physiological alterations in *Salvinia natans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(6), 1678–1684. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.05.009>
- Diagomanolin, V., Farhang, M., Ghazi-Khansari, M., & Jafarzadeh, N. (2004). Heavy metals (Ni, Cr, Cu) in the Karoon waterway river, Iran. *Toxicology Letters*, 151(1), 63–67. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2004.02.018>
- Eagles-Smith, C. A., Wiener, J. G., Eckley, C. S., Willacker, J. J., Evers, D. C., Marvin-DiPasquale, M., Obrist, D., Fleck, J. A., Aiken, G. R., Lepak, J. M., Jackson, A. K., Webster, J. P., Stewart, A. R., Davis, J. A., Alpers, C. N., & Ackerman, J. T. (2016). Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Science of the Total Environment*, 568, 1213–1226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.094>
- Ehara, S., Ueda, M., Naruko, T., Haze, K., Itoh, A., Otsuka, M., Komatsu, R., Matsuo, T., Itabe, H., Takano, T., Tsukamoto, Y., Yoshiyama, M., Takeuchi, K., Yoshikawa, J., & Becker, A. E. (2001). *Elevated Levels of Oxidized Low Density Lipoprotein Show a Positive Relationship With the Severity of Acute Coronary Syndromes*. <http://www.circulationaha.org>
- Ekinci, D., Beydemir, S., & Küfrevioğlu, I. (2007). In vitro inhibitory effects of some heavy metals on human erythrocyte carbonic anhydrases. *Journal of Enzyme Inhibition and Medicinal Chemistry*, 22(6), 745–750. <https://doi.org/10.1080/14756360601176048>
- Ekino, S., Susa, M., Ninomiya, T., Imamura, K., & Kitamura, T. (2007). Minamata disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. *Journal of the Neurological Sciences*, 262(1–2), 131–144. <https://doi.org/10.1016/j.jns.2007.06.036>
- Ercal, N., Gurer-Orhan, H., & Aykin-Burns, N. (2001). *Toxic Metals and Oxidative Stress Part I: Mechanisms Involved in Metal-induced Oxidative Damage*.

- Eryanto, R., Herista, F., Teknik, M., Um, S., Barat, S., & Skripsi, D. P. (2021). Analisis Kebutuhan Air Bersih Kota Sawahlunto. *Ensiklopedia Research and Community Service Review*, 1(1). <http://jurnal.ensiklopediaku.org>
- Eto, K., Marumoto, M., & Takeya, M. (2010). The pathology of methylmercury poisoning (Minamata disease): The 50th Anniversary of Japanese Society of Neuropathology. *Neuropathology*, 30(5), 471–479. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1789.2010.01119.x>
- Evans, L., Harrison, P., Lawrence, J., Casell, J., Thiemann, D., & Kim, J. (2023). *Coal Ash Primer*.
- Fakhri, A. (2014). Application of response surface methodology to optimize the process variables for fluoride ion removal using maghemite nanoparticles. *Journal of Saudi Chemical Society*, 18(4), 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2013.10.010>
- Flora, S. J. S., Mittal, M., & Mehta, A. (2009). Heavy metal induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy." *Alternative Medicine Review*. Thorne Research Inc.
- Fludd, E. (2022). *Policy Brief: Mitigating Coal Ash Groundwater Contamination In Indiana*. <https://tinyurl.com/db8va3k5>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Dalam *Journal of Environmental Management* (Vol. 92, Nomor 3, hlm. 407–418). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Gaetke, L. M., & Chow, C. K. (2003). Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. Dalam *Toxicology* (Vol. 189, Nomor 1–2, hlm. 147–163). Elsevier Ireland Ltd. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(03\)00159-8](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(03)00159-8)
- Gaetke, L. M., Chow-Johnson, H. S., & Chow, C. K. (2014). Copper: toxicological relevance and mechanisms. Dalam *Archives of Toxicology* (Vol. 88, Nomor 11, hlm. 1929–1938). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s00204-014-1355-y>
- García Gómez, M., Caballero Klink, J. D., Boffetta, P., Español, S., Sällsten, G., & Gómez Quintana, J. (2007). Exposure to mercury in the mine of Almadén. *Occupational and Environmental Medicine*, 64(6), 389–395. <https://doi.org/10.1136/oem.2006.030940>
- Genestra, M. (2007). Oxyl radicals, redox-sensitive signalling cascades and antioxidants. Dalam *Cellular Signalling* (Vol. 19, Nomor 9, hlm. 1807–1819). <https://doi.org/10.1016/j.cellsig.2007.04.009>
- Georgopoulos, P. G., Wang, S. W., Georgopoulos, I. G., Yonone-Lioy, M. J., & Lioy, P. J. (2006). Assessment of human exposure to copper: A case study

- using the NHEXAS database. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 16(5), 397–409. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500462>
- Godwin, H. A. (2001). The biological chemistry of lead. *Current Opinion in Chemical Biology*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1367593100001940>
- Gonzalez-Raymat, H., Liu, G., Liriano, C., Li, Y., Yin, Y., Shi, J., Jiang, G., & Cai, Y. (2017). Elemental mercury: Its unique properties affect its behavior and fate in the environment. Dalam *Environmental Pollution* (Vol. 229, hlm. 69–86). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.101>
- Gottlieb, B., Gilbert, S. G., & Evans, L. G. (2010). *Coal Ash A Report From physicians For social Responsibility And Earth Justice The Toxic Threat to Our Health and Environment*.
- Haber, L. T., Erdreich, L., Diamond, G. L., Maier, A. M., Ratney, R., Zhao, Q., & Dourson, M. L. (2000). Hazard identification and dose response of inhaled nickel-soluble salts. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 31(2 I), 210–230. <https://doi.org/10.1006/rtph.2000.1377>
- Haidari, M., Javadi, E., Kadkhodae, M., & Sanati, A. (2001). Enhanced Susceptibility to Oxidation and Diminished Vitamin E Content of LDL from Patients with Stable Coronary Artery Disease. *Clinical Chemistry*, 47(7), 1234–1240. <https://academic.oup.com/clinchem/article/47/7/1234/5639469>
- Halliwell, B., & Gutteridge, J. M. C. (1984). Oxygen toxicity, oxygen radicals, transition metals and disease. Dalam *Biochem. J* (Vol. 219).
- Hao, W., Liu, H., Hao, S., & Mao, K. (2024). Characterization of heavy metal contamination in groundwater of typical mining area in Hunan Province. *Scientific Reports*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-63460-7>
- Harris, E. D. (1992). *Symposium: Regulation of Antioxidant Enzymes Copper as a Cofactor and Regulator of Copper, Zinc Superoxide Dismutase*. https://academic.oup.com/jn/article-abstract/122/suppl_3/636/4755258
- Hasan, N. M., & Lutsenko, S. (2012). Regulation of Copper Transporters in Human Cells. Dalam *Current Topics in Membranes* (Vol. 69, hlm. 137–161). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394390-3.00006-9>
- Hayashi, M., Kuge, T., Endoh, D., Nakayama, K., Arikawa, J., Takazawa, A., & Okui, T. (2000). Hepatic copper accumulation induces DNA strand breaks in the liver cells of Long-Evans Cinnamon strain rats. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 276(1), 174–178. <https://doi.org/10.1006/bbrc.2000.3454>
- Hendrika. (2024, Mei 11). PLN Indonesia Power UBP Ombilin Tanggab Bencana Di Desa Salak Beri Bantuan kepada Warga Terdampak. *Harian Independent*.

Diambil dari <https://harianindependent.com/2024/05/11/pln-indonesia-power-ubp-ombilin-tanggab-bencana-di-desa-salak-beri-bantuan-kepada-warga-terdampak/>

- Ho, N. Y., Yang, L., Legradi, J., Armant, O., Takamiya, M., Rastegar, S., & Strähle, U. (2013). Gene responses in the central nervous system of zebrafish embryos exposed to the neurotoxicant methyl mercury. *Environmental Science and Technology*, 47(7), 3316–3325. <https://doi.org/10.1021/es3050967>
- Ho, Y. S., Chiu, W. T., & Wang, C. C. (2005). Regression analysis for the sorption isotherms of basic dyes on sugarcane dust. *Bioresource Technology*, 96(11), 1285–1291. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.10.021>
- Hook, R. 1 Van. (1979). Potential Health and Environmental Effects of Trace Elements and Radionuclides from Increased Coal Utilization. Dalam *Environmental Health Perspectives* (Vol. 33).
- Hower, J. C., Senior, C. L., Suuberg, E. M., Hurt, R. H., Wilcox, J. L., & Olson, E. S. (2010). Mercury capture by native fly ash carbons in coal-fired power plants. Dalam *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 36, Nomor 4, hlm. 510–529). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2009.12.003>
- Huang, Y., Liu, J., Wang, G., Wang, Q., Zeng, B., Xiao, Z., Sun, G., & Li, Z. (2022). Leachability of mercury in coal fly ash from coal-fired power plants in southwest China. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.887837>
- Izquierdo, M., & Querol, X. (2012). Leaching behaviour of elements from coal combustion fly ash: An overview. Dalam *International Journal of Coal Geology* (Vol. 94, hlm. 54–66). <https://doi.org/10.1016/j.coal.2011.10.006>
- Izzati, N., Hannan, R. R., Shahidan, S., Ali, N., & Maarof, M. Z. (2017). *A Comprehensive Review on the Properties of Coal Bottom Ash in Concrete as Sound Absorption Material*.
- Jala, S., & Goyal, D. (2006). Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production - A review. Dalam *Bioresource Technology* (Vol. 97, Nomor 9, hlm. 1136–1147). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.09.004>
- Jomova, K., & Valko, M. (2011). Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. Dalam *Toxicology* (Vol. 283, Nomor 2–3, hlm. 65–87). <https://doi.org/10.1016/j.tox.2011.03.001>
- Kadiiska, M., Profile, S., & Mason, R. P. (1993). Electron spin resonance evidence for free radical generation in copper-treated vitamin E-and selenium-deficient rats: in vivo spin-trapping investigation. *Molecular pharmacology*, 44, 222–227. <https://www.researchgate.net/publication/14804829>

- Kasperczyk, A., Machnik, G., Dobrakowski, M., Sypniewski, D., Birkner, E., & Kasperczyk, S. (2012). Gene expression and activity of antioxidant enzymes in the blood cells of workers who were occupationally exposed to lead. *Toxicology*, *301*(1–3), 79–84. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.07.002>
- Kasperczyk, S., Birkner1, E., Kasperczyk1, A., & Kasperczyk2, J. (2005). Lipids, lipid peroxidation and 7-ketocholesterol in workers exposed to lead. *Human & Experimental Toxicology*, *24*, 287–295. <https://doi.org/10.1191/096032>
- Kawanishi, S., Noue, S. J., & Yamamoto, K. (1989). *Hydroxyl Radical and Singlet Oxygen Production and DNA Damage Induced by Carcinogenic Metal Compounds and Hydrogen Peroxide*.
- Knowles, S. O., & Donaldson, W. E. (1990). Dietary Modification of Lead Toxicity: Effects On Fatty Acid and Eicosanoid Metabolism In Chicks*. Dalam *Biochem. fhyiol* (Vol. 9, Nomor I).
- Kuano Chow, C. (1991). Vitamin E and Oxidative Stress. Dalam *Free Radical Biology & Medicine* (Vol. 1).
- Kumar, A., & Pandey, A. C. (2013). Ground Water Contamination in Coal Mining Areas: A Critical Review. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, *2*(1), 183–197. www.ijeas.org
- Kumar, R., & Reji, M. (2023). Response surface methodology (RSM): An overview to analyze multivariate data. *Indian Journal of Microbiology Research*, *9*(4), 241–248. <https://doi.org/10.18231/j.ijmr.2022.042>
- Kumar, S., Islam, A., Ahmad, H., & Zaidi, N. (2019). Graphene Oxide Supported on Amberlite Resin for the Analytical Method Development for Enhanced Column Preconcentration/Sensitive Flame Atomic Absorption Spectrometric Determination of Toxic Metal Ions in Environmental Samples. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, *58*(19), 8309–8316. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b00576>
- Kumar, S., Kumar, K., & Gupta, M. (2016). Characterization of heavy metal trace elements in the fly ash from a thermal power plant. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, *38*(16), 2370–2376. <https://doi.org/10.1080/15567036.2015.1072601>
- LAPI ITB (2018). Studi Pemanfaatan Fly Ash dan Bottom Ash (FABA) dari PT PLN (Persero) Sektor Pembangkitan Ombilin sebagai Material Penetral Air Asam Tambang di PT Guguk Tinggi Coal
- LAPI ITB (2020). Rencana Pemulihan Fungsi Lingkungan Hidup PT. PLN (Persero) UPK Ombilin-Area Tandikek, Sawahlunto: PT. PLN (Persero) UPK Ombilin.

