

BAB 2

TINJAUAN PUSTAKA

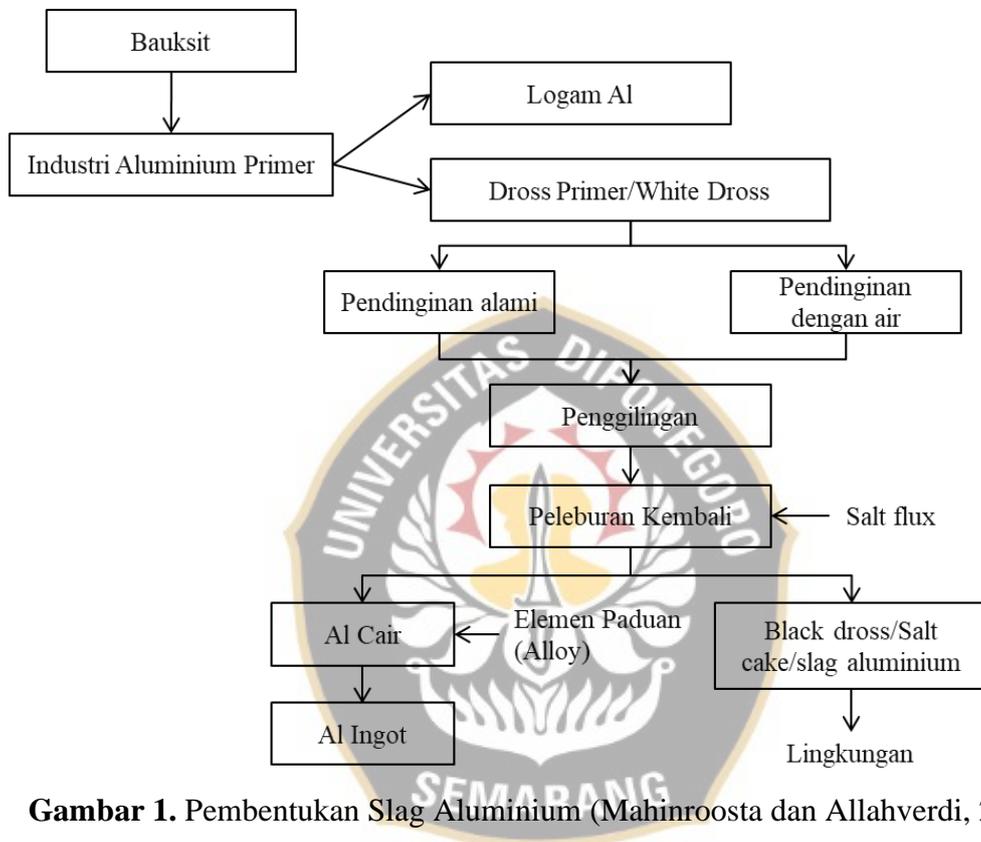
2.1 Limbah Slag Aluminium

Aluminium merupakan elemen terbanyak ketiga pada kerak bumi yang tidak dapat ditemukan dalam bentuk elemen bebas di alam dan merupakan logam kedua yang paling banyak digunakan setelah besi (Tsakiridis, 2012; Mahinroosta dan Allahverdi, 2018). Aluminium digunakan secara luas sebagai bahan baku pembuatan pesawat, konstruksi arsitektur, industri kelautan, perangkat elektronik, serta beragam peralatan rumah tangga. Hal ini dikarenakan sifatnya yang ringan, konduktif, dan tahan korosi (Tsakiridis, 2012).

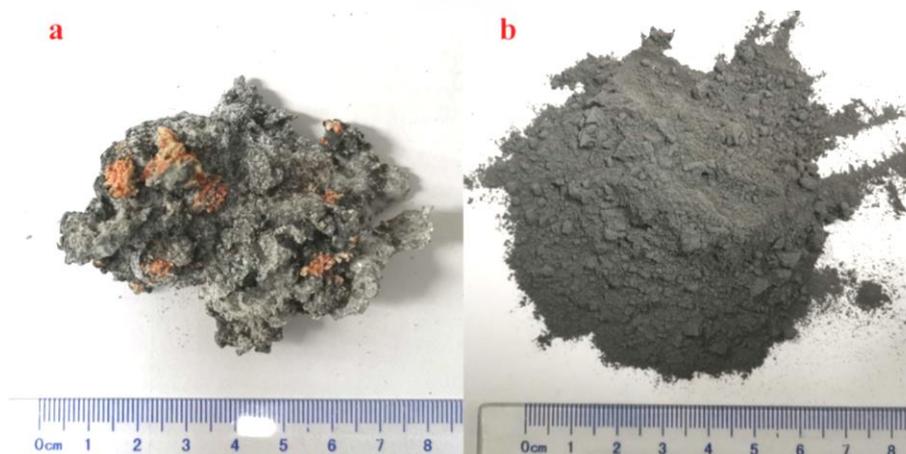
Aluminium diproduksi melalui dua cara yaitu melalui proses produksi primer (*primary aluminium production*) dan produksi sekunder (*secondary aluminium production*). Produksi primer dilakukan dengan ekstraksi alumina dari bijih bauksit. Sementara produksi sekunder atau daur ulang aluminium dilakukan dengan memurnikan aluminium dari limbah proses produksi primer dan scrap aluminium yang berasal dari kaleng minuman bekas, foil, dan sisa logam untuk diolah kembali menjadi ingot aluminium (Xiao *et al.*, 2005; Tsakiridis, 2012) Proses daur ulang aluminium meliputi tahapan penggilingan bahan baku, peleburan kembali dengan penambahan fluks garam, pencetakan, dan pendinginan (Adeosun *et al.*, 2018; Mahinroosta dan Allahverdi, 2018; Kurniawan *et al.* 2018).

Baik proses produksi primer maupun proses produksi sekunder akan menghasilkan aluminium dross, yaitu limbah atau residu yang dihasilkan selama proses pemurnian aluminium (Attia *et al.*, 2018; Adeosun *et al.*, 2018). Proses produksi primer akan menghasilkan limbah aluminium dross primer atau *white dross* dalam bentuk blok dengan kandungan aluminium yang tinggi sehingga masih bisa diekstraksi kembali dengan peleburan. Sedangkan proses produksi sekunder atau daur ulang aluminium akan menghasilkan residu aluminium dross sekunder atau *black dross* dalam bentuk granul dengan kandungan aluminium lebih rendah, yang disebut juga sebagai *salt cake* atau *salt slag* atau slag aluminium (Tsakiridis, 2012; Mahinroosta dan Allahverdi, 2018; Shen *et al.* 2021). Proses pembentukan

slag aluminium dan bentuk fisik limbah slag aluminium dapat dilihat pada **Gambar 1** dan **Gambar 2**.



Gambar 1. Pembentukan Slag Aluminium (Mahinroosta dan Allahverdi, 2018)



Gambar 2. Bentuk Fisik Aluminium Dross

(a) Aluminium Dross Primer/*White Dross* dan (b) Aluminium Dross Sekunder/*Black Dross/Slag Aluminium* (Shen *et al.*, 2021)

2.1.1 Komposisi limbah slag aluminium

Komposisi dan jumlah limbah slag aluminium yang dihasilkan selama proses daur ulang aluminium bergantung pada beberapa faktor termasuk jenis dan kualitas bahan baku (misalnya sisa aluminium), kondisi operasi, dan teknologi daur ulang yang diterapkan (Huang *et al.*, 2014). Dalam proses produksi satu ton aluminium sekunder akan dihasilkan limbah slag aluminium dari proses peleburan berkisar 200-500 kg bergantung pada campuran bahan baku (Tsakiridis, 2012).

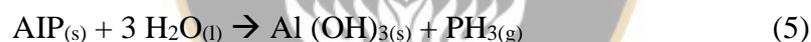
Penelitian Tsakiridis (2012) menunjukkan aluminium slag dari peleburan aluminium masih mengandung 5–30% aluminium oksida, 30-55% natrium klorida, 15–30% kalium klorida, 5–7% logam aluminium, oksida elemen paduan (Si, Cu, Fe, Zn, dsb.) dan pengotor (karbida, nitrida, sulfida dan fosfida). Sedangkan menurut penelitian Nursyafri (2014), slag aluminium memiliki kandungan 69,39% aluminium oksida, 8,31% magnesium oksida, 4,9% silikat oksida, 3,2% kalsium oksida, 1,96% besi oksida dan 1,9% titanium oksida. Kandungan logam aluminium dalam slag aluminium berkisar dari 0-22%, selain itu juga mengandung mineral aluminium lainnya seperti aluminium nitrida (AlN) (0–30%), aluminium oksida (Al₂O₃) (20–65%), aluminium karbida (Al₄C₃) dan spinel (MgAl₂O₄) serta beberapa kandungan *trace metals* (Huang *et al.*, 2014). Dikarenakan kandungannya tersebut, slag aluminium tidak dapat dibuang ke lingkungan secara sembarangan.

