



UNIVERSIDAD DE CUENCA

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

“Filtración sostenible para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo utilizando biochar generado localmente”

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental

Autores:

Andrés Geovanny Galarza Guamán

CI: 0106544133

andresgalarza02@gmail.com

Mónica Estefanía Barros Bermeo

CI: 0106750243

estefaniabarrosb@hotmail.com

Director:

Ing. Fausto Fernando García Ávila, Ph.D.

CI: 0301454617

Cuenca – Ecuador

06-abril-2022



RESUMEN

La disponibilidad de un sistema de potabilización en comunidades rurales en desarrollo es limitada, o poseen una planta de tratamiento de agua ineficiente, que no garantiza la calidad e inocuidad del recurso para el consumo humano; por lo que es necesario implementar un sistema accesible y de alta eficiencia, que cuente con soluciones sostenibles. La implementación de biochar como medio filtrante es una opción poco investigada en este tipo de sistemas, pero debido a su amplio uso en el tratamiento de aguas residuales y en la remoción de contaminantes químicos, y a la facilidad de su producción, esta investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia del biochar como material filtrante para tratamiento de agua potable para comunidades en desarrollo. El estudio comprende la producción de biochar utilizando como biomasa residual: eucalipto (*E*), bambú (*B*) y raquis de plátano (*R*), a través de la aplicación de dos procesos de pirólisis lenta denominados “*a*” y “*b*”, que difieren entre sí por su temperatura y tiempo de pirólisis; con valores promedio de alrededor de 300 °C y 60 minutos, 400 °C y 107 minutos, respectivamente. Se evaluó la eficiencia de estos materiales en el proceso de filtración con diferentes tipos de agua (cruda, floculada y sedimentada) a una tasa de 120 m³/m²/d, encontrando que el biochar de bambú manufacturado bajo el proceso “*b*” (*Bb*) fue el de mejor desempeño. Luego de ello, para este mismo material (*Bb*), bajo las mismas condiciones de operación, se probaron tres granulometrías distintas, determinando que el tamaño efectivo de mejor rendimiento en el proceso de filtración fue el más fino (0.65 mm). Posteriormente, se comparó este bio carbón con materiales filtrantes convencionales como grava, arena y antracita, también con diferentes tipos de agua (cruda, floculada y sedimentada) y a diferentes tasas de filtración (120 y 240 m³/m²/d) para la remoción de parámetros físicos (turbidez y color), encontrando que el material filtrante de mejor rendimiento fue precisamente el biochar, con eficiencias promedio de remoción de turbidez y color, respectivamente, de 64.37 y 45.08 %, para agua cruda; 93.9 y 90.75 %, para agua floculada; y, 80.79 y 69.03 %, para agua sedimentada. De igual forma, para estos lechos filtrantes (arena, biochar, antracita y grava), se probó la remoción de parámetros químicos y biológicos a una tasa de 180 m³/m²/d, obteniendo para el biochar las siguientes eficiencias: cobre del 75.9 %, aluminio del 90.72 %, hierro del 95.7 %, nitratos del 10.9 %, coliformes totales del 94.3 % y coliformes fecales del 88.9 %; determinando que para la remoción de metales (cobre, aluminio y hierro) y de coliformes totales, las eficiencias alcanzadas por el biochar fueron las más altas entre los materiales filtrantes comparados. Adicionalmente, se pudo demostrar que el volumen de agua de lavado requerido para el biochar es inferior respecto los demás lechos. Finalmente, se probó las eficiencias de remoción de turbidez y color para lechos mixtos (combinando varios materiales), encontrando que para el tratamiento de agua floculada y sedimentada el biochar contribuye a mejorar el rendimiento de la arena y antracita en el proceso de filtración, y que además ayuda a reducir el volumen de agua requerido por estos lechos durante el proceso de lavado. Los resultados obtenidos señalan al biochar producido localmente como una opción viable para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo y como una alternativa a tener en consideración para la consecución del sexto objetivo de la Agenda para el Desarrollo Sostenible para el año 2030: acceso universal para agua, saneamiento e higiene.

Palabras clave:

Biochar. Biomasa residual. Pirólisis lenta. Agua potable. Filtración sostenible. Filtros rápidos a gravedad.



ABSTRACT

The availability of a drinking water treatment system in developing rural communities is limited or the existing water treatment plant is inefficient, which does not guarantee the quality and safety of the resource for human consumption. Therefore, it is necessary to implement an accessible and highly efficient system that has sustainable solutions. The implementation of biochar as a filter bed in this type of systems is little researched, but due to its large use in sewage treatment and chemical pollutants removal and its ease of production, this research aimed to evaluate the efficiency of biochar as a filter media for drinking water treatment for developing communities. The study includes the production of biochar using as residual biomass: eucalyptus (*E*), bamboo (*B*) and banana stem (*R*), through two slow pyrolysis process denominated “*a*” and “*b*”, which differ from each other by their temperature and pyrolysis time, with average values around 300 °C and 60 minutes and 400 °C and 107 minutes, respectively. The efficiency of these materials in the filtration process with several types of water (raw, flocculated, and settled) at a rate of 120 m³/m²/d, was evaluated, finding that biochar derived from bamboo and manufactured under process “*b*” (*Bb*) was the best material filter. Then, under the same operating conditions, *Bb* was assessed in three different granulometry, determining that the finest effective size (0.65 mm) was the best in the filtration process. Subsequently, this biochar was compared with conventional filter materials such as gravel, sand and anthracite, with several types of water (raw, flocculated and settled) and at different filtration rates (120 and 240 m³/m²/d), for the removal of physical parameters (turbidity and color). Thus, it was found that the best filtration media was precisely biochar, with average turbidity and color removal efficiencies, respectively, of 64.37 and 45.08 % for raw water, 93.9 and 90.75 % for flocculated water, and 80.79 and 69.03 %, for settled water. Similarly, the removal of chemical and biological parameters was assessed at a rate of 180 m³/m²/d, obtaining the following efficiencies for biochar: copper 75.9 %, aluminum 90.72 %, iron 95.7 %, nitrates 10.9 %, total coliforms 94.3 % and fecal coliforms 88.9 %. Consequently, it was determined that the efficiencies achieved by biochar to remove these metals and total coliforms were the highest among the compared filter beds. Additionally, it was possible to demonstrate that the volume of washing water required by the biochar is lower than that of the other beds. Finally, the efficiencies of turbidity and color removal for mixed beds were assessed (combining various materials), finding that for the treatment of flocculated and settled water, biochar contributes to improving the performance of sand and anthracite in the filtration process. Also, it helps to reduce the volume of water required by these beds during the washing process. The results point to locally produced biochar as a viable option for the provision of drinking water in developing rural communities and an alternative to take into consideration for the achievement of the sixth Sustainable Development Goal by 2030: universal access to water, sanitation, and hygiene.

Keywords: Biochar. Residual biomass. Slow pyrolysis. Drinking water. Sustainable filtration. Rapid gravity filters.



CONTENIDO

CAPÍTULO I	15
1. Introducción y objetivos.....	15
1.1. Introducción	15
1.2. Objetivos	16
1.2.1. Objetivo general.....	16
1.2.2. Objetivos específicos.....	16
CAPÍTULO II	17
2. Marco Teórico	17
2.1. Biochar.....	17
2.2. Pirólisis	17
2.2.1. Tipos de pirólisis.....	17
2.3. Parámetros que influyen en la pirólisis y el biochar	18
2.3.1. Biomasa	18
2.3.2. Temperatura de pirólisis	18
2.3.3. Tiempo de residencia	18
2.3.4. Velocidad de calentamiento.....	19
2.3.5. Tamaño de partícula de la biomasa	19
2.4. Características fisicoquímicas.....	19
2.4.1. Densidad real, aparente y relativa	19
2.4.2. Porosidad.....	20
2.4.3. Área superficial.....	20
2.4.4. Composición elemental.....	20
2.4.5. Punto de carga cero	20
2.5. Aplicaciones del biochar.....	21
2.5.1. Aplicación del biochar en el tratamiento de agua	21
2.6. Tratamiento de aguas	22
2.7. Contaminantes comunes en el agua	22
2.7.1. Físicos	22
2.7.2. Químicos.....	23
2.7.3. Biológicos	23
2.8. Tratamiento de agua potable.....	24
2.8.1. Tratamiento convencional	24
2.8.2. Tratamiento no convencional	24
2.9. Filtración en el tratamiento de agua potable.....	25



2.9.1.	Sistemas de filtración	25
2.9.2.	Mecanismos de filtración	26
2.9.3.	Factores que influyen en la filtración	28
2.9.4.	Características del medio filtrante	29
2.9.5.	Lavado de filtros de medios granulares	29
2.10.	Análisis de la varianza.....	31
CAPÍTULO III		32
3.	Materiales y métodos	32
3.1.	Área de estudio	32
3.2.	Producción de Biochar	32
3.2.1.	Preprocesamiento: obtención y preparación de la biomasa inicial	33
3.2.2.	Proceso de pirólisis (Descomposición Termoquímica).....	34
3.3.	Post procesamiento	37
3.3.1.	Caracterización.....	37
3.4.	Pruebas experimentales de filtración	39
3.4.1.	Implementación de las columnas de filtración	39
3.4.2.	Funcionamiento del filtro de bio carbón.....	40
3.4.3.	Mantenimiento del sistema de filtración.....	41
3.5.	Fases de las pruebas de filtración	41
3.5.1.	Determinación del biochar de mayor eficiencia	43
3.5.2.	Comparación entre el biochar y otros medios filtrantes	44
3.6.	Equipos y técnicas de medición	46
3.6.1.	Parámetros físicos	46
3.6.2.	Parámetros químicos.....	47
3.6.3.	Parámetros biológicos.....	47
3.7.	Eficiencia del proceso	48
3.7.1.	Eficiencia de remoción de contaminantes	48
3.7.2.	Índice de robustez de turbidez.....	48
3.8.	Análisis estadístico	48
CAPÍTULO IV		50
4.	Resultados y Discusión	50
4.1.	Etapa 1 (Fase 1): Comparación de biochar obtenidos de diferentes materiales	50
4.1.1.	Producción de biochar (Diferentes biomásas)	50
4.1.2.	Caracterización del biochar	53
4.1.3.	Pruebas de filtración	55



4.2. Etapa 2 (Fase 1): Comparación entre granulometrías del biochar de mejor rendimiento.....	58
4.2.1. Producción de biochar (Diferentes granulometrías).....	58
4.2.2. Pruebas de Filtración.....	58
4.3. Etapa 3 (Fase 2): Comparación del biochar de mejor rendimiento con otros materiales filtrantes usando lechos individuales	61
4.3.1. Producción de Biochar	61
4.3.2. Caracterización de medios filtrantes.....	61
4.3.3. Pruebas de Filtración.....	62
4.3.4. Análisis de carreras de filtración	71
4.3.5. Análisis de pérdida de carga.....	72
4.3.6. Proceso de lavado	72
4.4. Etapa 4 (Fase 2): Comparación del biochar de mejor rendimiento con otros materiales filtrantes usando lechos mixtos	73
4.4.1. Remoción de parámetros físicos	73
4.4.2. Análisis de carreras de filtración	78
4.4.3. Análisis de pérdida de carga.....	79
4.4.4. Proceso de lavado	79
4.4.5. Comparación con lechos simples	80
CAPÍTULO V	83
5. Conclusiones y recomendaciones	83
5.1. Conclusiones.....	83
5.2. Recomendaciones	84
REFERENCIAS	86
ANEXOS	94
Anexo 1. Análisis de normalidad y homogeneidad	94
Anexo 2. Producción de biochar	106
Anexo 3. Caracterización del biochar.....	109
Anexo 4. Pruebas de filtración	112
Anexo 5. Pérdidas de carga durante la filtración	117



FIGURAS

Figura 1. Esquema de un filtro rápido común. Fuente: Parsons & Jefferson (2009)	25
Figura 2. Mecanismos de transporte en la filtración de agua: (A), Cernido; (B), Sedimentación; (C), Intercepción; (D), Difusión; (E), Hidrodinámica. Fuente: Cescon & Jiang (2020).	28
Figura 3. Ubicación de la zona de estudio.....	32
Figura 4. Proceso de producción del biochar	33
Figura 5. Puntos de recolección de biomasa para elaboración del biochar	34
Figura 6. Diseño de reactor artesanal de pirólisis.....	35
Figura 7. Columnas de filtración.....	40
Figura 8. Vista en planta del sistema de filtración piloto.....	41
Figura 9. Esquema de las pruebas de filtración	42
Figura 10. Proceso de pirólisis: Relación Temperatura – Tiempo.....	51
Figura 11. Curvas granulométricas para bio carbones (Etapa1, Fase 1)	53
Figura 12. Punto de carga cero para biochares (Etapa 1, Fase 1)	55
Figura 13. Distribución de eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 1, Fase 1)..	57
Figura 14. Distribución de eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 2, Fase 1)..	60
Figura 15. Remoción de cobre (Cu) para lechos simples (Etapa 3, Fase 2).....	69
Figura 16. Remoción de nitratos (NO ₃ ⁻) para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	70
Figura 17. Remoción de coliformes fecales para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	71
Figura 18. Carreras de filtración para lechos simples (Etapa 3, Fase 2).....	71
Figura 19. Carreras de filtración para lechos mixtos (Etapa 4, Fase 2)	79
Figura 20. Análisis de normalidad para remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 1, Fase 1)	94
Figura 21. Análisis de normalidad para remoción de color en agua cruda (Etapa 1, Fase 1)	94
Figura 22. Análisis de normalidad para remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 1, Fase 1)	95
Figura 23. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 1, Fase1)	95
Figura 24. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 1, Fase 1)	96
Figura 25. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 1, Fase 1)	96
Figura 26. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 2, Fase 1)	97
Figura 27. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 2, Fase 1)..	97
Figura 28. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 2, Fase 1)	98
Figura 29. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 2, Fase 1)	98
Figura 30. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 2, Fase 1)	99
Figura 31. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 2, Fase 1)	99
Figura 32. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 3, Fase 2)	100
Figura 33. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 3, Fase 2)	100
Figura 34. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 3, Fase 2)	101



Figura 35. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 3, Fase 2)	101
Figura 36. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2)	102
Figura 37. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2)	102
Figura 38. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 4, Fase 2)	103
Figura 39. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 4, Fase 2)	103
Figura 40. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 4, Fase 2)	104
Figura 41. Figura 42. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 4, Fase 2)	104
Figura 42. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)	105
Figura 43. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)	105
Figura 44. Producción de biochar, comparación relación temperatura - tiempo de Etapa 2 con Etapa 1	107
Figura 45. Producción de biochar, comparación relación temperatura – tiempo de Etapa 3 con Etapa 1	107
Figura 46. Proceso productivo del bio carbón. A: Leña para combustible B: Preprocesamiento de biomasa para bio carbón (cortado). C: Cámara interna de reactor. D: Configuración de cámara externa de reactor. E: Reactor armado para pirólisis. F: Reactor al momento de la pirólisis. G y H: Post procesamiento de bio carbón (secado)	108
Figura 47. Curva granulométrica de los biochares producidos (Etapa 2, Fase 1)	109
Figura 48. Curva granulométrica para materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2)	109
Figura 49. Análisis de punto de carga cero. A: Preparación de soluciones y de muestras de bio carbón B: Colocación de muestras en agitador. C: Agitación de muestras. D: Filtración de muestras luego de 24hrs de agitación	110
Figura 50. Proceso de tamizado del bio carbón. A: Trozado de bio carbón B: Tamizado de bio carbón C: Agitador Gilson modelo SS-14D D: Agitador Endecotts 9520	110
Figura 51. Análisis de densidades y porosidad. A y B: Método de la probeta. C: Método del picnómetro	111
Figura 52. Eficiencias de remoción de turbidez y color para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	112
Figura 53. Eficiencias de remoción de turbidez y color para lechos mixtos (Etapa 4, Fase 2)	112
Figura 54. Remoción de aluminio para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	113
Figura 55. Remoción de cobre para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	113
Figura 56. Remoción de coliformes totales para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	115
Figura 57. Toma de muestras y medición de parámetros físicos. A: Armado de filtros B: Muestras de agua después de filtrado (primer vaso: agua cruda) C y D: Medición de parámetros físicos	115
Figura 58. Muestreo y medición de parámetros químicos. A: Muestras en proceso de reacción B: Medición de parámetro químico en colorímetro C: Reactivos para medición de parámetros químicos	116
Figura 59. Análisis de coliformes fecales y totales por el método del NPM. A: Desinfección de tubos previo al análisis B: Preparación de diluciones C: Diluciones preparadas D: Muestras después de 42 horas de incubación	116



Figura 60. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua cruda (Etapa 3, Fase 2) 117

Figura 61. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua floculada (Etapa 3, Fase 2) 117

Figura 62. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2) 118

Figura 63. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua cruda (Etapa 4, Fase 2) 118

Figura 64. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua floculada (Etapa 4, Fase 2) 119

Figura 65. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2) 119

TABLAS

Tabla 1. Tipos de pirólisis: Parámetros de operación y proporción de productos. 18

Tabla 2. Principales sistemas de filtración 26

Tabla 3. Lechos filtrantes para la Etapa 1 (Fase 1) 43

Tabla 4. Lechos filtrantes para la Etapa 2 (Fase 1) 44

Tabla 5. Lechos filtrantes para la Etapa 3 (Fase 2) 44

Tabla 6. Categorización de las turbiedades de entrada (Etapa 3, Fase 2) 45

Tabla 7. Lechos filtrantes para la Etapa 4 (Fase 2) 46

Tabla 8. Parámetros para la medición de cobre, hierro y nitratos en el colorímetro HACH DR/890 47

Tabla 9. Resultados del proceso de pirólisis (Etapa 1, Fase 1) 50

Tabla 10. Producción y rendimiento en la manufacturación de biochar 52

Tabla 11. Análisis elemental del biochar (Etapa 1, Fase 1) 54

Tabla 12. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 1, Fase 1) 56

Tabla 13. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 2, Fase 1) 59

Tabla 14. Variables de análisis granulométrico de materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2) 61

Tabla 15. Densidades y porosidades de los materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2) 62

Tabla 16. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 3, Fase 2) 62

Tabla 17. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 3, Fase 2) 64

Tabla 18. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 1, Fase 2) 65

Tabla 19. Efecto de tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua sedimentada (Etapa 1, Fase 2) 66

Tabla 20. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 1, Fase 2) 67

Tabla 21. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 1, Fase 2) 68

Tabla 22. Eficiencias de remoción para parámetros químicos (Etapa 3, Fase 2) 69

Tabla 23. Resultados del proceso de lavado para lechos simples (Etapa 3, Fase 2) 73

Tabla 24. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 4, Fase 2) 74



Tabla 25. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 4, Fase 2)	74
Tabla 26. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 4, Fase 2)	75
Tabla 27. Efecto de tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)	76
Tabla 28. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 4, Fase 2)	77
Tabla 29. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 4, Fase 2)	78
Tabla 30. Resultado del proceso de lavado para lechos mixtos	80
Tabla 31. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua cruda ..	80
Tabla 32. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua floculada	81
Tabla 33. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua sedimentada.....	82
Tabla 34. Temperaturas medias del proceso de pirólisis (Etapa 2, Fase 1)	106
Tabla 35. Temperaturas medias del proceso de pirólisis (Etapa 3, Fase 2)	106
Tabla 36. Resultados del análisis microbiológico para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)	114



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Yo, Mónica Estefanía Barros Bermeo, en calidad de autora y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Filtración sostenible para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo utilizando biochar generado localmente", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 06 de abril del 2022

Mónica Estefanía Barros Bermeo

C.I: 0106750243



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Yo, Andrés Geovanny Galarza Guamán, en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Filtración sostenible para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo utilizando biochar generado localmente", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 6 de abril de 2022.

Andrés Geovanny Galarza Guamán

C.I: 0106544133



Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Mónica Estefanía Barros Bermeo, autora del trabajo de titulación "Filtración sostenible para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo utilizando biochar generado localmente", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autora.

Cuenca, 06 de abril del 2022

Mónica Estefanía Barros Bermeo

C.I.: 0106750243



Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Andrés Geovanny Galarza Guamán, autor del trabajo de titulación "Filtración sostenible para la provisión de agua potable en comunidades rurales en desarrollo utilizando biochar generado localmente", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor.

Cuenca, 6 de abril de 2022.

Andrés Geovanny Galarza Guamán

C.I: 0106544133



Agradecimiento

A todos quienes nos apoyaron en la ejecución de este proyecto, a nuestras familias por su ayuda, motivación y por confiar en nosotros.

Un agradecimiento especial, al PhD. Fernando García, por brindarnos su conocimiento y cooperación constante a lo largo del desarrollo del proyecto. De igual forma, a la Junta Administradora del Agua Potable Regional Bayas, quienes nos abrieron sus puertas y nos permitieron llevar a cabo nuestro trabajo en su planta de tratamiento y nos ofrecieron siempre su ayuda.

Dedicatoria

A mis padres, quienes confiaron en mi desde el primer día de mi vida universitaria, por apoyarme constantemente y motivarme a cumplir mis metas.

A mis hermanas y hermano, por ser mi compañía y darme ánimo, por enseñarme de sus experiencias y crecer junto a mi cada día.

A David Cordero, por ser un apoyo constante y permanente en mi vida, por creer en mí y en especial, por alentarme a creer en mí misma. Gracias por estar siempre.

Estefanía.

A mis padres, por creer en mí, por su apoyo incondicional, por ser mi sostén y ejemplo de vida.

A mis hermanos, gracias por su confianza y apoyo.

A Michelle y Julián, mi motivación, mi inspiración, mi familia.

Andrés.



CAPÍTULO I

1. Introducción y objetivos

1.1. Introducción

La disponibilidad y suministro de agua segura para consumo humano ha sido desde siempre uno de los factores de mayor influencia para el desarrollo y bienestar dentro de las sociedades (Crittenden et al., 2012). Es así que, la localización y crecimiento de los asentamientos humanos a través del tiempo, han estado intrínsecamente relacionados con la accesibilidad hacia fuentes de agua capaces de satisfacer las necesidades de cada comunidad (Spellman, 2017). Adicionalmente, cabe destacar que, a lo largo de la historia la aplicación de mejoras dentro de los procesos o la infraestructura de cualquier etapa de la cadena de suministro, ha generado siempre efectos positivos para la población, particularmente, dentro de la salud pública (Parsons & Jefferson, 2009).

Sin embargo, el agua dulce es un recurso finito y cada vez más escaso; sobre todo cuando sus fuentes se están viendo fuertemente afectadas por la presión exacerbada que se ejerce sobre ellas a causa del crecimiento poblacional. A esto se le debe añadir otros factores, como, por ejemplo, la contaminación antropogénica que claramente se ha intensificado en los últimos años, y que no sólo afecta al recurso hídrico como tal, sino también a las estructuras naturales de las que depende su subsistencia. Todo esto ha generado que el acceso a las fuentes de agua sea cada vez más complejo, y que, además los costos de tratamiento previo a su consumo se vuelvan aún más elevados (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2011).

Si bien la Agenda para el Desarrollo Sostenible para el año 2030, en su objetivo 6 establece el acceso universal para agua, saneamiento e higiene (WASH, por sus siglas en inglés); hasta el año 2017 más de dos billones de personas aún carecían de acceso a agua apta para consumo (GLAAS, 2019). Estas cifras llaman la atención si se toma en consideración los grandes avances tecnológicos y el fuerte proceso de globalización que se ha experimentado en las últimas décadas, a pesar de los cuales alrededor del mundo no ha sido posible garantizar el acceso a fuentes de agua para toda la población. Entre las principales consecuencias de la ingesta de agua contaminada se encuentra la propagación de las conocidas enfermedades transmitidas por el agua, las mismas que presentan entre sus síntomas más comunes fiebre, gastroenteritis y diarrea; siendo esta última causante de deshidratación, malnutrición e incluso la muerte dentro de la población infantil (Pooi & Ng, 2018).

En Ecuador, según la encuesta ENEMDU (Diciembre, 2016) realizada por el INEC, solamente el 51.4% de la población rural cuenta con agua segura; entendiéndose por agua segura a una fuente de agua de calidad, con abastecimiento suficiente y con acceso desde la vivienda o desde zonas muy próximas (Vera et al., 2018). Factores como las limitaciones económicas y técnicas que aquejan a este sector de la sociedad, sumados a los elevados costos de construcción, operación y mantenimiento inherentes a una planta de tratamiento convencional de agua potable; dificulta que las comunidades en zonas rurales puedan implementar todo un sistema de potabilización, llegando en el mejor de los casos a implementar únicamente sistemas de filtración lenta precedida de un sistema de prefiltración con grava. Los sistemas de filtración lenta típicamente usan arena como medio filtrante, en tanto que los sistemas de filtración rápida usan arena y/o una combinación de arena y antracita como medio filtrante. Muchas veces estos medios filtrantes son de difícil adquisición para estas comunidades debido a sus costos,



presentándose el biochar con un material alternativo para el emplazamiento de estos sistemas de filtración.

Si bien los estudios relacionados con la aplicación del biochar han estado enfocados en su mayoría a su eficiencia como mejorador o remediador de suelos, desde un análisis del incremento de la capacidad de retención de carbono y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (Gwenzi et al., 2017). Este material también ha probado ser una solución alternativa dentro de los procesos de filtración para sistemas de tratamiento de aguas residuales, debido a que es un adsorbente de producción sostenible y de fácil acceso, que puede ser fabricado con materiales disponibles en cualquier medio; además se ha probado que tiene la capacidad de inhibir el desarrollo de microorganismos patógenos (Pooi & Ng, 2018). Su producción y aplicación también se ha desarrollado dentro de comunidades rurales como parte del tratamiento para agua de consumo, aunque no con la eficiencia suficiente para lograr obtener un recurso de calidad (Kearns, 2012).

Finalmente, Gwenzi et al. (2017) señalan dentro de su revisión que si bien las investigaciones a escala de laboratorio han probado el potencial del biochar para remover diferentes tipos de contaminantes en el agua, este tipo de experimentos han limitado la información disponible respecto a los parámetros de diseño y operación de este medio filtrante; por lo que sugieren llevar este tipo de estudios hacia sistemas de tratamiento piloto, e incluso a una escala industrial. Adicionalmente, sugieren la inclusión de un material de referencia, como el carbón activado, para la comparación de rendimientos entre materiales dentro del proceso de filtración.

1.2. Objetivos

Tomando como referencia el análisis antes expuesto, la presente investigación se diseñó bajo el planteamiento de los siguientes objetivos.

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la eficiencia del biochar como material filtrante para tratamiento de agua potable para comunidades en desarrollo.

1.2.2. Objetivos específicos

- Elaborar biochar a partir de diferentes tipos de biomasa y bajo diferentes condiciones
- Seleccionar el biochar de mejor rendimiento de acuerdo con su eficiencia como medio filtrante.
- Evaluar la eficiencia del biochar frente a otros materiales filtrantes.



CAPÍTULO II

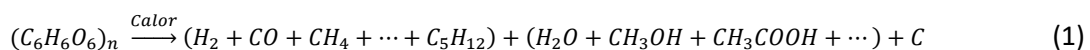
2. Marco Teórico

2.1. Biochar

El biochar es un material sólido, rico en carbono, que se obtiene por el calentamiento de la biomasa en un reactor cerrado, bajo condiciones determinadas de temperatura y ambiente, es decir, a una temperatura sobre los 250 °C, en ausencia o con un limitado contenido de oxígeno. A este proceso se lo denomina carbonización o pirólisis (Lehmann & Joseph, 2015).

2.2. Pirólisis

La pirólisis se define como el proceso termoquímico donde la atmósfera de reacción es inerte o con una cantidad reducida de oxígeno estequiométrico; en el cual, la biomasa se degrada térmicamente en sus constituyentes químicos (Tripathi et al., 2016). La pirólisis consiste en dos etapas, pirólisis primaria y secundaria. Durante la pirólisis primaria, la biomasa, por acción del calor, se desvolatiliza a través de la descarboxilación, deshidratación y deshidrogenación; es decir, sus compuestos orgánicos se descomponen liberando una fase de vapor, donde los compuestos de alto peso molecular se condensan, formando una fase líquida llamada bio aceite; mientras que los compuestos de bajo peso molecular permanecen como gases (H_2 , CO_2 , CO y CH_4). En la pirólisis secundaria, se da la ruptura de compuestos pesados que convierte a la biomasa en carbón y también se da la liberación de gases (Lee et al., 2019; Tripathi et al., 2016). Todo este proceso se puede resumir mediante la ecuación 1; en la cual, la primera parte de los productos corresponde a la fase líquida, la siguiente la gaseosa y por último la sólida (biochar) (Tripathi et al., 2016):



2.2.1. Tipos de pirólisis

Dependiendo de los parámetros de operación como, el tiempo de residencia, la temperatura y la velocidad de calentamiento, la pirólisis se puede clasificar generalmente, en rápida y lenta; produciendo biochar con diferente rendimiento (Mohan et al., 2014; Tomczyk et al., 2020; Tripathi et al., 2016). Dichos parámetros se encuentran sintetizados en la Tabla 1.

2.2.1.1. Pirólisis rápida

La pirólisis rápida ocurre a una temperatura, entre los 400 – 600 °C, en un corto tiempo de residencia (segundos) y se caracteriza por su rápida velocidad de calentamiento de 10 – 200 °C s^{-1} , parámetros que permiten una mayor producción de bio aceite y un bajo rendimiento en la producción de biochar (Tripathi et al., 2016).

2.2.1.2. Pirólisis lenta

Este proceso se da a una menor temperatura, desde los 350 hasta los 800 °C, a un mayor tiempo de residencia, que varía entre unos 30 minutos hasta más de una hora, y a una menor velocidad de calentamiento (5-7 °C min^{-1}); obteniendo de esta forma un mayor rendimiento en la obtención de biochar (Lee et al., 2019).

Tabla 1. Tipos de pirólisis: Parámetros de operación y proporción de productos.

Tipo de pirólisis	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia	Velocidad de calentamiento	Productos (%)		
				Biochar	Bio aceite	Gas
Rápida	400 – 600	0.5 – 10 s	10 – 200 °C s ⁻¹	15 – 35	60 – 75 (25 % agua)	10 – 20
Lenta	350 – 800	30 – > 60 min	5 – 7 °C min ⁻¹	35 – 50	30 (70 % agua)	35

Adaptado de Daful et al. (2020); Lee et al. (2019); Tomczyk et al. (2020)

2.3. Parámetros que influyen en la pirólisis y el biochar

2.3.1. Biomasa

Las características de la biomasa influyen en el proceso de pirolización y por ende en las propiedades del biochar como tal. Una de estas características es la humedad. Materias primas con una humedad mayor al 30%, no son viables para ser pirolizadas, puesto que se necesita mayor cantidad de energía para ser secadas (Lehmann & Joseph, 2015) y al ser elevada la humedad, esta disminuye la velocidad de calentamiento, aumentando el tiempo para alcanzar la temperatura de pirólisis (Daful et al., 2020; Tripathi et al., 2016).

La composición química de la biomasa, como el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa, influye en la formación de biochar; puesto que, cada componente presenta diferentes características térmicas, es decir, la celulosa se descompone a 240-350 °C, mientras que la hemicelulosa y la lignina (estructura compleja) se descomponen a 200-600 °C y 280-500°C, respectivamente (Lee et al., 2019). De esta forma, la celulosa contribuye a la formación de alquitrán mientras una alta composición de lignina contribuye a una mayor producción de carbón (Tomczyk et al., 2020).

Otra característica que incrementa el rendimiento de la pirólisis, es una mayor proporción de compuestos inorgánicos en la materia prima, debido a que presenta un contenido de cenizas y un bajo contenido de materia volátil (Tomczyk et al., 2020).

2.3.2. Temperatura de pirólisis

La temperatura de pirólisis influye en la calidad del biochar, de tal modo que interviene en propiedades como la composición elemental, tamaño de partícula, área superficial específica, tamaño de poro, capacidad térmica y conductividad eléctrica (Daful et al., 2020). Con respecto al rendimiento de producción de biochar, una temperatura de pirólisis baja y una velocidad de calentamiento lenta dará como resultado un alto rendimiento de biochar (Lee et al., 2019). De acuerdo al contenido de carbono fijo en el biochar, este incrementa a medida que la temperatura de pirólisis se incrementa, debido a que mientras disminuye la liberación de compuestos ricos en carbono, los compuestos volátiles se desprenden constantemente de la superficie de la biomasa; lo que también produce biochar con mayor área superficial, a medida que se genera mayor cantidad de poros (Lee et al., 2019; Lehmann & Joseph, 2015).

2.3.3. Tiempo de residencia

De acuerdo con Sun et al. (2017), el tiempo de residencia afecta las características fisicoquímicas del biochar, puesto que al aumentar el tiempo de residencia, el contenido de materia volátil



disminuye y el contenido de carbono fijo aumenta. En cuanto al rendimiento del biochar, este no se ve afectado significativamente por el tiempo de residencia, debido que, a una temperatura alta, extender el tiempo, cambia fundamentalmente la superficie y la estructura interna del biochar (Sun et al., 2017). Lo mismo fue comprobado por Zhao et al. (2018), quién encontró que la correlación entre el tiempo de residencia y el rendimiento del biochar es estadísticamente insignificante ($p > 0.1$).

2.3.4. Velocidad de calentamiento

Con respecto a la proporción de biochar obtenida en el proceso de pirólisis, esta se puede ver afectada por la velocidad de calentamiento, dado que al incrementarla por encima de los $5^{\circ}\text{C}/\text{min}$, puede darse una menor producción de biochar y una mayor cantidad de productos líquidos y gaseosos, gracias al aumento de descomposición orgánica y liberación de gases ricos en carbono (Zhao et al., 2018). Por otro lado, el área específica superficial del biochar aumenta cuando la velocidad de calentamiento se incrementa (Chen et al., 2014).

2.3.5. Tamaño de partícula de la biomasa

La reducción del tamaño de la biomasa es uno de los pretratamientos más comunes para el proceso de pirólisis debido a que aumenta la temperatura y velocidad de incineración; de otro modo, partículas grandes, incrementarían la resistencia térmica del material y por ende el tiempo de calentamiento se extendería (Mlonka-Mędrala et al., 2019). Por lo tanto, el rango de tamaño de partícula para la pirólisis lenta puede ser amplia, desde 5 a 50 mm, lo que favorece la conversión de la biomasa a biochar (Basu, 2013; Chen et al., 2014).

2.4. Características fisicoquímicas

Las características del biochar varían de acuerdo al tipo de biomasa, tiempo de residencia en el reactor, velocidad de calentamiento y particularmente de la temperatura de pirólisis, puesto que define su estructura química y física, además de su estabilidad (Chen, Yu, et al., 2016). Por tanto, las características del biochar pueden ser muy variables, comparándolos unos con otros.

2.4.1. Densidad real, aparente y relativa

La densidad real o esquelética, se define como la relación entre la masa y el volumen ocupado por dicha masa, es decir, el volumen de los poros o vacíos internos del material es excluido (Lowell et al., 2004). La densidad aparente se define como la relación entre la masa y el volumen del material, incluidos los poros y los vacíos entre las partículas (Rodríguez-Ramírez et al., 2012). La densidad aparente disminuye a medida que la temperatura de pirólisis se incrementa (Sahoo et al., 2021).

Tanto la densidad real como aparente son comúnmente usadas para caracterizar al biochar y suelen estar inversamente relacionadas. A temperaturas por debajo de los 700°C , la porosidad aumenta debido a la densificación a nivel molecular del material, lo que causa que la densidad real aumente y la densidad aparente disminuya (Lehmann & Joseph, 2015). Mientras que, a temperaturas elevadas, la densidad aparente del biochar incrementa y el grado de porosidad disminuye debido al colapso de los poros (Lehmann & Joseph, 2015).

En cuanto a la densidad relativa, esta se refiere a la relación entre la densidad de un material a una temperatura establecida y la densidad del agua destilada a la misma temperatura (INEN, 1982).



2.4.2. Porosidad

La porosidad es el porcentaje del volumen de las partículas de biochar que no está lleno de sólidos y es calculada a partir de la densidad real y aparente (Brewer et al., 2014). El biochar se caracteriza por su alta porosidad y está relacionada con la temperatura, con la velocidad de carbonización y la densidad de la biomasa (Dias et al., 2019). En el estudio de Dalahmeh (2016), muestra que la porosidad de un filtro de biochar posee una porosidad significativamente mayor (60-74%) que uno de arena (35%). Y con respecto a los tipos de biomasa, la porosidad del biochar es mayor cuando se usa madera en lugar de plantas herbáceas, debido a la forma celular y distribución del tamaño, es decir, la estructura propia de la biomasa se mantiene en una gran proporción en el biochar (Brewer et al., 2014).

2.4.3. Área superficial

El área superficial es una de las características más relevantes del biochar dado que está vinculada con la distribución de los poros y, por ende, promueve la retención de contaminantes y la adsorción de nutrientes (Chen et al., 2016; Inyang & Dickenson, 2015). Pudiendo el biochar reemplazar el uso de carbón activado en la filtración, debido a su similitud y su gran área superficial; además, el biochar presenta fracciones no carbonizadas que interactúan con los contaminantes, promoviendo la filtración (Ahmad et al., 2014). Como muchas características del biochar, el área superficial también está relacionada con la materia prima; por lo que una biomasa con un alto contenido de componentes no combustibles (cenizas y agua), resulta en un biochar con menor área superficial, debido a que bloquean parcialmente los microporos; en contraste con biomasa leñosas, que se caracterizan por una gran área superficial (127 m²/g) (Tomczyk et al., 2020).

En el tratamiento de aguas residuales, mientras mayor sea el área superficial del biochar, mayor será la capacidad de adsorción del material y por ende mejor será la capacidad para desarrollar biopelículas en los poros, aspecto primordial en este proceso (Dalahmeh, 2016). Adicionalmente, la capacidad de remoción de metales pesados, puede mejorarse al activar el biochar; de esta forma, se incrementa el área superficial y la accesibilidad a sus grupos funcionales (Ahmad et al., 2014).

2.4.4. Composición elemental

La composición elemental del biochar está constituida por carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre, fósforo, potasio, calcio, entre otros; siendo el carbono el de mayor predominancia (60 %) (Abukari et al., 2021). La composición elemental en conjunto con sus relaciones molares, han sido estudiadas con el fin de determinar su relación con la temperatura de pirólisis en la química funcional del biochar. Se ha evidenciado que, al incrementar la temperatura de pirólisis, incrementa el contenido de carbono y disminuye el contenido de hidrógeno y oxígeno; lo que resulta en la disminución de las relaciones molares H/C y O/C, debido a la deshidratación y desoxigenación de la biomasa (Ahmad et al., 2014). Esta composición está directamente influenciada por el tipo de biomasa, los parámetros del proceso de pirólisis y el pH (Abukari et al., 2021).

2.4.5. Punto de carga cero

El punto de carga cero (PZC) se define como el punto en la escala de pH, donde la carga superficial del material es cero, es decir, la suma del intercambio de aniones y cationes está en equilibrio (Lu et al., 2013). Por lo que, la carga superficial será negativa por encima del PZC y será positiva por debajo del PZC (Crittenden et al., 2012). De modo que, el PZC depende de las



propiedades químicas y electrónicas de los grupos funcionales en la superficie del biochar (Liu et al., 2012).

2.5. Aplicaciones del biochar

El biochar ha sido comúnmente usado para el mejoramiento de la estructura del suelo y ha sido estudiado con mayor énfasis, desde la mitad del siglo XIX hasta la actualidad, por sus ventajas económicas y ambientales como, la mitigación del cambio climático, la contaminación del agua, para la producción de energía y para la gestión de residuos. Diferentes tipos de residuos vegetales hasta lodos de plantas de aguas residuales han sido usados para producir biochar (Lehmann & Joseph, 2015).

El uso del biochar para la producción de energía, se debe a su alto poder calorífico y bajos contenidos de nitrógeno y azufre (siempre y cuando las condiciones de pirólisis y la biomasa sean las adecuadas), lo que resulta también en un bajo impacto ambiental con relación a los combustibles fósiles debido a sus bajas o nulas emisiones de óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno (Tsai et al., 2018).

En cuanto a la gestión de residuos sólidos, la producción de biochar llega a ser una solución viable para tratar grandes cantidades de residuos agrícolas para ser usados como productos mejoradores del suelo debido a su capacidad para absorber nutrientes, mejorar la estructura del suelo, aumentar el contenido de carbono orgánico, la retención de agua, para proporcionar un hábitat propicio para los microbios del suelo y como sumidero de carbono, puesto que ralentiza la oxidación química y la reducción de la materia orgánica, evitando de esta forma, la pérdida de carbono a la atmósfera (Sahoo et al., 2021; Stella Mary et al., 2016).

2.5.1. Aplicación del biochar en el tratamiento de agua

La investigación y aplicación del biochar para el tratamiento de agua se ha venido intensificando con los años, especialmente para el tratamiento de aguas residuales y la remoción de contaminantes orgánicos, inorgánicos y emergentes (medicamentos, en especial) (Lehmann & Joseph, 2015). El mecanismo para tratar el agua mediante biochar, es la adsorción de contaminantes, debido a su gran área superficial y microporosidad (Ahmad et al., 2014). La eficiencia de remoción de contaminantes depende del tipo de biochar usado, por ende, de su proceso de pirólisis y biomasa usada. Siendo el post tratamiento del biochar (activación), un mecanismo de mejoramiento de sus características como, el área superficial, porosidad y funcionalidad de la superficie. Esto se logra a través de modificaciones químicas como la acidificación, alcalinización y oxidación, así como, con modificaciones físicas como la activación por vapor (Palansooriya et al., 2020).

La remoción de contaminantes en el agua se lleva a cabo gracias a las interacciones químicas y físicas entre el biochar y el adsorbente. La presencia de grupos funcionales como carboxilos e hidroxilos es el principal factor de adsorción. Por ende, para la remoción de contaminantes orgánicos, los mecanismos de absorción son la formación de enlaces de hidrógeno, atracciones electrostáticas, interacciones donante-receptor de electrones π - π y el relleno de poros. Por otro lado, los mecanismos de adsorción de contaminantes inorgánicos son la formación de complejos, atracción electrostática e intercambio de iones de metal ligero y H^+ (Palansooriya et al., 2020).

Respecto a la remoción de metales, Ding et al. (2016), determinó que el biochar a partir de madera de nogal, modificado con NaOH, tiene mayor eficiencia en la remoción simultánea de Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , and Cd^{2+} , que el biochar sin modificación. Katiyar et al. (2021), evaluó la



remoción de Cu^{2+} a través de biochar de algas marinas, producido a diferentes temperaturas de pirólisis; obteniendo una mayor eficiencia (> 99%) con el biochar de 700°C y pH 5, el cual tuvo una capacidad de adsorción de Cu^{2+} de 223 mg g^{-1} .

Por otra parte, un estudio examinó la eficiencia de adsorción de micro plásticos entre un filtro de arena y filtros de biochar (a partir de paja de maíz producida a 300, 400 y 500 °C); donde se determinó que los filtros de biochar poseen una mejor eficiencia de remoción que el filtro de arena; obteniendo un 100% de remoción y 0% de liberación del contaminante, con el biochar de 500 °C, mientras que la arena si presentaba liberación del contaminante al momento de la filtración (Wang et al., 2020).

2.6. Tratamiento de aguas

De manera general, el tratamiento de aguas puede ser definido como el proceso a través del cual se produce agua con la calidad suficiente para cumplir con los estándares establecidos de acuerdo a su uso final, los mismos que serán definidos bajo las consideraciones de la entidad regulatoria pertinente, las expectativas del consumidor final, o las características que demande el proceso al cual será sometido este recurso en la posteridad (Crittenden et al., 2012).

La configuración de dicho proceso se encontrará en función no únicamente de la calidad que se busca obtener en el producto final; sino también en función de la naturaleza de las fuentes de agua disponibles, siendo las más comunes las superficiales y subterráneas; así como también dependerá del tipo de contaminantes y su concentración en cada una de estas fuentes. Es decir que, aunque en principio el objetivo sea el mismo, el tratamiento puede variar de una fuente a otra en función de su origen y las impurezas que éstas puedan llegar a presentar dentro de su composición (Cheremisinoff, 2002; Stevenson, 2003).

El tratamiento de aguas y las tecnologías disponibles para su ejecución se reparten entre métodos de tipo físico, químico y energético. El primer grupo hace referencia a todas aquellas tecnologías que aplican una serie de operaciones unitarias con la finalidad de separar el agua de sus impurezas, principalmente a través de una separación del tipo sólido-líquido; y entre las cuales destaca la filtración como una de las bases de este tipo de tecnologías. Los métodos químicos engloban aquellos procedimientos que aprovechan la interacción entre el agua, sus contaminantes y ciertas sustancias químicas; para remover, neutralizar o destruir dichos contaminantes. Finalmente, el tercer grupo abarca los métodos que utilizan distintas formas de energía, comúnmente calor o reacciones electroquímicas, para tratar el agua, generalmente, dentro de procesos de desinfección. Estos tres tipos de tecnología pueden emplearse de manera combinada dentro de un sistema de tratamiento, o no, dependiendo del objetivo que se persiga y de las características del agua a la entrada de dicho sistema (Cheremisinoff, 2002).

2.7. Contaminantes comunes en el agua

2.7.1. Físicos

2.7.1.1. Turbidez

La turbidez es una medida del grado en el que las partículas suspendidas disminuyen la claridad óptica dentro de una muestra de agua. Entre estas partículas podemos encontrar limo, arcilla, material orgánico o inorgánico finamente dividido, e incluso organismos como el plancton, por ejemplo (Parsons & Jefferson, 2009). Su valor se expresa en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU, por sus siglas en inglés), que es una medida del grado de interferencia que las



partículas suspendidas generan al paso de la luz dentro de una muestra de agua (Mihelcic & Zimmerman, 2011).

Si bien la presencia de turbidez en una muestra de agua no representa como tal un riesgo para la salud, ésta se encuentra asociada a la presencia de bacterias y otros microorganismos; además de representar un limitante para su eliminación dentro de procesos de desinfección en el tratamiento de aguas. Es por ello que la turbidez es considerada como una medida de referencia para indicar no sólo la efectividad en la remoción de sólidos suspendidos dentro de un sistema de tratamiento, sino también de microorganismos patógenos relacionados con el agua (Upton et al., 2017).

2.7.1.2. Color

Aunque es cierto que el agua en su estado más puro es incolora, dentro de la naturaleza al entrar en contacto con materia orgánica, vegetación, organismos acuáticos u otros, ésta va ganando color. Para el agua es posible distinguir dos tipos de color; el aparente, que es el que se obtiene de la muestra tal y como se la tomó de la fuente; y el verdadero, que es el que resulta luego de remover las partículas suspendidas dentro de esta muestra, y que constituye el color más difícil de remover dentro de un sistema de tratamiento. El color se mide a través de la comparación con patrones; así, por ejemplo, una muestra de agua con una Unidad de Color (CU, por sus siglas en inglés), será aquella cuyo grado de coloración resulte igual al de una solución de Platino con concentración de un miligramo por litro en la forma de ion cloroplatinato (Spellman, 2017).

2.7.2. Químicos

2.7.2.1. Metales pesados

Los metales pesados suelen presentarse en aguas superficiales en forma de coloides y partículas (hidróxidos, óxidos, silicatos o sulfuros); y en menor medida en fases disueltas (adsorbidos en arcilla, sílice o materia orgánica). Si bien muchos de ellos son requeridos por los organismos vivos en cantidades traza para su normal funcionamiento (cobre, cobalto, hierro, manganeso, etc.), niveles superiores a los esenciales para estos metales pueden afectar la salud de estos organismos. Para sistemas de tratamiento de agua superficial la remoción de cadmio, cromo, mercurio, plomo, arsénico y antimonio; metales no esenciales, son de particular interés para precautelar la salud pública (Spellman, 2017).

2.7.2.2. Nutrientes

La presencia de nitrógeno en el agua en forma de nitratos (NO_3^-) es considerada como indicador de una posible contaminación con aguas residuales; aunque existen también otras fuentes de origen para este tipo de compuestos, como los fertilizantes, por ejemplo. La presencia excesiva de nitratos en el agua potable puede desencadenar diferentes problemas de salud e incluso causar la muerte. En el caso de los infantes, estimula la actividad de las bacterias típicas del tracto intestinal que convierten los nitratos en nitritos (NO_2^-), un compuesto de alta toxicidad, que además posee la propiedad de reemplazar las moléculas de oxígeno presentes en el flujo sanguíneo, generando hipoxia en diferentes partes del organismo. Por su parte, el fósforo, a pesar de constituir un elemento esencial, puede contribuir a la formación de algas y eutrofización de cuerpos de agua. En ambientes acuáticos su forma más común son los fosfatos y sus fuentes más comunes son los detergentes, fertilizantes y descargas de aguas residuales (Spellman, 2017).

2.7.3. Biológicos



Varios microorganismos como bacterias, algas, virus u hongos; pueden alcanzar concentraciones dentro del agua de hasta cien millones por mililitro, independientemente de si se trata de agua fría o caliente, clara o turbia, un flujo de agua o agua estancada (Spellman, 2017). Los virus son parásitos ultramicroscópicos que necesitan un hospedador obligatorio para lograr su replicación, denominando virus entéricos a aquellos que se encuentran dentro de las heces fecales humanas y animales. Mientras que, por su parte si bien las bacterias al encontrar las condiciones adecuadas no necesitan necesariamente de un hospedador para su reproducción, al encontrarse dentro del cuerpo humano causan afecciones a la salud producto de las toxinas que liberan durante su actividad, encontrándose entre las variedades más comunes coliformes, coliformes fecales, estreptococos fecales, estafilococos, entre otras (Cheremisinoff, 2002).

2.8. Tratamiento de agua potable

El agua, debido a sus propiedades, es capaz de albergar un sin número de organismos y sustancias, muchas de las cuales representan, en mayor o menor medida, un riesgo para la salud. Además, las redes de distribución, por las que generalmente circula esta agua, facilitan que estos contaminantes lleguen a afectar a una gran cantidad de personas dentro de períodos de tiempo relativamente cortos. Es por ello, que, tratar el agua previo a su consumo, es un asunto de vital importancia para precautelar la salud pública (Crittenden et al., 2012).

Un sistema de tratamiento eficaz, que cumpla su función como barrera de protección entre el consumidor y la propagación de enfermedades, debe mínimamente cumplir con (Spellman, 2017):

- La remoción, o al menos, la inactivación de microorganismos patógenos.
- La eliminación, o al menos, la reducción a concentraciones inocuas de sustancias o elementos químicos que puedan representar un riesgo para la salud.
- La producción de agua estéticamente agradable para el consumidor.

2.8.1. Tratamiento convencional

Entre el final del siglo dieciocho e inicios del siglo diecinueve, la proliferación de enfermedades transmitidas por el agua, como el cólera y la fiebre tifoidea, dio como resultado un acelerado desarrollo en el diseño y construcción de plantas de tratamiento, las mismas que se encontraban conformadas por los procesos de filtración y desinfección. A partir de aquello, cada vez se fueron identificando más contaminantes y desarrollando nuevos pretratamientos que permitan eliminarlos, mejorando de esta forma las plantas ya existentes, y consecuentemente, la calidad del agua que se distribuía entre la población (Letterman, 1999).