- Lane, T. W., & Morel, F. M. M. (2000). *A biological function for cadmium in marine diatoms*. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.090091397
- Lekgoba, T., Ntuli, F., & Falayi, T. (2021). Application of coal fly ash for treatment of wastewater containing a binary mixture of copper and nickel. *Journal of Water Process Engineering*, *40*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101822>
- Letelier, M. E., Sánchez-Jofré, S., Peredo-Silva, L., Cortés-Troncoso, J., & Aracena-Parks, P. (2010). Mechanisms underlying iron and copper ions toxicity in biological systems: Pro-oxidant activity and protein-binding effects. *Chemico-Biological Interactions*, *188*(1), 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2010.06.013>
- Liang, Q., & Dedon, P. C. (2001). Cu (II)/H₂O₂-induced DNA damage is enhanced by packaging of DNA as a nucleosome. *Chemical Research in Toxicology*, *14*(4), 416–422. <https://doi.org/10.1021/tx0002278>
- Lin, M.-L., He-Rong, G., & Wei-Hua, P. (2016). *Nature Environment and Pollution Technology An International Quarterly Scientific Journal Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Groundwater of a Coal Mining area in Northern Anhui Province, China*. *15*, 11–18. www.neptjournal.com
- Linder, M. C., & Hazegh-Azam, M. (1996). *Copper biochemistry and molecular biology* (Vol. 63).
- Linder, M. C., Wooten, L., Cerveza, P., Cotton, S., Shulze, R., & Lomeli, N. L. (1998). Copper transport. *National Library of Medicine*.
- Lippard, S. J. (1999). *Free Copper Ions in the Cell?* www.sciencemag.org/cgi/
- Lisafitri, Y., & Kardena, E. (2023). Progress and Challenges of Biological Leaching of Heavy Metal in Coal Ash from a Power Plant. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, *55*(1), 79–90. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2023.55.1.8>
- Liu, Y., Zheng, Y., & Wang, A. (2010). *Response Surface Methodology for Optimizing Adsorption Process Parameters for Methylene Blue Removal by a Hydrogel Composite*.
- Lucas, L. C., & Lemons, J. E. (1992). Biodegradation of Restorative Metallic Systems Types of Alloys Used Noble and Semi-Noble Alloys. Dalam *Adv Dent Res* (Vol. 6). <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/08959374920060011301>
- Madala, S., Mudumala, V. N. R., Vudagandla, S., & Abburi, K. (2015). Modified leaf biomass for Pb(II) removal from aqueous solution: Application of response surface methodology. *Ecological Engineering*, *83*, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.025>

- Mahboob, M., Shireen, K. F., Atkinson, A., & Khan, A. T. (2001). Lipid peroxidation and antioxidant enzyme activity in different organs of mice exposed to low level of mercury. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 36(5), 687–697. <https://doi.org/10.1081/PFC-100106195>
- Majhi, A., & Biswal, S. K. (2016). Application of HPI (Heavy Metal Pollution Index) and Correlation Coefficient For The Assessment Of Ground Water Quality Near Ash Ponds Of Thermal Power Plants. *International Journal of Science Engineering and Advance Technology, IJSEAT*, 4(8). www.ijseat.com
- Mandour, R. A. (2012). Human health impacts of drinking water (surface and ground) pollution Dakahlyia Governorate, Egypt. *Applied Water Science*, 2(3), 157–163. <https://doi.org/10.1007/s13201-012-0041-6>
- Marcovecchio, J., Botté, S. E., Domini, , Claudia E, & Freije, R. H. (2007). *Heavy metals, major metals, trace elements*. <https://www.researchgate.net/publication/284026619>
- Marshall, G., Ferreccio, C., Yuan, Y., Bates, M. N., Steinmaus, C., Selvin, S., Liaw, J., & Smith, A. H. (2007). Fifty-Year study of lung and bladder cancer mortality in Chile related to arsenic in drinking water. *Journal of the National Cancer Institute*, 99(12), 920–928. <https://doi.org/10.1093/jnci/djm004>
- M'Bemba-Meka, P., Lemieux, N., & Chakrabarti, S. K. (2006). Role of oxidative stress, mitochondrial membrane potential, and calcium homeostasis in human lymphocyte death induced by nickel carbonate hydroxide in vitro. *Archives of Toxicology*, 80(7), 405–420. <https://doi.org/10.1007/s00204-006-0060-x>
- Miazeq, K., Iwanek, W., Remacle, C., Richel, A., & Goffin, D. (2015). Effect of metals, metalloids and metallic nanoparticles on microalgae growth and industrial product biosynthesis: A review. Dalam *International Journal of Molecular Sciences* (Vol. 16, Nomor 10, hlm. 23929–23969). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/ijms161023929>
- Miller, D. M., Lund, B.-O., & Woods, J. S. (1991). Reactivity of Hg(II) with Superoxide: Evidence for the Catalytic Dismutation of Superoxide by Hg(II). Dalam *J BIOCHEM TOXICOLOGY* (Vol. 6, Nomor 4).
- Moreira, E. G., Vassilieff, I., & Vassilieff, V. S. (2001). Developmental lead exposure: behavioral alterations in the short and long term. *Neurotoxicology and Teratology Volume 23, Issue 5, September–October 2001, Pages 489-495*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0892036201001593>
- Mudipalli, A. (2007). *Lead hepatotoxicity & potential health effects*. <http://journals.lww.com/ijmr>

- Multhaup, G. (1997). Amyloid precursor protein, copper and Alzheimer's disease. *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 51(3), 105–111.
- Multhaup, G., Hesse, L., Borchardt, T., Ruppert, T., Cappai, R., Masters, C. L., & Beyreuther, K. (1999). *Autoxidation of Amyloid Precursor Protein and Formation of Reactive Oxygen Species*.
- Myers, B. M., Prendergast, F. G., Holman, R., Kuntz, S. M., & Larusso, N. F. (1993). Alterations in hepatocyte lysosomes in experimental hepatic copper overload in rats. *Gastroenterology*, 105(6), 1814–1823. [https://doi.org/10.1016/0016-5085\(93\)91080-2](https://doi.org/10.1016/0016-5085(93)91080-2)
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. Dalam *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 8, Nomor 3, hlm. 199–216). <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Nava, M., Romero, F., Quiroz, Y., Parra, G., Bonet, L., Rodri, B., & Rodri, B. (2000). *Melatonin attenuates acute renal failure and oxidative stress induced by mercuric chloride in rats*. <http://www.ajprenal.org>
- Noskov, M., Solodov, I., Kesler, A., & Terovskaya, T. (2018). *Groundwater Contamination and Self-Purification At Uranium Production By The In-Situ Leaching Process*.
- Nugraha, C. (2021). *Pemanfaatan Fly Ash dan Bottom Ash untuk Pengelolaan Batuan dan Air Asam di Tambang Batubara*. <https://www.researchgate.net/publication/355586409>
- Nurić, A., Nurić, S., & Varcaković, A. (2024). Heavy Metal Pollution of Water Sources “Šićki Brod” and “Studenac” Due to the Exploitation of Coal. *SAR Journal - Science and Research*, 12–18. <https://doi.org/10.18421/sar71-02>
- Nyarko, B. J. B., Dampare, S. B., Serfor-Armah, Y., Osa, S., Adotey, D., & Adomako, D. (2008). Biomonitoring in the forest zone of Ghana: The primary results obtained using neutron activation analysis and lichens. *Int. J. Environment and Pollution*, 32(4), 467–476.
- Ognjanović, B. I., Marković, S. D., Dordević, N. Z., Trbojević, I. S., Štajn, A. Š., & Saičić, Z. S. (2010). Cadmium-induced lipid peroxidation and changes in antioxidant defense system in the rat testes: Protective role of coenzyme Q10 and Vitamin E. *Reproductive Toxicology*, 29(2), 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2009.11.009>
- Ohhira, M., Ono, M., Ohhira, M., Sekiya, C., Namiki, M., Fujimoto, Y., Nagao, M., & Mor~, M. (1995). *Gastroenterology*] Changes in free radical-metabolizing enzymes and lipid peroxides in the liver of Long-Evans with cinnamon-like coat color rats. Dalam *j Gastroenterol* (Vol. 30).

- Okerere, T., Sternlieb, I., Morell, A. G., & Scheinberg, I. H. (1972). Systemic Absorption of Intrauterine Copper. *SCIENCE*, *177*(4046), 358–360. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.177.4046.358>
- Ossola, J. O., Groppa, M. D., & Tomaro, M. L. (1997). Relationship between Oxidative Stress and Heme Oxygenase Induction by Copper Sulfate 1. Dalam *Archives Of Biochemistry and Biophysics* (Vol. 337, Nomor 2).
- Oukarroum, A., Zaidi, W., Samadani, M., & Dewez, D. (2017). Toxicity of nickel oxide nanoparticles on a freshwater green algal strain of *Chlorella vulgaris*. *BioMed Research International*, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/9528180>
- Page, A. L., Elseewi, A. A., & Straughan, I. R. (1979). *Physical and chemical properties of fly ash from coal-fired power plants with reference to environmental impacts*.
- Paglia, D. E., Valentine, W. N., & Dahlgren, J. G. (1975). Effects of low level lead exposure on pyrimidine 5' nucleotidase and other erythrocyte enzymes. Possible role of pyrimidine 5' nucleotidase in the pathogenesis of lead induced anemia. *Journal of Clinical Investigation*, *56*(5), 1164–1169. <https://doi.org/10.1172/JCI108192>
- Pandit, A., & Bhave, S. (1996). Present interpretation of the role of copper in Indian childhood cirrhosis. *The American Journal of Clinical Nutrition*, *63*, 830–835.
- Pandit, N., Pandit, A. N., & Bhave, S. A. (2002). Copper metabolic defects and liver disease: Environmental aspects. *Journal of Gastroenterology and Hepatology*, *17*, 403–407. <https://doi.org/10.1046/j.0815-9319.2002.00052.x>
- Papandreou, A., Stournaras, C. J., & Panyas, D. (2007). Copper and cadmium adsorption on pellets made from fired coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, *148*(3), 538–547. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.020>
- Park, S. B., Jang, Y. Il, Lee, J., & Lee, B. J. (2009). An experimental study on the hazard assessment and mechanical properties of porous concrete utilizing coal bottom ash coarse aggregate in Korea. *Journal of Hazardous Materials*, *166*(1), 348–355. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.054>
- Patiung, O., Sinukaban, N., Tarigan, S. D., & Darusman, D. (2011). Pengaruh Umur Reklamasi Lahan Bekas Tambang Batubara Terhadap Fungsi Hidrologis (Impact Of Coal Mine Land Reclamation On Hydrology Function). *J. Hidrolitan*, *2*(2), 60–73.
- Patočka, J., & Černý, K. (2003). Inorganic Lead Toxicology. *ACTA MEDICA*. <https://pdfs.semanticscholar.org/13c0/7a5293b33643fb75dfbde0fd35454cc739cd.pdf>

- Paulson, A. J. (1997). The transport and fate of Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb and SO₄ in a groundwater plume and in downstream surface waters in the Coeur d'Alene Mining District, Idaho, U.S.A. Dalam *Applied Geochemistry* (Vol. 12).
- Pohl, H. R., Roney, R., & Abadin, H. G. (2014). *Metal ions affecting the neurological system Centers for Disease Control and Prevention*. <https://www.researchgate.net/publication/51032706>
- Powell, S. R. (2000). Zinc and Health: Current Status and Future Directions. Dalam *J. Nutr* (Vol. 130).
- Prasetiawan, T. (2021). Kontroversi Penghapusan FABA Dari Daftar Limbah B3. *Pusat Penelitian Badan Keahlian DPR RI, Vol. XIII*, 1–6.
- Pratama, G. R. (2022). Application of Good Mining Practice at PT. Gunung Bale, Malang, East Java. *Media Ilmiah Teknik Lingkungan*, 7(2), 61–67. <https://doi.org/10.33084/mitl.v7i2.4259>
- Qayyum, S., Ara, A., & Usmani, J. A. (2012). Effect of nickel and chromium exposure on buccal cells of electroplaters. *Toxicology and Industrial Health*, 28(1), 74–82. <https://doi.org/10.1177/0748233711407237>
- Rabbani, N., & Thornalley, P. J. (2012). Methylglyoxal, glyoxalase 1 and the dicarbonyl proteome. Dalam *Amino Acids* (Vol. 42, Nomor 4, hlm. 1133–1142). <https://doi.org/10.1007/s00726-010-0783-0>
- Rahman, S., & Sultana, S. (2006). Chemopreventive activity of glycyrrhizin on lead acetate mediated hepatic oxidative stress and its hyperproliferative activity in Wistar rats. *Chemico-Biological Interactions*, 160(1), 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2005.12.003>
- Ram, A., Tiwari, S. K., Pandey, H. K., Chaurasia, A. K., Singh, S., & Singh, Y. V. (2021). Groundwater quality assessment using water quality index (WQI) under GIS framework. *Applied Water Science*, 11(2). <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01376-7>
- Risher, J. F., De Rosa, C. T., Jones, D. E., & Murray, H. E. (1999). *Letter to the editor: updated toxicological profile for mercury*. <http://www.stocktonpress.co.uk>
- Rizwan, K. M., Thirukumar, V., & Suresh, M. (2021). Assessment and source identification of heavy metal contamination of groundwater using geospatial technology in Gadilam River basin, Tamil Nadu, India. *Applied Water Science*, 11(6). <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01436-y>
- Rosenberg, C. E., Salibián, A., & Fink, N. E. (2022). *An enzyme-linked immunosorbent assay for measuring anti-sheep red blood cells antibodies in lead-exposed toads*.

- Rossi, L., Mario, A., Capo, C., & Rotilio, G. (2006). Copper imbalance and oxidative stress in neurodegeneration. Dalam *The Italian Journal of Biochemistry* (Vol. 55). <https://www.researchgate.net/publication/6529244>
- Roy, W. R., Thiery, R. G., Schuller, R. M., & Suloway, J. J. (1981). *Coal fly ash: a review of the literature and proposed classification system with emphasis on environmental impacts State Geological Survey Division Environmental Geology Notes 96*.
- Russ, A., Kelderman, K., Evans, L., & Weinberg, C. (2022). *Poisonous Coverup The Widespread Failure of the Power Industry to Clean Up Coal Ash Dumps*. <https://earthjustice.org/>
- Rusyniak, D. E., Arroyo, A., Acciani, J., Froberg, B., Kao, L., & Furbee, B. (2010). *Heavy metal poisoning: management of intoxication and antidotes*.
- Samadi, A., Martínez, L. A., Miranda, M. A., & Morera, I. M. (2001). Mechanism of Lipid Peroxidation Photosensitized by Tiaprofenic Acid: Product Studies Using Linoleic Acid and 1,4-Cyclohexadienes as Model Substrates ¶. Dalam *Photochemistry and Photobiology* (Vol. 73, Nomor 4).
- Sarode, D. B., Jadhav, R. N., Khatik, V. A., Ingle, S. T., & Attarde, S. B. (2010). Extraction and Leaching of Heavy Metals from Thermal Power Plant Fly Ash and Its Admixtures. *School of Environmental and Earth Sciences, North Maharashtra University, 19(6)*, 1325–1330.
- Sayed, M. R., Abukhadra, M. R., Abdelkader Ahmed, S., Shaban, M., Javed, U., Betiha, M. A., Shim, J. J., & Rabie, A. M. (2020). Synthesis of advanced MgAl-LDH based geopolymer as a potential catalyst in the conversion of waste sunflower oil into biodiesel: Response surface studies. *Fuel*, 282. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118865>
- Sayre, L. M., Perry, G., Harris, P. L. R., Liu, Y., Schubert, K. A., & Smith, M. A. (2000). In Situ Oxidative Catalysis by Neurofibrillary Tangles and Senile Plaques in Alzheimer's Disease: A Central Role for Bound Transition Metals. *J. Neurochem*, 74, 270–279.
- Schütt, F., Aretz, S., Auffarth, G. U., & Kopitz, J. (2012). Moderately reduced ATP levels promote oxidative stress and debilitate autophagic and phagocytic capacities in human RPE cells. *Investigative Ophthalmology and Visual Science*, 53(9), 5354–5361. <https://doi.org/10.1167/iovs.12-9845>
- Sears, C. G., & Zierold, K. M. (2017). Health of Children Living Near Coal Ash. *Global Pediatric Health*, 4. <https://doi.org/10.1177/2333794X17720330>
- Shetty, N., Shetty, J. K., Chadaga, D. M., & Shankara H N, D. U. (2021). Trace Analysis of Heavy Metals in Ground Water and Soil near Coal Based Thermal

