



**La actividad enzimática extracelular como un estimador de la
descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín**

Alejandra Cifuentes Zapata

Trabajo de investigación presentado para optar al título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Directora

Lina Claudia Giraldo Buitrago, Doctor (PhD)

Codirector

Néstor Jaime Aguirre Ramírez, Doctor (PhD)

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería

Maestría en Ingeniería Ambiental

Medellín, Antioquia, Colombia

2024

Cita	(Cifuentes Zapata, A. 2024)
Referencia	Cifuentes Zapata, A. (2024). <i>La actividad enzimática extracelular como un estimador de la descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín</i> [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
Estilo APA 7 (2020)	



Maestría en Ingeniería Ambiental.

Grupo de Investigación Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA).

Grupo de Investigación GeoLimna.

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).



Centro de Documentación de Ingeniería (CENDOI)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.



**La actividad enzimática extracelular como un estimador de la
descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín**

**Alejandra Cifuentes Zapata
Ingeniera Ambiental**

**Trabajo de Investigación presentado como requisito de grado para el título
de Magíster en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Antioquia-
Colombia**

Asesores:

**Lina Claudia Giraldo Buitrago. Dr. En Ingeniería. Escuela Ambiental.
Universidad de Antioquia-Colombia**

**Néstor Jaime Aguirre Ramírez. Dr. Rer Nat. Escuela Ambiental. Universidad
de Antioquia-Colombia**

Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA)

**Facultad de Ingeniería
Universidad de Antioquia**

Mayo de 2019

AGRADECIMIENTOS

A Dios.

A la profesora Lina por su apoyo, tiempo, consejos, amistad y generosidad.

Al profesor Néstor por su generosidad y pasión por la enseñanza.

A la Universidad de Antioquia por la oportunidad de capacitarme.

Al equipo de RedRío por su apoyo en las fases de campo y experimental, por su acompañamiento y amistad.

A los profesores por su ayuda y asesoría.

Al Laboratorio de Estudios Ambientales por compartir sus espacios y conocimientos en la fase experimental y a GDCON por su apoyo en la fase experimental.

A mi familia y amigos, su apoyo, acompañamiento, cuidados y amor incondicional fueron fundamentales en este proceso.

Esta tesis es el resultado del apoyo y esfuerzo de muchas personas. Agradezco su generosidad, dar es una muestra de amor. Gracias por compartir conmigo su tiempo, talento, dones y conocimiento, este es un logro colectivo.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	11
2	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	12
3	ANTECEDENTES.....	14
4	MARCO TEÓRICO.....	18
4.1	LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y EL FUNCIONAMIENTO DEL ECOSISTEMA.....	18
4.2	EL PAPEL DE LAS ENZIMAS EXTRACELULARES EN LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA.....	18
4.3	LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN RÍOS URBANIZADOS.....	20
5	OBJETIVOS.....	21
5.1	GENERAL.....	21
5.2	ESPECÍFICOS.....	21
6	DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO.....	21
6.1	CRITERIOS SELECCIÓN ESTACIONES DE MONITOREO.....	26
6.2	DESCRIPCIÓN ESTACIONES DE MONITOREO.....	27
7	MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
7.1	FASE DE CAMPO.....	31
7.1.1	Toma de muestras de agua y biofilm.....	31
7.1.2	Aforo de caudal.....	32
7.2	FASE EXPERIMENTAL.....	33
7.2.1	Determinación de variables fisicoquímicas.....	33
7.2.2	Determinación de la actividad enzimática extracelular.....	33
7.2.3	Clorofila a.....	35
7.2.4	Índice de Calidad del Agua Global para el río Aburrá-Medellín – ICA Global 36	
7.2.5	Clasificación régimen de caudal.....	37
7.3	FASE ANÁLISIS.....	37
8	RESULTADOS.....	38
8.1	ESTADO DEL TIEMPO EN CAMPAÑAS DE MONITOREO.....	38
8.2	RÉGIMEN HISTÓRICO DE CAUDALES.....	42
8.3	CLASIFICACIÓN DE RÉGIMEN DE CAUDALES EN CAMPAÑAS DE MONITOREO.....	43
8.4	MATRIZ AGUA.....	44

8.4.1	Análisis de datos	44
8.4.2	Análisis multivariado	60
8.5	MATRIZ BIOFILM	63
8.5.1	Análisis de datos	63
8.5.2	Análisis multivariado	65
8.6	ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR ENTRE MATRICES	69
9	DISCUSIÓN	69
9.1	VARIABLES FISICOQUÍMICAS Y CALIDAD DEL AGUA RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN	69
9.2	ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN LA MATRIZ AGUA	71
9.3	ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN LA MATRIZ BIOFILM	72
9.4	ACTIVIDAD ENZIMÁTICA ENTRE MATRICES	73
9.5	MODELO CONCEPTUAL ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN EL RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN	74
10	CONCLUSIONES	77
11	RECOMENDACIONES	77
12	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78

TABLAS

Tabla 1. Investigaciones realizadas en el río Aburrá-Medellín	14
Tabla 2. Descripción de tramos para el río Aburrá-Medellín.....	27
Tabla 3. Descripción estaciones de monitoreo.....	28
Tabla 4. Métodos variables fisicoquímicas.....	33
Tabla 5. Categoría Índice de Calidad ICA Global.....	37
Tabla 6. Estado del tiempo campañas de monitoreo	39
Tabla 7. Resumen estadístico régimen histórico de caudales río Aburrá-Medellín y un sitio en el río Porce (2004-2019)	43
Tabla 8. Clasificación de caudales en campañas de monitoreo	44
Tabla 9. Promedio y desviación estándar para variables fisicoquímicas, biológicas, hidráulicas, ICA Global y actividad enzimática extracelular β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz agua	46
Tabla 10. ANOVA variables fisicoquímicas en campañas de monitoreo	49
Tabla 11. ANOVA variables fisicoquímicas en régimen de caudal bajo, medio y alto	52
Tabla 12. ANOVA variables fisicoquímicas en estaciones de monitoreo.....	55
Tabla 13. ICA Global río Aburrá-Medellín en cinco campañas de monitoreo	55
Tabla 14. ICA Global río Aburrá-Medellín en régimen de caudal bajo, medio y alto.....	56
Tabla 15. ANOVA ICA Global en campañas, régimen de caudal y estaciones	56
Tabla 16. ANOVA enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina entre campañas, régimen de caudal y estaciones en matriz agua, valores p.....	58
Tabla 17. Correlaciones entre las variables fisicoquímicas, biológicas, ICA Global y las actividades enzimáticas medidas en la matriz agua.....	60
Tabla 18. Análisis factorial	61
Tabla 19. Matriz de cargas de los factores.....	61
Tabla 20. ANOVA enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina entre campañas, régimen de caudal y estaciones en matriz biofilm, valores p	63
Tabla 21. Correlaciones entre las variables fisicoquímicas, biológicas, ICA Global medidas en la matriz agua y las actividades enzimáticas en la matriz biofilm	65
Tabla 22. Resumen Análisis Factorial.....	66

Tabla 23. Matriz carga de factores.....	66
Tabla 24. Valores p, ANOVA actividades enzimáticas entre las matrices agua y biofilm..	69

FIGURAS

Figura 1. Modelo descomposición de la materia orgánica.....	19
Figura 2. Toma de muestra de agua	31
Figura 3. Toma de muestra de biofilm.....	32
Figura 4. Medición actividad enzimática extracelular	34
Figura 5. Curva calibración para la determinación de la actividad enzimática extracelular	35
Figura 6. Determinación clorofila a.....	36
Figura 7. Régimen histórico de caudales río Aburrá-Medellín y un sitio en el río Porce (2004-2019)	42
Figura 8. Diagrama de caja y bigotes para caudales aforados en estaciones de monitoreo	43
Figura 9. Clasificación régimen de caudales.....	44
Figura 10. Variables fisicoquímicas en nueve estaciones de monitoreo durante cinco campañas de monitoreo	49
Figura 11. Variables fisicoquímicas en caudales bajos, medios y altos.....	51
Figura 12. Variables fisicoquímicas en estaciones de monitoreo	54
Figura 13. ICA Global río Aburrá-Medellín	57
Figura 14. Actividad enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz agua río Aburrá-Medellín	59
Figura 15. Análisis factorial.....	62
Figura 16. Dendograma campañas y estaciones matriz agua.....	62
Figura 17. Actividad enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz biofilm.....	64
Figura 18. Factores descomposición de la materia orgánica mediante la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz biofilm	67
Figura 19. Dendograma campañas y estaciones matriz biofilm	68
Figura 20. Actividad enzimática extracelular en las matrices agua (1) y biofilm (2).....	69

Figura 21. Modelo conceptual actividad enzimática extracelular en el río Aburrá-Medellín 75

ECUACIONES

Ecuación 1. Cálculo actividad enzimática extracelular 34

Ecuación 2. Concentración de clorofila a 36

Ecuación 3. Índice de Calidad del Agua ICA Global..... 37

Ecuación 1. Cálculo actividad enzimática extracelular 34

Ecuación 2. Concentración de clorofila a 36

Ecuación 3. Índice de Calidad del Agua ICA Global..... 37

MAPAS

Mapa 1. Zona de estudio: cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín y localización
estaciones de monitoreo..... 23

ABREVIATURAS

AMVA: Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

AEE: actividad enzimática extracelular.

BMWP/Col: Biological Monitoring Working Party.

OD: oxígeno disuelto.

CE: conductividad eléctrica

COD: Carbono orgánico disuelto.

DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

ICA Global: Índice de Calidad del Agua Global.

IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y estudio Ambientales de Colombia.

PO₄: Ortofosfatos.

PORH: Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

P_{total}: Fósforo total.

RedRío: Red de Monitoreo Ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana. Se ha desarrollado en varias fases, la primera entre 2003-2004, la segunda entre 2005-2006, la tercera entre 2009-2011, la cuarta entre 2012-2014, la quinta entre 2015-2016 y la sexta entre 2017-2018.

RESUMEN

La actividad enzimática extracelular, como una medida de la descomposición de la materia orgánica, se midió en el río Aburrá-Medellín, ecosistema fluvial altamente intervenido y urbanizado, con la finalidad de analizar el efecto de la calidad del agua y el régimen de caudal sobre la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina, involucradas en el metabolismo del carbono y el fósforo, respectivamente. Para ello, se recolectaron muestras de agua y biofilm en ocho estaciones de monitoreo localizadas en el río Aburrá-Medellín y un sitio sobre el río Porce, durante cinco campañas realizadas entre 2017 y 2018. La actividad de ambas enzimas se determinó a través de un método espectrofotométrico que emplea los sustratos artificiales 4-Nitrofenol glucopiranososa y 4-Nitrofenol fosfato, los cuales son hidrolizados por las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina respectivamente; además, se midieron variables fisicoquímicas en la matriz agua y clorofila a en ambas matrices.

Los resultados obtenidos evidenciaron que se presentó una relación entre las actividades enzimáticas y las variables fisicoquímicas (DQO, DBO5, nutrientes, COD, clorofila a) medidas en la matriz agua y el índice de calidad ICA Global. Tanto en la matriz agua como biofilm, no se registraron cambios estadísticamente significativos en la actividad enzimática respecto al régimen de caudal, sin embargo, se destaca que esta fue mayor en época de caudales bajos y medios que en caudales altos. Espacialmente, la actividad en las matrices agua y biofilm presentó cambios estadísticamente significativos, donde los mayores registros correspondieron a las estaciones localizadas en el tramo del río que presentó un mayor deterioro en su calidad, en contraste, los menores valores se observaron en los sitios de monitoreo localizados en la parte alta de la cuenca y la calidad varía entre buena y aceptable. Este comportamiento a lo largo del río se relaciona con las características fisicoquímicas de la corriente y la calidad del agua, como resultado de los aportes difusos y puntuales de aguas residuales realizados sobre el río que provienen de las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca.

Palabras clave: actividad enzimática extracelular, β -glucosidasa, fosfatasa alcalina, río urbanizado, descomposición materia orgánica.

ABSTRACT

Extracellular enzymatic activity was measured to assess organic matter decomposition in the Aburrá-Medellín River, which is a highly human-modified and urbanized fluvial ecosystem. The aim was to analyse the effect of water quality and flow regime on the activity of both β -glucosidase and alkaline phosphatase enzymes, which are involved in the metabolism of carbon and phosphorus, respectively. To this end, water and biofilm samples were collected at eight monitoring stations located along the Aburrá-Medellín River and at one sample point situated on Porce River. Five monitoring campaigns were carried out between 2017 and 2018. The activity of both enzymes was determined through a spectrophotometric method that makes use of artificial substrates 4-Nitrophenol glucopyranose and 4-Nitrophenol phosphate, which are hydrolyzed by the enzymes β -glucosidase and alkaline phosphatase, respectively. In addition, physicochemical variables were measured in the water matrix and chlorophyll a analysis was carried out in both matrices.

The obtained results evidenced that there was a relationship between enzymatic activities and physicochemical variables measured in the water matrix (COD, BOD5, nutrients, DOC, Chlorophyll a). A relationship was also found between Global Water Quality Index (GWQI) and enzymatic activities. The experimental results revealed that the flow regime did not have a significant effect on enzymatic activity (neither in water matrix nor in biofilm); however, this was higher in low and medium flow seasons than in high flow seasons. Statistically significant results were obtained in the enzymatic activities along the river. The highest records were reached at the river segments associated with the worst water quality results, whereas the lowest records were found at the monitoring stations located in the upper watershed, where Water Quality Index is between good and acceptable. This behaviour along the stream is related to the physicochemical characteristics of the river and its water quality, which is a result of nonpoint and point source pollution due to antropic activities that take place in the watershed.

Keywords: extracellular enzymatic activity, β -glucosidase, alkaline phosphatase, urban river, organic matter decomposition.

1 INTRODUCCIÓN

Las enzimas extracelulares, sintetizadas por microorganismos procariotas y eucariotas, actúan en el exterior de la célula para transformar la materia orgánica compleja en moléculas simples, de modo que esta pueda ser usada como fuente de nutrientes [1, 2, 3, 4]. La actividad enzimática extracelular es considerada como una estimación de la tasa de descomposición de la materia orgánica, donde esta última es una métrica funcional que, como complemento a las métricas estructurales, permite evaluar el estado de un ecosistema fluvial [5, 6, 7].

El río Aburrá-Medellín se caracteriza por pertenecer a una cuenca altamente urbanizada e intervenida, localizada al occidente de Colombia, en el centro sur del departamento de Antioquia [8]. Este ha sido modificado como resultado de los procesos de desarrollo de los municipios que conforman el territorio, por lo que se ha canalizado y rectificado en un tramo y su perfil fisicoquímico e hidrobiológico ha sido afectado debido al vertimiento de aguas residuales tratadas y no tratadas [8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15]. En ese sentido, la evaluación de la actividad enzimática extracelular en las matrices agua y biofilm a través de la medición de las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina proporciona información sobre el procesamiento de la materia orgánica bajo diferentes condiciones de calidad y régimen de caudal, como también, sobre el funcionamiento del ecosistema fluvial. Lo anterior, permitirá identificar patrones en el proceso de descomposición del carbono y el fósforo respecto a la calidad del agua y el régimen de caudal, asimismo, conocer las tasas a las cuales la materia orgánica (carbono y fósforo) se descompone en el río.

Para estudiar el proceso de descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín se realizaron cinco campañas de monitoreo en las cuales se tomaron muestras de agua y de biofilm en ocho estaciones localizadas sobre este y un sitio de monitoreo ubicado en el río Porce. Posteriormente, se determinaron las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina a través de un método espectrofotométrico que emplea los sustratos artificiales 4-Nitrofenil- β -D-Glucopiranososa y 4-Nitrofenil-Fosfato respectivamente. Asimismo, se midieron variables fisicoquímicas en el agua y biológicas (clorofila a), tanto en el agua como en el biofilm.

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en el río Aburrá-Medellín en las matrices agua y biofilm, como una estimación de la descomposición de carbono y fósforo en el ecosistema acuático, teniendo en cuenta su calidad del agua y régimen de caudal. Se esperaba que la actividad de ambas enzimas estuviera influenciada por las características fisicoquímicas de la corriente y, por tanto, por su calidad del agua, la cual es una respuesta a las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca; asimismo, se esperaba que el régimen de caudal tuviera un efecto sobre el perfil enzimático en el río.

2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El río Aburrá-Medellín es un ecosistema que ha sido modificado acorde a los procesos de desarrollo y urbanización de los municipios que conforman su cuenca hidrográfica. De modo que, se ha canalizado y rectificado en algunas secciones para dar paso a las vías y a otro tipo de infraestructura, como también, para solucionar problemas sanitarios; así mismo, es receptor de aguas residuales domésticas y no domésticas y de residuos sólidos, lo que ha afectado su calidad del agua [16]. En consecuencia, este ecosistema es considerado como un problema de orden sanitario en la región y su contaminación es uno de los aspectos que genera mayor insatisfacción en la ciudadanía [17, 18].

Los vertimientos directos de aguas residuales tratadas y no tratadas, de tipo doméstico y no doméstico, así como la carga contaminante aportadas por las quebradas afluentes, se destacan entre las principales problemáticas que afectan la calidad del río [19]. Los resultados obtenidos para los índices de calidad ICACOSU e ICA Global y para el índice BMWP durante la operación de RedRío han evidenciado que la calidad del río varía a lo largo de su recorrido. En los sitios de monitoreo localizados en la zona alta de la cuenca, la calidad del agua se encuentra poco deteriorada, asociado a una baja intervención antrópica. Entretanto, en las estaciones restantes se observa una mayor afectación de la calidad del agua, donde el tramo comprendido entre las estaciones Aula Ambiental y Ancón Norte se caracteriza por ser el más crítico, pues tiene la influencia de las zonas urbanas de la mayoría de los municipios que conforman la cuenca, en especial de los municipios de, Medellín y Bello, en los cuales se asienta gran parte de la población [8, 15].

El deterioro en la calidad del río tiene implicaciones a nivel de cuenca, puesto que la alteración de sus características físicas, químicas e hidrobiológicas afecta los usos del agua y a su vez tiene un impacto a nivel cultural [11, 12, 17, 20]. Asimismo, la carga contaminante y de nutrientes que es transporta por el río Aburrá-Medellín y que posteriormente es aportada al río Porce incide en la calidad del agua de los embalses Porce II y Porce III, en los cuales se genera el 16% de la energía eléctrica del país [21, 22]. En ese sentido, la tasa a la cual se descompone la materia orgánica en el río no solo es fundamental a nivel de cuenca, también es de gran importancia en la subzona hidrográfica del río Porce y a nivel nacional.

Los microorganismos son clave en el proceso de descomposición de la materia orgánica, así como en el ciclaje de nutrientes y en la estructura de las redes tróficas [2]. En los ecosistemas acuáticos, la mayor parte de la materia orgánica (>95%) está conformada por compuestos de alto peso molecular, los cuales no pueden transportarse directamente a través de la membrana celular. Para ello, bacterias, hongos y algas pueden producir enzimas que les permiten hidrolizar las macromoléculas localizadas cerca de la célula y así, obtener productos de bajo peso molecular que pueden ser usados como fuente de nutrientes y en la construcción de biomasa [2, 23].

El proceso de descomposición de la materia orgánica se ha estudiado en el río Aburrá-Medellín a través de la medición de la actividad enzimática extracelular. En el tramo comprendido entre el Km 5.8 y el Km 37.1 se ha analizado la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en las matrices agua y biofilm, como una medida de la descomposición del carbono y el fósforo en el río [24, 25, 26]. Giraldo *et al.*, [24, 25] realizaron mediciones de las actividades en tres sitios localizados en el tramo mencionado, como también en una estación ubicada al final de este durante diferentes épocas del año entre 2010 y 2011; entretanto, Cifuentes [26] analizó la actividad de estas enzimas entre

los meses de marzo y abril de 2015 en cinco estaciones de monitoreo localizadas en dicho tramo.

Los resultados obtenidos en ambas investigaciones evidenciaron que en el ecosistema fluvial se presentan procesos de descomposición y que estos se relacionan con la concentración de nutrientes disueltos. Asimismo, mostraron que la matriz fue el factor que presentó mayor influencia sobre la variabilidad de la actividad de ambas enzimas, donde los mayores registros se observaron en el biofilm, lo que evidencia la importancia de este en la descomposición de la materia orgánica. Adicionalmente, se evidenció que el factor tiempo (época del año) no influyó en las actividades enzimáticas registradas en el sitio de muestreo en el cual se llevaron a cabo las mediciones [24, 26].

Diversos autores han reportado que los perfiles enzimáticos en los ríos se relacionan con sus condiciones fisicoquímicas y biológicas [27, 28, 29]. Características de la cuenca, como el clima, los usos del suelo, entre otros inciden en el tipo y cantidad de materiales que ingresan a las corrientes [29]. En ese sentido, la evaluación de la actividad enzimática extracelular en ríos urbanizados ha sido una temática relevante en los últimos años, puesto que en estos ecosistemas fluviales tan intervenidos se presenta una elevada concentración de nutrientes y contaminantes, alteración de la morfología del cauce, cambio en los flujos hidrológicos e hidrogramas más pronunciados y reducción de la riqueza con dominancia/presencia de las especies más tolerantes, entre otras [30, 31]. Analizar la actividad enzimática en el río Aburrá-Medellín, ecosistema fluvial altamente intervenido e urbanizado, es fundamental con la finalidad de comprender como es el proceso de descomposición a lo largo de la corriente en las matrices agua y biofilm, teniendo en cuenta factores como la calidad del agua y el régimen de caudal. Por lo tanto, esta investigación se plantea como pregunta de investigación:

- ¿Cómo es la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en las matrices agua y biofilm en el río Aburrá-Medellín?

H: La actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en el río Aburrá-Medellín, como una medida de la descomposición de la materia orgánica, está influenciada por las características fisicoquímicas de la corriente y, por tanto, por su calidad del agua, la cual es una respuesta a las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca; asimismo, el régimen de caudal tiene un efecto sobre el perfil enzimático en el río, puesto que este influye en la concentración o dilución de la materia orgánica transportada por el río. En ese sentido, la actividad enzimática podría cambiar entre las estaciones de monitoreo que presentan diferencias en su calidad del agua, siendo mayor en aquellas que muestran un deterioro más alto. En cuanto al régimen de caudal, la actividad enzimática podría ser mayor en época de caudales bajos y medios respecto a la época de caudales altos.

De la cual se derivan tres preguntas: ¿Cómo es la actividad enzimática extracelular de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina respecto a la calidad del agua del río Aburrá-Medellín? ¿Cómo es la actividad enzimática extracelular de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa con relación al régimen de caudal? ¿Cómo es la capacidad de las matrices agua y biofilm en el proceso de mineralización del carbono y el fósforo en el río Aburrá-Medellín respecto a la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina?

3 ANTECEDENTES

Debido a su importancia a nivel regional, el río Aburrá-Medellín ha sido objeto continuo de estudio (Tabla 1). Las investigaciones realizadas, desde 1931, se han enfocado principalmente en evaluar la respuesta del ecosistema acuático a la intervención antrópica desde la perspectiva de su estructura, es decir, de las características fisicoquímicas del cuerpo de agua, la composición de las comunidades de algas perifíticas, macroinvertebrados acuáticos y de peces, asimismo, estas se han enfocado en los campos hidrológico e hidráulico. Se destaca también el seguimiento sistemático a la calidad del agua del río Aburrá-Medellín y de sus quebradas afluentes realizado por RedRío desde 2003, a través de la determinación de variables fisicoquímicas e hidrobiológicas, el cálculo de cargas contaminantes, la modelación de la calidad del agua y la evaluación de los objetivos de calidad. Los resultados derivados de estas investigaciones y de la operación de la red de monitoreo han evidenciado que el río presenta variaciones a nivel espacial en términos fisicoquímicos, hidrobiológicos e hidrodinámicos, es decir, su estructura ha sido afectada como resultado del impacto generado por las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca, asimismo, se ha concluido que la dinámica del ecosistema también está influenciada temporalmente por cambios en el régimen de caudal [13, 14, 15].

Tabla 1. Investigaciones realizadas en el río Aburrá-Medellín

Año	Informe
1931	<p>Informe sobre el aprovechamiento del río Medellín para el abastecimiento de agua de la ciudad de Medellín – G. Bunker</p> <p>Estudio que demuestra el alto grado de contaminación del río mediante el análisis de variables fisicoquímicas y bacteriológicas, destacándose la gran cantidad de bacterias presentes en el ecosistema acuático. Adicionalmente, se incluyeron un conjunto de estrategias que permitirían mejorar la calidad del agua de la corriente y por tanto, solucionar el problema de contaminación, de tal modo que el río representara una fuente de agua potable para el futuro [32, 33, 34, 35]</p>
1971	<p>Evaluación de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín – G. Roldan, J. Builes, M. Trujillo y A. Suárez</p> <p>Estudio de la contaminación y sus efectos sobre las comunidades biológicas en el río Aburrá-Medellín, en el que se definieron siete estaciones de monitoreo en el tramo comprendido entre Primavera (Caldas) y El Pescador (Barbosa) y donde se evaluaron variables fisicoquímicas y biológicas. Los resultados obtenidos demuestran como la contaminación de la corriente produce cambios en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, ya que a medida que se avanzaba sobre los puntos estudiados la presencia de especies como <i>Leuctra</i> sp. y <i>Heptagenia</i> sp. propias de aguas limpias y bien oxigenadas disminuyeron paulatinamente, mientras que las especies <i>Chironomus</i> sp., <i>Physa</i> sp. y <i>Tubifex</i> sp. representaron porcentajes más altos, de tal forma que la comunidad de macroinvertebrados inicial fue reemplazada por otra propia de aguas contaminadas. Adicionalmente, el estudio mostró que el índice de diversidad de especies alcanzó valores altos en la estación Primavera, mientras que en Machado y Hatillo arrojó valores de cero [33, 34].</p>
1972	<p>Estado de la contaminación del río Medellín - Universidad Nacional sede Medellín a solicitud de las Empresas Públicas de Medellín</p> <p>Se evaluaron 16 estaciones en un tramo de 94 km. del río, a través de 15 de muestreos en época de invierno y verano y se analizaron aspectos físicos, químicos, biológicos y bacteriológicos. En él, se concluye que el grado de contaminación del río es muy alto, ya que recibe las aguas residuales domésticas e industriales de los municipios que conforman la cuenca, como también, sus residuos sólidos, lo cual ha generado una afectación representativa a nivel biológico y estético [34, 35]. Los resultados obtenidos durante este estudio también permitieron afirmar que el estado del río Medellín dificulta su uso como fuente de abastecimiento para la población y la industria, ya que constituye un riesgo para la salud por ser una fuente potencial de enfermedades infecciosas o parasitarias [36, 37].</p>
1973-1974	<p>Estado de la contaminación de las quebradas afluentes al río Medellín - Universidad Nacional sede Medellín, por solicitud de las Empresas Públicas de Medellín</p> <p>Se estudiaron 21 cuerpos de agua a través del análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos. Las quebradas muestreadas se seleccionaron según los criterios caudal y aporte de contaminación al río Medellín. Los resultados obtenidos evidencian que las corrientes Brunera, Dos Quebradas, La Salada, Santiago, Ovejas, La Miel y Río Grande se encontraban poco contaminadas y la fauna béntica estaba constituida por planarios y moluscos. Por otro lado, afluentes como San Antonio, La Grande, Piedras Blancas, La Iguaná, La Ayurá, La Valeria y La García se clasificaron como contaminadas y en ellas se reportaron moluscos, anélidos (sanguijuelas) y dípteros. Entretanto, las quebradas Santa Elena, la Hueso, La Pichacha, Altavista, Doña María, La Doctora y El Hato se caracterizaron por presentar una alta contaminación y entre la fauna béntica registrada para estos cuerpos de agua se encontraron anélidos y dípteros o no se encontraron macroinvertebrados acuáticos [38].</p>

LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR COMO UN ESTIMADOR DE LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN (ANTIOQUIA-COLOMBIA)

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

ANO	INFORME
1979	<p>Muestreo del río Medellín - Universidad de Antioquia a solicitud de Empresas Públicas de Medellín</p> <p>Se evaluaron variables fisicoquímicas y biológicas en época de invierno con la finalidad de recolectar información y usarla como datos de entrada en un programa computarizado de simulación de la calidad del agua [13, 37]</p>
1980	<p>Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros – G. Roldán</p> <p>Una de las estaciones consideradas para el estudio se localizó en el río Aburrá-Medellín en sector de Primavera en el municipio de Caldas. En cuanto a los parámetros fisicoquímicos evaluados, el río Medellín se caracterizó por presentar la concentración más baja de oxígeno disuelto entre las corrientes estudiadas y los registros máximos para el dióxido de carbono, alcalinidad, nitratos y fosfatos. Respecto al componente biológico, en el río se reportaron tres géneros que se caracterizan por su capacidad de adaptación a la contaminación (<i>Leptohyphes</i>, <i>Dactylobaetis</i> y <i>Baetis</i>) [39].</p>
1981	<p>Monografía sobre el río Aburrá-Medellín - Empresas Públicas de Medellín</p> <p>Se desarrollaron aspectos históricos, geográficos, demográficos, económicos, climáticos y geológicos de la cuenca del río Aburrá-Medellín. Adicionalmente, se trataron características físicas, químicas y biológicas del río y los programas implementados para el saneamiento de éste y sus afluentes, como también, el desarrollo de programas futuros para alcanzar este fin [9, 10, 11, 37, 40, 41].</p>
1983	<p>Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes – U. Matthias y H. Moreno</p> <p>Evaluaron las condiciones fisicoquímicas y biológicas (macroinvertebrados acuáticos) del río Aburrá-Medellín, entre los meses de marzo y septiembre en ocho estaciones de muestreo localizadas desde su nacimiento hasta metros antes de su desembocadura. Los resultados del estudio arrojaron variaciones en las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos evaluados según la época del año, así mismo, concluyen que casi la totalidad de las aguas de la cuenca se encuentran altamente contaminadas y en condiciones anaerobias la mayor parte del tiempo, y precisamente, en estas zonas se observó una deficiencia de especies del 90% o más. Por otro lado, las quebradas monitoreadas (La Doctora, Doña María, Ayurá, Altavista, Santa Elena y La García) se encontraron fuertemente contaminadas, a excepción de La Salada, permitiendo el establecimiento de comunidades tolerantes a la contaminación [34].</p>
1994	<p>Perfil tóxico del río Medellín – B. Henao, A. Castaño y J. Palacio</p> <p>Se definieron cinco estaciones de muestreo localizadas entre los municipios de Caldas y Medellín. Los ensayos de toxicidad se realizaron utilizando neonatos de 48 horas de <i>Daphnia pulex</i>, los cuales se expusieron a diferentes concentraciones de una muestra compuesta obtenida de cada uno de los puntos estudiados. En la fase soluble, se observó una tendencia creciente en la toxicidad a partir de la estación cuatro, entretanto, en el elutriado del sedimento proveniente de la estación 3 (Argos) se presentó una alta toxicidad que generó la muerte de la totalidad de organismos [42].</p>
1997	<p>Universidad de Antioquia en convenio con el Instituto Mi Río</p> <p>Se realizó un proyecto de investigación en el Alto de San Miguel durante un año, donde se evaluó la calidad del agua a través de variaciones mensuales de factores climáticos, físicos, químicos y biológicos, indicando que en el nacimiento del río Aburrá-Medellín hay riqueza biológica y que es un ecosistema estable [13].</p>
1997	<p>Aspecto biológico y fisicoquímico del río Medellín - Universidad de Antioquia y el Instituto Mi Río</p> <p>Se llevó a cabo en diez estaciones ubicadas entre el Km. 2 (Alto de San Miguel) y Km. 100 (Porce), donde se consideraron variables biológicas (macroinvertebrados acuáticos, peces y bacterias) y fisicoquímicas, entre las que se incluyeron sustancias tóxicas y metales pesados.</p> <p>Respecto al estudio de macroinvertebrados acuáticos, los organismos indicadores de aguas limpias se hallaron en la estación Alto de San Miguel, entretanto, indicadores de aguas medianamente contaminadas y contaminadas se encontraron en el tramo restante evaluado sobre el río (Ancón Sur – Porce), donde se redujo el número de taxones. <i>Physa</i> sp y <i>Limnodrilus</i> sp fueron los taxones dominantes en estaciones de aguas contaminadas (Popalito y Porce). De acuerdo con lo anterior, en el Alto de San Miguel las condiciones del recurso hídrico son aceptables y por el contrario, entre San Fernando y Parque de Las Aguas la contaminación del agua es alta. Por otro lado, los puntos Ancón Sur y Porce se caracterizaron por presentar aguas medianamente contaminadas, mientras que Hatillo y Popalito se asociaron a puntos de transición (aguas contaminadas a medianamente contaminadas).</p> <p>En el estudio íctico realizado en la corriente de agua se reportaron seis familias de peces y catorce especies, las cuales se encontraron en las estaciones Alto de San Miguel Ancón Sur, Hatillo, Popalito y Porce, y se asocia con las condiciones fisicoquímicas presentes en las mismas que favorecen la vida íctica en estos puntos. Entretanto, en el tramo comprendido entre San Fernando y Parque de Las Aguas no se registraron especies de peces debido al alto deterioro del recurso hídrico, asociado a la afectación generada por vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales sobre el río [13].</p>
1998	<p>Estructura numérica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos derivadores en la zona de ritral del río Medellín – M. Quiñones, J. Ramírez y A.</p> <p>Se realizaron seis colectas entre septiembre de 1997 y marzo de 1998 a través de dos redes de deriva en una estación ubicada en la zona ritral del río Medellín. Adicionalmente, se llevaron a cabo mediciones de variables físicas y climáticas. En el estudio se encontró que la densidad y la diversidad de organismos no presentaron variaciones significativas en los períodos diurnos y nocturnos, siendo la estructura de la comunidad de derivadores similar en ambos momentos. Los taxa dominantes en la zona ritral del río fueron los organismos de orden Trichoptera y Plecoptera, los cuales son derivadores por excelencia y su presencia en esta zona estuvo acorde con la calidad del agua de la misma. Los sólidos totales y el caudal fueron las variables que mostraron relaciones significativas con la densidad de la deriva, donde la primera estuvo asociada positivamente a cambios diurnos, mientras que la segunda se vinculó negativamente a períodos nocturnos [43].</p>

LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR COMO UN ESTIMADOR DE LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN (ANTIOQUIA-COLOMBIA)

