

Avances en investigación sobre el mejoramiento del compostaje de residuos verdes en países en desarrollo: experiencias desde Colombia

Advances in research on the improvement of green waste composting in developing countries: experiences from Colombia

Brayan A. Parra-Orobio¹ Jonathan Soto-Paz² Edgar R. Oviedo-Ocaña³

¹Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas, Grupo de Investigación en Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH). Bucaramanga, Colombia.

Resumen

El compostaje es una de las alternativas biotecnológicas más aplicadas para el tratamiento y valorización de los residuos verdes (RV). Sin embargo, su transformación es un reto, debido a las características fisicoquímicas de los RV que afectan los tiempos del proceso y la calidad del producto. Esto limita la aplicación de esta tecnología en países en desarrollo como Colombia. Este artículo presenta aportes alrededor de los avances en la investigación del compostaje de RV, con base en resultados de seis años de estudios realizados por los autores. Se aborda una reflexión sobre: i) el análisis de la calidad fisicoquímica de los sustratos, ii) la evaluación de estrategias para mejorar el proceso y la calidad del producto, y iii) las perspectivas sobre las alternativas implementadas hasta el momento. Los resultados de las investigaciones muestran que las estrategias a diferentes escalas han sido efectiva para reducir los tiempos de proceso (entre 43 y 67 días), mejorar las condiciones para la higienización del material (temperatura en rangos termofílico por mayor tiempo (6 días adicionales) comparado con tratamientos sin estrategias) y un cumplimiento de los estándares de calidad del producto. La reflexión propone nuevas perspectivas para continuar con los estudios de mejoramiento del compostaje de RV, entre los que se abordan temas asociados a uso de co-sustratos, de aditivos, de inóculos bacterianos, así como la evaluación de la calidad del producto y el empleo de herramientas de optimización en el compostaje de RV. Estos estudios ayudan a posicionar el compostaje de RV como una opción adecuada para el manejo de la fracción lignocelulósica presente en los residuos sólidos municipales (RSM).

Abstract

Composting is one of the most applied biotechnological alternatives for the treatment and recovery of green waste (GW). However, its transformation is a challenge, due to the physicochemical characteristics of GWs that affect the process time and product quality. This limits the application of this technology in developing countries such as Colombia. This article presents contributions on the advances in GW composting research, based on results of six years of studies carried out by the authors of this paper. Reflections are addressed on: i) the analysis of the physicochemical quality of the substrates, ii) the evaluation of strategies to improve the process and the quality of the product, and iii) the perspectives on the alternatives implemented so far. The results of the investigations show that the strategies at different scales have been effective in reducing process times (between 43 and 67 days), improving the conditions for sanitizing the material (temperature in thermophilic ranges for a longer time -6 additional days- compared to treatments without strategies) and compliance with product quality standards. The reflection proposes new perspectives to continue with the studies of improvement of GW composting, among which issues associated with the use of co-substrates, additives, and bacterial inoculum are addressed, as well as the evaluation of product quality and employment of optimization tools in GW composting. These studies help position GW composting as a suitable option for the management of the lignocellulosic fraction present in municipal solid waste (MSW).

Palabras clave: biochar, Inoculación microbiana, Compostaje, Lignocelulósico, Residuos verdes.

Keywords: biochar, Composting, Green waste, Microbial inoculation, Lignocellulosic

¿Cómo citar?

Parra-Orobio, B.A., Soto-Paz, J., Oviedo-Ocaña, E.R. Advances in Research on the Improvement of Green Waste Composting in Developing Countries: Experiences from Colombia. Ingeniería y Competitividad 2024, 26(1), e-40113143.

<https://doi.org/10.25100/iyv.26i1.13143>

Recibido: 08-15-23

Aceptado 29-01-24

Correspondencia:

eroviedo@uis.edu.co

Este trabajo está licenciado bajo una licencia internacional Creative Commons Reconocimiento-No Comercial-CompartirIgual4.0.



Conflicto de intereses:

Ninguno declarado



¿Por qué se llevó a cabo?

Debido a los desafíos asociados con el compostaje de GW, se han empleado varias estrategias para mejorar su tratamiento y sus subproductos. Cada una de estas estrategias ha mejorado o ha tenido efectos antagónicos en el proceso de compostaje. Esto resalta la necesidad de comprender mejor estas estrategias para definir las condiciones operativas en función del contexto del estudio. Por lo tanto, este artículo sintetiza los resultados de varios estudios desarrollados en Colombia que han evaluado estrategias para el mejoramiento del compostaje GW.

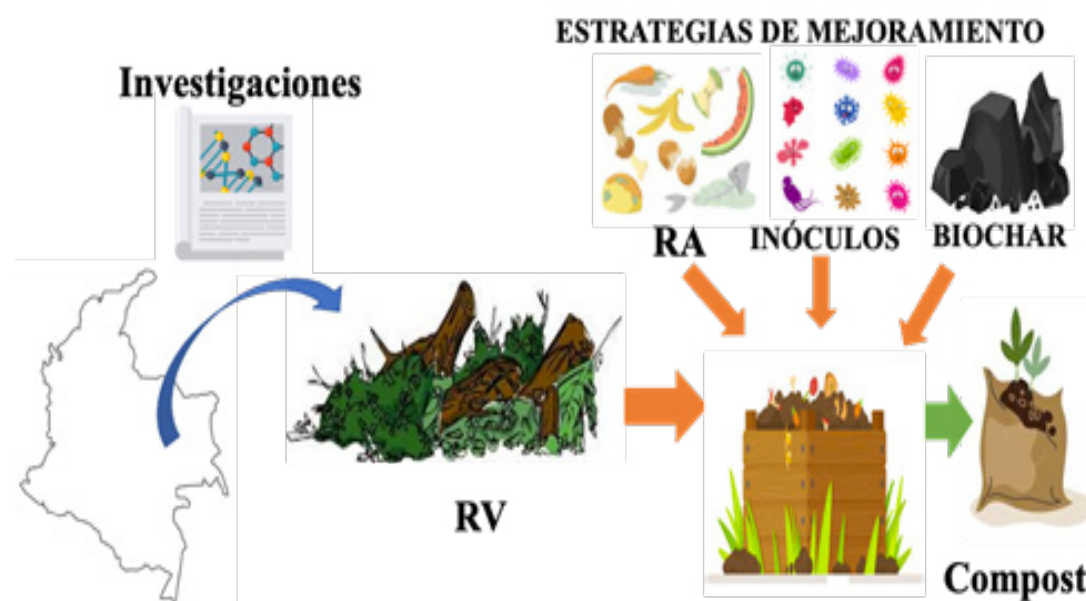
¿Cuáles fueron los resultados más relevantes?

