

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE CARBONO ORGÁNICO, PÉRDIDA DE
SUELOS Y CALIDAD DE AGUAS DE ESCORRENTÍA EN 5 SISTEMAS DE USO DE
SUELO, EN ANDISOLES DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO CHINCHINÁ-CALDAS**

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARA OPTAR AL

TÍTULO DE:

INGENIERO AGRÓNOMO

POR

JUAN DAVID GARCÍA HERNÁNDEZ

DIRECTOR

PhD. JUAN CARLOS MONTOYA SALAZAR

UNIVERSIDAD DE CALDAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

PROGRAMA INGENIERÍA AGRONÓMICA

MANIZALES

2023

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor el PhD. Juan Carlos Montoya Salazar por su paciencia y sus consejos.

A mi compañero Hugo Guerra Muñoz, por su colaboración en la redacción del anteproyecto, fase de campo y laboratorio. Le deseo éxitos en su vida académica y profesional.

A la Universidad de Caldas, por poner a disposición sus laboratorios para cumplir con los objetivos de este trabajo.

A mi amiga Melissa Valencia por sus asesorías personalizadas en la construcción de este documento.

A mi familia y en especial a mis padres por su apoyo, dedicación y amor incondicional.

A mis amigos que me han acompañado desde el colegio con su amistad, cariño y apoyo incondicional en el cumplimiento de mis metas: Alex, Kelly, Laura y Leidy.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	1
2	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	6
2.1	Pregunta de investigación	7
3	JUSTIFICACIÓN.....	8
4	OBJETIVOS	9
4.1	Objetivo general	9
4.2	Objetivos Específicos	9
5	HIPÓTESIS.....	10
5.1	Hipótesis nula:.....	10
5.2	Hipótesis alternativa:	10
6	MARCO REFERENCIAL.....	11
6.1	MARCO TEÓRICO	11
6.1.1	Generalidades de los suelos Andisoles	11
6.1.2	Tipos de bosque y ecosistemas encontrados en la Cuenca del río Chinchiná	13
6.1.3	Principales sistemas productivos en la Cuenca alta del río Chinchiná	14
6.1.4	Cultivo de papa en la cuenca alta	14
6.1.5	Ganadería en la cuenca alta.....	15
6.1.6	Bosque presente en la cuenca alta	16
6.1.7	Zonas de Ribera en la cuenca alta	17

6.1.8	Parcela de escorrentía	17
6.2	MARCO CONTEXTUAL.....	19
6.2.1	Cuenca del río Chinchiná.....	19
6.3	MARCO CONCEPTUAL	21
6.3.1	Pendiente.....	21
6.3.2	Erosión del suelo	22
6.3.3	Carbono orgánico del suelo.....	22
6.3.4	Escorrentía	22
6.3.5	Calidad del agua	23
6.3.6	pH	25
6.3.7	Nitratos.....	25
6.3.8	Amonios	25
6.3.9	Fosfatos.....	25
6.3.10	Conductividad eléctrica	26
6.3.11	Sólidos suspendidos totales.....	26
6.3.12	Turbidez	27
6.3.13	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	27
6.3.14	Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅).....	27
7	ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	29
7.1	Ubicación del área de estudio	29
7.2	Sistemas de uso de suelo.....	29
7.3	Variables evaluadas	29

7.4	Descripción de las parcelas de escorrentía	31
7.5	Metodologías de laboratorio	33
7.5.1	Precauciones en la toma de muestras.....	33
7.5.2	Componente suelo	34
7.5.2.1	Determinación de la pérdida de suelo.	34
7.5.2.1.1	Método.....	34
7.5.2.1.2	Procedimiento de Análisis.	34
7.5.2.1.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	35
7.5.2.2	Determinación potencial de carbono orgánico.	35
7.5.2.2.1	Método.....	35
7.5.2.2.2	Procedimiento de análisis.	35
7.5.2.2.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	36
7.5.3	Componente agua (Propiedades químicas).....	36
7.5.3.1	Determinación de pH.	36
7.5.3.1.1	Método.....	37
7.5.3.1.2	Procedimiento de análisis.	37
7.5.3.1.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados	37
7.5.3.1.4	Parámetro de evaluación.....	37
7.5.3.2	Determinación de Nitratos.....	37
7.5.3.2.1	Método.....	38
7.5.3.2.2	Procedimiento de análisis.	38
7.5.3.2.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	38
7.5.3.2.4	Parámetro de evaluación.....	39
7.5.3.3	Determinación de Amonios.....	39
7.5.3.3.1	Método.....	39
7.5.3.3.2	Procedimiento de análisis.	39
7.5.3.3.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	40
7.5.3.3.4	Parámetro de evaluación.....	40
7.5.3.4	Determinación de Fosfatos.	40
7.5.3.4.1	Método.....	40
7.5.3.4.2	Procedimiento de análisis.	41
7.5.3.4.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	41
7.5.3.4.4	Parámetro de evaluación.....	41

7.5.3.5	Determinación de conductividad eléctrica.	41
7.5.3.5.1	Método.....	41
7.5.3.5.2	Procedimiento de análisis.	42
7.5.3.5.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	42
7.5.3.5.4	Parámetro de evaluación.....	42
7.5.4	Componente agua (Propiedades físicas)	42
7.5.4.1	Determinación sólidos suspendidos totales.....	42
7.5.4.1.1	Método.....	43
7.5.4.1.2	Procedimiento de Análisis.	43
7.5.4.1.3	Parámetro de evaluación.....	43
7.5.4.2	Determinación Turbidez del agua.....	44
7.5.4.2.1	Método.....	44
7.5.4.2.2	Procedimiento de Análisis.	44
7.5.4.2.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	44
7.5.4.2.4	Parámetro de evaluación.....	45
7.5.5	Componente agua (Propiedades físico-químicas)	45
7.5.5.1	DQO (Demanda química de oxígeno).	45
7.5.5.1.1	Método.....	45
7.5.5.1.2	Procedimiento de Análisis.	45
7.5.5.1.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	46
7.5.5.1.4	Parámetro de evaluación.....	47
7.5.5.2	Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅).	47
7.5.5.2.1	Método.....	47
7.5.5.2.2	Procedimiento de análisis.	47
7.5.5.2.3	Procesamiento de datos y cálculo de resultados.	47
7.5.5.2.4	Parámetro de evaluación.....	48
8	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	49
8.1	Escorrentía y pendiente	49
8.2	Erosión y pendiente	50
8.3	Escorrentía y erosión	53
8.4	pH del agua de escorrentía.....	57
8.5	Nitratos (NO ₃ ⁻) y Amonios (NH ₄ ⁺) en el agua de escorrentía	57

8.5.1	Nitratos (NO_3^-).....	61
8.5.2	Amonios (NH_4^+)	61
8.6	Fosfatos (PO_4^{3-}) en el agua de esorrentía.....	63
8.7	Conductividad eléctrica (dS/m) del agua de esorrentía	65
8.8	Turbidez del agua de esorrentía.....	68
8.9	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)	70
8.9.1	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5).....	73
8.9.2	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	75
8.10	Sólidos suspendidos totales	75
8.11	Potencial de carbono orgánico.....	78
9	ANÁLISIS DE RESULTADOS	83
9.1	Análisis de los parámetros establecidos para evaluar calidad de aguas de esorrentía en los diferentes usos de suelo	83
9.2	Análisis de los parámetros establecidos para evaluar la Erosión y el Potencial de carbono orgánico del suelo	85
10	CONCLUSIONES	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ubicación geográfica de la cuenca del Río Chinchiná, departamento de Caldas-Colombia. a) Municipio de Chinchiná, b) Palestina, c) Villamaría, d) Manizales y e) Neira.....	20
Figura 2 Ubicación de las parcelas de escorrentía en la finca Santa Teresa.....	29
Figura 3 Modelo de una parcela de escorrentía (Adaptada de Romero, et al., 2016)	31
Figura 4 Parcela de escorrentía instalada en campo	32

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Clasificación de la pendiente	21
Tabla 2 Descriptores de calidad del ICA	24
Tabla 3 Clasificación del nivel de riesgo IRCA.....	24
Tabla 4 Sistemas de uso de suelo evaluados en la finca Santa Teresa	29
Tabla 5 Variables evaluadas y metodologías de laboratorio	30
Tabla 6 Clasificación del agua según la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 mg/l .75	
Tabla 7 Clasificación de las de las variables según los criterios de calidad para agua potable	84
Tabla 8 Clasificación de las variables según los criterios de calidad para agua para riego	85
Tabla 9 Valores de Pendiente, Escorrentía, Erosión y Materia Orgánica en los 5 usos de suelo	85

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica 1 Promedio de Escorrentía en l/ha y porcentaje de Pendiente en los 5 usos de suelo	49
Gráfica 2 Promedio de Erosión en kg/ha y porcentaje de Pendiente en los 5 usos de suelo	53
Gráfica 3 Promedio de Escorrentía en l/ha y promedio de Erosión en kg/ha en los 5 usos de suelo.....	56
Gráfica 4 . pH promedio del agua de escorrentía en cada uno de los 5 usos de suelo	57
Gráfica 5 Valores promedio de Nitratos (NO ₃ ⁻) y Amonios (NH ₄ ⁺) en el agua de escorrentía generada en cada uno de los 5 usos de suelo	60
Gráfica 6 Valores promedio de Fosfatos (PO ₄ ³⁻) en el agua de escorrentía generada en cada uno de los 5 usos de suelo	65
Gráfica 7 Valores promedio de Conductividad Eléctrica en el agua de escorrentía generada en cada uno de los 5 usos de suelo	68
Gráfica 8 Valores promedio de Turbidez del agua de escorrentía generada en cada uno de los 5 usos de suelo.....	70
Gráfica 9 Valores promedio de DBO ₅ y DQO de las aguas de escorrentía generadas en cada uno de los 5 usos de suelo	72

Gráfica 10 Valores promedio de Sólidos Suspendidos Totales de las aguas de escorrentía generadas en cada uno de los 5 usos de suelo78

Gráfica 11 Toneladas de materia orgánica generadas por las coberturas en cada uno de los 5 usos de suelo81

RESUMEN

Las coberturas vegetales influyen de manera directa sobre los fenómenos de potencial de carbono orgánico (CO), erosión del suelo, escorrentía y calidad de la misma, de manera positiva o negativa. El establecimiento de cultivos y ganadería en zonas poco aptas para tal uso, repercuten negativamente sobre la degradación de los suelos y la calidad de las aguas de escorrentía, convirtiéndose en amenaza para las fuentes hídricas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial de CO, pérdida de suelos y calidad de aguas de escorrentía en 5 sistemas de uso de suelo, en Andisoles de la cuenca alta del río Chinchiná-Caldas. Se evaluaron 5 coberturas vegetales (Papa, Pastos, Bosque, Ribera con revegetalización y Ribera con pastos) en la finca Santa Teresa ubicada en la vereda Frailes del municipio de Villamaría-Caldas, se empleó la metodología de parcelas experimentales de escorrentía implementando un diseño de bloques completamente al azar, compuesto por 5 tratamientos y 2 repeticiones. Para el logro de los objetivos se estimaron variables físicas, químicas y físico-químicas. La toma de muestras de suelo, agua y hojarasca se hizo cada 15 días durante 8 meses. Los análisis se realizaron en los laboratorios de física de suelos y de calidad de aguas de la Universidad de Caldas. Los resultados obtenidos indican que el sistema de Bosque, tuvo el mejor comportamiento, con pendiente de 133%, generó escorrentía promedio de 11133,78 l/ha; escorrentía que resulta poco contaminada, al evaluarla y clasificarla según los criterios de calidad para agua potable y para riego, este sistema presentó pérdida de suelos por erosión de 4,54 kg/ha y generó mayor aporte de materia orgánica (MO) u hojarasca, que se relaciona con el potencial de carbono orgánico en el suelo (COS). En comparación al tratamiento Pastos que con 66,18% de pendiente generó escorrentía promedio de 56467,9 l/ha, cumpliendo en menor referencia con los criterios en cuanto a calidad para agua potable; respecto al tratamiento Papa que en pendiente de 62,40% obtuvo pérdidas

promedio de suelo por erosión de 189,80 kg/ha y casi nulo aporte de MO al suelo. El tratamiento de Ribera con revegetalización tuvo comportamiento similar al tratamiento Bosque, en cuanto a mayores aportes de MO, menor erosión del suelo y mejor calidad de las aguas escorrentía. Se concluye que el uso de suelo óptimo para implementar en la parte alta de la Cuenca del río Chinchiná es la conservación del Bosque y de la Revegetalización natural, sin embargo, la dinámica económica de la zona incluye cultivos de papa y ganadería que hacen que se replantee la manera en que se efectúan estas actividades y así disminuir el impacto de estas en el medio ambiente y la Cuenca.

Palabras clave: Erosión, Escorrentía, Calidad de aguas, Coberturas vegetales, Andisoles.

ABSTRACT

The vegetation cover directly influences organic carbon (OC) potential, soil erosion, runoff, and its quality, either positively or negatively. The establishment of crops and livestock in unsuitable areas has a detrimental impact on soil degradation and runoff water quality, posing a threat to water sources. The objective of this study was to assess OC potential, soil loss, and runoff water quality in five land use systems in Andisols in the upper Chinchiná River watershed, Caldas. Five vegetation covers (Potato, Pastures, Forest, Riparian with revegetation, and Riparian with pastures) were evaluated on the Santa Teresa farm located in the Frailes village of the Villamaría-Caldas municipality. The methodology of experimental runoff plots was used, employing a completely randomized block design with five treatments and two replications. To achieve the objectives, physical, chemical, and physicochemical variables were estimated. Soil, water, and litter samples were collected every 15 days over 8 months. The analyses were conducted in the soil physics and water quality laboratories at the University of Caldas. The results indicate that the Forest system exhibited the best performance, with a slope of 133%, generating an average runoff of 11,133.78 l/ha. The runoff was relatively uncontaminated when assessed and classified according to quality criteria for drinking water and irrigation. This system experienced soil erosion losses of 4.54 kg/ha and contributed more organic matter (OM) or litter, which is related to the organic carbon potential in the soil (OC). In comparison, the Pastures treatment, with a slope of 66.18%, generated an average runoff of 56,467.9 l/ha but fell short of the quality criteria for drinking water. The Potato treatment, with a slope of 62.40%, had average soil losses due to erosion of 189.80 kg/ha and almost no contribution of OM to the soil. The Riparian with revegetation treatment showed similar behavior to the Forest treatment, with higher OM contributions, less soil erosion, and better

runoff water quality. In conclusion, the optimal land use for the upper Chinchiná River watershed is the conservation of Forest and natural revegetation. However, the economic dynamics of the area involve potato cultivation and livestock, which necessitates a reconsideration of how these activities are carried out to reduce their environmental impact on the watershed.

Keywords: Erosion, Runoff, Water quality, Vegetable covers, Andisols.

1 INTRODUCCIÓN

Las cuencas hidrográficas son áreas geográficas definidas por divisiones de aguas, que son las partes más altas de las montañas, donde se reúnen todos los flujos de agua, como arroyos y ríos, que convergen y desembocan en un punto central conocido como punto de salida de la cuenca. Este punto puede ser un lago, creando una cuenca endorreica, o el mar, lo que se llama cuenca exorreica. En estos territorios existe una relación y dependencia mutua en términos de espacio y tiempo entre los elementos naturales (suelo, ecosistemas acuáticos y terrestres, cultivos, agua, biodiversidad, estructura geológica y geomorfológica), las formas de aprovechamiento (tecnología y/o mercados) y las instituciones (organización social, cultura, normativas y/o leyes) (López & Patrón, 2013).

El ministerio de medio ambiente de Colombia señala que el país se divide en cinco áreas hidrográficas: i) Orinoco, ii) Amazonas, iii) Atlántico (Caribe), iv) Pacífico, y v) Magdalena-Cauca. La quinta área, Magdalena-Cauca, se seleccionó debido a su relevancia en el contexto socioeconómico de Colombia. La Cuenca del río Magdalena desempeña un papel fundamental en la economía, sociedad y medio ambiente del país, siendo hogar de 30 millones de personas y contribuyendo con más del 80 por ciento del Producto Interno Bruto (PIB) nacional. Lamentablemente, el rápido desarrollo ha generado importantes amenazas para la salud del entorno ambiental de la región (The Nature Conservancy, 2019).

La Cuenca del Río Chinchiná está situada en el Departamento de Caldas, en el centro norte de Colombia, dentro de la zona hidrográfica Magdalena-Cauca, en el flanco occidental de la Cordillera Central. Comprende un área de 1052,54 km² y presenta variación de altitudes que

oscilan desde los 800 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) hasta más de 5200 m.s.n.m. en su extremo sureste, donde se ubican los glaciares de los nevados del Ruíz y Santa Isabel. Los municipios de Chinchiná, Neira, Manizales, Palestina y Villamaría se encuentran dentro de esta cuenca, y destacan las subcuencas de los ríos Chinchiná, Guacaica y Río Claro en la zona (López & Patrón, 2013) (Apolo, 2016). De acuerdo con Ibáñez, (2019), estas subcuencas a su vez se subdividen en microcuencas y son las siguientes:

1) Subcuenca del río Guacaica: Incluye el Río Blanco y varios arroyos que desembocan en él, como Olivares, Moravia, El Crucero, Negra, Las Ánimas, Cajones, San Narciso, El Gus, Mina Rica, San Juan, San Andrés, San Pedro, San Pablo, El Cofre, Farallones, Los Alpes, La Matilda, Dantas, así como todos los afluentes que se conectan directamente con el río Guacaica.

2) Subcuenca del río Chinchiná: Incluye afluentes directos como las quebradas Carminales, los Lobos, Cartagena, El Purgatorio, Manzanares, El Rosario, Cameguadua, Los Cuervos, San Juan o San Julián, San Miguel, El Arroyo, La Floresta, La Diana, El Chiflón, Marmato, Versalles, Palogrande, Camelia, 2515-002-091, La Monina, El Molino, El Perro, Manizales, Chupaderos, Palmichal, La María o Tolda Fría, La Oliva, La Rochela, La Zulia, El Diamante, La Siberia, y La Negra.

3) Subcuenca del Río Claro que comprende el río Molinos junto con las quebradas Santo Domingo, La Bella, Las Nereidas, Juntas y los tributarios que desembocan directamente en el Rioclaro.

La cuenca del río Chinchiná corresponde a una de las zonas de la cordillera con mayor grado de intervención humana; lo anterior ha conducido a conformar en la cuenca del río Chinchiná un mosaico de paisajes y ambientes, que van desde áreas relativamente bien conservadas como los

bosques del norte y el sur de la misma, hacia las cabeceras altas de las subcuencas de los ríos Guacaica y Claro, hasta ambientes tan disturbados como las áreas ganaderas y cafeteras que, sin contar lo urbano, son ejemplos claros del grado de deterioro del paisaje y de desplazamiento de la diversidad biológica que ha generado nuestro modelo de desarrollo. Tal proceso de transformación se asocia al hecho de que hoy la cuenca del río Chinchiná es la región con mayor cantidad de población, mayor producto interno bruto, mayor ingreso *per cápita*, mayor desarrollo de la actividad de producción de café y mayor desarrollo industrial del departamento de Caldas; por lo mismo es una de las áreas con mayor grado de deterioro ambiental y menor representatividad de las poblaciones silvestres originales (Alvarez et al., 2007).

El aumento de la población y la manera en que consumen tienen un impacto directo en la biodiversidad de Colombia, al igual que en otros lugares. La ocupación humana y las actividades productivas tienen un efecto perjudicial en el entorno natural, lo que conlleva a una disminución de la biodiversidad debido a la degradación de los ecosistemas (Josué et al., 2021). La biodiversidad en Colombia ha experimentado una reducción promedio del 18%, siendo la principal preocupación la degradación de entornos naturales, principalmente asociada a la expansión de la agricultura y la ganadería (Instituto Humboldt, 2017).

La supresión de la vegetación y la manera en que se utiliza el suelo tienen un impacto significativo en la diversidad de la vida y en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Esto puede agravar la degradación de la fertilidad del suelo, la calidad del agua y la pérdida de hábitats, lo que a su vez afecta la prestación de servicios y recursos naturales. Además, conlleva una disminución en la conexión de los sistemas hídricos, alterando la circulación de materiales, energía y organismos en el ciclo del agua (Nené et al., 2017).

La expansión de la frontera agrícola ha ocasionado la reducción de la cobertura vegetal, permitiendo la aceleración de la intervención antrópica, por lo que en muchas de las áreas originales de páramo y de las cuencas hidrográficas se están dedicando a diferentes actividades como campos agrícolas, ganaderos, zonas de pastoreo, extracción de madera, tala, quema entre otras. Todas estas actividades afectan directamente la regulación de la esorrentía superficial la cual es de suma importancia para la preservación del recurso hídrico del que dispone Colombia (Marín, 2003).

Un análisis de la variación en la cobertura vegetal entre 2002 y 2010, basado en los datos disponibles, muestra que las áreas de Arbustal denso y Bosques y áreas naturales experimentaron una reducción significativa del 54% y 31%, respectivamente, durante ese período de tiempo. Del mismo modo, las áreas nivales experimentaron una disminución del 32%, disminuyendo de 512 hectáreas en 2002 a 353 hectáreas en 2010, lo que tiene un impacto importante en la regulación del agua y la calidad del suelo. Por otro lado, las zonas agrícolas experimentaron un aumento considerable, pasando de 18955 hectáreas cultivadas en 2002 a 41228 hectáreas en 2010, lo que representa un incremento del 118%. Además, los pastos aumentaron un 21% (POMCA, 2013).

En Caldas, específicamente la cuenca alta del río Chinchiná, desempeña un papel fundamental en el suministro de agua para la ciudad de Manizales. Sin embargo, esta área también está experimentando cambios notables debido al aumento de la vegetación herbácea y pastizales, los cuales están relacionados con las actividades ganaderas y agrícolas (Josué et al., 2021). Sin embargo, la cuenca del río Chinchiná todavía contiene áreas con vegetación nativa como el Parque Nacional Natural Los Nevados, las reservas naturales de Río Blanco, Torre

Cuatro, La Marina, Bosques de la CHEC (Central Hidroeléctrica de Caldas) y Planalto (Escobar et al., 2013).

La cuenca representa un sistema ecológico complejo que incluye ecosistemas de páramo, selva andina y especies herbáceas autóctonas, además de ser fuente vital de recursos hídricos. La ciudad de Manizales se beneficia en un 70% de su suministro de agua potable de la cuenca del río Chinchiná, a través de la planta de tratamiento de agua potable “Luis Prieto Gómez”, mientras que el 30% restante proviene de la planta de tratamiento de agua potable “Niza”, que se encuentra en el río Blanco (Josué et al., 2021).

Este trabajo pretende evaluar cómo afectan los usos de suelo y las coberturas vegetales, los procesos de erosión, potencial de CO y calidad de aguas de escorrentía a través del análisis de variables físicas y químicas que aporten información y ayuden en la toma de decisiones sobre el tipo de coberturas que debería establecerse cerca de las zonas donde nace el recurso hídrico y así contribuir con su preservación teniendo en cuenta el grado de importancia que este representa para la calidad de vida humana y su uso en la industria y la agricultura.

2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La cuenca del río Chinchiná-Caldas esta entre las áreas con mayor amenaza de pérdida de suelo por procesos erosivos; la remoción de masas es frecuente debido a las inadecuadas prácticas de cultivo y al establecimiento de sistemas productivos que agravan profundamente la problemática de pérdida de suelo. De acuerdo con el IGAC, el 11% de la cuenca presenta aptitud de uso agrícola, 2% aptitud de uso ganadera, 62% uso agro-silvopastoril y forestal y 20% del área debería ser utilizada para conservación y recuperación de suelos, sin embargo, actualmente más del 50% del área de la cuenca corresponde a territorios agrícolas, y coberturas como pastos limpios (25,9%) que generan impactos sobre los ecosistemas, como pérdida de suelo. Además del establecimiento de cultivos cuyas especies requieren la eliminación total de la cobertura asociada, la práctica de técnicas intensivas de laboreo del suelo, la aplicación de altas cantidades de insumos químicos y la generación de residuos contaminantes que afectan la calidad del agua (POMCA, 2014).

Las formas de manejo de los ecosistemas como la agricultura de roza, tumba y quema, la deforestación, la forestación y la agro-silvicultura inducen cambios importantes en la dinámica del carbono, teniendo efectos directos sobre la escorrentía y erosión del suelo. La magnitud de la pérdida posterior de carbono dependerá del tipo de uso de suelo que reemplace el sistema forestal, teniendo en cuenta que las mayores pérdidas de carbono se deben a actividades de labranza (FAO, 2002).