Actualmente, se concibe a cada proceso que forma parte de un sistema de tratamiento como una línea de defensa entre el consumidor y las enfermedades transmitidas por el agua. Por otra parte, al agrupamiento de estas líneas de defensa dentro de un sistema de tratamiento se lo conoce como el tren de procesos de tratamiento. Para suministro de agua superficial, el tren de procesos de tratamiento más común es aquel que se encuentra configurado por procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Esto es lo que se conoce como tratamiento convencional de agua potable (Gerba, 2009).

2.8.2. Tratamiento no convencional

De forma simple, un sistema de tratamiento no convencional es aquel que en su configuración no consta de los procesos unitarios suficientes para ser considerado convencional. Estas limitaciones pueden ser atribuidas a factores de carácter económico, social o natural. Entre las tecnologías utilizadas dentro de estos sistemas encontramos la acidificación, diferentes tipos de filtración, la desinfección solar, e incluso hervir el agua previo a su consumo (Carlson, 2006).

De entre éstas, destaca la filtración entre las más utilizadas, más específicamente, la filtración de múltiples etapas, que es un sistema compuesto de varios filtros en serie con diferente lecho filtrante, principalmente de materiales como grava, arena o cerámica. Estos sistemas son escogidos por las comunidades debido a su bajo costo de operación y a que no requieren de una formación técnica mayor para su mantenimiento (Cerón-Hernández et al., 2020).

2.9. Filtración en el tratamiento de agua potable

La filtración dentro del tratamiento de aguas es la operación unitaria cuya función principal es remover o separar las impurezas físicas remanentes; tales como limos, arcillas, ciertos microorganismos, o los precipitados de algunos iones orgánicos y metálicos (Parsons & Jefferson, 2009). Un sistema de filtración cualquiera opera haciendo pasar el agua a tratar a través de una membrana o medio poroso, donde las impurezas son retenidas en la superficie del medio o entre sus poros, dejando pasar el líquido filtrado (Figura 1) (Cheremisinoff, 2002).

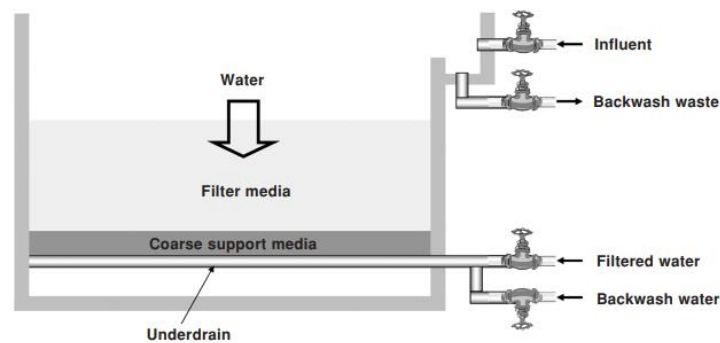


Figura 1. Esquema de un filtro rápido común. Fuente: Parsons & Jefferson (2009)

2.9.1. Sistemas de filtración

El proceso de filtración puede ser llevado a cabo de múltiples maneras. El diseño del sistema está en función de las siguientes características (Arboleda-Valencia, 1992):

- *Velocidad de filtrado*: podemos encontrar filtros rápidos (de alta tasa de filtración) o lentos (de baja tasa de filtración).
- *Medio filtrante*: existen filtros de medios porosos como pastas arcillosas o de papel filtro; como también filtros de medios granulares como arena o antracita.
- *Dirección del flujo*: este puede ser ascendente, descendente o de flujo mixto.
- *Fuerza impulsora*: el flujo de agua a través del medio filtrante puede generarse por presión o por gravedad.

En la Tabla 2, se presentan las configuraciones más comunes de sistemas de filtración y sus principales características.

Tabla 2. Principales sistemas de filtración

Característica	Filtro lento de arena	Filtro rápido de arena	Filtro de alta tasa
Tasa de filtración	Baja (< 12 m/d)	Alta (120 m/d)	Alta (180 – 480 m/d)
Carrera de filtración	20 – 60 días	12 – 36 horas	12 – 36 horas
Medio filtrante	Granular (Arena)	Granular (Arena)	Granular (Arena – Antracita)
Profundidad del medio	0.6 – 1 m	0.6 – 0.75 m	Antracita: 0.4 – 0.6 m Arena: 0.15 – 0.3 m
Soporte mecánico (Grava)	0.3 m	0.3 – 0.45 m	0.3 – 0.45 m
Agua de Lavado	No usa	2 – 4 % del agua filtrada	6 % del agua filtrada

Adaptado de Romero Rojas (1999).

2.9.1.1. Pérdida de carga en la filtración

La pérdida de carga durante la filtración es una pérdida de presión (pérdida de energía) en el sistema, por lo que también puede ser conocida como caída de presión. La pérdida de carga en los filtros depende de factores como las características del medio filtrante (tamaño de partícula y volumen de espacios intersticiales), la concentración de partículas suspendidas en el afluente y la tasa de filtración con la que opera el sistema. La pérdida de carga aumenta progresivamente con el tiempo, a medida que el filtro se va ensuciando (Letterman, 1987).

2.9.1.2. Carrera de filtración

A medida que va reteniendo sólidos el filtro termina por atascarse. Cuando el atascamiento alcanza un valor excesivo (pérdida de carga elevada) el flujo de agua a través del filtro se ve interrumpido o la calidad del filtrado deja de ser satisfactoria, por lo que es necesario lavar el filtro. Al tiempo de funcionamiento de un filtro entre dos lavados se lo denomina carrera de filtración.

La carrera de filtración para un filtro dentro de una planta de tratamiento convencional de agua potable se encuentra entre veinticuatro y sesenta horas, tiempo después del cual existe el riesgo de que dentro del lecho inicie una proliferación de bacterias. Por ello, es recomendable un tiempo de operación de cuarenta y ocho horas para filtros que operan con aguas a temperaturas templadas; y de sesenta horas para aquellos con aguas más frías (García-Ávila et al., 2020).

2.9.2. Mecanismos de filtración

Cualquier afluente a un sistema de filtración, pudiendo éste haber pasado por un pretratamiento o no, contiene partículas de un amplio rango de tamaños, desde flóculos de diámetros superiores a un milímetro, hasta virus cuyos tamaños se encuentran por debajo de una micra; y así mismo, cada una de estas partículas poseerá una carga eléctrica específica de acuerdo con su naturaleza. Todas estas partículas son retenidas a su paso por el lecho, formando una película alrededor de la superficie de sus granos. La magnitud de las fuerzas establecidas entre los granos del lecho y las partículas removidas, otorgarán a la película formada, en menor o mayor medida, resistencia frente al esfuerzo cortante ejercido por el afluente durante su paso por el lecho. De esta manera; si estas fuerzas son de gran magnitud, las partículas quedarán retenidas y eventualmente generarán un taponamiento, impidiendo el flujo de agua en el filtro;



caso contrario, las partículas avanzarán a través del lecho y finalmente aparecerán en el efluente (Arboleda-Valencia, 1992).

Es común relacionar el funcionamiento de un filtro con el de un tamiz o criba. Sin embargo, se debe considerar que el tamaño de la mayoría de las partículas que aquí se retienen son significativamente inferiores si se toma como referencia el tamaño de los granos del lecho filtrante o el de sus poros; por lo que la acción de tamizado o cernido por sí sola es en realidad la de menor relevancia dentro del proceso de filtración. Es por ello que el mecanismo a través del cual tiene lugar la filtración debe entenderse como el resultado de la acción conjunta de procesos de carácter físico, químico y biológico (Romero Rojas, 1999).

2.9.2.1. Mecanismos de Transporte

El transporte de partículas para una solución acuosa de flujo laminar involucra varios mecanismos, cuya ocurrencia se encontrará en función del tamaño de las partículas. Así, por ejemplo; cuando el tamaño de las partículas es mayor al tamaño de vacíos dentro del lecho, se da lugar al mecanismo de cernido; si el tamaño de las partículas fuese inferior, habrá lugar para otros mecanismos, como sedimentación, intercepción o difusión. Estos y otros mecanismos de transporte (Figura 2) se detallan a continuación (Cescon & Jiang, 2020):

- *Cernido*: tiene lugar en la parte superior del lecho, pudiendo ocasionar obstrucción e impidiendo un uso eficiente del filtro.
- *Sedimentación*: ocurre cuando la densidad del material suspendido es mayor a la del agua; puesto que esto facilita que estas partículas se desvíen respecto al flujo de agua y queden retenidas en el medio filtrante.
- *Intercepción*: se da cuando una partícula atraviesa por un espacio, entre los granos del lecho, cuyo radio es igual al de dicha partícula; generando contacto entre el grano y la partícula, y eventualmente su adherencia.
- *Difusión*: sucede cuando una partícula se desvía de la línea de flujo e impacta en los granos del medio a causa de la energía térmica que le fue transmitida desde el fluido.
- *Impacto inercial*: las líneas de flujo tienden a divergir cuando el fluido se va acercando a los granos del medio filtrante, sin embargo, existen partículas que viajan con la inercia suficiente para mantener su trayectoria recta, y finalmente terminan impactando entre estos granos; esto es lo que se conoce como impacto inercial.
- *Acción hidrodinámica*: al existir gradientes de velocidades, la partícula experimentará mayor velocidad en uno de sus lados, lo que generará que ésta empiece a rotar. Esto resultará en trayectorias aleatorias entre las líneas de corriente y finalmente en impacto con los granos del medio filtrante.

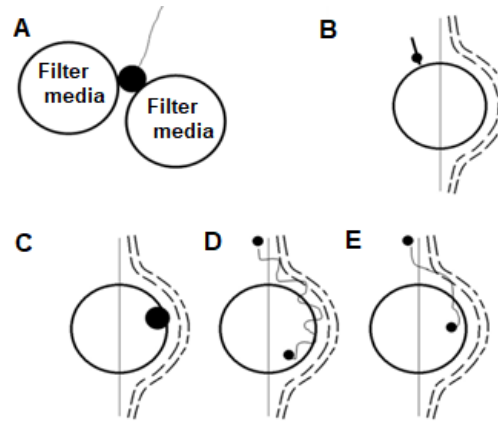


Figura 2. Mecanismos de transporte en la filtración de agua: (A), Cernido; (B), Sedimentación; (C), Intercepción; (D), Difusión; (E), Hidrodinámica. Fuente: Cescon & Jiang (2020).

2.9.2.2. Mecanismos de adherencia

La alta o baja efectividad en la adherencia de las partículas hacia los granos que conforman el lecho filtrante responde en mayor medida a mecanismos de carácter químico y electroquímico; entre los que destacan (Arboleda-Valencia, 1992):

- *Fuerzas de Van der Waals*: alrededor de cada grano existe un espacio de adhesión de un radio determinado; lo que significa que cualquier partícula que pase dentro de este espacio será retenida y removida del flujo. Esta fuerza de atracción será directamente proporcional al tamaño y densidad de las partículas presentes en el flujo.
- *Fuerzas electrostáticas*: son a la par con las fuerzas de Van der Waals las responsables de la adsorción entre partículas. Tienen lugar cuando los granos del medio filtrante presentan carga negativa y las partículas suspendidas presentan carga eléctrica positiva o neutra.
- *Puente químico*: a determinados valores de pH, los coloides logran polimerizarse. Las cadenas de polímeros generadas pueden adherirse fácilmente a las partículas, facilitando su retención, o quedar atrapadas directamente entre los poros del medio. A diferencia de los dos anteriores, este mecanismo actúa de forma independiente.

2.9.3. Factores que influyen en la filtración

El proceso de filtración se puede ver influenciado por la incidencia o las características de múltiples factores, entre los cuales podemos mencionar (Arboleda-Valencia, 1992):

- *Tipo de medio filtrante*: arena silícea, antracita o granate; son los materiales más ampliamente empleados en las plantas de tratamiento. Mientras mayor sea el área superficial de los materiales empleados, mayor será la eficiencia del filtrado.
- *Velocidad de filtración*: a medida que se incremente la velocidad del flujo a través del lecho, la eficiencia del tratamiento irá disminuyendo.
- *Tipo de suspensión*: un mismo filtro, bajo las mismas condiciones de operación, podrá producir agua de menor o mayor calidad en función de las características de la suspensión con la que se encuentre trabajando. Así, por ejemplo; si se encuentran partículas de gran tamaño y densidad, aumentará la eficiencia del proceso, aunque esto



generará el acortamiento de la carrera de filtración. Además, dependerá de las cargas eléctricas que se presenten tanto en las partículas como a lo largo del lecho, así como también de su potencial Z.

- *Temperatura*: es un factor de gran influencia para los mecanismos de filtración tanto físicos como químicos. Esto se evidencia cuando a bajas temperaturas, la remoción de partículas se ralentiza.
- *Dureza del floc*: de acuerdo con su comportamiento, se pueden identificar tres tipos de floc: blando, fuerte y adecuado. El primero aparecerá en el efluente del sistema, antes de que el filtro haya alcanzado su máxima pérdida de carga; el segundo, luego de haber alcanzado la máxima pérdida de carga; y el tercero, al mismo tiempo. Una misma planta podrá producir cualquiera de estos tres tipos de floc en función de factores como la cantidad y tipo de químicos añadidos en el pretratamiento, turbiedad del agua cruda, temperatura, etc. Aunque lo deseable, para un sistema eficiente, sería un floc duro, que sólo aparezca en el efluente mucho tiempo después de que el filtro haya alcanzado su máxima pérdida de carga.

2.9.4. Características del medio filtrante

2.9.4.1. Granulometría

El tamaño de los granos que conforman el medio filtrante constituye un factor clave dentro del desempeño del filtro. Su caracterización se lleva a cabo mediante el análisis de la distribución de tamaños entre las partículas del medio, la misma que se determina en base al peso total de los granos y mediante el uso de tamices estandarizados. A partir de esta distribución se determinan dos valores, el tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad. El primero corresponde al diámetro de partícula a partir del cual el 10 % del medio es más pequeño y el 90 % es más grande. Por otra parte, el coeficiente de uniformidad se define como la relación entre el percentil 60 de la distribución del medio y su tamaño efectivo (Crittenden et al., 2012).

Mientras más bajo sea el valor de este coeficiente, mayor será la uniformidad en el tamaño de los granos, lo que generalmente se traduce en mejores eficiencias de filtrado y en carreras de filtración más largas. La experiencia sugiere coeficientes de uniformidad inferiores a 1.4 para garantizar el correcto funcionamiento de cualquier filtro (Kawamura, 1999).

2.9.4.2. Forma de los granos

Generalmente, los granos que presentan formas angulares muestran mejor desempeño en la retención de impurezas que aquellos que muestran formas redondas o lisas; más aún cuando dentro del sistema no se utiliza un polímero como coadyuvante. Este hecho se atribuye a que las formas angulares proporcionan al grano un área superficial mayor, y consecuentemente, mayor número de poros; lo que genera mayor espacio disponible para la adsorción y retención de partículas suspendidas (Kawamura, 1999).

2.9.5. Lavado de filtros de medios granulares

Las partículas que son retenidas en el proceso de filtración van colmatando los poros del medio hasta eventualmente generar su obstrucción. Es por ello por lo que el lavado de filtros es un mecanismo necesario que se efectúa de manera periódica para mantener el flujo en el sistema, así como para garantizar la calidad del efluente. El proceso puede efectuarse a través del raspado y lavado de las capas más superficiales del lecho, lo que generalmente se aplica para el



mantenimiento de filtros lentos; o puede hacerse correr agua limpia a través del medio en el flujo opuesto al que se dio la filtración, que es lo que comúnmente se emplea para filtros rápidos (Arboleda-Valencia, 1992).

2.9.5.1. Fluidificación

Al momento de inducir un flujo ascendente de agua con velocidad suficiente a través del lecho se da lugar al fenómeno de la fluidificación, el mismo que puede ser dividido en tres instancias. La primera, cuando inicia el flujo ascendente generando una fuerza de dirección opuesta a la ejercida por el peso propio de los granos del medio. Una segunda, en la cual esta fuerza ascensional produce que los granos se reorienten hacia la posición en la cual estos muestren menor resistencia al flujo de agua. Y una tercera, donde finalmente la fuerza producida por el flujo logra superar a la ejercida por el peso del medio, ocasionando que los granos se separen entre sí y formen una suspensión dentro del flujo. El comportamiento de esta suspensión de los granos del medio se asemeja más al de un fluido que al de un sólido, por tal razón, este proceso es conocido como fluidificación. Cuando la velocidad del agua de lavado no es suficiente para lograr fluidificar el medio se la conoce como baja velocidad de lavado (Arboleda-Valencia, 1992).

2.9.5.2. Pérdida de carga durante el lavado

Desde el momento en que el agua de lavado inicia su camino a través del lecho, se genera una pérdida de carga a causa de la fricción existente entre los granos del medio y el flujo de agua; la misma que irá aumentando de manera proporcional a la velocidad de dicho flujo. Sin embargo, cuando el medio se fluidifica y se expande, la pérdida de carga alcanza su máximo valor y se mantiene relativamente constante hasta el final del proceso de lavado (Arboleda-Valencia, 1992).

2.9.5.3. Expansión del medio filtrante

Algunas veces el aumento de altura experimentado por el lecho durante el proceso de lavado es también considerado como un indicador de la efectividad con la que se está llevando a cabo dicho proceso (Romero Rojas, 1999). Aunque no existe del todo un consenso sobre el valor en el que se debería fijar la expansión adecuada del medio durante el lavado, con base en datos experimentales y la ecuación de tasa de expansión óptima (ecuación 2), se ha determinado que para un filtro de lecho de arena de porosidad 0.45, la expansión deseable debería encontrarse alrededor del 37 %; mientras que para un filtro de lecho de antracita de porosidad 0.5, alrededor del 25 % (Kawamura, 1999).

$$\text{Tasa de Expansión Óptima} = \frac{0.6 - e}{0.4} \quad (2)$$

Dónde e , representa la porosidad del medio antes de la expansión.

2.9.5.4. Mecanismos de limpieza en medios granulares

La energía total inducida al filtro al momento del lavado bien podría manifestarse de tres maneras: como esfuerzo cortante entre los granos del medio y las partículas adheridas a éste, como energía térmica generada por la fricción, o como energía acústica producida por la colisión entre granos. Sin embargo, en la práctica no ha sido factible detectar un aumento significativo de temperatura o percibir la emisión de ruido desde el medio, lo que nos lleva a la conclusión



de que la energía aplicada se manifestará como esfuerzo cortante durante el lavado del filtro (Arboleda-Valencia, 1992).

2.10. Análisis de la varianza

El análisis de la varianza (ANOVA, por sus siglas en inglés) se define como una herramienta estadística desarrollada con el fin de determinar diferencias o similitudes entre las medias de varios grupos de datos experimentales (Sawyer, 2009). El método clasifica un conjunto de observaciones en función de uno (ANOVA de un factor), dos (ANOVA de dos factores) o más factores (ANOVA factorial) que intervinieron dentro del experimento; determinando de esta forma no solo las diferencias entre las medias de los grupos, sino además la influencia de estos factores dentro de las diferencias entre las medias resultantes (Kaufman, 2014).

Esta prueba tendrá validez estadística únicamente cuando los datos analizados posean una distribución normal; de lo contrario se sugiere la adopción de un test de tipo no paramétrico (Sawyer, 2009). Kruskal-Wallis es uno de los test no paramétricos más ampliamente usados y es considerado el equivalente de ANOVA de una vía para datos sin normalidad (Gooch, 2011). La hipótesis nula para ANOVA sostiene que las medias de todos los grupos son iguales; mientras que para Kruskal-Wallis, la hipótesis nula sustenta que todos los grupos pertenecen a una misma población (Hecke, 2012).

La normalidad en la distribución de los datos puede ser determinada mediante el análisis gráfico de estos datos o por la aplicación de pruebas formales de normalidad (Yap & Sim, 2011). La prueba Shapiro-Wilk para normalidad es la más recomendada entre investigadores debido a que presenta mayor robustez en su aplicación que otras pruebas similares (Kolmogorov-Smirnov test y Lilliefors corrected K-S test, por ejemplo) y se basa en la relación presentada entre el valor de los datos en análisis y sus valores correspondientes dentro de una distribución normal hipotética (Ghasemi & Zahediasl, 2012). Su aplicación generalmente se recomienda para conjuntos de datos inferiores a cincuenta observaciones (Mangin & Mallou, 2006), aunque se han desarrollado algoritmos para extender su uso a poblaciones muestrales de mayor tamaño (Yap & Sim, 2011). Dentro de esta prueba la hipótesis nula (H_0) sostiene una distribución normal y homogeneidad de varianzas para el conjunto de datos, mientras que la hipótesis alternativa (H_1) sostiene una distribución no normal y no homogeneidad de varianzas.

CAPÍTULO III

3. Materiales y métodos

3.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en la planta de tratamiento de la Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas (JAAPRB), ubicada a 2783 m.s.n.m., en la parroquia Aurelio Bayas, cantón Azogues, provincia del Cañar (Figura 3). En esta zona la temperatura promedio oscila alrededor de los 17 grados Celsius, mientras que la precipitación media anual es de aproximadamente 1200 mm.

La planta de tratamiento de la JAAPRB inició sus operaciones en el año de 1998 con un sistema de filtración lenta. Este sistema estuvo compuesto de dos filtros de arena de baja tasa, precedidos por dos filtros de grava de alta tasa. Actualmente la planta cuenta con un sistema de potabilización convencional, que incluye los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección; con una capacidad de producción de hasta 20 litros por segundo, que permite dar abasto a una población de aproximadamente 6000 personas (García-Ávila et al., 2021).

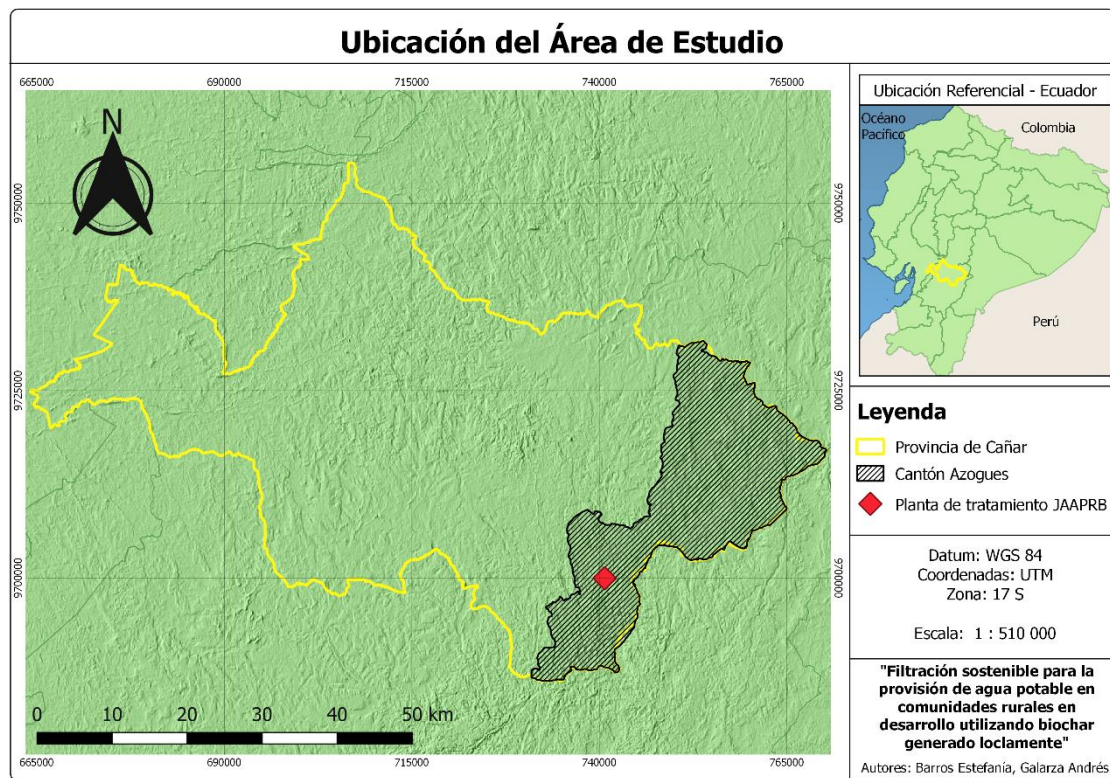


Figura 3. Ubicación de la zona de estudio

3.2. Producción de Biochar

De manera general, el proceso de producción de los bio carbones generados en el presente estudio puede ser dividido en tres partes: 1. pre procesamiento, en donde los materiales necesarios, tanto para materia prima como para combustible, fueron recolectados y preparados para su uso; 2. la descomposición termoquímica (pirólisis) de estos materiales, que constituye la manufacturación del carbón en sí; y finalmente, 3. post procesamiento, donde los carbones

obtenidos fueron caracterizados y preparados para su utilización dentro de las pruebas de filtración. La Figura 4, presenta un esquema general de este proceso productivo.

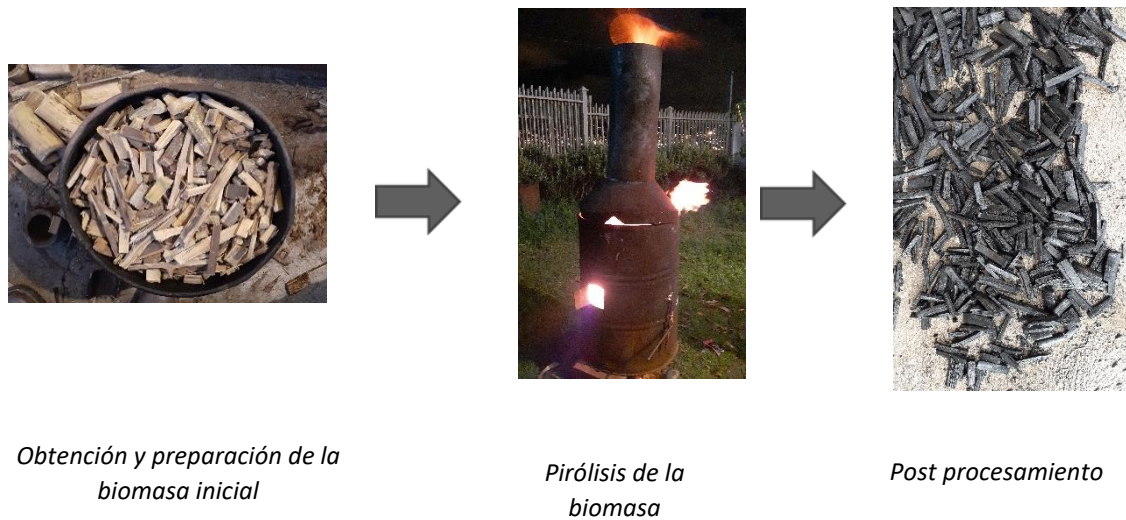


Figura 4. Proceso de producción del biochar

3.2.1. Pre-procesamiento: obtención y preparación de la biomasa inicial

Tres tipos de biomasa fueron empleados como materia prima para la producción de biochar: eucalipto, de la especie *Eucalyptus globulus*; bambú o caña guagua, de la especie *Guadua angustifolia*; y raquis de plátano verde. El pre-procesamiento necesario para cada una de estas biomásas se detalla a continuación.

- Eucalipto (*E*): Se obtuvo por recolección de partes de árboles talados que se encontraban tendidos en el suelo dentro de terrenos boscosos; principalmente de la zona de Racar, ubicada en la parroquia Sinincay, al norte de la ciudad de Cuenca (Figura 5). De aquí se aprovechó tanto las ramas, como materia prima para la producción de carbón; como los troncos, como fuente de energía para el proceso de producción. Se escogieron ramas con radios entre cinco y veinte milímetros, las mismas que fueron divididas en segmentos de entre cinco y diez milímetros de largo. Esto se realizó con el objetivo de ocupar la mayor cantidad de espacio dentro del contenedor al momento de su carbonización y de esta manera limitar la cantidad de oxígeno en su interior, garantizando así el éxito en el proceso de pirólisis. Se descartó la madera “tierna” o de bajo estado de maduración.
- Bambú (*B*): Esta biomasa fue recolectada en la comunidad Lentag del cantón Santa Isabel, al oeste de la provincia del Azuay (Figura 5). Se aprovechó la parte rígida del tronco, que constituye la más voluminosa y de mayor resistencia de toda la planta; además de mostrar gran porosidad en su estructura. De igual forma, estos troncos fueron también segmentados en partes de menor tamaño, en este caso, pedazos entre seis y quince centímetros cuadrados; por las finalidades anteriormente expuestas. Así mismo, se utilizaron únicamente aquellos en estado de maduración avanzado, y cabe también recalcar que el material obtenido fue únicamente recogido del suelo.

- Raquis (*R*): Éste es el vástago helicoidal que sostiene los racimos de plátano a la planta, y como tal, constituye un residuo de la fruta. Este fue recolectado principalmente del mercado de la parroquia Baños del cantón Cuenca (Figura 5). Al tratarse de un material con alto contenido de agua, este fue dividido en pedazos relativamente grandes y puesto a secar al sol, proceso que tardó entre tres a cuatro semanas; luego de lo cual, los pedazos de raquis presentaron un tamaño similar al obtenido en el troceo de las ramas de eucalipto.

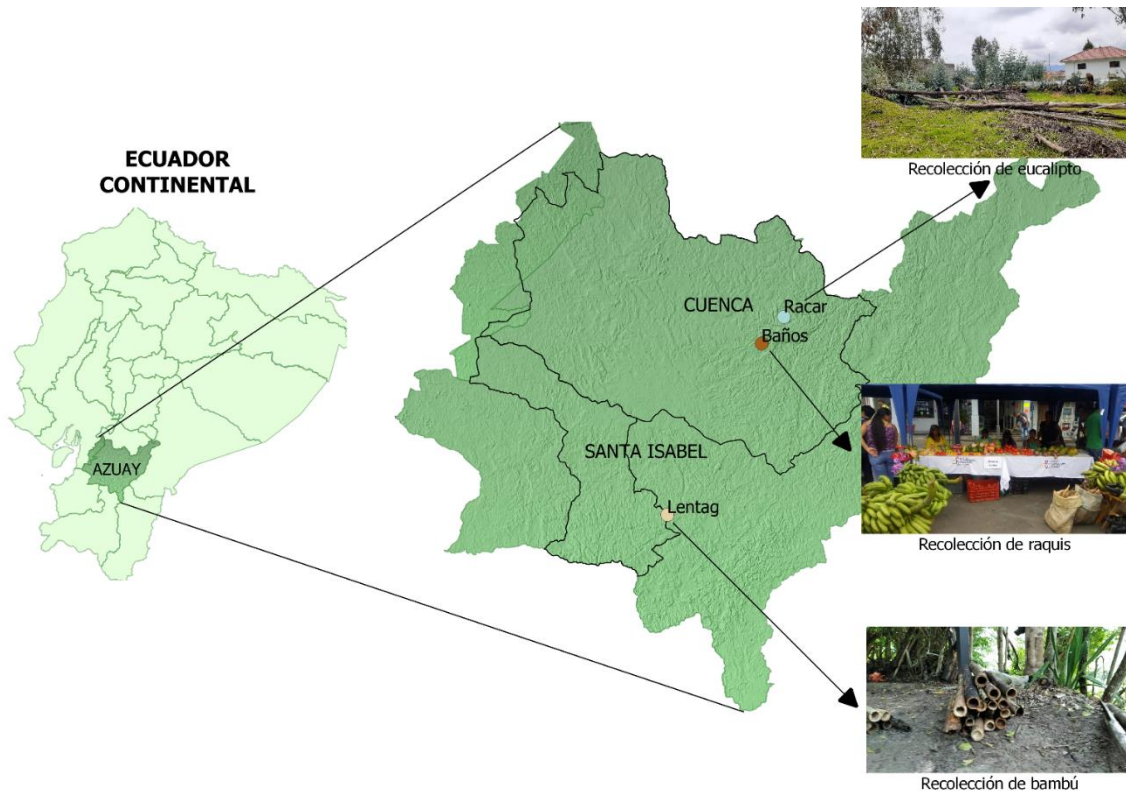


Figura 5. Puntos de recolección de biomasa para elaboración del biochar

3.2.2. Proceso de pirólisis (Descomposición Termoquímica)

3.2.2.1. Diseño y construcción de reactor artesanal de pirólisis

El diseño empleado para la construcción del reactor artesanal de pirólisis se basó en el diseño propuesto por Iglesias et al. (2020). Este reactor tipo retorta de doble cámara, como se muestra en la Figura 6, consta de una cámara externa (tanque externo) donde se lleva a cabo la combustión y una interna (tanque interno) donde se lleva a cabo la descomposición termoquímica de la biomasa.

La cámara externa fue adaptada a partir de un tanque metálico de 55 galones, en el cual se realizaron 3 agujeros, uno ubicado en la base, que constituye la principal entrada de aire al sistema; y otros dos ubicados de forma transversal a la mitad de la superficie del tanque, los mismos que además de servir como entrada de aire ayudaban para el suministro de combustible durante el proceso (en este caso troncos de eucalipto). Esta cámara externa consta de dos niveles; en la zona más baja se encuentra la cámara de aire, que almacena el oxígeno necesario para el proceso de combustión; mientras que, en la zona alta se encuentran los soportes tanto para colocar el combustible como la cámara interna, siendo esta última la zona en la que ocurre la carbonización de la biomasa. Para la salida de los gases de combustión, se instaló una

chimenea móvil. El objetivo de tener una chimenea móvil fue poder colocar y remover la cámara interna al principio y al final del proceso respectivamente, además de permitir el suministro de combustible antes del procesamiento.

Para la implementación de la cámara interna, se utilizó un recipiente metálico de 5 galones, en el cual se realizaron cuatro orificios para facilitar la salida de los gases producidos durante la descomposición termoquímica. Una vez que estos gases ingresaban en la cámara de combustión (cámara externa) funcionaban también como combustible para el proceso. El primer orificio estuvo ubicado en la parte superior y servía también para el control de la temperatura de pirólisis con la ayuda de un termómetro infrarrojo; los otros tres estuvieron distribuidos entre la base de la cámara (un orificio) y las caras laterales de la misma (dos orificios). Además, a la mitad de esta cámara, se ubicó un ducto metálico cerrado de un galón para garantizar una transferencia de calor uniforme hacia toda la biomasa, puesto que experimentalmente se encontró que la energía térmica transmitida hasta esta zona era insuficiente para lograr carbonizar los materiales.

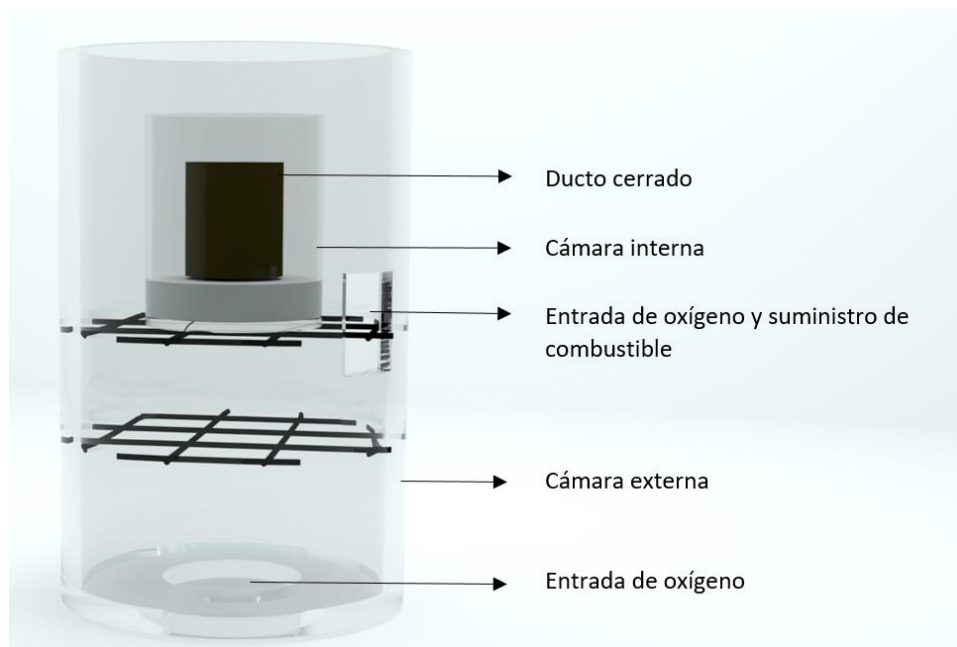


Figura 6. Diseño de reactor artesanal de pirólisis.

Este diseño fue adaptado y construido a partir de materiales reciclados con el fin de presentar un diseño que pueda ser reproducible y que la elaboración de biochar pueda realizarse de forma artesanal.

3.2.2.2. Pirólisis de la biomasa

Brewer & Brown (2012) y Pandey et al. (2020), señalan a la pirólisis lenta como el proceso a seguir cuando el objetivo que se persigue es priorizar la producción de bio carbón por sobre los otros productos generados durante la descomposición termoquímica de la biomasa. Por otra parte, Yaashikaa et al. (2020) y Pan et al., (2021) indican que las características del biochar resultante dependen no únicamente de la biomasa inicial, sino además de las condiciones bajo las cuales el proceso de pirólisis es llevado a cabo, donde destacan factores como la temperatura, el tiempo de residencia y la velocidad de calentamiento.



Por estas razones, la carbonización de cada una de las biomásas se llevó a cabo aplicando dos procesos de pirólisis lenta, que se distinguen entre sí en función de la temperatura del proceso y su tiempo de residencia. Esta diferenciación entre procesos fue planteada con el fin de evidenciar la influencia de estos parámetros tanto en el rendimiento del proceso, como en la eficiencia de los biocharcs dentro de la filtración. A estos procesos se los denominaron como “a” y “b”; cuyas características se resumen a continuación.

- *Proceso a*: Autores como Lee et al. (2018) y Pandey et al. (2020), señalan valores de 300 y 350 °C como las temperaturas mínimas para llevar a cabo un proceso de pirólisis lenta. El proceso *a* tuvo por objetivo mantener una temperatura promedio superior en al menos 100 °C respecto a este rango de referencia; es decir, 450 °C; esto con la finalidad además de acortar el tiempo de residencia. Para ello al inicio del proceso se colocó la mayor cantidad posible de combustible dentro de la cámara de combustión y de la misma manera el suministro de éste a lo largo del proceso se daba de manera intermitente a fin de mantener constante la temperatura.
- *Proceso b*: Por otra parte, el objetivo de este proceso fue mantener una temperatura promedio de 350 °C, y consecuentemente, obtener un tiempo de residencia de mayor duración en comparación con *a*. Con esta finalidad, la cantidad de combustible colocada al inicio del proceso fue menor, por lo que, para mantener la temperatura a lo largo del tiempo, el suministro debía darse con mayor frecuencia, aunque en cantidades más pequeñas. Esto dio como resultado no únicamente menor temperatura y mayor tiempo de residencia respecto al proceso *a*, sino además una velocidad de calentamiento inferior.

Una vez definidos los procesos a seguir, es posible continuar con la descripción de la pirólisis de la biomasa. Luego del pre-procesamiento de la biomasa, ésta se pesó y colocó en la cámara interna hasta ocupar la mayor cantidad de espacio con la finalidad de limitar el contenido de oxígeno al interior, como se explicó anteriormente. El combustible también era pesado y posteriormente colocado dentro de la cámara de combustión (externa) en conjunto con la biomasa contenida dentro de la cámara interna. Una vez colocados en su lugar, se procedió a suministrar la energía de activación necesaria para iniciar la combustión del combustible. Una vez comprobado que el proceso ocurría de manera correcta, se colocó la chimenea y se continuó con el monitoreo de la temperatura; para lo cual, se hizo uso de un termómetro digital infrarrojo marca TENMARS, modelo TM-301, con un rango de medición de temperatura entre -30 °C – 500 °C. La medición de la temperatura al interior de la cámara interna se realizó cada dos minutos, apuntando el termómetro hacia el orificio superior de esta cámara colocado precisamente para este fin.

Como se indicó en la descripción de los tipos de procesos aplicados, el suministro de combustible hacia la cámara de combustión se dio en mayor o menor cantidad en función principalmente de mantener las temperaturas deseadas para cada uno de ellos (proceso “a”, proceso “b”). El calor producido por la combustión se transfiere a la cámara interna, donde la cantidad de oxígeno es limitada, dando lugar a la descomposición termoquímica de la biomasa para convertirse en biochar y generar de igual forma subproductos como gases y líquidos en menor porcentaje. El proceso de pirólisis se daba por finalizado cuando la emisión de gases desde la cámara interna cesaba, ya que era un indicador de que la descomposición termoquímica de la biomasa había también concluido. Al llegar a este punto se detuvo el suministro de combustible y se retiró el tanque interno del reactor; seguidamente se lo humedeció a fin de disminuir su temperatura y facilitar su manipulación. Luego se extrajo el biochar del interior, se lo extendió sobre una



superficie limpia e igualmente se lo humedeció, a fin de evitar que se combustione al entrar en contacto con el aire, puesto que de darse este proceso tendría lugar la producción de cenizas, lo que lógicamente reduciría la calidad del biochar y su contenido de carbón.

3.3. Post procesamiento

Esta etapa luego de haber sido extraído el biochar de la cámara interna; se eliminó el exceso de humedad para facilitar su trozado y posteriormente su tamizado. Para lo cual, el biochar se dejó secar al aire ambiente por al menos 48 horas y se pesó para obtener su rendimiento en masa, de acuerdo a la ecuación 3 (Stella Mary et al., 2016) :

$$Y_{biochar} (\%) = \frac{m_{biochar}}{m_{biomasa}} * 100 \quad (3)$$

Donde $Y_{biochar}$ es el rendimiento en masa del biochar (%), $m_{biochar}$ la masa del biochar producido (kg) y $m_{biomasa}$ la masa de la biomasa inicial (kg).

Posteriormente, se realizó el trozado del biochar con el objetivo de incrementar el área superficial disponible para la retención de impurezas durante la filtración. En cuanto al tamizado del biochar, en primera instancia con la producción de carbones gruesos, se usó un agitador marca Gilson modelo SS-14D y cuatro tamices de 4.75, 10, 14 y 20 mm de la serie ISO 3310/1, de la misma marca. Posteriormente, para carbones de granulometría más fina, se usó un agitador marca Endecotts 9520 y siete tamices ASTM de los siguientes números: 4 (4.75 mm), 6 (3.35 mm), 8 (2.36 mm), 12 (1.70 mm), 16 (1.18 mm), 20 (0.85 mm) y 30 (0.6 mm). Todo el material se fue tamizando en porciones de 500 g aproximadamente por periodos de 10 minutos para cada una. Para cada proceso de tamizado, el material retenido en cada tamiz se pesó y almacenó en diferentes contenedores para su posterior uso en la filtración.

3.3.1. Caracterización

3.3.1.1. Análisis Granulométrico

A partir del peso retenido en cada tamiz, obtenido en el proceso de tamizado, se calculó el porcentaje de biochar que pasa por un respectivo diámetro, para finalmente obtener la curva granulométrica, la cual permitió definir el diámetro efectivo y el coeficiente de uniformidad. El diámetro efectivo (D_{10}) hace referencia a la abertura que en teoría debería poseer un tamiz para dejar pasar el 10 % del material (Arboleda-Valencia, 1992).

Por su parte, el coeficiente de uniformidad (CU) indica la distribución del tamaño del biochar y se obtiene a partir de la relación entre el diámetro correspondiente al 60 % de biochar en la curva granulométrica (D_{60}) y su tamaño efectivo (D_{10}), es decir, el diámetro correspondiente al 10 % de biochar en la curva granulométrica; de acuerdo con la ecuación 4 (INEN, 1982):

$$CU = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (4)$$

3.3.1.2. Análisis elemental

Para el análisis elemental del biochar se usó el equipo CHN628 marca LECO versión 1.3x, el cual determinó el porcentaje de carbono, hidrógeno y nitrógeno en un tiempo de 4 minutos. Este equipo dispone de un sistema de gas de flujo continuo y un sistema de detección individual altamente selectivo por conductividad térmica y por detección infrarroja. En primer lugar, se coloca la muestra previamente pesada y secada en el cargador del equipo, esta es transferida al horno de combustión de alta temperatura, donde los gases de combustión producidos como el



dióxido de carbono, agua y nitrógeno, se desplazan a los sistemas de detección (después de haber sido tratados con reactivos de lavado); donde a medida que son liberados, se determina simultáneamente el contenido de carbono e hidrógeno a través de los detectores infrarrojos, y el contenido de nitrógeno a través del sistema de detección de conductividad térmica (LECO, n.d.; López Martínez & Vega Flores, 2017).

3.3.1.3. Densidad real

Para la determinación de la densidad real de los materiales filtrantes, se aplicaron las técnicas conocidas como método de la probeta y el método del picnómetro. Para el método de la probeta, la densidad real se determina mediante el desplazamiento de cualquier fluido en el que el sólido permanezca inmóvil (Lowell et al., 2004). Para este estudio, se introdujo una cantidad de material previamente pesado, dentro de una probeta con 50 ml de agua destilada. La densidad se calculó mediante la relación entre la masa conocida del material y el volumen desplazado de líquido, aplicando la ecuación 5 (Berger, 2012):

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad (5)$$

Donde, ρ_s es la densidad real (g/cm^3), M_s la masa de sólidos (g) y V_s el volumen de sólidos (cm^3).

Para el método del picnómetro se usó el método adoptado por Hidnert & Peffer (1950), que consiste inicialmente en pesar el picnómetro (en este caso se usó de 25 ml), posteriormente se introduce una cantidad conocida de muestra y por último se coloca un líquido de densidad conocida (agua destilada) hasta su nivel de enrase y se pesa nuevamente. Con base a este proceso, se aplicó la ecuación 6 para determinar la densidad real (Hidnert & Peffer, 1950):

$$\rho_s = \frac{d * S}{S + P + V * d - W} \quad (6)$$

Donde, d es la densidad del líquido (g/cm^3), S la masa de la muestra (m), P la masa del picnómetro (g), V el volumen del picnómetro (cm^3) y W la masa total del picnómetro más la muestra y el líquido (g).

3.3.1.4. Densidad aparente

La densidad aparente fue determinada con base al método adoptado por Sahoo et al. (2021), para lo cual se colocó una masa conocida del material, previamente secada, en una probeta hasta un volumen determinado; se golpeó ligeramente durante 2 minutos para compactar la muestra y finalmente medir el volumen ocupado por la misma. De este modo, la densidad aparente se calculó a partir de la ecuación 7 (Berger, 2012):

$$\rho_b = \frac{M_s}{V_t} \quad (7)$$

Donde, ρ_b es la densidad aparente (g/cm^3), M_s la masa del material (g) y V_t volumen ocupado por el material.

3.3.1.5. Densidad relativa

La densidad relativa se calculó a partir de la ecuación 8 (Berger, 2012):

$$\rho_r = \frac{M_s}{\rho_l} \quad (8)$$



Donde ρ_r es la densidad relativa (g/cm^3), M_s la masa de sólidos (g) y ρ_l la densidad del agua destilada.

3.3.1.6. Porosidad

Con base a los resultados obtenidos anteriormente, de la densidad real y de la densidad aparente, el cálculo de la porosidad del material se realizó mediante la ecuación 9 (Berger, 2012):

$$f = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (9)$$

3.3.1.7. Punto de carga cero

El punto de carga cero, un parámetro que indica el valor de pH requerido para que la carga superficial neta del biochar sea cero, se determinó mediante el método de derivación de pH (Liu et al., 2012). El cuál consistió en preparar seis soluciones a diferentes valores de pH (2, 4, 6, 7, 8 y 10); por tanto, se colocó 50mL de agua desionizada en seis erlenmeyers de 250 mL, se ajustó el pH con ácido clorhídrico (HCl) 0,5N para las soluciones ácidas y con hidróxido de sodio (NaOH) 0,5N para las soluciones básicas, mediante pHmetro marca HANNA instruments H12221. Luego se pesaron y agregaron 0,5 g de muestra de biochar a cada solución. Seguidamente las soluciones se colocaron en un agitador marca Thermo Scientific MAXQ 4000 y se agitó a 150 rpm a una temperatura de 25 °C por 24 horas. Posteriormente, se filtraron las soluciones en otros recipientes, se midió el pH para graficar la curva del pH inicial frente al pH final y finalmente encontrar el punto de intersección de la curva resultante con la recta del pH, que llega a ser el punto de carga cero.

3.4. Pruebas experimentales de filtración

3.4.1. Implementación de las columnas de filtración

El sistema de filtración implementado para este estudio estuvo compuesto por un grupo de columnas individuales de medio granular de alta tasa. Dicho sistema fue impulsado por gravedad y limpiado por un sistema de retro lavado a presión. La Figura 7 presenta una ilustración de este. Para la construcción de los filtros se utilizaron tubos de acrílico de 1.8 metros de altura con un diámetro exterior de diez centímetros y un espesor de cinco milímetros. El lecho filtrante estuvo conformado por treinta centímetros de grava como soporte mecánico, sobre el cual se colocaron los diferentes lechos probados durante este estudio. La altura para cada lecho se estimó en sesenta centímetros, lo cual otorgaba a cada filtro una pérdida de carga máxima de 90 centímetros. Por otra parte, las tuberías y accesorios empleados, tanto para el sistema de drenaje del agua filtrada, como de lavado de los filtros; fueron de material policloruro de vinilo (PVC), de ½" de tamaño nominal de tubo (NPS, por sus siglas en inglés), con uniones de tipo roscable.

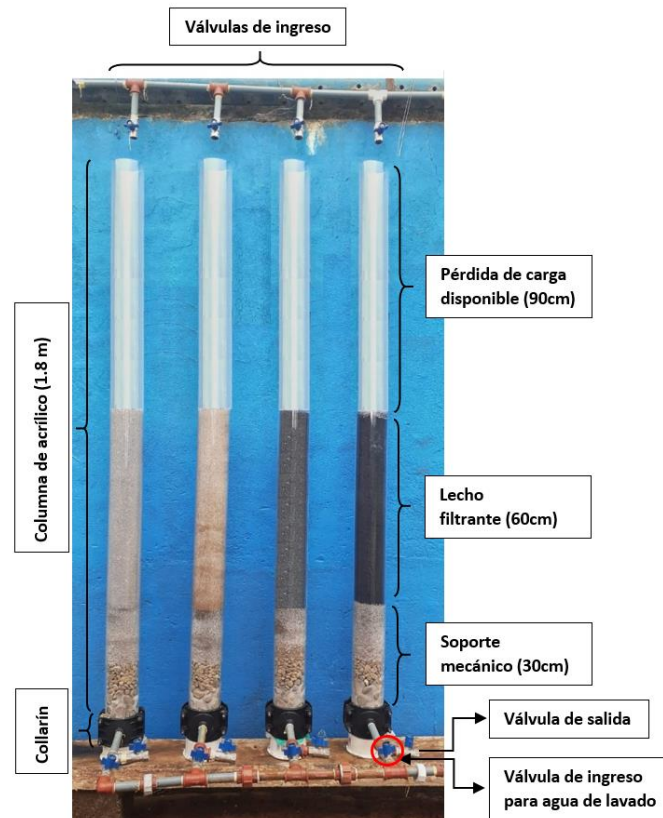


Figura 7. Columnas de filtración

3.4.2. Funcionamiento del filtro de bio carbón

Inicialmente se probó la eficiencia para remover sólidos suspendidos, para lo cual se determinó la remoción de turbidez y color dentro de los lechos. Para ello el sistema de filtración operó con diferentes afluentes, tal como agua cruda, floculada y sedimentada; las mismas que se obtuvieron del vertedero de entrada, la salida del floculador y la salida del sedimentador de la planta de tratamiento de la JAAPRB, respectivamente. Estas aguas fueron llevadas hacia los filtros a través de un sistema de tuberías a gravedad, para lo cual, las columnas de filtración fueron emplazadas en la zona más baja de la planta, a fin de obtener el desnivel suficiente para generar el flujo de agua. Para evaluar la eficiencia de remoción respecto a parámetros químicos se utilizó como afluente soluciones con contenido de cobre, hierro, aluminio y nitratos; las mismas que fueron preparadas en un tanque elevado de 1.3 metros cúbicos de capacidad, y conducidas por tubería hacia las columnas de filtración. Finalmente, en cuanto a la evaluación de parámetros biológicos, se utilizó como afluente el agua cruda a la entrada de la planta JAAPRB, y la remoción de coliformes totales y fecales como indicadores de la eficiencia del proceso. A la entrada de cada filtro se instaló una válvula con el fin de poder regular el caudal afluente en función de la tasa con la que se requería trabajar. Además, los filtros se encontraban abiertos a la atmósfera, por lo que el flujo de agua a través del lecho fue impulsado por gravedad. Una vez filtrada el agua, el efluente fue recogido en la parte inferior de la columna con la instalación de un collarín y conducido por tubería hacia la válvula de salida, que constituyó el punto de muestreo para cada uno de los filtros (Figura 7 y Figura 8).