Este artículo presenta contribuciones sobre los avances en la investigación del compostaje GW, basado en los resultados de seis años de estudios realizados por los autores de este artículo. Se abordan reflexiones sobre: i) el análisis de la calidad fisicoquímica de los sustratos, ii) la evaluación de estrategias para mejorar el proceso y la calidad del producto, y iii) las perspectivas sobre las alternativas implementadas hasta el momento. Los resultados de las investigaciones muestran que las estrategias a diferentes escalas han sido efectivas para reducir los tiempos de proceso (entre 43 y 67 días), mejorando las condiciones de sanitización del material (temperatura en rangos termófilos por mayor tiempo -6 días adicionales- respecto a tratamientos sin estrategias) y cumplimiento de estándares de calidad del producto.

¿Qué aportan estos resultados?

La reflexión propone nuevas perspectivas para continuar con los estudios de mejora del compostaje GW, entre las que se abordan cuestiones asociadas al uso de cosustratos, aditivos e inóculo bacteriano, así como la evaluación de la calidad del producto y el empleo de herramientas de optimización en Compostaje GW. Estos estudios ayudan a posicionar el compostaje de GW como una opción adecuada para la gestión de la fracción lignocelulósica presente en los residuos sólidos municipales (RSU).

Graphical Abstract



Introducción

Diferentes sectores industriales en el mundo generan impactos al ambiente por el uso de carbón como fuente de energía. La combustión de carbón ha incrementado la presencia de partículas gruesas, finas y ultrafinas suspendidas en el aire, existiendo una relación entre la morbilidad y la mortalidad de las personas por la exposición a la contaminación de estos materiales (1, 2). En países en vía de desarrollo, la industria ladrillera es una de las fuentes principales de contaminación por el uso de carbón en sus procesos productivos (3). Se han evidenciado los riesgos a la salud de las personas expuestas a este tipo de actividad (2, 4, 5, 6). Otro aspecto importante es que los desechos de cenizas se destinan a vertederos a cielo abierto convirtiéndose en un peligro para la salud pública y el medio ambiente (7). Los residuos de ceniza no se incluyen en la lista de residuos peligrosos en muchas regiones, pero su disposición final debe realizarse con cuidado por el contenido de metales pesados (8). De esta forma, conocer sobre los efectos que producen los residuos de la combustión de carbón es importante para su gestión y regulación; de esta manera se puede salvaguardar la salud de las personas, así como proteger al medio ambiente.

Por otro lado, la fabricación de ladrillos se puede realizar en hornos intermitentes y en hornos continuos (9). El combustible usado en este tipo de hornos es el carbón por su alto potencial de generación de energía que se libera a través de la combustión (5). Para el año 2021, British Petroleum (BP) publicó las estadísticas energéticas a nivel mundial, donde el carbón representa más del 35.1% de la energía a nivel mundial (10). Se estima que a nivel mundial, la combustión del carbón genera alrededor de 1000 toneladas de ceniza por año, de las cuales se recicla menos del 50% (11). Vale la pena mencionar que el carbón es un producto de interacciones de materiales orgánicos e inorgánicos en capas superiores de la tierra, hasta llegar a ser un depósito de turba relacionada con la presencia de componentes tóxicos para la salud humana (12). La estructura tridimensional del carbón la componen hidrocarburos y compuestos aromáticos conectados por puentes alquilo, enlaces éter y tioéter; estos compuestos a su vez por reacciones de ciclación o condensación por radicales forman hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (13). Donde estos últimos son absorbidos en cenizas, que al ser emitidos en gases o partículas pueden ocasionar contaminación en el ambiente (14).

Entre los residuos de la combustión del carbón se encuentra material particulado (PM), con diferentes características físicas, químicas, morfológicas, biológicas (2). El PM se clasifica en partículas submicrométricas con diámetro aerodinámico inferior a 1 micra y partículas micrométricas con diámetro aerodinámico superior a 1 micra e inferior a 10 micras (15). En este sentido, los desechos más comunes son las cenizas de fondo (CFC) y cenizas volantes (CVC) ricas en minerales, metales pesados como As, Pb, Hg, Cd, Cr, Sb y elementos radioactivos que se conservan en la combustión de carbón al ser elementos indestructibles en el proceso (5, 7). La composición de las cenizas se clasifica en dos categorías: orgánicos e inorgánicos, la primera clasificación se compone de carbón sin quemar, que se usa usualmente como indicador de combustión incompleta (16). La composición de las CFC son en su mayoría silicatos, aluminatos, carbonatos, metaloides y metales pesados (17). Gallardo et al, (18) midieron el área superficial de CFC y CVC la cual está entre 1.16 y 2.92 m² /g respectivamente; resaltan que las partículas pequeñas tienen un área superficial más grande, por lo tanto, las CVC tienden a ser más perjudiciales para el ambiente y la salud humana.

El proceso de combustión del carbón también libera gases contaminantes, siendo los principales CO_x, SO_x y NO_x (1, 5). Las emisiones de gases generan efectos en la lluvia ácida, en la capa de ozono, en la red alimentaria por daños a plantas y animales (3). Las emisiones de CO y CO₂ presentan los efectos más adversos en el medio ambiente por su contribución al calentamiento global (5). Los SO_x al ser inhalados desestabilizan el ritmo cardíaco provocando ataques cardíacos, asfixia, tos y disminución de la actividad pulmonar, cáncer

de pulmón y de piel, así mismo el NO_x es muy corrosivo y oxidante, el contacto con este gas genera disminución en la función pulmonar, asma, insuficiencia respiratoria y cambios estructurales del ADN (7). El CO_2 es la emisión más dañina de los hornos de ladrillo, seguido del PM, el CO_x , SO_x , NO_x , compuestos por Fluoruro y Dioxinas cancerígenas (3).

Este estudio tiene como objetivo realizar una caracterización de CFC generadas en una industria ladrillera colombiana, centrándose en la evaluación de tamaño de partícula a través de técnicas de microscopía; complementándose con un breve estudio de ecotoxicidad. Esto con el fin de analizar los posibles impactos en la salud humana y sus efectos ecotóxicos. En este sentido, se utilizaron las técnicas de microscopía óptica, microscopía electrónica de transmisión (TEM), microscopía electrónica de barrido (SEM) y análisis termogravimétrico (TGA) para la caracterización física. Se realizó además un análisis, químico, mineralógico y de pérdida por ignición. Finalmente se evaluó la fitotoxicidad con una prueba de germinación.

Metodología

Para estudiar las características de las cenizas de fondo, se tomaron muestras de un horno continuo tipo túnel en una industria ladrillera colombiana. Para este caso, las cenizas proceden de la quema de carbón bituminoso, como fuente de energía, para la cocción de ladrillos de arcilla a una temperatura de 850 °C. Se recolectaron tres muestras de ceniza CFC1, CFC 2, CFC3 en diferentes semanas de producción, en intervalos de dos semanas.