La agricultura tiene como limitante el agua con una demanda en aumento, aunque parte de esta regresa a los ecosistemas su proceso de contaminación es acelerado, por procesos de

escorrentía o lixiviación los cuales generan un mayor impacto si en la producción agropecuaria se utilizan fertilizantes químicos y plaguicidas (Pineda, 2016).

Teniendo en cuenta lo anterior podemos inferir que las altas precipitaciones, los cambios en el uso del suelo y la remoción de coberturas para la implementación de actividades agropecuarias conllevan a la erosión del suelo, la reducción del potencial de CO y afectan la calidad de aguas de escorrentía. Este trabajo experimental permitirá a través del análisis físico-químico de diferentes variables de agua, suelo y MO evaluar cómo pueden alterarse estas variables en función del tipo de cobertura vegetal presente en el área de estudio.

2.1 Pregunta de investigación

¿Cómo influyen los usos y coberturas de suelo en la pérdida de suelos, potencial de carbono orgánico y la calidad de las aguas de escorrentía? En la finca Santa Teresa ubicada dentro de la Cuenca alta del río Chinchiná.

3 JUSTIFICACIÓN

En la cuenca del río Chinchiná se desarrollan actividades agropecuarias en suelos cuya vocación es la conservación, lo que causa la remoción de masas y la pérdida de calidad del agua. Los sistemas de uso del suelo intervienen en la dinámica del CO en mayor o menor proporción, relacionado con el tipo de cobertura empleado, el CO es importante en climas de alta montaña, los mayores reguladores hídricos y los más propensos a la degradación acelerada de suelos.

Las coberturas actúan como barreras o filtros biológicos para mejorar la calidad del agua y disminuir los procesos erosivos, el agua que se vierte en la cuenca alta se requiere en mayor proporción para consumo humano y generación de energía eléctrica los cuales demandan calidad en las aguas.

El presente trabajo pretende evaluar el potencial de CO, pérdida de suelos y calidad de aguas de escorrentía basados en variables físicas, químicas y fisicoquímicas lo que proporcionará información vital para definir el uso de suelo adecuado para implementar en la cuenca del río Chinchiná.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Evaluar el potencial de carbono orgánico, pérdida de suelos y calidad de aguas de escorrentía en 5 sistemas de uso de suelo, en Andisoles de la cuenca alta del río Chinchiná-Caldas.

4.2 Objetivos Específicos

- Estimar la pérdida de suelos y el potencial de carbono orgánico en 5 sistemas de uso de suelo en la finca Santa Teresa.
- Analizar la Calidad de aguas de escorrentía provenientes de los distintos usos de suelo establecidos en la finca Santa Teresa.
- Comparar los sistemas e identificar el uso de suelo óptimo para su implementación en la cuenca alta del río Chinchiná.

5 HIPÓTESIS

5.1 Hipótesis nula:

Las coberturas vegetales no influyen en el cambio del potencial de carbono orgánico, la pérdida de suelos y la calidad de aguas de escorrentía.

5.2 Hipótesis alternativa:

Las coberturas vegetales si influyen en el cambio del potencial de carbono orgánico, la pérdida de suelos y la calidad de aguas de escorrentía

6 MARCO REFERENCIAL

6.1 MARCO TEÓRICO

6.1.1 *Generalidades de los suelos Andisoles*

Los Andisoles son suelos desarrollados sobre materiales piroclásticos depositados por erupciones volcánicas cuya principal característica es la variedad de material parental debido a la naturaleza de los materiales expulsados en las erupciones (Ramón et al., 2011a). Los Andisoles colombianos en su mayoría, corresponden a suelos bajo regímenes údicos, crícos, isomésicos o isotérmicos, de ciclo corto. En ellos son comunes los horizontes enterrados como consecuencia de la actividad volcánica (Cordillera Central) (Castro, 2003). Entre las propiedades químicas de los Andisoles se destaca su alta capacidad de intercambio catiónico y aniónico (en función del pH del medio) con alto poder buffer, como consecuencia de ello, cuentan con alta retención de fósforo; y altos contenidos de aluminio y hierro; tienen escaso contenido y baja saturación de bases, la acidez va desde fuertemente ácida en horizontes superficiales (pH: 5,1-5,5) a moderadamente ácidos en profundos (pH: 6,1-6,5) (Takahashi, 2002). Son suelos con baja densidad aparente y alta retención de humedad, debido a su mayor porosidad y al mayor tamaño de sus agregados en el agua. Además, en los Andisoles e integrados ándicos es frecuente encontrar que se presenta expansibilidad considerable y agrietamiento al secarse, debido a cambios irreversibles en la organización de los materiales no cristalinos que componen buena parte de la mineralogía de estos suelos (Jaramillo, 2002).

Los suelos de los páramos se caracterizan por ser ácidos y estar cimentados sobre suelos volcánicos, además debido a las condiciones climáticas como alta humedad y bajas temperaturas, la descomposición de la MO es más lenta con respecto a otros ecosistemas, esta condición

permite que ocurra una acumulación del Carbono por largos períodos de tiempo. Por otra parte, cuando se inicia el proceso de descomposición, este puede tomar dos caminos, el de MO lábil y no lábil. El primer camino es de rápida descomposición y los nutrientes reingresan al ciclo, mientras que la MO no lábil es de lenta descomposición y sus componentes se fijan en el suelo como Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos y Huminas (Díez & Ramírez, 2016).

Pavón et al., (2010), en un estudio sobre la susceptibilidad del suelo a la degradación en parcelas con manejo agroforestal Quesungual en Nicaragua, determinaron que si bien los suelos en general no presentaron una degradación física importante debido a la resiliencia típica de los Andisoles, los sistemas Quesungual y de Residuos de Cultivo mantuvieron la susceptibilidad del suelo en niveles tan bajos como los del bosque secundario, mientras que el sistema tradicional de tala y quema de la vegetación mostró evidencias de disminución de la capacidad productiva del suelo por efectos de erosión, pérdida de M.O, reducción de la conductividad hidráulica saturada y consistencias en húmedo más friables por aflojamiento significativo del suelo, con consecuencias negativas sobre la producción de los cultivos.

Rodríguez & Camargo, (2009), llevaron a cabo un experimento en Montenegro, ubicado en Quindío, Colombia. Utilizaron un diseño de bloques completos al azar con cinco tratamientos diferentes y tres repeticiones. Los tratamientos que evaluaron incluyeron diversas coberturas de suelo, como la sucesión natural, la plantación de árboles, la plantación de guadua, los cultivos sin cobertura y las pasturas (que representaban la cobertura inicial). Estos tratamientos se aplicaron en parcelas de 108 m². Al finalizar el período de evaluación, que duró 12 meses, observaron que la pérdida de suelo fue significativamente mayor ($P < 0,05$) en los cultivos sin cobertura (0,59 t/ha), mientras que la plantación de árboles maderables mostró la menor pérdida (0,25 t/ha).

Estos resultados indican que la erosión puede servir como un indicador eficaz para identificar cambios tempranos en la calidad del suelo relacionados con la cubierta vegetal. Esta información es valiosa para promover prácticas que contribuyan al uso adecuado del recurso suelo.

Se admite generalmente que en condiciones normales el grado de erosión hídrica en los Andisoles es bajo. En efecto, alta cubierta vegetal, la baja erosividad de las lluvias en las áreas en las que estos suelos aparecen y una muy baja erodabilidad de acuerdo con los índices normalmente usados, parecen ser los responsables de esto. Sin embargo, en muchos casos y particularmente cuando se producen cambios en el uso y manejo de estos suelos, se desencadenan importantes eventos erosivos que pueden incluso afectar a la totalidad del suelo, dejando numerosos afloramientos rocosos en superficie (Rodríguez et al., 2002).

6.1.2 Tipos de bosque y ecosistemas encontrados en la Cuenca del río Chinchiná

Escobar et al., (2013) menciona que la cuenca del río Chinchiná se puede dividir en cuatro partes:

-La Cuenca Alta (desde los 3800 hasta los 5200 m) consiste en nieves perpetuas o arenales y la formación vegetal de Páramo.

-La Cuenca Media-Alta (desde los 2400 hasta los 3800 m) está compuesta por la formación vegetal de bosque andino, equivalente a la zona de vida de bosque húmedo montano, también llamado orobioma andino de la Cordillera Central, dicha zona es llamada comúnmente como bosques de niebla.

-La Cuenca Media-Baja (desde los 1000 hasta los 2400 m) consiste en la formación vegetal de bosque sub-andino, equivalente a la zona de vida bosque húmedo pre-montano,

también conocido como orobioma sub-andino de la Cordillera Central comúnmente llamado zona cafetera.

-La Cuenca Baja (desde los 800 hasta los 1000 m), consiste en la formación vegetal de selva húmeda equivalente a la zona de vida de bosque húmedo tropical, también conocido como zono-bioma húmedo tropical o ecuatorial de la Cordillera Central.

6.1.3 Principales sistemas productivos en la Cuenca alta del río Chinchiná

La principal actividad agrícola de la cuenca es el cultivo de café, aunque también se cultiva papa, cacao, maíz y algunas hortalizas y frutas. La agricultura es una actividad económica importante, sobre todo en las partes altas y en los páramos. Otras actividades económicas importantes en la región son la ganadería, industria de productos textiles y de confecciones, químicos, licores, madera, cemento y metalmecánica (López, 2019).

Flórez et al., (2017), establecen que el sistema productivo más representativo en la parte alta de Maltería es la producción pecuaria, la cual ha traído consigo la ampliación de la frontera para la producción ganadera, generando grandes impactos ambientales por los cambios de uso del suelo. Las coberturas vegetales han tenido una evolución de conservación desfavorable; en especial la de los bosques con una tendencia marcada a disminuir. De acuerdo con Gómez, (1975), todos los suelos y clases de explotación sea para remediar o prevenir la erosión, requieren prácticas y obras de conservación para aprovechar mejor los suelos y aguas.

6.1.4 Cultivo de papa en la cuenca alta

El sistema de producción agrícola más notable en la zona de estudio se basa en el cultivo de papa, el cual suele practicarse como un solo tipo de cultivo en una misma área. Aunque la agricultura de papa tiene una presencia menor en comparación con la ganadería en esta región, su

relevancia es significativa debido al fuerte impacto que ejerce en el entorno ambiental de la zona investigada. Estos cultivos se encuentran principalmente en las laderas de los principales sistemas de drenaje y, en su mayoría, ocupan terrenos que deberían servir como bosque protector. La controversia radica en que estos cultivos se ubican en áreas estratégicas para el municipio, como los humedales y su zona de amortiguamiento, así como en zonas cercanas a áreas de conservación, como la reserva de río Blanco (propiedad del municipio) y la finca experimental Torre 4 (propiedad de Corpocaldas). Además, se están desarrollando en áreas de gran valor ambiental, como los nacimientos y microcuencas de ríos tan importantes como el río Blanco, que abastece el suministro de agua para Manizales (Hernández, 2004).

6.1.5 Ganadería en la cuenca alta

En Manizales, existen 15098 hectáreas establecidas en pasto natural y plantado, es decir que el 34,20% del área rural del municipio está dedicada a la actividad ganadera. Esta área es similar al área dedicada a las actividades agrícolas, que es cercano al 34%. La actividad productiva que sigue a estas dos en términos de área es la actividad forestal. De esta manera se observa que el área total para actividades pecuarias supera al área de bosques primarios, secundarios y rastrojos (que se encuentran al agrupar rastrojo alto y bajo con bosque natural) (Hernández, 2004).

En el informe del Ministerio de Medio Ambiente, (2002), se presentan cifras relacionadas con las consecuencias medioambientales de la ganadería extensiva en una región que rodea el Parque Nacional Natural Los Nevados, ubicada en el municipio de Salento, Quindío. Estos datos proporcionan una visión cercana de los efectos provocados por la ganadería en terrenos con propiedades similares a los de las zonas elevadas de Manizales.

Uno de los efectos significativos de la ganadería extensiva es la compactación del suelo, lo cual se refleja en la densidad aparente de los suelos analizados en el área de Salento. Se obtuvo un valor de compactación de $1,72 \text{ g/cm}^3$, en contraste con los $1,21 \text{ g/cm}^3$ de un suelo en un bosque, lo que señala que una mayor densidad aparente está asociada a una mayor compactación. Otro indicador que permite evaluar los efectos de esta compactación es la conductividad hidráulica, que determina la cantidad de agua que puede infiltrarse en el suelo y evita el escurrimiento superficial. La conductividad hidráulica registrada en la misma zona fue de $0,34 \text{ mm/hora}$, en comparación con los $3,3 \text{ mm/hora}$ calculados para una zona boscosa. Esto sugiere que a medida que la conductividad hidráulica aumenta, la compactación del suelo disminuye (Hernández, 2004).

6.1.6 Bosque presente en la cuenca alta

La Cuenca Media-Alta (desde los 2400 hasta los 3800 m) está compuesta por la formación vegetal de bosque andino, equivalente a la zona de vida de bosque húmedo montano, también llamado orobioma andino de la Cordillera Central, dicha zona es llamada comúnmente como bosques de niebla (Escobar et al., 2013).

Las actividades productivas que se han concentrado en la región han comprometido la estabilidad de los suelos y la dinámica ecosistémica, particularmente de los páramos y los bosques altoandinos, que han sufrido serios procesos de transformación y degradación. Entre las actividades responsables del progresivo deterioro de tales ecosistemas se encuentran la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, el establecimiento de sistemas de producción de papa y pastos, el establecimiento de programas de generación eléctrica, el turismo mal dirigido,

así como programas de reforestación inapropiados, sin dejar de mencionar actividades de alto impacto como la minería (Dirección Territorial Andes Occidentales, 2017).

6.1.7 Zonas de Ribera en la cuenca alta

El desplazamiento de partículas disueltas y la MO originada desde la fuente principal hasta el punto de salida de los sistemas acuáticos crea una estrecha conexión entre el río y el ecosistema terrestre circundante. En realidad, la vegetación que crece en las orillas del río está más vinculada a la actividad biológica que ocurre dentro del río que a la que tiene lugar en los alrededores, desempeñando un papel esencial en la cadena alimentaria de estos entornos.

A pesar de su gran relevancia, los ecosistemas de agua dulce están experimentando importantes consecuencias debido a la influencia humana, como la construcción de represas y la eliminación de la vegetación en las riberas. Estos factores están causando alteraciones significativas en la circulación natural de materiales y energía, así como cambios en el ciclo de nutrientes, especialmente en los niveles de nitrógeno y fósforo, y en la disponibilidad de MO en el agua. Además, la modificación en la manera en que se utiliza la tierra provoca que los recursos de agua experimenten una disminución en su calidad debido a la presencia de contaminantes químicos agrícolas, un mayor nivel de MO y un aumento en la acumulación de sedimentos (Meza & Rubio, 2012).

6.1.8 Parcela de escorrentía

Las parcelas de escorrentía son instrumentos experimentales de campo que permiten medir la producción de escorrentía y sedimentos en una superficie de terreno delimitada, de la que se conoce con detalle sus características edáficas, topográficas y morfológicas, y aquellas relativas al estado de la vegetación, recubrimiento del suelo y sus usos (De Alba et al., 2002). El

objetivo de estos instrumentos es recoger el agua de escorrentía y el posible arrastre de suelo, para conocer la influencia que ejercen las diferentes prácticas de conservación sobre la recuperación y reducción de los procesos erosivos. En términos generales una parcela de escorrentía está constituida por el área definida y los elementos que concentran el agua de escorrentía en su extremo más bajo además del colector para recibir el sedimento transportado (Perret, 1993).

Rodríguez et al., (2009), llevaron a cabo una investigación en la reserva natural El Ciprés, ubicada en la vereda Bellavista, en el municipio de El Dovio, en el Valle del Cauca. En este estudio, realizaron mediciones en parcelas de escorrentía de 32 m² cada una, abarcando siete tipos de coberturas diferentes: guadua (*Guadua angustifolia Kunth*), bosque secundario, pastura (*Brachiaria decumbens*), café (*Coffea arabica*), banco de proteína (*Trichanthera gigantea*), caña forrajera (*Saccharum officinarum*) y cultivo limpio que consistía en yuca (*Manihot esculenta*), maíz (*Zea mays*) y arracacha (*Arracacia zanthorrhiza Brancroft*). En la evaluación de la investigación, se llevaron a cabo mediciones de las pérdidas de suelo y de los nutrientes calcio, magnesio, potasio y fósforo a lo largo de un período de 7 meses. Los resultados obtenidos revelaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las diferentes coberturas analizadas. Las mayores pérdidas de suelo y nutrientes se observaron en las áreas de cultivo limpio (2,61 t/ha), mientras que las pérdidas más bajas se registraron en las áreas cubiertas de guadua (0,08 t/ha). Estos hallazgos indican las ventajas de conservar los bosques de guadua en esta región de Colombia, ya que no solo contribuyen a la preservación de los suelos y a la mantención de su fertilidad, sino que también representan una alternativa económica adicional para los agricultores locales a través de su adecuado manejo y aprovechamiento.

6.2 MARCO CONTEXTUAL

6.2.1 Cuenca del río Chinchiná

La cuenca del río Chinchiná se encuentra ubicada en la parte Centro-Sur del departamento de Caldas, en la vertiente occidental de la cordillera Central. Forma parte de la región hidrográfica Magdalena-Cauca y es el principal afluente del río Cauca en su lado derecho. Esta cuenca abarca los municipios de Manizales, Chinchiná, Villamaría, Neira y Palestina en términos de jurisdicción. El clima en esta zona está influenciado por varios factores, como el movimiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la circulación atmosférica del Pacífico, los vientos del oeste del Chorro del Chocó y aspectos locales relacionados con la topografía. La variación climática anual se ve afectada por los fenómenos de El Niño y La Niña, conocidos como la Oscilación del Sur, los cuales pueden causar cambios en la precipitación de hasta un 25%. Las temperaturas en la cuenca oscilan entre los 12°C y los 18°C, y la precipitación anual varía de 1000 a 4000 mm (POMCA, 2014).

Esta cuenca tiene su nacimiento en la parte superior del Nevado del Ruiz a los 5200 m (5,058334° N, -75,384158° W), y desemboca en el río Cauca a los 800 m (5,118139° N, -75,669528° W). Sus principales afluentes son los ríos Claro y Guacaica, incluye los municipios de Manizales y Villamaría en su totalidad, el 68% del municipio de Palestina, el 42% del municipio de Neira y el 17% del municipio de Chinchiná, con un total de 113264 hectáreas (Fig. 1). Todas las ciudades de estos municipios se encuentran dentro de la cuenca, a excepción de la ciudad de Neira (Escobar et al., 2013).

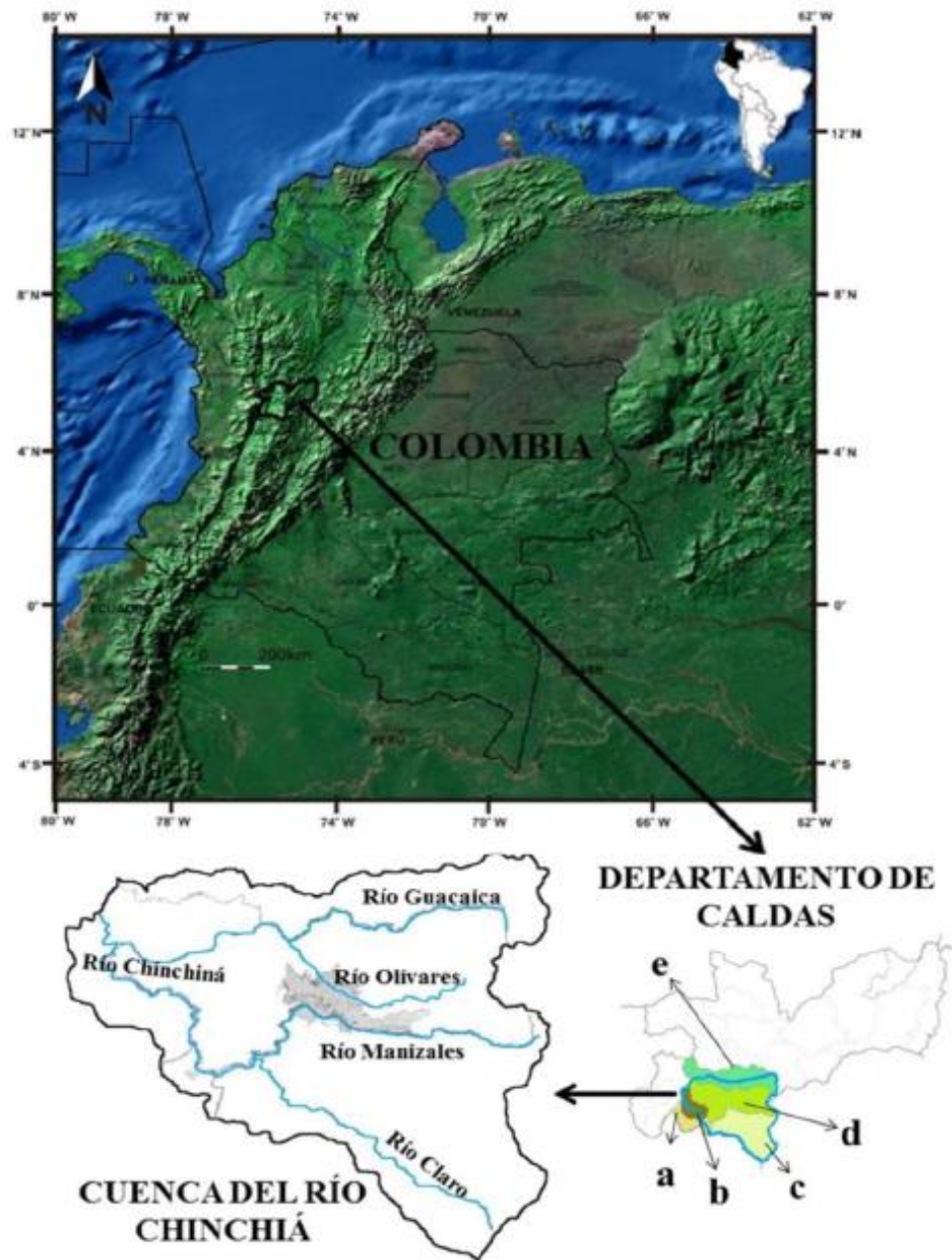


Figura 1 Ubicación geográfica de la cuenca del Río Chinchiná, departamento de Caldas-Colombia. a) Municipio de Chinchiná, b) Palestina, c) Villamaría, d) Manizales y e) Neira. Fuente: (Escobar et al., 2013). Los mamíferos de la cuenca del río Chinchiná, en la región andina de Colombia.

6.3 MARCO CONCEPTUAL

6.3.1 Pendiente

La pendiente se refiere a la inclinación de los terrenos y se describe como el ángulo formado por dos lados, siendo la forma común de expresar la medida de un ángulo mediante el sistema sexagesimal (grados, minutos y segundos). En general, en terrenos agrícolas, se evita que la pendiente supere los 45 grados debido a consideraciones agronómicas, de conservación y gestión del suelo (Boñón, 2010).

Otra manera ampliamente reconocida y comúnmente utilizada para describir la inclinación es mediante un porcentaje. Este enfoque simplifica en gran medida los cálculos al indicar la cantidad de desnivel en metros en el terreno (lado Terminal) cuando se recorren 100 metros desde el punto de partida (distancia reducida). En lugar de expresarla como un ángulo, resulta más conveniente representar la pendiente del terreno como un valor porcentual. Esto se logra al multiplicar por 100 la tangente del ángulo que define la inclinación del suelo (Boñón, 2010).

PENDIENTE (%)	TIPO DE RELIEVE
0-3	Plano
3-7	Suave
7-12	Medianamente accidentado
12-20	Accidentado
20-35	Fuertemente accidentado
35-50	Muy fuertemente accidentado
50-75	Escarpado
>75	Muy Escarpado

Tabla 1 Clasificación de la pendiente. Fuente: (Dávila, 2022). Plan de identificación de movimientos en masa producto de las altas precipitaciones en el municipio de Salento Quindío

6.3.2 Erosión del suelo

La erosión se origina por la combinación de factores tales como el clima (Lluvias fuertes o periodos prolongados de sequías seguidos por fuertes lluvias), pendientes largas y pronunciadas, inadecuada utilización del suelo, escasa o ninguna cobertura vegetal (Hincapié & Ortiz, 2010). En estudios realizados por Salazar & Hincapié, (2006), en 15 municipios del eje cafetero estableció que el 45% de las causas de erosión del suelo se asocian al manejo inapropiado del mismo relacionado con la eliminación de la cobertura con el uso de herbicidas o azadón. Los conflictos en el uso de suelos representaron el 35% de las causas para el movimiento de masa y erosión de suelos; el tipo de cultivo y su localización son factores que influyen en la estabilidad de las laderas.