3.4.3. Mantenimiento del sistema de filtración

Una vez cumplida la carrera de filtración, los lechos fueron limpiados mediante un sistema de retro lavado. Dicho sistema utilizó agua potable producida en la planta de tratamiento de la JAAPRB, la misma que fue impulsada desde la bomba hidráulica de la planta a presiones entre 30 y 35 psi, y conducida por tubería de $\frac{1}{2}$ " de diámetro hacia los filtros. Este sistema contaba con una válvula a la salida de cada filtro, las cuales permitían regular el caudal de lavado, así como también impedir el paso de agua mientras los filtros se encontraban trabajando. A continuación, la Figura 8 presenta un esquema general de la estructura del sistema de filtración piloto descrito.

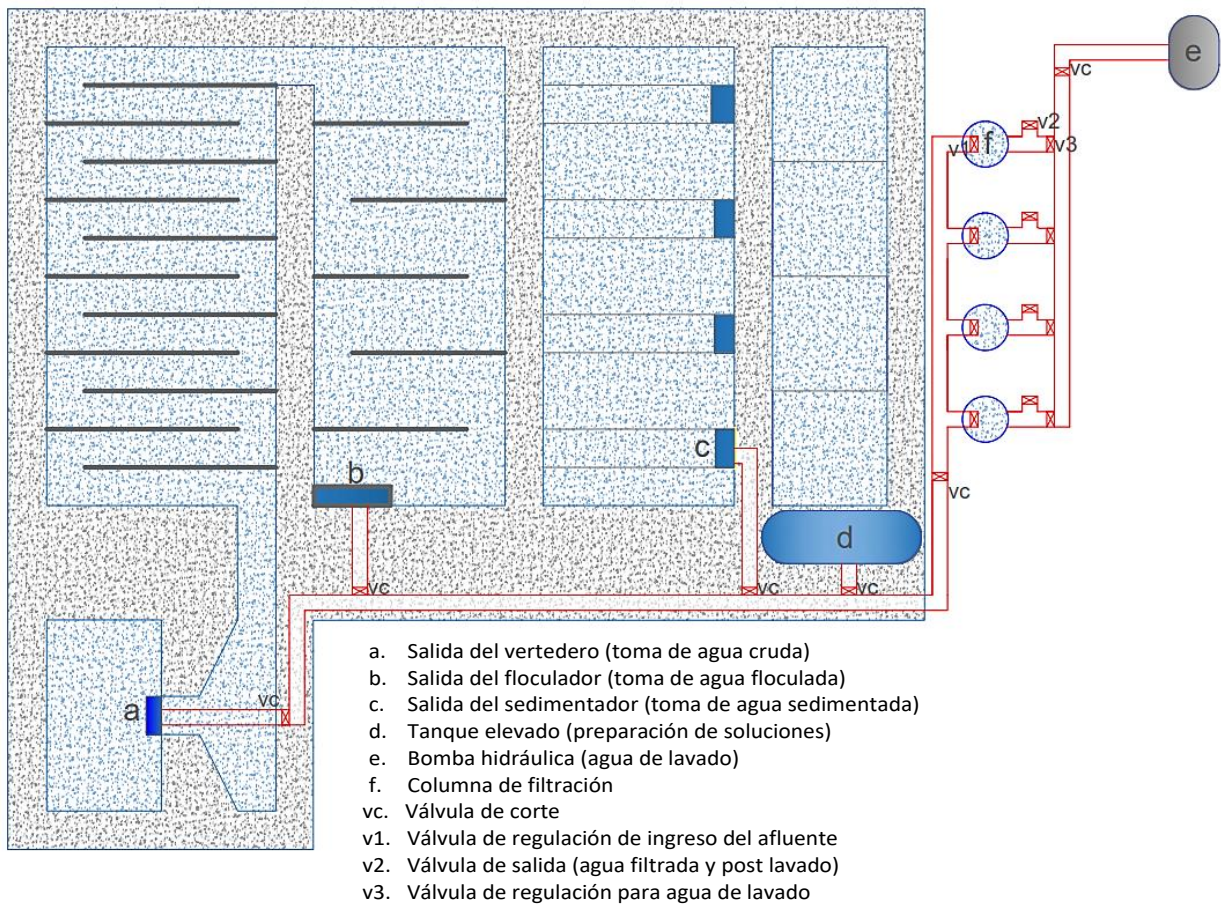


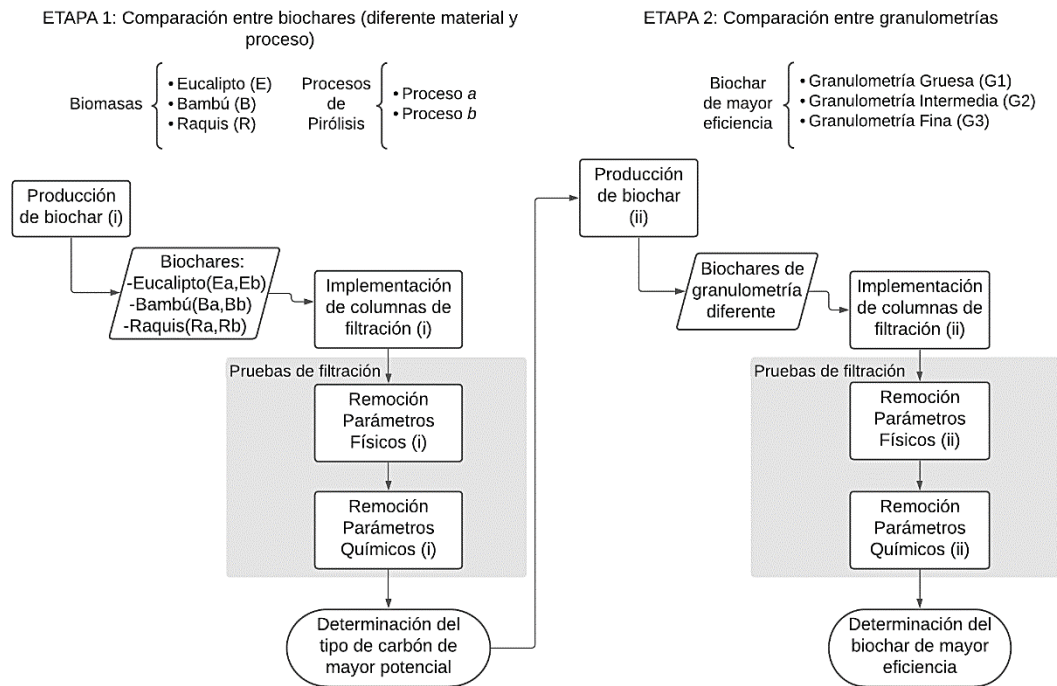
Figura 8. Vista en planta del sistema de filtración piloto

3.5. Fases de las pruebas de filtración

Según su objetivo, las pruebas de filtración fueron divididas dentro de dos fases (Figura 9). La primera tuvo como finalidad determinar el tipo de bio carbón (según su material y granulometría) con mayor potencial como medio filtrante dentro del sistema. La cual a su vez se desarrolló dentro de dos etapas, primero una comparación entre los seis tipos de biochar producidos (tres biomásas con proceso "a" y tres biomásas con proceso "b"). Luego se realizó una comparación entre diferentes granulometrías para el biochar de mejor desempeño encontrado en la etapa anterior; de esta forma se identificó el material de mayor potencial. La

segunda fase consistió en contrastar la eficiencia de este biochar de mayor potencial, primero entre lechos simples y luego entre lechos mixtos.

FASE 1



FASE 2

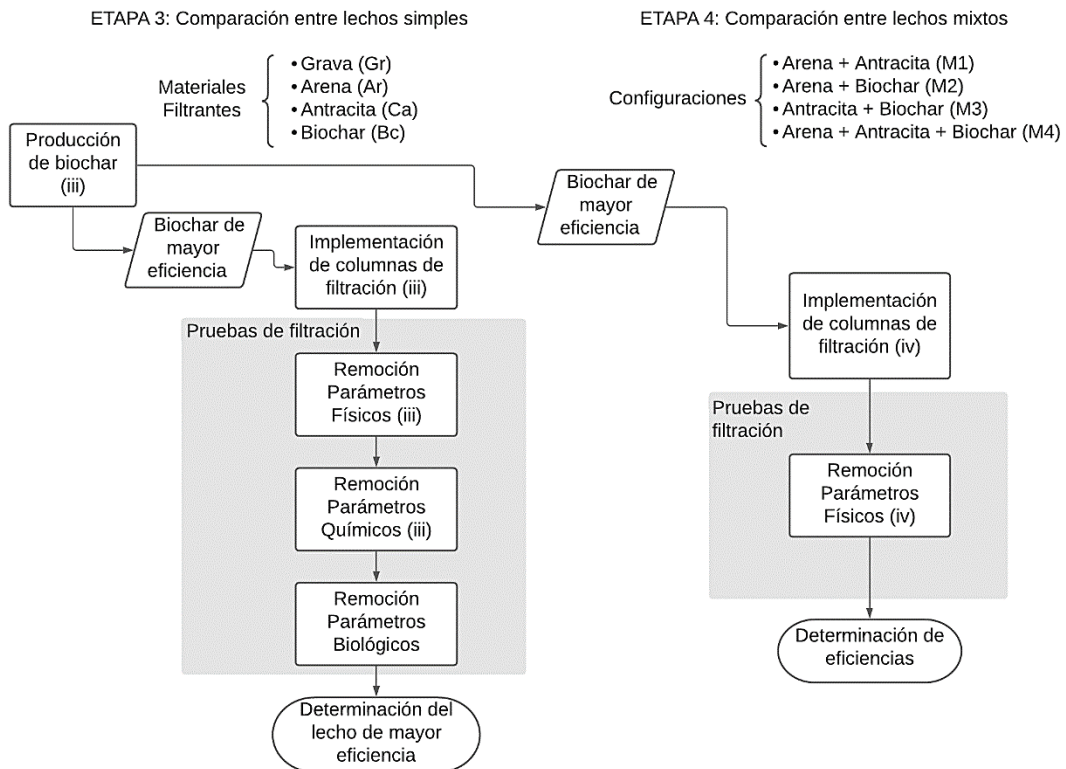


Figura 9. Esquema de las pruebas de filtración

Para cada una de estas fases, y los diferentes lechos configurados dentro de cada una ellas, se probó la eficiencia de remoción de turbidez y color aparente (parámetros físicos) para los diferentes afluentes (agua cruda, floculada y sedimentada). Adicionalmente, también se probó la remoción de ciertos parámetros químicos y biológicos para algunos de los lechos filtrantes, en función del objetivo de cada etapa y de los materiales y equipos disponibles. De esta forma, dentro de la primera fase se probó también la remoción de cobre, como un indicador de la eficiencia de filtración respecto a parámetros químicos; mientras que para la comparación entre lechos simples dentro de la segunda etapa se probó la remoción de cobre, hierro, aluminio, nitratos y coliformes totales y fecales.

3.5.1. Determinación del biochar de mayor eficiencia

3.5.1.1. Comparación entre biochares

El objetivo de esta etapa fue realizar pruebas de filtración que permitan determinar, de entre los tres tipos de biomasa utilizados y los dos procesos de pirólisis aplicados, el biochar de mayor potencial como medio filtrante. Es por ello por lo que en esta primera instancia se buscó anular la influencia de la granulometría de los materiales en el proceso de filtración, para lo cual cada uno de los seis lechos filtrantes (uno por cada biochar producido) fueron configurados con los mismos tamaños de partícula; para lo cual se utilizó una altura de treinta centímetros de material con diámetro entre 10 y 14 milímetros de diámetro, y otros treinta centímetros de altura con material entre 4.75 y 10 milímetros de diámetro. En la Tabla 3, se presenta la simbología asignada a cada uno de los lechos.

Tabla 3. Lechos filtrantes para la Etapa 1 (Fase 1)

Biomasa	Material filtrante		Simbología
	Proceso de pirólisis		
Bambú	a (> temperatura, < tiempo de residencia)		Ba
	b (< temperatura, > tiempo de residencia)		Bb
Eucalipto	a (> temperatura, < tiempo de residencia)		Ea
	b (< temperatura, > tiempo de residencia)		Eb
Raquis	a (> temperatura, < tiempo de residencia)		Ra
	b (< temperatura, > tiempo de residencia)		Rb

Durante esta etapa, la remoción de los parámetros físicos se probó a una tasa de filtración de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, la cual corresponde a una tasa para filtración rápida. Estas pruebas se efectuaron por un período de 45 días donde se trató de tomar la mayor cantidad de muestras posibles, a fin de determinar los rangos de turbidez más comunes para los líquidos afluentes, así como también el comportamiento de los filtros a diferentes tiempos de operación. Así mismo, como se indicó anteriormente, durante esta etapa la capacidad de remoción de parámetros químicos se estimó a través de la remoción de cobre en los lechos; para lo cual se efectuaron dos carreras de filtración utilizando una misma solución de sulfato de cobre como afluente y la misma tasa de operación de los parámetros físicos ($120 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$). Para cada una de estas carreras se efectuó una única medición de la concentración de cobre en el efluente a los treinta minutos de comenzado el proceso.

Por otra parte, el proceso de lavado de los filtros se realizó utilizando una tasa de lavado que fue cinco veces mayor a la tasa de filtración, lo cual se traduce a una tasa aproximada para agua de lavado de $600 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ para cada uno. Dicho proceso tenía un tiempo de duración de quince minutos y se efectuaba luego de finalizar cada una de las pruebas de filtración.

3.5.1.2. Comparación entre granulometrías

Dentro de esta etapa se buscó determinar la influencia de la granulometría del biochar dentro del proceso de filtración. Para ello se configuraron tres lechos filtrantes con el mismo material, pero con distribuciones de tamaño de partícula diferentes. El material seleccionado fue el que presentó mejor desempeño en el proceso de filtración entre todos los carbones anteriormente probados, mientras que las granulometrías fueron asignadas en función de los percentiles treinta y sesenta de la distribución general de todo el biochar producido para esta etapa. A continuación, en la Tabla 4, se presenta la simbología asignada a cada uno de estos lechos.

Tabla 4. Lechos filtrantes para la Etapa 2 (Fase 1)

Material filtrante	Granulometría	Simbología
Biochar de mayor eficiencia en el proceso de filtrado	Gruesa	G1
	Intermedia	G2
	Fina	G3

Para evaluar la granulometría se analizó los mismos parámetros fisicoquímicos medidos en la etapa anterior. Para los parámetros físicos se buscó igualmente efectuar la mayor cantidad de mediciones a diferentes tiempos de filtración, tratando de abarcar el mayor rango de turbiedades para los afluentes. De igual forma, para los parámetros químicos se probó la remoción de cobre efectuando también dos corridas de filtración con una única medición para cada una, la misma que se realizó al minuto treinta. Las tasas tanto de filtrado como de lavado también fueron conservadas.

3.5.2. Comparación entre el biochar y otros medios filtrantes

3.5.2.1. Comparación entre lechos simples

Una vez finalizada la fase anterior, el objetivo fue analizar el rendimiento del biochar resultante en comparación con grava, arena y antracita (carbón activado); tres de los materiales más comúnmente empleados dentro de lechos filtrantes, los cuales fueron obtenidos de la planta de tratamiento de agua potable donde se realizó el estudio (JAAPRB). Para ello, a más de la remoción de parámetros físicos (turbidez y color aparente), se probó la remoción de varios parámetros químicos (Cu, Fe, Al, NO₃⁻), así como también de parámetros biológicos (coliformes fecales y totales). Para estos lechos se asignó la simbología siguiente (Tabla 5).

Tabla 5. Lechos filtrantes para la Etapa 3 (Fase 2)

Medio filtrante	Simbología
Grava	Gr
Arena	Ar
Antracita	Ca
Biochar	Bc

En los ensayos de filtración para remoción de parámetros físicos se usaron dos tasas de filtración, 120 y 240 m³/m²/d, ambas correspondientes a condiciones de operación para filtros rápidos. Así mismo, con el objetivo de facilitar el análisis de los resultados y mejorar la comprensión del comportamiento de los diferentes lechos, el tratamiento de aguas fue categorizado por rangos de acuerdo con la turbidez del afluente, tal como se indica en la Tabla 6; los mismos que se establecieron en función de los datos recogidos durante la etapa anterior.



Tabla 6. Categorización de las turbiedades de entrada (Etapa 3, Fase 2)

Agua afluyente	Rango de turbidez (NTU)	Categoría	Frecuencia de muestreo (min)	
			120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d
Cruda	0 – 20	Baja	60	60
	20 – 50	Intermedia baja	60	30
	50 – 100	Intermedia alta	30	15
	>100	Alta	15	15
Floculada	0 – 15	Baja	60	60
	15 – 30	Intermedia	60	60
	> 30	Alta	30	30
Sedimentada	< 3	Única	60	60

Para cada una de estas categorías se efectuó por duplicado una carrera de filtración completa a cada una de las tasas de filtración antes expuestas; es decir, en total se llevaron a cabo dieciséis carreras de filtración para agua cruda, doce para agua floculada y cuatro para sedimentada. Dentro de cada carrera las primeras tomas de muestras se efectuaron siempre a los quince y treinta minutos de iniciado el proceso, tiempo dentro del cual el sistema empieza a regularizar sus funciones. Luego de ello, las siguientes mediciones se iban realizando a diferentes tiempos en función de la variabilidad del proceso y de la duración que presentaba la carrera de filtrado en función de su rango de turbidez y de la tasa a la que se estaba trabajando; esta información se encuentra detallada también dentro de la Tabla 6. Así mismo, a la par con cada toma de muestra se fue determinando la pérdida de carga experimentada por cada lecho con el paso del tiempo, cuyo valor máximo, como se expuso antes, fue de 90 cm. La carrera de filtración se daba por concluida una vez que el lecho era colmatado y el caudal del efluente, al igual que su calidad, disminuían notoriamente. En el caso del agua sedimentada la carrera de filtración se finalizó a las 24 horas, puesto que, aunque los filtros aún se encontraban en condiciones de operación, luego de este tiempo es recomendable dar mantenimiento al sistema a fin de mantener la calidad en el efluente.

En esta ocasión, los parámetros químicos a evaluar fueron cobre, hierro, aluminio y nitratos; para lo cual se utilizó soluciones preparadas de sulfato de cobre, cloruro férrico, sulfato de aluminio Tipo A y hexametáfosfato de sodio, respectivamente. Las pruebas con cada una de estas soluciones fueron llevadas a cabo por duplicado a una tasa única de 180 m³/m²/d; además, cada prueba tuvo una duración de seis horas, donde se efectuaron cuatro muestreos a las horas uno, dos, cuatro y seis, para la evaluación del sistema.

Por otra parte, se analizó también la capacidad de remoción de patógenos en cada uno de los lechos. Con esta finalidad, se efectuaron dos corridas de seis horas de duración con agua cruda a una tasa de 180 m³/m²/d. Aquí se tomaron muestras tanto a la entrada como a la salida de cada uno de los filtros a la primera, tercera y sexta hora del proceso de filtración; para posteriormente determinar dentro de dichas muestras la presencia de coliformes fecales y totales.

Finalmente, la tasa de lavado para cada lecho se determinó de forma experimental en función de la expansión que en teoría cada uno de ellos debería alcanzar según sus características; para lo cual el caudal de ingreso fue incrementándose gradualmente hasta alcanzar dicha expansión y considerando además aspectos como la remoción de los sólidos retenidos en el lecho (maximización) y la pérdida de material en el agua de lavado (minimización). De la misma manera, el tiempo necesario para el lavado fue establecido también experimentalmente, fijando el tiempo óptimo del proceso en el punto en el que la calidad del agua de lavado a su salida del sistema mejoraba de forma sustancial en comparación con la calidad mostrada al inicio del



proceso; lo cual, cuantitativamente, se traduce a turbiedades de salida inferiores a 5 NTU y eficiencias de remoción respecto a la turbidez inicial superiores al 99 %. Estos datos permitieron además calcular el volumen de agua necesario para el proceso en cada uno de los lechos.

3.5.2.2. Comparación entre lechos mixtos

Para esta etapa se diseñaron cuatro configuraciones de lechos multimedia, utilizando los materiales empleados durante la etapa anterior, cuyas características se encuentran detalladas en la Tabla 7. Para cada configuración se colocó en primer lugar el material filtrante de mayor densidad y sobre éste el de menor densidad; esto con el objetivo de facilitar la expansión del medio filtrante y la mezcla parcial entre materiales, y de este modo optimizar el proceso de lavado. Para cada una de las configuraciones se probaron la remoción de los parámetros físicos bajo las mismas consideraciones de la etapa anterior; es decir, usando las mismas tasas de filtración y con muestreos dentro de los tiempos estipulados anteriormente. De la misma forma, el proceso de lavado también se ejecutó de acuerdo con lo indicado en la instancia precedente.

Tabla 7. Lechos filtrantes para la Etapa 4 (Fase 2)

Filtro	Simbología	Medio filtrante	
		Material	Altura (cm)
1	M1	Arena	30
		Antracita	30
2	M2	Arena	30
		Biochar	30
3	M3	Antracita	30
		Biochar	30
4	M4	Arena	20
		Antracita	20
		Biochar	20

3.6. Equipos y técnicas de medición

3.6.1. Parámetros físicos

3.6.1.1. Turbidez

La determinación de turbiedad se realizó mediante un turbidímetro portátil marca HACH modelo 2100 Q, que consiste en colocar una celda, con 10 ml de la muestra, dentro del soporte del equipo, donde la turbiedad se mide a través de la relación entre la señal nefelométrica de luz dispersa (90°) y la señal de luz dispersa transmitida por el medio, de acuerdo a la presencia de partículas en suspensión; generando el resultado en NTU (unidad nefelométrica de turbidez) en un rango de 0 a 1000 NTU (HACH, 2017; Lawler, 2016)

3.6.1.2. Color

En cuanto a la medición de color aparente, se usó un colorímetro portátil multiparamétrico marca HACH modelo DR/890 mediante el método estándar platino-cobalto, que consiste en medir la absorbancia del líquido en una frecuencia de luz determinada; para lo cual se necesitan dos celdas, una como blanco y otra para la muestra. Inicialmente, el blanco que está compuesto por 10 ml de agua destilada, es colocado en el equipo para ser encendido, seguidamente la celda con 10 ml de la muestra es colocada para obtener el resultado en unidades Pt-Co en un rango de 0 a 500 unidades Pt-Co (HACH, 2014).



3.6.2. Parámetros químicos

Los parámetros químicos como el aluminio, cobre, hierro y nitrato se midieron a través del colorímetro portátil multiparamétrico marca HACH modelo DR/890.

3.6.2.1. Aluminio

Para medir la concentración de aluminio, inicialmente se coloca en una probeta 50 ml de la muestra, se agrega un sobre de ácido ascórbico, se lo invierte para disolver, se añade un sobre del reactivo de aluminio AluVer3, se espera un tiempo de reacción de tres minutos y se observa si se da un cambio de color a naranja que indica la presencia de aluminio. Pasado este tiempo, en una celda que será la muestra, se coloca 25 ml de esta solución. En los 25 ml restantes, se añade un sobre de reactivo blanqueador, se mezcla vigorosamente por 30 segundos, se lo coloca en una celda que será el blanco y se espera 15 minutos de tiempo de reacción. Finalmente, el blanco se coloca en el equipo para encerrarlo y seguidamente se coloca la celda de muestra para obtener la concentración de aluminio, en un rango de 0 a 0.8 mg/l (HACH, 2013).

3.6.2.2. Cobre, Hierro y nitratos

Para medir la concentración tanto de hierro como nitratos, inicialmente se prepara el blanco colocando la muestra en una celda que sirve para encerrar el equipo y seguidamente se coloca el sobre del reactivo correspondiente en una celda con la muestra, se inserta en el equipo, se espera el tiempo de reacción y se obtiene la concentración del contaminante. En la Tabla 8, se define los detalles de cada proceso (HACH, 2013).

Tabla 8. Parámetros para la medición de cobre, hierro y nitratos en el colorímetro HACH DR/890

Contaminante	Rango de medición	Volumen de blanco y muestra	Reactivo	Tiempo de reacción
Cobre	0 - 5.00 mg/L Fe	10 ml	CuVer 1	2 min
Hierro	0 - 3.00 mg/L	10 ml	Ferro Ver	3 min
Nitratos	0 - 30.0 mg/L NO ₃ ⁻ -N	10 ml	NitraVer 5	1 min para disolver 5 min de reacción

Fuente: Adaptado del manual portátil multiparamétrico marca HACH modelo DR/890 (HACH, 2013).

3.6.3. Parámetros biológicos

La determinación de coliformes fecales y totales se midieron mediante el método general de recuento en medio líquido por determinación del número más probable (NMP), el cual consiste en preparar un medio (caldo) a base de lauril sulfato de sodio, el cual inhibe el desarrollo de la flora bacteriana. Se distribuye el medio en tubos, con campanas de Durham, se esteriliza en autoclave a 121°C durante 15 minutos. A continuación, se realiza la siembra por triplicado: 10 ml en caldo doble concentración, 1ml y 0,1 ml en caldo simple concentración. Seguido de la siembra, se realiza la incubación de los tubos por 18-48 horas a 37°C, de tal forma que, en la interpretación de resultados, se considera positivo el crecimiento bacteriano cuando se da la producción de gas. A las 24 horas se confirma el crecimiento bacteriano, que determina la presencia de coliformes fecales y se registran los resultados según la tabla de la técnica de número más probable, la cual indica el NMP en 100ml de acuerdo con el número de tubos que dan una reacción positiva por cada concentración. Para coliformes totales, se realiza el mismo procedimiento a las 48 horas (Rodier et al., 2011).



3.7. Eficiencia del proceso

3.7.1. Eficiencia de remoción de contaminantes

La eficiencia de remoción para los diferentes contaminantes determinados en este estudio, tanto para los parámetros físico-químico como para los microbiológicos, fue calculada a partir del porcentaje removido de contaminante por proceso a través de la ecuación 10 (Crittenden et al., 2012)

$$R = 1 - \frac{C_e}{C_i} * 100 \quad (10)$$

Donde, R es la remoción en porcentaje (%), C_e la concentración en el efluente y C_i la concentración en el afluente.

3.7.2. Índice de robustez de turbidez

El Índice de Robustez de la Turbidez (TRI, por sus siglas en inglés), fue aplicado a fin de conocer la distribución de las turbiedades efluentes a cada filtro durante su período de prueba. Para ello se consideró la fórmula aplicada por Upton et al. (2017) y García-Ávila et al. (2021) y presentada en la ecuación 11.

$$TRI_{95} = 0.5 \left(\frac{T_{95}}{T_{50}} + \frac{T_{50}}{T_{obj}} \right) \quad (11)$$

Donde, TRI_{95} es el índice calculado para el percentil 95, T_{95} y T_{50} , corresponden a los percentiles 95 y 50 de la distribución de turbiedades respectivamente, y T_{obj} representa la turbidez objetivo que se desea alcanzar a la salida del sistema. Este último valor se estimó para agua cruda y floculada en 5 NTU, el límite máximo permitido en agua para consumo humano dentro de Ecuador (INEN, 2020); y para agua sedimentada en 0.5 NTU, puesto que este afluente al sistema de filtración es el único cuyo tratamiento previo cumple con todos los procesos estipulados dentro del tren de procesos para tratamiento convencional de agua potable descrito anteriormente, dentro del cual forma parte el proceso de desinfección, el mismo que necesita una turbidez afluente inferior a 1 NTU para garantizar su efectividad (García-Ávila et al., 2021).

Dentro del cálculo de este índice, el primer término (T_{95} / T_{50}) representa la uniformidad dentro de la distribución de las turbiedades correspondientes al efluente del sistema; mientras que el segundo término (T_{50} / T_{obj}) representa el desempeño general del filtro respecto a la consecución del valor de turbidez final que se propone alcanzar en el sistema. Finalmente, mientras más cercano a 1 sea el valor resultante para este índice, mayor será la robustez del sistema analizado (Hartshorn et al., 2015).

3.8. Análisis estadístico

Como punto de referencia para la estimación general de las eficiencias de remoción mostradas por cada uno de los lechos empleados dentro de las diferentes etapas, se utilizó la media aritmética como medida de centralización, y su respectiva desviación estándar como medida de dispersión. Estas métricas fueron empleadas para todas las eficiencias evaluadas dentro de este experimento, es decir, para la remoción de parámetros físicos, químicos y biológicos.

La comparación entre lechos para cada etapa se efectuó mediante el análisis de la varianza, el mismo que se desarrolló con base a las eficiencias de remoción de color aparente y turbidez



para cada una de las aguas afluentes a los filtros. La hipótesis nula sostenida para cada una de estas pruebas equivaldría a la existencia de una diferencia estadísticamente insignificante entre las eficiencias medias de cada uno de los lechos. Por otra parte, como requisito previo a este análisis se evaluó la normalidad de los datos a través del análisis gráfico de sus residuales, como sugiere Kozak & Piepho (2018), y se ayudó también del test Shapiro-Wilk. Tanto para el análisis de la varianza como de la normalidad, el nivel de significancia establecido fue 0.05 ($P = 0.05$), lo que significa que la hipótesis nula se cumplirá únicamente cuando el valor resultante en cualquiera de estas pruebas sea superior a este número.

Posteriormente, como sugiere McHugh (2011), para una mejor comprensión de las similitudes y diferencias entre los subgrupos identificados dentro del análisis de la varianza, se optó por aplicar una prueba entre pares (pairwise), también conocida como análisis post-hoc. En este caso, se aplicó el test desarrollado por Tuckey, HSD (honestly significant difference), cuyo fin es identificar aquellos subgrupos que estadísticamente provienen de una misma población muestral (Williams & Abdi, 2010).

Para analizar la influencia de dos factores en las medias de remoción, se utilizó la prueba ANOVA de dos factores. En los casos en los que los datos no demostraron normalidad en el análisis de residuales, se aplicó un análisis no paramétrico equivalente; Kruskal-Wallis, para ANOVA de un factor (Gooch, 2011); y la función *t2way* del paquete *WRS2* del lenguaje de programación *R*, para ANOVA de dos factores, el mismo que aplica un test robusto para el análisis de la varianza (Feys, 2016).

CAPÍTULO IV

4. Resultados y Discusión

Los resultados están organizados de acuerdo con el esquema de la figura 7, planteado en el capítulo III, sección 3.5; es decir, el estudio está dividido en dos fases, y a su vez, cada una de ellas está dividida en dos etapas (fase 1: etapa 1 y 2, fase 2: etapa 3 y 4).

4.1. Etapa 1 (Fase 1): Comparación de biochar obtenidos de diferentes materiales

4.1.1. Producción de biochar (Diferentes biomásas)

4.1.1.1. Proceso de pirólisis

Con base en los resultados expuestos en la Tabla 9, se evidencia que no fue posible alcanzar las temperaturas promedio esperadas para los procesos “a” (350 °C) y “b” (450 °C), y que además tampoco se logró mantener uniformidad dentro de los mismos. Este hecho es explicable puesto que el reactor utilizado fue de tipo artesanal, donde el único factor susceptible a ser controlado fue la cantidad de combustible ingresado al sistema. Sin embargo, las temperaturas promedio estuvieron por encima de los 240 y 280 °C que representan los valores por encima de los cuales la celulosa y la lignina, respectivamente, comienzan su descomposición termoquímica (Lee et al., 2019); proceso considerado como la base para la generación del bio carbón (Pandey et al., 2020). Adicionalmente, si bien no se consiguió las temperaturas deseadas, si se logró mantener una diferencia aproximada de 100 °C entre cada tipo de proceso para cada biomasa, lo que permitió su comparación.

Tabla 9. Resultados del proceso de pirólisis (Etapa 1, Fase 1)

Biochar	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia (min)	Combustible (kg)
Ba	403.83 ± 128.89	45.5 ± 2.5	11.88 ± 0.75
Bb	280.67 ± 82.84	86 ± 6	11.79 ± 0.29
Ea	420.41 ± 93.84	60 ± 0	13.15 ± 2.22
Eb	296.72 ± 55.54	112.5 ± 12.5	15.89 ± 3.41
Ra	397.81 ± 110.56	58 ± 2	16.27 ± 3.52
Rb	298.19 ± 58.91	102.5 ± 22.5	16.75 ± 3.04

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

Ba: biochar de bambú obtenido por el proceso “a”, Bb: biochar de bambú obtenido por el proceso “b”, Ea: biochar de eucalipto obtenido por el proceso “a”, Eb: biochar de eucalipto obtenido por el proceso “b”, Ra: biochar de raquis obtenido por el proceso “a”, Rb: biochar de raquis obtenido por el proceso “b”.

Analizando cada biomasa por separado, es posible notar que la dispersión en la distribución de las temperaturas es mayor en el proceso “a” en comparación con el proceso “b”. Esto se debe a que en el proceso “a” la mayor cantidad de combustible se colocó al inicio, generando un calentamiento rápido y un pico alto de temperatura, luego de lo cual esta energía térmica decrece de forma significativa. En cambio, dentro del proceso “b”, el suministro de combustible se dio con mayor uniformidad a través del tiempo, lo cual también se refleja en las temperaturas resultantes. Este contraste se evidencia también en la Figura 10, donde las pendientes para las líneas ajustadas para las temperaturas del proceso “a” de cada biomasa es evidentemente superior a las resultantes del proceso “b”. Finalmente, para las tres biomásas las temperaturas promedio resultantes fueron similares tanto para la aplicación del proceso “a”, como para el proceso “b”.

En cuanto a los tiempos de residencia, se observó que efectivamente los correspondientes al proceso “a” (mayor temperatura) son inferiores a los presentados por el proceso “b” (menor temperatura), tal como se planteó en la propuesta del experimento. Por su parte, los valores correspondientes a la cantidad de combustible consumido durante la producción de cada uno de los biochar, indican que no existe diferencias de consideración en la aplicación de cualquiera de los dos procesos para una misma biomasa; pero, sin embargo, si es posible establecer diferencias entre la cantidad de energía requerida por cada una ellas. Así, tenemos que *B* es la materia prima con menor requerimiento de energía para su carbonización, mientras que *R* se muestra como la de mayor demanda de combustible. Estos resultados sugieren que la humedad dentro del raquis fue superior a la presente en las otras biomazas al momento de ingresar al reactor, puesto que mientras más alto sea el contenido de humedad, mayor será la cantidad de energía requerida para alcanzar la carbonización de la biomasa (Yaashikaa et al., 2020); indicando además que el proceso de sacado del raquis durante su pretratamiento no tuvo suficiente eficacia.

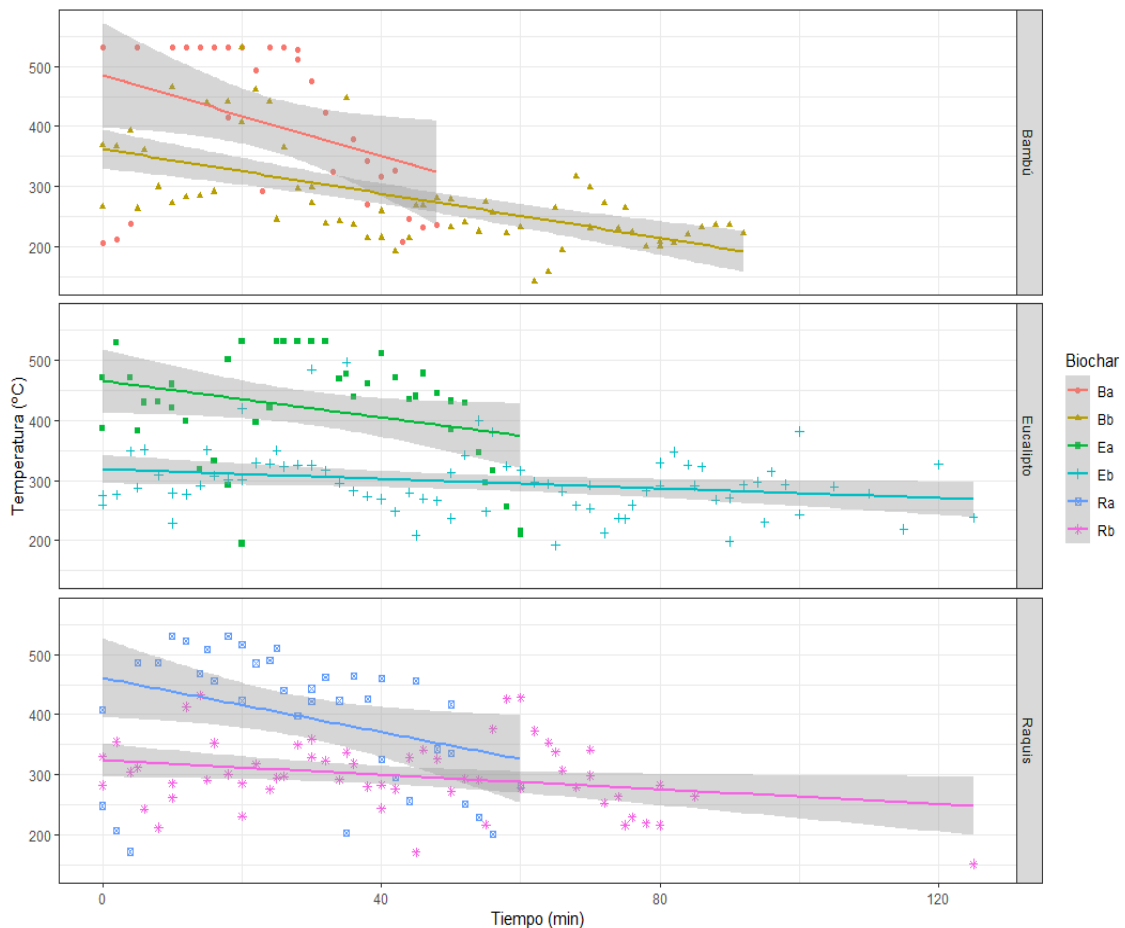


Figura 10. Proceso de pirólisis: Relación Temperatura – Tiempo

Kearns (2012) en su investigación indica que existe variación entre las temperaturas y tiempos de residencia en la producción de carbón en hornos tradicionales de los pueblos asiáticos. Así, para la producción de carbón a base de eucalipto, en hornos de adobe con tambor interior metálico las temperaturas máximas típicamente alcanzadas son 550, 700 y 850 °C; mientras que los tiempos de retención se encuentran alrededor de ocho horas. En el caso de hornos de barro y ladrillo en forma de colmena las temperaturas pico más comunes son 350 y 600 °C, con tiempos de residencia de tres y cuatro días respectivamente. El estudio no indica la cantidad de

combustible requerido para la producción de estos carbones, pero si señala su ineficiencia desde el punto de vista energético. Comparando estos valores con los obtenidos en el presente estudio, podemos determinar que las temperaturas alcanzadas por los hornos asiáticos tradicionales son en muchos de los casos superiores a los obtenidos en el reactor usado en el presente estudio (~ 550 °C); lo cual se puede atribuir a que, a diferencia de estos hornos, el reactor del presente no contó con la implementación de un aislante térmico para la cámara de combustión, aunque los tiempos de retención obtenidos fueron significativamente inferiores a los de estos hornos.

En el estudio realizado por Choudhary et al. (2021), en el cual se buscó producir biochar utilizando los residuos de cosecha de algodón, mostaza y un cereal; que de otra forma serían quemados al aire libre, se encontró que el tiempo requerido exclusivamente para la carbonización de estas biomásas se encuentra entre diez y quince minutos; mientras que las temperaturas del proceso oscilan entre los 250 y 350 °C. En cuanto a las temperaturas, estos resultados no se encuentran muy distantes a los obtenidos por los procesos “a” (~ 400 °C) y “b” (~ 300 °C) en el presente estudio; aunque no ocurre lo mismo con los tiempos de retención, los cuales si muestran claras diferencias. Esto puede deberse a que en el estudio de Choudhary et al. (2021), las biomásas utilizadas como materia prima consistieron en su mayoría de hojas y tallos delgados, materiales de fácil ignición y que por su textura no deberían demandar mayor cantidad de energía para alcanzar su carbonización, lo cual se ve reflejado en el tiempo de retención del proceso.

4.1.1.2. Rendimiento del proceso

Según Tomczyk et al. (2020), el rendimiento en masa para la producción de biochar a través del proceso de pirólisis lenta, debería encontrarse alrededor del 35 %. En la Tabla 10, se presentan los valores de rendimiento obtenidos para cada uno de los carbones producidos en esta etapa, donde se puede evidenciar que todos ellos se encuentran cercanos al valor referencial, siendo el correspondiente a Bb el más lejano con una diferencia del 8.9 %. Al analizar cada biomasa por separado se pudo encontrar que al aplicar el proceso “b”, el rendimiento obtenido fue mayor respecto al correspondiente al proceso “a”; generando además una diferencia también superior respecto al valor de referencia. Esto puede deberse a la temperatura inferior y el tiempo de retención más prolongado que presenta “b” durante el proceso de pirólisis en comparación con “a”; puesto que son precisamente estas características a las que se les atribuye como resultado una maximización en el rendimiento del proceso (Basu, 2013). Estos resultados se pueden evidenciar con los obtenidos por (Sahoo et al., 2021), donde el rendimiento alcanzado de 32.20 %, con biochar a partir de bambú, disminuyó a 27.20%, al incrementarse la temperatura de pirólisis de 500 a 600 °C.

Tabla 10. Producción y rendimiento en la manufacturación de biochar

Biochar	Biomasa inicial (Kg)	Producción (kg)	Rendimiento (% masa)
Ba	3.77 ± 0.29	1.47 ± 0.17	38.91 ± 1.97
Bb	3.84 ± 0.03	1.69 ± 0.1	43.93 ± 3.07
Ea	6.73 ± 0.21	2.24 ± 0.2	33.23 ± 2.72
Eb	5.15 ± 0.15	1.91 ± 0.07	37.06 ± 3.56
Ra	2.74 ± 0.11	1.09 ± 0.06	39.97 ± 5.35
Rb	3.19 ± 0.19	1.27 ± 0.09	40.29 ± 7.42

Los valores se encuentran expresados como *media \pm desviación estándar*

En el estudio realizado por Mašek et al. (2013), en el cual se elaboró diferentes biocharres a base de astillas de pino, astillas mixtas de alerce y abeto, y pellets de maderas suaves, a temperaturas similares a las aplicadas en el presente estudio (350, 450 y 550 °C); se encontró que en general los rendimientos en masa para la producción de estos carbones estuvieron alrededor de un rango del 30 al 45 %, valores muy cercanos a los obtenidos en el presente estudio (33.2 – 43.9 %). De igual forma, también para cada temperatura de pirólisis los rendimientos obtenidos fueron similares para todas las biomásas y las tasas de producción más altas para cada tipo de bio carbón se obtuvieron al aplicar la temperatura más baja en el proceso productivo (350 °C).

4.1.2. Caracterización del biochar

4.1.2.1. Análisis granulométrico

Las curvas granulométricas (Figura 11) obtenidas luego del proceso de tamizado de los bio carbones resultantes, indican que de manera general los granos de carbón se encontraban en su mayoría dentro de un rango que va de 4.75 a 14 mm. Por esta razón, como se indicó en el capítulo anterior, los filtros de esta etapa fueron diseñados con un lecho de 60 cm de biochar, repartidos entre 30 cm del material con diámetros entre 10 y 14 mm, y 30 cm con material de diámetros entre 4.75 y 10 mm. En el caso de *Rb*, fue necesario un nuevo proceso de troceado y tamizado del bio carbón para alcanzar el tamaño de grano requerido.

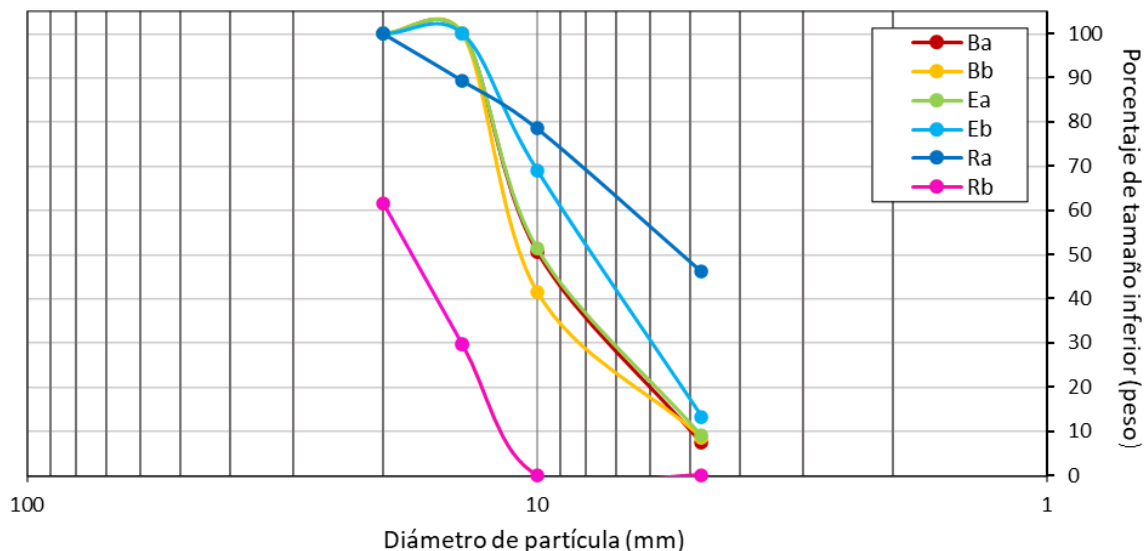


Figura 11. Curvas granulométricas para bio carbones (Etapa1, Fase 1)

El tamaño de partícula es una de las características más fáciles de manejar en la producción de biochar, por lo que su valor es variable y puede ser fijado en función de varios criterios. Así, por ejemplo, en el estudio realizado por Wang et al. (2020), en el cual se buscó determinar la eficiencia del biochar en la filtración de micro plásticos, los autores optaron por darle al material un tamaño similar al de la arena que se usó como punto de comparación en el experimento, obteniendo distribuciones de tamaño de partícula con valores para d_{50} entre 0.6 y 0.7 mm; tamaños claramente inferiores a los presentados por los carbones del presente estudio en esta primera etapa (5 – 10.8 mm). En cambio, en el estudio realizado por Kaetzl et al. (2018), donde la finalidad fue el tratamiento anaerobio de aguas residuales, el tamaño de partícula del biochar estuvo entre 5 y 16 mm, un rango muy similar al utilizado en este punto del presente estudio.

4.1.2.2. Análisis elemental

Con base en los resultados del análisis elemental (Tabla 11), es posible establecer que los biochar de mayor y menor contenido de carbono fueron *Ea* (57.46 %) y *Rb* (3.54 %), respectivamente; sin embargo, el contenido de carbono entre el biochar de eucalipto y bambú es muy cercano, alrededor de 55%, tanto para el proceso “*a*” como el “*b*”. Estos resultados son similares a los obtenidos por Iglesias et al. (2020), en cuyo estudio el contenido de carbono para biochar a base de eucalipto aplicando procesos de pirólisis lenta y rápida fue de 54,91 % y 47,21 %, respectivamente (tomando en cuenta que el diseño del reactor fue tomado de este estudio). Con relación a otros estudios, donde la temperatura de pirólisis es mayor, el contenido de carbono es relativamente mayor; por ejemplo, de biochar de eucalipto: 83.61 % a 500 °C (Fernandes et al., 2019) y 90.9 % a 750 °C (Domingues et al., 2017). En cuanto, a la relación entre la temperatura de pirólisis y el contenido de carbono, se ha encontrado que el valor de este último tiende a aumentar cuando se incrementa también la temperatura dentro del proceso, pudiendo existir variaciones de acuerdo con la biomasa utilizada (Chen, Li, et al., 2016; Tomczyk et al., 2020). Esto puede corroborarse al analizar los resultados de la Tabla 11, donde la fracción de carbono correspondiente a cada material es superior cuando el proceso de producción del biochar es “*a*” (mayor temperatura); con excepción del bambú. Lo mismo sucede en el estudio de Chen, Yu, et al. (2016), en el cual, el biochar a base de bambú, incrementa su contenido de carbono de 64,38 % a 86,34 % al incrementar la temperatura de pirólisis de 300 a 700 °C.

Otro parámetro importante analizado fue la relación H/C; la misma que indica el grado de aromaticidad, carbonización y maduración del bio carbón producido (Stella Mary et al., 2016). Según lo descrito por Daful et al. (2020), esta relación no debe exceder un valor de 0.7, puesto que esto representa un indicador para carbón de baja calidad y de un proceso de pirólisis deficiente. Dentro de este análisis, las relaciones correspondientes a cada uno de los carbonos se encuentran en el rango establecido, a excepción de aquellos producidos con raquis.

Tabla 11. Análisis elemental del biochar (Etapa 1, Fase 1)

Biochar	Composición elemental (%)			H/C
	C	N	H	
Ba	50.46 ± 9.76	0.52 ± 0.14	3.69 ± 0.86	0.07
Bb	55.49 ± 6.24	1.24 ± 0.57	3.49 ± 0.17	0.06
Ea	57.46 ± 2.99	0.95 ± 0.38	2.72 ± 0.29	0.05
Eb	53.07 ± 12.28	0.22 ± 0.06	3.9 ± 0.69	0.07
Ra	8.26 ± 2.27	0.47 ± 0.32	5.88 ± 0.04	0.71
Rb	3.54 ± 0.76	0.32 ± 0.14	7.92 ± 0.04	2.24

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

4.1.2.3. Punto de Carga Cero (PZC)

Este análisis se realizó para todos los bio carbonos que demostraron potencial como lecho filtrante, es decir, todos excepto aquellos elaborados con raquis de plátano. El valor de punto de carga cero (PZC) indica la carga superficial total neta de las partículas de carbón (Lu et al., 2013). Como se muestra en la Figura 12, el PZC es semejante para todos los biochar, tanto del proceso “*a*” como “*b*”, con valores que oscilan entre 7.13 y 7.77; lo que indica que, en este punto, la suma del intercambio aniónico y catiónico está en equilibrio (Lu et al., 2013). Por lo tanto, para que el biochar se comporte como un anión, es decir, su superficie este cargada negativamente, el pH del agua de alimentación al filtro debe estar por encima del PZC, para que de esta forma ocurra la adsorción por atracción electrostática entre el biochar y los iones de los

contaminantes que se desea remover (Liu et al., 2012). Esto puede evidenciarse también en la Figura 12, donde los bio carbones presentan una clara tendencia a la reducción de pH cuando interactúan con soluciones de pH superior al correspondiente a su PZC. Los valores resultantes del presente estudio no se encuentran muy distantes al obtenido por Phuong Tran et al. (2021) para un biochar producido a base de *Mimosa pigra*, una planta invasiva, cuyo PZC fue de 6. Al igual que un biochar elaborado a partir de residuos forestales de eucalipto, con el cual se obtuvo un PZC de 6.3 (Serra-Ventura et al., 2022), un biochar a partir de paja de trigo con un PZC de 7.8 (Liu et al., 2012) y biochares derivados de lodos de aguas residuales con PZC en un rango de 7.14 a 8.54 (Lu et al., 2013).

