Pyrolysis at 500 °C to Valorize Trout Aquaculture Sludge as a Soil Amendment

Gary Ken Darío Coro Valiente[1],[2]; David Elías Salazar Bustamante[1]

[1]Universidad Nacional del Callao, Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales, Peru

[2]Yachayx, Lima, Peru

gary.coro.val@outlook.com; davidsalazarbus21@gmail.com

ORCID: 0009-0007-0467-1302; 0009-0009-0560-0041

***Abstract*—** Trout aquaculture sludge is commonly discharged untreated into water bodies, causing eutrophication and nutrient loss. Pyrolysis offers a valorization route, yet data on biochar from this feedstock are scarce, with the literature dominated by wastewater- and drinking-water-treatment sludge. This study evaluated the influence of pyrolysis temperature on the quality of biochar produced from the sludge of a Salmo trutta fish farm in Pariamarca (Canta, Lima, Peru) as a soil amendment. Dried, sieved sludge was pyrolyzed in a 5-L reactor at 500 and 700 °C (1-h residence time). Ten physicochemical properties and phytotoxicity (germination index in tomato, Solanum lycopersicum) were determined. Higher temperature significantly increased pH, electrical conductivity, K, moisture and ash, and reduced the H:Corg ratio, total N and volatile matter (Student t and Mann-Whitney U tests, $p<0.05$). Biochar at 500 °C was phytostimulant (germination index 132.6%), stable (H:Corg 0.13) and compliant with IBI/EBC standards, whereas at 700 °C it lost the stimulant effect (81.2%; ANOVA $p<0.05$). It is concluded that, among the evaluated temperatures, 500 °C was the most favorable condition to obtain a stable, low-phytotoxicity amendment under laboratory conditions, supporting a circular-economy strategy for Andean aquaculture.

***Keywords*—** aquaculture sludge, slow pyrolysis, carbon sequestration, germination index, soil amendment.

Pirólisis a 500 °C para valorizar lodos de acuicultura de trucha como enmienda de suelo

Gary Ken Darío Coro Valiente[1],[2]; David Elías Salazar Bustamante[1]

[1]Universidad Nacional del Callao, Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales, Perú

[2]Yachayx, Lima, Perú

gary.coro.val@outlook.com; davidsalazarbus21@gmail.com

ORCID: 0009-0007-0467-1302; 0009-0009-0560-0041

***Resumen*—** Los lodos de acuicultura de trucha se vierten habitualmente sin tratamiento a cuerpos de agua, lo que genera eutrofización y pérdida de nutrientes. La pirólisis ofrece una vía de valorización, pero apenas existen datos sobre biocarbón procedente de esta matriz residual, dominando en la literatura los lodos de plantas de tratamiento o potabilización. Este estudio evaluó la influencia de la temperatura de pirólisis en la calidad del biocarbón obtenido de lodos de una piscigranja de Salmo trutta en Pariamarca (Canta, Lima, Perú), como enmienda de suelo. El lodo, secado y tamizado, se pirolizó en un reactor de 5 L a 500 y 700 °C (1 h de residencia). Se determinaron diez propiedades fisicoquímicas y la fitotoxicidad mediante el índice de germinación en tomate (Solanum lycopersicum). El aumento de temperatura elevó significativamente pH, conductividad, K, humedad y ceniza, y redujo H:Corg, N total y materia volátil (t de Student y U de Mann-Whitney, $p<0.05$). El biocarbón a 500 °C fue fitoestimulante (índice de germinación 132.6%), estable (H:Corg 0.13) y conforme a los estándares IBI/EBC, mientras que a 700 °C perdió el efecto estimulante (81.2%; ANOVA $p<0.05$). Se concluye que, entre las temperaturas evaluadas, 500 °C fue la condición más favorable para producir una enmienda estable y de baja fitotoxicidad en condiciones de laboratorio.

***Palabras clave*—** lodo de acuicultura, pirólisis lenta, secuestro de carbono, índice de germinación, enmienda de suelo.

I. INTRODUCCIÓN

La acuicultura continental ha crecido de forma sostenida durante las últimas décadas y aporta una fracción sustancial de la producción acuícola mundial [1]. En el Perú, esta actividad presenta tasas de crecimiento anual próximas al 20 %, con la crianza de trucha como uno de sus principales rubros [2]. Su intensificación conlleva un aumento proporcional de lodos residuales, un flujo de bajo volumen pero elevada concentración de nutrientes —nitrógeno y fósforo— y sólidos orgánicos [3], [4]. El vertimiento de estos lodos sin tratamiento sobre cuerpos de agua ocasiona eutrofización, agotamiento de oxígeno, incremento de la turbidez y de la carga de sólidos suspendidos, además de un riesgo sanitario por patógenos que pueden afectar a poblaciones de peces silvestres [4], [5].