- Power Plant Udupi Karnataka. *Journal of University of Shanghai for Science and Technology*, 23(2). <https://doi.org/10.51201/jusst12608>
- Singh, N., Mithulraj, M., & Arya, S. (2018). Influence of coal bottom ash as fine aggregates replacement on various properties of concretes: A review. Dalam *Resources, Conservation and Recycling* (Vol. 138, hlm. 257–271). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.025>
- Singh, S., Singh, N. P., & Rani, R. (2020). Hazardous elements in aqueous leachates of coal fly ash around thermal power plants disposal area. *European Chemical Bulletin*, 9(10–12), 360–365. <https://doi.org/10.17628/ecb.2020.9.360-365>
- Smith, I. M. (2005). *Cement and concrete : benefits and barriers in coal ash utilisation*. IEA Clean Coal Centre.
- Sokol, R. J., Deverbaux, M., Mierau, G. W., Hambidge, K. M., & Shikes, R. H. (1990). Oxidant injury to hepatic mitochondrial lipids in rats with dietary copper overload. Modification by vitamin E deficiency. *Gastroenterology*, 99(4), 1061–1071. [https://doi.org/10.1016/0016-5085\(90\)90627-D](https://doi.org/10.1016/0016-5085(90)90627-D)
- Song, M., Zhou, Z., Chen, T., Zhang, J., & McClain, C. J. (2011). Copper deficiency exacerbates bile duct ligation-induced liver injury and fibrosis in rats. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, 339(1), 298–306. <https://doi.org/10.1124/jpet.111.184325>
- Squitti, R., Bressi, F., Pasqualetti, P., Bonomini, C., Ghidoni, R., Binetti, G., Cassetta, E., Moffa, F., Ventriglia, M., Vernieri, F., & Rossini, P. M. (2009). Longitudinal prognostic value of serum “free” copper in patients with Alzheimer disease. *Journal of Chemical Neuroanatomy*, 72, 50–55.
- Stern, B. R. (2010). Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: Overview, update and regulatory considerations. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 73(2–3), 114–127. <https://doi.org/10.1080/15287390903337100>
- Strausak, D., Mercer, J. F. B., Dieter, H. H., Stremmel, W., & Multhaup, G. (2001). Copper in disorders with neurological symptoms: Alzheimer’s, Menkes, and Wilson diseases. *Brain Research Bulletin*, 55(2), 175–185.
- Sun, L., Gui, H., & Peng, W. (2014). Heavy metals in groundwater from the wolonghu coal mine, northern Anhui province, China and their hydrological implications. *Water Practice and Technology*, 9(1), 79–87. <https://doi.org/10.2166/wpt.2014.009>
- Svolba, G. (2006). *Data Preparation for Analytics Using SAS*. SAS Institute.
- Trumbo, P., Yates, A. A., Schlicker, S., & Poos, M. (2001). Dietary reference intakes: vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron,

- manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. *Journal of the American Dietetic Association*, 101(3), 294–301.
- Valko, M., Morris, H., & Cronin, M. T. D. (2005). Metals, Toxicity and Oxidative Stress. Dalam *Current Medicinal Chemistry* (Vol. 12).
- Verma, C., Hussain, A., Madan, S., & Kumar, V. (2021). Assessment of heavy metal pollution in groundwater with respect to distance from ash pond by using heavy metal evaluation index. *Applied Water Science*, 11(3). <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01390-9>
- Verma, C., Madan, S., & Hussain, A. (2016). Heavy metal contamination of groundwater due to fly ash disposal of coal-fired thermal power plant, Parichha, Jhansi, India. *Cogent Engineering*, 3(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2016.1179243>
- Veza, I., Spraggon, M., Fattah, I. M. R., & Idris, M. (2023). Response surface methodology (RSM) for optimizing engine performance and emissions fueled with biofuel: Review of RSM for sustainability energy transition. Dalam *Results in Engineering* (Vol. 18). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101213>
- Vilaplana, J., Romaguera, C., Grimalt, F., & Cornellana, F. (1991). New trends in the use of metals in jewellery. Dalam *Contact Dermatitis* (Vol. 25, Nomor 3, hlm. 145–148). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0536.1991.tb01819.x>
- Wang, J., Liu, G., Liu, Y., Zhou, C., Wu, Y., & Zhang, Q. (2016). Mobilization of substance around stackable fly ash and the environmental characteristics of groundwater: With particular reference to five elements: B, Ba, Pb, Sb and Zn. *Fuel*, 174, 126–132. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.01.092>
- Wang, L., Li, J., Li, J., & Liu, Z. (2010). Effects of lead and/or cadmium on the oxidative damage of rat kidney cortex mitochondria. *Biological Trace Element Research*, 137(1), 69–78. <https://doi.org/10.1007/s12011-009-8560-1>
- Wang, L., Tao, Y., Su, B., Wang, L., & Liu, P. (2022). Environmental and Health Risks Posed by Heavy Metal Contamination of Groundwater in the Sunan Coal Mine, China. *Toxics*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/toxics10070390>
- Wang, N., Sun, X., Zhao, Q., Yang, Y., & Wang, P. (2020). Leachability and adverse effects of coal fly ash: A review. Dalam *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 396). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122725>
- Wani, T. A., Ahmad, A., Zargar, S., Khalil, N. Y., & Darwish, I. A. (2012). Use of response surface methodology for development of new microwell-based spectrophotometric method for determination of atorvastatin calcium in tablets. <http://journal.chemistrycentral.com/content/6/1/134>

- Wedeen, R. P. (1989). Were the Hatters of New Jersey “Mad”? Dalam *American Journal of Industrial Medicine* (Vol. 16).
- White, A. R., Huang, X., Jobling, M. F., Barrow, C. J., Beyreuther, K., Masters, C. L., Bush, A. I., & Cappai, R. (2001). Homocysteine potentiates copper- and amyloid beta peptide-mediated toxicity in primary neuronal cultures: possible risk factors in the Alzheimer’s-type neurodegenerative pathways. *Journal of Neurochemistry*, 76, 1509–1520.
- Wijmenga, C., Uller, T. M. , Brunt, T., Feichtinger, H., Schönitzer, D., Schönitzer, S., Houwen, R., Uller, M. , Sandkuijl, L. A., & Pearson, P. L. (1998). Endemic Tyrolean infantile cirrhosis is not an allelic variant of Wilson’s disease. *European Journal of Human Genetics*, 6, 624–528. <http://www.stocktonpress.co.uk/ejhg>
- Wildemann, T. M., Siciliano, S. D., & Weber, L. P. (2016). The mechanisms associated with the development of hypertension after exposure to lead, mercury species or their mixtures differs with the metal and the mixture ratio. *Toxicology*, 339, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2015.11.004>
- Winarno, H., Muhammad, D., Ashyar, R., & Wibowo, Y. G. (2019). *Pemanfaatan Limbah Fly Ash dan Bottom Ash Dari PLTU Sumsel-5 Sebagai Bahan Utama Pembuatan Paving Block*. 11(1), 2620–4770.
- Xia, J., Lu, L., Jin, C., Wang, S., Zhou, J., Ni, Y., Fu, Z., & Jin, Y. (2018). Effects of short term lead exposure on gut microbiota and hepatic metabolism in adult zebrafish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 209, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2018.03.007>
- Yan, B., Wei, Q., Li, X., Song, X., Gao, Z., Liu, J., Zhang, R., & Wang, M. (2023). Heavy Metal Content Characteristics and Pollution Source Analysis of Shallow Groundwater in Tengzhou Coal Mining Area. *Water (Switzerland)*, 15(23). <https://doi.org/10.3390/w15234091>
- Yang, K., & Ren, Y. (2010). Nickel-free austenitic stainless steels for medical applications. *Science and Technology of Advanced Materials*, 11(1), 014105. <https://doi.org/10.1088/1468-6996/11/1/014105>
- Yang, M., Zhang, P., Ye, H., & Liu, G. (2024). *Characteristics of heavy metal pollution in mine water inrush and environmental risk assessments*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3637662/v1>
- Yanti, R. F. (2022). *Evolusi Lahan Reklamasi Pascatambang Batubara dan Pengembangannya Dalam Bidang Geowisata, Studi Kasus: Pit Lake Danau Kandi, Kota Sawahlunto*. Universitas Sriwijaya.
- Yao, Z. T., Ji, X. S., Sarker, P. K., Tang, J. H., Ge, L. Q., Xia, M. S., & Xi, Y. Q. (2015). A comprehensive review on the applications of coal fly ash. Dalam

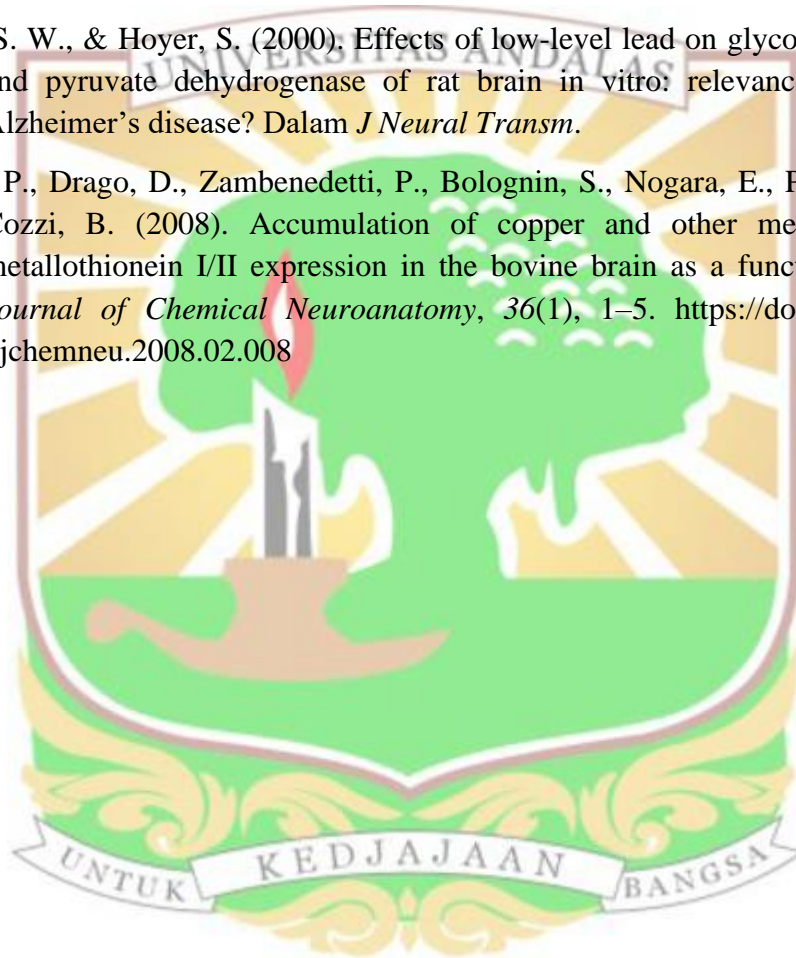
Earth-Science Reviews (Vol. 141, hlm. 105–121). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/j.earscrev.2014.11.016>

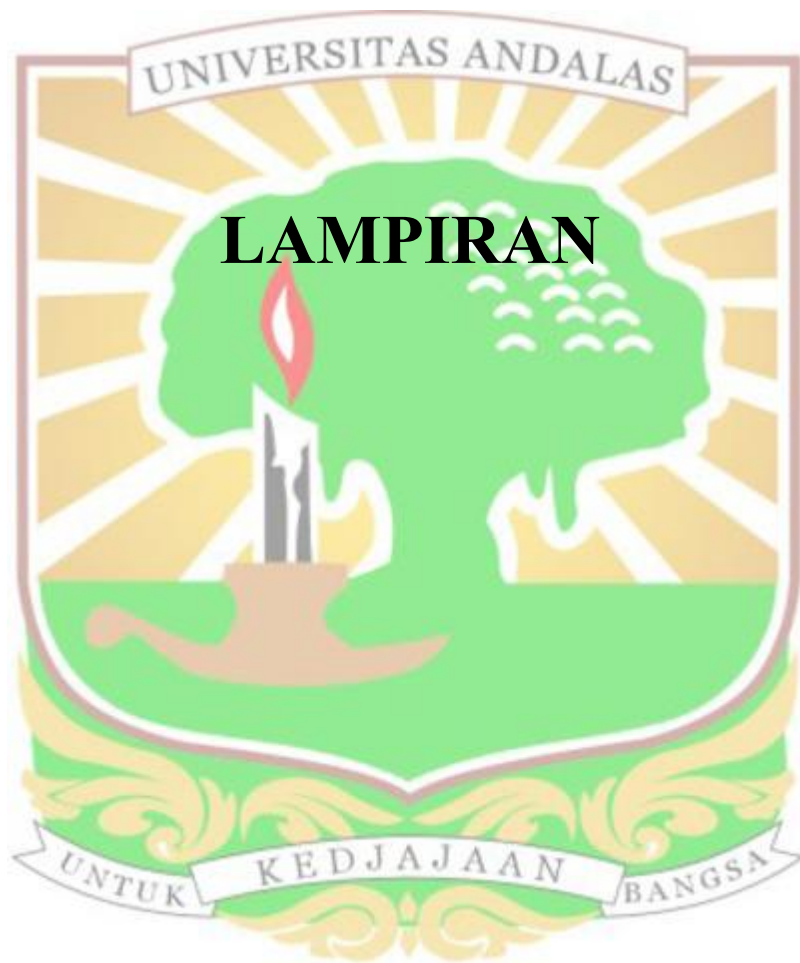
Yu, L., Yin, L., Xu, Q., & Xiong, Y. (2015). Effects of different kinds of coal on the speciation and distribution of mercury in flue gases. *Journal of the Energy Institute*, 88(2), 136–142. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2014.06.006>

Yüksel, I., Bilir, T., & Özkan, Ö. (2007). Durability of concrete incorporating non-ground blast furnace slag and bottom ash as fine aggregate. *Building and Environment*, 42(7), 2651–2659. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.07.003>

Yun, S. W., & Hoyer, S. (2000). Effects of low-level lead on glycolytic enzymes and pyruvate dehydrogenase of rat brain in vitro: relevance to sporadic Alzheimer's disease? Dalam *J Neural Transm.*

Zatta, P., Drago, D., Zambenedetti, P., Bolognin, S., Nogara, E., Peruffo, A., & Cozzi, B. (2008). Accumulation of copper and other metal ions, and metallothionein I/II expression in the bovine brain as a function of aging. *Journal of Chemical Neuroanatomy*, 36(1), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jchemneu.2008.02.008>