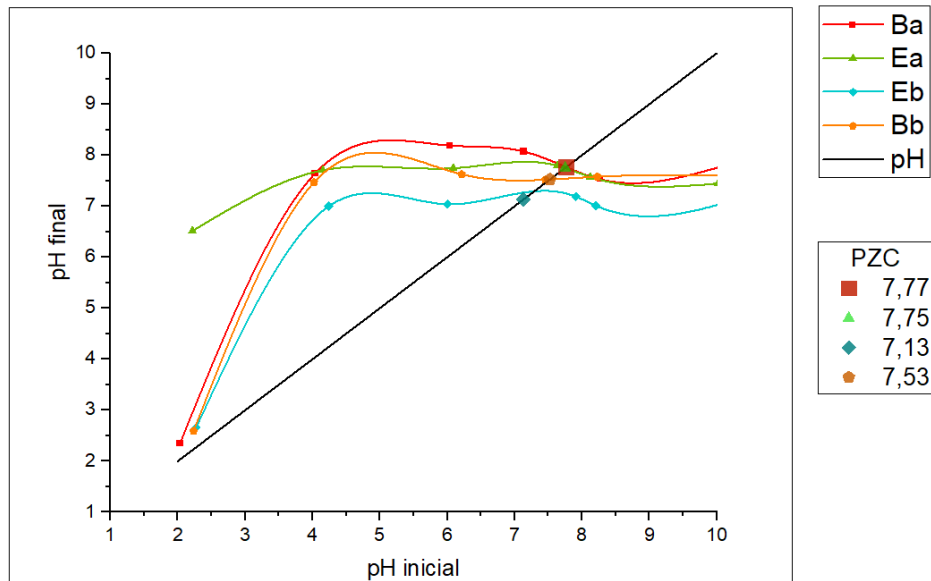


Figura 12. Punto de carga cero para biochares (Etapa 1, Fase 1)

4.1.3. Pruebas de filtración

4.1.3.1. Remoción de parámetros físicos

El primer resultado obtenido durante esta etapa fue la ineficacia como medio filtrante de los carbonos producidos a base de raquis de plátano (*Ra* y *Rb*). Los lechos filtrantes con raquis en lugar de remover partículas absorbían el agua afluyente hasta saturarse y generar obstrucción en el sistema. Por lo tanto, cuando se usó estos medios no existió un flujo continuo de salida y consecuentemente el proceso de filtración como tal nunca tuvo lugar; efecto que pudo ser atribuible a la fragilidad que presenta este material incluso después del proceso de pirólisis. A su vez, esto se explica por la baja calidad presentada por este carbón ($H/C > 0.07$) y por su bajo contenido de lignina, la sustancia que confiere a la biomasa su rigidez y dureza. El contenido de lignina en el raquis es de alrededor del 6 % (Florian et al., 2019); valor que se encuentra por debajo al correspondiente a la especie *Eucalyptus globulus* que presenta un 17.5 % de lignina en su composición (Rencoret et al., 2011), y por debajo también de la especie *Guadua angustifolia* que presenta un contenido del 27.6 % (Ardila et al., 2020); que fueron las otras dos biomásas empleadas como materia prima en la producción de bio carbón.

Los carbonos producidos a base de bambú (*Ba* y *Bb*) y eucalipto (*Ea* y *Eb*) probaron tener potencial para ser empleados como medio filtrante. Tal como se indica en la Tabla 12, las eficiencias promedio para cada uno de estos lechos se muestran similares para la remoción de parámetros físicos en el agua cruda y algo más diferenciadas para las aguas floculada y



sedimentada. Además, es posible identificar al biochar *Bb* como el de mayor eficiencia en todos los casos, excepto en la remoción de turbidez para agua sedimentada, donde el biochar *Eb* presenta una eficiencia superior en un 1.22 %. De la misma forma, al analizar estos resultados tomando como punto de comparación el proceso de producción de cada biochar, se puede observar que en todos los casos los carbones generados a través del proceso “*b*” presentan mayor eficiencia que aquellos generados por el proceso “*a*”.

Tabla 12. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 1, Fase 1)

Lecho de biochar	Remoción de turbidez (%)			Remoción de color (%)		
	Cruda	Floculada	Sedimentada	Cruda	Floculada	Sedimentada
Ba	25.66 ± 13.47 ^A	43.28 ± 16.11 ^A	49.34 ± 20.85 ^A	22.26 ± 13.69 ^A	41.49 ± 24.11 ^A	37.54 ± 30.44 ^A
Bb	29.82 ± 12.91 ^A	54.14 ± 14.71 ^{AB}	59.56 ± 24.58 ^B	23.99 ± 14.77 ^A	55.89 ± 20.93 ^{AB}	51.64 ± 30.07 ^A
Ea	24.77 ± 13.31 ^A	44.10 ± 12.99 ^A	51.04 ± 21.44 ^A	21.15 ± 14.91 ^A	42.83 ± 21.20 ^A	43.21 ± 25.96 ^A
Eb	26.20 ± 11.88 ^A	47.37 ± 14.84 ^B	60.78 ± 16.25 ^B	21.37 ± 12.72 ^A	50.48 ± 23.51 ^B	46.43 ± 26.86 ^A
<i>p value</i>						
Efecto biomasa	0.112	0.134	0.963	0.407	0.531	0.549
Efecto proceso	0.051	0.004 *	0.003 *	0.584	> 0.001 *	0.025 *
Efecto biomasa × proceso	0.338	0.081	0.528	0.792	0.299	0.290

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Si bien el análisis descriptivo de las medias muestra a *Bb* como el material de mayor eficiencia en la remoción de color y turbidez, el análisis de la varianza (Tabla 12) indica que esta ventaja sobre los demás lechos filtrantes no siempre es estadísticamente significativa ($p > 0.05$), y que, por ejemplo, en el tratamiento de agua cruda las medias de remoción resultaron equivalentes ($p > 0.05$), indistintamente de si se utiliza como medio filtrante bambú o eucalipto, manufacturado bajo cualquiera de los dos procesos establecidos anteriormente; una deducción que aplica también para la remoción de color para agua sedimentada. Así mismo, este análisis establece que, aunque para el tratamiento de agua floculada el biochar *Bb* aventaja a los carbones producidos bajo el proceso “*a*”, su desempeño no es significativamente diferente respecto al mostrado por *Eb* durante el experimento ($p > 0.05$); resultado que se repite para la remoción de turbidez en agua sedimentada. Esta observación coincide con los resultados obtenidos para el nivel de significancia (*p value*) de los factores que intervinieron durante el proceso de producción del biochar, donde se muestra que el componente con mayor influencia para las medias de filtración resultantes es el proceso productivo bajo el cual el biochar fue manufacturado, mostrando además que la diferencia entre las biomásas utilizadas como materia prima son estadísticamente insignificantes ($p > 0.05$). Las pruebas de normalidad aplicadas previo al análisis de la varianza para esta y todas las etapas del presente estudio se encuentran en el Anexo 1.

Kazemi Shariat Panahi et al. (2020) y Kumar et al. (2020) señalaron que al aplicar el proceso de pirólisis rápida (mayor temperatura, menor tiempo de residencia), los bio carbones resultantes presentarán un área superficial reducida. Esta afirmación nos lleva a deducir que, aunque tanto el proceso “*a*” como el “*b*”, por sus características, encajan dentro de la pirólisis lenta; la temperatura superior y el tiempo de residencia inferior presentado por el primer proceso respecto al segundo, fueron suficientes para que los biochar resultantes presenten diferencias

respecto a su área superficial ($b > a$). Si a este análisis le añadimos el hecho de que una mayor área superficial representa también mayor capacidad del biochar como medio filtrante para adsorber o retener las impurezas presentes en el agua (Perez-Mercado et al., 2018), es posible explicar el desempeño superior presentado por los carbones manufacturados a través del proceso “b”, respecto a aquellos producidos por el “a”.

En la Figura 13, se ilustran las distribuciones de las eficiencias resultantes para cada lecho en función del parámetro medido y el tipo de agua tratada, donde también es posible distinguir a Bb y “b” como el biochar y proceso de mejor rendimiento, respectivamente. Así, en el tratamiento de agua cruda la remoción de turbidez fue de 29.8 y 26.2 % para Bb y Eb, respectivamente; para agua floculada del 54.1 % para Bb y del 47.4 % para Eb; y para agua sedimentada del 59.6 % para Bb y 60.8 % Eb. Así también, como se esperaba, es notable la eficiencia superior en el tratamiento de agua floculada y sedimentada, respecto al tratamiento de agua cruda; esto debido a que el material suspendido dentro de los dos primeros tipos de agua se encuentra agrupado en flóculos (partículas floculentas) generados durante el tratamiento de agua en la planta de la JAAPRB, puesto que dichas partículas son de mayor tamaño que las partículas simples del agua cruda, razón por la cual son retenidas con facilidad. Lo mismo ocurre al comparar las remociones de turbidez y color, donde lógicamente iba a ser mayor la eficiencia para el primer parámetro, puesto que el proceso de filtración se encuentra diseñado para remover en mayor medida los sólidos que se encuentran suspendidos en el agua, que aquellos que están disueltos en ella.

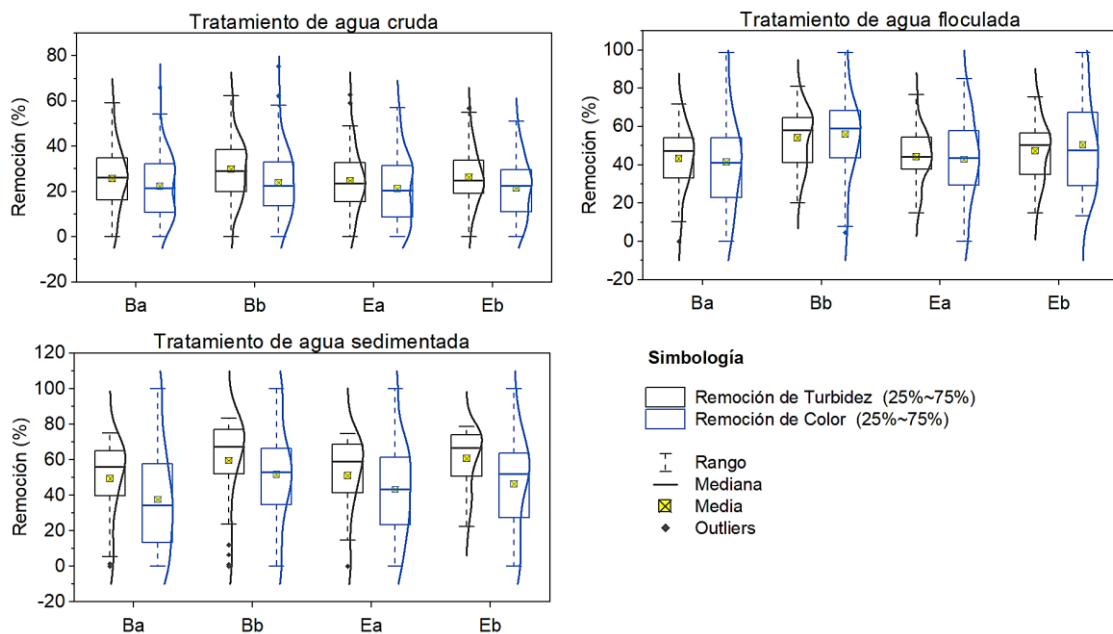


Figura 13. Distribución de eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 1, Fase 1)

4.1.3.2. Remoción de parámetros químicos

Para esta etapa la eficiencia de filtración fue estimada a través de la remoción de cobre (Cu), para lo cual, se usó lechos formados por los biochar producidos con bambú y eucalipto, puesto que fueron estos materiales los que demostraron mejor aptitud para ser considerados como medios filtrantes. Para el efecto, se utilizó una solución de sulfato de cobre (CuSO_4) con una concentración de $56.1 \mu\text{g/L}$; obteniendo eficiencias de remoción del $75.67 \pm 3.65 \%$, $72.91 \pm 8.02 \%$, $71.12 \pm 3.03 \%$ y del $70.59 \pm 3.74 \%$; bajo el siguiente orden: $Bb > Eb > Ea > Ba$. Estos resultados probaron que, al igual que en el análisis anterior (turbidez y color) el biochar y proceso con



resultados más eficientes fueron *Bb* y “*b*”, respectivamente. En comparación con otro estudio, Arán et al. (2016) alcanzó una eficiencia muy similar (75,7 %) en la remoción de cobre (a una concentración de 2 mg/L) con un biochar de eucalipto; determinando también, que dicha eficiencia estaba asociada a la materia orgánica presente en la solución analizada.

4.2. Etapa 2 (Fase 1): Comparación entre granulometrías del biochar de mejor rendimiento

4.2.1. Producción de biochar (Diferentes granulometrías)

4.2.1.1. Proceso de pirólisis

En este punto del estudio se realizaron cuatro procesos de producción de biochar, con el objetivo de obtener un carbón con características similares al de mejor rendimiento durante las pruebas de filtración de la etapa anterior (*Bb*); para lo cual se buscó mantener tanto las características de la biomasa inicial como las del proceso de producción indicados. Para corroborar la semejanza entre estos cuatro procesos productivos y los dos efectuados durante la etapa anterior, los valores medios de las temperaturas resultantes en cada uno de ellos fueron usados como punto de comparación; encontrándose que en todos los casos la diferencia entre unas y otras no fue significativa ($p > 0.05$). De la misma forma, también se pudo comprobar que los valores correspondientes al tiempo de residencia de todos los procesos estuvieron cercanos a los ochenta minutos. Para este caso, el resultado del proceso de troceado fue un carbón con menor tamaño de grano, ya que como se ha expuesto el objetivo de esta etapa fue el de determinar la influencia de la granulometría del biochar dentro del proceso de filtración. La ilustración de las relaciones temperatura – tiempo, y las temperaturas promedio para estos procesos productivos y los de la siguiente etapa (Etapa 3) se encuentran en el Anexo 2.

4.2.1.2. Análisis granulométrico

Posterior al proceso de tamizado de los bio carbones resultantes, se pudo determinar que en general la distribución de los tamaños de partícula de todos ellos estuvo entre 0.6 y 4.75 mm. Luego, esta amplitud de tamaños fue dividida en tres rangos que fueron asignados de la siguiente manera: 3.35 – 4.75 mm, como granulometría gruesa, correspondiente al lecho *G1*; 1.18 – 3.35 mm, como granulometría intermedia, correspondiente al lecho *G2*; y finalmente, 0.6 – 1.18 mm, como granulometría fina, asignada al lecho *G3*. Estos tamaños de partícula son similares a los aplicados por Perez-Mercado et al. (2018), en cuyo estudio para analizar la influencia de la granulometría en el tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales, se utilizó columnas de filtración con tres tamaños efectivos (d_{10}) distintos: 0.7, 1.4 y 2.8 mm. Las curvas granulométricas correspondientes a los materiales filtrantes utilizados durante esta etapa y la siguiente (Etapa 3) se encuentran en el Anexo 3.

4.2.2. Pruebas de Filtración

4.2.2.1. Remoción de parámetros físicos

Las eficiencias promedio obtenidas durante esta etapa, y presentadas en la Tabla 13, señalan a *G3* como el lecho con mayor capacidad de remoción de turbidez y color para tratamiento de agua cruda y floculada. Por otra parte, para el tratamiento de agua sedimentada las diferencias entre lechos se acortan e incluso *G3* es superado en un 0.85 % en la remoción de turbidez y en un 0.26 % para remoción de color por el lecho *G2*. Sin embargo, en cualquiera de los casos el lecho menos eficiente fue el de granulometría más gruesa (*G1*). Adicionalmente, si comparamos estos resultados con los obtenidos durante la etapa anterior, donde los lechos tuvieron un tamaño de partícula superior y eficiencias de remoción inferiores, se puede establecer que la

eficiencia del biochar como medio filtrante va acrecentándose en la medida en que su tamaño de partícula disminuye.

En cuanto al análisis de la varianza (Tabla 13), los resultados indican que la media de remoción para G3 es significativamente diferente en todos los casos ($p < 0.05$), excepto en el tratamiento de agua sedimentada, donde estadísticamente las eficiencias de remoción son equivalentes indistintamente de cuál sea la granulometría presentada por el medio filtrante ($p > 0.05$). Estos resultados evidencian que el tamaño de partícula posee efecto significativo en las eficiencias de filtrado para el tratamiento de agua cruda y floculada ($p < 0.05$).

Tabla 13. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 2, Fase 1)

Lecho	Remoción de turbidez (%)			Remoción de color (%)		
	Cruda	Floculada	Sedimentada	Cruda	Floculada	Sedimentada
G1	48.00 ± 15.52 ^A	87.70 ± 7.59 ^A	63.91 ± 21.09 ^A	35.62 ± 15.77 ^A	79.87 ± 11.91 ^A	36.42 ± 27.70 ^A
G2	49.96 ± 13.37 ^A	90.91 ± 13.02 ^B	66.57 ± 22.20 ^A	36.16 ± 15.12 ^A	83.46 ± 14.58 ^A	39.89 ± 30.91 ^A
G3	56.29 ± 13.82 ^B	95.95 ± 5.72 ^C	65.72 ± 18.95 ^A	43.31 ± 16.26 ^B	89.92 ± 8.83 ^B	39.63 ± 32.55 ^A
p value						
Efecto de la Granulometría	0.003 *	< 0.001 *	0.576	< 0.001 *	< 0.001 *	0.844

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Medias en la misma columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Los resultados derivados de esta etapa coinciden con los obtenidos por Khiari et al. (2020), en cuyo estudio al comparar las eficiencias de remoción de turbidez para bio carbones con distinto tamaño de partícula dentro del tratamiento de aguas residuales provenientes de un sistema acuapónico, se encontró que el bio carbón de mayor eficiencia fue aquel que presentaba menor tamaño. Este hecho se lo atribuye a la porosidad total inferior en el lecho filtrante y el área superficial mayor que se logra al reducir el tamaño de partícula. Los biocharres comparados durante su experimento fueron también producidos a base de bambú y sus tamaños de partícula fueron clasificados en dos rangos: 1 – 3 mm y 3 – 5 mm, diámetros similares a los empleados durante el presente estudio. En promedio las eficiencias de remoción de turbidez obtenidas por Khiari et al. (2020), fueron de 60.47 % para el material grueso (3 – 5 mm) y de 80.66 % para el fino (1 – 3 mm); valores superiores a los presentados en los resultados del presente estudio (48 – 56.29 %). Sin embargo, se debe tener en consideración que las tasas de filtración del estudio en comparación fueron de apenas 5, 10 y 15 m³/m²/d, todas correspondientes a filtración lenta; mientras que la tasa aplicada en este punto del presente estudio fue de 120 m³/m²/d, un valor ampliamente superior y que corresponde a una tasa de filtración rápida.

En el estudio realizado por Perez-Mercado et al. (2018), al comparar las eficiencias de remoción de materia orgánica en términos de la demanda química de oxígeno (DQO) para aguas residuales municipales, utilizando biocharres producidos a base de una mezcla de pino y abeto, con tamaños efectivos (d_{10}) de 0.7, 1.4 y 2.8 mm, se encontró que la eficiencia del 94 % alcanzada por el biochar de mayor tamaño (2.8 mm), fue significativamente inferior ($p < 0.05$) en comparación con el 99 % obtenido por los otros dos (0.7 y 1.4 mm); señalando los autores que al incrementar el tamaño de partícula, se incrementa también el volumen de vacíos en el lecho y con ello el riesgo de que el agua afluyente pase a través del filtro sin tener mayor contacto con el medio filtrante. De igual forma, en el estudio realizado por Jin et al. (2022), se encontró que para biochar producido a base de cáscara de maní a una temperatura de 900 °C, la adsorción de

tricloroetileno fue superior para el material con diámetro de partícula entre 0 y 75 μm , en comparación de aquellos con diámetros entre 75 y 150 μm , y entre 150 y 250 μm .

La diferencia entre eficiencias de filtrado para cada lecho respecto a cada tipo de agua afluyente se ilustra en la Figura 14, a través del gráfico de sus distribuciones, donde también es posible distinguir a G3 como el lecho de mayor eficiencia. Las eficiencias en la remoción de turbidez y color para G3 fueron, respectivamente: 59.3 y 43.3 %, para agua cruda; 95.95 y 89.82 %, para agua floculada; y, 65.72 y 39.63 %, para agua sedimentada. A más de las observaciones realizadas en la etapa anterior respecto al proceso de filtrado en función del agua afluyente, cabe recalcar la eficiencia notablemente superior para el tratamiento de agua floculada respecto a las demás. Esto demuestra que mientras más grande sea el tamaño del floculo, más fácilmente será retenido; y que, además la retención de floculos de gran tamaño se facilita disminuyendo el tamaño de partícula en el lecho y consecuentemente su volumen de vacíos; aunque se debe tener en consideración que se corre el riesgo de una saturación prematura en el sistema.

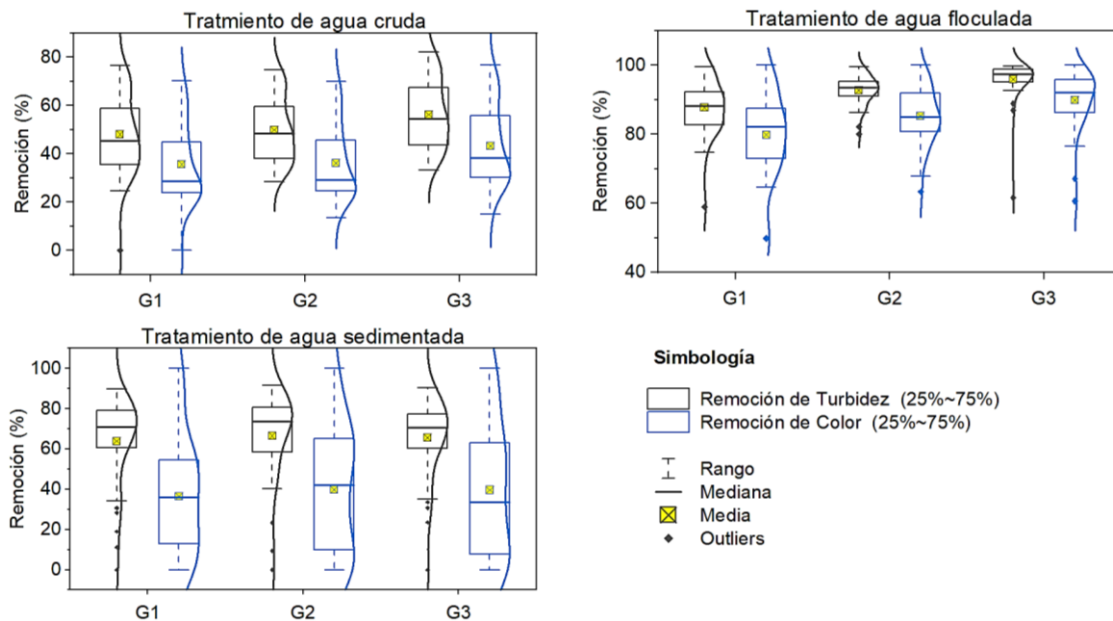


Figura 14. Distribución de eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 2, Fase 1)

4.2.2.2. Remoción de parámetros químicos

Durante esta etapa la eficiencia de filtración respecto a parámetros químicos fue también probada a través de la remoción de Cu dentro de los diferentes filtros. Para ello se utilizó como afluyente una solución de CuSO_4 , con una concentración de 3.97 mg/L; obteniendo que las eficiencias fueron $G3 > G2 > G1$; con valores correspondientes a $99.62 \pm 0.13 \%$, $98.99 \pm 0.76 \%$, y $97.23 \pm 0.5 \%$. Estos resultados demuestran que al igual que para la remoción de turbidez y color, la eficiencia del proceso aumenta cuando el tamaño de partícula en el lecho disminuye. Dichos resultados coinciden, con los obtenidos por Mahdi et al. (2018), donde un biochar a base de semillas de dátiles, presentó mayor eficiencia en la remoción de cobre (93 %) a un tamaño de partícula entre 0.6 y 1.4 mm (coincidente con G3: 0.6 – 1.18 mm), mientras que, a un tamaño mayor a 2mm, la eficiencia disminuía (78 %). Al comparar estos resultados con los de la etapa anterior, también se demuestra que mientras mayor sea la concentración en el afluyente, también será mayor el porcentaje de remoción; aunque esto no implique necesariamente valores de concentración más bajos para el efluente.

4.3. Etapa 3 (Fase 2): Comparación del biochar de mejor rendimiento con otros materiales filtrantes usando lechos individuales

4.3.1. Producción de Biochar

En este caso, el objetivo fue efectuar por duplicado la producción de un bio carbón de las características de G3 el biochar de mayor eficiencia de filtración durante la etapa anterior; es decir, un carbón de bambú, manufacturado bajo el proceso *b*, y de granulometría fina (0.6 – 1.18 mm). Como indicador del proceso, en esta ocasión también se utilizó a las medias de temperatura resultantes a cada proceso productivo; encontrándose que en ningún caso existe diferencia significativa ($p > 0.05$) respecto a la correspondiente a los dos procesos productivos base (Etapa 1).

4.3.2. Caracterización de medios filtrantes

4.3.2.1. Análisis Granulométrico

Según las especificaciones para un lecho filtrante señaladas por Arboleda (1992), este debe tener un coeficiente de uniformidad (*CU*) entre 1.7 y 2.5, y un tamaño efectivo (D_{10}) entre 0.7 y 1 mm. Como indica la Tabla 14, el biochar con valores de 1.41 y 0.65 mm, para *CU* y D_{10} respectivamente, cumple con estos parámetros; de la misma forma en que lo hace la antracita y la arena. En el caso de la grava, los resultados se encuentran lejanos a los rangos establecidos, pero esto no representará mayor problema puesto que se trata del lecho de control para el experimento; además, la grava no actúa como un medio filtrante, sino como un medio de soporte para los medios filtrantes.

Tabla 14. Variables de análisis granulométrico de materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2)

Característica	Grava	Arena	Antracita	Biochar
D_{10} (mm)	3	0,61	0,95	0,65
D_{60} (mm)	6,7	0,98	1,5	0,92
CU	2,23	1,61	1,58	1,41

4.3.2.2. Densidades y porosidad

En la Tabla 15, se presentan los valores de los diferentes tipos de densidad y para la porosidad, obtenidos por duplicado para cada uno de los materiales. En el caso del biochar, la densidad real del material fue determinada por dos métodos, a fin de otorgar mayor validez a los resultados obtenidos. Comparando, estos datos con los reportados en Hernandez-Mena et al. (2014), donde se elaboró biochar de bambú a través de pirólisis lenta a una temperatura de 500°C, la densidad real del biochar *Bb* a 281°C (0,68 g/cm³) es relativamente menor a la del estudio mencionado (1.74 g/cm³); sin embargo, la densidad aparente del biochar *Bb* (0,3 g/cm³) es mucho mayor al del estudio (0.1051 g/cm³). En efecto, la temperatura de pirólisis es un factor determinante en las características del biochar; en este caso, a mayor temperatura la densidad real aumenta mientras que la densidad aparente disminuye. Dado que al momento de la pirólisis, el desprendimiento de materia volátil de la superficie de la biomasa, se acelera, provocando de esta forma, la reducción de la densidad aparente (Sahoo et al., 2021). Por otro lado, la porosidad del biochar (0,559) es mayor a la de los otros materiales filtrantes; esto se debe a su proceso de pirólisis, donde la estructura orgánica de la biomasa se descompone térmicamente dando como resultado la formación de una estructura más porosa (Sahoo et al., 2021); así mismo, los poros se producen a partir de los haces vasculares que caracterizan la

estructura de la biomasa bruta de bambú, por lo que se desempeña como un buen adsorbente (Hernandez-Mena et al., 2014).

Tabla 15. Densidades y porosidades de los materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2)

Característica	Biochar	Arena	Antracita
Densidad real (método de la probeta) [g/cm ³]	0,68	2,68	1,67
Densidad real (método del picnómetro) [g/ cm ³]	0,69	-	-
Densidad aparente [g/ cm ³]	0,3	1,41	0,84
Densidad relativa [g/ cm ³]	1,1	2,68	1,67
Porosidad	0,559	0,475	0,498

4.3.3. Pruebas de Filtración

4.3.3.1. Remoción de parámetros físicos

En primera instancia las eficiencias resultantes para cada uno de los materiales dentro del tratamiento de cada una de las aguas fueron agrupadas indistintamente del rango de turbidez o la tasa de filtración bajo las cuales fueron efectuadas las pruebas correspondientes. Estos resultados generales (Tabla 16) indican que en todos los casos el lecho de biochar (*Bc*) fue el de mayor eficiencia para la remoción de turbidez y color, y que, además esta diferencia respecto a los otros tres medios filtrantes fue siempre significativa ($p < 0.05$), excepto para la remoción de color en el tratamiento de agua sedimentada, donde si bien *Bc* presenta mejor desempeño en el proceso de filtrado, este no es significativamente diferente al presentado por arena (*Ar*) y carbón activado (*Ca*) ($p > 0.05$). La explicación más probable a las eficiencias de remoción superiores presentadas por *Bc* se encuentra en el análisis de su porosidad, la cual demuestra ser también más alta a la presentada por los demás materiales filtrantes. Leng et al. (2021) señala a la porosidad del biochar como la característica responsable de otorgar al material su área superficial, especialmente aquella conocida como microporosidad; y como se mencionó con anterioridad, mientras mayor sea este valor mayor será también la capacidad del material como medio filtrante, lo que nos lleva a concluir que un área superficial superior a la de los demás lechos es la particularidad que otorga a *Bc* mayor eficiencia de remoción de impurezas. Las distribuciones de eficiencias de remoción para turbidez y color obtenidas por los lechos filtrantes durante esta etapa y la siguiente (Etapa 4), se encuentran ilustradas en el Anexo 4.

Tabla 16. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 3, Fase 2)

Lecho	Remoción de turbidez (%)			Remoción de color (%)		
	Cruda	Floculada	Sedimentada	Cruda	Floculada	Sedimentada
Ar	41.67 ± 27.72 ^B	84.35 ± 23.47 ^C	71.78 ± 16.74 ^B	28.07 ± 22.31 ^B	81.42 ± 23.06 ^B	62.76 ± 30.20 ^B
Bc	64.37 ± 13.13 ^D	93.90 ± 5.14 ^D	80.79 ± 12.18 ^C	45.08 ± 15.95 ^D	90.75 ± 7.63 ^C	69.03 ± 27.77 ^B
Ca	52.01 ± 14.29 ^C	82.96 ± 11.22 ^B	70.08 ± 18.53 ^B	33.81 ± 15.10 ^C	79.92 ± 12.90 ^B	59.65 ± 32.64 ^B
Gr	25.32 ± 13.30 ^A	42.52 ± 20.44 ^A	16.59 ± 17.52 ^A	16.14 ± 13.28 ^A	44.14 ± 17.78 ^A	23.09 ± 28.64 ^A
p value						
Efecto lecho filtrante	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)



En cuanto a los demás materiales, la grava (*Gr*) fue en todos los casos el lecho de menor eficiencia de remoción con una diferencia estadísticamente significativa respecto a todos los medios filtrantes ($p < 0.05$); mientras que el lecho *Ca* presentó un mejor desempeño que *Ar* para la remoción de parámetros físicos en el tratamiento de agua cruda con una diferencia también significativa ($p < 0.05$), pero inferior en el tratamiento de agua floculada y sedimentada, aunque en este caso la diferencia demostró ser significativa únicamente para la remoción de turbidez en el tratamiento de agua floculada ($p < 0.05$) y no para los demás casos ($p > 0.05$).

Los estudios realizados por Kaetzl et al. (2018, 2020) para filtración lenta en el tratamiento directo de aguas residuales municipales, bien podrían ser utilizados como punto de comparación para los resultados obtenidos por *Bc* en el tratamiento de agua cruda. Dentro de la primera investigación (Kaetzl et al., 2018), al utilizar un biochar de tipo comercial producido a base de maderas suaves, se obtuvo un porcentaje promedio de remoción de turbidez del 93 %, superando ampliamente al alcanzado durante este estudio; lo cual, entre otras condiciones de operación, puede atribuirse a la tasa de filtración, cuyo valor fue de $1.2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, es decir, apenas un 1 % de la tasa más baja aplicada en el presente estudio, que fue de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ y que corresponde a una tasa de filtración rápida. Además, se demostró que esta eficiencia fue significativamente superior ($p < 0.05$) a las presentadas por los filtros de grava y astillas de madera; explicando que en el primer caso el tiempo de retención fue inferior al del biochar, por lo que también lo fue la eficiencia. Mientras que, en el segundo caso al tratarse de materiales con tiempos de retención y porosidades similares, la explicación lógica sería atribuir el efecto al área superficial específica mayor presentada por el biochar. Por otra parte, para el segundo caso de estudio (Kaetzl et al., 2020), los autores utilizaron un biochar comercial producido a base de *Miscanthus*, un tipo de planta herbácea, bajo la misma tasa de filtración ($1.2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$); obteniendo una eficiencia de remoción promedio apenas por encima del 31 %, es decir, menos de la mitad de la eficiencia alcanzada por el biochar producido y probado en la presente investigación (64.37 %).

- Efecto de la tasa de filtración

Al analizar el efecto generado por la tasa de filtración dentro de las medias de remoción obtenidas para el tratamiento de agua cruda (Tabla 17), se observa que, si bien en la mayoría de los casos dentro de un mismo medio filtrante, la eficiencia es mayor para la tasa más baja; sin embargo, la diferencia entre uno y otro medio filtrante casi siempre resultó no significativo ($p > 0.05$). Por otra parte, es posible distinguir que el efecto presentado por la tasa de filtración pierde significancia conforme aumenta la turbidez del agua cruda en la entrada ($p > 0.05$), mientras que el efecto generado por el material filtrante prevalece siempre ($p < 0.05$). Esto se corrobora al observar que, en prácticamente todos los casos, la eficiencia obtenida por *Bc* al trabajar con una tasa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (tasa alta), supera a las obtenidas por los otros tres lechos trabajando con la tasa de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (tasa baja).



Tabla 17. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 3, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Turbidez afluente			
		Baja (< 20 NTU)	Intermedia baja (20 – 50 NTU)	Intermedia alta (50 – 100 NTU)	Alta (> 100 NTU)
Remoción de turbidez (%)					
Ar	120	42.40 ± 17.50 ^{CD}	56.78 ± 23.96 ^{CDE}	38.62 ± 32.76 ^{BC}	38.57 ± 38.06 ^{AB}
	240	29.68 ± 22.62 ^{BC}	40.56 ± 25.17 ^B	48.83 ± 25.55 ^C	38.36 ± 34.42 ^{AB}
Bc	120	53.67 ± 5.18 ^E	65.23 ± 6.59 ^E	67.85 ± 11.31 ^{DE}	81.81 ± 7.61 ^D
	240	50.95 ± 8.60 ^{DE}	61.93 ± 11.48 ^{DE}	75.55 ± 8.68 ^E	70.49 ± 13.23 ^{CD}
Ca	120	43.28 ± 8.05 ^C	55.98 ± 5.57 ^{BCD}	58.21 ± 12.85 ^{CD}	70.56 ± 16.36 ^{CD}
	240	42.83 ± 10.20 ^C	46.84 ± 9.65 ^{BC}	46.92 ± 12.09 ^{BC}	57.55 ± 19.22 ^{BC}
Gr	120	32.52 ± 10.62 ^B	24.29 ± 12.81 ^A	29.50 ± 15.52 ^{AB}	39.59 ± 8.04 ^{AB}
	240	10.56 ± 7.11 ^A	22.04 ± 6.32 ^A	18.61 ± 7.10 ^A	27.26 ± 13.23 ^A
p value					
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *
Efecto tasa de filtración		< 0.001 *	0.005 *	0.724	0.156
Efecto lecho × tasa		< 0.001 *	0.379	0.011 *	0.943
Remoción de color (%)					
Ar	120	24.27 ± 15.50 ^{CD}	39.48 ± 26.05 ^{BC}	27.54 ± 23.76 ^{AB}	27.22 ± 27.71 ^{AB}
	240	14.74 ± 11.93 ^B	26.91 ± 18.59 ^B	39.72 ± 21.43 ^{BC}	30.03 ± 27.42 ^{AB}
Bc	120	34.36 ± 10.89 ^E	40.20 ± 6.31 ^C	50.05 ± 10.25 ^{CD}	64.22 ± 13.88 ^D
	240	29.66 ± 6.72 ^{DE}	41.26 ± 13.39 ^C	64.69 ± 12.40 ^D	53.49 ± 14.83 ^{CD}
Ca	120	25.05 ± 13.51 ^{CDE}	32.26 ± 5.62 ^{BC}	40.82 ± 9.62 ^{BC}	53.81 ± 17.17 ^{CD}
	240	21.65 ± 6.12 ^{BC}	29.11 ± 10.23 ^B	37.79 ± 14.08 ^{BC}	40.55 ± 20.22 ^{BC}
Gr	120	20.19 ± 15.27 ^{BC}	14.15 ± 7.07 ^A	19.02 ± 10.88 ^A	25.55 ± 9.50 ^{AB}
	240	4.09 ± 4.88 ^A	13.50 ± 4.04 ^A	21.20 ± 26.63 ^A	15.52 ± 11.75 ^A
p value					
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *
Efecto tasa de filtración		< 0.001 *	0.140	0.023 *	0.169
Efecto lecho × tasa		0.059	0.710	0.013 *	0.812

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

En cuanto al tratamiento de agua floculada (Tabla 18), el efecto de la tasa de filtración se muestra significativo únicamente cuando la turbidez del agua a la entrada del sistema es alta ($p < 0.05$). Es así como, para cada uno de los lechos filtrantes la diferencia entre las medias correspondientes a cada tasa demuestra ser siempre no significativa cuando el afluente presenta turbidez baja e intermedia ($p > 0.05$); y significativa únicamente para remoción de turbidez en *Ar* y *Bc*, y para remoción de color en *Ar*, cuando la turbidez afluente es alta ($p < 0.05$); encontrándose en estos tres casos que la eficiencia más alta se obtiene al trabajar con la tasa más baja. Al igual que dentro del tratamiento de agua cruda, aquí también el efecto del material filtrante prevalece en todos los casos ($p < 0.05$); y de la misma manera, *Bc* se muestra como el lecho de mayor eficiencia.

Tabla 18. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 1, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Turbidez afluente					
		Baja (< 15 NTU)		Intermedia (15 – 30 NTU)		Alta (> 30 NTU)	
Remoción de turbidez (%)							
Ar	120	84.68 ± 21.47	BC	86.56 ± 25.16	BC	95.48 ± 3.80	EF
	240	86.60 ± 11.71	BC	81.45 ± 31.39	BC	68.37 ± 34.69	BC
Bc	120	92.23 ± 4.54	C	95.36 ± 2.23	C	98.08 ± 1.61	F
	240	91.59 ± 6.07	C	96.21 ± 1.30	C	91.27 ± 7.80	DE
Ca	120	80.67 ± 11.16	B	85.63 ± 10.18	B	91.43 ± 5.53	CDE
	240	81.81 ± 8.64	B	83.55 ± 8.01	AB	75.03 ± 16.25	BCD
Gr	120	41.50 ± 23.22	A	50.34 ± 21.32	A	55.80 ± 11.57	AB
	240	34.67 ± 17.04	A	45.27 ± 20.84	A	27.50 ± 14.07	A
p value							
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *		< 0.001 *		< 0.001 *	
Efecto tasa de filtración		0.607		0.263		< 0.001 *	
Efecto lecho × tasa		0.891		0.645		0.052	
Remoción de color (%)							
Ar	120	84.30 ± 22.52	BC	79.48 ± 23.42	BC	91.05 ± 3.03	EF
	240	85.06 ± 13.74	BC	78.87 ± 29.94	BCD	66.11 ± 33.67	BC
Bc	120	91.25 ± 9.19	C	88.73 ± 4.35	CD	94.46 ± 2.32	F
	240	90.51 ± 11.82	C	91.96 ± 2.32	D	87.77 ± 7.38	DEF
Ca	120	79.07 ± 12	B	79.31 ± 10.53	B	88.09 ± 4.91	CDE
	240	81.03 ± 16.88	BC	79.97 ± 8.26	B	71.73 ± 16.83	BCD
Gr	120	49.06 ± 16.28	A	48.52 ± 20.49	A	51.88 ± 10.88	AB
	240	38.94 ± 18.69	A	48.20 ± 11.69	A	25.36 ± 12.72	A
p value							
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *		< 0.001 *		< 0.001 *	
Efecto tasa de filtración		0.719		0.921		< 0.001 *	
Efecto lecho × tasa		0.673		0.505		0.041 *	

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Para el tratamiento de agua sedimentada, no se evaluó la eficiencia por rangos de turbiedad, puesto que la turbiedad del afluente se mantenía regularmente entre 1 y 3 NTU. Los resultados presentados en la Tabla 19, indican que el efecto generado por la tasa de filtración demuestra ser significativo tanto para la remoción de turbidez como en la remoción de color ($P < 0.05$). Es así como, la diferencia entre las medias obtenidas para cada una de las tasas dentro de un mismo lecho prueba ser también significativa en todos los casos ($p < 0.05$), excepto para *Gr*. Para cada medio filtrante la eficiencia más alta se obtiene trabajando con la tasa más baja, y si comparamos los desempeños por lecho filtrante entre cada tasa, se encuentra que las eficiencias más altas corresponden a las obtenidas por *Bc*.



Tabla 19. Efecto de tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua sedimentada (Etapa 1, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Remoción de turbidez (%)	Remoción de color (%)
Ar	120	81.27 ± 11.55 ^{DE}	78.74 ± 28.44 ^E
	240	61.95 ± 15.67 ^B	46.23 ± 22.25 ^{BC}
Bc	120	87.53 ± 4.77 ^E	83.35 ± 20.66 ^E
	240	73.82 ± 13.59 ^{CD}	54.23 ± 26.63 ^{CD}
Ca	120	76.91 ± 13.67 ^D	71.10 ± 33.85 ^{DE}
	240	63.02 ± 20.39 ^{BC}	47.81 ± 27.10 ^C
Gr	120	16.80 ± 15.76 ^A	26.09 ± 34.43 ^{AB}
	240	16.37 ± 19.45 ^A	19.99 ± 21.25 ^A
p value			
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *	< 0.001 *
Efecto tasa de filtración		< 0.001 *	< 0.001 *
Efecto lecho × tasa		0.064	0.007 *

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Khiari et al. (2020), también señalan dentro de su estudio que al incrementar la tasa de flujo a la entrada del sistema se generan diferencias significativas ($p < 0.05$) en las turbiedades efluentes respecto a las obtenidas con tasas más bajas, y que, de forma consecuente, las eficiencias de remoción de este parámetro se ven disminuidas.

- Efecto de la turbidez afluente

Al analizar la influencia de la turbidez afluente dentro de las medias de remoción obtenidas en el tratamiento de agua cruda por cada lecho filtrante (Tabla 20) es posible distinguir diferencias significativas dentro de cada uno de ellos ($p < 0.05$), excepto para *Gr*, donde todas las medias de remoción son equivalentes ($p > 0.05$) indistintamente del rango de turbidez a la entrada del sistema. En este caso tanto el efecto del material filtrante como de la turbidez afluente son significativos en la remoción de turbidez y color para las dos tasas de filtración aplicadas en este estudio ($p < 0.05$). Por otra parte, las eficiencias logradas por *Bc* fueron las más altas en todos los casos.

En el caso de los materiales carbonáceos (*Bc* y *Ca*) las medias de remoción más bajas se presentan cuando la turbidez afluente es también baja y va incrementándose con cierta regularidad conforme la turbidez de entrada hace lo propio. Por otra parte, las eficiencias en el proceso de filtrado para *Ar* y *Gr* no se relacionan de la misma manera con los diferentes rangos de turbidez y muestran cierta irregularidad. En el primer caso, esto es atribuible a la obtención de carreras de filtración más cortas cuando la turbidez afluente aumenta, lo que genera la aparición prematura de mayor cantidad de impurezas en el efluente, lo cual además se ve también reflejado en el alto grado de dispersión para cada una de las medias. En el caso de *Gr*, el efecto se puede atribuir a la estructura poco porosa del material y al gran volumen de vacíos presentes en el lecho, que le impide retener mayor cantidad de impurezas cuando la turbidez en la entrada aumenta.



Tabla 20. Efecto de la turbidez afluyente en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 1, Fase 2)

Lecho	Turbidez Afluyente	Remoción de Turbidez (%)		Remoción de Color (%)	
		120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d	120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d
Ar	Baja	42.40 ± 17.50 ^{BCD}	29.68 ± 22.62 ^{BCD}	24.27 ± 15.50 ^{ABCD}	14.74 ± 11.93 ^{ABC}
	Intermedia baja	56.78 ± 23.96 ^{efg}	40.56 ± 25.17 ^{CDE}	39.48 ± 26.05 ^{DE}	26.91 ± 18.59 ^{CDEF}
	Intermedia alta	38.62 ± 32.76 ^{CDE}	48.83 ± 25.55 ^{efg}	27.54 ± 23.76 ^{CD}	39.72 ± 21.43 ^{FGH}
	Alta	38.57 ± 38.06 ^{CDE}	38.36 ± 34.42 ^{CDE}	27.22 ± 27.71 ^{BCD}	30.03 ± 27.42 ^{CDEFG}
Bc	Baja	53.67 ± 5.18 ^{DE}	50.95 ± 8.60 ^{efg}	34.36 ± 10.89 ^{DE}	29.66 ± 6.72 ^{efg}
	Intermedia baja	65.23 ± 6.59 ^{FGH}	61.93 ± 11.48 ^{FGH}	40.20 ± 6.31 ^{EF}	41.26 ± 13.39 ^{GHI}
	Intermedia alta	67.85 ± 11.31 ^{FGH}	75.55 ± 8.68 ^H	50.05 ± 10.25 ^{FG}	64.69 ± 12.40 ^I
	Alta	81.81 ± 7.61 ^H	70.49 ± 13.23 ^{GH}	64.22 ± 13.88 ^G	53.49 ± 14.83 ^{HI}
Ca	Baja	43.28 ± 8.05 ^{BCD}	42.83 ± 10.20 ^{CDE}	25.05 ± 13.51 ^{ABCD}	21.65 ± 6.12 ^{BCDE}
	Intermedia baja	55.98 ± 5.57 ^{EF}	46.84 ± 9.65 ^{DE}	32.26 ± 5.62 ^{CDE}	29.11 ± 10.23 ^{DEFG}
	Intermedia alta	58.21 ± 12.85 ^{efg}	46.92 ± 12.09 ^{DEF}	40.82 ± 9.62 ^{EF}	37.79 ± 14.08 ^{FGH}
	Alta	70.56 ± 16.36 ^{GH}	57.55 ± 19.22 ^{efgh}	53.81 ± 17.17 ^{FG}	40.55 ± 20.22 ^{FGHI}
Gr	Baja	32.52 ± 10.62 ^{AB}	10.56 ± 7.11 ^A	20.19 ± 15.27 ^{ABC}	4.09 ± 4.88 ^A
	Intermedia baja	24.29 ± 12.81 ^A	22.04 ± 6.32 ^{AB}	14.15 ± 7.07 ^A	13.50 ± 4.04 ^{AB}
	Intermedia alta	29.50 ± 15.52 ^{AB}	18.61 ± 7.10 ^{AB}	19.02 ± 10.88 ^{AB}	21.20 ± 26.63 ^{ABCD}
	Alta	39.59 ± 8.04 ^{ABC}	27.26 ± 13.23 ^{ABC}	25.55 ± 9.50 ^{ABCD}	15.52 ± 11.75 ^{ABC}
p value					
Efecto lecho filtrante	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	
Efecto turbidez afluyente	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	< 0.001 *	
Efecto lecho × turbidez	< 0.001 *	0.010 *	0.012 *	0.005 *	

Turbidez baja (< 20 NTU), intermedia baja (20 – 50 NTU), intermedia alta (50 – 100 NTU), alta (> 100 NTU)

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Por otra parte, para el tratamiento de agua floculada (Tabla 21), las diferencias significativas ($p < 0.05$) para medias de remoción entre rangos de turbidez afluyente para un mismo lecho aparecen únicamente entre las turbiedades baja y alta para los lechos *Ar*, *Bc* y *Ca* cuando la tasa de filtración es 120 m³/m²/d y el parámetro de comparación es el porcentaje de turbidez removido. Sin embargo, el efecto presentado por el lecho filtrante y la turbidez a la entrada del sistema continúan siendo significativos ($p < 0.05$) para las medias resultantes en la remoción de turbidez y color indistintamente de la tasa con la que se esté trabajando. De la misma forma, las eficiencias presentadas por *Bc* son también las mejores en todos los casos.

Como se observa, en este caso no es posible establecer de forma clara una relación entre los rangos de turbidez y su porcentaje de remoción dentro de cada lecho. Este puede explicarse a través de la variabilidad en la dureza del floc, puesto que dentro de la misma planta de tratamiento la dureza de los flóculos puede variar en función del tipo y cantidad de químicos añadidos, las características del agua cruda o las variaciones en las condiciones de operación en el sistema; generando así también una variación en la calidad del efluente de cada filtro.