En numerosos contextos, las prácticas convencionales de gestión de lodos —el vertido y la incineración— desplazan el problema hacia una contaminación secundaria [6]. La pirólisis, descomposición termoquímica de la biomasa en atmósfera limitada de oxígeno, constituye una alternativa que combina la reducción del residuo con la generación de un producto de valor: el biocarbón [7]. Este material carbonoso y poroso puede mejorar la capacidad de intercambio catiónico del suelo, regular su pH, retener agua y nutrientes, incrementar la estabilidad del carbono y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, por lo que se ha propuesto como enmienda y como vía de secuestro de carbono [8], [9].

El aprovechamiento de la biomasa residual para producir biocarbón se enmarca en el concepto de bioeconomía circular, en el que un flujo de desecho se reincorpora al sistema productivo como insumo de valor [10]. En el caso de los lodos, esta ruta permite fijar en una matriz sólida y estable el carbono y los nutrientes que, de otro modo, se perderían con el vertido, contribuyendo simultáneamente a la reducción del impacto ambiental y al secuestro de carbono en el suelo [8], [9].

Las condiciones del proceso —en particular la temperatura de pirólisis— determinan las propiedades fisicoquímicas del biocarbón y, con ello, su aptitud como enmienda [10], [11]. La materia prima ejerce un efecto igualmente decisivo: la biomasa no lignocelulósica, que incluye los lodos residuales, difiere marcadamente de los residuos lignocelulósicos en composición y comportamiento térmico [12]. La mayoría de los estudios sobre biocarbón de lodos se han desarrollado con lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales o de potabilización [13], [14], mientras que los lodos procedentes de la acuicultura han recibido escasa atención pese a su distinta matriz orgánica y mineral. Esta brecha limita la posibilidad de valorizar un residuo abundante en regiones con acuicultura de altura.

En la comunidad de Pariamarca (Canta, Lima), los lodos generados por la crianza de trucha se retiran periódicamente de los estanques y se descargan directamente sobre el río Chillón sin tratamiento previo, lo que hace necesario evaluar alternativas de aprovechamiento local. Bajo estas consideraciones, el presente estudio tuvo por objetivo determinar la influencia de la temperatura de pirólisis en la calidad de un biocarbón obtenido a partir de lodos residuales de acuicultura de trucha, evaluada a través de sus propiedades fisicoquímicas y su fitotoxicidad, con el fin de establecer la condición más adecuada para su uso como enmienda de suelo. La Fig. 1 sintetiza la ruta de valorización evaluada en este trabajo.

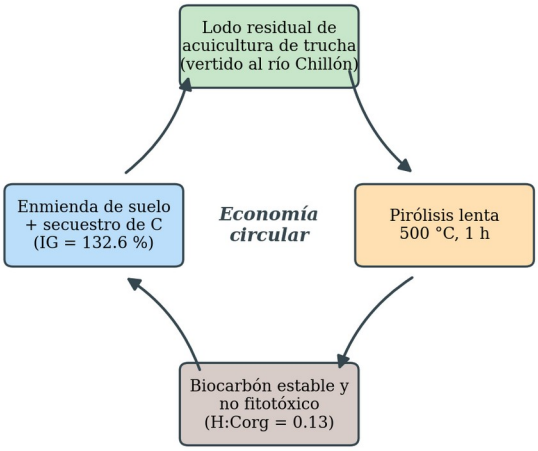


Fig. 1 Ruta de valorización del lodo de acuicultura como estrategia de economía circular.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Área de estudio y muestreo

El estudio se realizó con lodos residuales procedentes de una piscigranja de trucha (*Salmo trutta*) ubicada en la comunidad de Pariamarca (Canta, Lima, Perú; 2422 m s. n. m.), donde los lodos se retiran quincenalmente de los estanques y se descargan sin tratamiento sobre el río Chillón (Fig. 2). Se tomó una muestra compuesta de aproximadamente 2 L a partir de muestras puntuales recolectadas durante la descarga de los diez estanques. El procesamiento analítico se realizó en el Laboratorio de Análisis Químico de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales de la Universidad Nacional del Callao, entre mayo y julio de 2023.