LAMPIRAN



LAMPIRAN A
KONDISI PENGAMILAN SAMPEL AIR TANAH



Gambar L.1. Kondisi Operasional Penimbunan FABA ke Lahan Bekas Tambang di Kota Sawahlunto



Gambar L.2. Kondisi Operasional Penimbunan FABA Pada Lahan Bekas Tambang di Kota Sawahlunto



Gambar L.3. Kondisi Permukaan Lokasi Penimbunan FABA Pada Lahan Bekas Tambang di Kota Sawahlunto Setelah Hujan



Gambar L.4. Sumur Pantau Perusahaan



Gambar L.5. Sumur Pantau di Lingkungan Permukiman Masyarakat



Gambar L.6. Pengukuran Data Lapangan



POCO F4

08/06/2024 09:58

Gambar L.7. Penyaringan Sampel di Laboratorium dengan Filter 0,45 µm



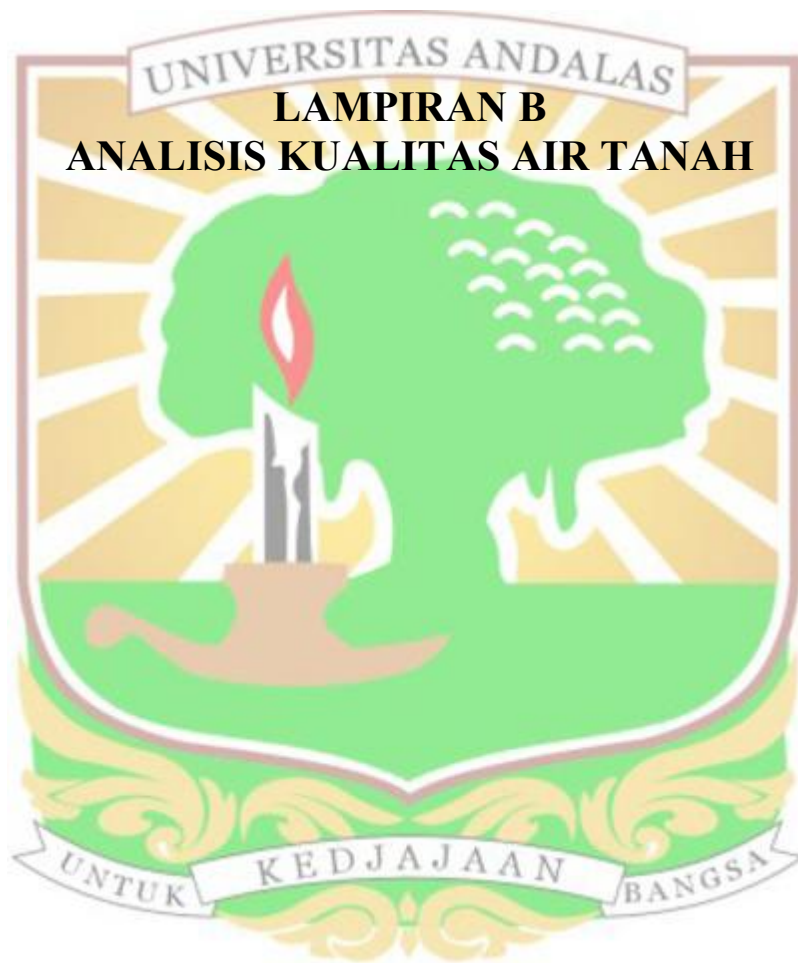
POCO F4

08/06/2024 14:15

POCO F4

08/06/2024 14:28

Gambar L.8. Penambahan asam nitrat untuk mencapai pH sampel <2





DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17258 / LHU / LK-SB / V / 2024
Nama Pelanggan : Dedi Harian
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : Air Bersih
Nomor Sampel : L.2172-2173
Tanggal Pengambilan : 26 April 2024
Tanggal Penerimaan : 29 April 2024
Tanggal Pengujian : 29 April 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

Volume Sampel : 2 Liter
Wadah : Botol Plastik

No	Parameter	Hasil Uji		Baku Mutu (kadar maksimum)	Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.2172	L.2173			
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	<0,0007	<0,0007	-	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 2172 : Air Tanah SP I (Up stream)

L. 2173 : Air Tanah SP II (Down stream)

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu terhitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia No. 2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 16 Mei 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM. M. Biomed
NIP. 196907291992031003



DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17259 / LHU / LK-SB / V / 2024
Nama Pelanggan : Dedi Harian
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : Air Bersih
Nomor Sampel : L.2174-2175
Tanggal Pengambilan : 26 April 2024
Tanggal Penerimaan : 29 April 2024
Tanggal Pengujian : 29 April 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

Volume Sampel : 2 Liter
Wadah : Botol Plastik

No	Parameter	Hasil Uji		Baku Mutu (kadar maksimum)	Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.2174	L.2175			
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	<0,0007	<0,0007	-	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 2174 : Air Tanah SP III (Down stream)

L. 2175 : Air Tanah SP IV (Down stream)

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu terhitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia No. 2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 16 Mei 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM. M. Biomed
NIP. 196907291992031003



DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17594 / LHU / LK-SB / VI / 2024
Nama Pelanggan : **Dedi Harian**
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : **Air Bersih** Volume Sampel : 2 liter
Nomor Sampel : L.2610-2611 Wadah : Botol plastik
Tanggal Pengambilan : 17 Mei 2024
Tanggal Penerimaan : 20 Mei 2024
Tanggal Pengujian : 20 Mei 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

No	Parameter	Hasil Uji		Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.2610	L.2611		
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	<0,0006	0,0007	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 2610 : Air Tanah SP 1 (Down stream)

L. 2611 : Air Tanah SP 2 (Down stream)

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu dihitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan RI No.2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 04 Juni 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM, M. Biomed
NIP. 196907291992031003



DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17595 / LHU / LK-SB / VI / 2024
Nama Pelanggan : **Dedi Harian**
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : **Air Bersih** Volume Sampel : 2 liter
Nomor Sampel : L.2612-2613 Wadah : Botol plastik
Tanggal Pengambilan : 17 Mei 2024
Tanggal Penerimaan : 20 Mei 2024
Tanggal Pengujian : 20 Mei 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

No	Parameter	Hasil Uji		Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.2612	L.2613		
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	0,0006	<0,0006	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 2612 : Air Tanah SP 3 (Down stream)

L. 2613 : Air Tanah SP 4 (Down stream)

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu terhitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan RI No.2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 04 Juni 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM, M. Biomed
NIP. 196907291992031003



DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17878 / LHU / LK-SB / VI / 2024
Nama Pelanggan : **Dedi Harian**
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : **Air Bersih** Volume Sampel : 2 liter
Nomor Sampel : L.3148-3150 Wadah : Botol plastik
Tanggal Pengambilan : 07 Juni 2024
Tanggal Penerimaan : 10 Juni 2024
Tanggal Pengujian : 10 Juni 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

No	Parameter	Hasil Uji			Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.3148	L.3149	L.3150		
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	<0,0006	<0,0006	<0,0006	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 3148 : Air Tanah SP 0

L. 3149 : Air Tanah SP 1

L. 3150 : Air Tanah SP 2

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu terhitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan RI No.2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 20 Juni 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM. M. Biomed

NIP. 196907291992031003



DINAS KESEHATAN PROVINSI SUMATERA BARAT
UPTD LABORATORIUM KESEHATAN
PROVINSI SUMATERA BARAT

Jl. Gajah Mada (Gunung Pangilun) Padang Telp.:0751-7054023. Fax.:0751-41927

LAPORAN HASIL UJI

Nomor LHU : 17877 / LHU / LK-SB / VI / 2024
Nama Pelanggan : **Dedi Harian**
Alamat : Departemen Teknik Lingkungan Unand
Telp / Fax :
Personil yang di hubungi : -
Jenis Sampel : **Air Bersih** Volume Sampel : 2 liter
Nomor Sampel : L.3151-3152 Wadah : Botol plastik
Tanggal Pengambilan : 07 Juni 2024
Tanggal Penerimaan : 10 Juni 2024
Tanggal Pengujian : 10 Juni 2024
Kondisi Sampel : Memenuhi

No	Parameter	Hasil Uji		Satuan	Spesifikasi Metoda
		L.3151	L.3152		
1.	Air Raksa (Hg) terlarut	<0,0006	<0,0006	mg/L	SNI 6989.78:2019

Kode Sampel :

L. 3151 : Air Tanah SP 3

L. 3152 : Air Tanah SP 4

Catatan:

1. Hasil uji hanya berlaku untuk sampel yang diuji.
2. Laporan hasil uji ini terdiri dari 1 halaman.
3. Laporan hasil uji ini tidak boleh digandakan, kecuali secara lengkap dan seijin tertulis dari UPTD Laboratorium Kesehatan Provinsi Sumatera Barat.
4. Laboratorium melayani pengaduan/complaint maksimum 1 (satu) minggu terhitung dari tanggal LHU.
5. Baku Mutu berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan RI No.2 Tahun 2023.
6. √ : Parameter Lingkup Akreditasi ISO/IEC 17025:2017.
7. Tanda (<) menunjukkan batas deteksi metoda.
8. PPC oleh Customer.
9. (*) Parameter lapangan diuji di Laboratorium.

Padang, 20 Juni 2024

Penanggung Jawab Teknis Laboratorium Kesehatan Masyarakat



Adi Hartono, SKM, M. Biomed

NIP. 196907291992031003

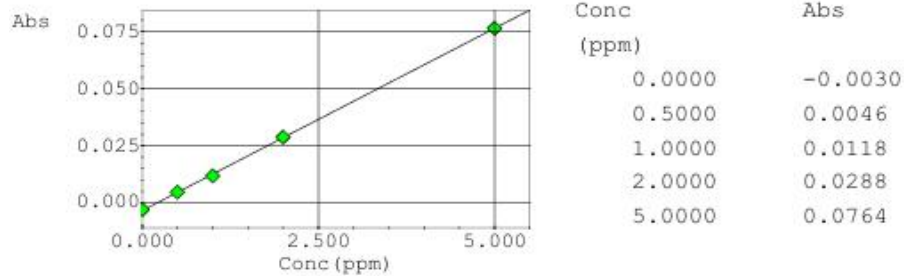
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
 Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 84/AASF/Pb/2024
 Sampel : Pengukuran Logam Pb
 Tanggal : 07 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Pb	-0,0013	0,1318
84/AASF/02/2024	Pb	-0,002	0,0879
84/AASF/03/2024	Pb	-0,0028	0,0378
84/AASF/04/2024	Pb	-0,0038	-0,0249

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



$Abs = 0.015954 \text{Conc} - 0.0034025$
 $r = 0.9999$

Dilaporkan oleh,
 Operator, UV-VIS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
 NIP. 199208292015032004



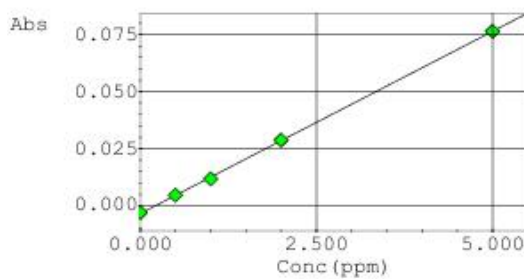
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 105/AASF/Pb/2024
Sampel : Pengukuran Logam Pb
Tanggal : 27 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Pb	-0,0006	0,1757
84/AASF/02/2024	Pb	-0,0012	0,1381
84/AASF/03/2024	Pb	-0,0009	0,1569
84/AASF/04/2024	Pb	-0,0010	0,1506

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	-0.0030
0.5000	0.0046
1.0000	0.0118
2.0000	0.0288
5.0000	0.0764

$$\text{Abs} = 0.015954 \text{Conc} - 0.0034025$$

$$r = 0.9999$$

Dilaporkan oleh,
Operator UV-VIS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004



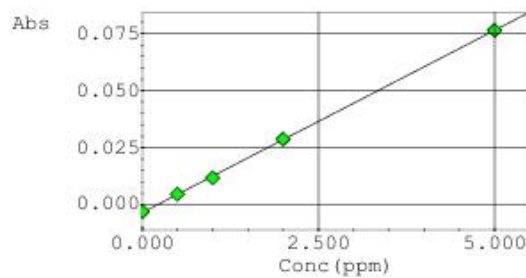
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 163/AASF/Pb/2024
Sampel : Pengukuran Logam Pb
Tanggal : 13 Juni 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
163/AASF/01/2024	Pb	0,0008	0,2634
163/AASF/02/2024	Pb	0,0000	0,2133
163/AASF/03/2024	Pb	-0,0002	0,2007
163/AASF/04/2024	Pb	-0,0006	0,1757
163/AASF/05/2024	Pb	-0,0002	0,2007

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	-0.0030
0.5000	0.0046
1.0000	0.0118
2.0000	0.0288
5.0000	0.0764

$$\text{Abs} = 0.015954 \text{Conc} - 0.0034025$$

$$r = 0.9999$$

Dilaporkan oleh,
Operator UV-VIS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004



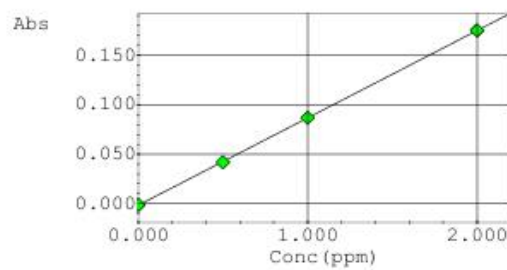
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 84/AASF/Ni/2024
Sampel : Pengukuran Logam Ni
Tanggal : 07 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Ni	0,0536	0,6243
84/AASF/02/2024	Ni	-0,0012	0,0041
84/AASF/03/2024	Ni	-0,0018	-0,0027
84/AASF/04/2024	Ni	-0,0017	-0,0016

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	-0.0012
0.5000	0.0420
1.0000	0.0870
2.0000	0.1752

Abs=0.088354Conc-0.0015600
r=1.0000

Dilaporkan oleh,
Operator UV-VIS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

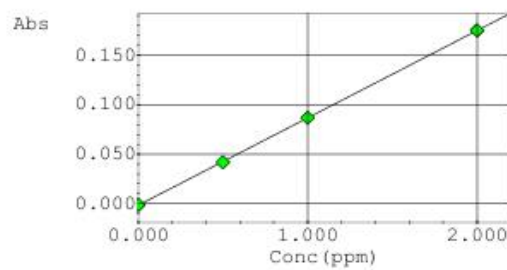
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 105/AASF/Ni/2024
Sampel : Pengukuran Logam Ni
Tanggal : 27 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Ni	0,0280	0,3346
84/AASF/02/2024	Ni	0,0010	0,0290
84/AASF/03/2024	Ni	-0,0001	0,0165
84/AASF/04/2024	Ni	-0,0001	0,0165