Tabla 21. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 1, Fase 2)

Lecho	Turbidez afluente	Remoción de turbidez (%)			Remoción de color (%)		
		120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d		120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d	
Ar	Baja	84.68 ± 21.47 ^{BC}	86.6 ± 11.71 ^{CDE}		84.30 ± 22.52 ^{BCD}	85.06 ± 13.74 ^{CD}	
	Intermedia	86.56 ± 25.16 ^{CD}	81.45 ± 31.39 ^{CDE}		79.48 ± 23.42 ^{BCD}	78.87 ± 29.94 ^{CD}	
	Alta	95.48 ± 3.80 ^{DE}	68.37 ± 34.69 ^{BC}		91.05 ± 3.03 ^{DE}	66.11 ± 33.67 ^{BC}	
Bc	Baja	92.23 ± 4.54 ^{CD}	91.59 ± 6.07 ^{DE}		91.25 ± 9.19 ^{DE}	90.51 ± 11.82 ^D	
	Intermedia	95.36 ± 2.23 ^{DE}	96.21 ± 1.30 ^E		88.73 ± 4.35 ^{CDE}	91.96 ± 2.32 ^D	
	Alta	98.08 ± 1.61 ^E	91.27 ± 7.80 ^{DE}		94.46 ± 2.32 ^E	87.77 ± 7.38 ^{CD}	
Ca	Baja	80.67 ± 11.16 ^B	81.81 ± 8.64 ^C		79.07 ± 12.00 ^{BC}	81.03 ± 16.88 ^{CD}	
	Intermedia	85.63 ± 10.18 ^{BC}	83.55 ± 8.01 ^{CD}		79.31 ± 10.53 ^B	79.97 ± 8.26 ^{CD}	
	Alta	91.43 ± 5.53 ^{CD}	75.03 ± 16.25 ^C		88.09 ± 4.91 ^{BCDE}	71.73 ± 16.83 ^{BC}	
Gr	Baja	41.50 ± 23.22 ^A	34.67 ± 17.04 ^A		49.06 ± 16.28 ^A	38.94 ± 18.69 ^A	
	Intermedia	50.34 ± 21.32 ^A	45.27 ± 20.84 ^{AB}		48.52 ± 20.49 ^A	48.20 ± 11.69 ^{AB}	
	Alta	55.80 ± 11.57 ^A	27.50 ± 14.07 ^A		51.88 ± 10.88 ^A	25.36 ± 12.72 ^A	
p value							
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *	< 0.001 *		< 0.001 *	< 0.001 *	
Efecto turbidez afluente		0.002 *	0.004 *		0.016 *	< 0.001 *	
Efecto lecho × turbidez		0.837	0.514		0.727	0.347	

Turbidez baja (< 15 NTU), intermedia (15 – 30 NTU), alta (> 30 NTU)

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

4.3.3.2. Remoción de parámetros químicos

Con base a los resultados expuestos en la Tabla 22, *Bc* presenta una mayor eficiencia en la remoción de metales (Fe, Al, Cu), comparada con los otros lechos filtrantes. Sin embargo, *Ca* presenta mayor eficiencia en la remoción de nitratos, aunque esta diferencia no es estadísticamente diferente entre los lechos ($p > 0.05$), y adicionalmente, todos los filtros presentan una eficiencia muy baja en la remoción de este parámetro comparada con la obtenida en la remoción de metales. Por otra parte, si bien el análisis descriptivo de las medias indica que el biochar presenta una mayor eficiencia, el análisis de la varianza indica que los resultados no son significativamente diferentes ($p > 0.05$) con relación a los lechos *Ar* y *Ca* para el caso de hierro y aluminio. En cuanto al cobre, la eficiencia de remoción del biochar tiene una diferencia significativa ($p < 0.05$) con respecto al *Ca*, aunque no así con la *Ar*. Para todos los parámetros expuestos, *Gr* demuestra ser significativamente inferior a los demás lechos ($p < 0.05$), excepto en la remoción de nitratos. Estos resultados sugieren que el PCZ para *Bc* y *Ar* son más bajos en comparación con *Ca* y *Gr*, razón por la cual el primer grupo presenta mayor afinidad por la retención de cationes (Fe, Al, Cu); mientras que el segundo lo hace por los aniones (NO₃⁻).

Tabla 22. Eficiencias de remoción para parámetros químicos (Etapa 3, Fase 2)

Lecho	Eficiencias de remoción (%)			
	Hierro (Fe)	Aluminio (Al)	Cobre (Cu)	Nitratos (NO ₃)
Ar	92.01 ± 6.61 ^B	85.56 ± 7.15 ^B	65.82 ± 8.89 ^{BC}	10.40 ± 9.75 ^A
Bc	95.70 ± 3.93 ^B	90.72 ± 6.58 ^B	75.90 ± 9.30 ^C	10.90 ± 9.60 ^A
Ca	87.54 ± 5.54 ^B	84.81 ± 5.09 ^B	53.15 ± 10.48 ^B	18.86 ± 10.38 ^A
Gr	43.76 ± 14.69 ^A	46.00 ± 9.05 ^A	36.05 ± 9.65 ^A	12.17 ± 11.67 ^A

p value

Efecto lecho filtrante	< 0,001 *	< 0,001 *	< 0.001 *	0.349
------------------------	-----------	-----------	-----------	-------

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Como indica la Figura 15, Bc es el único lecho que permite mantener a lo largo del proceso de filtración una concentración de cobre en el efluente menor a lo estipulado como límite máximo por INEN (2020), un valor correspondiente a 2 mg/L. Varios estudios han demostrado la capacidad del biochar para la remoción de metales, como en el caso del cobre, donde se demostró que la sorción de este metal se debe a los grupos funcionales orgánicos del carbón a un pH de 6 y 7 (Ahmad et al., 2014), que corresponde con el punto de carga cero (PZC) del biochar evaluado en este estudio. La remoción de metales del agua es un aspecto que debe tomarse en cuenta en el tratamiento de agua, por sus efectos en la salud y el medio ambiente. El carbón activado ha sido el material comúnmente usado para este objetivo, pero su costo es elevado; por lo que el uso del biochar como adsorbente es una opción viable, puesto que se obtiene eficiencias comparables a la del carbón activado y, además se aprovechan residuos orgánicos para su producción (Mohan et al., 2014).

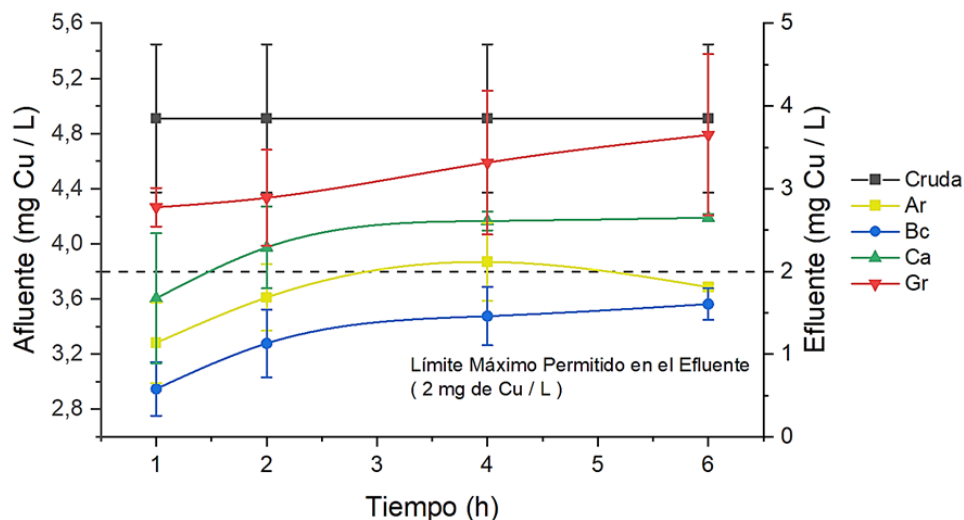


Figura 15. Remoción de cobre (Cu) para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

Por otra parte, la Figura 16, muestra que ninguno de los filtros es capaz de lograr concentraciones de nitratos inferiores al límite establecido de 50 mg/L (INEN, 2020) en ningún punto de la carrera de filtración. En cuanto al biochar, su baja capacidad para la remoción de este tipo de compuestos ha sido ya evidenciada en otros estudios, independientemente del tipo

de biomasa y sin haber sido tratados o modificados. Según Zhang et al. (2020), esta baja eficiencia se debe a la repulsión electrostática entre la superficie del biochar y el nitrato, debido a su similar carga negativa; lo mismo que está evidenciado por el punto de carga cero del biochar. Sin embargo, existen estudios que demuestran que, al incrementar la temperatura de pirólisis a más de 600°C, el biochar de bambú incrementa ligeramente la absorción de nitratos, debido a que se obtiene una mayor área superficial y porosidad, teniendo en consideración siempre, el pH (Zhang et al., 2020). Con relación al punto de carga cero obtenido para los diferentes biochares y con relación a los resultados obtenidos con la remoción de contaminantes químicos, se concluye que la carga superficial de los bio carbones es negativa; por lo tanto, la remoción de metales (cationes) es muy eficiente. Las relaciones concentración – tiempo para aluminio y hierro se encuentran ilustradas en el Anexo 3.

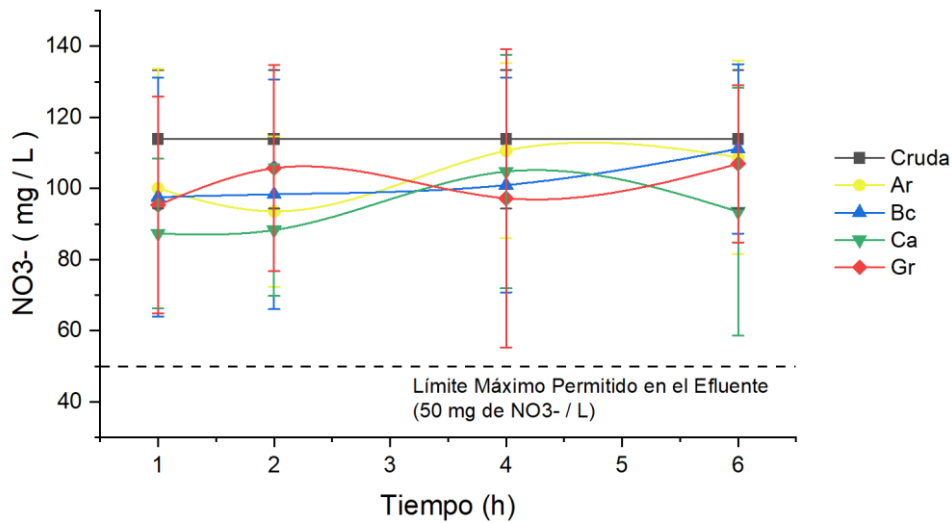


Figura 16. Remoción de nitratos (NO_3^-) para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

4.3.3.3. Remoción de parámetros biológicos

La eficiencia de remoción de coliformes totales para agua cruda presentada por *Bc* fue la más alta entre todos los lechos filtrantes ($94.3 \pm 5.6 \%$); mientras que para coliformes fecales el desempeño de *Bc* ($88.9 \pm 11.4 \%$) fue similar al de *Ca* ($89.8 \pm 12.5 \%$). Sin embargo, como se muestra dentro de la Figura 17, estas eficiencias de remoción no fueron suficientes para alcanzar el límite máximo permitido ($> 1.1 \text{ NMP} / 100 \text{ ml}$) establecido por INEN (2020). Según la revisión realizada por Palansooriya et al. (2020), la remoción de *E. coli*, un coliforme fecal, utilizando biochar como material filtrante, se encuentra entre 85.21 y 99.98 %, dependiendo tanto del tipo de biochar, como del tipo de sistema de filtración en el que se lo aplique. Dentro de esta revisión el caso de mayor similitud con el presentado en nuestro estudio es para un filtro en columna de un biochar comercial de maderas suaves sin ningún tipo de activación y configurado por tres capas de 50 cm del material, cada una a diferente granulometría; obteniendo una eficiencia de remoción del 89.77 %; es decir, apenas 0.87 % más que *Bc*, considerando que el lecho en comparación tuvo 2.5 veces más altura (150 cm) que el utilizado en nuestro estudio (60 cm). Los resultados en detalle del análisis microbiológico se encuentran dentro del Anexo 3.

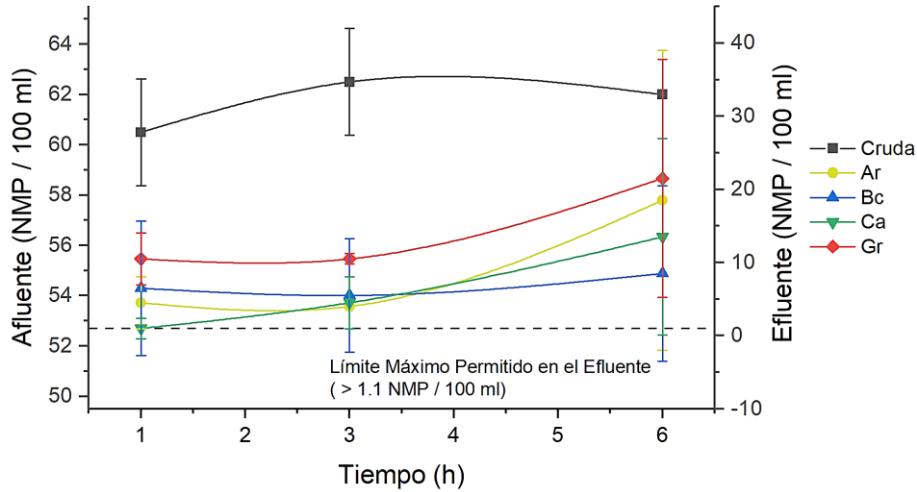


Figura 17. Remoción de coliformes fecales para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

4.3.4. Análisis de carreras de filtración

La Figura 18 muestra la carrera de filtración de cada lecho de acuerdo con el tipo de agua de entrada, la turbiedad y la tasa de filtración. Tanto para agua cruda como agua floculada, la carrera disminuyó de acuerdo con el incremento de la turbiedad. En tanto, la carrera de filtración fue relativamente mayor tanto para agua cruda como agua floculada para turbiedades bajas de agua cruda. Sin embargo, para turbiedades altas, la carrera es mayor con agua floculada y muy semejante en turbiedades medias, para los dos tipos de agua mencionados. En cuanto al uso de agua sedimentada, la carrera duró 24 horas, sin colmatarse los filtros; es decir, podía seguir filtrando más tiempo. De acuerdo con las tasas de filtración, se puede evidenciar que, a una menor tasa, la carrera dura más tiempo.

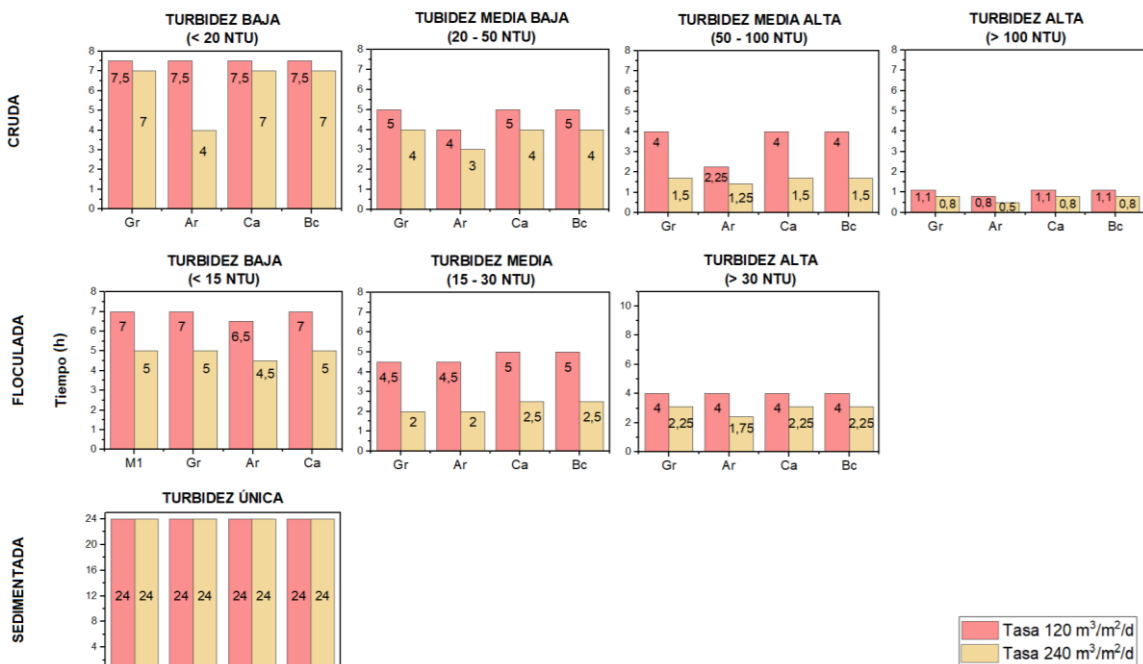


Figura 18. Carreras de filtración para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)



4.3.5. Análisis de pérdida de carga

De manera general, la pérdida de carga respecto al tiempo se agranda en la medida en la que lo hacen también la turbidez afluente o la tasa de filtración a la que opera el sistema. En estos dos casos, la relación proporcional guardada entre estos dos parámetros de operación y la pérdida de carga en los lechos es atribuible al aumento de la carga contaminante que se genera en el afluente al momento de incrementar cualquiera de las variables operacionales antes mencionadas, lo cual a su vez contribuye a acelerar el proceso de colmatación de los filtros. En cuanto al análisis por lechos filtrantes, es posible distinguir que en todos los casos la tasa de pérdida de carga para *Ar* es superior a las correspondientes a los demás medios filtrantes; diferencia que puede ser explicada por los valores de tamaño efectivo (D_{10}) y porosidad, donde *Ar* presenta los más bajos y, por lo tanto, se asume un menor volumen de vacíos y poros que le impide retener mayor cantidad de impurezas. Las pérdidas de carga respecto al tiempo para estos lechos y los de la etapa siguiente (Etapa 4), se encuentran ilustradas en el Anexo 5.

4.3.6. Proceso de lavado

Como se mencionó con anterioridad, la tasa de lavado para cada lecho filtrante se determinó experimentalmente en función de la expansión alcanzada durante el proceso de lavado y su proximidad con la expansión óptima calculada para cada uno de ellos con la aplicación de la Ecuación 2, propuesta por Kawamura (1999). Los resultados obtenidos (Tabla 23) indican que para *Ar* y *Ca* la expansión experimentada en estos lechos durante el lavado se encontró muy cercana a las calculadas como óptimas. Mientras que, para el caso de *Bc* la expansión medida durante el lavado estuvo muy por encima de la óptima. Esto se debe a que en este último caso la fuerza ascendente generada por tasas de lavado más bajas a la presentada era insuficiente para remover las partículas retenidas por el lecho durante el proceso de filtrado, por lo que fue necesario optar por esta tasa, aunque genere una expansión mayor a la necesaria teóricamente. Por otra parte, aunque la tasa de lavado más alta corresponde a *Gr*, la expansión de este lecho durante el proceso de lavado es la más baja de todas; y, por el contrario, aunque la tasa de lavado para *Bc* es la más baja, su expansión supera notoriamente a las alcanzadas por los demás lechos. Esto demuestra que tanto la tasa de lavado, como la expansión del lecho, se encuentran relacionados con la densidad del material filtrante; pues mientras más alto sea este valor, mayor será la tasa requerida para generar la fuerza ascensional suficiente para expandir el lecho y remover las impurezas.

Luego, si bien la baja densidad que posee el biochar facilita su expansión aún con tasas relativamente pequeñas, esta característica también contribuye a que este material presente mayor cantidad de lecho perdido luego de concluida la operación de los filtros; aunque como se observa en la Tabla 23, la pérdida de lecho es un proceso normal y el valor correspondiente a *Bc* no se encuentra muy distante en comparación con los otros materiales. Así también, la baja densidad impide aplicar tasas de lavado altas dentro de este filtro, puesto que se expondría al arrastre de una mayor cantidad de material filtrante, limitando también la fuerza ascendente del agua de lavado y su capacidad para remover las partículas adheridas en el lecho, lo cual se traduce en la prolongación del tiempo requerido para el proceso y en una turbidez remanente superior a la de los otros lechos. Sin embargo, la turbidez promedio para *Bc* al final del proceso fue también inferior a 5 NTU, valor referencial planteado para corroborar la eficiencia en el lavado, además, el porcentaje de remoción respecto a la turbidez medida al inicio del proceso fue siempre superior al 99%. De la misma forma, a pesar de requerir de un tiempo de lavado más extenso, *Bc* es el material filtrante que menor volumen de agua requiere durante el mantenimiento de los filtros.

Tabla 23. Resultados del proceso de lavado para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

Lecho filtrante	Tasa de lavado ($m^3/m^2/d$)	Tiempo de lavado (min)	Volumen de agua (L)	Expansión óptima calculada (%)	Expansión del lecho en el lavado (%)	Turbidez remanente (NTU)	Pérdida de lecho (cm)
Ar	1800	13.67 \pm 2.27	118.88 \pm 16.01	31.25	29.92 \pm 5.13	1.15 \pm 0.37	1.96
Bc	615	20.83 \pm 4.28	61.85 \pm 11.65	10.25	55.89 \pm 9.92	2.60 \pm 0.99	5.2
Ca	1350	12.83 \pm 2.55	83.1 \pm 14.31	25.5	27.96 \pm 6.22	1.27 \pm 0.45	3.96
Gr	3000	5.33 \pm 0.65	80.0 \pm 9.35	----	4.03 \pm 4.09	0.64 \pm 0.15	1

Los valores promedio se encuentran expresados como *media \pm desviación estándar*

4.4. Etapa 4 (Fase 2): Comparación del biochar de mejor rendimiento con otros materiales filtrantes usando lechos mixtos

La combinación de biochar con materiales filtrantes convencionales, como grava o arena, ha sido empleada únicamente con la finalidad de usar estos materiales para evitar que el biochar sea arrastrado o que flote dentro del flujo de agua debido a su baja densidad, mas no ha sido analizado desde un enfoque de configuración de lechos mixtos y su eficiencia dentro del tratamiento de aguas. En este estudio este análisis fue realizado, obteniendo los resultados presentados a continuación.

4.4.1. Remoción de parámetros físicos

Los resultados generales para esta etapa (Tabla 24) indican que, para el tratamiento de agua cruda, *M2 (arena + biochar)* fue el lecho de mayor eficiencia en la remoción de turbidez y color, sin presentar en el primer caso diferencia significativa con ninguno de los otros lechos ($p > 0.05$). Para el agua floculada, se presentó diferencia significativa únicamente respecto a *M1 (arena + antracita)* ($p < 0.05$). Por otra parte, para agua sedimentada, aquellos lechos que tuvieron biochar dentro de su configuración *M2*, *M3 (antracita + biochar)*, y *M4 (arena + antracita + biochar)* son significativamente ($p < 0.05$) más eficientes para la remoción de turbidez y color que aquel que no se encuentra configurado con este material (*M1*). Los efectos del lecho filtrante y de la presencia de biochar dentro de la configuración de esos lechos dentro de las medias de remoción resultantes demostraron ser significativos únicamente para agua floculada y sedimentada ($p < 0.05$).

- Efecto de la tasa de filtración

Como se observa en la Tabla 25, en el caso de tratamiento de agua cruda si bien los lechos filtrantes con *Bc* presentaron eficiencias superiores a *M1*, no se evidencia contraste significativo alguno entre lechos ($p > 0.05$), o para un mismo lecho a diferente tasa, en ninguno de los rangos de turbidez. Aunque para la remoción de color el efecto de la tasa de filtración se muestra como significativo para las turbiedades intermedias ($p < 0.05$) y el efecto del lecho para la intermedia baja ($p < 0.05$), no logran generar una diferencia significativa entre los promedios de remoción en ninguno de los casos ($p > 0.05$).



Tabla 24. Eficiencias de remoción para parámetros físicos (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Remoción de turbidez (%)			Remoción de color (%)		
	Cruda	Floculada	Sedimentada	Cruda	Floculada	Sedimentada
M1	70.65 ± 14.79 ^A	82.53 ± 13.69 ^A	73.05 ± 7.10 ^A	50.35 ± 20.51 ^A	77.59 ± 19.05 ^A	69.50 ± 22.04 ^A
M2 _{Bc}	71.29 ± 18.01 ^A	89.07 ± 9.58 ^B	79.95 ± 5.98 ^B	52.42 ± 20.94 ^A	85.67 ± 12.37 ^B	83.29 ± 19.03 ^{BC}
M3 _{Bc}	71.10 ± 17.52 ^A	86.60 ± 10.35 ^{AB}	77.46 ± 6.43 ^B	52.29 ± 20.35 ^A	83.35 ± 13.16 ^{AB}	79.48 ± 18.02 ^B
M4 _{Bc}	70.90 ± 17.57 ^A	87.69 ± 9.24 ^B	79.95 ± 6.20 ^B	52.32 ± 20.33 ^A	84.60 ± 12.51 ^B	85.93 ± 15.37 ^C
p value						
Efecto lecho filtrante	0.290	0.006 *	< 0.001 *	0.282	0.013 *	< 0.001 *
Efecto presencia de biochar	0.057	0.002 *	< 0.001 *	0.051	0.002 *	< 0.001 *

(Bc) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*^(A B) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Tabla 25. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Turbidez afluente			
		Baja (< 20 NTU)	Intermedia baja (20 – 50 NTU)	Intermedia alta (50 – 100 NTU)	Alta (> 100 NTU)
Remoción de turbidez (%)					
M1	120	60.18 ± 9.68 ^A	66.46 ± 7.07 ^A	70.98 ± 13.30 ^A	89.29 ± 11.17 ^A
	240	59.91 ± 5.13 ^A	68.95 ± 9.10 ^A	70.87 ± 6.90 ^A	85.32 ± 18.62 ^A
M2 _{Bc}	120	62.13 ± 10.49 ^A	69.57 ± 6.36 ^A	76.81 ± 9.72 ^A	73.53 ± 37.70 ^A
	240	63.51 ± 4.22 ^A	72.93 ± 8.44 ^A	73.10 ± 8.82 ^A	88.12 ± 16.78 ^A
M3 _{Bc}	120	63.12 ± 6.54 ^A	71.54 ± 5.40 ^A	75.29 ± 9.37 ^A	73.07 ± 37.68 ^A
	240	62.37 ± 4.16 ^A	72.66 ± 8.00 ^A	74.13 ± 5.94 ^A	85.14 ± 20.97 ^A
M4 _{Bc}	120	64.17 ± 6.27 ^A	70.33 ± 7.18 ^A	74.42 ± 10.13 ^A	72.43 ± 37.65 ^A
	240	61.61 ± 4.32 ^A	72.27 ± 8.07 ^A	73.55 ± 5.87 ^A	86.09 ± 20.62 ^A
p value					
Efecto lecho filtrante		0.293	0.075	0.607	0.962
Efecto tasa de filtración		0.502	0.902	0.625	0.315
Efecto lecho × tasa		0.811	0.888	0.980	0.883
Remoción de color (%)					
M1	120	36.88 ± 9.82 ^A	43.33 ± 7.44 ^A	54.49 ± 14.98 ^A	77.25 ± 15.77 ^A
	240	34.14 ± 11.01 ^A	41.37 ± 16.34 ^A	48.58 ± 8.44 ^A	74.16 ± 21.94 ^A
M2 _{Bc}	120	39.48 ± 8.90 ^A	46.15 ± 10.11 ^A	60.34 ± 11.96 ^A	64.56 ± 35.10 ^A
	240	42.28 ± 7.80 ^A	46.79 ± 15.47 ^A	51.50 ± 11.44 ^A	78.41 ± 20.40 ^A
M3 _{Bc}	120	40.89 ± 7.64 ^A	49.03 ± 8.36 ^A	58.46 ± 12.69 ^A	64.38 ± 35.39 ^A
	240	40.60 ± 6.89 ^A	46.27 ± 15.17 ^A	51.80 ± 8.10 ^A	75.68 ± 22.80 ^A
M4 _{Bc}	120	43.81 ± 7.87 ^A	48.13 ± 9.37 ^A	56.62 ± 13.25 ^A	63.48 ± 35.60 ^A
	240	40.02 ± 7.25 ^A	46.85 ± 14.72 ^A	49.92 ± 9.51 ^A	76.14 ± 23.79 ^A
p value					
Efecto lecho filtrante		0.186	0.020 *	0.789	0.975
Efecto tasa de filtración		0.324	0.005 *	0.013 *	0.234
Efecto lecho × tasa		0.608	0.898	0.988	0.848

(Bc) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*^(A B) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Para el tratamiento de agua floculada (Tabla 26), el efecto producido por la tasa de filtración es significativo únicamente cuando la turbidez afluente es alta ($p < 0.05$), donde las medias de remoción más altas corresponden a la tasa de filtración más baja. Es así como dentro de este rango de turbidez, para un mismo lecho filtrante la diferencia entre tasas es significativa en *M4* para la remoción de turbidez ($p < 0.05$), y en todos los lechos compuestos por *Bc* para la remoción de color ($p < 0.05$). Dentro del análisis por tasas de filtración, si bien las eficiencias presentadas por *M2*, *M3* y *M4*, son superiores a las presentadas por *M1*, estas no demuestran poseer un contraste significativo en ninguno de los casos ($p > 0.05$).

Tabla 26. Efecto de la tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Turbidez afluente		
		Baja (< 15 NTU)	Intermedia ($15 - 30$ NTU)	Alta (> 30 NTU)
Remoción de turbidez (%)				
M1	120	80.56 ± 13.69 ^A	81.01 ± 13.16 ^A	92.40 ± 5.29 ^{ABC}
	240	76.08 ± 17.59 ^A	82.35 ± 8.52 ^A	83.10 ± 14.85 ^A
M2 _{Bc}	120	90.21 ± 6.24 ^A	86.67 ± 8.24 ^A	96.18 ± 2.66 ^C
	240	85.43 ± 12.70 ^A	86.21 ± 11.77 ^A	88.72 ± 10.58 ^{ABC}
M3 _{Bc}	120	87.27 ± 7.15 ^A	82.57 ± 13.26 ^A	94.70 ± 3.65 ^{BC}
	240	82.79 ± 13.27 ^A	84.05 ± 6.91 ^A	87.11 ± 10.40 ^{AB}
M4 _{Bc}	120	87.86 ± 7.86 ^A	87.32 ± 7.39 ^A	95.05 ± 4.66 ^C
	240	83.66 ± 11.79 ^A	85.41 ± 7.37 ^A	86.54 ± 10.82 ^{AB}
p value				
Efecto lecho filtrante		0.077	0.238	0.345
Efecto tasa de filtración		0.104	0.961	< 0.001 *
Efecto lecho × tasa		0.990	0.912	0.963
Remoción de color (%)				
M1	120	76.26 ± 16.15 ^A	73.67 ± 17.50 ^A	90.89 ± 6.61 ^{ABC}
	240	65.50 ± 29.96 ^A	79.23 ± 12.64 ^A	79.96 ± 16.57 ^A
M2 _{Bc}	120	85.48 ± 9.83 ^A	80.23 ± 13.90 ^A	95.34 ± 3.66 ^C
	240	81.58 ± 15.44 ^A	85.09 ± 14.26 ^A	86.03 ± 11.16 ^{AB}
M3 _{Bc}	120	82.34 ± 10.85 ^A	74.88 ± 17.89 ^A	94.20 ± 3.47 ^{BC}
	240	83.75 ± 12.58 ^A	81.41 ± 12.01 ^A	83.26 ± 12.60 ^A
M4 _{Bc}	120	84.76 ± 10.83 ^A	80.77 ± 13.51 ^A	93.95 ± 5.95 ^C
	240	80.52 ± 17.65 ^A	84.52 ± 7.63 ^A	83.43 ± 12.21 ^A
p value				
Efecto lecho filtrante		0.175	0.394	0.387
Efecto tasa de filtración		0.558	0.109	< 0.001 *
Efecto lecho × tasa		0.824	0.979	0.985

(_{Bc}) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

En cuanto al tratamiento de agua sedimentada (Tabla 27), los efectos tanto del lecho filtrante, como de la tasa de filtración demuestran ser significativos en la remoción de turbidez y color ($p < 0.05$). Por otra parte, para un mismo lecho, las medias obtenidas bajo la aplicación de las diferentes tasas prueban ser equivalentes en todos los casos ($p > 0.05$). Además, si analizamos cada tasa por separado encontramos que la diferencia entre las configuraciones compuestas por *Bc*, excepto *M3*, son significativamente superiores respecto a *M1* en la remoción de estos parámetros físicos ($p < 0.05$).



Tabla 27. Efecto de tasa de filtración en la remoción de parámetros físicos para agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Remoción de turbidez (%)	Remoción de color (%)
M1	120	74.49 ± 5.92 ^{AB}	73.31 ± 23.10 ^{AB}
	240	71.62 ± 7.95 ^A	65.69 ± 20.60 ^A
M2 ^{Bc}	120	80.34 ± 5.44 ^{CD}	87.72 ± 15.76 ^C
	240	79.55 ± 6.55 ^{CD}	78.86 ± 21.16 ^{BC}
M3 ^{Bc}	120	78.83 ± 5.70 ^{BCD}	80.26 ± 18.16 ^{BC}
	240	76.09 ± 6.91 ^{ABC}	78.70 ± 18.16 ^B
M4 ^{Bc}	120	81.78 ± 5.50 ^D	87.93 ± 14.80 ^C
	240	78.12 ± 6.42 ^{BCD}	83.93 ± 15.92 ^{BC}
p value			
Efecto lecho filtrante		< 0.001 *	< 0.001 *
Efecto tasa de filtración		0.002 *	0.004 *
Efecto lecho × tasa		0.646	0.574

(^{Bc}) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

- Efecto de la turbidez afluente

Al analizar el efecto de la turbidez de entrada en el sistema para el tratamiento de agua cruda (Tabla 28), observamos que conforme ésta va aumentando su valor, también lo hacen las eficiencias en el filtrado. Esto puede corroborarse comparando las medias de remoción para cada uno de los lechos, donde es posible distinguir que existe siempre una diferencia significativa ente los rangos de turbidez baja y alta ($p < 0.05$), indistintamente de la tasa de filtración o del parámetro medido. Así mismo, al dividir el análisis por rangos de turbidez, es posible establecer que si bien las eficiencias de los medios filtrantes que contienen *Bc* es superior en todos los casos a la que no posee este material (*M1*), las diferencias entre unas y otras no demuestra poseer significancia ($p > 0.05$).



Tabla 28. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua cruda (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Turbidez afluente	Remoción de turbidez (%)				Remoción de color (%)			
		120 m ³ /m ² /d		240 m ³ /m ² /d		120 m ³ /m ² /d		240 m ³ /m ² /d	
M1	Baja	60.18 ± 9.68	A	59.91 ± 5.13	A	36.88 ± 9.82	A	34.14 ± 11.01	A
	Intermedia baja	66.46 ± 7.07	ABCD	68.95 ± 9.10	BC	43.33 ± 7.44	ABCD	41.37 ± 16.34	AB
	Intermedia alta	70.98 ± 13.30	CDEF	70.87 ± 6.90	CD	54.49 ± 14.98	EFG	48.58 ± 8.44	BCDE
	Alta	89.29 ± 11.17	G	85.32 ± 18.62	DE	77.25 ± 15.77	H	74.16 ± 21.94	EF
M2 _{Bc}	Baja	62.13 ± 10.49	AB	63.51 ± 4.22	AB	39.48 ± 8.90	AB	42.28 ± 7.80	ABCD
	Intermedia baja	69.57 ± 6.36	BCDE	72.93 ± 8.44	CDE	46.15 ± 10.11	BCDE	46.79 ± 15.47	ABCD
	Intermedia alta	76.81 ± 9.72	EFG	73.10 ± 8.82	CDE	60.34 ± 11.96	GH	51.50 ± 11.44	CDEF
	Alta	73.53 ± 37.70	FG	88.12 ± 16.78	E	64.56 ± 35.10	GH	78.41 ± 20.40	F
M3 _{Bc}	Baja	63.12 ± 6.54	AB	62.37 ± 4.16	AB	40.89 ± 7.64	ABC	40.60 ± 6.89	ABC
	Intermedia baja	71.54 ± 5.40	DEF	72.66 ± 8.00	CDE	49.03 ± 8.36	DEFG	46.27 ± 15.17	ABCD
	Intermedia alta	75.29 ± 9.37	EFG	74.13 ± 5.94	CDE	58.46 ± 12.69	FGH	51.80 ± 8.10	DEF
	Alta	73.07 ± 37.68	EFG	85.14 ± 20.97	DE	64.38 ± 35.39	GH	75.68 ± 22.80	EF
M4 _{Bc}	Baja	64.17 ± 6.27	ABC	61.61 ± 4.32	AB	43.81 ± 7.87	ABCD	40.02 ± 7.25	AB
	Intermedia baja	70.33 ± 7.18	DEF	72.27 ± 8.07	CDE	48.13 ± 9.37	CDEF	46.85 ± 14.72	BCD
	Intermedia alta	74.42 ± 10.13	EFG	73.55 ± 5.87	CDE	56.62 ± 13.25	EFGH	49.92 ± 9.51	BCDE
	Alta	72.43 ± 37.65	EFG	86.09 ± 20.62	DE	63.48 ± 35.60	FGH	76.14 ± 23.79	EF
P value									
Efecto lecho filtrante		0.920		0.570		0.909		0.494	
Efecto turbidez afluente		< 0.001 *		< 0.001 *		< 0.001 *		< 0.001 *	
Efecto lecho × tasa		0.861		0.999		0.841		0.999	

Turbidez baja (< 20 NTU), intermedia baja (20 – 50 NTU), intermedia alta (50 – 100 NTU), alta (> 100 NTU)

(Bc) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(A^B) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

La turbidez inicial en el tratamiento de agua floculada (Tabla 29) muestra tener efecto significativo para la remoción de turbidez y color únicamente cuando los filtros trabajan con tasa baja ($p < 0.05$). Es por ello por lo que, al analizar el desempeño individual de cada uno de los lechos a esta tasa, se observa en todos los casos la existencia de diferencias significativas entre los rangos de turbidez ($p < 0.05$); principalmente, entre las turbiedades baja y alta. Así mismo, para la tasa antes mencionada, si analizamos los rangos de forma diferenciada es posible notar que las eficiencias mayores pertenecen de igual forma a los lechos conformados por Bc; sin embargo, la única diferencia significativa respecto a M1, aparece en la remoción de turbidez por parte de M2 ($p < 0.05$).



Tabla 29. Efecto de la turbidez afluente en la remoción de parámetros físicos para agua floculada (Etapa 4, Fase 2)

Lecho	Turbidez afluente	Remoción de turbidez (%)		Remoción de color (%)	
		120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d	120 m ³ /m ² /d	240 m ³ /m ² /d
M1	Baja	80.56 ± 13.69 ^A	76.08 ± 17.59 ^A	76.26 ± 16.15 ^A	65.5 ± 29.96 ^A
	Intermedia	81.01 ± 13.16 ^A	82.35 ± 8.52 ^A	73.67 ± 17.5 ^A	79.23 ± 12.64 ^A
	Alta	92.4 ± 5.29 ^{CDE}	83.1 ± 14.85 ^A	90.89 ± 6.61 ^{BC}	79.96 ± 16.57 ^A
M2 _{Bc}	Baja	90.21 ± 6.24 ^{BCD}	85.43 ± 12.7 ^A	85.48 ± 9.83 ^{AB}	81.58 ± 15.44 ^A
	Intermedia	86.67 ± 8.24 ^{ABC}	86.21 ± 11.77 ^A	80.23 ± 13.9 ^A	85.09 ± 14.26 ^A
	Alta	96.18 ± 2.66 ^E	88.72 ± 10.58 ^A	95.34 ± 3.66 ^C	86.03 ± 11.16 ^A
M3 _{Bc}	Baja	87.27 ± 7.15 ^{ABC}	82.79 ± 13.27 ^A	82.34 ± 10.85 ^A	83.75 ± 12.58 ^A
	Intermedia	82.57 ± 13.26 ^{AB}	84.05 ± 6.91 ^A	74.88 ± 17.89 ^A	81.41 ± 12.01 ^A
	Alta	94.7 ± 3.65 ^{DE}	87.11 ± 10.4 ^A	94.2 ± 3.47 ^C	83.26 ± 12.6 ^A
M4 _{Bc}	Baja	87.86 ± 7.86 ^{ABC}	83.66 ± 11.79 ^A	84.76 ± 10.83 ^{AB}	80.52 ± 17.65 ^A
	Intermedia	87.32 ± 7.39 ^{ABC}	85.41 ± 7.37 ^A	80.77 ± 13.51 ^A	84.52 ± 7.63 ^A
	Alta	95.05 ± 4.66 ^E	86.54 ± 10.82 ^A	93.95 ± 5.95 ^C	83.43 ± 12.21 ^A
p value					
Efecto lecho filtrante		0.026 *	0.075	0.142	0.168
Efecto turbidez afluente		< 0.001 *	0.259	< 0.001 *	0.613
Efecto lecho × tasa		0.872	0.989	0.975	0.959

Turbidez baja (< 15 NTU), intermedia (15 – 30 NTU), alta (> 15 NTU)

(Bc) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

4.4.2. Análisis de carreras de filtración

En comparación con los resultados obtenidos para lechos simples durante la etapa anterior, en este caso sucede lo mismo con relación a la carrera de filtración y la turbiedad y la tasa de filtración en esta etapa (Figura 19). La duración de una corrida depende del nivel de turbiedad del afluente y la tasa de filtración; por tal razón, la carrera de filtración disminuirá al incrementar la turbiedad y la tasa de filtración para cualquier tipo de agua. No obstante, la carrera de filtración no varía significativamente si se filtra agua cruda, floculada o sedimentada. Se encontró que hay diferencia en la duración de la carrera de filtración con agua cruda a una turbiedad baja, siendo mayor la carrera con un lecho mixto a una tasa de 120 m³/m²/d, que con un lecho simple. Al comparar también la carrera con agua cruda a una turbiedad medio alta también existe una diferencia entre un lecho simple y mixto, evidenciándose que, con un lecho mixto, la carrera duró menos.

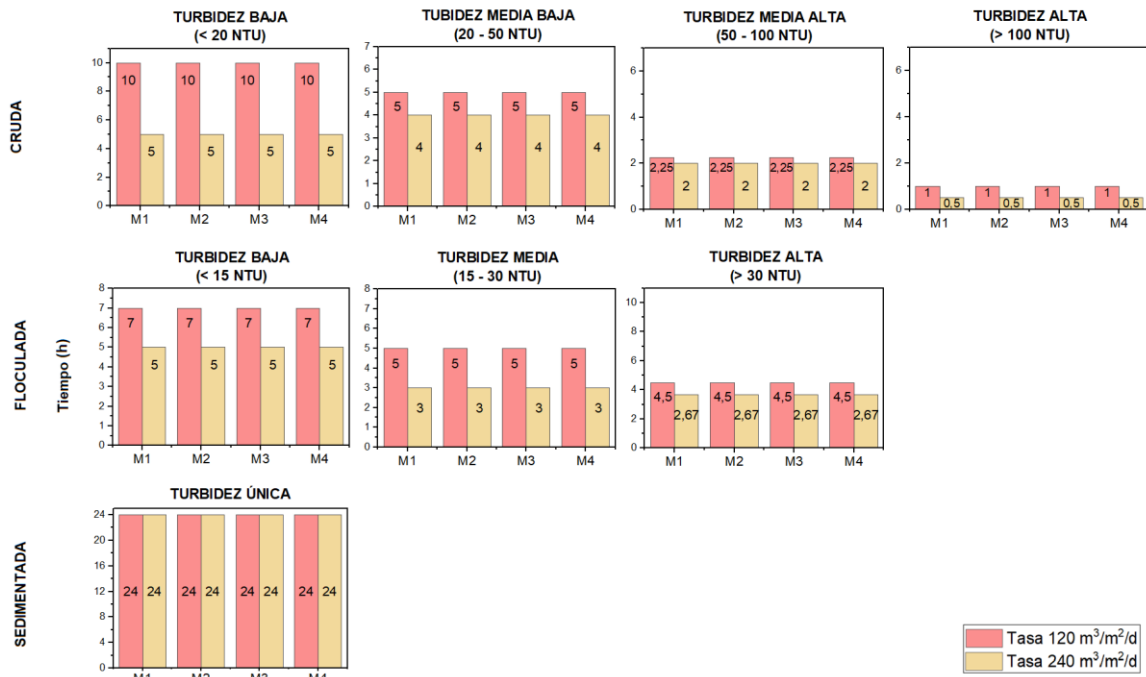


Figura 19. Carreras de filtración para lechos mixtos (Etapa 4, Fase 2)

4.4.3. Análisis de pérdida de carga

Al igual que en la etapa anterior, se guarda una relación proporcional entre la pérdida de carga en función del tiempo y la turbiedad afluente y tasa de filtración bajo las cuales se encuentran trabajando los filtros. En cuanto al análisis por lechos, es posible notar que en este caso no existe un único filtro con las mayores pérdidas de carga, pero, sin embargo, se puede identificar a *M4* como el lecho con los valores más bajos para este parámetro. Así también, se observó una reducción en la pérdida de carga para el tratamiento de agua sedimentada, respecto a las presentadas por los lechos simples.

4.4.4. Proceso de lavado

Los resultados para el proceso de lavado en los filtros de esta etapa (Tabla 30) sugieren que la presencia de *Bc* dentro del lecho ayuda a reducir las tasas de lavado y volumen de agua que por sí solos requerirían *Ar* y *Ca* para llevar a cabo efectivamente el proceso. Sin embargo, el tiempo de lavado, la turbidez remanente y la pérdida de lecho son superiores a las presentadas por *M1*, que no contiene biochar, aunque inferiores a las mostradas solamente por *Bc* durante la etapa anterior. De la misma forma, aunque los tiempos de lavado son superiores, el volumen de agua requerido es inferior al de *M1*; la turbidez remanente se encuentra por debajo de 5 NTU y con efectividad de remoción superior al 99%; y la pérdida en cada uno de estos lechos no supera en 1.6 cm a la presentada por *M1*. En cuanto a la expansión del lecho filtrante, es posible notar que para las configuraciones con *Bc*, estas superan ampliamente a las calculadas como óptimas, lo cual se debe a que al aplicar tasas inferiores a las presentadas en la Tabla 30, la fuerza ascendente generada fue insuficiente para expandir el material más denso en el lecho, por lo cual fue necesario aplicar tasas más elevadas a las teóricamente necesarias a fin de garantizar la efectividad durante el proceso de mantenimiento de los filtros.

Tabla 30. Resultado del proceso de lavado para lechos mixtos

Lecho Filtrante	Tasa de lavado (m ³ /m ² /d)	Tiempo de lavado (min)	Volumen de agua (L)	Expansión óptima calculada (%)	Expansión del lecho en el lavado (%)	Turbidez remanente (NTU)	Pérdida de lecho (cm)
M1	1600	5.53 ± 1.22	43.82 ± 8.4	28.38	35 ± 4.67	1.45 ± 0.47	1.32
M2 _{Bc}	1100	7.95 ± 2.66	41.51 ± 12.69	20.75	52.16 ± 16.4	2.35 ± 0.65	2.92
M3 _{Bc}	985	7.84 ± 2.41	37.26 ± 10.98	17.88	48.74 ± 8.87	2.49 ± 0.84	2.57
M4 _{Bc}	1100	7.95 ± 2.59	40.23 ± 10.83	22.33	44.97 ± 11.43	2.62 ± 0.92	2.59

(Bc) Lecho filtrante con biochar en su configuración

Los valores promedio se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

4.4.5. Comparación con lechos simples

Como indica la Tabla 31, para el tratamiento de agua cruda ninguno de los lechos probados durante este estudio logró mantener su turbidez efluente bajo 5 NTU, el límite establecido para agua de consumo humano en Ecuador (INEN, 2020). Por otra parte, independientemente de la tasa de filtración, las eficiencias de remoción alcanzadas por los lechos mixtos demuestran ser significativamente superiores a las correspondientes a lechos simples ($p < 0.05$), donde *Bc* con tasa baja se muestra como el material de mejor desempeño entre los filtros de este tipo con una diferencia también significativa respecto a *Ar*, *Ca* y *Gr* ($p < 0.05$). En cuanto al índice de robustez, se observa que *Bc* trabajando a tasa de 120 m³/m²/d es el sistema de tratamiento más robusto para este caso.

Tabla 31. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua cruda

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Remoción de turbidez (%)	T ₅₀ (NTU)	T ₉₅ (NTU)	TRI ₉₅
Ar	120	44.47 ± 28.59 ^{BC}	19.15	151.95	5.88
	240	38.33 ± 26.49 ^B	22	110	4.7
Bc	120	65.86 ± 12.4 ^{DE}	13.05	41.47	2.89
	240	62.59 ± 13.85 ^D	11.3	43.68	3.06
Ca	120	55.81 ± 14.26 ^C	16.95	57.79	3.4
	240	47.47 ± 13.06 ^B	21.1	59.86	3.53
Gr	120	30.89 ± 13.13 ^A	36	140.7	5.55
	240	18.67 ± 10.13 ^A	31.9	121	5.09
M1	120	70.55 ± 15.17 ^{EF}	8.05	33.7	2.9
	240	70.81 ± 14.39 ^{EF}	8.54	78.17	5.43
M2	120	69.37 ± 20.41 ^{EF}	7.29	32.95	2.99
	240	74.02 ± 13.66 ^F	6.76	71.53	5.97
M3	120	69.70 ± 19.51 ^{EF}	7.04	36.47	3.3
	240	73.09 ± 14.18 ^F	7.12	73.8	5.89
M4	120	69.49 ± 19.45 ^{EF}	6.98	43.72	3.83
	240	72.88 ± 14.46 ^F	7.28	75.08	5.89

La remoción de turbidez se encuentra expresada como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Medias de remoción agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Al analizar las turbiedades a la salida de los filtros durante el tratamiento de agua floculada (Tabla 32), se establece que en este caso las medianas de la distribución (T_{50}) de cada uno de ellos se encuentran dentro del límite antes establecido (5 NTU), a excepción de las

correspondientes a *Gr*. Sin embargo, al observar los valores correspondientes al percentil 95 de estas distribuciones (T_{95}), es posible notar que, exceptuando a *Ar*, *Bc*, *M2*, y *M3*, con tasa de filtración baja, el grado de dispersión de las turbiedades efluentes en cada caso genera que estos valores no siempre se encuentren dentro del rango permitido. En cuanto a la remoción de turbidez, las eficiencias logradas por *Bc* con ambas tasas demuestran ser significativamente superiores a todas las demás ($p < 0.05$). Del mismo modo, al igual que dentro del análisis anterior, *Bc* trabajando a baja tasa muestra ser el sistema con mayor robustez; siendo además el único lecho en lograr medianas de turbidez inferiores a 1 NTU indistintamente de su tasa de filtración.

Tabla 32. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua floculada

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Remoción de turbidez (%)		T ₅₀ (NTU)	T ₉₅ (NTU)	TRI ₉₅
Ar	120	88.22 ± 19.95	EF	1.32	4.63	1.89
	240	79.34 ± 26.85	BCD	2.38	36.36	7.89
Bc	120	94.82 ± 4.02	G	0.76	2.15	1.5
	240	92.71 ± 6.16	FG	0.95	7.1	3.85
Ca	120	85.18 ± 10.39	BCD	2.42	6.65	1.62
	240	80.08 ± 11.75	B	4.01	18.38	2.69
Gr	120	48.21 ± 20.53	A	9.8	27.69	2.39
	240	35.16 ± 18.09	A	14.2	42.75	2.93
M1	120	84.3 ± 12.58	BCD	2.52	8.16	1.87
	240	80.64 ± 14.7	BC	3.23	16.41	2.86
M2	120	90.95 ± 7.13	EF	1.56	4.05	1.46
	240	87.06 ± 11.4	CDE	1.62	11.49	3.71
M3	120	88.1 ± 9.86	DEF	2.09	4.65	1.32
	240	84.99 ± 10.72	BCD	2.15	12.01	3.01
M4	120	89.89 ± 7.58	DEF	1.61	5.91	2
	240	85.34 ± 10.31	BCD	2.2	12.57	3.08

La remoción de turbidez se encuentra expresada como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Medias de remoción agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Para agua sedimentada la turbidez objetivo en el efluente fue fijada en 0.5 NTU, considerado un valor apropiado a miras de garantizar la efectividad de un hipotético proceso de desinfección en la posteridad (García-Ávila et al., 2021). Los resultados (Tabla 33) indican que para T_{50} los valores correspondientes a lechos mixtos se encuentran siempre por debajo de este límite; mientras que, para los simples a excepción de *Gr*, a tasa baja todos logran medianas de turbidez dentro del rango, y para tasa alta únicamente *Bc*. Para T_{95} , exceptuando *M1* a tasa alta, en todos los casos se logra mantener turbiedades dentro del rango; mientras que, para los simples únicamente se lo logra con *Bc* a tasa baja, sistema que además demuestra ser el más eficiente para remoción de turbidez con una diferencia significativa sobre los demás ($p < 0.05$). Para este caso, *M4* trabajando a tasa baja se muestra como el sistema de mayor robustez.