6.3.3 Carbono orgánico del suelo

El COS permanece en el suelo después de la descomposición parcial de cualquier material producido por organismos vivos (FAO, 2017). Vela et al., (2012), en estudios llevados a cabo en el centro de México verificaron que en bosques originales los valores del COS son más altos debido a su conservación y a los altos aportes de hojarasca que será convertida en MO; en sistemas productivos donde hay ausencia de cobertura vegetal debido a las labores culturales propias del cultivo el contenido de MO es bajo además de que existe un mayor impacto de los procesos erosivos al quedar la superficie descubierta; en pastizales la asociación con especies forestales y pastos macollados contribuyen a la formación de MO y acumulación de COS.

6.3.4 Escorrentía

El coeficiente de escorrentía (c) es una medida que indica la parte del agua de la lluvia total que, una vez que el suelo se ha saturado por completo, fluye superficialmente. Su magnitud

está influenciada por las particularidades del terreno, las cuales influyen en la capacidad del suelo para absorber el agua de la lluvia (Ramón et al., 2011b).

6.3.5 Calidad del agua

La evaluación de la calidad del agua implica examinar sus propiedades físicas, químicas y biológicas de acuerdo con normas y pautas establecidas. Esta evaluación se relaciona con la capacidad del recurso hídrico para satisfacer las necesidades previstas. A nivel global, uno de los principales problemas asociados al agua es la eutrofización, que se origina debido al incremento de nutrientes como fósforo y nitrógeno, los cuales provienen de actividades como la agricultura, aguas residuales domésticas e industriales (Tambo, 2015).

El **Índice de Calidad de Agua** (ICA) es una herramienta utilizada para evaluar la calidad del agua en un cuerpo de agua superficial o subterráneo en un momento específico. En términos generales, el ICA emplea diversos parámetros físicos, químicos y biológicos en una fórmula matemática para determinar la condición de dicho cuerpo de agua. A través del ICA, es posible llevar a cabo un análisis integral de la calidad del agua en diferentes niveles y evaluar la susceptibilidad del cuerpo de agua ante posibles amenazas. Esta herramienta se ha desarrollado como una opción para evaluar los recursos hídricos, lo que facilita la toma de decisiones en la formulación de políticas públicas y el seguimiento de sus efectos, contribuyendo a una gestión más eficiente (Caho & López, 2017). Los factores considerados en el cálculo del ICA incluyen el oxígeno disuelto, sólidos en suspensión, demanda química de oxígeno (DQO), conductividad, relación N total/P total, pH y coliformes fecales (CAR, 2021).

Categorías de valores que puede tomar el indicador	Calificación de la calidad del agua	Señal de alerta
0,00 – 0,25	Muy mala	Rojo
0,26 – 0,50	Mala	Naranja
0,51 – 0,70	Regular	Amarillo
0,71 – 0,90	Aceptable	Verde
0,91 – 1,00	Buena	Azul

Tabla 2 Descriptores de calidad del ICA. Fuente: (OMS, 2011).

El **Índice de Riesgo de Calidad del Agua** (IRCA) representa la probabilidad de que ocurran enfermedades debido al incumplimiento de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del agua destinada al consumo humano, tales como su color, turbidez, nivel de pH, cantidad de cloro residual libre, presencia de coliformes totales y *Escherichia coli*. Su objetivo es garantizar y mantener la calidad del agua en todo el proceso de distribución, desde la planta de tratamiento hasta su entrega a la población (Dueñas et al., 2018).

Clasificación IRCA (%)	Nivel de riesgo
80,1 - 100	Inviabile sanitariamente
35,1 - 80	Alto
14,1 - 35	Medio
5,1 - 14	Bajo
0 - 5	Sin riesgo

Tabla 3 Clasificación del nivel de riesgo IRCA. Fuente: (MIN SALUD, 2007.)

El agua es un recurso natural que posee dos características importantes para la sociedad, por un lado, su cantidad y en este sentido se traduce como un bien para los mercados, dado que se usa para consumo humano, para la producción de bienes agrícolas o para la producción de bienes industriales. Por otro lado, el agua también necesita cierta calidad para ser utilizada en distintas actividades y una gran variedad de procesos humanos degrada la calidad del agua, volviéndola escasa para usos alternativos (Fernández, 2006).

6.3.6 pH

El pH indica la calidad del agua en general. Los cambios en el pH pueden indicar el ingreso de fertilizantes, y procesos de eutrofización. Además, afecta la toxicidad de algunos compuestos, como el amoníaco al controlar su ionización, así como, la disponibilidad biológica de ciertos contaminantes, como metales pesados. En un intervalo de 6.5 a 8.5, el agua es apropiada para la subsistencia de muchos sistemas biológicos y valores mayores a 9.0 y menores de 5.8 producen limitaciones en el desarrollo fisiológico de los organismos vivos (Chapman, 1996).

6.3.7 Nitratos

La concentración de nitratos refleja el lavado de fertilizantes y tiene la capacidad de favorecer los procesos de eutrofización antropogénica (Cude, 2001). De acuerdo con Roldan, (2003), las principales fuentes de nitrógeno en el agua son la contaminación orgánica y la agricultura, si hay nitritos y amonio presentes, estos indican la reciente contaminación orgánica o de que existen procesos reductivos dominantes. En el ambiente, el nitrito (NO_2^-) generalmente se convierte en nitrato fácilmente (NO_3^-), lo que significa que el nitrito raramente está presente en aguas subterráneas. El nitrato es esencial en el crecimiento de las plantas. Por esta razón su uso predominante es como fertilizante y se produce en grandes cantidades industrialmente (Bolaños et al., 2017). Lo más común es que la composición química de un cuerpo de agua refleje la naturaleza geoquímica del terreno que la contiene.

6.3.8 Amonios

El amoníaco o ion amonio (NH_4^+) se encuentra en cantidades notables cuando el medio es fuertemente reductor. En un medio oxidante, el ion amonio (NH_4^+) se transforma en nitrito

(NO₂⁻). Se le considera un constituyente normal de las aguas superficiales y está íntimamente relacionado con descargas recientes de desagües. Cuando su concentración es mayor de 0,1 mg/l, podría constituirse como un indicador de contaminación por aguas residuales domésticas o industriales. El amoníaco en las aguas residuales es producido en su mayor parte por la eliminación de compuestos que tienen nitrógeno orgánico y por la hidrólisis de la urea (Bautista & Ruiz, 2011).

6.3.9 Fosfatos

El ion fosfato (PO₄³⁻) se forma a partir del fósforo inorgánico que existe como mineral y contribuye directamente en el ciclo de este elemento en el ambiente. También puede existir en solución como partículas, como fragmentos sueltos o en los cuerpos de organismos acuáticos. El agua de lluvia puede contener distintas cantidades de fosfatos que se filtran de los suelos agrícolas a los cursos de agua próximos (Bolaños et al., 2017).

Para Bridgewater, (2007), el fosfato que llega a los cursos de agua estimulará el crecimiento del plancton y de plantas acuáticas que proveen alimento para los peces. Sin embargo, si un exceso de fosfato ingresa en el curso de agua, las algas y plantas acuáticas crecerán demasiado, llegando a saturar el curso de agua y a utilizar grandes cantidades de oxígeno.

6.3.10 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) se refiere a la capacidad de las soluciones acuosas para llevar a cabo la conducción de la electricidad. Este atributo está directamente influenciado por factores como la presencia de iones, su cantidad, capacidad de movimiento, carga eléctrica y la temperatura en la que se efectúa la medición. En general, las soluciones que contienen

compuestos inorgánicos tienden a ser excelentes conductores eléctricos, mientras que las moléculas orgánicas, al no disociarse en el agua, tienen una capacidad muy limitada para conducir la electricidad (Sanabria, 2006).

6.3.11 Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales (SST) evalúan el efecto sobre el agua de la erosión ocasionada por las prácticas agrícolas y el acarreo de material durante la escorrentía de aguas de lluvia. Existe relación entre la concentración de SST y la calidad del agua, debido a su capacidad de adsorción de contaminantes como plaguicidas y nutrientes, y además ejercen control sobre la turbiedad del agua (Hill et al., 2005).

6.3.12 Turbidez

La turbidez del agua se origina debido a la presencia de partículas suspendidas, como arcilla, lodo, MO o inorgánica minuciosamente disuelta, compuestos orgánicos con color y diversos microorganismos. La turbidez se refiere a la característica óptica que causa que la solución difunda y absorba la luz en vez de permitir que esta pase de manera directa a través de la muestra (Giraldo, 1995).

6.3.13 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO se utiliza para medir la presencia de contaminación orgánica en el agua, y en esencia, proporciona la misma información que la DBO. Sin embargo, a diferencia de esta última, el análisis de DQO no demanda la necesidad de exponer las muestras recogidas a condiciones cercanas a la anaerobiosis. Además, es importante destacar que la DQO se ve influenciada positivamente por la estabilidad de los ácidos fúlvicos y húmicos, ya que solo se oxidan cuando se encuentran en presencia de dicromato (Waite, 2012).

6.3.14 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅)

La DBO₅ representa la demanda de oxígeno necesaria para la descomposición de la MO biodegradable en el agua residual por parte de microorganismos. Esta medida se expresa en partes por millón (ppm) y se determina observando la disminución del oxígeno disuelto en una muestra de agua a una temperatura constante de 20°C durante un período de 5 días. Un valor alto de DBO₅ indica que se necesita una cantidad significativa de oxígeno para descomponer la MO presente en el agua. En el caso del agua potable, se espera que la DBO₅ esté entre 0,75 y 1,5 ppm, mientras que en aguas poco contaminadas varía de 5 a 50 ppm (Santambrosio, 2009).

7 ASPECTOS METODOLÓGICOS

7.1 Ubicación del área de estudio

El trabajo se realizó en la finca Santa Teresa, localizada en la vereda Frailes del municipio de Villamaría departamento de Caldas. La finca se encuentra a una altitud entre 3500 - 3700 m.s.n.m. y cuenta con una extensión de 200 ha. Las principales actividades productivas que se realizan en la finca son ganadería de leche y cultivo de papa.



Figura 2 Ubicación de las parcelas de escorrentía en la finca Santa Teresa. Fuente: Google Earth Pro, (2023).

7.2 Sistemas de uso de suelo

	Uso de suelo	Abreviatura
1	Cultivo de papa	Papa
2	Pastos limpios	Pastos
3	Bosque	Bosque
4	Ribera de río con revegetalización	RevRi
5	Ribera de río con pastos	PasRi

Tabla 4 Sistemas de uso de suelo evaluados en la finca Santa Teresa

Los sistemas de uso de suelo de interés en la finca Santa Teresa para el trabajo se relacionan en la tabla 3. Estos fueron; Papa, Pastos limpios, Bosque, Ribera de río con pastos y Ribera de río con revegetalización.

7.3 Variables evaluadas

Componente	Tipo de Variable	Variable	Metodología
Suelo	Física	Pérdida de suelo	Análisis mecánico del suelo (Tamices) USDA Parcela de escorrentía (Romero et al., 2016)
	Química	Materia orgánica	Digestión vía húmedo (Walkley-Black) (IGAC, 2007)
Agua	Química	pH	Potenciómetro, basado en los protocolos establecidos por el (IDEAM, 2007d) TP0080 versión 3 y la NTC 4803 (Icontec, 2016)
		Nitratos	Determinación colorimétrica de los iones nitrato en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Nitratos. Test 5-41. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022c)
		Amonios	Determinación colorimétrica de los iones de amonio en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Amonio 3. Test 5-08. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022a)
		Fosfatos	Determinación colorimétrica de los iones fosfato en las aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Fosfatos. Test 5-84. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022b)
		Conductividad eléctrica	Método electrométrico en aguas protocolo del (IDEAM, 2006) TP0082 Versión 02 y NTC 5994 (Icontec, 2013)
	Física	Sólidos suspendidos totales (SST)	Sólidos suspendidos totales en agua secados a 103-105°C tomado de (IDEAM, 2007a) TP0436 Versión 01 y NTC 897 (Icontec, 2015a)
		Turbidez	Nefelometría (Método B) del protocolo del (IDEAM, 2007c) TP0443 versión 01 y la NTC 4707 (Icontec, 1999)
	Físico-Química	Demanda química de oxígeno (DQO)	Reflujo cerrado y volumetría protocolo tomado de (IDEAM, 2007e) TP0086 Versión 05 y NTC 3629 (Icontec, 2015b)
		Demanda biológica de oxígeno (DBO5)	Incubación de 5 días y electrometría protocolo tomado de (IDEAM, 2007b) TP0086 Versión 02 y NTC 3630 (Icontec, 2014)

Tabla 5 Variables evaluadas y metodologías de laboratorio

En la tabla 4, se puede observar que las características de suelo que se evaluaron fueron pérdida de suelo y MO. También, que las variables básicas para determinar la calidad del agua de escorrentía se dividieron en 3: variables químicas (pH, nitratos, amonios, fosfatos y CE), variables físicas (SST y turbidez) y variables fisicoquímicas (DBO5 y DQO). Todos los análisis se realizaron en los laboratorios de suelos y aguas de la Universidad de Caldas.

7.4 Descripción de las parcelas de escorrentía

Las parcelas de escorrentía permiten la delimitación de un campo experimental del terreno para la evaluación del potencial de CO, erosión del suelo y calidad de aguas.

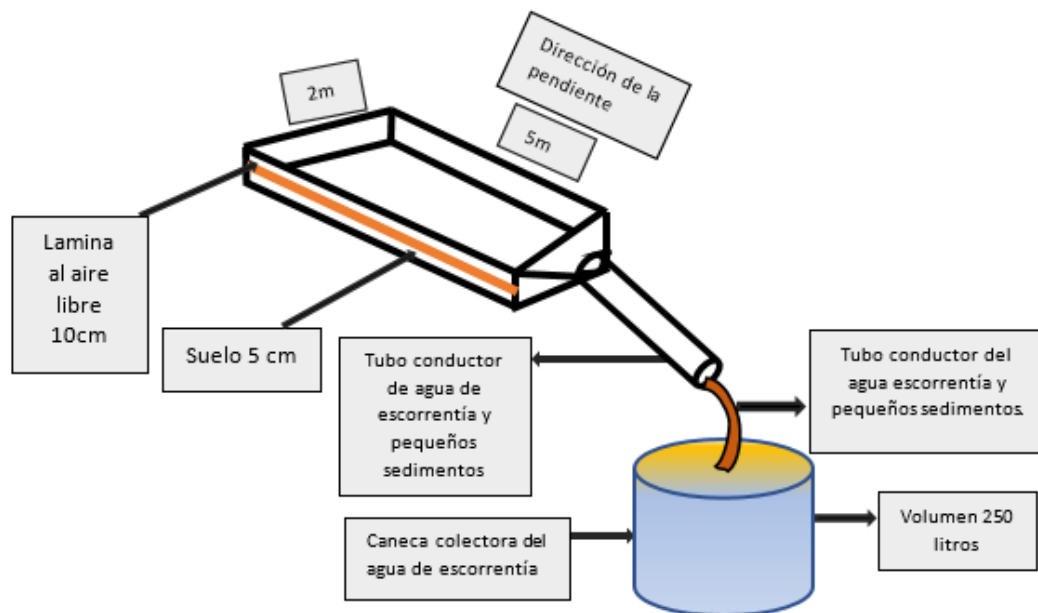


Figura 3 Modelo de una parcela de escorrentía (Adaptada de (Romero et al., 2016))

Las parcelas experimentales de escorrentía y erosión están constituidas por dos partes: El campo experimental y el sistema receptor ubicado en la parte inferior.



Figura 4 Parcela de escorrentía instalada en campo

Para efectos de este trabajo la parcela de escorrentía tuvo un área de 10 m^2 ($5\text{m} * 2\text{m}$). Las láminas metálicas de preferencia deben ser galvanizadas para evitar su deterioro y oxidación y asegurar la calidad de la información, los bordes deben estar enterrados y sobresalir para evitar filtraciones hacia y desde el interior para que la única causante de escorrentía sea la precipitación que cae sobre el campo experimental. En la parte inferior de la parcela se instala una pestaña horizontal a ras del suelo, con la finalidad de recolectar la totalidad de la escorrentía que se forma en la parcela y evitar pérdidas por infiltración en el borde inferior. En la parte inferior de la parcela se instala el sistema receptor, el tamaño de este se determina mediante cálculos a partir de la estimación de la máxima precipitación (Romero et al., 2016).

En la finca Santa Teresa se estableció un diseño de bloques completamente al azar, con cinco tratamientos y dos repeticiones; Se establecieron 5 parcelas de escorrentía con sus duplicados distribuidas en los siguientes usos de suelo:

- Cultivo de papa
- Pastos limpios
- Bosque
- Ribera de río con pastos
- Ribera de río con revegetalización

La evaluación de potencial de CO, pérdida de suelo y calidad de aguas se hizo por medio del diseño de estas parcelas de escorrentía, de las cuales se tomaron muestras de suelo, material vegetal y agua de escorrentía cada 15 días durante 32 semanas, entre diciembre de 2018 y julio de 2019; período en el cual terminó la fase de campo.

7.5 Metodologías de laboratorio

7.5.1 Precauciones en la toma de muestras

Los cuidados al momento de la toma de la muestra y de cómo se conserve, van a influir en la calidad de esta y en los resultados de laboratorio. Por lo general la muestra debe ser homogénea y representativa y no modificar las características fisicoquímicas o biológicas del agua. El envase debe ser acorde al tipo de análisis al igual que el tratamiento previo de esterilización y limpieza.

Por esto; las muestras que se tomaron para analizar la calidad del agua de escorrentía se colectaron en tarros de plástico con capacidad de 2 L y se conservaron en nevera de icopor con hielos. El suelo erosionado por el agua o por acción antrópica se almacenó en bolsas ziploc y la hojarasca para medir el potencial de CO se colectó en bolsas de papel, siguiendo las recomendaciones de Carvajal et al., (2010):

-Antes de llenar el envase con la muestra, se lavó de dos a tres veces el recipiente con el agua que se recolectó.

-Se realizó la toma de la muestra con cuidado, para garantizar que los resultados analíticos correspondieran a la composición real.

- Se hizo registro con la información referente a fecha, localización, sitio de muestreo e identificación de la muestra.

7.5.2 Componente suelo

7.5.2.1 Determinación de la pérdida de suelo.

Los suelos son un sistema de vital importancia, bajo la sola consideración de que la mayor parte de la producción alimentaria requerida por la población mundial en continuo crecimiento depende de ellos (López, 2002).

7.5.2.1.1 Método.

Análisis mecánico del suelo (Tamices) USDA

7.5.2.1.2 Procedimiento de Análisis.

-Se seca la muestra de suelo.

-Se eliminan las partículas mayores de 2 mm, tales como la grava y las piedras.

-La parte restante de la muestra, la tierra fina, se tritura bien a fin de liberar todas las partículas separadas.

-Se mide con precisión el peso total de la tierra fina.

-La tierra fina se hace pasar a través de una serie de tamices con mallas de diversos tamaños de hasta alrededor de 0,1 mm de diámetro.

7.5.2.1.3 *Procesamiento de datos y cálculo de resultados.*

-El peso del contenido de cada malla se calcula por separado y se expresa como porcentaje del peso total inicial de la tierra fina.

-Los pesos de las partículas muy pequeñas de limo y arcilla que hayan pasado a través de la malla más fina se miden por sedimentación y también se expresan como porcentaje del peso total inicial de la tierra fina.

7.5.2.2 Determinación potencial de carbono orgánico.

En los depósitos de hojarasca se encuentra el carbono que va a pasar a ser parte del suelo, además es una fuente importante de C, N y P fácilmente mineralizables para el metabolismo microbiano en ecosistemas forestales (Cuevas et al., 2014).

7.5.2.2.1 *Método.*

Digestión vía húmedo (Walkley-Black) (IGAC, 2007).

7.5.2.2.2 *Procedimiento de análisis.*

En la etapa de extracción, preparar los reactivos y pesar 1 g de suelo tamizado y llevar a un Erlenmeyer de 250 ml, agregar dicromato de potasio 1N y ácido sulfúrico; preparar un blanco de proceso (Bp) por cada volumen de dicromato de potasio 1N y ácido sulfúrico, a la solución agregar 100 ml de agua destilada y dejar enfriar la solución; en la etapa de cuantificación agregar 1 ml de ácido fosfórico y agitar la solución, adicionar 5 gotas de indicador de ortofenantrolin. Por titulación valorar los blancos de procesos (Bp) con sulfato amónico 0.5N, registrar el volumen utilizado, y titular la muestra control y la muestra de suelo, y registrar el volumen gastado. Disponer los registros generales en el proceso analítico y realizar los cálculos (Instituto Geográfico" Agustín Codazzi.", 2006).

7.5.2.2.3 *Procesamiento de datos y cálculo de resultados.*

$$\%C. O = \frac{(Bp - M) \times N \times 0.003 \times (100 + pw)}{pm}$$

Donde:

Bp = ml de sulfato ferroso amónico o sulfato ferroso gastados en la titulación del blanco.

M = ml de sulfato ferroso amónico gastados en la titulación de la muestra

correspondiente

V= ml de dicromato de potasio agregados al blanco correspondiente

N= normalidad del sulfato ferroso amónico, como resultado de la titulación de los blancos implementados= V/Bp

0.003= peso en g de un m_{eq} de carbono

Pw= porcentaje de humedad en el suelo seco a 105° C (factor de corrección por humedad)

Pm= peso en muestra en g.

7.5.3 *Componente agua (Propiedades químicas)*

7.5.3.1 **Determinación de pH.**

El pH mide la actividad de los iones hidrógeno por mediciones potenciométricas (Carvajal et al., 2010).

7.5.3.1.1 Método.

Potenciométrico basado en los protocolos establecidos por el (IDEAM, 2007d) TP0080 versión 3 y la NTC 4803 (Icontec, 2016).

7.5.3.1.2 Procedimiento de análisis.

Se agita la muestra para garantizar la homogeneización y se lo hace de manera leve para evitar la incorporación de dióxido de carbono. Para muestras con alta fuerza iónica, dejar los electrodos dentro de la muestra por un minuto. Sacar una porción fresca de la muestra y leer el pH con el potenciómetro. Con soluciones débilmente tamponadas, sumergir los electrodos en tres o cuatro porciones sucesivas de la muestra y tomar una muestra fresca para medir el pH (Afanador & José, 2007).

7.5.3.1.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados

Reportar la lectura obtenida en el equipo, en unidades de pH, con dos cifras significativas. $pH = n$ Unidades de pH (Afanador & José, 2007).

7.5.3.1.4 Parámetro de evaluación.

El decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio Ambiente en los artículos 10 y 39 establece que el valor del potencial de hidrógeno (pH), para el agua potable deberá estar comprendido entre 6.5 y 9.0 (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.3.2 Determinación de Nitratos.

Las concentraciones de nitratos en el agua superficial pueden cambiar rápidamente por la escorrentía superficial de fertilizantes, la absorción del fitoplancton y la desnitrificación por

bacterias. El agua potable se considera una fuente significativa de exposición a nitratos (OMS, 2011).

7.5.3.2.1 Método.

Determinación colorimétrica de los iones nitrato en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Nitratos. Test 5-41. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022c).

7.5.3.2.2 Procedimiento de análisis.

-Llenar ambos tubos de medida con 5 ml de la muestra. Utilizar la jeringa de plástico. Colocar un tubo de medida en la Pos. A del comparador.

Adición de reactivos solamente en el tubo B

- Añadir 5 gotas de NO_3^{-1} , cerrar el tubo, mezclar.
 - Añadir 1 cuchara medidora rasa de NO_3^{-2} , cerrar el tubo, agitar inmediatamente y fuerte durante 1 min.
 - Después de 5 min, abrir el tubo y colocarlo en la Pos. B del comparador.
 - Desplazar el comparador hasta alcanzar la igualdad de color en la parte transparente.
- Hacer la lectura del valor de medida en la muesca de la lengüeta del comparador. Los valores intermedios pueden interpolarse.
- Después del uso de ambos tubos de medida limpiar a fondo y cerrar.

7.5.3.2.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados.

Reportar la lectura obtenida en el equipo, en mg/l, con dos cifras significativas.