De acuerdo con la estimación del propietario de la piscigranja (comunicación personal durante el trabajo de campo), la limpieza quincenal del conjunto de los diez estanques genera al menos 100 L de lodo, que actualmente se vierten sin tratamiento al río Chillón. Esta cifra, aún por verificar mediante mediciones sistemáticas, evidencia un flujo residual sostenido susceptible de valorización.



Fig. 2 Vista de la piscigranja de trucha en Pariamarca, Canta – Lima.

B. Preparación de la materia prima

El lodo se extendió sobre una superficie plástica, se retiraron manualmente las impurezas (rocas, hojarasca, plásticos) y se secó a la intemperie durante 5 días. A continuación se completó el secado en horno de convección a 70 °C durante 24 h para eliminar la humedad residual.

C. Producción de biocarbón

La pirólisis se realizó en un reactor pirolítico de 5 L de capacidad, en ausencia de oxígeno, a una velocidad de calentamiento de 12 °C/min y un tiempo de residencia de 1 h. Se evaluaron dos temperaturas finales, 500 y 700 °C, con tres réplicas cada una (lotes de 300 g de lodo seco; n = 3 por tratamiento). Concluida cada corrida, el reactor se enfrió a temperatura ambiente durante 1 h y el biocarbón se pesó para estimar el rendimiento de producción, calculado como la relación porcentual entre la masa seca del biocarbón y la del lodo alimentado. El producto se molió en mortero de porcelana, se tamizó (malla N.º 40; 425 µm) y se almacenó en bolsas selladas.

D. Caracterización fisicoquímica

El pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron según Rajkovich et al. [15], preparando una suspensión de 1.0 g de biocarbón en 20 mL de agua desionizada, agitada 1.5 h; las mediciones se realizaron con un potenciómetro Orion Star A326 y un multiparámetro Oakton serie 600, respectivamente. El carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre, el carbono inorgánico, el fósforo y el potasio totales, y los parámetros proximales (humedad, ceniza y materia volátil) se determinaron en un laboratorio acreditado mediante métodos normalizados ASTM (D5373 para C y N; D3178 para H; D4239 para S; D4373 para C inorgánico; D1762 para humedad, ceniza y materia volátil) y espectrofotometría de absorción atómica para P y K. El carbono orgánico (Corg) se calculó por diferencia entre el carbono total y el inorgánico, y las relaciones H:Corg y H:C se obtuvieron a partir del análisis elemental. Los criterios de calidad se contrastaron con los estándares de la International Biochar Initiative (IBI) y el European Biochar Certificate (EBC).

E. Ensayo de fitotoxicidad

La fitotoxicidad se evaluó mediante el índice de germinación (IG) según Zucconi et al. [16] y Liang et al. [17]. Se prepararon lixiviados a partir de 1.0 g de muestra (lodo seco, biocarbón a 500 °C o a 700 °C) en 10 mL de agua desionizada, agitados 10 min y filtrados con papel Whatman N.º 41. En placas Petri de 90 mm se colocaron 10 semillas de tomate (*Solanum lycopersicum* var. Río Grande) con 5 mL de lixiviado; como control se emplearon 5 mL de agua desionizada. Las placas se incubaron en oscuridad a 25 °C durante 72 h, con tres réplicas por tratamiento. El IG se calculó como:

$$IG\ (\%) = (G / G_0) \times (L / L_0) \times 100 \quad (1)$$

donde G y G0 son los porcentajes de germinación del lixiviado y del control, y L y L0 las longitudes medias de raíz correspondientes.

F. Análisis estadístico

Los datos se procesaron en SPSS v27 (α = 0.05). Se calcularon estadísticos descriptivos (media, mediana, desviación estándar, mínimo, máximo y coeficiente de variación). La normalidad se verificó con la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Para comparar el efecto de la temperatura (500 vs. 700 °C) sobre cada propiedad fisicoquímica se aplicó la prueba t de Student a los parámetros con distribución normal y la prueba U de Mann-Whitney al parámetro que no la cumplió (K total). El efecto sobre la fitotoxicidad se evaluó mediante ANOVA de un factor seguido de la prueba post hoc HSD de Tukey.

III. RESULTADOS

A. *Rendimiento y propiedades fisicoquímicas*

El rendimiento de producción disminuyó de 76.44 % a 500 °C a 71.89 % a 700 °C. La Tabla I resume las propiedades fisicoquímicas del biocarbón a ambas temperaturas. Con el aumento de la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, el potasio total, la humedad y la ceniza se incrementaron, mientras que la relación H:Corg, el nitrógeno total y la materia volátil disminuyeron. El carbono orgánico mostró un ligero aumento y el fósforo total una ligera disminución.