Tabla 33. Remoción de turbidez e índice de robustez dentro del tratamiento de agua sedimentada

Lecho	Tasa (m ³ /m ² /d)	Remoción de turbidez (%)		T ₅₀ (NTU)	T ₉₅ (NTU)	TRI ₉₅
Ar	120	81.27 ± 11.55	F	0.25	0.57	1.39
	240	61.95 ± 15.67	B	0.72	1.01	1.42
Bc	120	87.53 ± 4.77	G	0.21	0.36	1.07
	240	73.82 ± 13.59	C ^{DE}	0.39	0.84	1.47
Ca	120	76.91 ± 13.67	D ^{EF}	0.35	0.73	1.4
	240	63.02 ± 20.39	B ^C	0.56	1.08	1.52
Gr	120	16.8 ± 15.76	A	1.54	2.45	2.33
	240	16.37 ± 19.45	A	1.6	6.6	3.66
M1	120	74.49 ± 5.92	B ^{CD}	0.29	0.35	0.89
	240	71.62 ± 7.95	B ^C	0.34	0.52	1.1
M2	120	80.34 ± 5.44	E ^F	0.22	0.3	0.89
	240	79.55 ± 6.55	E ^F	0.2	0.3	0.95
M3	120	78.83 ± 5.7	D ^{EF}	0.24	0.29	0.85
	240	76.09 ± 6.91	C ^{DE}	0.22	0.42	1.16
M4	120	81.78 ± 5.5	F	0.19	0.3	0.98
	240	78.12 ± 6.42	D ^{EF}	0.22	0.41	1.17

La remoción de turbidez se encuentra expresada como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Medias de remoción agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

El biochar ha sido un material ampliamente producido y caracterizado dentro de estudios a escala de laboratorio. De igual forma, su aplicación como material filtrante ha sido probada principalmente en esta misma escala para el tratamiento de aguas residuales y en la adsorción de contaminantes químicos y biológicos. A través del presente estudio se ha podido demostrar que no solo es posible la producción artesanal de bio carbones de calidad, sino que además los materiales obtenidos han conseguido buenos resultados en el tratamiento de agua potable a escala piloto, superando el rendimiento de medios filtrantes convencionales como arena y antracita, y mostrando potencial para ser aplicados en sistemas de mayor dimensión. Las ventajas del biochar como medio filtrante no radican únicamente en su eficiencia de remoción, sino además en características como su carrera de filtración y el volumen de agua relativamente bajo requerido para su mantenimiento (lavado); lo cual se traduce en costos de operación más bajos. A esto se le debe adicionar que su producción puede ser llevada a cabo localmente dentro de cualquier comunidad, gracias a que la ejecución del proceso no demanda una instrucción formal o equipos de alta tecnología y a que puede elaborarse con cualquier biomasa disponible en el lugar. Todas estas características hacen del biochar un material accesible para las comunidades rurales en desarrollo, con aplicación dentro de sistemas sostenibles para provisión de agua potable dentro de ellas, contribuyendo de esta manera a la consecución del sexto objetivo de la Agenda para el Desarrollo Sostenible para el año 2030: Acceso universal para agua, saneamiento e higiene.



CAPÍTULO V

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

- Los biocharres a base de bambú (*B*) y eucalipto (*E*) demostraron que a pesar de haber usado un reactor artesanal que limita la posibilidad de controlar muchos de los parámetros implícitos durante el proceso de pirólisis, es posible obtener mediante estas tecnologías carbones que cumplan con los valores de referencia encontrados en la literatura, como rendimientos en masa cercanos al 35 % o relaciones de composición H/C que no superen el 7 %.
- La aplicación de estos carbones en la filtración evidenció que el proceso de producción del biochar ("*a*" ó "*b*"), tuvo mayor influencia en el rendimiento de estos materiales como medios filtrantes, en comparación con la influencia de la biomasa utilizada como materia prima en su manufacturación (*B* ó *E*); identificando que aquellos carbones producidos por el proceso "*b*" tuvieron mejor rendimiento durante las pruebas de filtración.
- La granulometría es un factor para tener en consideración dentro de la filtración con biochar, en general, mientras menor sea el tamaño de partícula en estos lechos, mayor será su eficiencia como medio filtrante.
- El biochar es un material con múltiples aplicaciones para la gestión del medio ambiente por sus propiedades y características particulares, que dependen de los parámetros del proceso de pirólisis y la biomasa usada. En este estudio se determinó que a partir de las tres biomásas analizadas (eucalipto, bambú y raquis de plátano) producidas por dos procesos de pirólisis lenta: "*a*" y "*b*", en los cuales se obtuvieron diferentes temperaturas promedio de pirólisis, alrededor de 300 y 400 °C y tiempo de pirólisis, alrededor de 60 y 107 minutos, respectivamente; el biochar a partir de bambú y proceso "*b*" (*Bb*) fue el que tuvo mayor rendimiento en masa, lo que indica que, a una menor temperatura y mayor tiempo de pirólisis, se obtiene mayor rendimiento de biochar.
- En cuanto al análisis elemental del biochar, el contenido de carbono está influenciado por la temperatura de pirólisis y tiempo de retención, puesto que, a mayor temperatura y menor tiempo de retención, el contenido de carbono aumenta. Por lo tanto, el biochar con mayor contenido de carbono fue el de eucalipto de proceso "*a*"; estableciendo también, que un factor determinante es el tipo de biomasa usada.
- Con base a la literatura revisada y los resultados obtenidos, se determinó que el punto de carga cero del biochar es un factor influyente en la remoción de contaminantes químicos a través de intercambio iónico; puesto que a partir del PZC y el pH de afluente a tratar, se puede establecer la carga superficial del biochar y por lo tanto su capacidad para remover cationes y aniones. En este caso, todos los biocharres tuvieron un PZC promedio de 7.55 y la remoción de metales fue mucho mayor a la de nitratos, concluyendo así, que el pH del afluente tenía un pH mayor al PZC y, por lo tanto, la superficie de los biocharres estaba cargada negativamente.
- Al comparar el desempeño de lechos filtrantes compuestos por biocharres de diferente biomasa y proceso de producción ("*a*" y "*b*"), se determinó que el biochar *Bb*, a base de bambú y producido a una menor temperatura de pirólisis (280 °C), fue el lecho que presentó mayor eficiencia en la remoción de turbidez, color y cobre, en el proceso de filtración tanto para el tratamiento de agua cruda, floculada y sedimentada.



- Al comparar el rendimiento del biochar con otros materiales filtrantes usando lechos simples se encontró que para el tratamiento de agua cruda, floculada y sedimentada el biochar fue el medio filtrante de mayor eficiencia en la remoción de turbidez y color aparente, con carreras de filtración similares a las de la antracita, y en muchos de los casos, superiores a las presentadas por la arena. Adicional a todo ello, sus eficiencias en la remoción de cobre, hierro, aluminio y coliformes totales fueron también las más altas de todas.
- El tiempo requerido para el lavado de los filtros con biochar fue algo mayor al de los demás lechos, sin embargo, el volumen de agua utilizado en la limpieza de este filtro fue el más bajo de todos, lo que bien podría significar un costo de mantenimiento inferior en comparación a los otros lechos filtrantes.
- La aplicación del sistema piloto de filtración rápida con biochar logró obtener eficiencias de remoción para turbidez, cobre y coliformes muy similares a las reportadas por otros sistemas a escala de laboratorio y con tasas de filtración lenta, lo que resalta la aplicabilidad de este material como medio filtrante a escalas mayores.
- Al comparar el rendimiento del biochar con otros materiales filtrantes usando lechos mixtos se encontró que, para el tratamiento de agua cruda, la aplicación de biochar ayuda a mejorar de manera sustancial las eficiencias de remoción de turbidez y color aparente alcanzadas por los lechos de arena y antracita por si solos. Además, se demostró que estas mezclas entre materiales filtrantes ayudan a reducir significativamente el volumen de agua utilizado durante el proceso de lavado de los filtros.
- Los efectos de las tasas de filtración y turbiedades del afluente (agua cruda, floculada y sedimentada) tuvieron mayor influencia en la remoción de turbidez y color aparente usando lechos simples en comparación con lechos mixtos; además, entre estos dos factores, la turbiedad del afluente presentó con mayor frecuencia efectos significativos en los rendimientos de remoción resultantes.
- El biochar usado para el tratamiento de agua floculada y sedimentada permitió obtener a la salida del sistema turbiedades no solamente por debajo de 5 NTU, como exige la normativa ecuatoriana, sino por debajo de 1 NTU, valores ideales para llevar a cabo de manera eficiente un proceso posterior de desinfección.
- El biochar como medio filtrante generó efluentes con un bajo grado de dispersión en cuanto a los valores de turbidez en comparación con los demás materiales utilizados, por lo que, en el tratamiento de agua cruda y floculada, *Bc* fue el lecho de mayor robustez; mientras que en el tratamiento de agua sedimentada lo fue *M4*, un lecho también configurado con biochar.

5.2. Recomendaciones

- Colocar un material aislante al exterior de la cámara de combustión puede ayudar no sólo a reducir el consumo de combustible durante el proceso de pirólisis, sino además a aumentar la temperatura durante la descomposición termoquímica de las biomásas y de esta forma obtener biochares con contenidos de carbón más elevados.
- Probar otros materiales similares a los de este estudio, como residuos de pino o caña de azúcar, manufacturados a temperaturas diferentes, ayudaría a corroborar que para la producción de biochar como material filtrante es más importante considerar el efecto que genera las características del proceso productivo, en comparación al efecto que puede generar la biomasa utilizada como materia prima.



- Se podría probar el efecto de granulometrías más pequeñas a las presentadas en este estudio dentro del proceso de filtración, a fin de determinar hasta qué punto es factible reducir el tamaño del material sin generar obstrucción en el sistema o pérdidas de lecho significativas durante el lavado, al tiempo que se logra mejorar las eficiencias en el filtrado.
- Experimentar con procesos de activación para este tipo de bio carbones a fin de encontrar los métodos adecuados que den como resultados un mejor rendimiento en el proceso de filtración.
- En el tratamiento de agua cruda podría probarse procesos de filtración a tasas más bajas, e incluso a tasas de filtración lenta, a fin de determinar si a escala piloto es posible obtener agua para consumo humano a partir de la filtración de agua cruda utilizando biochar como medio filtrante, o aplicar este material con otro tipo de sistemas como por ejemplo filtración de múltiples etapas.
- Probar estos bio carbones producidos artesanalmente en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.
- Investigar la posibilidad de usar el biochar en cultivos una vez que haya cumplido su vida útil como material filtrante.



REFERENCIAS

- Abukari, A., Abukari Imoro, Z., Zarouk Imoro, A., & Ballu Duwiejuah, A. (2021). Sustainable Use of Biochar in Environmental Management. *Environmental Health*, May. <https://doi.org/10.5772/intechopen.96510>
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Arán, D., Antelo, J., Fiol, S., & Macías, F. (2016). Influence of feedstock on the copper removal capacity of waste-derived biochars. *Bioresource Technology*, 212, 199–206. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.043>
- Arboleda-Valencia, J. (1992). Teoría de la Filtración del Agua. In R. Pertuz Molina (Ed.), *Teoría y práctica de la purificación del agua* (3rd ed., pp. 364–435). McGRAW-HILL.
- Ardila, C. R., Folgueras, M. B., & Fernández, F. J. (2020). Oxidative pyrolysis of Guadua angustifolia Kunth. *Energy Reports*, 6, 738–743. <https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2019.09.057>
- Basu, P. (2013). Pyrolysis. In *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction* (pp. 155–187). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812992-0/00005-4>
- Berger, C. (2012). Prediction of gas phase adsorption isotherms using neural nets. In *Canadian Journal of Chemical Engineering* (Vol. 80, Issue 3). <https://doi.org/10.1002/cjce.5450800322>
- Brewer, C. E., & Brown, R. C. (2012). Biochar. *Comprehensive Renewable Energy*, 5, 357–384. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-087872-0.00524-2>
- Brewer, Catherine E., Chuang, V. J., Masiello, C. A., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., Driver, L. E., Panzacchi, P., Zygourakis, K., & Davies, C. A. (2014). New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and Bioenergy*, 66, 176–185. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.059>
- Carlson, B. (2006). Performance Evaluation of Appropriate In-home Drinking Water Treatment Options for Developing Countries. *Environmental & Water Resources Engineering Masters Projects*. <https://doi.org/https://doi.org/10.7275/42fz-zm16>
- Cerón-Hernández, V. A., Hurtado-Sánchez, I. C., Bolaños-Portilla, I. C., Figueroa-Casas, A., & Restrepo-Tarquino, I. (2020). Water footprint analysis as an indicator of sustainability in non-conventional drinking water treatment systems. *DYNA (Colombia)*, 87(213), 140–147. <https://doi.org/10.15446/dyna.v87n213.81247>
- Cescon, A., & Jiang, J. Q. (2020). Filtration process and alternative filter media material in water treatment. *Water (Switzerland)*, 12(12), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w12123377>
- Chen, D., Li, Y., Cen, K., Luo, M., Li, H., & Lu, B. (2016). Pyrolysis polygeneration of poplar wood: Effect of heating rate and pyrolysis temperature. *Bioresource Technology*, 218, 780–788. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.049>
- Chen, D., Yu, X., Song, C., Pang, X., Huang, J., & Li, Y. (2016). Effect of pyrolysis temperature on the chemical oxidation stability of bamboo biochar. *Bioresource Technology*, 218, 1303–1306. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.112>



- Chen, D., Zhou, J., & Zhang, Q. (2014). Effects of heating rate on slow pyrolysis behavior, kinetic parameters and products properties of moso bamboo. *Bioresource Technology*, 169, 313–319. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.009>
- Cheremisinoff, N. P. (2002). *Handbook of water and wastewater treatment technologies*. Butterworth-Heinemann.
- Choudhary, M. P., Charan, H. D., & Acharya, B. (2021). Experimental Investigation on Biochar Production and Application: Solution to Air Pollution due to Stubble Burning as well as Amending Soil Consistency. *Journal of The Institution of Engineers (India): Series A*, 102(3), 705–712. <https://doi.org/10.1007/s40030-021-00548-7>
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K., & Tchobanoglous, G. (2012). *Principles of Water Treatment* (1st ed.). Wiley.
- Daful, A. G., Chandraratne, M. R., Colledge, H., Dhabi, A., & Emirates, U. A. (2020). Biochar Production From Biomass Waste-Derived Material. In S. Hashmi & I. A. Choudhury (Eds.), *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials* (1st Editio, pp. 370–378). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.11249-4>
- Dalahmeh, S. S. (2016). Capacity of biochar filters for wastewater treatment in onsite systems. In *Capacity of biochar filters for wastewater treatment in onsite systems* (Issue 2016:090).
- Dias, D. dos S., Faria, F. A., Mattioli, L., Capela, M. V., Capela, J. M. V., Crespi, M. S., & Ribeiro, C. A. (2019). Moisture sorption of biochar from banana pseudostem fibers according to the pyrolysis temperature. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 138(5), 3825–3832. <https://doi.org/10.1007/s10973-019-08141-8>
- Ding, Z., Hu, X., Wan, Y., Wang, S., & Gao, B. (2016). Removal of lead , copper , cadmium , zinc , and nickel from aqueous solutions by alkali-modified biochar : Batch and column tests. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 33, 239–245.
- Domingues, R. R., Trugilho, P. F., Silva, C. A., De Melo, I. C. N. A., Melo, L. C. A., Magriotis, Z. M., & Sánchez-Monedero, M. A. (2017). Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. *PLoS ONE*, 12(5), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>
- Fernandes, M. J., Moreira, M. M., Paíga, P., Dias, D., Bernardo, M., Carvalho, M., Lapa, N., Fonseca, I., Morais, S., Figueiredo, S., & Delerue-Matos, C. (2019). Evaluation of the adsorption potential of biochars prepared from forest and agri-food wastes for the removal of fluoxetine. *Bioresource Technology*, 292(July), 121973. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121973>
- Feys, J. (2016). Nonparametric tests for the interaction in two-way factorial designs using R. *R Journal*, 8(1), 367–378. <https://doi.org/10.32614/rj-2016-027>
- Florian, T. D. M., Villani, N., Aguedo, M., Jacquet, N., Thomas, H. G., Gerin, P., Magali, D., & Richel, A. (2019). Chemical composition analysis and structural features of banana rachis lignin extracted by two organosolv methods. *Industrial Crops and Products*, 132(September 2018), 269–274. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.02.022>
- García-Ávila, F., Avilés-Añazco, A., Sánchez-Cordero, E., Valdiviezo-González, L., & Ordoñez, M. D. T. (2021). The challenge of improving the efficiency of drinking water treatment systems in rural areas facing changes in the raw water quality. *South African Journal of Chemical Engineering*, May. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2021.05.010>
- García-Ávila, F., Zhindón-Arévalo, C., Álvarez- Ochoa, R., Donoso-Moscoso, S., Tonon-Ordoñez,



- M. D., & Flores del Pino, L. (2020). Optimization of water use in a rapid filtration system: A case study. *Water-Energy Nexus*, 3, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.03.005>
- Gerba, C. P. (2009). Drinking Water Treatment. In *Environmental Microbiology* (Second Edition). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-370519-8.00025-0>
- Ghasemi, A., & Zahediasl, S. (2012). Normality tests for statistical analysis: A guide for non-statisticians. *International Journal of Endocrinology and Metabolism*, 10(2), 486–489. <https://doi.org/10.5812/ijem.3505>
- GLAAS. (2019). *National Systems to Support Drinking-Water, Sanitation and Hygiene: Global Status Report 2019*.
- Gooch, J. W. (2011). Kruskal-Wallis Test. *Encyclopedic Dictionary of Polymers*, 1, 984–985. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6247-8_15268
- Gwenzi, W., Chaukura, N., Noubactep, C., & Mukome, F. N. D. (2017). Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. *Journal of Environmental Management*, 197, 732–749. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087>
- HACH. (2013). *DR/890 COLORIMETER PROCEDURES MANUAL*.
- HACH. (2014). *Color, True and Apparent: Vol. Edition 10*. <https://co.hach.com/quick.search-quick.search.jsa?keywords=method+8025>
- HACH. (2017). *Basic User Manual: 2100Q/2100Qis*. <https://latam.hach.com/2100q-turbidimetro-portatil-epa/product-downloads?id=54617121937>
- Hartshorn, A. J., Prpich, G., Upton, A., Macadam, J., Jefferson, B., & Jarvis, P. (2015). Assessing filter robustness at drinking water treatment plants. *Water and Environment Journal*, 29(1), 16–26. <https://doi.org/10.1111/wej.12094>
- Hecke, T. Van. (2012). Power study of anova versus Kruskal-Wallis test. *Journal of Statistics and Management Systems*, 15(2–3), 241–247. <https://doi.org/10.1080/09720510.2012.10701623>
- Hernandez-Mena, L. E., Pecora, A. A. B., & Beraldo, A. L. (2014). Slow pyrolysis of bamboo biomass: Analysis of biochar properties. *Chemical Engineering Transactions*, 37, 115–120. <https://doi.org/10.3303/CET1437020>
- Hidnert, P., & Peffer, E. L. (1950). *Density of Solids and Liquids* (pp. 13–15). United States Department of commerce. https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=Ik2Yev9caHUC&oi=fnd&pg=PA1&dq=test+tube+method+for+density+of+solids&ots=hOU3hBDXTZ&sig=TW_JxBv-6IXxf-RLJQTZ92i-GDg&redir_esc=y#v=onepage&q=test+tube+method+for+density+of+solids&f=false
- Iglesias, S., Alvarez, M., Vázquez, J., & Salas, C. (2020). Biochar of residual biomass from eucalyptus (*Eucalyptus globulus*) by two pyrolysis methods. *Manglar*, 17(2), 105–111. <https://doi.org/10.17268/manglar.2020.016>
- INEN. (1982). *Norma Técnica Ecuatoriana Obligatoria GEOTECNIA. MECANICA DE SUELOS. TERMINOLOGÍA Y SIMBOLOGÍA*.
- INEN. (2020). NTE INEN 1108: Agua para consumo humano. Requisitos. *Norma Técnica Ecuatoriana*, 14.



- Inyang, M., & Dickenson, E. (2015). The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review. *Chemosphere*, *134*, 232–240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.072>
- Jin, Z., Xiao, S., Dong, H., Xiao, J., Tian, R., Chen, J., Li, Y., & Li, L. (2022). Adsorption and catalytic degradation of organic contaminants by biochar: Overlooked role of biochar's particle size. *Journal of Hazardous Materials*, *422*(June 2021), 126928. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126928>
- Kaetzl, K., Lübken, M., Gehring, T., & Wichern, M. (2018). Efficient low-cost anaerobic treatment of wastewater using biochar and woodchip filters. *Water (Switzerland)*, *10*(7). <https://doi.org/10.3390/w10070818>
- Kaetzl, K., Lübken, M., Nettmann, E., Krimmler, S., & Wichern, M. (2020). Slow sand filtration of raw wastewater using biochar as an alternative filtration media. *Scientific Reports*, *10*(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57981-0>
- Katiyar, R., Patel, A. K., Nguyen, T. B., Singhania, R. R., Chen, C. W., & Dong, C. Di. (2021). Adsorption of copper (II) in aqueous solution using biochars derived from *Ascophyllum nodosum* seaweed. *Bioresource Technology*, *328*(February), 124829. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124829>
- Kaufman, J. (2014). Analysis of Variance (ANOVA). *Methods and Applications of Statistics in Clinical Trials*, *2*, 10–25. <https://doi.org/10.1002/9781118596333.ch2>
- Kawamura, S. (1999). Design and operation of high-rate filters. *Journal - American Water Works Association*, *91*(12), 77–90. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08752.x>
- Kazemi Shariat Panahi, H., Dehghani, M., Ok, Y. S., Nizami, A. S., Khoshnevisan, B., Mussatto, S. I., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., & Lam, S. S. (2020). A comprehensive review of engineered biochar: Production, characteristics, and environmental applications. *Journal of Cleaner Production*, *270*, 122462. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122462>
- Kearns, B. J. (2012). *Sustainable Decentralized Water Treatment for Rural and Developing Communities Using Locally Generated Biochar Adsorbents*. October.
- Khiari, Z., Alka, K., Kelloway, S., Mason, B., & Savidov, N. (2020). Integration of Biochar Filtration into Aquaponics: Effects on Particle Size Distribution and Turbidity Removal. *Agricultural Water Management*, *229*(August), 105874. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105874>
- Kozak, M., & Piepho, H. P. (2018). What's normal anyway? Residual plots are more telling than significance tests when checking ANOVA assumptions. *Journal of Agronomy and Crop Science*, *204*(1), 86–98. <https://doi.org/10.1111/jac.12220>
- Kumar, A., Saini, K., & Bhaskar, T. (2020). Hydrochar and biochar: Production, physicochemical properties and techno-economic analysis. *Bioresource Technology*, *310*(March), 123442. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123442>
- Lawler, D. M. (2016). Turbidity, turbidimetry, and nephelometry. In D. M. Lawler, P. Worsfold, C. Poole, A. Townshend, & M. Miró (Eds.), *Encyclopedia of Analytical Science* (Third Edit, pp. 152–163). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.11006-6>
- LECO. (n.d.). *TruSpec Micro - Instrumentos de ciencia analítica LECO*. Retrieved October 27, 2021, from <https://www.leco.com/product/truspec-micro>
- Lee, J., Sarmah, A. K., & Kwon, E. E. (2019). Production and formation of biochar. In Y. S. Ok, D.



- C. W. Tsang, N. Bolan, & J. M. Novak (Eds.), *Biochar from Biomass and Waste: Fundamentals and Applications* (pp. 3–18). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811729-3.00001-7>
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: an introduction. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management. Science, Technology and Implementation* (Second, pp. 1–14). Routledge.
- Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, H., Zhou, Y., Zhang, W., Jiang, S., Li, H., & Huang, H. (2021). An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of the Total Environment*, 763, 144204. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144204>
- Letterman, R. D. (1987). An Overview of Filtration. *Journal (American Water Works Association)*, 79(12), 26–32.
- Letterman, R. D. (1999). *Water quality and treatment : a handbook of community water supplies* (5th ed.). McGRAW-HILL.
- Liu, Y., Zhao, X., Li, J., Ma, D., & Han, R. (2012). Characterization of bio-char from pyrolysis of wheat straw and its evaluation on methylene blue adsorption. *Desalination and Water Treatment*, 46(1–3), 115–123. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.677408>
- López Martínez, J. M., & Vega Flores, C. A. (2017). *OPTIMIZACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE ANÁLISIS DEL MÉTODO DUMAS PARA DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO EN HARINA DE PESCADO* [Universidad Nacional del Santa]. <http://repositorio.uns.edu.pe/handle/UNS/2765>
- Lowell, S., Shields, J. E., Thomas, M. A., & Thommes, M. (2004). Density Measurement. In *Characterization of Porous Solids and Powders: Surface Area, Pore Size and Density* (16th ed., pp. 326–338). Springer. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2303-3_19
- Lu, H., Zhang, W., Wang, S., Zhuang, L., Yang, Y., & Qiu, R. (2013). Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 102, 137–143. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.004>
- Mahdi, Z., Yu, Q. J., & El Hanandeh, A. (2018). Investigation of the kinetics and mechanisms of nickel and copper ions adsorption from aqueous solutions by date seed derived biochar. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1171–1181. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.021>
- Mangin, J. P., & Mallou, V. J. (2006). Normalidad y otros supuestos en análisis de covarianzas. In S. . Netbiblo (Ed.), *Modelización con estructuras de covarianzas en ciencias sociales. Temas esenciales, avanzados y aportaciones especiales* (pp. 31–57).
- Mašek, O., Brownsort, P., Cross, A., & Sohi, S. (2013). Influence of production conditions on the yield and environmental stability of biochar. *Fuel*, 103, 151–155. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.08.044>
- McHugh, M. L. (2011). Multiple comparison analysis testing in ANOVA. *Biochemia Medica*, 21(3), 203–209. <https://doi.org/10.11613/bm.2011.029>
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2011). Tratamiento de aguas. In *Ingeniería ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño* (1st ed., p. 396). Alfaomega.
- Mlonka-Mędrala, A., Magdziarz, A., Dziok, T., Sieradzka, M., & Nowak, W. (2019). Laboratory



- studies on the influence of biomass particle size on pyrolysis and combustion using TG GC/MS. *Fuel*, 252(April), 635–645. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.091>
- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., & Pittman, C. U. (2014). Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent - A critical review. *Bioresource Technology*, 160, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>
- Palansooriya, K. N., Yang, Y., Tsang, Y. F., Sarkar, B., Hou, D., Cao, X., Meers, E., Rinklebe, J., Kim, K. H., & Ok, Y. S. (2020). Occurrence of contaminants in drinking water sources and the potential of biochar for water quality improvement: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(6), 549–611. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1629803>
- Pan, X., Gu, Z., Chen, W., & Li, Q. (2021). Preparation of biochar and biochar composites and their application in a Fenton-like process for wastewater decontamination: A review. *Science of the Total Environment*, 754, 142104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142104>
- Pandey, D., Daverey, A., & Arunachalam, K. (2020). Biochar: Production, properties and emerging role as a support for enzyme immobilization. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120267>
- Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2009). Introduction to Potable Water Treatment Processes. In *Introduction to Potable Water Treatment Processes*. <https://doi.org/10.1002/9781444305470>
- Perez-Mercado, L. F., Lalander, C., Berger, C., & Dalahmeh, S. S. (2018). Potential of biochar filters for onsite wastewater treatment: Effects of biochar type, physical properties and operating conditions. *Water (Switzerland)*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/w10121835>
- Phuong Tran, T. C., Nguyen, T. P., Nguyen Nguyen, T. T., Thao Tran, T. N., Hang Nguyen, T. A., Tran, Q. B., & Nguyen, X. C. (2021). Enhancement of phosphate adsorption by chemically modified biochars derived from Mimosa pigra invasive plant. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4, 100117. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100117>
- Pooi, C. K., & Ng, H. Y. (2018). Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. *Npj Clean Water*, 1(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s41545-018-0011-0>
- Rencoret, J., Gutiérrez, A., Nieto, L., Jiménez-Barbero, J., Faulds, C. B., Kim, H., Ralph, J., Martínez, Á. T., & del Río, J. C. (2011). Lignin composition and structure in young versus adult eucalyptus globulus plants. *Plant Physiology*, 155(2), 667–682. <https://doi.org/10.1104/pp.110.167254>
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2011). *Análisis del agua* (OMEGA (ed.); 9na edición).
- Rodríguez-Ramírez, J., Méndez-Lagunas, L., López-Ortiz, A., & Torres, S. S. (2012). True Density and Apparent Density During the Drying Process for Vegetables and Fruits: A Review. *Journal of Food Science*, 77(12), 145–154. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2012.02990.x>
- Romero Rojas, J. A. (1999). Filtración. In *Potabilización del Agua* (3rd ed., p. 191). Alfaomega.
- Sahoo, S. S., Vijay, V. K., Chandra, R., & Kumar, H. (2021). Production and characterization of biochar produced from slow pyrolysis of pigeon pea stalk and bamboo. *Cleaner Engineering and Technology*, 3, 100101. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100101>



- Sawyer, S. F. (2009). Analysis of Variance: The Fundamental Concepts. *Journal of Manual & Manipulative Therapy*, 17(2), 27E-38E. <https://doi.org/10.1179/jmt.2009.17.2.27e>
- Spellman, F. R. (2017). *The drinking water handbook* (3rd ed.). CRC Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781315159126>
- Stella Mary, G., Sugumaran, P., Niveditha, S., Ramalakshmi, B., Ravichandran, P., & Seshadri, S. (2016). Production, characterization and evaluation of biochar from pod (*Pisum sativum*), leaf (*Brassica oleracea*) and peel (*Citrus sinensis*) wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 5(1), 43–53. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0116-8>
- Stevenson, D. G. (2003). A review of current and developing potable water treatment processes. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering*, 217(1), 11–23. <https://doi.org/10.1243/09544080360562945>
- Sun, J., He, F., Pan, Y., & Zhang, Z. (2017). Effects of pyrolysis temperature and residence time on physicochemical properties of different biochar types. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*, 67(1), 12–22. <https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1214745>
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 19(1), 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>
- Tripathi, M., Sahu, J. N., & Ganesan, P. (2016). Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, 467–481. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>
- Tsai, C. H., Tsai, W. T., Liu, S. C., & Lin, Y. Q. (2018). Thermochemical characterization of biochar from cocoa pod husk prepared at low pyrolysis temperature. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 8(2), 237–243. <https://doi.org/10.1007/s13399-017-0259-5>
- Upton, A., Jefferson, B., Moore, G., & Jarvis, P. (2017). Rapid gravity filtration operational performance assessment and diagnosis for preventative maintenance from on-line data. *Chemical Engineering Journal*, 313, 250–260. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.047>
- Vera, A., Pozo, M., & Serrano, J. (2018). Medición de los ODS en Ecuador. In *Agua, saneamiento e higiene*.
- Wang, Z., Sedighi, M., & Lea-Langton, A. (2020). Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. *Water Research*, 184, 116165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116165>
- Williams, L. J., & Abdi, H. (2010). Tukey's Honestly Significant Difference test (HSD). *Encyclopedia of Research Design*, June, 2–7.
- Yaashikaa, P. R., Kumar, P. S., Varjani, S., & Saravanan, A. (2020). A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports*, 28, e00570. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>
- Yap, B. W., & Sim, C. H. (2011). Comparisons of various types of normality tests. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 81(12), 2141–2155. <https://doi.org/10.1080/00949655.2010.520163>



- Zhang, M., Song, G., Gelardi, D. L., Huang, L., Khan, E., Mašek, O., Parikh, S. J., & Ok, Y. S. (2020). Evaluating biochar and its modifications for the removal of ammonium, nitrate, and phosphate in water. *Water Research*, 186. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116303>
- Zhao, B., O'Connor, D., Zhang, J., Peng, T., Shen, Z., Tsang, D. C. W., & Hou, D. (2018). Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. *Journal of Cleaner Production*, 174, 977–987. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.013>

ANEXOS

Anexo 1. Análisis de normalidad y homogeneidad

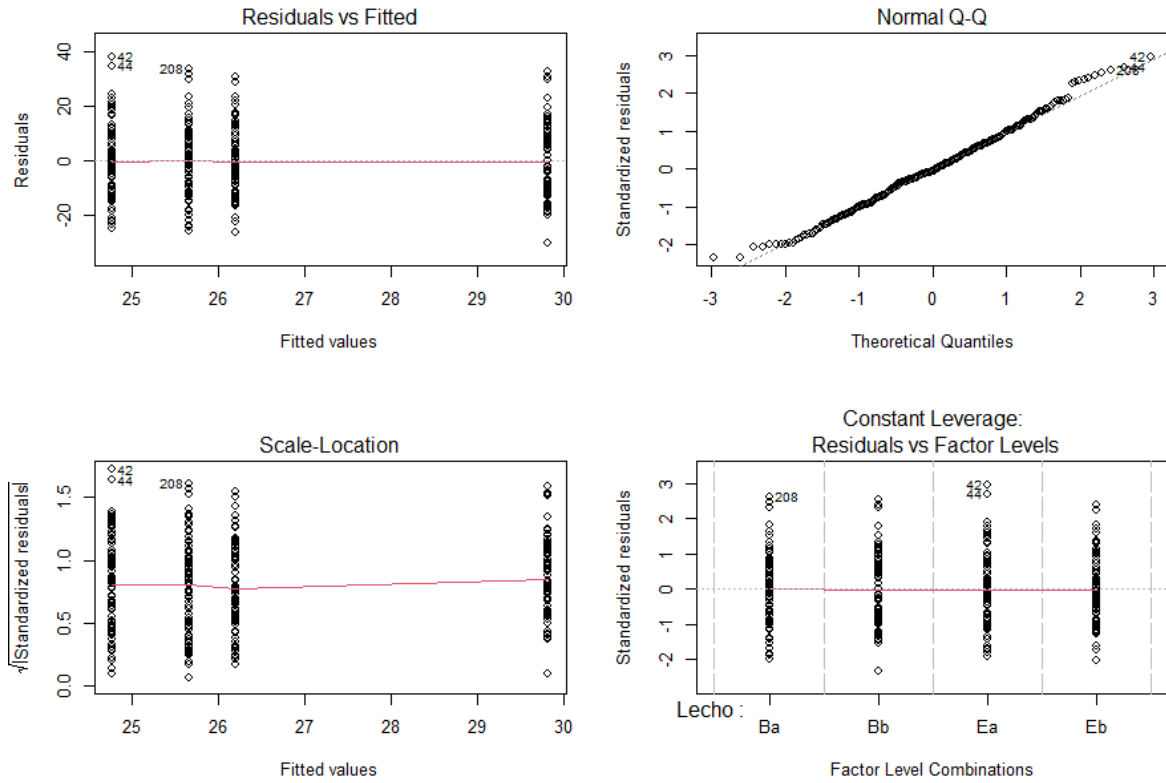


Figura 20. Análisis de normalidad para remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 1, Fase 1)

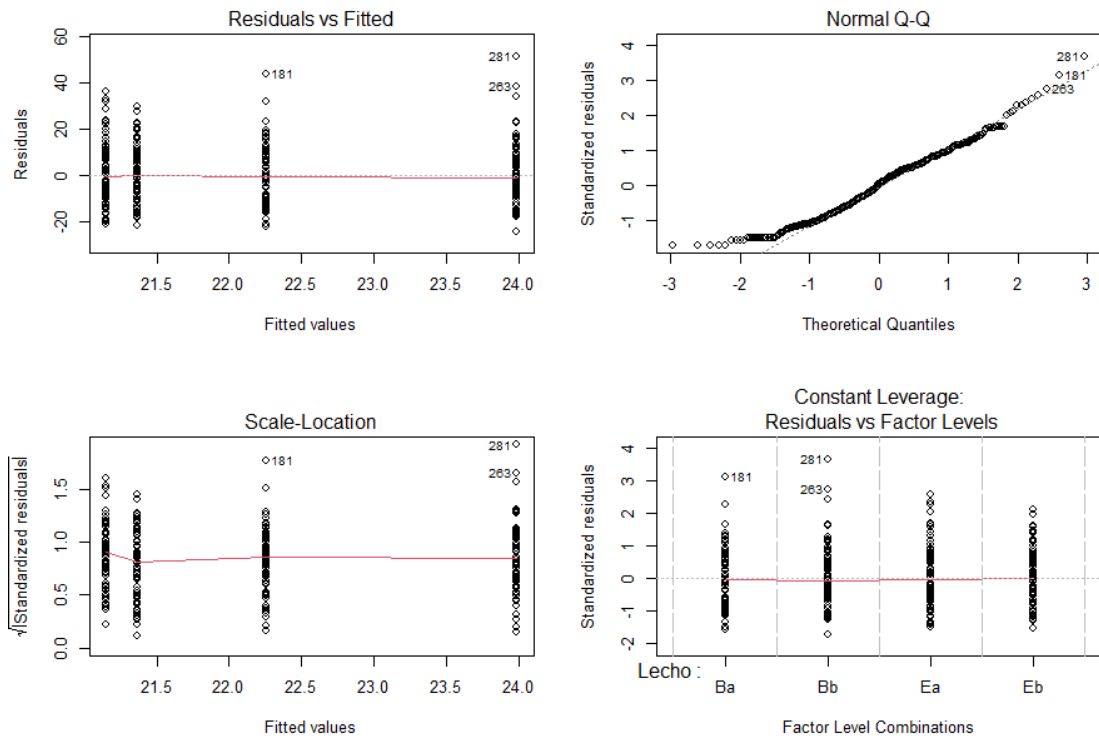


Figura 21. Análisis de normalidad para remoción de color en agua cruda (Etapa 1, Fase 1)

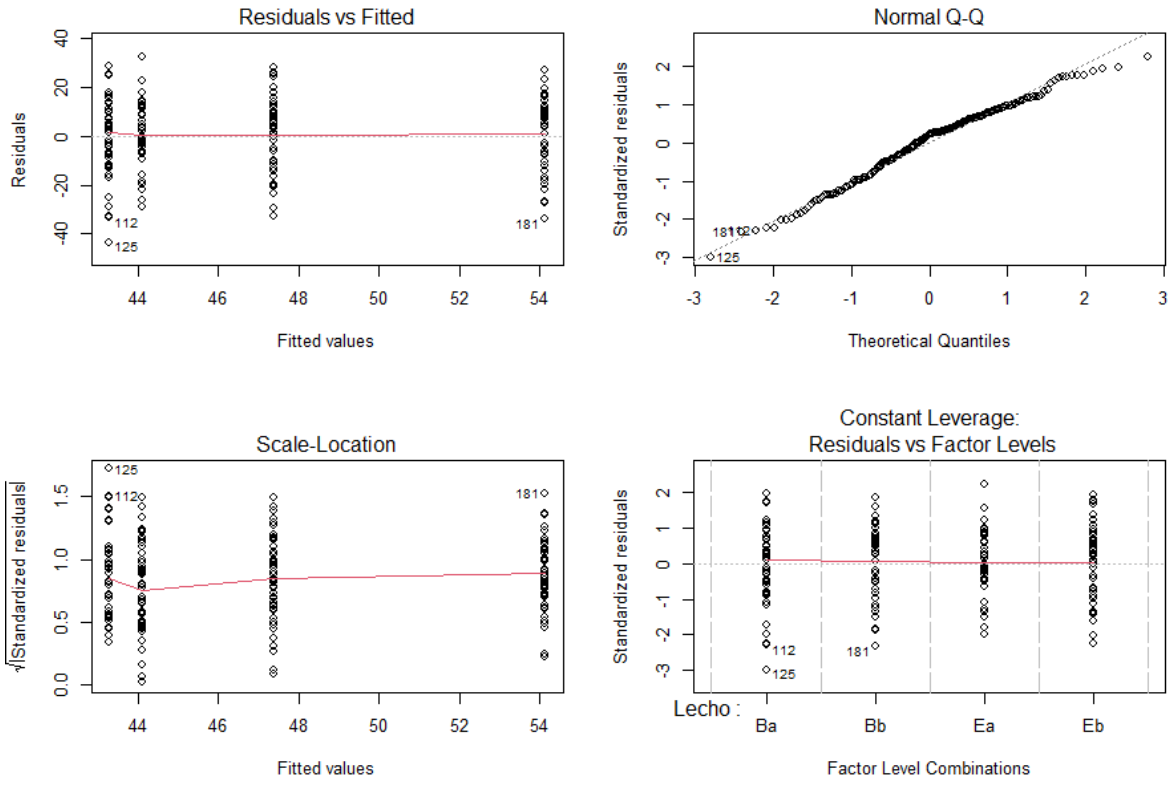


Figura 22. Análisis de normalidad para remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 1, Fase 1)

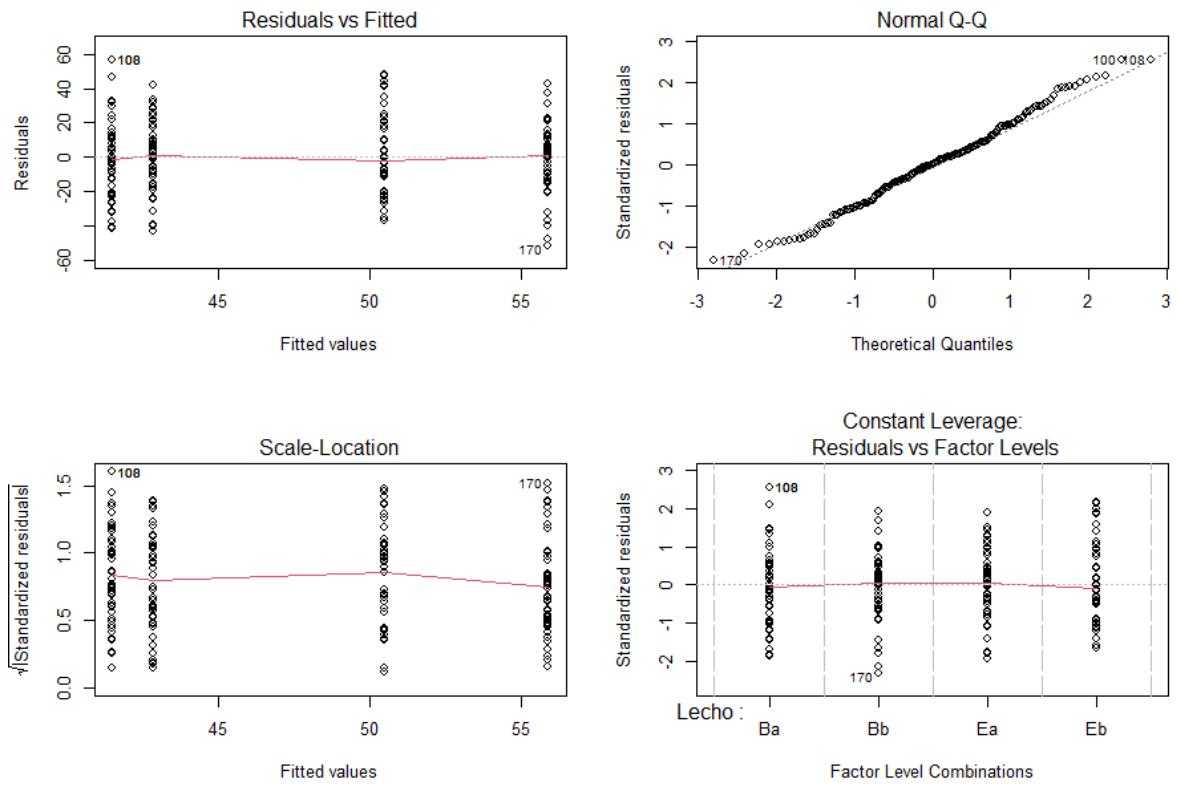


Figura 23. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 1, Fase1)

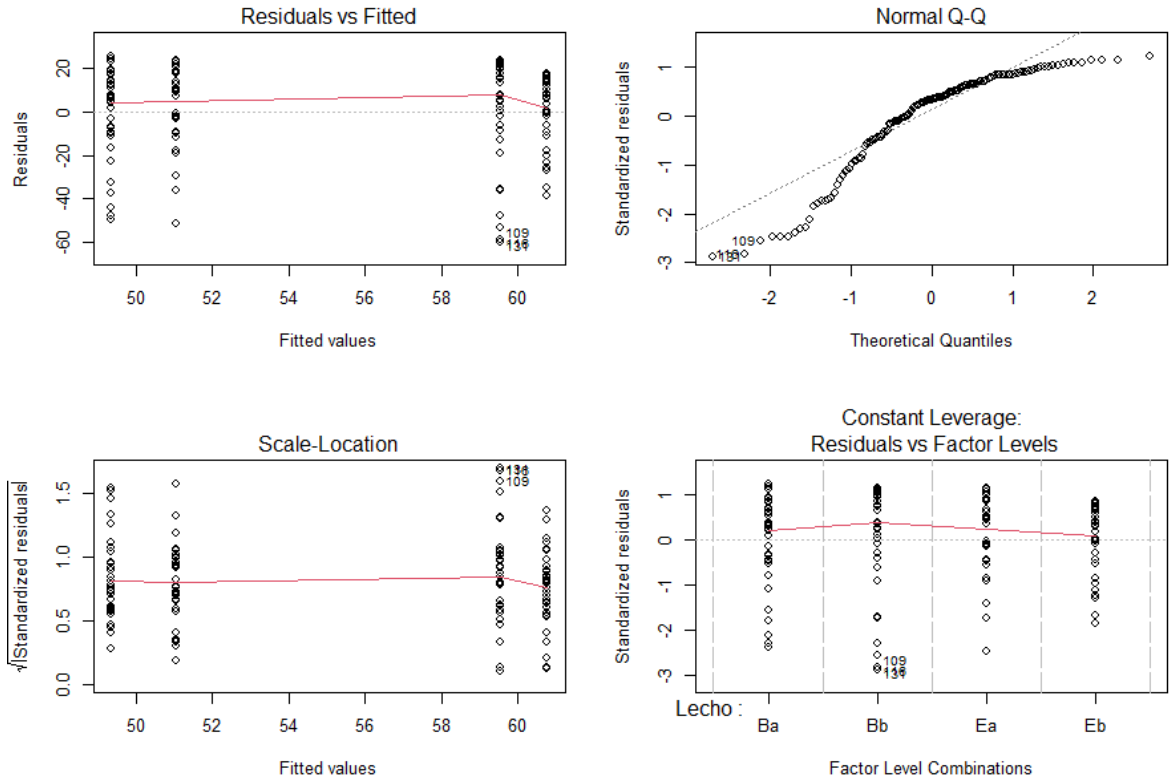


Figura 24. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 1, Fase 1)

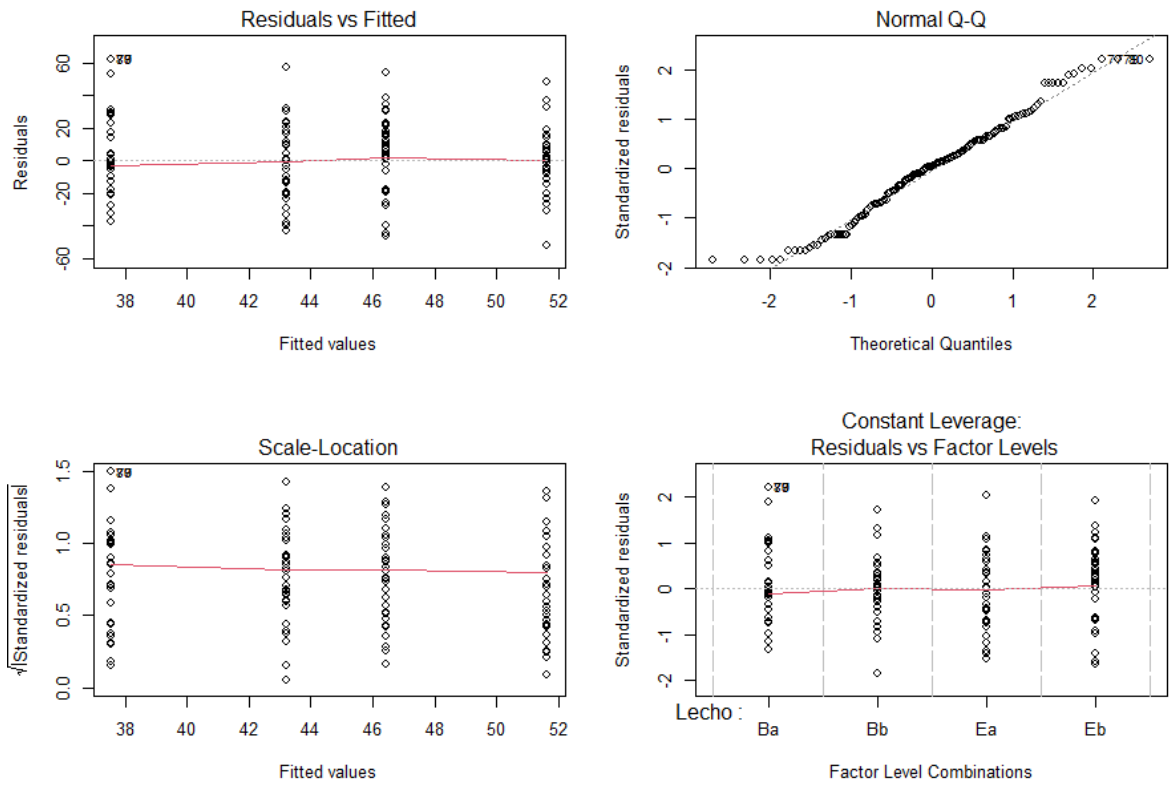


Figura 25. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 1, Fase 1)

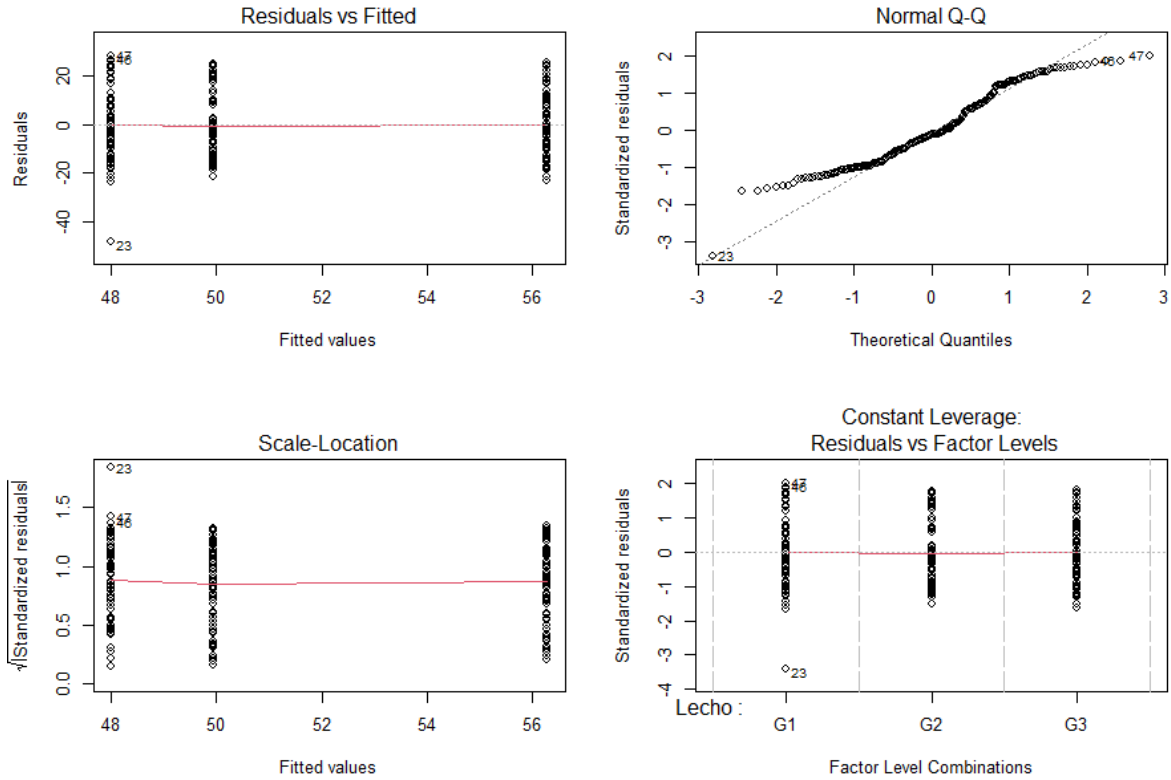


Figura 26. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 2, Fase 1)