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

ANO	INFORME
1998	<p>Variación estructural de la comunidad perifítica colonizadora de sustratos artificiales en la zona de rital del río Medellín, Colombia – Y. Montoya y J. Ramírez</p> <p>Se desarrolló en dos estaciones en la zona rital del río Medellín, donde la primera de ellas presentó un caudal cuatro veces mayor que la segunda. La diversidad y la equidad evidenciaron diferencias significativas a escala temporal, mientras que a nivel espacial, la biomasa, la productividad, la diversidad y la equidad presentaron diferencias significativas. En la estación 1 se presentó un aumento en la biomasa y la productividad a medida que el tiempo de colonización aumentó, entretanto, la diversidad y la equidad media fueron menores en la estación 2. Se hallaron 76 especies de 22 familias, donde la división de crisófitos fue la más abundante (56%) [44].</p>
1998	<p>Diatomeas perifíticas de la zona rital del río Medellín – Y. Montoya, J. Ramírez y R. Segecin</p> <p>Se registraron 37 especies de diatomeas, agrupados en 10 familias y 18 géneros, adicionalmente, se encontraron diferencias temporales y espaciales entre la diversidad y la equidad, asociadas a las variaciones en el caudal, el fósforo soluble reactivo, el oxígeno disuelto y el nitrógeno amoniacal [45].</p>
2001	<p>Segunda Evaluación Biológica del río Medellín - Instituto Mi Río</p> <p>Se evaluaron las comunidades ícticas y de macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos en diez estaciones ubicadas en el río, desde su nacimiento en el Alto de San Miguel hasta el punto donde cambia su nombre a río Porce. Respecto al componente íctico, no se encontraron peces en el tramo comprendido entre las estaciones Ancón Sur y Parque de Las Aguas, asociado a la alta contaminación que presenta la corriente en este intervalo. Entretanto, las estaciones Porce, Popalito, Hatillo y Alto de San Miguel se caracterizaron por ser los puntos más aptos para la vida íctica según el número de individuos, especies y familias encontrados, como también los resultados obtenidos para los índices evaluados. Se encontraron 340 individuos de peces, los cuales pertenecen a 15 especies y 6 familias, donde la familia más abundante fue Astroblepidae (62,05%), mientras que la especie dominante fue Astroblepus homodon (55,88%).</p> <p>Por otro lado, el componente de macroinvertebrados acuáticos permitió establecer que las aguas de la estación Alto de San Miguel son muy limpias y en la estación Ancón Sur la contaminación del río es media. Entretanto, en el tramo comprendido entre las estaciones San Fernando y Hatillo se observaron las condiciones más críticas de contaminación, mientras que en los puntos restantes se reportó una zona de recuperación de la calidad del agua. En las estaciones evaluadas, excepto en el Alto de San Miguel, predominaron los géneros Limnodrilus sp y Tubifex sp, los cuales son indicadores de aguas contaminadas [14].</p>
2004	<p>Proyecto RedRío Fase I –Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana y Universidad de Medellín</p> <p>En cuanto a las algas perifíticas, se registraron 24 taxa diferentes pertenecientes a las divisiones Bacillariophyta, Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta y Rodophyta y esta comunidad se caracterizó por presentar una baja riqueza en especies, relacionado con el gradiente de contaminación y la dinámica de sedimentos, entre otros. Respecto a los macroinvertebrados acuáticos, se evidenció un descenso en la densidad de organismos a medida que se recorre el cuerpo de agua, vinculado con la contaminación de la corriente y las características hidráulicas de la misma que influyen en el proceso de colonización de éstos. Los oligoquetos fueron los invertebrados cuya distribución espacial y temporal fue más amplia y se caracterizaron por tener el mayor número de individuos colectados durante el proyecto [46].</p>
2007	<p>Proyecto RedRío Fase II- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana y Universidad de Medellín</p> <p>Se diseñó la red y algunas estaciones como estructuras permanentes. Se puso en funcionamiento la red en sus diferentes estaciones de monitoreo a través de la ejecución de campañas de tipo manual y automática. A partir de la evaluación de diferentes variables fisicoquímicas y de índices ecológicos (diversidad, dominancia, equidad y riqueza de algas perifíticas) y el índice biótico BMWP/Col se observó un deterioro en la calidad del agua entre las estaciones Ancón Sur (E3) y EADE, asociado a la alta carga contaminante proveniente de la región metropolitana, lo cuales generan cambios en las características fisicoquímicas de la corriente y la homogenización del cauce debido a la canalización y rectificación de un tramo [16].</p>
2011	<p>Proyecto RedRío Fase III – Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana y Universidad de Medellín</p> <p>Se evaluó la riqueza de algas perifíticas tanto en el río como en las quebradas y se encontró que ésta fue menor a cinco morfotipos, vinculado con las características físicas y químicas de las corrientes que no permiten una agregación importante de esta comunidad. En cuanto a los macroinvertebrados acuáticos, Mortoniella presentó una mayor frecuencia de aparición en San Miguel, Hetaerina en Primavera, Hirudinea en Ancón sur y Puente Gabino, Chironomus en Antes y Después de San Fernando, Physa en Puente Guayaquil, Aula Ambiental, Papelsa y EADE, Haplotaxida en Puente Acevedo, Machado y Girardota y Parque de Las Aguas y Tubificidae en las estaciones Ancón Norte, Hatillo y Popalito [19].</p>
2013	<p>Dinámica de la calidad química del agua, algas epilíticas, macroinvertebrados acuáticos y actividad enzimática del sistema fluvial río Aburrá-Medellín en el tramo k5-k48 – L. Giraldo</p> <p>Se evaluaron variables físicas, químicas y biológicas cuyos resultados se usaron como datos de entrada del modelo Qual 2Kw para representar la calidad del agua de la corriente en época de verano. En el componente de algas epilíticas y macroinvertebrados acuáticos se encontró que ambos tipos de organismos responden a cambios en la calidad del agua y caudal en términos de su composición y abundancia, por lo que son claves en la detección de eventos que afectan la calidad del recurso hídrico de manera positiva o negativa. Por otro lado, los resultados referentes a la medición de la actividad enzimática extracelular en el río Aburrá-Medellín evidenciaron que la actividad de la enzima fosfatasa alcalina fue mayor que la actividad reportada para la β-glucosidasa y que ambas tienden a ser bajas. Así mismo, el conjunto de datos obtenido permitió concluir que en la corriente de agua ocurren procesos de descomposición, pero no son suficientes para procesar la carga orgánica presente en el ecosistema acuático, lo cual genera un desbalance y afecta la estabilidad de las comunidades que lo habitan [24, 25].</p>

LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR COMO UN ESTIMADOR DE LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN (ANTIOQUIA-COLOMBIA)

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

AÑO	INFORME
2014	<p>Proyecto RedRío Fase IV-Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana y Universidad de Medellín</p> <p>Además de la operación de la red en los componentes superficial y subterráneo, se desarrolló un proceso un primer acercamiento al impacto generado a la calidad del agua en la zona urbana en las quebradas: Santa Elena, El Hato, La Iguañá, La García, La Hueso, La Altavista y La Jabalcona. Por otro lado, en esta fase se consideró un módulo de divulgación que tenía como objetivo dar a conocer la operación de la Red. En cuanto a la calidad del agua, el ICA Global evidenció que esta presentó un deterioro a lo largo del río, donde el tramo comprendido entre las estaciones Después de San Fernando-Ancón Norte se caracterizó por ser el más crítico, mientras que en la estación Puente Gabino se observó una mejoría en la calidad del agua. En cuanto a la calidad del agua respecto al régimen de caudal, se observó que en época de caudales medios se presenta una concentración de los contaminantes y se percibe un mayor deterioro, contrario a la época de caudales medios donde se presentan procesos de dilución [47].</p>
2015	<p>Determinación de la actividad enzimática extracelular en el tramo Km 5.8-Km 37.1 del río Aburrá-Medellín en el agua y el biofilm (Antioquia-Colombia)</p> <p>Se determinó la actividad de las enzimas β-glucosidasa y fosfatasa alcalina en las matrices agua y biofilm en el tramo Km 5,8-Km 37,1 del río Aburrá-Medellín. Se recolectaron muestras de agua y biofilm en cinco estaciones durante tres muestreos, realizados entre abril y mayo de 2015. Se implementó un método fotométrico donde se usaron los sustratos artificiales 4-Nitrofenol glucopiranososa y 4-Nitrofenol fosfato, los cuales son hidrolizados por la β-glucosidasa y fosfatasa alcalina respectivamente. Adicionalmente, se midieron variables físicas, químicas y biológicas en la matriz agua. Los resultados obtenidos a partir de la correlación de Spearman evidenciaron una relación entre las variables físicas, químicas y biológicas y la actividad enzimática. El análisis de componentes de varianza estableció que la matriz fue el factor más influyente sobre la variabilidad de los datos obtenidos para la actividad.</p> <p>La prueba Kruskal-Wallis permitió establecer que las actividades enzimáticas de la β-glucosidasa y fosfatasa alcalina presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de las matrices y de las estaciones, mientras que entre muestreos hubo similitud. También, se encontró que las mayores actividades enzimáticas para ambas enzimas coincidieron con los puntos muestreados sobre el río que presentaron mayor contaminación (Después Descarga PTAR San Fernando y Aula Ambiental), mientras que en San Miguel, punto donde el río evidenció buena calidad del agua, no se detectaron o se registraron bajas actividades [26].</p>
2016	<p>Proyecto RedRío Fase V- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia</p> <p>Se realizaron campañas de monitoreo en el río y sus quebradas afluentes, en las cuales se evaluaron índices de calidad que permitieron establecer que el río presenta un deterioro en su calidad a medida que discurre por la cuenca, donde el tramo comprendido entre las estaciones Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12) correspondió al más deteriorado. En cuanto a las quebradas afluentes, se observó que aquellas monitoreadas en los municipios de Medellín y Bello presentaron un mayor deterioro en su calidad. Adicionalmente, se avanzó en la implementación de estaciones automáticas en tres estaciones localizadas sobre el río, con la finalidad de obtener información en tiempo real de sus características fisicoquímicas. Se continuó con el Plan de Divulgación para dar a conocer la Red [48].</p>
2019	<p>Proyecto RedRío Fase VI- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia</p> <p>Se realizaron campañas de monitoreo en el río, en los cuales se evaluaron índices de calidad, objetivos de calidad (Resolución Metropolitana 2016 de 2012) y se calcularon cargas contaminantes, asimismo, se ejecutaron campañas de monitoreo en las principales quebradas afluentes. Se realizó Plan de Divulgación y Sensibilización. Se formuló Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH). Se pusieron en funcionamiento tres estaciones automáticas localizadas sobre el río Aburrá-Medellín que permiten obtener información en tiempo real de sus características fisicoquímicas. Se implementó una plataforma web en la cual se visualiza la información obtenida a través de las campañas manuales y el monitoreo automático [49].</p>

4 MARCO TEÓRICO

4.1 LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y EL FUNCIONAMIENTO DEL ECOSISTEMA

La salud de un río, tradicionalmente, se ha evaluado a través de métricas asociadas a la estructura del ecosistema, sin embargo, diversos autores argumentan que la caracterización integral de un río comprende el estudio tanto de su estructura, como de su funcionamiento [5, 6, 50, 51]. El término estructura se refiere a las características abióticas y bióticas del ecosistema, entretanto, el funcionamiento corresponde a los procesos involucrados en el flujo de materia y energía en el ecosistema, los cuales son resultado de la interacción entre sus componentes biótico y abiótico [6, 51, 52, 53].

La implementación de métricas asociadas al funcionamiento de los ecosistemas es clave para entender como los estresores ambientales los afectan, puesto que tanto la estructura como el funcionamiento son sensibles a estos [5, 50]. En ese sentido, el estudio del funcionamiento es una pieza clave para establecer el estado ecológico de un ecosistema, definido por la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea como "una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos" [6, 54]. Por otro lado, la evaluación del funcionamiento de los ecosistemas también permite conocer como los bienes y servicios que este provee se ven afectados frente a la influencia de estresores [6].

Entre las métricas funcionales consideradas para evaluar el estado de un ecosistema fluvial se encuentran la descomposición de la materia orgánica, ciclo de nutrientes, metabolismo del ecosistema, dinámica de contaminantes, dinámica de comunidades, régimen fluvial, retención hidráulica y flujo de sedimentos [5, 6, 7]. La descomposición de la materia orgánica se ha estudiado a través de la actividad enzimática extracelular, considerada por diversos autores como una estimación de la tasa a la cual se da este proceso [55, 56, 57].

4.2 EL PAPEL DE LAS ENZIMAS EXTRACELULARES EN LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

La descomposición, definida como el catabolismo de la materia orgánica en sus componentes inorgánicos, es un proceso ecológicamente complejo, que involucra los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema [57, 58]. De acuerdo con el modelo presentado por Sinsabaugh [59, 60], el proceso de descomposición comprende tres niveles de organización: el nivel comunidad, vinculado a su estructura y metabolismo; el nivel organismo, asociado a la regulación de la expresión de la enzima y el nivel bioquímico, referente a la estructura del sustrato. Entre estos niveles se presenta una interacción, donde los microorganismos producen enzimas extracelulares para modificar un sustrato y este último influye en la composición de la comunidad microbiana (Figura 1). En ese sentido, las enzimas extracelulares controlan la tasa a la cual ocurre la descomposición de la materia orgánica, de modo que su actividad puede usarse como un estimador de esta [61].

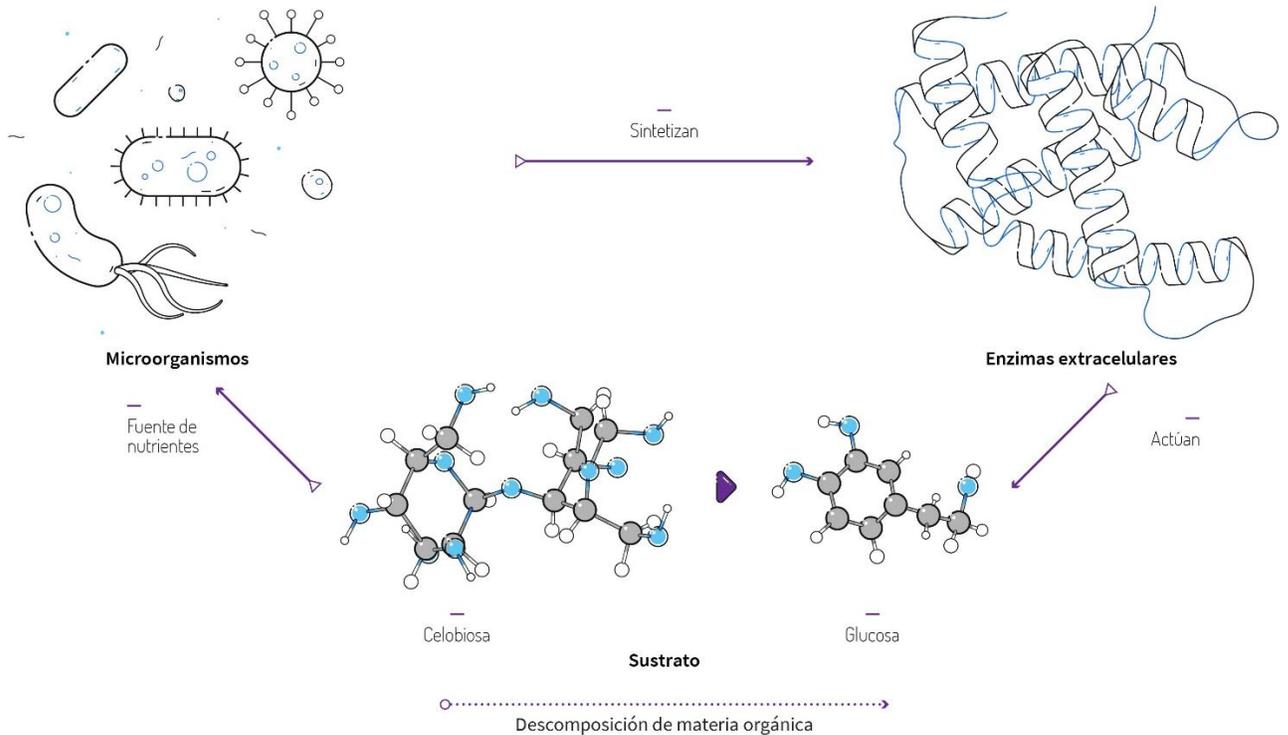


Figura 1. Modelo descomposición de la materia orgánica

Tomado de Sinsabaugh [59, 60]. En este modelo se incluye como ejemplo la enzima β -glucosidasa y su participación en el paso final de la descomposición de la celulosa, la hidrólisis de celobiosa a glucosa [62].

Las enzimas extracelulares son aquellas que participan en la transformación de sustratos en el exterior de la célula [1]. Son sintetizadas por células procariontas y eucariontas, como bacterias, hongos, algas y protozoos. Aquellas enzimas que están unidas a su productor y se ubican en la superficie celular o en el espacio periplasmático en bacterias gram negativas se conocen como ectoenzimas, entretanto, las enzimas que están libres en el agua o adheridas a superficies diferentes a su productor, como partículas detríticas, minerales en suspensión o como parte de la matriz polimérica en el biofilm son llamadas enzimas extracelulares. En general, la expresión enzima extracelular hace alusión a las enzimas libres o ligadas a su productor [2, 3, 4].

Las enzimas extracelulares actúan sobre sustratos que no pueden transportarse a través de la membrana celular debido a su estructura polimérica, alto peso molecular y gran tamaño y los transforman en compuestos simples y de bajo peso molecular, que pueden ser usados por los microorganismos para obtener energía y construir biomasa [1, 2]. La actividad enzimática extracelular es responsable de gran parte del ciclo de carbono y de nutrientes en ecosistemas de agua dulce, se relaciona con la disponibilidad de recursos y el metabolismo microbiano [29, 62]. Proporciona información sobre la demanda nutricional de la comunidad microbiana y el procesamiento de la materia orgánica en el ecosistema [61, 63, 64].

La actividad enzimática extracelular puede ser estimada mediante sustratos artificiales, que consisten en moléculas unidas a etiquetas marcadas colorimétrica o fluorescentemente y que contienen el enlace sobre el cual actúa determinada enzima. Cuando este enlace se rompe, se libera una molécula que aporta color al agua o emite fluorescencia y que puede

ser detectada a través de los métodos espectrofotométrico o fluorométrico [2, 3, 29]. Entre las enzimas más estudiadas en ecosistemas fluviales se destacan la β -glucosidasa y la fosfatasa, hidrolasas que participan en el metabolismo del carbono y del fósforo respectivamente [3, 29, 65].

La β -glucosidasa (E.C. 3.2.1.21) participa en la hidrólisis de los enlaces β -glucosídico en disacáridos y oligosacáridos y otros glicoconjugados, actúa en los enlaces β 1- \rightarrow 4 que unen moléculas de glucosa-glucosa o glucosa-molécula sustituida [66, 67, 68]. Se caracteriza por tener especificidad por diversos sustratos β -D-glucósido, catalizando la hidrólisis de residuos terminales no reducidos y liberando glucosa [67]. El rango óptimo de pH para la β -glucosidasa varía desde 4.0 hasta 7.5 U. de pH y se caracteriza por ser estable entre 4.0 y 9.0 U. de pH, sin embargo, su exposición a pH extremos puede ocasionar su degradación [68]. Se ha reportado que los iones metálicos Ag^+ , Hg^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} son inhibidores de la enzima, como también el H_2S [2, 66].

La fosfatasa (E.C. 3.1.3.1) es producida por bacterias, cianobacterias y algas, cataliza la hidrólisis de ésteres de fosfato y como producto final se obtiene el ion fosfato [2, 69]. La síntesis de la fosfatasa es regulada por mecanismos de represión/desrepresión, donde los iones fosfato actúan como represores e inhiben competitivamente su actividad [2, 65]. En particular, la fosfatasa alcalina funciona en un rango óptimo entre 7.6 y 9.6 U. de pH, se ha reportado que quelantes de iones divalentes, como el EDTA, son inhibidores de la actividad de esta enzima, al igual que el H_2S [2, 70].

4.3 LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN RÍOS URBANIZADOS

La evaluación de la actividad enzimática extracelular en sistemas fluviales con diferente grado de contaminación ha sido una temática relevante en los últimos años. La actividad de enzimas asociadas al metabolismo del carbono, nitrógeno y fósforo en las matrices agua y biofilm se ha sido analizado en ríos urbanizados, localizados en Australia [27], Norteamérica [28, 71, 73, 74] y Europa [75], como también, a nivel nacional [25, 26, 76]. Estas investigaciones se han desarrollado con la finalidad de obtener información sobre el efecto de la urbanización en el proceso de descomposición de la materia orgánica y la relación entre variables físicas, químicas y biológicas con la actividad enzimática extracelular.

Los resultados obtenidos evidenciaron que la actividad enzimática extracelular evaluada en el agua se relacionó con la disponibilidad de nutrientes, la abundancia bacteriana, la productividad y los usos del suelo. Altas actividades se registraron en sitios de muestreo localizados en zonas donde se observó un aumento en la cobertura impermeable o en la urbanización y en los cuales también se presentó una mayor concentración de nutrientes y de compuestos orgánicos y una menor cantidad de material húmico, contrario a lo observado en las estaciones de monitoreo ubicadas en áreas menos intervenidas. Lo anterior, indicó que en cuencas urbanizadas se presentó una variación en la composición de la materia orgánica disuelta en los ecosistemas fluviales y evidenció una relación entre las características fisicoquímicas en las corrientes y la actividad enzimática, de modo que, la urbanización influyó en el perfil enzimático de las corrientes y afectó su metabolismo [25, 26, 28, 29, 71, 73, 74, 76].

Por otro lado, en la matriz biofilm, autores como Lehto y Hill [73] y Sabater *et al.*, [75] observaron que la actividad enzimática extracelular se correlacionó positivamente con la cobertura forestal e inversamente con los microcontaminantes e indicadores de

urbanización. Este comportamiento sugiere una afectación en la capacidad del biofilm para descomponer materia orgánica en tramos contaminados.

5 OBJETIVOS

5.1 GENERAL

Evaluar la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en el río Aburrá-Medellín en las matrices agua y biofilm, como una estimación de la descomposición de carbono y fósforo en el ecosistema acuático, teniendo en cuenta su calidad del agua y régimen de caudal.

5.2 ESPECÍFICOS

- Analizar la actividad enzimática extracelular correspondiente a las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa y relacionarla con la calidad de la corriente.
- Evaluar la actividad enzimática extracelular respecto el régimen de caudal.
- Comparar la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en las matrices agua y biofilm.

6 DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del río Aburrá-Medellín se localiza al occidente de Colombia, sobre la vertiente occidental de la cordillera Central, en el centro sur del departamento de Antioquia. Limita al norte con río Grande y el municipio de Yolombó, al sur con los Altos de Chamuscado y San Miguel, al occidente con los municipios de Amagá, Angelópolis, Heliconia, Ebéjico, San Pedro y Donmatías y al oriente con los municipios de Montebello, El Retiro, Rionegro, Guarne, San Vicente Ferrer, Concepción y Santo Domingo (Mapa 1) [8].

La cuenca tiene forma alargada en dirección noreste, área correspondiente a 120,758.6 ha, ancho de 15.7 Km, perímetro de 269.5 Km y longitud recta de 77.1 Km. La altitud oscila entre 1100 y 3100 m.s.n.m. aproximadamente, con una elevación media de 1985.4 m.s.n.m. Predominan áreas con pendientes entre fuertemente inclinadas (12-25%) y ligeramente escarpadas (25-50%), que corresponden al 28.60 y 44.98% del territorio respectivamente, mientras que pendientes entre moderadas a fuertemente escarpadas (50-100%) y entre ligeramente planas a moderadamente inclinadas (1-12%) representan el 15.32 y 11.11% de manera correspondiente. Las menores pendientes en la cuenca se localizan principalmente en la zona de influencia del río Aburrá-Medellín [8].

La cuenca está conformada geopolíticamente por 14 municipios, de los cuales seis tienen la totalidad de su territorio dentro de la misma (La Estrella, Sabaneta, Itagüí, Copacabana, Girardota y Barbosa), mientras que los ocho municipios restantes solo una porción (Caldas, Envigado, Medellín, Bello, Guarne, San Vicente Ferrer, Donmatías y Santo Domingo). Tres Autoridades Ambientales tienen jurisdicción en el territorio: el Área Metropolitana del Valle de Aburrá en la zona urbana de los diez (10) municipios que conforman la subregión Valle de Aburrá (12.4%), la Corporación Autónoma Regional de Antioquia-CORANTIOQUIA en el municipio de Donmatías además de las áreas rurales de los diez (10) municipios

mencionados previamente (76.1%) y la Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare-CORNARE en los tres (3) municipios restantes (11.5%) [8].

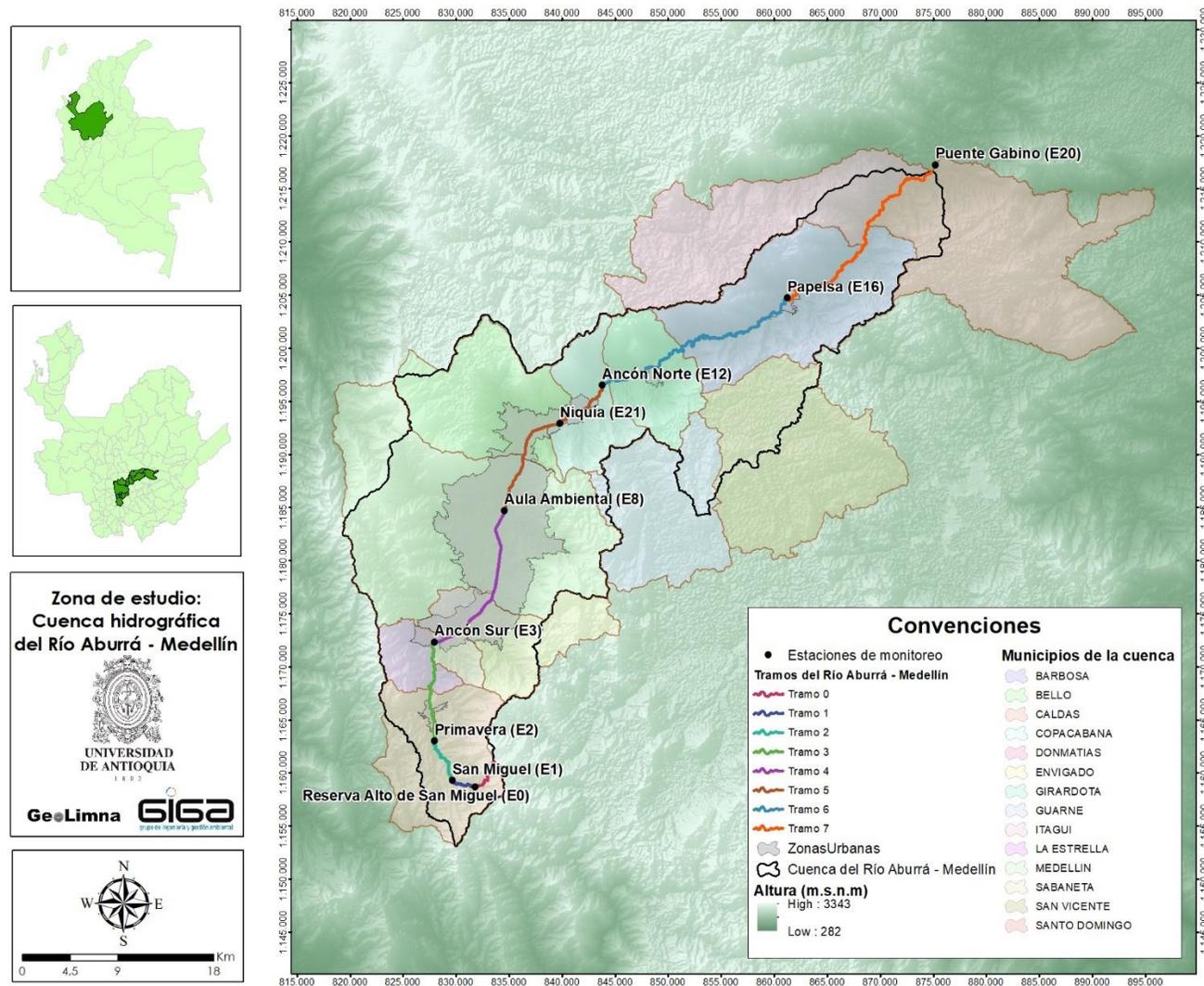
La población estimada en la cuenca para el año 2016 corresponde a 3.827.419 habitantes. El 87.59% (3.352.744 habitantes) se asienta en la zona media de la cuenca, conformada por Medellín, Bello, Itagüí, Copacabana, Guarne y Girardota, donde la mayor parte de la población se concentra en los tres primeros municipios. El 10.85% (415.502 personas) habita en los municipios de Caldas, La Estrella, Sabaneta y Envigado, localizados en la zona alta de la cuenca y el 1.54% (59.173 habitantes) en la cuenca baja (Barbosa, Santo Domingo, San Vicente Ferrer y Donmatías) [8].

El clima en la cuenca es tropical, lo cual se asocia a su ubicación geográfica. El comportamiento temporal de la precipitación es bimodal, con dos épocas lluviosas en el año (entre comienzos de marzo y finales de junio y entre mediados de septiembre y finales de noviembre), intercaladas por dos periodos secos, debido al paso de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) sobre la región Andina. En cuanto a la distribución espacial de lluvias, los mayores registros se presentan en la zona norte, cerca al sitio de confluencia entre el río Aburrá-Medellín y río Grande (3.300 mm) y en la zona sur (2.600 mm), entretanto, en el área urbana de los municipios de Bello y Girardota se reportan valores mínimos de 1.450 mm aproximadamente. Mayo y octubre corresponden a los meses con mayores precipitaciones, con valores máximos entre 300 y 350 mm, mientras que enero se caracteriza por ser el mes más seco, con valores inferiores a 100 mm. Se destaca que la precipitación en la cuenca también está influenciada por sistemas convectivos locales que generan lluvias de tipo orográfico en los sitios de mayor altitud. El promedio anual estimado para la precipitación en la cuenca es de 2148.8 mm [8].

En cuanto a la temperatura, esta no presenta una variación amplia en los valores medios, mínimos y máximos registrados durante el año. En los meses de mayo y junio se presentan las temperaturas medias máximas, que oscilan entre 18.0 y 22.0 °C, entretanto, en los meses de octubre y noviembre se registran los valores medios mínimos, que varían entre 15.0 y 19.0 °C. En términos espaciales, los menores valores medios de temperatura (15.0°C) se registran en las zonas de mayor altitud en la cuenca, principalmente en la vertiente occidental en el área de nacimiento de las quebradas La García y La Iguaná, mientras que los mayores valores promedio (20.5 °C) se presentan cerca de la zona de confluencia entre el río Aburrá-Medellín y río Grande [8].

Los usos del suelo de mayor relevancia en la cuenca corresponden a agrosilvopastoril (29.98%) y urbano (21.47%), entretanto, usos referentes a conservación, forestal protector y pecuario representan el 16.93, 15.11 y 14.21% del territorio respectivamente. Zonas sin uso y áreas dedicadas a la producción forestal, minería, agricultura y recreación representan porcentajes inferiores a 1. Por otro lado, las coberturas identificadas en la cuenca son principalmente territorios agrícolas (43.27%), bosques y áreas seminaturales (32.85%) y territorios artificializados (23.49%), mientras que las áreas húmedas y las superficies de agua les corresponden porcentajes de ocupación de 0.06 y 0.32% respectivamente [8].

Las actividades económicas se concentran en el sector industrial (textil, confección, químicos, alimentos, construcción, infraestructura), como también, en el sector comercio y de servicios, estas se desarrollan principalmente en la zona urbana de los municipios ubicados en la zona alta y media de la cuenca. También se llevan a cabo actividades agrícolas (cultivo de maíz, café, caña panelera y frijol) y pecuarias (avicultura, porcicultura



Mapa 1. Zona de estudio: cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín y localización estaciones de monitoreo

y bovino doble propósito), las cuales predominan en la zona baja de la cuenca y en las áreas rurales de los municipios restantes. Se destaca que la subregión Valle de Aburrá constituye la segunda economía de mayor importancia en el país, con una participación aproximada en el PIB nacional de 14% y del 67% a nivel departamental [8].

La cuenca tiene una densidad de drenaje correspondiente a 6.12 Km/Km², por lo que se considera como bien drenada. Está definida por el río Aburrá-Medellín, el cual tiene un orden de Horton correspondiente a 7, un índice de sinuosidad de 1.12 (canal rectilíneo, muy baja sinuosidad) y un tiempo de concentración de 29.1 horas. El río recorre la cuenca en sentido sur-norte entre los municipios de Caldas y Bello, y a partir de este último fluye en dirección noreste. Tiene una longitud aproximada de 107.9 Km desde su nacimiento en el Alto de San Miguel a 2.980 m.s.n.m., municipio de Caldas, hasta su confluencia con río Grande a 1.048 m.s.n.m., en el municipio de Santo Domingo, donde forma el río Porce. En él desembocan más de 200 quebradas afluentes, las cuales presentan diferente grado de intervención antrópica, tanto en la subcuenca como en su cauce [8, 10].

El río Aburrá-Medellín es considerado como el principal eje articulador en la cuenca, puesto que el desarrollo y la dinámica urbana de los municipios que la conforman han estado asociadas a este [10, 40, 77]. En 1676, el río era descrito como “limpio y saludable” y no había contacto físico entre la Villa de Medellín (actualmente ciudad de Medellín) y sus márgenes, dado que el desarrollo de la ciudad era muy lento [10]. No obstante, a mediados del siglo XIX y debido a los procesos de industrialización, la ciudad se expandió hasta alcanzar la margen oriental del río y posteriormente creció hacia la zona sur y norte de la ciudad como también, hacia la zona occidental, convirtiendo al río en el eje de la ciudad. De acuerdo con relatos del siglo XIX, el río era apto para bañarse y en él podía pescarse sabaleta, asimismo, era usado para extraer piedra y cascajo, lavar ropa y transportar balsas de madera [9, 10, 12].

Los cambios en el río Aburrá-Medellín comenzaron a manifestarse con los aportes de aguas residuales realizados sobre sus quebradas afluentes y directamente sobre el río. Estos aportes generaron un incremento en la carga contaminante transportada por las corrientes y fueron favorecidos por el crecimiento demográfico e industrial en la cuenca [78]. En el caso del municipio de Medellín, la quebrada Santa Elena fue usada como receptora de las aguas residuales desde la fundación de la Villa de Medellín [9, 79]. En cuanto a los municipios de Caldas, Envigado e Itagüí, las aguas residuales comenzaron a verterse sobre las quebradas La Valeria, La Ayurá y Doña María respectivamente [41, 80].

La rectificación y canalización de un tramo del río, obras planteadas desde 1717 y ejecutadas entre 1928 y 1957, también produjeron cambios en la corriente. Estas tuvieron como objetivo incorporar las tierras del valle aluvial a la estructura urbana para construir edificaciones, barrios, vías férreas y avenidas, mejorar las condiciones de salubridad y aprovechar la zona para fines turísticos, como también, para proteger los equipamientos urbanos de las inundaciones. En términos físicos, químicos y bióticos, estas obras generaron una disminución en la longitud del canal, aumento en la velocidad de la corriente, en la erosión y en la turbiedad, rompimiento de la secuencia de piscinas y rápidos, pérdida de navegabilidad y pérdida de sustratos para la vida acuática, de coberturas para los peces y de huevos. En términos culturales, se produjo una pérdida del valor estético del río dado que este era considerado como un lugar para la socialización y pasó a percibirse como un canal [11, 12].

De acuerdo con los resultados obtenidos a partir de la operación de la red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín-RedRío, la calidad del río, según el ICA Global, cambia a medida que este discurre por la cuenca. En la zona alta (municipio de Caldas) varía entre buena y aceptable, mientras que a su paso por los municipios de Sabaneta y La Estrella es regular, posteriormente, en su recorrido por Itagüí y Envigado la calidad del agua es mala y en el tramo comprendido entre Medellín, Bello, Copacabana y Girardota presenta el mayor deterioro y se cataloga como muy mala. En los municipios de Barbosa y Santo Domingo, la calidad del río evidencia una leve mejoría respecto al tramo anterior, puesto que oscila entre regular y mala [15].