7.5.3.2.4 Parámetro de evaluación.

El Decreto 475 del 10 marzo de 1998 del Ministerio de Salud, en el artículo 8 parte b) especifica como criterio de calidad química para agua con implicaciones de tipo económico o acción indirecta sobre la salud, un valor máximo admisible para nitratos de 10 mg/L (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.3.3 Determinación de Amonios.

El nitrógeno amoniacal, se origina de la degradación del nitrógeno orgánico y, este a su vez, por acción bacteriana, se va oxidando gradualmente a nitritos y finalmente a nitratos (González, 2013).

7.5.3.3.1 Método.

Determinación colorimétrica de los iones de amonio en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Amonio 3. Test 5-08. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022a)

7.5.3.3.2 Procedimiento de análisis.

-Llenar ambos tubos de medida con 5 ml de la muestra. Utilizar la jeringa de plástico.
Colocar un tubo de medida en la posición A del comparador.

Adición de reactivos solamente en el recipiente de medida B

- Añadir 10 gotas de NH_4^{-1} , cerrar el tubo, mezclar.
- Añadir 1 cuchara medidora rasa de NH_4^{-2} , cerrar el recipiente, agitar hasta que se haya disuelto el polvo. Esperar 5 min.
- Añadir 4 gotas NH_4^{-3} , cerrar el recipiente, mezclar.
- Después de 7 min abrir el recipiente y colocarlo en la Pos. B del comparador.

-Desplazar el comparador hasta alcanzar la igualdad de color en la parte transparente.
Hacer la lectura del valor de medida en la muesca de la lengüeta del comparador. Los valores intermedios pueden interpolarse.

-Después del uso de ambos recipientes de medida limpiar a fondo y cerrar.

7.5.3.3.3 *Procesamiento de datos y cálculo de resultados.*

Reportar la lectura obtenida en el equipo, en mg/l, con dos cifras significativas.

7.5.3.3.4 *Parámetro de evaluación.*

El Decreto 1594 de 1984, de la Presidencia de la República de Colombia, establece los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso para consumo humano y doméstico, cuando para su potabilización se requiera tratamiento convencional o desinfección. En ambos casos, la concentración de amoníaco debe ser menor o igual a 1 mg/L de N (DANE, 2011).

7.5.3.4 Determinación de Fosfatos.

Los compuestos del fósforo son nutrientes de las plantas y conducen al crecimiento de algas en las aguas superficiales. Dependiendo de la concentración de fosfato existente en el agua, puede producirse la eutrofización. Tan sólo 1 g de fosfato-fósforo ($\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$) provoca el crecimiento de hasta 100 g de algas (Putz, 2008).

7.5.3.4.1 *Método.*

Determinación colorimétrica de los iones fosfato en las aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Fosfatos. Test 5-84. Fotómetro compacto PF-12Plus (MACHEREY-NAGEL, 2022b).

7.5.3.4.2 Procedimiento de análisis.

-Llenar ambos tubos de medida con 5 ml de la muestra. Utilizar la jeringa de plástico.

Colocar un tubo de medida en la Pos. A del comparador.

Adición de reactivos solamente en el recipiente de medida B

-Añadir 6 gotas de PO_4^{-1} , cerrar el tubo, mezclar.

-Añadir 6 gotas de PO_4^{-2} , cerrar el tubo, mezclar.

-Después de 10 min abrir el tubo y colocarlo en la Pos. B del comparador.

-Desplazar el comparador hasta alcanzar la igualdad de color en la parte transparente.

Hacer la lectura del valor de medida en la muesca de la lengüeta del comparador. Los valores intermedios pueden interpolarse.

-Después del uso limpiar a fondo los dos tubos de medida y cerrar.

7.5.3.4.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados.

Reportar la lectura obtenida en el equipo, en mg/l, con dos cifras significativas.

7.5.3.4.4 Parámetro de evaluación.

El decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente en los artículos 08 y 37 establece que el valor admisible de fosfatos para el agua potable deberá estar comprendido entre 0,2 y 0,4 mg/l (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.3.5 Determinación de conductividad eléctrica.

La CE refleja la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica, y está directamente relacionada con la concentración y tipo de sales disueltas en el agua, los cuales afectan tanto a los rendimientos de los cultivos, como a las propiedades del suelo (pH, CE, nutrientes, entre otros) (Aumassanne & Fontanella, 2015).

7.5.3.5.1 Método.

Método electrométrico en aguas protocolo del (IDEAM, 2006) TP0082 Versión 02 y NTC 5994 (Icontec, 2013).

7.5.3.5.2 Procedimiento de análisis.

Agite homogéneamente la muestra e introduzca directamente la celda (si la boca del recipiente es de un ancho suficiente que lo permita), garantizando que la ranura del sensor quede completamente sumergida en ella. En caso contrario, transfiera una alícuota de 40 a 50 ml de la muestra a analizar en un vaso de precipitados, purgue la celda de conductividad con la misma muestra.

7.5.3.5.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados.

Reporte la conductividad medida en las unidades designadas ($\mu\text{S}/\text{cm}$), con dos cifras significativas.

7.5.3.5.4 Parámetro de evaluación.

El decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente en los artículos 07 y 36 establece que el valor admisible de CE para el agua potable, deberá estar comprendido entre 50 y 1000 micromhos/cm (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.4 Componente agua (Propiedades físicas)

7.5.4.1 Determinación sólidos suspendidos totales.

Los sólidos afectan la calidad del agua de diferentes formas; aguas con alta concentración de sólidos disueltos generalmente son de baja potabilidad y pueden inducir reacciones fisiológicas desfavorables al ser humano y altos contenidos de minerales son perjudiciales para muchas aplicaciones industriales. El análisis de sólidos es importante para el control de procesos

de tratamientos físicos y biológicos de aguas residuales y para asegurar el cumplimiento de las normas legales vigentes (Carvajal et al., 2010).

7.5.4.1.1 Método.

Sólidos suspendidos totales en agua secados a 103-105°C tomado de (IDEAM, 2007a) TP0436 Versión 01 y NTC 897 (Icontec, 2015a).

7.5.4.1.2 Procedimiento de Análisis.

Pasar el disco por el equipo de filtración y lavar con agua destilada, luego llevar el disco a la estufa a 103° durante una hora, dejar enfriar y pasar el agua de la muestra por el filtro y succionar durante 3 minutos, retirar el filtro del embudo de succión y secar en la estufa a 103°C – 105°C durante una hora, enfriar en el desecador y pesar, repetir el ciclo de secado, enfriamiento y pesado hasta un peso constante (Carvajal et al., 2010).

7.5.4.1.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados

$$\text{SST (mg/l)} = \frac{(B-A)*1000}{\text{mL (muestra)}}$$

A: Peso del filtro en mg.

B: Peso del filtro más el residuo seco en mg.

mL_(muestra) = Volumen de la muestra filtrada (Carvajal et al., 2010).

7.5.4.1.3 Parámetro de evaluación.

El artículo 36 del decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente establece que el valor permisible para el agua potable de sólidos totales es de <1000 mg/l (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.4.2 Determinación Turbidez del agua.

La turbiedad en el agua es causada por materia suspendida y coloidal tal como arcillas, sedimentos, MO e inorgánica dividida finamente, plancton y otros microorganismos microscópicos. Los valores de turbiedad sirven para establecer el grado de tratamiento requerido por una fuente de agua cruda, su filtrabilidad y consecuentemente, la tasa de filtración más adecuada, la efectividad de procesos de coagulación, sedimentación y filtración, así como para determinar la potabilidad del agua (Carpio, 2007).

7.5.4.2.1 Método.

Nefelometría (Método B) del protocolo del (IDEAM, 2007c) TP0443 versión 01 y la NTC 4707 (Icontec, 1999).

7.5.4.2.2 Procedimiento de Análisis.

El método está basado en una comparación de la intensidad de la luz desviada por la muestra bajo condiciones definidas, con la intensidad de la luz desviada por una suspensión estándar de referencia, bajo las mismas condiciones. A mayor intensidad de luz desviada mayor será la turbidez. Como patrón de referencia se usa una solución patrón de polímero de formazina. Esta solución es de fácil preparación y sus propiedades para desviar la luz son mejores que las soluciones preparadas con aguas turbias, para finalizar el análisis se llena una celda con aproximadamente 25 ml de la muestra, se coloca en el equipo y se lee directamente la turbidez (Carvajal et al., 2010).

7.5.4.2.3 Procesamiento de datos y cálculo de resultados.

Reporte la turbidez medida en las unidades designadas, unidades nefelométricas de turbidez (NTU), con dos cifras significativas.

7.5.4.2.4 Parámetro de evaluación.

El decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente en su artículo 7 establece los criterios organolépticos y físicos y determina que el agua potable debe presentar valores menores o iguales a 5 unidades nefelométricas de turbidez (Ministerio del medio ambiente, 2002).

7.5.5 Componente agua (Propiedades físico-químicas)

7.5.5.1 DQO (Demanda química de oxígeno).

La DQO determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la MO en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Es un método que es aplicado para aguas superficiales y residuales (Rodríguez & Carlos, 2007).

7.5.5.1.1 Método.

Reflujo cerrado y volumetría protocolo tomado de (IDEAM, 2007e) TP0086 Versión 05 y NTC 3629 (Icontec, 2015b).

7.5.5.1.2 Procedimiento de Análisis.

Se preparan 6 tubos como blancos, de estos, 3 se llevan a digestión, para valorar la concentración de FAS; la muestra se agita y se transfiere a un tubo de digestión, se agrega 2,5 ml de muestra y 1,5 ml de solución de digestión y 3,5 ml de reactivo de ácido sulfúrico adicionándolo por las paredes del tubo; tapar herméticamente y agitar. Colocar los tubos con las muestras, blancos para digestión y los estándares de control (distribuir aleatoriamente en cada uno de los bloques los blancos y los estándares de control), en el micro digestor precalentado a 150°C y dejar por 2 horas, después sacar los tubos y ponerlos en una gradilla a enfriar y transferir el contenido de los tubos a un Erlenmeyer por separado. Se realiza la valoración de los

titulantes con los blancos no digeridos, se transfieren a un Erlenmeyer y se adiciona Ferroina, la titulación se hace con dicromato 0.025N o 0.10N, el punto final de la titulación es un cambio a color azul verdoso a café rojizo permanente. Luego se titulan los blancos digeridos las muestras y los estándares repitiendo el mismo proceso descrito anteriormente (Rodríguez & Carlos, 2007).

7.5.5.1.3 *Procesamiento de datos y cálculo de resultados.*

$$\text{Normalidad del FAS} = \frac{\text{Volumen}(K_2Cr_2O_7) * \text{Normalidad}(K_2Cr_2O_7)}{\text{Volumen FAS promedio}}$$

Volumen de dicromato= 1,5 o 6 ml

Concentración del dicromato de potasio: 0.025, 0,10N ó 0,25N

Cálculos para el rechazo de datos para los 3 blancos con digestión: calcular el T estadístico para el grupo (máximo y mínimo), calcular promedio y desviación estándar.

Calcule T como: $T = (X \text{ alto} - X \text{ promedio}) / s$ para un valor alto.

$T = (X \text{ promedio} - X \text{ bajo}) / s$ para un valor bajo.

Si T calculado es mayor que el T de tablas que es igual a 1,15 para 3 datos y para un nivel de confianza del 95%, el dato se rechaza (TP0131).

$$\text{DQO como mg O}_2/\text{L} = \frac{(A-B)*N*8*1000}{\text{mL de la muestra}}$$

donde:

A= Promedio de ml del FAS utilizado para los blancos digeridos

B= mL del FAS utilizado para la muestra

N= Normalidad del FAS

8= Peso equivalente del oxígeno (Rodríguez & Carlos, 2007).

7.5.5.1.4 Parámetro de evaluación.

Las unidades de DQO en mg/LO₂ van desde los 200 hasta los 500 para actividades agropecuarias (Min. Ambiente, 2015).

7.5.5.2 Demanda biológica de oxígeno (DBO₅).

La DBO₅ se usa como medida del contenido de MO biodegradable y se mide por la cantidad de oxígeno requerida para su oxidación en la muestra de agua y como resultado de la acción de oxidación bioquímica aerobia (Carvajal et al., 2010).

7.5.5.2.1 Método.

Incubación de 5 días y electrometría protocolo tomado de (IDEAM, 2007b) TP0086 Versión 02 y NTC 3630 (Icontec, 2014).

7.5.5.2.2 Procedimiento de análisis.

El método consiste en la incubación de las muestras en botellas herméticamente cerradas para evitar la entrada de aire en condiciones específicas en un tiempo determinado. Se mide el oxígeno disuelto inicial y después de la incubación. La DBO₅ se calcula como la diferencia entre el OD inicial y el OD final (Carvajal et al., 2010).

Durante todo el ensayo debe garantizarse que se suministren las condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de los microorganismos, por lo tanto, hay que proporcionar los nutrientes necesarios para el desarrollo de bacterias, tales como N y P y eliminar cualquier sustancia tóxica de la muestra. Además, es necesario que exista una población de organismos suficiente en cantidad y en variedad de especies, llamada “Cepa” o “Semilla”, durante la realización del ensayo, para la degradación de la MO (Navarro, 2007).

7.5.5.2.3 *Procesamiento de datos y cálculo de resultados.*

Cuando el agua de dilución no es inoculada:

$$\text{DBO}_5 \frac{\text{mgO}_2}{L} = \frac{D1-D2}{P}$$

Cuando el agua de dilución fue inoculada:

$$\text{DBO}_5 \frac{\text{mgO}_2}{L} = \frac{(D1-D2)-(B1-B2)f}{P}$$

D1: OD inicial de la muestra diluida en mg/l

D2: OD final de la muestra diluida en mg/l

B1: OD inicial del control del inóculo mg/l

B2: OD Final del control del inóculo

P: Fracción decimal de muestra usada.

$$f = \frac{\% \text{ de semilla en D1}}{\% \text{ de semilla en B1}} \text{ (Navarro, 2007).}$$

7.5.5.2.4 *Parámetro de evaluación.*

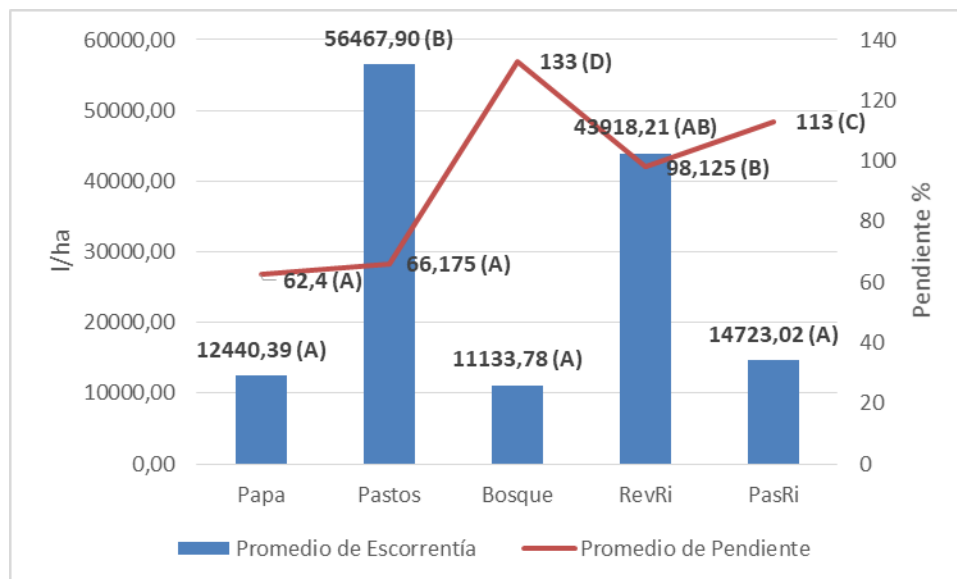
El Artículo 9, de la resolución 631 de 2015 del ministerio de medio ambiente, establece que los valores límites permisibles en los vertimientos de agua residuales no domésticas para DBO5 es de 50 mg/l (Min. Ambiente, 2015).

8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Escorrentía y pendiente

Cuando la lluvia cae con una intensidad que supera la capacidad de absorción del suelo, se origina la escorrentía superficial. La erosión es más pronunciada durante lluvias intensas y prolongadas en comparación con lluvias más suaves. La intensidad de la lluvia está relacionada estrechamente con el tamaño de las gotas; las lluvias suaves suelen ser prolongadas, con poco volumen y gotas pequeñas, mientras que las lluvias intensas son breves, con gran volumen y gotas de mayor tamaño (Ramos & Armenteras, 2019).

La relevancia de la inclinación reside en que, al comenzar la escorrentía, si la pendiente se incrementa, también aumenta tanto la velocidad como la cantidad de agua que fluye hacia abajo, lo que resulta en un mayor potencial de erosión (Ramos & Armenteras, 2019).



Gráfica 1 Promedio de Escorrentía en l/ha y porcentaje de Pendiente en los 5 usos de suelo

En la gráfica 1 se puede observar el valor promedio de la escorrentía y el porcentaje de pendiente calculado para cada uno de los sistemas de uso de suelo que se evaluaron en este trabajo.

Al realizar el análisis de la varianza para la escorrentía, se encontró diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre el sistema de uso de suelo de pastos y los tratamientos (Papa, Bosque y PasRi) siendo el sistema pastos el tratamiento que mayor escorrentía generó con 56467,90 l/ha. A este le sigue el tratamiento RevRi que presentó un promedio de escorrentía de 43918,21 l/ha. El tratamiento Bosque fue el que menos escorrentía produjo con 11133,78 l/ha, seguido por los tratamientos de Papa y PasRi que tuvieron valores promedio de escorrentía de 12440,39 l/ha y 14723,02 l/ha respectivamente.

Camargo et al., (2010), investigaron los efectos positivos de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la preservación de entornos acuáticos en una quebrada que es un afluente del río La Vieja en Quimbaya-Quindío. Se llevaron a cabo evaluaciones en dos tipos de cobertura, una compuesta por guadua y la otra por pastos mejorados. En resumen, se encontró que la cantidad de escorrentía recolectada en las áreas cubiertas por pasto equivalió al 30% de la precipitación registrada, mientras que, en las áreas con cobertura de guadua, esta cifra fue de apenas el 2%.

En un estudio realizado en Costa Rica y Nicaragua por Ríos et al., (2013), se identificó una tendencia similar en cuanto a la escorrentía de agua. Los resultados mostraron que, en pasturas, la escorrentía representaba aproximadamente entre el 28% y el 48% de la cantidad de lluvia recibida, mientras que, en sistemas con arbustos, esta cifra oscilaba entre el 7% y el 10%. Además, en un estudio posterior realizado por Ortega en 2014, se encontraron resultados

consistentes con una mayor regulación en el bosque, donde la escorrentía superficial representaba solo el 0,69% de la precipitación total. En contraste, en las áreas de pastos se registraron los valores más altos, alcanzando el 21% de la escorrentía con respecto a la lluvia recibida.

Los datos obtenidos confirman que, en los suelos bajo coberturas, como las de bosque la infiltración del agua es mayor debido a que son suelos más porosos y con mejor conductividad hidráulica gracias a la acción de la vegetación, las raíces y la capa de hojarasca acumulada. Además, en los bosques, la influencia de la lluvia y la cantidad que realmente llega al suelo son reducidas debido a que los tallos, hojas y ramas funcionan como una barrera física significativa (Camargo et al., 2010).

En cambio, en las áreas con pastos, los suelos tienden a estar más compactados y tienen menos porosidad y capacidad de conducción de agua, lo que resulta en menor cantidad de la lluvia que se filtra en el suelo y una mayor cantidad que fluye sobre la superficie como escorrentía (Sadeghian et al., 1999).

Además de esto, en las pasturas se identifican elementos de contaminación y perjuicios en los suelos debido al repetido tránsito de los animales. Esto limita la capacidad de las raíces para crecer más profundamente y dificulta la absorción del agua, ya que la compactación del suelo es más pronunciada (Gaviria & Bedoya, 2023) lo que hace que disminuya la conductividad hidráulica y se genere mayor escorrentía superficial, ya que el agua no puede infiltrarse a través del perfil del suelo.

En el tratamiento de papa la mayor parte de agua se pudo haber infiltrado debido al tipo de suelo, ya que los Andisoles presentan baja densidad aparente y mayor porosidad y a la

labranza que demanda este cultivo. Con la labranza, se rompe la estructura natural del suelo, se separan las partículas sólidas y se incrementa el espacio poroso (Marín & Villatoro, 2023).

Al realizar el análisis de la varianza entre los valores promedio de pendiente se encontró diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los tratamientos de Bosque, RevRi, PasRi y los tratamientos de papa y pastos; entre estos dos últimos no hubo diferencias significativas. Los mayores porcentajes de pendiente se encuentran en el tratamiento Bosque, PasRi y RevRi con 133%, 113% y 98,12% de pendiente en promedio respectivamente. Los tratamientos de papa y pastos tuvieron un valor promedio de pendiente de 62,4% y 66,18% cada uno.

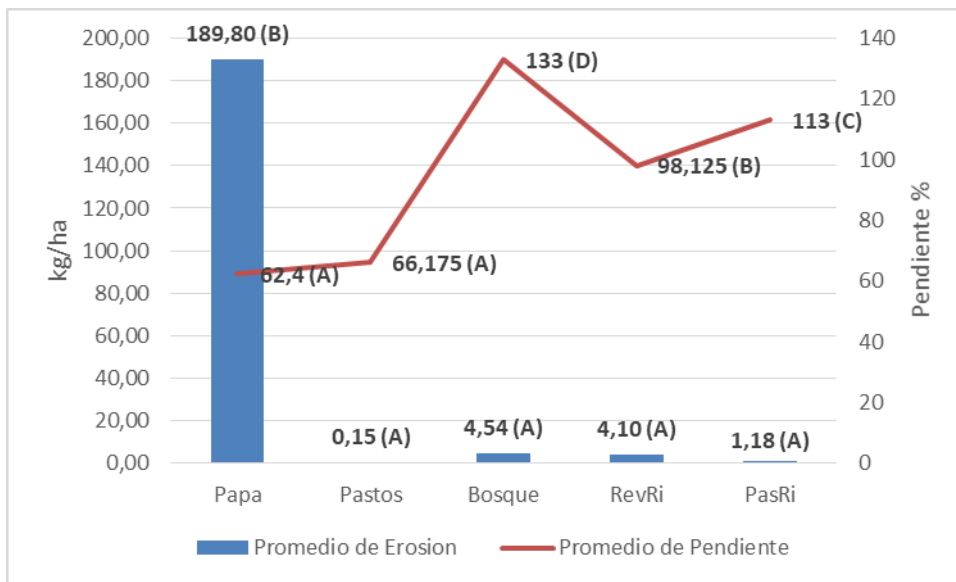
Todos los tratamientos se encuentran ubicados en pendientes escarpadas y muy escarpadas puesto que superan el 50% y 75% de pendiente, son suelos que presentan restricciones en el pastoreo y en la implementación de cultivos. Se esperaría que a mayor pendiente se generara mayor escorrentía, pero normalmente estos suelos son de difícil laboreo y acceso por lo cual se destinan a la conservación. En la gráfica 1 el tratamiento Bosque está ubicado en la zona con mayor pendiente, sin embargo, es el tratamiento en el que menor escorrentía se generó, esto debido a la barrera que el dosel del bosque crea entre la precipitación y el suelo, además de que mejora la infiltración del agua que llega a este. En contraste con el tratamiento de Pastos que es de los tratamientos que presentaron menores pendientes y en el cual se produjo mayor escorrentía.

A medida que la inclinación aumenta, la flora se torna más densa, dando lugar a bosques con copas altas, una gran cantidad de arbustos y vegetación estacional que cubre las pendientes empinadas (Machuca & Vélez, 2021).

(Valencia, 2023), reporta en su estudio, que para los sistemas de bosque y revegetalización los bajos niveles de escorrentía se ven mediados por la intercepción arbórea y la disminución de la velocidad en el movimiento superficial del agua como resultado del efecto de barrera que esta vegetación ejerce en dichos sistemas en los que, a medida que el agua avanza con menor velocidad una porción considerable se infiltra o evapora mientras que una pequeña fracción continúa con su tránsito sobre la superficie del suelo.

8.2 Erosión y pendiente

La erosión del suelo es más intensa al comienzo del cultivo, especialmente cuando el suelo se encuentra sin cobertura y está vulnerable a la acción directa de las gotas de lluvia. Esto conlleva la degradación de las características físicas del suelo (Avilés et al., 2018).