TABLA I. Rendimiento y propiedades fisicoquímicas del biocarbón a 500 y 700 °C (media ± DE; n = 3)

Propiedad	500 °C	700 °C	p-valor	Sig.
Rendimiento (%)	76.44 ± 0.20	71.89 ± 0.77	—	—
pH	8.43 ± 0.08	8.66 ± 0.07	0.01	
Conductividad eléctrica (µS/cm)	207.0 ± 1.2	277.8 ± 11.1	<0.01	
Carbono orgánico, Corg (%)	11.55 ± 1.28	13.81 ± 0.71	0.06	ns
Relación H:Corg	0.13 ± 0.02	0.08 ± 0.01	0.01	
Relación H:C	0.021	0.017	—	—
Nitrógeno total (%)	0.72 ± 0.04	0.31 ± 0.03	<0.01	
Fósforo total (%)	0.84 ± 0.04	0.80 ± 0.10	0.57	ns
Potasio total (%)	0.25 ± 0.02	0.34 ± 0.02	0.04	
Humedad (%)	0.78 ± 0.01	0.96 ± 0.03	<0.01	
Ceniza (%)	4.88 ± 0.91	7.67 ± 0.33	0.01	
Materia volátil (%)	24.16 ± 1.61	20.19 ± 1.19	0.03	

Nota. * diferencia significativa (p<0.05); ns = no significativa. Comparaciones por t de Student, excepto K total (U de Mann-Whitney). Todos los parámetros cumplieron normalidad (Shapiro-Wilk, p>0.05) y homogeneidad de varianzas (Levene, p>0.05), salvo K total.

Todos los biocarbones cumplieron los umbrales de la IBI/EBC para uso como enmienda: Corg ≥ 10 % (clase 3) y H:Corg ≤ 0.7. La relación H:Corg (0.13 y 0.08) se situó por debajo de 0.4 en ambos casos.

B. *Fitotoxicidad*

El índice de germinación en tomate (*Solanum lycopersicum*) difirió significativamente entre tratamientos (ANOVA, F = 6.72; p = 0.03). El biocarbón a 500 °C alcanzó un IG de 132.6 %, correspondiente a un efecto fitoestimulante (IG > 100 %); el biocarbón a 700 °C, 81.2 %, sin fitotoxicidad (IG > 80 %); y el lodo seco, 79.2 %, indicativo de fitotoxicidad moderada (Tabla II, Fig. 3). La prueba post hoc de Tukey mostró diferencias significativas entre el biocarbón a 500 °C y el lodo seco (p = 0.041) y entre los biocarbones a 500 y 700 °C (p = 0.047), sin diferencia entre el lodo seco y el biocarbón a 700 °C (p = 0.992).

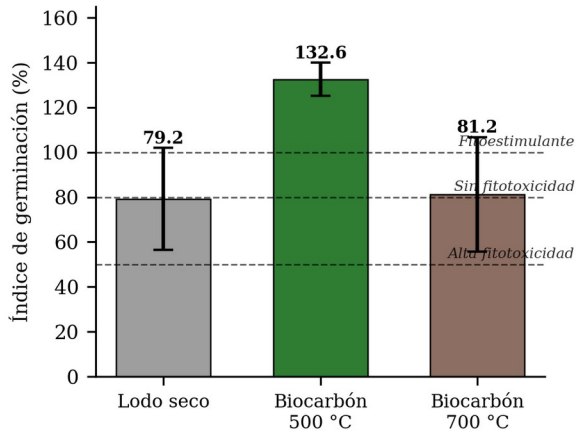


Fig. 3 Índice de germinación por tratamiento (media ± DE; n = 3). Líneas de referencia según Zucconi et al. [16].

TABLA II. Índice de germinación por tratamiento (media ± DE; n = 3)

Tratamiento	IG (%)	Interpretación [16]
Lodo seco	79.2 ± 22.7	Fitotoxicidad moderada
Biocarbón 500 °C	132.6 ± 7.3	Fitoestimulante
Biocarbón 700 °C	81.2 ± 25.6	Sin fitotoxicidad

IV. DISCUSIÓN

A. *Rendimiento y estabilidad del carbono*

La disminución del rendimiento con la temperatura (76.44 % a 500 °C y 71.89 % a 700 °C) coincide con la tendencia ampliamente documentada para lodos y biomasa no lignocelulósica [14], [18], [19], [20], y se atribuye a las reacciones de volatilización, polimerización y condensación que se intensifican a mayor temperatura [14]. No obstante, los rendimientos aquí obtenidos son notablemente superiores a los

reportados para lodos de PTAR (27–58 %) [13], [18], [20] y de potabilización (43–48 %) [14]. Esta diferencia sugiere una elevada fracción inorgánica y mineral en el lodo de acuicultura, que resiste la degradación térmica y se conserva en el producto sólido; hallazgo que refuerza el interés de esta matriz como fuente estable de biocarbón.