Caracterización de las cenizas de fondo

Para el análisis de tamaño de partícula se utilizó la técnica de Microscopía óptica con el equipo Zeiss Axio Lab. A1; Microscopía electrónica de transmisión (TEM) con el equipo Jeol Jem-1011 y Microscopía electrónica de barrido (SEM) de cuarta generación VEGA de TESCAN con fuente de electrones de filamento de tungsteno. También se observó la morfología de las cenizas con un Microscopio electrónico de barrido (SEM) marca Jeol 5000.

La preparación de muestras en microscopía óptica fue la siguiente: se colocaron tres muestras de cenizas (CFC1, CFC2 y CFC3), de manera individual en los portaobjetos y se tapó con los cubreobjetos. Las muestras fueron observadas con los objetivos 5x, 10x, 20x y 40x, y a su vez se tomaron diez fotografías con el software ZEISS 3.1 para cada objetivo con las escalas de 200 μm , 100 μm , 50 μm y 20 μm respectivamente. El análisis de las fotografías se realizó con el software ImageJ 1.53 k en el cual se midió el diámetro, este programa facilitó la tabla de datos para realizar el histograma de número de partículas con sus respectivos diámetros.

Para el análisis de tamaño de partícula en TEM se usaron suspensiones en etanol de las tres cenizas estudiadas. La función de la suspensión es romper los agregados para formar partículas individuales para su análisis en el microscopio, ya que la mayoría de los minerales son insolubles en alcohol (19, 20). Las suspensiones se agitaron por un minuto, posteriormente con la pipeta se colocaron en rejillas de cobre y se dejaron evaporar. Con el software Digital Micrograph 3.5- Gatan-Inc, se tomaron ocho fotografías en formato TIFF con dimensiones de 3072x3072 pixeles y 72 ppp a 32 bits.

Con respecto a la preparación de muestras en SEM fue necesario secar las muestras en un horno Pro-Jet Finisher a 50 °C por 24 horas, posteriormente con el equipo metalizador Cressington 108 Auto se cubrieron las muestras con una capa delgada de oro para generar conductividad eléctrica, con una exposición de 60 s. Las muestras se observaron en el microscopio VEGA de TESCAN en los aumentos, 200x, 500x, 1,000x y en el microscopio Jeol 5000 en los aumentos 27x, 1000x.

El análisis químico se determinó mediante fluorescencia de rayos X con un espectrómetro de fluorescencia de rayos X MagisPro PW- 2440 Philips (WDXRF) incorporado con un tubo de Rodio, con una potencia máxima de 4 KW.

Ensayo de ecotoxicidad

La toxicidad se evaluó para la muestra CFC2 con una prueba de germinación de *Vigna radiata* (judía mungo o soja verde); esta muestra fue seleccionada de acuerdo con la composición química, presentada más adelante, la cual muestra un mayor contenido de metales pesados. La prueba utilizada fue de contacto directo con la metodología propuesta por (21). Los ensayos se realizaron en cajas de petri por triplicado con las siguientes concentraciones de ceniza sólida: 6.25%, 12.5%, 25%, 50% y 100 % (% peso/peso) las cuales se mezclaron con suelo comercial (Figura 1). Las cajas de Petri se llenaron hasta con 4 g de mezcla. También se usó 1200 μ L de agua destilada para las mezclas de suelo y las muestras a concentración de cenizas del 100%. Se colocaron diez semillas de *vigna radiata* en la superficie de cada muestra. Las cajas de Petri se taparon y se dejaron germinar en la oscuridad por 72 horas, con una temperatura de 25°C y humedad promedio del 68 %. También se realizó medición de pH con el equipo Thermo Scientific Orion Star A211 y la conductividad con el equipo Sper Scientific Benchtop Meter. Los parámetros de análisis de toxicidad incluyeron el porcentaje de germinación de semillas, elongación de raíces e índice de germinación, empleados por el autor Jain (22). Los cálculos se realizaron de acuerdo con las ecuaciones 1, 2 y 3 respectivamente. Los efectos significativos en las distintas concentraciones de ceniza se evaluaron por análisis de varianza (ANOVA) seguido de la comparación HSD (Honestly Significant Difference) de Tukey; además para el análisis de datos se empleó el software estadístico InfoStat.

$$\% \text{ de germinación de semillas} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas tratamiento}}{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en control}} \times 100 \quad (1)$$

$$\% \text{ de elongación raíz} = \frac{\text{Longitud de raíz en el tratamiento}}{\text{Longitud de raíz en control}} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{Índice de germinación} = \frac{\% \text{ germinación semillas} \times \text{elongación de raíces}}{100} \quad (3)$$

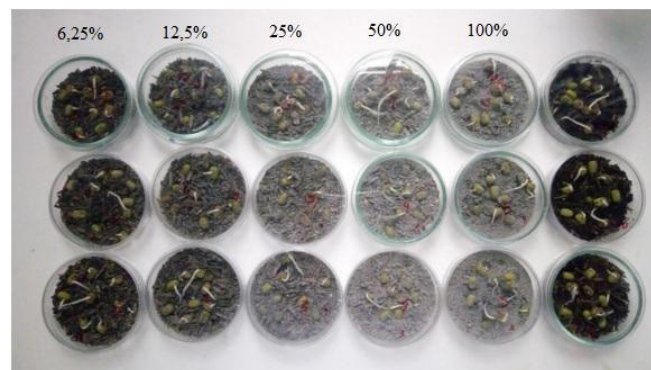


Figura 1. Prueba de contacto directo usando la ceniza de carbón para la germinación de *Vigna radiata* a las 48 horas. Fuente: Autores.

Resultados y discusión

Tamaño de la partícula

El análisis Inter cuartil de las muestras CFC1, CFC2 y CFC3 para microscopía óptica mostró que el 25 % de las partículas tienen diámetros menores a 61 μm , 16 μm y 149 μm respectivamente. El 75 % de partículas cuentan con diámetros menores a 254 μm para CFC1 y CFC2 y menores a 292 μm para la muestra CFC3. El 50 % de las partículas cuenta con diámetros menores a 158 μm , 119 μm y 212 μm para CFC1, CFC2 y CFC3 respectivamente. Las partículas con diámetros más frecuentes se encuentran en el intervalo de 4 a 69 μm para CFC1 (ver Figura 2a), entre 5 a 87 μm para CFC2 (ver Figura 2b), para la muestra CFC3 entre 186 a 273 μm (ver Figura 2c). De esta forma se evidencia contenido de PM10 en las muestras CFC1 y CFC2; sin embargo, en la muestra CFC3 se reportan tamaños superiores, lo cual puede ser debido a variabilidad en el lote de carbón utilizado (carbón bituminoso) y posiblemente a una quema incompleta, tal como se reporta más adelante con la pérdida al fuego. Algunos autores han reportado que la presencia de PM10 en la combustión de carbón, se asocia a problemas de fertilidad en el sistema reproductor tanto femenino como masculino y problemas en el embarazo (2).