El deterioro en la calidad del río Aburrá-Medellín se atribuye a diferentes factores, entre los cuales se destacan la alta presión sobre el recurso hídrico en la cuenca, generada a partir del crecimiento urbanístico desordenado y la expansión hacia zonas de ladera y el aumento en la población. Por otro lado, el retraso en la construcción de obras de saneamiento que permitan recolectar y tratar las aguas residuales domésticas y no domésticas vertidas al río y a sus afluentes, la inadecuada disposición de residuos sólidos y explotación de material de construcción, la ocupación no planificada del cauce, la dependencia hídrica de otras cuencas, la falta de políticas orientadas a garantizar la sostenibilidad del recurso hídrico y gestión interinstitucional desarticulada, entre otros, también afectan la calidad del río [8], [19] [81]. Se destaca que el 91% del agua destinada para consumo humano y doméstico en la cuenca, proporcionada por Empresas Públicas de Medellín, proviene de los embalses Riogrande II y La Fe, ubicados en cuencas vecinas [8].

A lo largo de su recorrido, el río tiene múltiples usos. En correspondencia con lo establecido en el Decreto 1076 de 2016 [82] y la Resolución Metropolitana 2016 de 2012 [20], en la zona alta de la cuenca se identificaron usos agrícola, pecuario, industrial, recreativo y estético. Se destaca que en el área rural del municipio de Caldas el agua también se utiliza para consumo humano y doméstico, mientras que en la Reserva Protectora Alto de San Miguel se usa para preservación de flora y fauna. Entretanto, en la zona media de la cuenca, el agua se usa para consumo humano y doméstico y para actividades industriales; mientras que a su paso por Girardota y los municipios localizados en la zona baja de la cuenca se presentan usos agrícola, pecuario, industrial, recreativo y estético. Es importante mencionar que, debido al deterioro en la calidad de la corriente, los usos del agua identificados a lo largo del río, principalmente en el tramo donde su calidad es más crítica, no son idóneos puesto que se presenta un incumplimiento en los objetivos de calidad establecidos [17].

La descontaminación del río Aburrá-Medellín y de sus afluentes comenzó en la década de los años 70. Comprende la formulación, diseño, construcción y puesta en operación de infraestructura asociada a la recolección, transporte y tratamiento de las aguas residuales generadas en la subregión Valle de Aburrá. En el marco del “Programa de Saneamiento del río Medellín y sus quebradas afluentes” se han ejecutado diferentes obras orientadas a mejorar la calidad del agua, como la construcción, reposición y modernización de redes de alcantarillado y la puesta en operación de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales de tipo secundario San Fernando y Aguas Claras, a partir del año 2000 y 2019 respectivamente. El proceso de saneamiento también proyecta la construcción de otras plantas de tratamiento en el norte de la región metropolitana, la ampliación de las redes de alcantarillado y la modernización de la PTAR San Fernando [37, 83, 84, 85].

Para intervenir el deterioro en la calidad del río, la Comisión Conjunta (conformada por las tres autoridades ambientales que tienen jurisdicción en la cuenca) declaró la corriente en ordenación mediante los actos administrativos Resolución N° 001739 de 2015 del Área

Metropolitana del Valle de Aburrá, Resolución N° 040-1509-21328 de 2015 de CORANTIOQUIA y Resolución N° 112-4479 de 2015 de CORNARE de 2015 [86]. Lo anterior, se realizó en correspondencia con el objetivo de “Garantizar la sostenibilidad del recurso hídrico, mediante una gestión y un uso eficiente y eficaz, articulados al ordenamiento y uso del territorio y a la conservación de los ecosistemas que regulan la oferta hídrica, considerando el agua como factor de desarrollo económico y bienestar social, e implementando procesos de participación equitativa e incluyente”, de acuerdo a lo establecido por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico [87]. El Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico-PORH- del río Aburrá-Medellín tiene como propósito mejorar la disponibilidad del recurso hídrico, tanto del río como de sus afluentes priorizados, a través de las líneas estratégicas conservación, protección y/o recuperación del recurso hídrico, cultura del consumo eficiente del agua y gestión territorial [88].

6.1 CRITERIOS SELECCIÓN ESTACIONES DE MONITOREO

El presente trabajo de investigación se realizó en ocho estaciones ubicadas sobre el río Aburrá–Medellín y un sitio de muestreo en el río Porce, estas se eligieron teniendo en cuenta:

-Las estaciones monitoreadas por la Red de Monitoreo Ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín (RedRío), las cuales han permitido conocer la variación en las condiciones fisicoquímicas e hidrobiológicas y de la calidad del agua a lo largo de la corriente, a partir de las seis fases implementadas desde el año 2003 hasta la actualidad. Los sitios de monitoreo establecidos a lo largo del río se eligieron teniendo en cuenta: información histórica de calidad del agua, así como estaciones de monitoreo utilizadas en estudios previos, características hidráulicas del río y sus afluentes, usos del suelo en la cuenca, asentamientos poblacionales y jurisdicción de diversas entidades en el territorio, así como la presencia del sector privado y público con diferentes sistemas productivos; localización de afluentes considerados como fuentes contaminantes o factores de dilución; desarrollos futuros en la cuenca; hechos territoriales como la canalización y rectificación del río, la descarga de la PTAR San Fernando, la descarga de los Interceptores Centrales y descarga La Tasajera y el plan de saneamiento del río y la facilidad de acceso al sitio de muestreo y de la toma de muestra, como también seguridad del personal y de los equipos en las estaciones [16, 78].

-Tramos establecidos en el cuerpo de agua para la definición de los objetivos de calidad en el río (Resolución Metropolitana N° 002016 de 2012) [20], en el marco del proceso de formulación del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico. Entre los criterios empleados en la segmentación del río se destacan las características fisicoquímicas e hidrobiológicas del mismo, su calidad del agua de acuerdo a la evaluación de los índices ICACOSU e ICA Global y el estado de las principales quebradas afluentes al río Aburrá-Medellín, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el marco del proyecto la red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá-Medellín-RedRío, asimismo, se tuvieron en cuenta los usos del suelo en la cuenca y los usos actuales y potenciales del agua [19, 89]. En la Tabla 2 se presenta una descripción de los tramos en los cuales se segmentó el río Aburrá-Medellín.

Tabla 2. Descripción de tramos para el río Aburrá-Medellín

TRAMO	DESCRIPCIÓN
TRAMO 0. RESERVA FORESTAL PROTECTORA REGIONAL ALTO DE SAN MIGUEL-LÍMITE ZONA DE RESERVA	En esta zona nace el río Aburrá-Medellín y es considerada como un ecosistema estratégico puesto que se registra una amplia diversidad de flora y fauna (representa el 10% de la biodiversidad del país) y ofrece diferentes servicios ambientales como provisión de agua, regulación microclimática, protección del suelo, captura de CO ₂ , entre otros. Declarada por el municipio de Caldas como "Reserva Ecológica" a través del Acuerdo 48 del 30 de agosto de 1993 y como "Refugio de vida silvestre y parque ecológico recreativo Alto de San Miguel" mediante Acuerdo Municipal N°05 del 13 de mayo de 2001. El 22 de septiembre de 2016 esta área es declarada como Reserva Forestal Protectora Regional Alto de San Miguel mediante el Acuerdo 476 de CORANTIOQUIA. En este tramo la calidad del agua es buena.
TRAMO 1. LÍMITE ZONA DE RESERVA - SAN MIGUEL	La calidad del agua varía entre buena y aceptable. Se presenta uso recreativo primario en el Parque Ecológico Recreativo del Alto de San Miguel, extracción de material de playa, lavado de vehículos, explotación forestal y actividades pecuarias. En este tramo el río recibe una parte de los vertimientos provenientes de la vereda La Clara
TRAMO 2. SAN MIGUEL – PRIMAVERA	El río presenta una calidad entre buena y aceptable. Se observa un deterioro progresivo respecto a los tramos anteriores, debido a las actividades desarrolladas aguas arriba, como también, al vertimiento de aguas residuales provenientes de la vereda La Clara y los aportes de las quebradas La Mina y La Salada, afectadas por descargas de aguas residuales.
TRAMO 3. PRIMAVERA – ANCÓN SUR	Zona en la que se presentan diversos usos del suelo (pecuario, agrícola y forestal). Se presenta un incremento en la densidad poblacional asociado a los centros urbanos correspondientes a los municipios de Caldas, La Estrella y Sabaneta. Cerca de la estación Ancón Sur se asientan diversas industrias que vierten sus aguas residuales directamente al río y a sus afluentes (La Miel, La Valeria y La Grande, entre otras), además, el cuerpo de agua también es receptor de vertimientos de origen doméstico.
TRAMO 4. ANCÓN SUR – AULA AMBIENTAL	Es una zona altamente urbanizada e industrializada. El río es canalizado y rectificado, recibe vertimientos de aguas residuales de tipo doméstico y no doméstico, entre los cuales se destaca la descarga de la PTAR San Fernando, la cual realiza tratamiento de tipo secundario a una porción de las aguas residuales generadas en el sur de la cuenca; asimismo, recibe los aportes de quebradas cuya calidad del agua varía entre regular y muy mala (La Doctora, La Mina, Doña María, Altavista, La Hueso, Santa Elena y La Iguaná).
TRAMO 5. AULA AMBIENTAL – ANCÓN NORTE	El río es canalizado y rectificado entre la estación Aula Ambiental y las oficinas del Metro de Medellín, presenta las condiciones más críticas de calidad debido a la carga contaminante que transporta. Es una zona altamente urbanizada y se registra la descarga de los interceptores oriental y occidental de EPM en el sector de Moravia, los cuales recolectan y transportan las aguas residuales del municipio de Medellín, también se presentan vertimientos directos de origen industrial sobre el río y confluyen quebradas cuya calidad del agua oscila entre regular y muy mala (El Molino, La Bermejala, La Rosa, La Seca, La Madera, El Hato, La García, entre otras).
TRAMO 6. ANCÓN NORTE – PAPELSA	El río recorre áreas menos urbanizadas con reservas para el crecimiento metropolitano, donde los usos del suelo predominantes corresponden a agricultura y ganadería, en la zona también se registran asentamientos industriales. El río recibe vertimientos directos de aguas residuales de origen industrial, aguas de excedente de producción de energía asociados a la central hidroeléctrica La Tasajera y quebradas afluentes que presentan una calidad entre aceptable y regular (El Salado, Ovejas y La López, entre otras), lo que favorece la dilución de los contaminantes transportados por el río.
TRAMO 7. PAPELSA – PUENTE GABINO	Corresponde a zona rural, aunque en ciertos sectores se presenta uso urbano de baja densidad. Se desarrollan actividades agrícolas, pecuarias y mineras. Los afluentes registran una calidad del agua aceptable. Se presenta un cambio en las condiciones hidráulicas del río (aumenta la pendiente del cauce en algunos sectores) que generan un incremento en la concentración de oxígeno disuelto en el río. En esta zona se presenta la confluencia entre el río Aburrá-Medellín y río Grande, y se forma el río Porce.

(Tomado de [17, 81])

6.2 DESCRIPCIÓN ESTACIONES DE MONITOREO

Las características de los sitios de monitoreo se describen en la Tabla 3, entretanto, en el Mapa 1 se presenta su ubicación en la cuenca del río Aburrá-Medellín.

Tabla 3. Descripción estaciones de monitoreo

ESTACIÓN	DESCRIPCIÓN	FOTO
<p>RESERVA ALTO DE SAN MIGUEL (E0)</p>	<p>Ubicación: vereda La Clara, municipio de Caldas. Coordenadas: 6°01'49.3" Norte y 75°35'49.3" Oeste, a 2023 msnm. Observaciones: el sitio de toma de muestra se localiza aguas abajo del nacimiento del río Aburrá-Medellín, posterior a la confluencia de las quebradas Santa Isabel, La Vieja, La Moladora y El Tesoro. La estación se ubica en el área protegida Reserva Forestal Protectora Regional del Alto de San Miguel, declarada bajo el Acuerdo 476 del 22 de septiembre de 2016, para garantizar la sostenibilidad de los recursos, bienes y servicios ambientales que ofrece, entre ellos, la oferta hídrica. El río tiene una apariencia cristalina, canal natural y vegetación en ambas márgenes.</p>	
<p>SAN MIGUEL (E1)</p>	<p>Ubicación: vereda La Clara, municipio de Caldas. Coordenadas: 6° 2' 56.8" Norte y 75° 37' 10.9" Oeste, a 1.830 m.s.n.m. Observaciones: el sitio de muestreo se localiza a 8.45 Km aguas abajo del nacimiento del río, en una zona donde se encuentran varias viviendas y áreas de servicio comunitario. El río tiene una apariencia cristalina, la vegetación en la zona de estudio se compone por pastos y rastrojo bajo. El cuerpo de agua recibe aguas residuales provenientes de las viviendas localizadas en el área, aunque parte de las aguas residuales producidas son tratadas en sistemas sépticos. En la zona de estudio se llevan a cabo actividades como explotación no controlada de material aluvial, extracción de recursos madereros y actividades turísticas (uso recreativo primario y secundario del recurso hídrico) y pecuarias que afectan la calidad del agua.</p>	
<p>PRIMAVERA (E2)</p>	<p>Ubicación: municipio de Caldas. Coordenadas: 6° 4' 5.0" Norte y 75° 37' 54.0" Oeste a 1.774 m.s.n.m. Observaciones: El sitio de muestreo se localiza a 11.82 Km aguas abajo del nacimiento del río, en esta zona el río tiene canal natural, la vegetación está compuesta por pastos y rastrojo bajo en las márgenes. Aguas arriba del sitio de toma de muestra, el río ha recibido el aporte de las quebradas La Clara y La Salada, además de vertimientos de aguas residuales domésticas provenientes de las viviendas ubicadas aguas arriba del sitio de toma de muestra.</p>	

ESTACIÓN	DESCRIPCIÓN	FOTO
<p>ANCÓN SUR (E3)</p>	<p>Ubicación: municipio de La Estrella. Coordenadas: 6° 9' 11.0" Norte y 75° 37' 38.4" Oeste, a 1.604 m.s.n.m. Observaciones: se localiza a 23.48 Km aguas abajo del nacimiento del río, frente a la estación La Estrella del Metro. En este sitio, la corriente tiene lecho rocoso, el canal es rectificadado y los taludes son en concreto, aguas arriba de la estación se han construido resaltos hidráulicos. La cobertura vegetal compuesta por pastos y rastrojo en ambas márgenes. Aguas arriba del sitio de toma de muestra, el río ha recibido los aportes de las quebradas La Miel, La Valeria, La Culebra, La Bermejala, La Estrella y La Grande, entre otras, cuya calidad del agua se encuentra afectada. Las aguas residuales provenientes de municipios de Caldas, La Estrella y una parte de Sabaneta son descargadas aguas arriba del sitio de toma de muestra, se destaca que en la zona se localizan varias industrias que vierten sus aguas al río.</p>	
<p>AULA AMBIENTAL (E8)</p>	<p>Ubicación: Municipio de Medellín. Coordenadas: 6° 15' 51.8" Norte y 75° 34' 20.5" Oeste, a una altura de 1.464 m.s.n.m. Observaciones: el sitio de muestreo se localiza a 38.79 Km de distancia del nacimiento del río. La corriente se encuentra canalizada y rectificadada y su lecho es rocoso. Aguas arriba de la estación existen varios resaltos hidráulicos que favorecen la disipación de energía y el incremento en la concentración de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua. Quebradas contaminadas como Altavista, La Iguaá, La Hueso, La Picacha y Santa Elena, entre otras, confluyen con el río aguas arriba del sitio de toma de muestra; se destaca que el efluente de la PTAR San Fernando, la cual realiza tratamiento de tipo secundario a una porción de las aguas residuales generadas en el sur de la cuenca, vierte sus aguas al río previo al lugar de muestreo.</p>	
<p>NIQUÍA (E21)</p>	<p>Ubicación: municipio de Bello. Coordenadas 6° 20' 17.3" Norte y 75° 31' 32.4" Oeste, a 1.410 m.s.n.m. de altura. Observaciones: el sitio de toma de muestra se encuentra ubicado a 50.1 Km de distancia del nacimiento del río. La sección del cauce en este tramo no está canalizada ni rectificadada y la vegetación en está conformada por pastos y rastrojos medios y altos. Aguas arriba del sitio de toma de muestra confluyen las quebradas La Rosa, La Madera, El Hato, La García, La Seca, Niquía y La Rodas, las cuales constituyen un aporte de carga contaminante al río, puesto que su calidad ha sido afectada por vertimientos de aguas residuales de tipo doméstico y no doméstico. En este punto, el río también ha sido afectado por diversas descargas de agua residual de un amplio sector del municipio Bello, hecho que afecta de manera directa la calidad del cuerpo de agua.</p>	

ESTACIÓN	DESCRIPCIÓN	FOTO
<p>ANCÓN NORTE (E12)</p>	<p>Ubicación: municipio de Copacabana. Coordenadas: 6° 17' 2.6" Norte y 75° 34' 3.1" Oeste, a 1.397 msnm. Observaciones: sitio de toma de muestra localizado a 55.9 Km de distancia del nacimiento del río. Aguas arriba, el río ha recibido los aportes de las quebradas Piedras Blancas, El Chuscal, La Tolda y Gusimal, como también, las descargas de aguas residuales provenientes del municipio de Copacabana.</p>	
<p>PAPELSA (E16)</p>	<p>Ubicación: municipio de Barbosa. Coordenadas: 6° 26' 46.4" Norte y 75° 19' 53.3" Oeste, a 1.260 m.s.n.m. Observaciones: a la altura de este sitio, el río ha recibido las descargas de las aguas residuales de la zona urbana del municipio de Barbosa y de algunas industrias, como también, de las quebradas La López, Castillal, La Queibra y Ovejas entre otras; las cuales se caracterizan por tener una buena calidad del agua, a excepción de La López que recibe aguas residuales de tipo doméstico principalmente. Aguas arriba del punto de monitoreo se ubica la descarga de las aguas turbinadas provenientes de la Central Hidroeléctrica La Tasajera, las cuales contribuyen a diluir los contaminantes transportados por el río. La vegetación está compuesta por rastrojo medio y alto en ambas márgenes.</p>	
<p>PUENTE GABINO (E20)</p>	<p>Ubicación: corregimiento de Porce, municipio de Santo Domingo. Coordenadas: 6° 33' 34.3" Norte y 75° 12' 20.8" Oeste, y su altitud es de 1.056 m.s.n.m. Observaciones: el sitio de toma de muestra se localiza en el río Porce, posterior a la confluencia entre el río Aburrá-Medellín y el río Grande. En este lugar, los usos del suelo corresponden a ganadería y agricultura, también se realiza explotación aurífera. En este sitio, el río ha recibido corrientes que tienen una buena calidad como La Jagua, San Pedro, Aguas Claras, Piedra Gorda, Arenales, Los Morros y La Santiago. La vegetación en ambas márgenes está compuesta por rastrojo medio y alto. Posterior a la estación Puente Gabino, las aguas del río Porce son represadas en un embalse que tiene como finalidad la generación de energía eléctrica.</p>	

(Tomado de Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia [48])

7 MATERIALES Y MÉTODOS

De acuerdo con los objetivos planteados, la investigación se desarrolló en tres fases, las cuales se describen a continuación:

7.1 FASE DE CAMPO

7.1.1 Toma de muestras de agua y biofilm

Se realizaron cinco campañas de muestreo, los días 26 de abril, 10 de julio, 2 de agosto y 27 de septiembre de 2017 y 25 de abril de 2018 en nueve estaciones de monitoreo descritas previamente. Las fechas correspondientes a las campañas de monitoreo se eligieron teniendo en cuenta el régimen de lluvias en la cuenca [80]. La recolección de muestras, tanto de agua como de biofilm, se realizó por triplicado a las 12:00 horas, durante la cual se transporta una alta carga contaminante.

Las muestras de agua necesarias para la medición de la actividad enzimática extracelular, las variables fisicoquímicas y la clorofila *a* se recolectaron de manera puntual, siguiendo los lineamientos propuestos por la "Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas" formulada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [90]. Posteriormente, se usó un equipo multiparamétrico para medir el pH del agua, la concentración de oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica y la temperatura del agua, teniendo en cuenta la previa calibración de las sondas de acuerdo con las instrucciones del fabricante (Figura 2).



Figura 2. Toma de muestra de agua

La obtención de muestra de biofilm para la determinación de la actividad enzimática extracelular y de clorofila *a* se realizó de acuerdo con las directrices propuestas por Tümpling y Friedrich en 1999 [91], correspondientes a los criterios de muestreo sobre sustratos naturales. Para ello, se recolectaron rocas del lecho del río y se removió el material adherido mediante el uso de un cepillo de dientes de cerdas suaves y un cuadrante (marco de diapositiva) de 8 cm², utilizado como unidad de área. La remoción se realizó en 30 áreas elegidas al azar en las rocas recolectadas, de modo que el área total removida correspondió a 240 cm². El material obtenido del raspado se almacenó en envases plásticos opacos que contenían agua libre de cloro (Figura 3).

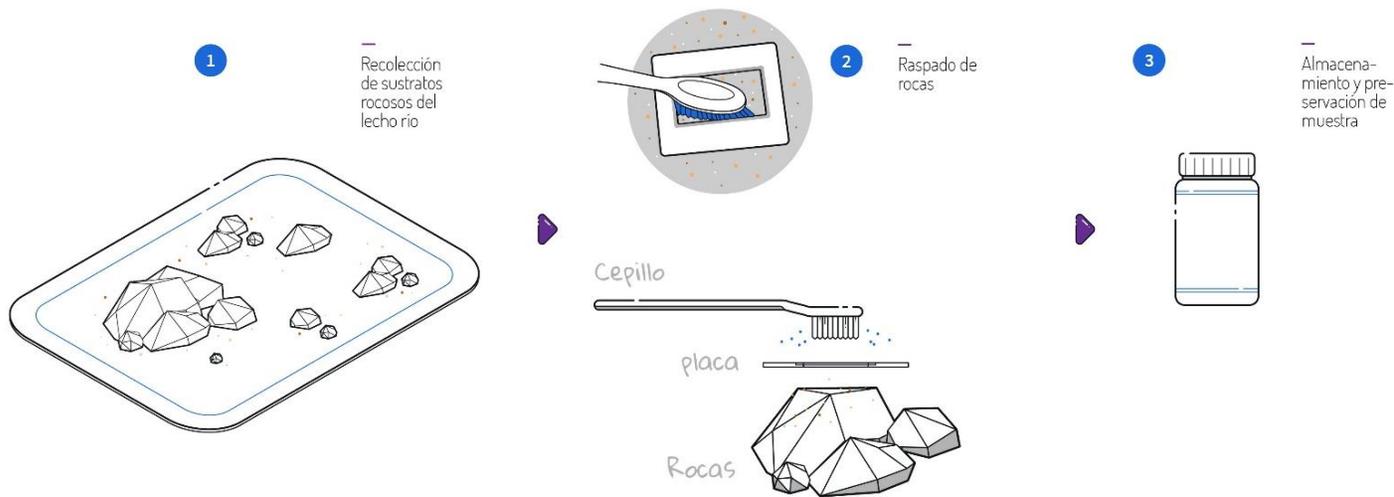


Figura 3. Toma de muestra de biofilm

Las muestras recolectadas de agua y biofilm se almacenaron a 4.00 °C hasta su llegada al laboratorio y se procesaron en un periodo inferior a 24 horas después de su recolección.

7.1.2 Aforo de caudal

Los resultados referentes al caudal y los parámetros hidráulicos se obtuvieron del Informe del Componente Hidráulico presentado por el Sistema de Alerta Temprana (SIATA) [92, 93]. De acuerdo con la altura de la lámina de agua y las velocidades superficiales, se realizó aforo por vadeo o suspensión y el caudal se calculó mediante el método área-velocidad. La sección de aforo se ubicó teniendo en cuenta la seguridad del personal, el flujo uniforme y permanente, evitando vórtices, zonas muertas, flujo reversible, obstrucciones o cambios en la pendiente que influyan en la distribución de la velocidad.

7.2 FASE EXPERIMENTAL

7.2.1 Determinación de variables fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas medidas se presentan en la Tabla 4, los métodos usados para su determinación se basaron en los lineamientos presentados en la edición 22 del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [94].

Tabla 4. Métodos variables fisicoquímicas

Variable	Unidades	Método
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	mgN/l	Método Micro Kjeldahl - Titulométrico (SM 4500-Norg-B)
Fósforo total (P Total)	mgP/L	Espectrofotométrico - Ácido Ascórbico (SM 4500-P-B-E)
Ortofosfatos (PO ₄)	mgP/L	Espectrofotométrico - Ácido Ascórbico (SM 4500-P-E)
Carbono Orgánico Disuelto (COD)	mgC/L	SM 5310 B
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mgO ₂ /L	Colorimétrico-Reflujo cerrado (SM5220-D)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mgO ₂ /L	Potenciométrico-Oxímetro-Prueba de los 5 días (SM 5210-B, EPA360,3)
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg SST/L	Gravimétrico-Secado (103-105 °C) (SM 2540-D)

(Tomado de APHA *et al.*, [94])

7.2.2 Determinación de la actividad enzimática extracelular

La actividad de las enzimas β -glucosidasa (EC 3.2.1.21) y fosfatasa (EC 3.1.3.1) se determinó de acuerdo a los lineamientos propuestos en 1998 por Marxsen *et al.*, [95]. Este método consiste en la detección de 4-Nitrofenol (O₂NC₆H₄OH), compuesto que se caracteriza por tener una tonalidad amarilla, liberado a partir de la hidrólisis de los sustratos incoloros 4-Nitrofenil- β -D-Glucopiranososa (C₁₂H₁₅NO₈) o 4-Nitrofenil-Fosfato (C₆H₄NNa₂O₆P·6H₂O) como resultado de la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa respectivamente.

Para determinar la actividad enzimática extracelular se tomaron 5 ml de muestra (agua y biofilm) y se disolvieron en 50 ml de NaCl (0.14 mol/l). Posteriormente, se agregaron 2 ml de la solución anterior a tubos de ensayo y se mezclaron con 2 ml de la solución del sustrato 4-Nitrofenil- β -D-Glucopiranososa 98% Alfa Aesar (CAS 2492-87-7) y 4-Nitrofenil-Fosfato según la actividad de la enzima a determinar. Los tubos de ensayo se incubaron a 30°C durante 3 horas. Pasado este periodo y con la finalidad de detener la reacción de hidrólisis, se agregaron 2 ml de Na₂CO₃ (1 mol/l) a los tubos de ensayo y se centrifugaron a 4500 rpm durante 10 minutos. Posteriormente, se midió la absorbancia en un espectrofotómetro digital NANOCOLOR UV/VIS marca Macherey-Nagel (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG, Düren, Germany) a 405 nm en tubos de ensayo de 16 mm marca Macherey-Nagel (Figura 4).

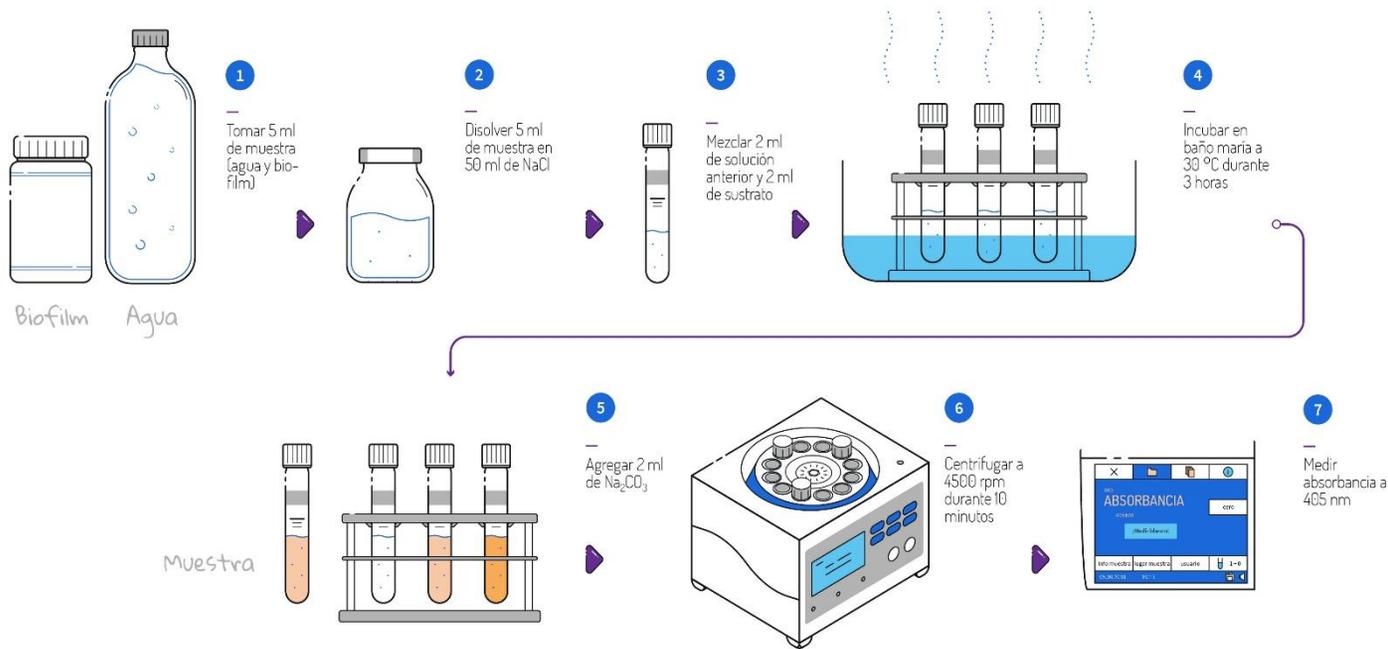


Figura 4. Medición actividad enzimática extracelular

(Tomado de Marxsen *et al.*, [95])

La medición de la absorbancia se realizó respecto a un blanco que se preparó con 2 ml de solución de NaCl, 2 ml de solución de cada sustrato y 2 ml de solución de Na₂CO₃. La actividad enzimática extracelular se calculó según la Ecuación 1:

$$AEE_x = \frac{Abs_x * D * F}{t}$$

Ecuación 1. Cálculo actividad enzimática extracelular

(Tomado de Marxsen *et al.*, [95])

AEE_x : actividad enzimática extracelular de la enzima x (mol/l/h).

Abs_x: absorbancia del producto final de la incubación medida a λ = 405 nm

D: factor de dilución

F: factor fotométrico dado por el inverso de la pendiente de la curva de calibración (mol/l).

t: tiempo (h).

Previo a la lectura de la actividad enzimática, se construyó una curva de calibración (Figura 5) a partir de la dilución de la solución de 4-Nitrofenol (O₂NC₆H₄OH) mediante una solución conformada por 2 partes NaCl y 1 parte de Na₂CO₃.

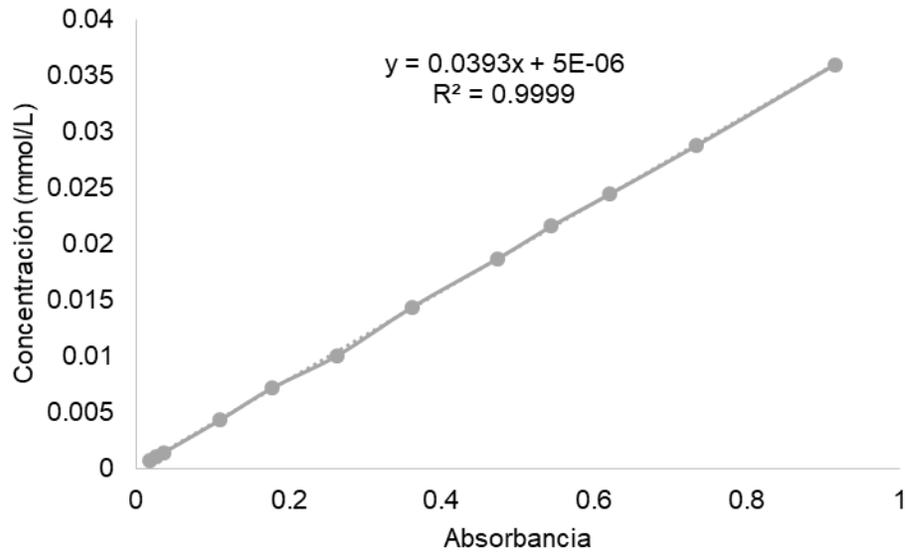


Figura 5. Curva calibración para la determinación de la actividad enzimática extracelular

7.2.3 Clorofila a

La determinación de la clorofila a se basó en el protocolo de extracción B del estándar internacional ISO 10260. Para ello, se filtró una muestra (agua o biofilm) a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.45 μm de tamaño de poro y este se almacenó a 4.0 $^{\circ}\text{C}$ protegido de la luz. La extracción de clorofila a se realizó con etanol al 90% (10ml), para facilitar este proceso se maceró el filtro. Las muestras se incubaron a 75 $^{\circ}\text{C}$ durante 5 minutos e inmediato equilibrio a temperatura ambiente. Posteriormente, las muestras se centrifugaron a 3000 rpm durante 3 minutos con el fin de obtener un sobrenadante claro y finalmente, se midieron las absorbancias a 665 y 750 nm sin acidificar y acidificadas con HCl (3M) en un espectrofotómetro digital NANOCOLOR UV/VIS marca Macherey-Nagel (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG, Düren, Germany), después de agregar el HCl se verificó la relación ácida correspondiente a 1.7 (Figura 6).