2.1.2 Dampak Limbah slag aluminium bagi lingkungan

Slag aluminium diklasifikasikan sebagai limbah bahan berbahaya dan beracun (B3) karena konsentrasi racun yang tinggi, mudah terbakar, iritan dengan efek merugikan pada kulit dan organ manusia, serta kecenderungannya untuk menghasilkan lindi dalam air (Huang *et al.*, 2014; Samara *et al.*, 2020; Padamata *et al.*, 2021). Dampak dari limbah slag aluminium terhadap lingkungan telah diteliti selama beberapa tahun terakhir. Pembuangan limbah slag ke *landfill* tanpa pengolahan bukannya tanpa resiko mengingat bahan ini sangat reaktif dan mengandung garam yang dapat larut dalam air sehingga dapat mencemari tanah, air tanah, badan air dan udara, serta mengancam kesehatan manusia (Xiao *et al.*, 2005; Shinzato dan Hypolito, 2016; Attia *et al.*, 2018; Shen *et al.*, 2021). Masalah lainnya

adalah bahwa reaksi aluminium dalam air alkali sangat eksotermik, sehingga dapat meningkatkan suhu lingkungan di sekitarnya sehingga dapat menyebabkan pembakaran struktur stabilitas dalam tanah (Calder dan Stark, 2010).

Emisi gas yang terbentuk dari kontak slag aluminium dengan air merupakan salah satu permasalahan lingkungan yang perlu menjadi perhatian. Pada proses pelarutan, komponen slag yang bereaksi dengan air akan membentuk gas yang mudah meledak, beracun dan berbau. Menurut Shinzato dan Hypolito (2016) serta Attia *et al.* (2018), slag aluminium mengandung komponen dari dross seperti nitrida, karbida, fosfor dan logam aluminium yang mudah bereaksi dalam air dan membentuk gas ammonia (1), metan (2), hidrogen (3), hidrogen sulfida (4), fosfin (5), berdasarkan persamaan reaksi berikut :



Selain itu ketika slag disimpan dan terkena udara luar akan menimbulkan bau dengan karakteristik yang berasal dari emisi ammonia dan fosfin (Xiao *et al.*, 2005).

Pembuangan limbah slag aluminium ke lingkungan tanpa pengolahan akan berpengaruh terhadap kualitas air tanah dan kualitas air permukaan (Shinzato dan Hypolito, 2016). Hal ini dikarenakan tingginya amonia yang mempengaruhi pH air dan sangat beracun bagi organisme akuatik. Pembuangan limbah slag aluminium pada badan air menyebabkan tingginya konsentrasi amonia yang mengakibatkan pH yang tinggi (>9). Peningkatan ammonia pada badan air dapat menyebabkan eutrofikasi dan penurunan keberagaman vegetasi. Ketika dross dibuang langsung ke tanah banyak komponen akan terekstraksi yang meingkatkan konduktivitas tanah dan konsentrasi ion pada air tanah termasuk beberapa logam berat. Pembuangan slag aluminium ke tanah dapat mengakibatkan penurunan pH (<4) karena pembentukan amonia memicu aktivitas bakteri nitrifikasi pada tanah, berdasarkan Persamaan (6) dan (7) berikut :



pH rendah mengakibatkan terlepasnya komponen dross, sehingga konsentrasi Al^{3+} , Ba^+ , Ni^+ , Pb^{2+} , Cu^{2+} , dan Zn^{2+} meningkat pada air tanah. (Shinzato dan Hypolito, 2016). Penelitian Attia *et al.* (2018) dengan melakukan pengujian reaksi slag aluminium dalam air untuk memahami konsekuensi dari penimbunan slag aluminium ke tanah dan kemungkinan kontaminasi air tanah, menunjukkan hasil konsentrasi logam berat berbahaya seperti Cr^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} dan garam yang berlebih ditemukan pada sampel. Selain itu penambahan *salt flux* pada proses daur ulang aluminium untuk meningkatkan ekstraksi aluminium dari dross mengakibatkan tingginya potasium dan klorida sehingga meningkatkan salinitas air (Attia *et al.*, 2018).

2.1.3 Pengelolaan Limbah Slag Aluminium

Limbah slag aluminium tergolong Limbah B3 kategori 2 dari sumber spesifik umum berdasarkan Lampiran IX Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup. Oleh karena itu limbah tersebut wajib dikelola mengacu pada regulasi yang ada yaitu merujuk pada Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021. Penghasil limbah slag aluminium berkewajiban melakukan pengelolaan terhadap limbah B3 yang dihasilkan meliputi pengurangan, penyimpanan pada TPS Limbah B3 maksimal 90 hari (> 50 kg/hari) atau 365 hari (< 50 kg/hari), dan lebih dari waktu tersebut limbah wajib diserahkan kepada pengumpul, pemanfaat, atau pengolah limbah B3 yang memiliki izin sesuai ketentuan yang berlaku.

Pemanfaatan limbah slag aluminium dan pengurangan timbulan limbah merupakan langkah yang lebih baik daripada membuang limbah slag aluminium ke dalam *landfill* mengingat dampak lingkungan yang ditimbulkan (Shen *et al.*, 2021). Terdapat beberapa metode pemanfaatan slag aluminium seperti mengolah slag aluminium menjadi bahan baku bahan bangunan dengan proses pengolahan terlebih dahulu (Nursyafri, 2014; Liu *et al.*, 2017) dan pengolahan dengan jalur asam atau alkali (Mahinroosta dan Allahverdi, 2018; Samara *et al.*, 2020). Metode

pemanfaatan umumnya dibagi menjadi proses pirometalurgi dan proses hidrometalurgi (Shen *et al.*, 2021).

2.2 Air Tanah

Air tanah merupakan sumber utama air tawar bagi populasi global dan digunakan untuk memenuhi keperluan rumah tangga, pertanian, dan industri (Li *et al.*, 2021). Air tanah diartikan sebagai air tawar (dari hujan, pencairan es dan salju) yang meresap ke dalam tanah dan disimpan di antara ruang pori, retakan dan sambungan yang ditemukan di dalam batuan dan formasi geologi lainnya. Air tanah terbentuk dalam berbagai formasi geologi dan kemampuan formasi geologi untuk menyimpan air merupakan fungsi dari pengaturan teksturnya. Batuan atau formasi geologi yang seragam atau yang memiliki tekstur tertata rapat memiliki kemampuan menahan air (porositas) yang tinggi tetapi kemampuan mobilitas (permeabilitas) rendah. Sedangkan yang memiliki porositas lebih tinggi dan permeabilitas lebih tinggi akan cukup untuk menghasilkan air tanah dalam jumlah yang signifikan ke sumur dan mata air. Formasi geologi dengan karakteristik seperti itu disebut sebagai Akuifer (Salako dan Adepelumi, 2018).

Secara hidrodinamika terdapat dua tipe akuifer, yaitu:

a. Akuifer tertekan (*Confined Aquifer*)

Akuifer tertekan adalah badan air yang ditemukan terakumulasi di batuan permeabel dan berada tertutup oleh dua lapisan batuan yang kedap air. Pada akuifer tertekan dikenal istilah artesis yang artinya tekanan air yang ada di dalam akuifer melebihi tekanan atmosfer. Akuifer tertekan dilapisi oleh lapisan batuan pembatas atau badan batuan sering kali terbuat dari tanah liat yang memberikan perlindungan dari kontaminasi permukaan. Keterdapatannya air tanah tertekan tidak terlalu dipengaruhi oleh kondisi musim, sehingga umumnya pada musim kemarau debit air yang mengalir tidak berbeda dibandingkan dengan saat musim hujan kondisi dan distribusi sistem akuifer dalam sistem geologi dikontrol oleh faktor litologi, stratigrafi dan struktur dari endapan-endapan geologi.

b. Akuifer Bebas (*Unconfined Aquifer*)

Akuifer bebas umumnya ditemukan terletak di dekat permukaan tanah dan tidak memiliki lapisan tanah liat (atau bahan geologi kedap air lainnya) di atas permukaan air meskipun berada relatif di atas lapisan batuan tanah liat yang kedap air. Air tanah di dalam akuifer bebas lebih rentan terhadap kontaminasi dari pencemaran permukaan daripada akuifer tertekan. Kedalaman muka Air tanah bebas dipengaruhi oleh bentuk permukaan tanah atau topografi disekitarnya dan juga oleh kondisi resapan air ke dalam akuifernya. Pada daerah yang bertopografi miring dan berbukit, kedalaman muka air tanah akan lebih dalam. Pada musim kemarau dimana air hujan yang meresap ke dalam tanah berkurang, maka muka air tanah bebas akan turun. Umumnya akuifer bebas berada pada kedalaman dangkal dan pengambilan air tanah dilakukan dengan menggunakan sumur gali atau sumur bor dangkal.