Gráfica 2 Promedio de Erosión en kg/ha y porcentaje de Pendiente en los 5 usos de suelo

La erosión dentro de las parcelas fue estadísticamente diferente ($P \leq 0,05$) entre el tratamiento de Papa en donde se generó la mayor cantidad de erosión (189,80 kg/ha) y los

tratamientos de Pastos (0,15 kg/ha), PasRi (1,18 kg/ha), RevRi (4,10 kg/ha) y Bosque (4,54 kg/ha) con menores pérdidas; aunque entre estos no hubo diferencias significativas (Gráfica 2).

Yilmer et al., (2007), afirman que la escorrentía y erosión que procede de buenos pastizales o de bosque son pequeñas, a menudo representan menos del 5 y del 1% de las pérdidas de suelo sin cobertura vegetal. Los escurrimientos son bajos por la alta infiltración en comparación con suelos sin cobertura vegetal.

En suelos sin cobertura vegetal las pendientes rara vez están desprovistas de vegetación a menos que las tierras sean de labranza; la tierra desnuda y arable es más susceptible a la erosión hídrica y se puede perder grandes cantidades de suelo con una tormenta o durante una estación lluviosa.

En estudios realizados por Capurro & Montico, (2020), sobre el efecto de los cultivos de cobertura en las pérdidas de agua y suelo por erosión hídrica, concluyeron que las pérdidas totales de agua por escurrimiento superficial y de suelo en diferentes pendientes y bajo cultivos de cobertura fueron significativamente menores a las pérdidas generadas en cultivos sin cobertura. Los procesos de erosión hídrica fueron mitigados por los cultivos con cobertura a través del aumento de la cobertura.

Volverás et al., (2021), evaluaron la pérdida de suelo en el sistema ancestral wachado (surco o camellón), usado en laderas de Nariño para la producción de papa, encontraron un efecto significativo de la inclinación de los surcos sobre la pérdida de suelo a mayor inclinación se obtuvo mayores pérdidas de suelo.

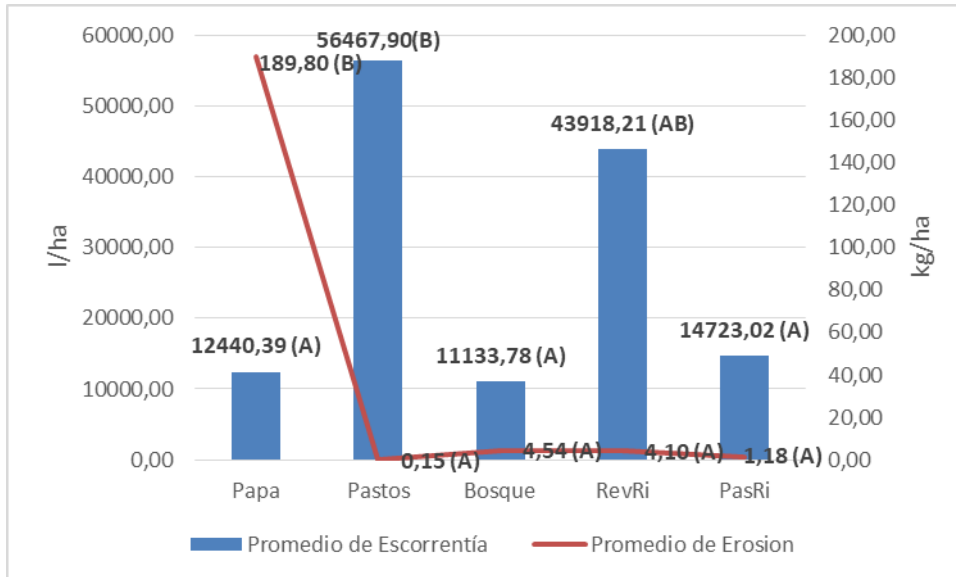
Al igual que con la escorrentía se esperarían que en los tratamientos con mayor porcentaje de pendiente se presentara la mayor cantidad de erosión, y aunque todos los tratamientos se

encuentran en pendientes escarpadas y muy escarpadas, la mayor cantidad de erosión en relación al porcentaje de pendiente se presentó en el tratamiento de Papa, esto pudo darse debido a la poca cobertura vegetal y a la intervención por la labranza que demanda el cultivo, a diferencia de los demás tratamientos que aún con pendientes más elevadas obtuvieron pérdidas por erosión menores.

Dado lo anterior los datos obtenidos en este estudio, ratifican que, en suelos desprovistos de cobertura vegetal y altamente intervenidos, las pérdidas de suelo por erosión hídrica son mayores, esto en el caso del tratamiento Papa, comparado a la erosión causada en los tratamientos de Pastos, Bosque, RevRi y PasRi, los cuales presentan mayor cobertura vegetal.

8.3 Escorrentía y erosión

La presencia de elementos en el suelo, ya sea en forma de vegetación, restos de plantas o MO que cubre la superficie, ayuda a reducir la erosión causada por el agua que fluye por la superficie. Se ha observado que esta cobertura beneficia la calidad del suelo al mejorar su estructura, disminuir la compactación, aumentar el contenido de CO y promover una mayor capacidad de infiltración del agua (Pedroza et al., 2022).



Gráfica 3 Promedio de Escorrentía en l/ha y promedio de Erosión en kg/ha en los 5 usos de suelo

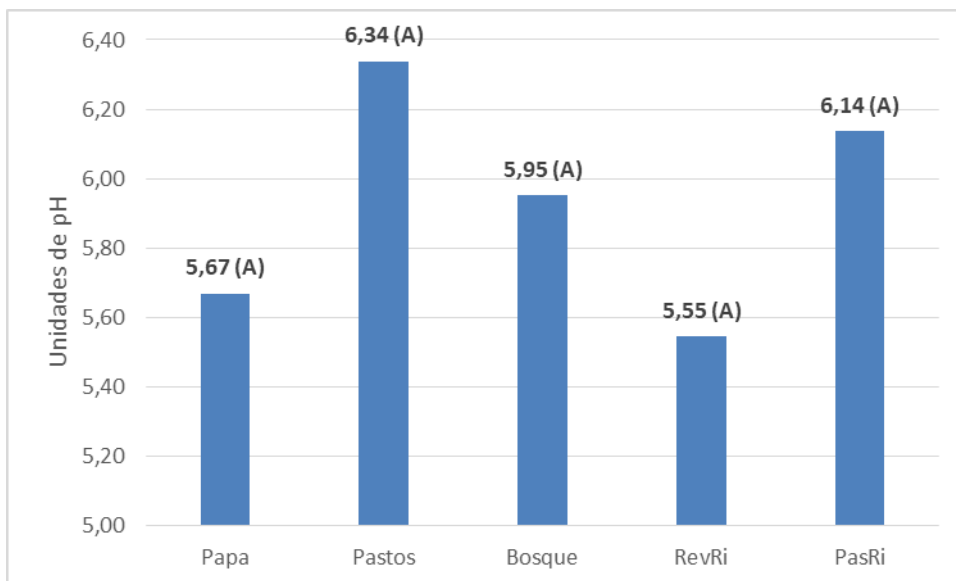
La presencia de vegetación en el suelo reduce la fuerza del agua que fluye superficialmente, lo que ayuda a reducir el daño causado por la erosión hídrica. La forma en que las partículas de suelo se desprenden en pequeños canales o flujos depende de la estructura de los agregados del suelo y de si hay o no vegetación que pueda frenar la velocidad del agua y prevenir la erosión (Pedroza et al., 2022).

Con los datos obtenidos, si contrastamos la escorrentía con la erosión generada en cada uno de los usos de suelo, se observa que, aunque la escorrentía que se generó en el tratamiento Papa no tuvo diferencias estadísticas con los tratamientos de Bosque y PasRi (Gráfica 3), se evidencia mayor erosión en el tratamiento Papa, debido a que el suelo en este estaba mayormente descubierto y con mayor grado de intervención en relación a las labores de labranza que demanda el cultivo como el aporque y la cosecha.

Valencia, (2023), menciona que si comparamos la relación que existe entre cobertura arbórea y escorrentía podemos decir que esta es inversamente proporcional ya que, niveles

crecientes de cobertura reducen la escorrentía superficial como efecto de la intercepción que se da en las áreas de dosel, tronco, hojarasca y sistema radicular siendo así, que el agua proveniente de la precipitación se reduce considerablemente al atravesar la cobertura arbórea en su trayecto hacia el suelo; de este modo, el sistema con menor escorrentía superficial es el de Bosque todo esto en concordancia con Reyna, (2021), que hace mención sobre la alta eficiencia de estos en la reducción de la escorrentía superficial y del aumento de la infiltración.

8.4 pH del agua de escorrentía



Gráfica 4 . pH promedio del agua de escorrentía en cada uno de los 5 usos de suelo

Los valores promedio de pH de las aguas de escorrentía generadas en cada uno de los usos de suelo, no fueron estadísticamente significativos o diferentes ($P > 0,05$), se obtuvo resultados entre 4,92 (Pastos) y 7,63 (RevRi) como valores mínimo y máximo correspondientemente. Entre los tratamientos los valores de pH más bajos se encuentran en RevRi, Papa y Bosque con 5,55, 5,67 y 5,95 respectivamente. Los valores de pH obtenidos en los

tratamientos de Pastos y PasRi son más cercanos a la neutralidad; con valores de 6,34 y 6,14 cada uno.

Loera et al., (2019), evaluaron la calidad del agua de escorrentía para uso agrícola captada en bordos de almacenamiento, sin encontrar diferencias significativas, el valor del pH osciló entre 7,0 y 7,8. Lee et al., (2010), compararon el pH del agua de lluvia captada en tanques de PVC y una presa, encontrando que el agua de la presa presentó valores entre 7.5 a 8.3, mientras que el pH del agua de lluvia osciló entre 4.3 y 6.0. En el presente trabajo el pH del agua de escorrentía osciló entre 5,5 y 6,34 entre los diferentes tratamientos.

Al respecto, Berndtsson et al., (2009), señalan que el incremento del pH en el agua de escorrentía con relación al agua de lluvia indica una rápida neutralización de las deposiciones ácidas, lo que es un beneficio ambiental cuando la escorrentía descarga de forma directa en reservorios de agua natural.

Rubio & Sánchez, (2002), mencionan que la acidificación de las aguas depende de la extensión y del tipo de cobertura vegetal. Las áreas sin cubierta vegetal y los pastos, difícilmente pueden atrapar la deposición atmosférica seca, ya que la mayor parte de esta se la vuelve a llevar el viento. Por el contrario, los bosques, tienen una gran superficie con la cual atrapar el polvo, que más tarde es arrastrado por el agua de lluvia, hacia el suelo, acidificando las aguas. Cuanto mayor sea la densidad de la vegetación arbórea mayor será el riesgo de acidificación. Esto podría explicar el comportamiento en el pH de las aguas de escorrentía analizadas en los tratamientos que tenían mayor cobertura vegetal, como es el caso de los tratamientos de Bosque y RevRi en comparación con los demás tratamientos en los cuales la densidad de cobertura era menor (Papa) o estaban conformados por pastizales (Pastos y PasRi).

Se piensa que la utilización de urea para fomentar el crecimiento de pastos podría estar desempeñando un papel significativo en la acidificación del agua. Aunque la urea en sí misma conlleva un aumento en el pH de los suelos, en su mayor parte es descompuesta por microorganismos a través de la hidrólisis en amoníaco, que posteriormente se nitrifica para convertirse en nitrato. La nitrificación del amonio libera iones de hidrógeno, lo que conduce a un aumento en la acidez del suelo (Acevedo, 2016).

Dado lo anterior se podría explicar el comportamiento del pH en el tratamiento Papa debido a la fertilización nitrogenada empleada en el cultivo, al igual que la aplicación de fertilizantes en los tratamientos de Pastos y PasRi. Lo cual puede indicar que los fertilizantes utilizados en el cultivo de Papa y en los Pastos se han mineralizado y que el amonio resultante nitrificado, liberando protones que disminuyen el pH del agua.

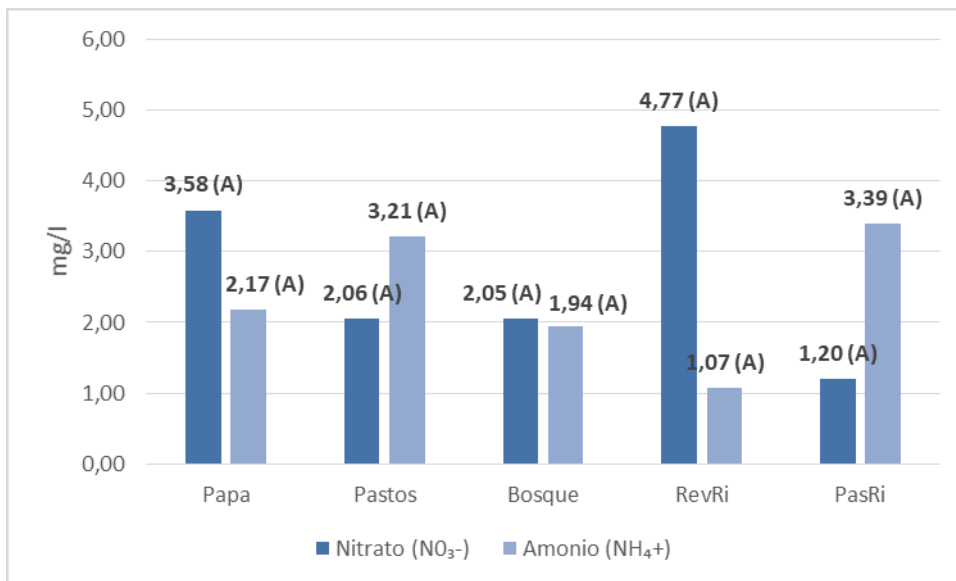
En general todas las aguas de escorrentía de acuerdo a los valores de pH obtenidos se encuentran clasificadas como aguas ligeramente ácidas; que para uso agrícola no tendría ninguna restricción en los tratamientos de Pastos y PasRi, ya que el rango óptimo para tal fin está entre (6 a 8,5) de acuerdo con el análisis de la calidad de agua para riego (FAO, 1985), diferente a si fuera para consumo humano ya que el rango para este uso está comprendido entre (6,5 a 9,00) esto en relación al Decreto 475 de 1998 del Ministerio del Ambiente, de conformidad con los artículos 10 y 39, donde se establece el valor del potencial de hidrógeno (pH) del agua potable debe (Ministerio del medio ambiente, 2002).

8.5 Nitratos (NO_3^-) y Amonios (NH_4^+) en el agua de escorrentía

El nitrógeno presente en las aguas residuales o de escorrentía y que llega a los cuerpos de agua, al estar asociado con MO o fertilizantes químicos como la urea, se denomina nitrógeno

orgánico, a través de la nitrificación que es el proceso mediante el cual por medio de la oxidación biológica se reduce el nitrógeno, el nitrógeno orgánico se oxida a nitrógeno amoniacal, que es mucho más volátil. La oxidación biológica del nitrógeno amoniacal da como resultado nitrógeno en forma de nitritos, que por medio de la acción microbiológica se reduce a nitratos. El nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno y en comparación con las otras formas es mucho menos tóxico.

Los valores promedio de nitratos fueron en su mayoría más altos que los valores promedio de amonios, para los sistemas de Papa, Bosque y RevRi, (Gráfica 5), frente a sistemas de Pastos y PasRi, donde el valor promedio de amonios presentes en el agua superó los valores promedio de nitratos.



Gráfica 5 Valores promedio de Nitratos (NO₃⁻) y Amonios (NH₄⁺) en el agua de escorrentía generada en cada uno de los 5 usos de suelo

8.5.1 Nitratos (NO_3^-)

Las concentraciones de nitratos presentes en el agua de escorrentía generada en los diferentes usos de suelo o coberturas vegetales, no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($P > 0,05$), se encontraron valores entre 0,5 (Pastos) y 58 mg/l (Papa) como valor mínimo y máximo en el orden dado. Las concentraciones promedio de nitratos presentes en el agua de escorrentía en los tratamientos, desde la mayor concentración a la menor fue RevRi (4,77 mg/l), Papa (3,58 mg/l), Pastos (2,06), Bosque (2,05 mg/l) y PasRi (1,20 mg/l).

Bernard, (2023), en su trabajo sobre la caracterización hidroquímica e isotópica del estero Nonguén y su relación con los servicios ecosistémicos de provisión y regulación hídrica en Chile, sustenta que las concentraciones altas de nitratos generalmente se encuentran en el agua en zonas rurales por la descomposición de la MO y los fertilizantes utilizados. Si un recurso hídrico recibe descargas de aguas residuales domésticas, el nitrógeno estará presente como nitrógeno orgánico amoniacal, el cual, en contacto con el oxígeno disuelto, se irá transformando por oxidación en nitritos y nitratos. Este proceso de nitrificación depende de la temperatura, del contenido de oxígeno disuelto y del pH del agua.

En relación a lo expuesto en el párrafo anterior, podemos decir que los datos obtenidos en este estudio sobre la concentración de nitratos en las aguas de escorrentía, concuerdan con lo expuesto por (Bernard, 2023), ya que como se observa en la gráfica 5, las mayores concentraciones de nitratos se encuentran en los tratamientos de RevRi y Papa, en el primero debido al aporte de MO que hace la hojarasca y en el segundo debido a la fertilización que se le hace al cultivo de papa.

Rodríguez et al., (2005), estudiaron la influencia de la cobertura vegetal viva en la contaminación de las aguas de escorrentía por nitratos. Los resultados sugirieron que las cubiertas vegetales vivas resultan eficientes para disminuir la contaminación por nitratos de las aguas superficiales y la pérdida de agua por escorrentía. Esto se relaciona a lo obtenido en este estudio en el tratamiento Bosque, que a pesar de aportar MO no presentó niveles tan altos de nitratos ya que como se mencionó anteriormente en este tratamiento fue donde menor escorrentía se generó lo que resulta beneficioso para disminuir la dispersión de estos contaminantes en solución.

En un estudio realizado por Felip et al., (2016), sobre el efecto de la actividad ganadera en los lagos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici en España, encontraron que cuencas mayormente cubiertas de pastos donde se concentra el ganado, presentan una menor concentración de nitrato en sus aguas, debido a una mayor retención del depósito en los suelos y la vegetación. Esto puede explicar entonces que, entre los tratamientos evaluados, sean Pastos y PasRi los tratamientos con dos de las menores concentraciones de nitratos registradas.

El Decreto 475 del 10 marzo de 1998 del Ministerio de Salud, en el artículo 8 parte b) especifica como criterio de calidad química para agua con implicaciones de tipo económico o acción indirecta sobre la salud, un valor máximo admisible para nitratos de 10 mg/l (Ministerio del medio ambiente, 2002). Encontrando entonces que, dado este parámetro, las aguas de escorrentía generada en los diferentes tratamientos no tendrían restricciones si fueran para consumo humano, o destinadas para uso agrícola.

8.5.2 Amonios (NH_4^+)

Las aguas superficiales no deben contener amonios ya que es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa.

El nitrógeno amoniacal se produce por descomposición de la urea, compuesto siempre presente en las aguas residuales sanitarias por hidrólisis enzimática, en el caso de las aguas generadas por escorrentía este compuesto se produce por procesos de nitrificación de la MO y de la fertilización química. Esta descomposición da como productos NH_3 (amoníaco disuelto) y NH_4^+ (ión amonio). La hidrólisis es rápida, por lo que la urea raramente se encuentra en aguas residuales que nos sean muy recientes (Fernández et al., 2008).

En la gráfica 5, se puede observar que no se presentaron diferencias significativas ($p>0,05$), entre los tratamientos para la concentración de amonios, presente en las aguas de escorrentía generada por las diferentes coberturas o usos de suelo evaluados. En el análisis de los datos se encontraron valores entre 0,1 mg/l como valor mínimo (Bosque) y de 35 mg/l (PasRi) como valor máximo. Los tratamientos que tuvieron las concentraciones promedio de ión amonio más altas fueron, PasRi (3,39 mg/l) y Pastos (3,21 mg/l), seguido de los tratamientos Papa, Bosque y RevRi que tuvieron concentraciones promedio de amonios de 2,17, 1,94 y 1,07 mg/l correspondientemente.

La relación que existe entre las concentraciones de nitratos y amonios es inversamente proporcional. En la gráfica 5, se observa que cuando las concentraciones de amonios son mayores, las concentraciones de nitratos disminuyen y lo mismo ocurre en el caso contrario, cuando las concentraciones de nitratos se elevan, las de amonios son menores. Esto puede

obedecer al proceso de nitrificación, en el que el amonio se reduce a nitritos y los nitritos a nitratos.

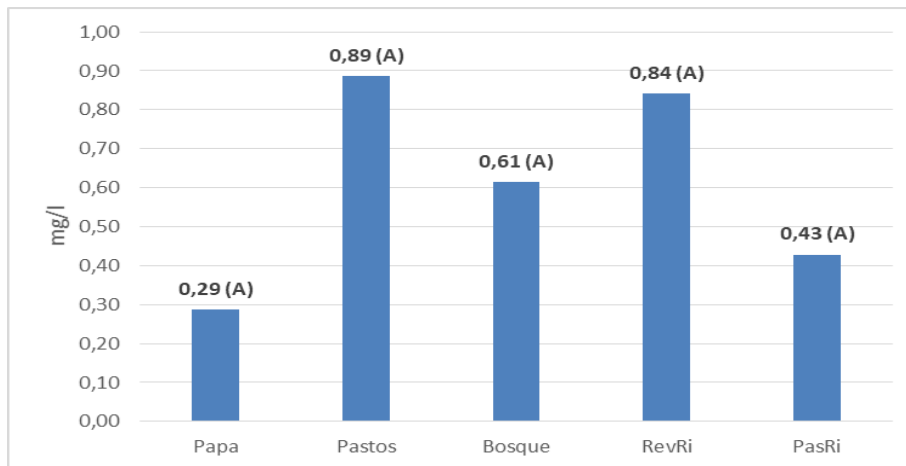
La fijación biológica del nitrógeno atmosférico por las bacterias diazotróficas es el segundo proceso más relevante en la naturaleza, justo después de la fotosíntesis. En situaciones donde no hay fertilizantes nitrogenados ni desechos de animales, la dinámica de los agroecosistemas depende por completo de un conjunto de microorganismos que poseen la capacidad de transformar el nitrógeno atmosférico en amonio mediante la síntesis de una enzima llamada nitrogenasa. Este nitrógeno orgánico se convierte en diversas formas químicas, que pueden ser aprovechadas tanto por las plantas como por los propios microorganismos para satisfacer sus necesidades de síntesis de proteínas y otros compuestos orgánicos. Esta conversión del nitrógeno atmosférico es posible gracias a la capacidad de estos microorganismos para producir una enzima compleja conocida como nitrogenasa (Pérez et al., 2014).

De acuerdo con lo mencionado, se puede explicar porque las concentraciones más bajas de amonios se encuentran en los tratamientos RevRi, Bosque y Papa, ya que gran parte del amonio disponible, es aprovechado por las plantas o es reducido a nitratos; otra forma asimilable de nitrógeno para las plantas. En el caso de los tratamientos Pastos y PasRi el aumento en las concentraciones de ión amonio, puede ser el resultado de que, al ser áreas destinadas al pastoreo animal, estos retornan al suelo en forma de estiércol cantidades relativamente grandes de nitrógeno, fósforo, potasio y calcio (Echeverri et al., 2010).

El Decreto 1594 de 1984, de la Presidencia de la República de Colombia, establece los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso para consumo humano y doméstico, cuando para su potabilización se requiera tratamiento convencional o desinfección.

En ambos casos, la concentración de amoníaco debe ser menor o igual a 1 mg/l. En este caso las aguas de escorrentía no cumplirían con este parámetro ya que todas superan los niveles admisibles de amonios para aguas destinadas al consumo humano, sin embargo, el uso de estas para el sector agrícola no estaría restringido, ya que (FAO, 1985) establece un rango entre 0 – 5 mg/l y en todos los tratamientos este valor no fue superado.

8.6 Fosfatos (PO_4^{3-}) en el agua de escorrentía



Gráfica 6 Valores promedio de Fosfatos (PO_4^{3-}) en el agua de escorrentía generada

en cada uno de los 5 usos de suelo

Factores como: MO proveniente de vegetación ribereña, descargas sólidas y líquidas de actividades domésticas y agrícolas (Forero *et al.*, 2013; Gil, 2014) citado por Gualdrón, (2016), contribuyen a las concentraciones de fosfatos. Estudios anteriores señalan que el fosfato actúa como nutriente favoreciendo el alto crecimiento de algas, causando eutrofización.