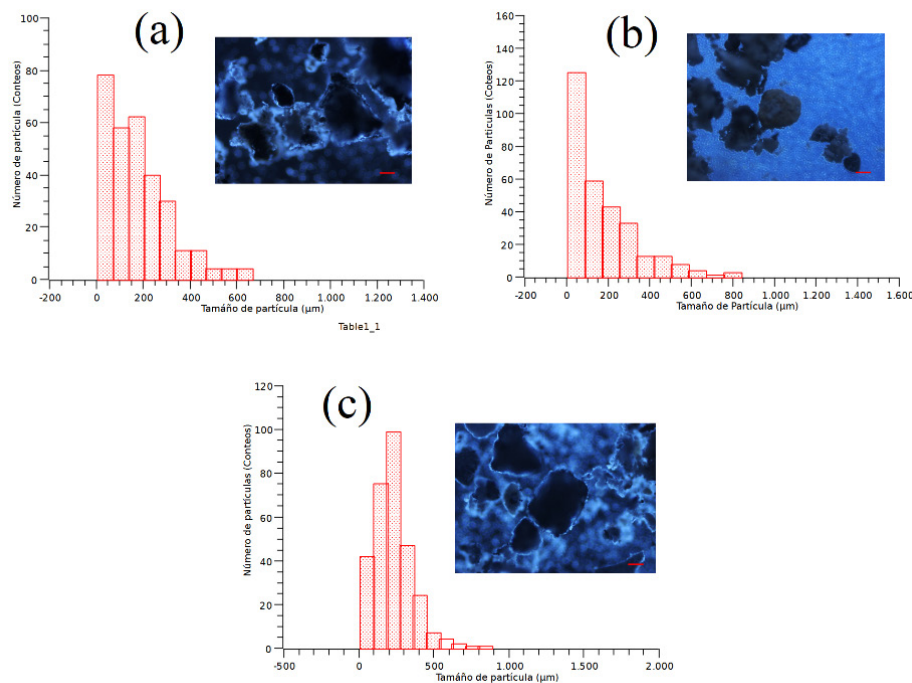


Figura 2. (a) tamaño de partícula en microscopía óptica; CFC1 x10 escala 100 μm , (b) CFC2 x10 escala 100 μm , (c) CFC3 x10 escala 100 μm . Fuente: autores

Los tamaños de partícula analizados mediante TEM indicaron que el 25 % de las partículas presentan diámetros menores a 17 nm, el 75 % menores a 635 nm y el 50% menores a 234 nm, los diámetros más frecuentes están entre los 5 a 423 nm (ver Figura 3). Esta técnica indicó contenido de material particulado PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Además, es evidente el contenido de PM menor a 2.5 μm , siendo el 50% de los datos menores a 234 nm (2.34 μm). Estos nanomateriales pueden ser de naturaleza bioreactiva porque acumulan gran cantidad de adsorbatos por unidad de superficie; la inhalación de aire con este tipo de partículas compuestas por metales en transición puede generar mayor riesgo para la salud (19). Cualquier material mineral con tamaño de unidad <100 nm son más activos en el ambiente por la bioadsorción, en el caso de las partículas de carbón esta característica les permite encapsular varios elementos peligrosos (1). Entre más bajo el tamaño de partícula y más concentración de metales pesados la toxicidad aumenta (18).

Por otro lado, los desechos de la limpieza de carbón se componen especialmente de Al, Si, K, O y elementos tóxicos como As, Cd, Cr, Fe, Hg y Pb con tamaños de 5 a 100 nm, los cuales entre más pequeños se pueden infiltrar con facilidad en el sistema respiratorio, al sistema nervioso y la sangre, generando daño celular, mutaciones genéticas entre otras tanto en el humano como en animales (23).

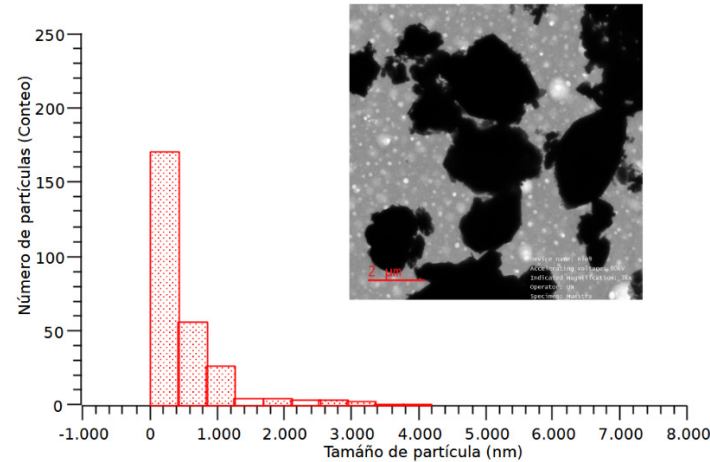


Figura 3. Tamaño de partícula CFC1, CFC2 Y CFC3 en TEM, x3000 escala 2 µm. Fuente: autores.

El análisis inter-cuartil para SEM mostró un 25 % de partículas con diámetros menores a 15 µm, 3 µm, 12 µm respectivamente, el 75 % de las partículas con 38 µm, 7 µm, 29 µm y el 50% con 26 µm, 5 µm, 20 µm, para CFC1, CFC2 y CFC3 respectivamente. Los tamaños de partícula más frecuentes en SEM se encuentran en el intervalo de 4 a 12 µm para CFC1 (Figura 4a), para CFC2 entre 2 a 11 µm (Figura 4b) y para CFC3 entre 12 a 20 µm (Figura 4c). Se confirma el contenido de PM₁₀ en CFC1 y CFC2 como también PM_{2.5} en CFC2. En un estudio realizado por Faria et al. (24) sobre la exposición a PM_{2.5} de niños en espacios públicos, en la ciudad de Lisboa, encontraron valores de 19 µg/m³; contaminación que fue asociada a procesos de combustión de carbón a nivel industrial. Este valor sobrepasa el valor diario de la organización mundial de la salud (OMS) de 15 µg/m³ (25).