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	-0.0012
0.5000	0.0420
1.0000	0.0870
2.0000	0.1752

Abs=0.088354Conc-0.0015600
r=1.0000

Dilaporkan oleh,
Operator UV-VIS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

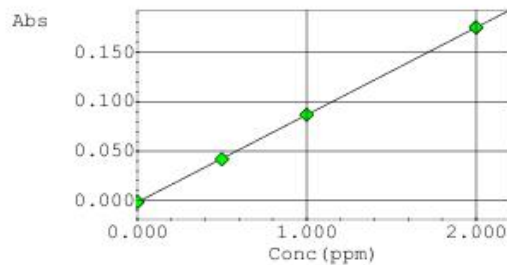
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 163/AASF/Ni/2024
Sampel : Pengukuran Logam Ni
Tanggal : 13 Juni 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
163/AASF/01/2024	Ni	0,1478	1,6905
163/AASF/02/2024	Ni	-0,0009	0,0075
163/AASF/03/2024	Ni	-0,0034	-0,0208
163/AASF/04/2024	Ni	-0,0030	-0,0163
163/AASF/05/2024	Ni	0,0007	0,0256

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	-0.0012
0.5000	0.0420
1.0000	0.0870
2.0000	0.1752

Abs=0.088354Conc-0.0015600
r=1.0000

Dilaporkan oleh,
Operator UV-VIS



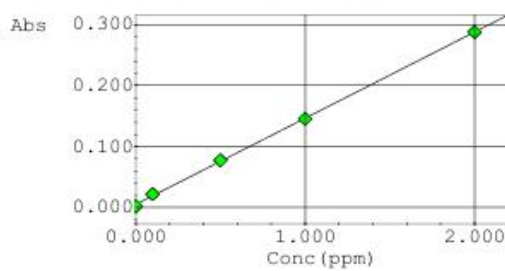
Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 84/AASF/Cu/2024
Sampel : Pengukuran Logam Cu
Tanggal : 07 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Cu	0,0176	0,0885
84/AASF/02/2024	Cu	0,0103	0,0369
84/AASF/03/2024	Cu	0,0118	0,0475
84/AASF/04/2024	Cu	0,0108	0,0404

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	0.0019
0.1000	0.0218
0.5000	0.0774
1.0000	0.1457
2.0000	0.2880

Abs=0.14150Conc+0.0050795
r=0.9998

Dilaporkan oleh,
Operator AAS



Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

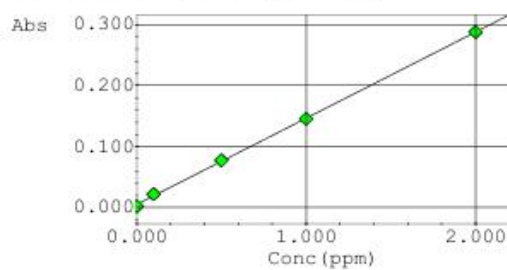
Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

Kode Sampel : 105/AASF/Cu/2024
Sampel : Pengukuran Logam Cu
Tanggal : 27 Mei 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
84/AASF/01/2024	Cu	0,0098	0,0334
84/AASF/02/2024	Cu	0,0040	-0,0076
84/AASF/03/2024	Cu	0,0010	-0,0288
84/AASF/04/2024	Cu	0,0042	-0,0062

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi

Calibration Curve (C# : 01)



Conc (ppm)	Abs
0.0000	0.0019
0.1000	0.0218
0.5000	0.0774
1.0000	0.1457
2.0000	0.2880

$$\text{Abs} = 0.14150 \text{Conc} + 0.0050795$$

$$r = 0.9998$$

Dilaporkan oleh,
Operator AAS



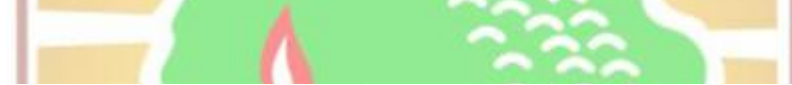
Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

Hasil Analisis Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)
Laboratorium Riset UPT. Laboratorium Sentral UNAND

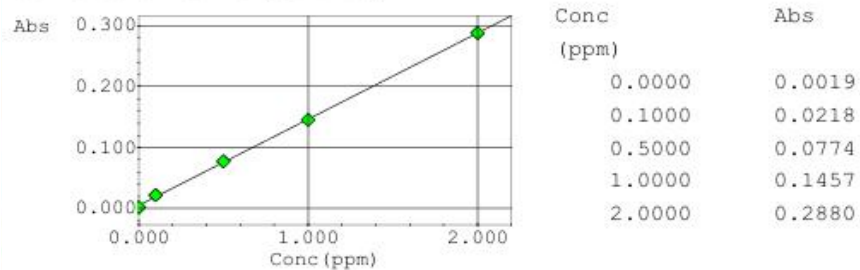
Kode Sampel : 163/AASF/Cu/2024
Sampel : Pengukuran Logam Cu
Tanggal : 13 Juni 2024

Kode Sampel	Logam	Absorban	Konsentrasi (ppm)
163/AASF/01/2024	Cu	0,0048	-0,0020
163/AASF/02/2024	Cu	0,0025	-0,0182
163/AASF/03/2024	Cu	0,0034	-0,0119
163/AASF/04/2024	Cu	0,0002	-0,0345
163/AASF/05/2024	Cu	-0,0002	-0,0373

NB: Nilai minus dikarenakan sudah mencapai LOD jadi tidak terdeteksi



Calibration Curve (C# : 01)



$$\text{Abs} = 0.14150 \text{Conc} + 0.0050795$$

$$r = 0.9998$$



Dilaporkan oleh,
Operator AAS

Melisa Weno Gusthia, S.Si
NIP. 199208292015032004

UNIVERSITAS ANDALAS
LAMPIRAN C
PENGOLAHAN DATA MENGGUNAKAN PERANGKAT
LUNAK SAS



Today's date: 27JUN2024
 Experiment creation date: 27JUN2020

DESIGN DETAILS

Design type: Response Surface
 Design description: Central Composite: Uniform Precision
 Number of runs: 13

Customization:

RESPONSE

Response	Label	Units
HG	Raksa Terlarut	mg/L
PB	Timbal Terlarut	mg/L
NI	Nikel Terlarut	mg/L
CU	Tembaga Terlarut	mg/L

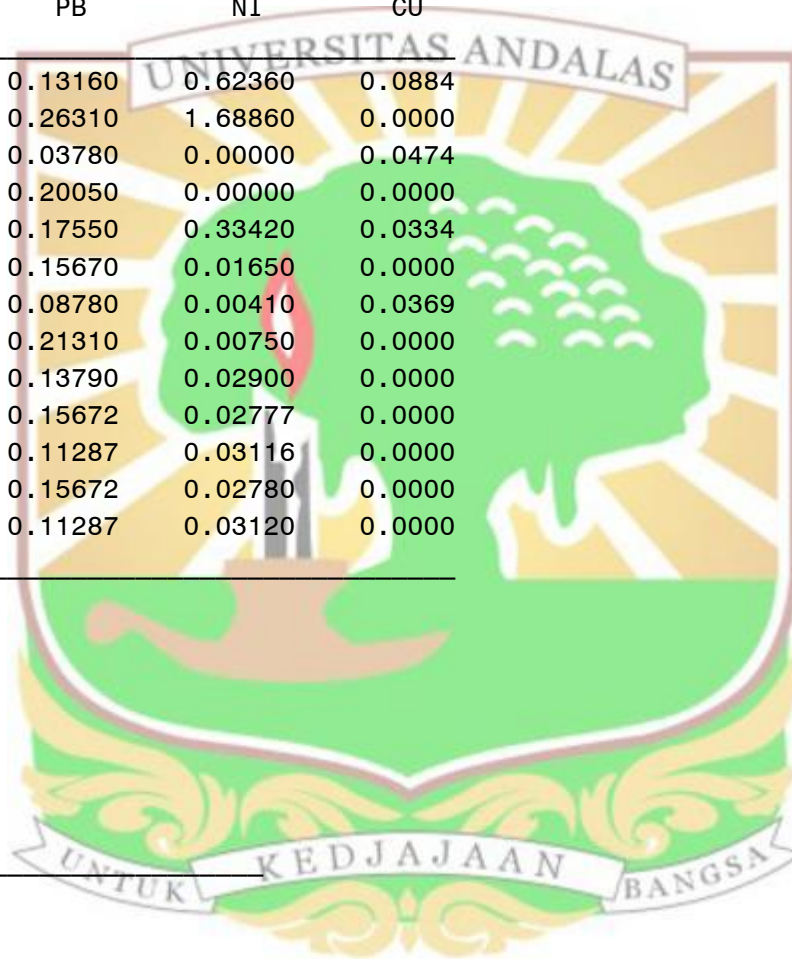
DESIGN POINTS (Coded)

RUN	JARAK	WAKTU	HG	PB	NI	CU
1	-1	-1	1E-10	0.13160	0.62360	0.0884
2	-1	1	1E-10	0.26310	1.68860	0.0000
3	1	-1	1E-10	0.03780	0.00000	0.0474
4	1	1	1E-10	0.20050	0.00000	0.0000
5	-1	0	1E-10	0.17550	0.33420	0.0334
6	1	0	.000600000	0.15670	0.01650	0.0000
7	0	-1	1E-10	0.08780	0.00410	0.0369
8	0	1	1E-10	0.21310	0.00750	0.0000
9	0	0	.000700000	0.13790	0.02900	0.0000
10	0	0	.000700000	0.15672	0.02777	0.0000

11	0	0	.000700000	0.11287	0.03116	0.0000
12	0	0	.000700000	0.15672	0.02780	0.0000
13	0	0	.000700000	0.11287	0.03120	0.0000

DESIGN POINTS (Uncoded)

RUN	JARAK	WAKTU	HG	PB	NI	CU
1	0	0	1E-10	0.13160	0.62360	0.0884
2	0	42	1E-10	0.26310	1.68860	0.0000
3	730	0	1E-10	0.03780	0.00000	0.0474
4	730	42	1E-10	0.20050	0.00000	0.0000
5	0	21	1E-10	0.17550	0.33420	0.0334
6	730	21	.000600000	0.15670	0.01650	0.0000
7	365	0	1E-10	0.08780	0.00410	0.0369
8	365	42	1E-10	0.21310	0.00750	0.0000
9	365	21	.000700000	0.13790	0.02900	0.0000
10	365	21	.000700000	0.15672	0.02777	0.0000
11	365	21	.000700000	0.11287	0.03116	0.0000
12	365	21	.000700000	0.15672	0.02780	0.0000
13	365	21	.000700000	0.11287	0.03120	0.0000



FIT DETAILS FOR HG:

HG Check Assumptions Analysis

Response Transformation

Optimal power from Box-Cox plot: HG**1.4
 Power recommended by ADX: HG
 Power applied for response transformation: HG
 Response Scaling Shift: 0

Outlier Observations

Run numbers deleted from analysis: None

Influential Observations

Run numbers deleted from analysis:

None

ANOVA for HG

Source	Master Model					Predictive Model					
	DF	SS	MS	F	Pr > F	DF	SS	MS	F	Pr > F	
JARAK	1	6E-8	6E-8	1.823353	0.2189						
WAKTU	1	0	0	0	1.0000	1	0	0	0	1.0000	
JARAK*JARAK	1	1.182E-7	1.182E-7	3.592815	0.0999						
JARAK*WAKTU	1	0	0	0	1.0000						
WAKTU*WAKTU	1	7.097E-7	7.097E-7	21.56587	0.0024	1	1.108E-6	1.108E-6	27.12749	0.0004	
Model	5	1.287E-6	2.573E-7	7.819622	0.0088	2	1.108E-6	5.542E-7	13.56374	0.0014	
(Linear)	2	6E-8	3E-8	0.911677	0.4448	2	6E-8	3E-8	0.734266	0.5040	
(Quadratic)	2	1.227E-6	6.133E-7	18.63738	0.0016	2	1.227E-6	6.133E-7	15.01057	0.0010	
(Cross Product)	1	0	0	0	1.0000	-2	-1.78E-7	8.911E-8	2.181095	.	
Error	7	2.303E-7	3.291E-8			10	4.086E-7	4.086E-8			
(Lack of fit)	3	2.303E-7	7.678E-8	9999.99	<.0001						
(Pure Error)	4	-121E-23	0								
Total	12	1.517E-6				12	1.517E-6				

Fit Statistics for HG

	Master Model	Predictive Model
Mean	0.000315	0.000315
R-square	84.81%	73.07%
Adj. R-square	73.97%	67.68%
RMSE	0.000181	0.000202
CV	57.51744	64.09046

Canonical Analysis: Stationary point for HG

Stationary point: Critical value is a Maximum
 Predicted response at stationary point: 0.000657
 Standard error of predicted value: 0.000075

Canonical Analysis: Critical value for HG

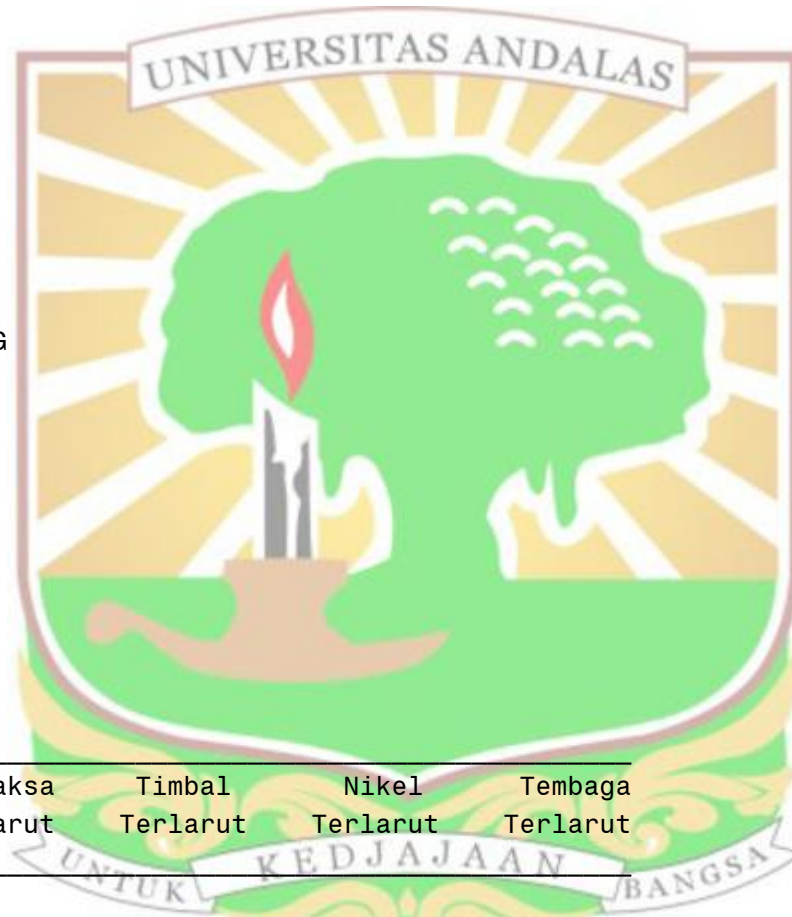
Factor Name	Coded	Uncoded
WAKTU	0	21

Canonical Analysis: Eigenvectors for HG

Eigenvalues	WAKTU
-.000585714	1

Ridge Analysis for HG

Observation Number	Meter	Hari	Raksa Terlarut	Timbal Terlarut	Nikel Terlarut	Tembaga Terlarut
1	-1	-1	1E-10	0.13160	0.62360	0.0884
2	-1	1	1E-10	0.26310	1.68860	0.0000
3	1	-1	1E-10	0.03780	0.00000	0.0474
4	1	1	1E-10	0.20050	0.00000	0.0000
5	-1	0	1E-10	0.17550	0.33420	0.0334
6	1	0	.000600000	0.15670	0.01650	0.0000
7	0	-1	1E-10	0.08780	0.00410	0.0369
8	0	1	1E-10	0.21310	0.00750	0.0000
9	0	0	.000700000	0.13790	0.02900	0.0000



10	0	0	.000700000	0.15672	0.02777	0.0000
11	0	0	.000700000	0.11287	0.03116	0.0000
12	0	0	.000700000	0.15672	0.02780	0.0000
13	0	0	.000700000	0.11287	0.03120	0.0000

Alias Structure for HG

Master Model	Predictive Model
No effects aliased.	No effects aliased.