Los resultados indican que los contenidos de fosfatos, no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($P > 0,05$) al realizar el análisis de la varianza de los datos recopilados sobre las concentraciones de fosfatos presentes en el agua de escorrentía generada en

cada uso de suelo. Se registraron valores para esta variable entre 0,1 (Papa) y 4,8 mg/l (Pastos) como valor mínimo y máximo respectivamente. Los valores promedio de concentración de fosfatos más altos se encuentran en los tratamientos de Pastos (0,89 mg/l), RevRi (0,84 mg/l) y Bosque (0,61) (Gráfica 6), Los valores de concentraciones de fosfatos más bajos los obtuvo el tratamiento de Papa (0,29) y el tratamiento de PasRi (0,43).

El fósforo es absorbido por la planta en forma de fosfatos y fosfitos. Ambas formas causan diferentes efectos en las plantas, aunque presentan gran similitud en sus estructuras (Mixquititla & Villegas, 2016).

La papa crece de buena manera cultivada en Andisoles ya que este tipo de suelo tiene las características adecuadas de textura, estructura y drenaje requeridos por el cultivo, aunque presenta como inconveniente el retener altas cantidades de P y una topografía irregular que favorece la erosión del suelo (Alvarado et al., 2009). Espinosa, (2004), indica que una de las características más importantes de los Andisoles es su capacidad para inmovilizar (fijar) fósforo (P) en la superficie de los minerales amorfos. Esta es la principal limitante química de los Andisoles. En este estudio el tratamiento Papa fue el que tuvo los valores más bajos en la concentración de fosfatos, puede atribuirse esto al tipo de suelo, ya que al ser un Andisol retiene gran parte del fósforo aplicado en la fertilización, haciendo que no sea asimilable para la planta e impidiendo su arrastre por lixiviación al mantenerlo unido a los coloides del suelo.

Bolaños et al., (2017), determinaron que la elevada concentración de fosfatos en el agua se debe, entre otros factores, al uso indiscriminado de abonos inorgánicos con fosfatos solubles. La elevada solubilidad provoca que sean arrastrados fácilmente por las aguas de riego y lluvias, hacia las fuentes de agua. En concordancia con estos datos, se podría explicar el comportamiento

del ión fosfato en los tratamientos en los que se emplean fertilizantes, como lo son Papa, Pastos y PasRi, ya que al usar fertilizantes de alta solubilidad se genera el arrastre de este ión en el agua de escorrentía, que presento los mayores valores en los tratamientos de Pastos y RevRi (Gráfica 1).

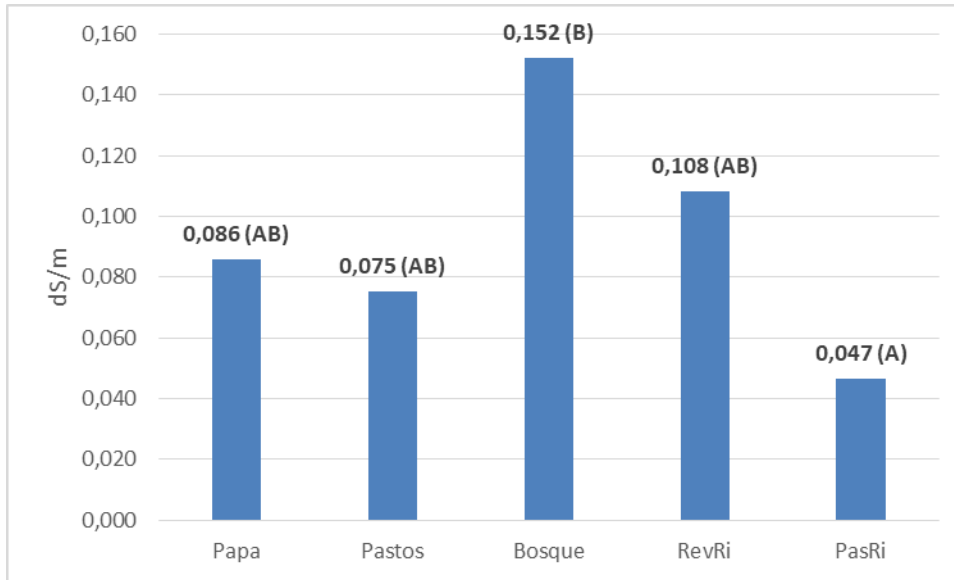
Bolaños et al., (2017), También señalan que el estiércol y otros tipos de desechos orgánicos de la agricultura pueden contribuir a la alta concentración de fosfatos, al igual que los componentes y minerales naturales del suelo. Estas fuentes de contaminación frecuentemente terminan en zanjas, canales, arroyos, ríos y lagos representando un riesgo ambiental significativo. Los aportes de hojarasca que hacen los tratamientos de Bosque y RevRi podrían obedecer a esta condición, elevando las concentraciones de fosfatos en las aguas de escorrentía.

El decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente en los artículos 08 y 37 establece que el valor admisible de fosfatos para el agua potable deberá estar comprendido entre 0 - 0,2 mg/l como valor máximo admisible (Ministerio del medio ambiente, 2002). De acuerdo con este parámetro ninguno de los tratamientos cumple con el requisito ya que sobrepasan el límite permitido. Para uso agrícola, no habría ningún tipo de restricción ya que (FAO, 1985) establece que el valor admisible está comprendido está entre 0 – 2 mg/l.

8.7 Conductividad eléctrica (dS/m) del agua de escorrentía

La CE es una medida que permite determinar la concentración de sales solubles presente en el suelo; además, mide la capacidad de un material para conducir la corriente eléctrica. Las medidas utilizadas para medir la CE son dS/m, medida que es equivalente a la que anteriormente se utilizaba: mmhos/cm (Erazo et al., 2019).

Valores de CE entre 0-0,8 dS/m (0-800 μ S/cm) son aceptables para el crecimiento de los cultivos (Romero et al., 2009).



Gráfica 7 Valores promedio de Conductividad Eléctrica en el agua de escorrentía

generada en cada uno de los 5 usos de suelo

Se encontró diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,05$), entre los tratamientos de Bosque que tuvo el mayor valor de CE (0,152 dS/m) y PasRi que tuvo el menor valor para CE (0,047 dS/m). Los demás tratamientos (Papa, Pastos y RevRi) tuvieron un comportamiento similar con datos de CE de 0,108, 0,086 y 0,075 dS/m respectivamente.

Valencia, (2023), menciona que los valores altos de CE que se presentan en el tratamiento Bosques, podrían ser producto de la acumulación de MO en descomposición que libera compuestos solubles en agua, como ácidos húmicos y fúlvicos además de iones y compuestos orgánicos como nitratos o fosfatos provenientes de la descomposición de ramas y hojas que al momento ser transportados por el agua de escorrentía pueden aumentar la

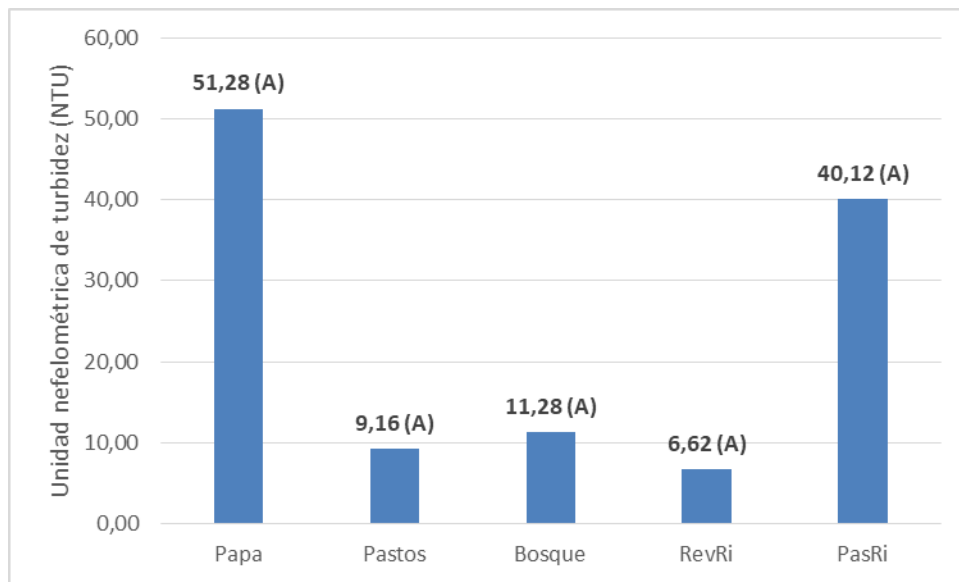
concentración de iones y, por lo tanto, la CE. De igual forma ocurre en el tratamiento de RevRi, que al igual que el tratamiento de Bosque, aporta gran cantidad de MO.

Los valores de CE en el tratamiento Papa, Pasto y PasRi pueden estar relacionados con el uso de los fertilizantes. Para Cremona & Enriquez, (2020), el uso excesivo de fertilizantes o algunos abonos con elevada CE, pueden incrementar la salinidad en el suelo. Para ambos casos es necesario hacer un monitoreo periódico de este parámetro y tomar medidas especiales en cada circunstancia.

El decreto 475 de 1998, establece en los requisitos organolépticos y físicos del agua en su artículo 36, que el valor permisible de la CE en agua potable debe ser menor a 1500 micro Siemens/cm o 0,150 dS/m (Ministerio del medio ambiente, 2002). Este mismo parámetro se encuentra en el artículo 2.2.3.3.9.5 del Decreto 1076 de 2015 donde se establecen los criterios de calidad de agua residual para uso agrícola (0,15 dS/m) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible., 2021). De acuerdo con los valores reportados en el presente estudio la mayoría de tratamientos (Papa, Pastos, RevRi y PasRi) están dentro del rango establecido en el decreto, por lo cual se podría usar el agua residual producto de la esorrentía, con fines de consumo humano o para uso agrícola a excepción del tratamiento Bosque, el cual sobrepasa el valor máximo admisible para tales usos.

8.8 Turbidez del agua de esorrentía

Como se sabe, la turbidez es una medida de la falta de transparencia de una muestra de agua debido a la presencia de partículas extrañas, estas partículas pueden ser sedimentos, plancton, microorganismos, materia inorgánica (Barrera & Caicedo, 2013).



Gráfica 8 Valores promedio de Turbidez del agua de escorrentía generada en cada uno

de los 5 usos de suelo

Entre los datos obtenidos en el presente estudio no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($P > 0,05$) para la variable Turbidez. Se encontraron valores entre 0,2 (Pastos) y 587 NTU (Papa), como valores mínimos y máximos respectivamente. Los tratamientos en los que el valor de esta variable fue mayor fueron Papa (51,28 NTU) y PasRi (40,12 NTU). En los tratamientos de Bosque, Pastos y RevRi esta variable tuvo valores menores con 11,28, 9,16 y 6,62 NTU correspondientemente (Gráfica 8).

Los valores más altos de turbidez presente en las aguas de escorrentía generadas en los tratamientos de Papa y PasRi, pueden estar relacionados con la labranza que se hace al cultivo, lo que hace que se rompan los agregados del suelo y que por erosión hídrica sumada a las pendientes pronunciadas estas partículas sean arrastradas. De acuerdo con Barrera & Caicedo, (2013), la turbidez debido a sedimentos en suspensión puede indicar erosión natural o artificial (debido a la eliminación de la vegetación de ribera).

Los valores reportados en los demás tratamientos: RevRi (6,62), (Pastos (9,16) y Bosque (11,28), aunque menores, pueden estar asociados a los sedimentos en suspensión y a la MO que también pueden llegar a enturbiar el agua. Valencia, (2023), menciona que los sistemas de pastos y bosques pueden ayudar a filtrar y retener sedimentos y partículas en el suelo por la presencia de vegetación, reduciendo así la turbidez del agua de escorrentía, además estos sistemas tienen mayor capacidad de retención de agua, lo que disminuye la velocidad de flujo permitiendo que el agua tenga más tiempo para infiltrarse en el suelo.

Para González, (2007), un significativo aumento de la carga de sólidos en suspensión (correspondientes a partículas –minerales y orgánicas– removidas desde los suelos por procesos erosivos) y sedimentables acarrea un aumento de la turbidez de las aguas y de sus capacidades abrasivas cuando están en movimiento. Esto lo podemos observar en este estudio donde los valores más altos de turbidez se asocian a los usos de suelo donde hay mayor intervención por labranza, por ejemplo; generando procesos erosivos y afectando propiedades como la turbidez al aumentar la carga de sólidos en suspensión de las aguas de escorrentía.

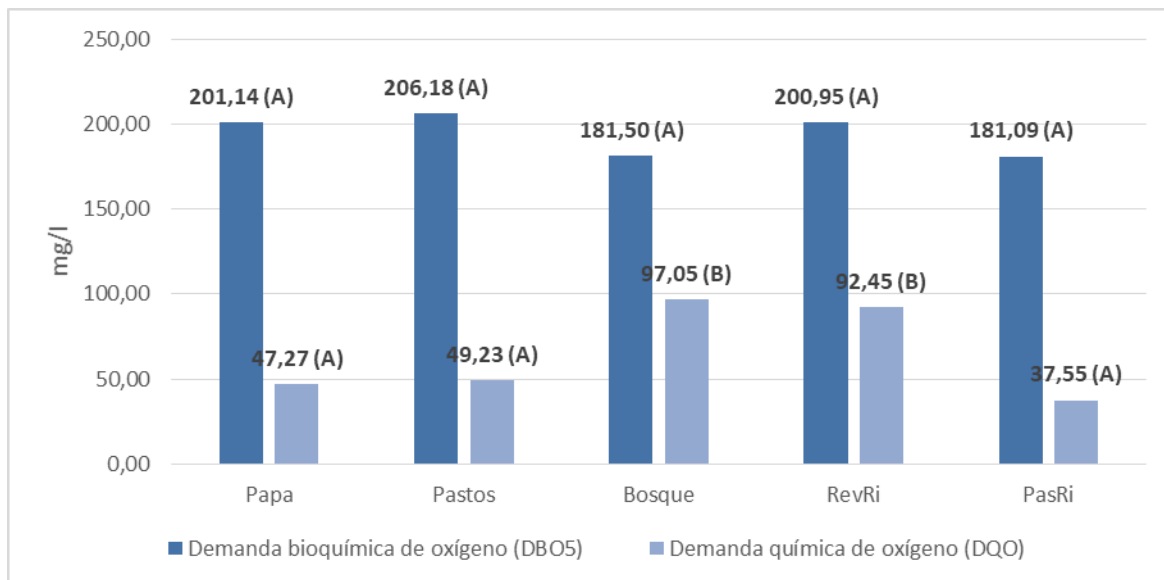
Existen diversos factores que influyen en la turbidez del agua como son: fitoplancton, sedimentos procedentes de la erosión, sedimentos resuspendidos del fondo (frecuentemente revueltos por peces que se alimentan por el fondo, como la carpa), descarga de efluentes, crecimiento de las algas y escorrentía urbana (Castillo et al., 2017).

Gómez, (2023), comenta que en cuencas con mayor carga ganadera y mayor proporción de riberas degradadas, los niveles de sólidos en suspensión, turbidez, nitratos, fosfatos, bacterias coliformes totales y *Escherichia coli* son mayores, resultando una menor de calidad de agua.

El Decreto 475 de 1998, artículo 7, establece que, el agua potable debe tener valores menores o iguales a 5 unidades nefelométricas (NTU) (Ministerio del medio ambiente, 2002). Los datos obtenidos en este estudio relacionado a la Turbidez, están por encima de este parámetro, sin embargo, las aguas de escorrentía generadas en los tratamientos de Pastos, Bosque y RevRi, demandarían un menor tratamiento que las generadas en los tratamientos de Papa y PasRi.

8.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Los métodos más comunes para estimar la contaminación orgánica en cuerpos de agua, se basan en la determinación global de las materias oxidables presentes y que son susceptibles de oxidarse a partir del oxígeno del medio, pues los métodos que determinan específicamente cada una de las sustancias orgánicas presentes, son muy laboriosos. Para el análisis global de la MO contaminante, actualmente se utilizan los siguientes métodos: DQO (medida de las materias oxidables por el dicromato de potasio en medio ácido) y DBO₅ (medida de las materias orgánicas biodegradables) (Calero, 2023).



Gráfica 9 Valores promedio de DBO₅ y DQO de las aguas de escorrentía generadas en cada uno de los 5 usos

En concordancia con los resultados obtenidos en este estudio, los valores promedio encontrados para DBO5 en las aguas de escorrentía generadas en los diferentes tratamientos fueron mayores en los 5 usos de suelo evaluados, que los valores obtenidos para la DQO de las aguas de escorrentía evaluada en los mismos cinco usos de suelo.

La diferencia principal entre la DBO y la DQO es que la segunda engloba la primera, e incluye más cosas. En la DBO sólo se detecta el material orgánico degradado biológicamente o que es biodegradable, mientras que en la DQO se busca la oxidación completa de la muestra, de manera que todo el material orgánico, biodegradable y no biodegradable, es químicamente oxidado.

8.9.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)

No existen diferencias estadísticamente significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos evaluados para la variable DBO5. Se encontraron valores entre 1 (Bosque) y 483 mg/l (RevRi), como valor mínimo y máximo respectivamente. Los tratamientos de Pastos, Papa, RevRi, Bosque y PasRi, tuvieron valores promedio de DBO5 de 206,18 mg/l, 201,14 mg/l, 200,95 mg/l, 181,50 mg/l y 181,09 mg/l en el orden dado y del valor más alto al más bajo. Entre todos los tratamientos se evidencia un comportamiento similar para esta variable (Gráfica 9).

La DBO5, es un buen indicador de la contaminación de las aguas residuales. La DBO5 es una medida de la cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la estabilización de la MO biodegradable (biodegradabilidad), bajo condiciones aerobias, en un período de 5 días y 20 °C, (Zabaleta, 2016).

Lombo & Mancipe, (2021), mencionan que las escorrentías producidas por el uso de fertilizantes nitrogenados en cultivos de papa son causantes de eutrofización; Para Medina,

(2013), la eutrofización es el proceso de fertilización que causa una alta productividad y biomasa en un ecosistema acuático y consiste en que la presencia excesiva de MO en el agua, provoca un crecimiento rápido de algas y otras plantas verdes que recubren la superficie del agua e impiden el paso de luz solar a las capas inferiores.

El aumento en la DBO5 puede ser causado por la descomposición de la MO y la liberación de nutrientes en el agua; adicionalmente los sedimentos y la MO en suspensión también pueden contribuir a una DBO5 más alta (Valencia, 2023).

De acuerdo con (Lombo & Mancipe, 2021) y (Valencia, 2023), el comportamiento de los tratamientos en este estudio en cuanto a la DBO5 tiene estrecha relación, y explica los valores obtenidos para esta variable. La fertilización que se hace en cultivos de Papa y Pastos, enriquece el agua de escorrentía, lo que hace que aumente el crecimiento de algas y a su vez la concentración de la MO, por consiguiente, aumenta la DBO5.

Algo similar ocurre en los tratamientos de Bosque y RevRi; allí el aporte de ramas y hojas que caen al suelo hace que el contenido de MO aumente y que parte de esta sea arrastrada por la escorrentía y al acumularse en el agua se eleve la DBO5.

En el tratamiento Bosque fue en el que menos escorrentía se generó, por lo cual tiene mucho sentido que los niveles de MO en el agua de escorrentía fueran menores y en consecuencia se tuviera un menor valor de DBO5, ya que en este tratamiento la velocidad y cantidad de agua de escorrentía generada era menor, esto hace que el arrastre de ramas, hojarasca y sedimentos que aumentan el contenido de MO en el agua, disminuya de igual manera.

Tipo de agua	Valores de referencia
Pura	2 – 20 mg/l
Poco contaminada	20 – 100 mg/l
Medianamente contaminada	100 – 500 mg/l
Muy contaminada	500 – 3000 mg/l
Extremadamente contaminada	3000 – 15000 mg/l

Tabla 6 Clasificación del agua según la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 mg/l. Fuente: (Valencia Ocampo, 2023).

Ya que las aguas de escorrentía que se generaron en los diferentes tratamientos se encuentran en el intervalo de 100-500 mg/l, podemos decir que estas aguas son medianamente contaminadas, teniendo en cuenta solamente la variable de DBO5.

El Artículo 9, de la resolución 631 de 2015 del ministerio de medio ambiente, establece que los valores límites permisibles en los vertimientos de agua residuales no domésticas para DBO5 es de 50 mg/l (Min. Ambiente, 2015). El agua de escorrentía generada en cada uno de los tratamientos tendría restricciones para su uso, puesto que sobrepasa el valor máximo admisible de 50 mg/l, ya que tienen valores de DBO5 entre 181,09 (PasRi) y 206,18 mg/l (Pastos) respectivamente.

8.9.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se encontró diferencias significativas ($P \leq 0,05$), entre los tratamientos de Bosque y RevRi en comparación a los tratamientos de Papa, Pastos y PasRi. Los valores promedio más altos de DQO se encontraron en los tratamientos de Bosque (97,05 mg/l) y RevRi (92,45 mg/l) a diferencia de los tratamientos de PasRi (37,55 mg/l), Papa (47,27 mg/l) y Pastos (49,23 mg/l), donde se encontraron valores promedio menores de DQO (Gráfica 9).

La alta DQO en los tratamientos de Bosque y RevRi, puede relacionarse, a que estos tratamientos cuentan con mayores depósitos de MO, como lo son la hojarasca, ramas y desechos orgánicos. Además de capturar CO₂ los árboles son capaces de reducir la presencia de partículas contaminantes en la atmósfera, las partículas de la atmósfera son retenidas en la superficie de las hojas. Con el viento podrían volver a la atmósfera, pero si llueve las partículas se disuelven cambiando de estado y pudiendo llegar a ser arrastradas por la escorrentía que se genera, lo que conduciría a un aumento en la DQO.

El comportamiento similar de la DQO en los tratamientos de Papa, Pastos y PasRi, pueden estar asociados a la utilización de fertilizantes altamente solubles, que enriquecen las aguas de escorrentía causando procesos de eutrofización, también puede estar asociado a las deposiciones de los animales, que necesitan oxígeno para su descomposición.

Cristancho, (2013), menciona que la DQO se usa para comprobar la carga orgánica de aguas residuales que, o no son biodegradables o contienen compuestos que inhiben la actividad de los microorganismos. Sin embargo, una DQO baja también puede estar asociada a la acción de los microorganismos, en un estudio realizado por De Jesús et al., (2001), mencionan que la DQO también es un indicador de contaminación, que mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la MO degradable, así como también los restos de materiales fibrosos, ligninas y otros. La DQO en su estudio disminuyó en 47,03%. Esto indica que la actividad de los microorganismos, así como las condiciones del ambiente anaerobio, fueron responsables de la degradación, redujeron su actividad y con ello el consumo de oxígeno.

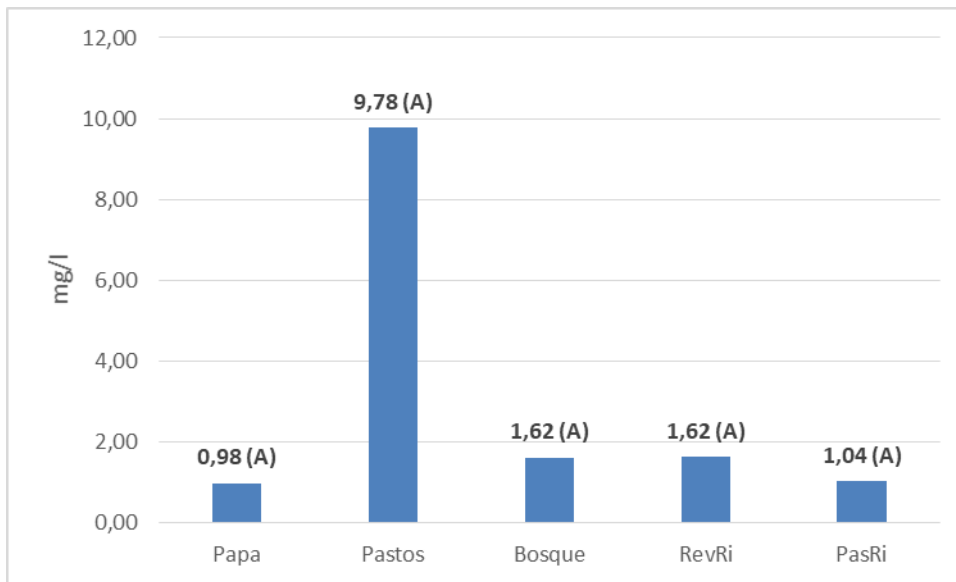
Para Valencia, (2023), si buscáramos establecer tendencias para las concentraciones de MO e inorgánica en el agua; encontramos reportados mayores valores de DBO5 lo que puede

significar que, las aguas analizadas tienen cargas materiales mayoritariamente de tipo orgánico; si esto lo relacionamos con el DQO que responde a la presencia de MO e inorgánica en el agua los valores que se obtienen de este indicador son considerablemente más bajos en contraste con los resultados de DBO5 teniendo en cuenta que, la concentración de partículas orgánicas supera la de las inorgánicas.