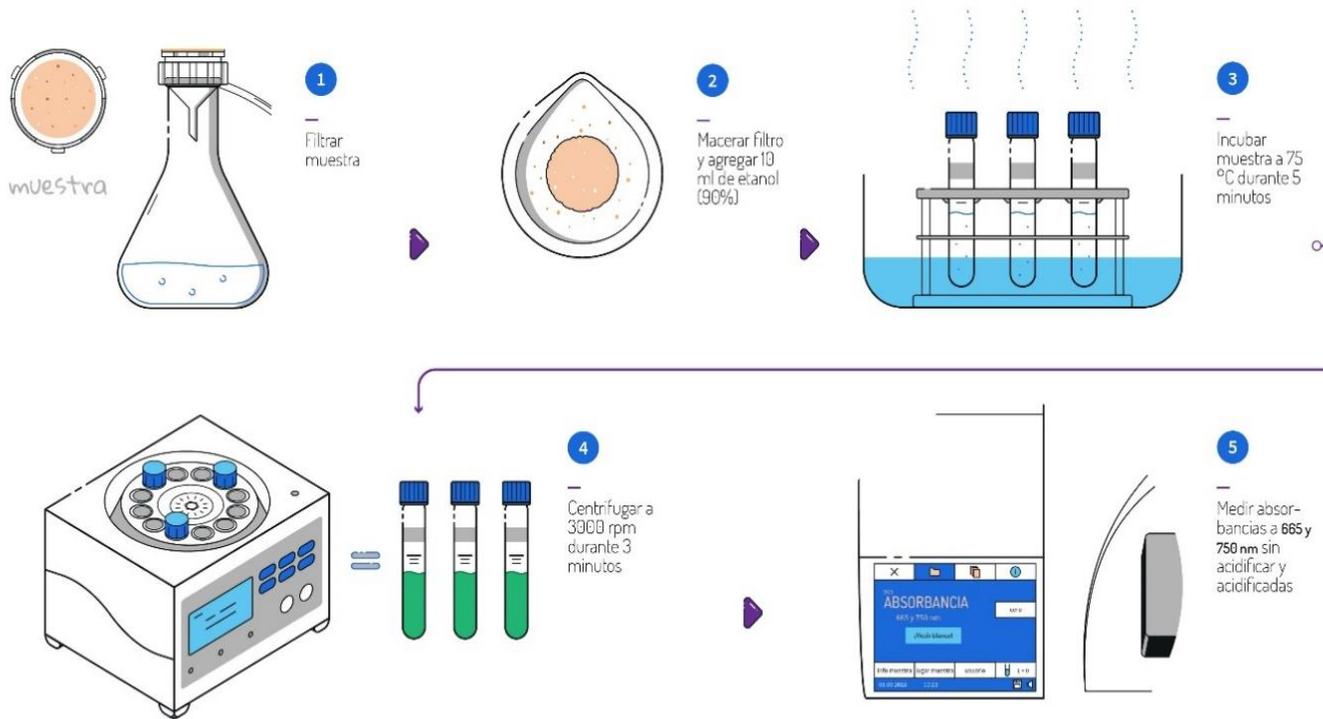


Figura 6. Determinación clorofila a

Las absorbancias se midieron en una celda de cuarzo de 50 mm respecto a un blanco de etanol al 90% [96]. La concentración de clorofila a se determinó mediante la Ecuación 2:

$$\text{Clorofila } a \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right) = \frac{29.6 * ((A_{665 \text{ y } 750}) - (A_{665a \text{ y } 750a})) * v * l}{V_f}$$

Ecuación 2. Concentración de clorofila a

Donde:

$A_{665 \text{ y } 750}$: Absorbancia $\lambda = 665 \text{ nm}$ y $\lambda = 750 \text{ nm}$

$A_{665a \text{ y } 750a}$: Absorbancia $\lambda = 665 \text{ nm}$ y $\lambda = 750 \text{ nm}$ luego de acidificar

v : volumen del extracto etanólico, igual a 10 ml

V_f : volumen de agua filtrada (l)

l : paso de la cubeta en cm, igual a 5 cm

7.2.4 Índice de Calidad del Agua Global para el río Aburrá-Medellín – ICA Global

Formulado a partir del registro histórico de datos fisicoquímicos e hidrobiológicos medidos durante el programa RedRío, correspondientes a índice biológico BMWP-Col, conductividad eléctrica, DQO, fósforo total, nitrógeno total Kjeldahl y oxígeno disuelto. El ICA Global califica la

calidad del agua en cinco categorías: buena, aceptable, regular, mala y muy mala y se calcula mediante la Ecuación 3 [48]:

$$ICA \text{ Global} = - 0.58 * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(BMWP_{Col})) + 0.96 \\ * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(\text{Conductividad eléctrica})) + 0.79 * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(DQO)) \\ + 0.80 * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(P \text{ total})) + 0.94 * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(NTK)) - 0.61 \\ * \text{STANDARIZE}(\text{LN}(OD)) + 10$$

Ecuación 3. Índice de Calidad del Agua ICA Global

(Tomado de Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia [48])

En la Tabla 5 se muestra la clasificación del índice de acuerdo con el valor numérico y su respectivo código de colores, los cuales presentan mejores calificaciones en términos de calidad a menores valores y a medida que estos aumentan, indican un deterioro progresivo de la calidad del recurso [48].

Tabla 5. Categoría Índice de Calidad ICA Global

CALIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL RECURSO HÍDRICO	RANGO NUMÉRICO DE VALORES	COLOR
Buena	<=3.00	Azul
Aceptable	3.10 – 6.00	Verde
Regular	6.10 – 9.00	Amarillo
Mala	9.10 – 12.00	Naranja
Muy Mala	>12.00	Rojo

(Tomado de Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia [48])

Los resultados correspondientes al índice BMWP/Col se obtuvieron a partir de las campañas de monitoreo ejecutadas por RedRío en el Convenio 1050 de 2016 celebrado entre la Universidad de Antioquia y el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, se destaca que estas coincidieron con las jornadas en las cuales se tomaron las muestras para la presente investigación [15]. Los macroinvertebrados acuáticos se capturaron mediante un muestreo cualitativo, para ello se realizó una búsqueda en diferentes tipos de sustratos como rocas, hojarasca, vegetación y depósitos de residuos sólidos; posteriormente, los organismos recolectados se preservaron en una solución de alcohol al 70%. Para la identificación de los organismos se usaron las guías taxonómicas de McCafferty [97], Roldán [98], Merrit & Cummins [99] y Posada *et al.*, [100]; luego, se aplicó el índice BMWP/Col modificado para Antioquia, elaborado por Roldán [101].

7.2.5 Clasificación régimen de caudal

Se basó en los resultados obtenidos para los aforos realizados por el Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá-SIATA para cada estación de muestreo y la clasificación de caudales realizada teniendo en cuenta el registro histórico de caudales medidos en el proyecto RedRío medidos entre 2004 y 2019, donde los percentiles 25 y 75 permitieron definir los límites para caudales altos, medios y bajos en cada estación de monitoreo [92], [93].

7.3 FASE ANÁLISIS

La información obtenida a partir de los procedimientos desarrollados en las fases de campo y de laboratorio se analizó mediante el paquete estadístico Statgraphics Centurion XVI. Se realizó

un análisis univariado del conjunto de datos, que incluyó un análisis de las medidas de posición, variabilidad, forma y pruebas de bondad de ajuste. Posteriormente, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para detectar variaciones de la actividad enzimática extracelular respecto a los diferentes niveles de los factores experimentales considerados (campana de monitoreo, régimen de caudal, estaciones de monitoreo y matriz), con la finalidad de evaluar la variabilidad entre los grupos de factores y dentro de cada grupo del factor, este análisis también se realizó para las variables fisicoquímicas. Los supuestos de normalidad y homocedasticidad se validaron mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene respectivamente y dado que las muestras se tomaron simultáneamente, se consideró que son independientes, se destaca que las variables se transformaron usando logaritmo natural. Para aquellos grupos de factores en los cuales se obtuvieron diferencias, se aplicó la prueba de rangos múltiples HSD de Tukey para definir cuales medias muestrales fueron significativamente diferentes.

Se llevó a cabo un análisis multivariado, que incluyó un análisis de correlaciones de Pearson entre las variables estudiadas con la finalidad de determinar las relaciones lineales entre las variables estudiadas. El supuesto de normalidad para las variables usadas en la correlación de Pearson se validó mediante la prueba de bondad de ajuste Kolmogorov-Smirnov, se destaca que las variables se transformaron usando logaritmo natural, excepto la actividad de la enzima β -glucosidasa, para la cual se usó una transformación de potencia correspondiente a -0.598 . Con base en lo anterior, se realizó un análisis factorial y se seleccionó el factor que representó el problema analizado, teniendo en cuenta los pesos asignados a cada variable dentro del factor y el porcentaje de la varianza explicada. Posteriormente, se efectuó un análisis clúster y un análisis discriminante para los resultados obtenidos de la actividad enzimática extracelular de acuerdo con estaciones de monitoreo, con el fin de agrupar las observaciones de acuerdo con sus similitudes y distinguir de manera clara las diferencias entre ellas.

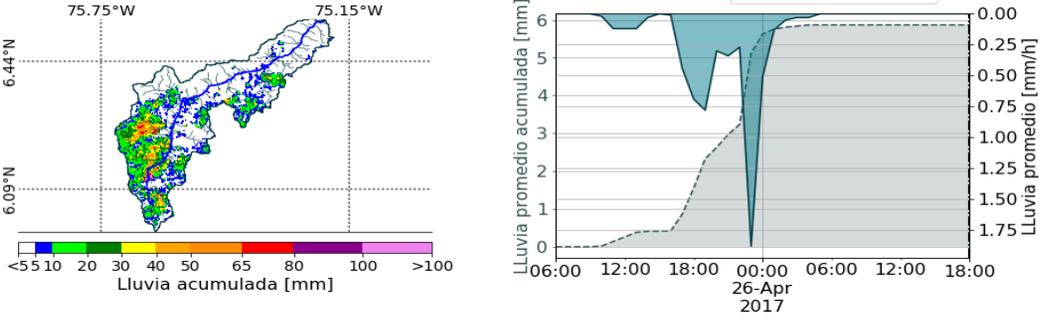
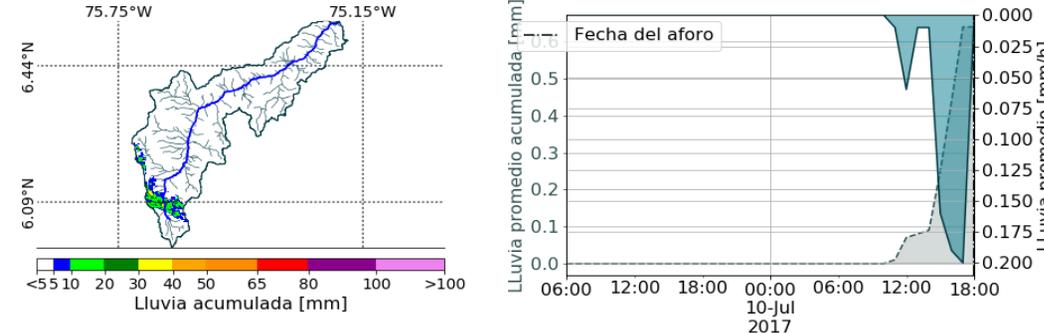
8 RESULTADOS

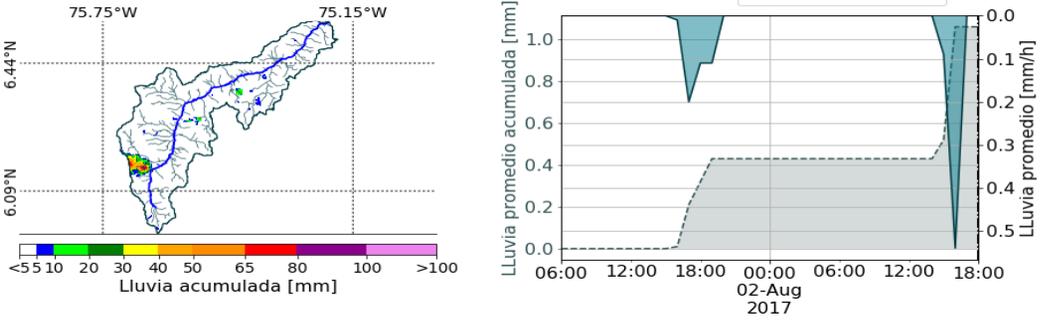
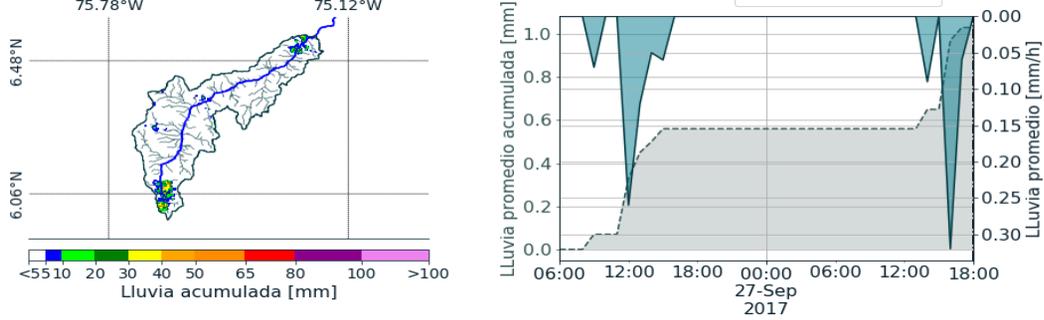
8.1 ESTADO DEL TIEMPO EN CAMPAÑAS DE MONITOREO

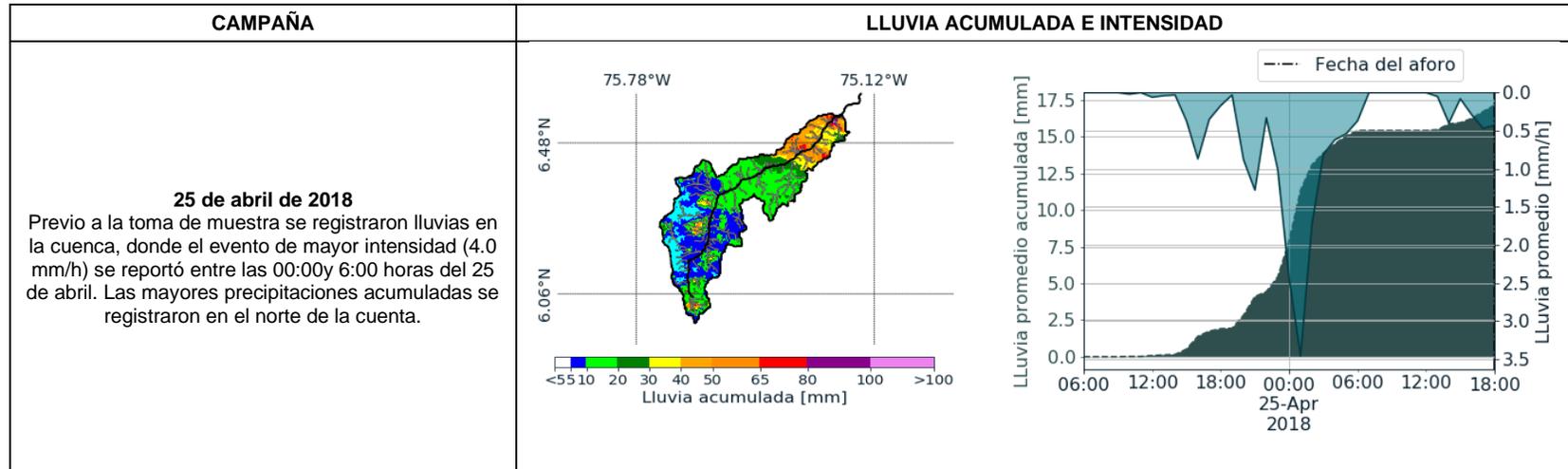
En la

Tabla 6 se presenta una descripción del estado del tiempo registrado en cada una de las campañas de monitoreo realizadas. De manera general, durante las jornadas de monitoreo ejecutadas se registraron eventos de lluvia en la cuenca previo a la toma de muestra o posterior a esta. Los mayores acumulados en la precipitación se localizaron principalmente en la zona sur de la cuenca, excepto en la campaña 5 (25 de abril de 2018), en esta la mayor precipitación acumulada se observó en la zona norte. Durante las campañas ejecutadas se observaron variaciones en la intensidad de los eventos de lluvia. En la campaña 1 (26 de abril de 2017) y la campaña 5 (25 de abril de 2018) se registraron las mayores intensidades, con valores máximos de 1.75 y 4.0 mm/h respectivamente, mientras que las intensidades en las campañas restantes fueron inferiores a 0.5 mm/h.

Tabla 6. Estado del tiempo campañas de monitoreo

CAMPAÑA	LLUVIA ACUMULADA E INTENSIDAD
<p>26 de abril de 2017</p> <p>Se registró tiempo nublado y un evento de precipitación previo a la toma de muestra, que inició en la tarde del día anterior y concluyó en la mañana del muestreo. Los mayores valores de lluvia acumulada se observaron en la zona sur y centro-occidente de la cuenca, con un valor promedio correspondiente a 5.50 mm. El evento de lluvia reportado presentó una intensidad moderada-alta, donde la intensidad máxima fue de 1.75 mm/h aproximadamente.</p>	
<p>10 de julio de 2017</p> <p>El estado del tiempo reportado correspondió a nublado. Se registraron lluvias en el sur de la cuenca previo a las 12:00 horas y durante la tarde. La lluvia promedio acumulada a las 12:00 horas fue de 0.1 mm y el promedio de la intensidad correspondió a 0.05 mm/h aproximadamente.</p>	

CAMPAÑA	LLUVIA ACUMULADA E INTENSIDAD
<p>2 de agosto de 2017</p> <p>Se reportó un evento de lluvia en la zona sur-occidental de la cuenca el 1 de agosto a las 17:25 horas en la subcuenca de la quebrada Doña María (municipio de Itagüí), con una intensidad media de 0.2 mm/h. La lluvia promedio acumulada a la hora de la toma de muestra correspondió a 0.4 mm.</p>	 <p>The figure consists of two parts. On the left is a map of the watershed area with a color scale for accumulated rainfall in millimeters, ranging from <5 to >100. The map shows the watershed boundary and the location of the sampling point. On the right is a hydrograph showing the rainfall intensity (mm/h) and cumulative rainfall (mm) over time. The x-axis represents time from 06:00 to 18:00 on August 2, 2017. The y-axis represents rainfall intensity (mm/h) from 0.0 to 0.00 and cumulative rainfall (mm) from 0.0 to 1.0. A sharp peak in rainfall intensity is observed at 17:25 on August 1, reaching approximately 0.2 mm/h. The cumulative rainfall reaches 0.4 mm by the sampling time.</p>
<p>27 de septiembre de 2017</p> <p>Previo a la campaña de monitoreo se presentó un evento de precipitación en la cuenca, con una intensidad de 0.25 mm/h y que generó un promedio de lluvia acumulada en la hora de toma de muestra correspondiente a 0.60 mm.</p>	 <p>The figure consists of two parts. On the left is a map of the watershed area with a color scale for accumulated rainfall in millimeters, ranging from <5 to >100. The map shows the watershed boundary and the location of the sampling point. On the right is a hydrograph showing the rainfall intensity (mm/h) and cumulative rainfall (mm) over time. The x-axis represents time from 06:00 to 18:00 on September 27, 2017. The y-axis represents rainfall intensity (mm/h) from 0.00 to 0.00 and cumulative rainfall (mm) from 0.0 to 1.0. A sharp peak in rainfall intensity is observed at 12:00 on September 27, reaching approximately 0.25 mm/h. The cumulative rainfall reaches 0.60 mm by the sampling time.</p>



(Tomado de [92, 93])

8.2 RÉGIMEN HISTÓRICO DE CAUDALES

En la Figura 7 se muestra un diagrama de caja y bigotes con el registro histórico de los caudales medidos en las campañas de monitoreo realizadas durante diferentes épocas de caudal entre 2004 a 2019 en 19 estaciones localizadas sobre el río Aburrá-Medellín y un sitio de monitoreo ubicado en el río Porce.

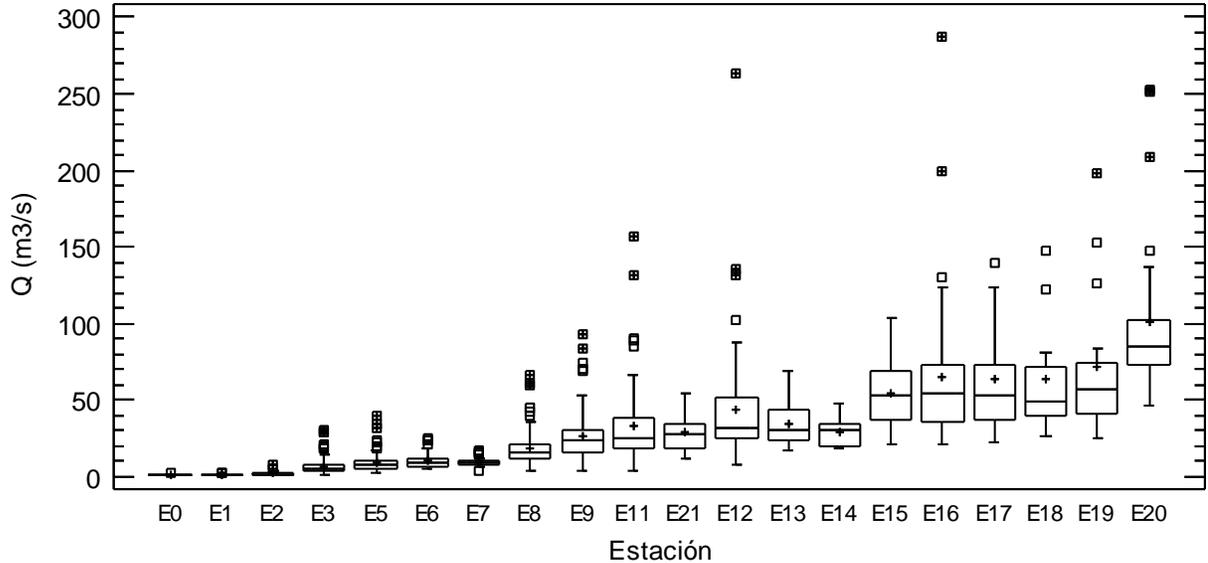


Figura 7. Régimen histórico de caudales río Aburrá-Medellín y un sitio en el río Porce (2004-2019)

A partir de dicha información se construyó la curva de duración de caudales. Los límites para caudales bajos, medios y altos se definieron a partir de los cuartiles Q25 y Q75 tomados de la curva de duración de caudales para cada estación. Los caudales inferiores a Q25 se consideraron como bajos, entre Q25 y Q75 como medios y aquellos superiores a Q75 se catalogaron como altos. En la Tabla 7 se muestra el resumen estadístico por estación para el conjunto de datos registrado, donde se detallan los límites para caudales bajos ($Q < Q_{25}$), medios ($Q_{25} < Q < Q_{75}$) y altos ($Q > Q_{75}$).

Tabla 7. Resumen estadístico régimen histórico de caudales río Aburrá-Medellín y un sitio en el río Porce (2004-2019)

Estación	Código	Número de datos	Mínimo	Máximo	Rango	Rango Intercuartílico	Promedio	Desviación Estándar	Cuartil Inferior Q25	Mediana	Cuartil Superior Q75
Reserva Alto de San Miguel	E0	8	0.288	2.15	1.862	0.44	0.8097	0.5854	0.49	0.6	0.93
San Miguel	E1	14	0.329	2.85	2.521	0.436	0.8494	0.7066	0.485	0.621	0.921
Primavera	E2	49	0.626	6.96	6.334	1.09	1.869	1.115	1.18	1.56	2.27
Ancón Sur	E3	85	1.183	29.99	28.81	4.85	6.729	5.919	3.15	4.58	8
Antes de San Fernando	E5	79	2.134	39.19	37.06	5.29	8.909	7.046	4.43	7.16	9.72
Después de San Fernando	E6	61	4.34	25.45	21.11	4.765	10.1	4.769	6.82	8.3	11.59
Puente Guayaquil	E7	29	3.334	16.72	13.39	2.6	9.19	3.047	7.31	8.3	9.91
Aula Ambiental	E8	84	3.094	66.02	62.93	10.39	18.54	12.02	11.03	15.04	21.42
Puente Acevedo	E9	74	3.614	92.6	88.99	15.51	26.45	17.28	15.03	22.9	30.54
Puente Machado	E11	76	4.228	156.7	152.4	20.59	32.98	25.82	17.73	24.84	38.31
Niquía	E21	11	11.24	54.33	43.09	15.3	28.01	12.05	18.86	27.01	34.16
Ancón Norte	E12	60	7.156	262.9	255.7	26.38	44.15	39.62	25.29	31.77	51.67
Puente Girardota	E13	28	17.07	69.32	52.25	19.57	34.51	15.32	23.52	29.59	43.09
Parque de las Aguas	E14	14	18.33	47.39	29.06	14.28	29.17	8.471	20.2	30.41	34.48
Hatillo	E15	27	20.31	103.1	82.77	31.75	53.87	20.64	36.57	53.24	68.32
Papelsa	E16	50	21.03	287.9	266.8	37.14	64.69	45.75	35.64	53.57	72.78
Popalito	E17	16	22.45	140.1	117.6	35.16	63.26	35.09	37.31	52.95	72.47
Pradera	E18	13	26.6	147.3	120.7	32.51	63.25	35.48	39.63	48.82	72.14
EADE	E19	17	24.6	197.5	172.9	33.64	71.42	46.37	41.02	57.5	74.66
Puente Gabino	E20	33	45.66	253	207.3	29.48	100.4	50.3	72.7	85.05	102.2
Total		828	0.288	287.9	287.6	29.36	28.59	33.99	7.128	17.57	36.48

8.3 CLASIFICACIÓN DE RÉGIMEN DE CAUDALES EN CAMPAÑAS DE MONITOREO

En la Figura 8 se presentan los diagramas de caja y bigotes para los caudales registrados en nueve estaciones de monitoreo. Los resultados obtenidos evidenciaron que el caudal presentó un comportamiento creciente a lo largo del río, en E0, E1 y E2 se presentó una menor dispersión, por el contrario, en el tramo E8 y E20 se observó una mayor dispersión en los caudales, los outliers observados se registraron en la campaña 1 (abril 26 de 2017).

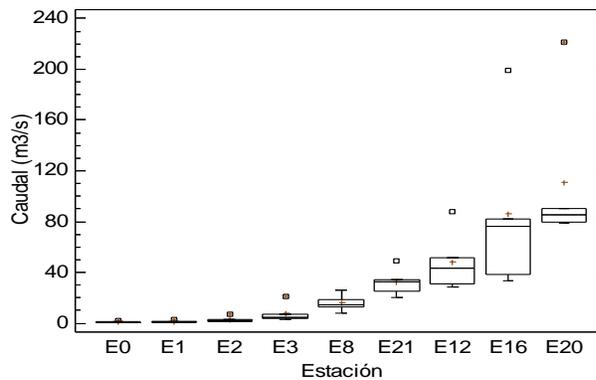


Figura 8. Diagrama de caja y bigotes para caudales aforados en estaciones de monitoreo

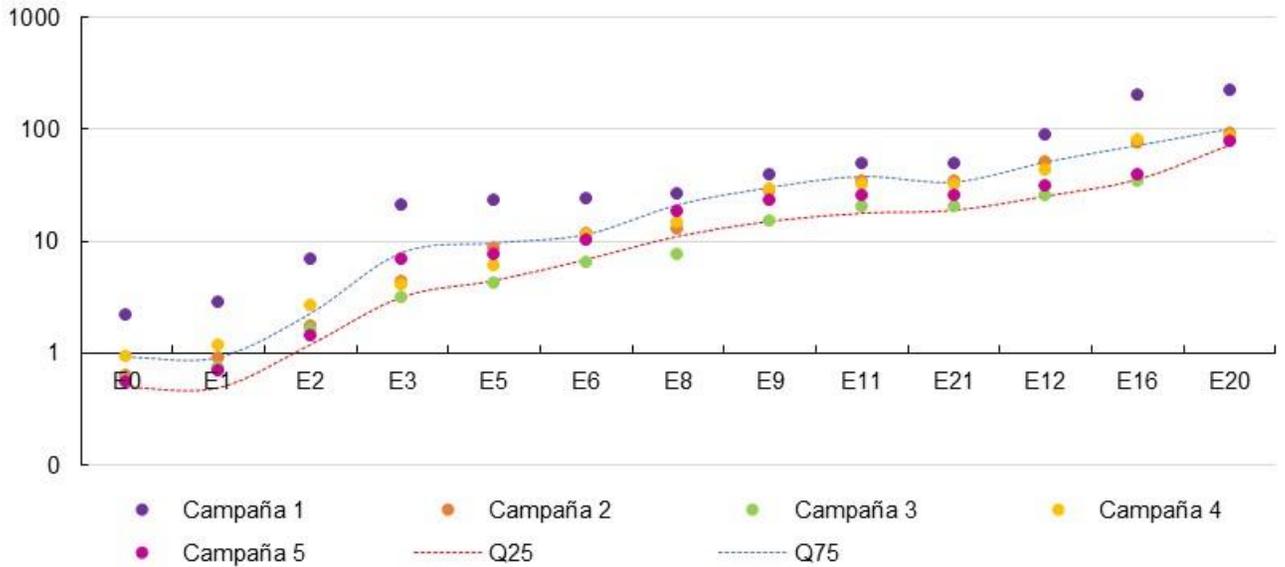


Figura 9. Clasificación régimen de caudales

En la Figura 9 se ilustran los resultados obtenidos para los aforos de caudal realizados en los sitios de monitoreo durante las cinco campañas ejecutadas, además de los Q25 y Q75, correspondientes a los límites de caudales bajos y altos, respectivamente. De acuerdo con lo anterior, el régimen de caudal de la campaña 1 se catalogó como alto, en la campaña 3 se clasificó como bajo, mientras que, en las campañas restantes, el régimen de caudal se clasificó como medio (Tabla 8). Se destaca que el conjunto de datos registrado durante la campaña 3 fue cercano a Q25-

Tabla 8. Clasificación de caudales en campañas de monitoreo

Campaña	Fecha	Clasificación Régimen de Caudales	Código
1	Abril 26 de 2017	Alto	3
2	Julio 10 de 2017	Medio	2
3	Agosto 2 de 2017	Bajo	1
4	Septiembre 27 de 2017	Medio	2
5	Abril 25 de 2018	Medio	2

8.4 MATRIZ AGUA

8.4.1 Análisis de datos

En la Tabla 9 se presentan los valores medios y las desviaciones estándar obtenidas para las variables fisicoquímicas y las actividades enzimáticas en ocho estaciones localizadas sobre el río Aburrá-Medellín y un sitio de monitoreo en el río Porce, calculados a partir de cinco campañas de monitoreo realizadas en el periodo 2017-2018.

El conjunto de datos registrado evidenció un comportamiento contrastante entre estaciones de monitoreo. Las variables evaluadas presentaron una mayor media y desviación estándar en el

tramo comprendido entre Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12), por el contrario, en los sitios de monitoreo localizados en la zona alta de la cuenca (E0, E1 y E2) se presentaron menores valores en la media y en la desviación estándar. Se destaca que en la estación Reserva Alto de San Miguel (E0) se reportaron valores inferiores a los límites de detección del método para las variables DBO₅, DQO, nitrógeno total Kjeldahl-NTK, fósforo total, ortofosfatos, sólidos suspendidos totales e ICA Global durante todas las campañas.

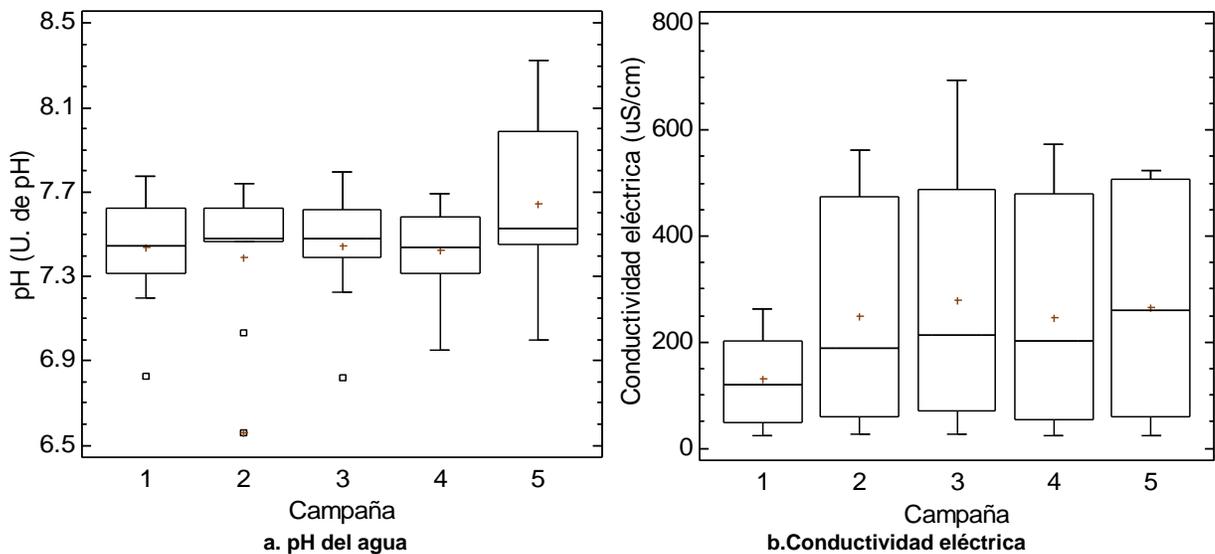
Tabla 9. Promedio y desviación estándar para variables fisicoquímicas, biológicas, hidráulicas, ICA Global y actividad enzimática extracelular β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz agua

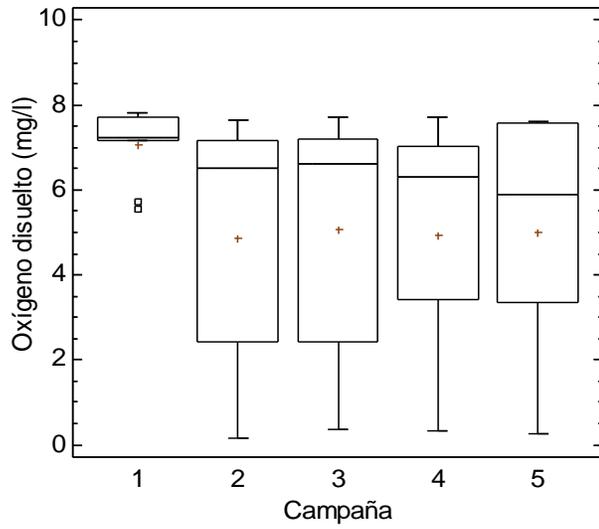
VARIABLE/ESTACIÓN	E0	E1	E2	E3	E8	E21	E12	E16	E20
pH (U. de pH)	6.83±0.17	7.60±0.43	7.46±0.11	7.61±0.11	7.76±0.14	7.50±0.15	7.71±0.28	7.32±0.23	7.43±0.13
Conductividad eléctrica (μ S/cm)	24.80±1.91	33.80±3.92	58.92±8.32	141.79±32.43	518.47±163.66	476.13±124.11	430.27±128.83	220.67±77.79	198.59±51.30
Oxígeno Disuelto (mg/l)	7.70±0.09	7.19±0.23	7.52±0.14	5.82±1.48	3.77±1.97	1.43±2.40	1.76±2.30	6.47±0.49	6.87±0.55
DBO ₅ (mg/l)	<3.04	<3.04	3.23±0.43	22.76±5.63	111.48±32.48	146.14±62.00	147.32±50.86	29.44±24.51	34.26±27.12
DQO (mg/l)	<10.00	10.30±0.63	11.02±1.55	39.90±5.95	215.00±33.66	293.80±76.82	243.60±32.50	81.04±63.65	79.10±62.34
COD (mgC/l)	1.83±0.57	2.63±1.80	1.79±0.43	4.41±1.40	13.24±4.93	14.73±5.95	13.39±3.50	7.24±2.80	6.20±2.38
NTK (mgN/l)	<1.00	1.27±0.60	1.03±0.06	3.20±0.46	18.99±5.98	25.06±8.03	23.56±7.82	7.70±2.61	5.27±1.02
P total (mgP/l)	<0.05	0.05±0.01	0.08±0.03	0.53±0.18	2.07±0.57	2.94±0.81	2.63±0.84	0.89±0.51	0.63±0.10
PO ₄ (mgP/l)	<0.05	<0.05	0.08±0.03	0.21±0.08	0.95±0.35	1.30±0.48	1.30±0.49	0.23±0.10	0.22±0.15
SST (mg/l)	<5.00	14.20±12.40	54.40±42.24	75.40±70.55	143.60±93.67	350.40±169.47	390.00±252.23	251.20±156.48	323.60±371.78
Glucosidasa (mmol/g/h)	0.20±0.02	0.19±0.01	0.20±0.02	0.28±0.13	2.10±0.97	3.68±1.32	2.19±0.72	0.30±0.23	0.33±0.12
Fosfatasa (mmol/g/h)	0.27±0.05	0.21±0.04	0.19±0.01	0.31±0.13	1.39±0.72	1.92±0.94	1.48±0.59	0.39±0.17	0.40±0.31
Q (m ³ /s)	0.97±0.68	1.26±0.91	2.87±2.33	7.89±7.47	15.98±6.91	32.31±10.93	48.50±23.76	85.87±66.86	111.05±61.76
ICA Global	2.62±0.29	3.40±0.33	3.98±0.11	8.38±0.42	13.26±0.52	15.02±0.59	14.54±0.30	10.04±1.31	9.36±0.64

8.4.1.1 Variables fisicoquímicas en campañas de monitoreo

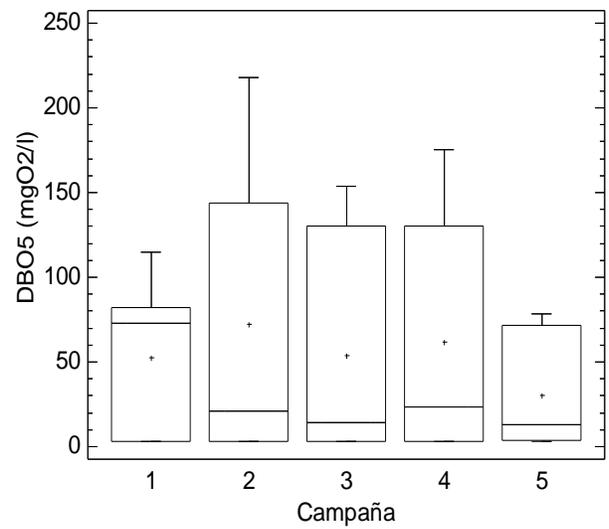
En la Figura 10 se presentan diagramas de cajas y bigotes para las variables fisicoquímicas medidas durante cinco campañas de monitoreo en ocho estaciones de monitoreo localizadas sobre el río Aburrá-Medellín y un sitio de muestreo en el río Porce. De manera general, las variables fisicoquímicas evaluadas en nueve estaciones de monitoreo fueron similares durante las cinco campañas de monitoreo ejecutadas. Se destaca que en la campaña 1, los valores registrados fueron menores respecto a las campañas restantes, por el contrario, en la campaña 3 se observaron mayores niveles en estas.