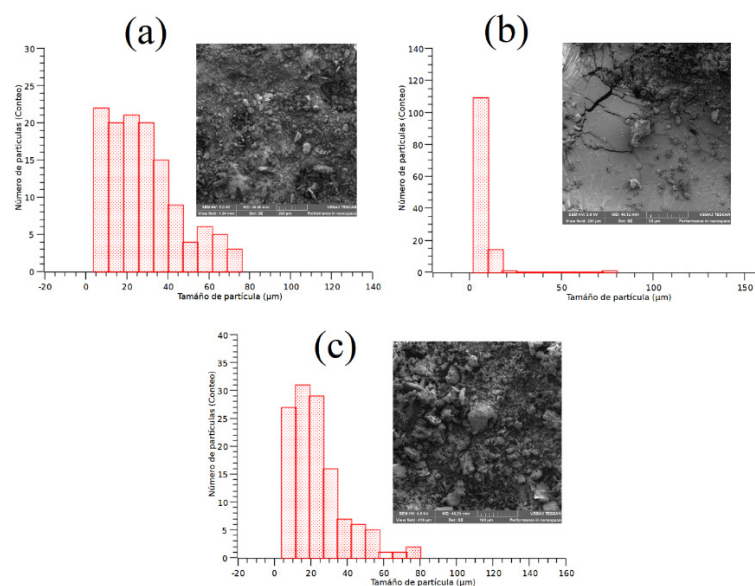


Figura 4. Tamaño de partícula (a) CFC1 x200 escala 200 µm, (b) CFC2 x1000 escala 100 µm, (c) CFC3 x500 escala 100 µm. Fuente: autores

Morfología de las CFC

En la Figura 5 se muestran algunas imágenes tomadas en el microscopio SEM; donde la muestra CFC3 presentó una morfología granular irregular (Figura 5a). Así mismo se observaron formas irregulares unidas a partículas finas para la CFC2 (Figura 5b). Con respecto a la ceniza CFC1, se observaron partículas irregulares junto con una forma esférica porosa para la CFC1 (Figura 5c). Además, se observaron estructuras de hexágonos irregulares (Figura 5d).

Los procesos de combustión del carbón dan lugar a diferentes morfologías (15). En este sentido las CFC se caracterizan por ser granulares con estructura de hexágonos irregulares y visiblemente porosas (13, 26 - 28). La morfología de carbón no quemado en CFC se presenta como formas irregulares para la misma técnica (29). Silva & Da Boit (19) estudiaron las CFC mediante SEM, y encontraron concentraciones de partículas esféricas ultrafinas y nanopartículas menores a 50 nm, ricas en cristales de sílice y predominancia de granos finos de cuarzo; donde la exposición a estos cristales se relaciona con la incidencia de cáncer de pulmón.

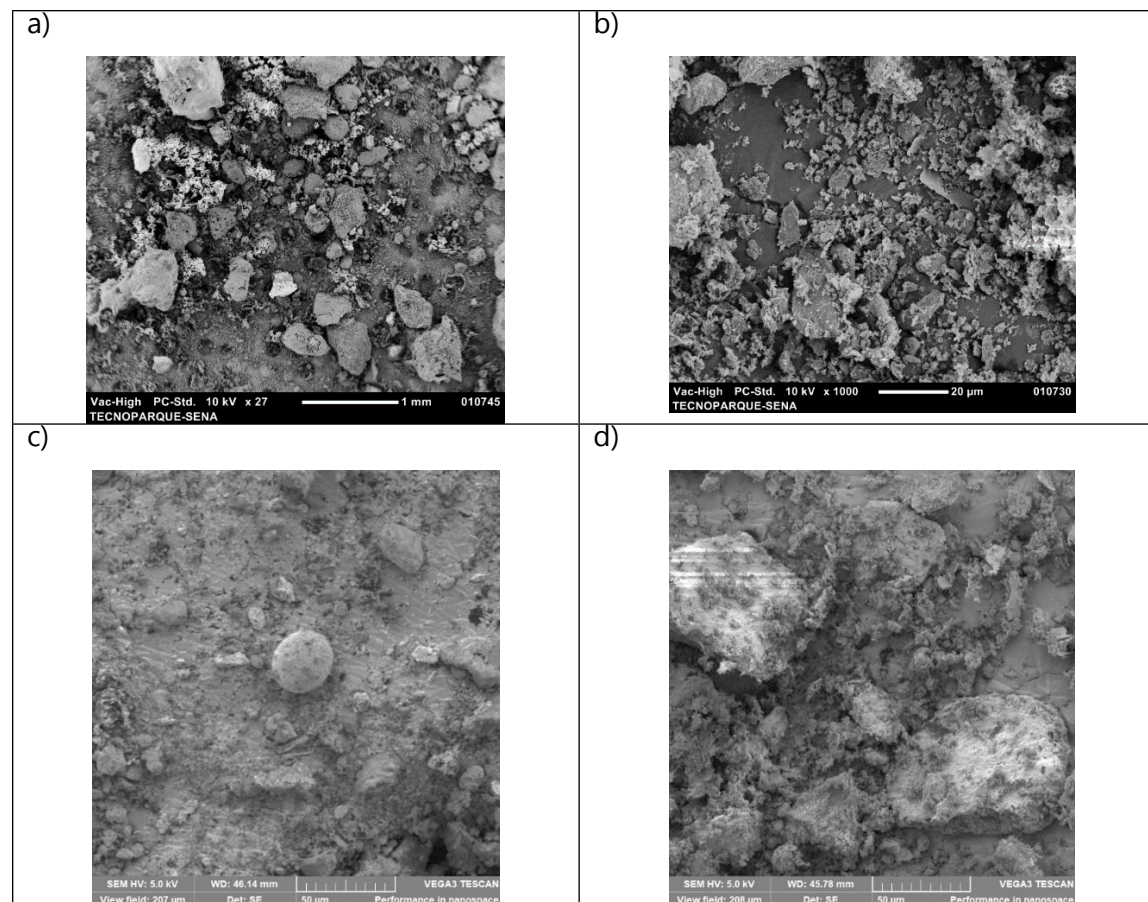


Figura 5. Imágenes de SEM (a) CFC3 x27, (b) CFC2 x1000 (c) CFC1 x1000, (d) CFC1 x1000.
Fuente: autores.

Composición química y elemental

La composición química de las cenizas del estudio se presenta en la Tabla 1, donde se observa que las cenizas se componen principalmente de SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_3O_4 , en baja cantidad presentan CaO , MgO , Na_2O_5 , SO_3 y en menor cantidad óxidos metálicos como MnO , P_2O_5 y K_2O así como elementos de Ni, Sr y metales tóxicos como el Pb y Zn de preocupación para la salud humana (15, 27, 30- 33). Algunos autores mencionan que

las cenizas de carbón procedentes de la fabricación de ladrillo, son extremadamente tóxicas para la salud humana, además que se puede contraer cáncer por la exposición a elementos como el cromo (34).

Otro efecto aún más de cuidado es el daño en el ADN relacionado con metales pesados, tales como Al y Si (2). Las cenizas de carbón también se componen de elementos de tierras raras e itrio (Y) presente solo en componentes inorgánicos como sílice amorfa, y en menor cantidad en espinela de cenizas volantes; sin embargo, en este estudio también se encontró la presencia de Y en las cenizas estudiadas (16).