El artículo 9 de la resolución 0631 de 2015 establece que, los valores permisibles para DQO en descargas de aguas residuales no domésticas a cuerpos de aguas superficiales oscilan entre 150 a 200 mg/l como valor máximo admisible (Min. Ambiente, 2015), en concordancia con este parámetro se podría decir que las aguas de escorrentía no presentarían ningún tipo de restricción ya que los valores de DQO se encuentran dentro del rango establecido.

8.10 Sólidos suspendidos totales

La medida de SST incluye sólidos disueltos y sólidos suspendidos. Los materiales disueltos e inorgánicos incluyen calcio, bicarbonato, nitrógeno, hierro, sulfato y otros. Un nivel constante de estos materiales es esencial para el mantenimiento adecuado de la vida acuática. Por otro lado, los SST incluyen partículas de sedimento, barro de las corrientes de tierra, plancton, y desechos industriales y de drenaje (Cabrera, 2017).



Gráfica 10 Valores promedio de Sólidos Suspendidos Totales de las aguas de escorrentía

generadas en cada uno de los 5 usos de suelo

Los valores de SST obtenidos en este estudio son relativamente bajos, en Pastos se reportó 9,78 mg/l, en Bosque y RevRi (1,62 mg/l en ambos tratamientos), en PasRi (1,04 mg/l) y finalmente en Papa un valor de (0,98 mg/l).

No se encontraron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos evaluados. Los resultados obtenidos en este estudio para la variable de SST estuvieron en un intervalo de 0,1 (Papa) y 15 mg/l (Pastos) como valores máximo y mínimo respectivamente.

Los valores encontrados de SST en los tratamientos de Bosque, RevRi y PasRi, pueden estar ligados al hecho de que estos tratamientos cuentan con mayor cobertura, lo que hace, primero que se mejore la infiltración del agua en el suelo y segundo que el agua que no infiltre y corra sobre la superficie del suelo, lo haga en menor cantidad y con menos velocidad, entonces podríamos decir que estas coberturas actúan como una barrera, interceptando el agua de las

precipitaciones, lo cual disminuye la escorrentía y en consecuencia el arrastre de partículas y sedimentos, reduciendo el valor de SST que se pudieran encontrar en el agua de escorrentía. Para Correa & Salazar, (2014), la protección de la cobertura vegetal de las partes altas de las cuencas brinda un servicio eco-sistémico demasiado importante ya que contribuye a que las aguas sean más limpias.

Benjumea et al., (2018), menciona que los suelos que carecen de su cobertura vegetal son más susceptibles a la erosión, sobre todo cuando en ellos se realizan prácticas agrícolas y ganaderas inadecuadas. En consecuencia, las altas variaciones temporales del SST están asociadas principalmente con el ciclo hidrológico y tienden a aumentar en la época lluviosa y a disminuir en la seca. Este aumento en la carga de sólidos cobra gran relevancia en lo concerniente a la calidad del recurso hídrico y el ordenamiento de las cuencas hidrográficas, ya que tiene una relación directa con la producción de sedimentos y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

Se puede afirmar, que el papel que coberturas como los bosques o áreas en proceso de recuperación o revegetalización natural, cumplen un papel muy importante en los ecosistemas cercanos a las fuentes hídricas, ya que la cobertura cercana a estas tiene estrecha relación con la calidad del agua. Auquilla et al., (2006), menciona que los bosques y las coberturas vegetales, atrapan sedimentos de la escorrentía superficial y actúan como barreras para el ingreso de los animales hasta las fuentes de agua, con lo que se reducen los niveles de contaminación.

En el tratamiento Papa, los sólidos seguramente se precipitaron en el fondo de la caneca recolectora, ya que si tenemos en cuenta que fue el tratamiento en el que se generó mayor erosión y con valores de turbidez más altos, se esperaría que el valor reportado para SST fuera

mayor, entonces, se podría decir que muchos de los sedimentos al ser seguramente partículas de suelo más grandes como arenas, relacionado a la textura de suelo que presentan los Andisoles, se precipitaron y por ende no se tomaron en la muestra recolectada.

En el tratamiento Pastos, se podría decir que al ser el tratamiento en el que se generó mayor escorrentía, pudo arrastrar mayor cantidad de sólidos y partículas que quedarán suspendidas en el agua de escorrentía y generara un aumento de SST mayor en comparación con los otros tratamientos. Esto se relaciona a lo mencionado por Cabrera, (2017), en su estudio, donde dice que uno de los principales problemas es el movimiento del agua de lluvia y la escorrentía superficial, desde la parte alta de la cuenca hasta la parte baja que promueve el desprendimiento y arrastre de partículas (sedimentos).

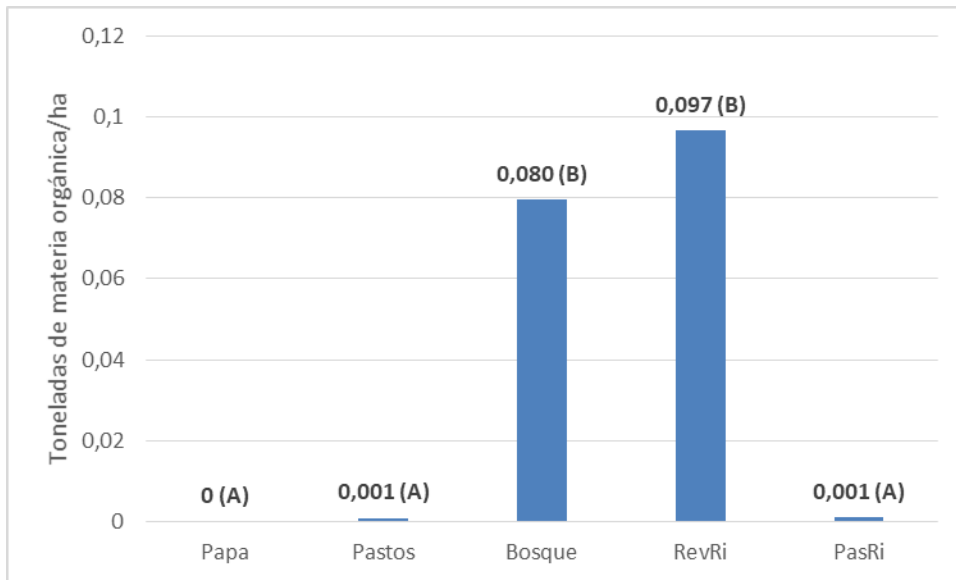
El artículo 36 del decreto 475 de 1998 del Ministerio del Medio ambiente establece que el valor permisible para el agua segura, de sólidos totales es de <1000 mg/l (Ministerio del medio ambiente, 2002). En el artículo 7 se establece como valor máximo admisible de sólidos totales para agua potable de ≤ 500 mg/l.

Las aguas de escorrentía generadas en cada uno de los tratamientos se encuentran muy por debajo de lo que establece el decreto en los artículos 7 y 36 para la cantidad de sólidos totales en el agua, por lo cual no tendrían ninguna restricción para consumo humano o su uso agrícola, basados en esta variable.

8.11 Potencial de carbono orgánico

La materia orgánica del suelo (MOS) contiene aproximadamente 55-60% de carbono en masa. En muchos suelos, este C comprende la mayor parte o la totalidad de las reservas de C. La

descomposición de MOS libera nutrientes minerales, lo cual los hace disponibles para el crecimiento de las plantas, contribuyendo a un mejor crecimiento de las plantas y una mayor productividad garantizando la seguridad alimentaria (FAO, 2017).



Gráfica 11 Toneladas de materia orgánica generadas por las coberturas en cada uno de los 5 usos de suelo

Los datos analizados para potencial de CO mostraron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los tratamientos de Bosque y RevRi, en contraste con los tratamientos de Papa, Pastos y PasRi. Los valores más altos se tuvieron en el tratamiento RevRi (0,097 t/ha) y en el tratamiento Bosque (0,080 t/ha), los demás tratamientos: Papa, Pastos y PasRi, tuvieron valores de 0, 0,01 y 0,01 t/ha de MO respectivamente.

El aporte de MO de los diferentes tratamientos viene en mayor medida de la capacidad en cuanto a los aportes de hojarasca que tiene cada uso de suelo, evidentemente, los tratamientos en los que se tienen especies arbóreas cubriendo el suelo, este aporte es mayor. Las coberturas de las especies arbóreas tienen un efecto diferencial en el contenido de carbono del suelo, lo que

estaría relacionado al ingreso diferencial de residuos vegetales al suelo. Además, los suelos bajo la cobertura de las diferentes especies arbóreas albergan comunidades microbianas diferentes en cuanto a su estructura y diversidad funcional (Silberman, 2016).

Para Galvis, (2014), los suelos de bosques presentan una población importante de microbiota, donde este grupo de organismos muestra la más alta concentración de biomasa en la hojarasca, mostrando así su importancia en los procesos de reciclaje de nutrientes del suelo, donde el proceso de descomposición de la MO permite la disponibilidad y la acumulación de compuestos asimilables por las plantas.

La importancia de estos aportes para Covich, (2006), radica en que a partir de estudios realizados en cuencas templadas demuestran que la descomposición de MO y la biofiltración de MO en suspensión en aguas corrientes incrementa mediante la protección de bosques ribereños como zonas de amortiguación.

Los bosques contribuyen a la regulación de la erosión y de la calidad del agua. Cuando una gran cantidad de lluvia escurre superficialmente, ésta puede arrastrar a su paso una proporción importante del suelo. En la costa de Jalisco de México se encontró que se arrastraron una cantidad de sedimentos 1000 veces mayor de un campo de maíz que de un bosque tropical seco en las mismas condiciones de topografía, suelo y geología (Maass et al., 2005). Los sedimentos arrastrados llegan a los ríos, reduciendo la calidad de su agua; éstos también pueden ser arrastrados hasta la boca del río y a las costas, reduciendo también la calidad del agua de los estuarios y del mar (Balvanera, 2012). Esto sustenta la importancia que tiene conservar los bosques y las coberturas de tipo arbóreo, ya que prestan diversidad de servicios eco-sistémicos.

9 ANÁLISIS DE RESULTADOS

Después de describir y discutir los resultados obtenidos en las 11 variables evaluadas en este estudio, 2 del componente suelo que corresponden a Erosión y Potencial de CO y a las 9 variables evaluadas en el componente agua (pH, Nitratos, Amonios, Fosfatos, CE, Turbidez, DBO5, DQO y SST) para establecer qué calidad de aguas de escorrentía se genera en los tratamientos evaluados, se procede a analizar los datos obtenidos.

9.1 Análisis de los parámetros establecidos para evaluar calidad de aguas de escorrentía en los diferentes usos de suelo

De acuerdo con la tabla 7, ninguno de los tratamientos cumple por completo con los parámetros establecidos en las 9 variables que miden la calidad del agua para consumo humano, sin embargo, dos de los tratamientos evidencian mejor comportamiento, este es el tratamiento de RevRi al cumplir 4 de los criterios de calidad de agua, y al sobrepasar en menor medida 2 de los criterios establecidos, lo que sugiere que es un agua menos contaminada y requeriría menor tratamiento para su potabilización. El otro es el tratamiento Bosque que cumple 3 de los parámetros y sobrepasa en menor medida 3 de los criterios establecidos, a estos le siguen el tratamiento Pastos y PasRi, que cumplen 4 de los criterios y sobrepasan en menor medida 1, cada uno de manera correspondiente y por último se ubica el tratamiento Papa que cumple 4 de los nueve criterios establecidos para la calidad de agua. Es importante aclarar que a las aguas de escorrentía no se les hizo ningún tratamiento previo, es decir son aguas residuales que no han sido sometidas a un proceso de purificación.

Uso de suelo	Variable	pH	Nitratos	Amonios	Fosfatos	Conductividad Eléctrica	Turbidez	DBO5	DQO	Solidos Suspendidos Totales
	Rango/Máximo valor admisible	6,5 - 9 U pH	10 mg/l	1 mg/l	0,2 mg/l	0,150 dS/m	5 NTU	50 mg/l	150 - 200 mg/l	<500 mg/l
Papa		No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	Si cumple
Pastos		No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	Si cumple
Bosque		No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	No cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	Si cumple
Re v Ri		No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	Si cumple
PasRI		No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	No cumple	No cumple	Si cumple	Si cumple

Tabla 7 Clasificación de las de las variables según los criterios de calidad para agua potable. Fuente: Modificado de (Valencia Ocampo, 2023)

(El no cumple en verde significa que está más cerca del parámetro y requiere menos tratamiento para ser potable).

Los criterios enunciados en la tabla 7, corresponden a criterios de evaluación para la calidad del agua potable, sin embargo, existe otro criterio cuando el agua se destina a otro fin como por el ejemplo; agua de riego para la agricultura. Valencia, (2023), menciona la pertinencia de estas aguas para usos agrícolas y citando (FAO, 1985) quien establece una serie de criterios para determinar si las aguas pueden usarse para estas actividades, se analiza el cumplimiento de los parámetros de este estudio en concordancia con los criterios básicos establecidos por (FAO, 1985) teniendo como resultado la tabla 7.

Uso de suelo	Variable	pH.	Nitratos	Amonios	Fosfatos	Conductividad Eléctrica
	Rango/Máximo valor admisible	6 - 8,5 U pH.	10 mg/l	5 mg/l	2 mg/l	3 dS/m
Papa		No cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple
Pastos		Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple
Bosque		No cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple
RevRi		No cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple
PasRI		Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple	Si cumple

Tabla 8 Clasificación de las variables según los criterios de calidad para agua para riego. Fuente: Modificado de (Valencia Ocampo, 2023)

(El no cumple en verde significa que está más cerca del parámetro y requiere menos tratamiento para ser potable).

De acuerdo a lo observado en la tabla 8, el mejor comportamiento en cuanto a los criterios de calidad del agua para riego, lo presentó el tratamiento de Pastos y el tratamiento de PasRI, ambos tratamientos cumplen los 5 criterios de calidad para este fin, le sigue el tratamiento de Bosque que cumple 4 de los criterios y sobrepasa en menor medida 1, por último, se ubican los tratamientos de Papa y RevRi, los cuales cumplen 4 criterios de los 5 totales.

9.2 Análisis de los parámetros establecidos para evaluar la Erosión y el Potencial de carbono orgánico del suelo

Uso de suelo	Pendiente (%)	Escorrentía (l/ha)	Erosión (kg/ha)	Materia orgánica (t/ha)
Papa	62,40	12440,39	189,80	0,000
Pastos	66,18	56467,9	0,15	0,001
Bosque	133,00	11133,78	4,54	0,080
RevRi	98,13	43918,21	4,10	0,097
PasRI	113,00	14723,02	1,18	0,001

Tabla 9 Valores de Pendiente, Escorrentía, Erosión y Materia Orgánica en los 5 usos de suelo

(**Rojo**: indica valores altos en Pendiente, Escorrentía, Erosión y valores bajos en Materia Orgánica; **Amarillo**: indica valores intermedios; **Verde**: indica valores bajos en Escorrentía, Erosión y valores altos en Materia Orgánica).

En relación al componente de suelo y agua, el mejor comportamiento lo tuvo el tratamiento de Bosque. Aunque este tratamiento se encuentra en la pendiente más elevada, generó la menor escorrentía, tuvo uno de los menores valores en erosión y generó mayor cantidad de MO (Tabla 9). Como ya se ha mencionado, el efecto de la cobertura vegetal juega papel muy importante en la regulación hídrica, ya que mejora la infiltración del agua en el suelo y gracias a que actúa como barrera entre las gotas de agua y el suelo, evita que se genere erosión hídrica, al disminuir la velocidad y cantidad de agua que corre superficialmente, además, el aporte de hojarasca que se obtiene de las coberturas vegetales más densas, tienen un rol importante en los aportes de MO y del potencial de COS. El tratamiento de RevRi también tuvo un comportamiento similar al de Bosque en las variables de Erosión y MO, sin embargo, la escorrentía que se generó en este tratamiento fue mayor, debido a que una de las parcelas de escorrentía se encontraba en un suelo altamente saturado lo que causó que aumentara dicho valor en el análisis de resultados para esta variable.

10 CONCLUSIONES

Las variables, potencial de CO (basado en el aporte de MO), Erosión y Calidad del agua de escorrentía (en función de los niveles y concentraciones de pH, nitratos, amonios, fosfatos, turbidez, CE, DBO₅, DQO y SST presentes en el agua), después de ser evaluadas en los usos de suelo o coberturas vegetales del presente estudio (Papa, Pastos, Bosque, RevRi y PasRi), contribuyeron a determinar cuál tratamiento presentó el mejor comportamiento con relación a los resultados obtenidos para cada variable en cada uso de suelo.

En términos generales, en relación al potencial de CO, Erosión y Calidad del agua de escorrentía, el tratamiento Bosque presentó el mejor comportamiento, con pendiente de 133%, generó escorrentía promedio de 11133,78 l/ha; escorrentía que resulta poco contaminada, al evaluarla y clasificarla según los criterios de calidad para agua potable y para riego, presentó pérdida de suelos por erosión de 4,54 kg/ha y generó mayor aporte de MO (hojarasca) que se relaciona con el potencial de COS. En comparación al tratamiento Pastos que con 66,18% de pendiente generó escorrentía promedio de 56467,9 l/ha, cumpliendo menos de los criterios en cuanto a calidad para agua potable, o comparado al tratamiento Papa que en pendiente de 62,40% obtuvo pérdidas de suelo por erosión de 189,80 kg/ha y casi nulo aporte de MO.

El tratamiento de RevRi presentó comportamiento similar al tratamiento Bosque, en cuanto a mayores aportes de MO, menor erosión del suelo y mejor calidad de las aguas escorrentía.

Se ratifica la importancia que tienen las coberturas vegetales de mayor densidad en la dinámica de los suelos y de la calidad y volúmenes de agua de escorrentía, ya que participan en la regulación hídrica, interceptando mayor cantidad de agua pluvial en sus hojas, mejorando los

procesos de infiltración en el suelo y haciendo que el agua que corre sobre la superficie del suelo lo haga con menor velocidad, evitando que se arrastren mayor cantidad de sedimentos y la erosión de los suelos, Además de su impacto en la dinámica del COS.

El uso óptimo de suelo para implementar en la parte alta de la Cuenca del río Chinchiná es la conservación del Bosque y de la Revegetalización natural, sin embargo, cultivos de papa y pastos para la ganadería, hacen parte de la dinámica económica de la zona. Así que, se sugiere que cultivos de papa se ubiquen en zonas con pendientes más bajas, se haga el establecimiento de los surcos con curvas a nivel y con menor grado de inclinación y en sistemas de pastos implementar ganadería más sostenible como lo son los sistemas silvo-pastoriles.

Por último, tener en consideración el acotamiento de las rondas hídricas, que está regulado por el decreto 2245 de 2017 y establece que comprende la faja paralela a la línea de mareas máximas o a la del cauce permanente de ríos y lagos, hasta de treinta metros de ancho y así mismo hará parte de la ronda hídrica el área de protección o conservación aferente.

No se hacen aseveraciones sobre qué tan seguras son las aguas de escorrentía, en relación al consumo humano, solamente se evalúa la carga de contaminantes que tienen las aguas de escorrentía generadas en cada tratamiento y se hace una clasificación con respecto a algunos criterios establecidos, con fines prácticos para este trabajo. Ya que los criterios más ampliamente usados para aprobar el uso de las aguas de un cuerpo hídrico para consumo humano son normativa ICA y normativa IRCA y estas requieren del análisis de una serie de parámetros más amplios sobre todo de tipo químico y microbiológico que por el objeto de este estudio no se tuvieron en cuenta.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo, J. D. (2016). *Efecto de la actividad agropecuaria sobre la calidad del agua de la escorrentía dentro de un bosque andino de alta montaña en Colombia.*
- Afanador, B., & José, G. (2007). *pH en agua por electrometría.* IDEAM.gov.co. . <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/pH+en+agua+por+Electrometría.pdf/ec53b64e-91eb-44c1-befe-41fcfccdfff1>
- Alvarado, A., Iturriaga, I., Smyth, J. T., Ureña, J. M., & Portuguez, E. (2009). Efecto de la fertilización con fósforo sobre el rendimiento y la absorción de nutrimentos de la papa en un Andisol de Juan Viñas, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 33(1), 45–61.
- Alvarez Mejia, L. Miguel., Álvarez Mejía, L. Miguel., & Universidad de Caldas. (2007). *Plantas de la Región Centro-Sur de Caldas.* Universidad de Caldas.
- Apolo Buenaño, D. (2016). *Colombia: cuenca del río Chinchiná.*
- Aumassanne, C., & Fontanella, D. (2015). Variaciones en la conductividad eléctrica del agua para riego en la cuenca del río Colorado, Argentina. *Congreso Nacional Del Agua.*
- Aquilla, R. C. ç, Astorga, Y., & Jiménez Otárola, F. (2006). Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* , 48, 81–92.
- Avilés Silva, E. A., Mendoza Corrales, R. B., Aguirre, C., Van der Hoek, R.,

- Mena, M., & Téllez Obregón, O. (2018). Evaluación de la calidad de suelo en sistemas de cultivo-arboles-pastos, micro cuenca Tecomapa, Somotillo-Nicaragua. *La Calera*, 18(31), 98–103. <https://doi.org/10.5377/calera.v18i31.7900>
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*, 21, 1–2.
- Barrera, J., & Caicedo, L. J. (2013). *Evaluación del servicio de aprovisionamiento hídrico de tres corrientes abastecedoras del acueducto municipal de guasca (Cundinamarca, Colombia) para la implementación de esquemas de pago por servicios ambientales.*
- Bautista Covarrubias, J. C., & Ruiz Velazco Arce, J. M. (2011). *Calidad de agua para el cultivo de Tilapia.* <http://dspace.uan.mx:8080/jspui/handle/123456789/568>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Temporary and spatial variation of nutrients and total suspended solids in the basin of a high mountain tropical river. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353–363. <https://doi.org/10.18257/RACCEFY.N.777>
- Bernard Barriga, I. P. (2023). *CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA E ISOTÓPICA DEL ESTERO NONGUÉN Y SU RELACIÓN CON LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE PROVISIÓN Y REGULACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL NONGUÉN*

(36°48'58''-36°56'13'' S y
72°56'40''-73°01'42'' W). REGIÓN
DEL BIOBÍO, CHILE.

Berndtsson, J. C., Bengtsson, L., & Jinno,
K. (2009). Runoff water quality
from intensive and extensive
vegetated roofs. *Ecological
Engineering*, 35(3), 369–380.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.020>

Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro,
G., & Segura-Araya, G. (2017).
Determinación de nitritos, nitratos,
sulfatos y fosfatos en agua potable
como indicadores de contaminación
ocasionada por el hombre, en dos
cantones de Alajuela (Costa Rica).
Revista Tecnología En Marcha,
30(4), 15.
<https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>

Boñón, G. H. A. (2010). *Pendiente de los
suelos del departamento de
Cajamarca.*

Bridgewater, P. (2007). Perspectivas
sobre conservación de ecosistemas
acuáticos en México. *Instituto
Nacional de Ecología.*

Cabrera, F. E. J. (2017). *ESTUDIO DE
LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN
EL AGUA DEL RIO TABACAY Y SU
VINCULACIÓN CON LA
COBERTURA VEGETAL Y USOS
DEL SUELO EN LA
MICROCUENCA (Doctoral
dissertation, UNIVERSIDAD DE
CUENCA).*

Caho-Rodríguez, C. A., & López-Barrera,
E. A. (2017). Determinación del
Índice de Calidad de Agua para el
sector occidental del humedal Torca-
Guaymaral empleando las
metodologías UWQI y CWQI.