En la campaña 1, en la cual se registraron los caudales más altos, se presentó una mayor concentración de oxígeno disuelto (Figura 10c) y sólidos suspendidos totales (Figura 10j) en el río, por el contrario, se observaron menores valores en la conductividad eléctrica (Figura 10b), DBO_5 (Figura 10d), COD (Figura 10f), nitrógeno total Kjeldahl-NTK-(Figura 10g), fósforo total (Figura 10h) y ortofosfatos (Figura 10i). Durante la campaña 1 la dispersión de los datos fue menor respecto a las demás campañas para las variables evaluadas, excepto para los sólidos suspendidos totales. En contraste, en la campaña 3, correspondiente a caudales bajos, se observaron mayores niveles en la conductividad eléctrica, nitrógeno total Kjeldahl, fósforo total y ortofosfatos. La DQO (Figura 10e i) presentó un comportamiento similar durante todas las campañas realizadas, donde los valores más bajos se registraron en la campaña 4. El oxígeno disuelto y los sólidos suspendidos totales mostraron concentraciones similares en las campañas 2, 4 y 5. Los mayores niveles medios medidos en la DBO_5 y el COD se observaron en la campaña 2 y 5 respectivamente. Los registros correspondientes al pH del agua (Figura 10a) fueron cercanos a la neutralidad durante todas las jornadas de monitoreo.

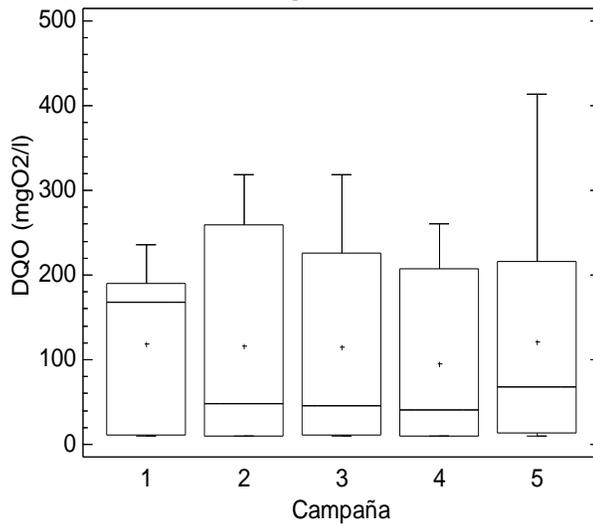




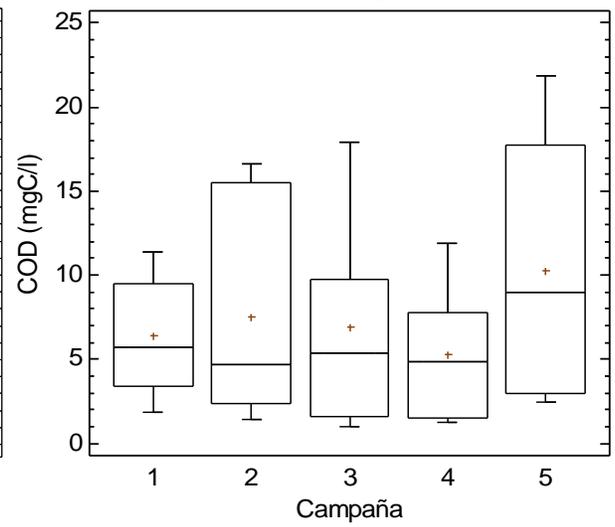
c. Oxígeno disuelto



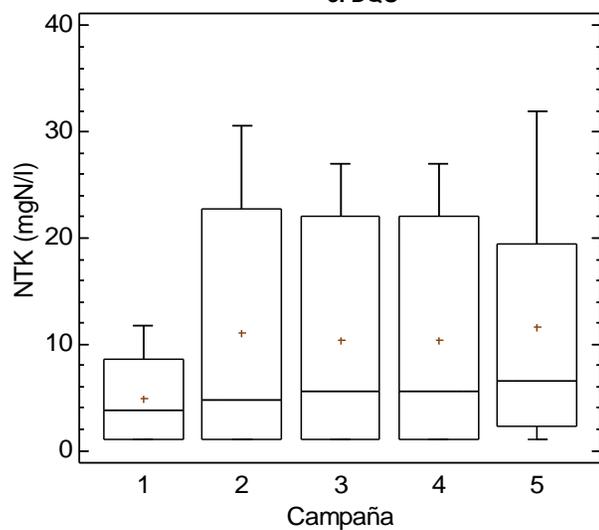
d. DBO₅



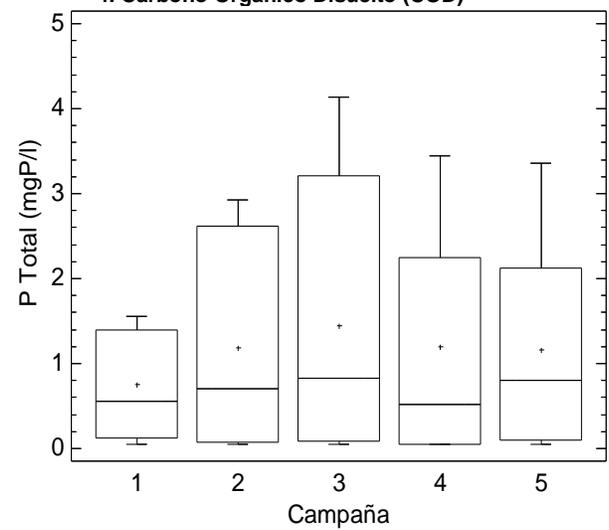
e. DQO



f. Carbono Orgánico Disuelto (COD)



g. Nitrógeno Total Kejdahl (NTK)



h. Fósforo total (P Total)

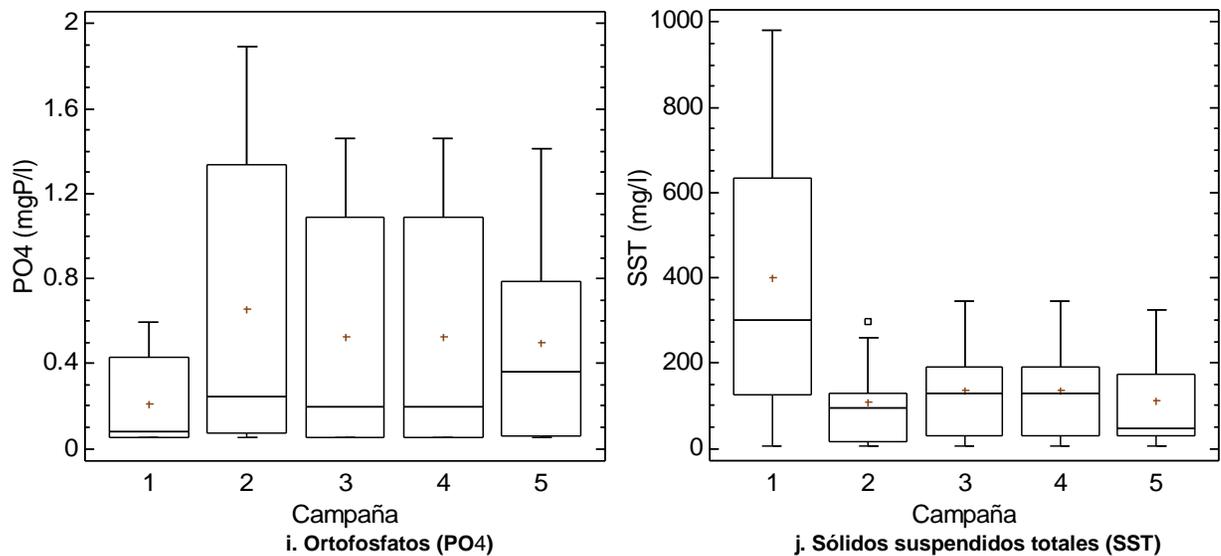


Figura 10. Variables fisicoquímicas en nueve estaciones de monitoreo durante cinco campañas de monitoreo

Según los valores p obtenidos a partir del ANOVA entre las variables fisicoquímicas y el factor campaña (Tabla 10), no se presentaron diferencias estadísticamente significativas para estas en los cinco monitoreos ejecutados.

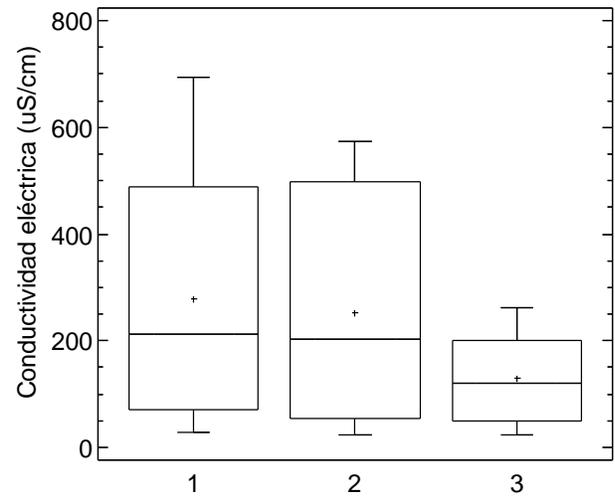
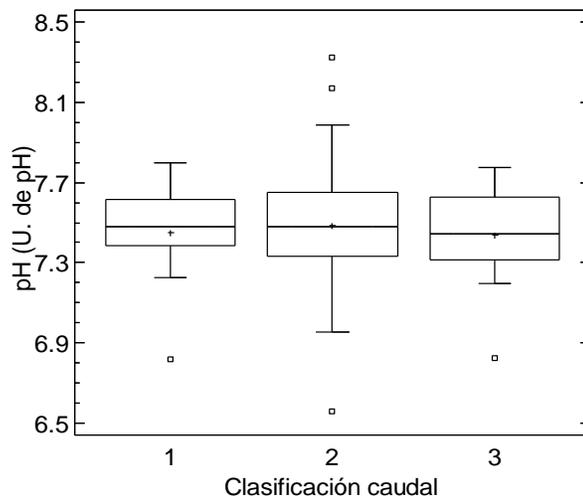
Tabla 10. ANOVA variables fisicoquímicas en campañas de monitoreo

Variable	Campaña		
	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov
pH	0.55	0.89	0.85
OD	0.49	0.5	0.03
CE	0.86	0.91	0.24
DBO5	0.97	0.95	0.21
DQO	0.99	0.99	0.07
SST	0.39	0.99	0.23
NTK	0.88	0.8	0.32
Ptotal	0.99	0.97	0.24
PO4	0.74	0.86	0.38
COD	0.60	0.7	0.44
Clorofila a	0.03	0.22	0.35

8.4.1.2 Variables fisicoquímicas en régimen de caudal bajo, medio y alto

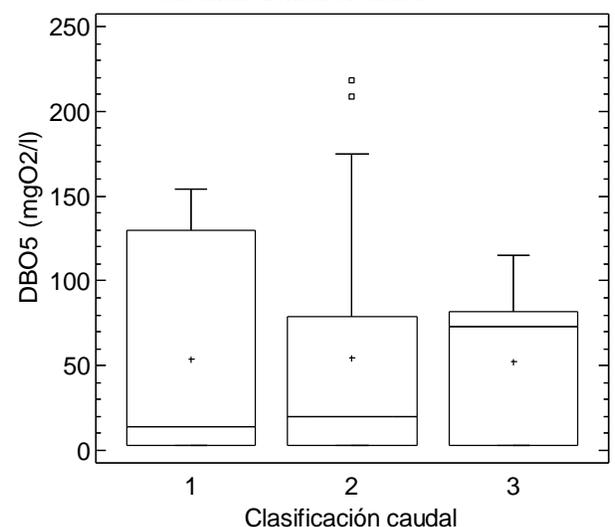
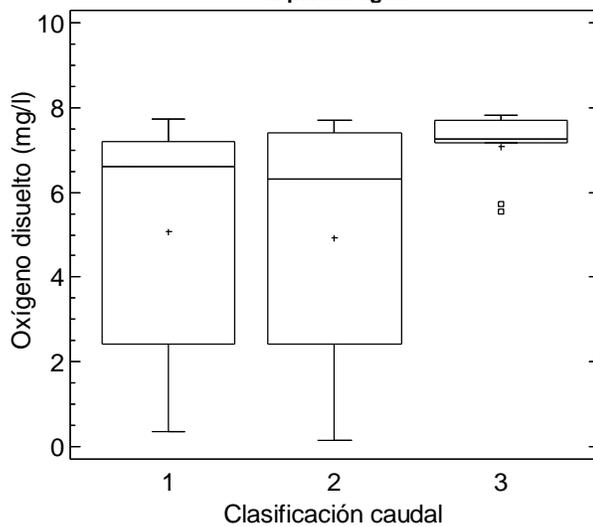
En la Figura 11 se ilustran diagramas de cajas y bigotes para las variables fisicoquímicas medidas en época de caudales bajos, medios y altos. El pH del agua (Figura 11a) fue cercano a la neutralidad y los valores promedio fueron similares en los regímenes evaluados, sin embargo, la dispersión de los registros fue mayor en caudales medios. Los valores promedio registrados para las variables fisicoquímicas conductividad eléctrica (Figura 11b), DBO₅ (Figura 11d), DQO (Figura 11e), COD (Figura 11f), nitrógeno total Kjeldahl-NTK-(Figura 11g), fósforo total (Figura 11h) y ortofosfatos (Figura 11i) fueron similares en época de caudales bajos y medios, no obstante, estos se caracterizaron por ser mayores durante el régimen de caudales bajos. Los valores medios reportados para estas variables fueron menores en régimen de caudales altos, así como la dispersión de los datos. Por el contrario, el oxígeno disuelto (Figura 11c) y los sólidos suspendidos totales (Figura 11j) registraron mayores concentraciones durante la época de caudales altos, mientras que en niveles de caudal bajo

y medio se reportaron valores similares. En el caso del oxígeno disuelto, se presentó una menor dispersión en los datos en época de caudales altos, situación opuesta a la registrada para los sólidos suspendidos totales.



a. pH del agua

b. Conductividad eléctrica



c. Oxígeno disuelto

d. DBO₅

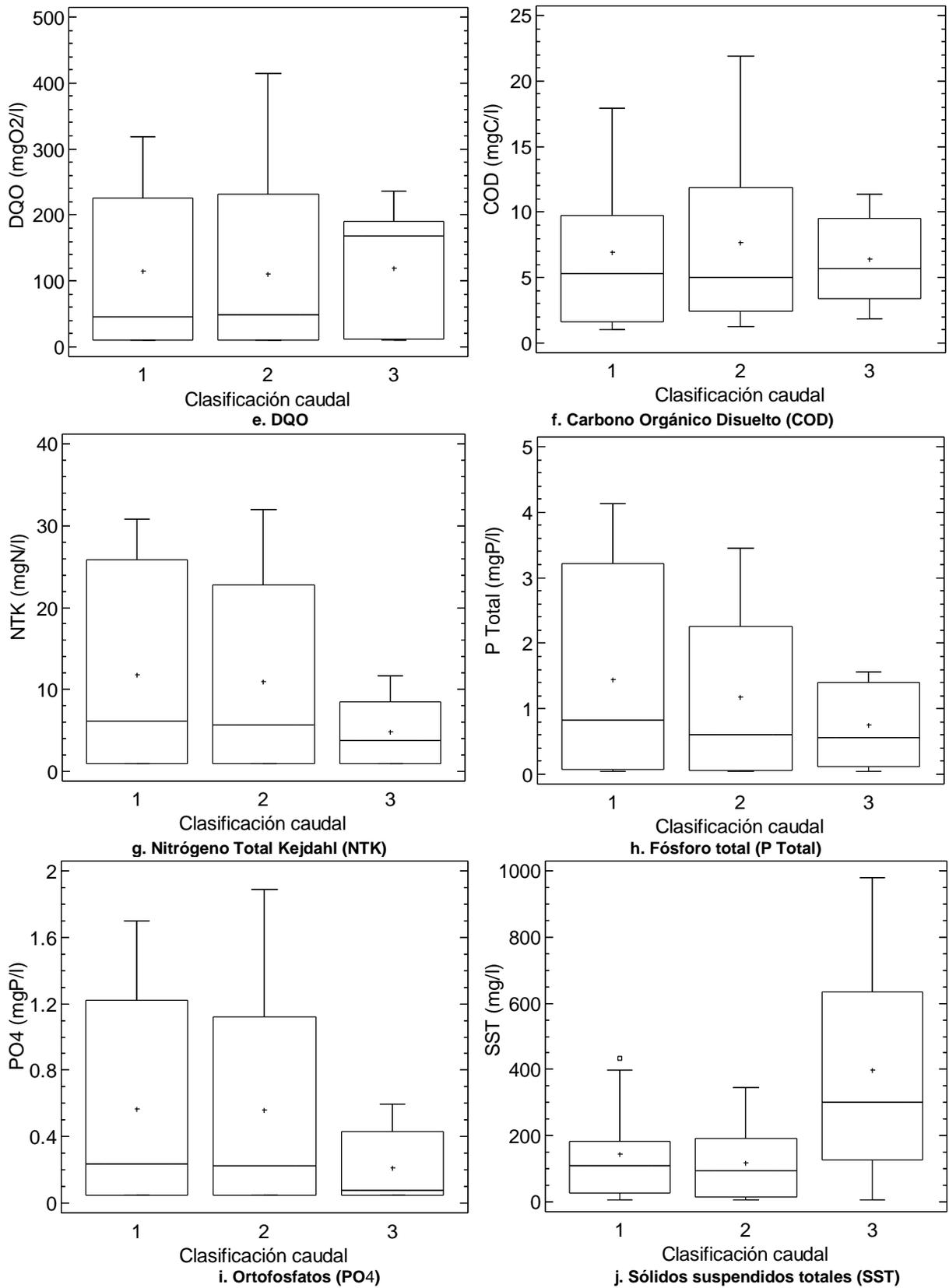


Figura 11. Variables fisicoquímicas en caudales bajos, medios y altos

Los valores p obtenidos a partir del ANOVA realizado entre las variables fisicoquímicas y el factor régimen de caudal (Tabla 11) evidenciaron que no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en las variables evaluadas en caudales bajos, medios y altos.

Tabla 11. ANOVA variables fisicoquímicas en régimen de caudal bajo, medio y alto

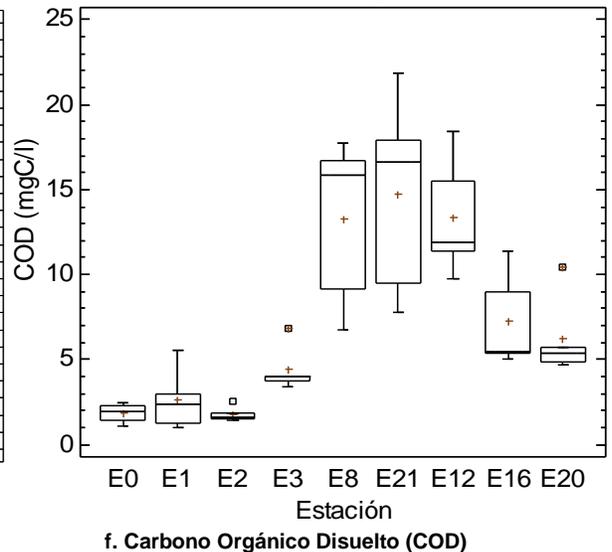
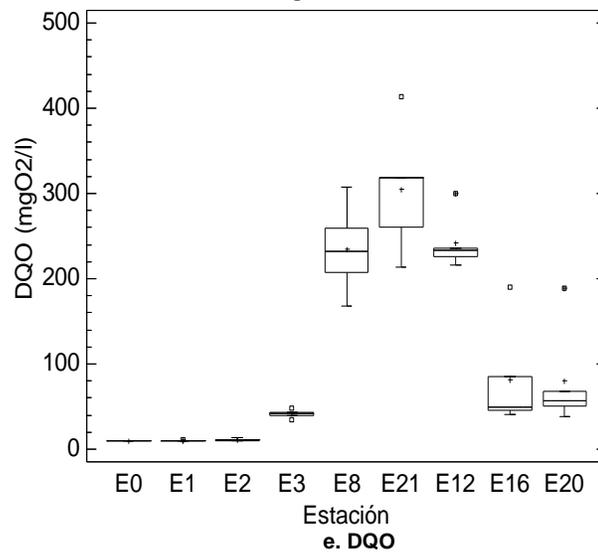
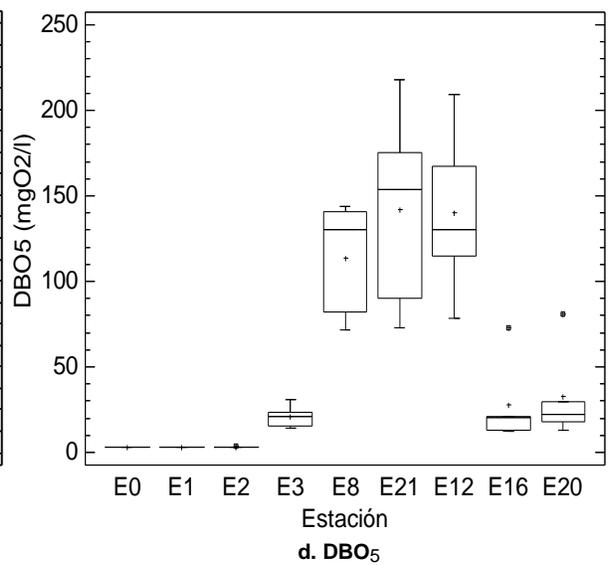
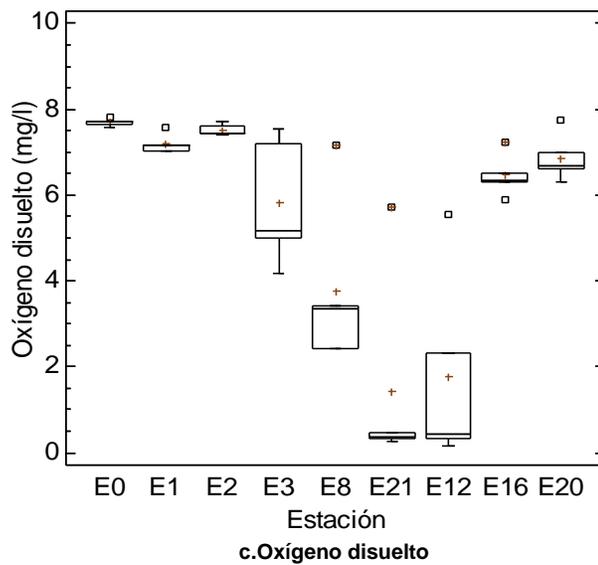
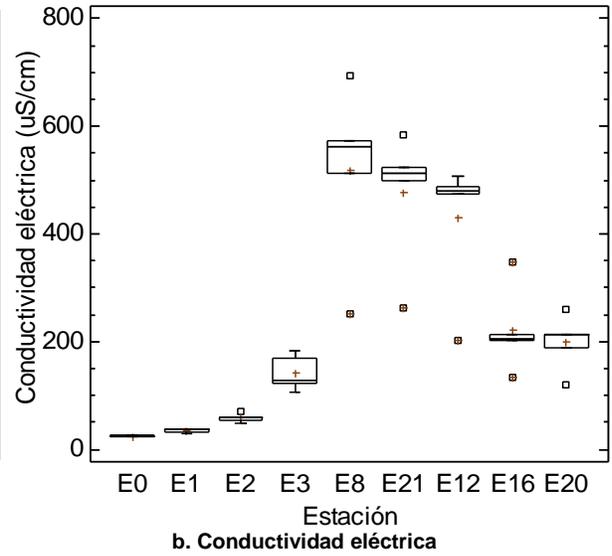
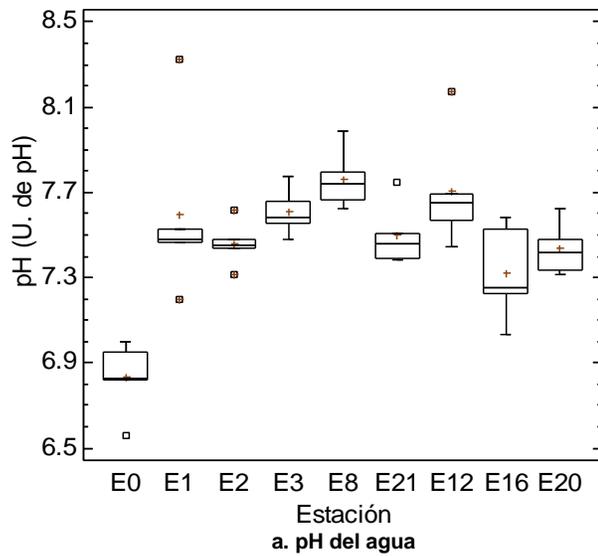
Caudal			
Variable	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov
pH	0.92	0.89	0.31
OD	0.19	0.21	0.01
CE	0.51	0.58	0.25
DBO5	0.94	0.99	0.08
DQO	0.92	0.99	0.08
SST	0.13	0.99	0.25
NTK	0.58	0.41	0.39
Ptotal	0.94	0.73	0.28
PO4	0.38	0.46	0.37
COD	0.81	0.3	0.8
Clorofila a	0.49	0.64	0.47

8.4.1.3 Variables fisicoquímicas en estaciones de monitoreo

En la Figura 12 se ilustran diagramas de cajas y bigotes para las variables fisicoquímicas medidas en ocho estaciones de monitoreo localizadas sobre el río Aburrá-Medellín y un sitio de muestreo en el río Porce, en el eje x se muestran los sitios de muestreo evaluados y en el eje y los valores registrados para cada variable. Los resultados obtenidos evidenciaron que las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2) presentaron bajos valores para las variables fisicoquímicas, excepto para el oxígeno disuelto, por el contrario, en el tramo comprendido entre las estaciones Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12) se registraron los valores más altos en las variables evaluadas, el oxígeno disuelto presentó una baja concentración.

Los datos registrados para el pH del agua (Figura 12a) oscilaron entre 6.5 y 8.3 U. de pH a lo largo del río. El oxígeno disuelto (Figura 12b) presentó una tendencia decreciente entre las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0) y Ancón Norte (E12), mientras que en los sitios de muestreo Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se observó un incremento en esta variable respecto a E12. En contraste, la conductividad eléctrica (Figura 12c) mostró un aumento entre Reserva Alto de San Miguel (E0) y Aula Ambiental (E8), se destaca que en las estaciones Niquía (E21) y Ancón Norte (E12) se registraron valores levemente inferiores a E8, posteriormente, esta variable presentó una tendencia decreciente en el tramo comprendido entre E16 y E20.

Las variables DBO₅ (Figura 12c), DQO (Figura 12), COD (Figura 12), nitrógeno total Kjeldahl (Figura 12), fósforo total (Figura 12), ortofosfatos (Figura 12) y sólidos suspendidos totales (Figura 10c ii) presentaron un comportamiento creciente en el río, donde los mínimos valores se registraron en la estación Reserva Alto de San Miguel (E0), en la que se obtuvieron valores inferiores a los límites de detección de los métodos empleados para su cuantificación en la mayoría de las campañas de monitoreo. Entre las estaciones Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12) se registraron los valores máximos en el río, así como una mayor dispersión en los datos. Posteriormente, en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se observó una disminución en los valores obtenidos para las variables evaluadas.



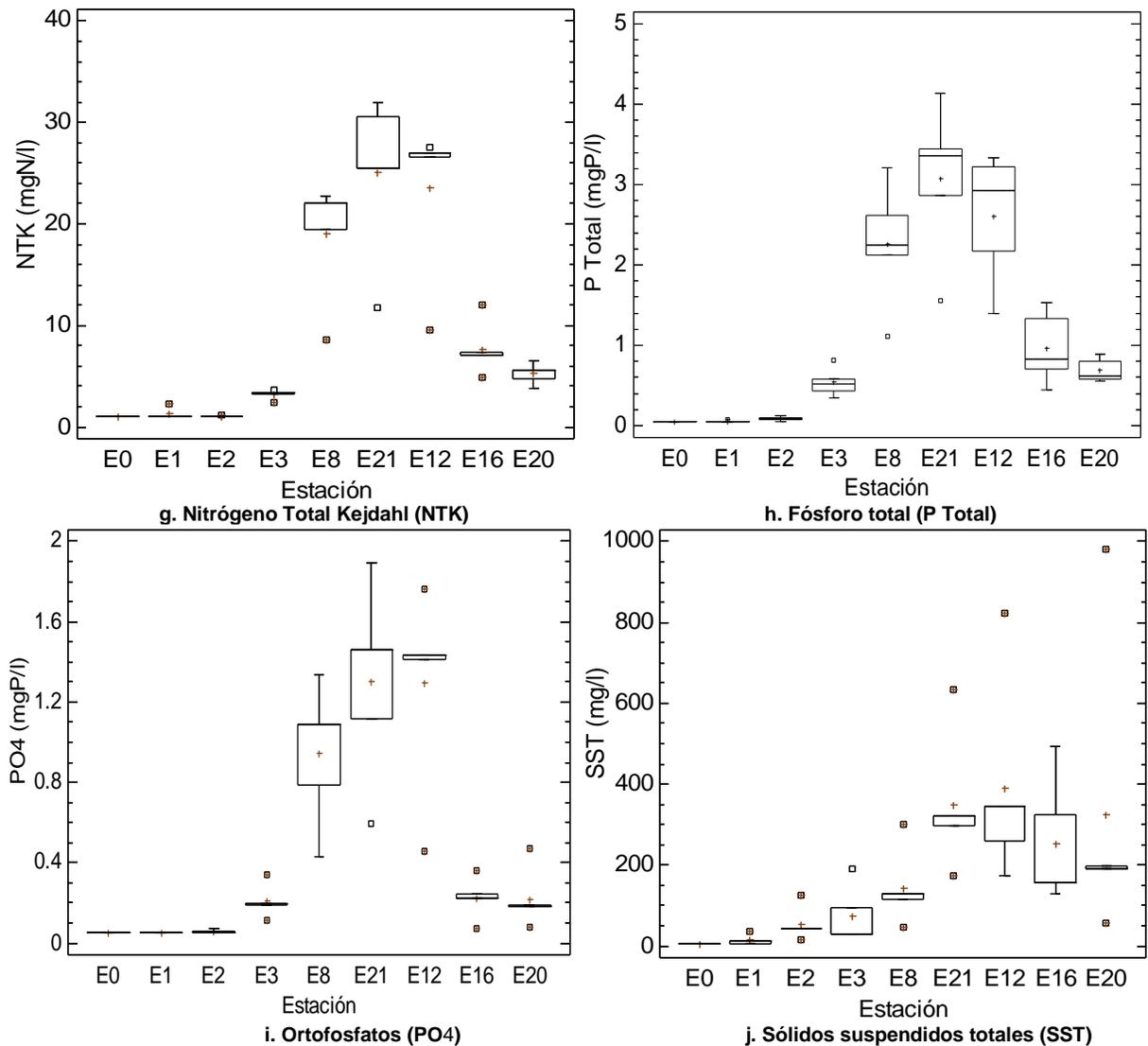


Figura 12. Variables fisicoquímicas en estaciones de monitoreo

Las variables fisicoquímicas presentaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de monitoreo de acuerdo con los valores p obtenidos a partir del ANOVA (Tabla 12). En general, las variables se asociaron en tres grupos homogéneos, el primero conformado por las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2), el segundo constituido por Ancón Sur (E3), Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20), por último, las estaciones Aula Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12) correspondieron al tercer grupo.

Tabla 12. ANOVA variables fisicoquímicas en estaciones de monitoreo

Variable	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov	Estación
				Tukey HSD 95%
pH	<0.01	0.79	0.2	1 (E0), 2 (E1, E2, E3, E8, E21, E12, E16, E209)
OD	<0.01	0.48	0.01	1 (E8, E12 y E21), 2 (E3, E8, E16), 3 (E3, E16, E20, E1, E2, E0)
CE	<0.01	0.96	0.16	20, E16), 4 (E12, E21 y E8)
DBO5	<0.01	0.09	0.16	1 (E0, E1 y E2), 2 (E3, E16 y E20) y 3(E8, E21 y E12)
DQO	<0.01	0.13	0.08	1 (E0, E1 y E2), 2 (E3, E16 y E20) y 3(E8, E21 y E12)
SST	<0.01	0.69	0.2	1 (E0 y E1), 2 (E1 y E2), 3 (E2, E3, E8), 4 (E3, E8, E20 y E16), 5 (E8, E20, E16, E21 y E12).
NTK	<0.01	0.86	0.17	1 (E0, E1 y E2), 2 (E3, E20), 3 (E20 y E16), 4 (E8, E12 y E21).
Ptotal	<0.01	3.63	0.48	1 (E0, E1 y E2), 2 (E3, E16 y E20) y 3(E8, E21 y E12)
PO4	<0.01	0.49	0.02	1 (E0, E1 y E2), 2 (E3, E16 y E20) y 3(E8, E21 y E12)
COD	<0.01	0.59	0.77	1 (E0, E1 y E2), 2 (E1 y E3), 3 (E3, E20, E16), 4 (E20, E16, E8, E12), 5 (E16, E8, E12 y E21)
Clorofila a	<0.01	0.82	0.06	1 (E0, E1 y E2), 2 (E1, E2, E3, E20, E16, E21 y E8), 3 (E3, E20, E16, E21, E8 y E12)

8.4.1.4 Índice de Calidad del Agua Global para el río Aburrá-Medellín – ICA Global

En la Tabla 13 se muestran los resultados obtenidos para el ICA Global en ocho estaciones de monitoreo sobre el río Aburrá-Medellín y un sitio en el río Porce en cinco campañas de monitoreo realizadas, entretanto, en la Figura 13 se ilustra el conjunto de datos registrado. El ICA Global presentó un comportamiento similar entre campañas de monitoreo (Figura 13 a y Tabla 13), el menor valor medio, así como la dispersión más baja se registraron en la campaña 3, mientras que en la campaña 5 se presentó un mayor valor medio y una mayor dispersión para el índice de calidad.