Tabla 1. Características las cenizas de fondo estudiadas.

| Características (% p/p) | CFC 1 | CFC 2 | CFC 3 |
|------------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| SiO ₂ | 59.04 | 63.12 | 59.86 |
| Al ₂ O ₃ | 22 | 24.15 | 24.24 |
| Fe ₂ O ₃ | 8.64 | 4.76 | 7.16 |
| SO ₃ | 3.8 | 1.58 | 2.76 |
| CaO | 1.77 | 1.85 | 1.39 |
| TiO ₂ | 1.32 | 1.3 | 1.3 |
| P ₂ O ₅ | 1.12 | 1.05 | 1.01 |
| K ₂ O | 0.92 | 0.82 | 1.11 |
| Na ₂ O | 0.41 | 0.47 | 0.38 |
| MgO | 0.35 | 0.39 | 0.33 |
| Cr | 0.18 | 0.02 | 0.03 |
| Ba | 0.13 | 0.15 | 0.15 |
| MnO | 0.03 | 0.02 | 0.01 |
| V | 0.02 | 0.03 | 0.02 |
| Cu | 0.01 | 0.02 | 0.02 |
| Pb | 0.01 | 97 ppm | - |
| Zn | 76 ppm | 51 ppm | 46 ppm |
| Se | - | 28 ppm | - |
| Sr | 0,11 | 0,1 | 0,12 |
| Ce | 0,06 | 0,09 | 0,04 |
| Y | 81 ppm | 57 ppm | 60 ppm |
| Loss On Ignition (LOI, %) | 22.81 | 16.65 | 30.62 |

Fuente: autores

En la muestra CF2 se encontró Pb, este metal en el ambiente se encuentra en su estado de oxidación. La exposición humana a este elemento provoca daños en los riñones, el corazón y el sistema nervioso, riesgo de retraso en los bebés e incluso abortos (5).

La presencia de metales en las CFC se debe a sus puntos de fusión altos por tanto no se volatilizan y provocan una combustión incompleta (35). El problema se agrava aún más porque los componentes del carbón, el cuerpo no los puede digerir provocando bioacumulación prolongando la condición proinflamatoria que conduce a la muerte celular, seguido del proceso de coagulación sanguínea que desencadena en accidentes cardiovasculares como trombosis y arteriosclerosis (2). En los residuos de CFC del estudio

también se encontró Ti, según estudios de Silva et al. (36) el Ti en cenizas de carbón se puede encontrar en más de 30 fases amorfas en tamaños de nanómetros, que pueden mezclarse con el suelo y formar el polvo urbano. Este elemento presenta una reactividad diferente con potencial de riesgo cancerígeno, que conllevan a comportamientos particulares especialmente en la salud de los niños que frecuentan espacios públicos.

Mondal et al. (34) estudiaron las fracciones biodisponibles en suelos cercanos a hornos de ladrillo, las fracciones más altas fueron para Mn, Zn, Pb y Cu y las más bajas para Cd, Cr; los suelos fueron moderadamente ácidos, lo cual fue confirmado con el cálculo del índice de contaminación (PI), el cual calificó el área de estudio como extremadamente contaminada. Otro índice fue el de riesgo ecológico (ERI), el cual dio como resultado riesgo ecológico extremo.

El contenido de carbón no quemado también se midió con la pérdida por ignición (LOI), para lo cual se obtuvo 22,81%, 16,65% y 30,62% (ver Tabla1) para CFC 1, CFC 2, CFC 3 respectivamente. Similares resultados han sido reportados por otros autores (27, 29), lo cual se atribuye a proporciones de carbón sin quemar; donde éstos últimos ha sido reportado con altos niveles de PHA (13). Con respecto a la toxicidad, se ha encontrado que uno de los riesgos ocupacionales más frecuentes, es el riesgo de contraer cáncer por la exposición a subproductos de la combustión del carbón, debido al contenido de PHA y radionucleidos naturales radioactivos ya sea por ingestión y contacto dérmico (4, 37).

Ensayo de ecotoxicidad

Se estudió la fitotoxicidad de suelo comercial modificado con la muestra de ceniza CF2 en *Vigna radiata*. De acuerdo con lo reportado en la Tabla 1, esta ceniza contiene metales como Cr, Ba, V, Cu, Zn, Sr, Ce, Y, Pb. Estudios reportan que las cenizas de la combustión del carbón, cuentan con una alta capacidad de adsorción, lo cual les permite encapsular varios elementos peligrosos, esta característica influye en la biodisponibilidad de metales y el crecimiento de las plantas (1).

En la Figura 6 se muestran imágenes del crecimiento de la radícula a concentraciones de 0, 50 y 100%; donde la elongación mostró una dosis respuesta de inhibición a concentraciones más altas, siendo la concentración del 50 % la que presenta menor elongación de radícula seguido de la concentración al 100% de ceniza. Sin embargo, el análisis ANOVA no mostró diferencias significativas entre todos los niveles de concentración de ceniza. Otros estudios ecotoxicológicos informan que la elongación para *Vigna radiata* presenta inhibición a concentraciones de CFC más altas, posiblemente por división de células meristemáticas de la raíz apical. También se ha encontrado que la morfología de las raíces también fueron indicativo de toxicidad, por sus características de raíz curva, delgadas, frágiles y pegajosas, como se observa en la figura 6b, c (22).



Figura 6. (a) radícula en suelo sin ceniza, (b) radícula en suelo en 50% de concentración de ceniza., (c) radícula en suelo en 100% de concentración de ceniza. Fuente: autores

El porcentaje de reducción radícula fue más notoria en la concentración de 50 % al 100% de ceniza (ver Figura 7). El índice de germinación es menor a concentraciones de ceniza del 50 %, sin embargo, a concentración de 100% se presenta un poco más de germinación (ver Figura 8).

La fitotoxicidad de las cenizas de carbón depende también de las propiedades del suelo, siendo los suelos arenosos más susceptibles a una respuesta fitotóxica por su bajo amortiguamiento químico en comparación con un suelo arcilloso (11). La toxicidad de cenizas de carbón también se ha estudiado en cultivo de Brassica rapa (Pakchoi), donde se mostró contaminación como Pb, Cr y Cu en el suelo, una característica de cuidado para la cadena alimentaria es que las partes comestibles de la planta presentaron más contenido de metales pesados que las raíces (38).