Predictive Model for HG

Coded Levels(-1,1):

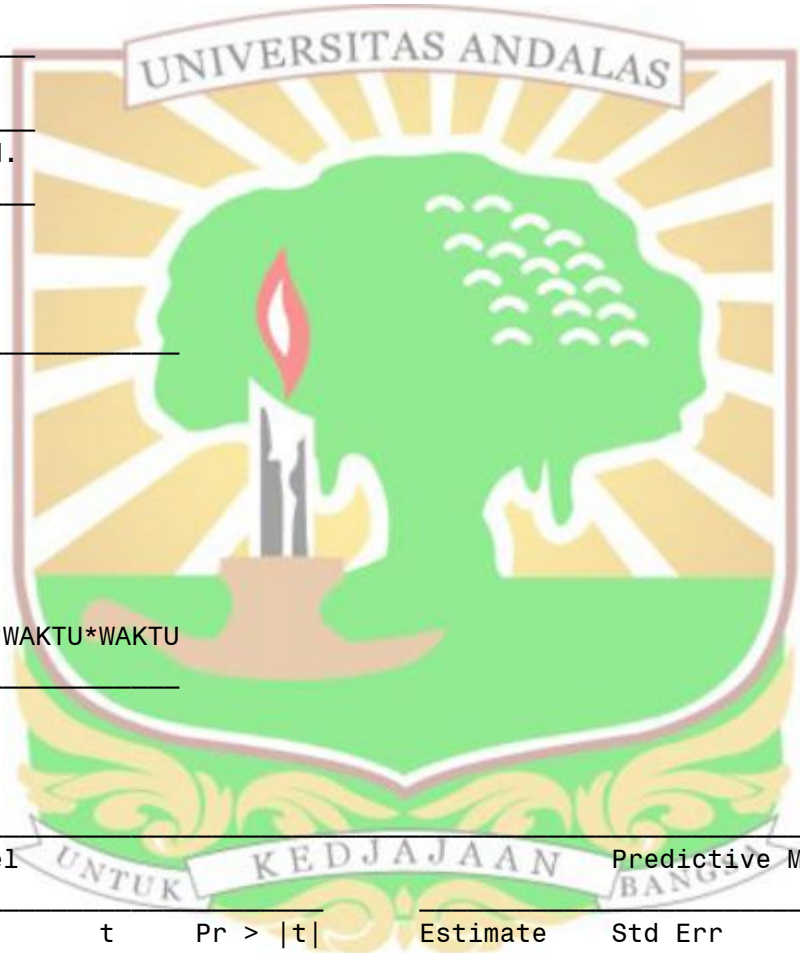
$$HG = 0.000586 - 0.000586*WAKTU*WAKTU$$

Uncoded Levels:

$$HG = 1E-10 + 0.000056*WAKTU - 1.328E-6*WAKTU*WAKTU$$

Effect Estimates for HG

Term	Master Model				Predictive Model			
	Estimate	Std Err	t	Pr > t	Estimate	Std Err	t	Pr > t
JARAK	0.0001	0.000074	1.350316	0.2189				
WAKTU	0	0.000074	0	1.0000	0	0.000083	0	1.0000
JARAK*JARAK	-0.000207	0.000109	-1.89547	0.0999				
JARAK*WAKTU	0	0.000091	0	1.0000				
WAKTU*WAKTU	-0.000507	0.000109	-4.64391	0.0024	-0.000586	0.000112	-5.20841	0.0004



FIT DETAILS FOR PB:

PB Check Assumptions Analysis

Response Transformation

Optimal power from Box-Cox plot: PB**1.6
 Power recommended by ADX: PB
 Power applied for response transformation: PB
 Response Scaling Shift: 0

Outlier Observations

Run numbers deleted from analysis: None

Influential Observations

Run numbers deleted from analysis: None

ANOVA for PB

Source	Master Model					Predictive Model				
	DF	SS	MS	F	Pr > F	DF	SS	MS	F	Pr > F
JARAK	1	0.005116	0.005116	9.875566	0.0163	1	0.005116	0.005116	9.545667	0.0115
WAKTU	1	0.02933	0.02933	56.61842	0.0001	1	0.02933	0.02933	54.72704	<.0001
JARAK*JARAK	1	0.001065	0.001065	2.055772	0.1947					
JARAK*WAKTU	1	0.000243	0.000243	0.46978	0.5151					
WAKTU*WAKTU	1	0.000044	0.000044	0.084723	0.7794					
Model	5	0.036179	0.007236	13.96792	0.0016	2	0.034446	0.017223	32.13636	<.0001
(Linear)	2	0.034446	0.017223	33.24699	0.0003					
(Quadratic)	2	0.00149	0.000745	1.437911	0.2998					
(Cross Product)	1	0.000243	0.000243	0.46978	0.5151					
Error	7	0.003626	0.000518			10	0.005359	0.000536		
(Lack of fit)	3	0.001696	0.000565	1.171129	0.4249	6	0.003429	0.000571	1.18406	0.4551
(Pure Error)	4	0.001931	0.000483			4	0.001931	0.000483		
Total	12	0.039805				12	0.039805			

Fit Statistics for PB

	Master Model	Predictive Model
Mean	0.149476	0.149476
R-square	90.89%	86.54%
Adj. R-square	84.38%	83.84%
RMSE	0.02276	0.02315
CV	15.22675	15.48764

Canonical Analysis: Stationary point for PB

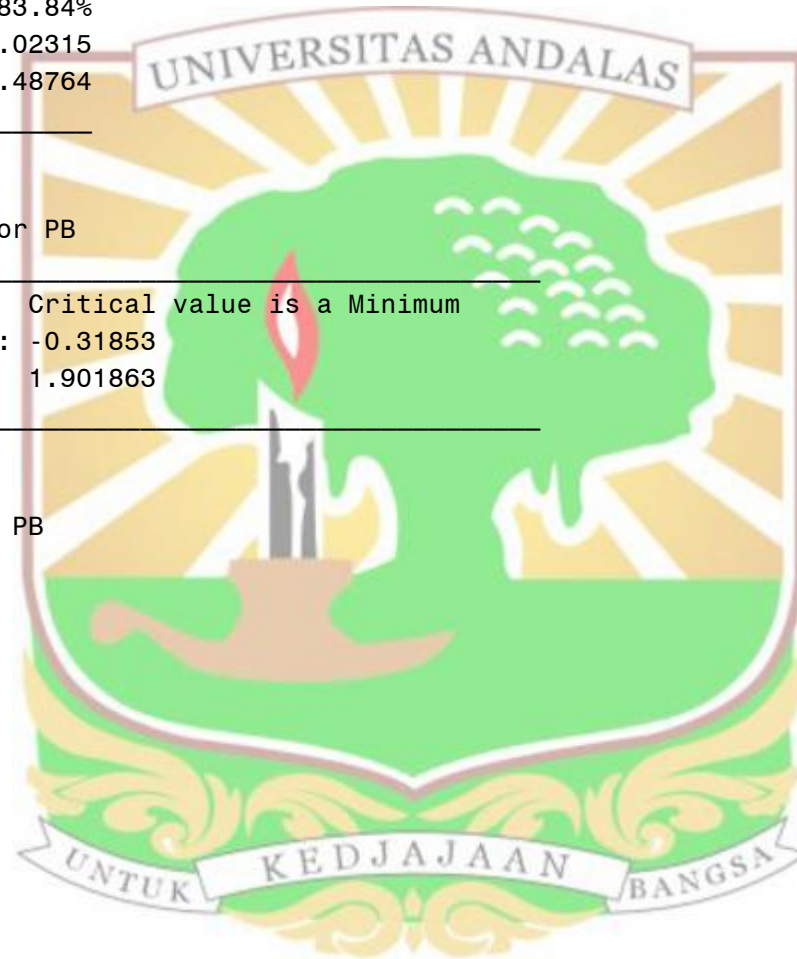
Stationary point:	Critical value is a Minimum
Predicted response at stationary point:	-0.31853
Standard error of predicted value:	1.901863

Canonical Analysis: Critical value for PB

Factor Name	Coded	Uncoded
JARAK	3.0846	1490.88
WAKTU	-11.7873	-226.53

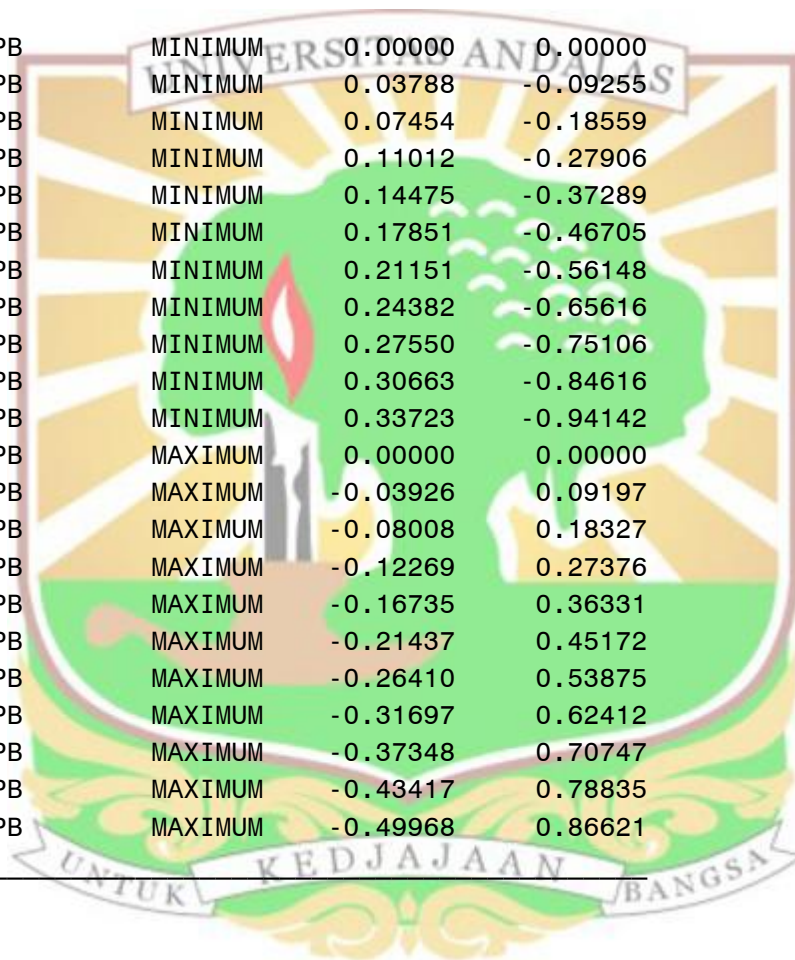
Canonical Analysis: Eigenvectors for PB

Eigenvalues	JARAK	WAKTU
0.020554	0.97340	0.22913
0.003068	-0.22913	0.97340



Ridge Analysis for PB

Radius	Predicted Response	Standard Error	Dependent variable	Type of ridge	Meter	Hari
0.0	0.13857	0.009451	PB	MINIMUM	0.00000	0.00000
0.1	0.13103	0.009440	PB	MINIMUM	0.03788	-0.09255
0.2	0.12356	0.009418	PB	MINIMUM	0.07454	-0.18559
0.3	0.11616	0.009412	PB	MINIMUM	0.11012	-0.27906
0.4	0.10882	0.009468	PB	MINIMUM	0.14475	-0.37289
0.5	0.10155	0.009650	PB	MINIMUM	0.17851	-0.46705
0.6	0.09435	0.010032	PB	MINIMUM	0.21151	-0.56148
0.7	0.08721	0.010686	PB	MINIMUM	0.24382	-0.65616
0.8	0.08014	0.011669	PB	MINIMUM	0.27550	-0.75106
0.9	0.07314	0.013013	PB	MINIMUM	0.30663	-0.84616
1.0	0.06619	0.014727	PB	MINIMUM	0.33723	-0.94142
0.0	0.13857	0.009451	PB	MAXIMUM	0.00000	0.00000
0.1	0.14619	0.009440	PB	MAXIMUM	-0.03926	0.09197
0.2	0.15387	0.009418	PB	MAXIMUM	-0.08008	0.18327
0.3	0.16163	0.009409	PB	MAXIMUM	-0.12269	0.27376
0.4	0.16946	0.009452	PB	MAXIMUM	-0.16735	0.36331
0.5	0.17738	0.009601	PB	MAXIMUM	-0.21437	0.45172
0.6	0.18537	0.009912	PB	MAXIMUM	-0.26410	0.53875
0.7	0.19345	0.010437	PB	MAXIMUM	-0.31697	0.62412
0.8	0.20162	0.011211	PB	MAXIMUM	-0.37348	0.70747
0.9	0.20988	0.012247	PB	MAXIMUM	-0.43417	0.78835
1.0	0.21824	0.013537	PB	MAXIMUM	-0.49968	0.86621



Alias Structure for PB

Master Model	Predictive Model
No effects aliased.	No effects aliased.