2.2.1 Kualitas Air Tanah

Kualitas air merupakan tingkat kondisi cemar atau kondisi baik pada suatu sumber air dalam waktu tertentu dengan membandingkan kualitas air eksisting dengan baku mutu air yang ditetapkan. Air tanah dapat diketahui kualitasnya melalui pengujian berdasarkan parameter fisik, kimia, dan biologis. Kualitas air tanah akan menentukan kelayakan peruntukkannya apakah untuk keperluan air bersih, air minum, irigasi, industri, dsb. Pada penilitain ini kualitas air tanah akan diuji berdasarkan standar kualitas air minum. Standar kualitas air minum yang berlaku di Indonesia menggunakan ketentuan Peraturan Menteri Kesehatan No.492/MENKES/PER/1V/2010 tentang standar kualitas air minum. Pada regulasi ini persyaratan kualitas air minum terbagi menjadi parameter wajib (mikrobologis, fisik, kimia) dan parameter tambahan (kimia dan radioaktif). Pada penelitian ini beberapa parameter yang diuji meliputi parameter fisik (DHL dan TDS) dan kimia (pH dan logam berat Al, Zn, Pb, Cu).

1. Daya Hantar Listrik (DHL)

DHL adalah kemampuan suatu cairan untuk menghantarkan arus listrik atau sering disebut dengan konduktivitas. Besarnya nilai DHL bergantung kepada

kehadiran garam-garam terlarut, ion-ion anorganik, valensi, suhu, serta konsentrasi total maupun relatifnya, yang dinyatakan dalam satuan Micro Siemens per sentimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Effendi, 2003). DHL air tergantung pada suhu air, semakin tinggi suhu, semakin DHL semakin tinggi. DHL air meningkat 2-3% pada peningkatan suhu air 1°C . DHL tinggi dapat timbul melalui pelapukan alami batuan sedimen tertentu atau dari sumber antropogenik, misalnya limbah industri. DHL adalah manifestasi dari garam terlarut dan polutan sehingga merupakan indikator pencemaran air (Shanmugam dan Velappan, 2015). Nilai maksimum DHL yang diijinkan untuk air minum menurut WHO (2011) adalah $750 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Abdelshafy *et al.*, 2019).

2. Total Dissolved Solid (TDS)

TDS dapat didefinisikan sebagai padatan terlarut dengan ukuran yang lebih kecil daripada padatan tersuspensi sehingga tidak tersaring dengan kertas saring milipore dengan pori $0,45 \mu\text{m}$ (Sawyer *et al.*, 2003). Padatan tersebut dapat berupa senyawa anorganik maupun senyawa organik yang terlarut dalam air, mineral dan garam. Nilai TDS perairan sangat dipengaruhi oleh pelapukan batuan, limpasan dari tanah, dan pengaruh antropogenik (berupa limbah domestik dan industri).

3. pH

pH merupakan istilah universal yang digunakan untuk menggambarkan tingkat keasaman atau kebasaan suatu larutan. pH menggambarkan konsentrasi ion hidrogen pada air atau tepatnya aktivitas ion hidrogen. Skala pH berada pada rentang antara 0 hingga 14. Air akan bersifat asam apabila pH kurang dari 7 dan basa apabila pH lebih dari 7. Nilai pH 7 pada suhu 25°C menggambarkan kondisi pH netral, meskipun pH netral akan bergantung pada suhu seperti 7,5 pada suhu 0°C dan 6,5 pada suhu 60°C (Sawyer *et al.*, 2003). Meskipun tidak memiliki pengaruh langsung terhadap kesehatan manusia, pH air merupakan salah satu parameter penting. Hal ini dikarenakan pH dapat menjadi faktor penentu karakter fisik-kimia air (Mahapatra *et al.*, 2020). Kondisi pH mempengaruhi kelarutan banyak bahan kimia beracun. Ketika keasaman meningkat, sebagian besar logam menjadi lebih larut dalam air dan menjadi beracun (Zhang *et al.*, 2018).

4. Logam Berat

Logam digolongkan menjadi dua jenis, yaitu logam berat dan logam ringan. Logam berat adalah logam yang beratnya 5 gram atau lebih per cm^3 , sedangkan logam ringan beratnya kurang dari 5 gram per cm^3 . Logam berat memiliki kriteria yang sama dengan logam lainnya, hanya saja yang membedakan adalah efek yang dihasilkan ketika logam berat mengikat dan/atau masuk ke dalam organisme hidup. Logam berat adalah unsur penting yang dibutuhkan makhluk hidup. Dalam jumlah kecil, sebagai trace element, logam berat esensial seperti tembaga (Cu), selenium (Se), besi (Fe) dan seng (Zn) dibutuhkan untuk menjaga metabolisme tubuh manusia. Di sisi lain, logam berat non esensial (mikro) tidak memiliki fungsi dalam tubuh manusia bahkan sangat berbahaya dan dapat menyebabkan efek racun pada manusia, khususnya: timbal (Pb), merkuri (Hg), arsenik (As) dan kadmium (Cd) (Andhani dan Husaini, 2017). Logam berat merupakan komponen alam yang terdapat di kerak bumi yang tidak dapat terurai atau hancur dan bersifat racun karena dapat terjadi bioakumulasi. Bioakumulasi adalah peningkatan konsentrasi kimia dalam suatu organisme dalam jangka waktu yang lama, dibandingkan dengan konsentrasi kimia yang terjadi secara alami (Yudo, 2006).

Pada penelitian ini logam berat yang akan dikaji antara lain :

a. Aluminium (Al^{3+})

Al merupakan logam berwarna putih keperakan dengan sifat ringan, kuat, namun mudah dibentuk. Konsentrasi Al terlarut di perairan dengan nilai pH mendekati netral biasanya berkisar dari 0,001-0,05 mg/L tetapi meningkat menjadi 0,5-1,0 mg/L di perairan yang lebih asam atau air yang kaya akan bahan organik. Toksik aluminium terjadi ketika paparan berat atau berkepanjangan. Al^{3+} merupakan toksin bagi tanaman, hewan, dan manusia, dimana manifestasi akumulasi Al^{3+} berupa kelainan neurodegeneratif dan osteomalacia tulang. Selain itu akumulasi aluminium secara spesifik juga ada kaitannya dengan penyakit Alzheimer. Al^{3+} dapat terakumulasi dalam otak dan tulang, sama seperti ginjal dan hati (Lemire *et al.*, 2009).

b. Seng (Zn^{2+})

Zn dapat masuk ke perairan melalui pembuangan limbah industri, pengelasan logam dan pengelasan listrik. Manusia setidaknya membutuhkan 12-15 mg Zn setiap harinya. Zn secara alami bisa didapat melalui makanan atau minuman yang dikonsumsi. Pada konsentrasi yang terlalu tinggi di dalam tubuh, logam Zn dapat menyebabkan keracunan. Gejala keracunan Zn termasuk muntah, kram perut, diare, dan mual terus-menerus. Gejala-gejala tersebut jika tidak segera diobati dapat menyebabkan penyakit kuning, kejang-kejang, demam, tekanan darah rendah, bahkan kematian. Selain itu, keracunan Zn dapat menyebabkan osteomalacia, batu ginjal dan proteinuria (Andhani & Husaini, 2017).

c. Timbal (Pb^{2+})

Pb merupakan logam berat yang tergolong dalam kelompok karbon sehingga banyak digunakan dalam pembuatan baterai. Timbal juga dilepaskan dari peleburan, asap knalpot kendaraan bermotor, korosi pekerjaan pipa timah, dan limbah industri. Timbal jarang ditemukan pada air ledeng sebagai hasil pelarutan dari sumber alami, melainkan berasal dari sistem perpipaan rumah tangga yang mengandung timbal (Zakhem dan Hafez, 2015). Toksisitas Pb, dapat berupa akut atau kronis. Efek racun Pb akut terjadi pada waktu paparan yang relatif singkat, yaitu dalam hitungan hari atau bulan. Efek racun Pb kronis terjadi akibat akumulasi paparan timbal dalam kurun waktu bulanan hingga tahunan. Sementara itu efek akut dapat menyebabkan nafsu makan hilang, sulit tidur, kelelahan, sakit kepala, hipertensi, nyeri perut, gangguan ginjal, arthritis, halusinasi dan vertigo. Paparan kronis timbal dapat menyebabkan keterbelakangan mental, cacat lahir, psikosis, autisme, alergi, disleksia, penurunan berat badan, hiperaktif, kelumpuhan, kelemahan otot, kerusakan otak, kerusakan ginjal, hingga dapat menyebabkan kematian (Martin dan Griswold, 2009).