Tabla 13. ICA Global río Aburrá-Medellín en cinco campañas de monitoreo

Estación	ICA Global Campaña 1	Clasificación	ICA Global Campaña 2	Clasificación	ICA Global Campaña 3	Clasificación	ICA Global Campaña 4	Clasificación	ICA Global Campaña 5	Clasificación
E0	2.3	Buena	2.8	Buena	2.9	Buena	2.8	Buena	2.3	Buena
E1	3.4	Aceptable	3.1	Aceptable	3.1	Aceptable	3.5	Aceptable	3.9	Aceptable
E2	4.1	Aceptable	4.0	Aceptable	4.0	Aceptable	3.8	Aceptable	4.0	Aceptable
E3	8.8	Regular	8.5	Regular	7.8	Regular	8.1	Regular	8.7	Regular
E8	12.4	Muy Mala	13.7	Muy Mala	13.2	Muy Mala	13.4	Muy Mala	13.6	Muy Mala
E21	14.6	Muy Mala	15.0	Muy Mala	14.5	Muy Mala	15.0	Muy Mala	16.0	Muy Mala
E12	14.7	Muy Mala	14.9	Muy Mala	14.4	Muy Mala	14.6	Muy Mala	14.1	Muy Mala
E16	11.7	Mala	9.3	Mala	8.9	Regular	9.1	Mala	11.2	Mala
E20	10.2	Mala	8.5	Regular	9.0	Regular	9.6	Mala	9.5	Mala

En cuanto a los resultados obtenidos para el ICA Global en función del régimen de caudal (Tabla 14 y Figura 13 b), se destaca que la calidad del agua fue similar en las diferentes estaciones localizadas sobre el río en caudales bajos, medios y altos. Se destaca que la calidad del agua en los sitios de monitoreo correspondientes a Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se clasificó como mala en régimen de caudales medios y altos, mientras que en caudales bajos se catalogó como regular.

Tabla 14. ICA Global río Aburrá-Medellín en régimen de caudal bajo, medio y alto

Estación	ICA Global Caudal Bajo	Clasificación	ICA Global Caudal Medio	Clasificación	ICA Global Caudal Alto	Clasificación
E0	2.9	Buena	2.6	Buena	2.3	Buena
E1	3.1	Aceptable	3.5	Aceptable	3.4	Aceptable
E2	4.0	Aceptable	3.9	Aceptable	4.1	Aceptable
E3	7.8	Regular	8.4	Regular	8.8	Regular
E8	13.2	Muy mala	13.6	Muy mala	12.4	Muy mala
E21	14.5	Muy mala	15.3	Muy mala	14.6	Muy mala
E12	14.4	Muy mala	14.5	Muy mala	14.7	Muy mala
E16	8.9	Regular	9.9	Mala	11.7	Mala
E20	9.0	Regular	9.2	Mala	10.2	Mala

Espacialmente, el ICA Global presentó un comportamiento creciente en el tramo comprendido entre las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0) y Ancón Norte (E20), lo que evidencia un deterioro en la calidad del agua a medida que el río discurre en la cuenca, posteriormente, en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se observó una disminución en el índice respecto a E12, lo cual indica una mejora en la calidad del agua (Figura 13 c). Según los resultados obtenidos para el ICA Global, la estación Reserva Alto de San Miguel (E0) es el sitio de mejor calidad en el río, entretanto, en las estaciones San Miguel (E1), Primavera (E2) y Ancón Sur (E3) la calidad varió entre aceptable y regular, mientras que en las estaciones Aula Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12) la calidad del agua se catalogó como muy mala, de modo que este es el tramo más crítico. La calidad del agua en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se clasificó entre regular y mala. Se destaca que dispersión observada en las estaciones fue baja, entretanto, en la estación Papelsa (E16) se presentó una mayor dispersión.

El ICA Global no presentó diferencias estadísticamente significativas entre campañas y épocas de caudales, de acuerdo con los valores p obtenidos en el ANOVA (Tabla 15). No obstante, el índice de calidad evidenció diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de monitoreo y se reportaron cuatro grupos homogéneos: el primero y el segundo conformado por Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2), el tercero por las estaciones Ancón Sur (E3), Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) y el cuarto por Aula Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12).

Tabla 15. ANOVA ICA Global en campañas, régimen de caudal y estaciones

ICA Global	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov	Tukey HSD 99%
Campaña	0.99	0.99	0.05	
Régimen de caudal	0.99	0.99	0.05	
Estación	<0.01	0.22	0.77	1 (E0), 2 (E1 y E2), 3 (E3, E16 y E20), 4 (E8, E21 y E12)

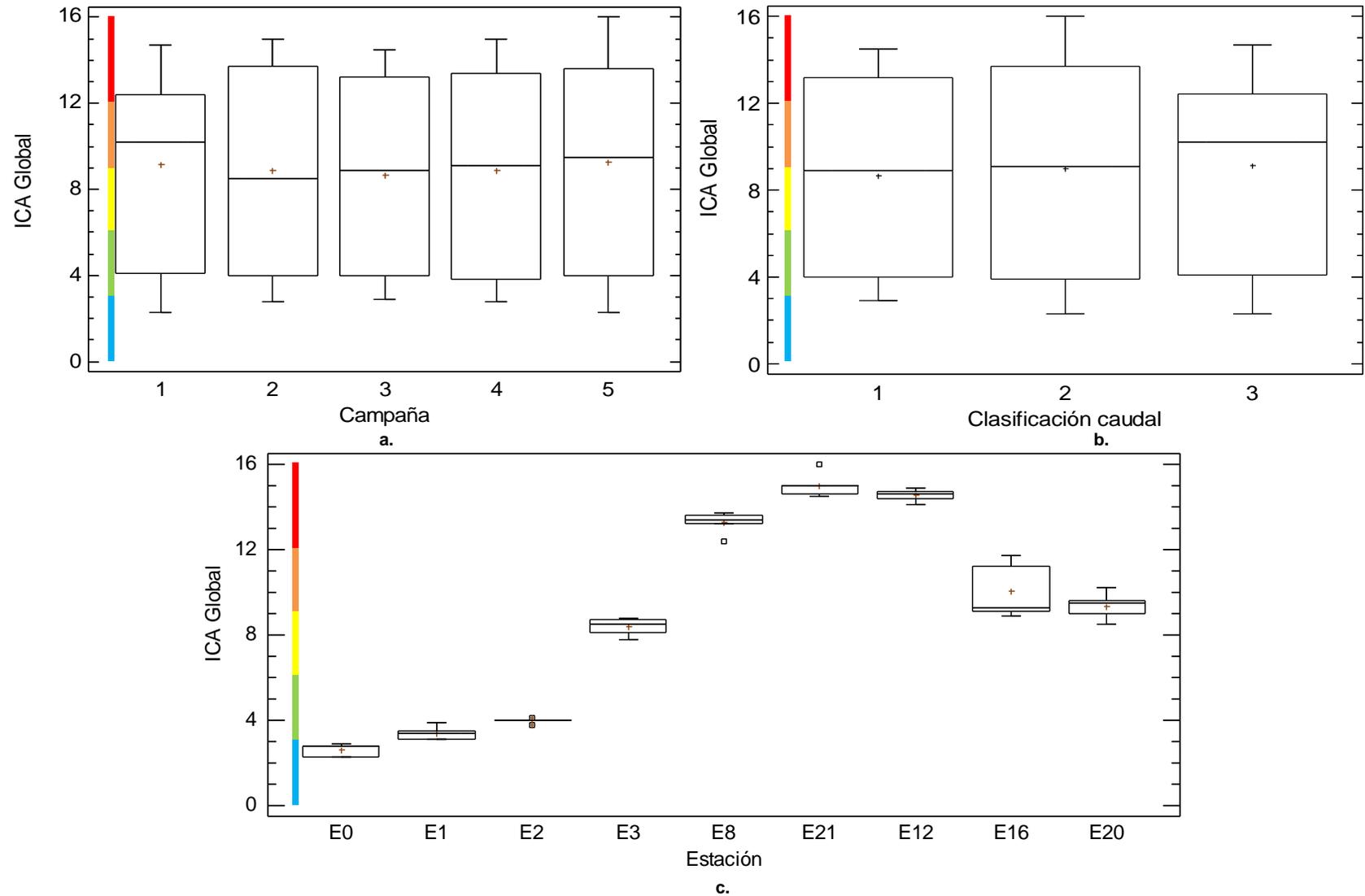


Figura 13. ICA Global río Aburrá-Medellín

8.4.1.5 Actividad enzimática extracelular β -glucosidasa y fosfatasa alcalina

En la Figura 14 se ilustra el conjunto de datos obtenido para las actividades de las enzimas β -glucosidasa (Figura 14 a) y fosfatasa (Figura 14 b) en cinco campañas de monitoreo realizadas en nueve estaciones de monitoreo, ubicadas en el río Aburrá-Medellín y Porce, asimismo, se presentan los resultados discriminados de acuerdo al régimen de caudal bajo, medio y alto. En la Tabla 16 se muestran los valores p obtenidos a partir de ANOVA entre las actividades enzimáticas y los factores campaña de monitoreo, régimen de caudal y estación de muestreo.

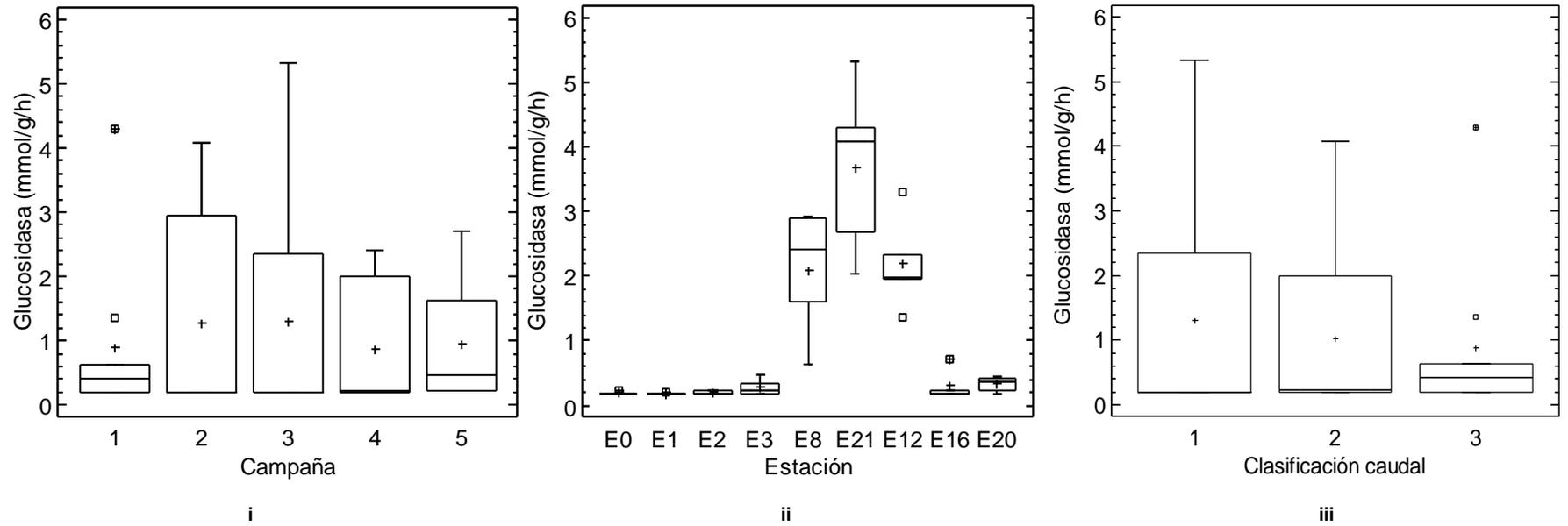
Tabla 16. ANOVA enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina entre campañas, régimen de caudal y estaciones en matriz agua, valores p

Enzima	Factor	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov	Tukey HSD 95%
β -glucosidasa	Campaña	0.91	0.99	0.01	
	Régimen de caudal	0.92	0.92	0.01	
	Estación	<0.01	0.34	0.6	1 (E0, E1, E2, E3, E16 y E20), 2 (E8, E21 y E12)
Fosfatasa	Campaña	0.62	0.84	0.03	
	Régimen de caudal	0.96	0.99	0.08	
	Estación	<0.01	0.42	0.55	1 (E0, E1, E2, E3, E16 y E20), 2 (E8, E21 y E12)

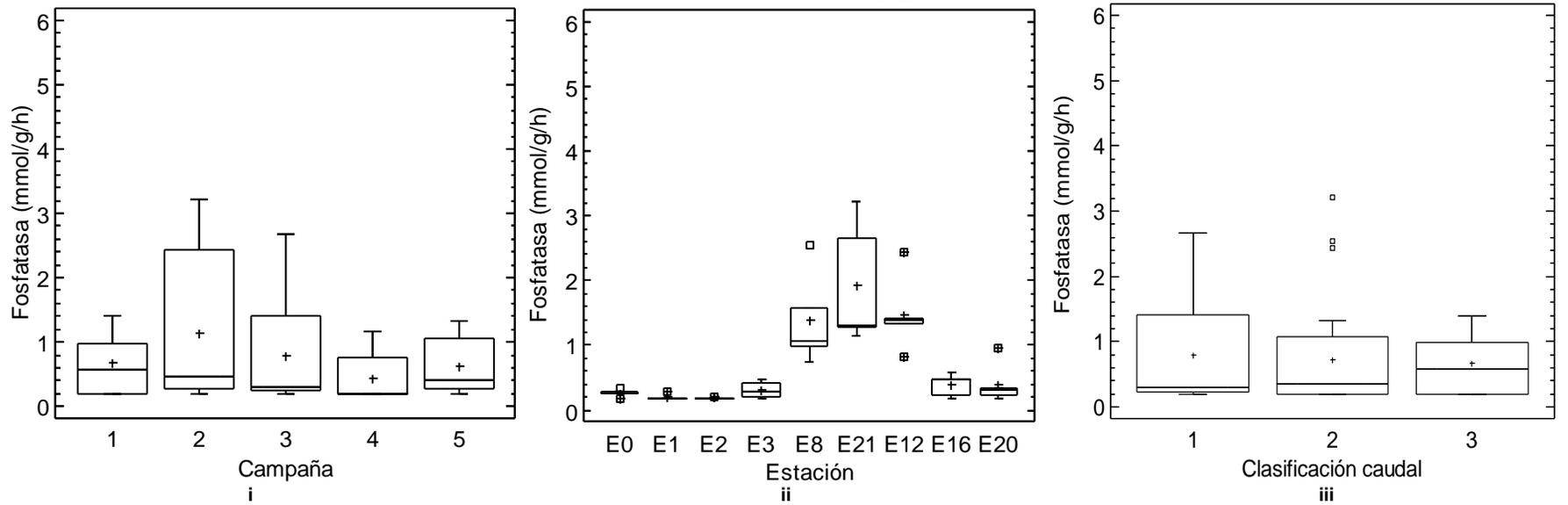
Los valores medios registrados para las actividades de ambas enzimas fueron superiores en la campaña 2 y la campaña 3 respecto a las jornadas restantes, entretanto, los menores promedios se obtuvieron en las campañas 1 y 4 (Figura 14 a i y Figura 14 b i). Sin embargo, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa entre campañas de monitoreo (Tabla 16).

En cuanto al régimen de caudal, ambas enzimas registraron mayores actividades en el tramo comprendido entre las estaciones Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12) en caudales bajos y medios en comparación con los caudales altos, en los sitios de muestreo restantes se obtuvieron datos similares para los regímenes de caudal evaluados; no obstante, se destaca que en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se registraron actividades levemente superiores en la época de caudales altos. De acuerdo con los valores p obtenidos en los análisis de varianza (Tabla 16), no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre régimen de caudal bajo, medio y alto para la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina.

En términos espaciales, las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina presentaron bajas actividades en las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2) durante las campañas de monitoreo realizadas, entretanto, en la estación Ancón Sur (E3) se observó un leve incremento en la actividad. En el tramo comprendido entre Aula Ambiental (E8) y Ancón Norte (E12) se registraron las mayores actividades, no obstante, en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se observó una disminución respecto a E12. Se destaca que las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina presentaron una diferencia estadísticamente significativa entre sitios de monitoreo (Tabla 16). De acuerdo con los resultados obtenidos en la prueba HSD de Tukey para la actividad de ambas enzimas, se conformaron dos grupos homogéneos a lo largo del río, el primero de ellos correspondió a las estaciones E0, E1, E2, E3, E16 y E20, y el segundo a los sitios de monitoreo E8, E21 y E12.



a. Actividad enzimática extracelular β -glucosidasa



b. Actividad enzimática extracelular fosfatasa alcalina

Figura 14. Actividad enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz agua río Aburrá-Medellín

8.4.2 Análisis multivariado

8.4.2.1 Matriz de correlaciones

En la Tabla 17 se muestran los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos entre las variables fisicoquímicas, biológicas, ICA Global y la actividad de la β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina.

Tabla 17. Correlaciones entre las variables fisicoquímicas, biológicas, ICA Global y las actividades enzimáticas medidas en la matriz agua



Glucosidasa		-0.88	-0.44	0.82	-0.81	-0.86	-0.88	-0.68	-0.86	-0.82	-0.88	-0.83	-0.62	-0.80	
Fosfatasa	-0.88		X	-0.80	0.76	0.87	0.88	0.62	0.84	0.80	0.84	0.82	0.60	0.76	
pH	-0.44	X		X	0.50	0.43	0.43	X	0.45	0.43	0.42	0.44	0.58	0.51	
OD	0.82	-0.80	X		-0.78	-0.78	-0.78	-0.50	-0.84	-0.78	-0.89	-0.76	-0.48	-0.72	
CE	-0.81	0.76	0.50	-0.78		0.91	0.92	0.79	0.96	0.97	0.95	0.89	0.70	0.96	
DBO5	-0.86	0.87	0.43	-0.78	0.91		0.98	0.82	0.93	0.95	0.90	0.88	0.67	0.94	
DQO	-0.88	0.88	0.43	-0.78	0.92	0.98		0.83	0.95	0.97	0.91	0.93	0.71	0.96	
SST	-0.68	0.62	X	-0.50	0.79	0.82	0.83		0.75	0.84	0.68	0.75	0.68	0.88	
NTK	-0.86	0.84	0.45	-0.84	0.96	0.93	0.95	0.75		0.96	0.97	0.92	0.69	0.94	
Ptotal	-0.82	0.80	0.43	-0.78	0.97	0.95	0.97	0.84	0.96		0.93	0.92	0.73	0.98	
PO4	-0.88	0.84	0.42	-0.89	0.95	0.90	0.91	0.68	0.97	0.93		0.88	0.63	0.89	
COD	-0.83	0.82	0.44	-0.76	0.89	0.88	0.93	0.75	0.92	0.92	0.88		0.79	0.89	
Clorofila a	-0.62	0.60	0.58	-0.48	0.70	0.67	0.71	0.68	0.69	0.73	0.63	0.79		0.77	
ICA Global	-0.80	0.76	0.51	-0.72	0.96	0.94	0.96	0.88	0.94	0.98	0.89	0.89	0.77		
		Glucosidasa	Fosfatasa	pH	OD	CE	DBO5	DQO	SST	NTK	Ptotal	PO4	COD	Clorofila a	ICA Global

La enzima fosfatasa presentó una correlación positiva con todas las variables, excepto con la concentración de oxígeno disuelto, con la cual se obtuvo un coeficiente negativo (-0.80). Se destaca que los coeficientes de correlación registrados entre la fosfatasa y la concentración de sólidos suspendidos totales y la clorofila α correspondieron a 0.62 y 0.60, mientras que para las variables restantes se obtuvieron coeficientes que fluctuaron entre 0.76 y 0.88. Las correlaciones presentadas fueron significativamente diferentes de cero con un valor p de 0.01, excepto, aquellas donde se muestra una X (Tabla 17). Se menciona que la fosfatasa presentó una correlación de 0.34 con el pH del agua y esta fue significativamente diferente de cero con un valor p de 0.05. Por otro lado, la enzima β -glucosidasa mostró una correlación negativa con todas las variables, excepto con el oxígeno, lo cual se asocia a la transformación de potencia usada para cumplir con el supuesto de normalidad, no obstante, la actividad de esta enzima presentó un comportamiento creciente a lo largo del río, al igual que las variables fisicoquímicas monitoreadas.

8.4.2.2 Análisis factorial

A partir de los resultados obtenidos en la matriz de correlaciones, se realizó un análisis factorial teniendo en cuenta el supuesto de normalidad para cada una de las variables consideradas. Se seleccionó un factor que representa el 93.01% de la varianza de los datos originales y representa la descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín (Tabla 18).

Tabla 18. Análisis factorial

Factor	Porcentaje de	Porcentaje
Número	Varianza	Acumulado
1	93.01	93.01
2	3.40	96.41
3	1.82	98.22
4	1.49	99.71
5	0.29	100.00

En la Tabla 19 se presenta la matriz de cargas del factor seleccionados. Las variables DQO (0.99) y fósforo total (0.98) presentaron los pesos más altos en el factor, entretanto, las cargas de las actividades de las enzimas β -glucosidasa (-0.89) y fosfatasa (0.86) fueron menores. Las variables sólidos suspendidos totales (0.74), clorofila a (0.74) y pH (0.48) presentaron los pesos más bajos en el factor. Se destaca que la variable β -glucosidasa presentó un peso negativo en la matriz de cargas que se debe a la transformación de potencia usada para cumplir con el supuesto de normalidad.

Tabla 19. Matriz de cargas de los factores

VARIABLE	FACTOR
Glucosidasa	-0.89
Fosfatasa	0.86
SST	0.80
Clorofila a	0.74
CE	0.96
DBO5	0.96
DQO	0.99
NTK	0.97
Ptotal	0.98
PO4	0.94
COD	0.94
pH	0.48

En la Figura 15 se presenta el diagrama de perfiles del factor obtenido, en el cual se observa que la descomposición de la materia orgánica en el río presentó un comportamiento creciente entre las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0) y Ancón Norte (E12), mientras que en el tramo comprendido entre las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se presentó una disminución en el factor. En ese sentido, una mayor descomposición de la materia orgánica en el río se observó en el tramo E8, E21 y E12, mientras que menores valores en esta se registraron en las estaciones E0, E1 y E2.

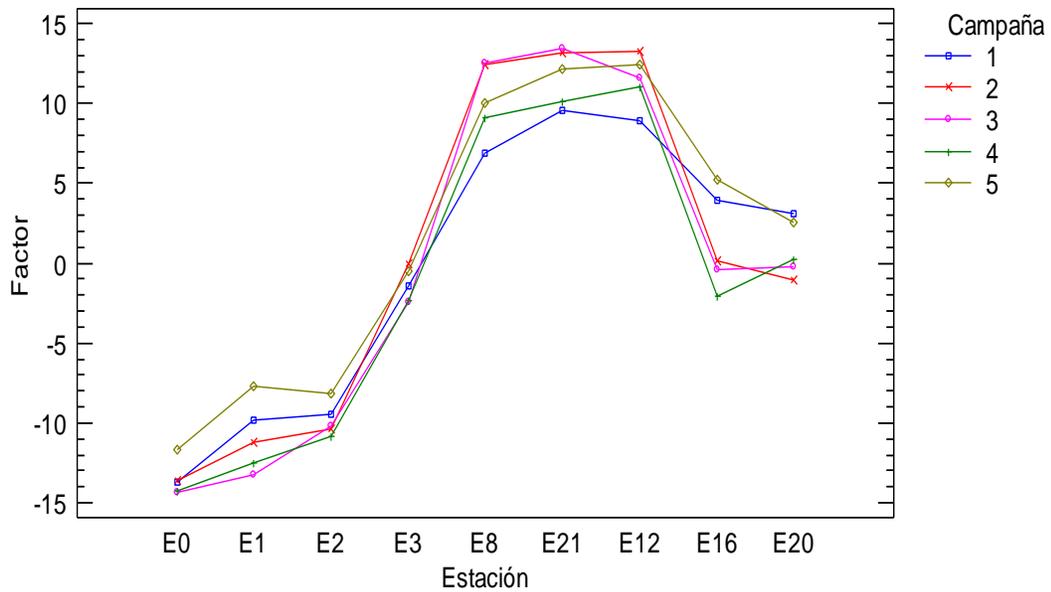


Figura 15. Análisis factorial

8.4.2.3 Análisis clúster y discriminante

En la Figura 16 se muestra el dendograma realizado a partir de los resultados correspondientes al análisis factorial, donde el primer ítem en el eje x corresponde a la campaña, mientras que el segundo representa la estación, entretanto, el eje y representa la distancia.

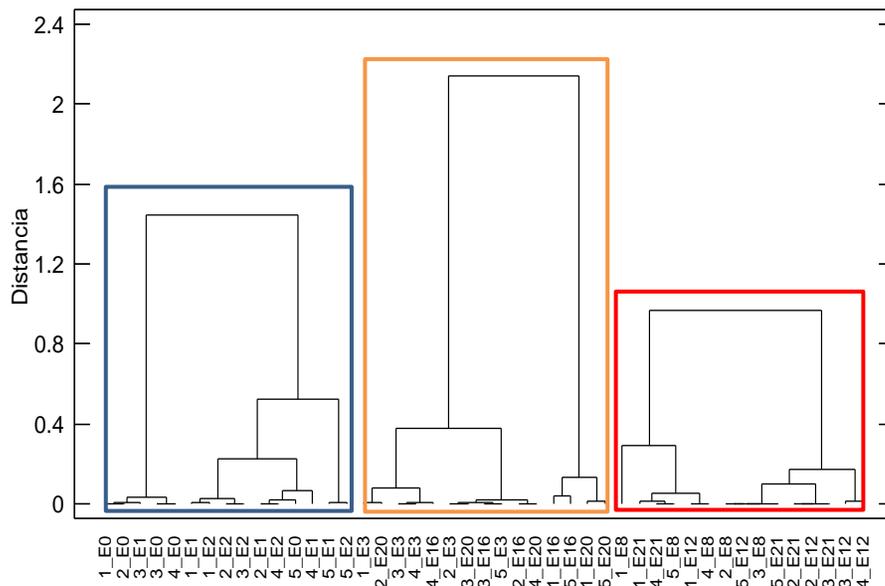


Figura 16. Dendograma campañas y estaciones matriz agua

Se obtuvieron tres grupos homogéneos, el primer clúster (color azul) correspondió a los resultados obtenidos en las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2), el segundo grupo (color naranja) estuvo conformado por las estaciones Ancón Sur (E3), Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) y el tercer grupo (color rojo) lo conformaron los sitios de muestreo Aula

Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12). De acuerdo con los resultados obtenidos a partir del análisis discriminante, el 100% de los casos presentaron una correcta clasificación. En ese sentido, la descomposición de la materia orgánica en la matriz agua varió a lo largo del río y presentó un comportamiento contrastante entre los sitios donde la calidad del agua es diferente, según el ICA Global.

8.5 MATRIZ BIOFILM

8.5.1 Análisis de datos

8.5.1.1 Actividad enzimática extracelular

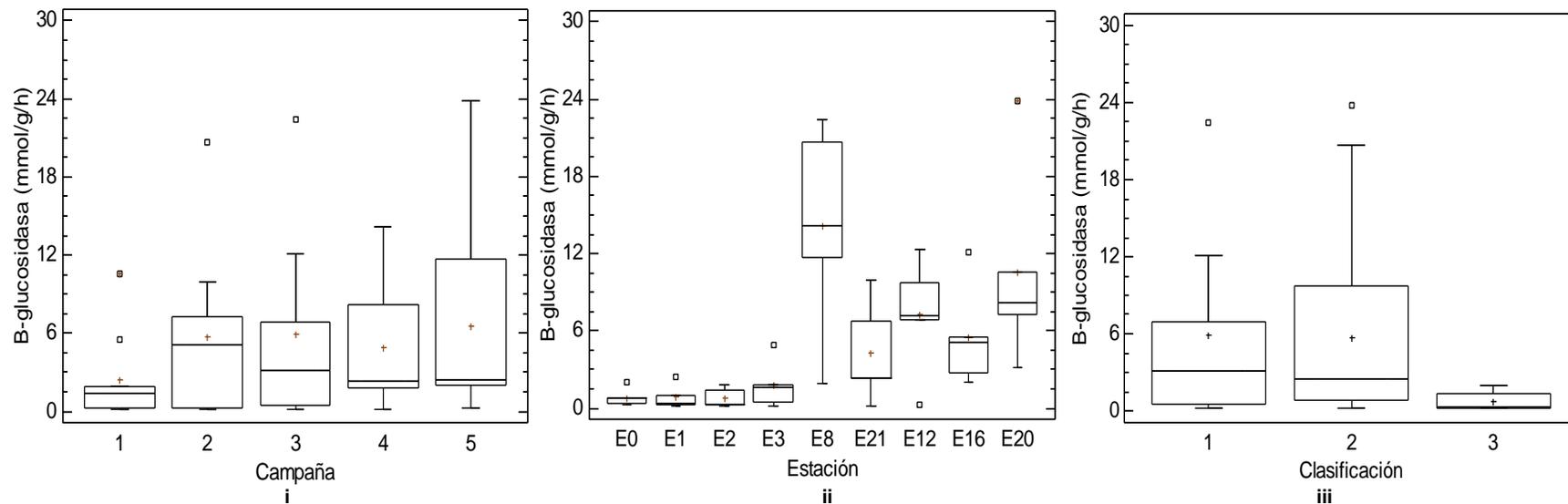
En la Figura 17 se muestra el conjunto de datos registrado para las actividades de las enzimas β -glucosidasa (Figura 17 a) y fosfatasa alcalina (Figura 17 b) medidas en la matriz biofilm en nueve estaciones de monitoreo, ubicadas en el río Aburrá-Medellín y Porce, durante cinco campañas de monitoreo realizadas en régimen de caudal medio y alto. En la Tabla 20 se muestran los valores p obtenidos a partir de ANOVA entre las actividades enzimáticas medidas en el biofilm y los factores campaña de monitoreo, régimen de caudal y estación de muestreo.

Tabla 20. ANOVA enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina entre campañas, régimen de caudal y estaciones en matriz biofilm, valores p

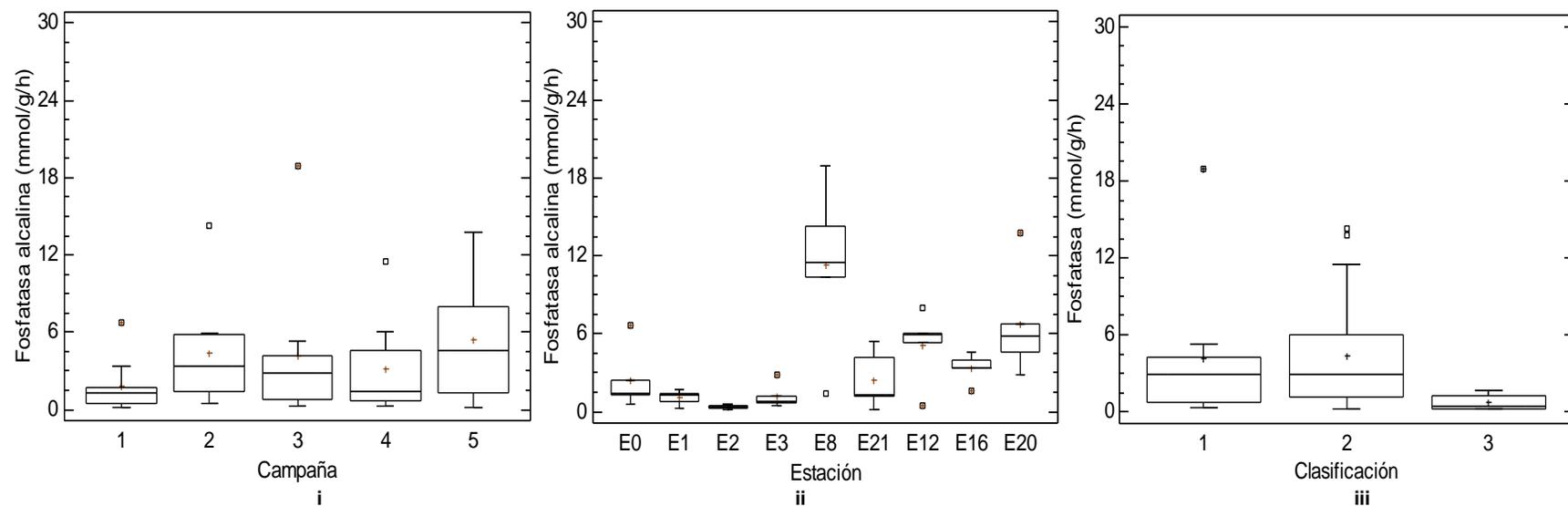
Enzima	Factor	Valor p ANOVA	Valor p Levene	Valor p Kolmogorov Smirnov	Tukey HSD 95%
β -glucosidasa	Campaña	0.68	0.37	0.21	
	Régimen de caudal	0.65	0.68	0.35	
	Estación	<0.01	0.93	0.74	1 (E0, E1, E2, E3, E21, E12 y E20), 2 (E3, E21, E16, E12 y E20), 3 (E8, E12, E16 y E20)
Fosfatasa	Campaña	0.03	0.93	0.35	
	Régimen de caudal	0.72	0.99	0.91	
	Estación	<0.01	0.79	0.44	1 (E0, E1, E2, E3, E21, E12 y E16), 2 (E0, E1, E3, E21, E12, E16 y E20), 3 (E8, E12 y E20)

Entre campañas, las actividades promedio de ambas enzimas fueron menores en la campaña 1, mientras que en las campañas 2, 3 y 5 se obtuvieron valores superiores en las medias, no obstante, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina para las campañas de monitoreo ejecutadas (Tabla 20).

Espacialmente, las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2) registraron una baja actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en las cinco campañas de monitoreo realizadas, posteriormente en la estación Ancón Sur (E3) se observó un leve incremento en la actividad de ambas enzimas. En el tramo comprendido entre Aula Ambiental (E8) y Puente Gabino (E20) se presentó un comportamiento variable en la actividad de ambas enzimas, donde se destaca que E8 se caracterizó por registrar valores superiores. En cuanto a la variación espacial de las actividades de ambas enzimas, se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de monitoreo. Los grupos homogéneos formados a partir de la prueba HSD de Tukey donde se destaca que la enzima β -glucosidasa formó tres grupos homogéneos: el primero lo conformaron las estaciones E0, E1, E2, E3, E21, E12 y E20; el segundo por las estaciones E3, E21, E16, E12 y E20 y el tercer grupo por las estaciones E8, E12, E16 y E20. En cuanto a la enzima fosfatasa alcalina, los grupos homogéneos fueron formados por las estaciones E0, E1, E2, E3, E21, E12 y E16; E0, E1, E3, E21, E12, E16 y E20, y E8, E12 y E20.



a. Actividad enzimática extracelular β -glucosidasa



b. Actividad enzimática extracelular fosfatasa alcalina

Figura 17. Actividad enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz biofilm

Los resultados obtenidos para las actividades enzimáticas en régimen de caudal bajo, medio y alto fueron similares en el tramo comprendido entre las estaciones E0 y E3, mientras que en los sitios de monitoreo restantes se registraron mayores actividades en época de caudales bajos y medios respecto a caudales altos (Tabla 20), no se presentaron diferencias significativas en las actividades enzimáticas para caudales bajos, medios y altos.

8.5.2 Análisis multivariado

8.5.2.1 Matriz de correlaciones

Los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos entre las variables fisicoquímicas, biológicas, el índice de calidad ICA Global y la actividad de la β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina se muestran en la Tabla 21.