- Producción + Limpia*, 12(2), 35–49.
<https://doi.org/10.22507/pml.v12n2a3>
- Calero, A. (2023). *Caracterización de la relación DQO (Demanda Química de Oxígeno)/DBO5, 20 (Demanda Bioquímica de Oxígeno) en los efluentes líquidos residuales de industrias localizadas en Montevideo como método de “screening” rápido para determinar la eficiencia en el tratamiento de los mismos.*
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/39096>
- Camargo, J. C., Chará, J., Lina, ;, Giraldo Sánchez, P., Ana, ;, Chará-Serna, M., & Pedraza, G. X. (2010). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la Ecorregión Cafetera de Colombia. 1. Efectos sobre las propiedades del suelo. *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 53–59.
- Capurro, J., & Montico, S. (2020). *Efecto de los cultivos de cobertura sobre las pérdidas de agua y suelo por erosión hídrica.*
- CAR, C. A. R. D. C. (2021). *BOLETIN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA – ICA 2020.*
<https://www.car.gov.co/uploads/files/6091d145d1011.pdf>
- Carpio, G. T. (2007). *Turbiedad por Nefelometría (Método B).* *IDEAM.gov.co.* .
<http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Turbiedad+por+Nefelometria..pdf/fc92342e-8bba-4098-9310-56461c6a6dbc>
- Carvajal, A. L., Inés, G., Gómez, G., Alexander, A., & Gallego, G.

- (2010). *Métodos Analíticos para la Evaluación de la Calidad Fisicoquímica del Agua*.
- Castillo, E. B., Bedolla Solano, R., Garcia Dominguez, Y. B., Gervacio Jiménez, H., & Mendoza-Almazán, E. (2017). *Evaluación de la calidad del agua en el canal meándrico lagunar de Coyuca de Benítez, Gro.* <http://ri.uagro.mx/handle/uagro/1073>
- Castro, D. M. (2003). Ensayo sobre tipología de suelos colombianos- Énfasis en génesis y aspectos ambientales. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 27, 319–341.
- Chapman, D. (1996). *Water Quality assessments - A guide to use of Biota, sediments and wáter in Environmental Monitoring. Second Edition.*(E & FN Spon. London.).
- Correa Araneda, F., & Salazar, C. (2014). Caracterización fisicoquímica del agua del estero Nonguén y su confluencia con el río Andalién, región del Biobío. Variación en relación a los distintos usos de suelo en su cuenca. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 2(2), 33–46.
- Covich, A. P. (2006). PROTECCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL BENTOS PARA ASEGURAR PROCESAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA Y SERVICIOS DEL ECOSISTEMA: IMPORTANCIA DE LOS INVERTEBRADOS FRAGMENTADORES EN REDES DE DRENAJE. In 109 *ECOTROPICOS* (Vol. 19, Issue 2). <http://ecotropicos.saber.ula.ve>
- Cremona, M. V., & Enriquez, A. S. (2020). *Algunas propiedades del suelo que condicionan su*

- comportamiento: El pH y la conductividad eléctrica.*
- Cristancho Montenegro, D. L. (2013). *Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas.*
<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/51319>
- Cude, C. (2001). *Oregón Water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness.* 37(1), 125–137.
- Cuevas, R. S., Martínez, S. A., García, J. L., & Román, D. F. (2014). Carbono orgánico de la hojarasca en los bosques de la reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, caso santuario sierra Chincua, México. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 5(1), 29–45.
- DANE. (2011). *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales -IDEAM – Subdirección de Hidrología, Grupo Laboratorio de Calidad Ambiental. Subsistema de Información Módulo Físicoquímico Ambiental –MFQA- de la base de datos Oracle.* .
https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/pib/ambientales/Sima/Nitrogenos_totales_13.pdf
- Davila Correa, F. A. (2022). *Plan de identificación de movimientos en masa producto de las altas precipitaciones en el municipio de Salento Quindío.*
<http://hdl.handle.net/10654/44874>
- De Alba, S., Benito, G., & Pérez González, A. (2002). PARCELAS EXPERIMENTALES PARA EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN HÍDRICA. FINCA

- EXPERIMENTAL LA
IDGUERUELA. In *Cuad. Soco Esp. Cien. For* (Vol. 13).
- De Jesús, M., Fregoso, S., Ferrera-Cerrato, R., Etchevers Barra, J., Alcántar González, G., Santos, J. T., Borges Gómez, L., & Pereyda Pérez, G. (2001). *PRODUCCION DE BIOFERTILIZANTES MEDIANTE BIODIGESTION DE EXCRETA LIQUIDA DE CERDO Biodigestion of Hog Slurry to Produce Biomanure*.
- Díez Pérez, V., & Ramírez Zuluaga, M. J. (2016). Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo en la cuenca alta del Río Claro, Caldas. *Universidad EIA*.
- Dirección Territorial Andes Occidentales. (2017). *Plan de Manejo 2017-2022 Parque Nacional Natural Los Nevados*. .
- Dueñas-Celis, M. Y., Dorado-González, L. M., Espinosa-Macana, P., & Suescún-Carrero, S. H. (2018). Water Quality for Human Consumption Risk Index in Urban Areas of the Boyacá Department, Colombia, 2004-2013. *Revista Facultad Nacional de Salud Publica*, 36(3), 101–109. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.v36n3a10>
- Echeverri Zuluaga, J., Fernando Restrepo, L., & Parra, J. E. (2010). *Evaluación comparativa de los parámetros productivos y agronómicos del pasto kikuyo Pennisetum clandestinum bajo dos metodologías de fertilización* (Vol. 7, Issue 2).
- Erazo, C., Agustín Beltrán Dávalos, A., Miguel Santillán Quiroga, L., & Andrea Rosero Obando, G. (2019). *Actualización de la cobertura de*

- suelo mediante teledetección para la estimación del umbral de escorrentía en la Cuenca del Río Chimborazo. *3(6)*, 39–59.
<https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v3i2.6.517>
- Escobar-Lasso, S., Cerón-Cardona, J., & Castaño-Salazar, J. H. (2013). Los mamíferos de la cuenca del río Chinchiná, en la región andina de Colombia. *Therya*, *4(1)*, 139–155.
<https://doi.org/10.12933/therya-13-111>
- Espinosa, J. (2004). *Fijación de fósforo en suelos derivados de ceniza volcánica*.
- FAO. (1985). *Ayers and Wescot M56*.
- FAO. (2002). *Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra*. FAO. Roma.
- FAO. (2017). *Mapa carbono orgánico del suelo*. FAO.org. .
- Felip, M., Riera, J. L., Camarero, L., Díaz, D., Quijano, D. E., & Pau Giménez, Y. (2016). *EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD GANADERA EN LOS LAGOS DEL PARQUE NACIONAL DE AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI: APORTES DE NITRÓGENO Y RIESGO DE EUTROFIZACIÓN*.
<http://hdl.handle.net/10261/143070>
- Fernández, E. S., Garrido, J. M., Coda, F. E., Pujol, R. O., & Coma, S. C. (2008). Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. *Técnica Industrial*, *273*, 44–49.
- Fernández, M. A. (2006). *CONVENIO ESPECÍFICO DE COOPERACIÓN TÉCNICA No. 034 ENTRE EL IAVH, CARDER, MUNICIPIO DE SANTA ROSA DE CABAL Y LA UNIDAD ADMINISTRATIVA*

*ESPECIAL DEL SISTEMA DE
PARQUES NACIONALES
NATURALES-Territorial
Noroccidental VALORACIÓN
ECONÓMICA DE LA CALIDAD
DEL AGUA DE LA CUENCA ALTA
DEL RÍO CAMPOALEGRE.*

Flórez-Yepes, G. Y., Rincon-Santamaría,
A., Cardona, P. S., & Alzate-
Alvarez, A. M. (2017). Análisis
multitemporal de las coberturas
vegetales en el área de influencia de
las minas de oro ubicadas en la parte
alta del sector de Maltería en
Manizales, Colombia. *DYNA*
(Colombia), 84(201), 95–101.
[https://doi.org/10.15446/dyna.v84n2
01.55759](https://doi.org/10.15446/dyna.v84n201.55759)

Galvis Salazar, J. D. (2014).
*EVALUACIÓN, in vitro, DEL
EFECTO ANTAGÓNICO SOBRE
UNA CEPA DE Fusarium*

*oxysporum DE
MICROORGANISMOS AISLADOS
DE HECES DE LARVAS DE
COLEÓPTEROS (Trogossitidae)
ASOCIADOS A HOJARASCA DE
BOSQUE.*

<http://hdl.handle.net/10654/11911>

Gaviria Parra, J. P., & Bedoya Garcia, A.
(2023). *Prefactibilidad del proyecto
ganadero en la Hacienda Virgen del
Cobre bajo la modalidad Voisin.*

Giraldo Gómez, G. I. (1995). Manual de
análisis de aguas. *Elsevier.*
[https://repositorio.unal.edu.co/handl
e/unal/55218](https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/55218)

Gómez, Á. G. Alfonso. , S. J. & V. O.
(1975). *Manual de conservación de
suelos de ladera.*

Gomez, F. A. (2023). *Servicios
ecosistémicos del bosque andino
patagónico de la provincia del
Chubut: efectos de la ganadería*

- bovina sobre los recursos suelo y agua.*
<http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncoma/17362>
- González, L. (2013). Nitrógeno amoniacal, importancia de su determinación. *Mente & Materia*, 4(1), 12–13.
- González, S. (2007). Contaminación difusa de las aguas. *Revista IniaTierra Adentro*, Ed.
- Gualdrón Durán, L. E. (2016). *Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos.*
- Hernández Pérez, S. (2004). Diseño de instrumentos de política para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en sistemas productivos ganaderos en la cuenca del río La Vieja, Quindío y norte del Valle del Cauca. *Bogotá (Colombia).*
- Hill, D. D., Owens, W. E., & Tchounwou, P. B. (2005). Comparative Assessment of the Physico-Chemical and Bacteriological Qualities of Selected Streams in Louisiana. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2(1), 94–100. www.ijerph.org
- Hincapié Gómez, É., & Ortiz Ramírez, A. F. (2010). *Riesgo a la erosión en suelos de ladera de la zona cafetera.*
<https://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/404>
- Ibáñez Ríos, G. M. (2019). *Análisis climático e hidrológico de áreas abastecedoras del municipio de Manizales.*
<https://repositorio.ucm.edu.co/handle/10839/2756>

- Icontec. (1999). *DETERMINACION DE LA TURBIEDAD. METODO NEFELOMETRICO.*
- Icontec. (2013). *MEDICIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD.*
- Icontec. (2014). *Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).*
- Icontec. (2015a). *Calidad del agua. Determinación de sólidos. Primera actualización. Icontec. Bogotá, D.C.*
- Icontec. (2015b). *Demanda Química de Oxígeno (DQO).*
- Icontec. (2016). *Calidad del agua. Determinación de la acidez y determinación de la alcalinidad. .*
- IDEAM. (2006). *Método electrométrico en aguas .*
- IDEAM. (2007a). *DETERMINACIÓN SÓLIDOS TOTALES SECADOS A 103° - 105°C. SM 2540 B. .*
- IDEAM. (2007b). *Incubación de 5 días y electrometría .*
- IDEAM. (2007c). *Nefelometría (Método B) .*
- IDEAM. (2007d). *Potenciómetro.*
- IDEAM. (2007e). *Reflujo cerrado y volumetría.*
- IGAC. (2007). *Digestión vía húmedo (Walkley-Black).*
- Instituto Geográfico " Agustín Codazzi." (2006). *Métodos analíticos del laboratorio de suelos.*
- Instituto Humboldt. (2017). *Biodiversidad colombiana: números para tener en cuenta.*
- Jaramillo, D. F. (2002). *INTRODUCCIÓN A LA CIENCIA DEL SUELO.*
- Josué, A., Pulido, Á., Fernanda, L., Quintero, Y., Ivanova, Y., & Eia, R. (2021). *Estimación del cambio de la capacidad de regulación hídrica como respuesta a los cambios de coberturas de la tierra (Caso de*

- estudio: Cuenca alta del río Chinchiná, Caldas, Colombia)*
Estimation of the change in water regulation capacity in response to changes in land cover (Case study).
<https://doi.org/10.24050/reia>
- agrícola captada en bordos de almacenamiento. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(17), 283–295.
<https://doi.org/10.19136/era.a6n17.1867>
- Lee, J. Y., Yang, J. S., Han, M., & Choi, J. (2010). Comparison of the microbiological and chemical characterization of harvested rainwater and reservoir water as alternative water resources. *Science of the Total Environment*, 408(4), 896–905.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.001>
- Loera-Alvarado, L. A., Torres-Aquino, M. jjesus@colpos. mx, Juan Felipe Martínez-Montoya, J. F., Cisneros-Almazán, R., & Martínez Hernández, J. de J. (2019). Calidad del agua de escorrentía para uso agrícola captada en bordos de almacenamiento. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(17), 283–295.
<https://doi.org/10.19136/era.a6n17.1867>
- Lombo Celis, L. J., & Mancipe Herrera, D. S. (2021). *Análisis de los Impactos ambientales ocasionados por el uso de los fertilizantes nitrogenados, en el cultivo de papa en el Municipio de Zipaquirá.*
<http://hdl.handle.net/11349/27721>
- López, A. (2019). *Entendiendo el Clima de la Cuenca del Río Chinchiná.*
- López, R. (2002). *Degradación del suelo: causas, procesos, evaluación e investigación.* www.cidiat.ula.v
- López, R. F., & Patrón, E. R. (2013). *Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión.*

- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., & Sarukhán, J. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10(1).
- MACHEREY-NAGEL. (2022a). *Determinación colorimétrica de los iones de amonio en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Amonio 3. Test 5-08.* .
- MACHEREY-NAGEL. (2022b). *Determinación colorimétrica de los iones fosfato en las aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Fosfatos. Test 5-84.* .
- MACHEREY-NAGEL. (2022c). *Determinación colorimétrica de los iones nitrato en aguas superficiales y residuales. Kit Visocolor ECO Nitratos. Test 5-41. Fotómetro compacto PF-12Plus .*
- Machuca Quito, M. A., & Vélez Peña, J. J. (2021). *Análisis del nicho ecológico del Cóndor Andino (Vultur Gryphus) en los Andes Sur del Ecuador.*
- Marín Ramírez, R. (2003). *III SEMINARIO DE ACTUALIZACIÓN EN INGENIERIA AMBIENTAL, “GESTION DEL RECURSO HIDRICO EN COLOMBIA.”*
- Marín-Araya, S., & Villatoro-Sánchez, M. V. S. (2023). Efecto de tres implementos de labranza sobre propiedades físicas de un suelo andisol en Tierra Blanca, Cartago. *Agronomía Costarricense.*
- MEDINA, B. A. C. D. (2013). *“EVALUACIÓN DE LA*

- EUTROFIZACIÓN DE LA LAGUNA CONOCOCHA–ANCASH” A AGOSTO DE 2012* (Doctoral dissertation, UNIVERSIDAD NACIONAL “SANTIAGO ANTÚNEZ DE MAYOLO).
- Meza, A., & Rubio, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443–456.
- Min. Ambiente. (2015). *Resolución 631 de 2015*. *Supersalud.gov.co*. https://docs.supersalud.gov.co/PortalWeb/Juridica/OtraNormativa/R_MADS_0631_2015.pdf
- MIN SALUD. (2007). *Resolución 2115 de 2007*, Ministerio de Salud y Protección Social y Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. [/https://www.minsalud.gov.co/sites/r](https://www.minsalud.gov.co/sites/r)
- [id/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/Resolución_2115_de_2007.pdf](https://www.minsalud.gov.co/sites/r/id/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/Resolución_2115_de_2007.pdf)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Cuencas Objeto de Planificación Estratégica (Áreas Hidrográficas)*. <https://www.minambiente.gov.co/gestion-integral-del-recurso-hidrico/cuencas-objeto-de-planificacion-estrategica-areas-hidrograficas/>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2002). *Plan de manejo del Parque Nacional Natural los Nevados y su Zona Amortiguadora*. Pereira.
- Ministerio del medio ambiente. (2002). *Agua potable. SIGAM*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/005574/1/inslegno.htm>

- Mixquititla-Casbis, G., & Villegas-Torres, Ó. G. (2016). *Importancia de los fosfatos y fosfitos en la nutrición de cultivos*.
- Navarro, M. (2007). *Demanda bioquímica de oxígeno 5 días, incubación y electrometría*. IDEAM.gov.
<http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Demanda+Bioquímica+de+Oxígeno..pdf/ca6e1594-4217-4aa3-9627-d60e5c077dfa>
- Nené-Preciado, A. J., Sansón, G. G., Mendoza, M. E., & De Asís Silva Bátiz, F. (2017). Land cover and land use change in coastal basins from the Central Pacific coast of Mexico. *Investigaciones Geográficas*, 2017(94), 64–81.
<https://doi.org/10.14350/rig.56770>
- OMS. (2011). *Guías para la calidad del agua de consumo humano*. Cuarta Edición. Organización mundial de la salud.
- Ortega Molina, L. F. (2014). *Evaluación comparativa del papel de diferentes coberturas vegetales sobre algunos servicios ecosistémicos en los Andes colombianos* (Doctoral dissertation).
- Pavón, J. del C., Madero, E., & Amézquita, E. (2010). *Susceptibilidad del suelo a la degradación en parcelas con manejo agroforestal Quesungual en Nicaragua* Susceptibility to soil degradation in plots under Quesungual agroforestry management in Nicaragua.
- Pedroza-Parga, E., Velásquez-Valle, M. A., Pedroza-Sandoval, A., Sánchez-Cohen, I., & Yáñez-Chávez, L. G. (2022). The impact of vegetation cover on soil erosion and soil deposition due to runoff. *Ingeniería*

- Agrícola y Biosistemas*, 144(1), 17–31.
<https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2021.12.135>
- Pérez-Cordero, A., Tuberquia-Sierra, A., & Amell-Jimenez, D. (2014). Actividad in vitro de bacterias endófitas fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fosfatos. *Agronomía Mesoamericana*, 25(2), 214–223.
- Perret, S. (1993). *Una metodología simple para el dimensionamiento de parcelas de escorrentía*.
- Pineda, O. (2016). *El uso adecuado del agua en explotaciones de ganado bovino*.
- POMCA. (2013). *PLAN DE ORDENACIÓN Y MANEJO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO CHINCHINÁ*
- DEPARTAMENTO DE CALDAS – POMCA CHINCHINÁ.
- POMCA. (2014). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica del río Chinchiná en el departamento de Caldas. Tomo II. Universidad Nacional. Manizales*.
- Putz, P. (2008). *Eliminación y determinación de fosfato INFORME PRÁCTICO ANALÍTICA DE LABORATORIO Y SISTEMA DE CONTROL DE PROCESO NUTRIENTES FOSFATO*.
www.hach-lange.es
- Ramón, M., Blanquer, G., & Manuel, J. (2011a). *ANDISOLES*.
- Ramón, M., Blanquer, G., & Manuel, J. (2011b). *Métodos para la determinación del coeficiente de escorrentía (c)*.
- Ramos Franco, A., & Armenteras Pascual, D. (2019). Interception and

- runoff of high andean forest in the protective forest reserve “el malmo.” *Acta Biologica Colombiana*, 24(1), 97–108.
<https://doi.org/10.15446/abc.v24n1.67039>
- Reyna Velaysosa, G. A. (2021). *Evaluación de la erosión hídrica en tres tipos de uso de suelo de la Microcuenca Pomacochas, región Amazonas.*
- Ríos, N., Cárdenas, A. Y., Andrade, H. J., Ibrahim, M., Jiménez, F., Sancho, F., Ramírez, E., Reyes, B., & Woo, A. (2013). Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería En Las Américas*, 45.
- Rodríguez, A., Rodríguez, Arbelo, CD, Guerra, J., & Mora, J. (2002). Erosión hídrica en andosoles de las islas canarias. *Edafología*, 9(1), 23–30.
- Rodríguez, J. A., & Camargo García, J. C. (2009). Erosión y escorrentía: indicadores de respuesta temprana del suelo a distintas coberturas en la zona cafetalera de Colombia. *Recursos Naturales y Ambiente*, 58, 25–31.
<https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6214>
- Rodríguez, J. A., Sepúlveda, I. C., Camargo García, J. C., & Galvis Quintero, J. H. (2009). Pérdidas de suelo y nutrientes bajo diferentes coberturas vegetales en la zona Andina de Colombia. *Acta Agronómica*, 58(3), 160–166.
- Rodríguez, M., & Carlos, H. (2007). *Demanda Química de Oxígeno por refluo cerrado y volumetría.*

IDEAM.gov. .

[http://www.ideam.gov.co/documents
/14691/38155/Demanda+Química+d
e+Oxígeno..pdf/20030922-4f81-
4e8f-841c-c124b9ab5adb](http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Demanda+Química+d
e+Oxígeno..pdf/20030922-4f81-
4e8f-841c-c124b9ab5adb)

Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R.,
Espejo-Pérez, A. J., González, P., &
Giráldez, J. V. (2005). Estudio de la
influencia de la cobertura vegetal
viva en olivar en la contaminación
de las aguas de escorrentía por
nitratos. *Proc VII Jornadas de
Investigación En La Zona No
Saturada Del Suelo ZNS*, 5, 81–86.

Roldan, P. G. (2003). vindicación de la
calidad del agua en Colombia uso
del método BMWP/Col. .
*Universidad de Antioquia. Medellín
- Colombia., Primera edición.*

Romero, M. P., Santamaría, D. M., &
Zafra, C. A. (2009).
BIOINGENIERÍA Y SUELO:

ABUNDANCIA

MICROBIOLÓGICA, pH Y

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

BAJO TRES ESTRATOS DE

EROSIÓN.

Romero Sánchez, M. A., Quintero, M., &
Monserrate, F. (2016).

*ELEMENTOS TÉCNICOS PARA LA
MEDICIÓN DE HUELLA HÍDRICA
EN SISTEMAS AGRÍCOLAS.*

www.ciat.cgiar.org

Rubio Dobón, J. C., & Sánchez Navarro,
J. Á. (2002). *Mapas de
vulnerabilidad de las aguas
subterráneas a la acidificación
basados en el uso de SIG;
Aplicación a la cuenca del río Crío
(Zaragoza-España).*

Sadeghian, S., Rivera, J. M., Gomez, M.
E., Murqueitio, E., Osorio, H.,
Sanchez, M. D., & Speedy, A.
(1999). Impacto de la ganadería

- sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia.
- Agroforesteria Para La Produccion Animal En America Latina: Memorias. In Estudio Produccion y Sanidad Animal (FAO)..*
- Salazar G, L. F., & Hincapie G, E. (2006). *Causas de los movimientos masales y erosión avanzada en la zona cafetera colombiana. Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé).*
- <https://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/366>
- Sanabria, D. (2006). *CONDUCTIVIDAD ELECTRICA POR EL MÉTODO ELECTROMÉTRICO EN AGUA. .*
- <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Conductividad+El%C3%A9ctrica.pdf/f25e2275-39b2-4381-8a35-97c23d7e8af4>
- Santambrosio, E. (2009). *Catedra de biotecnología.*
- Silberman, J. E. (2016). *Diversidad microbiana y materia orgánica del suelo en sistemas silvopastoriles de la Región chaqueña (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).*
- <https://doi.org/10.35537/10915/5567>
- 9
- Takahashi, T. (2002). *Environmental and agricultural significance of volcanic ash soils.*
- <https://www.researchgate.net/publication/228767895>
- Tambo Lopez, C. S. (2015). *PROPUESTA DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN PARA LOS HUMEDALES CAPITALINOS.*

- The Nature Conservancy. (2019). *Cuenca del Río Magdalena en Colombia Infraestructura de diseño en el Magdalena: salvar la cuenca sin perder la energía.*
- Valencia Ocampo, M. (2023). *Evaluación de la escorrentía y calidad de aguas en áreas de ribera de fuentes hídricas con diferentes usos en Andisoles de la zona media del río Chinchiná.*
- Vela Correa, G., López Blanco, J., & Rodríguez Gamiño, M. de L. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*, 77, 18–30.
- Volverás-Mambuscay, B., Merchancano-Rosero, J. D., López-Rendón, J. F., & Campo-Quesada, J. M. (2021). Soil loss in the wachado old system in the upper tropics of Nariño, Colombia. *Agronomía Mesoamericana*, 32(1), 120–136. <https://doi.org/10.15517/am.v32i1.39284>
- Waite, T. (2012). *Principles of water quality.*
- Yilmer, B. :, Avilés González Br, J., Uriel, J., Molina, B., Domingo, I., Cerda, R., & Páginas, C. (2007). *Cuantificación de la erosión hídrica en diferentes sistemas productivos con parcelas de escorrentía en la microcuenca Estanzuela, Estelí, Nicaragua.*
- Zabaleta, E. (2016). *UNIVERSIDAD NACIONAL DE Evaluación del porcentaje de remoción de materia orgánica en función a las características fisicoquímicas del río Grande-distrito Celendín.*

<http://hdl.handle.net/20.500.14074/1>

762