d. Tembaga (Cu^{2+})

Tembaga (Cu) adalah elemen logam lunak yang digunakan dalam jumlah besar sebagai konduktor listrik seperti kuningan dan perunggu. Industri seperti baja, plastik dan tanur tinggi menyebabkan akumulasi Cu dalam air. Bahan kimia pertanian dan pembuangan limbah juga berperan sebagai sumber Cu. Pembatasan

konstrasi tembaga 1.3 mg/L dalam air minum membantu menghindari permasalahan kesehatan yang timbul juga menghindari munculnya rasa tembaga yang terjadi pada konsentrasi tinggi (Sawyer *et al.*, 2003). Cu merupakan elemen penting, dan asupan dari makanan biasanya 1-3 mg/hari. Iritasi lambung akut terjadi pada beberapa individu pada konsentrasi Cu dalam air minum di atas 3 mg/L. Selain itu penyerapan tembaga pada konsentrasi tinggi dapat menyebabkan kerusakan hati dan ginjal bahkan kematian.

2.2.2 Faktor yang Mempengaruhi Kualitas Air Tanah

Menurut Giglio, *et al.* (2015) kondisi dan kualitas air tanah dipengaruhi oleh beberapa faktor antara lain :

a. Faktor geologi

Kapasitas filtrasi tanah bergantung pada karakteristik mekanisnya (termasuk derajat rekahan, ukuran partikel, dan porositas), kimiawi dan komposisi fisiknya (termasuk keberadaan tanah liat, zat organik terlarut, kation, dan pH). Kontaminasi lebih sering terdeteksi di batuan sedimen daripada di batuan beku atau metamorf. Beberapa mikroorganisme dapat teradsorpsi dan menetap di tanah untuk waktu yang lama. Hal tersebut dipengaruhi oleh sinar matahari, suhu, kelembaban, dan bahan organik.

Derajat pencemaran air tanah juga dipengaruhi oleh porositas tanah. Tanah berpasir dapat menghambat penyebaran mikroorganisme, sedangkan tanah karst dikenal lebih rentan dan sangat dipengaruhi oleh aktivitas pertanian dan air limbah. Tanah berpori dapat meningkatkan kualitas air dengan lebih baik dibandingkan dengan tanah yang tidak berpori, karena itu pemurnian air tergantung pada beberapa faktor, termasuk ketebalan, ukuran butir, komposisi kimiawi tanah, jenis dan kuantitas polutan, laju perkolasi, dan tingkat kejenuhan lingkungan. Kualitas air tanah juga bervariasi sebagai fungsi dari komposisi kimianya, dipengaruhi oleh kelarutan tanah yang dilewati menuju kedalaman akuifer. Secara khusus, air akan rendah garam jika melewati tanah yang sulit larut, jarak pendek, dan mengalir dalam waktu sebentar. Sebaliknya, air akan kaya garam jika melewati tanah yang larut (misalnya batu karbonat) atau tetap di bawah tanah untuk waktu yang lama.

b. Iklim

Variasi musim dan faktor iklim mempengaruhi kualitas dan kuantitas Air tanah. Perubahan tingkat pengisian ulang (*recharge*) air tanah yang disebabkan oleh variasi musim juga mempengaruhi konsentrasi parameter air. Dalam kondisi lingkungan normal (tidak ada hujan lebat) mikroorganisme dipertahankan secara efisien oleh tanah dan hanya dapat dideteksi dalam jumlah kecil di air tanah. Pada cuaca yang ekstrim, termasuk hujan atau kekeringan dengan intensitas tinggi, dapat sangat mempengaruhi kualitas air, karena berkontribusi pada penyebaran mikroorganisme patogen maupun kontaminan ke area lain. Perubahan iklim global juga mempengaruhi ketersediaan air. Hujan deras dan perubahan distribusi curah hujan sepanjang tahun menyebabkan pengurangan aliran air yang signifikan untuk pengisian ulang akuifer.

c. Antropogenik

Aktivitas manusia dapat menyebabkan kontaminasi pada akuifer. Limbah yang dihasilkan dari aktivitas domestik rumah tangga, limbah dari aktivitas aktivitas (termasuk pelepasan yang tidak terkontrol zat kimia yang berpotensi beracun) dan kegiatan pertanian (termasuk penggunaan herbisida, antiparasit, dan pestisida).

2.2.3 Kontaminasi Air Tanah

Kontaminasi air tanah didefinisikan sebagai penambahan zat yang tidak diinginkan ke air tanah yang disebabkan oleh aktivitas manusia. Hal ini dapat disebabkan oleh bahan kimia, garam jalan, bakteri, virus, obat-obatan, pupuk, dan bahan bakar. Kontaminan dalam air tanah selalu dalam kondisi dinamis yakni berinteraksi dengan partikel tanah atau bertransformasi sampai terjadi keseimbangan. Dengan meningkatnya konsentrasi pencemar di lingkungan dan penurunan kapasitas tanah untuk menahan pencemar, kontaminan dapat larut dan masuk ke dalam air tanah. Kontaminasi air tanah berbeda dari kontaminasi air permukaan karena tidak terlihat dan pemulihan sumber daya sulit dilakukan pada tingkat teknologi saat ini (Li *et al.*, 2021).

Jalur kontaminasi air tanah dapat diprediksi berdasarkan pola aliran air tanah. Kontaminan dapat merembes ke air tanah dan bergerak melalui akuifer dengan tiga

cara: adveksi, dispersi, dan difusi (Purba dan Kamil, 2015). Adveksi merupakan peristiwa perpindahan kontaminan bersama dengan aliran air tanah sedangkan dispersi adalah peristiwa yang terjadi karena adanya perbedaan konsentrasi larutan dan perbedaan distribusi kecepatan aliran. Sebaran logam berat di tanah dan air tanah dapat melalui peristiwa adveksi dan dispersi hidrodinamis.

2.2.4 Pelindian Logam (*Metal Leaching*) Pada Air Tanah

Pelindian logam ke dalam air tanah dipengaruhi oleh kondisi tanah dan air tanah. Kondisi yang mempengaruhi kelarutan logam diantaranya adalah pH, potensi oksidasi/reduksi, pertukaran anion/kation, pengendapan dan disolusi logam. Setelah dilarutkan dalam air, logam dapat diserap oleh tanaman atau berpindah bersama air. Perpindahan logam bersama air tanah berpotensi menyebabkan masalah kontaminasi (McLean *et al.*, 2012). Mobilitas air tanah erat kaitannya dengan porositas dan permeabilitas tanah (Purba dan Kamil, 2015). Porositas suatu tanah merupakan volume kosong (*void spaces*) antara komponen padatan tanah. Sementara permeabilitas merupakan kemampuan tanah meloloskan air dan udara (Notodarmojo, 2005). Litologi dengan porositas dan permeabilitas tinggi akan mempercepat pergerakan kontaminan dan air tanah menuju zona jenuh air.

Kondisi pH di bawah permukaan mempengaruhi mobilitas logam dengan mempengaruhi penyerapan logam, pengendapan/pelarutan, pembentukan kompleks dan reaksi oksidasi/reduksi yang berlangsung di bawah permukaan. Secara umum, kondisi pH di atas 7 meningkatkan retensi kation dalam tanah dan kondisi pH kurang dari 7 meningkatkan retensi anion. Jika pH bawah permukaan rendah, konsentrasi kalsium meningkat. pH rendah memungkinkan CaCO_3 , yang biasanya berupa endapan, untuk larut. Sebagai akibatnya, konsentrasi Cd^{2+} , Ni^{2+} , Se^{6+} , dan As^{5+} meningkat karena teradsorpsi ke CaCO_3 . Karena logam-logam ini larut dalam air, mobilitasnya meningkat secara signifikan. Tanah dengan kondisi pH rendah akan memicu pelindian logam (McLean *et al.*, 2012; Shinzato dan Hypolito, 2016).

Reaksi oksidasi/reduksi (redoks) adalah reaksi kimia di mana elektron valensi ditransfer antara dua molekul atau ion. Logam yang memperoleh elektron

berkurang dan logam yang kehilangan elektron teroksidasi. Reaksi redoks mempengaruhi mobilitas logam di bawah permukaan. Secara umum, oksidasi kondisi bawah permukaan mendukung retensi logam dalam tanah dan kondisi reduksi meningkatkan perpindahan logam. Mobilitas logam dalam tanah dan air juga ditentukan oleh ketersediaan oksigen di bawah permukaan (McLean *et al.*, 2012).