Tabla 21. Correlaciones entre las variables fisicoquímicas, biológicas, ICA Global medidas en la matriz agua y las actividades enzimáticas en la matriz biofilm

	Glucosidasa	Fosfatasa	OD	pH	CE	DBO5	DQO	SST	NTK	Ptotal	PO4	COD	ICA Global	Clorofila a
Glucosidasa		0.87	-0.57	X	0.65	0.50	0.49	X	0.66	0.57	0.66	0.58	0.53	0.57
Fosfatasa	0.87		-0.50	X	0.52	X	0.38	X	0.56	0.45	0.58	0.53	X	0.66
OD	-0.57	-0.50		X	-0.78	-0.78	-0.78	-0.48	-0.85	-0.79	-0.90	-0.76	-0.72	X
pH	X	X	X		0.50	0.42	0.43	X	0.45	0.43	0.41	0.44	0.51	X
CE	0.65	0.52	-0.78	0.50		0.91	0.92	0.78	0.96	0.97	0.94	0.89	0.96	X
DBO5	0.50	X	-0.78	0.42	0.91		0.97	0.80	0.93	0.96	0.90	0.88	0.95	X
DQO	0.49	0.38	-0.78	0.43	0.92	0.97		0.82	0.95	0.97	0.90	0.93	0.96	X
SST	X	X	-0.48	X	0.78	0.80	0.82		0.74	0.82	0.66	0.73	0.87	X
NTK	0.66	0.56	-0.85	0.45	0.96	0.93	0.95	0.74		0.96	0.97	0.92	0.94	X
Ptotal	0.57	0.45	-0.79	0.43	0.97	0.96	0.97	0.82	0.96		0.93	0.92	0.98	X
PO4	0.66	0.58	-0.90	0.41	0.94	0.90	0.90	0.66	0.97	0.93		0.87	0.89	X
COD	0.58	0.53	-0.76	0.44	0.89	0.88	0.93	0.73	0.92	0.92	0.87		0.89	X
ICA Global	0.53	X	-0.72	0.51	0.96	0.95	0.96	0.87	0.94	0.98	0.89	0.89		X
Clorofila a	0.57	0.66	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	

Las correlaciones presentadas fueron significativamente diferentes de cero con un valor p de 0.01, excepto, aquellas donde se muestra una X. La actividad de ambas enzimas presentó una correlación positiva con las variables fisicoquímicas, excepto con el pH del agua y la concentración de sólidos suspendidos, se destaca que la actividad de la enzima fosfatasa no se correlacionó con el índice de calidad ICA Global, sin embargo, para un valor $p < 0.05$ se registró una correlación de 0.37. Los coeficientes de correlación entre las actividades enzimáticas y las variables fisicoquímicas, el ICA Global y la clorofila a oscilaron entre 0.49 y 0.87 (Tabla 21).

8.5.2.2 Análisis factorial

En la Tabla 22 se muestran los resultados obtenidos en el análisis factorial, realizado teniendo en cuenta las variables correlacionadas y el supuesto de normalidad. Se seleccionaron dos factores que representaron el 98.51% de la varianza de los datos originales, los cuales representan la descomposición de la materia orgánica en la matriz biofilm. El Factor 1 representó el 80.43% de la varianza, mientras que el Factor 2 el 18.09%.

Tabla 22. Resumen Análisis Factorial

Factor Número	Porcentaje de Varianza	Porcentaje Acumulado
1	80.43	80.43
2	18.09	98.51
3	0.86	99.38
4	0.41	99.79
5	0.12	99.90
6	0.10	100.00

En la Tabla 23 se presenta la matriz de carga para los dos factores seleccionados. El Factor 1 describe las condiciones fisicoquímicas del río, puesto que las mayores cargas observadas en este correspondieron a las variables fisicoquímicas medidas en el agua, entretanto, el Factor 2 representa las actividades enzimáticas, dado que los pesos de estas fueron mayores.

Tabla 23. Matriz carga de factores

FACTOR VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2
Glucosidasa	0.43	0.82
Fosfatasa	0.29	0.91
CE	0.93	0.28
DBO ₅	0.97	0.09
DQO	0.99	0.08
NTK	0.94	0.32
Ptotal	0.98	0.17
PO ₄	0.89	0.36
COD	0.89	0.26
Clorofila a	-0.02	0.77

En la Figura 18 a se muestran los pesos de las variables en los factores. La DQO (0.99), fósforo total (0.98), DBO₅ (0.97), NTK (0.94), la conductividad eléctrica (0.92) y el COD (0.89) fueron las variables más representativas en el Factor 1; entretanto, las actividades de las enzimas β-glucosidasa (0.80) y fosfatasa (0.91) correspondieron a las mayores cargas en el Factor 2. Se destaca que la clorofila a presentó un peso negativo (-0.01) en el Factor 1, mientras que su carga en el Factor 2 fue de 0.73. En la Figura 18 b se presenta el diagrama de dispersión de ambos factores, codificado de acuerdo a la estación de monitoreo, donde se observa que las estaciones E0, E1 y E2 (elipse azul) presentaron similitudes en los resultados obtenidos para ambos factores, al igual que las estaciones E3, E16 y E20 (elipse naranja) y las estaciones E8, E21 y E12 (elipse roja); se destaca que los datos medidos en E8, E21 y E12 (elipse morada) durante la campaña 1 fueron similares a los registros correspondientes a E3, E16 y E20. De acuerdo con lo anterior, en el tramo comprendido entre las estaciones E8, E21 y E12 se presentaron los mayores valores para la descomposición de la materia orgánica, mientras que los valores registrados en las estaciones E0, E1 y E2 fueron menores.

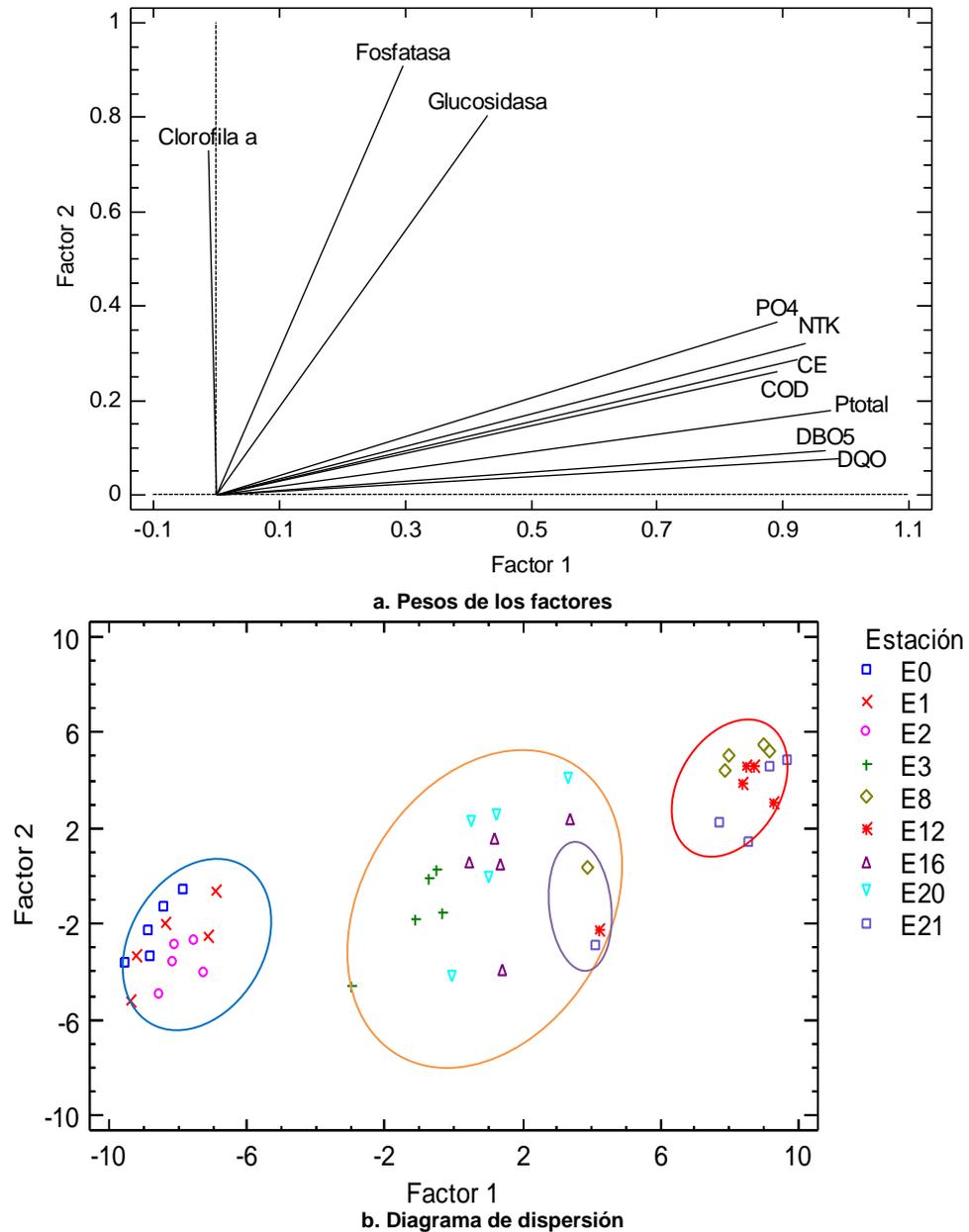
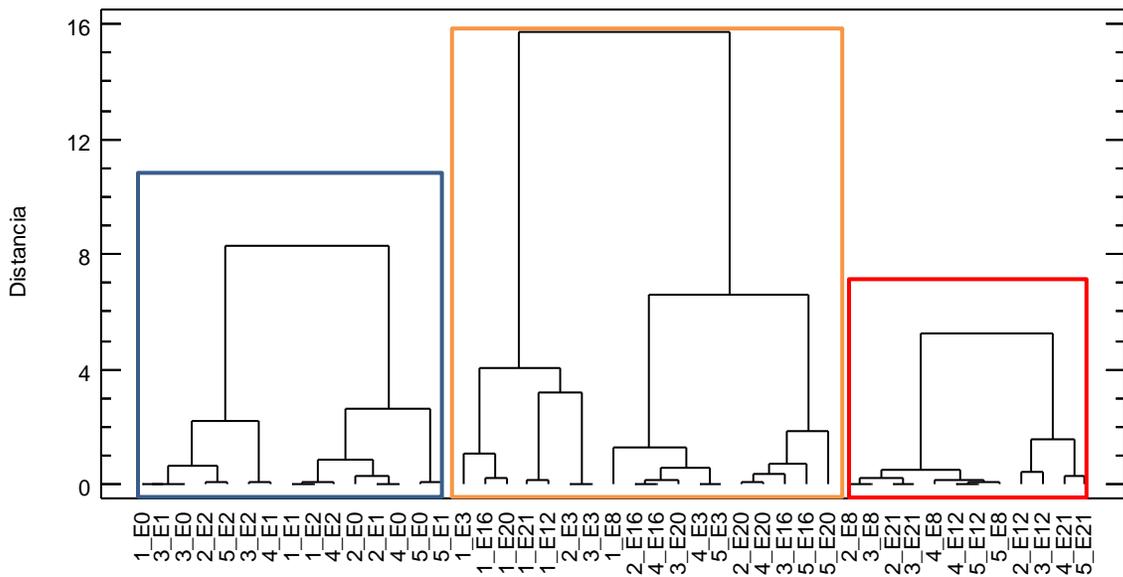


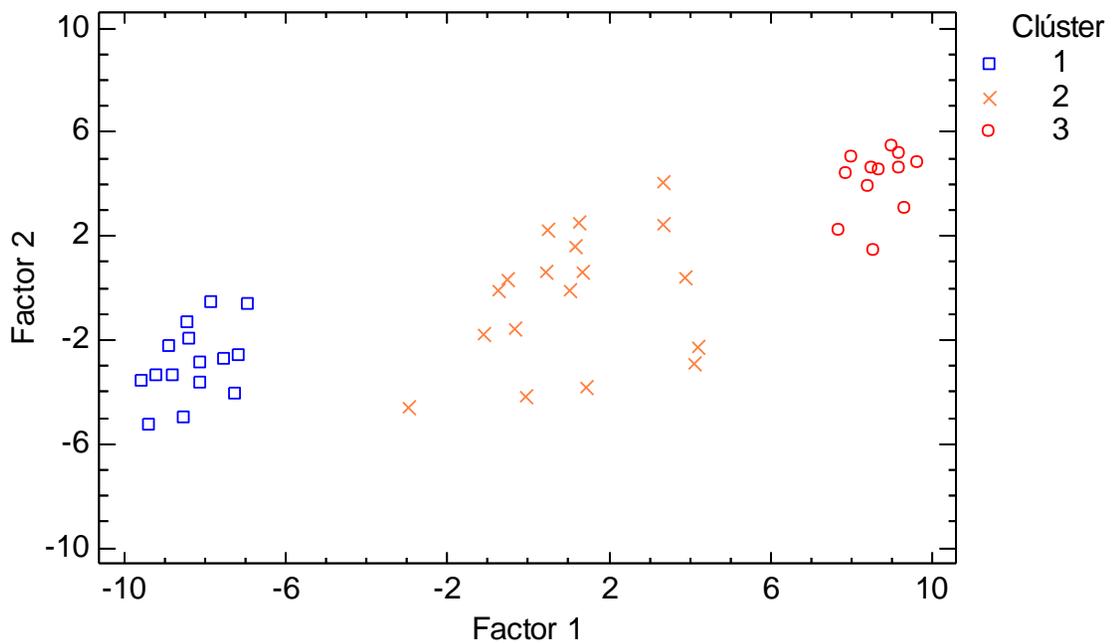
Figura 18. Factores descomposición de la materia orgánica mediante la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en la matriz biofilm

8.5.2.3 Análisis clúster y discriminante

En la Figura 19a se presenta el dendograma realizado a partir del Factor 1 y el Factor 2, entretanto, en la Figura 19b se muestra el diagrama de dispersión de los factores, codificado de acuerdo con los grupos homogéneos obtenidos en el análisis clúster.



a. Dendrograma campaña y estaciones en matriz biofilm



b. Diagrama dispersión matriz biofilm

Figura 19. Dendrograma campañas y estaciones matriz biofilm

Se obtuvieron tres grupos homogéneos, donde el primero (color azul) correspondió a los resultados registrados en las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0), San Miguel (E1) y Primavera (E2) en las cinco campañas de monitoreo; el segundo clúster (color naranja) lo conformaron las estaciones Ancón Sur (E3), Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) en la totalidad de las jornadas realizadas, además de los datos registrados para las estaciones Aula Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12) en la primera campaña, por último, el tercer clúster correspondió a las estaciones E8, E21 y

E12 (color rojo) en todas las campañas de monitoreo, excepto en la primera. Los resultados correspondientes al análisis discriminante evidenciaron que en el 100% de los casos se presentaron una correcta clasificación. Lo anterior, evidencia que la descomposición de la materia orgánica en el río, asociada al biofilm, presentó un comportamiento variable en la corriente, donde los mayores valores se observaron en el tramo E8-E12, en el cual la calidad del agua presenta las condiciones más críticas, y los menores en las estaciones E0, E1 y E2, donde la calidad del agua varía entre buena y aceptable.

8.6 ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR ENTRE MATRICES

En la Figura 20 se muestran los resultados obtenidos para las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en las matrices agua (1) y biofilm (2). Se destaca que las actividades registradas para ambas enzimas en la matriz agua fueron inferiores respecto a las actividades presentadas en la matriz biofilm, asimismo, el conjunto de datos correspondiente a la matriz agua presentó una menor dispersión.

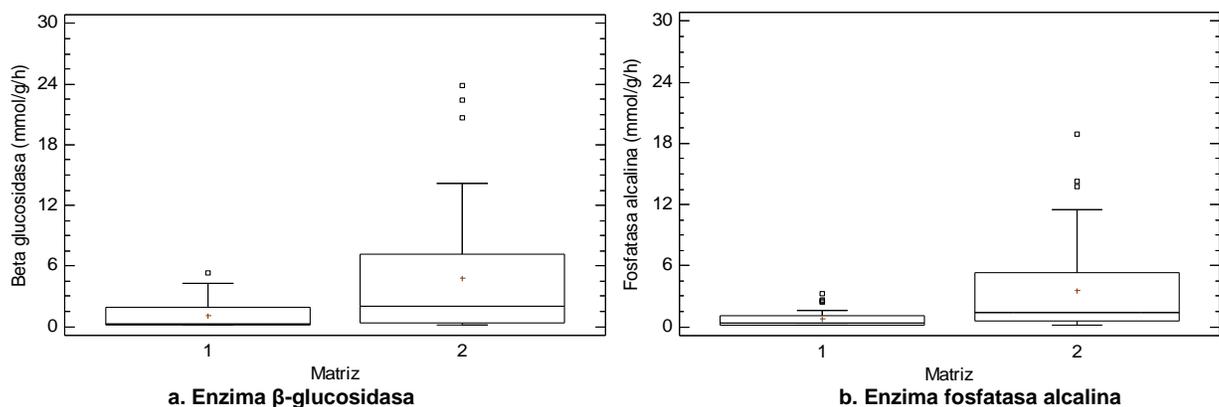


Figura 20. Actividad enzimática extracelular en las matrices agua (1) y biofilm (2)

Los valores p obtenidos a partir de los ANOVA realizados para las actividades enzimáticas entre las matrices agua y biofilm fueron menores a 0.01, de modo que las actividades de la β -glucosidasa y fosfatasa alcalina presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las matrices agua y biofilm (Tabla 24). De acuerdo con lo anterior, la matriz biofilm tiene una mayor capacidad en el proceso de descomposición del carbono y el fósforo en el río Aburrá-Medellín.

Tabla 24. Valores p, ANOVA actividades enzimáticas entre las matrices agua y biofilm

ANOVA	Valor p
β -glucosidasa-matriz	<0.01
Fosfatasa alcalina-matriz	<0.01

9 DISCUSIÓN

9.1 VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS Y CALIDAD DEL AGUA RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN

El río Aburrá-Medellín discurre por una cuenca altamente urbanizada, donde se presentan diferentes usos del suelo y se han identificado diversos elementos que afectan su calidad, como el vertimiento de aguas residuales, la inadecuada disposición de residuos sólidos y especiales, la carga contaminante aportada por quebradas afluentes, entre otras. Además de factores naturales como el clima y la geomorfología de la cuenca que influyen en el flujo de nutrientes entre el ecosistema

terrestre y el río, la actividad antrópica desarrollada en el territorio tiene un rol fundamental, puesto que esta afecta el perfil de las variables fisicoquímicas a lo largo del río y por tanto, su calidad del agua [19, 80].

En las estaciones localizadas en zona alta de la cuenca (E0, E1 y E2), en área rural, se obtuvieron bajos niveles en las variables fisicoquímicas evaluadas, altos niveles en la concentración de oxígeno disuelto y una calidad del agua que osciló entre buena y aceptable, de acuerdo con el índice ICA Global. Los resultados obtenidos en la estación Reserva Alto de San Miguel (E0) se atribuyen a la baja intervención antrópica, puesto que el sitio de monitoreo se ubica en una reserva forestal de importancia nacional que tiene como finalidad conservar y proteger los recursos que alberga, entre ellos el agua. Por otro lado, en las estaciones San Miguel (E1) y Primavera (E2) se observó un deterioro en la calidad del agua respecto a E0, asociado al desarrollo de actividades como la extracción de material aluvial del río, la ganadería y la explotación forestal, además del vertimiento de aguas residuales al río y a sus afluentes provenientes de los asentamientos situados en la zona de influencia de los sitios de monitoreo [8, 15].

Posteriormente, el incremento observado en la concentración de nutrientes y en los niveles de DBO_5 , DQO, conductividad eléctrica y sólidos suspendidos totales y la disminución en la concentración de oxígeno disuelto entre las estaciones Ancón Sur (E3) y Ancón Norte (E12), así como el deterioro en la calidad del agua según los resultados obtenidos para el ICA Global, la cual se catalogó entre regular y muy mala. Estos resultados se asocian a las cargas contaminantes aportadas al río, las cuales se realizan a través de vertimientos directos o de sus quebradas afluentes. Entre los principales aportes realizados sobre el río en este tramo, se destacan la descarga proveniente de la PTAR San Fernando y la descarga de los interceptores centrales, ubicadas en los municipios de Itagüí y Medellín respectivamente.

Las quebradas afluentes que presentan un mayor deterioro en su calidad (entre regular y muy mala) en el tramo E3-E12 corresponden a La Doctora (Sabaneta), La Mina (Envigado), Doña María (Itagüí), Altavista, La Picacha, La Hueso, La Iguaná, Santa Elena, La Rosa (Medellín), La Madera, El Hato y La García (Bello). Es importante mencionar que en aquellas corrientes localizadas en los municipios de Medellín y Bello se presenta una alta intervención antrópica en las subcuencas y no se registra una alta cobertura en la recolección de las aguas residuales para impedir su ingreso a las corrientes, contrario a lo que sucede en las quebradas ubicadas en los municipios del sur de la cuenca, en las cuales el proceso de saneamiento presenta un mayor avance. Se destaca también que en este tramo, quebradas como La Picacha, La Hueso, El Hato y La García reciben descargas de aguas residuales provenientes de industrias mineras que extraen material para la construcción, de modo que estas corrientes aportan una carga representativa de sólidos en suspensión al río [15].

En los sitios de monitoreo Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se presentó una disminución en la concentración de nutrientes y en los niveles de las variables fisicoquímicas evaluadas y la calidad del agua se clasificó entre regular y mala. La variación observada en las condiciones fisicoquímicas y en la calidad del agua respecto al tramo E3-E12 se vincula a varios factores, como una menor intervención antrópica en esta zona, puesto que corresponde a un área rural en la cual los usos del suelo predominantes se asocian a actividades agrícolas y pecuarias; asimismo, se relaciona con procesos de dilución de los contaminantes transportados por el río puesto que ingresan afluentes de mejor calidad, entre los que se destacan la quebrada Ovejas, la descarga de la central hidroeléctrica La Tasajera y río Grande [15].

En cuanto al comportamiento de calidad del agua en el río en el tiempo, se destaca que no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en el ICA Global respecto a campañas de monitoreo. No obstante, es importante mencionar que los cambios observados tanto en las variables fisicoquímicas como en el índice de calidad en las cinco campañas de monitoreo realizadas estuvieron asociados a variaciones en el régimen de caudal y en la carga contaminante aportada al río y a sus afluentes, puesto que estos son una respuesta a las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca como al clima [15].

Por otro lado, y teniendo en cuenta que se registró una campaña de caudales bajos y altos y tres campañas de caudales medios, se aprecia que entre este grupo de mediciones no hay diferencias estadísticamente significativas para el ICA Global respecto al régimen de caudal. Se destaca que las variables fisicoquímicas medidas presentaron mayores niveles durante la época de caudales bajos y medios que en caudales altos, asociado a una concentración de los contaminantes como resultado de los volúmenes de agua transportados por la corriente. Por el contrario, los sólidos suspendidos totales registraron una mayor concentración en época de caudales altos que se atribuye a la resuspensión de sedimentos y a aportes difusos vinculados con el proceso de escorrentía.

Se destaca que en las estaciones Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20) se registraron mayores valores en las variables fisicoquímicas y en el índice ICA Global durante la época de caudales altos, de modo que la calidad se catalogó como mala. Este comportamiento se vincula al transporte de una masa de agua afectada por la resuspensión de sedimentos como consecuencia de un incremento en el caudal y en la velocidad de la corriente, puesto que de este modo, la materia previamente sedimentada se reincorpora a la matriz agua y es transportada aguas abajo por la corriente, lo que contribuye a aumentar el nivel de variables fisicoquímicas como DQO, nutrientes y conductividad eléctrica y por tanto, a deteriorar la calidad del agua [15]. El conjunto de datos obtenido para las variables fisicoquímicas evaluadas y para el ICA Global es similar al registro histórico recolectado por RedRío [15].

9.2 ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN LA MATRIZ AGUA

Las enzimas evaluadas presentaron registros contrastantes a lo largo del río. En las estaciones localizadas en zona rural de la cuenca, en las cuales la concentración de fósforo y de COD fue baja y la calidad del agua osciló entre buena y aceptable (E0, E1 y E2) no se detectó actividad en las enzimas evaluadas o se obtuvieron bajos valores en estas. Por el contrario, en el tramo comprendido entre los sitios de monitoreo restantes se presentó un incremento tanto en la actividad como en la concentración de nutrientes y COD, donde los mayores registros correspondieron a las estaciones que mostraron una calidad del agua muy mala según el ICA Global (E8, E21 y E12).

La variación observada en la actividad de ambas enzimas a lo largo del río evidencia que existe una relación entre esta y las características fisicoquímicas de la corriente, asimismo, indica que la actividad es sensible a cambios en la calidad del agua. Los resultados obtenidos para ambas actividades en los sitios E8, E21 y E12, en los cuales se obtuvo un mayor nivel de nutrientes y de COD en el río y una calidad del agua muy mala, se pueden relacionar, según Harbott y Grace [27], con una alta concentración de nutrientes susceptibles de ser descompuestos. Se destaca que en los sitios de muestreo donde la calidad del agua varió entre regular y mala (E3, E16 y E20) también se puede considerar que se presenta una disponibilidad de compuestos orgánicos susceptibles de hidrolizarse, tanto de carbono como de fósforo, por lo que las actividades enzimáticas registradas en estas estaciones pueden vincularse con las características fisicoquímicas de la corriente [29]. De acuerdo con otros autores, la alta concentración de COD puede inducir un alto procesamiento de carbono en la corriente [27, 71], lo cual también se sugiere para el fósforo, puesto que en ecosistemas eutróficos

o en aguas residuales se registra una alta actividad de la enzima fosfatasa, asociado al reciclaje de fosfato a partir de la hidrólisis de compuestos de fósforo orgánico disuelto [102].

En contraste, las bajas actividades en las estaciones localizadas en los sitios que presentaron una calidad entre buena y aceptable pueden vincularse a una menor concentración de nutrientes susceptibles de hidrolizarse. Asimismo, las bajas actividades pueden indicar que los microorganismos también usan otras fuentes de carbono diferentes a las que se presentan en los sitios de muestreo más contaminados [27, 29]. Harbott y Grace [27] observaron que en ecosistemas fluviales localizados en Australia, correspondientes a cuencas poco urbanizadas, predominaron las actividades de las enzimas β -N-acetilglucosaminidasa y β -xilosidasa, las cuales procesan compuestos derivados de las plantas y carbohidratos como quitina y mureína, se destaca en estos sitios la actividad de la β -glucosidasa fue similar en los cuerpos de agua evaluados, de modo que los polisacáridos hidrolizados por esta enzima fueron una fuente de carbono en las corrientes evaluadas. En ese sentido, en estaciones localizadas en la zona alta de la cuenca del río Aburrá-Medellín, la quitina y la mureína podrían considerarse también como otras fuentes de carbono usadas por los microorganismos, puesto que en este tramo poco urbanizado se presentan aportes de material vegetal.

El comportamiento contrastante descrito previamente para ambas actividades enzimáticas en el río Aburrá-Medellín también se observó en otros ecosistemas fluviales en los cuales se presenta un gradiente en la urbanización las cuencas y una variación en las condiciones fisicoquímicas de las corrientes. Los resultados se asociaron a los usos del suelo en la cuenca, el nivel de urbanización, así como a la presencia de materia orgánica e inorgánica en los cuerpos de agua [27, 28, 29, 71].

En cuanto a la variación temporal, no se observaron cambios estadísticamente significativos en las actividades enzimáticas de la β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina entre campañas y régimen de caudal, asociado a que las variables fisicoquímicas y los nutrientes no presentaron cambios estadísticamente significativos. Los resultados obtenidos durante la operación de RedRío [15] han mostrado que las variables fisicoquímicas, así como la calidad del agua tienen un comportamiento dinámico en el tiempo, debido a variaciones en la carga contaminante aportada al río y a sus afluentes, como al régimen de caudal. En caudales bajos, la calidad del agua es crítica, debido a que la corriente transporta un menor volumen de agua de manera que se presenta poca dilución de los contaminantes aportados al río, lo contrario ocurre en época caudales altos [15]. En ese sentido, durante caudales bajos y medios las actividades de ambas enzimas fueron superiores respecto a niveles altos, lo cual puede relacionarse con una mayor concentración de compuestos complejos de carbono y fósforo orgánico, que son usados por los microorganismos como fuente de nutrientes [2, 27]. En sistemas fluviales localizados en otras latitudes se ha reportado que las actividades de diferentes enzimas mostraron un comportamiento dinámico respecto a la temporada del año, asociado a variaciones en las entradas de energía, a la densidad de microorganismos y a cambios en su fisiología, como también a factores fisicoquímicos como la temperatura del agua, la luz y la concentración de nutrientes [29, 71, 103, 104, 105].

9.3 ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN LA MATRIZ BIOFILM

En la matriz biofilm no se observaron diferencias significativas en la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina entre campañas de monitoreo y régimen de caudal. No obstante, se observó que la actividad presentó un comportamiento variable, tanto entre campañas como en el régimen de caudal bajo, medio y alto.

La baja actividad observada en ambas enzimas durante la época de caudales altos se puede atribuir a una disminución en la densidad de microorganismos [25]. En temporada de caudales altos se presentó un aumento en la velocidad del agua [92, 93], lo que contribuyó al desprendimiento del

biofilm. Durante esta época también se registró un incremento en la concentración de sólidos suspendidos a lo largo del río, asociado a aportes difusos (escorrentía) y a la resuspensión de sedimentos [15], de modo que estos generaron un efecto abrasivo sobre la comunidad epilítica [24]. En la época de caudales altos se presenta una relocalización de sustratos, por lo que nuevas superficies se encuentran disponibles para la colonización de microorganismos y la formación de biofilm [106]. Se destaca que en el río Aburrá-Medellín el caudal influye en la colonización de sustratos artificiales; con relación a las algas perifíticas se encontró que la mayor densidad correspondió a la época de caudales bajos, mientras que la menor se registró en temporada de caudales altos [24].

En cuanto al comportamiento espacial de las actividades en la matriz biofilm, se encontraron diferencias significativas de ambas enzimas entre estaciones, sin embargo, los grupos homogéneos formados mediante la prueba HSD de Tukey no evidenciaron una variación conforme a la calidad del agua. Este resultado se puede asociar con la influencia de la dinámica hidráulica y la calidad del agua en la colonización de los sustratos [24], no obstante, la dificultad en la toma de muestra en determinados tramos debido a la velocidad y la profundidad de la corriente posiblemente influyó en los resultados obtenidos. Se destaca también, que un tramo del río se encuentra canalizado y rectificado, lo cual también tiene una incidencia sobre la colonización de sustratos. En ese sentido, la actividad de ambas enzimas en la matriz biofilm responde a la colonización de sustratos y, por tanto, a la calidad como a la cantidad de agua y a la morfología del cauce. La correlación observada entre las variables fisicoquímicas en la matriz agua y las actividades enzimáticas registradas en el biofilm evidencia una relación entre estas, debido a que los microorganismos pueden usar los compuestos complejos de carbono y fósforo presentes en el agua como fuente de nutrientes [107].

Los resultados obtenidos en el análisis de correlaciones, factorial y en el análisis clúster y discriminante mostraron que la descomposición de la materia orgánica asociada al biofilm se relacionó con las condiciones fisicoquímicas del cuerpo de agua y con su calidad. Se observó que la descomposición presentó un comportamiento creciente entre las estaciones Reserva Alto de San Miguel (E0) y Ancón Norte (E12), y en el tramo Papelsa (E16)-Puente Gabino (E20) disminuyó. Se destaca que en los sitios de monitoreo E0, E1 y E2 se presentó una similitud en la descomposición de la materia orgánica y se registraron los menores valores, vinculados a una baja concentración de compuestos orgánicos. En el tramo comprendido entre E1 y E2 los aportes de aguas residuales son bajos puesto que provienen de las viviendas ubicadas en la vereda La Clara, mientras que en E0 los aportes se vinculan a factores naturales.

Este comportamiento descrito anteriormente fue contrastante con los resultados obtenidos en el tramo Aula Ambiental (E8)-Ancón Norte (E12) en el cual se presentó el mayor deterioro en el río, debido a los vertimientos de aguas residuales provenientes del sur y centro de la cuenca, además de una porción de las aguas residuales provenientes de los municipios de Bello y Copacabana localizados en el norte de la cuenca. La descomposición de la materia orgánica fue similar en las estaciones Ancón Sur (E3), Papelsa (E16) y Puente Gabino (E20), cuya calidad varió entre regular y mala, según el ICA Global. no obstante, los resultados correspondientes a E8, E21 y E12 obtenidos durante la primera campaña fueron similares a los reportados en E3, E16 y E20, lo cual estuvo asociado a procesos de dilución, a partir de las fuertes lluvias registradas en la cuenca y el incremento observado en el caudal, asimismo, se vinculó con el efecto abrasivo en la comunidad epilítica, como se mencionó previamente, lo cual generó una menor actividad de las enzimas β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina.

9.4 ACTIVIDAD ENZIMÁTICA ENTRE MATRICES

Los resultados obtenidos en las actividades de las enzimas β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina en nueve estaciones localizadas a lo largo del río Aburrá-Medellín evidencian que en el río se presenta descomposición de la materia orgánica y que ambas matrices participan en este proceso. De acuerdo

con lo formulado por Chróst en 1991 [108], los datos correspondientes a las actividades de ambas enzimas indican que la materia orgánica lábil o fácilmente utilizable por los microorganismos en el río no es suficiente para satisfacer sus requerimientos nutricionales, de modo que, los microorganismos sintetizan enzimas para transformar compuestos complejos de fósforo y carbono presentes en la corriente con la finalidad de obtener los nutrientes necesarios.

El conjunto de datos registrado evidencia que las actividades de la β -glucosidasa y fosfatasa alcalina presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las matrices agua y biofilm, donde las mayores tasas de descomposición se registraron en la última matriz. Lo anterior indica que una gran parte de la descomposición de la materia orgánica en el río se vincula al biofilm, lo cual está en correspondencia con lo expresado por otros autores sobre la importancia de este como sitio de mayor procesamiento de la materia orgánica en ecosistemas fluviales [109]. Giraldo *et al.*, [25] y Cifuentes [26] reportaron previamente un comportamiento similar para ambas matrices estudiadas en el tramo Km 5.8-Km 37.1 del río. Por otro lado, es importante destacar que de acuerdo con Romaní y Sabater [110] y Hill *et al.*, [111], el sedimento también es un sitio fundamental en el proceso de descomposición de la materia orgánica en los ríos y la actividad enzimática en este puede ser usada como un indicador sensible respecto a factores de estrés antropogénico a escala regional. Actualmente su evaluación se incluyó en manuales de operación para el estudio de corrientes superficiales, puesto que puede ser usada como un indicador de procesos clave en los ecosistemas [112]. En ese sentido, la medición de la actividad enzimática en el sedimento como parte del estudio del proceso de descomposición de la materia orgánica en el río es fundamental y permitiría complementar los hallazgos realizados.

Las tasas a las cuales se procesan el carbono y el fósforo a lo largo del río en las matrices agua y biofilm tienen implicaciones a nivel de cuenca, puesto que la carga contaminante aportada directamente a la corriente o a través de sus afluentes es muy alta y el sistema acuático no tiene la capacidad para procesarla y ello influye en la estructura y el funcionamiento del ecosistema fluvial, afectando los usos del agua y los demás bienes y servicios que el río provee [25, 26].