Este comportamiento es coherente con lo reportado por Girón Merino [33], quien, para un biocarbón de origen forestal, señaló que un menor contenido de humedad inicial de la biomasa y tiempos de pirólisis más cortos favorecen el rendimiento de producción; ello subraya la relevancia del secado previo aplicado en el presente estudio para maximizar la recuperación del producto sólido.

La calidad como sumidero de carbono se evaluó mediante las relaciones H:Corg y H:C, indicadores del grado de aromatización y de la estabilidad a largo plazo [24]. Ambas disminuyeron significativamente con la temperatura (H:Corg de 0.13 a 0.08; H:C de 0.021 a 0.017), en línea con lo observado por otros autores [14], [22], [23]. Los valores de H:Corg se situaron muy por debajo del umbral de 0.4 que, según Brassard et al. [9], implica que al menos el 70 % del carbono permanecería en el suelo durante más de 100 años, y por debajo del máximo de 0.7 fijado por la IBI y el EBC. Un valor de H:C cercano a 0.02 apunta además a una estructura próxima a la grafítica [24]. En conjunto, el biocarbón de lodo de acuicultura presenta una estabilidad compatible con el secuestro de carbono, un atributo relevante frente al vertido directo del lodo, que libera su carbono orgánico lábil.

En contraste, Palacios Hugo [34] reportó para un biocarbón de residuos agroforestales un incremento de la relación H:Corg con la temperatura de pirólisis, tendencia opuesta a la observada en esta matriz de lodos; esta divergencia evidencia la influencia decisiva de la materia prima sobre la evolución de la aromatización y la estabilidad del biocarbón.

B. Aptitud fisicoquímica como enmienda

El incremento significativo del pH (8.43 a 8.66) reproduce la tendencia mayoritaria en la literatura [17], [20], [21], [19] y se explica por la separación de grupos funcionales ácidos durante la pirólisis y el enriquecimiento relativo de sales alcalinas y alcalinotérreas y de cenizas de carácter básico [25], [26]. Un biocarbón alcalino (pH > 7) resulta idóneo para corregir suelos ácidos [24], condición frecuente en suelos andinos, lo que anticipa una aplicación regional pertinente. La conductividad eléctrica aumentó con la temperatura (207 a 278 µS/cm) por concentración de cenizas [26], pero se mantuvo muy por debajo de los límites normativos de referencia [27], descartando riesgo de salinidad.

El comportamiento de los nutrientes definió el contraste agronómico entre ambas temperaturas. El nitrógeno total cayó de forma acusada (0.72 a 0.31 %) por volatilización del N orgánico y pérdida de las fracciones NH4-N y NO3-N a alta temperatura [14], [19], [20], lo que penaliza al biocarbón de 700 °C como fuente de N. El potasio aumentó (0.25 a 0.34 %) por su retención en la fracción mineral [28], mientras que el fósforo no varió significativamente, coherente con su estabilización térmica por debajo de 700–800 °C [29], [30]. La materia volátil disminuyó a valores inferiores al 35 % en ambos casos, umbral por debajo del cual se evita la inmovilización de nitrógeno y la merma del rendimiento vegetal asociadas a excesos de volátiles [24], [32]. El aumento de la ceniza con la temperatura confirma la concentración de la fracción mineral tras la pérdida de volátiles [14].

El contenido de ceniza, que representa la fracción mineral del biocarbón, se mantuvo en niveles moderados (4.9–7.7 %) frente a los biocarbones de lodos de PTAR, que suelen superar el 60 % [14], [20]. De acuerdo con Denyes et al. [24], un contenido de ceniza relativamente bajo se asocia a una mayor proporción de carbono orgánico y, por tanto, a una mayor capacidad de retención de nutrientes a largo plazo en el suelo, lo que representa una ventaja adicional de esta matriz frente a otros lodos residuales.