Logam terdapat pada tanah dalam berbagai bentuk, termasuk ion logam tidak kompleks, kompleks larut dengan ligan, dan spesies koloid anorganik dan organik bergerak. Karakteristik suatu kompleks dapat mempengaruhi mobilitas, ketersediaan hayati, dan toksisitas logam. Logam yang mudah membentuk kompleks stabil cenderung bergerak di bawah permukaan, sedangkan logam yang tidak mudah membentuk kompleks stabil dapat mengakibatkan retensi logam (McLean *et al.*, 2012).

2.3 Indeks Kualitas Air

Indeks kualitas air (IKA) adalah angka tunggal yang menyatakan kualitas air secara keseluruhan di lokasi tertentu, berdasarkan penggabungan beberapa parameter kualitas air individu dengan metode perhitungan tertentu (Vasanthavigar *et al.*, 2010; Tiwari *et al.*, 2015). Nilai IKA memberikan informasi status kualitas air dan kesesuaian air untuk penggunaan tertentu (minum, mandi, irigasi, rekreasi, industri) (Islam *et al.*, 2017). IKA efektif untuk menilai kualitas air karena relatif mudah digunakan dan mampu menyederhanakan kumpulan data kualitas air yang kompleks menjadi satu ukuran nilai kualitas air (Lumb *et al.*, 2011). Terdapat banyak model IKA dan hampir setiap negara mengembangkan model indeksnya masing-masing (Uddin *et al.*, 2021). IKA yang sesuai harus dipilih dan diterapkan tergantung pada kompleksitas ekosistem, jenis sumber pencemar dan tujuan kegiatan pemantauan kualitas air (Calmuc *et al.*, 2020).

IKA yang umum di Indonesia adalah metode Storet dan Indeks Pencemaran (IP) karena dirujuk oleh Keputusan Menteri Lingkungan Hidup No. 115 tahun 2003 tentang Pedoman Penentuan Status Mutu Air (Saraswati *et al.*, 2014). Penelitian Saraswati *et al.* (2014) dan Ratnaningsih *et al.* (2018) membandingkan metode

Storet dan IP dengan metode IKA yang lain (WQI) dan ditemukan beberapa kelemahan. Metode storet didasarkan atas subyektivitas bobot dan skor parameter yang dianggap signifikan di negara asal perkembangan indeks tersebut, yaitu USA. Bobot parameter biologi dianggap 3 kali lebih penting dan parameter kimia 2 kali lebih penting dibanding parameter fisika. Metode Storet dapat menyimpulkan status mutu air pada rentang waktu tertentu namun memerlukan waktu yang lama dan biaya yang relatif besar. Sementara Metode IP dapat menentukan status mutu air yang dipantau hanya dengan satu seri data sehingga memerlukan biaya dan waktu yang relatif sedikit, namun data yang didapatkan kurang cukup mewakili kondisi air yang sebenarnya. Metode IP tidak cukup sensitif untuk membedakan status mutu air dibandingkan dua metode lainnya.

Selain metode tersebut, metode IKA yang sering digunakan secara global diantaranya *Water Quality Index (WQI)*, *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME-WQI)*, *National Sanitation Foundation (NSF-WQI)*, *Heavy Metal Pollution Index (HPI)* (Calmuc *et al.*, 2020). Metode CCME menggabungkan 3 elemen yaitu jumlah parameter kualitas air yang tidak mencapai tujuan kualitas air, jumlah kejadian target tidak tercapai dan besarnya target yang tidak tercapai (Lumb *et al.*, 2011). Metode CCME cukup sensitif merespon dinamika status mutu air tetapi membutuhkan data *time series* yang banyak. Metode NSF-WQI dalam penentuan pembobotan dan kurva sub indeks melalui pendekatan metode delphi dengan 9 parameter pengukuran yang baku meliputi DO (*dissolved oxygen*), pH, BOD (*biological oxygen demand*), suhu, total fosfat, nitrat, turbiditas, total solid, dan fecal coliform (Ratnaningsih *et al.*, 2018). Metode WQI lebih fleksibel dalam penentuan jumlah parameter selama terdapat baku mutu atau standard yang dapat dibandingkan dan dapat digunakan untuk data tunggal maupun data *time series* (Calmuc *et al.*, 2020). Sementara metode HPI hanya difokuskan pada penilaian logam berat dalam air. Oleh karena itu pada penelitian ini model IKA yang digunakan adalah WQI untuk mengevaluasi status kualitas air untuk peruntukan air minum berdasarkan parameter fisik-kimia dan HPI untuk mengevaluasi berdasarkan parameter logam berat.

2.3.1 *Water Quality Index (WQI)*

WQI pertama kali dikembangkan oleh Horton dan telah digunakan untuk menilai kualitas air sejak tahun 1965 (Horton, 1965). WQI merupakan metode yang bertujuan mereduksi sejumlah besar pengukuran parameter kualitas air menjadi nilai tunggal yang menunjukkan status ekologi dari aliran air tertentu. Algoritma umum untuk menghitung WQI terdiri dari konversi semua nilai parameter ke skala umum (sub-indeks) dan menggabungkannya menjadi satu nilai akhir (indeks) (Calmuc *et al.*, 2020).

Terdapat 2 model perhitungan WQI yang dominan digunakan untuk menilai kualitas air tanah dan mengevaluasi kelayakan peruntukkannya untuk air minum diantaranya *weighted arithmetic* WQI (Rahman *et al.*, 2020; Zakir *et al.*, 2020) dan *weighted* WQI (Vasanthavigar *et al.*, 2010; Amano *et al.*, 2020; Putranto dan Ginting, 2020; Iwar *et al.*, 2021). *Weighted arithmetic* WQI menggunakan pembobotan berdasarkan standard konsentrasi maksimum yang diizinkan, sehingga nilai WQI akan sangat dipengaruhi oleh parameter kualitas air dengan konsentrasi maksimum yang diizinkan rendah seperti logam berat (Calmuc *et al.*, 2020). Sementara *weighted* WQI menggunakan pembobotan dengan angka 1-5 yang ditetapkan dengan mempertimbangkan tingkat kepentingan parameter terhadap kualitas air.

Pada penelitian ini akan digunakan model *weighted arithmetic* WQI untuk mengevaluasi kualitas air pada wilayah studi. Terdapat empat tahapan dalam perhitungan nilai WQI (Uddin *et al.*, 2021) yaitu:

1. Pemilihan parameter kualitas air

Parameter model WQI biasanya dipilih berdasarkan ketersediaan data, pendapat ahli atau parameter kualitas air yang signifikan dengan mempertimbangkan isu-isu dan kondisi lokal setiap wilayah. Namun secara umum, tidak ada aturan atau pedoman khusus untuk memilih parameter kualitas air untuk dimasukkan dalam model WQI (Uddin *et al.*, 2021).

2. Pembuatan sub-indeks untuk setiap parameter

Tujuan utama dari proses sub-indeks adalah untuk mengubah konsentrasi parameter menjadi nilai tanpa unit yang dikenal sebagai sub-indeks

parameter. Sub-indeks kualitas (q_i) untuk setiap parameter yang dipilih dihitung dengan Persamaan (8) (Vasanthavigar *et al.*, 2010) sebagai berikut:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (8)$$

Dimana q_i mewakili skala peringkat kualitas untuk setiap parameter i . C_i adalah konsentrasi dari masing-masing parameter berdasarkan hasil pengukuran. S_i adalah standard atau baku mutu yang digunakan.

3. Perhitungan bobot relatif masing-masing parameter

Pada *weighted WQI*, pembobotan (w_i) dari parameter sifat fisik kimia yang terkandung dalam sampel air tanah diberi bobot mulai 1-5 berdasarkan tingkat kepentingannya dalam kualitas air dan risikonya bagi kesehatan. Sebagai contoh pada penelitian Iwar *et al.* (2021), parameter logam berat diberikan bobot paling tinggi yaitu 5, parameter TDS diberikan bobot 4, sedangkan parameter yang kurang berbahaya seperti suhu, pH, turbiditas, TSS, DHL, dan warna diberikan bobot 3. Bobot relatif (W_i) kemudian dihitung dengan Persamaan (9) (Vasanthavigar *et al.*, 2010) sehingga diperoleh rumusan bobot seperti pada **Tabel 2**.