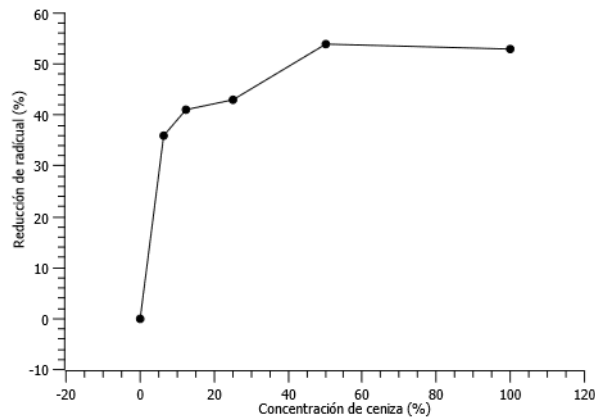


Figura 7. Reducción de radícula de semillas de *Vigna radiata*, incluido el control. Fuente: autores

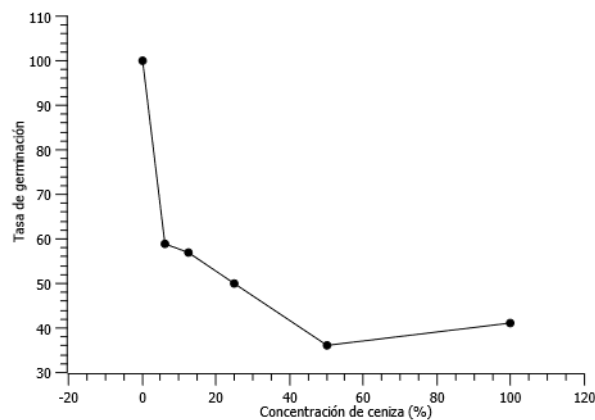


Figura 8. Índice de germinación de semillas de *Vigna radiata*, incluido el control. Fuente: autores

Las muestras de CF1 y CF2 presentaron un pH alcalino de 7.03-7.06 en su orden, y la muestra CF3 mostró un PH ligeramente ácido con 6.35. Este parámetro junto con el contenido de sales solubles en los subproductos del carbón, tiene efectos de inhibición de crecimiento en las plantas; por tanto se debe tener cuidado con los requerimientos de cal en el suelo (39). El pH alcalino puede generar una biodisponibilidad baja de nutrientes esenciales, por esta razón el crecimiento y la biomasa disminuyen (11). El pH alcalino también puede reducir la biodisponibilidad de metales (21). Un pH ácido en cenizas de carbón puede beberse a carbono orgánico total (TOC) y S en el carbón de origen (29). La literatura informa sobre la aplicación de cenizas como enmienda del suelo, sin

embargo, esto no se debe generalizar porque es necesario realizar investigaciones de las características físicas y químicas del sitio antes de su uso.

En cuanto a los valores de conductividad para CF1, CF2 y CF3 fueron de 215, 230 y 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. El comportamiento de la conductividad se ha estudiado en cenizas de carbón, donde se obtuvieron reacciones neutras consecuencia de una mayor conductividad eléctrica, indicativo también de abundancia de sales solubles de cationes básicos como Ca^{2+} , Na^{+} , K^{+} entre otros (29). En consecuencia, el comportamiento alcalino de CF1 y CF2 se puede deber a valores altos de conductividad, sin embargo, el pH levemente ácido de la muestra CF3, puede deberse al contenido TOC y S en el carbón original lo que tiende a desarrollar acidez.

Conclusiones

El análisis de ceniza de fondo de carbón a través de diferentes técnicas de microscopía logró evidenciar el contenido de material particulado de interés ambiental PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ así como su morfología granular e irregular con algunas partículas esféricas. La exposición a este tipo de partículas puede generar efectos adversos en la salud humana especialmente por afecciones respiratorias.

La diferencia en las propiedades fisicoquímicas en las tres muestras puede deberse a las condiciones de combustión de carbón. Por tal razón las CFC generadas en diferentes procesos industriales pueden diferir sustancialmente en sus características, por lo cual es necesario realizar estudios de caracterización que permitan realizar control para la eliminación de estos materiales, así disminuir el impacto ambiental y la salud pública especialmente en las comunidades de más bajos recursos.

Los parámetros del ensayo de toxicidad para CF2 mostraron reducción de radícula de *Vigna radiata* a mayores concentraciones de ceniza, el índice de germinación decrece hasta la concentración de ceniza al 50% pero aumenta levemente para la concentración de ceniza al 100%; por tanto, esta muestra podría ser compatible para uso agrícola. Sin embargo, el uso prolongado de estos materiales puede incidir en las características del suelo como la acidificación y deposición de elementos.

Se recomiendan realizar futuras investigaciones que contribuyan a profundizar en el tema del uso de cenizas para aplicaciones agrícolas, donde se estandarice la concentración adecuada en diferentes tipos de suelo para el uso agrícola. En ese sentido, se estaría aprovechando este residuo industrial, ya que actualmente no se está aprovechando en su totalidad.

Referencias

1. Saikia BK, Saikia J, Rabha S, Silva LFO, Finkelman R. Ambient nanoparticles/nanominerals and hazardous elements from coal combustion activity: Implications on energy challenges and health hazards. *Geosci Front*. 2018;9(3):863–75.
2. Gasparotto J, Da Boit Martinello K. Coal as an energy source and its impacts on human health. *Energy Geosci*. 2021;2(2):113–20.
3. Khan MW, Ali Y, De Felice F, Salman A, Petrillo A. Impact of brick kilns industry on environment and human health in Pakistan. *Sci Total Environ* [Internet]. 2019;678:383–9. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.369>
4. Kamal A, Malik RN, Martellini T, Cincinelli A. Cancer risk evaluation of brick kiln workers exposed to dust bound PAHs in Punjab province (Pakistan). *Sci Total Environ* [Internet]. 2014;493:562–70. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.140>
5. Munawer ME. Human health and environmental impacts of coal combustion and post-combustion wastes. *J Sustain Min* [Internet]. 2018;17(2):87–96. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jsm.2017.12.007>