Asimismo, el proceso de descomposición de la materia orgánica en el río también tiene una gran importancia a nivel de la subzona hidrográfica del río Porce, puesto que esta fuente hídrica abastece los embalses Porce II y Porce III [113]. Grajales [114] evaluó la actividad enzimática extracelular (β -glucosidasa y la fosfatasa alcalina en las matrices agua y raíz de *Eichhornia crassipes*) en el embalse Porce II (fuente principal río Porce, formado por río Grande y el río Aburrá-Medellín) y los resultados obtenidos fueron superiores, tanto en los niveles de nutrientes como en la actividad, a los obtenidos por Giraldo *et al.*, [25], por lo que sugiere que el tiempo de retención hidráulica juega un papel significativo en el proceso de descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín. Se destaca que en el tramo comprendido entre la estación Ancón Sur (E3) y el sitio de descarga de la quebrada La García al río en el municipio de Bello, el río está canalizado y rectificado, lo que afecta el tiempo de retención hidráulica. Los embalses Porce II y Porce III generan el 16% de energía eléctrica del país [21] y la calidad del agua del río Porce se encuentra afectada debido a la carga contaminante y de nutrientes aportada por el río Aburrá-Medellín [22].

9.5 MODELO CONCEPTUAL ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EXTRACELULAR EN EL RÍO ABURRÁ-MEDELLÍN

En la Figura 21 se presenta el modelo conceptual para la actividad enzimática extracelular en el río Aburrá-Medellín en las matrices agua y biofilm, con los valores promedio registrados a partir de los resultados obtenidos en la presente investigación.

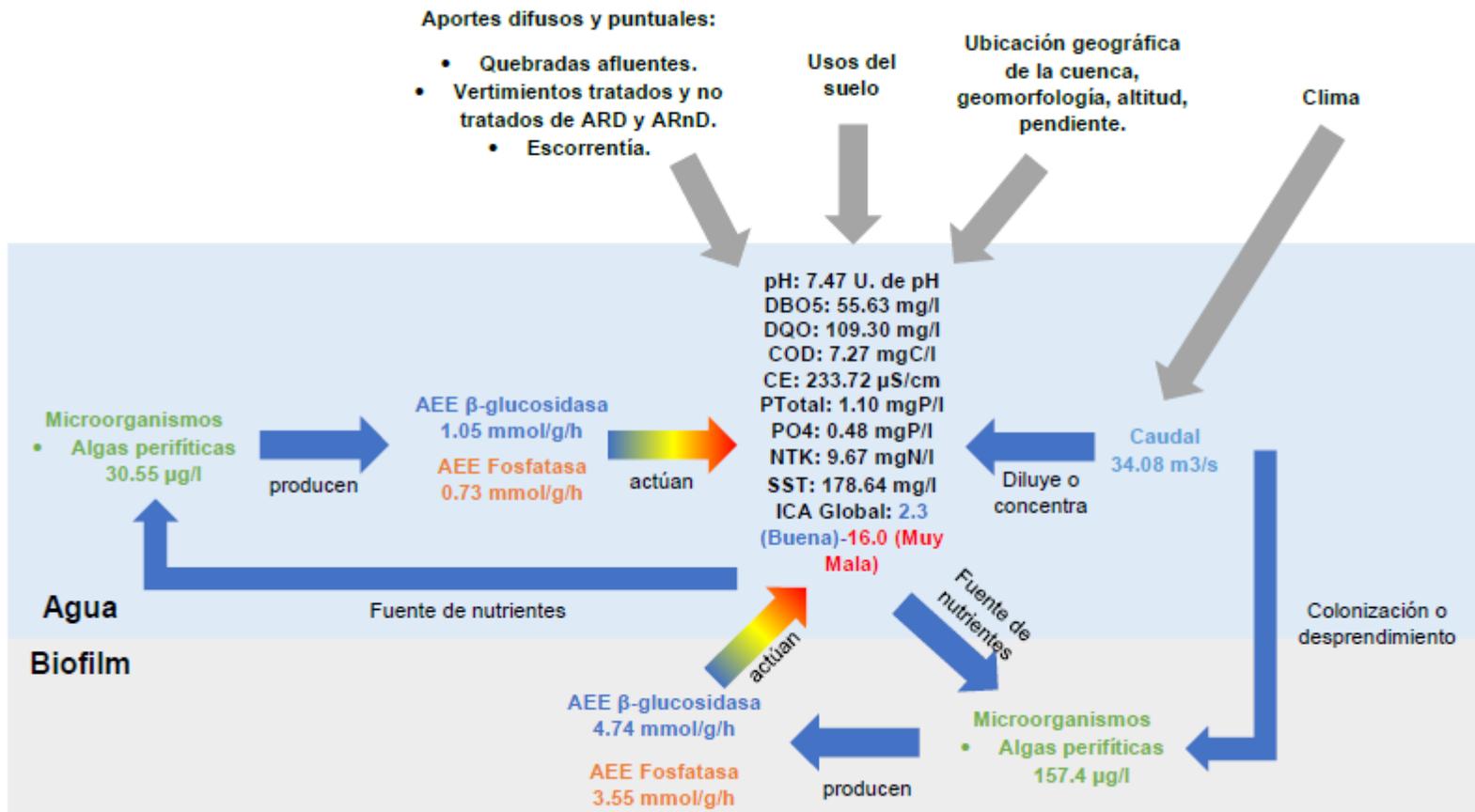


Figura 21. Modelo conceptual actividad enzimática extracelular en el río Aburrá-Medellín

Elementos como la ubicación geográfica de la cuenca, su geomorfología, altitud y pendiente, además de los usos del suelo y los aportes difusos y puntuales realizados sobre el río influyen en las entradas de materia orgánica e inorgánica a la corriente y, por tanto, en su perfil fisicoquímico y en su calidad del agua. Se resalta que el río presenta un mayor deterioro en su calidad en el tramo más urbanizado, debido a la carga contaminante aportada de manera directa o a sus afluentes. Por otro lado, las características fisicoquímicas del cuerpo de agua también se asocian al régimen de caudal, vinculado al clima de la cuenca, puesto que, en época de caudales bajos se concentran los contaminantes transportados por el río, mientras que en niveles altos se observa una dilución de estos. Se destaca que en época de caudales altos se presentan altas velocidades de la corriente y se genera una resuspensión de sedimentos, que al reincorporarse a la matriz agua afecta sus características fisicoquímicas y su calidad del agua.

En la matriz agua, de acuerdo con los resultados obtenidos en las correlaciones, se observó que las actividades de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina se relacionaron con el perfil fisicoquímico del río, la calidad del agua y la densidad de algas. Lo anterior, se debe a que las algas y otros microorganismos producen enzimas extracelulares para transformar los compuestos orgánicos complejos presentes en la corriente en moléculas sencillas, que constituyen una fuente a partir de la cual los microorganismos pueden obtener nutrientes y energía. Espacialmente, los resultados obtenidos en las variables fisicoquímicas evaluadas y en la calidad del agua (ICA Global) evidenciaron una variación a lo largo del río como respuesta a las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca. Se destaca que la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina presentó un cambio a lo largo del cuerpo de agua conforme su calidad. En las estaciones de monitoreo localizadas en la parte alta (E0, E1 y E2), en las cuales se midieron menores niveles en las variables fisicoquímicas (DQO, DBO5, nutrientes, SST) y una calidad del agua entre buena y regular, se registraron bajas actividades, contrario a lo reportado en los sitios de monitoreo localizados en la zona más urbanizada de la cuenca (E8, E21 y E12), en la cual se reportaron las mayores actividades. En E3, E16 y E20, sitios de monitoreo en los cuales la calidad del agua osciló entre regular y mala, se midieron actividades mayores a E0, E1 y E2 y menores a E8, E21 y E12.

En cuanto a la matriz biofilm, también se observó una relación entre las actividades enzimáticas evaluadas y el perfil fisicoquímico del agua y su calidad, no obstante, la variación registrada espacialmente en la actividad no obedeció a la calidad, de modo que esta posiblemente estuvo influenciada tanto por las condiciones fisicoquímicas de la corriente como hidrodinámicas. La descomposición de la materia orgánica en ambas matrices en el río Aburrá-Medellín, representada a partir de las actividades de las β -glucosidasa y fosfatasa alcalina como de las variables fisicoquímicas medidas en el agua, presentó una variación acorde a la calidad del río, la mayor descomposición se observó en las estaciones Aula Ambiental (E8), Niquía (E21) y Ancón Norte (E12), mientras que en los sitios de monitoreo restantes se presentaron menores valores, donde los registros correspondientes a E0, E1 y E2 fueron lo más bajos. Esta variación se representó en el diagrama a partir del cambio de colores de la flecha, tasas de descomposición baja correspondieron a menor deterioro en calidad del agua (azul) y tasas de descomposición altas se presentaron en estaciones donde la calidad del agua fue muy mala (rojo).

Por otro lado, no se observaron variaciones estadísticamente significativas en las actividades enzimáticas medidas en régimen de caudales bajo, medio y alto, no obstante, se presentó un comportamiento dinámico en estas asociado a una variación en la carga contaminante aportada al río, como al efecto de dilución o concentración de nutrientes generada por cambios en el caudal.

La hipótesis original planteada para esta investigación fue que la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en el río Aburrá-Medellín, como una medida de la descomposición de

la materia orgánica, está influenciada por las características fisicoquímicas de la corriente y, por tanto, por su calidad del agua, la cual es una respuesta a las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca; asimismo, el régimen de caudal tiene un efecto sobre el perfil enzimático en el río, puesto que este influye en la concentración o dilución de la materia orgánica transportada por el río. De acuerdo con los resultados obtenidos en ambas matrices, no se presentaron cambios estadísticamente significativos en la actividad enzimática respecto al régimen de caudal, sin embargo, se destaca que la actividad enzimática fue mayor en época de caudales bajos y medios que en caudales altos. En cuanto a la influencia de las características fisicoquímicas de la corriente y de calidad del agua sobre la actividad de las enzimas, se destaca que la actividad en las matrices agua y biofilm presentó cambios estadísticamente significativos en términos espaciales. Se resalta que la variación espacial de la actividad enzimática en la matriz biofilm también podría relacionarse con las características hidrodinámicas de la corriente, pues estas también influyen en la colonización de sustratos.

10 CONCLUSIONES

No se presentaron cambios estadísticamente significativos en la actividad de las enzimas β -glucosidasa y fosfatasa alcalina respecto a las campañas de monitoreo y el régimen de caudal. No obstante, se observó un comportamiento dinámico entre jornadas de muestreo como en caudales bajos, medios y altos, asociado a variaciones en la carga contaminante aportada al río, como al efecto de dilución o concentración de contaminantes generado por el caudal. Se destaca que la actividad enzimática fue mayor en época de caudales bajos y medios que en caudales altos. Es importante mencionar que en el periodo de investigación solo se registró una campaña de caudales bajos y altos y tres campañas de caudales medios, de modo que no hay evidencia suficiente para afirmar que el régimen de caudal no es un factor importante asociado a la variabilidad de las actividades de ambas enzimas en el río debido a la baja cantidad de datos.

Los resultados obtenidos en ambas matrices evidenciaron que en el biofilm se registraron las mayores actividades en el río, de modo que este es fundamental en la descomposición de la materia orgánica transportada por la corriente, no obstante, la carga contaminante aportada al río es muy alta y esta no es procesada completamente por el ecosistema fluvial.

La actividad enzimática, como una medida de la descomposición de la materia orgánica en el río y del funcionamiento del ecosistema fluvial, evidenció cambios a nivel espacial relacionados con la variación en las condiciones fisicoquímicas de la corriente, de modo que se acepta la hipótesis planteada. En ese sentido, la intervención antrópica en la cuenca no solo influye en la estructura del río, sino también, en su funcionamiento y a su vez en los bienes y servicios que el ecosistema provee, tanto a nivel de cuenca como de subzona hidrográfica.

11 RECOMENDACIONES

- Implementar técnicas de cuantificación de biomasa bacteriana y de otros microorganismos, tanto en el agua como en el biofilm, con la finalidad de establecer una relación entre estos y la actividad enzimática y conocer el papel que los microorganismos desempeñan en el ciclo de nutrientes y en el proceso de descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín.
- Medir la actividad de enzimas relacionadas con la adquisición de nitrógeno en el río (por ejemplo, peptidasas o ureasas), con la finalidad de estudiar el proceso de descomposición del nitrógeno en el ecosistema fluvial.

- Evaluar la actividad enzimática extracelular en la matriz sedimento, puesto que estas mediciones también permiten caracterizar el estado del ecosistema y se ha demostrado que tiene un rol fundamental en la descomposición de la materia orgánica. Para ello, se debe tener en cuenta la determinación de variables físicas, químicas y microbiológicas en el sedimento.
- Realizar un seguimiento continuo al proceso de descomposición de la materia orgánica en el río Aburrá-Medellín conforme avanza la implementación del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico, orientado a mejorar la calidad del agua. Para ello, medir la actividad de la β -glucosidasa, y fosfatasa alcalina, además de peptidasas o ureasas, en el agua, biofilm y sedimento en diferentes sitios de monitoreo localizados a lo largo del río durante época de caudales bajos, medios y altos. Se recomienda realizar una caracterización fisicoquímica y microbiológica a las matrices evaluadas. Asimismo, realizar la medición de la actividad enzimática y de las variables teniendo en cuenta el tiempo de viaje de la corriente con la finalidad de realizar un balance de masas y conocer el aporte de la actividad enzimática en la descomposición de la materia orgánica transportada por la corriente.
- Regular la extracción de material aluvial e implementar obras civiles que favorezcan la colonización del biofilm y la permanencia de este en aquellos tramos en los cuales se hayan modificado la forma e hidráulica del canal, debido a la importancia de la matriz biofilm en la descomposición de la materia orgánica en el río y en sus quebradas afluentes.
- Evaluar el efecto del régimen de caudales en la descomposición de la materia orgánica en el río, respecto a los resultados obtenidos en época de caudales bajos, medios y altos.

12 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] R. Wetzel, "Extracellular enzymatic interactions: storage, redistribution and interspecific communication," in *Microbial Enzymes in Aquatic Environments*, R. Chróst, Ed. Poland: Springer-Verlag, 1991, pp. 6–26.
- [2] R. Chróst and W. Siuda, "Ecology of Microbial Enzymes in Lake Ecosystems," in *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology, and Applications*, R. G. Burns and R. P. Dick, Eds. New York: CRC Press, 2002, p. 640.
- [3] A. Romaní, J. Artigas, A. Camacho, M. Graça, and C. Pascoal, "La biota de los ríos: los microorganismos heterotróficos," in *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegi and S. Sabater, Eds. Fundacion BBVA, 2009, p. 448.
- [4] R. J. Chróst, "Environmental Control of the Synthesis and Activity of Aquatic Microbial Ectoenzymes," .
- [5] R. G. Young, C. D. Matthaei, and C. R. Townsend, "Organic matter breakdown and ecosystem metabolism : functional indicators for assessing river ecosystem health," *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, no. 3, pp. 605–625, 2008.
- [6] D. Von Schiller, V. Acuña, I. Aristi, M. Arroita, A. Basaguren, A. Bellin, L. Boyero, A. Butturini, A. Ginebreda, E. Kalogianni, A. Larrañaga, B. Majone, A. Martínez, S. Monroy, I. Muñoz, M. Paunovi, O. Pereda, M. Petrovic, J. Pozo, S. Rodríguez-mozaz, D. Rivas, S. Sabater, F. Sabater, N. Skoulikidis, L. Solagaistua, L. Vardakas, and A. Elosegi, "River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors," *Science of the Total Environment*, vol. 596–597, pp. 465–480, 2017.

- [7] M. A. Palmer and C. M. Febria, "The Heartbeat of Ecosystems," *Science*, vol. 336, pp. 1393–1394, 2012.
- [8] CORANTIOQUIA, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Cornare, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, and C. I. S.A.S., *Actualización Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica Río Aburrá*. 2018.
- [9] A. Orozco, "El desarrollo urbano y el río," *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 139–159, 1981.
- [10] A. Orozco, "Desarrollo Histórico," *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 13–22, 1981.
- [11] A. Salazar, "Hidrología e hidráulica," *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 67–111, 1981.
- [12] B. A. Preciado, *Canalizar para industrializar: la domesticación del río Medellín en la primera mitad del siglo XX*, Ediciones. Bogotá D.C.: Universidad de Los Andes, Facultad Ciencias Sociales, Departamento de Historia, 2015.
- [13] Instituto Mi Río, *Aspecto biológico y fisicoquímico del Río Medellín*. Medellín: Instituto Mi Río, 1997.
- [14] Instituto Mi Río, *Segunda Evaluación Biológica del río Medellín*. Medellín, 2001.
- [15] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, "Informe Final de Calidad Agua Superficial," Medellín, 2018.
- [16] Á. M. del V. de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, and Universidad de Medellín, "Red de Monitoreo Ambiental de la Cuenca del río Aburrá-Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana Fase II," Medellín, 2007.
- [17] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, "Diagnóstico hacia la formulación del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico del río Aburrá-Medellín," 2016.
- [18] Medellín Cómo Vamos, "Informe Encuesta de Percepción Ciudadana Medellín 2017," 2018.
- [19] Á. M. del V. de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, and Universidad de Medellín, "Red de Monitoreo Ambiental de la Cuenca del río Aburrá-Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana Fase III," Medellín, 2011.
- [20] Área Metropolitana del Valle de Aburrá, "Resolución Metropolitana 2016 de 2012 por medio de la cual se adoptan nuevos objetivos de calidad del Río Medellín-Aburrá, para el periodo 2012-2022," *Gaceta Oficial Municipio de Medellín*, no. 4108, pp. 56–62, 2019.
- [21] D. Acosta Díaz, "Evaluación del impacto ambiental sobre la morfología del cauce del Río Porce, por retención de sedimentos en los embalses Porce II y Porce III, en el tramo comprendido entre el sitio de presa y el Río Nechí," Universidad de La Salle, 2016.

- [22] Fundación EPM and Gobernación de Antioquia, *Antioquia un territorio para proteger. Actualización y monitoreo del estado del recurso hídrico*. Medellín, 2018.
- [23] R. Chróst, "Microbial ectoenzymes in aquatic environments," in *Aquatic microbial ecology biochemical and molecular approaches*, J. Overbeck and R. J. Chróst, Eds. Springer-Verlag, 1990, pp. 47–78.
- [24] L. C. Giraldo, "Dinámica de la calidad química del agua, algas epilíticas, macroinvertebrados acuáticos y actividad enzimática del sistema fluvial río Aburrá-Medellín en el tramo k5-k48," Universidad de Antioquia, 2013.
- [25] L. C. Giraldo, C. A. Palacio, and N. J. Aguirre, "Temporal Variation of the Extracellular Enzymatic Activity (EEA): Case of Study Aburra-Medellín River, in the Valle de Aburra in Medellin, Antioquia, Colombia," *International Journal of Environmental Protection*, vol. 4, no. 5, pp. 58–67, 2014.
- [26] A. Cifuentes, "Determinación de la actividad enzimática extracelular en el tramo km 5.8-km 37.1 del río Aburrá-Medellín en el agua y el biofilm (Antioquia-Colombia)," Universidad de Antioquia, 2015.
- [27] E. Harbott and M. Grace, "Extracellular enzyme response to bioavailability of dissolved organic C in streams of varying catchment urbanization," *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, no. 3, pp. 588–601, 2005.
- [28] C. Williams, A. Scott, H. Wilson, and M. Xenopoulos, "Effects of land use on water column bacterial activity and enzyme stoichiometry in stream ecosystems," *Aquatic Sciences*, vol. 74, pp. 483–494, 2012.
- [29] J. J. Millar, J. T. Payne, C. A. Ochs, and C. R. Jackson, "Particle-associated and cell-free extracellular enzyme activity in relation to nutrient status of large tributaries of the Lower Mississippi River," *Biogeochemistry*, 2015.
- [30] J. Meyer, M. Paul, and W. K. Taulbee, "Stream ecosystem function in urbanizing landscapes," *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, no. 3, pp. 602–612, 2005.
- [31] M. Paul and J. Meyer, *Streams in the Urban Landscape*. 2008.
- [32] G. Bunker, "Informe sobre el aprovechamiento del río Medellín para el abastecimiento de agua de la ciudad," Medellín, 1931.
- [33] G. Roldán, J. Builes, M. Trujillo, and A. Suárez, "Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín," *Actualidades Biológicas*, vol. 2, no. 5, pp. 54–59, 1973.
- [34] U. Matthias and H. Moreno, "Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes," *Actualidades Biológicas*, vol. 12, no. 46, 1983.
- [35] G. Roldán, "Desarrollo de la limnología en Colombia: cuatro décadas de avances progresivos," *Actualidades Biológicas*, vol. 31, no. 1, pp. 227–237, 2009.
- [36] Empresas Públicas de Medellín and Universidad Nacional de Colombia, "Estado de la

contaminación del río Medellín,” Medellín, 1973.

- [37] H. Toro, “Saneamiento del río Medellín: programas iniciales,” *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 161–185, 1981.
- [38] H. Toro, “Investigación del estado de contaminación del río Medellín y sus quebradas afluentes,” *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 1, no. 4, pp. 37–51, 1979.
- [39] G. Roldán, “Estudio limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros,” *Actualidades Biológicas*, vol. 9, no. 34, pp. 103–117, 1980.
- [40] A. Henao, “El río Medellín en cifras,” *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 23–43, 1981.
- [41] A. Salazar, “Calidad del agua,” *Revista Empresas Públicas de Medellín*, vol. 3, no. 3–4, pp. 113–137, 1981.
- [42] B. Henao, A. Castaño, and J. Palacio, “Perfil Tóxico del Río Medellín,” *Revista Ainsa*, vol. 14, no. 2, pp. 28–32, 1994.
- [43] M. Quiñones, J. Ramírez, and A. Díaz, “Estructura Numérica de la Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos Derivadores en la zona ritral del río Medellín,” *Actualidades Biológicas*, vol. 20, no. 63, pp. 75–86, 1998.
- [44] Y. Montoya and J. Ramírez, “Variación estructural de la comunidad perifítica colonizadora de sustratos artificiales en la zona de ritral del río Medellín, Colombia,” *Revista de Biología Tropical*, vol. 55, no. 2, pp. 585–593, 2007.
- [45] Y. Montoya, J. Ramírez, and R. Segecin, “Diatomeas perifíticas de la zona de ritral del río Medellín, Antioquia (Colombia),” *Revista Actualidades Biológicas*, vol. 30, no. 89, pp. 181–192, 2008.
- [46] AMVA, “Diseño y puesta en marcha de la Red de Monitoreo Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Medellín en Jurisdicción del Área Metropolitana Fase I,” Medellín, 2005.
- [47] Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, and Universidad de Medellín, “Red de Monitoreo Ambiental de la Cuenca del río Aburrá-Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana Fase IV,” 2014.
- [48] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, “Informe Calidad del Agua,” Medellín, 2016.
- [49] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, “Informe de Calidad del Agua,” 2019.
- [50] M. Gessner and E. Chauvet, “A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity,” *Ecological Applications*, vol. 12, no. 2, pp. 498–510, 2002.
- [51] S. Sabater and A. Elosegi, “Presentación: importancia de los ríos,” in *Conceptos y técnicas en*

ecología fluvial, Rubes Edit., S. Sabater and A. Elosegi, Eds. Bilbao, 2009, pp. 15–21.

- [52] L. Sandin and A. Solimini, “Freshwater ecosystem structure – function relationships: from theory to application,” *Freshwater Biology*, vol. 54, pp. 2017–2024, 2009.
- [53] B. J. Cardinale, J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, and J. B. Grace, “Biodiversity loss and its impact on humanity,” *Nature*, vol. 486, pp. 59–67, 2012.
- [54] Comunidad Europea, *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. 2000, pp. 1–72.
- [55] A. Romaní, H. Fischer, C. Lindblom, and L. Tranvik, “Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities,” *Ecology*, vol. 87, no. 10, pp. 2559–2569, 2006.
- [56] S. Findlay, “Stream microbial ecology,” *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 29, no. 1, pp. 170–181, 2010.
- [57] J. L. Tank, E. J. Rosi-marshall, N. A. Griffiths, S. A. Entekin, M. L. Stephen, J. L. Tank, E. J. Rosi-marshall, N. A. Griffiths, S. A. Entekin, and M. L. Stephen, “A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams,” *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 29, no. 1, pp. 118–146, 2010.
- [58] D. L. Moorhead and R. L. Sinsabaugh, “A theoretical model of litter decay and microbial interaction,” *Ecological Monographs*, vol. 76, no. 2, pp. 151–174, 2006.
- [59] R. Sinsabaugh, M. Carreiro, and S. Alvarez, “Enzyme and Microbial Dynamics of Litter Decomposition,” in *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology, and Applications*, R. G. Burns and R. P. Dick, Eds. New York: CRC Press, 2002.
- [60] R. Sinsabaugh, “Fungal Enzymes at the Community Scale,” in *The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem*, 3rd ed., P. O. John Dighton, James F. White Jr., James White, Ed. CRC Press, 2005, p. 960.
- [61] A. Romaní, E. Vázquez, and A. Butturini, “Microbial availability and size fractionation of dissolved organic carbon after drought in an intermittent stream: Biogeochemical link across the stream-riparian interface,” *Microbial Ecology*, vol. 52, no. 3, pp. 501–512, 2006.
- [62] R. L. Sinsabaugh and J. J. Follstad, “Ecoenzymatic stoichiometry of recalcitrant organic matter decomposition : the growth rate hypothesis in reverse,” *Biogeochemistry*, vol. 102, no. 1/3, pp. 31–43, 2011.
- [63] A. Romaní and S. Sabater, “Variability of heterotrophic activity in Mediterranean stream biofilms: A multivariate analysis of physical-chemical and biological factors,” *Aquatic Sciences*, vol. 62, no. 3, pp. 205–215, 2000.
- [64] S. Alvarez, “La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano.” *Ecosistemas*, vol. 14, no. 2, pp. 17–29, 2005.

- [65] J. Artigas, S. Soley, M. Pérez, A. Romaní, C. Ruiz, and S. Sabater, "Phosphorus use by planktonic communities in a large regulated Mediterranean river," *Science of the Total Environment*, vol. 426, pp. 180–187, 2012.
- [66] D. Schomburg and I. Schomburg, *Springer Handbook of Enzymes, Volume 12*, 2nd ed. New York: Springer Science & Business Media, 2003.
- [67] I. Khan and M. Akhtar, "The biotechnological perspective of Beta-Glucosidases," *Nature Precedings*, pp. 1–8, 2010.
- [68] J. Cairns and A. Esen, "β-Glucosidases," *Cellular and Molecular Life Sciences*, vol. 67, no. 20, pp. 3389–3405, 2010.
- [69] D. Schomburg and I. Schomburg, *Springer Handbook of Enzymes, Volume 10*, 2nd ed. New York: Springer Science & Business Media, 2002.
- [70] G. Gao, "Physiological and Ecological Characteristics of Blue-Green Algae in Lake Taihu," 2008.
- [71] S. Tiquia, "Extracellular Hydrolytic Enzyme Activities of the Heterotrophic Microbial Communities of the Rouge River: An Approach to Evaluate Ecosystem Response to Urbanization," *Microbial Ecology*, vol. 62, pp. 679–689, 2011.
- [72] B. H. Hill, C. M. Elonen, L. R. Seifert, A. A. May, and E. Tarquinio, "Microbial enzyme stoichiometry and nutrient limitation in US streams and rivers," *Ecological Indicators*, vol. 18, pp. 540–551, 2012.
- [73] L. Lehto and B. Hill, "The effect of catchment urbanization on nutrient uptake and biofilm enzyme activity in Lake Superior (USA) tributary streams," *Hydrobiologia*, vol. 713, pp. 35–51, 2013.
- [74] J. Hosen, O. McDonough, C. Febria, and M. A. Palmer, "Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams," *Environmental Science & Technology*, vol. 48, pp. 7817–7824, 2014.
- [75] S. Sabater, D. Barceló, N. De Castro-Català, A. Ginebreda, M. Kuzmanovic, M. Petrovic, Y. Picó, L. Ponsatí, E. Tomés, and I. Muñoz, "Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers," *Environmental Pollution*, vol. 210, pp. 303–314, 2016.
- [76] M. T. Jaramillo, N. J. Aguirre, and J. H. Galvis, "Using Extracellular Enzyme Activity as a Pollutant Indicator: a Field Study in Chinchiná River, Caldas-Colombia," *International Journal of Environmental Protection*, vol. 6, no. 1, pp. 47–59, 2016.
- [77] Alcaldía de Medellín, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Centro de Estudios Urbanos y Ambientales, A. P. D'urbanisme, and U. P. de C. B. Tech, *BIO 2030 Plan Director Medellín, Valle de Aburrá*, Primera Ed. Medellín, 2011.
- [78] Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, and Universidad de Medellín, "Diseño y puesta en marcha de la Red de Monitoreo Ambiental de la Cuenca del río Aburrá-Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana Fase I," Medellín, 2005.

- [79] F. Cotua and D. Ríos, *Entre la quebrada Santa Elena y el Cerro Pan de Azúcar: Memoria y territorio de la comuna 8*. Medellín: Alcaldía de Medellín. Secretaria de Cultura Ciudadana, 2009.
- [80] Universidad Nacional de Colombia, AMVA, Corantioquia, and Cornare, *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del Río Aburrá: Aspectos Principales*. Medellín: Impregnon, 2007.
- [81] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, “Componente estratégico y programático del PORH,” 2017.
- [82] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, “Decreto 1076 de 2015 por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible,” 2015.
- [83] Empresas Públicas de Medellín, “EPM y su Programa de saneamiento del río Medellín Presentación,” p. 7, 2010.
- [84] Empresas Públicas de Medellín, “EPM recibió premio internacional por el Programa de Saneamiento del río Medellín,” 2018. [Online]. Available: <https://www.epm.com.co/site/home/sala-de-prensa/noticias-y-novedades/epm-recibe-premio-internacional-por-saneamiento-del-rio-medellin>.
- [85] Empresas Públicas de Medellín, “Programa de Saneamiento del Río Medellín y quebradas afluentes,” 2019. [Online]. Available: <http://2015.sostenibilidadgrupoepm.com.co/nuestro-grupo/informe-de-gestion/gestion-de-proyectos-de-infraestructura-y-mejora-operacional/programa-de-saneamiento-del-rio-medellin-y-quebradas-afluentes/>.
- [86] C. y C. Área Metropolitana del Valle de Aburrá, “Resolución 00-002334 por medio de la cual se modifica el acto administrativo que declara en ordenamiento el Recurso Hídrico del río Aburrá, perteneciente a la Cuenca Hidrográfica del nivel subsiguiente río Aburrá - NSS (2701-01), en jurisdicción del Área ,” *Gaceta Oficial Municipio de Medellín*, no. 45–57, pp. 40–43, 2015.
- [87] Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, *Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico*. Bogotá D.C., Colombia, 2010.
- [88] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad Pontificia Bolivariana, “Resumen Ejecutivo PORH,” Medellín, 2018.
- [89] Área Metropolitana del Valle de Aburrá and Universidad de Antioquia, “Revisión y ajuste de los objetivos de calidad del río Aburrá-Medellín Resolución Metropolitana N° 002016 de 2012,” 2017.
- [90] Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), “Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas,” 2003.
- [91] W. v. Tümpling and G. Friedrich, *Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung, Biologische Gewässeruntersuchung*, 2nd ed. Germany, 1999.
- [92] Sistema de Alerta Temprana (SIATA), “Informe del Componente Hidráulico,” 2017.
- [93] Sistema de Alerta Temprana (SIATA), “Informe del Componente Hidráulico,” 2018.

- [94] APHA, AWWA, and WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.
- [95] J. Marxsen, P. Tippmann, H. Heininger, G. Preuß, and A. Remde, "Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente - Methodensammlung," in *Vereinigung für Allgemeine und Angewandte Mikrobiologie (Hrsg.)*, R. Oldenbourg Verlag GmbH, Ed. München, 1998, pp. 87–114.
- [96] E. Hernández, N. J. Aguirre, and J. A. Palacio, "Relación entre la determinación del pigmento Clorofila a y el Biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de inundación (Ciénaga de Ayapel, Córdoba-Colombia)," *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, vol. 60, pp. 159–169, 2011.
- [97] W. McCafferty, *Aquatic Entomology: The Fisherman's And Ecologist's Illustrated Guide To Insects And Their Relatives (Crosscurrents)*, 1st ed. Boston, USA: Jones & Bartlett Learning, 1983.
- [98] G. Roldán, *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá D.C., Colombia, 1996.
- [99] R. Merritt and K. Cummins, *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3rd ed. Kendall Hunt Pub Co, 1995.
- [100] J. Posada, G. Roldán, and J. Ramírez, "Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia," *Revista de Biología Tropical*, vol. 48, no. 1, pp. 59–70, 2000.
- [101] G. Roldán, *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia (Uso del método BMWP/Col)*. Universidad de Antioquia, 2003.
- [102] J. Nedoma, J. García, M. Comerma, K. Šimek, and J. Armengol, "Extracellular phosphatases in a Mediterranean reservoir: Seasonal, spatial and kinetic heterogeneity," *Freshwater Biology*, vol. 51, no. 7, pp. 1264–1276, 2006.
- [103] S. Wilczek, H. Fischer, and M. Pusch, "Regulation and seasonal dynamics of extracellular enzyme activities in the sediments of a large Lowland River," *Microbial Ecology*, vol. 50, pp. 253–267, 2005.
- [104] J. Artigas and A. Romani, "Organic matter availability structures microbial biomass and activity in a Mediterranean stream," *Freshwater Biology*, vol. 54, pp. 2025–2036, 2009.
- [105] J. Artigas, A. Gaudes, I. Muñoz, A. Romaní, and S. Sabater, "Fungal and Bacterial Colonization of Submerged Leaf Litter in a Mediterranean Stream," *International Review of Hydrobiology*, vol. 96, no. 3, pp. 221–234, 2011.
- [106] E. Pohlón, J. Marxsen, and K. Küsel, "Pioneering bacterial and algal communities and potential extracellular enzyme activities of stream biofilms," *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 71, pp. 364–373, 2010.
- [107] S. Sabater, H. Guasch, A. Romaní, and I. Muñoz, "The effect of biological factors on the

- efficiency of river biofilms in improving water quality," *Hydrobiologia*, vol. 469, no. 1–3, pp. 149–156, 2002.
- [108] R. J. Chróst, "Synthesis and Activity of Aquatic Microbial Ectoenzymes," in *Microbial Enzymes in Aquatic Environments*, R. J. Chróst, Ed. Poland: Springer-Verlag New York Inc., 1991, pp. 29–54.
- [109] A. Romaní, H. Guasch, I. Muñoz, J. Ruana, E. Vilalta, T. Schwartz, F. Emtiazi, and S. Sabater, "Biofilm structure and function and possible implications for riverine DOC dynamics.," *Microbial ecology*, vol. 47, no. 4, pp. 316–328, 2004.
- [110] A. Romaní and S. Sabater, "Structure and Activity of Rock and Sand Biofilms in a Mediterranean Stream," *Ecology*, vol. 82, no. 11, pp. 3232–3245, 2001.
- [111] B. Hill, C. Elonen, T. Jicha, D. Bolgrien, and M. Moffett, "Sediment microbial enzyme activity as an indicator of nutrient limitation in the great rivers of the Upper Mississippi River basin," *Biogeochemistry*, vol. 97, pp. 195–209, 2010.
- [112] United States Environmental Protection Agency, "National Rivers and Streams Assessment Field Operations Manual," Washington, DC, 2009.
- [113] Empresas Públicas de Medellín, "Sistema de generación de energía de EPM," 2019. [Online]. Available: <https://www.epm.com.co/site/home/institucional/nuestras-plantas/energia/centrales-hidroelectricas#undefined>.
- [114] H. Grajales, "Dinámica ambiental de los nutrientes nitrógeno, fósforo y sílice y su relación con la calidad del agua en el embalse Porce II, municipio de Amalfi, Antioquia, Colombia," Universidad de Antioquia.