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (9)$$

Tabel 2. Contoh Perhitungan Bobot Relatif untuk WQI

No.	Parameter	Standard (S_i)	Bobot (w_i)	Bobot Relatif (W_i)
1.	Cd	0,003 mg/L	5	0.11
2.	Ni	0,07 mg/L	5	0.11
3.	Pb	0,01 mg/L	5	0.11
4.	Zn	5 mg/L	5	0.11
5.	Cu	2 mg/L	5	0.11
6.	TDS	1000 mg/L	4	0.09
7.	TSS	0.1 mg/L	3	0.06
8.	Suhu	30°C	3	0.06
9.	pH	6.5-8.5	3	0.06
10.	Turbiditas	1.5 NTU	3	0.06
11.	DHL	1000 μ S/cm	3	0.06
12.	Warna	15 (pt.co)	3	0.06
			$\sum w_i = 47$	$\sum W_i = 1$

Sumber: Iwar *et al.* (2021)

4. Penggabungan sub-indeks untuk menghitung indeks kualitas air secara keseluruhan dengan menggunakan Persamaan (10) (Vasanthavigar *et al.*, 2010) sebagai berikut:

$$WQI = \sum_{i=1}^n q_1 x W_i \quad (10)$$

Kualitas air kemudian dapat diklasifikasikan statusnya berdasarkan **Tabel 3**.

Tabel 3. Status Kualitas Air Berdasarkan Nilai WQI

Nilai WQI	Status Kualitas Air
<50	Sangat Baik
50-100	Baik
100-200	Buruk
200-300	Sangat Buruk
>300	Tidak layak

Sumber: Vasanthavigar *et al.* (2010)

2.3.2 Heavy Metal Pollution Index

Dalam beberapa dekade terakhir, pencemaran air tanah maupun air permukaan akibat logam berat semakin menjadi perhatian mengingat potensi bahayanya bagi kesehatan. Beberapa penelitian telah dilakukan untuk menilai kualitas air tanah dengan berfokus pada pencemaran logam berat akibat aktivitas antropogenik melalui pengembangan indeks pencemaran logam berat (*Heavy Metal Pollution Index/HPI*) (Tiwari *et al.*, 2015; Zakhem dan Hafez, 2015; Singh dan Kamal, 2017; Boateng *et al.*, 2019; Chaturvedi *et al.*, 2019; Mahapatra *et al.*, 2020; Rahman *et al.*, 2020; Razei *et al.*, 2020; Zakir *et al.*, 2020). HPI merupakan indeks kualitas air yang menggambarkan konsentrasi logam berat yang ada di dalamnya dan berguna untuk menentukan peringkat kualitas air untuk kesesuaian penggunaan tertentu serta pengambilan kebijakan (Chaturvedi *et al.*, 2019). HPI merupakan alat yang efektif untuk menilai pengaruh komposit logam berat individu terhadap kualitas air secara keseluruhan (Zakhem dan Hafez, 2015) dan untuk meninjau kesesuaian air tanah untuk konsumsi (Rahman *et al.*, 2020).

HPI dapat dihitung dengan metode pembobotan aritmatik (*weighted arithmetic*) mengadopsi dari penelitian Mohan *et al.* (1996). HPI dihitung berdasarkan Persamaan (11) (Mohan *et al.*, 1996) sebagai berikut:

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i \times W_i)}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (11)$$

Dimana W_i adalah bobot relatif untuk parameter logam berat ke- i , Q_i adalah sub-indeks untuk parameter logam berat ke- i , dan n adalah jumlah parameter logam berat yang digunakan. W_i menggambarkan tingkat kepentingan suatu parameter logam berat dan dihitung sebagai perbandingan terbalik dari konsentrasi maksimum yang diperbolehkan sesuai standard (S_i). W_i setiap parameter logam berat dihitung dengan Persamaan (12) (Zakir *et al.*, 2020) sebagai berikut :

$$W_i = \frac{k}{S_i} \quad (12)$$

Dimana dengan k adalah konstanta proporsionalitas yang dapat dihitung dengan Persamaan (13) (Zakir *et al.*, 2020) sebagai berikut:

$$k = \frac{1}{\sum (\frac{1}{S_i})} \quad (13)$$

Rumusan bobot untuk masing-masing parameter logam berat dapat dihitung menggunakan Persamaan (12) dan (13), sehingga diperoleh hasil sebagaimana tercantum pada **Tabel 4**.

Tabel 4. Contoh Perhitungan Bobot Relatif untuk HPI

No	Parameter	Standard (S_i) (mg/L)	$1/S_i$	Bobot Relatif (W_i)
1.	Cu	1	1	0.014
2.	Fe	1	1	0.014
3.	Mn	0,1	10	0.139
4.	Pb	0,05	20	0.277
5.	Cr	0,05	20	0.277
6.	Zn	5	0,2	0.003
7.	Cd	0,05	20	0.277
			$\sum 1/S_i = 72,2$	$\sum W_i = 1$

Sumber : Zakir *et al.* (2020)

Sementara untuk Q_i dari masing-masing parameter logam berat dihitung dengan Persamaan (14) (Mohan *et al.*, 1996) sebagai berikut :

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{|M_i - I_i|}{(S_i - I_i)} \times 100 \quad (14)$$

Dimana M_i adalah konsentrasi logam berat i pada air berdasarkan hasil analisis dan I_i adalah nilai ideal atau nilai maksimum yang diinginkan untuk air minum untuk

parameter logam berat i . Nilai ideal (I_i) untuk semua parameter logam berat dapat diasumsikan nol (Zakir *et al.*, 2020).

Nilai HPI yang tinggi menggambarkan tingkat kontaminasi logam berat yang tinggi dan penggunaan air akan menimbulkan resiko dampak kesehatan yang lebih besar (Zakhem dan Hafez, 2015). Air dapat dianggap layak minum apabila nilai HPI kurang dari 100 dan tidak layak minum apabila nilai HPI melebihi 100 (Mohan *et al.*, 1996). Sementara Zakir *et al.* (2020) mengklasifikasikan nilai HPI ke dalam 3 kelas tingkat kontaminasi yaitu <15 rendah, 15-30 sedang, dan >30 tinggi.

2.4 Analisis Geospasial dengan Sistem Informasi Geografis

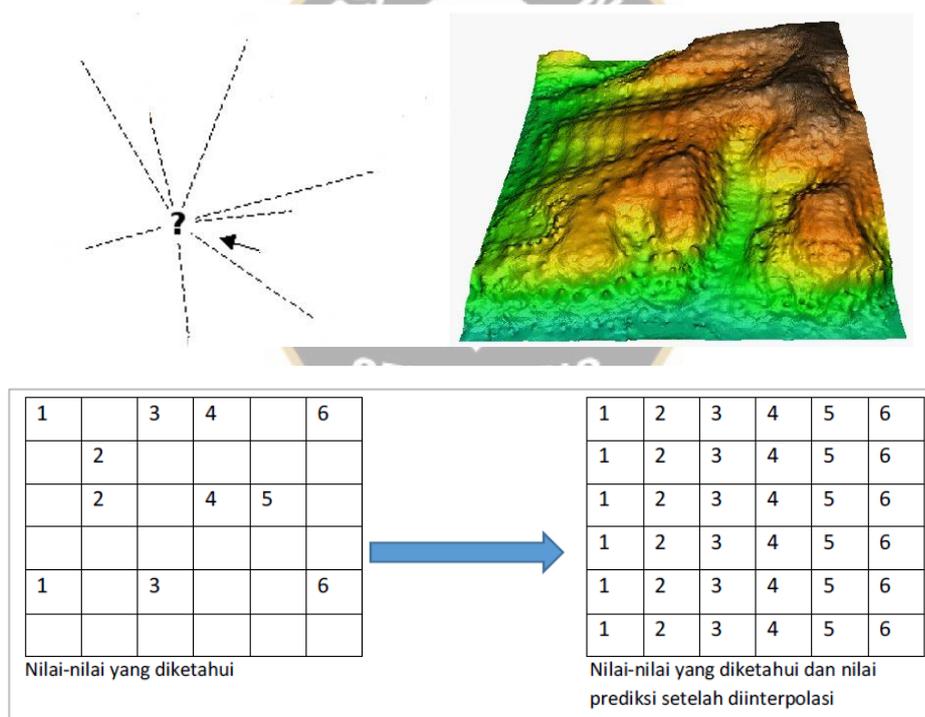
Analisis geospasial merupakan suatu analisis dan penggambaran data secara geografi yang berdasar pada faktor - faktor lingkungan dan hubungan antar variabel di lingkungan (Childs, 2004). Untuk mengolah dan menganalisis data secara spasial tersebut digunakan SIG. SIG merupakan sistem berbasis komputer yang mampu menangkap, menyimpan, menghasilkan, menganalisis, dan menampilkan data berreferensi geografis atau data spasial (Zhang, 2014). Teknik SIG sangat berguna untuk memahami suatu fenomena sebagai representasi grafis dan memudahkan pembuat kebijakan dalam pengambilan keputusan (Singh *et al.*, 2015).