C. Respuesta biológica: la condición más favorable (500 °C)

El ensayo de fitotoxicidad integró las propiedades anteriores en una respuesta biológica medible. El biocarbón a 500 °C fue fitoestimulante (IG = 132.6 %), superando el valor del lodo seco (79.2 %, fitotoxicidad moderada) y del biocarbón a 700 °C (81.2 %). Este resultado es relevante porque demuestra que la pirólisis no solo estabiliza el residuo, sino que revierte su fitotoxicidad moderada y la transforma en un efecto estimulante. El IG a 500 °C supera incluso a los reportados para biocarbón de lodos de PTAR (105 %) [18] y de residuos de poda o sarmiento en varias especies [17], [31]. La pérdida del efecto estimulante a 700 °C es consistente con el mayor contenido de cenizas y el consiguiente estrés salino sobre la germinación y el desarrollo radicular [31], reforzado por el descenso del N disponible.

Al comparar entre materias primas, el IG del biocarbón a 500 °C (132.6 %) superó al reportado por Phoungthong et al. [18] para lodos de depuradora (105 %) y se ubicó en el rango alto de los valores observados por Videgain-Marco et al. [31] y Liang et al. [17] para biocarbones de sarmiento y de poda en diversas especies vegetales. Esta respuesta favorable sugiere que el lixiviado del biocarbón de lodo de acuicultura aporta compuestos solubles capaces de estimular la germinación sin alcanzar concentraciones fitotóxicas, a diferencia del lodo crudo, cuyo IG (79.2 %) reflejó una fitotoxicidad moderada.

La convergencia de los tres ejes explica por qué 500 °C fue la condición más favorable entre las evaluadas: entrega estabilidad de carbono (H:Corg = 0.13), mayor retención de nutrientes (N, P, materia volátil) y una respuesta biológica favorable, cumpliendo simultáneamente los criterios IBI/EBC. La identificación de una temperatura óptima requeriría, no obstante, evaluar un intervalo más amplio de temperaturas. El comportamiento observado indica que “a mayor temperatura, mejor” no aplica a esta matriz: 700 °C aumenta la aromatización, pero degrada el balance agronómico.

D. Contribución, aplicabilidad y originalidad

Hasta donde alcanza la bibliografía revisada, este es el primer estudio que caracteriza biocarbón derivado de lodos de acuicultura de trucha de altura, una matriz ausente frente al

predominio de lodos de PTAR y de potabilización. Su originalidad radica en acoplar tres criterios de calidad —estabilidad del carbono, conformidad normativa y respuesta biológica— para seleccionar la condición más favorable dentro del rango evaluado, en lugar de limitarse a una descripción fisicoquímica. En términos de aplicabilidad, el resultado ofrece una ruta concreta de economía circular para la acuicultura andina: convertir un residuo hoy vertido al río Chillón en una enmienda estable y no fitotóxica, con potencial de secuestro de carbono y de corrección de suelos ácidos.

E. Limitaciones y trabajo futuro

Los resultados deben interpretarse considerando el alcance experimental. Se evaluaron dos temperaturas con tres réplicas, lo que permite contrastar 500 frente a 700 °C pero no modelar una curva de respuesta; futuros estudios deberían incorporar temperaturas intermedias (300–600 °C). No se determinó el contenido de metales pesados del biocarbón, aspecto necesario antes de una aplicación agrícola a escala, dado que los biocarbones de residuos pueden concentrar estos elementos [18]. Asimismo, la fitotoxicidad se evaluó sobre lixiviado y una sola especie como indicador temprano; la validación agronómica requiere ensayos de aplicación directa en suelo, con más especies y con medición de propiedades como la capacidad de intercambio catiónico y el área superficial. Finalmente, la caracterización del lodo crudo como línea base permitiría cuantificar el enriquecimiento o la pérdida neta de cada componente durante la pirólisis.

En consecuencia, los hallazgos deben interpretarse como evidencia de desempeño en laboratorio y no como una demostración de aplicabilidad agronómica en campo, la cual requiere ensayos directos de aplicación en suelo y de crecimiento vegetal.

F. Implicaciones para la gestión del residuo y la economía circular

Más allá de la caracterización, los resultados tienen implicaciones prácticas para la gestión de la acuicultura de altura. La conversión del lodo en biocarbón a 500 °C constituye una alternativa concreta al vertido directo sobre el río Chillón, al retirar del efluente la carga de nutrientes y sólidos responsable de la eutrofización [4], [5] y transformarla en un producto con valor agronómico. El contenido de nitrógeno, fósforo y potasio del biocarbón, junto con su pH alcalino, lo hacen apto como enmienda para los suelos ácidos frecuentes en la sierra peruana [24], mientras que su elevada estabilidad (H:Corg = 0.13) sugiere un aporte sostenido al secuestro de carbono [9].