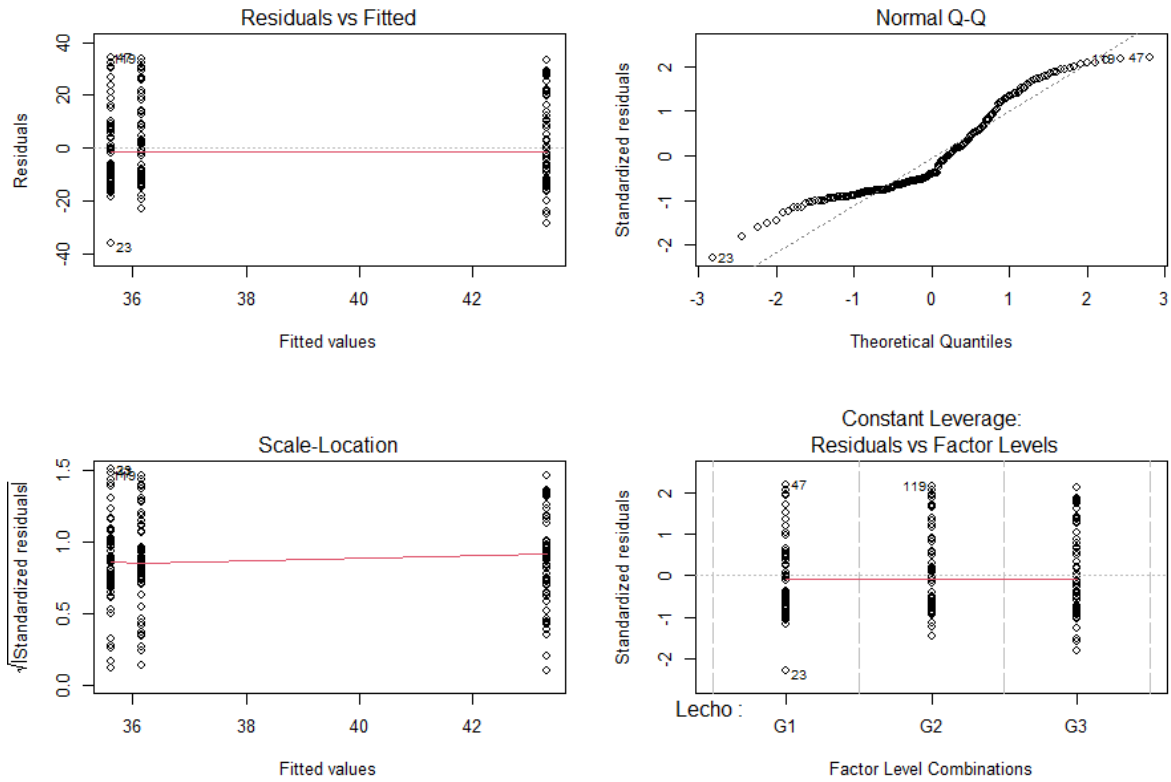


Figura 27. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 2, Fase 1)

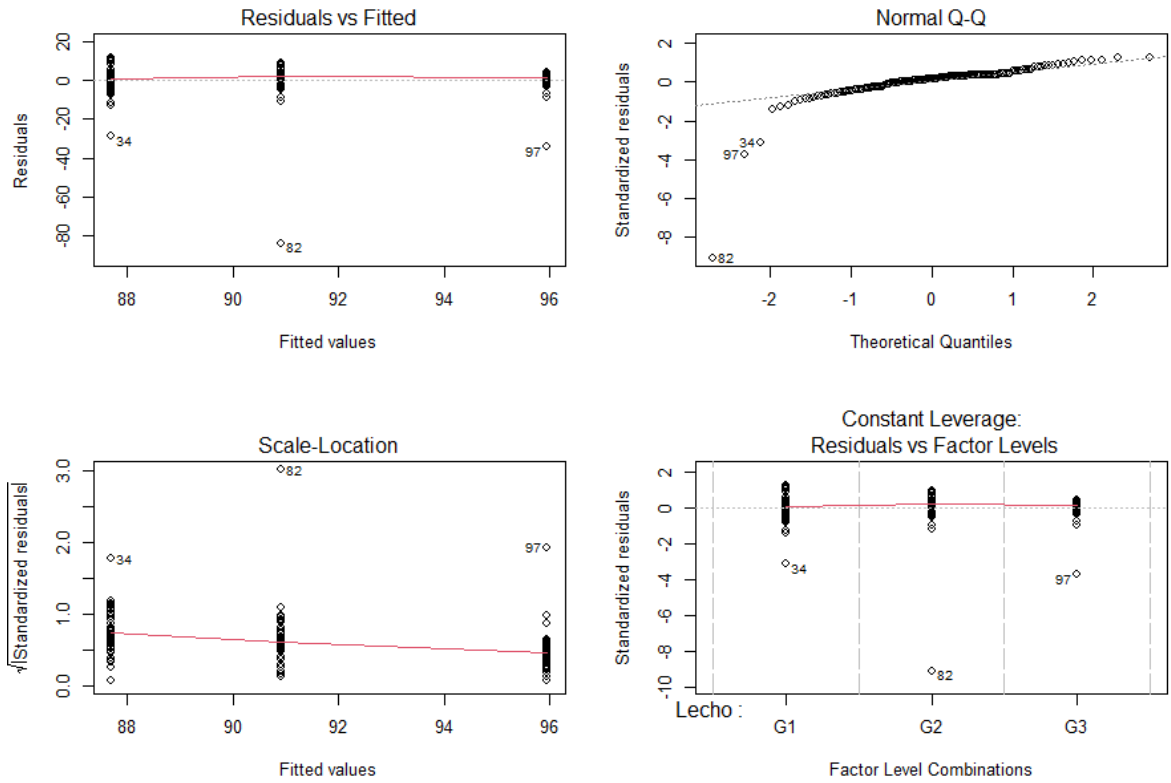


Figura 28. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 2, Fase 1)

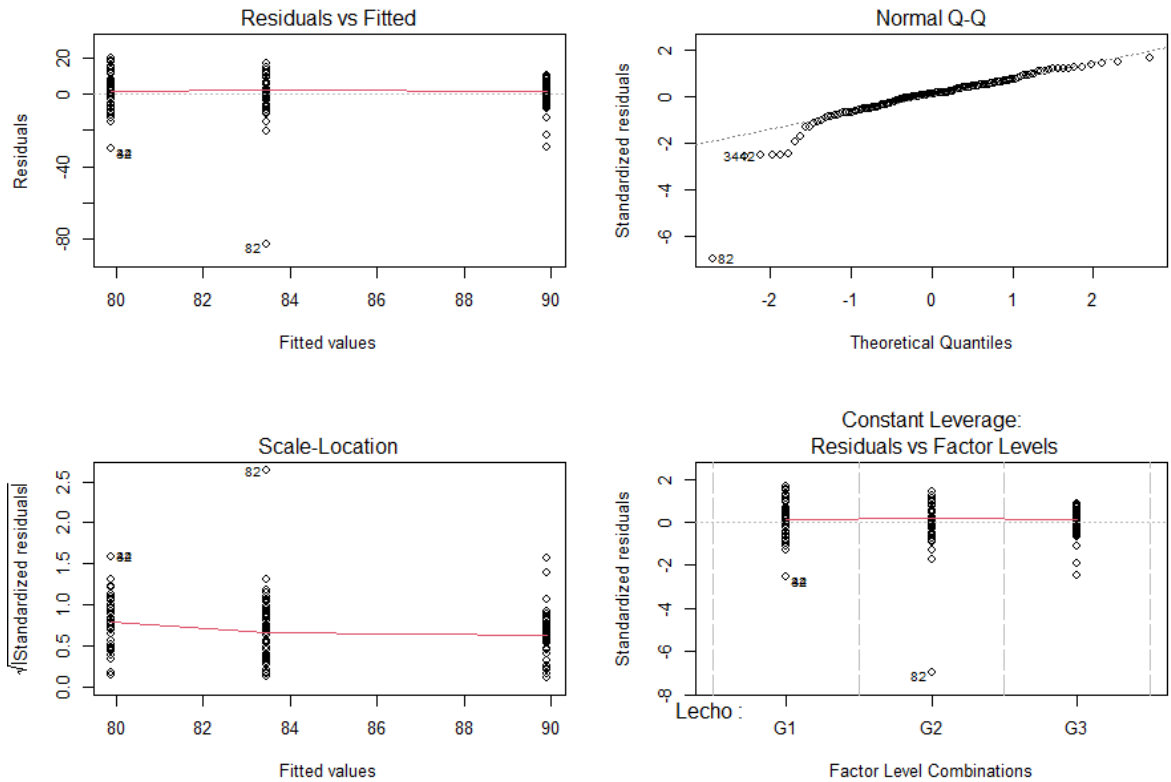


Figura 29. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 2, Fase 1)

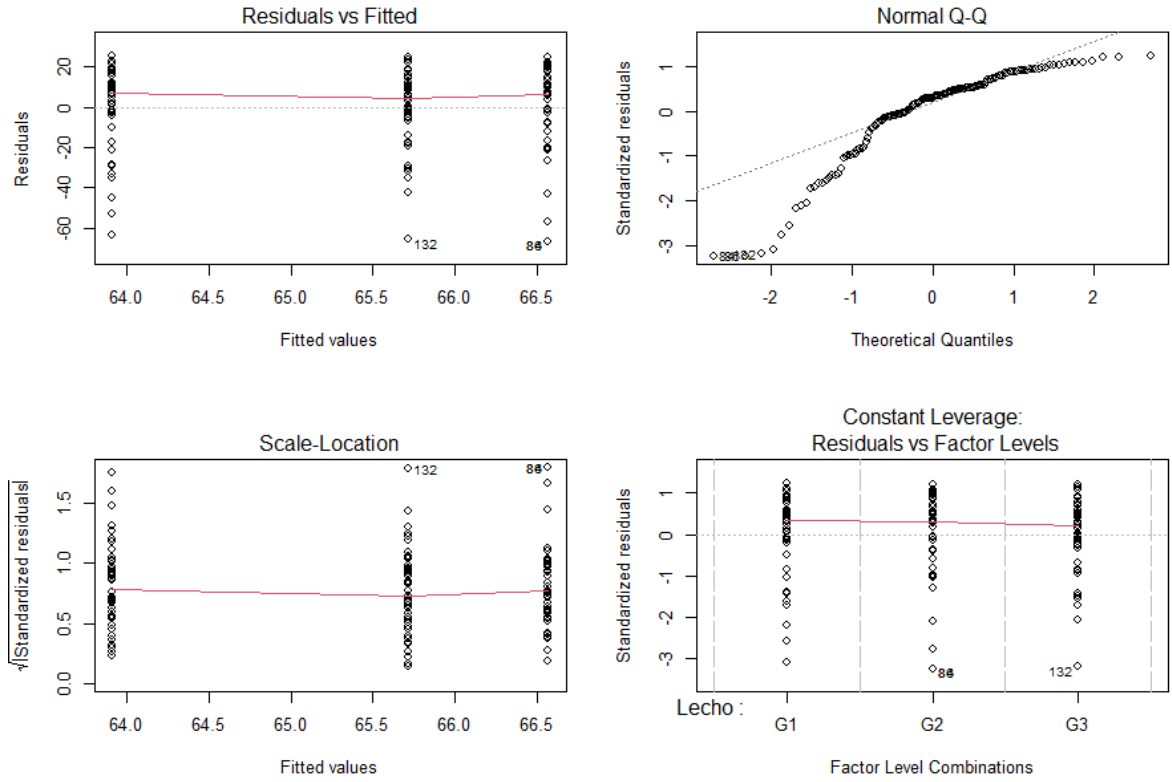


Figura 30. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 2, Fase 1)

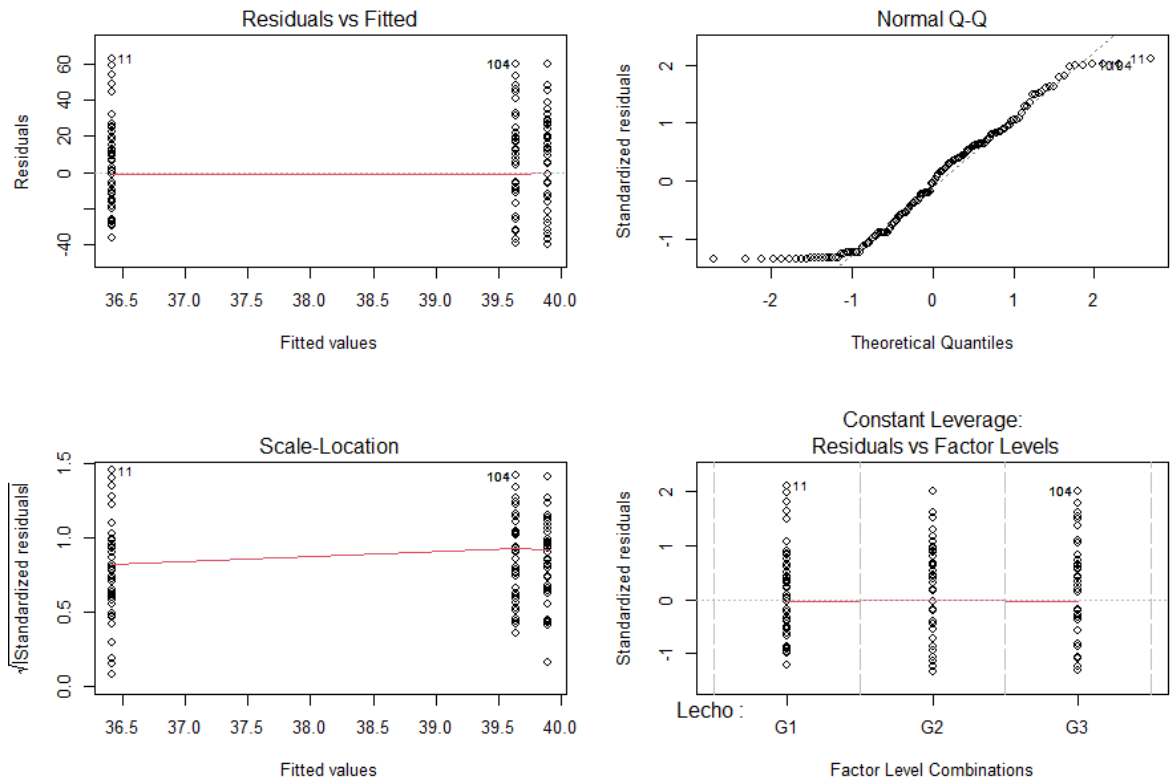


Figura 31. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 2, Fase 1)

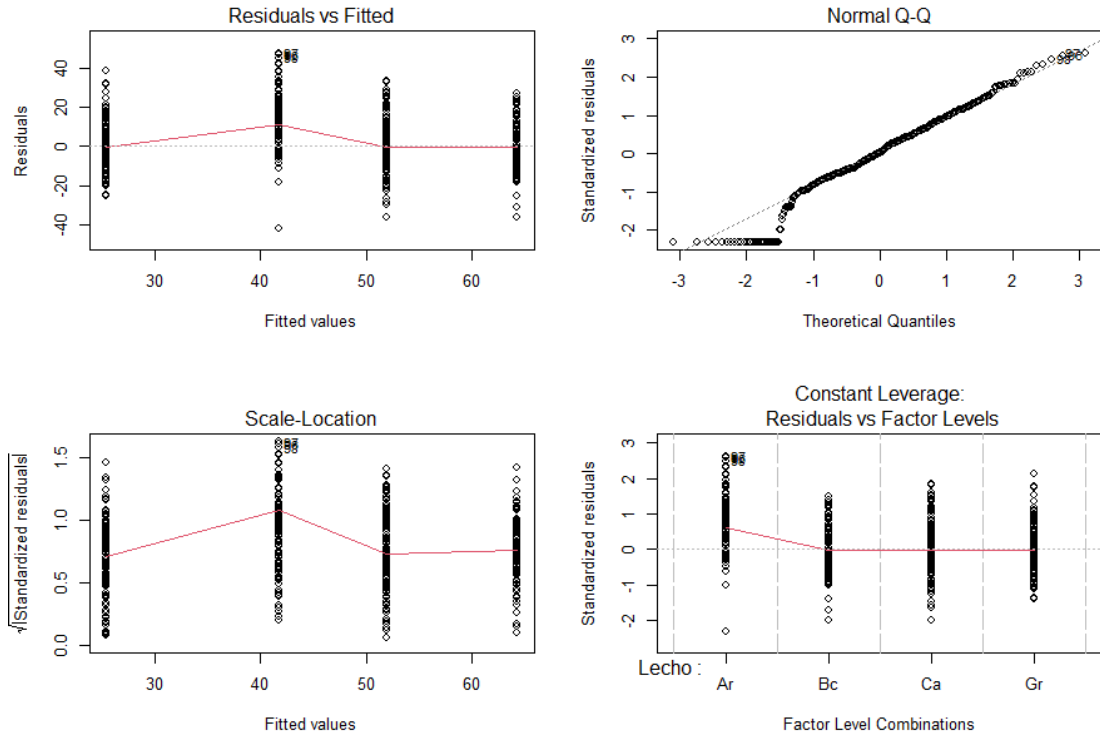


Figura 32. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 3, Fase 2)

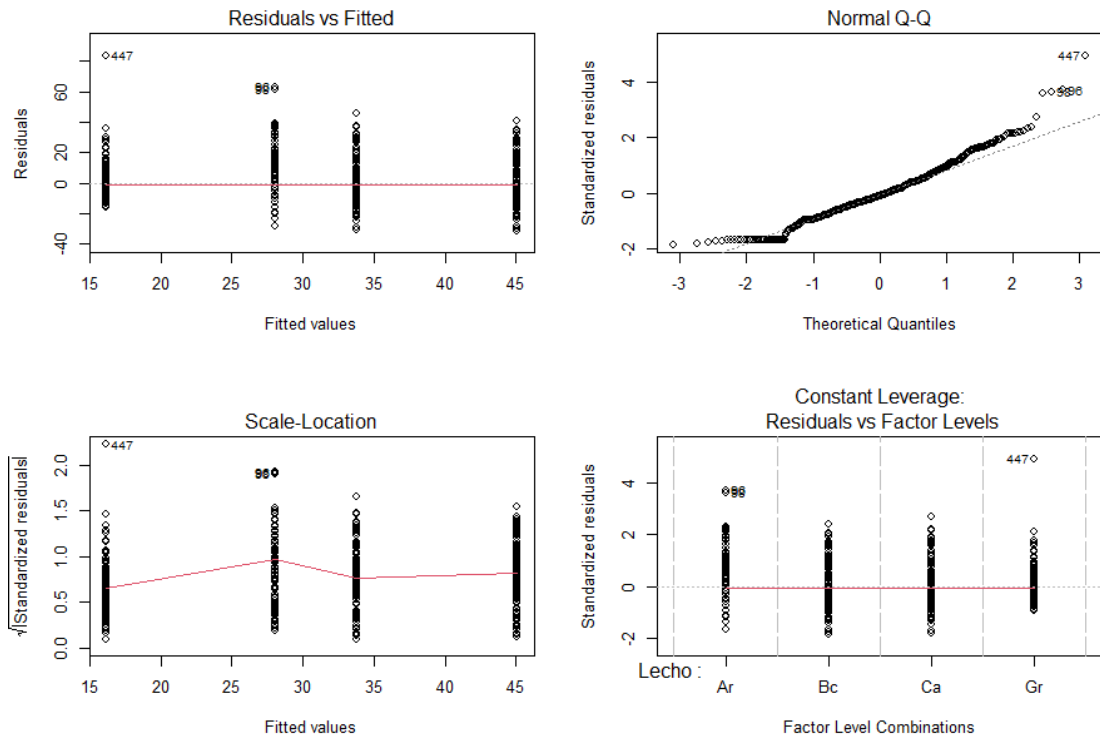


Figura 33. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 3, Fase 2)

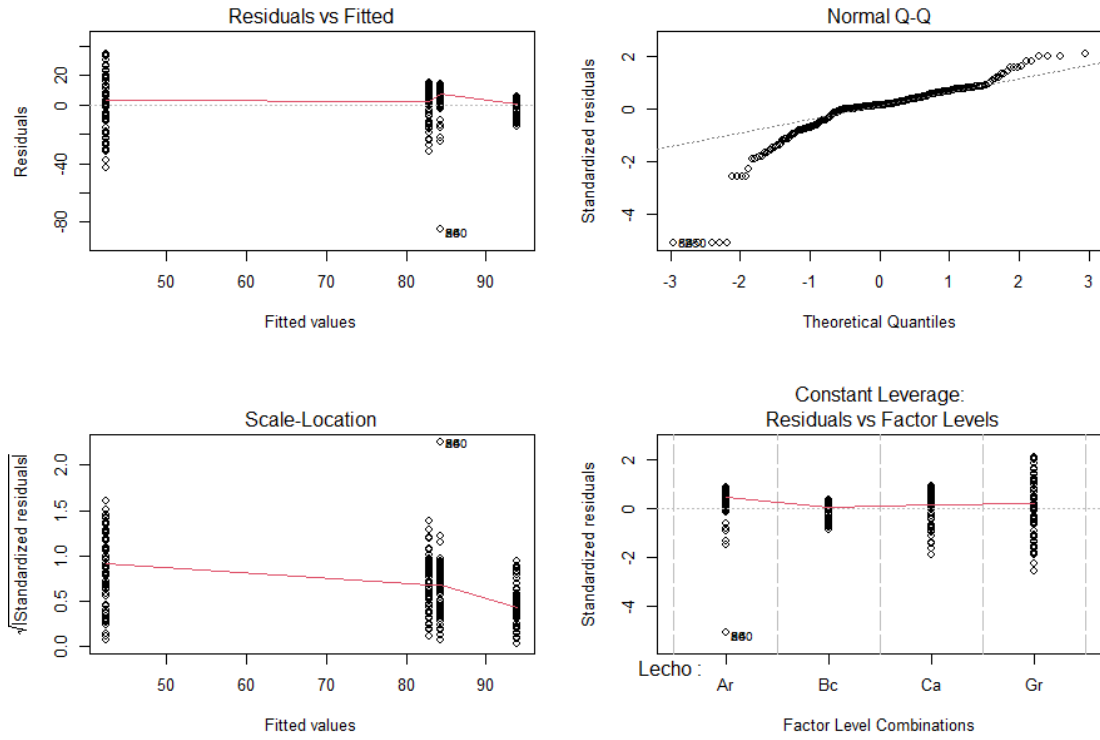


Figura 34. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 3, Fase 2)

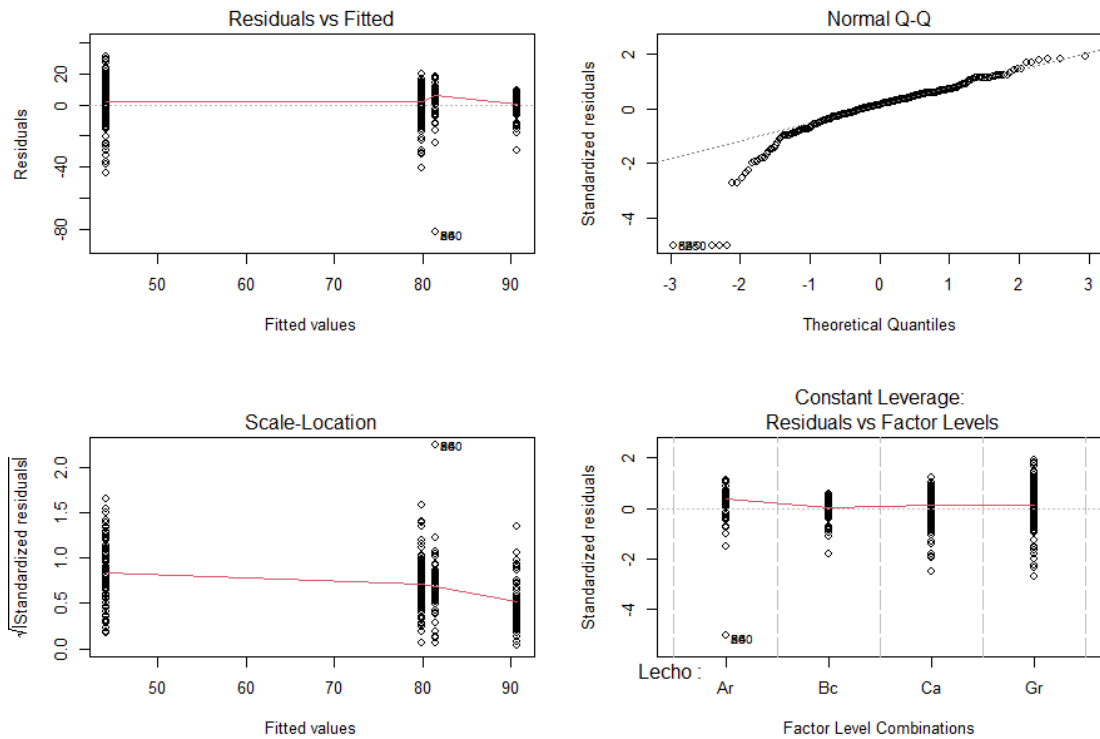


Figura 35. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 3, Fase 2)

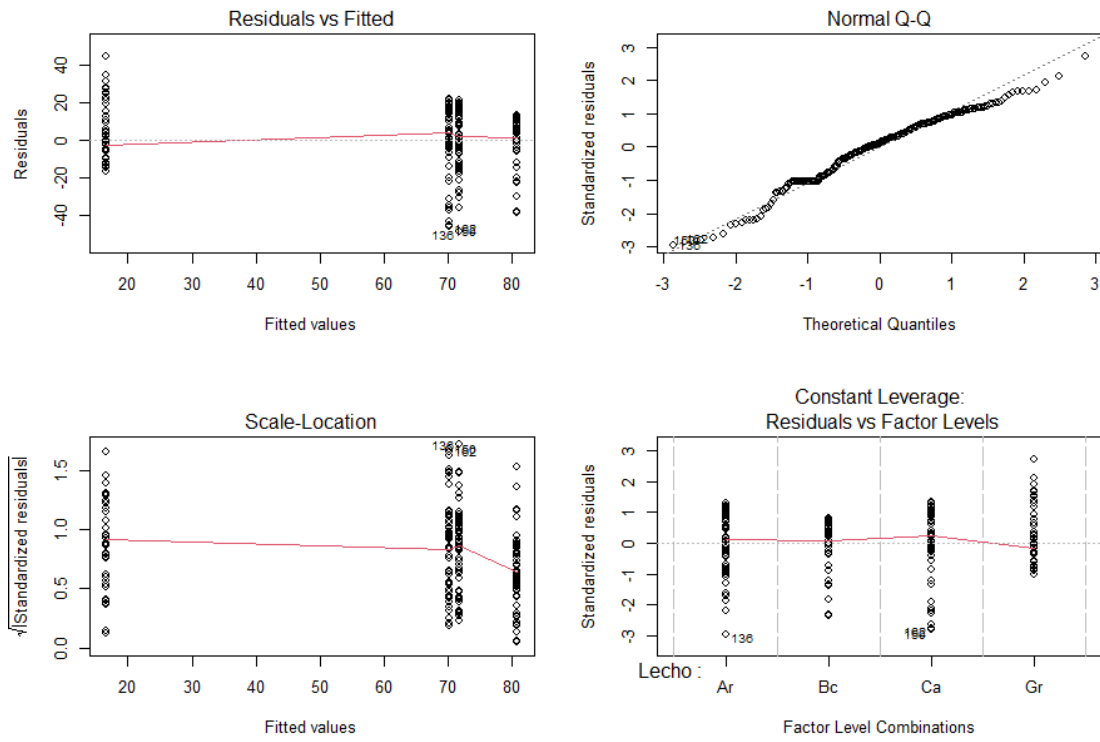


Figura 36. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2)

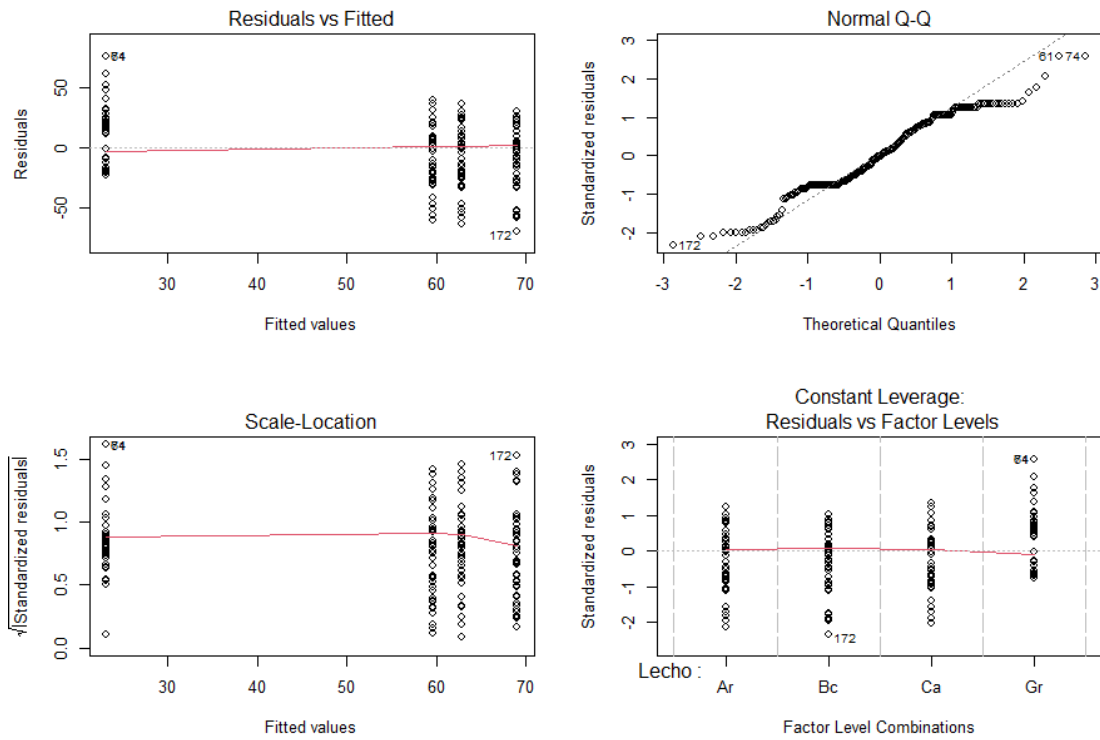


Figura 37. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2)

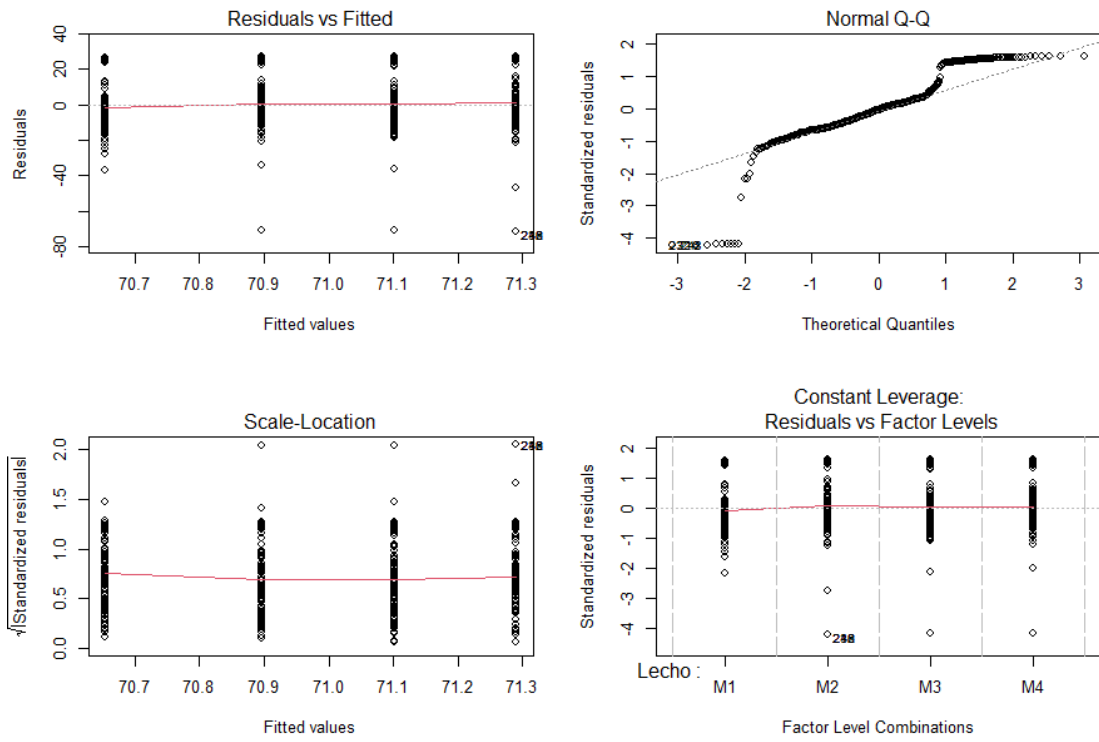


Figura 38. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua cruda (Etapa 4, Fase 2)

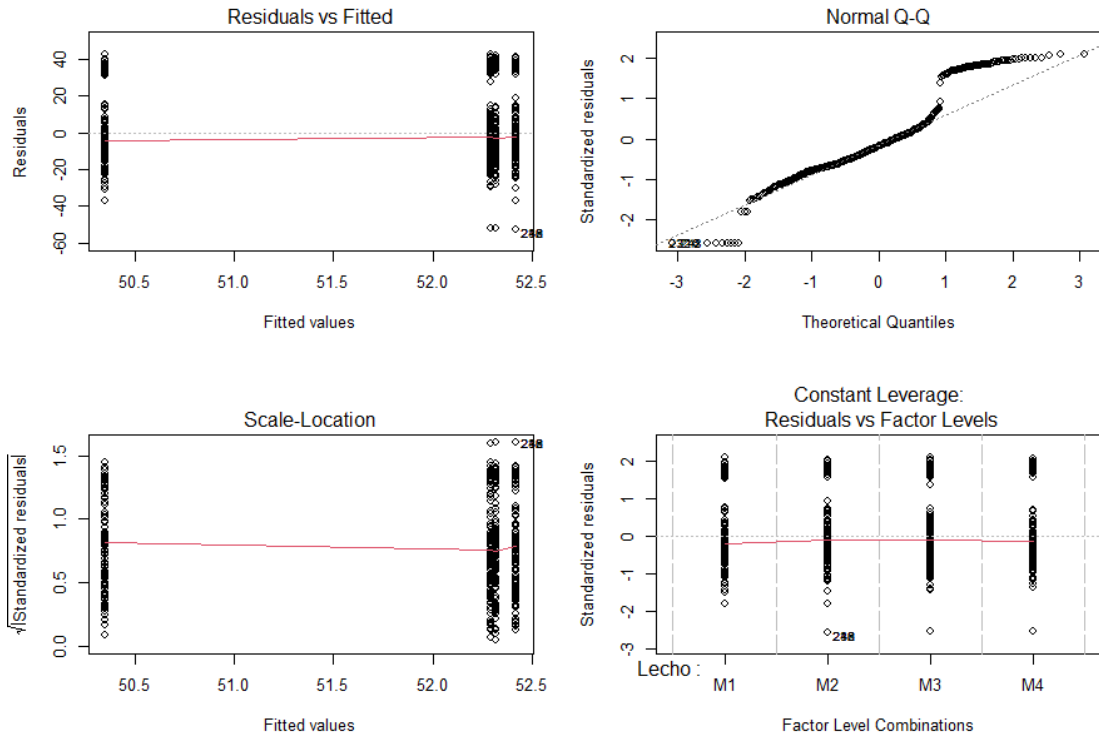


Figura 39. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua cruda (Etapa 4, Fase 2)

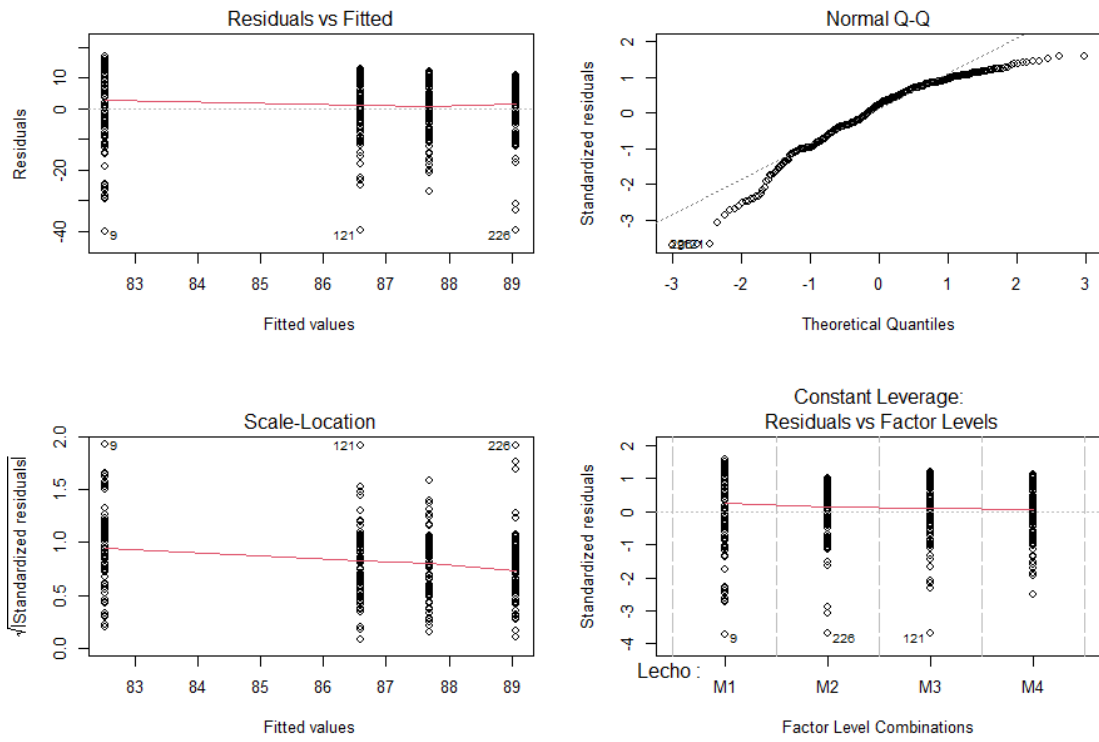


Figura 40. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua floculada (Etapa 4, Fase 2)

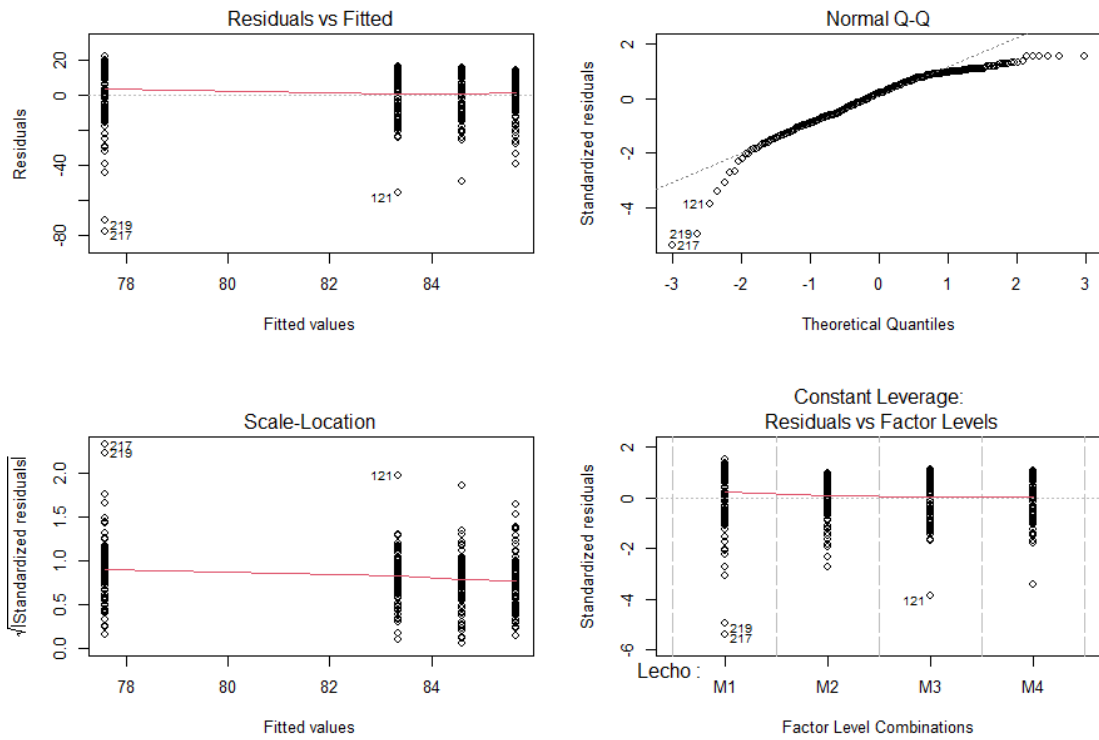


Figura 41. Figura 42. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua floculada (Etapa 4, Fase 2)

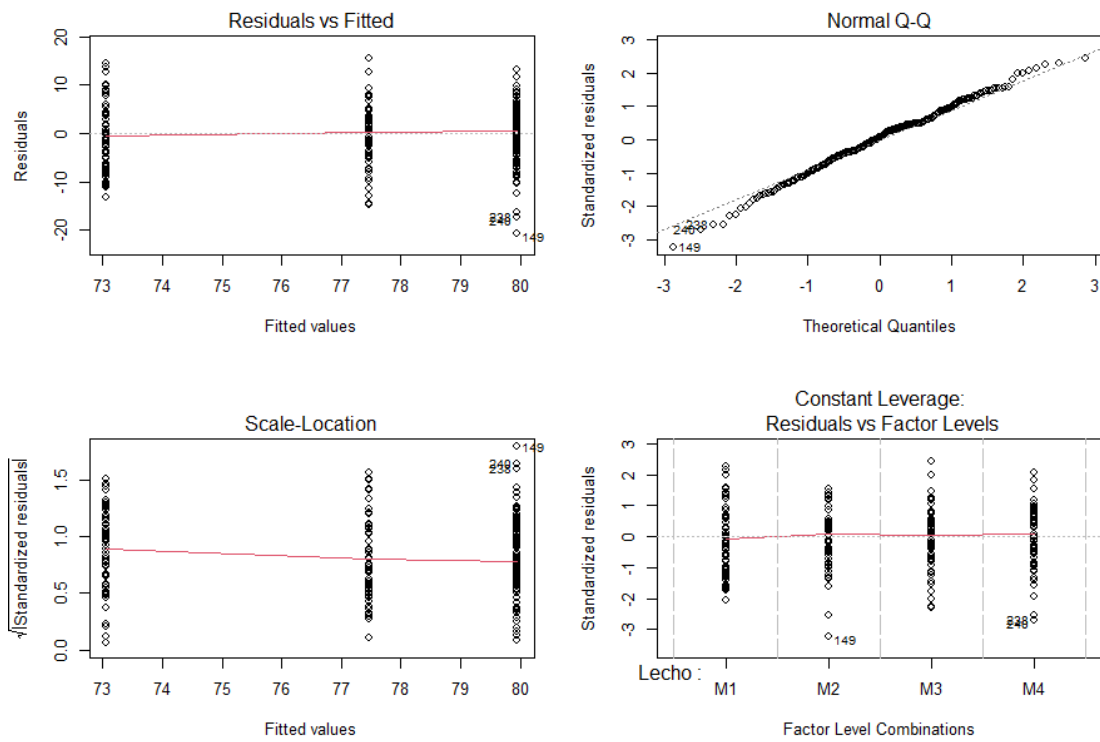


Figura 42. Análisis de normalidad para la remoción de turbidez en agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)

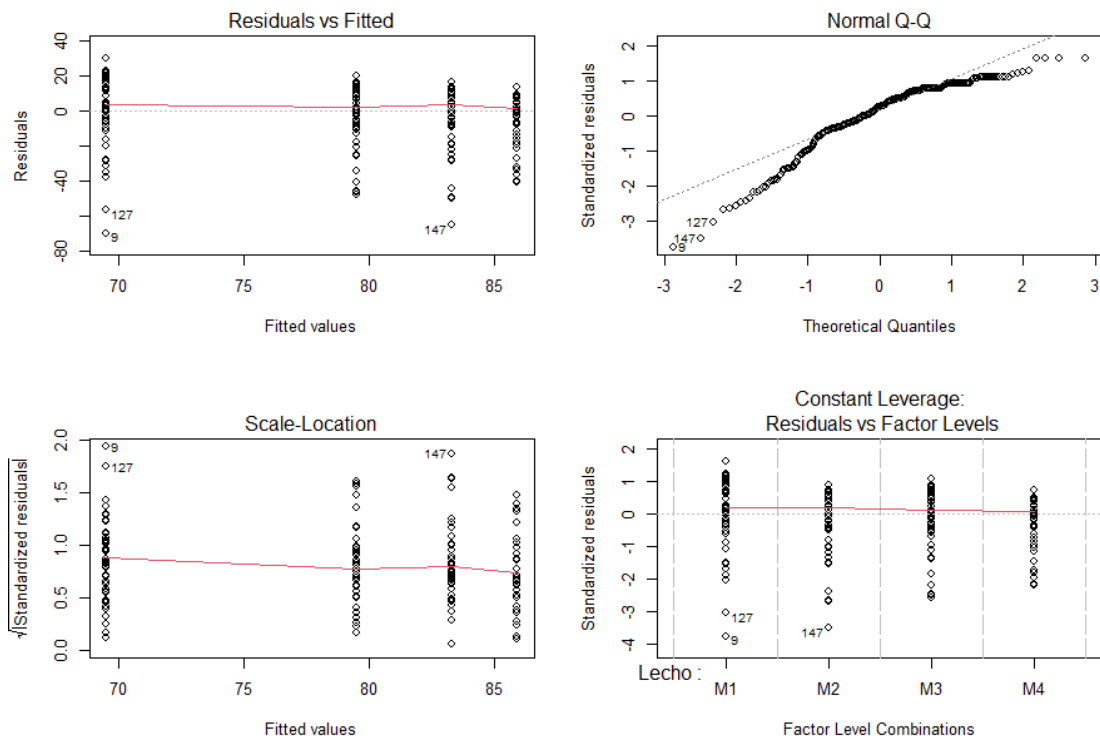


Figura 43. Análisis de normalidad para la remoción de color en agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)

**Anexo 2. Producción de biochar**- *Temperaturas promedio de producción*

Tabla 34. Temperaturas medias del proceso de pirólisis (Etapa 2, Fase 1)

Biochar Bb	Temperatura
Bb1	304,45 ± 84,90 ^A
Bb2.1	336,89 ± 73,55 ^A
Bb2.2	323,48 ± 64,93 ^A
Bb2.3	308,65 ± 100,30 ^A
Bb2.4	301,43 ± 69,86 ^A
p value	
Efecto temperatura	0,2700

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

Tabla 35. Temperaturas medias del proceso de pirólisis (Etapa 3, Fase 2)

Biochar Bb	Temperatura
Bb1	304.45 ± 84.90 ^A
Bb3.1	290.78 ± 87.67 ^A
Bb3.2	287.31 ± 80.00 ^A
p value	
Efecto Proceso de Pirólisis lenta	0.7142

Los valores se encuentran expresados como *media ± desviación estándar*

(^{A B}) Las medias de cada columna agrupadas con la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

(*) Efecto significativo ($p < 0.05$)

- *Relación: temperatura – tiempo*

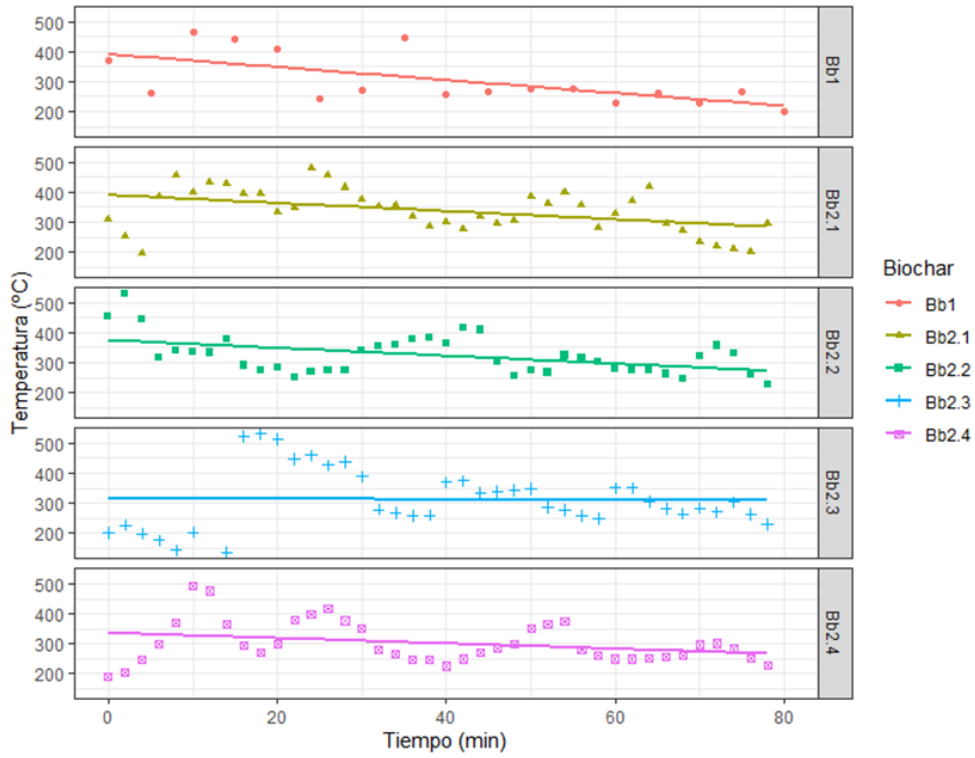


Figura 44. Producción de biochar, comparación relación temperatura - tiempo de Etapa 2 con Etapa 1