Banyak penelitian menggunakan pendekatan spasial dengan perangkat lunak SIG (ArcGIS) untuk evaluasi dan karakterisasi kualitas air tanah secara komprehensif, dan memeriksa degradasinya untuk pengelolaan yang berkelanjutan. (Zakhem dan Hafez, 2014; Shanmugam dan Velappan, 2015; Nath *et al.*, 2020; Elumalai *et al.*, 2020; Amano *et al.*, 2020). Teknik ini juga dapat memandu penggambaran suatu wilayah ke zona pengelolaan tertentu secara baik daripada menangani secara individu (Shanmugam dan Velappan, 2015).

2.4.1 Metode Interpolasi

Estimasi distribusi spasial air tanah yang terkontaminasi sangat penting untuk perencanaan dan pengelolaan sumber daya alam (Arslan, 2012). Namun, hanya sebagian kecil dari data yang dapat dianalisis dalam penyelidikan lapangan,

karena keterbatasan waktu dan biaya. Akibatnya, data terukur menjadi jarang dan mengandung ketidakpastian yang cukup besar (Liu *et al.* 2004). Oleh karena itu, metode interpolasi spasial diperlukan. Interpolasi merupakan metode yang berguna untuk memperkirakan nilai di lokasi di mana data tidak tersedia (**Gambar 3**). Interpolasi spasial mengasumsikan bahwa atribut-atribut tersebut kontinu secara spasial dan saling terkait secara spasial (Hadi, 2013). Dengan mengidentifikasi pola spasial dan nilai interpolasi di lokasi yang tidak disampel, analisis interpolasi dapat memainkan peran penting dalam pengelolaan berkelanjutan sistem air tanah dengan menyediakan parameter masukan yang diperkirakan pada titik grid reguler dari pengukuran yang dilakukan di lokasi acak (Arslan 2012).



Gambar 3. Ilustrasi Metode Interpolasi (Hadi, 2013)

2.4.2 Jenis Metode Interpolasi

Terdapat dua kelompok utama teknik interpolasi yaitu deterministik dan geostatistik. Teknik interpolasi deterministik membuat permukaan dari titik yang diukur, baik berdasarkan tingkat kesamaan (misal: *Inverse Distance Weighted* /IDW) ataupun tingkat penghalusan (misal: *Radial Basis Functions*/RBF). Teknik interpolasi geostatistik (misal: *Kriging* dan *Empirical Bayesian Kriging*)

memanfaatkan sifat statistik dari titik yang diukur (Elubid *et al.*, 2019). Berikut adalah penjelasan beberapa jenis metode interpolasi:

a. IDW

Metode interpolasi ini cukup banyak digunakan penyelidikan dan pemetaan kualitas air tanah diantaranya IDW (Shanmugam dan Velappan, 2015; Nath *et al.*, 2020; Elumalai *et al.*, 2020). Interpolasi IDW didasarkan pada estimasi nilai yang ditentukan dari kombinasi linear nilai pada titik sampel dan kemudian dibobot dengan jarak dari titik tujuan ke titik sampel. Fungsi interpolasi IDW mengacu persamaan berikut:

$$Z(x) = \frac{\sum_{i=1}^n w_i z_i}{\sum_{i=1}^n w_i}, \quad w_i = d_i^{-u} \quad (15)$$

dimana adalah $Z(x)$ adalah nilai prediksi hasil interpolasi, Z_i adalah jumlah pada titik yang diketahui, dan n adalah total jumlah titik yang diketahui yang digunakan dalam interpolasi, d_i adalah jarak antara titik i dan titik prediksi, w_i adalah bobot ke titik i (Xie *et al.*, 2011). Satu asumsi utama IDW adalah bahwa semakin jauh permukaan dari nilai yang diketahui, semakin tidak mirip. Titik dekat akan memiliki pengaruh yang lebih besar pada tempat tertentu daripada nilai yang lebih jauh (Simson dan Wu, 2014).

b. RBF

RBF menggunakan pendekatan jarak, sehingga data pada suatu titik yang sebelumnya tidak diketahui dapat diperkirakan berdasarkan fungsi jarak (Putranto dan Alexander, 2017). Metode RBF adalah kasus khusus splines. Saat membandingkan RBF dengan IDW (yang juga merupakan interpolator deterministik), IDW tidak akan pernah memprediksi nilai di atas nilai terukur maksimum atau di bawah nilai terukur minimum. RBF dapat memprediksi nilai di atas maksimum dan di bawah nilai terukur minimum. RBF digunakan untuk menghasilkan nilai permukaan yang halus dari sejumlah besar data. Namun, teknik tersebut rentan terhadap kesalahan pengukuran atau ketidakpastian ketika terdapat perbedaan nilai permukaan yang besar pada jarak pendek (ESRI, 2022).

c. *Kriging*

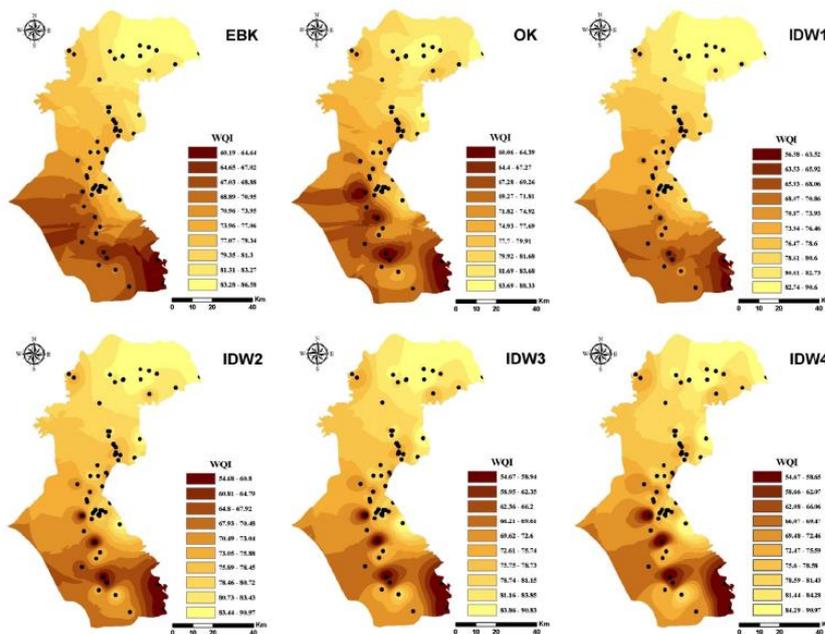
Beberapa penelitian menggunakan metode interpolasi ini pemetaan kualitas air tanah (Shahid *et al.*, 2017; Elubid *et al.*, 2019). Kriging diklasifikasikan sebagai interpolator geostatistik dimana estimasi residual ditentukan dari mean. Jumlah titik sampel yang digunakan dalam estimasi mean ditentukan melalui semi-variogram. Selama proses kriging, langkah-langkah yang berbeda perlu diamati dan termasuk memplot variogram eksperimental, memilih model yang memiliki bentuk terbaik, dan memplot model terhadap variogram (Li dan Heap, 2008). Pada interpolasi kriging diperlukan distribusi sampel yang normal; jika tidak, transformasi yang sesuai harus diterapkan pada data sampel (Mirzaei dan Sakizadeh, 2016).

d. EBK

EBK adalah metode interpolasi geostatistik yang mengotomatiskan aspek tersulit dalam membangun model kriging yang valid. Selain memperhitungkan ketidakpastian dalam parameter semivariogram yang mendasarinya, fitur utama lainnya dari EBK adalah bahwa meskipun Analisis Geostatistik umum diterapkan di ArcGIS10.2, parameter dalam EBK yang baru dikembangkan secara otomatis dioptimalkan melalui subsetting dan proses simulasi yang diimplementasikan dengan memperkirakan banyak model semivariogram daripada semivariogram tunggal. Prediksi di lokasi yang tidak diketahui dalam metode OK dilakukan melalui perhitungan semivariogram dengan lokasi data yang diketahui yang mengakibatkan kesalahan standar prediksi yang terlalu rendah karena mengabaikan ketidakpastian semivariogram. Perbedaan utama lain dari EBK dibanding model kriging lainnya adalah bahwa EBK tidak mengasumsikan kecenderungan menuju rata-rata keseluruhan sehingga ada peluang yang sama untuk penyimpangan besar menjadi lebih besar atau lebih kecil (Mirzaei dan Sakizadeh, 2016).