Predictive Model for PB

Coded Levels(-1,1):

$$PB = 0.149476 - 0.0292 \cdot \text{JARAK} + 0.069917 \cdot \text{WAKTU}$$

Uncoded Levels:

$$PB = 0.108759 - 0.00008 \cdot \text{JARAK} + 0.003329 \cdot \text{WAKTU}$$

Effect Estimates for PB

Term	Master Model				Predictive Model			
	Estimate	Std Err	t	Pr > t	Estimate	Std Err	t	Pr > t
JARAK	-0.0292	0.009292	-3.14254	0.0163	-0.0292	0.009451	-3.08961	0.0115
WAKTU	0.0699167	0.009292	7.524521	0.0001	0.0699167	0.009451	7.397773	<.0001
JARAK*JARAK	0.0196363	0.013695	1.433797	0.1947				
JARAK*WAKTU	0.0078	0.01138	0.685405	0.5151				
WAKTU*WAKTU	0.0039863	0.013695	0.291073	0.7794				

FIT DETAILS FOR NI:

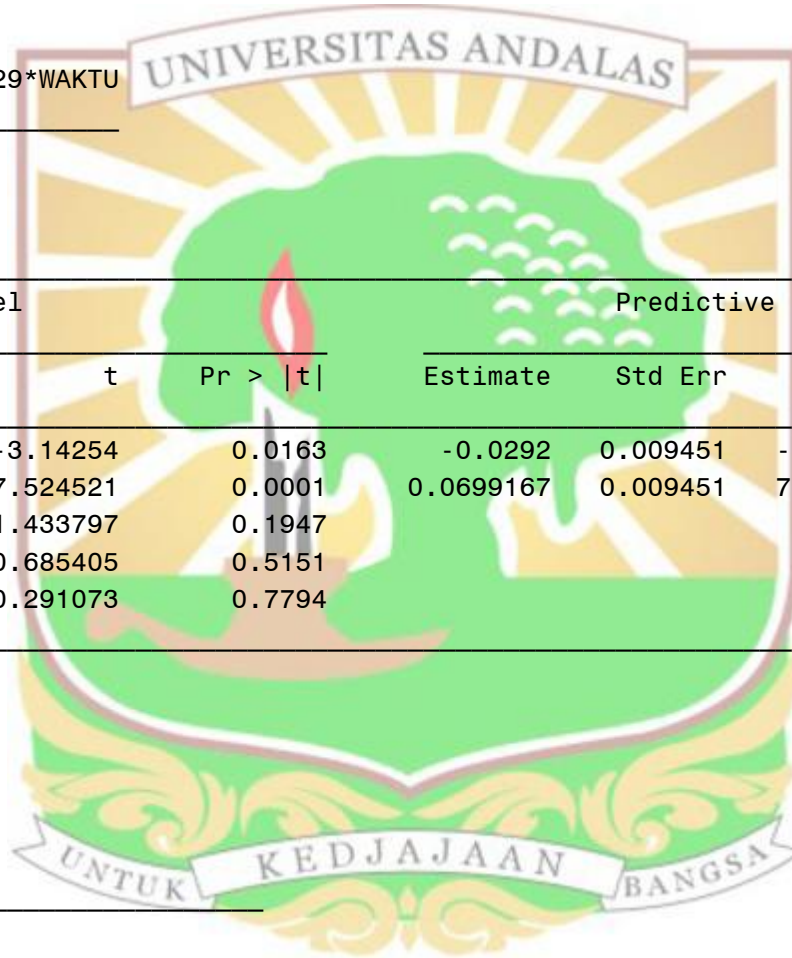
NI Check Assumptions Analysis

Response Transformation

Optimal power from Box-Cox plot: NI**0.2
Power recommended by ADX: NI**0.2
Power applied for response transformation: NI
Response Scaling Shift: 0

Outlier Observations

Run numbers deleted from analysis: None



Influential Observations

Run numbers deleted from analysis: None

ANOVA for NI

Source	Master Model					Predictive Model				
	DF	SS	MS	F	Pr > F	DF	SS	MS	F	Pr > F
JARAK	1	1.152729	1.152729	17.81431	0.0039	1	1.152729	1.152729	7.967145	0.0166
WAKTU	1	0.190246	0.190246	2.940075	0.1301					
JARAK*JARAK	1	0.341739	0.341739	5.281249	0.0551					
JARAK*WAKTU	1	0.283556	0.283556	4.382088	0.0746					
WAKTU*WAKTU	1	0.091694	0.091694	1.417039	0.2727					
Model	5	2.291311	0.458262	7.082002	0.0115	1	1.152729	1.152729	7.967145	0.0166
(Linear)	2	1.342975	0.671488	10.37719	0.0081					
(Quadratic)	2	0.66478	0.33239	5.136765	0.0424					
(Cross Product)	1	0.283556	0.283556	4.382088	0.0746					
Error	7	0.452956	0.064708			11	1.591539	0.144685		
(Lack of fit)	3	0.452944	0.150981	51558.02	<.0001	1	0.573086	0.573086	5.627027	0.0391
(Pure Error)	4	0.000012	2.928E-6			10	1.018453	0.101845		
Total	12	2.744268				12	2.744268			

Fit Statistics for NI

	Master Model	Predictive Model
Mean	0.217033	0.217033
R-square	83.49%	42.00%
Adj. R-square	71.70%	36.73%
RMSE	0.254378	0.380375
CV	117.2069	175.2614

Canonical Analysis: Stationary point for NI

Stationary point: Critical value is a Minimum
 Predicted response at stationary point: -0.16624
 Standard error of predicted value: 0.115523

Canonical Analysis: Critical value for NI

Factor Name	Coded	Uncoded
JARAK	0.60555	586.026
WAKTU	-0.04621	20.030

Canonical Analysis: Eigenvectors for NI

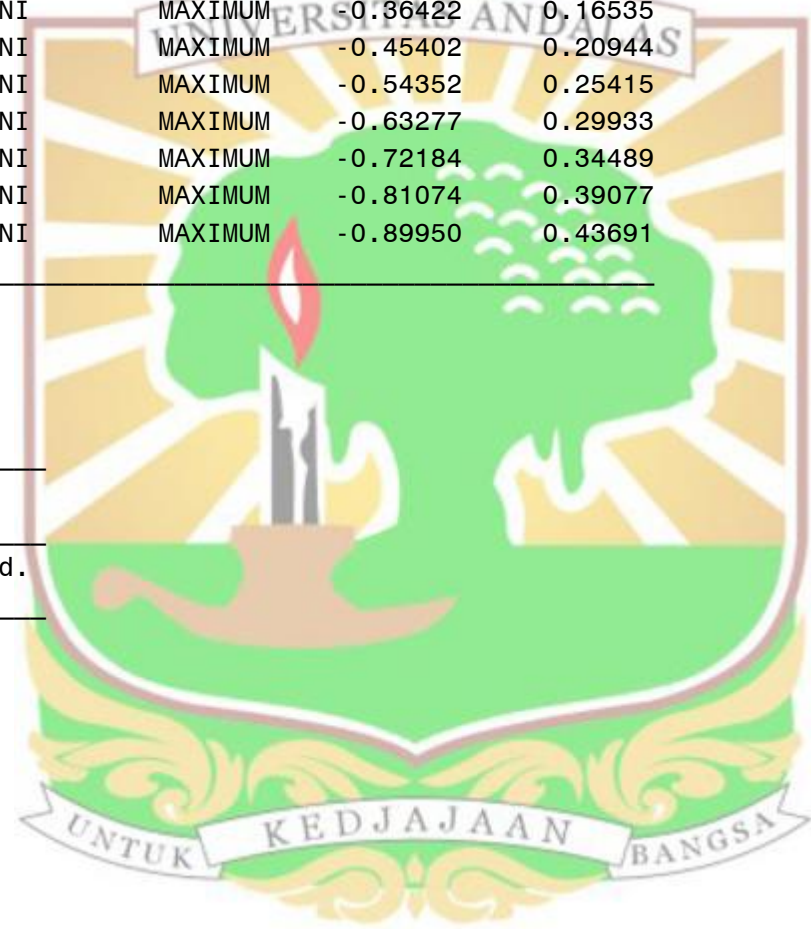
Eigenvalues	JARAK	WAKTU
0.42481	0.87668	-0.48107
0.10916	0.48107	0.87668



Ridge Analysis for NI

Radius	Predicted Response	Standard Error	Dependent variable	Type of ridge	Meter	Hari
0.0	-0.02941	0.10562	NI	MINIMUM	0.00000	0.00000
0.1	-0.07252	0.10551	NI	MINIMUM	0.09330	-0.03600
0.2	-0.10727	0.10527	NI	MINIMUM	0.18824	-0.06756
0.3	-0.13374	0.10525	NI	MINIMUM	0.28557	-0.09192
0.4	-0.15209	0.10612	NI	MINIMUM	0.38627	-0.10389
0.5	-0.16267	0.10893	NI	MINIMUM	0.49105	-0.09419

0.6	-0.16622	0.11494	NI	MINIMUM	0.59784	-0.05086
0.7	-0.16399	0.12445	NI	MINIMUM	0.69946	0.02740
0.8	-0.15732	0.13642	NI	MINIMUM	0.79013	0.12528
0.9	-0.14717	0.14998	NI	MINIMUM	0.87040	0.22891
1.0	-0.13406	0.16495	NI	MINIMUM	0.94307	0.33259
0.0	-0.02941	0.10562	NI	MAXIMUM	0.00000	0.00000
0.1	0.02211	0.10551	NI	MAXIMUM	-0.09213	0.03889
0.2	0.08207	0.10526	NI	MAXIMUM	-0.18341	0.07976
0.3	0.15048	0.10516	NI	MAXIMUM	-0.27406	0.12204
0.4	0.22736	0.10566	NI	MAXIMUM	-0.36422	0.16535
0.5	0.31271	0.10738	NI	MAXIMUM	-0.45402	0.20944
0.6	0.40653	0.11104	NI	MAXIMUM	-0.54352	0.25415
0.7	0.50884	0.11733	NI	MAXIMUM	-0.63277	0.29933
0.8	0.61964	0.12680	NI	MAXIMUM	-0.72184	0.34489
0.9	0.73892	0.13982	NI	MAXIMUM	-0.81074	0.39077
1.0	0.86668	0.15648	NI	MAXIMUM	-0.89950	0.43691



Alias Structure for NI

Master Model	Predictive Model
No effects aliased.	No effects aliased.

Predictive Model for NI

Coded Levels(-1,1):

$$NI = 0.217033 - 0.438317 * \text{JARAK}$$

Uncoded Levels:

$$NI = 0.65535 - 0.001201 * \text{JARAK}$$

Effect Estimates for NI

Term	Master Model				Predictive Model			
	Estimate	Std Err	t	Pr > t	Estimate	Std Err	t	Pr > t
JARAK	-0.438317	0.103849	-4.2207	0.0039	-0.438317	0.155288	-2.82261	0.0166
WAKTU	0.1780667	0.103849	1.714665	0.1301				
JARAK*JARAK	0.3517572	0.153065	2.298097	0.0551				
JARAK*WAKTU	-0.26625	0.127189	-2.09334	0.0746				
WAKTU*WAKTU	0.1822072	0.153065	1.190395	0.2727				

FIT DETAILS FOR CU:

CU Check Assumptions Analysis

Response Transformation

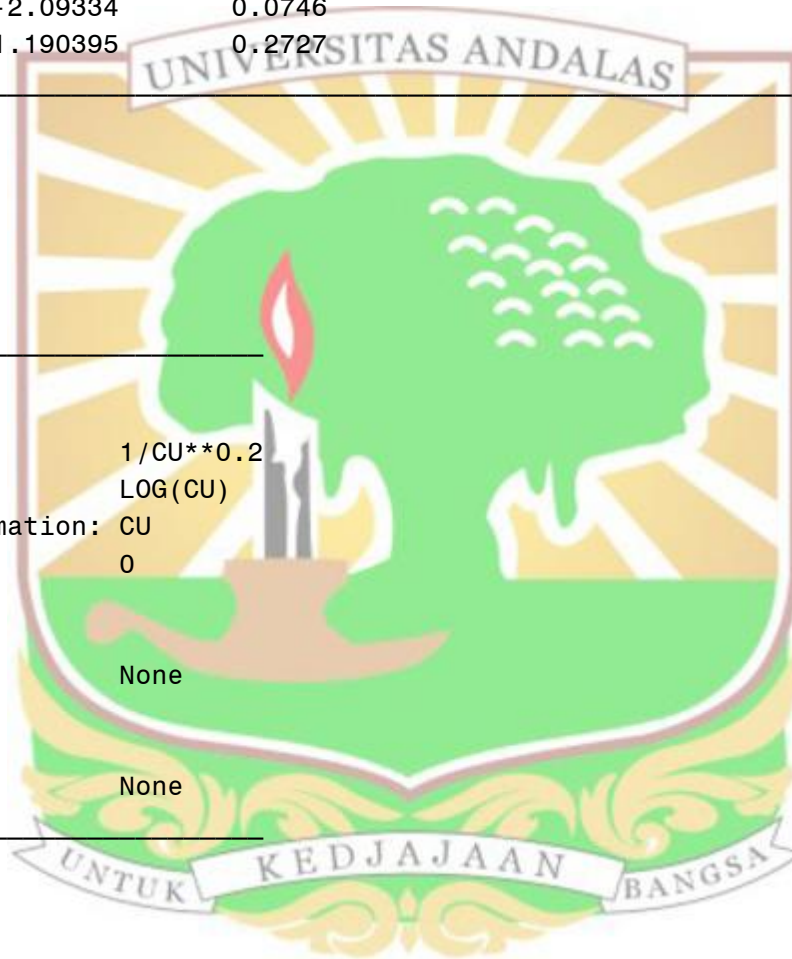
Optimal power from Box-Cox plot: 1/CU**0.2
 Power recommended by ADX: LOG(CU)
 Power applied for response transformation: CU
 Response Scaling Shift: 0

Outlier Observations

Run numbers deleted from analysis: None

Influential Observations

Run numbers deleted from analysis: None



ANOVA for CU

Source	Master Model					Predictive Model				
	DF	SS	MS	F	Pr > F	DF	SS	MS	F	Pr > F
JARAK	1	0.000923	0.000923	17.13902	0.0043	1	0.000923	0.000923	17.13902	0.0043
WAKTU	1	0.004971	0.004971	92.3474	<.0001	1	0.004971	0.004971	92.3474	<.0001
JARAK*JARAK	1	0.000718	0.000718	13.33421	0.0082	1	0.000718	0.000718	13.33421	0.0082