La adopción de esta ruta a escala requeriría, no obstante, evaluar aspectos que exceden el alcance del presente estudio. En términos de balance de masa, el elevado rendimiento del proceso (76.4 % a 500 °C) implica que gran parte de la materia prima se conserva en el producto sólido, lo que favorece la logística de aprovechamiento. Desde el punto de vista energético, la pirólisis demanda energía para el secado previo y el calentamiento del reactor, por lo que su viabilidad dependería de la recuperación y valorización de las fracciones gaseosa (gas de síntesis) y líquida (bioaceite) generadas durante la conversión térmica, que podrían destinarse a cubrir parte de la demanda térmica del propio proceso. Una evaluación tecno-económica preliminar y un análisis de ciclo de vida (ACV) permitirían determinar las condiciones —escala mínima, costo energético e infraestructura— bajo las cuales los productores acuícolas podrían implementar esta estrategia, y constituyen líneas de trabajo prioritarias para consolidar su pertinencia dentro de una economía circular del sector.

V. CONCLUSIONES

1) La temperatura de pirólisis gobierna la calidad del biocarbón obtenido de lodos residuales de acuicultura de trucha: modifica significativamente la mayoría de sus propiedades fisicoquímicas y su fitotoxicidad, confirmando que es la principal palanca de control del proceso.

2) El incremento de temperatura mejora la estabilidad y la aromatización del carbono, pero degrada el balance agronómico al reducir el nitrógeno disponible y la fracción de nutrientes retenidos, de modo que las condiciones más severas no producen necesariamente una mejor enmienda.

3) Entre las temperaturas evaluadas (500 y 700 °C), la pirólisis a 500 °C fue la condición más favorable, al reunir estabilidad del carbono, cumplimiento de los estándares internacionales de calidad de biocarbón y un efecto fitoestimulante sobre la germinación; ventajas que se pierden a 700 °C. La determinación de una temperatura óptima requeriría evaluar un intervalo más amplio de temperaturas.

4) El proceso revierte la fitotoxicidad moderada del lodo crudo y la transforma en una respuesta biológica favorable, lo que demuestra que la pirólisis no solo estabiliza el residuo, sino que le confiere valor agronómico.

5) En conjunto, los resultados de laboratorio sustentan una estrategia de economía circular para la acuicultura andina: un residuo hoy vertido sin tratamiento podría reconvertirse localmente en una enmienda de suelo estable y de baja fitotoxicidad. No obstante, su seguridad agronómica no puede afirmarse de forma concluyente sin la caracterización de metales pesados y ensayos de aplicación directa en suelo, por lo que las presentes conclusiones se circunscriben al alcance experimental del estudio.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales de la Universidad Nacional del Callao por el acceso a los laboratorios, y a la piscigranja de Pariamarca por facilitar el muestreo de lodos residuales.

Este artículo se deriva de la tesis de pregrado de los autores [35], desarrollada en la Universidad Nacional del Callao.

REFERENCIAS

[1] J. Bostock et al., “Aquaculture: Global status and trends,” Phil. Trans. R. Soc. B, vol. 365, no. 1554, pp. 2897–2912, 2010.

[2] C. A. Álvarez Verde, “Perú: ¿Acuicultura Sostenible?,” Desarrollo Local Sostenible, vol. 5, pp. 1–13, 2012.

[3] S. T. Summerfelt, P. R. Adler, and D. M. Glenn, “Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands,” Aquacultural Eng., vol. 19, pp. 1–12, 1998.

[4] L. M. del Campo et al., Utilization of Sludge from Recirculation Aquaculture Systems. Nofima, 2010.

[5] S. Chen, D. E. Coffin, and R. F. Malone, “Sludge production and management for recirculating aquacultural systems,” J. World Aquac. Soc., vol. 28, no. 4, pp. 303–315, 1997.

[6] Y. Chen et al., “Production, properties, and catalytic applications of sludge derived biochar for environmental remediation,” Water Res., vol. 187, p. 116390, 2020.

[7] A. Raheem et al., “Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: A review,” Chem. Eng. J., vol. 337, pp. 616–641, 2018.

[8] X. Xiao, B. Chen, and L. Zhu, “Transformation, morphology, and dissolution of silicon and carbon in rice straw-derived biochars under different pyrolytic temperatures,” Environ. Sci. Technol., vol. 48, no. 6, pp. 3411–3419, 2014.

[9] P. Brassard et al., “Biochar for soil amendment,” in Char and Carbon Materials Derived from Biomass, pp. 109–146, 2019.

[10] P. R. Yaashikaa et al., “A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy,” Biotechnol. Rep., vol. 28, e00570, 2020.

[11] J. Lee, A. K. Sarmah, and E. E. Kwon, “Production and formation of biochar,” in Biochar from Biomass and Waste, pp. 3–18, 2018.