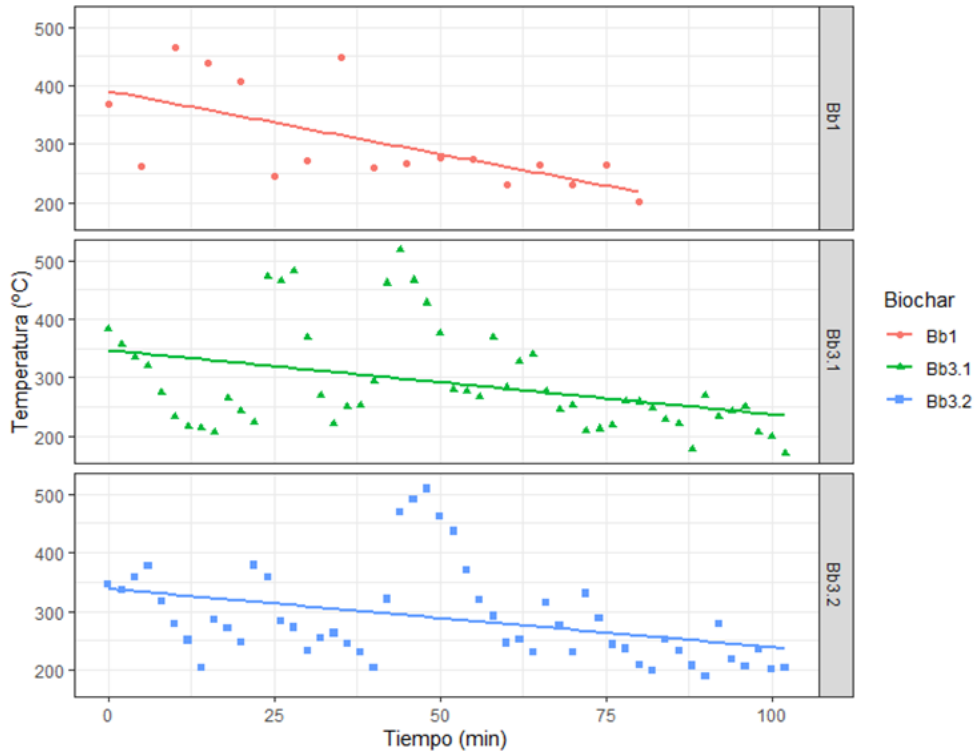


Figura 45. Producción de biochar, comparación relación temperatura – tiempo de Etapa 3 con Etapa 1

- Registro fotográfico



Figura 46. Proceso productivo del bio carbón. A: Leña para combustible B: Preprocesamiento de biomasa para bio carbón (cortado). C: Cámara interna de reactor. D: Configuración de cámara externa de reactor. E: Reactor armado para pirólisis. F: Reactor al momento de la pirólisis. G y H: Post procesamiento de bio carbón (secado)

Anexo 3. Caracterización del biochar

- Caracterización granulométrica

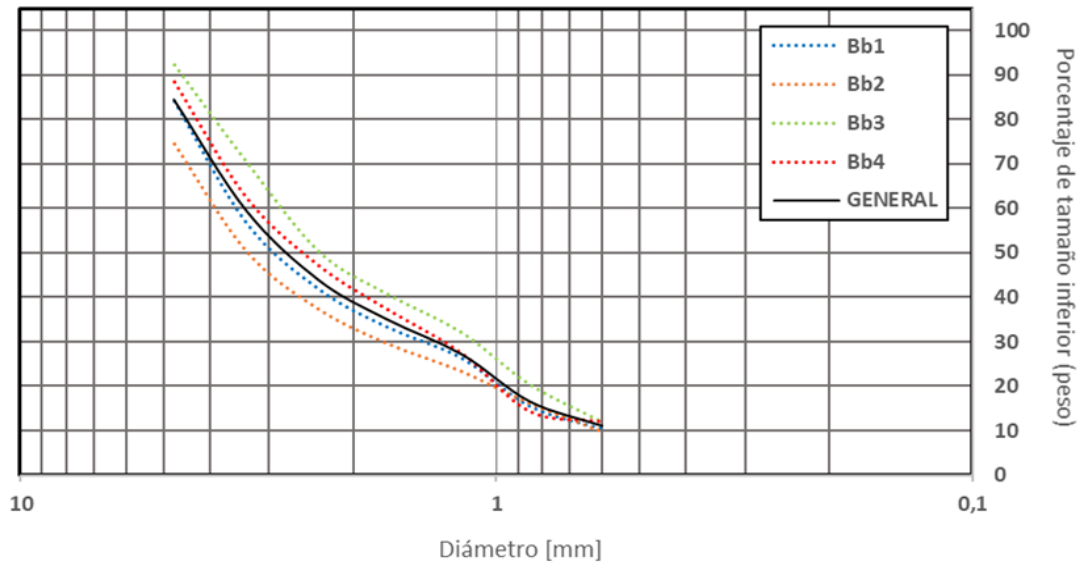


Figura 47. Curva granulométrica de los biochar producidos (Etapa 2, Fase 1)

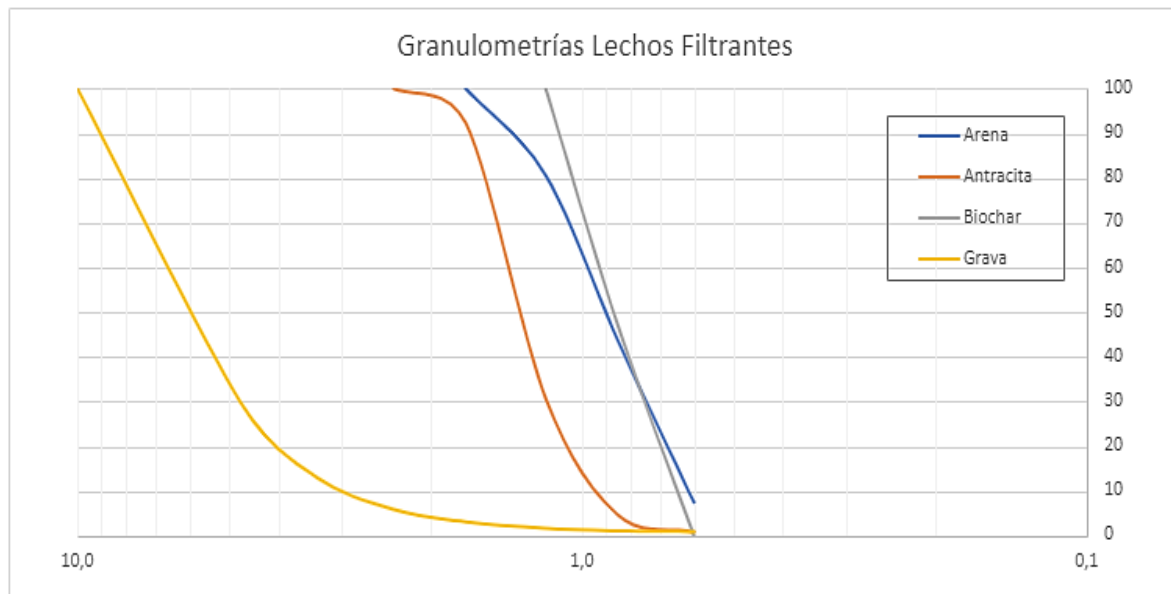


Figura 48. Curva granulométrica para materiales filtrantes (Etapa 3, Fase 2)

- *Registro fotográfico: obtención del punto de carga cero*

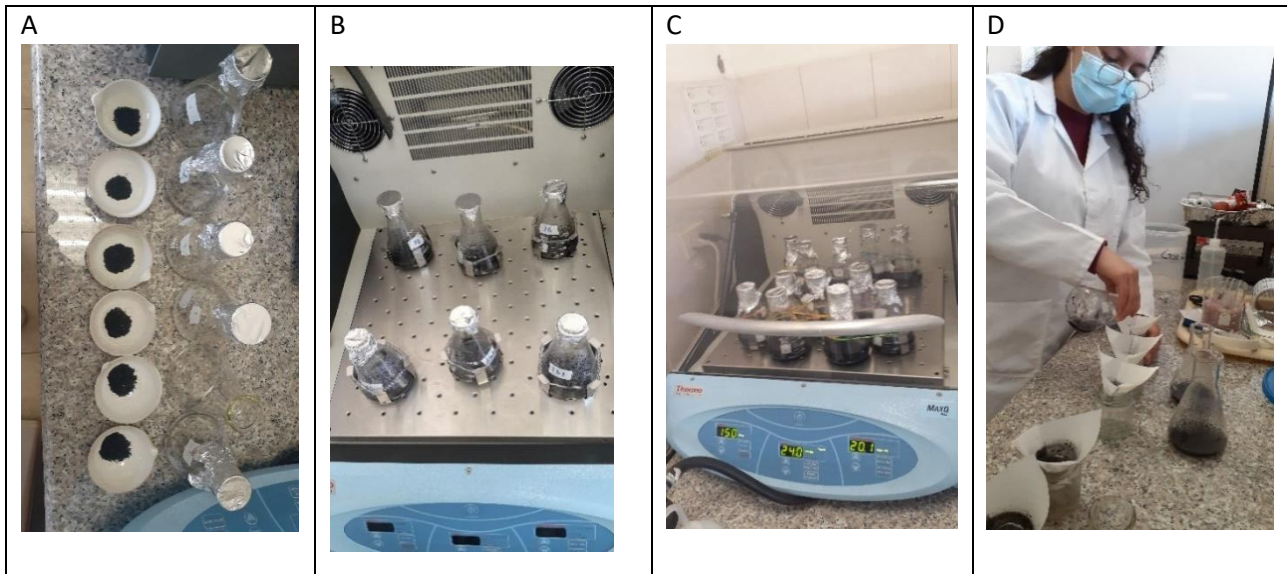


Figura 49. Análisis de punto de carga cero. A: Preparación de soluciones y de muestras de bio carbón B: Colocación de muestras en agitador. C: Agitación de muestras. D: Filtración de muestras luego de 24hrs de agitación

- *Registro fotográfico: análisis granulométrico*

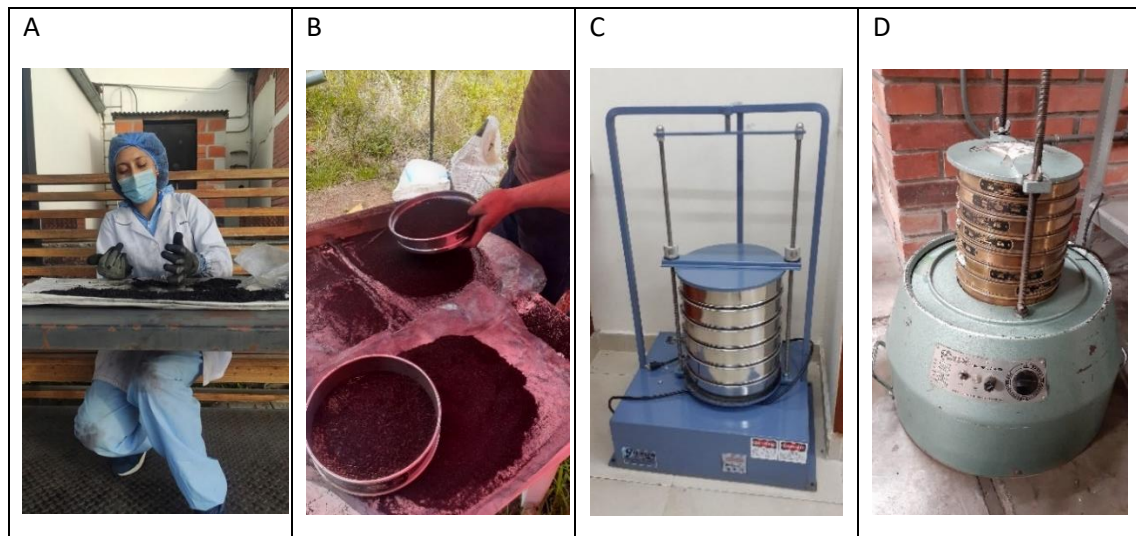


Figura 50. Proceso de tamizado del bio carbón. A: Trozado de bio carbón B: Tamizado de bio carbón C: Agitador Gilson modelo SS-14D D: Agitador Endecotts 9520

- *Registro fotográfico: análisis de densidad y porosidad*

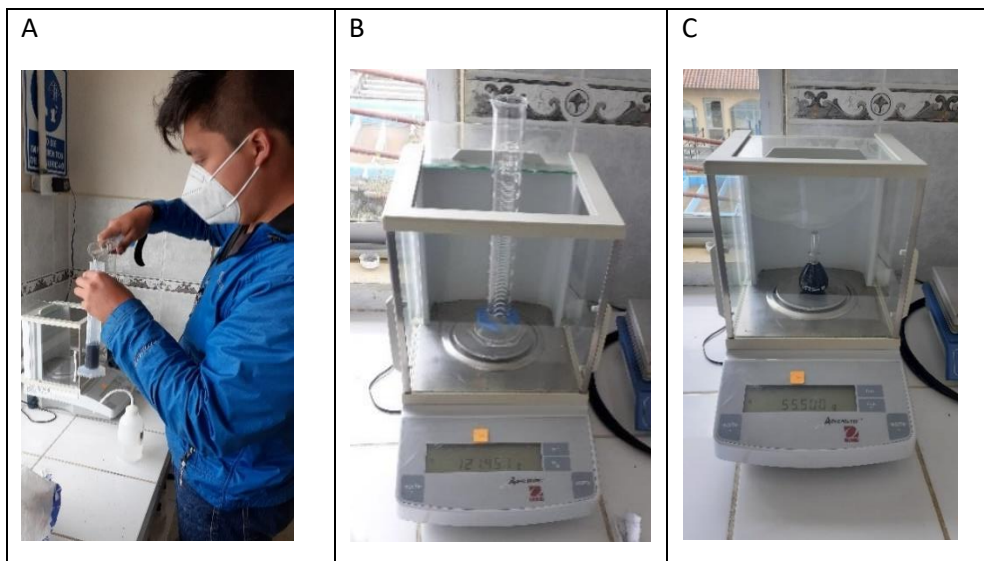


Figura 51. Análisis de densidades y porosidad. A y B: Método de la probeta. C: Método del picnómetro.

Anexo 4. Pruebas de filtración

- Remoción parámetros físicos

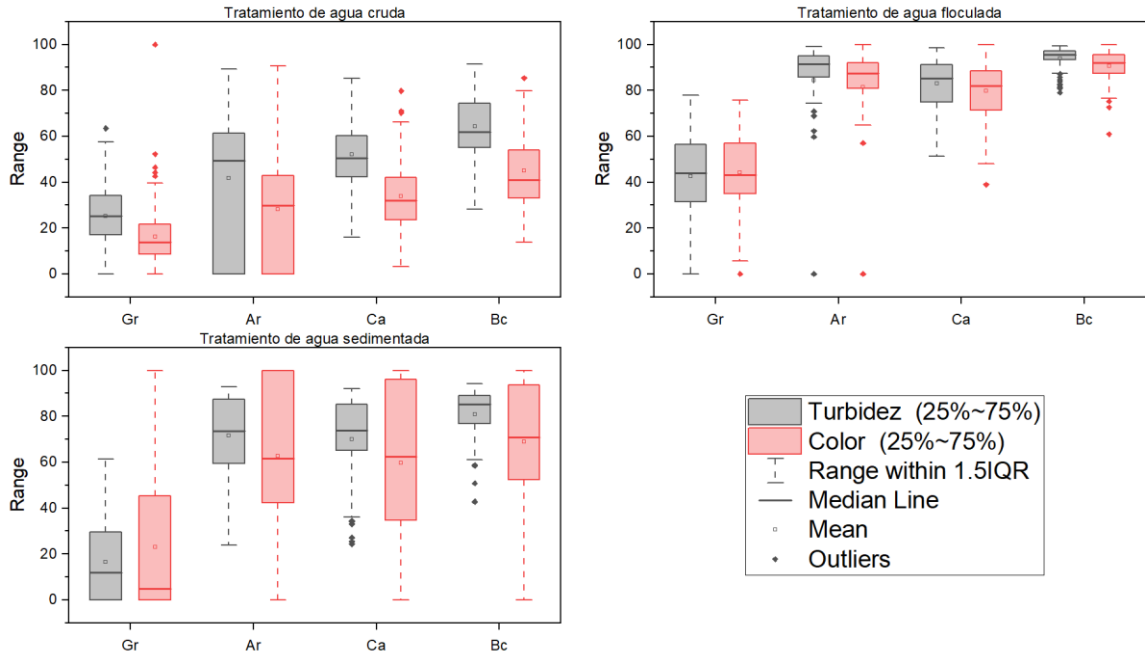


Figura 52. Eficiencias de remoción de turbidez y color para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

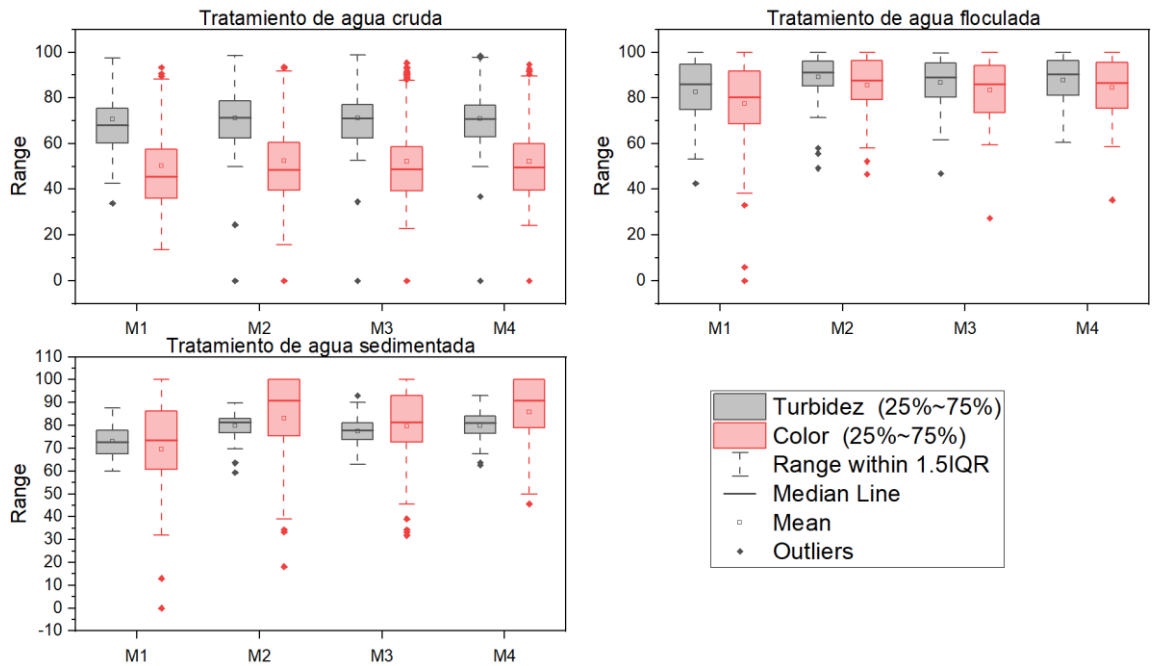


Figura 53. Eficiencias de remoción de turbidez y color para lechos mixtos (Etapa 4, Fase 2)

- Remoción de parámetros químicos

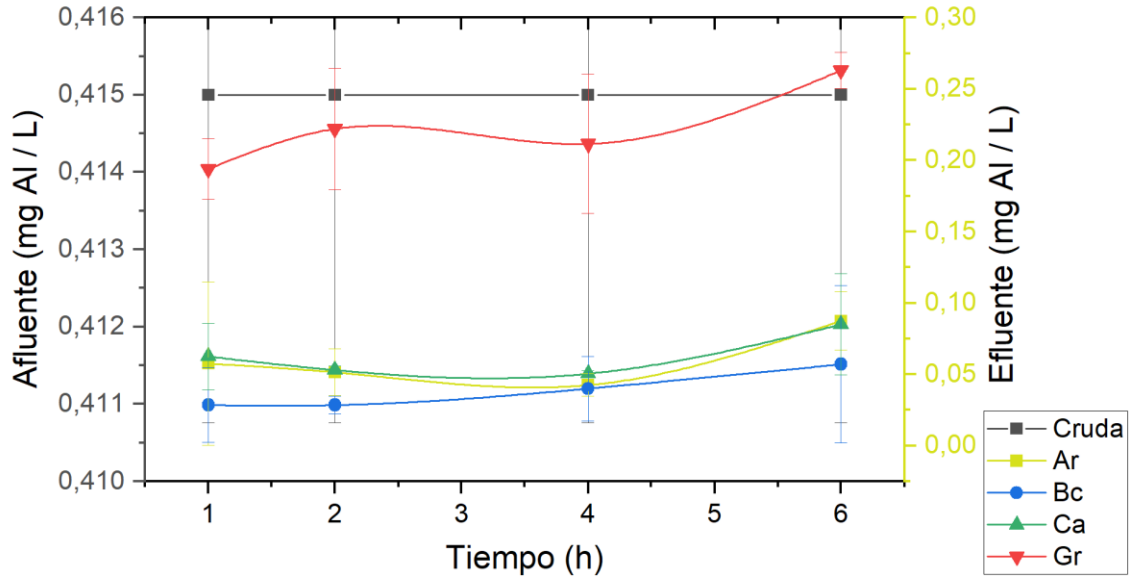


Figura 54. Remoción de aluminio para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

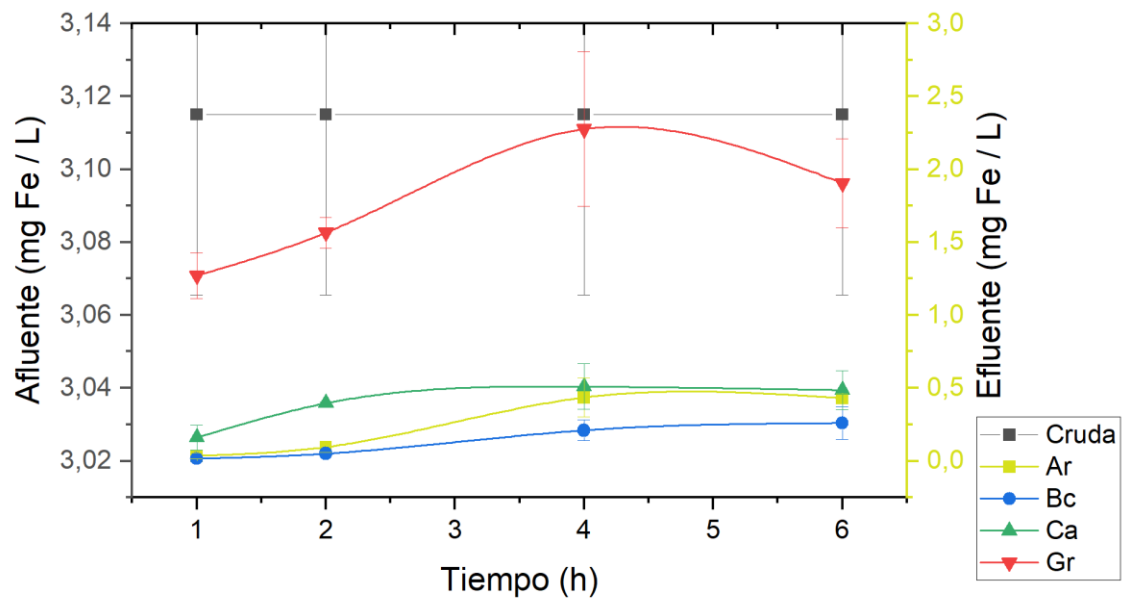


Figura 55. Remoción de cobre para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)



- Remoción de parámetros microbiológicos

Tabla 36. Resultados del análisis microbiológico para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

Lecho	Hora	C.Fecal0	C.Total0	C.FecalF	C.TotalF	Remoción fecales			Remoción totales		
						Valor	Media	SD	Valor	Media	SD
Gr	1	62	187	13	70	79,03	77,08	13,74	62,57	80,52	11,45
	1	59	164	8	17	86,44			89,63		
	3	61	172	11	21	81,97			87,79		
	3	64	202	10	23	84,38			88,61		
	6	62	172	33	58	46,77			66,28		
	6	62	187	10	22	83,87			88,24		
Ar	1	62	187	7	11	88,71	85,47	17,46	94,12	90,77	8,80
	1	59	164	2	11	96,61			93,29		
	3	61	172	4	14	93,44			91,86		
	3	64	202	4	6	93,75			97,03		
	6	62	172	33	49	46,77			71,51		
	6	62	187	4	6	93,55			96,79		
Ca	1	62	187	2	9	96,77	89,77	12,53	95,19	92,46	6,68
	1	59	164	0	0	100,00			100,00		
	3	61	172	7	23	88,52			86,63		
	3	64	202	2	4	96,88			98,02		
	6	62	172	23	33	62,90			80,81		
	6	62	187	4	11	93,55			94,12		
Bc	1	62	187	13	23	79,03	88,93	11,41	87,70	94,26	5,55
	1	59	164	0	2	100,00			98,78		
	3	61	172	11	14	81,97			91,86		
	3	64	202	0	0	100,00			100,00		
	6	62	172	17	22	72,58			87,21		
	6	62	187	0	0	100,00			100,00		

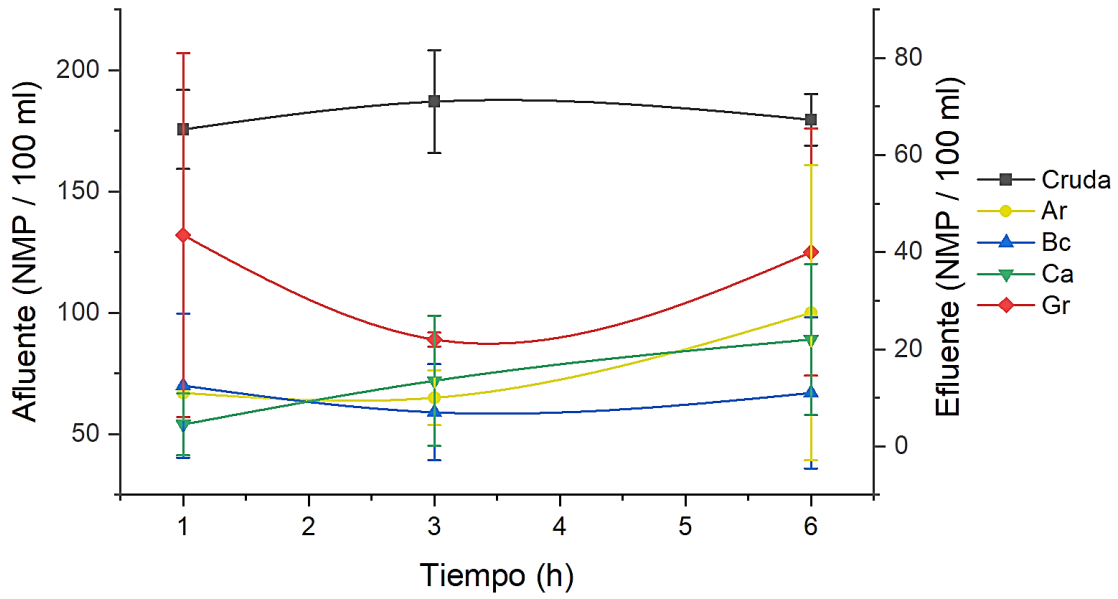


Figura 56. Remoción de coliformes totales para lechos simples (Etapa 3, Fase 2)

- Registro fotográfico: análisis de parámetros físicos

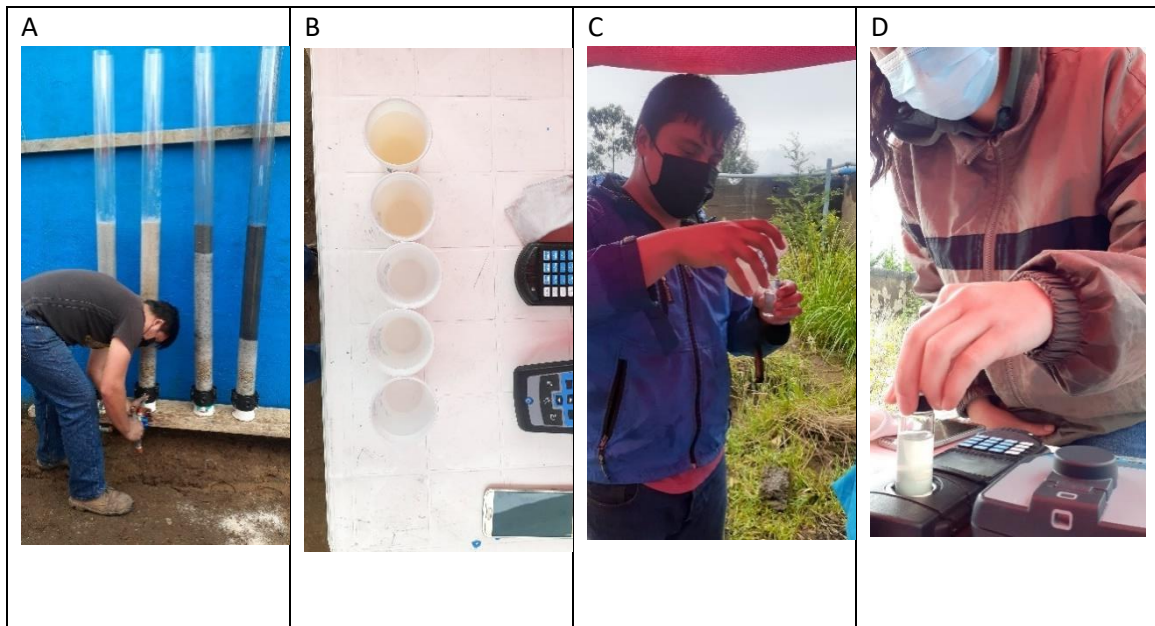


Figura 57. Toma de muestras y medición de parámetros físicos. A: Armado de filtros B: Muestras de agua después de filtrado (primer vaso: agua cruda) C y D: Medición de parámetros físicos.

- Registro fotográfico: análisis de parámetros químicos

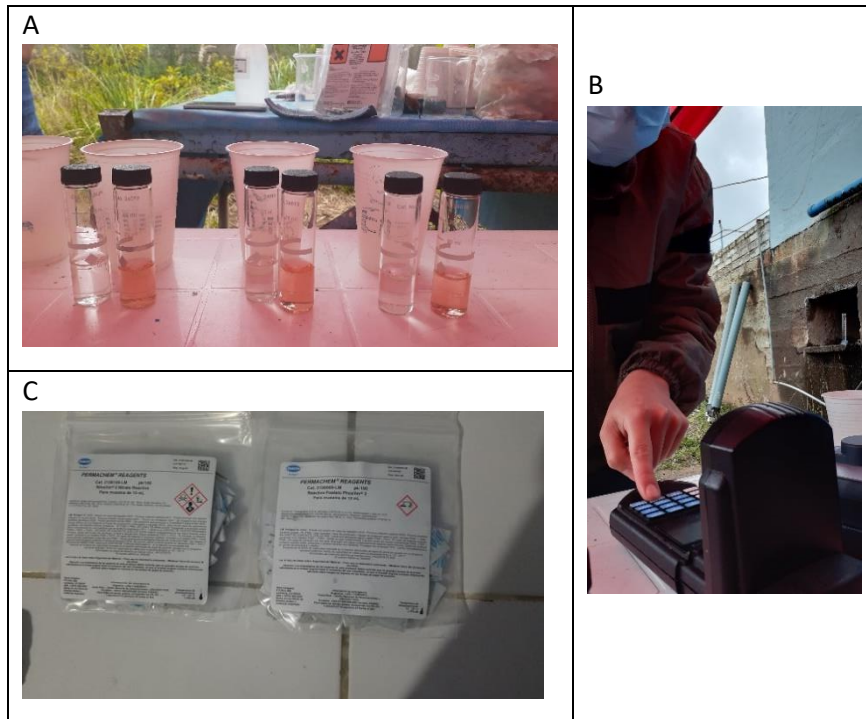


Figura 58. Muestreo y medición de parámetros químicos. A: Muestras en proceso de reacción B: Medición de parámetro químico en colorímetro C: Reactivos para medición de parámetros químicos.

- Registro fotográfico: análisis de parámetros biológicos

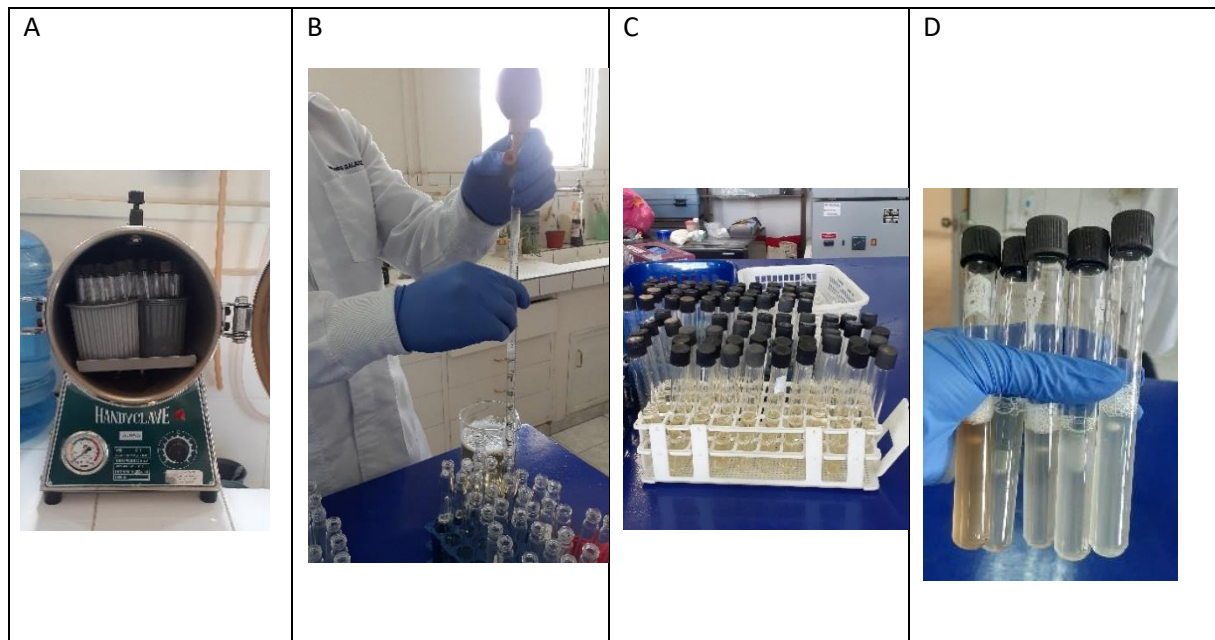


Figura 59. Análisis de coliformes fecales y totales por el método del NPM. A: Desinfección de tubos previo al análisis B: Preparación de diluciones C: Diluciones preparadas D: Muestras después de 42 horas de incubación.

Anexo 5. Pérdidas de carga durante la filtración

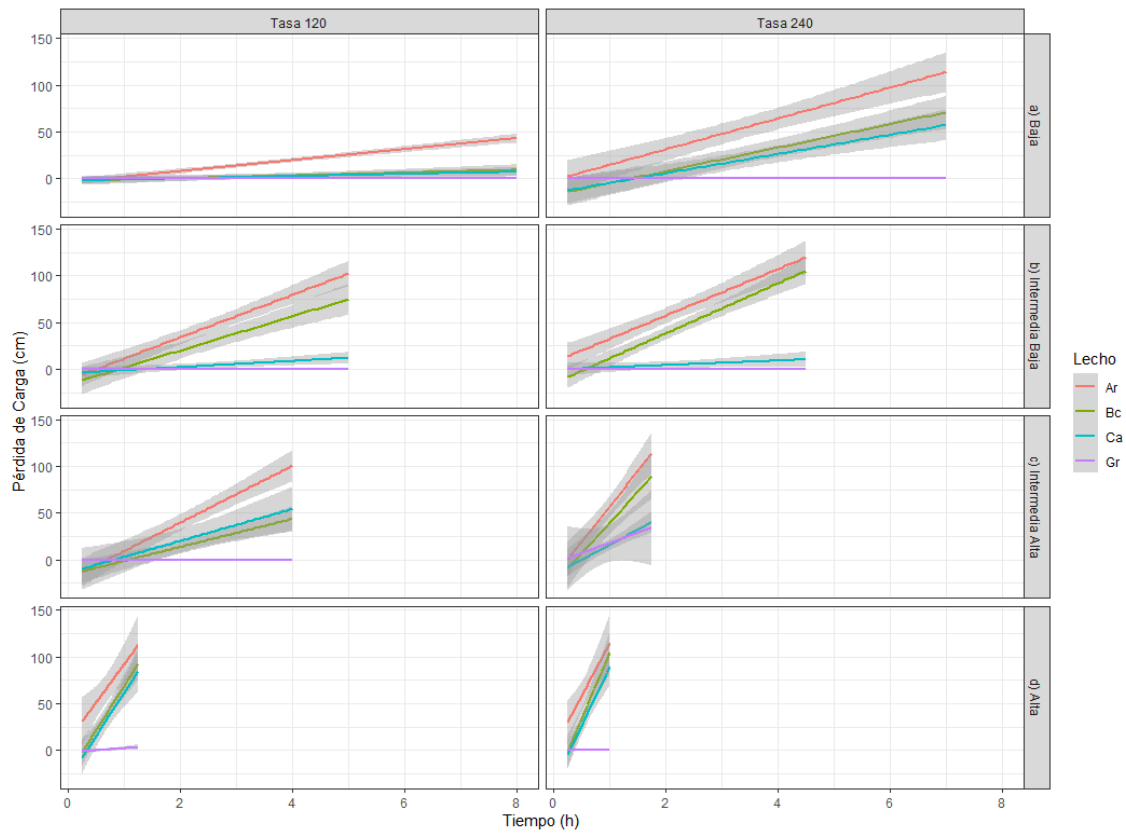


Figura 60. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua cruda (Etapa 3, Fase 2)

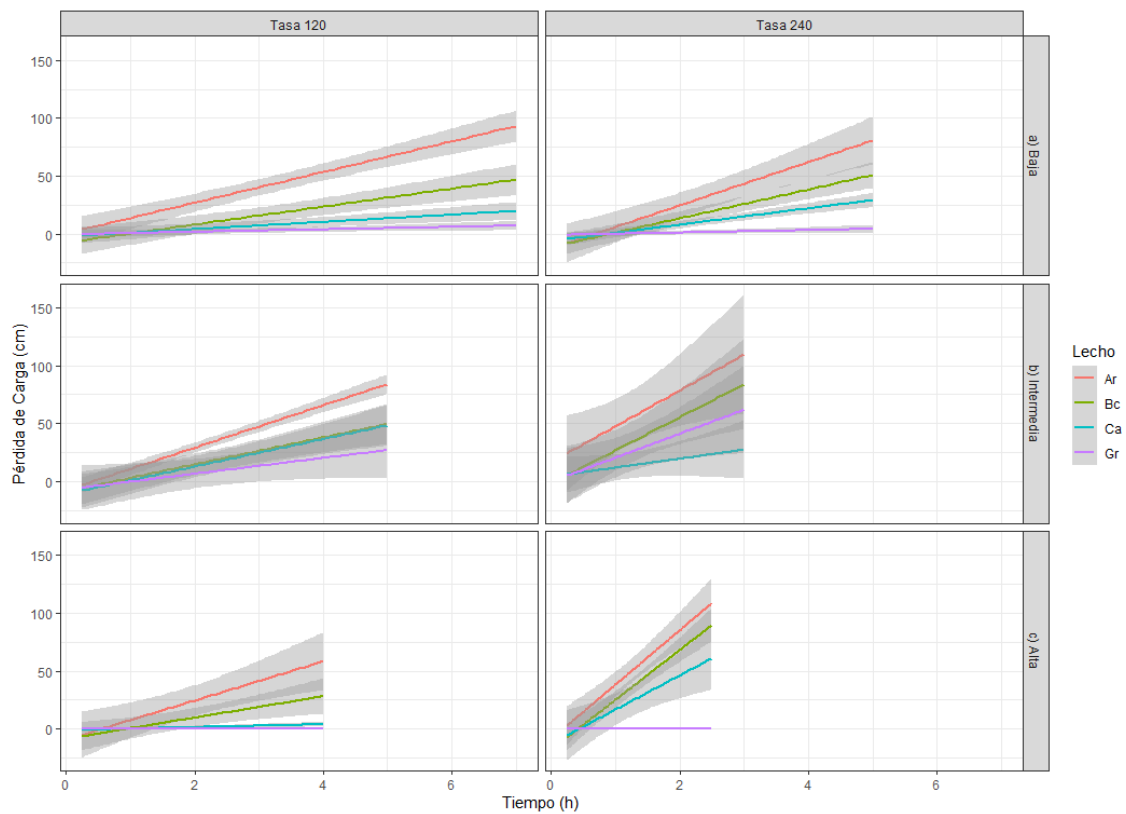


Figura 61. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua floculada (Etapa 3, Fase 2)

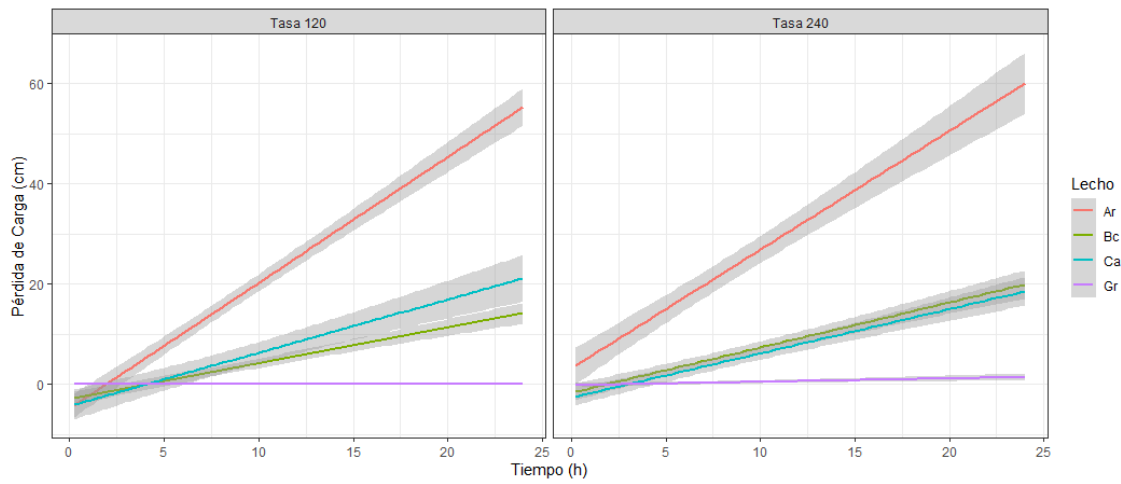


Figura 62. Pérdidas de carga para lechos simples en el tratamiento de agua sedimentada (Etapa 3, Fase 2)

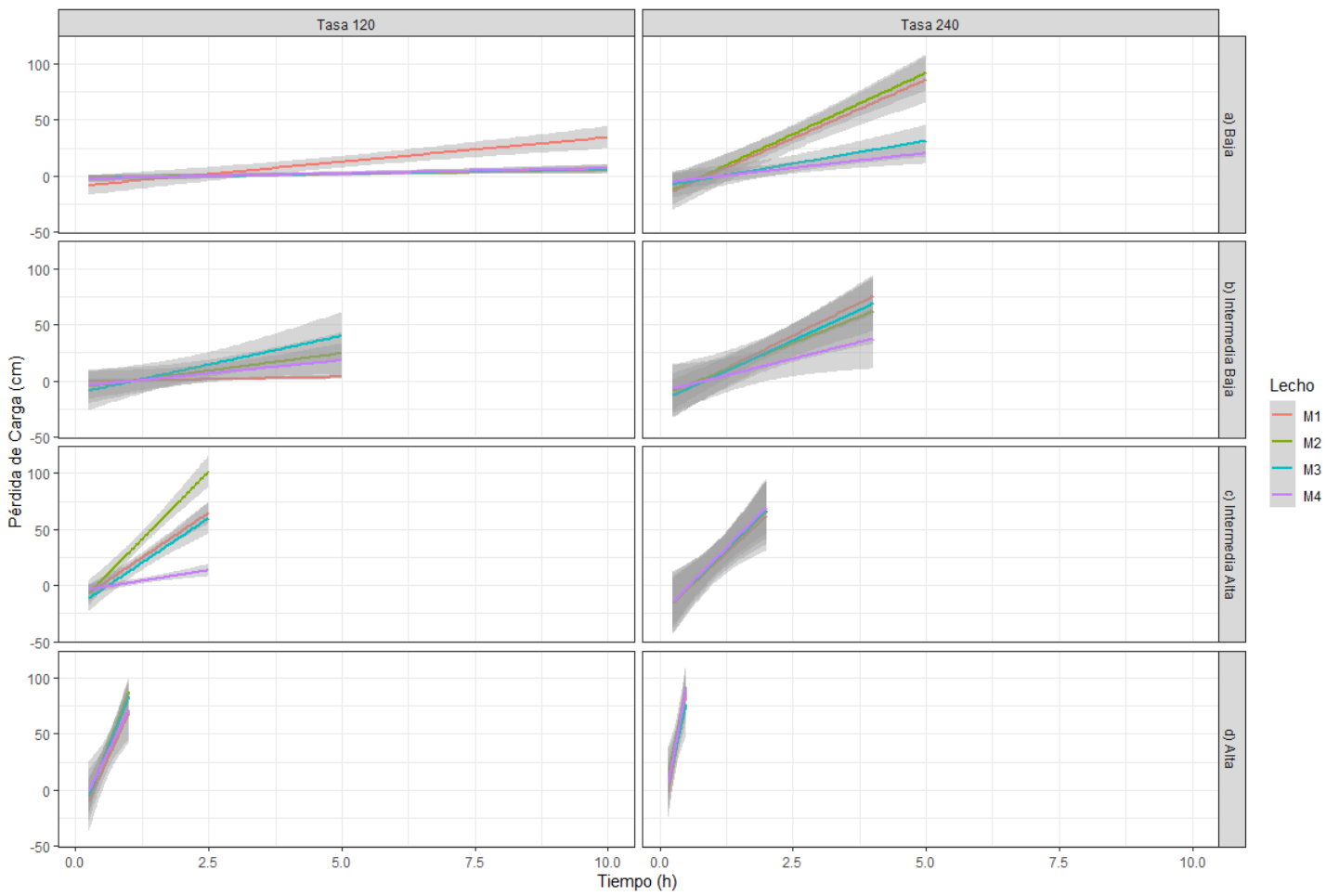


Figura 63. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua cruda (Etapa 4, Fase 2)

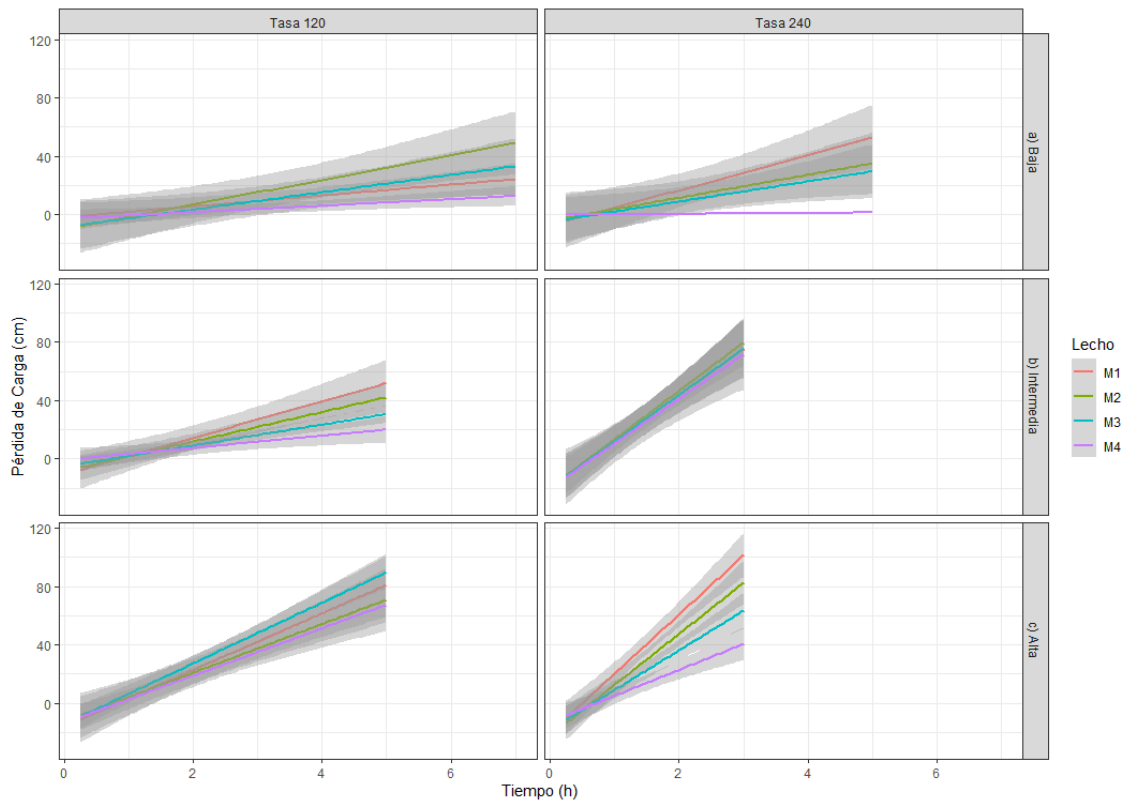


Figura 64. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua floculada (Etapa 4, Fase 2)

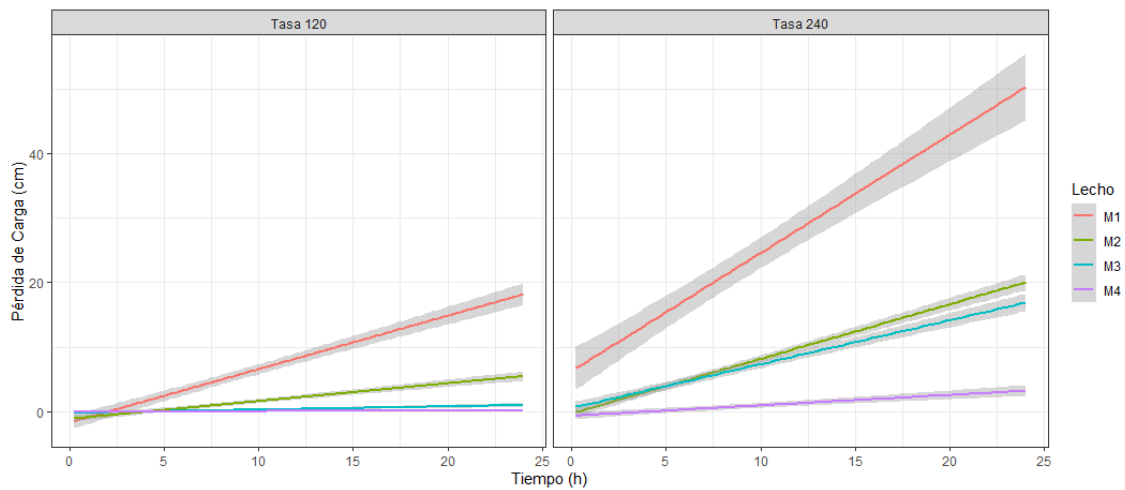


Figura 65. Pérdidas de carga para lechos mixtos en el tratamiento de agua sedimentada (Etapa 4, Fase 2)