Keunggulan potensial dari satu metode interpolasi dengan yang lain tidak cukup konsisten (Gong *et al.*, 2014), sehingga perlu dilakukan pengujian metode interpolasi mana yang memberikan hasil yang terbaik. Penelitian Mirzaei dan Sakizadeh (2016) membandingkan metode interpolasi Ordinary Kriging (OK), Empirical Bayesian Kriging (EBK), dan IDW untuk memperkirakan distribusi indeks kualitas air tanah di Iran menunjukkan bahwa EBK merupakan metode

terbaik namun IDW dengan power 4 mampu memperkirakan area yang paling terkontaminasi (**Gambar 4**). Sementara penelitian Putranto dan Alexander (2017) yang membandingkan metode interpolasi IDW, RBF, dan EBK untuk pemetaan DHL pada cekungan air tanah Sumowono menunjukkan metode interpolasi yang paling seimbang adalah metode RBF.



Gambar 4. Contoh Perbandingan Metode Interpolasi untuk Pemetaan IKA (Mirzaei dan Sakizadeh, 2016)

Semua metode interpolasi memiliki efek *smoothing* yang melandaikan nilai tinggi dan meninggikan nilai rendah (Journel *et al.*, 2000; Xie *et al.*, 2011). Efek ini dapat menyebabkan bias, misalnya perkiraan yang terlalu rendah atau terlalu tinggi. Sangat penting meminimalkan bias untuk menghindari ketidakpastian penilaian yang disebabkan oleh kesalahan interpolasi dan perbedaan penilaian antara berbagai metode interpolasi (Xie *et al.*, 2011). Tingkat akurasi dari interpolasi data dapat dilihat berdasarkan nilai *Root-Mean-Square Error*/RMSE dimana semakin kecil nilai RMSE, maka interpolasi memiliki akurasi yang semakin baik (Simson dan Wu, 2014; Putranto dan Alexander, 2017). RSME bisa dihitung berdasarkan berikut :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Z(x_i) - Z^*(x_i)]^2} \quad (16)$$

dimana adalah $Z(x_i)$ nilai hasil pengukuran, $Z^*(x_i)$ adalah nilai hasil estimasi, dan n adalah jumlah sampel (Xie et al., 2011). Proses interpolasi dan validasi dapat dilakukan melalui *Geostatistical Analyst* pada ArcGis. Validasi silang juga dapat dilakukan secara manual menggunakan alat geoprosesing *Cross Validation* (Mirzaei dan Sakizadeh, 2016).

2.5 Analisis Statistik Multivariat

Analisis multivariat adalah analisis banyak variabel dengan melibatkan semua teknik statistik yang menganalisis beberapa pengukuran secara bersamaan pada individu atau subjek (Santoso, 2010). Analisis multivariat digunakan untuk menganalisis data dengan banyak variabel dan variabel-variabel tersebut saling berkorelasi. Secara umum, analisis multivariat dibagi menjadi dua, yaitu analisis ketergantungan dan analisis interdependensi. Analisis interdependensi meliputi analisis faktor, analisis kluster dan penskalaan multidimensi (Sarwono, 2006).

2.5.1 *Principal Component Analysis*

Principal Component Analysis (PCA) merupakan suatu teknik analisis statistik multivariat untuk mentransformasikan variabel - variabel asli yang masih berkorelasi satu dengan yang lain menjadi satu kelompok variabel baru (Johnson dan Winchern, 2007). Pada PCA, rotasi varimax dengan normalisasi kaiser digunakan untuk untuk memaksimalkan jumlah varians dari koefisien faktor dan melakukan analisis faktor (Howitt dan Cramer, 2005). PCA diterapkan pada matriks data yang telah ditransformasikan untuk lebih memahami parameter yang dianalisis serta mereduksi dimensi data yang tinggi tanpa mengurangi karakteristik data tersebut secara signifikan (Boateng et al. 2019).

PCA merupakan teknik yang efektif untuk membantu mengidentifikasi jalur dan sumber pencemar potensial logam berat dan variabel fisiko-kimia (Hou et al., 2013). Beberapa penelitian menggunakan PCA sebagai analisis lanjutan penilaian kualitas air dengan memperkirakan sumber pencemar. Pada penelitian Boateng et al. (2019), PCA pada data kualitas air tanah sekitar TPA di Ghana diperoleh hasil faktor 1 adalah Fe, Cd, Zn, dan Cr yang diperkirakan berkorelasi dengan faktor

antropogenik yaitu pembuangan limbah industri dan faktor litologi sementara faktor 2 adalah Pb and Cu berkorelasi dengan faktor antropogenik. Penelitian Mahapatra *et al.* (2020), PCA pada data kualitas air tanah sekitar kawasan industri di India diperoleh faktor 1 adalah Cu, Ni, Pb, Cr. Yang diperkirakan berasal dari pembuangan limbah di sekitar danau, sementara faktor 2 adalah Mn dan Fe yang diperkirakan berasal dari limbah domestik.

Analisis PCA dapat dilakukan dengan 4 langkah (Wijaya *et al.*, 2013) :

1. Pengujian kelayakan analisis dilakukan untuk menunjukkan apakah analisis faktor merupakan metode yang tepat dalam suatu kasus. Untuk langkah ini, menggunakan uji Kaiser Meyer Olkin (KMO) dan Barlett Test. Analisis faktor dapat digunakan dalam penelitian apabila nilai KMO > 0.5 . Barlett Test untuk menguji apakah variabel-variabel yang melibatkan memang berkorelasi. Nilai Barlett Test didekati dengan nilai chi square. Jika p-value signifikan (< 0.05) maka antar variabel terdapat korelasi.
2. Perhitungan terhadap koefisien korelasi tiap variabel untuk mengetahui mana yang dapat diproses lebih lanjut dan mana yang harus dikeluarkan menggunakan Measures of Sampling Adequacy (MSA). Angka MSA berkisar dari 0 sampai 1, dengan kriteria MSA = 1, variabel tersebut dapat diprediksi tanpa kesalahan oleh variabel lain; MSA $> 0,5$, variabel masih bisa diprediksi dan bisa dianalisis lebih lanjut; MSA $< 0,5$, variabel tidak bisa diprediksi dan tidak bisa dianalisis lebih lanjut, atau dikeluarkan dari variabel lainnya.
3. Melihat jumlah faktor atau komponen yang terbentuk berdasarkan kemiripan dari seluruh parameter yang lulus uji sebelumnya menggunakan output Total variance explained. Nilai Eigenvalue menunjukkan kepentingan relatif masing-masing faktor dalam menghitung varians variabel yang dianalisis. Komponen dapat menjadi faktor apabila memiliki nilai total melebihi 1,0.
4. Melakukan *factoring* dan rotasi faktor. *Factoring* adalah ekstraksi terhadap sekumpulan variabel yang ada sehingga terbentuk satu atau lebih faktor. Output rotated component matrix untuk menjelaskan lebih dalam atau lebih spesifik penggolongan suatu variabel ke komponen. PCA diinterpretasikan sesuai

dengan hasil rotasi varimaxnya Pada komponen matriks syarat berkorelasi kuat adalah apabila nilai faktor lebih dari 0,5.

2.5.2 Hierarchical Clustering Analysis

Analisis kluster adalah analisis yang mengklasifikasikan objek yang diamati menurut karakteristiknya. Ukuran kemiripan yang digunakan adalah ukuran jarak antar objek. Dua objek dengan jarak terdekat akan bergabung menjadi satu kelompok cluster. *Hierarchical Clustering Analysis (HCA)* adalah suatu metode untuk menganalisis kluster-kluster hierarkis yang membentuk suatu tingkatan tertentu seperti struktur pohon karena pengelompokan dilakukan secara bertahap atau dari pembentukan beberapa kluster menjadi satu kelompok. HCA digunakan untuk mengidentifikasi kelompok sampel air dengan kandungan parameter logam berat dan fisiko-kimia yang serupa (Amano *et al.*, 2020), Pengelompokan parameter dalam cluster yang sama berarti kemungkinan parameter ini memiliki sumber yang sama (Khadija *et al.*, 2021).

Tahap-tahap pengklasteran data dengan menggunakan metode HCA adalah (Gudono, 2011):

1. Menentukan k sebagai jumlah *cluster* yang ingin dibentuk
2. Setiap data obyek dianggap sebagai *cluster* sehingga $n = N$.
3. Menghitung jarak antar *cluster*
4. Mencari dua cluster yang mempunyai jarak antar *cluster* paling minimal dan menggabungkannya (berarti $N = n-1$)
5. Jika $n > k$, maka kembali ke langkah 3.