6. Zierold KM, Sears CG. Community Views About the Health and Exposure of Children Living Near a Coal Ash Storage Site. *J Community Health*. 2015;40(2):357–63.
7. Hendryx M, Zullig KJ, Luo J. Impacts of coal use on health. *Annu Rev Public Health*. 2019;41:397–415.
8. Dou X, Ren F, Nguyen MQ, Ahamed A, Yin K, Chan WP, et al. Review of MSWI bottom ash utilization from perspectives of collective characterization, treatment, and existing application. *Renew Sustain Energy Rev* [Internet]. 2017;79(May 2016):24–38. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.044>
9. Rajarathnam U, Athalye V, Ragavan S, Maithel S, Lalchandani D, Kumar S, et al. Assessment of air pollutant emissions from brick kilns. *Atmos Environ* [Internet]. 2014;98:549–53. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.075>
10. Petroleum B. Statistical Review of World Energy globally consistent data on world energy markets, and authoritative publications in the field of energy. *BP Energy Outlook 2021*. 2021;70:8–20.
11. Mtisi M, Gwenzi W. Evaluation of the phytotoxicity of coal ash on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination, growth and metal uptake. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2019;170(June 2018):750–62. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.047>
12. Dai S, Bechtel A, Eble CF, Flores RM, French D, Graham IT, et al. Recognition of peat depositional environments in coal: A review. *Int J Coal Geol* [Internet]. 2020;219(January):103383. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.coal.2019.103383>
13. Ruwei W, Jiamei Z, Jingjing L, Liu G. Levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons in coal-fired power plant bottom ash and Fly ash from Huainan, China. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2013;65(2):193–202.
14. Wild SR, Mitchell DJ, Yelland CM, Jones KC. Arrested municipal solid waste incinerator fly ash as a source of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) to the environment. *Waste Manag Res*. 1992;10(1):99–111.
15. Bai H, Ma Y, Ai X, Li H, Liu P, Cang D. Chemical and morphological properties of particulate matter generated from coal-fired circulating fluidized bed boiler. *Proc - 3rd Int Conf Meas Technol Mechatronics Autom ICMTMA 2011*. 2011;1:708–11.
16. Besari DAA, Anggara F, Rosita W, Petrus HTBM. Characterization and mode of occurrence of rare earth elements and yttrium in fly and bottom ash from coal-fired power plants in Java, Indonesia. *Int J Coal Sci Technol* [Internet]. 2022;9(1). Available from: <https://doi.org/10.1007/s40789-022-00476-2>
17. Jayaranjan MLD, van Hullebusch ED, Annachatre AP. Reuse options for coal fired power plant bottom ash and fly ash. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 2014;13(4):467–86.
18. Gallardo S, Van Hullebusch ED, Pangayao D, Salido BM, Ronquillo R. Chemical, Leaching, and Toxicity Characteristics of Coal Ashes from Circulating Fluidized Bed of a Philippine Coal-Fired Power Plant. *Water Air Soil Pollut*. 2015;226(9).
19. Silva LFO, Da Boit KM. Nanominerals and nanoparticles in feed coal and bottom ash: Implications for human health effects. *Environ Monit Assess*. 2011;174(1–4):187–97.
20. Gieré R, Blackford M, Smith K. TEM study of PM_{2.5} emitted from coal and tire combustion in a thermal power station. *Environ Sci Technol*. 2006;40(20):6235–40.
21. Ribé V, Nehrenheim E, Odlare M. Assessment of mobility and bioavailability of contaminants in MSW incineration ash with aquatic and terrestrial bioassays. *Waste Manag*. 2014;34(10):1871–6.
22. Jain N. Open Access Research Article Seeds of *Vigna radiata* as a Model to Study the Ecotoxicity Potential of Abstract : 2 . *Materials and Methods* : 2015;4(1):1–6.
23. Oliveira MLS, Da Boit K, Schneider IL, Teixeira EC, Crissien Borrero TJ, Silva LFO. Study of coal cleaning rejects by FIB and sample preparation for HR-TEM: Mineral surface chemistry and nanoparticle-aggregation control for health studies. *J Clean Prod*. 2018;188:662–9.
24. Faria T, Cunha-Lopes I, Pilou M, Housiadas C, Querol X, Alves C, et al. Children's



- exposure to size-fractioned particulate matter: Chemical composition and internal dose. *Sci Total Environ* [Internet]. 2022;823:153745. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153745>
25. World Health Organization. WHO global air quality guidelines. *Coast Estuar Process*. 2021;1–360.
 26. Kalaw ME, Culaba A, Hinode H, Kurniawan W, Gallardo S, Promentilla MA. Optimizing and characterizing geopolymers from ternary blend of philippine coal fly ash, coal bottom ash and rice hull ash. *Materials (Basel)*. 2016;9(7).
 27. Fidanchevski E, Angjusheva B, Jovanov V, Murtanovski P, Vladiceska L, Stamatovska N, et al. Technical and radiological characterisation of fly ash and bottom ash from thermal power plant. *J Radioanal Nucl Chem* [Internet]. 2021;330(3):685–94. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07980-w>
 28. Rafieizonooz M, Khankhaje E, Rezaia S. Assessment of environmental and chemical properties of coal ashes including fly ash and bottom ash, and coal ash concrete. *J Build Eng* [Internet]. 2022;49(November 2021):104040. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.104040>
 29. Goswami L, Raul P, Sahariah B, Bhattacharyya P, Bhattacharya SS. Characterization and risk evaluation of tea industry coal ash for environmental suitability. *Clean - Soil, Air, Water*. 2014;42(10):1470–6.
 30. Hussain M, Tufa LD, Yusup S, Zabiri H. Characterization of coal bottom ash & its potential to be used as catalyst in biomass gasification. *Mater Today Proc*. 2019;16:1886–93.
 31. Tiwari M, Sahu SK, Bhangare RC, Ajmal PY, Pandit GG. Elemental characterization of coal, fly ash, and bottom ash using an energy dispersive X-ray fluorescence technique. *Appl Radiat Isot* [Internet]. 2014;90:53–7. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.03.002>
 32. Baite E, Messan A, Hannawi K, Tsobnang F, Prince W. Physical and transfer properties of mortar containing coal bottom ash aggregates from Tefereyre (Niger). *Constr Build Mater* [Internet]. 2016;125:919–26. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.08.117>
 33. Srikanth S, Raju GJN. Quantitative Study of Trace Elements in Coal and Coal Related Ashes using PIXE. *J Geol Soc India*. 2019;94(5):533–7.
 34. Mondal A, Das S, Sah RK, Bhattacharyya P, Bhattacharya SS. Environmental footprints of brick kiln bottom ashes: Geostatistical approach for assessment of metal toxicity. *Sci Total Environ* [Internet]. 2017;609:215–24. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.172>
 35. Itam Z, Beddu S, Mohammad D, Kamal NLM, Zainoodin MM, Syamsir A, et al. Extraction of metal oxides from coal bottom ash by carbon reduction and chemical leaching. *Mater Today Proc* [Internet]. 2019;17:727–35. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.06.356>
 36. Silva LFO, Hower JC, Dotto GL, Oliveira MLS, Pinto D. Titanium nanoparticles in sedimented dust aggregates from urban children's parks around coal ashes wastes. *Fuel* [Internet]. 2021;285(July 2020):119162. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119162>
 37. Abedin MJ, Karim MR, Khandaker MU, Kamal M, Hossain S, Miah MHA, et al. Dispersion of radionuclides from coal-fired brick kilns and concomitant impact on human health and the environment. *Radiat Phys Chem* [Internet]. 2020;177(July):109165. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2020.109165>
 38. Sun W, Bai L, Ji H, Huo W, Huang Z, Liu K, et al. Environmental risk assessment of coal-ash-amended soil based on continuous planting of pakchoi. *Am J Biochem Biotechnol*. 2021;17(2):192–204.
 39. Wright RJ, Codling EE, Stuczynski T, Siddaramappa R. Influence of soil-applied



coal combustion by-products on growth and elemental composition of annual ryegrass. *Environ Geochem Health*. 1998;20(1):10–8.