[12] D. C. Li and H. Jiang, “The thermochemical conversion of non-lignocellulosic biomass to form biochar: A review,” Bioresour. Technol., vol. 246, pp. 57–68, 2017.

[13] E. Agrafioti et al., “Biochar production by sewage sludge pyrolysis,” J. Anal. Appl. Pyrolysis, vol. 101, pp. 72–78, 2013.

[14] Y. Zhang, J. Qin, and Y. Yi, “Biochar and hydrochar derived from freshwater sludge: Characterization and possible applications,” Sci. Total Environ., 2020.

[15] S. Rajkovich et al., “Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil,” Biol. Fertil. Soils, vol. 48, no. 3, pp. 271–284, 2011.

[16] F. Zucconi et al., “Evaluating toxicity of immature compost,” BioCycle, vol. 2, pp. 54–57, 1981.

[17] C. Liang et al., “Biochar from pruning residues as a soil amendment: Effects of pyrolysis temperature and particle size,” Soil Tillage Res., vol. 164, pp. 3–10, 2016.

[18] K. Phoungthong et al., “Leaching characteristics and phytotoxic effects of sewage sludge biochar,” J. Mater. Cycles Waste Manag., vol. 20, no. 4, pp. 2089–2099, 2018.

[19] X. Wang et al., “Effect of pyrolysis temperature on characteristics, chemical speciation and risk evaluation of heavy metals in biochar derived from textile dyeing sludge,” Ecotoxicol. Environ. Saf., vol. 168, pp. 45–52, 2019.

[20] M. K. Hossain et al., “Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar,” J. Environ. Manage., vol. 92, no. 1, pp. 223–228, 2011.

[21] A. Méndez et al., “Biochar from pyrolysis of deinking paper sludge and its use in the treatment of a nickel polluted soil,” J. Anal. Appl. Pyrolysis, vol. 107, pp. 46–52, 2014.

[22] G. Ferraro et al., “Biochar from lab-scale pyrolysis: influence of feedstock and operational temperature,” Biomass Convers. Biorefin., 2021.

[23] K. S. A. Sohaimi et al., “Synthesis, characterization and application of textile sludge biochars for oil removal,” J. Environ. Chem. Eng., vol. 5, no. 2, pp. 1415–1422, 2017.

[24] M. J. Denyes et al., “Physical, chemical and biological characterization of six biochars produced for the remediation of contaminated sites,” J. Vis. Exp., no. 93, e52183, 2014.

[25] K. Weber and P. Quicker, “Properties of biochar,” Fuel, vol. 217, pp. 240–261, 2018.

[26] B. Singh et al., “Biochar pH, electrical conductivity and liming potential,” in Biochar: A Guide to Analytical Methods, pp. 23–38, 2017.

[27] S. Meyer et al., “Biochar standardization and legislation harmonization,” J. Environ. Eng. Landsc. Manag., vol. 25, no. 2, pp. 175–191, 2017.

[28] E. Trujillo, “Producción y caracterización de biochar a partir de residuos orgánicos avícolas,” Univ. Nac. Agraria La Molina, 2017.

[29] S. K. La Serna Cubas and S. A. Sanz Serrano, “Biochar a partir de biomasa residual de tres variedades de Theobroma cacao L.,” Univ. Nac. de Jaén, 2020.

[30] Q. Sarfaraz et al., “Characterization and carbon mineralization of biochars produced from different animal manures and plant residues,” Sci. Rep., vol. 10, no. 1, 2020.

[31] M. Videgain-Marco et al., “Effects of biochar application in a sorghum crop under greenhouse conditions,” Agronomy, vol. 10, no. 1, p. 104, 2020.

[32] J. L. Deenik et al., “Charcoal volatile matter content influences plant growth and soil nitrogen transformations,” Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 74, no. 4, pp. 1259–1270, 2010.

[33] A. N. Girón Merino, “Producción y caracterización del biocarbón de Erythrina ulei, Miconia amazonica y Cecropia ficifolia con fines de enmienda,” Univ. Nac. del Centro del Perú, 2020.

[34] R. N. Palacios Hugo, “Estabilidad y calidad de biochar de residuos agroforestales de la UNALM,” 2019.

[35] G. K. D. Coro Valiente and D. E. Salazar Bustamante, “Pirólisis de lodos residuales de acuicultura y calidad del biocarbón como enmienda de suelo, Pariamarca, Canta–Lima,” B.S. thesis, Univ. Nac. del Callao, Callao, Peru, 2023.