JARAK*WAKTU	1	0.00042	0.00042	7.807266	0.0267	1	0.00042	0.00042	7.807266	0.0267
WAKTU*WAKTU	1	0.000882	0.000882	16.38636	0.0049	1	0.000882	0.000882	16.38636	0.0049
Model	5	0.008894	0.001779	33.04676	0.0001	5	0.008894	0.001779	33.04676	0.0001
(Linear)	2	0.005893	0.002947	54.74321	<.0001	2	0.005893	0.002947	54.74321	<.0001
(Quadratic)	2	0.002581	0.00129	23.97006	0.0007	2	0.002581	0.00129	23.97006	0.0007
(Cross Product)	1	0.00042	0.00042	7.807266	0.0267	1	0.00042	0.00042	7.807266	0.0267
Error	7	0.000377	0.000054			7	0.000377	0.000054		
(Lack of fit)	3	0.000377	0.000126	3.922E14	<.0001	3	0.000377	0.000126	3.922E14	<.0001
(Pure Error)	4	1.28E-18	3.2E-19			4	1.28E-18	3.2E-19		
Total	12	0.009271				12	0.009271			

Fit Statistics for CU

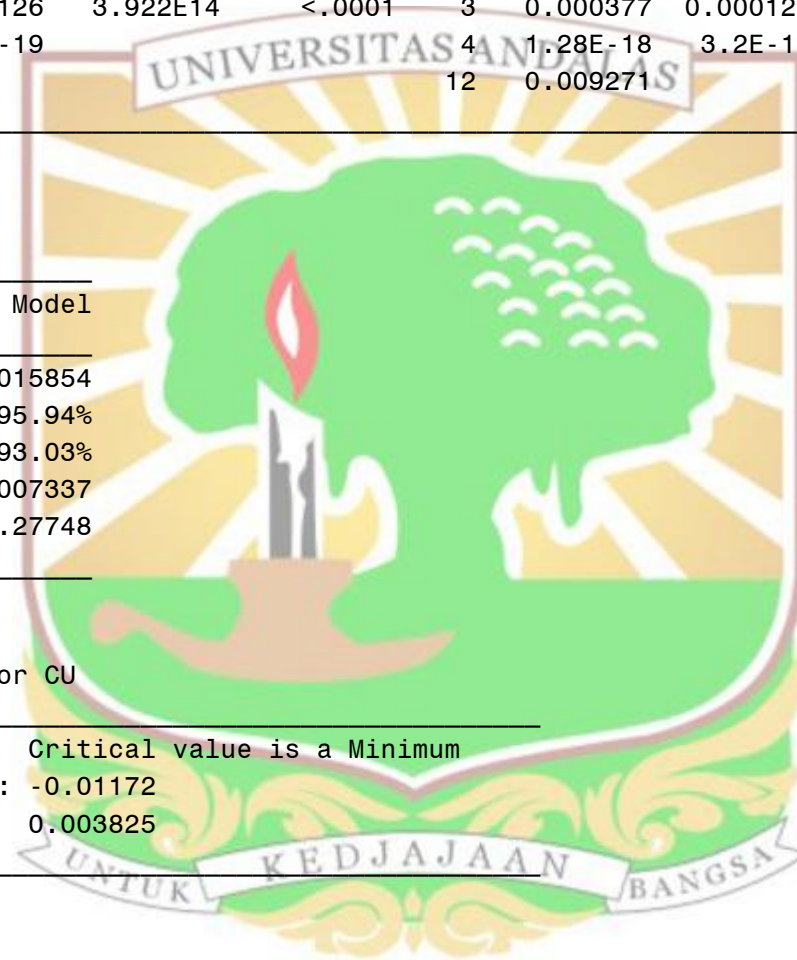
	Master Model	Predictive Model
Mean	0.015854	0.015854
R-square	95.94%	95.94%
Adj. R-square	93.03%	93.03%
RMSE	0.007337	0.007337
CV	46.27748	46.27748

Canonical Analysis: Stationary point for CU

Stationary point:	Critical value is a Minimum
Predicted response at stationary point:	-0.01172
Standard error of predicted value:	0.003825

Canonical Analysis: Critical value for CU

Factor Name	Coded	Uncoded
JARAK	0.14147	416.638
WAKTU	0.76475	37.060

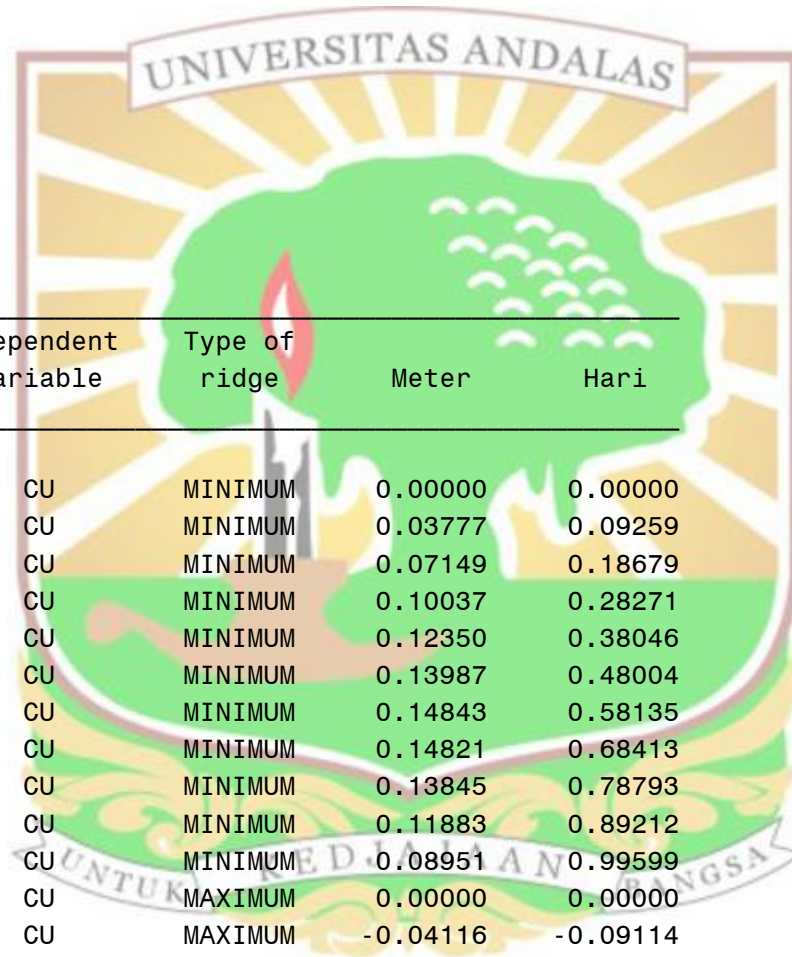


Canonical Analysis: Eigenvectors for CU

Eigenvalues	JARAK	WAKTU
0.022195	0.64487	0.76430
0.011797	0.76430	-0.64487

Ridge Analysis for CU

Radius	Predicted Response	Standard Error	Dependent variable	Type of ridge	Meter	Hari
0.0	0.000166	.003046424	CU	MINIMUM	0.00000	0.00000
0.1	-0.002756	.003043107	CU	MINIMUM	0.03777	0.09259
0.2	-0.005255	.003036127	CU	MINIMUM	0.07149	0.18679
0.3	-0.007335	.003034990	CU	MINIMUM	0.10037	0.28271
0.4	-0.009002	.003056799	CU	MINIMUM	0.12350	0.38046
0.5	-0.010264	.003126565	CU	MINIMUM	0.13987	0.48004
0.6	-0.011129	.003275109	CU	MINIMUM	0.14843	0.58135
0.7	-0.011606	.003533270	CU	MINIMUM	0.14821	0.68413
0.8	-0.011709	.003923931	CU	MINIMUM	0.13845	0.78793
0.9	-0.011449	.004456455	CU	MINIMUM	0.11883	0.89212
1.0	-0.010842	.005126771	CU	MINIMUM	0.08951	0.99599
0.0	0.000166	.003046424	CU	MAXIMUM	0.00000	0.00000
0.1	0.003513	.003043095	CU	MAXIMUM	-0.04116	-0.09114
0.2	0.007290	.003035733	CU	MAXIMUM	-0.08516	-0.18096
0.3	0.011499	.003031976	CU	MAXIMUM	-0.13156	-0.26961
0.4	0.016141	.003044056	CU	MAXIMUM	-0.17998	-0.35722
0.5	0.021218	.003088067	CU	MAXIMUM	-0.23012	-0.44390
0.6	0.026731	.003182407	CU	MAXIMUM	-0.28173	-0.52974
0.7	0.032681	.003345184	CU	MAXIMUM	-0.33461	-0.61485
0.8	0.039070	.003591207	CU	MAXIMUM	-0.38858	-0.69929
0.9	0.045897	.003929829	CU	MAXIMUM	-0.44350	-0.78314



Alias Structure for CU

Master Model Predictive Model

No effects aliased. No effects aliased.

Predictive Model for CU

Coded Levels(-1,1):

$$CU = 0.000166 - 0.0124 \cdot \text{JARAK} - 0.028783 \cdot \text{WAKTU} + 0.016121 \cdot \text{JARAK} \cdot \text{JARAK} + 0.01025 \cdot \text{JARAK} \cdot \text{WAKTU} + 0.017871 \cdot \text{WAKTU} \cdot \text{WAKTU}$$

Uncoded Levels:

$$CU = 0.08559 - 0.00015 \cdot \text{JARAK} - 0.003561 \cdot \text{WAKTU} + 1.21 \cdot 10^{-7} \cdot \text{JARAK} \cdot \text{JARAK} + 1.337 \cdot 10^{-6} \cdot \text{JARAK} \cdot \text{WAKTU} + 0.000041 \cdot \text{WAKTU} \cdot \text{WAKTU}$$

Effect Estimates for CU

Term	Master Model				Predictive Model			
	Estimate	Std Err	t	Pr > t	Estimate	Std Err	t	Pr > t
JARAK	-0.0124	0.002995	-4.13993	0.0043	-0.0124	0.002995	-4.13993	0.0043
WAKTU	-0.028783	0.002995	-9.60976	<.0001	-0.028783	0.002995	-9.60976	<.0001
JARAK*JARAK	0.0161207	0.004415	3.651603	0.0082	0.0161207	0.004415	3.651603	0.0082
JARAK*WAKTU	0.01025	0.003668	2.794149	0.0267	0.01025	0.003668	2.794149	0.0267
WAKTU*WAKTU	0.0178707	0.004415	4.048007	0.0049	0.0178707	0.004415	4.048007	0.0049

Factors:

Factor	Label	Setting
JARAK	Meter	365
WAKTU	Hari	21

Response(s):

Response	Label	Units	Est. Value
HG	Raksa Terlarut	mg/L	0.000586 [0.000415,0.000756]
PB	Timbal Terlarut	mg/L	0.149476 [0.135169,0.163782]
NI	Nikel Terlarut	mg/L	0.217033 [-0.01516,0.449231]
CU	Tembaga Terlarut	mg/L	0.000166 [-0.00704,0.007369]

Desirability:

Overall

53.05%

HG

$D(HG) = 0$ when $HG < 0$

$D(HG) = 0.5$ when $HG = 0$

$D(HG) = 1$ when $HG > 0$

Function power:

Lower half: 1

Upper half: 1

PB

$D(PB) = 0$ when $PB < 0.08$

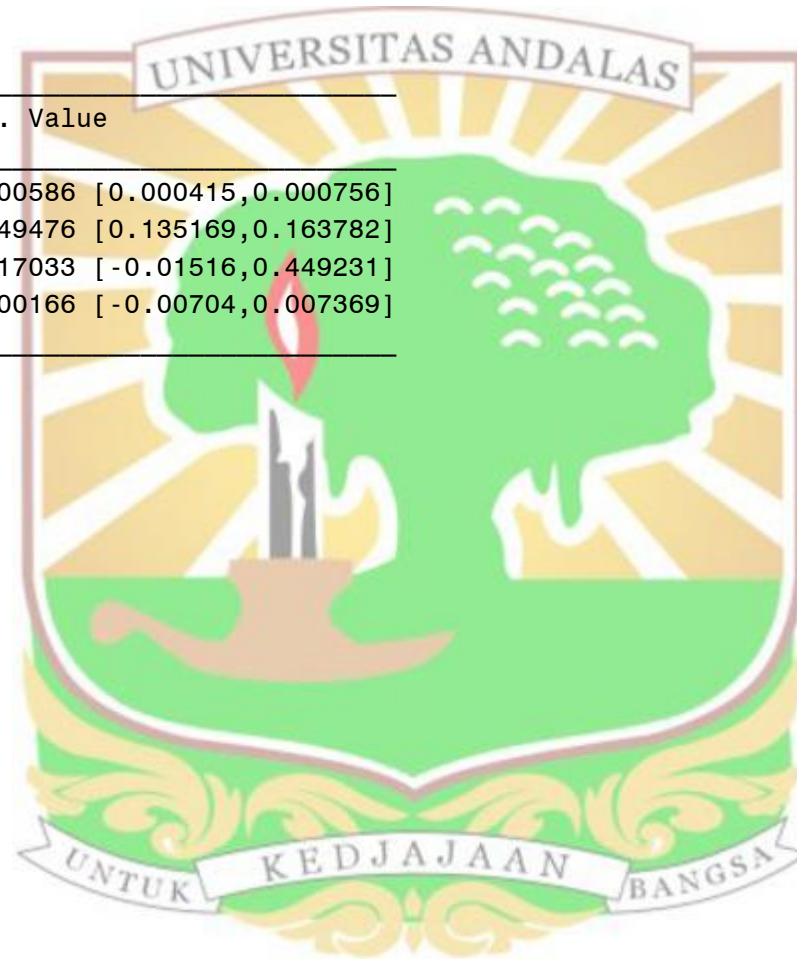
$D(PB) = 0.5$ when $PB = 0.15$

$D(PB) = 1$ when $PB > 0.23$

Function power:

Lower half: 1

Upper half: 1



NI

$D(NI) = 0$ when $NI < -0.4$

$D(NI) = 0.5$ when $NI = 0.25$

$D(NI) = 1$ when $NI > 0.8$

Function power:

Lower half: 1

Upper half: 1

CU

$D(CU) = 0$ when $CU < -0.02$

$D(CU) = 0.5$ when $CU = 0.01$

$D(CU) = 1$ when $CU > 0.06$

Function power:

Lower half: 1

Upper half: 1

